Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Forslag til reguleringsmetoder til reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg

Miljøprojekt nr. 2273

August 2024

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:
Carina Cupit Bayley (Krüger),
Mette Brynjolf Jepsen (Krüger),
Mikkel Stokholm-Bjerregaard (Krüger),
Camilla K. Damgaard (NIRAS),
Jens Munk-Poulsen (NIRAS),
Lars-Christian Sørensen (NIRAS)

ISBN: 978-87-7038-629-6

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Deklaration af konsulentrapporter udarbejdet for offentlige myndigheder

Titel på rapport:
Forslag til reguleringsmetoder til reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg

Formål med rapport:
Det fremgår af aftale mellem den daværende regering (Socialdemokratiet) og Venstre, Radikale Venstre, Socialistisk Folkeparti, Enhedslisten, Det Konservative Folkeparti, Liberal Alliance og Alternativet om Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi (16. juni 2020), at der skal indføres grænseværdier for lattergasemissioner fra renseanlæg fra 2025.
Formålet med denne opgave er at udarbejde en model for reguleringen af lattergasemissioner fra renseanlæg med henblik på at implementere den kommende regulering.

Udarbejdet af:
Krüger A/S

Udarbejdet for:
Miljøstyrelsen (Vandforsyning)

Finansieret af:
Miljøstyrelsen

Leveringsdato for rapport:
26. april 2024

Offentliggørelsesdato:
Inden 1. september 2024

Indhold

1.	**Resumé og anbefalinger**	**6**
2.	**Baggrund**	**10**
3.	**Regulering af lattergasemissioner ved hjælp af grænseværdier**	**11**
3.1	Mulige reguleringsmetoder	11
3.2	Design og fastsættelse af emissionsgrænseværdier	12
3.3	Håndhævelse af grænseværdier	12
3.4	Emissionsgrænseværdi i relation til lattergas	13
3.5	Emissionsgrænseværdier for lattergas på renseanlæg	13
3.6	Opstilling af kriterier for vurdering af emissionsgrænseværdier	14
3.7	Vurdering af udformninger af emissionsgrænseværdier	16
3.8	Konklusioner og anbefalinger	21
4.	**Måling af lattergasemission**	**24**
4.1	Lattergasdynamik	24
4.2	Metoder til måling af lattergasemission fra renseanlæg	24
4.3	Usikkerhed ved estimering af emissionsfaktoren	30
4.4	Anbefalinger til målemetode og bestemmelse af lattergasemission fra renseanlæg	31
5.	**Baseline for lattergasemission**	**33**
5.1	Baggrund for fastsættelse af baseline lattergasemission	33
6.	**Måling og regulering af lattergasemission fra renseanlæg fra 2025**	**39**
6.1	Dannelse af lattergas i N- og DN-zoner	39
6.2	Differentieret målemetode	40
6.3	Valid og ensartet metode til måling af lattergasemission fra forskellige anlægstyper	43
6.4	Guidelines til måling af lattergas fra renseanlæg	44
6.5	Implementering af lattergasregulering under *Miljøbeskyttelsesloven*	51
6.6	Emissionsreducerende tiltag	53
7.	**Konsekvenser ved imple-mentering af målemetoder og grænseværdier**	**58**
7.1	Introduktion	58
7.2	Usikkerheder og afgrænsninger	58
7.3	Metode og data	59
7.4	Renseanlæggenes kapacitet og kvælstofmængder	59
7.5	Emissionsfaktorer for lattergasemissionerne i baseline	62
7.6	Grænseværdier for lattergasemissioner	63
7.7	Omkostninger til måling af lattergasemissioner	65
7.8	Omkostninger til reduktionstiltag	67
7.9	Beregning af skyggepriser for reduktion af lattergasemissioner	69
7.10	Beregning af samlet takstpåvirkning	71
8.	**Referencer**	**73**

Bilag 1. Teknologigennemgang **77**

Bilag 2. Regneark med data fra litteraturstudie og andet opsamlet data **87**

Bilag 3. NIRAS rapport "Lattergas fra renseanlæg – foranalyse vedrørende regulering" fra 2022 **95**

Bilag 4. Cases for sensorplacering **133**

Bilag 5. Guideline til valid og ensartet måling og emissionsberegning **137**

Bilag 6. Formler til emissionsberegning fra beluftede arealer **141**

Bilag 7. *Forløbs*-case til inspiration **151**

1. Resumé og anbefalinger

I ”Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi” er opsat en målsætning om at reducere lattergasudledningen fra renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og over. Der er derfor igangsat et analysearbejde som udgangspunkt for, hvordan en sådan regulering kan designes og implementeres, således at lattergasemission fra danske renseanlæg reduceres med 50 %.

Der er i nærværende rapport analyseres en række forskellige *typer* af grænseværdier (reguleringsmetoder), som alle vil kunne anvendes til at regulere lattergasudledningen fra renseanlæg (afsnit 3). De forskellige typer af grænseværdier er vurderet i forhold til en række kriterier, der til sammen belyser incitamentsstruktur, miljøeffekt og samfundsøkonomisk perspektiv. På baggrund af vurderingerne anbefales det, at der arbejdes med en relativ grænseværdi. Ved en relativ grænseværdi forstås en grænseværdi for lattergas relateret til kvælstofindholdet i spildevandet ved renseanlæggets indløb. Det anbefales desuden, at grænseværdien i videst muligt omfang skal fastsættes i forhold til det enkelte anlægs karakteristika – som minimum renseanlæggets senest opgjorte udledning (baseline).

Den foreslåede relative grænseværdi er ikke tænkt som en statisk grænseværdi men derimod som et dynamisk redskab, hvor årlige evalueringer og løbende revisioner er *nødvendige* for at sikre, at grænseværdien forbliver relevant og effektiv.

For at kunne håndhæve en relativ grænseværdi er der behov for at kunne foretage nøjagtige målinger af renseanlæggets lattergasemissioner. Dette indebærer både en valid og præcis måleteknologi men også en retvisende metode til at opgøre renseanlæggets samlede lattergasemission. Der er derfor foretaget en vurdering af forskellige tilgængelige måleteknologier (afsnit 4). Det anbefales at anvende processpecifikke online målinger, der giver det nødvendige indblik i renseanlæggets emissionsfaktor såvel som dynamikken i lattergasproduktion og –udledning fra processerne. Processpecifikke online målinger vil samtidig kunne anvendes som styringsværktøj med henblik på at reducere lattergasudledningen fra renseanlæggene.

For at sikre en tilstrækkelig kvalitet af lattergasmålingerne anbefales det i reguleringsøjemed, at der udarbejdes en liste over godkendte måleteknologier til måling af emissioner (positivliste). Dette sikrer, at målingerne er nøjagtige, pålidelige og i overensstemmelse med reguleringsmæssige krav.

Desuden anbefales det, at der på sigt etableres en akkrediteret metode, så virksomheder i fremtiden kan akkrediteres under DANAK. Indtil denne er etableret, må reguleringen støtte sig op af en *valid* og *ensartet* metode til måling og beregning af lattergasemission fra danske renseanlæg (forslag hertil præsenteret i afsnit 6).

Der er behov for at sikre konsensus omkring renseanlæggenes hidtidige lattergasudledning (baseline). Der er som en del af nærværende rapport foretaget et litteraturstudie, der med al tydelighed viser, at der både i Danmark og udlandet er foretaget mange lattergasemissionsmålinger og –beregninger (afsnit 5). Målingerne er alle udført for at få ny viden - og ikke med det formål at etablere en baseline. Målemetoderne har derfor været meget forskelligartede og typisk i korte perioder/kampagner. Fordi der netop ikke eksisterer certificerede måleteknologier (positivliste) eller stan-

dardiserede målemetoder og emissionsberegninger, vurderes det, at den tilgængelige data, analyseret i litteraturstudiet, således ikke kan anvendes som baselinedata, da data ikke vurderes at være ensartede og sammenlignelige.

Rapporten og dens økonomiske analyser (præsenteret i afsnit 7) tager derfor udgangspunkt i to mulige baselines:

- 0,84 % N_2O-N/TN-ind, da denne baseline er baseret på de bedst validerede danske målekampagner på nuværende tidspunkt.
- 1,6 % N_2O-N/TN- ind, idet dette er IPCC's nøgletal for lattergasemissioner, og er den baseline, der benyttes uden for landets grænser til beregning af lattergasemission fra renseanlæg.

Implementeringen af regulering af lattergasemission fra danske renseanlæg vil skulle støtte sig op af en *valid* og *ensartet* metode, der sikrer korrekt måling, beregning og ekstrapolation af lattergasemission fra renseanlæggene. I nærværende rapport er der derfor udarbejdet en *guideline* til forsyninger og industrier, som kan anvendes til dette formål, uanset anlægsstørrelse og -konfiguration (afsnit 6).

Det anbefales, at reguleringen indføres på renseanlæggene via en *differentieret målemetode*, med formålet om hurtig implementering samt øget viden og et større datagrund til at sikre en korrekt og valid baselineemission fra anlæggene, samt til evt. revidering af den fastsatte grænseværdi, når mere viden er indhentet (afsnit 6). I denne forbindelse forslås en indkøringsperiode, hvor alle berørte renseanlæg måler lattergasemission via et simpelt måleprogram med få målepunkter (*BASIS-metoden*). Hvis et anlægs emissionsfaktor overskrider den fastsatte grænseværdi efter denne screeningsperiode, forslås det, at anlægget udvider måleprogrammet med flere målepunkter (*UDVIDET metode*) og således sikrer mere dybdegående dokumentation af udledningen, såvel som værktøj til at reducere emissionen fra renseanlægget.

Foruden anbefalingen om en *differentieret målemetode* inkluderer nærværende rapport desuden en række forslag til emissionsreducerende tiltag, herunder driftsoptimering (Option A) samt kapacitetsudvidelser (Option B) (afsnit 6), som bl.a. ligger til grund for de økonomiske konsekvenser (herunder skyggepriser) ved implementering af målemetoder og grænseværdier (afsnit 7).

At indføre en grænseværdi for lattergasemissionerne fra danske renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og mere vil medføre en række omkostninger, som bør vejes op imod fordelene (se afsnit 7). Den største fordel ved at indføre en grænseværdi er også selve formålet med grænseværdien: At reducere renseanlæggenes klimabelastning fra udledningen af lattergas på anlæggene. Omkostningerne til at overholde grænseværdien er dels omkostninger til at måle og monitorere lattergasemissionerne på renseanlæggene og dels omkostningerne til at indføre tiltag, der reducerer udledningen af lattergas. Disse omkostninger kan holdes op imod den forventede reduktion i klimabelastningen, og en reduktionsomkostning for CO_2, – også kaldet en skyggepris – kan beregnes.

Der er væsentlige usikkerheder forbundet med beregningerne af disse skyggepriser. Blandt andet er den tilgængelige viden om niveauet for renseanlæggenes nuværende lattergasemissioner (baseline) begrænset, hvilket smitter af på den reduktion, der kan forventes opnået. Derudover er der usikkerhed omkring omkostningerne til de mulige reduktionstiltag, da de afhænger af de konkrete forhold på det enkelte renseanlæg.

Givet disse usikkerheder, er skyggepriserne beregnet og præsenteret som et interval, der spænder fra ”den lavest mulige forventede skyggepris” til ”den højest mulige forventede skyggepris”, hvorfor resultaterne skal tolkes som størrelsesordner og ikke præcise tal.

Med udgangspunkt i en målsætning om en 50 % reduktion i lattergasemissionerne fra danske renseanlæg er de nødvendige grænseværdier fastsat under antagelse af, at alle renseanlæg i udgangspunktet (baseline) har den samme emissionsfaktor. Såfremt renseanlæggene alle antages at have en emissionsfaktor på 0,84 % N_2O-N/TN-indløb, skal de reducere emissionsfaktoren til 0,42 % N_2O-N/TN-indløb og på lignende vis for et udgangspunkt, hvor emissionsfaktoren er 1,60 % N_2O-N/TN-indløb. Ved at introducere én grænseværdi, som gælder for alle renseanlæg, skal de renseanlæg, der ligger under grænseværdien, ikke foretage reduktionstiltag, da de renseanlæg, der har de højeste emissionsfaktorer, skal reducere mere end 50 %.

Såfremt en ”BASIS-metode” for måling af lattergasemissioner introduceres på renseanlæggene betyder det, at 89 renseanlæg med en godkendt kapacitet på mindst 30.000 PE som udgangspunkt skal installere én sensor per anlæg. De estimerede investeringsomkostninger til at installere én sensor per anlæg er mellem 7,2-13,8 mio. kr. for de 89 anlæg afhængigt af om der er tale om væske- eller gassensorer. De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er tilsvarende 1,7-2,3 mio. kr./år for henholdsvis off-gas-sensorer og væskefase-sensorer. Tilsvarende er de estimerede investeringsomkostninger for renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE 6,6-12,6 mio. kr., og de beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er 1,5-2,1 mio. kr./år for denne gruppe af anlæg.

Hvis man i stedet for ”BASIS-metoden” beslutter at benytte den ”UDVIDEDE metode”, skal renseanlæggene ikke kun installere én sensor per anlæg, men i stedet ét målepunkt (én sensor) per beluftet tank, svarende til ca. én sensor per 40.000 PE godkendt kapacitet. Herved øges de estimerede investeringsomkostninger til 17,0-45,8 mio. kr. for de 89 anlæg afhængigt af om der er tale om væske- eller gassensorer. De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger øges tilsvarende til 5,5-7,0 mio. kr./år for henholdsvis gassensorer og væskesensorer.

For så vidt angår reduktionstiltag til at nedbringe lattergasemissionerne er der overordnet set to optioner: ’Option A’ i form af driftsoptimering (styring) og ’Option B’ som er kapacitetsudvidende tiltag. Såfremt det er muligt at opnå hele den ønskede reduktion på 50 % med tiltagene under ’Option A’, og at omkostningerne til reduktionstiltagene ligger i den lave ende af de vurderede omkostninger, så er de estimerede samlede investeringer cirka 40 mio. kr. For de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er investeringen tilsvarende 21 mio. kr.

Investeringerne bliver dog hen ved 100 gange højere, hvis det er reduktionstiltagene under ’Option B’ og den øvre ende af intervallet for de estimerede investeringer, der skal i spil: 4,7 mia. kr. vil investeringerne da kunne beløbe sig til, hvis den ønskede reduktion på 50 % skal opnås med de mest investeringstunge kapacitetsudvidelser. Merinvesteringen for de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE bliver 1,3 mia. kr.

De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er estimeret til at være imellem 6 og 423 mio. kr./år for de 89 renseanlæg med en godkendt kapacitet på mere end 30.000 PE. Der er altså potentielt en faktor mere end 70 i forskel på de gennemsnit-

lige årlige omkostninger, alt efter om de lavest vurderede omkostninger kan realiseres, eller det bliver de højest forventede omkostninger. For de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er intervallet 3-114 mio. kr./år.

Variationen i de estimerede omkostninger og usikkerheden omkring størrelsen af reduktionen af lattergasemissioner fra renseanlæggene har følgende implikationer for de beregnede skyggepriser:

- For så vidt angår reduktionen af lattergasemissionerne opnås den største reduktion i den samlede mængde ved antagelse om den højeste emissionsfaktor.
- Den mindste skyggepris realiseres, når omkostningerne til måling og reduktionstiltag er lavest mulige, og reduktionen af lattergasemissioner er størst mulige.
- Den højeste skyggepris realiseres, når omkostningerne til måling og reduktionstiltag er højest mulige, og reduktionen af lattergasemissioner er lavest mulige.

Intervallet for de beregnede skyggepriser for CO_2 -e-reduktion gennem lattergasreduktioner varierer mellem 49 kr./ton CO_2-e og 10.217 kr./ton CO_2-e, altså mere end en faktor 200, og følgende observeres:

- De laveste skyggepriser er generelt set beregnet for renseanlæggene med den største kapacitet. Det er er en konsekvens af de lavere marginalomkostningerne til såvel målinger som reduktionstiltag og den højere relative kvælstofbelastning (N) for flere af renseanlæggene med større godkendt kapacitet.
- Reduktion af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg gennem simple målinger og driftsoptimering er umiddelbart for de fleste anlægsstørrelser en omkostningseffektiv måde at reducere klimabelastningen på, hvis man sammenligner de beregnede skyggepriser med øvrige tiltag uden for kvotesektoren.
- Reduktion af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg gennem kapacitetsudvidelser er en relativt omkostningsfyldt måde at reducere klimabelastningen på.

Tilsvarende er takstpåvirkningen for spildevandssektoren samlet set beregnet til imellem 4 øre – 1,95 kr./m^3 debiteret vand.

Rapportens samlede konklusioner og anbefalinger kan danne grundlag for, at Miljøministeriet og Miljøstyrelsen i 2025 implementerer en regulering af lattergasemission fra danske renseanlæg ved hjælp af en relativ grænseværdi baseret på en eksisterende baselineemission fra anlæggene. Den fremtidige regulering bør støtte sig op af en *valid* og *ensartet* tilgang til måling via eksisterende måleteknologi, som øger den fælles viden om renseanlæggenes baselineemission inden den *endelige* målgruppe for reguleringen og niveauet for den *endelige* grænseværdi fastsættes.

2. Baggrund

I forbindelse med rensningen af spildevand på danske renseanlæg udledes i varierende omfang større mængder lattergas til atmosfæren. Dette er problematisk, da lattergas er en potent drivhusgas med lang levetid i atmosfæren, og emissionerne af lattergassen bidrager derved til den globale opvarmning.

For at sikre at renseanlæggenes bidrag til global opvarmning reduceres, er det af et politisk flertal vedtaget at indføre en grænseværdi for renseanlæggenes emissioner af lattergas til atmosfæren. I "Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi" er følgende målsætning opsat:

Der indføres grænseværdier for renseanlæggenes lattergasemissioner for renseanlæg, der renser spildevand svarende til 30.000 personers udledning (PE) [eller mere]. Dermed omfatter grænseværdierne ca. 65 pct. af spildevandsmængden og 75 pct. af lattergasemissionerne fra processen. På baggrund af erfaringerne drøftes det senest i 2025 med aftalepartierne, om grænsen skal sættes ned fra 30.000 personers udledning (PE) til et lavere niveau.

I løbet af 2018-2020 har der været en MUDP-pulje til måling og kvantificering af de danske renseanlægs lattergasudledning, som har givet et bedre datagrundlag for det videre arbejde med implementeringen af en grænseværdi for lattergasudledning fra renseanlæg.

Grænseværdien vil blive indført med målet om at opnå en reduktion på 50 % af lattergasemission fra danske renseanlæg.

I nærværende rapport er der udarbejdet forslag til reguleringsmetoder til reduktion af lattergasemission fra danske renseanlæg. Det er således undersøgt, hvordan en grænseværdi for renseanlæggenes emissioner af lattergas kan fastsættes og udformes (afsnit 3), hvordan man kan måle emissionerne af lattergas fra renseanlæggene (afsnit 4), samt hvor store emissionerne historisk har været (afsnit 5).

For at sikre at renseanlæggenes lattergasemission måles og beregnes på en *valid* og ensartet måde, er der desuden præsenteret en guideline til anlæggenes anvendelse af præsenterede målemetoder (afsnit 6). Indførelse af en grænseværdi for lattergasemission vil resultere i omkostninger til måling af lattergasemission såvel som omkostninger til emissionsreducerende tiltag på renseanlæggene, således den fastsatte grænseværdi kan overholdes (afsnit 7), og den samlede udledning af lattergas fra danske renseanlæg hermed reduceres.

3. Regulering af lattergasemissioner ved hjælp af grænseværdier

3.1 Mulige reguleringsmetoder

Der findes grundlæggende to forskellige typer af miljøregulering: Administrative styringsinstrumenter og økonomiske styringsinstrumenter.

Administrative styringsinstrumenter, også kaldet juridiske styringsinstrumenter, omfatter f.eks. krav om anvendelse af specifikke teknologier til at opfylde emissionsgrænseværdier (f.eks. BAT, Bedste Tilgængelige Teknik[1]). Der kan også være tale om krav ift. placering af støjende eller lugtende aktiviteter (f.eks. krav til placering af husdyranlæg[2]), eller - som i miljøgodkendelser - vilkår om overholdelse af grænseværdier for udledninger af luftforurenende stoffer fra virksomheders skorstene og afkast[3].

De økonomiske styringsinstrumenter kan være afgifter, kvoter, subsidier mv. Et eksempel på dette er CO_2-kvotesystemet (EU's CO_2-kvoteordning[4]), hvor CO_2-kvoter kan handles mellem virksomheder. Et andet eksempel er afgifter, der pålægges udledningerne fra en forurenende aktivitet (f.eks. spildevandsafgiften for industrispildevand[5]).

Overordnet set vil økonomiske styringsinstrumenter typisk være forbundet med lavere samfundsøkonomiske omkostninger end administrative styringsinstrumenter, da reduktionsindsatsen generelt vil finde hen til de virksomheder, der billigst kan gennemføre den. For en gennemgang af styringsinstrumenter, herunder de økonomiske, se artiklen "Valg af styringsinstrumenter i miljø- og naturpolitikken" af tidligere vismand i De Økonomiske Råd, Jørgen Birk Mortensen[6].

Sammenlignet med de økonomiske styringsinstrumenter er administrative styringsinstrumenter mere velegnede, når der er tale om mere kompliceret regulering, f.eks. ved forskellige typer af grænseværdier for forskellige tidsintervaller, eller når der er tale om udledninger af et akut farligt stof, hvor en bestemt koncentration eller mængde under ingen omstændigheder må overskrides, da der er fare for meget skadelige effekter på mennesker og dyr eller miljø og natur mere bredt set. Et eksempel herpå er emissionsgrænseværdierne for spildgas og diffuse emissioner fra organiske opløsningsmidler[7].

---

[1] Miljøstyrelsens Miljøgodkendelsesvejledning, 5.8 Mere om BAT.

[2] Miljøstyrelsen, Husdyrvejledningen, Krav til placering af anlæg på husdyrbrug i forhold til omgivelserne.

[3] Miljøstyrelsen, Luftforurening fra virksomheder.

[4] Energistyrelsen, EU's CO_2-kvoteordning.

[5] SKAT, Afgiftssatserne for spildevand.

[6] DØRS, Valg af styringsinstrumenter i miljø- og naturpolitikken.

[7] BEK nr. 1491 af 07/12/2015, Bekendtgørelse om anlæg og aktiviteter, hvor der bruges organiske opløsningsmidler.

Ressortområdet for økonomiske styringsinstrumenter ligger under Skatteministeriet (og i visse tilfælde Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet), mens Miljøministeriet er ressort for administrative styringsinstrumenter på miljøområdet.

I denne rapport vurderes alene muligheden for at anvende administrative styringsinstrumenter og herunder mere specifikt grænseværdier til regulering af emissionerne af lattergas fra danske renseanlæg.

3.2 Design og fastsættelse af emissionsgrænseværdier

Grænseværdier kan designes på en række forskellige måder. De er typisk fastsat inden for et givet tidsrum, f.eks. som den tilladte mængde stof i røggas, der i et givet tidsrum må udledes til luften. Et eksempel herpå er emissionsgrænseværdierne for store fyringsanlæg angivet i "Bekendtgørelse om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg", hvor "validerede gennemsnitsværdier per time og per dag bestemmes fra de gyldigt målte timegennemsnitsværdier efter fratrækning af værdien af det i punkt 10 specificerede konfidensinterval" [8]. De kan i teorien være fastsat for et år, f.eks. det samlede antal tons lattergas udledt over et år.

Endeligt kan de være opgjort som en absolut mængde (f.eks. antal kg), der må udledes eller som en relativ værdi opgjort som en andel af en inputfaktor, f.eks. udledning af lattergas relativt til N-mængden i indløbsspildevandet på et renseanlæg.

Hvilket design af emissionsgrænseværdien, der er mest velegnet, afhænger af den udledning, man gerne vil begrænse, men samtidig kan grænseværdien udformes, så den differentieres inden for målgruppen, der er underlagt grænseværdien. Eksempelvis kan den samme grænseværdi være gældende for alle, men ofte differentieres grænseværdien for forskellige virksomheder afhængig af type, størrelse eller andet. Det ses f.eks. i "Bekendtgørelse om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg", hvor der skelnes mellem forskellige typer gasfyrede fyringsanlæg, der hver især er underlagt forskellige emissionsgrænseværdier for bl.a. NO_x og CO[9].

I teorien kan man også udarbejde individuelle grænseværdier, hvilket kan være relevant, hvis de rammevilkår, virksomhederne er underlagt, varierer meget.

3.3 Håndhævelse af grænseværdier

En emissionsgrænseværdi i regi af Miljøbeskyttelsesloven implementeres via en miljøgodkendelse og håndhæves via de muligheder, der er i Miljøbeskyttelsesloven. Det betyder, at eventuelle overskridelser håndteres med forskellige tiltag, afhængigt af hvor hyppige eller alvorlige de er. Der kan bl.a. gives henstillinger, påbud og indskærpelser. Se nærmere i "Vejledning i håndhævelses af Miljøbeskyttelsesloven"[10]. I vejledningen er der bl.a. et eksempel på, at hvis tilsynsmyndigheden konstaterer overskridelse af en grænseværdi, så er der tale om en "konstaterende afgørelse", og der kan gives en indskærpelse om at grænseværdien skal overholdes. Såfremt indskærpelsen ikke efterkommes, kan det føre til politianmeldelse, og under skærpede

[8] BEK nr. 1940 af 04/10/2021, Bekendtgørelse om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg. Grænseværdien kan også være fastsat relativt til produktionen f.eks. som de samlede grænseværdier for emissionerne af opløsningsmidler i forbindelse med lakering af biler, lastvogne mv. angivet i "Bekendtgørelse om anlæg og aktiviteter, hvor der bruges organiske opløsningsmidler" . Her er der tale om en maksimal grænseværdi, der ikke må overskrides.

[9] BEK nr. 1940 af 04/10/2021, Bekendtgørelse om begrænsning af visse luftforurenende emissioner fra store fyringsanlæg

[10] Miljøministeriet, "Vejledning i håndhævelses af Miljøbeskyttelsesloven".

omstændigheder kan tilsynsmyndigheden nedlægge forbud mod fortsat drift eller fjernelse af virksomheden. Forbud og fjernelse er begge i vejledningen angivet som ”vidtgående håndhævelsesskridt”.

3.4 Emissionsgrænseværdi i relation til lattergas

Lattergasemissioner fra renseanlæg er uden umiddelbar toksikologisk effekt på flora, fauna og mennesker, og emissionerne varierer bl.a. med tilledningen af kvælstof til renseanlægget. Emissionerne forekommer flere steder på renseanlæggene ofte ifm. beluftningstanke mv. Lattergasemissioner til luft kan allerede i dag reguleres via B-værdier, som beskrevet i Miljøstyrelsens B-værdi-vejledning[11], men formålet med vejledningen er at regulere luftkvaliteten og ikke at reducere emissionen af drivhusgasser. B-værdi-vejledningen er derfor ikke relevant i denne sammenhæng.

Emissionen af lattergas fra renseanlæg er problematisk, fordi der er tale om en meget potent drivhusgas, - ca. 298 gange så stærk som CO_2. Reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg bidrager således til opnåelse af de gældende nationale klimamålsætninger. Lattergas har dermed en anden karakter end de emissioner, der typisk reguleres via grænseværdier, hvor baggrunden for at anvende grænseværdier oftest enten er at udledningerne er skadelige for mennesker, eller at de er skadelige for nærområdet, hvortil de udledes.

Lattergas og andre drivhusgasser adskiller sig fra andre emissioner, da de har den samme skadeseffekt, uanset hvor på jordens overflade de udledes, og det er dermed alene den samlede mængde drivhusgasser, der er relevant at reducere. Det er dermed i princippet ikke vigtigt, hvordan koncentrationen af lattergas fordeler sig over et døgn eller et år.

Fordi skadesomkostningen er den samme uafhængigt af udledningssted, vil det kunne nedbringe de samfundsøkonomiske omkostninger, hvis man gjorde lattergaskvoter omsættelige, således at de virksomheder, der billigst kunne nedbringe deres udledninger ville gøre det, og samtidig ville de kunne sælge deres tiloversblevne kvoter til virksomheder med højere individuelle reduktionsomkostninger. Det er netop den mekanisme, man udnytter i CO_2 -kvotesystemet. I denne rapport ser vi dog ikke nærmere på omsættelige kvoter, da det ikke er en regulering, der i øvrigt finder anvendelse under Miljøbeskyttelsesloven.

3.5 Emissionsgrænseværdier for lattergas på renseanlæg

På baggrund af ovenstående er der i det følgende opstillet en række grænseværdier, som er vurderet relevante og derfor analyseres nærmere med henblik på en vurdering af deres egnethed til regulering af udledningerne af lattergas fra renseanlæg. Grænseværdierne udstiller et bredt løsningsrum, og vurderingerne kan derfor indgå i grundlaget for endeligt valg af en eller flere grænseværdier.

Helt overordnet forstås en absolut grænseværdi i det følgende som en samlet mængde lattergas udledt fra et renseanlæg f.eks. set over et år. Parallelt hermed forstås en relativ grænseværdi som en udledt mængde lattergas relativt til N-indholdet i spildevandet, der ledes til renseanlægget, da det typisk er sådan emissionsfaktoren for lattergasemissionerne fra renseanlæg opgøres. Den relative grænseværdi tager således højde for, at renseanlæggene har forskellige forudsætninger i form af for-

[11] Vejledning om B-værdier. Vejledning nr. 20. August 2016. Miljøstyrelsen.

skelle i indholdet af kvælstof i spildevandet. Dette er en afgørende faktor for lattergasudledningerne, og dermed renseanlæggenes muligheder for at reducere emissionerne af lattergas.

For hver af de to typer grænseværdier, henholdsvis absolutte og relative grænseværdier, analyseres fire specifikke udformninger af grænseværdierne:

- Ens grænseværdi for alle renseanlæg: Alle renseanlæg er underlagt og skal overholde den samme emissionsgrænseværdi for lattergas.
- Differentieret grænseværdi relativ til renseanlæggets størrelse/kapacitet: Renseanlæggene inddeles i grupper efter størrelse på anlægget, kapaciteten (angivet i PE, person ækvivalenter) eller alternativt efter typen af anlæg.
- Grænseværdi relateret til nuværende udledning på renseanlægget (baseline): Emissionsgrænseværdien fastsættes for hvert enkelt renseanlæg ud fra de historiske emissioner af lattergas på anlægget udtrykt i en baseline-emission.
- Individuel grænseværdi fastsat ud fra forholdene på hvert enkelt renseanlæg: Renseanlæggene får fastsat deres grænseværdi individuelt. I fastsættelsen indgår f.eks. kvælstofindhold i spildevandet i indløbet, anlægstype og -processer, implementerede reduktionstiltag til reduktion af lattergasemissioner og (aktuelle) reduktionspotentiale fsva. lattergasemissioner.

Der er fordele og ulemper ved de forskellige udformninger af grænseværdierne som vil fremgå af evalueringerne af grænseværdierne på baggrund af en række kriterier opstillet til netop dette formål.

3.6 Opstilling af kriterier for vurdering af emissionsgrænseværdier

Kriterierne opstillet i de følgende afsnit er valgt, da de er vurderet centrale, når den mest hensigtsmæssige grænseværdi skal vælges. Vurderingerne af grænseværdierne op imod de opstillede kriterier vil gøre det tydeligt, hvilke grænseværdier der performer bedst og dermed vil kunne bidrage til beslutningsgrundlaget for at vælge en specifik grænseværdi.

3.6.1 Validitet og præcision

Hvor stor er **måleusikkerheden**, når det med målinger skal dokumenteres, at emissionsgrænseværdien for lattergas er overholdt? Er der tilstrækkeligt valide og præcise **målemetoder** og **måleteknologier** til rådighed til at foretage målingerne og dermed skabe grundlag for at fastlægge og håndhæve grænseværdien?

3.6.2 Incitamenter til reduktion og løbende forbedringer

Giver emissionsgrænseværdien **ingen, få, mange eller alle** renseanlæg incitament til at reducere lattergasudledningen? Tilskynder grænseværdien i tilstrækkelig grad renseanlæggene til **løbende forbedringer** samt udvikling og introduktion af bedre og renere teknologier og adfærd?

3.6.3 Fordelingseffekter

Hvad er de fordelingsmæssige konsekvenser af grænseværdien? Er der nogle (typer) renseanlæg, der rammes mere (eller mindre) end andre? Rammes **ingen, få, mange eller alle** renseanlæg?

3.6.4 Fairness

Er emissionsgrænseværdien **uretfærdig** eller **retfærdig**? Tager den f.eks. højde for, at nogle renseanlæg allerede har gjort noget for at reducere lattergasudledningerne, hvilket andre ikke har?

3.6.5 Omkostninger til implementering hos renseanlæg

Hvor nemt er det for renseanlæggene at håndtere grænseværdien, og hvad er det omtrentlige **niveau for omkostningerne** til at måle emissionerne af lattergas samt implementere reduktionstiltag til overholdelse af grænseværdien?

3.6.6 Myndighedernes implementering

Hvor **nemt** er det for myndighederne at implementere emissionsgrænseværdien? Kræver det f.eks. et stort administrativt forarbejde at implementere emissionsgrænseværdien samt årlig administration?

3.6.7 Sandsynlighed for målopfyldelse

Hvor sandsynligt er det, at renseanlæggene kan opfylde grænseværdien? Er det **ingen, få, mange eller alle** renseanlæg?

3.6.8 Samfundsøkonomi

Hvad er det omtrentlige **niveau for den samfundsøkonomiske skyggepris** for reduktion af emissionerne af lattergas fra renseanlæggene ved at anvende den pågældende grænseværdi? Vurderingen baseres på vurderingerne af sandsynligheden for målopfyldelse kombineret med vurderingerne af omkostningerne hos renseanlæggene samt kravene til myndighedernes administration.

3.6.9 Øvrige kriterier

De følgende supplerende kriterier har også været vurderet men er udeladt, da der enten ikke er forskel mellem de forskellige typer grænseværdier, eller de ikke er mulige at operationalisere på dette mere generiske niveau:

- Reduktionspotentiale: Hvad er den vurderede effekt af emissionsgrænseværdien?
- Skalérbarhed og eksportpotentiale (systemeksport af f.eks. akkrediterede målinger)?
- Effektivitet: Er grænseværdien effektiv under alle – også ekstreme – forhold og forudsætninger? (Udeladt da variationen i grænseværdiernes opfyldelse af kriterierne i stedet illustreres med cases).
- Retssikkerhed: Er retssikkerheden tilstrækkelig? (Udeladt da det i høj grad afhænger af myndighedernes implementering og opfyldelse af reguleringen og i øvrigt ikke vurderes at være afhængig af selve typen af grænseværdi).

3.7 Vurdering af udformninger af emissionsgrænseværdier

I følgende tabel er vurderinger af forskellige mulige udformninger af emissionsgrænseværdier for lattergasemissionerne fra renseanlæg angivet. Bemærk at teksten i tabellen for overblikkets skyld er minimeret, men at der efter tabellen følger uddybende forklaringer tabellens indhold.

