

MIRJAM VILI

NEC-direktiivist tulenev saasteaine
heite riiklik summaarne piirkogus
paiksest heiteallikast väljutatava
saasteaine heitkoguse piiramise alusena



MIRJAM VILI

NEC-direktiivist tulenev saasteaine heite
riiklik summaarne piirkogus paiksest
heiteallikast väljutatava saasteaine
heitekoguse piiramise alusena



Tartu Ülikooli õigusteaduskond

TÜ õigusteaduskonna nõukogu 9. juuni 2026 otsusega on Mirjam Vili väitekirjale lubatud kaitsmisele filosoofiadoktori (PhD) (õigusteadus) kraadi taotlemiseks Tartu Ülikooli õigusteaduskonna doktorikraadide kaitsmise komisjonis.

Juhendajad: Kaasprofessor dr. iur. Ivo Pilving, Tartu Ülikool

Kaasprofessor dr. iur. Hannes Veinla †, Tartu Ülikool

Oponendid: Professor dr. Gerd Winter, Bremeni Ülikool

PhD Mait Laaring, Tallinna Halduskohus

Kaitsmine: 2. septembril 2026 kell 10.00 Tartu Ülikooli peahoone senati saalis ja videosilla vahendusel.

Väitekirja trükkimist toetas Tartu Ülikooli õigusteaduskond

ISSN 1406-6394 (trükis)

ISBN 978-9908-57-317-5 (trükis)

ISSN 2806-2353 (pdf)

ISBN 978-9908-57-318-2 (pdf)

Autoriõigus: Mirjam Vili, 2026

Tartu Ülikooli Kirjastus

www.tyk.ee

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	10
A. Uurimisteema valiku põhjendus.....	10
B. Uurimisprobleem, väitekirja eesmärk ja uurimisküsimused	12
C. Väitekirja ülesehitus	15
D. Uurimisobjekti piiritlemine	19
E. Metoodika ja võrdlusmaterjali valik	21
F. Sama valdkonna teadustööd ja kasutatud allikad.....	21
I. ATMOSFÄÄRIÕHK KAITSTAVA KESKKONNAHÜVENA.....	23
1.1. Atmosfääri loodusteaduslik käsitlus	23
1.2. Atmosfääri kasutamise seotud keskkonnaprobleemid	25
1.2.1. Inimtegevus atmosfääriõhu kahjustajana	25
1.2.2. Troposfääriõhu kvaliteedi halvenemine (õhusaaste) kui kumulatiivne ja piiriülene probleem	26
1.2.3. Kliimamuutus ja osoonikihi hõrenemine kui teised kumulatiivse saastatuse probleemid	29
1.3. Atmosfääriõhk kui nappiv avalik hüve.....	31
1.4. Atmosfääriõhk kui piiramatult avalik hüvis	35
1.5. Atmosfääri omadustest tingitud regulatsiooni spetsiifika.....	38
1.5.1. Omandi ja suveräänsuse piirid atmosfääriõhu suhtes.....	38
1.5.2. Saasteainete käitumine atmosfääris.....	41
1.5.3. Heiteallikate ja saasteainete seoste komplekssus	43
1.6. Koguseline reguleerimine atmosfääriõhu kaitses	44
1.6.1. Teaduslik ebakindlus ja kumulatiivne koormus	44
1.6.2. Keskkonnarisk ja ettevaatuspõhimõte	45
1.6.3. Kriitilise koormuse kontseptsioon.....	48
1.6.4. Summaarne heite piir kui kumulatiivse koormuse juhtimise vahend	49
1.7. Üldine looduskeskkonna kasutamise vabadus.....	52
II. SAASTEAINETE HEITE RIIKLIKU SUMMAARSE PIIRKOGUSE NORMATIIVNE STAATUS	58
2.1. Saasteainete summaarse heite regulatsiooni kujunemine rahvusvahelises õiguses	58
2.1.1. Rahvusvahelise õiguse väljakutsed atmosfääriõhu reguleerimisel.....	58
2.1.2. Summaarse heite piirkoguse kujunemine piiriülese õhusaaste rahvusvahelises reguleerimises.....	61
2.1.2.1. Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon kui üldine regulatiivne raamistik.....	61
2.1.2.2. Saasteaine põhised riiklikud summaarsed piirkogused	63

2.1.2.3.	Ohtlikkusel põhinev regulatsioon: püsivate orgaaniliste saasteainete ja raskmetallide protokollid	67
2.1.2.4.	Göteborgi protokoll kui mitme saasteaine koosmõju ja ühe saasteaine mitmikmõju reguleerimise mudel	69
2.1.3.	Eesti ja Soome vaheline õhukaitsealase koostöö leping.....	70
2.2.	NEC-direktiiv kui Göteborgi protokoll rakendusmehhanism Euroopa Liidu õiguses	71
2.2.1.	Euroopa Liidu õhukvaliteedi regulatsiooni üldine raamistik ..	71
2.2.2.	NEC-direktiivi areng Euroopa Liidu õiguses	73
2.2.3.	NEC-direktiivi eesmärk ja reguleerimisese.....	77
2.2.4.	Liikmesriikide kohustused	79
2.2.4.1.	Summaarse heite vähendamise eesmärkide saavutamine	79
2.2.4.2.	Õhusaasteainete vähendamise programm	80
2.2.4.3.	Seire ja aruandlus.....	82
2.2.4.4.	Paindlikkusmehhanismid vähendamiskohustuste täitmisel.....	83
2.3.	NEC-direktiivi rakendamine siseriiklikus õiguses	83
2.3.1.	Ülevaade heite summaarse piirkoguse vähendamise riiklike kohustuste regulatsioonist	83
2.3.2.	Siseriiklikud heite vähendamise eesmärgid	84
2.3.3.	Siseriiklik õhusaasteainete vähendamise programm	85
2.4.	Saasteaine heite summaarse piirkoguse normatiivne staatus.....	85
2.4.1.	Saasteaine heite summaarne piirkogus kui piirväärtus.....	85
2.4.1.1.	Piirväärtuse olemus ja funktsioon	85
2.4.1.2.	Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuse normatiivne suhe	87
2.4.1.3.	Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja heite piirväärtuse normatiivne suhe	89
2.4.1.4.	Saasteaine heite summaarne piirkogus kui õhukvaliteedi regulatsiooni vahend <i>sui generis</i>	92
2.4.2.	Saasteaine heite summaarne piirkogus kui loodusvara kasutusmäär	94
2.5.	Saasteaine heite summaarne piirkogus kui programmilise ja integreeritud lähenemisviisi väljendus	97
2.5.1.	Programmiline ja integreeritud lähenemine Euroopa Liidu keskkonnapoliitika elluviimisel.....	97
2.5.2.	NEC-direktiiv kui programmilise ja integreeritud lähenemisviisi väljendus	99
2.5.3.	Saasteaine heite summaarse piirkoguse roll keskkonnakvaliteedi eesmärkide saavutamisel	100
2.5.4.	Õhusaasteainete vähendamise programmi õiguslik olemus	103

III. HEITE SUMMAARSE PIIRKOGUSE ALUSEL PAIKSETE	
HEITEALLIKATE HEIDETE REGULEERIMINE	109
3.1. Heitkoguste jaotamise mitmetasandiline ülesehitus	109
3.1.1. Riikliku, sektoripõhise ja allikapõhise jaotustasandi eristamine	109
3.1.2. Keskkonnakaitseliste ja individuaalsete õiguste kaalumise muutumine jaotustasandite lõikes	110
3.2. Saasteaine heite summaarse piirkoguse eesmärgi rakendamine ja meetmete mõju paiksetele heiteallikatele	111
3.2.1. Võimalikud instrumendid.....	111
3.2.2. NEC-direktiivi nõuded	113
3.2.3. Õhusaasteainete vähendamise programmi meetmed.....	114
3.2.4. Mõju paiksetele heiteallikatele.....	115
3.3. Saasteaine heite summaarse piirkoguse sektoripõhine jaotamine NEC-direktiivi raames	116
3.3.1. Heitkoguste sektoripõhise jaotamise üldised põhimõtted	116
3.3.2. NEC-direktiivi sektoripõhise jaotuse piirid ja õiguslik täendus.....	118
3.3.3. Sektoritele määratud heitkoguse jaotuse fikseerimine õigustloova aktiga	119
3.3.4. Paiksed heiteallikad NEC-direktiivi sektoristruktuuris	121
3.4. Jagamismenetluse kohaldatavus heitkoguste jaotamisele haldusmenetluses	122
3.4.1. Jagamismenetluse olemus ja funktsioon	122
3.4.2. Jagamismenetluse õiguslikud tunnused	124
3.4.2.1. Hüvede nappus.....	124
3.4.2.2. Konkurentsiolukord ja sellest tingitud multipolaarne menetlus	125
3.4.3. Jagamismenetluse põhiseaduslikud piirid	126
3.4.4. Jagamismenetluse struktuur	129
3.4.4.1. Jagatava hüve kindlaksmääramine.....	129
3.4.4.2. Menetlusreeglid	129
3.4.4.3. Materiaalõiguslikud eeldused	130
3.5. Heitkoguste eraldamine haldusmenetluses kui jagamismenetlus	131
3.5.1. Piiride seadmine keskkonnakasutusele kui olemuslikult nappuse loomine.....	131
3.5.2. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui kunstlikult loodud nappus	132
3.5.3. Konkurentsiolukord saasteaine heite summaarse piirkoguse jaotamisel	133
3.5.4. Jagatava hüve kindlaksmääramine	133
3.5.5. Jagamismenetluse reeglite kohaldatavus.....	134

3.6. Heitealane regulatsioon keskkonnakaitsetloa andmisel.....	137
3.6.1. Õhusaasteluba ja keskkonnakompleksluba kui heitepiirangute seadmise alus.....	137
3.6.2. Paikse heiteallika heite väljutamise õiguse kindlaksmääramine	139
3.6.3. Kehtivad heitepiirangud	140
3.6.3.1. Emissioonipõhised heitepiirangud	140
3.6.3.2. Immissioonipõhised heitepiirangud	141
3.6.4. NEC-direktiivi nõuded keskkonnaloe andmisele	143
3.7. Põhiseadusest ja Euroopa Liidu õigusest tulenevad üldised aspektid paiksetele heiteallikatele suunatud regulatsiooni väljatöötamisel	145
3.7.1. Euroopa Liidu õiguse raamid	145
3.7.2. Põhiseaduse raamid	147
3.7.2.1. Põhiõiguste riive ja selle põhiseaduslik õigustamine	147
3.7.2.2. Omandipõhiõigus.....	148
3.7.2.3. Ettevõtlusvabadus	150
3.7.2.4. Võrdsuspõhiõigus	151
3.8. Saasteaine heite summaarse piirkoguse tähendus keskkonnaloe andmisel.....	152
3.8.1. NEC-direktiivi rakendamine keskkonnalubade regulatsioonis	152
3.8.2. Jagamismenetluse kohaldamine AÕKS § 96 lg 1 kontekstis ..	155
3.8.3. Keskkonnaloe andmisest keeldumine keskkonnaohu tõttu	157
3.8.3.1. Keskkonnaohu kui iseseisev alus keskkonnaloe andmisest keeldumiseks.....	157
3.8.3.2. Võrdlus kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärkide saavutamiseega	158
3.8.3.3. Keskkonnaohu määratlus	163
3.8.3.4. Saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamine kui keskkonnaohu	164
3.8.3.5. KeÜS § 52 lg 1 p 6 rakendamine	171
3.8.4. AÕKS § 97 ja KeÜS § 52 lg 1 p 6 vaheline koostoime ning regulatsiooni täiustamise võimalused.....	174
3.9. Eraldiseisva heitkoguse ülempiiri seadmine paiksetele heiteallikatele.....	177
3.9.1. Paiksetele heiteallikatele seatava eraldiseisva summaarse heitepiiri regulatiivne raamistik	177
3.9.2. Heitkoguste jaotusmehhanismid	179
3.9.2.1. Administratiivne jaotusmehhanism	179
3.9.2.2. Turupõhine jaotusmehhanism	182
3.9.3. Summaarse heitkoguse ülempiiril põhineva regulatsiooni struktuursed omadused.....	185

3.9.3.1. Saasteaine valik.....	185
3.9.3.2. Reguleeritavad käitised.....	188
3.9.3.3. Süsteemi ruumiline ulatus.....	190
3.9.3.4. Seire, aruandlus ja järelevalve	190
3.9.4. Summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramise kriteeriumid	191
3.9.5. Heitkoguste jagamine	194
3.9.5.1. Ühtsete heitekriteeriumite määramine	194
3.9.5.2. Jagamine administratiivse jaotusmehhanismi puhul..	196
3.9.5.3. Jagamine turupõhise jaotusmehhanismi puhul	198
3.9.6. Paiksetele heiteallikatele seatava summaarse heite piirkoguse kohaldatavus Euroopa Liidu õhukvaliteedialases raamistikus ..	199
3.9.6.1. Administratiivne jaotusmehhanism	199
3.9.6.2. Turupõhine jaotusmehhanism	200
3.9.7. Proportsionaalsus NEC-direktiivi kontekstis	201
3.9.7.1. Analüüsi piiritlemine	201
3.9.7.2. Eesmärgi lubatavus ja vahendi sobivus	202
3.9.7.3. Vahendi vajalikkus	202
3.9.7.4. Vahendi mõõdukus	204
KOKKUVÕTE.....	205
SUMMARY	221
KASUTATUD LÜHENDITE LOETELU	251
KASUTATUD ALLIKATE LOETELU	254
Kasutatud kirjandus.....	254
Kasutatud normatiivaktide ja seaduste seletuskirjade loetelu	261
Kasutatud kohtulahendid.....	266
Muud allikad	268
ELULOOKIRJELDUS.....	270
CURRICULUM VITAE	271

SISSEJUHATUS

A. Uurimisteema valiku põhjendus

Paiksetest heiteallikatest väljutatavate saasteainete heidet on Eestis juba ajalooliselt piiratud eelkõige keskkonnakvaliteedi piirväärtuste seadmise kaudu ning samuti allikapõhiselt kindlate saasteainete heitele piirväärtuste seadmisega. Paikne heiteallikas on atmosfääriõhu kaitse seaduse (AÕKS)¹ § 19 lg 3 p 1 kohaselt püsiva asukohaga heiteallikas, kaasa arvatud teatud aja tagant teisaldatav heiteallikas, või ühel tootmisterritooriumil asuvate heiteallikate grupp. Lihtsustatult tähendab saasteaine heide seda, kui inimtegevuse tulemusena paisatakse õhku aineid, mis võivad kahjustada keskkonda või inimese tervist. Heite piirväärtus määrab, kui palju võib üks konkreetne heiteallikas neid aineid välisõhku väljutada. Õhukvaliteedi piirväärtus seevastu näitab, kui suur võib olla saasteainete sisaldus õhus tervikuna kindlas piirkonnas. Selliste piirväärtuste kehtestamine on vajalik selleks, et hoida õhukvaliteet tasemel, mis ei ohusta inimeste tervist ega keskkonda ning samal ajal suunata heiteallikate tegevust viisil, mis aitab vältida liigset saastamist.

Nii sätestas juba enne Eesti Vabariigi iseseisvuse taastamist kehtinud ENSV seadus atmosfääriõhu kaitse kohta² § 9 lg-s 1, et atmosfääriõhu kaitseks kehtestatakse paiksete ja liikuvate heiteallikate saastavate heitmete piirnormatiivid, samuti kahjulike füüsikaliste mõjude piirnormatiivid. Sama paragrahvi teise lõike kohaselt kehtestatakse atmosfääri saastavate heitmete ja talle kahjulike füüsikaliste mõjude piirnormatiivid tasemel, mille juures saastavad heitmed ja kahjulikud füüsikalised mõjud konkreetsetest allikatest ja kõigist muudest allikatest selles piirkonnas, arvestades selle arenguperspektiive, ei too kaasa atmosfääriõhku saastavate ainete piirkontsentratsiooni ja kahjulike füüsikaliste mõjude piirtaseme ületamist. Võib koguni öelda, et see mitukümmend aastat tagasi kehtinud norm oli omas ajas väga innovaatiline, sest suunas arvestama lisaks olemasolevatele heiteallikatele emissioonide kehtestamisel ka piirkonna arenguperspektiividega. Selline tulevikku vaatav lähenemine on omane tänapäevasele säästva arengu põhimõttele baseeruvale keskkonnakaitsele, mis hakkas 1980. aastatel alles kujunema nii riiklikul kui ka rahvusvahelisel tasandil.

Traditsiooniliselt on saastavat tegevust piiratud keskkonnaelementide (pinnas, vesi, õhk) kvaliteedile piirväärtuste kehtestamise ja heiteallikate heitele piirväärtuste seadmisega. Õhukvaliteediga seotud regulatsiooni puhul on aga alates ajast, mil Eesti ühines Euroopa Liiduga, välisõhu kaitset reguleerivad seadused sisaldanud sätet, mis võimaldab saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse³

¹ Atmosfääriõhu kaitse seadus – RT I, 05.07.2016, 1; RT I, 02.10.2025, 18.

² Eesti NSV seadus atmosfääriõhu kaitse kohta – ENSV ÜVT 1981, 21, 291; 1984, 49, 577.

³ Töös kasutatakse termineid „summaarne piirkogus“ ja „summaarne heitkogus“ samatähenduslikuna. Erinevatel perioodidel kehtinud õhukvaliteeti reguleerivad seadused ei ole

alusel piirata paiksetest heiteallikatest väljutatavaid heitkoguseid. Seega on saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse saavutamiseks loodud paikseid heiteallikaid puudutav eraldiseisev õiguslik instrument saatnud erinevaid välisõhu kaitse alaseid seaduseid Eestis juba pikemat aega. Samas ei ole mitte kordagi uuritud täpsemalt, millega on tegemist. Regulatsiooni vajadust, eesmärki ja sisu ei ole avatud põhjalikumalt ka seaduste koostamisega seotud dokumentides (seletuskirjad, memorandumid, protokollid). Üldistatult võib regulatsiooni iseloomustada kui mehhanismi, millega piiratakse atmosfääri assimilatsioonivõime kasutamist koguselise üldise heite ülempiiri kaudu ning see üldine kogus jaotatakse kindlate reeglite abil heiteallikate vahel ära. Summaarse heite piiriga luuakse seega raamistik, millega reguleeritakse heiteallikate juurdepääsu kesk-konnaressursile.

Sätetest nähtub, et heite summaarne piirkogus moodustub Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivis (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ (NEC-direktiiv)⁴ sätestatud Eestile kehtestatud riiklike heitkoguste vähendamise kohustustest. Sellega on põhjendatud ka käesoleva väitekirja keskendumine NEC-direktiivis sätestatud saasteainete heite riiklikule summaarsele piirkogusele. NEC-direktiiv kuulub Euroopa Liidu välisõhu kaitset reguleeriva õigusraamistiku hulka.

NEC-direktiivi rakendamiseks koostatud teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030 kohaselt hinnatakse, et Eestil on üldiselt võimalik senist trendi arvestades saasteainete vähendamise eesmäärke täita ilma oluliste muudatusteta.⁵ Selle lausega ennustatakse ühtlasi ka seda, et atmosfääriõhu kaitse seaduse asjakohaste sätete rakendamine lähitulevikus ei pruugi olla tõenäoline. Samas on oluline tähele panna, et oluliseks erandiks võib siiski kujuneda ammoniaagi heide. Programmis leitakse, et seniste trendide jätkumisel võib juhtuda, et Eesti ei suuda ammoniaagi osas NEC-direktiivist tulenevaid nõudeid täita ning et oluline on lisameetmete rakendamine.

terminite osas ühtsed. Ka praegu kehtiv atmosfääriõhu kaitse seadus ei ole terminite osas ühtne ning kasutab ühe ja sama nähtuse kirjeldamiseks erinevaid termineid. Nii kasutab atmosfääriõhu kaitse seadus termini „heite summaarne piirkogus“ asemel ka „summaarne heitkogus“. Ajalooliselt kasutas Eesti iseseisvuse taastamise järgne esimene välisõhu kaitse seadus terminit „summaarne heitkogus“ ning teine välisõhu kaitse seadus samas tähenduses terminit „heite summaarne piirkogus“. Töös eelistatakse keelelistel põhjustel terminit „heite summaarne piirkogus“. Rõhutamaks selle üleriigilist kehtivust on terminile mõningatel juhtudel täiendusena lisatud sõna „riiklik“ ehk „saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus“. Sõna summaarne rõhutab siin seda, et tegemist on koondnäitajaga, mitte üksikallika heitkogusega.

⁴ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2016/2284, 14. detsember 2016, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ – ELT L 344, 17.12.2016, lk 1–31.

⁵ Keskkonnaministri 29.03.2019 käskkiri nr 1-2/19/276 „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklik programm aastateks 2020–2030“. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/valisohk/ohusaasteainete-vahendamise-programm> (04.04.2026).

Sama nenditakse ka 2023. aastal ajakohastatud õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklikus programmis (õhusaasteainete vähendamise programm).⁶ Euroopa Komisjoni 2020. aasta õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist käsitlevas aruandes nenditakse koguni, et teiste liikmesriikide hulgas on ka Eestil suur risk, et täitmata jäävad ammoniaagi heitkoguste vähendamise kohustused.⁷ 2024. aasta Euroopa Komisjoni samasisulise aruande kohaselt ei suuda Eesti prognooside kohaselt täita kõiki riikliku summaarse heitkogusega hõlmatud saasteainete heitkoguste vähendamise kohustusi.⁸

See tähendab ühtlasi seda, et ei ole võimalik välistada atmosfääriõhu kaitse seaduse sätete rakendamise vajadust tulevikus. Konkurentsiolukorra tekkimine tulevikus ei ole välistatud ka seetõttu, et riiklikku saasteaine summaarset heitkogust võidakse Euroopa Liidu õigusaktide või rahvusvaheliste kokkulepetega vähendada. Samuti võib suureneda nende isikute ja käitiste arv, kes soovivad konkreetset saasteainet välisõhku väljutada. Lisaks ei saa välistada, et NEC-direktiivi lisatakse tulevikus täiendavaid riikliku heite piirkogusega reguleeritavaid saasteaineid.

B. Uurimisprobleem, väitekirja eesmärk ja uurimisküsimused

Uurimisprobleem

Väitekirjas käsitletakse erinevaid õiguslikke mudeleid paiksete heiteallikate heite piiramiseks saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse alusel ning analüüsitakse nende rakendatavust Eesti Vabariigi põhiseadusest (PS)⁹, haldusõigusest ja Euroopa Liidu õigusest tulenevate piirangute ja regulatiivsete võimaluste kontekstis.

Uurimisprobleemi praktiline tähtsus seisneb selles, et see aitab kujundada ja korrastada Eesti atmosfääriõhu kaitse alast õiguslikku raamistikku. Töös analüüsitakse põhjalikumalt atmosfääriõhu kaitse seaduse summaarse heite piirkoguse regulatsiooni ning lisaks sellele põhjalikumalt ka seda, millised võiksid olla alternatiivsed võimalused paiksete heiteallikate heite piiramiseks summaarse heite piirkoguse raames. Käsitledes süsteemselt paiksete heiteallikate heite

⁶ Keskkonnaministeeriumi 30.03.2023 käskkiri nr 1-2/23/144 „Ajakohastatud „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030“ kinnitamine“. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/valisohk/ohusaasteainete-vahendamise-programm> (04.04.2026).

⁷ Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule direktiivi (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, rakendamisel tehtud edusammude kohta – COM/2020/266 final.

⁸ Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule direktiivi (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, rakendamisel tehtud edusammude kohta – COM/2024/348 final.

⁹ Eesti Vabariigi põhiseadus – RT 1992, 26, 349; RT I, 11.04.2025, 3.

piiramist saasteaine summaarse heite piirkoguse alusel, seisneb töö praktiline väärtus eeskätt selles, et see annab ülevaate kehtiva regulatsiooni kitsaskohtadest ja võimalikust muutmisvajadusest.

Teemat võib Eesti kontekstis aktuaalseks pidada ka veel seetõttu, et välisõhu kaitse valdkonnas ei ole seni ilmunud ühtegi doktoritöö tasemel uurimust. Seetõttu loodetakse anda tööga panus õigusteadusliku diskussiooni tekkimisse seonduvalt saasteaine heite piiramisega atmosfääriõhu valdkonnas. Uurimisprobleemi teaduslik tähtsus seisneb seega panustamises Eesti keskkonnaõiguse alasesse teaduslikku diskussiooni, analüüsides süstemaatiliselt riikliku summaarse heite piirkoguse kui regulatsioonivahendi õiguslikku olemust ning selle rakendamise põhiseaduslikke, haldusõiguslikke ja Euroopa Liidu õigusest tulenevaid piire. Tööga luuakse muuhulgas teoreetiline raamistik olemasolevale atmosfääriõhu kaitse regulatsioonile.

Kuna töö hõlmab Euroopa Liidu ja rahvusvahelist õigust, on sellel ka rahvusvaheline mõõde, sest töös tehtud järeldused on rakendatavad ka teistes liikmesriikides. Töö käsitleb paikseid heiteallikaid, mille heited on Euroopa Liidu tasandil eraldi reguleeritud. Samuti mõjutavad Euroopa Liidu tasandil ühtlustatud õhukvaliteedi piirväärtused paiksete heiteallikate õiguslikku regulatsiooni. Need asjaolud soodustavad õiguslike lahenduste võrreldavust. Samaselt kliimaõiguse valdkonnas kasvuhoonegaaside heitkoguste reguleerimisele põhineb ka välisõhu kaitse valdkonna regulatsioon osaliselt summaarsetel heitkogustel. Erinevalt rohkearvulistest käsitlustest kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise kohta on välisõhu kaitse valdkonnas kehtivate summaarsete heidete osas tehtud vähe uurimusi. Käesoleva tööga loodetakse anda oma panus selle lünga täitmisse.

Väitekirja eesmärk

Väitekirja **peamine eesmärk** on analüüsida seda, kas ja millistel tingimustel võib olla saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus aluseks paikse heiteallika käitajale loa andmisest keeldumiseks või loaga kindlaksmääratud saasteaine heitkoguse vähendamiseks. Eesmärk on välja selgitada põhiseaduslikud, haldusõiguslikud ja Euroopa Liidu õigusest tulenevad probleemid ja pakkuda välja võimalikud õiguslikud mudelid. Väljatoodud üldiste tingimuste alusel hinnatakse ka Eestis olemasolevat regulatsiooni.

Töö **esimene alaeesmärk** on analüüsida saasteaine heite summaarse piirkoguse regulatsiooniga kaitstavat keskkonnanaelementi ehk atmosfääri. Ei ole võimalik kindlaks määrata reegleid, kui ei ole teada, mille suhtes reegleid kehtestatakse.

Uurimisküsimused on:

1. Milline on atmosfääri olemus, kuidas inimtegevus seda mõjutab ning millised üldised nõuded tulenevad sellest atmosfääriõhu kaitse regulatsiooni kujundamisel?

2. Millised teaduslikud, keskkonnapoliitilised ja õiguslikud tegurid põhjendavad riikliku summaarse heite piirkoguse kasutamist atmosfääriõhu kaitse reguleerimisinstrumendina?

Töö **teine alaeesmärk** on teha õiguslase teoreetilise kirjanduse, Euroopa Liidu ja rahvusvahelise tasandi heite summaarset piirkogust reguleerivate õigusaktide analüüsi alusel kindlaks heite summaarse piirkoguse olemus ja funktsioon.

Uurimisküsimused on:

1. Millised õigusaktid reguleerivad rahvusvahelisel ja Euroopa Liidu tasandil välisõhu kaitse valdkonnas heite summaarset piirkogust ning kuidas need on üle võetud ja rakendatud siseriiklikus õiguses?
2. Milline on saasteaine heite summaarse piirkoguse normatiivne olemus ja õiguslik toime?
3. Kuidas piiritleda saasteaine heite summaarset piirkogust teistest saasteainele seatud piirväärtustest, milleks on saasteaine heite piirväärtus ja õhukvaliteedi piirväärtus (mis on seatud samuti saasteainete põhiselt)?

Väitekirja **kolmas alaeesmärk** on analüüsida, millisel viisil on võimalik saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse alusel piirata paiksete heiteallikate heiteid ning teoreetilise kirjanduse ja empiirilise materjali alusel välja tuua üldised nõuded selliste piirangute rakendamiseks.

Uurimisküsimused on siin:

1. Milliste õiguslike vahenditega on võimalik tagada saasteainete heite riikliku summaarse piirkoguse eesmärkide täitmine?
2. Millised on võimalikud instrumendid paiksete heiteallikate heite piiramiseks saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse alusel?
3. Kas paiksete heiteallikate heiteid on võimalik piirata tuginedes vahetult heite summaarsele piirkogusele?
4. Kas heite summaarse piirkoguse jagamisega seotud probleemide lahendamiseks piisab üldistest haldusmenetluse reeglitest, mille eesmärk on vältida käitiste kahjulikku mõju keskkonnale ja lahendada ruumilisi kasutuskonflikte?

Hüpoteesid

Hüpoteesid ehk oletuslikud vastused uurimisprobleemile on järgmised:

1. Esimese hüpoteesi kohaselt muutub saasteaine heite summaarse piirkoguse kindlaksmääramisel regulatiivses hierarhias (rahvusvaheline tasand – riik – majandussektor – heitallikate grupp – konkreetne käitaja) allapoole liikudes

üha määravamaks põhiseaduslike väärtuste kaalumise lähtekoht ja konkreet-susaste. Mida otsesem on regulatsiooni mõju konkreetse käitaja majandus-tegevusele, seda intensiivsemaks muutub proportsionaalsuse kontroll ning seda väiksemaks riigi kaalutlusruum saasteaine summaarse heitkoguse jao-tamisel.

2. Teine hüpotees – saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus ise ei saa olla olemuslikult keskkonnaloa andmisest keeldumise või olemasolevas loas muudatuste tegemise aluseks, kui tegemist ei ole oma sisult piirväärtusega, mille järgimine on riigile siduv.
3. Kolmas hüpotees – kui saasteaine heite summaarne piirkogus on kindlaks määratud riigile siduva piirväärtusena, siis on selle ületamist võimalik käsit-leda keskkonnaohuna isegi kui ületamine ei väljendu vahetult mõõdetavas või tajutavas olulises keskkonnahäiringus.
4. Neljas hüpotees – seadusandjal on võimalik saasteaine heite summaarse piir-koguse alusel ühe rakendusliku meetmena otsustada piirata paiksete heite-allikate heidete koguhulka.

C. Väitekirja ülesehitus

Uurimisküsimused on aluseks töö ülesehitusele. Töö koosneb kolmest peatükist. Keskkonnaressursside jagamise probleemid on lahutamatult seotud nende ressursside puuduse küsimusega. Jagamise probleeme ei saaks tekkida, kui jaga-tavat hüve jaguks soovitud ulatuses kõikidele vajajatele. Töö ülesehituse aluseks on tõdemus, et keskkonnahüvede jagamisel võib eristada kahte taset. Esiteks üldise keskkonnakasutuse piiri seadmine ning teiseks individuaalsete kasutus-õiguste määramine.

Töö süsteemne telg on saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus ja selle raames paiksete heiteallikate heite reguleerimine. Atmosfääriõhu kaitse seadus näeb ette, et saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse ületamine on üheks aluseks, mille esinemisel tuleb paikse heiteallika käitajale õhusaasteloa või kesk-konnakompleksloa (edaspidi koos: keskkonnaluba) andmisest keelduda. Seega töö ülesehituse eeskujuks on olemasolev regulatsioon atmosfääriõhu kaitse sea-duses ja eesmärk on kantud soovist uurida täpsemalt atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsiooni olemust.

Saksa sotsioloog N. Luhmann ütleb, et mis õiguse juurde kuulub, selle mää-ratleb õigus ise.¹⁰ Samas peab seadusandja õiguskorra loomisel arvestama väljas-pool õigust asuvate asjaoludega. Keskkonnaalases õigusloomes on oluline koos-töö loodusteaduslike distsipliinidega. Antud töös käsitletakse õhu kasutamise õiguslikku regulatsiooni heitmetega toimetulemiseks, täpsemalt regulatsiooni, mis seab koguselised nõuded atmosfääriõhu kui loodusressursi kasutamiseks.

¹⁰ N. Luhmann. Das Recht der Gesellschaft. Frankfurt am Main: Suhrkamp, 1993, lk 15.

Seetõttu analüüsitakse töö esimeses peatükis üldisemalt seda, milline on saasteaine heite summaarse piirkoguse ja selle alusel paiksete heiteallikate heite piiramise regulatsiooni kaitstav hüve, mis tingib regulatsiooni vajaduse.

Käesolevas töös loetakse atmosfäärikaitseõiguse alla kuuluvaks nii kliimamuutustega, osoonikihi kaitsega kui ka välisõhu saastamisega seotud reeglistikku. Kõikidel nendel juhtudel saab inimtegevuse tulemusel – saasteainete välisõhku väljutamisega – negatiivselt mõjutatud atmosfäär. Olgugi, et töö fookus on välisõhu saastamisega seotud reeglistikul on siiski oluline vaadelda neid valdkondi koostoimivana, sest tihti toovad reeglid ühe saasteaine välisõhku väljutamise vähendamiseks kaasa ka mitmete teiste saasteainete heite vähenemise. Ühtset käsitlemist toetab ka töö kirjutamise ajal kehtiva atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsioon, mis hõlmab endas kõiki kolme valdkonda.

Erineval seisukohal on aga näiteks G. Wustlich, kelle hinnangul muutub atmosfäär üksnes globaalsete keskkonnaprobleemide tagajärjel. Sellest tulenevalt peaks atmosfäärikaitseõiguse reguleerimise hõlmama eelkõige aineid, mis oma püsivuse tõttu osalevad atmosfääri vertikaalses ja horisontaalses segunemises ning mille mõju ei piirdu üksnes heiteallika vahetu ümbrusega.¹¹ Tema käsitlese kohaselt hõlmab atmosfääriõhu kaitse eeskätt kliimamuutuste ja osoonikihi kaitsega seotud regulatsiooni. Õhk on G. Wustlichi kohaselt selles kontekstis pelgalt saasteainete levikukeskkond. Õhu reguleerimine on tema hinnangul asjakohane veel ka õhupuhtuse tagamise eesmärgil, vältimaks vahetult avalduvaid lokaalseid või regionaalseid (kuid mitte globaalseid) keskkonnaohte.¹²

Käesolevas töös ei tõmmata ka selget piiri terminite atmosfäär ja atmosfääriõhk vahele, sest nende eristamine ei ole töö eesmärkide saavutamise seisukohalt määrava tähtsusega. Kuigi neil mõistetel on suur ühisosa, ei ole need siiski täielikult kattuvad. Maa atmosfäär on ühtlane planeeti ümbritsev gaasikiht ning võib öelda, et atmosfääriõhk on inimese elutegevusega seotud atmosfääri osa, sealhulgas see osa, mida inimesed hingamiseks kasutavad. Seega on atmosfääriõhk osa atmosfäärist. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 3 lg 1 kohaselt määratakse atmosfääriõhk seaduse reguleerimisalas troposfääri, stratosfääri ja mesosfääri õhukihina, mis ulatub kuni 100 kilomeetri kõrguseni maapinnast. Sama paragrahvi lõike 2 kohaselt on välisõhk hooneväline troposfääriõhk, välja arvatud õhk töökeskkonnas. Seega on välisõhk seaduse tähenduses osa troposfääriõhust ning selles tähenduses kasutatakse seda mõistet ka käesolevas töös.

Saasteaine heite summaarse piirkoguse ning samuti paiksete heiteallikate heite reguleerimine on üks osa atmosfääri õiguslikust regulatsioonist. See omakorda peab arvesse võtma atmosfääri kui ühe keskkonnaelemendi olemust. Inimese loodud reeglid oleksid sisutühjad, kui need ei võtaks arvesse looduse poolt loodud reegleid ehk loodusseadusi. Samuti on oluline, et regulatsioon oleks loodud kindlal eesmärgil. Eesmärgipäratu regulatsioon on vastuolus põhiseadusega.

¹¹ G. Wustlich. Die Atmosphäre als globales Umweltgut: Rechtsfragen ihrer Bewirtschaftung im Weschespiel von Völker-, Gemeinschafts- und nationalem Recht. Berlin: Dunker & Humblot, 2003, lk 85.

¹² Ibid.

Õiguslik regulatsioon peab aluseks võtma olemasoleva olukorra – arvestama atmosfääriõhu olemusega ning keskkonnaprobleemidega. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse (KeÜS) §-st 1 nähtuvalt peab loodav regulatsioon tagama keskkonnahäiringute vähendamise võimalikult suures ulatuses, säästva arengu edendamise, loodusliku mitmekesisuse säilimise ja kaitse ning keskkonna hea seisundi. Samuti peab see aitama kaasa keskkonnale kahju tekitamise vältimisele ja juba tekitatud kahju heastamisele.

Seega selleks, et paremini mõista järgnevate peatükkide sisu ja järeldusi, antakse selles peatükis ülevaade sellest, mida kujutab endast atmosfääriõhk kaitstava keskkonnahüvena. See hõlmab endas atmosfääri loodusteaduslikku käsitlust ja ülevaadet atmosfääriõhuga seotud keskkonnaprobleemidest, millega õigus peab tegelema. Käsitlus piirdub siiski ulatusega, mis on vajalik töös järgneva analüüsi mõistmiseks. Atmosfääri kasutamisel konkureerivad omavahel kaks kesket keskkonna funktsiooni – keskkond kui igaühe poolt avalikult tarbitav hüve ning keskkond kui kahjulikke aineid vastuvõttev meedium.¹³ Seega on erinevad keskkonna kasutuse viisid omavahel konfliktis. Eesmärgi konflikte saab siduvalt lahendada õigus. Esimeses peatükis analüüsitakse ka seda, millised teaduslikud, keskkonnapoliitilised ja õiguslikud tegurid põhjendavad saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse kasutamist atmosfääriõhu kaitse reguleerimis-instrumentina.

Selle põhjendamisele, miks me keskkonda kaitseme, ei oleks vaja pöörata nii suurt tähelepanu, kui keskkonnakasutus ei kuuluks põhiõiguste kaitse alla. Seni on keskkonnakaitse ja põhiõiguste vahelist seost tüüpiliselt käsitletud eelkõige nende isikute õiguste kontekstis, keda saastav tegevus võib kahjustada. Käesoleva töö esimeses peatükis uuritakse aga esmalt, kas põhiõigused kaitsevad ka õigust keskkonda kasutada – näiteks õigust paisata saasteaineid atmosfääri.

Eestikeelse õigusteoreetilise erialakirjanduse vähesuse tõttu, mis toob muuhulgas kaasa teadmiste lüngad regulatsiooni algpõhjuste kohta, kannab see alapeatükk ka eesmärgi teha järgnevates peatükkides kajastatavast õiguslikust regulatsioonist arusaamine mõistetavamaks. Lisaks on eesmärk anda lugejale tausta-teadmisi, et mõista paremini loetavat materjali.

Teine peatükk uurib saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse olemust ja funktsiooni. Selleks, et hakata kontrollima püstitatud hüpoteese, antakse teises peatükis ülevaade saasteaine heite summaarse piirkoguse regulatsioonist erinevatel tasanditel ehk tutvustatakse materjali, mida hakatakse analüüsima. Uuritakse välisõhu kaitsega seotud regulatsiooni rahvusvahelisel, Euroopa Liidu ning siseriiklikul tasandil.

Õigusaktid pakuvad töö kirjutajale huvi järgmistest aspektidest lähtuvalt: kuivõrd on nendes reguleeritud riiklik heite summaarne piirkogus ning kas ja millises ulatuses need reguleerivad paiksete heiteallikate heiteid. Selles peatükis

¹³ S. Horst. Die Umwelt in der ökonomischen Theorie. – Allgemeines Statistisches Archiv, 1988, 72(1), lk 40–57. <https://www.econstor.eu/handle/10419/1368>, pp. 40–57 (04.04.2026); O. Kimminich, H. F. Von Leisner, P.-C. Storm (toim). Handwörterbuch des Umweltrechts (HdUR). 2., überarb. Aufl. Berlin: Erich Schmidt, 1994, lk 2170.

analüüsitakse ka peatüki alguses tuvastatud asjaolude pinnalt, millisesse olemas-olevasse keskkonnaressursi kasutamise piiramise raamistikku süstematiseerida saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus uurides seda, milline on riikliku summaarse piirkoguse olemus.

Lisaks saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse õigusliku olemuse selgitamisele on käesoleva osa eesmärk luua eeldused võimaldamaks vastata küsimusele, kas heite riiklik summaarne piirkogus võib ilma täpsustava regulatsioonita olla otseseks aluseks keskkonnanaloo andmisest keeldumisele või loa tingimuste piiramisele. Siin on oluline eristada kahte aspekti. Esiteks summaarse heite piirkoguse piisav määratletus hetkel, kui on vaja otsustada konkreetse isiku õiguse üle luba saada või olemasolevate lubade heitkoguseid vähendada. Teiseks küsimus võrdsest kohtlemisest – kuivõrd heite riiklik summaarne piirkogus hõlmab nii liikuvaid kui ka paikseid heiteallikaid, siis kas vastab võrdse kohtlemise põhimõttele, kui heite piiri saavutamisel hakatakse piirama paiksete heiteallikate käitajate, kellel on kohustus oma tegevuses omada õhusaasteluba ja keskkonnakompleksluba, õigusi samal ajal kui kõik teised saasteaine välisõhku väljutajad saavad jätkata oma tegevust.

Kolmas peatükk käsitleb summaarse heite piirkoguse alusel paiksete heiteallikate heidete reguleerimist. Eesmärk on muu hulgas välja selgitada, kas saasteaine heite summaarse piirkoguse jaotamist paiksete heiteallikate käitajate vahel saab käsitada jagamismenetlusena. Õigusteoreetiline käsitlus antud teema kohta Eesti õiguses praktiliselt puudub. Seetõttu toetutakse seisukohtades Saksamaa õigusteoreetilistele käsitlustele. Saksamaa õigusteoreetilises kirjanduses on jagamismenetluse probleeme ja nende lahendamise õiguslikku korraldust üksikasjalikumalt analüüsitud juba alates 1970. aastatest.¹⁴ Tulenevalt õiguskordade sarnasusest on need käsitlused asjakohased ka Eesti õiguse analüüsimisel. Ka Eesti haldus- ja keskkonnaõigusel on Saksa õigusega tugevad sisulised ja dogmaatilised seosed. See asjaolu muudab õiguslikud lahendused kergesti võrreldavaks.

Töös analüüsitakse kolme erinevat regulatsioonimudelit. Esiteks olukord, kus heite riikliku summaarse piirkogusega arvestatakse keskkonnanaloo andmisel, eraldiseisvat piiri paiksete heiteallikate koguheitele ei ole loodud. Kaks järgmist käsitletavat varianti eeldavad mõlemad seda, et riik on loonud summaarse koguheite sees eraldiseisva piiri paiksete heiteallikate koguheitele. Esimesel juhul arvestatakse selle piiriga keskkonnanaloo andmisel ning teisel juhul on loodud eraldi saasteainete heitkogustega kauplemise süsteem. Seejuures töö analüüs piirdub heitkogustega kauplemise süsteemi kujundusetapi ja heitkoguste jaotamise küsimustega. Süsteemi toimimise mehhanismide ega turureeglite käsitlus ei kuulu uurimuse ulatusse.

¹⁴ C. Tomuschat. Güterverteilung als rechtliches Problem. – Der Staat, 1973, 12(4), lk 433–466. <https://www.jstor.org/stable/43640522> (04.04.2026); W. Berg. Die Verwaltung des Mangels: Verfassungsrechtliche Determinanten für Zuteilungskriterien bei knappen Ressourcen. – Der Staat, 1976, 15(1), lk 1–30. <https://www.jstor.org/stable/43640778> (04.04.2026).

D. Uurimisobjekti piiritlemine

Keskkonnapoliitika on tüüpiliselt määratletud konkreetse riigi väärtushinnangute, kultuuriliste ja geograafiliste iseärasuste poolt. Riikidel on just nende eripäradele vastav keskkonnavaline õiguslik režiim ning katse ühte ilma teiseta vaadelda võib viia eksiteele. Käesoleva töö keskmes on Eesti keskkonnavaline reguleerimine, mis omakorda paikneb suuremas pildis Euroopa Liidu keskkonnavalase õigusliku regulatsiooni raamistikus ning nii esimene kui teine on omakorda mõjutatud laiematest rahvusvahelistest kokkulepetest. Nagu ülal punktides B ja C on selgitatud, on töö süsteemne telg saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus ja selle raames paiksete heiteallikate heite reguleerimine välisõhu kaitse valdkonnas. Pealkirjast tulenevalt uuritakse töös esmalt seda, mis oma olemuselt on saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus ning seejärel, kuidas selle alusel on võimalik piirata paiksetest heiteallikatest väljutatava saasteaine heitkoguseid. Paikapandud süsteemist saab ühtlasi teha järeldusi selle kohta, mida uurimisobjekt ei hõlma. Töö raamiks on NEC-direktiiv, mis on vastu võetud ÜRO piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ja selle protokollide eesmärkide täitmiseks Euroopa Liidus. See puudutab atmosfääriõhu kaitse valdkonnas välisõhu saastet.

Töö hõlmab ainult paiksete heiteallikate heitkoguste piiramist loa andmisel. On võimalik, et summaarse riikliku koguheite piiramise mõju avaldub paikse heiteallika valdajale kaudselt tema ettevõtluses ka mujal nagu näiteks transpordivahendite soetamine, millele on pandud heitkoguse piirnormid seoses heite vähendamise kohustusega. Sellekohane põhjalikum analüüs jääb aga töö raamidest välja. Töös jäävad lisaks vaatluse alt välja need saasteained, mille osas on kehtestatud jagamise tingimused Euroopa Liidu tasandil. Täpsemalt, töös ei analüüsita põhjalikult kasvuhoonegaaside lubatud heitkoguse ühikutega kauplemise süsteemi, mis on loodud Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiviga 2003/87/EÜ, millega luuakse ühenduses kasvuhoonegaaside saastekvootidega kauplemise süsteem ja muudetakse nõukogu direktiivi 96/61/EÜ (direktiiv 2003/87/EÜ).¹⁵ Siiski tuuakse seda süsteemi asjakohastel ja võrreldavatel juhtudel välja võrdlusalusena.

Töö uurib rahvusvahelise tasandi atmosfääriõhu kaitsega seotud õigusakte ning just neid, mis omavad tähendust Eesti õigusruumis. Nii ei käsitleta töös näiteks 1991. aasta Ameerika Ühendriikide ja Kanada valitsuse vahelist õhukvaliteedialast lepingut (*Agreement between the Government of the United States of America and the Government of Canada on Air Quality*) ega Kagu-Aasia Maade Assotsiatsiooni (*Association of Southeast Asian Nations, ASEAN*) kuuluvate riikide sõlmitud õhukaitsealaseid koostöökokkuleppeid (*ASEAN Cooperation Plan on Transboundary Pollution; ASEAN Agreement on Transboundary Haze Pollution*).

Töö ei hõlma ka rahvusvahelisi õigusakte, mis ei reguleeri otseselt õhusaasteaineid, vaid aitavad kaasa kaudselt atmosfääriõhu kaitsele. Üks sellistest on

¹⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/87/EÜ, 13. oktoober 2003, millega luuakse ühenduses kasvuhoonegaaside saastekvootidega kauplemise süsteem ja muudetakse nõukogu direktiivi 96/61/EÜ – ELT L 275, 25.10.2003, lk 32–46.

püsivate orgaaniliste saasteainete Stockholmi konventsioon. See rahvusvaheline leping reguleerib teatud püsivate orgaaniliste saasteainete heidet, mis keskkonnas laialdaselt levivad, eriti õhu liikumise teel. Konventsioon ei keskendu aga otseselt atmosfääriõhu kvaliteedi tagamisele, vaid on eelkõige suunatud inimeste tervise ja keskkonna kaitsele teatud kemikaalide eest. Õhusaaste kohta on olemas ka rahvusvahelised lepingud lennunduse ja mereliikluse valdkonnas, mille käsitus jääb samuti käesoleva töö raamest välja, sest need ei reguleeri paiksete heiteallikate heidet.

Töös ei anta vastuseid küsimusele, milline konkreetne kvantitatiivselt kindlaksmääratud saasteaine heite summaarne piirkogus tuleks määrata paiksetele heiteallikatele. Sellele küsimusele vastamist ei saa pidada õigusteaduse ülesandeks. Uurimistöö eesmärk ei ole ka pakkuda välja sobivaid skeeme erinevatest saasteaine heite summaarse piirkoguse saavutamise instrumentidest. Sealhulgas ei käsitlen töö ka NEC-direktiivi ülevõtmiseks kõige sobivamaid meetmeid. See on keskkonnapoliitilise otsustuse küsimus. Kuivõrd tegemist on õigusdogmaatilise teosega, ei hõlma käsitus ka majandusliku kasu analüüsi selle kohta, mida tooks kaasa erinevate mudelite rakendamine.

See töö ei hõlma lisaks rahvusvahelisel tasandil riikide vahel heitkoguste jagamise kriteeriumite põhjalikumat analüüsi. Rahvusvahelisi kokkuleppeid atmosfääriõhu kaitse valdkonnas kajastatakse vaid eesmärgil, et analüüsida saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse olemust. Selle töö ülesanne ei ole ka välja töötada jagamisotsuste teoreetilist raamistikku Eesti õiguses. Jagamisotsuste puhul tuuakse välja nende iseloomulikud tunnused, et kindlaks teha, kas saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse jaotamisel tehtavad otsused on käsitatavad jagamisotsustena.

H. Veinla toob tabavalt oma doktoritöös välja, et keskkonnaõigus on eesmärgile orienteeritud õiguse valdkond, mida iseloomustab ka see, et tihti on regulatsioon järgnenud konkreetsele keskkonnaprobleemile.¹⁶ Ka käesolevas töös analüüsitava õigusliku režiimi olemasolu põhjuseks on järjest süvenevad keskkonnaprobleemid. Kuivõrd tegemist on õigusteadusliku tööga, siis neid antud töös süvitsi ei analüüsita. Siiski tehakse seda niivõrd, kuivõrd see on vajalik õigusliku regulatsiooni põhjendamiseks.

Oluline on tähelepanu juhtida ka sellele, et töös ei käsitleta formaalse põhi-seaduspärasuse küsimusi. Õigusaktide vastuvõtmisel on need universaalsed ning ei ole midagi eriomast siinkäsitletud probleemide kontekstis. Töö ei käsitlen lisaks seda, kas ja millistel tingimustel seada saasteaine heitele piir sõltumata saasteaine heite riiklikust summaarsest piirkogusest, see tähendab, kui riiklikul tasandil heite piirkogus puudub. Siiski võib lugeja tööst leida mõningaid juhiseid ka sellise olukorra kohta.

¹⁶ H. Veinla, Ettevaatusprintsip keskkonnaõiguses. Doktoritöö. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2004, lk 103.

E. Metoodika ja võrdlusmaterjali valik

Töö põhineb kvalitatiivsel analüüsil, mille käigus keskendutakse kahe objekti – saasteaine heite summaarne piirkogus ja selle alusel paiksete heiteallikate heite piiramine – süvaanalüüsile. Seejuures on fookus atmosfääriõhu kaitse õiguse valdkonna välisõhu kaitse alasel regulatsioonil. Peamise meetodina kasutatakse dogmaatilist meetodit, mille ülesanne on selgitada olevat õigust ja näidata teed selle praktiliseks kasutamiseks.¹⁷ Töös on kasutatud lisaks võrdlevat meetodit. Peamine võrdlusmaterjal on Euroopa Liidu õigus ja valitud liikmesriikide õigus. Kasutatud on nii kohtupraktikat kui ka erinevate riikide õigusteadlaste töid, mis käsitlevad atmosfääriõhu kaitse valdkonna neid aspekte, mis on töö uurimisküsimuste lahendamiseks asjakohased. Võrdleva uuringu keskne eesmärk on laiendada ja rikastada analüüsimaterjali. Võrdlemine toetab Eesti õiguse analüüsi. Töös kasutatakse ka ajaloolist meetodit kui meetodit, mille abil analüüsitakse õiguse kujunemist ajas. Muuhulgas vaadeldakse saasteaine heite riikliku piirkoguse regulatsiooni arengut alates esimesest Eesti iseseisvuse taastamise järgsest välisõhu kaitse seadusest ning Euroopa Liidu õiguse kujunemist välisõhu kaitse valdkonnas.

Töö alustab üldisemast arutlust ning jõuab välja regulatsiooni peamiste toimemehhanismide käsitlemiseni. Töö ülesehitus liigub üldisemalt käsitluselt spetsiifilisemate probleemide analüüsi suunas. Paiksete heiteallikate vahelise heitkoguste jaotamise analüüsis lähtutakse esmalt jagamismenetluste üldistest teoreetilistest alustest ning seejärel rakendatakse neid uuritavale regulatsioonile. Esmalt käsitletakse siin piiratud ressursi jagamise üldisi kriteeriume ning nende alusel analüüsitakse saasteaine heite summaarse piirkoguse jagamiseks sobivat reeglistikku.

Töös olulised terminid on esitatud inglise keeles ning vajaduse korral ka saksa keeles sulgudes. Kuna Eesti õigusteaduses kasutatakse mõningaid termineid mõnevõrra teistsuguses tähenduses kui nende tavapärane tõlge eeldaks ning neid ei ole varasemas kirjanduses ühtselt tõlgitud, on selguse huvides märgitud, millist võõrkeelset vastet töö autor vastava eestikeelse termini puhul silmas peab.

F. Sama valdkonna teadustööd ja kasutatud allikad

Eestis ei ole kirjutatud doktoritöö ega ka magistritöö tasemel teadustööd uurimistöö teemal. Siiski on mõned doktoriväitekirjad seotud teemadega, mis leiavad kajastamist ka käesolevas töös. Nendest olulisemad on Hannes Veinla doktoritöö „Ettevaatusprintsip keskkonnaõiguses“ ning Ivo Pilvingu doktoritöö „Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva haldusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel“. Lisaks on käesolevas väitekirjas kasutatud ka Eesti ja Saksa õigusakte ja nende kommentaare, õigusaktide eelnõusid ja nende kommentaare,

¹⁷ P. Järvelaid (toim). Ilmar Tammelo. Varased tööd (1939–1943). Õigusteaduse metodoloogia. Eesti õigusteaduse allikad. Hamburg: Loeber, 1993, lk 65.

samuti teadusartikleid ning teemakohast kohtupraktikat seisuga 04. aprill 2026. Peamiselt Saksa õiguse võtmist võrdlusaluseks võib põhjendada Eesti õiguses valitseva üldise suunaga kasutada mitmeid germaani õigusperekonnast pärinevaid lahendusi Eesti Vabariigi iseseisvuse taastamise järgsel õiguskorra loomisel. See asjaolu muudab õiguslikud lahendused kergesti võrreldavaks.

I. ATMOSFÄÄRIÕHK KAITSTAVA KESKKONNAHÜVENA

1.1. Atmosfääri loodusteaduslik käsitlus

Selleks, et paremini mõista käesoleva väitekirja sisu ja järeltusi, on vajalik esmalt omada ülevaadet sellest, mida kujutab endast atmosfääriõhk kaitstava keskkonnanähtena. Eesti Entsüklopeedia kohaselt on atmosfäär ehk maakera ümbritsev õhkkond planeeti või muud taevakeha ümbritsev gaasikiht. See koosneb kreeka-keelsetest sõnadest *atmos* „aur“ ja *sphaira* „kera“. ¹⁸ Nagu sõna viitab, on atmosfäär oma olemuselt nähtamatu, seda ei ole võimalik käega katsuda ega osadeks jaotada. ¹⁹ Nii ei ole atmosfääril ka selgelt eristuvat ülemist piiri ²⁰ ning see muutub kõrgusega järk-järgult hõredamaks, hajudes umbes 1000–1100 km kõrgusel maailmaruumiks. ²¹

Atmosfääriõhu kaitse õiguse mõistmine eeldab ülevaadet eelkõige atmosfääri keemilisest koostisest ja füüsikalisest struktuurist ning õhu toimimisest saasteainete leviku ja nende vastastikmõjude kandjana. Keemiliselt koostiselt koosneb Maa atmosfäär puhtast kuivast õhust, milles on nii massi kui ka mahu järgi peamiselt lämmastikku (78,09% mahu järgi) ja hapnikku (20,95%). Ülejäänud 0,96% koosneb erinevate gaaside segust nagu näiteks argoon, süsinikdioksiid, heelium, vesinik ja osoon. ²² Atmosfääri osa on ka veeaur, mille sisaldumine atmosfääris on väikesemahuline ja varieeruv. ²³ Atmosfääri keemiline koostis on olnud üsna stabiilne juba umbes 600 miljonit aastat. Samuti püsib gaaside proportsionaalne jaotus peaaegu muutumatuna kuni 80 km kõrguseni (homosfäär) maapinnast. ²⁴ Atmosfääriõhu keemiline koostis on elu eksisteerimiseks Maal oluline eelkõige seetõttu, et ilma sobiva koguse molekulaarse hapnikuta ehk õhuhapnikuta Maa atmosfääris ei saaks inimesed ja teised õhku hingavad loomad elada rohkem kui paar minutit. ²⁵ Õhuhapnik kui hingamise eeldus on ühtlasi enamiku organismide elu eeldus. ²⁶ Keemiline koostis on aga oluline lisaks õhuhapniku olemasolule ka inimese tervisele ja keskkonnale ohtlike saasteainete

¹⁸ Eesti Entsüklopeedia. Atmosfäär.

<http://entsyklopeedia.ee/artikkel/atmosf%C3%A4%C3%A4r3> (04.04.2026).

¹⁹ International Law Commission. Draft guidelines on the protection of the atmosphere, with commentaries, 2021, lk 25.

https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/draft_articles/8_8_2021.pdf (04.04.2026).

²⁰ E. J. Tarbuck, F.K. Lutgens. Earth Science, 15th edition. London: Pearson, 2019, lk 10.

²¹ G. Wustlich (2003), lk 37; H. G. Brauch (toim). Klimapolitik: Naturwissenschaftliche Grundlagen, internationale Regimebildung und Konflikte, ökonomische Analysen sowie nationale Problemerkennung und Politikumsetzung. Berlin; Heidelberg: Springer, 1996, lk 6.

²² S. Kshudiram. The Earth's Atmosphere: Its Physics and Dynamics. Berlin/Heidelberg: Springer, 2008, lk 10; Eesti Entsüklopeedia, Atmosfäär; H.G. Brauch (1996), lk 4.

²³ S. Kshudiram (2008), lk 10.

²⁴ A. C. Kiss, D. Shelton. Guide to international environmental law. Leiden: Brill, 2007, lk 160.

²⁵ D. A. Vallero. Fundamental of air pollution. Amsterdam: Elsevier, 2014, lk 1.

²⁶ Eesti Entsüklopeedia. Hingamine. <http://entsyklopeedia.ee/artikkel/hingamine2> (04.04.2026).

sisaldumise tõttu välisõhus, olgugi et selliseid saasteaineid võib olla välisõhu koostises proportsionaalselt väga väikeses mahus.

Atmosfääri peamised kihid selle terminist struktuuri arvestades on maapinnast alates troposfäär, stratosfäär, mesosfäär, termosfäär ning eksosfäär.²⁷ Inimtegevusest lähtuv õhu saastatus mõjutab eeskätt troposfääri ja stratosfääri²⁸ ehk kõige maapinnalähedasemaid õhukihte.²⁹ Kõige enam mõjutavad ka maa kliimat³⁰ ja ilma³¹ atmosfääri alumises kihis ehk troposfääris toimuvad ilmastikunähtused. Selles toimuvad ilma kujundavad protsessid, sealhulgas atmosfääri ja ookeani ringlus ning veeringe.³² Troposfäär, mida nimetatakse ka antroposfääriks, ulatub keskmiselt 12 km kõrguseni maapinnast.³³ Stratosfäär ulatub maapinnalt kuni 40–50 km kõrguseni. Stratosfääri õhukihis moodustub osooni molekulidest osoonikiht, mis kaitseb planeeti kahjuliku päikese ultraviolettkiirguse eest.³⁴

Atmosfääri füüsikaliste ja keemiliste omaduste kõrval on õhusaastealase regulatsiooni kujundamisel olulisel kohal ka atmosfääri funktsioon meediumina. Õhumasside pidev liikumine tähendab saasteainete transporti ja hajutamist. Just see atmosfääri omadus on kaasa toonud industriaalühiskonnas piiriülesed õhusaaste probleemid ning viinud ka globaalsete keskkonnaprobleemideni, millega õigus peab tegelema. Lisaks puhtale välisõhule ja päikeselt leviva kahjuliku kiirguse blokeerimisele tagab atmosfäär ka elutegevuseks sobiva temperatuuri Maal, olles seeläbi kliimasüsteemi oluline osa.³⁵

Eeltoodust nähtuvalt toimib atmosfäär ühtse ja omavahel tihedalt seotud gaasilise süsteemina, milles füüsikalised, keemilised ja bioloogilised protsessid

²⁷ K. Juurikas jt. Keskkonnökonoomika. Tallinn: Infotrükk, 2004, lk 107.

²⁸ M. Hahn. Ziele und Indikatoren für den Schutz der Atmosphäre. – H. Wiggering jt (toim), Umweltziele und Indikatoren, Berlin; Heidelberg: Springer, 2004, lk 238.

²⁹ Siin tuleb omakorda eristada eraldi terminit „maapinnalähedane õhukiht“, mis on oluline seoses õhukvaliteedi hindamisega, sest määrab kindlaks selle, millisel kõrgusel õhukvaliteedi mõõtmisi tehakse. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 22 kohaselt ulatub maapinnalähedane õhukiht õhukvaliteedi hindamisel kuni nelja meetri kõrguseni maapinnast või kõrguseni, kuhu avalikkusel on korrapärase juurdepääs või kus on püsiv asustus.

³⁰ Valitsustevahelise kliimamuutuste paneeli (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC) sõnastiku kohaselt määratletakse kliimat kitsamas tähenduses kui keskmist ilmastikku või kui asjakohaste näitajate (nt temperatuur, sademed ja tuul) statistilist kirjeldust, hõlmates nii nende keskmist kui ka varieeruvust ajavahemikus, mis võib ulatuda kuudest tuhandetest või miljonite aastateni. Kliima laiemas tähenduses on kliimasüsteemi seisund. <https://apps.ipcc.ch/glossary/> (04.04.2026).

³¹ Ilm on Maailma Meteoroloogiaorganisatsiooni (*World Meteorological Organization*, WMO) määratluse kohaselt atmosfääri olek konkreetsel ajal, mis on määratletud erinevate meteoroloogiliste elementide kaudu. <https://wmo.int/topics/weather> (04.0.2026).

³² C. Küll. Grundrechtliche Probleme der Allokation von CO₂-Zertifikaten. Berlin; Heidelberg: Springer, 2009, lk 19.

³³ E. J. Tarbuck, F.K. Lutgens (2019), lk 466.

³⁴ K. Juurikas jt (2004), lk 107.

³⁵ H. Heye. Rechtliche Instrumente zur Reduktion der Treibhausgasemissionen. München: C.H. Beck, 2004, lk 212; H.G. Brauch (1996), lk 3.

on pidevas vastastikmõjus. Atmosfääriõhu kaitsele suunatud õiguslik regulatsioon peab põhinema terviklikul käsitusel, milles arvestatakse loodusteaduslikke teadmisi ning mille alusel töötatakse välja tõhusad reguleerimisinstrumendid, et tagada nii keskkonna kui ka inimese tervise tõhus kaitse.

1.2. Atmosfääri kasutamisega seotud keskkonnaprobleemid

1.2.1. Inimtegevus atmosfääriõhu kahjustajana

Oma loomulikus olekus, olles mõjutatud üksnes looduslike protsesside poolt, tagaks atmosfäär inimesele loomulikul viisil elamisväärse elukeskkonna. Pikka aega peetigi atmosfääri piiramatuks, mitteeksklusiivseks ja neutraalseks keskkonnahüveks. Vähene õiguslik regulatsioon selles valdkonnas tundus põhjendatud, lähtuvalt eeldusest, et kõik saavad sellest kasu ilma teisi sellest ilma jätmata. Tänapäeval on aga selge, et kuigi atmosfäär ei ole tavapärases tähenduses ekspluaatitav (nagu näiteks nafta- ja gaasiressursid), on selle säilitamiseks meetmete võtmine vältimatu selleks, et elutegevus planeedil Maa saaks eksisteerida.³⁶

Atmosfääri mõjutab negatiivselt inimühiskond oma elamisviisiga. Seetõttu on atmosfääriõhu loodusteadusliku käsitluse kõrval atmosfääriõhu kaitse õigusliku regulatsiooni mõistmiseks vajalik analüüsida ka inimtegevuse rolli õhukvaliteedi halvenemisel. Kehtiv õiguslik raamistik, sealhulgas NEC-direktiivist tulenevad saasteainete heitmete vähendamise kohustused, on suunatud inimtegevusest pärinevate heiteallikate tegevuse piiramisele ning nende kumulatiivse mõju ohjamisele. Saksa sotsiaalteadlane U. Beck leiab, et keskkonnaprobleemid ei ole ümbritseva keskkonna probleemid, vaid need ongi olemuselt ühiskondlikud probleemid.³⁷ Tema väide aitab mõista, miks atmosfääriõhu kvaliteedi halvenemine ei ole pelgalt loodusteaduslik küsimus, vaid nõuab normatiivset sekkumist ja õiguslikku reguleerimist.

Atmosfääriõhu saastamisega seotud probleemid ilmnesid küll juba keskajal, kuid industrialiseerumine tõi kaasa nende ulatusliku süvenemise, mille tulemusel jõudsid need nii teaduse, poliitika kui ka avalikkuse tähelepanu keskmesse.³⁸ Saasteainete atmosfääri viimine toob endaga kaasa mitmesuguseid tagajärgi, sest õhk on paljude gaaside ja osakeste jaoks vaid transiitkeskkond. Selliselt võib saasteainete tegelik kahjulik mõju avalduda alles ühest keskkonnaelemendist (välisõhk) teise (pinnas, veekogud) kandudes või taimestikku kahjustades.

³⁷ U. Beck. Riskiühiskond. Teel uue modernsuse poole. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2005, lk 85.

³⁸ C. Kreuter-Kirchhof. Atmosphere, International Protection. – R. Wolfrum (toim). Max Planck Encyclopedia of Public International Law (MPEPIL). Oxford: Oxford University Press, 2011. <https://opil.ouplaw.com/display/10.1093/law:epil/9780199231690/law-9780199231690-e1561> (04.04.2026).

Saastunud õhk võib kahjustada ka otseselt elusolendeid ja objekte.³⁹ D. M. Elsom eristab viite peamist õhu saastamise poolt keskkonnale tekitatava kahju tüüpi: 1) kahju taimestikule; 2) kahju loomadele, lindudele ja putukatele; 3) kahju inimese loodud materjalidele (värvitud pinnad, kumm, nailon, metall); 4) materjalide määrdumine (riideesemed, ehitised jne); 5) ilmastiku ja kliima muutused.⁴⁰ Seda süstematiseerimist aluseks võttes saab tuua välja kolm peamist atmosfääriõhu kvaliteediga seotud probleemide valdkonda. Esiteks õhusaaste, mis põhjustab kahju loetelu 1–4 nimetatud elementidele. Teiseks atmosfääri globaalseid protsesse mõjutavad muutused nagu kliimamuutused ja osoonikihi hõrenemine, mis kuuluvad D. M. Elsomi nimetatud viienda kategooria – ilmastiku ja kliima muutuste – alla.

Keskkonnaprobleemide leviku ruumilisest aspektist lähtuvalt on võimalik eristada globaalseid, regionaalseid ja lokaalseid ehk kohalikke keskkonnaprobleeme.⁴¹ Globaalsete keskkonnaprobleemidega seisavad silmitsi kõik Maa elanikud, sõltumata sellest, kus paikneb heiteallikas; regionaalsete keskkonnaprobleemide puhul avaldab heiteallika asukoht teatud ulatuses mõju probleemi ulatusele ning lokaalsete keskkonnaprobleemide korral on oluline just heiteallika asukoht.⁴² Lokaalseks peetakse õhusaastatust, mis avaldub 20–30 km kaugusel heiteallikast; regionaalne ja regiooniülene õhu saastamisest tulenev mõju levib sadade kilomeetrite kaugusele ning globaalsena saab käsitada välisõhuga seotud saasteprobleeme, kui saastatus avaldub vähemalt 1000 km kaugusel heiteallikast.⁴³ Atmosfääriõhu kaitse valdkonnas on globaalseks keskkonnaprobleemiks kliimamuutused ja osoonikihi hõrenemine. Regionaalseks keskkonnaprobleemiks on happevihmad ja eutrofeerumine. Kohalikuks keskkonnaprobleem atmosfääriõhu kaitse valdkonnas on piirkondliku tasandi õhu saastumine.

1.2.2. Troposfääriõhu kvaliteedi halvenemine (õhusaaste) kui kumulatiivne ja piiriülene probleem

D. M. Elsom toob välja, et eelmise sajandi alguses seostus õhu saastatus valdava osa tööstusriikide inimestele vääveldioksiidi ning tahkete osakestega, nagu tahm ja suits, mis pärinesid kodumajapidamiste küttesüsteemidest ning rajatavatest tööstusrajatistest ja elektrijaamadest. Järgnevalt puutus ühiskond kokku üha suurema hulga õhusaasteainetega.⁴⁴ Naftatoodete suureneva kasutamise tõttu lisandus välisõhku mitmeid erinevaid saasteaineid ning suuremad saasteainete

³⁹ A. C. Kiss, D. Shelton (2007), lk 160.

⁴⁰ D. M. Elsom. *Atmospheric Pollution: Causes, Effects, and Control Policies*. Oxford: Blackwell, 1987, lk 13.

⁴¹ K. Juurikas jt. (2004), lk 48.

⁴² Ibid.

⁴³ O. Kimminich, H. F. Von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2751.

⁴⁴ D. M. Elsom (1987), lk 3.

kontsentratsioonid tekkisid just linnapiirkondadesse.⁴⁵ Tööstuslikul tootmisel ongi ajalooliselt probleemiks olnud tööstuslikesse konglomeraatidesse koondunud paikkondlik saaste. Eelmise sajandi lõpus lisandus saasteallikate hulka mootorsõidukite liiklus⁴⁶ ning algselt industriaalühiskonna tööstuse arenguga kaasnenud piirkondlikud õhusaaste probleemid on kumuleerumise tulemusel laienenud ka regionaalsele ja globaalsele tasandile.⁴⁷ Inimtekkelise õhusaaste kasvu põhjustena on veel välja toodud lisaks kiirele industrialiseerumisele ja fossiilkütustel põhinevate mootorsõidukite kasutamisele rahvastiku kasvu, raadamist, põllumajandustegevust ja sõjalisi konflikte.⁴⁸

Üks esimesi viiteid sellele, et riigisiseste lokaalsete heiteallikate mõju on muutumas piiriüleseks ning tekitab keskkonnaprobleeme lisaks siseriiklikule tasandile ka oluliselt kaugemal territooriumil, oli Ameerika Ühendriikide ja Kanada vaheline 1920. aastatest pärit Trail Smelteri juhtum. Kanada Briti Columbia provintsis asuva Trail Smelteri tehase väävliheitmed põhjustasid kahju Ameerika Ühendriikide Washingtoni osariigi põllumaadele ja metsadele. Vaidlus lahendati 1941. aastal rahvusvahelises vahekohtus.⁴⁹ Trail Smelteri kaasuse järelendus, mis formuleerus Stockholmi deklaratsiooni 21. põhimõtteks, on vältimis-põhimõtte traditsiooniline väljendus: riigil lasub kohustus rakendada hoolsuskohustust oma territooriumil tegutsevate üksikisikute ja ettevõtjate tegevuse suhtes, tagamaks, et see ei põhjustaks kahju teistele riikidele ega nende kodanikele. Riik vastutab kahju eest, kui keskkonnakahju põhjused ja tagajärjed on selgelt tuvastatavad.⁵⁰

Piiriülene regionaalne saastatus kui süsteemne ja sekkumist vajav probleem kerkis esile aga alles 1950. aastate lõpus, mil avastati Loode-Euroopas loodud õhu ja sademete keemilise koostise vaatlusjaamade võrgustiku andmete põhjal, et toitainete kauglevi on ökoloogiliselt põhimõttelise tähtsusega. Avastati, et Taani põllumajandustegevusest pärinevad lämmastikuühendid avaldasid teatud mõju Lõuna-Rootsi põllumajandusele. Samuti mõisteti, et boreaalsed metsad sõltuvad lisaks aluspõhja keemilise murenemise abil saadavatele toitainetele ka teatud ulatuses õhu kaudu saabuvatest toitainetest.⁵¹ Sama vaatlusvõrgustiku tulemusel jõuti lisaks järeldusele, et ka väävliheitel on regionaalne mõju sademete ja

⁴⁵ Ibid, lk 5.

⁴⁶ H.-J. Koch, E. Hofmann. Immissionsschutzrecht. – H. J. Koch, E. Hofmann, R. Moritz (toim). Handbuch Umweltrecht, 5. überarb. Aufl. München: C. H. Beck, 2018, lk 211.

⁴⁷ Ibid, lk 212.

⁴⁸ D. M. Elsom (1987), lk 3.

⁴⁹ UN. Reports of International Arbitral Awards. Trail smelter case (United States, Canada). 16 April 1938 and 11 March 1941. VOLUME III, lk. 1905-1982. https://legal.un.org/riaa/cases/vol_iii/1905-1982.pdf (04.04.2026).

⁵⁰ S. Murase. Protection of the atmosphere. – Recommendation of the Working-Group on the long-term programme of work, Annex II, 2011, lk 251. <https://legal.un.org/ilc/reports/2011/english/annex.pdf> (04.04.2026).

⁵¹ R. Lidskog, G. Sundqvist. The Role of Science in Environmental Regimes: The Case of LRTAP. – European Journal of International Relations, 2002, 8(1), lk 77–101. <https://doi.org/10.1177/1354066102008001003>.

mageveesüsteemide hapestumise tõttu. Lämmastiku- ja väävliheite tulemusel halvenes Skandinaavia järvedes kalapüük ning Kesk-Euroopa metsad said nähtaval moel kahjustada.⁵²

Maailma Terviseorganisatsiooni (*World Health Organization*, WHO) kohaselt põhjustab õhusaaste ülemaailmselt igal aastal miljoneid surmajuhtumeid ja tervena elatud eluaastate kaotust ning seda peetakse suurimaks keskkonnast tulenevaks ohuks inimeste tervisele.⁵³ WHO on määratlenud järgmised saasteained kõige ohtlikumaks inimese tervisele: tahked osakesed (PM), lämmastikoksiidid (NO₂), vääveldioksiid (SO₂) ja osoon (O₃). Tahked osakesed on õhus levivad erineva suurusega osakesed, mis tekivad inimtegevuse tagajärjel näiteks kütuste põletamisel, transpordis, tööstuses, rehvide ja teekatte kulumisel, aga ka looduslikest allikatest, nagu meresool, õietolm ja vulkaaniline tuhk.⁵⁴ Need jaotatakse aerodünaamilise diameetri alusel kaheks suurusrühmaks – peenosakesed (PM₁₀) ja eriti peened osakesed (PM_{2,5}) (AÕKS § 33 lg-d 2 ja 3). Lämmastikoksiidid eralduvad valdavalt põlemisprotsesside käigus paiksetest või liikuvatest heiteallikatest ja nende suurim allikas on transpordisektor.⁵⁵ Väävliit sisaldavate fossiilkütuste, peamiselt nafta ja kivisöe, põlemine on peamine vääveldioksiidi heitmete allikas.⁵⁶ Lämmastikoksiidid, süsinikdioksiid ja tahked osakesed mõjutavad negatiivselt eelkõige kohalikku õhukvaliteeti, kuid aitavad kaasa ka piiriülesele saastele.⁵⁷ Lisaks loetakse õhusaaste peamiste tekitajate hulka veel ka süsinikmonooksiidi (CO) ja mittemetaaniseid lenduvaid orgaanilisi ühendeid (LOÜ).⁵⁸ Süsinikmonooksiid (CO) tekib süsinikku sisaldavate kütuste, nagu puit, bensiin, kivisüsi, maagaas ja petrooleum, mittetäielikul põlemisel.⁵⁹ Lenduvad orgaanilised ühendid aurustuvad ainetest, nagu puhastusvahendid, liimid, värvid ja

⁵² Ibid.

⁵³ WHO. Global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, 2021. <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/b729bbc4-7032-4799-898e-d112faa16f22/content> (04.04.2026).

⁵⁴ K. Pedrosa, B. Vanheusden. EU Air pollution law: Comprehensive but Insufficient. – M. Peeters, M. Elia Antonio. Research handbook on EU Environmental Law. Cheltenham: Edward Elgar, 2020, lk 297.

⁵⁵ Ibid.

⁵⁶ Ibid.

⁵⁷ European Environment Agency (EEA). Technical Report, Reducing air pollution from electricity-generating large combustion plants in the European Union. An assessment of potential emission reductions of NO_x, SO₂ and dust. – Report 9/2013, lk 13. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/reducing-air-pollution-from-electricity> (04.04.2026).

⁵⁸ A. A. Fraenkel. The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: Meeting the Challenge of International Cooperation. – Harvard International Law Journal, 1989, 30(2), lk 447–476.

⁵⁹ WHO (2021), lk 130.

puidukaitsevahendid.⁶⁰ Troposfääris tekib osoon lämmastikoksiidide ja lenduvate orgaaniliste ühendite reaktsioonide tulemusel päikesevalguse toimel ning kujutab endast sekundaarset saasteainet, millel on kahjulik mõju nii inimese tervisele kui ka ökosüsteemidele.⁶¹

1.2.3. Kliimamuutus ja osoonikihi hõrenemine kui teised kumulatiivse saastatuse probleemid

Piiriülese õhusaasteainete leviku kõrval tõusid 1980. aastate alguses rahvusvahelise üldsuse fookusesse atmosfääriõhu kaitse valdkonnas lisaks veel ka osoonikihi hõrenemise ja globaalse kliimasoojenemise probleemid. Väitekirjas ei keskenduta kliimamuutuste ega osoonikihi hõrenemise tekkepõhjuste ega regulatsiooni üksikasjalikule analüüsile, kuid nende valdkondade probleemide esiletõstmine võimaldab näidata, et kumulatiivne saastatus, millele õigus reageerib ühe regulatsioonivahendina summaarse heite piiramise teel, ei ole iseloomulik üksnes troposfääriõhu kvaliteediga seotud atmosfääriõhu probleemide korral.

Troposfääri ja alumise stratosfääri koostise muutused toovad kaasa kliimamuutused kui eraldiseisva keskkonnaprobleemi. Antropogeense kliimamuutuse peamised põhjustajad on kasvuhoonegaasid, eeskätt süsinikdioksiid (CO₂), diämmastikoksiid (N₂O), metaan (CH₄), fluoritud süsivesinikud ja troposfääri-osoos.⁶² Troposfääri tingimused mõjutavad oluliselt Maa pinnal valitsevat ilma, sealhulgas pilvede teket, udu ja sademete kujunemist. Olgugi et osa gaase ja aerosoole eemaldatakse troposfäärist looduslike puhastusprotsesside kaudu ning teatud kogus süsinikdioksiidi neeldub metsades ja ookeanides, võivad inimtekkelised heitkogused need protsessid ületada, soodustades kliimamuutuste avaldumist.⁶³ Kuigi kirjanduses märgitakse, et juba 1896. aastal näitas Rootsi keemik ja füüsik S. Arrhenius atmosfääri süsinikdioksiidi kontsentratsiooni muutuste võimalikku mõju Maa kliimale,⁶⁴ ei olnud tema analüüsi eesmärk tookord siiski hoiatada inimtegevusest tingitud kliimamuutuse eest, vaid selgitada mõnikümmend aastat varem avastatud jääaegade põhjuseid.⁶⁵ Alles 1950. aastatel jõudsid teadusuuringud esmaste süsteemsete järeldusteni, et inimtegevusest tingitud CO₂-heidete kasv võib ületada looduslike neeldajate – ookeanide ja

⁶⁰ A. Byrne. The 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: Assessing its Effectiveness as a Multilateral Environmental Regime after 35 Years. – *Transnational Environmental Law*, 2015, 4(1), lk 37–67. <https://doi.org/10.1017/S2047102514000296>.

⁶¹ S. Murase (2011), lk 255.

⁶² C. Küll (2009), lk 23; A. Cortês. Blue Planet Law and Ecological Sustainability in the Twenty-First Century. – M. da G. Garcia, A. Cortês (toim). *Blue Planet Law. The Ecology of our Economic and Technological World*. Cham: Springer, 2023. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-24888-7>; S. Murase (2011), lk 193.

⁶⁴ P. Wulff. The Climate Legacy of Svante Arrhenius. – *International Journal of Constitutional Law*, 2020, 25(2), lk 163–169. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/26983759> (04.04.2026).

⁶⁵ Ibid.

maismaa biomassi – neeldumisvõime, mis omakorda võib viia kasvuhooneefekti tugevnemiseni ja Maa keskmise temperatuuri tõusuni.⁶⁶ Kasvuhooneefekt on vajalik ja loomulik nähtus, mis soojendab Maad, aga inimtegevuse tõttu välisõhku väljutatavad saasteained – kasvuhoonegaasid – tugevdavad seda liigselt, tuues endaga kaasa kliimamuutusi.⁶⁷ Enamik gaase ja aerosoolseid ühendeid eemaldub õhust loodusliku puhastusprotsessi käigus, kuid kui kasvuhoonegaaside heitkogused ületavad neeldumisvõimet, hakkabki see põhjustama kliimamuutusi.⁶⁸ Eelkõige fossiilkütuste põletamise tagajärjel atmosfääri lisanduvat süsinikdioksiidi ei suuda taimestik täielikult siduda.⁶⁹ Kuigi süsinikdioksiid moodustab õhu keemilisest koostisest ainult väga väikese osa (0,03%), on see kasvuhoonegaas kõige levinum kasvuhooneefekti põhjustaja.

Esimene ülemaailmne hoiatus, et kliimamuutused on oluline oht inimkonnale, öeldi välja 1988. aastal Torontos toimunud rahvusvahelisel kliimakonverentsil (*The Changing Atmosphere: Implications for Global Security*), kus sõnastati ka nõue, et kasvuhoonegaaside heiteid tuleb vähendada 20% võrra aastaks 2005 võrreldes 1988. aastaga.⁷⁰ Kuigi juba käesoleva sajandi alguses öeldi välja, et inimtekkeliste kasvuhoonegaaside põhjustatud kliimamuutus on kujunenud üheks rahvusvahelise üldsuse kõige olulisemaks keskkonnaprobleemiks,⁷¹ on see tänaseks päevaks kujunenud üsna selgelt esiplaanil olevaks rahvusvaheliseks keskkonnateemaks. Viimase Valitsustevahelise kliimamuutuste paneeli (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC) raporti kohaselt on vaieldamatu, et inimtegevus on toonud kaasa atmosfääri, ookeani ja maismaa soojenemise.⁷² 2024. aasta Euroopa kliimarisikide aruande⁷³ kohaselt oli 2023. aasta globaalselt kõige soojem aasta. Keskmise ülemaailmne temperatuur ületas 2023. aasta veebruarist kuni 2024. aasta jaanuarini tööstusrevolutsioonieelse taseme 1,5 °C võrra. IPCC kliimamuutusi käsitleva sünteesiraporti⁷⁴ kohaselt on vaja kasvuhoonegaaside heite vähendamise tegeleda kohe, vastasel korral on võimatu piirata Maa keskmise õhutemperatuuri tõusu 1,5 °C või isegi 2 °C võrra.

⁶⁶ C. Küll (2009), lk 23.

⁶⁷ H. G. Brauch (1996), lk 15.

⁶⁸ S. Murase (2011), lk 193.

⁶⁹ K. Juurikas jt. (2004), lk 34; A. E. Boyle, C. Redgwell. Birnie, Boyle & Redgwell's International Law and the Environment, 4th ed, Oxford: Oxford University Press, 2021, lk 358.

⁷⁰ WMO. Proceedings, World conference, Toronto, Canada June 27–30, 1988: the changing atmosphere: implications for global security. <https://digitallibrary.un.org/record/106359?v=pdf> (04.04.2026); H.G. Brauch (2009), lk 1.

⁷¹ C. Böhringer. The Kyoto Protocol: A Review and Perspectives. – Oxford Review of Economic Policy, 2003, 19(3), lk 451–466. <https://doi.org/10.1093/oxrep/19.3.451>.

⁷² IPCC. Summary for Policymakers. – Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, lk 11. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>.

⁷³ EEA. European Climate Risk Assessment – Report 01/2024. <https://www.eea.europa.eu/publications/european-climate-risk-assessment> (04.04.2026).

⁷⁴ IPCC (2023).

Teiseks põhjustavad teatavad halogeenitud ühendid, eelkõige klorofluorosüsivesinikud ja haloonid, stratosfääri osoonikihi hõrenemist. Osoonikiht sisaldab, nagu nimigi viitab, märkimisväärses koguses osooni. Osoonil on sama keemiline struktuur sõltumata sellest, kas see paikneb kilomeetrite kõrgusel Maa kohal või maapinna lähedal. Selle mõju võib olla „hea“ või „halb“, sõltuvalt osooni paiknemisest atmosfääris. Osooni peamised kontsentratsioonid (nn „hea“ osoon) asuvad 15–40 kilomeetri kõrgusel ning seal filtreerib see kiht päikeselt pärineva kahjuliku ultraviolettkiirguse, mis on teadaolevalt seotud nahavähi ja muude eluohtlike kahjustustega.⁷⁵ Nagu juba mainitud, siis enamik protsesse, mis määravad atmosfääriõhu kvaliteedi muutustest põhjustatud kahju, toimub troposfääris.⁷⁶ Erandiks on osoonikihi kaitse alane regulatsioon, sest umbes 90% O₃-st paikneb stratosfääris. Stratosfääri kihis tekkinud osoon kaitseb Maad Päikeselt lähtuva ülemäärase ultraviolettkiirguse eest. Eelmise sajandi 70. aastate keskel avastasid teadlased, et kindlate gaaside heitmed hävitavad stratosfääris osoonimolekule. Need on eelkõige klooril põhinevad saasteained, nagu klorofluorosüsivesinikud ja haloonid, mis jõuavad väljutamisel kõrgemasse troposfääri kihti ja stratosfääri.⁷⁷ Peamised osooni kontsentratsioonid on 15–40 km kõrgusel maapinnast. Osoonikiht püüab kinni päikesest tulevat ultraviolettkiirgust, mis võib muidu olla inimese tervisele kahjulik, põhjustades eelkõige nahavähki.⁷⁸ Osoonikihti kahandavate ainete ulatuslike piirangute ja järkjärgulise kasutuse lõpetamise tulemusel on nende ainete globaalne kogutarbimine aja jooksul märkimisväärselt vähenenud, mille tulemusel on vähenenud ka nende ainete sisaldus atmosfääris. Enamik osoonikihti kahandavaid aineid on ühtlasi ka kasvuhoonegaasid, mistõttu nende vähendamine aitab kaasa ka kliimamuutuste leevendamisele.⁷⁹

1.3. Atmosfääriõhk kui nappiv avalik hüve

Käesolev töö tegeleb tervikuna keskkonnahüvede nappuse haldamise küsimusega. Ühena esimestest juhtis Inglise demograaf ja majandusteadlane T. Malthus 18. sajandi lõpul tähelepanu sellele, et rahvastiku arvu kasv toob kaasa elatamiseks vajalike vahendite ja ressursside nappuse.⁸⁰ Siiski oli omas ajas T. Malthus üks väheseid, kes ressursside piiratusele tähelepanu juhtis. Lisaks ei olnud tema käsitlemise kontekst suunatud mitte niivõrd keskkonnaressursside kui pigem elatusvahendite ammendumisele. Alles eelmise sajandi 1950. aastate lõpus

⁷⁵ S. Murase (2011), lk 193.

⁷⁶ D. A. Vallero (2014), lk 379.

⁷⁷ A. E. Boyle, C. Redgwell (2021), lk 357.

⁷⁸ S. Murase (2011), lk 193; C. Kreuter-Kirchhof (2011).

⁷⁹ C. Kreuter-Kirchhof (2011).

⁸⁰ T. Malthus. Essee rahvastiku printsiibist. – Akadeemia, 2011, 23(12), lk 2177–2191; J. D. Sachs. The Age of Sustainable Development. New York: Columbia University Press, 2015, lk 145.

jõudis teadus nii kaugele, et osata süsteemselt hinnata keskkonnaprobleeme ja seostada neid tekkepõhjustega.⁸¹ Sealt edasi hakati teadlaste hulgas järjest suuremat tähelepanu pöörama sellele, et Maa on suletud süsteem ning loodusvarad on seetõttu vaid piiratud koguses kättesaadavad. 1966. aastal juhtis USA majandusteadlane Kenneth Boulding oma essee Tulevase „kosmoselaev Maa“ majandus (*The Economics of the Coming Spaceship Earth*) tähelepanu sellele, et Maa keskkonnaressursid on piiratud. Tema kujundlik käsitlus Maast kui kosmoselaevast tõstab esile, et laevas olevad varud on piiratud, seevastu astronautide arv suureneb järjepidevalt. Ta rõhutab, et selline suletud maailm nõuab majanduslikke põhimõtteid, mis on varasemast erinevad.⁸² Olgugi et varasematel aegadel võis olla piirkondlikult tegemist suurema saastatusega kui praegu, oli tegemist siiski lokaalsete probleemidega. Inimestel oli võimalik selliste probleemide mõju vältida, sest saastatud piirkonnad moodustasid vaid väikese osa elukeskkonnast. Tänapäeval on inimasustus kõikjal üle maailma, mistõttu seisab inimkond oma arengus silmitsi planetaarsete toimetulekupiiridega. 1972. aastal ilmus Rooma Klubi raport „Kasvu piirid“, mis toob välja teaduslikele mudelitele tuginedes, et keskkonnakasutus ei ole piiramatut. Rooma klubi raportis tõdetakse, et inimkond ei tea täpselt, kus asuvad looduskeskkonna kriitilised murdepunktid, kuid jätkuv majanduskasv tollaste majandusmudelite alusel põrkub paratamatult kokku Maa piiratud ressursside ja keskkonnasüsteemide taluvuspiiridega, mis viib tulevikus ületarbimise ja majanduse kokkuvarisemiseni.⁸³

Samal põhiideel – Maa keskkonnasüsteemidel on piiratud taluvus ja majandustegevus peab nendesse piiridesse mahtuma – põhineb ka 2009. aastal välja kujunenud ja tänapäeval laialt tunnustatud planetaarsete piiride kontseptsioon, mille üheks peamiseks eestvedajaks on J. Rockström. Planetaarsete piiride kontseptsiooni eesmärk on kvantitatiivselt määratleda ohutud piirid, mille ületamisel ei ole Maa süsteemil enam võimalik toimida stabiilses, holotseenitaolises seisundis.⁸⁴ Selle kontseptsiooni esindajad rõhutavad, et antropotseen, mis on kujunenud alates tööstusrevolutsioonist, võib kaasa tuua olukorra, kus inimtegevus viib Maa süsteemi välja holotseeni stabiilsest keskkonnaseisundist ning selle tagajärjed võivad olla inimkonna jaoks kahjulikud või isegi katastroofilised. Planetaarsete piiride kontseptsiooni eesmärk on seega määratleda inimkonnale ohutu tegutsemisruum. 2009. aastal pakkusid Rockström jt välja ka lävendid ja

⁸¹ E. Koch. Die Anwendung von Zielen und Indikatoren in bezug auf immissionsökologische Problemfelder. – H. Wiggering jt (toim), Umweltziele und Indikatoren, Berlin; Heidelberg: Springer, 2004, lk 519.

⁸² K. Boulding. The Economics of the Coming Spaceship Earth. – H. Jarrett (toim.) Environmental Quality in a Growing Economy, 1966, lk. 3–14. Baltimore, MD: Resources for the Future; Johns Hopkins University Press.
http://arachnid.biosci.utexas.edu/courses/thoc/readings/boulding_spaceshipearth.pdf (04.04.2026).

⁸³ D. H. Meadows jt. The Limits to Growth. A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind. New York: Universe Books, 1972.

⁸⁴ J. Rockström jt. A Safe Operating Space for Humanity. – Nature, 2009, 461, lk 472–475.
<https://doi.org/10.1038/461472a>.

kontrollmuutujad, mille kriitiliste väärtuste ületamine võib põhjustada ulatuslikke keskkonnamuutusi. Lisaks tõid nad välja üheksa protsessi, mille puhul on vajalik määratleda planeaarne piir: kliimamuutused, bioloogilise mitmekesisuse vähenemine, lämmastiku- ja fosforiringe muutused, stratosfääri osoonikihi hõrenemine, ookeanide hapestumine, globaalne mägevee kasutus, maakasutuse muutused, keemiline saaste ning atmosfääri aerosoolide koormus. Seejuures rõhutasid J. Rockström jt, et kolm Maa süsteemi protsessi – kliimamuutus, bioloogilise mitmekesisuse vähenemine ja lämmastikuringe häirumine – on juba ületanud planeaarse piiri.⁸⁵ Nende käsitlusest nähtub, et atmosfäär mängib kesket rolli mitmes Maa süsteemi protsessis. See mõjutab kliimamuutust ja osoonikihti, vahendab aerosoolide ja keemiliste saasteainete levikut ning selle kaudu toimub ka lämmastiku ringe.

Taastuvate loodusvarade, nagu õhu, vee ning pinnase puhul on erinevalt toormaterjalist probleemiks eelkõige mitte kogus, vaid nende kvaliteet keskkonna saastamise tõttu. Samas on just nende loodusressursside ülesanne elu säilitamine ja bioloogiliste ressursside tootmine. Siit omakorda saab teha järelduse, et ka taastuvaid loodusvarasid võib käsitleda sarnaselt taastumatutele ressurssidena, mis ei ole täielikult asendatavad. Ökosüsteemidel on küll neeldumisvõime, mis võimaldab taluda teatud ulatuses inimese poolt tekitatavat keskkonnakoormust.⁸⁶ Selle ületamisel aga satub ohtu inimese tervis ja ka keskkond.

Käsitlusi, mis kirjeldavad planeeti Maad piiratud ressurssidega suletud süsteemina, on ka kritiseeritud, tuginedes samale lähteargumendile, millest need käsitlused ise lähtuvad – nimelt sellele, et inimkonnal puudub täielik teadmine oma tegevuse võimalike tagajärgede kohta. Sellest vaatenurgast on võimalik väita, et ressurssidega seotud kasvu piiranguid on võimalik poliitilis-majanduslike ning teaduslik-tehniliste meetmete abil, kui mitte täielikult ületada, siis prognoositust kaugemale tulevikku edasi lükata.⁸⁷

Tuleks siiski asuda seisukohale, et sõltumata sellest, milline on teadmiste tase, on selge, et planeedile Maa keskkonnaressursse juurde ei lisandu. Asjaolu, et maavarade puhul on tegemist piiratud ressursiga, järeldub nende tekkimise asjaoludest. Seega ei olegi tähtis see, kui pikaks ajaks neid jätkub.⁸⁸ Välisõhk – aga ka vesi –, kuigi valitseva arvamuse kohaselt taastuv loodusvara, ei ole samuti praeguste teadmiste kohaselt inimkonnale veel asendatav. Elamiseks sobiva kvaliteediga välisõhku ei ole võimalik planeedile Maa juurde saada või toota, mistõttu ei ole võimalik tõmmata võrdusmärki taastuvate loodusressursside isetaastumisvõime ja ressursside piiramatuse vahele.⁸⁹ Piirid loodusvarade ja muude

⁸⁵ Ibid.

⁸⁶ K. Juurikas jt (2004), lk 9.

⁸⁷ B. Böhler. Die Ökonomie der Umweltgüter: Regel- und Begriffsbildungen des Umweltrechts. Berliin: Duncker & Humblot, 2003, lk 25.

⁸⁸ Ibid, lk 29.

⁸⁹ P. Reszat. Gemeinsame Naturgüter im Völkerrecht. Eine Studie zur Knappheit natürlicher Ressourcen und den völkerrechtlichen Regeln zur Lösung von Nutzungskonflikten. München: C.H.Beck, 2004, lk 56.

keskkonnaressursside tarbimisele seab asjaolu, et Maa on suletud süsteem. Seega, sõltumata sellest, millises ajalisel perspektiivis keskkonnahüvede piiratus käsitletakse, tundub olevat tänapäeval üksmeel selles, et keskkonnaressursid ei ole piiramatud, mistõttu ei saa olla lõppematu ka majanduskasv.⁹⁰ Ressursside piiratus seab piirid inimkonna majanduslikule arengule.

Oluline on siiski tähelepanu juhtida sellele, et kõikidest nendest käsitlustest nähtub, et keskkonnahüvede piiratus argument põhineb nende vajalikkusel inimkonnale. Seega on tegemist antropotsentrilise käsitlusega.⁹¹ Seega ei kaitse me atmosfääriõhku tema iseväärtuse pärast, vaid eelkõige inimkonna eksisteerimise huvides. Iga inimene vajab mitte ainult õhku, vaid ka pinnast, vett, valgust, maa-varasid, taimi ja loomi ehk kogu looduskeskkonda – lõppkokkuvõttes loodusnähtuste koosmõju kaudu kogu planeeti Maa. Seega on vajalik luua kord, mis inimese olemasolu tõttu tagab talle õiguse osale maast kui elu alusest. Pelgalt tõdemus, et Maa ressursid on piiratud, ei tähenda ilmtingimata seda, et inimkond peaks tarbimist piirama või et tekiks tarbimise konfliktid. See vajadus tekib siis, kui inimkond tarbib liiga palju ja vaja on hakata otsustama, kellele ja millises ulatuses keskkonnaressursse jaotada.

Selleks, et teaduse kaudu poliitilisele tasandile jõudvad keskkonnaeesmärgid oleksid elluviidavad ja siduvad, vajab poliitika õigust eesmärkide täitmiseks. Seda isegi juhul, kui poliitika kasutab muid instrumente – nagu keskkonnateadlikkuse tõstmine – eesmärkide täitmiseks. Siiski ei saa õigust vaadelda pelgalt poliitika rakendamise instrumendina. Õiguslik regulatsioon on ühtlasi ka meetmete rakendamise mõõdupuuks ja suunajaks. Suunava funktsiooni saavutab õigus eesmärkide ja põhimõtete määratlemise kaudu, samuti eesmärgi saavutamiseks vajalike meetmete (sh sanktsioonide) kindlaksmääramise kaudu ning organisatsiooni ja menetluskorra loomisega.⁹²

Saksa filosoof C. F. Gethmann järeldab, et ka regulatsioonis tuleb juhinduda sellest, et keskkonna puhul on tervikuna tegemist hüvega, mis ei ole piiramatult kättesaadav.⁹³ Nii on ka C. Koenig seisukohal, et kogu keskkonnakaitsele suunatud reeglistik on olemuselt lihtsalt piiratud keskkonnaressursi kasutamise õiguste jagamine.⁹⁴ D. Murswiek leiab, et kõik keskkonnaprobleemid on ühtlasi ka jagamise probleemid, sest need saavad alguse inimese poolt tekitatud keskkonnahüvede nappusest.⁹⁵ Atmosfääriõhu kontekstis tähendab see, et kui üks ühis-

⁹⁰ C. Calliess. Abstand halten: Rechtspflichten der Klimaschutzpolitik aus planetaren Grenzen. – Zeitschrift für Umweltrecht, 2019, lk 385–387.

⁹¹ B. Böhrer (2003), lk 24.

⁹² O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2338.

⁹³ C. F. Gethmann. Ethische Probleme der Verteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat. – C.F. Gethman, M. Klopfer, S. Reinert. Verteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat, Bonn: Economica Verlag GmbH, 1995.

⁹⁴ C. Koenig. Die öffentlich-rechtliche Verteilungslenkung. Berlin: Duncker & Humblot, 1995, lk 944.

⁹⁵ D. Murswiek. Privater Nutzen und Gemeinwohl im Umweltschutz. Zu den überindividuellen Voraussetzungen der individuellen Freiheit. – Deutsches Verwaltungsblatt, 1994, lk 77–88.

konnagrupp saab õiguse väljutada saasteainet, kannab teine ühiskonnagrupp selle arvelt õhukvaliteedi halvenemise koormust.⁹⁶

Ka planetaarsete piiride kontseptsioon vajab rakendamiseks õiguslikke vahendeid. V. Dupont jt on selles kontekstis pakkunud välja kvoodisüsteemide õigusliku ja poliitilise teooria. Selle kohaselt teisendatakse planetaarsed piirid planetaarseteks kvootideks, mis omakorda jaotatakse rahvusvahelisel, riiklikul ja individuaalsel tasandil ning mis määravad kindlaks heitmete, ressursside ammutamise või kasutuse maksimaalse lubatava koguse, et mitte ületada planeedi piire.⁹⁷

Planetaarsete piiride ja keskkonna assimileerimisvõime piiratuse kontseptsioonist lähtumine toob vältimatult esile küsimuse nende jaotamisest eri valitsemistasandite ja indiviidide vahel. Isik, kes saab õiguse kasutada ressursi, mis allub avalik-õiguslikule haldamisele, saab osa ühisest hüvest. Sellega annab riik talle eelise kõigi nende ees, kellel ei ole lubatud kõnealust hüve kas üldse mitte kasutada või vähemalt mitte samal määral kasutada. Siiski ei ole kõikvõimalikke keskkonnahäiringuid loomulikult vajalik õiguslikult reguleerida. Erinevalt kindlate toorainete ammendumise mahtude kindlaksmääramisest on aga keeruline täpselt määrata atmosfääri saastatuse taset. Seetõttu on õigusaktides sätestatud piirmäärad paratamatult teaduse ja poliitika kompromiss, peegeldades ühtlasi ka ühiskondlikke väärtushinnanguid keskkonnakvaliteedi suhtes.

1.4. Atmosfääriõhk kui piiramatu avalik hüvis

Eristada tuleb ressursside ökoloogilist piiratust ja majanduslikku piiratust. Ökoloogilisest vaatest nähtuvalt on Maa suletud süsteem, mille ressursse inimkond ammendab. Ressursside piiratus majandusliku käsitluse kohaselt tähendab olukorda, kus nõudlus kindlate hüvede järgi ületab nende kättesaadavuse.⁹⁸ Tava-pärasest olukorras lahendab turg ressursside piiratuse probleemi ise – turg kujuneb vastavalt kasutushuvi olemasolule ning pakkumise ja nõudluse mehhanismi kaudu kujunevad hinnad.⁹⁹ Õiguslik regulatsioon peab arvestama mõlemaga – nii ökoloogilise kui ka majandusliku piiratusega. Seega lisaks atmosfääri loodusteaduslikule käsitlusele on oluline mõista ka ühiskonna arenguvajadusi ning seda, kuidas nende huvides atmosfääri kasutatakse. Kui õigus tugineb majandusteaduslikele mudelitele ja kujundab nende alusel majandusotsuseid suunavaid raame, peab ta arvestama ka majanduse põhialuste ja toimemehhanismidega ega tohi neist täielikult eemalduda.

Seetõttu on vajalik mõista ka keskkonnaprobleemide majanduslikku käsitlust, mis on kitsamas tähenduses küll majanduslike reguleerimisvahendite välja-

⁹⁶ C. Calliess. *Rechtsstaat und Umweltstaat*. Tübingen: Mohr Siebeck, 2001, lk 363.

⁹⁷ V. Dupont, jt. *The Role of Quota Systems in Realising Planetary Boundaries*. – *Journal of Environmental Law*, 2024, 36(2), lk 203–226. <https://doi.org/10.1093/jel/eqae014>.

⁹⁸ A. Kaasa, H. Kaldaru, E. Parts. *Majandusteooria metodoloogilised alused*. – R. Eamets jt *Sissejuhatus majandusteooriasse*. Tartu Ülikooli kirjastus, 2005, lk 32.

⁹⁹ G. Wustlich (2003), lk 86.

töötamise aluseks, kuid mis laiemalt kujundab ka keskkonnakaitse poliitilist ja õiguslikku raamistikku. Kuigi atmosfäär on ökoloogiliselt napp hüve, ei ole ta siiski oma olemuselt majanduslikus tähenduses¹⁰⁰ napp hüvis.¹⁰¹ Majandusteaduses käsitletakse keskkonda kui varade kogumit, mis pakub erinevaid teenuseid.¹⁰² Üks võimalus selgitada keskkonnaga seotud probleeme laiemalt on see, et keskkonnahüved ja nende pakutavad teenused on avalikult kasutatavad – ei kuulu kellelegi, kuid on kättesaadavad igaühele. Avalikud hüvised on klassikalise majandusteooria järgi määratletud kahe tunnuse kaudu. Esiteks võimaluse puudumine kasutamist välistada – hüvise kasutamisest huvitatuid ei saa takistada hüvist kasutamast. Teiseks kasutuskonkurentsi puudumine – ühe inimese kasutus ei vähenda teise inimese võimalust sama hüvist kasutada.¹⁰³ Seega avaliku hüvise puhul ei ole võimalik tarbimise korral välistada teisi majandussubjekte.¹⁰⁴ Iga uus tarbija ei vähenda teiste tarbijate jaoks hüvise hulka.¹⁰⁵ Avaliku hüvise puhul on raske selle kasutajate ringist kõrvaldada mittemaksjaid ning välistatavuse seisukohast võib öelda, et tarbijale saadav kasu ei kahane lisanduvate tarbijate korral. Kui tegemist on avaliku hüvisega, siis puudub kas konkurents või välistatavus või mõlemad.¹⁰⁶ Juhul kui puuduvad mõlemad tunnused on tegemist puhta avaliku hüvisega.¹⁰⁷ Avaliku hüvise korral ei suuda turumehhanismid tagada seda, et neid toodetakse piisavas koguses ja jaotatakse ühiskonnaliikmete vahel optimaalselt.¹⁰⁸

Vabade hüviste kasutamine viib aga nende üleekspluateerimiseni nii, et see kahjustab keskkonna kaudu ka inimesi, kes ise ei ole saastajad ehk teisi majandus-

¹⁰⁰ Avalik hüvis on majanduslik termin ega ole õiguslikult reguleeritud. Eesti keeles on mõiste „avalik hüvis“ asemel kasutusel siiski ka majandusteaduslikes käsitlustes mõiste „avalik hüve“. Käesolevas töös kasutatakse mõistet avalik hüvis, rõhutamaks seda, et tegemist on inimeste tarbeid rahuldava teenusega. Ka H. Kaldaru ja A. Kaasa märgivad, et mõiste „avalik hüve“ kasutamine ei ole soovitatav, kuna „hüvis“ on sobiv termin tähistamaks kõiki inimvajaduste rahuldamiseks pakutavaid kaupu, olgu need materiaalsed või mittemateriaalsed. (Vt H. Kaldaru, A. Kaasa. Turutasakaalu kujunemine. Turutõrked. – R. Eamets jt. Sissejuhatus majandusteooriasse. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus, 2005, lk 109.) Avaliku hüvisega samas tähenduses kasutatakse mõnel pool ka terminit avalik kaup või ühiskondlik kaup. Mõistet avalik hüvis tuleks kasutada ka seetõttu, et see rõhutab majandusteadusliku termini erinevust õigusteaduses kasutatava avaliku hüvega.

¹⁰¹ G. Wustlich (2003), lk 234.

¹⁰² T. H. Tietenberg, L. Lewis. Environmental Economics: The Essentials. London: Routledge, 2020, lk 18.

¹⁰³ M. Martini. Der Markt als Instrument hoheitlicher Verteilungslenkung: Möglichkeiten und Grenzen einer marktgesteuerten staatlichen Verwaltung des Mangels. Tübingen: Mohr Siebeck, 2008, lk 15.

¹⁰⁴ H. Kaldaru, A. Kaasa (2005), lk 109.

¹⁰⁵ K. Juurikas jt. (2004), lk 53.

¹⁰⁶ Ibid, lk 53.

¹⁰⁷ Ibid, lk 54.

¹⁰⁸ V. Trasberg. Valitsuse roll majanduses. – R. Eamets jt Sissejuhatus majandusteooriasse. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2005, lk 256.

subjekte (nn välisefekt).¹⁰⁹ Avalike hüviste tarbimisega sellisel viisil seondub G. Hardini poolt sõnastatud ühishüvede teooria.¹¹⁰ G. Hardini kohaselt kasutab ratsionaalselt mõtlev majandus inimene vabalt saadavaid ressursse maksimaalselt seetõttu, et kasutamisest saadav kasum kuulub temale. Kahjum seevastu aga jaguneb kõigi ühiskonna liikmete vahel. Seetõttu ekspluateeritaksegi ühishüvesid nii kaua, kuni puuduvad mehhanismid, millega väliskulud (teiste kulud) muudetakse sisemisteks kuludeks (hüvise kasutaja kuluks).¹¹¹ Avalike keskkonnanüvude – mis sellisena saavad õiguslikult kuuluda vaid avalikkusele – kasutamise viisi ja ulatuse üle saab otsustada ainult see instants, kes õiguskorda üldistes hüvides loob. See on riik oma erinevate organitega. Tsiviilühiskond eeldab riigi olemasolu ning saab tegutseda vaid seaduste poolt antud raamides.¹¹² Riik sekkub turumajandusse, kui turumehhanismid ei toimi ja viivad majanduslikult või poliitiliselt ebasoovitavate jagamistulemusteni.¹¹³ Muuhulgas ei saavuta turg alati Pareto-efektiivsust, mistõttu esinevad turutõrked ning avalike hüviste puhul on vajalik riigipoolne sekkumine.¹¹⁴ S. Magen juhib siin tabavalt tähelepanu asjaolule, et seda, mida majandus mõistab efektiivsuse probleemina, võib põhi-seaduslikus kontekstis käsitleda kui õiguspärast avalikku huvi.¹¹⁵ Keskkonnanökonoomika kohaselt peaks olema just keskkonnapoliitika ülesanne välisefektide mõju internaliseerida.

Atmosfäär on täies ulatuses avalik hüvis. Selle erinevad, sh vastastikku konkureerivad kasutusviisid – näiteks saastamine ja õhu kasutamine eluks vajaliku keskkonnana, mis eeldab atmosfääriõhu kindlat keemilist koostist – ei ole olemuslikult üksteist välistavad. Veelgi enam – lisaks kõikidele inimestele on atmosfäär ka kõikidele riikidele võrdselt kättesaadav.¹¹⁶ Atmosfäärile ei laiene eksklusiivne käsutamiseõigus. Kõik inimesed ja riigid saavad atmosfääri tarbida võrdselt ehk puudub tarbimiskonkurent. Olemuslikult ei ole ka võimalik kedagi välistada atmosfääriõhu tarbimisest. Samas tulenevad just sellest avaliku hüvise iseloomust mitmed globaalsed keskkonnaprobleemid, millest kõige ulatuslikum

¹⁰⁹ N. Malaviya. *Verteilungsentscheidungen und Verteilungsverfahren*. Tübingen: Mohr Siebeck, 2009, lk 31.

¹¹⁰ G. Hardin. *The Tragedy of the Commons*. – *Journal of Natural Resources Policy Research*, 2009, 1(3), lk 243–253. <https://doi.org/10.1080/19390450903037302>.

¹¹¹ Ibid.

¹¹² H. Schneider. Riik ja ühiskond teoreetilis-metodoloogilisest aspektist. Mõtteid oma-riikluse tähtpäevade puhul. – *Juridica*, 1997, 10, lk 509–518.

¹¹³ A. Heertje, H. D. Wenzel. *Grundlagen der Volkswirtschaftslehre*. Berliin: Springer, 1997, lk 353.

¹¹⁴ D. Eerma. Valitsuse poliitika erinevate tegevusalade tegevuslubade väljastamisel. – *RiTo*, 2002, 5, lk 156–164; M. Klopfer. *Umweltrecht*. 4. Aufl. München: C.H. Beck, 2016, § 5 Rn 813; O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2171.

¹¹⁵ S. Magen. *Rechtliche und ökonomische Rationalität im Emissionshandelsrecht*. – E.V. Towfigh, E. Dieth (toim). *Recht und Markt: Wechselbeziehungen zweier Ordnungen*; 49. Assistententagung Öffentliches Recht. Tagung der Wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Baden-Baden: Nomos, 2009, lk 9–28.

¹¹⁶ G. Wustlich (2003), lk 87.

on kliimamuutus. Õhu kvaliteedist sõltuvad otseselt inimeste elu ja tervis ning kaudselt ka toiduahel, kuna atmosfääri seisund mõjutab ka loomi ja teisi elus-organisme.¹¹⁷ Seega selleks, et tagada inimestele ellujäämiseks sobiva õhukvaliteedi olemasolu, peab riik looma sobiva regulatsiooni ehk määratlema selle kaudu atmosfääri kui ökoloogiliselt napi hüve.

1.5. Atmosfääri omadustest tingitud regulatsiooni spetsiifika

1.5.1. Omandi ja suveräänsuse piirid atmosfääriõhu suhtes

Atmosfääriõhk ehk Maa atmosfääri moodustav gaaside segu on Maa suurim, kogu inimkonna poolt kasutatav loodusressurss. Õigus sotsiaalse korra ja inimese elutingimuste tagajana ei saa seetõttu õhu kvaliteedi küsimustest mööda vaadata. Selge on see, et õhu tarbimist hingamiseks ei ole võimalik reguleerida. Inimene ei kasuta õhku aga ainult hingamiseks. Välisõhku suunab inimene oma tegevuse jääke – tootmisprotsessiga kaasnevat heidet, mida tootmises ära ei kasutata. Välisõhk on sellisel juhul justkui reservuaar, mis võtab vastu inimtegevusest pärinevaid heiteid.

Sellist tegevuse jääkide õhku suunamist saasteainete näol saab riik reguleerida. Küsimus on aga selles, millisel viisil riik seda reguleerima peab. Õhumasse ei ole võimalik näha ega kontrollida. Majanduslikest käsitlustest nähtub, et tegemist on avaliku hüvisega juba õhu olemusest tulenevalt. Siit saab teha loogilise järelduse, et tsiviilõigusliku käsitluse kohaselt ei saa olla võimalik ka eraomand õhule. Tsiviilseadustiku üldosa seaduse (TsÜS)¹¹⁸ § 48 kohaselt võivad olla õiguse objektiks asjad, õigused ja muud hüved. Kuna aga välisõhk ei ole kehaline ese või muu hüve TsÜS § 48 tähenduses, ei saa maatüki kohal olev õhk iseenesest kuuluda kinnisasja omaniku omandisse.¹¹⁹ Õhk on tsiviilkäibest väljas tema olemusest tulenevalt.¹²⁰ Asjaolu, et oma olemuselt on atmosfäär nähtamatu, seda ei ole võimalik käega katsuda ega osadeks jaotada, tingib ka atmosfääri kasutamise õigusliku käsitluse. Õhku ei ole võimalik isikute vahel jagada.

Siiski sätestab asjaõigusseaduse (AÕS)¹²¹ § 127 lg 1, et kinnisomand ulatub maapinnale ning õhuruumile ülalpool ja maapõuele allpool seda pinda sellise

¹¹⁷ H. Westermann. Welche gesetzlichen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Verbesserung des Nachbarrechts sind erforderlich? Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, 1958, lk 9.

¹¹⁸ Tsiviilseadustiku üldosa seadus – RT I 2002, 35, 216; RT I, 31.12.2024, 48.

