KESKKONNAAMET

Eco Consult

Uuring biogaasijaamade tööga kaasnevate lõhnahäiringute esinemise ohjamise tõhustamiseks vajalike tingimuste väljaselgitamiseks

Tartu 2026

Koostatud kliimaministri 2.11.2023 käskkirjaga nr 1-2/23/483 "Toetuse andmise tingimuste kehtestamine taaste- ja vastupidavuskava reformi 8.1 „Taastuvenergia kasutuselevõtu kiirendamine“ elluviimiseks" eraldatud Euroopa Liidu Taaste- ja vastupidavusrahastu 2020-2026 NextGenerationEU projekti „Taastuvenergia kasutuselevõtu kiirendamine“ (välistoetuse kood – 9L70-RR20-08112REPOW, liik 40) vahendite toetusel.

Töö tellija: Keskkonnaamet

Töövõtja: Eco Consult OÜ

Töövõtuleping: 19. jaanuar 2026 nr 5-2/26/4

Töö number: U-26-07 „Uuring biogaasijaamade tööga kaasnevate lõhnahäiringute esinemise ohjamise tõhustamiseks vajalike tingimuste väljaselgitamiseks“

KONTAKTANDMED:

Eco Consult OÜ
+372 5207704
info@ecoconsult.ee
https://ecoconsult.ee/

SISUKORD

LÜHENDITE LOETELU ---- 7
1. SISSEJUHATUS ---- 10
2. BIOGAASI TOOTMISE ERINEVAD TEHNOLOOGIAD JA ENIM KASUTATAVAD SUBSTRAADID ---- 12
2.1. Biogaasi tootmisprotsessi etapid ---- 12
2.1.1. Eelkäitlus ---- 13
2.1.1.1. Transport ---- 13
2.1.1.2. Vastuvõtt ja ladustamine ---- 13
2.1.1.3. Eeltöötlemine ja sisestamine ---- 13
2.1.2. Anaeroobne kääritamine ---- 14
2.1.2.1. Niiskussisalduse põhjal eristatavad tehnoloogiad ---- 15
2.1.2.2. Temperatuurirežiimi põhjal eristatavad tehnoloogiad ---- 16
2.1.2.3. Kääriti täitmisviisi põhjal eristatavad tehnoloogiad ---- 17
2.1.2.4. Protsessiastmete arvu põhjal eristatavad tehnoloogiad ---- 18
2.1.3. Digestaadi (kääritusjäägi) käitlemine ---- 20
2.1.3.1. Ladustamine ---- 20
2.1.3.2. Digestaadi separeerimine (veetustamine) ---- 20
2.1.4. Biogaasi puhastamine ja väärindamine biometaaniks ---- 20
2.1.4.1. Biogaasi esmane puhastamine ---- 20
2.1.4.2. Süsihappegaasi eraldamine ja väärindamine ---- 21
2.2. Enim kasutatavad substraadid ja nende kooskääritamine ---- 21
2.2.1. Loomne sõnnik ---- 22
2.2.2. Reoveesetted ---- 22
2.2.3. Söödakultuurid ---- 23
2.2.4. Märgaladel kasvavad taimed ---- 24
2.2.5. Taimekasvatusest üle jäävad varred, lehed jm ---- 25
2.2.6. Toiduainetetööstuste jäätmed ---- 26
2.2.7. Orgaanilised jäätmed kodumajapidamisest ja prügikäitlusest ---- 26
3. ÜLEVAADE EESTIS JA LÄHIRIIKIDES ASUVATEST BIOGAASIJAAMADEST ---- 28
3.1. Eesti biogaasisektor ---- 28
3.1.1. Põllumajanduspõhised biogaasijaamad ---- 29
3.1.2. Reoveesette biogaasijaamad ---- 30
3.1.3. Tööstus- ja biojäätmeid töötlevad jaamad ---- 30
3.1.4. Prügilagaasi kogumisüksused ---- 31
3.2. Ülevaade Lätis, Soomes ja Rootsis asuvatest biogaasijaamadest ---- 32
3.2.1. Läti biogaasitööstus ---- 32
3.2.2. Soome biogaasisektor ---- 32

3.2.3. Rootsi biogaasitööstus ---- 33
4. BIOGAASIJAAMADE KÄITAMISEGA KAASNEV LÕHNA TEKITAVATE ÜHENDITE ESINEMINE ---- 34
4.1. Ülevaade lõhna tekitavatest ühenditest ja nende mõjust keskkonnale ning inimesele ---- 34
4.1.1. Peamised lõhna tekitavad ühendid ---- 34
4.1.1.1. Väävliühendid ---- 34
4.1.1.2. Lämmastikuühendid ---- 35
4.1.1.3. Lenduvad rasvhapped ja teised orgaanilised ühendid ---- 35
4.1.2. Mõju inimese tervisele ja psühhosomaatikale ---- 36
4.1.2.1. Füsioloogiline ja toksiline mõju ---- 36
4.1.2.2. Psühhosomaatiline häiring ja sotsiaalne mõju ---- 36
4.1.3. Mõju keskkonnale ja infrastruktuurile ---- 37
4.2. Lõhna tekitavate ainete eraldumine tehnoloogiate ja protsesside lõikes ---- 38
4.2.1. Lõhnariskid substraadi transpordil, vastuvõtul ja eelkäitlusel ---- 38
4.2.1.1. Lõhnavate ainete esinemine vastuvõtuetapis ---- 38
4.2.1.2. Lõhnahäiringut põhjustavate ainete teke ja esinemine eeltöötluses ---- 38
4.2.2. Lõhnariskid kääritusprotsessis ja töötlusmeetodites ---- 39
4.2.3. Lõhnariskid digestaadi käitlemisel ja ladustamisel ---- 40
4.3. Lõhna tekitavate ühendite esinemine toorainest sõltuvalt ---- 41
4.3.1. Põllumajandusliku päritoluga jäätmete lõhnavad ühendid ---- 41
4.3.2. Toidu- ja toiduainetööstuse jäätmete lõhnavad ühendid ---- 42
4.3.3. Reoveesettega seotud ja muud segajäätmete lõhna tekitavad ühendid ---- 42
4.3.4. Mono- ja kooskääritamise tehnoloogilised eripärad ja digestaat ---- 43
4.3.5. Lõhna emissioonifaktorid rahvusvahelises praktikas (VDI standardid) ---- 44
5. LÕHNAHEITE ÕIGUSLIK REGULEERIMINE JA HEITKOGUSTE MÄÄRAMINE JA HAJUMISE MODELLEERIMINE ---- 47
5.1. Eesti õigusraamistik, loakohustused ja häiringutasemed ---- 47
5.1.1. Seadusandlik alus ja keskkonnakaitselubade künnised ---- 47
5.1.2. Lõhnaaine esinemise hindamise kord ja määruse nr 37 rakendamine ---- 48
5.2. Lõhnaaine heitkoguste arvutamise metoodikad ja emissioonifaktorid ---- 49
5.2.1. Lõhnaainete hetkelise heitkoguse arvutusmetoodikad ---- 50
5.2.2. Lõhnaaine eriheited (q_i) Eesti praktikas (määruse nr 37 lisa) ---- 51
5.3. Läti, Soome ja Rootsi õiguslikud regulatsioonid ---- 52
5.3.1. Läti Vabariigi regulatsioonid lõhnaaine määramisel ---- 52
5.3.2. Soome Vabariigi lõhnaainega seotud regulatsioonid ---- 53
5.3.3. Rootsi Kuningriigi lõhnaaine regulatsioonid ---- 54
5.4. Läänemere regiooni lõhnaregulatsioonide ja arvutusmetoodikate võrdlus ---- 55
5.5. Regulatiivsed lüngad ja määruse nr 37 täiendamise vajadus ---- 57
5.5.1. Hajumisarvutuste erisused ja hedooniline toon ---- 58
5.5.2. Lühiajaliste heitetippude ja ajalise dünaamika modelleerimine ---- 59
5.5.3. Segatoormega digestaadi modelleerimise erisused ---- 60
6. PARIMA VÕIMALIKU TEHNIKA (PVT) RAKENDAMINE BIOGAASIJAAMADE LÕHNAHEIDETE OHJAMISEL ---- 61
6.1. Regulatiivne arhitektuur ja künnisvõimsuste süsteem Eesti õigusruumis ---- 61

6.2. Horisontaalsed (sektoriülesed) PVT viitedokumendid ---- 62
6.2.1. Hoiustamisest tuleneva heite ohjamine (EFS BREF) ---- 62
6.2.2. Heidete seire standardiseeritud metoodika (ROM) ---- 62
6.2.3. Jääkgaaside termiline kahjutustamine (WGC BREF) ---- 63
6.3. Jäätmekäitluse PVT (WT BREF) ---- 63
6.3.1. Juhtimissüsteemid ja seire (BAT 1, 2, 3, 4, 8, 10, 12) ---- 63
6.3.2. Tooraine logistika ja hajusheidete piiramine (BAT 13, 14, 33) ---- 64
6.3.3. Aktiivne gaasipuhastus ja protsessi stabiilsus (BAT 34, 37, 38) ---- 64
6.4. Valdkondlikud PVT erisused vastavalt biogaasijaama tüübile ja toormele ---- 65
6.4.1. Põllumajanduspõhised biogaasijaamad ja loomasõnniku käitlus (IRPP BREF) ---- 65
6.4.2 Toiduaine- ja joogitööstuse biogaasijaamad (FDM BREF) ---- 66
6.4.3 Loomsete kõrvalsaaduste töötlemine (SA BREF) ---- 66
6.4.4 Keemia- ja paberitööstus (CWW, LVOC, PP BREF) ---- 67
6.5. Eesti siseriiklik õiguspraktika ja lokaalsed lahendused ---- 67
6.5.1 Veiste intensiivkasvatuse PVT ---- 67
6.5.2 Reoveesette stabiliseerimine (Määrus nr 29) ---- 67
6.5.3 Prügilagaasi aktiivne haldus (Määrus nr 38) ---- 68
7. TEHNILISED JA TÖÖKORRALDUSLIKUD MEETMED LÕHNAHEITE JA -HÄIRINGU VÄHENDAMISEKS ---- 69
7.1. Lõhna vähendamise meetmed Eestis asuvates biogaasijaamades ---- 69
7.1.1. Tehnilised ja töökorralduslikud lõhnavähenduse meetmed ---- 70
7.1.1.1. Kinnised süsteemid, hoonete hermeetilisus ja alarõhk ---- 70
7.1.1.2. Mahutite katmine ---- 70
7.1.1.3. Logistiline optimeerimine ja protsessi hügieen ---- 70
7.1.2. Bioloogilised puhastustehnoloogiad ventilatsiooniõhu töötlemiseks ---- 71
7.1.3. Keemilised puhastusmeetmed ---- 72
7.1.4. Järelpõletus ---- 73
7.1.5. Biometaani väärindamine ja süsinikdioksiidi veeldamine ---- 73
7.1.6. Operatiivne protsessikontroll ---- 74
7.1.7. Lõhnavähenduse majanduslik tasuvus ja investeeringute analüüs ---- 74
7.2. Ülevaade Lätis, Soomes ja Rootsis kasutusel olevatest tehnilistest ja töökorralduslikest meetmetest lõhna tekitavate ühendite vähendamiseks biogaasijaamades ---- 76
7.2.1. Regulatiivsed ja töökorralduslikud meetmed ---- 76
7.2.2. Arhitektuurilised ja aerodünaamilised barjäärid ---- 77
7.2.3. Hüdrodünaamilised meetmed ---- 78
7.2.4. Aktiivsed õhupuhastustehnoloogiad ---- 78
7.2.5. Protsessi termodünaamiline ja mikrobioloogiline seire ---- 80
7.3. Hinnang välisriikide parimate praktikate rakendatavusele Eestis ---- 81
7.3.1. Rakendatavus põllumajanduspõhistes ja kooskääritamise biogaasijaamades ---- 81
7.3.1.1. Sukelduspumpamise kohustuslikuks muutmine ja standardiseerimine ---- 81
7.3.1.2. Biofiltrite uuendamine LECA materjaliga ---- 81
7.3.2. Rakendatavus asulate reoveepuhastites ja jäätmepõhistes jaamades jaamades ---- 82
7.3.2.1. Topeltustega tuulekojad olemasolevate hallide täiendusena ---- 82
7.3.2.2. Osoneerimissüsteemid ruumisäästliku alternatiivina ---- 82

7.3.3. Rakendatavus prügilates ja kompostimisväljakutel ---- 82
7.3.3.1. Udustussüsteemid ---- 82
7.3.3.2. Digitaalne protsessijuhtimine ---- 83
7.3.4. Regulatiivse paindlikkuse ja vabatahtliku seire integreerimine ---- 83
8. LÕHNAHEITE JA -HÄIRINGU SEIRETINGIMUSED JA PRAKTIKAD EESTIS JA LÄHIRIIKIDES ---- 84
8.1. Standardiseeritud ja kaudsed seiremetoodikad biogaasijaamades ---- 84
8.1.1. Dünaamiline olfaktomeetria (EN 13725) ja välivaatlus (EN 16841) ---- 84
8.1.2. Kaudne seire indikaatorgaaside ja protsessiparameetrite abil ---- 85
8.2. Soome biogaasijaamade seirepraktikad ---- 85
8.3. Rootsi iseregulatsioon ---- 85
8.4. Läti biogaasijaamade seire ---- 86
8.5. Eesti seiretingimused ---- 87
8.6. Regionaalne võrdlus ja järeldused ---- 87
9. ETTEPANEKUD ÕIGUSRAAMISTIKU JA SEIREPRAKTIKATE KAASAJASTAMISEKS ---- 89
9.1. Regulatiivse raamistiku ja hajumismudelite teaduspõhine edasiarendamine ---- 89
9.1.1. Regulatiivse terminoloogia ühtlustamine ---- 89
9.1.2. Rahvusvaheliste heitetegurite integreerimine ja dünaamiline modelleerimine ---- 90
9.1.3. Sesoonsuse ja jääkatte ajadünaamika modelleerimisel ---- 91
9.1.4. Lõhnatundide piirväärtuste eristamine asukohast ja toormest lähtuvalt ---- 91
9.2. Ruumiliste ja tehnoloogiliste leevendusmeetmete proportsionaalsus ---- 92
9.2.1. Ruumiline planeerimine ja puhvertsoonid ---- 92
9.2.2. Tiheasustusalad ja jäätmepõhised jaamad ---- 92
9.2.3. Hajaasustus ja põllumajanduspõhised biogaasijaamad ---- 93
9.2.4. Kompleksjaamad ---- 93
9.3. Seire- ja järelevalvemehhanismide optimeerimine ---- 94
9.3.1. Kaebustepõhine seire ja konfliktihaldus ---- 94
9.3.2. Pidevseire kui norm riskantsetele jaamadele ---- 95
9.3.3. Vabatahtliku omaseire soodustamine ---- 95
10. KOKKUVÕTE ---- 96
11. KASUTATUD KIRJANDUS ---- 98

LÜHENDITE LOETELU

AÕKS – atmosfääriõhu kaitse seadus

BAT – parim võimalik tehnika (*Best Available Techniques*)

BHT – biokeemiline hapnikutarve

BREF – parima võimaliku tehnika viitedokument (*BAT Reference Document*)

CAPEX – kapitalikulu (*Capital Expenditure*)

CBG – surubiogaas (*Compressed Biogas*)

CH_4 – metaan

CHP – elektri ja soojuse koostootmine (*Combined Heat and Power*)

C/N – süsiniku ja lämmastiku suhe

CO_2 – süsinikdioksiid ehk süsihappegaas

CSTR – pidevtoimeline täielikult segatav kääriti (*Continuous Stirred-Tank Reactor*)

CWW BREF – reovee ja jääkgaaside ühised puhastus- ja käitlussüsteemid keemiatööstuses (*Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector*)

EBA – Euroopa Biogaasi Assotsiatsioon (*European Biogas Association*)

EgMet – Rootsi vabatahtlik metaanilekete enesekontrollisüsteem (*Egenkontroll Metanemissioner*)

EFS BREF – hoiustamisest tulenevad heited (*Emissions from Storage*)

EKUK – Eesti Keskkonnauuringute Keskus

EL – Euroopa Liit

ELY-keskus – majandus-, transpordi- ja keskkonnakeskus Soomes (*Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus*)

EVS – Eesti Vabariigi Standard

(EVS-)EN 13725 – Õhu kvaliteet. Lõhnakontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria meetodil

(EVS-)EN 16841– Õhu kvaliteet. Lõhna määramine välivaatluste abil.

FDM BREF – toiduaine-, joogi- ja piimatööstus (*Food, Drink and Milk Industries*)

FID – leekionisatsioonidetektor (*Flame Ionization Detector*)

GWP – globaalse soojenemise potentsiaal (*Global Warming Potential*)

H_2S – väävelvesinik

IC – sisemise tsirkulatsiooniga kääriti (*Internal Circulation*)

IED – tööstusheite direktiiv (*Industrial Emissions Directive*, 2010/75/EL)

IRPP BREF – kodulindude ja sigade intensiivkasvatus (*Intensive Rearing of Poultry or Pigs*)

KHT – keemiline hapnikutarve

KIK – Keskkonnainvesteeringute Keskus

KMH – keskkonnamõju hindamine

KOTKAS – keskkonnaotsuste infosüsteem

LBG / bio-LNG – veeldatud biogaas (*Liquefied Biogas / Liquefied Natural Gas*)

LCFA – pika ahelaga rasvhapped (*Long Chain Fatty Acids*)

LDAR – lekete tuvastamise ja parandamise programm (*Leak Detection and Repair*)

LHK – lubatud heitkoguste projekt

LOÜ / VOC – lenduvad orgaanilised ühendid (*Volatile Organic Compounds*)

LVOC BREF – suuremahuline orgaanilise keemia tööstus (*Large Volume Organic Chemical Industry*)

LÜ – loomühik

N_2O – dilämmastikoksiid

NH_3 – ammoniaak

NIMBY – sündroom "mitte minu tagahoovis" (*Not In My Back Yard*)

OGI – optiline gaasikuvamine (*Optical Gas Imaging*)

OMP – lõhna ohjamise kava (*Odour Management Plan*)

OPEX – tegevuskulu (*Operating Expenditure*)

OU_E – Euroopa lõhnaühik (*European Odour Unit*)

PID – fotoionisatsioonidetektor (*Photoionization Detector*)

PP BREF – puidumassi, paberi ja papi tootmine (*Production of Pulp, Paper and Board*)

PSA – rõhuvahelduv adsorptsioon (*Pressure Swing Adsorption*)

PVT – parim võimalik tehnika

REPowerEU – Euroopa Komisjoni kava energiaturvalisuse tagamiseks ja fossiilgaasist loobumiseks

ROM – heidete seire standardiseeritud metoodika aruanne (*Reference Report on Monitoring*)

RTO – regeneratiivne termiline oksüdatsioon (*Regenerative Thermal Oxidation*)

SA BREF – tapamajade ja loomsete kõrvalsaaduste tööstus (*Slaughterhouses and Animal By-products Industries*)

SPCR 120 – Rootsi kääritusjäägi sertifitseerimiseeskiri

TDLAS – häälestatava dioodlaseri absorptsioonspektroskoopia (*Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy*)

THP – termiline hüdrolüüs (*Thermal Hydrolysis Process*)

THS – tööstusheite seadus

TOC – kogu orgaaniline süsinik (*Total Organic Carbon*)

TS – kuivaine (*Total Solids*)

TVOC – lenduvate orgaaniliste ühendite koguhulk (*Total Volatile Organic Compounds*)

UASB – ülesvoolu anaeroobse muda separeerimisega kääriti (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

VDI – Saksamaa Inseneride Liit (*Verein Deutscher Ingenieure*)

VDI 3475 – Saksamaa Inseneride Liidu (VDI) standard bioloogilise jäätmekäitluse (sh biogaasijaamade) emissioonide kontrolliks

VDI 3883 – Saksamaa standard, mis käsitleb lõhnareostusest tulenevate konfliktide sotsiaalset haldamist ja kaebuste süstemaatilist menetlemist

VDI 3894 – Saksamaa Inseneride Liidu (VDI) standard loomakasvatuse heidete ja emissioonide hindamiseks

VS – orgaaniline kuivaine (*Volatile Solids*)

VVD – Läti Riiklik Keskkonnateenistus (*Valsts vides dienests*)

WGC BREF – keemiasektori jääkgaaside käitlemine (*Common Waste Gas Management and Treatment Systems in the Chemical Sector*)

WT BREF – jäätmekäitlus (*Waste Treatment*)

1. SISSEJUHATUS

Tänapäevane Euroopa Liidu ja globaalne energiapoliitika teeb läbi suuri muutusi, mille eesmärk on eemalduda fossiilkütustest ning minna üle taastuvenergiale ja ringmajandusele. Selles üleminekus on biogaasi ja biometaani tootmisel väga oluline strateegiline roll. Erinevalt tuule- ja päikeseenergiast, mis on muutlikud ja sõltuvad otseselt ilmastikust, pakub biogaas juhitavat, stabiilset ja salvestatavat energiat, mis on vajalik energiasüsteemi varustuskindluse tagamiseks. Veelgi olulisem on see, et anaeroobne kääritamine on ainulaadne tehnoloogia, mis lahendab korraga kolm suurt väljakutset – orgaaniliste jäätmete ja põllumajandusjääkide ohutu käitlemise, kohaliku taastuvenergia tootmise ning mineraalväetiste asendamise väärtusliku orgaanilise kääritusjäägi ehk digestaadiga.

Selle valdkonna potentsiaali on Euroopa Liidu tasandil tugevalt teadvustatud, eriti energiajulgeoleku ja välisest energiast sõltuvuse vähendamise vajaduse tõttu. Pärast 2022. aasta sündmusi ja tungivat vajadust loobuda Venemaa fossiilgaasist, käivitas Euroopa Komisjon REPowerEU kava. See strateegia seab biometaani tootmisele väga ambitsioonika eesmärgi – toota aastaks 2030 Euroopa Liidus 35 miljardit kuupmeetrit biometaani aastas, keskendudes eelkõige põllumajanduslikele jäätmetele ja jääkidele. Sellise tootmismahu saavutamine nõuab kogu Euroopas, sealhulgas Eestis, olemasolevate biogaasijaamade võimsuste optimeerimist, uute jaamade rajamist ning tehnoloogiate uuendamist. Eestis, kus biogaasi toodang on viimastel aastatel märgatavalt kasvanud ja toorbiogaasi väärindatakse üha enam biometaaniks transpordisektori tarbeks, tähendab see tootmismahtude võimalikku mitmekordistumist lähitulevikus.

Lisaks tootmismahtude kasvule on sektoris toimumas oluline nihe ka toormebaasi osas. Kui varem piirduti peamiselt tavapärase põllumajandusliku toorme ehk substraadiga, nagu loomasõnnik ja rohtsed jäätmed, siis nüüd on fookusesse tõusnud keerukamad ja oluliselt suurema energiapotentsiaaliga materjalid. Nende hulka kuuluvad toiduainetööstuse jäägid, reoveesetted, tapamajajäätmed ning liigiti kogutud biojäätmed. Toormebaasi selline laienemine toob aga paratamatult kaasa uued ja varasemast kordades teravamad väljakutsed keskkonnakaitses. Eriti oluliseks muutub heiteallikate ohjamine ning neist tingitud lõhnahäiringute haldamine, mille mõju võib ulatuda kaugele väljaspoole jaama territooriumi.

Vaatamata biogaasi tootmise vaieldamatutele keskkonnaeelistele kliima kontekstis, sealhulgas kasvuhoonegaaside metaani ja dilämmastikoksiidi emissioonide vähendamisele avatud sõnnikuhoidlatest, kaasneb biogaasijaamade rajamise ja igapäevase käitamisega sageli terav kohalik sotsiaalne konflikt. Selleks on intensiivse ja psühholoogiliselt häiriva ebameeldiva lõhna levik elamupiirkondadesse. Kääritamise ja sellega seotud eel- ja järelprotsesside, sealhulgas toorme vastuvõtu, purustamise ning eriti digestaadi separeerimise ja ladustamise käigus tekib sadu erinevaid lenduvaid orgaanilisi ühendeid (LOÜ, inglise keeles *Volatile Organic Compounds* ehk VOC) ja anorgaanilisi gaase. Kuigi protsessi peamine eesmärktoode metaan ja sellega kaasnev süsinikdioksiid on täiesti lõhnatud, vastutavad haisu eest protsessis vaheproduktidena tekkivad või toormest vabanevad teised keemilised ühendid. Nende ühendite haistmislävi (kontsentratsioon, millest alates inimene ainet tuvastab) on väga madal, ulatudes sageli vaid miljardikosadeni ruumalaühiku kohta. Kõige probleemsemate ühendite hulka kuuluvad mürgised ja seadmeid söövitavad väävliühendid, eeskätt mädamunalõhnaline vesiniksulfiid ja roiskuva kapsa lõhnaga metüülmerkaptaanid. Samuti on suureks probleemiks lämmastikuühendid, nagu terava ja kirbe uriinilõhnaga ammoniaak ning intensiivse raipehaisuga amiinid, mis tekivad valgurikaste

jäätmete bioloogilisel lagunemisel. Lisaks tekivad aeroobse ja anaeroobse lagunemise vaheproduktidena lenduvad rasvhapped, millest tuntuim on rääsunud lõhnaga võihape.[1–6]

Lõhnahäiring ei ole lihtsalt mugavusprobleem, vaid sellel on reaalne, teaduslikult tõestatud mõju ümbritsevate elanike heaolule. Pidev kokkupuude tugevate roiskumislõhnadega tekitab inimestes stressi, soodustab ärevust, unehäireid ja iiveldust, isegi kui gaaside kontsentratsioon ei ole otseselt tervisele ohtlik. Lisaks füsioloogilistele sümptomitele toob tajutav lõhnareostus kaasa piirkonna kinnisvara väärtuse languse ja pärsib kohalikku ettevõtlust. Nende tegurite koosmõjul on lõhnast kujunenud peamine põhjus kohalike elanike vastuseisule uute biogaasijaamade planeerimisel. Seetõttu tuleb riiklikul tasandil teadvustada, et lõhnade tõhus, teaduspõhine ja reaalajas toimiv ohjamine ning ennetamine on vältimatu eeltingimus kogu biogaasisektori sotsiaalse ja nõuetele vastavuse tagamisel.

Biogaasijaamade lõhnaheidete juriidiline reguleerimine ja matemaatiline modelleerimine on keeruline väljakutse, kuna erinevalt teistest tavapärastest saasteainetest, on lõhna objektiivne mõõtmine matemaatiliselt abstraktne. Lõhna levik ja tajutavus sõltuvad tugevalt lokaalsetest ilmastikutingimustest, topograafiast, käitise ja emissiooniallikate tehnilisest ülesehitusest ning inimeste subjektiivsest tundlikkusest. Euroopa Liidu tasandil puudub siiani ühtne siduv lõhnadirektiiv, mistõttu reguleeritakse valdkonda peamiselt kaudselt tööstusheite direktiivi (*Industrial Emissions Directive* ehk IED, 2010/75/EL) ja parima võimaliku tehnika (*Best Available Techniques* ehk BAT, eestikeelne lühend PVT) viitedokumentide kaudu. Need dokumendid annavad suunised tehnoloogilistele lahendustele, kuid jätavad täpsete piirväärtuste kehtestamise liikmesriikide otsustada. Eestis reguleerivad seda valdkonda atmosfääriõhu kaitse seadus ja kliimaministri määrus nr 37, mille rakenduspraktikat ja regulatiivseid lünki käesolevas uuringus analüüsitakse. On selgunud, et siseriiklikus õigusruumis on puudu olulised eriheited eriti avatud allikate hindamiseks, mistõttu on hädavajalik integreerida keskkonnamõju hindamisse rahvusvahelised standardid ja kaasaegsed seiretehnoloogiad.[7–9]

Uuring lähtub arusaamast, et biogaasisektor on väga mitmekesine. Lahendused ja nõuded, mis on vajalikud ja mõistlikud asulate lähedal asuvas jäätmepõhises kompleksis, võivad osutuda täielikult ebaotstarbekaks kaugel maapiirkonnas asuvas põllumajanduspõhises jaamas. Seetõttu analüüsitakse uuringus lõhna tekitavate ühendite teket ja leevendusmeetmeid vastavalt jaamatüüpidele ja kasutatava tooraine eripäradele. Erinevates peatükkides on viidud läbi tehnoloogiline ja metoodiline analüüs, mis kaardistab lõhna tekke mehhanisme ja rahvusvahelisi praktikaid. Uuringu eesmärk on sünteesida kogutud materjal ning esitada selle põhjal ettepanekud Eesti keskkonnaõiguse ja seirepraktikate ühtlustamiseks. Regulatsiooni täiendamisega soovitakse kujundada õiguslik keskkond, mis tagab elanikele puhta elukvaliteedi ning toetab samal ajal taastuvenergiasektori arengut.

2. BIOGAASI TOOTMISE ERINEVAD TEHNOLOOGIAD JA ENIM KASUTATAVAD SUBSTRAADID

Biogaas on bioloogiliste protsesside, täpsemalt anaeroobse kääritamise teel saadud gaasiline kütus, mis koosneb tüüpiliselt 45–70% metaanist (CH_4), 30–40% süsinikdioksiidist (CO_2) ja teistest komponentidest nagu lämmastik (N_2), hapnik (O_2) ja vesiniksulfiid (H_2S). Biogaasi sisendina kasutatavat biomassi saab jagada põllumaal kasvavaks biomassiks (hein, teraviljad, õlikultuurid) ja tootmises tekkivaks biomassiks (sõnnik, reoveemuda ning orgaaniliselt lagunevad jäätmed). Lisaks on biogaasi võimalik saada nn iseenesliku anaeroobse käärimise protsessi käigus prügilatest (prügilagaas).[10]

2.1. Biogaasi tootmisprotsessi etapid

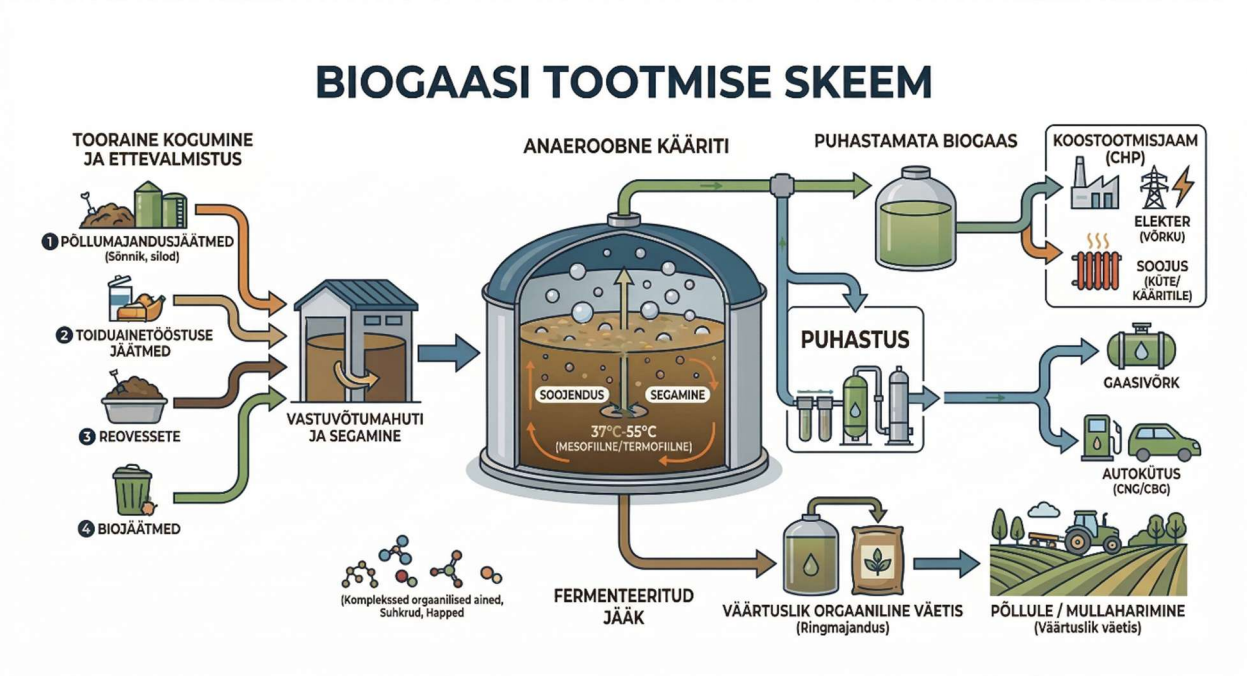
Sõltumata kasutatava tooraine tüübist ja biogaasijaama geograafilisest asukohast võib tootmistsükli jagada neljaks peamiseks tehnoloogiliseks etapiks:

- tooraine logistika ja eelkäitlus;
- anaeroobne põhiprotsess kääritites;
- kääritusjäägi ehk digestaadi käitlemine ja ladustamine;
- biogaasi puhastamine ja väärindamine (joonis 1).

Iga tehnoloogilise etapiga kaasnevad riskid välisõhu saastamiseks, sealhulgas lõhnahäiringute tekkeks.

Biogaasijaama põhiseadmed on:

- toorme vastuvõtumahutid ja -hooned;
- eeltöötlus- ja etteandeseadmed;
- kääritid;
- järelkääritid;
- katlamaja soojusenergia tootmiseks;
- gaasitöötlusüksus;
- digestaadihoidlad.



Joonis 1. Lihtsustatud biogaasi tootmise skeem. Autori koostatud ja kohandatud tehisintellekti Google Gemini (2026) abil [11]

2.1.1. Eelkäitlus

Eelkäitlus hõlmab substraadi transporti, vastuvõttu ning mehaanilist ja füüsikalis-keemilist ettevalmistamist kääritusprotsessiks.

2.1.1.1. Transport

Transpordietapp hõlmab biogaasi tootmiseks vajamineva toorme tarnimist jaama ja selle hoiustamist. Biogaasijaamades, kus tooret (näiteks vedelsõnnikut) on võimalik pumbata otse tekkekohast torustiku kaudu eelmahutitesse, klassikaline logistika- ja veotranspordi etapp puudub.

2.1.1.2. Vastuvõtt ja ladustamine

Substraatide ladustamisviisid sõltuvad otseselt toorme füüsikalistest omadustest. Pumbatavat ja vedelat tooret ladustatakse üldjuhul kinnistes mahutites, samas kui tahket tooret hoitakse betoonplatsidel, silohoidlates või suletud vastuvõtuhoonetes.

2.1.1.3. Eeltöötlemine ja sisestamine

Eeltöötlemise viis ja ulatus mõjutavad otseselt anaeroobse kääritamise kulgu ning seeläbi ka substraadi energeetilise potentsiaali realiseerimist. Eeltöötluse eesmärk on ühest küljest täita seadusandlusest tulenevaid sanitaar- ja hügieeninõudeid ning teisest küljest luua metaani tootvatele mikroorganismidele optimaalsed elutegevustingimused. Seega on toorme asjakohasel ettevalmistusel kogu jaama protsessi optimeerimises oluline roll.

Sorteerimine ja mehaaniliste võõriste eemaldamine sõltub otseselt substraadi päritolust. Sagedaseimad anorgaanilised võõrkehad, näiteks kivid, settivad enamasti eelhoidla põhja, kust neid tuleb perioodiliselt eemaldada. Muud tehnoloogilist protsessi ohustavad materjalid (plast, klaas, metall) eraldatakse mehaaniliselt vastuvõtul või etteandesüsteemides. Ebaühtlase koostise ja suure võõrkehade sisalduse tõttu kujutavad biogaasijaama seadmetele ja bioloogilisele protsessile suurimat riski bioloogilised olme- ja tööstusjäätmed.

Loomsete kõrvalsaaduste käitlemisel on patogeenide hävitamiseks seadusega nõutav substraadi hügieniseerimine ehk pastöriseerimine, mis seisneb materjali termilises hoidmises vähemalt 70 °C juures minimaalselt ühe tunni vältel.

Substraadi mehaaniline peenestamine (purustamine) suurendab materjali eripinda, mis hõlbustab ensümaatilist ja bioloogilist lagunemist. Ehkki peenestamine muudab käärimise kiiremaks, ei pruugi see alati proportsionaalselt suurendada tekkiva biogaasi kogusaagist, sest saagis sõltub eelkõige sellest, kui kaua materjal kääritis viibib. Tahkemate ja kiuliste substraatide, nagu näiteks põhu, silokultuuride, tahesõnniku, aga ka mitmesuguste bio- ja tapamajajäätmete puhul paigaldatakse purustid sageli juba eelhoidla või sisestusliini juurde. Ühtlasi vajavad paljud pumbatavad substraadid eelnevat peenestamist torustikes või eelmahutites, et vältida pumpade ummistumist ning seadmete kahjustumist.

Märgkääritustehnoloogia korral on sageli vajalik toorme eelsegamine ja vedeldamine, et tagada kääritisse suunatava massi pumbatavus. Reeglina viiakse see läbi spetsiaalsetes kogumismahutites segistite abil, mis tagab ühtlasi materjali homogeniseerimise. Sisendaine stabiilne ja homogeenne koostis on kääritusprotsessi tasakaalu hoidmisel ülioluline, sest järsud muutused toiterežiimis eeldavad mikroobide koosluselt kiiret kohanemist, mis võib lühiajaliselt pärssida biogaasi teket.

Bioloogilise protsessi optimaalseks toimimiseks on ideaaljuhul vajalik substraadi pidev ja ühtlane juurdevool. Kuna täielikult katkematut materjalivoogu on praktikas tehniliselt keeruline tagada, rakendatakse tänapäevastes jaamades enamasti poolpidevat toiterežiimi, kus toormesegu lisatakse kääritisse väikeste portsjonitena ühtlaselt kogu ööpäeva vältel. Selline lahendus aitab vältida ka materjali edastamisega seotud seadmete pidevat maksimumkoormusel töötamist.

Erilist tähelepanu tuleb pöörata asjaolule, et just eeltöötluse etapis, kus orgaaniline aine puutub laialdaselt kokku välisõhuga ning kus toimub materjali rakustruktuuride mehaaniline purustamine ja termiline töötlemine, on lõhnahäiringut põhjustavate ühendite, eriti lenduvate väävliühendite, intensiivse eraldumise risk biogaasijaamas kõige suurem.[12]

2.1.2. Anaeroobne kääritamine

Biogaasi tootmise tehnoloogiad klassifitseeritakse peamiselt tooraine (substraadi) käitlemisviisi, niiskussisalduse ning kääritusprotsessi ülesehituse alusel. Biogaasijaama tehnoloogiline funktsionaalsus on otseses sõltuvuses kasutatavatest substraatidest. Töödeldava toorme maht on aluseks süsteemi seadmete dimensioneerimisel ning määrab vahetult käärituskambrite füüsilised mõõtmed. Samal ajal sõltub sobiva tootmistehnoloogia valik substraadi omadustest, eeskätt selle päritolust, struktuurist ja kuivainesisaldusest.

Toorme koostisest ja viskoossusest sõltuvalt langetatakse otsus vajaliku eelkäitluse ulatuse osas, mis võib hõlmata mehaaniliste võõriste eemaldamist seadmete kaitseks või vedeliku lisamist massi pumbatavuse tagamiseks. Kui käideldakse loomseid kõrvalsaadusi või muid bioloogiliselt riskantseid jäätmeid, on protsessi kohustuslikuks osaks pastöriseerimine (hügieniseerimine), mis tagab lõppsaaduse vastavuse kehtivatele sanitaarnõuetele. Alles pärast nõuetekohast eeltöötlust suunatakse substraat kääritisse, kus anaeroobse bioloogilise lagunemise käigus eraldub biogaas.

2.1.2.1. Niiskussisalduse põhjal eristatavad tehnoloogiad

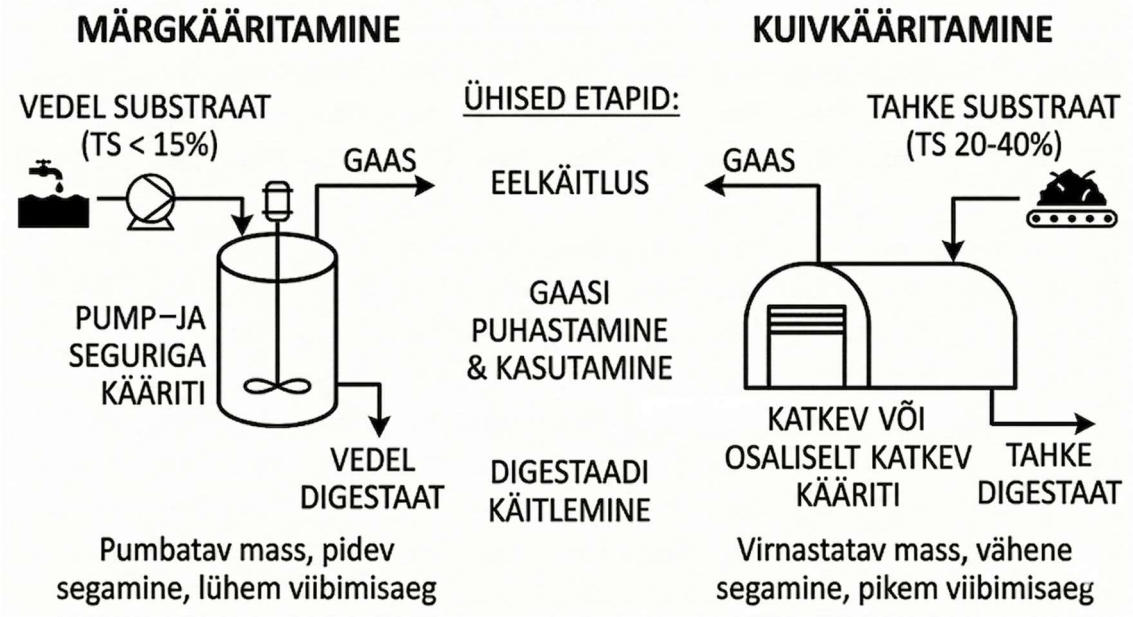
Kuivainesisaldus on üks olulisemaid kriteeriume, mis määrab otseselt jaamas kasutatavate pumpade, segurite ja mahutite tüübi.

Märgkääritamine

Märgkääritamine on maailmas kõige laialdasemalt levinud tehnoloogia, olles valdavaks standardiks just põllumajanduses ja veepuhastuses, kus toorainena kasutatakse vedelsõnnikut või reoveesetet. Selles protsessis on substraadi kuivainesisaldus üldjuhul alla 15%, mis teeb massist kergesti pumbatava ja segatava vedeliku. Tehnoloogiliselt eelistatakse märgkääritamisel pidevtoimelisi täielikult segatavaid kääriteid (CSTR – *Continuous Stirred-Tank Reactor*), kus mehaanilised segurid tagavad kääritites ühtlase temperatuuri ja toitainete jaotumise. Märgkääritamise peamiseks eeliseks on bioloogilise protsessi kõrge stabiilsus ja seadmete suhteliselt madalad investeeringukulud, kuid puuduseks on suur vedelikuvajadus.[13]

Kuivkääritamine

Alternatiivse lahendusena rakendatakse kuivkääritamist, mis on suunatud substraatidele kuivainesisaldusega 20–40%. See tehnoloogia on väga sobiv tahkete orgaaniliste olmejäätmete, põhu või sügavallapanusõnniku töötlemisel, mille vedeldamine ei ole majanduslikult ega tehnoloogiliselt otstarbekas. Kuigi see nõuab täpset logistikat (nt frontaallaadurite kasutamist), on süsteem oluliselt vastupidavam mehaanilistele võõrkehadele (kivid, liiv). Tahkete substraatide töötlemisel rakendatakse sageli perioodilise laadimistsükliga horisontaalseid kambreid (nn garaaž-tüüpi kääriteid). Erinevalt pidevtoimelistest süsteemidest laaditakse need hermeetilised kambrid toorainega üheaegselt täis, suletakse protsessi ajaks ning tühjendatakse kääritustsükli lõppemisel täielikult, mis muudab need sobilikuks suure kuivainesisaldusega struktuurse materjali käitlemisel.[13,14]
Märg- ja kuivkääritamise tehnoloogiline võrdlus on esitatud joonisel 2.



Joonis 2. Märg- ja kuivkääritamise tehnoloogiline võrdlus. Autori koostatud ja kohandatud tehisintellekti Google Gemini (2026) abil [11]

2.1.2.2. Temperatuurirežiimi põhjal eristatavad tehnoloogiad

Biogaasi tootmise protsessi kiirus ja tõhusus sõltuvad otseselt kääriti töötemperatuurist. Temperatuurirežiim määrab, millised mikroorganismide kooslused on aktiivsed, kui kiiresti orgaanilist ainet lagundatakse ja kui suur on jaama enda soojusenergia omatarve protsessi käigushoidmiseks. Valdavalt eristatakse kolme tehnoloogilist režiimi.

Krüofiilne (psührofiilne) tehnoloogia

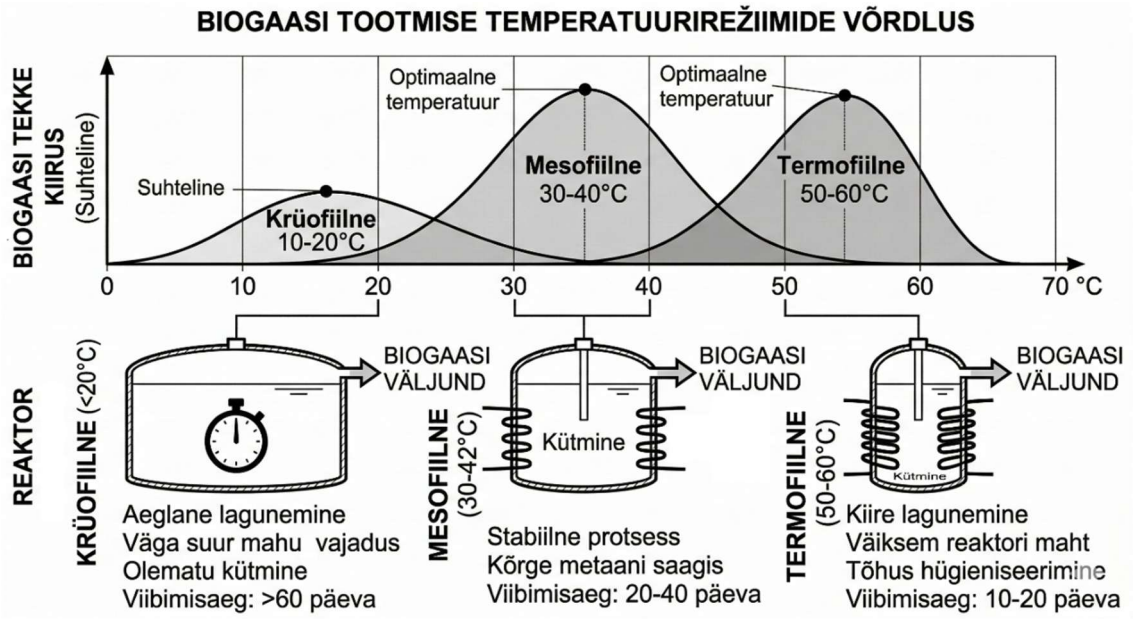
Krüofiilses režiimis (alla 20 °C, tavaliselt 10–20 °C) toimuv anaeroobne kääritamine on oma olemuselt kõige aeglasem. Kuna bakterite ensümaatiline aktiivsus on madalal temperatuuril pärsitud, võib orgaanilise aine lagunemine kesta üle kahe kuu. Kuigi selline lahendus ei eelda kääriti aktiivset kütmist, sobides näiteks lihtsate maapealsete laguunide või jahedas kliimas asuvate väikesüsteemide jaoks, on selle tööstuslik potentsiaal tagasihoidlik. Peamiseks piiranguks on vajadus ebaproportsionaalselt suurte mahutite järele arvestatava gaasitoodangu saavutamiseks ning asjaolu, et madal temperatuur ei hävita substraadis esineda võivaid patogeene.

Mesofiilne tehnoloogia

Globaalselt kõige rakendatavam on mesofiilne tehnoloogia (temperatuurivahemikus 30–42 °C), millel põhineb ligikaudu 85% kõikidest põllumajanduspõhistest jaamadest. Seda režiimi eelistatakse, kuna protsess on bioloogiliselt stabiilne ning süsteemi soojana hoidmiseks ei kulu liigselt energiat. Mesofiilsed mikroorganismid taluvad võrdlemisi hästi nii temperatuurikõikumisi kui ka muutusi sisendsubstraadi keemilises koostises, lihtsustades oluliselt protsessi operaatoripoolset juhtimist. Ehkki viibeaeg kääritis on krüofiilsest režiimist lühem (jäädes tavaliselt 20 ja 40 päeva vahele), eeldab mesofiilne süsteem stabiilse mikrokliima tagamiseks mahukat infrastruktuuri ja kääritite pidevat kütmist.[13,15–18]

Termofiilne tehnoloogia

Maksimaalset tootlikkust ja materjali kiiret läbivoolu taotlevates jaamades rakendatakse termofiilset tehnoloogiat (50–60 °C). Selles režiimis kiireneb mikroobide ainevahetus märgatavalt, võimaldades orgaanilise aine lagundada kõigest 10–20 päevaga, mis vähendab vajalike kääritite ruumala. Termofiilse kääritamise oluliseks lisaväärtuseks on automaatne hügieniseerimine, kus kõrge temperatuur hävitab efektiivselt haigustekitajaid, parasiite ja umbrohuseemneid. Paraku on termofiilne protsess tehnoloogiliselt äärmiselt nõudlik. See on tundlik keskkonnamuutustele ja nõuab intensiivset kütmist, kusjuures lämmastikurikaste toormete (nt sõnnik, toidujäätmed) puhul on oluliselt suurem oht, et vaba ammoniaak hakkab protsessi pärssima ja võib käärimise isegi seisata.[13,15–18]
Temperatuurirežiimide võrdlus on esitatud joonisel 3.