TABEL 3.1: Vurderinger af forskellige mulige udformninger af emissionsgrænseværdier for lattergasemissionerne fra renseanlæg

	Absolut grænseværdi				**Relativ grænseværdi**			
Kriterier/Typer grænseværdier	**Samme for alle renseanlæg**	**Afhængig af f.eks. kapacitet**	**Relativ ift. renseanlæggets baseline-emission**	**Individuelt fastsat for renseanlægget**	**Samme for alle renseanlæg**	**Afhængig af f.eks. kapacitet**	**Relativ ift. renseanlæggets baseline-emission**	**Individuelt fastsat for renseanlægget**
Validitet og præcision (1)	Samme	Samme	Samme	Samme	Samme	Samme	Samme	Samme
Incitamenter til reduktion (2)	Få-mange	Få-mange	Alle	Alle	Få-mange	Få-mange	Alle	Alle
Fordelingseffekter (3)	Få-mange	Få-mange	Alle	Alle	Få-mange	Få-mange	Alle	Alle
Fairness (4)	Uretfærdig	Uretfærdig	Uretfærdig	Retfærdig	Uretfærdig	Uretfærdig	Uretfærdig	Retfærdig
Omkostninger til implementering hos renseanlæg, herunder reduktionstiltag (5)	Ingen til høje	Lave til høje	Lave til høje	Lavest mulige	Ingen til høje	Lave til høje	Lave til høje	Lavest mulige
Myndighedernes implementering (adm.) (6)	Mindre omfattende	Omfattende	Omfattende	Meget omfattende	Mindre omfattende	Omfattende	Omfattende	Meget omfattende
Sandsynlighed for målopfyldelse (7)	Varierende	Varierende	Varierende	Høj grad af opfyldelse	Varierende	Varierende	Varierende	Høj grad af opfyldelse
Samfundsøkonomisk skyggepris (8)	Høj	Høj	Høj	Lavest mulige	Høj	Høj	Høj	Lavest mulige

(ad 1) Validitet og præcision:
Måleteknologier, målemetoder og dermed måleusikkerhederne vurderes at være uafhængige af udformningen af de undersøgte grænseværdier. Derfor er vurderingen for alle typer grænseværdier 'Samme'.

(ad 2) Incitamenter til reduktion:
For såvel absolutte som relative grænseværdier vurderes incitamenterne for renseanlæggene til at reducere udledningerne af lattergas at variere, når der er tale om samme grænseværdi eller en grænseværdi, der afhænger af renseanlæggets kapacitet, størrelse o.l. Derimod har alle renseanlæg incitament til reduktion, såfremt grænseværdien fastsættes relativt til renseanlæggets baseline-emissioner, eller grænseværdien fastsættes individuelt med udgangspunkt i baseline-emissioner og f.eks. kvælstofindhold i spildevandet i indløbet, anlægstype og -processer, implementerede reduktionstiltag til reduktion af lattergasemissioner og (aktuelle) reduktionspotentiale for så vidt angår lattergasemissioner. Dette er selvfølgelig under forudsætning af, at der med en grænseværdien indføres et reelt reduktionskrav.

(ad 3) Fordelingseffekter:
Samme billede som for 'Incitamenter til reduktion' gentager sig fsva. fordelingseffekterne, hvor det vurderes at renseanlæggene i varierende grad vil opleve samme grænseværdi som restriktiv. Denne vurdering går igen for grænseværdier, der afhænger af renseanlæggets kapacitet, størrelse o.l. Hvor der er tale om grænseværdier fastsat relativt til renseanlæggets baseline-emissioner eller grænseværdier fastsat individuelt med udgangspunkt i baseline-emissioner, kvælstofindhold i spildevandet i indløbet og andre individuelle forhold, vurderes det, at alle renseanlæg vil opleve deres grænseværdi som restriktiv.

(ad 4) Fairness:
Umiddelbart vurderes alene en individuelt fastsat grænseværdi – absolut eller relativ – at blive opfattet som retfærdig af renseanlæggene, da den som udgangspunkt tager højde for f.eks. kvælstofindhold i spildevandet i indløbet, anlægstype og -processer, implementerede reduktionstiltag til reduktion af lattergasemissioner samt det (aktuelle) reduktionspotentiale fsva. lattergasemissioner fra renseanlægget. De andre udformninger af grænseværdier (samme, afhængig af f.eks. kapacitet, og relativ ift. renseanlæggets baseline-emission) vurderes alle i et eller andet omfang at blive opfattet som uretfærdige.

(ad 5) Omkostninger til implementering hos renseanlæg, herunder reduktionstiltag:
Da der med en individuelt fastsat grænseværdi – absolut eller relativ – er mulighed for at tage højde for renseanlæggets reduktionspotentiale, mulige reduktionstiltag og dermed omkostninger, vurderes det at betyde, at man her generelt set vil opnå de laveste omkostninger til implementering og opfyldelse af grænseværdien. Ved de andre udformninger af grænseværdien, varierer det i stort omfang, hvor høje omkostninger det enkelte renseanlæg vil imødese, hvilket samlet set vurderes at føre til de højeste omkostninger.

(ad 6) Myndighedernes implementering:
Med samme grænseværdi for alle renseanlæg vurderes myndighederne at opleve den nemmeste implementering af grænseværdien og dermed opleve den mindste administrative byrde. Men jo flere individuelle forhold der i fastsættelsen af grænseværdien skal tages højde for, jo vanskeligere bliver myndighedernes implementering og administration også.

(ad 7) Sandsynlighed for målopfyldelse:
Med hensyn til det enkelte renseanlægs sandsynlighed for målopfyldelse vurderes flest renseanlæg med størst sikkerhed at kunne leve op til en individuelt fastsat grænseværdi. Ved andre udformninger af grænseværdier, hvor der i fastsættelsen af grænseværdien ikke i samme grad tages højde for

individuelle forhold vurderes antallet af renseanlæg, der lever op til grænseværdien, at variere.

(ad 8) Samfundsøkonomisk skyggepris:
Baseret på vurderingerne af sandsynligheden for målopfyldelse kombineret med vurderingerne af omkostningerne hos renseanlæggene samt kravene til myndighedernes administration vurderes niveauet for den samfundsøkonomiske skyggepris til reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg at være meget høj ved introduktion af den samme grænseværdi for alle renseanlæg. Skyggeprisen vurderes især at blive trukket op af de renseanlæg, der har relativt beskedne reduktionspotentialer men til gengæld høje reduktionsomkostninger. Her vurderes den begrænsede administrative belastning for myndighederne ved at anvende den samme grænseværdi for alle renseanlæg ikke at være tilstrækkelig lav til at opveje de vurderede høje reduktionsomkostninger. Lavest skyggepris vurderes opnået med individuelt fastsatte grænseværdier – på trods af at myndighedernes administration vurderes at være meget vanskelig og dermed potentielt relativt omkostningsfyldt.

Som det fremgår af vurderingerne af de to overordnede forskellige udformninger af grænseværdier (absolut og relativ) i tabellen herover, er der umiddelbart ingen forskelle. Det vurderes dog at der især i forhold til kriterierne 'Fairness' og 'Fordelingseffekter' er afgørende fordele ved en relativ grænseværdi sammenlignet med en absolut: En relativ grænseværdi har den store fordel, at den tager højde for variationer i en afgørende faktor – et rammevilkår om man vil – som renseanlæggene ikke selv kan styre, nemlig den mængde kvælstof, der er i indløbsvandet. På den baggrund vil det derfor være en relativ grænseværdi, der analyseres i de følgende cases, selvom man modsat kunne argumentere for, at man ved at fastsætte en absolut grænseværdi i form af den samlede udledte mængde i højere grad har en 1:1-relation mellem grænseværdien og målet med grænseværdien, der er en reduktion af de absolutte lattergasemissioner.

3.7.1 Cases

Der præsenteres i det følgende to cases til illustration af mulige konsekvenser ved forskellige udformninger af grænseværdier for to renseanlæg underlagt forskellige rammevilkår:

Case 1
Mindre renseanlæg, lavt niveau for N i indløb, lav variation i N i indløb igennem året (= Lave forventede lattergasudledninger, der varierer lidt hen over året). Har ikke foretaget reduktionstiltag endnu, men har mulighed for at foretage nogle mindre tiltag med mindre reduktion til følge (= Mindre reduktionspotentiale).

Case 2
Stort renseanlæg, højt niveau for N i indløb, høj variation i N i indløb igennem året (= høje forventede lattergasudledninger, der varierer meget hen over året). Har foretaget flere reduktionstiltag, og har mulighed for at foretage flere tiltag, men det vil kræve omfattende ændringer af anlægget (= Større reduktionspotentiale)
.

Case 1. Relativ grænseværdi, mindre renseanlæg

	Samme relative grænseværdi for alle	Relativ grænseværdi afhængig af anlægsstørrelse/-kapacitet	Relativ grænseværdi afhængig af baseline for anlæg	Relativ grænseværdi der er individuelt fastsat
Incitamenter til reduktion	(Lave forventede lattergasudledninger, der varierer lidt hen over året) MINIMALE	(Lave forventede lattergasudledninger, der varierer lidt hen over året) MINIMALE-MIDDEL	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) VÆSENTLIGE	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) VÆSENTLIGE
Fordelingseffekter	(Lave forventede lattergasudledninger) RAMMES FORMENTLIGT IKKE	(Lave forventede lattergasudledninger) RAMMES FORMENTLIGT IKKE	(Lave forventede lattergasudledninger, der varierer lidt hen over året) SKAL REDUCERE	(Lave forventede lattergasudledninger, der varierer lidt hen over året) SKAL REDUCERE
Omkostninger til implementering hos renseanlæg, herunder reduktionstiltag	(Lave forventede lattergasudledninger, derfor formentligt ikke behov for reduktionstiltag) FORMENTLIGT LAVE	(Lave forventede lattergasudledninger, derfor formentligt ikke behov for reduktionstiltag) FORMENTLIGT LAVE	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) LAVE-MIDDEL	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) LAVE
Sandsynlighed for målopfyldelse	(Lave forventede lattergasudledninger, derfor formentligt ikke behov for reduktion) HØJ	(Lave forventede lattergasudledninger, derfor formentligt ikke behov for reduktion) HØJ	(Mindre reduktionspotentiale) HØJ	(Mindre reduktionspotentiale) HØJ
Samfundsøkonomisk skyggepris	(Ingen eller meget lave reduktioner og lave omkostninger hos renseanlæg og i myndighedernes administration) HØJ	(Ingen eller meget lave reduktioner og lave omkostninger hos renseanlæg og i myndighedernes administration) HØJ	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) MIDDEL-HØJ	(Lave forventede lattergasudledninger og mindre reduktionspotentiale) LAV

Som det fremgår af tabellen, fører den samme relative grænseværdi for alle renseanlæg formentligt ikke til, at et renseanlæg med lave forventede lattergasudledninger skal reducere sine udledninger. Det samme gælder for en relativ grænseværdi, der fastsættes efter størrelse eller kapacitet, hvilket sammen med at der vil være nogle omkostninger til målinger på renseanlægget fører til, at den samfundsøkonomiske skyggepris for (ingen eller en meget lille) reduktion af lattergasemissionerne vil være høj. Den laveste samfundsøkonomiske skyggepris for reduktion af lattergasemissionerne på renseanlægget i denne case er ved en individuelt fastsat grænseværdi. Her vil renseanlægget skulle reducere en mindre mængde lattergas på baggrund af et mindre reduktionspotentiale, men dette vurderes at kunne ske omkostningseffektivt, da der i den individuelle fastsættelse tages højde for såvel individuelt reduktionspotentiale som rammevilkår for det pågældende renseanlæg.

Case 2. Relativ grænseværdi, stort renseanlæg

	Samme relative grænseværdi for alle	Relativ grænseværdi afhængig af anlægsstørrelse/-kapacitet	Relativ grænseværdi afhængig af baseline for anlæg	Relativ grænseværdi der er individuelt fastsat
Incitamenter til reduktion	(Høje forventede lattergasudledninger, der varierer meget hen over året) VÆSENTLIGE	(Høje forventede lattergasudledninger, der varierer meget hen over året) MIDDEL- VÆSENTLIGE	(Høje forventede lattergasudledninger og større reduktionspotentiale) VÆSENTLIGE	(Høje forventede lattergasudledninger og større reduktionspotentiale) VÆSENTLIGE
Fordelingseffekter	(Høje forventede lattergasudledninger) SKAL REDUCERE	(Høje forventede lattergasudledninger) SKAL REDUCERE	(Høje forventede lattergasudledninger, der varierer meget hen over året) SKAL REDUCERE	(Høje forventede lattergasudledninger, der varierer meget hen over året) SKAL REDUCERE
Omkostninger til implementering hos renseanlæg, herunder reduktionstiltag	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktionstiltag) FORMENTLIGT HØJE	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktionstiltag) FORMENTLIGT HØJE	(Høje forventede lattergasudledninger og større reduktionspotentiale) FORMENTLIGT HØJE	(Høje forventede lattergasudledninger og større reduktionspotentiale) FORMENTLIGT LAVE-MIDDEL
Sandsynlighed for målopfyldelse	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktion) LAV	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktion) LAV-MIDDEL	(Større reduktionspotentiale, men foretaget flere reduktionstiltag, og yderligere tiltag vil kræve omfattende ændringer af anlægget) LAV	(Større reduktionspotentiale og yderligere reduktionstiltag kan evt. begrænses til ikke at kræve omfattende ændringer af anlægget) HØJ
Samfundsøkonomisk skyggepris	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktion og yderligere tiltag der kræver omfattende ændringer af anlægget) HØJ	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktion og yderligere tiltag der kræver omfattende ændringer af anlægget) HØJ	(Høje forventede lattergasudledninger, derfor formentligt behov for reduktion og yderligere tiltag der kræver omfattende ændringer af anlægget) HØJ	(Høje forventede lattergasudledninger og større reduktionspotentiale. Yderligere reduktionstiltag kan evt. begrænses til ikke at kræve omfattende ændringer af anlægget) LAV

Af tabellen fremgår det, at den samme relative grænseværdi for alle renseanlæg formentligt betyder, at et renseanlæg med høje forventede lattergasudledninger skal reducere sine udledninger. Det samme gælder for en relativ grænseværdi, der fastsættes efter størrelse eller kapacitet, hvilket sammen med de sandsynligvis omfattende ændringer af anlægget, såfremt yderligere reduktionspotentiale i væsentligt omfang skal indfries, fører til en høj samfundsøkonomiske skyggepris for reduktion af lattergasemissionerne. Den laveste samfundsøkonomiske skyggepris for reduktion af lattergasemissionerne på renseanlægget vurderes også i denne case at være ved en individuelt fastsat grænseværdi. Her vil renseanlægget skulle reducere en individuelt fastsat mængde lattergas på baggrund af et større reduktionspotentiale, men med et bagtæppe af at indfrielse af hele reduktionspotentialet vil kræve omfattende – og omkostningsfyldte – ændringer af renseanlægget. Det vurderes dog, at man i fastsættelsen af en individuel grænseværdi for renseanlægget har mulighed for at opnå en høj grad af omkostningseffektivt, da der i den individuelle fastsættelse tages højde for såvel individuelt reduktionspotentiale som rammevilkår for det pågældende renseanlæg.

3.8 Konklusioner og anbefalinger

På baggrund af ovenstående analyser og vurderinger konkluderes og anbefales det:

1) Da lattergas er en drivhusgas, og skaderne fra emissionerne af lattergas fra danske renseanlæg derfor primært har klimaskadelig effekt, vurderes det ikke hensigtsmæssigt at udforme en grænseværdi som en maksimal emissionsintensitet per minut, time eller døgn. Det vurderes derimod mere hensigtsmæssigt at udforme en grænseværdi som en absolut årlig mængde lattergasemissioner fra renseanlægget, eller alternativt som en årlig mængde lattergasemissioner fra renseanlægget fastsat relativt til i forhold til mængden af kvælstof i spildevandet i renseanlæggets indløb.

2) Mulighederne for at udforme en grænseværdi for lattergasemissionerne fra renseanlæg som henholdsvis absolut eller relativ er vurderet på baggrund af en række kriterier, herunder incitamentsstruktur, sandsynlighed for målopfyldelse (miljø) og samfundsøkonomi. Konklusionen er, at en relativ grænseværdi har den store fordel, at den tager højde for variationer i en faktor, som renseanlæggene ikke selv kan styre, nemlig mængden af kvælstof i indløbsvandet. Derfor anbefales det, at man i det videre forløb alene fokuserer på at udforme grænseværdier, der er relative i forhold til mængden af kvælstof i spildevandet i renseanlæggets indløb.

3) Fire forskellige udformninger af relative grænseværdier er vurderede:
    a. Samme relative grænseværdi for alle renseanlæg;
    b. Flere relative grænseværdier fastsat ud fra renseanlæggenes størrelse eller kapacitet;
    c. Relativ grænseværdi for hvert renseanlæg fastsat på baggrund af det enkelte renseanlægs emissioner af lattergas i en nærmere fastsat baseline, eller
    d. Relativ grænseværdi der for hvert renseanlæg er individuelt fastsat ud fra individuel baseline samt renseanlæggets reduktionspotentiale og -omkostninger.

På baggrund af vurderingerne konkluderes det:

a. Samme relative grænseværdi for alle renseanlæg kan være uhensigtsmæssig, da renseanlæggenes incitament til reduktion vil afhænge af deres nuværende udledninger, og grænseværdien rammer skævt, da det ikke nødvendigvis er renseanlæggene med de største reduktionspotentialer og laveste reduktionsomkostninger, der har lattergasemissioner over grænseværdien. Derfor vil grænseværdien sandsynligvis heller ikke af alle blive opfattet som ”fair”, ligesom omkostningerne hos renseanlæggene til at leve op til grænseværdien vil variere. Sandsynligheden for at renseanlæggene samlet set kan overholde grænseværdien kan vise sig at være lav, da reduktionspotentialer og -omkostninger vurderes at variere en hel del. Det der kan tale for den samme relative grænseværdi for alle renseanlæg, er at myndighedernes administrationsomkostninger i forbindelse med fastsættelse og håndhævelse af grænseværdien vurderes at være lave. Samfundsøkonomisk set forventes de lave administrationsomkostninger dog ikke at kunne opveje de vurderede ulemper, hvorfor den samlede samfundsøkonomiske skyggepris for reduktion af emissionerne af lattergas fra renseanlæggene vurderes potentielt at blive høj.

b. En relativ grænseværdi fastsat efter renseanlæggenes størrelse eller kapacitet kan også vise sig at være problematisk, da renseanlæggenes incitament til reduktion vil afhænge af deres nuværende udledninger. I det tilfælde kan grænseværdien ramme skævt, da det ikke nødvendigvis er renseanlæggene med de største reduktionspotentialer og laveste reduktionsomkostninger, der har lattergasemissioner over grænseværdien. Det betyder, at grænseværdier fastsat efter renseanlæggenes størrelse eller kapacitet også kan blive opfattet som ”unfair”. Endeligt vil omkostningerne hos renseanlæggene til at leve op til grænseværdien variere, og administrationen hos myndighederne vil tilsvarende være mere omfattende end med samme relative grænseværdi. Samlet set vurderes det samfundsøkonomisk at medføre en høj skyggepris for reduktion af emissionerne af lattergas fra renseanlæggene.

c. Relative grænseværdier fastsat med udgangspunkt i det enkelte renseanlægs emissioner for en fastsat baseline vurderes at være en hensigtsmæssig udformning af en grænseværdi. Med en sådan grænseværdi har alle renseanlæg i princippet incitament til reduktion af lattergasemissionerne, selvom deres reduktionspotentialer stadig kan variere. Grænseværdien vil derfor også ramme dem med mindre reduktionspotentialer og høje reduktionsomkostninger, hvis den fastsættes med samme reduktionsmål for alle relativt til deres udledninger i den fastsatte baseline. Dette vurderes at kunne opfattes som ”unfair”. Sandsynligheden for målopfyldelse, altså at alle renseanlæg når det samme reduktionsmål, vurderes at ville afhænge af, hvor niveauet for reduktionsmålet lægges relativt til reduktionspotentialet. Dette vil også bestemme omkostningerne hos renseanlæggene til at leve op til grænseværdien, der derfor vurderes at ville variere fra lave til høje omkostninger: Lave fordi alle forventes at skulle reducere deres lattergasemissioner relativt til deres baseline, og høje i de tilfælde hvor reduktionspotentialet er lille eller omkostningsfyldt at realisere. Myndighedernes administration af denne udformning af en grænseværdi vurderes at blive mere omfattende end at skulle administrere samme relative grænseværdi for alle renseanlæg eller en relativ grænseværdi fastsat efter renseanlæggenes størrelse eller kapacitet. Samfundsøkonomisk set vurderes skyggeprisen for reduktion af emissionerne af lattergas fra renseanlæggene at blive høj, men den forventes at ramme mindre skævt end de ovenstående udformninger af en grænseværdi, da der med denne udformning af en grænseværdi tages højde for det individuelle historiske niveau for lattergasemissionerne på det enkelte renseanlæg. Det skal bemærkes at fastlæggelsen af en baseline for det enkelte renseanlægs lattergasemissioner kræver, at et årligt måleprogram fastlægges og implementeres for alle renseanlæggene. Målingerne vil imidlertid også kunne anvendes til løbende at monitorere udviklingen i lattergasemissionerne fra renseanlæggene og samtidig også til at genoverveje og evt. justere niveauet for det samlede reduktionsmål. Da der i dag ikke findes baslinemålinger for alle renseanlæg, vil det kræve at en sådan baseline først fastlægges før grænseværdien kan implementeres.

d. Individuelt fastsatte relative grænseværdier for det enkelte renseanlæg vurderes på baggrund af de anvendte kriterier at kunne være en hensigtsmæssig grænseværdi. Med denne grænseværdi er der for alle renseanlæg incitament til reduktion af deres lattergasemissioner, og grænseværdien vil ramme med størst mulig præcision, hvis den er individuelt fastsat med udgangspunkt i det enkelte renseanlægs baseline samt reduktionspotentiale og -omkostninger. Grænseværdien vil sandsynligvis blive opfattet som mest ”fair”, og omkostningerne hos renseanlæggene til at leve op til grænseværdien vurderes at blive lavest mulige,

såfremt reduktionsmålet er fastsat under hensyntagen til reduktionspotentialerne og -omkostningerne. Sandsynligheden for at nå reduktionsmålet vil afhænge af fastsættelsen af reduktionsmålet i forhold til reduktionspotentialerne og -omkostningerne, men myndighedernes administration af grænseværdien vurderes at blive meget omfattende. Samlet set medfører det, at skyggeprisen for reduktion af emissionerne af lattergas fra renseanlæggene vurderes at blive lavest mulig. Det vurderes dog, at det ikke på nuværende tidspunkt er administrativt muligt at fastsætte relative grænseværdier individuelt for hvert renseanlæg, da lattergasemissionerne i baseline for de enkelte renseanlæg endnu ikke er fastlagt, og reduktionspotentialerne endnu også er ukendte.

4. Måling af lattergasemission

I det følgende afsnit redegøres for de tilgængelige målemetoder til detektion af lattergasemission fra renseanlæg, herunder hvordan hver metode fungerer, samt fordelene og ulemperne ved at bruge dem i praksis (se teknologigennemgang i Bilag 1).

Redegørelsen munder ud i en anbefaling af den bedst tilgængelige målemetode til estimering af lattergasudledningen fra renseanlæg. Der stilles desuden forslag til en enkel metode til at implementere reguleringen (afsnit 5).

Det skal bemærkes, at den seneste opdatering af "2019 Refinement of the Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC) (Bartram, D. 2019) ikke indeholder en standardmetode til direkte måling af lattergasudledningen eller beregning af emissionsfaktoren fra renseanlæg ved hjælp af Tier 3. IPCC Tier 3-metoden betragtes som det optimale overvågningsniveau og anvendes i lande med gode data og avancerede renseanlæg. Den bruger landespecifikke emissionsfaktorer baseret på målinger på lands- eller anlægsniveau.

4.1 Lattergasdynamik

Det er velkendt, at emissionerne af lattergas fra renseanlæg er et resultat af komplekse processer. Udledningen varierer i tid og sted, og der er sæsonmæssige og daglige udsving. Nogle anlæg har højere udledning om sommeren end om vinteren, og der er også daglige variationer på grund af ændringer i flow og belastning til renseanlægget. Beluftningen af de biologiske processer påvirker ligeledes lattergasudledningen og skaber variationer, selv over korte tidsrum.

Det er for nuværende ikke fastlagt, hvor hyppige spotmålinger skal være for at opnå en repræsentativ udledningsfaktor for lattergas fra renseanlæg. Den typiske profil for lattergasudledningen fra et renseanlæg viser perioder med lav udledning, afbrudt af kortere perioder med høj udledning.

Målingen af lattergasudledningen er vigtig, men i praksis bruges en udledningsfaktor relativt til den tilførte eller fjernede mængde kvælstof som benchmark. Da kvælstofmængden i tilløbet ofte måles via døgnprøver, er det nødvendigt at beregne lattergasudledningen ud fra prøverne, hvorved man beregner den totale mængde udledt lattergas per dag.

Det lovpligtige egenkontrolprogram for renseanlæg indeholder et relativt begrænset antal prøvedage for kvælstof i tilløbet til renseanlæg. Antallet af prøvedage fastsættes ud fra det pågældende renseanlægs kapacitet. Dette begrænsede datagrundlag for den tilledte kvælstofmængde til renseanlæggene medfører en væsentlig usikkerhed i beregningen af udledningsfaktoren for lattergas.

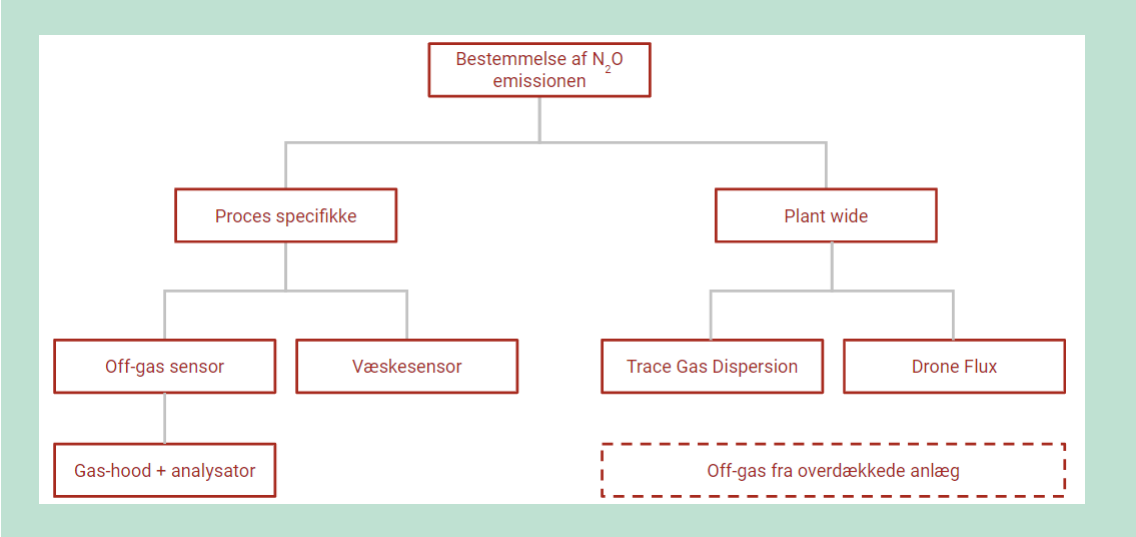
4.2 Metoder til måling af lattergasemission fra renseanlæg

Måling af lattergasemissionen fra renseanlæg knytter sig direkte til tabet af lattergas, også kaldet flux, til atmosfæren og indeholder derfor to elementer:

I. Koncentration af lattergas i den afgivne luft
II. Mængden af afgivet luft (til atmosfæren)

Denne flux kan enten måles via “plant-wide” metoder, der måler på renseanlæggets samlede emission eller via proces-specifikke metoder, som måler emissionen fra den enkelte enhed eller proces (FIGUR 4.1).

En målemetode til detektion af lattergasemission fra renseanlæg består således af en teknologi til selve målingen samt en dertilhørende emissionsberegning, således lattergasemissionen fra renseanlægget estimeres proces-specifikt eller plant-wide.



FIGUR 4.1. Plant-wide og proces-specifikke metoder til måling af lattergasemission fra renseanlæg

4.2.1 Plant-wide målinger

Der er forskellige "plant-wide" målemetoder til at måle den samlede N_2O-flux fra et renseanlæg. De fleste metoder er spotmålinger, dog tilbyder ECM (se nedenfor) kontinuerlige målinger. En ikke-udtømmende liste over metoder, der kan opgøre emissionsrater fra et givent areal (f.eks. en procestank på et renseanlæg, eller et landområde) er angivet i Ye et al. (2022):

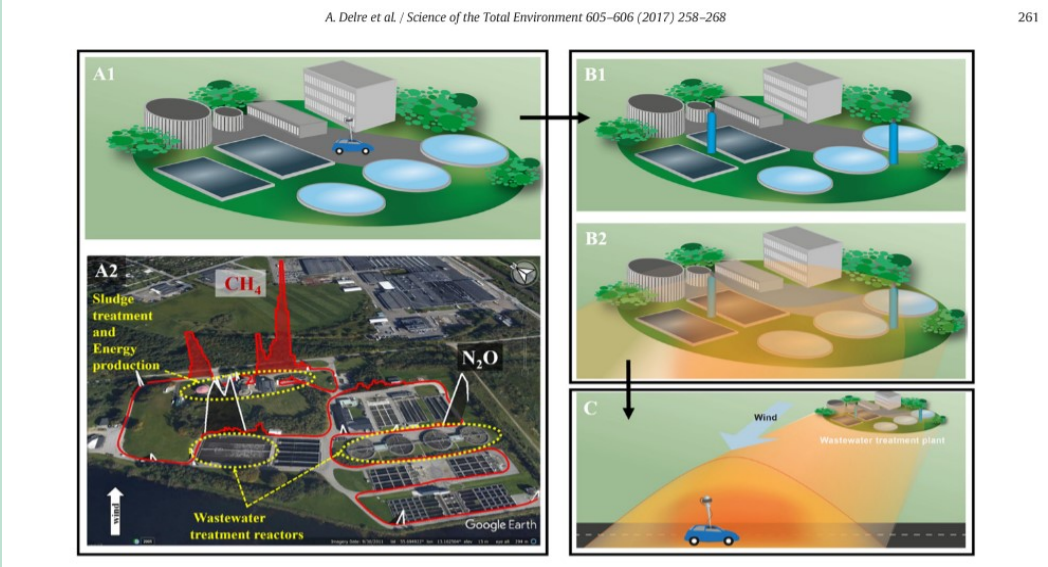
- Mobile tracer gas dispersion method (MTDM)
- Inverse dispersion modelling method (IDMM)
- Solar occulation flux (SOF)
- Differential absorption light detecting and ranging (DIAL)
- Radial plume mapping (RPM)

I tillæg hertil nævnes:

- Drone Flux Method (DFM)
- Eddy Covariance Method (ECM)

En række metoder, inklusiv MTDM, IDMM, SOF, DIAL, RPM, DFM og ECM, kan opgøre emissionsrater fra et område som en procestank eller et landområde ved hjælp af en beskrivelse af *gasfanen* (af f.eks. lattergas), der bevæger sig på “bagsiden” (i vindretningen) af renseanlægget (FIGUR 4.2). Med undtagelse af DFM er alle metoder såkaldte landbaserede metoder og beror derfor på en delvis måling af fanen, mens DFM potentielt kan måle hele fanens tværgående udbredelse - grundet anvendelse af flyvende drone (se teknologigennemgang i Bilag 1).

MTDM kompenserer for den delvise måling via anvendelse af en sporgas, mens de øvrige metoder alene beror på anvendelsen af lokale atmosfæriske modeller for beregning af spredningen/fortyndingen af gassen (her lattergas).



Kilde: Kopieret fra Delre et al. (2017)

FIGUR 4.2. Illustration af metoden med sporgasdispersion, der bruges på spildevandsbehandlingsanlæg

Den indledende screeningsfase med A1, der viser målinger på stedet af atmosfæriske koncentrationer af mål- og sporgasser, og A2, der viser et eksempel på screenings udført på stedet i Källby (SE) visualiseret på et Google Earth © billede. CH4 (markeret i rødt) og N2O (markeret i hvidt) koncentrationerne vises over baggrundsniveauet. Den hvide pil angiver vindretningen. B) Placering af sporgas med B1, der viser placeringen af sporgassen til kildesimulering, og B2, der viser frigivelsen af sporgassen til atmosfæren. C) Kvantificeringsfasen viser nedstrøms gas koncentrationsmåling udført langs en plume-transect.

MTDM og DFM er de eneste metoder, der hidtil er blevet anvendt til kvantificering af lattergasemission fra renseanlæg. ECM vurderes fortsat at være på et Technology Readiness Level (TRL) på 5 og er derfor ikke betragtet som brugbar i reguleringsøjemed.

Mobile Tracer Gas Dispersion Method (MTDM) involverer målinger af en sporgas (acetylen) med kendt koncentration for at beregne lattergasudledningen. Den er velegnet til at måle samlet emission på et tidspunkt, men har begrænsninger ved interfererende kilder og kræver gunstige vindforhold (Bilag 1).

Drone Flux Method (DFM) bruger en fjernstyret drone til at måle vindfanen nedstrøms emissionskilden. DFM giver også et øjebliksbillede af emissioner og har lignende fordele og begrænsninger som MTDM. Det kræver specifikke vejrforhold og specialiseret arbejdskraft (Bilag 1).

Begge metoder (MTDM og DFM) vurderes at have en TRL på 8-9 og er klar til kommerciel anvendelse. Målekampagner er blevet udført på flere renseanlæg, men der er usikkerhed om, hvorvidt de kan give en korrekt vurdering af anlæggets emissionsfaktor. Måleusikkerheder er estimeret for begge metoder, og der er kendte leverandører som DTU og FORCE Technology for MTDM samt Explicit ApS for DFM (Bilag 1).

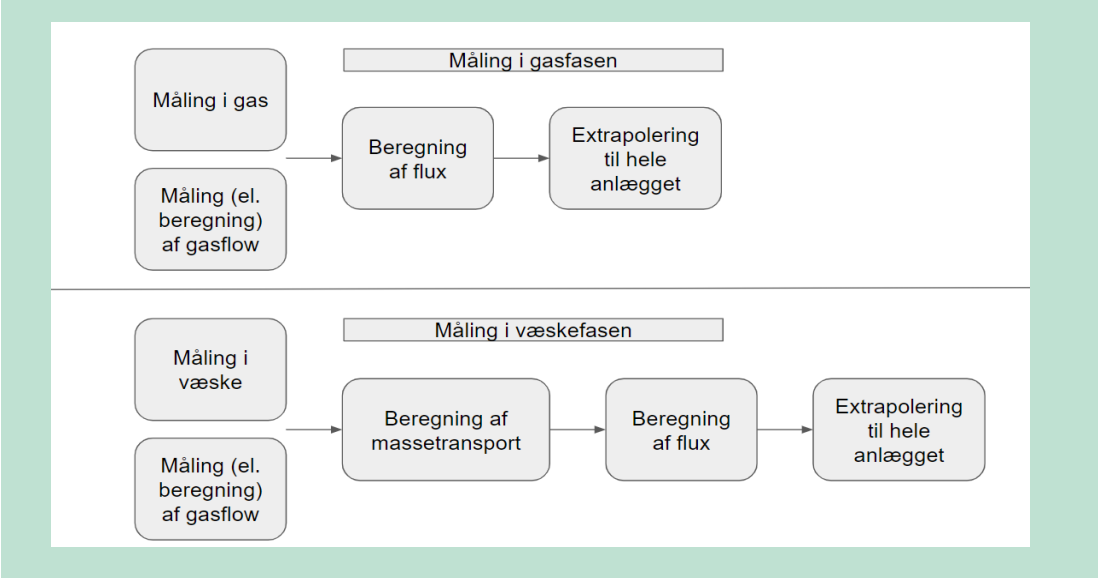
4.2.2 Processpecifikke målinger

Der findes overordnet set to proces-specifikke tilgange til at måle lattergasemissionen fra renseanlæg, som følger forskellige principper:

- Et princip som knytter sig til en direkte måling af N_2O opløst i væskefasen og en efterfølgende estimering af N_2O i den afledte luft og dermed den beregnede emission.
- Et princip som knytter sig til en direkte måling af N_2O i gasfasen samt en måling af den afgivne luftmængde og dermed den beregnede emission (off-gas måling).

