

VANNOMRÅDE GLOMMA SØR

TEORI OG PRAKTISK BRUK AV SURROGATPARAMETERE INNEN SPREDT AVLØP

ADRESSE COWI AS
Kobberslagerstredet 2
Kråkerøy
Postboks 123
1601 Fredrikstad
TLF +47 02694
WWW cowi.no

ARILD EIKUM
ANDERS SLANGSVOLD EIKUM
ERIK JOHANNESSEN

OPPDRAGSNR.

A098927

ARKIVNR.

A042844

VERSJON

01

UTGIVELSESDATO

09.01.2020

BESKRIVELSE

UTARBEIDET

AE, ASE, ERJO

KONTROLLERT

ERJO

GODKJENT

ERJO, AE

INNHOLD

Sammendrag	3
Summary	4
1 Innledning/mål med bruk av surrogatparametere	5
1.1 Fordeler	5
1.2 Ulemper	5
2 Hva er turbiditet/måleprinsipp	7
3 FoU vedrørende bruk av surrogatparametere i Sverige	9
4 FoU og praktisk bruk av surrogatparametere i Tyskland	12
4.1 Bruk av turbiditet og spektral absorpsjonskoeffisient	12
4.2 Erfaring fra bruk av fast installert måleutstyr	15
5 Teoretiske betraktninger ved bruk av surrogatparametere basert på norsk og utenlandsk FoU	17
5.1 Total fosfor (løst og bundet)	17
5.2 Organisk stoff (målt som BOF ₅)	19
5.3 Avløpsvannets hygieniske kvalitet	20
6 Praktiske erfaringer med bruk av surrogatparametere i Norge	22
7 Konklusjoner/anbefalinger	25
Referanser	27
VEDLEGG 1	28
VEDLEGG 2	31
VEDLEGG 3	34

Sammendrag

Ved bruk av minirenseanlegg i spredt bebyggelse stiller forurensningsmyndighetene (kommunene) rensekraft i form av grenseverdier for totalfosfor (mg/l P) og organisk stoff (BOF₅). Dessverre har det vist seg at en betydelig del av anleggene ikke tilfredsstiller utslippskravene. Det er mange årsaker til dette, noe som ofte blir belyst gjennom kommunalt tilsyn.

Ved servicebesøk, som oftest to ganger pr. år, er det imidlertid svært vanskelig for servicepersonell å vite hvor effektivt anlegget renser selv om alt det tekniske ved anlegget fungerer. Bruk av surrogatparametere som kan relateres til utslippskravene Tot-P og BOF₅ vil derfor kunne være et svært nyttig in-situ verktøy for de som har ansvaret for driften av anleggene.

I tillegg vil forurensningsmyndighet (kommunen) og huseier kunne få en rask tilbakemelding om anleggenes tilstand og man vil kunne spare store kostnader ved gjennomføring av tilsyn.

I denne studien foreslås det at turbiditet som surrogatparameter i tillegg til måling av ortofosfat (PO₄-P) innføres ved gjennomføring av service og kommunalt tilsyn. Renseresultater uttrykkes i BOF₅ (mg/l) og Tot-P (mg/l) slik som angitt i huseiers utslippstillatelse. Omregningen fra turbiditet og ortofosfat (PO₄-P) til POF₅ og Tot-P gjennomføres ved bruk av ligningene:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 * (\text{PO}_4)$$

$$\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turb} + 3,68$$

Samtidig som det anbefales å ta i bruk surrogatparametere som et in-situ verktøy så anbefales det også å kvalitetssikre datamateriale for justering av den omregningsmodellen som er anvendt. Det bør velges ut en referansekommune som gjennom sitt tilsynsarbeid deltar i arbeidet med å skaffe tilveie et kvalitetssikret tallmateriale.

Summary

When on-site treatment plants are used the community will set specific effluent requirement for both total phosphorus (Tot-P) and organic material (BOF₅).

Unfortunately, it is apparent that in Norway many of the plants do not meet the effluent requirements. There are many reasons for this which is well documented through surveys carried out by the communities.

In Norway service personnel visit the on-site treatment plants usually twice a year. When carrying out service it is very difficult for the serviceman to judge the treatment efficiency of the plant even if all the mechanical and electrical components seems to function properly. The use of surrogate parameters (turbidity and ortho-phosphate) expressed as total phosphorous (total-P) and biochemical oxygen demand (BOD₅) could therefore be a very useful tool for the serviceman responsible for the plant performance. In addition, the community and the house owner could be properly informed of the plant treatment efficiency.

In this study we recommend the use of turbidity as a surrogate parameter in addition to the measurement of ortho-phosphate (PO₄) when carrying out plant service. The in-site measurements should be expressed as total phosphorous (mg/l) and biochemical oxygen demand (BOD₅) as stated in the discharge permit issued by the community. The following equations to calculate total-P and BOD₅ would be as follows:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turbidity} + 0,32 \times \text{PO}_4$$

$$\text{BOD}_5 = 0,4418 \times \text{turbidity} + 3,68$$

In addition to the use of surrogate parameters as a in-site tool for service personnel it is recommended to continue to collect further field data to improve the models given above.

1 Innledning/mål med bruk av surrogatparametere

Det er i tidligere studier (Erik Johannessen et al., 2017) beskrevet formålet med bruk av turbiditet som surrogatparameter innen spredt avløp. Vi skal i korthet liste opp de fordelene som hittil har vært nevnt for hvorfor man bør ta dette "verktøyet" i bruk, men også peke på de betenkelighetene som har vært nevnt, ikke minst fra leverandørbransjen:

1.1 Fordeler

1. Surrogatparameter gir et in-situ svar på renseeffekt uten å gå veien om laboratorie-analyser hvor analyserresultatene som oftest foreligger minst 3-6 uker etter et anleggsbesøk.
2. Bruk av surrogatparametere vil muliggjøre en rask tilbakemelding til forurensningsmyndighet (kommune) om anleggets tilstand og følgelig gi muligheter for rask avviksbehandling.
3. Bruk av surrogatparametere vil gi servicepersonell en mulighet til å justere prosessmessige forhold ved anlegget på stedet uten å måtte foreta et nytt besøk når eventuelle laboratorie analyser foreligger.
4. Bruk av surrogatparametere vil gi Miljødirektoratet og kommunene et langt bedre datagrunnlag i sitt arbeid med å revidere den nasjonale forskriften.
5. Bruk av surrogatparametere vil kunne redusere kostnader ved tilsyn og drift av anlegg.

1.2 Ulemper

1. Bruk av surrogatparametere vil resultere i mer arbeid for servicepersonell.
2. Bruk av surrogatparametere medfører ekstrakostnader for serviceansvarlige i form av innkjøp av feltinstrumenter.

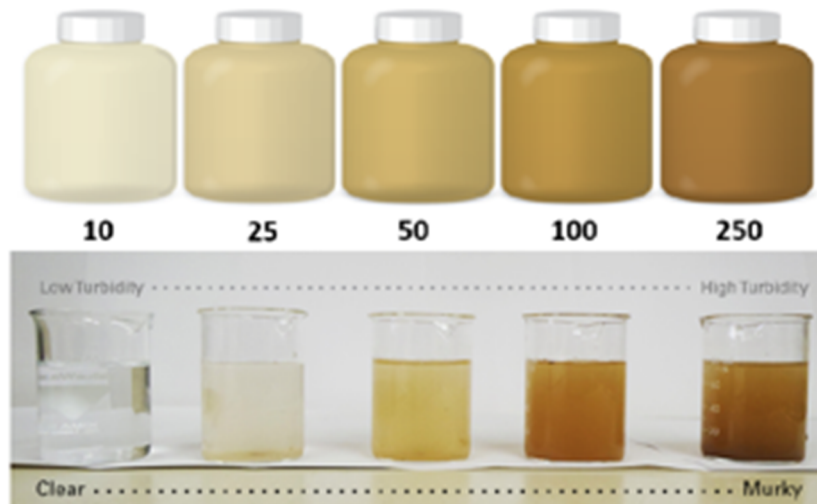
3. Bruk av surrogatparametere vil resultere i et press på kommunene til å gjennomføre raskere avviksbehandling enn tidligere.

2 Hva er turbiditet/måleprinsipp

Siden måleparameteren turbiditet står så sentralt i forbindelse med bruk av surrogatparametere så kan det være nyttig å se litt nærmere på hvordan turbiditet måles og hvilke faktorer som kan påvirke måleresultatet. Vi kan definere turbiditet på følgende måte.

Turbiditet er et relativt mål på mengden frittsvevende partikler i vann.

Målemetoden er basert på at man måler lysintensiteten på det lyset som spres på grunn av partiklene i vannet (Nephelometric Method). Detektoren for lyset sitter 90° på lysstrålen gjennom veskemediet. Målingen kalibreres ved bruk en standardisert formazin polymer løsning. De ulike fabrikantene av turbidimetre benytter samme standard kalibrering. Avlesningen av turbiditet angis som NTU (Nephelometric Turbidity Units), FTU (Formazin Turbidity Units) eller FNU (Formazin Nephelometric Units).



Figur 1. Eksempler på vannprøver med ulike turbiditetsnivåer.

En rekke faktorer vil kunne påvirke målemetoden i deriblant:

- Type av partikler (absorpsjon)
- Partikkelstørrelse og fasong
- Konsentrasjon av partikler
- Lysets bølgelengde og detektorens vinkel i forhold til lyskilden.