¹¹⁹ P. Varul jt. Asjaõigusseadus I. Kommenteeritud väljaanne. Tallinn: Kirjastus Juura, 2014, lk 520; H. Brox, W.-D. Walker. Allgemeiner Teil des BGB, 30. Aufl, Köln: Carl Heymanns Verlag, 2006, lk 401.

¹²⁰ P. Varul jt. Tsiviilseadustiku üldosa seadus. Kommenteeritud väljaanne. Tallinn: Kirjastus Juura, 2010, lk 191.

¹²¹ Asjaõigusseadus – RT I 1993, 39, 590; RT I, 17.03.2023, 58.

kõrguse või sügavuseni, milleni ulatub omaniku huvi kinnisasja kasutamisel. Asjaõigusseaduse § 127 lg 2 kohaselt ei või kinnisasja omanik keelata tegevust, mis toimub sellises kõrguses või sügavuses, milleni tema huvi vastavalt kinnisasja kasutamise otstarbele ei ulatu. Regulatsioonist nähtuvalt hõlmab AÕS § 127 kinnisasja kohal olevat vertikaalset õhusammast. Kuna õhk ei tunne kinnisasjade piire ega saa seetõttu kuuluda kinnisasja omaniku omandisse, reguleerib asjaõigusseaduse säte seega vaid omaniku kasutamishuvi olemuslikult avalikuks hüveks oleva õhu kasutamisel,¹²² võrdsustades õhuruumi kasutamisega seotud huvi piirid kinnisasja piiridega. Siiski on ka AÕS §-s 127 sätestatud huvi avalik-õigusliku kasutuskorraga oluliselt piiratud. Avalikus õiguses on saasteainete heited välisõhku reguleeritud atmosfääriõhu kaitse seaduses. Seadus kohustab kindlate saasteainete puhul nende väljutamiseks luba saama ning määrab nende piirväärtused. Need sätted piiravad asjaõigusseaduses sätestatud kinnisasja üldist kasutusõigust. Iga selline seadus on üldise asjaõigusseaduse regulatsiooni suhtes eriseadus. Üldjuhul kaasneb ettevõtjatele teatud hüve kasutamisega selle eest tasu maksmise kohustus. Kuna ei ole võimalik anda eksklusiivseid kasutamise õigusi atmosfääriõhule ning tegemist on avaliku hüvisega, ei saa ka saastamisest negatiivselt mõjutatud isikud nõuda tasu saastamise eest.¹²³ Kuna õhku ei ole võimalik õiguslikult isikute vahel jagada, on selle puhul ka õiguslikus mõttes tegemist üldise hüvega.

Fakt, et õhu suhtes ei ole võimalik teostada omandit, seab piirid ka rahvusvahelise õiguse regulatsioonile. Nii rõhutavad V. Soromenho-Marques ja P. Magalhães, et globaalsed välisõhu probleemid raputavad rahvusvahelise õiguse alustalasid, sest atmosfääri olemusest tulenevalt ei ole siin võimalik arvestada füüsilise või territoriaalse jagunemisega. Õiguslikult on küll võimalik jagada õhuruum abstraktseteks tsoonideks, kuid siiski ei ole võimalik samasugust jagamist teha atmosfääri biogeokeemilise koostise või kliimasüsteemi kui terviku osas.¹²⁴

Eeltoodust nähtub, et regulatsioonis on oluline selgelt eristada atmosfääri ja õhuruumi mõisteid. Rahvusvahelises kontekstis on viimane riikliku suveräänsuse ruumiline mõõde. Riigi territoriaalne suveräänsus õhuruumis – välja arvatud õhuruum avamerel – ulatub atmosfääris maailmaruumi piirini, mis asub umbes 80–120 km kõrgusel maapinnast.¹²⁵ Rahvusvahelise tavaõiguse kohaselt algab satelliitide lennukoridori kõige madalamas punktis maailmaruum.¹²⁶

Riikidel ei ole aga faktiliselt võimalik atmosfääri kasutamist teistel riikidel keelata või neid selle kasutamisest välistada. Atmosfääri ei saa võrdsustada õhuruumiga, mida on mainitud rahvusvahelise tsiviillennunduse konventsioonis.¹²⁷

¹²² P. Varul (2014), lk 521.

¹²³ O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2171.

¹²⁴ V. Soromenho-Marques, P. Magalhães. *Our Blue Planet at the Crossroads. Between the Hobbesian Nightmare and a New Culture of the Commons.* – M. G. Garcia ja A. Cortês (toim) *Blue Planet Law. The Ecology of our Economic and Technological World.* Cham: Springer, 2023. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-24888-7>.

¹²⁵ G. Wustlich (2003), lk 61; O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2758.

¹²⁶ O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2758.

¹²⁷ A. E. Boyle, C. Redgwell (2021), lk 359.

Selle konventsiooni artikli 1 kohaselt tunnustavad konventsiooni osalised riigid iga riigi täielikku ja eranditult suveräänsust õhuruumi üle oma territooriumi kohal.¹²⁸ Selles definitsioonis on õhuruum ruumiliselt riigi territooriumiga seotud. Atmosfäär on seevastu muutuv ja dünaamiline õhumass, mida ei ole võimalik siduda riikliku suveräänsusega. Kuna atmosfääriõhk siiski läbib riikide territooriumi, ei ole võimalik atmosfääri käsitleda ka kui riikideülest hüve nii, nagu see on näiteks avamerega.¹²⁹ ÜRO mereõiguse konventsiooni art 89 kohaselt ei või ükski riik mingis avamere osas kehtestada oma suveräänsust.¹³⁰ Alternatiivne võimalus on käsitleda atmosfääri kui jagatud ühist ressursi ja nii on sellele viidanud ka ÜRO keskkonnaprogramm.¹³¹ A. E. Boyle jt kohaselt pakub selline käsitus lahendust kahepoolsete või piirkondlike piiriüleste õhusaasteprobleemide kontekstis, kuid ei aita globaalsete atmosfääriprobleemide korral nagu seda on kliimamuutused ja osoonikihi hõrenemine, kus on vaja kontseptsiooni, mis tunnustab globaalse atmosfääri ühtsust ning kõikide riikide ühist huvi selle kaitsmisel.¹³²

Saasteainete levimine õhu kaudu sõltub saasteainete omadustest ning ilmastikutingimustest, mistõttu on küll võimalik levikut prognoosida, kuid seda ei ole võimalik juhtida.¹³³ Samuti ei ole võimalik faktiliselt takistada saasteainete levikut riigiüleselt. Need asjaolud tingivad selle, et ka rahvusvahelise õiguse reeglid atmosfääriõhu kaitse valdkonnas on heitekohapõhised – riikide vahel jagatakse saasteainete heidete lubatud koguseid¹³⁴ või kohustatakse vähendama saasteaineid konkreetse riigi territooriumil. Siit järeldub paratamatult, et iga riik vastutab oma territooriumil tekkiva heite eest, sõltumata sellest, kuhu see lõpuks jõuab.

Kuna atmosfääriõhu suhtes ei ole võimalik omandiõigust teostada, ei saa selle kasutamist reguleerida samal viisil nagu selliste loodusvarade puhul, mille üle on võimalik valdust teostada, nagu näiteks kalavarude või maavarade puhul. Saastamise reguleerimisel on seetõttu traditsiooniliselt keskendutud allikapõhise saasteainete heite ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kehtestamisele. Samas on lisaks heite ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuste seadmisele võimalik reguleerida ka õhku kui heiteid vastuvõtva keskkonna kasutamist selle üldiste koguseliste kasutusmahtude kindlaksmääramisega. See võimaldab riigil suunata heiteid vähendavaid meetmeid kas sektoripõhiselt planeerimise kaudu või individuaalsete heiteõiguste määramise teel.

¹²⁸ Rahvusvahelise tsiviillennunduse konventsioon – RT II 2000, 2, 12.

¹²⁹ A. E. Boyle, C. Redgwell (2021), lk 359.

¹³⁰ Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni 1982. aasta 10. detsembri mereõiguse konventsiooni ja selle XI osa rakenduskokkuleppega ühinemise seadus – RT II 2005, 16, 48.

¹³¹ A. E. Boyle, C. Redgwell (2021), lk 359.

¹³² Ibid, lk 360

¹³³ R. Czarnecki. Verteilungsgerechtigkeit im Umweltvölkerrecht. Dogmatik und Umsetzung. Berlin: Dunker & Humblot, 2017, lk 147.

¹³⁴ Ibid, lk 148.

1.5.2. Saasteainete käitumine atmosfääris

J. Rockström jt rõhutavad planetaarsete piiride kontseptsiooni käsitluses, et kuigi eraldiseisvaid piire kirjeldatakse neile eriomaste protsesside kaudu, on need piirid omavahel tihedalt seotud ning neid ei ole võimalik käsitleda teineteisest eraldatuna.¹³⁵ Sarnane loogika kehtib väiksemas mõõtkavas ka atmosfääriõhu kaitse valdkonnas. Saasteained ja heiteallikad on omavahel seotud ning nende vastastikmõjuga tuleb regulatsiooni kujundamisel arvestada.

Nagu juba ülal alapeatükis 1.2 käsitlemist leidis, ei ole õhu olemusest tulevalt välisõhku väljutatavad saasteained seotud tingimata konkreetse kohaga, kus neid välisõhku väljutatakse.¹³⁶ Mitmed saasteained levivad atmosfääris kiiresti ning võivad kanduda oluliselt kaugemale heiteallika asukohast. Saasteainete mõju ulatuse järgi eristatakse kohaliku tasandi, regionaalse ja globaalse mõjuga keskkonnaprobleeme. Keskkonnakvaliteedi hindamisel võib kindlate heiteallikatega konkreetse piirkonna keskkonnakvaliteeti seostada üldiselt vaid juhul, kui heiteallikas asub 10–30 km raadiuses. Vaid väga vähestel erandjuhtudel on võimalik 100 km kaugusel ja kaugemal asuvat konkreetset heiteallikat seostada keskkonnakvaliteedi tasemega.¹³⁷

Traditsioonilistel õhusaaste koostisosadel, nagu lämmastikoksiidid, tahked osakesed ja mitmed lenduvad orgaanilised ühendid on atmosfääris viibeaeg tavaliselt päevadest nädalateni.¹³⁸ Samas võivad nad kanduda õhuvooludega selle aja jooksul edasi mitu tuhat kilomeetrit.¹³⁹ Need saasteained omavad küll ka lokaalset olulist negatiivset keskkonnamõju, kuid õhuvooludega edasikandumine tähendab, et tegelik kahju ei pruugi tekkida tingimata samas riigis, kus saasteained välisõhku väljutatakse. Näiteks tuuakse happesademetel puhul tüüpilise näitena kirjanuduses välja, et suur osa Ühendkuningriigi happelisest sadestusest langeb Skandinaaviasse.¹⁴⁰ Seevastu kasvuhoonegaasid, nagu süsinikdioksiid ja diämmastikoksiid, ning stratosfääri osoonikihti kahjustavad ühendid võivad atmosfääris püsida aastakümneid kuni sajandeid.¹⁴¹ Selle aja jooksul võivad need jaotuda praktiliselt üle kogu planeedi ning tüüpiliselt ei ole nende mõju seotud konkreetse piirkonnaga.

Lisaks erineva ruumilise tasemega mõju ulatusele, põhjustavad mitmed atmosfäärisaasteained samaaegselt erinevaid keskkonnaprobleeme. Alapunktist 1.2.3

¹³⁵ J. Rockström (2007).

¹³⁶ A. C. Kiss, D. Shelton (2007), lk 160.

¹³⁷ O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2751.

¹³⁸ S. Murase (2011), lk 268.

¹³⁹ G. Lövblad jt. Deposition of Sulphur and Nitrogen in the Nordic Countries: Present and Future. – *Ambio*, 1992, 21(5), lk 339–347. <https://www.jstor.org/stable/4313959> (04.04.2026).

¹⁴⁰ C. A. Ramus. The Large Combustion Plant Directive: An Analysis of European Environmental Policy, OIES Paper EV7. Oxford: Oxford Institute for Energy Studies, 1991, 39 lk. <https://www.oxfordenergy.org/wpcms/wp-content/uploads/2011/03/EV7-TheLargeCombustionPlantDirectiveAnAnalysisofEuropeanEnvironmentalPolicy-CARasmus-1991.pdf> (04.04.2026).

¹⁴¹ S. Murase (2011), lk 268.

nähtuvalt on mitmed osoonikihti kahandavad ained kliimat soojendava mõjuga. Nii on klorofluorosüsiivesinikud sünteetilised gaasid, mis ei ole küll otseselt mürgised, kuid püsivad atmosfääris väga kaua. Atmosfääris segunedes jõuavad nad lõpuks stratosfääri, kus lagundavad osoonikihti.¹⁴² Mitmetel õhusaasteainetel, nagu näiteks must süsinik ja metaan, on samuti kliimat soojendav mõju ning neid tuntakse seetõttu ka kui lühiealisi kliimasaasteaineid. Samuti võivad mõned teised õhusaasteained nagu näiteks lämmastikoksiidid, atmosfääriprotsesside kaudu mõjutada kliimat kaudselt.¹⁴³

Saasteained ei mõjuta ainult õhukvaliteeti, vaid võivad avaldada kaudset mõju ka teistele keskkonnamelementidele. Atmosfäärist sadestudes võivad need mõjutada pinnast ja veekogusid ning jõuda taimede kaudu toiduahelasse. Lämmastikoksiidid koos vääveldioksiidiga on happesademetes peamised põhjustajad. Happesademed viivad omakorda mulla ja magevee hapestumiseni, kahjustades taimi ja vee-elupaiku, ning võivad põhjustada ka ehitusmaterjalide korrosiooni.¹⁴⁴ Samal ajal mõjutavad kliimamuutused seda, kuidas väävli- ja lämmastikuühendid atmosfääris ja ökosüsteemides levivad, ning need ained võivad omakorda mõjutada ka kliimat ning kasvuhoonegaaside hulka.¹⁴⁵

Saasteained reageerivad välisõhus ka omavahel, moodustades uusi tervisele kahjulikke ühendeid. Alapunktis 1.2.3 on juba välja toodud, et lämmastikoksiidid reageerivad päikesevalguse toimet lenduvate orgaaniliste ühenditega, mille tulemusel tekib maapinnalähedane osoon ehk troposfääriosoon. Lisaks aitavad näiteks vääveldioksiid ja lämmastikoksiidid pärast õhku väljutamist kaasa sekundaarsete tahkete osakeste tekkele atmosfääris.¹⁴⁶

Siit saab teha kolm olulist järeldust käesoleva töö kontekstis. Esiteks, regulatsioon ühes atmosfääriõhu kaitse valdkonnas saasteaine heite vähendamiseks võib tuua kaasa ka muude saasteainete heite vähenemise. Nii võimaldab lühiealiste õhusaasteainete heitkoguste vähendamisele keskendumine aeglustada globaalse ja regionaalse kliima soojenemise kulgu, parandades samal ajal kohalikku õhukvaliteeti. Siin tuleb aga välja tuua, et teisalt jälle avaldavad mõned õhusaasteained, nagu vääveldioksiid, hoopis kliimat jahutavat mõju ning neid väljutatakse sageli tööstusprotsesside käigus käitistest koos kliimat soojendavate saasteainetega. Seetõttu tuleb silmas pidada ka vastandlikke mõjusid. Antud juhul võib õhusaaste vähendamine tuua kaasa hoopis jahutava mõju kadumise ning viia täiendava pinnatemperatuuri tõusuni, omades seega kliimale negatiivset mõju.¹⁴⁷

¹⁴² H. G. Brauch (1996), lk 5.

¹⁴³ M. Hahn (2004), lk 241.

¹⁴⁴ EEA (2013), lk 5.

¹⁴⁵ D. A. Burns jt. Critical Loads as a Policy Tool for Protecting Ecosystems from the Effects of Air Pollutants. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6, lk 156–159. <https://doi.org/10.1890/070040>.

¹⁴⁶ EEA (2013), lk 5.

¹⁴⁷ V. Ramanathan, Y. Feng. Air Pollution, Greenhouse Gases and Climate Change: Global and Regional Perspectives. – *Atmospheric Environment*, 2009, 43(1), lk 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.063>.

Igal juhul ei ole iga saasteaine eraldiseisev käsitlemine tänapäevastele teaduslikele andmetele tuginedes enam parim võimalik lähenemine atmosfääriõhu probleemidega toimetulekuks. Teiseks saab väita, et üksnes üksikutele heiteallikatele kehtestatud individuaalsete heite piirväärtustega ei ole võimalik kontrollida atmosfääriõhu saastatuse kogumõju. Tänapäevased keskkonnaprobleemid on saastatuse ulatuse tõttu kumulatiivsed ja kollektiivse tekkega. Kolmandaks on selge, et riigi õhukvaliteeti mõjutavad nii naaberriikide tegevus kui ka riigi enda heitkogused. Kuna atmosfäär ei tunne riigipiire ning saasteained võivad levida mitme tuhande kilomeetri kaugusele, mõjutab kohaliku tasandi õhusaastet nii lokaalne kui ka piiriülene saaste. Seetõttu ei saa saasteainete piiriülese leviku tõttu välisõhu kaitse reguleerimisel piirduda vaid siseriikliku regulatsiooniga.

1.5.3. Heiteallikate ja saasteainete seoste kompleksus

Nagu nähtub alapeatükist 1.2, toimub saasteainete välisõhku väljutamine erineva tegevuse käigus. Seejuures võivad erinevad tegevused kaasa tuua ühe ja sama saasteaine heite. Õigusloojal on seega uue regulatsiooni loomisel oluline arvesse võtta, kuidas teistes valdkondades kehtiv regulatsioon on juba mõjutanud või mõjutab sama saasteaine heidet ning seeläbi õhukvaliteeti. Näiteks on lämmastikoksiidide heitkoguste vähenemisele kaasa aidanud muu hulgas katalüsaatoriga sõiduautode osakaalu suurenemine, tehnoloogiliste lahenduste areng, heitestandardite karmistumine ning bensiinimootoriga autode arvu vähenemine.¹⁴⁸ Nende asjaoludega on oluline arvestada summaarse heitkoguse jaotamisel erinevate sektorite vahel.

Lisaks võivad ühed ja samad heiteallikad väljutada erinevaid saasteaineid. Suur osa õhusaastet pärineb transpordi- ja tööstussektorist, mille heidet tuleb vähendada ka kliimamuutustega võitlemise eesmärgil. Fossiilkütuste põletamine elektri tootmiseks on suurim ülemaailmne kasvuhoonegaaside heitmete allikas ning ühtlasi oluline kohalike õhusaasteainete allikas.¹⁴⁹ Energeetikasektor on Eestis peamine kasvuhoonegaaside heitkoguste allikas. Samas moodustas 2023. aastal energeetikasektor (sealhulgas liikuvad heiteallikad) Eesti väävel-dioksiidi heitkogustest 99,7%, lämmastikoksiidide heitkogustest 32% ning mitte-metaansete lenduvate orgaaniliste ühendite heitkogustest 21,5%.¹⁵⁰

Kuigi süsihappegaas on peamine kasvuhoonegaas, mis mõjutab globaalset kliimasüsteemi, pärinevad nii CO₂ kui ka paljud teised õhusaasteained, nagu

¹⁴⁸ Keskkonnaministri 29.03.2019 käskkiri nr 1-2/19/276 „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklik programm aastateks 2020–2030“, lk 11.

¹⁴⁹ P. Singhal. Are Emission Performance Standards Effective in Pollution Control? Evidence from the EU's Large Combustion Plant Directive. – DIW Berlin Discussion Paper No. 1773, 2019. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3297528>.

¹⁵⁰ Keskkonnaagentuur. Eesti õhusaasteainete heitkogused aastatel 1990–2023. Tallinn, 2025. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/V%C3%A4lis%C3%B5hk/Eesti_ohusasteainete_heitkogused_aastatel_1990-2023.pdf.

lämmastikoksiidid, vääveldioksiid ja tahked osakesed, sageli samadest antropogeensetest allikatest, eeskätt fossiilkütuste põletamisest.

1.6. Koguseline reguleerimine atmosfääriõhu kaitstes

1.6.1. Teaduslik ebakindlus ja kumulatiivne koormus

U. Beck toob välja, et teadus ei ole alati võimeline – näiteks seetõttu, et erinevaid nähtusi ei ole veel selgesti mõistetud või on nad liiga keerulised – täpselt paika panema loodusele ja inimestele ohutut saastamise piiri väites, et „*põhiline sõna, mis asendab riskidega tegelemisel väljendit „mina ka ei tea“, on „piirmäär“*“.¹⁵¹ Eriti problemaatiliseks peab ta piirväärtuste kehtestamist üksikute ainete jaoks, sest selline lähenemine ei arvesta erinevate saasteainete kumulatiivset mõju inimese tervisele ja keskkonnale.¹⁵² Keskkonnaõiguse arengulugu kinnitab U. Becki seisukohtade paikapidavust. Kuigi teatud valdkondades on tehtud märkimisväärsed edusamme, jäävad teaduslikud teadmised jätkuvalt sageli maha tehnoloogia arenguga kaasnevate riskide tuvastamisest ja mõistmisest.¹⁵³ Nii näiteks sisaldavad ka kõige uuemad WHO õhukvaliteedi suunised¹⁵⁴ soovitusi üksikute saasteainete piirväärtuste kohta ega sisalda soovitusi saasteainete segude ega nende koosmõjude osas.¹⁵⁵

U. Beck formuleeris oma seisukohad 1980. aastatel. Teadus on tänapäeval märkimisväärselt edasi arenenud ning võimaldab keskkonnariske varasemast täpsemalt hinnata. Samas peab jätkuvalt paika, et kõiki uute tehnoloogiate ja saasteainete pikaajalisi mõjusid ning nende omavahelist koostoimet ei ole võimalik ette näha, mistõttu säilib teadusliku ebakindluse roll keskkonnaõiguses ka tänapäeval. Uued andmed võivad lisaks ka muuta varasemaid järeldusi. Keerulistest süsteemides, nagu seda on ökosüsteemid ja kliimasüsteem, ei saa inimene kõiki tagajärgi ette näha. Siin tuleb siiski nentida, et see on teaduse paratamatus, selle loomulik osa, mitte viga.

Kui varasemad keskkonnaprobleemid, millega teadus pidi tegelema, olid lokaalsed ja enamasti suhteliselt lihtsalt hallatavad oma piiratud ruumilise ja ajalise ulatuse poolest, siis tänapäevaseid keskkonnaprobleeme iseloomustab üha enam nende hajusus – neid on raske piiritleda ruumis ja ajas. Probleemi põhjustaja ei ole enam konkreetne käitis, vaid keskkonnaoht tekib ja kasvab mitme teguri koosmõjul. Seetõttu ei saa keskkonnaprobleeme käsitleda enam ainult

¹⁵¹ U. Beck (2005), lk 327.

¹⁵² Ibid.

¹⁵³ H. Veinla jt. Keskkonnaõigus. Tallinn: Kirjastus Juura, 2016, lk 25.

¹⁵⁴ WHO ülemaailmsed õhukvaliteedi suunised on teaduspõhised soovitusel, mis määravad peamiste õhusaasteainetele rahvatervise kaitse eesmärgil piirväärtused. Kuigi need ei ole õiguslikult siduvad, pakuvad need raamistikku, millest juhinduvad regulatiivsete meetmete väljatöötamisel õhusaaste valdkonnas nii erinevad riigid kui ka Euroopa Liit.

¹⁵⁵ WHO (2021), lk 6.

juhtumipõhiselt, vaid heiteallikate mitmekesisus nõuab keskkonnakaitse kavandamisel süsteemset lähenemist.

Tänapäeval teatakse küll oluliselt rohkem looduskeskkonnast ja kahju põhjustavatest protsessidest, samas on inimkond muutunud arvukamaks ning inimühiskonna kumulatiivsed tegevused jõuavad üha tõenäolisemalt kahjulike lävenditeni. Järjest kasvav globaalne vastastikune seotus levitab inimtegevuse mõjusid – nii positiivseid kui ka negatiivseid – laiemalt kui kunagi varem.¹⁵⁶ Seega ei avaldu paljud keskkonnaprobleemid üleöö, vaid kujunevad välja aastakümnete lõikes saasteainete kumulatiivse mõju tulemusel. Saasteainete kumulatiivne mõju võib aga kaasa tuua pöördumatuid kahjustusi keskkonnale ning selle kaudu ka inimese elule ja tervisele. Ilmekad näited on siin kliimamuutused ja osoonikihi hõrenemine. Nende puhul ei ole keskkonnamõju seostatav üksikute heiteallikate ega lokaalselt piiritletud tegevustega, vaid on kujunenud pikaajalise ja globaalse koormuse tulemusel. Ka välisõhu saastatus ei ole tänapäeval enam üksikute heiteallikate probleem, vaid kumulatiivse koormuse tulemusel väljakujunenud piiriline keskkonnaprobleem.

1.6.2. Keskkonnarisk ja ettevaatuspõhimõte

Keskkonnaõiguses tekib küsimus, kuidas muuta teaduslik käsitlus planetaarsetest taluvuspiiridest, mida järjest enam mõjutab kumulatiivne koormus, õiguslikult siduvaks regulatsiooniks. Keskkonnaõiguse areng on näidanud, et tänapäevastele keskkonnaprobleemidele ei ole võimalik tõhusalt reageerida üksnes klassikalise ohu tõrjumise mudeli abil. See ei võimalda reageerida ei piisavalt varakult ega piisavalt ammendavalt,¹⁵⁷ vaid võimaldab sekkuda alles siis, kui oht on juba selgelt tuvastatav ning ka siis keskendub tavaliselt üksikjuhtumitele.

Keskkonnakahju tekkemehhanismide muutumine ja nende järjest suurem keerukus on tinginud ka keskkonnapoliitika ja õiguslike sekkumisvahendite olulise arengu. N. de Sadeleer eristab kolme olulist etappi. Esimesel etapil sekkus avalik võim siis, kui kahju oli juba tekkinud ning ainus võimalik tegevus oli kahju heastamine. Teises etapis on jõutud arusaamale, et ohud keskkonnale on reaalsed ja olukorrad võivad kiiresti muutuda kriitiliseks, mistõttu on vajalik reageerida enne kahju tekkimist. Samas sekkuti alles siis, kui oli tõenäoline, et kahju tekib juhul, kui midagi selle ärahoidmiseks ette ei võeta. Kolmandas etapis on avalik võim valmis reageerima juba ka võimalikele, ebakindlatele või hüpoteetilistele ohtudele – sealhulgas kõigile juhtumitele, kus puudub lõplik tõend selle kohta, et oht tegelikult realiseerub.¹⁵⁸ See peegeldab tänapäevase keskkonnaõiguse ühe keskse põhimõtte – ettevaatuspõhimõtte – olemust: meetmeid võib rakendada ka

¹⁵⁶ L. Albert. The Unifying Role of Harm in Environmental Law. – Wisconsin Law Review, 2006, 3, lk 897–985.

¹⁵⁷ C. Franzius. Prävention durch Verwaltungsrecht: Klimaschutz. – Veröffentlichungen der Vereinigung der Deutschen Staatsrechtslehrer, 2022, 81, lk 384.

¹⁵⁸ N. de Sadeleer. Environmental Principles. From Political Slogans to Legal Rules. Oxford: Oxford University Press, 2022, lk 136.

olukorras, kus kahju tekkimine ei ole veel teaduslikult täielikult tõendatud. Nagu ülal alapunktis 1.6.1 tõdeti, ei saa teadus anda kunagi täielikku kindlust. G. Winter eristab olukordi, kus teaduslikku ebakindlust on võimalik täiendavate uurin-gutega vähendada, olukordadest, kus süsteemi keerukuse tõttu ei ole usaldus-väärne prognoosimine põhimõtteliselt võimalik. Sellistel juhtudel õigustavad just võimalikud ulatuslikud või pöördumatud keskkonnamõjud ettevaatuspõhimõttest lähtuvat piiravat lähenemist.¹⁵⁹ Seega on ettevaatuspõhimõttega arvestamine oluline, sest ebakindlus on püsiv. Ootamine võib tähendada seda, et kahju on juba tekkinud ja on pöördumatu.

Ettevaatuspõhimõte tugineb säästva arengu¹⁶⁰ kontseptsioonile, mis esma-kordselt mainituna ÜRO 1987. aasta Brundtlandi komisjoni raporti „Meie ühine tulevik“ kohaselt on selline areng, mis rahuldab praeguste põlvkondade vajadusi, kahjustamata tulevaste põlvkondade võimalusi oma vajaduste rahuldamiseks.¹⁶¹ See põhimõte eeldab seega põlvkondadevahelise õiglusega arvestamist, sest kui areng pole õiglane põlvkondade vahel, ei saa seda pidada säästvaks. Lisaks aga ka majanduslike, sotsiaalsete ja ökoloogiliste teguritega arvestamist ühiskonna arengu suunamisel.¹⁶² Seega säästva arengu põhimõtte kohaselt peab praegune ühiskonna areng olema nii jätkusuutlik, et tulevased põlvkonnad omaksid sama-väärseid arenguvõimalusi. Ettevaatuspõhimõttele tuginev lähenemine kesk-konnaprobleemide lahendamisel aitab seda eesmärki saavutada.

1992. aasta Rio deklaratsiooni 15. põhimõte, mis on esimene rahvusvahelise tasandi ettevaatuspõhimõtte selgesõnaline formuleering, viitab sellele, et kesk-konna kaitsmiseks peavad riigid vastavalt oma võimalustele laialdaselt rakendama

¹⁵⁹ G. Winter. Climate Engineering and International Law: Last Resort or the End of Humanity? – Review of European Community & International Environmental Law, 2011, 20, lk 277–289. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9388.2012.00730.x>.

¹⁶⁰ Eestis kasutatakse ingliskeelse termini *sustainable development* tähistamiseks kolme erinevat terminit. Esiteks säästev areng, mis viitab otseselt säästmisele. Teiseks kestlik areng. See on *sustainable development*, mis rõhutab kestvust ja vastupidavust. Ja lõpuks jätkusuutlik areng. See on *sustainable development*, mis viitab jätkuvusele. Euroopa Liidu terminoloogia-haldussüsteemi andmebaas (*Interactive Terminology for Europe*, IATE) andmebaas määratleb eesti keeles eelistatud terminina „kestlik areng“. Siiski kasutab Eesti keskkonnaõigus valdavalt määratlust säästev areng, eelkõige keskkonnavaldkonna raamseaduse – keskkonna-seadustiku üldosa seaduse – terminoloogias. Termin säästev areng ÜRO kestliku arengu eesmärkidele (*UN Sustainable Development Goals*) viitamisel on kasutusel ka Vabariigi Valitsuse poolt ning seda kasutatakse ka arengustrateegias „Eesti 2035“. Samuti viitab Eesti Vabariigi põhiseadus terminoloogiliselt just säästva arengu põhimõttele. Seetõttu kasutatakse ka käesolevas väitekirjas ingliskeelse termini *sustainable development* tähistusena terminit säästev areng.

¹⁶¹ UN. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. – UN Doc. A/42/427, 1987. [https://digitallibrary.un.org/record/139811?v=pdf\(04.04.2026\);](https://digitallibrary.un.org/record/139811?v=pdf(04.04.2026);) J. E. Viñuales, The Rise and Fall of Sustainable Development. – Review of European, Comparative & International Environmental Law, 2013, 22, lk 3–13. <https://doi.org/10.1111/reel.12021>.

¹⁶² J. Kappet. Qualitätsorientierter Gewässerschutz in Deutschland. Baden-Baden: Nomos, 2006, lk 29.

ettevaatuspõhimõtet. Kui esineb tõsise või pöördumatu kahju oht, ei tohi teadusliku kindluse puudumist kasutada põhjusena, et lükata edasi kulutõhusate meetmete võtmist keskkonnakahju vältimiseks. Alates 1992. aasta Rio konverentsist on ettevaatuspõhimõtte kujunenud üheks rahvusvahelise keskkonnaõiguse keskseks põhimõtteks ning see on juurdunud riikide tasandil keskkonnaõiguse üldpõhimõttena, lisaks võetud üle enamikesse rahvusvahelistesse keskkonnalastes konventsioonidesse.¹⁶³ Ettevaatuspõhimõtet rakendati rahvusvahelisel tasandil ühena esimestest just välisõhu ja merekeskkonna kaitse valdkonnas. Seda võib seletada asjaoluga, et saasteainete mõju nendele keskkonnaosadele on võrreldes teiste keskkonnakomponentidega raskem prognoosida. Samuti on tegemist olemuselt piiriülese probleemiga, mille tõhus lahendamine eeldab riikidevahelist koostööd.¹⁶⁴

Ettevaatuspõhimõttele on omane ebakindlus, see ei eelda täiuslikku arusaamist konkreetsest riskist, vaid piisab sellest, et riski kahtlustatakse või oletatakse selle tekkimist. N. de Sadeleer selgitab, et selle põhimõtte puhul on ratsionaalne vaade „kõigepealt selgita faktid, seejärel tegutse“ ümber pööratud ning asendatud põhimõttega „tegutse esmalt, seejärel selgita faktid“.¹⁶⁵ Küsimus on siiski selles, kui ulatuslikult ettevaatuspõhimõtet rakendada. Kui seda tehtaks piiramatult, võiks riik keelata peaaegu igasuguse tegevuse, sest pea igal tegevusel võib olla mingi potentsiaalne keskkonnarisk. Kuigi ettevaatuspõhimõtte täpne sisu varieerub eri õiguskordades ja regulatsioonitasanditel, võib selle ühiseks tuumaks pidada arusaama, et teaduslik ebakindlus ei välista ennetavat sekkumist olukorras, kus esineb tõsise keskkonna- või tervisekahju oht.¹⁶⁶ Igal juhul nõuab ettevaatuspõhimõtte otsustajatelt ettenägelikku tegutsemist, mis hõlmab eelkõige pikaajaliste riskide arvesse võtmist. Seega ei tohi saasteainetest põhjustatud keskkonnakahju õiguslik hindamine keskenduda üksnes nende vahetutele mõjudele, vaid peab arvesse võtma ka nende kuhjumist aastate jooksul.¹⁶⁷ Nii kirjanduse kui ka õiguspunktikas on tunnustatud, et ettevaatuspõhimõtte piiri seab proportsionaalsuse põhimõtte.¹⁶⁸

C. Calliess ütleb, et olulised normatiivsed juhised ökoloogiliste taluvuspiiridega ümberkäimiseks tulenevad just ettevaatuspõhimõttest. Ta leiab, et õiguslikust ettevaatuspõhimõttest võib tuletada iseseisva põhimõtte: ökoloogiliste taluvuspiiride mitteammandamise põhimõtte. See näeb ette sellise ökoloogilise künnise määratlemise, mille lähedusse jõudmist tuleb ettevaatusabinõuna

¹⁶³ N. de Sadeleer (2022), lk 139.

¹⁶⁴ H. Veinla (2004), lk 42.

¹⁶⁵ N. de Sadeleer (2022), lk 136.

¹⁶⁶ Ibid, lk 268; H. Veinla (2004), lk 24.

¹⁶⁷ C. Calliess. Planetary Boundaries, Precautionary Principle and “Climate Engineering” from a Legal Perspective. – Berliner Online-Beiträge zum Europarecht, 2024, 153, lk 11. https://www.jura.fu-berlin.de/forschung/europarecht/bob/berliner_online_beitraege/Paper153-Calliess/BOB153_PlanetaryBoundaries.pdf (04.04.2026).

¹⁶⁸ Ibid, lk 12.

vältida. Selleks et vältida selle piiri ületamist, tuleb teadlikult suunata tegevust eemale selle ületamise riskist.¹⁶⁹

1.6.3. Kriitilise koormuse kontseptsioon

Nagu juba eelnevalt märgitud, on atmosfääriõhk koguseliselt piiramatu ressurss, kuid selle kasutamise piirid seab keskkonna ning inimese elu ja tervise kaitseks vajalik õhukvaliteet. Ökoloogiliste taluvuspiiride mitteammendumise põhimõtte ettevaatuspõhimõtte osana eeldab ohutu kauguse määramiseks normatiivseid otsuseid selle kohta, kuidas ühiskond riskide ja ebakindlusega toime tuleb. Kuid selleks, et üleüldse teada saada, millisel määral tohib keskkonda koormata (nagu näiteks saasteaineid välisõhku väljutada) või millisel määral tuleb saasteainete heitkoguseid vähendada, et kaitsta keskkonda ja inimese elu ja tervist, on häda-vajalik määratleda looduse taluvuspiir. Kuigi teadus võimaldab hinnata saaste-ainete koosmõjusid, ei ole nende alusel veel võimalik usaldusväärselt kehtestada üldkehtivaid piirväärtusi. Samas on tänapäevased teaduslikud teadmised kesk-konnaprobleemide tekkimise ahelast – alates heitmetest kuni keskkonna-mõjudeni – arenenud nii kaugele, et need võimaldavad anda üha täpsemaid suuni-seid poliitika kujundamiseks ning pakuvad tugeva aluse juba ka struktuursete keskkonnakaitsemeetmete väljatöötamiseks.¹⁷⁰

Õhusaaste valdkonnas on ökoloogilise taluvuspiiri kindlaksmääramiseks kasutusel kriitilise koormuse (*critical load*) kontseptsioon. Euroopas on seda arendatud alates 1980. aastate keskpaigast ja peamiselt piiriülese õhusaaste kaug-levi konventsiooni raames ning algselt happesademetes koormuse kindlaksmääramise eesmärgil.¹⁷¹ Siiski on kriitilisel koormusel põhinevat lähenemist võimalik kasutada mis tahes õhusaasteaine sadestumise ohjamiseks, mille puhul on võimalik kindlaks teha tõendatud ökoloogilised mõjud ja lävendid.¹⁷² Kriiti-liste koormuste lähenemisel keskendutakse heitkoguste asemel mõjudele ning rahvusvahelisel tasandil on selle alusel võimalik paika panna iga riigi jaoks dife-rentseeritud heitkoguste eesmärgid. Ettevaatuspõhimõtte õigustab piiri kehtes-tamist teadusliku ebakindluse tingimustes ning sellel põhineb ka kriitilise koormuse kontseptsioon – see ei tähenda „kahju alguse piiri“, vaid taset, millest allpool püsides on kahju ebatõenäoline.¹⁷³

Kõige sagedamini tsiteeritud kriitilise koormuse definitsioon pärineb 1988. aasta märtsis ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni ja Põhjamaade Ministrite

¹⁶⁹ C. Calliess (2019), lk 219.

¹⁷⁰ M. Hornung, R. A. Skeffington (toim). Institute of Terrestrial Ecology. Critical loads, concept and applications, 1992, lk 11.
https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/4645/1/28_-_Critical_Loads.pdf?utm_source (04.04.2026).

¹⁷¹ J.-P. Hettelingh. Critical Loads and Dynamic Modelling to Assess European Areas at Risk of Acidification and Eutrophication. – Water Air and Soil Pollution: Focus, 2007, 7, lk 379–384. <https://doi.org/10.1007/s11267-006-9099-1>.

¹⁷² D. A. Burns (2008).

¹⁷³ M. Hornung, R.A. Skeffington (1992), lk 3.

Nõukogu korraldatud, Rootsis Skoklosteris toimunud töötoa materjalidest, mis käsitles väävl ja lämmastiku kriitilisi koormusi. Töötoa lõppdokumendi kohaselt on kriitiline koormus kvantitatiivne hinnang ühe või mitme saasteaine mõjule, millest madalamal tasemel ei esine olemasolevate teadmiste kohaselt olulisi kahjulikke mõjusid keskkonna määratletud tundlikele elementidele.¹⁷⁴ Sarnaselt defineerib kriitilise koormuse ka ÜRO piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosooni vähendamise protokoll (Göteborgi protokoll).¹⁷⁵ Protokollis esimese lisa kohaselt määratakse õhusaasteainete kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) piirkonna ökosüsteemide happesuse ja eutrofeerumise kriitilised koormused vastavalt konventsiooni käsiraamatule, mis käsitleb kriitiliste tasemete/koormuste kaardistamise meetodikaid ja kriteeriume ning piirkondi, kus neid ületatakse. Need kujutavad endast maksimaalset hapestava väävl ja lämmastiku ning eutrofeerumist põhjustava lämmastiku sadestuse kogust, mida ökosüsteem suudab pikaajaliselt taluda ilma kahjustusteta.

Kuigi kriitilise koormuse kontseptsiooni on teaduskirjanduses kritiseeritud selle teatava ebamäärasuse ja meetodiliste piirangute tõttu, seisneb selle keskne tähendus käesoleva töö kontekstis selles, et summaarse heite piirkoguse määramine tugineb mõjupõhisele ja teadusandmetel põhinevale lähenemisele. Eelkõige võimaldab kriitiliste koormuste kontseptsioon siduda heite tasemed ökosüsteemide taluvuspiiridega, arvestades nende tundlikkust ning saasteainete pikaajalist mõju. Oluline on siiski rõhutada, et Göteborgi protokollis ei ole kriitilised koormused küll otseselt summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramise aluseks. Heitkoguste ülemmäärad kujunevad integreeritud hindamismudelite kaudu, mille eesmärk on vähendada erinevust tegeliku saastekoormuse ja kriitiliste koormuste vahel, arvestades samas ka majanduslikke ja tehnilisi tegureid.

1.6.4. Summaarne heite piir kui kumulatiivse koormuse juhtimise vahend

Atmosfääri kui jagamatu ja avaliku keskkonnahüve eripärad ning selle saastamisega seotud keskkonnaprobleemide kumulatiivne ja piiriülene iseloom tingivad regulatsioonimudelite kasutamise, mille keskmes ei ole enam pelgalt üksikute piirkondade heiteallikate tegevus, vaid lubatud heite kogukoormus teatud territooriumil või riigis. See on tingitud just rahvusvahelises ja Euroopa Liidu õiguses heite summaarse piiramise instrumentide kasutamise. Kui lähtuda J. Rockström jt planetaarsete piiride kontseptsioonist, võib summaarset heitepiiri käsitleda mehhanismina, mille abil tagatakse, et keskkonna taluvusläve ei ületata. Saasteaine heite kogukoormuse piiramine on seega üks võimalus, mille kaudu saab

¹⁷⁴ D. A. Burns (2008).

¹⁷⁵ Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosooni vähendamise protokolliga ühinemise ja protokollis 2012. aasta muudatuste heakskiitmise seadus – RT II, 13.11.2018, 1.

ohjata keskkonnamõju enne selle täielikku avaldumist. Sellise regulatsiooni-mehhanismi iseloomulikuks tunnuseks rahvusvahelisel tasandil on riigi kohustus saavutada kindlaksmääratud ulatuses heitkoguste vähenemine, meetmete valiku ja jaotamise delegeerimine siseriiklikule õigusele ning vältimatu kaudne või otsene mõju üksikutele heiteallikatele.

Selleks, et olla tõhus keskkonnakaitseline meede, peaks keskkonna taluvuse piiride ja sellega seotud kvootide määramine põhinema siiski teaduslikel teadmistel, mida tuleks regulaarselt kohandada vastavalt muutuvatele oludele. Arvestades märkimisväärsed lünki ja ebakindlusi, mis endiselt ümbritsevad keskkonna-piiride kindlaksmääramist, tuleks neid seada ettevaatuspõhimõttest lähtudes.¹⁷⁶ Kriitiline koormus on teaduslik alus summaarse heitkoguse määramiseks. Oluline on ka see, et tegelikku ökoloogilist taluvuspiiri ei saa võrdsustada poliitilis-õigusliku, ühiskondliku või majandusliku hinnanguga keskkonna või selle elementide kättesaadavusele.¹⁷⁷ Seega ei tulene summaarne piirkogus üksnes teaduslikust hinnangust, vaid kujuneb lõppastmes poliitilise otsustusprotsessi tulemusena, milles arvestatakse ka majanduslike ja tehnoloogiliste piirangutega.

Rahvusvahelisel tasandil on summaarse piiri seadmise eelis selle selgus. Riiklikud summaarsed piirid on eesmärgipõhised normid. Need seavad täpse, kvantitatiivselt määratletud sihi ning jätavad riikidele paindlikkuse selle saavutamise vahendite valikul.¹⁷⁸ Summaarsete piiride tulemuskohustusena, mitte vahendikohustusena kehtestamine tagab süsteemi ökoloogilise tõhususe ja lihtsustab ka täitmise jälgimist, sest riigid rikuvad võetud kohustust, kui ei ole oma summaarse heitkoguse vähendamise nõuet täitnud.¹⁷⁹

Säästva arengu põhimõttest tuleneb vajadus piirata kogukoormust, sidudes summaarse heitkoguse atmosfääri taluvusvõimega. Lähenedes atmosfääriga seotud keskkonnaprobleemidele selle kasutamise koguseliste piirangute seadmisega, kehtestades saasteainetele lubatud koguheite mahu, saab selle kaudu oluliselt paremini arvestada nii tulevaste põlvkondade õigust keskkonna kasutamisele kui ka olukordi, kus faktipõhine alus (nt teaduslikud teadmised keskkonnamõjude kohta) on ebakindel. Kogusepõhine lähenemine võimaldab keskkonnakaitsel reguleerida süsteemselt, teisalt ka pikaajaliselt, erinevalt üksnes individuaalsete õiguste piiramisel põhinevast tehniliste normidega seotud regulatsioonist. Viimase kaudu on keerulisem ellu viia säästva arengu põhimõtet just põlvkondadevahelise õigluse aspekti arvestades.

Summaarse heite piiri puhul seisab riik aga vältimatult silmitsi jaotusprobleemiga, sest erinevate meetmetega tuleb tagada riikliku koguheite jaotamine seatud ülempiiri sees. V. Dupont jt väljapakutud planetaarsete kvootide süsteemi saab eeskujuks võtta ka summaarse heitkoguse kui reguleerimisinstrumendi sise-

¹⁷⁶ V. Dupont jt (2024).

¹⁷⁷ M. Klopfer, S. Reinert. Umweltprobleme als Verteilungsprobleme in rechtlicher Sicht. – C. F. Gethman, M. Klopfer, S. Reinert. Verteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat. Bonn: Economica Verlag GmbH, 1995, lk 31.

¹⁷⁸ V. Dupont jt (2024).

¹⁷⁹ Ibid.

riikliku rakendamise puhul. Globaalsel tasemel määratud summaarne heitkogus kujutaks endast planetaarset heitmekvooti, mis määrab maksimaalse heitmete koguse, mida ei tohi ületada, et püsida planeedi taluvuse piirides. Autorid rõhutavad, et kvootide puhul on esiplaanil jagamise küsimus, sest kvoodi saavutamine sõltub sellest, kuidas see jagatakse riiklike, sektoripõhiste või individuaalsete kvootidena.¹⁸⁰

Siiski ei anna see vastust küsimusele, kuidas siseriiklikult käsitleda olukorda, kus konkreetse eraõigusliku isiku tegevuse lubamine tooks kaasa riikliku summaarse heite piirkoguse ületamise. Sellisel juhul tekib küsimus, kuidas käsitleda sellise piiri ületamist. Kas tegemist on keskkonnaohuga või pigem keskkonnamuutuse jaotusmehhanismi rikkumisega? Sellest sõltub piirangu õiguslik alus ja ulatus. Kui piiri ületamist käsitleda keskkonnaohuna, võib tegevuse piiramine tugineda vältimispõhimõttele. Sellisel juhul tuleb hinnata kahju tekkimise tõenäosust ja tuvastada seos tegevuse ja võimaliku kahju vahel. Siin on küsitav eelkõige see, kas kumulatiivse koormuse suurenemist saab käsitada keskkonnaohuna. Erinevalt konkreetse saasteainega kokkupuutest, mille puhul võib terviseriski seostada kindlate isikute ja konkreetse kokkupuutega, on summaarse heite piiri ületamise mõju hajus ja kumulatiivne. Seetõttu ei ole tavaliselt võimalik tuvastada konkreetseid mõjutatud isikuid ega ka põhjuslikku seost võimaliku tervisekahjuga. Kui aga piiri ületamist käsitatakse keskkonnamuutuse jaotusmehhanismi rikkumisena, tuleneb piirang eelkõige riigi kohustusest tagada, et summaarne heide jääks kehtestatud ülemmäära piiresse. Sellisel juhul on üksikute tegevuste piiramine osa keskkonnaruumi jaotamisest. Kui tegemist on keskkonnaohuga, kujutab see tavaliselt endast klassikalist alust majanduspõhiõiguste piiramiseks. Kui aga tegemist on üksnes keskkonnaruumi jaotuse küsimusega, eeldab piirang üldjuhul põhjalikumalt jaotuse õiguspärasuse ning proportsionaalsuse analüüsi. Seda, kas saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamist on võimalik käsitleda keskkonnaohuna või peaks olema tegemist ainult riikliku jaotusprobleemi küsimusega, on käsitletud põhjalikumalt töö alapeatükis 3.8.

Summaarse heite piiri jaotamine väiksemateks heitkoguse ühikuteks tekitab omakorda küsimuse nende piiride ületamise õigusliku tähenduse osas. Tekib küsimus, kas riikliku summaarse heite piiri sees moodustatud heitkoguste piiride ületamist saab käsitada keskkonnaohuna samas tähenduses nagu summaarse piiri ületamist või on sellisel juhul tegemist eelkõige keskkonnaruumi jaotamise reegli rikkumisega. Saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse sees eraldiseisva heite piirkoguse kehtestamist paiksetele heiteallikatele ning selle raames heitkoguse jagamist käsitletakse põhjalikumalt töö alapeatükis 3.9.

¹⁸⁰ Ibid.

1.7. Üldine looduskeskkonna kasutamise vabadus

Keskkonnakaitse ja põhiõiguste omavahelist suhestumist on käsitletud peamiselt nende inimeste põhiõiguste kontekstis, kelle õigusi saastav tegevus võib puudutada.¹⁸¹ Kaudselt kaitsevad teatud põhiõigused ka keskkonda ning selles küsimuses on keskkonnakaitse ja põhiseaduse eesmärgid omavahel ühtsed. 2011. aastal märgib M. Ernits lähtudes tõdemusest, et põhiseaduse aluspõhimõtete kataloog on avatud ja sõltub ümbritsevast tegelikkusest: „Näiteks ei saa välistada, et keskkonnatingimuste olulise halvenemise korral tunnustatakse tulevikus keskkonnakaitset põhiseaduse aluspõhimõttena.“¹⁸² Kuigi Riigikohus eitab iseseisva keskkonnapõhiõiguse olemasolu,¹⁸³ eksisteerib siiski kaudselt subjektiivne kaitseõigus negatiivsete keskkonnamõjutuste vastu.

Selline olukord ei eksisteeri aga siis, kui küsida, kas põhiõigused kaitsevad ka õigust keskkonda kasutada ehk näiteks saasteained õhku, vette või pinnasesse väljutada või maavarasid kaevandada. Kas eksisteerib üldine keskkonnakasutuse, sh saastamise, vabadus? Arvestades üldist keskkonnakaitsele suunatud ühiskonnas, on sellele küsimusele moraalselt raske jaatavalt vastata. Keskkonna saastamine läheb vastuollu esiteks individuaalsete subjektiivsete põhiõigustega. Põhiseadus lähtub aga lisaks veel ka sellest, et individuaalsete õiguste kõrval on olemas kollektiivsed või ühishüved, mis ei ole individuaalsete hüvede summa.¹⁸⁴ Põhiseaduse § 19 lg-s 2 nimetatud teiste inimeste õiguste ja vabaduste kõrval on niisiis olemas ka materiaalsete piirangupõhjuste teine liik: kollektiivsed või ühishüved.¹⁸⁵ Selliseks kollektiivseks hüveks on kahtlemata ka looduskeskkonna kaitse. Põhiõigusi on võimalik seega piirata ka kollektiivsete hüvede huvides.

Seega vähem tähelepanu on leidnud küsimus, kas ja mil määral kaitseb põhiseadus põhiõiguste kaudu saastajat. Keskkonna saastaja põhiõigused seadusandlike keskkonnakaitse kohustuste elluviimise negatiivse piirina eeldavad seda, et saastaja keskkonda negatiivselt mõjutavad tegevused on hõlmatud vastavate põhiõiguste kaitsealaga. Põhiseadus ei oleks rakendav, kui keskkonda saastav tegevus – nagu seda on välisõhu saastamine saasteainetega – on välistatud põhiõiguste kaitsealast. Seega, analüüsides seda, millised piirid seab põhiseadus regulatsioonile, mis jagab summaarse piiriga saasteainete heiteid saastajatele, tuleks leida esmalt vastus küsimusele, kas saastajad üleüldse leiavad oma tegevuse õigustamiseks põhiseadusest tuge.

Saksamaal on mõnede õigusteadlaste poolt seatud kahtluse alla põhiõigustega kaitstud keskkonnaressursside vaba kasutatavus ja püütud keskkonnaressursside

¹⁸¹ H. Veinla. Inimõigused ja ettevaatusprintsiiibil põhinev keskkonnakaitse. – Juridica, 2003, 9, lk 597–606.

¹⁸² M. Ernits. Põhiõigused, demokraatia, õigusriik. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2011, lk 47.

¹⁸³ RKHKo 18.06.2010, 3-3-1-101-09, p 13.

¹⁸⁴ R. Alexy. Põhiõigused Eesti põhiseaduses. Justiitsministeerium, põhiseaduse ekspertiisi komisjon, 1997, lk 43.

¹⁸⁵ Ibid, lk 44.

kasutamise reguleerimist põhiõiguslikust põhjendamise kontekstist välja viia.¹⁸⁶ Nii väidab D. Murswiek õigusliku ja faktilise vabaduse eristamisest tulenevalt, et isikul võib olla küll täielik õiguslik vabadus ettevõtlusega tegelemiseks, kuid sellele õiguslikule vabadusele ei vasta faktiline vabadus.¹⁸⁷ D. Murswiek toob näitena välja, et ettevõtlusvabadus garanteerib klaverimängijale õiguse klaverit mängida ja sellega elatist teenida. See ei garanteeri talle aga õigust nõuda riigilt tasuta klaverit või õigust kasutada kolmanda isiku klaverit, et end pianistina teostada.¹⁸⁸ D. Murswiek järeldeb sellest omakorda, et sarnaselt ei tohiks olla ka avalikud hüved, eriti avalikud keskkonnahüved, hõlmatud ettevõtlusvabaduse garantiiga. Ettevõtlusvabadus millegi tootmiseks tehaseid püstitada, eeldab samuti rea faktiliste eelduste olemasolu. Tootmistegevus toob aga reeglina kaasa keskkonnanähtude nagu õhk, vesi ja pinnas kasutamise koos sellega kaasnevate kahjulike tagajärgedega keskkonnale ja inimese tervisele. Erinevalt maa-pinnast, mis on reeglina eraomandis, on välisõhk ja vesi – kui välja arvata mõned eraveekogud – avalikud keskkonnahüved. Need hüved ei ole käitaja omandis ning ei ole ka muul viisil talle õiguslikult määratud. Nii on D. Murswiek seisukohal, et keskkonnakasutus ei ole mitte osa vabast eneseteostusest, vaid üldsusele kuuluva hüve kasutamises osalemine.¹⁸⁹ Õhk on avalik hüve ja kui riik selle kasutamist reguleerib, ei ole tegemist vabaduse piiramisega, vaid hüvede jaotamisega, täpsemalt õhu kasutamise õiguse andmisega.¹⁹⁰ See tähendab D. Murswieki käsitluses seda, et kui seadusandja määrab kindlaks heite või keskkonnakvaliteedi piirväärtuse, siis ta sellega mitte ei piira tööstusettevõtete vabadust, vaid loob saastamise vabaduse, andes ettevõtetele saastamise õiguse.¹⁹¹ Seadusandja sellisuline kohustus tuleneb asjaolust, et industriaalühiskond on eksistentsiaalselt seotud tööstusega. Nii nagu riik on põhiseadusest tulenevalt kohustatud elu looduslike aluseid säilitama on ta ka kohustatud elu tööstuslike aluseid säilitama. Seega õigus saastamisele, mis on seotud industriaalse tegevusega, ei ole tagatud mitte vabaduspõhiõigustega vaid avaliku huvi tõttu. Ainult selles ulatuses, milles see on kaetud avaliku huviga, saab riik anda välja õhu saastamise õigust. Õigus vabale eneseteostusele ei hõlma seega tema käsitluses õigust üldise hüve kasutamises osaleda. D. Murswieki käsitluses on vabadus sellest järelduvalt

¹⁸⁶ I. Appel. Staatliche Zukunfts- und Entwicklungsvorsorge. Tübingen: Mohr Siebeck, 2005, lk 103.

¹⁸⁷ R. Alexy (1997), lk 24.

¹⁸⁸ D. Murswiek. Die Nutzung öffentlicher Umweltgüter: Knappheit, Freiheit, Verteilungsgerechtigkeit. – R. Gröschner, M. Morlock (toim). Rechtsphilosophie und Rechtsdogmatik in Zeiten des Umbruchs. ARSP-Beiheft Nr. 71. Stuttgart: Franz Steiner Verlag, 1997, lk 207.

¹⁸⁹ Ibid.

¹⁹⁰ D. Murswiek. Immissionsschutz und Luftbewirtschaftung. – H. Albach, jt (toim). Junge Juristen und Wirtschaft: Wandlungen in Technik und Wirtschaft als Herausforderung des Rechts: Kongress: Referate und Diskussionsbeiträge u.a. Hanns Martin Schleyer-Stiftung, 1985, lk 68.

¹⁹¹ Ibid.

midagi, mis on õiguskorra poolt ette antud, mitte midagi sellist, millele õiguskord üles on ehitatud.

Saksamaa valitsev arvamus siiski eitab seda, et keskkonda kahjustav tegevus saaks olla põhiõiguste kaitsealast väljas.¹⁹² Jättes saastava tegevuse põhiõiguste kaitsealast välja toob see kaasa keskkonnaküsimuste eelistamise keskkonda saastavale tegevusele isegi siis, kui kollideeruvad suhteliselt väikesed keskkonnala-
alased huvid oluliste põhiõiguste küsimustega.¹⁹³ Keskkonnakaitse eesmärgil loodud kohustused ja keelud on seega samuti põhiõiguste riived ja vajavad riigipoolset õigustust. Ilma seadusliku aluseta oleks ühiskondlikult kahjuliku määratlemine suvaotsus ja seetõttu õigusvastane. Ettevõtlusvabaduse ja omandipõhiõiguse realiseerimine on olemuslikult seotud ka keskkonnahüvede kasutamisega. M. Klopfer toob välja, et kes sellega ei nõustu, jätab suure osa inimtegevusest faktiliselt nende põhiõiguste kaitsealast välja.¹⁹⁴ C. Calliess juhib siin tabavalt tähelepanu sellele, et tegemist ei ole siiski aruteluga kas tunnustame põhiõigust keskkonda saastada. Keskkonna kasutamist tuleks vaadelda vältimatu osana põhiõigustega tagatud loomulikust vabadusest.¹⁹⁵

H. P. Prüm toob keskkonnakaitse kontekstis välja, et Saksa õiguses on ajalooliselt põhiõiguste algne eesmärk olnud ainult selles, et kaitsta kodanikke riigi keskkonnakaitse eesmärgil toimepandud sekkumise eest nende vabadusse ja omandi kasutamisse.¹⁹⁶ Eesti õiguse kohta seda väita ei saa, sest keskkonda on väärtustatud juba alates põhiseaduse vastuvõtmisest. Põhiseaduse § 5 kohaselt on Eesti loodusvarad ja loodusressursid rahvuslik rikkus, mida tuleb kasutada säästlikult. Küsitav on, kas rahvuslikku rikkust antud kontekstis saaks ja tuleks tõlgendada D. Murswiekile sarnaselt sellisel viisil, et loodusvarad ja -ressursid on üldsusele kuuluv hüve, mille kasutamist majandab riik. Semantilise aspektist võiks küsida, mida tähendab rahvuslik rikkus PS §-s 5. Säästliku kasutamise eesmärk antud paragrahvis on suunatud riigile. Kui tõlgendada PS § 5 selliselt, et riik on loodusvarade ja loodusressursside kui rahvusliku rikkuse haldaja, tekib küsimus vastuolu kohta põhiõiguste süsteemiga. Kas sellisel viisil § 5 tõlgendamisel on tagatud põhiseaduse sätete konsistents?¹⁹⁷

Põhiseaduse § 19 esimese lause kohaselt on igaühel õigus vabale enese-teostusele. Samas isiku vabadusõiguse kasutamine ei ole võimalik ilma suuremal või vähemal määral keskkonnahäiringuid tekitamata. Inimene on keskkonna saastaja juba oma eksistentsiga. Selleks, et inimkonnal oleks võimalik eksisteerida, on paratamatult vajalik ka keskkonda kasutada. See ei käi mitte ainult PS § 19 kohta vaid kõikide vabaduspõhiõiguste kohta. Seega võib kõiki vabaduspõhiõigusi vaadelda kui õigust tegutseda viisil, millega paratamatult võib kaas-

¹⁹² I. Appel (2005), lk 102; C. Calliess (2001).

¹⁹³ I. Appel (2005), lk 106.

¹⁹⁴ M. Klopfer (2016), § 3 Rn 54.

¹⁹⁵ C. Calliess (2001), lk 551.

¹⁹⁶ H. P. Prüm. Umweltschutzrecht. Eine systematische Einführung. Frankfurt am Main: Metzner, 1989, lk 115.

¹⁹⁷ R. Alexy (1997), lk 6.

neda ka negatiivseid keskkonnamõjutusi. Eelkõige tuleb kõne alla lisaks eneseteostusvabadusele ka PS § 31 sätestatud ettevõtlusvabadus ning õigus enda omandit vabalt vallata, kasutada ja käsutada (PS § 32). Tekib küsimus, kas isikul on õigus õhku kui samuti loodusvara eneseteostusvabaduse raames kasutada hingamiseks, aga ei ole ettevõtlusvabaduse raames õigus sama loodusvara heite eesmärgil kasutada. Kõik välisõhku väljutatavad ained ei ole kvalifitseeritavad ohtlikena, st saasteainetena. Siin on ka küsimus, kus on piir sellisel saasteainel, mida võib välisõhku väljutada, mis seega ei lähe avaliku hüve kasutamise alla ja millised lähevad.

Eesti riik on rajatud vabadusele, õiglusele ja õigusele. Liberaalse riigi keskmeks asub kõikide võrdse vabaduse idee, seetõttu rõhutab ka põhiseadus kõigepealt vabadust riigi rajamise alusena.¹⁹⁸ Eesti põhiseaduse vabadused on kõik negatiivsed vabadused – millegi tegemise või tegemisest hoidumise vabadused.¹⁹⁹ Negatiivne vabadus on erinevalt positiivsest väärtushinnanguliselt neutraalne. Kui ei ole keeldu midagi teha või kohustust, mida teha, siis on tegevus lubatud. Seega kui isikul on põhiõiguslik ettevõtlusvabadus, siis on tal õigus ka sellele, et riik tema vabaduse kasutamist ei takistaks ehk ei keelaks teda selle tegutsemise alternatiivide kasutamisel (tõrjeõigus).²⁰⁰ Põhiseadus ei kirjuta ette, mis on hea elu või kuidas tuleb elada, vaid kaitseb neid valikuid, mida ühiskonnaliikmed oma elu elades ise teevad. Seega on ka keskkonnakahjulik tegevus hõlmatud põhiõiguste kaitsealaga. Sellest järeldub omakorda, et avaliku huvi või kolmandate isikute kaitse tagamiseks saastaja tegevuse piiramise kaudu, on vajalik seaduslik alus. Nii on õigusnorm, mis keelab käitajal teatud kindlate keskkonnaväärteede piirväärtuste ületamise, kohaliku elaniku jaoks abinõu tema huvide või õiguste kaitsmiseks, ettevõtja jaoks aga on see omakorda huvide või õiguste riive. Käsud ja keelud, millel on keskkonnakaitseline eesmärk, vajavad põhjendamist ja õigustamist riigi sekkumise korral saastaja vabaduspõhiõigustesse.

R. Alexy toob välja, et positiivset vabadust võib leida põhikohustuste juures. Põhiseaduse § 53 sisaldab põhikohustust säästa looduskeskkonda ja hüvitada kahju. Seega võib ka küsida, kas selle piirangu kaudu on keskkonna saastamine välistatud kaitsealast. Kohustused piiravad õigusi. Seega kohustus säästa keskkonda piirab ka ettevõtlusvabadust. Riigipoolne säästmise nõue riivab paratamatult isiku põhiõigusi, mistõttu on PS § 53 lg 1 eelkõige põhiseaduslik alus ja väärtusnorm, mis suunab seadusandjat põhiõigusi piirama keskkonnakaitselise eesmärgil, mitte aga vahetult kohaldatav iseseisev nõudeõigus riigi poolt isiku vastu.²⁰¹

¹⁹⁸ R. Narits, H. Kalmo, L. Madise. Preambul. – Ü. Madise jt (toim). Eesti Vabariigi põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. 5., täiend. vlj. Tallinn: Juura, 2020 (Põhiseaduse kommentaarid).

¹⁹⁹ R. Alexy (1997), lk 24.

²⁰⁰ Ibid, lk 25.

²⁰¹ M. Ernits (2011), lk 152.

Eesti põhiõiguse teooriale D. Murswieki käsitus seega ei vasta. Ongi tava-pärane see, et demokraatlike konstitutsiooniliste riikide põhiseaduste põhimõtted toovad endaga kaasa väga palju kokkupuõrkeid.²⁰² Seega tuleb kokkupuõrget keskkonnakaitse ja vabaduse vahel lahendada selliselt, et kaalumise teel tuleb leida sobiv lahendus. Kaalumisel langetatakse ühtlasi otsus ka selle üle, kuidas väärtustatakse ühiskonnas keskkonnakaitset ja vabaduspõhiõigusi.

Siiski on küsitav, kuidas tõlgendada eeltoodu valguses Riigikohtu otsust, mille kohaselt ettevõtlusvabadus ei anna isikule õigust nõuda rahvusliku rikkuse ega riigi vara kasutamist oma ettevõtluse huvides.²⁰³ Ühest küljest vihjab see seisukoht asjaolule, et loodusvarade ja loodusressursside kui rahvusliku rikkuse kasutamine ei ole ettevõtlusvabadusega hõlmatud – isik ei saa nõuda loodusvarade kasutamist oma ettevõtluse huvides. See läheks aga vastuollu ülaltoodud järeldustega, mille kohaselt Eesti õigus käsitleb põhivabadusi negatiivsete vabadustena. Sellisel viisil Riigikohtu lahendit tõlgendades jõuaksime olukorda, kus riigil oleks võimalik näiteks igasuguste keemiliste ühendite välisõhku väljutamisele seada loa kohustus, sest tegemist on välisõhu kui loodusvara kasutamisega. Ettevõtjal puuduks võimalus tugineda sellele, et tegemist on ettevõtlusvabaduse ebaproportsionaalse riivega, sest loodusvarade kasutamine ei ole ettevõtlusvabaduse kaitsealaga hõlmatud. Ilmselt ei olnud see siiski Riigikohtu lahendis väidetu sisu ning sätet tuleks tõlgendada selliselt, et riigil on õigus loodusvarade ja loodusressursside kui rahvusliku rikkuse kasutamisele seada piiranguid, kuid seda siiski arvestades ettevõtlusvabaduse kaitsega. Vabaduspõhiõigus ei välista piiramist. Põhiseaduses nimetatud loodusvarade ja ressursside säästlik kasutamine võib tähendada ka vabaduspõhiõiguse teostamise piiramist kuni selleni, et riik lubab kindlat loodusressurssi kasutada vaid loa alusel. Siiski eeldab see riikliku regulatsiooni loomist. Seega ei saa absoluutselt väita seda, et isikul ei ole õigust kasutada oma ettevõtluse huvides loodusressursse. Võib olla, kui riik ei ole sellele piiranguid seadnud – sellisel juhul on see hõlmatud vabaduspõhiõigusega. Seega kui riik ei soovi põhiõiguslikku kaitset tagada, siis toimub see piirangu seadmise, mitte kaitsevaldkonnast välistamisega.

Saastamine on eeltoodust tulenevalt samuti põhiseaduslikult kaitstav hüve. Kui täpne olla, siis põhiseadus siiski ei kaitse saastamise õigust vaid kaitseb õigust tegutseda, millel võib olla ka negatiivne keskkonnamõju. See väide isenesest ei tähenda muud, kui põhiõigusliku kaitse abstraktset võimalust.²⁰⁴ Oluline on siiski tähele panna, et vabadusõigused ei tähenda ettevõtte nõudeõigust riigi vastu, et see looks keskkonda kahjustades ettevõtja äritegevuseks majanduslikult võimalikult soodsaid tingimusi. Kui võtta aga keskkonna saastamine vabadusõiguste kaitsealast välja, alluks isikuline vabadus hinnangulisusele. Kaitseala kindlaksmääramine sellest lähtuvalt, mis on teistele või üldsusele vastuvõetav, seab kahtluse alla vabaduse garantii enda.

²⁰² R. Alexy (1997), lk 8.

²⁰³ RKPJKo 16.12.2013 3-4-1-27-13, p 44; RKHKo 09.10.2019 3-17-796/39, p 16; RKHKo 02.03.2023 3-20-1717/67, p 20.

²⁰⁴ R. Alexy (1997), lk 38.

Seega on ka keskkonnahäiringute tekitamine põhiseadusega kaitstud vabadus, millele saab seadusandja põhiseadusega kooskõlas olevaid piire seada. Ka ettevõtlusvabadus on vabadus selle käigus keskkonnakahjustava tegevusega tegeleda. Sama kehtib ka omandipõhiõiguse kohta. See ei tähenda, et põhiseadus kaitseks saastamise õigust kui sellist, vaid et põhiõiguste kaitseala hõlmab ka tegevusi, millel võib olla negatiivne keskkonnamõju. Igasugust sellise vabaduse piiramist tuleb põhiseaduse piiriklauslite alusel kontrollida ning nõutaval viisil põhjendada. R. Alexy rõhutab, et „*keskkonna kaitse tuleb piirangupõhjusena kõne alla kõikjal. Seejuures tuleb muidugi pidevalt järgida seaduse reservatsiooni*“.²⁰⁵ Põhiseadus seab seega riigile § 5 näol ülesande, kuid ei täpsusta seda, kuidas ülesannet ellu viia. Säte määrab kindlaks tulemuse – säästlik kasutamine – aga mitte selle saavutamise viisi. Samas määratleb põhiseadus riigi keskkonnakaitse ülesande ulatuse, mis ühtlasi on ka riigi keskkonnakaitse kohustuse piiriks. Selliselt on ka sättel dünaamiline olemus – kuna on kohustus keskkonda kaitsta, siis arvestades aja jooksul lisanduvaid teadmisi ja muutuvaid keskkonnaolusid tuleb aja jooksul seaduseid täiendada ja muuta.

²⁰⁵ R. Alexy (1997), lk 44.

II. SAASTEAININE HEITE RIIKLIKU SUMMAARSE PIIRKOGUSE NORMATIIVNE STAATUS

2.1. Saasteainete summaarse heite regulatsiooni kujunemine rahvusvahelises õiguses

2.1.1. Rahvusvahelise õiguse väljakutsed atmosfääriõhu reguleerimisel

Atmosfäär on inimkonna suurim jagatud loodusressurss ning riigipiire ületav õhusaastus on seetõttu probleem, millega peab ka rahvusvaheline õigus tegelema.²⁰⁶ Atmosfääriõhu kaitse alane regulatsioon on siiski välja kasvanud vajadusest reguleerida saastavat tegevust kohalikul tasandil. Kuigi õhu liikumine ei arvesta riigipiiridega, hakati välisõhu saastamist käsitlema riigipiire ületava probleemina alles kahekümnendal sajandil, mil teadvustati, et ühes riigis tekkiv saastatus võib põhjustada negatiivseid tagajärgi ka teistes riikides.²⁰⁷ Rahvusvahelisel tasandil reguleerivad küll mitmed konventsioonid atmosfääri ja sellega seotud küsimusi, kuid siiani puudub ühtne õigusraamistik, mis reguleeriks atmosfääriõhu probleeme terviklikul ja süsteemsel viisil, erinevalt teisest globaalsest loodusvarast – veest, mis on ulatuslikult mereõigusega reguleeritud.

Rahvusvahelise keskkonnaõiguse normid üldiselt on kujunenud kahe vastandliku põhieesmärgi kontekstis ning mida võiks pidada selle valdkonna nurgakiviks – ühelt poolt riikide suverääanne õigus oma loodusvarade üle ning teiselt poolt kohustus mitte põhjustada keskkonnakahju. Koos moodustavad need rahvusvahelise keskkonnaõiguse aluseks oleva põhikohustuse ning lähtekoha selle edasiseks täpsustamiseks konkreetsemate normide kaudu.²⁰⁸

ÜRO Rahvusvahelise Õiguse Komisjoni (*International Law Commission*, ILC) töö on olnud seni kõige ulatuslikum katse tuletada riikide praktika alusel üldisi rahvusvahelise atmosfääri kaitse norme. S. Murase, selleks ÜRO poolt eraldi moodustatud töögrupi juht, rõhutab, et kuigi on olemas erinevaid atmosfääri kaitse konventsioone, nii piiriülese kui ka globaalse mõjuga, ei ole need ülemaailmsed, on erineva regulatsiooniga ning rakendavad erinevaid põhimõtteid.²⁰⁹ Atmosfäär ühtse keskkonnaelemendina eeldaks aga kõikehõlmavat ühtset regulatsiooni. Ta leiab, et atmosfääri tuleks selle dünaamilise ja muutuva iseloomu tõttu käsitleda keskkonnakaitselisel eesmärgil ühtse globaalse üksusena.²¹⁰ ILC töö lõppes 2021. aastal, mil ÜRO Peaassamblee oma 9. detsembri 2021.a resolutsiooniga

²⁰⁶ V. Nanda, G. Pring. *International Environmental Law and Policy for the 21st Century*. Leiden: Brill, 2012, lk 331; S. Murase (2011), lk 248.

²⁰⁷ S. Murase (2011), lk 250.

²⁰⁸ P. Sands, J. Peel. *Principles of International Environmental Law*. Cambridge: Cambridge University Press, 2012, lk 189.

²⁰⁹ S. Murase (2011).

²¹⁰ Ibid.

76/112²¹¹ võttis töö tulemused teadmiseks, juhtis töö tulemuste tähelepanu riikidele, rahvusvahelistele organisatsioonidele ja kõigile, kes võivad selle teemaga tegeleda, ning julgustas töö tulemuste võimalikult laialdast levitamist.

Olgugi et kuni käesoleva ajani puudub üks ühtne atmosfääri kaitse konventsioon, on tänapäevaks atmosfäärist saanud rahvusvahelisel tasemel kaitstav hüve ning võib öelda, et atmosfääri kaitse moodustab eraldiseisva rahvusvahelise õiguse valdkonna.²¹² Rahvusvahelistest, Euroopa Liidu ja siseriiklikest õigusaktidest nähtuvalt on atmosfäärikaitseõiguse eesmärk atmosfääri koostise säilitamine kindlal tasemel, hoidmaks ära mõjutusi, mis võivad omada olulist ebasoodsat mõju inimesele ja keskkonnale.²¹³ Olgugi, et regulatsiooni ese on atmosfääriõhk, ei ole erinevad meetmed ja keskkonnakaitselised eesmärgid atmosfääri kaitse valdkonnas suunatud mitte peamiselt õhu kui keskkonnamelemendi kaitsele, vaid eelkõige õhu kaudu mõjutatavate hüvede kaitsele nagu inimese tervis, ökosüsteemid, pinnas ja vesi.²¹⁴ Erandiks on siin kliimamuutuste raamkonventsioon²¹⁵, mis nimetab eesmärgina kasvuhoonegaaside kontsentratsiooni stabiliseerumise saavutamist atmosfääris tasemel, mis hoiaks ära antropogeense sekkumise kliimasüsteemi (konventsiooni artikkel 2).²¹⁶ M. Hahn toob välja, et ka see konventsioon siiski lõppastmes seab eesmärgiks inimkonna kaitse. See nähtub konventsiooni artikli 2 teisest lausest, mille kohaselt tuleb kasvuhoonegaaside kontsentratsiooni stabiliseerumine atmosfääris saavutada sellises ajavahemikus, mis oleks piisav ökosüsteemide looduslikuks kohanemiseks kliimamuutusele, kindlustaks toiduainete tootmise ja võimaldaks majandusliku arengu jätkumist säästlikul viisil.²¹⁷

Atmosfääriõhuga seotud probleemid on valdavalt tingitud majandustegevusest ja seetõttu põhjustatud peamiselt eraõiguslike isikute poolt. Rahvusvahelistel institutsioonidel ei ole üldjuhul võimalik kehtestada regulatsiooni, mis kohalduks eraisikutele vahetult. Käitiste tehniliste piirväärtuste kehtestamine kuulub riikliku suveräänsuse alla. A. A. Fraenkel leiab, et kui heite piirväärtused kehtestatakse rahvusvahelisel tasandil, peegeldaksid rahvusvahelised standardid pigem nende riikide nõudeid, kes seavad heitkogustele kõige vähem piiranguid, kuna eesmärgiks on tagada võimalikult laiapõhjaline osalus. Samalaadsed kaalutlused pärsivad ka rahvusvaheliste tehnoloogiapõhiste normide kehtestamist.²¹⁸ Kuigi A. A. Fraenkeli väidetega võib üldjoontes nõustuda, ei tähenda see, et riigid ei oleks rahvusvahelisel tasandil saavutanud kokkuleppeid nii heite- kui ka tehnoloogiapõhiste piiride kehtestamise osas. Selle ilmeks näiteks on käesoleva töö

²¹¹ UN. Resolution 76/112 adopted by the General Assembly on 9 December 2021. <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n21/389/40/pdf/n2138940.pdf> (04.04.2026).

²¹² G. Wustlich (2003), lk 319.

²¹³ Ibid, lk 234.

²¹⁴ M. Hahn (2004), lk 239.

²¹⁵ Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni kliimamuutuste raamkonventsioon – RT II 1994, 14, 43.

²¹⁶ G. Wustlich (2003), lk 234.

²¹⁷ M. Hahn (2004), lk 239.

²¹⁸ A. A. Fraenkel (1989), lk 465.

keskmes olev Göteborgi protokoll, mis kehtestab riikidele vääpli, lenduvate orgaaniliste ühendite ja lämmastikoksiidide heitkoguste ülemmäärad ning näeb ette meetmed ammoniaagi heite kontrollimiseks.

Siiski on rahvusvahelise tasandi atmosfäärikaitse õiguses valdavaks kokkulepete fookuse suunamine esmajärjekorras keskkonnaalaste eesmärkide kindlaksmääramisele, mitte sellele, kuidas neid saavutada. Riikidel on väga oluline roll kokkulepete täitmisel ning kokkulepitud eesmärki on võimalik riigiti erineval viisil saavutada.²¹⁹ Tihtilugu on uue keskkonnaprobleemi osas isegi eesmärkide seadmine raske, rääkimata konkreetsetest instrumentidest.²²⁰ See on toonud ka kaasa olukorra, kus rahvusvahelisele keskkonnaõigusele üldiselt on iseloomulik esmalt raamkonventsioonide sõlmimine ja seejärel nende alusel täpsustava sisuga konkreetsete protokollide vastuvõtmine. Ka protokollid seavad eesmärgid riikidele, mitte aga eraisikutele. Instrumentide valik jääb tüüpiliselt iga riigi otsustada.

Kuna rahvusvaheline tasand ei paku tõhusaid võimalusi üksikisikute suhtes meetmete võtmiseks eesmärgiga heiteid vähendada, on vajalik rahvusvahelised kokkulepped riiklikul tasandil rakendada ja ellu viia.²²¹ Üldjuhul ei ole globaalsel ega piirkondlikul tasandil ka määrav see, millises ulatuses konkreetne käitis saasteaineid välisõhku väljutab ehk kui suur on üksikute heiteallikate heite kontsentratsioon. Sellel tasandil on oluline heitkogus, mis välisõhus akumuleerub ja õhumassidega edasi kandub. Ulatuslikult kindlate heite piirväärtuste kehtestamine rahvusvahelisel tasandil oleks ka liiga jäik ja raskesti kohaldatav, arvestades riikide erinevat majanduslikku ja sotsiaalset olukorda. Seetõttu on üheks enim kasutatavaks viisiks rahvusvahelisel tasandil atmosfäärikaitse õiguse valdkonnas mõõdetavatel kohustustel põhineva regulatsiooni loomiseks määrata riikidele reguleeritava saasteaine summaarne heite piirkogus.

Kuigi saasteaine heite summaarse piirkoguse kokkuleppimise süsteemi lõppeesmärk on keskkonna kaitse saasteainete heitkoguste vähendamise kaudu, ei vähenda selline rahvusvaheliselt kokkulepitud süsteem iseenesest heitkoguseid, vaid rahvusvaheliste lepingute osapooled peavad välja töötama meetmed heitkoguste vähendamiseks kindlaksmääratud tasemeni. Keskkonnale tulenev kasu ning seega ka kokkulepitud eesmärkide saavutamine sõltub sellest, kuidas protokolliosalised meetmeid rakendavad.

Kõige olulisemad tänapäevased atmosfääri saastamisest tulenevad keskkonnaprobleemid on piirkondliku ja regionaalse ulatusega õhusaastus, kasvuhooneefekt ning osoonikihi hõrenemine.²²² Need kolm peamist atmosfääriõhu kaitsega seotud keskkonnaprobleemi on valdkonniti rahvusvaheliste lepingutega reguleeritud. Valitseva arvamuse kohaselt peetakse globaalseteks keskkonnaohtudeks eelkõige osoonikihi vähenemist ja kasvuhooneefekti, merereostuse, bioloogilise

²¹⁹ L. Rajamani, J. Peel (2021), lk 103; D. M. Driesen, *Trading and its Limits*. – Penn State Environmental Law Review, 2006, 14; G. Wustlich (2003), lk 314.

²²⁰ L. Rajamani, J. Peel (2021), lk 109.

²²¹ H. Heye (2004), lk 14.

²²² Ülevaade tänapäevastest keskkonnaprobleemidest on alapeatükis 1.2.

mitmekesisuse, kõrbestumise ja vihmametsade hävimise kõrval.²²³ Piiriülest õhusaastet ei käsitleta valdava arvamuse kohaselt veel globaalse probleemina ja siin on peamiselt kasutusel regionaalsed või kahepoolsed kokkulepped.²²⁴ Õhusaaste-probleemid ja kliimamuutused on oma olemuselt erinevad, kuna neid põhjustavad erinevad saasteained. Nende vähendamiseks ja leevendamiseks loodud õiguslik regulatsioon mõjutab otseselt paiksete heiteallikate tegevust, erinevalt osoonikihi kaitse regulatsioonist, mis keskendub eeskätt kindlate ainete tootmise ja kasutamise piiramisele. Kuna aga kliimamuutusi põhjustavad kasvuhoonegaasid levivad atmosfääris globaalselt ning nende viibeaeg on väga pikk, ei saa nende põhjustatud kahju olla kunagi tingitud vaid ühe riigi tegevusest ega omistatav ainult ühele konkreetsele riigile.²²⁵

Käesolevas töös käsitletakse NEC-direktiivist tulenevat saasteaine heite summaarse piirkoguse õiguslikku režiimi. See direktiiv on omakorda vastu võetud Göteborgi protokolli Euroopa Liidu sisese rakendamise eesmärgil. Göteborgi protokoll ning ÜRO piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon kuuluvad süstemaatiliselt välisõhu kaitse valdkonda. Seetõttu käsitletakse järgnevalt nimetatud konventsiooni ja selle protokolli ning tehakse seda eeskätt sellest aspektist, mis on oluline summaarse heite piirkoguse kui reguleerimisinstrumendi kujunemise ja toimimise mõistmiseks.

2.1.2. Summaarse heite piirkoguse kujunemine piiriülese õhusaaste rahvusvahelises reguleerimises

2.1.2.1. Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon kui üldine regulatiivne raamistik

Piiriülese õhusaaste konventsioon sõlmiti reaktsioonina 1960. aastatel avastatud piiriüleste happesademetete ja teiste piiriüleste õhusaaste mõjudele.²²⁶ 1970. aastate alguses ja keskpaigas tehtud jätku-uuringud kinnitasid hüpoteesi, et õhus levivad saasteained võivad levida tuhandeid kilomeetreid ning põhjustada kahju oluliselt kaugemal heitekohast.²²⁷ 1979. aastal allkirjastati konventsioon ÜRO Euroopa Majanduskomisjoni liikmesriikide poolt, sealhulgas Kanada ja Ameerika Ühendriikide poolt. See oli esimene mitmepoolne rahvusvaheline leping, mis käsitles atmosfääri kui eraldiseisvat keskkonnaelementi.²²⁸ Alles hiljem järgnesid

²²³ G. Wustlich (2003), lk 30.

²²⁴ A. E. Boyle, C. Redgwell (2021), lk 361.

²²⁵ G. Wustlich (2003), lk 99.

²²⁶ H. J. Koch, E. Hofmann (2018) § 4 Rn 17; J. McCormick. Acid Pollution: The International Community's Continuing Struggle. – Environment: Science and Policy for Sustainable Development, 1998, 40(3), lk 16–20.

²²⁷ Economic Commission for Europe (ECE), Updated Handbook for the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution and Its Protocols. United Nations publication, 2015, lk 11; J. McCormick (1998).

²²⁸ A. A. Fraenkel (1989), lk 456.

kliimavaldkonna ja osoonivaldkonna regulatsioonid. Olgugi et tegemist on olulise rahvusvahelise õigusliku instrumendiga õhusaastatusega tegelemiseks piiriülesele, ei ole tegemist siiski ülemaailmse konventsiooniga.²²⁹ 1983. aastal jõustunud konventsioonil on 51 osapoolt, peamiselt Euroopast, Põhja-Ameerikast ja Kesk-Aasiast. Eestis tegutsetakse kooskõlas selle konventsiooniga alates 1980. aastast, kuna endine NSV Liit oli konventsiooni üheks osapooleks. Eesti Vabariik ratifitseeris konventsiooni 2000. aastal.

Konventsiooni peamine panus seisneb aluse loomises edasiseks koostööks konventsiooniosaliste vahel, toimides raamistikuna piiriülese õhusaaste reguleerimisel. See sisaldab sätteid pooltevahelise koostöö kohta, kuid ei sisalda osapooltele kohustuslikke norme. Üks keskseid konventsiooni põhimõtteid on, et konventsiooniosalised kaitsevad inimest ja teda ümbritsevat keskkonda õhusaastamise eest, püüdes piirata ning võimaluste piires vähendada ja vältida õhusaastamist, sealhulgas piiriülese õhusaaste kauglevi (konventsiooni artikkel 2). Trail Smelteri kaasusest tuntuks saanud piiriülese kahju tekitamise keelu põhimõtte (heanaaberlikkuse põhimõtte) leidis esimest korda siduvas rahvusvahelises lepingus kajastamist just piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonis.²³⁰

Konventsiooni kujunemise loost nähtub selgelt, et atmosfääri kaitse on seotud otseselt teaduse ja tehnika arenguga. Juba konventsiooni kehtivuse algusest on rõhku pandud edasiste otsuste tegemiseks teaduslikult põhjendatud andmete saamisele, mille ilmseks näiteks on esimese protokolliga loodud ühine seire- ja mõõtesüsteem, mille mudelarvutustele edasiste protokollide puhul toetutakse.

Konventsioon defineerib piiriülest õhusaastet kui õhusaastet, mille allikas asub täielikult või osaliselt ühe riigi jurisdiktsiooni all olevas piirkonnas ning mille ebasoodne toime avaldub teise riigi jurisdiktsiooni all olevas piirkonnas nii kaugel, et heiteallikat või -allikate rühmi ei ole võimalik täie kindlusega määrata (konventsiooni artikkel 1 b)). Õhusaasteained on konventsiooni artikkel 1 a) regulatsioonist nähtuvalt ained, mis on otseselt või kaudselt õhku paisatud inimese poolt ja millega kaasnevad kahjulikud tagajärjed, mis ohustavad inimeste tervist, elusainet, ökosüsteeme ja vara, kahjustavad maastiku väärtust või takistavad muul moel keskkonna õiguspärasest kasutamisest.

Alates jõustumisest on konventsiooni täiendatud kaheksa protokolliga. Esimene protokoll võeti vastu 1984. aastal Genfis ning tegemist oli õhusaasteainete kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalise rahastamise küsimusi reguleeriva kokkuleppega. Saasteainete piiriülene geograafiline iseloom viitab üheselt sellele, et probleemi lahendamiseks on vajalik mitmepoolne regionaalne poliitika. Samas on peamised heiteallikad – nagu happelihmade ja eutrofeerumise puhul – valdavalt paiksed heiteallikad, eelkõige suured põletusseadmed. Seetõttu eeldab saaste vähendamine meetmete rakendamist just riigisisel tasandil. Rahvusvahelisel tasandil on omakorda vajalik kujundada lahendus, mis arvestaks riikide suveräänsusega ning tagaks samal ajal piiriülese

²²⁹ M. Montini. Atmospheric Pollution. – E. Lees, J.E. Viñuales (toim). The Oxford Handbook of Comparative Environmental Law. Oxford: Oxford University Press, 2019, lk 398.

²³⁰ S. Murase (2011), lk 254.

õhusaaste tõhusa vähendamise. Ülejäänud protokollid reguleerivadki saasteainete heitkoguste piiramist ning seavad nende vähendamise eesmärgid. Erinevalt konventsioonist on protokollid siduvad selles mõttes, et nad sätestavad osalevatele riikidele konkreetsed eesmärgid ja kohustused protokollides nimetatud saasteainete suhtes. Antud töö kontekstis on olulised just esimesele protokollile järgnevad protokollid, sest need seavad rahvusvahelisel tasandil esmakordselt välisõhu kaitse valdkonnas kindlatele saasteainete heidetele koguselised piirid.

2.1.2.2. Saasteaine põhised riiklikud summaarsed piirkogused

a) Vääveldioksiidi heite riiklik summaarne piirkogus

Trail Smelteri kaasusest väljakasvanud heanaaberlikkuse põhimõtte ei ütle midagi selle kohta, milline võiks olla heitkoguste konkreetne jaotusmeetodika riikide vahel. Küll nõuab see põhimõtte piiriülese heite vähendamist üksnes juhul, kui need heited „oluliselt aitavad kaasa“ teise osariigi saastele. Konventsiooni algne fookus oli hapestumisel ja vääveloksiididel kui hapestumise peamistel põhjustajatel.²³¹ 1985. aastal sõlmitud piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokolliga väävli heitkoguse või selle piiriüleste voogude vähemalt 30-protsendilise vähendamise kohta (Helsingi protokoll),²³² pandi esimest korda paika riikide summaarne heite vähendamise kohustus ja seda vääveldioksiidi heitkoguse osas. Sellega oli Helsingi protokoll üks esimesi rahvusvahelisi kokkuleppeid, mis sisaldas välisõhu saastamise vähendamiseks täpseid ja kontrollitavaid koguselisi eesmärgi.²³³ Helsingi protokoll artikli 2 kohaselt vähendavad pooled esimesel võimalusel, kuid hiljemalt 1993. aastaks oma iga-aastast väävli heitkogust või selle piiriüleseid voogusid vähemalt 30 protsendi võrra, võttes vähendamise aluseks 1980. aasta taseme. Helsingi protokoll artikli 2 sõnastusest nähtuvalt ei ole heite summaarne piirkogus paika pandud mitte koguselise arvuna, vaid vähendamise kohustusena baasaastaga võrreldes. Võttes arvesse baasaastat ja protsendina määratletud vähendamise kohustuse ulatust, on siiski võimalik konkreetset kindlaks määrata vääveldioksiidi osas igale riigile kehtiv summaarne heite piirkogus.

Tegemist oli seega kõikidele riikidele ühtse vähendamise normiga (*flat-rate approach*). Protokollis osalistel oli ühtne heite vähendamise kohustus ning ei eristatud riikide ökoloogilist haavatavust ja saaste mõju ulatust. Võrreldes piirkondliku lähenemisega (*regional approach*), kus eri riikidele või piirkondadele seatakse erinevad kohustused, on ühtne vähendamise kohustus keskkonnakaitse ning ka majanduslikest aspektidest lähtudes vähem tõhus, sest eirab asjaolu, et

²³¹ J. Sliggers, W. Kakebeeke (toim). *Clearing the Air: 25 Years of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*. United Nations, 2004, lk 1.

²³² Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll väävli heitkoguse või selle piiriüleste voogude vähemalt 30-protsendilise vähendamise kohta – RT II 2000, 4, 25.

²³³ A. C. Kiss, D. Shelton (2007), lk 164.

mõned riigid panustavad piiriülesesse õhu saastamisse rohkem kui teised.²³⁴ Täpsema regulatsiooni puudumisel oli riikidel ka võimalus valida, milliste heiteallikate heiteid nad vähendavad – oluline on vaid see, et kogu riiklik vääveldioksiidi heide väheneks 30%. Seetõttu juhib A. A. Fraenkel tabavalt tähelepanu sellele, et riik ei pruugi sellisel juhul otsustada vähendada just neid heiteid, millel on kõige suurem piiriülene mõju.²³⁵

Helsingi protokollis artikkel 6 kohustas lisaks lepinguosalisi viivitamata välja töötama konventsiooni järgides riiklikud programmid, poliitikad ja strateegiad, mis võimaldaksid protokollis nimetatud eesmärgi täita. Antud protokoll piirduski vaid heite vähendamise kohustuse kindlaksmääramisega osapoolte vahel, sätestamata muid meetmeid vääveldioksiidi heite vähendamiseks, välja arvatud riiklike programmide, poliitikate ja strateegiate väljatöötamine.

S. Murase on märkinud, et Helsingi protokollis kindlaksmääratud ühtne vääveldioksiidi heitkoguste vähendamise eesmärk oli sisuliselt meelevaldselt kehtestatud.²³⁶ Selle määramisel tugineti nn „Kolmekümne protsendi klubile“. 1984. aastal, enne protokollis allkirjastamist, võttis rühm riike, mida juhtisid Austria, Kanada, Prantsusmaa ja Rootsi, mitteametlikult kohustuse vähendada väävliheiteid vähemalt 30% võrra. Hiljem hakati neid riike nimetama „Kolmekümne protsendi klubiks“.²³⁷

1994. aastal võeti Oslos vastu Helsingi protokollis jätkuna teine väävli heitkoguste vähendamise protokoll (Oslo protokoll).²³⁸ See protokoll sätestab esimest korda väävli heitkoguste puhul riikidele erinevad heitkoguste vähendamise eesmärgid. Ülempiirid seati kolme aasta – 2000, 2005 ja 2010 – lõikes. Heitkoguste vähenemise baasaastaks jääb jätkuvalt 1980. aasta. Selliste erinevalt seatud vähendamise eesmärkidega saavutati kollektiivselt heitkoguste üldine vähendamine 50,8 protsendi võrra.²³⁹

Oslo protokoll on võrreldes Helsingi protokolliga oluliselt põhjalikum ning reguleerib väävli heitkoguste vähendamist laiaulatuslikumalt. See määras kindlaks riikide lõikes diferentseeritud kohustused – riigid ei vähendanud võrdsest, vaid vastavalt oma panusele ja mõju ulatusele. Teise protokollis diferentseeritud riiklikud eesmärgid määrati kindlaks kriitiliste koormuste lähenemisviisi²⁴⁰ ja kulutõhususe kaalutluste alusel, mis peegeldasid kõrget teaduslikku ja tehnilist pädevust.²⁴¹ See protokoll rakendas kriitiliste koormuste kontseptsiooni, ning seega oli piiriülese õhusaastealase režiimi töös üks uue ajajärgu tunnus-

²³⁴ A. A. Fraenkel (1989), lk 468.

²³⁵ Ibid, lk 470.

²³⁶ S. Murase (2011), lk 255.

²³⁷ J. McCormic (1998).

²³⁸ Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni väävli heitkoguste edasise vähendamise protokolliga ühinemise seadus – RT II 2003, 16, 81.

²³⁹ S. Murase (2011), lk 255.

²⁴⁰ Kriitilise koormuse kontseptsiooni on käsitletud alapunktis 1.6.3.

²⁴¹ S. Murase (2011), lk 255.

märkidest.²⁴² Kui eelnevad protokollid lähtusid kõikide osaliste jaoks ühesugusest protsendipõhisest heite vähendamise määra, siis alates 1994. aasta protokollist kasutati diferentseeritud kohustusi ning võeti arvesse lisaks kulu- tõhususe põhimõtet.²⁴³ Kriitiline saastekoormus tähendab protokollis artikli 1 punkt 7 kohaselt ühe või mitme saasteaine toime kvantitatiivset hinnangut, millest väiksem vastavalt nüüdisaegsetele teadmistele oluliselt ei kahjusta keskkonna tundlikke elemente.

Oslo protokollis preambul viitab ka sellele, et protokollis kokkulepitu põhineb ettevaatuspõhimõttele – meetmete võtmisel on põhjendatud arvestada teadusliku ebakindlusega, samas peavad ettevaatusmeetmed olema majanduslikult otsustarbekad. Seega Oslo protokoll viitab erinevalt Helsingi protokollist ka vajadusele rakendada majanduslikult otstarbekat piirkondlikku lähenemisviisi. Eraldi rõhutatakse Oslo protokollis ka seda, et kavandatavad meetmed peavad tuginema ajakohastele teaduslikele andmetele, rõhutades samas jätkuvalt, et arvestada tuleb siiski sellega, millised on heitkoguste vähendamise kulud. See tähendab, et meetmed peavad arvestama õhusaaste erinevat mõju ja õhusaaste vähendamise erinevat maksumust eri riikides. Meetmete eristamise aluseks on seega nii majanduslik mõju kui ka ökoloogiline koormus. Protokollis tunnistatakse vajadust arvestada väävli heitkoguste vähendamise poliitika mõju eelkõige turumajandusele üleminevate riikide majandusele.

Lisaks summaarse heitkoguse vähendamisele näeb Oslo protokoll eraldi ette ka paiksete heiteallikate heite piirväärtused ning nõuded diislikütuse väävlisisaldusele. Protokoll võimaldas rakendada ka paindlikkusmeetmeid, lubades kahel või mitmel osapoolel rakendada kohustusi ühiselt. Summaarse heitkoguse vähendamise eesmärgi täitmise tagamiseks näeb Oslo protokoll ette lisaks meetmete võtmise kohustusele ka protokolliosalistele kohustuse vastu võtta riigisisised arengukavad (protokollis art 4 lg 1), sarnaselt Helsingi protokollile.

Oslo protokoll asendati 2005. aastal, mil jõustus 1999. aastal vastu võetud Göteborgi protokoll. See protokoll asendas ka 1988. aasta Sofia protokollis lämmastikoksiidide heitkoguse või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta (Sofia protokoll)²⁴⁴ ja 1991. aasta Genfi protokollis lenduvate orgaaniliste ühendite või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta (Genfi protokoll).²⁴⁵

²⁴² R. Lidskog, G. Sundqvist (2002), lk 90.

²⁴³ M. Amann, jt. Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications. – Environmental Modelling & Software, 2011, (26)12, lk 1489–1501. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.07.012>.

²⁴⁴ Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ning selle protokollidega ühinemise seadus – RT II 2000, 4, 25.

²⁴⁵ Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll lenduvate orgaaniliste ühendite või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta – RT II 2000, 4, 25.

b) Lämmastikoksiidide heite riiklik summaarne piirkogus

Sofia protokolliga reguleeritakse lämmastikoksiidide riiklikke summaarseid heite piirkoguseid. Selles – olgugi, et reguleerimine toimus veel ühe saasteaine põhiselt – Helsingi protokollile järgnenud protokollis rõhutatakse esimest korda piiriülese õhusaaste puhul vajadust arvestada teaduse ja tehnika arenguga protokollis täiendamisel ja edasise tegevuse kavandamisel ning just selles protokollis juhendatakse esimest korda rahvusvahelistes kokkulepetes loodusteaduslikust kriitilise koormuse kontseptsioonist, mis on aluseks ka riikide lõikes diferentseeritud heite vähendamise määrade kehtestamisele.²⁴⁶ Protokoll lähtub eeldusest, et niikaua kuni kahjulikud mõjutused on allapoole kriitilise koormuse taset, ei ole tegemist pikaajaliste kahjulike mõjudega ökosüsteemidele.²⁴⁷

Seega ei juhinduta lämmastikoksiidide heite piirmäärade kehtestamisel erinevalt algsest vääveldioksiidi regulatsioonist enam mitte ainult majanduslikest kriteeriumitest, vaid nüüdsest ka piirkondliku keskkonna seisukorrast.²⁴⁸ Sellest põhimõttest juhinduvad ka kõik edasised protokollid. Seega, erinevalt Helsingi protokollist, näeb Sofia protokoll ette protokolliosalistele diferentseeritud summaarse heitkoguste määrad. Erinevad määrad ei ole aga paika pandud protokollis endas, vaid selliselt, et lämmastikoksiidide heitkoguste või nende piiriüleste voogude vähendamise kohustuse märgib riik protokollile allakirjutamisel või sellega ühinemisel. Protokollis kriteeriumiteks heitkoguste või nende piiriüleste voogude kindlaksmääramisel on, et vähendamise eesmärk peab olema saavutatud 1994. aasta lõpuks, baasaasta peab olema ajavahemikus 1987–1996, kusjuures baasaasta heitkogus ei tohi ületada 1987. aasta heitkoguste taset (protokollis art 2 p 1). Protokollis art 2 võimaldab riigil võtta baasaastaks ka varasema aasta kui 1987, kui selle aasta heitkogused olid madalamad. Ka siin ei määratud kindlaks mitte vähendamise protsenti võrreldes baasaastaga, vaid liikmesriike kohustatakse vähendama iga-aastast lämmastikoksiidide heitkogust nii, et see hiljemalt 1994. aasta lõpuks ei ületaks 1987. aasta taset.

Kui Helsingi protokoll piirdus vaid summaarse heite piirkoguse paikanemisega, siis Sofia protokoll kasutab lisaks summaarsele heitkogustele ka piirväärtuste regulatsiooni, mis kehtib paiksetele ja liikuvatele heiteallikatele. Samas ei sisalda protokoll konkreetseid piirväärtusi, vaid sätestab nõude kohaldada heitkoguste norme, mis põhinevad parimal võimalikul tehnoloogial (protokollis art 2 lg 2). Protokoll sisaldab küll ka eraldi tehnilist lisa, kuid see on soovitusliku iseloomuga (protokollis art 10). Protokollist tulenevate kohustuste täitmiseks peavad pooled välja töötama riiklikud arengukavad ning teavitama nende kehtestamisest ja täitmisest konventsiooni täitevorganit (protokollis art-d 7 ja 8). Sofia protokoll asendati 2005. aastal Göteborgi protokolliga.

²⁴⁶ R. Czarnecki (2017), lk 151.

²⁴⁷ M. Hahn (2004), lk 253.

²⁴⁸ R. Czarnecki (2017), lk 152.

c) Lenduvate orgaaniliste ühendite heite riiklik summaarne piirkogus

Genfi protokoll reguleerib lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) heitkoguseid. LOÜ-d on koos lämmastikoksiididega peamised maapinnalähedase osooni (troposfääriosooni) moodustumist soodustavad saasteained.²⁴⁹ Protokollis artikli 2 lõike 2 punkti a kohaselt peab protokolliosaline esmalt ja esimesel võimalusel võtma tõhusaid meetmeid, et vähendada riigi iga-aastaselt LOÜ-de heitkogust 1999. aastaks vähemalt 30% võrra, võttes aluseks 1988. aasta või mis tahes muu aasta taseme ajavahemikus 1984–1990. Sama sätte punkti b kohaselt peavad protokolliosalised, kelle heitkogused soodustavad troposfääriosooni teket teistes riikides või pärinevad I lisas nimetatud piirkondadest, kas vähendama LOÜ-de iga-aastaselt heitkogust 1999. aastaks vähemalt 30% võrra võrreldes valitud baasaastaga või tagama, et heitkogus ei ületa 1999. aastaks 1988. aasta taset. Punkti c kohaselt kohaldatakse leebemat kohustust nendele protokolliosalistele, kelle LOÜ-de heitkogused jäid 1988. aastal alla kindlaksmääratud absoluut- ja suhteliste lävendite. Sellisel juhul tuleb tagada, et 1999. aastaks ei ületaks iga-aastane heitkogus 1988. aasta taset.

Seega, Genfi protokoll eristab juba suuremas ulatuses võrreldes eelnevate protokollidega heite vähendamise kohustusi, määrates siiski kindlaks baasaasta (1988 või muu aasta ajavahemikus 1984–1990) ja sihtaasta. Genfi protokollis käsitletakse ka esimest korda saasteainete koosmõju ning sellega arvestamise olulisust meetmete kavandamisel, kuid seda siiski veel üldisel tasemel. Protokollis art 3 lg 1 kohaselt ei vabasta protokollis nõutavad meetmed pooli muudest kohustustest, et vähendada üldisi gaasilisi heitkoguseid, mis võivad oluliselt soodustada kliimamuutusi, foonilise troposfääriosooni teket või osoonikihi hõrenemist atmosfääris või mis on toksilised või kantserogeensed. Ka siin näeb protokoll ette riiklike arengukavade koostamise ja nendest aruandmise kohustuse protokollis nõuete täitmise tagamiseks (protokollis art-d 7 ja 8). Ka Genfi protokoll sisaldab lisadena tehnilisi norme, mis aga samuti ei ole osalisriikidele täitmiseks kohustuslikud (protokollis art 10). Genfi protokoll asendati 2005. aastal Göteborgi protokolliga.

2.1.2.3. Ohtlikkusel põhinev regulatsioon: püsivate orgaaniliste saasteainete ja raskemetallide protokollid

Lisaks väävl, lämmastikoksiidide ja lenduvate orgaaniliste ühendite heitkoguste vähendamisele suunatud protokollidele on piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni raames võetud vastu ka 1998. aasta Aarhuse püsivate orgaaniliste saasteainete protokoll²⁵⁰ (POP protokoll) ja Aarhuse 1998. aasta raskemetallide protokoll (raskemetallide protokoll).²⁵¹ Need protokollid tähistasid rahvusvahelises

²⁴⁹ C. Kreuter-Kirchhof (2011).

²⁵⁰ Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni püsivate orgaaniliste saasteainete protokoll – RT II 2005, 11, 29.

²⁵¹ Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskemetallide protokoll – RT II 2006, 4, 8.

õhusaaste regulatsioonis olulist muutust, sest eemaldusid konventsiooni senisest fookusest, mis oli suunatud peamiselt tööstusprotsessidest pärinevate õhusaasteainete heitkoguste vähendamisele.²⁵² Senised konventsiooni protokollid käsitlesid peamiselt tööstusprotsessidest pärinevaid õhusaasteainete heiteid. Püsivate orgaaniliste saasteainete hulka kuuluvad muu hulgas tööstuslikult toodetud kemikaalid, näiteks pestitsiidid, mille keskkonnaohtlikkus tuleneb just nendest omadustest, mille tõttu need ained algselt välja töötati ja kasutusele võeti.²⁵³ Kui happeliste saasteainete, nagu väävli, mõju keskkonnale on suhteliselt hästi nähtav, siis püsivad orgaanilised saasteained avaldavad sageli pikaajalisi ja varjatud toksilisi mõjusid nii keskkonnale kui inimese tervisele. Seetõttu on lõplikke seoseid püsivate orgaaniliste saasteainete allika ja selle mõjude asukoha vahel väga raske kindlaks teha.²⁵⁴

Kui väävli- ja lämmastikuühendite puhul rajati regulatsioon peamiselt summaarse heitkoguse vähendamisele, siis püsivate orgaaniliste saasteainete ja raskemetallide puhul keskendutakse suuremal määral konkreetsete ainete kasutamise, tootmise ja emissioonide kontrollimisele. See näitab, et summaarne heitkogus kujutab endast küll olulist, kuid mitte universaalset regulatsioonimehhanismi piiriülese õhusaaste ohjamisel ning selle sobivus sõltub konkreetse saasteaine omadustest ja riskiprofiilist.

1998. aasta raskemetallide protokoll keskendub kolmele eriti kahjulikule metallile (kaadmium, plii ja elavhõbe), mis pärinevad tööstuslikest allikatest, põlemisprotsessidest ja jäätmepõletusest. Raskemetallide protokoll ei sätesta kvantitatiivseid vähendamise eesmäärke, vaid sätestab kõikidele protokolliosalistele kohustuse vähendada kaadmiumi, plii ja elavhõbeda aastaseid heitkoguseid, võrreldes baasaasta heitkoguste tasemega, võttes selleks tõhusaid ja asjakohaseid meetmeid (protokolli art 3 lg 1). Seejuures võib baasaastaks olla 1990 või mingi muu aasta vahemikus 1985–1995, mille protokolliosaline täpsustab protokollis ratifitseerimise, heakskiitmise või sellega ühinemise ajal. Lisaks üldisele heitkoguste vähendamise kohustusele nõuab protokoll parima võimaliku tehnika rakendamist, kehtestab teatavatele paiksetele heiteallikatele heite piirväärtused ning näeb ette meetmed toodete kontrolli tugevdamiseks (artikli 3 lg-d 2 ja 3). Samas ei ole heitkoguste vähendamise eesmärk absoluutne, sest protokolli art 3 lg 6 võimaldab riigil vabaneda vähendamiskohustusest juhul, kui vaatamata parima võimaliku tehnika rakendamisele, heite piirväärtuste järgimisele ja toodete kontrolli tugevdamisele ei ole vähendamiseesmäärke võimalik saavutada. Seega on protokollis keskmes mitte niivõrd kindla vähendamistulemuse saavutamine, kuivõrd teatud tehniliste ja regulatiivsete meetmete rakendamise kohustus. Kooskõlas protokolli art 5 lg-ga 1 peavad kõik osalisriigid põhjendamatu viivitusega

²⁵² N. Eckley. Dependable Dynamism: Lessons for Designing Scientific Assessment Processes in Consensus Negotiations. – Global Environmental Change, 2002, 12(1), lk 15–23.
[http://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00027-9](http://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00027-9).

²⁵³ Ibid.

²⁵⁴ Ibid.

välja töötama strateegiad, poliitikad ja programmid protokollist tulenevate kohustuste täitmiseks.

2.1.2.4. Göteborgi protokoll kui mitme saasteaine koosmõju ja ühe saasteaine mitmikmõju reguleerimise mudel

Kui piiriüleste õhusaasteainete heitkoguste piiramise alguses piirdus regulatsioon vaid ühe saasteaine ja kõigile ühtsete vähendamismääradega, siis 21. sajandi alguseks oli poliitikakujundajate ja teadlaste loodud piiriülese õhusaaste kindlaks-tegemise, mõju hindamise ja kontrollimise režiim arenenud riigiti erinevate vähendamiskohustusteni ning lisaks sellele ka mitme ühendi ja mitme mõju arvessevõtmisel põhinevaks. See tähendab aga ühtlasi seda, et Göteborgi protokollis on heite piiri hindamise keerukus ja teaduspõhine lähenemine veelgi ilmsemalt esil, sest tegemist on esmakordselt mitme saasteaine ja mitme mõjuga protokolliga. Protokoll, ühendades muu hulgas varasemate piiriülese õhusaaste konventsiooni protokollide eesmärgid, reguleerib nelja tüüpi ühendeid (väävel-dioksiid, lämmastikoksiidid, ammoniaak ja mittemetaansed lenduvad orgaanilised ühendid, mis mõjutavad inimeste tervist, looduslikke ökosüsteeme, materjale ja põllukultuure hapestumise, eutrofeerumise ja maapinnalähedase osooni kaudu (protokollis art 2). Heitkoguste ülemmäärad on määratletud kriitiliste tasemete alusel, kajastades saasteainete kontsentratsioonidega atmosfääris kokkupuutest tulenevat mõju inimtervisele ja keskkonnale. Seega on heitkoguste vähendamise kohustused jaotatud riikide vahel nende tervise- ja keskkonnamõjude, kuid ka juba varasematest protokollidest alguse saanud kulutõhususe põhimõtte alusel.²⁵⁵

Göteborgi protokoll näitab ilmekalt teaduse arenguga kaasnenud suhtumise muutumist saasteainete heite vähendamisse. Kui esialgsed protokollid käsitlesid üksikuid saasteaineid, siis Göteborgi protokollis arvestatakse juba erinevate saasteainete poolt põhjustatud sama keskkonnamõjuga ning ühe saasteaine erinevate mõjudega keskkonnale (*multi-pollutant–multi-effect* lähenemine).²⁵⁶ Protokoll on ilmekas näide selle kohta, kuidas välisõhu kaitse alane õiguslik reeglistik on arenenud üksikute saasteainete (nt SO₂) ja üksikute probleemide (nt happesademed) käsitlemisest terviklikuma lähenemiseni.²⁵⁷ 1999. aasta Göteborgi protokoll kehtestas 2010. aastaks nelja aine – SO₂, NO_x, LOÜ ja NH₃ – heitkoguste ülemmäärad. Seega võtab see protokoll kokku varasemate protokollide regulatsioonieesmärgid – vähendada happesademeid, eutrofeerumist ja maapinnalähedast osooni. Iga liikmesriigi heitkoguste ülemmäärad lepitati kokku ulatusliku analüüsi põhjal, milles kasutati spetsiaalselt selleks välja töötatud hindamismudeleid, et leida heitkoguste piiramise meetmete rahvusvaheliselt

²⁵⁵ ECE. Guidance Document on Control Techniques for Emissions of Sulphur, NO_x, VOC, and Particulate Matter (Including PM₁₀, PM_{2.5} and Black Carbon) from Stationary Sources. – ECE/EB.AIR/117, 2015. https://unece.org/sites/default/files/2021-04/ENG_G1500924.pdf (04.04.2026).

²⁵⁶ M. Hahn ((2004), lk 252.

²⁵⁷ P. Sands, J. Peel (2012), lk 257.

kõige kulutõhusam jaotus.²⁵⁸ Kolm peamist teaduse ja tehnika valdkonda, millest heitkoguste kindlaksmääramisel lähtutakse, on saasteainete mõjude kindlakstegemine, atmosfääri modelleerimine ning nende alusel integreeritud hindamismudelite kasutamine. Just viimase abil on olnud võimalik koguda teadmisi saasteainete liikumise kohta riikide vahel, nende mõju kohta inimestele ja keskkonnale ning heitkoguste kontrolli tehnoloogia kohta.

Muudetud Göteborgi protokoll, mis on jõus alates 2019. aastast, on hetkel ainus siduv piirkondlik leping maailmas, mis reguleerib inimese tervisele ja keskkonnale oluliste kahjulike õhusaasteainete heitkoguseid. Sellega kehtestatakse õiguslikult siduvad heitkoguste vähendamise kohustused alates 2020. aastast vääveldioksiidi, lämmastikoksiidide, ammoniaagi, LOÜ-de ning lisaks PM_{2,5} suhtes. Muudetud Göteborgi protokoll võeti vastu 2012. aastal ja jõustus 2019. aastal.

Käesoleva alapeatüki kokkuvõtteks võib järeldada, et piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ja selle rakendusprotokollidega loodud heite vähendamise režiim on aastakümnete jooksul poliitikakujundajate ja teadlaste koostöös muutunud järjest enam keerukamaks: ühe saasteaine ja kõigile ühtsete lineaarsete vähendatismäärade juurest on liigutud mitme saasteaine mitme keskkonnamõju ning riigiti diferentseeritud vähendamiskohustusteni, mis põhinevad kriitiliste koormuste lähenemisel ning samuti kulutõhususel. Kuigi heitkoguste kindlaksmääramise meetodika on muutunud järjest integreeritumaks ja teaduspõhisemaks, säilib regulatsiooni lõpptulemusena siiski saasteainepõhine õiguslik kohustus konkreetsete heite ülemmäärade kujul.