Fælles for disse to principper er, at de begge afhænger af præcis og korrekt bestemmelse af mængden af afgiven luft forårsaget af beluftning af de biologiske rensetrin. Desuden er begge principper afhængige af en extrapolering fra de konkrete (processpecifikke) målesteder til emissionen fra det samlede renseanlæg.

I FIGUR 4.3 er den principielle forskel mellem henholdsvis processpecifikke målinger i gasfasen og i væskefasen illustreret. Den afgørende forskel er, at måling i væskefasen kræver et ekstra beregningstrin i forbindelse med estimeringen af massetransport fra væske til gas, hvilket ikke er nødvendigt ifm. måling i gasfasen, da gasfasemåling netop måler *direkte* i gasfasen. Begge metoder kræver derefter en extrapolering af lattergasemissionen fra de enkelte (processpecifikke) målelokationer til lattergasemissionen fra hele anlægget.



FIGUR 4.3. Principskitse, der illustrerer de forskellige trin fra måling af N_2O i hhv. væske og gas til estimering af den samlede emission fra hele anlægget

Der findes teknologier inden for begge principper af processpecifikke metoder, som alle kan levere online eller kontinuert bestemmelse af lattergasemissionen. Teknologien har nået et vurderet højt TRL på 9 og er bredt anvendt på renseanlæg i Danmark såvel som udlandet.

Begrænsningerne ved måling af lattergaskoncentration i væskefasen inkluderer imidlertid nødvendigheden af omregning til koncentration i gasfasen for at kunne estimere en emission. Denne omregning beror på en empirisk formel og er forbundet med usikkerheder. Måleusikkerhederne kan være problematiske og har især baggrund i temperaturfølsomhed, slitage på sensorhovedet og usikkerheder i emissionsmodelberegninger. Leverandørerne angiver varierende måleusikkerheder, men generelt vurderes målingerne at have en samlet usikkerhed på mindre end 20 %.

4.2.3 Gennemgang af eksisterende måleteknologier

Følgende TABEL 4.1 opsummerer gennemgangen af leverandører og dertilhørende måleteknologier til lattergasemission fra renseanlæg. Bagvedliggende teknologibeskrivelser findes i Bilag 1.

TABEL 4.1. Opsummering af leverandører og dertilhørende måleteknologier til lattergasemission fra renseanlæg

Parameter	Unisense A/S	Duotech	VarioLytics	Upwater	Explicit	DTU
Målemetode	Måling i væskefase	Måling i gasfase	Måling i gas- og væskefase	Måling i gasfase	Dronemåling	Sporgasmåling
Sensortype	Amperometrisk	Egenproduceret flydekammer og kompenseret NDIR måleteknik leveret af Novasis innovazione	Analytisk værktøj: Massespektrometri	NDIR analysator fra tyske Witec koblet til et flux kammer udviklet på Eawag	MIRA Strato N_2O/CO_2 sensor (Aeris Technologies)	Laser-baseret
Sensormedie	Vand	Luft	Luft: Flydekammer placeret på luftningstank, der sender opsamlet gas videre til massespektrometer. Væske: Direkte måling i væskefasen vha. membrane inlet masse spektrometri.	Luft	Luft	Luft
Måleniveau	Processpecifik	Processpecifik	Processpecifik	Processpecifik	Plant-wide + processpecifik	Plant-wide + processpecifik
Måleusikkerhed	5 % (+/-)	Ukendt	3 % (+/-)	1 %	20 %	20 %
Omkostningstype	Engangsinvestering + forbrug af kalibreringsvæske og sensorhoveder	Engangsinvestering + omkostning til service og vedligehold	Engangsinvestering + vedligehold (5 % af købsprisen om året). Kan også lejes/leases, hvor vedligehold er inkluderet i prisen.	Engangsinvestering + forbrug af gas og forbrug til kalibrering.	Omkostning per måling	Omkostning per måling
Fordele	Kontinuerlig realtidsmåling. Integrerbar med øvrigt online sensordata (link mellem driftsparametre og procesdynamik). Måling af lattergas produktion under både nitrifikation og denitrifikation.	Kontinuerlig realtidsmåling	Kontinuerlig realtidsmåling. Autokalibrering og dermed ingen manuel kalibrering. Daglig validering af målte værdier vha. reference gasser (konstant målekvalitet). Måling af både lattergas og metan. Måling af op til 8 luftningstanke med én analyzer. Simultan måling af luft- og væskefase.	Kontinuerlig realtidsmåling. Detekterer lave koncentrationer af N_2O, og dermed velegnede til applikationer, hvor der kræves præcise målinger. (0 - 2000 ppm). Ensartede og nøjagtige målinger over længere perioder. Hurtige responstider, hvilket muliggør overvågning i realtid og hurtig detektering af ændringer i N_2O-koncentrationer.	Direkte gasmåling. Plant-wide kvantificering, uden behov for extrapolering. Kan måle andre drivhusgasser.	Direkte gasmåling. Plant-wide kvantificering, uden behov for extrapolering. Valideret metode.

Parameter	Unisense A/S	Duotech	VarioLytics	Upwater	Explicit	DTU
Ulemper	Indirekte kvantificering af emission (via beregning). Usikkerheder ved inputparametre, herunder luftflow. Behov for kalibrering (potentiel fejlkilde). Behov for rengøring (potentiel fejlkilde). Gentagende udskiftning af sensorhoveder. Forringet målekvalitet over tid (potentiel fejlkilde). Temperaturfølsomhed (potentiel fejlkilde). Der må ikke være høje koncentrationer af svovlbrinter eller H2S til stede.	Kan kun anvendes på en bundbeluftet procestank. Sensoren er følsom overfor CO_2, hvorfor CO_2 skal måles særskilt og korrigeres for i resultatet.	Vedligehold og udskiftning af dele samt kalibrering (årligt besøg af service team). Størrelsen af flydekammer er afgørende, stort kammer sikre bedre gennemsnit af emissioner, mens mindre kammer er nemmere at flytte rundt på og få flere forskellige målepunkter. Der kan være variable emissioner bestemt af tankens design og konfiguration som målingen ikke tager højde for. Ikke egnet til systemer med overfladebeluftning.	Der kan umiddelbart kun måles på beluftede zoner/faser da der ikke er designet for en sweep gas eller gas recirkulation. Kræver periodisk kalibrering for at opretholde nøjagtigheden. Kan blive påvirket af visse forstyrrende gasser, der har overlappende absorptionsspektre. Dette kan føre til unøjagtigheder i målinger, hvis der ikke anvendes korrekte kompensation eller korrektionsmetoder. Kan være dyrere sammenlignet med nogle andre gasdetektionsmetoder."	Sensitiv overfor interfererende kilder opstrøms emissionskilden. Sensitiv overfor vejrforhold. Der kræves tilstrækkelig med plads og der kan forekomme forhindringer i målezonen. Hele vindfanen skal kortlægges. Spotmåling.	Kræver særlig vejrforhold. Der kan forekomme forhindringer i målezonen. Hele vindfanen skal kortlægges. Spotmåling.
Teknologisk modenhed	9	7	9	9	8-9	8-9

4.2.4 Bedst mulige målemetode til måling af lattergasemission fra renseanlæg

Det vurderes, at plant-wide målinger ikke er i stand til korrekt at bestemme renseanlæggenes lattergasemissionsfaktor, da disse blot giver et øjebliksbillede af lattergasemissionen, hvilket ikke nødvendigvis er repræsentativt. Emissionens "dynamik" viser store udsving selv over korte tidsperioder. Plant-wide målemetoder er derfor ikke relevant i sammenhæng med en relativ grænseværdi for lattergasemission fra renseanlæg. Dog kan de med fordel anvendes som validering af processpecifikke målemetoder med dertilhørende beregninger og ekstrapolation til bestemmelse af lattergasudledningen fra det samlede renseanlæg.

I reguleringsøjemed anbefales det at anvende kontinuerte online målinger (processpecifikke) og lave en ekstrapolation til at beregne/estimere renseanlæggets samlede lattergasemission.

4.3 Usikkerhed ved estimering af emissionsfaktoren

Analysen i det følgende afsnit fokuserer udelukkende på processpecifikke målemetoder til estimering af lattergasemission.

Som tidligere beskrevet, varierer udslippet af lattergas fra renseanlæg meget, og der findes en række faktorer, der påvirker udslippet. Samtidig er der også en række usikkerheder forbundet med at estimere lattergasemissionen, foruden den enkelte teknologis måleusikkerhed (afhængig af teknologi og leverandør). Desuden baseres beregningerne af emissionsfaktorer på et relativt begrænset datasæt for kvælstof i tilløbet, hvor den hyppigste egenkontrol (afhængig af anlægsstørrelse) kun udføres 6-12 gange om året.

Når det kommer til regulering, bør det nøje overvejes, hvilken hyppighed af målinger og indberetninger af lattergasemissioner, der giver mening, under hensyntagen til emissionens dynamik, usikkerheder og den eksisterende egenkontrol på renseanlæggene.

De største vurderede usikkerheder i forbindelse med estimering af emissionsfaktoren gennemgås i følgende afsnit.

4.3.1 Placering af målepunkt

En af usikkerhederne ved at estimere emissionsfaktoren er knyttet til sensorplacering. Dette skyldes skiftende betingelser på renseanlæggene, hvilket gør det vanskeligt at vælge det mest repræsentative målested. Dette kan delvist håndteres ved at udføre indledende undersøgelser af sensorplacering, opnå forudgående kendskab til anlægget, cfd-modellering og brug af flere sensorer til kontrol og validering.

4.3.2 Korrekt måling af luftflow

For både gas- og væskefasemålinger er det vigtigt at korrekt bestemme det totale gasflow fra den biologiske proces. Dette kan gøres ved at måle flowet i et åbent flydekammer, på beluftningssystemet eller ved at beregne luftflowet fra f.eks. blæserstation eller rotorneddykning. Ved at benytte overfladerotorer – og dermed ikke have en kontrolleret luftmåling – estimeres luftflowet ofte ud fra rotorneddykning og nøgletal. Denne omregning er behæftet med store usikkerheder og vil forventeligt inkludere fejlestimeringer af given lattergasemission og komplicerer målinger i gasfasen kraftigt, idet der ikke kommer en kontrolleret afgasning.

Ved måling i væskefasen, skal koncentrationen af lattergas i off-gassen beregnes ud fra koncentrationen i væsken. Der er forskellige modeller, men anbefalingen er at bruge en empirisk formel til at bestemme massetransportkoefficienten.

4.3.3 Beregning af massetransport (kun ved væskefase-sensorer)

Idet der med væskefase-sensorer måles i væskefasen og ikke på off-gassen, er det nødvendigt at estimere massetransporten af lattergas. Dette kan gøres på flere måder, dog anbefales det af leverandøren at benytte en empirisk formel hertil. Der kan være behov for at lave en indledende (og regelmæssig) kalibrering af emissionsmodellen for massetransport (Myers *et al.* 2021, Baresel *et al.* 2016 og Baeten *et al.* 2020) for at sikre, at beregningen er repræsentativ.

4.3.4 Ekstrapolation fra få målelokationer til hele anlægget

Hvis ikke der måles i alle tanke og processer, kræves der en ekstrapolation fra et begrænset antal målesteder til hele renseanlægget, hvilket også er forbundet med usikkerhed.

4.3.5 Konklusion på estimering af lattergasemissioner

For at estimere lattergasemissionen bør der anvendes processpecifikke målinger, som omregnes vha. massekoeficienttransporten og luftflowet til emissionen. De største udfordringer ved beregning og estimering af lattergasemissionen på baggrund af processpecifikke målinger er at sikre valide luftflowmålinger og lattergasmålinger, hvor placering i tanken og forståelse for tankens dynamikker er vigtig at have med i beslutningen. Yderligere for væskefase-sensorer er beregning af massetransport en usikkerhed, som kan forbedres ved periodisk at genberegne den empiriske formel.

De aktuelle leverandører af fluxkamre (gasfasemåling) tilbyder udelukkende en løsning, hvor lattergasemissionen kun måles/kvantificeres under nitrifikationsprocessen, og udelukker således måling/estimering af emissionen under denitrifikationsprocessen. Dette resulterer i en ikke ubetydelig usikkerhed og forskel i forhold til væskefase-sensorer.

4.4 Anbefalinger til målemetode og bestemmelse af lattergasemission fra renseanlæg

Det vil, for nuværende, være hensigtsmæssigt at implementere processpecifikke, kontinuerte online målinger til at estimere lattergasemission fra renseanlæg. Der findes i øjeblikket to teknologityper til disse målinger (sensorer i væskefasen samt off-gas målere) med flere aktuelle leverandører (afsnit 4.2.3 samt bilag 1). Ved at anvende en processpecifik online målemetode kan man bestemme lattergasemissionen fra renseanlæggets biologiske processer og foretage de nødvendige ekstrapolationer for at fastslå den samlede lattergasemission fra anlægget. Dette vil samtidig give spildevandsforsyninger et vigtigt værktøj til planlægning, implementering og evaluering af driftsforanstaltninger, der reducerer emissionerne, og således sikrer en generel reduktion af lattergasemissionen fra renseanlæggene.

Da der kan være store udsving i procesforhold på det enkelte anlæg, anbefales det at måle lattergasemissionen fra minimum hver *type* beluftet biologisk proces på renseanlæggene (se afsnit 6). Størstedelen af lattergasemissionen fra et renseanlæg stammer fra luftning af spildevandet, hvilket frigiver opløst lattergas, der er produceret under de biologiske processer.

Måling af lattergasemissionen og beregning af emissionsfaktoren fra renseanlægget kan med fordel støttes af de allerede eksisterende akkrediterede analyser af kvælstofindhold til tilløbsspildevand til renseanlæggene, som udtages jf. renseanlæggenes udledningstilladelse (afsnit 6).

Det anbefales endvidere, at der i forbindelse med indførelse af reguleringen udarbejdes en *positivliste* over teknologileverandører til måling af lattergasemission fra renseanlæg. Kriterierne for udvælgelse af teknologierne bør naturligvis undersøges nærmer, men kan potentielt lægge sig op ad CE-mærkning eller DANAK-akkreditering af selve måleteknologien. Listen bør inkludere leverandører, deres teknologier og dertilhørende emissionsberegninger, som Miljøstyrelsen anser tilstrækkelig for at levere den nødvendige kvalitet af målinger af lattergasemission til reguleringsformål. Positivlisten vil give spildevandsforsyningerne og industrier med renseanlæg mulighed for at navigere i udvalget af teknologier.

Slutteligt anbefales det, at der på sigt etableres en *akkrediteret metode,* så virksomheder i fremtiden kan akkrediteres under DANAK, til måling, beregning og datavalidering af lattergasemission fra det *samlede* renseanlæg. Indtil denne er etableret må reguleringen støtte sig op af en valid og ensartet metode til måling og beregning af lattergasemission fra danske renseanlæg (se afsnit 6).

5. Baseline for lattergasemission

5.1 Baggrund for fastsættelse af baseline lattergasemission

Lattergasemissioner kan enten som en relativ eller en absolut mængde.

En relativ måling beskriver procentdelen af kvælstof, der udledes som lattergas i forhold til den samlede mængde kvælstof, der tilføres renseanlægget eller de biologiske processer. Dette angives som %N_2O/TN-ind. Denne værdi er proportional og ikke absolut. Nøgletallet er gennemsnittet på dage, hvor der både er målt lattergasemission og mængden af TN i indløbet. Det samme gælder for standardafvigelsen.

En absolut måling beskriver den samlede mængde lattergaskvælstof, der udledes fra renseanlægget på årsbasis, målt i kg N_2O udledt/år. Dette tal beregnes som gennemsnittet af døgnmiddelværdierne af lattergasemissionen ganget med 365 dage/år. Mængden er absolut og ikke relativeret til renseanlæggets belastning eller størrelse. Begrebet lattergaskvælstof (N_2O-N) anvendes ofte i akademisk litteratur, da enheden gør det lettere at følge kvælstof gennem de biologiske omdannelsesprocesser, der involverer forskellige kvælstofkomponenter.

Ved fastsættelse af en baseline kan det både være relevant at kigge på eksisterende dokumenterede baselines samt på en evt. ny og revideret baseline, baseret på den udvidede undersøgelse af eksisterende litteratur, som tager højde for anlægsstørrelse (bilag 2).

Pt. findes tre anerkendte baselines: 0,32 % N_2O-N / TN-ind (DK før 2020), 0,84 % N_2O-N / TN-ind (DK efter 2020) samt 1,6 % N_2O-N / TN-ind (IPCC). For at kunne fastsætte en baselineemission er det vigtigt at forholde sig til datakvaliteten, hvorpå baseline er estimeret. Der er i nærværende litteraturstudie grundigt indhentet data fra publicerede kilder (opsamlet i regneark i bilag 2). Der er herudover indhentet data fra ikke-publicerede kilder (lattergas ERFA-gruppe).

Efter at der i 2020 blev varslet introduktion af en grænseværdi for lattergas for renseanlæg større end 30.000 PE, valgte mange forsyninger at indkøbe måleudstyr for at finde ud af, hvor de lå ift. lattergasudledning.

En anden vigtig driver i 2020 var "Paris-modellen", hvor CO_2-beregningerne (scope 1 og scope 2) tydeligt viste, at lattergas var den største enkelt-udleder på basis af en anvendt standardemissionsfaktor på 0,84 % N_20-N / N i indløb.

Paris-modellen foreskrev, at en fysisk måling af lattergas betød, at man måtte bruge den målte værdi i stedet for standardemissionsfaktoren, hvilket betød at flere forsyninger valgte at lave målinger på både små og store anlæg for at belyse den faktuelle udledning og dermed få en mere retvisende (og et reduceret) CO_2-aftryk.

5.1.1 Eksisterende målinger af lattergasemissioner

Da der i dag ikke findes en *standard* eller en akkrediteret metode for bestemmelse af baselineemission, må det forventes at eksisterende data for lattergasemission (publiceret og ikke-publiceret) ikke nødvendigvis er opgjort på samme måde.

Erfaringer fra Danmark tydeliggør, at der både anvendes forskellige metoder, samtidig med at der kan være store usikkerheder i data og kvaliteten heraf. Usikkerhederne, som stammer fra målemetoden (måleteknologi + emissionsberegning), er beskrevet under afsnit 3 og i bilag 1.

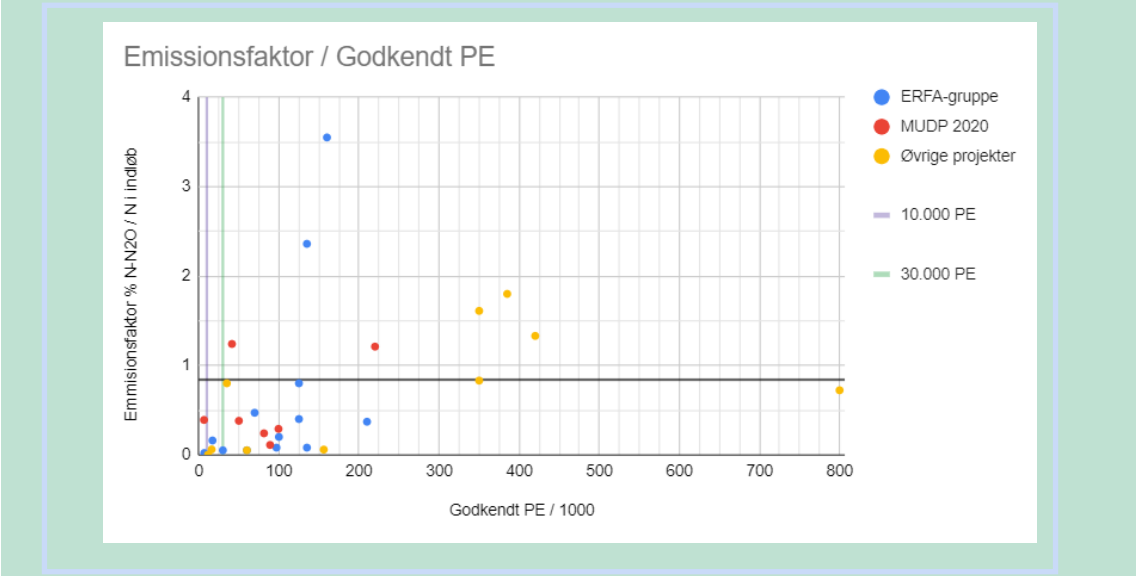
Følgende opsummerer resultatet af det bagvedliggende arbejde med vurdering af baseline for lattergasemission fra danske renseanlæg (data præsenteret i bilag 2). Der er i forbindelse med vurdering af baseline søgt indsigt i flere datasæt for danske målinger af lattergas. Disse data er inddelt i tre grupperinger (TABEL 5.1).

TABEL 5.1. Litteraturstudie og øvrig dataindsamling af lattergasemission fra renseanlæg (bagvedliggende data findes i bilag 2)

Farve-kode	Datasæt	Beskrivelse
	ERFA-gruppe	Krüger A/S faciliterer en lattergas ERFA-gruppe, som har mødtes siden 2020. Her har flere forsyninger oplyst deres renseanlægs emissionsfaktorer. Data er fra perioden 2020 - 2022. Data kan være spotmålinger og er muligvis ikke for et helt år. Detaljer om datakvalitet mv. kendes ikke.
	MUDP 2020	Målinger og emissionsfaktorer fra MUDP 2020. Indeholder datasæt fra 7 renseanlæg (bundbeluftede). Ikke alle data er fra et helt år. Data vurderes at være validerede og af høj kvalitet.
	Øvrige projekter	Andre øvrige renseanlæg har udført målinger i perioden 2013 - 2023. Data kan være spotmålinger og er muligvis ikke for et helt år. Detaljer om datakvalitet mv. kendes ikke.

De tre datasæt er fremvist nedenfor for at sammenligne emissionsfaktorernes korrelationen til renseanlæggenes godkendte kapacitet/PE (FIGUR 5.1).

Ud fra de indrapporterede data fra Miljøstyrelsen (MUDP 2020) samt de andre emissionsresultater (ERFA-gruppe og øvrige projekter), der er dokumenteret tidligere, ses en korrelation mellem godkendt kapacitet og emissionsfaktoren for renseanlæg. Denne korrelation udtrykker, at emissionsfaktoren stiger med stigende anlægsbelastning - altså jo større renseanlæg, jo højere emissionsfaktor.



FIGUR 5.1. Emissionsfaktor (% N_20-N/$N_{indløb}$) ift. anlægsstørrelsen (godkendt PE)

De større renseanlæg har typisk rådnetanke og dermed rejektvand, som indeholder høje koncentrationer af ammonium. En forøget emissionsfaktor for store renseanlæg (sammenlignet med små) kan *potentielt* skyldes en kombination af autotrofe aerobe ammoniumoxiderende bakterier (AOB) samt høje ammoniumoxidationsrater (AOR) som følge af rejektvandstilledning til biologien. Den forøgede lattergasproduktion og –emission fra de større renseanlæg kan således *potentielt* undgås ved at drifte rådnetanke på anlæggene. Ligeledes har det store fokus medført optimeringer af de primære trin, og dermed også reduceret kulstoffet tilledt de biologiske processer, og dermed skabt procesforhold der vil fordre lattergas produktion og udledning.

5.1.2 Statistisk variation i datakvalitet

I alt er der i denne rapports litteraturstudie og dataarbejde inkluderet 37 *danske* datasæt, som er fordelt på anlæggenes godkendte kapacitet samt hvorvidt emissionsmålinger er foretaget i hovedstrøm eller sidestrøm (TABEL 5.2). Sidestrømme er rensetrin, der renser en intern rejektstrøm eller lignende, hvor hovedstrømme er biologisk behandling af det tilledte spildevand fra renseanlæggets opland.

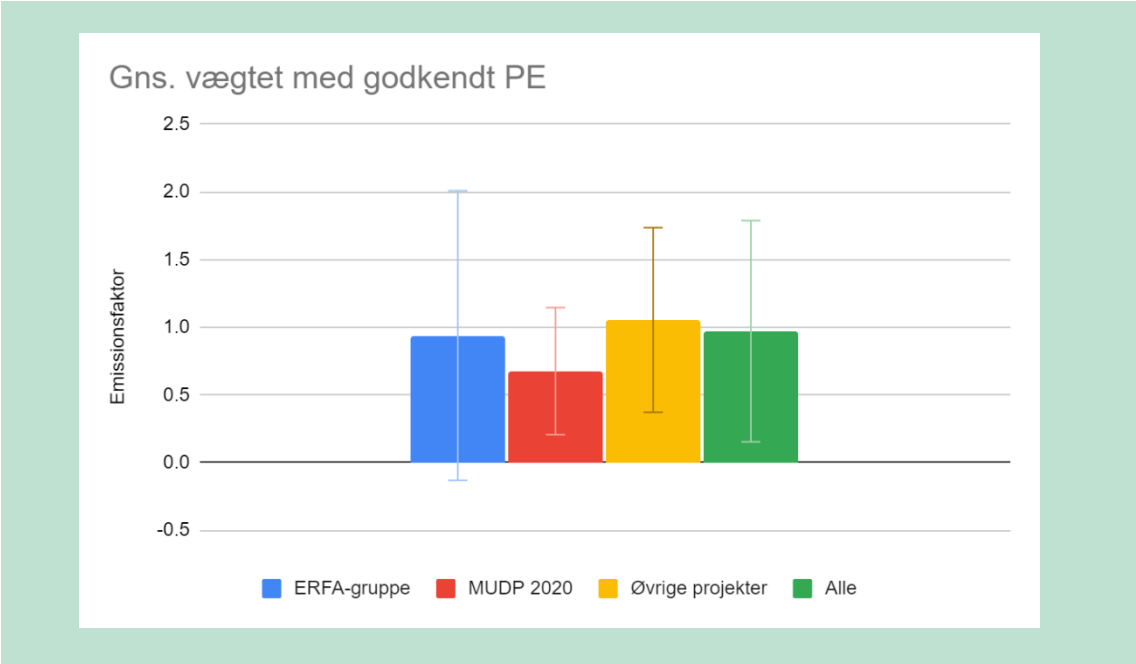
TABEL 5.2. Fordeling af lattergasmålinger på danske renseanlæg i litteraturstudie og øvrig dataindsamling

Fordelt på anlægsstørrelse (37 i alt)	Antal målinger
PE >= 30000	32
30000 > PE >= 10000	3
PE < 10000	2

Fordelt på proces (37 i alt)	Antal målinger
Hovedstrøms	34
Sidestrøms	3

For at afspejle de faktiske forhold og for tage hensyn til renseanlæggenes belastning beregnes den gennemsnitlige emissionsfaktor som et vægtet gennemsnit for de tre anlægsstørrelser. Derved får emissionsfaktoren for hvert enkelt anlæg en vægt i overensstemmelse med renseanlæggets belastning, hvilket er proportionalt med renseanlæggets størrelse, altså anlæggets godkendte kapacitet. Som et resultat af vægtningen påvirker resultaterne fra de største renseanlæg i højere grad det resulterende vægtede gennemsnit sammenlignet med resultaterne fra mindre renseanlæg. Dette sikrer, at ekstremt høje eller lave emissionsfaktorer på de største og mindste renseanlæg ikke fører til en over- eller undervurdering af den totale mængde lattergas, der udledes fra danske renseanlæg.

Som illustreret herunder (FIGUR 5.2) ses det vægtede gennemsnit samt spredningen for de tre grupperinger, samt for summen af alle datasæt (alle). Der ses en stor spredning for de grupperinger af datasæt, der ikke er validerede (ERFA-gruppe og øvrige projekter), mens spredningen er lavere for målekampagner, der er udført ensartet, og hvor data er valideret (MUDP 2020). Spredningen er visualiseret for at vise, hvor store variationerne af målingerne i de forskellige datasæt er. Der er spredning, der er negativ (ERFA-gruppe). Her er der naturligvis ikke tale om negativ emissionsfaktor men blot en spredning, der er større end det vægtede gennemsnit.



FIGUR 5.2. Vægtet gennemsnit og deres spredning ift. de tre grupperinger af datasæt hhv. ERFA-gruppe, MUDP 2020 og Øvrige projekter

Eftersom der ikke findes nogen "standard" eller "akkrediteret" målemetode og baselineberegning, er der en stor sandsynlighed for at de fundne data (bilag 2) ikke er valide og sammenlignelige.

Med kendskab til de aktuelle målinger på flere danske renseanlæg, er mangelfuld datavalidering en bekymring - måske især vedr. luftflowmålingerne, som benyttes, når væskefasemålinger omregnes til en emission.

Selvom litteraturstudiet samler mange emissionsdata, er der mange af de fundne datapunkter, der ikke kan bruges direkte til en statistisk beregning af en ny baselineudledning for danske anlæg grundet:

- Stor variation både i anvendte målemetoder og måleperioder.
- Mange data er baseret på en spotmåling i en kortere måleperiode.
- Begrænset kendskab til datakvalitet af forskellige datakilder (f.eks. luftflow).
- Begrænset kendskab til anvendte ekstrapolering.
- Begrænset kendskab til anvendte emissionberegningsformler/-metode.

Det eneste dataset, der er på et acceptabelt kvalitetsniveau, er MUDP 2020, som netop er validerede og præsenterede data, hvor der er dokumentation for de ovennævnte ellers ubekendte.

Det vil derfor i det videre arbejde med regulering af lattergasemissioner fra danske renseanlæg være nyttigt at implementere måleprogrammer, som bistår etableringen af flere valide datasæt fra danske renseanlæg. Dette vil løbende, jo flere målinger der valideres og registreres, forbedre kendskabet til samt kvaliteten af den samlede baseline for de danske renseanlægs udledning af lattergas.

5.1.3 Baselineemission af lattergas for danske renseanlæg

For at sikre et korrekt grundlag for fremtidig regulering har det været nødvendigt at vurdere, hvorvidt de tre datasæt kan benyttes som valide data. Som beskrevet ovenfor, vurderes det, at to ud af de tre grupperinger ikke indeholder tilstrækkeligt valide data. Ligeledes er *metadata* (procesdata med tilknytning til emissionsdata) som variationer af procesforhold, emissionsberegninger og ekstrapolering uklart i de ikke-validerede data, og dermed er usikkerheden for stor ift. at etablere en baseline til fremtidig regulering. Derfor er disse datasæt vurderet at være for usikre ift. etablering af en baselineemission til en kommende regulering.

Baselineemissionen for danske renseanlæg bør derfor – for nu – baseres på MUDP 2020 datasættet, svarende til 0,84 % N_2O-N / TN-ind.

Den danske baseline emissionsfaktor (MUDP 2020) er baseret på den kvælstofmængde, der tilføres de biologiske processer på renseanlægget, og er udarbejdet på baggrund af data for renseanlæg både med og uden primærrensning.

For et-trins-anlæg (uden f.eks. forklaringstank) vil kvælstofmængden i renseanlæggets tilløb ca. svare til den kvælstofmængde, som tilføres biologien. Dette er dog ikke tilfældet for to-trins-anlæg (med f.eks. forklaringstank), hvor en mindre fraktion af kvælstofmængden i spildevand fjernes inden biologien, idet denne kvælstoffraktion er bundet i det suspenderede stof, der bundfælles og fjernes via det primære rensetrin. Differensen mellem kvælstofmængden tilført renseanlægget og kvælstofmængden tilført biologien på to-trins-anlæg vil uundgåeligt afhænge af, hvorledes det primære rensetrin driftes.

Grundet begrænset tilgængelighed af MUDP-data, har det i nærværende projekt ikke været mulig at korrigere den opgjorte danske emissionsfaktor for diskrepansen mellem kvælstofmængden tilført hhv. to-trins-anlæggenes tilløb og biologi. Derudover vurderes det, af MUDP-datasættet indeholder for sparsomt et datagrundlag (begrænset antal målekampagner og renseanlæg) til at foretage en retvisende korrigering af emissionsfaktoren.

Det forventes dog, at anvendelse af et primært rensetrin (f.eks. forklaringstank) ikke vil have en *betydelig* effekt på emissionsfaktoren - sammenlignet med øvrige usikkerheder i måling og beregning af lattergasemission. Et primært rensetrin reducerer mængden af partikulært stof, som tilgår den biologiske rensning. Chen et. al. (2020) angiver, at ca. 1/6 af den totale mængde af kvælstof i spildevand vil findes som partikulært bundet kvælstof. I forbehandling kan 50-80 % af det partikulære stof typisk fjernes. Dermed fjernes mindst 1/12 af kvælstofindholdet via en forbehandling og reduktionen antages derfor at være 10-12 %. Denne usikkerhed må *for nu* (og indtil en ny og revideret baseline emission fremkommer) betragtes som negligerbar ift. andre usikkerheder vedr. den eksisterende baseline emission.

Det vurderes derfor, at baselineemissionen 0,84 % N_2O-N / TN-ind *for nu* udgør et repræsentativt gennemsnit for danske renseanlæg og kan anvendes som baselineemission på tværs af anlægstyper (et- og to-trins-anlæg) indtil et større datasæt for en revurderet baselineemission for danske renseanlæg er til rådighed (se afsnit 6).

5.1.4 Industrirenseanlæg

Det forventes, at reguleringen af lattergasemission træder i kraft for kommunalt ejede spildevandsforsyninger med renseanlæg på 30.000 PE eller mere. Der vil dog *formentlig* også være en væsentlig lattergasemission fra andre renseanlæg med kvælstoffjernelse, herunder industriejede renseanlæg (inkl. forrenseanlæg).

Da der ikke foreligger data for lattergasemission fra industrirenseanlæg, er disse anlægs baseline emission ukendt, og det har derfor ikke været muligt at tage højde for industrirenseanlæg i ovenstående undersøgelse af baseline emission fra danske renseanlæg.

Baseline emissionen fra industrirenseanlæg må forventes at variere i endnu højere grad end kommunalt ejede renseanlæg. Dette skyldes, at sammensætningen af spildevandet fra industri kan være *meget* forskelligt og se væsentligt anderledes ud end almindeligt husstandsspildevand, som ellers udgør en større del af spildevandet, der modtages hos de kommunale renseanlæg. Flere af industrirenseanlæggene behandler store mængder eller stærkt koncentreret kvælstofholdigt spildevand, hvorfor en resulterende emission potentielt kan være høj. Andre industrirenseanlæg er primært belastet med COD (og ikke kvælstof), hvorfor den resulterende emission må være begrænset.