Lysets bølgelengde og detektorens vinkel på innkommende lys vil kunne variere mellom de ulike fabrikantene av måleinstrumenter. Derfor vil man kunne finne at to forskjellige instrumenter vil kunne gi noe

forskjellig måleresultat men forskjellen er marginal og uten praktisk betydning ved bruk av turbiditetsmålinger som surrogatparameter. Figur 2 viser et typisk turbidimeter (HACH 2100Q).



Figur 2. Instrument for måling av turbiditet (Prosess-Styring AS)

Praktisk bruk av instrumentet for måling av turbiditet er beskrevet i vedlegg 1 (Albinsson et al, 2018).

Bruk av instrument for måling av ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) som inngår som en parameter i sammen med turbiditet for å estimere fosfor innhold er vist i vedlegg 2.

3 FoU vedrørende bruk av surrogatparametere i Sverige

Arbeid med bruk av turbiditet som surrogatparameter for total fosfor og organisk stoff i utløpsvann fra minirensanlegg har pågått i Sverige i samme periode som tilsvarende arbeid i Norge. Det har vært en tett dialog om erfaringer og resultater med Norge i hele prosjektperioden, senest i et prosjektmøte mai, 2019 i Gøteborg. Svenske resultater er utførlig dokumentert i egen rapport (Albinsson et al 2018).

Arbeidet med surrogatparametere i Sverige var et samarbeid mellom ni svenske kommuner og prosjektet ble gjennomført i regi av rådgivningsselskapet Ecoloop AB.

En av prosjektets mål var å undersøke nærmere om det norske konseptet vedrørende bruk av surrogatparametere for prosesskontroll/tilsyn av minirensanlegg også kunne anvendes i Sverige. Vi vil sitere en hovedkonklusjon fra rapporten som er relevant i forhold til det arbeidet som pågår i Norge:

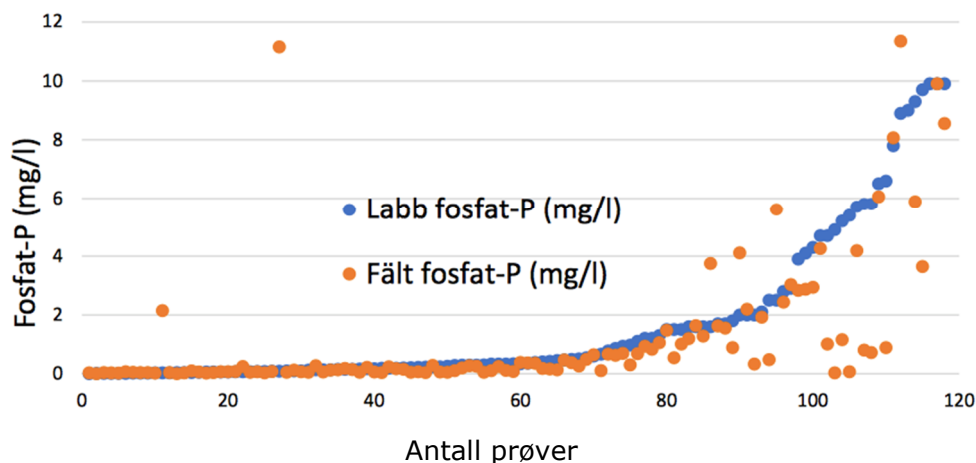
"- Metoden att använda surrogatparametrar har visat sig vara en fungerande metod men förtolkning av mätningar i fält behöver utvecklas."

Videre sies det at det nå er forutsetninger for:

*"- Ta fram planeringsunderlag för hur mätning av surrogatparametrar kan gå till i kommunerna.
- Sprida kunskapen till andra intresserade kommuner genom erfarenhetsutbyte och lån av provtagningsutrustning mellan kommuner.
- Ett nationellt utvecklings- och eventuellt forskningsarbete som fördjupar kunskapen och förfinar metoden som nu testats.
- Samla mätdata i en nationell kunskapsbas som möjliggör för att under 2018 och framåt fortsätta kunskapsuppbyggnad och ytterligare fördjupa det goda samarbete som projektets deltagare etablerat med norska forskare och experter".*

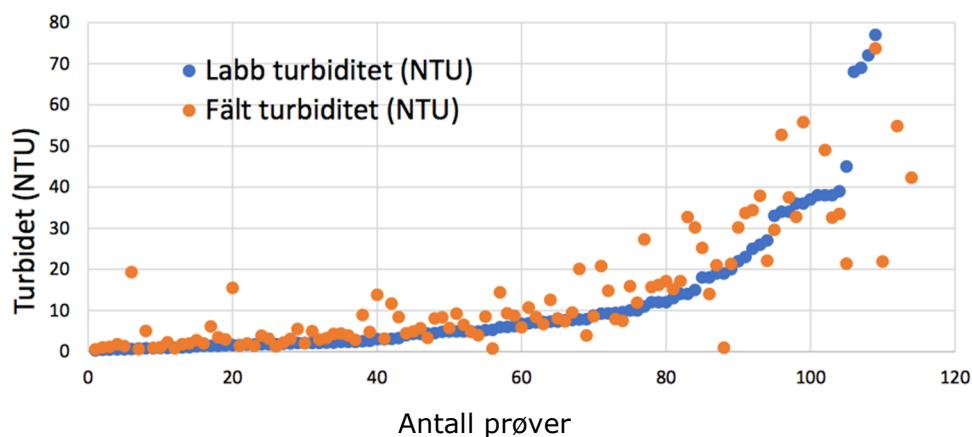
Det er mye informasjon fra det svenske prosjektet som er av interesse for det norske arbeidet med surrogatparametere. Det pekes på utfordringer knyttet til uttak av prøver fra enkelte anlegg noe som i Norge har bedret seg betydelig etter en dialog med kommuner og leverandører.

I den svenske studien er det gjort en sammenligning mellom feltmålinger og laboratorieanalyser. Resultatene i figure 3 og 4 viser korrelasjon mellom feltmålinger og laboratorieanalyser.



Figur 3. Sammenligning mellom fosfat-P (mg/l) målt i felt og fosfat-P (mg/l) fra laboratorium (Albinsson et al 2018)

Det påpekes i den svenske rapporten at siden feltinstrumentet for ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) kun kan måle verdier mellom 0,02 til 3,0 mg/l så vil det være nødvendig å fortynne prøven når verdien overstiger 3,0 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ (0,98 mg/l P).

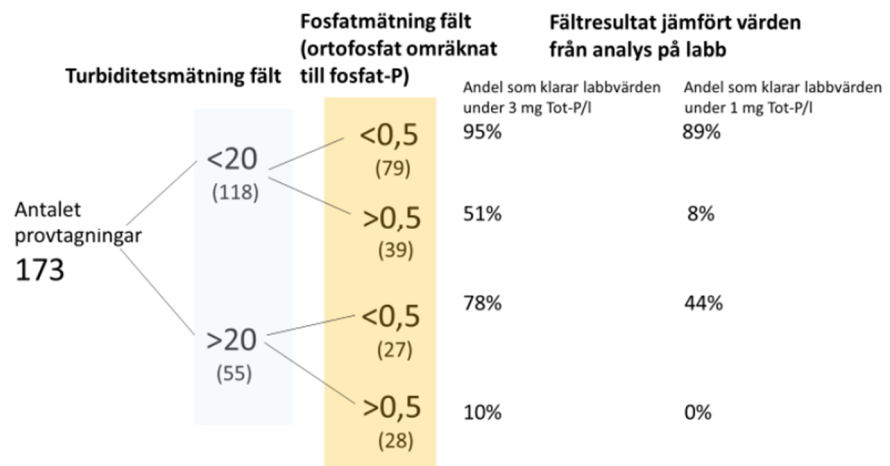


Figur 4. Sammenligning mellom turbiditet (NTU) målt i felt og turbiditet målt i laboratorium (Albinsson et al 2018)

Det pekes på av Albinsson et al at luftbobler i prøven som tas ut vil kunne påvirke resultatet av turbiditetsmålingen. I målinger ved et laboratorium vil man få angitt den laveste målte stabile verdien mens feltmålingene utført i den svenske undersøkelsen er basert på middelverdien av tre avlesninger. Dette er muligens noe av forklaringen på at feltmålingene ligger noe høyere enn laboratiormålingene i figur 4.

Et sammendrag av prøvene fra i alt 173 anlegg i den svenske studien er vist i figur 5.

Det skilles imellom turbiditetsmålinger over og under 20 NTU og PO₄-P målinger (omregnet til mg/l P) større eller mindre enn 0,5 mg/l P. Resultatene angir hvor stor prosentandel som tilfredstiller et rensekrav på henholdsvis 1 og 3 mg/l P. Resultatene samsvarer godt med resultatene fra de norske studiene.



Figur 5. Sammendrag av resultatene fra surrogatparameter studien i Sverige. Figuren viser hvor stor prosentandel som tilfredsstiller henholdsvis 1 og 3 mg/l P i det rensede vannet basert på feltnålinger av turbiditet og ortofosfat. (Albinsson et al 2018)

I den svenske undersøkelsen gjennomførte noen av de 9 deltakerkommunene også bakteriologiske analyser. Prøvetakningen bød på praktiske utfordringer. Mange anlegg viste høye bakterietall i utløpsvannet. Det ble imidlertid konkludert med at de anlegg som viste gode rensresultater på BOF₅ og fosfor også hadde lave verdier på bakterier i utløpet.