2.1.3. Eesti ja Soome vaheline õhukaitsealase koostöö leping

1993. aastal võeti vastu Eesti Vabariigi Valitsuse ja Soome Vabariigi Valitsuse vaheline õhukaitsealase koostöö leping,²⁵⁹ mis lähtub Vabariigi Valitsuse ja Soome Vabariigi Valitsuse vahel 1991. aastal sõlmitud keskkonnakaitsealasest koostöölepingust ning tugineb piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonile. Sellega võeti õhusaaste vähendamiseks rangemad kohustused kui need, mis tulenesid piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonist ja selle protokollidest.

Lepingu kohaselt vähendavad pooled väävli aastast tervikemissiooni õhku oma territooriumidel vähemalt 50% võrra hiljemalt 1997. aasta lõpuks. Seejuures kasutatakse vähendamise algtasemena 1980. aasta emissiooni. Lisaks piiravad pooled lämmastikoksiidide emissioone selliselt, et need ei ületaks pärast 31. detsembrist 1994. aastat 1987. aasta taset. Pooled võtsid veel kohustuse koostada 1994. aasta lõpuks tegevuskava väävliemissiooni vähendamiseks vähemalt 80% võrra 2005. aastaks ning lämmastikuühendite emissioonide edasiseks

²⁵⁸ J. Ferreira jt. National Emission Ceilings in Portugal. – Trends, Compliance and Projections. – Air Quality, Atmosphere & Health, 2017, 10, lk 1089–1096. <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0496-6>; M. Amann jt (2011), lk 85.

²⁵⁹ Eesti Vabariigi Valitsuse ja Soome Vabariigi Valitsuse vaheline õhukaitsealase koostöö leping – RT II 1994, 26, 98.

vähendamiseks. Selles koostöölepingus on paika pandud ka meetmed, mida riigid peavad võtma nimetatud vähendamise eesmärkide täitmiseks. Eestil oli kokkuleppe kohaselt kohustus suurendada maagaasi kasutamist kütusena, vähendada suure väävlisisaldusega kütuste kasutamist, tõhustada Balti ja Eesti elektrijaamades vääveldioksiidi heite vähendamist, rekonstrueerida elektrijaamade põletustehnoloogiat lämmastikoksiidide heite vähendamiseks ning tõhustada heitgaaside puhastamist (artikkel 4 p a).

Eesti ja Soome vaheline õhukaitsealase koostöö leping näitab, et summaarse heitkoguse kui regulatiivse instrumendi loogika ei kujunenud üksnes mitmepoolsete protokollide kaudu, vaid leidis paralleelselt rakendust ka kahepoolsetes kokkulepetes. Seega ilmneb, et summaarse heitkoguse vähendamise mudel oli 1990. aastate alguseks kujunenud piisavalt mõjukaks regulatsioonivahendiks, et leida rakendust nii mitmepoolsetes rahvusvahelistes protokollides kui ka kahepoolsetes riikidevahelistes kokkulepetes. Leping on ühtlasi ilmekas näide sellest, et vahetu piiriülene koostöö võib olla poliitiliselt paindlikum kui mitmepoolne regionaalne raamistik, võimaldades kokku leppida ka kehtivast standardist rangemates meetmetes.

2.2. NEC-direktiiv kui Göteborgi protokoll rakendusmehhanism Euroopa Liidu õiguses

2.2.1. Euroopa Liidu õhukvaliteedi regulatsiooni üldine raamistik

NEC-direktiiv ei ole kujunenud välja õiguslikus vaakumis ega ole sõltumatu regulatsioonimehhanism Euroopa Liidu õhukvaliteedi valdkonna õiguslikus režiimis. Vastupidi, see on tihedalt seotud Euroopa Liidu immissioonide ja emissioonide reguleerimise tervikliku õigusraamistikuga. Seetõttu on NEC-direktiivi sisu ja eesmärkide mõistmiseks vajalik käsitleda ka selle kujunemise konteksti ning analüüsida välisõhu kaitse õiguslikku raamistikku Euroopa Liidus, mille raames direktiiv kujunes.

Euroopa Liit on õhusaaste probleemiga tegelenud alates 1970. aastatest, töötades välja mitmesuguseid meetmeid õhukvaliteedi parandamiseks ja ökosüsteemide kaitsmiseks. Alates 1970. aastatest on Euroopa Liidu mõju välisõhu kaitse valdkonnas, aga ka keskkonnakaitse valdkonnas tervikuna, järjepidevalt kasvanud, olgugi et Euroopa Liidu toimimise lepingu (ELTL)²⁶⁰ art 4 lg 2 punkti e kohaselt on keskkonnapoliitika Euroopa Liidu ja liikmesriikide jagatud pädevuses.²⁶¹

²⁶⁰ Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon – ELT C 326, 26.10.2012, lk 47–390.

²⁶¹ European Commission, Directorate-General for Environment, Aether, IIASA EMRC, Logika Group, RPA Europe, University of Hertfordshire. Study Supporting the Evaluation of Directive (EU) 2016/2284 on the Reduction of National Emissions of Certain Atmospheric

Euroopa Liidu õhusaastet käsitlev õigusraamistik on ajalooliselt järginud kahesuunalist lähenemist. Ühelt poolt paiksetest ja liikuvatest heiteallikatest pärinevate heidete reguleerimine ning teiselt poolt välisõhu kvaliteedi kontrolli poliitika, mis on suunatud kindlate saasteainete reguleerimisele.²⁶² Heidete ehk emissioonide reguleerimisel saab omakorda eristada heitenormatiive, mis on seotud peamiselt paiksete heiteallikatega, tehnoloogianormatiive ja nõudeid toodetele, mis väljenduvad enamasti toote kvaliteedile esitatavate nõuetena.²⁶³ Õiguslik regulatsioon sellel kahel liinil on suuresti kujunenud eesmärgiga täita rahvusvahelistest lepingutest tulenevaid kohustusi nii piiriülese õhusaaste, osoonikihi kaitse kui ka kliimamuutuste valdkonnas.²⁶⁴

Kuigi tänapäeval on välisõhu kvaliteedi reeglid ulatuslikult Euroopa Liidu tasandil paika pandud, keskendused esimesed välisõhu kaitse valdkonna direktiivid eelkõige heitmete reguleerimisele. Nii kehtestati mootorsõidukite heitenormatiivid esmakordselt juba 1970. aastatel.²⁶⁵ Seda on võimalik põhjendada asjaoluga, et selles valdkonnas kehtivad erinevad riiklikud regulatsioonid võivad kaasa tuua vaba kaubanduse piiramise ning moonutada siseturu toimimist.²⁶⁶ Juba 1980. aastate alguses kehtestati Euroopa Liidus aga ka esimesed keskkonnavälisõhu kvaliteedi nõuded konkreetsete saasteainete suhtes. Sellest ajast alates on heite- ja õhukvaliteedi alase regulatsiooni väljatöötamisel keskendunud paralleelselt mõlemale suunale.

Saasteaine heitele liikmesriigi tasandil summaarse piiri seadmine on niisiis käsitatav eraldiseisva regulatsioonimehhanismina, kuid see kuulub ühe osana Euroopa Liidu välisõhu kaitse valdkonna regulatiivsete vahendite hulka. Euroopa Komisjon käsitleb NEC-direktiivi ühe sambana Euroopa Liidu õhukvaliteedi parandamise regulatsioonis, kõrvuti õhukvaliteedi raamdirektiivi ja Euroopa Liidu tasandi õigusaktidega, millega kehtestatakse heitenormid peamistele heiteallikatele alates sõidukitest ja laevadest kuni energeetika ja tööstuseni, ning samuti kateldele ja ahjudele kehtestatud ökodisaini nõuetega.²⁶⁷

Pollutants (NEC Directive) – Final report. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2025. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/1367145>; J. A. W. van Zeven. Subsidiarity in European Environmental Law: A Competence Allocation Approach. – Harvard Environmental Law Review, 2014, 38(2), lk 415–464. <https://journals.law.harvard.edu/elr/wp-content/uploads/sites/79/2014/08/van-Zeven.pdf>; M. Montini. (2019), lk 402.

²⁶² J. Jans, H. Vedder. European Environmental Law: After Lisbon. Groningen: Europa Law Publishing, 2012, lk 419.

²⁶³ A. Epiney. Umweltrecht der Europäischen Union, 4. Aufl. Baden-Baden: Nomos, 2019, lk 482.

²⁶⁴ J. Jans, H. Vedder (2012), lk 373.

²⁶⁵ Nõukogu direktiiv 70/220/EMÜ, 20. märts 1970, mootorsõidukite ottomootorite heitgaaside tekitatud õhusaaste vastu võetavaid meetmeid käsitlevate liikmesriikide õigusaktide ühtlustamise kohta – EÜT L 76, 6.4.1970, lk 1–22.

²⁶⁶ A. Epiney (2019), lk 486.

²⁶⁷ Komisjoni aruanne euroopa parlamendile, nõukogule, euroopa majandus- ja sotsiaalkomiteele ning regioonide komiteele. Neljas puhta õhu poliitika aruanne – Brüssel, 3.3.2025 COM(2025) 64 final.

Kõik kolm välisõhu kaitsele suunatud sammast – õhukvaliteedi piirväärtused, allikapõhised heite piirväärtused ja heite summaarsed piirkogused – on siiski suunatud sellele, et kokkuvõtteks vähendada saasteainete sisaldust välisõhus. Täna kehtiv õhukvaliteedi raamdirektiiv²⁶⁸ on suunatud kahjulike mõjude vältimisele ja vähendamisele inimese tervisele ja keskkonnale tervikuna, määratledes sellel eesmärgil liidu tasandil õhukvaliteedi eesmärgid. Kindlate saasteainete jaoks on kehtestatud keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende ületamise korral peavad liikmesriigid koostama õhukvaliteedi parandamise kavad. Paiksetest allikatest pärinevate heitkoguste piiramise regulatsioonisüsteem käsitleb peamiselt tööstusrajatiste heidete piiramist tööstusheite direktiivis.²⁶⁹

2.2.2. NEC-direktiivi areng Euroopa Liidu õiguses

Nõukogu 11. juuni 1981 otsusega 81/462/EMÜ piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni sõlmimise kohta kiideti Euroopa Majandusühenduse nimel heaks piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon.²⁷⁰ Kuna NEC-direktiiv tugineb Göteborgi protokollile, mille õiguslikuks aluseks Euroopa Liidu tasandil on omakorda piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon, võib 1981. aasta otsust käsitada Euroopa Liidu hilisema piiriülese õhusaastealase regulatsiooni kujunemise lähtepunktina. Sellel ajal ei sisaldanud Euroopa Liidu esmane õigus veel keskkonnakaitsealaseid sätteid ning otsuste vastuvõtmisel tugineti Euroopa Majandusühenduse asutamislepingu art-ile 235, mis võimaldas võtta keskkonnavalaseid meetmeid ka juhul, kui leping ei andnud selleks otsest pädevust, kuid tegevus oli vajalik ühenduse eesmärkide saavutamiseks.²⁷¹

1986. aastal kiitis Euroopa Liit otsusega heaks õhusaasteainete piiriülese kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalist rahastamist käsitleva 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokoll.²⁷² Esimese konventsiooni heite vähendamise protokolliga, milleks oli

²⁶⁸ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/2881, 23. oktoober 2024, mis käsitleb välisõhu kvaliteeti ja Euroopa õhu puhtamaks muutmist (uuesti sõnastatud) – ELT L, 2024/2881.

²⁶⁹ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll) (uuesti sõnastatud) – ELT L 334, 17.12.2010, lk 17–119.

²⁷⁰ Nõukogu otsus 81/462/EMÜ, 11. juuni 1981, piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni sõlmimise kohta – EÜT L 171, 27.6.1981, lk 11–24, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 014 Lk 225–238.

²⁷¹ H. Veinla (2016), lk 106.

²⁷² Nõukogu otsus 86/277/EMÜ, 12. juuni 1986, õhusaasteainete piiriülese kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalist rahastamist käsitleva 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokoll sõlmimise kohta – EÜT L 181, 4.7.1986, lk 1, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 015 Lk 281.

Sofia protokoll, ühines Euroopa Liit esmakordselt aga alles 1993. aastal.²⁷³ Ühtse Euroopa Akti ja Maastrichti lepingu jõustumisega (vastavalt aastatel 1987 ja 1992) oli Euroopa Liit selleks ajaks omandanud keskkonnavaldkonnas jagatud pädevuse, mis võimaldas liidul osaleda ka sellistes rahvusvahelistes keskkonnakaitsealastes lepingutes, mis olid seotud siduvate ja konkreetsete kohustuste võtmisega.²⁷⁴ 1985. aasta Helsingi protokolliga ja 1988. aasta Sofia protokolliga ühinesid liikmesriigid individuaalselt. Tänapäevaks on Euroopa Liit liitunud Oslo protokolliga,²⁷⁵ raskmetallide protokolliga²⁷⁶ ja selle muudatustega,²⁷⁷ Göteborgi protokolliga²⁷⁸ ja selle muudatustega²⁷⁹ ning püsivate orgaaniliste saasteainete protokolliga,²⁸⁰ ja selle muudatustega.²⁸¹

Kuigi lämmastikoksiidide heitkoguse või nende piiriüleste voogude vähendamise Sofia protokollile eelnenud protokollidega ühinesid liikmesriigid individuaalselt Euroopa Liidu puuduva pädevuse tõttu, kehtestas Euroopa Liit piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokollide regulatsiooni arvestades nõukogu 1988. aasta direktiivi 88/609/EMÜ teatavate saasteainete õhku paiskamise piiramise kohta suurtest põletusseadmetest.²⁸² See nägi ette olemasolevate

²⁷³ Nõukogu otsus 93/361/EMÜ, 17. mai 1993, ühenduse ühinemise kohta 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi Genfi konventsiooni protokolliga, mis käsitleb lämmastikoksiidide heitkoguste või nende piiriülese leviku kontrolli – EÜT L 149, 21.6.1993, lk 14–15, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 019 Lk 3–4.

²⁷⁴ H. Veinla (2016), lk 108.

²⁷⁵ Nõukogu otsus 98/686/EÜ, 23. märts 1998, 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni juurde kuuluva väävli heitkoguste edasist vähendamist käsitleva protokolliga sõlmimise kohta Euroopa Ühenduse poolt – EÜT L 326, 3.12.1998, lk 34–34.

²⁷⁶ Nõukogu otsus 2001/379/EÜ, 4. aprill 2001, millega Euroopa Ühendus kiidab heaks piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskmetallide protokolliga – EÜT L 134, 17.5.2001, lk 40–40, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 037 Lk 269–269.

²⁷⁷ Nõukogu otsus (EL) 2016/768, 21. aprill 2016, millega kiidetakse heaks 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1998. aasta raskmetallide protokolliga muudatused – ELT L 127, 18.5.2016, lk 8–20.

²⁷⁸ Nõukogu otsus 2003/507/EÜ, 13. juuni 2003, mis käsitleb Euroopa Ühenduse ühinemist 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokolliga hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosiooni vähendamise kohta – ELT L 179, 17.7.2003, lk 1–2, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 047 Lk 172 – 173.

²⁷⁹ Nõukogu otsus (EL) 2017/1757, 17. juuli 2017, mis käsitleb 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1999. aasta protokolliga (hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosiooni vähendamise kohta) muutmise Euroopa Liidu nimel heakskiitmist – ELT L 248, 27.9.2017, lk 3–75.

²⁸⁰ Nõukogu otsus 2004/259/EÜ, 19. veebruar 2004, millega sõlmitakse Euroopa Ühenduse nimel piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll püsivate orgaaniliste saasteainete kohta – ELT L 81, 19.3.2004, lk 35–36, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 050 Lk 144 – 145.

²⁸¹ Nõukogu otsus (EL) 2016/769, 21. aprill 2016, millega kiidetakse heaks 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1998. aasta püsivate orgaaniliste saasteainete protokolliga muudatused – ELT L 127, 18.5.2016, lk 21–31.

²⁸² Council Directive 88/609/EEC of 24 November 1988 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants – EÜT L 336, 7.12.1988, lk 1–13.

seadmete aastase koguheite kindlaksmääramise SO₂ ja NO_x heite suhtes ning kohustas olemasolevaid rajatise vähendama oma heiteid nende saasteainete ja tolmu osas 2003. aastaks 29–70 protsenti võrreldes liikmesriikide 1980. aasta tasemetega.²⁸³ Uutele seadmetele kehtestati heite piirväärtused. Olemasolevatele käitistele kehtestati saasteaine heite summaarsed piirkogused järkjärguliste heite vähendamise kohustuste kaudu ning erinevate piirkoguse suuruslega eri liikmesriikidele.²⁸⁴ Nimetatud direktiivi ei saa küll pidada NEC-direktiivi eellaseks, kuid siiski kasutati selles esmakordselt sama regulatiivset loogikat, millel põhineb NEC-direktiiv – kindlaks määrati üldine summaarne heite piirkogus, mis tähendab, et heite vähendamine ei toimunud mitte ainult tehniliste normide seadmise, vaid heite üldise koguse planeeritud vähendamise kaudu.

Olgugi et teaduskirjanduses leiab väiteid selle kohta, et NEC-direktiivile eelnenud direktiiviga (Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/81/EÜ, teatavate õhusaasteainete siseriiklike ülemmäärade kohta (direktiiv 2001/81)²⁸⁵) liikus Euroopa Liit heiteid reguleerides esimest korda kaugemale senini vaid heiteallikapõhisest regulatsioonist,²⁸⁶ tuleks siiski nõukogu 1988. aasta direktiivi 88/609/EMÜ pidada esmakordseks sellesisuliseks katseks. Direktiiv 2001/81 reguleeris esmakordselt riigiülesest summaarset heidet ja sellega hakati Euroopa Liidu tasandil esmakordselt teadlikult juhtima koguheidet, mitte ei keskendunud enam pelgalt üksikutele heiteallikatele. Kui direktiiv 88/609/EMÜ oli seega pelgalt ühe sektori põhine, siis NEC-direktiiv laiendas sama põhimõtte kogu riigile.

Euroopa Liit võttis vastu direktiivi 2001/81/EÜ 2001. aastal. See õigusakt tugines 1999. aasta Göteborgi protokollile ning nägi ette kooskõlastatud meetmed liidu tasandil hapestumise, pinnase eutrofeerumise ja troposfääriosooni tekkimise vähendamiseks. Göteborgi protokollis lisades sätestatud mitmete paiksete ja liikuvate heiteallikate ning ka teatavate seadmetüüpide heitkoguste piirväärtused võeti üle Euroopa Liidus tööstusheite direktiiviga.

Direktiiv 2001/81/EÜ oli esimene direktiiv, mille eesmärk oli vähendada liikmesriikide heitkoguseid, kehtestades neile aastapõhised heitkoguste ülempiirid kilotonnides (direktiivi artikli 3 punkti h kohaselt)). Direktiivi täitmine pidi olema saavutatud 2010. aastaks. Direktiivis rõhutatakse (direktiivi põhjenduspunkt 7), et selle vastuvõtmise hetkel ei ole tehniliselt võimalik täita pikaajalisi eesmärke, et kõrvaldada hapestamise kahjulik mõju ning vähendada inimese ja keskkonna troposfääriosooniga kokkupuudet WHO suunistele vastavate väärtusteni. Direktiivi eesmärk oli piirata hapestavate ja eutrofeerivate saasteainete ning osooni eellaste heitkoguseid, et parandada keskkonna ja inimeste tervise

²⁸³ C. A. Ramus (1991), lk 2.

²⁸⁴ A. M. Farmer (toim). Manual of European Environmental Policy. London: Routledge, 2012. https://ieep.uk/wp-content/uploads/2022/12/4.5_Large_combustion_plants_-_final.pdf (04.04.2026).

²⁸⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/81/EÜ, 23. oktoober 2001, teatavate õhusaasteainete siseriiklike ülemmäärade kohta – EÜT L 309, 27.11.2001, lk 22–30.

²⁸⁶ A. Epiney (2019), lk 488.

kaitset ühenduses hapestamise, pinnase eutrofeerumise ja troposfääriosooni kahjulikust mõjust tuleneva ohu eest ning liikuda pikaajaliste eesmärkide poole mitte ületada kriitilisi saastetasemeid ja -koormusi ning kaitsta tõhusalt kõiki inimesi õhusaaste tekitatud teada olevate terviseriskide eest (direktiivi artikli 1 kohaselt). Nimetatud direktiivi lisa 1 kehtestas neljale saasteainele – väävel-dioksiid, lämmastikdioksiidid, mittemetaansed lenduvad orgaanilised ühendid ja ammoniaak – riiklikud heitkoguste ülemmäärad, mida liikmesriigid pidid saavutama hiljemalt aastaks 2010.

2013. aasta detsembris avaldas Euroopa Komisjon teatise „Euroopa puhta õhu programm,“²⁸⁷ millega määrati strateegilised eesmärgid õhu kvaliteedi parandamiseks ning ajakohastati õhusaaste vähendamise eesmärgid aastateks 2020 ja 2030. Programmis paika pandud eesmärkide täitmiseks võeti omakorda järgnevatel aastatel vastu vastavad seadusandlikud meetmed, sealhulgas NEC-direktiiv. Nagu juba eelnevalt on välja toodud, on tänases Euroopa Liidu õhusaaste kontrolli käsitlevate õigusaktide raamistikus NEC-direktiiv peamiste õhusaasteainete reguleerijana üks olulisemaid regulatsiooni alustalasid.²⁸⁸ Euroopa Komisjoni kohaselt on see tänapäeval peamine õigusakt, mille abil soovitakse saavutada „Euroopa puhta õhu programmis“ 2030. aastaks seatud eesmärgid.²⁸⁹ Direktiiv 2001/81/EÜ asendati NEC-direktiiviga direktiivi sätetesse tehtud oluliste muudatuste tõttu eesmärgiga suurendada õiguskindlust (NEC-direktiivi põhjenduspunkt 37). NEC-direktiiv jõustus 31. detsembril 2016 ning selle ülevõtmise tähtaeg oli 1. juuli 2018. Järjepidevuse tagamiseks olid liikmesriigid kohustatud järgima direktiivis 2001/81/EÜ sätestatud heitkoguste riiklikke ülemmäärasid kuni 2020. aastani, mil hakati kohaldama NEC-direktiivis sätestatud uusi riiklikke heitkoguste vähendamise kohustusi.

Oma põhiolemuselt on direktiivid siiski sarnased. Olulisem erinevus seisneb selles, et kui direktiiviga 2001/81/EÜ kehtestati liikmesriikidele iga saasteaine aastased heitkoguste ülemmäärad massiühikuna (tonnides), siis NEC-direktiiviga kehtestatakse heitkoguste vähendamise kohustused, mida väljendatakse protsendina iga saasteaine heitkogusest võrdlusaastal 2005. Tegemist on kalendriaastaks kindlaksmääratud minimaalse vähendamise kohustusega (NEC-direktiivi artikli 3 punkti 10 kohaselt). Lisaks on kehtestatud NEC-direktiiviga rangemad kohustused saasteainete heidete vähendamiseks. Võrreldes direktiiviga 2001/81/EÜ on saasteainete loetelu täiendatud PM_{2,5} vähendamise kohustustega.

²⁸⁷ Komisjoni teatis Euroopa Parlamendile, nõukogule, Euroopa majandus- ja sotsiaalkomiteele ning regioonide komiteele. Euroopa puhta õhu programm – COM/2013/918 final.

²⁸⁸ European Commission jt (2025), lk 10.

²⁸⁹ Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule komisjonile Euroopa Parlamendi ja nõukogu 14. detsembri 2016. aasta direktiiviga (EL) nr 2016/2284 (mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ) antud delegeeritud õigusaktide vastu võtmise õiguse rakendamise kohta – COM/2026/126 final.

Nagu juba on välja toodud, ei ole NEC-direktiiv, samuti nagu direktiiv 2001/81/EÜ, Euroopa Liidu algatus, vaid tugineb omakorda Göteborgi protokollile. NEC-direktiiv võtab Euroopa Liidu õigusesse üle Göteborgi protokollis seatud eesmärgid aastaks 2020 ning sätestab täiendavad õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused aastaks 2030. 2020. aastaks seatud õhusaasteainete heitkoguste vähendamise kohustused on samad, milles Euroopa Liidu liikmesriigid 2012. aastal Göteborgi protokollil läbivaatamisel rahvusvaheliselt kokku leppisid. Kokkuvõtvalt on direktiiv osa Euroopa Liidu inimtekkelise heite ja õhukvaliteedi valdkonnas võetud meetmetest.

2.2.3. NEC-direktiivi eesmärk ja reguleerimisese

NEC-direktiivi üldine eesmärk on kaasa aidata õhukvaliteedi taseme saavutamisele, mis ei põhjustaks olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele ega keskkonnale (direktiivi art 1). Direktiiv aitab ühtlasi liikuda edasi liidu pikaajalise eesmärgi suunas saavutada selline õhukvaliteedi tase, mis on kooskõlas WHO õhukvaliteedi suunistega ning samuti saavutada liidu bioloogilise mitmekesisuse ja ökosüsteemide eesmärgid (direktiivi art 1 lg 2 p-d a ja b). Samuti on üks direktiivi eesmärkidest aidata kaasa liidu õigusaktides sätestatud õhukvaliteedialaste eesmärkide saavutamisele. NEC-direktiivi art 3 p-st 4 nähtub, et õhukvaliteedialased eesmärgid on õhu kvaliteedi piirtasemed, sihtväärtused ja kohustuslikult saavutatavad saastatuse taseme määrad, mis on paika pandud õhukvaliteedi raamdirektiiviga. Eesmärkide elluviimisega direktiiv ühtlasi võimaldab parandada koostoimet liidu õhukvaliteedipoliitika ja muude asjaomaste liidu poliitikate, eelkõige kliima- ja energiapoliitika vahel (direktiivi art 1 lg 2 p c).

Nende seatud eesmärkide saavutamiseks kehtestatakse NEC-direktiiviga liikmesriikidele heitkoguste vähendamise kohustused vääveldioksiidi,²⁹⁰ lämmastikoksiidide,²⁹¹ mittemetaansete lenduvate orgaaniliste ühendite,²⁹² ammoniaagi ja eriti peenete osakeste²⁹³ inimtekkelise atmosfääriheite puhul. Nende saasteainete vähendamise kohustuste näol on tegemist minimaalsete heitkoguste vähendamise kohustustega, mis tuleb saavutada kalendriaasta jooksul võrreldes baasaastal väljutatud koguheitel (direktiivi art 3 p 10). Liikmesriigid võivad direktiivi kohaselt siseriiklikult ette näha ka meetmeid, millega veelgi vähendada heidet, et

²⁹⁰ Vääveldioksiid NEC-direktiivi tähenduses hõlmab kõiki väävliühendid väljendatuna vääveldioksiidina, sealhulgas vääveltrioksiid (SO_3), väävelhape (H_2SO_4) ja taandatud väävliühendid, nagu vesiniksulfiid (H_2S), merkaptaanid ja dimetüülsulfiidid (NEC-direktiivi art 3 p 5).

²⁹¹ Lämmastikoksiid ja lämmastikdioksiid, väljendatuna lämmastikdioksiidina (NEC-direktiivi art 3 p 6).

²⁹² Kõik orgaanilised ühendid, välja arvatud metaan, mis võivad päikesevalguse toimele lämmastikoksiididega reageerides tekitada fotokeemilisi oksüdante (NEC-direktiivi art 3 p 7).

²⁹³ Osakesed, mille aerodünaamiline diameeter on 2,5 mikromeetrit (μm) või väiksem (NEC-direktiivi art 3 p 8).

viia õhukvaliteet vastavusse WHO avaldatud õhukvaliteedi suunistega ning liidu bioloogilise mitmekesisuse ja ökosüsteemide alaste eesmärkidega.

Vähendamise kohustusega on hõlmatud igasuguse inimtegevusega seotud saasteainete välisõhku väljutamine liikmesriikide territooriumil, nende majandusvõondites ja heitkoguste kontrolli piirkondades²⁹⁴ (direktiivi art 2 lg 1). Regulasioon hõlmab nii punkt- kui ka hajusallikate heiteid atmosfääri. Siiski on direktiivi kohaldamisalast välistatud kindlad liikmesriikide piirkonnad²⁹⁵ ning sõltumata piirkonnast kindlate heiteallikate heited. Heiteallikate heitkogused, mida liikmesriigid ei arvesta riiklike heitkoguste vähendamise kohustuste hulka, on õhusõidukitest pärinevad heitkogused (välja arvatud maandumis- ja starditsükli heitkogused); heitkogused, mis pärinevad riigisisisest mereliiklusest, mis toimub liikmesriikide nendelt territooriumitelt, kus direktiivi kohaldamine on välistatud või nendele territooriumitele; rahvusvahelisest mereliiklusest pärit heitkogused ning lämmastikoksiidide ja lenduvate orgaaniliste ühendite (välja arvatud metaan) heitkogused, mis tulenevad piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni kategooriates 3B (sõnnikukäitus) ja 3D (mullaharimine) ette nähtud 2014. aasta aruandlusnomenklatuuri alla kuuluvatest tegevustest (direktiivi art 4 lg 3).

NEC-direktiivi ja õhukvaliteedi raamdirektiivi vahel esineb sisuline seos, kuna saasteainetele nagu PM_{2,5}, SO₂ ja lämmastikdioksiid (mis on NEC-direktiiviga hõlmatud NO_x alla) on õhukvaliteedi raamdirektiiviga seatud õhukvaliteedi piirväärtused. Samuti reguleerib õhukvaliteedi raamdirektiiv osooni kontsentratsiooni välisõhus. NEC-direktiiv reguleerib osooni tekitavate saasteainete (lämmastikoksiidid ja LOÜ-d) heitkoguseid. Õhukvaliteedi raamdirektiiviga ei ole küll reguleeritud ammoniaagi heitkoguse piirväärtused, kuid kuna ammoniaak aitab kaasa PM_{2,5} tekkimisele, aitab ammoniaagi heite vähendamine kaudsalt parandada ka õhukvaliteeti PM_{2,5} osas.

NEC-direktiivi art 13 kohaselt vaatab komisjon direktiivi läbi hiljemalt 31. detsembriks 2025 ning, kui see on asjakohane, esitab seadusandlikud ettepanekud heitkoguse vähendamise kohustuste kohta 2030. aastale järgnevaks perioodiks. Seisuga 4. aprill 2026 ei ole veel vastu võetud uusi siduvaid heitkoguse vähendamise kohustusi. Euroopa Komisjoni keskkonna peadirektoraat on aga avaldanud 1. detsembril 2025 ülevaate direktiivi rakendamisest.²⁹⁶

²⁹⁴ Heitkoguste kontrolli piirkond on mereala, mis asub kuni 200 meremiili kaugusel territoriaalmere mõõtmise aluseks olevatest lähtejoontest ning mille liikmesriik kehtestab laevade põhjustatud reostuse ennetamiseks, vähendamiseks ja kontrolliks kooskõlas kohaldatavate rahvusvaheliste eeskirjade ja standarditega (NEC-direktiivi art 3 p 13).

²⁹⁵ NEC-direktiivi art 2 lg 2 kohaselt ei hõlma direktiiv heitkoguseid Kanaari saartel, Prantsusmaa ülemere departemangudes, Madeiral ja Assooridel.

²⁹⁶ European Commission. Commission staff working Document. Evaluation of the National Emission Reduction Commitments Directive – SWD/2025/394 final.

2.2.4. Liikmesriikide kohustused

2.2.4.1. Summaarse heite vähendamise eesmärkide saavutamine

NEC-direktiiviga on aastased heite vähendamise kohustused paika pandud alates 2020. aastast kuni 2030. aastani. Heitkoguste vähendamise kohustused, mis kehtivad ajavahemikul 2020–2029, on üle võetud identselt Göteborgi protokollis kindlaksmääratud kohustustega.²⁹⁷ Seega ei ole NEC-direktiivis paika pandud summaarne heite piirkogus autonoomne Euroopa Liidu õiguse instrument, vaid Göteborgi protokoll Euroopa Liidu sisene rakendus. NEC-direktiiv sätestab aga Göteborgi protokollist sõltumatult täiendavad õhusaasteainete heite summaarse piirkoguse vähendamise riiklikud kohustused alates aastast 2030.

Liikmesriikide heitkoguste vähendamise kohustused on määratletud võrreldes 2005. aasta tasemega. Baasaasta on valitud 2005. aasta, sest ka Göteborgi protokoll tugineb sellele baasaastale. Kindel baasaasta võimaldab konkreetseid numbrilised sihid määratleda ja hinnata riiklike kohustuste täitmist. Siiski ei fikseeri NEC-direktiiv ise 2005. aasta heitkoguseid konkreetsete arvudena. Aluseks ei saa võtta siin ka Göteborgi protokoll heitkoguste väärtusi, sest need olid protokoll kohaselt mõeldud vaid teabe andmise eesmärgil. Ka NEC-direktiivile eelnend direktiiv küll sätestas I lisas SO₂, NO_x-i, LOÜ-de ja NH₃ absoluutväärtused, mis tuli saavutada 2010. aastaks, kuid ei fikseerinud tegelikke heitkoguseid, mis olid selleks ajaks juba tekkinud. Seega on NEC-direktiivis heitkoguste vähendamise eesmärgid väljendatud vähendamise protsendina võrreldes heitkogustega, mis teatati liikmesriikide poolt 2005. aasta inventuuris endise NEC-direktiivi alusel. Inventuure on lubatud liikmesriikidel aga teatud tingimustel (pandlikkusmeetmete rakendamise kaudu) tagasiulatuvalt parandada. Seega on ka 2005. a tegelikult muutuv väärtus, mille muutmisel muutub ka liikmesriikide edasijõudmise tase saasteaine heite summaarse piirkoguse vähendamisel. Kokkuvõtvalt saab seega väita, et 2005. aasta baastase on liikuv sihtmärk, mitte jäik õigusnorm. L. Krämer ja C. Badger väidavad seetõttu, et õiguslikult täpse ja siduva referentsaasta numbrilise sätte puudumise tõttu „ripuvad“ NEC-direktiivi vähendamisprotsendid õhus, mis muudab nende jõustamise Euroopa Liidu poolt sisuliselt võimatuks.²⁹⁸

Direktiivi põhjenduspunkt 13 ütleb, et liikmesriigid peaksid täitma heitkoguste vähendamise kohustused aastateks 2020–2029 ja alates 2030. aastast, ning nad peavad püüdma saavutada 2025. aasta indikatiivseid heitkoguste tasemeid, tagamaks tõendatav edasimineku 2030. aasta kohustuste suunas. Aasta 2025 on seega liikmesriikide endi poolt kehtestatav indikatiivne aasta, mille suhtes arvestatakse liikmesriikide edasijõudmist heitkoguste vähendamisel. 2025. aasta soovitusliku heitetaseme määramisel tuleb arvestada selle tehnilist teostatavust ning seda, et heite vähendamisega ei kaasneks ebaproportsionaalselt suuri kulusid (NEC-direktiivi põhjenduspunkt 13).

²⁹⁷ L. Krämer, C. Badger. Krämer's EU Environmental Law, 9th ed. Oxford; New York: Hart Publishing, 2024, lk 302.

²⁹⁸ Ibid.

Heitkoguste vähendamise trajektoori peavad liikmesriigid kindlaks määrama lineaarsest vähendamiskavast lähtudes, mis kulgeb 2020. aasta ja 2030. aasta vähendamisnõuetest tulenevate heitkoguste tasemete vahel (NEC-direktiivi art 4 lg 2 esimene lõik). Direktiiv lubab liikmesriikidel järgida ka mittelineaarset heitkoguste vähendamise kava, kui selline kava on majanduslikult või tehniliselt tõhusam (NEC-direktiivi art 4 lg 2 teine lõik). Mittelineaarse kava puhul peavad liikmesriigid tagama, et alates 2025. aastast läheneks see järk-järgult lineaarsele vähendamiskavale. Igal juhul peab olema tagatud 2030. aastaks võetud heitkoguste vähendamise eesmärgi täitmine. Seega ei tohi kõrvalekalle lineaarsest vähendamise kohustusest kokkuvõttes olla sedavõrd suur, et see seaks kahtluse alla 2030. aasta vähendamise kohustuse täitmise. Heitkoguste ülemmäärade mitteületamise kohustus aastaks 2030 on tulemuse saavutamise kohustus ning sellest kohustusest kõrvalekaldumise võimalust direktiiviga ette nähtud ei ole.

NEC-direktiiv kohustab mittelineaarse vähendamiskava kasutamist põhjendama ning selgitama selle kasutamist Euroopa Komisjonile esitavatates õhusaasteainete vähendamise programmides. Kui 2025. aastaks liikmesriik siiski ei suuda heitkoguseid vastavalt oma kindlaksmääratud vähendamiskavale vähendada, tuleb järgmistes informatiivsetes inventuuriaruannetes selgitada kõrvalekaldumise põhjuseid ja meetmeid liikmesriigi tagasipöördumiseks oma kava juurde (NEC-direktiivi art 4 lg 2 kolmas lõik). Seega kõrvalekalle indikatiivsetest 2025. aasta heitkoguste tasemetest ei ole liikmesriikidele küll täies ulatuses vabaks jäetud, kuid kõrvalekaldumise võimalus on siiski liidu seadusandja poolt direktiivis ette nähtud. Lubatud on nii planeeritud kõrvalekalle vähendamistrajektorist mittelineaarse vähendamiskava koostamise näol kui ka planeerimata kõrvalekalle riigi poolt kasutatavast vähendamise trajektorist. Viimane tekib siis, kui heitkoguseid ei õnnestu 2025. aastaks piirata vastavalt kindlaksmääratud trajektorile. Siiski on liikmesriikidel kohustus põhjendada kõrvalekallet 2025. aastaks kindlaksmääratud trajektorist.

2.2.4.2. Õhusaasteainete vähendamise programm

Selleks, et saasteainete heitkoguste vähendamise kohustusi ellu viia, kohustab direktiiv liikmesriike välja töötama riikliku õhusaasteainete vähendamise programmi (NEC-direktiivi art 6), mida ajakohastatakse vähemalt iga nelja aasta tagant (NEC-direktiivi art 6 lg 3) ja siis, kui riiklikust heiteinventuurist või heiteprognosist ilmneb, et liikmesriik ei suuda täita heitkoguste vähendamise kohustust või on oht, et ta ei täida seda (NEC-direktiivi art 6 lg 4). Esimese õhusaasteainete vähendamise programmi olid liikmesriigid kohustatud esitama Euroopa Komisjonile hiljemalt 1. aprilliks 2019. Programmi väljatöötamine on liikmesriikidele kohustuslik. Direktiiv näeb III lisas ette õhusaasteainete vähendamise programmi minimaalse sisu.

Programmi kõige olulisem osa on meetmete kavandamine, millega kavatsetakse heitkoguste vähendamise eesmärgi täita. Heitkoguste vähendamise meetmetest näeb NEC-direktiiv ette kohustuslikuna vaid III lisa 2. osas sätestatud ammoniaagi heitkoguste kontrollimise meetmed. Muude saasteainete osas ei näe direktiiv ette

konkreetsed kohustuslikke meetmeid. Seega on liikmesriikidele jäetud ulatuslik kaalutlusruum sobivate poliitika- ja regulatiivsete meetmete valikul. Küll võib direktiivist leida üldisi suuniseid, millest lähtudes peavad meetmed olema kavandatud.

Üldiste põhimõtetenäeb NEC-direktiiv ette, et õhusaasteainete vähendamise programmid peavad hõlmama kõiki asjakohaseid sektoreid, rõhutades eraldi valdkondi nagu põllumajandus, energia, tööstus, maanteetransport, siseveetransport, kodumajapidamiste kütte ning väljaspool teid kasutatavate liikurmasinate ja lahusite kasutamine (NEC-direktiivi põhjenduspunkt 19). Sama põhjenduspunkt rõhutab, et liikmesriikidel peaks olema õigus otsustada, milliseid meetmeid nendes sektorites rakendada heitkoguste vähendamise kohustuste täitmisel. Lisaks suunab NEC-direktiiv liikmesriike rakendama direktiivi viisil, mis aitab tõhusalt kaasa liidu pikaajalise õhukvaliteedialase eesmärgi saavutamisele (NEC-direktiivi põhjenduspunkt 8). Põhjenduspunkt 18 aga suunab liikmesriike võtma arvesse vajadust vähendada heitkoguseid – eelkõike lämmastikoksiidide ja tahkete peenosakeste heitkoguseid – piirkondades ja linnastutes, kus on ülemäärane õhusaasteainete kontsentratsioon või mis suurendavad märkimisväärselt õhusaastet muudes piirkondades ja linnastutes, sealhulgas naaberriikides. Seega suunab NEC-direktiiv meetmete väljatöötamisel liikmesriike arvestama ka piirkondlike õhukvaliteediprobleemidega ja nende vähendamisele kaasa aitama õhusaasteainete vähendamise programmi meetmete kavandamisel. Sellest võib järeldada, et direktiiv ei välista piirkondlikult diferentseeritud meetmete kasutamist, kui need aitavad lahendada konkreetseid õhukvaliteediprobleeme ja toetavad riiklike heitkoguste vähendamise kohustuste täitmist. Fookus tuleb panna nendesse sektoritesse, kus on konkreetse saasteaine heide kõige suurem.

Euroopa Komisjon on kehtestanud juhised õhusaasteainete vähendamise programmi väljatöötamiseks.²⁹⁹ Samuti on komisjon kehtestanud õhusaasteainete vähendamise programmi ühtse vormi.³⁰⁰ Rakendusotsuse, millega on kehtestatud õhusaasteainete vähendamise programmi ühtne vorm põhjenduspunkti 1 kohaselt on õhusaasteainete vähendamise programm peamine juhtimisvahend riiklike heite vähendamise kohustuste täitmiseks, mille vastuvõtmine suurendab sidusrühmade jaoks prognoositavust ja toetab investeeringute suunamist puhtasse ja tõhusasse tehnoloogiasse.

²⁹⁹ Euroopa Komisjoni teatis Juhised riiklike õhusaaste kontrolli programmide väljatöötamiseks vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguse vähendamist (C/2019/888) – ELT C 77, 1.3.2019, lk 1–33.

³⁰⁰ Komisjoni rakendusotsus (EL) 2018/1522, 11. oktoober 2018, millega kehtestatakse riiklike õhusaaste kontrolli programmide ühtne vorm vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist (teatavaks tehtud numbri C(2018) 6549 all) – ELT L 256, 12.10.2018, lk 84–86.

2.2.4.3. Seire ja aruandlus

NEC-direktiivi täitmise jälgimiseks koostavad riigid riiklikke heiteinventuure, heiteprognoose ja informatiivseid inventuuriaruandeid ning esitavad need Euroopa Komisjonile, et tagada ühtne ja usaldusväärne ülevaade õhusaastest. Kui õhusaaste-ainete vähendamise programm ja heiteprognoos koostatakse etteulatuvalt, siis inventuuride ja inventuuriaruannete esitamise kohustus kehtib tagasiulatuvalt erinevate aastate arvestuses. Andmed esitatakse vastavalt piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonis sätestatud aruandlusnomenklatuurile (*Nomenclature for Reporting*, NFR). Seega peavad liikmesriikide poolt komisjonile esitatavad andmed olema kooskõlas riiklike heiteinventuuride ja -prognooside ning samuti informatiivsete inventuuriaruannete kohta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni alusel esitatavate andmetega (direktiivi põhjenduspunkti 29 kohaselt).

Igal aastal tuleb koostada riiklikud heiteinventuurid peamiste saasteainete kohta (ning vajadusel ka täiendavate ainete kohta). Lisaks tuleb iga kahe aasta järel ajakohastada heiteprognoose (NEC-direktiivi art 8 lg 2) ning iga nelja aasta järel koostada detailsemad inventuurid, mis kajastavad heidete ruumilist jaotust ja suuri paikseid heiteallikaid ((NEC-direktiivi art 8 lg 2). Direktiivi I lisast nähtub, et heiteinventuurid esitatakse Euroopa Komisjonile kaheaastase viivitusega. See tähendab, et 2026. aastal esitatud inventuurid puudutavad 2024. aasta heitkoguseid. Lisaks koostavad liikmesriigid ruumilist jaotust ja suuri paikseid heiteallikaid kajastavad inventuurid iga nelja aasta järel kaheaastase viivitusega. Nendele andmetele lisaks tuleb liikmesriigil esitada informatiivseid inventuuriaruandeid, kus selgitatakse kasutatud metoodikat ja vajaduse korral ka paindlikkusmeetmete rakendamist. Need lisatakse riiklikele heiteinventuuridele ja -prognoosidele. Informatiivsetes inventuuriaruannetes peavad liikmesriigid selgitama ka seda, miks ei suudetud 2025. aastaks heitkoguseid vastavalt kindlaksmääratud vähendamiskavale vähendada, kui selline olukord peaks tekkima. Samuti peavad nad sellisel juhul kajastama aruandes meetmeid, mille rakendamine võimaldab tagasi pöörduda esialgse vähendamiskava juurde (NEC-direktiivi art 4 lg 2 kolmas lõik). Euroopa Komisjon koondab liikmesriikide esitatud andmete põhjal kogu Euroopa Liitu hõlmavad inventuurid ja prognoosid ühtseks tervikuks.

Lisaks kohustab NEC-direktiivi artikkel 9 teostama heitkogustega vähendamise kohustustega hõlmatud saasteainete mõju seiret ning seire tulemustest regulaarselt Euroopa Komisjonile aru andma. Direktiiv ei hõlma mitte ainult viie saasteaine seire- ja aruandluskohustust, vaid lisaks ka muude direktiivis sätestatud saasteainete – nagu näiteks must süsinik, raskmetallid ja püsivad orgaanilised ühendid – heitkoguste ja nende mõju seire ja aruandluse teostamist. Nende saasteainete osas ei ole aga kehtestatud heitkoguste vähendamise kohustusi.

NEC-direktiivi ülesehitusest nähtub, et poliitikaplaneerimine ja õigusliku vastavuse kontrollimine toimivad küll omavahel seotud, kuid institutsionaalselt ja ajaliselt eristatud mehhanismidena.

2.2.4.4. Paindlikkuse mehhanismid vähendamiskohustuste täitmisel

Selleks, et kõrvaldada teatav ebakindlus, mis paratamatult kaasneb riiklike heitkoguste vähendamise kohustuste täitmise planeerimisega, sisaldab NEC-direktiiv paindlikkusemeetmeid heitkoguste vähendamise kohustuste kohandamiseks. Nende kehtestamisel on samuti juhitud Göteborgi protokollist. Direktiiv näeb artiklis 5 paindlikkusemeetmena ette mitmeid erandeid, mis võimaldavad erandkorras kõrvale kalduda iga-aastase heitkoguse vähendamise kohustuse rangest järgimisest. Nendest tuleb aga teavitada Euroopa Komisjoni, kes hindab nende vastavust direktiivis sätestatud tingimustele. Nii näiteks võimaldab direktiiv hinnata heitkoguste vähendamise kohustuste täitmist kolme aasta keskmise alusel, kui erakordsed ilmastikutingimused (nagu väga külm talv või väga kuiv suvi) põhjustavad konkreetse aasta heitkoguste ajutise suurenemise (NEC-direktiivi art 5 lg 2). Samuti võimaldab direktiiv kohandada riiklike heiteinventuure juhul, kui inventuuride koostamise meetodikat on teadusandmete põhjal ajakohastatud ning selle tulemusel jääksid riiklikud heitkoguste vähendamise kohustused muidu täitmata (NEC-direktiivi art 5 lg 1). See tähendab, et kui täiustatud meetodika kohaselt oleks heitkogus suurem kui varasemates inventuurides esitatud, võib liikmesriik teatud tingimustel taotleda, et meetodika muutusest tulenevat erinevust ei loetaks vähendamiskohustuse rikkumiseks.

Heiteprognoside ümberarvutamise vajadus tuleneb peamiselt kahte liiki muudatustest. Esiteks ajalooliste heiteandmete korrigeerimisest, millele prognoosid tuginevad. Teiseks prognooside aluseks olevate mõjutegurite (nt SKP prognoosid või muud tulevikusuundumusi kirjeldavad andmestikud) muutmisest või ümberarvutuste tegemisest.³⁰¹

2.3. NEC-direktiivi rakendamine siseriiklikus õiguses

2.3.1. Ülevaade heite summaarse piirkoguse vähendamise riiklike kohustuste regulatsioonist

NEC-direktiiv on Eestis üle võetud atmosfääriõhu kaitse seadusega. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 108 lg 1 kohaselt kehtestab Vabariigi Valitsus määrusega inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused Eesti territooriumil ja majandusvööndis ning nende täitmise tähtajad ja erandid, samuti saasteainete heitkoguste riiklike koondaruannete ja saasteainete summaarsete heitkoguste prognooside koostamise korra. Kuigi AÕKS § 108 lg 1 sisaldab volitusnormi Vabariigi Valitsusele täpsemalt määratlemata inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklike kohustuste kehtestamiseks, ei ole AÕKS § 108 puhul tegemist siiski riigisisese algatusega, vaid sellega võetaksegi üle

³⁰¹ European Commission. Review of National Air Pollution Control Programmes. Horizontal Review Report for the period 2023–2024. – Ricardo ref. ED17323, 2024, 4.
<https://circabc.europa.eu/ui/group/cd69a4b9-1a68-4d6c-9c48-77c0399f225d/library/31b32689-c97b-4ae4-b6c6-53881b14ae6d/details?download=true> (04.04.2026).

NEC-direktiivist tulenevad Eesti Vabariigi kohustused kindlate saasteainete summaarse heite vähendamiseks.

Vabariigi Valitsuse 21. juuni 2018 määrus nr 49 „Inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused Eesti territooriumil ja majandusvööndis, nende täitmise tähtajad ja erandid ning aruandlus“³⁰² jõustus 2018. aasta juulis, asendades seni kehtinud direktiivi 2001/81/EÜ alusel vastu võetud määruse. Samal kuupäeval jõustus ka atmosfääriõhu kaitse seaduse muutmise seadus, millega seaduses tervikuna asendati direktiivi 2001/81/EÜ alusel kehtestatud regulatsioon NEC-direktiivi regulatsiooniga.

Kui varem sätestas AÕKS § 108 saasteainete summaarse heite piirkogused Eesti territooriumil ja majandusvööndis, siis uue regulatsiooni kohaselt pannakse paika inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused. Tegemist ei ole ainult sõnastusliku erinevusega, vaid selles kajastub kahe direktiivi erinevus summaarse heite reguleerimise käsitluses.³⁰³

2.3.2. Siseriiklikud heite vähendamise eesmärgid

NEC-direktiivi kohaselt Eestile kehtestatud heiteallikatest välisõhku väljutatavate saasteainete heitkoguste vähendamise kohustused, mis tuleb tagada ajavahemikus 2020–2029, sealhulgas 2025. aasta soovituslik eesmärk ning vähendamise kohustus alates 2030. aastast on toodud välja tabelis 1.

Tabel 1 Siseriiklikud heite vähendamise eesmärgid³⁰⁴

Saasteaine nimetus	2020, %	2025, %	2030, %
SO ₂	32	50	68
NO _x	18	24	30
LOÜ	10	19	28
NH ₃	1	1	1
PM _{2,5}	15	28	41

Eesti on täitnud 2023. aasta seisuga NEC-direktiivi ja Göteborgi protokolliga nõuded kõikide saasteainete puhul, ületades isegi 2030. aasta vähendamise kohustusi.³⁰⁵ Probleemiks võib Eestile kujuneda aga ammoniaagi heide, mille heitkoguste

³⁰² Vabariigi Valitsuse 21.06.2018 määrus nr 49 „Inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused Eesti territooriumil ja majandusvööndis, nende täitmise tähtajad ja erandid ning aruandlus“ – RT I, 26.06.2018, 28; RT I, 13.07.2024, 7.

³⁰³ Direktiivide võrdlev käsitlus on alapunktis 2.2.2.

³⁰⁴ Vabariigi Valitsuse 21.06.2018 määrus nr 49 „Inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused Eesti territooriumil ja majandusvööndis, nende täitmise tähtajad ja erandid ning aruandlus“. 2025. aasta vähendamise eesmärk pärineb keskkonnaministri 29.03.2019 käskkirjast nr 1-2/19/276 „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklik programm aastateks 2020–2030“.

³⁰⁵ Keskkonnaagentuur (2025).

vähendamise ulatus on küll võrreldes teiste liikmesriikidega üsna väike, kuid mille puhul on suurimaks väljakutseks saavutatud heitkoguse hoidmine.³⁰⁶

2.3.3. Siseriiklik õhusaasteainete vähendamise programm

Saasteainete heitkoguste vähendamise riikliku kohustuse täitmiseks peab riik NEC-direktiivist tulenevalt välja töötama õhusaasteainete vähendamise programmi. Selle koostamise korraldab Kliimaministeerium ning programmi menetlusele kohaldatakse haldusmenetluse seaduses sätestatud avatud menetlust (AÕKS § 108 lg 2). Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 108 lg 9 kohaselt kehtestab õhusaasteainete vähendamise programmi valdkonna eest vastutav minister käskkirjaga.

Eestis kinnitati esimene õhusaasteainete vähendamise programm 2019. aastal keskkonnaministri käskkirjaga „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklik programm aastateks 2020–2030“ ning seda on täiendatud keskkonnaministri 30. märtsi 2023 käskkirjaga nr 1-2/23/144 „Ajakohastatud „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030“ kinnitamine“. Ajakohastatud programm on koostatud 2020. aasta õhusaasteainete heitkoguste alusel, mis on raporteeritud 2022. aasta õhusaasteainete inventuuris.³⁰⁷

NEC-direktiiv seab vähendamise kohustused viiele saasteainele. Erinevate saasteainete puhul pärineb valdav osa heitest erinevatest majandussektoritest. Direktiiv mõjutab seega erinevaid majandussektoreid erineval viisil. Vääveldioksiidi puhul langeb näiteks peamine regulatiivne koormus energeetikasektorile. Ammoniaagi puhul aga põllumajandussektorile. See muudab NEC-direktiivi rakendamise oma olemuselt interdistsiplinaarseks, mõjutades muu hulgas nii energiapoliitikat, põllumajanduspoliitikat kui ka transpordipoliitikat.

2.4. Saasteaine heite summaarse piirkoguse normatiivne staatus

2.4.1. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui piirväärtus

2.4.1.1. Piirväärtuse olemus ja funktsioon

Kaasaegse keskkonnaõiguse rakendamine on keerukas ning sõltub suures osas arvulistest normidest, eelkõige piirväärtustest. Samas kohtab piirväärtusi, st väärtusi, mis määravad kindlaks teatava piiri, pea kõigis eluvaldkondades, sealhulgas ka sellistes, mis ei ole tingimata seotud teaduse ja tehnika arenguga, nagu näiteks vanusepiirangud või sissemaksete piirmäärad. Üldistatult on piirväärtused arvulised normid, mis panevad paika piiri, mille ületamine või millest allapoole

³⁰⁶ Ibid.

³⁰⁷ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 6.

jäämine toob kaasa õiguslikke tagajärgi.³⁰⁸ Sellest lähtudes on võimalik käsitleda ka saasteaine heite summaarset piirkogust piirväärtusena.

Piirväärtuste kasutamine keskkonnakaitselistel eesmärkidel on ajalooliselt suhteliselt uus nähtus, mis sai võimalikuks tänu loodusteaduslike teadmiste arengule. Esimesed katsed ohtlike ainete sisalduse piiramiseks keskkonnas arvuliste väärtuste abil pärinevad 19. sajandi keskpaigast.³⁰⁹ Tänapäevasele keskkonnanõigusele on seevastu väga iseloomulik arvuliste piirväärtuste kasutamine.³¹⁰ Võib koguni väita, et peaaegu kõik aktuaalsed keskkonnapoliitilised debatil käsitlevad mingil viisil piirväärtusi – olgu selleks kasvuhoonegaaside heitkogused, välisõhu kvaliteedinõuded või hoonete energiatõhususe miinimumnõuded.

Samas on keskkonnavaldkonnas ette heidetud ka liigset reguleerimist piirmääradega. Nii on U. Beck väitnud, et piirmääradega ühest küljest küll piiratakse keskkonnale avalduda võivat ebasoodsat mõju, teisalt aga paratamatult ühtlasi ka lubatakse piirmäära ulatuses saastavat tegevust ehk looduse ja inimeste mürgitamisest väikeses koguses.³¹¹ Kõige kaheldavamaks peab ta piirmäärade kehtestamist üksikute ainete jaoks, sest sellega eiratakse erinevate ainete kumulatiivset mõju inimese tervisele ja keskkonnale.³¹² Seda tabavat kriitikat kummutab aga A. Röthel, kes toob välja, et U. Becki kriitika on siiski olemuslikult suunatud keskkonnakasutuse vastu üldisemalt, mitte niivõrd piirväärtuste kontseptsiooni kui sellise vastu.³¹³ Inimkonna-poolset keskkonnakasutust välistada ei ole võimalik. Kui on tehtud poliitiline otsus, et keskkonda koormav käitumine on lubatav, on alati vaja tõmmata piir lubatud ja keelatud keskkonda kahjustava tegevuse vahele.³¹⁴ Seega on piirväärtustel erinev funktsioon – need peegeldavad riskihinnangut, kuid panevad paika ka selle piiri, mis markeerib riigi poolt kolmandate isikute ja avalikkuse kaitseks määratletud taunitava käitumise.³¹⁵

Kuigi U. Beck osutab tabavalt keskkonnakaitselisele valupunktile, tuleb siiski nõustuda A. Rötheli seisukohtadega. Inimühiskonna toimimise ja püsimise seisukohalt on majandustegevus paratamatult vajalik ning seda tuleb käsitleda keskkonna kaitse kõrval iseseisva avaliku huvina. Piirväärtuste seadmine saastava tegevuse piiramiseks ning inimest kahjustavate mõjutuste ärahoidmiseks on üks

³⁰⁸ A. Röthel. Techniksteuernde Grenzwerte – Gewöhnungseffekte und Zukunftsaufgaben. – JuristenZeitung, 2013, 68(23), lk 1136–1143. <http://www.jstor.org/stable/24551998> (04.04.2026); W. Spannowsky. Die Grenzwertkonzeption im Wandel. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 1995, 14(9), lk 845–851.

³⁰⁹ K. Hüttermann. Funktionen der Grenzwerte im Umweltrecht und Abgrenzung des Begriffes. Farnkfurt am Main: Peter Lang, 1993, lk 3.

³¹⁰ M. Reinhardt. Grenzwerte – Fluch oder Segen? Entwicklungslinien im Umweltrecht zwischen Rechtssicherheit und praktischer Urteilskraft. – Natur und Recht, 2015, 37, lk 289–297. <https://doi.org/10.1007/s10357-015-2823-8>.

³¹¹ U. Beck (2005), lk 327.

³¹² Ibid.

³¹³ A. Röthel (2013).

³¹⁴ Ibid.

³¹⁵ W. Spannowsky (1995), lk 485.

keskseid vahendeid nende huvide tasakaalustamisel. Eesti keskkonnaõiguse kontekstis saab väita, et piirväärtuste seadmisega välditakse keskkonnaohte ning vähendatakse keskkonnariske. Traditsiooniliselt on välisõhu kaitse valdkonnas piirväärtustena kasutatud ühelt poolt näitajaid, mille alusel hinnatakse ümbritseva keskkonna kvaliteeti, ning teiselt poolt näitajaid, mis võimaldavad reguleerida heiteallikatest pärineva saasteaine heite hulka. Küsitav on, kas summaarsed heitkogust kui reguleerimisinstrumenti on süstemaatiliselt võimalik paigutada keskkonnakvaliteedi näitajate või heiteallikapõhiste piirväärtuste kategooriasse.

2.4.1.2. Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuse normatiivne suhe

Keskkonna kvaliteedi piirväärtus on keskkonna keemilisele, füüsikalisele või bioloogilisele näitajale kehtestatud piirväärtus, mida ei tohi inimese tervise ja keskkonna kaitsmise huvides ületada (KeÜS § 7 lg 4). Seega määrab keskkonna kvaliteedi piirväärtus nõuded ümbritsevale keskkonnale. Välisõhku väljutatavale saasteainele kehtestatud piirväärtus on välisõhu keemilisele näitajale kehtestatud väärtus. Välisõhu kvaliteedi piirväärtuste seadmise eesmärk on vahetult tagada kindel õhu kvaliteet kindlas piirkonnas.³¹⁶

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse keskkonna kvaliteedi piirväärtuse definitsioonist järeldub, et tegemist on ületamiskeeluga kvantitatiivse normiga, mitte soovitusliku iseloomuga sihtväärtustega. Keskkonna kvaliteedi piirväärtuse eesmärk on inimese tervise ja keskkonna kaitse. Seetõttu eeldab ka KeÜS § 3 lg 2 p 1 keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ületamisel olulise keskkonnahäiringu tekkimist. Oluline keskkonnahäiring on seotud keskkonnaohu mõistega. KeÜS § 5 kohaselt on olulise keskkonnahäiringu tekkimise piisav tõenäosus keskkonnaoht. Keskkonnaohtu tuleb KeÜS §-s 10 sätestatud vältimispõhimõtte kohaselt vältida. Keskkonnaohtu või olulist keskkonnahäiringut tuleb taluda, kui tegevus on vajalik ülekaaluka huvi tõttu, puudub mõistlik alternatiiv ja keskkonnaohu või olulise keskkonnahäiringu vähendamiseks on võetud vajalikud meetmed (KeÜS § 10 teine lause). Keskkonnaõiguses kehtiva vältimispõhimõtte kohaselt võib seega järeldada, et eelduslikult on keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ületamise korral tegemist keskkonnaohuga.

Kvaliteedinormatiivid on suunatud üksnes kaitseobjektidele ega oma otsest seost heiteallikatega. Piirväärtusega kindlaksmääratud õhu kvaliteet tuleb tagada selle kohustusliku iseloomu tõttu sõltumata sellest, millised heiteallikad võivad keskkonna kvaliteeti mõjutada. Keskkonna kvaliteedi piirväärtustel on siiski mõju saastajatele, kuid see ilmneb kaudselt heite piirväärtuste seadmise kaudu. Nii tuleb KeÜS § 54 kohaselt keskkonnaloaga lubatud heitkogus määrata nii, et oleks tagatud keskkonna kvaliteedi piirväärtuse järgimine. KeÜS § 52 lg 1 p 8 kohaselt peab keskkonnaloa andja keelduma keskkonnaloa andmisest, kui

³¹⁶ H. D. Jarass. Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissionschutzrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 2003, 3, lk 258–265.

keskkonnaloa alusel kavandatava tegevusega kaasnevate heidete lisandumisel oleks keskkonna kvaliteedi piirväärtus ületatud.

Atmosfääriõhu kaitse seadus sisaldab eraldiseisvat õhukvaliteedi piirväärtuse definitsiooni. AÕKS § 10 lg 1 kohaselt on õhukvaliteedi piirväärtus saasteaine lubatav kogus välisõhu ruumalaühikus või pinnaühikule sadestunud saasteaine lubatav kogus, mis on kehtestatud teaduslike andmete alusel ning mis nimetatud koguse ületamise korral tuleb saavutada kindlaksmääratud aja jooksul ja mida edaspidi ei tohi enam ületada. Piirväärtuse kehtestamise eesmärk on vältida, ennetada või vähendada saasteaine ebasoodsat mõju inimese tervisele või keskkonnale. Sõnastusest nähtuvalt on AÕKS § 10 lg 1 piirväärtuse mõiste formuleeritud õhukvaliteedi raamdirektiivi alusel. See rõhutab teaduslikele andmetele tuginemist piirväärtuste määramisel. Samuti nähtub definitsioonist, et piirväärtus määratakse kontsentratsioonina (kogus ruumalaühikus) või sadestumisena. Ka AÕKS § 10 lg 1 kohaselt on õhukvaliteedi piirväärtus siduv norm.

Ka saasteaine heite summaarne piirkogus ei hõlma NEC-direktiivist tulenevalt heidet konkreetsetest heiteallikatest, vaid hõlmab kõikvõimalikke allikaid liikmesriigi territooriumil ja majandusvööndis sarnaselt keskkonna kvaliteedi piirväärtusele. Saasteaine heite summaarse piirkoguse vähenemise tagajärg on sarnaselt õhu kvaliteedi piirväärtuste järgimisele saasteainete kontsentratsiooni vähenemine välisõhus, mis omakorda toob kaasa õhukvaliteedi paranemise. NEC-direktiiv ei reguleeri aga mitte välisõhu kvaliteeti konkreetsetes piirkonnas, vaid sätestab kindlate saasteainete heite üldise vähendamise kohustuse.³¹⁷ Seega on saasteaine heite summaarne piirkogus emissioonipõhine, mitte immissioonipõhine reguleerimisvahend. Heite summaarse piirkoguse regulatsioon ei ole otseselt seotud konkreetsele saasteainele õhukvaliteedi piirväärtuse seadmisega, mis peavad olema igal ajahetkel konkreetsetes kohas täidetud. Lisaks määratakse summaarne heite piirkogus tüüpiliselt kindlaks mahupõhiselt, erinevalt õhukvaliteedi piirväärtusest, mida reguleeritakse üldjuhul kontsentratsioonina.

Sarnaselt saasteaine heite summaarsele piirkogusele, on ka keskkonna kvaliteedi piirväärtuste eesmärgiks piirata õhusaasteainete sisaldust välisõhus nii, et see võimaldab tagada inimese tervise ja keskkonna kaitse. Ka keskkonna kvaliteedi piirväärtuse puhul kehtib, et juhul, kui konkreetsetes piirkonnas on vastav piirväärtus ületatud, ei ole võimalik sinna uusi heiteallikaid rajada ega olemasolevat tegevust laiendada. Samas on keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamise korral ettevõtjal võimalik oma tegevust alustada mujal riigi territooriumil. Summaarse heite piirkoguse puhul selline territoriaalne paindlikkus aga puudub, sest see kehtib kogu riigi kohta tervikuna.

Kuigi summaarne heite piirkogus ei kujuta endast keskkonnakvaliteedi piirväärtust, on nendel regulatsioonivormidel siiski sarnane eesmärk, kuivõrd mõlema sihiks on kaasa aidata õhukvaliteedi paranemisele.

³¹⁷ A. Epiney (2019), lk 490.

2.4.1.3. Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja heite piirväärtuse normatiivne suhe

Keskkonna kvaliteedi piirväärtused määravad kindlaks maksimaalse keskkonnamasskoormuse taseme, mida kõik ühele kindlale territooriumile mõju avaldavad heiteallikad kokku ei tohi ületada. Nad määravad ära selle, kui suur maksimaalne koormus konkreetses ruumis on veel aktsepteeritav.³¹⁸ Keskkonna kvaliteedi piirväärtustega on võimalik pikaajaliselt tagada kindel keskkonnakvaliteet konkreetses piirkonnas. Nendega ei ole aga võimalik piirväärtustest madalamat saastekoormust juhtida. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 24 määratleb õhukvaliteedi säilitamise põhimõtte. Sätte kohaselt õhukvaliteedi piirkondades, kus õhukvaliteedi tase on madalam saasteaine kohta kehtestatud õhukvaliteedi piir- või sihtväärtusest, tuleb säilitada parim võimalik välisõhu kvaliteet, mis on kooskõlas säästva arenguga. Õhukvaliteedi säilitamiseks ei saa õhukvaliteedi piirväärtusi heiteallikatele rakendada otse, vaid ainult selle kaudu, et seatakse nõuded konkreetselt allikast pärit heitele. Selleks, et välisõhu kvaliteeti reguleerida keskkonna kvaliteedi piirväärtust mitteületavas osas, on vajalik heite piirväärtuste kontseptsiooni olemasolu.³¹⁹ Just heite piirväärtused lähtuvad koormustekke ahela algusest ehk kohast, kus heited tekivad.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 7 lg 2 kohaselt on heite piirväärtus heidet iseloomustava näitaja suhtes väljendatud heite mass, hulk, kontsentratsioon või tase, mida kindlaksmääratud ajavahemikus või ajavahemikes ei tohi ületada või mille piiresse tuleb jääda. Sarnaselt defineerib tööstusheite seadus (THS)³²⁰ heite piirväärtuse – heite piirväärtus on heidet iseloomustava näitaja suhtes väljendatud heite mass, kontsentratsioon või tase, mida kindlaksmääratud ajavahemikus või ajavahemikes ei tohi ületada (THS § 5 lg 4). Atmosfääriõhu kaitse seadus defineerib seaduse kontekstis termini heite piirväärtus järgmiselt: väljaspool tööstusheite seaduse kohaldamisala oleva heiteallika heite piirväärtus on mis tahes tööstusliku põletamis- või tootmisprotsessi paiksest heiteallikast väljutatava saasteaine piirkogus väljuvate gaaside mahu, toodangu-, võimsus-, energia- või ajaühiku kohta (AÕKS § 105 lg 1). Kõigi kolme definitsiooni ühiseks tunnuseks on see, et heite piirväärtus väljendab arvuliselt määratletud ülempiiri, mida ei tohi ületada. Tööstusheite seaduse ja keskkonnaseadustiku üldosa seaduse definitsioonist nähtub, et tegemist on väärtusega, mida ei tohi ületada. Atmosfääriõhu kaitse seadus rõhutab eraldiseisvalt, et tegemist on paiksest heiteallikast väljutatava saasteaine piirkogusega.

Välisõhku väljutavad saasteained määratakse üldjuhul kindlaks kas heite massi või kontsentratsiooni kaudu. Oluline on, et loas kindlaksmääratud heite piirväärtuse nõude täitmine ei anna käitajale õigust kvaliteedinormatiivi rikkuda. Kui võrrelda õhukvaliteedi piirväärtusi ja allikapõhist heite regulatsiooni, võib

³¹⁸ I. Appel (2005), lk 193.

³¹⁹ I. Appel (2005), lk 193.

³²⁰ Tööstusheite seadus – RT I, 16.05.2013, 1; RT I, 08.07.2025, 69.

heiteid piirava eriregulatsiooni puudumisel jäeldada, et piirkonda võib lisanduda täiendavaid heiteid seni, kuni õhukvaliteedi piirväärtust ei ületata.

Heited on keskkonda väljutatavad tootmise ja tarbimisega seotud soovimatud kõrvalsaadused.³²¹ Kui keskkonnakvaliteedi piirväärtused täpsustavad saavutatavat keskkonnaseisundit, siis heite piirväärtuste puhul on tegemist keskkonnakäitumise juhistega, mis sisaldavad üksikutele tegutsejatele suunatud konkreetseid tegutsemise suuniseid. Kui keskkonnakvaliteedi piirväärtuste puhul peab alati juhinduma immissioonidest, sest just kindlas keskkonnaelemendis olevad saasteained omavad mõju inimesele ja keskkonnale, on heitenormatiivid majanduspoliitilise sekkumise vahend.³²² Kui on keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ületamise oht heidete kumulatiivse mõju kaudu, peabki õigus reageerima omakorda eraldi mehhanismidega, et sellist olukorda vältida.

Heite piirväärtuste seadmise aluseks on ettevaatuspõhimõte ning neid tuleb järgida sõltumata sellest, kui hea on ümbruskonna õhukvaliteedi tase.³²³ Seega ei ole võimalik käitajal väita, et käitisest lubatud saasteaine heitkogust ei ole vaja piirata, sest keskkonnakvaliteedi piirväärtused ei ole ületatud (keskkonnakvaliteet on hea). Allapoole keskkonnakvaliteedi piirväärtust jääv heiteallika asukoha välisõhk ei anna käitajale õigust nõuda kõrgemate heite piirväärtuste seadmist loas. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse §-s 10 sätestatud vältimispõhimõttest tulenevalt on haldusorganid kohustatud vältima ka keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamise piisavat tõenäosust. Seega on haldusorganil volitus sätestada keskkonnalubades heitkogused keskkonna kvaliteedi piirväärtusi silmas pidades teatava varuga.³²⁴ Saasteaine heite piirväärtused põhinevad kas õigusaktiga kindlaksmääratud väärtusel või parima võimaliku tehnika (PVT) nõudel. PVT saabki oma konkreetse väljenduse kindlatele saasteainetele seatud heite piirväärtuste näol. Nende puhul eeldatakse, et piirväärtuste ületamist on võimalik vältida parima võimaliku tehnika kasutamisega.

Eeltoodu alusel on selge, et ainult heite piirväärtustega, mis seatakse üksikute heiteallikate põhiselt ei ole võimalik hoida ära, et soovitud või vajalikuks peetud keskkonnakoormus konkreetsetes piirkondades liiga suureks ei läheks. Ainuüksi heitkoguste piirväärtustel põhinev kontseptsioon suudab tagada üksnes selle, et iga üksik heiteallikas järgib etteantud piirväärtusi, kuid ei suuda iseenesest piisavalt tagada, et paljude üksikute koormuste koostoime ei viiks kokkuvõttes ülemäärase keskkonnakoormuseni.³²⁵ Siin tuleb ilmsiks ka majanduslike meetmete

³²¹ H. Siebert. Die Umwelt in der ökonomischen Theorie. – Allgemeines Statistisches Archiv, 1988, 72(1), lk 40–57. <https://hdl.handle.net/10419/1368> (04.04.2026).

³²² Ibid.

³²³ I. Appel (2005), lk 192.

³²⁴ S. Vahtrus. § 54. – O. Kask jt. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaarid. 2. täiendatud väljaanne, SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2015 (KeÜS kommentaarid). <https://k6k.ee/keskkonnaseadustik> (04.04.2026).

³²⁵ J. Albrecht. Umweltqualitätsziele im Gewässerschutzrecht. Eine europa-, verfassungs- und verwaltungsrechtliche Untersuchung zur Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie am Beispiel des Freistaates Sachsen. Berlin: Dunker & Humblot, 2007, lk 26.

pooldajate loapõhiste meetmete kriitika. Saasteaine heite kindlaksmääramine keskkonnaloas ilma summaarse saastekoguse kindlaksmääramiseta ja juhul, kui puuduvad keskkonna kvaliteedi piirväärtused ei võimalda tegelikku keskkonna kvaliteeti kontrollida. Kui neid piire ei ole kindlaks määratud, siis ei ole piiratud ka käitiste juurdepääs saasteaine emiteerimisele. Puudub ka motiiv investeerida keskkonnasõbralikku tehnoloogiasse suuremas ulatuses kui see, mis on nõutud seadusega. Seega välisõhu kaitse ainult allikapõhise saasteaine heite piirväärtusega ilma õhukvaliteedi väärtusteta ei taga seda, et välisõhk konkreetsetes piirkonnas oleks ohutu inimese tervisele ja keskkonnale, ning seda isegi siis, kui kõik käitised kasutavad PVT-d. Kuna aga keskkonna kvaliteedi piirväärtused on samuti seotud konkreetse piirkonna õhukvaliteediga, saab üleriigiliselt heiteid kontrollida vaid summaarse heite piiri seadmise teel. Vaid siis, kui on määratud saastamisele piir summaarse heite piirkogusega, on võimalik ka üldist heitkogust vähendada.³²⁶

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 7 lg-s 2 sätestatud heite piirväärtuse definitsioonist nähtub, et see võib olla väljendatud ka heite massina, mida kindlaksmääratud ajavahemikus või ajavahemikes ei tohi ületada või mille piiresse tuleb jääda. Siit nähtub, et sarnaselt summaarsele heite piirkogusele võib ka käitiste tegevuse piiramine heite piirväärtuse seadmisega olla kogusepõhine. Saasteaine heite summaarne piirkoguse arvestust peetakse tonnides ja aastapõhiselt. See on määratletud väärtusena, mida ei tohi ületada kindlaksmääratud ajavahemikus. Seetõttu tekib küsimus, kas summaarne heitkogus võiks siiski olla heite piirväärtus KeÜS § 7 lg 2 tähenduses. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus heite piirväärtuse mõistet täpsemalt ei selgita. Pelgalt grammatilise tõlgenduse alusel saab sellele küsimusele vastata jaatavalt. Samas on keskkonnaseadustiku üldosa seaduse heite piirväärtuse roll tagada üksiku heitallika heidete kontroll. Heite summaarne piirkogus seevastu reguleerib mitme heiteallika koosmõju üleriigiliselt. See loob raami, mille sees paiksete heiteallikate heiteid reguleeritakse. Siit nähtub, et nende reguleerimisinstrumentide eesmärk on erinev. Nad on erinevad ka funktsioonilt, sest summaarne heitkogus ei ole vahetult mõõdetav üksiku heiteallika juures ning vajab täiendavat jaotamist selleks, et regulatsiooni-vahendina toimida. Seega olgugi, et grammatilise tõlgenduse kohaselt võiks vastata sellele küsimusele jaatavalt, tuleks siiski süstemaatilist ja teleoloogilist tõlgendust arvesse võttes asuda seisukohale, et summaarse heitkoguse puhul ei ole tegemist heite piirväärtusega KeÜS § 7 lg 2 tähenduses, kuivõrd selle funktsioon ja adressaat erinevad tavapärasest allikapõhisest regulatsioonist. Seda seisukohta toetab ka keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommenteeritud väljaandes kajastatud seisukoht, mille kohaselt on just keskkonnaloas märgitud lubatud heitkogus heite piirväärtuse (KeÜS § 7 lg 2) üks alaliike.³²⁷

³²⁶ Ibid.

³²⁷ M. Triipan. § 52. – KeÜS kommentaarid.

2.4.1.4. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui õhukvaliteedi regulatsiooni vahend *sui generis*

Ülaltoodud alapunktides jõuti järeldusele, et heite ja õhukvaliteedi piirväärtuste tugineva regulatsiooni eesmärk on tagada kehtestatud nõuetele vastav õhukvaliteet konkreetsetes piirkonnas. Saasteaine heite summaarne piirkogus hõlmab kõikvõimalikke heiteallikaid üleriigiliselt ning eeldab seetõttu praktiliseks rakendamiseks täiendava jaotamismehhanismi olemasolu. Seetõttu ei ole summaarne heitkogus olemuslikult ei keskkonnakvaliteedi ega heite piirväärtus. Göteborgi protokollis ja NEC-direktiivis sätestatuna on see poliitiline vahend piiriülese õhusaaste kahjulike keskkonnamõjude vähendamiseks.³²⁸

Euroopa Kohus on liidetud kohtuasjas C-165/09–C-167/09 käsitlenud küsimust, kas direktiivis 2001/81/EÜ ette nähtud siseriiklikud heitkoguste ülemmäärad võiksid olla keskkonna kvaliteediga seotud normatiivid.³²⁹ Täpsemalt on kohus analüüsinud seda Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2008/1/EÜ, saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta (direktiiv 2008/1/EÜ)³³⁰ art 2 p 7 sõnastuse kontekstis. Direktiivi 2008/1/EÜ art 2 p 7 kohaselt on keskkonnakvaliteedi standard ühenduse õigusaktidega kehtestatud nõuete kogum, millele teatav keskkond või keskkonna osa peab teataval ajavahemikul vastama. Kohus leiab, et need standardid on reeglid, mis on seotud kaitstava keskkonnahüve kvalitatiivsete omadustega.³³¹ Seevastu direktiivi 2001/81/EÜ siseriiklikud heitkoguste ülemmäärad osutavad saasteaine üldkogusele, mida võib õhku paisata, mitte konkreetse saasteaine kontsentratsiooni käsitlevale kvalitatiivset laadi nõudele, mis peab kindlal hetkel konkreetsetes kohas olema täidetud.³³² Kohus leiab sellest tulenevalt, et saasteaine heite summaarse piirkoguse näol ei ole tegemist keskkonna kvaliteedi piirväärtustega. Seega toetab Euroopa Kohtu praktika käesoleva töö alapunktis 2.4.1.2. tehtud järeldust, mille kohaselt ei ole summaarne heite piirkogus keskkonna kvaliteedi piirväärtus.

Samas kohtuasjas on Euroopa Kohus käsitlenud lisaks küsimust, kas tegemist võib olla allikapõhise heite piirväärtusega ning on seda teinud samuti direktiivi 2008/1/EÜ kontekstis. Direktiivi 2008/1/EÜ art 9 lg 3 kohustab tööstusheite käitisele antavas loas lisama saasteainete heitmete piirväärtused. Direktiivist nähtuvalt ei ole tegemist direktiivi 2001/81/EÜ siseriiklike heitkoguste ülemmääradega, sest sätte tähenduses peavad keskkonnaõiguslikud load sisaldama just käitise poolt

³²⁸ F. Wagner, W. Schöpp, M. Amann. Dealing with Fixed Emissions Ceilings in an Uncertain Future: Offsetting under Environmental Integrity. – Journal of Environmental Management, 2013, 129, lk 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.054>.

³²⁹ EKo 26.05.2011, C 165/09–C 167/09, Stichting Natuur en Milieu ja teised versus College van Gedeputeerde Staten van Groningen (C-165/09) ja College van Gedeputeerde Staten van Zuid-Holland (C-166/09 ja C-167/09), ECLI:EU:C:2011:348.

³³⁰ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ, 15. jaanuar 2008, saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta – ELT L 24, 29.1.2008, lk 8–29.

³³¹ EKo 26.05.2011, C-165/09–C-167/09, p 61.

³³² Ibid, p 62.

võimalike tekitatavate saasteainete heitmete piirväärtusi.³³³ Kohus täiendab lisaks, et kuna direktiiv 2001/81/EÜ sätestab siseriiklikud heitkoguste ülemmäärad mitmete allikate ja kindlaks määratama tegevuste tõttu õhku paisatavate saasteainete kohta, siis ei vasta see ka direktiivi 2008/1/EÜ art 2 p-s 6 sätestatud heite piirväärtuste mõistele, mis näeb ette heite piirväärtuste väljendamist heite massi, sisalduse ja/või taseme kaudu, mis on väljendatud teatavates kindlates ühikutes ja mida ei või ühe või mitme ajavahemiku vältel ületada ja mida kohaldatakse tavaliselt punktis, kus heitmed väljuvad käitisest.³³⁴ Kohus asub seega seisukohale, et summaarset heitkogust ei saa võrdsustada ka heite piirväärtusega, mille eesmärk on reguleerida loapõhiselt konkreetse paikse heiteallika heiteid. Seega toetab Euroopa Kohtu seisukoht samuti töö alapunktis 2.4.1.3 tehtud järeldust, mille kohaselt ei ole saasteaine heite summaarne piirkogus heite piirväärtus.

Juhul kui keskkonnaloa andmisest on võimalik keelduda saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise tõttu nagu seda näeb ette atmosfääriõhu kaitse seadus, ei ole keeldumine otseselt seotud konkreetse paikse heiteallika asukoha piirkonna õhukvaliteedi ega käitisel kasutatava PVT-ga. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 52 lg 1 p 8 alusel loa andmisest keeldumise korral, kui kavandatava tegevusega kaasnevate heidete lisandumisel ületatakse keskkonna kvaliteedi piirväärtus, on taotlejal üldjuhul võimalik muuta asukohta. Samuti on saasteaine heite piirväärtuse ületamise korral võimalik korrigeerida kasutatavat tehnoloogiat või tootmisvõimsust. Summaarse heite piirkoguse alusel kehtestatud piirangu puhul on olukord teistsugune. Riik on sellega sisuliselt seadnud piirangu väljastatavate keskkonnalubade koguarvule, kuna lubasid antakse üksnes summaarse piirkoguse ulatuses. Sellisel juhul ei sõltu loa saamine enam üksnes ettevõtja tegevuse vastavusest keskkonna kvaliteedi või heite piirväärtustele, vaid eelkõige sellest, kas summaarne heite piirkogus on juba ammendunud. Seadusandjal oleks iseenesest võimalik saasteaine heite summaarse piirkoguse seadmise kaudu suunata konkreetse piirkonna välisõhu kvaliteeti. Seda näiteks juhul, kui summaarse piirkoguse raames on eraldi saasteaine heite piirkogused kehtestatud piirkondlikult nii nagu seda püüti teha vahetult pärast Eesti taasiseseisvumist kehtestatud esimese välisõhu kaitse seadusega. Samuti saab summaarsele piirkogusele tuginedes kaasa aidata heite vähenemisele konkreetsetes sektoris – seades summaarse heite piirkoguse konkreetse sektori paiksetele heiteallikatele. Eesti õiguses piirdub loa andmisest keeldumise alus saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise tõttu siiski sellega, et õhusaasteloa ja keskkonnakompleksloa andmisel tuleb arvesse võtta saasteaine riiklikku koguheidet.

Niisiis ei sobitu saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus klassikalisse keskkonnakvaliteedi ja heite piirväärtuste jaotusesse, kujutades endast seega iseseisvat regulatiivset kategooriat. Kohtujurist Juliane Kokott leiab, et kuigi heite summaarne piirkogus on seotud heitkoguste väljutamisega, võib seda pidada

³³³ Ibid, p 63.

³³⁴ Ibid, p 65.

piirväärtuste erivormiks, „*piirväärtusteks kogu rahvamajanduse jaoks*“.³³⁵ Ta lisab, et siiski on heitkoguste riigisisesed ülemmäärad erinevad normidest, mis esitavad keskkonnale kvaliteedinõudeid. Heitkoguste ülemmäärad on nõuded, mis on esitatud heiteallikate kogumile, mis on täpsemalt määratlemata. Summeerimise ja omavahelise koostoime tõttu ei saa täpselt määratleda nende mõju keskkonnakvaliteedile.³³⁶

Alapeatükis 2.2 käsitletu alusel võib summaarse heite piirkoguse oluliste tunnustena esile tuua selle ajalise ja koguselise määratletuse. Sellest lähtudes võib järeldada, et tegemist on piirväärtusega. Samas hõlmab see mitmeid heiteallikaid ning eeldab seetõttu rakendamiseks jaotusmehhanismide olemasolu. Seega on summaarne heite piirkogus käsitav eraldiseisva õhukvaliteedi regulatsiooni-vahendina. Saasteaine heite summaarset piirkogust võib määratleda eeltoodust tulenevalt kui kindlaksmääratud ajavahemikuks kehtestatud maksimaalset lubatud saasteainete heite kogust, mis hõlmab mitme heiteallika koostoimes tekkivat heidet ning mille täitmine eeldab jaotusmehhanismide kehtestamist.

2.4.2. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui loodusvara kasutusmäär

Saasteaine heite summaarse piirkoguse õigusliku olemuse määratlemise raames on kohane järgnevalt analüüsida, kas saasteaine heite summaarset piirkogust on võimalik käsitada loodusvara kasutusmäärana, sest see seab koguselise piirangu atmosfääriõhu kui loodusressursi kasutamisele konkreetse saasteaine heite kaudu.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 13 sätestab loodusvarade säästliku kasutamise põhimõtte. Selle kohaselt tuleb taastuvaid ja taastumatuid loodusvarasid kasutada säästlikult, arvestades nende looduslikku täienemist ja varude jätkumist võimalikult pikaks ajaks. Sama paragrahvi teise lause kohaselt kehtestatakse seaduses sätestatud juhul taastuva ja taastumatu loodusvara kasutusmäärad. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus ei täpsusta, millised loodusvarad on taastuvad ja millised taastumatud. Säästva arengu seadus (SäAS)³³⁷ sisaldab täpsemat regulatsiooni taastuva ja taastumatu loodusvara kohta, kuid ei defineeri neid. Taastumatu loodusvara osas kehtestab SäAS § 6 põhitingimused, millest tuleb selle kasutamise kavandamisel lähtuda. See seadus ei näe ette taastumatu loodusvara osas kasutusmäärade kehtestamist. Taastuva loodusvara jaotab aga seadus kaheks – kriitiliseks varuks ja kasutatavaks varuks (SäAS § 5 lg 1). Säästva arengu seaduse § 5 lg 2 täpsustab, et taastuva loodusvara kriitiline varu on väikseim suurus, mis tagab loodusliku tasakaalu ja taastootmise, kaitsereežiimide täitmise ning bioloogilise ja maastikulise mitmekesisuse säilimise. Taastuva loodusvara kriitilise varu suuruse kehtestab Vabariigi Valitsus. Seejuures kohustab

³³⁵ Kohtujurist J. Kokott'i 16.12.2010 ettepanek EK liidetud kohtuasjades C-165/09–C-167/09, p 59.

³³⁶ Ibid, p 60.

³³⁷ Säästva arengu seadus – RT I 1995, 31, 384; RT I, 10.11.2016, 16.

säästva arengu seadus varu suuruse kehtestamisel arvestama selle hulka ka määramatusest tulenevat reservi. Taastuva loodusvara kehtestatud kriitilisest varust ülejääv osa on taastuva loodusvara kasutatav varu. Majandustegevuse kavandamisel ei tohi ületada kasutatava varu kehtestatud suurust (SäAS § 5 lg 4). Siiski ei ole see suvalisel viisil kasutamiseks määratud, vaid ka kasutatava varu suuruse ning lisaks sellele ka aastased kasutusmäärad tuleb samuti kehtestada Vabariigi Valitsusel, kes peab seejuures arvestama loodusliku juurdekasvuga. Majandustegevuse kavandamisel ei tohi ületada kasutatava varu kehtestatud suurust (SäAS § 5 lg 5). Olgugi, et säästva arengu seadus ei sisalda loodusvara definitsiooni, võib seaduse § 5 ja § 6 regulatsioonist siiski järeldada, et seadus loeb taastuvaks loodusvaraks sellise loodusvara, mis teatud aja jooksul uueneb. Seejuures tuleb arvestada, et ka taastuval loodusvaral on oma kriitiline taluvuspiir. Taastumatu loodusvara osas aga selle taastumisega ei arvestata.

Õigusteoreetilises kirjanduses on asutud seisukohale, et taastumatud loodusvarad on sellised, mida looduses juurde ei teki või mis täienevad ainult väga aeglasel ajalises mõõtmises.³³⁸ Tüüpilised näited on siin eelkõige fossiilkütused ja muud maavarad. Taastuvad loodusvarad on sellised, millel on võime taastuda looduslikul teel prognoositavas tulevikus. See tähendab, et need ei kao kasutamisega looduslikust ringlusest.³³⁹ Sellised on näiteks vesi, õhk, kliima, loomad, taimed. Seega on võimalik arvata välisõhk taastuvate loodusvarade hulka, mille suhtes sõnastusest tulenevalt KeÜS § 13 ja SäAS § 5 võimaldab samuti kehtestada kasutusmäärasid.

Keskkonnaseadustiku üldosa seadus ja säästva arengu seadus seavad piirangud loodusvara kasutamisele. Kasutusmäär on koguseline või mahuline piirang, mis määrab kindlaks loodusvara kasutamise lubatud mahu kindla ajavahemiku jooksul.³⁴⁰ Traditsiooniliselt on kasutusmäärad kehtestatud looduse poolt pakutavatele materiaalsetele hüvedele nagu maavarad või kalavaru. Siiski ei piiritle keskkonnaseadustiku üldosa seadus seda, millistele loodusvaradele saab kehtestada kasutusmäära. Sellega nõustutakse ka õiguskirjanduses.³⁴¹ On siiski küsitav, mida lugeda loodusvara kasutamiseks antud sätete kontekstis. Summaarse piirkogusega ei reguleerita loodusvara võtmist või ammutamist, vaid konkreetse saasteaine väljutamist keskkonda. Saasteaine heite summaarne piirkogus määrab mahuliselt kindlaks, kui palju kindlas ajaühikus seaduses konkreetset loetletud saasteaineid välisõhku väljutada tohib. Kuigi igasugune saasteaine heide mõjutab õhukvaliteeti, ei ole erinevalt heite piirväärtusest siin oluline konkreetse piirkonna õhukvaliteedi tagamine, vaid esmajoones saasteaine heitkoguse üldine mahuline piiramine ehk saasteaine kvoodi määramine.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse ja säästva arengu seaduse regulatsioon ei määratle seda, kelle huvides kasutusmäärad kehtestatakse. Üldiselt on kasutus-

³³⁸ BeckOK UmweltR/Brinktrine, 73. Ed. 1.1.2022, BNatSchG § 1 Rn. 69.

³³⁹ Ibid, § 1 Rn. 70–72.

³⁴⁰ E. Lopman. § 13. – KeÜS kommentaarid.

³⁴¹ Ibid.

määrad majandustegevuse elluviimise eesmärgil kehtestatud. Seda kinnitab ka SÄAS § 5 lg 4, mille kohaselt majandustegevuse kavandamisel ei tohi ületada kasutatava varu kehtestatud suurust (SÄAS § 5 lg 5). Siiski ei välista regulatsioon seda, et loodusvara kasutusmäär kehtestatakse üleriigilise kasutuspiiranguna. Lisaks on ka selle kasutuspiirangu kehtestamise eesmärk majandustegevuse reguleerimine keskkonnakaitselisel eesmärgil. Kuigi säästva arengu seadus ega keskkonnaseadustiku üldosa seadus seda otsesõnu ei võimalda, ei oleks nende seaduste mõttega vastuolus olukord, mil riiklik kasutusmäär jaotatakse omakorda väiksemateks kasutusmäärade ühikuteks. Võimalik on ka kehtestada kasutatava varu suurus sektoriaalselt. Ka turba ja põlevkivi puhul on kehtestatud kasutusmäär konkreetse kasutuse otstarbel, mitte lihtsalt eesmärgiga fikseerida loodusvara kasutatavat määra. Nii on maapõueseaduse § 46 lg 1 kohaselt põlevkivi ja turba kaevandamise aastamäär kalendriaastas kokku maksimaalselt kaevandada lubatud põlevkivi või turba kogus.

Küsitav on, kas heite summaarne piirkogus on kindlaks määratav arvestades KeÜS §-s 13 sätestatud säästliku kasutuse määra. Siinkohal annab keskkonnaseadustiku üldosa seadus juhised selle kindlaksmääramiseks, mida tuleb pidada säästlikuks kasutamiseks: arvestada tuleb loodusvarade loodusliku täienemisega ja varude jätkumisega võimalikult pikaks ajaks. Heite summaarne piirkogus on kindlaks määratud riiklike läbirääkimiste tulemusel teaduslike hindamismudelite alusel, arvesse võttes samas ka majanduslikke ja tehnilisi tegureid.³⁴² Sellele tuginedes on võimalik väita, et arvesse on võetud loodusvarade looduslikku täienemist ning nende varude säilimist võimalikult pikaks ajaks. Seega, kuigi loodusvara kasutusmäära klassikaline tähendus hõlmab eeskätt füüsiliste keskkonnanressursside kasutamist, on sätte laiendava tõlgendamise kaudu võimalik käsitada loodusvara kasutamisenä ka välisõhu kui keskkonnanaruumi mõjutamist saasteainetega.

Arvestades kaasaegse keskkonnaõiguse lähtekohti, mis tuginevad tõdemusele, et Maa ressursid on tervikuna piiratud,³⁴³ ning lähtudes eelkõige säästva arengu ja ettevaatuspõhimõttest, on tänapäeval põhjendatud käsitada loodusvara kasutamisenä lisaks loodusressursside looduskeskkonnast eemaldamisele (nt kalavarud, maavarad) ka inimtegevuse jääkide loodusesse viimist, sealhulgas heiteid välisõhku. Mõlemal juhul kasutatakse looduskeskkonna piiratud taluvusvõimet ning seetõttu on põhjendatud kõiki selliseid tegevusi käsitleda loodusvara kasutamisenä.

Seisukohta, et saasteaine heite summaarne piirkogus võib olla käsitatav loodusvara kasutusmäärana, toetatakse ka kaasaegsetes Eesti keskkonnaõiguse käsitlustes. Nii jaatavad K. Vaarmari ja K.-B. Anton stabiilse kliima kuulumist loodusvarade säästliku kasutamise põhimõtte kaitsealasse. Samuti peavad nad võimalikuks süsihappegaasivaba atmosfääri kriitilise varu kindlaksmääramist SÄAS § 5 tähenduses, sest loodusteaduslikult on võimalik määratleda kasvu-

³⁴² Saasteaine heite summaarse piirkoguse kindlaksmääramise aluste kohta vaata täpsemalt alapeatükist 1.6.

³⁴³ Piiratud ressursi põhjalikum käsitus on alapeatükis 1.3.

hoonegaaside maksimaalne sisaldus atmosfääris mille ületamisel ei ole enam võimalik tagada looduslikku tasakaalu selle kõige üldisemas tähenduses.³⁴⁴ Seega on nende hinnangul võimalik loodusvara säästliku kasutamise põhimõtet rakendada kasvuhoonegaaside heitkoguste kindlaksmääramisel.

2.5. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui programmilise ja integreeritud lähenemisviisi väljendus

2.5.1. Programmiline ja integreeritud lähenemine Euroopa Liidu keskkonnapoliitika elluviimisel

Keskkonnakvaliteedi eesmärkide seadmise kaudu lähtub Euroopa Liidu välisõhu kaitse raamistik keskkonnahüve majandamisest ning jätab liikmesriikidele ulatusliku kaalutlusruumi sobivate meetmete valikul ja rakendamisel. Euroopa Liidu tasandil on kehtestatud keskkonnakvaliteedi eesmärgid ning sageli ka siduvad kvaliteedinormatiivid, samas kui nende saavutamiseks vajalikud meetmed – näiteks käitispõhised nõuded, transpordisektori regulatsioonid või põllumajandust puudutavad piirangud – tuleb liikmesriikidel endil välja töötada.³⁴⁵ Selline eesmärgikeskne lähenemine, mis eeldab riikidelt konkreetsete meetmete võtmist, on suunanud Euroopa Liidu keskkonnaõigust üha enam programmilise regulatsioonimudeli poole. Selle raames on liikmesriikidel märkimisväärne paindlikkus valida direktiivide rakendamiseks siseriiklikult sobivad meetmed.

Programmist lähenemist iseloomustab esiteks selgete keskkonnaeesmärkide määratlemine, mis tuleb saavutada kindlaksmääratud ajavahemiku jooksul, ning teiseks vastava kava või programmi väljatöötamine, mis hõlmab nii eesmärkide saavutamiseks vajalike meetmete kavandamist kui ka raamistikku uute sotsiaalmajanduslike arengute lubatavuse suunamiseks.³⁴⁶ Selline kava peab määratlema meetmed, mille abil saavutada kindlaksmääratud keskkonnakvaliteet või olema kavandatud asjaomaste keskkonnaprobleemide ohjamiseks.³⁴⁷ Õhukvaliteedi direktiivi raames on Euroopa Kohus asunud seisukohale, et piirväärtuste ületamise korral ei piisa ainult sellest, et liikmesriik koostab õhukvaliteedi kava. Ees-

³⁴⁴ K. Vaarmari, K.-B. Anton. KeÜS ja kliimaseaduse seosed: õiguslik analüüs. SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2024, lk 29. https://media.voog.com/0000/0036/5677/files/Ke%C3%9CS%20ja%20kliimaseaduse%20seosed%20-%20%C3%B5iguslik%20anal%C3%BC%C3%BCs_K6K%202024.pdf. (04.04.2026).

³⁴⁵ E. Koch (2004), lk 529.

³⁴⁶ L.S. (Lolke) Braaksmä. The programmatic approach to achieving sustainability in environmental law Is it Possible? – M. N. Boeve jt. Environmental Law for Transitions to Sustainability, Cambridge: Intersentia, 2021, lk 29–44. <https://doi-org-1000034910085.erf.sbb.spk-berlin.de/10.1017/9781780689302>; M. Bogaart. Flexibility in the European Legal Framework on Air Quality. – Environmental Practice, 2013, 15(1), lk 62–71. <https://doi.org/10.1017/S1466046612000476>.

³⁴⁷ M. N. Boeve, G.M. van den Broek. The Programmatic Approach: A Flexible and Complex Tool to Achieve Environmental Quality Standards. – Utrecht Law Review, 2012, 8(3), lk 74–89.

märk peab olema direktiivi nõuetega kooskõla saavutamine võimalikult kiiresti. Tegemist on seega ka siin tulemuskohustuse, mitte üksnes tegutsemiskohustusega.³⁴⁸

Lisaks on programmilisele lähenemisele iseloomulik regulaarne tulemuste hindamine, et võimaldada hinnata kava või programmi tõhusust. Vajaduse korral kohandatakse kava või programmi seireandmete või uute teaduslike andmete alusel, eesmärgiga tagada seatud keskkonnanäesmärkide saavutamine.³⁴⁹ Kavast või programmist üksi siiski ei piisa, et tagada selles kavandatu elluviimine. Seetõttu kuulub programmilise lähenemise juurde olemuslikult ka see, et selle elluviimist toetab asjakohane õigusraamistik.

Keskkonnanäesmärkide sõnastamisele ja nende saavutamisele suunatud strateegilise planeerimise regulatsioon on välja kasvanud säästva arengu kontseptsioonist.³⁵⁰ Selline kvaliteedile orienteeritud keskkonnapoliitika erineb heitkoguste piirväärtustel ja tehnoloogianõuetel põhinevast lähenemisest, mille keskmes on üksikute heiteallikate tegevuse vahetu piiramine.³⁵¹ Säästva arengu põhimõtte väljenduseks Euroopa Liidu tasandil on lõimimis põhimõte ehk integreerimis põhimõte, mis avaldub ELTL art-s 11. Selle kohaselt peab ühenduse poliitika ja tegevuse määratlemisse ning rakendamisse integreerima keskkonnakaitse nõuded, eelkõige pidades silmas säästva arengu edendamist. Selline integreeritud lähenemisviis seob omavahel erinevad (keskkonna)küsimused ning koordineerib mitmesuguseid meetmeid ja poliitikaid, mille kõige olulisem eesmärk on keskkonnahuvide lõimimine majandusliku ja ruumilise arengu huvidega.³⁵² Euroopa Liidu keskkonnapoliitikas on võimalik eristada nii välist kui ka sisemist integratsiooni. Väline integratsioon avaldub ELTL art 11 kaudu, nõudes keskkonnakaitse nõuete arvessevõtmist ka teiste Euroopa Liidu poliitikate kujundamisel ja elluviimisel. Sisemise integratsiooni puhul on tähelepanu keskmes eesmärk reguleerida keskkonda koormavate ainete või tegevuste mõju mitte üksnes ühe keskkonnakomponendi, vaid keskkonna kui terviku suhtes. Selle kohaselt tuleb integreeritud keskkonnakaitses arvestada lisaks erinevate keskkonnanäelementide eraldiseisvale käsitlemisele ka nende vaheliste seoste ja vastastikmõjude süsteemiga.³⁵³

³⁴⁸ EKo C-404/13 ClientEarth versus The Secretary of State for the Environment, Food and Rural Affairs, ECLI:EU:C:2014:2382, p. 30.

³⁴⁹ L.S. (Lolke) Braaksma (2021).

³⁵⁰ J. Kappet (2006), lk 29; I. Koepfer. Stand der Technik und Umweltqualität. Baden-Baden: Nomos, 2001, lk 165.

³⁵¹ I. Koepfer (2001), lk 165.

³⁵² M. N. Boeve, G.M van den Broek (2012), lk 77.

³⁵³ C. Calliess. EU-Umweltrecht. – E. Rehlinger, A. Schink (toim). Grundzüge des Umweltrechts. 5., völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2018, lk 65–144.

2.5.2. NEC-direktiiv kui programmilise ja integreeritud lähenemisviisi väljendus

NEC-direktiivi eesmärk on aidata kaasa sellise õhukvaliteedi taseme saavutamisele, mis ei põhjustaks olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele ega keskkonnale. Selle eesmärgi saavutamiseks ei kehtesta direktiiv otseseid keskkonnavaliteedi piirväärtusi, vaid näeb ette riiklikud summaarsed heitkoguste vähendamise kohustused. Direktiivi täitmist hinnatakse direktiivis ettenähtud aruandlus- ja inventuurisüsteemi alusel, mis põhineb valdavalt arvutuslikel ja modelleeritud andmetel, mitte üksnes otsestest mõõtmistest.

Käesolevas töös jõuti järeldusele, et heite summaarne piirkogus ei kujuta endast iseseisvat keskkonnavaliteedi piirväärtust ega vahetult üksikule heiteallikale suunatud piirangut, vaid toimib eeskätt iseseisva õhukvaliteedi regulatsiooni vahendina, mis eeldab elluviimiseks omakorda eraldiseisvat rakendusmehhanismi. Selle rakendamine eeldab eri poliitikavaldkondade, haldustasandite ja regulatiivsete meetmete koordineerimist ning järjepidevat planeerimist. Sellest tulenevalt seondub heite summaarne piirkogus tihedalt programmilise ja integreeritud lähenemisviisiga keskkonnakaitses, mille kaudu tagatakse summaarse heite piiri sidumine konkreetsete tegevuskavade, arengukavade ja regulatiivsete instrumentidega. Euroopa Kohus on liidetud kohtuasjas C-165/09–C-167/09 leidnud direktiivi 2001/81/EÜ analüüsides ja tuginedes selle direktiivi art-ile 2 ja põhjenduspunktidele 11 ja 12, et see põhineb puhtalt programmilisel lähenemisviisil. See tähendab, et liikmesriikidel on ulatuslik tegutsemisruum kõiki heiteallikaid puudutavate siseriiklike programmide raames võetavate või kavandatavate strateegiatega ja meetmetega valikul heitkoguste järkjärguliseks struktuurseks vähendamiseks.³⁵⁴ Alapunktist 2.2.2 esitatud analüüsist nähtuvalt on NEC-direktiiv ning sellele eelnenud direktiiv 2001/81/EÜ sarnased sellises ulatuses, et kohtu seisukohad võib üle kanda ka NEC-direktiivi regulatsioonile. Kohtu seisukohast võib järeldada, et programmiline lähenemisviis tähendab seda, et liikmesriikidel on kohustus võtta või kavandada siseriiklike programmide raames kohased ja järjepidevad strateegiad ja meetmeid, mis on tervikuna sobivad heitekoguste vähendamiseks.³⁵⁵

NEC-direktiiv on ilmeka näide ka lõimimispõhimõtte rakendamisest, sest see hõlmab kõiki majandussektoreid, mis väljutavad NEC-direktiiviga loetletud saasteaineid. Summaarse heite piirkoguse saavutamiseks tuleb õhusaasteainete vähendamise programm välja töötada, arvestades heitkoguste vähendamise potentsiaali üleriigiliselt. Erinevate poliitikavaldkondade lõimimine avaldub siin seega peamiselt meetmete tasandil.³⁵⁶ Liikmesriikidel on võimalus valida väga laia valiku meetmete vahel, mis pärinevad energia-, transpordi-, põllumajandus- ja tööstuspoliitika valdkondadest.

³⁵⁴ EKo 26.05.2011, C-165/09–C-167/09, p 75.

³⁵⁵ Ibid, p 76.

³⁵⁶ M. N. Boeve, G. M. van den Broek (2012), lk 77.

NEC-direktiivi regulatsioonist nähtub aga ka valdkonnasisese integratsiooni arvestamine, sest direktiiv seob ühtseks regulatiivseks raamistikuks õhukvaliteedi eesmärgid, heite vähendamise kohustused ning ökosüsteemide kaitsega seotud kaalutlused. Lisaks sisaldab see nõudeid kliimavaldkonna ja bioloogilise mitmekesisusega arvestamiseks. Tänapäevane Euroopa Liidu õhukvaliteedialane regulatsioon arvestab lisaks eeltoodule aga ka erinevate valdkondade meetmete koosmõjuga. Nii näiteks keskendub nitraadidirektiiv³⁵⁷ nitraatide (NO_3^-) kadude vähendamisele pinna- ja põhjavees. NEC-direktiiv seevastu keskendub õhku väljutatavate lämmastikuühendite (ammoniaak ja lämmastikoksiidid) vähendamisele. Lämmastikuringega seotud loomupäraste seoste tõttu võivad nitraadidirektiivi ja NEC-direktiivi meetmed üksteist nii toetada (sünergia) kui ka omavahel vastuollu sattuda (konflikt).³⁵⁸

2.5.3. Saasteaine heite summaarse piirkoguse roll keskkonnakvaliteedi eesmärkide saavutamisel

Euroopa Liidu keskkonnaõigus on tervikuna liikunud üha suuremas ulatuses programmilise ja integreeritud regulatsiooni suunas. Kuna reguleerimine toimub selles mudelis eesmärkide seadmise kaudu, on siin keskne roll keskkonnakvaliteedi eesmärkidel, mis määratlevad soovitava keskkonnaseisundi ning mille saavutamine jäetakse liikmesriikide poolt välja töötatavate programmide ja meetmete kanda. Kuivõrd eelmises alapunktis järel dati, et NEC-direktiiv on osa Euroopa Liidu programmisest lähenemisest välisõhu kaitse valdkonnas, on vajalik summaarse heite piirkoguse normatiivse staatuse määratlemiseks järgnevalt selgitada ka seda, kas tegemist võiks olla keskkonnakvaliteedi eesmärgina toimiva normiga. Juhul, kui selline funktsioon puudub, tuleb omakorda selgitada, milline roll on summaarsel heite piirkogusel keskkonnakvaliteedi eesmärkide seadmisel. Asjaolu, et summaarne heite piirkogus on käsitatav nii piirväärtuse kui ka loodusvara kasutusmäärana, osutab siiski juba iseenesest sellele, et tegemist ei ole keskkonna seisundit kirjeldava kvaliteedi eesmärgiga, vaid eelkõige regulatiivse instrumendiga.

Võib öelda, et ökoloogiliste taluvuspiiride määratlemine on ka keskkonnakvaliteedi eesmärkide sõnastamise keskseks aluseks. Keskkonnakvaliteedi eesmärgid on alati seotud konkreetse valdkondliku probleemistikuga, määratledes soovitava olukorra või saavutatava keskkonnakvaliteedi konkreetse kaitstava hüve suhtes. Esemeliselt võivad keskkonnakvaliteedi eesmärgid olla suunatud kas mõnele keskkonnaelemendile (nt õhk, vesi ja pinnas) või vahetult kaitseobjektidele (inimesed, loomad, taimed, kliima, looduse aineriing) ning on üldjuhul täpsustatud sisulisest, ruumilisest ja ajalisest aspektist lähtudes.³⁵⁹ Olemus-

³⁵⁷ Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, 12. detsember 1991, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest – EÜT L 375, 31.12.1991, lk 1–8, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Köide 002 Lk 68 – 77.

³⁵⁸ European Commission jt (2025), lk 7.

³⁵⁹ J. Albrecht (2010), lk 43.

likult hõlmavad need reeglina mingit kindlat keskkonnaosa, sest tänapäeval puuduvad veel universaalsed mõõdikud keskkonna kui terviku hindamiseks, olgugi, et üha enam püütakse arvesse võtta ka valdkonnaüleseid ja struktureid mõjusid ning samuti ökosüsteemi funktsionaalsust.³⁶⁰ Siit nähtub, et eesmärgid on üldjuhul välja töötatud vastuvõtjate seisundit arvestades ning ei ole suunatud heiteallikatele. Ulatuses, milles need on mõeldud keskkonnaelementide kaitseks saasteainete koormuste eest, on neil ühtlasi immissioonipõhine iseloom.³⁶¹

Keskkonnaeesmärgid laiemalt omavad kahesugust funktsiooni: nad defineerivad kaitsetaseme, millest allapoole ei tohi jääda ning nad kirjeldavad olukorda, mis tuleb saavutada sobivate meetmete rakendamisega.³⁶² Selliselt on need suunised nii poliitikale, majanduslikele otsustele kui ka innovatsiooni arendamisele. Ka õiguslik regulatsioon tuleb kohandada sobivaks eesmärkide saavutamisele. Eesmärgid on seeläbi normatiivsed juhtimisvahendid. Olgugi, et need tuginevad teaduslikele andmetele, peegeldades seeläbi tehnoloogia arengut ja uusimaid teaduslikke saavutusi, kajastub õigusaktis lõppastmes siiski poliitiliste valikute tulemus, mis omakorda sõltub institutsionaalsetest või praktilistest rakenduspiirangutest ning ka majanduslikust ja sotsiaalsest olukorrast.

Keskkonnakvaliteedi eesmärgid on alati ruumiliselt ja ajaliselt määratletud, sest vastasel juhul ei oleks keskkonnakvaliteedi eesmärke võimalik rakendada ega ellu viia. Kvaliteedi eesmärgid võivad olla seatud erineval tasandil – nii piirkondlikul, riiklikul, regionaalsel kui ka rahvusvahelisel tasandil.³⁶³ Keskkonnakvaliteedi eesmärkide siduvuse, elluviimise ja kontrollitavuse tagamiseks on olemuslikult vaja eesmärkidega siduda selgelt määratletud ajaraam.³⁶⁴ Seejuures on neile iseloomulik see, et nad muutuvad ajas rangemaks. Keskkonnakvaliteedi eesmärkide primaarne adressaat on riik. Kaudselt mõjutab see aga ka ettevõtjaid. Tegemist on siiski strateegilise sihttasemega, mis ei ole üksikisikute suhtes vahetult kohaldatav. Keskkonnakvaliteedi eesmärke saab seejuures määratleda nii positiivselt soovitava seisundina kui ka negatiivselt sellise seisundina, mida tuleb ära hoida; samuti võivad need olla kvalitatiivsed kindla saavutatava kvaliteeditaseme tähenduses või kvantitatiivsed ehk määratletud teatud ressursside või saasteainete miinimum- või maksimumkogusena.³⁶⁵

Õiguslikust perspektiivist erinevad keskkonnakvaliteedi eesmärkidel põhinevad normid konditsionaalsest normistruktuurist, mis on üles ehitatud „kui-siis“ skeemi järgi. Kui klassikalised, eelkõige heitepõhised normid seovad konkreetse faktilise koosseisu kindla õigusliku tagajärgjega (konditsionaalne lähenemine), siis eesmärgipõhine keskkonnaõigus on oma olemuselt finaalne, st suunatud

³⁶⁰ Ibid, lk 45.

³⁶¹ Ibid, lk 43.

³⁶² J. Kappet (2006), lk 28.

³⁶³ J. Albrecht (2010), lk 45–46.

³⁶⁴ Ibid, lk 47.

³⁶⁵ Ibid, lk 47.

kindlaksmääratud keskkonnaseisundi saavutamisele.³⁶⁶ Selline lähenemine on iseloomulik Euroopa Liidu keskkonnaõigusele, kus regulatsioon toimub üha enam keskkonnameetmete, sealhulgas keskkonnakvaliteedi eesmärkide kaudu. See toobki kaasa Euroopa Liidu tasandil programmiliste instrumentide keske rolli, mille kaudu liikmesriigid kavandavad meetmeid seatud eesmärkide saavutamiseks.³⁶⁷ Keskkonnakvaliteedi eesmärgid määratlevad soovitava keskkonnaseisundi, jättes samas nende saavutamiseks vajalike meetmete valiku ja kujundamise valdavalt liikmesriikide pädevusse. Seega ainuüksi keskkonnakvaliteedi eesmärkide kehtestamisest siiski ei piisa eesmärgi saavutamiseks. Eesmärkide elluviimiseks on vajalik keskkonnameetmete rakendamine. Viimased sisaldavad enamasti heitepõhist ettekirjutust kui vahendit eesmärkide saavutamiseks.³⁶⁸

Ka NEC-direktiivi alusel koostatav riiklik õhusaasteainete vähendamise programm on finaalse regulatsioonimudeli väljendus. See toimib vahendina, mille kaudu liikmesriik planeerib ja põhjendab, kuidas saavutada direktiivis sätestatud heitkoguste vähendamise eesmärgid. Seejuures jätab direktiiv liikmesriikidele märkimisväärse kaalutlusruumi meetmete valikul. Seega on siin olemas seos keskkonnakvaliteedi eesmärkidega, mis samuti eeldavad elluviimiseks konkreetsete meetmete väljatöötamist. Sarnaselt keskkonnakvaliteedi eesmärkidele muutub ka summaarse heite piirkogus ajas ning on kehtestatud kindlaksmääratud ruumilises arvestuses, täpsemalt riigi tasandil. Siiski ei ole summaarne heite piirkogus keskkonnakvaliteedi eesmärk. Keskkonnakvaliteedi eesmärk kirjeldab üldtoodust nähtuvalt soovitud keskkonnaseisundit. Heite vähendamise eesmärk piirab aga inimtegevusest tulenevat koormust. Kuigi keskkonnakvaliteedi eesmärgid ja heite vähendamise eesmärgid võivad viia sisuliselt sama tulemuseni, erinevad need oma regulatiivse loogika poolest. Kui keskkonnakvaliteedi eesmärk kirjeldab soovitud keskkonnaseisundit, siis heite piirangud – suunates otseselt inimtegevusest tulenevat koormust – toimivad vahendina soovitud keskkonnaseisundi saavutamisel. Seetõttu on tegemist ka erineva regulatsioonitasandiga – üks määrab tulemuse, teine selle saavutamise viisi. Loomulikult ei ole keskkonnakvaliteedi eesmärgid käsitatavad pelgalt eesmärkidena iseeneses, vaid toimivad omakorda vahendina laiemate keskkonnakaitseliste väärtuste, eelkõige inimese tervise ja ökosüsteemide kaitse tagamiseks.