Joonis 3. Temperatuurirežiimide võrdlus. Autori koostatud ja kohandatud tehisintellekti Google Gemini (2026) abil [11]

2.1.2.3. Kääriti täitmisviisi põhjal eristatavad tehnoloogiad

Kääritite täitmise sagedus ja kogused sõltuvad mikroorganismide toitevajadusest ning biogaasi tootmise eesmärkidest. Tehnoloogiliselt eristatakse tsüklilist (perioodilist), poolpidevat ja pidevat laadimisrežiimi.

Tsükliline laadimine (katkev protsess)

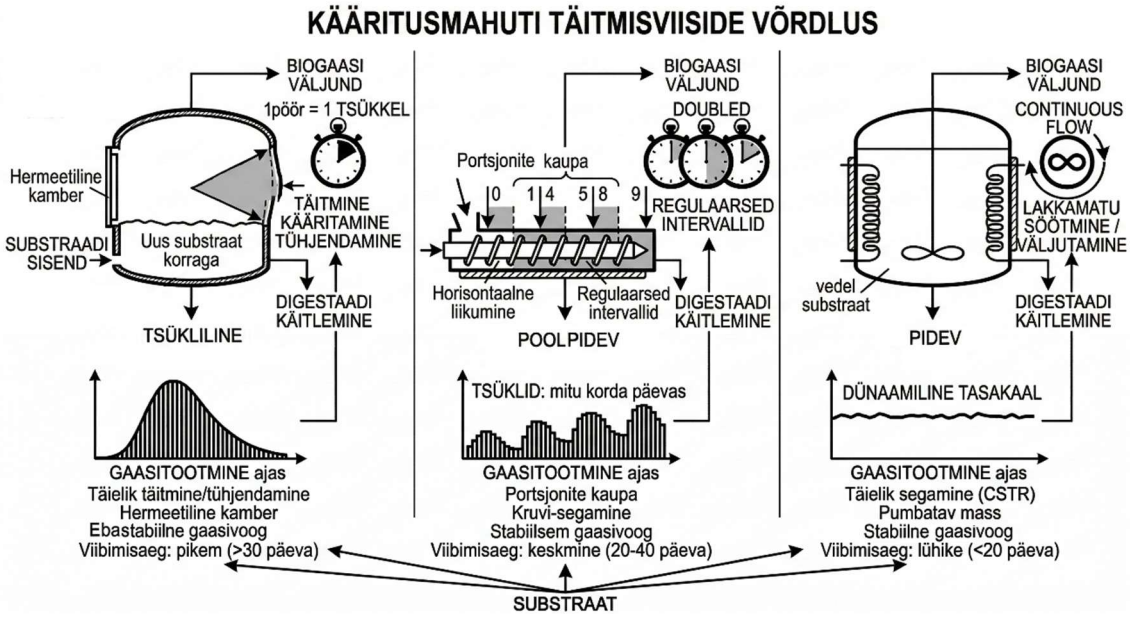
Tsükliline laadimine (ingl *batch*) tähendab kääriti ühekordset täitmist toorainega, misjärel kamber suletakse hermeetiliselt kogu viibeaja vältel. Selles režiimis toimub biogaasi eraldumine ebaühtlaselt. Tsükli algfaasis on tootlikkus madal, saavutab tipu protsessi keskel ning hääbub lõpufaasis, mil kääriti tühjendatakse uue laadungi vastuvõtuks. Meetod on valdav kuivkääritamisel ja garaaž-tüüpi süsteemides, olles suunatud tugeva struktuuriga mittepumbatavate materjalide käitlemiseks.

Poolpidev ja pidev laadimine

Poolpideva ja pideva toiterežiimi puhul tagatakse kääritisse uue substraadi regulaarne lisamine, millega kaasneb samaaegselt kääritusjäägi (digestaadi) eemaldamine. Praktikas eristatakse salvestusmeetodit, läbivoolumeetodit ja nende kombinatsioone. Salvestusmeetodi puhul toimib kääriti ühtlasi ka lõpphoidlana. Kääritit täidetakse järk-järgult ning see tühjendatakse sarnaselt tsüklilisele meetodile alles siis, kui maksimaalne mahutavus on saavutatud (jättes alles vaid väikese osa aktiivmuda uue toorme käivitamiseks). Läbivoolumeetodi puhul lisatakse kääritisse mitu korda päevas värsket substraati ning täpselt sama kogus materjali väljutatakse süsteemist pumpamise või ülejooksu teel, mis tagab väga ühtlase gaasitootluse.

Kõige suuremat tehnoloogilist efektiivsust pakub aga täielikult pidevtoimeline laadimisviis, kus substraadi sisestamine ja väljutamine toimub väga lühikeste intervallidega. Selline režiim hoiab bioloogilise koosluse pidevas toitumuslikus tasakaalus, tagades püsiva kvaliteediga katkematu biogaasivoo, mis on mootorite ja biometaani puhastusseadmete stabiilseks tööks hädavajalik. Pidev laadimine eeldab toorme pumbatavust (kuivainesisaldus alla 15%) ning on märgkääritamisel põhinevates jaamades eelistatuim standardlahendus.[13,15,17,18]

Kääritusmahutite laadimisviiside võrdlus on illustreeritud joonisel 4.



Joonis 4. Kääritite täitmisviisidest tulenevate tehnoloogiate võrdlus. Autori koostatud ja kohandatud tehisintellekti Google Gemini (2026) abil [11]

2.1.2.4. Protsessiastmete arvu põhjal eristatavad tehnoloogiad

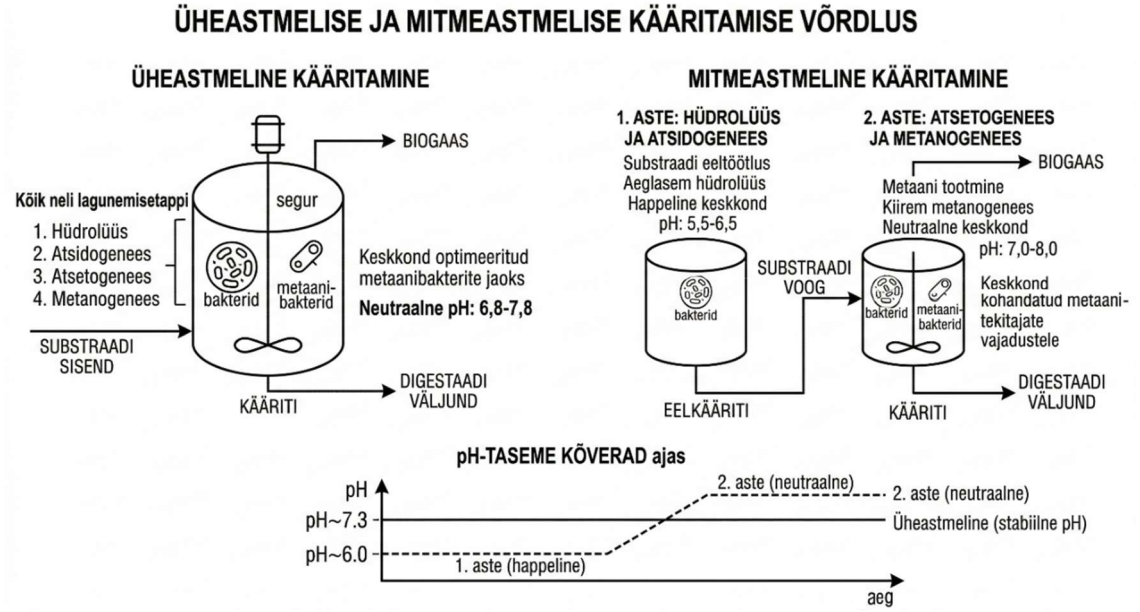
Biogaasi tootmisprotsessi ülesehitus sõltub oluliselt substraadi omadustest ja valitavast keerukusastmest, jagunedes üheastmelisteks ja mitmeastmelisteks süsteemideks. Anaeroobne lagunemine koosneb neljast biokeemilisest faasist (hüdrolüüs, atsidogenees, atsetogenees ja metanogenees), mida viivad läbi erinevad mikroorganismide rühmad. Kuna nende rühmade elutingimused (eriti pH-tase) on erinevad, loob see aluse erinevatele ruumilistele lahendustele.[15,17]

Üheastmeline kääritamine

Üheastmeline süsteem on tehnoloogiliselt kõige lihtsam ja levinum lähenemine, kus kõik neli lagunemisfaasi toimuvad ühes kääritis. Süsteemi parameetrid on kalibreeritud metanogeensete arhede ehk metanogeenide (mikroorganismid, kes toodavad elutegevuse käigus kõrvalsaadusena metaani) elutegevuseks, kes on protsessi kõige tundlikum lüli ja vajavad stabiilset neutraalset keskkonda. Üheastmelise süsteemi eeliseks on madalamad investeeringud ning lihtsam opereerimine, mistõttu sobib see hästi stabiilse orgaanilise koormusega substraatidele (nt vedelsõnnik). Samas on süsteem tundlik orgaanilise ülekoormuse suhtes, kus kiirelt lagunevate toormete (nt toidujäätmed) lisamisel võib happeteke (atsidogenees) langetada pH-taset ohtlikult kiiresti, pärssides sellega metaanibakterite tegevust.[13,19]

Mitmeastmeline kääritamine

Mitmeastmeline kääritamine on keerukam lähenemine, kus lagunemise erinevad faasid on optimeerimise eesmärgil füüsiliselt eraldatud. Reeglina on hüdrolüüs ja happeteke viidud esimesse kääritisse, kus hoitakse madalamat pH-taset (5,5–6,5), mis on hüdrolüütilistele bakteritele optimaalne. Ettevalmistatud ja hapestunud mass suunatakse seejärel teise mahutisse, mis on kohandatud spetsiaalselt metanogeenidele (pH 7,0–8,0). Faaside eraldamine võimaldab saavutada oluliselt kõrgemat lagunemisefektiivsust ja protsessi stabiilsust agressiivsete toormete (nt olmejäätmete orgaaniline fraktsioon) puhul, ehkki see eeldab suuremaid alginvesteeringuid seadmetesse.[13,15,17,19]
Üheastmelise ja mitmeastmelise kääritamise tehnoloogiline võrdlus on esitatud joonisel 5.



Joonis 5. Üheastmelise ja mitmeastmelise kääritamise tehnoloogiline võrdlus. Autori koostatud ja kohandatud tehisintellekti Google Gemini (2026) abil [11]

Olenemata kääriti tehnoloogilisest ülesehitusest, olgu tegemist üheastmelise CSTR-kääriti või mitmeastmelise süsteemiga, toimub anaeroobne põhiprotsess hermeetiliselt suletud ja gaasitihedates mahutites, mistõttu on lõhnaaine heite lendumine otse välisõhku jaama normaaltalitlusel välistatud.

2.1.3. Digestaadi (kääritusjäägi) käitlemine

Pärast anaeroobse kääritusprotsessi lõppu jääb kääritisse kääritusjääk ehk digestaat. Tegemist on väärtusliku orgaanilise väetisega, mis sisaldab kõiki algses tooraines olnud põhitoitaineid (lämmastik, fosfor, kaalium), kuid on läbinud olulise bioloogilise muundumise. Erinevalt toorsõnnikust on digestaadis sisalduv lämmastik taimedele kergemini omastatavas mineraalses vormis, mis muudab selle põllumajanduses eelistatud väetiseks.

2.1.3.1. Ladustamine

Digestaadi käitlemise esimene etapp on ladustamine. Sõltuvalt biogaasijaama tehnoloogilisest lahendusest rajatakse selleks kas kinnised või avatud digestaadihoidlad. Lõhnahäiringute ohjamise seisukohalt on oluline märkida, et avatud hoidlad kujutavad endast jaama üht suurimat potentsiaalset pinnaemissiooni allikat. Teatud juhtudel biogaasijaamades digestaati ei ladustata, vaid see suunatakse järelkäärititest otse teiste põllumajandusettevõtete hoidlatesse või laotatakse kohe põldudele.

2.1.3.2. Digestaadi separeerimine (veetustamine)

Osades jaamades on käitlusskeemi lisatud separeerimisetapp, kus digestaat eraldatakse mehaaniliste separaatorite (nt kruvipresside) abil tahkeks ja vedelaks fraktsiooniks. Lõhnariski vaates on tegemist olulise punktiga, kuna mehaanilisel pressimisel vabaneb massist intensiivselt lõhnahäiringut põhjustavaid ühendeid. Vedelfraktsiooni on logistiliselt lihtne pumbata ja põldudele laotada, kus see imendub kiiresti mulda. Tahke fraktsioon meenutab oma tekstuurilt mulda või turvast ning seda saab kasutada kompostina, haljastuses või teatud sanitaartingimuste täitmisel isegi loomadele allapanuna.

2.1.4. Biogaasi puhastamine ja väärindamine biometaaniks

Kääritist väljuv biogaas koosneb peamiselt metaanist ja süsihappegaasist, kuid sisaldab ka väikeses koguses lisandeid nagu veeaur, vesiniksulfiid, ammoniaaki jm. Selleks, et biogaasi saaks kasutada mootorikütusena või juhtida otse maagaasivõrku, peab see läbima puhastusprotsessi, mille tulemusena saadakse biometaan (metaanisisaldus >95%).

2.1.4.1. Biogaasi esmane puhastamine

Esmase puhastamise kõige olulisem osa on väävliärastus, kuna valgurikaste jäätmete lagunemisel tekkiv vesiniksulfiid on seadmetele tugevalt korrodeeriva toimega. Bioloogilise väävliärastuse rakendamisel juhitakse kääritisse kontrollitud koguses õhku (hapnikku), mis soodustab väävlibakterite elutegevust, kes oksüdeerivad vesiniksulfiidi kahjutuks elementaarväävliks. Kui bioloogiline meetod ei taga piisavat puhtusastet, suunatakse gaas läbi raudoksiidiga täidetud adsorberite (filtrite), kus väävliühendid seotakse keemiliselt.

Lisaks väävli eemaldamisele on olulise tähtsusega gaasi kuivatamine ja peenosakeste eraldamine. Kuna toorgaas on kääritist väljudes veeauruga küllastunud, jahutatakse see maha, et vesi kondenseeruks ja eralduks süsteemist. See hoiab ära kondensaadi tekke ja korrosiooniohu järgnevates tehnoloogilistes etappides.

2.1.4.2. Süsihappegaasi eraldamine ja väärindamine

Süsihappegaasi (CO_2) eemaldamine on oluline metaanisisalduse tõstmiseks, et saavutada biometaani küttevääртuse vastavus maagaasi standarditele.

Üks levinumaid tehnoloogiaid selleks on vesipesu (*Water Scrubbing*), mis tugineb füüsikalisele printsiibile, et süsihappegaas lahustub vees oluliselt paremini kui metaan. Protsess viiakse läbi kõrgetes absorptsioonitornides, kus vastuvoolu liikuv vesi seob endaga süsihappegaasi molekulid, jättes gaasivoo metaanirikkaks.

Sarnasel eralduspõhimõttel, kuid ilma vedelikuta, töötab rõhuvahelduv adsorptsioon (PSA – *Pressure Swing Adsorption*). Selles süsteemis kasutatakse spetsiaalseid molekulaarsõelu, mis kõrge rõhu all püüavad süsihappegaasi tahke materjali pooridesse kinni. Kui materjal on küllastunud, langetatakse süsteemis rõhku, et lisandid eemaldada ja filter uueks tsükliks ette valmistada.

Viimastel aastatel on laialdast poolehoidu võitnud membraaneraldus, mida peetakse üheks perspektiivikaimaks meetodiks tänu kompaktsusele ja liikuvaid osi vältivale ehitusele. Tehnoloogia põhineb gaasimolekulide erineval läbilaskvusel polümeersetest membraanidest, kus süsihappegaas kui väiksema molekuliga komponent liigub läbi membraani seina kiiremini, samas kui metaan koondub torustiku keskele ja liigub edasi puhta biometaanina.

Juhul kui on vaja saavutada erakordselt kõrge puhtusaste minimaalsete metaanikadudega, rakendatakse keemilist absorptsiooni ehk amiinpesu. Erinevalt füüsikalisest vesipesust moodustab amiinilahus süsihappegaasiga tugeva keemilise sideme, mis võimaldab peaaegu täielikku eraldamist, ehkki lahusest süsihappegaasi taasvabastamine tsükli uuendamiseks nõuab täiendavat soojusenergiat.

Kõik need tehnoloogiad eraldiseisvalt või kombineeritult tagavad, et biogaasist saab stabiilne, maagaasiga samaväärne ja kõrge energiasisaldusega taastuvkütus.[13,20–22]

2.2. Enim kasutatavad substraadid ja nende kooskääritamine

Biogaasi tootmisel kasutatakse mitmekesiseid biolagunevaid tooraineid (substraate), millest levinumad on:

- loomsed sõnnikud;
- reoveesetted;
- erinevad söödakultuurid;
- märgaladel kasvavad taimed;
- taimekasvatusest üle jääv biomass (varred, lehed, põhk jne);
- toiduainetetööstuste jäätmed (sh. piima- ja lihatööstuse ning tapamajade kõrvalsaadused);
- kodumajapidamiste ja prügikäitluse orgaanilised jäätmed.

2.2.1. Loomne sõnnik

Loomne sõnnik (läga ja tahesõnnik) on anaeroobse kääritamise üks peamisi baassubstraate, mida hinnatakse eelkõige selle suure veesisalduse, mikrotoitainete rikkuse ja stabiilse puhverdusvõime tõttu. Kuigi sõnniku energeetiline väärtus massiühiku kohta on võrreldes energiakultuuridega madalam, tagab see protsessi bioloogilise stabiilsuse, toimides kääritis pH-taseme hoidjana ja pakkudes vajalikku elukeskkonda tundlikele metanogeensetele arhedele.

Sõnniku tehnoloogiline sobivus konkreetse kääritituubi jaoks sõltub selle kuivainesisaldusest, mis määrab ära materjali viskoossuse ja pumbatavuse. Vedelsõnnik ehk läga (kuivainesisaldus 2–10%) on kergelt pumbatav ja voolav mass, mis sobib ideaalselt standardsetesse märgkäärituse kääritisse. Madal kuivainesisaldus tähendab aga suuremat veehulka, mis täidab kääriti kasulikku mahtu, mistõttu on läga majanduslikult otstarbekas kääritada just tekkekoha ehk farmi läheduses. Tahesõnnik (kuivainesisaldus >20%) sisaldab märkimisväärses koguses allapanu (põhk, hein). See materjal ei ole pumbatav ning vajab kas eelnevat vedeldamist või kuivkäärituse süsteeme. Tahesõnniku kääritamisel on viibeaeg reeglina pikem, kuna allapanus sisalduv tselluloos ja ligniin lagunevad hüdrolüüsi faasis aeglaselt.

Sõnniku metaanipotentsiaal sõltub otseselt looma liigist ja söödaratsioonist. Veisesõnnik on eelistatud baassubstraat oma stabiilsuse tõttu, pakkudes tugevat puhversüsteemi liigse hapestumise vastu. Seasõnnikut iseloomustab kiirem lagunemine tänu rasvhapete ja valkude suuremale osakaalule, kuid selle puhverdusvõime on väiksem. Linnusõnnikul on energeetiliselt kõrgeim potentsiaal, kuid selle suures lämmastikusisalduses peitub risk, valkude lagunemisel tekkiv vaba ammoniaak (NH_3) muutub kriitilise kontsentratsiooni ületamisel metaanitekitajatele tugevalt inhibeerivaks ehk toksiliseks.[13,15,17,23,24]

Eri loomaliikide sõnnikute võrdlev iseloomustus ja nende keskmised metaanisaagised on esitatud tabelis 1.

Tabel 1. Loomsete sõnnikute võrdlev iseloomustus

Sõnnikuliik	Kuivaine (TS %)	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Tehnoloogiline käideldavus
Veiseläga	6–10	200–250	Hea pumbatavus, väga stabiilne protsess
Sealäga	3–7	250–300	Väga hästi pumbatav, kiirem lagunemine
Linnusõnnik	20–30	300–450	Vajab lahjendamist; ammoniaagi oht
Hobusesõnnik	25–35	150–200	Ei ole pumbatav; vajab kuivkääritust

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [13,18,24 jt] põhjal.

2.2.2. Reoveesetted

Reoveesete on anaeroobse kääritamise seisukohalt oluline ja laialdaselt kasutatav substraat, mille orgaanilise aine sisaldus moodustab tavaliselt 50–80% kuivainest. Sette kääritamine võimaldab veepuhastusjaamadel vähendada ladestatavate jäätmete mahtu kuni 50%, inaktiveerida patogeene ning toota taastuvenergiat, mis katab sageli olulise osa puhasti enda energiatarbest.

Tehnoloogiliselt jaotatakse setted esmalt nende tekkemehhanismi alusel, kus peamise rühma moodustab primaarne sete. See tekib esmase mehaanilise setitamise käigus ja on rikas rasvade ning süsivesikute poolest. Kuna primaarne sete ei ole läbinud eelnevat bioloogilist lagundamist, on see mikroorganismidele kergesti kättesaadav, andes kõrge metaanisaagise vahemikus 0,35–0,50 m^3/kg VS.

Sellele vastandub sekundaarne sete ehk aktiivmuda, mis eraldatakse bioloogilise puhastuse etapis. See koosneb suures osas aeroobsete mikroorganismide biomassist, kus orgaaniline aine on suletud rakuseinte sisse, muutes hüdrolüüsi aeglaseks ja raskendatuks. Seetõttu on sekundaarse sette metaanisaagis oluliselt madalam (0,15–0,25 m^3/kg VS). Praktikas kasutatakse sagedamini segusetet, kus primaarne ja sekundaarne sete eelnevalt homogeniseeritakse.[16,25–27]

Asulate reoveesetted (munitsipaalsetted) on stabiilselt kättesaadavad, kuid nende biokeemiliseks piiranguks on madal süsiniku ja lämmastiku (C/N) suhe (6:1 kuni 10:1), mis eeldab sageli kooskääritamist süsinikurikkamate jäätmetega. Tööstuslike reoveesetete energeetiline väärtus varieerub aga oluliselt. Toiduainetööstuse (piima- ja lihatööstuse) setted on väga energiarikkad (kuni 0,7 m^3/kg VS). Samas puidu- ja paberitööstuse setted on tugevalt ligniinirikkad, olles anaeroobsetes tingimustes raskesti lagundatavad ja eeldades termilist või keemilist eeltöötlust.[28–31]

Tervikliku ülevaate nendest erinevustest annab allolev koondtabel (Tabel 2).

Tabel 2. Reoveesetete tüüpide võrdlev iseloomustus puhastusastme ja päritolu põhjal

Sette klassifikatsioon	Metaanisaagis (m^3/kg VS*)	Iseloomustus
Primaarne sete	0,35–0,50	Kergesti lagundatav, kõrge rasvasisaldus
Sekundaarne sete	0,15–0,25	Rakuseintega piiratud hüdrolüüs, madalam saagis
Munitsipaalne segusete	0,25–0,40	Tasakaalustatud, standardne toore
Toidutööstuse sete	0,40–0,70	Väga kõrge energiasisaldus, kiire kääritumine
Paberitööstuse sete	0,10–0,20	Ligniinirikas, vajab hüdrolüüsi kiirendamist

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [16,32,33 jt]põhjal.

2.2.3. Söödakultuurid

Söödakultuurid ehk energeetilised kultuurid on biogaasijaamades kõrgelt hinnatud substraadid nende suurepärase metaani tootmise potentsiaali ja homogeense koostise tõttu (Tabel 3). Erinevalt jääkproduktidest (sõnnik, sete) kasvatatakse neid kultuure spetsiaalselt metaanikääritamiseks, mis võimaldab jaama operaatoril täpselt planeerida gaasitoodangut ja optimeerida kääriti koormust.

Söödakultuuride eelis seisneb nende kõrges orgaanilise kuivaine (VS) sisalduses ja kergesti lagundatavate süsivesikute (suhkrud, tärklis) külluses. Kõige levinum energeetiline kultuur Euroopas on mais, mida eelistatakse tänu selle suurele biomassi saagile hektari kohta ja suurepärasele sileeritavusele.

Lisaks maisile kasutatakse laialdaselt rohumaasilo ja teravilju (rukis, nisu). Rohumaasilo metaanipotentsiaal sõltub otseselt niiteajast ja taimiku koosseisust. Noorem ja väiksema ligniinisisaldusega hein laguneb kääritis kiiremini ja annab suurema saagise. Hilisema niite puhul suureneb taimedes ligniini osakaal, mis pärsib hüdrolüüsi etappi ja nõuab mikroorganismidelt pikemat viibimisaega kääritis. Selle probleemi lahendamiseks rakendatakse üha enam mehaanilist eeltöötlust (purustamist), mis lõhub taimerakkude struktuuri ja muudab orgaanika bakteritele kättesaadavaks.

Söödakultuuride kääritamisel on peamiseks väljakutseks nende väga kõrge süsiniku ja lämmastiku (C/N) suhe. Kui kääritada puhast silo, võib süsteemis tekkida lämmastikupuudus, mis pärsib metaanibakterite kasvu. Seetõttu on tavaline praktika kooskääritamine koos vedelsõnnikuga. Sõnnik pakub protsessile vajalikku vedelikku, mikrotoitaineid ja puhverdusvõimet, samal ajal kui söödakultuurid tõstavad jaama üldist energiatoodangut.

Samuti tuleb söödakultuuride puhul arvestada ujuvkihi tekkimise ohuga kääritis, kuna kerge taimne materjal kipub kogunema kääriti pinnale. See eeldab võimsaid segamissüsteeme ja täpset doseerimist, et vältida protsessi seiskumist. Eestis on uuritud ka alternatiivseid kultuure, nagu rukkisilo ja päevalill, mis sobivad jahedamasse kliimasse ja pakuvad konkurentsivõimelist metaanisaagist[15,17–19,24]

Tabel 3. Valitud söödakultuuride metaanipotentsiaal ja omadused

Kultuur	Kuivaine (TS %)	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Iseloomustus ja eelised
Maisisilo	28–35	330–380	Kõrgeim saagis hektarilt, väga hea lagundatavus
Rohumaasilo	25–40	280–340	Paindlik kasvatamine, kõrge lämmastikusisaldus (noorelt)
Teraviljasilo (rukis)	30–40	300–350	Sobib hästi Eesti kliimasse, kiire kasvutsükkel
Suhkrupeet	15–25	350–420	Erakordselt kiire lagunemine, kõrge veesisaldus
Põhk (teravili)	80–90	200–280	Kõrge ligniinisisaldus, vajab kindlasti eeltöötlust

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [15,17,18,19,24 jt] põhjal.

2.2.4. Märgaladel kasvavad taimed

Märgalade taimestik, eeskätt pilliroog ja laialeheline hundinui, on potentsiaalne, kuid seni vähekasutatud ressurss biogaasi tootmisel. Nende taimede kasutamine substraadina pakub lisaks energeetilisele väärtusele ka olulist keskkonnahoidlikku tulu, aidates eemaldada veekogudest liigseid toitaineid (lämmastikku ja fosforit) ning hooldada rannikualasid.

Märgalade taimi iseloomustab kõrge kiudainete (tselluloos, hemitselluloos ja ligniin) sisaldus, mis on vajalik nende püstise struktuuri hoidmiseks veekeskkonnas. Pilliroo metaanipotentsiaal on võrreldav keskmise kvaliteediga heina või rukkisilo omaga.

Peamine biokeemiline takistus on aga ligniini kõrge osakaal, mis muudab taimerakud metaanitekitajatele raskesti kättesaadavaks. Kuna metaanibakterid ei suuda ligniini lagundada, jääb märkimisväärne osa süsinikust kääritamisprotsessis kättesaamatuks, kui ei rakendata eeltöötlust. Uuringud on näidanud, et mehaaniline peenestamine või termiline hüdrolüüs võib märgalade taimestiku metaani saagist tõsta kuni 15–25%, lõhkudes taime struktuuri ja kiirendades hüdrolüüsi etappi.

Märgalade taimestiku kasutamine substraadina on tehnoloogiliselt keerukam kui tavapäraste põllumajanduskultuuride puhul. Siin mängib olulist rolli koristusaeg. Suvel on taimed madalama ligniinisisaldusega ja kõrgema toitaineväärtusega, andes parima metaani saagise (Tabel 4). Samas on sel ajal koristamine looduskaitseliselt tundlik (lindude pesitsemine). Talvel on näiteks pilliroog kuivem ja kergemini koristatav (jää pealt), kuid selle energeetiline väärtus on langenud, kuna suhkruid on vähem ja puitumine on lõpule jõudnud.

Kuna märgalade taimed on mahulised ja väikese tihedusega, on nende transport pikkade vahemaade taha ebaefektiivne. Seetõttu on need kõige sobivamad kooskääritamiseks rannikuäärsetes biogaasijaamades, kus neid segatakse vedelsõnniku või reoveesettega. Sõnnik pakub vajalikku niiskust ja mikrotoitaineid, mida kuiv ja kiuline pilliroog üksi ei taga.[34–36]

Tabel 4. Märgalade taimestiku võrdlev metaanipotentsiaal

Taimeliik	Koristusaeg	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Iseloomustus ja väljakutsed
Harilik pilliroog	Suvi (roheline)	250–310	Parim saagis, vajab kiiret sileerimist.
Harilik pilliroog	Talv (pruun)	150–210	Kõrge ligniinisisaldus, puitunud vars.
Hundinui	Suvi	220–280	Kiire lagunemine, kuid kõrge veesisaldus.
Märgalade hein	Hilissuvi	200–260	Sarnane rohumaasiloga, vajab peenestamist.

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [34,35,36] põhjal.

2.2.5. Taimekasvatusest üle jäävad varred, lehed jm

Põllumajanduslikud taimekasvatusjäägid, nagu õled, varred ja lehed, moodustavad maailma mastaabis suurima potentsiaaliga biogaasi tooraineressursi. Nende jääkide kasutamine biogaasijaamades aitab vähendada põllumajanduse keskkonnamõju ja vältida biomassi põletamist põllul, pakkudes samas stabiilset süsinikuallikat metaani tootmiseks.

Taimekasvatusjääke (nt nisu-, odra- ja rapsipõhk, maisivarred) iseloomustab väga kõrge kuivainesisaldus (TS tavaliselt 80–90%) ja lignotselluloosne struktuur (Tabel 5). Erinevalt mahlakast silost on need jäägid puitunud ja sisaldavad suures osas tselluloosi, hemitselluloosi ja ligniini.

Peamine väljakutse nende kääritamisel on ligniini barjäär. Ligniin toimib taimekiudude vahel tugeva sidusainena, mis kaitseb tselluloosi mikroobse lagundamise eest. Kuna anaeroobsed mikroorganismid ei suuda ligniini lagundada, on hüdrolüüsi etapp nendes substraatides väga aeglane. Seetõttu on taimekasvatusjääkide puhul vältimatu rakendada eeltöötlust. Kõige levinum on mehaaniline peenestamine, mis suurendab bakterite kokkupuutepinda orgaanilise ainega. Uuemad uuringud soovitavad ka termokeemilist eeltöötlust (nt leeliseline töötlemine), mis lahustab ligniini ja vabastab kääritamiseks vajalikud suhkrud.

Taimekasvatusjäägid on väga süsinikurikkad, mis tähendab, et nende C/N suhe on väga kõrge (nt põhu puhul 60:1 kuni 100:1). Metaanibakterite optimaalne suhe on aga 20:1 kuni 30:1. Lämmastikupuuduse vältimiseks ja protsessi stabiilsuse tagamiseks on taimejääkide puhul hädavajalik kooskääritamine lämmastikurikaste substraatidega, nagu vedelsõnnik või reoveesete. Sõnnikus sisalduv lämmastik ja mikrotoitained kiirendavad oluliselt põhu lagunemist ja tõstavad metaani saagist. Samuti on tehnoloogiliseks riskiks ujuva kihi tekkimine kääritis, kuna kerge ja kuiv põhk ei segune veega hästi. See nõuab spetsiaalseid sisestussüsteeme, kus põhk segatakse vedelikuga juba enne kääritisse pumpamist.[13,17,37,38]

Tabel 5. Valitud taimekasvatusjääkide metaanipotentsiaal ja omadused

Jäägi liik	Kuivaine (TS %)	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Iseloomustus ja väljakutsed
Nisupõhk	85–92	206–280	Kõrge kättesaadavus, vajab peenestamist ja C/N tasakaalustamist
Maisivarred	70–85	260–320	Parem lagundatavus kui põhul, kuid nõuab purustamist
Rapsipõhk	80–90	190–240	Kõrge ligniinisisaldus, aeglane hüdrolüüs
Köögiviljajäägid (lehed, varred)	10–20	280–350	Kiire lagunemine, kõrge veesisaldus, oht kiireks pH languseks
Päevalillevarred	80–90	150–268	Väga puitunud struktuur, madal saagis ilma eeltöötluseta

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [13,17,37,38 jt] põhjal.

2.2.6. Toiduainetetööstuste jäätmed

Toiduainetööstuse ja tapamajade jäätmed on biogaasi tootmise seisukohalt ühed väärtuslikumad substraadid, kuna need sisaldavad suures kontsentratsioonis rasvu, valke ja süsivesikuid. Nende lisamine kääritisse tõstab hüppeliselt metaani saagist, kuid samas esitab see rangeid nõudmisi nii tehnoloogilisele kontrollile kui ka hügieenistandarditele (Tabel 6).

Erinevalt põllumajanduslikust biomassist on toiduainetööstuse jäägid (nt vadak, praak, puuviljajäägid) kergesti biolagundatavad. Kuna orgaaniline aine on neis substraatides mikroorganismidele kohe kättesaadav, on gaasieraldus väga kiire.

Piimatööstuse jäätmed (nt vadak) sisaldavad palju laktoosi ja valke. Nende eelis on suur metaanisaagis, kuid miinuseks on kalduvus kiirele hapestumisele. Kui vadakut lisatakse liiga suurtes kogustes, võib kääriti pH-tase järsult langeda, pärssides metaanibakterite tööd.

Lihatööstuse ja tapamajade jäätmed on biogaasimaailma suurima energiapotentsiaaliga substraadid tänu oma kõrgele rasvasisaldusele. Rasvade metaanipotentsiaal on peaaegu kaks korda kõrgem kui süsivesikutel või valkudel. Samas lagunevad rasvad pikaahelalisteks rasvhapeteks, mis võivad suurtes kontsentratsioonides olla metaanitekitajatele toksilised.

Tapamajajäätmete (veri, siseelundid, rasvad) käitlemisel on olulise tähtsusega hügieniseerimine. Vastavalt Euroopa Liidu regulatsioonidele peab 3. kategooria loomseid kõrvalsaadusi enne või pärast kääritamist kuumutama vähemalt 70 °C juures ühe tunni vältel, et hävitada patogeenid (nt *Salmonella*). Teine oluline väljakutse on ammoniaagi inhibeeriv toime. Lihatööstuse jäätmed on väga valgurikkad ning valkude lagunemisel vabaneb lämmastik ammoniaagi kujul. Sarnaselt linnusõnnikule võib liigne ammoniaak protsessi seisata, mistõttu on nende jäätmete puhul vältimatu kooskääritamine süsinikurikaste substraatidega või lämmastiku eraldamine.[13,15,17,39–41]

Tabel 6. Toiduainetööstuse ja tapamajade jäätmete metaanipotentsiaal

Jäätme liik	Kuivaine (TS %)	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Väljakutsed
Rasv (tapamaja)	10–30	700–970	Pika ahelaga rasvhapete (inglise keeles *Long Chain Fatty Acids* ehk LCFA) toksilisus, vajab hügieniseerimist
Veri ja siseelundid	15–25	400–600	Kõrge ammoniaagi oht, range hügieenikontroll
Juustuvadak	4–7	350–565	Väga kiire hapestumine, madal pH
Puuvilja- ja köögiviljapraak	5–15	300–400	Sesoonsus, suur veesisaldus
Õllepraak	20–25	280–350	Vajab kiiret käitlemist riknemise vältimiseks

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*

Allikas: Autori koostatud [13,15,17 jt] põhjal

2.2.7. Orgaanilised jäätmed kodumajapidamisest ja prügikäitlusest

Kodumajapidamistest ja prügikäitlusest pärinevad orgaanilised jäätmed moodustavad olulise osa ringmajandusest, võimaldades linnapiirkondades tekkivaid jäätmeid kohapeal väärindada. Nende kääritamine vähendab prügilasse ladestatava orgaanika hulka, hoides ära metaani kontrollimatut eraldumist atmosfääri ja tootes samas taastuvenergiat.

Kodumajapidamisest pärinevad jäätmed jagunevad biogaasi tootmise kontekstis kaheks peamiseks vooks:

- liigiti kogutud biojäätmed – kõige puhtam substraat, mis sisaldab toidujääke, puu- ja köögiviljakoori. Nende kääritamisel saadud digestaat on kõrge kvaliteediga ja sobib kasutamiseks põllumajandusliku väetisena.
- segaolmejäätmetest eraldatud orgaaniline fraktsioon – tekib mehaanilis-bioloogilise töötlemise käigus. See on sageli saastunud plasti, klaasi ja metalliga, mistõttu on selle kääritamine tehnoloogiliselt keerukam ja saadav digestaat ei pruugi sobida põllule laotamiseks.

Kodumajapidamisjäätmete suurim väljakutse on nende ebaühtlane koostis ja võõrised. Enne kääritisse suunamist peavad jäätmed läbima põhjaliku eeltöötluse, mis hõlmab purustamist, võõriste eemaldamist ja vedeldamist. Biojäätmed segatakse sageli vedelsõnniku või reoveega, et saavutada märgkääritamiseks sobiv kuivainesisaldus.

Biokeemiliselt on kodumajapidamisjäätmed väga aktiivsed. Kuna need sisaldavad palju suhkruid ja tärklist, on oht kääritamise algfaasis tekkivaks kiireks hapestumiseks. Stabiilsuse tagamiseks on soovitatav kooskääritamine reoveesette või veiselägaga, mis pakuvad vajalikku puhverdusvõimet.

Kodumajapidamisjäätmete metaanisaagis on suhteliselt kõrge (Tabel 7). Võrreldes põllumajandusjääkidega on neis vähem ligniini, mis muudab orgaanika paremini lagundatavaks.

Prügilagaasi kogumine on samuti üks prügikäitluse vorm, kuid kontrollitud anaeroobne kääritamine kääritis on energiatõhusam ja kiirem viis biogaasi ammutamiseks.[13,15,17,42]

Tabel 7. Kodumajapidamis- ja prügikäitlusjäätmete metaanipotentsiaal

Jäätme tüüp	Kuivaine (TS %)	Metaani saagis (m^3/t VS*)	Iseloomustus ja väljakutsed
Liigiti kogutud köögijäätmed	15–25	380–460	Väga aktiivne, hea saagis, vajab purustamist
Turu- ja kauplusejäätmed	10–20	350–420	Süsivesikuterikas, oht kiireks hapestumiseks
Segaolmejäätmete orgaanika	20–40	250–350	Madalam kvaliteet, suur võõriste osakaal
Aia- ja pargijäätmed (lehed, rohi)	25–45	180–250	Kõrge ligniinisisaldus, aeglane lagunemine
Prügilagaas	N/A	5–15 m^3/t jäätmete kohta	Passiivne kogumine, madal efektiivsus

** VS – orgaaniline kuivaine (volatile solids)*
Allikas: Autori koostatud [13,15,17 jt] põhjal.

Eelnevalt kirjeldatud biogaasi tootmise ja toormekäitluse tehnoloogiad moodustavad tervikliku süsteemi ning iga etapp omab olulist rolli rajatise üldises efektiivsuses. Käesoleva uuringu fookuses on oluline mainida, et iga tehnoloogiline punkt, alates toorme vastuvõtust ja eelmahutitest kuni kääritite ning digestaadi lõppladustuseni, kujutab endast võimalikku lõhnaemissiooni allikat. See asjaolu, kas tegemist on suletud mahuti, avatud vedelikupinna või aktiivselt ventileeritava ruumiga, määrab otseselt ära ümbritsevasse õhku paiskuvate lõhna tekitavate ainete kontsentratsiooni ja iseloomu. Järgnevates peatükkides keskendutakse täpsemalt sellele, kuidas nendest tehnoloogilistest etappidest lähtuvat lõhnariski analüüsitakse ja normeeritakse ning milliste leevendusmeetmetega on võimalik seda reaalsetes tingimustes tõhusalt piirata.

3. ÜLEVAADE EESTIS JA LÄHIRIIKIDES ASUVATEST BIOGAASIJAAMADEST

Euroopa Liidu maagaasi kogutarbimine ulatub 332 miljardi kuupmeetrini (*bcm*), millest märkimisväärse osa ehk 273 miljardit kuupmeetrini moodustab endiselt import väljastpoolt ühendust. Impordisõltuvuse leevendamiseks ning ringmajanduse edendamiseks on Euroopa Komisjoni REPowerEU kavas seatud eesmärgiks suurendada kodumaise biometaani tootmist 2030. aastaks 35 miljardi kuupmeetrini. Selle eesmärgi saavutamine eeldab tootmisvõimsuste ulatuslikku kasvatamist, olemasoleva infrastruktuuri kohandamist ning regulatiivsete barjääride kõrvaldamist liikmesriikide tasandil.

Aastatel 2024–2025 läbi viidud uuringud ja Euroopa Biogaasi Assotsiatsiooni (EBA) statistilised koondandmed näitavad, et biogaasi ja biometaani kogutootmine Euroopas on jõudnud 22 miljardi kuupmeetrini. 2024. aasta lõpu seisuga tegutses Euroopas 1620 biometaani tootvat rajatist, millest vähemalt 86% olid otse ühendatud maagaasivõrkudega. Biogaasitootmise pikaajaline potentsiaal on ulatuslik. Prognooside kohaselt suudaks biogaasisektor 2040. aastaks toota Euroopa Liidule kuni 101 miljardit kuupmeetrit biometaani, kattes sellega enam kui 80% liidu prognoositavast maagaasitarbimisest selleks perioodiks.[43–45]

Eesti, Läti, Soome ja Rootsi on Läänemere piirkonnas ilmekaks näiteks Euroopa biogaasituru regionaalsest mitmekesisusest. Nendes neljas riigis on kasutusel väga erinevad toormebaasid, tehnoloogilised lahendused ning riiklikud toetusmehhanismid. Nende riikide võrdlus näitab hästi, kuidas kohalik majandus- ja tööstuskeskkond määrab ära biogaasijaamade tehnilised lahendused. Kohalikud olud mõjutavad kogu väärtusahelat alates substraadi valikust (näiteks põllumajandusjäägid või reovesi) kuni lõpptoodangu kasutamiseni, olgu selleks elektri ja soojuse koostootmine, biometaani suunamine gaasivõrku või gaasi tootmine transpordisektorile.

3.1. Eesti biogaasisektor

Eesti biogaasisektor on viimaste aastate jooksul teinud läbi märkimisväärse arenguhüppe. Keskendudes otseselt toorbiogaasi tootmisele, toodeti Eestis 2023. aasta lõpu seisuga biogaasi ligikaudu 200 GWh aastas. Lähiaastate prognoosid on veelgi ambitsioonikamad ja näitavad, et 2024.–2026. aastal lisanduvate uute jaamade ja Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) toetusmeetmete toel kasvab biogaasi tootmismaht potentsiaalselt enam kui 300 GWh võrra. Valdav osa Eestis toodetud toorbiogaasist väärindatakse kohe biometaaniks ning suunatakse transpordisektorisse. Seal aitab see asendada maagaasi, kuid kogu dekarboniseerimise alustalaks on siiski erinevat tüüpi lokaalsed biogaasi tootvad kääritid.

Eesti biogaasijaamade struktuur on mitmekesine ning tugineb laialdaselt kohalikele ressurssidele. Eesti Biogaasi Assotsiatsiooni ja riiklike registrite andmetel tegutseb Eestis juba üle paarikümne biogaasi tootva üksuse, hõlmates põllumajandusliku päritoluga ja teisi biojäätmeid töötlevaid rajatisi ning reoveesette ja prügilagaasi jaamu. Vaadates jaamade üldarvu, moodustavad põllumajanduspõhised jaamad suurima grupi ehk ligikaudu 36%. Sellele järgnevad erinevad tööstus- ja biojäätmeid töötlevad jaamad (27%), munitsipaalsed reoveesette biogaasijaamad (18%) ning prügilagaasi kogumissüsteemid (18%).

Toodetud biogaasi energia ja toormebaasi tegelikus vaates näitab Eleringi ametlik statistika, et esikohal on loomasõnnik, mis annab ligikaudu 40% kogu toodangust. See on tihedalt kannul munitsipaalse reoveesettega (ligikaudu 36,5%). Ülejäänud biogaasi toodang pärineb toiduainetööstuse jääkidest (16,4%), liigiti kogutud biojäätmetest (3,9%) ning muust biomassist (3,2%). See toormepõhine jaotus illustreerib väga selgelt fakti, et Eesti biogaasitootmine panustab efektiivselt ringmajandusse ja väärindab jäätmeid kohalikuks energiaks [46].

3.1.1. Põllumajanduspõhised biogaasijaamad

Põllumajanduspõhised jaamad moodustavad rajatiste üldarvust suurima grupi (36%) ja kujutavad endast Eesti maapiirkondade ringmajanduse selgroogu. Silmapaistvamad biometaanijaamad selles kategoorias on Aravete, Ebavere, Laatre, Ilmatsalu ja Siimani jaamad. Need rajatised kääritavad anaeroobselt piirkonna suurfarmide veise- ja seasõnnikut ning kombineerivad seda silojääkide ja teiste biolagunevate jäätmetega, mis pärinevad lähedalasuvatest põllumajandusettevõtetest. Osa jaamu, nagu Oisu ja Vinni biogaasijaamad, toodavad toorbiogaasi lokaalsete koostootmisjaamade (CHP) tarbeks, kus gaas väärindatakse kohapeal tarbitavaks või võrku müüdavaks soojus- ja elektrienergiaks. Põllumajanduspõhiste jaamade suurimaks lisandväärtuseks on asjaolu, et lisaks energiale toodavad nad kvaliteetset digestaati, mis viiakse tagasi põldudele ja vähendab seeläbi mineraalväetiste impordivajadust.

2026. a. kevade seisuga kehtivat keskkonnakaitseluba omavad põllumajanduspõhised biogaasijaamad:

- Aravete biometaanijaam (Aravete Biogaas OÜ + Bioforce Aravete OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL-509621. Käitleb piirkonna suurfarmide sõnnikut ning kooskääritab seda ülejäänud biolagunevate jäätmetega.
- Ebavere biometaanijaam (Bioforce Ebavere OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL-520648. Toodab biometaani anaeroobse kääritamise teel sõnnikust ja teistest biolagunevatest jäätmetest.
- Laatre biometaanijaam (Bioforce Laatre OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL-521468. Toodab biometaani anaeroobse kääritamise teel sõnnikust ja teistest biolagunevatest jäätmetest.
- Viiratsi biometaanijaam (Bioforce Viiratsi OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL-525530. Toodab biometaani anaeroobse kääritamise teel peamiselt Maag Agro AS ja Maag Eesti AS käitistest pärinevatest biolagunevatest jäätmetest.
- Ilmatsalu biometaanijaam (Tartu Biogaas OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL-524703. Toodab biometaani orgaanilistest substraatidest ja biolagunevatest jäätmetest.
- Siimani biometaanijaam (Biometaan OÜ), keskkonnaluba nr KL-519978. Toodab biolagunevatest jäätmetest anaeroobse kääritamise teel biogaasi ja biometaani.
- Vinni biogaasijaam (Vinni Biogaas OÜ), keskkonnakompleksluba nr KKL/318726. Viib läbi tooraine ja biolagunevate jäätmete anaeroobse lagundamise biogaasi tootmiseks. Biogaasist toodetakse omakorda koostootmisjaamades soojus- ja elektrienergiat või suunatakse see pärast puhastamist biometaanina gaasivõrku.
- Oisu biogaasijaam (Oisu Biogaas OÜ), keskkonnaluba nr L.ÕV/300816. Spetsialiseerunud Järvamaa piimakarjakasvatuse jääkide töötlemisele.

3.1.2. Reoveesette biogaasijaamad

Asulate reoveepuhastites kääritatakse reoveemuda suletud kääritites, et vähendada bioloogilise sette mahtu, hävitada patogeene, vältida ebameeldiva lõhna teket ning toota samal ajal suures koguses biogaasi. Suurim rajatis on selles valdkonnas Tallinna Reoveepuhastusjaam (AS Tallinna Vesi Paljassaares), kus suletud tankides toodetud gaas katab väga suure osa puhasti enda suurest energiavajadusest ja tagab seeläbi süsteemi efektiivsuse. Teised olulised reoveesette kääritajad asuvad Tartus (AS Tartu Veevärk), Narvas (AS Narva Vesi) ning Saaremaal (Kullimäe puhasti Kuressaares). Saaremaal kääritatakse metaanisaagise tõstmiseks lisaks reoveemudale kohati ka vadakut ja muid biolagunevaid vedeljäätmeid.

2026. a. kevade seisuga kehtivat keskkonnakaitseluba omavad reoveesetet käitlevad biogaasijaamad:

- Tallinna Reoveepuhastusjaam (AKTSIASELTS TALLINNA VESI), keskkonnakompleksluba nr KKL-509326. Eesti suurim sette käitleja, kus biogaasi toodetakse kääritites, mida kasutatakse energia koostootmises.
- Tartu linna reoveepuhasti (aktsiaselts Tartu Veevärk), keskkonnaluba nr KL-519178. Biogaasi toodetakse kääritites sette kääritamisel.
- Ühisveevärgi- ja kanalisatsiooni teenuste osutamine Narva linnas ja Narva-Jõesuu linnas (Aktsiaselts Narva Vesi), keskkonnaluba nr KL-512749. Biogaasi toodetakse reoveesette kääritamisel.
- Kullimäe reoveepuhastusjaam (aktsiaselts Kuressaare Veevärk), keskkonnaluba nr L.ÕV/325313. Biogaasi tootmiseks kasutatakse lisaks reoveepuhastusprotsessis tekkivale jääkmudale ka bioloogilisi jäätmeid ning vadakut ja muid biolagunevaid vedeljäätmeid.