4 FoU og praktisk bruk av surrogatparametere i Tyskland

4.1 Bruk av turbiditet og spektral absorpsjonskoeffisient

I Tyskland stilles det vanligvis ikke krav om fjerning av fosfor i forbindelse med rensetiltak i spredt bebyggelse. Det arbeidet som vi kjenner til forbindelse med bruk av surrogatparametere i Tyskland er derfor knyttet til fjerning av organisk stoff målt som BOF_5 og KOF.

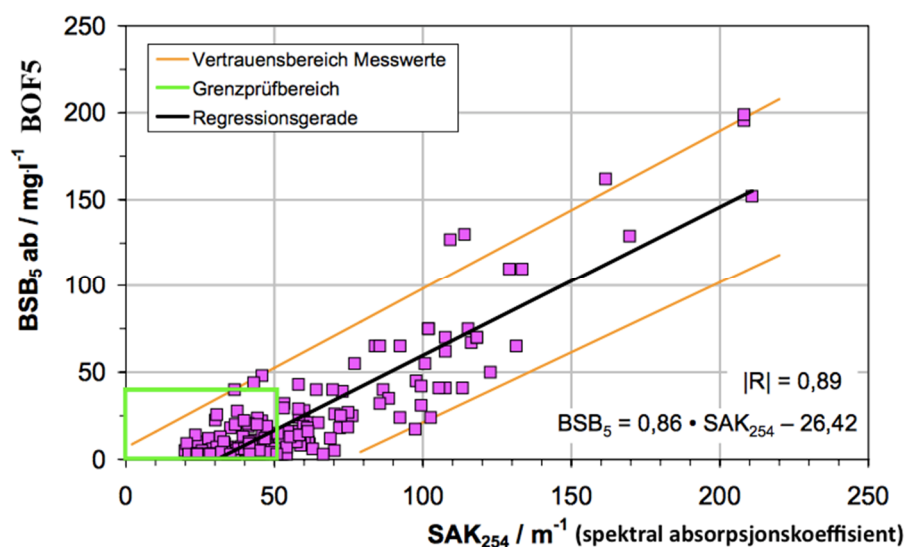
Brandenburgischen Technischen Universität i Cottbus har stått sentralt i det arbeidet som er gjennomført i Tyskland. (Straub 2008)

I et møte i juni 2019 med Dr. Andrea Straub (prof. ved universitetet) og dr. grad student Torsten Hansen (LKT-Biocontrol) ble det gitt en orientering om det arbeidet som foregår ved universitetet og hvor langt man var kommet med praktisk bruk av surrogatparametere.

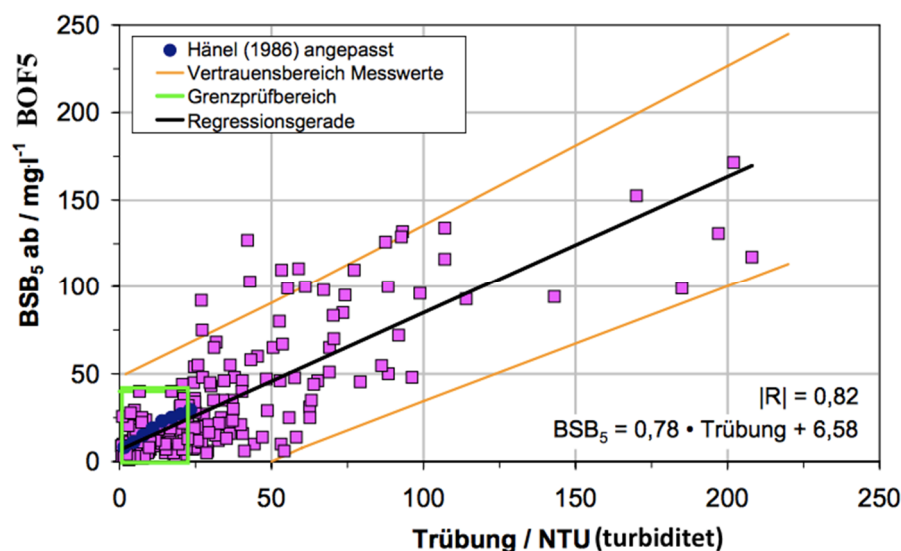
Arbeidet i Tyskland undersøkte to alternative parametere, nemlig turbiditet (NTU) som i Norge og spektral absorpsjonskoeffisient (SAK_{254}) for å finne ut hvilken av disse måleprinsippene man skulle arbeide videre med som surrogatparameter.

Forskjellen på disse målemetodene er at de benytter ulike bølgelengder på lyskilden (SAK_{254} i UV/VIS (ultrafiolett/synlig lys) spekter og NTU i IR (infrarødt lys) spekter). I tillegg måles SAK_{254} i samme retning som innkommende lys, mens turbiditet måles 90° på lyskilden.

Figur 6 og 7 viser resultatene ved bruk av henholdsvis spektral absorpsjonskoeffisient (SAK_{254}) og turbiditet (NTU) mot avløpsvannets innhold av organisk stoff målt som BOF_5 .



Figur 6. Sammenheng mellom BOF₅ og SAK₂₅₄ (Straub 2008)



Figur 7. Sammenheng mellom BOF₅ og turbiditet (NTU) (Straub 2008)

Det fremgår av figur 6 og 7 at det er noe bedre korrelasjon ved bruk av SAK₂₅₄ enn ved bruk av turbiditet (NTU). Begge målemetodene kan imidlertid benyttes som surrogatparameter for BOF₅ i renset vann fra minirensesanlegg.

Universitet i Cottbus har inngått et samarbeid med LKT-Biocontrol om å utvikle et instrument for bruk i felt for indirekte å måle BOF₅ i utløpsvannet fra minirensesanlegg. LKT er en større produsent av minirensesanlegg i Tyskland og målet var å kunne få en "hands on" verdi for rensesanleggets rensesgrad ved tilsyn og service av anlegget. Instrumentet benytter SAK₂₅₄ som måleprinsipp selv om det ble hevdet

at man kunne gjerne anvendt turbiditet som man har valgt å gjøre i Norge og Sverige.

Instrumentet som kun er produsert i få eksemplarer til nå er vist i figur 8. Bruken av instrumentet ble demonstrert i laboratoriet ved universitetet (se figur 9). Utviklingen ble finansiert av EU-utviklingsfond.



Figur 8. LKT-BIO control instrument for måling av BOF_5 (LKT-Biocontrol, Tyskland)



Figur 9. Demonstrasjon av LKT-BIO control instrumentet ved universitetet i Cottbus, 9 juni 2019.

Service av minirenseanlegg i Tyskland gjennomføres som regel av uavhengige akkrediterte service firmaer. Man er pålagt å ta ut vannprøve for analyse av KOF eller BOF_5 ved hvert besøk. LKT-BIO control instrumentet vil kunne lette dette arbeidet ved at man får et hurtig svar på renseresultater (målt som BOF_5) samtidig som man slipper å sende bort en vannprøve for analyse. Enkelte servicebedrifter i Tyskland er akkreditert for selv å gjennomføre KOF analyse. En BOF analyse er imidlertid mer nøyaktig for å vurdere rensegrad på et biologisk renseanlegg og er derfor foretrukket.

4.2 Erfaring fra bruk av fast installert måleutstyr

Bruk av turbiditet som surrogatparameter åpner opp for kontinuerlig overvåkning av vannkvalitet fra et minirenseanlegg. Dette vil kunne være nyttig for å få et bedre innblikk i variasjon over tid av vannkvalitet ut av anleggene og dermed få et grunnlag for å rette på eventuelle prosessproblemer.

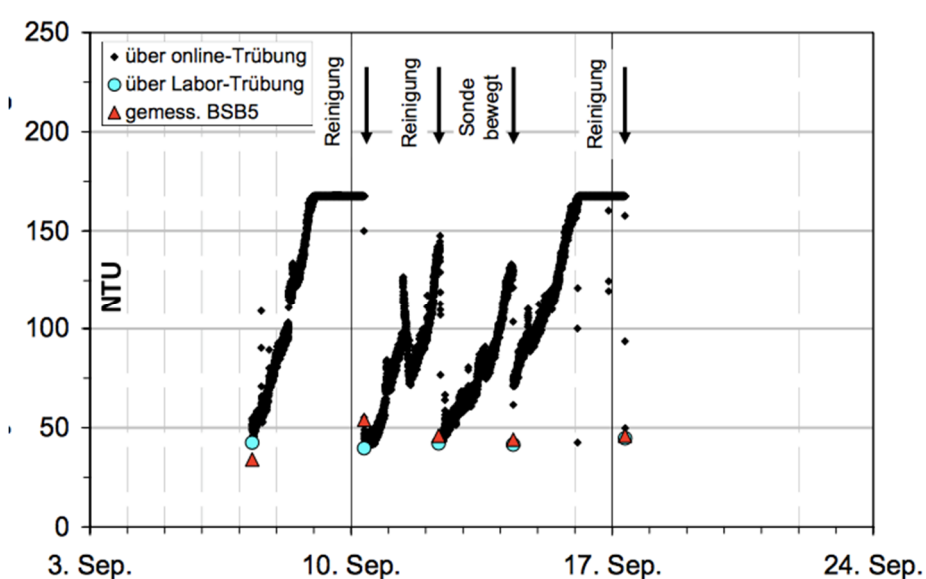
I den norske studien vedrørende surrogatparametere var det i søknad om midler foreslått et ønske å gjennomføre forsøk med kontinuerlig måling av turbiditet ved minst to renseanlegg. Målet med det var primært å se nøye på praktiske problemer med vekst på sensoren over tid og hvor hyppig man eventuelt måtte foreta rengjøring. Av budsjettmessige årsaker, men også fordi dette allerede var gjennomført ved universitetet i Cottbus (Straub, 2008) er ikke dette gjennomført i denne studien.