Praktikas võib summaarne heite piirkogus siiski omandada eesmärgiladse tähenduse, kui seda käsitletakse keskse orientiirina, mille täitmist peetakse iseisvaks edumõõdikuks nagu seda on tehtud NEC-direktiivis. Sellisel juhul kasutatakse seda siiski poliitika tulemuslikkuse hindamise indikaatorina, mitte aga soovitud keskkonnaseisundi määratlemisena. Selline eesmärgiladne kasutus ei muuda töö autori arvates siiski summaarse heite piirkoguse normatiivset olemust. Tegemist on jätkuvalt vahendiga, mille kaudu püütakse saavutada laiemad keskkonnakvaliteedi eesmärgid, mitte eesmärgiga iseeneses.

³⁶⁶ Ibid, lk 30.

³⁶⁷ Ibid, lk 30.

³⁶⁸ J. Nusser. Zweckbestimmungen in Umweltschutzgesetzen: Grundlagen, rechtliche Bedeutung und gesetzliche Umsetzungen. Baden-Baden: Nomos, 2007, lk 30.

2.5.4. Õhusaasteainete vähendamise programmi õiguslik olemus

NEC-direktiivi programmilisest iseloomust tulenevalt tõusetub õhusaasteainete vähendamise programmi kui selle direktiivi keskse juhtimisvahendi³⁶⁹ õigusliku olemuse küsimus. NEC-direktiivist ei nähtu, millisel viisil liikmesriik peab programmi kehtestama, kas siduva õigusaktina või haldusorgani tegevust suunava üldise dokumendina. Seega tuleb selle õiguslik tähendus kindlaks määrata sise-riikliku õiguse kontekstis.

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 108 lg 9 kohaselt kehtestatakse õhusaasteainete vähendamise programm ministri käskkirjaga. Vabariigi Valitsuse seaduse (VVS)³⁷⁰ § 52 lg 1 kohaselt annab minister käskkirju teenistusalastes ja muudes üksikküsimustes. Haldusmenetluse seaduse (HMS)³⁷¹ § 51 lg 1 kohaselt on käskkiri haldusakt. Haldusakti teooria eristab haldusakti materiaalselt ja formaalselt mõistet. Asjaolu, et programm tuleb vormistada käskkirjana, ei tähenda veel, et tegemist on haldusaktiga materiaalses mõttes HMS tähenduses.³⁷² Ministri pädevusse kuulub ka sellise regulatsiooni kehtestamine, millel puudub väljapoole suunatud õiguslik mõju. Vabariigi Valitsuse seaduse § 50 lg 1 loetleb ministri õigusaktidena määrusi ja käskkirju. Vabariigi Valitsuse seaduse § 51 lg 1 kohaselt on määrus õigustloov akt. Seega toimub ka sisesuhete reguleerimine käskkirja vormis. Kuna VVS ei erista internseid ja eksternseid õigusakte, on ministri käskkirjale omistatud dualistlik iseloom – see võib olla nii eksternne üksikakt kui ka internne üksik- ja üldise iseloomuga akt.³⁷³

Ajakohastatud õhusaasteainete programmi kohaselt on õhusaasteainete vähendamise programm arengudokument riigieelarve seaduse³⁷⁴ § 19 lg 5 mõistes.³⁷⁵ Selle sätte kohaselt on programm arengudokument, milles määratakse tulemusvaldkonna alaeasmärgi saavutamisele suunatud meetmed, mõõdikud, tegevused ja rahastamiskava. Riigieelarve seaduse § 19 lg 1 kohaselt kuulub programm koos riigi pikaajalise arengustrateegia, poliitika põhialuste ja valdkonna arengukavadega strateegiliste arengudokumentide hulka. Strateegilise planeerimise käsiraamatus tuuakse välja, et poliitika põhialused ja strateegilised sihid määravad suuna, valdkonna arengukava sihtpunkti ja programm marsruudi, kuidas seatud

³⁶⁹ Komisjoni aruanne nõukogule ja euroopa parlamendile direktiivi (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, rakendamisel tehtud edusammude kohta – COM/2024/348 final, lk 7.

³⁷⁰ Vabariigi Valitsuse seadus – RT I 1995, 94, 1628; RT I, 07.05.2025, 9.

³⁷¹ Haldusmenetluse seadus – RT I 2001, 58, 354; RT I, 06.07.2023, 31.

³⁷² A. Aedmaa jt. Haldusmenetluse käsiraamat. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus, 2004, lk 248.

³⁷³ Ibid, lk 452.

³⁷⁴ Riigieelarve seadus – RT I, 13.03.2014, 2; RT I 10.03.2022, 12; Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 7.

³⁷⁵ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 6.

eesmärgini jõuda.³⁷⁶ Oluline on siiski märkida, et see õiguslik alus ei tulene vahetult seadusest, vaid on ministri poolt käskkirjas määratud ning ei oma seetõttu iseseisvat regulatiivset tähendust. Samuti ei ütle see iseenesest veel midagi programmi õigusliku olemuse kohta, sest riigieelarve seaduse § 19 lg 5 ei välista võimalust, et programm võib sõltuvalt oma sisust olla kas üksnes haldusesisene dokument või omada ka väljapoole suunatud mõju. Üldiselt saab juhinduda sellest, et arengu- ja tegevuskavad, arengusuunad, strateegiad jms, mis ei pane kellelegi peale õigusi ega kohustusi, ei ole haldusaktid ega üldse õigusaktid.³⁷⁷ Eeltoodule tuginedes saab väita, et õhusaasteainete vähendamise programm on oma sisult planeerimisdokument: selles kajastatakse olemasolevat olukorda, soovitatavat tulemust ning vajalikke meetmeid tulemuse saavutamiseks.³⁷⁸ NEC-direktiiv annab seega selles osas liikmesriikidele püsiva ja konkreetse planeerimiskohustuse.³⁷⁹ Plaan ei ole aga haldusotsuste põhitüüp, mistõttu tuleb iga plaani puhul eraldi kindlaks teha, kuidas seda õiguslikult liigitada.³⁸⁰

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 108 lg 2 kohaselt kohaldatakse õhusaasteainete vähendamise programmi koostamise menetlusele haldusmenetluse seaduses sätestatud avatud menetlust. Haldusmenetluse seadus § 46 lg 1 kohaselt viiakse seaduses sätestatud juhtudel haldusmenetlus õigusakti andmiseks läbi avatud menetlusena. Kuigi HMS § 46 lg 1 seob avatud menetluse õigusakti andmisega, ei tähenda avatud menetluse kohaldamise seaduses tulenev kohustus iseenesest seda, et menetluse tulemusena antav dokument peab tingimata olema õigusakt. Seetõttu ei võimalda ka AÕKS § 108 lg 2 teha üheselt selget järeldust programmi õigusliku olemuse kohta. Pigem viitab see asjaolule, et seadusandja on pidanud vajalikuks tagada programmi koostamisel haldusmenetlusele omaste menetlusgarantiide järgimise. Selline nõue tuleneb ka otseselt NEC-direktiivist, mille art 6 lg 5 näeb ette kohustuse konsulteerida üldsuse ja pädevate asutustega õhusaasteainete vähendamise programmi projekti ning kõigi oluliste muudatuste koostamisel.

Seega ei võimalda üksnes programmi vormiline kvalifikatsioon ja vastuvõtmise kord teha üheselt selget järeldust selle õigusliku olemuse kohta, mistõttu tuleb lähtuda programmi sisulisest analüüsist. Õigusteoreetilises kirjanduses tuuakse välja õigusakti või haldusesisese akti eristamise alusena seda, kas plaanid ja programmid või nendes sätestatud meetmed loovad vahetult üksikisikutele õigusi ja kohustusi või on nende eesmärk vaid haldusorganeid juhendada. Esi-

³⁷⁶ Riigikantselei. Strateegilise planeerimise käsiraamat. <https://valitsus.ee/sites/default/files/documents/2021-01/Strateegilise-planeerimise-ka%CC%88siraamat.pdf> (04.042026).

³⁷⁷ A. Aedmaa jt (2004), lk 262.

³⁷⁸ Planeerimisinstrumentide kui keskkonnaõiguse instrumentide kohta põhjalikumalt vt nt M. Kloepper (2016), lk 246 jj.

³⁷⁹ K. Faßbender. Grundfragen und Herausforderungen des europäischen Umweltplanungsrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 2005,10, lk 1122–1133, lk 1123.

³⁸⁰ I. Pilving Keskkonnakasutuse kava kui halduse tegevusvorm. – Juridica 2010, 1, lk 51–62, lk 54.

mesel juhul tuleb kava või programm kehtestada õigusaktiga, teisel juhul piisab haldusesisest siduvusest.³⁸¹

AÕKS § 108 lg 7 näeb ette kohustuslikud miinimumnõuded õhusaasteainete vähendamise programmi sisule, mis võtab üle NEC-direktiivi nõudeid. Selle kohaselt sisaldab õhusaasteainete vähendamise programm vähemalt direktiivi III lisa 1. osas sätestatud minimaalsete nõuete kohast sisu, III lisa 2. osas sätestatud saasteainete heitkoguste vähendamise kohustuslikke meetmeid, nende rakendamise tähtaegu ja andmeid meetmete maksumuse kohta ning andmeid saasteainete tegelike heitkoguste kohta ja saasteainete heitkoguste prognoose pärast meetmete rakendamist.

NEC-direktiivi III lisa 1. osa kohaselt peab õhusaasteainete vähendamise programm sisaldama ülevaadet olemasolevast olukorrast, eelkõige riiklikust õhukvaliteedi- ja heitega seotud poliitikaraamistikust. Lisaks tuleb programmis esitada poliitikasuundade ja meetmete kirjeldus, mida kaalutakse heitkoguste vähendamise eesmärgil, ning välja valitud meetmed ja poliitikasuunad, sealhulgas nende vastuvõtmise, elluviimise ja läbivaatamise ajakava ning vastutavad pädevad asutused. Programm peab sisaldama ka hinnangut selle kohta, kuidas kavandatud meetmed tagavad kooskõla muudes asjaomastes poliitikavaldkondades kehtestatud kavade ja programmidega. Samuti tuleb esitada analüüs kavandatud meetmete mõjust, sealhulgas võimaluse korral nende koosmõjust ja sellega seotud ebakindlusest. Programmis tuleb veel selgitada, kui see on asjakohane, erandite kohaldamist – põhjendada, miks ei ole võimalik saavutada 2025. aastaks seatud indikatiivseid heitetasemeid ilma ebaproportsionaalseid kulusi eeldavate meetmeteta ning kirjeldada paindlikkusmeetmete kasutamist ja nende võimalikku keskkonnamõju.

Kuna programm on ainus dokument, millega tagatakse heite vähendamise kavakohane elluviimine, peab see paratamatult sisaldama meetmeid, mis on suunatud just NEC-direktiivi nõuete täitmiseks ning mille elluviimine on vajalik direktiivis sätestatud eesmärkide saavutamiseks. Programm on aluseks eelkõige õigustloovate aktide muutmisele eesmärgiga kavandatud meetmeid rakendada, samuti võib see suunata edasiste haldusmeetmete kavandamist. Kuna aga tegemist ei ole otseselt konkreetse piirkonna õhukvaliteeti mõjutava regulatsiooniga, ei sisalda programm üldjuhul vahetuid piiranguid üksikisikute suhtes. Samas võivad heite vähendamise meetmed üksikisikuid kaudselt mõjutada, näiteks juhul, kui kavandatakse piirata konkreetse paiksete heiteallikate sektori heiteid summaarselt. Programm ise ei saa siiski olla selliste piirangute vahetuks aluseks, kuna sektoriülene piirang eeldab eraldiseisva, üldkehtiva jaotusmehhanismi kehtestamist õigustloova aktiga. Atmosfääriõhu kaitse seadus ei sisalda õiguslikku alust isikute õiguste otseseks piiramiseks õhusaasteainete vähendamise programmis. Sellega ei panda peale kohustusi ega anta õigusi haldusvälistele isikutele.³⁸² Seega ei eelda seadus tingimata, et õhusaasteainete vähendamise programm peaks olema haldusakt. Samas ei ole programm pelgalt poliitiline suunis-

³⁸¹ K. Faßbender (2005), lk 1132; I. Pilving (2010).

³⁸² I. Pilving (2010), lk 54.

dokument, vaid tegemist on dokumendiga, milles kavandatud meetmed peavad olema sisuliselt läbi kaalutud ja põhjendatud, nende mõju on vaja hinnata ning vajaduse korral tuleb kaaluda ka täiendavate meetmete võtmist. Igal juhul on tegemist dokumendiga, mis mõjutab oluliselt nii keskkonnaseisundit ning vähemalt kaudselt ka isikute õigusi. Kui sellise programmi vaidlustamine ei oleks võimalik, jääksid direktiivist tulenevad sisulised nõuded kohtuliku kontrollita, mis omakorda võib kahjustada liidu õiguse tõhusat kohaldamist.

Seda väidet toetab ka Euroopa Kohtu seisukoht kohtuasjas C-165/09–C-167/09. Euroopa Kohus leidis selles kohtuasjas, et direktiivi 2001/81/EÜ artikkel 6, mis enne NEC-direktiivi jõustumist nägi ette siseriiklike heite vähendamise programmide vastuvõtmise kohustuse, on tingimusteta ja piisavalt täpne, kohustades oma ühemõttelise sõnastusega liikmesriike esiteks koostama siseriiklikud programmid järkjärguliseks siseriiklike heitkoguste vähendamiseks, et pidada hiljemalt 2010. aastaks kinni direktiivi I lisas osutatud ülemmääradest, teiseks tegema need programmid üldsusele ja asjaomastele organisatsioonidele kättesaadavaks. Sellest otseselt puudutatud füüsilistel ja juriidilistel isikutel peab olema õigus nõuda pädevatelt ametiasutustelt, vajaduse korral siseriiklikesse kohtutesse pöördumise teel, sätte järgimist ja rakendamist.³⁸³ Kohus on seega asunud seisukohale, et direktiivist tulenev programmi väljatöötamise kohustus on piisavalt täpne selleks, et puudutatud isikud saaksid nõuda selle järgimist ja vajaduse korral kohtulikku kontrolli. Siin järgib Euroopa Kohus oma senist kohtupraktikat kinnitades, et liidu tervisekaitse eesmärgil kehtestatud nõuete puhul tuleb riigisisese tasandil tagada õiguskaitse.³⁸⁴ Kui juhinduda Euroopa Kohtu praktikast programmilise lähenemisega direktiivide tõlgendamisel, siis NEC-direktiivi rikkumine on nii programmi puudumine kui ka selle sisuline puudulikkus. Siiski on oluline rõhutada, et kohus ei eelda konkreetse õigusliku vormi olemasolu vaid peab oluliseks seda, et programmi üle oleks võimalik kohtulikku kontrolli teostada.

Arvestades asjaolu, et Euroopa Kohus on pidanud võimalikuks selliste kavade kohtulikku kontrolli, tuleb ka Eesti õiguses tagada nende vaidlustatavus. Kuigi siseaktid ei ole üldjuhul kohtus eraldiseisvalt vaidlustatavad, võib olukord olla teistsugune juhul, kui kava mõjutab isikute subjektiivseid õigusi. Halduskohtumenetluse seadustiku³⁸⁵ (HKMS) § 6 lg 1 kohaselt loetakse halduskohtumenetluses haldusaktiks muuhulgas ka üksikjuhtumit reguleeriv halduse siseakt. Juhul kui programmi näol ei ole tegemist materiaalses mõttes ega ka formaalses mõttes haldusaktiga, ei saaks aga ka valitsusväline keskkonnaorganisatsioon seda keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kohaselt iseseisvalt vaidlustada, sest keskkonnaorganisatsiooni kaebeõigus on ette nähtud üksnes haldusakti või toimingu vaidlustamiseks (KeÜS § 30 lg 2). Selline tulemus oleks aga vastuolus Aarhusi konventsiooni ja Euroopa Kohtu praktikaga. Igal juhul on nii üksikisikul kui ka

³⁸³ EKo 26.05.2011, C-165/09–C-167/09, p 99.

³⁸⁴ A. Epiney (2019), lk 490.

³⁸⁵ Halduskohtumenetluse seadustik – RT I, 23.02.2011, 3; RT I, 08.07.2025, 14.

valitsusvälisel keskkonnaorganisatsioonis võimalik vaidlustada siseakti kaudselt, vaidlustades haldusakti, mis on antud siseaktile tuginedes.

Oluline on aga tähele panna seda, et Euroopa Kohtu lahendist nähtuvalt ei ole vaidlustamise õigusega üksnes otseselt kohustustega hõlmatud isikud, vaid eelkõige need, kelle huve direktiiviga kaitstakse keskkonna- ja tervisekaitse aspekte arvestades. Samas ei reguleeri direktiiv mitte konkreetse piirkonna õhukvaliteeti, millega isikul võiks olla otsene puutumus vaid üldiselt üleriigilisi heitkoguseid. Siin tekib põhjendatult küsimus, kas summaarse heite vähendamise kohustuse ja üksikisiku vahel on üldse tuvastatav piisav ja otsene individualiseeritav seos, mis võimaldaks teda käsitada puututatud isikuna. Ka A. Epiney toob välja, et kuivõrd kohtusse pöördumise õigus tuleb Euroopa Kohtu otsuse kohaselt tagada siiski vaid puudutatud isikutele, tekib küsimus, kuidas piiritleda puudutatud isikute ringi. Arvestades sellega, et summaarsete heitkoguste puhul ei ole otsest seost konkreetse piirkonna tervisekaitse nõuetele vastavusega, vaid üldise heite vähendamisega.³⁸⁶

I. Pilving on asunud seisukohale, et sellised keskkonnaressursside kasutamist koordineerivad haldusõiguslikud kavad ehk keskkonnakasutuse kavad, mis peavad sisaldama asutuste järjekindlat ja koordineeritud tegevusprogrammi üksikisiku õigusi mõjutavate otsuste tegemisel, on õigusaktid.³⁸⁷ Programmi puhul ei ole siiski tegemist üldaktiga, sest ta reguleerib konkreetset asjade seisut, omades seega palju tihedamat seost spetsiifilise reguleeritava situatsiooniga kui üldaktid.³⁸⁸ Lisaks sellele toetab üksikaktide hulka süstematiseerimist ka asjaolu, et programmi kohtulik kontroll on Euroopa Kohtu praktika kohaselt vajalik. Kui tegemist oleks üldaktiga, oleks vahetu kohtulik kontroll võimalik põhimõtteliselt vaid põhiseaduslikkuse järelevalve menetluses.

I. Pilving leiab lisaks, et keskkonnakasutuse kavasid tuleks tüüpjuhul pidada üldkorraldusteks.³⁸⁹ Käsitledes õhusaasteainete vähendamise programmi üldkorraldusena, oleks võimalik leevendada pingeid seoses subjektiivsete õiguste rikkumise nõude ning valitsusväliste keskkonnaorganisatsioonide kaebeõigusega, kuna üldkorraldus on põhimõtteliselt kohtus vaidlustatav. Samas ei lahenda selline kvalifikatsioon täielikult küsimust üksikisiku kaebeõigusest. Küsitav on, kuidas tuvastada õiguste rikkumist olukorras, kus üksikisik soovib programmi vaidlustada keskkonna- ja tervisekaitselistele aspektidele tuginedes, sest programmi mõju tema õigustele on hajus ja kaudne. KeÜS § 30 lg 1 ei näe ette isiku õigust saada kohtulikku kaitset pelgalt puutumuse alusel, vaid eeldab õiguse rikkumist sarnaselt halduskohtumenetluse seadustiku sätetega.³⁹⁰ Siiski sätestab KeÜS § 23 lg 1, et igaühel on õigus tervise- ja heaoluvajadustele vastavale keskkonnale, millega tal on oluline puutumus. Alates keskkonnaseadustiku üldosa

³⁸⁶ A. Epiney (2019), lk 490.

³⁸⁷ I. Pilving (2010), lk 55.

³⁸⁸ Ibid, lk 56.

³⁸⁹ Ibid, lk 57.

³⁹⁰ RKHKo 13.05.2015, 3-3-1-8-15.

seaduse jõustumisest on varasemas kohtupraktikas väljakujunenud otsese ja reaalse puutumuse olukorrad kaebeõiguse alusena hõlmatud KeÜS § 23 lg 1 kaitsealasse.³⁹¹ Seega on võimalik väita, et KeÜS § 23 lg 1 võimaldab käsitleda ka hajusa ja kaudse keskkonnamõjuga seotud olukordi õiguse riivena, andes isikutele võimaluse tugineda sellele sättele programmi vaidlustamisel.

Õhusaasteainete vähendamise programm ei ole seega pelgalt poliitilise iseloomuga strateegiline arengudokument, vaid omab õiguslikult relevantset tähendust seetõttu, et see on osa NEC-direktiivi kohustuste täitmisest ning ka seetõttu, et programm võib mõjutada keskkonnalubade andmisel kaalutusotsuse tegemist. Õhusaasteainete vähendamise programm on lisaks üks olulistest alustest AÕKS § 97 sätestatud summaarse heite piirkoguse ületamise kindlakstegemise otsustamisel. I. Pilvingu jaotusest lähtudes kuulub see süstemaatiliselt keskkonnamõju kavade hulka. Olemuslikult on tegemist üldkorraldusega, mida on haldusvälistel isikutel võimalik kohtus vaidlustada.

³⁹¹ Ibid.

III. HEITE SUMMAARSE PIIRKOGUSE ALUSEL PAIKSETE HEITEALLIKATE HEIDETE REGULEERIMINE

3.1. Heitkoguste jaotamise mitmetasandiline ülesehitus

3.1.1. Riikliku, sektoripõhise ja allikapõhise jaotustasandi eristamine

Alapunktis 2.4.1 jõuti järeldusele, et riiklik summaarne heite piirkogus ei ole keskkonnakvaliteedi piirväärtus ega heite piirväärtus. Seega ei ole võimalik rakendada heite summaarse piirkoguse suhtes nende piirväärtuste regulatsiooni-mehhanisme. Kuna summaarse heite piirkogusega seatakse õhu kasutamisele koguselised piirangud, võib seda käsitleda loodusvara kasutusmäärana. Seega on summaarse heite piirkogusega ühest küljest määratud kindlaks koguheite summaarne piir, teisest küljest aga ka kogus, mis on kasutamiseks määratud. Riigi ülesanne on välja töötada selline loodusvara kasutamise kord, mis võimaldaks kasutamise piiri järgimist. Küsitav on seetõttu, millisel viisil riik seda kohustust täidab. Siin võivad tulla teatud juhusid rahvusvahelise või Euroopa Liidu tasandi õigusaktidest, millega on summaarne heite piirkogus paika pandud. Ülejäänud osas jääb heite summaarse piirkoguse jaotamine heiteallikate vahel riigi regulatiivse kujundamisruumi ja vastutuse alla.

NEC-direktiivist nähtuvalt määratakse summaarse heite piirkoguse eesmärgi elluviimiseks *ex ante* aastapõhiselt kindlaks kas vähenevad või muutumatuna püsivad heitepiirid. Eestis peab riik saavutama riigiülesele kõikide NEC-direktiivis reguleeritud saasteainete puhul heite järk-järgulise vähenemise. Nagu juba eelnevalt on selgitatud, eeldab see esmalt tegevuse planeerimist. Koguheite vähendamise kavandamiseks on vajalik omada terviklikku ülevaadet riigi heiteallikate heitkogustest ja heite vähendamise võimalustest. Praktiliselt ei ole riikliku summaarse heite piirkoguse vahetu jaotamine üksikute heiteallikate vahel ka võimalik, kuna erinevate sektorite panus heitkoguste kujunemisse ning nende vähendamise potentsiaal on oluliselt erinev. Heitkoguse vähendamiseks juhuslike meetmete võtmine ilma tervikut arvestamata on vastuolus proportsionaalsuse ja võrdse kohtlemise põhimõttega. Seetõttu eeldab summaarse heite piiri rakendamine esmalt sektoripõhist struktureerimist ja sektoripõhiste heite vähendamise eesmärkide seadmist. Sektoripõhine jaotus eeldab omakorda teadmist, kus on heite vähendamise potentsiaal. Jaotus põhineb seega olemuslikult konkreetsete meetmete ja nende mõju analüüsil. Sektoripõhist jaotust ei ole võimalik sisuliselt põhjendada ilma teadmata vastava sektori vähendamispotentsiaali ja rakendatavaid võimalikke regulatiivseid meetmeid. Sektoripõhine jaotus peab vastama proportsionaalsuse põhimõttele ning tagama võrdse kohtlemise ja õiguskindluse.

Heitkoguste makrotasandi jaotusest erinevate sektorite vahel tuleb eristada nn mikrotasandi jaotust, mille käigus määratakse konkreetsetele paiksetele heiteallikatele lubatud heitkogused. Makrotasandi jaotuse aluseks on heite riiklik summaarne piirkogus. Riiklikul tasandil koostatakse selleks summaarse heite majandussektoripõhised jaotused õhusaasteainete vähendamise programmis.

Makrotasandi jaotus ei realiseeru seega vahetult üksikute käitajate õigustes ja kohustustes, vaid vajab täiendavaid regulatiivseid instrumente, mille kaudu sektoripõhised eesmärgid viiakse konkreetsete heiteallikate tasandile. Alapunktis 2.5.4 jõuti järeldusele, et õhusaasteainete vähendamise programm on üldkorraldus, millega ei panda üksikisikutele otseseid kohustusi. Seevastu saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse piires paiksetele heiteallikatele eraldiseisvate heitkogusete määramine kui eraldiseisev reguleerimisinstrument avaldab vahetut õigusmõju nendele käitajatele, kes on heitkoguse piiriga hõlmatud. Järgnevas analüüsis keskendutakse sellele, kuidas saasteaine heite summaarse piirkoguse raamistikus realiseerub heitkoguste koguseline piiramine paiksete heiteallikate tasandil.

3.1.2. Keskkonnakaitseliste ja individuaalsete õiguste kaalumise muutumine jaotustasandite lõikes

Saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus NEC-direktiivis on kehtestatud eesmärgiga vähendada inimesele ja keskkonnale avalduvat kahjulikku mõju. Seejuures eeldatakse, et selle koguselise heitepiiri piiresse jäämine võimaldab saavutada seatud keskkonnakaitselised eesmärgid. Euroopa Liidu liikmesriikidena on riigid võrdses positsioonis. Heite piiri määramine ei mõjuta otseselt põhiõigusi.

Kui heite summaarne piirkogus on kindlaks määratud, sõltub keskkonnamõju esmajoonel selle koguse suurusest, kuigi teatud juhtudel võib mõju avaldada ka heitkoguste jaotumine erinevate sektorite või heiteallikate vahel. Keskkonnanäesmärkide saavutamise tagab planeeritud lähenemine heitkoguste jaotamisele erinevatel tasanditel ning seire ja järelevalve tulemuslikkus.³⁹² Sellegipoolest ei tohiks heite vähendamise eesmärgi täitmine piirduda pelgalt formaalse vastavusega. NEC-direktiivi eesmärk on tagada püsiv heite vähenemine ning just see on koht, mida on võimalik jaotamise viisiga mõjutada. Meetmed, mis on suunatud vaid ajutise lahenduse saavutamisele, ei taga heitkoguse vähenemist pikaajaliselt. Seetõttu tuleb nõustuda D. Kupferi ja D. M. Drieseni seisukohaga, mille kohaselt ressursi nappuse loomise ja selle kaudu turutingimustesse üldistes huvides sekkumise korral tuleb kaitstava hüve parima võimaliku kasutusviisiga arvestada ka ressursi jagamise reeglite väljatöötamisel.³⁹³ Riigiülese heite piiri kindlaksmääramisega ei ammendu seega keskkonnakaitselise sekkumise sisuline tähendus. Summaarse heite piirkoguse jaotamise viis sektorite vahel võib oluliselt mõjutada heitkoguste vähenemise püsivust ja regulatsiooni pikaajalist tõhusust. Ebaproportsionaalne või lühiajalistele meetmetele tuginev jaotus võib viia olukorrani, kus eesmärgid saavutatakse vaid arvestuslikult, ilma et toimuks tegelik ja jätkusuutlik heitekoormuse vähenemine. Seetõttu peab riik heite summaarse

³⁹² European Commission. Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/0087 final.

³⁹³ D. Kupfer. Verteilung knapper Ressourcen im Wirtschaftsverwaltungsrecht, 1. Aufl, Baden-Baden: Nomos, 2005, lk 296; D. M. Driesen (2006). lk 171.

piirkoguse jaotamisel ning heitkoguste vähendamiseks vajalike meetmete välja-töötamisel arvestama PS §-dest 5 ja 53 tulenevate keskkonnakaitsekohustustega.

Sektoriaalse tasandi jaotusel jaotatakse heitkogused erinevate majandus-sektorite vahel. Sellisel jaotusel on üksikisikutele üksnes kaudne mõju. Siiski võib heitkoguste vähendamise koormuse ebavõrdne jaotamine kaasa tuua ka kaudseid põhiõiguste riiveid. Nii näiteks võib energeetikasektorile seatud ebaproportsio-naalselt range heitkoguse piirang tuua kaasa märkimisväärsed investeerimis-kohustusi ja mõjutada seeläbi ettevõtjate omandipõhiõigust ja ettevõtlusvabadust. Põllumajandussektorile pandud suur heite vähendamise koormus ammoniaagi heitmete osas võib ebaproportsionaalselt mõjutada väiksemaid tootjaid. Kui samal ajal koheldakse teisi sektoreid leebemalt, võib see tõstatada eelkõige võrdsuspõhiõiguse järgimise küsimuse.

Kuigi ka paiksetele heiteallikatele kehtestatava eraldiseisva heite summaarse piirkoguse raames heitkoguste jaotamisel jäävad keskkonnakaitse eesmärgid jätkuvalt oluliseks, tuleb just sellel tasandil eriti selgelt esile põhiõiguste kaitse olulisus. Just heitkoguste individuaalsel jaotamisel omandavad keske tähtsuse läbipaistvad ja põhjendatud jaotuskriteeriumid ning selged materiaal- ja menetlusõiguslikud tagatised, kuna jaotamine toimub haldusmenetluses ning mõjutab otseselt üksikisikute õigusi ja huve.

3.2. Saasteaine heite summaarse piirkoguse eesmärgi rakendamine ja meetmete mõju paiksetele heiteallikatele

3.2.1. Võimalikud instrumendid

Rahvusvahelisel tasandil seatakse heite summaarne piirkogus riigile tervikuna ning lepingud ei anna olulisel määral suuniseid siseriiklikult heite vähendamiseks. Euroopa Liidu liikmesriikidel on täpsemad nõuded heite vähendamiseks, kuid ka siin jääb NEC-direktiiv oma summaarse heitkoguste vähendamise juhistes suhteliselt napisõnaliseks. Seega on riigi ülesanne välja töötada konkreetsed meetmed rahvusvahelisel ja Euroopa Liidu tasandil paika pandud saasteaine heite summaarse piirkoguse raames. Kuna NEC-direktiiv ei sätesta seda, millised saastajad tuleb regulatsiooniga hõlmata, on ka see siseriikliku otsustuse küsimus. Oluline on siiski tähele panna, et NEC-direktiivi mõtte kohaselt tuleb heidete vähendamisega hõlmata kõiki sektoreid. Sellegipoolest ei kirjuta NEC-direktiiv ette, et vähendamine peab toimuma ühesuguses ulatuses kõikides sektorites, mistõttu on liikmesriikidel ka selles osas otsustusvabadus. Olgugi et tegemist on piiriülese saaste reguleerimise mehhanismiga, ei kohusta Göteborgi protokoll ega ka NEC-direktiiv otsesõnu vähendama heidet just nendes sektorites, mis on seotud piiriülese õhusaastega. Keskendutakse peamiselt vaid reguleeritud saaste-ainetele, mis jätab riigile omakorda suurema vabaduse regulatsiooni välja-töötamisel.

Kui konkreetse meetme rakendamise kohustus ei tulene Euroopa Liidu ega rahvusvahelisest õigusest, on liikmesriigil ulatuslik kaalutlusruum valida meetmed,

millega saavutada seatud heitkoguste vähendamise eesmärgid. Riigikohus rõhutab lahendis 3-20-771 saasteaine summaarse heite piiramise kohustuse täitmisega seonduvalt, et (riiklike kasvuhoonegaaside) heite piiramine ei eelda mitte loodusteauslikke uuringuid konkreetse loataotluse haldusmenetluses, vaid vajalikud on poliitilised otsused ja neile vastavad õiguslikud meetmed ning heite piiramise kohustuse olulised küsimused peab parima kättesaadava teadusinfo ja Eesti rahvusvaheliste kohustuste põhjal otsustama seadusandja.³⁹⁴

M. Amann jt kohaselt on heitkoguste vähendamiseks võimalik sekkuda heite tekkimise ahelasse kolmel erineval viisil. Esiteks keskendudes inimkäitumise ja nõudluse suunamisele. Siia alla kuuluvad iseeneslikud muutused inimkäitumises, näiteks elustiili muutused; käskude ja keeldude abil juhitud käitumine (nt õigusaktidega loodud liikluspiirangud) või käivitatakse neid riigi poolt majanduslike stiimulite kaudu (saastetasud, heitkogustega kauplemine jms). Teiseks keskendudes majanduslikele struktuursetele meetmetele, mille eesmärk on pakkuda tarbijale sama teenust vähem saastava tegevuse abil (näiteks fossiilkütuste asendamine biokütustega). Kolmandaks keskendudes tehnoloogilise protsessi muutmisele heite tekkekohas, eesmärgiga vältida heidete väljutamist atmosfääri. Viimase lähenemise abil saavutatud heitkoguste vähenemine ei muuda heidete tekkepõhjuseid ega erinevate sektorite struktuurset koosseisu, erinevalt kahest esimesest meetmete kogumist.³⁹⁵

Saastajate tegevuse mõjutamiseks on seadusandjal sekkumise viisina võimalik kasutada nii otseseid reguleerimisvahendeid (näiteks heitenormatiivide kehtestamine või kavandatava tegevuse kooskõlastamise kohustus (kas loa või registreeringu kaudu)) või kaudseid reguleerimisvahendeid.³⁹⁶ Otsese reguleerimise vahendid võimaldavad eesmärkide saavutamiseks suhteliselt vähe paindlikkust. Need sunnivad saastajaid võtma enda kanda sarnase osa saastuse vähendamise koormusest, sõltumata nendega kaasnevatest kuludest.³⁹⁷ Kaudsed reguleerimisvahendid ei määra kindlaks konkreetseid käitumisviise, vaid suunavad isikuid saavutama riigi seatud keskkonnanormidele neile endile sobival viisil. Juhul kui regulatsioon on kujundatud turu toimemehhanisme arvestades, tekitab see majanduslikke stiimuleid saastava tegevuse vähendamiseks, muutes seeläbi keskkonnanormide täitmise regulatsiooni adressaadi jaoks ratsionaalseks valikuks.³⁹⁸ Kaudseid reguleerimisvahendeid, mis lähtuvad keskkonna kasutaja majanduslikest huvidest, nimetatakse ka majanduslikeks instrumentideks. Siia kuuluvad eelkõige toetused, keskkonnatasud, keskkonnavastutus, keskkonnavalasid sertifikaadid. Kogusepõhine reguleerimine võimaldab ka heitkogustega kauplemist, mis kuulub samuti majanduslike instrumentide hulka.

³⁹⁴ RKHKo 11.10.2023, 3-20-771, p-d 45 ja 48.

³⁹⁵ M. Amann jt (2011).

³⁹⁶ R. Stavins. Vintage-Differentiated Environmental Regulation. – Stanford Environmental Law Journal, 2006, 25, lk 29–63. <https://stavins.scholars.harvard.edu/publications/vintage-differentiated-environmental-regulation> (04.04.2026).

³⁹⁷ Ibid.

³⁹⁸ Ibid.

Kavandatavad meetmed peavad vastama põhiseadusele – põhiõiguste piiramine peab olema kehtestatud põhiseadusega kooskõlas oleva seaduse alusel ning piirang peab olema demokraatlikus ühiskonnas vajalik ja proportsionaalne.³⁹⁹ Euroopa Liidu liikmesriigina on riikidel meetmete kavandamisel lisaks põhi-seadusele piirangud nii ülevõetavast õigusaktist kui ka muudest kehtivatest Euroopa Liidu õigusaktidest lähtuvalt. Seega on riigil Euroopa Liidu liikmes-riigina enne konkreetsete meetmete kavandamist oluline kindlaks teha, kas kavandatava regulatsiooni loomine on võimalik Euroopa Liidu regulatsiooni arvestades. Euroopa Liidu õigus tuleb kohaldamisele, kui siseriiklik meede langeb Euroopa Liidu õiguse kohaldamisalasse.

3.2.2. NEC-direktiivi nõuded

Saasteainete heitkoguste vähendamise riikliku kohustuse täitmiseks peab riik NEC-direktiivist tulenevalt välja töötama õhusaasteainete vähendamise programmi, milles tuleb selgitada, kuidas kavatakse piirata saasteainete aastaseid heitkoguseid, et saavutada nõutud heitkoguste vähenemine. NEC-direktiivi põhjenduspunkt 19 rõhutab, et riiklikud õhusaasteainete vähendamise programmid peaksid hõlmama meetmeid, mis oleksid kohaldatavad kõigile asjaomastele sektoritele, ning et liikmesriikidel peaks olema õigus otsustada, milliseid meetmeid võtta direktiivis sätestatud heitkoguste vähendamise kohustuste täitmiseks. Alapunktis 2.2.4.2 esitatud analüüsi nähtuvalt näeb NEC-direktiiv siiski ette teatud ulatuses kõigile liikmesriikidele üldkohaldatavad kohustuslikud ja soovituslikud õhusaasteainete vähendamise nõuded vähendades seeläbi teatud määral liikmesriikide kaalutlusruumi meetmete valikul.

Programmi sisu kujundamisel antud kaalutlusruum ei ole siiski ka muus osas piiramatu. Üldiseks tingimuseks on, et valitud meetmed peavad olema tõhusad ning nende rakendamine peab olema tagatud, kuna nende abil tuleb saavutada heitkoguste vähendamise eesmärgid ettenähtud tähtaegadeks.⁴⁰⁰ Seega liikmesriigi kaalutlusruum ei laiene küsimusele, kas direktiivis sätestatud tulemus saavutatakse, vaid üksnes küsimusele, milliste meetmetega see tulemus saavutatakse. Seda nõuab ELTL art 288 lg 3, mille kohaselt on direktiiv saavutatava tulemuse seisukohalt siduv iga liikmesriigi suhtes, kellele see on adresseeritud. Euroopa Kohus on kohtuasjas C-237/07⁴⁰¹ rõhutanud, et liikmesriikidel on küll kaalutlusruum tegevuskavade meetmete kindlaksmääramisel, kuid nad on kohustatud võtma asjakohaseid meetmeid, arvestades ühelt poolt vajadust viia piirväärtuste ületamise risk ja sellise olukorra kestus miinimumini ning teiselt poolt vajadust tagada tasakaal erinevate avalike ja erahuvide vahel.

³⁹⁹ T. Annus, Riigiõigus. Tartu: Kirjastus Juura, 2006, lk 241.

⁴⁰⁰ M. N. Boeve, G. M. van den Broek (2012), lk 80.

⁴⁰¹ EKo 25.07.2008 C-237/07, Dieter Janecek versus Freistaat Bayern, ECLI:EU:C:2008:447, p 47.

3.2.3. Õhusaasteainete vähendamise programmi meetmed

Õhusaasteainete vähendamise programmis on heite vähendamise eesmärkide saavutamiseks toodud potentsiaalsed meetmed ja poliitikasoovitused kõigile asjaomastele valdkondadele. Peamised õhusaasteainete vähendamise programmis esiletoodud meetmed on toetused, otsese reguleerimise vahendid, maksu-meetmed ja riigipoolsed investeeringud (näiteks keskvalitsuse hoonete täiendav rekonstrueerimine, et vähendada energia tarbimist, mis aitab kaasa energeetika-sektori heitkoguste vähenemisele; raudtee elektrifitseerimine ja raudtee infra-struktuuri arendamine transpordisektoris). Eraldi on planeeritud ka keskkonna-teadlikkuse tõstmise meetmed, näiteks eesmärgiga minna kohalikul tasandil üle vähem saastavale kütteviisile, mis vähendab heitkoguseid eelkõige energeetika-sektoris.⁴⁰² Eristatakse meetmeid, millel on otsene mõju õhusaasteainete heitkogustele, ja kaudseid meetmeid, mis toetavad otseste meetmete rakendamist. Näiteks õhuseireradarite soetamine tuuleparkide arendamiseks on kaudne meede, mis võib kaasa aidata tuuleparkide rajamisele, mida soodustatakse omakorda investeeringute toetusega, mis on üks peamistest energeetikasektori heitkoguste vähendamise meetmetest

Nii nagu NEC-direktiiv, arvestab ka õhusaasteainete vähendamise programm heite vähendamise meetmete kavandamisel meetmetega, mida on võetud või planeeritakse kasvuhoonegaaside heite vähendamiseks rakendada. Need on omavahel vastastikmõjus, sest ühed ja samad heiteallikad väljutavad nii NEC-direktiiviga reguleeritud saasteaineid kui ka kasvuhoonegaase.⁴⁰³ Seega vähendavad energeetikasektoris NEC-direktiivist tuleneva heite vähendamiseks rakendatavad meetmed, mis hõlmavad energiatõhususe suurendamist, omakorda ka kasvuhoonegaaside heidet. Õhusaasteainete vähendamise programmi kohaselt on energeetika valdkonnas heite vähenemise peamiseks eelduseks see, et põlevkivi kasutamine elektritootmises väheneb järkjärgult kuni 2030. aastani.⁴⁰⁴ Põlevkivi on fossiilkütus ning põlevkivist elektri tootmise vähendamine ja lõpetamine aastaks 2050 on Eestis kliimaneutraalsuse saavutamisel määrava tähtsusega.

Oluline komponent heitkoguse vähenemise prognoosimisel on otsese regulatsiooni vahendid. Energeetika sektori heite langustrendi mõjutavad oluliselt ka Euroopa Liidu direktiividest riigisisesse õigusesse üle võetud nõuded põletusseadmetele, mille eesmärk on vähendada välisõhku paisatavaid heiteid ning sellega seoses ka võimalikku ohtu inimeste tervisele ja keskkonnale.⁴⁰⁵ Transpordisektoris on peamise langustrendi põhjustajaks elektrisõidukite kasutuselevõtt ja seda tugevdavad meetmed, millega toetatakse elektrisõidukite kasutuselevõttu.⁴⁰⁶

⁴⁰² Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 21.

⁴⁰³ Saastainete erinevat mõju on käsitletud alapunktis 1.5.2.

⁴⁰⁴ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 19.

⁴⁰⁵ Ibid, lk 22.

⁴⁰⁶ Ibid, lk 24.

Heite vähenemise prognoosimisel on oluline veel see, et üks programmis kavandatud meede mõjutab üldjuhul mitme NEC-direktiiviga reguleeritud saasteaine heidet. Nii näiteks vähendab jäätmesektori meede ladestatavate biolagunevate jäätmete koguse protsendiline piiramine ja jäätmematerjalide korduskasutusse ja ringlusse võtmise mahu suurendamine, mis viiakse ellu planeerimistegevuse kaudu regulatiivse raamistiku alusel, programmi kohaselt nii NO_x, LOÜ, SO₂ kui ka NH₃ heitkoguseid.⁴⁰⁷

Seega hõlmab heite vähenemise prognoos tihedat vastastikmõju nii sektorite vahel kui ka kliimavaldkonna regulatsiooniga. Programm ei loo ise uusi meetmeid ega näe ette nende loomist tulevikus, vaid toetub juba olemasolevatele meetmetele heite vähendamiseks.

Nagu juba eelnevalt välja on toodud, kuigi NEC-direktiiv on kehtestatud piiriülese õhusaaste vähendamise eesmärgil, ei kohusta see otsesõnu keskenduma just piirkondadele või sektoritele, mis eelkõige on piiriülese mõjuga. Ka õhusaasteainete vähendamise riiklikust programmist nähtub, et selles ei planeerita eraldi tegevusi, mis vähendaksid just piiriülest õhusaastust. Programmi kohaselt on panus piiriülese õhusaaste tekitamisse on aastatega vähenenud seetõttu, et kõigi programmi saasteainete heitkogused on võrreldes baasaastaga vähenenud.⁴⁰⁸ Seega ei eelda NEC-direktiiv meetmete kavandamisel selliste meetmete eelistamist, mis vähendaksid eeskätt piiriülest heidet, vaid jätab liikmesriigile kaalutlusruumi valida meetmed, mis võimaldavad kõige tõhusamalt saavutada riiklikud heitkoguste vähendamise kohustused.

3.2.4. Mõju paiksetele heiteallikatele

Saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse mõju konkreetsete meetmete rakendamisel võib avalduda paiksete heiteallikate käitajate suhtes kolmel eri tasandil. Esiteks võivad riigi poolt võetavad meetmed mõjutada käitajate tegevust kaudselt. Seda eeskätt toodete, tehnoloogiate või õhukvaliteediga seotud normatiivide kehtestamise kaudu. Siin ei ole üksikule paiksele heiteallikale otseselt koguselist heite piiri määratud.

Mõju võib avalduda keskkonnanaloo andmisel, kus haldusorgan peab saasteaine väljutamiseks loa andmisel arvestama riikliku koguheittega. Ka sellisel juhul ei ole saasteaine heite summaarne piirkogus veel individuaalselt jaotatud paiksete heiteallikate vahel, vaid üleriigiline heite summaarne piir toimib keskkonnanaloo andmist piirava õigusliku raamtingimusena. Kolmandaks võib riiklikult seatud summaarse heite piiri mõju avalduda seeläbi, et paiksetele heiteallikatele on riikliku koguheitte raames kehtestatud eraldiseisev saasteaine heite summaarne piir, millega arvestatakse keskkonnanalubade andmisel.

Käesolevas töös keskendutakse alljärgnevalt teisele ja kolmandale tasandile. NEC-direktiivi alusel kehtestatud saasteaine heite riikliku summaarse piirkogusega

⁴⁰⁷ Ibid, lk 56.

⁴⁰⁸ Ibid, lk 16.

arvestamise kohustus on sätestatud atmosfääriõhu kaitse seaduses ning seda käsitletakse alapeatükis 3.8. Eraldiseisva summaarse heitepiiri kehtestamist ja selle alusel heitkoguste jaotamist paiksete heiteallikate vahel käsitletakse eraldiseisvalt alapeatükis 3.9. Jaotamisel eristatakse töös kahte mudelit. Esiteks jaotamine keskkonnalaos menetluses ilma kauplemise võimaluseta, mida käesolevas töös edaspidi nimetatakse administratiivseks jaotusmehhanismiks. Teiseks turupõhine jaotusmehhanism, mille all peetakse käesolevas töös silmas heitkoguste jaotamist saasteaine heitkogustega kauplemise eesmärgil.

3.3. Saasteaine heite summaarse piirkoguse sektoripõhine jaotamine NEC-direktiivi raames

3.3.1. Heitkoguste sektoripõhise jaotamise üldised põhimõtted

Selleks, et analüüsida saasteaine heite summaarse piirkogusega arvestamist keskkonnalaos andmisel, tuleb esmalt selgitada, kuidas riiklikus õhusaasteainete vähendamise programmis heitkoguseid sektorite lõikes arvestatakse ja prognoositakse. Alles seejärel saab analüüsida, millistel alustel on võimalik keskkonnalaos andmisest keelduda olukorras, kus ületatakse heite summaarne piirkogus ning millised on saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse raames eraldiseisva summaarse heitkoguse eraldamise võimalused paiksetele heiteallikatele, mille raames omakorda täpsem jaotus käitiste lõikes toimub.

Õhusaasteainete vähendamise programmis esitatud heitkoguste vähenemise prognoos, mis näitab heitkoguste vähenemist tulevikus, näitab arvestuslikku vähenemist, mis ei ole otseselt seotud sellega, kuidas õhukvaliteet konkreetsetes kohtades paraneb. Seejuures on sektorite stsenaariumide väljatöötamisel aluseks sektorite lõikes erinevad sektorispetsiifilised hindamismudelid, millele lisatakse erinevates arengudokumentides ning õigusaktides kavandatud meetmete tulemusel heite prognoositav vähendamine. Heiteprognooside väljatöötamisel on jälgitud läbivalt kooskõla riikliku õhusaasteainete inventuuri metoodikaga, mille aluseks on Göteborgi protokoll ning millele tugineb ka NEC-direktiiv.

Selleks, et heitkoguste vähenemist jälgida, näeb NEC-direktiiv ette seire ja aruandluse kohustuse. Selle alusel jälgitakse programmis kavandatud meetmete mõju heitkoguste vähenemisele. Arvestust peetakse sektoripõhiselt. Siiski nõuavad need õigusaktid sellist arvestust peamiselt vaid riigile pandud kohustuste täitmise hindamise eesmärgil.

Õhusaasteainete vähendamise riiklik programm, eristab kuut erinevat sektorit: energeetika, transport, tööstusprotsessid, lahustid, põllumajandus ja jäätmed. Iga sektori kohta on koostatud NEC-direktiiviga reguleeritud saasteainete heitkoguste arvestus ja heiteprognoos aastani 2030. Nende valdkondade lõikes on kavandatud meetmed, et saavutada heite vähenemine. Sektorite sees eristatakse omakorda sektorisiseseid heiteallikate valdkondi. Nii on näiteks tööstusprotsesside valdkonnaga hõlmatud järgmised heiteallikate kategooriad: 1) mineraalitööstus (tsemendi, klaasi ja lubja tootmine ning kasutamine; mineraalsete maavarade

kaevandamine ja hoiustamine; ehitus ja lammutus jne); 2) keemiatööstus; 3) metallitööstus; 4) teede asfalteerimine; 5) tselluloosi, paberi ja toiduainete tootmine; 6) puidu töötlemine; 7) muu tööstus.⁴⁰⁹

Nii nagu plaane üldiselt,⁴¹⁰ iseloomustab ka õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklikku programmi ühelt poolt stabiilsus ja teiselt poolt paindlikkus. See lähtub kindlast olukorrast ning on välja töötatud eesmärgiga vähendada saasteainete heitkoguseid tulevikus. Kui selgub, et muutunud on plaani väljatöötamise aluseks olevad andmed, on vajalik plaani ajakohastada.

Summaarseid õhusaasteainete heitkoguseid on hinnatud prognoositava baasstsenaariumi ja lisameetmetega stsenaariumi kohta eraldi. Prognoositav baasstsenaarium tugineb olukorrale, kus lisameetmeid ei rakendata ning jätkub tänane olukord. Selles on arvesse võetud õigusaktidest tulenevaid nõudeid ning ettevõtete esitatud tegevuskavades ette nähtud arengusuundi. Lisameetmete stsenaarium on olukord, kus rakenduvad õhusaasteainete heitkoguste vähendamise eesmärkide täitmiseks vajalikud lisameetmed. Baasstsenaariumi kohaselt vähenevad kõigi NEC-direktiiviga reguleeritud saasteainete heitkogused, välja arvatud ammoniaagi heitkogused. Lisameetmetega stsenaariumis on kõikide õhusaasteainete prognoosid langevas trendis.⁴¹¹

Mõlema stsenaariumi kohaselt on võrreldes 2020. aasta baasaastaga prognoositud 2025. ja 2030. aastaks NH₃ heitkoguste suurenemine, mille peamiseks põhjuseks on eeldatav põllumajandustoodangu ja mineraalväetiste kasutamise kasv. Õhusaasteainete vähendamise programmi kohaselt suudetakse põllumajandustoodangu suurenemisel NH₃ riiklik vähendamiseeesmärk aastatel 2020–2030 saavutada juhul, kui suureneb NH₃-heidet vähendavate (eeskätt tehnoloogiliste) meetmete rakendamine. Selleks, et täita asjakohaseid õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklikke kohustusi, tuleb rakendada lisameetmeid. Lisameetmetega stsenaariumi korral eeldatakse NH₃-heidet vähendavate (tehnoloogiliste) meetmete suuremas mahu rakendamist, et saavutada NH₃ eesmärgi täitmine.⁴¹²

Tabel. 2: Valdkondlik heite jagunemine 2020. aasta andmete kohaselt

Sektor	SO ₂ , %	NO _x , %	PM _{2,5} , %	LOÜ, %	NH ₃ , %
Energeetika	99,6	57,3	86,5	25,3	4,1
Transport	0,2	31,6	6,2	4,7	1,2
Tööstus	–	0,3	3,9	3,4	0,95
Lahustid	–	–	–	46,2	–
Põllumajandus	–	10,6	1,8	19,4	93,1
Jäätmed	0,12	0,17	0,82	0,90	0,50

⁴⁰⁹ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 25 jj.

⁴¹⁰ H. Maurer, Haldusõigus. Üldosa. Tallinn: Kirjastus Juura, 2014, lk 283.

⁴¹¹ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 17.

⁴¹² Ibid, lk 32.

3.3.2. NEC-direktiivi sektoripõhise jaotuse piirid ja õiguslik tähendus

NEC-direktiiv ei nõua seda, et riigid jaotaksid heite summaarse piirkoguse sektoripõhiselt isikute suhtes siduvalt väiksemateks üksusteks. NEC-direktiiv sätestab küll iga liikmesriigi kohta heitkoguste piirmäärad viiele saasteainele, kuid ei määra ära seda, kuidas riik neid saavutama peab. Ka Riigikohus on rõhutanud, et heitkoguste kontrollimiseks sektori- või käitispõhiste konkreetsete arvuliste normide määramine on poliitiliste valikute küsimus.⁴¹³

Õhusaasteainete vähendamise programm põhineb arvestuslikul heitel, mille eesmärk on näidata NEC-direktiivi täitmist, mitte hinnata ega tagada lokaalse keskkonnaseisundi paranemist. Heite vähendamise eesmärkide täitmine ja täitmise jälgimise kohustus on riigil. Erinevalt NEC-direktiiviga liikmesriikidele kehtestatud heitkoguste ülemmääradest, mis on riigile õiguslikult siduvad, on õhusaasteainete vähendamise programmis sisalduv sektoripõhine heitkoguste jaotus oma olemuselt programmiline. See väljendab eesmärgi ja suuniseid, kuid ei loo otseseid siduvaid kohustusi üksikisikutele. Kui rahvusvahelise tasandi heitkoguste jaotus riikide vahel baseerub peamiselt saasteainete leviku ja kriitiliste koormuste modelleerimisel, siis siseriiklik heitkoguste jaotus sektorite lõikes põhineb peamiselt poliitilisel valikul ja teostatavusel, mille mõõdupuuks on eelkõige proportsionaalsus ning sotsiaal-majanduslik tasakaal. Oluline on siiski arvestada ka heite vähendamise potentsiaaliga ning meetmete rakendamise keskkonnakaitselise pikaajalise mõjuga konkreetses sektoris.

Heitkoguse jaotuse eesmärk aruandluses on tagada ühtlustatud aruandlusüsteem riikide vahel ning ka sellest ei tulene ettevõtjatele otseseid kohustusi. Riigil ei ole ka kohustust kasutada aruandluse sektoripõhist jaotust summaarse heite vähendamise kohustuste *ex ante* jaotamiseks sektorite vahel. Raporteerimine on olemuselt minevikku suunatud, aruanded esitatakse tagantjärele. Kuigi aruandlusel ei ole ettevõtjate suhtes õiguslikku tähendust, võimaldab see siiski riigil planeerida ja jälgida heite vähenemist ajas. Kui aruandlus näitab, et kavandatud meetmed ei ole olnud heite vähendamisel tõhusad, saab riik selle alusel kavandada täiendavaid meetmeid või muuta olemasolevaid.

Kuigi eesmärgid ei oma õiguslikku tähendust eraisikutele, võib see neile kaudselt kaasa tuua õiguslikke tagajärgi, sest programmis kavandatu on aluseks eraisikutele meetmete kohaldamisele, et oleks võimalik püsida kavandatud heitkoguste vähendamise raamides. Näiteks võib see avalduda uute tehniliste normide loomisel, tagamaks heitkoguse vähenemine konkreetses sektoris.

Sektoriaalse jaotuse korral ei ole sektoriviisiliselt jaotatud heite piiride ületamine üldjuhul otseselt seotud konkreetse keskkonnaohu tekkimisega. Väiksemateks üksusteks jaotatud heitkoguse piiri ületamine ei pruugi iseenesest põhjustada keskkonnakahju ega tuua kaasa olukorda, kus keskkonna taluvuslaved ületatakse. Seetõttu on selliste piiride peamine funktsioon tagada, et väiksemateks üksusteks jaotatud summaarsed heitepiirid kogumis ei viiks riikliku summaarse

⁴¹³ RKHKo 11.10.2023, 3-20-771, p 22.

heitepiiri ületamiseni. Siin on heite piiri ületamine seega eelkõige keskkonnamoormuse jaotusmehhanismi rikkumine. Sellised sektoriaalsed heitkoguste piirid on seega vahend, mille abil tagatakse summaarse heite püsimine riiklikult kindlaksmääratud tasemel.

3.3.3. Sektoritele määratud heitkoguse jaotuse fikseerimine õigustloova aktiga

Küsitav on, kas ning kui jah, siis millal on vaja kehtestada sektoripõhised heitkoguste vähendamise eesmärgid õigustloova aktiga. Riigikohus on pidanud kliimaeesmärkide saavutamiseks vajalikuks realistliku ja õiguslikult siduva etapi- viisilise ja sektoripõhise heitkoguste jaotuskava kehtestamist, sest sellise kava puudumine looks paljude tegevuste lubatavuse küsimuses isikutele kaasa suure ebakindluse.⁴¹⁴ Kliimakindla majanduse seaduse eelnõuga on kavas kindlaks määrata, kui palju peavad Eesti kasvuhoonegaaside heitkogused võrreldes 2022. aastaga vähenema. Eelnõu kohaselt peab aastaks 2030 vähenemine olema üheksa protsenti, aastaks 2035 29 protsenti ja aastaks 2040 51 protsenti. 2050. aastaks, nagu mujalgi Euroopa Liidus, on eesmärgiks kliimanetraalsus.⁴¹⁵ Kliimanetraalsuse eesmärk tuleb omakorda Euroopa kliimamäärusest⁴¹⁶, mille kohaselt tasakaalustatakse kasvuhoonegaaside heide ja sidumine kogu Euroopa Liidus hiljemalt 2050. aastaks ning selleks ajaks vähendatakse netoheide nullini. Eelnõuga ei kehtestata aga mitte ainult üleriigilisi heite vähendamise kohustusi, vaid jaotatakse heitkogus ära ka sektorite lõikes. Seega määratakse õiguslikult siduvalt sektoripõhiselt ära lubatud kasvuhoonegaaside heitkoguste jaotus.

Rõhutada tuleb, et kliimakindla majanduse seaduse eelnõuga seatavad kasvuhoonegaaside heite piirid kehtivad riigile ning ei ole otsekohalduvad üksikisikutele ega ettevõtetele. Riik tagab vähendamiseesmärkide täitmise valdkondlike poliitikasuuniste, meetmete ja investeeringutega.⁴¹⁷ Eesmärkide täitmist seiratakse muu hulgas sellega, et kord aastas koostatakse kliimaaruanne, mis sisaldab riikliku kasvuhoonegaaside heitkoguste inventuuri andmeid ning kliimaeesmärkide täitmise hinnangut.⁴¹⁸

Erinevalt NEC-direktiivis sätestatust ei ole riikidele määratud kasvuhoonegaaside vähendamise konkreetset heitkoguse määra. Liikmesriikide kohustused selle eesmärgi saavutamisse on määratletud erinevate regulatiivsete instrumentide kaudu, mis ei ole kõikehõlmavad, vaid on seotud konkreetsete sektoritega. IPCC

⁴¹⁴ RKHKo 11.10.2023, 3-20-771, p 48.

⁴¹⁵ Kliimakindla majanduse seaduse eelnõu seletuskiri. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2024-12/KKMS_seletuskiri_2.12.2024.pdf (04.04.2026).

⁴¹⁶ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2021/1119, 30. juuni 2021, millega kehtestatakse kliimanetraalsuse saavutamise raamistik ning muudetakse määruseid (EÜ) nr 401/2009 ja (EL) 2018/1999 (Euroopa kliimamäärus) – ELT L 243, 9.7.2021, lk 1–17.

⁴¹⁷ Kliimakindla majanduse seaduse eelnõu seletuskiri, lk 15.

⁴¹⁸ Ibid.

raportite kohaselt ei ole aga praegune globaalne heitkoguste tase kooskõlas kliimasüsteemi taluvuspiiridega ning kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamine peab toimuma kiirelt. IPCC globaalse soojenemise eriraport⁴¹⁹ rõhutab kriitilist vahet globaalse soojenemise piiramisel 1,5 °C või 2 °C võrra võrreldes tööstuseelse ajastuga. Kiire vähendamise kohustus eeldab omakorda süstemaatilist ja etteplaneeritust. Seda konteksti arvestades märgib ka Riigikohus, et ilma sellise õigusliku raamistikuta on kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärkide täitmisel keeruline piisava kindlusega välistada, et suuremahuliste objektide käivitamine ei tooks kaasa isikute põhiõiguste ja avalike huvide ülemääraseid piiranguid muudel tegevusaladel.⁴²⁰ Ka Õiguskantsler on kliimaeesmärkide seadmisega seoses oma 2024. aasta ettekandes Riigikogule leidnud, et oluline on määrata seaduses inimeste ja ettevõtjate tegevust piiravad siduvad eesmärgid, nende saavutamiseks vajalikud õigused ja kohustused ning võimalikud tegevuspiirangud.⁴²¹ Seega on põhjendatud kehtestada kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise kohustuste jaotus õigustloova aktiga, sest heitkoguste vähendamise kohustus on märkimisväärse ulatusega. See toob kaasa intensiivseid põhiõiguste riiveid, mis peavad tuginema õiguslikule alusele. Ulatusliku heite vähendamise kohustusel on ka majandusele oluline mõju. Õigustloovas aktis sätestatud sektorialne jaotus tagab suurema õiguskindluse ning loob seeläbi ka stabiilsema aluse investeerimisotsuste tegemiseks.

Ka Saksamaa kliimakaitse seadus⁴²² lähtub õigustloova aktiga kindlaksmääratud sektoripõhisest lähenemisviisist. Kliimakaitse seaduse § 4 lg 1 lause 1 näeb ette aastased vähendamiseesmärgid energeetika-, tööstus-, transpordi-, ehitus-, põllumajandus-, jäätmekäitlus- ja muudes sektorites. Selle kliimakaitse seaduse põhjenduse kohaselt on vajalik kliimaeesmärgid seadusega sätestada, sest seadusega sätestatud kliimaeesmärkide ja iga sektori heitkoguse eelarvete kaudu muutuvad vajalikud kasvuhoonegaaside vähendamised prognoositavaks. Välja tuuakse veel ka seda, et selge õiguslik regulatsioon tagab planeerimiskindluse. Samuti, et sektoripõhiste eesmärkide alusel on ka vastutus iga sektori eesmärkide täitmise eest selgelt määratletud.⁴²³

⁴¹⁹ IPCC. Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Cambridge, UK, New York: Cambridge University Press, 2018. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>.

⁴²⁰ RKHKo 11.10.2023, 3-20-771, p 48.

⁴²¹ Õiguskantsleri 16.01.2023 kiri nr 6-1/220349/2300242 Riigikogu esimehele Kliima kaitse ja põhiõiguste piirangud. <https://www.oiguskantsler.ee/sites/default/files/2024-11/Kliima%20kaitse%20ja%20p%C3%B5hi%C3%B5iguste%20piirangud.pdf> (04.04.2026).

⁴²² Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. Juli 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 235) geändert worden ist. <https://www.gesetze-im-internet.de/ksg/BJNR251310019.html> (04.04.2026).

⁴²³ Deutscher Bundestag, 19. Wahlperiode. Entwurf eines Gesetzes zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften. Drucksache 19/14337. 22.10.2019. <https://dserver.bundestag.de/btd/19/143/1914337.pdf> (04.04.2026).

Seega erineb kliimaeesmärkide saavutamine NEC-direktiiviga sätestatud esiteks selle poolest, et paika ei ole pandud rahvusvahelisel ja Euroopa Liidu tasandil riigile summaarset heite piirkogust ning teiseks selle poolest, et heiteid tuleb vähendada võrreldes olemasoleva olukorraga olulisel määral (eesmärk on kliimanetraalsuse saavutamine). NEC-direktiivi alusel määratud heite summaarse piirkoguse piiresse on praeguse õhusaasteainete programmi kohaselt võimalik jääda valdavalt juba olemasolevate õigusnormide elluviimise teel.

Iseenesest võiks ju ka kasvuhoonegaaside heitkoguste vähenemine olla paika pandud strateegilise arengudokumendiga. Kuna aga vähenemine peab toimuma suures ulatuses, mis eeldab struktuurset ümberkorraldusi ka erasektoris, siis tagab õigustloova aktina vastuvõtmine suurema õiguskindluse. Kui soovitakse anda sektoripõhiste piiridele vahetu õiguslik siduvus, peab nende kehtestamiseks olema piisav seaduslik alus.

3.3.4. Paiksed heiteallikad NEC-direktiivi sektoristruktuuris

Õhusaasteainete vähendamise programmist nähtub, et paiksete heiteallikate heite vähenemine toimub olemasoleva õigusliku regulatsiooni raamistikus. Heited vähenevad peamiselt õigusnormides sätestatud heite piirväärtuste ja keskkonnan-kvaliteedi piirväärtuste nõuete täitmise tulemusel. Õhusaasteainete vähendamise programmis ei ole kavandatud eraldiseisvalt summaarse heite piiramist paiksete heiteallikate lõikes. Samuti ei sisalda õhusaasteainete vähendamise programm paiksete heiteallikate heite eraldiseisvat arvestust. Siiski ei ole need heite riikliku summaarse piirkoguse arvestusest täielikult välja jäetud, vaid nende tegevus võib kuuluda erinevatesse majandussektoritesse. Programmist nähtuvalt on paiksete heiteallikate heite seotud erinevate sektoritega. Näiteks on energeetika-, tööstus-, lahustite kasutamise ja jäätmesektori puhul alusandmetena kasutatud keskkonna-otsuste infosüsteemi andmeid, mis sisaldab infot keskkonnakaitsele omavate käitiste kohta.⁴²⁴ Seega võib järeldada, et paiksete heiteallikate heited kajastuvad nende sektorite heitearvestuses.

Lisaks tuleb rõhutada, et AÕKS §-s 97 sätestatud loa andmisest keeldumise alus – mida täpsemalt analüüsitakse käesoleva töö alapeatükis 3.8. – ei ole osa õhusaasteainete vähendamise programmist. Sellegipoolest tuleks pidada atmosfääriõhu kaitse seaduse reegleid, mis võimaldavad keelata uue käitisega alustamise või kohustavad lubades kindlaksmääratud heitkoguseid vähendama, käsitleda ühe meetmena saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse meetmete kompleksis. Seda põhjusel, et säte aitab kaasa heite summaarse piirkoguse piiresse jäämisele.

Paiksete heiteallikate puhul tugineb heitearvestus peamiselt keskkonnaluba omavate käitiste andmetele. Heiteallikad, mille suhtes kehtib atmosfääriõhu kaitse seadusest või tööstusheite seadusest tulenev registreerimiskohustus, ei kajastu heite arvestuses eraldiseisvalt. Samuti ei ole heite summaarse piirkoguse arves-

⁴²⁴ Õhusaasteainete vähendamise programm. Lisa 1, lk 6.

tuses eraldi kajastatud nende paiksete heiteallikate heidet, mis ei ole loakohustuslik ning tegevus ei nõua ka registreeringu olemasolu. Selliste paiksete heiteallikate osakaal paiksete heiteallikate koguheites on aga sedavõrd väike, et see ei saa olulisel määral mõjutada heite summaarse piirkoguse järgimist. NEC-direktiiv ei nõua iga üksiku heiteallika eraldi arvestamist, vaid lähtub riiklikust summaarsest heiteinventuurist. Inventuuri koostamise meetodika tuleneb suures osas Euroopa Liidu õigusest ning rahvusvahelistest aruandlusjuhistest, mistõttu on riigi kaalutlusruum piiratud. Väga väikese võimsusega paiksete heiteallikate heide võib inventuuris olla kajastatud koondhinnanguna. Sellest tulenevalt ei tähenda selliste üksikute paiksete heiteallikate eraldi arvestamata jätmine isenesest seda, et liikmesriik rikuks NEC-direktiivi nõudeid. Seetõttu ei seisne küsimus eelkõige selles, kas liikmesriik on NEC-direktiivi rakendamisel jätnud osa heiteallikaid arvestamata, vaid selles, kas direktiivis ette nähtud inventuuri-põhine regulatsioon tervikuna vastab õiguse üldpõhimõtetele.

3.4. Jagamismenetluse kohaldatavus heitkoguste jaotamisele haldusmenetluses

3.4.1. Jagamismenetluse olemus ja funktsioon

Senini on töös käsitletud summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramise ja jaotamise küsimusi peamiselt riikide vahel ja siseriiklikult erinevate majandus-sektorite raames. Sellise jaotamise puhul ei ole veel tegemist haldusmenetlusega keskkonnanõu andmiseks ning jõutud ei ole üksikisiku tasandile. Heitkoguste jaotamine üksikute paiksete heiteallikate vahel mõjutab vahetult käitajate õigusi ja kohustusi ning kujutab endast individuaalse haldusotsuse tegemist, millega määratakse kindlaks konkreetse heiteallika lubatud heitkogus. Kui saasteaine summaarne heitepiir on paiksete heiteallikate jaoks siduvalt kindlaks määratud, ei pruugi kõik keskkonnanõu taotlejad saada luba selle saasteaine välisõhku väljutamiseks. Sellest tulenevalt tekib küsimus, kellele võimaldada piiratud heite-ruumi kasutamist. Olemuslikult on tegemist nappi avaliku ressursi jagamisega. Seetõttu on asjakohane analüüsida, kas summaarse heite piirkoguse jaotamisele üksikute paiksete heiteallikate vahel on võimalik kohaldada jagamismenetluse reegleid. Jagamismenetluse kohaldatavuse korral oleks võimalik tugineda väljakujunenud menetluslikele põhimõtetele ning kujundada nende alusel ka heitkoguste jaotamise reeglid.

Turumajanduses tekkev nappus reguleerib tavapäraselt ennast ise, nappus peegeldub hüve turuhinnas. Jagamismenetluses käsitletakse hüvede nappusest tingitud olukordi, mil riik ei ole jätnud nõudluse rahuldamist mingi piiratud hüve järele ainult turujõudude lahendamata.⁴²⁵ Avalik võim majandab paljude oma otsuste kaudu selliseid nappe hüvesid, jaotades neid ka isikute vahel. Traditsioonilised olukorrad, mil riik teeb nappivate hüvede jagamise otsuseid haldusmenetluses,

⁴²⁵ D. Kupfer (2005), lk 102.

on näiteks õppekohtade täitmine ülikoolis, toetuste andmine, raadiosagedusalade kasutamise õiguse andmine, avalike teenistujate ametisse nimetamine. Erinevates valdkondades tehtavad hüvede jagamise otsused võimaldavad neile omaste tunnuste kaudu käsitleda jagamismenetlust kui valdkonnaülest nähtust. Selle pinnalt on omakorda võimalik tuvastada, kas konkreetse otsustuse puhul on tegemist olukorraga, millele on põhjendatud kohaldada jagamismenetluse reegleid. Saksamaal valitseva arvamuse kohaselt on jagamismenetlusega tegemist nii juhul, kui riigi hallatavat hüve jagatakse, kui ka siis, kui riik tegutseb turul ostjana riigihankemenetluses.⁴²⁶

Jagamismenetluse abil valib täitevvõim paljude soovijate seast kindlate kriteeriumite alusel välja hüvede saajad ning selle menetluse tulemusel tehakse jagamisotsus. Jagamisotsustena saab seega käsitleda otsuseid, mis tehakse hüvede nappusest tingitud konkurentsiolukorras.⁴²⁷ Jagamismenetluse vajalikkuse tingib eeltoodust tulenevalt kaks teineteisest sõltuvat olukorda – hüvede nappus ja soovijate paljusus. Jagamismenetluse funktsioon on seega nappide ressursside jaotamine – jagamismenetluse läbiviimine osutub vajalikuks, kui riigi poolt pakutavat hüve kõikidele soovijatele ei jätku. A. Vosskuhle rõhutab, et jagamismenetluse funktsioon on nappivate hüvede õiguslikult asjakohane jaotamine konkurentsiolukorras.⁴²⁸ Veelgi täpsemalt võiks öelda, et tagada tuleb põhiõigustele vastav piiratud hüvede jaotamine konkurentsiolukorras. Põhiseaduse raamid näitavad ühtlasi kätte ka selle, millisel viisil võib olla jagamismenetlus üles ehitatud.

Eesti õiguses ei ole jagamismenetlus üldise menetlusliigina välja kujunenud. Siiski võib eristada mitut menetlusliiki, millel on jagamismenetlusele iseloomulikud tunnused. Kolm peamist rühma on riigihankemenetlus, avaliku konkursi menetlus ja piiratud arvuga tegevuslubade andmise menetlus.

Riigihankemenetlus paigutub küll HMS § 2 lg-s 1 toodud haldusmenetluse definitsiooni alla,⁴²⁹ kuid HMS § 2 lg 2 siiski välistab haldusmenetluse seaduse kohaldamise riigihangete menetlusele. Riigihankemenetlus toimub riigihangete seaduses määratletud rangete menetlusreeglite kohaselt ning need hõlmavad tasu eest ehitustööde, asjade ja teenuste hankimist. Menetlus on kohaldatav sõltumata sellest, kas hangitakse ostmise, liisimise või muu lepingulise vormi kaudu.⁴³⁰ Seega ei kuulu kõikvõimalikud avaliku sektori vahenditest tehtavad väljamaksed automaatselt riigihangete regulatsiooni alla. Nii ei kuulu riigihangete kohaldamisalasse tegevuse rahastamine kindlal eesmärgil, eelkõige toetuste kaudu.

⁴²⁶ E. Meiers. Das kommunale Marktwesen: Auswahlverfahren – Auswahlkriterien – Rechtsschutz. Frankfurt am Main: Peter Lang, 2015, lk 93. A. Vosskuhle (2002), lk 293.

⁴²⁷ N. Malaviya (2009), lk 4; F. Wollenschläger. Verteilungsverfahren. Die staatliche Verteilung knapper Güter: Verfassungs- und unionsrechtlicher Rahmen, Verfahren im Fachrecht, bereichsspezifische verwaltungsrechtliche Typen- und Systembildung. Tübingen: Mohr Siebeck, 2010, lk 2.

⁴²⁸ A. Wosskuhle (2003), lk 290.

⁴²⁹ A. Aedmaa (2004), lk 26.

⁴³⁰ D. Minumets, P. Kulm. Riigihangete õigus. Tallinn: Juura, 2014, lk 20.

Avaliku ressursi kasutusse andmine toimub Eesti õiguses avaliku konkursi kaudu eraldiseisvate menetluskordade alusel. Õigusaktidega on näiteks sätestatud avaliku konkursi korraldamine avalike teenistujate ametisse nimetamiseks (avaliku teenistuse seaduse § 16), raadiosageduslubade andmiseks (elektroonilise side seadus § 9¹), kiirabibrigaadi pidaja leidmiseks (tervishoiuteenuste korraldamise seaduse § 17³) ning nimistu moodustamise õiguse või vabanenud nimistule perearstiabi osutamise õiguse andmiseks (tervishoiuteenuste korraldamise seaduse § 34).

Majandustegevuse seadustiku üldosa seaduse (MSÜS)⁴³¹ kohaselt võib majandushaldusamet seaduses sätestatud juhul piirata ettevõtjate arvu, kellele ta tegevusloa väljastab, kui seda õigustab tehniliste või looduslike ressursside piiratus või olulisest avalikust huvist tulenev põhjus (MSÜS § 23 lg 1). Seadus sätestab ka tingimused, millele peab vastama valikumenetlus. Nimetatud kriteerium kehtib MSÜS § 23 sõnastusest tulenevalt siiski vaid tegevuslubade suhtes. Tegevusluba on mis tahes nimetusega ettevõtjale adresseeritud haldusakt või ettevõtjaga sõlmitud haldusleping, milleta on keelatud ettevõtjal majandustegevust alustada ning mis tõendab teatud majandustegevuse nõuete täitmist teatud tegevusalal või määrab kindlaks majandustegevuse teostamise kõrvaltingimused (MSÜS § 16 lg 2). Seadus rõhutab eraldi, et tegevusloaks ei ole keskkonnaluba ja keskkonnakompleksluba (MSÜS § 16 lg 3 p 2).

3.4.2. Jagamismenetluse õiguslikud tunnused

3.4.2.1. Hüvede nappus

Jagamismenetluse läbiviimise ja jagamisotsuse tegemise vajaduse tingib asjaolu, et kindlat hüve ei ole soovitud koguses saadaval. Hüvede nappus võib olla tingitud loomulikest põhjustest või olla riigi poolt taotluslikult loodud kindla eesmärgi saavutamiseks. Sellest asjaolust lähtuvalt on võimalik eristada kahte nappuse tekkimise viisi – loomulik nappus (*natürliche Knappheit*) ja taotluslik nappus (*gewillkürte Knappheit*).⁴³²

Loomuliku nappuse puhul on hüve nappuse põhjus õiguskorrast sõltumatu. Hüve nappus on siin tingitud faktilistest asjaoludest.⁴³³ See võib olla seotud ressursi füüsikaliste omadustega või võib olemasoleva ressursi koguse suurendamine olla tehniliselt võimatu või võimalik vaid ülemääraste kulutustega.⁴³⁴ Loomuliku nappuse juhud ei ole riigi poolt loodud ning ei ole seetõttu ka riigi poolt mõjutatavad. Loomulik nappus avaldub näiteks loodusvarade ja raadiosagedusspektri piiratuses.

⁴³¹ Majandustegevuse seadustiku üldosa seadus – RT I, 25.03.2011, 1; RT I, 02.01.2025, 26.

⁴³² Hüvede nappuse erinevate kategooriate kohta põhjalikumalt vaata näiteks Berg (1976).

⁴³³ E. Meiers (2015), lk 94.; D. Kupfer (2005), lk 103.

⁴³⁴ D. Kupfer (2005), lk 105–109.

Taotluslik nappus on poliitiliselt soovitud ja õiguskorra poolt loodud.⁴³⁵ Nappuse olukorra tekkimisele eelneb seega otsus, mis sellise olukorra tekitab. Siin eristatakse kunstlikult loodud nappust (*künstliche Verknappung*) ja olukorda, mil jagatavad hüved avaliku võimu poolt ainult piiratud ulatuses kättesaadavaks tehakse (*begrenzte Bereitstellung von Ressourcen*).⁴³⁶ Kunstlikult loodud nappuse puhul seab riik avalikes huvides piirid hüve kasutamisele, mis oleks tavapärastes turutingimustes piiramatult kättesaadav.⁴³⁷ Piiratud ulatuses hüve kättesaadavaks tegemise puhul on riik ise hüve pakkuja ning teeb selle piiratud ressursside tõttu kättesaadavaks üksnes piiratud ulatuses.⁴³⁸ Nappus ei tulene siin mitte niivõrd riigi kehtestatud õiguslikest piirangutest, kuivõrd sellest, et hüve ei ole võimalik pakuda kõigile soovijatele. Siia alla kuuluvad näiteks avalikes huvides pakutavad hüved, nagu lasteaiakohad, ülikoolide õppekohad ning piiratud kasutusvõimega avalik taristu, näiteks sadamad.⁴³⁹

3.4.2.2. Konkurentsiolukord ja sellest tingitud multipolaarne menetlus

Saksa filosoofi C. F. Gethmanni kohaselt on juhul, kui tegemist ei ole nappide hüvedega, võimalik hüvede kasutamise konflikti lahendada lihtsalt hüve jagamise teel. Kui aga tegemist on nappide hüvedega, muutub hüvede kasutamise konflikt paratamatult ka jaotamiskonfliktiks, sest hüve ei ole võimalik eraldada kõigile soovijatele.⁴⁴⁰ Seega eeldab jagamisotsuse tegemine lisaks sellele, et ressurss on piiratud ulatuses kättesaadav, ka seda, et on tekkinud olukord, mis nõuab hüve jagamist – hüve ei ole piisavalt saadaval kõigile isikutele, kes soovivad seda kasutada.⁴⁴¹ Konkurentsiolukorra tõttu saab üks isik hüve omandada ainult teiste menetluses sama hüve soovinud isikute arvelt. Sellisel otsusel on seega kahepoolne mõju – osad menetluses osalevad isikud saavad menetluse lõpptulemusena soovitud eelise pakutava hüve näol ning ülejäänud jäävad sellest ilma.

Konkurentsiolukord toob kaasa selle, et jagamismenetluses ei eksisteeri tavapärasele haldusmenetlusele iseloomulikku kahepoolset suhet haldusorgani ning haldusakti adressaadi vahel, vaid tekkinud on mitmepoolne suhe haldusorgani ja hüve taotlejate vahel.⁴⁴² Täitevvõim peab tegema jagamismenetluses otsuse selle kohta, kellele hüve eraldatakse.

⁴³⁵ Ibid.

⁴³⁶ E. Meiers (2015), lk 95.

⁴³⁷ D. Kupfer (2005), lk 108.

⁴³⁸ Ibid, lk 114.

⁴³⁹ M. Hamdorf. Die Verteilungsentscheidung. Transparenz und Diskriminierungs-freiheit bei der Zuteilung knapper Güter. Frankfurt (Main): Peter Lang, 2011, lk 12.

⁴⁴⁰ Gethmann (1995), lk 7–8.

⁴⁴¹ E. Meiers (2015), lk 93.

⁴⁴² Ibid. lk 77; F. Schoch. Einleitung, Rn 960 – F. Schoch, J. -P. Schneider. München: C.H. Beck, 2021; H. C. Röhl. § 30, Rn. 22. – W. Hoffmann-Riem, E. Schmidt-Aßmann, A. Voßkuhle (toim). Grundlagen des Verwaltungsrechts. Bd. 2: Informationsordnung,

Ka traditsioonilises haldusmenetluses võib olla menetluses mitu osapoolt ning riik peab tegelema nappide hüvede jaotamise küsimustega. Nii näiteks ei saa keskkonnaõiguses tekkivate õigussuhete puhul tihtilugu rääkida ainult kahest osapooltest. Kui üks isik taotleb riigilt luba keskkonda saastavaks tegevuseks, siis osaleb selles menetluses sageli ka isik (näiteks naaberkinnisasja omanik), kes soovib, et riik tegevuseks luba ei annaks. Nendes olukordades, mis ongi tüüpilised just keskkonna- ja planeerimisõigusele, peab avalik võim kaaluma vastandlike huvide vahel. Jagamismenetluses tuleb haldusorganil otsustada paralleelsete huvide kandjate ehk konkurentide vahel.⁴⁴³ Samas tuleb märkida, et oma olemuselt paralleelsete huvide vahel peab haldusorgan otsustama ka käitajatele traditsiooniliste keskkonnalubade andmisel, sest ühele isikule keskkonnanaloo andmine võib vähendada tulevaste sarnaste käitajate võimalusi sama laadi saastavat tegevust ellu viia. Võrreldes jagamismenetlusega seisneb siin erinevus siiski selles, et jagamismenetluses on kahepoolne suhe riigipoolsete eeliste andmisel asendunud menetlusega, milles osalevad isikud, kes soovivad hüve saada ja kelle vahel valitakse välja eelise saajad.⁴⁴⁴ Menetluses osalejate vahel eelise saajate väljavalimine eristabki jagamisotsuseid teistest haldusotsustest, mis küll lõppkokkuvõttes võivad omada jagamisega sarnast mõju, kuid milles ei toimu valikumenetlust paralleelsete huvidega isikute vahel.⁴⁴⁵

3.4.3. Jagamismenetluse põhiseaduslikud piirid

Iga riiklik jagamisotsus eeldab põhiseaduslikku õigustust.⁴⁴⁶ Riigikohus on öelnud, et piiratud avalikule ressursile juurdepääsu menetlus võib riivata eelisest huvitatud isikute ettevõtlusvabadust, piirab konkurentsi ning võib riivata võrdsuspõhiõigust.⁴⁴⁷

Põhiseaduse § 31 esimene lause sätestab ettevõtlusvabaduse ning käsitleb iga-sugust riigipoolset sekkumist ettevõtlusena käsitatavasse tegevusse selle vabaduse riivena. Ettevõtlusvabaduse tuum seisneb riigi kohustuses hoiduda ettevõtlusele

Verwaltungsverfahren, Handlungsformen. 2. Aufl. München: C. H. Beck, 2012; A. Voßkuhle, Strukturen und Bauformen neuer Verwaltungsverfahren. – W. Hoffmann-Riem, E. Schmidt-Aßmann (toim). Verwaltungsverfahren und Verwaltungsverfahrensgesetz, Baden-Baden: Nomos, 2003, lk 297. <https://doi.org/10.5771/9783845258669>. Wollenschläger seevastu leiab, et menetluse võib läbi viia nii multipolaarselt, kus kõik taotlejad on kaasatud aga ka paralleelselt kõrvuti jooksvates bipolaarsetes menetlustes, kuigi tunnistab ka ise, et jagamiskonflikti tõttu on multipolaarne menetluse struktuur sobivam (F. Wollenschläger (2005), lk 598).

⁴⁴³ M. Hamdorf (2011), lk 14; N. Malaviya (2009), lk 254.

⁴⁴⁴ A. Vosskuhle (2002), lk 291.

⁴⁴⁵ C. Fuchs. Instrumente und Verfahren staatlicher Verteilungsverwaltung. – E.V. Towfigh, E. Dieth (toim). Recht und Markt: Wechselbeziehungen zweier Ordnungen; 49. Assistententagung Öffentliches Recht, Tagung der Wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Baden-Baden: Nomos, 2009, lk 205-225, lk 208.

⁴⁴⁶ A. Vosskuhle (2002), lk 291.

⁴⁴⁷ RKHKo, 29.11.2012, 3-3-1-29-12, p 14.

põhjendamatute takistuste seadmisest, kusjuures seda kohustust tuleb käsitada laialt.⁴⁴⁸ Laia käsitluse kohaselt kujutab sisuliselt iga riigi poolt kehtestatud regulatsioon endast ettevõtlusvabaduse riivet, näiteks juba olukorras, kus varem kehtinud õiguslik raamistik muudetakse rangemaks.⁴⁴⁹ Sellest lähtuvalt on ettevõtlusvabaduse piiranguga tegemist ka juhul, kui seatakse piir hüve kasutamisele, mida varem sai kasutada piiranguteta. Sellisel juhul ei ole enam võimalik majandustegevust senisel viisil jätkata.

Sõltuvalt jaotatava hüve liigist võivad jagamismenetluse reeglite kujundamisel rolli mängida ka muud vabaduspõhiõigused. Vabaduspõhiõigused üldiselt kaitsevad isikuid eeskätt põhjendamatult nappuse loomise eest.⁴⁵⁰ Näiteks võib asjakohaseks osutuda PS §-s 29 sätestatud õigus vabalt valida tegevusala, elukutset ja töökohta, mille tagamiseks on seadusandja kohustatud vältima põhjendamatut ebavõrdset kohtlemist isikute valikute tegemisel.⁴⁵¹ Tegemist on lihtsa seadusereservatsiooniga põhiõigusega, mistõttu võib seadusandja seda õigust põhjendatult juhtudel piirata.

Avalik võim peab hüvede jaotamise menetluses tegema valiku menetlusosaliste vahel, kellele hüve eraldatakse. Kui taotlejaid on rohkem, kui ressursi on võimalik eraldada, taandub taotlejate ressursi saamise nõue kaalutusvigadeta ja võrdse kohtlemise põhimõtteid arvestavale väljavalikusüsteemile. Konkurentsiolekord toob seetõttu esiplaanile võrdse kohtlemise küsimuse. Piiratud ulatuses hüve kättesaadavaks tegemisega loob riik seega aluse isikute erinevaks kohtlemiseks, mille õiguspärasust tuleb hinnata võrdsuspõhiõiguse alusel.⁴⁵²

Võrdsuspõhiõiguse riive kontrollimisel on keskse tähtsusega meelevaldsuse keeld. Seoses võrdsuspõhiõiguse riivega on Riigikohus rõhutanud, et juhul kui seadusandja on kord juba loonud mingi süsteemi, ei tohi selle süsteemi muutmisel hüvesid saada õigustatud isikuid põhjendamatult ebavõrdselt kohelda.⁴⁵³

Meelevaldsuse kontroll laieneb küll seadusandja kogu tegevusele, kuid ei piira tema pädevust ülemääraselt, sest diferentseerimiseks peab esinema mõistlik ja asjakohaselt veenev põhjus ning selle põhjuse sobimatus peab olema ilmselge, mistõttu jääb seadusandjale avar kaalutusruum erinevate lahendusvariantide vahel.⁴⁵⁴ Üldine meelevaldsuse keeld ei nõua seega, et seadusandja valiks alati kõige eesmärgipärasema või optimaalseima lahenduse, vaid keelab üksnes ilmselgelt asjakohatu diferentseerimise.⁴⁵⁵

⁴⁴⁸ O. Kask, S. A. Ehrlich, A. Henberg. § 31. – Põhiseaduse kommentaarid.

⁴⁴⁹ Ibid.

⁴⁵⁰ A. Hamdorf (2011), lk 87.

⁴⁵¹ A. Henberg, K. Müller § 29. – Põhiseaduse kommentaarid.

⁴⁵² F. Wollenschläger (2010), lk 36; J. H. Klement. § 121. Verteilungsverfahren. – W. Kahl, M. Ludwigs (toim). Handbuch des Verwaltungsrechts. Band IV: Status des Einzelnen und Verfahren. Heidelberg: C.F. Müller Verlag, 2022, lk. 1149-1197, lk 1175.

⁴⁵³ RKÜKo 26.06.2014, 3-4-1-1-14, p 118.

⁴⁵⁴ R. Alexy (1997), lk 70.

⁴⁵⁵ F. Wollenschläger (2010), lk 37.

Võrdse kohtlemise küsimus kerkib esile kõigis jaotamismenetlustes, sealhulgas ka keskkonnahüvede jaotamisel. Kõikjal, kus piiratud ressursi tõttu ei ole võimalik rahuldada kõigi hüvest huvitatud isikute taotlusi, tuleb tagada hüvest huvitatud isikute võrdne kohtlemine. Samas võib võrdse kohtlemise sisu sõltuvalt konkreetsest jaotamise menetlusest erineda. Võrdsuspõhiõigus kaitseb isikut riigi poolt põhjendamatult ebavõrdse kohtlemise eest võrreldes teiste isikutega. Põhiseaduse § 12 lõige 1 tagab õiguse võrdsele kohtlemisele, mis on tagatud juhul, kui seadus kohtleb sarnases olukorras olevaid isikuid võrdselt.⁴⁵⁶ Menetlusosaliste eristamine on võimalik, kuid see peab põhinema objektiivsetel ja asjakohastel kriteeriumidel.⁴⁵⁷ Jagamismenetluses tähendab see, et kõigil isikutel, kes soovivad hüvest osa saada, peab olema võimalus osaleda menetluses võrdsetel alustel.⁴⁵⁸ See eeldab menetlusreeglite väljatöötamist, mis tagavad haldusorgani neutraalsuse ja menetlusosaliste võrdse kohtlemise. Selline menetlus teenib nii menetlusosaliste kui ka avalikke huve. Ühelt poolt on oluline tagada menetluse selgus isikute jaoks, teisalt vähendab selge kontseptsioon haldusorgani meelevaldsust ning aitab tagada sobivate menetlusosaliste paljususe menetluses.⁴⁵⁹

Võrdne kohtlemine eeldab seda, et isikutel oleks võimalik võrdsetel ja õiglastel alustel menetluses osaleda. Nii on võrdse kohtlemise tagamiseks oluline juba menetluse alguses teavitada huvitatud isikuid jagamismenetlusest.⁴⁶⁰ Kui isik ei saa jagamismenetlusest teada, ei ole tal võimalik selles õiglaselt ja võrdsetel alustel osaleda. Ka Riigikohus on rõhutanud, et hindamiskriteeriumid peavad olema menetlusosalistele eelnevalt teada, kuna see tagab menetlusosaliste võrdse kohtlemise.⁴⁶¹

Kokkuvõtvalt, põhiõigustega kaitstud huve mõjutava hüve jagamine peab toimuma ühtsete kriteeriumide kohaselt ning ressursi piiramise eesmärgi arvestades võimalikult optimaalselt, arvestades samas võimalikult suures ulatuses kõigi võimalike soovijatega.⁴⁶² Samas ei ole avalike hüvede puhul isikul õigust hüve saada, vaid võrdse kohtlemise põhimõttest tulenevalt üksnes õigus õiglasele juurdepääsule. Õiglase juurdepääsu nõue viiakse ellu kohase menetluskorra loomisega.

⁴⁵⁶ A. Kivioja, K. Muller, L. Oja § 12. – Põhiseaduse kommentaarid.

⁴⁵⁷ N. Malaviya (2009), lk 247; D. Kupfer (2005), lk 537.

⁴⁵⁸ N. Malaviya (2009), lk 247; D. Kupfer (2005), lk 537.

⁴⁵⁹ F. Wollenschläger (2010), lk 539.

⁴⁶⁰ A. Vosskuhle (2002), lk 306.

⁴⁶¹ RKHKo, 28.02.2005, 3-3-1-87-04, p. 14.

⁴⁶² D. Kupfer (2005), lk 343.

3.4.4. Jagamismenetluse struktuur

3.4.4.1. Jagatava hüve kindlaksmääramine

Üldisest võrdse kohtlemise põhimõttest tulenev nõue tagada menetluslik võrdsus hõlmab nii menetlusreeglite kui ka materiaalõiguslike aluste kujundamist.⁴⁶³ Enne seda peab riik siiski otsustama, kas hüve haldamine toimub jaotamise kaudu ning määratlema jaotamise eesmärgi. Jagamismenetluses tuleb esmalt kindlaks määrata jagatav hüve ehk jagamismenetluse ese. Jaotamise eesmärk määrab omakorda sobiva jaotusmehhanismi.⁴⁶⁴ See hõlmab otsust selle kohta, millises ulatuses hüve jaotatakse, milline on valikumenetlus ning millised on jaotamiskriteeriumid.⁴⁶⁵ Põhiõiguste kaitset tagav jagamine eeldab, et kogu jaotamise esemeks olev napp hüve jaotatakse jagamismenetluse raames ära selleks õigustatud isikute vahel.

3.4.4.2. Menetlusreeglid

Riigikohtu praktikas rõhutatakse, et avaliku ressursi kasutusse andmine peab toimuma kohases menetluses. See peab tagama ühetaolise kohtlemise, avalikkuse, läbipaistvuse ja proportsionaalsuse ning võimaldama võrdsetel alustel osaleda kõigil põhjendatud nõuetele vastavatel isikutel.⁴⁶⁶ Seega võib ka Eesti õiguspraktikast järeldada, et avaliku piiratud ressursi jagamise menetlus peab olema avalik, erapooletu ning tagama kõigile huvitatud isikutele võrdsed võimalused valikumenetluses osalemiseks.

Majandustegevuse seadustiku üldosa seaduse kohaselt peab valikumenetluses olema tagatud majandushaldusasutuse erapooletus, taotlejate võrdsed võimalused ning valikumenetluse läbipaistvus, eelkõige piisava teabe andmise kaudu valikumenetluse alustamise, selle kestuse ja lõpetamise kohta. Teave tuleb teha avalikult teatavaks (MSÜS § 23 lg-d 2–4). Majandustegevuse seadustiku üldosa seadusega eraldiseisvat valikumenetlust ei kehtestata. Seaduse seletuskirjas viidatakse, et vastavad menetlused on paika pandud eristeadustega.⁴⁶⁷

Alapunktist 3.4.3. nähtuvalt on menetluse alustamisel võrdse kohtlemise tagamiseks oluline teavitada menetlusest kõiki huvitatud isikuid, sest kui isik ei saa menetluses teada, ei ole tal võimalik selles õiglastel ja võrdsetel alustel osaleda. Kui jagamismenetluse kord ja valikukriteeriumid ei ole sätestatud õigustloovas aktis, tuleb need avalikustada juba menetluse väljakuulutamisel.⁴⁶⁸

⁴⁶³ Vosskuhle (2003), lk. 306; N. Malaviya (2009), lk 132; F. Wollenschläger (2010) lk. 534.

⁴⁶⁴ J. H. Klement (2022) lk 1168.

⁴⁶⁵ N. Malaviya (2009), lk 252.

⁴⁶⁶ RKHKo 29.11.2012, 3-3-1-29-12, p 14.

⁴⁶⁷ Majandustegevuse seadustiku üldosa seaduse 803 SE seletuskiri.
<https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/ea272fce-517d-efd0-0274-b1b8247c5de5/Majandustegevuse%20seadustiku%20%C3%BCldosa%20seadus> (04.04.2026).

⁴⁶⁸ N. Malaviya (2009), lk 252. A. Vosskuhle (2002), lk 306.

Riigikohus on lahendis 3-3-1-87-04 rõhutanud, et hindamistingimused peavad olema osalejatele eelnevalt teada, sest selle tulemusel pannakse kõik osalejad võrdsesse olukorda.⁴⁶⁹

N. Malaviya ja A. Vosskuhle leiavad, et jagamismenetluse puhul on vajalik teha kaheetapiline otsus. Kõigepealt määratletakse nende isikute ring, kellel võiks põhimõtteliselt olla õigus hüve kasutada. Seejärel tehakse otsus hüvede saajate kohta, kui esimeses etapis osalejate vahel ei ole võimalik hüve jaotada.⁴⁷⁰ Just see viimane otsus on jagamismenetluses kõige olulisem, sest lahendab konkurentsiolekorra, mille tulemusena osa menetluses osalejatest saab hüve ning ülejäänud jäävad sellest ilma.⁴⁷¹

A. Vosskuhle järgi iseloomustavad jagamismenetlust järgmised struktuuri-
elemendid: esiteks menetluse algusest teavitamine, mille käigus tuleb avalikustada nii osalemistingimused kui ka valikukriteeriumid; teiseks menetluse erapooletuse tagamine, mida toetab osalemistingimuste ja valikukriteeriumide eelnev kindlaksmääramine; kolmandaks kõigi menetlusosaliste õigeaegne teavitamine tehtud otsusest, et võimaldada hüvest ilma jäänud isikutel hinnata otsuse õiguspärasust; neljandaks nõuetele vastavuse kontrolli ja väljavalikuotsuse eristamine; ning viiendaks ratsionaalsete valikukriteeriumide kasutamine.⁴⁷²

Jagamismenetluse puhul on võimalik eristada objektiivset ja subjektiivset menetluskorda.⁴⁷³ Objektiivse menetluskorra puhul on jagamise kriteeriumid enamasti olemuslikult menetluskorra osaks. Menetluse ülesehitus sisaldab ühtlasi ka valiku aluseid.⁴⁷⁴ Sellisteks on näiteks väljavalikumenetlus loosi teel – menetlus (loosi võtmine) tingib ka kriteeriumi (juhuslikkus). Subjektiivse menetluskorra puhul hindab otsustaja osalejaid kindlate kriteeriumite alusel, et nende vahel valida. Sellisel juhul on menetluskorra kõrval keskse tähtsusega materiaalsed valikukriteeriumid, sest just nende alusel tehakse väljavalikuotsus.

3.4.4.3. Materiaalõiguslikud eeldused

Võrdse kohtlemise üldpõhimõttest tulenev nõue tagada võrdne menetluskord hõlmab lisaks menetlusreeglitele ka materiaalsoiguslike aluste väljatöötamist.⁴⁷⁵ Jagamise kriteeriumid omakorda võivad olla formaalsed ja materiaalsed.⁴⁷⁶ Formaalsed jagamise kriteeriumid on neutraalsed osalejate suhtes. Nende hulka

⁴⁶⁹ RKHKo 28.02.2005, 3-3-1-87-04, p. 14.

⁴⁷⁰ N. Malaviya (2009), lk 132, A. Vosskuhle (2002), lk 308.

⁴⁷¹ N. Malaviya (2009), lk 132.

⁴⁷² A. Vosskuhle (2002), lk 306.

⁴⁷³ N. Malaviya (2009), lk 132.

⁴⁷⁴ Ibid, k 136.

⁴⁷⁵ A. Vosskuhle (2002), lk 306–308; N. Malaviya (2009), lk 132; F. Wollenschläger (2010), lk 534.

⁴⁷⁶ N. Malaviya (2009), lk 252; M. Hamdorf (2011), lk 15; W. Berg eristab formaalsete jagamiskriteeriumite juures veel omakorda ülekaalukalt formaalseid ja formaalseid kriteeriume. – W. Berg (1976), lk 17.

kuulub lisaks juhuslikkusele, mis realiseerub loosi teel ka prioriteedipõhimõtte alusel jagamine, mis näeb ette jagamise ajalise järjestuse alusel.⁴⁷⁷ Materiaalsetel valikukriteeriumidel on menetluses eriline ja oluline roll, kuna need moodustavad valiku tegemise aluse. Need ei ole osalejate suhtes neutraalsed, vaid eeldavad nende võrdlemist sisuliste tunnuste alusel. See võimaldab eelistada neid, kelle tegevus vastab paremini jagamise eesmärgile. Seega peavad sellised kriteeriumid olema otseses seoses jagamise eesmärgiga ning võimaldama valida lahenduse, mis kõige tõhusamalt aitab kaasa eesmärgi saavutamisele. Jagamismenetlus võib põhineda ka formaalsete ja materiaalsete kriteeriumide kombinatsioonil. Konkreetse kriteeriumi sobivust teatava hüve jaotamisel tuleb hinnata põhiseaduse alusel – määrav on see, kuidas jaotamisega saavutatakse põhiseaduslikud eesmärgid.⁴⁷⁸

3.5. Heitkoguste eraldamine haldusmenetluses kui jagamismenetlus

3.5.1. Piiride seadmine keskkonnakasutusele kui olemuslikult nappuse loomine

Keskkonnapoliitilised meetmed on olemuslikult jagamisega seotud meetmed, kui lähtuda sellest, et keskkond tervikuna on piiratud ressurss. Kui üks ühiskonna grupp saab õiguse väljutada saasteainet, toimub see teiste ühiskonnaliikmete arvelt, kes peavad taluma sellest tulenevat õhukvaliteedi halvenemist. M. Klopfer ja S. Reinert toovad välja, et kuna keskkonnahüvesid kasutatakse mitmel otstarbel tähendab ka keskkonnahüve kasutamise mahtude kindlaksmääramine peaaegu alati konkureerivate kasutuste vahel jagamist. Seetõttu ei ole keskkonnakaitse valdkonna seadused mitte ainult keskkonnakaitse eesmärgiga vaid nende eesmärk on ka keskkonna kasutamist reguleerida. Nende kahe konfliktse eesmärgi – keskkonnakaitse eesmärk ja majandustegevuse arendamine – vahel on seadusandjal võimalik kindlaks määrata keskkonnakasutuse mahud.⁴⁷⁹

Õiguslikult on piirväärtused kui mõõdetavad kvantitatiivsed andmed, mille täitmisega või täitmata jätmisega on seotud õiguslikud tagajärjed kõige ilmsemad õiguslikud nappuse kindlaksmääramised.⁴⁸⁰ Seetõttu on formaalselt keskkonnaloa andmisel, sh heite piirväärtuste kindlaksmääramisel, küll jagamisega tegemist – kasutusse antakse keskkonnahüve kui piiratud ressursi. Siiski põhineb keskkonnaloa andmine peamiselt ökoloogilistele kriteeriumitele ning regulatsioon ei sisalda siin üldjuhul menetluslikke ega materiaalõiguslikke jagamismenetlusele

⁴⁷⁷ W. Berg (1976), lk 17.

⁴⁷⁸ W. Berg (1976), lk 17; N. Malaviya (2009), lk 136.

⁴⁷⁹ M. Klopfer, S. Reinert. Zuteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat aus juristischer Sicht. – C. F. Gethman, M. Klopfer, S. Reinert. Verteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat. Bonn: Economica Verlag GmbH, 1995, lk 80.

⁴⁸⁰ M. Klopfer, S. Reinert (1995), lk 36.

iseloomulikke kriteeriume hüve jagamiseks. Keskkonnaloa menetlusosalised on tavapäraselt taotleja, puudutatud isikud ja avalikkus. Menetlusse ei kaasata mitut taotlejat, kes on huvitatud sama hüve saamisest. Siin kehtiv ettevaatuspõhimõte, mille kohaselt tuleb vähendamist vajavaid keskkonnahäiringuid võimalikult suures ulatuses vähendada on see, mis heite piirväärtused võimalikult madalad hoiab ning seeläbi loob võimalused uute käitiste rajamiseks ja tegevuse laiendamiseks. Ettevaatuspõhimõtte rakendamine on oluline kahtlemata eelkõige selleks, et vähendada vähendamist vajavaid keskkonnahäiringuid, tagades seeläbi võimalikult suures ulatuses inimese tervise ja keskkonna kaitse. Teisalt on saasteaine heite võimalikult suures ulatuses vähendamine ka tööstuse enda huvides, et vältida uute tööstusettevõtete rajamise keelamist keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamise tõttu.

3.5.2. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui kunstlikult loodud nappus

Alapeatükkidest 1.3 ja 1.4 nähtuvalt ei ole välisõhk oma omadustest tulenevalt olemuslikult napp avalik hüvis ega napp avalik hüve. Vastupidi, atmosfääriõhk ehk Maa atmosfääri moodustav gaaside segu on Maa suurim, kogu inimkonna poolt kasutatav loodusressurss. Samas muudab välisõhu napiks ressursiks asjaolu, et inimesele sobib elamiseks vaid kindlale kvaliteedile vastav välisõhk. Sobiva kvaliteediga atmosfääriõhk on eluliselt tähtis inimkonna ellujäämiseks, aga ka ükskõik millise elu eksisteerimiseks Maal. Sellise eksistentsiaalselt absoluutse piiri sees saab iga riik omakorda seada piiri atmosfääriõhu kasutamisele. Nii on näiteks ka Saksamaa föderaalne halduskohus juba 2013. aastal leidnud, et kuigi õhk ei ole füüsiliselt olemuselt napp samal viisil nagu näiteks vesi, on atmosfääri võime võtta vastu saasteaineid ilma keskkonnale olulist kahju tekitamata piiratud. Seetõttu tuleb õhu kasutamist heitmete kaudu käsitleda sarnaselt teiste piiratud loodusressursside kasutamisega. Sellest tulenevalt võib riik õhu kasutamist reguleerida, piirata ja vajadusel siduda selle kasutamise ka tasu või kvootidega.⁴⁸¹

NEC-direktiiviga hõlmatud saasteainete puhul kehtib riigi tasandil summaarne koguseline piir välisõhku väljutatavate kindlate saasteainete heitkogustele. Summaarse heitkoguse kehtestamisega on riik piiranud saasteainete koguheidet riigis. Sellist koguheidet on omakorda võimalik jaotada väiksemateks ühikuteks. Seega loob summaarne heitkogus kunstliku nappuse. Ilma sellise piiranguta oleks võimalik saasteaineid välisõhku väljutada piiramatul ulatusel, piirdudes üksnes kehtivate keskkonnakvaliteedi- ja heite piirväärtuste järgimisega.

⁴⁸¹ BVerwG, 10.10.2012, 7 C 9.10., p-d 22–23.

3.5.3. Konkurentsiolukord saasteaine heite summaarse piirkoguse jaotamisel

Lisaks hüvede nappusele iseloomustab jagamismenetlust ka nappusest tulenev konkurentsiolukord. NEC-direktiivis loetletud saasteainete heited võivad pärineda energeetikast, transpordist, tööstusprotsessidest, lahustite kasutamisest, põllumajandusest ja jäätmekäitlusest, hõlmates sealjuures ka tegevusi, milleks ei ole keskkonnaloa olemasolu nõutav.⁴⁸² Seega tekib konkurents esmajärjekorras paiksete heiteallikate käitajate ja teiste isikute vahel, kes tegelevad sama saasteaine heidet põhjustavate tegevustega. Kuigi kõik sektorid on hõlmatud summaarse heitega ja konkureerivad seeläbi kaudselt paiksete heiteallikate käitajatega, ei ole siin tegemist jagamismenetlusele omase konkurentsiga, sest teised heiteallikad ei vaja keskkonnaluba ega osale seetõttu haldusmenetluses. Kui piiratud ressursi kasutamise pärast konkureerivad ka isikud, kes ei osale haldusmenetluses, ei ole nad jagamismenetluses menetlusosalised.

Juhul, kui saasteaine heite summaarne piirkogus on aluseks paiksetele heiteallikatele keskkonnaloa andmisest keeldumisel – nagu on sätestatud AÕKS §-s 97 – tekib aga ka olukord, kus erinevad keskkonnaloa taotlejad konkureerivad omavahel sama keskkonnahüve kasutamise pärast. Hüve ei jaotata siin mitte ühekordselt, vaid järkjärgult üksikutes keskkonnalubade andmise menetlustes. Iga kord, kui keskkonnaloa andmise taotlus rahuldatakse, peab haldusorgan eelnevalt hindama, kas taotletava saasteaine heitkoguse eraldamine on võimalik. Positiivse otsuse korral vähenevad tulevaste loataotlejate võimalused saada osa samast keskkonnahüvest. See ei ole problemaatiline juhul, kui taotluste alusel kavandatavad saasteaine heited jäävad allapoole summaarse piirkoguse piiri. Sellisel juhul on igal taotlejal õigus nõuda keskkonnaloa andmist, eeldusel et muud loa andmise tingimused on täidetud. Ka sellises olukorras ei ole tegemist jagamismenetlusele omase konkurentsiolukorraga, sest hüve kasutamisest huvitatud isikud ei osale võrdsetel alustel haldusmenetluses. Kuigi sellises olukorras võib konkurents tekkida, ei ole siin siiski tegemist multipolaarse valikumenetlusega – mis on jaotamismenetlusele iseloomulik tunnus – nende isikute vahel, kes soovivad saada sama keskkonnahüve kasutamise õigust.

3.5.4. Jagatava hüve kindlaksmääramine

Põhiõigusi tagav jagamine tähendab jagamismenetluse huvides kindlaksmääratud nappiva hüve täielikku väljajagamist osalejate vahel. Seega eeldab jagamismenetlus lisaks nappuse olukorrale ka seda, et kindlaks on määratud jagamismenetluse ese ehk menetlusosaliste vahel jaotatav hüve. Jagatava hüve kindlaksmääramise nõue ei tähenda seda, et riik ei võiks jätta varu või puhvrit hilisemate jagamiste jaoks. Konkreetsetes jagamismenetluses eeldab hüve jagamine aga seda, et jagatav hüve on kindlaksmääratud ja täies ulatuses väljajagatav.

⁴⁸² Õhusaasteainete vähendamise programm.

Heite summaarne piirkogus ei ole seotud üksnes paiksete heiteallikate käitajatega vaid piiriks on kogu summaarne heitkogus Eesti territooriumil ja majandusvööndis sõltumata heiteallika liigist. Selle piiriga tuleb arvestada paiksetele heiteallikatele heite jagamisel vastavalt AÕKS § 97 regulatsioonile. Seega ei ole võimalik jagatavat hüve piisavalt täpselt kindlaks määrata. Puudub selgelt piiritletud hüve, mida oleks võimalik üksnes menetlusosaliste vahel jaotada. Ka asjaolu, et jagatavaks hüveks võiks pidada kasutamata piirkogust, mida on võimalik arvutuslikult kindlaks määrata, ei muuda seda veel jagamismenetluse objektiks, sest ka seda kogust kasutavad lisaks paiksetele heiteallikatele ka kõik muud sama saasteainet väljutavad heiteallikad. Lisaks, kui võrd loe andmisel tuleb arvesse võtta üleriigiliselt kehtivat summaarse heitkoguse piiri, siis kohtleks riik eba võrdselt teisi summaarse heitkogusega hõlmatud saastajaid üleriikliku piiri raames heitkoguste jaotamisel paiksete heiteallikate käitajate vahel. Seda seetõttu, et nende võimalusi saasteainet väljutada vähendatakse paiksetele heiteallikatele eelise andmise kaudu.

Juhul kui paiksete heiteallikate rühmale on kehtestatud eraldiseisev summaarne heitepiir, võib teatud tingimustel olla tegemist jagatava hüvega jagamismenetluse tähenduses. Nii on see näiteks juhul, kui heitkogused jaotatakse oksjonipõhises menetluses. Sellisel juhul toimub heitkoguse kindlaksmääramine ja jaotamine ühes menetluses. Kui aga heitkoguste arvestamine toimub tavapärasel keskkonnaloa menetluses, ei ole jaotatav hüve selgelt määratletav, seda ka juhul, kui paiksetele heiteallikatele on kehtestatud eraldiseisev summaarne heitepiir.

3.5.5. Jagamismenetluse reeglite kohaldatavus

Käesolevast alapeatükist nähtub, et haldusorgani tegevust ei saa käsitada jagamismenetlusena üksnes seetõttu, et kasutatav ressurss on piiratud. Jagamismenetlusega on tegemist eelkõige juhul, kui piiratud ressurss on haldusmenetluses adressaatide vahel jaotatav ning haldusorgan peab otsustama, kellele ja millises ulatuses selle kasutamine lubada. Jaotusmehhanism saab tekkida üksnes juhul, kui regulatsiooni adressaatide ring on määratletud ning jaotus toimub nende vahel selgelt piiritletud ja kvantifitseeritava keskkonnakasutuse ulatuse osas. Kui keskkonnakasutuse kogumaht ei ole piiratud konkreetse adressaatide rühmaga või kui selle kasutamist mõjutavad ka muud regulatsiooni alt väljapoole jäävad sektorid, ei ole sellise hüve jaotamine ühes haldusmenetluses võimalik.

Jagamismenetlus ei eelda tingimata olukorda, kus nõudlus piiratud ressursi järele ületab selle pakkumise. Otsustav on hoopis see, kas ressurss on õiguslikult piiratud ning kas see jaotatakse kindlaksmääratud adressaatide vahel. Sellisel juhul kujutab haldusotsus endast ressursi jaotavat otsust ka siis, kui konkurents ressursi kasutavate subjektide vahel tegelikult ei realiseeru.