For ikke at overse en stor kilde til den danske lattergasemission kan der f.eks. udrulles en målekampagne på industrirenseanlæg svarende til en godkendt/dimensioneret kapacitet på 30.000 PE. De beskrevne måleteknologier (afsnit 4), målemetoder og guidelines (afsnit 6) vil også kunne anvendes på industrirenseanlæg.

5.1.5 Anbefaling til baseline

Litteraturstudiet (se også Bilag 2) har med al tydelighed vist, at der både i Danmark og udlandet er lavet mange lattergasemissionsmålinger og -beregninger.

Målingerne er udført for at få ny viden, og ikke fordi der findes et krav eller lign. Målemetoderne har været meget forskelligartede og typisk i korte perioder/kampagner.

Litteraturstudiet kan således ikke anvendes til at genere specifikke baselinedata, da data ikke vurderes at være ensartede og sammenlignelige.

Med baggrund i ovenstående anbefales det at arbejde videre med de eksisterende baselines til analyse af de samfundsøkonomiske konsekvenser for implementering af grænseværdier:

- 0,84 % N2O-N/TN-ind, da denne baseline er baseret på de bedst validerede danske målekampagne på nuværende tidspunkt.
- 1,6 % N2O-N/TN- ind, idet dette er IPCC's nøgletal for lattergasemissioner og er den baseline, der benyttes uden for landets grænser til beregning af lattergasemission fra renseanlæg.

6. Måling og regulering af lattergasemission fra renseanlæg fra 2025

Måling og regulering af lattergasemission fra danske rensningsanlæg skal som udgangspunkt træde i kraft fra 2025 jf. ”Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi”. Følgende afsnit beskriver forslag til en metode for måling og regulering for alle anlægsstørrelser. Metoden er udarbejdet som ‘*den bedst mulige*’ ud fra den nuværende viden og omfatter således de gængse anlægstyper og målemetoder, selvom nogle af disse er behæftet med en stor eller ukendt usikkerhed.

Den foreslåede metode til måling og regulering af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg skal anvendes til at dokumentere renseanlæggenes årlige lattergasemissioner i form af den procentdel af kvælstofmængden i tilløbet til renseanlægget, som på renseanlægget udledes til atmosfæren som lattergas.

Metoden fordrer, at målinger og de efterfølgende beregninger foretages på en *valid* og *ensartet* måde på tværs af alle anlæg – uanset størrelse. Således kan målingen betragtes som en valid måling og et redskab til at dokumentere, at en nærmere fastsat grænseværdi for lattergasemissionerne overholdes af renseanlæggene.

Metoden kan med fordel differentieres, således at renseanlæg med emissioner under den fastsatte grænseværdi kan have færre målepunkter end renseanlæg, som ligger over grænseværdien. Dette er nærmere beskrevet i de følgende afsnit.

6.1 Dannelse af lattergas i N- og DN-zoner

De væsentligste *årsager til og mekanismerne for lattergasemission* er taget i betragtning for at udarbejde en velegnet og praktisk mulig metode til måling af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg:

- Ca. 90 % af lattergasemissionen estimeres at komme fra den beluftede zone pga. stripning (Unisense Case 1, Chandran, 2010), mens 10 % af emissionen estimeres at komme fra diffusion under ikke-beluftede perioder.
- Lattergasemission er typisk størst, hvor ammoniumoxidationsraten (AOR) er højest (Chandran et al. 2011, Law et al. 2012). Da oxidation af ammonium (NH_4) til nitrit (NO_2) udført af nitrifikanter kan føre til lattergasproduktion som biprodukt, er dette et vigtigt fokuspunkt, når der skal udvælges sensorplacering.
- Typisk ses en tendens til, at lattergasemission stiger med øget beluftning, da tilførsel at ilt både igangsætter omsætning af kvælstof (AOR) (Chandran et al. 2011, Law et al. 2012) og faciliterer stripning af lattergas fra vandsøjlen. Det er derfor vigtigt at have en god måling i denne fase. Den tilførte luftmængde samt arealet af den beluftede zone er vigtige faktorer til beregning af lattergasemission - en repræsentativ måling i den beluftede zone vil derfor give et repræsentativt estimat for lattergasemission.

- Lattergasemissionen fra højt belastede luftningstanke er typisk højere sammenlignet med lavt belastede tanke. Derfor kan skævt belastede tanksæt på renseanlæg give anledning til forskellige lattergasemissioner. Herudover kan der være forskel i lattergasemissionen fra tanksæt, hvis disse driftes med meget forskellige slamindhold (SS-koncentration). Her anbefales det at måle i den mest belastede tank, for at målingen kommer til at dække størstedelen af lattergasemissionen fra den biologiske proces.

Grundet lattergasemissionens årsager og mekanismer er målinger i de beluftede zoner altafgørende for at opnå en valid måling af emissionen.

Ikke-beluftede zoner, som forventes at bidrage med blot ca. 10 % af lattergasemissionen, kan med fordel *ekstrapoleres* for at undgå opsætning og vedligehold af sensorer til at detektere denne mindre fraktion af lattergasemission fra renseanlæggene.

Anlæg, som evt. måler i DN-zonerne (f.eks. BioDenitro) kan i stedet beregne den aktuelle diffusion.

Der opnås således den mest valide måling ved at måle i alle beluftede tanke. For renseanlæg med emissionsfaktorer, der overstiger grænseværdien, vil det være fordelagtigt at måle i alle beluftede biologiske tanke for at sikre præcision samt et styringsværktøj til at reducere emissionen herfra (UDVIDET metode). Såfremt man ønsker en ekstra kontrol og sikkerhed for den målte og beregnede emissionsfaktor for anlægget, kan man supplere med enten -spotmålinger (f.eks. via plant-wide målinger samt forsøg med at måle flere steder i de beluftede zoner.

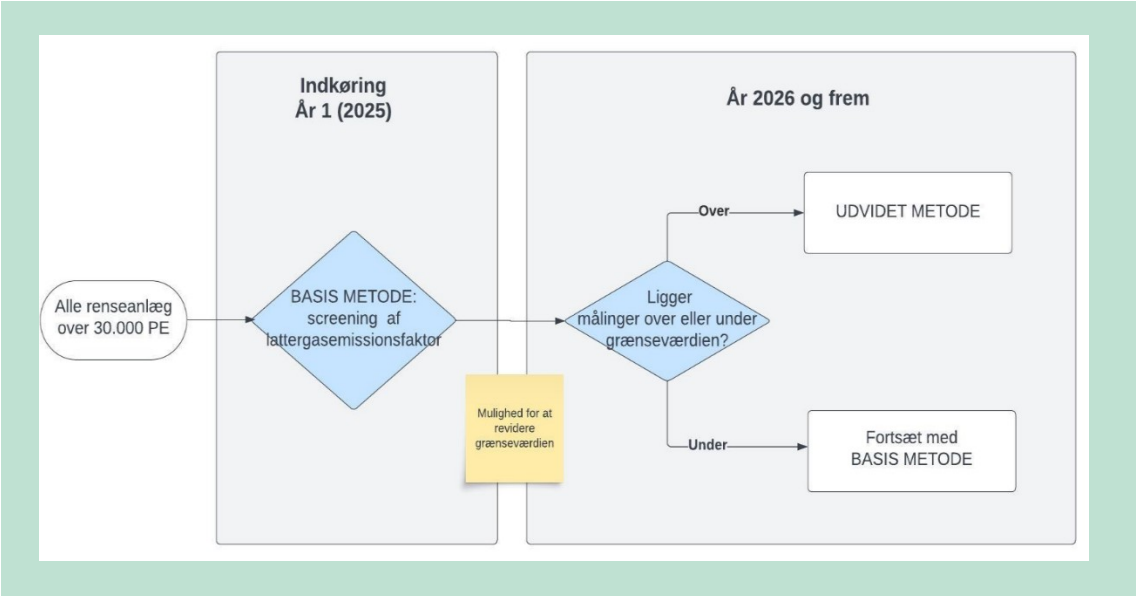
Renseanlæg, hvis emissionsfaktorer ligger under den fastsatte grænseværdi, kan med fordel nøjes med at måle lattergasemission fra hver *type* af beluftet biologisk tank og ekstrapolere målingen til at estimere den samlede lattergasemission fra de beluftede biologiske processer (BASIS-metode).

Der er i nærværende afsnit udarbejdet en **generel guideline**, som skal støtte renseanlæggene i at foretage målingerne og lattergasemissionsberegningerne. Samtidig skal guidelinen sikre, at der beregnes en *valid* emissionsfaktor, som kan bruges ift. at håndhæve den kommende grænseværdi.

6.2 Differentieret målemetode

Det anbefales på baggrund af følgende fordele, at der anvendes **differentierede målemetoder** (FIGUR 6.1 *BASIS-metode* og *UDVIDET metode*), der har følgende fordele:

- Hurtig og let implementering af måleprogram.
- Umiddelbart overkommelig målemetode for renseanlæggene.
- Målemetoden faciliterer at alle renseanlæg over den fastsatte størrelsesgrænse kan igangsætte målinger og beregne deres lattergasemissionsfaktor allerede fra 2025.
- Med målemetoden vil Miljøstyrelsen få en øget viden og et større datagrundlag til at sikre en korrekt og valid baseline emission fra danske renseanlæg samt til evt. revidering af den fastsatte grænseværdi, når mere viden er indhentet.



FIGUR 6.1. Differentierede målemetoder for BASIS-metode og UDVIDET metode til regulering af lattergas fra danske renseanlæg

Reguleringen af lattergasemission fra danske renseanlæg foreslås at blive indkørt via en "light" udgave kaldet **BASIS-METODE**, som kan bruges til screening og overvågning af emissionen. Basis-metoden er velegnet i en indkøringsperiode for reguleringen, da den vil være relativ nem at implementere og drifte samt give et *relativt* præcist resultat for lattergasemission fra de danske renseanlæg.

Basis-metoden vil med få sensorer, målinger og beregninger være et realistisk "greb" til at indføre en reguleringen på alle renseanlæg samtidigt. Der er i forvejen installeret lattergassensorer på i omegnen af 20-30 renseanlæg i Danmark. Dermed vil der være ca. af 50-60 renseanlæg større end 30.000 PE, som mangler måleudstyr. Medtages mindre renseanlæg i reguleringen (10.000 PE og større), vil det stille større krav til indkøb og levering af sensorer til måling af lattergasemissionen.

Efter indkøringsperioden med 1 års måledata, vil der fremkomme en *valid* emissionsfaktor for alle renseanlæggene samt en *valid* baseline emission, som kan bruges til en revurdering af den i dag gældende baseline emission (se afsnit 5) samt til en eventuel revidering af den fastsatte grænseværdi.

Ulempen ved BASIS-metoden er dog, at de få målepunkter vil medføre flere ekstrapoleringer for at estimere lattergasemissionen. Metoden er dermed følsom, hvis det altså antages, at flere procestanke/linjer har præcis samme lattergasproduktion og –emission. For mange renseanlæg vil lattergasemissionen fra de forskellige proceslinjer være nogenlunde ens, men for nogle renseanlæg vil den være forskellig grundet skæv belastning, ujævn beluftning samt lidt forskellige slamkoncentrationer, hvilket påvirker lattergasproduktionen og –emissionen. Ved at anvende antagelser og ekstrapolationer i stedet for fysiske målinger kan emissionsfaktoren derfor blive upræcis.

Alle anlæg, som ved screeningen (BASIS-metoden) måler, at emissionsfaktoren overstiger den fastsatte grænseværdi, bør overgå til mere nøjagtig måling, kaldet **UDVIDET METODE**, dvs. flere målere og analyser, for at få en mere præcis emissionsfaktor og et bedre indblik i lattergasproblemet på anlægget.

Det er væsentligt, at anlæg, hvis emissionsfaktor overstiger grænseværdien, kan få et mere detaljeret indblik i, hvor og hvordan lattergassen dannes, således at de rette reduktionstiltag kan implementeres for at nedbringe emissionen.

6.2.1 BASIS-metode

Der skal måles lattergas fra hver *type* (TABEL 6.1) af beluftet biologisk proces/ tank på renseanlæggene. Procestanke med ens forhold (belastning, SS og styring) betragtes som en og samme type.

Hvis der er flere typer af beluftede biologiske processer (type I-III), måles et sted i hver type

Anlæggets samlede lattergasemissionsfaktor beregnes ud fra 1 målepunkt per type ved hjælp af ekstrapolationer.

Hvis lattergasemissionen for et renseanlæg overstiger grænseværdien, er det dog nødvendigt at foretage yderligere undersøgelser for at fastsætte det fulde omfang af lattergasemissionen. Derfor vil det være nødvendigt at foretage måling af lattergas fra hver beluftet biologisk proces/tank på det pågældende renseanlæg (se UDVIDET metode).

6.2.2 UDVIDET metode

Der skal måles lattergas fra *hver eneste* beluftede biologiske proces/tank på renseanlæggene.

Dette gælder for alle renseanlæg, som overskrider den gældende grænseværdi og derfor skal indlede yderligere målinger for at kortlægge emissionen i alle biologiske tanke.

Den mest præcise måling fås ved at måle i alle tanksæt. På den måde minimeres både kendte og ukendte variable mellem proceslinjer af samme type, der forårsager forskellig lattergasemission fra f.eks. to "ens" procestanke - herunder forskellig SS-koncentration, uens fordeling af spildevandsstrømmen i fordelerbygværk, forskellig indstilling af setpunkter i beluftningsstyring mv.

Renseanlægget emissionsfaktor kan således beregnes ud fra målinger i alle de beluftede tanke og en ekstrapolering af DN-tankene.

TABEL 6.1. Typer af biologiske processer på renseanlæg, som kan resultere i lattergasproduktion og -emission

TYPE I a: Almindelige aktiv-slam hovedprocesser med ens forhold (belastning, SS og styring)	BioDenitro Recirkuleringsanlæg Plug-flow Step-feed
TYPE I b: Tanksæt som afviger væsentlig fra de øvrige	> 3 kg SS forskel Andre belastningsforhold Anden styring/drift
TYPE II: Biofilm og hybridanlæg hovedprocesser	Biostyr Membrane Aerated Bioreactor (MABR) Membrane Bioreactor (MBR) Activated Return sludge Proces (ARP) Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)

TYPE III: Sidestrømsprocesser (rejektvandsrensning)	Anammox Activated Return sludge Proces (ARP)

6.3 Valid og ensartet metode til måling af lattergasemission fra forskellige anlægstyper

I følgende afsnit er det beskrevet, hvorledes der kan udføres valide og ensartede målinger afhængig af anlægskonfiguration og beluftningstype på renseanlæggene. For at give det mest retvisende billede af lattergasemissionen, skal sensorerne placeres dét sted på anlægget, hvor emissionen forventes at være mest repræsentativ. Der er på baggrund af litteratur- og casestudier udarbejdet en række anbefalinger ift. målinger i de beluftede zoner på forskellige anlægstyper.

Det skal bemærkes, at antallet af studier som undersøger lattergasdynamikken ift. sensorplacering er relativt begrænset, og der findes på tværs af renseanlæg på nuværende tidspunkt ikke en entydig *mest valid* placering af en lattergassensor. Den mest optimale placering af sensoren afhænger af hvilken type af renseanlæg den skal installeres på, samt de anlægsspecifikke forhold.

Der findes dog retningslinjer for sensorplacering både på tværs af anlægstyper og specifikt til bestemte anlægstyper, som kan give den mest retvisende og repræsentative lattergasemission – baseret på tidligere erfaringer fra udviklingsprojekter, anbefalinger fra leverandører af N_2O-sensorer samt litteraturstudier.

Generelle anbefalinger på tværs af forskellige anlægstyper (Unisense Case, Unisense Manual):

- Sensoren skal placeres i det beluftede areal af den biologiske proces, som faciliterer kvælstoffjernelse.
- Det er vigtigt at måle det sted på renseanlægget, hvor størstedelen af kvælstofomsætningen finder sted – typisk hvor anlægget bliver beluftet og lattergas emitteres til atmosfæren.
- Det er typisk ⅓-½ inde i arealet af den beluftede zone, at den mest repræsentative lattergasemission findes (Unisense Case 1, Unisense Case 2, Unisense Manual).
- Sensorernes placering i vandsøjlen skal følge den valgte teknologileverandørs anvisninger Ved brug af Unisense væskefase-sensorer, skal disse f.eks. placeres under vandoverfladen (ca. 30 cm) og hele tiden være nedsænket, mens offgas sensorer placeres over vandoverfladen.
- Sensoren skal placeres væk fra kanten af procestanken og i et velopblandet område af vandsøjlen.
- Sensoren kan med fordel placeres i samme tank som øvrige sensorer (NH_4, NO_3, NO_2, opløst ilt (DO) og SS). Det vil således være lettere at analysere sammenhængen mellem lattergasproduktion og driftsbetingelserne i tanken og dermed anvende sensoren som styringsinstrument til at nedbringe lattergasemissionen.
- Hvis renseanlæg med flere linjer/tanke prioriterer indkøb af flere sensorer, anbefales det at placere én sensor i hver tanks beluftede zone for at opnå en måling parallelt i tankene frem for i én tanks både beluftede og ikke-beluftede zone.

Alt efter hvor lattergassensoren placeres i den beluftede zone, vil procesforholdene (iltmætning, underliggende strømninger, belastning mm.) være afgørende for måling af lattergasemissionen (Andreasen, 2013). Der er derfor altafgørende at vælge en position i det beluftede areal, der repræsenterer en gennemsnitsværdi for lattergaskoncentrationen for at få en repræsentativ måling for rensningsanlæggets emission.

Placering af lattergassensoren 1/3-1⁄2 inde i arealet af den beluftede zone er en udmærket placering, som giver en repræsentativ værdi for lattergasemissionen fra hele beluftningszonen. Den præcise placering afhænger af dog af anlæg -og beluftningstype. *Specifikke anbefalinger* herfor er angivet i TABEL 6.2 herunder.

Der er desuden udarbejdet en række *cases* med repræsentativ sensorplacering til eksempel og inspiration, som fremgår af bilag 4.

TABEL 6.2. Optimal placering af sensor alt efter anlægs- og beluftningstype

	Beluftningstype	
Anlægstype	**Bundbeluftning**	**Overfladebeluftning**
Uanset anlægstype: **Væskesensor:** En direkte måling af N_2O opløst i væskefasen og en efterfølgende estimering af N_2O i den afledte luft og dermed den beregnede emission. **Off-gas sensor**: Gas-hood + analysator: en direkte måling af N_2O i gasfasen samt en måling af den afgivne luftmængde og dermed den beregnede emission (off-gas måling). (Bellandi et al. 2017)	I et anlæg med beluftning i dele af tankene anbefales det at placere sensoren ca. ⅓-½ nedstrøms i beluftningsområdet. Flere anlæg har bedst erfaring med at placere væskefase-sensorerne før rotorerne, således at de ikke river sig løs eller går i stykker pga. den høje turbulens efter rotorerne.	I anlæg med overfladebeluftning vil det være hensigtsmæssigt at placere sensoren i den beluftede zone på en repræsentativ placering med god iltning, hvor rotorerne er aktive og i drift. Her vælges den rotor med flest driftstimer (såfremt der er forskel) - og gerne en, som ligger tæt på tilløbet og dermed hvor NH4 er høj
Recirkulerende	Både væskefase- og off-gas-sensoren anbefales placeret i nitrifikationstanken ⅓-½ nedstrøms i det område, som er dækket af diffusorer. Se bilag 4, case A.	
Biodenitro/Biodenipho	Både væskefase- og off-gas-sensoren anbefales placeret ⅓-½ nedstrøms i den iltede zone.	
Plug-flow	Både væskefase- og off-gas-sensoren anbefales placeret ⅓-½ nedstrøms i det område, som er dækket af diffusorer.	
Biofilm (Uri-Carreño et al. 2024)	Placere sensorer, der hvor kvælstofomsætningen er højest og der hvor det er muligt at placere sensorerne.	
Rejektvandsprocesser	Det anbefales at placere én sensor i hver rejektvandsbeholder. Placere sensorer der hvor kvælstofomsætningen er høj.	
Sequence Batch Reactor (Unisense Instructions)	Både væskefase- og off-gas-sensoren anbefales placeret et sted i tanken hvor det er muligt.	

6.4 Guidelines til måling af lattergas fra renseanlæg

I nærværende afsnit er beskrevet en generel guideline til måling af lattergas og beregning af en årlig lattergasemissionsfaktor. Guidelinen er generel, omfatter alle anlægstyper og kan således bruges til at håndhæve, at renseanlæggenes lattergasemission overholdes i forhold til den fastsatte grænseværdi.

Tidligere målekampagner i både Danmark og udlandet har ikke haft en “standard” for målinger, ekstrapolationer og beregninger (se afsnit 5).

Dette er dog en nødvendighed, når der skal indføres en grænseværdi, således der overholdes *good practice*, som er gyldig for måleteknologi, beregninger og ekstrapolationer, herunder:

- Opsætning, indkøring og vedligehold af måleudstyr
- Oversigt over nødvendige datakilder samt validering og rensning af data
- Egenkontrol
- "BAT" målemetode - valid og ensartet med nuværende måleteknologi
- Beregning af emissionen - både baseline, nuværende og reduktion

Emissionsfaktor på baggrund af kvælstoftilførsel

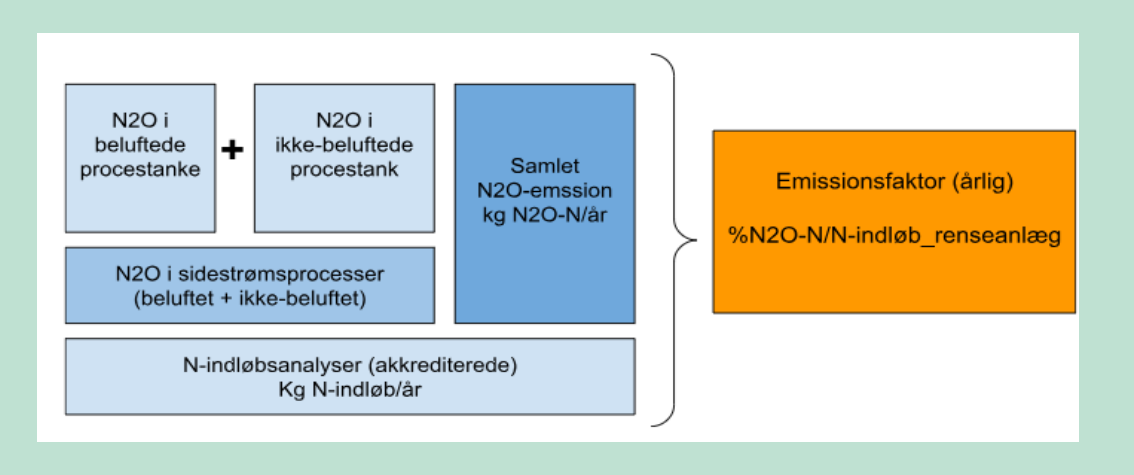
Som tidligere beskrevet (afsnit 5), bliver emissionsfaktoren beregnet ud fra kvælstofbelastningen og en faktor iht. denne. I MUDP-projektet er faktoren (baseline på 0,84 % N_2O-N / $TN_{tilløb, biologi}$) beregnet ud fra den specifikke kvælstofbelastning af de biologiske processer:

- Et-trins anlæg: Kvælstof i tilløb til renseanlæg (efter rist samt sand- og fedtfang).
- To-trins anlæg: Kvælstof i tilløb til procestank (dvs. efter primærtank/forklaring/forfiltrering).
- Sidestrømsproceser: Kvælstof i tilløb til sidestrømsproces (typisk rejektvandsbehandling).

Fra mange renseanlæg kan det dog være vanskeligt at udtage flowproportionale døgnprøver andetsteds end ved tilløbet til renseanlægget, hvor de akkrediterede prøver jf. anlæggenes udledningstilladelse i forvejen udtages. Det vil derfor være pragmatisk og mindre besværligt og omkostningskrævende for renseanlæggene at anvende de eksisterende akkrediterede kvælstofanalyser fra renseanlæggenes tilløb til beregning af emissionsfaktoren.

Årlig emissionsfaktor

Der ses ofte en stor sæsonvariation i lattergasudledningen fra renseanlæg. Den mest repræsentative emissionsfaktor fås derfor ved brug af en gennemsnitlig årlig udledning - således data opsamles løbende over et helt kalenderår. Målingerne foretages kontinuerligt i kalenderåret fra januar-december og emissionsfaktoren opgøres én gang årligt på baggrund af den gennemsnitlige lattergasemission for året ift. Den gennemsnitlige tilførte kvælstofbelastning for året (FIGUR 6.2).



FIGUR 6.2. Illustration af elementer til beregning af den gennemsnitlige årlige emissionsfaktor

6.4.1 Beskrivelse af de forskellige delelementer til beregning af emissionsfaktoren

Emissionsfaktoren beregnes ud fra målinger og ekstrapolationer.

Emission fra beluftede procestanke - både hovedproces og evt. sidestrømsprocesser skal medtages.

Der skal installeres måleudstyr i de beluftede procestanke for at kunne bestemme lattergasudledningen fra disse.

Såfremt anlægget har beluftede sidestrømsprocesser, skal der også installeret måleudstyr i disse.

Hvis der ikke måles i alle tanksæt/proceslinjer, skal der foretages en ekstrapolering svarende til det totale antal beluftede procestanke på renseanlægget.

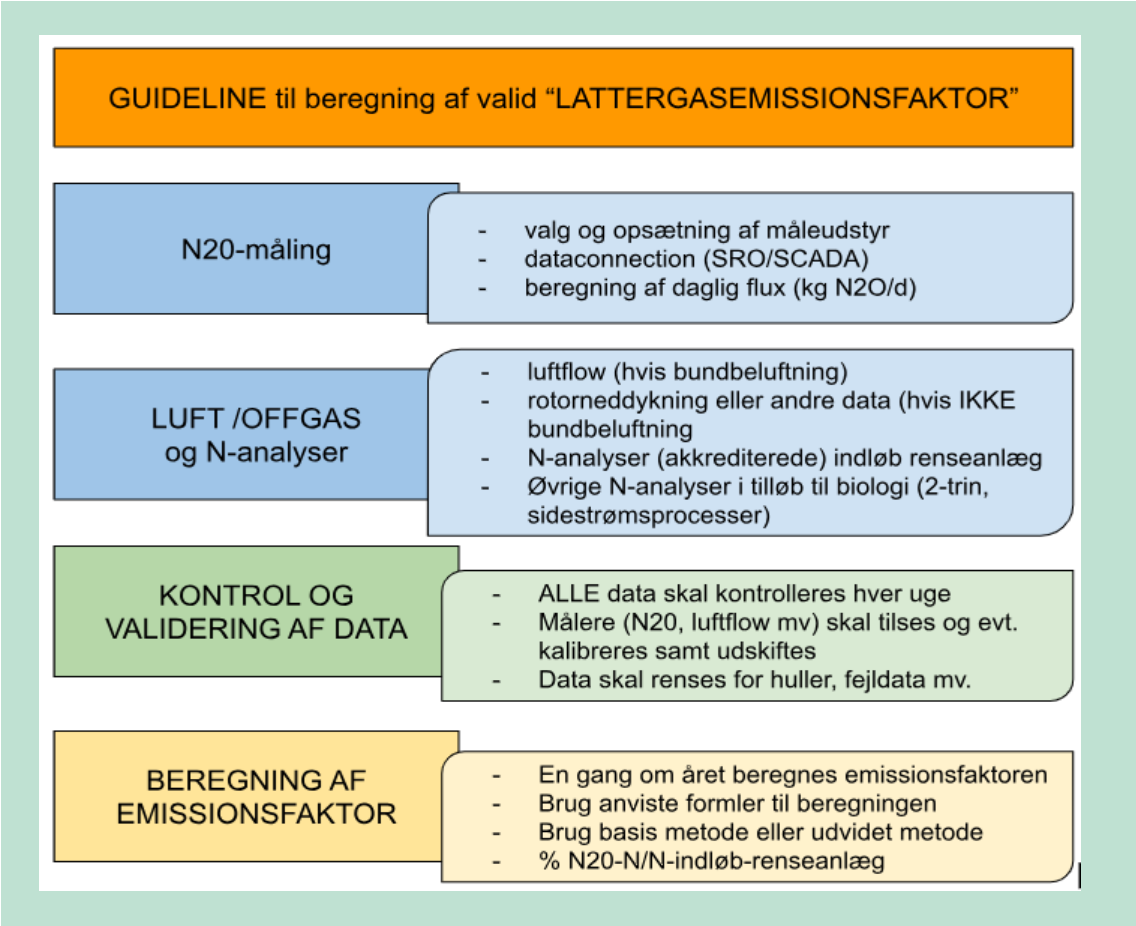
Emission fra ikke-beluftede procestanke:
Det vurderes at være unødvendigt at etablere måleudstyr i de ikke-beluftede procestanke (DN-tanke). Emissionen beregnes via ekstrapolation, som er 10 % af emissionen i de beluftede arealer.

6.4.2 Guidelines til renseanlæg

Der er udarbejdet en guideline, som kan bruges af personalet på renseanlæggene (forsyninger og industri) som en tjekliste til at sikre en *valid og ensartet* måling og emissionsberegning.

Nedenstående guideline indeholder retningslinjer for de overordnede punkter (FIGUR 6.3):

- Lattergasmåling
- Øvrige relevante målinger og analyser (luft/off-gas og N-analyser)
- Kontrol og validering af data
- Beregning af emissionsfaktor



FIGUR 6.3. Overordnet guideline til inspiration til Miljøstyrelsen, således der kan udarbejdes relevante vejledninger i forbindelse med indførelse af lattergasreguleringen

For de fire delelementer er der udarbejdet en liste over punkter, som renseanlæggene skal tjekke (se også Bilag 5)

N20-måling

- valg og opsætning af måleudstyr
- dataconnection (SRO/SCADA)
- beregning af daglig emission (kg N2O/d)

N20-måling	Aktion

Valg og opsætning af måleudstyr
 	
(som minimum i de beluftede procestanke)
	☐ antal målere ift. anlægstype og metode (basis eller udvidet)
	☐ Valg af målemetode - væskefase eller offgas
	☐ Indkøb af måleudstyr
	☐ Opsætning af måleudstyr (i samarbejde med leverandør)
	☐ Indkøring og kalibrering af måleudstyr (i samarbejde med leverandør)
	☐ Udarbejde skema / journal for drift og vedligehold af måleudstyr (i samarbejde med leverandør).
	  ☐ Hvor tit skal der nulpunkts-justeres?
	  ☐ Hvor tit skal der kalibreres?
	  ☐ Hvor tit skal der skiftes dele (f.eks sensorhoved)
	  ☐ Hvem på anlægget er ansvarlig for måleudstyret
	  ☐ Hvor tit skal måleudstyret rengøres / tilses?

Data connection	☐ Data fra N2O-målere skal overføres og opsamles i SRO/SCADA. ☐ Data fra lattergassensor skal have en opløsning på max. 2 min
Beregning af daglig lattergasemission kg N20-N/d	☐ Opsætning af formler til beregning af den daglige emission (fås af leverendør af måleudstyret) ☐ Daglig lattergasemission skal logges (kg N2O-N/d) ☐ Lattergasemission pr. måned skal opgøres

LUFT /OFFGAS og N-analyser

- luftflow (hvis bundbeluftning)
- rotorneddykning eller andre data (hvis IKKE bundbeluftning
- N-analyser (akkrediterede) indløb renseanlæg
- Øvrige N-analyser i tilløb til biologi (2-trin, sidestrømsprocesser)

Andet måleudstyr og analyser	Aktion

Luftflow - HVIS bundbeluftning	☐ Luftflowet til de beluftede procestanke skal måles eller beregnes, da denne skal bruges til emissionsberegningen
	☐ Findes der luftflowmålere og vurdering af disse
	  ☐ Hvor sidder luftflowmålerne - på manifold eller på hver streg ud til procestanken
	  ☐ Er luftflowmålerne kalibreret og er respektafstande opfyldt
	  ☐ Virker luftflow realistiske - kontroller ift. blæserydelse
	☐ Hvis der ikke findes luftflowmålere skal der anvendes andre data til beregning af luftflowet
	  ☐ blæser ydelse (luftflow) og ventilstillinger
	  ☐ effektoptag og tryk på blæserne kan bruges til estimering af luftflow
	☐ Luftflowdata skal midles, inden de bruges til emissionsberegningen, da de kan svinge ret meget

Rotorer - rotorneddykning og antal rotorer i drift	☐ Rotorenes neddykning skal registreres og logges ☐ Antallet af rotorer skal logges og der skal beregnes en rotor-faktor
Iltkoncentration (i procestanke)	☐ Måling af iltkoncentrationen i procestankene. ☐ Hvis der er flere iltmålere i samme procestank skal gennemsnittet beregnes ☐ Logning af data, som bruges til emissionsberegningen
Temperatur spildevand (i procetanke)	☐ Måling af spildevandets temperatur (skal bruges i emissionsberegningen ☐ Logning af temperatur, som bruges til emissionsberegningen
N-analyser	☐ Der udføres akkrediterede analyser af kvælstof i tilløb til renseanlægget

KONTROL OG VALIDERING AF DATA

- ALLE data skal kontrolleres hver uge
- Målere (N20, luftflow mv) skal tilses og evt. kalibreres samt udskiftes
- Data skal renses for huller, fejldata mv.

Kontrol og validering af data	Aktion

Kontrol af data	☐ Online data bør opsamles med en tidsopløsning på 2 min.
	☐ Minimum 1 x ugentligt kontrolleres at data ser korrekte ud
	  ☐ N20-målinger
	  ☐ temperatur
	  ☐ ilt
	  ☐ luftflow/rotorer
	☐ Det tjekket at emissionsberegningen

Plan for pasning og kalibrering af sensorer	☐ Pasning / kalibrering af N20-måleudstyr jf teknologileverandørens anbefaling ☐ Pasning / kalibrering af luftflow jf. teknologileverandørens anbefaling

Analyse af "fejlbehæftede" data
 	
(se yderligere i afsnit 6.2.7 om beregning af emissionfaktoren)
	☐ Der skal laves en procedure for, hvordan "fejlbehæftede" data behandles
	  ☐ Data som er negative
	  ☐ Data, som er meget høje (fejlbehæftede)
	  ☐ Data, som af andre årsager er fejlbehæftede (f.eks en sensor, som ikke er kalibreret korrekt)
	  ☐ Huller/manglende data
	☐ Behandling af data til emissionsberegning - evt. fravælgelse af data*
	☐ Mængden af data/datapunkter, som fravælges, skal opgøres (antal og årsag)*

BEREGNING AF EMISSIONSFAKTOR

- En gang om året beregnes emissionsfaktoren
- Brug anviste formler til beregningen
- Brug basis metode eller udvidet metode
- % N20-N/N-indløb-renseanlæg

Kontrol og validering af data	Aktion
Beregning af årlig emissionsfaktor	☐ Beregning af lattergas fra de beluftede procestanke* ☐ Beregning af lattergas fra de ikke-beluftede procestanke** ☐ Beregning af lattergas fra sidestrømsprocesser (beluftet og ikke beluftet) ☐ Summen af lattergasemissionen (kg N20-N/år). ☐ N i indløb, renseanlæg på baggrund af de akkrediterede indløbsanlyser ☐ Beregning af % N2O-N / N-indløb

FIGUR 6.4. Liste over tjekpunkter.