I Straubs studie ble utstyr for kontinuerlig måling av turbiditet installert på to renseanlegg med biobed (fastsittende biomasse). I det ene anlegget var den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjon av suspendert stoff 53 mg/l mens i det andre renseanlegget var den gjennomsnittlige konsentrasjon av suspendert stoff 15 mg/l.

På det anlegget med et høyt innhold av suspendert stoff viste det seg at man hadde utslag på turbidimeteret på grunn av vekst. Dette var et mindre problem på det anlegget med lave verdier av suspendert stoff i utløpet. I figur 10 og 11 er det vist at man får et belegg på sensoren. Det oppstår vekst allerede 8 timer etter rengjøring på det anlegget med høyt innhold av suspendert stoff i utløpet.



Figur 10. Begroing på on-line sensoren etter 3 dager (Straub, 2008)



Figur 11. Endring av måleresultatet på grunn av begroing på on-line sensoren (Straub, 2008)

On-line sensoren på det anlegget med et renere vann fikk betydelig mindre begroing. Behovet for rengjøring var mindre. Med tanke på bruk av on-line turbidimeter i forbindelse med oppfølging av minirensanlegg så vil det kunne benyttes som en av flere parametere for å diagnostisere prosessproblemer. Det forutsetter da en hyppig rengjøring av sensoren for å unngå begroing. For bruk av on-line turbidimeter for kontinuerlig overvåkning av minirensanlegg så tror vi ikke at dette vil få noen nevneverdig anvendelse med det første. Til det er sensorene alt for sårbare for begroing.

5 Teoretiske betraktninger ved bruk av surrogatparametere basert på norsk og utenlandsk FoU

Ved måling av renseeffekt fra minirenseanlegg i spredt bebyggelse så vurderes prosentvis fjerning av fosfor og organisk stoff (målt som biokjemisk oksygenforbruk, BOF_5 og Tot-P).

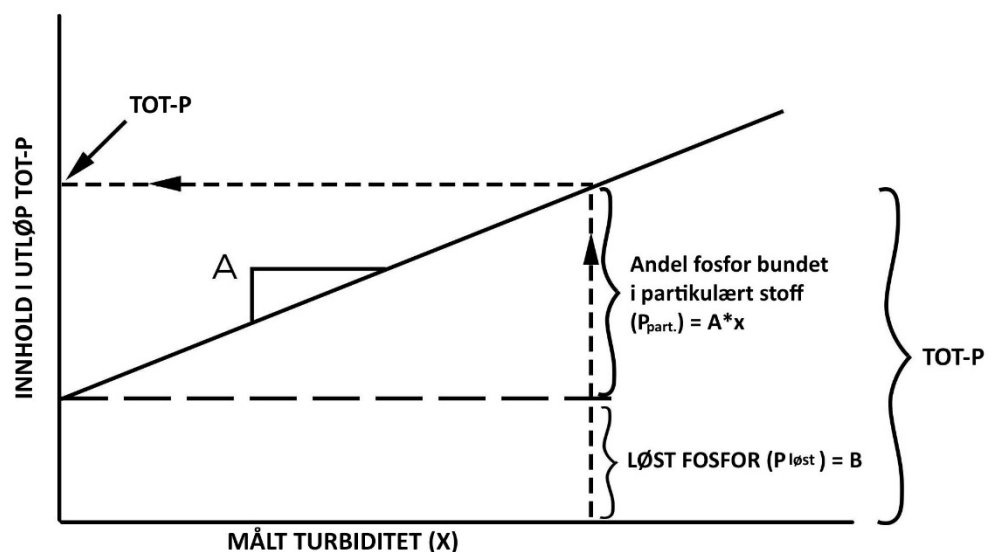
Gjennom FoU virksomhet har fagmiljøer i flere land arbeidet for å finne enkle og kostnadseffektive surrogatparametere som gir et in-situ svar på anleggets renseeffekt uten å gå veien om uttak av vannprøver for analyse på et akkreditert laboratorium.

5.1 Total fosfor (løst og bundet)

Totalfosfor i utløpet fra et kloakkrenseanlegg er tilnærmet lik summen av partikulært fosfor og ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$).

Tidligere undersøkelser viser at det er en god korrelasjon mellom suspendert stoff og partikulært fosfor. Det er også en god korrelasjon mellom turbiditet og susp. stoff i avløpsvann. En kombinasjon av in-situ målinger av turbiditet og ortofosfat vil derfor kunne fungere som surrogatparameter for Tot-P i utløpet fra et minirenseanlegg.

Dette er vist i en forenklet form i figur 12.



Figur 12. Forenklet forhold mellom Tot-P og turbiditet (surrogatparameter)

En teoretisk betraktning av Tot-P i utløpet fra et minirensesanlegg er at det vil bestå av to komponenter; løst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) og partikulært bundet fosfor (P_{part}). I figur 12 ser man hvordan parameterne $\text{P}_{\text{løst}}$, P_{part} og turbiditet henger sammen. $\text{P}_{\text{løst}}$ er i utgangspunktet ikke knyttet til partikler og er dermed uavhengig av turbiditetsmålinger. P_{part} er knyttet til partikler og er dermed direkte relater til turbiditetsmålingene. I figuren er det forutsatt et linært forhold mellom P_{part} og turbiditet. Vi får da følgende forhold:

$$\mathbf{P_{tot} = P_{part} + P_{løst} = A \cdot x + B}$$

Som tidligere nevnt har flere studier vist en klar sammenheng mellom partikulært bundet fosfor og suspendert stoff (SS). Samtidig så har man funnet en klar sammenheng mellom turbiditet og suspendert stoff (Bertrand-Krajewski, 2004). I tillegg har studier vist en god korrelasjon mellom innhold av suspendert stoff (SS) målt som turbiditet og vannets innhold av biokjemisk oksygenforbruk (målt som BOF_5). Dette er omtalt i pkt. 5.2.

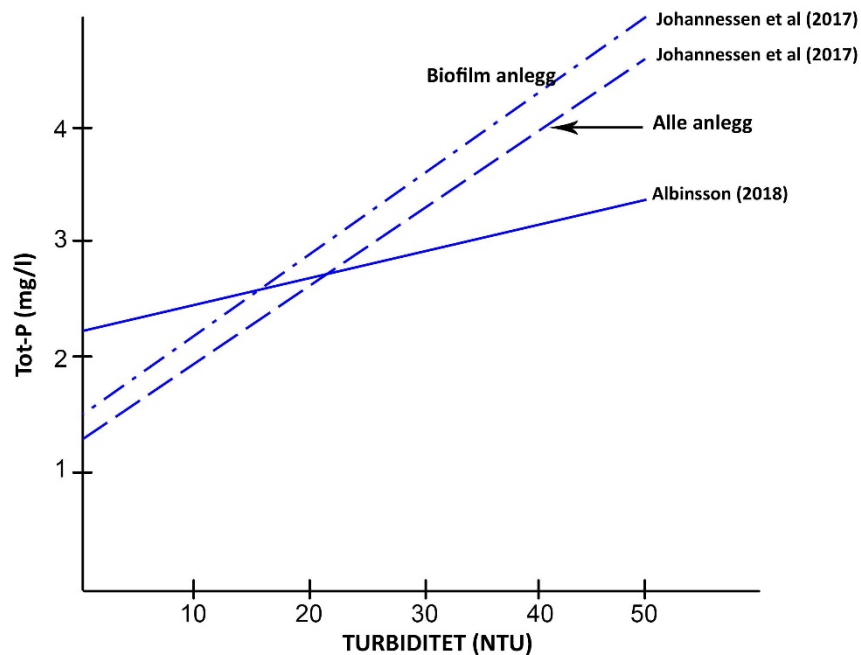
Tabell 1 viser ulike regresjonsmodeller fra forholdet mellom turbiditet og Tot-P.

Tabell 1. Forhold mellom Tot-P og turbiditet fra feltnmålinger i Sverige og Norge.

LIKNING FOR TOT-P	R ²	A	B	Refr.
$y = 0,0246x + 2,1983$	0,0707	0,0246	2,1983	Albinsson et al.
$y = 0,067x + 1,3553$	0,5352	0,067	1,3553	Johannessen et al.
$y^{1)} = 0,0753x + 1,4512$	0,4968	0,0753	1,4512	Johannessen et al. ¹⁾

1) Kun biofilm anlegg

De ulike regresjonsmodellene er også vist i figur 13 og her fremkommer det at resultatene fra de svenske og norske studiene ikke er helt sammenfallende og at særlig korrelasjon i den Svenske studien er dårligere en ønskelig. Dette skyldes nok i stor grad at svært mange eksisterende minirensesanlegg ikke drives optimalt. Dette betyr at dosering av fellingskjemikalier er forskjellig i tillegg til at temperatur og hydraulisk belastning på tidspunkt for prøvetaking varierer. Den generelle observasjon man ofte har gjort igjennom tilsyn av minirensesanlegg i Østfold og Akershus er at man tilsetter ikke tilstrekkelig med fellingskjemikalier og/eller har gode nok fellingsbetingelser (innblanding og flokkulering) til å felle ut løst fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$). I tillegg har vi tidligere pekt på praktiske problemer knyttet til selve prøvetakingen noe man også erfarte i Sverige.