Eelnev analüüs näitab, et heite summaarse piirkoguse reguleerimisel esinevad jagamismenetlusele iseloomulikud tunnused, eelkõige nappuse loomine ja konkurentsiolukorra tekkimise võimalus adressaatide vahel. Juhul, kui heite summaarne piirkogus ei ole piiratud paiksete heiteallikate käitajatega vaid piiriks on kogu summaarne heitkogus Eesti territooriumil ja majandusvööndis sõltumata

heiteallikast ja selle piiriga tuleb arvestada paiksetele heiteallikatele heite jagamisel, ei ole võimalik jagatavat hüve piisavalt täpselt kindlaks määrata. See on aga oluline jagamismenetluse struktuurielement. Ka asjaolu, et jagatavaks hüveks võib pidada kasutamata piirkogust, mida on iseenesest võimalik kindlaks määrata, ei tee seda hüve jagamismenetluse objektiks, kuna seda kogust kasutavad lisaks paiksetele heiteallikatele ka muud sama saasteainet väljutavad heiteallikad.

Lisaks, kuivõrd loa andmisel tuleb arvesse võtta üleriigiliselt kehtivat summaarse heitkoguse piiri, siis kohtleks riik ebavõrdselt teisi summaarse heitkoguse piiranguga hõlmatud saastajaid üleriikliku piiri ulatuses heitkoguste väljajagamisel paiksete heiteallikate käitajate vahel. Seda seetõttu, et nende võimalusi saasteainet väljutada vähendatakse sellisel juhul paiksete heiteallikate arvelt. Jagamismenetlusega on tegemist siis, kui on kindlaks määratud konkreetsetes haldusmenetluses jagatav saasteaine heitkogus. Jagamismenetluse eelduseks ei ole seega mitte üksnes nappuse olemasolu, vaid ka sellise heitkoguse määratlemine, mida on võimalik konkreetsete menetlusosaliste vahel jaotada. Sellisel juhul peavad olema välja töötatud ka asjakohased jagamise kriteeriumid. Jagamise reeglid määravad nii selle, kui suures ulatuses käitajale heitkoguse ühikuid eraldatakse ning ka tema positsiooni konkurentsis teiste käitajatega, kes samuti sõltuvad heitkoguste ühikute jagamisest.⁴⁸³

Nii administratiivse kui ka turupõhise jaotusmehhanismi raames on heitkoguste jaotamise reegleid võimalik kujundada erineval viisil. Jagamismenetlusega on nende puhul tegemist eelkõige siis, kui heitkogus jaotatakse haldusmenetluses koordineeritud viisil – eelkõige ühe haldusmenetluse raames – kindlaksmääratud reeglite alusel konkureerivate isikute vahel. See eristab jagamismenetlust olukorrast, kus heiteid reguleeritakse üksnes piirväärtuste kaudu. Viimasel juhul hinnatakse iga taotlust eraldiseisvalt, ilma otsese konkurentsi teiste taotlejatega. Siin ei mõjuta ühe isiku tegevus vahetult teise isiku õigust loa saamiseks.

Keskkonnanõuetega funktsioon on hinnata ühe konkreetse tegevuse keskkonnanõuetele vastavust. Prioriteedipõhimõttel jagamise korral vähendab iga antud luba teistele kättesaadavat heitkoguse suurust. Seega vähendab iga väljastatud luba juurdetulijate võimalusi. Siin ei ole tegemist jagamismenetlusega, sest jagatavat hüve ei jagata ära soovijate vahel. Heitkogust eraldatakse vastavalt keskkonnanõuetega taotluste järjekorrale. Puudub seetõttu ka jaotamismenetluse reeglistik. Eesmärk on siin summaarse piiri kehtestamisel puhtalt keskkonnanõuetega – tagada keskkonnanõuetega saavutamine vältimaks keskkonnanõuetega tekkimist. Selle tasandi jagamise fookuses ei ole piiratud hüve parimal viisil jagamine. Siin tekib küll jaotamise probleem, kuid ei kohaldata jaotamismenetluse reegleid.

Loa andmine paiksete heiteallikatele seatud summaarse piirkoguse raames on saastamise õiguse jagamine. Seadusandjal on tuleb lahendada küsimus, kuidas tagada õiglane jaotus ajas. Eelkõige tekib küsimus, kuidas tagada uutele tulijatele juurdepääs olukorras, kus load on tähtajatud. See probleem võib siiski tekkida mitte ainult heitkoguste jagamise menetluses, vaid ka piirkondlikult keskkonna-

⁴⁸³ C. Küll (2009), lk 182.

kvaliteedi piirväärtuste korral. Seadusandjal on vaja leida lahendus olukorrale, kus ka uued tulijad, kellel võib olla ka keskkonnasäästlikum tehnoloogia võrreldes juba olemasolevate käitistega, saaksid piirkonnas oma tegevusega alustada.

Probleemne ei ole olukord, kus taotlusi lubade väljastamiseks on vähem kui on jaotatav kogus. Sellisel juhul on igal taotluse esitajal õigus nõuda õhusaasteloa või keskkonnakompleksloa andmist, kui on täidetud muud loa andmise tingimused. Kui aga taotluste arv ületab heitkogust, tuleb teha taotlejate vahel valik. Puuduse olukorra ületamiseks on vajalik välja töötada jagamise kriteeriumid.

Haldusmenetluses toimub lubade andmine enamasti prioriteediprintsiibist lähtuvalt, kui ei ole õigusaktides sätestatud eraldi muid tingimusi.⁴⁸⁴ Mitme isiku poolt esitatud taotluste, millel on sama eesmärk, läbivaatamine ning haldusmenetluste läbiviimine toimub seega sellest põhimõttest lähtudes üldjuhul taotluse saabumise järjekorras. Prioriteediprintsiibi puhul ei juhindu loa andja seega sisulistest kriteeriumitest, loeb vaid taotluse esitamise aeg.⁴⁸⁵ Sellisel juhul soosib aga seadus olemasolevaid käitajaid ning uutel tulijatel puudub juurdepääs, olgugi, et nende kasutatav tehnoloogia ning seega ka heitetase võib olla parem kui turul juba tegutsevatel käitajatel.⁴⁸⁶ D. Kupfer kahtleb selles, kas prioriteediprintsiibi alusel jagamine täidab vajalikku keskkonnaeesmärki. See seab esiplaanile küll jagamise formaalse õigluse, kuid regulatsiooni algne eesmärk – tagada inimeste ja keskkonna kaitse – ei ole sellise jagamise põhimõtte puhul arvesse võetud.⁴⁸⁷

Euroopa Komisjon toob kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi loomisel välja, et kvootide jagamine peab vastama vähemalt läbipaistvuse ja mittediskrimineerimise nõuetele ning põhinema objektiivsetel kriteeriumitel, mis võimaldavad arvesse võtta ka juba tegutsevate ettevõtete panust heitkoguste vähendamisel.⁴⁸⁸

Kui esmase jaotamise kriteeriumid on seaduses kindlaks määratud, ei ole tegemist haldusorgani poolt läbiviidava jagamismenetlusega, vaid seadusandja poolt ette kindlaks määratud jaotusega. Erinev on olukord juhul, kui riigipoolne jaotamine toimub oksjonite korras – sellisel juhul ei jaotata seadusega juba kindlaks määratud koguseid, vaid toimub jaotus kindlate haldusmenetluse reeglite kohaselt.⁴⁸⁹ Erineval seisukohal on seevastu N. Malaviya, kes leiab, et jagamismenetluse alla kuulub igasugune saasteõiguste avalik-õiguslik esmane eraldamine.⁴⁹⁰ Kuigi summaarse piiri seadmisel ei viida läbi üldist jagamismenetlust, on siiski hädavajalik keskkonnaressursi jagamise eesmärgil välja töötada erireeglid.

⁴⁸⁴ M. Klopfer, S. Reinert (1995), lk 83; A. Aedmaa (2004), lk 140.

⁴⁸⁵ C. Tomuschat (1973).

⁴⁸⁶ M. Klopfer, S. Reinert (1995), lk 83.

⁴⁸⁷ D. Kupfer (2005), lk 296.

⁴⁸⁸ Commission Communication to the Council and the European Parliament – Preparing for implementation of the Kyoto Protocol – COM/1999/230 final, lk 16.

⁴⁸⁹ M. Martini (2008), lk 24.

⁴⁹⁰ N. Malaviya (2009), lk 114.

3.6. Heitealane regulatsioon keskkonnakaitseloo andmisel

3.6.1. Õhusaasteluba ja keskkonnakompleksluba kui heitepiirangute seadmise alus

Enne NEC-direktiivil põhinevate paiksetele heiteallikatele kohaldatavate eraldi-seisvate regulatsioonivahendite põhjalikumat uurimist käsitletakse töös kehtivaid paiksete heiteallikate heite reguleerimise mehhanisme. Siin keskendutakse eel-kõige olemasolevatele regulatsioonimehhanismidele, mis võimaldavad kesk-konnakaitselistes huvides piirata käitise heitkoguseid. Võimalik uus piirangu-meede ei toimiks iseseisvalt, vaid lisandub olemasolevale heite ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuste süsteemile. Selline eelnev analüüs on vajalik ka selleks, et hinnata NEC-direktiivi raames kavandatava meetme põhiseadusele ja Euroopa Liidu õigusele vastavust.

Paiksete heiteallikate heidete piiramine toimub peamiselt kahe Euroopa Liidu direktiivi alusel. Eelkõige nõuab õhukvaliteedi raamdirektiiv õhu kvaliteedile seatud piirväärtuste täitmist nende saasteainete osas, mis on direktiiviga reguleeritud. Siseriiklikud heite piirväärtused tulenevad aga eelkõige tööstusheite direktiivist seal sätestatud tööstuslikele käitistele.

Keskkonna saastamine saasteainete välisõhku väljutamise kaudu on üks kesk-konnakasutuse liik ning see saab paiksete heiteallikate puhul toimuda suuremas mahus vaid keskkonnakasutusloa alusel antud kasutusõiguse kohaselt.⁴⁹¹ Atmo-sfääriõhu kaitse seaduse § 79 lg 1 kohaselt annab õhusaasteluba õiguse väljutada saasteaineid paiksest heiteallikast välisõhku ning määrab selle õiguse realiseeri-mise tingimused. Õhusaasteloo andmisele kohaldatakse keskkonnaseadustiku üldosa seaduses sätestatud keskkonnaloa andmise üldiseid reegleid, arvestades atmosfääriõhu kaitse seaduse erisusi (AÕKS § 2 lg 2). Seega on õhusaasteluba keskkonnaloa KeÜS § 40 lg 2 tähenduses. Keskkonnaloaga kui keskkonna-kasutuse reguleerimise ühe instrumendiga on Eesti õiguses hõlmatud sellised tegevused, mille mõju keskkonnale on ühest küljest piisavalt oluline, et tegevust loaga reguleerida, kuid tegevus ei mõjuta keskkonda siiski sellises ulatuses, et kohaldada tuleks keskkonnakompleksloa nõudeid.⁴⁹²

Atmosfääriõhu kaitse seadus näeb ette õhusaasteloo omamise kohustuse kahel juhul. Esiteks lähtudes eraldiseisva kliimaministri määrusega kehtestatud künnis-võimsustest ja saasteainete heidete künniskogustest (AÕKS § 79 lg 3). Õhu-saasteluba on teiseks nõutav sõltumata kehtestatud künniskogustest või künnis-võimsustest, kui õhukvaliteedi taseme määramisel on tuvastatud, et käitise heiteallikatest väljutatava saasteaine heitkogus põhjustab saasteaine kohta kehtestatud õhukvaliteedi piir- või sihtväärtuse ületamise väljaspool käitise tootmisterritooriumi (AÕKS § 79 lg 4). Kuna õhukvaliteedi piirväärtuste ületamine ei ole lubatud, on sellisel juhul luba vaja selleks, et tagada käitise tegevuse vastavus õhukvaliteedi piirväärtustele.

⁴⁹¹ H. Veinla (2016), lk 96.

⁴⁹² O. Kask. § 41. – KeÜS kommentaarid.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse viiendas peatükis sätestatud loa andmise reegleid kohaldatakse THS § 3 lg-st 2 tulenevalt ka keskkonnakompleksloa andmisele, arvestades tööstusheite seaduses sätestatud erisusi. Tööstusheite seadusega on võetud Eestis üle tööstusheite direktiiv ning selles seaduses reguleeritud keskkonnakompleksluba on direktiivi artikkel 4 kohane luba. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kohaselt ei ole keskkonnakompleksluba keskkonnaluba, kuid siiski kohaldatakse ka selle loa andmisele alates 1. jaanuarist 2020 keskkonnaloa menetluse nõudeid. Sellise regulatsiooni eesmärk on tagada keskkonnaseadustiku üldosa seaduse loamenetluse üldnormide järgimine kõikides keskkonnaõiguse valdkondades.⁴⁹³ Õhusaasteluba ja keskkonnakompleksluba on omavahelises seoses selliselt, et õhusaasteluba ei nõuta isikult, kellele õigus asjakohaseks tegevuseks on antud keskkonnakompleksloaga (AÕKS § 79 lg 5).

Õhusaaste kontrolli valdkonnas on paiksete heiteallikate puhul seega õhusaasteluba ja keskkonnakompleksluba need õiguslikud mehhanismid, mis võimaldavad kontrollida paiksete heiteallikate heiteid. Nende lubade peamine eesmärk on vältida käitiste soovimatut mõju keskkonnale ja lahendada selle põhjustatud ruumilised kasutuskonfliktid.⁴⁹⁴ Keskkonnaloa andmise menetlusreeglid ja loa andmise tingimused on suunatud sellele, et kontrollida kohapealse tegevuse keskkonnanõuetele vastavust. Tegemist on haldusorgani ja taotleja vahelisel suhtel põhineva kahepoolse menetlusega. Kuigi keskkonnaloa menetluses on menetlusosalisteks tihti ka vastandlike huvidega isikud nagu naabrid või keskkonnakaitsejad, ei ole keskkonnaluba loodud selleks, et lahendada hüvest huvitatud paralleelsete huvidega isikute huvide konflikte. Teatud määral võtab keskkonnaseadustiku üldosa seadus siiski arvesse keskkonnaruumi piiratud kaheidete osas ning on kehtestanud sellest tulenevad reeglid, mida võib kaudselt pidada jaotamise reegliteks. Need käsitlevad küll paralleelsete huvidega isikute vahelisi konflikte, kuid seda mitte ühes ja samas menetluses vaid eraldiseisvate otsuste kaudu.

Atmosfääriõhu kaitse seadus ja tööstusheite seadus tunnevad veel kolmandat keskkonnakaitseloa liiki ning selleks on mõlema puhul paikse heiteallika käitaja registreering. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 80 lg 1 kohaselt registreeritakse Keskkonnaametis sellise paikse heiteallika käitaja tegevus, kes ei ole kohustatud omama õhusaasteluba, kuid kelle tegevus vastab kehtestatud künnisvõimsusele. Paikse heiteallika tegevuse registreerib Keskkonnaamet (AÕKS § 81 lg 1) ning selleks tuleb esitada paikse heiteallika käitajal taotlus vähemalt üks kuu enne tegevuse alustamist (AÕKS § 82 lg 1). AÕKS § 83 lg 2 kohaselt otsustab Keskkonnaamet tegevuse registreerimise või sellest keeldumise 30 päeva jooksul nõuetele vastava registreeringu taotluse saamisest arvates. Käitise tegevus registreeritakse keskkonnaotsuste infosüsteemis ja selle kohta väljastatakse regist-

⁴⁹³ Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse ja teiste seaduste muutmise seaduse 55 SE seletuskiri. <https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/a7afb963-8e1d-439b-9bd7-30d485aa22ee> (04.04.2026).

⁴⁹⁴ A. Vosskuhle (2002), lk 289.

reeringu taotlejale keskkonnaotsuste infosüsteemi kaudu registreerimistõend (AÕKS § 83 lg 4).

Tööstusheite seaduse kohaselt peab orgaaniliste lahustite kasutamise korral käitaja oma tegevuse Keskkonnaametis registreerima, kui tema tegevus ületab THS §-s 113 nimetatud künnisvõimsusi ja kui lenduvate orgaaniliste ühendite heide ühel käitise tootmisterritooriumil jääb alla 0,5 tonni aastas, kuid tal puudub kohustus omada keskkonnakompleksluba või õhusaasteluba (THS § 134 lg 1). Ka siin registreerib käitaja tegevuse Keskkonnaamet (THS § 134 lg 3). Registreerimiskohustusega käitaja on kohustatud teavitama Keskkonnaametit kavandavast tegevusest vähemalt kaks nädalat enne tegevuse alustamist (THS § 134 lg 2). Tööstusheite seaduse § 132 lg 3 sätestab, et Keskkonnaamet kontrollib 14 päeva jooksul saadud andmete põhjal kavandatud tegevuseks loa nõutavust. Loakohustuse puudumise korral registreeritakse käitaja tegevus pärast kontrollimist 14 päeva jooksul keskkonnaotsuste infosüsteemis ja selle kohta väljastatakse registreeringu taotlejale keskkonnaotsuste infosüsteemi kaudu registreerimistõend.

Kuna tegevuse õiguspärasus sõltub nendel juhtudel registreerimisest ja isikule väljastatakse mõlemal juhul registreerimistõend, on tegemist ka siin haldusakti andmisega. Seetõttu on põhjendatud süstematiseerida nii atmosfääriõhu kaitse seaduse kui ka tööstusheite seaduse kohane paikse heiteallika käitaja registreering keskkonnakaitseloa alla. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 40 lg 1 kohaselt on keskkonnakaitseluba keskkonnaluba, keskkonnakompleksluba ja muu luba, mille nõue nähakse seadusega ette keskkonnariski vähendamise eesmärgil mõnel tegevusalal tegutsemiseks. Täpsemalt on registreeringu puhul tegemist muu keskkonnakaitse loaga KeÜS § 40 lg 1 tähenduses.

3.6.2. Paikse heiteallika heite väljutamise õiguse kindlaksmääramine

Traditsiooniliselt ei ole välisõhu kaitse õiguses piiratud heidete üldkogust, vaid piirangud on olnud suunatud käitisest väljutatavale saasteaine heitele. NEC-direktiivi ülevõtmiseks kehtestatud AÕKS § 97 regulatsioon kehtib nii õhusaasteloa kui keskkonnakompleksloa andmisel. Just õhusaasteloa või keskkonnakompleksloas määratakse kindlaks heiteallikapõhine saasteaine heite piir.

Täpsemalt sätestab atmosfääriõhu kaitse seadus, et õhusaasteloa määratakse iga heiteallika kohta iga välisõhku väljutatava saasteaine lubatud maksimaalne hetkeline heitkogus⁴⁹⁵ ja kõikide käitise tootmisterritooriumil paiknevate heiteallikate kohta kokku iga saasteaine lubatud heitkogus tonnides kalendriaastas või vajaduse korral lühemas ajaühikus (AÕKS § 106 lg 1). Atmosfääriõhu kaitse

⁴⁹⁵ Maksimaalne hetkeline heitkogus AÕKS § 106 lg 5 kohaselt on heiteallikast väljutatud saasteaine maksimaalne heitkogus, mis on keskmistatud kõige intensiivsema heitega tunni kohta ja mida väljendatakse grammides või milligrammides sekundi kohta. Maksimaalne hetkeline heitkogus määratakse täiskoormusel toimiva protsessi või seadme normaalse töörežiimi alusel, arvestamata saasteaine äkkheiteid.

seaduse § 98 lg 1 p 3 kohaselt sisaldab õhusaasteluba kõigist käitise tootmisterritooriumil paiknevatest heiteallikatest kokku iga väljutatava saasteaine nimetus ja andmeid summaarse lubatud heitkoguse kohta tonnides kalendriaastas või vajaduse korral lühemas ajaühikus, kui saasteaine heitkogus on aastas vähemalt üks kilogramm ja õigusaktides ei ole sätestatud teisiti, kaasa arvatud andmed lubatud tehnoloogiliste äkkheidete kohta. Sama nõue kehtib THS § 41 lg 1¹ kohaselt ka keskkonnakompleksloas esitatavate andmete suhtes.

Kuigi keskkonnaloas määratakse kindlaks alati ka individuaalsed lubatud saasteaine heitkogused (t/a), ei peeta nende alusel summaarset arvestust paiksete heiteallikate lõikes. Keskkonnaloaga on igale käitisele kindlaks määratud individuaalne heitepiir. Kuna nii summaarne heitkogus kui ka käitisepõhine heitkogus määratakse kindlaks koguseliselt, siis on neid omavahel võimalik võrrelda ning on võimalik hinnata seda, kuidas mõjutab konkreetse paikse heiteallika heitkogus riikliku summaarse heite piirkoguse saavutamist. Siiski arvestatakse paiksete heiteallikate heidetega NEC-direktiivi aruandluses. See seos on aga olemuselt statistiline ja seotud aruandlusega ning ei oma paiksete heiteallikate jaoks vahetult õiguslikku tähendust.

Paikse heiteallika käitaja registreeringu puhul tuleb taotluse esitamisel küll välja tuua väljutatavate saasteainete nimetused ja heitkogused tonnides aastas ja grammides sekundis, kui saasteaine heitkogus on aastas vähemalt üks kilogramm ja kui õigusaktides ei ole sätestatud teisiti (AÕKS § 82 lg 1 p 7). Samas nähtub regulatsioonist, et Keskkonnaamet neid koguseid ei korrigeri. Regulatsioon ei anna Keskkonnaametile võimalust määrata registreeringu puhul eraldiseisvalt käitise heitkoguseid. Seadus näeb ette üksnes registreerimisest keeldumise aluse, kui heiteallikast väljutatava saasteaine heitkogus põhjustab õhukvaliteedi piirvõi sihtväärtuse ületamise (AÕKS § 88 p 1).

3.6.3. Kehtivad heitepiirangud

3.6.3.1. Emissioonipõhised heitepiirangud

Piirangud paiksete heiteallikate heidetele tulenevad Eesti õiguses peamiselt atmosfääriõhu kaitse seadusest ja tööstusheite seadusest. Tööstusheite seadus võtab Eesti õigusesse üle tööstusheite direktiivi. See direktiiv näeb ette PVT kohaldamise nõude, mille alusel määratakse kindlaks heite piirväärtused. Eraldiseisvalt on kindlatele allikakategooriatele kehtestatud direktiiviga ka heite piirväärtused. Juhul, kui käitise tegevus ei kuulu tööstusheite seaduse reguleerimise alla, kohaldatakse atmosfääriõhu kaitse seaduse reegleid. Siin on konkreetsed heite piirväärtused kehtestatud AÕKS § 105 lg 3 alusel väljaspool tööstusheite seaduse kohaldamisala olevatele põletusseadmetele. Täpsemalt on keskkonnaministri 05. novembri 2017 määrusega nr 44 „Väljaspool tööstusheite seaduse reguleerimisala olevatest põletusseadmetest väljutatavate saasteainete heite piirväärtused, saasteainete heite seirenõuded ja heite piirväärtuste järgimise kri-

teeriumid“⁴⁹⁶ kehtestatud nõuded keskmise võimsusega põletusseadmete direktiivi alusel⁴⁹⁷. Ülejäänud juhtudel kohaldatakse AÕKS § 106 lg 1 üldist reeglit, mille kohaselt õhusaasteloaga määratakse iga heiteallika kohta iga välisõhku väljutatava saasteaine lubatud maksimaalne hetkeline heitkogus ja kõikide käitise tootmisterritooriumil paiknevate heiteallikate kohta kokku iga saasteaine lubatud heitkogus tonnides kalendriaastas või vajaduse korral lühemas ajahikus.

Seega põhineb paiksete heiteallikate regulatsioon Eestis eelkõige üksikutele käitistele määratud heite piirväärtustel ja lubatud heitkogustel. Riikliku summaarse heite piirkoguse järgimine saavutatakse nende individuaalsete piirangute koostmõju kaudu, mitte eraldiseisva käitistevahelise heitkoguse jaotussüsteemi abil.

3.6.3.2. Immissioonipõhised heitepiirangud

Heite piirangud võivad tuleneda ka keskkonna kvaliteedile kehtestatud piirväärtuste järgimise kohustusest. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 54 näeb ette, et keskkonnaloaga lubatud heitkogus määratakse nii, et oleks tagatud keskkonna kvaliteedi piirväärtuse järgimine. Seda sätet täpsustab AÕKS § 106 lg 2, mille kohaselt saasteaine lubatud heitkogus määratakse selliselt, et paiksest heiteallikast või kõikidest käitise ühel tootmisterritooriumil paiknevatest heiteallikatest kokku välisõhku väljutatud saasteaine kogus ei põhjustaks saasteaine kohta kehtestatud õhukvaliteedi piir- või sihtväärtuse ületamist väljaspool käitise tootmisterritooriumi. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 52 lg 1 p 8 kohaselt keeldub keskkonnaloa andja keskkonnaloa andmisest, kui keskkonnaloa alusel kavandatava tegevusega kaasnevate heidete lisandumisel oleks keskkonna kvaliteedi piirväärtus ületatud. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus näeb ühe paindlikkusmehhanismina ette, et keskkonnaloa andja peab keelduma keskkonnaloa andmisest, kui keskkonnaloa alusel kavandatava tegevusega kaasnevate heidete lisandumisel tekkiv keskkonnahäiring tooks kaasa vajaduse keskkonna kvaliteedi piirväärtuse järgimiseks edaspidi keelduda keskkonnaloa väljastamisest teisele isikule ning avalik huvi keskkonnahäiringu vältimiseks mitte anda taotletud luba on kaalukam kui huvi taotletava keskkonnaloa andmiseks (KeÜS § 52 lg 1 p 9). Seega toimib õhukvaliteedi piirväärtus üldjuhul absoluutse kaitsenormina, mille alusel keelatakse täiendavate heidete lisandumine piirkonda. Teatud paindlikkust loob siin KeÜS § 52 lg 1 p 8 teine lause, mis võimaldab erandina keskkonnaloa anda juhul, kui keskkonna kvaliteedi piirväärtus ületatakse, kuid üksnes kuni kuue kuu vältel ning huvi loa andmiseks kaalub üles keskkonnariski. Ajutist

⁴⁹⁶ Keskkonnaministri 05.11.2017 määrus nr 44 „Väljaspool tööstusheite seaduse reguleerimisala olevatest põletusseadmetest väljutatavate saasteainete heite piirväärtused, saasteainete heite seirenõuded ja heite piirväärtuste järgimise kriteeriumid“ – RT I, 10.11.2017, 18; RT I, 26.05.2023, 8.

⁴⁹⁷ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2015/2193, 25. november 2015, keskmise võimsusega põletusseadmetest õhku eralduvate teatavate saasteainete heite piiramise kohta – ELT L 313, 28.11.2015, lk 1–19.

piirmäärade ületamist võib esineda uute seadmete või puhastusseadmete käivitamise või häälestamise perioodil.⁴⁹⁸

Euroopa Kohtu praktikast nähtub, et keskkonna kvaliteedi piirväärtus on ülimuslik heite piirväärtuste sh parima võimaliku tehnika alusel määratud piirväärtuste suhtes. Tööstusheite direktiivi kohaselt on parima võimaliku tehnika standardid üldjuhul lähtekohaks heite piirväärtuse määramisel, kuid juhul, kui nende järgimine ei taga keskkonna kvaliteedi piirväärtuse järgimist, tuleb kehtestada rangemad heite piirväärtused.

Õhukvaliteedi piirväärtuseid tuleb liidus põhimõtteliselt järgida kogu aeg ja igal pool. Piisab piirväärtuse ületamisest juba ühes proovivõtukohas selleks, et tekiks kohustus koostada õhukvaliteedi kava.⁴⁹⁹ Eeltoodust nähtub, et Euroopa Liidu õiguses on keskkonna kvaliteedi piirväärtused hierarhiliselt kõrgemal kohal kui heite piirväärtused. Viimaseid tuleb vajaduse korral muuta rangemaks, et tagada õhukvaliteedi eesmärkide saavutamine.

Õhukvaliteedi raamdirektiiv näeb ette teatud kindlatel juhtudel õhukvaliteedi piirväärtuste ületamise korral kohustuse koostada kavad, mille alusel tuleb rakendada meetmeid õhukvaliteedi parandamiseks. 2024. aasta õhukvaliteedi raamdirektiiv ei kaota sellist programmilist lähenemist, kuid muudab selle võrreldes varem kehtinud regulatsiooniga märgatavalt rangemaks ja vähem paindlikuks.

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 73 lg 2 kohaselt koostab kohaliku omavalitsuse üksus õhukvaliteedi parandamise kava õhukvaliteedi piirkonnale või linnastule või nende osale juhul, kui vastava piirkonna või linnastu või nende osa õhukvaliteedi tase ületab või tõenäoliselt ületab ühe või mitme saasteaine kohta kehtestatud õhukvaliteedi piir- või sihtväärtust või nende ületamise lubatud kordade arvu kalendriaastas või piirväärtuse lubatud ületamise määra. Regulatsioonist nähtub, et need kavad ei sisalda ainult haldusorgani tegevusplaani, vaid võimaldavad ka piirata haldusväliste adressaatide, sealhulgas paiksete heiteallikate käitajate, tegevust. Atmosfääriõhu kaitse seadus suunab kohaliku omavalitsuse üksust kava koostamise käigus käitajatega kokku leppima õhukvaliteedi parandamise abinõudes ja nende rakendamise tähtaegades.

Atmosfääriõhu kaitse seadus näeb ette veel ka lühiajalise õhukvaliteedi parandamise kava koostamise. See koostatakse juhul, kui on oht, et saasteainete sisaldus ületab teatud õhukvaliteedi piirkonnas või linnastus ühe või mitme saasteaine kohta AÕKS § 47 lõike 1 alusel kehtestatud õhukvaliteedi häiretaset. Sellisel juhul määratleb kohaliku omavalitsuse üksus lühiajalises õhukvaliteedi parandamise kavas konkreetsed meetmed ületamise ohu vähendamiseks ja selle kestuse lühendamiseks (AÕKS § 78 lg 1). Kohaliku omavalitsuse üksus võib lühiajalises õhukvaliteedi parandamise kavas meetmeid ette näha ka juhul, kui on oht, et saasteainete sisaldus ületab teatud piirkonnas ühe või mitme saasteaine

⁴⁹⁸ M. Triipan. § 52. – KeÜS kommentaarid.

⁴⁹⁹ EKo 09.03.2023 C-375/21, p 60; EKo 10.11.2020 C-644/18 Euroopa Komisjon versus Itaalia Vabariik, ECLI:EU:C:2020:895, p 95; EKo 26.06.2019 C-723/17 Lies Craeynest jt versus Brussels Hoofdstedelijk Gewest ja Brussels Instituut voor Milieubeheer, ECLI:EU:C:2019:533, p 66 ja 67.

kohta käesoleva seaduse § 47 lõike 1 alusel kehtestatud õhukvaliteedi piir- või sihtväärtust.

Kui riikliku summaarse heitkoguse piir on saavutatud, see tähendab vajalik on riigipoolsete lisameetmete võtmine, siis suureneb ka tõenäosus, et õhukvaliteedi piirväärtused on või saavad olema ületatud. Viimaste puhul täiendavate meetmete võtmine toob kaasa ka heite vähenemise. Seega on tegemist kaudselt NEC-direktiivi mõjutava meetmega. Ka õhukvaliteedi parandamise kava võib sisaldada tulenevalt atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsioonist heiteid piiravaid meetmeid. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 78 lg 4 kohaselt võivad lühiajalises õhukvaliteedi parandamise kavas ette nähtud meetmeteks olla õhukvaliteedi taseme piir- või sihtväärtuse või häiretaseme ületamise põhjustanud tegevuste nagu mootorsõidukiliikluse, tööstuslike seadmete või toodete ja majapidamistes kasutatavate kütteseadmete kasutamise piiramine ja peatamine ning meetmed elanikkonna tundlike rühmade, sealhulgas laste kaitsmiseks. Seega võimaldab seadus kohaliku omavalitsuse üksusel piirata ka tööstuslike seadmete või toodete kasutamist ning nende tegevust koguni peatada. Ka sektorialse paiksetele heiteallikatele suunatud heite ülempiiri kehtestamine probleemses piirkonnas võib olla üks nendest meetmetest. Selliselt on võimalik piirväärtuste ületamise korral piirata kohaliku omavalitsuse üksusel NEC-direktiivi reguleerimisalasse kuuluvate heiteallikate tegevust. Samas on need meetmed seatud vaid kindla õhukvaliteedi probleemi lahendamiseks ja on oma eesmärgilt seega lühiajalised. Õhukvaliteedi parandamise kava peab siiski olema kooskõlas teiste keskkonnavaldkonna tegevuskavadega, mis käsitlevad samu heiteallikaid. See hõlmab nii NEC-direktiivi alusel koostatavat õhusaasteainete vähendamise programmi kui ka müra vähendamise tegevuskavasid ning tööstusrajatiste keskkonnalubade süsteemi ja rakendusprogramme.⁵⁰⁰

3.6.4. NEC-direktiivi nõuded keskkonnaloa andmisele

NEC-direktiiv ei sisalda otsesõnu liikmesriikidele suunatud kohustust luua regulatsioon, millega oleks võimalik keelduda loa andmisest saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise korral. Küsimust, kas liikmesriikide tegevus on NEC-direktiiviga kooskõlas, kui nad ei keela paikse heiteallika tegevuse alustamist, isegi kui on tõenäoline, et tegevuse alustamine võib tähendada saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamist, on Euroopa Kohus käsitlenud 2011. aastal ühendatud kohtuasjas C-165/09–C-167/09. Tookordne lahend on tehtud küll direktiivi 2001/81/EÜ alusel, kuid kohtu seisukohad on üle kantavad ka NEC-direktiivi tõlgendamisele, kuna mõlemad direktiivid on üles ehitatud sarnase regulatiivse loogika alusel.⁵⁰¹

Selles kohtuasjas rõhutas Euroopa Kohus, et direktiiv küll kohustab liikmesriike välja töötama programmi saasteainete heitkoguste vähendamiseks, kuid jätab

⁵⁰⁰ Õhukvaliteedi raamdirektiiv, põhjenduspunkt 33.

⁵⁰¹ Direktiivide võrdlev käsitlus on alapunktis 2.2.2.

liikmesriikidele ulatusliku tegutsemisruumi konkreetsete meetmete väljatöötamiseks, et direktiivi eesmärgi saavutada.⁵⁰² Kohtuotsuse kohaselt oleks direktiivi eesmärkide kahjustamine võimalik peamiselt vaid siis, kui liikmesriigi poolt rakendatavad meetmed kogumis looksid olukorra, millega direktiivi eesmärkide täitmine ei oleks võimalik.⁵⁰³ Kohus järeldab eeltoodu alusel, et keskkonnaõigusliku loa andmisel, mis lubab kindlas koguses direktiiviga hõlmatud ühte või mitut saasteainet väljutada, ei saa üldjuhul olla sedavõrd olulist kaalu lisanduvatele heitkogustele, mille tõttu võiks väita direktiivi eesmärkide olulist kahjustamist.⁵⁰⁴ Kohus rõhutab kokkuvõtteks, et direktiivi regulatsioon ei kohusta liikmesriiki keelduma keskkonnaõiguslike lubade andmisest (ega neid piirama või spetsiaalseid tingimusi kehtestama heitkoguste vähendamiseks) saasteainete väljutamiseks, mis on hõlmatud direktiivi regulatsiooniga ning seda isegi mitte juhul, kui loa andmisega ületatakse siseriiklike heitkoguste ülemmäärad või seatakse ohtu nende piiresse jäämine.⁵⁰⁵

Oluline on siiski rõhutada, et kuigi NEC-direktiivist ei tulene keskkonnaõigusliku loa andmisele konkreetseid nõudeid, on liikmesriikidel siiski kohustus rakendada direktiivi viisil, mis aitab tõhusalt kaasa liidu pikaajalise õhukvaliteedialase eesmärgi saavutamisele.⁵⁰⁶ Liikmesriigi üldine kohustus kasutada kõiki asjakohaseid üld- või erimeetmeid, tagamaks liidu institutsioonide õigusaktidest tulenevate kohustuste täitmine, tuleb eelkõige ELTL artikli 4 lõikest 3. Samuti kohustab ELTL art 288 liikmesriiki võtma kõik vajalikud meetmed direktiivis ette nähtud tulemuse saavutamiseks. Lisaks sellele peavad liikmesriigid, kellele direktiiv on adresseeritud, väljakujunenud Euroopa Kohtu praktika kohaselt direktiivi ülevõtmiseks ette nähtud tähtja jooksul hoiduma kehtestamast õigusnorme, mis võivad direktiivis sätestatud eesmärgi saavutamist tõsiselt kahjustada. Ka Euroopa Kohus liidetud kohtuasjades C-165/09–C-167/09 ühest küljest küll asub seisukohale, et direktiivist ei tulene loa andmise keeldu heitkoguste ületamise korral, kuid toonitab samas ka liikmesriigi kohustust tagada direktiivi eesmärkide saavutamine. „*Liikmesriigi kohtu ülesanne on teha kindlaks, kas iga üksiku otsuse puhul anda keskkonnaõiguslik luba on tegemist olukorraga, mis võiks kahjustada tõsiselt direktiivi 2001/81/EÜ ettenähtud tulemuse saavutamist.*“⁵⁰⁷

Seega on liikmesriikidel vabadus otsustada, millise regulatsioonivahendiga piirata paiksete heiteallikate heiteid. Oluline on see, et järgitakse NEC-direktiivist tulenevat summaarse heite piirkoguse nõuet. Käesoleva alapeatüki eelnevates alapunktides kajastatud loapõhised ja kvaliteedipõhised heitepiirangud võivad kohalduda samadele saasteainetele, millele on seatud NEC-direktiivi summaarne

⁵⁰² M. Boewe, G.M. van den Broek (2012), lk 80.

⁵⁰³ EKo 26.05.2011, C-165/09–C-167/09, p 82.

⁵⁰⁴ Ibid, p 83.

⁵⁰⁵ Ibid, p 91.

⁵⁰⁶ NEC-direktiivi põhjenduspunkt 9.

⁵⁰⁷ EKo 26.05.2011, C-165/09–C-167/09, p 91; M. N. Boeve, G. M. van den Broek (2012), lk 80; M. Bogaart (2013), lk 67.

heite piirkogus. Seega aitab juba olemasolev regulatsioon kaasa heitkoguste vähendamisele. Kuigi summaarne heite piirkogus ei ole otseselt seotud kesk-konnakvaliteediga, on nende vahel siiski seos. Suuremad heitkogused suurendavad üldjuhul õhusaasteainete kontsentratsioonide kujunemise ja piirväärtuste ületamise tõenäosust, olgugi et õhukvaliteeti mõjutavad ka mitmed muud tegurid nagu näiteks saasteainete levik, meteoroloogilised tingimused ja piiriülene saaste. Õhukvaliteedi eesmärkide saavutamiseks võimaldab siiski juba ka kehtiv regulatsioon võtta meetmeid heite vähendamise eesmärgil. Samas ei välista ka see olukord vajaduse korral riigil kasutusele võtta eraldiseisvaid regulatsiooni-vahendeid paiksete heiteallikate suhtes, mis on seotud otseselt NEC-direktiivi eesmärkide saavutamisega.

3.7. Põhiseadusest ja Euroopa Liidu õigusest tulenevad üldised aspektid paiksetele heiteallikatele suunatud regulatsiooni väljatöötamisel

3.7.1. Euroopa Liidu õiguse raamid

Euroopa Liidu lepingu art 4 lg-st 3 tuleneva lojaalse koostöö põhimõtte ja ELTL art-st 288 tuleneva direktiivide siduva tulemuskohustuse tõttu peavad liikmesriigi võetud meetmed tõhusalt kaasa aitama NEC-direktiivist tuleneva summaarse heite piirkoguse järgimise kohustuse täitmisele. Seejärel peab regulatsioon olema kooskõlas juba olemasoleva teisese õigusega, milleks on antud juhul eelkõige Euroopa Liidu õhukvaliteedi raamistikku kuuluvad direktiivid nagu õhukvaliteedi raamdirektiiv, tööstusheite direktiiv ja keskmise võimsusega põletus-seadmete direktiiv.

Kuna liikmesriik tegutseb NEC-direktiivi meetmete väljatöötamisel liidu õiguse kohaldamisalas, on kohustuslik järgida ka Euroopa Liidu esmase õiguse hulka kuuluvaid õiguse üldpõhimõtteid.⁵⁰⁸ Käesoleva töö kontekstis on asja-kohased eelkõige proportsionaalsuse ja võrdse kohtlemise ehk mittediskrimi-neerimise põhimõte. Proportsionaalsuse põhimõtte nõuab, et liikmesriikide poolt võetud meetmed ei läheks kaugemale sellest, mis on asjaomaste õigusnormidega taotletavate õiguspäraste eesmärkide saavutamiseks sobiv ja vajalik ning juhul, kui on võimalik valida mitme sobiva meetme vahel, tuleb rakendada kõige vähem piiravat meetet. Lisaks peavad tekitatud piirangud olema vastavuses seatud eesmärkidega.⁵⁰⁹ Euroopa Kohus on kinnitanud, et piirangud ettevõtlusvabadusele

⁵⁰⁸ M. Parind. Euroopa Liidu õigus. Eesti vaade. Tallinn: Kirjastus UKU, 2022, lk 168.

⁵⁰⁹ EKo 13.11.1990 C-331/88, The Queen versus Minister of Agriculture, Fisheries and Food ja Secretary of State for Health, ex parte: Fedesa jt. ECLI:EU:C:1990:391, p 13; EKo 05.10.1994, liidetud kohtuasjades C-133/93, C-300/93 ja C-362/93, Antonio Crispolti versus Fattoria Autonoma Tabacchi ja Giuseppe Natale ja Antonio Pontillo versus Donatab Srl. ECLI:EU:C:1994:364 p 41; EKo 21.07.2011 C-2/10, Azienda Agro-Zootecnica Franchini sarl, Eolica de Altamura Srl versus Regione Puglia, ECLI:EU:C:2011:502, p 73.

peavad olema proportsionaalsed ja olema õigustatud üldise huvi eesmärkidega.⁵¹⁰ Samas on Euroopa Kohus leidnud, et kui jaotamine arvestab ka objektiivsete kriteeriumitega, on see proportsionaalsuse põhimõttega kooskõlas ega riku ettevõtlusvabadust.⁵¹¹ Euroopa Kohtu praktika kohaselt nõuab võrdse kohtlemise üldpõhimõtte kui liidu õiguse üldpõhimõtte, et sarnaseid olukordi ei käsitletaks erinevalt ja erinevaid olukordi ei käsitletaks ühtemoodi, välja arvatud juhul, kui selline kohtlemine on objektiivselt põhjendatud.⁵¹² Alljärgnevalt ei eristata rangelt eelnimetatud Euroopa Liidu õiguse üldpõhimõtteid ja põhiseadusest tulenevaid proportsionaalsuse ning võrdse kohtlemise põhimõtteid, kuna nende sisu on suures osas kattuv⁵¹³ ning need viivad käesoleva töö kontekstis sisuliselt samasuguse kontrollini, olgugi et tulenevad erinevatest õiguslikest alustest.

Summaarse piirkoguse seadmine võib riivata lisaks asutamisevabadust, mis tuleneb ETL art-st 49. Summaarne heite piir võib piirata uute käitiste turule sisenemist, eriti kui heitkoguseid ei ole uutele tulijatele määratud või sisenemine sõltub olemasolevate käitiste sulgemisest. Sellisel juhul on tegemist otsese mõjuga ettevõtete asutamisele ja turule sisenemisele.

Euroopa Liidu lepingu kohaselt on Euroopa Liidu põhiõiguste hartal (harta)⁵¹⁴ aluslepingutega võrreldes samaväärne õigusjõud (harta art 6 lg 1). Harta sätted on subsidiaarsuse põhimõtet arvesse võttes ette nähtud liidu institutsioonidele, organitele ja asutustele ning samuti ka liikmesriikidele, kuid seda üksnes liidu õiguse kohaldamise korral (harta art 51 I). Lahendis C-617/10 märkis Euroopa Kohus, et „.../ ei saa olla olukorda, mis jääb küll liidu õiguse kohaldamisalasse, ilma et nimetatud põhiõigused kehtiksid. Liidu õiguse kohaldamine tähendab seda, et hartaga tagatud põhiõigused kehtivad.“ Kohtulahend C-617/10 näitab, et liikmesriigid on hartaga seotud ka osalise ühtlustamise olukorras, kui nad tegutsevad Euroopa Liidu õiguse poolt jäetud kaalutusruumi piires.⁵¹⁵ Seoses hartaga on oluline rõhutada, et see tuleb kohaldamisele juhul, kui kohaldatakse liidu õigust, kuid siseriikliku meetme õigusvastasus ei tulene juba mõne muu Euroopa Liidu õiguse normist. Harta kohaldamiseks tuleb näidata, et kohtuasjas kohaldub mõni teine liidu õiguse norm. Vastupidiselt tähendab see omakorda seda, et liikmesriigid ei pea harta nõudeid järgima, kui liidu õigus kohaldamisele

⁵¹⁰ EKo 11.06.1989 C-265/87, Hermann Schröder HS Kraftfutter GmbH & Co. KG przeciwko Hauptzollamt Gronau, ECLI:EU:C:1989:303, p 21.

⁵¹¹ EKo 08.06.2023 C-50/21, Prestige and Limousine, S.L. versus Área Metropolitana de Barcelona jt, ECLI:EU:C:2023:448, p 102.

⁵¹² EKo 13.12.1983, C-106/83, Sermide SpA versus Cassa congruaglio zucchero ja teised, ECLI:EU:C:1984:394, p 28; EKo 05.10.1994, liidetud kohtuasjades C-133/93, C-300/93 ja C-362/93, p-d 50 ja 51; EKo 11.06.2006 C-313/04, Franz Egenberger GmbH Molkerei und Trockenwerk versus Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, ECLI:EU:C:2006:454, p 33.

⁵¹³ M. Parind (2022), lk 166.

⁵¹⁴ Euroopa Liidu põhiõiguste harta – ELT C 202, 7.6.2016, lk 389–405.

⁵¹⁵ A. T. Pérez, The federalizing force of the EU Charter of Fundamental Rights. – International Journal of Constitutional Law, 2017, 15(4), lk 1080–1097. <https://doi.org/10.1093/icon/mox075>, lk 1083.

ei tule. Harta art 53 kohaselt ei tohi hartat tõlgendada nii, et see piiraks või kahjustaks põhiõigusi ja -vabadusi, mida tunnustavad liikmesriikide põhi-seadused. Lahendis C-399/11 leidis Euroopa Kohus seda sätet tõlgendades, et kui Euroopa Liidu õigusakt nõuab riiklikke rakendusmeetmeid, võivad riiklikud asutused ja kohtud küll kohaldada riiklikke põhiõiguste kaitse standardeid, kuid ainult tingimusel, et see ei kahjusta harta poolt tagatud kaitsetaset ega Euroopa Liidu õiguse ülimuslikkust, ühtsust ja tõhusust.⁵¹⁶ Seega käsitleb harta miinimumkaitse taset, millest liikmesriigid ei tohi allapoole langeda, kuid kõrgemat kaitset pakkuvad põhiseaduslikud õigused võivad kehtida üksnes juhul, kui need ei ohusta Euroopa Liidu õiguse ülimuslikkust, ühtsust ega tõhusust.⁵¹⁷ Arvestades hartaga liikmesriikidele jäetud kaalutlusruumi ning harta rolli miinimumkaitse taseme tagajana ning samuti seda, et NEC-direktiiv jätab antud juhul liikmesriikidele ulatusliku kaalutlusruumi meetmete väljatöötamiseks,⁵¹⁸ analüüsitakse käesolevas töös põhiõiguste kaitset eelkõige põhiseaduse kontekstis, ilma eraldi-seisva harta analüüsita.

3.7.2. Põhiseaduse raamid

3.7.2.1. Põhiõiguste riive ja selle põhiseaduslik õigustamine

Kohustus kasutada säästlikult loodusressursse on põhiõiguste piiramise üks alus-test. Sellest põhimõttest tuleneb seadusandjale kohustus luua õiguslik režiim, mis tagaks loodusvarade- ja loodusressursside säästliku kasutamise. Teisalt tuleneb sellest ka kohustus luua selline regulatsioon, mis võimaldaks loodusvarasid või -ressursse kasutada, juhul kui see on vajalik riigi ja rahva huvides, samas tehes seda säästlikult.⁵¹⁹ Põhimõtteliselt on heite piiri seadmine paiksetele heite-allikatele õigustatud seni kuni see teenib keskkonnakaitse eesmärki ega ole eba-mõistlik. Seega regulatsiooni ei saaks põhiseaduse kohaselt õigustada, kui see vaid marginaalselt aitab kaasa summaarse heitkoguse eesmärgi täitmisele või kui rakendatav regulatsioon on seotud nii ulatuslike põhiõigustesse sekkumistega, et seda ei saa enam põhjendada.

Määrava tähtsusega paiksetele heiteallikatele seatava heitkoguse piiri õigus-pärasuse hindamisel on ühelt poolt see, kas ülempiiri kehtestamine üldse on õigustatud. Heite piirtaseme seadmine võib riivata ettevõtlusvabadust, omandi-põhiõigust ja võrdsuspõhiõigust. Need on lihtsa piiriklausliga põhiõigused. Lihtsa seadusreservatsiooni korral kehtib PS § 3 lg 1, mille kohaselt tohib riigivõimu

⁵¹⁶ EKo 26.02.2013 C-399/11, Stefano Melloni versus Ministerio Fiscal, ECLI:EU:C:2013:107, p 60.

⁵¹⁷ A. T. Pérez (2017), lk 1089.; M. Parind (2022), lk 160.

⁵¹⁸ Euroopa Kohtu praktika kohaselt juhul kui liidu seadusandja on liikmesriikide tegevuse täielikult harmoneerinud, peab harta olema sellisel juhul ainuke kohalduv põhiõiguste kaitse instrument, välistades riiklike põhiõigusnormide kohaldamise. – M. Parind (2022) lk 159; EKo 26.02.213 C-399/11, p 58–64.

⁵¹⁹ M. Triipan. § 5. – Põhiseaduse kommentaarid.

teostada üksnes põhiseaduse ja sellega kooskõlas olevate seaduste alusel.⁵²⁰ Põhiõiguste riive kontekstis määrab aga olemasolevatele käitajatele mitte pelgalt süsteemis osalemise kohustus, vaid lisaks ka heitkoguste jagamise viis selle, kui suures ulatuses mõjutatakse nende õigusi ja vabadusi. Ebaõiglane või läbi-paistmatu heitkoguse jaotus võib põhjustada põhiõiguste rikkumisi ettevõtjate suhtes, kes osalevad jagamise süsteemis. Eelkõige tulevad ka siin kõne alla samuti ettevõtlusvabaduse, omandipõhiõiguse ja võrdsusõiguse riived.

Põhiseaduse § 11 teise lause kohaselt peavad piirangud olema demokraatlikus ühiskonnas vajalikud ega tohi moonutada piiratavate õiguste ja vabaduste olemust. Sättest tuleneva proportsionaalsuse põhimõttele vastamiseks peab abinõu olema sobiv, vajalik ning proportsionaalne kitsamas tähenduses ehk mõõdukas.

3.7.2.2. Omandipõhiõigus

Omandi tootmisüksusele või kinnisasjale, millega see on seotud, on hõlmatud PS § 32 kaitsealaga. Küsitav on, kas tootmisüksuse kasutamise õigus, antud juhul heite väljutamise näol, on kaitsealaga samuti hõlmatud. Erinevalt hartast, mis art 17 lg-s 1 otsesõnu mainib omandi kasutamise õigust, ei näe põhiseaduse sõnastus ette seda, et kasutamise õigus peaks olema omandiõigusega hõlmatud. Sellele ei anna seega vastust põhiseadus ja vastata saab vaid lihtseaduste regulatsiooni abil. K.L. Mehrbrey toob välja, et vaid omandi kasutamise õigus annab omandipõhiõigusele tema majandusliku tähenduse. Omand, mida ei saa kasutada on väärtusetu.⁵²¹

Omandi kasutamise ulatus võib tuleneda nii eraõiguslikest kui avalik-õiguslikest normidest. Asjaõigusseaduse § 68 lg 1 hõlmab otsesõnu omandi kasutamise õigust. Paragrahv § 68 lg 1 kohaselt on omanikul õigus asja vallata, kasutada ja käsutada. Sellest võiks järeldada, et käitajal on põhimõtteliselt õigus kasutada oma omandit ka tegevuseks, millega kaasneb saasteainete väljutamine välisõhku. See järeldus ei ole siiski piiramatult. Eelkõige võib omandiõigus toetada paiksete, kinnisasjaga seotud heiteallikate kasutamist. Siiski ka sellisel juhul sõltub heite lubatavus avalik-õiguslikest piirangutest, sealhulgas planeeringutest ja keskkonnalubadest.

Omandi üldist kasutusõigust võib seadustega piirata. Nii täpsustab kinnisomandiga seonduvalt AÕS § 127 lg 1, et kinnisomand ulatub maapinnale ning õhuruumi ülalpool ja maapõuele allpool seda pinda sellise kõrguse või sügavuseni, milleni ulatub omaniku huvi kinnisasja kasutamisel. Selle sõnastuse kohaselt lubab seadusandja kasutada õhuruumi ülalpool maapinda sellise kõrguseni, milleni ulatub omaniku huvi kinnisasja kasutamisel. Küsitav on siiski, kas õigus õhuruumi kasutada hõlmab ka õigust saasteaineid väljutada. Ala-

⁵²⁰ RKÜKo 25.01.2007, 3-1-1-92-06, p 26; RKÜKo 02.06.2008, 3-4-1-19-07, p 23; RKÜKo 08.06.2009, 3-4-1-7-08, p 14.; T. Annus (2006), lk 244.

⁵²¹ K. L. Mehrbrey. Verfassungsrechtliche Grenzen eines Marktes handelbarer Emissionsrechte: Untersuchung eines sogenannten marktwirtschaftlichen Umweltschutzzinstruments – dargestellt am Beispiel der Luftreinhaltung. Berlin: Dunker & Humblot, 2003, lk 54.

punktist 1.5.1 nähtuvalt on oluline eristada ruumilist ala kinnisasja kohal ning õhku, mille koostist saasteainete väljutamisega muudetakse ja mis ei tunne ruumilisi piire. Asjaõigusseaduse kohast omandi kasutamist võib piirata ka muu seadusega. Iga selline seadus on eriseadus üldise asjaõigusseaduse regulatsiooni kohaselt.

Avalikus õiguses on saasteainete heited välisõhku reguleeritud atmosfääriõhu kaitse seaduses ning keskkonnanaloo andmise tingimused reguleeritud üldseaduse keskkonnaseadustiku üldosa seaduses. Seadus kohustab kindlate saasteainete puhul nende väljutamiseks luba taotlema ning määrab nende heite piirväärtused. Need sätted välistavad asjaõigusseaduses sätestatud kinnisasja üldise kasutamise õiguse, seades sellele piirangud. Siiski, keskkonnaluba annab subjektiivse avaliku õiguse käitises tegevuse alustamiseks, mistõttu võib väita, et PS § 32 esimene kaitseala hõlmab käitise kasutamise õigust keskkonnanaloo ulatuses. Seega võib järeldada, et juhul, kui riik vähendab käitisele lubatud heitkogust, riivab see käitaja omandipõhiõigust. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 53 lg 2 kohaselt antakse keskkonnaluba tähtajatult. Seega lubab seadus nii õhusaasteloa kui keskkonnakompleksloa omajal kasutada piiramatult aja jooksul välisõhku.

Kuigi omandipõhiõigus kaitseb omaniku huvi kasutada oma omandit selle majanduslikul eesmärgil, sõltub konkreetse keskkonnanaloo saamine siiski avalikõiguslike tingimuste täitmisest. Loa andmisest keeldumine kujutab endast selle õiguse riivet. Keskkonnanaloo andmisel omandiõigus konkretiseerub, määrates kindlaks lubatud tegevuse ulatus. Keskkonnaluba annab käitajale subjektiivse avaliku õiguse käitise kasutamiseks loa tingimustes määratud ulatuses. See õigus ei ole siiski absoluutne, kuna keskkonnaloa omanikul on oma olemuselt dunaamilise sisuga – esialgne keskkonnaloa antud kasutusõigus on muudetav seadusega sätestatud raamides. Selline regulatsioon on välja töötatud esiteks seetõttu, et riigivõimul oleks võimalik paindlikult reageerida ootamatult tekkivatele vähenemist või vältimist vajavatele keskkonnanahäiringutele. Teisalt peab regulatsioon arvestama ka loa omaja õigustatud ootusega loa kehtimise osas.⁵²²

Kuna PS § 32 teises lõikes pole nimetatud eesmärke, mis õigustavad omandi vaba valdamise, kasutamise ja käsutamise piiramist, siis saab selle põhiõiguse piiramise puhul olla seaduspäraseks seadusandja iga eesmärk, mis pole põhiõigusega vastuolus.⁵²³ Riigikohus on rõhutanud, et omanikule seatud piirangud omandi kasutamisel võivad olla seda suuremad, mida suurem on piiranguid õigustav avalik huvi.⁵²⁴ PS § 32 tulenevast omandi üldiste huvide vastase kasutamise keelust ja PS § 5 sätestatud looduskeskkonna säästmise kohustusest võib järeldada seda, et mida ohtlikum on omandi kasutamine keskkonnakaitselistest aspektidest vaadates, seda ulatuslikumad võivad olla omandi piiramise võima-

⁵²² O. Kask. 5. ptk Loamenetlus. Sissejuhatus. – KeÜS kommentaarid.

⁵²³ RKPJKo 30.04.2004, 3-4-1-3-04, p 27, RKÜKo 26.06.2014, 3-4-1-1-14, p 113.

⁵²⁴ Ibid.

lused. Saasteained võivad kahjustada inimese tervist. Seadusandjale võib muutuda regulatsiooni loomine kohustuslikuks, kui kahjustatakse PS § 28 kaitstud tervist.

Omandipõhiõiguse riive võib tekkida nii summaarse heitkoguse piiri seadmisel kui ka jagamisreeglite väljatöötamisel. Siin on aga erinevas olukorras olemasolevad ja uued käitajad ning omandipõhiõigus puudutab selles kontekstis eelkõige olemasolevaid käitajaid. Olemasolevad käitajad on nendele antud keskkonnaloa kehtivust usaldades teinud investeeringuid käitisesse, mis võivad muutuda väärtusetuks kui loas sätestatud heite piirkoguse ulatuses ei ole enam võimalik saasteaineid väljutada. Selles kontekstis on Riigikohus siiski ka rõhutanud, et omandipõhiõiguse kaitsealas on asjad, raha ja varalised õigused, mitte igasugused tulevikus tulu teenimise võimalused. Omandit ei tohi kasutada üldiste huvide vastaselt.⁵²⁵

3.7.2.3. Ettevõtlusvabadus

Ettevõtlusvabaduse kaitseala on riivatud juhul, kui avalik võim mõjutab ettevõtlusega tegelemise vabadust ebasoodsalt.⁵²⁶ Riik ei tohi ettevõtlusega tegelemisele põhjendamatuid takistusi seada ning peab tagama õigusliku keskkonna turumajanduse toimimiseks.⁵²⁷ Ettevõtlusvabadus hõlmab otsustusvabadust kas ja kuidas ettevõtlusega tegelda, milliseid tooteid toota või teenuseid osutada. Seega riivab riigi poolt heitkogustele piiri seadmine ettevõtlusvabaduse kaitseala. Kuna keskkonnakaitselised põhimõtted tulenevad põhiseadusest, saab ettevõtlusvabadust koosmõjus õiguspärase ootuse põhimõttega seetõttu põhiseaduspäraselt riivata.⁵²⁸ Ka ettevõtlusvabadust võib üldistes huvides piirata, ilma et sellega kaasneks kõigil juhtudel äralangevate tulude hüvitamine.⁵²⁹

Olemasolevate käitiste osas ei pruugi summaarse heite piirkoguse regulatsioon esialgu midagi muuta. Vähendamise kohustus võib olla tulevikus, juhul kui summaarne piir seatakse ajas vähenevalt. Samas riivab ka see ettevõtlusvabadust, sest käitajal ei ole võimalik oma tegevust enam soovitud viisil ellu viia. Riigikohus on leidnud, et ettevõtlusvabadust mõjutab ka olukord, kus avalik võim muudab ettevõtluse tingimused ebasoodsamaks võrreldes varem kehtinud õigusliku raamistikuga. Samas ei anna ettevõtlusvabadus Riigikohtu praktika kohaselt isikule õigust nõuda riigi loodusvarade või muu riigivara kasutamist oma ettevõtluse huvides.⁵³⁰ Selline seisukoht ei välista aga seda, et juba toimiva keskkonnakasutuse piiramine võib kujutada endast ettevõtlusvabaduse riivet. Kuigi keskkonnakasutus, sealhulgas saasteainete väljutamine, ei ole iseseisev põhi-

⁵²⁵ RKHKo 05.03.2021, 3-16-245, p 24.

⁵²⁶ RKPJKo 06.03.2002, 3-4-1-1-02, p 12; 12.06.2002, 3-4-1-6-02, p 9.

⁵²⁷ RKÜKo 9.12.2013, 3-4-1-2-13, p 10.

⁵²⁸ RKPJKo 16.12.2013, 3-4-1-27-13, p 63.

⁵²⁹ RKHKo 05.03.2021, 3-16-245, p 24.

⁵³⁰ RKPJKo 3-4-1-27-13, p 44.

õigus, kuulub see siiski põhiõigustega kaitstud tegevuste hulka, mistõttu selle piiramine kujutab endast põhiõiguste riivet, mis vajab õigustust.⁵³¹

Looduskaitsete piirangute kontekstis on Riigikohus rõhutanud, et riski, et ettevõtja äriplaani ei õnnestu ning kinnistutelt loodetud ettevõtlustulu jääb osaliselt või tervikuna saamata looduskaitsete piirangute tõttu, ei ole põhjust pidada alati erakordseks. See risk ei pea ettevõtluses jääma tingimata riigi kanda.⁵³²

Ettevõtlusvabadust võib riivata ka jagamise viis. Just jaotamismehhanism määrab, millises ulatuses on ettevõtjal lubatud saasteaineid välisõhku väljutada ning kas ja millises ulatuses tuleb tal oma tegevust ümber kujundada. On mitmeid võimalusi jagada summaarse heite piiri sees heitkoguseid. Heite piir ei pruugi olemasolevate käitiste tegevust mõjutada, olles piiriks vaid uutele tulijatele. Üldiselt seatakse heite piir ajas vähenevana, nii nagu on seda ka riigi summaarse heite piir. Kui vähenemine hõlmab olemasolevate käitiste heiteid, puudutab regulatsioon olemasolevaid käitisi seeläbi, et piirab võimalust tegevuse laiendamiseks. Kui regulatsioon hõlmab uusi tulijaid, seondub see nende õigusega vabalt valitud ettevõtlusega tegeleda. Mõlemal juhul ei pruugi olla võimalik kavandatud tegevust ellu viia seetõttu, et olemas ei ole piisavas ulatuses vaba heitkogust. Küsitav on sellise süsteemi loomise põhiseaduspärasus, mis ei ole üldse avatud uutele tulijatele.

3.7.2.4. Võrdsuspõhiõigus

Heite summaarse piiri kehtestamisega luuakse kunstlikult piiratud ressurss. Ressursi nappus loob konkurentsiolekorra sõltumata sellest, kas jagatav hüve puudutab majandustegevust või erasfääri. Konkurentsiolekorrade omakorda toovad esiplaanile võrdse kohtlemise küsimuse. Vabaduspõhiõigused ei sisalda üksnes riigivõimu sekkumise keelde, vaid omavad ka võrdsusõiguslikku mõõdet, piirates seadusandja võimalusi määratlada, millal isikuid võib kohelda erinevalt.⁵³³ Ka üldine võrdsuspõhiõigus ise on lihtsa seadusreservatsiooni ehk piiriklausliga põhiõigus, mida on võimalik piirata igal põhiseadusega kooskõlas oleval eesmärgil.⁵³⁴ Riigikohus ei eelda ebavõrdse kohtlemise õigustamiseks mõnele teisele põhiõigusele või põhiseaduslikule väärtusele tuginemist, vaid peab piisavaks, kui ebavõrdse kohtlemise õigustamiseks on olemas mõistlik ja asjakohane põhjus.⁵³⁵ Võrdsuspõhiõigust võib seega kohaldada nii originaarselt kui aktsessoorselt.

Võrdse kohtlemise küsimused võivad tõusetada nii sektorite vahel piiri seadmisel kui ka jagamise reeglite väljatöötamisel. Ka paiksete heiteallikate lõikes on

⁵³¹ Küsimust, kas põhiseadus kaitseb saastavat tegevust on käsitletud alapeatükis 1.7.

⁵³² RKHKo 05.03.2021, 3-16-245, p 24.

⁵³³ M. Martini (2008), lk 260.

⁵³⁴ RKÜKo 07.06.2011, 3-4-1-12-10, p 31; 26.06.2014, 3-4-1-1-14, p 113; 06.01.2015, 3-4-1-18-14, p 59; 30.06.2016, 3-3-1-86-15, p 53; RKPJKo 27.12.2011, 3-4-1-23-11, p 41; 14.05.2013, 3-4-1-7-13, p 41; 29.01.2014, 3-4-1-52-13, p 46.

⁵³⁵ RKPJKo 30.09.2008, 3-4-1-8-08, p-d 27, 32, 35.1; 03.04.2002, 3-4-1-2-02, p 17; RKÜKo 14.11.2002, 3-1-1-77-02, p 22.

seadusandja ülesandeks jälgida võrdse kohtlemise põhimõtet – nende paiksete heiteallikate valdajate vahel, kes jäävad piiri ulatusest välja ja need, kes on summaarse heite piiriga hõlmatud. Summaarse heite piirkogusega hõlmatud saasteainete puhul ei tulene keskkonnakahju tekkimise võimalus üksnes ühest allikast, vaid heitkogust väljutatakse erinevatest allikatest üleriigiliselt. Seetõttu ei saa vajalikke meetmeid määrata üksikute käitiste põhjal, vaid see peab tulema kõigi asjaomaste heiteallikate kogumõjust ja terviklikust vaatest. Vajadus tervikliku regulatiivse kontseptsiooni järele tuleneb seega juba summaarse heitkoguse vähendamise eesmärgi olemusest.

3.8. Saasteaine heite summaarse piirkoguse tähendus keskkonnaloes andmisel

3.8.1. NEC-direktiivi rakendamine keskkonnalubade regulatsioonis

Kuigi Euroopa Kohtu praktika kohaselt ei ole liikmesriigil kohustust kehtestada regulatsiooni, mille alusel keeldutakse paiksetele heiteallikatele saasteainete välisõhku väljutamiseks loa andmisest, on Eesti õiguses selline lahendus siiski kasutusele võetud. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 97 võimaldab õhusaasteloa ja keskkonnakompleksloa andmisest keelduda muuhulgas juhul, kui heiteallikast väljutatava saasteaine heitkogus põhjustab AÕKS § 108 lõike 1 alusel kehtestatud saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise Eesti territooriumil ja majandusvööndis. AÕKS § 97 kohaselt otsustatakse seega saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse raames heitkoguse eraldamise üle.

AÕKS § 97 teeb otsese viite AÕKS §-le 108 kui normile, milles on sätestatud saasteaine heite summaarne piirkogus. Siiski, kui täpne olla, siis erinevalt haldusorganile loa andmisest keeldumisel aluseks oleva AÕKS § 97 sõnastusest ei kehtesta AÕKS § 108 mitte saasteainete heidete summaarseid piirkoguseid, vaid hoopis saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused. Normitehniliselt, selleks et saada aru, mida tähendab mõiste „saasteaine heite summaarne piirkogus“ antud sättes, on vajalik teada, mida hõlmab AÕKS §-s 108 sätestatud saasteainete heitkoguste vähendamise riiklik kohustus. Selline terminoloogiline ebajärjekindlus on selgitatav varasema NEC-direktiivi ja praegu kehtiva NEC-direktiivi erineva lähenemisega heitkoguste vähendamisele. Hetkel kehtiv NEC-direktiiv võeti üle AÕKS muutmise seadusega,⁵³⁶ mis jõustus 2018. aastal. Selle direktiivi ülevõtmisega muudeti ka atmosfääriõhu kaitse seaduse mõisteid. Seaduse muutmisel ei muudetud siiski AÕKS § 97 sõnastust. See säte teeb küll otsese viite AÕKS §-le 108, kuid viitab sõnastuslikult AÕKS §-le 108 kui sättele, mis kehtestab saasteaine heite summaarse piirkoguse Eesti

⁵³⁶ Atmosfääriõhu kaitse seaduse muutmise seadus – RT I, 26.06.2018, 7.

territooriumil ja majandusvööndis.⁵³⁷ Sättest nähtuvalt ei ole tegemist eraldi seatud piiriga paiksetele heiteallikatele, vaid summaarne piir on kogu riigis kehtiv heitkoguse piir.

Atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsiooniga on muutunud seadusandja Euroopa Liidu tasandil loodud eeskätt riigile suunatud kohustuse üksikjuhtumil rakendatavaks piiranguks, mille adressaadiks on konkreetne loa taotleja. Saasteaine heite summaarne piirkogus ei ole seega määratlemata õigusmõiste, sest selle sisu avab AÕKS § 108, millele AÕKS § 97 viitab. Sõnastuslik erinevus ei välista AÕKS § 97 nimetatud riikliku summaarse piirkoguse kindlaksmääramist – riigile kehtib NEC-direktiivi kohaselt saasteaine heite vähendamise eesmärk protsentides, mida on võimalik baasaasta (2005) tegeliku heitkoguse alusel väljendada absoluutarvuna ehk saasteaine heite summaarse piirkogusena.

Seadusandja ei ole siiski täpsemalt reguleerinud seda, kuidas tuleb keskkonnamisloa andmisel saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamine AÕKS § 97 alusel loa andmisest keeldumisel kindlaks teha. Kuivõrd keskkonnaluba ei tohi anda juhul, kui heite summaarset piirkogust ületatakse, peab loa andmisel olema eelnevalt tuvastatud, kas selline ületamine võib aset leida. Siiski ei saa loa andja otsuse tegemisel tugineda pelgalt oletusele.⁵³⁸

Saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamist kontrollides ei tehta kindlaks tegelikku õhukvaliteedi taset konkreetses piirkonnas vaid hinnatakse seda, kas loa andmisel prognoositav heide ületaks normatiivselt kehtestatud summaarse heitkoguse piiri. Summaarse heite piirkoguse ületamine ei ole tuvastatav mõõtmistega. Ületamise kindlakstegemine tähendab seega seda, et aruandluslikult ei ole võimalik lubada heite tekkimist, sest riik võtaks riski, et NEC-direktiivist tulenevad heitkoguste vähendamise eesmärgid jäävad täitmata. Kuivõrd saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise tõttu loa andmisest keeldumise regulatsioon tugineb täielikult NEC-direktiivile, siis peab loa andja erireeglite puudumisel tuginema otsustamisel nendele andmetele, mida riik kogub NEC-direktiivi raames saasteainete heitkoguste vähendamise kohustuse täitmise tõendamiseks ning õhusaasteainete vähendamise programmile.

AÕKS § 97 kohaldamisel ei tuvasta haldusorgan olemasolevat faktilist olukorda, vaid annab hinnangu tulevikus aset leida võiva summaarse heite piirkoguse ületamise tõenäosusele. Siin on keeldumisalusel selgelt prognoosotsuse struktuur, sest hinnata tuleb tulevikus toimuvat hüpoteetilist sündmust. Piirkoguse ületamist ei saa seega ainult tõendada. Tõendada saab prognoosi aluseks olevaid fakte, prognoos ise sisaldab aga ka tulevikusündmuste tõenäosuse hindamise dimensiooni. Riigikohtu hinnangul tähendab prognoosotsus keskkonnamisloa valdkonnas vältimatult opereerimist kahjuliku tagajärje tekkimise tõenäosusega ning see ei ole haldusorganile etteheidetav, kui prognoos täiel määral

⁵³⁷ Sätetes kasutatavate mõistete erinevus ei takista AÕKS §-s 97 nimetatud riikliku summaarse piirkoguse kindlaksmääramist – riigile kehtib NEC-direktiivi kohaselt saasteaine heite vähendamise eesmärk protsentides, mida on võimalik baasaasta (2005. aasta) tegeliku heitkoguse alusel väljendada absoluutarvuna ehk saasteaine heite summaarse piirkogusena.

⁵³⁸ A. Aedmaa (2004), lk 304.

ei realiseeru. See tähendab, et teatav ebakindlus prognoosi täitumise suhtes on lubatav. Prognoosotsus peab aga sellegipoolest lähtuma adekvaatselt otsuse tegemise hetkel teadaolevatest asjaoludest, sealhulgas peab see olema koostatud usaldusväärse meetodi abil ja usaldusväärseid andmeid arvesse võttes.⁵³⁹

Olgugi, et NEC-direktiivis sätestatud saasteaine heite summaarse piirkoguse vähendamise eesmärgid on riikidele siduvad, on eesmärkide täitmisega seotud regulatsioon oma olemuselt dünaamiline.⁵⁴⁰ See võimaldab erinevate paindlikkuse mehhanismide kaudu kohandada baasaastat, arvestuslikke heitkoguseid ning ka õhusaasteainete vähendamise programmi. Lisaks muutub saasteaine heite summaarne piirkogus ajas järjepidevalt õhusaasteainete vähendamise programmi alusel rakendatavate meetmete kaudu. Seetõttu ei ole prognoosi aluseks olevad lähteandmed püsivad. NEC-direktiiv suunab ka liikmesriike õhusaasteainete vähendamise programmi väljatöötamisel arvestama meetmete ja regulatsiooniga, mis on kavandatud teistes poliitikavaldkondades, eelkõige kliimaeesmärkide elluviimisel. Ka selle valdkonna meetmed võivad mõjutada NEC-direktiivi saasteainete koguheite suurust. Seejuures võib olla vajalik haldusorganil otsuse tegemisel arvesse võtta ka võimalikke andmeid selle kohta, mis viitavad heitkoguste suurenemisele esialgselt planeerituga võrreldes. Näiteks võivad kliimavaldkonnas ambitsioonide vähendamisega seotud meetmed tõsta NEC-direktiivi saasteainete heitkoguseid. Selliselt on ka Berliini-Brandenburgi kõrgem piirkondlik halduskohus 2024. aastal leidnud, et Saksamaa riiklik õigusasteainete vähendamise programm ei ole rakendamiseks piisav, sest ei arvestanud vähendatud ambitsioonidega kliimakaitse valdkonnas.⁵⁴¹ Kohus leidis, et programmi koostamisel kasutatud prognoosid ei olnud enam ajakohased. Nii ei arvestatud kohtu hinnangul programmis piisavalt Saksamaa hoonete energiaseaduse muudatustega, mis võimaldasid kasutada tahkel biomassil põhinevaid küttesüsteeme, millega võis kaasneda PM_{2,5} heitkoguste suurenemine. Samuti lähtus programm eeldusest, et Saksamaa kiviõel töötavad elektrijaamad eemaldatakse võrgust 2029. aasta lõpuks, kuigi Saksamaa hilisem poliitiline otsus nägi kiviõest loobumise lõpptähtajaks ette 2038. aasta. Kohus leidis, et sellised vananenud eeldused võivad mõjutada programmi meetmete piisavuse hindamist.⁵⁴²

See kohtupraktika näitab, et ka õhusaasteainete vähendamise programmides kasutatavate prognooside õigsus sõltub suurel määral teiste poliitikavaldkondade arengutest ja eeldustest. Kokkuvõtvalt, kuna prognoosi aluseks olevad lähteandmed ei ole püsivad, on haldusorganil keeruline anda kindlat hinnangut selle kohta, kas heite summaarse piirkoguse ületamine keskkonnaloa andmisel leiab aset või mitte.

Haldusmenetluse seaduse §-s 6 sätestatud uurimispehmohttest tulenevalt peab loa andja omaalgatuslikult välja selgitama otsuse tegemisel olulise tähendusega

⁵³⁹ RKHKo 27.11.2025 3-23-885, p 86 jj.

⁵⁴⁰ NEC-direktiivi paindlikkuse mehhanisme on käsitletud alapunktis 2.2.4.4.

⁵⁴¹ OVG Berlin-Brandenburg, 23.07.2024 – OVG 11 A 16/20 (Nationales Luftreinhalteprogramm).

⁵⁴² Ibid.

asjaolud. Normi rakendamise eelduseks ei ole siiski see, et kavandatav tegevus võib kaasa tuua endaga olulise keskkonnamõju. Tegemist on normatiivse piiranguga, mille kohaldamiseks ei pea haldusorgan hindama kavandatava tegevuse keskkonnamõju olulisust, vaid teostama prognoosipõhise koguselise kontrolli selle üle, kas tegevusest tulenev heide arvestades koguheitte koormusega vastava saasteaine osas võib viia riikliku summaarse heite piirkoguse ületamiseni.

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 99 lg 1 p 4 sätestab lisaks, et õhusaasteloa või keskkonnakompleksloa andja muudab loa tingimusi, kui seaduse § 108 lõike 1 alusel kehtestatud saasteaine heite summaarne piirkogus on muutunud. Saasteaine heite summaarne piirkogus selle sätte tähenduses on NEC-direktiivi alusel paikapandud riigi piirkogus. Sättega ei ole silmas peetud mitte summaarse heitkoguse arvestuse hetkeseisu vaid õigusaktiga paikapandud väärtust. Õigusakti muutmise korral näeb AÕKS § 99 ette diskretsioonivolitusega keskkonnaloa muutmise kohustuse. Kuigi atmosfääriõhu kaitse seadus ei täpsusta, kas muutumise all on peetud silmas ka heite summaarse piirkoguse suurenemist võib siiski arvata, et norm on loodud juhtumiteks, mil heite summaarne piirkogus väheneb. Küsitav on siiski loa andja imperatiivne kohustus muuta sellisel juhul olemasolevate lubade tingimusi, sest riiklik summaarne heite piirkogus hõlmab kõiki heiteallikaid riigi territooriumil. Piirkoguse vähendamine ei pruugi tingimata tähendada seda, et vajalik on vähendada just paiksete heiteallikate heitkoguseid. Seadus ei täpsusta lisaks seda, millistele tingimustele peab keskkonnaloade muutmine heite vähendamiseks vastama.

Atmosfääriõhu kaitse seadus näeb ette teatud summaarse heitkogusega arvestamise reeglid ka paikse heiteallika käitaja registreeringu puhul. Täpsemalt sätestab AÕKS § 95, et vajaduse korral tuleb registreeringu tõendi andjal käitise tegevuse registreerimisel arvesse võtta saasteaine heite summaarset piirkogust Eesti territooriumil ja majandusvööndis (AÕKS § 95). Siiski ei täpsusta seadus ka siin, milline võiks olla selline vajadus ja millisel viisil tuleb seda registreerimisel arvesse võtta.

3.8.2. Jagamismenetluse kohaldamine AÕKS § 96 lg 1 kontekstis

Atmosfääriõhu kaitse seaduse §-s 97 sätestatud piirangu tõttu võib tekkida olukord, kus mitu keskkonnaloa taotlust on menetluses samaaegselt ning kõiki taotlusi ei ole võimalik rahuldada summaarse heite piirkoguse ületamise tõttu. Probleemi ei teki juhul, kui taotlustega hõlmatud saasteaine heitkogused jäävad allapoole riiklikku summaarset heite piirkogust. Sellisel juhul on igal taotluse esitajal õigus nõuda keskkonnaloa andmist, kui on täidetud muud loa andmise tingimused.⁵⁴³ Jaotamiskriteeriumide puudumisel ei saa haldusorgan mitme sama eesmärgiga taotluse läbivaatamisel lähtuda taotluste valikul ja läbivaatamisel

⁵⁴³ Antud juhul ongi oluline märkida, et käsitletavat keskkonnaloa andmisest keeldumise alust ei ole veel mitte kordagi rakendatud. Eestis on küll kehtestatud alates 2004. aastast teatud saasteainetele summaarsed heitkogused, kuid sellist olukorda, mis põhjustaks summaarse heitkoguse ületamise, ei ole esinenud. Seega puudub tegelikult konkurents antud hüvele.

omavolist. Sellisel juhul tuleb kohaldada üldiseid haldusmenetluse põhimõtteid. Üldpõhimõttena tuleb mitme sama eesmärgiga taotluse menetlemisel lähtuda ajalise prioriteedi põhimõttest. See tähendab, et taotlused tuleb läbi vaadata saabumise järjekorras ning sellest võib loobuda üksnes põhjendatud juhtudel.⁵⁴⁴ Teistsugune järjekord saab olla õigustatud vaid põhjendatud juhtudel kaalukate põhjuste olemasolul.⁵⁴⁵

Ajalise prioriteedi põhimõte ei taga siiski tingimata avaliku huvi seisukohast optimaalse lahenduse saavutamist, kuna heitkoguse nappusest ja sätte keskkonnamõju kaitselisest eesmärgist tulenevalt võiks olla põhjendatud eelistada isikut, kelle heitkogused on väiksemad või kelle tegevus teenib avalikku huvi suuremal määral. Sellist huvide konflikti on Eesti õiguses arvesse võetud olukorras, kus kavandatavast tegevusest tulenevad täiendavad heited võivad kaasa tuua keskkonnamõju kaitselise piirväärtuse ületamise. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 52 lõike 1 punkti 9 kohaselt keeldub keskkonnala andja keskkonnala andmisest juhul, kui keskkonnala alusel kavandatavast tegevusest tulenev keskkonnahäiring tooks kaasa olukorra, kus keskkonnamõju kaitselise piirväärtuste järgimise eesmärgil ei oleks edaspidi võimalik anda keskkonnala teisele isikule ning avalik huvi keskkonnahäiringu vältimise eesmärgil kaalub üles huvi taotletava keskkonnala andmise vastu. Seda alust ei ole siiski võimalik kohaldada olukorras, kus küsimuse all on saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse ületamine.

Seetõttu sisaldab atmosfääriõhu kaitse seadus eriregulatsiooni ka olukorras, kus heite summaarne piirkogus ei võimalda rahuldada kõiki menetluses olevaid keskkonnala taotlusi. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 96 lõike 1 kohaselt on sellisel juhul eelisõigus keskkonnala saamiseks isikul, kes toodab energiat olme- või sotsiaalvajadusteks. Kui aga kõik keskkonnala taotlejad toodavad energiat olme- või sotsiaalvajadusteks või kui ükski taotlejatest seda ei tee, on AÕKS § 96 lõike 2 kohaselt eelisõigus keskkonnala saamiseks isikul, kelle saasteainete heitkogus samalaadse toodangu ühiku kohta on kõige väiksem. Regulatsioonist nähtuvalt on tegemist materiaalsete valikukriteeriumidega, mille abil lahendatakse konkureerivate taotlejate vaheline konflikt. Need kriteeriumid võimaldavad arvesse võtta avalikke huvisid heitkoguse väljutamiseks loa andmisel.

Konkureerivate taotluste korral teeb otsuse eelisõiguse andmise kohta Keskkonnaministri ettepanekul kliimaminister käskkirjaga (AÕKS § 96 lg 3). Seega näeb säte ette eraldiseisva valikumenetluse, milles esineb jagamismenetlusele iseloomulik multipolaarne suhe ning kus keskkonnala taotlejad osalevad menetluses võrdsetel alustel. Siiski ei osale valikumenetluses kõik isikud, kellel võiks olla huvi saasteainete väljutamise vastu, vaid üksnes need, kes on esitanud keskkonnala taotluse. Atmosfääriõhu kaitse seadus ei näe ette kohustust teavitada teisi isikuid, kes võiksid samuti olla huvitatud vastava saasteaine väljutamisest. Sellises olukorras tekib küsimus võrdse kohtlemise põhimõtte järgimisest – ühelt poolt isikud, kes on esitanud taotluse, ja teiselt poolt isikud, kes on huvitatud

⁵⁴⁴ A. Aedmaa (2004), lk 140.

⁵⁴⁵ Ibid.

saasteainete väljutamisest, kuid ei ole taotlust esitanud. Taotluse esitanud isikud kaasatakse menetlusse, teised aga mitte. Siiski on võrdsuspõhiõiguse piiramine antud juhul põhiseadusega kooskõlas. Klassikalise jagamismenetluse korral tuleks huvitatud isikute teavitamise kohustust üldjuhul jaatada. Kuivõrd aga AÕKS § 97 sätestatud piiri eesmärk ei ole piiratud hüve jaotamine iseseisva eesmärgina, vaid NEC-direktiivi täitmise tagamine, ei ole ka valikukriteeriumide peamine eesmärk hüve jaotamine, vaid eelisõiguse andmine selliselt, et saavutada keskkonnanakitseline eesmärk. Seetõttu ei pruugi olla vajalik laiendada valikumenetlust kõikidele potentsiaalsetele huvitatud isikutele, vaid võib pidada põhjendatuks selle piiramist üksnes keskkonnaloa taotlejatega.

3.8.3. Keskkonnaloa andmisest keeldumine keskkonnaohu tõttu

3.8.3.1. Keskkonnaohu kui iseseisev alus keskkonnaloa andmisest keeldumiseks

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 97 kohaselt keeldub õhusaasteloa andja õhusaasteloa andmisest lisaks saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise olukorrale ka KeÜS §-s 52 sätestatud juhtudel. Tööstusheite seadus selle otseselt ei viita, kuid ka keskkonnakompleksloa andmisele kohaldatakse KeÜS §-s 52 sätestatut.⁵⁴⁶ Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 52 lg 1 p 6 kohaselt keeldub keskkonnaloa andja keskkonnaloa andmisest, kui tegevusega kaasneb keskkonnaohu, mida ei ole võimalik vältida, välja arvatud juhul, kui huvi keskkonnaloa andmiseks on ülekaalukas ja tegevusel puudub mõistlik alternatiiv ning on võetud ohu vähendamise meetmed.

Riigikohus on 2023. aastal tehtud lahendis⁵⁴⁷ leidnud, et keskkonnakompleksloa andmisest tuleb KeÜS § 52 lg 1 p 6 alusel keelduda, kui kavandatav tegevus tooks kaasa tagajärjed, mille tõttu ei ole võimalik kasvuhoonegaaside heite vähendamise eesmärke saavutada ning sellist mõju ei ole võimalik piisavalt vältida või leevendada ning seda ei tule ka taluda. Sellisel juhul on tegemist lubamatu keskkonnamõjuga ja loa andmisest tuleb keelduda. Kuna ka kasvuhoonegaaside heite arvestus on kogusepõhine sarnaselt NEC-direktiivi saasteainetele, siis on asjakohane küsida, kas sellesisulist Riigikohtu praktikat saab rakendada ka juhtumitel, kui kavandatav tegevus tooks kaasa tagajärjed, mille tõttu ületatakse kindlaksmääratud saasteaine heite riiklikku summaarset piirkogust. Jaatava vastuse korral tuleb analüüsida, kas sellisel juhul on vajadust eraldiseisva atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsiooni järele nagu see on kehtivas seaduses sätestatud.

Riigikohtu otsus 3-20-771 kuulub kliimaõiguse valdkonda ning käsitleb kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamist. Kuigi kasvuhoonegaaside heit-

⁵⁴⁶ Tööstusheite seaduse § 3 lg 2 kohaselt kohaldatakse keskkonnakompleksloa menetlusele keskkonnaseadustiku üldosa seaduse 5. peatükki, arvestades käesolevas seaduses sätestatud erisusi.

⁵⁴⁷ RKHKo 11.10.2023, 3-20-771.

koguste vähendamise ja õhusaasteainete vähendamise regulatsioonid erinevad oma õigusliku ülesehituse poolest, ühendab neid kaks olulist tunnust. Esiteks on mõlemal juhul tegemist kogusepõhiste piirangutega. Teiseks on mõlemad seotud riigile pandud siduvate tulemuskohustustega, mille täitmine sõltub summaarse heite juhtimisest ning üksikute heiteallikate kumulatiivsest mõjust. Siiski on vaja täpsemalt kindlaks teha, kas Riigikohtu otsus 3-20-771 on kohaldatav NEC-direktiivis sätestatud summaarse heite piiri regulatsiooni kontekstis. Selleks analüüsitakse kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärkide õiguslikku olemust ja nende eesmärkide siduvuse ning vahetu kohaldatavuse ulatust loamenetluses.

Selleks, et kindlaks teha, kas keskkonnanõu andmisest keeldumisel on võimalik haldusorganil tugineda heite summaarse piirkoguse ületamisele keskkonnanõu tõttu uuritakse esmalt, mis on keskkonnanõu ning kas heite summaarse piirkoguse ületamist saab käsitleda keskkonnanõuna. Samuti esitatakse küsimus, kas KeÜS § 52 lg 1 p 6 on siiski kohaldatav üksikjuhtumipõhiselt või eeldab sätte kohaldamine seadusandja poolset täpsustamist keskkonnanõu valdkonna eriosa seadustes. Käesoleva analüüsi keskne küsimus on eeltoodu alusel, kas NEC-direktiivist tuleneva riikliku summaarse heite piirkoguse ületamise oht kujutab endast KeÜS § 52 lg 1 p 6 tähenduses keskkonnanõu ning kas sellest tulenevalt oleks võimalik loa andmisest keelduda juba KeÜS üldregulatsiooni alusel, ilma AÖKS §-s 97 sätestatud erisätteta.

3.8.3.2. Võrdlus kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärkide saavutamisega

a) Kasvuhoonegaaside heitkoguste arvestus

1992. aastal Rio de Janeiros sõlmitud ÜRO kliimamuutuste raamkonventsiooni pani aluse ülemaailmsele pikaajalisele kliimapoliitikale. Sellele järgnesid oluliste verstapostidena 1997. aastal Kyoto protokoll⁵⁴⁸ ning 2015. aastal Pariisi kokkulepe.⁵⁴⁹ Viimane on tänapäeval kujunenud üheks olulisemaks rahvusvaheliseks kliimaregulatsiooni instrumendiks.

Pariisi kokkuleppes on seatud eesmärk hoida ülemaailmse keskmise temperatuuri tõusu tuntavalt allpool 2 °C võrreldes tööstusrevolutsioonieelse tasemega, püüdes piirata temperatuuri tõusu 1,5 kraadini võrreldes tööstusrevolutsioonieelse tasemega (Pariisi kokkuleppe art 2 lg 1 p a). Selle eesmärgi saavutamiseks tuleb jõuda ülemaailmse kasvuhoonegaaside heite haripunktini nii kiiresti kui võimalik ning alustada seejärel parimaid teadusandmeid kasutades heitkoguste kiire vähendamisega, et saavutada käesoleva sajandi teiseks pooleks tasakaal inimtekkeliste kasvuhoonegaaside heite allikate ja sidujate lõikes, see tähendab kliimanetraalsus (Pariisi kokkuleppe art 4 lg 1).

⁵⁴⁸ Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni kliimamuutuste raamkonventsiooni Kyoto protokoll
ratifitseerimise seadus – RT II 2002, 26, 111.

⁵⁴⁹ Pariisi kokkuleppe ratifitseerimise seadus – RT II, 01.11.2016, 2.

Kasvuhoonegaaside heite vähendamise meetmeid kavandatakse just seeläbi, et seatakse kasvuhoonegaaside heitkogustele piir. Pariisi kokkuleppes tulenevalt määravad leppes osalevad riigid heitkoguste vähendamise eesmärgid ise, arvestades kokkuleppe art 4 lg-st 3 tulenevat riigi kõrgeimat võimalikku edasipüüdlikkuse nõuet. Seejuures peab iga järjestikune riiklikult kindlaksmääratud panus kujutama endast edasiminekut eelmisest riiklikult kindlaksmääratud panusest ja näitama riigi kõrgeimat võimalikku edasipüüdlikkuse taset (kokkuleppe art 4 lg 3). Erinevalt Kyoto protokollist ei sisalda Pariisi kokkuleppe riikide jaoks kvantifitseeritud heitkoguste piiramise ja vähendamise kohustusi, vaid näeb ette kõikide riikide panuse „kõrgeimat võimalikku edasipüüdlikkuse taset arvestades“ ülemaailmsesse kliimamuutustele reageerimisse.

N. de Sadeleer toob välja, et ettevaatuspõhimõttele omase ebakindluse tase oli kliimamuutuste alases regulatsioonis 1992. aasta kliimamuutuste raamkonventsioonis kõrge, Kyoto protokollis mõõdukas ja Pariisi kokkuleppes on tegemist juba suurenenud kindlusega selles osas, et kasvuhoonegaaside heide põhjustab kliimamuutusi ning et nende mõjude leevendamiseks on valikud ulatuslikud heitkoguste vähendamise meetmed.⁵⁵⁰ IPCC 2023. aasta raporti kohaselt eeldab inimtegevusest põhjustatud globaalse soojenemise piiramine süsinikdioksiidi (CO₂) netoheite viimist nullini. Samuti rõhutatakse raportis, et kasvuhoonegaaside heitkoguste kiire ja ulatuslik vähendamine on otsustava tähtsusega, et piirata globaalset soojenemist. Seetõttu on oluline kõikide riikide panus heitkoguste vähendamisse.⁵⁵¹

Kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärgid on Euroopa Liidu tasandil sätestatud õiguslikult siduvate kohustustena. Euroopa kliimamäärusega sätestatakse Pariisi kokkuleppes tuleneva pikaajalise temperatuurieesmärgi täitmiseks siduv eesmärk saavutada Euroopa Liidus 2050. aastaks kliimanetraalsus. Samuti sätestatakse selles määruks kogu liitu hõlmav kasvuhoonegaaside netoheite vähendamise siduv eesmärk 2030. aastaks (Euroopa kliimamääruse art 1 teine lause). Määrus kohustab nii liidu institutsioone kui ka liikmesriike võtma vajalikke meetmeid, et võimaldada kliimanetraalsuse eesmärgi ühist täitmist, võttes samal ajal arvesse liikmesriikide vahel nii õigluse kui ka solidaarsuse edendamise olulisust ning selle eesmärgi saavutamise kulutasuvust (Euroopa kliimamääruse art 2 lg 2).

Euroopa Liidu kliimaõiguses ei ole saasteainete heitele kehtestatud siiski ühtset riigipõhist summaarse heite piirkogust sarnaselt NEC-direktiivis reguleeritud saasteainete heitele. Küll aga on kasvuhoonegaaside kauplemise süsteemis kehtestatud Euroopa Liidu ülene koguseline heite piir. See aga erineb NEC-direktiivi süsteemist nii oma territoriaalse ulatuse kui ka toimetehhanismi poolest. Direktiivi 2003/87/EÜ art 9 määrab kindlaks kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi jaoks liidu tasandil summaarse heitkoguse. Tegemist ei ole püsiva arvulise suurusega, vaid ajas muutuva koguselise piiran-

⁵⁵⁰ N. de Sadeleer (2022), lk 265.

⁵⁵¹ IPCC. Climate Change Synthesis Report. Symmary for Policymakers, 2023, lk 19. https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_SPM.pdf

guga, mis kujuneb kindlaksmääratud valemi alusel ning on üldjuhul ajas vähenev. Euroopa parlamendi ja nõukogu määrusega (EL) 2018/84 (ühiste jõupingutuse määrus)⁵⁵² artikliga 4 on liikmesriikidele määratud siduvad kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärgid, mis kehtivad väljaspool heitkogustega kauplemise süsteemi hõlmatud sektoreid, ajavahemikuks 2021–2030, väljendatuna protsentuaalse vähendamisena võrreldes 2005. aasta heitkoguste tasemega. Lisaks tuleb liikmesriikidel järgida Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrust (EL) 2018/841 (LULUCF),⁵⁵³ mis käsitleb maakasutust, maakasutuse muutust ja metsandust ja võimaldab arvestada süsiniku sidumisega. Euroopa Liidu tasandil sätestab lisaks kliimapoliitika juhtimise raamistiku Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/1999,⁵⁵⁴ millega tagatakse kasvuhoonegaaside heite vähendamise täitmise ühtne seire ja koordineerimine. Selle määruse art 3 kohustab liikmesriike välja töötama ka oma kliima- ja energiakava.

Liikmesriigid võivad kehtestada Euroopa Liidu õiguses sätestatud rangemaid heitkoguste vähendamise eesmäärke. Oluline on, et riiklik regulatsioon ei kahjustaks Euroopa Liidu õigusest tulenevate kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise mehhanismide toimimist. Lubatud on seega eesmärkide ambitsiooni suurendamine, kuid mitte Euroopa Liidu tasandi regulatsioonimudeli ümberkujundamine. Eestis on Riigikogu otsusena vastu võetud Eesti kliimapoliitika põhialused aastani 2050, mis seab sihiks aastaks 2050 Eestis kliimaneutraalsuse saavutamise.⁵⁵⁵ Lisaks on Eestis väljatöötamisel kliimakindla majanduse seaduse eelnõu. Seaduse eelnõu seletuskirja kohaselt annavad seaduses seatavad kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise eesmärgid sektorite ja perioodide kaupa selguse kliimaneutraalsuseni jõudmise liikumissuunas aastaks 2050. See loob siseriikliku õigusliku raami Euroopa Liidu kliimapoliitikat käsitlevates õigusaktides sätestatud kohustuste täitmiseks, et otsustada sobivaim viis üld-

⁵⁵² Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/842, 30. mai 2018, milles käsitletakse liikmesriikide kohustust vähendada kasvuhoonegaaside heidet aastatel 2021–2030, millega panustatakse kliimameetmetesse, et täita Pariisi kokkuleppega võetud kohustused, ning millega muudetakse määrust (EL) nr 525/2013 – ELT L 156, 19.6.2018, lk 26–42.

⁵⁵³ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/841, 30. mai 2018, millega lisatakse maakasutusest, maakasutuse muutusest ja metsandusest tulenev kasvuhoonegaaside heide ja sellest tulenevate kasvuhoonegaaside sidumine 2030. aasta kliima- ja energiapoliitika raamistikku ning millega muudetakse määrust (EL) nr 525/2013 ja otsust nr 529/2013/EL – ELT L 156, 19.6.2018, lk 1–25.

⁵⁵⁴ Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/1999, 11. detsember 2018, milles käsitletakse energialiidu ja kliimameetmete juhtimist ning millega muudetakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrusi (EÜ) nr 663/2009 ja (EÜ) nr 715/2009, Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiive 94/22/EÜ, 98/70/EÜ, 2009/31/EÜ, 2009/73/EÜ, 2010/31/EL, 2012/27/EL ja 2013/30/EL ning nõukogu direktiive 2009/119/EÜ ja (EL) 2015/652 ning tunnistatakse kehtetuks Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) nr 525/2013 – ELT L 328, 21.12.2018, lk 1–77.

⁵⁵⁵ Riigikogu 05.04.2017 otsus „Kliimapoliitika põhialused aastani 2050“ – RT III, 07.04.2017, 1; RT III, 10.02.2023, 3.

eesmärkideni jõudmiseks.⁵⁵⁶ Eelnõu kujutab endast seega siseriiklikku algatust eesmärgiga kujundada terviklik kliimaregulatsiooni siseriiklik raamistik.

Riikidel on eeltoodust nähtuvalt kohustus vähendada oma kasvuhoonegaaside heiteid nii rahvusvahelisest õigusest kui ka Euroopa Liidu õigusest tulenevalt. Täna on mitmete riikide kohtud hinnanud riikide panuse piisavust kliimamuutuste leevendamisse ning leidnud, et need ei ole piisavalt ambitsioonikad. Euroopas on siin üheks esimeseks ja tuntumaks näiteks Hollandi Riigikohtu lahend asjas Urgenda Foundation vs State of the Netherlands,⁵⁵⁷ milles tunnustati esmakordselt Euroopa kontekstis kodanike õigust nõuda riigilt meetmete võtmist kliimamuutuste ärahoidmiseks.⁵⁵⁸ Kohus toetus inimõiguste ja põhivabaduste kaitse konventsioonile (EIÖK)⁵⁵⁹ ning leidis, et riigi kasvuhoonegaaside vähendamise poliitika ei vasta ilmselgelt EIÖK art 2 ja 8 nõuetele, sest sellega ei võeta sobivaid meetmeid Hollandi elanike kaitsmiseks kliimamuutuste eest. Hollandi kõrgem kohus leidis seega, tuginedes otsuse tegemisel muuhulgas IPCC teaduslikele hinnangutele, et kliimamuutustega kaasnevad ohud on piisavalt tõsised ja vahetud, et olla EIÖK art-te 2 ja 8 mõjualas.⁵⁶⁰ 2025. aastal andis ka Rahvusvaheline Kohus (*International Court of Justice*, ICJ) nõuandearvamuse riikide kohustuste kohta seoses kliimamuutustega, mille kohaselt lasub riikidel rahvusvahelise õiguse alusel hoolsuskohustus ennetada olulist keskkonnakahju, sealhulgas kliimamuutusi, ning võtta selleks tõhusaid ja proportsionaalseid meetmeid.⁵⁶¹

b) Projektide kliimamõju hindamine

Kasvuhoonegaaside heitkoguste kahjulik mõju ei ole sellisel viisil vahetult tajutav kui kohalik õhu-, vee- või pinnase saastatus. Nendest heidetest tulenev kahju, täpsemalt negatiivne kliimamõju kasvuhooneefekti ja kliimasoojenemise näol on globaalse ulatusega, hajus ja pikaajaline. Seetõttu tekib põhjendatult küsimus, kas on võimalik kliimamõju hinnata ja sellega arvestada üksiku projektiga seotud keskkonnamõju hindamisel.

On kaks peamist põhjust, mis võivad takistada sellise hindamise läbiviimist. Projekti kliimamõju olulisuse kindlakstegemise teeb keeruliseks asjaolu, et eraldiseisvalt vaadelduna võivad ühe projekti kasvuhoonegaaside heitkogused tunduda ebaolulise panusena globaalse kliimasoojenemise kujunemisse. Teiseks on raske ette näha projekti elluviimisega seotud kaudseid mõjusid, mis võivad

⁵⁵⁶ Kliimakindla majanduse seaduse eelnõu seletuskiri.

<https://kliimaministeerium.ee/eesti-kliimaseadus> (04.04.2026).

⁵⁵⁷ Dutch Supreme Court, Urgenda Foundation v. State of the Netherlands, 20.12.2019. <https://uitspraken.rechtspraak.nl/details?id=ECLI:NL:HR:2019:2007> (04.04.2026).

⁵⁵⁸ P. Kuusk. Kliimakaebused Euroopa Kohtutes. – *Juridica* 2021, 5, lk 381–390, lk 383.

⁵⁵⁹ Inimõiguste ja põhivabaduste kaitse konventsioon – RT II 2010, 14, 54.

⁵⁶⁰ P. Kuusk (2021).

⁵⁶¹ ICJ. Advisory Opinion on the Obligations of States in respect of Climate Change, 2025. https://www.icj-cij.org/case/187?utm_source (04.04.2026).

mõnikord avalduda koguni teise riigi jurisdiktsioonis.⁵⁶² Tänašeks päevaks aga viitavad teadusandmed üheselt sellele, et kumulatiivsete inimtekkeliste CO₂ heitkoguste ja nende põhjustatud globaalse soojenemise vahel on peaaegu lineaarne seos. Iga 1000 gigatonni kumulatiivseid CO₂ heitkoguseid põhjustab hinnanguliselt 0,27 °C kuni 0,63 °C suuruse globaalse pinnatemperatuuri tõusu.⁵⁶³ See asjaolu suurendab oluliselt kliimamõju hindamise tähtsust ka üksiku projekti tasandil.

Tänapäeval kasutataksegi keskkonnamõju hindamist kliimamuutuste leevendamise vahendina enamikus jurisdiktsioonides.⁵⁶⁴ Sõnaselge kliimamõju hindamise nõue sisaldub alates 2014. aastast (koos ülevõtmise kohustusega liikmesriikidele hiljemalt 16. maiks 2017) ka keskkonnamõju hindamise direktiivis.⁵⁶⁵ Direktiivi artikkel 3 lg 1 p c kohaselt tehakse keskkonnamõju hindamisel kindlaks projekti otsene ja kaudne oluline mõju muuhulgas kliimale. Direktiivi IV lisa p-st 5 f nähtub, et kirjeldus tõenäoliselt olulise keskkonnamõju kohta, mis tuleneb muu hulgas projekti mõjust kliimale hõlmab kasvuhoonegaaside heite laadi ja ulatust. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ teatavate kavade ja programmide keskkonnamõju hindamise kohta⁵⁶⁶ seevastu eraldiseisvat kohustust kliimamõju hindamiseks ette ei näe. Siiski suunavad Euroopa Komisjoni juhenddokumendid ka keskkonnamõju strateegilise hindamise läbiviimisel arvestama kava või programmi kliimamõjudega.⁵⁶⁷ Kliimamõju hindamise teeb keeruliseks aga asjaolu, et kasvuhoonegaaside heitele ei ole seaduses ettenähtud künnist, mille alusel hinnata, kas kavandatav tegevus ületab keskkonna taluvuspiiri ning põhjustab olulist kliimamõju.⁵⁶⁸

c) Võrdlev käsitlus

Riigikohtu lahend kohtuasjas 3-20-771 kinnitab, et keskkonnaoht ei pruugi seisneda üksnes konkreetse tegevuse vahetus mõjus, vaid võib tuleneda ka keskkonna

⁵⁶² B. Mayer. Climate Effects in Environmental Impact Assessment. – Transnational Environmental Law, 2025, 14(2), lk 342–364. <https://doi.org/10.1017/S2047102524000402>.

⁵⁶³ IPCC. Summary for Policymakers. – Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, New York: Cambridge University Press, 2023, lk 28. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>.

⁵⁶⁴ B. Mayer (2025), lk 345.

⁵⁶⁵ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2011/92/EL, 13. detsember 2011, teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta – ELT L 26, 28.1.2012, lk 1–21.

⁵⁶⁶ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ, 27. juuni 2001, teatavate kavade ja programmide keskkonnamõju hindamise kohta – EÜT L 197, 21.7.2001, lk 30–37, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Kõide 006 Lk 157–164.

⁵⁶⁷ European Commission, Guidance on integrating climate change and biodiversity into SEA, 2013. <https://doi.org/10.2779/11735>.

⁵⁶⁸ SA Keskkonnaõiguse Keskus. Soovitused kliimamõju hindamiseks KSHs ja KMHs ning kliimakaalutluste arvesse võtmiseks haldusotsustes, 2023. <https://roheline.ee/wp-content/uploads/Kliimamoju-hindamise-suunis-KOK-20232-1.pdf> (04.04.2026).

taluvuspiiri ületamisest kumulatiivse koormuse tagajärjel. Kui keskkonna taluvuspiir on teaduslike andmete alusel kindlaks määratud, siis viitab selle ületamine olukorrale, kus keskkonnale avalduv koormus on jõudnud tasemeni, mis võib kaasa tuua kahjulikke muutusi keskkonnas. Sellest tulenevalt tuleb vältimis- põhimõttest lähtuvalt hoiduda taluvuspiiri ületamisest juba enne konkreetse kahju realiseerumist. Sama loogika on kohaldatav ka NEC-direktiivi kontekstis. Kuigi NEC-direktiivis sätestatud riiklik summaarne heite piirkogus ei ole samastatav keskkonna taluvuspiiriga, kujutab see endast teaduslikel hinnangutel põhinevat regulatiivset vahendit, mille eesmärk on vältida taluvuspiiri ületamist. Seetõttu võib summaarse heite piirkoguse ületamine viidata olukorrale, kus keskkonnale avalduv kumulatiivne koormus on jõudnud lubatust kõrgemale tasemele. Sellisel juhul ei seisne keskkonnoaht mitte üksiku tegevuse vahetus mõjus, vaid asjaolus, et tegevus suurendab kumulatiivset keskkonnakoormust olukorras, kus keskkonna kaitseks kehtestatud summaarne heitepiir on juba saavutatud või ületatud. Kavandatav tegevus aitab siin kaasa õigusaktiga vältida soovitud olukorra püsimisele või süvenemisele.

3.8.3.3. Keskkonnaohu määratlus

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 5 kohaselt on keskkonnoaht olulise keskkonnoahäiringu tekkimise piisav tõenäosus. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse §-s 10 sätestatud vältimispõhimõte suunab keskkonnoahtu vältima, välja arvatud juhul, kui tegevus on vajalik ülekaaluka huvi tõttu, puudub mõistlik alternatiiv ja keskkonnoahtu vähendamiseks on võetud vajalikud meetmed. See tähendab, et keskkonnoahtu tuvastamisel tuleb reeglina tegevus keelata.

Keskkonnoahuna mõistetakse olukorda, kus esinevad samaaegselt kaks aspekti – oluline keskkonnoahäiring ja selle tekkimise piisav tõenäosus. Keskkonnoahäiring on inimtegevusega kaasnev vahetu või kaudne ebasoodne mõju keskkonnale, sealhulgas keskkonna kaudu toimiv mõju inimese tervisele, heaolule või varale või kultuuripärandile (KeÜS § 3 lg 1). Oluline keskkonnoahäiring seevastu ei ole seaduses defineeritud. Keskkonnoahäiringu definitsioonist tulenevalt saab siiski järeldada, et oluline keskkonnoahäiring on selline keskkonnoahäiring, mis toob kaasa olulise ebasoodsa mõju keskkonnale, inimese tervisele, heaolule, varale või kultuuripärandile.⁵⁶⁹ Tegemist on sellise ebasoodsa mõjutusega, mida üldreeglina ei tule ega tohi taluda ning mille saabumist tuleb reeglina tõrjuda.⁵⁷⁰

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 sisaldab loetelu juhtumitest, mil eeldatakse olulise keskkonnoahäiringu tekkimist. Sätte kohaselt eeldatakse olulise keskkonnoahäiringu tekkimist keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamisel, saastatuse põhjustamisel, keskkonnakahju põhjustamisel, olulise keskkonnamõju

⁵⁶⁹ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid.

⁵⁷⁰ Keskkonnaseadustiku üldosa seadus 799 SE eelnõu seletuskiri, lk 13.
<https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/a1cafc27-2f02-448d-8509-8e9fa312a129/keskkonnaseadustiku-uldosa-seadus/> (04.04.2026).

põhjustamisel ja olulise ebasoodsa mõju tekitamisel Euroopa Liidu Natura 2000 võrgustiku alale. Tegemist ei ole lõpliku loeteluga, mis tähendab, et nii keskkonnavaldkonna eriosa seadustest kui ka juhtumipõhise rakendamise korral võib põhjendatud juhtudel oluliseks lugeda ka selles lõikes mitteloetletud häiringuid.⁵⁷¹

Ka piisav tõenäosus on määratlemata õigusmõiste. Piisav tõenäosus tähendab eelkõige seda, et teaduslik ebakindlus negatiivse tagajärje saabumise suhtes puudub või on minimaalne.⁵⁷² Samas, mida prioriteetsem on kaitstav õigushüve ja mida ulatuslikumalt seda ohustatakse, seda madalam võib olla kindluse aste tagajärje saabumise osas.⁵⁷³ Ka keskkonna kõrgetasemelise kaitse põhimõte, mis tuleneb KeÜS §-st 8, suunab kahtluse korral otsustama piisava tõenäosuse olemasolu kasuks.⁵⁷⁴

Eeltoodut arvestades on KeÜS § 3 lg 2 puhul oluline rõhutada, et seaduse sõnastuse kohaselt eeldatakse selles sättes nimetatud juhtudel olulise keskkonnahäiringu tekkimist. Tegemist on õigusliku eeldusega, mille kaudu on seadusandja pidanud neis olukordades keskkonnaohu tekkimise tõenäosust piisavalt suureks. Seadusandja on siin vabastanud haldusorgani üksikjuhtumipõhisest tõendamis-kohustusest ning asendanud selle normatiivse hinnanguga, mis sisaldab lisaks olulise keskkonnahäiringu eeldusele ka piisava tõenäosuse olemasolu eeldust. Siin ei ole sisustatud olulise keskkonnahäiringu mõistet selle tunnuste kaudu, vaid antud hinnang keskkonnaohu tekkimise tõenäosusele.

Juhul, kui olukord ei kuulu KeÜS § 3 lg 2 loetellu, peab haldusorgan üksikjuhtumipõhisel kohaldamisel hindama keskkonnale avalduva ebasoodsa mõju ulatust, sellega kaasneda võivate tagajärgede raskust ning kaitstava õigushüve kaalukust.

3.8.3.4. Saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamine kui keskkonnaoht

Liidetud kohtuasjades C-165/09–C-167/09 käitles Euroopa Kohus küsimust, kas NEC-direktiiv kohustab liikmesriiki haldusõiguslike lubade andmisest keelduma, kui sellega võiks kaasneda summaarse heite piiri ületamine. Kohus leidis, et sellist kohustust direktiivist ei tulene. Euroopa Kohus ei käsitlenud lahendis seda, kas ületamine tähendab keskkonnaohtu, mida tuleb ära hoida, vaid rõhutas, et liikmesriigil lasub kohustus saavutada direktiivi eesmärkide täitmine. Selline Euroopa Kohtu seisukoht ei tähenda siiski, et NEC-direktiivis sätestatud summaarse heite piiri ületamine ei võiks olla käsitatav keskkonnaohuna. Selles lahendis ei analüüsinud kohus summaarse heite piiri ületamise materiaalsel mõju, vaid piirdus direktiivi institutsionaalse ülesehituse tõlgendamisega. Seetõttu ei välista kohtu otsus siseriiklikku käsitlust, mille kohaselt võib püsiv või

⁵⁷¹ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid; RKHKo 09.10.2019 3-17-796, p 12.

⁵⁷² H. Veinla, E. Saunanen. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu põhialused – Juridica, 2008, 9, lk 598–508, lk 603.

⁵⁷³ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid; H. Veinla (2016), lk 53.

⁵⁷⁴ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid.

prognoositav summaarse heite piiri ületamine olla keskkonnaoht, mida tuleb loa andmisel arvesse võtta.

Ettevaatuspõhimõtte kohaselt kindla tõenduse puudumine olulise keskkonnanahju kohta ei tohi olla võimaliku kahju ennetavate abinõude mitterakendamise põhjuseks. Summaarne heite piir on kehtestatud ettevaatuspõhimõttest lähtudes. Eesmärk on hoida keskkonnakoormus allapoole potentsiaalselt ohtliku taseme. Küsitav on, kuidas peaks õiguslik regulatsioon käsitlema summaarse heite piiri ületamist. Kas tegevus tuleks piirata, sest piiri ületamine on keskkonnaoht või on piir pelgalt koormuse jagamise instrument ja ületamine on õigusnormi – antud juhul NEC-direktiivi – rikkumine, mitte aga keskkonnaohuna käsitletav.

Kui piiri ületamine tähendab keskkonnariski suurenemist, tuleks tegevus keelustada. Teadus määrab ökosüsteemi taluvusläve ja poliitika lisab ettevaatusvaru. Õigusnorm kehtestab maksimaalse lubatud koormuse. Selle ületamisel ei saa enam eeldada, et keskkonnakoormus püsib tasemel, mis võimaldab vältida olulise keskkonnanahäiringu tekkimist, ning suureneb sellise häiringu tekkimise tõenäosus. Tuginedes keskkonna kõrgetasemelise kaitse põhimõttele, võib seda käsitleda keskkonnaohuna, mis kohustab võtma vältimismeetmeid. Seda käsitlust toetab ka heite summaarse piirkoguse süstematiseerimine loodusvara kasutusmäära hulka. Loodusvara kasutusmäärade eesmärk on tagada ressursi kasutamine keskkonna taluvuspiire arvestades. Seetõttu viitab sellise kasutusmäära ületamine sellele, et keskkonnale avaldub koormus võib ületada lubatavaks peetud taseme.

