

# **Pindsaasteallikatest eralduvate saasteainete heitkoguste võimalike mõõtmismeetodite kasutamise hindamine**

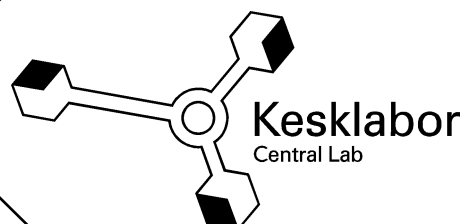
Tallinn 2005

**Lepingu nr:** K-13-2-2005/1535  
**Tööde algus:** 01.08.2005  
**Tööde lõpp:** 30.12.2005

Enn Otsa  
Juhatuse esimees

Margus Kört  
Juhatuse liige

Erik Teinemaa  
aruande koostaja



## Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
2. Hajusallikate klassifikatsioon.....	4
3. Kirjanduse ülevaade.....	5
3.1. Kaudsed meetodid.....	6
3.1.1. Emissioonitegurid.....	6
3.1.2. Materjalibilanss.....	7
3.2. Mikrometeoroloogilised meetodid.....	8
3.2.1. Pistelised mõõtmised.....	8
3.2.1.1. Proovivõtutorud.....	8
3.2.1.2. Proovivõtulahused.....	9
3.2.1.3. Proovivõtukotid ja -kanistrid.....	9
3.2.1.4. Passiivsed proovivõtjad.....	10
3.2.2. Pidevmõõtmised.....	11
3.2.2.1. Analüsaatorid.....	11
3.2.2.2. Optilised meetodid.....	12
3.2.3. Heitkoguste arvutamine.....	14
3.2.3.1. Märgistusgaaside kasutamine.....	14
3.2.3.2. Gradientmeetodid.....	15
3.2.3.3. Retseptormudelid.....	16
3.3. Otsesed mõõtmised.....	19
3.3.1. Pinna täielik katmine.....	19
3.3.2. Staatiline vookamber.....	21
3.3.3. Dünaamiline vookamber.....	23
3.3.4. Tuuletunnel.....	27
4. Kokkuvõte.....	30
5. Kasutatud kirjandus.....	32

## Joonised

Joonis 1 SUMMA kanistrid (Menatti 2003).....	10
Joonis 2 Passiivsete proovivõtjate kasutamine vertikaalse gradiendi hindamiseks (Misselbrook 2003).....	11
Joonis 3 Gradientanalüsaatori põhimõtteskeem.....	12
Joonis 4 Optilise meetodi põhimõtteskeem (Ni 2001).....	13
Joonis 5 Horisontaalse gradiendi määramine.....	15
Joonis 6 heitkoguse määramine biofiltri täielikul katmisel (Frechen 2003).....	20
Joonis 7 Staatilise vookambri skeem (VDI 3475 Bl. 1).....	21
Joonis 8 Tüüpilise vookambri skeem (Kienbusch 1986).....	24
Joonis 9 Vookambri kasutamine koos proovivõtukanistriga.....	26
Joonis 10 Vookambri kasutamine veekogudel.....	26
Joonis 11 Tüüpilise tuuletunneli skeem.....	27
Joonis 12 Tüüpilise tuuletunneli mõõdud (Taha 2005).....	27
Joonis 13 Tuuletunneli kasutamine (Misselbrook 2003).....	28
Joonis 14 Tuuletunnelid (Boholt 2002; Frechen 2003).....	29

## 1. Sissejuhatus

Õhusaasteallikad jagunevad põhimõtteliselt kahte suurde rühma – punktallikad ja hajusallikad. Punktallikad on näiteks korstnad, ventilatsioonivad, mahutite hingamisavad ja muud teadaoleva läbimõõduga avad, millest on võimalik mõõta saasteainete väljumiskiiruse ja kontsentratsiooni kaudu hetkelisi heitkoguseid. Hajusallikad on erinevad pind- ja joonsaasteallikad nagu näiteks aeratsioonibasseinid, mudaväljakud, sõnnikuhoiulad, autoteed ja muud rajatised, millest ei ole võimalik tavapäraste vahenditega määrata saasteainete väljumiskiirust ja kontsentratsiooni ning seeläbi ka hetkelisi heitkoguseid. Sageli käsitletakse hajusallikatena ka suuremaid punktallikate kogumeid kui iga üksiku punktallika mõõtmine või hindamine on komplitseeritud, kulukas või ebamõistlik. Sellised hajusallikad on näiteks elamupiirkonnad, tööstuskompleksid jms. Hajusallikateks loetakse kõiki aktiivseid ja passiivseid emissiooniallikaid, milles heitgaase ei koguta kindla suurusega torudesse või kanalitesse. Siiski on ka selliste saasteallikate korral vajalik maksimaalsete hetkeliste heitkoguste määramine näiteks saasteloa tingimuste kontrollimiseks ja hajusarvutuste teostamiseks. Samuti kuulub just väga oluline osa õhusaasteallikatest niinimetatud hajusallikate hulka, seda eelkõige põllumajanduses ja heitveepuhastites.

Pindsaasteallikate hindamise ja proovivõtu temaatika on väga lähedalt seotud ebameeldiva lõhnataju temaga. Seda eriti põllumajandusest pärinevate lõhnaainete emissioonide määramisel, kus reeglina on tegemist mitmesuguste pindsaasteallikatega.

Sellest tulenevalt antakse käesolevas töös ülevaade erinevatest meetoditest, mida kasutatakse hajusallikatest saasteainete emissioonide mõõtmisel ja hindamisel. Lisaks kirjeldatakse erinevaid seadmeid ja tehnilisi lahendusi, mida kasutatakse pindsaasteallikate hindamiseks.

## 2. Hajusallikate klassifikatsioon

Pindsaaste- ja hajusallikad hõlmavad väga erinevaid tööstuslikke, põllumajanduslikke jm saasteallikaid, mida iseloomustavad järgmised omadused:

- märkimisväärne ruumiline ulatus
- ruumiliselt mittehomogeenne
- emissioonipiirkonnad, mida on raske lokaliseerida või kirjeldada
- allika madal kõrgus
- ajaliselt varieeruv heitkogus
- heitkoguse sõltuvus meteoroloogilistest tingimustest
- kõrged saastatuse tasemed allika vahetus läheduses

Hajusallikad ehk pindsaasteallikad jagunevad üldiselt kolme rühma (EVS 886-1 2005):

- Passiivsed pindallikad – saasteaine voog allikast või selle pinnalt on vähene ja sõltub peamiselt välistest teguritest nagu temperatuur, tuule kiirus, päikesekiirgus jne (sõnniku laotamine, settetiigid, lägamahuti jms);
- Aktiivsed pindallikad – saasteaine voog allikast või selle pinnalt on märkimisväärne ja sõltub saasteallikas toimuvatest reaktsioonidest või allikaga seotud tööstuslikest protsessidest (aeratsioonibasseinid, biofiltrid jms);
- Hajusallikad – saasteaine väljub õhku väga paljudest ja erineval kõrgusel ruumiliselt eraldatud saasteallikatest (lekkivad torusüsteemid, mahutipargid, liiklus, eramupiirkonnad, hoone passiivse ventilatsiooni avad nagu aknad jms).

Esimest kahte tüüpi saasteallikaid on võimalik mõõta otseselt, hajusallikate korral saab reeglina kasutada vaid kaudseid meetodeid (arvutuslikke või mikrometeoroloogilisi meetodeid).

### 3. Kirjanduse ülevaade

Mida täpsemaks muutuvad erinevad analüüsimeetodid, seda olulisemat tähtsust omavad proovivõtuprotseduurid ja proovide võtmiseks kasutatavad seadmed. Seda eelkõige õhuproovide võtmisel hajusallikatest, kus proovivõtukohtade valik ja kasutatavad seadmed on kriitilise tähtsusega tulemuste usaldusväärsuse tagamisel. Üldjoontes jagunevad pindaasteallikate emissioonide hindamismeetodid kolmeks põhimõtteliselt erinevaks mooduseks:

- 1) **Kaudsed meetodid ehk arvutusmeetodid.** Üheks küllaltki levinud võimaluseks hajusallikate heitkoguste hindamiseks on kaudsed meetodid, mille kohaselt rakendatakse uuritavale allikale varasemate uuringute või mõõtmiste käigus leitud emissioonitegureid või arvutatakse heitkogused protsessipõhiselt võttes aluseks materjalivoogude bilansi. Selliste meetodite kasutamisel tuleb jälgida seda, et kasutatav emissioonitegur oleks vastavuses uuritava objektiga ehk näiteks veisesõnniku emissioonide arvutamisel peab kasutama sarnase objekti jaoks leitud emissioonitegureid.
- 2) **Mikrometeoroloogilised meetodid.** Saasteaine kontsentratsiooni määramine allika kohal, läheduses või allikast allatuult välisõhus ning saadud tulemuste ja meteoroloogiliste parameetrite (tuule kiirus) põhjal hetkeliste heitkoguste arvutamine. Sellesse kategooriasse kuulub ka märgistusgaaside kasutamine ja nende kontsentratsiooni määramine.
- 3) **Otsesed meetodid.** Proovide kogumine pindaasteallika pinnalt mitmesuguste tehniliste vahenditega nagu pinna katmine, tuuletunnelid, staatilised ja dünaamilised vookambrid.

### 3.1. Kaudsed meetodid

Üheks küllaltki levinud võimaluseks hajusallikate heitkoguste hindamiseks on kaudsed meetodid, mille kohaselt rakendatakse uuritavale allikale varasemate uuringute või mõõtmiste käigus leitud emissioonitegureid või arvutatakse heitkogused protsessipõhiselt võttes aluseks materjalivoogude bilansi.