6.4.3 Principskitser for typer og beregning af emissionsfaktoren

Uanset om målingen af lattergasemission foretages via BASIS-metoden eller via den udvidede metode (TABEL 6.3), skal der udføres et antal målinger samt foretages ekstrapolationer. Det er vigtigt at bemærke, at uanset hvilken metode som anvendes, skal de generelle guidelines følges.

TABEL 6.3. Principper bag BASIS- og UDVIDET metode til måling af lattergas-emission fra danske renseanlæg

BASIS-metode	UDVIDET metode
Mindre præcis emissionsfaktor **Mindre omfattende at udføre**	**Mest præcise emissionsfaktor** **Mest omfattende at udføre**
Få N_20-målepunkter (evt. kun ét)	Mange N_2O-målepunkter
Flere ekstrapoleringer	Få ekstrapoleringer
Se også principskitser samt eksempler	Se også principskitser samt eksempler

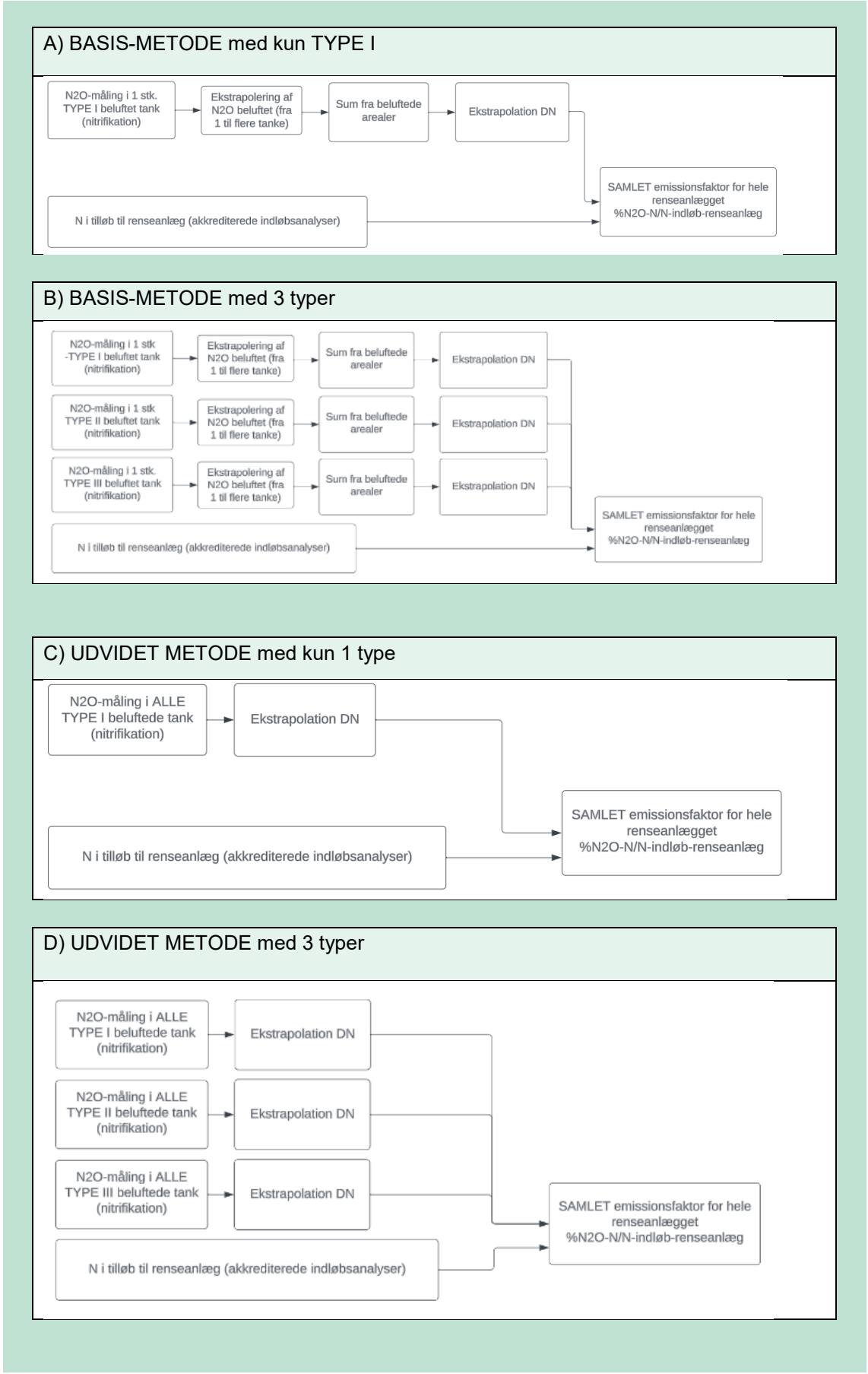
Der er udarbejdet en række principskitser til at illustrere beregning af emissionsfaktoren, alt efter om der anvendes BASIS-eller UDVIDET metoder og hvilke(n) anlægstyper (se TABEL 6.1), der måles fra.

A. Principskitse for BASIS-METODE med kun TYPE I (alm. aktiv-slam hovedprocesser).

B. Principskitse for BASIS-METODE med 3 typer - I + II + III (alm. aktiv-slam hovedprocesser, biofilm/hybridanlæg hovedprocesser samt sidestrømsprocesser).

C. Principskitse for UDVIDET METODE med kun TYPE I (alm. aktiv-slam hovedprocesser).

D. Principskitse for UDVIDET METODE med 3 typer - I + II + III (alm. aktiv-slam hovedprocesser, biofilm/hybridanlæg hovedprocesser samt sidestrømsprocesser).



FIGUR 6.5. Principskitser

6.5 Implementering af lattergasregulering under *Miljøbeskyttelsesloven*

Den kommende regulering af lattergasemission fra danske renseanlæg forventes at blive håndhævet under Miljøbeskyttelsesloven (LBK nr. 1218), potentielt under afsnit 3 og 4, som i øvrigt håndterer udledninger forbundet med spildevandsrensning. I et sådant tilfælde vil lattergasreguleringen kunne indføres i *Spildevandsbekendtgørelsen* (BEK nr. 1393), f.eks. ved at indføre ekstra paragraffer under afsnit 9 (møntet på renseanlæg ejet af et spildevandsforsyningsselskab) samt afsnit 10 (renseanlæg ejet af industrielle virksomheder).

Alternativt kan der udarbejdes en *Lattergasbekendtgørelse,* f.eks. med inspiration fra den fornyeligt indførte *Bæredygtighedsbekendtgørelsen* (BEK nr. 1535).

Det frarådes, at reguleringen af lattergasemission fra danske renseanlæg også indføres under Miljøbeskyttelseslovens §28, og at grænseværdien/grænseværdierne dermed undtages fra renseanlæggenes udledningstilladelser. Dette skyldes, at indførelse under §28 vil stilles krav til, at forsyninger og virksomheder med renseanlæg over 30.000 PE skal ansøge om ny udledningstilladelse ifm. indførelse af reguleringen. Dette kan skabe en administrativ pukkel hos landets kommuner, der risikerer at forsinke processen med ikrafttrædelse.

Uanset om reguleringen implementeres som udvidelse af eksisterende bekendtgørelser, eller om der udarbejdes en ny lattergasbekendtgørelse, vil der bl.a. skulle fastsættes elementer og retningslinjer inden for:

- Egenkontrol
- Indberetning og dokumentation
- Tilsyn
- Evaluering

Mulige retningslinjer og elementer for ovenstående gennemgås i følgende afsnit.

6.5.1 Elementer i reguleringen

Egenkontrol

Egenkontrol i reguleringen af lattergasemission fra danske renseanlæg vil afvige fra eksisterende praksis under spildevandsbekendtgørelsen, da der ikke kan stilles krav om, at lattergasemissionen måles som akkrediteret teknisk prøvning af akkrediteret laboratorium. Dette skyldes, at der endnu ikke er skabt det nødvendige grundlag til at virksomheder kan akkrediteres under Den Danske Akkrediterings- og Metrologifond (DANAK), som har akkreditering som område. Reguleringen og egenkontrollen vil i stedet skulle støtte sig op af en række af Miljøstyrelsens vejledninger til forsyningerne udarbejdet til at sikre en *så valid som muligt* måling af lattergasemission fra renseanlæg (se afsnit 6.2, 6.3 og 6.4 for anbefalede *guidelines*).

Spildevandsforsyningsselskaber og industrier med renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE eller derover skal sikre, at der etableres egenkontrol til måling af lattergasemission fra renseanlæg i overensstemmelse med Miljøstyrelsens vejledninger på området (se afsnit 6.2, 6.3 og 6.4 for anbefalede *guidelines*). Ved egenkontrol forstås synliggørelse og dokumentation af den metode, der anvendes til måling og beregning af lattergasemission fra renseanlægget, som forestås eller rekvireres af ejerselskabet, er retvisende og i overensstemmelse med gældende vejledninger. Desuden skal egenkontrollen gøre det muligt for tilsynsmyndigheden at føre tilsyn.

Egenkontrollen skal desuden sikre, at målingen af lattergasemission udføres kontinuerligt og jævnt fordelt over året for at dokumentere emissionen på tværs af de sæsonmæssige variationer såvel som på tværs af anlæggets drifts- og belastningsmønster.

Egenkontrolprogrammet bør desuden indeholde følgende elementer for at sikre at lattergasemissionen i tilstrækkelig grad gennemgås:

- Systemafgrænsning: En henvisning til hvilke processer/anlæg der forventes lattergasemission fra.
- Anlæg og overvågning: En henvisning til på hvilke anlæg/processer emissionen måles.
- Driftsjournal: En beskrivelse af drift og vedligehold af dét måleudstyr, som indgår i emissionsmålingen (eks. lattergassensor, temperatursensor, luftflowmåler mv.), herunder frekvens for kontrol/kalibrering samt dato for senest udførte kontrol/kalibrering.
- Plan for udbedrende foranstaltninger: Handleplan for reduktion af lattergasemission såfremt renseanlæggets årlige emission overskrider den gældende grænseværdi.

Indberetning og dokumentation

Renseanlæggenes emission opgøres årligt som andelen af lattergasemission per mængde totalkvælstof tilført renseanlæg beregnet i overensstemmelse med Miljøstyrelsens vejledninger på området (se afsnit 6 for anbefalede *guidelines*).

Spildevandsforsyningsselskaber indberetter årligt den opgjorte lattergasemission og dertilhørende datagrundlag i et format fastsat af tilsynsmyndigheden.

Den årlige opgørelse og indberetning bør indeholde følgende datagrundlag, for at sikre tilsynsmyndigheden de rette betingelser for at føre tilsyn:

- Oversigt over renseanlæggets emissionspunkter, herunder etablerede målepunkter for lattergasemission såvel som processer/anlæg, hvorfra emissionen beregnes/ekstrapoleres.
- Driftsjournal for det måleudstyr, som indgår i emissionsberegninger.
- Datagrundlag for lattergasemission fra renseanlægget, herunder:
    - Beregnet daglig lattergasemission fra etablerede målepunkter i renseanlæggets processer/anlæg (kg N_2O / d).
    - Beregnet daglig lattergasemission fra processer/anlæg på renseanlægget, hvor der <u>ikke</u> er etableret måling - indeholdt de anvendte ekstrapolationer (kg N_2O / d).
- Oversigt over den årlige kvælstofmængde tilført renseanlægget med henvisning til akkrediterede analyser udført jf. Miljøstyrelsens vejledninger for målemetode, som den pågældende ejerselskabs renseanlæg er underlagt.
- Renseanlæggets opgjorte emissionsfaktor for indberetningsåret (% N_2O / $TN_{tilløb,RA}$).
- Redegørelse for de driftsmæssige forhold, der bevirker forhøjet lattergasemission, såfremt renseanlægget overskrider den gældende grænseværdi for lattergasemission.
- Handleplan for reduktion af emission, hvis renseanlægget overskrider den gældende grænseværdi for lattergasemission.
- Evaluering af effekten af foregående emissions reducerende tiltag, i det tilfælde at den gældende grænseværdi tidligere har været overskredet, og der tidligere har været udarbejdet og accepteret en handleplan herfor.

Tilsyn

Miljøstyrelsen kontrollerer, om indberetningsgrundlag og dokumentationen for renseanlæggenes lattergasemission er retvisende, og om den gældende grænseværdi for renseanlægget er overholdt. Kontrollen foretages årligt og baseres på indberetningsgrundlaget for egenkontrollen inden for 12 på hinanden følgende måneder.

Hvis et renseanlæg overskrider den pågældende grænseværdi for lattergasemission, som anlægget er underlagt, skal Miljøstyrelsen kontrollere, at tiltagene i den fremsendte handleplan for lattergasemission er tilstrækkelige og proportionale med overskridelse af udledningen såvel som reduktionspotentialet. Accepteres den fremsendte handleplan af Miljøstyrelsen, er ejerselskabet herefter forpligtet til at implementere de beskrevne tiltag mhp. reduktion af lattergasemissionen.

Miljøstyrelsen skal derudover kontrollere effekten af foregående igangsatte emissionsreducerende tiltag, i det tilfælde at den gældende grænseværdi tidligere har været overskredet, og der tidligere har været udarbejdet og accepteret en handleplan herfor.

Miljøstyrelsen kan herudover:

- Give påbud om, at ejerselskabet skal forestå emissionsreducerende tiltag på renseanlæg, hvor den pågældende grænseværdi for lattergasemission overskrides.
- Give dispensation for, at et renseanlæg overskrider den pågældende grænseværdi for lattergasemission, hvis ejerselskabet har sikret at nedbringe emissionen via implementerede reduktionstiltag, der er økonomisk og teknisk tilgængelige for selskabet.
- Miljøstyrelsen kan lempe og skærpe den målemetode for egenkontrol (*BASIS/UDVIDET* metode) som det enkelte renseanlæg er underlagt, hvis styrelsen finder det nødvendigt.
- Miljøstyrelsen skal forestå kontrol med renseanlæggenes måling, beregning og ekstrapolation af lattergasemissioner, for at sikre at måling og beregninger udføres i overensstemmelse med de gældende vejledninger på området og at processen, hvormed der ekstrapoleres, foregår korrekt.

Tilsynsmyndigheden kan foruden det årlige tilsyn med renseanlæggene (herunder gennemgang af sensorplacering og beregninger i indberetningsgrundlaget) også vælge at foretage nationale valideringskampagner via. plan-wide målemetoder, for at afprøve om de samlede emissionsberegninger fra renseanlæggene er retvisende.

Evaluering

Grænseværdier, målemetoder og vejledningstekster bør evalueres og om nødvendigt tilrettes/revideres med jævne mellemrum for at imødekomme ny teknologi såvel som ny viden på området.

Som *inspiration* til forsyninger og til Miljøstyrelsen ift. indkøring af reguleringen og dertilhørende tilsyn, er der udarbejdet et eksempel på en “forløbs”-case (bilag 7).

6.6 Emissionsreducerende tiltag

Målet om en 50 % reduktion af lattergasemissionen fra renseanlæg nødvendiggør virkningsfulde tiltag, som de enkelte renseanlæg kan iværksætte, for at indfri det. Der findes en del eksempler i litteraturen, som beskriver og demonstrerer effekten af forskellige tiltag på forskellige renseanlægssystemer. Fælles er, at de angiver et potentiale for reduktion - ikke en garanti – og at de primært er afprøvet over kortere perioder.

De forskellige tiltag målretter sig dels at reducere selve produktionen af lattergas, dels at reducere stripningen af lattergas fra væsken og dels at efterbehandle emissionen i selve gasfasen.

De fleste tiltag for at reducere produktionen reducerer også emissionen og vice versa. Disse tiltag kan grupperes i forskellige kategorier men påvirker i deres natur i høj grad de samme forhold: At balancere og optimere de biologiske processer og fysiske/kemiske forhold, så den samlede lattergasemission mindskes. De forskellige tiltag grupperes efter følgende:

- Driftsoptimering - herunder styring
- Belastningsreduktion
- Kapacitetsudvidelse

Der findes også teknologier i udvikling der kan reducere lattergas i luften, efter den er emitteret fra væsken. Det kan f.eks. være i en katalytisk (termisk) proces, udviklet af Haldor Topsøe, som er under demonstration i MUDP projektet "N2O Abatement by Catalytic Treatment – NACAT" eller i en katalytisk (UV) proces som i ActiLayer teknologien udviklet af SUEZ, som er under demonstration i UK. Det er dog ikke på nuværende tidspunkt muligt at beskrive effekt eller omkostninger.

6.6.1 Driftsoptimering

I kategorien driftsoptimering er der indeholdt tiltag såsom driftsoptimering og styring - altså tiltag som ikke nødvendigvis kræver etablering af nye konstruktioner eller enhedsoperationer. Der er altså fokus på at udnytte eksisterende forhold bedre, således at lattergasemissionen reduceres. Implicit betyder det, at ikke alle anlæg kan udnytte alle driftsoptimeringstiltag uden anlægsinvestering - man kan ikke styre kulstofdosering uden kulstof-doseringsanlæg. Dog kan de fleste anlæg nemt justere eksisterende styring og drift af f.eks. beluftningen og fasestyringen, slamalderen, omrøringen og i nogen grad belastningen helt uden CAPEX investering, og hvis der i forvejen er et system til dosering af kulstof, kan styringen af det nemt optimeres til at prioritere lattergasreduktion. Nedenfor er kort gennemgået de enkelte tiltag:

- Beluftning og fasestyring
  Dette tiltag kan effektuere flere forskellige strategier med de samme "håndtag". Det bemærkes, at Veolia Water Solutions & Technologies Support (2023) har patent på en metode til at styre beluftningen i renseanlæg, som inkluderer reduktion af lattergas.

- Styring af iltkoncentration
  En høj iltkoncentration kan medføre en høj ammoniumomsætningshastighed og denne kan igen føre til lattergasproduktion via både hydroxylamin oxidation mekanismen og ved nitrifikant denitrifikation (associeret med akkumulering af nitrit). En reduktion af iltkoncentrationen har vist at reducere lattergasemissionen med 35 % (Duan et al. 2020) og 60 % (Chen et al. 2019). Det er også muligt at udnytte princippet om simultan nitrifikation-denitrifikation og MST (2022) demonstrerede 27-46 % reduktion i lattergasemissionen. Helt lavpraktisk resulterer en begrænset beluftning i direkte reduktion af emissionen grundet en lavere massetransport fra væske til gas, og Chen et al. (2016) har anslået at en 75 % reduceret beluftning reducerer lattergasemissionen med 53 %.

- Styring af beluftningsfaser (nitrifikation vs. denitrifikation)
  Denitrifikation kan være en vigtig proces til fjernelse af lattergas - hvis den er blevet produceret - men kan også være årsag til produktion. Vigtigt er det under

begge omstændigheder, at der ikke overføres opløst lattergas fra denitrifikationen til nitrifikationen, da beluftningen så vil medføre stripning og emission af den opløste lattergas. Det handler om, at sikre tilstrækkelig denitrifikation til, at al eventuel lattergas er denitrificeret (og dermed fjernet) inden beluftningen. Det kan opnås ved f.eks. at øge omrøringen, sikre tilstrækkelig kulstof og tilstrækkelig anoxisk tid. Desuden at undgå uhensigtsmæssig tilførsel af ilt fra f.eks. nitrifikationen via recirkulation.

- Slamalder
  Styring af slamalderen er den direkte måde at påvirke den samlede slammængde i et renseanlæg. En forøgelse af slamalderen medfører en reduceret slambelastning i renseanlægget, forøger den biologiske kapacitet og betyder, at den specifikke ammonium omsætningshastighed nedsættes. Det påvirker hydroxylamin oxidationen og reducerer risikoen for lattergasproduktion ad denne vej (Law et al. 2012). Miljøstyrelsen (2023a) (VARGA) demonstrerede lattergasreduktion på mellem 48-74 % ved at forøge slamkoncentrationen med 0,5-1,1 g SS/L. En forøget slamalder kan også give anledning til bedre vækst af de nitritoxiderende bakterier, hvilket vil reducere risikoen for ophobning af nitrit og den deraf følgende lattergasproduktion (Li et al. 2016).

- Belastningsstyring
  Ved at reducere slambelastningen i et renseanlæg påvirkes ammoniumsomsætningshastigheden som nævnt i forbindelse med slamalderstyring. Det er ikke kun en reduktion af den samlede slambelastning der har denne effekt. En ændret styring af f.eks. spildevandstilledningen ved flow-udligning, step-feed eller vekslende tilledning eller udjævnet rejektvandstilledning kan give lattergasreduktioner i op til 66 % (Duan et al. 2021). Miljøstyrelsen (2020) har også vist, at omlægningen af flow fra seriel til parallel drift medførte en reduceret lattergasproduktion.

- Kulstof
  Denitrifikationen kan både være en kilde til uønsket produktion af lattergas og en kilde til fjernelse. Som nævnt under styring af beluftningsfaser er det vigtigt, at der ikke overføres lattergas fra en ikke-beluftet proces til en beluftet proces, da det vil medføre aktiv emission. Hvis denitrifikationen er begrænset pga. den tilgængelige let omsættelige mængde af organisk stof eller begrænset på den hydrauliske opholdstid, kan tilsætning af eksternt kulstof som acetat, melasse, ethanol, methanol eller glycerol fremskynde og forbedre denitrifikationen. Kishida et al. (2004) demonstrerede en 90 % reduktion i et laboratoriestudie ved at øge COD/N forholdet fra 2,6 til 4,5. Miljøstyrelsen (2023a) (VARGA) gennemførte en test med kulstofdosering i fuldskala og observerede en lattergasreduktion på 5,1 % i perioden. Denitrifikationen kan også forøges ved f.eks. at styre by-pass af primær rensningen eller ved at indføre interne hydrolyse processer (Miljøstyrelsen, 2023b) (KLIVER).

6.6.2 Belastningsreducering

I kategorien belastningsreducering er inkluderet tiltag, der kræver anlægsinvestering. Begge de udvalgte tiltag målretter sig samme mekanisme som beskrevet i belastningsstyring men indeholder her nye enhedsoperationer.

- Rejektvand – udligningstank
  Indførelsen af en tank til udligning af rejektvand fra afvanding af udrådnet slam, muliggør, at rejektvandet, som indeholder høje koncentrationer af kvælstof, kan udjævnes over døgnet eller flyttes til lavt belastede perioder. Ikke offentliggjorte

erfaringer på et dansk renseanlæg har demonstreret en reduktion i lattergas-emissionen med 30 % (Krüger A/S).

- Primær rensning – forklaringstank
  Et primært rensetrin, som f.eks. forklaring, forfældning eller filtrering, reducerer mængden af partikulært stof, der tilgår den biologiske rensning. Chen et al. (2020) angiver, at ca. 1/6 af TN findes som partikulært N. I en forbehandling kan 50-80 % af det partikulære stof typisk fjernes. Dvs. vi forventer mindst 1/12 reduktion i TN via en forbehandling. Reduktionen antages derfor at være 10-12 %. Desuden vil fjernelsen af organisk stof bevirke, at den organiske stofbelastning reduceres. Det reducerer iltbehovet til omsætning af organisk stof og frigiver dermed mere indirekte tid til en langsommere nitrifikation eller en længere denitrifikation, som begge kan være gavnlige i henhold til reduktion af lattergasemissionen.

6.6.3 Kapacitetsudvidelse

I kategorien kapacitetsudvidelse er der inkluderet tiltag, der kræver anlægsinvestering. De udvalgte tiltag målretter sig primært samme mekanisme som beskrevet i slamalderstyring men indeholder her nye enhedsoperationer. Det er altså udvidelser af den biologiske kapacitet, men i stedet for at øge slamkoncentrationen udvides her med tilføjelse af biofilm via MABR og IFAS i eksisterende volumener, udvidelse med nye procesvolumener som ekstra aktiv slam. Beluftning målretter sig samme mekanismer som beskrevet i beluftningsstyring.

- Membrane Aerated Biofilm Reactor - mere biologisk kapacitet i samme volumen.
  MABR har sandsynligvis en direkte gavnlig effekt på reduktionen af lattergas-emission fra renseanlæg og Uri-Carreño et al. (2023) demonstrerede emissionsfaktorer på hhv. 0,82 og 0,88 % for to MABR-installationer i Danmark. Den samlede effekt på hele anlæggets lattergasemission er ukendt, men det antages, at teknologien har samme potentiale som en forøgelse af slamkoncentrationen som nævnt under slamalderstyring.

- Integrated Fixed-Film Activated Sludge - mere biologisk kapacitet i samme volumen.
  At udvide den biologiske kapacitet ved at tilføre bæremedier til biofilm i en integreret proces med aktivt slam antages at have samme potentiale, som en forøgelse af slamkoncentrationen som nævnt under slamalderstyring.

- Aktiv slam - udbygning med mere procesvolumen.
  At udvide den biologiske kapacitet ved at forøge det samlede procesvolumen med yderligere aktivt slam antages at have samme potentiale, som en forøgelse af slamkoncentrationen som nævnt under slamalderstyring

- Beluftning - mere kapacitet og kontrol - f.eks. bundbeluftning.
  At udvide beluftningskapaciteten ved at udskifte overfladebeluftning til bundbeluftning eller ved at installere bundbeluftning i en eksisterende denitrifikationsproces og derved forøge det samlede beluftede areal vil potentielt kunne give bedre mulighed at styre beluftningen bedre og tilpasse driften på en sådan måde at lattergasemissionen reduceres. Det vil være særligt aktuelt i højt belastede anlæg med utilstrækkelig kapacitet. Det er uklart, hvor meget dette tiltag kan realisere isoleret set, men det kan være et nødvendigt tiltag for at kunne bringe flere at de tidligere nævnte procesoptimeringer i spil.

TABEL 6.4 opsummerer reduktionstiltag, deres forventede effekt samt tilhørende omkostninger.

TABEL 6.4. Typer af tiltag som med fordel kan implementeres på renseanlæggene for at reducere lattergasemissionen, dertilhørende investeringsomkostninger (engangsbeløb), forventede levertider samt omkostninger til vedligehold.

Typer af tiltag	Option som forventes at kunne realisere 50 % reduktion	Tiltag	Reduktion	Investeringsomkostning (< 40.000 PE , 1. linje)	Teknisk levetid	Vedligehold	Merinvestering ved flere linjer (> 40.000 PE, per linje)
Driftsoptimering	**Option A** 3 valgfri driftsoptimeringer	Styring: Beluftning Styring: Slamalder Styring: Belastning Styring: Kulstof	**>50 % reduktion (samlet effekt af 3 tiltag)**	**250.000 - 400.000 DKK**	10 år	2 %	**75.000 - 150.000 DKK**
Belastnings-reducerende	Ikke tilstrækkelig som stand-alone	Rejektvand udligningstank	**> 30 % reduktion**	**1,5 - 2 mio DKK**	20 år	2 %	**1,5 - 2 mio DKK**
		Primær rensning - f.eks. forklaring el. forfiltrering	**> 10 % reduktion**	**15 - 30 mio DKK**	30 år	2 %	**15 - 30 mio DKK**
Kapacitets-udvidelse	**Option B** 1 valgfri kapacitetsudvidelse	MABR - integrering IFAS - integrering	**> 50 % reduktion (1 tiltag)**	**10 - 15 mio DKK**	20 år	2 %	**10 - 15 mio DKK**
	Fravalgt pga. pris	AS - udbygning - mere procesvolumen	**> 50 % reduktion**	**50 - 80 mio DKK**	30 år	1,25 %	**50 - 80 mio DKK**
	Ikke tilstrækkelig som stand-alone	Beluftning - mere kapacitet og kontrol - f.eks. bundbeluftning	**> 10 % reduktion**	**10 - 15 mio DKK**	20 år	2 %	**10 - 15 mio DKK**

7. Konsekvenser ved implementering af målemetoder og grænseværdier

7.1 Introduktion

En grænseværdi for danske renseanlægs lattergasemissioner vil medføre en række omkostninger, som bør vejes op imod fordelene. Den altovervejende fordel ved at indføre en grænseværdi er selve formålet med grænseværdien: At reducere renseanlæggenes klimabelastning fra udledningen af lattergas på anlæggene. Omkostningerne til at overholde grænseværdien er dels omkostninger til at måle og monitorere lattergasemissionerne på renseanlæggene og dels omkostningerne til at indføre tiltag, der reducerer udledningen af lattergas. Der kan endvidere være afledte omkostninger forbundet med en anden drift på anlægget, herunder mindre fokus på energiproduktion. Dette kan dog med det nuværende vidensniveau ikke inkluderes i beregningerne.

Omkostningerne til måling og reduktionstiltag kan holdes op imod den forventede reduktion i klimabelastningen, der følger af reduktionstiltagene, hvorved man kan beregne en reduktionsomkostning for CO_2, også kaldet en skyggepris. Skyggeprisen afspejler, hvad det koster at reducere klimabelastningen per ton CO_2-ækvivalenter (CO_2-e), og den kan sammenlignes med skyggepriserne for andre tiltag, både inden og uden for vandsektoren.

I de følgende afsnit vil grundlaget for at beregne en skyggepris for renseanlæggenes reduktion af klimabelastningen ved lattergasreducerende tiltag blive gennemgået, herunder de primære usikkerheder i datagrundlaget og beregningerne. Endeligt beregnes og præsenteres skyggepriser for forskellige størrelser renseanlæg og reduktionstiltag.

7.2 Usikkerheder og afgrænsninger

Det skal understreges, at der er væsentlige usikkerheder forbundet med beregningerne af skyggepriserne. Blandt andet er den tilgængelige viden om niveauet for renseanlæggenes nuværende lattergasemissioner (baseline) begrænset, og det betyder stor usikkerhed om den reduktion, der opnås ved forskellige tiltag. Derudover er der usikkerhed omkring omkostningerne til de mulige reduktionstiltag, da de afhænger af de konkrete forhold på det enkelte renseanlæg.

Givet disse usikkerheder beregnes og præsenteres skyggepriserne som et interval, der spænder fra ”den lavest mulige forventede skyggepris” til ”den højest mulige forventede skyggepris”. Resultaterne skal derfor tolkes som størrelsesordner og ikke som præcise tal.

Det skal i øvrigt nævnes, at der mangler data for en del af renseanlæggene, nemlig industrirenseanlæggene. Hvor der for de fælles renseanlæg, der drives af spildevandsselskaberne, er omfattende data til rådighed, er data mere begrænsede for industrirenseanlæggene, og de er derfor ikke en del af grundlaget for de beregnede skyggepriser.

Der er i øvrigt primært fokus på renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og mere. Dog er beregningsresultater for gruppen af renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE inkluderet med henblik på at illustrere konsekvenserne, hvis også de underlægges krav om overholdelse af en grænseværdi for deres lattergasemissioner.

7.3 Metode og data

For at sikre det bedst mulige grundlag for beregningerne er der taget udgangspunkt i ganske detaljerede data for de danske renseanlæg. Disse data er stillet til rådighed af Miljøstyrelsen og omfatter 673 danske renseanlæg, der er registreret hos styrelsen. I data er inkluderet oplysninger om anlæggenes godkendte kapacitet, der kan anvendes til kategorisering af anlæggene, samt oplysninger om den målte mængde kvælstof (N) i indløbene til renseanlæggene[12]. Det er disse data, der danner baggrund for at foretage en række konsekvensberegninger, der som udgangspunkt omfatter alle danske renseanlæg – undtagen industrirenseanlæggene – med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og mere.

Det ganske detaljerede udgangspunkt i form af oplysninger om kapacitet og kvælstof i tilløbene til renseanlæggene er kombineret med to forskellige forudsætninger omkring emissionsfaktorerne for lattergasemissionerne fra danske renseanlæg. De to emissionsfaktorer er sammenlignet med andre emissionsfaktorer, og er på den baggrund vurderet mest retvisende for de gennemsnitlige lattergasemissioner fra danske renseanlæg i udgangspunktet (baseline).

Oplysningerne om renseanlæggenes godkendte kapacitet, mængden af kvælstof (N) i tilløbet til anlæggene og de vurderede lattergasemissioner i udgangspunktet (baseline) er suppleret af estimerede omkostninger til to forskellige måleteknologier, henholdsvis væskefase- og off-gas-sensorer (se afsnit 4.2), samt de estimerede omkostninger til to grupper af reduktionstiltag, henholdsvis optimering og styring samt kapacitetsudvidelse (se afsnit 6.6).

På dette grundlag estimeres omkostningerne og de deraf afledte skyggepriser for forskellige anlægstyper ved implementering af forslagene til måle- og reguleringsmetoder og målet om at opnå en 50 % reduktion i forhold udgangspunktet (den givne baseline).

7.4 Renseanlæggenes kapacitet og kvælstofmængder

Af data fremsendt af Miljøstyrelsen fremgår der 673 fælles renseanlæg drevet af spildevandsselskaberne. For knap 500 af anlæggene er der i data angivet en godkendt kapacitet på mindre end 10.000 PE. I tabellen herunder er renseanlæggene, der indgår i datagrundlaget, kategoriseret efter angivet godkendt kapacitet, og den efterfølgende tabel suppleres med oplysninger om den registrerede mængde kvælstof (N) i tilløbet.

[12] Disse data er imidlertid ikke tilgængelige for industrirenseanlæggene.

TABEL 7.1. Godkendt kapacitet for renseanlæggene

Godkendt kapacitet	Antal	Antal med godkendt kapacitet angivet	Andel med godkendt kapacitet	Godkendt kapacitet (PE)	Andel af samlet godkendt kapacitet
0: 0-999 PE	296	292	44 %	51.223	0 %
1: 1-1.999 PE	48	48	7 %	65.162	1 %
2: 2-9.999 PE	153	153	23 %	781.766	6 %
3: 10-29.999 PE	84	84	13 %	1.486.112	11 %
4: 30-49.999 PE	28	28	4 %	1.055.315	8 %
5: 50-124.999 PE	39	39	6 %	3.043.963	23 %
6: 125-200.000 PE	14	14	2 %	1.986.990	15 %
7: >200.000 PE	11	11	2 %	4.500.500	35 %
I alt	**673**	**669**	**100 %**	**12.971.031**	**100 %**

De mindste anlæg med en godkendt kapacitet på mindre end 10.000 PE udgør antalsmæssigt 74 % af de 669 renseanlæg, men alene 7 % af den samlede godkendte kapacitet på knap 13 mio. PE. Tilsvarende udgør renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE kun 11 % af den samlede godkendte kapacitet.

TABEL 7.2. Godkendt kapacitet og registreret mængde kvælstof (N) i tilløbet

Godkendt kapacitet	Antal m. registreret N	Samlet N i tilløb (kg)	Andel af N i tilløb	Andel af N i tilløb akk.
0: 0-999 PE	280	156.558	1 %	1 %
1: 1-1.999 PE	48	156.326	1 %	1 %
2: 2-9.999 PE	151	2.082.307	7 %	8 %
3: 10-29.999 PE	84	3.889.865	13 %	21 %
4: 30-49.999 PE	27	2.684.819	9 %	30 %
5: 50-124.999 PE	38	7.178.675	24 %	55 %
6: 125-200.000 PE	14	4.045.557	14 %	68 %
7: >200.000 PE	10	9.376.491	32 %	100 %
I alt	**652**	**29.570.598**	**100 %**	

Af tabellen ses det, at de mindste anlæg med en godkendt kapacitet på mindre end 10.000 PE tegner sig for cirka 8 % af den samlede registrerede mængde kvælstof (N) i tilløbet. Inkluderes renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE tillægges yderligere 13 %, hvorved renseanlæggene under 30.000 PE samlet set står for 21 % af den samlede registrerede mængde kvælstof (N) i tilløbene til renseanlæggene.