Keskkonnaohu tuvastamiseks tuleb esmalt hinnata, kas tegemist võib olla KeÜS § 3 lg-s 2 nimetatud olulise keskkonnanahäiringu tekkimise eeldusega. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 p 1 kohaselt eeldatakse olulise keskkonnanahäiringu tekkimist keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ületamisel. Summaarne heite piir ei ole keskkonna kvaliteedi piirväärtus,⁵⁷⁵ seega ei ole kohaldatav KeÜS § 3 lg 2 p 1.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 p 2 kohaselt eeldatakse olulise keskkonnanahäiringu tekkimist saastatuse põhjustamisel. Saastatus on KeÜS § 7 lg 5 kohaselt saastamisest põhjustatud oluline ebasoodne muutus õhu, vee või pinnase kvaliteedis. Saastamine on samuti KeÜS-is defineeritud. Selle § 7 lg 4 kohaselt on saastamine heite väljutamine nii, et see põhjustab keskkonnaohu või keskkonnariski. Siit nähtub, et saastamine ei pruugi tuua kaasa saastatust. Seda seetõttu, et saastamine on seotud keskkonnariski ja keskkonnaohuga. Ei risk ega oht eelda keskkonnale juba realiseerunud olulise mõju tekkimist, vaid käsitlevad vastavalt vähendamist vajava keskkonnanahäiringu tekkimise võimalikkust või olulise keskkonnanahäiringu tekkimise piisavat tõenäosust. Saastatuse puhul on saastamisega seotud tegevusega aga juba keskkonnaelemente ebasoodsalt mõjutatud selliselt, et oluline ebasoodne muutus on keskkonnas aset leidnud. See tähendab, et heite väljutamisega on juba põhjustatud oluline ebasoodne muutus keskkonna kvaliteedis. Arvestades sellega, et keskkonnaoht on olulise keskkonnanahäiringu tekkimise piisav tõenäosus ning olulise keskkonnanahäiringu tekkimist

⁵⁷⁵ Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja keskkonnakvaliteedi piirväärtuse erinevuse kohta vaata täpsemalt alapunkt 2.4.1.2.

eeldatakse saastatuse põhjustamisel, mis on definitsiooni kohaselt juba keskkonnas realiseerunud negatiivne mõju, tekib põhjendatult küsimus, kuidas suhestuvad omavahel keskkonnaoht kui häiringu tekkimise tõenäosust kirjeldav kategooria ja saastatus kui juba realiseerunud keskkonnaseisundi muutus. Sellele vastamine ei ole aga käesoleva töö ülesanne. Igal juhul on võimalik sätetest järeldada, et kuivõrd saastatus on definitsiooni kohaselt suunatud juba realiseerunud olukorrale, ei saa summaarse heitkoguse ületamist käsitleda saastatusena, sest summaarne heitkogus käsitleb keskkonda väljutatava heite üldkogust, mitte keskkonnamelementide kvaliteedis toimunud olulist ebasoodsat muutust.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 p 3 kohaselt eeldatakse olulise keskkonnahäiringu tekkimist keskkonnakahju põhjustamisel. Sättes viidatud keskkonnakahju mõistet tuleks käsitleda keskkonnakahjuna keskkonnavastutuse seaduse tähenduses.⁵⁷⁶ Ilmselt ei saa siiski välistada võimalust kohaldada KeÜS § 3 lg 2 p-i 3 ka muudel keskkonnakahju juhtudel. Selle aluseks peab aga olema normatiivselt selgelt määratletud olukord, vastasel juhul laieneks haldusorgani otsustusruum ulatuses, mis ei oleks kooskõlas õigusselguse põhimõttega. Summaarse heite piiri ületamist ei ole keskkonnavastutuse seaduses kvalifitseeritud keskkonnakahjuna ega ole see kirjas selliselt ka muudes õigusaktides KeÜS § 3 lg 2 p 3 tähenduses.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 p 4 kohaselt eeldatakse olulise keskkonnahäiringu tekkimist olulise keskkonnamõju põhjustamisel. Oluline keskkonnamõju on sisustatud keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses (KeHJS).⁵⁷⁷ Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 2¹ kohaselt on keskkonnamõju kavandatava tegevusega või strateegilise planeerimisdokumendi elluviimisega eeldatavalt kaasnev vahetu või kaudne mõju keskkonnale, inimese tervisele ja heaolule, kultuuripärandile või varale. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 2² kohaselt on keskkonnamõju oluline, kui see võib eeldatavalt ületada mõjuala keskkonnataluvust, põhjustada keskkonnas pöördumatuid muutusi või seada ohtu inimese tervise ja heaolu, kultuuripärandi või vara. Keskkonnamõju hinnatakse tegevusloa taotluse raames (KeHJS § 3 lg 1). Tegevusluba on KeHJS § 7 p 2 kohaselt ka keskkonnakompleksluba või keskkonnaluba. Keskkonnamõju hindamine viiakse läbi seaduses sätestatud juhtudel (KeHJS § 6 lg 1) või kui otsustaja antud eelhinnangu kohaselt on keskkonnamõju hindamise läbiviimine vajalik (KeHJS § 6 lg 2). Olulisel keskkonnamõjul on seega KeHJS kontekstis keskkonnamõju hindamise algatamise künnist tähistav funktsioon.⁵⁷⁸ Juhul kui tegevus toob eeldatavalt kaasa olulise keskkonnamõju, tuleb selleks tegevuseks loa taotlemise korral algatada keskkonnamõju hindamise menetlus. Summaarse heitkoguse ületamine ei ole KeHJS § 6 lg-s 1 olulise keskkonnamõjuga tegevusena loetletud. Samuti ei ole see eraldiseisvalt välja toodud § 6 lg-s 2, mille korral

⁵⁷⁶ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid.

⁵⁷⁷ H. Veinla. § 3. – KeÜS kommentaarid; H. Veinla (2016), lk 49.

⁵⁷⁸ H. Veinla, § 3. – KeÜS kommentaarid.

otsustaja peab andma eelhindangu selle kohta, kas tegevusel on oluline keskkonnamõju ning ei ole sätestatud ka Vabariigi Valitsuse 29.08.2005 määrusega nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhindang, täpsustatud loetelu“ (määrus nr 224)⁵⁷⁹ kehtestatud tegevusvaldkondade täpsustatud loetelus. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi § 6 lg-s 2 ei ole siiski tegemist ammendava loeteluga. Paragrahv 6 lg 2 p 22 kohaselt peab otsustaja andma eelhindangu selle kohta, kas kavandataval tegevusel on oluline keskkonnamõju ka muu tegevuse korral, mis võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju. Sarnaselt täpsustab määruse nr 224 § 16 p 1, et keskkonnamõju vajalikkuse eelhindang tuleb anda ka määruses nime tamata tegevuse korral, mis võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju. Seega, kui projektil on oluline keskkonnamõju, tuleb seda hinnata isegi siis, kui seda pole eraldi hindamiskategooriana nimetatud. Kuna saasteainete välisõhku väljutamine ei ole asi iseeneses, vaid on alati seotud konkreetse tegevusega, eeskätt tööstusliku tegevusega, võib eeldada, et keskkonnaloa menetluses, milles hinnatakse heite summaarse piirkoguse ületamist, on algatatud ka keskkonnamõju hindamine mõnel KeHJS § 6 lõigetes 1 või 2 sätestatud alusel.

Küsitav on siiski, kas riigi summaarse heite piiri ületamine või sellele lähemine kujutab endast sellist konkreetset ja projektipõhist keskkonnamõju, mille hindamine oleks keskkonnamõju hindamise menetluse kaudu võimalik ja asjakohane. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 3¹ lg 2 kohaselt tuvastatakse keskkonnamõju hindamisel kavandatava tegevuse otsene ja kaudne oluline keskkonnamõju keskkonnaelementidele, nagu maa, pinnas, vesi, välisõhk, kliima, maastik ja looduslik mitmekesisus, elanikkonnale, inimese tervisele, heaolule ja varale, kultuuripärandile ja kaitstavatele loodusobjektidele ning nende omavahelistele seostele, samuti võimaliku suurõnnetuse või katastroofiga kaasnev oluline keskkonnamõju, ning kirjeldatakse ja hinnatakse neid. Saasteainete välisõhku väljutamine mõjutab välisõhku ja selle kaudu ka teisi KeHJS § 3¹ lg-s 2 nimetatud keskkonnaelemente. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse sätet täpsustab keskkonnaministri 01. septembri 2017 määrus nr 34 „Keskkonnamõju hindamise aruande sisule esitatavad täpsustatud nõuded“ (määrus nr 34).⁵⁸⁰ Määruse nr 34 § 5 lg 1 kohustab keskkonnamõju hindamise aruandes esitama kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivsete võimalustega eeldatavalt oluliselt mõjutatava keskkonna kirjelduse, mis peab sisaldama teavet asjakohaste keskkonnaelementide ja -aspektide kohta.

Seejuures kuulub määruse nr 34 § 5 lg 2 p 3 kohaselt mõjutatavate keskkonnaelementide hulka ka välisõhk ja kliima, näiteks kasvuhoonegaaside heide atmosfääri ja kliimamuutustega kohanemise seisukohalt asjakohane teave. Keskkonna-

⁵⁷⁹ Vabariigi Valitsuse 29.08.2005 määrus nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhindang, täpsustatud loetelu“ – RT I, 27.03.2024, 9; RT I 2005, 46, 383.

⁵⁸⁰ Keskkonnaministri 01.09.2017 määrus nr 34 „Keskkonnamõju hindamise aruande sisule esitatavad täpsustatud nõuded“ – RT I, 06.09.2017, 1.

mõju hindamise aruandes esitatakse määruse nr 34 § 6 lg 2 kohaselt hinnang kavandatava tegevuse ja selle reaalsete alternatiivsete võimaluste eeldatavalt olulise keskkonnamõju kohta, mis tuleneb muuhulgas saasteainete heidetest õhku, vette või pinnasesse; ohust inimese tervisele, varale, heaolule, maastikele, kultuuri-pärandile või keskkonnale; koosmõjust muude praeguste ja planeeritavate tegevustega, võttes arvesse kõiki praeguseid suure keskkonnatähtsusega alade või loodusvarade kasutamise seotud keskkonnaprobleeme. Seejuures rõhutatakse sama paragrahvi lõikes 3, et eeldatavalt olulise keskkonnamõju hindamisel lähtutakse otsesest ja kaudsest mõjust, koosmõjust, piiriülesest mõjust, lühiajalisest, keskmise pikkusega ja pikaajalisest mõjust, püsivast ja ajutisest mõjust, soodsast ja ebasoodsast mõjust.

Eeltoodust nähtub, et keskkonnamõju hindamise käigus hinnatakse mõju, mis tuleneb muuhulgas saasteainete heidetest välisõhku. Lisaks nähtub mõju hindamist täpsustavast määrusest nr 34, et keskkonnamõju hindamine ei tähenda vaid konkreetse projektiga otseselt ruumiliselt seotud mõju hindamist, vaid hõlmab ka kaudse, kumulatiivse, pikaajalise ja ka piiriülese mõjuga arvestamist. Seejuures tuleb võtta arvesse koosmõju muude praeguste ja planeeritavate tegevustega, muuhulgas suure keskkonnatähtsusega alade või loodusvarade kasutamisega seotud keskkonnaprobleeme. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse § 20 lg-st 1 ja § 13 lg 1 p-st 4 nähtub, et keskkonnamõju hindamisel peab käsitlema kavandatava tegevuse seost strateegiliste planeerimisdokumentidega. Riigikohus on leidnud, et selliseks strateegiliseks dokumendiks võivad olla Eesti jaoks siduvad Euroopa Liidu või riigisisised strateegilised arengudokumendid, milles on paika pandud kasvuhõõnegaaside vähendamise eesmärgid.⁵⁸¹

Võttes arvesse määruses nr 34 paika pandud mõju hindamise ulatust ning samuti KeHJS § 20 lg-s 1 ja § 13 lg 1 p-s 4 sätestatud ning arvestades ka Riigikohtu seisukohaga saab teha järelduse, et ka õhusaasteainete hindamise programm võib olla selline dokument, millega tuleb keskkonnamõju hindamise menetluses arvestada.

Keskkonnamõju hindamise direktiivi IV lisa p 5 kohaselt tuleb tõenäoliselt olulise mõju kirjelduses arvesse võtta neid liidu või liikmesriigi keskkonnakaitseesmäärke, mis on projekti seisukohalt asjakohased. Siit nähtub, et regulatsioon ei nõua mitte igas keskkonnamõju hindamise menetluses riikliku summaarse heite piiriga arvestamist. Küll tuleks seda arvesse võtta olukorras, kus kavandatava tegevusega lisanduv heitkogus oleks sedavõrd suur, et võib kaasa tuua riikliku summaarse heite piiri ületamise.

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse § 3 lg 2 p 5 kohaselt eeldatakse olulise keskkonnahäiringu tekkimist veel olulise ebasoodsa mõju tekitamisel Euroopa Liidu Natura 2000 võrgustiku alale. Natura 2000 on Euroopa Liidu kaitsealade võrgustik, mis on loodud EL-i ühise looduspärandi kaitseks. Natura võrgustiku õiguslikuks aluseks on Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning

⁵⁸¹ RKHKo 11.10.2023 3-20-771, p 21.

loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta (loodusdirektiiv)⁵⁸² ja Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ, loodusliku linnustiku kaitse kohta⁵⁸³ (linnudirektiiv).⁵⁸⁴ Looduskaitseseaduse⁵⁸⁵ § 69 lg 1 kohaselt koosneb Euroopa Liidu Natura 2000 võrgustik Eestis linnualadest, millest Eesti riik on Euroopa Komisjoni teavitanud linnudirektiivi kohaselt ja aladest, millel on loodusdirektiivi kohaselt Euroopa Komisjoni seisukohast üleeuroopaline tähtsus. Riigi summaarne heide ei ole seotud Natura 2000 kaitsemehhanismiga, seetõttu ei ole KeHJS § 3 lg 2 p-s 5 nimetatud olulise keskkonnanähäringu eeldus kohaldatav.

Küsitav on veel siiski, kas riigi summaarse heite piiri ületamist võib käsitleda üleüldse keskkonnaohuna KeÜS § 10 tähenduses ehk kas riigi summaarse heite piiri ületamine võib tuua piisava tõenäosusega kaasa olulise keskkonnanähäringu. Atmosfääriõhu kaitse seadus ei sisalda sellekohast erisätet. Küll sätestab seaduse § 106 lg 8, et saasteaine lubatud heitkoguse ületamisel eeldatakse keskkonnaohu tekkimist. See norm ei ole aga seotud summaarse heitega, vaid reguleerib paikse heiteallika põhiselt määratud heitkogust.⁵⁸⁶ Seega kui õhusaasteloaga või keskkonnampleksloaga on kindlaks määratud saasteainele kindel heitkogus, siis loeb seadus selle ületamist eelduslikult keskkonnaohuks. Siit võib teha järelduse, et kui seadusandja peab üksiku paikse heiteallika piinormi ületamist piisavalt ohtlikuks, et kehtestada õiguslikult keskkonnaohu eeldus, siis näitab see üldist hinnangut õhusaastega seotud riskide tõsidusele. See omakorda toetab seisukohta, et ka summaarse heite ületamine ei saa olla õiguslikult neutraalne. Siiski on siin regulatsiooni tasandid erinevad, sest summaarne heide on paljude tegevuste koondnäitaja ning puudub otsene ruumiline ja põhjuslik seos üksiku tegevusega.

Keskkonnaohu tuvastamine sõltub tekkimise tõenäosuse kõrval sellest, kui oluline on kavandatava tegevuse tagajärg. Mida raskem tagajärg, seda väiksem võib olla tõenäosus. NEC-direktiivi art 1 lg 1 kohaselt kehtestatakse liikmesriikidele heitkoguste vähendamise kohustused selleks, et liikuda edasi õhukvaliteedi taseme saavutamise suunas, mis ei põhjustaks olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele ega keskkonnale.

NEC-direktiivi põhjenduspunkti 8 kohaselt peaksid liikmesriigid rakendama direktiivi viisil, mis aitab tõhusalt kaasa liidu pikaajalise õhukvaliteedialase eesmärgi saavutamisele, mida toetavad WHO suunised ning liidu bioloogilise

⁵⁸² Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7–50, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Köide 002 Lk 102 – 145.

⁵⁸³ K. Relve. Natura 2000 võrgustik Euroopa Liidu ja Eesti õiguses. SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2022, lk 6. https://media.voog.com/0000/0036/5677/files/Natura%202000%20ELi%20ja%20Eesti%20õiguses_K6K2022.pdf (04.04.2026).

⁵⁸⁴ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ, 30. november 2009, loodusliku linnustiku kaitse kohta – ELT L 20, 26.1.2010, lk 7–25.

⁵⁸⁵ Looduskaitseseadus – RT I 2004, 38, 258; RT I, 28.01.2026, 5.

⁵⁸⁶ Saasteaine heite summaarse piirkoguse ja heite piirväärtuse erinevust on käsitletud alapunktis 2.4.1.3.

mitmekesisuse ja ökosüsteemi kaitse eesmärgid, vähendades hapestumise, eutrofeerumise ja osooniga seotud õhusaaste kontsentratsiooni ja sadestumist allapoole kriitilisi saastekoormuseid ja -tasemeid, mis on sätestatud piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonis. Selle eesmärgi saavutamise peamine meede on heite summaarse piirkoguse kindlaksmääramine. NEC-direktiiviga seotud mõjuhindangu kokkuvõttes nenditakse, et õhusaaste on kõige esimene keskkonnast tulenev surma põhjustaja Euroopa Liidus, mille arvele langeb kümme korda rohkem enneaegseid surmasid kui liiklusõnnetuste tagajärjel ning et eutrofeerumise tõttu on ohustatud kolm neljandikku Euroopa Liidu kõige väärtuslikumatest ökosüsteemidest.⁵⁸⁷ Kriitiliste koormuste kontseptsioon, millele tuginevad nii NEC-direktiivi kui Göteborgi protokolli summaarsed heitkogused, on välja töötatud selleks, et määrata kindlaks saasteainete maksimaalne koormus, mida ökosüsteem talub ilma, et tekiks teaduslikult tuvastatavad kahjulikud mõjud. Seega on selle eesmärk vältida olukorda, kus heited ületavad taseme, mis põhjustab keskkonnakahju. Eeltoodu alusel võib väita, et summaarse heite piir on otseselt seotud keskkonna ja inimese tervise kaitsega. Riikliku heitkoguse ületamine võib kaasa tuua selle, et ei suudeta saavutada NEC-direktiiviga seatud keskkonkaitselisi eesmäärke.

Samas nähtub siit, et piir on seatud selleks, et saavutada parem õhukvaliteet võrreldes tänase olukorraga. See erineb sisuliselt kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise regulatsioonist, sest kliimaõigus on suunatud eelkõige tulevikus realiseeruda võivate ulatuslike ja pöördumatute kahjude ennetamisele. Kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise ja summaarse heite piiramise regulatsioonid põhinevad küll erineval ajalise ja ruumilise mõjuga riskihinnangul, kuid mõlemad on siiski suunatud oluliste keskkonna- ja tervisekahjude ennetamisele. Kliimaeesmärgid keskenduvad pikaajaliste ja globaalselt avalduvate riskide vältimisele. NEC-direktiivi alusel kehtestatud piirid on suunatud aga vahetumate ja piirkondlikult avalduvate mõjude vähendamisele. Seega ei ole võimalik järeldada, et üksnes kasvuhoonegaaside heitkoguste ületamine kujutab endast keskkonnohtu, samas kui NEC-direktiivis sätestatud heite piiride ületamine seda ei tee. Vastupidi, kuna NEC-direktiiv põhineb teaduslikel hinnangutel saasteainete kahjuliku mõju kohta ning selle eesmärk on vältida nende mõjude realiseerumist, võib heite summaarse piirkoguse ületamine sõltuvalt asjaoludest viidata olulise keskkonnahäiringu tekkimise piisavale tõenäosusele ehk keskkonnohule. Kui seadusandja on kehtestanud piiri kaitse eesmärgil, siis selle ületamine peab tähendama ohtu. Kohustuslike piirväärtuste ületamine loob õigusliku eelduse keskkonnoahu olemasoluks, kuna need on kehtestatud inimeste tervise ja keskkonna kaitseks. Vastupidine tõlgendus muudaks normide kaitsefunktsiooni sisutühjaks.

⁵⁸⁷ Komisjoni talitluste töödokument. Mõju hindamise kommenteeritud kokkuvõte. – SWD/2013/532 final.

Riigikohtu lahendile 3-20-771 ja asjakohasele keskkonnaseadustiku üldosa seaduse regulatsioonile tuginedes võib seega asuda seisukohale, et heite summaarse piirkoguse ületamine võib kujutada endast keskkonnoahtu, mida tuleb KeÜS §-s 10 sätestatud vältimispõhimõtte kohaselt üldjuhul vältida.

Sellise käsitlesega haakub ka viimaste aastate Euroopa Inimõiguste Kohtu praktika. Kohus on tunnistanud, et saastatusest, loodusõnnetustest ja ka kliimamuutustest tulenevad ohud võivad teatud asjaoludel kujutada endast üksikisiku elule reaalselt ja vahetut ohtu. Nii näiteks leiab Euroopa Inimõiguste Kohus oma 2025. aasta lahendis, et riigi suutmatust kaitsta kodanikke saastatusega seotud ohtude eest, mis tulenes ohtlike jäätmete ulatuslikust ebaseaduslikust ladestamisest ja põletamisest rikkus EIÕK artiklis 2 sätestatud õigust elule.⁵⁸⁸ Selles kohtuasjas leevendas Euroopa Inimõiguste Kohus nõudeid põhjusliku seose tõendamisele ning rakendas seda lähenemist õiguse elule kaitse hindamisel (EIÕK art 2). Kohus rõhutab, et ei pea vajalikuks nõuda, et kaebajad tõendaksid põhjuslikku seost konkreetse saasteainega kokkupuute ja tervisekahjustuse vahel ning märgib kooskõlas ettevaatuspõhimõttega, et teadusliku kindluse puudumine selle kohta, milline täpne mõju võis saastatusel olla kaebaja tervisele, ei välista riigi kaitsekohustuse olemasolu.⁵⁸⁹

NEC-direktiivi riiklike heitkoguste vähendamise kohustused ei ole küll seotud konkreetse õhukvaliteediga kindlas piirkonnas, kuid need on siiski suunatud õhukvaliteedi parandamisele eesmärgiga vähendada tervise- ja keskkonnoahjusid ning vältida nende tekkimist. Asjakohane on järeldada, et NEC-direktiivi kohustuste täitmata jätmine võib ühtlasi viidata sellele, et riik ei kontrolli piisavalt õhusaastega seotud keskkonnariske, mis võib tõstatada ka küsimuse riigi positiivsetest kohustustest kaitsta inimeste elu ja tervist.

3.8.3.5. KeÜS § 52 lg 1 p 6 rakendamine

2023. aastal väitlesid K. Vaarmari ja E. Lopman kliimakindla majanduse seaduse eelnõu väljatöötamise vajalikkuse raames muu hulgas selle üle, kas on võimalik tugineda loa andmisest keeldumisel KeÜS § 52 lg 1 p-le 6 ka siis, kui seaduses ei ole määratletud konkreetset olukorda keskkonnoahuna. E. Lopman ja temale eelnevalt õiguskantsler asusid seisukohale, et säte on liiga üldine, mistõttu ei ole seda kohane rakendada nende ohtude suhtes, mis ei ole ootamatud. E. Lopmani kohaselt ei ole selle normi puhul selged konkreetset rakendamise eeldused ja seetõttu ei ole ka võimalik prognoosida igal üksikjuhtumil normi rakendamise tagajärge, st kas isik saab loa või mitte või esitatakse loa saamise eeldusena täiendavaid nõudmisi.⁵⁹⁰ Ta leiab, et jaatades normi kohaldatavust ilma seadusandja täiendavate juhusteta normi kohaldamiseks konkreetset juhul, on kaalutlusruum sedavõrd suur, et haldusorganil on äärmiselt keeruline, kui mitte võimatu

⁵⁸⁸ European Court of Human Rights Case of Cannavacciuolo and others vs Italy, 30/04/2025. [https://hudoc.echr.coe.int/eng#{%22itemid%22:\[%22001-241395%22\]}](https://hudoc.echr.coe.int/eng#{%22itemid%22:[%22001-241395%22]}) (04.04.2026).

⁵⁸⁹ Ibid, p-d 390–391.

⁵⁹⁰ E. Lopman. Kas kliimat saab kaitsta üldnormi alusel? – Juridica 2023, 4–5, lk 331–339.

langetada õiguspärasest kaalutusotsust.⁵⁹¹ „KeÜS § 52 lõike 1 punkt 6 on kohane nn kinnipüüdev norm juhtumiteks, mil tegemist on uue ja ootamatu ohuga, mille kohta ei ole seadusandjal olnud võimalik konkreetsemaid norme välja töötada. Igal muul juhtumil peaks seadus ette nägema käitumisreegli ning neid käitumisreegleid ei tohiks asendada üldnorm.“⁵⁹²

Sellele seisukohale vaidles vastu K. Vaarmari, väites et seadusandja on teadlikult sellises sõnastuses loa andmisest keeldumise alused seaduses sätestanud. Tegemist ei ole viitelise normiga, keskkonnaohu mõiste on KeÜS § 5 defineeritud ning seega on õiguse rakendajal otsustusvabadus.⁵⁹³ Tema seisukohti toetavad ka keskkonnaseadustiku üldosa seaduse autorid asudes seisukohale, et selleks, et keskkonnanäringuid keskkonnaohuna käsitleda, ei pea näringud olema eriseaduses keskkonnaohuna määratletud.⁵⁹⁴ K. Vaarmari leiab kokkuvõtteks, et tuginedes ettevaatuspõhimõttele on kohane tõlgendada keskkonnaohu mõistet selliselt, et seda on võimalik rakendada ka üksikjuhtumipõhiselt. Selline lähene mine võimaldab reageerida nii ootamatutele ohtudele kui ka sellistele ohtudele, mille vältimiseks puudub seaduses muul põhjusel täpsem eriregulatsioon.⁵⁹⁵

Kuigi E. Lopman argumenteerib KeÜS § 52 lg 1 p 6 vahetu kohaldamise vastu, leides, et norm eeldab seadusandja poolset normi konkretiseerimist ehk ohu määratlemist, leiab ta kokkuvõtteks, et sätet on võimalik siiski teatud tingimustel ka ilma seadusandja juhusteta rakendada. E. Lopmani käsitluse puhul tekib paratamatult küsimus, milline on uue ja ootamatu ohu kriteerium. Keskkonnaoht koosneb kahest aspektist – keskkonnanäringu olulisus ja tagajärje tekkimise tõenäosus. Nii oluline keskkonnanäring kui piisav tõenäosus on määratlemata õigusmõisted. Piisav tõenäosus tähendab üldjuhul faktilist või empiirilist kindlust. Keskkonnaohuna määratlemiseks peab olema kindlus nii kahju tekkimise osas kui ka selles, et kahjulik tagajärg on just oluline keskkonnanäring. Selline kindlus ei teki keskkonnakaitse valdkonnas üleöö. Üldjuhul kujuneb see pika aja jooksul erinevate teadusuuringute tulemusena. E. Lopmani käsitluse puhul tekib seega küsimus, kuidas eristada „uut ja ootamatut“ ohtu muudest keskkonnaohtudest. Kokkuvõttes saab E. Lopmani enda seisukohtadega vastu vaielda ka tema järeldusele tingimusliku sätte rakendamise kohta – ka E. Lopmani enda pakutud kriteerium võib osutuda liiga ebamääraseks. Selline olukord ei taga samuti haldusakti adressaadile õiguskindlust. Paradoksaalsel kombel võib see koguni seda vähendada, sest lisandub täiendav uue ja ootamatu ohuna määratlemise kriteerium.

Seetõttu tuleb pidada põhjendatuks K. Vaarmari seisukohta, mille kohaselt peab KeÜS § 52 lg 1 p 6 kohaldamine olema võimalik ka üksikjuhtumipõhiselt, kui keskkonnaoht on tuvastatav konkreetsetest asjaoludest lähtuvalt. Samas ei

⁵⁹¹ Ibid.

⁵⁹² Ibid.

⁵⁹³ K. Vaarmari. Millist kliimaseadust Eesti vajab? – Juridica 2023, 3, lk 217–224.

⁵⁹⁴ H. Veinla, § 5. – KeÜS kommentaarid.

⁵⁹⁵ K. Vaarmari (2023).

välista selline lähenemine vajadust seadusandja poolse täpsustuse järele, mille eesmärk oleks selgemalt piiritleda olukorrad, milles teatud tegevus kvalifitseerub keskkonnaohuks. Selline täpsustus suurendaks õigusselgust, toetaks haldusorgani kaalutlusotsuste õiguspärasust ning vähendaks ühtlasi vaidluste tekkimise riski.

Riigikohtu praktikast nähtub lähenemine, mis on sisuliselt kooskõlas K. Vaarmari käsitlesega. Riigikohus on mitmes lahendis rõhutanud võimalust tugineda keskkonnaohu üksikjuhtumipõhisele tuvastamise haldusakti andmisest keeldumisel ning laiendanud seda lähenemist ka muudele keskkonnavaldkonnas antud lubadele peale keskkonnaloa. Sellest järedub, et Riigikohtu hinnangul ei ole keskkonnaohu tuvastamine piiratud üksnes seaduses sõnaselgelt määratletud juhtudega, vaid võib sõltuda konkreetse juhtumi asjaoludest. Nii on Riigikohus kaasustes 3-21-2074 ja 3-21-979 leidnud, et metsaseaduse⁵⁹⁶ § 41 lg 8 kohaselt on Keskkonnaametil õigus raieloa andmisest keelduda, kui kavandatud raie ei vasta õigusaktide nõuetele. Selliseks „õigusakti nõudeks“ on ka KeÜS § 10, mille järgi tuleb keskkonnaohtu vältida.⁵⁹⁷ Seejuures toetub Riigikohus lahendis 3-21-2074 KeÜS § 3 lg 2 p-le 1 mille kohaselt eeldatakse olulise keskkonnanäiringu tekkimist, kui ületatakse keskkonna kvaliteedi piirväärtust.⁵⁹⁸ Otsuses 3-21-979 aga peab võimalikuks KeÜS §-le 10 tuginemist isegi juhul, kui asjaoludest tulenevalt puudub KeÜS § 3 lg-s 2 loetletud olulise keskkonnanäiringu tekkimise eeldus. Kohus leiab selles otsuses, et rohevõrgustiku säilimise, toimimise, terviklikkuse või sidususe oluline kahjustamine on oluline keskkonnanäiring ning et konkreetne oht säärase tagajärje tekkimiseks on keskkonnaoht KeÜS § 10 mõttes.⁵⁹⁹

Riigikohus leiab lahendis 3-20-771 kasvuhoonegaaside heite vähendamise kohustust käsitledes, et heitkoguste kontrollimise üldised kliimaeesmärgid ei sea küll käitistele piiranguid jäiga arvulise normina, sest niisuguste eesmärkide saavutamine ei sõltu vaid kavandatavast käitistest, vaid väga paljude tegevuste koosmõjust. Sektori või käitispõhiste konkreetsete arvuliste normide määramine on poliitiliste valikute küsimus.⁶⁰⁰ Kollegium leiab aga, et kui kavandatav tegevus tooks kaasa tagajärjed, mille tõttu ei ole võimalik kasvuhoonegaaside heite vähendamise eesmäärke saavutada, oleks sellel tegevusel oluline keskkonnamõju ning tuleks asuda selgitama, kas sellist mõju on võimalik piisavalt vältida või leevendada. Kui kaalumise tulemusena selgub, et kavandatava tegevusega kaasnevat kasvuhoonegaaside heidet ei tule KeÜS § 10 teise lause kohaselt taluda, siis on tegemist lubamatu keskkonnamõjuga ja loa andmisest tuleb keelduda.⁶⁰¹

⁵⁹⁶ Metsaseadus – RT I 2006, 30, 232; RT I, 19.12.2024, 6.

⁵⁹⁷ RKHKo 10.06.2024 3-21-2074, p 12; RKHKo 28.09.2023 3-21-979, p 22.

⁵⁹⁸ RKHKo 10.06.2024 3-21-2074, p 12

⁵⁹⁹ RKHKo 28.09.2023 3-21-979, p 22.

⁶⁰⁰ RKHKo 3-20-771, p 22.

⁶⁰¹ Ibid.

3.8.4. AÕKS § 97 ja KeÜS § 52 lg 1 p 6 vaheline koostoime ning regulatsiooni täiustamise võimalused

Nõustuda tuleb L. Krämeri ja C. Badgeriga, kelle hinnangul on NEC-direktiiv raskesti kontrollitav selle läbipaistvuse puudumise, rohkete aruandlusmehhanismide ja inventuuride kasutamise, protsentuaalsete prognooside ning liikmesriikide tegelike saasteainete heitkoguste kohta käiva teabe vähesuse tõttu.⁶⁰² Kuigi andmeid võidakse tulevikus muuta, tuleb keskkonnanaloo andmise või sellest keeldumise otsus saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse ületamise tõttu teha otsuse tegemise ajal kehtivate andmete alusel. Samas on heitkoguste andmed pidevas muutumises. Nagu selgus ülaltoodud analüüsist ja NEC-direktiivi kohustustest seoses õhusaasteainete programmi ja aruandlusega, sisaldavad need õiguse rakendajale ka üsna vähe suuniseid heitkoguse piiri ületamise tuvastamiseks. Kuivõrd heitkoguste arvestust ei peeta üldsusele hõlpsasti ligipääsetaval viisil, ei ole võimalik loa taotlejal ka ette hinnata seda, kas tema taotlus rahuldatakse või mitte. On lisaks selge, et väikesemahuliste projektide puhul ei ole summaarse heite piirkoguse ületamine üldjuhul tõenäoline. Samuti on keskkonnanaloo andmisest keeldumine summaarse heitkoguse ületamise tõttu ilma haldusorgani diskretsioonita liiga jäik instrument, mis võib kaasa tuua ka avalikes huvides vajaliku projekti elluviimise keelustamise. Kuivõrd õhusaasteainete programmi raamistik on paindlik ja võimaldab liikmesriikidel andmeid kohandada, siis võib selline jäik piir kaasa tuua ka projektide varjatud soodustamist, mis teeb loa saamise võimaluse veel omakorda ettearvamatumaks.

See kõik koos seab kahtluse alla praeguse regulatsiooni vastavuse PS § 13 lg-st 2 tuleneva õiguselguse põhimõttele. Õiguselguse põhimõtte kohaselt peab isikul olema võimalik piisava selgusega ette näha, missuguse õigusliku tagajärje üks või teine tegevus kaasa toob. Õiguselguse põhimõtte kujutab endast ühtlasi ka PS § 13 lõikes 2 sätestatud riigi omavoli keelu konkretiseeringut.⁶⁰³ Riigikohus on leidnud, et PS § 13 lõikest 2 tuleneva õiguselguse põhimõtte kohaselt peavad õigusaktid olema piisavalt selged ja arusaadavad, et isikutel oleks mõistlik võimalus riigi tegevust ette näha ja kohandada oma tegevust sellele vastavalt. Seejuures peavad olema selgemad ja täpsemad need normid, mis võimaldavad isiku õigusi piirata ja isikule peale panna kohustusi.⁶⁰⁴ Riigikohus on lisaks leidnud, et õiguselguse põhimõttele ei vasta olukord, kus säte on umbmäärane ja jätab lahtiseks mitmed menetluslikud ja organisatoorsed reeglid.⁶⁰⁵

Kumulatiivse mõju hindamiseks kliimamuutuste puhul on pakutud välja kolm täpsustavat võimalust projekti mõju olulisuse hindamisel. Nendeks on esiteks täpsemate künniste kehtestamine, võrdlusaluste kehtestamine või majandusliku hindamise läbiviimine.⁶⁰⁶

⁶⁰² L. Krämer, C. Badger (2024), lk 303.

⁶⁰³ RKPJKo 20.03.2006 3-4-1-33-05, p 21.

⁶⁰⁴ RKKKo 12.10.2016 3-1-1-65-16, p 11; RKPJKo 20.03.2006 3-4-1-33-05, p 22.

⁶⁰⁵ RKPJKo 5.10.2000 3-4-1-8-00, p 13; T. Annus (2006), lk 97.

⁶⁰⁶ B. Mayer (2025), lk 354.

Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus sätestab olulise keskkonnamõjuga tegevused, mille puhul on vajalik keskkonnamõju hindamise läbiviimine. Künnete kehtestamise kasuks räägib nende regulatiivne selgus – taotlejale on teada, millal tema projekti suhtes kaalutakse summaarse heitkoguse ületamise võimalust. Samas sunnib see tõmbama piiri nende projektide vahele, mille puhul ületamist hinnatakse ja mille puhul mitte. Igasuguse kriteeriumi puudumine suurendab aga määramatust ja suunab haldusmenetluse raames tehtavaid otsuseid suure tõenäosusega adreassaadipoolse vaidlustamise tõttu kohtuteele. Kuna projektid, mis võivad tuua kaasa summaarse heitkoguse ületamise on eeldatavalt olulise keskkonnamõjuga, siis käesolevas töös pakutakse välja ühe võimalusena seda, et summaarse heitkoguse ületamise hindamise künnis võiks olla seotud olulise keskkonnamõju künnisega. Kohane oleks samuti ületamise võimaluse hindamine keskkonnamõju hindamise raames. Sellisel juhul ei otsusta künnised ära seda, millal luba antakse vaid selle, milline projekt läbi sellekohase hindamise. Näiteks on künnisväärtused määratud Euroopa Komisjoni teatises, mis käsitleb taristu kliimakindluse tagamise tehnilisi suuniseid aastateks 2021–2027 seoses taristuprojektide olulise mõju hindamisega. Oluline mõju on teatise kohaselt taristuprojektidel, mille absoluutne ja/või suhteline heide ületab 20 000 CO₂-ekvivalenttonni aastas.⁶⁰⁷ Rahvusvahelise kutseorganisatsiooni *Institute of Environmental Management and Assessment* (IEMA) juhendi kohaselt võib aga projekti, mille eeldatav kasvuhoonegaaside heide ületab indikatiivse künnise 5% asjaomase ajaperioodi kindlaksmääratud süsinikueelarvest, pidada selliseks, mis võib oluliselt mõjutada süsinikueelarve saavutamist.⁶⁰⁸

Võrdlusalused võivad olla empiirilised (nt heitetasemed), prognoosivad (nt eeldatav heitetase kindlal ajahetkel) ja normatiivsed (nt süsinikueelarve). Võrdlusaluste määratlemisel on otsustava tähtsusega võrdluse aluseks olevad kriteeriumid.⁶⁰⁹ Summaarsete heitkoguste puhul on sobiv võrdlusaluseid kohaldada konkurentsiolekordas, kui vajalik on valida mitme projekti hulgast sobivaim. Näiteks on võrdlusaluse reeglid kehtestatud AÕKS §-s 96.

Majanduslikke hindamisvahendeid saab kasutada täiendava juhisenä, hinnates projekti põhjustatud saastekoormuse ühiskondlikku kulu.⁶¹⁰ Kuigi majanduslikud hindamisvahendid võimaldavad siduda projekti heitkogused selle elluviimise tegelike ühiskondlike kuludega ning väljendada seeläbi keskkonnale avalduvaid mõjusid rahalises väärtuses, ei ole selline hindamisvahend Eesti halduspraktikas levinud.

⁶⁰⁷ Komisjoni teatis. Taristu kliimakindluse tagamise tehnilised suunised aastateks 2021–2027 – ELT C 373, 16.9.2021, lk 1–92.

⁶⁰⁸ Institute of Environmental Management & Assessment (IEMA) Guide: Assessing Greenhouse Gas Emissions and Evaluating their Significance 2nd Edition, lk 27. https://www.isepglobal.org/media/xmgpoopk/2022_iema_greenhouse_gas_guidance_eia.pdf (04.04.2026).

⁶⁰⁹ B. Mayer (2025), lk 354.

⁶¹⁰ Ibid, lk 15.

Selline regulatsioon tagab paindlikkuse, võimaldades rakendada meetmeid, mis vähendavad keskkonnaohu keskkonnariskiks. Keskkonnariski tuleb omakorda ettevaatusmeetmete võtmisega võimalikult suures ulatuses vähendada. Vältimis-põhimõtte ei ole lisaks absoluutne. Keskkonnaohtu tuleb taluda, kui tegevus on vajalik ülekaaluka huvi tõttu, puudub mõistlik alternatiiv ja keskkonnaohu või olulise keskkonnahäiringu vähendamiseks on võetud vajalikud meetmed (KeÜS § 10).

Alapunktis 3.8.3. järel dati, et haldusorganil on võimalik loa andmisest keelduda summaarse heitkoguse ületamise tõttu ka KeÜS § 52 lg 1 p 6 alusel. Toetumine KeÜS § 52 lg 1 p-le 6 võimaldab haldusorganil olla paindlik ning otsustada üksikjuhtumipõhiselt loa andmise üle. AÕKS § 97 regulatsioon on seevastu jäik, kohustades loa andmisest keelduma summaarse heite piiri ületamise korral. Kui alapunktis 3.8.1 leiti, et kehtiv atmosfääriõhu kaitse seaduse regulatsioon ei ole piisavalt selge, siis üksnes KeÜS § 52 lg 1 p-le 6 tuginemine ilma täpsustavate säteteta ei ole töö autori hinnangul samuti piisavalt selge. Täpsustavate aluste lisamine, mis võimaldaksid loa taotlejal hinnata seda, kas kavandatav tegevus võib olla summaarse heitkoguse ületamise tõttu lubamatu, suurendaks ka siin õigusselgust ja toetaks ka haldusorgani kaalutusotsuse õiguspärasust.

Esmalt võiks seadusandja atmosfääriõhu kaitse seaduses selgesõnaliselt sätestada, et saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse ületamisel eeldatakse olulise keskkonnahäiringu tekkimist. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse loogika kohaselt võimaldab see haldusorganil keelduda loa andmisest keskkonnaohule tuginedes. Samas ei välista see võimalust keskkonnaloa taotlejal tõendada, et tegemist ei ole olulise keskkonnahäiringuga ning seega ei ole tegemist ka keskkonnaohuga. Selline lahendus ei ole sedavõrd kategooriline kui AÕKS § 97, sest KeÜS § 10 teise lause kohaselt tuleb teatud juhtudel keskkonnaohtu taluda. Keskkonnaohtu tuleb taluda, kui tegevus on vajalik ülekaaluka huvi tõttu, puudub mõistlik alternatiiv ja keskkonnaohu või olulise keskkonnahäiringu vähendamiseks on võetud vajalikud meetmed. Kuigi huvide kaalumine on olemuselt väärtuspõhine, peab see jääma seadusega lubatud piiridesse, tuginema faktidele ja olema põhjendatud. Kui loa andmise menetluses selgub, et kavandatava tegevusega kaasnevate heidetega ei kaasne piisavat tõenäosust, et tekib oluline keskkonnahäiring, kuid ebasoodne mõju keskkonnale on siiski selline, mis vajab vähendamist, on tegemist keskkonnariskiga (KeÜS § 4).

Lisaks tuleks seadusandjal määratleda täpsustavad kriteeriumid, mille alusel saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse ületamine kindlaks tehakse. Kolmandaks tuleks seadusandjal selgesõnaliselt sätestada, et summaarse heitkoguse ületamist hinnatakse keskkonnamõju hindamise raames. Sätestades selgesõnaliselt, et summaarse heitkoguse ületamine on oluline keskkonnahäiring, võimaldab see algatada keskkonnamõju hindamist ka muu tegevusloa taotluse raames ja muu tegevuse korral KeHJS § 6 lg 2 p 22 tähenduses, mis võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju. Tuginemine KeÜS § 52 lg 1 p-le 6 vähendab vajadust eraldiseisva konkurentsiolekorra lahendamise järele, kuna loa andmine sõltub eeskätt konkreetse tegevuse keskkonnamõju hindamisest.

3.9. Eraldiseisva heitkoguse ülempiiri seadmine paiksetele heiteallikatele

3.9.1. Paiksetele heiteallikatele seatava eraldiseisva summaarse heitepiiri regulatiivne raamistik

Paiksete heiteallikate heitkoguste piiramine saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse alusel on veel võimalik viisil, millega seatakse paiksetele heiteallikatele eraldiseisev summaarne heitepiir. Sarnaselt majandussektorite põhisele heitkoguse jaotusele peetakse sellisel juhul eraldiseisvat heite summaarset arvestust riikliku summaarse heite piiri sees. Paikseid heiteallikaid käsitletakse siin aga eraldiseisva arvestusüksusena, millele on kehtestatud summaarne piirkogus. Erinevalt majandussektoripõhisest jaotusest, mis ei reguleeri vahetult sektorisest heiteallikate tegevust, mõjutab siin heitkoguse piiri seadmine otseselt piiriga hõlmatud käitajate subjektiivseid õigusi.

Kuigi mõlema regulatsioonimudeli lõppeesmärk on tagada riikliku summaarse heite piirkoguse järgimine, erinevad need oma toimetehhanismi poolest. Riiklik summaarne heite piirkogus mõjutab paiksete heiteallikate tegevust kaudselt, toimides eeskätt raamtingimusena keskkonnalubade andmisel. Eraldiseisva piiri kehtestamine paiksetele heiteallikatele kujutab endast aga regulatiivset instrumenti, mille kaudu suunatakse otsesemalt käitajate tegevust ja piiratakse nende koguheidet vahetult. NEC-direktiivi rakendamisel paiksetele heiteallikatele seatava koguselise piiri eesmärk oleks riikliku heite vähendamise kohustuse täitmise tagamine. Siin ei hõlma regulatsioon kogu majandussektorit, vaid keskendub õiguslikult määratletud heiteallikate gruppidele. Kuna selline koguseline piir kujutab endast sekkumist põhiõigustesse, eelkõige ettevõtlusvabadusse, peab see olema kehtestatud õigustloova aktiga. Konkreetsete käitajate õigused ja kohustused määratakse seejärel kindlaks haldusmenetluse käigus. Käitajatel on kohustus järgida neile loaga määratud heitkoguseid, mis toob kaasa heite vähenemise vastavas heiteallikate gruppis. Selline koguse juhtimine võib lõppastmes kaasa tuua ka struktuursete muudatusi, sest suunab käitajaid kasutusele võtma väiksema heitega tehnoloogiaid või kohandama oma tootmisprotsesse. Sarnane mõju võib küll ilmned ka sektoripõhise heite piiri korral. Sellisel juhul on aga mõju üldjuhul hajusam, kuna hõlmatud on laiem osa heiteallikaid. Kitsamalt määratletud heiteallikate grupi puhul on regulatiivne surve vahetum ja kontsentreeritum.

Paiksetele heiteallikatele seatava eraldiseisva summaarse piirkoguse kehtestamine eeldab, et riikliku summaarse piirkoguse sees eristatakse see osa, mis on ette nähtud paiksetele heiteallikatele ning ülejäänud osa teistele heiteallikatele. Selline regulatiivne instrument eeldab seega mitte üksnes paiksete heiteallikate heite ülempiiri määramist, vaid ka ülejäänud sektorite heite arvestamist ning nende osakaalu normatiivset fikseerimist. Vastasel juhul võib tekkida olukord, kus teised sektorid kasutavad ära suure osa saasteaine heite summaarsest riiklikust piirkogusest, mistõttu paiksetele heiteallikatele kehtestatud piir jääb sisuliselt täitmata või muutub rakendamatuks. NEC-direktiiv sellist jaotust ei nõua ega reguleeri, jättes selle liikmesriikidele otsustamiseks. Eraldiseisva heite

ülempiiri loomine paiksetele heiteallikatele kujutab endast seega siseriiklikku regulatiivset valikut.

Heite summaarse piiri seadmine ning selle piiri sees jagamise eelis võrreldes tavapärase normatiivse reguleerimisega keskkonna kvaliteedi ja heite piirväärtustega on see, et piiri seadmine tagab seatud heitkoguse vähendamise eesmärkide saavutamise. Kui koguheite piir on kindlaks määratud ja selle järgimine on tõhusalt tagatud, toimub heite väljutamine üksnes selle piiri ulatuses. Muud reguleerimisvahendid ei pruugi taga seda, et heite vähendamise eesmärgid saavad täidetud, sest uute käitiste arv ja seega ka koguheide võivad olla siiski kavandatust suuremad, isegi kui nad kõik kasutavad parimat võimalikku tehnikat.⁶¹¹

Kvantitatiivse heitepiiri kehtestamine toob vältimatult kaasa vajaduse selle jaotamiseks üksikute käitajate vahel. Kaks peamist jagamise mehhanismi paiksetele heiteallikatele seatud summaarse piirkoguse puhul on jagamine administratiivselt arvestades summaarse piiriga keskkonnalaos andmisel ning jagamine turegulatsiooni kaudu heitkogustega kauplemise teel (alapunkt 3.9.2). Kuigi töös eristatakse kahte erinevat mudelit, on mõlema heitkoguse jaotamise mehhanismi puhul võimalik välja tuua ühised eeldused, ilma milleta ei ole saasteaine heite summaarse piiri seadmise instrument tõhusalt rakendatav. Neid käsitletakse põhjalikumalt alapunktis 3.9.3.

Summaarse heite ülempiiri kindlaksmääramise kõrval on heitkoguste ühikute jaotamise viis üks heitkogustega kauplemise süsteemi keskseid küsimusi, kuid see on vältimatult oluline ka administratiivse jaotatismehhanismi puhul. Kui jaotus toimub ilma selgete, läbipaistvate ja objektiivsete kriteeriumiteta, võib see viia meelevaldse põhiõiguste riiveni ja olla vastuolus PS §-des 12, 31 ja 32 sätestatud põhiõigustega. Teoreetiliselt eeldatakse, et jaotamise meetod ei mõjuta keskkonnatulemust juhul, kui on kindlaks määratud üldine jaotuskogus ja selle jõustamine on tõhus.⁶¹² Üldjuhul ei sõltu summaarse heitepiiri korral keskkonnale avalduv kogumõju sellest, kuidas lubatud heitkogus üksikute käitajate vahel jaotatakse, sest määravaks on koguheide. Jaotusmehhanism ei mõjuta seega otseselt heite lõpptulemust.

Selline eeldus ei kehti siiski olukordades, kus jaotussüsteemi kasutatakse teadlikult teatud heitemahukate tehnoloogiate või tootmisviiside turult tõrjumiseks. Sellisel juhul omandab jaotusmehhanism iseseisva keskkonnakaitselise ja struktuurse funktsiooni, mõjutades pikaajaliselt heite taset ja majanduse arengusuunda. Kui saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse raames on õigusaktiga kehtestatud eraldi heitepiir paiksetele heiteallikatele, ei ole loa andmisel siiski enam keskseks küsimuseks keskkonnoahtu hindamine. Paiksete heiteallikate summaarne piir on haldusorganile suunatud siduv haldusõiguslik norm. Selle kohaldamine loa andmisel eeldab, et vastav piir on hõlmatud loa andmise kontrollieseme või keeldumisaalustega. Sellisel juhul on haldusorgani ülesanne kontrollida, kas kavandatav tegevus mahub kehtestatud heitepiiri sisse.

⁶¹¹ European Commission. Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/87 final, lk 8.

⁶¹² Ibid; R. Czarnecki (2017), lk 92.

Paiksetele heiteallikatele summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramise kriteeriume ja heitkoguste jagamisega seonduvat käsitletakse alapunktides 3.9.4 ja 3.9.5 NEC-direktiiv ei keela eraldiseisva piiri seadmist paiksetele heiteallikatele. Küsitav on aga, kuidas see regulatsioonivahend sobitub olemasoleva õhukvaliteedialase õigusliku raamistikuga. Siin tuleb analüüsida eelkõige õhukvaliteedi raamdirektiivi ja tööstusheite direktiivi nõudeid (alapunkt 3.9.6). Oluline on ka silmas pidada seda, et uus regulatsioonivahend sobituks sise-riiklikusse õiguskorda. Sellega seonduvat analüüsitakse alapeatüki lõpus alapunktis 3.9.7.

3.9.2. Heitkoguste jaotusmehhanismid

3.9.2.1. Administratiivne jaotusmehhanism

Administratiivse jaotusmehhanismi puhul toimub heitkoguste arvestus keskkonnalubade põhiselt. Sarnaselt Eesti õiguses praegu kehtivale süsteemile, mida on täpsemalt kajastatud alapeatükis 3.6, peab haldusorgan keskkonnaloa andmisel arvestama koguselise heitepiiriga ulatuses, milles see on konkreetsele käitajale kohaldatav. Siin ei ole aga heite piiri hulka hõlmatud mitte kogu riigi summaarne heide, vaid kindla heiteallika rühma jaoks kindlaksmääratud heite kogus. Selline regulatsioon on sarnane olukorraga, kus keskkonnaloa andmisest keeldutakse keskkonnakvaliteedi piirväärtuse ületamise tõttu – ka sellisel juhul vähendavad juba loa alusel tegutsevad käitajad uute tulijate võimalusi tegevust alustada. Ka siin on formaalselt tegemist jaotamisprobleemiga, kuid regulatsiooni eesmärk on teine – vältida keskkonnaohtu, täpsemalt piirkondlikult õhukvaliteedi halvenemist, et ära hoida inimese tervise ja keskkonna kahjustamine.

Riikliku summaarse piirkoguse alusel paiksetest heiteallikatest väljutatavate heidete piiramise regulatsiooni loapõhise mehhanismi kaudu sisaldas juba 1999. aastal jõustunud Eesti esimene taasiseseisvumise järgne välisõhu kaitse seadus (VÕKS I). Sätte lisamist põhjendati seletuskirjas Euroopa Liidu õigusaktidest tuleneva kohustusega.⁶¹³ VÕKS I § 6 lg 1 kohaselt, kui saasteainete eraldumist välisõhku reguleeritakse rahvusvaheliste lepingutega, kehtestatakse Vabariigi Valitsuse määrusega nendele saasteainetele maakonna paiksetest heiteallikatest lubatud summaarne heitkogus. Seadus võimaldas seega seada paiksete heiteallikate heitele summaarse heite piiri maakonnapõhiselt. Seletuskirjas selgitatakse, et regulatsiooni vajadus tuleneb Euroopa Nõukogu otsustest 81/462/EMÜ ja 94/69/EÜ. Esimene nimetatust on piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooniga ühinemise otsus. Teine on kliimamuutuse raamkonventsiooniga ühinemise otsus. Mõlemad mainitud konventsioonid on raamkonventsioonid, mis saasteaine heite summaarseid piirkoguseid siiski ei sisalda. Täpsemalt VÕKS I seletuskiri vastava sätte sisu ei ava. VÕKS I-s Vabariigi Valitsusele antud volitus-

⁶¹³ Riigikogu VIII koosseis. Välisõhu kaitse seaduse eelnõu 769 SE seletuskiri. <https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/baabca4c-5588-3e9f-ac04-6391f6aed984/valisohu-kaitse-seadus/> (04.04.2026).

normi alusel määrust siiski vastu ei võetud, seega ei ole ka teada, kuidas oleks selline jaotusmehhanism toiminud. Isegi kui selline määrus oleks kehtestatud, ei olnud seaduses reguleeritud, kuidas tuleks Vabariigi Valitsuse määrusega vastu võetud maakondlikke summaarseid heitkoguseid paiksete heiteallikate loa regulatsioonis arvesse võtta. 2004. aastal jõustus Eestis uus välisõhu kaitse seadus (VÕKS II), mis tunnistas VÕKS I kehtetuks ning ka vastav regulatsioonimehhanism kaotati. VÕKS II sisaldas küll summaarse heite piiramise regulatsiooni, kuid seda juba konkreetsetl direktiivi 2001/81/EÜ ehk NEC-direktiivi eellase rakendamiseks Eesti õiguskorras.

Oluliselt konkreetsemal kujul kehtib aga tänaseni põlevkiviküttel elektri-jaamade suhtes summaarne heite piir. Selline summaarne heite piir kehtib Eestis alates Eesti ühinemisest Euroopa Liiduga. Ühinemislepingu VI lisa 9. Keskkond alapunkti D. Tööstussaaste kontroll ja riskide maandamine⁶¹⁴ kohaselt teeb Eesti kõik vajalikud jõupingutused tagamaks, et vääveldioksiidi heitkogused põlevkiviküttel elektrijaamadest ei ületa 2012. aastal 25 000 tonni ning vähenevad edaspidi järk-järgult. Seega tuleb põlevkiviküttel olevate suurte põletusseadmete puhul loa andmisel arvestada nii NEC-direktiivis sätestatud vääveldioksiidi heite piirkogusega kui ka piirkogusega, millega arvestamise kohustuse on Eesti Vabariik võtnud endale ühinemislepinguga. Siin on paika pandud konkreetne sektor – suured põletusseadmed, mis toimivad põlevkiviküttel ning nende summaarne heitkogus – 25 000 tonni. Siiski regulatsioonist nähtuvalt on konkreetne kvantitatiivne piir ette nähtud vaid aastaks 2012 ja edasiseks kehtib vaid üldine heite vähendamise kohustus. Eesti õiguses on siiski jätkuvalt säilitatud 25 000 tonni suurune piirkogus. Täpsemalt on see sätestatud määruses nr 49, mille § 3 kohaselt on põlevkiviküttel olevatest suurtest põletusseadmetest välisõhku väljutatava vääveldioksiidiheite summaarne piirkogus 25 000 tonni kalendriaastas. Jättes kõrvale küsimuse, kas säte vastab ühinemislepingule, arvestades, et viimane näeb ette heitkoguste vähendamist, tuleb nentida, et reegel ei ole ka enam ajakohane, sest vääveldioksiidi aastane heitkogus oli aastal 2023 kogu Eestis kokku 10,96 tonni.⁶¹⁵

Sellise administratiivse heitepiiri loomine paiksetele heiteallikatele ei ole ka Euroopa Liidu õiguses võõras. Direktiivi 88/609/EMÜ⁶¹⁶ eesmärk oli muu hulgas paika panna reeglid põletusseadmetest pärineva vääveldioksiidi ja lämmastikoksiidide aastase koguheite järkjärguliseks ja etapiviisiliseks vähendamiseks. Sellega seati uutele rajatistele heite piirväärtused ning olemasolevatele suurtele

⁶¹⁴ Act concerning the conditions of accession of the Czech Republic, the Republic of Estonia, the Republic of Cyprus, the Republic of Latvia, the Republic of Lithuania, the Republic of Hungary, the Republic of Malta, the Republic of Poland, the Republic of Slovenia and the Slovak Republic and the adjustments to the Treaties on which the European Union is founded – OJ L 236, 23.9.2003, lk 33–988, Annex VI, Chapter 9 (Environment), Section D (Industrial pollution control and risk management).

⁶¹⁵ Keskkonnaagentuur (2025), lk 12.

⁶¹⁶ Council Directive 88/609/EEC of 24 November 1988 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants – EÜT L 336, 7.12.1988, lk 1–13.

põletusseadmetele aastased heitkoguste ülemmäärad. Direktiiv 88/609/EMÜ reguleeris energia tootmise põletusseadmeid, mille nimisoojusvõimsus on vähemalt 50 MW, olenemata kasutatava kütuse liigist (tahke, vedel või gaasiline) (direktiivi art 1). Erandite tõttu kohaldus direktiiv peamiselt ainult energiatootmiseks kavandatud suurtele põletusseadmetele, sealhulgas elektri- ja soojus-elektrijaamadele ning rafineerimistehaste energiatootmise seadmetele.⁶¹⁷ Selle direktiivi reguleerimisalas eristati uusi ja olemasolevaid põletusseadmeid. Uus põletusseade oli põletusseade, millele algne ehitusluba või sellise menetluse puudumisel algne tegevusluba on antud 1. juulil 1987 või pärast seda (direktiivi art 2 p 9). Olemasolev rajatis aga selline põletusseade, mille algne ehitusluba või sellise menetluse puudumisel algne tegevusluba on antud enne 1. juulit 1987 (direktiivi art 2 p 10).

Olemasolevate põletusseadmete puhul kohustas direktiiv liikmesriike välja töötama hiljemalt 1. juuliks 1990 asjakohased programmid olemasolevatest põletusseadmetest pärineva aastase koguheite järkjärguliseks vähendamiseks (direktiivi art 3 lg 1). Need programmid pidid sätestama meetmete rakendamise ajakava ja rakendamise korra. Seega kontrolliti käitiseid summaarse piirkogusena ühtse rühmana, selle asemel, et igale allikale eraldi nõudeid määrata.

Direktiivile 88/609/EMÜ järgnenud direktiiv 2001/80/EÜ⁶¹⁸ jätkas eelmise loogikat ja seadis samuti olemasolevatele suurtele põletusseadmetele ehk põletusseadmetele, mis olid saanud loa tegutsemiseks enne 1. juuli 1990. aastat – aastased üldised heitkoguste ülempiirid. Liikmesriikidel oli nõue koostada hiljemalt 1. juuliks 1992 asjakohased programmid olemasolevatest seadmetest pärineva aastase koguheite järkjärguliseks vähendamiseks. Programmid tuli koostada ja rakendada eesmärgiga tagada, et heite piiramise kaudu järgitakse vääveldioksiidi ja lämmastikoksiidide puhul direktiivi lisades sätestatud heite ülempiire ja vastavaid protsentuaalseid vähendamisid nendes lisades kindlaks määratud kuupäevadeks. Selle direktiiviga oli liikmesriikidele kehtestatud samaaegselt kaks nõuet – riigil oli kohustus saavutada selline heitetase, mis on korraga alla kehtestatud ülempiiri ja vastab vähemalt nõutud vähendamise protsendile võrreldes lähteperioodiga, milleks oli 1980. aasta. Seejuures sätestas direktiiv ka eraldi aastase koguheite arvestamise meetodika. Uutele põletusseadmetele kehtisid aga direktiivi kohased heite piirväärtused vääveldioksiidile, lämmastikoksiididele ja tolmuks. Seega erinevalt olemasolevatest põletusseadmetest, mille puhul kasutati summaarset heite piiramist, kehtis uute seadmete puhul tehnoloogiapõhine heite piirväärtus (direktiivi art 4).

⁶¹⁷ Direktiiv 88/609/EMÜ art 2 kohaselt olid selle reguleerimisalast välja arvatud need energiatootmiseks kavandatud põletusseadmed, mis kasutavad põlemisprodukte vahetult tootmisprotsessides ja seadmed, mida kasutatakse diisel, bensiini- või gaasimootorite või gaasiturbiinide abil, olenemata kasutatavast kütuseliigist.

⁶¹⁸ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/80/EÜ, 23. oktoober 2001, teatavate suurtest põletusseadmetest õhku eralduvate saasteainete piiramise kohta – EÜT L 309, 27.11.2001, lk 1–21.

Eeltoodust nähtub, et mõlemad direktiivid võimaldasid vaadata olemasolevaid põletusseadmeid koos ühtse saastajate grupina. Uutele põletusseadmetele summaarset heitkogust ei kohaldata. 2010. aastal jõustus tööstusheite direktiiv, millega siiski loobuti sellise ühtse kogupiirangu regulatsioonist.

3.9.2.2. Turupõhine jaotusmehhanism

Heitkoguse jagamise reeglid võivad tugineda ka majanduslikule reguleerimisvahendile. Sellisel juhul lubab õiguslik regulatsioon eraldi summaarse piiri raames käitajatele jagatud saasteaine heitkoguste ühikutega kauplemist. Heitkogustega kauplemise süsteemi on rakendatud Euroopa Liidus kliimakaitse valdkonnas ning sellest on kujunenud tänaseks üks Euroopa Liidu kliimapoliitika keskseid elemente. Heitkogustega kauplemise süsteemi rajajaks peetakse J. H. Dalesi, kes tutvustas 1968. aastal esmakordselt kaubeldavate heiteõiguste (*pollution rights*) ideed.⁶¹⁹ J. H. Dalesi kohaselt ei anna selline kaubeldavate heiteõiguste mudel keskkonnaelemendi omandiõigust vaid pelgalt selle kasutamise õiguse.⁶²⁰ Sellist lubadega kauplemist kasutatakse mitmel pool erinevates valdkondades, kuid kõige klassikalisem valdkond, kus süsteemi rakendatakse on just atmosfääriõhu kaitse.⁶²¹ Saasteainete heitkoguste ühikutega kauplemine on seega organiseeritud kaubandus saastajatele eraldatud vastavate heiteõigustega. See põhineb ideel kujundada majandustegevuse raamtingimused selliselt, et turg suunaks ettevõtjaid vabatahtlikult keskkonnasäästlikult käituma.⁶²² Sellises süsteemis väljastatakse käitajatele load ja neil on õigus lubatud heitkoguse ulatuses saasteaineid välisõhku väljutada. Samas on neil ka õigus neile antud heiteõigust müüa ja turult saasteaine heite väljutamise õigust juurde osta. Need, kellel on odavam saasteaineid vähendada, on selleks motiveeritud, sest nad saavad oma vabanevaid heitkogused müüa neile, kelle jaoks see oleks kõige kasulikum. Ja vastupidi – need ettevõtted, kelle saaste vähendamise piirkulud on suuremad kui heitkoguse ühiku hind, saavad hankida täiendavaid heite väljutamise õiguseid.⁶²³ Traditsiooniliselt antakse heitkogustega kauplemise süsteemis kauplemisluba ehk sertifikaat, mis määrab kindlaks nii heitkoguse kui ka selle, millise aja

⁶¹⁹ O. Kimminich, H. F. von Leisner, P.-C. Storm (1994), lk 2542; K. L. Mehrbrey (2003) lk 24.; C. Küll (2009), lk 39; S. Magen (2009); M. A. Mehling. Emissions Trading and National Allocation in the Member States: An Achilles Heel of European Climate Policy? – T. F. M. Etty, jt (toim). Yearbook of European Environmental Law, Vol. 5. Oxford: Oxford University Press, 2005, lk 113–156; M. Martini (2008), lk 758.

⁶²⁰ J. H. Dales. Pollution, Property & Prices: An Essay in Policy-Making and Economics. Toronto: University of Toronto press, 1968, lk 5.

⁶²¹ K. L. Mehrbrey (2003), lk 31.

⁶²² C. Küll (2009), lk 40.

⁶²³ S. Sorrell, J. Skea (toim). Introduction. – Pollution for Sale: Emissions Trading and Joint Implementation. Cheltenham: Edward Elgar, 1999, lk 6.

jooksul heitkogust võib väljutada.⁶²⁴ Heitkoguse ühik on ametlikult vormistatud ja üleantav õigus väljutada määratud ajaperioodi jooksul fikseeritud kogus konkreetset saasteainet.⁶²⁵ Heitkoguse hind kujuneb välja kauplemise tulemusel, mis omakorda loob stiimuleid selles osalevatele ettevõtetele oma saasteaine heitkogust vähendada. Selline kauplemine ei kahjusta keskkonnaeesmärke, sest saasteainete koguseline piir, mida jagatakse ettevõtjate vahel on (sarnaselt administratiivsele jaotusmehhanismile) fikseeritud.⁶²⁶ Teisalt toob G. Winter tabavalt välja, et heitkogustega kauplemise süsteem erineb kvantifitseeritud piirnormidest selle poolest, et piirnorme käsitatakse maksimaalsete lubatud tasemetena, mida ettevaatuspõhimõttest lähtudes ei peaks täielikult ära kasutama. Heitkogustega kauplemise süsteemis on aga lubatud heitkogus muudetud kasutatavaks õiguseks. Seetõttu käsitatakse heitkoguse lube majandusliku väärtusena, mida on õiguspärane kasutada või võõrandada kuni viimase ühikuni.⁶²⁷ G. Winteri kohaselt muudab selline lähenemine keskkonnakaitselise piirangu majanduslikuks varaks ning kokkuvõttes loob stiimuli kasutada lubatud heitkogus täielikult ära, mitte aga vähendada heidet alla kehtestatud ülempiiri.⁶²⁸

Siiski vastandatakse heitkogustega kauplemist kui ühte majanduslikku meetodit normatiivsele reguleerimisele tihti just seetõttu, et viimane ei ole heitkoguste tõhusaks vähendamiseks piisavalt paindlik ja efektiivne.⁶²⁹ Heitkogustega kauplemise süsteem loob käitistele tehnilise innovatsiooni motiivi, sest võimaldab teenida tulu heite vähendamiselt. Seevastu traditsiooniline loasüsteem nõuab vaid loa nõuete täitmist.⁶³⁰ Võrreldes käsu- ja kontrolli meetodiga seisneb seega heitkogustega kauplemise süsteemi eelis selles, et see võimaldab arvestada käitise majandamise kuludega – eesmärk on saavutada võimalikult väikeste kuludega keskkonnahoid.

Heitkogustega kauplemise süsteemi puhul on oluline rõhutada, et kaubeldavate heitkoguste ühikute olemasolu võimaldab paindlikumalt lahendada heitkoguste ajas jaotamise probleemi. See probleem tekib eelkõige olukorras, kus piiratud keskkonnaressurss jaotatakse püsivalt kindlatele isikutele, nagu see on iseloomulik heite piirväärtuste ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuste kehtestamisel.

⁶²⁴ J. Heister jt. *Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten: Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen*. Kieler Studien, Nr. 237. Tübingen: Mohr Siebeck, 1991, lk 63.

⁶²⁵ C. Küll (2009), lk 43.

⁶²⁶ European Commission. *Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/0087 final*, lk 169; G. Lübbe-Wolff. *Modernisierung des Umweltordnungsrechts: Vollziehbarkeit – Deregulierung – Effizienz*. Bonn: Economica Verlag, 1996, lk 135.

⁶²⁷ G. Winter. *The Climate is No Commodity: Taking Stock of the Emissions Trading System*. – *Journal of Environmental Law*, 2010, 22, 1, lk 1–25. <https://doi.org/10.1093/jel/eqp032>.

⁶²⁸ Ibid.

⁶²⁹ T. Zylicz. *Towards tradability in pollution permits in Poland*. – S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 124–140, lk 135.

⁶³⁰ S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 12.

Tähtajatu lubade andmine võib kõrge saastekoormusega piirkondades kaasa tuua olukorra, kus uued turule sisenejad, kes oleksid valmis kasutama oluliselt vähem saastavat tehnoloogiat kui olemasolevad käitajad, jäävad pikaajaliselt jaotusest välja, sest ruumilised heitepiirid on juba olemasolevate ettevõtete poolt täies ulatuses ära kasutatud.⁶³¹ Heitkogustega kauplemise süsteem võimaldab sellist jäikust vähendada, sest heitkogused ei ole püsivalt seotud konkreetsete käitajatega, vaid võivad turu kaudu ümber jaotuda, mis omakorda loob eeldused ressursside tõhusamaks kasutamiseks.

Paiksete heiteallikate puhul on heitkogustega kauplemise süsteemi rakendatud nii rahvusvaheliselt kui ka siseriiklikult. Esimesed tõsiseltvõetavad katsed heitkogustega kauplemise regulatsiooni luua pärinevad 1990. aastatest, mil Ameerika Ühendriikides loodi vääveldioksiidi heidete kontrollimiseks kaubeldavate keskkonnasertifikaatide süsteem nn *Acid Rain Programm*, mis lubas kõikidel mandriosa elektrijaamadel omavahel kaubelda vääveldioksiidi heitkoguste ühikutega.⁶³² Ka Kyoto protokoll reguleerib heitkogustega kauplemist artiklites 6, 12 ja 17. Euroopa Liidus on heitkoguste kauplemise süsteem loodud just Kyoto protokollu nõuete täitmiseks.

Tüüpiliselt on heitkogustega kauplemise süsteemi puhul tegemist *downstream* mudeliga. Sellest juhindub ka Euroopa Liidu kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteem. Niinimetatud *upstream* mudeliga heitkogustega kauplemist võib käsitada kui heitkoguste ühikutega kauplemise erivormi.⁶³³ *Downstream* antud kontekstis viitab lõpptarbijale või heitmete tegelikule tekitajale ehk viimastele saasteaine välisõhku väljutajatele. *Upstream* mudelites on regulatsioon suunatud tarneahela varasematele etappidele, nendele, kes saasteainet, mille tõttu heited tekivad ringlusesse annavad.⁶³⁴ Kui heitkogustega kauplemise süsteem luuakse paiksete heiteallikate poolt saasteaine välisõhku väljutamise piiramiseks, siis on tegemist *downstream* mudeliga.

Oluline on siiski tähele panna, et heitkogustega kauplemise süsteemi puhul ei ole tegemist täies ulatuses turupõhise majandusliku instrumendiga, sest see ei ole sugugi traditsioonilisest õiguslikust reguleerimisest vaba. Ka siin on käitajal jätkuvalt kohustus taotleda luba ning täita kehtivaid nõudeid, mis reguleerivad heite teket ja piiramist.⁶³⁵ Lisaks vajab kauplemissüsteem eraldiseisvat regulatsiooni selleks, et süsteem saaks toimida. Vaja on reegleid turu toimimiseks, lubade andmise võimaldamiseks, heitkoguste ülekandeid tuleb registreerida ja kontrollida, samuti on vaja kontrollida heitkoguste vähendamist.⁶³⁶

⁶³¹ A. Vosskuhle (2002), lk 295.

⁶³² K. L. Mehrbrey (2003), lk 25; D. A. Anderson. Environmental Economics and Natural Resource Management. 6th ed. London: Routledge, 2025, lk 324.

⁶³³ S. Klinski, F. Keimeyer. Die Besteuerung von CO₂ und andere Umweltabgaben im Lichte des Finanzverfassungsrechts. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 2019, 38, lk 1465–1471.

⁶³⁴ Ibid.

⁶³⁵ S. Magen (2009).

⁶³⁶ Ibid.

G. Lübke-Wolf toob välja, et kokkuvõttes võib sellise süsteemi ülevalpidamine riigi jaoks olla isegi kulukam, kui otsene heitkogustega reguleerimine.⁶³⁷ Ka J. H. Dales on osutanud sellisele heitkoguste turu eripärale, leides, et tegemist ei ole tõelise ega loomuliku turuga, vaid ühe administratiivse sekkumise vahendiga.⁶³⁸

Seega heitkogustega kauplemise puhul piiratakse saasteainete heited eelkõige summaarse heitkoguse piiri seadmise ja selle ajas vähenemise tõttu, kuid heitkogused vähenevad pikaajaliselt ka ettevõtete poolt täiendavate investeeringute tulemusel. Juhul, kui heitkoguste hind kaubeldaval turul on kõrge, motiveerib see ettevõtjaid investeerima keskkonnahoidlikesse tehnoloogiatesse, et saavutada kulude kokkuhoidu. Kauplemisturu toimimine on aga siiski sõltuv summaarse heitkoguste piiri täpsest määratlemisest.⁶³⁹ Heitkoguste piiramine peaks tekitama turul saasteaine väljutamise õiguse nappuse, mis ongi heitkogustega kauplemise turu toimimise eeldus. Kui aga lubatud heitkogused seatakse liiga kõrgeks, nii et neid jääb üle, kaotab turg mõtte kuna nappust ei teki.

3.9.3. Summaarse heitkoguse ülempiiril põhineva regulatsiooni struktuursed omadused

3.9.3.1. Saasteaine valik

Paiksete heiteallikate heite summaarne piirkogus on saasteainepõhine. Alapunktist 1.5.2 nähtuvalt toimivad saasteained välisõhku väljutatuna erineval viisil. Osad saasteained reageerivad atmosfääris ning moodustavad sekundaarseid saasteaineid. Summaarne piirkogus ei sobi üldjuhul sekundaarsete saasteainete nagu näiteks troposfääriosooni ja sekundaarse PM_{2,5} vähendamise reguleerimiseks, kuna need ei pärine otse heiteallikast vaid tekivad atmosfääris keemiliste reaktsioonide tulemusel.⁶⁴⁰ Seetõttu ei ole võimalik neid piisava täpsusega siduda konkreetse heiteallikaga ega neile otseseid piirkoguseid kehtestada. Heite summaarse piirkoguse regulatsiooni saab kehtestada eeskätt vaid saasteainetele, mis väljutatakse otse paiksetest heiteallikatest. Sekundaarsete saasteainete kontekstis tähendab see regulatsiooni suunamist nende saasteainete lähteainetele nagu näiteks lämmastikoksiidid ja lenduvad orgaanilised ühendid troposfääriosooni puhul.

Selleks, et summaarse heite piirkoguse kui reguleerimisinstrumenti eesmärk vastaks reaalselt riikliku summaarse heitkoguse vähendamise eesmärgile, peab saasteaine heide olema usaldusväärselt kvantifitseeritav ja seiratav selliselt, et selle üle oleks võimalik järelevalvet teostada. Näiteks on aga ammoniaak saasteaine, mille heitkogused pärinevad valdavalt hajusatest allikatest (eelkõige

⁶³⁷ G. Lübke-Wolff (1996), lk 135.

⁶³⁸ J. H. Dales (1969), lk 803.

⁶³⁹ S. Magen (2009).

⁶⁴⁰ J. Heister (1991), lk 88.

põllumajandusest) ning mida ei mõõdetata paiksete heiteallikate puhul üldjuhul otseselt vaid hinnatakse arvutuslikult. Sellest tulenevalt on selle heite täpne seire ja paiksete heiteallikate põhine summaarse piirkogusega reguleerimine keerulisem. Erinevalt ammoniaagist on NO_x ja SO₂ aga saasteained, mille heidet on paiksetest heiteallikatest võimalik otseselt ja pidevalt mõõta. Seetõttu on nende saasteainete heite seire ja piirkogusega reguleerimine oluliselt täpsem ja tõhusam heite vähendamise eesmärgi arvestades.⁶⁴¹

Selleks, et tagada regulatsioonivahendi tõhusus riikliku summaarse heite piirkoguse eesmärkide täitmisel, peaks piiriga hõlmatud saasteaine pärinema valdavalt või suures ulatuses paiksetest heiteallikatest. Näiteks on NEC-direktiivi reguleeritavate saasteainete hulgas vääveldioksiid ja lämmastikoksiidid sellised saasteained, mille heide pärinebki olulises ulatuses paiksetest heiteallikatest.⁶⁴² Samas ammoniaagi heide ning oluline osa LOÜ heitest pärineb hajusatest allikatest,⁶⁴³ mistõttu nende puhul ei pruugi üksnes paiksetele heiteallikatele suunatud piirkogus olla sama tõhus regulatsioonivahend.

Need on peamised mõlemale jaotusmehhanismile iseloomulikud saasteaine valikut mõjutavad tegurid. Kuna administratiivne ja turupõhine jaotusmehhanism on olemuslikult erinevad, erineb teatud ulatuses nende puhul ka sobivate saasteainete ring. Välisõhku väljutavad saasteained on oma õhus levimise omadustelt erinevad ka selles osas, kuidas nad hajuva ruumis ja ajas. Saasteained, mis on olulise lokaalse mõjuga, ei sobi hästi heitkogustega kauplemise süsteemi puhul, mis eeldab seda, et heitkogustega oleks võimalik kaubelda võimalikult piirangutevabalt. Teoreetilises kirjanduses käsitletakse seda kui nn kuumkohtade (*hot spot*) probleemi.⁶⁴⁴ Lokaalne kahjulik mõju tähendab ühtlasi seda, et saasteaine heitele on kehtestatud õhukvaliteedi piirväärtused. Keskkonna kvaliteedi piirväärtused toimivad praktikas sageli *de facto* lokaalse koguheite piirina. Need ei ütle küll otseselt, kui palju keegi tohib heiteid väljutada, kuid lokaalne õhukvaliteedi piir seab omakorda piiri heitkogustele. Keskkonnakvaliteedi piirväärtusi ei tohi ületada, mis tähendab, et konkreetse piirkonna käitaja ei saa heitkoguse ühikuid soetada, kui õhukvaliteedi piirväärtused oleksid sellega ületatud. Nii on tehtud Euroopa Liidus kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi loomisel erand tööstusheite direktiivi, mille kohaselt võivad liikmesriigid kehtestada kasvuhoonegaaside heitele piirväärtuse ainult juhul, kui see on lokaalsete probleemide lahendamiseks vajalik. Eesti õiguses kajastab sama põhimõtet THS § 45 lg 1, mille kohaselt, kui käitise tegevus on tegevusalade

⁶⁴¹ E. Reh binder. Übertragbare Emissionsrechte aus Juristischer Sicht. – A. Enders jt Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn: Economica Verlag, 1994, lk 93.

⁶⁴² AS Maves, Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030 koostamise keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne, jaanuar 2020, lk 7. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/KSH%20aruanne_0.pdf (04.04.2026).

⁶⁴³ Õhusaasteainete vähendamise programm.

⁶⁴⁴ D. M. Driesen (2006), lk 170.

loetus, mis on kehtestatud AÕKS § 155 lõike 1 alusel, ei määrata loas kasvuhoonegaaside heitele piirväärtust, välja arvatud juhul, kui see on vajalik saastatuse tekke ärahoidmiseks kohalikul tasandil. Sama paragrahvi lg 4 kohaselt ei kohaldata seda sätet kasvuhoonegaaside heitkoguste kauplemise süsteemist ajutiselt välja arvatud käitiste suhtes.

Summaarse heite piiri seadmisel selleks, et turg saaks efektiivselt toimida, peaks käitajatel pärast esmast jagamist ideaalis olema vabadus, kus ja kui palju heiteid väljutatakse. Selleks ei peaks süsteemis olema vaja arvestada konkreetse piirkonna saastekoormusega. G. Lübbe-Wolf pakub välja selle olukorra lahendamiseks esiteks reegleid, mis lubade kehtivust piiravad, mille alusel heitkoguse ühikutega kauplemine toimub. Teiseks pakub ta välja saastelubade turu ruumilist jaotust selliselt, et erinevate piirkondade vahel ei oleks kauplemine üldse lubatud või oleks seda vaid piiratud ulatuses, selliselt, et kvaliteedi piirväärtust ei oleks võimalik ületada.⁶⁴⁵ Kui tegemist on heitkogustega kauplemisega, siis seavad need meetmed siiski kahtluse alla kogu süsteemi majandusliku efektiivsuse ning on samuti seotud suuremate rakendamise kuludega. Seetõttu võib heitkogustega kauplemise süsteemi tõhusus olla küsitav.⁶⁴⁶ Load, milles saasteainete väljutamise tingimused on täpselt määratletud – näiteks koguse, ajaperioodi ja võimalike muude individuaalsete tingimuste järgi – muudavad nende turustatavuse oluliselt keerukamaks, sest need ei ole sellisel juhul homogeensed tooted. Seetõttu on suhteliselt keeruline leida turuosalist, kes sooviks just sellistele spetsiifilistele tingimustele vastavat kaupa osta või müüa.⁶⁴⁷

Sellest omakorda saab teha loogilise järelduse, et heitkogustega kauplemise süsteem sobib sellistele saasteainetele, mille mõju pigem ei ole lokaalne vaid on regionaalne või kõige eelistatumal juhul globaalne. Heaks näiteks on siin CO₂. Kuna see ei oma olulisi otseseid lokaalseid õhukvaliteedi mõjusid inimese tervisele ja keskkonnale, ei ole selle saasteaine heite kontsentratsiooniga kindlatesse kohtadesse üldjuhul probleeme. CO₂ puhul on terve planeet Maa heitepiirkond, mistõttu võiks ka ideaalsel juhul CO₂ heitkogustega kauplemise süsteem olla ülemaailmne.⁶⁴⁸ Kuna CO₂ heitkogustega kaasnevad kliimamuutused on väga pikaajalised protsessid, siis ei ole CO₂ puhul oluliselt relevantne ka ajaline mõõde – mõnedel aastatel lisanduva heitkoguse saab tasakaalustada järgnevate aastatega. Seega võib CO₂ heiteid reguleerida ka intertemporaalselt.⁶⁴⁹ Siinkohal tuleb siiski arvestada sellega, et ei ületataks heitkoguste süsteemile määratud üldist piiri. Kuna kindlaks on määratud summaarne heitkogus, mis tagab keskkonnakvaliteedi eesmärkide saavutamise ja mille raames eraldatakse käitajatele heitkoguseid, siis ei ole sellise süsteemi puhul vaja kindlaks määrata heite piirväärtuseid ega ka keskkonnakvaliteedi piirväärtuseid. Üks tonn kasvuhoonegaase

⁶⁴⁵ G. Lübbe-Wolff (1996).

⁶⁴⁶ Ibid.

⁶⁴⁷ Ibid, lk 66.

⁶⁴⁸ J. Heister (1991), lk 20.

⁶⁴⁹ Ibid, lk 21.

väljutatuna ükskõik millises maailmanurgas omab sama mõju, mis väljutatuna mujal piirkonnas, seega ei ole tähtsust selles, kus toimub kasvuhooonegaaside heite vähenemine.⁶⁵⁰

Administratiivse jaotusmehhanismi puhul ei toimu heitkogustega kauplemist, vaid heitkogused eraldatakse püsivalt konkreetsetele käitistele. Selline süsteem saab toimida paralleelselt nii heite piirväärtuste kui ka keskkonnakvaliteedi piirväärtustega.

3.9.3.2. Reguleeritavad käitised

Alapeatükis 3.3 käsitletud õhusaasteainete vähendamise programmis kehtestatud summaarse heitkoguse sektoriaalse jaotuse analüüsist ilmnes, et paikseid heiteallikaid ei käsitleta seal eraldiseisva sektorina. NEC-direktiiviga reguleeritud saasteaineid väljutavad paiksed heiteallikad võivad kuuluda erinevatesse sektoritesse. Sellest tulenevalt on paiksete heiteallikate summaarse heitkoguse reguleerimist võimaldava süsteemi kujundamiseks ka vajalik määratleda, millised heiteallikad kuuluvad vastava regulatsioonimehhanismi kohaldamisalasse. Regulatsioonivahendiga hõlmatud käitiste valik sõltub esmajoonel saasteainest, mis on regulatsiooni esemeks. Lisaks sellele mõjutavad käitiste valikut aga ka muud tegurid. Eelkõige tuleks regulatsioonimehhanismide kujundamisel hõlmata sektoreid, mis annavad märkimisväärse panuse konkreetse reguleeritava saasteaine summaarsesse heitesse.⁶⁵¹ Arvestades mõlema jaotusmehhanismi rakendamise ja haldamisega seotud kulusid, ei ole põhjendatud luua süsteemi, mis hõlmab vaid marginaalset osa paiksete heiteallikate koguheitest. Mida suurem osa koguheitest on regulatsiooniga hõlmatud, seda tõhusamalt aitab see kaasa riikliku summaarse heitkoguse vähendamise eesmärkide saavutamisele.

Heitkogustega kauplemise süsteemi loomise otstarbekus sõltub süsteemiga hõlmatud käitiste arvust ka seetõttu, et see tagab turu toimimise ja likviidsuse.⁶⁵² Näiteks Ameerika Ühendriikide happevihmade programm hõlmas esimeses faasis 110 suuremat elektrijaama, süsteemi laiendes oli hõlmatud 800 elektri-jaama käitist.⁶⁵³ RECLAIM (*Regional Clean Air Incentives Market*), mis oli Ameerika Ühendriikides Lõuna-California piirkonnas rakendatud heitkogustega kauplemise süsteem, hõlmas süsteemi käivitamisel ligikaudu 390 käitist, mis väljutasid NO_x heidet ja 41 käitist mis väljutasid SO₂ heidet, kuid need moodustasid vastavalt 65% ja 85% paiksete heiteallikate koguheitest osakaalust.⁶⁵⁴ Administratiivse jaotussüsteemi puhul ei ole käitiste arv ega nende heite osakaal

⁶⁵⁰ Z. X. Zhang, A. Nentjes. International Tradeable Carbon Permits as a Strong Form of Joint Implementation. – S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 322-342, lk 322.

⁶⁵¹ World Bank. Partnership for Market Readiness; International Carbon Action Partnership. Emissions Trading in Practice, Second Edition: A Handbook on Design and Implementation, 2021, lk 56. <https://doi.org/10.1596/35413>.

⁶⁵² N. Malaviya (2009), lk 113.

⁶⁵³ S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 5–6.

⁶⁵⁴ Ibid, lk 7.

seevastu määrava tähtsusega, kuna sellist süsteemi on võimalik rakendada ka piiratud arvu heiteallikate suhtes. Näiteks hõlmas Eestile kehtestatud põlevkivi-sektori summaarne heitepiir vaid piiratud arvu suuri põletusseadmeid, mille heide moodustas samas olulise osa sektori koguheitest.

Vastukaaluks on oluline välja tuua, et suure hulga väikeste heiteallikate hõlmamine võib kaasa tuua saavutatava keskkonnamõjuga võrreldes ebaproportsionaalse halduskoormuse nii täitevvõimule kui ka ettevõtjatele. Seetõttu võib olla põhjendatud kehtestada lävend, millest alates kuuluvad käitised regulatsiooni kohaldamisalasse. Alapunktist 3.9.2.1 nähtuvalt hõlmas näiteks Euroopa Liidus summaarse heite piirkoguse administratiivse jaotusmehhanismi alla kuuluv regulatsioon direktiivide kohaselt eeskätt suuri põletusseadmeid.

Igal juhul peab olema otsus, millised käitajad süsteemiga hõlmatakse proportsionaalne ja vastama võrdse kohtlemise põhimõttele. Seejuures tuleb arvestada nii süsteemi ülalpidamise kulusid kui ka hõlmatud käitiste panust summaarsesse heitesse. Käitiste valikut võivad mõjutada aga ka muud põhjendatud kaalutlused. Näiteks võib regulatsioonimehhanismi uudsus õigustada selle järkjärgulist rakendamist, mille käigus hõlmatakse esialgu vaid osa heiteallikatest või konkreetseid sektoreid.

Seega võib piirkoguse regulatsiooni kohaldada nii kõikidele paiksetele heiteallikatele kui ka üksnes kindlatele sektoritele. Selline eristamine on lubatav, kui see põhineb objektiivsetel ja läbipaistvatel kriteeriumitel, ei too kaasa põhjendamatu erinevat kohtlemist võrreldavas olukorras olevate käitajate vahel ning on proportsionaalne regulatsiooni eesmärkide saavutamiseks. Euroopa Kohtu kohtuasjas C-127/07 oli vaidluse all küsimus, kas võrdse kohtlemise põhimõtet arvesse võttes on direktiiv 2003/87/EÜ kehtiv osas, milles see hõlmab lubatud heitkoguse ühikute kauplemise süsteemiga vaid terasesektorit, kuid mitte alumiiniumi- ja plastitööstusi. Ka plasti- ja alumiiniumitööstuse käitised väljutavad heitkogustega kauplemise direktiivis nimetatud kasvuhoonegaase. Lisaks on nende toodang konkureeriv terasetööstuse toodetega, sest nad toodavad materjale, mis on osaliselt asendatavad terasetööstuse toodetega. Küsitav oli seega, kas on tegemist võrdse kohtlemise põhimõtte rikkumisega terasesektori suhtes, käsitledes sarnaseid olukordi põhjendamatult erinevalt. Euroopa Kohus leidis siiski, et erinev kohtlemine oli õigustatud. Otsuse tegemist põhjendas kohus süsteemi uudsusega ning regulatsiooni keerukusega. Samuti sellega, et terasesektori CO₂ heitkoguste tase oli oluliselt suurem kui keemiasektoris ja värviliste metallide sektoris (kuhu alumiiniumi- ja plastitööstus kuulub). Kohus rõhutas siiski, et erinev kohtlemine eeltoodud asjaoludel oli õigustatud lubatud heitkoguse ühikutega kauplemise süsteemi loomise rakendusfaasis, süsteemi sujuvama käivitamise eesmärgil. Siin rõhutab Euroopa Kohus seega konteksti, eesmärgi ja regulatiivse raamistiku eripära võrdse kohtlemise põhimõttele vastavuse hindamise alusena.⁶⁵⁵

⁶⁵⁵ EKo 16.12.2008 C-127/07, Arcelor Atlantique ja Lorraine jt, ECLI:EU:C:2008:728, p 69.

3.9.3.3. Süsteemi ruumiline ulatus

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 19 lg 3 p 1 kohaselt on paikne heiteallikas püsiva asukohaga heiteallikas, kaasa arvatud teatud aja tagant teisaldatav heiteallikas, või ühel tootmisterritooriumil asuvate heiteallikate grupp. Seega eeldab summaarse heite piirkoguse seadmine paiksetele heiteallikatele olemuslikult ühtlasi ka heite ruumilist jaotamist.⁶⁵⁶

Teoreetiliselt võib mõlema jaotamismehhanismi ruumiline ulatus olla riigi-ülene, regionaalne või määratletud veelgi väiksemate üksustena. Nagu eelnevalt käsitletud, põhineb heitkogustega kauplemise süsteem majanduslikul loogikal, mille kohaselt suureneb süsteemi kulutõhusus koos geograafilise ulatuse ja osalejate arvu kasvuga. Kauplemissüsteemi eesmärk on vähendada heidet võimalikult kulutõhusalt ning selle tagamiseks on vajalik toimiv ja likviidne turg. Sellest tulenevalt on kauplemissüsteemid enamasti kujundatud riiklikul või piirkondlikul tasandil. Samas esineb ka riikidevahelist kauplemist nii rahvusvahelise õiguse kui ka erinevate riikide ettevõtjate vaheliste mehhanismide kaudu. Näiteks hõlmab Euroopa Liidu kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteem kõiki Euroopa Liidu liikmesriike. Ameerika Ühendriikides on rakendatud nii föderaalset kui ka piirkondlikke kauplemissüsteeme.⁶⁵⁷ Seevastu administratiivse jaotusmehhanismi fookuses ei ole niivõrd majanduslike stiimulite loomine, kui- võrd heite piiramine ühtsete piirangute seadmisega.

Ruumiline ulatus võib olla tingitud üksnes käitiste valikust, kuid see võib olla ka eraldiseisev teadlik regulatiivne otsus. Nii oli VÕKS I-s eelduslik heitkoguste jaotamine maakondade lõikes. Väikese territooriumiga riigis, nagu seda on Eesti, ei pruugi erinevatele piirkondadele eraldi summaarse heite piirkoguste kehtestamine olla siiski proportsionaalne meede. Selline lähenemine võib olla põhjendatum föderaalsetes riikides või olukorras, kus kõik piirkonnad on küll hõlmatud sama süsteemiga, kuid detailides rakendatakse erinevaid regulatiivseid nõudeid.

Kuigi piirkondlikud heitepiirid võivad kaudselt kaasa aidata õhukvaliteedi paranemisele konkreetses piirkonnas, on piirkonna õhukvaliteediga seotud probleemide lahendamiseks ette nähtud eraldi mehhanismid, eelkõige õhukvaliteedi parandamise kavad.⁶⁵⁸ Seetõttu võib piirkondliku jaotuse rakendamine summaarse heite piirkoguse süsteemis osutada regulatiivses mõttes dubleerivaks.

3.9.3.4. Seire, aruandlus ja järelevalve

Kõik koguselise jaotuse süsteemid nõuavad mehhanismi nende seireks, aruandluseks ja jõustamiseks. Kui koguseline piir on kehtestatud riikliku summaarse heite piirkoguse raames, eeldab see koordineeritud arvestust riikliku tasandi ja

⁶⁵⁶ R. Czarnecki (2017), lk 107.

⁶⁵⁷ D. Harrison, Jr. Turning theory into practice for emissions trading in the Los Angeles air basin. – S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 63-82, lk 72.

⁶⁵⁸ Õhukvaliteedi parandamise kavasid on käsitletud töö alapunktis 3.6.3.2.

paiksetele heiteallikatele määratud heitkoguste vahel.⁶⁵⁹ Selles protsessis on aga eelkõige oluline tagada, et individuaalsete heitkoguste kogusumma ei ületaks kogust, mille raames need on määratud. Selliste süsteemide eripära seisneb ka nende dünaamilisuses. Heitkoguste suurus muutub ajas nii riiklikul tasandil kui ka paiksetele heiteallikatele kehtestatud piiri raames. Eelkõige on piirid ajas vähenevad, selleks et saavutada keskkonnaeesmärke. Riiklikul tasandil muutub heitkoguste piir lisaks peamiselt seetõttu, et heitkogused hõlmavad kogu riigi majandustegevust. Paiksetele heiteallikatele seatud piiri puhul muutub kasutatav heitkogus eelkõige seetõttu, et osa heitkogusest vabaneb tegevuse lõpetanud või tegevust muutnud käitajate arvelt ning eraldatakse uutele turuletulijatele. See kõik eeldab toimivat administratiivset kontrollisüsteemi, mis tagab ajakohase ja usaldusväärse ülevaate heitkoguste jaotusest ja kasutamisest.

Seiresüsteemi toimimisega seotud küsimusi on käsitletud juba eelnevalt. Jaotussüsteemi tõhusus sõltub otseselt sellest, kas konkreetse heiteallika saasteaine heited on usaldusväärselt mõõdetavad ja verifitseeritavad.⁶⁶⁰ Kuigi põhimõtteliselt on võimalik välja töötada seiresüsteemi ka hajusate ja väikese osakaaluga heiteallikate jaoks, võib sellise seiresüsteemi rakendamine osutuda eba-proportsionaalselt kulukaks.

Lisaks tuleb eristada arvestuslikku ja tegelikku heite vähenemist. Kui seire põhineb peamiselt arvutuslikel hinnangutel ega võimalda piisavat kontrolli tegeliku heite üle, võib regulatsioon jääda formaalseks. Sellisel juhul võib heitkogus väheneda küll arvestuslikult, kuid mitte tegelikkuses. Ebatäpsed seireandmed võivad tekitada ka moonutatud stiimuleid, eelkõige heitkogustega kauplemise süsteemi puhul, kus käitajatel võib tekkida motivatsioon oma heitkoguste vähendamist üle hinnata, et suurendada müüdavate heitkoguste hulka.⁶⁶¹ Seetõttu on usaldusväärne seiresüsteem eelduseks nii regulatsiooni keskkonnatõhususele kui ka süsteemi usaldusväärsusele tervikuna. Seega seab just seire- ja selle kaudu ka järelevalvesüsteemi kvaliteet sisulised piirid sellele, milliste saasteainete ja heiteallikate puhul on koguselised regulatsioonivahendid üldse tõhusalt rakendatavad.

3.9.4. Summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramise kriteeriumid

Heite piiri seadmisel on oluline esmalt vaadelda saasteaine heite riiklikku summarset piirkogust tervikuna. Jaotamisel kehtib fikseeritud koguse tõttu nn ühendatud anumate süsteem: kui üks sektor saab heitkoguseid, siis teistel sektoritel väheneb automaatselt jaotatav kogus.⁶⁶² Siin on seadusandja ülesandeks võrdse kohtlemise põhimõtte seisukohalt püüelda võimalikult õiglase koormuse jaotuse poole. Saastaja maksab põhimõttest võib tuletada kaks suunist koormise õiglaselt

⁶⁵⁹ V. Dupont (2024).

⁶⁶⁰ D. M. Driesen (2006), lk 170.

⁶⁶¹ Ibid.

⁶⁶² C. Küll (2009), lk 54.

jaotamiseks. Esiteks peavad kõik heiteallikad panustama kogusaaste vähendamisse ning teiseks peab saastajate panus saaste vähendamisse olema proportsionaalne nende panusega koguprobleemi tekkimisse.⁶⁶³ Kõikide heiteallikatega arvestamise kohustus tuleneb ka NEC-direktiivist, mis rõhutab, et meetmete väljatöötamisel tuleb arvesse võtta kõikide sektorite heite vähendamise potentsiaali. Sellega arvestamine tagab, et jaotus peegeldab hõlmatud tegevusalade erinevaid vähendamiskulusid, pannes näiteks suurema koormuse tegevustele, mille vähendamiskulud on madalad.⁶⁶⁴ Kui paiksete heiteallikate heite piir on seatud liiga kõrgele, võib see viia olukorrani, kus süsteemiga hõlmatud käitised saavad põhjendamatult eelise ning riikliku summaarse heite vähendamise eesmärgid jäävad saavutamata. Seevastu liiga madal piir võib kujutada endast süsteemiga hõlmatud käitiste ebaproportsionaalset koormamist. Seetõttu peab heitepiiri määramine leidma tasakaalu keskkonnaeesmärkide saavutamise ja käitajate põhjendatud koormamise vahel.

Proportsionaalse keskkonnakaitseliste meetmete kandmise kohustuse jaotuse osas on Euroopa Kohus rõhutanud kohtuasjas C-293/97, et meetmete väljatöötamisel on oluline arvestada kõikide asjakohaste saastajatega. Kohtuasi puudutas nitraadidirektiivi, mille eesmärk on vähendada põllumajanduslikest allikatest pärinevate nitraatide veekogudesse sattumisest põhjustatud veereostust. Ühendkuningriigi põllumajandustootjad väitsid, et nitraadidirektiiv rikub saastaja maksab põhimõtet, sest ainult põllumajandustootjad peavad kandma kulusid nitraadisalduse vähendamiseks vees alla 50 mg/l, kuigi põllumajandus on tunnistatud vaid üheks nitraatide allikaks. Kohus leidis, et direktiiv ei tähenda, et põllumajandustootjad peaksid kandma sellise saaste kõrvaldamise kulusid, millesse nad ei ole panustanud. Liikmesriigid peavad tegevusprogramme koostades arvestama nii põllumajanduslike kui ka muude nitraatide allikatega.⁶⁶⁵

Ka kohtuasjas C-254/08 on Euroopa Kohus rõhutanud proportsionaalse jaotamise olulisust saastajate vahel. Itaalia Campania piirkondliku halduskohtu poolt esitatud eelotsusetaotlus puudutas jäätmete kõrvaldamise kulude jagamise küsimust. Euroopa Kohus leidis, et liikmesriigil on küll õigus kehtestada jäätmemaksu jäätmete hinnangulise mahu, mitte jäätmete tegeliku koguse alusel. Siiski on oluline tagada, et jäätmemaks ei viiks selleni, et kindlate jäätmevaldajate (kohtuasjas hotellide) kanda jäetakse ilmselgelt ebaproportsionaalne kulu võrreldes nende jäätmete koguse või liigiga mida nad tekitavad.⁶⁶⁶

Arvestades sellega, et saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus väheneb ajas, peaks ka paiksetele heiteallikatele seatud heitepiir olema dünaamiline ning ajas vähenev. Heitkogustega kauplemise süsteemi puhul on ülempiiri seadmisel

⁶⁶³ M. N. Boeve, G.M. van den Broek (2012), lk 81.

⁶⁶⁴ J. de Sepibus (2007).

⁶⁶⁵ EKo C-293/97, The Queen versus Secretary of State for the Environment ja Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, ex parte H.A. Standley jt ja D.G.D. Metson jt. ECLI:EU:C:1999:215, p 31–51.

⁶⁶⁶ EKo C-254/08, Futura Immobiliare srl Hotel Futura ja teised versus Comune di Casoria, ECLI:EU:C:2009:479, p 57.

oluline lisaks arvesse võtta ka turu toimimist. Ülempiir peab olema piisavalt piirav, et kujuneks kaubeldavatele ühikutele hinnasignaali, mis motiveerib käitajaid investeerima keskkonnasäästlikumatesse tehnoloogiatesse.⁶⁶⁷ Ka Euroopa Kohus on kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi kontekstis rõhutanud, et kuigi heitkogustega kauplemise süsteemi lõppeesmärk on keskkonna kaitse kasvuhoonegaaside heitkoguste vähendamise läbi, ei vähenda see süsteem ise neid heitkoguseid. Keskkonnale tulenev kasu sõltub sellest, kui rangelt kinnitatakse antavate kvootide kogumaht ehk selle süsteemi järgi lubatud heitkoguste üldine piirmäär.⁶⁶⁸

Summaarse heite piiri määramisega seotud probleemid on sarnased nendele, millega liikmesriigid seisid silmitsi Euroopa Liidu heitkogustega kauplemise süsteemi algusaastatel. Süsteemi esimeses etapis olid liikmesriigid kohustatud koostama riiklikud heitkoguste jaotuskavad (siseriiklik saastekvootide eraldamise kava, *National Allocation Plans*), milles määrati kindlaks eraldatav heitkogus ning heitkoguse jaotamise viis. Direktiiv 2003/87/EÜ ei kehtestanud ühtset heitkoguse ülempiiri, jättes selle liikmesriikide otsustada, kes pidid lähtuma direktiivis sätestatud kriteeriumitest.⁶⁶⁹

Ka siin rõhutatakse proportsionaalsuse ja võrdse kohtlemise põhimõtte olulisust. Direktiivi artikkel 9 kohaselt pidid jaotuskavad põhinema objektiivsetel ja läbipaistvatel kriteeriumidel. Direktiivi lisa III täpsustas, et kava ei tohi olla diskrimineeriv ettevõtjate ega sektorite suhtes ega tohi anda põhjendamatuid eeliseid. Sarnaselt juba ülaltoodule sätestab ka direktiivi lisa III, et heite üldkoguse kindlaksmääramisel peab arvestama liikmesriigi üldist heitkoguste vähendamise kohustust ning arvestama heitkoguse osaga, mida piiriga hõlmatavad heited esindavad võrreldes teiste heiteallikate heitkogusega. Samuti tuli arvesse võtta olemasolevat ja kavandatavat õiguslikku raamistikku, sealhulgas energiapoliitikat ja kliimapoliitika meetmeid ning tagada kooskõla teiste Euroopa Liidu õigusaktide ja poliitikatega. Direktiivi lisa III kohustab arvestama ka sellega, et vähendamine oleks tõhus – heitkogus ei tohi olla suurem, kui on tõenäoliselt vaja koguse määramise kriteeriumite rangeks kohaldamiseks.

Lisaks suunab direktiiv liikmesriike arvestama heitkoguste kindlaksmääramisel ka uute osalejate võimalustega. Kuigi uute tulijate ja turult lahkuvate käitajate arvestamine kuulub eeskätt heitkoguste jaotamise reeglite hulka, mängib see üsna olulist rolli administratiivse jaotusmehhanismi puhul piiri määramisel. Administratiivse jaotuse korral sõltub see, kas ja kuidas uued tulijad süsteemi kaasatakse, regulatsiooni ülesehitusest ja eesmärkidest. Süsteem võib olla üles ehitatud selliselt, et see hõlmab üksnes olemasolevaid käitisi, ilma et uutele tulijatele oleks ette nähtud eraldi heitkogust. Alternatiivselt võib süsteem olla kujundatud nii, et uute tulijate jaoks nähakse ette eraldiseisev reserv või antakse neile luba siis, kui olemasolevate käitajate arvelt vabaneb heitkogus. Antud juhul

⁶⁶⁷ J. de Sepibus (2007).

⁶⁶⁸ EKo 16.12.2008 C-127/07, p 31.

⁶⁶⁹ J. de Sepibus (2007).

on erinevalt heitkogustega kauplemise süsteemist tegemist jäiga normatiivse piiranguga. Heitkogustega kauplemise süsteem põhineb eeldusel, et lubade nappus loob turuhinna ning annab süsteemis osalejatele paindlikkuse oma tegevuse korraldamiseks. Administratiivse jaotusmehhanismi puhul ei ole võimalik heitkoguseid juurde saada, mis võib takistada konkurentsi ja majandusarengut. Ettevõtjatel ei ole võimalik paindlikult oma tegevust planeerida, sest loa andmine sõltub sellest, kas heitepiir on konkreetse taotluse esitamisel täis saanud või mitte. Samuti ei soodusta selline süsteem, kus on summaarse piiri hulka arvatud ka uued turule sisenejad, saasteaine heite vähendamise tehnoloogiate kasutuselevõtmist – uutel käitistel ei pruugi olla võimalik turule siseneda isegi siis, kui nad kasutavad vähese heitega tehnoloogiat. Süsteemis olijatel ei ole aga kasulik heitkoguseid vähendada, sest selle tulemusel vabaneb heitkogus, mis eraldatakse konkurentidele. Tulemus võib olla seega eesmärgile vastupidine – keskkonnakaitselisel eesmärgil loodud regulatsioon ei too lõppastmes kaasa keskkonnakvaliteedi paranemist, sest turul püsivad vananenud tehnoloogiaga ettevõtted ja uutel tehnoloogiatel puudub rakendamise võimalus. Kokkuvõttes väheneb innovatsiooni stiimul, sest heitkoguse vähendamine ei anna ettevõtjale majanduslikku kasu. Sellise süsteemi korral võivad ettevõtjad, kes soovivad tegevust alustada või olemasolevat käitist laiendada, jääda loata üksnes seetõttu, et eraldatud heitevaru on ammendunud.

Alapunktist 3.9.1. nähtuvalt ei tähenda sektoriaalse heitepiiri ületamine isenesest tingimata riikliku summaarse heite eesmärgi saavutamata jätmist ega sellest tulenevalt automaatselt keskkonnohu tekkimist, sest ühe sektori heite suurenemine ei too vältimatult kaasa riikliku summaarse heitkoguse ületamist. Tegemist on siiski haldusorganile siduva piiranguga.

3.9.5. Heitkoguste jagamine

3.9.5.1. Ühtsete heitekriteeriumite määramine

Selleks, et oleks võimalik heitkoguseid paiksete heiteallikate vahel võrreldavatel alustel ära jagada, on vaja ühtseid heitkoguse kindlaksmääramise kriteeriume. Sellega tagatakse, et nii olemasolevad kui ka uued käitised alluvad samadele nõuetele heitkoguse määramisel. Administratiivse jaotuse puhul on ühtseid kriteeriume vaja, kui eesmärk on olemasolevate heitmete summaarne vähendamine, sest need võimaldavad määrata heitepiiranguid võrreldavatel ja läbipaistvatel alustel. Ühtsed kriteeriumid on vajalikud ka uute käitiste puhul, et tagada võrdne kohtlemine olemasolevate käitistega vältimaks olukorda, kus uutele käitistele tekib ebaõiglane eelis või põhjendamatu piirang. Heitkogustega kauplemise puhul on ühtsetel alustel kindlaksmääratud heite kindlaksmääramise kriteeriume vaja eelkõige selleks, et arvutada välja asjassepuutuvatele käitistele tasuta eraldatavate lubatud heitkoguse ühikute hulk.⁶⁷⁰ Oksjoni ehk heitkoguste ühikute

⁶⁷⁰ Ibid.

tasulise jagamise korral seevastu ei pea kindlaks määrama konkreetsete käitiste lõikes heitkogust.⁶⁷¹

Heitkoguste kindlaksmääramise kriteeriumite puhul kasutatakse tüüpiliselt kahte lahendust – ajaloolisel heitel põhinev jaotus (*grandfathering*) ning võrdlus-alustel põhinev jaotus (*benchmarking*). Ajaloolise heite arvestuse puhul on küsitav, kas aluseks tuleks võtta keskkonnaloaga lubatud heitkoguseid või tuleks arvestada käitise tegeliku heitega. Kui võetakse aluseks loaga määratud piirväärtused, siis on võimalus, et ettevõttel lubatakse saasteaineid välisõhku väljutada suuremas ulatuses, kui tal oma tegevust arvestades vaja oleks.⁶⁷² Lisaks on ajaloolise heite puhul vajalik otsustada, milline ajaline raam võtta aluseks. Euroopa Liidu kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi puhul valis enamik riike aluseks mitme aasta keskmise aastase heite, mis hõlmas tavaliselt kolme kuni viie aasta pikkust perioodi.⁶⁷³ Võttes aluseks mitme aasta keskmise heitkoguse, vähendab see juhuslikkuse alusel üksikute ettevõtjate ebavõrdset kohtlemist.⁶⁷⁴ K. L. Mehrbrey leiab aga, et mitme aasta keskmine heitkogus arvestuse alusena võib ebaõiglaselt kohelda ettevõtjaid, kes on võrdlusalustel aastatel investeerinud tootmise laiendamisse. Sellisel juhul ei taga ajalooline keskmine nende tegevuseks vajalikku heitkogust.⁶⁷⁵ Selle vältimiseks on võimalik kasutada aga lisaks näiteks PVT-ga seotud võrdlusaluseid nii nagu seda soovitati teha Euroopa Liidu kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi esimestel perioodidel. Investeeringutega arvestamine on oluline võrdsuspõhiõiguse ja õiguspärase ootuse seisukohalt, kuna käitisi, kes on varakult rakendanud heitmete vähendamise meetmeid, ei tohiks seada ebasoodsamasse olukorda võrreldes nendega, kes ei ole selliseid pingutusi teinud.⁶⁷⁶

Võrdlusalustel põhineva lähenemise korral seotakse lubatud heide toodanguühiku või tehnilise tõhususega. Selline lähenemine võimaldab arvestada käitiste tegelikkus keskkonnaalast tulemuslikkust. Direktiivi 2003/87/EÜ artikli 11 lõige 3 nõuab, et liikmesriigid arvestaksid vajadusega tagada uutele turuletulijatele juurdepääs heitkoguse ühikutele. Direktiivi lisa III kirjeldab kolme erinevat võimalust uute tulijate turule sisenemiseks, mille hulgast liikmesriigid võivad valida. Esiteks võivad uued turule sisenejad osta kõik vajalikud load turult. Teiseks võivad liikmesriigid jätta osa lubadest perioodiliseks enampakkumiseks. Kolmandaks võivad liikmesriigid ette näha riiklikus jaotuskavas reservi, millest antakse uutele turule sisenejatele tasuta lubasid. Majanduslikust vaatenurgast on kõige tõhusam lahendus see, kui uued turuletulijad peavad oma lubatud heitkoguse ühikud turult ostma, kuna siis põhinevad investeerimisotsused täielikel

⁶⁷¹ European Commission. Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/0087 final, lk 8.

⁶⁷² K. L. Mehrbrey (2003), lk 45.

⁶⁷³ J. de Sepibus (2007).

⁶⁷⁴ K. L. Mehrbrey (2003), lk 90.

⁶⁷⁵ Ibid, lk 91.

⁶⁷⁶ J. de Sepibus (2007).

ühiskondlikel kuludel.⁶⁷⁷ See annab ka tugeva stiimuli energiatõhusate ja vähese süsinikuheitega tehnoloogiate rakendamiseks, kuna need tehnoloogiad nõuavad väiksemas ulatuses heitkoguse ühikute ostmist. Hoolimata nendest selgetest eelistest ja suuremast halduslikust lihtsusest otsustasid kõik liikmesriigid kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi loomisel siiski luua uutele turuletulijatele eraldatud tasuta reservi.⁶⁷⁸

Administratiivse jaotussüsteemi puhul on võimalik olemasolevate paiksete heiteallikate puhul kasutada samuti ajaloolise heite arvestust ja võrdlusaluseid või nende kombinatsiooni. Uute tulijate puhul on võimalik kasutada võrdlusalustel põhinevat lähenemist.

3.9.5.2. Jagamine administratiivse jaotusmehhanismi puhul

Administratiivse jaotusmehhanismi puhul on heitkoguste jaotamisel keskne roll, sest puudub turumehhanism, mis võimaldaks heitkoguste ümberjaotamist käitajate vahel. Siin määrab juba esmane jaotamine ehk õigusaktis kirjapandud reeglid sisuliselt lõpliku heitkoguste jaotuse käitajate vahel ning sellest sõltub otseselt nii regulatsiooni kulutõhusus kui ka selle mõju üksikutele käitajatele.

Juhul, kui süsteem on üles ehitatud selliselt, et heite summaarne piirkogus kohaldub üksnes olemasolevatele paiksetele heiteallikatele ning uued käitised ei ole piiranguga hõlmatud, koheldakse olemasolevaid ja uusi käitisi erinevalt. Sellisel juhul tekib küsimus, kas selline eristamine on objektiivselt põhjendatud ja kooskõlas võrdse kohtlemise põhimõttega.