3.1.3. Tööstus- ja biojäätmeid töötlevad jaamad

Sellesse gruppi kuuluvad rajatised, mis käitlevad tööstusjääkidega. Heaks näiteks on Kunda haavapuitmassi tehas (Estonian Cell AS + Rohegaas OÜ), mis opereerib Eesti suurimat tööstusreovee biogaasi kääritit. Puitmassi tootmisel tekkiv tehnoloogiline heitvesi on rikas lahustunud orgaanilise aine (KHT/BHT) poolest. Selle heitvee anaeroobne eelpuhastamine kääritis vähendab oluliselt hilisema aeroobse puhastuse aeratsioonikulu ning toodab suures koguses toorbiogaasi, mis seejärel puhastatakse spetsiaalse seadmestikuga biometaaniks ja suunatakse gaasivõrku.

Teised olulised näited tööstuslike jäätmete kääritamisest hõlmavad Ecobio Maardu käitlustehast, mis spetsialiseerub puhtalt liigiti kogutud köögi- ja sööklajäätmetele. Lisaks väärivad mainimist Kohtla-Järve bensoehappe tehas, kus toimub reovee anaeroobne kääritamine, Salutaguse pärmitehas, Kaarlijärve piimatööstuse (Estover) reovee ja vadaku kääriti ning Tartu Õlletehase (A. Le Coq) reoveepuhastussüsteem.

2026. a. kevade seisuga kehtivat keskkonnakaitseluba omavad tööstus- ja biojäätmeid töötlevad biogaasijaamad:

- Ecobio Maardu käitlustehas (EKT Ecobio OÜ), keskkonnaluba nr KL-511859. Spetsialiseerunud liigiti kogutud köögi- ja sööklajäätmete väärindamisele biometaaniks.
- Kunda haavapuitmassi tehas (Estonian Cell AS + Rohegaas OÜ), keskkonnakompleksluba nr 1. Käitab Eesti suurimat tööstusreovee biogaasi kääritit heitvee puhastamiseks.
- Kohtla-Järve bensoehappe tootmise tehas (Eastman Specialties OÜ), keskkonnakompleksuba nr KKL/162972. Biogaasi tootmiseks kasutatakse tehase reovee anaeroobset kääritamist.
- Salutaguse pärmitehas (AKTSIASELTS SALUTAGUSE PÄRMITEHAS), keskkonnaluba nr L.ÕV/329125. Biogaasi tootmiseks kasutatakse tehase reovee anaeroobset kääritamist.
- Kaarlijärve biogaasijaam (osaühing ESTOVER PIIMATÖÖSTUS), keskkonnaluba nr L.ÕV/320666. Biogaasijaamas kääritatakse sama ettevõtte samas asukohas paikneva piimatööstuse tootmisprotsessi tulemusena kogunevat tehnoloogilist reovett (nt seadmete pesuvesi) ja vadakut.
- Tartu Õlletehas (aktsiaselts A. Le Coq), keskkonnaluba nr L.ÕV/328247. Biogaasi tootmiseks kääritatakse õlletehase tehnoloogilist reovett.

3.1.4. Prügilagaasi kogumisüksused

Varasemate kümnendite hiiglaslikelt ladestusaladelt kogutakse endiselt prügilagaasi, mis on sisuliselt madala, u 40–50% metaanisisaldusega biogaas. Peamised prügilagaasi kogumisüksused asuvad Tallinna (Jõelähtme), Paikuse, Uikala ja Väätsa prügilates. Neis asukohtades kasutatakse gaasi reeglina lokaalseks elektri ja soojuse koostootmiseks (CHP). Selline gaasikasutus on oluline mitte ainult energia tootmise seisukohalt, vaid eeskätt globaalset soojenemist soodustava metaani atmosfääri lendumise vältimiseks.

2026. a. kevade seisuga kehtivat keskkonnakaitseluba omavad prügilagaasi kogumisüksused:

- Tallinna Prügila (Aktsiaselts Tallinna Jäätmete Taaskasutuskeskus), keskkonnakompleksluba nr L.KKL.HA-18510. Ladestusalalt prügilagaasi kogumine.
- Paikuse prügila (Osaühing PAIKRE), keskkonnakompleksluba nr KKL/317465. Ladestusalalt prügilagaasi kogumine.
- Uikala prügila (OÜ EKOVIR), keskkonnakompleksluba nr KKL/150026. Ladestusalalt prügilagaasi kogumine.
- Väätsa prügila (Ragn-Sells AS), keskkonnakompleksluba nr 24491. Ladestusalalt prügilagaasi kogumine.[47]

3.2. Ülevaade Lätis, Soomes ja Rootsis asuvatest biogaasijaamadest

Euroopa biogaasisektori regionaalse mitmekesisuse paremaks mõistmiseks antakse käesolevas alapeatükis ülevaade kolme Läänemere piirkonna riigi – Läti, Soome ja Rootsi – biogaasitööstuse hetkeseisust, tehnoloogilistest fookustest ja arengusuundadest. Nende riikide analüüs võimaldab hästi võrrelda erinevaid riiklikke strateegiaid ja toormebaase. Kui Lätis ja Eestis on biogaasisektoris pearõhk põllumajandusel, siis Soomes ja eriti Rootsis on lähenemine terviklikum, kus keskendutakse olmejäätmete väärindamisele ning biometaani kasutamisele transpordikütusena.

3.2.1. Läti biogaasitööstus

Läti biogaasisektor on aastakümneid keskendunud peamiselt kohalikule elektri ja soojuse koostootmisele (CHP). Samas on Lätis suur ülekaal ühte tüüpi jaamadel. Biogaasijaamad jagunevad tüüpide kaupa väga ebaühtlaselt, mis peegeldab riigi tugevat põllumajanduslikku suunda. Valdav osa ehk ligikaudu 81% jaamadest on põllumajanduspõhised jaamad ning nendes käideldakse peamiselt loomasõnnikut ja põllumajandusjääke. Neile järgnevad prügilagaasi kogumissüsteemid (12%), tööstus- ja biojäätmeid töötlevad jaamad (5%) ning vaid väike osa ehk 2% tegeleb reoveesette kääritamisega.

Tootmismahte vaadates langes biogaasi koostootmisjaamade elektritoodang 2024. aastaks 164 GWh-ni (võrdväärne ligikaudu 15,4 miljoni kuupmeetri gaasienergiaga), mis märgib aastaga 9,9% suurust langust. Toormebaasis on aga toimunud põhimõtteline muutus. Kui varem domineeris toormena spetsiaalselt kasvatatud mais, siis nüüdseks moodustab primaarse toorme valdavalt loomasõnnik (47%), millele järgnevad rohebiomass ja viljakasvatusjäägid (34%) ning toiduainetööstuse jäätmed (14%).

Elektri kokkuostusüsteemi hääbumine on sundinud Läti sektorit otsima tulusamaid toodangu väärindamise viise, eeskätt biometaani tootmise näol. Biometaani toodang on Lätis veel algusfaasis ja ulatub siseriiklikult umbes 79 GWh-ni (ligikaudu 7,5 miljonit kuupmeetrit), kuid käimas on olulised arengud. Maapiirkondades asuvate põllumajanduspõhiste jaamade integreerimiseks avati 2025. aasta juulis Džūkstes Läti esimene avalikult ligipääsetav biometaani sisestuspunkt. See torujuhtmena toimiv jaam suudab aastas vastu võtta kuni 10 miljonit kuupmeetrit (*mcm*) biometaani ehk ligikaudu 105 GWh energiat, luues aluse kümnete uute farmipõhiste biometaanijaamade tekkeks.[48–51]

3.2.2. Soome biogaasisektor

Soome biogaasisektoris eristuvad neli peamist jaamatüüpi, mis peegeldavad riigi pikaajalist tööstuslikku ja munitsipaalset fookust. Soome Statistikaameti andmetel toodeti riigis 2024. aastal kokku 3359 teradžauli (TJ) ehk ligikaudu 933 GWh biogaasi. Jaamatüüpide lõikes toodeti suurim maht spetsiaalsetes kooskääritusjaamades, mis töötlevad tööstus- ja olmejäätmete orgaanilist fraktsiooni ühiselt ning annavad 1949 TJ kogu toodangust. Sellele järgnevad stabiilselt linnastutes opereerivad munitsipaalreoveepuhastid (802 TJ) ja prügilagaasi kogumissüsteemid (426 TJ). Põllumajanduspõhised väikejaamad, mis paiknevad otse farmide juures, toodavad hetkel veel suhteliselt marginaalse osa ehk 182 TJ (umbes 5% kogu tootmisest), esindades samas potentsiaalselt suurimat tuleviku kasvusegmenti.

Hoolimata stabiilsest toodangust esineb Soome sektoris ka infrastruktuurilisi väljakutseid. 2024. aastal põletati ligi 9% toodetud gaasist jääkgaasipõletites (tõrvikutes), kuna puudus lokaalne tarbimine või ligipääs maagaasivõrgule. Samal ajal tekib Soome farmides suures koguses sõnnikut, mille teoreetiline biogaasipotentsiaal on lausa 4 teravatt-tundi (4000 GWh) aastas, kuid mis on seni jäänud süstemaatiliselt kasutamata.

Kuna Soomes puudub üleriigiline gaasitorustik ja olemasolev võrk teenindab vaid Lõuna-Soomet, teeb sektor tugeva panuse bio-LNG ehk LBG (veeldatud biogaasi) tootmisele. Veeldamine vähendab metaani ruumala 600 korda ja teeb selle raskeveokite abil logistiliselt transporditavaks. Aastateks 2024–2027 on Soomes ehitamisel üle 30 uue investeerimisprojekti, mis lisavad turule hinnanguliselt 1,2 kuni 1,4 TWh uut biometaani tootmisvõimsust.[52]

3.2.3. Rootsi biogaasitööstus

Rootsis on Läänemere piirkonna kõige küpsem, tehnoloogiliselt arenenum ja paremini seotud biogaasisektor. Energigas Sverige andmetel ulatub riigi biogaasitoodang juba ligi 2,4 TWh aastas, mida toodetakse enam kui 330 biogaasijaamas.

Rootsi biogaasimajandus on jagatud viide peamisesse jaamatüüpi. Kõige domineerivamad ja olulisemad on kooskääritusjaamad, mis annavad koguni 52% kogu riigi biogaasitoodangust. Teisel kohal on reoveepuhastitega seotud biogaasijaamad, mille osakaal ulatub 30 protsendini. Ülejäänud tootmisvõimsus jaguneb põllumajanduspõhiste väikejaamade, tööstusjäätmeid käitlevate jaamade ning prügilagaasi kogumissüsteemide vahel.

Rootsi toormebaas erineb kvalitatiivselt naaberriikidest, tuginedes oluliselt riiklikule munitsipaalprügi sorteerimissüsteemile. Suurima üksiku panuse toodangusse annavad puhtalt liigiti kogutud toidujäätmed (24%). Neile järgnevad reoveesete (22%), toiduainetööstuse jäätmed (16%) ja lõpuks loomasõnnik (16%).

Erinevalt paljudest teistest riikidest on Rootsis fookus tugevalt suunatud gaasi väärindamisele ja transpordisektori varustamisele. Biometaaniks puhastatakse riigis 68% kogu toodetud biogaasist ning suur osa sellest tarbitakse otse transpordisektoris surugaasi või veeldatud gaasi kujul.[53,54]

4. BIOGAASIJAAMADE KÄITAMISEGA KAASNEV LÕHNA TEKITAVATE ÜHENDITE ESINEMINE

Biogaasijaamade lõhnahäiringud on üks olulisemaid aspekte jaama sotsiaalse aktsepteerituse ja keskkonnamõju hindamisel. Kuigi anaeroobne kääritamine suletud kääritites vähendab toormaterjali lõhnapotentsiaali kuni 80%, võivad ebaõiged käitamisvõtted või puudulikud puhastustehnoloogiad põhjustada lõhnaühendite leket välisõhku.[13]

4.1. Ülevaade lõhna tekitavatest ühenditest ja nende mõjust keskkonnale ning inimesele

Biogaasi tootmisel lenduvate ühendite spekter on väga lai ja keemiliselt heterogeenne. See hõlmab sadu erinevaid gaasilisi molekule, mille koostoime loob raskesti defineeritava, kuid sotsiaalselt vastuvõetamatu lõhnaprofiili. On leitud, et emissioonides ei vastuta lõhnahäiringu eest mitte niivõrd ühendite massi- või mahukontsentratsioon, kuivõrd nende ühendite erakordselt madal lõhnalävi. Lõhnalävi tähistab madalaimat kontsentratsiooni, mille juures 50% hindamispaneeli liikmetest suudab lõhnava ühendi kohalolu õhus tunnetada. Lõhna tekitavaid ühendeid klassifitseeritakse nende keemilise struktuuri alusel nelja põhigruppi, milleks on väävliühendid, lämmastikuühendid, lenduvad rasvhapped ja muud orgaanilised ühendid nagu indoolid ning skatoolid.[13,55]

4.1.1. Peamised lõhna tekitavad ühendid

4.1.1.1. Väävliühendid

Väävlit sisaldavad ühendid on anaeroobse kääritamise ja selle eelprotsesside kõige sagedasemad ning problemaatilisemad lõhnaallikad. Kõige levinum, tuntum ja toksilisem esindaja selles grupis on väävelvesinik (H_2S). Väävelvesinik on värvitu gaas, mida iseloomustab iseloomulik mädanenud muna lõhn. H_2S-i lõhnalävi on väga madal ja kirjanduse andmetel varieerub inimese tajulävi vahemikus 0,0005 kuni 0,01 mg/m³ (ligikaudu 0,5 kuni 10 ppb). See tähendab, et isegi väga väikeste gaasilekete korral biogaasi torustikest või kääritite rõhuklappidest kandub tugev häiring kilomeetrite kaugusele.

Lisaks anorgaanilisele väävelvesinikule eralduvad tooraine biokeemilisel lagunemisel mitmed väga agressiivsed orgaanilised väävliühendid. Nende hulka kuuluvad metüülmerkaptaan (CH_4S), dimetüülsulfiid (C_2H_6S) ja dimetüüldisulfiid ($C_2H_6S_2$). Nendel ühenditel on iseloomulik mädaneva kapsa, roiskuva küüslaugu või laguneva orgaanilise aine lõhn. Eriti intensiivne on väävliühendite osakaal just valgurikaste toorainete anaeroobsel töötlemisel, milleks on näiteks tapamajajäätmed, loomsest kõrvalsaadusest pärit rasvad, reoveesetted ja osad toidujäätmed.[20,55–60]

4.1.1.2. Lämmastikuühendid

Domineerivaks ühendiks lämmastikupõhiste lõhna tekitavate ühendite grupis on ammoniaak (NH_3), mis tekib karbamiidi ja valguühendite lagunemisel. Erinevalt väävliühenditest on ammoniaagi lõhnalävi mõnevõrra kõrgem, varieerudes kirjanduses vahemikus 0,03 kuni 2,0 mg/m³ (umbes 0,04 kuni 2,6 ppm). Sellest hoolimata on NH_3 äärmiselt laialt levinud emissioon, mis on seotud eeskätt lämmastikurikaste substraatide nagu sõnniku kasutamisega. Ammoniaagi lõhn on tajutav terava, kirbe ja uriinilaadse ärritajana, mis tekitab kohe füüsilist ebamugavustunnet.

Peale ammoniaagi tekivad proteiinirikka toorme lagunemisel mitmesugused lenduvad amiinid, mida seostatakse intensiivse roiskumislõhnaga. Amiinide esinemine viitab sageli tooraine liiga pikale viibeajale anaeroobsetes, kuid mittemetanogeensetes tingimustes. Seda põhjustab näiteks materjali pikaaegne säilitamine ebapiisava ventilatsiooniga vastuvõtupunkrites või logistilised viivitused toorme transpordil.[55,59,61]

4.1.1.3. Lenduvad rasvhapped ja teised orgaanilised ühendid

Lenduvad rasvhapped on anaeroobse kääritamise normaalsed ja vältimatud vaheproduktid, mida metanogeensed bakterid kasutavad metaani tootmiseks. Kui need ühendid lenduvad atmosfääri enne metaani moodustumist, tekitavad nad tõsiseid ja kaugele levivaid lõhnahäiringuid. Sellesse rühma kuuluvad näiteks äädikhape (terav, hapukas, äädikane lõhn), propioonhape (terav, rääsunud kehalõhn), valeriinhape ja isovõihappe erinevad isomeerid.

Erilist tähelepanu väärib võihape (butaanhape), mis on laialt tuntud oma äärmiselt intensiivse, rääsunud võid, higi ja okset meenutava lõhnaprofiili poolest. Võihappe lõhnalävi on väga madal, ulatudes ligikaudu 0,001 mg/m³ (u 0,3 ppb) tasemeni. Lenduvate rasvhapete kõrge emissioon vastuvõtualal või digestaadi lahtises hoidlas on kindel indikaator kääritamisprotsessi bioloogilisest ebastabiilsusest. See viitab olukorrale, kus kiiresti paljunevate happeid tootvate bakterite aktiivsus ületab aeglasemalt kasvavate metanogeensete arhede võimekust neid happeid metaaniks muundada. Tulemuseks on pH langus ja süsteemi tugev hapestumine, millega kaasneb massiivne lenduvate rasvhapete leke välisõhku.

Muude spetsiifiliste orgaaniliste ühendite hulka kuuluvad heterotsüklilised lämmastikuühendid nagu indool ja skatool, mis tekivad aminohappe trüptofaani lagunemisel ja annavad põllumajanduslikule lägale ning munitsipaalreoveesettele intensiivse fekaalse lõhna. Lisaks võivad valede temperatuurirežiimide või toorme enneaegse lagunemise tõttu tekkida aldehüüdid (nt atseetaldehüüd), ketoonid (nt atsetoon) ja alkoholid. Kõik need komponendid kombineerituna annavad biogaasijaama heitõhule väga komplekssе lõhnabuketi, mida tavalise kompostimise või põlemisprotsessidega ei seostata.[56,62–64]

4.1.2. Mõju inimese tervisele ja psühhosomaatikale

Biogaasijaamadest eralduvate lõhnahäiringut põhjustavate ühendite mõju ümbritsevale elanikkonnale ja jaama igapäevasele personalile on mitmetahuline, ulatudes kergest ebamugavustundest ja psühholoogilisest stressist kuni tõsiste füsioloogiliste kahjustuste ning otseselt toksiliste efektideni. Mõju iseloom ja raskusaste sõltuvad otseselt ühendite kontsentratsioonist ja toimeajast.[65]

4.1.2.1. Füsioloogiline ja toksiline mõju

Kõige otsesemat ja eluohtlikumat ohtu tervisele kujutab endast väävelvesinik (H_2S). Oluline on mõista, et kuigi selle iseloomulik lõhn on selgelt tuntav juba üliväikeses kontsentratsioonis (ligikaudu 10 ppb ehk 0,014 mg/m³), algab reaalne terviseoht tuhandeid kordi kõrgemalt. Madalates kontsentratsioonides (alla 10 ppm ehk 10 000 ppb; u 14 mg/m^3) on see tugevalt ebameeldiva lõhnaga ning võib pikemaajalisel kokkupuutel põhjustada silmade, nina ja kurgu limaskestade ärritust, konjunktiviiti, iiveldust, peavalu, seedehäireid ning tugevaid unehäireid. Kontsentratsiooni tõustes vahemikku 50–100 ppm (ehk 50 000 – 100 000 ppb; u 70–140 mg/m³) ilmneb H_2S-i üks kõige varjatum eripära, see kahjustab ja halvab kiiresti inimese haistmisnärvi. Inimene kaotab võime halba lõhna tajuda, mis loob petliku turvatunde olukorras, kus reaalne oht elule tegelikult kasvab. See fenomen teeb väävelvesinikust biogaasijaama suletud ruumides (nt pumplates, keldrites, eelmahutites) eriti suure ohuallika. Äärmuslikes kontsentratsioonides (üle 500–1000 ppm ehk u 700–1400 mg/m³) absorbeerub H_2S kopsude kaudu verre, kus see inhibeerib rakusisese ensüümi tsütokroom-c-oksüdaasi talitlust. Selle tagajärjel peatub rakkude hingamisahel, mis viib kiiresti, sageli sekundite või minutite jooksul, hingamisteede halvatuse, tsüanoosi, teadvusekaotuse ja surmani.[66]

Ammoniaak (NH_3) on aga oma iseloomult tugevalt leeliseline, korrodeeriv ja söövitav gaas, mis reageerib kiiresti ülemiste hingamisteede ja silmade limaskestade niiskusega, moodustades tugevat ärritust tekitava ammooniumhüdroksiidi. Pikaajaline ja pidev kokkupuude suhteliselt madalates kontsentratsioonides (üle 25 ppm ehk 25 000 ppb; u 17,5 mg/m³ lävendi), mis ületab aine lõhnaläve juba mitmekordselt, põhjustab töötajatel kroonilist köha, rögaeritust, hingamisteede põletikke ja astmalaadseid sümptomeid. Lühiajaline kokkupuude väga kõrgete NH_3 kontsentratsioonidega, näiteks vedelsõnniku või digestaadi segamisel kinnises ruumis tekkiva gaasipahvaku korral, on eluohtlik, tekitades keemilisi põletusi hingamisteedes, kopsuturset ja pöördumatuid koekahjustusi.[67,68]

4.1.2.2. Psühhosomaatiline häiring ja sotsiaalne mõju

Lisaks lühiajalisele ägedale mürgisusele on oluline mõista biogaasijaamade emissioonide kaudset ja psühholoogilist mõju. Isegi seadusega lubatud ning nõrk, kuid kauakestev ebameeldiv lõhn võib põhjustada kohalikele elanikele märkimisväärset stressi ja tervisemuresid. Pidev ja kontrollimatu ebameeldiva lõhna tajumine vallandab alateadlikke stressireaktsioone, soodustab püsivat ärevust, agressiivsust, meeleolumuutusi, söögiisu langust ning kroonilisi unehäireid. See fenomen on otseselt seotud nn NIMBY (*Not In My Back Yard* – mitte minu tagahoovis) sündroomiga, mis on uute biogaasijaamade planeerimisel, asukohavalikul ja opereerimisel üks suurimaid administratiivseid takistusi.

Uuringud munitsipaaljäätmete biogaasijaamade näitel kinnitavad, et tajutav lõhnahäiring ei vähenda mitte ainult kohalikku elukvaliteeti, vaid vähendab otseselt ka piirkonna kinnisvara turuväärtust ning toob kaasa pikaajalisi ja süvenevaid juriidilisi konflikte kohaliku kogukonna ja rajatise operaatorite vahel. Lõhnast tingitud stressireaktsioonid avalduvad sageli füüsiliste sümptomitena, näiteks migreeni ja

iiveldusena, isegi juhul, kui gaaside kontsentratsioon ei ole tegelikult mürgine ega tervist kahjustav. Seega nõuab lõhnaemissioonide ohjamine kulukaid sotsiaalseid ja tehnilisi leevendusmeetmeid, et säilitada ettevõtte tegevuslitsentse ja head mainet.[69–72]

4.1.3. Mõju keskkonnale ja infrastruktuurile

Lõhnahäiringut põhjustavad lenduvad ühendid ei piirdu vaid nina ärritamisega, vaid neil on laiem ökoloogiline ja tehniline mõju. Väävelvesinik on infrastruktuuri bioloogilise korrosiooni seisukohalt biogaasijaamade suurim riskitegur. Niiskes keskkonnas moodustab see väävelhapet, mis söövitab betoonmahuteid, metallkonstruktsioone ja koostootmisjaamade mootoreid. See protsess lühendab oluliselt seadmete eluiga ja suurendab jaama hoolduskulusid.

Atmosfääri paiskuv ammoniaak naaseb maapinnale sademetega, põhjustades muldade hapestumist ning veekogude liigset toitainetega rikastumist ehk eutrofeerumist.

Kuigi paljud lokaalset lõhnahäiringut põhjustavad ained (nt amiinid, indoolid, rasvhapped) ei ole ise primaarsed kasvuhoonegaasid, on nende leke biogaasijaamast tehnoloogiliselt sageli tihedalt seotud metaani (CH_4) otseste füüsiliste emissioonidega atmosfääri. Metaanil on kliimamuutuste kontekstis ligikaudu 28 korda suurem globaalse soojenemise potentsiaal (GWP) kui süsihappegaasil. IEA Bioenergy Task 37 aruannetes juhitakse tähelepanu, et metaanilekked, näiteks lahtistest käärituspaagi hoidlatest või ebaefektiivsetest gaasi väärindamise seadmetest, on tõsine probleem. Need mitte ainult ei halvenda biogaasijaama kasvuhoonegaaside bilanssi, muutes rajatise süsinikujälje kohati isegi fossiilkütustest halvemaks, vaid toovad saamata jäänud energia ja tulu näol kaasa ka otsest majanduslikku kahju. Seetõttu on lekete vältimine ülioluline nii ühiskondliku heakskiidu kui ka globaalse kliimapoliitika seisukohast.[13,73]

Järgnevalt on esitatud peamiste lõhna tekitavate ainete omaduste koondtabel (Tabel 8).

Tabel 8. Peamiste lõhna tekitavate ainete omadused ja mõju koondtabel

Ühendi grupp	Peamine esindaja	Lõhnalävi		Kirjeldus / Lõhna subjektiivne iseloom	Tervise- ja keskkonnamõju
		ppb	(mg/m^3)		
Väävliühendid	Väävelvesinik (H_2S)	0,5-10	0,0005–0,01	Mädanenud muna, äärmiselt terav ja pealetükkiv	Tugev toksilisus raku tasandil, haistmisnärvi halvatus (>100 ppm ehk u 140 mg/m^3), ränk betooni ja metalli biogeenne korrosioon
Väävliühendid	Metüülmerkaptaan (CH_4S)	1	~0,002	Mädanev kapsas, seisnud küüslauk	Madalam otsene toksilisus võrreldes H_2S-iga, kuid erakordselt tugev sotsiaalne häiring, iiveldus
Lämmastiku-ühendid	Ammoniaak (NH_3)	0,04-2,6 ppm	0,03–2,0	Kirbe, uriinilaadne, lämmatav gaas	Ülemiste hingamisteede tugev ärritus, astmaatilised sümptomid; väliskeskkonnas ökosüsteemide eutrofeerumine ja hapestumine
Amiinid	Putrestsiin ($C_4H_{12}N2$)	0,3	~0,001	Intensiivne raipehais, mädanev liha	Tugev psühhosomaatiline häiring, seostub otseselt laiba lagunemisega, vallandades okserefleksi
Rasvhapped	Võihape ($C_4H_8O_2$)	0,3	~0,001	Rääsunud või, higi, okse	Limaskestade ärritus, pikaajaline stress elanikkonnale

Allikas: Autori koostatud [74,75 jt] kasutatud kirjanduse andmete sünteesi põhjal

4.2. Lõhna tekitavate ainete eraldumine tehnoloogiate ja protsesside lõikes

Biogaasi tootmine ja anaeroobne kääritamine on kompleksne paljusid tehnoloogilisi etappe hõlmav süsteem. Ehkki põhiline metaani tekitav biokeemiline reaktsioon toimub alati hapnikuvabades ja ideaaltingimustes hermeetiliselt suletud kääritites, tekivad suurimad lõhnariskid just rajatise esimestes ja viimastes etappides. Lõhna tekitavate ainete emissioon leiab aset tooraine vastuvõtul ja esmatöötlemisel, protsessi ootamatute biokeemiliste või mehaaniliste rikete korral ning digestaadi järeltöötlusel ja hoiustamisel. Biogaasijaama tehnoloogiline disain ja automatiseerituse tase (eelkõige suletud süsteemide rakendamine ja õhupuhastusseadmete efektiivsus) määrab otseselt lõhnade hajumise ulatuse lokaalses keskkonnas.

4.2.1. Lõhnariskid substraadi transpordil, vastuvõtul ja eelkäitlusel

Tooraine vastuvõtt ja eeltöötlus on biogaasijaama kõige olulisemad punktid lõhnahäiringute seisukohalt. Nendes etappides toimub materjali esimene ulatuslik kokkupuude välisõhuga ning selle mehaaniline töötlemine, mis soodustab otseselt lenduvate lõhnaühendite paiskumist ümbritsevasse keskkonda.

4.2.1.1. Lõhnavate ainete esinemine vastuvõtuetapis

Toorme vastuvõtul on peamiseks lõhnaallikaks substraadi iseeneslik ja osaline lagunemine, mis on alanud juba transpordi või hoidlas seismise ajal. Kui tooraine (näiteks toidujäätmed või sõnnik) jõuab jaama, on selles sageli juba alanud loomulikud anaeroobsed protsessid. Mahalaadimisel puruneb substraadi pindmine kiht, mis toimis seni gaase kinni hoidva isolaatorina, ning rääsunud ja kirbe lõhnaga ühendid nagu võihape ning äädikhape pääsevad vaba õhu kätte.

Vedelate substraatide (reoveesete, vedelsõnnik) puhul kogunevad gaasid transpordi vältel transpordimahuti ülaosasse. Mahuti avamisel ja tühjendamisel vabaneb lühikese aja jooksul kontsentreeritud kogus väävelvesinikku, mis on inimesele tajutav isegi ülimadalates kontsentratsioonides ja meenutab mädanenud muna lõhna. Substraadi kallamine vastuvõtupunkrisse tekitab lisaks massiivset õhu liikumist ja turbulentsi. Selline mehaaniline segunemine õhuga eraldab lõhnaühendid vedelikust intensiivselt välja ja kannab need ventilatsioonisüsteemi või halva tõmbe korral otse väliskeskkonda.

4.2.1.2. Lõhnahäiringut põhjustavate ainete teke ja esinemine eeltöötluses

Eeltöötluse peamine eesmärk on muuta substraat metaanibakteritele paremini kättesaadavaks, kuid samad mehhanismid kiirendavad paratamatult ka lõhna tekitavate ühendite teket. Kui substraati (näiteks köögiviljajäägid või silo) purustatakse, suureneb materjali eripind sadu kordi, mis tähendab, et ka lõhnaühendite potentsiaalne aurustumispind laieneb oluliselt.

Sageli segatakse erinevad substraadid ühtlase massi saavutamiseks kokku juba enne kääritisse suunamist. Kui omavahel segatakse happeline toidujääde ja leeliseline lämmastikurikas sõnnik, vallanduvad kiired keemilised reaktsioonid. Need reaktsioonid võivad muuta vedelikus lahustunud ühendid (näiteks ammooniumioonid) lenduvaks gaasiks ehk ammoniaagiks, mis tekitab tugeva lokaalse häiringu.

Kogukonna heakskiidu tagamiseks ja nimetatud riskide maandamiseks rakendatakse asulate lähedale kavandatud kaasaegsetes rajatistes parima võimaliku tehnika (PVT) lahendusi. Vastuvõtuhallid ja eeltöötlusruumid ehitatakse täielikult hermeetiliseks ning neid hoitakse katkematu tööstusliku ventilatsiooni abil pideva alarõhu all. See meetod tagab piisava õhuvahetuse ja takistab saastunud õhu füüsilist väljapääsu avatud uste või luukide kaudu, suunates õhuvoolud alati väljast sissepoole. Kogu neist hoonetest eraldatav saastunud ventilatsiooniõhk tuleb suunata spetsiaalsetesse mitmeastmelistesse puhastussüsteemidesse. Tööstusharu standardiks on kujunenud bioloogilised filtrid ning happelised või leeliselised keemilised pesurid ammoniaagi ja väävelvesiniku sidumiseks. Eriti nõudlikes ja tiheasustusega piirkondades rakendatakse lisaks aktiivsöefiltreid või regeneratiivse termilise oksüdatsiooni seadmeid, mis põletavad kõik orgaanilised lõhna tekitavad ühendid kõrgel temperatuuril täielikult ära.[61,70,73,76,77]

4.2.2. Lõhnariskid kääritusprotsessis ja töötlusmeetodites

Kuigi anaeroobne kääritamine ise ei tohiks teoreetiliselt lõhna emiteerida (eeldusel, et primaarsed kääritid on täielikult gaasitihedad ning ülerõhuklapid, ohutusseadmed ja gaasimahutite membraankatted toimivad tõrgeteta), kaasnevad reaalsuses siiski suured riskid. Need tulenevad ootamatutest mikrostruktuursetest leketest ja spetsiifiliste eeltöötlustehnoloogiate rakendamisest.

Üheks biogaasitööstuses üha laialdasemalt levivaks, tehnoloogiliselt äärmiselt efektiivseks, kuid olemuslikult kõrget lõhnariski kandvaks meetodiks on termiline hüdrolüüs (THP). THP peamine eesmärk on parandada raskesti lagundatavate orgaaniliste materjalide bioloogilist lagundatavust, keskendudes peamiselt reoveesettele, liigaktiivmudale, toidujäätmetele ja puitunud biomassile. THP tehnoloogiate puhul toimub substraadi järjestikune töötlemine survekeedu põhimõttel. Termokeemiline töötlemine kutsub esile rea keemilisi lagunemisreaktsioone, mille tulemusena vabaneb lühikese aja jooksul suures kontsentratsioonis metüülmerkaptaane, dimetüülsulfiide ja vesiniksulfiidi. Samuti soodustab niivõrd kõrge temperatuur nn Maillardi reaktsioonide teket, kus polüsahhariidid ja süsivesikud reageerivad aminohapetega ning toodavad laias spektris pürasiine ja furaane. Need heterotsüklilised ühendid on äärmiselt madala lõhnalävega ja annavad hüdrolüüsitud massile iseloomuliku, väga tugeva ning intensiivse kõrbemislõhna.

Kogu THP protsessi kõige ohtlikum moment atmosfääriõhu saastamise seisukohalt on rõhu äkilise alandamise ehk auruplahvatuse etapp. Kääritist väljuv kuum mass paisatakse atmosfäärirõhul töötavasse mahutisse ja langev rõhk purustab lõplikult orgaanilise aine rakustruktuurid. Selles vabanemise punktis eraldub suur hulk kõrge kontsentratsiooniga kuuma auru, mis on rikastunud sadade lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) ja ammoniaagiga. Kui neid suure vooluhulgaga gaasivoogusid ei jahutata täielikult hermeetilises süsteemis ega suunata edasisse puhastusse, hakkab jaam kohe ümbruskonda tugevat lõhna levitama. Tavaliselt suunatakse need gaasid kääritisse, koostootmisjaama põletamiseks või keemilisse pesurisse.

Termilise hüdrolüüsi tehnoloogial on aga pikas plaanis lõhnaprobleemile lahendav mõju. Ehkki vaheprotsess on kõrge emissiooniga, suudab optimaalselt ja ohutult juhitud THP kõik tooraines esinevad patogeenid täielikult hävitada. Tulemuseks on hügieniseeritud digestaat, mis on väga madala lõhnapotentsiaaliga. Sellel on vaid neutraalne mullane lõhn, mis muudab materjali kergesti transporditavaks ja sotsiaalselt vastuvõetavaks orgaaniliseks väetiseks põllumajanduses või maastikukujunduses.[73,78–80]

4.2.3. Lõhnariskid digestaadi käitlemisel ja ladustamisel

Kääritusjäägi ehk digestaadi ladustamine on biogaasijaama tsüklis viimane suur etapp, kus kääritamisprotsessi efektiivsus ja lõhnatõrje meetmed avaldavad kõige otsesemat mõju ümbritsevale keskkonnale. Kuigi anaeroobne kääritamine on suletud ja kontrollitud protsess, mis peaks teoreetiliselt vähendama substraadi lõhnapotentsiaali, sõltub digestaadi tegelik lõhnaprofiil ladustamisel väga tugevalt viibeajast kääritis.

Lõhnahäiringut põhjustavate ühendite esinemine ladustamisel on esmalt seotud mittetäieliku kääritamisega. Kui substraadi viibeaeg kääritis on jäänud liiga lühikeseks või kui protsess on olnud bioloogiliselt ebastabiilne, jääb digestaati märkimisväärne kogus lagundamata orgaanilist ainet, eeskätt lenduvaid rasvhappeid nagu võihape ja propioonhape. Need ühendid aurustuvad avatud ladustamismahuti pinnalt ja tekitavad teravat rääsunud lõhna, mis sarnaneb toorsõnnikule või poolkäärinud jäätmetele. Samuti jätkub ladustamise ajal jääkgaasi eraldumine, mis sisaldab jääkkogustes väävelvesinikku ja metaani. Kui mahutid on täiesti avatud, pääsevad need gaasid takistamatult atmosfääri.

Lenduvate ühendite levikut ladustamisel mõjutavad oluliselt ka ilma- ja keskkonnategurid, näiteks pinnakihi turbulents ja ümbritseva õhu temperatuurikõikumised. Tugev tuul ja soe ilm soodustavad lõhnaühendite intensiivsemat aurustumist ja kandumist jaamast eemale. Nende riskide leevendamiseks kasutatakse kaasaegsetes jaamades suletud ladustamissüsteeme või elastseid ujuvkatteid, mis püüavad jääkgaasid kinni. Kui aga kääritusjääki segatakse enne laotamist või pumbatakse ühest mahutist teise, vabanevad vedelikku lukustatud gaasid järsult ning tekitavad lühiajalisi, kuid väga intensiivseid lõhnapahvakuid.

Stabiilse ja hästi juhitud protsessi puhul on digestaat aga biokeemiliselt rahulik. Selle lõhn on võrreldes algse toormaterjaliga oluliselt pehmem ja sarnaneb pigem mullale või turbale, kuna enamik agressiivseid orgaanilisi ühendeid on käärituse käigus energiaks muundatud.[13,17,61,70]

Anaeroobse kääritamise järgselt läbib digestaat sageli mehaanilise separeerimise etapi, mille eesmärgiks on eraldada mass vedelaks ja tahkeks fraktsiooniks. See tehnoloogiline sõlm on biogaasijaamas üks olulisemaid hajusaaste ja teravate lõhnapiikide allikaid, kuna protsessi käigus puutub bioloogiliselt aktiivne ja gaasidega küllastunud materjal intensiivselt kokku välisõhuga. Separeerimise mõju lõhnaemissioonile sõltub otseselt valitud tehnoloogiast, millest levinuimad on tsentrifuugid ja tigupressid ehk kruvipressid.

Tsentrifuugide kasutamine tagab küll kõrge tahkete osakeste ja fosfori eraldumise efektiivsuse, kuid toob endaga kaasa kõrgema lõhnariski. Tsentrifuug on kiiresti pöörlev seade, kus materjalile avaldatakse tsentrifugaaljõude ja nihkejõude. Need tugevad mehaanilised jõud soodustavad vedelikku lahustunud gaaside, eelkõige vesiniksulfiidi, lenduvate orgaaniliste väävliühendite ja ammoniaagi, väga kiiret eraldumist ümbritsevasse õhku.

Alternatiivina kasutatavad tigupressid on madala pöörlemiskiirusega seadmed, kus mass surutakse lihtsalt läbi silindrilise sõela. Tigupresside energiakulu on tsentrifuugidega võrreldes kuni 4,5 korda väiksem ning oluliselt madalamate nihkejõudude tõttu on ka lenduvate väävliühendite paiskumine pärsitud ja tihti analüütiliselt peaaegu tuvastamatu. See asjaolu teeb tigupressist lõhnaohjamise vaates eelistatud parima võimaliku tehnika (PVT) lahenduse, eriti tiheasustusalade läheduses asuvates jaamades.[81,82]

Pärast separeerimist omandavad vedel ja tahke fraktsioon erinevad lõhnaprofiilid ja vajavad erinevat käsitlust. Vedel fraktsioon sisaldab valdavalt lahustunud ammooniumit. Kuna anaeroobse kääritamise käigus tõuseb substraadi pH reeglina üle 7,5, nihkub keemiline tasakaal ammooniumioonilt vabale ammoniaagile, mis on kergesti lenduv gaas. Vedelfraktsiooni lahtine hoiustamine ilma katteta või selle laotamine paisklaoturiga põhjustab seega suurt ammoniaagi lendumist, mis on tajutav kirbe uriinilõhnana. Tahke fraktsioon, mis sisaldab lagunemata kiudaineid ja orgaanikat (kuivainesisaldus 20 kuni 30 protsenti), jätkab õhuhapnikuga kokku puutudes aga aeglast mikrobioloogilist lagunemist. Kui tahket fraktsiooni ei kompostita korrektselt ja ei tagata piisavat aeratsiooni, tekivad aunade sisemuses anaeroobsed tsoonid. Need tsoonid hakkavad uuesti emiteerima rääsunud lõhnaga lenduvaid rasvhappeid ja väävliühendeid. Seetõttu peaks separeerimisüksus olema ühendatud tõhusa ventilatsiooniga ning vedel osa tuleks suunata kohe gaasikindlatesse või ujuvkattega mahutitesse.[83]

4.3. Lõhna tekitavate ühendite esinemine toorainest sõltuvalt

Biogaasijaamades tekkivate lõhnahäiringute iseloom, intensiivsus ja levikuulatus on otseses sõltuvuses kasutatava tooraine (substraadi) biokeemilisest koostisest ning füüsikalistest omadustest. Iga tooraine määrab ära jaama spetsiifilise lõhnajälje. Lõhnaemissioonide tegelik tase ei ole absoluutne konstant, vaid sõltub kriitiliselt temperatuurist, tuulest, pH-st, massi füüsikalisest olekust ja eriti materjali mehaanilisest häirimisest. Et mõista materjalide erinevusi ja tagada mudelite täpsus, on oluline kõrvutada nende staatilisi ja dünaamilisi emissiooninäitajaid.

4.3.1. Põllumajandusliku päritoluga jäätmete lõhnavad ühendid

Klassikalised põllumajanduslikud toorained, nagu veiste ja sigade vedel- ning tahesõnnik, maisi- ja rohusilo, moodustavad traditsioonilise biogaasitootmise põhibaasi. Nende toorainete töötlemisel varieerub emissioon tugevalt sõltuvalt loomaliigist, söödaratsioonist ja pidamisviisist.

Veisesõnniku lõhnapotentsiaal on reeglina madalam ja vähem häiriv. See tuleneb asjaolust, et mäletsejaliste seedekulgla eeltöötleb orgaanilist materjali tõhusamalt ning veisesõnnik sisaldab rohkem aeglaselt lagunevaid kiudaineid. Lisaks soodustab veisesõnniku suurem kuivainesisaldus loodusliku ujuvkooriku teket mahutite pinnale, mis toimib füüsilise barjäärina ja vähendab oluliselt lõhna tekitavate ainete lendumist. VDI 3894 standardite ja teadusmõõtmiste kohaselt on veisesõnniku passiivne pindemissioon stabiilsel ladustamisel ligikaudu 3 $OU_E/(m^2 \cdot s)$. Aktiivsel segamisel ja pumpamisel, mil kaitsev koorik puruneb ja mass on turbulentses liikumises, ulatub emissioon kuni 20 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ tasemeni.

Sigade vedelsõnniku lagunemisel tekib agressiivsem uriinilaadne lõhnaprofiil, mis on tingitud loomasööda kõrgemast valgusisaldusest. Sigade vedelsõnniku baasemissioon lahtises mahutis on kõrgem, olles passiivselt keskmiselt 7 $OU_E/(m^2 \cdot s)$. Aktiivsel segamisel ja laadimisel tekkivad lenduvad ühendid tõstavad heite aga kiiresti kuni 70 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ juurde. Kõige kõrgema lõhnapotentsiaaliga põllumajanduslik substraat on aga linnusõnnik, mille kõrge lämmastikusisaldus ja kusihappe lagunemine põhjustavad intensiivset ammoniaagi emissiooni. Linnusõnnik emiteerib passiivselt virnastatuna ligikaudu 8 $OU_E/(m^2 \cdot s)$, kuid dünaamilisel laadimisel ja teisaldamisel hüppab väärtus 50 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ piirimaile.

Taimsete substraatide (näiteks maisi- ja rohusilo) lõhnaprofiil on teistsugune, olles hapukas ja kääriv. Silo lõhn tuleneb peamiselt piimhappekäärimisest. Nende materjalide heide stabiilsest hoidlast on võrdlemisi tagasihoidlik, jäädes 4 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ tasemele. Eriline risk kaasneb aga silo aktiivse laadimise ja esiseina mehaanilise lõhkumisega frontaallaaduriga, mis kergitab emissiooni lokaalselt kuni 40 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ juurde.

Põllumajanduslike lõhnaprobleemide lahendamisel on sõnniku anaeroobne kääritamine osutunud äärmiselt efektiivseks meetodiks. Kääritamise käigus tarbivad metanogeensed bakterid ära just need kõige tugevamat ja roiskuvamat lõhna põhjustavad lenduvad rasvhapped ja vaheühendid. Seetõttu on bioloogiliselt stabiliseeritud digestaadi (kääritusjäägi) primaarne lõhnapotentsiaal toorsõnnikuga võrreldes oluliselt väiksem. Biogaasijaam asendab algse agressiivse loomasõnniku lõhna mahedama, mullataolise lõhnaga, mis laotamisel hajub keskkonnas kiiremini ega põhjusta pikaajalisi häiringuid.[15,19,24,59,84,85,91,92,97,98,100–103]

4.3.2. Toidu- ja toiduainetööstuse jäätmete lõhnavad ühendid

Toidujäätmed, kaubandusvõrgust tagastatud biolagunevad tooted ja eriti olmejäätmete orgaaniline fraktsioon on biogaasijaamadele tehnoloogiliselt ja keskkondlikult riskantsemad substraadid. Nende materjalide kõrge niiskusesisaldus ja kergesti lagunevate suhkrute, rasvade ning valkude küllus tähendab, et bioloogiline roiskumisprotsess algab sageli juba enne jaama jõudmist prügikastides ja transpordiautodes.

Kõige agressiivsema lõhnaprofiiliga on segunenud olmetegevusest pärinevad biojäätmed. Nende riknemisel eraldub lisaks hapetele laias spektris väävliühendeid (merkaptaane), mis on inimesele ebameeldivad juba väga madalatel kontsentratsioonidel. Laboratoorsed ja tööstuslikud mõõtmised näitavad, et toidujäätmete kallamisel ja purustamisel võib vastuvõtuhallis lõhnakontsentratsioon lühiajaliselt kerkida ekstreemsete tippudeni, ulatudes kinnises vastuvõtuhallis u 30 000 OU_E/m^3 tasemeni.

Selliste materjalide erakordselt suure ja ettearvamatu lõhnapotentsiaali tõttu ei saa nende käitlemine toimuda avatud keskkonnas. Parim Võimalik Tehnika (PVT) näeb ette, et vastuvõtt ja eeltöötlus peavad toimuma suletud, alarõhuga varustatud hallides. Hajusmudelites ei arvutata nende toormete puhul pindemissiooni, vaid need käituvad ventilatsioonikorstna kaudu punktallikana. Biofiltri või keemilise pesuri eesmärk on langetada saastunud ruumiõhu kontsentratsioon väljumisel stabiilselt madalale tasemele, mis vastavalt PVT normidele peab jääma vahemikku 200 kuni 1000 OU_E/m^3.[62,70,86,104,105]

4.3.3. Reoveesettega seotud ja muud segajäätmete lõhna tekitavad ühendid

Reoveesette (nii asulareovee eel- kui ka jääksetete) anaeroobne kääritamine on veepuhastusjaamades laialt levinud. Erinevalt põllumajanduslikest substraatidest on reoveesete olemuslikult väga kõrge väävli- ja valgusisaldusega. Värske toorsette ja osaliselt roiskunud reoveesette vastuvõtul, pumpamisel ja eelsetitites ladustamisel eralduvad lendumise teel agressiivsed väävliühendid (eeskätt väävelvesinik) ja ammoniaak.

Ajalooliselt on reoveepuhastite esmased setitid (eelsetitid) ja vastuvõtuüksused olnud suured avatud basseinid. Sellises avatud olekus on toorsette passiivne pindemissioon võrdlemisi tuntav, jäädes stabiilselt 8–10 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ juurde. Basseinide aktiivsel käitlemisel, näiteks muda kraapimisel ja pumba käivitumisel, ulatub reaalne lokaalne heide aga kuni 150 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ tasemeni.

Kuna aga tegemist on agressiivse saasteallikaga, näevad kaasaegsed PVT nõuded ja jaamade renoveerimispraktikad ette selliste haisvate setitite hermetiseerimist (näiteks alumiiniumkuplitega katmist). Pärast hermetiseerimist muutub endine avatud pindallikas ventilatsioonisüsteemi kaudu punktallikaks. Sarnaselt toidujäätmetele suunatakse kuplite alt väljatõmmatav õhk esmalt keemilisse pesurisse ja seejärel biofiltrisse, saavutades korstnast väljuvas puhastatud õhus emissiooni alla 500 OU_E/m^3.

Kuigi anaeroobne kääritamine kääritis stabiliseerib sette orgaanilise aine ja vähendab lõpp-produkti pikaajalist lõhnapotentsiaali, on reoveesette biogaasijaamade suurimaks lõhnaallikaks protsessi lõppfaas, kus toimub kääritusjäägi mehaaniline tahendamine (näiteks tsentrifuugide või lintpresside abil). Sette tahendamisel vabaneb lühikese aja jooksul vedelikust gaasifaasi suures koguses väävelvesinikku, ammoniaaki ja lenduvaid rasvhappeid.