Figur 13. Turbiditet vs. Total-P i utløpsvann fra minirensesanlegg – resultater fra feltstudier (Albinsson et al, 2018, Johannessen et al, 2017).

5.2 Organisk stoff (målt som BOF₅)

Forholdet mellom BOF₅ og suspendert stoff målt som turbiditet er vist i tabell 2 og figur 14.

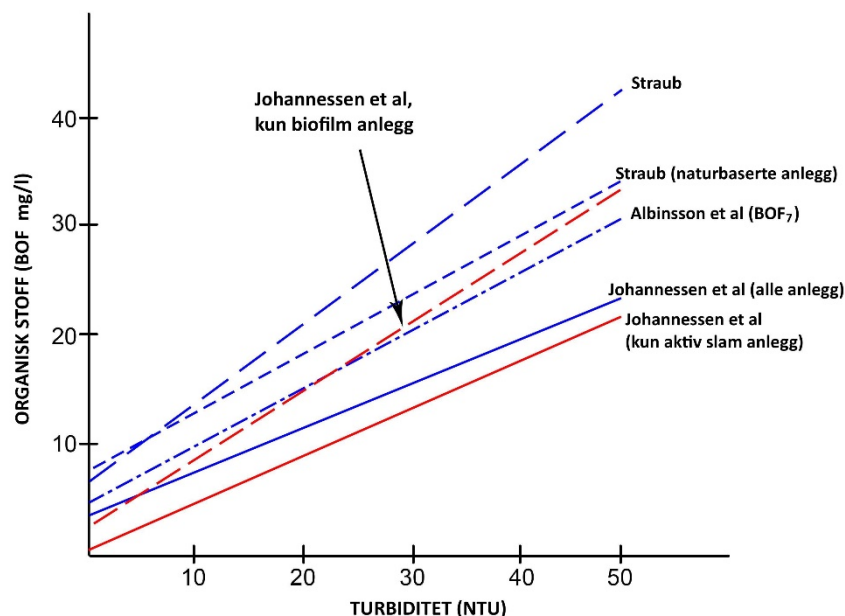
Tabell 2. Forhold mellom organisk stoff (BOF) og turbiditet fra feltmålinger i Sverige, Tyskland og Norge

LIGNING FOR ORGANISK STOFF	R ²	A	B	Refr.
$y^1) = 0,5609x + 4,1286$	0,4879	0,5609	4,1286	Albinsson et al.
$y = 0,4418x + 3,6767$	0,3792	0,4418	3,6767	Johannessen et al.
$y^2) = 0,6523x + 3,3151$	0,4513	0,6523	3,3151	Johannessen et al.
$y^3) = 0,4451x + 0,5357$	0,4661	0,4451	0,5357	Johannessen et al.
$y = 0,78x + 6,58$	0,82	0,78	6,58	Straub ⁵⁾
$y^4) = 0,58x + 7,44$	0,59	0,58	7,44	Straub ⁵⁾

- 1) Angir BOF₇
- 2) Kun biofilm anlegg
- 3) Kun aktiv slam anlegg
- 4) Naturbaserte anlegg (Pflanzen klaranlagen)
- 5) Ikke kjemisk felling

Det fremgår av figur 14 at det er sammenlignbare resultater i de ulike studiene. Ingen av kurvene vist i figur 14 går igjennom origo noe som

sansynligvis indikerer at det alltid er en andel løst organisk stoff som ikke brytes ned i den biologiske prosessen.



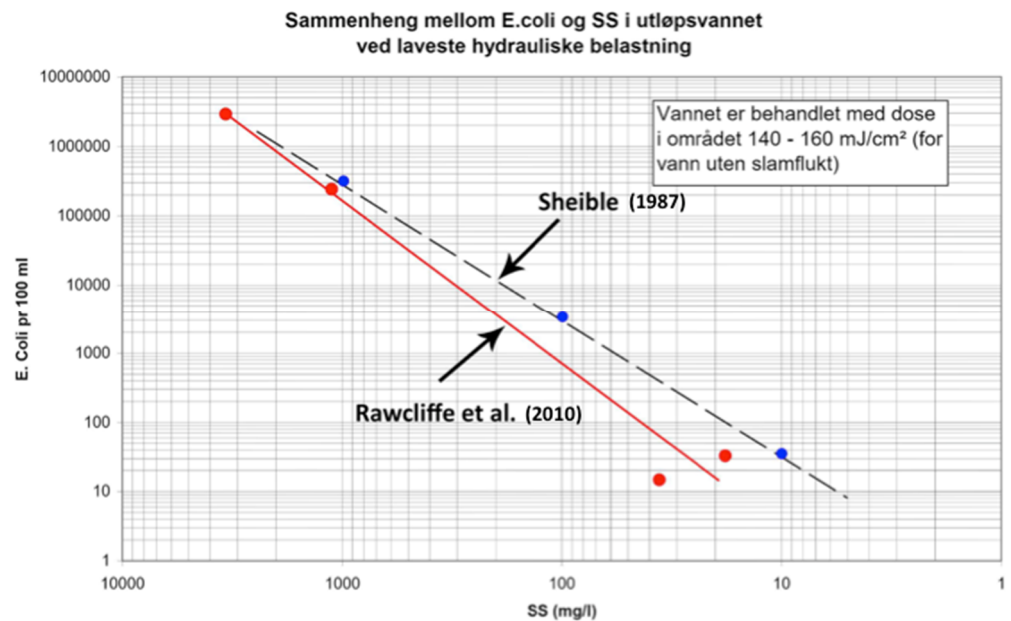
Figur 14. Organisk stoff (BOF) vs turbiditet fra minirenseanlegg – resultater fra feltstudier (Albinsson et al, Straub, Johannessen et al).

5.3 Avløpsvannets hygieniske kvalitet

Det foreligger ikke noe nasjonalt krav i Norge til reduksjon av tarmbakterier fra renseanlegg i spredt bebyggelse. I enkelte vannområder er det gitt åpning for å kreve dette dersom særlige brukerinteresser tilsier det, mens man f.eks i enkelte kommuner i både Akershus og Buskerud har innført dette som et generelt krav.

I EUs badevannsdirektiv er det angitt at god kvalitet skal tilfredsstille <1000 E.Coli/100ml (Fines, 2018, Folkehelse, 1998)

Studier har vist at det er en sammenheng mellom avløpsvannets innhold av suspendert stoff og bakterier (E.Coli/100 ml) (se figur 15) (Rawcliff et al, Sheible). Samtidig så er det som nevnt ofte korrelasjon mellom suspendert stoff og turbiditet. Derfor er det nærliggende å anta at man kunne benytte turbiditet som en surrogatparameter også for å anslå bakterieinnhold. I figur 15 er det vist resultatene fra to ulike studier (Rawcliffe et al, Sheible). I begge studiene er UV bestråling benyttet som metode for hygienisering.



Figur 15. Suspendert stoff (SS) vs. bakterieinnhold (Rawcliffe et al, Sheible)

I forbindelse med tidligere studier (Johannessen et al, 2018) ble det funnet en dårlig korrelasjon mellom bakterieinnhold i avløpsvann fra minirensanlegg og parameterne SS og turbiditet. Studien indikerte at utfordringer knyttet til uttak av bakteriologiske prøver var stor og muligens den direkte årsaken til den dårlige korrelasjonen mellom bakterieinnhold og suspendert stoff/turbiditet.

Ytterligere arbeid må derfor gjennomføres for å stadfeste en god korrelasjon mellom vannets turbiditet og innhold av bakterier.

Det ble innledningsvis nevnt at i arbeidet med bruk av surrogatparameterne for indirekte å måle total fosfor og organisk stoff i avløpsvannet så var hygienisk vannkvalitet ikke en del av studien. I forbindelse med rapporteringen av hygieniseringsprosjektet i Drammensregion i 2018 (Erik Johannessen et al, 2018) viste det seg at tidligere arbeid av andre (Rawcliffe et al, 2010, Sheible, 1987) åpnet opp for en mulighet om at bakteriologisk vannkvalitet også kunne inkluderes ved bruk av surrogatparametere. Ytterligere arbeid må imidlertid gjennomføres for å stadfeste en god korrelasjon mellom vannets turbiditet og innhold av bakterier.