#### 3.1.1. Emissioonitegurid

Emissioonitegurite kasutamisel tuleb jälgida, et kasutatavad emissioonitegurid oleksid vastavuses uuritava objektiga. Näiteks loomasõnniku emissioonide arvutamisel peab kasutama sarnase objekti jaoks leitud emissioonitegureid jne. Emissioonitegureid saab arvutada lähtuvalt uuritavate ühendite füüsikalistest omadustest. Näiteks vedelike puhul on võimalik kasutada vedelik- ja gaasifaasi jaotuskoefitsiente (Shen 1985):

$$ERP = (18 \times 10^{-6}) \times K_L \times A \times C \quad \mathbf{1}$$

kus

$ERP$  on emissioon (g/s)

$A$  on allika pindala (cm<sup>2</sup>)

$C$  on uuritava ühendi kontsentratsioon veefaasis (mg/l)

$K_L$  on vedelik-gaas massiülekanne koefitsient (g×mol/cm<sup>2</sup>×s)

Pinnasest lähtuvate emissioonide hindamiseks kasutatakse järgmist valemit:

$$E_i = D_i \times C_{si} \times A \times P_t^{4/3} \times W_i(1/L) \quad \mathbf{2}$$

kus

$E_i$  on emissioon (g/s)

$D_i$  on vastava ühendi difusioonikoefitsient (cm<sup>2</sup>/s)

$C_{si}$  on küllastunud auru kontsentratsioon (g/cm<sup>3</sup>)

$A$  on pindala (cm<sup>2</sup>)

$P_t$  on poorsus (dimensioonita)

$L$  on pinnasekihi efektiivne paksus (cm)

$W_i$  on vastava ühendi osakaal pinnases.

Teine võimalus emissioonitegurite leidmiseks on mõningate iseloomulike objektide mõõtetulemuste kasutamine analoogia põhjal sarnastel objektidel (Doorn 2002).

### 3.1.2. Materjalibilanss

Materjalibilansi põhjal saasteallika heitkoguste arvutamine põhineb saasteaineid tekitavate protsesside tundmisel ja materjalivoogude teadmisel. Selline lähenemine sobib hästi kirjeldatud ja põhjalikult uuritud saasteallikate hindamiseks. Vajalik on saasteaine tekkimise põhjuseks olevate seaduspärasuste teadmine ja nende matemaatiline kirjeldus. Lisaks peab teadma täpseid materjalivoogusid, mis on uuritavate saasteainete lähteaineteks. Reeglina on selline teave kättesaadav vaid väheste pindsaasteallikate kohta nagu näiteks laudad, biofiltrid, aeratsioonibasseinid jms. Põllumajandusallikatele kasutatakse Euroopas EMEP/CORINAIR emissioonitegureid, mis arvutatakse näiteks ammoniaagi puhul lämmastiku materjalibilansi kaudu. Emissioonitegurid hõlmavad näiteks loomade puhul erinevaid pidamistingimusi ja sõnnikuärastussüsteeme. Euroopa emissioonitegurid langevad küllaltki hästi kokku vastavate US-EPA andmetega, mis on saadud nii-öelda mudelfarmi mõõtmistel (Doorn 2002). Mudelfarmis mõõdetud tegureid kasutatakse analoogia põhjal sarnaste objektide jaoks. Analoogset lähenemisviisi kasutatakse peale põllumajanduse muude objektide korral nagu näiteks eramupiirkonna emissioonide aluseks võetakse keskmine kütusekulu, katelde keskmine efektiivsus ja näiteks kütuste pumpamisel ja mahutiparkides saab emissioone arvutada kütusevoogude bilansi ehk kadude kaudu. Paljude saasteallikate jaoks ei ole selline informatsioon siiski kättesaadav või puudub üldse, mistõttu tuleb kasutada muid hindamistehnikaid või otseseid mõõtmisi.

## **3.2. Mikrometeoroloogilised meetodid**

Põhimõtteliselt käsitlevad mikrometeoroloogilised meetodid õhuproovide võtmist uuritava saasteallika kohalt või sellest allatuult ja meteoroloogiliste parameetrite määramist ning mitmesuguste arvutusvalemite kasutamist, mille abil on võimalik arvutada välja saasteallika tugevus, mis põhjustaks antud tingimustel määratud välisõhu saastatuse tasemeid. Meetodite aluseks on mõni analüüsimeetod, kus kasutatakse näiteks pistelist proovivõtmist uuritava saasteallika läheduses (proovide kogumine adsorbentidele, lahusesse, proovivõtukottidesse või –kanistritesse), pidevmõõtmisi (aktiivsed analüsaatorid, kus proov imetakse läbi sondi analüsaatorisse), optilisi meetodeid (elektromagnetkiirguse kindla spektriosa neeldumine allika kohal või läheduses) ja passiivseid proovivõtjaid.

Mikrometeoroloogilise meetodi lähteandmed saadakse otsestest mõõtmistest, milleks kasutatakse erinevaid mõõte- ja proovivõtutehnikaid. Alljärgnevalt on lühidalt kirjeldatud erinevaid proovikogumismeetodeid ja analüüsitehnikaid.

### **3.2.1. Pistelised mõõtmised**

Pistelised mõõtmised pindsaasteallika kohal või läheduses jagunevad aktiivmõõtmisteks, ja passiivmõõtmisteks. Aktiivmõõtmiste korral imetakse õhuproov läbi sobiva adsorbendi, absorbendi või reaktiivilahuse, mis seob füüsikaliselt või keemiliselt uuritavat ühendit. Passiivmõõtmiste korral kasutatakse niinimetatud passiivseid proovivõtjaid

#### **3.2.1.1. Proovivõtutorud**

Proovivõtutorud on tavaliselt klaasist või metallist torud, mille sisemus või sisepind on kaetud spetsiifilise adsorbendiga (XAD-4, Tenax, aktiivsüsi jms) või absorbendiga, mis seob uuritavat ühendit. Analüüsimiseks desorbeeritakse uuritav ühend torust keemiliselt (reaktiivid, mis lõhuvad uuritava ühendi ja siduva materjali vahelisi keemilisi sidemeid) või füüsikaliselt (kuumutamine, lahustite kasutamine). Selliste



proovivõtuseadmete eeliseks proovi kontsentreerimine, mis võimaldab määrata saastatuse tasemeid, mis on madalamad kui enamuse analüsaatorite tundlikkus. Seda tüüpi proovivõtuseadmete kasutamine eeldab reeglina operaatori juuresolekut või elektritoite olemasolu. Samuti on pistelised mõõtmised ajaliselt piiratud kestusega ja tulemused sõltuvad mõõtmise ajal esinenud meteoroloogilistest tingimustest, mis ei pruugi kajastada tavapärast olukorda. Mõõtmised annavad samas teavet välisõhu saastatuse taseme ja vastavate piirväärtuste ületamise kohta.

### **3.2.1.2.Proovivõtulahused**

Traditsioonilised õhuproovimeetodid hõlmavad mitmesuguste reaktiivilahuste kasutamist. Seda tüüpi meetodite korral juhitakse õhuproov läbi spetsiifilise lahuse, mis reageerib (või lihtsalt absorbeerib spetsiifiliselt) õhus sisalduvate uuritavate ühenditega. Saasteainete sisaldus määratakse hilisemal laborianalüüsil kolorimeetriliselt, kromatograafiliselt, või tiitrimisel. Lahused võimaldavad analoogselt adsorbenttorudega proovi kontsentreerida. Miinusena võib esile tuua lahuste ebamugava käsitlemise ja paljudel juhtudel ajalise ebastabiilsuse.

### **3.2.1.3.Proovivõtukotid ja -kanistrid**

Õhuproov imetakse vaakumkohvri või mõne muu seadme abil spetsiaalsest materjalist proovivõtukotti või otse proovivõtukanistrisse ja analüüsitakse laboris. Proovivõtukottidele ja -kanistritele kehtivad samad puudused, mis proovivõtutorude korral. Proovivõtukottide ja -kanistrite kasutamine võimaldab õhuproovis analüüsida ka selliseid ühendeid, mida ei ole võimalik koguda proovivõtutorudele. Teisalt puudub võimalus proovi kontsentreerimiseks, mis seab meetodi sõltuvusse analüüsimeetodi tundlikkusest ehk meetod on kasutatav vaid piisavalt kõrgete kontsentratsioonide puhul. Proovivõtukotid ja -kanistrid peavad olema inertsest materjalist ja lõhnaproovide kogumisel ka lõhnatud. Proovivõtukanistrid on tavaliselt roostevabast terasest. Proovivõtukottide materjalina leiavad kasutamist tetrafluoroetüleen ja heksafluoropropüleen kopolümeer (FEP); polüvinüülfluoriid (PVF, Tedlar™) ja polüetüleentereftalaat (PET, Nalophan NA™), aga ka muud sarnaste omadustega materjalid. Viimasel ajal leiavad küllaltki laialdast kasutamist niinimetatud SUMMA

kanistrid, kus roostevabast terasest ja spetsiaalselt töödeldud sisepinnaga kanistrisse imetakse laboris küllaltki kõrge vaakum (kuni 28 mmHg) ja proovi võtmiseks piisab vaid kontrollitud voolukiirusega kraani avamisest. Kraani avamisega saab proovivõtuaega reguleerida mõnekümnest minutist kuni 24 tunnini. SUMMA kanistrite eeliseks on see, et puudub vajadus pumpade ja nende kalibreerimise, elektritoite jne järele. Lisaks säilivad näiteks LOÜ proovid SUMMA kanistrites kuni 30 päeva võrreldes Tedlar kottide 3 päevaga. SUMMA kanistrid on viimasel ajal kasutusele võetud näiteks US-EPA proovivõtumeetodis TO-15, mis on proovivõtumeetodi TO-14 edasiarendus (Joonis 1).



**Joonis 1 SUMMA kanistrid (Menatti 2003)**

#### **3.2.1.4. Passiivsed proovivõtjad**

Passiivsed proovivõtjad on spetsiifilise reaktiiviga või adsorbendiga kaetud torud või padrunid, kuhu seotakse uuritav ühend kas keemiliselt või füüsikaliselt. Uuritava ühendi sattumine aktiivpinnale on difusiooniline protsess. Passiivsed proovivõtjad võimaldavad kaardistada saastetasemeid pikema aja vältel (mõnest päevast mitme kuuni). Passiivsed proovivõtjad on suhteliselt odavad, puudub vajadus operaatori juuresoleku või elektritoite järele. Kuna proovivõtjad on odavad, siis saab neid kasutada hulgi – võimalus on kaardistada saasteaine keskmist kontsentratsiooni

erinevatel kõrgustel, erinevates suundades saasteallika suhtes jne. Miinusena võib esile tuua selle, et saasteaine kontsentratsioon saadakse pikema perioodi keskmisena ja selle otsest sõltuvust meteoroloogilistest tingimustest on keeruline hinnata.