Kui reoveesetet kääritatakse koos muude vedelate segajäätmetega (näiteks rasvapüüdurite jäätmed, septikumuda või tööstuslikud setted), muutub lõhnaprofiil veelgi keerukamaks. Rasvade lagunemisel tekivad tugeva rääsunud lõhnaga pika ahelaga lenduvad rasvhapped ja aldehüüdid, mis suurendavad oluliselt biogaasijaama üldist lõhnakoormust ja nõuavad ventilatsioonisüsteemidelt (ja puhastitelt) suuremat koormustaluvust.[16,70,87–90,93,106–108]

4.3.4. Mono- ja kooskääritamise tehnoloogilised eripärad ja digestaat

Biogaasi tootmisprotsessi planeerimisel on esmaseks valikuks monokääritamine või kooskääritamine, mis määrab jaama tehnoloogilise keerukuse ja potentsiaalse lõhnaprofiili. Monokääritamise puhul, kus kääritis töödeldakse valdavalt ühte tüüpi substraati nagu veisesõnnik või maisisilo, on protsess biokeemiliselt stabiilsem ja lõhnahäiring prognoositavam. Sellised põllumajanduspõhised jaamad tekitavad reeglina vähem agressiivseid lõhnaühendeid, kuna toorme koostis on ühtlane ja kääritamisprotsess on suunatud ühte tüüpi materjali lagundamisele.

Põllumajandusliku monokääritamise puhul, kus töödeldakse peamiselt veisesõnnikut ja silo, säilib digestaadis piisav kogus raskesti lagunevaid kiudaineid (lignotselluloosi). Tulemuseks on digestaat, mis suudab lahtises hoiustamislaguunis moodustada pinnale loodusliku kooriku. See koorik lukustab gaasid vedelikku, mistõttu on stabiilne passiivne pindheide erakordselt madal, keskmiselt vaid 0,7–1,0 $OU_E/(m^2 \cdot s)$. Aktiivsel häirimisel, kui pump lõhub kooriku, tõuseb heide lühiajaliselt u 15 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ juurde.

Tööstusliku monokääritamise puhul, näiteks paberitööstuse reoveesette käitlemisel, koosneb mass valdavalt puidujääkidest ning on väga madala valgu- ja väävlisisaldusega. Sellise digestaadi emissioon püsib avatud hoidlas madalana, kõikudes stabiilses olekus 2 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ ja aktiivsel segamisel 5 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ ümber.

Oluliselt suuremat tähelepanu nõuab aga kooskääritamine, kus metaani saagise maksimeerimiseks segatakse erinevaid orgaanilisi materjale. Kooskääritamine on biogaasitootmises laialt levinud praktika, mille puhul traditsioonilisele loomasõnnikule lisatakse teisi orgaanilisi jäätmeid (näiteks toidujäätmed, tapamajajäätmed või reoveesete). Ehkki kooskääritamine optimeerib süsiniku ja lämmastiku suhet ning tõstab hüppeliselt metaani saagist, muudab see tekkiva digestaadi biokeemilist koostist ja sellega seotud lõhnapotentsiaali.

Kooskääritamisel hävitab intensiivne kääritamine kiudained, mistõttu mass muutub väga vedelaks ning kaotab võime moodustada avatud laguunis kaitsvat looduslikku koorikut. Samal ajal toob valkude lagunemine süsteemi ohtralt ammooniumlämmastikku ning tõstab massi pH-taset leeliseliseks.

Kuna koorik puudub, puutub see kõrge ammoniaagisisaldusega lahus otseselt kokku tuulega, mis aurustab ammoniaaki pidevalt atmosfääri. Seetõttu on ilma koorikuta kooskääritatud digestaadi fooniline passiivne emissioon avatud hoidlas kõrge, ulatudes 20 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ tasemeni. Aktiivsel laadimisel või pumpamisel vabanevad vedeliku sisemusse lukustunud gaasid plahvatuslikult, tõstes emissiooni koguni 50–60 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ piirimaile. Need pindemissioonid on peamiseks põhjuseks, miks jäätmepõhiste jaamade ja kooskääritamise laguunid tuleks reeglina gaasitihedalt katta.[83,94-96,100,109,110]

4.3.5. Lõhna emissioonifaktorid rahvusvahelises praktikas (VDI standardid)

Kuna Balti- ja Põhjamaades puuduvad siseriiklikes seadustes sageli lokaalsed numbrilised emissioonifaktorid avatud biogaasijaama heiteallikatele, on riiklike andmestike tühimike täitmiseks kogu regioonis keskkonnamõju hindamise (KMH) ja loamenetluste praktikas kujunenud standardiks rahvusvaheliselt valideeritud teaduspõhiste metoodikate kasutamine.

Kõige laialdasemalt aktsepteeritud rahvusvaheline instrumendiks on kujunenud Saksamaa Inseneride Liidu (*Verein Deutscher Ingenieure*) poolt välja antud standard VDI 3894 (*Emissions and immissions from animal husbandry - Housing systems and emissions*). Lisaks toetutakse T. Heidenreichi poolt välja antud 2008. aasta dokumendile „*GV-Schlüssel und Emissionsfaktoren Tierhaltung. Ermittlung der Emissionsfaktoren*“, mis on ühtlasi aluseks standardile VDI 3894 Blatt 1. VDI 3894 standardid pakuvad sadade reaalsete mõõtmistega kalibreeritud emissioonifaktoreid ($OU_E/(m^2 \cdot s)$) mitmesuguste biomasside ning sõnnikuhoidlate kohta.

Ilma VDI andmestiku kaasamiseta oleks uute biogaasijaamade hajumismudelite arvutamine Läänemere piirkonnas puudulik, riskides elamupiirkondadesse jõudva tegeliku lõhnakoormuse olulise alahindamisega. Eestis on neid saksakeelseid standardeid lokaalsetesse oludesse kohandanud muuhulgas Eesti Keskkonnauuringute Keskus (EKUK) oma metoodikaaruannetes.[7,73,99,100,111]

Alljärgnevas tabelis (Tabel 9) on toodud täiendavad rahvusvahelised emissioonifaktorid biogaasijaamade pind- ja punktallikatele, mida saaks kasutada biogaasijaama planeerimisfaasis või olukorras, kus reaalseid mõõtmisi ei ole tehtud või pole tehniliselt võimalik teha.

Tabel 9. Täiendavad rahvusvahelised lõhnaaine eriheited biogaasijaamade allikatele

Tegevus või heiteallikas	Eriheide või kontsentratsioon	Ühik	Viide
Maisisilo (avatud pind)	3	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]; [102]
Rohusilo (avatud pind)	6	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]; [102]
Köögiviljajäätmed	5	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[103]
Puuviljajäätmed	30	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[103]
Segajäätmed	106	OU_E/m^3	[104]
Tahkete olmejäätmete orgaaniline fraktsioon	59	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[105]
Mehaaniline töötlemissaal	11	OU_E/m^3	[104]
Vastuvõtuhall (tooraine ladustamine/ettevalmistamine)	42	OU_E/m^3	[104]
Seasõnnik (katmata)	7	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]
Seasõnnik (katmata)	6,8	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Seasõnnik (kaetud loodusliku koorikuga)	1,4	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Veisesõnnik (katmata)	3	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]
Veisesõnnik (katmata)	5	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Veisesõnnik (kaetud loodusliku koorikuga)	1	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Segasõnnik (katmata)	4	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]
Tahesõnnik (katmata)	3	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]
Tahesõnnik, veised (katmata)	3,3	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Tahesõnnik, sead (katmata)	5,3	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Linnusõnnik (katmata)	50	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[103]
Sõnnikuhoidla (kuivaine > 55%)	7	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	VDI 3894 Part 1 [100]
Digestaat, veisesõnnikust (kaetud loodusliku koorikuga)	0,7	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Digestaat, seasõnnikust (kaetud loodusliku koorikuga)	1	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[102]
Kääritusjäägi (digestaadi) kuivatamine, biofilter	500	OU_E/m^3	TA Luft väärtused, viidatud HLNUG (2011) kaudu.[106]
Kääritusjäägi (digestaadi) kuivatamine, pesur	80–100	OU_E/m^3	TA Luft väärtused, viidatud HLNUG (2011) kaudu.[106]
Aktiivne kompostimisala	150	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[105]
Komposti järelvalmimise ala	42	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[105]
Lõppkompost	5	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	[105]
Koostootmisjaama (CHP) gaasimootori heide (Gas-Otto spetsiifikaga mootorid)	3000	OU_E/m^3	VDI 3475 ja TA Luft väärtused, viidatud HLNUG (2011) kaudu.[106]
Koostootmisjaama (CHP) sädesüütega mootori heide (*Spark ignition engine*)	5000	OU_E/m^3	VDI 3475 ja TA Luft väärtused, viidatud HLNUG (2011) kaudu.[106]

*Tabelis esitatud kontsentratsioonid (OU_E/m^3) tähistavad lõhnakontsentratsiooni otse emissiooniallikast väljuvates gaasides (nt ventilatsioonikorstnas, biofiltri väljundis)

Eelnevas tabelis (Tabel 9) toodud eriheited kehtivad eelkõige avatud pindade korral (kui pole kirjutatud teisiti), kus massivahetus atmosfääriga on takistamata. Praktikas on aga emissioonide ohjamisel olulise tähtsusega hoidlate katmine. Lõhna leviku modelleerimisel ja emissioonide prognoosimisel rakendatakse avatud pinna baasväärtustele vähenduskoefitsiente, mis sõltuvad katte tehnoloogilisest lahendusest ja tihedusest.

Rahvusvahelise praktika põhjal sõltub lõhna vähenemine otseselt valitud lahendusest. Näiteks stabiilse loodusliku kooriku või orgaanilise materjali (nagu põhk) kasutamine pinnal aitab lõhna levikut vähendada peaaegu poole võrra. See on sagedasem ühe kindla toormega töötavates jaamades, kus materjali omadused toetavad püsiva kooriku teket. Tõhusamad on aga ujuvkatted, nagu spetsiaalsed ujuvelemendid või kiled, mis katavad vedeliku pinna ja vähendavad tuule mõju, aidates kinni hoida 70–85% lõhnahäiringut põhjustavatest ühenditest. Kõige kindlama kaitse tagavad täielikult suletud lahendused, näiteks gaasi mitteläbilaskvad katted. Nende puhul on lõhna levik välisõhku sisuliselt peatatud (efektiivsus ulatub üle 95%), eeldusel, et tekkiv gaas suunatakse nõuetekohaselt õhupuhastisse või põletatakse.[100]

Sellest lähtuvalt ei sõltu biogaasijaama tegelik lõhnamõju üksnes kasutatavast toormest, vaid suurel määral ka valitud katmislahendustest. Seetõttu on väga oluline, et keskkonna- või muude lubade väljastamisel on kirjeldatud reaalselt kasutatavad katete tüübid ja nende hooldamise nõuded. Ainult nii on võimalik tagada, et lõhna leviku arvutustes kasutatud eeldused vastavad jaama tegelikule igapäevatööle.

Hajumismudeli algandmete määramisel on olulise tähtsusega eristada passiivseid ja dünaamilisi emissioone. Rahvusvahelistel standarditel (sh VDI 3894/3475) põhinevad baasväärtused kirjeldavad reeglina staatilist ladustamist ehk passiivset emissiooni. Tehnoloogiliste protsesside käigus suureneb aga lõhnaeraldus pindalaühiku kohta lühiajaliselt kümneid kuni sadu kordi. Dünaamilisteks protsessideks loetakse toorme mahalaadimist, aktiivset segamist eelmahutis, hügieniseerimist ja kääritusjäägi mehaanilist tahendamist.

Just seetõttu on parima võimaliku tehnika (PVT) seisukohalt nõutav, et aktiivsed ja potentsiaalselt tugeva lõhnaheitega töötlusetapid viidaks läbi suletud hoonetes, kust väljatõmmatav õhk suunatakse punktallikana läbi lõhnapuhastusseadme (biofiltri või pesuri). Seda nõuet tuleks järgida olukorras, kus hajumismudeli prognooside kohaselt ulatuksid emissioonitipud vastuvõtjate ehk elamualadeni.

Samas tuleks eristada külmi punktallikaid ja kuumi heitgaase. Kuigi Saksamaa VDI 3475 ja VDI 3894 suunised näevad ette lõhnaaine emissioonifaktorite (3000–5000 OU_E/m^3) määramist ka koostootmisjaama (CHP) mootoritele, jäetakse need Eesti praktikas ja lokaalsel hajumismudeldamisel sageli arvestamata. Selle põhjuseks on CHP heitgaaside kõrge temperatuur (tavaliselt üle 400 °C) ja väljumiskiirus, mis tagavad intensiivse termilise tõusu. Seetõttu on mootoritest pärinev lõhnaaine kontsentratsioon maapinnalähedases kihis marginaalne, eriti võrreldes külmade pindallikatega nagu avatud kääritusjäägi- või toormemahutid. Mootorite heitmete kaasamist lõhnamudelisse on otstarbekas kaaluda eelkõige topograafiliste tingimuste (nt sügavad orud) või ebasoodsa aerodünaamikaga hoonestuse korral.

5. LÕHNAHEITE ÕIGUSLIK REGULEERIMINE JA HEITKOGUSTE MÄÄRAMINE JA HAJUMISE MODELLEERIMINE

Lõhnaheite hindamine on õiguslikult ja tehniliselt keeruline, sest erinevalt toksilistest gaasidest ei piisa lõhna puhul vaid ühe kindla ainekoguse määramisest. Lõhnaaisting tekib sadade ühendite koostoimel, mistõttu tuginevad regulatsioonid inimese tajuorganitele kui peamisele andurile.

Biogaasijaamade lõhnahäiringute hindamisel ja seadusandluse mõistmisel on oluline eristada emissiooni ja immissiooni mõisteid .Emissioon ehk heide tähistab olukorda, kus lõhna tekitavad ühendid paiskuvad välisõhku otse heiteallikast. Selles punktis on kontsentratsioonid väga kõrged, ulatudes sageli tuhandetesse lõhnaühikutesse (OU_E/m^3), ning just emissioonile rakendatakse sageli tehnoloogilisi piirväärtusi ja puhastusseadmete efektiivsuse nõudeid. Seevastu immissioon ehk saastetase välisõhus (Eesti õigusaktides nimetatud kui "lõhnaaine esinemine" või "lõhnahäiring") peegeldab lõhnaaine kontsentratsiooni maapinnalähedases õhukihis juba vastuvõtja juures. Immissiooni tasemeni jõutakse pärast seda, kui allikast vabanenud heide on tuule ja ilmastikunähtuste mõjul atmosfääris hajunud ning oluliselt lahjenenud. Eesti seadustes sätestatud sihtväärtus 0,25 OU_E/m^3 reguleerib just nimelt vastuvõtjani jõudvat immissiooni, mitte algset emissiooni.

5.1. Eesti õigusraamistik, loakohustused ja häiringutasemed

Eesti õigusruumis on lõhnaaine esinemine ja selle ohjamine reguleeritud horisontaalselt, mis tähendab, et põhinõuded kehtivad kõigile käitistele, mille tegevusega kaasneb lõhnahäiringu risk. Biogaasijaamade puhul rakenduvad need nõuded aga künnisvõimsuste ja tegevuslubade kaudu, kusjuures lõhna hindamine on kohustuslik osa lubatud heitkoguste projektist (LHK).

5.1.1. Seadusandlik alus ja keskkonnakaitselubade künnised

Lõhnaaine esinemise reguleerimise aluseks on atmosfääriõhu kaitse seadus (AÕKS), mis defineerib lõhnaaine kui ebameeldiva või ärritava lõhnaga aine või ainete segu. Seadus kohustab kõiki käitajaid (sh biogaasijaamu) rakendama meetmeid lõhnahäiringu vältimiseks ja juba tekkinud häiringu minimeerimiseks.

Lõhnaaine esinemise ja leviku objektiivne hindamine on lahutamatu osa keskkonnakaitseloa taotlemise menetlusest ning see peab olema adekvaatselt kajastatud lubatud heitkoguste projektis (LHK). Biogaasijaamade tegevust ja loakohustust reguleerivad künnised jaotuvad valdavalt kahte peamisesse kategooriasse.

- Põllumajanduslikud künnised. Keskkonnakaitseluba on vajalik olukorras, kus loomakohtade arv ületab teatava intensiivsuse piiri (näiteks 300 piimalehma või 1000 nuumsiga). See nõue on eriti oluline farmidega integreeritud biogaasijaamade puhul.
- Jäätmekäitluse ja kompleksloa künnised. Kui biogaasijaam liigub klassikalisest põllumajanduslikust toormest nagu sõnnik ja silo eemale ning hakkab väärindama munitsipaaljäätmete bioloogiliselt lagunevat fraktsiooni, toiduainetööstuse kõrvalsaadusi, tapamajajäätmeid või reoveesetet, muutub tegevus jäätmekäitluseks. See toob kaasa kohustuse taotleda kas jäätmeluba või mahtude suurenemisel tööstusheite seaduse (THS) alusel väljastatavat keskkonnakompleksluba. Kompleksluba esindab Euroopa Liidu keskkonnaõiguse kõrgeimat standardit ning on nõutav juhul, kui ületatakse biogaasijaamadele kriitilised ööpäevased käitlusmahud. Nendeks mahtudeks on tavajäätmete anaeroobne lagundamine 100 tonni ööpäevas või enam, tavajäätmete bioloogiline töötlus üldiselt mahus üle 75 tonni ööpäevas ning ohtlike jäätmete bioloogiline töötlus mahus üle 10 tonni ööpäevas.

Keskkonnaametil on õigus nõuda lõhnaaine esinemise hindamist ka siis, kui loakohustuse künniseid ei ületata, kuid ametile on laekunud põhjendatud kaebusi.

Tehnoloogilises vaates peavad biogaasijaamad ja eriti kompleksloa kohustusega käitised juhinduma parimast võimalikust tehnikast (PVT). See tähendab, et lõhnahäiringu minimeerimiseks tuleb kasutada suletud vastuvõtusõlmi ning tõhusaid gaasipesureid või biofiltreid. Kui uuringute käigus tuvastatakse, et 15 protsendi häiringulävi on ületatud, tekib käitajal seadusest tulenev kohustus koostada lõhnaaine esinemise vähendamise kava. Selles kavas peavad olema kirjas konkreetsed tehnilised investeeringud ja meetmed koos rakendamise ajakavaga, et viia jaama tegevusest põhjustatud lõhnaaine esinemine piirkonnas vastavusse kehtivate normidega.[116–118]

5.1.2. Lõhnaaine esinemise hindamise kord ja määruse nr 37 rakendamine

Eesti siseriikliku lõhnaregulatsiooni alustalaks on kliimaministri 6. juuli 2023. a määrus nr 37 „Lõhnaaine esinemise hindamise kord, hindamisele esitatavad nõuded ja lõhnaaine esinemise häiringutasemed“. See määrus dikteerib täpselt, kuidas tuleb emissioone mõõta, arvutada ja hinnata nende vastavust riiklikele standarditele.

Erinevalt klassikalistest toksilistest gaasidest on Eesti seadusandja lõhna puhul loobunud traditsiooniliste saastekontsentratsiooni piirväärtuste kehtestamisest igal ajahetkel ja rakendanud selle asemel proportsionaalseid häiringutasemeid. Hindamise peamiseks teaduslikuks tugipunktiks on komplekssete atmosfääri hajumismudelite (nagu AERMOD või AirViro) kohustuslik kasutamine. Nendes mudelites kasutatakse andmeid maastiku reljeefi, tuulesuundade ja meteoroloogiliste tingimuste kohta, et prognoosida lõhna kontsentratsiooni maapinnalähedases õhus lähimate vastuvõtjate juures.

Eesti riiklike normide kohaselt loetakse üheks lõhnatunniks olukorda, kus mudeli poolt arvutatud jaama tunni keskmine summeeritud lõhnakontsentratsioon vastuvõtja koordinaadil ületab 0,25 OU_E/m^3. Kuigi keskkonnaministri määruses nr 37 kasutatakse lõhnaühiku tähisena lihtsustatud lühendit OU/m^3, kasutatakse käesolevas töös läbivalt rahvusvahelisele standardile EN 13725 vastavat kuju OU_E/m^3.

Määruse nr 37 keskseks juriidiliseks kriteeriumiks on säte, mille kohaselt loetakse lõhnaaine esinemise häiringutase vastuvõtja juures ületatuks juhul, kui elanikkonda häiriv lõhn esineb enam kui 15 protsendil aasta lõhnatundidest. See 15% barjäär moodustab standardse kalendriaasta (8760 tundi) lõikes ligikaudu 1314 tundi.

Selle süsteemi analüüs toob esile rahvusvahelises praktikas levinud kahetise lähenemise. Ühelt poolt on baaskontsentratsiooni lävi 0,25 OU_E/m^3 äärmiselt madal, jäädes kordades alla inimese tegelikule tuvastusvõimele (keskmine inimene suudab lõhna iseloomu kirjeldada alles tasemel 3–5 OU_E/m^3). Teiselt poolt on 15% ajaline lubatud ületamine Euroopa mastaabis erakordselt pikk. See tähendab, et biogaasijaama naabruses elavad inimesed võivad kogeda nõrka, kuid tuvastatavat jaama spetsiifilist lõhna enam kui 50 ööpäeva ulatuses aastas, ilma et käitaja rikuks kehtivaid seadusi. See eripära selgitab sageli olukordi, kus kohalikud omavalitsused seisavad silmitsi kaebustega, kuid esitatud hajumismudelid näitavad biogaasijaama tegevuse formaalset vastavust normatiividele.

Juhul kui põhjalike uuringute, hajumismudelite või kohapealsete mõõtmiste käigus tuvastatakse 15 protsendi häiringuläve ületamine vastuvõtjate juures, tekib käitajal seadusest tulenev kohustus koostada ametlik lõhnaaine esinemise vähendamise kava. Selles dokumendis peavad olema detailselt lahti kirjutatud konkreetsed tehnilised investeeringud ja leevendusmeetmed (näiteks aktiivsöefiltrite paigaldamine ja avatud hoidlate katmine) koos siduva rakendamise ajakavaga, et viia jaama lõhnaemissioon vastavusse kehtivate normidega. Andmete teadusliku pädevuse ja juriidilise vettpidavuse tagamiseks nõuab määrus nr 37 hindamisel asjakohaste standardiseeritud referentsmeetodite kasutamist. Nende meetodite hulka kuulub punktallikatest väljuva gaasi algse lõhnakontsentratsiooni määramine dünaamilise olfaktomeetria standardi EVS-EN 13725 alusel ning pikaajaline välihindamine otse maastikul võrgustikumeetodi standardi EVS-EN 16841-1 kohaselt.[7]

5.2. Lõhnaaine heitkoguste arvutamise metoodikad ja emissioonifaktorid

Lõhnaainete hetkeliste ja pikaajaliste heitkoguste usaldusväärne määramine on mitmeetapiline protsess. See kombineerib standardiseeritud füüsikalised ja keemilised mõõtmised, inimtajul põhineva analüüsi ning matemaatilised arvutusmudelid. Biogaasijaamade puhul teeb selle protsessi eriti keeruliseks asjaolu, et heiteallikad on väga erineva iseloomuga ja nende lõhna leviku ulatus sõltub tugevalt ilmastikutingimustest. Metoodiline käik jaguneb üldjuhul viieks peamiseks etapiks.

- Heiteallikate kaardistamine. Kaardistatakse kõik jaama allikad (nt vastuvõtupunker, kääritid, biofiltrid, kääritusjäägi hoidlad) ning määratletakse nende geomeetria.
- Kontsentratsiooni määramine (c). Punktallikatest väljuvat gaasi analüüsitakse dünaamilise olfaktomeetria standardi alusel, et saada tulemus ühikus OU_E/m^3.
- Mahtkiiruse määramine (V). Korstnatest väljuva õhu vooluhulga otsene mõõtmine või pindallikate puhul tuuletunneli metoodika rakendamine heitemäära leidmiseks.
- Hetkelise heitkoguse (Q) arvutamine. Kontsentratsiooni ja mahtkiiruse korrutisena leitakse kogu biogaasijaama allikate summaarne emissioonimäär lõhnaühikutes sekundis (OU_E/s).
- Hajumistingimuste modelleerimine. Hetkelised heitkogused (Q) integreeritakse ilmastiku- ja reljeefiandmetega matemaatilisse mudelisse (nt AirViro), et prognoosida tunnikeskmisi lõhnakontsentratsioone vastuvõtjate juures ja hinnata eelnevalt mainitud 15% häiringutaseme saavutamist.[7]

5.2.1. Lõhnaainete hetkelise heitkoguse arvutusmetoodikad

Kogu lõhnaaine hindamise matemaatiline sisu taandub hetkelise heitkoguse (Q) korrektsele arvutamisele erinevat tüüpi allikate puhul. Kliimaministri määrusega nr 37 on paika pandud konkreetsed valemid, mis tagavad üleriigilise ühtsuse ja andmete võrreldavuse.

Käitise punktallika (näiteks biofiltri väljundtoru või suletud sorteerimishalli sundventilatsioonikorsten) hetkeline lõhnaaine heitkogus arvutatakse järgmise põhivalemi alusel:

$$Q = c \times V_{R,20}$$

Selles valemis väljendab Q hetkelist heitkogust ühikutes OU_E/s (Euroopa lõhnaühikut sekundis). Muutuja c tähistab saastunud gaasi lõhnaaine tegelikku kontsentratsiooni (OU_E/m^3), mis leitakse määruse lisast või akrediteeritud laboris dünaamilise olfaktomeetria abil, ning $V_{R,20}$ tähistab standardtingimustele taandatud ventilatsiooni või emissioonigaaside mahtkulu (m^3/s). Punktallika lõhnakontsentratsioon kirjeldab odorantide kontsentratsiooni (massi ekvivalenti) ühes kuupmeetris gaasisegus. Punktallika ühikut rakendatakse suletud süsteemide, torustike, korstnate, biofiltrite väljundite, keemiliste pesurite ja sundventilatsiooniga varustatud tootmishallide puhul.

Pindallikate korral, milleks biogaasijaamades on lahtised toormemahutid ja digestaadilaguunid, kompostiväljakud, arvutatakse hetkeline heitkogus järgmise valemiga:

$$Q = q_i \times S$$

Selles võrrandis tähistab q_i tootmistehnoloogia või pinna eriheidet (inglise keeles *Specific Odor Emission Rate* ehk SOER) ehk emissioonifaktorit ($OU_E/(m^2\ s)$) ning S tähistab aktiivse pindallika pindala ruutmeetrites (m^2). Pinna eriheide defineerib, mitu Euroopa lõhnaühikut (OU_E) eraldub ühest ruutmeetrist avatud pinnast ühe sekundi jooksul. Pindallikate puhul sõltub emissiooni intensiivsus otseselt pinna suurusest, ümbritseva õhu temperatuurist, atmosfääri turbulentsist ja tuule kiirusest materjali kohal, samuti materjali enda iseloomust ja bioloogilisest aktiivsusest. Näiteks soodustab kõrge temperatuur ja tugev tuul lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) kiiret aurustumist, lõhkudes vedeliku pinnale tekkinud kaitsvat looduslikku koorikut. Modelleerimistarkvarad käsitlevad pindallikaid kui laialivalguvaid alasid, millelt saaste tõuseb atmosfääri passiivse difusiooni teel väikese algkiirusega, mistõttu hajub lõhnapilv laiali valdavalt maapinnalähedastes kihtides.

Põllumajandusliku biogaasisektori korral, kus domineerivad suurte loomafarmidega tihedalt integreeritud koostootmistehased, rakendatakse koosmõju hindamisel valemit:

$$Q = qi \times LÜ,$$

kus LÜ tähistab käitise loomühikute koguarvu ja q_i vastavat loomaliigipõhist eriheidet. Selline lähenemine on hädavajalik, kuna sageli on võimatu eristada farmist tulevat lõhna biogaasijaama toormemahutitest tulevast lõhnast.

Pärast hetkeliste heitkoguste (Q) leidmist kõigi jaama allikate lõikes, integreeritakse need numbrid koos lokaalsete ilmastiku- ja reljeefiandmetega atmosfääri dispersioonimudelisse (näiteks AirViro, AERMOD), mis prognoosib saaste hajumist ja kontsentratsioone ümbritsevate vastuvõtjate juures.[7]

5.2.2. Lõhnaaine eriheited (q_i) Eesti praktikas (määruse nr 37 lisa)

Keskkonnakaitseloa taotlemise faasis, eriti uute biogaasijaamade projekteerimisel, puudub füüsiline rajatis, kust gaasiproove võtta. Sellistes olukordades kasutatakse riigi poolt kehtestatud regulatiivseid eriheiteid. Kliimaministri määrusega nr 37 on sellised normatiivid selgelt sätestatud, et vältida vaidlusi modelleerimise sisendandmete üle.

Alljärgnev tabel (Tabel 10) annab ülevaate olulisematest kliimaministri määrusega nr 37 sätestatud lõhnaühikutest, mis on seotud biogaasijaamade ning kaasnevate käitiste tehnoloogiliste protsessidega.

Tabel 10. Regulatiivsed lõhnaühikud biogaasi- ja jäätmekäitlussektori hetkelise heitkoguse arvutuslikuks hindamiseks Eesti praktikas

Tegevus või heiteallikas	Ühik	Eriheide või kontsentratsioon
Loomsete jäätmete töötlemine, termooksüdeerija väljund	OU_E/m^3	1129
Jäätmekäitluse gaasipuhastus, biofiltri väljund	OU_E/m^3	1032
Reoveesette mudatahestushoone ventilatsioon	OU_E/m^3	1093
Jäätmekäitlus, suletud laadimisruum	OU_E/m^3	312
Jäätmekäitlus, suletud sorteerimisruum	OU_E/m^3	26
Reoveesette avatud komposteerimine	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	66.9
Kompostiväljak (haavapuitmassi tootmine)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	8.2
Biolagunevate jäätmete käitlus	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	3.2
Segajäätmete tavaline kompostimine	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	1.2

Allikas: [7] põhjal

Tabeli andmestiku analüüs toob esile mitmeid olulisi aspekte biogaasi- ja jäätmekäitlusjaamade emissioonidünaamikas, millega tuleb hajumismudelite koostamisel arvestada.

Üks silmatorkavamaid numbreid on jäätmekäitluse biofiltri eriheide 1032 OU_E/m^3. Kuigi Euroopa Liidu parima võimaliku tehnika (PVT/BAT) soovitused hindavad biofiltrite optimaalseks väljundiks vahemikku 200–1000 OU_E/m^3, peegeldab Eesti regulatsioonis sätestatud 1032 OU_E/m^3 eeldatavalt teadlikult alalhoidlikku halvima stsenaariumi (*worst-case scenario*) printsiipi. See tagab, et tekkivad hajumismudelid ei alahinda potentsiaalset riski ümberkaudsetele elanikele isegi siis, kui puhastusseadmed ei tööta oma absoluutsel maksimaalsel efektiivsusel.

Veelgi selgemalt näitab andmestik toorme keemilise koostise fundamentaalset mõju hajusheidetele pindallikate korral. Reoveesette avatud komposteerimisele on määratud erakordselt kõrge eriheide (66,9 $OU_E/(m^2 \cdot s)$), mis ületab tavaliste biolagunevate jäätmete (3,2 $OU_E/(m^2 \cdot s)$) ja segajäätmete kompostimise (1,2 $OU_E/(m^2 \cdot s)$) normatiive mitmekümnekordselt. See oluline erinevus tuleneb reoveesette ja loomsete tapamajajäätmete kõrgest valgu- ja väävlisisaldusest, mille anaeroobsel või osaliselt aeroobsel lagunemisel eraldub suures koguses intensiivse lõhnaga gaase, nagu väävelvesinik ja ammoniaak. Need normatiivid kinnitavad eelmistes peatükkides esitatud järeldust, et agressiivse toorme avatud ladustamine kätkeb endas suurt lõhnariski ning sotsiaalsete konfliktide vältimiseks on selliste protsesside suunamine kinnistesse, alarõhuga hoonetesse olulise tähtsusega.

5.3. Läti, Soome ja Rootsi õiguslikud regulatsioonid

Globaalses ja Euroopa kontekstis on lõhnahäiringu reguleerimine väga killustunud. Euroopa Liit ei ole siiani vastu võtnud ühtset raamdirektiivi lõhnaainete kohta, mistõttu langeb põhiraskus Tööstusheite direktiivile (IED) ja Euroopa Liidu parima võimaliku tehnika järeldustele ehk BREF-dokumentidele. See jätab liikmesriikidele laialdase vabaduse kujundada oma siseriiklik seadusandlus.

Erinevalt Eestist, kus kliimaministri määruse nr 37 lisas on kehtestatud riiklikult siduvad numbrilised lõhnaaine eriheited (qi) erinevatele jäätmekäitlus- ja biogaasiprotsessidele, puudub Lätis, Soomes ja Rootsis otsene siseriiklik õigusakt sarnase valmis tabeliga. Nendes riikides kasutatakse hajumismudelite sisendandmete leidmisel teistsugust, sageli juhtumipõhist või rahvusvahelistele standarditele tuginevat lähenemist.

5.3.1. Läti Vabariigi regulatsioonid lõhnaaine määramisel

Läti keskkonnaõiguses on lõhnahäiringute reguleerimisel võetud suund selgetele ja numbrilistele seaduslikele piirväärtustele. Läti lõhnaheite regulatsiooni peamiseks aluseks on "Saastuse seadus" (*likums "Par piesārņojumu*"). Lõhnaaine väljutamiseks õiguse andmine toimub ülesehitatud keskkonnakaitselubade süsteemi kaudu, kus kõik saastavad tegevused on jagatud A-, B- ja C-kategooriatesse vastavalt Ministrite Kabineti määruses nr 1082.

- A-kategooria. Suuremastaabilised rajatised kõrgeima keskkonnamõjuga. See kategooria nõuab väga põhjalikku keskkonnakaitseluba, detailset keskkonnamõju hindamist ja parima võimaliku tehnika (PVT) kohustuslikku rakendamist.
- B-kategooria. Keskmise keskkonnamõjuga tegevused, kuhu kuuluvad enamasti ka biogaasijaamad ja jäätmekäitlusrajatised. Nõuab formaalset keskkonnakaitseluba, kus on paika pandud ranged nõuded tooraine ladustamisele ja töötlemisele.
- C-kategooria. Väiksema mõjuga tegevused, mis nõuavad ametiasutustele deklaratsiooni esitamist kinnitusega, et järgitakse kõiki keskkonnanõudeid.

Lätis reguleerib lõhnaheite hindamise korda Ministrite Kabineti määrus nr 724. See määrus ei paku arendajatele valmis eriheidete (q_i) tabelit silohoidlate või kompostimisväljakute jaoks. Selle asemel nõuab määrus väga selgelt, et käitiste emissioonide tegelikuks tõendamiseks ja eriti kaebuste ilmnemisel, tuleb läbi viia reaalsed füüsilised mõõtmised akrediteeritud laborite poolt vastavalt dünaamilise olfaktomeetria standardile (EN 13725) otse emissiooniallikatelt. Planeerimisfaasis (kui jaama veel pole) toetuvad Läti keskkonnamõju hindajad rahvusvahelistele andmebaasidele või teiste sarnaste jaamade mõõtmistulemustele, arvutades hajumise nii, et see ei ületaks seaduses nõutud 5 OU_E/m^3 piiri.

Seega ei tohi Lätis elamupiirkondades ja aladel, mis asuvad väljaspool tööstuskäitise suletud territooriumi ning on inimestele püsivalt kättesaadavad, tunnikeskne lõhnakontsentratsioon ületada 5 OU_E/m^3. Saastav tegevus ei tohi seda väärtust aastas ületada rohkem kui 168 tundi. Selline 168 tunni nõue kalendriaastas tähendab matemaatiliselt ligikaudu 1,9% ületust, mis omakorda näitab, et Läti on sisuliselt rakendanud Ühendkuningriigis ja Hollandis laialt levinud rangeid kriteeriumeid.

Võrdluseks, kui Eesti süsteem lubab tajutaval lõhnal (0,25 OU_E/m^3) olla asustuses lausa 1314 tundi (15%), siis Läti lähenemine on oluliselt karmim. Lühike ajalimiit nõuab biogaasijaamadelt Lätis märksa suuremaid rahalisi investeeringuid puhastustehnoloogiasse ja aerodünaamiliselt täpset disaini. Ainult nii on võimalik vältida isegi ajutisi ja spetsiifilistest ilmastikutingimustest põhjustatud lõhna leviku kasvu.

Järelevalvet teostab Riiklik Keskkonnateenistus (VVD). Kui ametiasutusele laekub elanikkonnalt kaebus, on inspektoritel kohustus olukorda füüsiliselt kontrollida. Läti seadusandlus on sätestanud radikaalse nõude - kui tuvastatakse kolm või enam juriidiliselt põhjendatud (inspektorite poolt protokollitud) kaebust kalendriaastas, on biogaasijaama operaator kohustatud hakkama iga poole aasta tagant tellima ametlikke dünaamilise olfaktomeetria mõõtmisi (vastavalt EN 13725 standardile) otse emissiooniallikatelt. Nende reaalsete mõõtmistulemuste põhjal tuleb operaatoril tõestada seadusekuulekust või rakendada viivitamatult täiendavaid leevendavaid tehnilisi meetmeid.[8,119–123]

5.3.2. Soome Vabariigi lõhnaainega seotud regulatsioonid

Soomes on olukord veelgi enam hajutatud. Soomes puudub kõikehõlmav seadusandlus lõhna hindamiseks keskkonnakaitselubade protsessis ning praktika ametiasutuste (ELY-keskused) vahel on väga erinev. Kuna Soomel puudub Eesti määrusele 37 sarnane emissioonifaktorite andmebaas, kasutatakse biogaasijaamade modelleerimisel sageli kaudseid näitajaid (näiteks arvutatakse vesiniksulfiidi või lenduvate orgaaniliste ühendite massiemissioone) või toetutakse kirjanduse andmetele. Sarnaselt Eestiga, kus riiklik määrus ei kata kõiki tehnoloogiaid ja heiteallikaid, on ka Soomes andmestiku lünkade täitmisel lubatud tugineda teiste sarnaste käitiste reaalsete mõõtmiste tulemustele või rahvusvaheliselt tunnustatud teaduskirjandusele (näiteks Saksamaa VDI standardid).

Ametiasutused lisavad keskkonnakaitselubadesse tihti keemiliste ühendite füüsikalise pidevseire kohustusi. Biogaasijaamade puhul nõutakse sageli vesiniksulfiidi (H_2S) ja kogu lenduvate orgaaniliste ühendite (TVOC) heidete mõõtmist ja raportite esitamist. Arvutusmetoodikas tõlgitakse need keemiliste näitajate kontsentratsioonid sageli lõhnapotentsiaaliks, eeldades, et näiteks H_2S kontsentratsiooni hoidmine allpool kriitilist taset minimeerib ka summaarse lõhnahäiringu ohu keskkonnas.

Erinevalt Lätist ja Eestist ei eksisteeri Soome keskkonnaõiguses otsest ja mõõdetavat üleriigilist OU_E/m^3 piirväärtust, mis reguleeriks lõhna esinemist ühetaoliselt. Soome süsteem läheneb probleemile Keskkonnakaitseseaduse (*Ympäristönsuojelulaki*) laiemate eesmärkide kaudu, kus lõhna käsitletakse emissioonina, mis on võimeline tekitama tervisekahju või vähendama keskkonna meeldivust. Kuna riiklikku numbrilist valemit pole seadusesse pandud, toimub biogaasijaamade reguleerimine lokaalselt, piirkondlike majandus-, transpordi- ja keskkonnakeskuste (soome keeles *Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus* ehk ELY-keskus) poolt väljastatavate individuaalsete keskkonnakaitselubade kaudu. Sellise lokaalse sõltumatuse tõttu sõltuvad loa tingimused tugevalt asukohast. Asulatest kaugel asuvatele jaamadele võidakse seada leebemad nõuded, samas kui elamupiirkondade või tundlike loodusobjektide lähedusse planeeritud komplekside load kujunevad rangeteks. Praktikas võivad need load piirata lõhnahäiringu esinemist väga lühikese aja jooksul aastas kombineerituna vesiniksulfiidi ja lenduvate orgaaniliste ühendite pidevseire kohustusega.

Kuigi hajutatud mudel pakub suurt paindlikkust, on see Soomes esile toonud halduslikke probleeme. Piirkondlike ELY-keskuste erinev tõlgendus praktika on tekitanud investoritele ja käitajatele õiguslikku ebakindlust. Nende probleemide lahendamiseks käivitati Soome Keskkonnaministeeriumi, Soome Tehnoloogia Uurimiskeskuse (VTT) ja Soome Ilmateenistuse ühisprojekt HAJUTARVE. Selle projekti eesmärk oli uurida lõhnahäiringutega seotud väljakutseid ja arenguvajadusi.

HAJUTARVE projekti lõppraport kinnitas, et tervikliku õigusraamistiku puudumine keskkonnakaitselubade protsessis on tekitanud lünki järelevalves. Projekti raames viidi läbi eksperttöötoad ja vajaduste hindamise uuring, mille põhjal esitati soovitus arendada välja siduvad riiklikud suunised. Rõhutati vajadust kehtestada selged kriteeriumid määramaks, millised lõhnad loetakse häirivaks (arvestades erinevate toormete eripära) ja kui sageli tohib sellist häirivat lõhna elamualadel esineda. Samuti rõhutas Soome Ilmateenistus vajadust luua ühtsed metoodikad lõhnaemissioonide hajumise modelleerimiseks Põhjamaade ilmastikutingimustes, mis võtaksid arvesse temperatuuriinversioone ja jääkatet. Projekti tulemusena on oodata Soome regulatsiooni järkjärgulist ühtlustumist Põhjamaade ja Euroopa standarditega, integreerides tugevamalt EN 13725 nõudeid ja potentsiaalselt uusi protsentiilipõhiseid piirväärtusi.[124–128]

5.3.3. Rootsi Kuningriigi lõhnaaine regulatsioonid

Rootsi lähenemine biogaasijaamade, sealhulgas munitsipaaljäätmeid, reoveesetet ja tapamajajäätmeid töötlevate komplekside lõhnaemissioonidele tugineb Keskkonnaõigustikule (Miljöbalken). Erinevalt Lätist ei rajane Rootsi süsteem peamiselt kindla OU_E/m^3 piirväärtuse sätestamisele seadustekstis. Keskkonnaõigustik rajaneb eesmärgipõhisel regulatsioonil ja väga tugeval parima võimaliku tehnika (PVT) nõude rakendamisel.

Selle õigustiku teine peatükk sätestab ranged üldised arvestamisreeglid, mis on juriidilised kohustused igale operaatorile. Üks kõige olulisemaid on asukohaprintsiip, mille kohaselt tuleb igale tegevusele leida füüsiline asukoht, kus see põhjustab võimalikult vähe häiringuid. Kui asukoht on vale ja paikneb näiteks liiga lähedal elamutele, võidakse luba keelata isegi parima tehnika rakendamisel. Selline lähenemine filtreerib potentsiaalsed konfliktikolded välja juba ruumilise planeerimise etapis.

Ehkki Miljöbalken ise numbrilisi väärtusi ei sisalda, ei tähenda see, et arvutusmetoodikaid ei kasutataks. Riiklikul tasandil väljastab valdkondlikke üldsuuniseid Rootsi Keskkonnakaitseagentuur (Naturvårdsverket), samas kui tegelik keskkonnakaitselubade väljastamine on delegeeritud läänivalitsustele ja omavalitsustele. Keskkonnakohtute ja lubade andjate pikaajalises halduspraktikas on kinnistunud tugev kohtupraktika, mis toetub rahvusvahelistele standarditele.

Rootsis nõutakse emissioonide ulatuse hindamisel matemaatiliste hajumismudelite kohustuslikku rakendamist. Lõhna piiritlemisel kasutatakse kõige sagedamini 98. protsentiili meetodit, eeldades, et uute rajatiste ümber on elanike taluvuspiir vahemikus 1,5 kuni 3,0 OU_E/m^3. See tähendab, et arvutuslikult tohib selles kontsentratsioonivahemikus ebameeldivat lõhna tunda maksimaalselt umbes 175 tundi aastas. See annab Rootsi süsteemile sarnase ranguse astme Läti Vabariigi seadusandlusega, pakkudes ulatuslikku kaitset kroonilise kokkupuute vastu.

Kuna Rootsis pole Eesti siseriiklikule määrusele nr 37 vastavat kohustuslikku eriheidete tabelit pindallikatele, toetuvad sealsed arendajad sageli rahvusvaheliselt tunnustatud Saksamaa VDI 3894 ("*Emissions and immissions from animal husbandry*") suunistele, et arvutada korrektselt välja näiteks digestaadihoidlatest ja vedelsõnniku laadimisest tekkivad emissioonifaktorid.

Lisaks on Rootsi mudelis märkimisväärne rõhk keemilisel ohjamisel, eriti biometaani tootmistsükli tõttu. Et maagaasivõrku süstitav gaas ei kahjustaks infrastruktuuri, nõuavad Rootsi tehnoloogilised standardid korrodeeriva vesiniksulfiidi (H_2S) eemaldamist biogaasist juba varajastes töötlemisfaasides, viies taseme tihti alla 28 ppm (ehk 28 000 ppb; u 39,2 mg/m³). Kuna vesiniksulfiid on anaeroobse kääritamise üks madalaima lõhnalävega ja ebameeldivamaid komponente, lahendab see puht-tehnoloogiline kvaliteedinõue paralleelselt ja efektiivselt väga suure osa jaamast hajusalt eralduda võivatest lõhnaprobleemidest.[129–134]

5.4. Läänemere regiooni lõhnaregulatsioonide ja arvutusmetoodikate võrdlus

Eelnevalt analüüsitud riikide praktikad näitavad, et vaatamata geograafilisele lähedusele puudub biogaasijaamade lõhnaemissioonide hindamisel ja haldamisel Läänemere piirkonnas ühtne normatiivne standard. Erinevused ilmnevad nii seadusandluses, piirmäärades ja nende lubatud ületamiste sageduses kui ka heitetegurite andmebaasides.

Kuna Balti- ja Põhjamaades puuduvad siseriiklikes seadustes sageli lokaalsed numbrilised emissioonifaktorid avatud biogaasijaama heiteallikatele, on kogu regioonis kujunenud standardiks Saksamaa Inseneride Liidu (VDI) suuniste kasutamine. Need saksakeelsed standardid pakuvad põhjalikke emissioonifaktoreid ($OU_E/(m^2 \cdot s)$), mida Rootsi, Läti ja Soome keskkonnamõju hindajad aktiivselt oma hajumismudelitesse integreerivad, et prognoosida adekvaatselt uute biogaasijaamade lõhnamõju.

Läänemere piirkonna riikide (Läti, Soome ja Rootsi) praktikad biogaasijaamadest ja jäätmekäitlusest tuleneva lõhna reguleerimisel on toodud järgnevas tabelis (Tabel 11).

Tabel 11. Lõhnaregulatsiooni metoodiliste ja kvantitatiivsete kriteeriumite võrdlus Läänemere regioonis

Riik	Lõhnaregulatsiooni peamine alus ja olemus	Siht- või piirväärtus asulate/vastuvõtjate juures	Lubatud ületuste sagedus aastas	Peamine metoodiline ja arvutuslik alus ning emissioonifaktorite allikas
Eesti	Keskne standardiseeritud määrus (nr 37); madal kontsentratsioonilävi pikaajalise tolerantsiga.	0,25 OU_E/m^3	1314 tundi (15% aastast)	EN 13725 + hajumismudel. Tugineb riiklikult kehtestatud siseriiklikele eriheidetele
Läti	Range ja otsene numbriline määrus (nr 724); kroonilise häiringu minimeerimine.	5 OU_E/m^3	168 tundi (~1,9% aastast)	EN 13725 + hajumismudel. Siseriiklik eriheidete tabel puudub, toetutakse reaalsetele mõõtmistele ja rahvusvahelistele (VDI) teguritele.
Soome	Juhtumipõhine reguleerimine ELY-keskuste poolt; HAJUTARVE soovitab harmoniseerimist.	Spetsiifiline piirväärtus puudub	Load kasutavad sageli 99. või 99,99. protsentiili	Siseriiklik valmis andmebaas puudub. Sageli asendatakse lõhnaarvutus keemilise analüüsiga (H_2S, TVOC).
Rootsi	Kohtupretsedendid ja range asukohaprintsiip (Miljöbalken); PVT fookus.	Sageli 1,5 – 3,0 OU_E/m^3 (juhtumipõhine)	98. protsentiil (~175 tundi, 2%)	Lõhna eriheidete osas tuginetakse tugevalt rahvusvahelistele standarditele nagu VDI 3894 ja hajumismudelitele.

Allikas: Autori koostatud kasutatud kirjanduse andmete sünteesi põhjal

Võrdlev analüüs toob selgelt esile, et Eesti on ainuke riik vaadeldud regioonis, mille seadusandluses on detailselt fikseeritud numbrilised eriheited planeerimisfaasi arvutusteks (määrus nr 37 lisa). Lisaks tuleb välja kahe erineva regulatiivse lähenemise kasutamine. Ühel juhul on kasutusel madal kontsentratsioon kombinatsioonis pika ajalise aknaga, teisel juhul aga kõrgem kontsentratsioon kombinatsioonis väga lühikese ajalise aknaga.

Nagu peatükis 5.1.2 detailselt selgitatud, eristub Eesti regulatiivne mudel selgelt oma 15% reegliga (1314 tundi) ja 0,25 OU_E/m^3 lävega, mis lubab hajumismudelite arvutuses sagedast ja pikaajalist madalatasemelist lõhna levikut elamualadele.

Kontrastina on Läti ja Rootsi raamistikud suunatud kroonilise häiringu minimeerimisele. Lätis on kontsentratsiooni lävi seatud tasemele (5 OU_E/m^3), mida isik suudab tajuda ja sageli ka ebameeldivana identifitseerida, kuid seadus lubab seda taluda vaid 168 tundi aastas. Veelgi rangem on Rootsi praktika, kus sarnane ajaline aken (u 175 tundi, ehk 98. protsentiil) on seotud poole madalama tajulävega (1,5 kuni 3,0 OU_E/m^3).