6 Praktiske erfaringer med bruk av surrogatparametere i Norge

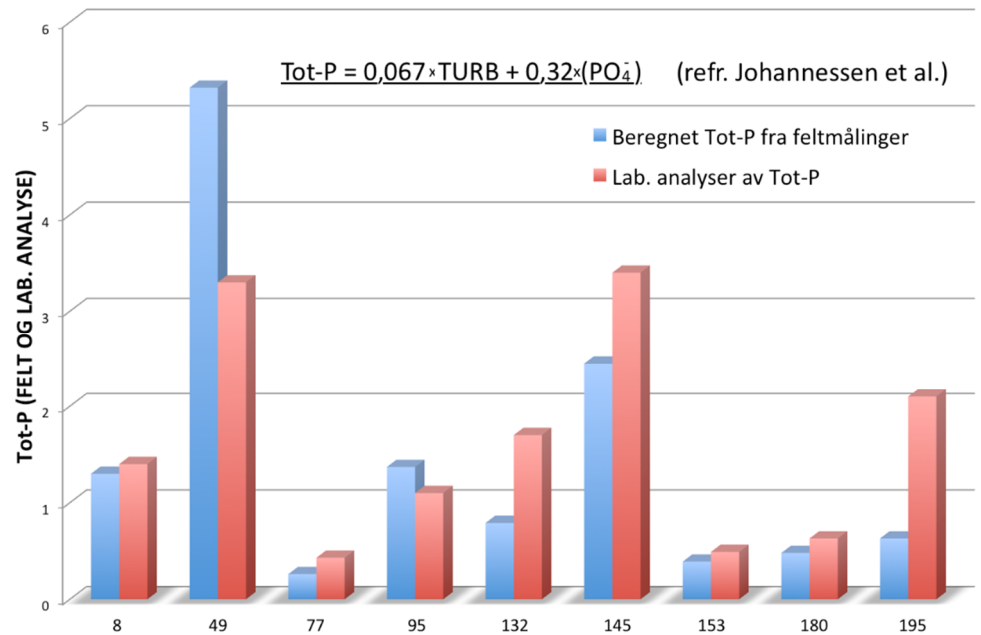
Ved en rundspørring blant leverandører av minirenseanlegg meldes det tilbake at flere leverandører måler både turbiditet og ortofosfat (PO_4) ved hvert servicebesøk. Dette er et resultat at man søker enklere feltmetoder for å vurdere anleggets rensegrad slik at tiltak kan iverksettes når man er på stedet. Samtidig gis det en tilbakemelding om at det er vanskelig å vurdere de feltmålingene man gjør i forhold til eventuelle tiltak på anlegget. Det er laget en mal for hvilke tiltak som bør vurderes på basis av feltmålinger (Eikum et al, 2018) men det synes ikke som en slik mal er i nevneverdig bruk.

Spydeberg kommune i Østfold gjennomførte i 2018 avviksbehandling av i alt 77 anlegg som falt i kategorien "røde anlegg" (Tauteryte, 2018). Det er anlegg hvor Tot-P > 4,0 mg/l og BOF_5 > 40 mg/l. Det ble benyttet turbiditet og ortofosfat målinger i forbindelse med avviksbehandlingen i stedet for å ta ut vannprøver og sende inn til et akkreditert laboratorium for Tot-P og BOF_5 analyse. Utslippstillatelsen til huseier er knyttet til Tot-P og BOF_5 verdier slik det er i alle kommuner. I forbindelse med feltarbeidet ble det tatt ut vannprøve for laboratorieanalyse for hvert femte anlegg. I figur 15 sammenligner vi Tot-P verdier basert på laboratorieanalyser og beregnede Tot-P verdier ved bruk av ligningen:

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 (\text{PO}_4) \quad (\text{se kap. 5})$$

Tabell 3. Laboratorie- og feltanalyser (Tauteryte, 2018)

ID	Tot-P LAB	PO_4 -P	TURB.	Tot-P KALK.
8	1,4	0,82	15,56	1,3
49	3,3	1,6	71,9	5,32
77	0,43	0,45	1,92	0,26
95	1,1	0,47	18,2	1,37
132	1,7	1,03	6,99	0,79
145	3,4	1,4	29,7	2,44
153	0,49	0,27	4,53	0,39
180	0,63	0,44	5,0	0,48
195	2,1	1,42	2,65	0,63



Figur 16. Laboratorieanalyser vs. beregnet Tot-P verdier basert på feltmålinger (Tauteryte, 2018)

Vi skal ikke trekke for sikre konklusjoner basert på et svært begrenset tallmateriale. Det fremgår imidlertid at ved 7 av 9 anlegg viser laboratorieanalysene noe høyere verdier enn kalkulte verdier. I tillegg så fremgår det at det er en bedre sammenheng mellom laboratorieanalyser og feltverdier på de anleggene som har lave utslippsverdier. Det må også tas med i vurderingen at de anleggene som er med i avviksbehandlingen i Spydeberg er anlegg som i utgangspunktet hadde driftsproblemer (derfor avviksbehandling). En tilsvarende sammenligning av kalkulte og lab. analyser av BOF_5 ble gjennomført. Ligningen for kalkulte BOF_5 var følgende:

$$\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turbiditet} + 3,68 \quad (\text{Johannessen et al 2017})$$

Resultatet er vist i tabell 4 og figur 17.

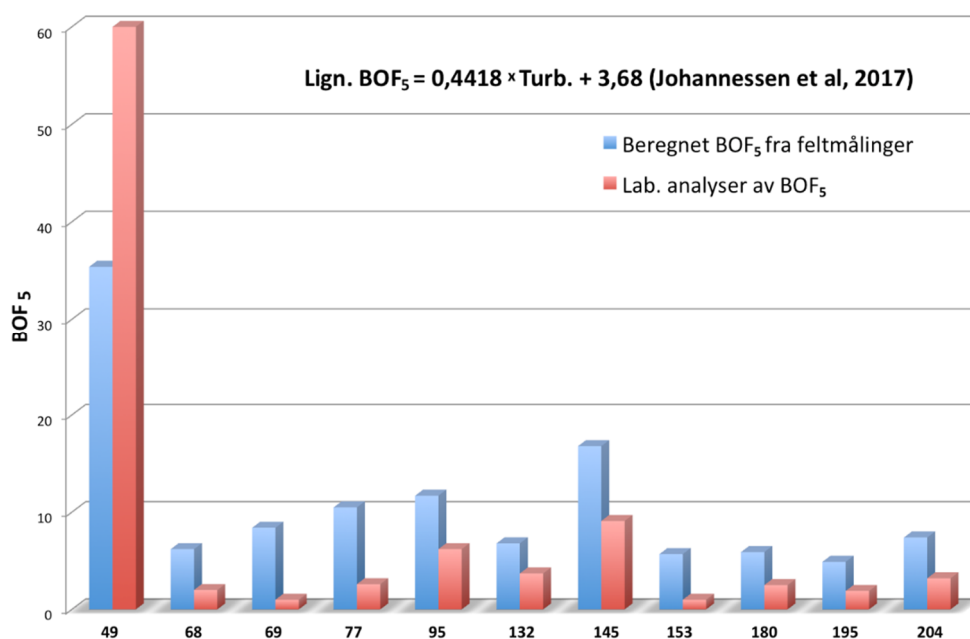
Det er relativt god overenstemmelse mellom laboratorieverdier og kalkulte verdier av BOF_5 . Kalkulte verdier er imidlertid systematisk høyere enn resultatene fra laboratoriet med ett unntak, men verdiene er i utgangspunktet svært lave. Det er kun prøve no.49 som avviker fra dette.

Med ytterligere fokus på feilkilder ved prøvetaking og feltmålinger tror vi at vi vil få enda bedre samsvar mellom laboratorieverdier og verdier basert på feltmålinger.

Tabell 4. Laboratorie- og feltanalyser (Tauteryte, 2018)

ID	BOF ₅ LAB	TURB.	BOF ₅ KALK.
49	61,1	71,9	35,4
68	2,0	5,64	6,2
69	1,0	10,67	8,4
77	2,6	1,92	10,5
91 ¹⁾	391	131	61,5
95	6,2	18,2	11,7
132	3,7	6,99	6,8
145	9,1	29,7	16,8
153	1,0	4,53	5,7
180	2,5	5,0	5,9
195	1,9	2,65	4,9
204	3,2	8,4	7,4

¹⁾ Slamtap, usikker prøve, utelatt



Figur 17. Laboratorieanalyser vs. feltmålinger (Tauteryte, 2018)

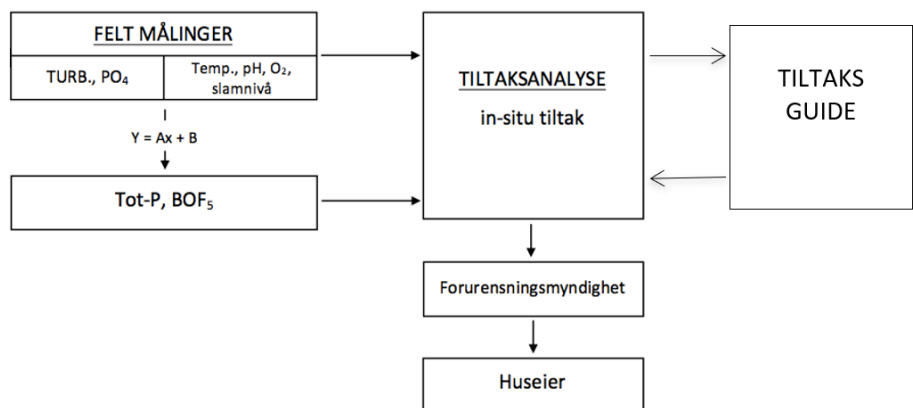
7 Konklusjoner/anbefalinger

I mange kommuner på Østlandet har det siden 2010 vært gjennomført tilsyn av minirensesanlegg. Anleggsbesøk og analyser av rensset vann har vist at resultatene av renssetiltakene i spredt bebyggelse er langt dårligere enn forventet (se vedlegg 3). Kun 30-40 prosent av anleggene tilfredsstiller rensekravene og i de fleste kommuner hvor det har vært gjennomført systematisk tilsyn er situasjonen den samme. Det er heller ikke en gradvis bedring over tid selv om enkelte leverandører har gjennomført tiltak.