**Joonis 2 Passiivsete proovivõtjate kasutamine vertikaalse gradiendi hindamiseks (Misselbrook 2003)**

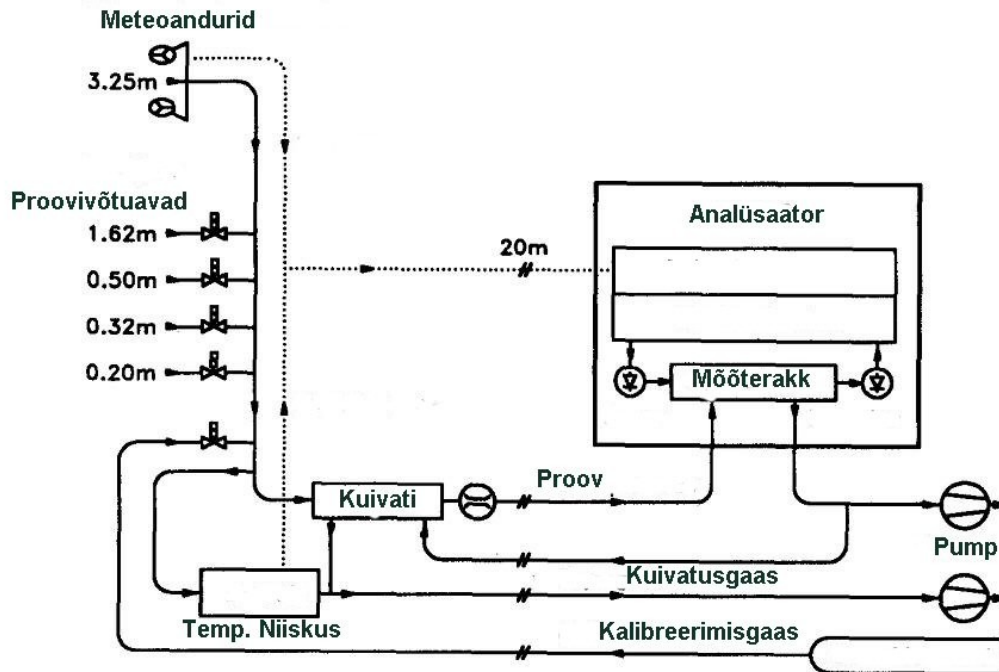
### **3.2.2. Pidevmõõtmised**

Pidevmõõtmiste puhul saadakse uuritava ühendi kontsentratsioon välisõhus kindla aja vältel aegridadena. Mõõtmistulemused saadakse sõltuvalt kasutatavast seadmest enamasti siiski mingite kindlate ajavahemike keskmisena. Pidevmõõtmiste korral on need ajavahemikud piisavalt lühikesed (1 - 10 minutit), et vaadelda saadud tulemusi pideva aegreana.

#### **3.2.2.1. Analüsaatorid**

Pidevmõõtmistel imetakse välisõhku läbi vastava analüsaatori, mis annab uuritava ühendi kontsentratsiooni aegridadena. Pidevmõõtmistel on vajalik elektritoite olemasolu, analüsaatorid on kallid ja keerulised. Siiski võimaldavad piisavalt pika aja vältel teostatud pidevmõõtmiste tulemused koos meteoroloogiliste parameetritega arvutada küllaltki täpselt välja saasteallikast väljuvad heitkogused. Automaatanalüsaatorid on leidnud kasutamist ka sellisel viisil, et proovi kogutakse

järjestikuliselt erinevalt kõrguselt, saades kontsentratsiooni vertikaalse gradiendi, mille põhjal arvutatakse sobiva arvutusmeetodiga saasteallika tugevus (Wienhold 1995).



**Joonis 3 Gradientanalüsaatori põhimõtteskeem**

Joonisel toodud süsteemis võib kasutada mis tahes analüsaatoreid (elektrilised, optilised jms) või proovikogumisseadmeid (torud, kotid jms). Kuigi mõõtmiste läbiviimiseks ja tulemuste arvutamiseks on eelistatud mitme analoogse mõõtemasti samaaegne kasutamine.

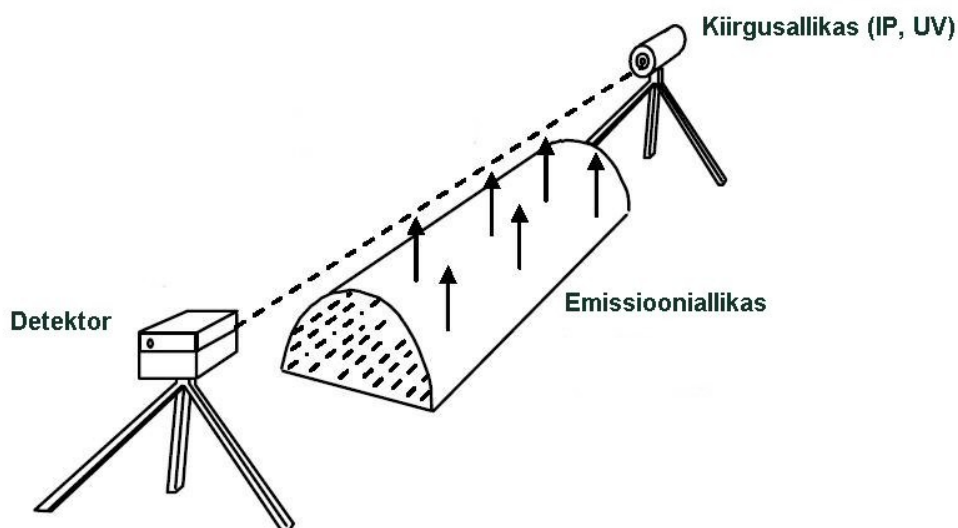
### 3.2.2.2. Optilised meetodid

Optilised meetodid on üheks pidevmõõtmiste eriliigiks, kusjuures sageli saab korraka hinnata uuritavate ühendite kontsentratsiooni kogu saasteallika ulatuses. Mõõdetud kontsentratsiooni ja meteoroloogiliste parameetrite põhjal saab arvutada saasteallikast väljuvate saasteainete hetkelise heitkoguse, mis antud tingimustel põhjustab mõõdetud kontsentratsiooni välisõhus.

Optilised meetodid jagunevad kahte põhimõtteliselt erinevasse rühma. Esimese rühma moodustavad LIDAR tüüpi meetodid, mille kohaselt asuvad saatja ja vastuvõtja ühes

kohas ja signaaliga saab „kompida” suvalises suunas (sarnaselt radariga). LIDAR on leidnud kasutamist elavhõbeda määramisel välisõhus (Di Francesco 1998). LIDAR meetodid on leidnud kasutamist kaugustelt kuni 10 km, mis võimaldab hinnata näiteks suurte eramupiirkondade või tööstuskomplekside põhjustatud õhusaastet. LIDAR süsteemid on arenev ja perspektiivikas õhusaaste mõõtmiste valdkond.

Teise rühma moodustavad meetodid, kus saatja ja vastuvõtja paiknevad üksteisest eemal, reeglina selliselt, et emissiooniallikas jääb nende vahele (Joonis 4). Seda tüüpi mõõtemetodid on sõltuvalt kasutatavast lainepikkusest näiteks FTIR ja OPSIS tüüpi meetodid. Saatja ja vastuvõtja vaheline kaugus võib olla mitusada meetrit või enamgi sõltuvalt saatja tugevusest. Seda tüüpi meetodid on sobilikud suurte ebaühtlase emissiooniga alade hindamisel (näiteks lahtised karjäärid, prügilad jms) (Kirchgessner 1993).



**Joonis 4 Optilise meetodi põhimõtteskeem (Ni 2001)**

### 3.2.3.Heitkoguste arvutamine

Sõltumata kasutatavast proovivõtu- või analüüsimeetodist saadakse saasteaine kontsentratsioon välisõhus mingi ajavahemiku keskmisena (mõnest minutist aktiivsel proovivõtul kuni mitme kuuni passiivsete proovivõtjate kasutamisel) või aegridadena (optilised meetodid või pidevanalüsaatorid). Sõltuvalt meetodist võib olla vajalik samaaegne proovivõtt mitmes eri punktis või erinevatel kõrgustel. Lisaks uuritava saasteaine kontsentratsiooni määramisele on olulise tähtsusega meteoroloogiliste parameetrite, eelkõige tuule kiiruse täpne määramine. Saadud välisõhu kontsentratsioonide põhjal on võimalik mitmesuguste matemaatiliste mudelitega välja arvutada saasteallika heitkogused ehk saasteainete voog, mis antud tingimustel põhjustaks mõõtepunktides määratud saasteainete kontsentratsiooni.

Mikrometeoroloogilised meetodid sobivad eelkõige väga suurte pindsaasteallikate hindamiseks. Adekvaatsete tulemuste saamiseks on vajalik saasteaine kontsentratsiooni mõõtmine mitmel kõrgusel (Baek 2005) ja erinevatel kaugustel saasteallikast (Di Francesco 1998).

Mikrometeoroloogilised arvutusmeetodid hõlmavad massibilanssi, statistilisi mudeleid (ingl. *eddy covariance*), gradientmeetodeid, Lagrangiani stohhastilisi tagasiarvutusmudeleid ja tasakaalukontsentratsiooni tehnikaid (Misselbrook 2003).