See metoodiline erinevus ei ole lihtsalt teoreetiline arutelu, vaid sellel on otsene rahaline ja tehnoloogiline mõju. Läti ja Rootsi mudelite puhul, mis opereerivad 98. protsentiili juures, peavad uusi biogaasijaamu planeerivad investorid modelleerimisel arvestama ka kõige ebasoodsamate meteoroloogiliste anomaaliatega (nt inversioonikihid, pikaajalised tuulekoridorid) ja investeerima mahukalt rajatiste hermetiseerimisse ning kallistesse õhupuhastusseadmetesse, kuna vastasel korral on 168-tunnist limiiti matemaatiliselt võimatu täita.

Hajumismudelite koostamisel ja keskkonnamõju hindamisel Eestis ja naaberriikides kehtib universaalne põhimõte. Lõhna sihtväärtusi ei rakendata mitte käitise tööstusterritooriumi piiril, vaid konkreetsete tundlike vastuvõtjate (elamute, hoolekandeasutuste, puhkealade) asukohtades ja nende välisterritooriumil (õuealal). See tähendab, et biogaasijaama potentsiaalne lõhnamõju on aktsepteeritav, kui see hajub tööstus- või põllumajandusmaastikul, kuid peab langema alla regulatiivsete normide enne, kui see jõuab lähimate elanikeni.

Samuti näitavad Soome projekti HAJUTARVE tulemused, et täielikult hajutatud ja puhtalt lokaalsele keskkonnamõjule tuginev süsteem võib luua olukorra õiguslikuks ebakindluseks. See juhtub siis, kui naaberpiirkondades asuvatele sarnastele biogaasijaamadele kehtivad täiesti erinevad matemaatilised nõuded ja sanktsioonid. Projekti järeldused soovitavad Soomel liikuda Eesti ja Rootsiga sarnasema, selgemalt defineeritud ning matemaatiliselt prognoositavama arvutusmudeli suunas.

Kogu piirkonnas jääb siiski läbivaks ühisnimetajaks paratamatu sõltuvus rahvusvahelistest, eelkõige Saksamaa VDI 3894 standardite emissioonifaktoritest pindallikate (nagu avatud mahutid ja digestaadihoidlad) modelleerimisel, mis kompenseerib siseriiklike määruste lünki ja tagab, et tegelik reostuskoormus on arvutustes adekvaatselt esindatud.

5.5. Regulatiivsed lüngad ja määruse nr 37 täiendamise vajadus

Käesoleva uuringu tehnoloogilisest analüüsist selgub, et kehtiva kliimaministri määruse nr 37 lisas toodud lõhnaaine eriheited ei kata biogaasisektori ega ka kaasaegse põllumajanduse heiteallikaid. Praegune regulatsioon ei kohusta piisavalt eristama erinevaid toormeid (silo, tahesõnnik, sigade vs. veiste vedelsõnnik) ega arvesta kooskääritamisel tekkiva kääritusjäägi kordades kõrgemat lõhnapotentsiaali. Lisaks puudub Eesti õigusruumis seni selge eristus passiivse ladustamise ja aktiivsete tehnoloogiliste protsesside vahel, kuigi toormete ja digestaadi teisaldamine, pumpamine ning segamine suurendab lõhnaheidet nendel lühiajalistel hetkedel märkimisväärselt.

Selleks, et tagada Eestis keskkonnamõju hindamisel nii biogaasijaamade kui ka loomakasvatusfarmide puhul õiguslik selgus, on uuringu tulemusena koostatud andmestik (Tabel 12), kus on süsteemselt eristatud passiivse ladustamise eriheited ja aktiivsete tegevuste dünaamilised eriheited.

Tabel 12. Soovituslikud eriheited ja kontsentratsioonid regulatsiooni ajakohastamiseks

Tegevus või heiteallikas	Ühik	Passiivne eriheide (staatiline ladustamine)**	Aktiivne eriheide või kontsentratsioon (dünaamiline tegevus)
Silo ja taimejäätmed (avatud esisein)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	4	40 (laadimine, teisaldamine)
Tahesõnnik (avatud virn)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	3	10 (laadimine, teisaldamine)
Linnusõnnik (avatud virn)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	8	50 (laadimine, teisaldamine)
Vedelsõnnik (veis) (avatud mahuti)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	3	20 (segamine, pumpamine eelmahutis)
Vedelsõnnik (siga) (avatud mahuti)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	7	70 (segamine, pumpamine eelmahutis)
Toorsete (reovesi) (avatud eelsetiti, vastuvõtuüksus)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	10	150 (segamine, teisaldamine)
Vastuvõtuhall (tooraine ladustamine/ettevalmistamine)	OU_E/m^3	-	500* (õhupuhasti / korstna väljund)
Tapamajajäätmed (vastuvõtuhall)	OU_E/m^3	-	1000* (õhupuhasti / korstna väljund)
Põllumajanduslik digestaat (avatud laguun, kaetud loodusliku koorikuga))	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	0,7	15 (segamine, kooriku purunemine)
Kooskääritatud digestaat (biojäätmed, toidujäätmed, ilma püsiva koorikuta)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	20	50 (aktiivne pind, pumpamine)
Reoveesette digestaat (avatud laguun)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	15	60 (aktiivne pind, pumpamine)
Paberitööstuse reoveesette digestaat (avatud hoidla)	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	2	5 (aktiivne pind, pumpamine)
Toiduainetööstuse reoveesette digestaat (avatud hoidla	$OU_E/(m^2 \cdot s)$	10	20 (aktiivne pind, pumpamine)
Digestaadi separeerimine (kinnises töötlemisruumis)	OU_E/m^3	-	500* (õhupuhasti / korstna väljund)

Allikas: tuginetud uurimustöös kasutatud rahvusvahelistele teaduskirjandusallikatele (sh VDI 3894)

**Dünaamiliste tegevuste ja punktallikate (OU_E/m^3) tegelik väärtus mudelis sõltub valitud tehnoloogia spetsiifikast. Punktallikate puhul näitab väärtus heidet pärast puhastusseadet.*

***Pindallikate katmisel (kui eriheide juba ei kajasta katte olemasolu) ujuvkattega tuleks rakendada katte efektiivsuse koefitsienti.*

Tabelis 12 toodud väärtuste väljatöötamisel on lähtutud rangeimast võimalikust ohuhinnangu põhimõttest, kus hajumisanalüüsid peavad täielikult välistama lõhnahäiringute alahindamise riski. Seetõttu on soovituslike aktiivsete eriheidete numbritena kasutatud teaduskirjanduses ja emissiooniandmebaasides toodud maksimaalseid väärtusi ehk ekstreemumeid. Selline lähenemine tagab, et modelleerimisel arvestatakse alati halvima võimaliku stsenaariumiga (*worst-case scenario*), mis tekib

näiteks intensiivse segamise, purustamise või termilise hüdrolüüsi lühiajalistes faasides. Siinkohal on oluline teadvustada lahknevust teaduskirjanduses (sh käesoleva uuringu varasemates osades) esitatud stabiilse ladustamise passiivsete baasväärtuste ja Tabelis 12 rakendatud maksimaalsete dünaamiliste aktiivsete eriheidete vahel. Passiivse ehk staatilise ladustamise baasväärtused eeldavad reaalsetes välitingimustes pikaajalisel seismisel tekkiva loodusliku kooriku olemasolu, mis toimib efektiivse mehaanilise tõkkena, takistades gaaside kiiret difusiooni. Niipea kui see koorik aga dünaamilise tegevuse käigus puruneb või protsessitingimused muutuvad oluliselt, rakenduvad hajumismudelis tabelis toodud maksimaalsed aktiivsed eriheited, peegeldades olukorda, kus roiskumisgaasid saavad takistamatult ja suures kontsentratsioonis atmosfääri lenduda.

Erinevate toormete passiivse ja aktiivse eriheite suhtarvude varieeruvus tuleneb materjalide keemilisest koostisest ning füüsikalistest omadustest. Lämmastiku- ja väävlirikaste toormete, nagu linnusõnniku, reoveesette ja biojäätmete puhul on passiivse ning aktiivse faasi vaheline erinevus kõige suurem, ulatudes kuni kümnekordse tõusuni. See on tingitud materjali pinnale tekkivast koorikust, mille purunemisel teisaldamise käigus vabaneb vahepeal kuhjunud ammoniaagi- ja väävlirikas gaasipilv plahvatuslikult. Seevastu kiudainerikkamate materjalide, nagu tahesõnniku ja silo puhul, on dünaamiline tõus stabiilsem, piirdudes tavaliselt kolme- kuni neljakordse väärtusega, kuna lõhnaeraldus suureneb peamiselt uue niiske pindala lisandumise, mitte akumuleerunud gaaside vabanemise tõttu. Vedelsubstraatide ja digestaadi segamisel ning pumpamisel vabanevad lahustunud gaasid sarnaselt gaseeritud vedeliku liigutamisele, jäädes rahvusvahelise praktika kohaselt tavaliselt kolme- kuni viiekordse suurenemise piiridesse.

Hajumismudeli koostamisel ja esitatud väärtuste rakendamisel on olulise tähtsusega eristada toorme ja kääritusjäägi ladustamise iseloomu. Kuna toormeid hoitakse jaama territooriumil sageli lühiajaliselt ning neid teisaldatakse pidevalt, tuleks nende heiteväärtusi rakendada mudelis dünaamiliste tegevustena, profileerides need ajaliselt vastavalt protsesside reaalsele toimumisele. Seevastu pikaajaliselt ladustatava digestaadi puhul moodustub pidev passiivne foon, mille puhul rakendatakse tabelis toodud passiivseid väärtusi, korrigeerides neid vastavalt kasutatavate kattekihtide vähendusefektiivsusele. Praktikas esineva segatoormega mahutite puhul tuleks metoodiliselt rakendada halvima stsenaariumi printsiipi, kasutades mahuti eriheitena kõige kõrgema emissioonipotentsiaaliga komponendi väärtust, välja arvatud juhul, kui retseptuuri osakaalud on fikseeritud.

5.5.1. Hajumisarvutuste erisused ja hedooniline toon

Biogaasijaamade keskkonnamõju hindamisel ja tehnoloogiate valikul tuginetakse sageli lõhna hajumismudelitele (nt Airviro, AERMOD). Need mudelid kasutavad sisendandmetena kas dünaamilise olfaktomeetria abil otseselt mõõdetud või eriheidete kaudu arvutatud lõhna heitkoguseid (OU_E/s). Siinkohal ilmneb aga lõhna modelleerimise üks suurimaid metoodilisi kitsaskohti, kus dünaamiline lõhnaühik näitab vaid haisu tuvastusläve (intensiivsust), kuid ei arvesta lõhna hedoonilist tooni ehk agressiivsust ja häirivust. Matemaatilise hajumismudeli jaoks on 10 OU_E/m^3 mahedamat põllumajanduslikku sõnnikulõhna ja 10 OU_E/m^3 toidujäätmetest pärinevat roiskuvat väävlihaisu identsed, joonistades kaardile sama ulatusega levikuala. Inimese tajus ja sotsiaalses taluvuses on nende kahe vahel aga suur erinevus.

Selle ebaloogilisuse ületamiseks ei muudeta mudelis algset eriheidet, vaid rakendatakse erinevaid lõhnaaine esinemise piirväärtusi. Paljudes Euroopa riikides (nt Ühendkuningriigis) on kehtestatud praktika, kus vähem häirivate (nt põllumajanduslike) lõhnade puhul on elamualal aktsepteeritavaks hajumisarvutuslikuks tulemuseks 3,0 OU_E/m^3, samas kui kõrge häirivusega lõhnade (toidujäätmed, reoveesete, roiskuv orgaanika) puhul on see norm poole rangem ehk maksimaalselt 1,5 OU_E/m^3. Teise lahendusena kasutatakse keemiliste markerite (nt vesiniksulfiid või ammoniaak) hajumise modelleerimist eraldiseisvalt, kus ühendite madalad tajuläved toovad riskid selgemalt esile.

5.5.2. Lühiajaliste heitetippude ja ajalise dünaamika modelleerimine

Lõhna hajumisarvutustes tuleks eristada jaama pikaajalist stabiilset baas-eriheidet ning tehnoloogiliste protsessidega kaasnevaid lühiajalisi heitetippe. Saksamaa inseneride liidu standardi (VDI 3894) kohaselt arvestatakse näiteks loomuliku koorikuga kaetud stabiilse põllumajandusliku digestaadihoidla pinnaeriheiteks ligikaudu 0,7 $OU_E/(m^2 \cdot s)$. Selline madal väärtus eeldab füüsilise barjääri (kooriku) olemasolu ja passiivset difusiooni. Teaduskirjanduses dünaamiliste tuuletunnelitega läbi viidud mõõtmised näitavad aga materjalide tegelikku maksimaalset lõhnapotentsiaali olukorras, kus loomulik koorik puruneb (näiteks intensiivse tuule, hoidla tühjendamise või massi segamise tagajärjel). Sellistes tingimustes hüppab avatud hoidlate eriheide lühiajaliselt, kuid drastiliselt, ulatudes 3–15 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ tasemele.

Hajumismudeli arvutustes on asjakohane kasutada VDI baasväärtusi, kuna ligikaudu 90% ajast töötab jaam just selles režiimis. Kuid lõhnakaebused naaberkogukonnas ei teki mitte sellest 90% baasajast, vaid sellest ülejäänud 10% ajast, mil toimub laadimine, kooriku lõhkumine, separeerimine või temperatuuri tõus. Järelikult ei piisa näiteks toidujäätmete kooskääritamisel jaamade lõhnahäiringute ohjamiseks vaid VDI baasstsenaariumi eeldamisest, vaid tehnoloogiline lahendus peab olema dimensioneeritud just nende dünaamiliste emissioonitippude ja agressiivsema hedoonilise tooni haldamiseks.

Siinkohal peab arvestama Eesti Vabariigi seadusandlusest tuleneva matemaatilise kitsaskohaga. Nagu peatükis 5.1.2 selgitatud, vaadeldakse Eestis hajumismudelis 85. protsentiili (ehk lubatud on 15% ületusi). Kui jaama agressiivsed heitetipud kestavad kokku vaid 10% aastast, mahuvad need täielikult seadusega lubatud 15% akna sisse, mis tähendab, et standardne hindamine võib näidata formaalset vastavust normatiivile, jättes varju lokaalse kogukonna kokkupuute tugeva lõhnaga operatiivsete tegevuste ajal.

Selle probleemi lahendamiseks ning reaalsete lühiajaliste heitetippude adekvaatseks analüüsimiseks oleks praktilistes hajumisarvutustes (näiteks tarkvaraga Airviro) vajalik rakendada spetsiifilist ajadünaamikat. Modelleerimistarkvarade ajaline profiil töötab reeglina maksimaalse heite vähendamise (0–100%) põhimõttel. Kui sisestada andmebaasi allika baasheiteks VDI standardi kohane madal väärtus (nt 0,7 $OU_E/(m^2 \cdot s)$), ei lase süsteem dünaamilisi tippe (nt 15 $OU_E/(m^2 \cdot s)$) matemaatiliselt enam tekitada.

Selle tarkvaralise piirangu ületamiseks tuleks hajumisarvutustes rakendada pöördproportsiooni meetodit, kus allika nominaalheiteks (ehk 100% väärtuseks) seadistatakse maksimaalne dünaamiline tippväärtus. Näiteks arvestatakse mudeli andmebaasi heitkoguse leidmisel 15 $OU_E/(m^2 \cdot s)$ lõhnaemissiooniga. Tundidel, mil jaamas toimub aktiivne tegevus, ehk see kriitiline 10% ajast (segamine, pumpamine), märgitakse ajaliseks profiiliks 100%. Tundidel, mil hoidla on stabiilne (90% ajast), rakendatakse alandatud osakaalukoefitsienti. VDI baasväärtuse (0,7) saavutamiseks arvutatakse vajalik protsent tippväärtusest (0,7 / 15 x 100% = 4,7%). Seega määratakse stabiilsete tundide heite osakaaluks 5,0%.

Selline arvutusskeem tagab, et mudel simuleerib stabiilsel perioodil looduspärast madalat fooniheidet, kuid rakendab aktiivsetel tundidel süsteemi kogu maksimaalset lõhnapotentsiaali. Lõpptulemusena võimaldab see lisaks ametlikule 15% normi hindamisele analüüsida ka reaalseid lühiajalisi lokaalseid lõhnahäiringuid. See tagab objektiivsuse ja välistab tegeliku lõhnariski alahindamise kõikides etappides, nii ruumiliste planeeringute koostamise faasis, keskkonnalubade menetlemisel kui ka hilisemal kaebustele reageerimisel.

5.5.3. Segatoormega digestaadi modelleerimise erisused

Biogaasijaamade praktikas esineb sageli olukordi, kus kääritamisel kasutatakse segatooret, näiteks 80% ulatuses põllumajanduslikke sisendeid (sõnnik, silo) ning 20% ulatuses toidu- või loomseid jäätmeid. Sellises olukorras kerkib hajumismudelite koostamisel küsimus, millist passiivset eriheidet (stabiilse ladustamise faasis) digestaadile rakendada, kas madalamat põllumajanduslikku (nt 0,7 $OU_E/(m^2 \cdot s)$) või agressiivsete toormete oma (nt 10,0 $OU_E/(m^2 \cdot s)$).

Vastuse määrab ära digestaadi võime moodustada pikaajalisel ladustamisel pinnapealset looduslikku koorikut. Halvima stsenaariumi hindamises rakendatakse reeglina halvima stsenaariumi printsiipi. Kui jaama keskkonnakaitseluba lubab vastu võtta ja kääritada rasva- ja proteiinirikkaid jäätmeid, mis takistavad stabiilse kooriku teket, tuleks modelleerimisel lähtuda Tabelis 12 toodud kõrgemast (koorikuta) väärtusest (10,0 $OU_E/(m^2 \cdot s)$), isegi kui need jäätmed ei moodusta toormest enamikku. See kaitseb naabruskonda olukorras, kus retseptuur on muutlik ja kooriku teke pole garanteeritud. Kui arendaja soovib hajumismudelis kasutada madalamat, koorikuga digestaadi eriheidet (nt 0,7 $OU_E/(m^2 \cdot s)$), peaks ta suutma modelleerimisprotsessis või esitatavas tehnoloogilises kirjelduses veenvalt tõendada, et kasutatav toormesegu (nt 80% tahesõnnikut ja 20% muud biojäädet) on piisavalt kiudainerikas ning tagab püsiva ja paksu (nt >15 cm) loodusliku kooriku tekke ladustusmahutites.

Selline metoodiline erisus tagab, et mudelis ei saa automaatselt eeldada madalat põllumajanduslikku fooni, kui tegelikult käideldakse koorikut lõhkuvaid toormeid. Samas säilib paindlikkus, kui tehnoloogiline retseptuur on selgelt ja püsivalt fikseeritud.

6. PARIMA VÕIMALIKU TEHNIKA (PVT) RAKENDAMINE BIOGAASIJAAMADE LÕHNAHEIDETE OHJAMISEL

Lõhnaheidete õigusliku raamistiku ja hajumismudelite kõrval on biogaasijaamades olulise tähtsusega ka reaalsete tehnoloogiliste ohjamismeetmete rakendamine.

6.1. Regulatiivne arhitektuur ja künnisvõimsuste süsteem Eesti õigusruumis

Biogaasi tootmine ja anaeroobne kääritamine on tänapäevase ringmajanduse ühed olulisemad tugisambad, mis seovad ühtseks tervikuks jäätmekäitluse, põllumajanduse ning erinevate tööstusharude (keemia-, toidu- ja paberitööstuse) orgaanilised materjalivood. Kuigi tegemist on keskkonda säästva protsessiga, mille eesmärk on asendada fossiilkütuseid ja vähendada kasvuhoonegaase, kaasneb sellega märkimisväärne potentsiaal intensiivsete lõhnahäiringute tekkeks. Biokeemiliste protsesside käigus genereeritakse laia spektrit lenduvaid orgaanilisi ühendeid (LOÜ), väävliühendeid ning lämmastikuühendeid, mille tajulävi on väga madal. Sellest tulenevalt on sektori tegevus allutatud rangetele reeglitele.

Euroopa Liidu tasandil on välja töötatud kompleksne õiguslik raamistik, mille tuumaks on tööstusheite direktiiv (IED, 2010/75/EL) ja parima võimaliku tehnika (PVT, inglise keeles *Best Available Techniques* ehk BAT) kontseptsioon. Käesolevas töös kasutatakse selle mõiste tähistamiseks valdavalt eestikeelset lühendit PVT, kuid Euroopa nõuetele viidates eelistatakse rahvusvaheliselt juurdunud numeratsiooni (näiteks BAT 14 või BAT 33). PVT ei ole lihtsalt tehnoloogiline standard, vaid terviklik lähenemine, mis tagab, et käitise tegevusest tulenev heide on viidud tehnoloogiliselt saavutatava miinimumini.

Kuna biogaasitööstus ei ole eraldiseisev majandusharu, koosneb selle õiguslik raamistik omavahel põimunud horisontaalsetest (kõiki sektoreid hõlmavatest, nt EFS, ROM, WGC) ja vertikaalsetest (kindlale sektorile suunatud, nt WT, IRPP, FDM, SA) viitedokumentidest ehk BREF-idest. Vertikaalsed dokumendid kohalduvad vastavalt sellele, mis on käitise peamine tooraine. Näiteks segaolme- ja biojäätmeid kääritava tehase puhul on põhidokumendiks jäätmekäitluse (WT) BREF, samas kui tapamaja või keemiatehase reoveepuhasti lokaalsele biogaasijaamale kehtivad vastava põhisektori nõuded. Horisontaalsed dokumendid on aga toetavad ja universaalsed, reguleerides näiteks ainete ladustamist või heidete mõõtmist sõltumata jaama põhitegevusest.

Need ranged PVT-nõuded ei rakendu iga biogaasijaama rajamisel automaatselt, vaid sõltuvad otseselt käitise tootmisvõimsusest. Eesti Vabariigis reguleerib kompleksloa taotlemise kohustust Vabariigi Valitsuse määrus nr 89 „Alltegevusvaldkondade loetelu ning künnisvõimsused, mille korral on käitise tegevuse jaoks nõutav kompleksluba". Selles määruses on sätestatud täpsed kvantitatiivsed lävendid. Näiteks juhul, kui ainsaks jäätmekäitlustoiminguks on tavajäätmete anaeroobne lagundamine, nõutakse kompleksluba siis, kui selle toimingu maht ületab 100 tonni ööpäevas. Loomakasvatuses rakendub nõue farmidele (ja nendega integreeritud biogaasijaamadele), kus on näiteks üle 40 000 koha lindudele või üle 2000 koha nuumsigadele.

Need künnised suunavad ettevõtjaid võtma vastu pikaajalisi strateegilisi otsuseid. Jäätmekäitlussektoris suunab 100 tonni künnis tegema valikuid, näiteks kas hoida maht teadlikult alla lävendi või ehitada piisavalt suure mastaabiga jaam, mis suudab ära katta PVT tehnoloogiate (biofiltrid, alarõhuruumid) suured kapitali- ja tegevuskulud. Praktikas rakendatakse BREF-dokumente laialdaselt ka muudes menetlustes ja toimingutes, mistõttu on PVT standarditest kujunenud valdkonna üldine norm olenemata ametlikest künnistest.[118,135]

6.2. Horisontaalsed (sektoriülesed) PVT viitedokumendid

Horisontaalsed dokumendid ei keskendu kindlale tööstusharule, vaid katavad tehnoloogilisi tuumprotsesse, mis on universaalsed kõikidele käitistele. Praktika näitab, et lõhnaheide biogaasijaamades ei ole reeglina seotud anaeroobse kääritusprotsessi endaga, vaid materjalide laadimise, pikaajalise hoiustamise, logistika ja riketest tulenevate jääkgaaside käitlemisega.

6.2.1. Hoiustamisest tuleneva heite ohjamine (EFS BREF)

Kõik biogaasijaamad peavad toorainet ja kääritusjääki pikaajaliselt ladustama. Dokument *Emissions from Storage* (EFS BREF) loob esimese tehnoloogilise kaitseliini lõhnahäiringute vastu, kuna avatud hoiustamine on üks intensiivsemaid hajusheite allikaid. Jaama käitamine peab tuginema põhimõttele, kus kõik õhuheited püütakse kinni ja kõrvaldatakse vastavalt EFS punktile 4.1.3.1.

EFS BREF nõuab lahtiste mahutite asendamist või katmist. Avatumat tüüpi hoidlatele sobivad ujuvkatted (EFS 4.1.3.2), mis punktile 4.1.8.1 tuginedes vähendavad ammoniaagi emissiooni ja lõhnaheiteid kuni 95%. Kasutada võib ka membraan- ja telkkatteid (EFS 4.1.3.3), mille gaasi kinnihoidmise efektiivsus on 80–90%. Aktiivsete kääritite puhul on aga kohustuslikud täielikult tihedad betoon- või plastikkattega kuplid (EFS 4.1.3.4 ja 4.1.3.5), mis tagavad maksimaalse hermeetilisuse (hinnanguliselt 93% emissioonide vähenemine). Olukordades, kus mahutite hingamisest tulenevat heidet ei saa vältida, tuleb lõhnavad gaasid suunata puhastussüsteemi (EFS 4.1.3.15).

Lisaks konstruktsioonile sätestab EFS BREF mahutipargi operatiivse juhtimise. See eeldab lekkekontrolli programmide (LDAR) rakendamist, kasutades gaasiandureid lekete reaalajas tuvastamiseks (EFS 3.1.12.2–3.1.12.5), ning aurutihedate vaakumklappide ja isesulguvate vaatlusluukide paigaldamist inimlike eksimuste vältimiseks (EFS 3.1.12.7). Tahkete materjalide (nt tahesõnnik, haljastusjäätmed) ehk jaama kuiva poole ladustamisel nõutakse aga kuhjade katmist, tuulekaitseekraanide kasutamist ja niisutussüsteeme aerosoolide sidumiseks (EFS 4.3.3–4.3.6).[136]

6.2.2. Heidete seire standardiseeritud metoodika (ROM)

Lõhna ei ole võimalik ohjata, kui seda ei saa üheselt mõistetavalt mõõta. Teadusuuringute Ühiskeskuse koostatud aruanne (inglise keeles *Reference on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations* ehk ROM) on baasdokument, mis ühtlustab emissioonide seire Euroopa Liidus. Lõhnaheite kvantifitseerimisel viitab ROM otseselt standardile EN 13725, mis põhineb dünaamilisel olfaktomeetria.

Protseduuri käigus lahjendatakse proovikottidesse kogutud saastunud õhk laboratooriumis ning esitatakse inimpaneelile, defineerides tulemuse Euroopa lõhnaühikutes kuupmeetri kohta (OU_E/m^3). Kuna see meetod on aeganõudev ja igapäevaseks operatiivjuhtimiseks liiga aeglane, dubleeritakse seda üha enam asendusparameetrite (nt pidev H_2S, NH_3 või TOC seire) reaalajas seirega.[137]

6.2.3. Jääkgaaside termiline kahjutustamine (WGC BREF)

Dokument *Common Waste Gas Management and Treatment Systems in the Chemical Sector* (WGC BREF) on oluline biogaasijaamade ohutuse ja keskkonnahoiu tagamisel. Normaalsel töörežiimil suunatakse gaas koostootmisjaama seadmetesse. Olukorras, kus seade on hoolduses või rikkis, on biogaasi vaba ventileerimine atmosfääri välistatud, kuna see põhjustaks suure lokaalse lõhnahäiringu ja suure kasvuhoonegaaside emissiooni. Selle riski maandamiseks nõuab WGC BREF suletud termiliste oksüdeerijate paigaldamist. Gaasi põletamine peab toimuma kinnises põlemiskambris temperatuurivahemikus 1000 °C kuni 1200 °C, tagades lõhnamolekulide (väävli- ja lämmastikuühendid) enam kui 99,9% hävitamise ning vältides madalatemperatuurilise lahtise leegiga kaasnevat mittetäielikku põlemist.[138]

6.3. Jäätmekäitluse PVT (WT BREF)

Biogaasijaamade puhul, mis töötlevad otseselt jäätmeid, on peamiseks juhendmaterjaliks Euroopa Komisjoni rakendusotsus (EL) 2018/1147 (inglise keeles *Waste Treatment BREF* ehk WT BREF). Dokument ei keskendu ainult üksikutele lõhnahäiringutele, vaid pakub välja tervikliku meetmete süsteemi, mis katab kogu jäätmekäitluse ahela.

6.3.1. Juhtimissüsteemid ja seire (BAT 1, 2, 3, 4, 8, 10, 12)

Lõhnaohjamise aluseks on üldine keskkonnajuhtimissüsteem (BAT 1 ja 2), mis kohustab käitajat looma heiteallikate täpse inventuuri ehk kaardistama oma jaama lõhnaprofiili. Seda toetavad ennetavad hooldusplaanid ja avariitegevuskavad (BAT 3 ja 4). Igapäevaseks haldamiseks on jaamades juhtimissüsteemi spetsiaalne lõhna ohjamise kava ehk OMP (BAT 12). See kava peab sisaldama selgete tähtaegadega tegevusplaani, kaebuste reageerimise korda ning ennetavate meetmete loetelu.

Euroopa PVT-järelduste kohaselt on aga nii OMP koostamine (BAT 12) kui ka standardiseeritud lõhnaseire (BAT 10) rangelt kohustuslikud vaid siis, kui lõhnahäiring võib ulatuda tundlikesse piirkondadesse (nt elamualad, haiglad, koolid, puhkealad) või kui häiring on juba reaalselt kinnitust leidnud. See tähendab, et asulatest kaugel asuvad jaamad võivad olla neist spetsiifilistest nõuetest vabastatud. Sellegipoolest on OMP Eestis kujunenud peamiseks ennetavaks tööriistaks ja tõendusmaterjaliks asulate läheduses tekkivate vaidluste lahendamisel.

Seda juhtimismudelit toetab range seirekohustus. Suunatud heitgaaside puhul tuleb regulaarselt mõõta spetsiifiliste ühendite, nagu ammoniaagi (NH_3), väävelvesiniku (H_2S) ja lenduvate orgaaniliste ühendite (LOÜ) sisaldust (BAT 8). Täpsustusena tuleb märkida, et nende ainete seire on kohustuslik vaid siis, kui jaama heiteallikate inventuur (BAT 3) on tuvastanud nende esinemise olulises koguses. Kõrged kontsentratsioonid viitavad otseselt puhastusseadmete ressursi ammendumisele. Paralleelselt kasutatakse teaduslikult põhjendatud järelevalve tagamiseks lõhna enda hindamist (BAT 10), kus tekkekohas rakendatakse dünaamilist olfaktomeetriat (EN 13725) ning välisõhus lõhna tajumise määramist (EN 16841).

6.3.2. Tooraine logistika ja hajusheidete piiramine (BAT 13, 14, 33)

Lõhnahäiringu ennetamine algab biogaasijaama väravas sisendjäätmete hoolika eelkontrolli ja valikuga (BAT 33). Eesmärk on vältida mürgiseid inhibiitoreid, mis pärsiksid metanogeensete bakterite tööd ja viiksid kääriti hapnemiseni. Füüsilise käitlemise juures on keelatud lõhna maskeerivate keemiliste parfüümide kasutamine, fookus tuleb suunata tooraine viibeaja minimeerimisele vastuvõtualal, et takistada enneaegset aeroobset roiskumist (BAT 13). Sama punkti all on üheks meetmeks ka kemikaalide lisamine lõhnaühendite tekke vähendamiseks, kuid erisusena ei ole keemiline töötlemine kohaldatav olukordades, kus lisatavad ained rikuvad lõpptoote (digestaadi) kvaliteedi ja muudavad selle põllumajanduslikuks väetamiseks sobimatuks.

Üks kõige ressursinõudlikumaid insenertehnilisi meetmeid kompleksloaga suurjaamade ehituses on hajusheite piiramine hoone aerodünaamilise arhitektuuri kaudu (BAT 14). Suure ohupotentsiaaliga jäätmete puhul eeldatakse, et tooraine vastuvõtt, purustamine ja separeerimine toimub kinnistes hoonetes, kus on tagatud pidev ja kontrollitud negatiivne õhurõhk ehk alarõhk. Tööstuslikud ventilaatorid imevad hoonest välja rohkem õhku, kui sinna uste avanemisel siseneda suudab. See tagab, et õhuvoolu suund on alati sissepoole, püüdes tugeva saastekontsentratsiooniga lõhnapilve hoonesse lõksu. Oluline on aga teadvustada, et see nõue ei kohaldu eranditult kõigile Eesti biogaasijaamadele. BAT 14 näeb ette asjakohase meetmete kombinatsiooni valimist ning kinniste hoonete ja alarõhu kasutamine võib olla piiratud ohutuskaalutlustel, näiteks plahvatusohu või ruumides tekkiva hapnikuvaeguse tõttu. Lisaks sõltub meetme kohustuslikkus otseselt jaama suurusest ja toormest ning selle hulgast.

6.3.3. Aktiivne gaasipuhastus ja protsessi stabiilsus (BAT 34, 37, 38)

Suunatud alarõhuõhk suunatakse aktiivsesse õhupuhastusse (BAT 34). Eestis kasutatakse valdavalt biofiltreid (niisutatud puiduhake või turvas), kus mikroorganismid metaboliseerivad vesiniksulfiidi sulfaadiks ja LOÜ-d süsihappegaasiks. Situatsioonides, kus ventilatsiooniõhu ammoniaagikontsentratsioon on väga kõrge (näiteks 5–40 mg/Nm³), on kohustuslik paigaldada biofiltri ette happeline pesur. Pesur seob gaasilise ammoniaagi vedelaks ammooniumsulfaadiks, leevendades ammoniaagi löökkoormust, mis muidu hävitaks biofiltri elustiku ja põhjustaks kasvuhoonegaasi dilämmastikoksiidi (N_2O) teket. PVT seab rangeks normiks, et lõhnaaine kontsentratsioon väljuvas õhuvoos ei tohi reeglina ületada 1000 OU_E/Nm^3.

Nende normide rakendamisel on aga olulisi kohaldatavuse piiranguid. Näiteks ammoniaagi (NH_3) ranged BAT-AEL heitetasemed ei kohaldu selliste jäätmete töötlemisele, mis koosnevad peamiselt loomasõnnikust. Lisaks võib teatavate õhupuhastustehnikate rakendatavus olla füüsiliselt piiratud olukordades, kus ladustatakse või töödeldakse erakordselt suuri jäätmekoguseid.

Välitingimustes toimuva käitluse, näiteks aunade segamise puhul, nõuab tehnika operatiivset paindlikkust, kus materjalid tuleb katta poolläbilaskvate membraanidega ning tegevused tuleb sünkroniseerida ilmastikuoludega, vältides töid, kui tuul puhub elamualade suunas (BAT 37). Samuti on meetmena välja toodud vee pihustamine aerosoolide sidumiseks, kuid nende tehnikate kasutamine ei ole alati universaalne, kuna nende rakendamine on otseselt piiratud lokaalsete kliimatingimustega, olles välistatud näiteks väga madalate temperatuuride (nagu Eesti talvised miinuskraadid) või veepuuduse korral. Protsessi sees tuleb aga rakendada pidevat bioloogilist kontrolli, jälgides kääritusmahuti pH-d, aluselisust, temperatuuri ja vahu taset (BAT 38). See tagab kääriti stabiilsuse ja hoiab ära kontrollimatute gaaside lendumise ohutusklappide kaudu.[99,139,140]

6.4. Valdkondlikud PVT erisused vastavalt biogaasijaama tüübile ja toormele

Lisaks üldistele jäätmekäitluse nõuetele kohalduvad erineva toormega biogaasijaamadele täiendavad vertikaalsed direktiivid, mis võtavad arvesse konkreetse sektori omapärasid.

6.4.1. Põllumajanduspõhised biogaasijaamad ja loomasõnniku käitlus (IRPP BREF)

Seakasvatus- või linnukompleksidega seotud jaamades reguleerib tegevust rakendusotsus (EL) 2017/302 (inglise keeles *Intensive Rearing of Poultry or Pigs BREF* ehk IRPP BREF). Siin ei ole esmaseks probleemiks merkaptaanid, vaid kergesti lenduv ammoniaak (NH_3). IRPP BREF seab ranged nõuded hajusheidete peatamiseks. Avatud laguunid tuleb asendada ja toorsõnniku ning digestaadi mahutid kohustuslikult katta, mis vähendab emissioone 40–95% (BAT 14, 15). Sarnaselt jäätmekäitlusele nõutakse ka siin lõhna ohjamise kava (BAT 12) rakendamist, kuid erisusena on see kohustuslik vaid siis, kui on oodata häiringut tundlikes piirkondades. Lisaks on dokumendis välja toodud kohaldatavuse piirangud. Näiteks seadmete ümberpaigutamine piisavasse kaugusesse tundlikest aladest ei pruugi olemasolevates käitistes olla ruumipuuduse või ülemääraste kulude tõttu rakendatav, ning vedelsõnnikuga vedeldamise tehnikad võivad asulate läheduses olla piiratud ootamatute lõhnakoormuse tõttu.

Kogu Eesti põllumajanduspraktikat muutev nõue puudutab aga kääritusjäägi laotamist (BAT 30). Täiendava töökorraldusliku meetmena peab sõnnik jõudma kääritisse võimalikult värskena, et piirata aeroobset ja kontrollimatut anaeroobset lagunemist vahehoidlates. Kuna anaeroobsel kääritamisel mineraliseerub lämmastik kergesti lenduvaks ammooniumiks, on digestaadi laiahaardeline paiskplaadiga õhku paiskamine keelatud. Kohustuslik on kasutada lohisvoolikuid või mulla sisse viimise seadmeid (injektoreid), mis viivad materjali otse taimiku alla, eemaldades lokaalse lõhnahäiringu.[141,142]

Lõhnaemissioonide vaates on looduslikule koorikule lootmine digestaadi puhul tehnoloogiliselt keerukam. Kääritamise käigus lagundatud kiudainete tõttu on digestaat, sõltumata kasutatud toormesegust, vedelam ning ei pruugi moodustada pinnale püsivat ja tihedat koorikut. Samas tuleb siinkohal arvestada olulist tasakaalustavat tegurit, kus anaeroobse kääritamise tulemusena on digestaadi enda algne lõhnapotentsiaal oluliselt madalam kui kääritamata algtoormel, eelkõige värskel toorsõnnikul. Seega on need materjalid lõhnariski ja õhukvaliteedi vaates tegelikult tasakaalus. Kääritamata toormel (sh

toorsõnnikul) on algselt tugev emissioon, mida kompenseerib loodusliku kooriku tekkimise potentsiaal, samas kääritatud digestaadile reeglina koorikut ei teki, kuid selle haisupotentsiaal on protsessi käigus kordades vähenenud. Sellest loogikast lähtuvalt on tekkinud regulatiivne ebakõla, kus madalama emissiooniriskiga lõppsaadusele (digestaadile) kiputakse nõudma rangemaid lahendusi (nt hermeetilist katmist) kui toorsõnnikule. Praktikas peaks nende materjalide ladustamisele lähenema sarnaselt.

6.4.2 Toiduaine- ja joogitööstuse biogaasijaamad (FDM BREF)

Kui biogaasijaam on integreeritud vahetult toiduaine- või joogitööstuse (näiteks tapamajad, meiereid) reovee- või jäätmekäitlussüsteemi, kohaldub neile toiduaine-, joogi- ja piimatööstuse PVT rakendusotsus (EL) 2019/2031 (inglise keeles *Food, Drink and Milk Industries BREF* ehk FDM BREF).

Nende reovesi on biokeemiliselt väga kontsentreeritud, sisaldades palju loomseid valke ja rasvu. Valkude lagunemine ja rasvade rääsumine tekitab raskesti talutavat imal-haput lõhna. Dokumendi punktid BAT 11 ja 12 nõuavad reoveevoo suletud käitlemist alates tekkekohast. Tehase pesutsüklitest tingitud ekstreemsete pH kõikumiste neutraliseerimiseks peab reovesi läbima hermeetiliselt kaetud ühtlustusbasseinid, mille ventilatsiooniõhk on suunatud aktiivsesse puhastusse, vältides roiskumisest tekkivaid lõhnakoormust. Eriti oluline on, et anaeroobsele kääritile eelnev setete tihendamine toimuks suletud hoonetes või mahutites, kust väljatõmbeõhk suunatakse aktiivsesse õhupuhastusse, eemaldades lõhna kandumise välisõhku. Ka siin nõutakse lõhna ohjamise kava (BAT 15), mis on kohaldatav ainult tundlike vastuvõtjate mõjutamise korral. Spetsiifilise tehnoloogilise erisusena on sätestatud, et lämmastiku ja lõhna vähendamiseks mõeldud bioloogilised reovee puhastusmeetodid (nagu nitrifikatsioon) ei pruugi olla rakendatavad, kui reovee kloriidide kontsentratsioon on liiga kõrge (üle 10 g/l) või kui reovee temperatuur on lokaalsest eripärast tingitult liiga madal (alla 12 °C).[104,143]

6.4.3 Loomsete kõrvalsaaduste töötlemine (SA BREF)

Valdkonnas, kus kääritatakse verd, kudesid ja muid tapamajajäätmeid, opereeritakse eriti agressiivse lõhnaprofiiliga. Rakendusotsus (EL) 2023/2749 (inglise keeles *Slaughterhouses and Animal By-products Industries BREF* ehk SA BREF) seab väga karmid logistilised nõuded. 2. ja 3. kategooria materjalide hoiustamine peab toimuma aktiivselt jahutatult või täielikult suletud tsisternides. Kohustusliku termilise hügieniseerimise käigus eralduvad kõrge kontsentratsiooniga lõhnagaasid suunatakse biogaasimootorite põlemisõhku või eraldiseisvatesse termooksüdeerijatesse. See tagab lõhnaühendite täieliku lagundamise, millega tavalised biofiltrid ei pruugi toime tulla.

Lõhna ohjamise kava (BAT 18) rakendumine on samuti piiratud juhtudega, kus on oodata või tõendatud mõju tundlikele aladele. Eriti oluline juriidiline erisus puudutab aga lõhna heitetasemeid (BAT-AEL). Kuigi SA BREF näeb ette ranged lõhnakontsentratsiooni piirväärtused (400–3500 OU_E/m^3), ei pruugi need numbrilised normid kohalduda juhul, kui haisvad gaasid põletatakse kõrgel temperatuuril (750–850 °C) näiteks termilistes oksüdeerijates või aurukateldes, ning põletamise efektiivsus on vähemalt 99% või kui protsessilõhn ei ole töödeldud gaasis enam tajutav.[86,144]

6.4.4 Keemia- ja paberitööstus (CWW, LVOC, PP BREF)

Keemiatehaste reoveepuhastitele laieneb rakendusotsus (EL) 2016/902 (tuntud kui CWW BREF), samuti eritingimusi seadev orgaaniliste kemikaalide suurtootmise viitedokument (LVOC BREF), mille nõudeid tuleb arvestada juhul, kui biogaasijaam käitleb keemiatööstusest pärinevat materjali. Nende suurtes anaeroobsetes mahutites on laguneva väävlirikka sette tõttu domineerivaks ja plahvatusohtlikuks ühendiks väävelvesinik (H_2S). BAT 21 keelab avatud süsteemid ja nõuab gaaside aktiivset kinnipüüdmist ning mitmeastmelist gaasipuhastust. Sama resoluutne on paberitööstust reguleeriv PP BREF (inglise keeles *Production of Pulp, Paper and Board BREF*), mis kohustab puidukeemia anaeroobsetest käitlussüsteemidest pärinevad kontsentreeritud väävliühendid kinni püüdma ja suunama eraldi rajatud põletusseadmetesse, muutes tehase biogaasijaama aktiivseks keskkonnakaitseliseks barjääriks.

Dokument sätestab ka siin lõhna ohjamise kava (BAT 20) vajalikkuse, kuid kohaldatavuse erisusena on kirjeldatud, et kava ulatus ja detailsus peavad olema proportsionaalsed käitise olemuse, suuruse ja keerukusega. Lisaks kohalduvad reovee ja saasteainete ranged piirväärtused (BAT-AEL) tihti vaid siis, kui emissioon ületab kindla aastase massiläve (näiteks kogu orgaanilise süsiniku ehk TOC puhul 3,3 tonni aastas).[145–149]

6.5. Eesti siseriiklik õiguspraktika ja lokaalsed lahendused

Lisaks Euroopa Liidu direktiividele on Eestis kehtestatud oma õigusaktid, mis täpsustavad nõudeid vastavalt kohalikele oludele ja praktikale.

6.5.1 Veiste intensiivkasvatuse PVT

Erinevalt sigadest ja lindudest ei ole veisekasvatus IED-s Euroopa tasandil rangelt reguleeritud. Eesti Kliimaministeerium on seetõttu iseseisvalt kehtestanud veiste intensiivkasvatuse PVT juhendi. Juhend tunnistab biogaasi tootmist eelistatuima sõnnikukäitluse meetodina, kuna kääritamine stabiliseerib läga ja langetab oluliselt lõhnaheidet. PVT keelab uutes farmides lahtiste kilelaguunide rajamise, nõudes lekkekindlaid betoonmahuteid. Kompromissina aktsepteeritakse aga Eestis ujuvate katetena ka vedelsõnnikule tekkivat paksu loomulikku koorikut.[150]

6.5.2 Reoveesette stabiliseerimine (Määrus nr 29)

Asulareoveepuhastites tekkiva toorsette aeroobne roiskumine on üks peamisi lokaalseid lõhnahäiringute allikaid. Keskkonnaministri määrus nr 29 lahendab selle probleemi, muutes reoveesette anaeroobse stabiliseerimise suurtes kääritites juriidiliselt kohustuslikuks eeltingimuseks enne ladustamist või põllumajanduslikku taaskasutamist. See protsess muudab haisva orgaanilise massi ohutuks digestaadiks ning toodetud biogaas katab puhasti enda energiavajaduse, kaitstes samal ajal linnaõhku.[151]

6.5.3 Prügilagaasi aktiivne haldus (Määrus nr 38)

Munitsipaalprügilad on suured ja aeglased anaeroobsed kääritid, mis emiteerivad lakkamatult metaani ja vesiniksulfiidi. Keskkonnaministri määrus nr 38 seab prügilatele kohustuse paigaldada aktiivsed gaasikogumisvõrgustikud. Kompressoritega tekitatakse prügilakehas alarõhk, mis imeb gaasi süsteemi. Kogutud gaas suunatakse mootoritesse energiatootmiseks. Kui gaasi kvaliteet langeb, peab automatiseeritud süsteem lülituma ümber suletud põletile, et lõhnakomponendid termiliselt oksüdeerida, muutes iseenesliku lendumise seadusvastaseks.[152]

7. TEHNILISED JA TÖÖKORRALDUSLIKUD MEETMED LÕHNAHEITE JA -HÄIRINGU VÄHENDAMISEKS

Lõhnahäiringute ohjamiseks biogaasijaamades rakendatakse kaasaegseid insenertehnilisi lahendusi, mis on kombineeritud rangete töövõtetega.

7.1. Lõhna vähendamise meetmed Eestis asuvates biogaasijaamades

Eesti biogaasijaamade võrgustik on oma iseloomult väga mitmekesine, alates puhtalt põllumajanduslikku toorainet töötlevatest jaamadest kuni suurte jäätmekäitluskomplekside ja prügilagaasi kogumissüsteemideni. Igal jaamatüübil on tänu kasutatavale toorainele ehk substraadile oma unikaalne ja kordumatu lõhnaprofiil, mis omakorda dikteerib vajaduse täiesti erinevate lõhnavähenduse strateegiate ja tehnoloogiate järele.

Tööstuslikke orgaanilisi jäätmeid ja toidujäätmeid töötlevates biogaasijaamades on lõhna tekitavate ühendite vähendamise peamisteks meetmeteks kinniste roostevabast terasest torustike kasutamine, tooraine viivitamatu pumpamine puhvermahutitesse ning kõikide mahutite ventilatsiooniõhu suunamine keemilistesse pesuritesse või filtritesse, kuna tavaline puiduhakkel põhinev biofilter ei pruugi happeliste löökkoormustega toime tulla.

Pärmi- ja joogitööstuse kompleksid käitlevad jääke, mis on sageli väga kõrge keemilise hapnikutarbega (KHT) ning võivad sisaldada pärmseente ja kääritamisprotsessi metaboliite, sealhulgas erinevaid estreid ja alkohole. Joogitööstuses kasutatakse sageli anaeroobseid kääriteid, mis põhinevad UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) või IC (*Internal Circulation*) tehnoloogiatel. Need kääritid on oma olemuselt suletud tornid, kus heitgaaside maht on minimeeritud, pakkudes iseenesest head kaitset hajussaaste vastu. Siiski nõuavad keskkonnakaitseload sellistes tehastes rangeid piiranguid just reovee eelkäitluse ja settekäitluse etappides, kus rakendatakse aktiivsöefiltreid ventilatsiooniväljundites.

Prügilate baasil töötavad biogaasijaamad moodustavad omaette kategooria, kuna nende keskkonnamõju iseloom erineb suletud kääritite tehastest. Prügilates ei toodeta biogaasi tehislikes kääritites, vaid prügilagaas tekib ladestusalasse aastakümnete jooksul kogutud jäätmete spontaansel lagunemisel. See kogutakse kokku jäätmekehasse rajatud gaasikaevude süsteemi abil. Prügilate puhul on peamiseks lõhnavähenduse meetmeks aktiivse gaasikogumissüsteemi rajamine ja selle pidev hüdrauliline optimeerimine. Süsteemis hoitakse kompressorite abil pidevat alarõhku, et imeda gaas jäätmekehast välja enne selle hajumist atmosfääri. Mida efektiivsemalt gaas kokku kogutakse ja biogaasimootorites või suletud leegiga tõrvikutes temperatuuril üle 850 °C hävitatakse, seda vähem eraldub lõhna tekitavaid aineid keskkonda.

Põllumajanduspõhised biogaasijaamad opereerivad sageli kooskääritamise põhimõttel, segades vedelsõnnikut energiatihedate substraatidega nagu silo või loomsed kõrvalsaadused. Nende jaamade peamine lõhnarisk seisneb suurtes mahtudes ja ammoniaagi lendumises. Ohjamiskavad keskenduvad siin tugevalt digestaadi käitlemisele, nõudes hoidlate katmist ning kaasaegsete laotusseadmete kasutamist.