Paiksete heiteallikate heitkoguste tõhusaks vähendamiseks tuleb regulatsiooni niga hõlmata nii olemasolevaid kui ka uusi käitisi. Praktikast kasutatakse sellist lähenemist üleminekuajal rangematele heite piirväärtustele. Sellisel juhul kehtestatakse olemasolevatele käitistele leebemad heite vähendamise nõuded koos üleminekuajaga, samas kui uued käitised peavad vastama kohe rangematele heite piirväärtustele. Alapunktist 3.9.2.1. nähtuvalt oli selline mudel kasutusel Euroopa Liidus suurte põletusseadmete tegevuse reguleerimisel. Seega olemasolevate ja uute tulijate õiguste eristamine toimub siin üldjuhul selliselt, et olemasolevatele antakse pikem ülemineku-aeg rangemate nõuetega kohanemiseks ning uued käitised peavad täitma kohe rangemaid heitenorme.⁶⁷⁹ Selline eristamine võib olla põhjendatud, arvestades olemasolevate käitiste õiguspärasest ootust ja vajadust anda neile aega uute heite piirväärtustega kohanemiseks. Teisalt see paratamatult annab aga ettevõtetele stiimuli pikendada oma käitise ja sellega seotud seadmete kasutusaega, selle asemel et investeerida keskkonnasõbralikumasse tehnoloogiasse, mis sobituksid rangemate eeskirjade alla.⁶⁸⁰ Seega on sellise lähenemise puhul lühemas perspektiivis keskkonnakaitseline kasu piiratud. Pikemas perspektiivis viib see siiski keskkonnakvaliteedi paranemiseni, sest üleminekuaja lõppedes on

⁶⁷⁷ Ibid.

⁶⁷⁸ Ibid.

⁶⁷⁹ R. Stavins (2006).

⁶⁸⁰ Ibid.

olemasolevad ettevõtted sunnitud kohandama oma tegevust uutele kehtivatele standarditele vastavaks. Lisaks teevad rangemad heitenormid raskemaks ka uute tulijate turule sisenemise.

Administratiivset jaotusmehhanismi, mille puhul kehtestatakse ühtne summaarne heite piirkogus nii olemasolevatele kui ka uutele käitajatele, kasutati Eestis VÕKS I raames. Ka sellise mudeli puhul tekib pinge eelkõige olemasolevate käitiste ja uute tulijate võrdse kohtlemise vahel. Süsteemi kujundamisel on seetõttu oluline leida tasakaal olemasolevate käitiste heite vähendamise kohustuse ja uutele tulijatele heitkoguste eraldamise vahel. Uutele tulijatele tuleks sellise mudeli puhul jätta eraldiseisev heitkoguse puhver, mis võib olla sellel eesmärgil loodud iseseisev heite reserv või kujuneda üksnes olemasolevate käitiste tegevuse tulemusel vabanevatest heitkogustest. Siin on oluline heitkoguse eraldamiseks kehtestada selged, läbipaistvad ja objektiivsed haldusmenetluse reeglid. Euroopa Kohtu praktikast nähtuvalt peavad väljatöötatavad heitkoguste eraldamise kriteeriumid vastama objektiivsetele ja asjassepuutuvate õigusnormide eesmärgi seisukohalt sobivatele kriteeriumidele, võttes arvesse kõiki faktilisi asjaolusid ning kõnealuse akti vastuvõtmise ajal kättesaadavat tehnilist ja teaduslikku teavet.⁶⁸¹

Juhul, kui regulatsioon piirdub üksnes sellega, et heiteallikate kaupa kehtestatakse saasteaine heitele summaarne piir, on tegemist traditsioonilise haldusõigusliku normatiivse regulatsioonivahendiga. Selline süsteem ei pruugi luua piisavaid stiimuleid olemasolevatele käitistele keskkonnasõbralikumasse või innovaatilisse tehnoloogiasse investeerimiseks. Pigem võib see kaasa tuua olukorra, kus uue tehnoloogia kasutamisest tulenev heitkoguse vähenemine vabastab heitkoguseid, mis jaotatakse uute turule tulijate vahel ära. Seega olemasolevad käitajad on küll motiveeritud investeerima, et oleks võimalik keskkonnavalaseid normatiive väiksemate kuludega täita, kuid puudub motivatsioon investeerida innovaatilisse tehnoloogiasse, mis tagaks heitkoguste vähendamise. See on ka üks peamisi etteheiteid käsu ja kontrolli meetoditele põhinevale keskkonnavalisele regulatsioonile. See eristab ka administratiivset jaotusmehhanismi turupõhistest lahendustest, mille eesmärk on luua just täiendavaid stiimuleid heitkoguste vähendamiseks.

Administratiivse jaotussüsteemi puhul on veel küsitav, kas üksnes prioriteediprintsibil põhinev heitkoguse eraldamine uutele tulijatele on kooskõlas võrdse kohtlemise ja õiguskindluse põhimõttega, sest sellise lähenemise puhul võib heitkoguste jaotuse tulemus olla taotlejate jaoks ettearvatu. Samas ei pruugi ka konkursipõhine jaotus olla sobiv, sest lubatav heitkogus sõltub konkreetse piirkonna õhukvaliteedist ning taotlused ei ole seetõttu täielikult võrreldavad. Sellises olukorras võiks alternatiiviks olla täiendavate jaotuskriteeriumide kehtestamine juhaks, kui menetluses on mitu taotlust, mida ei ole võimalik rahuldada samaaegselt. Sellised kriteeriumid suurendavad süsteemi ettearvatavust ja läbipaistvust ning aitavad tagada võrdse kohtlemise põhimõtte järgimist. Heitkoguste

⁶⁸¹ EKo 07.03.2013 T-370/11, Poola Vabariik versus Euroopa Komisjon, ECLI:EU:T:2013:113, p 36.

eraldamisel võib olla põhjendatud arvestada ka esmatähtsate teenuste osutamise vajadusega. Samuti võib olla vajalik sätestada võimalus jätta luba andmata juhul, kui olemasoleva heitkoguse piirangu tõttu ei ole võimalik rahuldada mitut taotlust ning ühe taotluse rahuldamine on avalikke huve arvestades põhjendatum. Lisaks tuleb kehtestada reeglid vabanevate heitkoguste arvestamiseks ning reservi haldamiseks. Lõpuks on vaja seadusandjal välja töötada eraldi regulatsioon erandlike olukordade jaoks, kus heitkoguse suurendamine võib olla vajalik ootamatult suurenenud avaliku huvi tõttu.

3.9.5.3. Jagamine turupõhise jaotusmehhanismi puhul

Heitkogustega kauplemise süsteemi loomisel asendatakse otsese reguleerimise mehhanism täiesti uue kaudse reguleerimise vahendiga. Riiklikult tsentraliseeritud saasteaine summaarse heitkoguse kui ressursi jaotus asendatakse turureeglitega.⁶⁸² Seega tuleb kehtetuks tunnistada senine süsteem, mille käigus saasteaine väljutamise õigus antakse keskkonnaloa menetluse raames. Kui saasteaine heitkogusele oli seatud keskkonnaloaga heite piirväärtus, siis uuele süsteemile üleminekuks on vajalik need asendada kaubeldavate heitkoguse ühikutega. See hõlmab kõiki käitisi, kes on süsteemiga hõlmatud ning kellele on süsteemi loomise hetkel antud luba konkreetse saasteaine heite väljutamiseks. Tüüpiliselt hõlmab heitkogustega kauplemise süsteem nii olemasolevaid kui ka uusi käitisi. Kui olemasolevate puhul asendatakse loapõhine heitkogus kaubeldavate lubatud heitkoguste ühikutega, siis uute tulijate suhtes peab paratamatult olema kindlaksmääratud teistsugune regulatsioon. Uute tulijate puhul võib ette näha regulatsiooni, mille kohaselt peavad nad vajalikud heitkoguse ühikud turult omandama.

Heitkogustega kauplemise süsteemi puhul on heitkoguste jaotamisel oluline eristada esmast ja teisest jaotust. Siin mõjutab esmane jaotamine kogu heitkoguste jaotumise, kauplemise ja edaspidise vähendamise mustrit. Teisene jaotumine toimub juba turu kaudu, kus heitkogustega kauplemine tagab heitkoguste ühikute ümberjaotamise käitajate vahel vastavalt nende vähendamiskuludele.⁶⁸³ Mida suuremas ulatuses saab käitaja esmasel jaotusel heitkoguseid, seda suurem on tema võimalus neid turul müüa ja seda väiksem vajadus täiendavaid ühikuid soetada. Esimeseks heitkoguste jaotamiseks heitkogustega kauplemise puhul on põhimõtteliselt kaks viisi: tasuta eraldamine haldusaktiga või tasuline jaotamine müügi või enampakkumise teel.⁶⁸⁴

⁶⁸² I. Pilving. Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva õigusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Doktoritöö. Juhendaja: K. Merusk. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, lk 17.

⁶⁸³ S. Sorrell, J. Skea (1999), lk 3; D. A. Anderson (2025). lk 322. C. Küll (2009), lk 179.

⁶⁸⁴ S. Magen (2009); K.L. Mehrbrey (2003) lk 45; European Commission. Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/0087 final.

3.9.6. Paiksetele heiteallikatele seatava summaarse heite piirkoguse kohaldatavus Euroopa Liidu õhukvaliteedialases raamistikus

3.9.6.1. Administratiivne jaotusmehhanism

Administratiivse jaotusmehhanismi puhul otsustatakse heitkoguse eraldamine keskkonnaloa andmise raames. Siin puutub regulatsioon kokku nii tööstusheite direktiivi kui ka õhukvaliteedi raamdirektiiviga. Õhukvaliteedi raamdirektiiv kehtestab keskkonnale kvaliteedi nõuded. Seega ei reguleeri direktiiv heitkoguste jaotamisega seonduvat, kuid võib seda kaudselt piirata, sest uute või täiendavate heitkoguste lubamine ei tohi viia õhukvaliteedi piirväärtuste ületamiseni. Kuna administratiivse jaotusmehhanismi rakendamine ei eelda heite piirväärtuste ega keskkonnakvaliteedi piirväärtuste omavahelise regulatiivse suhte muutmist, siis ei mõjuta õhukvaliteedi raamdirektiiv otseselt administratiivse jaotusmehhanismi regulatsiooni ulatust. Tööstusheite direktiiviga on aga regulatsioon otsesemas seoses, sest mõlemad käsitlevad heite kontrolli käitise tasandil. Tööstusheite direktiiv eeldab, et loas kehtestatud heite piirväärtused põhinevad PVT-l. Seetõttu on vajalik analüüsida, kas administratiivne jaotusmehhanism vastab tööstusheite direktiivile.

Jaotusmehhanism luuakse eesmärgiga veelgi suuremas ulatuses vähendada olemasolevaid heitkoguseid kui see on ette nähtud tööstusheite direktiivis. See tähendab, et siseriikliku regulatsiooniga piiratakse käitajal tööstusheite direktiivi kohaselt muidu lubatud heitkoguseid. Tööstusheite direktiiv on vastu võetud ELTL art 193 alusel, mis lubab liikmesriikidel kasutusele võtta rangemaid keskkonnakoostõudeid, kui need on kooskõlas aluslepingutega. Tööstusheite direktiivi põhjenduspunkt 10 rõhutab, et vastavalt Euroopa Liidu toimimise lepingu artiklile 193 ei takista direktiiv liikmesriike säilitamast või kasutusele võtmast rangemaid kaitsemeetmeid, näiteks nõudeid kasvuhoonegaaside heitele, kui nimetatud meetmed on kooskõlas aluslepingutega ning komisjonile on sellest teatatud. ELTL artikkel 193 kohalduki just eelkõige olukordades, kus teise õiguse regulatsioon kehtestab siduvad keskkonnakorraldusnormid.⁶⁸⁵ Mõlemad regulatsioonivahendid käsitlevad keskkonnakorraldusnormide. Samuti järgivad mõlemad regulatsioonivahendid sama keskkonnakaitse suunda. Tööstusheite direktiivis sätestatud normide eesmärk on vältida või vähendada saasteainete heidet õhku, vette ja pinnasesse, vältida jäätmete tekkimist, parandada ressursitõhusust ning edendada ringmajandust ja CO₂ heite vähendamist, et saavutada inimeste tervise ja keskkonna kui terviku kaitse kõrge tase. Sarnast eesmärki kannab ka NEC-direktiivi täitmise eesmärgil kehtestatav administratiivne jaotusmehhanism. Sellest tulenevalt kujutab summaarse heite piirkoguse kehtestamine endast tööstusheite direktiiviga võrreldes rangemat keskkonnakaitsemeetet. Selline meede on põhimõtteliselt

⁶⁸⁵ A. Epiney (2019), lk 230.

lubatav, kuid eeldab, et see on kooskõlas aluslepingutega ning proportsionaalsuse ja võrdse kohtlemise põhimõtetega.⁶⁸⁶

3.9.6.2. Turupõhine jaotusmehhanism

Heitkogustega kauplemise süsteem mõjutab samuti nii tööstusheite direktiivi kui ka õhukvaliteedi raamdirektiivi kohaldamisala, kuid administratiivse jaotusmehhanismiga võrreldes teistsuguses ulatuses. Heitkoguste ühikud eraldatakse käitistele selliselt, et need kataksid käitise saasteaine lubatud heitkoguse. Siiski ei tohi saasteaine heitkogus ületada tööstusheite direktiivis sätestatud heite piirväärtusi. Tööstusheite direktiivi kohaselt tuleb heite piirväärtused määrata PVT-järelduste alusel. Seega saab tööstusheite direktiivi rakendusalasasse jääv käitis tegutseda ainult tingimusel, et ta vastab PVT nõuetele. Heitkogustega kauplemise süsteemi eesmärk on luua stiimul täiendavateks heitkoguste vähendamiseks, võimaldades käitajatel kaubelda vabanevate heitkogustega. Selline süsteem eeldab, et vähemalt osa käitisi on võimelised vähendama heitkoguseid allapoole neile kehtestatud taset.

Teoreetiliselt on võimalik kujundada regulatsioon selliselt, et kauplemine toimub ainult juhul, kui tehas vähendab heitkoguseid allapoole PVT alusel kindlaksmääratud heitkoguse taseme. Siiski tekib küsimus, kas käitisel on sellisel juhul võimalik ja majanduslikult otstarbekas vähendada heitkoguseid täiendavalt olukorras, kus see juba vastab PVT nõuetele. Samuti tekib probleem ostjate poolel, sest ka nemad peavad tegutsema kooskõlas PVT nõuetega ega saa suurendada heidet üksnes heitkoguste turupõhise omandamise alusel. Seega on tööstusheite direktiivi kohaldamisalas heitkogustega kauplemise süsteemi rakendamisel piiratud, sest nii müüjad kui ka ostjad on seotud tehnoloogiapõhiste miinimumnõuetega. Kauplemissüsteem ei pruugi sellistel tingimustel luua piisavaid stiimuleid heitkoguste täiendavaks vähendamiseks. Nagu juba alapunktis 3.9.3 on välja toodud, ei esine selliseid kauplemisega seotud probleeme kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemis, sest tööstusheite direktiiv ei kehtesta heite nõudeid käitistele, mis kuuluvad kasvuhoonegaaside heitkogustega kauplemise süsteemi alla. Seetõttu ei konkureeri need kaks süsteemi omavahel.

NEC-direktiivile eelnenud direktiivi ülevõtmiseks ja selles sätestatud heitkoguste ülemmäärade kinnipidamise tagamiseks loodi Hollandis lämmastikoksiidide osas heitkogustega kauplemise süsteem 2005. aastal. Sellest aga loobuti 2014. aastal ning praegu reguleeritakse NO_x heitmeid Hollandis keskkonnalubade kaudu tööstusheite direktiivi ja PVT nõuete alusel.⁶⁸⁷ Kauplemissüsteemi kehtetuks tunnistamist põhjendati asjaoluga, et kauplemissüsteemi lisaväärtus oli

⁶⁸⁶ EKo 21.07.2011 C-2/10, p 75; A. Epiney (2019), lk 231.

⁶⁸⁷ Tweede Kamer der Staten-Generaal. Wijziging van de Wet milieubeheer en de Wet op de economische delicten ten behoeve van de intrekking van het stelsel van handel in NO_x-emissierechten (intrekking handel in NO_x-emissierechten). Memorie van Toelichting. Vergaderjaar 2012–2013, 33 428, nr. 3. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33428-3.pdf> (04.04.2026).

piiratud, sest ranged heitenormid tulenesid tööstusheidete direktiivist ning põhinesid PVT-l. Seetõttu oli heitkoguse ühikute hind väga madal ning süsteem ei motiveerinud investeerima puhastesse tehnoloogiatesse. Süsteemis osales 369 ettevõtet, kusjuures iga ettevõtte sai igal aastal teatud koguse heiteõigusi. Seejuures võisid ettevõtted vähendada heidet tehnoloogia abil või osta õigusi turult. Kuna aga kehtisid niikuinii ranged piirnormid, oli kauplemise paindlikkus väike.⁶⁸⁸ Seega oli probleemiks just asjaolu, et kehtisid kaks paralleelset regulatsioonisüsteemi – loapõhine süsteem ja kauplemissüsteem.

Õhukvaliteedi raamdirektiiv seab nõuded õhukvaliteedile. Siin ei ole oluline mitte nende saasteainete heite vähendamine, vaid saasteainete kontsentratsiooni vähendamine kindlates kohtades.⁶⁸⁹ Selle direktiivi reguleerimisalasse jäävate saasteainete puhul on oluline, kus heited väljutatakse, sest liigne kontsentratsioon kindlas piirkonnas võib kaasa tuua keskkonnale ja inimese tervisele kahjulikud mõjud. Seetõttu on keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamine keelatud. Heitkogustega kauplemise süsteem seevastu põhineb eeldusel, et kauplemine saasteaine heitkogusega oleks võimalikult laiaulatuslikult geograafiliselt reguleeritud. Keskkonna kvaliteedi piirväärtused pärsivad kauplemissüsteemi toimimist selliselt, et turg ei toimi vabalt kindlaksmääratud ruumilises ulatuses, vaid sõltub lokaalsete piirväärtuste olemasolust. Kuigi on võimalik kujundada reegleid, mis võimaldavad kauplemist ka selliste saasteainete puhul, millele on kehtestatud keskkonna kvaliteedi piirväärtused, piirab selliste mehhanismide rakendamist asjaolu, et käitised peavad samaaegselt järgima ka tööstusheidete direktiivist tulenevaid heite piirväärtusi. See tähendab, et isegi juhul, kui käitis omandab täiendavaid heitkoguseid, ei saa ta oma tegelikku heidet suurendada, kui see tooks kaasa heite piirväärtuste või keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamise.

3.9.7. Proportsionaalsus NEC-direktiivi kontekstis

3.9.7.1. Analüüsi piiritlemine

Alapunktis 3.9.6.2 jõuti järeldusele, et hästi toimiva heitkogustega kauplemise süsteemi loomine NEC-direktiivi saasteainete osas on olulisel määral piiratud Euroopa Liidu õhukvaliteedialase regulatsiooni tõttu. Euroopa Liidu teise õiguse nõuded selles valdkonnas on sedavõrd ulatuslikud, et need vähendavad märkimisväärselt kauplemissüsteemi praktilist kasutatavust ja otstarbekust. Lisaks eeldab heitkogustega kauplemine piisava arvu sobivate käitiste olemasolu, et tagada turu likviidsus ja hinnasignaalide usaldusväärsus. Eestis on selliste käitiste arv piiratud, mistõttu ei kujuneks toimivat ja efektiivset turgu. Seega ei ole ka sellest tulenevalt heitkogustega kauplemise süsteemi rakendamine Eesti olusid arvestades otstarbekas. Eeltoodud põhjustel keskendutakse alljärgnevalt administratiivse jaotusmehhanismi põhiseaduslikele aspektidele vastates küsimusele, kas paiksetele

⁶⁸⁸ Ibid.

⁶⁸⁹ A. Epiney, Emissionshandel für NO_x und SO₂, im EU-recht. – Natur und Recht 2011, 33, lk 167–176, lk 170.

heiteallikatele eraldiseisva heite summaarse piirkoguse seadmine üldse on õigus-
tatud arvestades sellega seotud ettevõtlusvabaduse, omandipõhiõiguse ja võrdsus-
põhiõiguse riivet. Summaarse piiri kui eraldiseisva reguleerimisinstrumendi
loomine summaarse heite piirkoguse sees NEC-direktiivi raames toob esiplaanile
eelkõige regulatsiooni vajalikkuse ja vahendi mõõdukuse küsimused.

3.9.7.2. Eesmärgi lubatavus ja vahendi sobivus

Summaarse heitkogusega saasteainete erinevatest allikatest emiteerijad on oma-
vahel võrreldavas olukorras, sest igaihe heide panustab sama saasteaine kogu-
koormusesse, mõjutades seeläbi teiste isikute võimalusi välisõhku kasutada. Iga
majandussektor, mis väljutab kõnealuseid saasteaineid, peaks andma oma panuse
süsteemi toimimisse. Tulenevalt seadusandliku võimu mäguruumist, ei pea olema
riikliku koguheite vähendamise kohustus jaotatud erinevate saastajate hulgas ära
võrdses ulatuses. Keskkonnapoliitiliselt on oluline seega küsimus, milline kesk-
konnakaitse instrument on sobiv millisele saastajale või saastajate grupile.

Paiksetele heiteallikatele summaarse heite piirkoguse seadmise eesmärk on
aidata tagada riikliku saasteaine heite summaarse piirkoguse täitmist. Riiklik
heite summaarne piirkogus omakorda aitab kaasa sellise õhukvaliteedi taseme
saavutamisele, mis ei põhjusta olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele
ega keskkonnale. Selline eesmärk toetab PS §-des 5 ja 53 sätestatud keskkonna-
kaitse ja loodusressursside säästliku kasutamise põhimõtet. Seega on piirangu-
taotletav eesmärk lubatav. Ka vahendi sobivus ei ole antud juhul küsitav. Vahendi
sobivus tähendab, et vahendi abil peab olema taotletava eesmärgi saavutamine
võimalik.⁶⁹⁰ Sobivuse lävend on väga madal.⁶⁹¹ Taotletava eesmärgi – riigi
summaarse heite piiri eesmärgi täitmine – on vahendi abil võimalik. Kui seatud
on heite piir ja võimalik on teostada seiret ja järelevalvet, siis tagab süsteem juba
iseenesest heitkoguste vähenemise. Erinevalt näiteks transpordisektorist, kus ei
ole võimalik heidet lubadega kontrollida ja nende alusel heiteid mõõta, on
paiksete heiteallikate puhul heitele piiri seadmine kindel viis heite vähendamise
eesmärkide saavutamiseks. Kuna paiksed heiteallikad vajavad luba milles on
paika pandud ka heitkoguste suurus, on võimalik loa põhjal teostatava aruandluse
tulemusel kontrollida heitkoguste kasutamist ning summaarse piirkoguse täitmist.
Sellega on need allikad paremini juhitud kui hajusad heiteallikad.

3.9.7.3. Vahendi vajalikkus

Küsitavaks jääb siiski vahendi vajalikkus ehk kas tegemist on põhiõigusi kõige
vähem piirava meetmega nende vahendite hulgas, mis taotletavat eesmärki
võimaldavad samaväärselt saavutada.⁶⁹² Vajalikkus proportsionaalsuse testi osana

⁶⁹⁰ T. Annus (2006), lk 246.

⁶⁹¹ M. Ernits (2011), lk 175.

⁶⁹² T. Annus (2006), lk 246.

tähendab vajadust võrrelda vaatluse all olevat avaliku võimu abinõu alternatiivsete abinõudega.⁶⁹³ Valitud vahend peab olema kõige vähem piirav nende hulgast, mis taotletavat eesmärki võimaldavad samaväärselt saavutada.⁶⁹⁴

Vahend ei ole vajalik, kui taotletavat eesmärki on võimalik samaväärselt saavutada olemasolevate, vähem piiravate regulatsioonivahendite abil. Seega on küsitav, kas olemasolevad regulatsioonivahendid on juba piisavad taotletava eesmärgi saavutamiseks. Need ei oleks piisavad, kui riigil oleks raskusi tavapäraste meetmetega riikliku heite summaarse piirkoguse täitmisel. Vajadust heite piiramise regulatsiooni väljatöötamiseks ei ole eelkõige siis, kui riiklik summaarne piirkogus on kõrgem kui tegelik koguheide riigis. Nagu juba alapunktis 2.3.2 on välja toodud, saavutati heitkoguste vähendamise eesmärgid kõigi saasteainete puhul juba aastal 2023. Lisaks eeltoodule olid heitkogused 2019. aasta õhusaasteainete vähendamise programmis ja on ka 2023. aasta õhusaasteainete vähendamise programmi kohaselt langustrendis.⁶⁹⁵

Oluline on veel välja tuua, et rahvusvahelise teadusasutuse *International Institute for Applied Systems Analysis*, IIASA 2015. aastal koostatud NEC-direktiivi toetava tehnilise taustaraporti kohaselt hinnatakse, et kehtiv heitkoguste kontrolli õigusraamistik ja sellest tulenevad struktuursed muutused majanduses juba võimaldavad saavutada 2030. aastaks peaaegu 90% nõutavatest SO₂-heitmete vähendamistest ning üle 95% NO_x-heitmete vähendamistest Euroopa Liidus. Lisaks tooksid Euroopa Liidu tasandi õigusaktidesse kavandatavate muudatuste (nagu uued PVT järeldused, heite vähendamise nõuded keskmise suurusega põletusseadmetele ja väljaspool teid kasutatavatele liikurmasinatele) rakendamine kaasa täiendavaid vähendamisid, mis suures osas täidaksid ülejäänud lõhe SO₂ ja NO_x puhul.⁶⁹⁶ PM_{2.5} osas eeldatakse samas raportis, et kehtiv õigusraamistik saavutab 60% nõutavast heitkoguste vähendamisest ning kavandatavad õigusaktide muudatused (heite vähendamise nõuded keskmise suurusega põletusseadmetele ja väljaspool teid kasutatavatele liikurmasinatele, tööstusheite ja ökodisaini direktiivide muudatused) annaksid olulise panuse täiendavalt vajaliku vähendamise saavutamisse, samas NH₃ ja LOÜ puhul võimaldaks kehtiv heitkoguste kontrolli käsitlev õigusraamistik koos prognoositavate tegevusmuutustega saavutada ligikaudu 30% NH₃ ja 85% LOÜ heitkoguste vähendamisest.⁶⁹⁷ Sellele lisaks toob ka kliima- ja energiapoliitika pakett, mis on suunatud CO₂ heite vähendamisele kaasneva kasuna kaasa SO₂, NO_x ja PM_{2.5} heitkoguste vähenemise.⁶⁹⁸

⁶⁹³ M. Ernits (2011), lk 176; RKPJKo 06.03.2002, 3-4-1-1-02, p 15; 30.04.2004, 3-4-1-3-04, p 31; RKÜKo 17.03.2003, 3-1-3-10-02, p 30.

⁶⁹⁴ T. Annus (2006), lk 246.

⁶⁹⁵ Õhusaasteainete vähendamise programm, lk 8.

⁶⁹⁶ M. Amann (toim), IIASA. Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 – A comparison with COM data 2013, Part A: Results for EU-28, lk 1. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/11655/1/XO-15-001.pdf> (04.04.2026).

⁶⁹⁷ Ibid.

⁶⁹⁸ Ibid.

Vahend ei ole vajalik, kui puudub vajadus täiendavate meetmete võtmiseks lisaks juba olemasolevale kehtivale regulatsioonile. Käesoleva töö põhjal ei ilmne piisavat alust pidada sellist meedet vajalikuks. Liikmesriik on kohustatud rakendama Euroopa Liidu õigusest tulenevaid kohustuslikke nõudeid paiksete heiteallikate heidete kontrolliks, millega juba tagatakse paiksete heiteallikate heite vähenemine. Riikliku summaarse heite piirkoguse vähendamise eesmärgi on juba võimalik saavutada olemasolevate, vähem piiravate regulatsioonivahendite abil. Vahendi vajalikkuse hindamisel on oluline arvestada ka sellega, et see oleks kõige vähem piiravam võimalike hulgast. Alapeatükist 3.8 nähtuvalt on Eestis kehtiv regulatsioonimudel, mis võimaldab paiksete heiteallikate puhul tagada seda, et nende heide ei tooks kaasa summaarse heite piirkoguse ületamist. Täna õiguslikus kontekstis on tegemist vähem piiravama valikuga, sest siin arvestatakse riikliku koguheite piiriga, mitte eraldiseisva summaarse piiriga paiksetele heiteallikatele.

3.9.7.4. Vahendi mõõdukus

Mõõdukuse tuvastamiseks tuleb kaalukausile seada ühelt poolt avaliku võimu meetme eesmärgi tähtsus ja teiselt poolt põhiõigusse sekkumise ulatus ja intensiivsus.⁶⁹⁹ Seejuures kehtib reegel, et mida intensiivsem on põhiõiguste riive seda mõjuvamad peavad olema riivet õigustavad põhjused.⁷⁰⁰ Samas otsustav pole mitte see, kas riive on vähese ulatuse või intensiivsusega, vaid see, kas meetmega saavutatud legitiimne eesmärk (kasu) kaalub üles riivist tingitud kahju.⁷⁰¹ Keskkonnakaitselised meetmed ei tohi tuua kaasa tagajärgi, mis on taotletavat eesmärgi arvestades ebaproportsionaalsed. Kahju, mida soovitakse meetmega ära hoida ning selle vältimiseks vajalikud kulud peaksid olema tasakaalus.

Summaarne heite piirkogus paiksetele heiteallikatele toob kaasa administratiivse lisakoormuse nii täitevvõimule kui ka käitajatele. Kui piir on seatud selliselt, et see hõlmab ka uusi käitisi, siis on vajalik eraldiseisva arvestusüksuse loomine, mis tegeleks heitereservi ja vabanevate heitkoguste üksuse arvestusega. Eesmärkide täitmine eeldab ka tõhusa järelevalvesüsteemi olemasolu, mis nõuab käitajatelt järjepidevat seiret ja aruandlust. Selline regulatsioon võib kujutada endast intensiivset ettevõtlusvabaduse riivet, eelkõige juhul, kui see piirab uute käitajate turule sisenemist või nende soovitud tegevuse mahtu.

Mõõdukuse kriteeriumi rakendamine nõuab erinevate väärtuste kaalumist.⁷⁰² Keskkonnakaitsese, sealhulgas inimese tervise kaitse, on kaalukas põhiseaduslik väärtus, mis võib õigustada ulatuslikke piiranguid ettevõtlusvabadusele. Samas ei saa regulatsiooni pidada mõõdukaks juhul, kui rakendatava meetmega kaasnev täiendav koormus ettevõtjatele ei anna võrreldes olemasoleva regulatsiooniga märkimisväärset täiendavat keskkonnakaitselist kasu.

⁶⁹⁹ RKPJKo 06.03.2002, 3-4-1-1-02, p 15; 30.04.2004, 3-4-1-3-04, p 31; RKÜKo 17.03.2003, 3-1-3-10-02, p 30.

⁷⁰⁰ RKPJKo 05.03.2001, 3-4-1-2-01, p 17.

⁷⁰¹ H. Kalmo, O. Kask. § 11. – Põhiseaduse kommentaarid.

⁷⁰² T. Annus (2006), lk 247.

KOKKUVÕTE

Käesolev väitekirj käsitleb nappuse haldamise küsimust. Tänapäeval ei ole ühiskonnas enam võimalik käsitleda nappivate keskkonnanahüvedena ainult taastumatuid loodusvarasid, vaid järjest suureneva inimtegevuse tõttu tekkinud keskkonnaprobleemide tulemusel on oluline käsitleda õiguspoliitilisel tasandil nappide hüvedena ka taastuvaid loodusvarasid. Välisõhku kui ühte taastuvat loodusvara ei ole võimalik inimkonnal veel seniste teadmiste kohaselt juurde saada või toota. Seda ei saa pidada ka asendatavaks loodusressursiks. Tegemist on inimese eluks ja ökosüsteemide toimimiseks vältimatult vajaliku keskkonnaelemendiga, mille asendamine tehnilike lahendustega ei ole praktiliselt võimalik.

Seejuures ei ole inimeksistenti ja igasuguse elutegevuse toimimiseks planeedil Maa vajalik mitte igasuguse kvaliteediga atmosfääriõhk vaid just kindlatele elutegevuse toimimiseks vajalikele tingimustele vastav õhukvaliteet. Taastuva loodusressursina on atmosfääriõhul teatavas ulatuses isetaastumisvõime. Pika aja jooksul ongi atmosfääri keemiline koostis püsinud suhteliselt stabiilsena. Samas on viimaste aastakümnete jooksul ilmnenud õhusaasteprobleemid näidanud, et inimtegevuse tulemusena võib atmosfäär saada pöördumatult kahjustatud. Õigusotsiaalse korra ja inimese elutingimuste tagajana ei saa seetõttu õhu kvaliteedi küsimustest mööda vaadata. Seejuures ei piisa tänapäeval enam traditsioonilistest lokaalse saastatusega seotud regulatsioonivahenditest õhukvaliteediga toimetulekuks, vaid vajalik on riikidevaheline koostöö ning planeeriv lähenemine. Kaasaegsed teaduslikud teadmised eelkõige õhusaasteainete levikust ja omavahelisest koostoimest võimaldavad seadusandjal luua regulatsiooni, mis arvestab nii olemasoleva keskkonnaseisundi ja keskkonnamuutustega kui ka planeerida soovitud keskkonnakvaliteeti tulevikus.

Väitekirjas uuriti keskkonnaõiguse modernisel ajajärgul rahvusvahelises keskkonnaõiguses tekkinud atmosfääriõhu kaitse reguleerimisinstrumenti saasteaine heite summaarset piirkogust ning seda, kuidas selle alusel on võimalik siseriiklikult piirata paiksete heiteallikate heiteid. Seejuures oli töö keskmes saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus, mis on paika pandud rahvusvahelisel tasandil piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni Göteborgi protokollis ning Euroopa Liidu tasandil NEC-direktiivis. NEC-direktiiv kuulub Euroopa Liidu välisõhu kaitset reguleeriva õigusraamistiku hulka. Mõlema õigusakti täitmiseks on siseriiklikult loodud paiksetele heiteallikatele eraldiseisev heite reguleerimise instrument.

Töö selline fookus valiti põhjusel, et atmosfääriõhu kaitse seadus võimaldab paiksete heiteallikate heiteid piirata tuginedes just NEC-direktiivis sätestatud saasteainete summaarse heitkoguse ületamisele. Eesti on NEC-direktiivi rakendamisel kujundanud eripärase regulatiivse lahenduse, sidudes riiklikud heite vähendamise kohustused üksikute paiksete heiteallikate tegevuse reguleerimisega. Samas ei ole keskkonnaõiguse valdkonna teaduslikes käsitlustes seda õiguslikku instrumenti senini süstemaatiliselt ja põhjalikult käsitletud. Regulatsiooni vajadust, eesmärki ja sisu ei ava põhjalikumalt ka atmosfääriõhu kaitse

seaduse väljatöötamisega seotud dokumendid. Lisaks huvile määratleda saasteaine heite summaarse piirkoguse õiguslik olemus ja teha kindlaks, kas olemasolev atmosfääriõhu kaitse seaduse paiksete heiteallikate heite piiramise regulatsioon on tõhus ja õiguspärane, oli töö teema valik kantud ka soovist välja selgitada, millised võiksid olla täiendavad võimalused paiksete heiteallikate heite piiramiseks, lähtudes heite kogusepõhisest piiramisest.

Ülaltoodust tulenevalt oli **töö peamine eesmärk** analüüsida seda, kas ja millistel tingimustel võib olla saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus aluseks paikse heiteallika käitajale loa andmisest keeldumiseks või loa kindlaksmääratud saasteaine heite piirkoguse vähendamiseks. Eesmärk oli välja selgitada põhiseaduslikud, haldusõiguslikud ja Euroopa Liidu õigusest tulenevad probleemid ja pakkuda välja võimalikud õiguslikud mudelid. Selle peamise eesmärgi raames sõnastati töös kolm omavahel seotud alaeesmärki.

Töö **esimene alaeesmärk** oli analüüsida saasteaine heite summaarse piirkoguse regulatsiooniga kaitstavat keskkonnaelementi ehk atmosfääri, et kindlaks teha, millised tingimused seab reguleerimise ese ehk atmosfääriõhk loodavale regulatsioonile. Ei ole võimalik kindlaks määrata reegleid, kui ei ole teada, mille suhtes reegleid kehtestatakse. Töö **teine alaeesmärk** oli teha õiguslase teoreetilise kirjanduse, Euroopa Liidu ja rahvusvahelise tasandi heite summaarset piirkogust reguleerivate õigusaktide analüüsi alusel kindlaks heite summaarse piirkoguse olemus ja funktsioon. **Kolmas alaeesmärk** oli analüüsida, millisel viisil on võimalik saasteaine heite riikliku summaarse piirkoguse alusel piirata paiksete heiteallikate heiteid ning teoreetilise kirjanduse ja empiirilise materjali alusel välja tuua üldised nõuded selliste piirangute rakendamiseks. Alaeesmärkide raames formuleeriti omakorda uurimisküsimused. Samuti püstitati hüpoteesid ehk oletuslikud vastused uurimisprobleemile.

Esimese alaeesmärgi uurimisküsimused on järgmised:

1. Milline on atmosfääri olemus, kuidas inimtegevus seda mõjutab ning millised üldised nõuded tulenevad sellest atmosfääriõhu kaitse regulatsiooni kujundamisel?
2. Millised teaduslikud, keskkonnapoliitilised ja õiguslikud tegurid põhjendavad riikliku summaarse heite piirkoguse kasutamist atmosfääriõhu kaitse reguleerimisinstrumendina?

Vastusena **esimese alaeesmärgi esimesele** uurimisküsimusele saab kokkuvõtlikult välja tuua järgmist. Atmosfäär toimib ühtse ja omavahel tihedalt seotud gaasilise süsteemina, milles füüsikalised, keemilised ja bioloogilised protsessid on pidevas vastastikmõjus. Õhumasside pidev liikumine tähendab saasteainete transporti ja hajutamist. Just see atmosfääri omadus on kaasa toonud industriaalühiskonnas piiriülesed õhusaaste probleemid ning viinud ka globaalsete keskkonnaprobleemideni, millega õigus peab tegelema. Selline mõjuulatus näitab, et tegemist on kumulatiivse saastatuse probleemiga, mis nõuab omakorda uusi

lähenemisi saastatusega toimetulekuks võrreldes lokaalse saaste haldamise instrumentidega.

Õhusaaste valdkonda kuuluv regulatsioon puudutab peamiselt troposfääri ehk kõige maapinnalähedasemat õhukihti. Inimesele ja keskkonnale kahjulikud ühendid troposfääris moodustavad vaid väga väikese osa õhu keemilisest koostisest. Siiski on nad keskkonnakvaliteedi negatiivsete mõjutajatena planeedil Maa väga olulise tähendusega. Valdav osa sellistest saasteainetest väljutatakse välisõhku industriaalühiskonnale iseloomuliku tootmise ja tarbimise tulemusel.

Lisaks piiriülesele mõjule ja kumulatiivse saastatuse probleemiga tegelemise väljakutsele, seisab õiguslik regulatsioon väljakutse ees leida sobiv piir ühelt poolt majandusarengu ning teiselt poolt keskkonnakaitse vahel. Peamiste õhusaasteainete atmosfääri kahjustamise ja selle kaudu ka inimese elu ja tervise negatiivse mõjutamise osas võib välja tuua kaks erinevat aspekti – kahjulike ainete väljutamine atmosfääri (õhusaastus) ja atmosfääri koostise tasakaalu muutus, mis tekitab kahjulikke tagajärgi (kliimamuutused ja osoonikihi hõrenemine). Kolm tänapäeva suuremat atmosfääriõhu kaitse valdkonna probleemi on seega osoonikihi hõrenemine, kliimamuutused ja välisõhu kvaliteedi saastatus. Need kolm keskkonnaprobleemi on omavahel seotud ja need kõik omavad piiriülest regionaalset või globaalset mõju. Olgugi, et need mõjutavad atmosfääri erineval viisil, on need suures osas seotud sama saastava tegevusega ning põhjustatud osaliselt ka samade saasteainete poolt. Seega regulatsioon ühes atmosfääriõhu kaitse valdkonnas heite vähendamiseks toob kaasa ka teise valdkonna saasteainete heite tekitatud probleemi vähenemise.

Olukorras, kus saastatus on kumulatiivne ning piiriülese iseloomuga, muutub vältimatuks õigusliku regulatsiooni liikumine üksikute heiteallikate tegevuse reguleerimiselt kogu keskkonnakoormuse piiramisele. Kuna välisõhuga seotud probleemid ei ole enam pelgalt riigisiseste otsustustega lahendatavad, on vajalik koordineeritud lähenemine rahvusvahelisel tasandil. Arvestades atmosfääri füüsikaliste ja keemiliste omadustega ning vajadusega rahvusvahelises raamistikus leida sobiv tasakaal riikide kui rahvusvahelise õiguse adressaatide suveräänsuse ja keskkonnakaitse eesmärkide vahel, on rahvusvahelisel tasemel heitkoguste riigipõhine summaarne määramine regulatsioonivahend, mis aitab seatavaid keskkonnakvaliteedi eesmärke tõhusalt ellu viia. Atmosfääri olemuse ja inimtegevuse mõju tundmine on oluline mitte ainult rahvusvahelise tasandi regulatsiooni selgitamisel, vaid ka riigisisest summaarse heite jaotamise probleemide lahendamisel.

Vastus **esimese alaeesmärgi teisele uurimisküsimusele** on järgmine. Keskkonnakaitse puudutab ühest küljest inimühiskonna eluks vajalikke aluseid. Teisest küljest piirab keskkonnaõigus ka inimeste poolt keskkonna kasutamist ja saastamist. Arvestades üldist keskkonnakaitsele suunatud ühiskonnas, on moraalselt raske vastata majanduspõhiõiguste kontekstis jaatavalt küsimusele, kas eksisteerib üldine keskkonnakasutuse vabadus. Samas analüüsides seda, millised piirid seab põhiseadus regulatsioonile, mis jagab summaarse piiriga saasteainete heiteid saastajatele, tuleks leida esmalt vastus küsimusele, kas saastajad üldse leiavad oma tegevuse õigustamiseks põhiseadusest tuge.

Eesti põhiseaduse vabadused on negatiivsed vabadused. See tähendab millegi tegemise või tegemisest hoidumise vabadused. Vabadusõiguste kasutamine ei ole võimalik ilma suuremal või vähemal määral keskkonnahäiringuid tekitamata. Inimene on keskkonna saastaja pelgalt juba oma eksistentsiga. Selleks, et inimesel oleks võimalik eksisteerida, on paratamatult vajalik ka keskkonda kasutada. Seega on ettevõtlusvabaduse ja omandipõhiõiguse realiseerimine olemuslikult seotud keskkonnahüvede kasutamisega. Keskkonnakaitse eesmärgil loodud kohustused ja keelud on seega samuti põhiõiguste riived ja vajavad riigipoolset õigustust. Kui võtta keskkonna saastamine vabadusõiguste kaitselast välja, alluks isikuline vabadus hinnangulisusele. Töös jõuti seega järeldusele, et asjaolu, et atmosfääriõhu näol on tegemist üldise hüvega, ei tähenda seda, et õhu kasutamist saaks põhiõigustega garanteeritud tegevuste elluviimisel välistada.

Selleks, et keskkonnaprobleemidele tõhusalt reageerida, kas nende vältimise või ennetamise kaudu, on vajalik vähemalt teatud määral mõista nende seoseid tekkepõhjustega. Siiski jõudis teadus alles eelmise sajandi 50. aastate lõpus tasemele, kus keskkonnaprobleeme oli võimalik süsteemselt hinnata ja seostada tekkepõhjustega. Sealt edasi hakati teadlaste hulgas järjest suuremat tähelepanu pöörama tõdemusele, et Maa on suletud süsteem ning loodusvarad seetõttu vaid piiratud koguses kättesaadavad. Tänapäeval on laialt tunnustatud planetaarsete piiride kontseptsioon, mis määratleb kvantitatiivselt ohutud piirid, mille ületamisel ei ole Maa süsteemil enam võimalik toimida stabiilses, holotseenilaadses seisundis. Taastuvate loodusvarade nagu õhu, vee ning pinnase puhul on erinevalt toormaterjalist probleemiks eelkõige mitte kogus vaid nende kvaliteet keskkonna saastamise tõttu.

Eristada tuleb siiski ressursside ökoloogilist piiratust ja majanduslikku piiratust ning õiguslik regulatsioon peab arvestama mõlemaga. Kuigi atmosfäär on ökoloogiliselt napp hüve, ei ole ta siiski oma olemuselt majanduslikus tähenduses napp hüvis. Majanduslikus mõttes on tegemist atmosfääri näol avaliku hüvisega – see on olemuslikult kõikide poolt vabalt kasutatav. Seega selleks, et tagada inimestele ellujäämiseks sobiva õhukvaliteedi olemasolu, peab riik looma atmosfääri kasutamise piiramiseks sobiva regulatsiooni. Asjaolu, et atmosfääriõhk on oma olemuselt nähtamatu, seda ei ole võimalik käega katsuda ega osadeks jaotada, loob piirangud ka atmosfääri kasutamise õiguslikule käsitlusele. Õhku ei ole võimalik isikute vahel jagada ning selle suhtes ei ole võimalik omandiõigust teostada. Seetõttu ei saa selle kasutamist reguleerida samal viisil nagu selliste loodusvarade puhul, mille üle on võimalik valdust teostada (näiteks kalavarud või maavarad). Saastamise reguleerimisel on seetõttu traditsiooniliselt keskendutud allikapõhise saasteainete heite ja keskkonna kvaliteedi piirväärtustega reguleerimisele. Samas on lisaks heite ja keskkonna kvaliteedi piirväärtuste seadmisele võimalik reguleerida ka õhku kui heiteid vastuvõtva keskkonna kasutamist selle üldiste koguseliste kasutamise mahtude kindlaksmääramisega. See võimaldab riigil suunata heiteid vähendavaid meetmeid kas sektoripõhiselt planeerimise kaudu või individuaalsete heiteõiguste määramise teel. Selline lähenemine on põhjendatud asjaoluga, et välisõhu kaitse valdkonnas on õhu kvaliteediga seotud probleemid üha enam hajusad ja piiriülesed ning kujunevad välja mitmete

tegurite koosmõjul pikema aja jooksul. Seetõttu ei ole võimalik neid tõhusalt käsitleda üksnes üksikjuhtumite või konkreetsete heiteallikate kaupa.

Nii nagu mujal keskkonnavaldkonnas, iseloomustab ka atmosfääriõhuga seotud probleemide kujunemist teaduslik ebakindlus. Teaduslikud teadmised on sageli jätkuvalt ühe sammu võrra maas tehnoloogia arenguga kaasnevate riskide mõistmisest. Samas, keerulistes süsteemides nagu seda on ökosüsteemid ja kliimasüsteem, ei saa inimene kõiki tagajärgi ette näha, mistõttu tuleb nentida et teaduslik ebakindlus on teaduse paratamatus, selle loomulik osa, mitte viga. Teadusliku ebakindluse tõttu ei ole tihti võimalik keskkonnaprobleemidele tõhusalt reageerida üksnes klassikalise ohu tõrjumise mudeli abil. See ei võimalda reageerida ei piisavalt varakult ega piisavalt ammendavalt. Keskkonnariskide ebakindlusest tulenevalt on keskkonnaõiguses kujunenud keskseks ettevaatuspõhimõte, mis võimaldab sekkuda ka olukordades, kus kahju ei ole veel kindlalt tõendatud. Ettevaatuspõhimõttega arvestamine on oluline, sest ebakindlus on püsiv. Ettevaatuspõhimõttele tuginedes on võimalik ka määratleda keskkonnakasutuse mahuga seotud künnis, millest ettevaatusabinõuna tuleb hoida teatud kaugus. Sellele lähenemisele on tuginetud ka riikliku summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramisel.

Saasteaine heite kogukoormuse piiramine on seega üks võimalus, mille kaudu saab ohjata keskkonnamõju enne selle täielikku avaldumist. Sellise regulatsiooni-mehhanismi iseloomulikuks tunnuseks rahvusvahelisel tasandil on riigi kohustus saavutada kindlaksmääratud ulatuses heitkoguste vähenemine, meetmete valiku ja jaotamise delegeerimine siseriiklikule õigusele ning vältimatu kaudne või otsene mõju üksikutele heiteallikatele. Rahvusvahelisel tasandil on summaarse piiri seadmise eelis selle selgus. Riiklikud summaarsed heite piirid on eesmärgipõhised normid. Need seavad täpse, kvantitatiivselt määratletud sihi ning jätavad riikidele paindlikkuse selle saavutamise vahendite valikul

Planeetaarsete piiride ja keskkonna assimileerimisvõime piiratuse kontseptsioonist lähtumine toob vältimatult esile küsimuse piiratud ressursside jaotamisest eri valitsemistasandite ja indiviidide vahel. Need küsimused tõusevad esiplaanile ka juhul, kui reguleeritakse välisõhku väljutatavate heidete kogumahtu. Summaarse heite piiri puhul seisab riik seega samuti vältimatult silmitsi jaotusprobleemiga, sest vajalik on tagada riikliku koguheitte jaotamine seatud ülempiiri sees.

Teise töö alaeesmärgiga seotud uurimisküsimused olid järgmised:

1. Millised õigusaktid reguleerivad rahvusvahelisel ja Euroopa Liidu tasandil välisõhu kaitse valdkonnas heite summaarset piirkogust ning kuidas need on üle võetud ja rakendatud siseriiklikus õiguses?
2. Milline on saasteaine heite summaarse piirkoguse normatiivne olemus ja õiguslik toime?
3. Kuidas piiritleda saasteaine heite summaarset piirkogust teistest saasteainele seatud piirväärtustest, milleks on saasteaine heite piirväärtus ja õhukvaliteedi piirväärtus (mis on seatud samuti saasteainete põhiselt)?

Vastus **teise alaeesmärgi esimesele uurimisküsimusele** on järgmine. Rahvusvahelisel tasandil saab atmosfääriõhu kaitse valdkonnas eristada konventsioone, mille peamine eesmärk on kaitsta välisõhku ning konventsioone, mis kaitsevad kindla ohu eest (osoonikihi hõrenemine, kliimamuutused). Välisõhu kaitse valdkonnas on heite riikliku summaarse piirkoguse regulatsioon välja kasvanud piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonist ja selle alusel sõlmitud protokollidest. Piiriülese õhusaaste kauglevi režiim on arenenud üksikute saasteainete ja üksikute probleemide käsitlemiselt mitmete saasteainete koosmõju ja ühe saasteaine keskkonnale avalduvat mitmikmõju arvestava lähenemise suunas. Konventsiooni esimene saasteaineid reguleeriv Helsingi protokoll käsitles vaid ühte saasteainet – SO₂ – ning ühte mõju – happevihmad. Täna kehtiv Göteborgi protokoll hapestumise, eutrofeerumise ja maapinnalähedase osooni vähendamiseks on mitut saasteainet ja mitut mõju hõlmav instrument, mis seab eesmärgid vääveldioksiidi, lämmastikoksiidide, ammoniaagi, mittemetaansete lenduvate orgaaniliste ühendite ja peente tahkete osakeste heitmete vähendamiseks. Lisaks Göteborgi protokollile kehtib Eestis ka Eesti Vabariigi Valitsuse ja Soome Vabariigi Valitsuse vaheline õhukaitsealase koostöö leping, mis tugineb piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonile. Sellega on võetud õhu saastamise vähendamiseks rangemad nõuded, kui piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon ja selle protokollid ette näevad. See leping näitab ilmekalt, et heite summaarse piirkoguse kui regulatiivse instrumendi loogika ei ole kujunenud vaid mitmepoolsete protokollide kaudu, vaid on leidnud rakendust ka kahepoolsetes kokkulepetes. Samuti on leping näide sellest, kuidas kahe riigi vaheline piiriülene koostöö võib olla poliitiliselt paindlikum kui mitmepoolne regionaalne raamistik, võimaldades kokku leppida ka rangemates meetmetes.

Göteborgi protokoll on Euroopa Liidu õiguses rakendatud NEC-direktiivi kaudu. Selle direktiivi üldine eesmärk on kaasa aidata õhukvaliteedi taseme saavutamisele, mis ei põhjustaks olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele ega keskkonnale. Nende seatud eesmärkide saavutamiseks on kehtestatud NEC-direktiiviga liikmesriikidele summaarsed heite vähendamise kohustused vääveldioksiidi, lämmastikoksiidide, mittemetaansete lenduvate orgaaniliste ühendite, ammoniaagi ja eriti peenete osakeste heite puhul. Vähendamise kohustusega on hõlmatud igasuguse inimtegevusega seotud saasteainete välisõhku väljutamine liikmesriikide territooriumil ja nende majandusvööndites. Heite vähendamise kohustused on paika pandud aastapõhiselt alates 2020. aastast kuni 2030. aastani. Heitkoguste vähendamise kohustused, mis kehtivad ajavahemikul 2020–2029, on identsed Göteborgi protokollis kindlaksmääratud kohustustega. Göteborgi protokollist sõltumatult on direktiivis paika pandud täiendavad õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused alates aastast 2030. Liikmesriikidele on heitkoguste vähendamise kohustused paika pandud võrreldes 2005. aasta tasemega.

Selleks, et heitkoguste vähendamise kohustusi ellu viia, kohustab NEC-direktiiv liikmesriike välja töötama õhusaasteainete vähendamise programmi, milles tuleb kavandada meetmeid, millega kavatakse heitkoguste vähendamise eesmäärke täita. Liikmesriikidele on üldiselt jäetud ulatuslik kaalutlusruum sobivate

poliitika- ja regulatiivsete meetmete valikul, kuid direktiivist võib leida üldisi suuniseid, millest lähtudes peavad olema meetmed kavandatud. Kohustuste täitmist seiratakse riiklike heiteinventuuride ja -prognoosidega ning inventuuriaruannetega, mida liikmesriigid on kohustatud Euroopa Komisjonile regulaarselt esitama. Selleks, et kõrvaldada teatav ebakindlus, mis paratamatult on seotud planeerimisega seotud kohustuste täitmisega ja planeeritud tegevuse elluviimisega, sisaldab NEC-direktiiv paindlikkusmeetmete loetelu heitkoguste vähendamise kohustuste kohandamiseks. Euroopa Liidus käsitletakse NEC-direktiivi ühe olulise regulatsioonivahendina õhukvaliteedi parandamise valdkonna regulatsioonis, õhukvaliteedi raamdirektiivi ja heitallikapõhiste direktiivide kõrval.

Eestis on NEC-direktiiv üle võetud atmosfääriõhu kaitse seadusega. Eesti on täitnud 2023. aasta seisuga NEC-direktiivi ja Göteborgi protokoll nõuded kõikide saasteainete puhul, ületades isegi 2030. aasta vähendamise kohustusi. Lisaks prognoositakse NEC-direktiiviga hõlmatud saasteainete heidete langustrendi järgnevateks aastateks ka ilma täiendavate meetmete võtmiseta. Erandiks on ammoniaagi heide, mille vähendamise tagamiseks on riigil vaja kavandada mõningaid lisameetmeid.

Vastuse **teise alaeasmärgi teisele uurimisküsimusele** saab sõnastada järgmiselt. Saasteaine heite summaarne piirkogus hõlmab kõikvõimalikke heiteallikaid üleriigiliselt ning nõuab praktiliseks rakendamiseks täiendava jaotamismehhanismi olemasolu. Seetõttu ei ole summaarne heitkogus olemuslikult ei keskkonna kvaliteedi ega heite piirväärtus.

Saasteaine heite summaarse piirkoguse oluliseks tunnuseks on ajaline ja kogulise määratletus. Sellest lähtudes saab teha järelduse, et tegemist on piirväärtusega. Kuna see hõlmab mitmeid heiteallikaid, eeldab see rakendamiseks jaotusmehhanismide olemasolu. Seega võib saasteaine heite summaarset piirkogust määratleda kui kindlaksmääratud ajavahemikuks kehtestatud maksimaalset lubatud saasteainete heite kogust, mis hõlmab mitme heiteallika koostoimes tekkivat heidet ning mille täitmine eeldab jaotusmehhanismide kehtestamist.

Heite summaarset piirkogust võib käsitleda lisaks ka loodusvara kasutusmäärana. Arvestades tänapäevase arusaamaga ressursside globaalsest piiratusest, on kohane loodusvara kasutamisenä käsitleda lisaks loodusressursside loodusest eemaldamisele (kalavaru, maavarad) ka inimtegevuse jääkide loodusesse viimist (heidet välisõhku). Selline käsitlus ei välista heite riikliku summaarse piirkoguse käsitlemist eraldiseisva õhukvaliteedi regulatsioonivahendina kahe õhukvaliteedi tagamise peamise instrumendi – keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ja heite piirväärtuse – kõrval.

Saasteaine heite summaarne piirkogus on seotud programmilise ja integreeritud lähenemisviisiga keskkonnakaitses. Summaarse heite piiri täitmine tuleb kavandada õhusaasteainete vähendamise programmiga ning meetmete kavandamine siduda konkreetsete tegevuskavade, arengukavade ja regulatiivsete instrumentidega. Vajadusel tuleb planeerida täiendavaid meetmeid. NEC-direktiivi alusel koostatav riiklik õhusaasteainete vähendamise programm summaarse heite piirkoguse täitmiseks on ühtlasi finaalse regulatsioonimudeli väljendus. See toimib vahendina, mille kaudu liikmesriik planeerib ja põhjendab, kuidas saavu-

tada NEC-direktiivis sätestatud heitkoguste vähendamise eesmärgid. Saasteaine heite summaarne piirkogus ei ole aga keskkonnakvaliteedi eesmärk, mis tüüpiliselt programmilise lähenemisega Euroopa Liidu keskkonnakvaliteedi parandamisele suunatud direktiivides paika pannakse. Keskkonnakvaliteedi eesmärk kirjeldab soovitud keskkonnaseisundit, kuid heite vähendamise eesmärk piirab inimtegevusest tulenevat heitekoormust. Seega on summaarne heite piirkogus suunatud keskkonnakvaliteedi saavutamisele ning on üks selle täitmise vahenditest. Siiski võib praktikas summaarne heite piirkogus omandada eesmärgilaadse tähenduse, kui seda käsitletakse keskse orientiirina, mille täitmist peetakse iseseisvaks edumõõdikuks nii nagu seda on tehtud NEC-direktiivis.

Selleks, et osata hinnata õhusaasteainete vähendamise programmi kui NEC-direktiivi keskse juhtimisvahendi õiguslikku regulatiivset iseloomu, on vaja paika panna ka selle õiguslik olemus. NEC-direktiivist endast ei nähtu, millisel viisil liikmesriik peab programmi kehtestama, kas siduva õigusaktina või haldusorgani tegevust suunava üldise dokumendina. Eesti õiguses ei võimalda üksnes õhusaasteainete vähendamise programmi vormiline kvalifikatsioon ja vastuvõtmise kord teha üheselt selgelt järeldust selle õigusliku olemuse kohta. Töös jõutakse järeldusele, et õhusaasteainete vähendamise programmi tuleks käsitleda üldkorraldusena. Õhusaasteainete vähendamise programm ei ole pelgalt poliitilise iseloomuga strateegiline arengudokument, vaid omab õiguslikult relevantset tähendust, sest see on osa NEC-direktiivi kohustuste täitmisest ning programm võib mõjutada keskkonnalubade andmisel kaalutusotsuse tegemist. Kuna õhusaasteainete vähendamise programm reguleerib konkreetset olukorda (riikliku summaarse heitkoguse vähendamist), on see konkreetse reguleeritava situatsiooniga tihedamalt seotud kui üldaktid. Lisaks räägib üksikaktina liigitamise kasuks ka asjaolu, et Euroopa Kohtu praktika kohaselt peab olema tagatud programmi vahetu kohtulik kontroll. Kui tegemist oleks üldaktiga, oleks vahetu kohtulik kontroll üldjuhul võimalik vaid põhiseaduslikkuse järelevalve menetluses. Euroopa Kohtu praktika kohaselt loob programm otseselt õigusi haldusvälistele isikutele, kes peavad saama seda siseriiklikus kohtus vaidlustada.

Küsitav võib olla, kuidas tuvastada õiguste rikkumist olukorras, kus isik soovib programmi vaidlustada keskkonna- ja tervisekaitselistel alustel, sest programmi mõju üksikisiku õigustele on üldjuhul hajus ja kaudne. KeÜS § 30 lg 1 ei näe ette isiku õigust saada kohtulikku kaitset pelgalt puutumuse alusel, vaid eeldab õiguse rikkumist sarnaselt halduskohtumenetluse seadustiku sätetega. KeÜS § 23 lg 1 kohaselt on igaühel õigus tervise- ja heaoluvajadustele vastavale keskkonnale, millega tal on oluline puutumus. Alates keskkonnaseadustiku üldosa seaduse jõustumisest on varasemas kohtupraktikas väljakujunenud otsese ja reaalse puutumuse olukorrad kaebeõiguse alusena hõlmatud KeÜS § 23 lg 1 kaitsealasse. Seega võimaldab KeÜS § 23 lg 1 käsitada ka hajusa ja kaudse keskkonnamõjuga seotud olukordi õiguse riivena, andes isikutele võimaluse tugineda keskkonna- ja tervisekaitselistele aspektidele programmi vaidlustamisel.

Vastuse **teise alaeesmärgi kolmandale uurimisküsimusele** võib kokku võtta järgmiselt. Saasteaine heite summaarne piirkogus on käsitatav eraldiseisva õhukvaliteedi regulatsioonivahendina. See ei sobitu klassikalisse keskkonnakvaliteedi

ja heite piirväärtuste jaotusesse, kujutades endast seega iseseisvat regulatiivset kategooriat. Olgugi, et heite summaarne piirkogus on emissioonipõhine piirang, ei saa seda võrdsustada heite piirväärtusega, mille eesmärk on reguleerida loapõhiselt konkreetse paikse heiteallika heiteid. Riiklik summaarne piirkogus hõlmab kõikide heiteallikate koondheidet riigiüleselt. Tegemist ei ole ka keskkonna kvaliteedi piirväärtustega, sest heite summaarne piirkogus ei kirjelda soovitud keskkonnaseisundit, vaid reguleerib heiteallikatest lähtuvat koormust.

Erinevalt õhukvaliteedi piirväärtustest, mida tuleb järgida tootmisterritooriumi põhiselt, ei ole saasteaine heite summaarse piirkoguse puhul oluline asjaolu, et õhukvaliteedi piirväärtust sama saasteaine suhtes ei ületata. Samuti ei ole tähtis asjaolu, et käitaja on rakendanud kõiki nõudeid (nagu näiteks parimat võimalikku tehnikat) jäämaks saasteainele kehtestatud heite piirväärtuste ulatusse. Juhul, kui keeldutakse keskkonnanaloa andmisest saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamisel, tuleb seda teha põhjusel, et loa taotlemise ajal üleriigiliselt kasutamata saasteaine lubatud heitkogus ei ole piisav loa andmiseks. Heite ja õhukvaliteedi piirväärtustele tugineva regulatsiooni eesmärk on tagada kehtestatud nõuetele vastav õhukvaliteet konkreetsetes piirkonnas. Saasteaine heite riiklik summaarne piirkogus on regulatsioonivahendina kasutusel üldjuhul vaid globaalsete ja regionaalsete keskkonnaprobleemide lahendamiseks. Riikliku heite summaarse piirkoguse seadmine üldjuhul ei aita lokaalse tasemega heite probleeme lahendada, sest see hõlmab heiteid kogu riigi territooriumil sõltumata heiteallika asukohast.

Väitekirja **kolmanda alaeesmärgi** uurimisküsimused olid järgmised:

1. Milliste õiguslike vahenditega on võimalik tagada saasteainete heite riikliku summaarse piirkoguse eesmärkide täitmine?
2. Millised on võimalikud instrumendid paiksete heiteallikate heite piiramiseks saasteaine heite summaarse riikliku piirkoguse alusel?
3. Kas paiksete heiteallikate heiteid on võimalik piirata tuginedes vahetult heite summaarsele piirkogusele?
4. Kas heite summaarse piirkoguse jagamisega seotud probleemide lahendamiseks piisab üldistest haldusmenetluse reeglitest, mille eesmärk on vältida käitiste kahjulikku mõju keskkonnale ja lahendada ruumilisi kasutuskonflikte?

Vastus **kolmanda alaeesmärgi esimesele** uurimisküsimusele on järgmine. Käesolevas töös on jõutud järeldusele, et riiklik summaarne heite piirkogus ei ole keskkonna kvaliteedi piirväärtus ega heite piirväärtus. Seega ei ole võimalik rakendada heite summaarse piirkoguse puhul nende piirväärtuste regulatsioonimehhanisme. Kuna aga summaarse heite piirkogusega seatakse õhu kasutamisele koguselised piirangud, siis võib seda käsitleda loodusvara kasutusmäärana. Seega ühest küljest on summaarse heite piirkogusega määratud kindlaks koguheite summaarne piir, kuid samas ka kogus, mis on kasutamiseks määratud. Riigi ülesanne

leeritud saasteaineid kui ka kasvuhoonegaase. Oluline komponent heitkoguse vähenemise arvestuses on otsese regulatsiooni vahendid ehk juba olemasolev ja kavandatud õiguslik režiim, mis on seotud NEC-direktiivi saasteainete heidetega. Programm ei loo ise uusi meetmeid ega kavanda nende loomist tulevikus, vaid toetub juba olemasolevatele meetmetele heite vähendamiseks.

Kolmanda alaeesmärgi teise uurimisküsimuse vastusena võib välja tuua järgmist. Paiksete heiteallikate heite piiramiseks saasteaine heite summaarse riikliku piirkoguse alusel on võimalik kasutada mitut erinevat regulatiivset instrumenti. Esiteks võib riikliku summaarse heite piirkoguse mõju avalduda kaudselt üldiste regulatiivsete meetmete kaudu, nagu toodete, tehnoloogiate või õhukvaliteedi normide kehtestamine. Sellisel juhul ei määrata üksikutele paiksetele heiteallikatele otsest koguselist heitepiiri, kuid nende tegevust piiratakse üldiste nõuete kaudu. Teiseks võib saasteaine heite summaarne piirkogus toimida keskkonnanaloo andmise menetluses piirava raamtingimusena. Haldusorgan peab loa andmisel arvestama riikliku koguheite tasemega ning võib loa andmisest keelduda või seada täiendavaid tingimusi, kui kavandatud tegevus ohustab summaarse heite piiri järgmist. Ka sellisel juhul ei ole heitkogus individuaalselt jaotatud, kuid riiklik piir mõjutab otseselt üksikotsuseid. Kolmandaks on võimalik kehtestada paiksetele heiteallikatele eraldiseisev summaarne heitepiir riikliku kogupiiri sees. Sellisel juhul toimub heitkoguste kvantitatiivne piiramine konkreetse heiteallikate rühma suhtes ning see piir on siduv keskkonnalubade andmisel. Siin võib kvantitatiivse heitelimiidi jaotamine toimuda kas administratiivselt keskkonnanaloo menetluses või turupõhiselt heitkogustega kauplemise süsteemi kaudu.

Kolmanda alaeesmärgi kolmandale uurimisküsimusele vastates võib märkida järgmist. Töös jõutakse järeldusele, et paiksete heiteallikate heiteid on võimalik õiguspäraselt piirata tuginedes vahetult heite summaarsele piirkogusele. Sellist regulatsiooni sisaldab ka kehtiv atmosfääriõhu kaitse seadus. Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 97 võimaldab õhusaasteloo ja keskkonnakompleksloa andmisest keelduda muu hulgas juhul, kui heiteallikast väljutatava saasteaine heitkogus põhjustab saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamise. NEC-direktiivist ei tulene keskkonnaõigusliku loa andmisele konkreetseid nõudeid, kuid liikmesriikidel on kohustus rakendada direktiivi viisil, mis aitab tõhusalt kaasa liidu pikaajalise õhukvaliteedialase eesmärgi saavutamisele.

Atmosfääriõhu kaitse seaduse § 97 aitab tõhusalt kaasa direktiivi eesmärgi saavutamisele, sest näeb ette imperatiivse loa andmisest keeldumise, kui paikse heiteallika heitkogus võib kaasa tuua riikliku summaarse heite piirkoguse ületamise. Samas on selline regulatsioon väga jäik ega võimalda arvestada üksikjuhtumi asjaoludega. Normi rakendamise eelduseks ei ole see, et kavandatud tegevus võib kaasa tuua endaga olulise keskkonnamõju. Tegemist on normatiivse piiranguga, mille kohaldamiseks ei pea haldusorgan hindama kavandatava tegevuse keskkonnamõju olulisust, vaid peab teostama prognoosipõhist koguselist kontrolli selle üle, kas tegevusest tulenev heide arvestades koguheite koormusega vastava saasteaine osas võib viia riikliku summaarse heite piirkoguse ületamiseni. Teatud kindlatel juhtudel – eelkõige avalikust huvist kantud juhtudel –

võib aga osutada siiski vajalikuks anda luba ka hoolimata võimalikust riikliku summaarse heite piirkoguse ületamise võimalusest konkreetsel juhul.

Töös on käsitletud alternatiivse võimalusena seda, kas keskkonnaloa andmisest saab keelduda tuginedes keskkonnaohule. Ilmselt ei saa täies ulatuses välistada võimalust, et üksiku projekti heite mõju võib olla teatud juhtudel sedavõrd oluline, et põhjustab konkreetse saasteaine osas summaarse heite piirkoguse ületamise. Küsitav on aga see, kas piirkoguse ületamine on käsitletav keskkonnaohuna, mis võib olla aluseks keskkonnaloa andmisest keeldumiseks.

NEC-direktiivi artikli 1 lõike 1 kohaselt kehtestatakse liikmesriikidele heitkoguste vähendamise kohustused eesmärgiga liikuda õhukvaliteedi taseme suunas, mis ei põhjusta olulist negatiivset mõju ega riske inimese tervisele ega keskkonnale. Direktiivi põhjenduspunkti 8 kohaselt peaksid liikmesriigid direktiivi rakendama viisil, mis aitab kaasa liidu pikaajalise õhukvaliteedialase eesmärgi saavutamisele, tuginedes muu hulgas WHO suunistele ning liidu bioloogilise mitmekesisuse kaitse eesmärkidele. Selle eesmärgi saavutamise keskseks vahendiks on saasteainete summaarse heite piiramine. NEC-direktiivi aluseks olev kriitiliste koormuste kontseptsioon, mida kasutatakse ka piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioonis (sealhulgas Göteborgi protokollis), võimaldab määrata saasteainete maksimaalse taseme, mida ökosüsteem talub ilma teaduslikult tuvastatavate kahjulike mõjudeta. Seega on summaarse heite piir otseselt suunatud keskkonna ja inimese tervise kaitsele. NEC-direktiiviga seotud mõjuhinnangus on rõhutatud, et õhusaaste on Euroopa Liidus peamine keskkonnast tulenev enneaegsete surmade põhjus ning eutrofeerumine ohustab märkimisväärset osa ökosüsteemidest. Sellest tulenevalt võib järeldada, et saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamine seab ohtu direktiiviga taotletavate keskkonnakaitseliste eesmärkide saavutamise. Kuna NEC-direktiivi aluseks on juba tuvastatud kahjulikud mõjud ning selle eesmärk on neid vähendada, viitab heite summaarse piirkoguse ületamine piisavale tõenäosusele olulise keskkonnahäiringu tekkeks ehk keskkonnaohule. Kui seadusandja on kehtestanud piirmäära kaitse eesmärgil, loob selle ületamine õigusliku eelduse keskkonnaohu olemasoluks. Vastupidine tõlgendus muudaks normi kaitsefunktsiooni sisutühjaks. Summaarse heite piirkoguse ületamise käsitlemine keskkonnaohuna keskkonnaloa andmise menetluses võimaldab haldusorganil kohaldada ka paindlikumat lähenemist, arvestades sellega, et kuigi keskkonnaohu tuleb üldjuhul vältida, tuleb seda teatud juhtudel KeÜS § 10 kohaselt taluda.

Lisaks eeltoodule on paiksete heiteallikate heitkoguste piiramine riikliku summaarse heite piirkoguse alusel võimalik ka viisil, kus neile kehtestatakse eraldi seisev summaarne heitepiir. Sarnaselt majandussektoripõhisele jaotusele peetakse sellisel juhul eraldi heitkoguse arvestust riikliku summaarse heite piiri sees, kuid paikseid heiteallikaid käsitletakse iseseisva arvestusüksusena, millele on määratud konkreetne piirkogus. Erinevalt majandussektoripõhisest jaotusest, mis ei reguleeri vahetult sektorisiseste heiteallikate tegevust, mõjutab selline lähenemine otseselt piiriga hõlmatud käitajate subjektiivseid õigusi. Põhiseaduse § 11 kohaselt tohib õigusi ja vabadusi piirata üksnes kooskõlas põhiseadusega, mistõttu saab selline summaarne heitepiir olla käitajatele siduv vaid juhul, kui see on

kehtestatud õigustloova aktiga. Summaarse heitepiiri eelis tavapäraste kvaliteedi ja heite piirväärtuste ees seisneb selles, et see võimaldab tagada seatud heitkoguste vähendamise eesmärkide saavutamise. Kui koguheite piir on kindlaks määratud ja selle järgimine on tõhusalt tagatud, toimub heite väljutamine üksnes selle piiri ulatuses. Muud regulatsioonivahendid ei pruugi sellist tulemust tagada, kuna uute käitiste lisandumisel võib koguheide suureneda isegi siis, kui kõik käitajad järgivad parimat võimalikku tehnikat.

Eraldiseisva heitelimiidi kehtestamine paiksetele heiteallikatele toob vältimatult kaasa vajaduse selle jaotamiseks üksikute käitajate vahel. Selleks on kaks peamist mehhanismi: heitkoguse administratiivne jaotamine keskkonnaloa andmise menetluses ning turupõhine jaotamine heitkogustega kauplemise kaudu. Administratiivse jaotusmehhanismi puhul otsustatakse heitkoguse eraldamine keskkonnaloa andmise raames. Siin on võimalus seada heite summaarne piir ainult olemasolevatele käitajatele. Võrdse kohtlemise põhimõttest tulenevalt peab aga sellisel juhul regulatsioon mingil viisil hõlmama ka uusi tulijaid. Tüüpiliselt on sellisel juhul uutele tulijatele kehtestatud rangemad heite piirväärtused. Olemasolevate käitajate summaarne heite piir täidab siin seega sisuliselt üleminekumehhanismi rolli võimaldamaks neil kohaneda rangemate heite piirväärtustega. Võimalik on aga seada ka ühtne piir, mis hõlmab nii olemasolevaid käitajaid kui ka uusi käitajaid. Sellisel juhul peab aga süsteem olema üles ehitatud selliselt, et uutele tulijatele on olemas heitepuhver, mis võimaldaks ka uutel tulijatel tegevusega alustada. Siin puutub regulatsioon kokku nii tööstusheite direktiivi kui ka õhukvaliteedi raamdirektiiviga. Mõlemad on vastu võetud ELTL art 193 alusel, mis lubab liikmesriikidel kasutusele võtta rangemaid keskkonnanõudeid, kui need on kooskõlas aluslepingutega.

Heitkogustega kauplemise süsteemi loomine kujutab endast turupõhist meedet, mis võimaldab käitajatel heitkogustega kaubelda. Töös järeldatakse, et sellise süsteemi rakendamine NEC-direktiivi reguleerimisalasse kuuluvate saasteainete osas on olulisel määral piiratud Euroopa Liidu õhukvaliteedialase regulatsiooni tõttu. Eelkõige vähendavad nii tehnoloogiapõhised kui ka ruumi-põhised piirangud turu paindlikkust ja tõhusust. Euroopa Liidu teise õiguse nõuded on selles valdkonnas sedavõrd ulatuslikud, et toimiva kauplemissüsteemi kujundamine ei ole otstarbekas. Lisaks eeldab heitkogustega kauplemine piisava arvu sobivate käitiste olemasolu, et tagada turu likviidsus ja usaldusväärsed hinnasignaalid. Eestis on selliste käitiste arv piiratud, mistõttu ei kujuneks tõhusalt toimivat turgu. Seetõttu ei ole heitkogustega kauplemise süsteemi rakendamine Eesti olusid arvestades põhjendatud.

Töös järeldatakse lisaks, et administratiivse jaotusmehhanismi loomine ei pruugi olla proportsionaalne meede NEC-direktiivi alusel reguleeritud saasteainete heite vähendamiseks. Kuigi tegemist on lubatava ja sobiva vahendiga NEC-direktiivi eesmärkide saavutamiseks, ei ole see käesolevas õiguslikus olukorras ei vajalik ega mõõdukas. Eesti on õhusaasteainete vähendamise programmi kohaselt täitnud NEC-direktiiviga seatud 2030. aasta heitkoguste vähendamise eesmärgid kõigi saasteainete osas juba 2023. aastal. Lisaks näitavad nii 2019. aasta õhusaasteainete vähendamise programm kui ka 2023. aasta aja-

kohastatud õhusaasteainete vähendamise programm, et heitkogused on langu-strendis. Seega puudub vajadus täiendavate, rangemate meetmete kehtestamiseks lisaks olemasolevale regulatsioonile. Liikmesriik on niigi kohustatud rakendama Euroopa Liidu õigusest tulenevaid nõudeid paiksete heiteallikate heidete kont-rolliks, mis tagavad heitkoguste vähenemise. Sellises õiguslikus ja faktilises olu-korras ei ole summaarse heite piirkoguse kehtestamine paiksetele heiteallikatele vajalik, kuna sama eesmärgi on võimalik saavutada olemasolevate, vähem piiravate vahenditega. Kuigi keskkonnakaitse, sealhulgas inimese tervise kaitse, on kaalukas põhiseaduslik väärtus, mis võib õigustada ulatuslikke piiranguid ettevõtlus-vabadusele, ei saa meedet pidada mõõdukaks juhul, kui sellega kaasnev täiendav koormus ettevõtjatele ei anna võrreldes kehtiva regulatsiooniga märkimisväärset lisakasu keskkonnakaitseliste eesmärkide saavutamisel.

Kolmanda alaeesmärgi neljanda uurimisküsimuse käsitlemisel võib järeldada järgmist. Kui heite summaarne piirkogus määratakse kindlaks ja jaotatakse riikide vahel või siseriiklikult erinevate majandussektorite raames, ei ole sellise jaotamise puhul tegemist haldusmenetlusega keskkonnaloa andmiseks ning jõutud ei ole üksikisiku tasandile. Sektoriaalse tasandi jaotusel jaotatakse saaste-aine heite riiklik summaarne piirkogus ära erinevate majandussektorite vahel. Sellisel jaotusel on üksikisikutele üksnes kaudne mõju. Siiski võib ebavõrdne heitkoguse vähendamise koormuse jaotamine kaasa tuua ka siin kaudselt põhi-õiguste riiveid.

Heitkoguste jaotamine üksikute paiksete heiteallikate vahel mõjutab aga vahetult üksikute käitajate õigusi ja kohustusi ning siin on tegemist individuaalse haldusotsuse tegemisega, millega määratakse kindlaks konkreetse heiteallika lubatud heitkogus. Kuigi ka paiksetele heiteallikatele kehtiva heite summaarse piirkoguse sees heitkoguste jaotamisel jäävad keskkonnakaitselised eesmärgid jätkuvalt oluliseks, tuleb just sellel tasandil eriti selgelt esile põhiõiguste kaitse olulisus. Just heitkoguste individuaalsel jaotamisel omandavad keske tähtsuse läbipaistvad ja põhjendatud jaotuskriteeriumid ning selged materiaal- ja menetlus-õiguslikud nõuded. Kui saasteaine heite kogupiir on kindlaks määratud, siis ei pruugi olla kõikidel keskkonnaloa taotlejatel võimalik saada luba selle saasteaine välisõhku väljutamiseks. Seega tekib küsimus, kellele võimaldada piiratud heite-ruumi kasutamist. Olemuslikult on siin tegemist napi avaliku ressursi jaotamise küsimusega.

Jagamismenetluse kohaldamise analüüsi tulemusena jõuti järeldusele, et AÕKS § 97 alusel keskkonnaloa andmisest keeldumist ega administratiivset jaotusmehhanismi ei saa käsitada jagamismenetlusena, kuna jaotamise kritee-riumid on seaduses ette kindlaks määratud ning seetõttu puuduvad jagamis-menetlusele omased tunnused. Samas on tegemist jagamismenetlusega sarnase olukorraga, mistõttu on põhjendatud jagamismenetlusele iseloomulike põhi-mõtetega arvestamine. See tähendab eelkõige, et jaotamise reeglid peavad olema kooskõlas proportsionaalsuse ja võrdse kohtlemise põhimõtetega ning tagama selged menetlus- ja materiaalõiguslikud kriteeriumid piiratud ressursi jaotamiseks. Heitkogustega kauplemise süsteemi puhul oleks tegemist jaotamismenetlusega ainult juhul, kui haldusmenetluses jagatakse menetluses osalevate käitajate vahel

heitlekogus ära. Seda võimaldab näiteks heitlekoguste tasuline jagamine oksjoni või enampakkumise korras.

Töös seatud eesmärkide saavutamiseks püstitas autor **neli hüpoteesi** ehk oletuslikku vastust:

1. Esimese hüpoteesi kohaselt muutub saasteaine summaarse heitlekoguse kindlaksmääramisel regulatiivses hierarhias (rahvusvaheline tasand – riik – majandussektor – heitallikate grupp – konkreetne käitaja) allapoole liikudes üha määravamaks põhiseaduslike väärtuste kaalumise lähtekoht ja konkreet-susaste. Mida otsesem on regulatsiooni mõju konkreetse käitaja majandus-tegevusele, seda intensiivsemaks muutub proportsionaalsuse kontroll ning seda väiksemaks riigi kaalutlusruum heitlekoguse jaotamisel.
2. Teine hüpotees – riiklik saasteaine heite summaarne piirkogus (ükskõik milline summaarse heite piirkogusega saasteaine, mitte tingimata NEC-direktiivis nimetatud saasteaine) ise ei saa olla olemuslikult keskkonnaloa andmisest keeldumise või olemasolevas loas muudatuste tegemise aluseks, kui tegemist ei ole oma sisult piirväärtusega, mille järgimine ei ole riigile siduv.
3. Kolmas hüpotees – kui riiklik saasteaine heite summaarne piirkogus on kindlaks määratud riigile siduva piirväärtusena, siis on selle ületamist võimalik käsitleda keskkonnohuna isegi kui ületamine ei väljendu vahetult mõõdetavas või tajutavas olulises keskkonnahäiringus.
4. Neljas hüpotees – seadusandjal on võimalik saasteaine heite summaarse piirkoguse alusel ühe rakendusliku meetmena otsustada piirata paiksete heiteallikate heidete koguhulka.

Võttes kokku väitekirja uurimisküsimustele saadud vastused, saab teha järelduse, et kinnitust leidis autori **esimene hüpotees**, et mida madalamale regulatiivses hierarhias (rahvusvaheline tasand – riik – sektor – heitallikate grupp – konkreetne käitaja) saasteaine summaarse heitlekoguse kindlaksmääramisel liigutakse, seda määravamaks muutuvad põhiõigused heitlekoguse jaotamisel. Kõikidel regulatiivsetel tasanditel tugineb saasteaine summaarse heite piirkoguse kindlaksmääramine nii keskkonnale avalduvat mõju käsitlevatele teaduslikele andmetele kui ka poliitilistele kaalutlustele, mis võtavad arvesse lisaks keskkonnale ka majanduslikke ja sotsiaalseid aspekte. Regulatiivse otsustuse liikumisel rahvusvaheliselt tasandilt individuaalsele tasandile ei kao keskkonnakaitseliste eesmärkide arvestamise vajadus, kuid nende kõrval suureneb muude põhiõiguslike kaalutluste tähtsus heitlekoguse jaotamisel.

Teise hüpoteesi kontrollimise tulemusel selgus, et saasteaine heite summaarne piirkogus on piirväärtus, kuid eraldiseisev õhukvaliteedi juhtimise vahend keskkonna kvaliteedi piirväärtuse ja heite piirväärtuse kõrval. Summaarne piirkogus on seatud NEC-direktiiviga liikmesriikidele aastapõhiselt ning ajas vähenevana. Kui saasteaine heite summaarne piir ei ole siduvalt kehtestatud, puudub sellel vahetu õiguslik toime üksikjuhtumite lahendamisel. Sellisel juhul ei saa selle

ületamisele tuginedes kvalifitseerida olukorda keskkonnaohuks ega kasutada seda alusena paiksetele heiteallikatele heiteõiguse andmisest keeldumiseks.

Kolmanda hüpoteesi analüüs näitas, et saasteaine heite summaarse piirkoguse ületamist, juhul kui see on kindlaks määratud riigile siduva piirväärtusena on võimalik käsitleda keskkonnaohuna, isegi kui ületamine ei väljendu vahetult mõõdetavas või tajutavas olulises keskkonnahäiringus.

Töö leidis kinnitust ka **neljas hüpotees**, mille kohaselt seadusandjal on võimalik saasteaine heite summaarse piirkoguse alusel, sõltumata sellest kas tegemist on mittesiduva keskkonnaeesmärgi või siduva piirväärtusega, ühe rakendusliku meetmena otsustada piirata paikse heiteallika käitajate saasteainete heidete koguhulka. Sellise otsuse vastuvõtmisel peab aga seadusandja esiteks paika panema paiksete heiteallikate valdajatele määratud saasteaine heite summaarse piirkoguse ning teiseks välja töötama saasteaine summaarse piirkoguse kui piiratud ressursi jagamise reeglid.

SUMMARY

National emission ceilings under the NEC Directive as a legal basis for limiting pollutant emissions from stationary sources

Emissions of pollutants from stationary sources in Estonia have historically been regulated primarily through the establishment of ambient air quality limit values, whereby pollutant emissions must not lead to the exceedance of such limit values, as well as through the setting of emission limit values for specific pollutants on a source-based approach. Even prior to the restoration of the independence of the Republic of Estonia, § 9(1) of the Estonian SSR Law on the Protection of Atmospheric Air provided that, for the protection of ambient air, emission limit values for pollutants from stationary and mobile sources, as well as limit values for harmful physical effects, shall be established. Pursuant to subsection 2 of the same provision, the emission limit values for pollutants released into the atmosphere and the limit values for harmful physical effects shall be set at a level at which emissions and harmful physical effects from specific sources, together with those from all other sources within the relevant area, taking into account its development prospects, do not result in the exceedance of ambient concentrations of air pollutants or threshold levels for harmful physical effects. It may be argued that this provision, in force several decades ago, was highly innovative for its time, as it required that, in addition to existing emission sources, the setting of emission limit values also consider the development prospects of the area. Such a forward-looking approach is characteristic of contemporary environmental protection based on the principle of sustainable development, which only began to emerge at both national and international levels in the 1980s.

Traditionally, polluting activities have been regulated through the establishment of limit values for the quality of environmental media (soil, water and air) and through the setting of emission limit values for emissions from sources. However, in the field of air quality regulation, since Estonia's accession to the European Union, legislation governing the protection of ambient air has included a provision enabling the limitation of emissions from stationary sources on the basis of national emission ceilings for pollutants. Accordingly, a distinct legal instrument has been established for the regulation of stationary sources with a view to achieving national emission ceilings for pollutants. This instrument has been present in Estonian air protection legislation for a considerable period of time. Nevertheless, its precise nature has not been systematically analysed. Neither the necessity, the objectives nor the substantive content of this regulatory mechanism have been examined in detail in the preparatory materials of the relevant legislation.

Such regulation in force in Estonia is distinctive in comparison with the legal frameworks of other Member States of the European Union. It follows from the relevant provisions that the aggregate emission ceiling is derived from the national emission reduction commitments established for Estonia under Directive

(EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC (the NEC Directive). This also justifies the focus of the present thesis on national emission ceilings for pollutants as laid down in the NEC Directive. The NEC Directive forms part of the European Union legal framework governing the protection of ambient air. The thesis examines different legal models for limiting emissions from stationary sources based on national emission ceilings for pollutants and analyses their applicability in the light of constraints and regulatory options arising from constitutional law, administrative law and European Union law.

The practical significance of the research problem lies in its contribution to the development and systematisation of the legal framework governing the protection of ambient air in Estonia. The thesis provides an in-depth analysis of the regulation on aggregate emission ceilings set out in the Atmospheric Air Protection Act (AAPA) and, in addition, examines potential alternative approaches for limiting emissions from stationary sources within the framework of national emission ceilings. By systematically addressing the limitation of emissions from stationary sources based on national emission ceilings for pollutants, the practical value of the thesis lies in identifying shortcomings in the existing regulatory framework and the need for its possible amendment. The topic may also be considered particularly relevant in the Estonian context, as no doctoral-level research has previously been conducted in the field of ambient air protection. The thesis therefore seeks to contribute to the development of legal scholarship and to stimulate academic discussion on the limitation of pollutant emissions in the field of ambient air protection. The scientific significance of the research problem thus lies in its contribution to academic discourse in Estonian environmental law by providing a systematic analysis of the legal nature of national emission ceilings as a regulatory instrument, as well as of the constitutional, administrative and European Union law constraints on their application. The thesis also establishes, *inter alia*, a theoretical framework for the existing regulation on the protection of ambient air.

Given that the thesis encompasses both European Union and international law, it also has an international dimension, as the conclusions drawn are applicable in other Member States. The thesis focuses on stationary sources, the emissions of which are subject to specific regulation at the European Union level. In addition, harmonised ambient air quality limit values at the European Union level influence the legal regulation of stationary sources. These factors facilitate the comparability of legal solutions. Similarly to greenhouse gas emissions regulated in the field of climate law, regulation in the field of ambient air protection is also, in part, based on aggregate emissions. However, in contrast to the extensive body of literature on the reduction of greenhouse gas emissions, relatively little research has been conducted on aggregate emissions in the field of ambient air protection. The present thesis seeks to contribute to addressing this gap.

The **principal objective** of the thesis is to analyse whether, and if so under what conditions, national emission ceilings for pollutants may serve as a legal basis for refusing to grant a permit to the operator of a stationary source or for reducing the permitted emission levels specified in an existing permit. The aim is to identify the constitutional, administrative and European Union law issues arising in this context and to propose possible legal models. Within the framework of this principal objective, the author has defined three specific objectives and formulated corresponding research questions. The **first specific objective** of the thesis is to analyse the environmental medium protected by the regulation on national emission ceilings for pollutants, namely the atmosphere. It is not possible to establish regulatory rules without first determining the object to which those rules apply. Within the framework of this specific objective, two research questions are posed:

1. What characterises the atmosphere, how is it affected by human activities, and what general requirements follow from this for the design of the regulatory framework governing the protection of ambient air?
2. Which scientific, environmental policy and legal considerations justify the use of national emission ceilings as a regulatory instrument for the protection of ambient air?

The **second specific objective** of the thesis is to determine the nature and function of aggregate emission ceilings based on an analysis of legal scholarship, as well as of legal instruments at the European Union and international levels regulating such ceilings in the field of ambient air protection. Within the framework of this objective, three research questions are formulated:

1. Which legal instruments at the international and European Union levels regulate aggregate emission ceilings in the field of ambient air protection, and how have these been transposed and implemented in national law?
2. What is the normative nature and legal effect of national emission ceilings for pollutants?
3. How can national emission ceilings for pollutants be distinguished from other pollutant-related limit values, namely emission limit values and ambient air quality limit values (which are likewise established on a pollutant-specific basis)?

The **third specific objective** of the thesis is to analyse how emissions from stationary sources may be limited based on national emission ceilings for pollutants and based on theoretical literature and empirical material, to identify the general requirements for the application of such limitations. Within this framework, four research questions are formulated:

1. By which legal means can compliance with national emission ceilings for pollutants be ensured?

2. What are the possible instruments for limiting emissions from stationary sources on the basis of national emission ceilings for pollutants?
3. Is it possible to limit emissions from stationary sources by relying directly on national emission ceilings for pollutants?
4. Are the general rules of administrative procedure, aimed at preventing harmful environmental impacts of installations and resolving spatial use conflicts, sufficient to address the issues arising from the allocation of national emission ceilings?

The author has also formulated **four hypotheses**, that is, tentative answers to the research problem. The hypotheses are as follows:

1. The first hypothesis posits that, in determining national emission ceilings for pollutants, the role of balancing constitutional values and the degree of regulatory specificity become increasingly decisive as one moves downwards in the regulatory hierarchy (international level – State – economic sector – group of emission sources – individual operator). The more direct the impact of the regulation on the economic activities of a specific operator, the more stringent the proportionality assessment becomes and the narrower the State's margin of discretion in allocating emission quantities.
2. The second hypothesis is that national emission ceilings for pollutants cannot, in themselves, constitute a legal basis for refusing to grant an environmental permit or for amending an existing permit, unless they are, in substance, formulated as binding limit values applicable to the State.
3. The third hypothesis posits that, where national emission ceilings for pollutants are established as binding limit values for the State, their exceedance may be regarded as constituting an environmental threat (according to General Part of the Environmental Code Act; GPECA), even if such exceedance does not manifest itself in a directly measurable or perceptible significant environmental harm.
4. The fourth hypothesis is that the legislature may, as one implementing measure, decide to limit the total emissions of pollutants from operators of stationary sources on the basis of national emission ceilings.

The research questions form the basis for the structure of the thesis. The thesis consists of **three chapters**. In developing a legal framework, the legislature must take into account factors external to the law. The regulation of national emission ceilings for pollutants, as well as the regulation of emissions from stationary sources, forms part of the broader legal framework governing the atmosphere. This framework must, in turn, take into account the nature of the atmosphere as an environmental medium. Legal rules created by humans would be devoid of substance if they failed to reflect the laws of nature. Also, legal regulation must be based on the existing situation, taking into account the nature of ambient air as well as the environmental problems affecting it. Accordingly, the first chapter

of the thesis examines, at a general level, the protected interest underlying the regulation of national emission ceilings for pollutants and the limitation of emissions from stationary sources on that basis, which gives rise to the need for such regulation. In the use of the atmosphere, two central environmental functions are in competition: the environment as a publicly accessible good available for use by all, and the environment as a medium capable of absorbing harmful substances. Different uses of the environment are therefore inherently in conflict. Conflicts between such objectives can be authoritatively resolved through law. The first chapter also analyses the scientific, environmental policy and legal considerations that justify the use of national emission ceilings for pollutants as a regulatory instrument for the protection of ambient air.

The question of why the environment is protected would not require such extensive consideration if the use of the environment were not itself protected by fundamental rights. To date, the relationship between environmental protection and fundamental rights has typically been addressed primarily in the context of the rights of individuals affected by polluting activities. In contrast, the first chapter of this thesis examines, as a preliminary matter, whether fundamental rights also protect the use of the environment – for example, the right to emit pollutants into the atmosphere.

Due to the limited availability of Estonian-language legal scholarship in this field, which contributes to gaps in understanding the underlying drivers of the regulation, this chapter also serves the purpose of facilitating a clearer understanding of the legal framework analysed in the subsequent chapters.

The second chapter examines the nature and function of national emission ceilings for pollutants. In order to assess the hypotheses formulated, the chapter provides an overview of the regulation of aggregate emission ceilings at different regulatory levels, thereby introducing the material that will subsequently be analysed. It examines the legal framework governing the protection of ambient air at the international, European Union and national levels. On the basis of the findings identified at the beginning of the chapter, the analysis also seeks to determine within which existing framework for limiting the use of environmental resources national emission ceilings for pollutants should be systematised, by examining their legal nature.

The third chapter addresses the regulation of emissions from stationary sources on the basis of national emission ceilings for pollutants. One of its objectives is to determine whether the procedure established for allocating national emission ceilings among operators of stationary sources can be regarded as an administrative allocation procedure. There is no legal-theoretical analysis of this issue in Estonian law. Accordingly, the thesis draws on German legal scholarship. In German legal theory, the problems associated with allocation procedures and their legal structuring have been analysed in detail since the 1970s. Given the similarities between the legal systems, these approaches are also relevant for the analysis of Estonian law.

The thesis examines in third chapter three different regulatory models. The first concerns a situation in which national emission ceilings are taken into account

in the granting of environmental permits, without establishing a separate ceiling for the total emissions from stationary sources. The two subsequent models both presuppose that the State has established, within the overall national emission ceiling, a distinct ceiling applicable to the total emissions from stationary sources. In the first of these, that ceiling is taken into account in the permitting process, whereas in the second, a separate emissions trading system is established for pollutants. The analysis is limited to the design phase of such a trading system and to issues relating to the allocation of emission quantities; the operational mechanisms of the system and market rules fall outside the scope of the thesis.

Environmental policy is typically shaped by a State's values, as well as its cultural and geographical specificities. Accordingly, each State has an environmental legal regime that reflects these particular characteristics, and any attempt to consider one without the other may lead to misleading conclusions. The object of the research is therefore delimited to environmental regulation in Estonia, which, in turn, is situated within the broader framework of European Union environmental law. Both levels are, in turn, influenced by wider international agreements.

The scope of the research is further defined by its central analytical focus on national emission ceilings for pollutants and, within that framework, the regulation of emissions from stationary sources in the field of ambient air protection. As indicated by the title, the thesis first examines the nature of national emission ceilings for pollutants and subsequently analyses how emissions from stationary sources may be limited on that basis.

The analytical framework developed also makes it possible to determine what falls outside the scope of the research. The thesis is framed by NEC Directive, which was adopted in order to implement, within the European Union, the objectives of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and its protocols. It thus concerns the regulation of ambient air pollution within the field of ambient air protection. The scope of the thesis is limited to the restriction of emissions from stationary sources in the context of the granting of environmental permits. It is possible that the limitation of national aggregate emissions may also affect operators of stationary sources indirectly in other areas of their economic activities, for example through requirements relating to the acquisition of transport equipment subject to emission standards aimed at achieving emission reductions. However, a detailed analysis of such effects falls outside the scope of the thesis. The thesis also excludes from its scope those pollutants for which allocation mechanisms have been established at the European Union level. In particular, it does not provide a detailed analysis of the system for trading in greenhouse gas emission allowances established by Directive 2003/87/EC. Nevertheless, that system is referred to, where relevant and comparable, as a point of reference. The thesis examines international legal instruments relating to the protection of ambient air, focusing in particular on those that are relevant within the Estonian legal context. Accordingly, it does not address, for example, the Agreement between the Government of the United States of America and the Government of Canada on Air Quality (1991), nor the air protection cooperation instruments

concluded within the framework of the Association of Southeast Asian Nations (ASEAN), such as the ASEAN Cooperation Plan on Transboundary Pollution and the ASEAN Agreement on Transboundary Haze Pollution. The thesis also excludes international legal instruments that do not directly regulate air pollutants but contribute indirectly to the protection of ambient air. One such instrument is the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. This international agreement regulates emissions of certain persistent organic pollutants that are widely dispersed in the environment, particularly through atmospheric transport. However, it does not focus specifically on ensuring ambient air quality but is primarily aimed at protecting human health and the environment from specific hazardous chemicals.

International agreements addressing air pollution also exist in the fields of aviation and maritime transport. These are likewise outside the scope of the present thesis, as they do not regulate emissions from stationary sources. The thesis does not seek to determine the specific quantitative level at which national emission ceilings for pollutants should be set for stationary sources. Answering such a question cannot be regarded as a task of legal scholarship. As the thesis adopts a doctrinal legal approach, it does not include an analysis of the economic benefits associated with the implementation of different regulatory models. In addition, the thesis does not provide a detailed analysis of the criteria for the allocation of emission quantities between States at the international level.

As aptly noted by H. Veinla, environmental law is a goal-oriented field of law, characterised by the fact that regulation often develops in response to specific environmental problems. The existence of the legal regime analysed in the present thesis is likewise attributable to by increasingly acute environmental problems. Given the legal nature of the research, these problems are not analysed in depth; however, they are addressed to the extent necessary to justify the legal regulation under consideration. It is also important to note that the thesis does not address issues of formal constitutionality. Such issues are of a general nature in the adoption of legal acts and do not present any features in the context of the issues examined here. Nor does the thesis analyse whether, and under what conditions, limits on pollutant emissions should be imposed independently of national emission ceilings, that is, in situations where no such ceilings exist at the national level.

The thesis is based on qualitative analysis, focusing on an in-depth examination of two core objects: national emission ceilings for pollutants and the limitation of emissions from stationary sources on that basis. The analysis is situated within the field of ambient air protection law, with particular emphasis on the regulation of ambient air protection. The principal method employed is the doctrinal method, the purpose of which is to clarify the law as it stands and to indicate its practical application. In addition, the thesis makes use of the comparative method. The primary points of comparison are European Union law and the law of selected Member States. The analysis draws on both case law and the works of legal scholars from different jurisdictions addressing those aspects of ambient air protection that are relevant to the research questions of the thesis. The

central aim of the comparative analysis is to broaden and enrich the analytical material, thereby supporting the examination of Estonian law.

The thesis also employs the historical method as a means of analysing the development of the law over time. In particular, it examines the evolution of the regulation of national emission ceilings for pollutants from the first AAPA adopted after the restoration of Estonia's independence onwards, as well as the development of European Union law in the field of ambient air protection. The analysis proceeds from more general considerations to the examination of the principal regulatory mechanisms. In the initial chapters, which address the atmosphere as the object of regulation and national emission ceilings for pollutants, generalisations are drawn on the basis of the collected material (inductive reasoning). In examining the allocation of aggregate emission ceilings among stationary sources, the analysis moves from the general to the more specific (deductive reasoning). It first considers the general criteria for the allocation of limited resources and, on that basis, analyses the rules suitable for allocating national emission ceilings for pollutants.

No doctoral or master's level theses have been written in Estonia on the specific topic of this research. However, several doctoral theses address related issues that are also examined in the present thesis. The most relevant among these are the doctoral thesis of Hannes Veinla, *The Precautionary Principle in Environmental Law*, and the doctoral thesis of Ivo Pilving, *The Definitive Nature of Administrative Acts: A Research on the Legal Impact of Administrative Acts, Particularly in Consideration of Public Law Licenses*. In addition, the thesis draws on legislation and commentaries from Estonia, Germany and the Netherlands, as well as draft legislation and their explanatory materials, scholarly articles, and relevant case law as at 07.04.2026.

The atmosphere as a protected environmental resource

The development of appropriate regulatory instruments in ambient air protection law requires, above all, an understanding of the chemical composition and physical structure of the atmosphere, as well as of the role of air as a medium for the dispersion and interaction of pollutants. The chemical composition of ambient air is essential for the existence of life on Earth, primarily because, without a sufficient concentration of molecular oxygen in the atmosphere, humans and other air-breathing organisms would be unable to survive for more than a few minutes. In addition to the presence of oxygen, the chemical composition of ambient air is also of importance due to the presence of pollutants that may pose risks to human health and the environment, even where such substances are present only in very small concentrations.

Taking into account its thermal structure, the main layers of the atmosphere, from the Earth's surface upwards, are the troposphere, stratosphere, mesosphere, thermosphere and exosphere. Air pollution resulting from human activities primarily affects the troposphere and the stratosphere, that is, the layers closest to the

Earth's surface. The continuous movement of air masses leads to the transport and dispersion of pollutants. It is precisely this characteristic of the atmosphere that has given rise, in industrial societies, to transboundary air pollution and, ultimately, to global environmental problems that require legal regulation. The atmosphere thus functions as a single, highly interconnected gaseous system in which physical, chemical and biological processes are in constant interaction. Legal regulation aimed at the protection of ambient air must therefore be based on a holistic approach that takes into account relevant scientific knowledge, in order to ensure the effective protection of both the environment and human health.

In its natural state, influenced solely by natural processes, the atmosphere would provide humans with a naturally habitable environment. For a long time, the atmosphere was regarded as an unlimited, non-exclusive and neutral environmental good. Today, however, it is clear that, although the atmosphere is not exploitable in the conventional sense (unlike, for example, oil and gas resources), the adoption of measures for its preservation is indispensable for the continued existence of life on Earth. The atmosphere is adversely affected by human society through its patterns of living. Accordingly, in addition to a natural scientific understanding of ambient air, it is necessary, for the purposes of understanding the legal regulation of ambient air protection, to analyse the role of human activities in the deterioration of air quality. The existing legal framework, including the emission reduction commitments arising from the NEC Directive, is directed at limiting activities that generate pollution from anthropogenic sources and at managing their cumulative effects. The release of pollutants into the atmosphere gives rise to a range of consequences, as air often serves merely as a medium of transport for gases and particulate matter. As a result, the harmful effects of pollutants may manifest only after their transfer from one environmental medium (ambient air) to another (soil or water bodies), or through damage to vegetation. Polluted air may also cause direct harm to living organisms and physical objects. In addition to air pollution, issues related to atmosphere also include ozone depletion and climate change.

Among the first to draw attention to the limits of natural resources was the English demographer and economist T. Malthus, who, at the end of the eighteenth century, argued that population growth would lead to shortages of the means of subsistence and resources. It was not until the late 1950s, however, that scientific research developed to the point where environmental problems could be systematically assessed and linked to their underlying causes. Thereafter, increasing attention was paid within the scientific community to the fact that planet Earth constitutes a closed system and that natural resources are therefore available only in limited quantities. Today, the concept of planetary boundaries, developed in 2009 and closely associated with J. Rockström, is widely recognised. The aim of the planetary boundaries framework is to define, in quantitative terms, safe limits within which the Earth system can continue to operate in a stable state comparable to that of the Holocene. This framework demonstrates that the atmosphere plays a central role in several key Earth system processes. In the case of renewable natural resources, such as air, water and soil, the primary concern – unlike with

raw materials – is not their quantity but their quality, which is affected by environmental pollution. Ecosystems possess a certain assimilative capacity, enabling them to absorb environmental pressures caused by human activities up to a certain threshold. However, once this threshold is exceeded, risks arise for both human health and the environment.

For environmental objectives, as articulated through scientific knowledge and translated into the political sphere to be feasible and binding, policy requires law to ensure their implementation. However, law cannot be regarded merely as an instrument for the execution of policy. Legal regulation also serves as a benchmark and a guiding framework for the application of regulatory measures. An approach based on the concepts of planetary boundaries and the limited assimilative capacity of the environment inevitably raises the question of how environmental resources should be allocated between different levels of governance and among individuals. Unlike the determination of depletion limits for specific natural resources, however, it is difficult to establish precise thresholds for the permissible level of atmospheric pollution.

A distinction must be drawn between the ecological scarcity and the economic scarcity of resources. From an ecological perspective, the Earth constitutes a closed system whose resources are being depleted by humankind. In economic terms, resource scarcity refers to a situation in which demand for certain goods exceeds their availability. Legal regulation must take both dimensions into account ecological as well as economic scarcity. Accordingly, it is also necessary to understand the economic approach to environmental problems. Although, in a narrower sense, this approach forms the basis for the development of economic regulatory instruments, it also more broadly shapes the political and legal framework of environmental protection. Although the atmosphere constitutes an ecologically scarce resource, it is not, by its nature, scarce in the economic sense; rather, it is a public good. It's different, including competing, uses – for example, pollution and its use as an essential medium for life, which presupposes a specific chemical composition of ambient air – are not inherently mutually exclusive. Moreover, the atmosphere is equally accessible not only to all individuals but also to all States. Accordingly, to ensure air quality suitable for human survival, the State must establish an appropriate regulatory framework, thereby defining and managing the atmosphere as an ecologically scarce resource.

The natural scientific characteristics of the atmosphere necessitate the use of specific regulatory instruments in addressing air quality-related problems. It is evident that the consumption of air for breathing cannot be regulated. However, humans do not use air solely for respiration. Ambient air also serves as a recipient of residual outputs of human activity, such as emissions generated in production processes that are not utilised within those processes. In this sense, ambient air functions as a reservoir that absorbs emissions originating from human activities. The discharge of such residual outputs into the atmosphere in the form of pollutants is, however, capable of being regulated by the State. The key question is how such regulation should be structured. Air masses cannot be seen or controlled

in a direct physical sense. From an economic perspective, air constitutes a public good by virtue of its very nature. It follows logically that, under a civil law approach, private ownership of air is not possible. Air cannot be divided among individuals. The fact that air cannot be subject to ownership also imposes limits on regulation under international law. Although it is legally possible to divide airspace into abstract zones, a comparable division cannot be made with regard to the biogeochemical composition of the atmosphere or the climate system as a whole. Owing to the nature of the atmosphere, it is not possible in this context to rely on physical or territorial division. States are not, as a matter of fact, able to prohibit other States from using the atmosphere or to exclude them from such use. The atmosphere cannot be equated with airspace, as referred to in the Convention on International Civil Aviation. The dispersion of pollutants in the air depends on the properties of the pollutants and on meteorological conditions; while such dispersion can be predicted, it cannot be controlled. Nor is it possible, in practice, to prevent the transboundary movement of pollutants.

These characteristics explain why the rules of international law in the field of ambient air protection are primarily source-based: permissible emission quantities are allocated between States, or States are required to reduce emissions within their own territory. It follows that each State is responsible for emissions generated within its territory, irrespective of where those emissions ultimately have their effects. Since ownership cannot be exercised over ambient air, its use cannot be regulated in the same manner as natural resources over which possession or control can be exercised, such as fish stocks or mineral resources. Regulation of pollution has therefore traditionally focused on the establishment of emission limit values for pollutants and ambient air quality limit values. At the same time, in addition to setting emission limit values and ambient air quality limit values, it is also possible to regulate the use of air as a receiving environmental medium by determining overall quantitative limits on its use. This enables the State to steer emission reduction measures either through sector-based planning or by allocating individual emission rights.

However, even under such a regulatory approach, it is important to take into account several key factors related to the behaviour of pollutants in the atmosphere and the nature of polluting activities. Many pollutants disperse rapidly in the atmosphere and may be transported far beyond the location of their source. In addition to differences in the spatial extent of their impacts, several atmospheric pollutants simultaneously contribute to multiple environmental problems. Pollutants do not affect air quality alone but may also have indirect effects on other environmental media. Pollutants also interact with one another in ambient air, forming new compounds that may be harmful to human health. Consequently, regulatory measures aimed at reducing emissions of a particular pollutant in one area of ambient air protection may also result in reductions in other pollutants. For this reason, addressing each pollutant in isolation can no longer be regarded, in light of contemporary scientific knowledge, as the most effective approach to managing air quality problems. Furthermore, it may be argued that individual

emission limit values alone are insufficient to control the cumulative impact of air pollution. Contemporary environmental problems are cumulative in nature and arise from the combined effects of multiple sources. It is also clear that a State's air quality is influenced both by emissions originating within its own territory and by activities in neighbouring States. As the atmosphere does not recognise national borders and pollutants may travel over distances of several thousand kilometres, air pollution at the local level is shaped by both domestic and transboundary sources. Accordingly, the regulation of ambient air protection cannot be confined to national measures alone.

In developing regulatory frameworks, it is also important to consider that the release of pollutants into ambient air occurs across a wide range of activities. Different activities may give rise to emissions of the same pollutant, while the same emission sources may emit multiple pollutants. Accordingly, when designing new regulation for the protection of ambient air, the legislature must take into consideration how existing regulation in other sectors has already influenced, or is influencing, air quality with regard to emissions of the same pollutant from other sources. These considerations are particularly important when allocating aggregate emission ceilings across different sectors.

Whereas earlier environmental problems addressed by scientific research were predominantly local in nature and, due to their limited spatial and temporal scope, relatively manageable, contemporary environmental problems are increasingly characterised by their diffuse nature – they are difficult to delimit in space and time. The source of the problem is no longer a single installation; rather, an environmental threat arises and intensifies cumulatively through the interaction of multiple factors. Accordingly, environmental problems can no longer be addressed solely on a case-by-case basis; the diversity of emission sources requires a systematic approach to environmental protection. The cumulative effects of pollutants may lead to irreversible damage to the environment and, consequently, to human life and health. This raises the question in environmental law of how to translate the scientific concept of planetary boundaries – progressively affected by cumulative pressures – into legally binding regulation. The development of environmental law demonstrates that it is not possible to respond effectively to environmental problems solely through the classical model of risk prevention. Such an approach neither allows for sufficiently early intervention nor provides a sufficiently comprehensive response, as it typically enables action only once a risk has become clearly identifiable and, even then, tends to focus on individual cases. The evolution of environmental law also shows that scientific understanding has often lagged behind the environmental impacts resulting from industrial development and technological innovation, and continues to lag behind the risks associated with technological progress. In complex systems such as ecosystems and the climate system, it is not possible for humans to foresee all consequences. This is an inherent limitation of science – an intrinsic feature rather than a flaw. These circumstances have led to the development of regulatory approaches based on prevention, as reflected in the precautionary principle. Taking the precautionary principle into account is essential, as uncertainty is a

persistent condition. Waiting may mean that harm has already occurred and may be irreversible. The precautionary principle is characterised by uncertainty and does not require complete scientific certainty regarding a particular risk.

However, in order to determine the extent to which pollutants may be released into ambient air, or the extent to which emissions must be reduced in order to protect the environment and human life and health, it is essential to identify the limits of the environment's capacity to tolerate pollution. In the field of air pollution, the concept of critical loads is used to determine ecological thresholds. The critical loads approach focuses on environmental impacts rather than emission quantities and, at the international level, enables the establishment of differentiated emission reduction targets for individual States. The precautionary principle justifies the setting of limits under conditions of scientific uncertainty, and the concept of critical loads is likewise based on this principle. It does not define a threshold at which damage begins, but rather a level below which harmful effects are unlikely to occur. Critical loads do not, however, serve as a direct basis for determining national emission ceilings at the international level. Instead, emission ceilings are established through integrated assessment models, which aim to reduce the gap between actual pollution loads and critical loads, while also taking into account economic and technical factors.

The specific characteristics of the atmosphere as an indivisible and public environmental good, together with the cumulative and transboundary nature of the environmental problems associated with its pollution, necessitate the use of regulatory models in which the focus is no longer solely on the activities of individual emission sources in particular areas, but rather on the total permissible emission load within a given territory or State. This has led, in particular in international and European Union law, to the adoption of instruments for limiting aggregate emissions. A characteristic feature of such regulatory mechanisms at the international level is the imposition on States of an obligation to achieve emission reductions to a specified extent, the delegation to national law of the choice and allocation of measures, and the inevitable direct or indirect impact on individual emission sources. At the international level, the advantage of setting an aggregate emission ceiling lies in its clarity. National emission ceilings constitute goal-oriented norms: they establish a precise, quantitatively defined target while allowing States flexibility in the choice of means to achieve it. Establishing such ceilings as obligations of result, rather than obligations of conduct, ensures the ecological effectiveness of the system and facilitates monitoring of compliance, as a State fails to fulfil its obligation if it does not meet the required reduction in aggregate emissions.

At the same time, the establishment of an aggregate emission ceiling inevitably confronts the State with an allocation problem, as different measures must be employed to distribute total national emissions within the prescribed upper limit.

However, in order to analyse the extent to which the State is entitled to restrict the activities of polluters on the basis of national emission ceilings for pollutants, it is first necessary to determine whether, and to what extent, the Constitution of

the Republic of Estonia protects (Constitution) polluting activities through fundamental rights. The Constitution would not be operative if activities that pollute the environment – such as the emission of pollutants into ambient air – were excluded from the scope of fundamental rights protection. According to the Constitution, the Estonian State is founded on “freedom, justice and law”. At the core of a liberal State lies the idea of equal freedom for all; accordingly, the Constitution emphasises freedom as a foundational principle. The freedoms guaranteed by the Constitution are primarily negative freedoms – freedoms to act or to refrain from acting. Unlike positive freedoms, negative freedoms are value-neutral. Where there is no prohibition or obligation, conduct is, in principle, permitted. Thus, where an individual enjoys the fundamental right to freedom of enterprise, this includes the right not to be hindered by the State in the exercise of that freedom. The Constitution does not prescribe what constitutes a good life or how individuals should live; rather, it protects the choices that members of society make in conducting their lives. It follows that environmentally harmful activities also fall within the scope of fundamental rights protection. This, in turn, implies that any restriction of polluting activities in the public interest or for the protection of third parties requires a legal basis. Fundamental rights may be restricted under § 5 of the Constitution, pursuant to which the natural wealth and resources of Estonia are national riches which must be used sustainably. Interference may also be justified under § 53 of the Constitution, pursuant to which everyone has a duty to preserve the living and natural environment and to compensate for damage he or she causes to the environment.