I det følgende vil der primært være fokus på renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE eller mere, da følgende gør sig gældende for anlæggene med en mindre kapacitet end det:

- Mindre renseanlæg med en godkendt kapacitet under 30.000 PE varierer meget i udformning og størrelse og dermed potentiel udledning af lattergas fra renseprocesserne.
- De mindre renseanlæg med en godkendt kapacitet under 30.000 PE står for kun 18 % af renseanlæggenes samlede godkendte kapacitet.
- De mindre renseanlægs andel af renseanlæggenes samlede mængde målte kvælstof (N) i tilløbet er cirka 21 %, altså en mindre andel af det kvælstof der potentielt medfører lattergasemissioner på renseanlæggene.

- Der er primært viden tilgængelig om lattergasemissionerne på renseanlæg med en godkendt kapacitet på mere end 30.000 PE og derover (se afsnit 5).

De følgende analyser har som nævnt primært fokus på renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og over. Renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er derfor alene taget med i opgørelserne som en mulig option med henblik på at illustrere størrelsesordnerne, i fald også denne gruppe af renseanlæg blev underlagt en grænseværdi for deres lattergasemissioner. Renseanlæg under 10.000 PE ses der i de følgende analyser helt bort fra, og de er derfor frasorteret.

TABEL 7.3. Godkendt kapacitet for renseanlæggene på 10.000 PE og mere

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Andel af anlæg	Godkendt kapacitet (PE)	Andel af samlet godkendt kapacitet
4: 30-49.999 PE	28	16 %	1.055.315	9 %
5: 50-124.999 PE	39	22 %	3.043.963	25 %
6: 125-200.000 PE	14	8 %	1.986.990	16 %
7: >200.000 PE	11	6 %	4.500.500	37 %
I alt	**92**	**52 %**	**10.586.768**	**88 %**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*48 %*	*1.486.112*	*12 %]*

Af anlæggene med en godkendt kapacitet på 10.000 PE og mere udgør renseanlæggene under 30.000 PE antalsmæssigt 48 %, mens deres anlæg af den samlede godkendt kapacitet er alene 12 %.

TABEL 7.4. Godkendt kapacitet og registreret mængde kvælstof (N) i tilløbet for renseanlæggene på 10.000 PE og mere

Godkendt kapacitet	Antal m. N i tilløb angivet	Samlet N i tilløb (kg)	Andel af N i tilløb	Andel af N i tilløb, akkumuleret
4: 30-49.999 PE	27	2.684.819	10 %	24 %
5: 50-124.999 PE	38	7.178.675	26 %	51 %
6: 125-200.000 PE	14	4.045.557	15 %	65 %
7: >200.000 PE	10	9.376.491	35 %	100 %
I alt	**89**	**23.285.542**	**86%**	
[3: 10-29.999 PE	*84*	*3.889.865*	*14 %*	*14 %]*

Der er manglende oplysninger om kvælstofmængden i tilløbet til 3 renseanlæg med en kapacitet på 30.000 PE og mere, hvorved der er 89 anlæg tilbage. Da der som udgangspunkt antages at være ligefrem proportionalitet mellem mængden af kvælstof (N) i tilløbet og lattergasemissionerne fra renseanlæggene, vurderes henved 86 % af renseanlæggenes samlede lattergasudledninger at være fra de 89 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og mere.

Gruppen af anlæg med en godkendt kapacitet fra 10-29.999 PE udgør dermed 14 % af den registrerede mængde kvælstof (N) i tilløbet. Altså cirka samme andel som den samme gruppes andel af godkendte kapacitet på 12 %.

7.5 Emissionsfaktorer for lattergasemissionerne i baseline

Viden om lattergasemissionerne i baseline har afgørende betydning for de opnåede reduktioner og ultimativt skyggeprisen for reduktionen af lattergassens klimabelastning. Da der er stor usikkerhed omkring den nuværende udledning (baseline), illustreres i det følgende forskellige niveauer for de eksisterende udledninger, altså flere mulige baselines. Det er i den forbindelse centralt at være opmærksom på følgende:

- Der er stor usikkerhed omkring den nuværende udledning af lattergas fra renseanlæggene (baselines), da man endnu ikke systematisk måler lattergasudledningerne. Der er derfor også meget stor usikkerhed omkring den mængde lattergas, der reduceres ved introduktionen af en grænseværdi.
- Analyser af det mest omfattende danske datagrundlag pt. til rådighed indikerer en gennemsnitlig emissionsfaktor på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ (se afsnit 5.1.5). IPCC anvender en baseline på 1,6 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ (se afsnit 5.1.5), altså knapt det dobbelte af hvad en gennemsnitlig emissionsfaktor forventes at være i Danmark. Der gennemføres ligeledes beregninger, der viser skyggeprisen givet denne baseline.
- Studier indikerer, at renseanlæggenes baselineemission (emissionsfaktorer) tenderer til at øges som funktion af større anlægskapacitet (se afsnit 5).
- Nogle processer på renseanlæggene udleder mere lattergas end andre og kvælstofbelastningen samt forskelle i anlægstyper og -konfigurationer kan derfor have afgørende betydning for lattergasudledningerne.

Givet ovenstående opmærksomhedspunkter er der altså på nuværende tidspunkt væsentlig usikkerhed om den mængde lattergas, der samlet set kan reduceres på danske renseanlæg og på de enkelte renseanlæg.

For at illustrere konsekvensen af usikkerheden omkring emissionsfaktorerne for renseanlæggenes udledning af lattergas, tages der i de følgende konsekvensberegninger udgangspunkt i de ovennævnte emissionsfaktorer på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ og 1,6 % N_2O-N/$TN_{indløb}$. Med henblik på at perspektivere resultaterne yderligere introduceres desuden en differentieret emissionsfaktor, der varierer mellem 0,5-2,25 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ afhængigt af renseanlæggenes godkendte kapacitet. De differentierede emissionsfaktorer er bestemt på baggrund af relativt få målte emissionsfaktorer, som det fremgår af TABEL 7.5. Af tabellen fremgår desuden de gennemsnitlige emissionsfaktorer der indgår i de følgende afsnit.

TABEL 7.5. Anvendte emissionsfaktorer i baseline

Godkendt kapacitet	Antal	Gns. på 0,84 %	Gns. på 1,6 %	Diff. emissionsfaktor	Jvf. MUDP 2020 og VARGA
4: 30-49.999 PE	27	0,84 %	1,60 %	0,79 %	Skanderborg (1,2), Kalundborg (0,4)
5: 50-124.999 PE	38	0,84 %	1,60 %	1,25 %	Søholt (0,3), Aalborg Øst (0,25)
6: 125-200.000 PE	14	0,84 %	1,60 %	2,25 %	
7: >200.000 PE	10	0,84 %	1,60 %	2,25 %	Avedøre (ca. 4 før reduktion); Marselisborg (ca. 3,5 før reduktion)
I alt	**89**	**0,84 %**	**1,60 %**	**-**	
[3: 10-29.999 PE	*84*	*0,84 %*	*1,60 %*	*- 0,50 %*	*Hyllingeriis (0,4), Næstved (0,1)]*

Såfremt en gennemsnitlig emissionsfaktor på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ antages, skal grænseværdien være på 0,42 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ for at opnå en samlet reduktion på 50 %. Tilsvarende hvis der antages at være en gennemsnitlig emissionsfaktor på 1,60 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ i baseline, skal grænseværdien være på 0,80 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ for at opnå 50 % reduktion.

For så vidt angår de differentierede emissionsfaktorer, der indgår i perspektiveringen, er de fastsat på baggrund af et begrænset datagrundlag primært fra MUDP-projekter (Miljøstyrelsen, 2020 og Miljøstyrelsen, 2023). Det er derfor vigtigt at understrege, at der er tale om et bud på, hvordan emissionsfaktorerne for forskellige størrelser renseanlæg varierer, men da datagrundlaget er begrænset til kun to projekter, er der stor usikkerhed omkring niveauerne for de differentierede emissionsfaktorer, hvorfor det alene tjener som en perspektivering og illustration af konsekvenserne af at antage, at emissionsfaktorerne varierer.

I den følgende tabel illustreres, hvor stor en andel af kvælstoffet (N) i indløbet, der årligt aktiveres som lattergas ved henholdsvis 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$, 1,60 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ og den i TABEL 7.5 differentierede emissionsfaktor.

TABEL 7.6. Andel kvælstof (N) i indløbet, der årligt aktiveres som lattergas

Godkendt kapacitet	N i tilløb (tons)	Gns. på 0,84 %, Aktiveret N (tons)	Gns. på 1,6 %, Aktiveret N (tons)	Diff. emissionsfaktor, Aktiveret N (tons)
4: 30-49.999 PE	2.685	23	43	21
5: 50-124.999 PE	7.179	60	115	90
6: 125-200.000 PE	4.046	34	65	91
7: >200.000 PE	9.376	79	150	211
I alt	**23.286**	**196**	**373**	**413**
Gns. emissionskoeffcient		0,84 %	1,60 %	1,77 %
[3: 10-29.999 PE	*3.890*	*33*	*62*	*19]*
[Gns. emissionskoeffcient		*0,84 %*	*1,60 %*	*1,59 %]*

Af tabellen fremgår det, at den vægtede gennemsnitlige emissionsfaktor bliver 1,77 % N_2O-N/$TN_{indløb}$, hvis emissionsfaktoren antages at variere mellem anlægsstørrelserne som angivet i TABEL 7.5, men med en stor andel af den samlede udledning på de store anlæg. Den vægtede gennemsnitlige emissionsfaktor på 1,77 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ er ikke langt fra den gennemsnitlige emissionsfaktor på 1,60 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ fra IPCC (se afsnit 5.1.5), men altså mere end dobbelt så høj som emissionsfaktoren på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ fra MUDP-projekterne (se afsnit 5.1.5).

Såfremt gruppen af anlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE inkluderes, falder den gennemsnitlige vægtede emissionsfaktor til 1,59 % N_2O-N/$TN_{indløb}$, da den differentierede emissionsfaktor på 0,50 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ for denne gruppe af anlæg trækker det samlede gennemsnit ned.

7.6 Grænseværdier for lattergasemissioner

Med udgangspunkt i en målsætning om en 50 % reduktion i lattergasemissionerne fra danske renseanlæg (se evt. afsnit 2) kan de nødvendige grænseværdier entydigt fastsættes, hvis det antages, at alle renseanlæg i udgangspunktet (baseline) har den samme emissionsfaktor.

Såfremt renseanlæggene alle antages at have en emissionsfaktor på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$, skal de som angivet i afsnit 5.1.5 reducere emissionsfaktoren til 0,42 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ og så fremdeles for et udgangspunkt på emissionsfaktor på 1,60 % N_2O-N/$TN_{indløb}$. Men ved i en baseline varierende emissionsfaktorer skal renseanlæggene i hver størrelseskategori enten halvere deres emissionsfaktor, eller også skal man introducere én grænseværdi, som alle renseanlæg skal overholde for at opnå målsætningen om en 50 % reduktion i lattergasemissionerne fra danske renseanlæg.

Ved at introducere én grænseværdi gældende for alle renseanlæg, skal de renseanlæg, der ligger under grænseværdien ikke gennemføre reduktionstiltag, da de renseanlæg, der har de højeste emissionsfaktorer, skal reducere deres lattergasemissioner med mere end 50 %.

Der er i den forbindelse følgende opmærksomhedspunkter:

- Renseanlæg med en i forvejen lav emissionsfaktor kan have svært ved at reducere den yderligere, eller de nødvendige reduktionstiltag kan blive meget omkostningstunge. Dette taler for én grænseværdi for alle.
- Differentierede grænseværdier baseret på varierende emissionsfaktorer i baseline kan blive opfattet som mere "fair", da de i højere grad end én grænseværdi tager udgangspunkt i den gruppe af anlæg som det enkelte renseanlæg tilhører[13].

I tabellen herunder er konsekvenserne ved at introducere én grænseværdi for at opnå målsætningen om en 50 % reduktion i lattergasemissionerne fra danske renseanlæg illustreret. Bemærk at det som i TABEL 7.6 angives hvor stor en andel af kvælstoffet i tilløbet der aktiveres som lattergas. Da der i beregningerne er ligefrem proportionalitet mellem andelen af kvælstof fra tilløbet der aktiveres som lattergas og klimabelastningen angivet i CO_2-ævkivalenter er den beregnede klimabelastning ikke angivet i tabellen.

TABEL 7.7. Én grænseværdi på 0,90 % og differentierede emissionsfaktorer i baseline

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	N i tilløb (tons)	Diff. emissionsfaktor i baseline	Aktiveret N (tons) i baseline	Aktiveret N (tons) ved grænseværdi på 0,90 %
4: 30-49.999 PE	27	2.685	0,79 %	21	21
5: 50-124.999 PE	38	7.179	1,25 %	90	65
6: 125-200.000 PE	14	4.046	2,25 %	91	36
7: >200.000 PE	10	9.376	2,25 %	211	84
I alt	**89**	**23.286**		**413**	**207**
Gns. emissionskoeffcient				1,77 %	0,89 %
Ændring i beregnet N-udledning				-	50 %

Af tabellen herover fremgår det, at med de i udgangspunktet angivne emissionsfaktorer (baseline) kan man for at opnå en reduktion på 50 % i lattergasudledningerne introducere en grænseværdi på 0,90 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ for alle renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og derover. Det antages, at alle renseanlæggene overholder grænseværdien, hvilket vil sige at renseanlæg med en højere emissionsfaktor (1,25 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ og mere) reducerer den til 0,90 % N_2O-N/$TN_{indløb}$, og renseanlæg med en lavere emissionsfaktor end grænseværdien fastholder emissionsfaktoren på dette niveau (0,79 % N_2O-N/$TN_{indløb}$).

Som det fremgår af tabellen vil det i dette eksempel alene være renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 50.000 PE og mere, der skal reducere deres udledninger. Det svarer til 62 renseanlæg. Såfremt grænseværdien på 0,90 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ introduceres, falder den gennemsnitlige emissionsfaktor fra 1,77 % N_2O-

[13] Se i øvrigt afsnit 3 for en gennemgang og diskussion af fordele og ulemper ved forskellige udformninger af grænseværdier for lattergasemissionerne fra danske renseanlæg.

$N/TN_{indløb}$ til 0,89 % $N_2O\text{-}N/TN_{indløb}$, og der opnås således en samlet reduktion på 50 %.

Hvis de mindre renseanlæg på 10-29.999 PE i godkendt kapacitet inkluderes, reduceres de gennemsnitlige emissionskoefficienter, men det er de samme 62 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 50.000 PE og mere der skal foretage reduktionerne, hvis målet er en 50 % reduktion. Grænseværdien skal da være mindre – 0,85 % - da lattergasemissionerne for gruppen af mindre renseanlæg på 10-29.999 PE også tæller med.

TABEL 7.8. Én grænseværdi på 0,85 % og varierende emissionsfaktorer i baseline

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	N i tilløb (tons)	Varierende emissionsfaktorer	Kvælstof (N), baseline (tons)	Kvælstof (N), med grænseværdi 0,85 % N2O-N/TN indløb
[3: 10-29.999 PE	*84*	*3.890*	*0,50 %*	*19*	*19]*
4: 30-49.999 PE	27	2.685	0,79 %	21	21
5: 50-124.999 PE	38	7.179	1,25 %	90	61
6: 125-200.000 PE	14	4.046	2,25 %	91	34
7: >200.000 PE	10	9.376	2,25 %	211	80
I alt	**173**	**27.175**		**432**	**216**
Gns. emissionskoeffcient				1,59 %	0,79 %
Ændring i beregnet N-udledning				-	50 %

TABEL 7.7 og TABEL 7.8 illustrerer således niveauet for én grænseværdi, hvis målet er at reducere lattergasemissionerne med 50 %, og emissionsfaktorerne varierer med renseanlæggenes godkendte kapacitet.

7.7 Omkostninger til måling af lattergasemissioner

Som beskrevet i afsnit 4 er der forskellige teknologier til at måle lattergasemissioner fra renseanlæg. Grundlaget for de følgende, beregnede omkostninger til måling af lattergasemissionerne tager udgangspunkt i de estimerede gennemsnitlige årlige omkostninger til de to måleteknologier, henholdsvis væskefase-sensorer og off-gas-sensorer. I de estimerede gennemsnitlige årlige omkostninger for sensorerne indgår investeringen i sensorer, controllere, kabler og kalibreringskit, samt årlige driftsomkostninger til udskiftning af sensorhoveder og kalibreringskit. Det antages at begge typer sensorer har en levetid på 15 år, og der anvendes en kalkulationsrente på 3,5 % svarende til den samfundsøkonomiske diskonteringsrente i årene 0-35[14]. Den samfundsøkonomiske diskonteringsrente er en realrente, hvorfor der også er regnet i faste priser på 2024-prisniveau. Kalkulationsrenten på 3,5 % anvendes både i de samfundsøkonomiske og i de selskabsøkonomiske beregninger, da renteniveauet vurderes at svare til det renteniveau som spildevandsselskaberne måtte anvende[15].

Det skal bemærkes, at der i de estimerede gennemsnitlige årlige omkostninger til de to måleteknologier ikke indgår omkostninger til elarbejder ifm. installation af sensorerne, evt. serviceaftaler, ekstra lønomkostninger til driftspersonale samt programme-

[14] Finansministeriet, Dokumentationsnotat – den samfundsøkonomiske diskonteringsrente, 7. januar 2021.

[15] Givet den samlede usikkerhed på estimaterne justeres de beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger i samfundsøkonomien ikke med nettoafgiftsfaktoren på 1,28, og de selskabsøkonomiske omkostninger antages således at svare til de samfundsøkonomiske omkostninger til måleteknologierne. Se i øvrigt Finansministeriet, Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger, juni 2023.

ring eller udvidelser af PLC'er (Programmable Logic Controller) og lignende på renseanlægget, da disse omkostninger vil variere meget mellem renseanlæg med samme størrelse og godkendt kapacitet.

TABEL 7.9. Beregningsforudsætninger for omkostninger til måling

	Væskefase-sensor	Off-gas-sensor
Levetid (år)	15	15
Diskonteringsrente (real)	3,5%	3,5%
Prisniveau (år)	2024	2024
Investering	Sensorer, controllere, kabler og kalibreringskit	
Driftsomkostninger	Sensorhoveder og kalibreringskit	

7.7.1 Omkostninger til måling efter "BASIS-metoden"

Såfremt den i afsnit 6.2 beskrevne "BASIS-metode" for måling af lattergasemissioner introduceres på renseanlæggene, betyder det, at 92 renseanlæg[16] med en godkendt kapacitet på mindst 30.000 PE skal installere én sensor per anlæg. Der kan være få af renseanlæggene som med BASIS-metoden skal installere mere end én sensor, da de f.eks. har flere typer af beluftede biologiske processer (sidestrømsbehandling, MBBR anlæg mv.). Der er ikke et samlet overblik over hvilke renseanlæg dét vil være relevant for, men det forventes at være et fåtal, hvorfor der i de videre beregninger antages én sensor per anlæg. De estimerede investeringsomkostninger til at installere én sensor per anlæg er mellem 7,2-13,8 mio. kr. for de 92 anlæg afhængigt af om der er tale om væske- eller gassensorer. De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er tilsvarende 1,7-2,3 mio. kr./år for henholdsvis off-gas-sensorer og væskefase-sensorer. Som det også ses af TABEL 7.10, er de estimerede investeringsomkostninger for renseanlæggene med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE 6,6-12,6 mio. kr., og de beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er 1,5-2,1 mio. kr./år for denne gruppe af anlæg.

Det skal her bemærkes, at selvom investeringsomkostningerne for off-gas-sensorer er knap det dobbelte af investeringsomkostningerne for væskefase-sensorer, er de beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger lavere for off-gas-sensorerne, da de årlige driftsomkostninger er væsentligt lavere sammenlignet med væskefase-sensoren. Fordelingen af omkostningerne på de forskellige kategorier af renseanlæg fremgår af tabellen herunder.

TABEL 7.10. Simpelt måleprogram, "BASIS-metode", omkostninger til sensorer

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af gns. årlige omk., væskefase-sensor (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., off-gas-sensor (mio. kr./år)	Sum af investering, væskefase-sensor (mio. kr./år)	Sum af investering, off-gas-sensorer (mio. kr./år)
4: 30-49.999 PE	28	0,7	0,5	2,2	4,2
5: 50-124.999 PE	39	1,0	0,7	3,1	5,9
6: 125-200.000 PE	14	0,4	0,3	1,1	2,1
7: >200.000 PE	11	0,3	0,2	0,9	1,7
I alt	**92**	**2,3**	**1,7**	**7,2**	**13,8**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*2,1*	*1,5*	*6,6*	*12,6]*

[16] Der er i datagrundlaget angivet 92 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE eller mere, men for 3 af dem er der ikke oplysninger om mængden af kvælstof i indløbet.

7.7.2 Omkostninger til måling efter ”UDVIDET metode”

Hvis man i stedet for ”BASIS-metoden” beslutter at benytte den i afsnit 6.2 beskrevne ”UDVIDEDE metode”, skal renseanlæggene ikke kun installere én sensor per anlæg, men i stedet ét målepunkt (én sensor) per beluftet tank, svarende til ca. én sensor per 40.000 PE godkendt kapacitet[17]. Som eksempel skal et fiktivt renseanlæg med en godkendt kapacitet på 1.000.000 PE dermed installere 25 målepunkter, såfremt de underlægges ”UDVIDET metode”. Som det fremgår af den følgende tabel øges de estimerede investeringsomkostninger under det udvidede måleprogram til 17,0-45,8 mio. kr. for de 92 anlæg, afhængigt af om der er tale om væske- eller gassensorer. De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger øges tilsvarende til 5,5-7,0 mio. kr./år for henholdsvis gassensorer og væskesensorer.

TABEL 7.11. Udvidet måleprogram, ”UDVIDET metode”, Omkostninger til sensorer

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af gns. årlige omk., væskefase-sensor (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., off-gas-sensor (mio. kr./år)	Sum af investering, væskefase-sensor (mio. kr./år)	Sum af investering, off-gas-sensor (mio. kr./år)
4: 30-49.999 PE	28	0,9	0,7	2,4	5,6
5: 50-124.999 PE	39	2,2	1,7	5,3	14,0
6: 125-200.000 PE	14	1,3	1,0	3,1	8,7
7: >200.000 PE	11	2,7	2,1	6,2	17,6
I alt	**92**	**7,0**	**5,5**	**17,0**	**45,8**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*2,1*	*1,5*	*6,6*	*12,6]*

Sammenlignes de estimerede omkostninger i TABEL 7.11 med TABEL 7.10, ses at omkostningerne for renseanlæggene med en kapacitet på 10-29.999 PE er uændrede, da antallet af målepunkter for denne gruppe anlæg er uændret på ét målepunkt per anlæg. For de øvrige renseanlæg stiger de estimerede omkostninger gradvist og forventeligt mest for de største anlæg, der under det udvidede måleprogram skal installere relativt set flest målepunkter sammenlignet med i det simple måleprogram[18].

7.8 Omkostninger til reduktionstiltag

Der er i afsnit 6.6 identificeret to typer af mulige tiltag til at opnå *mindst* en 50 % reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg med. De to grupper er benævnt ’Option A’ og ’Option B’. Den første gruppe af tiltag omfatter driftsoptimering primært gennem processtyring, og den anden gruppe af tiltag omfatter kapacitetsudvidelser på renseanlæggene. Der er principielt også en gruppe af tiltag, der omfatter grundlæggende ændringer af processerne på renseanlægget, f.eks. at produktionen af biogas elimineres, men det er meget individuelt om sådanne tiltag er mulige på renseanlæggene, og hvad omkostningerne vil være, herunder alternativomkostningerne. Der er derfor i det følgende alene fokus på reduktionstiltagene ’Option A’ og ’Option B’ beskrevet i afsnit 6.6.

[17] En gennemsnitlig proceslinje vurderes at have en kapacitet på 40.000 PE, hvilket er en gennemsnitsbetragtning for godkendt kapacitet og proceslinjer på danske renseanlæg på 30.000 PE og over.

[18] Bemærk her at 40.000 PE per målepunkt/proceslinje/beluftet tank er en gennemsnitsbetragtning for danske anlæg over 30.000 PE. Der vil findes nogle mindre anlæg, som f.eks. skal have to målepunkter, fordi de alligevel har to proceslinjer, og der vil også findes større renseanlæg, hvis proceslinjer kan behandle mere end 40.000 PE. Analysen er således følsom ift. at det godt kan blive dyrere for de små anlæg og billigere for de større anlæg, alt efter hvilken kapacitet de enkelte proceslinjer har.

Som for omkostningerne til måling tager de beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger til de to måleteknologier udgangspunkt i de estimerede investerings- og driftsomkostninger. Det antages at reduktionstiltagene under 'Option A' har en levetid på 10 år, og at reduktionstiltagene under 'Option B' har en levetid på 20 år.

Tabel 7.12. Beregningsforudsætninger for omkostninger til reduktion af lattergasemissioner

	Option A	Option B
Levetid (år)	10	20
Diskonteringsrente (real)	3,5%	3,5%
Prisniveau (år)	2024	2024
Investering	Driftsoptimerende tiltag	Kapacitetsudvidende tiltag
Driftsomkostninger	Antagelse: 2% af investeringsomkostninger	

I tabellen herunder er de estimerede investeringsomkostninger til reduktionstiltagene grupperet under henholdsvis 'Option A' og 'Option B' opsummeret. Der angives for de to typer af tiltag et interval for de estimerede omkostninger, da de i høj grad vil variere fra renseanlæg til renseanlæg.

TABEL 7.13. Estimerede investeringsomkostninger til reduktionstiltag under 'Option A' og 'B'

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af investering, Option A, lav (mio. kr.)	Sum af investering, Option A, høj (mio. kr.)	Sum af investering, Option B, lav (mio. kr.)	Sum af investering, Option B, høj (mio. kr.)
4: 30-49.999 PE	28	8	13	390	585
5: 50-124.999 PE	39	14	24	950	1.425
6: 125-200.000 PE	14	7	12	590	885
7: >200.000 PE	11	11	21	1.190	1.785
I alt	**92**	**40**	**70**	**3.120**	**4.680**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*21*	*34*	*840*	*1.260]*

Af tabellen fremgår det, at såfremt det er muligt at opnå hele den ønskede reduktion på 50 % med tiltagene under 'Option A', og at omkostningerne til reduktionstiltagene ligger i den lave ende af de vurderede omkostninger, så er de estimerede samlede investeringer cirka 40 mio. kr. For de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er investeringen tilsvarende 21 mio. kr.

I værste fald bliver investeringerne knap 100 gange højere, hvis det er reduktionstiltagene under 'Option B' og den øvre ende af intervallet for de estimerede investeringer, der skal i spil: 4,7 mia. kr. vil investeringerne da kunne beløbe sig til, hvis den ønskede reduktion på 50 % skal opnås med de mest investeringstunge kapacitetsudvidelser, og merinvesteringen for de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er 1,3 mia. kr.

I tabellen herunder er beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger for 'Option A' og 'Option B' opsummeret.

TABEL 7.14. Gennemsnitlige årlige omkostninger for reduktionstiltag under 'Option A' og 'B'

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af gns. årlige omk., Option A, lav (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option A, høj (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option B, lav (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option B, høj (mio. kr./år)
4: 30-49.999 PE	28	1	2	35	53
5: 50-124.999 PE	39	2	3	86	129
6: 125-200.000 PE	14	1	2	53	80
7: >200.000 PE	11	2	3	108	161
I alt	**92**	**6**	**10**	**282**	**423**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*3*	*5*	*76*	*114]*

De beregnede gennemsnitlige årlige omkostninger er estimeret til at være imellem 6 og 423 mio. kr./år for de 92 renseanlæg med en godkendt kapacitet på mere end 30.000 PE. Der er altså potentielt en faktor mere end 70 i forskel på de gennemsnitlige årlige omkostninger, alt efter om de laveste vurderede omkostninger kan realiseres, eller det bliver de højest forventede omkostninger.

For de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE er intervallet 3-114 mio. kr./år.

7.9 Beregning af skyggepriser for reduktion af lattergasemissioner

Givet variationen i de estimerede omkostninger og usikkerheden omkring størrelsen af reduktionen af lattergasemissioner fra renseanlæggene illustreres i det følgende skyggepriser for et interval:

- Den mindste skyggepris realiseres, når omkostningerne til måling og reduktionstiltag er lavest mulige og reduktionen af lattergasemissioner er størst mulige.
- Den højeste skyggepris realiseres, når omkostningerne til måling og reduktionstiltag er højest mulige og reduktionen af lattergasemissioner er lavest mulige

I tabellen herunder er spændet i omkostningerne til måling og reduktionstiltag illustreret for de forskellige kategorier af renseanlæg. Som det fremgår af tabellen, bærer alle kategorier af renseanlæggene en del af omkostningerne, da de alle skal både måle deres lattergasemissioner og gennemføre reduktionstiltag med henblik på at opnå målsætningen om en 50% reduktion af deres lattergasemissioner:

TABEL 7.15. Omkostningerne til måling og reduktionstiltag

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af gns. årlige omk., off-gas-sensor, Basis-metode (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., væskefase-sensor, Udvidet måleprogram (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option A, lav (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option B, høj (mio. kr./år)
4: 30-49.999 PE	28	0,5	0,9	1,1	52,9
5: 50-124.999 PE	39	0,7	2,2	2,0	128,8
6: 125-200.000 PE	14	0,3	1,3	1,0	80,0
7: >200.000 PE	11	0,2	2,7	1,5	161,3
I alt	**92**	**1,7**	**7,0**	**5,5**	**422,9**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*1,5*	*2,1*	*2,9*	*113,9]*

Som det fremgår af tabellen, er de lavest mulige estimerede årlige omkostninger til måling og reduktionstiltag 7,2 mio.kr./år (1,7+5,5) og de tilsvarende højeste årlige omkostninger er omkring 429,9 mio. kr. (7,0+422,9) Tilsvarende er intervallet for de 84 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 10-29.999 PE 4,4-116 mio. kr./år (1,5+2,9 og 2,1+113,9).

For så vidt angår reduktionen af lattergasemissionerne, opnås den største reduktion i den samlede mængde ved antagelse om den højeste emissionsfaktor. I tabellen herunder er de beregnede reduktioner på 50 % opsummeret for henholdsvis en antaget emissionsfaktor på 0,84 % N_2O-N/$TN_{indløb}$ og 1,60 % N_2O-N/$TN_{indløb}$.[19]

TABEL 7.16. CO_2-e-reduktioner ved 50 % reduktion

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Reduktion v. EMF 0,84 % (tons CO_2-e/år)	Reduktion v. EMF 1,60 % (tons CO_2-e/år)
4: 30-49.999 PE	27	5.281	10.058
5: 50-124.999 PE	38	14.119	26.893
6: 125-200.000 PE	14	7.957	15.156
7: >200.000 PE	10	18.442	35.127
I alt	**89**	**45.798**	**87.234**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*7.651*	*14.573]*

Kombineres oplysningerne i tabellerne kan skyggepriserne for CO_2-e-reduktioner opgøres.

TABEL 7.17. Beregnede intervaller for skyggepriser for CO_2-e-reduktion via lattergasreduktion

Godkendt kapacitet	Antal rense-anlæg	Reduktion v. EMF 1,60 % (tons CO_2-e/år)	Samlede gns. årlige omk., lav (mio. kr./år)	Skyggepris, lav (kr./ton CO_2-e)	Reduktion v. EMF 0,84 % (tons CO_2-e/år)	Samlede gns. årlige omk., høj (mio. kr./år)	Skyggepris, høj (kr./ton CO_2-e)
4: 30-49.999 PE	28	10.058	1,6	**159**	5.281	54	**10.178**
5: 50-124.999 PE	39	26.893	2,7	**99**	14.119	131	**9.272**
6: 125-200.000 PE	14	15.156	1,2	**80**	7.957	81	**10.217**
7: >200.000 PE	11	35.127	1,7	**49**	18.442	164	**8.891**
I alt	**92**	**87.234**	**7,2**	**83**	**45.798**	**430**	**9.387**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*14.573*	*4,5*	*306*	*7.651*	*116*	*15.157]*

Som det ses af tabellen, varierer intervallet for de beregnede skyggepriser for CO_2 -e-reduktion gennem lattergasreduktioner mellem 49 kr./ton CO_2-e og 10.217 kr./ton CO_2-e, altså en mere end en faktor 200. Overordnet set kan følgende observeres:

- De laveste skyggepriser er generelt set beregnet for renseanlæggene med den største kapacitet. Det er er en konsekvens af de lavere marginalomkostninger til

[19] Bemærk at der i datagrundlaget er angivet 92 renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE eller mere, men for 3 af dem er der ikke oplysninger om mængden af kvælstof i indløbet, hvorfor der alene er beregnet CO_2-e-reduktioner for de 89 renseanlæg. At der inkluderes omkostninger for 92 renseanlæg men alene CO_2-e-reduktioner for 89, vurderes ikke i væsentligt omfang at påvirke den samlede usikkerhed af de beregnede skyggepriser.

såvel målinger som reduktionstiltag og den højere relative kvælstofbelastning (N) for flere af renseanlæggene med større godkendt kapacitet.

- Reduktion af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg gennem simple målinger og driftsoptimering er umiddelbart for de fleste anlægsstørrelser en omkostningseffektiv måde at reducere klimabelastningen på, hvis man sammenligner de beregnede skyggepriser med øvrige tiltag uden for kvotesektoren[20].
- Reduktion af lattergasemissionerne fra danske renseanlæg gennem kapacitetsudvidelser er en relativt omkostningsfyldt måde at reducere klimabelastningen på.
- Umiddelbart har gruppen af renseanlæg med en godkendt kapacitet på mindre end 30.000 PE noget højere beregnede skyggepriser end de større renseanlæg. Det kan være et argument for i første omgang ikke at underlægge dem en grænseværdi men evt. inkludere dem i reguleringen på et senere tidspunkt.

7.10 Beregning af samlet takstpåvirkning

Som for de beregnede intervaller for skyggepriserne for CO_2-e-reduktioner kan der beregnes en samlet takstpåvirkning for sektoren som helhed. Med de tidligere anvendte estimerede omkostninger til måling og reduktionstiltag for de forskellige kategorier af renseanlæg samt oplysninger om de debiterede vandmængder i oplandet til renseanlæggene fra resultatet af Miljøstyrelsens Performancebenchmarking fra 2022[21] kan takstpåvirkningen estimeres.