7.1.1. Tehnilised ja töökorralduslikud lõhnavähenduse meetmed

Lõhnahäiringute minimeerimiseks rakendatakse Eestis mitmeetapilist ohjamismeetmete süsteemi. Esmane ennetusmeede on tehniliste ja töökorralduslike meetmete rakendamine, mille eesmärk on takistada lõhna tekitavate ühendite kontrollimatut sattumist välisõhku.

7.1.1.1. Kinnised süsteemid, hoonete hermeetilisus ja alarõhk

Kõige tundlikumad etapid biogaasi tootmises, eeskätt vedelate ja tahkete, juba tugevalt lõhnavate substraatide (nagu toidujäätmed, tapamaja jäätmed, aegunud toiduained) vastuvõtt, sorteerimine, purustamine ja segamine, peavad toimuma suletud hoonetes või täielikult kinnistes, gaasitihedates mahutites. Samuti hoitakse vastuvõtuhalle pideva alarõhu all. Tehnoloogiliselt tähendab see, et hoone ventilatsioonisüsteem, mis on varustatud võimsate ventilaatoritega, imeb hallist pidevalt õhku välja suuremas mahus, kui sinna loomulikul teel siseneb. See tekitab hoonesse negatiivse rõhu. Alarõhu hoidmise otsene eesmärk on tagada, et isegi siis, kui veoautod sisenevad halli laadimiseks ja suured tõstuksed avanevad, on õhuvool suunatud eranditult väljast sissepoole, takistades saastunud ja tugevalt lõhnava õhu väljapääsemist väliskeskkonda. Väljaimetud saastunud õhku ei suunata otse atmosfääri, vaid juhitakse edasi spetsiaalsetesse puhastusseadmetesse, kõige sagedamini biofiltritesse. Lisaks kasutatakse kiirrulluksi ja ukseavades õhkkardinaid. Eestis praktiseeritakse alarõhu lahendust näiteks Ecobio Maardu käitlustehases.

7.1.1.2. Mahutite katmine

Biogaasijaamade kõige ulatuslikumad ja probleemsemad pindmised lõhnaallikad on digestaadi ehk kääritusjäägi lõpphoidlad ja erinevad teised mahutid. Kuigi kääritusjääk on kääritisse sisenevast toorainest oluliselt stabiilsem ja vähem lõhnav, sisaldab see suures koguses lahustunud ammoniaaki ja jääkmetaani, mis avatud mahutitest pidevalt atmosfääri lenduvad. Hoidlate katmisel on kasutusel looduslik koorik või kaetakse hoidlad erinevate materjalidega, nt kergkruusaga. Märksa efektiivsem ja keskkonnasäästlikum on gaasitihedate membraankatete paigaldamine. Membraankatted sulgevad hoidla hermeetiliselt ning võimaldavad lisaks lõhna täielikule kõrvaldamisele koguda kokku ka järelkääritusel tekkiva jääkbiogaasi. See gaas suunatakse tagasi biogaasijaama, mis samaaegselt suurendab jaama üldist toodangut ja tasuvust ning vähendab tugevatoimelise kasvuhoonegaasi (metaani) emissiooni atmosfääri. Eesti praktikas on gaasitihedad topeltmembraaniga katused saanud uute ja renoveeritavate põllumajanduspõhiste jaamade puhul valdavaks standardiks.

7.1.1.3. Logistiline optimeerimine ja protsessi hügieen

Tehniliste lahenduste (või seadmete) kõrval on olulise tähtsusega ettevõtte logistiline optimeerimine. Substraatide transport toimub kinnistes, lekkekindlates tsisternides või spetsiaalsete tihedate tentidega kaetud kallurites. Samuti on oluline tooraine kiire töötlemine vastuvõtuplatsil. Kehtib kuldreegel, mida kauem seisab kergesti lagunev biomass (näiteks suvised toidujäätmed) vastuvõtupunkris või isegi kinnises hallis, seda intensiivsemaks muutub lagunemine, temperatuur tõuseb ja lõhnatoodang kasvab eksponentsiaalselt. Keskkonnakaitselubades reguleeritakse sageli substraadi maksimaalset lubatud ladustamisaega enne käärititesse suunamist (näiteks maksimaalselt 24 kuni 48 tundi sõltuvalt aastaajast). Samuti on oluline regulaarne vastuvõtualade, veokite rehvide ja kaalude pesemine.

Lisaks rakendatakse avatud aladel või uste avanemisel spetsiaalseid udustussüsteeme. Selliseid pihusteid kasutatakse lühiajalise meetmena näiteks Tallinna Prügila biogaasi- ja kompostimisaladel, et piirata kuumadel suvepäevadel tolmu lendumist ja lõhna kandumist asulate suunas.

7.1.2. Bioloogilised puhastustehnoloogiad ventilatsiooniõhu töötlemiseks

Juhul, kui füüsilised barjäärid on paigas ja alarõhk toimib, tekib vajadus käidelda saastunud ventilatsiooniõhku. Nende suuremahuliste, kuid suhteliselt madala saastekontsentratsiooniga õhuvoolude puhastamiseks on Eesti biogaasijaamades laialdaselt ja edukalt kasutusel bioloogilised puhastusmeetmed. Need meetmed baseeruvad looduslike mikroorganismide metaboolsetel protsessidel, mis kasutavad lõhna tekitavaid ühendeid oma elutegevuseks ja energiaallikaks.

Kõige levinum ja kuluefektiivsem tehnoloogia on avatud või kinnise biofiltri kasutamine. Biofilter kujutab endast suurt, sageli mitmesaja ruutmeetri suurust betoonist või plastikust mahutit, mille põhjas on perforeeritud torustik õhu jaotamiseks. Mahuti on täidetud spetsiaalselt valmistatud poorse orgaanilise kandematerjaliga, milleks on tavaliselt jämedakoeline puiduhake, männikoorepuru, kanarbik, valmis kompost või kiulise turba segu. Saastunud õhk juhitakse ventilaatorite abil biofiltri põhja, kust see aeglaselt ja ühtlaselt alt üles läbi niiske filtrimaterjali tungib. Avatud biofiltrid on pealt lahtised ning puhastatud õhk hajub neist otse atmosfääri üle kogu filtri pinna. Kuigi nende rajamine on soodsam, alluvad nad otseselt ilmastikumõjudele (sademed ja külmumine). Kinnised biofiltrid on seevastu kaetud katuse või muu konstruktsiooniga ning väljuv õhk suunatakse reeglina läbi korstna ehk punktallika väliskeskkonda. Kinnine lahendus võimaldab paremini kontrollida filtri mikrokliimat (niiskust ja temperatuuri) ning tagab haisvate gaaside efektiivsema hajumise kõrgemates õhukihtides.

Biofiltrite kõrge, tihti 85–95% ulatuva puhastusefektiivsuse tagamine on keeruline, kuna see sõltub füüsikalis-keemiliste tööparameetrite hoidmisest. Mikroorganismid on elusolendid ja väga tundlikud keskkonnamuutuste suhtes. Esiteks vajavad nad optimaalset niiskust. Filtrimaterjali läbiva õhu suhteline niiskus peab olema stabiilselt üle 95%, vastasel juhul biokile kuivab ja bakterid hukkuvad, samuti takistab kuivus lõhnamolekulide lahustumist veefaasi. Teiseks on oluline temperatuur, mis peab mesofiilsete bakterite jaoks jääma eelistatult 15 °C kuni 35 °C vahele. Kolmandaks on oluline õhu viibeaeg filtris, mis määrab, kui kaua on õhk kontaktis biokilega (biogaasijaamades dimensioneeritakse seega tavaliselt 30 kuni 60 sekundi peale).

Nende tingimuste tagamiseks on kasutusel biofiltrite niiskusrežiimi automaatsed seiresüsteemid. Selleks, et vältida filtri kuivamist suveperioodil ja parandada vees hästilahustuvate ühendite (nagu ammoniaak) eemaldamist, juhitakse saastunud õhk enne biofiltrisse sisenemist läbi biopesuri või niisutuskambri. Biopesur on plastikelementidega täidetud torn, kus ülevalt pritsitakse pidevalt alla vett, samal ajal kui õhk liigub alt üles. See eelpesu mitte ainult ei küllasta õhku 100% niiskusega, vaid eemaldab ka olulise osa tolmust ja ammoniaagist, kaitstes sellega põhilist biofiltrit ummistumise ja happeliste löökkoormuste eest.

Eestis on biofiltrid kasutusel näiteks Kunda haavapuitmassi tehases.

7.1.3. Keemilised puhastusmeetmed

Kui biofiltrid ja biopesurid on efektiivsed ja säästlikud madala saastekontsentratsiooniga suuremahulise ventilatsiooniõhu (ruumide õhu) puhastamiseks, siis anaeroobsest kääritist vahetult väljuva tugevalt kontsentreeritud biogaasi puhastamine nõuab otsest keemilist sekkumist. Toores biogaas võib sõltuvalt sisendtoorainest sisaldada väävelvesinikku kontsentratsioonides 500 kuni 5000 ppm (u 700 kuni 7000 mg/m³), mis muudab selle ilma puhastamata kasutuskõlbmatuks ja isegi ohtlikuks. Võrdluseks, see kontsentratsioon on kuni pool miljonit korda kõrgem inimese poolt tajutavast lõhnalävest.

Kõige levinum ja majanduslikult efektiivsem meetod väävelvesiniku kontsentratsiooni vähendamiseks primaarses biogaasis on rauaühendite otsene doseerimine anaeroobsesse kääritisse. See on protsessisisene meede, mis seob väävli juba enne gaasifaasi lenduvat eraldumist. Vedel rauapreparaat pumbatakse automaatse doseerimispumba abil otse kääritisse vastavalt toodetava biogaasi mahule ja mõõdetud H_2S tasemele. See protsess mitte ainult ei puhasta efektiivselt gaasi (vähendades H_2S taset tihti alla 100 ppm ehk u 140 mg/m³), vaid omab ka suurt agronoomilist väärtust, sidudes väävli digestaadis stabiilsesse vormi, muutes selle põllumajanduslikul mahepõllunduslikul kasutamisel väärtuslikuks ja leostumiskindlaks väetisekomponendiks taimedele.

Viimase puhastusetapina väävli ja siloksaanide (orgaanilised räniühendid, mis pärinevad peamiselt puhastusvahenditest ning kahjustavad põlemisel seadmeid) eemaldamiseks biogaasist kasutatakse aktiivsöefiltreid. Spetsiaalselt immutatud (näiteks kaaliumjodiidi või väävliga) aktiivsüsi seob keemilise adsorptsiooni teel mikroskoopilisedki lõhna tekitavate ühendite ja siloksaanide jäägid, tagades, et koostootmisjaama seadmesse või biometaani kompressorisse siseneb puhas ja ohutu gaas, mille lõhnaaine heide põlemisjärgselt korstnast on nullilähedane. Sellised mitmeetapilised lahendused on kasutusel just Eesti biometaanijaamades, kus transpordikütuseks minev gaas peab olema absoluutselt puhas.

Oluliselt suuremate H_2S ja LOÜ kontsentratsioonide korral, või juhtudel, kus biogaas vajab täielikku väävlist puhastamist (näiteks enne biometaani väärindamist), kasutatakse spetsiaalseid keemilisi gaasipesureid. Need seadmed kujutavad endast vertikaalseid kolonne, kus biogaasi pestakse intensiivselt tugeva reaktiiviga, milleks on tavaliselt naatriumhüdroksiidi ja naatriumhüpokloriti lahus või alternatiivina vesinikperoksiidi sisaldav lahus. Need pesurid töötavad väga kõrgel efektiivsusel, absorbeerides ja keemiliselt oksüdeerides kuni 99,9% biogaasis sisalduvast väävelvesinikust ja merkaptaanidest hetkega. Nende seadmete käituskulud on aga väga kõrged pideva kemikaalide tarbimise, reovee (soolade) käitlemise ja seadmete korrosioonikaitse vajaduse tõttu. Mõningates reoveepuhastites ja linnakeskkonna jäätmekäitlustehastes, kus ruumi puudusel pole võimalik suuri keemilisi pesureid või biofiltreid rajada, kasutatakse lõhna tekitavate ainete oksüdeerimiseks ka osoonimist või UV-kiirgust (fotooksüdatsiooni). Seda lahendust kasutatakse näiteks Ecobio Maardu käitlustehases.

Keemilisi pesureid ei kasutata aga ainult toorbiogaasi puhastamiseks, vaid ka suuremahulise ja äärmiselt saastunud ventilatsiooniõhu käitlemiseks. Suurepäraseks näiteks on Viiratsi biogaasijaam, kus loomsete kõrvalsaaduste hoone väljatõmme on ühendatud massiivse õhupuhastussüsteemiga. Õhupuhastuse meetodiks on seal kõrge pH ja oksüdatsiooni kombineerimine. Kõrge pH saavutatakse naatriumhüdroksiidi (NaOH) lisamisega, mis neutraliseerib happelised gaasid ning püüab väävliühendid protsessi veefaasi kinni. Seejärel kasutatakse komplekssete orgaaniliste molekulide oksüdeerimiseks naatriumhüpokloritit (NaOCl). See kemikaal kloreerib ka ammoniaagi ja teised amiinidel põhinevad ühendid, muutes need vees lahustuvaks, misjärel need süsteemist eemaldatakse.

7.1.4. Järelpõletus

Igas Eesti biogaasi- ja biometaanijaamas peab olemas olema suletud leegiga tõrvikpõleti (mida igapäevapraktikas nimetatakse sageli ka avariipõletiks). Olukorras, kus koostootmismootorid lähevad rikki või gaasi üleandmine või suunamine võrku ei toimi, suunatakse toodetud toores biogaas automaatselt tõrvikpõletisse ja põletatakse puhtalt ära, vältides tugevalt lõhnava toorgaasi paiskumist atmosfääri. Samuti on Eesti jaamades (näiteks Vinni biogaasijaam) levinud praktika, kus spetsiaalsete seadmete, puhvermahutite või kuumtöötlussõlmede (punktallikate) kõrge lõhnaaine kontsentratsiooniga õhk imetakse otse biogaasimootori (CHP) või lokaalse katlamaja põlemisõhku. Suuremahulise hooneventilatsiooni asemel sobib see meetod just väiksemate õhumahtude käitlemiseks, kus kõrgel temperatuuril põlemine toimib efektiivse lõhna tekitavate ühendite neutraliseerijana.

7.1.5. Biometaani väärindamine ja süsinikdioksiidi veeldamine

Üks kõige olulisemaid ja innovaatilisemaid strateegilisi trende Eesti biogaasisektoris, mis samaaegselt tõstab jaama majanduslikku kasumlikkust, toetab ringmajandust ja kõrvaldab protsessi gaasifaasist tulenevad lõhnaprobleemid, on biogaasi sügavpuhastamine ehk biogaasi väärindamine biometaaniks. Selles kõrgtehnoloogilises protsessis eraldatakse biogaasist (mis algselt koosneb umbes 55–60% metaanist ja 40–45% süsinikdioksiidist) täielikult süsinikdioksiid ja kõikvõimalikud muud lisandid, jättes alles maagaasi kvaliteediga puhta metaani, mille puhtusaste on >97%.

Biogaasi väärindamise tehnoloogiad (milleks Eestis kasutatakse peamiselt polümeermembraanidel põhinevat eraldust, vesipesureid või keemilisi amiinpesureid) on oma iseloomult tundlikud protsessid. Selleks, et membraanid ei häviks või amiinilahused ei kaotaks väärtust, nõuab väärindamisprotsess toorgaasi eelnevat puhastamist, mis tähendab väävelvesiniku, veeauru ja kõigi lenduvate orgaaniliste ühendite sajaprotsendilist eemaldamist spetsiaalsetes aktiivsöe- ja jahutussüsteemides. See asjaolu teeb väärindamisseadmetest kõrgeima ja täiuslikuma astme lõhnapuhastussüsteemid; süsteemi sisenev gaas puhastatakse igasugustest lõhna tekitavatest ainetest juba enne CO_2 eraldamist.

Varem on biogaasi väärindamise käigus tekkinud eraldatud süsinikdioksiid lihtsalt korstna kaudu atmosfääri lastud. Kuid Euroopa Liidu kliimapoliitika ja ringmajanduse põhimõtete süvenev rakendamine on toonud kaasa uusi ärimudeleid ja tehnoloogilisi lahendusi.

Kõige silmapaistvamaks ja edumeelsemaks näiteks Eestis on Ebavere Bioforce biogaasijaam, kus käivitati hiljuti mastaapne projekt CO_2 täielikuks eraldamiseks, puhastamiseks ja veeldamiseks toidukvaliteediga tooteks. Ettevõtte strateegiline loogika on selge, sest kui anaeroobse kääritamise vedel jääk ehk digestaat leidis juba varasemalt tulusat ja keskkonnasäästlikku kasutust põllumajanduses väetisena, siis CO_2 oli

jäänud seni täielikult kasutamata ressursiks, mis lasti atmosfääri. Seda hoolimata asjaolust, et tegemist on oluliselt vajaliku toorainega tööstuses, näiteks toiduainetööstuses jookide karboniseerimiseks, keemiatööstuses ja külmutussüsteemides.

Selle potentsiaali realiseerimiseks paigaldati Ebavere biogaasijaama keerulised krüogeensed seadmed CO_2 eraldamiseks, täiendavaks sügavpuhastamiseks (sh destilleerimiseks) ja lõplikuks veeldamiseks madalatel temperatuuridel. Selline gaasi sügavtöötlus ja veeldamine tähendab, et kogu biogaasijaamast väljuv gaasivoog peab läbima absoluutse puhastuse, kuna vähimadki lisandid või niiskus jäätuksid koheselt ja blokeeriksid krüogeensed veeldamisseadmed. See tehnoloogiline lahendus neutraliseerib sajaprotsendiliselt igasuguse gaasifaasist tuleneva lõhnariski tehase ümbruses.

7.1.6. Operatiivne protsessikontroll

Kõik eelnevalt kirjeldatud kõrgtehnoloogilised investeeringud (olgu need siis krüogeensed veeldid, biofiltrid või gaasitihedad membraanid) on reaalses elus täpselt nii efektiivsed, kui pädev ja hoolas on nende igapäevane operaator. Biogaasi tootmise valdkonnas on seetõttu olulise tähtsusega hästi koolitatud spetsialistid, tehnikud ja mikrobioloogid, kes vastutavad jaama turvalise ning tõrgeteta toimimise eest. Nende spetsialistide ülesanne on jälgida sensoriandmeid ja reageerida ennetavalt.

7.1.7. Lõhnavähenduse majanduslik tasuvus ja investeeringute analüüs

Iga keskkonnakaitseline investeering peab olema kooskõlas ettevõtte majandusliku jätkusuutlikkusega. Lõhnavähenduse süsteemide valik on biogaasi arendajate jaoks alati keeruline kompromiss tehnoloogilise efektiivsuse tagamise (ja seeläbi tegevusloa säilitamise) ning rahalise tasuvuse vahel. Biogaasijaama tavapärane tulubaas kujuneb müüdud energiast (biometaan transpordisektorile, elekter elektribörsil, soojus kohalikku kaugküttevõrku), kääritusjäägi ehk väetise turustamisest põllumajandustootjatele ja tihti ka jäätmekäitlustasudest, mida saadakse probleemsete orgaaniliste jäätmete vastuvõtmise eest.

Klassikalised lõhnavähenduse seadmed (nagu biofiltrid, ventilatsioonisüsteemid või keemilised pesurid) on klassikalises majandusteoorias puhtalt kuluallikad. Need ei tooda iseseisvalt lisandväärtust ega energiat, suurendades nii jaama kapitalikulu (CAPEX) kui ka püsivaid opereerimiskulusid (OPEX, peamiselt elektrienergia kompressoritele, kemikaalide kulu ja filtrimaterjali vahetus). Teatud juhtudel aga, nagu biometaani väärindamise ja eriti CO_2 veeldamise puhul, on lõhnakontroll otseselt integreeritud uue, väga tulusa toote loomise ahelasse.

Järgnev tabel võtab kokku erinevate tehnoloogiate tehnilise efektiivsuse, kapitalikulud ja käituskulud, põhinedes Eesti turu praktikatele (Tabel 13).

Tabel 13. Lõhnavähenduse meetmete tehnilis-majanduslikud näitajad Eestis

Lõhna-vähenduse tehnoloogia	Eemaldatav põhi-saasteaine	Garanteeritud efektiivsus (%)	CAPEX (algne investeering)	OPEX (igapäevane käitluskulu	Peamine rakenduskoht biogaasijaamades	Majanduslik kaasmõju
Biofilter (puiduhake/ kompost)	H_2S, NH3, LOÜ-d	85–95%	Madal kuni keskmine (sõltub rajatise ehitusmahust)	Madal (filtri materjali vahetus iga 3–5 aasta tagant, elekter puhuritele)	Vastuvõtuhallide, eelmahutite ja kompostimisalade ventilatsiooniõhk	Leevendab korrosiooni hoonetes. Puhas kulu.
Raudkloriidi/ sulfaadi doseerimine	H_2S	90–98% (protsessi-sisene sidumine)	Väga madal (nõuab vaid kemikaalimahutit ja doseerimis-pumpa)	Keskmine (sõltub tugevalt maailmaturu rauapreparaatide hinnast)	Otse anaeroobne kääriti (biogaasi primaarne puhastus)	Vähendab CHP mootori hoolduskulusid. Suurendab väetise väävli sisaldust.
Keemiline gaasipesur (NaOH / H_2O_2)	H_2S, merkaptaanid, teravad LOÜ-d	95–99,9%	Keskmine kuni kõrge	Kõrge (pidev intensiivne kemikaalide kulu, reovee käitlus)	Jäätmepõhised jaamad, väga kõrgete kontsentratsioonidega protsessid	Kõrge turvalisus löökkoormuste vastu. Puhas kulu.
Aktiivsöefilter (immutatud)	H_2S, LOÜ jäägid, siloksaanid	>99,9%	Madal kuni keskmine (filtri korpus)	Kõrge (söe sage asendamine või kallis regenereerimine)	Biogaasi lõplik puhastus enne membraan-väärindamist või mootorit	Kaitseb kalleid membraane ja katalüsaatoreid hävinemise eest. Vältimatu kulu biometaani tootmisel.
Ujuvkatted ja membraanid	Kõik avatud pinnalt lenduvad ühendid ja metaan	70–90% ujuvkattel, >99% membraanil	Keskmine (membraanid nõuavad ankurdamist)	Väga madal (minimaalne hooldus, peamiselt visuaalne kontroll)	Vastuvõtumahutid, kääritusjäägi lõpphoidlad, laguunid ja puhvermahutid	Membraankatted võimaldavad koguda jääkmetaani, mis tõstab jaama energiatoodangut.
Biogaasi väärindamine ja CO_2 veeldamine	Kõik gaasifaasis olevad lõhna tekitavad ained, CO_2	100% (krüogeenne protsess välistab läbipääsu)	Väga kõrge (ulatub miljonitesse eurodesse)	Kõrge (märkimisväärne elektrienergia kulu kõrgsurve-kompressoritele)	Suured kaasaegsed biometaanijaamad	Loob uue kõrge väärtusega tuluvoo (toiduainetööstusele müüdav CO2). Seadmete kõrge kapitalikulu tõttu on investeeringu mõistliku tasuvusaja saavutamiseks sageli vajalik toetuste kaasamine.

Allikas: Autori koostatud kasutatud kirjanduse andmete sünteesi põhjal

7.2. Ülevaade Lätis, Soomes ja Rootsis kasutusel olevatest tehnilistest ja töökorralduslikest meetmetest lõhna tekitavate ühendite vähendamiseks biogaasijaamades

Läänemere piirkonna naaberriikides keskendutakse lõhnahäiringute ohjamisel tehnoloogilisele innovatsioonile ja reaalajas seirele, mis ulatub hoonete hermetiseerimisest kuni keerukate bioloogiliste puhastussüsteemideni.

7.2.1. Regulatiivsed ja töökorralduslikud meetmed

Tehnoloogia üksi ei taga emissioonide vähenemist, kui puudub asjakohane õiguslik surve või majanduslik stiimul selle parimaks rakendamiseks. Läti ja Rootsi on kujundanud kaks täiesti erinevat, kuid teineteist täiendavat lähenemist lõhna- ja metaaniprobleemide ohjamiseks.

Lõhnahäiringute reguleerimine on üks keerukamaid keskkonnaõiguse valdkondi, kuna lõhna taju on subjektiivne ning emissioonide levik sõltub meteoroloogilistest tingimustest. Täielik lõhnavaba keskkond avatud või poolavatud bioloogilistes käitlustes on saavutamatu ilma ebaproportsionaalselt suurte investeeringuteta, mis muudaksid jaamade opereerimise majanduslikult jätkusuutmatuks. Läti Vabariik on selle probleemi lahendamiseks rakendanud kvantitatiivset lähenemist, mis on sätestatud Ministrite Kabineti 25. novembri 2014. aasta määruses nr 724.

Nimetatud regulatsioon määrab elamualadele ulatuva lõhnakontsentratsiooni sihtväärtuseks 5 OU_E/m^3. Väärtus 5 OU_E/m^3 on tase, kus lõhn on selgelt äratuntav ja võib põhjustada pikaajalisel kokkupuutel häiringut. Kuid Läti mudeli tegelik innovatsioon ei seisne mitte sihtväärtuses endas, vaid ajalises kestvuses, kus sihtväärtust ei tohi ületada rohkem kui 168 tundi ühe kalendriaasta jooksul. See 168 tundi, mis vastab seitsmele ööpäevale ehk ligikaudu 1,9%-le kogu aastast, on hoolikalt paika pandud kompromiss. Tuulevaikuse ajal (eriti selgetel suveöödel või külmadel talvehommikutel) on õhumasside vertikaalne segunemine takistatud, mis tähendab, et isegi minimaalsed rutiinsed heited võivad maapinna lähedal akumuleeruda ja kanduda elamualadeni. Lühiajaliste ületamiste seaduslik lubamine annab biogaasijaamade käitajatele aja hädavajalike suurema emissiooniriskiga hooldustööde tegemiseks, näiteks eelmahutite põhjalikuks tühjendamiseks ja pesemiseks, käritusjäägi laadimiseks, biofiltrite kandematerjali vahetamiseks või avariiolukordade lahendamiseks. Käitaja saab neid tegevusi ajastada ning järelevalveasutus saab dünaamilise olfaktomeetria ja dispersioonimudelite abil hinnata reaalset seaduskuulekust, vältides olukordi, kus üksik kaebus ebasoodsal ilmastikuhetkel viiks koheste sanktsioonideni.[119,153]

Rootsi biogaasisektor on suunatud reoveesette ja toidujäätmete kooskääritamisele ning toodetud biogaasi väärindamisele biometaaniks, mida kasutatakse laialdaselt transpordikütusena. Selles kontekstis on metaan (CH_4) muutunud peamiseks fookuseks. Biogaasi tootmisel ja eriti selle puhastamisel (kus eraldatakse CO_2 ja H_2S) on metaanilekete oht märkimisväärne. Kuna metaan on tugev kasvuhoonegaas, on selle emissioonide minimeerimine olulise tähtsusega, seondudes sageli ka keskkonnakaitselubades määratud rangete piirväärtustega, mis on seotud protsendiga kogutoodangust.

Ennetamaks riiklikke sanktsioone ja võimalikke karmimaid makse, algatas Rootsi Jäätmekäitlejate Liit (Avfall Sverige) juba 2007. aastal vabatahtliku programmi metaanilekete tuvastamiseks. Alates 2018. aastast laienes programm koostöös Rootsi Vee- ja Reoveekäitlejate Liiduga (Svenskt Vatten) laiaulatuslikuks enesekontrollisüsteemiks nimega EgMet (rootsi keeles *Egenkontroll metanemissioner* ehk metaanikadude omaseire).

EgMet on tehniline protokoll, milles osalemine kohustab käitajat rakendama lekketuvastusprogrammi ehk LDAR-i (inglise keeles *Leak Detection and Repair*) ning tellima heitkoguste määramist sõltumatult kolmandalt osapoolelt. Praktikas tähendab see, et sõltumatud eksperdid külastavad jaamu regulaarselt, kasutades optilise gaasikuvamise ehk OGI (inglise keeles *Optical Gas Imaging*) infrapunakaameraid, leekionisatsioonidetektoreid ehk FID (inglise keeles *Flame Ionization Detector*) ja häälestatava dioodlaseri absorptsioonspektroskoopiat ehk TDLAS (inglise keeles *Tunable Diode Laser Absorption Spectroscopy*), et kaardistada kõik potentsiaalsed lekkeallikad. Kontrollitakse süstemaatiliselt kääritite topeltmembraankatuseid, gaasitorustike äärikuid, ülerõhuklappe, kompressorijaamu ja biometaani väärindamise membraane. See ennetav lähenemine on võimaldanud Rootsi käitistel oluliselt vähendada tootekadusid, optimeerides seeläbi jaama energiatõhusust ja majanduslikku tasuvust, tõestades samal ajal avalikkusele ja riigiasutustele oma keskkonnaalast vastutustundlikkust. Rootsi Keskkonnauuringute Instituut ehk IVL (rootsi keeles *Svenska miljöinstitutet*) pakub selle süsteemi toetuseks ka laialdast dispersiooni modelleerimist ja emissioonide algallikate kaardistamist, aidates jaamadel optimeerida oma keskkonnakaitselubade taotlusi.[154–156]

7.2.2. Arhitektuurilised ja aerodünaamilised barjäärid

Biogaasijaamades tekivad heited kahes vormis, milleks on suunatud emissioonid, mida saab koguda torustikesse, ning hajusheited, mis levivad avatud pindadelt. Parimate võimalike tehnikate (BAT) rakendusjuhised nõuavad esmalt käitise strateegilist asukohaplaneeringut (BAT 1), kuid kohe selle järel hajusheidete kontrolli alla saamist (BAT 6), muutes need suunatud emissioonideks (BAT 5). Põhjamaades on jäätmeid töötlevate jaamade ja reoveepuhastite biogaasijaamade puhul saanud standardiks arhitektuuriline isolatsioon.

Suurim hajusheidete allikas tööstuslikke orgaanilisi jäätmeid ja toidujäätmeid töötlevates biogaasijaamades on tooraine mahalaadimine ja esmane mehhaaniline eeltöötlus (nt purustamine). Avatud aladel või lihtsates angaarides laadimisel tungivad saastunud õhumassid tuule ja soojuspaisumise mõjul takistamatult väliskeskkonda.

Soomes ja Rootsis on selle vältimiseks kohustuslikuks muutunud tuulekodade ehk lüüsisüsteemide rakendamine. Tuulekoda on spetsiaalselt konstrueeritud topeltustega vastuvõtuala. Transpordivahend (näiteks prügiauto või reoveesette veok) läheneb jaamale, misjärel avaneb esimene, välimine kiirrulluks. Veok sõidab lüüsi, uks sulgub hermeetiliselt ning algab rõhkude tasakaalustamine. Alles pärast välimise ukse sulgumist avaneb sisemine uks, mis viib tegelikule mahalaadimisplatsile või punkri kohale.

Kogu arhitektuurilise lahenduse oluline komponent on aerodünaamiline kontroll, kus kogu vastuvõtuhall ja lüüs on ühendatud võimsa väljatõmbeventilatsiooniga, mis hoiab ruumides pidevat alarõhku väliskeskkonna suhtes. Alarõhk tagab, et isegi siis, kui hoone struktuuris esineb mikrolekkeid või kui lüüsi uksed avanevad, on õhuvoolu suund alati väljast sissepoole. Hoonesisene saastunud õhk, mis on rikastunud LOÜ-de, ammoniaagi ja väävliühenditega, imetakse tsentraalselt kokku ja suunatakse aktiivsetesse õhupuhastusseadmetesse. See meede nõuab küll suurt alginvesteeringut ja pidevat energiakulu ventilaatorite käitamiseks, kuid on ainus usaldusväärne meetod kõrvaldamaks tippkoormusest tekkivaid lõhnapilvi tiheasustusalade läheduses asuvates jaamades.[155,157]

7.2.3. Hüdrodünaamilised meetmed

Biogaasijaamades käideldakse suurtes kogustes vedelikke, nii vedelsõnnikut, reoveesetet, purustatud biomassi suspensioone ja lõpp-produktina digestaati. Traditsiooniline pealt laadimine, kus vedelikujuga langeb vabalt läbi õhu, tekitab aerosoole ja suurendab lõhna tekitavate ainete eraldumist. Sukelduspumpamise ja sukeldatud täitmise tehnoloogia puhul on laadimistoru pikendatud mahuti või tsisterni põhjani. Laadimise alustamisel katab sissetulev vedelik kiiresti toru suudme, misjärel kogu ülejäänud vedelik sisestatakse mahutisse juba olemasoleva vedelikukihi alla. Vedeliku pinna turbulents hoitakse minimaalsena, mis tähendab, et gaaside ja õhu vaheline vahetuspindala jääb väikeseks ning emissioon on pärsitud. Erinevad emissiooniandmebaasid näitavad, et üleminek sukeldatud täitmisele vähendab lenduvate ühendite eraldumist kümnetes kordades võrreldes vaba joana laadimisega. See praktika on muutunud Põhjamaade nii põllumajanduslikku toorainet kui ka jäätmeid töötlevates käitistes vältimatuks standardiks mahutite täitmisel, pakkudes märkimisväärset õhukvaliteedi paranemist minimaalse kapitalikuluga.[73]

7.2.4. Aktiivsed õhupuhastustehnoloogiad

Kui emissioonid on tuulekodade abil kinni püütud ja protsessiõhk eelmahutitest kokku kogutud, tuleb see enne atmosfääri paiskamist puhastada. Parim võimalik tehnika (BAT) näeb ette mitmeid meetodeid, sealhulgas adsorptsiooni, märgpesu, termilist oksüdatsiooni ja bioloogilist filtreerimist. Rootsi ja Soome biogaasijaamades on laialdaselt kasutusel bioloogilised filtrid, mis on viimase kümnendi jooksul läbi teinud olulise tehnoloogilise arengu.

Ajalooliselt ja sageli ka praegu kasutatakse odava filtrimaterjalina orgaanilist massi, nagu puiduhaket, puukoort, turvast ja komposti. Kuigi neil on algselt hea poorsus ja nad sisaldavad naturaalset mikrofloorat, ilmnevad pikaajalisel kasutamisel tõsised probleemid. Orgaaniline materjal allub ise bioloogilisele lagunemisele ehk komposteerumisele. Aja jooksul materjal tiheneb ja vajub kokku. See protsess viib õhutuskanalite ahenemiseni, mis toob kaasa rõhulanguse. Rõhulanguse suurenemine nõuab ventilatsioonisüsteemilt üha suuremat energiakulu. Veelgi enam, tihenemine on ebaühtlane, mis põhjustab kanaliseerumist, kus õhk murrab endale tee läbi väiksema takistusega tsoonide, jättes suurema osa filtri mahust kasutamata. Lisaks on orgaanilistes filtrites keeruline hoida optimaalset niiskustasakaalu (40–60%). Liigniiskus täidab poorid veega, muutes filtri anaeroobseks ja tekitades lokaalselt hoopis uusi ebameeldivaid lõhnu. Puidupõhiste filtrite eluiga on seetõttu piiratud vaid mõne aastaga.

Neist puudustest ülesaamiseks on Rootsis liigutud keraamiliste kandematerjalide, eelkõige kergkruusa kasutamise suunas. Kergkruus on struktuurselt stabiilne materjal, mis ei lagune, ei komposteeru ega vaju kokku. See tagab filtri geomeetria ja madala, ühtlase rõhulanguse säilimise kuni 10-aastase kasutusperioodi vältel. Teiseks on kergkruusal poorsus ja veehoidmisvõime. Rootsi jaamade aruanded viitavad, et võrreldes puukoorega, mis laseb vee endast läbi või muutub vettinuks, suudab kergkruusa filter säilitada optimaalse mikrokliima bakteritele oluliselt efektiivsemalt, vähendades filtri kastmiseks kuluvat aastast veekulu ligikaudu 60% võrra. Kuna anorgaaniline materjal ei paku bakteritele süsinikku ega toitaineid, tuleb sellistesse filtritesse lisada mineraalseid toitesooli, kuid saadav protsessi stabiilsus kompenseerib nende kasutuse mitmekordselt.

Juhtudel, kus biofiltrid ei ole suutelised taluma suuri saasteainete kontsentratsioone või kui füüsiline ruum on piiratud, rakendatakse intensiivsemaid meetodeid. See on BAT nõue enne gaasi väärindamist või soojus- ja elektrikoostootmisjaamadesse (CHP) suunamist, et eemaldada seadmeid korrodeeriv H_2S ja siloksaanid.

Laialdaselt kasutatakse PureAir süsteemidele sarnaseid tehnoloogiaid, mis baseeruvad aktiveeritud alumiiniumoksiidil või pressitud aktiivsöel (AC-X). Aktiveeritud alumiiniumoksiid on poorne ja hügroskoopne adsorbent, mis on spetsiaalselt disainitud gaasifaasis keemiliseks filtreerimiseks. Tänu silindrilisele kujule on pressitud aktiivsöel suur adsorptsioonivõime ja väga väike õhutakistus.

Suurte koormuste korral on Soomes juurutatud aktiivse oksüdatsiooni tehnoloogiaid ehk kasutatakse osoneerimist. Osoon (O_3) on üks tugevamaid teadaolevaid oksüdante. Süsteem sisestab ventilatsioonikanalisse kohapeal toodetud osooni, mis reageerib hetkega väävelvesiniku, amiinide ja merkaptaanidega, lagundades need lõhnatuteks ja ohututeks ühenditeks. Reaktsiooni kiirus on niivõrd suur, et suurem osa saasteainetest kõrvaldatakse sekundi murdosa jooksul gaasivoolus endas. Pärast osooniga reageerimist suunatakse õhk (kuni 5000 Nm^3/h) läbi adsorptsioonifiltrite, mis püüavad kinni ülejäänud raskemad LOÜ-d ja reageerimata jäänud jääkosooni. See kombinatsioon pakub peaaegu täielikku lõhnavaba keskkonna seadmes, mille ruumivajadus on murdosa biofiltri omast.[86,154,155,157–161]

Kõiki jaama komponente ei ole võimalik hermeetiliselt sulgeda. Prügilate aktiivsed tööalad, kompostimisväljakud ja reoveesette ladustamisplatsid kujutavad endast avatud, hajusa heitega heiteallikaid. Soomes on selliste alade haldamiseks kasutusel FreshWind kõrgsurve udustussüsteemid. Tehnoloogia põhineb spetsiaalsetel kõrgsurvepumpadel, mis suruvad vee läbi düüside, tekitades peene udu (piiskade läbimõõt on alla 10 mikromeetri). Nii väikesed piisad ei kuku kohe maapinnale, vaid jäävad õhku hõljuma, luues udupilve või -kardina. Tänu piiskade miniatuursele suurusele on vee summaarne eripindala atmosfääris suur. See soodustab lahustuvate lõhna tekitavate ühendite, nagu ammoniaagi ja orgaaniliste hapete, kiiret absorptsiooni veepiiskadesse. Kuna piisad aurustuvad atmosfääris kiiresti, ei muuda see süsteem ümbritsevaid pindu ega töötsoone märjaks ega libedaks. Süsteemi efektiivsust mitmekordistatakse vajadusel biolagunevate lõhnaneutralisaatorite doseerimisega otse udutusvette. Uduliinid paigaldatakse sageli piiretena laadimisalade servadesse või konveierlintide kohale, takistades lõhna levikut vahetult tekkekohas.[162]

7.2.5. Protsessi termodünaamiline ja mikrobioloogiline seire

Paljud lõhnaprobleemid ei tulene mitte tehnika riketest, vaid bioloogilise protsessi ebastabiilsusest. See kehtib eriti biogaasijaamade nendes osades, kus kääritusjääki järeltöödeldakse (kompostitakse). Terviklik aeroobne kompostimisprotsess eraldab süsihappegaasi ja veeauru ega tohiks tekitada intensiivset haisu. Kui aga orgaanilises massis tekib hapnikupuudus, võtavad võimust bakterid, mis toodavad vesiniksulfiidi ja võihapet.

Traditsiooniliselt on komposti ja tahkete substraatide seisukorda hinnatud manuaalse temperatuurimõõtmise ja graafikujärgse aunade segamisega, mis on töömahukas ja sageli ebatäpne. Soome tehnoloogiaettevõte Quanturi pakub traadita süsteeme käärivate materjalide pidevaks seiramiseks.

Kompostimine on soojust eraldav reaktsioon, kus mikroorganismide aktiivne elutegevus toodab soojust. Temperatuuri profiil on seega otsene ainevahetuse indikaator. Quanturi süsteem kasutab materjali sisse torgatavaid pikkasid sonde, mis mõõdavad temperatuuri erinevatel sügavustel ja edastavad andmed reaalajas raadiosignaaliga keskjaama. Süsteem jälgib temperatuuri dünaamikat 24/7.

Kui temperatuur langeb liiga madalale, näitab see bioloogilise aktiivsuse lakkamist ja võimalikku hapnikupuudust, mis on eelduseks anaeroobsete haisude tekkele. Tarkvara suudab andmete põhjal iseseisvalt ja automaatselt juhtida aktiivset õhutussüsteemi (ventilaatoreid, mis puhuvad õhku läbi aunade alla paigaldatud torustiku), käivitades selle täpselt siis ja ainult siis, kui bakterid hapnikku vajavad. See optimeerib elektrikulu ja tagab ideaalse aeroobse keskkonna. Teisalt, kui bioloogiline aktiivsus läheb liiga intensiivseks ja temperatuur tõuseb ohtlikult kõrgele, tapab see kasuliku mikrofloora ning tekib materjali isesüttimise oht. Süsteem annab varajase hoiatuse, hoides ära tulekahjusid tahke massi sügavates ladustusalades.

Täiendavalt investeeritakse Soomes biogaasijaamade mikrobioloogiliste koosluste süvaseiresse uute tehnoloogiate, näiteks voolutsütomeetria abil. Erinevalt aeglasest DNA-sekveneerimisest võimaldaks see tehnoloogia analüüsida mikroobide populatsiooni muutusi peaaegu reaalajas, paljastades süsteemi häired veel enne, kui need avalduvad gaasitoodangu languse, pH muutuse või lõhnaemissioonina.[163,164]

7.3. Hinnang välisriikide parimate praktikate rakendatavusele Eestis

Eesti biogaasisektor on jõudnud oma arengus olulisse faasi. Ühelt poolt on riik seadnud tugevad ambitsioonid taastuvenergia, eelkõige biometaani tootmiseks ja ringmajanduse eesmärkide täitmiseks. Teiselt poolt asuvad paljud jaamad, olgu need siis vanadest lautadest välja kasvanud põllumajanduslikud käitised, nõukogudeaegsete reoveepuhastite baasil uuendatud jaamad või uued toidujäätmete ringmajanduskeskused, pidevas kompromissiotsingus kohalike kogukondadega, keda häirivad perioodilised lõhnaepisoodid.

Kuigi Põhjamaade ja Läti kogemus pakub rikkaliku arsenali, ei ole mõistlik ega vajalik kõiki välisriikide meetmeid Eestis üks-ühele kopeerida. Eestis on juba kasutusel mitmeid tõhusaid praktikaid. Eesti digitaalne KOTKAS keskkonnakaitselubade infosüsteem tagab tugeva baastaseme heidete ohjamisel ja järelevalves, nõudes uutelt jaamadelt juba praegu paljusid baasmeetmeid. Nendeks on näiteks alarõhulised vastuvõtuhallid või kinnised mahutid. Seetõttu tuleks välisriikide parimate praktikate (PVT) ülevõtmisel läheneda valikuliselt, integreerides vaid neid lahendusi, mis täidavad konkreetseid lünki. Arvestada tuleks iga biogaasijaamatüübi eripära ja juba saavutatud tehnoloogilist taset.

7.3.1. Rakendatavus põllumajanduspõhistes ja kooskääritamise biogaasijaamades

Eesti põllumajanduspõhised biogaasijaamad baseeruvad valdavalt sõnniku ning põllumajanduslike jääkide (näiteks silo) kääritamisel. Nende asukohad on sageli hajaasustusega maapiirkondades, kuid intensiivne logistika ja avatud laguunid toovad emissioonid siiski lähimate elanikeni.

7.3.1.1. Sukelduspumpamise kohustuslikuks muutmine ja standardiseerimine

Põllumajanduslikku toorainet käitleva biogaasitootmise kõige rutiinsem, kuid suurima lõhnaaine heitega tegevus on vedela tooraine liigutamine. Eestis on siiani osaliselt levinud praktika, kus lägatsisternide, vahemahutite või avatud laguunide täitmine toimub ülevalt alla pritsiva joana.

Sukeldatud täitmise kasutuselevõtt on Eesti põllumajanduspõhistes jaamades üks tasuvamaid meetmeid, mis nõuab minimaalset alginvesteeringut, kuid tasub end väga kiiresti ära. Investeering seisneb sisuliselt vaid mahutite ja laadimissüsteemide torude pikendamises mahuti põhjani. See välistab aerosoolide ja pritsmete tekke ning loodusliku kooriku lõhkumise. Edaspidi võiks seada sukelduspumpamise kasutamise kohustuslikuks nõudeks kõikide vedelate toorainete ja kääritusjäägi liigutamisel jaama territooriumil. See mitte ainult ei vähendaks oluliselt maapiirkondade lõhnahäiringuid, vaid hoiaks lämmastiku kääritusjäägis alles, tõstes selle väärtust põllumehe jaoks.

7.3.1.2. Biofiltrite uuendamine LECA materjaliga

Mõned Eesti jaamad on suunatud emissioonide püüdmiseks rajanud lihtsaid puiduhakkest või puukoorest koosnevaid biofiltreid. Eesti muutlik kliima koos talviste külmumistsüklite ja sügiseste paduvihmadega viib orgaaniliste filtrite kiire kokku vajumiseni. Ventilatsiooni takistuse suurenemine tähendab, et operaatorid lülitavad mõnikord energia säästmiseks süsteemid madalamale režiimile, suunates töötlemata gaasid õhku.

Rootsi eeskujul tuleks edendada üleminekut kergkruusale (LECA). Kuna LECA keraamiline graanul on mehhaaniliselt purunematu ja veekindel, tagab see filtri laitmatu toimimise kuni kümnendiks sõltumata Eesti ilmastikust. Geoloogiliselt ja majanduslikult on oluline märkida, et kergkruusa tootmine on Eestis lokaalselt kättesaadav (näiteks Häädemeestel), mis muudab selle tehnoloogia rakendamise impordist sõltumatuks ja logistiliselt lihtsaks. See oleks optimaalne PVT edasiarendus Eesti maapiirkondade käitistele.

7.3.2. Rakendatavus asulate reoveepuhastites ja jäätmepõhistes jaamades jaamades

Eesti asulate reoveepuhastite juurde rajatud jaamad ja uued eraldiseisvad toidujäätmete ringmajanduskeskused töötavad hoopis teistsuguses režiimis. Need asuvad tihti otse tiheasustusalade piiril. Valgurikas asulareovesi ja toidujäätmed tekitavad kääritamisel agressiivseid ja mürgiseid ühendeid, näiteks väävelvesinikku ja amiine.

7.3.2.1. Topeltustega tuulekojad olemasolevate hallide täiendusena

Kuigi Eestis on uute jäätmepõhiste jaamade vastuvõtuhallide alarõhk sageli juba nõutud, puudub mitmel pool Rootsi ja Soome PVT juhistes kirjeldatud suletud alarõhuliste tuulekodade ehk lüüside süsteem. Suurte tõstuste ühekordsel avanemisel (näiteks jäätmeveoki sisenemisel) kipub alarõhk murduma ja saastunud õhk pääseb hetkeks välja. Olemasolevatele hallidele tuulekodade juurde ehitamine või uute jaamade algsesse projekti lülitamine kõrvaldaks selle rutiinse lekke täielikult, muutes jaamad linnakeskkonnas lõhna mõttes nähtamatuks.

7.3.2.2. Osoneerimissüsteemid ruumisäästliku alternatiivina

Linnalistes tingimustes ei pruugi alati jätkuda ruumi massiivsete biofiltrite rajamiseks. Siinkohal pakub kompaktset alternatiivi osoonigeneraatorite (või UV-fotooksüdatsiooni) ja aktiivsöe kombinatsioon. See aktiivne osoneerimine suudab reageerida hetkeliselt ja neutraliseerida isegi kõige ekstreemsemad väävelvesiniku ja lenduvate orgaaniliste ühendite tipud, mis tekivad spetsiifiliste toidujäätmete purustamisel. Eestis on selline ruumisäästlik ja kõrgtehnoloogiline lahendus edukalt kasutusel näiteks EKT Ecobio Maardu biogaasitehases, kus rakendatakse spetsiaalset ColdOx™ tehnoloogiat. See süsteem seob endas UV-kiirguse, osooni ja aktiivsöe, pakkudes ideaalset lahendust ja tehnoloogilist täiendust just tiheasustuses asuvatele tööstusjaamadele, kus range lõhnakontroll on jaama opereerimise eelduseks.

7.3.3. Rakendatavus prügilates ja kompostimisväljakutel

Prügilagaasi koguvad vanad ladestusalad ning biogaasijaamade juurde kuuluvad kompostimise väljakud esindavad hajusheite probleemi, mida ei saa lahendada torude ega hoonetega.

7.3.3.1. Udustussüsteemid

Prügilate aktiivsetel tööaladel (kus toimub jäätmete purustamine või ümbertõstmine) ja avatud settekompostplatsidel on efektiivseks keskkonnameetmeks kõrgsurve-udustustehnoloogia. Eestis (näiteks Tallinna prügilas kompostiplatsidel) kasutatakse selliseid veekahureid ja uduliine esmajärjekorras küll intensiivseks tolmutõrjeks, kuid need süsteemid täidavad samaaegselt olulist rolli ka lõhnahäiringute ohjamisel.