#### 3.2.3.1.Mürgistusgaaside kasutamine

Mikrometeoroloogiliste meetodite üheks eriliigiks on mürgistusgaaside kasutamine, mis võimaldab saasteallika tugevust ka siis kui reaalselt saasteallika emissioon hetkel puudub. See võimaldab näiteks hinnata passiivse ventilatsiooni efektiivsust ja maapinnalähedaste kontsentratsioonide teket (Aubrun 2004). Mürgistusgaasi nagu SF<sub>6</sub> emiteerimine saasteallika kohal või läheduses võimaldab hinnata saasteallikast väljuvate saasteainete hajumist. Selleks määratakse mürgistusgaasi ja uuritava ühendi kontsentratsioon välisõhus kasutades mõnda allkirjeldatud analüüsimeetoditest. Kuna mürgistusgaasi voog on teada, siis selle põhjal on võimalik välja arvutada uuritava

ühendi voog allika pinnalt (Mosher 1996; Spokas 2005). Selleks kasutatakse lihtsat valemit (VDI 4285):

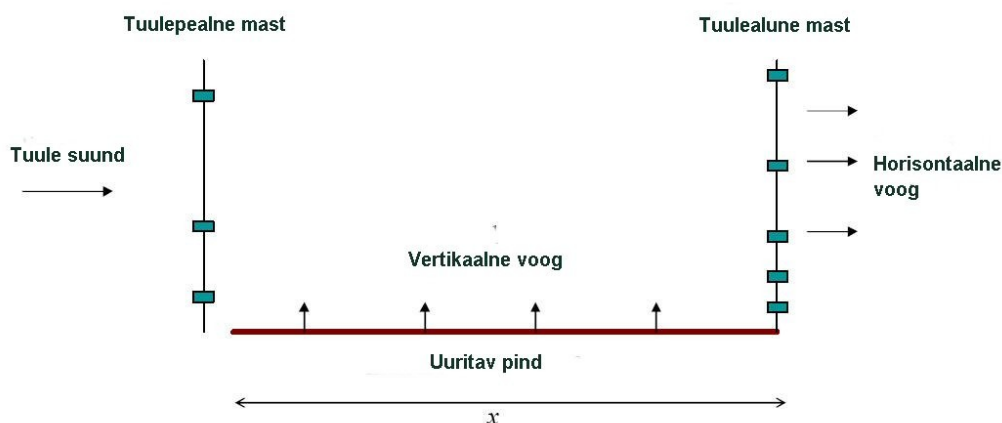
$$Q_i = \frac{c_i - c_{i,taust}}{c_{m\ddot{a}rgistusgaas}} \cdot Q_{m\ddot{a}rgistusgaas} \quad 3$$

kus

$Q_i$	on emissioon (g/s)
$c_i$	gaasi i kontsentratsioon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$c_{i,taust}$	on gaasi i taustakontsentratsioon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$c_{m\ddot{a}rgistusgaas}$	on m\ddot{a}rgistusgaasi kontsentratsioon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
$Q_{m\ddot{a}rgistusgaas}$	on m\ddot{a}rgistusgaasi emissioon (g/s)

M\ddot{a}rgistusgaaside kasutamisega \u00fchtib m\ddot{o}ningal m\ddot{a}aral saasteallika ja selle osakaalu tuvastamine allika „s\ddot{o}rmej\ddot{a}lje” kaudu, vaadeldes allikale spetsiifilis(t)e \u00fchendi(te) kontsentratsiooni osakaalu teiste saasteainete suhtes.

### 3.2.3.2. Gradientmeetodid



**Joonis 5** Horisontaalse gradiendi m\ddot{a}aramine

Mikrometeoroloogilise gradientmeetodi aluseks on j\ddot{a}rgmine arvutusvalemid (Hargreaves 1996):

$$F_x = -k^2 \frac{du}{d \ln(z-d)} \cdot \frac{d_x}{d \ln(z-d)} \phi_m^{-1} \phi_h^{-1} \quad 4$$

$$F_x = \beta \sigma_w (x_u - x_d) \quad 5$$

$$F_x = \overline{w'x'} \quad 6$$

kus

$F_x$  on voog ( $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{s}$ )

$k$  on von Karmani konstant

$u$  tuule kiirus (m/s) kõrgusel  $z$  (m)

$x$  kontsentratsioon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) kõrgusel  $z$  (m)

$\beta$  dimensioonitu konstant

$\sigma_w$  vertikaalse tuule kiiruse standardhälve (m/s)

$x_u$  kontsentratsioon tuulepealsel küljel ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$x_d$  kontsentratsioon tuulealusel küljel ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

### 3.2.3.3. Retseptormudelid

Seoses arvutusvõimsuse kiire arenguga ja arvutite odavnemisega on viimase kümne aasta jooksul märkimisväärselt laienenud matemaatiliste mudelite kasutamine saasteainete hajumise kirjeldamisel. Teades saasteallikast väljuvate saasteainete heitkoguseid ja väljumisparameetreid ning meteoroloogilisi parameetreid (koos ümbruskonna topograafiaga) on võimalik välja arvutada saasteaine kontsentratsioon saasteallika ümbruses. Analoogiliselt on võimalik teha tagasiarvutus – teades saasteaine kontsentratsiooni välisõhus ja meteoroloogilisi parameetreid on võimalik välja arvutada saasteallika asukoht ja sellest väljuvate saasteainete heitkogus. Selliseid tagasiarvutusmeetodeid nimetatakse retseptormudeliteks. Dispersioonimudelid ja neil põhinevad retseptormudelid jagunevad üldiselt järgmiselt:

- Gaussi difusioonivõrrand;
- Euleri advektsioon-difusioonivõrrand;
- Lagrangiani numbriline mudel.



## Gaussi difusioonivõrrand

Kõige lihtsam saasteainete hajumisarvutus põhineb Gaussi difusioonivõrrandil. Gaussi difusioonivõrrand on analüütiline mudel, millega kirjeldatakse saasteainete levikut paari kilomeetrises skaalas. Arvesse ei võeta saasteainete kuhjumist ja kontsentreerumist ega parameetrite ajalisi muutumisi.

$$C(x, y, z) = \frac{E}{\pi \sigma_y \sigma_z \hat{u}} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right) \quad 7$$

Gaussi difusioonivõrrandi teisendus tagasiarvutus on analoogse retseptormudeli aluseks. Gaussi difusioonivõrrandi teisendusi on edukalt kasutatud ka erinevate pindaasteallikate hindamisel (Smith 1995). Phare abiprojekti EuropeAid/114968/D/S/EE "Eesti õhukvaliteedi juhtimissüsteemi loomine" raames tarnitav AirViro tarkvara sisaldab ühe moodulina Gaussi difusioonivõrrandil põhinevat retseptormudelit, mille kasutamine võimaldab lisaks saasteallika tuvastamisele hinnata ka selle tugevust ehk heitkoguseid. Selle mudeli „tööpiirkond” on maksimaalselt paar kilomeetrit ja mudelit soovitatakse kasutada maapinnalähedaste saasteallikate hindamiseks (saasteallikad, mis paiknevad madalamal kui tuuleandurid).

## Euleri adveksioon-difusioonivõrrand

Euleri võrrandi kohaselt arvutatakse saasteainete levikut läbi fikseeritud diskreetsete ruumiosade ehk võrgustiku. Euleri võrrandis on koordinaatsüsteem fikseeritud ja ajaline muutus arvutatakse fikseeritud ruumiosa jaoks. Euleri mudel leiab peaaegselt kasutamist mesoskaala või makroskaala hajumisarvutustes. Üheks Euleri adveksioon-difusioonivõrrandil põhineva mudeli näiteks on EMEP mudel, mille abil arvutatakse saasteainete levikut üle-Euroopalises skaalas.

## Lagrangiani adveksioon-difusioonvõrrand

Lagrangiani numbrilise või osakestemudeli puhul vaadeldakse kujuteldavate osakeste käitumist turbulentses voos ja ajaline muutus arvutatakse selle ruumis ümberpaikneva „osakesteparve” jaoks.

Sisuliselt lahendavad nii Euleri kui Lagrangiani mudelid sama adveksioon-difusioonvõrrandi. Euleri võrrandi kasutamine sobib enam komplekssete allikate nagu pind- ja mahtallikad arvutusteks. Lagrangiani võrrand leiab rohkem kasutamist punktallikate arvutustes. Siiski kasutatakse mõlemaid võrrandeid edukalt igat tüüpi allikate arvutustes.

Ülalnimetatud matemaatiliste mudelite ja teiste (empiiriliste või matemaatiliste) seaduspärasuste põhjal on välja koostatud mitmeid vabavaralisi ja kommertsprogramme, mis võimaldavad arvutada välisõhus mõõdetud kontsentratsioonide põhjal saasteallikast väljuvate ainete koguseid.

### 3.3. Otsesed mõõtmised

Proovide kogumiseks pindsaasteallika pinnalt kasutatakse mitmeid erinevaid meetodeid. nagu pinna täielik katmine ja mitmesugused kogujad. Nende meetodite puhul kaetakse saasteallikas või mingi osa sellest ning heitkogused arvutatakse pinnaosa alt lähtuva õhuvoolu ja saasteaine kontsentratsiooni põhjal. Kuna kaetud osa pindala on teada, siis arvutatakse selle põhjal välja heitkogus pinnaühiku kohta eeldusel, et ülejäänud mõõtmistega katmata pind on samaväärne mõõdetud pinnaosaga. Vookambriteks (ingl. *flux chambers*) nimetatakse seadmeid, mida kasutatakse saasteallika pinnaosa eraldamiseks välisõhust. Kasutatavad vookambriid on mitmesuguse kujuga (silindrilised, ruudukujulised jms) ja nad jagunevad tööpõhimõttelt passiivseteks (staatilisteks) ja dünaamilisteks kambriteks. Vookambritega sarnast põhimõtet rakendatakse ka tuuletunnelites (ingl. *wind tunnels*). Staatilisi ja dünaamilisi vookambreid ning tuuletunnelid põhiliseks erinevuseks on neist läbijuhitava õhu või kandegaasi kiirus (Gostelow 2003).