Measures adopted on this basis, including prohibitions and obligations aimed at environmental protection, require justification where they entail interference with the fundamental freedoms of polluters. Excluding environmentally harmful activities from the scope of fundamental rights protection would leave the legal order facing the problem of how to define such activities. It may be argued that, by virtue of mere existence – as consumers of resources necessary for life – humans inevitably contribute to environmental pollution. Ultimately, even the air exhaled by humans could be regarded as a form of pollution. Accordingly, conflicts between environmental protection and freedom must be resolved through a process of balancing, whereby an appropriate solution is determined. This balancing exercise also reflects the relative value accorded within society to environmental protection and to fundamental freedoms. In light of the foregoing, polluting activities may also be regarded as falling within the sphere of constitutionally protected interests. More precisely, however, the Constitution does not protect a right to pollute as such; rather, it protects the freedom to engage in activities that may have negative environmental impacts.

Normative status of national emission ceilings for pollutants

Regulation in the field of ambient air protection originally developed in response to the need to control polluting activities at the local level. Although the movement of air does not respect national borders, air pollution began to be

recognised as a transboundary problem only in the twentieth century, when it became evident that pollution generated in one State could produce adverse effects in others. At the international level, a number of conventions address the atmosphere and related issues; however, to date, no comprehensive and coherent legal framework exists for regulating atmospheric problems in a holistic and systematic manner. This stands in contrast to another global natural resource – water – which is extensively regulated under the law of the sea. The work of the International Law Commission between 2013 and 2021 represents the most comprehensive attempt to date to derive general rules on the protection of the atmosphere on the basis of State practice. However, this work did not result in the adoption of an international convention.

At the international level, legal regulation in the field of atmospheric protection is predominantly characterised by a focus on setting environmental objectives, rather than prescribing the means by which those objectives are to be achieved. States play a central role in the implementation of such agreements, and the agreed objectives may be attained through different approaches at the national level. This has led to a general pattern in international environmental law whereby framework conventions are adopted first, followed by more detailed protocols elaborating their substantive content. These protocols likewise establish obligations for States, rather than for private individuals. The choice of regulatory instruments is typically left to the discretion of each State.

At both the global and regional levels, it is generally not decisive how much a particular installation emits or what the concentration of emissions from individual sources may be. Instead, the key concern is the total quantity of pollutants that accumulates in the atmosphere and is transported by air masses. The widespread establishment of specific emission limit values at the international level would, moreover, be overly rigid and difficult to implement, given the differing economic and social conditions of States. Accordingly, one of the most commonly used regulatory approaches in international atmospheric protection law is to impose measurable obligations by defining national emission ceilings for pollutants.

The most significant contemporary environmental problems arising from atmospheric pollution are regional and transboundary air pollution, the greenhouse effect and ozone depletion. These three principal environmental issues in the field of ambient air protection are regulated through international agreements specific to each domain. According to the prevailing view, global environmental threats are primarily associated with ozone depletion and the greenhouse effect (climate change), whereas transboundary air pollution is not generally regarded as a global problem but is instead addressed mainly through regional or bilateral agreements.

The present thesis examines the legal regime governing national emission ceilings for pollutants as established under the NEC Directive. This Directive was adopted to implement, within the European Union, the obligations arising from the Gothenburg Protocol to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Both the Gothenburg Protocol and the Convention systematically belong to the field of ambient air protection (air pollution).

The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution was concluded in response to the discovery in the 1960s of transboundary acid rain and other cross-border air pollution effects. The Convention was signed in 1979 by the member States of the United Nations Economic Commission for Europe, including Canada and the United States. Its development clearly demonstrates that the protection of the atmosphere is closely linked to advances in science and technology. It was also the first multilateral international agreement to address the atmosphere as a distinct environmental medium. The principal contribution of the Convention lies in establishing a framework for further cooperation between its Parties, functioning as a general framework for the regulation of transboundary air pollution. It contains provisions on cooperation between Parties but does not, in itself, impose binding substantive obligations. More detailed and binding obligations for the Parties are set out in the protocols adopted under the Convention.

Whereas, in the initial phase of regulating emissions of transboundary air pollutants, the regulatory approach was limited to a single pollutant and uniform reduction targets applicable to all Parties, by the beginning of the twenty-first century the regime for the identification, assessment and control of transboundary air pollution – developed by policymakers and scientists – had evolved towards differentiated national reduction commitments and, in addition, towards a multi-pollutant, multi-effect approach. This evolution is particularly evident in the Gothenburg Protocol, which marked a significant step forward in reflecting the complexity of emission reduction assessment and the increasing role of scientific knowledge. It was the first protocol to adopt a multi-pollutant and multi-effect approach. The Protocol established emission ceilings for four substances – sulphur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), ammonia (NH₃) and volatile organic compounds (VOCs) – to be achieved by 2010. Those pollutants affect human health, natural ecosystems, materials and crops through acidification, eutrophication and ground-level ozone. The amended Gothenburg Protocol, adopted in 2012 and entering into force in 2019, sets legally binding emission reduction commitments for 2020 in respect to the same pollutants and adds fine particulate matter (PM_{2.5}).

In the context of analysing emission ceilings as a regulatory instrument, it is also important to note that, in 1993, the Agreement between the Government of the Republic of Estonia and the Government of the Republic of Finland on Cooperation in the Field of Air Protection was concluded, building upon the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. This agreement established more stringent requirements for reducing air pollution than those provided for in the Convention and its protocols. The Agreement between Estonia and Finland demonstrates that the logic of aggregate emission ceilings as a regulatory instrument did not develop solely through multilateral protocols but was also implemented in parallel through bilateral arrangements. It further illustrates that direct transboundary cooperation may be more politically flexible than multilateral regional frameworks, enabling the adoption of measures that go beyond the applicable standards.

By Council Decision 81/462/EEC of 11 June 1981 concerning the conclusion of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, the Convention was approved on behalf of the European Economic Community. As the NEC Directive is based on the Gothenburg Protocol to that Convention, it may be argued that the foundations for the adoption of the NEC Directive were already laid by that decision. At that time, the primary law of the European Union did not yet contain provisions on environmental protection, and legislative measures were adopted on the basis of Article 235 of the Treaty establishing the European Economic Community, which allowed environmental measures to be adopted even in the absence of explicit competence, where such action was necessary to attain the objectives of the Community. In 2001, the European Union adopted Directive 2001/81/EC on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. This instrument was based on the 1999 Gothenburg Protocol and provided for coordinated measures at Union level to reduce acidification, soil eutrophication and the formation of tropospheric ozone. It was the first directive aimed at reducing emissions by Member States through the establishment of annual national emission ceilings expressed in kilotonnes. Annex I to Directive 2001/81/EC established national emission ceilings for four pollutants – sulphur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), volatile organic compounds (VOCs) and ammonia (NH₃) – to be attained by Member States by 2010 at the latest. Directive 2001/81/EC was subsequently replaced by the NEC Directive as part of significant changes to the regulatory system, with the aim of increasing legal certainty. The NEC Directive entered into force on 31 December 2016, with a transposition deadline of 1 July 2018. In order to ensure continuity, Member States were required to comply with the national emission ceilings laid down in Directive 2001/81/EC until 2020, after which the new national emission reduction commitments established by the NEC Directive became applicable. In essence, the two directives are similar in nature. The principal difference lies in the fact that, whereas Directive 2001/81/EC established annual emission ceilings for each pollutant in absolute terms (expressed in kilotonnes), the NEC Directive introduces emission reduction commitments expressed as a percentage reduction compared to emissions in the base year 2005. In addition, the NEC Directive establishes more stringent requirements for the reduction of pollutant emissions. Compared to Directive 2001/81/EC, the list of pollutants has been extended to include obligations relating to the reduction of fine particulate matter (PM_{2.5}). The establishment of national emission ceilings for pollutants at Member State level under the NEC Directive constitutes a distinct regulatory mechanism, which nevertheless forms part of the broader set of regulatory instruments in the field of ambient air protection within the European Union. The European Commission treats the NEC Directive as one of the key pillars of the European Unions air quality policy framework, alongside the Ambient Air Quality Directive and directives setting emission standards for key pollutants.

The emission reduction commitments laid down in the NEC Directive constitute minimum reduction obligations, to be achieved within a given calendar year in comparison with total emissions in the base year. These commitments

cover emissions of pollutants into ambient air arising from all anthropogenic activities within the territory of the Member States and apply to both point sources and diffuse sources of emissions. Under the NEC Directive, annual emission reduction commitments are established for the period from 2020 to 2030. The commitments applicable for the period 2020–2029 correspond directly to those laid down in the Gothenburg Protocol. However, the NEC Directive also establishes, independently of the Gothenburg Protocol, additional national emission reduction commitments for air pollutants applicable from 2030 onwards. The emission reduction commitments of the Member States are defined by reference to emission levels in 2005. The year 2025 serves as an indicative milestone year, determined by the Member States themselves, against which progress in achieving emission reductions is assessed. In order to implement the emission reduction commitments, the NEC Directive requires Member States to adopt a national air pollution control programme, which must be updated at least every four years. The most significant component of this programme is the planning of measures intended to achieve the emission reduction targets, in respect of which Member States enjoy a broad margin of discretion. The programme thus constitutes the principal governance instrument for ensuring compliance with national emission reduction commitments. Nevertheless, national air pollution control programmes must cover all relevant sectors.

The NEC Directive has been transposed in Estonia through the AAPA. Pursuant to § 108(1) of the AAPA, the Government of the Republic is authorised to establish, by regulation, national emission reduction commitments for anthropogenic pollutants within the territory of Estonia and its exclusive economic zone, as well as the deadlines and exceptions applicable thereto, and the procedures for the preparation of national emission inventories and projections of aggregate emissions of pollutants. Although § 108(1) of the AAPA contains an enabling provision empowering the Government to establish national emission reduction commitments for anthropogenic pollutants without specifying them in detail, it does not constitute an autonomous domestic initiative. Rather, it serves to transpose the obligations imposed on the Republic of Estonia under the NEC Directive concerning the reduction of aggregate emissions of specific pollutants. In Estonia, the first national air pollution control programme was adopted in 2019 by a directive of the Minister of the Environment entitled “National Programme for the Reduction of Emissions of Certain Air Pollutants for the Period 2020–2030”. This programme was subsequently updated by Directive No 1-2/23/144 of 30 March 2023 of the Ministry of the Environment, entitled “Approval of the Updated National Programme for the Reduction of Emissions of Certain Air Pollutants for the Period 2020–2030”.

In analysing the normative status of national emission ceilings for pollutants, it is essential to consider whether they can be systematically classified either as environmental quality standards or as source-based emission limit values. The different approaches have a direct impact on which legal principles, interpretative rules and regulatory mechanisms may be applied to aggregate emission ceilings. In the absence of a clear theoretical classification, it may remain uncertain how

this instrument is to be situated within the system of regulatory instruments in environmental law, including limit values, and to what extent the rules and doctrines developed in that field are applicable to it. The thesis concludes that national emission ceilings for pollutants constitute neither environmental quality standards nor emission limit values. Rather, they represent a *sui generis* regulatory instrument in the field of ambient air protection.

Pursuant to § 7(4) of the GPECA, a limit value of the quality of the environment means a limit value established for a chemical, physical or biological indicator of the environment, which must not be exceeded for the purpose of protecting human health and the environment. Accordingly, a limit value of the quality of the environment establishes requirements for the state of the surrounding environment. A limit value established for a pollutant emitted into ambient air constitutes a value set for a chemical indicator of ambient air. The purpose of establishing ambient air quality limit values is to ensure a specific level of air quality within a defined area. It follows from the definition of a limit value of the quality of the environment in the GPECA that it is a quantitative norm of a prohibitive nature, rather than a non-binding target value. The objective of a limit value of the quality of the environment is the protection of human health and the environment. Such quality standards are directed exclusively at the protected objects and do not have a direct link to emission sources. Due to their binding nature, the level of air quality determined by a limit value must be ensured irrespective of which emission sources affect the quality of the environment. Limit values of the quality of the environment nevertheless have an impact on polluters, but this impact is indirect, operating through the establishment of emission limit values. Similarly, national emission ceilings for pollutants do not, as follows from the NEC Directive, concern emissions from specific sources, but encompass emissions from all sources within the territory of a Member State, in a manner comparable to limit values of the quality of the environment. A reduction in national emission ceilings, like compliance with ambient air quality limit values, leads to a decrease in pollutant concentrations in ambient air and, consequently, to an improvement in air quality. However, the NEC Directive does not regulate ambient air quality in a specific area but rather establishes general obligations to reduce emissions of certain pollutants. National emission ceilings therefore constitute an emission-based, rather than an immission-based, regulatory instrument. The regulation of national emission ceilings is not directly linked to the establishment of ambient air quality limit values, which must be always complied with in a specific location. In addition, national emission ceilings are typically determined in volumetric terms, whereas ambient air quality limit values are generally expressed as concentrations. Similarly to national emission ceilings for pollutants, the purpose of limit values of the quality of the environment is to restrict the presence of air pollutants in ambient air in order to ensure the protection of human health and the environment. In the case of limit values of the quality of the environment, if the relevant limit value is exceeded in a particular area, it is not possible to establish new emission sources in that area or to expand existing activities. However, where such a limit value is exceeded, an

operator may still commence activities elsewhere within the territory of the State. By contrast, no such territorial flexibility exists in the case of national emission ceilings, as they apply to the State as a whole.

Pursuant to § 7(2) of the GPECA, an emission limit value means a mass, quantity, concentration or level of an indicator characterising emission which must not be exceeded, or within which one must remain, during a specified period or periods. Whereas limit values of the quality of the environment define the desired state of the environment, emission limit values constitute normative guidance on environmental behaviour, providing concrete operational instructions addressed to individual operators. While the application of limit values of the quality of the environment must always be based on immission levels – since it is the presence of pollutants within a specific environmental medium that affects human health and the environment – emission standards serve as instruments of economic policy intervention. It follows from the definition of an emission limit value in § 7(2) of the GPECA that such a value may also be expressed as a mass of emissions which must not be exceeded, or within which one must remain, during a specified period or periods. This indicates that, similarly to national emission ceilings for pollutants, the regulation of installations through emission limit values may also be quantity-based. National emission ceilings for pollutants are expressed in tonnes on an annual basis and are defined as values that must not be exceeded within a specified period. However, the function of an emission limit value under the GPECA is to ensure control over emissions from an individual emission source. By contrast, national emission ceilings regulate the combined effect of multiple emission sources at the national level. They establish a framework within which emissions from stationary sources are regulated. It follows that the purpose of these regulatory instruments differs. A source-based emission limit value expressed as a quantity and a national emission ceiling for pollutants also differ in their function, as the latter is not directly measurable at the level of an individual emission source and requires further allocation in order to operate as a regulatory instrument. Accordingly, although a literal interpretation might suggest otherwise, a systematic and teleological interpretation leads to the conclusion that national emission ceilings for pollutants do not constitute emission limit values within the meaning of § 7(2) of the GPECA, as their function and addressees differ from those of traditional source-based regulation.

Since national emission ceilings for pollutants do not constitute either limit values of the quality of the environment or emission limit values, they represent a distinct regulatory instrument in the field of ambient air protection. The key characteristics of national emission ceilings are their temporal and quantitative determination. On this basis, it may be concluded that they possess the characteristics of a limit value. At the same time, national emission ceilings encompass multiple emission sources and therefore require the existence of allocation mechanisms in order to be effectively applied. Accordingly, a national emission ceiling may be defined as the maximum permissible quantity of pollutant emissions established for a specified period, covering emissions generated through the

combined effect of multiple sources and requiring the establishment of allocation mechanisms for its implementation.

Section 13 of the GPECA establishes the principle of economical use of natural resources. According to this provision, renewable and non-renewable natural resources must be used economically, taking into account their natural replenishment and the availability of reserves for the longest time possible. The second sentence of the same provision provides that rates of use of renewable and non-renewable natural resources are established in the events provided by law. In light of the foundations of contemporary environmental law – based on the recognition that the Earth’s resources as a whole are limited – and in particular the principles of sustainable development and precaution, it is justified to interpret the use of natural resources as encompassing not only the extraction of resources from the natural environment (such as fish stocks or mineral resources), but also the discharge of residual outputs of human activities into the environment, including emissions into ambient air. In both cases, what is at issue is the use of the assimilative capacity of the natural environment. It is therefore justified to regard such activities as constituting the use of natural resources. Accordingly, national emission ceilings for pollutants may also be understood as rates of use of a renewable natural resource within the meaning of § 13 of the GPECA.

An analysis of the systematic structure of European Union directives on environmental quality demonstrates that environmental regulation has progressively moved towards integrated and programmatic instruments. At the level of the European Union, environmental quality objectives and, in many cases, binding quality standards have been established, while the measures required to achieve them – such as installation-specific requirements, regulation of the transport sector, or restrictions relating to agriculture – are to be developed by the Member States themselves. This objective-oriented approach, which requires States to adopt concrete measures, has increasingly directed European Union environmental law towards a programmatic regulatory model. Within this framework, Member States retain significant flexibility in selecting nationally appropriate measures for the implementation of directives. The programmatic approach is characterised, first, by the definition of clear environmental objectives to be achieved within a specified period, and, second, by the development of plans or programmes encompassing both the measures necessary to attain those objectives and a framework for guiding the permissibility of future socio-economic developments.

The objective of the NEC Directive is to contribute to the attainment of a level of air quality that does not give rise to significant adverse effects on, or risks to, human health and the environment. In order to achieve this objective, the Directive does not establish direct ambient air quality limit values but instead provides for national emission reduction commitments for pollutants. Its implementation requires coordination across different policy sectors, administrative levels and regulatory instruments, as well as continuous planning. Compliance with the Directive is assessed through a reporting and inventory system provided for therein, which is based predominantly on calculated and modelled data rather

than solely on direct measurements. Accordingly, national emission ceilings for pollutants are closely linked to a programmatic and integrated approach to environmental protection, through which the aggregate emission ceiling is connected to specific action plans, development strategies and regulatory instruments.

Since regulation under a programmatic and integrated model is carried out mainly through the setting of objectives, environmental quality objectives play a central role, as they define the desired state of the environment, while their attainment is entrusted to programmes and measures developed by the Member States. National emission ceilings for pollutants, however, do not constitute environmental quality objectives. The latter describe the desired environmental condition, whereas the objective of reducing aggregate emissions limits the environmental pressure arising from human activities and thus functions as a means of achieving the desired environmental quality. In practice, national emission ceilings for pollutants may nevertheless acquire a quasi-objective character when they are treated as central reference points, the attainment of which is regarded as an independent indicator of success, as is the case under the NEC Directive. Such an objective-like use does not, however, alter their normative nature. They remain a regulatory instrument through which broader environmental quality objectives are pursued.

Given the programmatic nature of the NEC Directive, the question arises as to the legal nature of the national air pollution control programme as its central governance instrument. The Directive does not specify the form in which Member States are required to adopt such a programme, that is, whether it must take the form of a binding legal act or a general policy document guiding administrative action. Its legal nature must therefore be determined within the framework of national law. Estonian law does not clearly define the legal nature of this instrument. Pursuant to § 108(9) of the AAPA, the national air pollution control programme is adopted by a ministerial directive. According to § 52(1) of the Government of the Republic Act, a minister issues directives in matters relating to service and other individual issues. As the latter Act does not distinguish between internal and external acts, ministerial directives have been attributed a dual character, functioning both as external individual acts and as internal acts of both an individual and a general nature.

On the one hand, this suggests that the legislature did not intend the national air pollution control programme to be adopted as a legislative act. On the other hand, it remains unclear whether the programme constitutes a non-binding internal act or an administrative act with external legal effects. According to the case-law of the Court of Justice of the European Union, a national air pollution control programme is a document in respect of which natural and legal persons directly concerned must be able to require the competent authorities, where necessary by bringing proceedings before national courts, to comply with and implement its provisions. Since the Court of Justice has recognised the possibility of judicial review of such programmes, their justiciability must also be ensured under Estonian law. Under Estonian law, internal acts may be challenged only under limited conditions. The thesis takes the position that the national air pollution

control programme should be classified as a general administrative order. It is neither an individual administrative act adopted in a specific case nor a purely internal act.

It is important to note that, according to the case-law of the Court of Justice of the European Union, the right to challenge is not limited to persons directly subject to obligations but extends in particular to those whose interests are protected by the Directive, taking into account considerations of environmental and health protection. At the same time, the NEC Directive does not regulate air quality in a specific area with which an individual might have a direct connection but rather addresses overall national emission levels. This gives rise to the question of whether a sufficiently direct and individualised link can be established between the reduction of aggregate emissions and an individual, such as would allow that person to be regarded as concerned. Pursuant to section 23(1) of the GPECA, everyone has the right to an environment that meets their health and well-being needs, provided that they have a sufficiently close connection to that environment. Since the entry into force of the Act, situations involving a direct and real connection, as previously recognised in the case law as a basis for standing, fall within the scope of protection afforded by section 23(1) of the GPECA. Accordingly, section 23(1) also permits situations involving diffuse and indirect environmental effects to be regarded as an interference with a protected right, thereby enabling individuals to rely on it when bringing a challenge against a programme.

Regulating emissions from stationary sources on the basis of national emission ceilings

The thesis concludes that national emission ceilings for pollutants constitute neither environmental quality standards nor emission limit values. Accordingly, the regulatory mechanisms applicable to such limit values cannot be applied to aggregate emission ceilings. However, since aggregate emission ceilings impose quantitative limits on the use of air, they may be conceptualised as a form of allocation of the use of a natural resource. On the one hand, aggregate emission ceilings determine the overall cap on total emissions; on the other hand, they define the quantity available for use. It is therefore incumbent upon the State to establish a regulatory framework for the use of this natural resource that ensures compliance with the prescribed limits. The question thus arises as to how the State fulfils this obligation.

Certain guidance in this respect may be derived from international or European Union legal instruments by which national emission ceilings are established. In other respects, however, the allocation of aggregate emission ceilings among emission sources remains within the regulatory discretion and responsibility of the State. Under the NEC Directive, Member States enjoy a broad margin of discretion in planning emission reduction measures and in selecting the means by which national emission ceilings are to be achieved. The general requirement is that the measures chosen must be effective and that their implementation must be

ensured, as they must lead to the attainment of the prescribed emission levels within the specified timeframes.

Under the NEC Directive, specific emission limits are determined *ex ante* on an annual basis, either as progressively decreasing or constant levels, in order to achieve the objectives of national emission ceilings. In Estonia, the State is required to ensure a gradual reduction in emissions at the national level for all pollutants covered by the NEC Directive. As explained above, this presupposes, first and foremost, the planning of measures. Effective planning of overall emission reductions requires a comprehensive overview of emissions from all sources within the State, as well as of the available reduction potential. In practice, the direct allocation of national emission ceilings among individual emission sources is not feasible, as the contribution of different sectors to total emissions and their respective reduction potential vary significantly. The adoption of *ad hoc* measures for emission reduction, without taking into account the system as a whole, would also be contrary to the principles of proportionality and equal treatment. Accordingly, the implementation of aggregate emission ceilings requires, as a first step, sector-based structuring and the establishment of sector-specific emission reduction targets. Such sectoral allocation, in turn, presupposes knowledge of where emission reduction potential exists. The allocation is therefore inherently based on an analysis of specific measures. A sector-based allocation cannot be substantively justified without an understanding of the reduction potential within the relevant sector and of the regulatory measures available for implementation. Moreover, such allocation must comply with the principles of proportionality, equal treatment and legal certainty.

Once national emission ceilings have been determined, the environmental impact depends primarily on the overall level of emissions rather than on the method of their allocation. The achievement of environmental objectives is ensured through a planned approach to the allocation of emissions at different levels, as well as through effective monitoring and enforcement. Nevertheless, compliance with emission reduction objectives should not be merely formal. The NEC Directive is aimed at ensuring a sustained reduction in emissions, and it is precisely in this respect that the method of allocation plays a decisive role. Measures aimed solely at achieving short-term results do not ensure a lasting reduction in emissions.

Accordingly, the substantive significance of environmental protection is not exhausted by the mere establishment of a national emission ceiling. The manner in which aggregate emission ceilings are allocated across sectors may have a significant impact on the durability of emission reductions and on the long-term effectiveness of the regulatory framework. A disproportionate allocation, or one based on short-term measures, may lead to a situation in which targets are achieved only in formal or accounting terms, without resulting in a genuine and sustainable reduction in emission levels. For this reason, in allocating aggregate emission ceilings and in designing measures to reduce emissions, the State must take into account the environmental protection obligations arising from §§ 5 and 53 of the Constitution.

The principal measures identified in Estonia's national air pollution control programme include subsidies, direct regulatory instruments, fiscal measures and public investment. In addition, measures aimed at raising environmental awareness are also envisaged. A distinction is drawn between measures that have a direct impact on pollutant emissions and indirect measures that support the implementation of direct measures. Like the NEC Directive, the national programme also takes into account, in planning emission reduction measures, those measures that have been adopted or are planned for the reduction of greenhouse gas emissions. These measures are interrelated, as the same emission sources release both pollutants regulated under the NEC Directive and greenhouse gases. A key component in achieving emission reductions is constituted by direct regulatory instruments, that is, the existing and planned legal framework governing emissions of pollutants covered by the NEC Directive. The programme does not, in itself, establish new measures or provide for their future development; rather, it relies on existing measures for the reduction of emissions.

The effects of national emission ceilings for pollutants on the implementation of specific measures may manifest themselves at three different levels for operators of stationary sources.

1. First, measures adopted by the State may affect operators indirectly, in particular through the establishment of standards relating to products, technologies or ambient air quality. In such cases, no specific quantitative emission limit is imposed directly on an individual stationary source.
2. Secondly, the effects may also arise in the context of the granting of environmental permits, where the competent authority must take into account the national aggregate emission level when deciding whether to grant a permit for the release of pollutants. Even in such cases, national emission ceilings have not yet been individually allocated among stationary sources; rather, the overall national emission ceiling operates as a legal constraint on the granting of environmental permits. In Estonian law, this is reflected in § 97 of the AAPA, pursuant to which an air pollution permit shall be refused where emissions from a source would lead to the exceedance of the national emission ceilings for pollutants within the territory and exclusive economic zone of Estonia.
3. Thirdly, the effects of national emission ceilings may manifest themselves through the establishment of a distinct aggregate emission ceiling for stationary sources within the overall national emission ceiling, which is taken into account in the granting of environmental permits.

The second and third levels are those on which the present thesis focuses. In the case of establishing a separate aggregate ceiling – i.e. at the third level – two different models for allocation among stationary sources can be distinguished: allocation through administrative procedures within the framework of administrative law, and allocation through the establishment of an emissions trading system for pollutants. The third level constitutes a theoretical model, the applicability of which is examined in the present thesis in addition to the analysis of § 97 of the AAPA.

Where aggregate emission ceilings are determined and allocated either between States or, at the national level, across different economic sectors, such allocation does not constitute an administrative procedure for the granting of environmental permits, nor does it reach the level of the individual. At the sectoral level, national emission ceilings for pollutants are distributed among different economic sectors, and such allocation has only an indirect effect on individuals. Nevertheless, an unequal distribution of the burden of emission reductions may also give rise, albeit indirectly, to interferences with fundamental rights.

By contrast, the allocation of emission quantities among individual stationary sources directly affects the rights and obligations of individual operators. At this level, the process involves the adoption of individual administrative decisions determining the permitted emission levels for a specific source. Although environmental protection objectives remain central when allocating emission quantities within the aggregate ceiling applicable to stationary sources, it is precisely at this level that the importance of the protection of fundamental rights becomes particularly pronounced. Once a total emission ceiling for a pollutant has been established, it may not be possible for all applicants for environmental permits to obtain authorisation to release that pollutant into ambient air. This gives rise to the question of how access to the limited emission capacity should be allocated.

Pursuant to § 97 of the AAPA, an environmental permit must be refused where emissions from a source would lead to the exceedance of national emission ceilings for pollutants. The NEC Directive itself does not expressly impose an obligation on Member States to establish a regulatory framework requiring refusal of a permit in cases where such ceilings would be exceeded. The question whether Member States act in accordance with the NEC Directive if they do not prohibit the commencement of activities of a stationary source, even where it is likely that such activity would lead to the exceedance of national emission ceilings, was addressed by the Court of Justice of the European Union in 2011 in joined cases C-165/09 to C-167/09. Although that judgment was delivered under Directive 2001/81/EC, the Court's reasoning is applicable to the interpretation of the NEC Directive, as both instruments are based on a similar regulatory logic. The Court held that the Directive does not require Member States to refuse environmental permits (nor to restrict them or impose specific conditions for the reduction of emissions) for activities involving pollutants covered by the Directive, even where the granting of such permits would result in the exceedance of national emission ceilings or jeopardise compliance with them.

Nevertheless, it must be emphasised that, although the NEC Directive does not lay down specific requirements concerning the granting of environmental permits, Member States remain under an obligation to implement the Directive in a manner that effectively contributes to the attainment of the Union's long-term objectives in the field of air quality.

Accordingly, § 97 of the AAPA contributes effectively to the attainment of the objectives of the NEC Directive, as it provides for a mandatory refusal of a permit where emissions from a stationary source may lead to the exceedance of national emission ceilings for pollutants. At the same time, such regulation is highly rigid and does not allow for consideration of the specific circumstances of individual cases. The application of this provision does not depend on whether the proposed activity may result in significant environmental effects. Rather, it constitutes a normative constraint, the application of which does not require the administrative authority to assess the significance of the environmental impact of the proposed activity, but instead to carry out a predictive, quantitative assessment of whether the emissions resulting from the activity, in combination with the overall emission load for the relevant pollutant, may lead to the exceedance of the national emission ceiling. In certain situations – particularly those justified by overriding public interest – it may nevertheless be necessary to grant a permit despite the risk of exceeding national emission ceilings in a specific case.

The thesis also examines, as an alternative approach to the AAPA § 97, whether the refusal to grant an environmental permit may be based on the existence of an environmental threat. Pursuant to § 5 of the GPECA, an environmental threat is defined as a situation involving a sufficient likelihood of the occurrence of a significant environmental nuisance. Under § 52(1)(6) of the same Act, an environmental permit shall be refused where the proposed activity entails an environmental threat that cannot be avoided, unless the interest in granting the permit is overriding, the activity lacks a reasonable alternative, and measures to reduce the threat have been taken.

It cannot be entirely excluded that, in certain cases, the emissions resulting from an individual project may be of such magnitude as to lead to the exceedance of the national emission ceiling for a particular pollutant. However, the question arises whether such exceedance can be regarded as constituting an environmental threat capable of justifying the refusal of an environmental permit.

Pursuant to Article 1(1) of the NEC Directive, Member States are subject to emission reduction commitments with the objective of progressing towards air quality levels that do not give rise to significant adverse effects on, or risks to, human health and the environment. According to recital 8 of the NEC Directive, Member States should implement the Directive in a manner that contributes to the achievement of the Union's long-term air quality objectives, drawing, *inter alia*, on the guidelines of the World Health Organization and the Union's biodiversity protection objectives. A central instrument for achieving this objective is the limitation of aggregate emissions of pollutants. The concept of critical loads, underlying the NEC Directive and also applied within the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (in particular in the Gothenburg Protocol), enables the determination of the maximum level of pollutants that ecosystems can tolerate without scientifically detectable harmful effects. Accordingly, national emission ceilings are directly aimed at protecting both the environment and human health. The impact assessment accompanying the NEC Directive emphasises that air pollution is the leading environmental cause of premature mortality in the European Union and that eutrophication poses a significant threat

to ecosystems. It follows that exceeding national emission ceilings jeopardises the attainment of the environmental protection objectives pursued by the Directive. Since the NEC Directive is based on already identified harmful effects and is intended to reduce them, an exceedance of national emission ceilings indicates a sufficient likelihood of the occurrence of a significant environmental nuisance, that is, an environmental threat. Where the legislature has established such ceilings for the purpose of protection, their exceedance gives rise to a legal presumption of an environmental threat; any contrary interpretation would deprive the provision of its protective function.

Treating the exceedance of national emission ceilings as an environmental threat in the context of environmental permitting allows the competent authority to apply a more flexible approach, given that, although environmental threats must in principle be prevented, they may, in certain cases, be tolerated in accordance with § 10 of GPECA.

In addition to the foregoing, emissions from stationary sources may also be limited on the basis of national emission ceilings by establishing a distinct aggregate emission ceiling specifically applicable to such sources. In a manner similar to sector-based allocation, a separate accounting is maintained within the overall national emission ceiling; however, stationary sources are treated as an independent accounting category to which a specific aggregate emission ceiling is assigned. Unlike sector-based allocation, which does not directly regulate the activities of emission sources within a sector, this approach directly affects the subjective rights of the operators concerned. Pursuant to § 11 of the Constitution, rights and freedoms may be restricted only in accordance with the Constitution; accordingly, an aggregate emission ceiling can be binding on operators only if it is established by a legislative act.

The principal advantage of an aggregate emission ceiling, as compared to conventional environmental quality standards and emission limit values, lies in its ability to ensure the attainment of established emission reduction targets. Once a total emission ceiling has been set, emissions may be released only within that limit. Other regulatory instruments may not guarantee such an outcome, as total emissions may increase with the addition of new installations, even where all operators comply with best available techniques.

The establishment of a distinct emission ceiling for stationary sources necessarily entails the need to allocate emission quantities among individual operators. Two principal mechanisms may be distinguished for this purpose: administrative allocation through environmental permitting procedures, and market-based allocation through emissions trading.

Under an administrative allocation mechanism, the allocation of emission quantities is decided in the context of the granting of environmental permits. In such a system, it is possible to establish an aggregate emission ceiling applicable only to existing operators. However, in accordance with the principle of equal treatment, the regulatory framework must also address new entrants. Typically, stricter emission limit values are imposed on new entrants in such cases. The aggregate emission ceiling applicable to existing operators thus effectively

functions as a transitional mechanism, enabling them to adapt to more stringent requirements.

It is also possible to establish a single aggregate emission ceiling applicable to both existing and new operators. In that case, however, the system must be designed in such a way that an emission reserve is available for new entrants, allowing them to commence operations. In this context, the regulatory framework interacts with both the Industrial Emissions Directive and the Ambient Air Quality Directive. Both instruments have been adopted on the basis of Article 193 TFEU, which permits Member States to introduce more stringent environmental protection measures, provided that they are compatible with the Treaties.

The establishment of an emissions trading system constitutes a market-based measure enabling operators to trade emission allowances. The thesis concludes that the application of such a system to pollutants falling within the scope of the NEC Directive is significantly constrained by the European Union's regulatory framework on ambient air quality. In particular, both technology-based and spatial constraints limit the flexibility and effectiveness of the market. The requirements of EU secondary legislation in this field are so extensive that the establishment of a functioning trading system would not be proportionate. Moreover, emissions trading presupposes a sufficient number of suitable installations to ensure market liquidity and reliable price signals. In Estonia, the number of such installations is limited, and a sufficiently effective market would therefore be unlikely to emerge. Accordingly, the implementation of an emissions trading system cannot be considered justified in the Estonian context.

The thesis concludes that the establishment of an administrative allocation mechanism may not constitute a proportionate measure for reducing emissions of pollutants regulated under the NEC Directive. Although such a mechanism is a permissible and suitable instrument for achieving the objectives of the Directive, it is, in the present circumstances, neither necessary nor proportionate in the strict sense.

According to Estonia's national air pollution control programme, the emission reduction targets set by the NEC Directive for 2030 had already been achieved for all pollutants by 2023. In addition, both the 2019 programme and the updated programme of 2023 indicate a downward trend in emissions. Accordingly, there is no need to introduce additional, more stringent measures beyond the existing regulatory framework. Member States are already required to implement obligations under European Union law concerning the control of emissions from stationary sources, which ensure a reduction in emissions. In such a legal and factual context, the establishment of an aggregate emission ceiling specifically applicable to stationary sources is not necessary, as the same objectives can be achieved through existing, less restrictive measures.

Although environmental protection, including the protection of human health, constitutes an important constitutional value capable of justifying far-reaching restrictions on the freedom to conduct a business, a measure cannot be regarded as proportionate where the additional burden imposed on operators does not produce a significant added benefit in achieving environmental protection objectives compared with the existing regulatory framework.

On the basis of the analysis of the applicability of allocation procedures, the thesis concludes that neither the refusal to grant an environmental permit under § 97 of the AAPA nor an administrative allocation mechanism can be regarded as constituting an allocation procedure in the strict sense, as the criteria for allocation are predetermined by law and therefore lack the defining characteristics of such a procedure. Nevertheless, the situation bears significant similarities to an allocation procedure, which justifies taking into account the principles characteristic of such procedures. In particular, this entails that the rules governing allocation must comply with the principles of proportionality and equal treatment, and must ensure clear procedural and substantive criteria for the allocation of a limited resource.

In summary, it can be concluded that the author's **first hypothesis** is confirmed: the lower one moves in the regulatory hierarchy (international level – State – sector – group of emission sources – individual operator) in determining national emission ceilings for pollutants, the more decisive the role of fundamental rights becomes in the allocation of emission quantities. At all regulatory levels, the determination of national emission ceilings is based both on scientific data concerning environmental impacts and on political considerations that take into account not only environmental factors but also economic and social aspects. As regulatory decision-making shifts from the international to the individual level, the need to consider environmental protection objectives does not diminish; however, the importance of other fundamental rights considerations in the allocation of emission quantities correspondingly increases.

The examination of the **second hypothesis** demonstrates that national emission ceilings for pollutants constitute a form of limit value, but as a distinct regulatory instrument for ambient air management alongside environmental quality standards and emission limit values. National emission ceilings are established under the NEC Directive on an annual basis and are designed to decrease over time. Where such ceilings are not established as binding limits, they lack direct legal effect in the resolution of individual cases. In such circumstances, their exceedance cannot be characterised as an environmental threat, nor can it serve as a legal basis for refusing to grant emission rights to operators of stationary sources.

The analysis of the **third hypothesis** shows that, where national emission ceilings for pollutants are established as binding limit values for the State, their exceedance may be regarded as constituting an environmental threat, even where such exceedance does not manifest itself in a directly measurable or perceptible significant environmental nuisance.

The **fourth hypothesis** is likewise confirmed. It follows that the legislature may, on the basis of national emission ceilings for pollutants – irrespective of whether these take the form of non-binding environmental objectives or binding limit values. – decide, as one implementing measure, to limit the total emissions of pollutants from operators of stationary sources. However, in adopting such a measure, the legislature must, first, determine a distinct aggregate emission ceiling applicable to such operators and, second, establish rules governing the allocation of that ceiling as a limited resource.

KASUTATUD LÜHENDITE LOETELU

WHO	Maailma Terviseorganisatsioon (<i>World Health Organization</i>)
AÕKS	Atmosfääriõhu kaitse seadus
AÕS	Asjaõigusseadus
CO	Süsinikmonooksiid
CO ₂	Süsinikdioksiid
Direktiiv 2001/81/EÜ	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/81/EÜ, 23. oktoober 2001, teatavate õhusaasteainete siseriiklike ülemmäärade kohta
Direktiiv 2003/87/EÜ	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/87/EÜ, 13. oktoober 2003, millega luuakse ühenduses kasvuhoonegaaside saastekvootidega kauplemise süsteem ja muudetakse nõukogu direktiivi 96/61/EÜ
Direktiiv 2008/1/EÜ	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2008/1/EÜ, 20. detsember 2007, saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta
EIÕK	Inimõiguste ja põhivabaduste kaitse konventsioon
Euroopa kliimamäärus	Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2021/1119, 30. juuni 2021, millega kehtestatakse kliimanetraalsuse saavutamise raamistik ning muudetakse määruseid (EÜ) nr 401/2009 ja (EL) 2018/1999
Genfi protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll lenduvate orgaaniliste ühendite või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta
Göteborgi protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääri-ooni vähendamise protokoll
Harta	Euroopa Liidu põhiõiguste harta
Helsingi protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll väävli heitkoguse või selle piiri-üleste voogude vähemalt 30-protsendilise vähendamise kohta
HKMS	Halduskohtumenetluse seadustik
HMS	Haldusmenetluse seadus

ILC	ÜRO rahvusvahelise õiguse komisjon (<i>International Law Commission</i>)
IPCC	Valitsustevaheline kliimamuutuste paneel (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
Keskmise võimsusega põletusseadmete direktiiv	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2015/2193, 25. november 2015, keskmise võimsusega põletusseadmetest õhku eralduvate teatavate saasteainete heite piiramise kohta
Keskkonnamõju hindamise direktiiv	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2011/92/EL, 13. detsember 2011, teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta
LOÜ	Lenduvad orgaanilised ühendid
Määrus nr 224	Vabariigi Valitsuse 29.08.2005 määrus nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhinnang, täpsustatud loetelu“
Määrus nr 34	Keskkonnaministri 01.09.2017 määrus nr 34 „Keskkonnamõju hindamise aruande sisule esitatavad täpsustatud nõuded“
Nitraadidirektiiv	Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, 12. detsember 1991, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest
NEC-direktiiv	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2016/2284, 14. detsember 2016, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ
NH ₃	Ammoniaak
NO _x	Lämmastikoksiidid
PM	Tahked osakesed
PM _{2,5}	Eriti peened osakesed
POP protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni püsivate orgaaniliste saasteainete protokoll
PS	Eesti Vabariigi põhiseadus
PVT	Parim võimalik tehnika

Raskmetallide protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskmetallide protokoll
SO ₂	Vääveldioksiid
Sofia protokoll	Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll lämmastikoksiidide heitkoguse või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta
SäAS	Säästva arengu seadus
THS	Tööstusheite seadus
TsÜS	Tsiviilseadustiku üldosa seadus
Tööstusheite direktiiv	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta
VVS	Vabariigi Valitsuse seadus
Õhukvaliteedi raamdirektiiv	Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/2881, 23. oktoober 2024, mis käsitleb välisõhu kvaliteeti ja Euroopa õhu puhtamaks muutmist (uuesti sõnastatud)
Õhusaasteainete vähendamise programm	Keskkonnaministeeriumi 30.03.2023 käskkiri nr 1-2/23/144 „Ajakohastatud „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030“ kinnitamine“

KASUTATUD ALLIKATE LOETELU

Kasutatud kirjandus

1. A. Aedmaa jt. Haldusmenetluse käsiraamat. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus, 2004.
2. H. Albach, jt (toim). Junge Juristen und Wirtschaft: Wandlungen in Technik und Wirtschaft als Herausforderung des Rechts: Kongress: Referate und Diskussionsbeiträge u.a, Hanns Martin Schleyer-Stiftung, 1985.
3. L. Albert. The Unifying Role of Harm in Environmental Law. – Wisconsin Law Review, 2006, 3, lk 897-985.
4. J. Albrecht. Umweltqualitätsziele im Gewässerschutzrecht. Eine europa-, verfassungs- und verwaltungsrechtliche Untersuchung zur Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie am Beispiel des Freistaates Sachsen. Berlin: Dunker & Humblot, 2007.
5. R. Alexy. Põhiõigused Eesti põhiseaduses. Justiitsministeerium, põhiseaduse ekspertiisi komisjon, 1997.
6. M. Amann (toim), IIASA. Adjusted historic emission data, projections, and optimized emission reduction targets for 2030 – A comparison with COM data 2013, Part A: Results for EU-28. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/11655/1/XO-15-001.pdf>.
7. M. Amann, jt. Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications. – Environmental Modelling & Software, 2011, (26)12, lk 1489–1501. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.07.012>.
8. D. A. Anderson. Environmental Economics and Natural Resource Management. 6th ed. London: Routledge, 2025.
9. T. Annus. Riigiõigus. Tartu: Kirjastus Juura, 2006.
10. I. Appel. Staatliche Zukunfts- und Entwicklungsvorsorge. Tübingen: Mohr Siebeck, 2005.
11. U. Beck. Riskiühiskond. Teel uue modernsuse poole. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2005.
12. BeckOK. UmweltR/Brinktrine, 73. Ed. 1.1.2022, BNatSchG.
13. W. Berg. Die Verwaltung des Mangels: Verfassungsrechtliche Determinanten für Zuteilungskriterien bei knappen Ressourcen. – Der Staat, 1976, 15(1), lk 1–30. <https://www.jstor.org/stable/43640778>.
14. M. N. Boeve, G. M. van den Broek. The Programmatic Approach: A Flexible and Complex Tool to Achieve Environmental Quality Standards. – Utrecht Law Review, 2012, 8(3), lk 74–89.
15. M. Boeve jt. Environmental Law for Transitions to Sustainability. Cambridge: Intersentia, 2021.
16. M. Bogaart. Flexibility in the European Legal Framework on Air Quality. – Environmental Practice, 2013, 15(1), lk 62–71. <https://doi.org/10.1017/S1466046612000476>.
17. K. Boulding. The Economics of the Coming Spaceship Earth. – H. Jarrett (toim) Environmental Quality in a Growing Economy, 1966, lk. 3–14. Baltimore, MD: Resources for the Future/Johns Hopkins University Press. http://arachnid.biosci.utexas.edu/courses/thoc/readings/boulding_spaceshipearth.pdf.
18. A. E. Boyle, C. Redgwell. Birnie, Boyle & Redgwell's International Law and the Environment, 4th ed. Oxford: Oxford University Press, 2021.

19. H. G. Brauch (toim). Klimapolitik: Naturwissenschaftliche Grundlagen, internationale Regimebildung und Konflikte, ökonomische Analysen sowie nationale Problemerkennung und Politikumsetzung. Berlin/Heidelberg: Springer, 1996.
20. H. Brox, W.-D. Walker. Allgemeiner Teil des BGB, 30. Aufl. Köln: Carl Heymanns Verlag, 2006.
21. D. A. Burns jt. Critical Loads as a Policy Tool for Protecting Ecosystems from the Effects of Air Pollutants. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2008, 6, lk 156–159. <https://doi.org/10.1890/070040>.
22. B. Böhler. Die Ökonomie der Umweltgüter: Regel- und Begriffsbildungen des Umweltrechts. Berlin: Duncker & Humblot, 2003.
23. C. Böhringer. The Kyoto Protocol: A Review and Perspectives. – *Oxford Review of Economic Policy*, 2003, 19(3), lk 451–466. <https://doi.org/10.1093/oxrep/19.3.451>.
24. A. Byrne. The 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: Assessing its Effectiveness as a Multilateral Environmental Regime after 35 Years. – *Transnational Environmental Law*, 2015, 4(1), lk 37–67. <https://doi.org/10.1017/S2047102514000296>.
25. C. Calliess. Abstand halten: Rechtspflichten der Klimaschutzpolitik aus planetaren Grenzen. – *Zeitschrift für Umweltrecht*, 2019, lk 385–387.
26. C. Calliess. Planetary Boundaries, Precautionary Principle and “Climate Engineering” from a Legal Perspective. – *Berliner Online-Beiträge zum Europarecht*, 2024, 153. https://www.jura.fu-berlin.de/forschung/europarecht/bob/berliner_online_beitraege/Paper153-Calliess/BOB153_PlanetaryBoundaries.pdf.
27. C. Calliess. Rechtsstaat und Umweltstaat. Tübingen: Mohr Siebeck, 2001.
28. R. Czarnecki. Verteilungsgerechtigkeit im Umweltvölkerrecht. Dogmatik und Umsetzung. Berlin: Dunker & Humblot, 2017.
29. J. H. Dales. Pollution, Property & Prices: An Essay in Policy-Making and Economics. Toronto: University of Toronto press, 1968.
30. D. M. Driesen, Trading and its Limits. – *Penn State Environmental Law Review*, 2006, 14.
31. V. Dupont, jt. The Role of Quota Systems in Realising Planetary Boundaries. – *Journal of Environmental Law*, 2024, 36(2), lk 203–226. <https://doi.org/10.1093/jel/eqae014>.
32. R. Eamets jt. Sissejuhatus majandusteoriasse. Tartu Ülikooli kirjastus: 2005.
33. N. Eckley. Dependable Dynamism: Lessons for Designing Scientific Assessment Processes in Consensus Negotiations. – *Global Environmental Change*, 2002, 12(1), lk 15–23. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00027-9](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00027-9).
34. D. Eerma. Valitsuse poliitika erinõuetega tegevusalade tegevuslubade väljastamisel. – *RiTo*, 2002, 5, lk 156–164.
35. D. M. Elsom. Atmospheric Pollution: Causes, Effects, and Control Policies. Oxford: Blackwell, 1987.
36. A. Enders jt. Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht. Bonn: Economica Verlag, 1994.
37. A. Epiney. Emissionshandel für NO_x und SO₂, im EU-recht. – *Natur und Recht* 2011, 33, lk 167–176.
38. A. Epiney. Umweltrecht der Europäischen Union, 4. Aufl. Baden-Baden: Nomos, 2019.
39. M. Ernits. Põhiõigused, demokraatia, õigusriik. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus. 2011.
40. T. F. M. Etty jt. (toim). Yearbook of European Environmental Law, Vol. 5. Oxford: Oxford University Press, 2005.

41. A. M. Farmer (toim). *Manual of European Environmental Policy*. London: Routledge, 2012. https://ieep.uk/wp-content/uploads/2022/12/4.5_Large_combustion_plants_-_final.pdf.
42. K. Faßbender. Grundfragen und Herausforderungen des europäischen Umweltsplanungsrechts. – *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 2005, 10, lk 1122–1133.
43. J. Ferreira jt. National Emission Ceilings in Portugal – Trends, Compliance and Projections. – *Air Quality, Atmosphere & Health*, 2017, 10, lk 1089–1096. <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0496-6>.
44. A. A. Fraenkel. The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution: Meeting the Challenge of International Cooperation. – *Harvard International Law Journal*, 1989, 30(2), lk 447–476.
45. C. Franzius. Prävention durch Verwaltungsrecht: Klimaschutz. – *Veröffentlichungen der Vereinigung der Deutschen Staatsrechtslehrer*, 2022, 81.
46. M. da G. Garcia ja A. Cortês (toim). *Blue Planet Law. The Ecology of our Economic and Technological World*. Cham: Springer, 2023. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-24888-7>.
47. C. F. Gethman, M. Klopfer, S. Reinert. *Verteilungsgerechtigkeit im Umweltstaat*. Bonn: Economica Verlag GmbH, 1995.
48. R. Gröschner, M. Morlock (toim). *Rechtsphilosophie und Rechtsdogmatik in Zeiten des Umbruchs. ARSP-Beiheft. Nr. 71*. Stuttgart: Franz Steiner Verlag, 1997.
49. M. Hamdorf. *Die Verteilungsentscheidung. Transparenz und Diskriminierungsfreiheit bei der Zuteilung knapper Güter*. Frankfurt (Main): Peter Lang, 2011.
50. G. Hardin. The Tragedy of the Commons. – *Journal of Natural Resources Policy Research*, 2009, 1(3), lk 243–253. <https://doi.org/10.1080/19390450903037302>.
51. A. Heertje, H. D. Wenzel. *Grundlagen der Volkswirtschaftslehre*. Berlin: Springer, 1997.
52. J.-P. Hettelingh. Critical Loads and Dynamic Modelling to Assess European Areas at Risk of Acidification and Eutrophication. – *Water Air and Soil Pollution: Focus*, 2007, 7, lk 379–384. <https://doi.org/10.1007/s11267-006-9099-1>.
53. H. Heye. *Rechtliche Instrumente zur Reduktion der Treibhausgasemissionen*. München: C.H. Beck, 2004.
54. J. Heister jt. *Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten: Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen*. Kieler Studien, Nr. 237. Tübingen: Mohr Siebeck, 1991.
55. W. Hoffmann-Riem, E. Schmidt-Aßmann, A. Voßkuhl (toim). *Grundlagen des Verwaltungsrechts. Bd. 2: Informationsordnung, Verwaltungsverfahren, Handlungsformen*. 2. Aufl. München: C. H. Beck, 2012.
56. W. Hoffmann-Riem, E. Schmidt-Aßmann (toim). *Verwaltungsverfahren und Verwaltungsverfahrensgesetz*. Baden-Baden: Nomos, 2003. <https://doi.org/10.5771/9783845258669>.
57. M. Hornung, R.A. Skeffington (toim). *Institute of Terrestrial Ecology. Critical loads, concept and applications*, 1992. https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/4645/1/28_-_Critical_Loads.pdf?utm_source.
58. S. Horst. Die Umwelt in der ökonomischen Theorie. – *Allgemeines Statistisches Archiv*, 1988, 72(1), lk 40–57.
59. K. Hüttermann. *Funktionen der Grenzwerte im Umweltrecht und Abgrenzung des Begriffes*. Farnkfurt am Main: Peter Lang, 1993.
60. J. Jans, H. Vedder. *European Environmental Law: After Lisbon*. Groningen: Europa Law Publishing, 2012.

61. H. D. Jarass. Luftqualitätsrichtlinien der EU und die Novellierung des Immissions-schutzrechts. – *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 2003, 3, lk 258–265.
62. K. Juurikas jt. *Keskkonnökonoomika*, Tallinn: Infotrikk, 2004.
63. P. Järvelaid (toim). Ilmar Tammelo. Varased tööd (1939–1943). Õigusteaduse metodoloogia. Eesti õigusteaduse allikad. Hamburg: Loeber, 1993.
64. W. Kahl, M. Ludwigs (toim). *Handbuch des Verwaltungsrechts. Band IV: Status des Einzelnen und Verfahren*. Heidelberg: C.F. Müller Verlag: 2022.
65. O. Kask jt. *Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaarid. 2. täiendatud väljaanne*, SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2015.
<https://k6k.ee/keskkonnaseadustik>.
66. J. Kappet. *Qualitätsorientierter Gewässerschutz in Deutschland*. Baden-Baden: Nomos, 2006.
67. O. Kimminich, H. F. Von Leisner, P.-C. Storm (toim). *Handwörterbuch des Umweltrechts (HdUR)*. 2., überarb. Aufl. Berlin: Erich Schmidt, 1994.
68. A. C. Kiss, D. Shelton. *Guide to international environmental law*. Leiden: Brill, 2007.
69. M. Klopfer. *Umweltrecht*. 4. Aufl. München: C.H. Beck, 2016.
70. S. Klinski, F. Keimeyer. Die Besteuerung von CO₂ und andere Umweltabgaben im Lichte des Finanzverfassungsrechts. – *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 2019, 38, lk 1465–1471.
71. I. Koepfer. *Stand der Technik und Umweltqualität*. Baden-Baden: Nomos, 2001.
72. H. J. Koch, E. Hofmann, R. Moritz (toim). *Handbuch Umweltrecht*, 5. überarb. Aufl. München: C. H. Beck, 2018.
73. C. Koenig. *Die öffentlich-rechtliche Verteilungslenkung*. Berlin: Duncker & Humblot, 1995.
74. C. Kreuter-Kirchhof. *Atmosphere, International Protection*. – R. Wolfrum (toim). *Max Planck Encyclopedia of Public International Law (MPEPIL)*. Oxford: Oxford University Press, 2011. <https://opil.ouplaw.com/display/10.1093/law:epil/9780199231690/law-9780199231690-e1561>.
75. L. Krämer, C. Badger. *Krämer's EU Environmental Law*, 9th ed. Oxford; New York: Hart Publishing, 2024.
76. S. Kshudiram. *The Earth's Atmosphere: Its Physics and Dynamics*. Berlin; Heidelberg: Springer, 2008.
77. D. Kupfer. *Verteilung knapper Ressourcen im Wirtschaftsverwaltungsrecht*. Baden-Baden: Nomos, 2005.
78. P. Kuusk. *Kliimakaebused Euroopa Kohtutes*. – *Juridica* 2021, 5, lk 381–390.
79. C. Küll. *Grundrechtliche Probleme der Allokation von CO₂-Zertifikaten*. Berlin; Heidelberg: Springer, 2009.
80. SA Keskkonnaõiguse Keskus. *Soovitud kliimamõju hindamiseks KSHs ja KMHs ning kliimakaalutluste arvesse võtmiseks haldusotsustes*, 2023.
<https://roheline.ee/wp-content/uploads/Kliimamoju-hindamise-suunis-KOK-20232-1.pdf>.
81. E. Lees, J.E. Viñuales (toim). *The Oxford Handbook of Comparative Environmental Law*. Oxford: Oxford University Press, 2019.
82. R. Lidskog, G. Sundqvist. The Role of Science in Environmental Regimes: The Case of LRTAP. – *European Journal of International Relations*, 2002, 8(1), lk 77–101. <https://doi.org/10.1177/1354066102008001003>.
83. E. Lopman. Kas kliimat saab kaitsta üldnormi alusel? – *Juridica* 2023, 4–5, lk 331–339.
84. N. Luhmann. *Das Recht der Gesellschaft*. Frankfurt am Main: Suhrkamp, 1993.

85. G. Lövblad jt. Deposition of Sulphur and Nitrogen in the Nordic Countries: Present and Future. – *Ambio*, 1992, 21(5), lk 339–347.
<https://www.jstor.org/stable/4313959>.
86. G. Lübbe-Wolff. Modernisierung des Umweltordnungsrechts: Vollziehbarkeit – Deregulierung – Effizienz. Bonn: Economica Verlag, 1996.
87. Ü. Madise jt (toim). Eesti Vabariigi põhiseadus. Kommenteeritud väljaanne. 5., täiend. vlj. Tallinn: Juura, 2020.
88. N. Malaviya. Verteilungsentscheidungen und Verteilungsverfahren. Tübingen: Mohr Siebeck, 2009.
89. T. Malthus. Essee rahvastiku printsiibist. – *Akadeemia*, 2011, 23(12), lk 2177–2191.
90. M. Martini. Der Markt als Instrument hoheitlicher Verteilungslenkung: Möglichkeiten und Grenzen einer marktgesteuerten staatlichen Verwaltung des Mangels. Tübingen: Mohr Siebeck, 2008.
91. H. Maurer. Haldusõigus. Üldosa. Tallinn: Kirjastus Juura, 2014.
92. B. Mayer. Climate Effects in Environmental Impact Assessment. – *Transnational Environmental Law*, 2025, 14(2), lk 342–364.
<https://doi.org/10.1017/S2047102524000402>.
93. J. McCormick. Acid Pollution: The International Community's Continuing Struggle. – *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 1998, 40(3), lk 16–20. <https://doi.org/10.1080/00139159809603189>.
94. D. H. Meadows jt. The Limits to Growth. A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind. New York: Universe Books, 1972.
95. K. L. Mehrbrey. Verfassungsrechtliche Grenzen eines Marktes handelbarer Emissionsrechte: Untersuchung eines sogenannten marktwirtschaftlichen Umweltschutzzinstruments – dargestellt am Beispiel der Luftreinhaltung. Berlin: Dunker & Humblot, 2003.
96. E. Meiers. Das kommunale Marktwesen: Auswahlverfahren – Auswahlkriterien – Rechtsschutz. Frankfurt am Main: Peter Lang, 2015.
97. D. Minumets, P. Kulm. Riigihangete õigus. Tallinn: Juura, 2014.
98. S. Murase. Protection of the atmosphere. – Recommendation of the Working-Group on the long-term programme of work, Annex II, 2011.
<https://legal.un.org/ilc/reports/2011/english/annex.pdf>.
99. D. Murswiek. Privater Nutzen und Gemeinwohl im Umeltrecht. Zu den überindividuellen Voraussetzungen der individuellen Freiheit. – *Deutsches Verwaltungsblatt*, 1994, lk 77–88.
100. V. Nanda, G. Pring. International Environmental Law and Policy for the 21st Century. Leiden: Brill, 2012.
101. J. Nusser. Zweckbestimmungen in Umweltschutzgesetzen: Grundlagen, rechtliche Bedeutung und gesetzliche Umsetzungen. Baden-Baden: Nomos, 2007.
102. M. Parind. Euroopa Liidu õigus. Eesti vaade. Tallinn: Kirjastus UKU, 2022.
103. M. Peeters, M. Elia Antonio. Research handbook on EU Environmental Law. Cheltenham: Edward Elgar, 2020.
104. A. T. Pérez, The federalizing force of the EU Charter of Fundamental Rights. – *International Journal of Constitutional Law*, 2017, 15(4), lk 1080–1097.
<https://doi.org/10.1093/icon/mox075>.
105. I. Pilving. Keskkonnakasutuse kava kui halduse tegevusvorm. – *Juridica* 2010, 1, lk 51–62.
106. I. Pilving. Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva õigusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Doktoritöö. Juhendaja: K. Merusk. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus.

107. H. P. Prüm. Umweltschutzrecht. Eine systematische Einführung. Frankfurt am Main: Metzner, 1989.
108. V. Ramanathan, Y. Feng. Air Pollution, Greenhouse Gases and Climate Change: Global and Regional Perspectives. – *Atmospheric Environment*, 2009, 43(1), lk 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.063>.
109. C. A. Ramus, The Large Combustion Plant Directive: An Analysis of European Environmental Policy. OIES Paper EV7. Oxford: Oxford Institute for Energy Studies, 1991. <https://www.oxfordenergy.org/wpcms/wp-content/uploads/2011/03/EV7-TheLargeCombustionPlantDirectiveAnAnalysisofEuropeanEnvironmentalPolicy-CARasmus-1991.pdf>.
110. E. Rehbinder, A. Schink (toim). Grundzüge des Umweltrechts. 5., völlig neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Berlin: Erich Schmidt Verlag, 2018.
111. M. Reinhardt. Grenzwerte – Fluch oder Segen? Entwicklungslinien im Umweltrecht zwischen Rechtssicherheit und praktischer Urteilskraft. – *Natur und Recht*, 2015, 37, lk 289–297. <https://doi.org/10.1007/s10357-015-2823-8>.
112. K. Relve. Natura 2000 võrgustik Euroopa Liidu ja Eesti õiguses. SA Keskkonna-õiguse Keskus, 2022. https://media.voog.com/0000/0036/5677/files/Natura%202000%20ELi%20ja%20Eesti%20õiguses_K6K2022.pdf.
113. P. Reszat. Gemeinsame Naturgüter im Völkerrecht. Eine Studie zur Knappheit natürlicher Ressourcen und den völkerrechtlichen Regeln zur Lösung von Nutzungskonflikten. München: C.H.Beck, 2004.
114. J. Rockström jt. A Safe Operating Space for Humanity. – *Nature*, 2009, 461, lk 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>.
115. A. Röthel. Techniksteuernde Grenzwerte – Gewöhnungseffekte und Zukunftsaufgaben. – *JuristenZeitung*, 2013, 68(23), lk 1136–1143. <http://www.jstor.org/stable/24551998>.
116. J. D. Sachs. The Age of Sustainable Development. New York: Columbia University Press, 2015.
117. N. de Sadeleer. Environmental Principles. From Political Slogans to Legal Rules. Oxford: Oxford University Press, 2022.
118. P. Sands, J. Peel. Principles of International Environmental Law. Cambridge: Cambridge University Press, 2012.
119. H. Schneider. Riik ja ühiskond teoreetilise-metodoloogilise aspektist. Mõtteid omariikluse tähtpäevade puhul. – *Juridica*, 1997, 10, lk 509–518.
120. F. Schoch, J. -P. Schneider (toim). Verwaltungsrecht. München: C.H. Beck, 2021.
121. H. Siebert. Die Umwelt in der ökonomischen Theorie. – *Allgemeines Statistisches Archiv*, 1988, 72(1), lk 40–57. <https://hdl.handle.net/10419/1368>.
122. P. Singhal. Are Emission Performance Standards Effective in Pollution Control? Evidence from the EU's Large Combustion Plant Directive. – DIW Berlin Discussion Paper No. 1773, 2019. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.32975>.
123. J. Sliggers, W. Kakebeek (toim). Clearing the Air: 25 Years of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. United Nations, 2004.
124. W. Spannowsky. Die Grenzwertkonzeption im Wandel. – *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht*, 1995, 14(9), lk 845–851.
125. R. Stavins. Vintage-Differentiated Environmental Regulation. – *Stanford Environmental Law Journal*, 2006, 25, lk 29–63. <https://stavins.scholars.harvard.edu/publications/vintage-differentiated-environmental-regulation>.
126. S. Sorrell, J. Skea (toim). Pollution for Sale: Emissions Trading and Joint Implementation. Cheltenham: Edward Elgar, 1999.
127. E. J. Tarbuck, F.K. Lutgens. Earth Science, 15th edition. London: Pearson, 2019.

128. T. H. Tietenberg, L. Lewis. *Environmental Economics: The Essentials*. London: Routledge, 2020.
129. C. Tomuschat. Güterverteilung als rechtliches Problem. – *Der Staat*, 1973, 12(4), lk 433–466. <https://www.jstor.org/stable/43640522>.
130. E.V. Towfigh, E. Dieth (toim). *Recht und Markt: Wechselbeziehungen zweier Ordnungen*; 49. Assistententagung Öffentliches Recht. Tagung der Wissenschaftlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter. Baden-Baden: Nomos, 2009.
131. K. Vaarmari, K.-B. Anton. KeÜS ja kliimaseaduse seosed: õiguslik analüüs. SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2024. https://media.voog.com/0000/0036/5677/files/Ke%C3%9CS%20ja%20kliimaseaduse%20seosed%20-%20%C3%B5iguslik%20anal%C3%BC%C3%BCs_K6K%202024.pdf.
132. D. A. Vallero. *Fundamental of air pollution*. Amsterdam: Elsevier, 2014.
133. P. Varul jt. *Asjaõigusseadus I. Kommenteeritud väljaanne*. Tallinn: Kirjastus Juura, 2014.
134. P. Varul jt. *Tsiviilseadustiku üldosa seadus. Kommenteeritud väljaanne*. Tallinn: Kirjastus Juura, 2010.
135. H. Veinla jt. *Keskkonnaõigus*. Tallinn: Kirjastus Juura, 2016.
136. H. Veinla, E. Saunanen. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse eelnõu põhialused. – *Juridica*, 2008, 9, lk 598–508.
137. H. Veinla, Ettevaatusprintsiiip keskkonnaõiguses. Doktoritöö. Tartu: Tartu Ülikooli kirjastus, 2004.
138. H. Veinla. Inimõigused ja ettevaatusprintsiiibil põhinev keskkonnakaitse. – *Juridica*, 2003, 9, lk 597–606.
139. G. Winter. The Climate is No Commodity: Taking Stock of the Emissions Trading System. – *Journal of Environmental Law*, 2010, 22, 1, lk 1–25. <https://doi.org/10.1093/jel/eqp032>.
140. G. Winter. Climate Engineering and International Law: Last Resort or the End of Humanity? – *Review of European Community & International Environmental Law*, 2011, 20, lk 277–289. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9388.2012.00730.x>.
141. J. E. Viñuales. The Rise and Fall of Sustainable Development. – *Review of European, Comparative & International Environmental Law*, 2013, 22, lk 3–13. <https://doi.org/10.1111/reel.12021>.
142. F. Wagner, W. Schöpp, M. Amann. Dealing with Fixed Emissions Ceilings in an Uncertain Future: Offsetting under Environmental Integrity. – *Journal of Environmental Management*, 2013, 129, lk 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.054>.
143. H. Westermann. *Welche gesetzlichen Maßnahmen zur Luftreinhaltung und zur Verbesserung des Nachbarrechts sind erforderlich?* Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften, 1958.
144. H. Wiggering jt (toim). *Umweltziele und Indikatoren*. Berlin; Heidelberg: Springer, 2004.
145. F. Wollenschläger. *Verteilungsverfahren. Die staatliche Verteilung knapper Güter: Verfassungs- und unionsrechtlicher Rahmen, Verfahren im Fachrecht, bereichsspezifische verwaltungsrechtliche Typen- und Systembildung*. Tübingen: Mohr Siebeck, 2010.
146. P. Wulff. The Climate Legacy of Svante Arrhenius. – *International Journal of Constitutional Law*, 2020, 25(2), lk 163–169. <https://www.jstor.org/stable/10.2307/26983759>.

147. G. Wustlich, Die Atmosphäre als globales Umweltgut: Rechtsfragen ihrer Bewirtschaftung im Weschespiel von Völker-, Gemeinschafts- und nationalem Recht, Berlin: Dunker & Humblot, 2003.
148. J. van Zeben. Subsidiarity in European Environmental Law: A Competence Allocation Approach. – Harvard Environmental Law Review, 2014, 38(2), lk 415–464. <https://journals.law.harvard.edu/elr/wp-content/uploads/sites/79/2014/08/van-Zeben.pdf>

Kasutatud normatiivaktide ja seaduste seletuskirjade loetelu

Eesti normatiivaktid ja arengudokumendid

149. Eesti Vabariigi põhiseadus – RT 1992, 26, 349; RT I, 11.04.2025, 3.
150. Asjaõigusseadus – RT I 1993, 39, 590; RT I, 17.03.2023, 58.
151. Atmosfääriõhu kaitse seadus – RT I, 05.07.2016, 1; RT I, 02.10.2025, 18.
152. Eesti Vabariigi Valitsuse ja Soome Vabariigi Valitsuse vaheline õhukaitsealase koostöö leping – RT II 1994, 26, 98.
153. Halduskohtumenetluse seadustik. – RT I, 23.02.2011, 3; RT I, 08.07.2025, 14.
154. Haldusmenetluse seadus – RT I 2001, 58, 354; RT I, 06.07.2023, 31.
155. Inimõiguste ja põhivabaduste kaitse konventsioon – RT II 2010, 14, 54.
156. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus – RT I 2005, 15, 87; RT I, 08.07.2025, 58.
157. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus – RT I 2007, 62, 396; RT I, 21.09.2023, 2.
158. Keskkonnavastutuse seadus – RT I 2007, 62, 396; RT I, 21.09.2023, 2.
159. Majandustegevuse seadustiku üldosa seadus – RT I, 25.03.2011, 1; RT I, 02.01.2025, 26.
160. Metsaseadus – RT I 2006, 30, 232; RT I, 19.12.2024, 6.
161. Pariisi kokkuleppe ratifitseerimise seadus – RT II, 01.11.2016, 2.
162. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosooni vähendamise protokolliga ühinemise ja protokolliga 2012. aasta muudatuste heakskiitmise seadus – RT II, 13.11.2018, 1.
163. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll lenduvate orgaaniliste ühendite või nende piiriüleste voogude vähendamise kohta. – RT II 2000, 4, 25.
164. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni püsivate orgaaniliste saasteainete protokoll – RT II 2005, 11, 29.
165. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskmetallide protokoll – RT II 2006, 4, 8.
166. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll väävli heitkoguse või selle piiriüleste voogude vähemalt 30-protsendilise vähendamise kohta – RT II 2000, 4, 25.
167. Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni ning selle protokollidega ühinemise seadus – RT II 2000, 4, 25.
168. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni väävli heitkoguste edasise vähendamise protokolliga ühinemise seadus – RT II 2003, 16, 81.
169. Piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni õhusaasteainete kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalise finantseerimise protokolliga ühinemise seadus – RT II 2001, 1, 2.
170. Rahvusvahelise tsiviilennunduse konventsioon - RT II 2000, 2, 12.

171. Riigieelarve seadus – RT I, 13.03.2014, 2; RT I 10.03.2022, 12.
172. Säästva arengu seadus – RT I 1995, 31, 384; RT I, 10.11.2016, 16.
173. Tsiviilseadustiku üldosa seadus – RT I 2002, 35, 216; RT I, 31.12.2024, 48.
174. Tööstusheite seadus – RT I, 16.05.2013, 1; RT I, 08.07.2025, 69.
175. Vabariigi Valitsuse seadus – RT I 1995, 94, 1628; RT I, 07.05.2025, 9.
176. Välisõhu kaitse seadus – RT I 2004, 43, 298; RT I, 05.07.2016, 25.
177. Välisõhu kaitse seadus – RT I 1998, 41, 624; RT I, 12.06.2021, 21.
178. Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni kliimamuutuste raamkonventsioon – RT II 1994, 14, 43.
179. Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni kliimamuutuste raamkonventsiooni Kyoto protokollu ratifitseerimise seadus – RT II 2002, 26, 111.
180. Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni 1982. aasta 10. detsembri mereõiguse konventsiooni ja selle XI osa rakenduskokkuleppega ühinemise seadus – RT II 2005, 16, 48.
181. Riigikogu 05.04.2017 otsus „Kliimapolitiika põhialused aastani 2050“ – RT III, 07.04.2017, 1; RT III, 10.02.2023, 3.
182. Vabariigi Valitsuse 21.06.2018 määrus nr 49 „Inimtekkeliste saasteainete heitkoguste vähendamise riiklikud kohustused Eesti territooriumil ja majandusvööndis, nende täitmise tähtsajad ja erandid ning aruandlus“ – RT I, 26.06.2018, 28; RT I, 13.07.2024, 7.
183. Keskkonnaministri 05.11.2017 määrus nr 44 „Väljaspool tööstusheite seaduse reguleerimisala olevatest põletusseadmetest väljutatavate saasteainete heite piirväärtused, saasteainete heite seirendused ja heite piirväärtuste järgimise kriteeriumid“ – RT I, 10.11.2017, 18; RT I, 26.05.2023, 8.
184. Keskkonnaministri 01.09.2017 määrus nr 34 „Keskkonnamõju hindamise aruande sisule esitatavad täpsustatud nõuded“ – RT I, 06.09.2017, 1.
185. Keskkonnaministri 27.12.2016 määrus nr 75 „Õhukvaliteedi piir- ja sihtväärtused, õhukvaliteedi muud piirnormid ning õhukvaliteedi hindamispiirid“ – RT I, 29.12.2016, 44; RT I, 06.03.2019, 12.
186. Keskkonnaministeeriumi 30.03.2023 käskkiri nr 1-2/23/144 „Ajakohastatud „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030“ kinnitamine“. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/valisohk/ohusaasteainete-vahendamise-programm>.
187. Keskkonnaministri 29.03.2019 käskkiri nr 1-2/19/276 „Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riiklik programm aastateks 2020–2030“. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/valisohk/ohusaasteainete-vahendamise-programm>.

Eesti NSV normatiivaktid

188. Eesti NSV seadus atmosfääriõhu kaitse kohta – ENSV ÜVT 1981, 21, 291; 1984, 49, 577.

Euroopa Liidu õigusaktid, soovitusel ja muud dokumendid

189. Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon – ELT C 326, 26.10.2012, lk 47–390.
190. Euroopa Liidu põhiõiguste harta – ELT C 83, 30.3.2010, lk 389–403.
191. Act concerning the conditions of accession of the Czech Republic, the Republic of Estonia, the Republic of Cyprus, the Republic of Latvia, the Republic of Lithuania,

- the Republic of Hungary, the Republic of Malta, the Republic of Poland, the Republic of Slovenia and the Slovak Republic and the adjustments to the Treaties on which the European Union is founded – OJ L 236, 23.9.2003, lk 33–988.
192. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/2881, 23. oktoober 2024, mis käsitleb välisõhu kvaliteeti ja Euroopa õhu puhtamaks muutmist (uuesti sõnastatud) – ELT L, 2024/2881.
 193. Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2021/1119, 30. juuni 2021, millega kehtestatakse kliimaneutraalsuse saavutamise raamistik ning muudetakse määruseid (EÜ) nr 401/2009 ja (EL) 2018/1999 (Euroopa kliimamäärus) – ELT L 243, 9.7.2021, lk 1–17.
 194. Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/842, 30. mai 2018, milles käsitletakse liikmesriikide kohustust vähendada kasvuhooonegaaside heidet aastatel 2021–2030, millega panustatakse kliimameetmetesse, et täita Pariisi kokkuleppega võetud kohustused, ning millega muudetakse määrust (EL) nr 525/2013 – ELT L 156, 19.6.2018, lk 26–42.
 195. Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/841, 30. mai 2018, millega lisatakse maakasutusest, maakasutuse muutusest ja metsandusest tulenev kasvuhooonegaaside heide ja sellest tulenevate kasvuhooonegaaside sidumine 2030. aasta kliima- ja energiapoliitika raamistikku ning millega muudetakse määrust (EL) nr 525/2013 ja otsust nr 529/2013/EL – ELT L 156, 19.6.2018, lk 1–25.
 196. Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2018/1999, 11. detsember 2018, milles käsitletakse energialiidu ja kliimameetmete juhtimist ning millega muudetakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrusi (EÜ) nr 663/2009 ja (EÜ) nr 715/2009, Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiive 94/22/EÜ, 98/70/EÜ, 2009/31/EÜ, 2009/73/EÜ, 2010/31/EL, 2012/27/EL ja 2013/30/EL ning nõukogu direktiive 2009/119/EÜ ja (EL) 2015/652 ning tunnistatakse kehtetuks Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) nr 525/2013 – ELT L 328, 21.12.2018, lk 1–77.
 197. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2016/2284, 14. detsember 2016, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ – ELT L 344, 17.12.2016, lk 1–31.
 198. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2015/2193, 25. november 2015, keskmise võimsusega põletusseadmetest õhku eralduvate teatavate saasteainete heite piiramise kohta – ELT L 313, 28.11.2015, lk 1–19.
 199. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2011/92/EL, 13. detsember 2011, teatavate riiklike ja eraprojektide keskkonnamõju hindamise kohta – ELT L 26, 28.1.2012, lk 1–21.
 200. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll) – ELT L 334, 17.12.2010, lk 17–119.
 201. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2009/147/EÜ, 30. november 2009, loodusliku linnustiku kaitse kohta – ELT L 20, 26.1.2010, lk 7–25.
 202. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/1/EÜ, 15. jaanuar 2008, saastuse kompleksse vältimise ja kontrolli kohta – ELT L 24, 29.1.2008, lk 8–29.
 203. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2003/87/EÜ, 13. oktoober 2003, millega luuakse liidus kasvuhooonegaaside lubatud heitkoguse ühikutega kauplemise süsteem ja muudetakse nõukogu direktiivi 96/61/EÜ. – ELT L 275, 25.10.2003, lk 32–46.
 204. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/81/EÜ, 23. oktoober 2001, teatavate õhusaasteainete siseriiklike ülemmäärade kohta – EÜT L 309, 27.11.2001, lk 22–30.

205. Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2001/42/EÜ, 27. juuni 2001, teatavate kavade ja programmide keskkonnamõju hindamise kohta – EÜT L 197, 21.7.2001, lk 30–37, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Kõide 006 Lk 157–164.
206. Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, 12. detsember 1991, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest – EÜT L 375, 31.12.1991, lk 1–8, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Kõide 002 Lk 68 – 77.
207. Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta – EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7–50, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 15 Kõide 002 Lk 102–145.
208. Council Directive 88/609/EEC of 24 November 1988 on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants – EÜT L 336, 7.12.1988, lk 1–13.
209. Nõukogu direktiiv 70/220/EMÜ, 20. märts 1970, mootorsõidukite ottomootorite heitgaaside tekitatud õhusaaste vastu võetavaid meetmeid käsitlevate liikmesriikide õigusaktide ühtlustamise kohta – EÜT L 76, 6.4.1970, lk 1–22.
210. Komisjoni rakendusotsus (EL) 2018/1522, 11. oktoober 2018, millega kehtestatakse riiklike õhusaasteainete vähendamise programmide ühtne vorm vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist (teatavaks tehtud numbri C(2018) 6549 all) – ELT L 256, 12.10.2018, lk 84–86.
211. Nõukogu otsus (EL) 2017/1757, 17. juuli 2017, mis käsitleb 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1999. aasta protokoll (hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosooni vähendamise kohta) muutmise Euroopa Liidu nimel heakskiitmist – ELT L 248, 27.09.2017, lk 3–75.
212. Nõukogu otsus (EL) 2016/768, 21. aprill 2016, millega kiidetakse heaks 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1998. aasta raskmetallide protokoll muudatused – ELT L 127, 18.5.2016, lk 8–20.
213. Nõukogu otsus (EL) 2016/769, 21. aprill 2016, millega kiidetakse heaks 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 1998. aasta püsivate orgaaniliste saasteainete protokoll muudatused – ELT L 127, 18.5.2016, lk 21–31.
214. Nõukogu otsus 2004/259/EÜ, 19. veebruar 2004, millega sõlmitakse Euroopa Ühenduse nimel piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni protokoll püsivate orgaaniliste saasteainete kohta – ELT L 81, 19.3.2004, lk 35–36, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 050 Lk 144–145.
215. Nõukogu otsus 2003/507/EÜ, 13. juuni 2003, mis käsitleb Euroopa Ühenduse ühinemist 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokolliga hapestumise, eutrofeerumise ja troposfääriosooni vähendamise kohta – ELT L 179, 17.7.2003, lk 1–2, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 047 Lk 172–173.
216. Nõukogu otsus 2001/379/EÜ, 4. aprill 2001, millega Euroopa Ühendus kiidab heaks piiriülese õhusaaste kauglevi 1979. aasta konventsiooni raskmetallide protokoll – EÜT L 134, 17.5.2001, lk 40–40, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 037 Lk 269–269.
217. Nõukogu otsus 98/686/EÜ, 23. märts 1998, 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni juurde kuuluva väavli heitkoguste edasist vähendamist käsitleva protokoll sõlmimise kohta Euroopa Ühenduse poolt – EÜT L 326, 3.12.1998, lk 34–34.
218. Nõukogu otsus 93/361/EMÜ, 17. mai 1993, ühenduse ühinemise kohta 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi Genfi konventsiooni protokolliga, mis käsitleb lämmastikoksiidide heitkoguste või nende piiriülese leviku kontrolli – EÜT L 149, 21.6.1993, lk 14–15, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 019 Lk 3–4.

219. Nõukogu otsus 86/277/EMÜ, 12. juuni 1986, õhusaasteainete piiriülese kauglevi seire ja hindamise Euroopa koostööprogrammi (EMEP) pikaajalist rahastamist käsitleva 1979. aasta piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni protokolli sõlmimise kohta – EÜT L 181, 4.7.1986, lk 1, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 015 Lk 281.
220. Nõukogu otsus 81/462/EMÜ, 11. juuni 1981, piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni sõlmimise kohta – EÜT L 171, 27.6.1981, lk 11–24, eestikeelne eriväljaanne: Peatükk 11 Kõide 014 Lk 225–238.
221. Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule Euroopa Parlamendi ja nõukogu 14. detsembri 2016. aasta direktiiviga (EL) nr 2016/2284 (mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, millega muudetakse direktiivi 2003/35/EÜ ning tunnistatakse kehtetuks direktiiv 2001/81/EÜ) antud delegeeritud õigusaktide vastuvõtmise õiguse rakendamise kohta – COM/2026/126 final.
222. European Commission. Commission staff working Document. Evaluation of the National Emission Reduction Commitments Directive – SWD/2025/394 final.
223. European Commission, Directorate-General for Environment, Aether, IIASA EMRC, Logika Group, RPA Europe, University of Hertfordshire. Study Supporting the Evaluation of Directive (EU) 2016/2284 on the Reduction of National Emissions of Certain Atmospheric Pollutants (NEC Directive) – Final report. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2025.
<https://data.europa.eu/doi/10.2779/1367145>.
224. Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule direktiivi (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, rakendamisel tehtud edusammude kohta. – COM/2024/348 final.
225. Komisjoni teatis. Taristu kliimakindluse tagamise tehnilised suunised aastateks 2021–2027 – ELT C 373, 16.9.2021, lk 1–92.
226. Komisjoni aruanne Euroopa Parlamendile ja nõukogule direktiivi (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist, rakendamisel tehtud edusammude kohta – COM/2020/266 final.
227. Euroopa Komisjoni teatis Juhised riiklike õhusaasteainete vähendamise programme väljatöötamiseks vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile (EL) 2016/2284, mis käsitleb teatavate õhusaasteainete riiklike heitkoguste vähendamist (C/2019/888) – ELT C 77, 1.3.2019, lk 1–33.
228. Euroopa Komisjoni teatis Euroopa Parlamendile, nõukogule, Euroopa majandus- ja sotsiaalkomiteele ning regioonide komiteele. Euroopa puhta õhu programm – COM/2013/918 final.
229. Komisjoni talitluste töödokument. Mõju hindamise kommenteeritud kokkuvõte. – SWD/2013/532 final.
230. European Commission. Green Paper on greenhouse gas emissions trading within the European Union – COM/2000/0087 final.
231. Commission Communication to the Council and the European Parliament – Preparing for implementation of the Kyoto Protocol – COM/1999/230 final.

Seaduseelnõud ja seletuskirjad

232. Riigikogu XIV koosseis. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse ja teiste seaduste muutmise seaduse eelnõu 55 SE seletuskiri.
233. Riigikogu XI koosseis. Majandustegevuse seadustiku üldosa seaduse 803 SE seletuskiri.

234. Riigikogu XI koosseis. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse 799 SE eelnõu seletuskiri.
235. Riigikogu VIII koosseis. Välisõhu kaitse seaduse eelnõu 769 SE seletuskiri.
236. Kliimakindla majanduse seaduse eelnõu seletuskiri. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2024-12/KKMS_seletuskiri_2.12.2024.pdf.

Kasutatud kohtulahendid

Riigikohtu lahendid

237. RKÜKo 30.06.2016, 3-3-1-86-15
238. RKÜKo 06.01.2015, 3-4-1-18-14
239. RKÜKo 26.06.2014, 3-4-1-1-14
240. RKÜKo 9.12.2013, 3-4-1-2-13
241. RKÜKo 07.06.2011, 3-4-1-12-10
242. RKÜKo 08.06.2009, 3-4-1-7-08
243. RKÜKo 02.06.2008, 3-4-1-19-07
244. RKÜKo 25.01.2007, 3-1-1-92-06
245. RKÜKo 17.03.2003, 3-1-3-10-02
246. RKÜKo 14.11.2002, 3-1-1-77-02
247. RKPJKo 16.12.2013, 3-4-1-27-13
248. RKPJKo 29.01.2014, 3-4-1-52-13
249. RKPJKo 14.05.2013, 3-4-1-7-13
250. RKPJKo 27.12.2011, 3-4-1-23-11
251. RKPJKo 30.09.2008, 3-4-1-8-08
252. RKPJKo 20.03.2006 3-4-1-33-05
253. RKPJKo 30.04.2004, 3-4-1-3-04
254. RKPJKo 03.04.2002, 3-4-1-2-02
255. RKPJKo 06.03.2002, 3-4-1-1-0
256. RKPJKo 12.06.2002, 3-4-1-6-02
257. RKPJKo 05.03.2001, 3-4-1-2-01
258. RKPJKo 5.10.2000 3-4-1-8-0
259. RKHKo 27.11.2025 3-23-885
260. RKHKo 10.06.2024, 3-21-2074
261. RKHKo 11.10.2023, 3-20-771
262. RKHKo 28.09.2023, 3-21-979
263. RKHKo 02.03.2023, 3-20-1717/6
264. RKHKo 05.03.2021, 3-16-245
265. RKHKo 09.10.2019, 3-17-79
266. RKHKo 13.05.2015, 3-3-1-8-15
267. RKHKo 29.11.2012, 3-3-1-29-12
268. RKHKo 18.06.2010, 3-3-1-101-09
269. RKHKo 28.02.2005, 3-3-1-87-04
270. RKKKo 12.10.2016 3-1-1-65-16

Euroopa Kohtu lahendid ja kohtujuristi ettepanekud

- 271. EKo 09.03.2023 C-375/21, Sdruzhenie „Za Zemyata – dostap do pravosadie“ jt versus Izpalnitelen director na Izpalnitelna agentsia po okolna sreda ja „TETS Maritsa iztok 2“ EAD, ECLI:EU:C:2023:173.
- 272. EKo 08.06.2023 C-50/21, Prestige and Limousine, S.L. versus Área Metropolitana de Barcelona jt, ECLI:EU:C:2023:448.
- 273. EKo 10.11.2020 C-644/18, Euroopa Komisjon versus Itaalia Vabariik, ECLI:EU:C:2020:895.
- 274. EKo 26.06.2019 C-723/17, Lies Craeynest jt versus Brussels Hoofdstedelijk Gewest ja Brussels Instituut voor Milieubeheer, ECLI:EU:C:2019:533.
- 275. EKo 19.11.2014 C-404/13, ClientEarth versus The Secretary of State for the Environment, Food and Rural Affairs, ECLI:EU:C:2014:2382.
- 276. EKo 26.02.2013 C-399/11, Stefano Melloni versus Ministerio Fiscal, ECLI:EU:C:2013:107.
- 277. EKo 26.05.2011 C-165/09–C-167/09, Stichting Natuur en Milieu ja teised versus College van Gedeputeerde Staten van Groningen (C-165/09) ja College van Gedeputeerde Staten van Zuid-Holland (C-166/09 ja C-167/09), ECLI:EU:C:2011:348.
- 278. EKo 21.07.2011 C-2/10, Azienda Agro-Zootecnica Franchini sarl, Eolica de Altamura Srl versus Regione Puglia, ECLI:EU:C:2011:502.
- 279. Kohtujurist J. Kokott'i 16.12.2010 ettepanek EK liidetud kohtuasjades C-165/09–C-167/09.
- 280. EKo 16.07.2009 C-254/08, Futura Immobiliare srl Hotel Futura ja teised versus Comune di Casoria, ECLI:EU:C:2009:479.
- 281. EKo 25.07.2008 C-237/07, Dieter Janecek versus Freistaat Bayern, ECLI:EU:C:2008:447.
- 282. EKo 16.12.2008 C-127/07, Arcelor Atlantique ja Lorraine jt, ECLI:EU:C:2008:728.
- 283. EKo 11.06.2006 C-313/04, Franz Egenberger GmbH Molkerei und Trockenwerk versus Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, ECLI:EU:C:2006:454.
- 284. EKo 12.04.1999 C-293/97, The Queen versus Secretary of State for the Environment ja Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, ex parte H.A. Standley jt ja D.G.D. Metson jt, ECLI:EU:C:1999:215.
- 285. EKo 05.10.1994, liidetud kohtuasjades C-133/93, C-300/93 ja C-362/93, Antonio Crispoltoni versus Fattoria Autonoma Tabacchi ja Giuseppe Natale ja Antonio Pontillo versus Donatab Srl, ECLI:EU:C:1994:364.
- 286. EKo 13.11.1990 C-331/88, The Queen versus Minister of Agriculture, Fisheries and Food ja Secretary of State for Health, ex parte: Fedesa jt, ECLI:EU:C:1990:391.
- 287. EKo 11.06.1989 C-265/87, Hermann Schröder HS Kraftfutter GmbH & Co. KG przeniawko Hauptzollamt Gronau, ECLI:EU:C:1989:303.

Muude riikide ja rahvusvaheliste kohtute praktika ja seisukohad

- 288. ICJ. Advisory Opinion on the Obligations of States in respect of Climate Change, 2025. https://www.icj-cij.org/case/187?utm_source.
- 289. European Court of Human Rights Case of Cannavacciuolo and others vs Italy, 30/04/2025. [https://hudoc.echr.coe.int/eng#{%22itemid%22:\[%22001-241395%22\]}](https://hudoc.echr.coe.int/eng#{%22itemid%22:[%22001-241395%22]}).
- 290. BVerwG, 10.10.2012, 7 C 9.10.
- 291. OVG Berlin-Brandenburg, 23.07. 2024, OVG 11 A 16/20 (Nationales Luftreinhalteprogramm).
- 292. Dutch Supreme Court, Urgenda Foundation v. State of the Netherlands, Judgment of 20 December 2019.

Muud allikad

293. Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. Juli 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 235) geändert worden ist. <https://www.gesetze-im-internet.de/ksg/BJNR251310019.html>.
294. Deutscher Bundestag, 19. Wahlperiode. Entwurf eines Gesetzes zur Einführung eines Bundes-Klimaschutzgesetzes und zur Änderung weiterer Vorschriften. Drucksache 19/14337. 22.10.2019. <https://dserver.bundestag.de/btd/19/143/1914337.pdf>.
295. Eesti Entsüklopeedia. <http://entsyklopeedia.ee/artikkel/atmosf%C3%A4%C3%A4r3>.
296. ECE. Updated Handbook for the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution and Its Protocols. United Nations publication, 2015.
297. EEA. European Climate Risk Assessment – Report 01/2024. <https://www.eea.europa.eu/publications/european-climate-risk-assessment>.
298. EEA. Technical Report, Reducing air pollution from electricity-generating large combustion plants in the European Union. An assessment of potential emission reductions of NO_x, SO₂ and dust. – Report 9/2013. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/reducing-air-pollution-from-electricity>.
299. European Commission. Guidance on integrating climate change and biodiversity into SEA, 2013. <https://doi.org/10.2779/11735>.
300. International Law Commission. Draft guidelines on the protection of the atmosphere, with commentaries, 2021. https://legal.un.org/ilc/texts/instruments/english/draft_articles/8_8_2021.pdf.
301. IEMA. Guide: Assessing Greenhouse Gas Emissions and Evaluating their Significance 2nd Edition. https://www.isepglobal.org/media/xmgpook/2022_iema_greenhouse_gas_guidance_eia.pdf.
302. IPCC. Summary for Policymakers. – Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>.
303. IPCC. Summary for Policymakers. – Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK, New York: Cambridge University Press, 2023. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.001>.
304. IPCC. Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Cambridge, UK, New York: Cambridge University Press, 2018. <https://doi.org/10.1017/9781009157940>.
305. Keskkonnaagentuur. Eesti õhusaasteainete heitkogused aastatel 1990-2023. Tallinn, 2025. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/V%C3%A4lis%C3%B5hk/Eesti_ohusaasteainete_heitkogused_aastatel_1990-2023.pdf.
306. AS Maves, Teatavate õhusaasteainete heitkoguste vähendamise riikliku programmi aastateks 2020–2030 koostamise keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne, jaanuar 2020. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/KSH%20aruanne_0.pdf.

307. WMO. Proceedings, World conference, Toronto, Canada June 27–30, 1988: the changing atmosphere: implications for global security. <https://digitallibrary.un.org/record/106359?v=pdf>.
308. UN. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. – UN Doc. A/42/427, 1987. <https://digitallibrary.un.org/record/139811?v=pdf>
309. UN. Resolution 76/112 adopted by the General Assembly on 9 December 2021. <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n21/389/40/pdf/n2138940.pdf>.
310. European Commission. Review of National Air Pollution Control Programmes. Horizontal Review Report for the period 2023–2024. – Ricardo ref. ED17323, 2024, 4. <https://circabc.europa.eu/ui/group/cd69a4b9-1a68-4d6c-9c48-77c0399f225d/library/31b32689-c97b-4ae4-b6c6-53881b14ae6d/details?download=true>.
311. Riigikantselei. Strateegilise planeerimise käsiraamat. <https://valitsus.ee/sites/default/files/documents/2021-01/Strateegilise-planeerimise-ka%CC%88siraamat.pdf>.
312. UN. Reports of International Arbitral Awards. Trail smelter case (United States, Canada). 16 April 1938 and 11 March 1941. VOLUME III, lk 1905–1982. https://legal.un.org/riaa/cases/vol_iii/1905-1982.pdf.
313. ECE. Guidance Document on Control Techniques for Emissions of Sulphur, NO_x, VOC, and Particulate Matter (Including PM₁₀, PM_{2.5} and Black Carbon) from Stationary Sources. – ECE/EB.AIR/117, 2015. https://unece.org/sites/default/files/2021-04/ENG_G1500924.pdf.
314. Tweede Kamer der Staten-Generaal. Wijziging van de Wet milieubeheer en de Wet op de economische delicten ten behoeve van de intrekking van het stelsel van handel in NO_x-emissierechten (intrekking handel in NO_x-emissierechten). Memorie van Toelichting. Vergaderjaar 2012–2013, 33 428, nr. 3. <https://zoek.officielebekendmakingen.nl/kst-33428-3.pdf>.
315. Õiguskantsleri 16.01.2023 kiri nr 6-1/220349/2300242 Riigikogu esimehele Kliima kaitse ja põhiõiguste piirangud. <https://www.oiguskantsler.ee/sites/default/files/2024-11/Kliima%20kaitse%20ja%20p%C3%B5hi%C3%B5iguste%20piirangud.pdf>.
316. WHO. Global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Executive summary, 2021. <https://iris.who.int/server/api/core/bitstreams/b729bbc4-7032-4799-898e-d112faa16f22/content>
317. World Bank. Partnership for Market Readiness; International Carbon Action Partnership. Emissions Trading in Practice, Second Edition: A Handbook on Design and Implementation, 2021. <https://doi.org/10.1596/35413>.

ELULOOKIRJELDUS

Nimi: Mirjam Vili
Sünniaeg: 08.05.1977
Kontakt: mirjam.vili@gmail.com

Hariduskäik

2008 – ... Tartu Ülikool, õigusteadus, doktoriõpe
2003–2008 Tallinna Ülikool, sotsiaalteaduste magister (juhtimise sotsiaalsed strateegiad)
2001–2002 Freie Universität Berlin, õigusteadus, LLM
1996–2001 Tartu Ülikool, õigusteadus, magistrikraadiga võrdsustatud bakalaureusekraad

Teenistuskäik

2025– ... Tartu Ülikool, avaliku õiguse nooremteadur
2020– ... Tartu Ülikool, keskkonnaõiguse õppejõud
2018– ... Advokaadibüroo EnvirLaw partner, keskkonnaõiguse advokaat
2021–2024 Advokaadibüroo WALLESS, nõunik advokaadibüroo EnvirLaw vahendusel
2019–2021 Eesti Keskkonnajuhtimise Assotsiatsiooni (EKJA) juhatuse liige
2011–2017 Advokaadibüroo GLIMSTEDT keskkonnaõiguse advokaat
2015–2016 Eesti Keskkonnajuhtimise Assotsiatsiooni (EKJA) juhatuse liige
2010–2011 Keskkonnaõiguse kodifitseerimise töögrupi liige
2009–2013 Metsanduse IV taseme konsulent (kutsetunnistus nr 043485)
2008–2011 bnt attorneys-at-law Advokaadibüroo advokaat
2004–2008 Keskkonnaministeeriumi õigusosakonna juhataja
2002–2004 Justiitsministeeriumi kohtuhaldustalituse nõunik

Publikatsioonid

2024 M. Vili. Allocation procedure and its applicability to the allocation of the national total maximum emission amount of pollutant. – Nordic Environmental Law Journal, 2024 (1), lk 29–45.
2022 M. Vili. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui õhusaasteloa ja keskkonnakompleksloa andmisest keeldumise alus. – Juridica/3, lk 195–204.

Peamised uurimisvaldkonnad

Riigi- ja haldusõigus, keskkonnaõigus

CURRICULUM VITAE

Name: Mirjam Vili
Date of birth: 08.05.1977
Contacts: mirjam.vili@gmail.com

Education

2025– ... Junior Research Fellow in Public Law at the University of Tartu
2020– ... Lecturer in Environmental Law at the University of Tartu
2018– ... Law firm EnvirLaw partner, environmental law attorney
2021–2024 Law firm WALLESS, Conusel, through law firm EnvirLaw
2019–2021 Member of the Board of Estonian Association for Environmental Management (EKJA)
2011–2017 Environmental law attorney at law firm GLIMSTEDT
2015–2016 Member of the Board of Estonian Association for Environmental Management (EKJA)
2010–2011 Member of the working group on the codification of the environmental law
2009–2013 Forestry Level IV consultant (Certificate no 043485)
2008–2011 Attorney at law firm bnt attorneys-at-law
2004–2008 Head of the Legal Department of the Ministry of the Environment
2002–2004 Adviser to the Legal Department of the Ministry of Justice

Professional experience

2008 – ... University of Tartu, Faculty of Law, Doctoral studies (PhD, Environmental Law)
(https://www.etis.ee/CV/Mirjam_Vili/est?lang=ENG)
2003–2008 Tallinn University, Faculty of Social Sciences, Master in Social Sciences (Social management strategies)
2001–2002 Freie Universität Berlin, Law, LLM
1996–2001 University of Tartu, Law, Master degree equated bachelor's degree

Publications

2024 M. Vili. Allocation procedure and its applicability to the allocation of the national total maximum emission amount of pollutant. – Nordic Environmental Law Journal, 2024 (1), lk 29–45.
2022 M. Vili. Saasteaine heite summaarne piirkogus kui õhusaasteloa ja keskkonnakompleksloa andmisest keeldumise alus. – Juridica/3, lk 195–204.

Main research fields

State and Administrative Law, Environmental Law

DISSERTATIONES IURIDICAE UNIVERSITATIS TARTUENSIS

1. **Херберт Линдмэ.** Управление проведением судебных экспертиз и его эффективность в уголовном судопроизводстве. Тарту, 1991.
2. **Peep Pruks.** Strafprozesse: Wissenschaftliche “Lügendetektion”. (Instrumentaldiagnostik der emotionalen Spannung und ihre Anwendungsmöglichkeiten in Strafprozess). Tartu, 1991.
3. **Marju Luts.** Juhuslik ja isamaaline: F. G. v. Bunge provintsiaalõigusteadus. Tartu, 2000.
4. **Gaabriel Tavits.** Tööõiguse rakendusala määratlemine töötaja, tööandja ja töölepingu mõistete abil. Tartu, 2001.
5. **Merle Muda.** Töötajate õiguste kaitse tööandja tegevuse ümberkorraldamisel. Tartu, 2001.
6. **Margus Kingisepp.** Kahjuhüvitis postmodernses deliktiõiguses. Tartu, 2002.
7. **Vallo Olle.** Kohaliku omavalitsuse teostamine vahetu demokraatia vormis: kohalik rahvaalgatus ja rahvahääletus. Tartu, 2002.
8. **Irene Kull.** Hea usu põhimõte kaasaegses lepinguõiguses. Tartu, 2002.
9. **Jüri Saar.** Õigusvastane käitumine alaealisena ja kriminaalsed karjäärid (Eesti 1985–1999 longituuduurimuse andmetel). Tartu, 2003.
10. **Julia Laffranque.** Kohtuniku eriarvamus. Selle võimalikkus ja vajalikkus Eesti Vabariigi Riigikohtus ja Euroopa Kohtus. Tartu, 2003.
11. **Hannes Veinla.** Ettevaatusprintsip keskkonnaõiguses. Tartu, 2004.
12. **Kalev Saare.** Eraõigusliku juriidilise isiku õigussubjektsuse piiritlemine. Tartu, 2004.
13. **Meris Sillaots.** Kokkuleppemenetlus kriminaalmenetluses. Tartu, 2004.
14. **Mario Rosentau.** Õiguse olemus: sotsiaalse käitumise funktsionaalne programm. Tartu, 2004.
15. **Ants Nõmper.** Open consent – a new form of informed consent for population genetic databases. Tartu, 2005.
16. **Janno Lahe.** Süü deliktiõiguses. Tartu, 2005.
17. **Priit Pikamäe.** Tahtluse struktuur. Tahtlus kui koosseisupäraste asjaolude teadmine. Tartu, 2006.
18. **Ivo Pilving.** Haldusakti siduvus. Uurimus kehtiva haldusakti õiguslikust tähendusest rõhuasetusega avalik-õiguslikel lubadel. Tartu, 2006.
19. **Karin Sein.** Ettenähtavus ja rikutud kohustuse eesmärk kui lepingulise kahjuhüvitise piiramise alused. Tartu, 2007.
20. **Mart Susi.** Õigus tõhusale menetlusele enda kaitseks – Euroopa Inimõiguste ja Põhivabaduste Kaitse Konventsiooni artikkel 13 Euroopa Inimõiguste Kohtu dünaamilises käsitluses. Tartu, 2008.
21. **Carri Ginter.** Application of principles of European Law in the supreme court of Estonia. Tartu, 2008.
22. **Villu Kõve.** Varaliste tehingute süsteem Eestis. Tartu, 2009.

23. **Katri Paas.** Implications of Smallness of an Economy on Merger Control. Tartu, 2009.
24. **Anneli Alekand.** Proportsionaalsuse printsiip põhiõiguste riive mõõdupuuna täitemenetluses. Tartu, 2009.
25. **Aleksei Kelli.** Developments of the Estonian Intellectual Property System to Meet the Challenges of the Knowledge-based Economy. Tartu, 2009.
26. **Merike Ristikivi.** Latin terms in the Estonian legal language: form, meaning and influences. Tartu, 2009.
27. **Mari Ann Simovart.** Lepinguvabaduse piirid riigihankes: Euroopa Liidu hankeõiguse mõju Eesti eraõigusele. Tartu, 2010.
28. **Priidu Pärna.** Korteriomanike ühisus: piiritlemine, õigusvõime, vastutus. Tartu, 2010.
29. **René Värk.** Riikide enesekaitse ja kollektiivse julgeolekusüsteemi võimalikkusest mitteriiklike terroristlike rühmituste kontekstis. Tartu, 2011.
30. **Paavo Randma.** Organisatsiooniline teovalitsemine – *täideviija täideviija* taga kontseptsioon teoorias ja selle rakendamine praktikas. Tartu, 2011.
31. **Urmas Volens.** Usaldusvastutus kui iseseisev vastutussüsteem ja selle avaldumisvormid. Tartu, 2011.
32. **Margit Vutt.** Aktsionäri derivatiivnõue kui õiguskaitsevahend ja ühingujuhtimise abinõu. Tartu, 2011.
33. **Hesi Siimets-Gross.** Das „Liv-, Est- und Curlaendische Privatrecht“ (1864/65) und das römische Recht im Baltikum. Tartu, 2011.
34. **Andres Vutt.** Legal capital rules as a measure for creditor and shareholder protection. Tartu, 2011.
35. **Eneken Tikk.** Comprehensive legal approach to cyber security. Tartu, 2011.
36. **Silvia Kaugia.** Õigusteadvuse olemus ja arengudeterminandid. Tartu, 2011.
37. **Kadri Siibak.** Pangandussüsteemi usaldusväarsuse tagamine ja teabekohustuste määratlemine finantsteenuste lepingutes. Tartu, 2011.
38. **Signe Viimsalu.** The meaning and functioning of secondary insolvency proceedings. Tartu, 2011.
39. **Ingrid Ulst.** Balancing the rights of consumers and service providers in electronic retail lending in Estonia. Tartu, 2011.
40. **Priit Manavald.** Maksejõuetusõigusliku regulatsiooni valikuvõimaluste majanduslik põhjendamine. Tartu, 2011, 193 lk.
41. **Anneli Soo.** Remedies against ineffectiveness of defense counsel. Judicial supervision over the performance of defense counsel in Estonian criminal proceedings. Tartu, 2011, 282 p.
42. **Arnold Sinisalu.** Mõjutustegevuse piirid rahvusvahelises õiguses. Tartu, 2012, 277 lk.
43. **Kaspar Lind.** Käibemaksupettused ja nende tõkestamine. Tartu, 2012, 155 lk.
44. **Berit Aaviksoo.** Riigi otsustusruumi ahenemine: kodakondsus nüüdisaegses Euroopas. Tartu, 2013, 368 lk.
45. **Kai Kullerkupp.** Vallasomandi üleandmine. Õigusdogmaatiline raamistik ja kujundusvõimalused. Tartu, 2013, 398 lk.

46. **Iko Nõmm.** Käibekohustuse rikkumisel põhinev deliktiõiguslik vastutus. Tartu, 2013, 212 lk.
47. **Piia Kalamees.** Hinna alandamine õiguskaitsevahendite süsteemis. Tartu, 2013, 232 lk.
48. **Irina Nossova.** Russia's international legal claims in its adjacent seas: the realm of sea as extension of Sovereignty. Tartu, 2013, 205 p.
49. **Age Värv.** Kulutuste kondiktsioon: teise isiku esemele tehtud kulutuste hüvitamine alusetu rikastumise õiguses. Tartu, 2013, 273 lk.
50. **Elise Vasamäe.** Autoriõiguste ja autoriõigusega kaasnevate õiguste jätkusuutlik kollektiivne teostamine. Tartu, 2014, 308 lk.
51. **Marko Kairjak.** Keerukuse redutseerimine Eesti õiguses karistusseadustiku § 217² objektiivse koosseisu relatiivsete õigusmõistete sisustamise näitel. Tartu, 2015, 179 lk.
52. **Kadi Pärnits.** Kollektiivlepingu roll ja regulatsioon nüüdisaegsetes töösuhetes. Tartu, 2015, 179 lk.
53. **Leonid Tolstov.** Tort liability of the director to company's creditors. Tartu, 2015, 169 p.
54. **Janar Jäätma.** Ohutõrjeõigus politsei- ja korrakaitseõiguses: kooskõla põhiseadusega. Tartu, 2015, 242 lk.
55. **Katre Luhamaa.** Universal Human Rights in National Contexts: Application of International Rights of the Child in Estonia, Finland and Russia. Tartu, 2015, 217 p.
56. **Mait Laaring.** Eesti korrakaitseõigus ohuennetusõigusena. Tartu, 2015, 267 lk.
57. **Priit Kama.** Valduse ja kohtuliku registri kande publitsiteet Eesti eraõiguses. Tartu, 2016, 194 lk.
58. **Kristel Degener.** Abikaasade vara juurdekasvu tasaarvestuse varasuhe. Tartu, 2016, 242 lk.
59. **Olavi-Jüri Luik.** The application of principles of European insurance contract law to policyholders of the Baltic states: A measure for the protection of policyholders. Tartu, 2016, 228 p.
60. **Kaido Künnapas.** Maksukohustuse täitmise preventiivne tagamine enne maksukohustuse tuvastamist: ettevaatuspõhimõtte maksumenetluses. Tartu, 2016, 388 lk.
61. **Eve Fink.** Õiguspärase ootuse kaitse põhimõtte eeldused ja piirid Euroopa liidu õiguses. Tartu, 2016, 245 lk.
62. **Arsi Pavelts.** Kahju hüvitamise nõue täitmise asemel ostja õiguste näitel. Tartu, 2017, 414 lk.
63. **Anna-Maria Osula.** Remote search and seizure of extraterritorial data. Tartu, 2017, 219 p.
64. **Alexander Lott.** The Estonian straits. Exceptions to the strait regime of innocent or transit passage. Tartu, 2017, 259 p.
65. **Dina Sõritsa.** The Health-care Provider's Civil Liability in Cases of Prenatal Damages. Tartu, 2017, 365 p.

66. **Einar Vene.** Ajaline faktor halduskohtumenetluses tühistamis- ja kohustamiskaebuse lahendamist ning rahuldamist mõjutava tegurina. Tartu, 2017, 294 lk.
67. **Laura Feldmanis.** Süüteo katkestest loobumise instituudi põhjendus ja kohaldatavuse piirid kuritegelikule eeltegevusele. Tartu, 2017, 292 lk.
68. **Margit Piirman.** Inimese pluripotentsete tüvirakkudega seotud leiutiste patentimise piirangud vastuolu tõttu avaliku korra ja moraalliga (Eesti patendiõiguse näitel). Tartu, 2018, 246 lk.
69. **Kerttu Mäger.** The Taming of the Shrew: Understanding the Impact of the Council of Europe's Human Rights Standards on the State Practice of Russia. Tartu, 2018, 305 p.
70. **Tambet Grauberg.** Õiguse kuritarvitamise keelamise põhimõte: Euroopa Kohtu seisukohtade mõju liikmesriigi maksuõigusele. Tartu, 2018, 277 lk.
71. **Maarja Torga.** The Conflict of Conflict Rules – the Relationship between European Regulations on Private International Law and Estonian Legal Assistance Treaties Concluded with Third States. Tartu, 2019, 252 p.
72. **Liina Reisberg.** Semiotic model for the interpretation of undefined legal concepts and filling legal gaps. Tartu, 2019, 232 p.
73. **Mari Schihalejev.** Debtor-Related Creditors' Claims in Insolvency Proceedings. Tartu, 2019, 137 p.
74. **Ragne Piir.** Mandatory Norms in the Context of Estonian and European International Contract Law: The Examples of Consumers and Posted Workers. Tartu, 2019, 117 p.
75. **Madis Ernits.** Constitution as a system. Tartu, 2019, 201 p.
76. **Kärt Pormeister.** Transparency in relation to the data subject in genetic research – an analysis on the example of Estonia. Tartu, 2019, 184 p.
77. **Annika Talmar.** Ensuring respect for International Humanitarian Law 70 years after the adoption of the Geneva Conventions of 1949. Tartu, 2020, 286 p.
78. **Lilliia Oprysk.** Reconciling the Material and Immaterial Dissemination Rights in the Light of the Developments under the EU Copyright *Acquis*. Tartu, 2020, 397 p.
79. **Katrin Sepp.** Legal Arrangements in Estonian Law Similar to Family Trusts. Tartu, 2020, 163 p.
80. **Taivo Liivak.** Tort Liability for Damage Caused by Self-driving Vehicles under Estonian Law. Tartu, 2020, 206 p.
81. **Anne Veerpalu.** Regulatory challenges to the use of distributed ledger technology: Analysis of the compliance of existing regulation with the principles of technology neutrality and functional equivalence. Tartu, 2021, 365 p.
82. **Maren Krimmer.** Protecting Property Rights through International Treaties but With Constitutional Brakes: The Case of Contemporary Russia. Tartu, 2021, 153 p.
83. **Seili Suder.** Protection of employee privacy in the digital workplace. Tartu, 2021, 247 p.

84. **Tiina Mikk.** Päritavuse kriteeriumid ja päritavuse välistamise võimalused digitaalse pärandi kontekstis e-konto näitel. Tartu, 2021, 387 lk.
85. **Märt Maarand.** Credit institution's limited rights for appealing the recovery and resolution measures in the European Union laws. Tartu, 2022, 159 p.
86. **Pierre Thévenin.** Soviet and Russian Approach to the Law of the Sea: Liberalism and Local Resistance. Tartu, 2022, 296 p.
87. **Annemari Õunpuu.** Kommertspant ettevõtja vallasvarale. Tartu, 2023, 495 lk.
88. **Kadri Härginen.** Due Diligence Obligations of a Contracting Authority Under the EU Public Procurement Law. Tartu, 2023, 180 p.
89. **Artur Simonyan.** Regional International Law in Eurasia. Tartu, 2024, 307 p.
90. **Sevanna Poghosyan.** Soviet and Russian approaches to democracy in international law. Tartu, 2024, 221 p.
91. **Maris Vutt.** Legal Opportunities for Using Digital Solutions in Decision-Making for a Limited Liability Company. Tartu, 2024, 180 p.
92. **Liva Rudzite-Celmina.** Creations Involving Artificial Intelligence Under the European Patent Convention: Legal Implications and Potential Solutions. Tartu, 2025, 254 p.
93. **Hannes Vallikivi.** Eesti Vabariik kui õigusriik. Poliitiliste põhivabaduste õiguslik kaitse 1918–1940. Tartu, 2025, 390 lk.
94. **Susann Liin.** Varaühisus ja ühisvara valitsemine. Tartu, 2025, 574 lk.
95. **Anna Markina.** Operationalising ISRD Evidence for Youth Justice in Estonia: A Child-Rights Framework for Proportionate, Least-Restrictive Responses. Tartu, 2025, 245 p.
96. **Triinu Rennu.** Maakorraldusõigus kui riigi maapoliitika vahend maa-õiguslike suhete korrastamisel ja maakasutuse moderniseerimisel Eesti Vabariigis (1918–1940). Tartu, 2026, 296 lk.
97. **Maret Kruus.** Balancing the Freedom of Scientific Research and Privacy in Health Data Research: Public Interest, Legal Bases, and Objection and Opt-Out Rights. Tartu, 2026, 169 p.