Forurensningsmyndighetene stiller utslippskrav i form av grenseverdier for Total-P og organisk stoff (BOF₅). Ved servicebesøk, som oftest to ganger pr. år, er det imidlertid svært vanskelig for servicemannen å vite hvor effektivt anlegget renser selv om alt det tekniske ved anlegget fungerer. Bruk av surrogatparametere som kan relateres til utslippskravene Tot-P og BOF₅ vil derfor kunne være et svært nyttig in-situ verktøy for de som har ansvaret for driften av anleggene. I tillegg vil forurensningsmyndighet (kommunen) og huseier kunne få en rask tilbakemelding om anleggenes tilstand.

Det er imidlertid viktig at den tilbakemeldingen skjer med de samme parametere (Tot-P, BOF₅) som angitt i utslippstillatelsen.

Resultatene fra denne studien gjør det mulig. Vi viser i figur 17 et forslag på hvordan dette kan gjennomføres.



Figur 18. Flytskjema for bruk og videreformidling av in-situ målinger

I tillegg til å ta dette verktøyet i bruk ved drift og tilsyn av anlegg vil vi foreslå følgende:

1. Bruk av turbiditet som surrogatparameter i tillegg til måling av ortofosfat (PO₄-P) innføres gradvis ved gjennomføring av service og kommunalt tilsyn slik at man over tid vinner erfaring med praktisk bruk av surrogatparametere. Renseresultater uttrykkes i BOF₅ (mg/l) og tot-P (mg/l) slik som angitt i huseiers utslippstillatelse.

Omregningen fra turbiditet og ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) til POF_5 og tot-P gjennomføres ved bruk av ligningene nedenfor inntil man har et bedre tall material å forholde seg til (se pkt. 4).

$$P_{\text{tot}} = 0,067 \times \text{turb} + 0,32 * (\text{PO}_4)$$

$$\text{BOF}_5 = 0,4418 \times \text{turb.} + 3,68$$

2. Ved bruk av surrogatparametere i forbindelse med tilsyn sendes hver femte (5) prøve inn til et akkreditert laboratorium for å kontrollere om det er et rimelig samsvar mellom laboratorieanalyser og estimerte verdier basert på ligningene angitt i pkt.1 ovenfor.

3. I Forurensningsforskriften – Del 4 Avløp, § 12-8 beskrives krav til reduksjon av fosfor og organisk stoff. Det er 90% reduksjonskrav til både fosfor og BOF_5 . Det er ikke angitt konsentrasjonskrav til utløpsverdier i § 12. Renseeffekten skal beregnes som årlig middelvei av det som blir tilført renseanlegget. Det er meget vanskelig å få tatt representative prøver på tilført avløpsvann, slik at praktisk kontroll av overholdelse av kravene er nesten umulig (Johannessen et al. 2014). Ved en eventuell innføring av surrogatparametere for tilsyn av minirensesanlegg så bør det stilles krav til konsentrasjoner av både BOF_5 og tot-P og ikke prosentvis reduksjon. Sjablongverdien på tot-P lik 10 mg/l i innløpsvannet bør revideres. I tillegg må det tas hensyn til at minirensesanleggene har et "normalt" variasjonsområde avhengig av hydraulisk belastning og temperatur i anlegget (Johannessen et al 2014). Dette er viktig for å unngå at servicepersonell må bruke unødig tid på anlegg som overskrider dagens kommunale krav, men allikevel ligger innenfor det normale variasjonsområdet for et vel fungerende minirensesanlegg.

4. Det bør arbeides videre med å utarbeide og kvalitetssikre datamateriale for justering av den omregningsmodellen som er anvendt. Det bør velges ut en referansekommune som gjennom sitt tilsynsarbeid deltar i arbeidet med å skaffe tilveie et kvalitetssikret tallmateriale.

Det bør gjennomføres en grundig kontroll av alle prøvetakingsprosedyrer og prosedyrer for feltnålinger. Vannprøve for bakteriologisk prøve bør være inkludert. Arbeidet med innhenting av et bedre datamateriale bør samkjøres med det arbeidet som pågår i Sverige med å bygge opp en nasjonal kunnskapsbase. Det foreligger dessverre ikke tilsvarende datagrunnlag i hverken Sverige eller Tyskland, til at felles modellen kan utvikles. Man bør imidlertid fortsette erfaringsutveksling med begge land, slik at man i løpet av 3 til 5 år kan utarbeide en felles modell.

Referanser

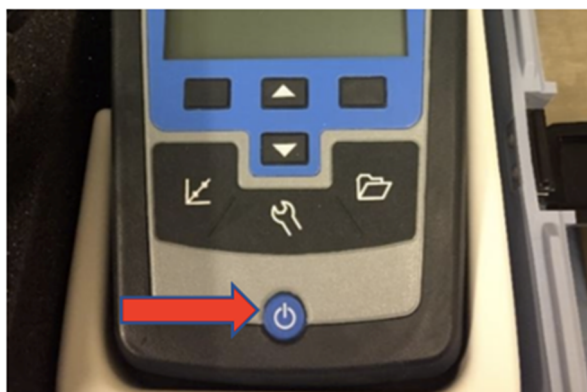
1. Albinsson M. et al (2018) "surrogatparametran – en kostnadseffektiv metod at følge opp små avloppsanleggningars funksjon", EcoLoop LOVA, mai 30, 2018.
2. Bertnard-Krajewski, J.-L. 2004, "TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables. Water Science & Technology, 2004, Vol. 50 (11), 81-88.
3. Daly, J. "What is turbidity" ISA Norcal, South Fork Instruments, Inc.
4. Eikum et al. 2018, "Minirensanlegg- teori og praksis" (Ver. II) Vannområdene i Østfold, Mai 2018.
5. Fines Y., S. 2018, "Hygienisering av utløpsvann fra minirensanlegg i Drammensregionen, Masteroppgave NMBU, 2018.
6. Folkehelse, 1998 "Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase, ISBN 82-7364-127-9
7. Johannessen E. et al (2017) "Bruk av surrogatparametere for vurdering av minirensanleggs ytelse". Miljødirektoratet, 21/12, 2017.
8. Johannessen, E. et al, 2018. "Erfaringer fra bruk av minirensanlegg med hygieniseringstrinn – forprosjekt". Tilsynskontoret i Drammensregion/COWI, 2018.
9. Johannessen E. et al (2014) "Langtidsundersøkelse av minirensanlegg. Vannmengder og driftstabilitet". Morsa, des., 2014.
10. Rawcliffe, M., Paulsrud, B. 2010, "Desinfeksjon av utløpsvann fra minirensanlegg". Aquateam 10-021.
11. Scheible, O.K. 1987, "Development of a rationally based design protocol for the ultraviolet light disinfection process". J. Water Pollut. Control Fed., 59:25
12. Standard Methods, 17th edition. 1989., 2.11-2.16
13. Straub A. (2008) "Einfache Messmethoden zur charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen, Heft 17, Cottbus 2008.
14. Tauteryte, M. 2018, "Avviksbehandling for minirensanlegg i Spydeberg kommune", Rapport 2018, DaØ
15. Qualls, R. G., M. P., Johnson, J. D., 1983 "The Role of suspended particles in ultraviolet disinfection". J. Water Pollut. Control Fed., 55:1280.

VEDLEGG 1

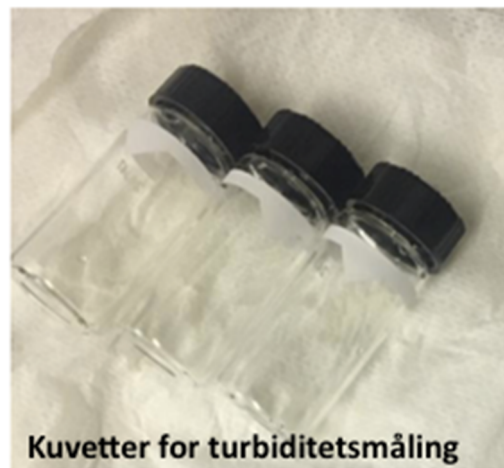
Måling av turbiditet med Portabel turbiditetsmåler HACH 2100Q



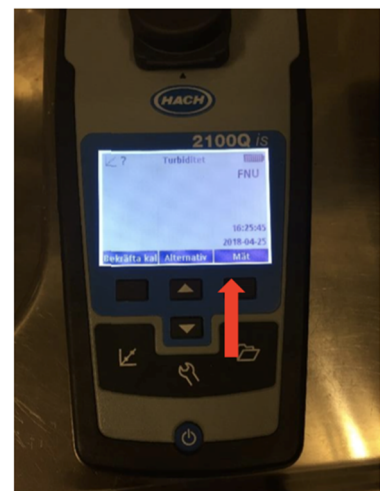
1. Dersom instrumentet ikke har vært i bruk på en stund må det kalibreres. Se anvisning sist i dokumentet.
2. Slå på instrumentet.



3. Sug opp vann som skal måles og fyll opp kuvetten til streken. Prøven skal ikke filtreres. Instrumentet måler partikler i vesken slik at det er viktig at kuvetten er hel og ren og at det ikke finnes luftbobler. OBS Tørk av kuvetten for veske og fingeravtrykk med et fint papir.



4. Sett i kuvetten med markering mot pilen på skjermen. Sett på lokket. Trykk på måleknappen. Til venstre på kanten av instrumentet finns en knapp som man kan øke lysstyrken på skjermen med.