#### 3.3.1. Pinna täielik katmine

Meetod on kasutatav vaid suhteliselt väikeste mõõtmistega pindsaasteallikate hindamisel kuna eeldab ideaaljuhul terve allika katmist spetsiaalse materjaliga nagu mitmesugused kiled. Meetodi kohaselt kogunevad katmiseks kasutatava kile alla kõik pindsaasteallikast pärinevad saasteained. Kile on ühes punktis varustatud spetsiaalse toruga, mis võimaldab mõõta saasteainete väljumiskiirust ja kontsentratsiooni selles torus. Kuna kaetud pindsaasteallika pindala on teada, siis on võimalik välja arvutada saasteainete hetkeline heitkogus uuritavast allikast. Üheks võimaluseks on pindsaasteallika kindla pinnaosa katmine, kuid sellisel juhul on tegemist põhimõtteliselt allkirjeldatud meetodite modifikatsiooniga.



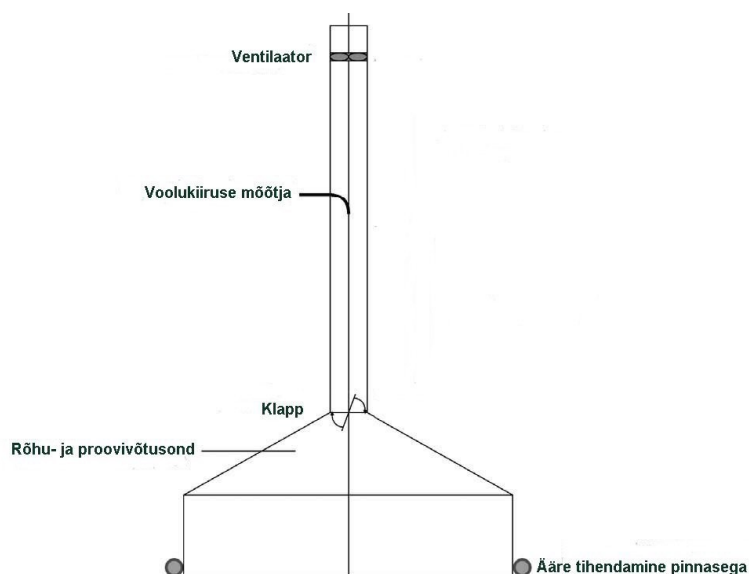
**Joonis 6 heitkoguse määramine biofiltri täielikul katmisel (Frechen 2003)**

Terve pinna katmise puhul on tegemist kahtlemata kõige esinduslikuma meetodiga, mis annab täpset teavet uuritava pindsaasteallika heitkoguste kohta. Meetod välistab proovikogumiskohtade valikust tingitud vead. Sarnaselt muude katmismeetoditega tuleb jälgida rõhku katte all, kuna juba väga väikesed rõhuerinevused võrreldes katmata pindadega võivad põhjustada heitkoguste väga suuri fluktuatsioone. Teisalt on tegemist ühe kulukama meetodiga, mille kasutamine on enamuse allikate puhul küllaltki problemaatiline või hoopis võimatu. Põhiliseks rakendusvaldkonnaks on pinna täielik katmine suhteliselt piiratud pindsaasteallikate puhul, nagu biofiltrid, väiksemad lägamahutid jms saasteallikad.

### 3.3.2. Staatiline vookamber

Staatilise vookambri puhul on tegemist avatud põhjapinnaga pealt kinnise kupli või kastikujulise seadmega. Heitkoguseid hinnatakse kontsentratsiooni muutuse kaudu kaetud pinnaosa all. Kuna kambri kaetud pinnaosa kohal puudub lahjenemine difusiooni või turbulentsi tõttu, siis saavutab süsteem pinnas-õhk teatud aja pärast tasakaaluoleku. Staatilised vookambrid jagunevadki kaheks põhimõtteliselt erinevaks tüübiks. Esimesel juhul jälgitakse uuritava ühendi kontsentratsiooni muutumist ajas ja voog arvutatakse kontsentratsiooni muutumise kaudu (1) (Baggs 2005). Teise võimaluse kohaselt suletakse mingi perioodi tagant kamber kindlaks ajaks ja mõõdetakse selle aja jooksul kambri alla tekkiva perioodil lõpul kambri alla kogunenud saasteaine kontsentratsioon (Baggs 2002).

Staatiliste kambrite üheks suurimaks probleemiks on rõhkude erinevus kambrialuse osa ja välisõhu vahel, mis mõjutab saasteainete emissiooni kambri kaetud pinnalt (Bockreis 2005). Rõhu suurenemine vaid 0,5 Pa võrra vähendas mõõdetud voogusid 20-70% (Davidson 2002). Mõningatel juhtudel on rõhuprobleemide vältimiseks kasutatud spetsiaalset väikese läbimõõduga ava, mis ühendab kambrialust ruumi välisõhuga (Duenas 1996).



Joonis 7 Staatilise vookambri skeem (VDI 3475 Bl. 1)

Voo hindamiseks mõõdetakse pisteliste mõõtmistega uuritava ühendi kontsentratsiooni kindla ajavahemiku tagant. Teiseks võimaluseks on kasutada pidevmõõtmisi, kuid sellisel juhul ei tohi analüsaatorisse imetav õhk märkimisväärselt mõjutada kambrialuseid kontsentratsioone. Uuritavalt pinnalt lähtuva emissiooni hindamiseks kasutatakse järgmist valemit:

$$q = \frac{(c_2 - c_1) \times V_H}{A_H \times \Delta t} \quad \mathbf{8}$$

kus

$q$  on saasteaine voog ( $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{s}$ )

$c_1$  ja  $c_2$  on kontsentratsioonid ajahetkedel 1 ja 2 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$V_H$  on kambri ruumala ( $\text{m}^3$ )

$A_H$  on kambrialune pindala ( $\text{m}^2$ )

$\Delta t$  ajavahemik kahe mõõtmise vahel (s)

Staatilised vookambrite kasutamine on raskendatud või välistatud objektidel, kus väljuvate gaaside või saasteainete voog on väga madal. Tehniliselt on staatilised vookambrid väga lihtsad ning hõlpsasti käsitletavad. Nende kasutamine on õigustatud objektidel, kus saasteainete voog on väga tugev ehk aktiivsete pindallikate puhul. Samas on neid küllaltki edukalt kasutatud ka näiteks suletud ja kaetud prügilate metaani emissioonide hindamiseks (Abichou 2004). Staatilisel vookambritel põhinevat meetodit on Eesti Keskkonnauuringute Keskuse poolt kasutatud metaani emissioonide määramiseks suletud prügilates (Kotinuka ja Kudjape prügilad). Kuna kambrid kaevatakse osaliselt maasse ja/või eemaldatakse õhuke pinnasekiht, siis ei pruugi kambri alla jääv pinnas olla samade omadustega kui katmata pinnas, mistõttu tuleb saadud tulemuste täpsust hinnata küllaltki kriitiliselt (Kjeldsen 1995).

### 3.3.3. Dünaamiline vookamber

Dünaamiline vookamber on avatud põhjaga ümara või kandilise põhjaga pealt kinnine seade, kuhu lisatakse teadaoleva kiirusega puhast õhku või lämmastikku. Kambris olevat õhku segatakse või kasutatakse spetsiaalseid sisselaskeavasid, mis tagavad õhu kiire segunemise kambris (Cooper 1992; Kabwe 2005; Kabwe 2002). Kambrit läbiva gaasikoguse mahtkiiruseid ja uuritavate ainete kontsentratsiooni väljavoolus mõõdetakse. Kuna kambri põhja pindala on teada, siis saasteaine voog pinnasest või vedelikust leitakse järgmise valemi abil (Balfour 1987):

$$E_i = \frac{C_i \times R}{A}$$

kus

$E_i$  on voog ( $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{s}$ )

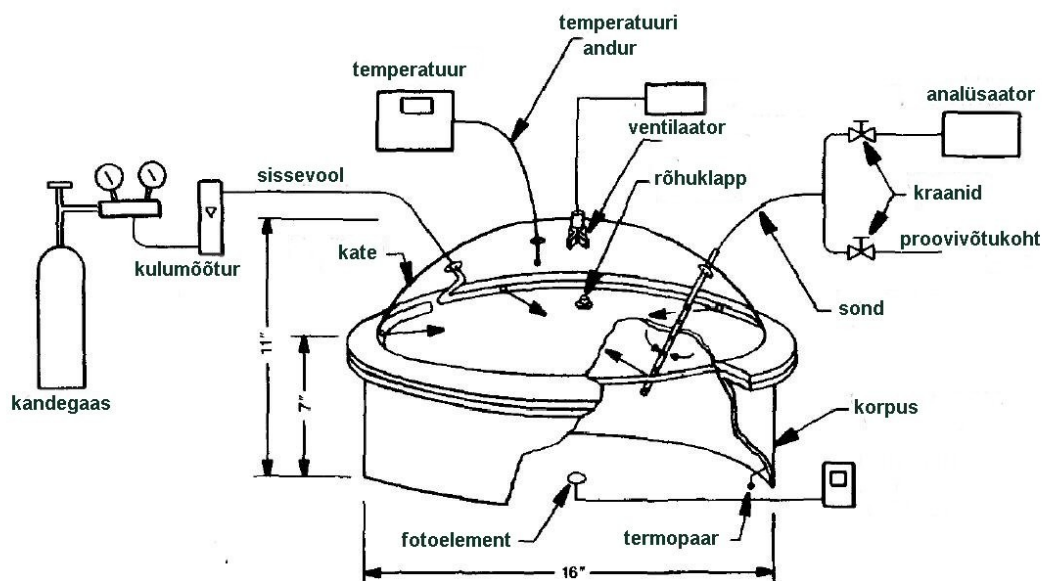
$C_i$  on ühendi  $i$  kontsentratsioon väljavoolus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$R$  on kambrit läbiva gaasi mahtkiirus ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

$A$  on kambri põhja pindala ( $\text{m}^2$ )

Alloleval joonisel on toodud traditsioonilise dünaamilise vookambri põhimõtteskeem. Tänapäeval kasutatavad dünaamilised vookambrid on oma põhimõttelt ja kujult alloleval joonisel toodud vookambriga üpris sarnased (Boriack 2004). Vookambrite miinuseks on see, et kambriga saab katta korraga vaid suhteliselt väikse pinnaosa. Ruumiliselt ebaühtlaste saasteallikate puhul sõltub saadavate tulemuste täpsus väga olulisel määral mõõtekoha valikust. Üldiselt ei ole vookambrid eriti sobilikud väga suurte ja ruumiliselt varieeruva koostisega (emissiooniga) pindallikate hindamiseks (Murthy 1993). Mõõtekoha valiku kriitilisust saab vähendada samaaegselt mitme vookambri kasutamisega. Sellisel juhul teostatakse mõõtmisi samaaegselt kõikidest vookambritest või tekivad probleemid saaste intensiivsuse ajalise muutusega (Dalal 2003). Tavaliselt kasutatakse korraga 3 kuni 5 üksteisest 5 - 10 m kaugusel paiknevat vookambrit (Klusman 2000; Abichou 2004; Morrison 1990; Steinbacher 2004). Analoogiliselt staatilise vookambriga on vajalik dünaamilise vookambri servade

kaevamine vähemalt 3 – 5 cm sügavusele pinnasesse (Martins 1999; Sakata 2004; Sarwar 2005).