Püstitades laadimisalade servadesse spetsiaalsed kõrgsurve-uduliinid, on võimalik meteoroloogiliselt ebasoodsate ilmade (kõrgrõhkkond ja nõrk tuul elamurajooni suunas) korral tekitada füüsikalis-keemiline barjäär. Kuna mikroskoopilised veepiisad hõljuvad õhus kaua, seovad nad efektiivselt atmosfääri lenduvaid haisvaid gaase. Kui vette doseerida täiendavalt ensüüme või lõhna neutraliseerivaid ühendeid, saavad käitajad luua nn uduseina, mis takistab lõhnapuhangute levikut. Selle duaalse tehnoloogia (tolmu- ja lõhnatõrje) teadlikum ja laialdasem kasutuselevõtt Eesti suurimates jäätmekäitluskeskustes vähendaks kohalike elanike keskkonnahäiringuid.

7.3.3.2. Digitaalne protsessijuhtimine

Selle asemel, et võidelda tagajärgedega, tuleks Eesti kompostimisplatsidel likvideerida haisu algpõhjus, milleks on anaeroobsed protsessid tahkes faasis. Traadita temperatuurisondide laialdane juurutamine Eestis võimaldaks digitaalset hüpet. Kompostiaunadesse paigaldatud sondid annaksid operaatori nutitelefoni või arvutisse reaalajas graafiku. Temperatuuri langemise korral käivitaks süsteem automaatselt perforeeritud torudes oleva aeratsiooni, viies materjali tagasi lõhnavabasse aeroobsesse režiimi. Lisaks haisu vältimisele maandaks see meede Eestis suvekuudel teravalt esile kerkiva isesüttimisriski suurtes ladustusplatsides.

7.3.4. Regulatiivse paindlikkuse ja vabatahtliku seire integreerimine

Eesti praegune norm (0,25 OU_E/m^3 15% aastast) on suunatud pikaajalisele foonile, samas kui kaebused tekivad tavaliselt lühiajalistest tippudest. Selle asemel, et muuta Läti 168 tunni ja 5 OU_E/m^3 reegel siseriiklikuks seaduseks, võiks kaaluda selle reegli paindlikku kasutamist. Seda lühiajalist väärtust saaks seada erinõudena asjakohastes menetlustes ja otsustes vaid nende jaamade puhul, mis asuvad konfliktsetes piirkondades (näiteks linnades või teistes suurema asustustihedusega aladel). See annaks operaatorile legaalse akna hädavajalike hooldustööde tegemiseks parima hajumisega ilmaga, andes samas järelevalvele selge numbrilise mõõdiku.

Lisaks võiks jaamad liituda Rootsi EgMet programmi sarnase vabatahtliku metaanilekete seiresüsteemiga. Selline iga-aastane süstemaatiline laserskaneerimine optiliste kaameratega võimaldaks ettevõtetel vähendada otseseid tootmiskadusid, suurendada kasumlikkust ja tõestada samaaegselt Eesti biogaasisektori keskkonnavastutustundlikkust ilma, et riik peaks sekkuma trahvide või täiendavate piirangutega.

Kokkuvõtvalt on Eesti biogaasisektor juba astunud suuri samme emissioonide kontrolli suunas. Naaberriikide parimaid praktikaid on soovitatav rakendada mitte otse üle võttes, vaid süsteemse ja kaalutletud täiendusena olemasolevatele meetmetele. See tähendab tuulekodade, sukeldatud täitmise, kergkruusafiltrite, udustamise, nutika seire ja paindlike normide integreerimist viisil, kus igale jaamatüübile valitakse täpselt see tööriist, mis lahendab antud asukoha kõige spetsiifilisema lõhnaprobleemi.

8. LÕHNAHEITE JA -HÄIRINGU SEIRETINGIMUSED JA PRAKTIKAD EESTIS JA LÄHIRIIKIDES

Lõhnahäiringute efektiivne ja teaduspõhine haldamine on biogaasisektori sotsiaalse aktsepteeritavuse tagamiseks vältimatu, mis omakorda nõuab selgeid seiretingimusi.

Kogu Põhjamaade ja Baltimaade piirkonna seirepraktikaid ühendab Euroopa Liidu tööstusheidete direktiivist (IED) ning parima võimaliku tehnika (PVT) järeldustest tulenev laiem õiguslik raamistik. Sellest hoolimata esineb rahvuslikul tasandil lahknevusi seire käivitamise kriteeriumides, seire sageduses, eelistatavates metoodikates ning häiringu ametlikus defineerimises. Lõhnaseire ei ole tänapäeval pelgalt seadusest tulenev kohustus, vaid praktiline vahend käitise häireteta töö kindlustamiseks. See võimaldab tuvastada tehnilisi rikkeid varajases staadiumis, hoides sellega ära elanikkonna kaebused ja järelevalveorganite sekkumise.

8.1. Standardiseeritud ja kaudsed seiremetoodikad biogaasijaamades

Biogaasijaamade lõhnaseire peab hõlmama nii tehnoloogilisi punktallikaid (näiteks biogaasi puhastusseadmete ja gaasimootorite korstnad ning ventilatsiooni väljapuhked) kui ka hajusaastet (näiteks vastuvõtumahutid ja digestaadimahutid).

8.1.1. Dünaamiline olfaktomeetria (EN 13725) ja välivaatlus (EN 16841)

Dünaamiline olfaktomeetria ehk Euroopa standard EN 13725 on biogaasijaamade puhul peamine meetod puhastusseadmete, nagu biofiltrite, pesurite või aktiivsöefiltrite efektiivsuse tõendamiseks. Mõõtmiste käigus võetakse gaasiproovid enne ja pärast puhastusseadet ning spetsiaalne inimpaneel määrab laboritingimustes lõhnakontsentratsiooni. Tulemust väljendatakse Euroopa lõhnaühikutes kuupmeetri kohta (OU_E/m^3). Meetod on biogaasijaamades vajalik heite (emissiooni) hindamiseks ja hajumismudelite koostamiseks. Oluline on märkida, et dünaamilist olfaktomeetriat saab edukalt rakendada ka hajusallikate puhul (nt lahtised kääritusjäägi mahutid või kompostiaunad), kasutades proovide võtmiseks dünaamilisi vookambreid, mis võimaldavad määrata pindemissiooni.

Hajusallikate seireks ja jaamast leviva lõhnavoo tegeliku ulatuse ning lõhnaaine esinemissageduse kaardistamiseks naabruskonnas kasutatakse välivaatluse standardit EN 16841. See meetod on eriti oluline, kuna võimaldab reageerida otse elanike kaebustele, hinnates lõhnahäiringut vahetult vastuvõtja juures ja arvestades ilmastikutingimustega.

8.1.2. Kaudne seire indikaatorgaaside ja protsessiparameetrite abil

Kuna otsene lõhnaseire olfaktomeetriaga on keerukas ja ei paku reaalajas andmeid, eelistatakse biogaasijaamades igapäevaseks seireks keemiliste indikaatorite ja sekundaarsete protsessiparameetrite jälgimist vastavalt PVT järeldustele.

Kõige levinum praktika on vesiniksulfiidi (H_2S) ja ammoniaagi (NH_3) kontsentratsioonide pidev või perioodiline mõõtmine ventilatsiooniõhus ja biofiltrite väljundites. Selleks kasutatakse näiteks fotoionisatsioonidetektoreid (inglise keeles *Photoionization Detector* ehk PID) või muid portatiivseid gaasianalüsaatoreid. Nende gaaside taseme tõus viitab otseselt anaeroobse kääritamise tasakaaluhäiretele, puhastusseadmete küllastumisele või leketele gaasisüsteemis. See info võimaldab opereerival personalil reageerida enne, kui massiivne lõhnapilv jaamast väljub. Samuti seiratakse pidevalt biofiltri täidismaterjali niiskust, temperatuuri ja poorsust. Need tegurid on biofiltreerimise mikrobioloogilise efektiivsuse ja lõhnaeemalduse aluseks.[7,132]

8.2. Soome biogaasijaamade seirepraktikad

Soomes koordineerivad biogaasijaamade keskkonnakaitselubade väljastamist ja seiretingimuste seadmist regionaalsed ELY-keskused. Iga biogaasijaam, olgu tegemist suuremahulise jäätmekäitluskompleksi või väiksema põllumajanduspõhise jaamaga, allub rangetele ennetavatele nõuetele.

Soome praktika nurgakiviks on kohustuslik lõhnaemissioonide seireplaan, mis tuleb ametkondlikult kinnitada enamasti paarikümne kuu jooksul pärast keskkonnakaitseloa saamist. Biogaasijaamade puhul jaguneb see plaan kolmeks osaks. Esimene osa on kasutusseire, mis hõlmab tehase siserutiine, biofiltrite ja aktiivsöefiltrite igapäevast kontrolli, temperatuuri ja rõhu jälgimist anaeroobsetes kääritites ning tehase üldise hügieenitaseme tagamist. Teine osa on emissiooniseire, mis kujutab endast punktallikate nagu biogaasi tõrvikpõleti või RTO (*Regenerative Thermal Oxidation*) korstnate perioodilist seiret dünaamilise olfaktomeetria või keemilise analüüsiga. Kolmas osa on mõjuseire, mis kätkeb endas lõhna esinemise registreerimist tehase territooriumi piiridel ja lähimates häiritavates sihtmärkides ehk elamualadel.

ELY-keskused nõuavad biogaasijaamadelt sageli numbriliste lävendite tõendamist matemaatilise hajumise modelleerimise abil. Eesmärgiks on tagada, et lõhnatase ei ületaks elamupiirkondades näiteks 3 OU_E/m^3 taset rohkem kui 3 protsenti tundidest aastas, mis liigitatakse Soome seadusandluse mõistes ebamõistlikuks koormuseks. Kui kaebusi esineb, võidakse lokaalselt rakendada eksperdirühmi ja seirepäeviku ehk lõhnalogi pidamist, et siduda objektiivsed mõõtmised subjektiivse tajuga.[165–167]

8.3. Rootsi iseregulatsioon

Rootsi keskkonnaseire biogaasijaamades tugineb suuresti ettevõtete endi vastutusele ja ühistele tööstusstandarditele. Lõhna- ja kvaliteedikontroll on seal seotud kääritusjäägi sertifitseerimisega vastavalt SPCR 120 standardile (Rootsi kääritusjäägi sertifitseerimise eeskiri), mida haldab Rootsi Jäätmekäitlusliit Avfall Sverige. See sertifikaat ei hinda ainult väetise toiteainete sisaldust ja kvaliteeti, vaid seab ka nõuded tooraine vastuvõtule ja jaama üldisele puhtusele. Kuna lõhnaaine heite peamiseks põhjuseks on just valesti käideldud tooraine, nõuab süsteem selle viivitamatut suunamist alarõhuga siseruumidesse.

Rootsis on samuti kasutusel vabatahtlik omaseiresüsteem EgMet, mis on fookuses biogaasi ja biometaani lekete tuvastamisel. See on tihedalt seotud lõhnaseirega, sest toorbiogaasi lekked käärititest (mis on tugeva lõhnaga vesiniksulfiidi ja muid väävliühendeid sisaldava metaanisegu lekked) indikeerivad korraga nii majanduslikku kahju, plahvatusohtu kui ka tugevat lõhnahäiringut naabruskonnale. Lekkeotsing gaasikaamerate või lihtsate spreimeetoditega on seetõttu biogaasijaama iganädalase omaseire osa.

Rootsi biogaasitehased on kohustatud juurutama IED direktiivist tuleneva PVT 12 nõuet, mis sätestab formaalse lõhnahaldusplaani olemasolu. Seda illustreerib Uppsala Vatteni biogaasijaama praktika. Selles jaamas tihendatakse ja töödeldakse orgaanilised jäätmed ainult kinnistes ruumides, kust protsessiõhk juhitakse läbi kombineeritud lahenduse. Esmalt läbib õhk osoonipesurid ja seejärel suured aktiivsöefiltrid. Dünaamilise olfaktomeetria asemel keskendub jaama rutiinne kontrollprogramm PVT 10 ja PVT 8 raames ammoniaagi ja vesiniksulfiidi mõõtmisele.

Kaks korda aastas mõõdetakse portatiivsete seadmetega ammoniaagi ja vesiniksulfiidi kontsentratsioone aktiivsöefiltritesse sisenevas ja sealt väljuvas õhus. Kui väljuv kontsentratsioon hakkab lähenema sisendkontsentratsioonile või ületab seadistatud läviväärtuse, on see jaama operaatorile vahetuks indikatsiooniks filtri küllastumisest. See käivitab aktiivsöe vahetamise protseduuri enne, kui lõhnahäiring jõuab Rootsi keskkonnanormide ületamiseni ümberkaudsetes elamupiirkondades. Lisaks seiratakse pidevalt biometaani väärindamisprotsessis tekkiva heitõhu korstnate heiteid, et tagada lokaalsete saastepiiride järgimine. [132–134]

8.4. Läti biogaasijaamade seire

Lätis reguleerib ja kontrollib biogaasijaamade lõhnaheidet Riiklik Keskkonnateenistus (VVD), tuginedes numbrilistele kriteeriumidele. Lõhnaseire baasregulatsiooniks on Ministrite Kabineti määrus nr 724, mis seab ametlikuks sihtväärtuseks 5 OU_E/m^3 tunnis. Seda ei tohi ületada rohkem kui 168 tundi aastas ehk ligikaudu 2 protsenti aastast.

Teadvustades biogaasi tootmise kõrget riski, on VVD välja töötanud erinevad juhendid. Nendes on toodud, et lõhnaseire peab arvestama tehnoloogilise protsessi kõiki aspekte, eriti tooraine laadimist, anaeroobset kääritamist ja kääritusjäägi lahtist hoiustamist. VVD soovitab biogaasijaamadele kolme seireplaani varianti.

Esimene on Variant 1A, mille puhul paigaldatakse pidev elektrooniliste ninade või keemiliste sensorite seirevõrgustik otse heiteallikate (emissiooniallikate) lähedusse (näiteks biofiltri väljund või kääritusjäägi mahuti). Samaaegselt mõõdetakse taset ka vastuvõtjate juures, tagades võimekuse reaalajas reageerida tehnoloogilistele kõrvalekalletele ja kontrollida 5 OU_E/m^3 piirmäära. Selline seiresüsteem tugineb sensorite mustrituvastuse algoritmidel, mis on eelnevalt kalibreeritud laboris tehtud olfaktomeetriliste mõõtmiste põhjal, võimaldades seeläbi tõlgendada keemilised signaalid reaalajas lõhnaühikuteks. Teise võimalusena, mida tähistavad Variant 1B ja 1C, paigutatakse seiresüsteemid ainult häiritud elamualadele või biogaasijaama territooriumi piiridele.

Kui Läti biogaasijaama puhul esitatakse ametlikult üle kolme põhjendatud kaebuse, peab operaator viima ellu juhtumisjärgse seire ja koostama tegevuskava emissioonide vähendamiseks. Suuremate projektide puhul nõutakse hajumismudelite arvutamist juba keskkonnakaitseloa taotlemise faasis, et demonstreerida biofiltrite püsivat efektiivsust.[8,168,169]

8.5. Eesti seiretingimused

Eestis on biogaasijaamade seiresüsteem integreeritud digitaliseeritud Keskkonnaotsuste Infosüsteemi (KOTKAS), mis seob iga ettevõtte keskkonnakaitseloas sätestatud tehnoloogilised nõuded otsese riikliku järelevalvega. Biogaasijaamad, mis käitlevad põllumajanduslikku toorainet, reoveesetet või biolagunevaid jäätmeid, alluvad Eestis IED direktiivi ja PVT järelduste nõuetele. Praktikas tähendab see biogaasijaamadele sageli kombineeritud seirekohustust.

Esiteks on oluline otsene lõhnaaine heite seire standardi EN 13725 kohaselt. Rajatise tööle hakkamisel või puhastusseadmete vahetamisel on nõutav dünaamilise olfaktomeetria teostamine akrediteeritud labori poolt. Mõõdetakse lõhnaühikuid biofiltrite väljundist ja teistest ventilatsiooni väljatõmmetest, et valideerida eelnevalt koostatud hajumismudeleid. Paralleelselt teostatakse gaasimootorite ja katlamajade heitgaaside keemilist analüüsi (nt NO_x, SO_2), et tagada vastavus õhukvaliteedi piirnormidele.

Teiseks nõutakse pidevat tehnoloogilist ehk kaudset indikaatorseiret. Keskkonnalubadesse kirjutatakse sisse kohustus seirata katkematus režiimis anaeroobse kääritamise stabiilsust tagavaid parameetreid nagu temperatuur, pH ja vooluhulgad, aga ka biofiltrite konditsiooni nagu niiskus ja rõhulang. Iga tehnoloogiline anomaalia kääritamisprotsessis loetakse otseseks lõhnariskiks. Eraldi rõhk on biogaasi väävlitustamisel ja vesiniksulfiidi (H_2S) eemaldavate filtrite (tavaliselt raudoksiid- või aktiivsöefiltrid) konditsiooni pideval jälgimisel.

Kolmandaks sammuks on lõhna tekitavate ainete esinemise vähendamise tegevuskava koostamine. Kui piirkonnas esineb korduvaid kaebusi või varasemad seired ja mudelid näitavad seadusliku künnise ületamist vastuvõtjate juures, peab jaam koostama kohustusliku tegevuskava. Selles kavas määratletakse operatiivsed investeeringud, näiteks lahtiste mahutite katmine, topeltuste paigaldamine vastuvõtualadele või täiendava osoneerimissüsteemi lisamine ventilatsioonile ning rakendatavate meetmete mõju lõhnafoonile.[7,47]

8.6. Regionaalne võrdlus ja järeldused

Lõhnaheite seire Põhja- ja Baltimaade biogaasijaamades peegeldab erinevaid regulatiivseid filosoofiaid, kuigi eesmärk ja tehnoloogilised probleemid on identsed (Tabel 14).

Tabel 14. Lõhnaheite seire Põhja- ja Baltimaade biogaasijaamades

Riik	Biogaasijaamade seire ja käivitajad	Peamised ametlikud seiremetoodikad
Läti	Rangelt arvuline (5 OU_E/m^3). VVD erijuhendid biogaasijaamadele soovitavad seirevõrgustiku (1A) paigaldamist otse allikate (kääritusjäägi, filtrite) ja elamute juurde.	EN 13725 toruotsas, portatiivsed sensorid (NH_3, H_2S) ja matemaatiline mudeldamine.
Soome	Ennetav ja loapõhine. Nõutakse ametkondlikult (ELY) kinnitatud detailset seireplaani sise- ja välisvaatlustega.	EN 13725, elanike kaasamine kaebuste logimiseks, pikaajaline protsessiseire.
Rootsi	Ennetav tegevus ja omaseire. Seotud digestaadi SPCR 120 sertifitseerimisega ja BAT 12 nõuetega.	Süstemaatilised lekkeotsingud (EgMet), indikaatorgaaside (NH_3, H_2S) mõõtmine filtrites.
Eesti	Digitaalne jälgitavus KOTKAS süsteemis. Seire sõltub riskihinnangust (sageli 15% ületuse piir 0,25 OU_E/m^3 tasemel).	EN 13725 seadmete valideerimiseks, puhastussüsteemide ja kääritamisprotsessi füüsikalis-keemiliste parameetrite pidev seire.

Allikas: autori koostatud allikate analüüsi põhjal

Võib tõdeda, et ainuüksi pistelisest seirest biogaasijaamades ei piisa. Anaeroobne protsess on bioloogiliselt tundlik ja dünaamiline, mistõttu lühiajaline heitepiik, nagu kääriti ülesurveklapi avanemine või komposti pööramine, võib põhjustada laiaulatusliku häiringu. Edukaimad strateegiad regioonis, mida näitavad Rootsi omaseire ja Läti VVD Variant 1A soovitused, tuginevad reaalajas toimuvale vesiniksulfiidi ja ammoniaagi indikaatormõõtmisele koos operatiivsete tööprotseduuridega. Ennetav omaseire, näiteks filtrite küllastusastme pidev jälgimine, on ainus kuluefektiivne meetod biogaasisektori sotsiaalse aktsepteeritavuse ja häiringuvaba keskkonna tagamiseks.

9. ETTEPANEKUD ÕIGUSRAAMISTIKU JA SEIREPRAKTIKATE KAASAJASTAMISEKS

Käesolevas peatükis esitatakse ettepanekud biogaasijaamade lõhnahäiringute tõhusamaks ohjamiseks. Need ettepanekud põhinevad eelnevates peatükkides analüüsitud tehnoloogilistel eripäradel, erinevate toormaterjalide keemilisel potentsiaalil ning Läänemere regiooni, täpsemalt Läti, Soome ja Rootsi, regulatiivsetel ja operatiivsetel praktikatel. Kogu lähenemise eesmärgiks on pakkuda välja struktuursed lahendused, mis tagaksid edaspidi suurema õigusliku selguse hajumismudelite koostamisel, optimeeriksid erinevate leevendusmeetmete rakendamise proportsionaalsust ning tõhustaksid nii riiklikku kui ka ettevõttesisest seirepraktikat.

9.1. Regulatiivse raamistiku ja hajumismudelite teaduspõhine edasiarendamine

Eesti keskkonnaõiguses rajaneb lõhnahäiringute hindamine ja menetlemine valdavalt atmosfääri hajumismudelitele (nagu AERMOD ja AirViro), mille esmaseks ülesandeks on prognoosida potentsiaalse lõhnakontsentratsiooni esinemist tundlike vastuvõtjate juures. Selleks, et tagada koostatavate hajumismudelite usaldusväärsus, matemaatiline täpsus ja juriidiline pädevus, oleks vajalik viia läbi siseriikliku regulatsiooni, eeskätt kliimaministri määruse nr 37, süsteemne ja teaduspõhine kaasajastamine.

9.1.1. Regulatiivse terminoloogia ühtlustamine

Õigusliku selguse ja rahvusvahelise ühilduvuse tagamisel tuleks tähelepanu pöörata ka siseriikliku regulatsiooni terminoloogilisele täpsusele. Uuringu käigus ilmnes, et Eesti kliimaministri määruses nr 37 ja seotud dokumentides kasutatakse lõhnakontsentratsiooni tähistamiseks lühendit OU/m^3. Antud tähistus on teaduslikult ja metoodiliselt ebatäpne. Vastavalt kehtivale ja Eestis ülevõetud standardile EVS-EN 13725 oleks korrektne Euroopa lõhnaühiku tähis OU_E/m^3, kus alaindeks "E" viitab Euroopa standardi metoodikale. Vältimaks juriidilisi vaidlusi ja tõlgendamisraskusi lubade menetlemisel, oleks ettepanek viia siseriiklik terminoloogia täielikku vastavusse rahvusvahelise standardiga ning asendada õigusaktides lühend OU kujuga OU_E.

Lõhnakontsentratsiooni baasühikust lähtuvalt esineb ebatäpsusi ka eriheidete ehk emissioonikiiruste tähistamises. Siseriiklikes dokumentides ja mudelarvutuste lähteandmetes kohtab sageli ebakorrektseid kujusid, näiteks pindallikate puhul $OU/m^2/s$ ning loomafarmide emissioonide hindamisel OU/LÜ/s (kus LÜ tähistab loomühikut). Esiteks puudub neis Euroopa standardile viitav kohustuslik alaindeks "E". Teiseks on topeltkaldkriipsu kasutamine teaduslikes ja tehnilistes tekstides matemaatiliselt mitmetimõistetav ning tüpograafiliselt ebakorrektne. Ettepanek oleks viia kõikide eriheidete mõõtühikud seadusandluses ja juhendmaterjalides vastavusse matemaatilise standardiga, kasutades korrektseid kujusid, näiteks $OU_E/(m^2 \cdot s)$ ja $OU_E/(LÜ \cdot s)$, või alternatiivina astmenäitajatega kuju (vastavalt $OU_E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ja $OU_E \cdot LÜ^{-1} \cdot s^{-1}$). Selline ühtlustamine tagab lähteandmete ja emissioonimäärade ühemõttelise loetavuse ning selge kooskõla rahvusvahelise teaduspraktikaga.

Käesoleva uuringu käigus tuvastati, et määruse nr 37 kohaldamisel esineb olulisi lahknevusi selles, kuidas erinevad osapooled defineerivad hindamispunkti ehk vastuvõtjat. Praegune regulatiivne ebamäärasus on tekitanud olukorra, kus hajumisarvutuste koostajad ja kontrollijad tõlgendavad nõudeid erinevalt. Näiteks loevad osad eksperdid vastuvõtjaks üksnes elumaja vahetut lähedust, samas kui teised käsitlevad selleks kogu kinnistu piiri või isegi laiemat asustamata ala. Selline praktika muudab uuringute tulemused omavahel võrreldamatuks ning tekitab põhjendamatut segadust nii arendajate kui ka järelevalveorganite jaoks.

Olukorra ühtlustamiseks ja prognoositavuse tagamiseks tuleks määruses selgelt lahti kirjutada, mida loetakse lõhnahäiringu kontekstis vastuvõtjaks, et kõik osapooled saaksid nõuetest ühtemoodi aru. Definitsioon peaks hõlmama kohti, kus inimesed viibivad püsivalt või regulaarselt ja kus lõhn võib oluliselt mõjutada nende elukvaliteeti. See nimekiri peaks sisaldama elamualasid koos õuealadega, ühiskondlikke hooneid nagu koolid, lasteaiad, haiglad ja hooldekodud ning ametlikke puhke- ja virgestusalasid ning rannapiirkondi. Samas tuleks selguse huvides täpsustada, et vastuvõtjaks ei loeta üldjuhul tootmismaid, metsaalasid, põllumajanduskinnistuid, transpordimaid ja muid maid, kus puudub püsiv elutegevus. Mõiste ühene ja täpne defineerimine vähendaks arendajate ja kohaliku kogukonna vahelisi konflikte, tagades, et hajumismudelid keskenduvad tegelikele mõjupiirkondadele, mitte teoreetilistele punktidele asustamata maastikul.

9.1.2. Rahvusvaheliste heitetegurite integreerimine ja dünaamiline modelleerimine

Käesoleva uuringu analüüsi tulemusena on selgunud vajadus vaadata üle kliimaministri määruse nr 37 lisas toodud lõhnaaine eriheited, eriti mis puudutab erinevate biolagunevate jäätmete avatud käitlust ja ladustamist. Praegune siseriiklik regulatsioon on üldistatud ja alahindab just tugevate odorantidega, näiteks toidujäätmete, tapamajajäätmete ja reoveesetetega seotud biokeemiliste protsesside tegelikku lõhnapotentsiaali.

Selle kitsaskoha lahendamiseks tehakse ettepanek asendada senised üldistatud üksikväärtused diferentseeritud andmestikuga. Arvestades kaasaegse biogaasisektori suurt mitmekesisust, viidatakse siinkohal uuringu varasemas osas esitatud tabelile nr 12, mis koondab endas soovituslikud ja rahvusvaheliselt tunnustatud eriheited regulatsiooni ajakohastamiseks. Nimetatud tabel eristab jaama siseneva toorme liiki ning selle tehnoloogilist olekut, eraldades baasväärtusena toimiva staatilise ehk passiivse ladustamise eriheited lühiajalistest aktiivsetest ehk dünaamilistest tegevustest. Sellisteks dünaamilisteks tegevusteks on näiteks materjali mehaaniline purustamine, pidev teisaldamine ja vedelsubstraatide intensiivne pumpamine, mis purustavad looduslikku koorikut ja vallandavad gaase.

Hajumismudelite koostamisel võiks teaduspõhise ja realistliku lähenemise huvides toetuda laiemalt rahvusvahelistele metoodikatele, mille üheks teaduslikuks standardiks on Saksamaa VDI 3894 Blatt 1 suunised. Nende andmestike baasil võiks praktilistes hajumisarvutustes rakendada matemaatilist ajadünaamikat pöördproportsiooni meetodil. See tähendab, et mudeli andmebaasi võiks konkreetse allika maksimaalseks nominaalheiteks sisestada aktiivne dünaamiline tippväärtus, mis rakendub hinnanguliselt 10 protsendil ajast. Samas stabiilsetel tundidel, mis moodustavad 90 protsenti ajast, rakendatakse mudelis madalamat osakaalukoefitsienti, mis viib emissiooni matemaatiliselt tagasi passiivse baasväärtuseni. Selline matemaatiline ja ajaline lähenemine tagab, et rutiinsete tööprotsesside nagu laadimise ja segamise käigus tekkivaid massiivseid lõhnatippe elamualadel mudelites enam ei alahinnata ega tasandata kunstlikult ära.

9.1.3. Sesoonsuse ja jääkatte ajadünaamika modelleerimisel

Lisaks baasnumbrite täpsustamisele võiks hajumismudelites hakata süsteemselt arvestama Eesti talviseid kliimaolusid, eelkõige jääkatte ja madalate temperatuuride sesoonset mõju. Praegune modelleerimispraktika Eestis eeldab sageli, et emissioon kõikidest avatud allikatest on aastaringselt konstantne, mis on põhjamaises kliimas ebatäpne. Siinkohal on määrava tähtsusega eristada hoiustatava materjali olemust ja hoiustamise kestvust.

Toormaterjalide (näiteks toidujäätmete, silo või sõnniku) eelmahutite puhul, kus materjali vahetatakse või pumbatakse kääritisse väga lühikese tsükliga, ei jõua tugevat ja püsivat jääkoorikut reeglina tekkida. Selliste lühiajaliste lahtiste hoidlate puhul vähendab talvel heiteid eeskätt madal temperatuur ise, mis pidurdab mikrobioloogilist aktiivsust ja uute roiskumisgaaside teket. Hoopis teistsugune on aga olukord kääritusjäägi lõpphoidlate ja laguunidega, kus sadu tonne materjali hoiustatakse põldudele laotamise ootel pikalt üle terve talve. Nendel suurtel avatud pindadel tekib pikaajaliste miinuskraadide mõjul tugev ja paks jääkate.

Teaduslikud uuringud kinnitavad, et selline terviklik jää- ja lumekate toimib loodusliku tõkkena, mis takistab massiülekannet ja gaasivahetust vedeliku ning atmosfääri vahel peaaegu täielikult. See viib lõhnaaine heite nendest allikatest miinimumini. Eesti õigusruumi rakendusjuhiseid võiks seega täpsustada viisil, mis annab õiguse rakendada ajadünaamikat selliselt, kus talveperioodil madalama temperatuuriga on heited väiksemad (eeldusel, et jääkooriku lõhkumist ei toimu). See väldiks matemaatilisi olukordi, kus mudel prognoosib ebasoodsate talviste tuulte korral asulates suurt lõhnahäiringut, mida tegelikkuses paksu jääkatte tõttu ei eksisteeri.

9.1.4. Lõhnatundide piirväärtuste eristamine asukohast ja toormest lähtuvalt

Nagu eelnevalt peatükis 5.1.2 viidatud, on siseriiklikus õigusruumis lõhnahäiringutasemeks kehtestatud ühtne piirmäär (15% aastas tasemel 0,25 OU_E/m^3). See on ajalooliselt kujunenud kompromiss, mis loodi hajaasustuses paiknevate avatud põllumajandusrajatiste toimimise tagamiseks, kus lõhnahäiringu täielik vältimine on tehnoloogiliselt võimatu ning selline norm on traditsioonilise sõnnikukäitluse puhul teatud piirini õigustatud.

Kehtiva 15% piirväärtuse ühetaoline rakendamine on aga muutunud probleemseks tiheasustusaladel, eriti asulates paiknevate ning spetsiifilist tooret (toidujäätmed, reoveesetted) töötlevate käitiste puhul. Nende materjalide lagunemisel tekkiv lõhn on inimestele oluliselt häirivam kui tavapärane põllumajanduslik lõhn. Toetudes teiste Euroopa riikide praktikale, on otstarbekas muuta siseriiklik regulatsioon paindlikumaks ja diferentseeritumaks. Häiriva lõhnaprofiiliga toormeid töötlevate rajatiste ning tiheasustusaladel paiknevate jaamade puhul võiks kaaluda lubatud lõhnatundide osakaalu langetamist tasemele 2% kuni 3% aastas. Erinevate piirväärtuste rakendamine aitaks lahendada olukordi, kus juriidiliselt nõuetele vastavad käitised põhjustavad elanikkonna seas jätkuvalt ulatuslikke ja põhjendatud kaebusi, luues seeläbi parema tasakaalu tööstuse toimimise ja elukeskkonna kvaliteedi vahel.

Vältimaks ebaproportsionaalselt range ja tehnoloogiliselt raskesti saavutatava regulatiivse olukorra tekkimist, tuleks lubatud lõhnatundide osakaalu langetamisel paratamatult korrigeerida ka lõhnaaine kontsentratsiooni sihtväärtust. Kuna kehtiv piirmäär 0,25 OU_E/m^3 jääb oluliselt alla keskmise inimese lõhnatuvastuslävendi, muudaks selle sidumine väga lühikese lubatud ületusajaga nõude sisuliselt nulltolerantsiks isegi teoreetilise ja tajutamatu fooni suhtes. Selline nõue oleks nii mudeldamisel kui ka praktilises seires ebatäpne ja käitajatele majanduslikult ebamõistlik. Seetõttu on otstarbekas rahvusvahelisele praktikale (nt Rootsi ja Läti) toetudes tõsta koos esinemissageduse ajalise piiramisega ka kontsentratsiooni lävendit tasemele, mis märgib reaalset ja tajutavat häiringut (nt vahemikku 1,5–5,0 OU_E/m^3). Selline kombineeritud lähenemine tagab, et piirangute fookuses on tegelik elukeskkonna häiring, hoides samal ajal regulatsiooni rakenduslikult proportsionaalsena.

9.2. Ruumiliste ja tehnoloogiliste leevendusmeetmete proportsionaalsus

Parima võimaliku tehnika (PVT) standardite mehaaniline ja ühetaoline rakendamine kõikidele käitistele ei ole optimaalne ega majanduslikult põhjendatud. Lõhnaheite kontroll peaks lähtuma proportsionaalsusest, arvestades alati objekti demograafilist konteksti, asukohta (linn *versus* maa) ja tooraine biokeemilist ohupotentsiaali.

9.2.1. Ruumiline planeerimine ja puhvertsoonid

Kõige efektiivsem lõhnahäiringu ennetamise meede on uue biogaasijaama korrektne ruumiline asukohavalik ja planeerimine. Analoogselt eeskujulikele Saksamaa TA Luft ja Ühendkuningriigi praktikatele võiks nõuda uute munitsipaal- ja tööstusjäätmeid töötlevate biogaasijaamade planeerimisel selgelt defineeritud geograafilisi puhvertsoone. Tavapäraselt peaksid need tsoonid ulatuma 250–500 meetrini elamualadest, kuid mastaapsete suurjaamade puhul isegi 800–1000 meetrini. Selline läbipaistev asukohaprintsiip minimeerib potentsiaalsed sotsiaalsed konfliktikolded juba planeerimisfaasis, ammu enne tehnoloogiliste puhastusseadmete valikut ja rakendamist.[170]

9.2.2. Tiheasustusalad ja jäätmepõhised jaamad

Linnade ja sotsiaalobjektide läheduses paiknevatele jaamadele, mis töötlevad munitsipaaljäätmeid, toidujäätmeid või muid tööstusjääke, peaksid rakenduma isolatsiooninõuded. Eestis on siinkohal teednäitavaks eeskujuks uued rajatised, nagu näiteks Maardus asuv EKT Ecobio biogaasitehas, kus on juba edukalt rakendatud erilahendusi. Toidujäätmete kiire aeroobne lagunemine vastuvõtualadel genereerib lühikese ajaga väga intensiivset lõhna. Seetõttu peaks sellistes rajatistes tooraine vastuvõtt ja esmane purustamine toimuma täielikult suletud ja gaasitihedates hoonetes, kus on tagatud pidev alarõhk.

Lisaks on sellistes asukohtades olulise tähtsusega topeltustega tuulekodade ehk lüüsisüsteemide rajamine, mis välistab intensiivsed lõhnašokid jäätmeveokite liikumisel. Kogu hoonest väljatõmmatav õhk tuleks enne korstnasse juhtimist suunata mitmeastmelistesse puhastussüsteemidesse. Juba rajatud uute jaamade eeskujul võiks riskantsetes asukohtades saama uutele või laiendatavatele tehastele normiks asjaolu, et filtersüsteemi läbinud heitõhk suunatakse täiendavalt näiteks termilisse oksüdeerijasse, mis hävitab lõhna tekitavad ained täielikult.

9.2.3. Hajaasustus ja põllumajanduspõhised biogaasijaamad

Hajaasustuses asuvatele põllumajanduspõhistele biogaasijaamadele ei ole teaduslikult ega majanduslikult põhjendatud seada samasuguseid karme arhitektuurilisi isolatsiooninõudeid. Kuna Eestis on juba praegu enamik vedela toorme (läga ja reovesi) vastuvõtumahutitest nagunii kinnised või statsionaarsete katustega kaetud, on maapiirkondade puhul fookus nihkunud kääritusjäägi ehk digestaadi käitlemisele.

Kääritusjäägi lahtiste hoiustamismahutite ja laguunide juures, eriti kui need asuvad biogaasijaama või naaberfarmi vahetus läheduses, võiks muuta kohustuslikuks sukelduspumpamise kasutamine. Kui digestaati ei lasta hoidlasse ülevalt vabalt langeva ja pritsiva joana, vaid täitetoru suunatakse otse mahuti põhja vedelikukihist madalamale, hoitakse vedeliku pinna turbulents ja kooriku purunemine minimaalsena. See lihtne tehniline lahendus väldib aerosoolide teket ning vähendab lõhna tekitavate ühendite lendumist ümbritsevasse õhku.

Samasugust mõistlikku ja asukohapõhist proportsionaalsust võiks Eestis rakendada ka kääritusjäägi hoidlate katmisel. Kuna korrektselt kääritatud materjal on stabiilne ja selle lõhnapotentsiaal on vaid murdosa algse toorsõnniku omast, ei ole proportsionaalne seada digestaadi lõpphoidlale rangeid nõudeid gaasitiheda membraankatte näol olukorras, kus samas kompleksis paiknevad oluliselt suurema emissioonipotentsiaaliga toorsõnniku mahutid on avatud või kaetud üksnes loodusliku koorikuga. Hajaasustuses on digestaadi pindmiste emissioonide efektiivseks summutamiseks täiesti piisav füüsilise takistuse loomine, olgu selleks siis looduslik koorik või pinnale lisatud ujuvmaterjalid (hakitud põhk ja kergkruus).

9.2.4. Kompleksjaamad

Eraldi tähelepanu on soovitatav pöörata kompleksjaamadele, mis on rajatud olemasolevate suurfarmide, reoveepuhastite, tööstusettevõtete või munitsipaalprügilate vahetusse lähedusse. Regulatiivsete protsesside ja haldusmenetluste läbiviimisel võiks arvesse võtta, et taolistes piirkondades on varasema tegevuse tagajärjel sageli juba kujunenud märkimisväärne baaslõhna foon. Biogaasijaam täidab sellises kontekstis tihti pigem keskkonda parandavat rolli, stabiliseerides orgaanilist materjali, mis varasemalt võis piirkonnas lahtiselt roiskuda.

Halduspraktikas on asjakohane hinnata piirkonna varasemat fooni tervikuna, vältimaks olukorda, kus uutele ringmajandust toetavatele lahendustele rakenduvad ebaproportsionaalsed lisanõuded puhtalt teiste tegutsevate allikate tekitatud heite tõttu.

Samuti on komplekside puhul oluline soodustada õiguslikku selgust seoses kääritusjäägi ladustamisega (vt ptk 9.2.3). Kui biogaasijaamas valminud digestaat suunatakse tagasi põllumajandusettevõtte hoidlasse, mis jääb jaama perimeetrist väljapoole, on soovitatav lähtuda tavapärastest põllumajanduslikest veekaitsenõuetest. See aitaks vältida põhjendamatut topeltreguleerimist ja tagaks, et ringmajanduse teel väärindatud orgaanilist väetist saaks kasutada samadel mõistlikel alustel ettevõttes tekkiva sõnnikuga.

Kääritamata sisendtoormel ning anaeroobselt töödeldud digestaadil on vastandlikud, kuid lõhnariski seisukohalt teineteist tasakaalustavad omadused. Kuigi erinevatest orgaanilistest toormetest toodetud digestaat on struktuurilt vedelam ja kaotab suures osas võime moodustada looduslikku emissioone pidurdavat koorikut, on kääritamisprotsess viinud selle algse lõhnataseme kordades madalamaks, kui see oli jaama siseneval toormesegul. Seevastu toorsõnnikul ja teistel töötlemata substraatidel on potentsiaal

moodustada vedelale toorme pinnale koorik, kuid nende esmane lõhnakoormus välisõhule on märkimisväärselt kõrgem. Kuna materjalide summaarne potentsiaalne mõju välisõhule on seega proportsionaalselt tasakaalus, ei ole juriidiliselt ega tehnoloogiliselt põhjendatud nõuda kompleksjaamade digestaadihoidlatele märkimisväärselt rangemaid ja kulukamaid lahendusi (nagu hermeetilised katted) kui näiteks samas piirkonnas asuvatele tavapärastele sõnnikuhoidlatele. Siseriiklikus praktikas võiks lugeda kääritamisprotsessi ennast piisavaks PVT-meetmeks lõhnapotentsiaali vähendamisel ning vältida biogaasitootjate ebamõistlikku lisakoormamist tingimustes, kus jaama rajamine on juba olemuslikult taganud piirkonna summaarse lõhnafooni alanemise.

9.3. Seire- ja järelevalvemehhanismide optimeerimine

Biogaasijaamade edukas haldamine sõltub otseselt nutikast, andmepõhisest ja eesmärgipärasest järelevalvest. Eesti praegune järelevalvepraktika, mis on digitaalselt koondatud KOTKAS infosüsteemi, on mitmes aspektis juba üsna kaugele arenenud ja pakub tugevat baasi. Juba praegu nõutakse Eesti jaamadelt mitmete tehnoloogiliste baasparameetrite (nagu anaeroobse kääritamise temperatuuri, pH-taseme ja materjali vooluhulkade) pidevat logimist ja jälgimist. Need andmed on olulise tähtsusega, sest iga biokeemiline anomaalia kääritis on otsene eelmäng potentsiaalsele lõhnariskile.

Samuti on Eesti praktikas tavapärane indikaatorgaaside seire tehnoloogilises ahelas. Näiteks biogaasi väävlitustamisel mõõdetakse vesiniksulfiidi (H_2S) taset pidevalt enne gaasi suunamist koostootmisseadmetesse, et vältida seadmete korrosiooni. Kuid ebatõhusus ilmneb sageli välisõhku leviva lõhnaemissiooni juriidilisel tõendamisel ja igapäevasel keskkonnaseirel.

9.3.1. Kaebustepõhine seire ja konfliktihaldus

Probleem ilmneb sageli välisõhku leviva lõhnaemissiooni juriidilisel tõendamisel. Eestis võidakse kulukaid dünaamilise olfaktomeetria mõõtmisi või uute lõhna ohjamise kavade koostamist nõuda ettevõtetelt ennetavalt, juba üksikute kaebuste põhjal või jaama tööle asumisel, luues ebamäärasust.

Lätis on lõhnahäiringute menetlemiseks seadusega paika pandud selge sekkumismehhanism. See tähendab olukorda, kus kallid laborimõõtmised ja tegevuskavad käivituvad ettevõttele automaatselt alles siis, kui riiklikule keskkonnateenistusele (VVD) on laekunud ametlikult vähemalt kolm sõltumatult protokollitud ja valideeritud kaebust kohalikelt elanikelt. Sellise selge põhimõtte integreerimine lõhnahäiringute reguleerimisse Eestis uute või laienevate jaamade puhul oleks mõistlik samm, mis säästaks probleemivabalt töötavate jaamade ressursse tühjadest mõõtmistest.

Kaebustepõhise erakorralise mõõtmiskohustuse rakendamine on kooskõlas ka Euroopa Liidu parima võimaliku tehnika (PVT) järeldustega. Kuigi tööstusheite direktiivi alla kuuluvate biogaasijaamade puhul nähakse ette mitmeid seirekohustusi, teevad PVT-dokumendid lõhna osas olulise erandi. Nii jäätmekäitluse PVT-dokumendi (WT BREF) nõuded kui ka intensiivse loomakasvatuse PVT-dokumendi (IRPP BREF) nõue sätestavad, et lõhnaaine heite laboratoorse seire ja lõhnahalduskava koostamise kohustus ei ole automaatne. Nimetatud punktide rakendatavus on ametlikult piiratud juhtudega, kus on oodata lõhnahäiringut tundlike vastuvõtjate juures või see on otseselt tõendatud.

PVT dokumentides kehtestatud numbrilised heite piirväärtused on suunatud eelkõige keemilistele saasteainetele nagu ammoniaak ja vesiniksulfiid, mille seire toimub standardsete seadmetega. Kuigi

Euroopa PVT-suunised seavad raamid tehnoloogiale, puuduvad Euroopa Liidu tasandil ühtsed kohustuslikud piirväärtused lõhna esinemisele välisõhus. See annab liikmesriikidele õiguse ja vastutuse kehtestada ise sobivad meetodid ja kriteeriumid häiringu tuvastamiseks ning selle üle järelevalve teostamiseks. Seega on kolme sõltumatu ja valideeritud kaebuse nõude sisseviimine siseriiklikku regulatsiooni hea juriidiline mehhanism, mis defineerib PVT dokumentides mainitud tõendatud häiringu. Selline lähenemine hoiaks ära probleemivabade jaamade koormamise väga kallite dünaamilise olfaktomeetria mõõtmistega, kuid tagab ametkondadele kohese ja õiguslikult pädeva sekkumisvõimaluse juhul, kui kogukonna elukvaliteet on reaalselt ohtu seatud.

Lisaks tagantjärele reageerimisele võiksid järelevalveorganid ja operaatorid võtta eeskuju Saksamaa standardist VDI 3883. See standard käsitleb lõhnareostusest tulenevate konfliktide sotsiaalset haldamist ja kaebuste süstemaatilist menetlemist. See näeb ette selged protseduurid elanikega suhtlemiseks ning kaebuste objektiivseks registreerimiseks ja tagasisidestamiseks, mis vähendab sotsiaalseid pingeid ja usaldamatust kogukonna ning biogaasijaama vahel.

9.3.2. Pidevseire kui norm riskantsetele jaamadele

Suure sotsiaalse riskipotentsiaaliga jaamade puhul, nagu näiteks tiheasustuses paiknevad biojäätmeid töötlevad jaamad, võiks seada kohustuseks reaalajas toimuva kaudse seire. Nende jaamade biogaasi puhastusseadmete ja biofiltrite väljunditesse ning jaama territooriumi piiridele võiks paigaldada lõhnasensorid või lokaalsed fotoionisatsioonidetektorid (PID). Need detektorid mõõdavad reaalajas pidevalt vesiniksulfiidi ja ammoniaagi kontsentratsioone õhus. Selline pidev seirelahendus võimaldab operaatoritel avastada filtrite küllastumise ja ootamatud rikked koheselt, andes võimaluse reageerida töökorralduslikult ammu enne, kui lõhnahäiring jõuab levida elamurajooni. Lisaks võiks välitingimustes asuvatel avatud kompostimisplatsidel soodustada traadita temperatuurisondide laialdast kasutamist. Need sondid jälgivad mikrobioloogilist aktiivsust reaalajas ja hoiavad automaatse õhutuse abil ära anaeroobsete, lõhna tekitavate protsesside tekke kompostiaunades.

9.3.3. Vabatahtliku omaseire soodustamine

Riiklikul tasandil võiks soodustada biogaasisektori ettevõtete liitumist vabatahtlike tehnoloogiliste omaseireprogrammidega. Selles vallas on heaks eeskujuks Rootsi EgMet programm, mis keskendub süstemaatilisele metaanilekete ja toorbiogaasi tuvastamisele, kasutades selleks kaasaegset laserskaneerimist ja optilisi gaasikaameraid. Kuna toorbiogaasi ootamatud lekked käärititest ja torustikest kujutavad endast korraga nii suurt kasvuhoonegaaside emissiooni kui ka lokaalselt intensiivse lõhna (kõrge vesiniksulfiidi) allikat, lahendab süstemaatiline lekete kaardistamine need kaks probleemi juba eos. Täiendavalt toetab see praktika otseselt ka uue ja range Euroopa Liidu metaaniheite määruse nõuete eesmärgipärast täitmist operaatorite poolt.

10. KOKKUVÕTE

Käesolev uuring viidi läbi eesmärgiga kaardistada biogaasijaamade tööga kaasneva lõhnahäiringu tekkemehhanisme ning pakkuda välja teaduspõhised, proportsionaalsed ja praktikas adekvaatselt rakendatavad tingimused emissioonide ohjamiseks. Globaalse ja Euroopa Liidu kliimapoliitika foonil on biogaasi ja biometaani tootmine tõusnud üheks kõige olulisemaks strateegiliseks argumendiks nii riikliku energiasõltumatuse tagamisel kui ka jäätmemajanduse ringmajanduslikul optimeerimisel. Need kõrged ambitsioonid on toetatud reaalsete mahtudega. 2024. aastal toodeti Euroopa Liidus juba 22,8 miljardit kuupmeetrit biogaasi, mis teeb Euroopast antud sektoris vaieldamatu globaalse liidri. Euroopa Biogaasi Assotsiatsiooni (EBA) kinnitusel on biometaanist saanud võtmelahendus Euroopa tööstuse fossiilkütustest vabastamisel ja laiaulatuslikul taasindustrialiseerimisel. Kuid käesolev uuring kinnitab, et sektori mastaapne laienemine ning uute, biokeemiliselt oluliselt energiatihedamate toormete, nagu munitsipaaljäätmed, toidutööstuse jäägid ja tapamajajäätmed, kasutuselevõtt on toonud fookusesse tõsise lokaalse keskkonnaprobleemi. Selleks on biogaasijaamadest lähtuv agressiivne ja sotsiaalselt raskesti talutav lõhnareostus.