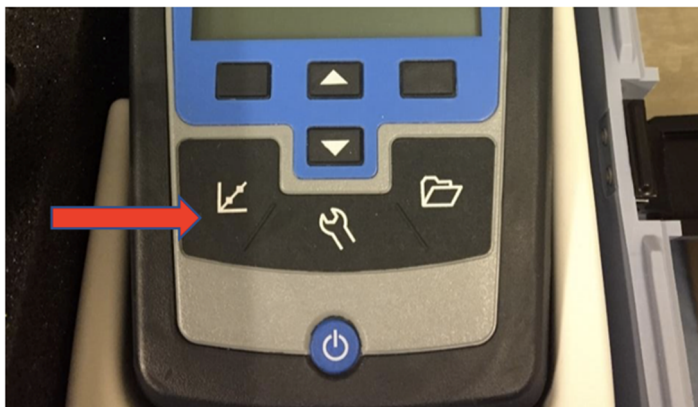


5. Les av. Verdien er i FNU (samme som NTU).

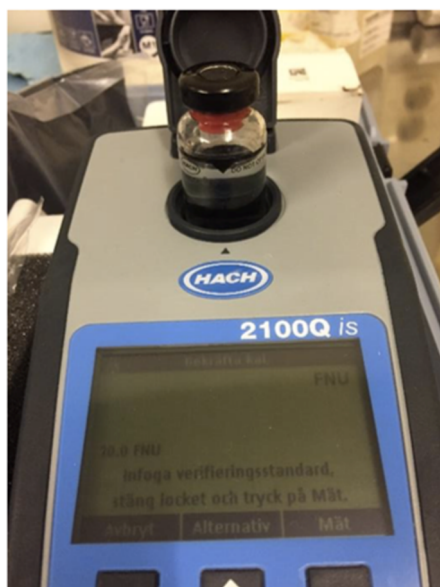
Kalibrering

Instrumentet leveres med tre beholdere med standardløsning. Før prøvetaking starter skal instrumentet kalibreres. OBS -noter holdbarhetsdato for standardene. Tørk av kuvetten før den plasseres i beholderen for avlesning.

1. Trykk på KALIBRERING for å starte kalibreringen. Følg instruksjonen på skjermen.



2. Plasser standard med 20NTU i måleluken, markering på kuvetten mot skjermen. Ta ned lokket.



3. Trykk på måling. Skjermen viser etter en lite stund resultatet.
 4. Følg anvisningen på skjermen, vilket innebærer at du gjentar med 100 och 800 standard. Trykk på KLAR (mittknappen) for at slutføre 2 punkts kalibreringen och for å se resultatet fra kalibreringen.
 5. Trykk LAGRE (høyreknappen) for å spare resultatet. Kan hende at instrumentet vil kalibrere også mot 10 FNU. Følg anvisning på skjermen.
- Instrumentet angir også når kalibreringen er klar. Trykk KLAR. Efter kalibrering går instrumentet automatisk i Målemodus. Instrumentet er ferdig til bruk.

Rengjøring av kuvetter

Kuvetter renses med vann og fosfatfritt vaskemiddel eller 1:1 saltsyreløsning. Skyll flere ganger og avslutt med destillert vann.

VEDLEGG 2

Måling av ortofosfat med Pocket Colorimeter II fra Hach



For å kunne måle ortofosfat må prøven filtreres (filter 0,45 μm).

1. Sug opp det vannet som skal males. Monter filtersatsen og trykk igjennom vannet direkte ut i en av kuvettene opp til linjen markering 10ml.

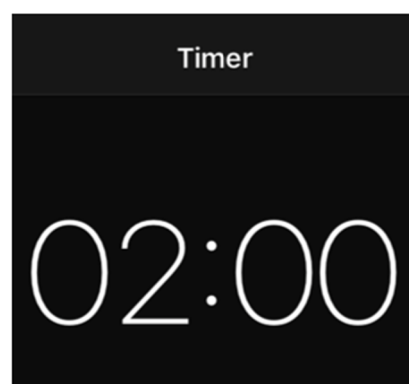


Kuvette for ortofosfatmåling

2. Hell en pose med reagens i kuvetten. Vend kuvetten 10-15 sekunder til reagensen er løst opp. OBS Tørk av kuvetten for vann og fingeravtrykk med et fint papir. Reagensen løser seg dårligere opp ved lav temperatur slik at prøven kan ha behov for oppvarming i hånden.



3. Vent minst 2 minutter (men mindre enn 10 min) for å få fargeomslag.



4. Fyll den andre kuvetten med 10ml rent vann som også skal filtreres.
5. Trykk på POWER for å starte instrumentet (den skal vise channel 1)



6. Plasser rent vann i beholderen. Markering på kuvetten viser hvordan den skal plasseres. Diamantmerket rettet mot skjermen. Sett på lokket.



Diamantmerket mot skjermen



7. Trykk på Zero/Scroll. Instrumentet viser __ _ etterfulgt av 0,00. Ta bort rentvannsprøven.



8. Plasser kuvetten med prøven i beholderen. Sett på lokket (samme som i punkt 6 men denne gangen med prøven med reagens i instrumentet).
9. Trykk på grønn knapp. Instrumentet vil vise __ _ etterfulgt av resultatet i mg/l ortofosfat. For å konvertere ortofosfat til fosfat-P (mg/l) multipliseres med 0,326.



VEDLEGG 3

Resultat av tilsyn av minirensesanlegg i Østfold og Akershus kommuner 2010 – 2018.

KOMMUNE	RENSERESULTATER (av alle prøvetatte anlegg)		
	Tilfredstillert utslippskrav	Mindre driftsproblemer	Driftsproblemer Fungerer dårlig/ikke
Hobøl 2010	84 (38%)	61 (27%)	77 (35%)
Hobøl 2012	53 (34%)	54 (35%)	49 (31%)
Hobøl 2014	40 (28%)	45 (32%)	57 (40%)
Hobøl 2017	63 (22%)	107 (37%)	120 (41%)
Spydeberg 2011	34 (33%)	22 (21%)	48 (46%)
Spydeberg 2013	38 (32%)	33 (28%)	47 (40%)
Spydeberg 2015	55 (35%)	48 (31%)	53 (34%)
Spydeberg 2017	44 (23%)	67 (34%)	83 (43%)
Våler 2011	90 (26%)	106 (31%)	151 (43%)
Våler 2014	116 (35%)	109 (33%)	107 (32%)
Våler 2016	79 (24%)	100 (31%)	145 (45%)
Våler 2018	37 (23%)	41 (25%)	83 (52%)
Enebakk 2011	17 (40%)	10 (23%)	16 (37%)
Enebakk 2014	7 (22%)	10 (31%)	15 (47%)
Moss 2011	2 (11%)	2 (11%)	15 (78%)
Moss 2018	2 (18%)	3 (27%)	6 (55%)
Råde 2011	4 (9%)	10 (23%)	29 (68%)
Råde 2014	5 (23%)	4 (18%)	13 (59%)
Råde 2016	4 (17%)	9 (37%)	11 (46%)
Rygge 2012	6 (24%)	5 (20%)	14 (56%)
Rygge 2014	12 (50%)	6 (25%)	6 (25%)
Rygge 2016	3 (19%)	6 (37%)	7 (44%)
Aurskog-Høland 2012	1 (3%)	9 (30%)	20 (67%)
Aurskog-Høland 2018	38 (25%)	59 (38%)	57 (37%)
Ski 2013	44 (18%)	60 (24%)	142 (58%)
Marker 2012	84 (40%)	48 (23%)	78 (37%)
Marker 2014	7 (23%)	10 (33%)	13 (44%)
Marker 2015	6 (33%)	3 (17%)	9 (50%)
Marker 2016	9 (37%)	10 (42%)	5 (21%)
Marker 2018	34 (38%)	31 (35%)	24 (27%)
Nesodden 2014	10 (48%)	6 (28%)	5 (24%)
Frogn 2014	32 (27%)	10 (8%)	79 (65%)
Frogn 2014	53 (31%)	63 (37%)	55 (32%)
Vestby 2014	26 (24%)	34 (32%)	48 (44%)
Ås 2015	8 (15%)	17 (32%)	28 (53%)
Ås 2018	28 (55%)	8 (16%)	15 (29%)
Trøgstad 2015 -1	4 (18%)	4 (18%)	14 (64%)
Trøgstad 2015-2	6 (50%)	2 (17%)	4 (33%)
Trøgstad 2016	11 (26%)	4 (10%)	27 (64%)
Trøgstad 2017	16 (37%)	12 (28%)	15 (35%)
Trøgstad 2018	14 (36%)	8 (20%)	17 (44%)
Fredrikstad 2018	2 (4%)	26 (54%)	20 (42%)
Fredrikstad 2019	28 (42%)	14 (21%)	25 (37%)
Sarpsborg 2018	0 (0%)	2 (33%)	4 (67%)

- Tilfredsstiller utslippskrav $\text{BOF}_5 < 25 \text{ mg/l}$, Tot-P $< 1.0 \text{ mg/l}$
- Mindre driftsproblemer $\text{BOF}_5 > 25 \text{ mg/l}$ og $< 40 \text{ mg/l}$, Tot-P $> 1,0 \text{ mg/l}$ og $< 4,0 \text{ mg/l}$
- Anlegg fungerer dårlig/ikke $\text{BOF}_5 > 40 \text{ mg/l}$ og Tot-P $> 4,0 \text{ mg/l}$