**Joonis 8 Tüüpilise vookambri skeem (Kienbusch 1986)**

Vookambri valmistamiseks kasutatakse reeglina roostevaba terast või akrüülplasti (nn pleksiklaasi). Kasutust on leidnud ka näiteks Teflonkilega kaetud vookambriid (Aneja 1995). Kambri materjalivalik sõltub eelkõige uuritavatest ühenditest, näiteks elavhõbeda puhul on leidnud kasutust Teflonkambriid (Carpi 1998). Läbipaistvate vookambriite puhul on teatatud kasvuhooneefektist tingitud temperatuuri tõusust kambriis, mis põhjustab mõningaid probleeme (Cooper 1992). Mõningate ühendite korral võib kasutada ka alumiiniumist vookambriid (Shepherd 1991). Vookambri materjalivalik sõltub otseselt uuritavast ühendist ja see peab olema uuritava ühendi suhtes inertne ja väheadsorbeeriv materjal.

Vookambriid on varustatud õhu (kandegaasi) sissevoolusüsteemiga, rõhumõõturiga, temperatuurianduriga ja proovivõtusondiga. Vookamber surutakse kergelt pinnasesse või lihtsalt tihendatakse selle välisserva liiva või pinnasega. Mõõtmiste ajal on oluline õhurõhu ja vookambriisese rõhkude vahe jälgimine. Ideaaljuhul peaksid rõhud olema võrdsed, õhurõhust kõrgem siserõhk põhjustab heitkoguste vähenemist ja madalam siserõhk heitkoguste ülehindamist. Dünaamilise vookambri puhul kasutatav õhuvool on tüüpiliselt vahemikus 1 – 40 l/min. Paljude saasteainete ja –allikate puhul sõltub



emissioon otseselt õhuvoolust üle pinna ehk vookambri õhuvahetusest, mistõttu liiga madala õhuvoolu kasutamisel alahinnatakse tegelikke heitkoguseid ja soovitatakse kasutada õhuvoolu 15 – 40 l/min (Lindberg 2002). Õhuvahetuse hindamiseks ja vookambri alla jääva algse õhukoguse määramiseks kasutatakse sisestandardina sobivat märgistusgaasi nagu näiteks etaani (Oremland 1987). Dünaamiliste vookambrite rõhk peab olema võrdne välisrõhuga, st. õhu sissevool ja väljavool peavad olema tasakaalus. Alarõhk 1,2 Pa põhjustab ca. 20% voo ülehindamist (Reichman 2002). Samuti on oluline kambrialuse pinna suuruse, pinna omaduste ja õhuvoolu omavaheline vastavus nii, et kambri all ei esineks stratifikatsiooni ja pinnasest pärinevad ühendid seguneksid korralikult pealejuhitava lisaõhuga (Stredwick 2001; Zheng 2002). Proovivõtt ei tohi oluliselt mõjutada kambrisüsteemi, mistõttu proovivõtukiirus peab olema oluliselt väiksem kui kambrisse juhitav lisaõhu kogus (Stredwick 2001).

Optimaalse läbivoolu saab arvutada ristkülikukujulise vookambri jaoks järgmise valemi põhjal (Zheng 2002):

$$Q_{optimaalne} = 4(\beta \cdot S + A) \cdot h_s \quad \mathbf{9}$$

kus

$\beta$  on uuritavast ühendist sõltuv konstant

S on vertikaalne ristlõikepindala (m<sup>2</sup>)

A on kambri põhjapindala (m<sup>2</sup>)

$h_s$  on pinnas-õhk massiülekanne koefitsient (m/s)



**Joonis 9** Vookambri kasutamine koos proovivõtukanistriga



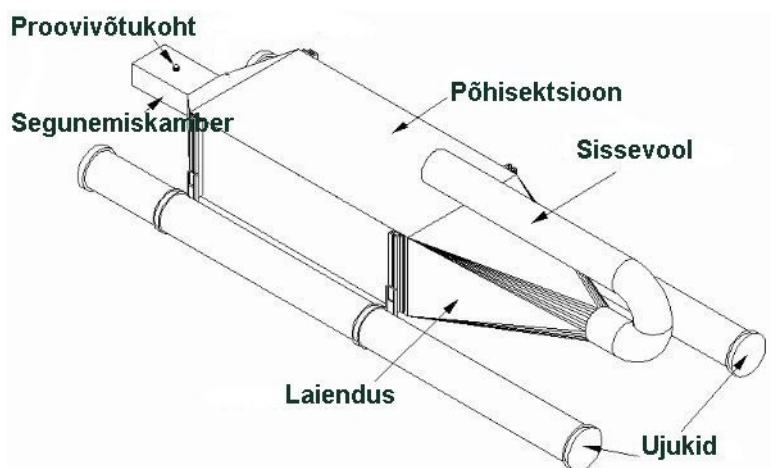
**Joonis 10** Vookambri kasutamine veekogudel

Vookambreid saab edukalt kasutada ka veepinnalt lähtuva emissiooni hindamiseks. Sellisteks objektideks on veepuhastusjaamade aeratsioonibasseinid, settetiigid ja samuti põllumajanduses lägamahutid ja –patareid. Pleksiklaasist ja ujukitega varustatud vookambreid on kasutatud näiteks veekogudest pärineva elavhõbeda heitkoguste hindamiseks (Ferrara 1998). Modifitseeritud vookambreid on kasutatud ka vähelenduvate ühendite nagu polüaromaatsed süsivesinikud emissioonide määramiseks pinnasest (Price 1999).

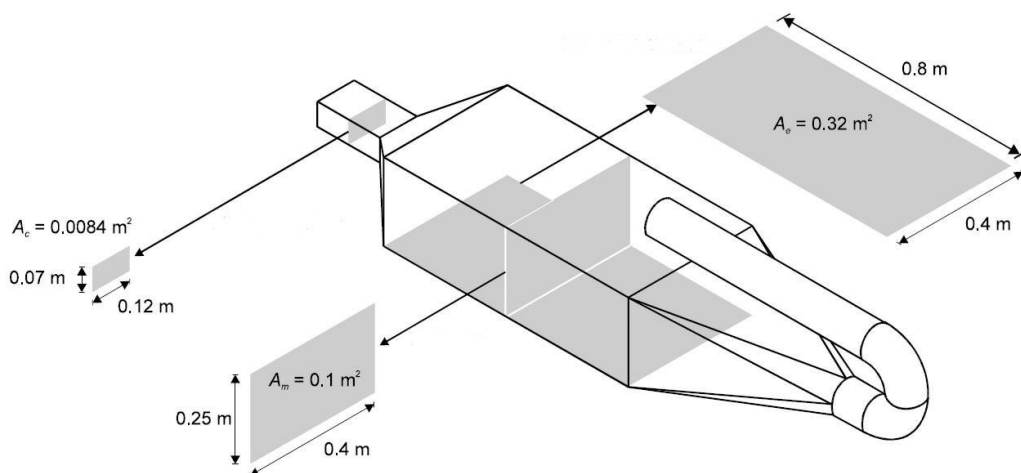
Lisaks ülalkirjeldatud vookambritele on välja töötatud mitmeid modifikatsioone, millest osad jäävad oma omadustelt ja tööpõhimõttelt vookambrite ja tuuletunnelite vahele hõlmates mõlema süsteemi eeliseid (Leyris 2005).

### 3.3.4. Tuuletunnel

Tuuletunneliks nimetatakse kaasaskantavat lahtise põhja ja avatud otstega seadet, mis asetatakse uuritavale pinnale. Läbi tuulekambriga juhitakse kindla kiirusega õhku, millega tekitatakse kunstlik kindlatele reaalsele meteoroloogilistele tingimustele vastav olukord. Tööpõhimõttelt sarnanevad tuuletunnelid dünaamilise vookambriga, põhiline erinevus seisneb voolukiiruses. Tuuletunnelites on õhuvoolu kiiruse pinna kohal tavaliselt vahemikus 0,1 – 5 m/s, jäädes siiski pigem 0,5 - 1 m/s piiresse (Sohn 2005; Widen 2003). Allolevatel joonistel on toodud mõningad erinevat tüüpi tuuletunnelid.