TABEL 7.18. Omkostningerne til måling og reduktionstiltag

Godkendt kapacitet	Antal renseanlæg	Sum af gns. årlige omk., off-gas-sensor, Basis-metode (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., væskefase-sensor, Udvidet måleprogram (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option A, lav (mio. kr./år)	Sum af gns. årlige omk., Option B, høj (mio. kr./år)
4: 30-49.999 PE	28	0,5	0,9	1,1	52,9
5: 50-124.999 PE	39	0,7	2,2	2,0	128,8
6: 125-200.000 PE	14	0,3	1,3	1,0	80,0
7: >200.000 PE	11	0,2	2,7	1,5	161,3
I alt	**92**	**1,7**	**7,0**	**5,5**	**422,9**
[3: 10-29.999 PE	*84*	*1,5*	*2,1*	*2,9*	*113,9]*
[I alt inkl. 3: 10-29.999 PE]	***176***	***3,2***	***9,1***	***8,4***	***536,8***

Ifølge Miljøstyrelsens Performancebenchmarking fra 2022 var den samlede oplyste 'debiterede vandmængde i kloaksystemets opland' lige knap 280 mio. m^3 i 2022. Denne vandmængde må antages at inkludere oplandene til større og mindre renseanlæg, og dermed både renseanlæg der evt. omfattes af en grænseværdi for lattergasemissionerne og renseanlæg der ikke omfattes af grænseværdien. Her anlægges dog en sektorbetragtning, hvorfor der ikke på den måde skelnes mellem renseanlæggene.

Som det fremgår af tabellen, er de lavest mulige estimerede årlige omkostninger til måling og reduktionstiltag 11,6 mio.kr./år (3,2+8,4) og de tilsvarende højeste årlige omkostninger er omkring 545,9 mio. kr. (9,1+536,8). Den gennemsnitlige takstpåvirkning kan altså beregnes til at være i intervallet 4 øre – 1,95 kr./ debiteret m^3 vand. Da der er tale om en gennemsnitsbetragtning kan der være spildevandsselskaber hvor

[20] Energistyrelsen, Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger 2022.

[21] Miljøstyrelsens Performancebenchmarking, Resultater for spildevand 2022

takstpåvirkningen er større eller lavere, da det afhænger af det enkelte selskabs debiterede vandmængde og dets omkostninger til måling og reduktionstiltag.

8. Referencer

Andersen, K., T. Kjaer, and N. P. Revsbech (2001). An oxygen insensitive microsensor for nitrous oxide. Sensors and Actuators B-Chemical. 81(1):42-48.

Andreasen, Peter (2013). Monitorering og minimering af lattergasemission fra renseanlæg, VUDP.

Baeten, J. E., Loosdrecht, M. C. M. van, & Volcke, E. I. P. (2020). When and why do gradients of the gas phase composition and pressure affect liquid-gas transfer? Water Research, 115844.

Baresel, C., Andersson, S., Yang, J., & Andersen, M. H. (2016). Comparison of nitrous oxide (N2O) emissions calculations at a Swedish wastewater treatment plant based on water concentrations versus off-gas concentrations. *Advances in Climate Change Research*, *7*(3), 185–191.

Bellandi et al. (2018). Multi-point monitoring of nitrous oxide emissions in three full-scale conventional activated sludge tanks in Europe. *Water Sci Technol* 28 February 2018; 77 (4): 880–890.

Buijze, A. (n.d.). WA 2023-33 Community of practice experiences on nitrous oxide emissions from sewage treatment plants, report 2023 33 A. www.stowa.nl.k

Chandran K, Stein LY, Klotz MG, van Loosdrecht MC. Nitrous oxide production by lithotrophic ammonia-oxidizing bacteria and implications for engineered nitrogen-removal systems. Biochem Soc Trans. 2011 Dec;39(6):1832-7. doi: 10.1042/BST20110717. PMID: 22103535.

Chandran, K. (2010). Protocol for the Measurement of Nitrous Oxide Fluxes from Biological Wastewater Treatment Plants. Elsevier Inc., New York, pp. 369–385.

Chen, X., Mielczarek, A. T., Habicht, K., Andersen, M. H., Thornberg, D., & Sin, G. (2019). Assessment of Full-Scale N 2 O Emission Characteristics and Testing of Control Concepts in an Activated Sludge Wastewater Treatment Plant with Alternating Aerobic and Anoxic Phases. *Environmental Science & Technology*, *53*(21), 12485–12494.

Chen, W.-H.; Yang, J.-H.; Yuan, C.-S.; Yang, Y.-H. Toward better understanding and feasibility of controlling greenhouse gas emissions from treatment of industrial wastewater with activated sludge. Environ. Sci. Pollut. Res. 2016, 23 (20), 20449−20461.

Chen, G., van Loosdrecht, Mark. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2020). Biological Wastewater Treatment - Principles, Modelling and Design (M. Henze, M. C. M. van Loosdrecht, G. A. Ekama, & D. Bjdjanovic, Eds.; 2'nd). IWA Publishing.

Daelman, M. R. J., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G. J. M., Volcke, E. I. P., & van Loosdrecht, M. C. M. (2015). Seasonal and diurnal variability of N2O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, *536*, 1–11.

Delre, A., Mønster, J., & Scheutz, C. (2017). Greenhouse gas emission quantification from wastewater treatment plants, using a tracer gas dispersion method. Science of the Total Environment, 605-606, 258-268.

Duan, H., Akker, B. van den, Thwaites, B. J., Peng, L., Herman, C., Pan, Y., Ni, B.-J., Watt, S., Yuan, Z., & Ye, L. (2020). Mitigating nitrous oxide emissions at a full-scale wastewater treatment plant. *Water Research*, *185*, 116196.

Duan, H., Zhao, Y., Koch, K., Wells, G. F., Zheng, M., Yuan, Z., & Ye, L. (2021). Insights into Nitrous Oxide Mitigation Strategies in Wastewater Treatment and Challenges for Wider Implementation. *Environmental Science and Technology*.

Fredenslund, A. M., Rees-White, T. C., Beaven, R. P., Delre, A., Finlayson, A., Helmore, J., Allen, G., & Scheutz, C. (2019). Validation and error assessment of the mobile tracer gas dispersion method for measurement of fugitive emissions from area sources. *Waste Management*, *83*, 68–78.

Gruber, W., & Joss, A. (2021). Off-gas monitoring system for wastewater treatment (Version 1.0) [Data set]. Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.

IPCC. Deborah Bartram. (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Chapter 6 wastewater treatment and discharge. In *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* (Volume 5 C).

Knudsen, B., Scheutz, C., & Fredenslund, A. (2022). The Plane Project: mapping and quantification of GHGs from diffuse emission sources using drone technology and vertical measuring walls. MUDP projekt, april 2022, Miljøstyrelsen.

Kishida, N.; Kim, J.; Kimochi, Y.; Nishimura, O.; Sasaki, H.; Sudo, R. Effect of C/N ratio on nitrous oxide emission from swine wastewater treatment process. Water Sci. Technol. 2004, 49 (5−6), 359−371.

Kosse, P., Lübken, M., Schmidt, T. C. and Wichern, M. (2017). Quantification of nitrous oxide in wastewater based on salt-induced stripping. Science of the Total Environment, 601–602, 83–88, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.053.

Lallana, A. L. (2023). Measurement and Quantification of N2O Emissions from Wastewater Treatment Plants in Denmark, Master thesis, Technological University of Denmark, Kongens Lyngby.

Law Y, Ni BJ, Lant P, Yuan Z. N_2O production rate of an enriched ammonia-oxidising bacteria culture exponentially correlates to its ammonia oxidation rate. Water Res. 2012 Jun 15;46(10):3409-19. Epub 2012 Apr 3. PMID: 22520859.

Ledermann, L. D. (2022). Quantification of N2O emissions from wastewater treatment plants, Master thesis, Technological University of Denmark, Kongens Lyngby.

Li, H.; Peng, D.; Liu, W.; Wei, J.; Wang, Z.; Wang, B. N2O generation and emission from two biological nitrogen removal plants in China. Desalin. Water Treat. 2016, 57 (25), 11800−11806.

Mikel, D. K., Merrill, R., & Footer, T. L. (2011). EPA Handbook: Optical Remote Sensing for Measurement and Monitoring of Emissions Flux.

Miljøstyrelsen (2023a). VARGA: Vandressource, genvindingsanlæg. MUDP projekt, september 2023. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2023b). Det klimavenlige renseanlæg 2020: ”KLIVER”. MUDP Rapport, september 2023. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2022): Realtidsstyring af lattergasemissioner fra renseanlæg. MUDP rapport, januar 2022. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2020). MUDP Lattergaspulje – Dataopsamling på måling og reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg, december 2020. Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen (2016). Vejledning om B-værdier. Vejledning nr. 20. August 2016. Miljøstyrelsen.

Myers, S., Mikola, A., Blomberg, K., Kuokkanen, A., & Rosso, D. (2021). Comparison of methods for nitrous oxide emission estimation in full-scale activated sludge. *Water Science and Technology*, *83*(3), 641–651.

Mønster, J. (2014). Quantifying greenhouse gas emissions from waste treatment facilities. In *Downloaded from orbit.dtu.dk on: okt* (Vol. 29).

Rehman, U. (2016). Next generation bioreactor models for wastewater treatment systems by means of detailed combined modelling of mixing and biokinetics.

Rodriguez-Caballero, A., Aymerich, I., Marques, R., Poch, M., & Pijuan, M. (2015). Minimizing N_2O emissions and carbon footprint on a full-scale activated sludge sequencing batch reactor. *Water Research*, *71*, 1–10.

Unisense Case 1: Influence of positioning of N2 O Wastewater Sensors: A case study from Kralingseveer WWTP, the Netherlands. Unisense Environment, December 2020.

Unisense Case 2: Nitrous Oxide Monitoring in a Typical Nitrifying Activated Sludge Process. Unisense Environment, May 2023.

Unisense Environment A/S (2022). Manual. N_2O wastewater system user manual.

Unisense Environnement A/S. Instructions on N_2O Wastewater Applications. Website accessed December 2023.

Uri-Carreño, N., Nielsen, P. H., Gernaey, K. v., Domingo-Félez, C., & Flores-Alsina, X. (2023). Nitrous oxide emissions from two full-scale membrane-aerated biofilm reactors. *Science of The Total Environment*, 168030.

Vasilaki V., Massara T. M., Stanchev P., Fatone F. and Katsou E. (2019). A decade of nitrous oxide (N2O) monitoring in full-scale wastewater treatment processes: A critical review. Water Research, 161, 392–412.

Veolia Water Solutions & Technologies Support (2023). Wastewater Treatment Plant and Method of Controlling It. European Patent EP3 645 469B1/WO2019/002574.

Ye, L., Porro, J., & Nopens, I. (2022). Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems. In L. Ye, J. Porro, & I. Nopens (Eds.), *Quantification and Modelling of Fugitive Greenhouse Gas Emissions from Urban Water Systems*. IWA Publishing.

Yoshida, H., Mønster, J., & Scheutz, C. (2014). Plant-integrated measurement of greenhouse gas emissions from a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, *61*, 108–118.

Bilag 1. Teknologigennemgang

Bilag 1.1 Plant-wide målemetode - Mobile tracer gas dispersion method

Sporgasmålinger knytter sig til princippet til den direkte måling af lattergas i gasfasen (fig. B1). Denne teknologi anvender udledningen af en sporgas (acetylen) med en kendt koncentration ved emissionskilden, og antager, at sporgassen vil spredes på samme måde i atmosfæren som den udledte lattergas (Delre *et al.* 2017). Med antagelse om defineret vindretning og at luften både over og omkring emissionskilden er godt opblandet, vil koncentrationsforholdet mellem sporgas og lattergas være konstant. Nedvinds emissionskilden detekteres både sporgassen og lattergas, og ud fra fortyndingsgraden af sporgassen kan lattergasudledningen ved emissionskilden beregnes.

Sporgasmåling benyttes også i andre sammenhænge til måling af drivhusgasemission, hvor teknologien er anerkendt til måling af metanemission fra lossepladser (Mønster 2014).

DTU anvender en speciallavet N_2O og C_2H_2 analysator (Picarro), som er installeret på bagenden af en bil. Føreren overvåger løbende realtidsgasmålingerne over et display. Begge gasser (sporgas og lattergas) måles nedvinds emissionskilden. Under målekampagnen er det nødvendigt at overholde en mindste-måleafstand for at sikre tilstrækkelig opblanding af sporgas og lattergas. Bilen, som er udstyret med gasanalysator, kører flere gange gennem vindfanen, og målingen afsluttes, idet hele vindfanen er kortlagt.

A. Delre et al. / Science of the Total Environment 605–606 (2017) 258–268 261

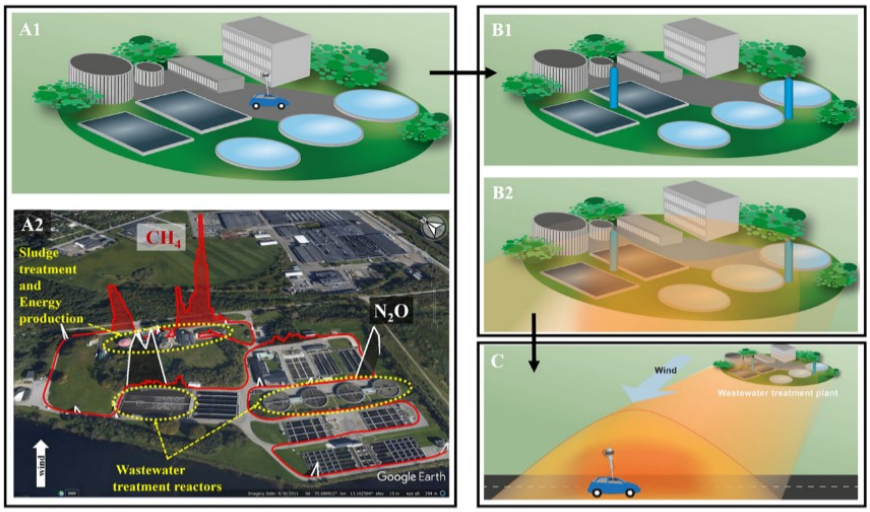


Fig. 1. Illustration of the tracer gas dispersion method applied at wastewater treatment plants. A) The initial screening phase with A1 showing on-site measurements of atmospheric concentrations of target and tracer gases and A2 showing an example of on-site screenings performed at Källby (SE) visualized on a Google Earth © image. CH_4 (marked in red) and N_2O (marked in white) concentrations are shown above the background level. The white arrow shows the wind direction. B) Tracer placement with B1 showing the location of the tracer gas for source simulation and B2 showing the release of the tracer gas into the atmosphere. C) The quantification phase showing downwind gas concentrations measurement performed along a plume transect.

***Figur B1**: Illustration af metoden med sporgasdispersion, der bruges på spildevandsbehandlingsanlæg. A) Den indledende screeningsfase med A1, der viser målinger på stedet af atmosfæriske koncentrationer af mål- og sporgasser, og A2, der viser et eksempel på screenings udført på stedet i Källby (SE) visualiseret på et Google Earth © billede. CH4 (markeret i rødt) og N2O (markeret i hvidt) koncentrationerne vises over baggrundsniveauet. Den hvide pil angiver vindretningen. B) Placering af sporgas med B1, der viser placeringen af sporgassen til kildesimulering, og B2, der viser frigivelsen af sporgassen til atmosfæren. C) Kvantificeringsfasen viser nedstrøms gas koncentrationsmåling udført langs en plume-transect. Kopieret fra Delre et al. (2017).*

Muligheder
En af styrkerne ved denne metode er, at en dygtig operatør kan udføre målingerne alene, og at databehandlingen er enkel, når gasserne er fuldt blandet. MTDM har også evnen til at identificere hovedområderne for udledningen, især hvis de forekommer tæt på jordoverfladen. Metoden giver et indblik i den totale lattergasudledning fra et renseanlæg på et givent tidspunkt og er derfor ikke følsom overfor forskelle imellem de enkelte processer på renseanlægget. Dermed kan metoden potentielt anvendes som reference måling ved kalibrering af emissionsmodeller. Målemetoden tilbyder direkte gasmålinger, og er i modsætning til måling af lattergaskoncentrationer i væskefasen således ikke tilknyttet usikkerhederne forbundet med emissionsberegninger.

Begrænsninger
Ligesom andre landbaserede plante-wide målemetoder, er kvantificering af lattergasudledning ikke mulig, hvis der er interfererende kilder til lattergas- og sporstoffer opstrøms for emissionskilden. Metoden afhænger også af gunstige vindforhold kombineret med vejadgang omkring emissionskilden. Dette betyder, at målekampagnernes varighed og frekvens er begrænset til perioder, hvor vinden blæser med gunstige forhold. Desuden kan MTDM ikke udføre langvarig og kontinuerlig overvågning, og transport af gasflasker med sporstof skal overholde specifikke sikkerhedsrelaterede regler.

Vejrforhold som vindhastighed og -retning, indkommende solstråling samt topografi kan påvirke detektionsgrænsen (Yoshida, 2014).

TDM-metoden er ikke egnet til kontinuerlige emissionsundersøgelser og giver kun et øjebliksbillede af emissionerne. Derfor er metoden ikke egnet til bestemmelse af emissionsfaktorer da det tidligere har været vist at spotmålinger har tendens til at underestimere emissionen (Vasilaki *et al.* 2019).

TRL og anvendelse
Teknologien vurderes til at have en TRL på 8-9, og er umiddelbart klar til kommerciel anvendelse. Der har været gennemført målekampagner på >10 fuldskala renseanlæg i Danmark (Scheutz & Fredenslund, personlig kommunikation, 1. oktober 2023).

MTDM er velegnet til at måle et renseanlægs aktuelle og samlede lattergasemission, men det er usikkert, om metoden kan anvendes til en korrekt opgørelse af et anlægs EF. Det skyldes lattergasemissionens dynamiske og varierende natur. MTDM er i stand til at måle den aktuelle emission korrekt, men det er ikke muligt at vide om den aktuelle emission er retvisende for renseanlæggets generelle emission eller om det tilfældigvis var en særligt lav eller særligt høj emissionsperiode.

Måleusikkerheder
For at fastslå den samlede usikkerhed ved TDM, inkluderede en undersøgelse (Fredenslund, 2019) fem kontrollerede frigivelsestests, udført af to hold. De kontrollerede frigivelsestests blev brugt til systematisk at analysere hver proces for senere at tildele en individuel fejl. Undersøgelsen konkluderede endelig, at den samlede usikkerhed ved metoden var <20 %.

Det bør bemærkes, at de ovennævnte undersøgelser blev udført via kvantificeringen af metanemissioner. Usikkerheden kan potentielt ændre sig, når metoden i stedet anvendes til at kvantificere lattergasemissioner. Desuden blev der i forbindelse med målingerne udført af Ledermann, L.L. (2022), som en del af AWAIRE-projektet, beregnet en måleusikkerhed på 8,7 %.

Leverandører
Der er to kendte aktuelle leverandører: DTU og FORCE Technology.

Bilag 1.2 Drone Flux Method

En anden plant-wide metode til bestemmelse af lattergasemission fra renseanlæg er via dronemålinger (DFM), en metode udviklet af virksomheden Explicit. Metoden er tidligere anvendt ifm. MUDP-projektet "The Plane Project" (Knudsen *et al.* 2022), hvor den viste sig succesfuld og blev valideret via sammenligning med sporgasmålinger ift. detektion af metan.

DFM er for nyligt anvendt til måling af lattergasemissioner fra renseanlæg i Danmark (MUDP_AWAIRE, in prep) parallelt med MTDM og ECM og sammenlignet med emissionsberegninger baseret på processpecifikke målinger med væskesensorer.

Til kortlægning af lattergasemissionen fra et renseanlæg med DFM anvendes en fjernstyret drone bestykket med flere sensorer, herunder MIRA Strato N_2O/CO_2 sensoren fra Aeris Technologies. Dronen flyver nedvinds emissionskilden og registrerer vindhastighed- og retning, lattergaskoncentration, GPS-position, temperatur, lufttryk mv. Dronen kortlægger således vindfanen i et todimensionelt areal vinkelret på vindretningen nedvinds emissionskilden og opsamler målinger af lattergaskoncentrationen (luftprøver), vandhastighed samt arealudbredelse (princip illustreret i figur B2).

Figur B2: Principskitse der viser det 2-dimensionelle vindue som dronen flyver i, når lattergasfanen fra renseanlægget kortlægges. Kopieret fra Lallana, Arturo L. (2023) modificeret efter Knudsen et al. (2022).

Muligheder
DFM har mange af de samme muligheder som muligheder som sporgasmåling, og giver således et indblik i den totale lattergasudledning af et renseanlæg på et givent tidspunkt. Dermed kan metoden potentielt anvendes som reference måling ved kalibrering af emissionsmodeller. DFM kan desuden benyttes til at måle flere forskellige gasser og ikke blot lattergas.

Målemetoden tilbyder direkte gasmålinger, og er i modsætning til måling af lattergas-koncentrationer i væskefasen således ikke tilknyttet usikkerhederne forbundet med emissionsberegninger.

Begrænsninger
Ligesom andre landbaserede plante-wide målemetoder, er kvantificering af lattergas-udledning ikke mulig, hvis der er interfererende kilder til lattergas- og sporstoffer op-strøms for emissionskilden.

Metoden kan kun anvendes under specifikke vejrforhold, herunder en vindhastighed mellem 2 og 12 meter per sekund samt en ensartet vindretning. Høj turbulens vil desuden påvirke kvaliteten af resultaterne. En anden væsentlig begrænsning er, at der kræves tilstrækkelig plads for at etablere en flyvebane - samt at det kræver specialiseret arbejdskraft at foretage målingerne. For at opnå pålidelige resultater for de samlede emissioner, skal et transekt af hele den nedstrøms emissionsfane opfanges af dronens flyvebane. Dette kræver nøjagtig planlægning og koordinering for at sikre, at ingen emissioner går tabt. Dette betyder, at målekampagnernes varighed og frekvens er begrænset til perioder, hvor vinden blæser med gunstige forhold.
DFM er ikke egnet til kontinuerlige emissionsundersøgelser og giver kun et øjebliksbillede af emissionerne. Derfor er metoden ikke egnet til bestemmelse af emissionsfaktorer da det tidligere har været vist at spotmålinger har tendens til at underestimere emissionen (Vasilaki *et al.* 2019)

TRL og anvendelse
Teknologien vurderes til at have en TRL på 8-9, og er umiddelbart klar til kommerciel anvendelse.

Der har været gennemført målekampagner på 4 fuldskala renseanlæg i Danmark og 7 i udlandet (Explicit, personlig kommunikation, 2023).

DFM er velegnet til at måle et renseanlægs aktuelle og samlede lattergasemission, men det er usikkert, om metoden kan anvendes til en korrekt opgørelse af et anlægs EF. Dette skyldes lattergasemissionens dynamiske og varierende natur. DFM er i stand til at måle den aktuelle emission korrekt, men det er ikke muligt at vide, om den aktuelle emission er retvisende for renseanlæggets generelle emission eller om det tilfældigvis var en særligt lav eller særligt høj emissionsperiode.

Måleusikkerheder
Der skal foretages minimum 3 flyvninger for at udregne emissionsraten. Det færdige resultat har 20 % usikkerhed, som forklaret på Explicits hjemmeside.

Leverandører
Den eneste kendte leverandør inden for DFM-metoden er virksomheden Explicit ApS. Explicit er ISO certificeret efter ISO 17025 som akkrediteret laboratorium. DFM-målingen er for nylig (for måling af CH_4) blevet akkrediteret af det nationale akkrediteringsorgan i Danmark (DANAK) under ISO 17025. Tilsvarende akkreditering for lattergas er ifølge leverandøren undervejs.

Bilag 1.3 Processpecifikke målemetoder - N_2O proces-specifikke sensorer i væskefase

Sensorer til måling af lattergas i væskefase er såkaldte Clark-type sensorer (Unisense), elektrokemiske sensorer, hvor lattergas (analyt) passerer igennem en ionpermeabel membran og reduceres på katodens metaloverflade, således der dannes en

elektrisk strøm. Lattergassens reaktion med katoden bliver således registreret som funktion af analytkoncentrationen (Andersen *et. al.* 2001).

Muligheder
Disse sensorer tilbyder således kontinuert realtidsmåling af lattergaskoncentrationen i procestanken (væskefasen) og er integrerbar med andre typer af online sensordata. Brug af proces-specifikke lattergassensorer i væskefase har en bred anvendelighed for forskellige anlægstyper. Den kan anvendes på enhver procesenhed med væske-gas-overførsel - og den samme målemetode kan dermed både benyttes til beluftede og ikke-beluftede zoner. Metoden kræver ikke, at overfladearealet af den undersøgte procesenhed er overdækket og derfor er overvågningen af latttergaskoncentrationer forholdsvis enkel. Samtidig er metoden brugervenlig og medfører relativt lave omkostninger. Den er særlig velegnet i anlæg med kontinuerlig beluftning i steady state (Ye et al., 2022).

Selvom sensoren er designet til at måle lattergas i væske, har Marques *et al.* (2016) med succes modificeret en standard væskesensor til at måle lattergaskoncentrationen i gasfasen. Det er ikke aktuelt en kommercielt tilgængelig modifikation, men kan potentielt indgå i kataloget af målemetoder og f.eks. anvendes i forbindelse med verifikation af emissionsmodeller.

Begrænsninger
Måling af lattergaskoncentrationen i væskefasen kræver en omregning til emission af lattergas til atmosfæren, og afhænger således både af flowmængden for beluftning i procestanken og massetransportkoefficienten for lattergas. Omregningen afhænger af hvorvidt procestanken er bundbeluftet eller overfladebeluftet og er forbundet med større usikkerhed, særligt på overfladebeluftede anlæg. Brug af processpecifikke sensorer har en række generelle begrænsninger. For det første, måler en sensor kun på én placering, hvilket sjældent vil være repræsentativt for den samlede lattergasudledning fra en procesenhed eller et anlæg. Derfor kan der være behov for at benytte flere repræsentative placeringer. For det andet kan nøjagtigheden af sensorerne diskuteres, fordi målinger er baseret på en antagelsen om, at bioreaktoren er under steady state-betingelser, hvilket muligvis ikke er gyldigt - altså at den “rigtige” placering ikke er den samme når dynamikken skifter i processen. Dette gælder dog som en generel begrænsning for alle typer af proces-specifikke målinger. For det tredje kan ændringer i spildevandets indhold såsom øget saltindhold føre til stripning af lattergas fra væskefasen, hvilket kan påvirke usikkerheden ved emissionsberegningen (Kosse et al. 2017). Massetransport fra vand til luft (og dermed emissionen) er dynamisk og afhænger af beluftning samt miljømæssige faktorer, som temperatur, hvorfor brugen af en enkelt værdi til beregning af massetransferkoefficienten, K_La, kan være problematisk (Ye et al., 2022).

Sensorerne kræver flere former for vedligehold, blandt andet kalibrering samt udskiftning af sensorhoved.

TRL og anvendelse
Sensorer til måling af lattergas i væskefasen er en udbredt og moden teknologi med en lang række af referencer > 20 i Danmark såvel som udlandet. Teknologien vurderes til at have en TRL på 9.

Brug af sensorer til måling af lattergas er anvendt på en lang række af forskellige typer af renseanlæg.

Sensorer kan benyttes i anlæg uafhængig af, hvorvidt der anvendes overflade- eller bundbeluftning (Unisense Environment A/S, 2022). Dog er der generelt større usikkerhed ved emissionsberegningen for overfladebeluftede systemer, fordi lufttilførslen og afgasningen er sværere at estimere præcist.

Unisense sensorer kan medvidere anvendes på rejektvand fra slamafvanding, der behandles i annamox (Unisense Environment A/S, 2022).

Måleusikkerheder
Målingen er følsom overfor temperaturændringer og skal derfor kalibreres ved temperaturændringer på 3°C. Derudover bliver sensorhovederne med tiden slidte, og skal skiftes hver 4.-6. måned for at garantere valide målinger. Overholdes det rutinemæssige vedligehold ikke, kan det give en kilde til måleusikkerhed.

- Selve målingen af væskekoncentrationen har en høj præcision med +/- 5 % usikkerhed
- Den "store" usikkerhed er forbundet med emissionsmodelberegninger.
  Denne afhænger bl.a. af korrekt bestemmelse af luftflow og massetransportkoefficient (K_La) for lattergas.

Studier har vist at denne emissionberegning kan bestemme lattergasemissionen i overensstemmelse med kontrolmålinger i gasfasen med > 87 % overensstemmelse (Baresel *et al.* 2016 & Marques *et al.* 2016). Desuden har Myers *et al.* (2021) vist at metoden til bestemmelse af K_La påvirker emissionsberegningen og bekræfter at en kalibreret K_La er vigtig for emissionsberegningen.

Unisense anslår en samlet usikkerhed på emissionsberegningen på under 20 % (Andersen, M.H., personlig kommunikation, 2. november 2023).

Sensorerne må ikke udsættes for koncentrationer af svovlbrinte, da det kan påvirke sensorens sensitivitet. Høje koncentrationer af NO frarådes også (Unisense Environment A/S, 2022).

Leverandører
Den eneste leverandør af væskesensorer er Unisense A/S

Bilag 1.4 N_2O proces-specifikke målinger i gasfasen

Til processpecifikke målinger i gasfasen findes der en del måleteknikker eller analyser til at foretage selve koncentrationsmålingen. En ikke udtømmende liste er:

- FTIR: Fourier-transform infrared spectroscopy
- NDIR: Nondispersive infrared spectroscopy
- MS: Mass spectroscopy
- GC: Gas chromatography
- PAS: Photoaccoustic spectroscopy.

Det fælles for dem alle er, at de netop måler koncentrationen af lattergas (og i nogle tilfælde også andre gasser) i gasfasen. Desuden at de alle kræver en tilhørende gasflowmåling for at beregne flux for et givet areal. De enkelte analysemetoder er alle standard analysemetoder og vil ikke blive behandlet yderligere her.

Til måling af off-gas og gasflow i åbne tanke er den mest anvendte metode fluxkammermetoden. Det er flydende hule enheder (flydekammer), der holdes fast på en bestemt position, for at opsamle de gasser, der udledes ved grænsefladen mellem vand og luft. I de fleste tilfælde er fluxkamrene nedsænket få centimeter i vandet for

at forhindre bevægelse og introduktion af luft udefra. Der findes forskellige variationer af fluxkammer design, men overordnet kan det inddeles i to kategorier: lukkede fluxkamre og dynamiske fluxkamre (Ye et al., 2022).

Den endelige løsning til processpecifik måling af lattergas i gasfasen er altså en kombination af en gasanalysemetode til bestemmelse af lattergaskoncentration og en fluxkammer metode til bestemmelse af gasflow.

En undtagelse er overdækkede tanke eller renseanlæg, hvor off-gas-målinger foretages direkte fra ventilationssystemet, hvorfor der ikke her er behov for fluxkamre, men i stedet en flowmåling fra "skorstenen". Dette anses så i princippet som en plant-wide metode, men bygger grundlæggende på de samme analyseteknikker som for de processpecifikke målinger i gasfasen.

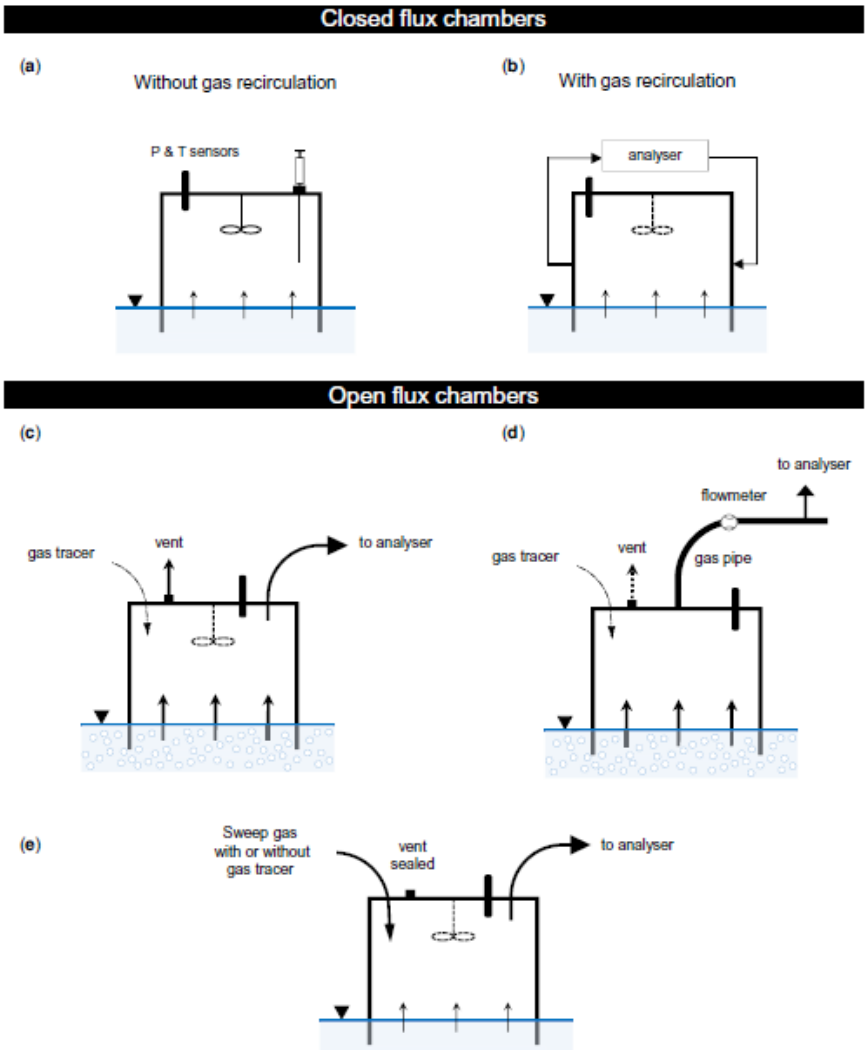
I det følgende beskrives forskellige typer af fluxkamre (Figur B3).

Lukkede kamre: Princippet for lukkede fluxkamre er at isolere et bestemt overfladeareal fra atmosfæren, så gas akkumuleres inde i kammeret over tid. Emissionsraten bestemmes derefter af ændringen i gaskoncentrationen over tid. Her måles der altså ikke på en gasflow men på en koncentrationsstigning i et lukket volumen. Opblanding af gassen opnås normalt ved at installere en ventilator inde i hætten eller ved at recirkulere gasstrømmen mellem kammeret og lattergasanalysatoren. Metoden kan især anvendes til ikke-beluftede processer, såsom anoxiske tanke. Teknikken er mest kendt fra måling af drivhusgasemissioner fra jord.

Ophobning af høje gaskoncentrationer i kammeret anbefales ikke, da det kan reducere emissionsraten, og resulterer i en undervurdering af den faktiske emissionsrate. Derfor er det vigtigt med korte intervaller for prøvetagning og at frisk luft indføres mellem prøvetagningsrunder (Ye et al., 2022). Dette princip medfører, at målingerne ikke udføres kontinuert, men med intervaller mellem akkumulering, måling, tømning osv. De er ikke egnet til måling af lattergasemission fra beluftede processer.

Dynamiske kamre: De dynamiske fluxkamre er udstyret med rør og udluftningsporte, der tillader gassen at undslippe kammeret. I beluftede zoner kan den gasprøve, der skal analyseres, normalt udvindes direkte fra kammeret. I ikke-beluftede zoner kan der tilføres en skylle gas for at forbedre en effektiv gasstrøm gennem fluxkammeret (Ye et al., 2022).

I praksis betyder det, at de fleste dynamiske fluxkamre alene er designet til at måle på beluftede zoner da målemetoden kompliceres væsentligt ved at have ét kammer, der kan måle på både beluftede og ikke-beluftede zoner.