Teoreetiliselt on anaeroobne kääritamine ise täielikult hermeetiline protsess, mille käigus toodetakse täiesti lõhnatut metaani ja süsihappegaasi. Kuid uuringus läbiviidud tehnoloogiline analüüs näitab selgelt, et lõhnahäiringud realiseeruvad jaama avatud punktides. Eelkõige puudutab see tooraine logistikat, selle mehaanilist eeltöötlust, termilist hügieniseerimist ning kääritusjäägi ehk digestaadi järeltöötlemist ja avatud ladustamist. Just nendes vaheetappides eralduvad õhku madala haistmislävega ja sageli toksilised gaasid. Nende hulka kuuluvad valkude lagunemisest pärinevad väävliühendid, nagu väävelvesinik ja metüülmerkaptaanid, lämmastikuühendid, nagu ammoniaak ja amiinid, ning rääsunud hedoonilise tooniga lenduvad rasvhapped. Uuring tuvastas, et erinevatel toormaterjalidel on spetsiifiline ja oluliselt varieeruv lõhnapotentsiaal. Samal ajal kui traditsioonilise loomasõnniku kääritamine viib sageli lokaalse summaarse emissioonikoormuse alanemiseni, tekitab valgurikaste ja lipiidirikaste tööstusjäätmete käitlemine erakordselt intensiivseid roiskumislõhnade puhanguid.

Paralleelselt Euroopa biogaasi tootmismahtude kiire kasvuga karmistub märkimisväärselt ka kogu valdkonna õiguslik raamistik. 2024. aastal jõustunud Euroopa Liidu metaaniheite määrus suunab energiataristu operaatoreid rakendama absoluutset nulltolerantsi metaanilekete suhtes. See loob vajaduse kaasaegsete lekete tuvastamise ja parandamise süsteemide rakendamiseks biogaasi töötlemisel. Uued Euroopa suunised rõhutavad, et biomassi varumine ei tohi kahjustada elurikkust ega tekitada kohalikele kogukondadele keskkonnapingeid (nt lõhnahäiringud). Nende nõuete täitmine on hädavajalik eeltingimus, et biometaani saaks üldse rahvusvahelistesse gaasivõrkudesse müüa.

Läänemere regiooni, täpsemalt Eesti, Läti, Soome ja Rootsi seadusandluse ja praktikate võrdlev analüüs tõi esile olulised erisused lõhnahäiringu haldamisel. Eesti siseriiklik õigusruum seab atmosfääriõhu kaitseks lõhnakontsentratsiooni läveks küll väga madala väärtuse (0,25 OU_E/m^3), kuid lubab seda samas ületada lausa 15 protsenti standardaastast ehk üle tuhande tunni. Uuring näitab, et kuigi selline normatiiv võib tagada põllumajanduslike hajaasustuse jaamade paindliku toimimise, on see tiheasustusaladel ja spetsiifilisi munitsipaaljäätmeid töötlevate käitiste puhul osutunud ebapiisavaks elukvaliteedi kaitseks. Võrdluseks rakendab Läti mudel kõrgemat tajuläve (5 OU_E/m^3), kuid limiteerib selle häiringu esinemist vaid 168 tunnile aastas, mis moodustab alla kahe protsendi kogu aastast. Rootsi süsteem ja kohtupraktika

toetub samuti rangemale ajalisele piirangule, sidudes selle tugevalt parima võimaliku tehnika rakendamise asukohaprintsiibiga.

Ühtlasi kaardistas uuring põhimõttelise lünga Eesti hajumismudelite sisendandmetes, kus hetkel puuduvad adekvaatsed siseriiklikud eriheited paljude biogaasisektori protsesside kohta. Konkreetse lahendusena on uuringu raames välja töötatud andmestik, mis eristab passiivset ladustamist aktiivsetest dünaamilistest tegevustest, nagu purustamine ja vedelsubstraatide intensiivne pumpamine. See andmestik toetub rahvusvahelistele, eelkõige Saksamaa VDI 3894 ekspertstandarditele. See innovatsioon, kombineerituna ettepanekuga integreerida hajumismudelitesse talvise püsiva jääkatte reaalne emissioone pidurdav mõju, tagaks tulevikus keskkonnakaitselubade menetlemisel tunduvalt objektiivsemad ja teaduspõhisemad hajumisprognoosid.

Parima võimaliku tehnika ja Põhjamaade pikaajalise kogemuse süntees kinnitavad, et edukas ja kulutõhus lõhnahäiringute leevendamine ei eelda kõikide jaamade ühetaolist varustamist äärmiselt kallite tehnoloogiatega. See nõuab pigem tarka proportsionaalsust. Tiheasustuses paiknevatele ja biotööstuslikke jäätmeid käitlevatele biogaasijaamadele peaksid rakenduma kompromissitud isoleerimisnõuded. Nendeks on vastuvõtualade suletud alarõhuhallid, topeltustega lüüsisüsteemid veokitele ning mitmeastmelised aktiivsed õhupuhastid, näiteks kergkruusa biofiltrid ja kaasaegsed osoonigeneraatorid. Seevastu hajaasustuses asuvate põllumajanduspõhiste jaamade fookus peaks olema eelkõige optimaalsel logistikal. See hõlmab vedelike laadimise üleviimist sukelduspumpamisele, mis välistab aerosoolide tekke, ning kääritusjäägi hoidlate oskuslikku majandamist looduslike koorikute või anorgaaniliste ujuvkatetega. Biometaani tootmiseks vajalik biogaasi sügavpuhastus kaotab gaasist tulenevad lõhnaprobleemid peaaegu täielikult. Tänu sellele väheneb lõhnahäiring miinimumini ning biogaasijaamast saab kaasaegne ringmajanduse keskus.

Kokkuvõttes näitab uuring, et Eesti biogaasisektori areng ja puhas elukeskkond saavad käia käsikäes. Selleks aga oleks vaja muuta riiklikke reegleid täpsemaks. Kui võetakse hajumismudelites kasutusele ühtsed ja standardiseeritud algandmed ning arvestatakse normide seadmisel iga jaama asukohta ja toorainet eraldi, suudaks vältida asjatut üle- ja alareguleerimist. Nii saab luua süsteemi, mis on loogiline, teaduspõhine ja õiglane nii ettevõtjale kui ka kohalikule elanikule.

11. KASUTATUD KIRJANDUS

1. International Energy Agency. (2024, 30. jaanuar). *RePowerEU Plan: Joint European action on gas supply security*. Kättesaadav: https://www.iea.org/policies/15688-repowereu-plan-joint-european-action-on-gas-supply-security
2. European Biogas Association. (2025, 6. mai). *REPowerEU roadmap, a major step toward energy independence and renewable gas expansion*. Kättesaadav: https://www.europeanbiogas.eu/news/repowereu-roadmap-a-major-step-toward-energy-independence-and-renewable-gas-expansion/
3. European Commission. (2022, 18. mai). *REPowerEU: A plan to rapidly reduce dependence on Russian fossil fuels and fast forward the green transition*. Kättesaadav: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/api/files/document/print/en/ip_22_3131/IP_22_3131_EN.pdf
4. European Biogas Association. (2022, 19. mai). *The REPowerEU puts forward a Biomethane Action Plan to scale-up the sector by 2030*. Kättesaadav: https://www.europeanbiogas.eu/news/the-repowereu-puts-forward-a-biomethane-action-plan-to-scale-up-the-sector-by-2030/
5. U.S. Department of Energy. (2025). *A generic counterfactual greenhouse gas emission factor for life-cycle assessment of manure-derived biogas and renewable natural gas*. Kättesaadav: https://www.energy.gov/sites/default/files/2025-01/generic-counterfactual-greenhouse-gas-emission-factor-for-life-cycle-assessment-of-manure-derived-biogas-and-renewable-natural-gas_010225.pdf
6. Zhang, Y., Zhu, Z., Zheng, Y., Chen, Y., Yin, F., Zhang, W., Dong, H. ja Xin, H. (2019). *Characterization of volatile organic compound (VOC) emissions from swine manure biogas digestate storage. Atmosphere*, 10(7), 411. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/atmos10070411
7. Kliimaminister. (2023). *Lõhnaaine esinemise hindamise kord, hindamisele esitatavad nõuded ja lõhnaaine esinemise häiringutasemed*. RT I, 01.10.2024, 7. Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/101102024007
8. Cabinet of Ministers of the Republic of Latvia. (2014). *Regulations Regarding the Methods for Determination of the Odours Caused by Polluting Activity, as well as the Procedures for Restricting the Spread of such Odours* (Regulation No. 724). Kättesaadav: https://www.ecolex.org/
9. Burton, C., Pahl, O. ja Lalor, S. (2013). *Reconciling livestock management to the environment. Applying Best Available Technique (BAT): From the lab to the farm. European workshop. Proceedings and minutes from the meeting.* IRSTEA. Kättesaadav: https://ramiran.uvlf.sk/doc13/Minutes%20of%20Batfarm%20WS%20Final%20Version/BATFARM%20WS%20Minutes.pdf
10. Energiatalgud. (2020, 23. jaanuar). *Biogaas*. Kättesaadav: https://energiatalgud.ee/
11. Google Gemini. (2026). *Tehisintellekti mudel jooniste algmaterjali genereerimiseks*. Kättesaadav: https://www.google.com/
12. Kask, Ü., Kask, L., Muiste, P., Roostalu, H., Paist, A. ja Vrager, A. (2006). *Biogaasi tootmise ja kasutamise pilootuuring Lääne-Virumaal*. Tallinna Tehnikaülikool. Kättesaadav: https://energiatalgud.ee/

13. Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H. jt. (2008). *Biogas Handbook*. University of Southern Denmark. Kättesaadav: https://lemvigbiogas.com/
14. Gicon Senior. (s.a.). *Technological Process*. Kättesaadav: https://giconsenyan.com.au/technological-process
15. Wellinger, A., Murphy, J. ja Baxter, D. (2013). *The Biogas Handbook: Science, Production and Applications*. Woodhead Publishing. Kättesaadav: https://books.google.ee/
16. Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J. ja Dewil, R. (2008). *Principles and potential of the anaerobic digestion of waste activated sludge. Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781. Kättesaadav: https://www.academia.edu/
17. Schnürer, A. ja Jarvis, A. (2010). *Microbiological Handbook for Biogas Plants* (Swedish Waste Management U2009:03, Swedish Gas Centre Report 207). Kättesaadav: https://www.offgridding.com/uploads/1/0/1/5/10150858/microbiologicalhandbook_biogas.pdf
18. Eesti Põllumeeste Keskliit. (2009). *Biogaasi tootmine ja kasutamine: Käsiraamat*. Kättesaadav: https://energiatalgud.ee/sites/default/files/images_sala/7/7b/Eesti_P%C3%B5llumeeste_Keskliit._Biogaasi_tootmine_ja_kasutamine._K%C3%A4siraamat.pdf
19. Ward, A. J., Hobbs, P. J., Holliman, P. J. ja Jones, D. L. (2008). *Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources*. Bioresource Technology, 99(17), 7928–7940. Kättesaadav: https://www.academia.edu/24834296/Optimisation_of_the_anaerobic_digestion_of_agricultural_resources
20. Deublein, D. ja Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*. Wiley-VCH. Kättesaadav: https://www.susana.org/_resources/documents/default/3-3038-7-1521022879.pdf
21. Awe, O. W., Zhao, Y., Nzihou, A., Minh, D. P. ja Lyczko, N. (2017). *A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies*. Waste and Biomass Valorization, 8, 267–283. Kättesaadav: https://www.academia.edu/89713841/A_Review_of_Biogas_Utilisation_Purification_and_Upgrading_Technologies
22. Bauer, F., Hulteberg, C., Persson, T. ja Tamm, D. (2013). *Biogas Upgrading – Review of Commercial Technologies* (SGC Rapport 270). Kättesaadav: https://lucris.lub.lu.se/ws/files/5465492/4580054.pdf
23. Eesti Biogaasi Assotsiatsioon. (s.a.). *Tootmine ja kasutamine*. Kättesaadav: https://www.eestibiogaas.ee/
24. Møller, H. B., Sommer, S. G. ja Ahring, B. K. (2004). *Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure*. Biomass and Bioenergy, 26(5), 485–495. Kättesaadav: https://www.sciencedirect.com/
25. Bachmann, N. (2015). *Sustainable Biogas Production in Municipal Wastewater Treatment Plants*. IEA Bioenergy. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2015/11/Wastewater_biogas_grey_web-1.pdf
26. CWT Global. (2025, 1. august). *What is Primary, Secondary and Tertiary Sewage Treatment?* Learning Center. Kättesaadav: https://cwt-global.com/
27. Tchobanoglous, G., Burton, F. L. ja Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4. trükk). McGraw-Hill. Kättesaadav: https://sswm.info/

28. Chow, W. L., Chong, S., Lim, J. W., Chan, Y. J., Chong, M. F., Tiong, T. J., Chin, J. K. ja Pan, G.-T. (2020). *Anaerobic co-digestion of wastewater sludge: A review of potential co-substrates and operating factors for improved methane yield*. Processes, 8(1), 39. https://doi.org/10.3390/pr8010039
29. Renggaman, A., Choi, H. L., Sudiarto, S. I. A., Febrisiantosa, A., Ahn, D. H., Choung, Y.-W. ja Suresh, A. (2021). *Biochemical methane potential of swine slaughter waste, swine slurry, and its codigestion effect*. Energies, 14(21), 7103. https://doi.org/10.3390/en14217103
30. Enebe, N. L., Chigor, C. B., Obileke, K., Lawal, M. S. ja Enebe, M. C. (2023). *Biogas and syngas production from sewage sludge: A sustainable source of energy generation*. Methane, 2(2), 192-217. https://doi.org/10.3390/methane2020014
31. Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D. J., Delgenès, J. P., Steyer, J. P. ja Ferrer, I. (2010). *Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review.* Journal of Hazardous Materials, 183(1-3), 1-15. Kättesaadav: https://hal.science/hal-02818306/document
32. Negri, C., Ricci, M., Zilio, M., D'Imporzano, G., Qiao, W., Dong, R. ja Adani, F. (2020). *Anaerobic digestion of food waste for bio-energy production: A review.* International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(13), 4721. Kättesaadav: https://air.unimi.it/
33. Meyer, T. ja Edwards, E. A. (2014). *Anaerobic digestion of pulp and paper mill wastewater and sludge*. Water Research, 65, 321-349. https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.07.022
34. Luna-delRisco, M., Normak, A. ja Orupõld, K. (2011). *Biochemical methane potential of different organic wastes and energy crops from Estonia*. Agronomy Research, 9(Special Issue I), 147–154. Kättesaadav: https://www.wellbeingintlstudiesrepository.org/cgi/viewcontent.cgi?article=1004&context=biochе
35. Köbbing, J. F., Thevs, N. ja Zerbe, S. (2013). *The utilisation of reed (Phragmites australis): a review*. Mires and Peat, 13(1), 1–14. Kättesaadav: https://www.mires-and-peat.net/
36. Czubaszek, R., Wysocka-Czubaszek, A., Wichtmann, W., Zajac, G. ja Banaszuk, P. (2023). *Common reed and maize silage co-digestion as a pathway towards sustainable biogas production*. Energies, 16(18), 6238. Kättesaadav: https://psecommunity.org/wp-content/plugins/wpor/includes/file/2302/LAPSE-2023.6238-1v1.pdf
37. Witaszek, K., Kupryaniuk, K., Kupryaniuk, J., Panasiewicz, J. ja Czekała, W. (2023). *Optimization of straw particle size for enhanced biogas production: A comparative study of wheat and rapeseed straw*. Energies, 16(24), 7943. Kättesaadav: https://www.mdpi.com/1996-1073/18/7/1794
38. Zhurka, M., Spyridonidis, A., Vasiliadou, I. A. ja Stamatelatou, K. (2020). *Biogas production from sunflower head and stalk residues: Effect of alkaline pretreatment*. Molecules, 25(1), 164. Kättesaadav: https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC6982727/
39. Euroopa Parlament ja nõukogu. (2009). *Määrus (EÜ) nr 1069/2009, 21. oktoober 2009, millega sätestatakse muuks otstarbeks kui inimtoiduks ettenähtud loomsete kõrvalsaaduste ja nendest saadud toodete tervise-eeskirjad ning tunnistatakse kehtetuks määrus (EÜ) nr 1774/2002*. Euroopa Liidu Teataja, L 300, 1–33. Kättesaadav: http://data.europa.eu/eli/reg/2009/1069/oj
40. Bedoić, R., Ćosić, B., Pukšec, T. ja Duić, N. (2020). *Anaerobic digestion of agri-food by-products.* Kogumikus S. Syngellakis (toim.), Renewable Energy Systems (lk 51–64). WIT Press. Kättesaadav: https://vtechworks.lib.vt.edu/server/api/core/bitstreams/144743dc-beb6-470b-8f5d-41de56102663/content

41. Cirne, D. G., Paloumet, X., Björnsson, L., Alves, M. M. ja Mattiasson, B. (2007). *Anaerobic digestion of lipid-rich waste—Effects of lipid concentration*. Renewable Energy, 32(6), 962–975. Kättesaadav: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148106000942
42. Hartmann, H. ja Ahring, B. K. (2005). *Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure*. Water Research, 39(8), 1543–1552. Kättesaadav: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135405000618
43. European Biogas Association. (2025). *EBA Statistical Report 2025*. Kättesaadav: https://www.europeanbiogas.eu/news/eba-statistical-report-2025/
44. Rabobank. (2024). *Europe's biomethane landscape: Between ambition and reality*. RaboResearch. Kättesaadav: https://www.rabobank.com/knowledge/d011498995-europes-biomethane-landscape-between-ambition-and-reality
45. European Biogas Association. (2024). *EBA Statistical Report 2024*. Kättesaadav: https://www.europeanbiogas.eu/wp-content/uploads/2024/12/EBA_stats_report_complete_241204_preview.pdf
46. Elering AS. (2024). *Annual Report 2023*. Tallinn: Elering AS. Kättesaadav: https://elering.ee/sites/default/files/2024-03/Elering%20Annual%20Report%202023%20ENG%20web.pdf
47. Keskkonnaamet. (s.a.). *Keskkonnaotsuste infosüsteem KOTKAS*. Kättesaadav: https://kotkas.envir.ee/
48. Savickis, J., Zemite, L., Zeltins, N. ja Bode, I. (2020). *The Biomethane Injection into the Natural Gas Networks: The EU's Gas Synergy Path.* Latvian Journal of Physics and Technical Sciences, 57(4), 34–50. Kättesaadav: https://www.researchgate.net/publication/343716958_The_Biomethane_Injection_into_the_Natural_Gas_Networks_The_EU%27s_Gas_Synergy_Path#pf9
49. Ministry of Economics of the Republic of Latvia. (2020). *The development of the biogas sector for transport energy needs* (Research project "Sustainable and renewable transport policy formulation in Latvia (4muLATe)", No. VPP-EM-2018/AER-2-0003). Valsts pētījumu programma (VPP). Kättesaadav: https://4mulate.rtu.lv/wp-content/uploads/sites/24/2021/02/D-3.2.-Assessing-the-potential-of-biogas-for-transport_third-version.pdf
50. Latvian State Environmental Services. (2021). *Nutrient management at biogas plants in Latvia* (Report WP T1. D.2.1.1). Sustainable Biogas Project, Interreg Central Baltic. Kättesaadav: https://www.vvd.gov.lv/lv/media/9315/download?attachment
51. Conexus Baltic Grid. (s.a.). *Biomethane injection points*. Kättesaadav: https://www.conexus.lv/biomethane-injection-points
52. Tilastokeskus. (2025, 27. juuni). *Vuonna 2024 biokaasua tuotettiin 2 % vuodentakaista enemmän*. Energian hankinta ja kulutus 2024. Kättesaadav: https://stat.fi/fi/julkaisu/cm1kpvyg5cwuk07vwljv0s760
53. Energimyndigheten & Energigas Sverige. (2025). *Produktion av biogas och rötrester och dess användning år 2024*. Eskilstuna & Stockholm: Statens energimyndighet. Kättesaadav: https://energigas.se/Media/mvwmqi3h/biogasstatistik-rapport_2024.pdf
54. Energigas Sverige. (2025). *Statistik om biogas*. Kättesaadav: https://www.energigas.se/fakta-om-gas/biogas/statistik-om-biogas/

55. Schauberger, G., Piringer, M., Wu, C. ja Koziel, J. (toim.). (2021). *Environmental Odour*. MDPI. Kättesaadav: https://mdpi-res.com/bookfiles/book/4973/Environmental_Odour.pdf?v=1771898745
56. Ruth, J. H. (1986). *Odor thresholds and irritation levels of several chemical substances: A review*. American Industrial Hygiene Association Journal, 47(3), A142–A151. Kättesaadav: https://www.scribd.com/document/173354852/Odor-Thresholds-and-Irritation-Levels-of-Several-Chemical-Substances
57. Wiśniewska, M., Lelicińska-Serafin, K., Kulig, A. ja Manczarski, P. (2026). *Odor Impact of Municipal Waste Biogas Plants—Statistical Analysis of Annual Results*. Energies, 19(1), 58. Kättesaadav: https://www.mdpi.com/1996-1073/19/1/58
58. Labconco Corporation. (2015). *Chemical Guide for Carbon Filtered Enclosures* (Document 6963100, Rev. E). Labconco. Kättesaadav: https://www.terrauniversal.com/media/asset-library/c/h/chemical_guide_carbon_filtered_enclosures.pdf
59. Le, P. D., Aarnink, A. J. A., Ogink, N. W. M., Becker, P. M. ja Verstegen, M. W. A. (2005). *Odour from animal production facilities: Its relationship to diet.* Nutrition Research Reviews, 18(1), 3–30. Kättesaadav: https://www.cambridge.org/core/services/aop-cambridge-core/content/view/21CB253CB12FDE927F20C007C68C9417/S0954422405000028a.pdf/odour-from-animal-production-facilities-its-relationship-to-diet.pdf
60. SWESIAQ. (s.a.). *Odor Thresholds*. Swedish Society of Indoor Air Quality. Kättesaadav: https://swesiaq.se/onewebmedia/Dokument/ODOR%20THRESHOLDS.pdf
61. Le, P. D. (2006). *Odor from pig production: Its relation to diet*. Wageningen Institute of Animal Science. Kättesaadav: https://edepot.wur.nl/121853
62. Banks, C. J., Heaven, S., Zhang, Y. ja Baier, U. (2018). *Food waste digestion: Anaerobic digestion of food waste for a circular economy*. (J. D. Murphy, toim.). IEA Bioenergy. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2018/12/Food-waste_WEB_END.pdf
63. Sullivan, R. J. (1969). *Air pollution aspects of odorous compounds*. Litton Systems, Inc., Environmental Systems Division. Prepared for the National Air Pollution Control Administration. Kättesaadav: https://nepis.epa.gov/
64. Adigwe, R. N. (2024). *Odor control of wastewater sludge drying and sludge hydrolysis processes*. eScholarship. Kättesaadav: https://escholarship.org/content/qt6g67z432/qt6g67z432.pdf
65. Konkol, I., Tylingo, R., Mania, S. ja Cenian, A. (2023). *Odour Perception Using a Sniffing Team at a Municipal Solid Waste Treatment Plant: A Case Study*. Sustainability, 15(16), 12203. Kättesaadav: https://www.mdpi.com/2071-1050/15/16/12203
66. Occupational Safety and Health Administration. (s.a.). *Hydrogen Sulfide: Hazards*. U.S. Department of Labor. Kättesaadav: https://www.osha.gov/hydrogen-sulfide/hazards
67. Casey, K. D., Bicudo, J. R., Schmidt, D. R., Singh, A., Gay, S. W., Gates, R. S., Jacobson, L. D. ja Hoff, S. J. (2006). *Air quality and emissions from livestock and poultry production/waste management systems.* Kogumikus Emissions from Animal Production Systems (lk 1–40). Wageningen Academic Publishers. Kättesaadav: https://pegh.uga.edu/files/2024/02/AIR_QUALITY_AND_EMISSIONS_FROM_LIVESTOCK.pdf
68. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2004). *Toxicological profile for ammonia*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Kättesaadav: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp126.pdf

69. Vuolo, M. R., Acutis, M., Tyagi, B., Boccasile, G., Perego, A. ja Pelissetti, S. (2023). *Odour Emissions and Dispersion from Digestate Spreading.* Atmosphere, 14(4), 619. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/atmos14040619
70. Wiśniewska, M., Kulig, A. ja Lelicińska-Serafin, K. (2021). *Odour Nuisance at Municipal Waste Biogas Plants and the Effect of Feedstock Modification on the Circular Economy—A Review*. Energies, 14(20), 6470. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/en14206470
71. Wiśniewska, M. ja Szyłak-Szydłowski, M. (2024). *The Impact of Objects with a Potential Odour Nuisance on the Life Comfort of the Urban Agglomeration Inhabitants.* Applied Sciences, 14(22), 10708. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/app142210708
72. Kochanek, A., Ciuła, J., Generowicz, A., Mitryasova, O., Jasińska, A., Jurkowski, S. ja Kwaśnicki, P. (2024). *The Analysis of Geospatial Factors Necessary for the Planning, Design, and Construction of Agricultural Biogas Plants in the Context of Sustainable Development*. Energies, 17(22), 5619. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/en17225619
73. Liebetrau, J., Rasi, S., Hjort-Gregersen, K., Tampio, E., Lehtoranta, S., Luostarinen, S., Knoll, L. ja Cabral, A. (2025). *Reduction of methane emissions from biogas systems and landfills: Methane oxidation treatment for systems with low gas fluxes and low methane concentrations.* (M. Wellisch, toim.). IEA Bioenergy: Task 37. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2025/07/IEA-Bioenergy_T37_Reduction-of-methane-emissions-from-biogas-systems-and-landfills-oxidation.pdf
74. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2016). *Toxicological profile for hydrogen sulfide and carbonyl sulfide*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Kättesaadav: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp114.pdf
75. U.S. Environmental Protection Agency. (2016). *Toxicological review of ammonia noncancer inhalation* (EPA/635/R-16/163Fa). Integrated Risk Information System (IRIS), National Center for Environmental Assessment. Kättesaadav: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0422tr.pdf
76. Wiśniewska, M. ja Kulig, A. (2020). *Management of Waste from the Food Industry—A Case Study of Poland.* Sustainability, 12(13), 5457. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/su12135457
77. Barbusiński, K., Parzentna-Gabor, A. ja Kasperczyk, D. (2021). *Removal of Odors (Mainly H2S and NH_3) Using Biological Treatment Methods.* Clean Technologies, 3(1), 138–155. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/cleantechnol3010009
78. Holewa-Rataj, J., Rataj, M., Król, A. ja Kukulska-Zając, E. (2025). *Technical and Legal Challenges in the Energetic Utilization of Household-Produced Biogas in the European Market.* Energies, 18(18), 4842. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/en18184842
79. Cambi. (s.a.). *Thermal Hydrolysis Process (THP)*. Kättesaadav: https://www.cambi.com/process
80. Zhou, C. ja Wang, Y. (2020). *Recent progress in the conversion of biomass wastes into functional materials for value-added applications.* Science and Technology of Advanced Materials, 21(1), 787–804. Kättesaadav: https://doi.org/10.1080/14686996.2020.1848213
81. Carraro, G., Tonderski, K., & Enrich-Prast, A. (2024). *Solid-liquid separation of digestate from biogas plants: A systematic review of the techniques' performance*. Journal of Environmental Management, 356, 120585. Kättesaadav: https://liu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1846245/FULLTEXT02.pdf
82. Magytec. (s.a.). *The choice of belt press and screw press vs centrifuge for sludge dewatering.* Kättesaadav: https://www.magytec.com.au/belt-press-and-screw-press-vs-centrifuge

83. Drosg, B., Fuchs, W., Al Seadi, T., Madsen, M., & Linke, B. (2015). *Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing*. IEA Bioenergy Task 37. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2015/08/NUTRIENT_RECOVERY_RZ_web2.pdf
84. IEA Bioenergy. (2021). *Potential and utilization of manure to generate biogas in seven countries*. Task 37. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/blog/publications/potential-and-utilization-of-manure-to-generate-biogas-in-seven-countries/
85. IEA Bioenergy. (2025). *Identification and assessment of sustainability effects associated with biogas solutions: Literature review and perspectives from five countries.* Task 37. Kättesaadav: https://www.ieabioenergy.com/publications/
86. European Commission. (2024). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Slaughterhouses, Animal By-products and/or Edible Co-products Industries.* Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
87. Tarin, F. (2023). *Co-digestion of sewage sludge and biowaste for biogas production, GHG avoided emissions and profitable carbon credit development*. TalTechDigital.
88. Mineral and Energy Economy Research Institute of the Polish Academy of Sciences. (2024). *Water and Sewage in the Circular Economy Model (CEwater): Abstract book*. International Conference, April 22-24, 2024. Kättesaadav: https://min-pan.krakow.pl/wydawnictwo/wp-content/uploads/sites/4/2024/05/662a481b92285-2.pdf
89. Metcalf & Eddy, Inc., Aecom, Abu-Orf, M., Bowden, G. ja Burton, F. L. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5. trükk, kd 2, ptk 13). McGraw-Hill Education. Kättesaadav: https://www.scribd.com/document/799871928/tchoba-13-14
90. Andersson, S. L. jt. (2021). *Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment: Pilot Henriksdal 2040, results from 2020 (No. B 2425)*. IVL Swedish Environmental Research Institute. Kättesaadav: https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1589519/FULLTEXT01.pdf
91. Tahmasbian, I., Dunlop, M., Brown, G., Galvin, G. (2020). Piggery Odour Emission Rate Validation Study. Final Report APL Project 2017/2237. Kättesaadav: https://era.dpi.qld.gov.au/id/eprint/14692/1/2017-2237.pdf
92. Jacobson, L. D., et al. (2005). *Development of the offset model for determination of odor-annoyance-free setback distances from animal production sites*. Transactions of the ASAE. Kättesaadav: https://www.researchgate.net/publication/237433729_Development_of_the_OFFSET_model_for_determination_of_odor-annoyance-free_setback_distances_from_animal_production_sites_Part_I_Review_and_experiment
93. Sobczyński, P., Miller, U. ja Sówka, I. (2023). *Variability of Odour Emissions from Selected Passive Area Source: Preliminary Analysis for a One-year Study at a Municipal Wastewater Treatment Plant in Poland.* Rocznik Ochrona Środowiska, 25, 228–234. Kättesaadav: https://dlibra.tu.koszalin.pl/Content/1987/2023_ROSnr25_228-234.pdf
94. Ahmad, R. M., Javied, S., Aslam, A., Alamri, S., Zaman, Q. u., Hassan, A., & Noor, N. (2024). *Optimizing Biogas Production and Digestive Stability through Waste Co-Digestion.* Sustainability, 16(7), 3045. Kättesaadav: https://doi.org/10.3390/su16073045
95. Ayantokun, A. S., Matambo, T. S., Rashama, C., Van der Merwe, I., & Van Niekerk, J. A. (2025). *A critical review of food waste and poultry manure anaerobic co-digestion: an eco-friendly*

valorization for sustainable waste management and biogas production. Frontiers in Sustainable Food Systems, 9. Kättesaadav: https://www.frontiersin.org/journals/sustainable-food-systems/articles/10.3389/fsufs.2025.1695945/full

96. Guerrero, T. N., Le-Minh, N., Fisher, R. M., Prata Jr, A. A., & Stuetz, R. M. (2025). *Odour emissions from anaerobically co-digested biosolids: Identification of volatile organic and sulfur compounds.* Science of the Total Environment, 959, 178192. Kättesaadav: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/39709843/
97. Nicolas, J., Adam, G., Ubeda, Y., Romain, A. C. (2013/2014). *Multi-method monitoring of odor emissions in agricultural biogas facilities*. Belgia: Liege'i Ülikool. Kättesaadav: https://orbi.uliege.be/handle/2268/144706
98. Zilio, M., Orzi, V., Chiodi, C., Riva, C., Acutis, M., Boccasile, G., & Adani, F. (2020). *Evaluation of ammonia and odour emissions from animal slurry and digestate storage in the Po Valley (Italy).* Waste Management, 103, 296-304. Kättesaadav: https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.038
99. Euroopa Komisjon. (2018). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2018/1147, 10. august 2018, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel jäätmekäitluse parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused.* Euroopa Liidu Teataja, L 208, 38–90. Kättesaadav: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:32018D1147
100. VDI. (2011). *VDI 3894 Part 1: Emissions and immissions from livestock enterprises - Housing systems and emission factors for mammals.* Verein Deutscher Ingenieure.
101. Mielcarek, P., & Rzeźnik, W. (2015). *Odor Emission Factors from Livestock Production*. Polish Journal of Environmental Studies, 24(1), 27-35. Kättesaadav: https://www.pjoes.com/pdf-50774-23304?filename=Odor-Emission-Factors-fro.pdf
102. Amlinger, F., Peyr, S., Hildebrandt, U., Miessner, J. J., Cuhls, C., Clemens, J. (2009). *The State of the Art of Composting – a guide to good practice*. Austrian Ministry for Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (lebensministerium.at). Kättesaadav: https://www.bmluk.gv.at/dam/jcr:7cf64fea-1307-4346-8e71-06764e45f292/Richtlinie_Kompost_en.pdf
103. Enzygo Ltd. *Odour Assessment for Planning Permission. Deal Farm Biogas*, Kenninghall Road, Bressingham, Norfolk. Dokument CRM.0150.002.AQP.R.004. Kättesaadav: https://www.southnorfolkandbroadland.gov.uk/asset-library/imported-assets/cd1.36-odour-assessment-for-planning-permission.pdf
104. Giner Santonja, G., Georgitzikis, K., Scalet, B. M., Montobbio, P., Roudier, S. ja Delgado Sancho, L. (2025). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry or Pigs* (EUR 28674 EN). European Commission, Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
105. Sironi, S., Capelli, L., Céntola, P., Del Rosso, R., Il Grande, M. (2006/2007). *Odour emission factors for the prediction of odour emissions from plants for the mechanical and biological treatment of MSW*. Atmospheric Environment, 40, 7632–7643. Kättesaadav: https://www.academia.edu/13412559/Odour_emission_factors_for_the_prediction_of_odour_emissions_from_plants_for_the_mechanical_and_biological_treatment_of_MSW
106. Wiśniewska, M., Kulig, A. ja Lelicińska-Serafin, K. (2019). *Comparative analysis of preliminary identification and characteristic of odour sources in biogas plants processing municipal waste in Poland.* SN Applied Sciences, 1, Article 550. Kättesaadav: https://doi.org/10.1007/s42452-019-0534-0

107. Friedrich, M. (2020). *Odour emission rate from a primary settling tank*. Polish Journal of Chemical Technology, 22(4). Kättesaadav: file:///C:/Users/Laptop/Downloads/Polish%20Journal%20of%20Chemical%20Technology_2020_4_Friedrich.pdf
108. Scottish Government (2021). *Sewage sludge odour emissions assessment*. Kättesaadav: https://www.gov.scot/publications/sewage-sludge-odour-emissions-assessment/pages/7/
109. Bayle, S., Cadiere, A., Cariou, S., Desprès, J.-F., Fages, M., Roig, B., Sellier, A., Fanlo, J. L., Chaignaud, M. (2018). *Odour Measurements at Different Methanisation Sites*. Chemical Engineering Transactions, 68, 79-84. Kättesaadav: https://imt-mines-ales.hal.science/hal-03583389v1/document
110. Autor puudub (2023). *Review of the Odour Assessment produced by Redmore Environmental for the planning application to build an Anaerobic Digestor (AD) at Streetly Hall Farm*. Kättesaadav: https://westwratting.org.uk/wp-content/uploads/2023/12/Reveiw-of-the-Odour-Assessment-26.11.23.pdf
111. Oniszk-Popławska, A. ja Kulig, A. (2014). *Application of odour predictions to spatial planning, the case of agricultural biogas.* Chemical Engineering Transactions, 40, 277–282. Kättesaadav: https://doi.org/10.3303/CET1440047
112. Eesti Keskkonnauuringute Keskus. (2016). *Lõhnaaine heitkoguse arvutamise metoodika koostamine*. Kättesaadav: https://keskkonnaportaal.ee/
113. Heidenreich, T. (2008). *GV- Schlüssel und Emissionsfaktoren Tierhaltung. Ermittlung der Emissionsfaktoren*. Kättesaadav: https://www.luft.sachsen.de/gv-schlussel-und-emissionsfaktoren-tierhaltung-14458.html
114. Wiśniewska, M. (2020). *Methods of Assessing Odour Emissions from Biogas Plants Processing Municipal Waste.* Journal of Ecological Engineering, 21(1), 140–147. Kättesaadav: https://www.jeeng.net/pdf-113039-44945?filename=44945.pdf
115. HLNUG. (2011, 24. mai). *Geruchsemissionen aus Biogasanlagen* (T. Moczigemba ettekanne). Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie infopäev, Rauischholzhausen, Saksamaa. Kättesaadav: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/veranstaltungen/ausbreitungsrechnung/Vortraege/Biogasanlagen_110524.pdf
116. Riigikogu. (2016). *Atmosfääriõhu kaitse seadus. RT I, 05.07.2016, 1*. (Redaktsioon jõustunud 02.10.2025). Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/A%C3%95KS
117. Keskkonnaminister. (2016). *Tegevuse künnisvõimsused ja saasteainete heidete künniskogused, millest alates on käitise tegevuse jaoks nõutav õhusaasteluba*. RT I, 14.12.2017, 10. Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/114122017010
118. Vabariigi Valitsus. (2013). *Alltegevusvaldkondade loetelu ning künnisvõimsused, mille korral on käitise tegevuse jaoks nõutav kompleksluba*. RT I, 11.06.2013, 19. Määrus nr 89. Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/125092018004
119. Bokowa, A., Diaz, C., Koziel, J. A., McGinley, M., Barclay, J., Schauberger, G., Guillot, J.-M., Sneath, R., Capelli, L. ja Wahe, L. (2021). *Summary and Overview of the Odour Regulations Worldwide.* Atmosphere, 12(2), 206. https://doi.org/10.3390/atmos12020206
120. Cabinet of Ministers of the Republic of Latvia. (2010). *Procedure by Which Polluting Activities of Category A, B and C Shall Be Declared and Permits for the Performance of Category A and B*

Polluting Activities Shall Be Issued (Regulation No. 1082, with amendments to 05.08.2014). State Language Centre. Kättesaadav: https://vvc.gov.lv/

121. Valsts vides dienests. (2025, 5. juuni). *Atļauja B kategorijas piesārņojošai darbībai Nr. AP25IB0019: SIA "Livland Biomethane"*. Rīga, Läti. Kättesaadav: https://registri.vvd.gov.lv
122. Valsts vides dienests. (2025, 9. mai). *Atļauja B kategorijas piesārņojošai darbībai Nr. MA13IB0022: SIA "VS Biogas"*. Rīga, Läti. Kättesaadav: https://registri.vvd.gov.lv
123. Valsts vides dienests. (2022, 17. jaanuar). *Atļauja B kategorijas piesārņojošai darbībai Nr. KU22IB0001: JENSEN METAL LSEZ SIA. Liepāja*, Läti. Kättesaadav: https://registri.vvd.gov.lv
124. IMPEL. (2024). *Public nuisance of industrial odours*. Supporting IED implementation project, WG4 (Report No. 2022(I)WG4). European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law. Kättesaadav: https://www.impel.eu/contents/libraryfile/2022-24iwg4-public-nuisance-issues-final-report.pdf
125. Ministry of the Environment, Finland. (2014). *Environmental Protection Act* (527/2014; amendments up to 905/2020 included). Kättesaadav: https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/687946/mainPdf/main.pdf?timestamp=2014-06-26T21%3A00%3A00.000Z
126. Watrec Oy. (2016). *Gasum Biotehdas Oy Oulun biokaasulaitoksen laajennushanke: Ympäristövaikutusten arviointiselostus*. Kättesaadav: https://www.ymparisto.fi/sites/default/files/documents/GasumBiotehdasOyYVAselostus.pdf
127. Sweco. (2023). *Biokaasulaitoksen ympäristövaikutusten arviointi: YVA-selostus*. Suomen Lantakaasu Oy. Kättesaadav: https://www.ymparisto.fi/sites/default/files/documents/25006837_Suomen_Lantakaasu_Oy_Biokaasulaitoksen_YVA-selostus_0.pdf
128. Tammisto, S. (2014). *Biokaasulaitosten hajupäästöt: Biokaasulaitosten hajua muodostavat toiminnot ja niiden hallinta*. Theseus. Kättesaadav: https://www.theseus.fi/bitstream/handle/10024/78664/Tammisto_Sari.pdf?sequence=1
129. Swedish Gas Centre. (2008). *Biogas from manure and waste products – Swedish case studies* (Report SGC 174). Kättesaadav: https://www.iea-biogas.net/_download/publi-task37/publi-member/Swedish_report_08.pdf
130. Olores.org & AMIGO. (2023). *International Handbook on the Assessment of Odour Exposure using Dispersion Modelling*. Kättesaadav: https://www.enviroware.it/posts/handbook-odour-modelling-draft2/092_Second_draft.pdf
131. Sveriges Riksdag. (1998). *Miljöbalk* (1998:808; amendments up to SFS 2025:1317 included). Kättesaadav: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808
132. Naturvårdsverket. (2025, 20. oktoober). *Biologisk behandling – rötning och kompostering: Tillsynsvägledning*. Kättesaadav: https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/biologisk-behandling/
133. Uppsala Vatten och Avfall AB. (2024). *Miljörapport 2024: Biogasanläggningen vid Kungsängens gård*. Kättesaadav: https://www.uppsalavatten.se/
134. Stockholm Vatten och Avfall AB. (2024). *Miljörapport 2024: Avloppsverksamheten Stockholm Vatten och Avfall*. Kättesaadav: https://www.stockholmvattenochavfall.se/
135. Riigikogu. (2013). *Tööstusheidete seadus*. RT I, 16.05.2013, 1. (Redaktsioon jõustunud 01.09.2025). Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/THS

136. European Commission. (2006). *Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage*. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
137. Joint Research Centre. (2018). *JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations*. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). European Commission. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
138. European Commission. (2023). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Gas Management and Treatment Systems in the Chemical Sector*. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
139. European Commission. (2018). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment*. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
140. Euroopa Komisjon. (2018, 10. august). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2018/1147, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel jäätmekäitluse parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused.* Euroopa Liidu Teataja, L 208/38. Kättesaadav: https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2018/1147/oj
141. Giner Santonja, G., Karlis, P., Stubdrup, K. R., Brinkmann, T. ja Roudier, S. (2019). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Food, Drink and Milk Industries* (EUR 29947 EN). European Commission, Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
142. Euroopa Komisjon. (2017, 15. veebruar). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2017/302, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused kodulindude ja sigade intensiivkasvatuse jaoks.* Euroopa Liidu Teataja, L 43/231. Kättesaadav: https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2017/302/oj
143. Euroopa Komisjon. (2019, 12. november). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2019/2031, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused toiduaine-, joogi- ja piimatööstuse jaoks.* Euroopa Liidu Teataja, L 313/60. Kättesaadav: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2019/2031/oj
144. Euroopa Komisjon. (2023). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2023/2749, 11. detsember 2023, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu tööstusheidete direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused tapamajade, loomsete kõrvalsaaduste ja/või söödavate kaassaaduste tööstuse jaoks.* ELT L, 18.12.2023. Kättesaadav: https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/toostusheide-ja-kemikaalid/pvt
145. European Commission. (2016). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector.* Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
146. Euroopa Komisjon. (2016, 30. mai). *Komisjoni rakendusotsus (EL) 2016/902, millega kehtestatakse parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused vastavalt Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivile 2010/75/EL reovee ja jääkgaaside ühiste puhastus- ja käitlussüsteemide kohta*

keemiatööstuses. Euroopa Liidu Teataja, L 152/23. Kättesaadav: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2016/902/oj

147. European Commission. (2017). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Large Volume Organic Chemicals*. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
148. European Commission. (2015). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Pulp, Paper and Board*. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control). Joint Research Centre. Kättesaadav: https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference
149. Euroopa Komisjon. (2014). *Komisjoni rakendusotsus, 26. september 2014, millega kehtestatakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL alusel parima võimaliku tehnika (PVT) alased järeldused puitmassi, paberi ja papi tootmiseks.* ELT L 284, 30.9.2014. Kättesaadav: https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/toostusheide-ja-kemikaalid/pvt
150. Keskkonnaministeerium. (2015). *Veiste intensiivkasvatuse Eesti parima võimaliku tehnika juhendi põhjal koostatud PVT-järeldused*. Kinnitatud keskkonnaministri 27.03.2015 käskkirjaga nr 319. Kättesaadav: https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/toostusheide-ja-kemikaalid/pvt#eesti-oigusaktid
151. Keskkonnaminister. (2019). *Haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses kasutatava reoveesette kvaliteedi piirväärtused ning kasutamise nõuded* (Määrus nr 29). RT I, 06.08.2019, 7. (Redaktsioon jõustunud 20.12.2025). Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/117122025012
152. Keskkonnaminister. (2004). *Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded* (Määrus nr 38). RTL 2004, 56, 938. (Redaktsioon jõustunud 01.01.2021). Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/118122020005
153. Muižniece-Treija, E. ja Šteinberga, I. (2018). *Characterization of Volatile Organic Compounds and Odour Pollution in Atmosphere at Oil and Gasoline Handling and Processing Impact Zone.* Proceedings of the 12th International Scientific and Practical Conference, Volume I, 171-174. Rezekne, Latvia. Kättesaadav: https://archive-journals.rtu.lv/etr/article/view/4227
154. Avfall Sverige & Svenskt Vatten. (s.a.). *Self-inspection of methane emissions: A description of the system for inventorying and reducing methane emissions from co-digestion plants, wastewater treatment plants and biogas upgrading plants.* Avfall Sverige's Development Initiative. Kättesaadav: https://www.svensktvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/metanemissioner/egmet/egenkontroll_metanemissioner_2019_eng.pdf
155. Nordic Council of Ministers. (s.a.). *BAT in smaller biogas plants in the Nordic countries*. Nordic Working Papers. Kättesaadav: https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1477056/FULLTEXT01.pdf
156. Ministry of the Environment. (2022). *Sweden's Methane Action Plan: Mapping of Sweden's methane emissions, projections, policies and measures*. Government Offices of Sweden. Kättesaadav: https://www.government.se/
157. Mellifiq. (s.a.). *Rebuilt biogas plant with zero disturbing odor emissions: H2S and odor removal reference project*. Mellifiq Academy. Kättesaadav: https://www.mellifiq.com/

158. Arrhenius, K., Holmgren, M., Pettersson, H. ja Lövendahl, M. (s.a.). *Biofilters luktreduceringsgrad: förstudie med litteraturgenomgång och enkätundersökning av svenska erfarenheter*. Waste Refinery. Kättesaadav: https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR24-Slutrapport.pdf
159. Ezeonu, C. S., Tagbo, R., Anike, E. N., Oje, O. A. ja Onwurah, I. N. E. (2012). *Biotechnological Tools for Environmental Sustainability: Prospects and Challenges for Environments in Nigeria—A Standard Review.* Biotechnology Research International, 2012, Article 450802. Kättesaadav: https://doi.org/10.1155/2012/450802
160. Leca International. (s.a.). BUILD: A magazine from Leca. No. 1-2018. Kättesaadav: https://www.leca.com/
161. PureAir Filtration. (s.a.). *Biogas Polishing: Unlock the Full Potential of Biogas Energy*. Kättesaadav: https://www.pureairfiltration.com/biogas/
162. FreshWind. (s.a.). *Reliable Odor Control for Demanding Environments: High-pressure misting systems*. Kättesaadav: https://www.freshwind.fi/en/odor-control/
163. Quanturi. (s.a.). *Remote Grain Monitoring System for Silos and Bulk Storages: Wireless solution for 24/7 storage monitoring and aeration control*. Kättesaadav: https://www.quanturi.com/
164. Quanturi. (s.a.). *Periskop: Temperature monitoring for fermentable materials*. Kättesaadav: https://periskopsystem.com/temperature-monitoring-for-fermentable-materials/
165. Suomen ympäristökeskus. (s.a.). *Eläinsuojien ympäristölupahakemus (Lomake 6022)*. Suomi.fi. Kättesaadav: https://www.suomi.fi/palvelut/lomake/elainsuojien-ymparistolupahakemus-suomen-ymparistokeskus-syke/094ece2a-28bd-4d49-866d-7a8c64baae41
166. Watrec Oy. (2019). *Pilaantuneiden maa-ainesten ja Kirkkokallion alueen sivutuotteiden kompostointilaitos: Ympäristövaikutusten arviointiselostus (YVA-selostus)*. Honkajoki Oy. Kättesaadav: https://www.ymparisto.fi/
167. Korkein hallinto-oikeus. (2015, 18. detsember). *Muu päätös 3724/2015: Valitukset Kuusamon Rukan jätevedenpuhdistamon ympäristölupa-asiassa*. ECLI:FI:KHO:2015:T3724. Kättesaadav: https://www.kho.fi/fi/index/paatokset/muitapaatoksia/muupaatos37242015.html
168. Valsts vides dienests. (2021). *Vadlīnijas smaku pārvaldībai biogāzes ražošanas iekārtās*. Kättesaadav: https://www.vvd.gov.lv/
169. Valsts vides dienests. (2024). *Gada publiskais pārskats: Kontroles rezultāti uzņēmumos ar smaku emisijām*. Kättesaadav: https://www.vvd.gov.lv/
170. Limerick Biogas Concern Group. (2025). *Buffer Zones Worldwide: How Far is Far Enough for Anaerobic Digestion Plants?* Kättesaadav: https://limerickbiogasconcerngroup.wordpress.com/2025/05/01/buffer-zones-worldwide-how-far-is-far-enough-for-anaerobic-digestion-plants/