Joonis 11 Tüüpilise tuuletunneli skeem



Joonis 12 Tüüpilise tuuletunneli mõõdud (Taha 2005)

Läbi tuuletunneli juhitud õhuvool kannab uuritavalt pinnalt kaasa saasteained, mida analüüsitakse pisteliselt või pidevalt tuuletunneli väljavoolutorus või segunemiskambris (sõltuvalt kasutatava tuuletunneli ehitusest). Saasteainete voo arvutamiseks kasutatakse allolevat valemit:

$$q = \frac{c \times V}{A_T} \quad \mathbf{10}$$

kus

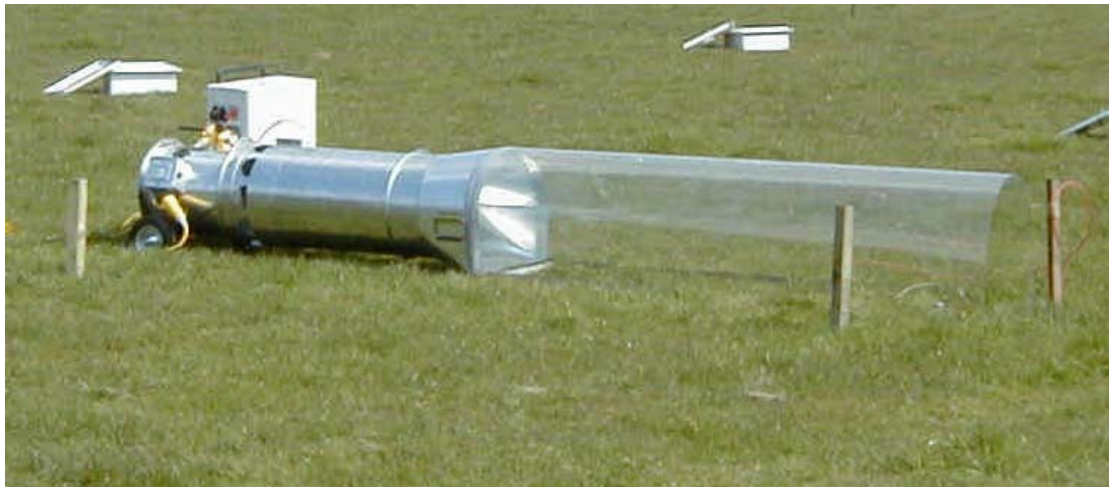
$q$  on saasteaine voog ( $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{s}$ )

$c$  on uuritava aine kontsentratsioon väljavoolus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$V$  on tuuletunnelisse pumbatava õhu mahtkiirus ( $\text{m}^3/\text{s}$ )

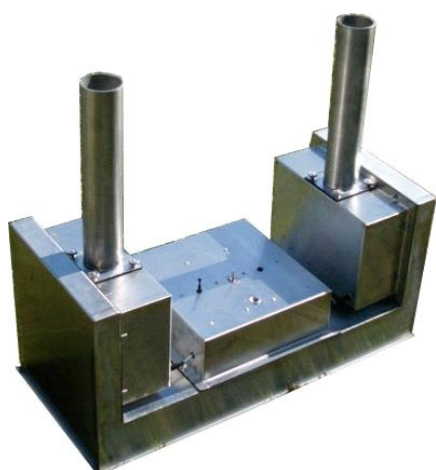
$A_T$  on tunnelialune pindala ( $\text{m}^2$ )

Analoogiliselt vookambritega saab tuuletunnelid kasutada emissioonide hindamiseks veepinnalt. Samas on tuuletunnelite kasutamine mõnevõrra komplitseeritum.



**Joonis 13 Tuuletunneli kasutamine (Misselbrook 2003)**

Kuna tuuletunnelites toimub proovi küllaltki tugev lahjendus, siis näiteks pidevmõõtmiste kasutamisel tuleb reeglina kasutada välisõhus esinevate kontsentratsioonide määramiseks mõeldud seadmeid.



**Joonis 14 Tuuletunnelid (Boholt 2002; Frechen 2003)**

Tuuletunnelid kasutatakse laialdaselt näiteks lõhnaainete emissiooni hindamiseks vastavalt standardile EN 13725 (2003) kogudes lõhnaproove analüüsiks dünaamilisel olfaktomeetril proovivõtukottidesse (Sironi 2005). Proovivõtukoti materjaliks kasutatakse lõhnaproovide kogumisel näiteks Nalophan™ või muud sobivat inertset ja lõhnatut materjali.

#### 4. Kokkuvõte

Sõltuvalt saasteallika tüübist võib heitkoguste hindamiseks kasutada väga erinevaid meetodeid – mikrometeoroloogilised meetodid, kaudsed meetodid, otsene mõõtmine või hajumisarvutused. Meetodi valik määrab ära vajaduse meteoroloogiliste parameetrite ja muu lisainformatsiooni (näiteks piirkonna topograafia) järele. Näiteks mikrometeoroloogilised meetodid seavad reeglina küllaltki ranged nõuded meteoroloogiliste parameetrite täpseks määramiseks. Samuti on oluline mikrometeoroloogilise või muu arvutusmeetodi aluseks olevate mõõtmiste tüüp ka kestus. Selliste arvutusmeetodite puhul võib põhjustada väga suuri vigasid proovivõtu ajaline või ruumiline representatiivsus (kui saasteallikas ei ole ajas pidev või ruumis ühtlane) ja samuti probleemid meteoparameetrite täpsel registreerimisel.

Küllaltki täpseid tulemusi võib saada otseste mõõtmiste teel kasutades staatilisi või dünaamilisi vookambreid ja tuuletunneleid. Otsesed mõõtmised ei ole sobivad ruumiliselt väga ebaühtlaste saasteallikate hindamiseks. Sellisel juhul sõltub saadav tulemus liialt mõõtepunkti valikust. Piisavalt suure mõõtepunktide arvuga on võimalik saada küll täpseid tulemusi, kuid selline lähenemine ei pruugi olla eriti praktiline. Otsesed mõõtmised ei saa kasutada selliste hajusallikate hindamiseks nagu lekkivad torustikud, mahutipargid, hoonete passiivne ventilatsioon jms. Selliste saasteallikate puhul tuleb kasutada kaudseid meetodeid, mikrometeoroloogilisi meetodeid või dispersiooniarvutusi.

Kõikidel käsitletud meetoditel on oma puudused ja eelised. Meetodi valik sõltub eelkõige uuritavast objektist ja selle omadustest. Häid tulemusi annab mitme erineva meetodi kombineerimine ehk samaaegne kasutamine. Sageli kombineeritakse dünaamilise vookambri või tuuletunneli mõõtmisi mikrometeoroloogilise meetodiga ning vajadusel võrreldakse saadud heitkoguseid kirjanduses toodud emissiooniteguritega, mis on saadud sarnaste objektide uurimisel. Ülalkirjeldatud proovivõtumeetodid (vookambrid, tuuletunnelid) ja mikrometeoroloogilised meetodid haakuvad ka lõhnaainete määramis- ja hindamismeetoditega.

Siiani ei ole rahvusvahelisel tasandil kehtestatud (ISO või CEN) ühtseid meetodeid või standardeid pindaasteallikate hindamiseks. Erinevates riikides kasutatakse erinevaid siseriiklikke juhendeid ja standardeid või teiste riikide standardeid.

Otseseid mõõtmisi dünaamilise vookambriga kirjeldatakse US-EPA meetodis (Kienbusch 1986). Nimetatud meetodil põhinevad otsesed mõõtmised vookambrite ja tuuletunnelitega on küllaltki levinud. Näiteks Kanadas kasutatakse ja toodetakse US-EPA soovitude põhjal valmistatud dünaamilisi vookambreid (Capareda 2004). Saksamaal kasutatakse hajusallikatest proovivõtmiseks järgmisi juhendeid: VDI 3475 Bl.1 „Emission control - Biological waste treatment facilities - Composting and anaerobic digestion; Plant capacities more than approx. 6000 Mg/a” ja VDI 4285 Bl.1 „Determination of diffusive emissions by measurements - Basic concepts”. Juhend VDI 3475 käsitleb ülevaatlilikult erinevaid meetodeid pindaasteallikate hindamiseks. Taanis kasutatakse hajusallikate hindamiseks kolme meetodit – staatiline vookamber, dünaamiline vookamber ja mõõtmised tuulealusel ja –pealsel küljel (Boholt 2002).

Praeguse seisuga puudub Eestis ametlik standard, mis hõlmaks pindaasteallikate hindamist või proovivõtmist. Üheks võimaluseks oleks standardina kasutusele võtta Saksa juhendi VDI 4285 1. osa, mis käsitleb erinevaid meetodeid pindaasteallikate mõõtmiseks. Lisaks võib otseste mõõtmiste aluseks võtta vastava US-EPA meetod või selle edasiarendus (Kienbusch 1986). Eestis on juurutamisel lõhnaainete standardid ja juhendid nagu näiteks EVS-EN 13725, mistõttu muutub lähiajal aktuaalseks sobivate proovivõtumeetodite ja –seadmete küsimus. Phare abiprojekti EuropeAid/114968/D/S/EE "Eesti õhukvaliteedi juhtimissüsteemi loomine" raames tarnitav retseptormudel võimaldab arvutuslikult hinnata hajusallikaid.

Töö tulemusena soovitatakse Eestis kasutusele võtta Saksa inseneride liidu juhend 4285 1. osa ning hankida pindaasteallikatest proovide võtmiseks sobivad proovivõtuseadmed.

## 5. Kasutatud kirjandus

- Odor Measurement Review, Office of Odor, Noise and Vibration, Environmental Management Bureau Ministry of the Environment, Government of Japan: 150.
- Abichou, T., J. Chanton, et al. (2004). Characterization of methane flux, oxidation and bioreactive cover systems at the Leon county landfill. Gainesville, FAMU – FSU College of Engineering State University System of Florida Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management.
- Aneja, V. P., W. P. Robarge, et al. (1995). "Measurements of nitric oxide flux from an upper coastal plain, North Carolina agricultural soil." Atmospheric Environment **29**(21): 3037.
- Aubrun, S. and B. Leidl (2004). "Unsteady characteristics of the dispersion process in the vicinity of a pig barn. Wind tunnel experiments and comparison with field data." Atmospheric Environment **38**(1): 81.
- Baek, B. H., R. Todd, et al. (2005). Ammonia and Hydrogen Sulfide Flux and Dry Deposition Velocity Estimates using Vertical Gradient Method at A Commercial Beef Cattle Feedlot. ASAE Manure and Animal Waste Management Symposium, San Antonio.
- Baggs, E. M., J. Chebii, et al. (2005). "A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya." Soil and Tillage Research **In Press, Corrected Proof**.
- Baggs, E. M., R. M. Rees, et al. (2002). "Nitrous oxide release from soils receiving N-rich crop residues and paper mill sludge in eastern Scotland." Agriculture, Ecosystems & Environment **90**(2): 109.
- Balfour, W. D., C. E. Schmidt, et al. (1987). "Sampling approaches for the measurement of volatile compounds at hazardous waste sites." Journal of Hazardous Materials **14**(1): 135.
- Bockreis, A. and I. Steinberg (2005). "Measurement of odour with focus on sampling techniques." Waste Management **25**(9): 859.
- Boholt, K. and A. Oxbøl (2002). Odour measurement on composting plants with biodegradable municipal waste - experiences with different sampling techniques.
- Boriack, C., R. E. Lacey, et al. (2004). A Multiplexer System for Measurement of Gaseous Emissions. ASAE/CSAE Annual International Meeting, Ottawa, Ontario, Canada.



- Butnor, J. R. and K. H. Johnsen (2004). "Calibrating soil respiration measures with a dynamic flux apparatus using artificial soil media of varying porosity." European Journal of Soil Science **55**(4): 639-647.
- Capareda, S. C., C. N. Boriack, et al. (2004). Recovery of Gaseous Emission from Ground Level Area Sources of Ammonia and Hydrogen Sulfide Using Dynamic Isolation Flux Chambers. ASAE/CSAE Annual International Meeting, Ottawa, Ontario, Canada.
- Carpi, A. and S. E. Lindberg (1998). "Application of a teflon(TM) dynamic flux chamber for quantifying soil mercury flux: Tests and results over background soil." Atmospheric Environment **32**(5): 873.
- Cooper, C. D., D. R. Reinhart, et al. (1992). Landfill gas emissions. Gainesville, State University System of Florida FLORIDA CENTER FOR SOLID AND HAZARDOUS WASTE MANAGEMENT.
- Dalal, R. C., W. Wang, et al. (2003). "Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review." Australian Journal of Soil Research **41**: 165-195.
- Davidson, E. A., K. Savage, et al. (2002). "Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration." Agricultural and Forest Meteorology **113**(1-4): 21.
- Di Francesco, F., R. Ferrara, et al. (1998). "Two ways of using a chamber for mercury flux measurement--A simple mathematical approach." The Science of The Total Environment **213**(1-3): 33.
- Doorn, M. R. J., D. F. Natschke, et al. (2002). "Development of an emission factor for ammonia emissions from US swine farms based on field tests and application of a mass balance method." Atmospheric Environment **36**(36-37): 5619.
- Duenas, C., M. C. Fernandez, et al. (1996). "Methane uptake in soils of Southern Spain estimated by two different techniques: Static chamber and 222radon flux and soil air concentration profiles." Atmospheric Environment **30**(4): 545.
- Ferrara, R. and B. Mazzolai (1998). "A dynamic flux chamber to measure mercury emission from aquatic systems." The Science of The Total Environment **215**(1-2): 51.
- Frechen, F.-B. (2003). Odor Measurement Review, State of the art of odour measurement, Office of Odor, Noise and Vibration Environmental Management Bureau Ministry of the Environment Government of Japan.
- Gostelow, P., P. J. Longhurst, et al. (2003). Review of Odour Sampling and Measurement. Final report for EB Milton Keynes Limited, School of Water Sciences Cranfield University: 11

- Hargreaves, K. J., F. G. Wienhold, et al. (1996). "Measurement of nitrous oxide emission from agricultural land using micrometeorological methods." Atmospheric Environment **30**(10-11): 1563.
- Kabwe, L. K., R. E. Farrell, et al. (2005). "Characterizing spatial and temporal variations in CO<sub>2</sub> fluxes from ground surface using three complimentary measurement techniques." Journal of Hydrology **311**(1-4): 80.
- Kabwe, L. K., M. J. Hendry, et al. (2002). "Quantifying CO<sub>2</sub> fluxes from soil surfaces to the atmosphere." Journal of Hydrology **260**(1-4): 1.
- Kienbusch, M. R. (1986). Measurement of Gaseous Emission Rates from Land Surfaces Using an Emission Isolation Flux Chamber. User's Guide. Austin, Radian Corporation: 58.
- Kirchgessner, D. A., S. D. Piccot, et al. (1993). "Estimation of methane emissions from a surface coal mine using open-path FTIR spectroscopy and modeling techniques." Chemosphere **26**(1-4): 23.
- Kjeldsen, P. and E. V. Fischer (1995). "Landfill gas migration--Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark." Waste Management & Research **13**(5): 467.
- Klusman, R. W., J. N. Moore, et al. (2000). "Potential for surface gas flux measurements in exploration and surface evaluation of geothermal resources." Geothermics **29**(6): 637.
- Leyris, C., J.-M. Guillot, et al. (2005). "Comparison and development of dynamic flux chambers to determine odorous compound emission rates from area sources." Chemosphere **59**(3): 415.
- Lindberg, S. E., H. Zhang, et al. (2002). "Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils: Part 2--effect of flushing flow rate and verification of a two-resistance exchange interface simulation model." Atmospheric Environment **36**(5): 847.
- Martins, S. (1999). SOP - Soil Surface Flux Monitoring of Gaseous Emissions. T. Carlsen, V. Dibley, M. Ridley and L. Ferry, Environmental Restoration Division: 13.
- Misselbrook, T. and F. Nicholson (2003). Techniques for measuring ammonia emissions from land applications of manure and fertiliser. NADP Ammonia Workshop, Washington DC.
- Morrison, M. C. and M. E. Hines (1990). "The variability of biogenic sulfur flux from a temperate salt marsh on short time and space scales." Atmospheric Environment. Part A. General Topics **24**(7): 1771.
- Mosher, B. W., P. C. Czepiel, et al. (1996). "Mitigation of methane emissions at landfill sites in New England, USA." Energy Conversion and Management **37**(6-8): 1093.

- Murthy, P. N. and A. R. McFarland (1993). "An advanced air sampling technique for hazardous waste sites." Waste Management **13**(5-7): 431.
- Ni, J.-Q. and A. J. Heber (2001). Sampling and Measurement of Ammonia Concentration at Animal Facilities – A Review. ASAE Annual International Meeting, Sacramento, California.
- Oremland, R. S., L. G. Miller, et al. (1987). "Sources and flux of natural gases from Mono Lake, California." Geochimica et Cosmochimica Acta **51**(11): 2915.
- Price, C., J. Brannon, et al. (1999). Prediction of Volatile Losses from Contaminated Exposed Sediments.
- Reichman, R. and D. E. Rolston (2002). "Atmospheric Pollutants and Trace Gases Design and Performance of a Dynamic Gas Flux Chamber." Journal of Environmental Quality **31**: 1774-1781.
- Sakata, T., S. Ishizuka, et al. (2004). "A Method for Measuring Fluxes of Greenhouse Gases from Forest Soils." Bulletin of FFPRI **3**(392): 259 - 265.
- Sarwar, G., R. L. Corsi, et al. (2005). "Measurements of ammonia emissions from oak and pine forests and development of a non-industrial ammonia emissions inventory in Texas." Atmospheric Environment **39**(37): 7137.
- Shen, T. T. (1985). "Air pollution assessment of toxic emissions from hazardous waste lagoons and landfills." Environment International **11**(1): 71.
- Shepherd, M. F., S. Barzetti, et al. (1991). "The production of atmospheric NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O from a fertilized agricultural soil." Atmospheric Environment. Part A. General Topics **25**(9): 1961.
- Sironi, S., L. Capelli, et al. (2005). "Odour emission factors for assessment and prediction of Italian MSW landfills odour impact." Atmospheric Environment **39**(29): 5387.
- Smith, R. J. (1995). "A Gaussian model for estimating odour emissions from area sources." Mathematical and Computer Modelling **21**(9): 23.
- Sohn, J. H., R. J. Smith, et al. (2005). "Gas Sampling Efficiencies and Aerodynamic Characteristics of a Laboratory Wind Tunnel for Odour Measurement." Biosystems Engineering **92**(1): 37.
- Spokas, K., J. Bogner, et al. (2005). "Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?" Waste Management In Press, Corrected Proof.
- Steinbacher, M., H. G. Bingemer, et al. (2004). "Measurements of the exchange of carbonyl sulfide (OCS) and carbon disulfide (CS<sub>2</sub>) between soil and atmosphere in a spruce forest in central Germany." Atmospheric Environment **38**(35): 6043.

- Stredwick, W. A. (2001). Ammonia and volatile organic compound (VOC) emissions from a green waste composting operation. M. Garibay. Colton, SOUTH COAST AIR QUALITY MANAGEMENT DISTRICT.
- Zhang, H., S. E. Lindberg, et al. (2002). "Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils. Part 1: simulation of gaseous mercury emissions from soils using a two-resistance exchange interface model." Atmospheric Environment **36**(5): 835.
- Taha, M. P. M., S. J. T. Pollard, et al. (2005). "Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows: Feasibility of a portable wind tunnel approach." Waste Management **25**(4): 445.
- VDI 3475 Part 1 (2003) "Emission control. Biological waste treatment facilities. Composting and anaerobic digestion. Plant capacities more than approx. 6.000 Mg/a".
- VDI 4285 Part 1 (2005) "Determination of diffusive emissions by measurements. Basic concepts".
- Welles, J. M., T. H. Demetriades-Shah, et al. (2001). "Considerations for measuring ground CO<sub>2</sub> effluxes with chambers." Chemical Geology **177**(1-2): 3.
- Widen, B. and A. Lindroth (2003). "A Calibration System for Soil Carbon Dioxide - Efflux Measurement Chambers: Description and Application." Soil Sci. Soc. Am. J. **67**: 327–334.
- Wienhold, F. G., M. Welling, et al. (1995). "Micrometeorological measurement and source region analysis of nitrous oxide fluxes from an agricultural soil." Atmospheric Environment **29**(17): 2219.