***Figur B3**. Oversigt over forskellige typer af flux kamre. Kopieret fra Ye et al. (2022)*

Der findes som nævnt mange forskellige analyseteknikker til selve analysen af lattergaskoncentrationen i gasfasen og der findes ydermere flere leverandører inden for hver kategori. På tilsvarende vis findes der mange forskellige eksempler på anvendte flydekamre med varierende design og drift. Forskellige design er beskrevet af hhv. Chandran, K. (2011), Gruber & Joss (2021) og Duan *et al.* (2020). Der findes adskillige specialproducerede flydekamre. I Danmark producerer hhv. Stjernholm og Duotec deres egne flydekamre.

I det følgende vil vi udelukkende behandle de tilgængelige samlede løsninger, hvor en enkelt leverandør tilbyder flydekammer og lattergasmåling i en samlet løsning.

Muligheder
Grundlæggende kan flydekammermetoden anvendes til at prøvetage off-gas fra enhver proces, hvor den del af vandoverfladen, der fungerer som overgang mellem væske/luft-overførslen, kan dækkes med flydekammeret. Den store styrke ligger i at metoden måler direkte på lattergasemissionen og dermed ikke er afhængig af emissionsmodelberegning af massetransporten af lattergas.

Metodens primære styrke ligger i online og kontinuerlig kvantificering af processpecifikke emissioner der kan anvendes i styring og optimering. Derudover tillader den kvantificering af rumlig variation i udledninger på tværs af forskellige zoner i anlægget.

Begrænsninger
Brug af processpecifikke sensorer har en række generelle begrænsninger. For det første, måler en sensor kun på én placering, hvilket sjældent vil være repræsentativt for den samlede lattergasudledning fra en procesenhed eller et anlæg. Derfor kan der være behov for at benytte flere repræsentative placeringer. For det andet kan nøjagtigheden af sensorerne diskuteres, fordi målinger er baseret på en antagelse om, at bioreaktoren er under steady state-betingelser, hvilket muligvis ikke er gyldigt - altså at den "rigtige" placering ikke er den samme når dynamikken skifter i processen. Dette gælder dog som en generel begrænsning for alle typer af proces-specifikke målinger.

Metoden er ikke egnet til brug på anlæg udstyret med overfladebeluftning, da skumdannelse og turbulens kan komplicere gasopsamling og placering af flydekammeret. Det er ikke muligt at kvantificere udledning af lattergas for hele anlægget med denne metode (Ye et al., 2022).

TRL og anvendelse
Kombinationen af flydekamre med måling af lattergaskoncentration i gasfasen og gasflow målinger har i mange år været anset som referencemetoden - og i praksis også den eneste tilgængelige metode.

Den har været anvendt på en lang række renseanlæg i mange forskellige konfiguration og dens anvendelse har været dokumenteret i et utal af peer-reviewed artikler.

Desuden tilbydes der samlede løsninger og derfor anses metoden overordnet for at have et TRL på 9. Det vil dog i praksis være nødvendigt at lave en individuel vurdering fra leverandør til leverandør.

Måleusikkerheder
Særligt ved brug af flydekammer på stillestående væskeoverflader: På stillestående væskeoverflader (ikke beluftede zoner) er den primære usikkerhed, at forholdene inde i kammeret ikke er sammenlignelige med forholdene udenfor kammeret - såsom overfladens struktur eller overfladestrømme og bølger. I lukkede fluxkamre kan større gasakkumulering ændre den diffusive flux, hvorfor varigheden af prøvetagning samt antallet af prøver bør justeres efter forholdene på stedet. Det er vigtigt, at der opnås tilstrækkelig gasblanding inde i kammeret. Det forventes, at kamre med kugleform tilbyder de bedste betingelser for gasblanding, da de ikke indeholder zoner (hjørner), hvor luften kan stå stille. Ellers kan blanding forbedres ved at placere en ventilator/blæser inde i kammeret, recirkulere gassen i et lukket loop eller anvende et flow af skyllegas. Ideelt set bør opblandingen inde i kammeret være identisk med vindhastigheden på vandoverfladen udenfor kammeret. Når man anvender skyllegas, skal det sikres, at koncentrationen af fortyndet gas stadig kan måles nøjagtigt.

Særligt ved brug af flydekammer i beluftede zoner: I beluftede zoner har kammerets størrelse og design ikke indflydelse på lattergasmålinger, forudsat at kamrene er tilstrækkeligt ventilerede for at undgå ophobning af tryk. Fastmonterede kamre (modsat flydende kamre) risikerer større kompression af gas grundet variation af vandstand i kamret, hvorfor det anbefales at udstyre kammeret med tilstrækkelige ventilationsåbninger (antal og størrelse) samt overvåge og registrere trykket under kammeret for at korrigere koncentrationen af off-gas og flowrate efter behov.
Volumen af kammeret skal vælges med henblik på gassens gennemstrømstid, dynamikker i tanken samt den efterfølgende brug af indsamlet data. Hvis gassen udsættes for fjernelse af fugt, silicagel-kolonner eller kondensatorer inden måling, skal der tages højde for øget retentionstid (Ye et al., 2022).

Leverandører

DUOTEC

Doutec leverer en samlet løsning med egenproduceret flydekammer og kompenseret NDIR måleteknik leveret af Novasis innovazione. Flydekammeret er et åbent kammer med ventil og sug. Løsningen fra Duotec er aktuelt under demonstration på et renseanlæg i Danmark i forbindelse med MUDP udviklingsprojektet "*Ny kosteffektiv teknologi til måling af klimagas-udledninger fra renseanlæg*". Det er fortsat en løsning i udvikling og den vurderes at have en TRL på 7.

Duotec tilbyder i øjeblikket kun løsningen til bundbeluftede systemer og kun i beluftede zoner.

Der foreligger endnu ikke data på måleusikkerheder.

Upwater

Upwater leverer en samlet løsning med et egenproduceret flydekammer efter EAWAG design (Gruber & Joss 2021) med en NDIR analysator fra Witec-sensorik med en måleusikkerhed på under 1 %. Der vil dog komme en Flydekammeret er et åbent kammer med ventil og sug. Upwater tilbyder i øjeblikket kun løsningen til bundbeluftede systemer og kun i beluftede zoner. Systemet "Notos" kan koble op til 14 målepunkter til den samme analysator og der kan tilføjes flowmålinger på hver enkelt kammer som tilvalg. Der måles på flere gasser samtidigt.

Upwater har 16 fuldskala referencer og samlet op til 20 års måleerfaring. Løsningen er et stort set automatisk og vedligeholdelsesfrit system. Løsningen fra Upwater vurderes at have et TRL på 9.

VarioLytics

Variolytics tilbyder en alternativ form for processpecifik måling i gasfasen. EmiCo-systemet fra Variolytics bruger et massespektrometer til at måle koncentrationer og emissioner af drivhusgasser fra både gas- og væskefasen i realtid. På samme vis som de andre løsninger til målinger i gasfasen benytter EmiCo sig af gasindsamling i åbent flydekammer med ventil og sug. Som måleteknik anvender løsningen MS. Gasserne transporteres fra flydekamrene til massespektrometeret via prøvetagningslinjer, med et multiplexing-system, der muliggør skift mellem forskellige målepunkter. EmiCo kan koble op til 12 målepunkter til den samme analysator. Til direkte måling fra væskefasen bruges princippet om membranindgangs massespektrometri (MIMS). Specielle sonder er installeret i beluftningstankene til dette formål. Hver af disse sonder er udstyret med en membran i sensorhovedet. Væskefasen påføres den ene side af membranen, mens et vakuum påføres den anden side. Den resulterende trykgradient får alle flygtige komponenter fra væskefasen til at fordampe ind i vakuumet og blive transporteret til massespektrometeret til analyse. Dette system tilbyder høj tidsmæssig opløsning og muliggør indfangning af gasser som O2, N2O, CH4,N2 og CO2 direkte fra væskefasen. For alle komponenter målt med EmiCo-systemet er usikkerheden på maksimalt 3 % af den målte værdi.

VarioLytics har 5 fuldskala referencer og vurderes at have en TRL på 9.
EmiCo har den særlige fordel at den kombinerer målinger i gasfasen og målinger i væskefasen, hvilket går løsningen egnet til både at måle emissionen fra beluftede og ikke beluftede zoner og processer.

Bilag 2. Regneark med data fra litteraturstudie og andet opsamlet data

Bilag 2: Regneark med data fra litteraturstudie og andet opsamlet data.

Bilag 3. NIRAS rapport ”Lattergas fra renseanlæg – foranalyse vedrørende regulering” fra 2022

Bilag 3: Lattergas renseanlæg – foranalyse vedrørende regulering.

Bilag 4. Cases for sensorplacering

Recirkulerende anlæg

Case A: Hyllingeris renseanlæg

I recirkulerende anlæg består den biologiske rensning af separat beluftet og ikke-beluftet biologiske tanke. På Hyllingeris renseanlæg er den inderste ring ikke beluftet, mens den yderst ring er. N_2O-sensoreren (gul cirkel) placeres ⅓ nedstrøms i den beluftede zone (grå område) i den yderste ring.

Biodenitro anlæg

Case B: Mølleåværket renseanlæg - et biodenitro anlæg med bundbeluftning

I alternerende anlæg (som biodenitro/biodenipho) bliver spildevand skiftevist tilført serieforbundne tanke delt op i tankesæt og her foregår kvælstoffjernelse som en alternerende proces. Så ved at placere en sensor i beluftningsfeltet vil N_2O koncentrationen både måles under nitrifikation og denitrifikation. På Mølleåværket blev N_2O-sensoren (gul cirkel) er placeret ⅓ inde i det beluftet felt (grå område).

Plug Flow

Case C: Stavnsholt renseanlæg (Novafos) - plug flow anlæg

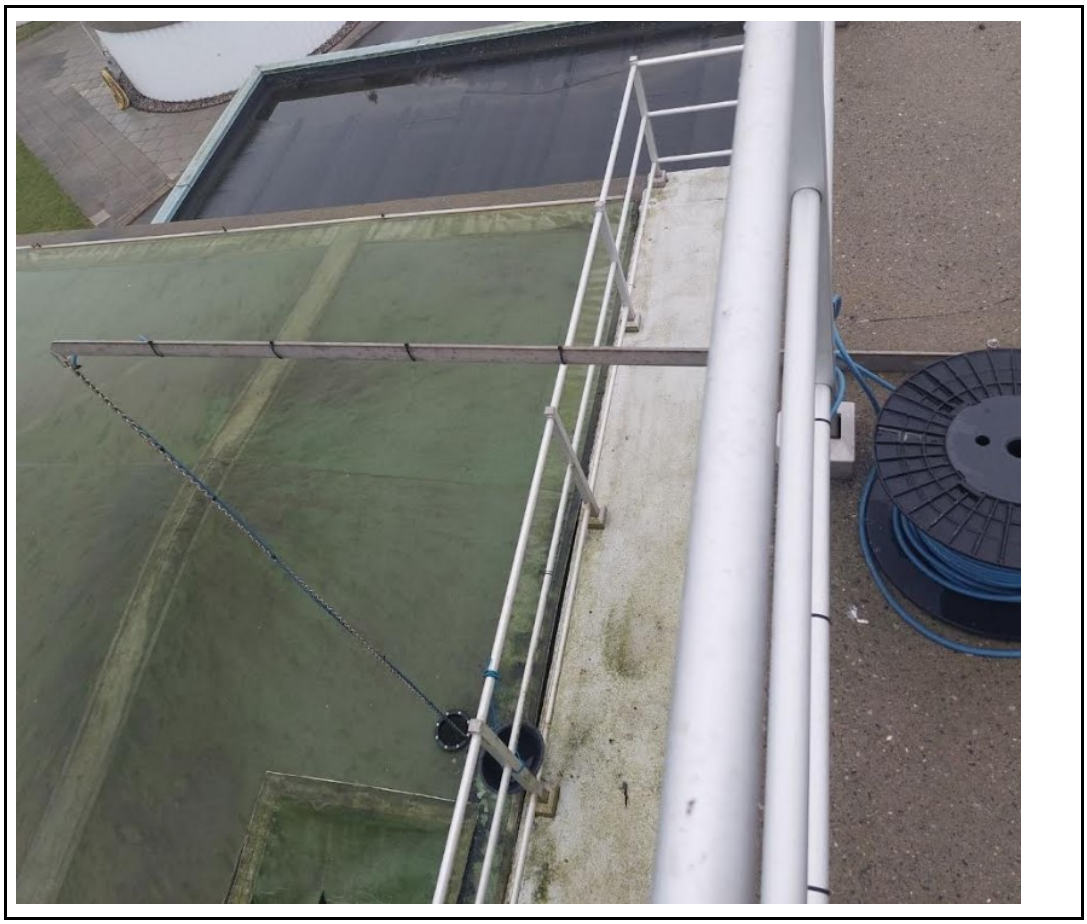
Stavnsholt renseanlæg er et plug flow anlæg med bundbeluftning. N_2O-sensoren blev placeret ca. ⅓ nedstrøms i plug flow kanalen for at fange den N_2O som kanblive dannet ved høj kvælstofbelastning

Case D: Plugflow anlæg - Melby RA (Halsnæs forsyning)

I et plugflow anlæg For plugflow er de samme regler gældende som for recirkulerende og biodenitro. En N2O-sensor kan med fordel placeres ⅓ inde i diffusorområdet.

Biofilm-anlæg og andre hybridanlæg (eks. biostyr og IFAS og Anammox processer)
Sensoren placeres i tanken der hvor tanken er beluftet og vel opblandet (og hvor det er praktisk muligt.

Der er ikke meget data på området og derfor ligger anlæggene inden for de generelle anbefalinger.



Case E: Biofilm og andre hybridanlæg

Her måles ovenpå eller tæt på "teknologien", hvos luftbobler stiger op.

Case E: Næstved (NK - Spildevand A/S renseanlæg) - overfladebeluftet anlæg

Næstved renseanlæg er et biodenitro anlæg med overfladebeluftning. Her blev N_2O sensoren placeres midt på den ene langside af anlægget.

Bilag 5. Guideline til valid og ensartet måling og emissionsberegning

Lattergasmåling
Lattergas skal måles kontinuerligt med en processpecifik sensor. Det kan være en væskefase-sensor eller en off-gas sensor. Følgende tjekliste kan anvendes til opsætning og vedligehold af måleudstyr, sikring af dataopsamling og beregning af den daglige lattergasemission fra målepunktet.

Beregning af lattergasemissionen fra målepunktet afhænger af den anvendte teknologi, og bør til alle tider følge leverandørens anvisninger – for eksempel, se anvendte formler fra Unisense væskefase-sensor i Bilag 6.

N20-måling	Aktion

Valg og opsætning af måleudstyr
 	
(som minimum i de beluftede procestanke)
	☐ antal målere ift. anlægstype og metode (basis eller udvidet)
	☐ Valg af målemetode - væskefase eller offgas
	☐ Indkøb af måleudstyr
	☐ Opsætning af måleudstyr (i samarbejde med leverandør)
	☐ Indkøring og kalibrering af måleudstyr (i samarbejde med leverandør)
	☐ Udarbejde skema / journal for drift og vedligehold af måleudstyr (i samarbejde med leverandør).
	  ☐ Hvor tit skal der nulpunkts-justeres?
	  ☐ Hvor tit skal der kalibreres?
	  ☐ Hvor tit skal der skiftes dele (f.eks sensorhoved)
	  ☐ Hvem på anlægget er ansvarlig for måleudstyret
	  ☐ Hvor tit skal måleudstyret rengøres / tilses?

Data connection	☐ Data fra N2O-målere skal overføres og opsamles i SRO/SCADA. ☐ Data fra lattergassensor skal have en opløsning på max. 2 min
Beregning af daglig lattergasemission kg N20-N/d	☐ Opsætning af formler til beregning af den daglige emission (fås af leverendør af måleudstyret) ☐ Daglig lattergasemission skal logges (kg N2O-N/d) ☐ Lattergasemission pr. måned skal opgøres

Øvrige relevante målinger og analyser

Lattergasemissionsberegningen er afhængig af en række yderligere procesmålinger og analyser, som derfor skal sikres og valideres. Følgende tjekliste kan anvendes til dette formål.

Andet måleudstyr og analyser	Aktion

Luftflow - HVIS bundbeluftning	☐ Luftflowet til de beluftede procestanke skal måles eller beregnes, da denne skal bruges til emissionsberegningen
	☐ Findes der luftflowmålere og vurdering af disse
	  ☐ Hvor sidder luftflowmålerne - på manifold eller på hver streg ud til procestanken
	  ☐ Er luftflowmålerne kalibreret og er respektafstande opfyldt
	  ☐ Virker luftflow realistiske - kontroller ift. blæserydelse
	☐ Hvis der ikke findes luftflowmålere skal der anvendes andre data til beregning af luftflowet
	  ☐ blæser ydelse (luftflow) og ventilstillinger
	  ☐ effektoptag og tryk på blæserne kan bruges til estimering af luftflow
	☐ Luftflowdata skal midles, inden de bruges til emissionsberegningen, da de kan svinge ret meget

Rotorer - rotorneddykning og antal rotorer i drift	☐ Rotorenes neddykning skal registreres og logges ☐ Antallet af rotorer skal logges og der skal beregnes en rotor-faktor
Iltkoncentration (i procestanke)	☐ Måling af iltkoncentrationen i procestankene. ☐ Hvis der er flere iltmålere i samme procestank skal gennemsnittet beregnes ☐ Logning af data, som bruges til emissionsberegningen (max 2 min. opløsning)
Temperatur spildevand (i procetanke)	☐ Måling af spildevandets temperatur (skal bruges i emissionsberegningen ☐ Logning af temperatur, som bruges til emissionsberegningen
N-analyser	☐ Der udføres akkrediterede analyser af kvælstof i tilløb til renseanlægget

Løbende kontrol og validering af data

Alle relevante data bør kontrolleres og valideres på ugentlig basis for at sikre en statistisk valid emissionsberegning. I denne sammenhæng er flere forhold væsentlige:

- Mængden/frekvensen af data (undgå lange tidsperioder uden data)
- En vis tidsopløsning af data – f.eks. 2 min (for at fange dynamikker*).
- At data er realistiske - f.eks. ingen negative værdier, ingen urealistiske meget høje værdier, eller værdier der afviger markant fra normal. Der er her vigtig at vurderer, om data ser realistiske ud ift. driften af renseanlægget.

Følgende tjekliste kan anvendes til at sikre kontrol og validering af data for lattergasemission såvel som øvrige relevante procesdata.

Kontrol og validering af data	Aktion
Kontrol af data	☐ Online data bør opsamles med en tidsopløsning på max. 2 min. ☐ Minimum 1 x ugentligt kontrolleres at data ser korrekte ud ☐ N2O-målinger ☐ temperatur ☐ ilt ☐ luftflow/rotorer ☐ Det tjekket at emissionsberegningen
Plan for pasning og kalibrering af sensorer	☐ Pasning / kalibrering af N20-måleudstyr jf teknologileverandørens anbefaling ☐ Pasning / kalibrering af luftflow jf. teknologileverandørens anbefaling
Analyse af "fejlbehæftede" data (se yderligere i afsnit 6.2.7 om beregning af emissionfaktoren)	☐ Der skal laves en procedure for, hvordan "fejlbehæftede" data behandles ☐ Data som er negative ☐ Data, som er meget høje (fejlbehæftede) ☐ Data, som af andre årsager er fejlbehæftede (f.eks en sensor, som ikke er kalibreret korrekt) ☐ Huller/manglende data ☐ Behandling af data til emissionsberegning - evt. fravælgelse af data* ☐ Mængden af data/datapunkter, som fravælges, skal opgøres (antal og årsag)*

**Behandling af data, som skal bruges ifm. emissionsberegningen:*

Data som er negative (f.eks. N20-målinger) bør IKKE forkastes, men skal i stedet korrigeres/forskydes, hvorefter de kan bruges til emissionsberegningen.
Data, som er meget høje og tydeligt fejlagtige bør fjernes fra datasættet, inden emissionsberegningen foretages.
Huller/manglende data skal fyldes ud - f.eks. via anvendelse af en standardemissionsværdi.

Beregning af emissionsfaktoren

Lattergasemissionsfaktoren (% N_2O-N / N tilløb renseanlæg), beregnes som et årligt gennemsnit fra januar til december. Følgende tjekliste kan anvendes til at sikre, at beregningen af den samlede årlige emissionsfaktor er korrekt og indeholder de nødvendige ekstrapolationer.

Kontrol og validering af data	Aktion
Beregning af årlig emissionsfaktor	☐ Beregning af lattergas fra de beluftede procestanke* ☐ Beregning af lattergas fra de ikke-beluftede procestanke** ☐ Beregning af lattergas fra sidestrømsprocesser (beluftet og ikke beluftet) ☐ Summen af lattergasemissionen (kg N2O-N/år). ☐ N i indløb, renseanlæg på baggrund af de akkrediterede indløbsanlyser ☐ Beregning af % N2O-N / N-indløb

**Beregning af lattergasemissionen fra beluftede procestanke*

Den største emission kommer fra de beluftede procestanke og sidestrømsprocesser, da det er her den største ammoniumomsætning finder sted (ca. 90 %).

Lattergasemissionen beregnes på dagsbasis - kg N20-N/d.

Selve emissionsberegningen afhænger af måletyper - væskefase eller off-gas. Her følges "formlerne", som knytter sig til måleteknologien og beluftningsteknologien (overfladebeluftning eller bundbeluftning)

*<u>**Beregning af lattergas fra ikke-beluftede tanke</u>*
Nuværende erfaringer viser, at kun ca. 10 % af lattergasemissionen kommer fra DN-tankene. Det er derfor ikke et krav at måle i DN-tankene.
Såfremt man ikke måler, skal der tillægges 10 % til den beregnede emission fra de beluftede tanke.

Med en væskefase-sensor vil det være muligt at måle i DN-tankene og her skal man så bruge den aktuelle måling og ikke ekstrapoleringen.

Bilag 6. Formler til emissionsberegning fra beluftede arealer

Bilag 6: Formler til emissionsberegning fra beluftede arealer.

Eksempel: *Beregning af lattergasemission via Unisense væskefase-sensor:*

- *N_2O Mass Transfer Coefficient Calculation from Aeration Field Size and Air Flow.*
- *Estimation of mass transfer coefficient and emission of N_2O from surface aerator systems*

Bilag 7. *Forløbs*-case til inspiration

Følgende case er udarbejdet som en eksemplificering af, hvordan en forsynings forløb med lattergasmåling og -indberetning samt myndighedens tilsyn og kontrol *kan* se ud ifm. indførelse af lattergasreguleringen. Casen skal udelukkende betragtes som inspiration, og den praktiske implementering hos forsyningerne og hos tilsynsmyndigheden bør tage hensyn til eksisterende procedurer.

Baggrund
Forsyning X ejer renseanlæg A med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og er dermed underlagt en ny grænseværdi for lattergasemissioner. Forsyningen skal i indkøringsperioden måle lattergasemission via BASIS-metoden.

Renseanlæg A er et-trins-anlæg med 2 stk. ens N/DN tanke (procestank 1 og 2) som begge er bestykket med bundbeluftning med dertilhørende luftflowmåling samt med ilt-, temperatur-, NH_4-, NO_3- og SS-sensorer. Spildevandet fordeles ligeligt mellem de to procestanke.

Opstart, indkøring og måleperiode
Forsyningen indkøber og opsætter én væskefasesensor i samarbejde med leverandøren og efter retningslinjerne i Miljøstyrelsens vejledninger. Sensoren installeres midt i beluftningsfeltet i procestank 1. Der etableres en fast forbindelse, således at forsyningens SCADA-system løbende opsamler og logger lattergaskoncentrationen i procestanken, på lige fod med at SCADA-systemet også logger værdier fra de øvrige målere, som procestanken er bestykket med. Forsyningen etablerer desuden en emissionsberegning (jf. leverandørens emissionsformler) i det anvendte SCADA-system som beregner lattergasudledning fra det beluftede areal i procestank 1 (kg N_2O/d).

I samarbejde med leverandøren udarbejder forsyningen en driftsjournal der sørger for, at lattergassensoren vedligeholdes som den skal jf. leverandørens anvisninger. Her beskrives frekvensen hvormed sensoren skal rengøres, kalibreres og nulpunktjusteres samt frekvensen for udskiftning af sensorhoved. I driftsjournalen skal driftsmedarbejderne løbende i måleperioden notere hvilken vedligehold der udføres - og hvornår - samt hvem der har udført opgaven. Driftsjournalisten udvides med retningslinjerne og dato for vedligeholdsopgaver for luftflowmåleren, da denne også indgår i emissionsberegningen.

Forsyningen får i forvejen foretaget 6 akkrediterede indløbsanalyser pr. år jf. renseanlæggets udledningstilladelse, som for bl.a. kvælstof. Disse journaliseres løbende i PULS.

Forsyningens driftspersonale eller procesingeniør gennemgår ugentligt proceskurverne (ilt, N_2O, temperatur og luftflow) i SCADA-systemet og sikrer sig, at værdierne ser valide ud (ingen negative værdier eller unormalt høje værdier) samt at der ikke er større udfald, der giver anledning til længerevarende perioder med manglende data. Personalet tjekker også løbende, at den beregnede daglige emission fra det beluftede areal i procestank 1 ser realistisk ud.

Indberetning og dokumentation
Efter et års måleperiode, skal forsyningen nu samle indberetningsgrundlaget til tilsynsmyndigheden. Dette inkluderer:

En systemafgrænsning: Forsyningen beskriver renseanlæggets konfiguration og at der forventes lattergasemission fra procestank 1 og 2, både i det beluftede areal (N) og det ikke-beluftede areal (DN). Da renseanlægget ikke har andre typer af biologiske processer end aktiv slam, forventes der ikke lattergasemission fra andre punkter på resten af anlægget.

Beskrivelse af etableret måling: Forsyningen beskriver, at der er etableret en lattergassensor midt i det beluftede areal (N) i procestank 1. Forsyningen beskriver også, at emissionen fra det ikke-beluftede areal (DN) ikke måles, men antages at være 10% af emissionen fra det beluftede areal (N), da dette er det gældende nøgletal. Desuden er der ikke etableret måling i procestank 2, men emissionen herfra antages at være det samme som fra procestank 1, da tankene er ens, driftes ens og spildevandet fordeles ligeligt mellem dem.

Driftsjournalen: Forsyningen vedlægger den ajourførte driftsjournal der beskriver med hvilken frekvens lattergassensoren (og luftflowmåleren) skal vedligeholdes, samt hvornår vedligeholdelsesopgaverne er udført i det seneste års måleperiode, og af hvem.

Emissionsdata og beregningen af emissionsfaktoren: Forsyningen laver et udtræk af den daglige lattergasemission (kg N_2O/d) fra det beluftede areal (N) i procestank 1 fra SCADA-systemet - dette opsættes i et regneark. I arket foretages desuden en beregning af emissionen fra det ikke-beluftede areal (DN) i procestank 1, som værende 10% af emissionen fra det beluftede areal. Hertil beregnes den samlede emission fra procestank 1 som værende summen af emissionen fra N- og DN- arealet. Der foretages desuden en ekstrapolation af emissionen fra procestank 2, som værende den samme som emissionen fra procestank 1, da tankene er ens, driftes ens, og spildevandet fordeles ligeligt mellem dem. Slutteligt beregnes den samlede emission som værende summen af den samlede emission fra procestank 1 og 2.

Dette kan f.eks. se således ud:

	Procestank 1			**Procestank 2**	**Begge tanke**
Dato	**Emission fra N (kg N2O/d)**	**Emission fra DN (kg N2O/d)**	**Samlet emission (kg N2O/d)**	**Samlet emission (kg N_2O/d)**	**Emissions i alt (kg N_2O/d)**
1. februar	1,5	0,15	1,65	1,65	3,3
1. marts	2	0,2	2,2	2,2	4,4
1. april	1	0,1	1,1	1,1	2,2
31. december	1,2	0,12	1,32	1,32	2,64
I alt	**500**	**50**	**550**	**550**	**1100**

På en anden fane i regnearket laver forsyningen en oversigt over kvælstoftilførslen til renseanlægget via et udtræk fra PULS, hvor kvælstofanalyser og indløbsflow fremgår og med tydelig henvisning til analyserapport-nummer. Herfra beregnes den gennemsnitlige daglige tilledning af kvælstof til renseanlægget (kg TN/d) samt den årlige kvælstofbelastning af renseanlægget (kg TN/år).

Slutteligt laver forsyningen en oversigtsfane i regnearket, hvor renseanlæggets samlede emissionsfaktor for året beregnes som den procentdel af kvælstoftilførslen til renseanlægget som på renseanlægget er udledt som lattergas fra de biologiske processer. Forsyningen indikerer (eks. med grøn eller rød) hvorvidt emissionsfaktoren overskrider den pågældende grænseværdi.

Det samlede indberetningsgrundlag sendes til tilsynsmyndigheden.

Tilsyn
I forbindelse med tilsynsmyndighedens årlige gennemgang af, hvorvidt renseanlæggets udledningstilladelse overholdes, fører myndigheden samtidig tilsyn med lattergasudledningen. Her tjekker sagsbehandleren:

Systemafgrænsningen: Er alle tænkelige punkter for lattergasemission kortlagt (ift. anlæggets konfiguration) eller mangler der nogle, hvis man f.eks. har glemt en sidestrømsproces?

Beskrivelse af etableret måling: Er der tydelig angivelse af hvilke målepunkter der er etableret og er de i overensstemmelse med det måleprogram (BASIS-eller udvidet) som renseanlægget er underlagt samt i overensstemmelse med vejledningerne på området f.eks. mht. sensorplacering.

Driftsjournalen: Er der tydelig angivelse af frekvensen hvormed sensoren skal rengøres/kalibreres/justeres/udskiftes? Er vedligeholdelsesopgaverne foretaget med samme frekvens? Eller er der en længere periode, hvor sensoren er nedprioriteret, f.eks. i ferier?

Emissionsdata og beregningen af emissionsfaktoren:
- Er datasættet fra den daglige emission i det beluftede areal i procestank 1 komplet - eller er der længere perioder med udfald (og i så fald hvorfor?).
- Er beregningen af emissionen fra det ikke-beluftede areal i procestank 1 foretaget korrekt (og som beskrevet jf.forsyningens beskrivelse af etableret måling)?
- Er ekstrapolationen af emissionen fra procestank 2 foretaget korrekt (og som som beskrevet jf. forsyningens beskrivelse af etableret måling)?
- Er den samlede beregning af den daglige emission fra procestank 1 og 2 foretaget korrekt (og som som beskrevet jf. forsyningens beskrivelse af etableret måling)? Og er den samlede årlige emission beregnet korrekt?
- Er beregningerne for den gennemsnitlige daglige kvælstoftilførsel til renseanlægget foretaget korrekt, og er den samlede årlige kvælstofbelastning korrekt beregnet?
- Er den samlede årlige emissionsfaktor for renseanlægget foretaget korrekt?
- Overskrider emissionsfaktoren den gældende grænseværdi for lattergasudledningen?

Det viser sig desværre, at renseanlæggets lattergasemission overstiger den gældende grænseværdi med 20 %. Tilsynsmyndigheden går derfor i dialog med forsyningen om, at forsyningen skal finde årsagen hertil samt udarbejde en handleplan for at reducere lattergasudledningen fremadrettet. Tilsynsmyndigheden skærper desuden målemetoden, så forsyningen fremadrettet skal måle efter den *udvidede metode*. Det næste års indberetning vil således være endnu mere præcis og indeholde en faktisk måling af emissionen fra procestank 2 (i stedet for en ekstrapolation).

Forsyningen indkøber og etablerer endnu en væskefasesensor til det beluftede areal i procestank 2. Denne opsættes og driftes på lige fod med sensoren i procestank 1 og rummes også i SCADA-systemet og driftsjournalen på samme måde som den eksisterende sensor.

Forsyningen undersøger lattergasdynamikken på renseanlægget ud fra det seneste års måleperiode og finder, at anlæggets slamalder er uhensigtsmæssigt lav særligt i højsæsonen for lattergasproduktion.

Forsyningen udarbejder derfor en handleplan, hvori det beskrives, at procestankene fremadrettet driftes med en højere slamkoncentration (gennemsnitlig 0,5 g/l højere end under seneste måleperiode) for at nedsætte slambelastningen. Man vil samtidig forsøge sig med at hæve koncentrationen med 0,8 g/l i den periode, hvor lattergasproduktionen er højest. Man forventer, at dette driftsoptimerende tiltag kan reducere lattergasudledningen med ca. 50% (jf. Varga studiet). Handleplanen sendes til tilsynsmyndigheden mhp. godkendelse.

Sagsbehandleren fører herefter tilsyn med, at begge væskefasesensorer er installeret og placeret korrekt og som beskrevet i procestankene. Sagsbehandleren vurderer desuden, at den fremsendte handleplan for reduktion af lattergas fra renseanlægget er tilstrækkelig og proportional med overskridelse af grænseværdien, idet den forventede lattergas reduktion er højere end overskridelsen.

Det videre forløb…
Et nyt års måleperiode begynder, hvor forsyningen måler lattergasemission via den *udvidede metode* og drifter procestankene med en højere slamkoncentration som beskrevet i handleplanen. Efter et års måleperiode udarbejdes igen et indberetningsgrundlag ud fra samme procedure som sidst, men nu hvor emissionsberegningen er endnu mere præcis, da emissionen fra det beluftede areal i procestank 2 nu måles og ikke ekstrapoleres.

Sagsbehandleren gennemgår igen indberetningsgrundlaget (ud fra samme procedure som sidst), og konkluderer desuden at forsyningens idriftsatte tiltag har vist sig at have en positiv effekt på lattergasemissionen idet emissionsfaktoren nu ligger under grænseværdien.

Tilsynsmyndigheden godkender indberetningsgrundlaget samt effekten af den iværksatte handleplan fra sidste år. Da grænseværdien igen overholdes, kan forsyningen *vælge* at gå tilbage til at måle og indberette via *BASIS-metoden.*

Forslag til reguleringsmetoder til reduktion af lattergasemissioner fra renseanlæg
I ”Klimaplan for en grøn affaldssektor og cirkulær økonomi” er opsat en målsætning om at reducere lattergasudledningen fra renseanlæg med en godkendt kapacitet på 30.000 PE og over. Der er derfor igangsat et analysearbejde som udgangspunkt for, hvordan en sådan regulering kan designes og implementeres, således at lattergasemission fra danske renseanlæg reduceres med 50 %.

Der er i nærværende rapport analyseret en række forskellige typer af grænseværdier (reguleringsmetoder), som alle vil kunne anvendes til at regulere lattergasudledningen fra renseanlæg. De forskellige typer af grænseværdier er vurderet i forhold til en række kriterier, der til sammen belyser incitamentsstruktur, miljøeffekt og samfundsøkonomisk perspektiv.
For at kunne håndhæve en grænseværdi er der behov for at kunne foretage nøjagtige målinger af renseanlæggets lattergasemissioner. Dette indebærer både en valid og præcis måleteknologi men også en retvisende metode til at opgøre renseanlæggets samlede lattergasemission. Der er derfor foretaget en vurdering af forskellige tilgængelige måleteknologier.
Rapporten vurderer derudover, hvordan baseline for lattergasemissionerne bedst opgøres. Der gives anbefalinger til en konkret reguleringsmetode, og de økonomiske konsekvenser estimeres. Dermed kan effekterne af reguleringen sættes i forhold til de samfundsøkonomiske omkostninger, herunder omkostningerne for spildevandsselskaberne.

Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk