

COWI

2011

Evaluering av prøvetakingsmetoder for renseanlegg i spredt bebyggelse.



Erik Johannessen, Arild S. Eikum og
Tore Krogstad



Innholdsfortegnelse

Sammendrag.....	5
1 Innledning.....	6
2 Metoder.....	8
2.1 Aktuelle prøvetakingsmetoder.....	8
2.2 Prøvetaking av innløpsvann.....	9
2.3 Prøvetakingsmetode og bruk av resultater.....	9
2.4 Prøvetakingsmetoder benyttet i undersøkelsen.....	10
2.5 Analyser, prøveomfang og prøvetakingsutstyr.....	12
3 Prøvetakingsmetode for den enkelte anleggsmodell.....	16
3.1 WehoMini.....	16
3.2 Klargester.....	18
3.3 Zapf-Klaro.....	19
3.4 Odin.....	22
3.5 Biovac.....	24
3.6 Wallax.....	27
4 Resultater.....	30
4.1 Døgnvariasjon.....	30
4.1.1 Totalt fosfor.....	30
4.1.2 Ortofosfat.....	36
4.1.3 Suspendert stoff.....	38
4.2 Stikkprøver vs. blandprøver.....	40
4.2.1 Total fosfor.....	41
4.2.2 Ortofosfat.....	45
4.2.3 Suspendert stoff.....	48
4.3 Påvirkning av suspendert stoff.....	51

5	Diskusjon.....	55
5.1	Døgnvariasjon.....	55
5.2	Stikkprøver vs. blandprøver.....	61
5.3	Påvirkning av suspendert stoff	62
6	Konklusjoner	65
7	Forslag til videre arbeid	66
7.1	Langtidsundersøkelse av døgn- og ukevariasjon / anleggenes driftsstabilitet	66
7.2	Utvikling av turbiditet og in-situ ortofosfat målinger som surrogatparametere for utslipp av totalfosfor	66
	REFERANSER	68



Sammendrag

Prøvetaking av minirensanlegg i drift er nylig iverksatt i flere Morsa kommuner for å sikre at anleggene overholder krav til utslipp. Det er tidligere gjennomført undersøkelser hvor det er antydning at resultatene kan være påvirket av prøvetakingsmetode, og at benyttet prøvetakingsmetode (stikkprøve) ikke gir representative resultater. Denne undersøkelsen sammenligner blandprøver med stikkprøver. Med blandprøver menes tidsproporsjonale blandprøver. Det er vurdert at mengdeproporsjonale blandprøver ikke er realistisk sett ut i fra en realistisk vurdering i forbindelse med prøvetaking av eksisterende anlegg i Morsa regionen.

Prøvetakingsmetode for den enkelte anleggstype er gjennomgått i detalj. Det er tatt prøver fra 6 forskjellige anleggstyper med 10 prøveserier for hvert anlegg. Siden tidligere undersøkelser viser stabil og god ytelse mht. organisk stoff, er samtlige prøver analysert for totalfosfor (Tot-P), ortofosfat (PO_4 -P) og suspendert stoff (SS) i denne undersøkelsen.

Døgnvariasjonsprøver er tatt hver 2. time gjennom døgnet, for å se om det er store forskjeller i når på døgnet en prøve tas, og for å se om store variasjoner i innløpsvannet gir utslag i variasjon i utløpskvaliteten. Resultatene viser ingen påvirkning fra variasjon i innkommende vann. Det var videre ikke mulig å identifisere spesielle tidsrom på døgnet for når det var særskilt "gunstig/ugunstig" å ta ut prøver. Dette antyder at anleggene har tilstrekkelig utjevningsskapasitet til å takle store variasjoner i innløpet, og at anleggene har stabile utslippsforhold over døgnet.

Stikkprøver er sammenlignet med blandprøver. For parameterne Tot-P, PO_4 -P og SS er gjennomsnittsverdier og standardavvik som funksjon av prøvetakingsmetode sammenfattet i tabellen nedenfor:

Parameter	Prøvetype			
	Stikkprøve*		Blandprøve*	
	Gj. snitt	St. avvik	Gj. snitt	St. avvik
Tot-P	1,07	1,49	1,07	1,48
PO_4 -P	0,37	0,32	0,40	0,34
SS	23,4	48,7	22,1	48,0

*Alle tall er i mg/l.

Som tabellen viser er det liten forskjell i utløpskonsentrasjonene når man sammenligner prøver tatt med stikk- eller blandprøvemethoden. En statistisk analyse hvor en parert 2-veis Student T-test er gjennomført konkluderer med at det ikke er statistisk forskjell i gjennomsnittsverdiene for noen av parameterne.

Det er en klar sammenheng mellom partikulær fosfor (P_{part}) og suspendert stoff (SS) i utløpsvann fra disse anleggene. En regresjonsanalyse viser at SS i utløpsvann inneholder 3 % P_{part} ($R^2 = 0,93$), og at denne fosforfraksjonen bidrar med nærmere 65 % av fosforutslippet i denne undersøkelsen.

Resultatene i undersøkelsen antyder at man kan forvente likeverdige analyseresultater uavhengig av prøvetakingsmetode. Basert på disse resultatene, samt en kost/nytte vurdering, anbefales det at kontrollprogrammet iverksatt i Morsa kommunene gjennomføres med prøver tatt etter stikkprøvemethoden.

1 Innledning

Etterprøving av utslipp fra avløpsrensaneanlegg er regulert i Norge gjennom Forurensningsforskriftens del 4 - Avløp. For anlegg større enn 50 pe er dette godt definert og det er beskrevet systemer og rutiner for prøvetaking. For anlegg mindre enn 50 pe, som i hovedsak omfatter de fleste avløpsrensaneanlegg i spredt bebyggelse, er det derimot ingen krav om utslippskontroll (MD 2004).

Prøvetaking er en meget kritisk aktivitet i forbindelse med utslippskontroll fra avløpsrensaneanlegg. Det foreligger en del dokumentasjon som tar for seg emnet, bl.a. SFT's Veiledning for prøvetaking ved avløpsrensaneanlegg (TA-514), Håndbok om drift av avløpsrensaneanlegg (NTNF's Utvalg for drift av avløpsrensaneanlegg), NORVAR's Veileder for prøvetaking av avløpsvann (Farestveidt og Hoel 1997), samt mange utenlandske publikasjoner (f.eks. Tchobanoglous 2003, USEPA 1982; WEF 2001). Felles for disse er at de omhandler prøvetaking ved større anlegg basert på kontinuerlig gjennomstrømning. Det er viktig at prøvetaking er tilpasset den reelle situasjonen, og ved minirensaneanlegg er de hydrauliske og delvis de prosessmessige forholdene annerledes enn ved større anlegg.

I hovedsak har tidligere undersøkelser av rensaneanlegg i spredt bebyggelse benyttet stikkprøvetaking for prøvetaking på utløpet fra rensaneanleggene (Heltveidt 1994, Yri 2006, Johannessen m.fl. 2007, Johannessen m.fl. 2008, Hübinette m.fl. 2008). Normalt anbefales ikke denne metoden for utslippskontroll av rensaneanlegg. Følgende momenter har imidlertid tidligere vært vektlagt ved bruk av stikkprøvetaking for utløpsprøver av minirensaneanlegg (Johannessen 2008):

- Pga. anleggenes utforming er det svært vanskelig å ta *mengdeproporsjonale* prøver. For de fleste av anleggstypene vil dette kreve installasjon av tilleggsutrustning for mengdemåling. Dette vil være svært kostbart. I praksis vil i tillegg mengdemåling på så små vannføringer det her er snakk om gi svært usikre tall, basert på den teknologi som er tilgjengelig i dag.
- Et alternativ kunne vært å benytte seg av *tidsproporsjonale døgnblandprøver*. Denne metoden er imidlertid ikke å anbefale for anlegg som forventes å ha store belastningsvariasjoner. Ved minirensaneanlegg har man store belastningsvariasjoner. *Tidsproporsjonale døgnblandprøver* er ikke noe annet enn en serie med stikkprøver spredt ut over ett døgn. Valgt metode med stikkprøver spredt over flere døgn, gir dermed en økt sikkerhet sammenlignet med en serie tatt i kun ett døgn, da valgt metode også til en viss grad tar høyde for ukevariasjon.
- Tidligere erfaringer (Johannessen 2007 og 2008) viser at flere anleggstyper har problemer med flyteslam ved prøvetakingspunktet. Med installasjon av en blandprøvetaker vil ikke dette kunne observeres, og faren for å dra inn slam i prøven vil øke betraktelig. Prosesskunnskap og fagkompetanse er således viktig i forbindelse med prøvetaking.
- Et minirensaneanlegg for enkelthus er dimensjonert for belastningen fra 5 personer. Dette tilsvarer ca. 0,75 m³ avløpsvann pr. dag. Anleggenes totale volumer (inkl. slamavskiller) er i størrelsesorden fra ca. 5 – 7 m³. Ved jevn belastning tilsvarer dette fra 7 til 9 døgn oppholdstid. Nå vet man at anleggene stort sett ikke er jevnt belastet. I de aller fleste tilfeller vil det største vannforbruket skje i løpet av relativt korte tidsperioder i døgnet (f.eks. i forbindelse med morgenstell). Dersom en antar at ca. 1/3 av

døgnforbruket kan skje i løpet av en times periode, dvs. maksimal belastning på $0,25 \text{ m}^3/\text{h}$, vil den hydrauliske oppholdstiden for disse anleggene være 20-28 timer. Dvs. om lag ett døgn oppholdstid totalt, også ved maksimal belastning, noe som taler for at stikkprøver kan benyttes.

Siden det har vært mye debatt om prøvetaking av minirensanlegg, samt at man i Vannområdeutvalget for Vansjø- og Hobølvassdraget (Morsa) har lagt opp til utslippskontroll hvert annet år (Morsa 2008), var det interesse for å se nærmere på ulike prøvetakingsmetoder som kan være aktuelle for minirensanlegg. I denne forbindelse var målsetningen med denne undersøkelsen å fremskaffe ytterligere datagrunnlag for sammenligning av utløpskonsentrasjoner analysert på stikkprøver og blandprøver. Følgende hypoteser ble fremsatt før arbeidene ble igangsatt:

- Det må forventes store belastningsvariasjoner i innløpsvannets mengde og sammensetning til avløpsrensanlegg i spredt bebyggelse. Minirensanlegg er imidlertid robust dimensjonerte, med relativt stort innebygget utjevningsvolum. Det var forventet at man ikke vil se store avvik i målte utløpskonsentrasjoner om man tar ut prøvene med stikk- eller blandprøvemethoden.
- Et argument mot stikkprøver er at dette gir kun en øyeblikksverdi, og at man vil kunne få ulike (og misvisende) resultater avhengig av når på døgnet prøven tas ut. Det var forventet at døgnvariasjonskurver ville gi svar på hvor sårbar stikkprøvemethoden er i forhold til dette.
- Tidligere undersøkelser har antydnet sammenheng mellom suspendert stoff og total fosfor. Total fosfor kan forenklet defineres som summen av fraksjonene partikulær fosfor og løst fosfor. I denne undersøkelsen var det planlagt å måle både total fosfor, ortofosfat og SS. En klar korrelasjon mellom partikulær fosfor og suspendert stoff var forventet.

Prosjektet er finansiert av SFT (nå Klif) gjennom Vannområdeutvalget Morsa, COWI AS og Norges Forskningsråd, og er en del av et doktorgradsarbeid ved Universitetet for Miljø- og Biovitenskap (UMB).

2 Metoder

2.1 Aktuelle prøvetakingsmetoder

Som nevnt innledningsvis er ulike prøvetakingsmetoder beskrevet flere steder. For å få nødvendig oversikt gjengis de mest benyttede metoder her, slik de er definert i SFT's "Veiledning for prøvetaking ved avløpsanlegg" (SFT 1994), samt "Veileder for prøvetaking og analyse av miljøgifter i innløps- og utløpsvann fra avløpsrensingsanlegg" (SFT 2008):

Stikkprøver

Stikkprøve er en enkel prøve der hele prøvevolumet blir tatt ved et tidspunkt uten hensyn til variasjoner i vannmengde og sammensetning.

Kvalifiserte stikkprøver

En kvalifisert stikkprøve er en blandprøve som settes sammen av minimum 5 like store stikkprøver som blir tatt ut i løpet av et tidsrom på 2 timer, og der tiden mellom hvert uttak av hver stikkprøve som skal inngå i blandprøven, ikke er mindre enn 2 minutter.

Tidsproporsjonale døgnblandprøver

Tidsproporsjonale døgnblandprøver består av en serie stikkprøver, som tas over ett døgn. Delprøvene tas med fast frekvens (hyppighet) og fast prøvevolum.

Mengdeproporsjonale døgnblandprøver

Mengdeproporsjonale døgnblandprøver er en serie prøver, tatt over ett døgn, som tas ut mengdeproporsjonalt. Prøvene kan tas ut på tre ulike måter:

- Prøvevolumet er konstant mens prøvetakingsfrekvensen er proporsjonal med vannmengden. Ved automatisk prøvetaking benyttes denne metoden vanligvis ved at vannmengdemålere gir impuls pr. fast gjennomløpt vannmengde om uttak av delprøve.
- Delprøve blir tatt ut med faste tidsintervall mens prøvevolumet er proporsjonalt med vannmengden i intervallet.
- Delprøvene blir tatt ut med faste tidsintervall mens prøvevolumet er proporsjonalt med vannføringen på uttakstidspunktet.

Ukeblandprøver

Ukeblandprøver er blandprøver der prøvetakingsperioden går over en hel uke. Vanligvis består ukeblandprøvene av 7 stk. vannmengdeproporsjonalt uttatte døgntprøver. Om blandprøvene ikke er mengdeproporsjonale, settes ukeblandprøven sammen av døgntprøver der det for hvert døgn benyttes en prøvemengde som er proporsjonal med vannmengden i døgnet prøven representerer.

For analyse av organiske parametre og SS benyttes vanligvis døgntprøver, mens for fosfor kan ukeprøver benyttes.

2.2 Prøvetaking av innløpsvann

Ingen av anleggsmodellene i det norske markedet er tilrettelagt for uthenting av prøver på innløpsvannet. I tillegg vil det ikke være særlig praktisk å kunne ta representative prøver på innkommende avløp. Dette har selvsagt sammenheng med at avløpsvannet som tilføres et minirensanlegg har kort transportavstand fra kilden, slik at det som kommer inn i anlegget i stor grad er uforandret. Dette fører til at avløpsvannet er svært inhomogent og inneholder mye papir og partikler som til sammenligning vil være knust/løst opp i et større kommunalt anlegg med lengre overføringsledninger. Det stilles krav til reduksjon av fosfor og organisk stoff i disse anleggene, og det er viktig å forstå at også disse partiklene (fekalier og avløpssjøppel) også inneholder disse stoffene. Den avskilling som foregår i det første behandlingstrinnet i disse anleggene, slamavskilleren, bidrar også til den totale renseseffekt. Dvs. at dersom kun vannfasen måles i innløpsvannet, vil et forurensningsregnskap undervurdere effektiviteten til disse anleggene, med mindre man også får analysert det partikulære materialet. For å ta ut representative innløpsprøver vil det derfor være nødvendig å ta ut et relativt stort volum, og deretter gjennomføre en homogenisering ved knusing og omrøring. I tillegg vil prøvetaking på innløpsvann i mange tilfeller kreve ombygging av anleggene, da det ikke er tilrettelagt for enkel tilkomst til innløpsrøret. Dette vil være svært tidkrevende og kostbart, slik at konklusjonen blir at det vil ikke være aktuelt å ta prøver på innløpet til slike anlegg.

2.3 Prøvetakingsmetode og bruk av resultater

I forbindelse med den prøvetakingsmetode som benyttes bør bruken av resultatene også være styrende for valget. I en funksjonskontroll som den Johannessen m.fl. (2008) utførte vil antall anlegg ha betydning. Her var hovedformålet å få tatt så mange prøver, av så mange anleggstyper og enkeltanlegg, som mulig. Dette var ønskelig for å finne representative middelerverdier for den enkelte anleggstype, samt generelt for minirensanlegg som en renseløsning. Alternativet hadde vært å ta blandprøver av et langt færre antall anlegg, med økt sannsynlighet for at man ikke ville fange opp variasjoner i anleggsytelsen som skyldes belastningsvariasjoner og varierende driftsforhold. Risikoen for å velge ikke representative anlegg, uten å oppdage det, øker med færre anlegg i undersøkelsen.

Samtidig er det viktig å erkjenne at en enkel stikkprøve er utilstrekkelig for å bedømme om anlegget har tilfredsstillende renseseffekt over tid. Derfor må repeterende prøver benyttes for å danne et bedre statistisk grunnlag. I nevnte undersøkelse valgte man derfor ut 4 - 16 anlegg av hver anleggsmodell, samt 2 - 6 repeterende prøveuttak fra hvert enkelt anlegg. Siden de ulike anleggstypene hadde ulikt antall anlegg i prøvefeltet, ble det tatt ut fra 14 til 58 prøver av hver anleggstype.

De aller fleste Morsa kommunene har vedtatt en felles lokal forskrift som regulerer rensanlegg i spredt bebyggelse (Morsa 2008). Et viktig element i denne forskriften er kommunens tilsynsansvar. I denne forbindelse er det besluttet at samtlige anlegg skal kontrolleres 1 gang hvert annet år. Det er om lag 1600 minirensanlegg i Morsa regionen, hvilket betyr at det skal tas prøver av ca. 800 anlegg i året. Et slikt prøveomfang vil i utgangspunktet ha de samme argumenter knyttet til stikkprøver som beskrevet ovenfor.

Dvs. som funksjonskontroll og i et større forurensningsregnskap vil stikkprøver kunne gjøre tilsvarende nytte. Som utslippskontroll på det enkelte anlegg vil imidlertid én enkelt stikkprøve ikke være tilfredsstillende. Den lokale forskriften regulerer imidlertid dette ved at dersom analysene viser høye verdier er følgende saksbehandlingsprosedyre foreslått i veilederen til forskriften (Morsa 2009):

§6 Utslippskrav

I forskriften er det stilt absoluttkrav til utslippskonsentrasjon, dvs. slik teksten skal forstås gis det ikke mulighet for avvikende prøver. Ved avvik kan kommunen benytte de sanksjonsmuligheter som er beskrevet i § 10. Slik kravet er formulert kan det være vanskelig å dokumentere etterlevelse av utslippstillatelsen ved kontroller i anlegget i praktisk bruk. Utløpskonsentrasjoner fra det enkelte renseanlegget kan variere over tid, og sporadiske vannprøver vil muligens ikke gi tilfredsstillende grunnlag for å fastslå en midlere utløpskonsentrasjon. Av hensyn til kontrollerbarheten kan kommunene derfor vurdere om det i tillegg kan fastsettes en maksimal utslippskonsentrasjon som skal overholdes i tilfeldig stikkprøve og/eller en telleregel som angir den minste andel stikkprøver som skal vise lavere konsentrasjon enn middelerdien. Dette prinsippet er gjennomført i § 13 og § 14 i Forurensningsforskriften (dvs. anlegg større enn 50 pe). For disse paragrafene er det imidlertid krav til både blandprøver og flere prøver pr. år. Dette er ikke tilfellet for anlegg av den størrelsen som er omfattet av denne forskriften. Ved saksbehandling i forhold til vurdering av anleggenes ytelse kan man derfor tenke seg at det håndheves som følger:

Utslippskonsentrasjoner skal tilfredsstillende kravene satt i § 6, hvor ved analyser av tilfeldige stikkprøver skal grenseverdiene overholdes i minst to tredjedeler av prøvene og uansett ikke overskride grenseverdiene med mer enn 100 %.

2.4 Prøvetakingsmetoder benyttet i undersøkelsen

Som nevnt har det vært vanlig å benytte *stikkprøvemethoden* for uttak av prøver fra minirensesanlegg. Den foretrukne metoden benyttet på større kommunale anlegg er *mengdeproporsjonale døgnblandprøver* når det gjelder organiske parametere og *ukeblandprøver* når det gjelder parameteren fosfor. For å kunne ta mengdeproporsjonale blandprøver er man avhengig av å kunne måle vannmengdene.

Generelt kan man si at ingen av de eksisterende anleggsmodellene har tilrettelagte systemer for god overvåking av vannmengder. Det er imidlertid individuelle forskjeller og for noen anleggsmodeller kan informasjon om vannmengder hentes ut av driftskontrollsystemet. For eksempel kan man registrere pumpestarter og ved en teoretisk beregning kan vannmengder beregnes. I et slikt oppsett kunne man tenke seg at en automatisk prøvetaker fikk startsignal når pumpen i renseanlegget startet. Dette krever imidlertid at man på alle anlegg må gjøre tiltak i styringsanleggene, hvor både fysisk oppkobling, programmering og grensesnitt mot automasjonsprotokoller vil være viktige momenter. For å få til mengdeproporsjonale døgnblandprøver vil det med andre ord kreve at alle anlegg bygges om.

Å bruke pumpetider og teoretiske beregninger av vannmengder er ikke å anbefale da pumpekapasiteter er påvirket av hydrauliske betingelser som vann-nivå. I tillegg vil slitasje på pumpen over tid føre til reduksjon i den teoretiske kapasiteten. Det mest fornuftige ville derfor vært å bygge om anleggene slik av vannmengder kan registreres ved direkte måling. Her finnes det flere prinsipper, hvor nivåmåling over et måleprofil i en kanal og elektromagnetisk gjennomstrømningsmåling er de mest benyttede prinsippene i

større kommunale anlegg. Problemet med disse prinsippene er imidlertid at nøyaktigheten reduseres jo lavere vannføring man har. Det er derfor sannsynlig at måleuøyaktigheten vil bli meget stor, når man snakker om de vannmengdene det er snakk om for den anleggsstørrelsen vi har å gjøre med i spredte avløp. Dette vil også medføre ekstra behov for vedlikehold, da begroing av måleprofil og nivåmåler vil påvirke resultatene. I tillegg vil dette også bety relativt kostbare ombygginger på det enkelte anlegg.

Det vurderes derfor som for omfattende og kostbart å kunne gjennomføre mengdeproporsjonale døgnblandprøver på minirensanlegg. Når man allikevel skal vurdere blandprøver sitter man derfor igjen med tidsproporsjonale døgnblandprøver. Dette kan man enkelt gjøre ved å benytte portable prøvetagere som man tar med seg fra anlegg til anlegg.

Prinsipielt kunne man for flere anleggstyper (fastfilm og SBR-anleggene) koble prøvetaker til styringssystemet, slik at det tas prøver hver gang pumpen i slamavskilleren eller reaksjonskammeret pumpet. Dette pga. det er kun under pumpesekvensen at vann ledes til utløp for disse anleggstypene. Dette er imidlertid vurdert som for arbeidskrevende og lite realistisk, da dette krever både fysiske og programmeringstekniske tiltak. I tillegg benyttes det ulike PLS-er både for de ulike anleggstypene, samt at det finnes ulike PLS-er for den enkelte anleggstype. Nå er imidlertid slik at det er vannet som står i siste stillekammer som blir "skjøvet" til utløp i hver pumpesekvens, slik at å ta stikkprøve her vil være det samme som å ta prøve av én pumpesekvens.

Som det kommer frem av beskrivelsene ovenfor er det 2 mulige metoder for å ta ut stikkprøver; *enkle stikkprøver* og *kvalifiserte stikkprøver*. Slik disse er beskrevet vil man raskt konkludere at kvalifiserte stikkprøver øker sannsynligheten for å ta ut representative prøver sammenlignet med enkle stikkprøver. Nå er det imidlertid slik at det er ikke praktisk å gjennomføre kvalifisert stikkprøvetaking på alle minirensanleggstyper, da også denne metoden er best egnet for anlegg med kontinuerlig gjennomstrømning. F. eks. vil metoden ikke være praktisk å benytte på SBR anleggene, som kun har 4 utpumper pr. døgn. Andre anlegg som for eksempel WehoMini og Odin, som begge har satsvis gjennompumping av avløpsvann, vil denne metoden ikke tilføre prøveuttaket økt representativitet (se beskrivelser i etterfølgende avsnitt).

Det er klart at en stikkprøve kun er en øyeblikksverdi, og er ikke tilrådelig å benytte som prøvetakingsmetode på større gjennomstrømningsanlegg med relativt kort hydraulisk oppholdstid, dersom formålet med prøvetakingen er utslippskontroll. Imidlertid er situasjonen den at minirensanlegg er dimensjonert for å takle store svingninger i tilførselen, og det er lagt opp til stor grad av utjevning i anleggene. Hydraulisk oppholdstid og utjevningseffekter i de ulike anleggene er vist i tabellen nedenfor.

Tabell 1. Ulike minirensanleggs volum og oppholdstid ved forskjellig grad av utjevning (gjelder for 1-hus (5pe) anlegg).

Anleggstype	Volum* (m ³)	Utjevnet vannmengde (m ³ /d)	Utjevnet hydraulisk oppholdstid (døgn)	Maksimal belastning (m ³ /h)	Minimum hydraulisk oppholdstid (timer)
Biovac	5,0	0,75	6,6	0,19	26,2
Zapf-Klaro	7,2	0,75	9,6	0,19	37,8
Klargester	4,4	0,75	5,8	0,19	23,0
Wallax	6,4	0,75	8,5	0,19	33,5
WehoMini	5,8	0,75	7,8	0,19	30,7
Odin	6,6	0,75	8,8	0,19	34,6

*Kun våtvolum er inkludert.

Tabellen viser teoretisk oppholdstid ved fullstendig utjevning, og ved en antatt maksimal belastning. Begge tilfeller er helt hypotetiske. Maksimal belastning er beregnet slik at 25 % av det daglige vannforbruket skjer i løpet av én time, for eksempel i forbindelse med morgenstell. Dette er en meget konservativ vurdering da tall fra litteraturen antyder at mellom 20 og 25 % av det totale døgnforbruket skjer over en periode på 2 timer i forbindelse med morgen- eller kveldsstell (Almedia 1999, Geary 2008, Tjandraatmadja 2009 og Blokker 2010). I tillegg gjøres det oppmerksom på at volum er estimert ut i fra tilgjengelig brosjyremateriell og FDV-dokumentasjon, og er ikke 100 % nøyaktige. Siden dette er kun en hypotetisk illustrasjon er grad av nøyaktighet mht. volum imidlertid vurdert som tilfredsstillende. Kun våtvolum er inkludert i volumberegningene.

Som tabellen illustrerer er det relativt stor variasjon i totalt volum for de ulike anleggstypene. Ser man videre på hydraulisk oppholdstid ved fullstendig utjevning varierer den imidlertid fra om lag 6 til 10 døgn. Ved maksimal belastning er den hydrauliske oppholdstiden fra om lag 23 til 38 timer, altså i hovedsak mer enn 1 døgn. Med en slik grad av utjevning vil man derfor kunne forvente en relativt flat døgnvariasjonskurve i utløpsvannet, samt liten forskjell mellom prøver tatt med stikk- eller blandprøver.

Som grunnlag for denne undersøkelsen er dermed *tidsproporsjonale døgnblandprøver* med portabel prøvetaker og *enkle stikkprøver* vurdert som de mest aktuelle prøvetakingsmetodene for fremtidig prøvetaking, og således de eneste metodene som er valgt å sammenligne i denne undersøkelsen.

2.5 Analyser, prøveomfang og prøvetakingsutstyr

Tidligere undersøkelser har vist at minirensanlegg er generelt stabile og har gode rensegrader når det gjelder organisk stoff (Johannessen m.fl. 2008). Det er imidlertid påvist større variasjon og generelt lavere ytelse mht. reduksjon av fosfor. Resultatene antyder at dette har sammenheng med slamflukt og redusert avskillingseffektivitet, noe som kan ha sammenheng med økt slamproduksjon pga. høy dosering av fellingskemikalier, samt ikke tilfredsstillende slamtømmingsrutiner. Det er videre diskutert at prøvetakingsmetoden kan ha påvirkning på parameteren fosfor gjennom uttak av suspendert stoff. I tillegg

vil høyt innhold av SS også være lett synlig ved en visuell observasjon for prøvetakeren. Høyt innhold av SS i utløpsvann kan derfor indikere driftsforstyrrelser for prøvetakeren.

Parametere som inngår i denne undersøkelsen er derfor:

- Total fosfor (Tot-P)
- Ortofosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$)
- Suspendert stoff (SS)

Samtlige prøver ble analysert ved akkreditert laboratorium (Eurofins), med følgende prosedyrer:

- Tot-P: EN ISO 15681-2
- $\text{PO}_4\text{-P}$: NS 4733
- SS: EN ISO 15681-2

Ett anlegg av hver anleggsmodell (6 stk) ble valgt ut, og det er gjennomført 10 stk prøveuttak ved hvert anlegg. I tillegg er det tatt ytterligere 3 stk tilleggsprøver av en anleggstype pga. driftsforstyrrelser i et av de opprinnelige anleggene. Totalt prøveomfang er som følger:

- 63 stikkprøver
- 63 blandprøver
- 16 døgnvariasjonsprøver (2 timers blandprøver)

Ved hvert prøveuttak ble det således tatt 1 stk stikkprøve og samlet inn døgnblandprøver. I 2 til 4 prøveserier ble det i tillegg hentet inn 2-timers blandprøver for vurdering av døgnvariasjon, dvs. 12 stk 2-timers blandprøver pr. døgn.

For innhenting av blandprøver ble det benyttet automatiske portable prøvetagere type Epic og Isco. Alle prøvetakerne hadde karusell, slik at døgnvariasjon kunne måles. Prøveuttak var satt til 200 ml per prøve, og for blandprøver ble samtlige prøver homogenisert i en plastbøtte. Uttak fra plastbøtten skjedde under omrøring av vannprøven. Ytterligere beskrivelse av prøvetaking ved de ulike anleggsmodellene er beskrevet i etterfølgende avsnitt.



Figur 1. Portabel automatisk prøvetaker (type Isco) montert for uttak av døgnblandprøve.

Rengjøring er viktig mellom hvert prøveuttak. For dette formålet ble derfor en tilhenger utstyrt med vann og trykkpumpe (se figuren nedenfor). Mellom hvert prøveuttak, ble samtlige flasker og prøvetakingsutstyr nøye vasket med rent vann. Før selve prøvetakingsperioden startet, var de automatiske prøvetakerne syrevasket.



Figur 2. Tilhenger innredet med nødvendig utstyr for rengjøring av prøvetakingsutstyr.



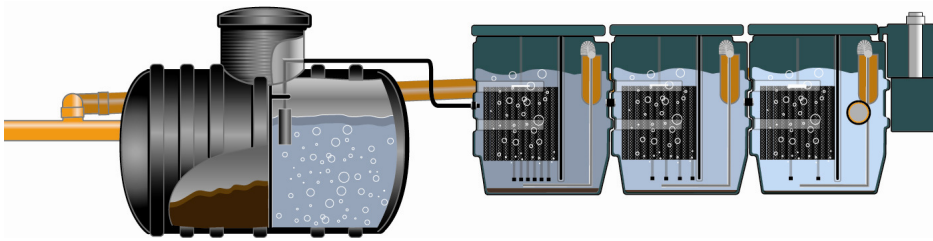
Figur 3. Prøvetaking og vasking i felt.

3 Prøvetakingsmetode for den enkelte anleggsmodell

Minirensanlegg blir ofte (upresist) omtalt som en bestemt type renseløsning for spredte avløp. Sannheten er at uttrykket dekker svært ulike teknologier og rensprinsipper. Samtlige løsninger er basert på tilsvarende rensprinsipper som finnes i større konvensjonelle rensanlegg. Dette medfører at prøvetaking må tilpasses den enkelte anleggstypen. Det er derfor nødvendig å diskutere prøvetaking med utgangspunkt i en kortfattet prosessgjennomgang for den enkelte anleggstypen.

3.1 WehoMini

WehoMini (tidligere Kongsted) anlegget er basert på biofilm prinsippet, med minimum 3 stk reaktorer i serie som vist på figuren nedenfor.



Figur 4. WehoMini minirensanlegg.

Forut for det biologiske rensetrinnet er det montert en slamavskiller. Fra slamavskilleren renner avløpsvannet til et pumpekammer. Herfra pumpes vannet til den første bioreaktoren. Vannet renner deretter med selvføll gjennom de neste to bioreaktorene. Pumpene styres av nivå i pumpekammeret hvor vann-nivået korresponderer med vann-nivået i slamavskilleren. Denne anleggstypen har derfor ikke kontinuerlig, men satsvis vanngjennomstrømning. Mellom hver pumpesekvens er det henstand i anlegget, og intet vann ledes til utløp.

Biofilmen er av fastsittende type, bestående av en pakke med vertikalstilte nettingrør i hver reaktor. Disse pakkene beluftes av luftedysere plassert under biomediet. Biofilm/slam vil falle av biomediet fra tid til annen, og sedimenterer i hvert kammer.

Bunnfelt slam pumpes til slamavskiller med mammutpumper fra hver slamlomme hvert 20. min.

I forbindelse med returpumping av slam doseres fellingsskjemikalier på rørvangang fra bioreaktor som er nærmest slamavskilleren. Dvs. at kjemisk felt slam samles i slamavskilleren.

Prøvetaking:

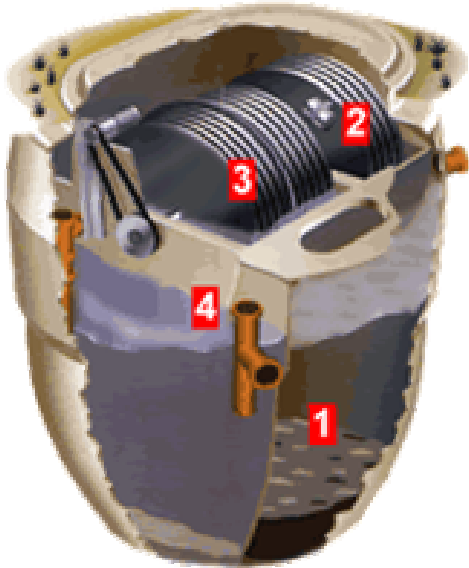
Prøvetakingspunkt for WehoMini er i overflaten i siste stillekammer. Stikkprøvene er tatt med målebeger, alternativt direkte i prøveflaske, som vist på figuren nedenfor. Slange for uttak av blandprøver ble fiksert med strips for å unngå at slangestussen beveget seg og for å sikre at den ikke kom i berøring med vegger og utstyr i anlegget.



Figur 5. Uttak av stikkprøve ved et WehoMini anlegg.

3.2 Klargester

Klargesters anlegg er basert på et roterende biofilm prosess, som vist på figuren nedenfor.



Figur 6. Klargester minirensesanlegg.

Avløpsvannet ledes først til forsedimentering/slamavskilleren (1). Selve biorotoren ligger som et delvis lukket basseng nede i forsedimenteringen. Biorotoren er todelt, der det første trinnet (2) mottar delvis separert avløpsvann via et dykket innløp fra forsedimenteringskammeret, og det andre trinnet (3) mottar vann pr. doseringskopper (festet på biorotor nr. 1) fra biotrin 1. Fra biotrin 2 renner vannet til ettersedimenteringskammeret (4). Det rensede vannet renner så ut av ettersedimenteringskammeret med selvføll via et dykket utløp (dykkert).

Slamavskilleren virker dermed som et utjevningsvolum, og koppeløfterne sørger for tilnærmet kontinuerlig gjennomstrømning i denne anleggstypen.

Fellingskemikalier doseres mengdeproporsjonalt, styrt av vann-nivået og tilsettes biotrin 2 før transport til ettersedimenteringstank ved selvføll.

Biorotorhastigheten er fast (dvs. ikke justerbar), med ca. 2 runder pr. minutt.

Prøvetaking:

Prøvetakingspunkt for Klargester minirensesanlegg er i dykkert til utløp i ettersedimentering. Prøvene er tatt med lensepumpe og slange. Ved uttak av blandprøver ble slangen fiksert slik at slangestussen ikke kunne komme i berøring med dykkertens innervegger.



Figur 7. Uttak av stikkprøve fra et Klargester anlegg.

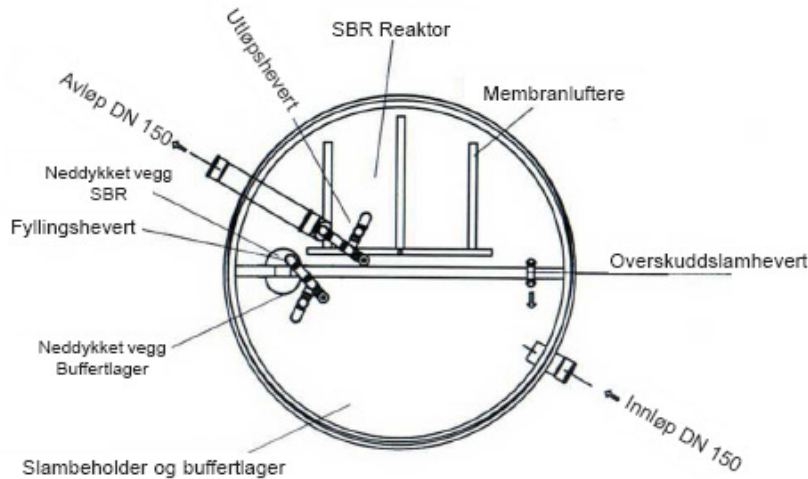
3.3 Zapf-Klaro

Prosesen er basert på "Sequential Batch Reactor" eller SBR prinsippet. I figuren nedenfor er det vist et gjennomskåret bilde av et anlegg utført i betong. De aller fleste enkelthus anlegg i Norge er bygget med glassfibertanker.



Figur 8. Zapf-Klaro minirensanlegg

Sett ovenfra deles anlegget i 2 deler som vist på figuren nedenfor. Den ene delen fungerer som slamavskiller og buffervolum, mens den andre delen er reaksjonstank hvor både biologisk rensing og kjemisk felling foregår.



Figur 9. Zapf minirensanlegg sett ovenfra.

Avløpsvannet renner først inn i slamavskiller og buffertlager. Her separeres grove partikler og avløpsløsepartikkel. Herfra pumpes vannet batch-vis til reaktortanken ved hjelp av mammutpumpe. Slam fra reaktortanken pumpes tilbake til slamavskiller og rentvann (dekantat) pumpes til utløp, begge ved hjelp av mammutpumper. Luft besørjes av blåsemaskin som er montert i styreskapet.

Typisk reaksjonssyklus er:

- Fylling – 8 min
- Lufting – 250 min
- Sedimentering – 90 min

Kjemikaliedosering skjer rett i reaktortanken. Normalt er det 4-6 sykluser pr. døgn. I de mindre anleggsmodellene har anlegget kun ett reaksjonskammer. Vann ledes til utløp kun gjennom den utpumpingsperioden, hvilket betyr at anleggstypen ikke har kontinuerlig vanngjennomstrømning. Blandprøver på denne typen anlegg vil dermed kun bestå av prøver tatt på den vannkvaliteten som ledes til utløp 4-6 ganger pr. døgn.

Prøvetaking:

Prøvetakingspunkt for Zapf minirensanlegg er i overflaten i reaksjonskammer. I denne forbindelse er det viktig å være på anlegget i siste del av sedimenteringsfasen. Samtlige Zapf anlegg drives med lik syklus tid, og tidsvindu for prøvetaking er oppgitt fra leverandør til å være mellom kl. 11.30 og 13.00. Stikkprøver er tatt med målebeger i reaksjonskammerets overflate innenfor siste 1/2-time av sedimenteringssyklusen. Blandprøver er tatt med sugeslange med lodd ca. 20 cm under overflaten.



Figur 10. "Tidsvindu" for riktig uttak av stikkprøve fra Zapf-Kalro anlegg kan leses av på displayet i styreskapet.



Figur 11. Zapf-Klaro anlegg sett ovenfra med utløpsrørets utgang midt i bildet.

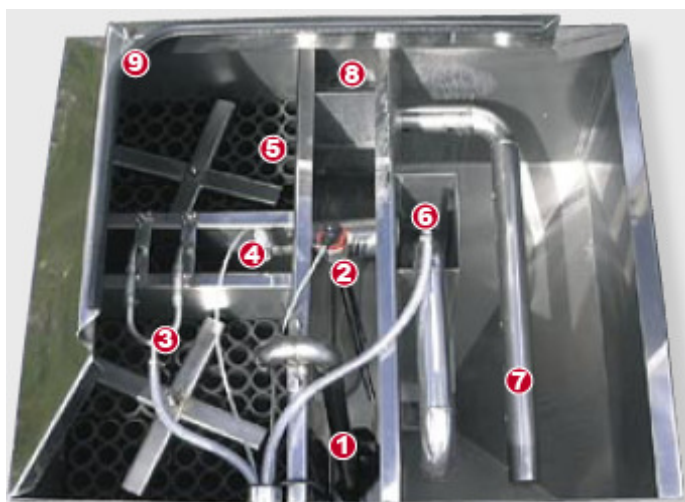
3.4 Odin

Odins minirensesanlegg består av en separat slamavskiller, med etterfølgende biologisk/kjemisk rensesanlegg som vist på figuren nedenfor.



Figur 12. Odin minirensesanlegg for 1 hus.

Det biologiske trinnet er basert på fastfilmprinsippet, hvor biomediet består av sammenkoblede rør av plastnetting. Spesifikk overflate på biomediet er $125 \text{ m}^2 / \text{m}^3$ netto volum i luftetanken. I figuren nedenfor er det vist et mer detaljert bilde av inndelingen i det kjemisk/biologiske anlegget:



Figur 13. Kjemisk/biologisk rensetrinn i Odin minirensesanlegg.

Vannet ledes fra slamavskilleren med selvfall til en pumpekum (1). I pumpekummen er det montert en senkbar pumpe som pumper vannet til biotrinnet (5). Denne pumpen styres på nivå av konduktive staver (2) hvor vann-nivået korresponderer med vann-nivået i slamavskilleren. Denne anleggstypen har derfor ikke

kontinuerlig, men satsvis vanngjennomstrømning. Mellom hver pumpesekvens er det henstand i anlegget, og intet vann ledes til avløp.

Biotrinnet forsynes med luft fra blåsemaskin via 2 stk perforerte rør (3) som er plassert under biomediet. Fra biotrinnet renner vannet med selvføll til kjemisk rensetrinn. Fellingskjemikalier tilsettes i det biologiske rensetrinnet (4), ved utgangen fra pumperøret fra den interne pumpestasjonen. Etersedimenteringen er utformet med konisk bunn, og det sedimenterte slammet pumpes med mammutpumpe (6) tilbake til slamavskilleren. Den rensede vannet trekkes av gjennom et perforert rør (7) og renner med selvføll til utløpet (8).

Prøvetaking:

Prøvetakingspunkt for Odin Maskin minirensanlegg er i utgangspunktet tenkt tatt direkte i utløpskammer (bygd nettopp for dette formålet). Dette har imidlertid et lite volum, og det er tendens til begroing/ sedimentering der. Et alternativ har derfor vært å ta prøver under vannspeilet i ettersedimentering dersom det ikke er synlig flyteslam. I begge tilfeller er lensepumpe og slange benyttet.

I det aktuelle anlegget i denne undersøkelsen var utløpskammeret svært begrodd. Det var imidlertid ikke noe synlig flyteslam, og det ble derfor besluttet å bruke metoden med å ta vannprøver fra overflaten i sedimenteringskammeret. I forbindelse med prøvetaking for blandprøver var det en utfordring at slangen måtte fikseres langt fra tankvegger og annen infrastruktur i anlegget. Det ble derfor bygget et spesialstativ som slangen ble festet i. Dette for å unngå å komme i berøring med begroddede deler. Dette er vist på figuren nedenfor.



Figur 14. Uttak av stikkprøve fra Odin anlegg.



Figur 15. Spesialstativ for uttak av blandprøver fra Odin anlegg. Sugelangse med lodd er festet til vertikal stav av tre.

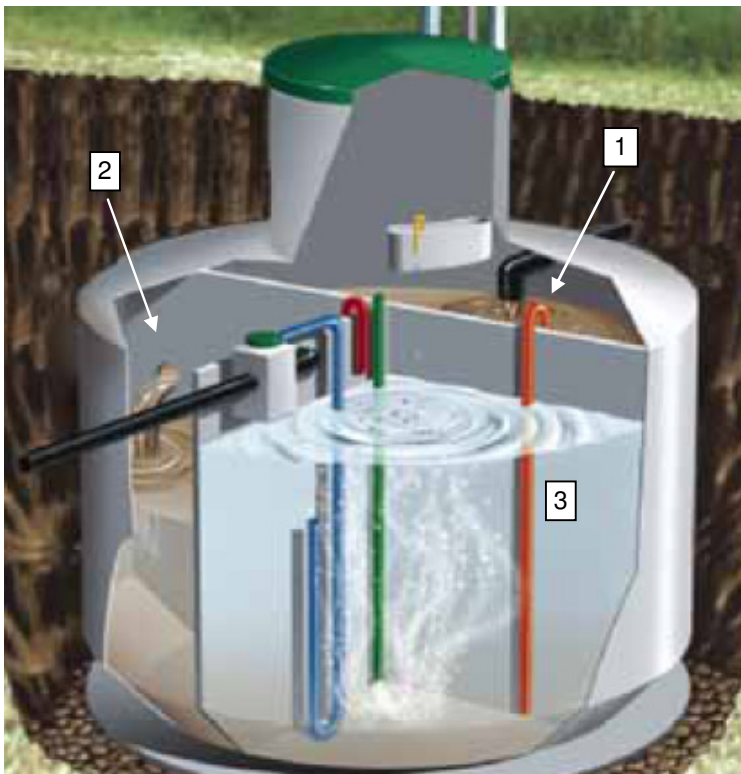
3.5 Biovac

Biovac-prosessen er basert på "Sequential Batch Reactor" eller SBR prinsippet. For de minste anleggene hvor det kun er et reaksjonskammer har også betegnelsen "fill & draw" eller FD prinsippet vært benyttet. I figuren nedenfor er det vist et gjennomskåret bilde av et FD 5 N anlegg. Dette er et nedgravd anlegg med kapasitet for avløpsmengder fra 1 hus. Beskrivelsen nedenfor gjelder for et FD 5 N anlegg.

Avløpsvannet renner først inn i forsedimentering/slamlager (1). Her separeres grove partikler og avløpsløse. Via mellomløpsdykker renner så vannet videre til en utjevningstank (2). Herfra pumpes vannet porsjonsvis til reaksjonskammeret (3) ved hjelp av mammutpumpe. Slam fra reaksjonskammeret pumpes til forsedimentering/slamlager, rentvann (dekantat) pumpes til utløp, begge ved hjelp av mammutpumper. Luft besørgeres av blåsemaskiner som er montert i styreskapet.

Typisk reaksjonssyklus er:

- Lufting - Sedimentering - Uttapping – Ventefase



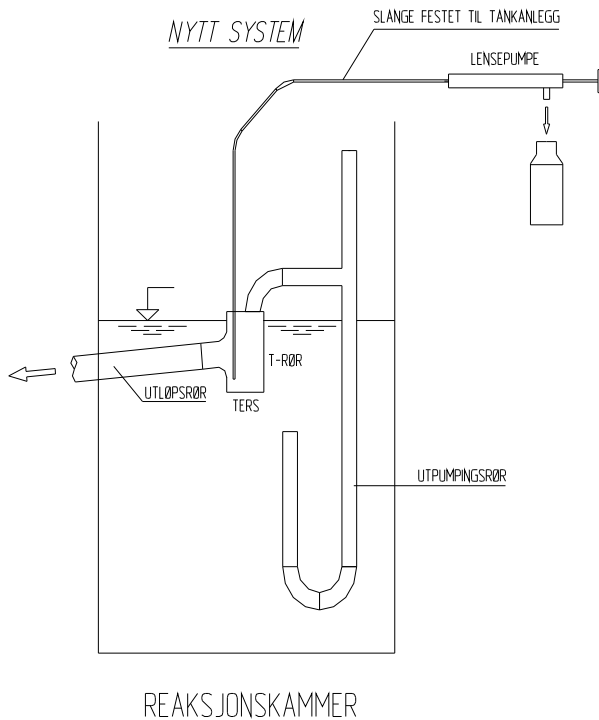
Figur 16. Nedgravd Biovac-anlegg (type FD 5 N).

Innpumping til reaksjonskammeret styres delvis på syklustider, og delvis på nivå i utjevningstanken, og skjer i ventefasen. Dersom nivået ikke er høyt nok vil anlegget gå i ventefase eller dvalefase. I vente- og dvalefasen foregår verken inn- eller utpumping, mens man har pulslufting i reaktortanken. Pulsluftingen er justerbar av og på i vente- og dvalefasen. Slam pumpes til mottakstank / forsedimentering; et uttak i luftfasen, og et uttak i sedimenteringsfasen, begge justerbare. Kjemikaliedosering er direkte i reaksjonskammeret.

I de mindre anleggsmodellene har anlegget kun ett reaksjonskammer. Vann ledes til utløp kun gjennom utpumpingsperioden, hvilket betyr at anleggstypen ikke har kontinuerlig vanngjennomstrømning. Blandprøver på denne typen anlegg vil dermed kun bestå av prøver tatt på den vannkvaliteten som ledes til utløp 4-6 ganger pr. døgn.

Prøvetaking:

Prøvetakingspunkt for stikkprøver fra Biovac minirensanlegg er i T-rør på utløpsledningen, som vist på figuren nedenfor. I topplokket på T-røret er det festet en slange ned til en viss avstand fra bunnen, hvor prøvene suges fra. Denne slangen føres opp til mannelokk for enkel tilgang for prøvetaking. Prøven suges ut med lensepumpe. Siden man ikke har visuell tilgang til vannet i T-røret, kan dette føre til problemer med slaminn dragging pga. biologisk vekst og slamansamlinger i T-røret. En må derfor være oppmerksom på hva man suger opp, for ikke å dra med seg slam i prøven.



Figur 17. Skisse for stikkprøvetaking ved Biovac anlegg

Døgnblandprøver fra Biovac anlegg ble tatt ved et anlegg hvor man hadde tilgang til utløpsvannet i en kum nedstrøms anlegget. Her hengte man opp en bøtte i tau under røret som kom fra renseanlegget. Bøtten ble perforert med 4 stk 20 mm hull ca. 3 cm fra bunn av bøtten, for å få til utskifting av vann mellom prøvetakinger. På denne måten ble dermed bøtten "spylt" med nytt avløpsvann ved hver utpumping fra anlegget.

Denne metoden er ikke brukbar ved senere utslippskontroll, da man svært sjelden har en situasjon hvor man har tilgang til utløpsvann som i dette tilfellet. I dette tilfellet var fokuset rettet mot å sammenligne stikkprøver med blandprøver, og det ble vurdert at denne metoden var den beste for å kunne ta representative blandprøver og døgnvariasjonsprøver.



Figur 18. Automatisk prøvetaker klargjort for prøvetaking i kum etter Biovac anlegg.

3.6 Wallax

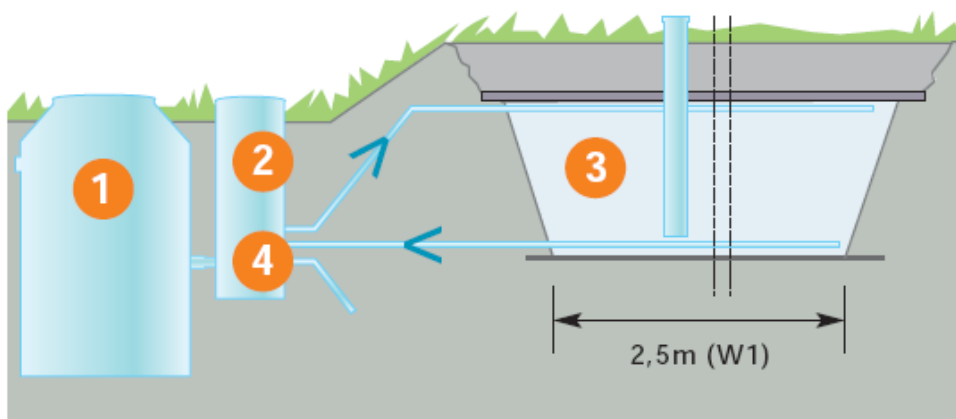
Opprinnelig var teknologien kun basert på kjemisk felling, men for å tilfredsstille krav om reduksjon av organisk stoff er anleggene supplert med etterfølgende biologisk filter av pukkstein.

En tverrsnittillustrasjon av det kjemiske rensetrinnet i et Wallax anlegg er vist i figuren nedenfor.



Figur 19. Kjemiske rensetrinn i et Wallax anlegg.

Innløpsvannet (svart og gråvann) ledes til forbehandling i ytterringen. Dette er anleggets forsedimentering/slamavskiller (1). Via en støttjevner (2) ledes vannet til vippekuffen (3) som sørger for mekanisk mengdeproporsjonal dosering av fellingskjemikalie. Fellingskjemikalie lagres i plasttank (4) og tilsettes blandesyklonen (6) via en doseringsventil (5). I syklonen blandes avløpsvann og kjemikalier slik at det dannes fnokker. Etter å ha passert senter av syklonen sedimenterer fnokkene og danner kjemslamlager i bunnen av innerringen (7). Under blandesyklonen (6) ligger en tagget skibordsrenne og det rensede avløpsvannet (klarsonen) trekkes via denne (8) til utslipp, evt. til biologisk etterpolering (vist i figuren nedenfor).



Figur 20. Wallax anlegg m/ biologisk etterpoleringstrinn.

Fra det kjemiske rensetrinnet ledes vannet med selvfall til en pumpestasjon (2). Herfra pumpes vannet til et biologisk filter (3) bestående av pukk. Fra det biologiske filteret ledes avløpsvannet med selvfall tilbake til pumpestasjonen for resirkulasjon over en tidsperiode på 23 timer før vannet ledes til utslipp (4).

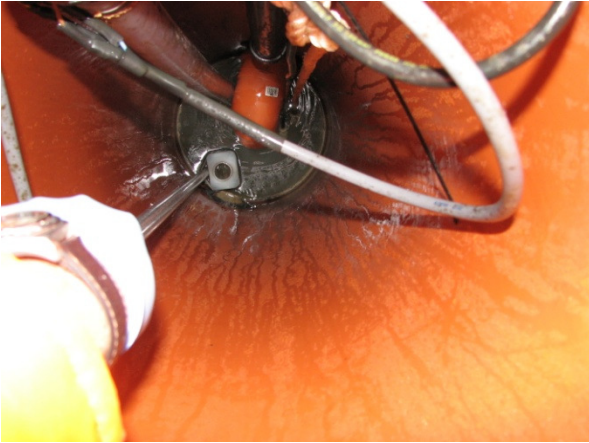
Det benyttes 40% aluminiumsulfat løsning (ALG) som fellingskjemikalium, som doseres til vippekaret. Doseringmengde justeres inn ved å stille inn kjemikalieventil som åpnes hver gang vippekuffen vipper.

Prøvetaking:

Prøvetakingspunkt for Wallax minirensanlegg er i pumpestasjon knyttet til det biologiske etterpoleringstrinnet. Tidspunktet for prøveuttak kan være kritisk, da utpumping skjer nattetid. Etter avtale med leverandør er alle prøver tatt på formiddagen. Stikkprøvene er tatt med målebeger/prøveflaske, og blandprøver er tatt med sugeslange m/lodd.



Figur 21. Portabel prøvetaker type Isco klargjort for uttak av blandprøver fra Wallax anlegg.



Figur 22. Uttak av stikkprøve fra pumpekum i et Wallax anlegg.

4 Resultater

4.1 Døgnvariasjon

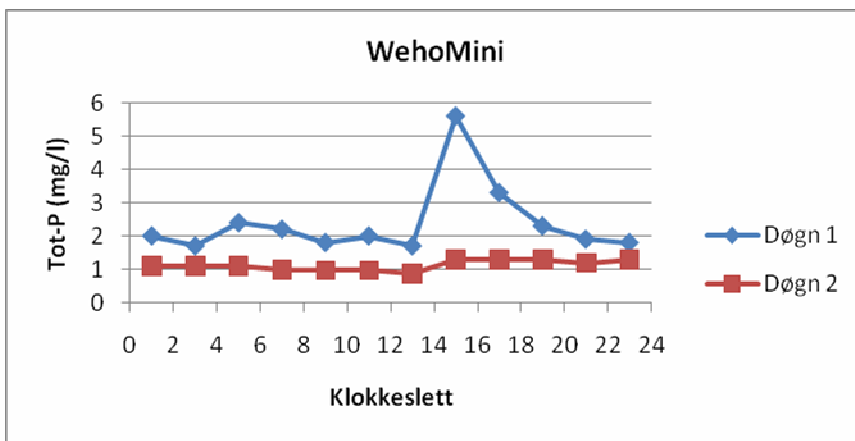
Samtlige anlegg som inngår i undersøkelsen har blitt analysert for døgnvariasjon. I diagrammene nedenfor er resultatene presentert for hvert anlegg. Parametere som er analysert i undersøkelsen er total fosfor (tot-P), ortofosfat (PO₄-P) og suspendert stoff (SS). Disse er først presentert separat, og deretter i sammenheng.

4.1.1 Totalt fosfor

Døgnvariasjon for total fosfor i de ulike anleggene i undersøkelsen er vist i diagrammene nedenfor.

WehoMini

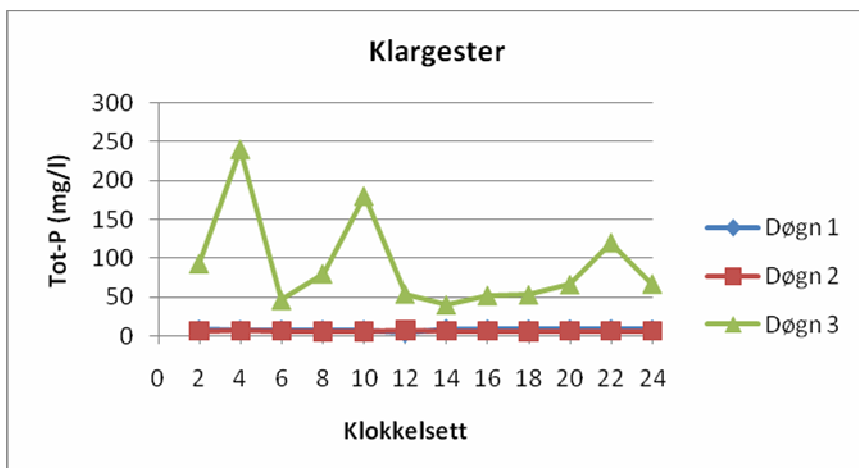
Døgnvariasjon i et WehoMini anlegg er vist i figuren nedenfor. Montering av sugeslange i det første prøvedøgnet førte til noe oppvirvling av slam fra tilstøtende vegg, og dette ga mest sannsynlig utslag i de 2 første prøvene (dvs. kl. 15 og 17 i døgn 1). Foruten disse prøvene viste anlegget svært stabil drift, med gjennomsnitt og standardavvik på 1,98 mg/l og +/- 0,25 mg/l i døgn 1, og henholdsvis 1,13 mg/l og +/- 0,15 mg/l i døgn 2.



Figur 23. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra WehoMini anlegg.

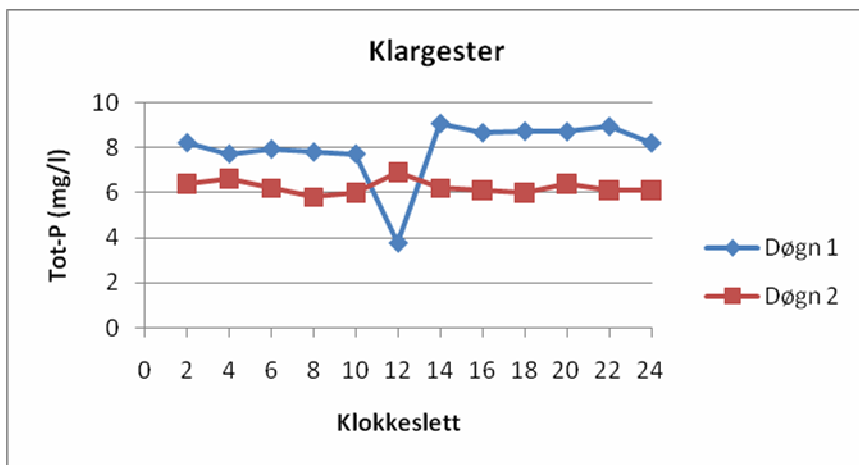
Klargester

Som det kommer frem av figuren nedenfor var det ekstreme verdier for døgn nr. 3. Dette skyldtes driftsforstyrrelser i anlegget, som førte til mye slamflukt (observert under prøvetaking). Etter å ha konfrontert anleggseier med våre observasjoner, ble det avdekket at de hadde "vaskedag" i dette prøvedøgnet, noe som etter all sannsynlighet har ført til overbelastning av anlegget. Ser man på tilsvarende tall for SS i kapittel 4.3, er det klart at den automatiske prøvetakeren trakk inn slam. Tallene fra dette døgnet er således ikke representative, og inngår ikke i databehandlingen i etterfølgende beskrivelser. I figuren nedenfor er det derfor også presentert døgnvariasjonskurver kun for døgn 1 og 2.



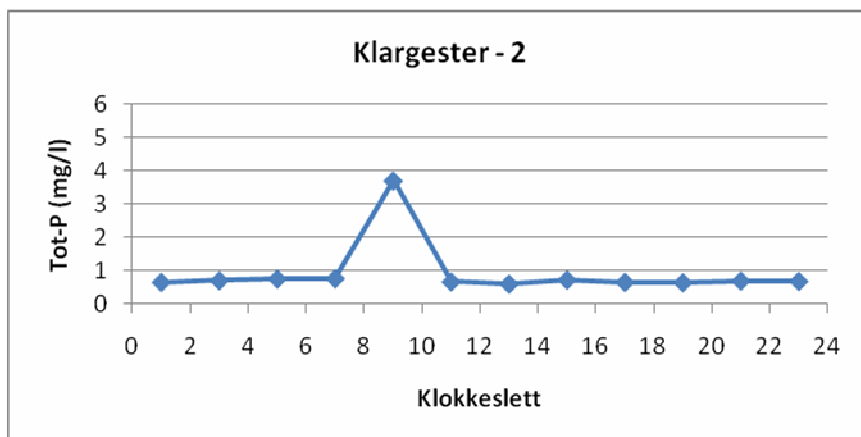
Figur 24. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Klargester anlegg, inkl. døgn med driftsforstyrrelser.

Basert på kurvene i figuren nedenfor kan det heller ikke for dette anlegget identifiseres noe mønster som viser døgnvariasjon i form av trender. Med unntak av en lav måling (3,86 mg/l) ca. kl. 12:00 i døgn 1, er kurvene relativt flate, noe som tyder på god utjevning i anlegget. Denne lave målingen skyldes ikke montering av automatisk prøvetaker, men er mest sannsynlig analysefeil, da tilsvarende "dipp" ikke er synlig i korresponderende kurve for SS i kap. 4.3. Med unntak av den ene lave målingen varierte resultatene fra 7,72 til 9,06 mg/l i døgn 1. I døgn 2 var varierte målingene fra 5,8 til 6,9 mg/l. Gjennomsnittsverdi og standardavvik var 8,33 mg/l og +/- 0,50 mg/l for døgn 1, og henholdsvis 6,23 mg/l og +/- 0,30 mg/l for døgn 2.



Figur 25. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Klargester anlegg, uten døgn med driftsforstyrrelser.

Siden det var svært høye verdier for dette anlegget også i døgn 1 og 2, ble det besluttet å ta noen prøver på et annet anlegg av samme anleggstype. Døgnvariasjonsdata for ett døgn fra dette anlegget (Klargester-2) er presentert i figuren nedenfor.

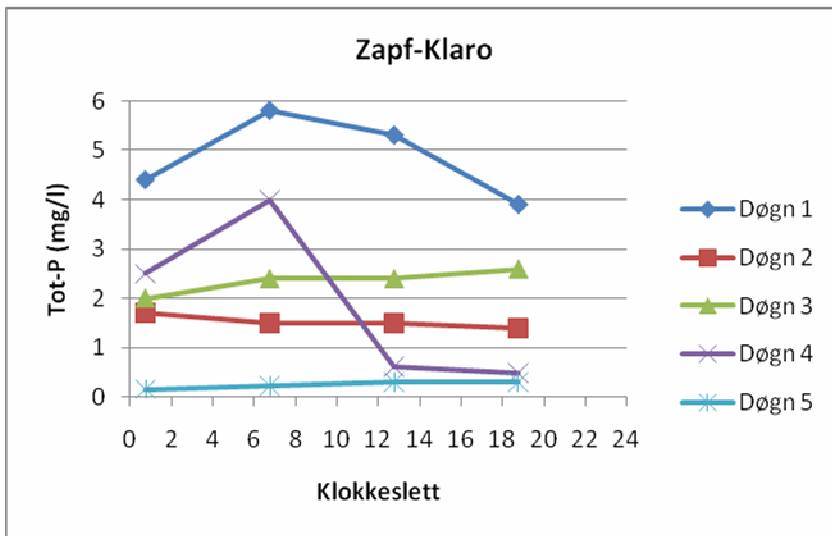


Figur 26. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Klargester anlegg uten driftsforstyrrelser.

Den relativt høye verdien kl. 09:00 i figuren ovenfor skyldes at man ved montering av prøveslangen kom bort i vegg i dykkerten, noe som førte til oppvirvling av slam, med det resultat at man fikk med en del suspendert materiale ved det første prøveuttaket. Resten av kurven er "flat", noe som bekrefter mønsteret i figuren ovenfor. Gjennomsnittsverdi for alle målinger unntatt den omtalte høye verdien kl. 09:00 er på 0,69 mg/l med et standardavvik på +/- 0,05 mg/l.

Zapf-Klaro

Figuren nedenfor viser variasjonen i de 4 utpumpingene som finner sted i et Zapf-Klaro anlegg. Prøvene er tatt som beskrevet i kap. 3.3. I tre av prøvedøgnene var det nærmest ingen forskjell mellom de 4 prøvene, mens de to andre prøvedøgnene hadde relativt store variasjoner (døgn 1 og døgn 4). Variasjonsmønsteret er imidlertid svært forskjellig i disse to døgnene, slik at det er ikke mulig å identifisere noe mønster for døgnvariasjon basert på disse resultatene. Det er trolig at de relativt høye verdiene i døgn 1 og 4 er påvirket av driftsforstyrrelser i anlegget som har ført til økt utslipp av partikulært stoff. Dette bekreftes av data for suspendert stoff (SS), som er vist i kap. 4.1.3. Årsak til disse eventuelle driftsforstyrrelsene er ikke kjent.



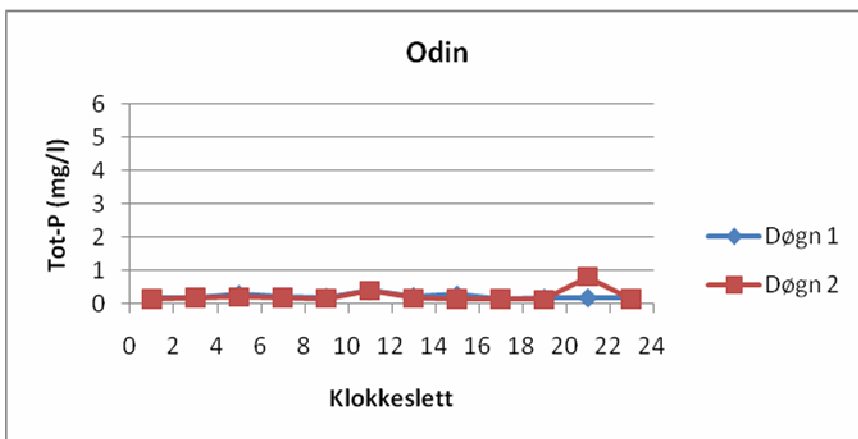
Figur 27. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Zapf-Klaro anlegg.

For de tre døgnene med stabile utløpsverdier, var gjennomsnittsverdier og standardavvik som følger:

	<u>Snitt</u>	<u>St. avvik</u>
Døgn 2:	1,53 mg/l	+/- 0,13 mg/l
Døgn 3:	2,35 mg/l	+/- 0,25 mg/l
Døgn 5:	0,25 mg/l	+/- 0,07 mg/l

Odin

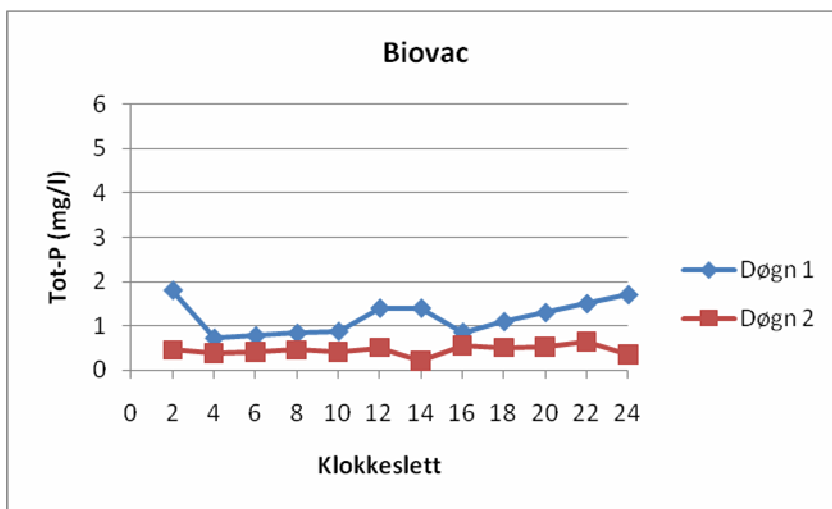
Døgnvariasjon for Odin anlegg er vist i figuren nedenfor. Resultatene viser tilnærmet "flat" døgnvariasjon, noe som også antyder god utjevning i denne anleggstypen. Høyeste verdi (0,81 mg/l) ble målt kl. 21:00 i døgn 2, og de øvrige resultatene (begge døgn) varierte mellom 0,14 og 0,4 mg/l. Gjennomsnitt og standardavvik for alle målinger (begge serier samlet) var på 0,23 mg/l og henholdsvis +/- 0,14 mg/l, dvs. svært stabile målinger.



Figur 28. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Odin anlegg.

Biovac

Figuren ovenfor viser resultater fra prøveuttak med 2 timers intervall for et Biovac anlegg. Kurvene viser relativt stabil utløpskonsentrasjon mht. Tot-P over døgnet. Det er ikke mulig å identifisere noen trend som viser et mønster for døgnvariasjon i dette anlegget. I døgn 1 varierte Tot-P fra 0,73 til 1,8 mg/l, mens variasjonen i døgn 2 var fra 0,21 til 0,64 mg/l. Døgn 1 hadde laveste verdi ca. kl. 04:00, mens døgn 2 hadde laveste verdi kl. 14:00. Gjennomsnittsverdi og standardavvik var på 1,19 mg/l og +/- 0,37 mg/l for døgn 1, og henholdsvis 0,46 mg/l og +/- 0,11 mg/l for døgn 2.

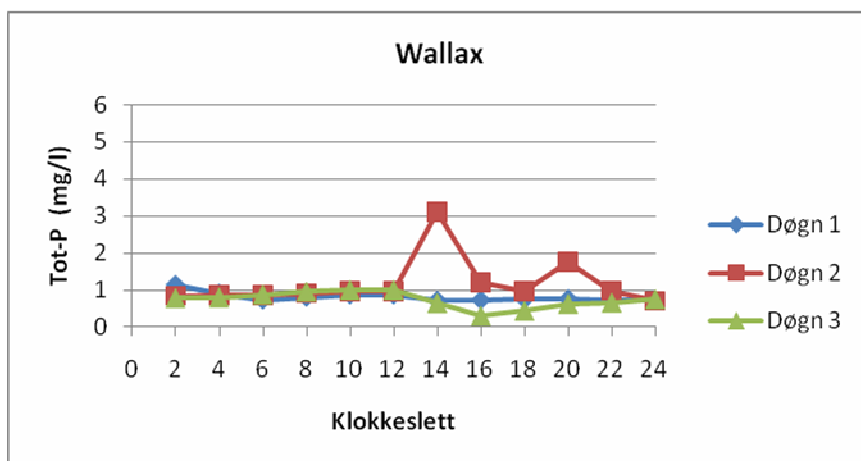


Figur 29. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor (Tot-P) fra Biovac anlegg.

Wallax

Døgnvariasjon for Wallax anlegget er vist i figuren nedenfor. De relativt høye målingene kl. 14:00 og 20:00 viser sannsynligvis slamflukt fra anleggets forfellingsanlegg (jfr. også figur 44). Som beskrevet tidligere er prøvene i dette anlegget tatt i pumpekummen mellom forfellingsdelen og det biologiske filteret. Gjennom hele døgnet sørger en nivåstyrt pumpe for resirkulering gjennom filtersengen. Dersom det kommer inn slam fra forfellingsanlegget vil dermed dette gi utslag ved prøvetakingen, noe disse resultatene kan antyde. Slike høye verdier vil derfor senkes gjennom sirkulasjonspumpingen, noe kurven også viser. Utslipp til resipient fra disse anleggene skjer kun i perioden kl. 04-05:00.

De øvrige resultatene er for øvrig svært jevne, hvor utløpskonsentrasjonen varierte fra 0,31 til 1,2 mg/l. Gjennomsnittsverdien (uten de 2 høye verdiene) er på 0,80 mg/l med standardavvik på +/- 0,18 mg/l.



Figur 30. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for total fosfor fra Wallax anlegg.

I tabellen nedenfor er nøkkeltall for det enkelte prøvedøgn sammenfattet.

Tabell 2. Nøkkeltall for total fosfor i utløpsvannet ved individuelle døgnvariasjonsserier.

Anleggstype	Prøveserie	Snitt (mg/l)	Std. avvik (mg/l)
Biovac	1	1,19	0,37
	2	0,46	0,11
Zapf-Klaro	1	4,85	0,86
	2	1,53	0,13
	3	2,35	0,25
	4	1,90	1,68
	5	0,25	0,07
Klargester	1	8,33	0,50
	2	6,23	0,30
	3	90,92	61,24
Klargester-2	1	0,69	0,05
Odin	1	0,22	0,07
	2	0,24	0,19
Wallax	1	0,81	0,13
	2	1,18	0,66
	3	0,74	0,21
Wehomini	1	1,98	0,25
	2	1,13	0,15

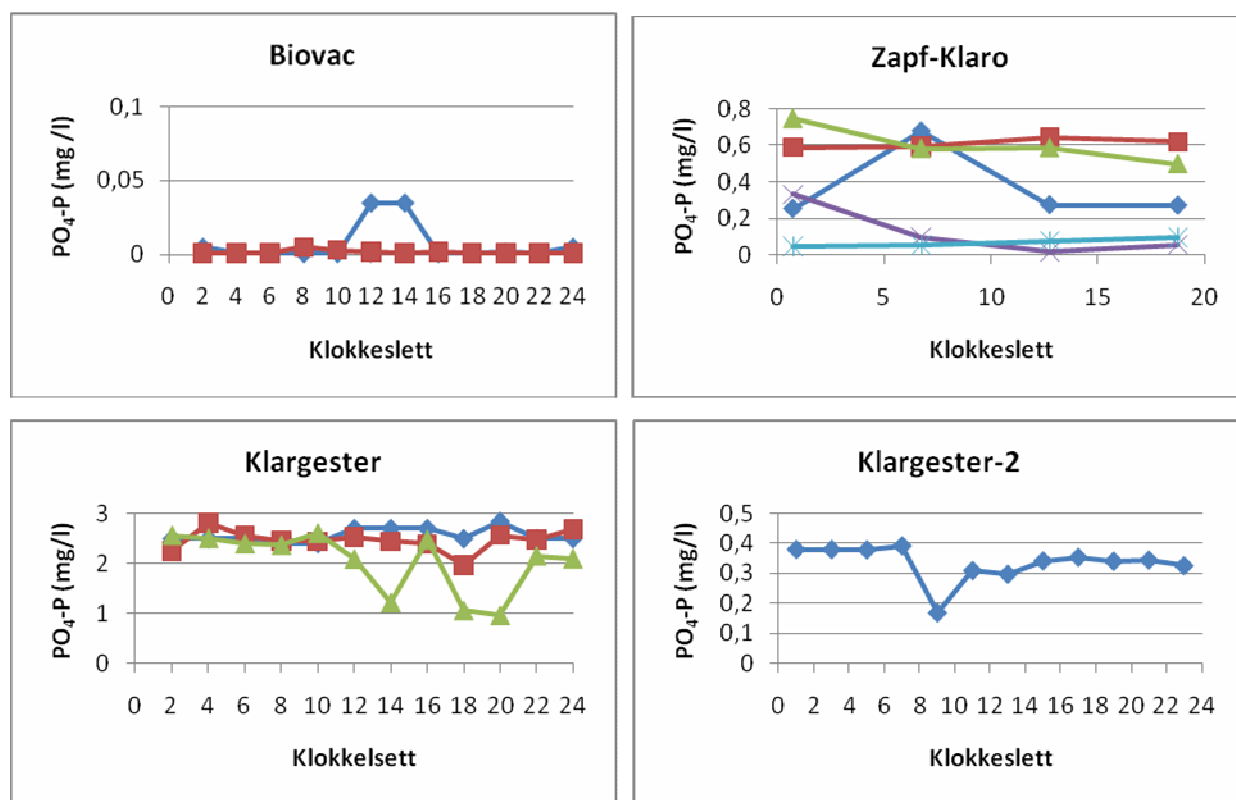
Tabellen ovenfor viser at for de aller fleste prøveseriene var det lite variasjon, noe som antyder stabile utslippsforhold gjennom døgnet mht. løste forbindelser. Ikke representative resultater pga. analyse og/eller prøvetakingsfeil er ikke medtatt i beregning av gjennomsnittsverdier og standardavvik. Dette gjelder følgende datapunkt: Klargester - døgn 1 - kl. 12:00, Klargester-2 - døgn 1 - kl. 09:00 og WehoMini - døgn 1 - kl. 15 og 17. Tabellen viser også klart at Klargester døgn 3 var et døgn med store driftsforstyrrelser. De

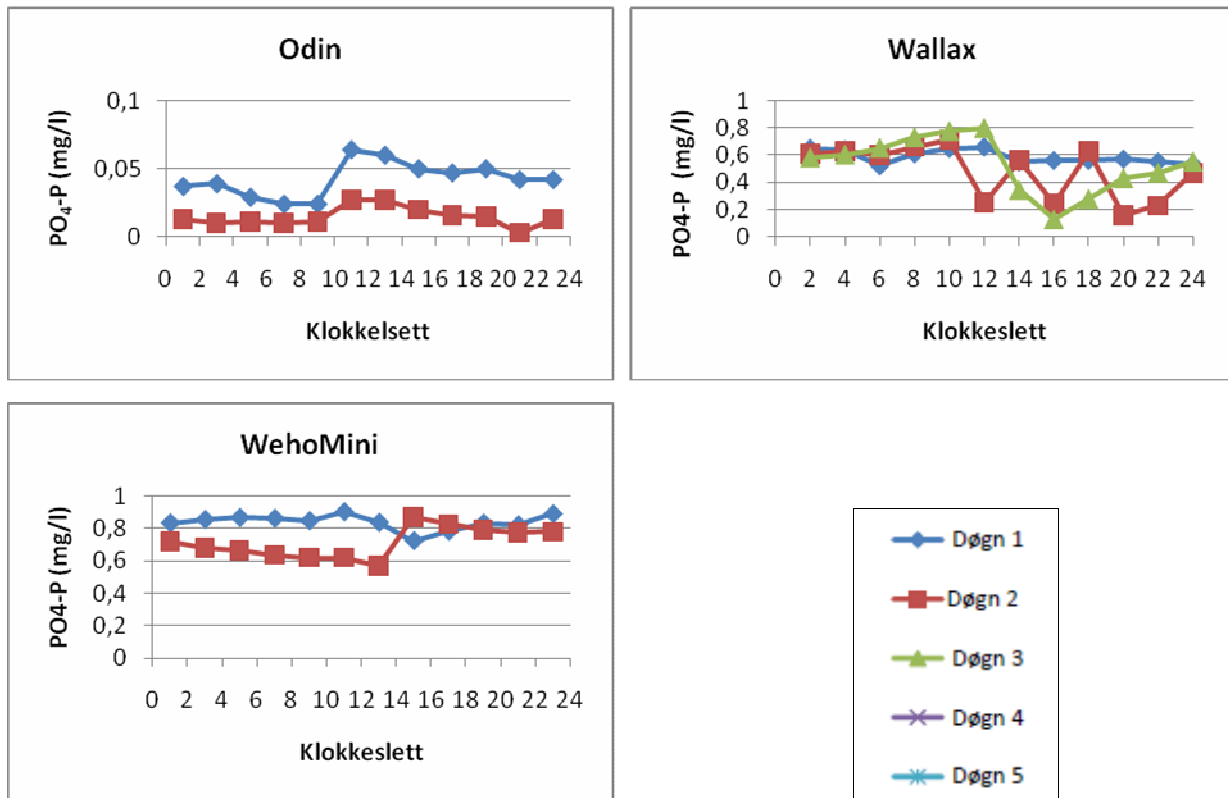
ekstremt høye verdiene skyldes at den automatiske prøvetakeren i prinsippet trakk inn slam, og derfor er hele dette døgnet ikke representativt.

4.1.2 Ortofosfat

Døgnvariasjon for ortofosfat ($PO_4\text{-P}$) i de ulike anleggene i undersøkelsen er vist i figurene nedenfor. Det gjøres oppmerksom på ulik skala i de ulike diagrammene.

For denne parameteren er de enkelte anleggene ikke kommentert inngående. På et generelt grunnlag viser ikke disse resultatene noe entydig mønster i døgnvariasjon for noen av anleggene. Unntak kan være Odin anlegget som viser en økning for begge prøvedøgnene på formiddagen, men for dette anlegget er resultatene så lave (<0,07 mg/l) slik at unøyaktighet ved analysemetoden gjør tallene usikre. Under figurene er tall for maks/min, gjennomsnitt og standardavvik for den enkelte prøveserie vist.





Figur 31. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for ortofosfat fra alle anlegg i undersøkelsen (NB: Varierende skala).

Nøkkeltall for den enkelte prøveserie er sammenfattet i tabellen nedenfor:

Tabell 3. Nøkkeltall for ortofosfat i utløpsvannet ved individuelle døgnvariasjonsserier.

Anleggstype	Prøveserie	Snitt (mg/l)	Std. avvik (mg/l)
Biovac	1	0,01	0,01
	2	0,002	0,001
Zapf-Klaro	1	0,37	0,21
	2	0,61	0,02
	3	0,60	0,10
	4	0,13	0,14
	5	0,07	0,02
Klargester	1	2,56	0,14
	2	2,46	0,21
	3	2,04	0,60
Klargester-2	1	0,33	0,06
Odin	1	0,04	0,01
	2	0,01	0,01
Wallax	1	0,59	0,05
	2	0,48	0,20
	3	0,53	0,21

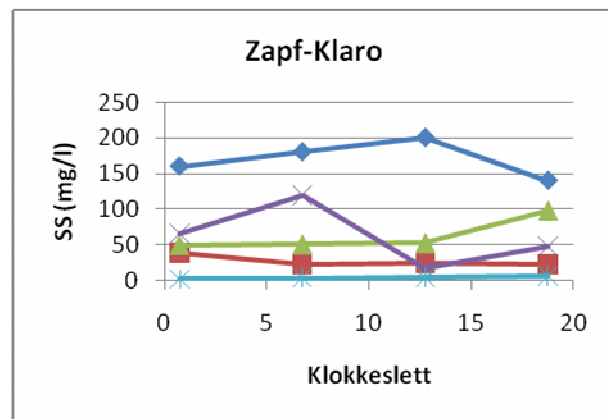
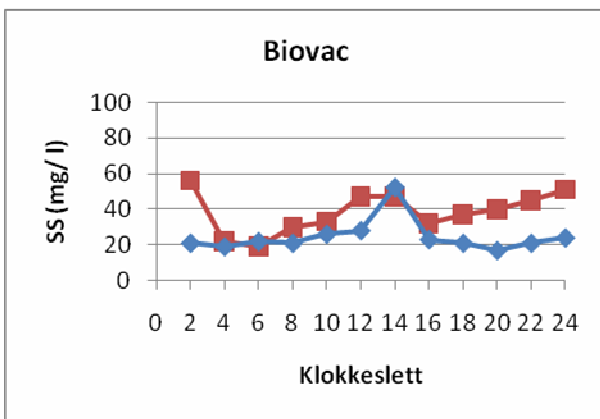
Wehomini	1	0,84	0,05
	2	0,71	0,09

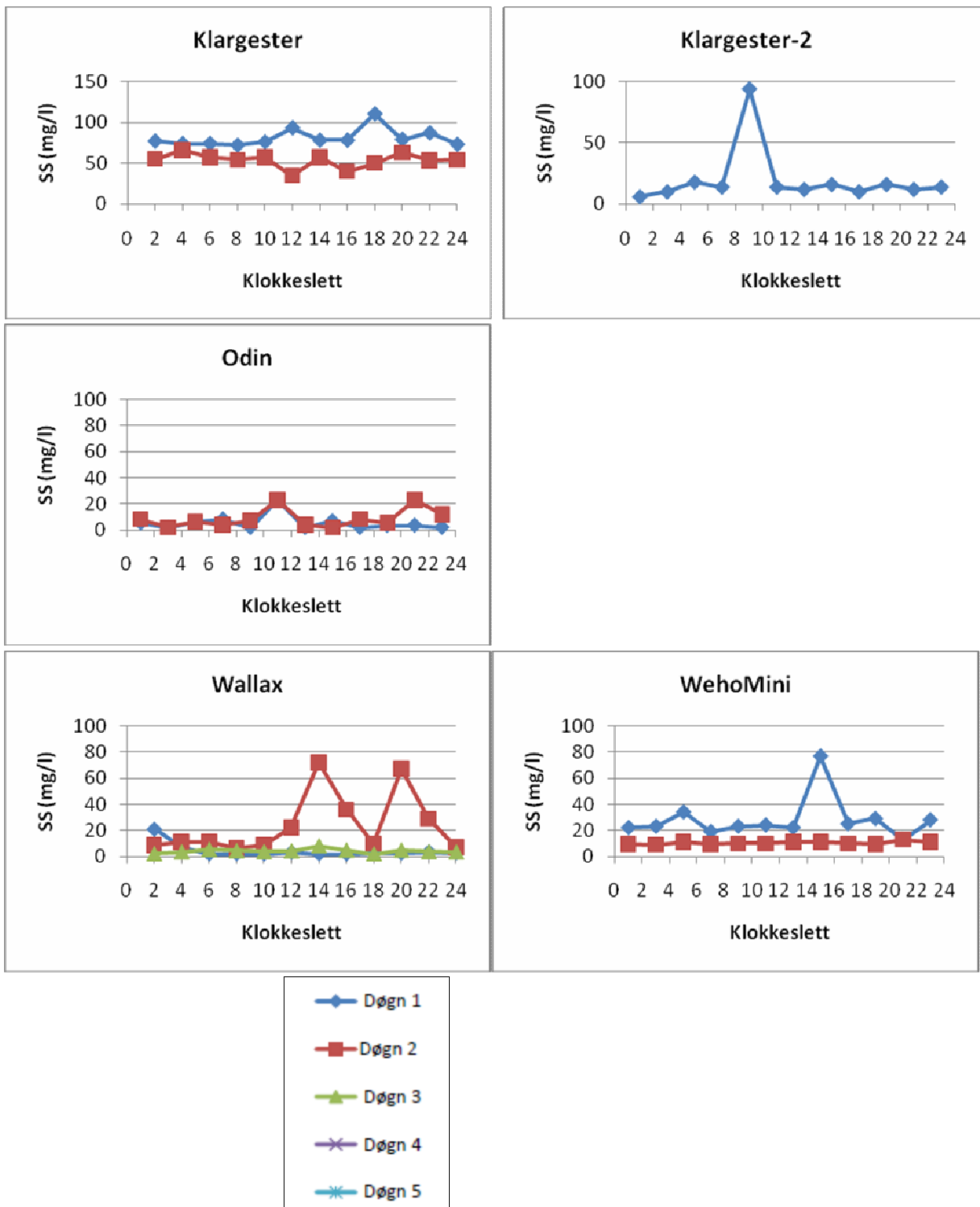
Tabellen ovenfor viser at for de aller fleste prøveseriene (unntatt døgn 3 for Klargestør) var det svært lite variasjon, noe som antyder stabile utslippsforhold gjennom døgnet mht. løste forbindelser. Uønskede resultater pga. påvirkning av montering av automatisk prøvetaker er heller ikke synlig for denne parameteren.

4.1.3 Suspendert stoff

Døgnvariasjon for suspendert stoff i de ulike anleggene i undersøkelsen er vist i diagrammene nedenfor (unntatt er døgn med ekstremt høye SS-verdier i døgn med driftsforstyrrelser for anlegg Klargestør).

Resultatene for denne parameteren viser i stor grad sammenfallende mønster som for Tot-P. Årsakssammenhenger og forklaring til de ulike figurene som beskrevet i kap. 4.1.1 gjelder derfor også for denne parameteren, og er generelt ikke gjentatt her. For ytterligere analyse av sammenheng mellom Tot-P og SS, se kapittel 4.3.





Figur 32. Døgnvariasjon i utløpskonsentrasjon for suspendert stoff fra alle anlegg i undersøkelsen (NB: Varierende skala).

Tabell 4. Nøkkeltall for suspendert stoff i utløpsvannet ved individuelle døgnvariasjonsserier.

Anleggstype	Prøveserie	Snitt (mg/l)	Std. avvik (mg/l)
Biovac	1	38	11
	2	25	9
Zapf-Klaro	1	170	26
	2	27	8
	3	63	23
	4	63	43
	5	4	2
Klargester	1	81	11
	2	53	9
	3	2119	1435
Klargester-2	1	20	24
Odin	1	6	6
	2	9	7
Wallax	1	4	5
	2	24	23
	3	4	2
Wehomini	1	28	16
	2	10	1

Tabellen ovenfor viser at for de aller fleste prøveseriene var det relativt lite variasjon, noe som antyder stabile utslippsforhold gjennom døgnet. Unntak fra dette er døgn nr. 4 for Zapf-Klaro og døgn nr. 3 for Klargester, begge trolig pga. driftsforstyrrelser. Ellers viser det relativt sett høye standardavviket for prøvedøgnet i Klargester 2, effekten av meddriving av suspendert stoff.

4.2 Stikkprøver vs. blandprøver

I hvert prøvedøgn ble det tatt parallelle blandprøver og stikkprøver. Det er analysert for parameterne Tot-P, PO₄-P og SS, og resultatene er vist i figurene nedenfor. Blandprøver for de første prøvedøgnene er gjennomsnitt av korresponderende døgnvariasjonsprøver vist i foregående kapittel.

4.2.1 Total fosfor

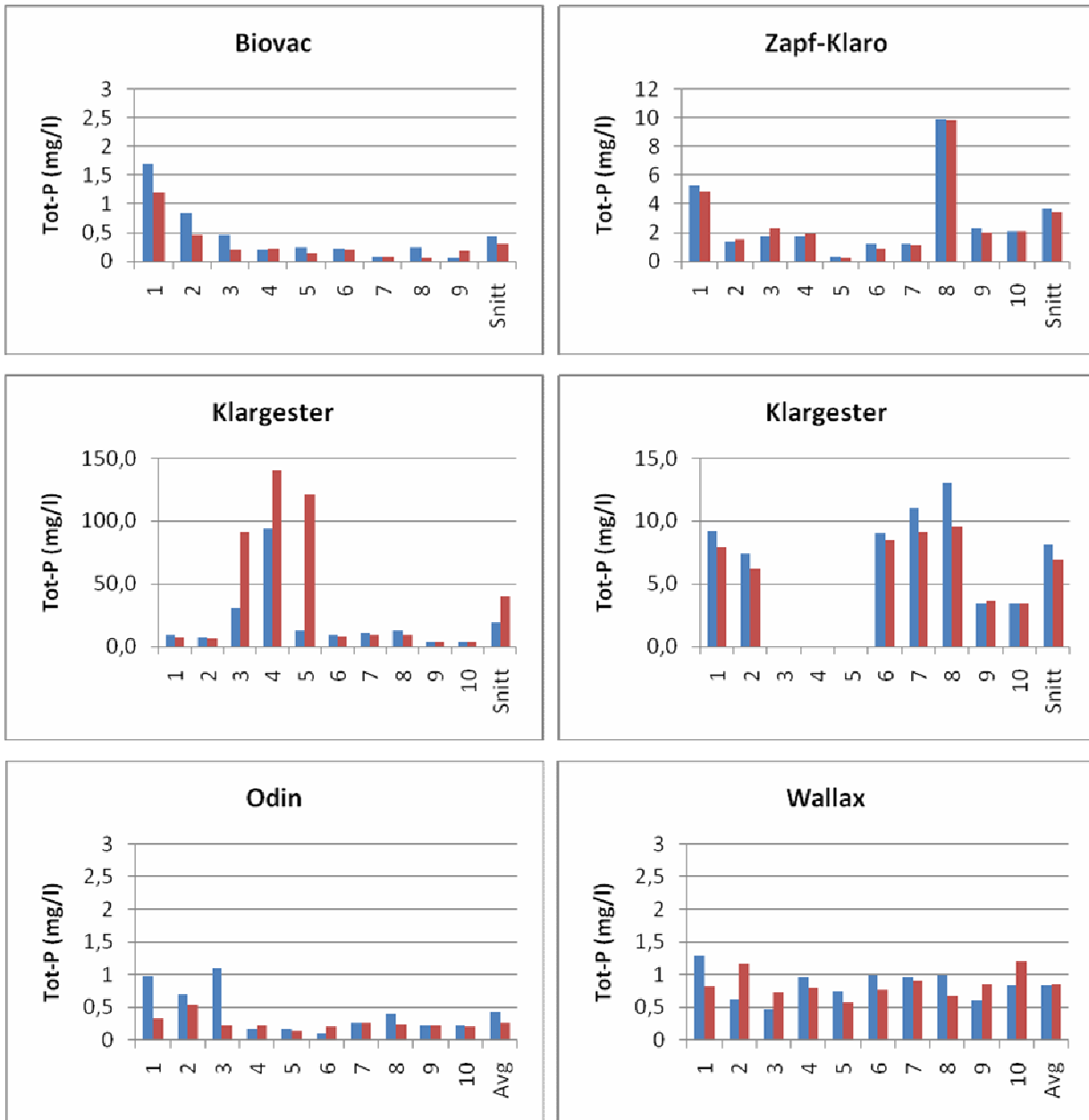
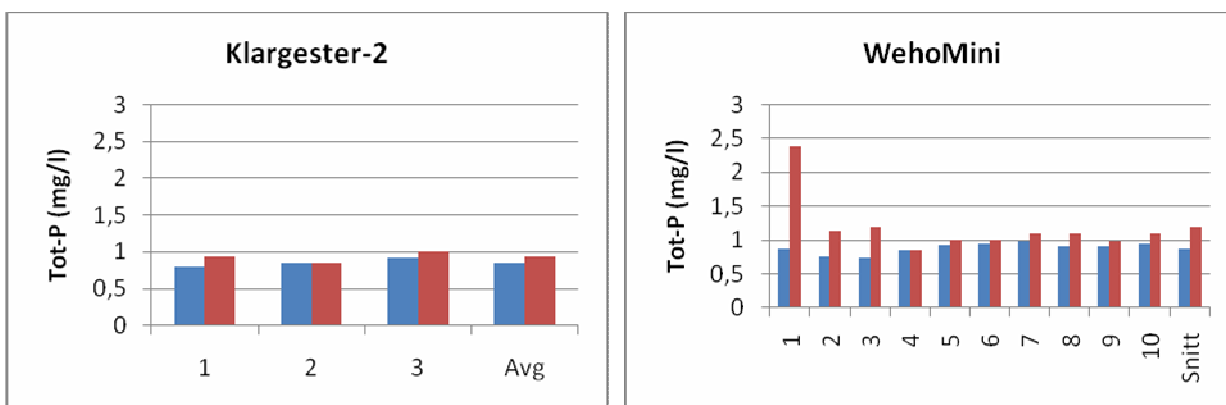
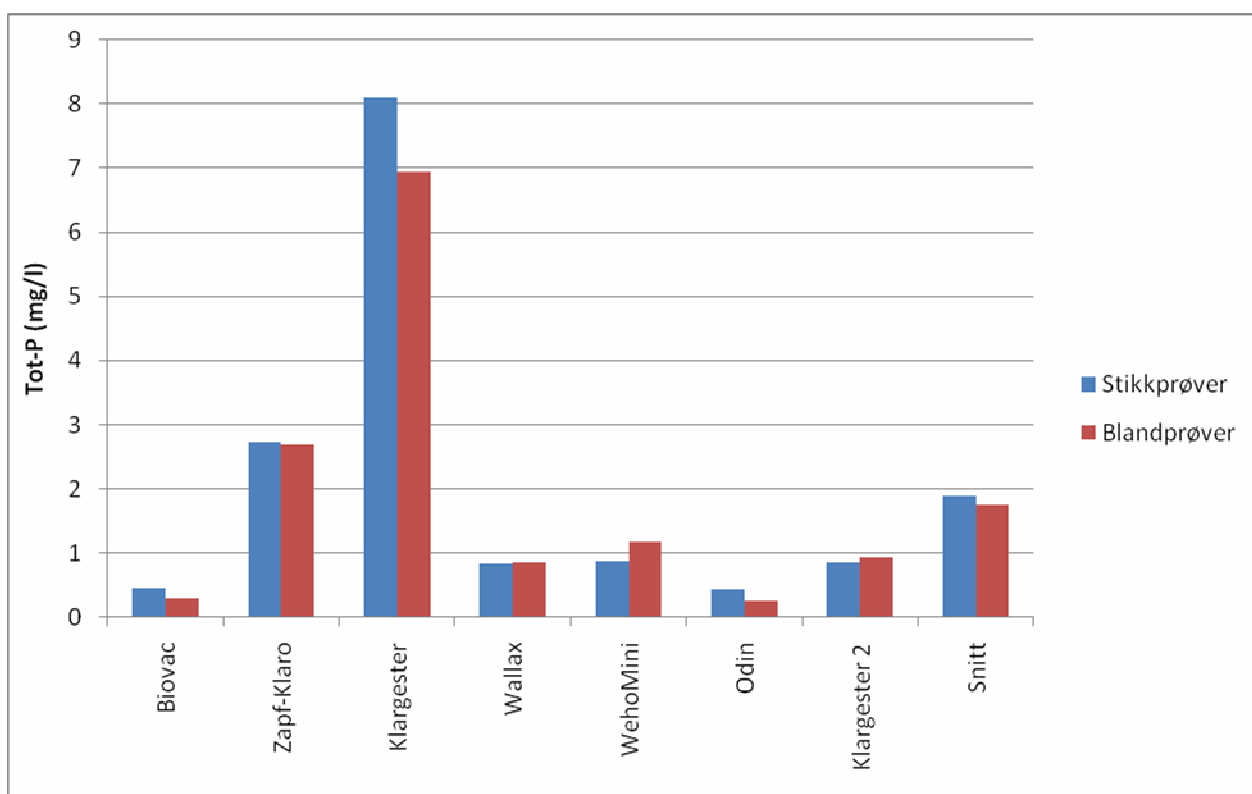


Fig. fortsetter neste side.



Figur 33. Sammenligning av stikkprøve og blandprøve for total fosfor i alle anlegg i undersøkelsen. Anlegget "Klargester" er presentert med og uten døgn med driftsforstyrrelser. X-Aksen viser prøveserier. Stikkprøver er blå søyler, og blandprøver er røde søyler.

Som en kan se av datasettene ovenfor er det tilsynelatende liten forskjell mellom de ulike prøvetakingsmetodene. For noen anleggstyper er snittet høyere mht. stikkprøver, mens andre anlegg viser høyere gjennomsnitt for blandprøver. Dette er også vist i figuren nedenfor hvor gjennomsnittet for alle anleggstyper er vist.



Figur 34. Sammenligning av gjennomsnittlige Tot-P konsentrasjoner for stikk- og blandprøver for samtlige anleggstyper, samt gjennomsnittet for samtlige prøveserier (for anlegg "Klargester" er resultat presentert uten døgn 3-5).

Som figuren ovenfor viser var stikkprøver i gjennomsnitt høyere enn blandprøver for anleggstypene Biovac, Zapf-Klaro, Klargester og Odin i denne undersøkelsen, mens blandprøver ga høyest utløpskonsentrasjon for

Wallax, WehoMini og Klargester-2. Det var i hovedsak liten forskjell mellom den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen ved stikkprøve- og blandprøvetypen, med henholdsvis 1,90 og 1,76 mg Tot-P/l, når alle anleggene er inkludert. Som det kommer frem av figurene ovenfor, var det imidlertid store driftsforstyrrelser i anlegget "Klargester". Dersom dette anlegget trekkes ut var gjennomsnittsverdiene for alle prøveserier like, med 1,07 mg tot-P/l for både stikk- og blandprøver. Basert på resultatene fra alle anlegg, inkl. "Klargester", ga altså stikkprøver ca. 7,8 % høyere utløpskonsentrasjon enn analyser basert på blandprøver, mens det ikke var forskjell i gjennomsnittsverdiene når "Klargester" anlegget er trukket ut.

Datasettet er videre analysert statistisk med den såkalte "Student T-test" metoden, for å se om det er statistisk signifikant forskjell mellom gjennomsnittsverdiene både for det enkelte anlegg, samt for det komplette datasettet (dvs. alle stikkprøver vs. alle blandprøver). Statistisk grunnlag for Student T-test er vist i tabellen under.

Tabell 5. Statistisk grunnlag for beregning av signifikans iht. Student T-test for Tot-P (alle tall i mg Tot-P/l).

Anleggstype	Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians		Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians
Biovac	Stikk	0,45	0,52	0,27		Bland	0,31	0,35	0,12
Zapf-Klaro	Stikk	2,73	2,84	8,07		Bland	2,69	2,78	7,75
Klargester*	Stikk	8,08	3,59	12,87		Bland	6,93	2,51	6,31
Wallax	Stikk	0,84	0,24	0,06		Bland	0,85	0,20	0,04
WehoMini	Stikk	0,88	0,08	0,01		Bland	1,18	0,44	0,19
Odin	Stikk	0,43	0,36	0,13		Bland	0,26	0,11	0,01
Klargester-2	Stikk	0,86	0,06	0,004		Bland	0,93	0,08	0,01
Alle	Stikk	1,90	2,92	8,51		Bland	1,76	2,50	6,24
Alle u/Klarg.**	Stikk	1,07	1,49	2,21		Bland	1,07	1,48	2,19

*Resultater fra døgn nr. 3-5 for anlegg "Klargester" er utelatt, pga. ekstremt avvikende resultater.

**Statistiske grunnlagstall for datasett basert på alle analyseresultater med unntak av resultater fra anlegg "Klargester".

Som det kommer frem av tabellen ovenfor er ingen av gjennomsnittsverdiene for enkeltanlegg identiske med hverandre. En par 2-veis Student T-test er i denne sammenheng benyttet for å bedømme om gjennomsnittsverdiene for de 2 datasettene (gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner målt basert på stikk-/blandprøver) er statistisk forskjellig fra hverandre. Resultatene fra en Student T-test (utført i MS-Excel) er vist i tabellen nedenfor.

Vi ønsker altså i denne sammenheng å sammenligne de to datasettene; i) Stikkprøver og ii) Blandprøver. Her hører dataene naturlig sammen i par, og det normale ved en slik situasjon er å benytte en såkalt par T-test. Siden vi i utgangspunktet ikke vet om det ene datasettet skal forventes å være høyere/lavere enn det andre, er det benyttet en tosidig test. I forbindelse med T-test av data må man definere en såkalt nullhypotese. I dette tilfellet ønsker vi å se om det er signifikante forskjeller mellom stikkprøver og blandprøver. Nullhypotesen blir dermed at de gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonene er like for henholdsvis stikkprøver og blandprøver.

Nullhypotesen skal forkastes dersom:

$$T\text{-test} > T\text{-krit. ,og/eller; } p\text{-verdi} < \text{signifikansnivå } (0,05)$$

Dvs. dersom ovennevnte oppstår er det statistisk signifikant forskjell mellom de gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonene målt etter stikkprøver sammenlignet med blandprøver.

Tabell 6. Resultat fra paret toveis Student T-test for Tot-P, med signifikansnivå 5 %.

Anleggstype	Ant.	Gr. frihet	T-krit.	T-test	p-verdi
Biovac	9	8	2,31	2,14	0,06
Zapf-Klaro	10	9	2,26	0,42	0,68
Klargester*	7	6	2,45	2,47	0,05
Wallax	10	9	2,26	-0,08	0,94
WehoMini	10	9	2,26	-2,12	0,06
Odin	10	9	2,26	1,67	0,13
Klargester-2	3	2	4,30	-1,80	0,21
Alle	59	58	2,00	1,66	0,10
Alle u/Klarg.**	52	51	2,01	0,03	0,97

* Resultater fra døgn nr. 3-5 for anlegg "Klargester" er utelatt fra T-test på dataparene for dette anlegget, pga. svært avvikende resultater.

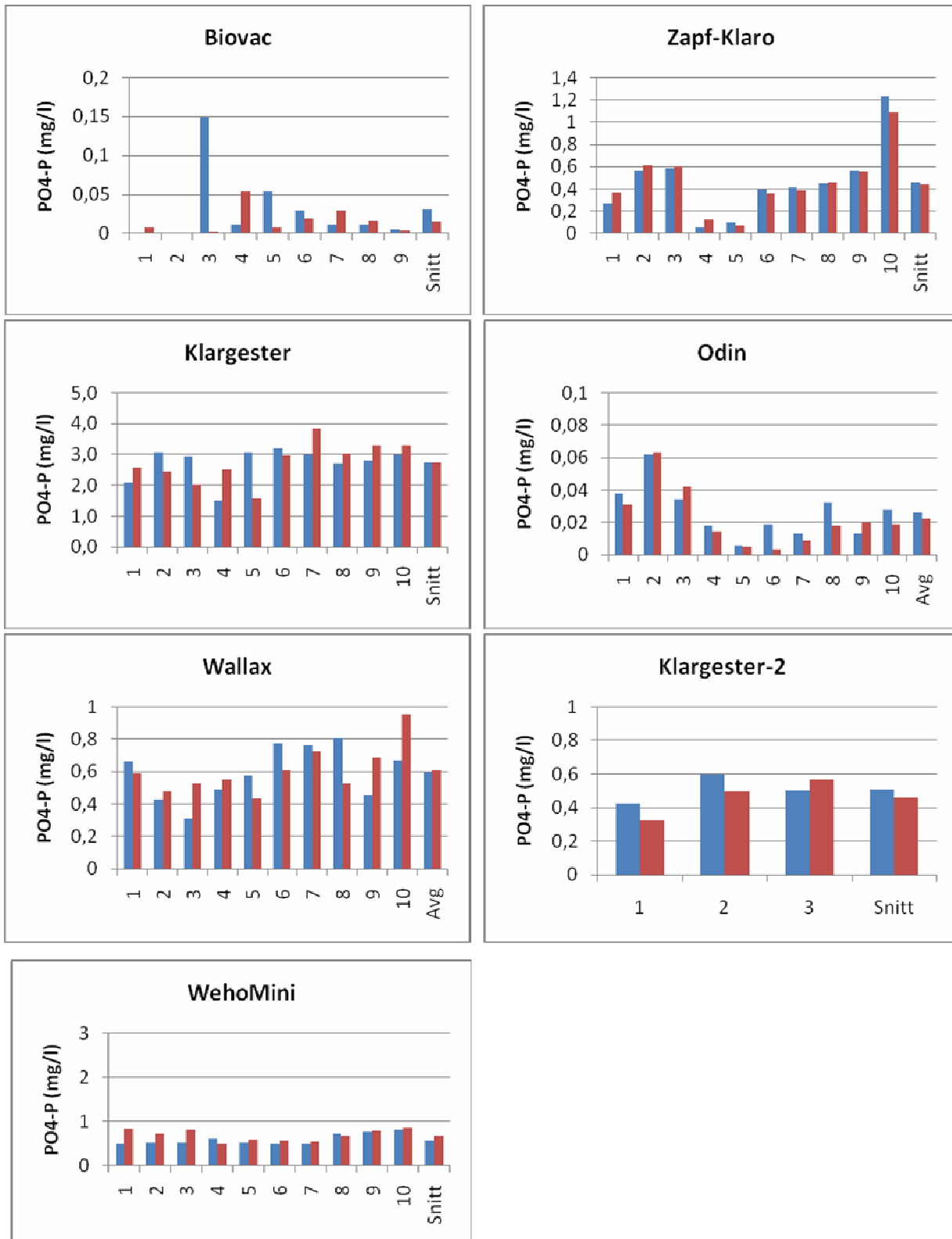
**T-test resultater basert på alle analyseresultater med unntak av data fra anlegg "Klargester"

, hvor

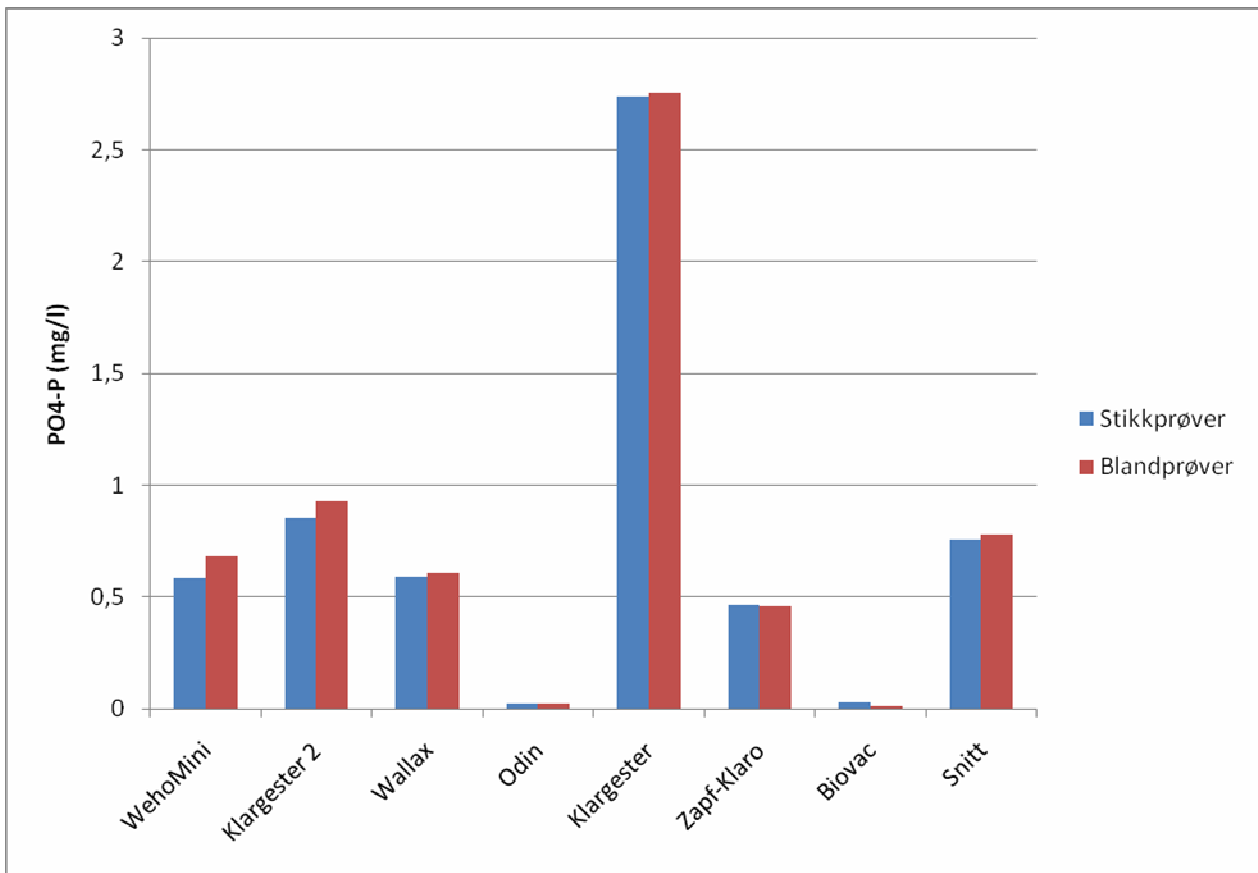
- Ant. = Antall datapar i den enkelte Student T-test
- Gr. frihet = Antall grader av frihet
- T-tabell = Kritisk verdi for T-test
- T-test = Beregnet T-verdi
- p-verdi = sannsynlighet for at nullhypotesen skal forkastes

Som tabellen ovenfor viser har alle enkeltanlegg lavere T-test verdi og høyere p-verdi enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået (0,05). Unntak fra dette er anlegget "Klargester". Tilsvarende er T-test verdi lavere og p-verdi høyere enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået, når samtlige datapar sammenlignes i T-testen (både med og uten "Klargester"-anlegget, dvs. både for "Alle" og "Alle u/Klarg.**"). For alle enkeltanlegg unntatt "Klargester" kan man derfor ikke forkaste nullhypotesen, og datasettene antyder at de gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonene er ikke forskjellige, om man tar prøver ved stikkprøve- eller blandprøvetemetoden. Dette er nærmere diskutert i kapittel 5.2.

4.2.2 Ortofosfat



Figur 35. Sammenligning av stikkprøver og blandprøver for ortofosfat ($PO_4\text{-P}$) i alle anlegg i undersøkelsen. X-Aksen viser prøveserier. Stikkprøver er blå søyler, og blandprøver er røde søyler.



Figur 36. Sammenligning av gjennomsnittlige $PO_4\text{-P}$ utløpskonsentrasjoner for stikk- og blandprøver for samtlige anleggstyper, samt gjennomsnittet for samtlige prøveserier.

Som figurene ovenfor viser var stikkprøver i gjennomsnitt høyere enn blandprøver for anleggstypene Odin, Zapf-Klaro og Biovac i denne undersøkelsen, mens blandprøver ga høyest utløpskonsentrasjon for de øvrige. Det var i hovedsak liten forskjell mellom den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen ved stikkprøve- og blandprøvetypen, med henholdsvis 0,76 og 0,78 mg $PO_4\text{-P/l}$. Basert på resultatene fra denne undersøkelsen ga altså blandprøver ca. 2,8 % høyere utløpskonsentrasjon enn analyser basert på stikkprøver.

Som for Tot-P er resultatene vurdert med og uten anlegget "Klargester" også for denne parameteren. Dette kommer frem av den statistiske analysen nedenfor. Siden det ikke var svært avvikende resultater for døgn 3-5 for denne parameteren for anlegget "Klargester", er disse døgnene inkludert i denne analysen. Statistisk grunnlag samt resultat fra Student T-test er vist i tabellene under.

Tabell 7. Statistisk grunnlag for beregning av signifikans iht. Student T-test for PO₄-P (alle tall i mg PO₄-P/l).

Anleggstype	Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians		Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians
Biovac	Stikk	0,03	0,05	0,002		Bland	0,02	0,02	0,0003
Zapf-Klaro	Stikk	0,46	0,33	0,11		Bland	0,46	0,29	0,08
Klargester	Stikk	2,74	0,53	0,28		Bland	2,75	0,67	0,45
Wallax	Stikk	0,59	0,17	0,03		Bland	0,61	0,15	0,02
WehoMini	Stikk	0,58	0,12	0,02		Bland	0,68	0,13	0,02
Odin	Stikk	0,03	0,02	0,0003		Bland	0,02	0,02	0,0003
Klargester-2	Stikk	0,86	0,06	0,004		Bland	0,93	0,08	0,006
Alle	Stikk	0,76	0,95	0,90		Bland	0,78	0,96	0,93
Alle u/Klarg.*	Stikk	0,37	0,32	0,11		Bland	0,40	0,34	0,12

*Statistiske grunnlagstall for datasett basert på alle analyseresultater med unntak av resultater fra anlegg "Klargester".

Tabell 8. Resultat fra Student T-test for PO₄-P.

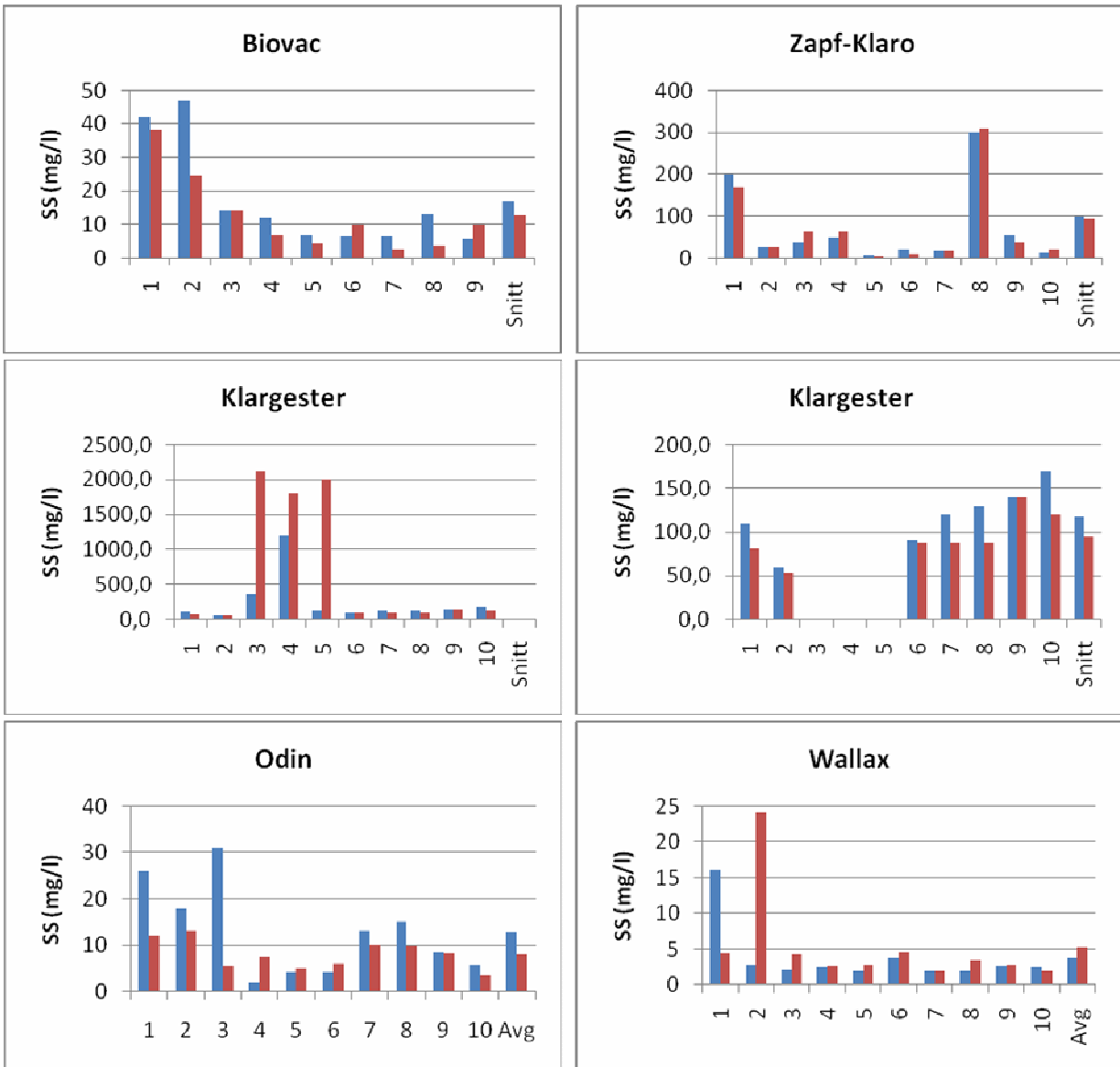
Anleggstype	Ant.	Gr. frihet	T-krit.	T-test	p-verdi
Biovac	9	8	2,31	0,80	0,44
Zapf-Klaro	10	9	2,26	0,05	0,96
Klargester	10	9	2,26	-0,07	0,94
Wallax	10	9	2,26	-0,25	0,81
WehoMini	10	9	2,26	-2,16	0,06
Odin	10	9	2,26	1,49	0,17
Klargester-2	3	2	4,30	-1,80	0,21
Alle	62	61	2,00	-0,53	0,60
Alle u/Klarg.*	52	51	2,01	-1,43	0,16

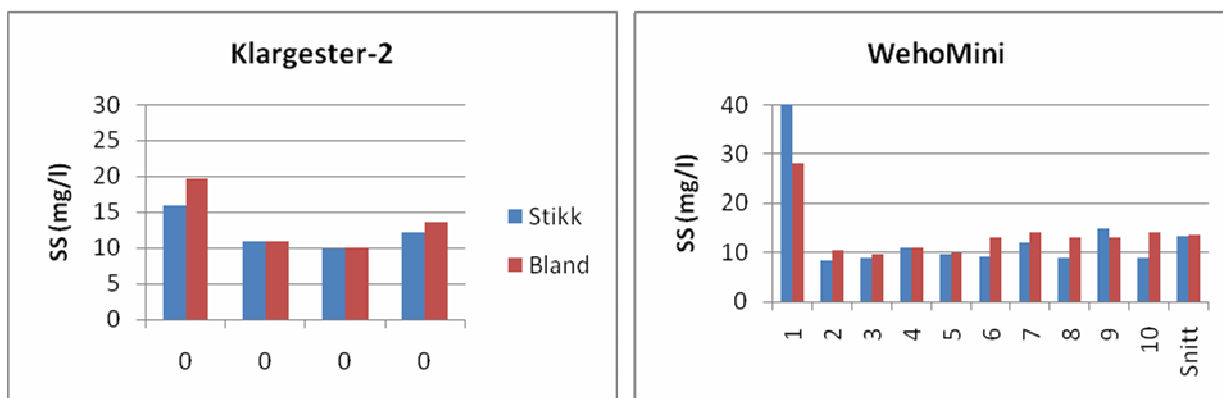
*T-test resultater basert på alle analyseresultater med unntak av data fra anlegg "Klargester"

, hvor
 Ant. = Antall datapar i den enkelte Student T-test
 Gr. frihet = Antall grader av frihet
 T-tabell = Kritisk verdi for T-test
 T-test = Beregnet T-verdi
 p-verdi = sannsynlighet for at nullhypotesen skal forkastes

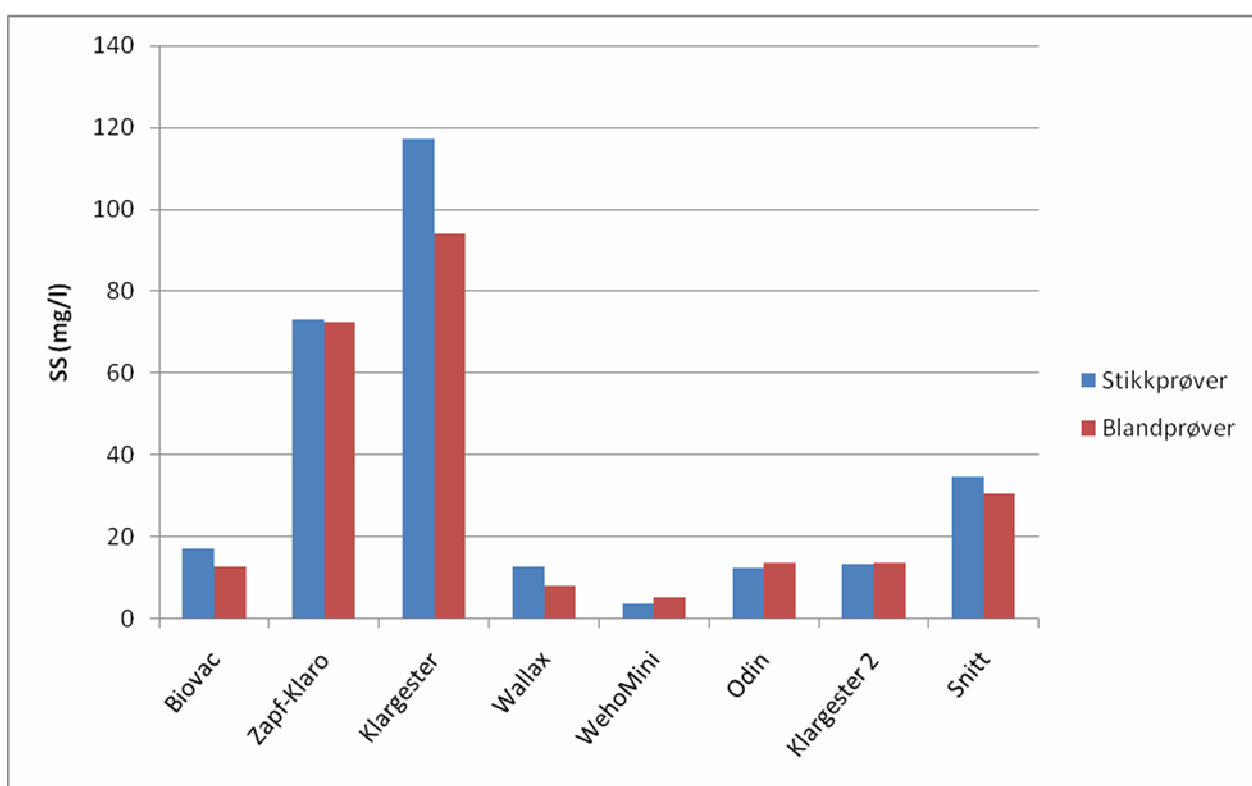
Som tabellen ovenfor viser har alle enkeltanlegg lavere T-test verdi og høyere p-verdi enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået (0,05). Tilsvarende er T-test verdi lavere og p-verdi høyere enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået, når samtlige datapar sammenlignes i T-testen (både med og uten "Klargester"-anlegget, dvs. både for "Alle" og "Alle u/Klarg.**"). For alle enkeltanlegg, samt alle anlegg totalt, kan man derfor ikke forkaste nullhypotesen, og datasettene antyder at de gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonene er ikke forskjellige, om man tar prøver ved stikkprøve- eller blandprøvemethoden. Dette er nærmere diskutert i kapittel 5.2.

4.2.3 Suspended matter





Figur 37. Sammenligning av stikkprøver og blandprøver for suspendert stoff (SS) i alle anlegg i undersøkelsen. X-Aksen viser prøveserier. Stikkprøver er blå søyler, og blandprøver er røde søyler.



Figur 38. Sammenligning av gjennomsnittlige utløpskonsentrasjoner for suspendert stoff (SS) for stikk- og blandprøver for samtlige anleggstyper, samt gjennomsnittet for samtlige prøveserier.

Som figurene ovenfor viser var stikkprøver i gjennomsnitt høyere enn blandprøver for anleggstypene Biovac, Zapf-Klaro, Klargester og Wallax i denne undersøkelsen, mens blandprøver ga høyest utløpskonsentrasjon for de øvrige. Det var i hovedsak liten forskjell mellom den gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonen ved stikkprøve- og blandprøvetakemetoden, med henholdsvis 34,5 og 30,6 mg PO₄-P/l. Basert på resultatene fra denne undersøkelsen ga altså stikkprøver ca. 12,8 % høyere utløpskonsentrasjon enn analyser basert på blandprøver, når samtlige prøver er tatt i betraktning. Det gjøres oppmerksom på at prøvedøgn 3-5 for anlegget Klargester er ikke medtatt i disse tallene, pga. svært avvikende resultater.

Tabell 9. Statistisk grunnlag for beregning av signifikans iht. Student T-test for SS (alle tall i mg SS/l).

Anleggstype	Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians		Prøvetype	Snitt	St. avvik	Varians
Biovac	Stikk	17,0	16,0	254,5		Bland	12,7	11,7	136,9
Zapf-Klaro	Stikk	73,0	97,4	9492,4		Bland	72,4	96,3	9281,5
Klargester*	Stikk	117,1	35,5	1257,1		Bland	94,0	28,0	786,4
Wallax	Stikk	3,8	4,3	18,6		Bland	5,3	6,7	44,6
WehoMini	Stikk	13,2	9,6	92,7		Bland	13,6	5,4	29,1
Odin	Stikk	12,8	9,8	96,4		Bland	8,1	3,1	9,7
Klargester-2	Stikk	12,3	3,3	10,8		Bland	13,6	5,3	28,3
Alle	Stikk	35,7	88,9	3288,4		Bland	31,6	52,7	2781,0
Alle u/Klarg.**	Stikk	23,4	48,7	2367,1		Bland	22,1	48,0	2299,6

*Resultater fra døgn nr. 3-5 for anlegg "Klargester" er utelatt, pga. ekstremt avvikende resultater.

**Statistiske grunnlagstall for datasett basert på alle analyseresultater med unntak av resultater fra anlegg "Klargester".

Tabell 10. Resultat fra Student T-test for SS.

Anleggstype	Ant.	Gr. frihet	T-krit.	T-test	p-verdi
Biovac	9	8	2,31	1,60	0,15
Zapf-Klaro	10	9	2,26	0,12	0,91
Klargester*	7	6	2,45	3,03	0,02
Wallax	10	9	2,26	-0,59	0,57
WehoMini	10	9	2,26	-0,28	0,79
Odin	10	9	2,26	1,68	0,13
Klargester-2	3	2	4,30	-1,08	0,39
Alle	59	58	2,00	2,28	0,03
Alle u/Klarg.**	52	51	2,00	1,00	0,32

* Resultater fra døgn nr. 3-5 for anlegg "Klargester" er utelatt fra T-test på dataparene for dette anlegget, pga. svært avvikende resultater.

**T-test resultater basert på alle analyseresultater med unntak av data fra anlegg "Klargester"

, hvor

- Ant. = Antall datapar i den enkelte Student T-test
- Gr. frihet = Antall grader av frihet
- T-tabell = Kritisk verdi for T-test
- T-test = Beregnet T-verdi
- p-verdi = sannsynlighet for at nullhypotesen skal forkastes

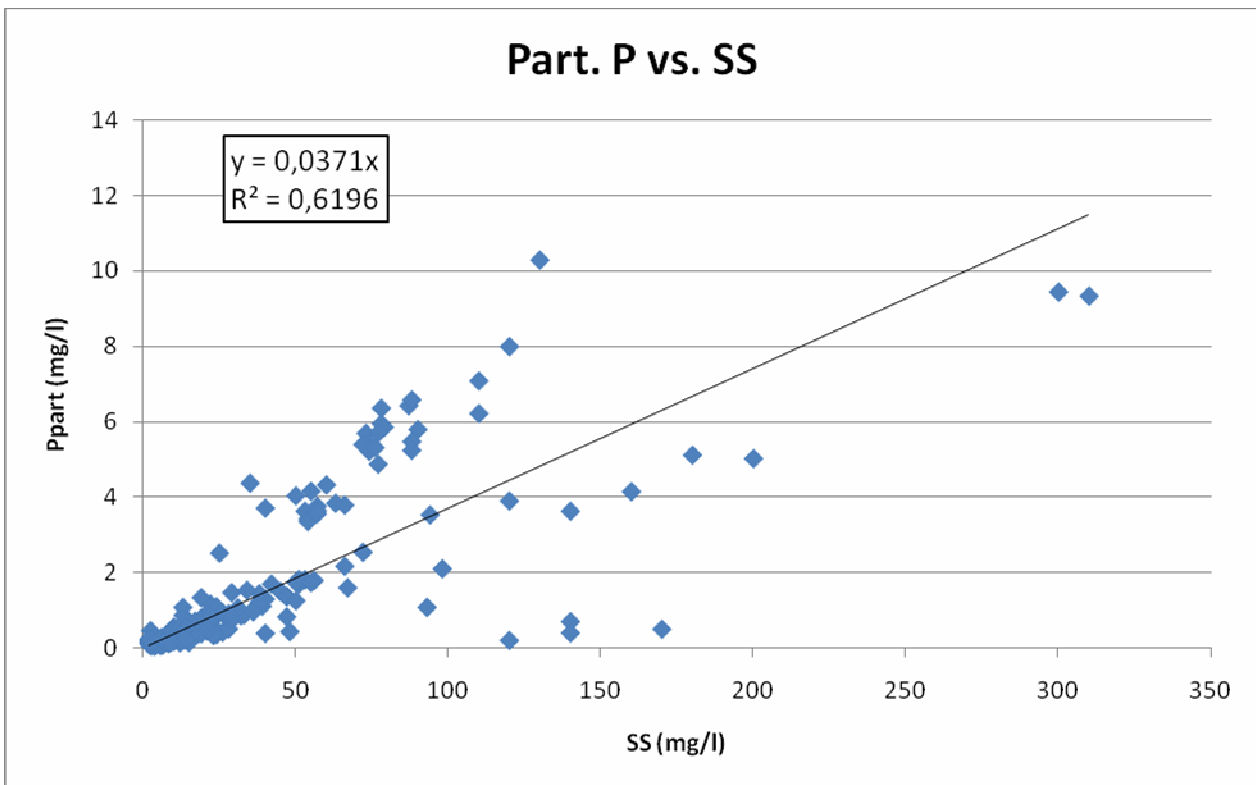
Som tabellen ovenfor viser har alle enkeltanlegg lavere T-test verdi og høyere p-verdi enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået (0,05). Unntak fra dette er anlegget "Klargester". Tilsvarende er T-test verdi lavere og p-verdi høyere enn henholdsvis T-kritisk og signifikansnivået, når samtlige datapar sammenlignes i T-testen uten "Klargester"-anlegget ("Alle u/Klarg.**"). Imidlertid, når "Klargester" er med i dataanalysen kan nullhypotesen forkastes. For alle enkeltanlegg unntatt "Klargester" kan man derfor ikke forkaste

nullhypotesen, og datasettene antyder at de gjennomsnittlige utløpskonsentrasjonene er ikke forskjellige, om man tar prøver ved stikkprøve- eller blandprøvemethoden. Dette er nærmere diskutert i kapittel 5.2.

4.3 Påvirkning av suspendert stoff

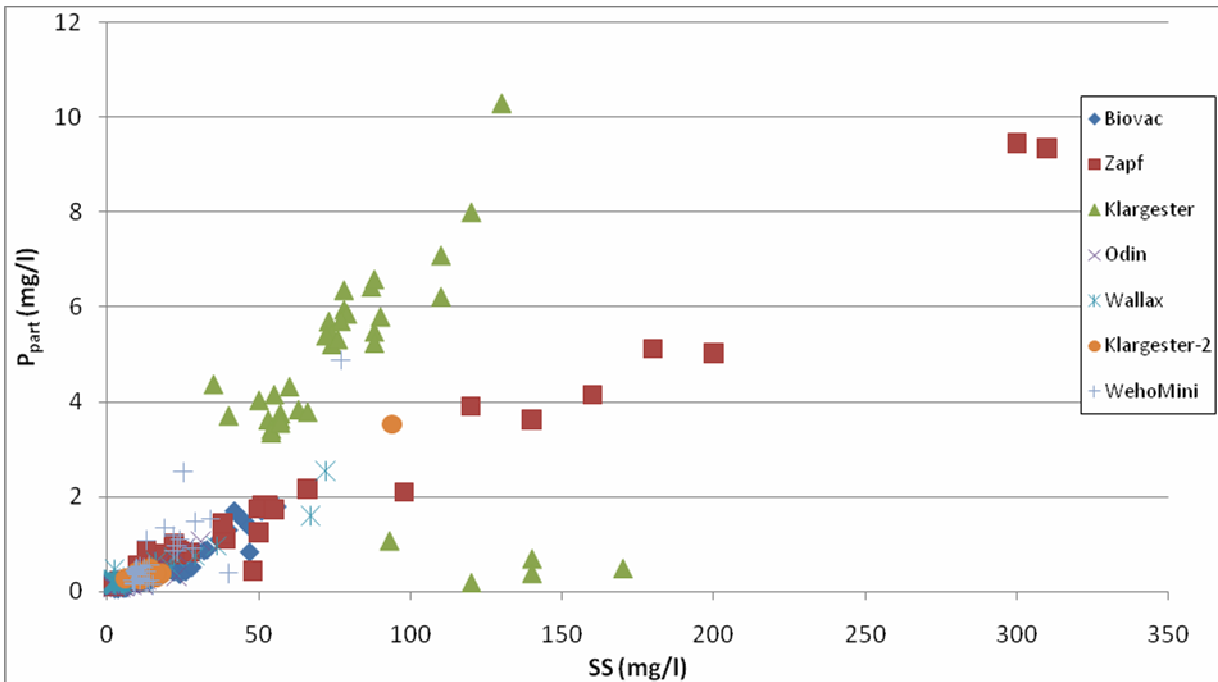
Tidligere studier har vist at fosforkonsentrasjon i utløpsvann fra minirensanlegg er sterkt knyttet til utslipp av suspendert materiale, målt som suspendert stoff (SS). For å kvalitetssikre fosfortallene i denne studien er det også utført analyser på denne parameteren.

I figuren nedenfor er samtlige prøver i undersøkelser vist, hvor partikulær fosfor (P_{part}) er plottet som en funksjon av SS. Her inngår samtlige enkeltprøver som selvstendige analyser, dvs. datasettet inkluderer 2-timers prøver tatt i forbindelse med døgnvariasjonstesten. P_{part} er beregnet som Tot-P minus $\text{PO}_4\text{-P}$. Unntatt er prøver fra døgn 3-5 for anlegg "Klargester" pga. ekstreme verdier.



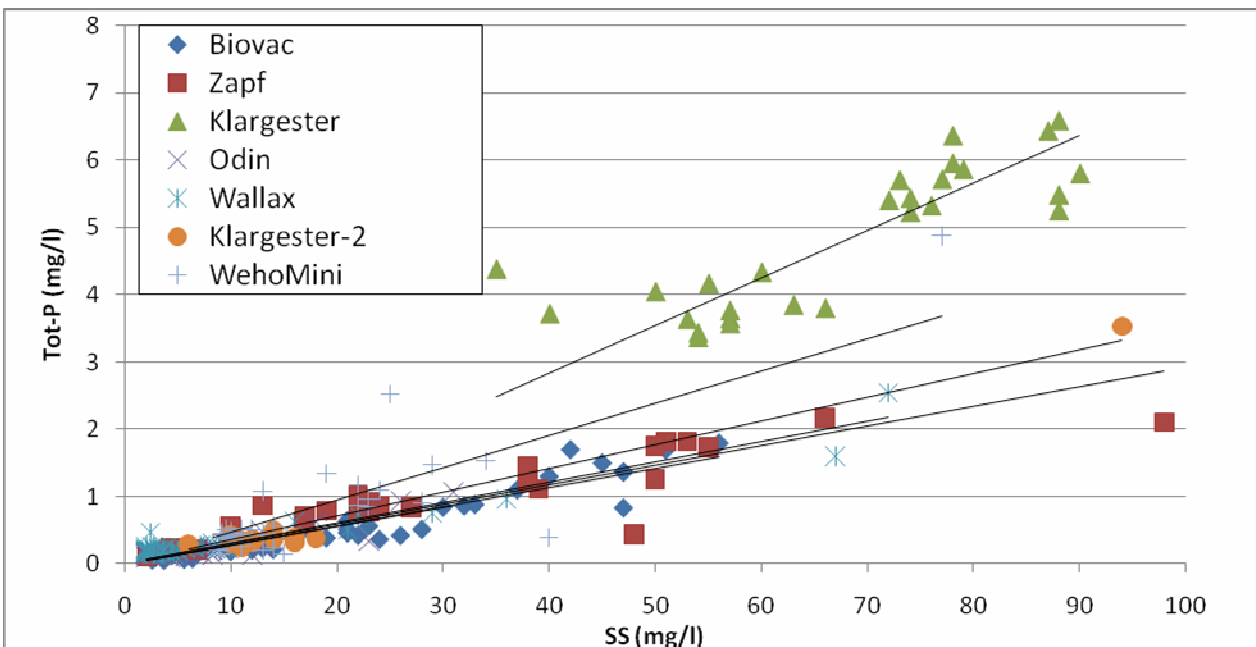
Figur 39. Partikulær fosfor (P_{part}) som en funksjon av suspendert stoff (SS) for samtlige prøver i undersøkelsen.

Figuren viser en relativt god sammenheng mellom P_{part} og SS, med en korrelasjonskoeffisient (R^2) på 0,62. I figuren nedenfor er samme datasett vist, men sortert pr. anlegg. Her er det tydelig at anlegget "Klargester" er det anlegget som forårsaker den største spredningen i punktsvermen i figuren ovenfor. Dersom dette anlegget ikke tas med er sammenhengen mellom P_{part} og SS samlet sett svært god ($R^2 = 0,93$).



Figur 40. Partikulær fosfor (P_{part}) som en funksjon av suspendert stoff (SS) for samtlige prøver i undersøkelsen, fordelt på anleggsmode.

Det er tydelig at det er individuelle forskjeller mellom de ulike anleggene. Pga. noe høye verdier i figuren over er det vanskelig å se dette bildet. I figuren nedenfor er data for prøver med SS større enn 100 mg/l ikke vist, og da kan man enklere se dette.



Figur 41. Partikulær fosfor (P_{part}) som en funksjon av suspendert stoff (SS), med trendkurver for den enkelte anleggstypen (prøver med $SS > 100$ mg/l er ikke vist).

Som en ser av figuren er de lineariserte trendkurvene noe forskjellige. De ulike anleggenes forhold mellom P_{part} og SS kan uttrykkes ved følgende funksjoner:

Biovac: $P_{\text{part}} = 0,028 \times SS, R^2 = 0,87$

Zapf: $P_{\text{part}} = 0,029 \times SS, R^2 = 0,97$

Klargester: $P_{\text{part}} = 0,071 \times SS, R^2 = 0,52$

Odin: $P_{\text{part}} = 0,028 \times SS, R^2 = 0,74$

Wallax: $P_{\text{part}} = 0,030 \times SS, R^2 = 0,88$

Klargester-2: $P_{\text{part}} = 0,035 \times SS, R^2 = 0,97$

WehoMini: $P_{\text{part}} = 0,045 \times SS, R^2 = 0,72$

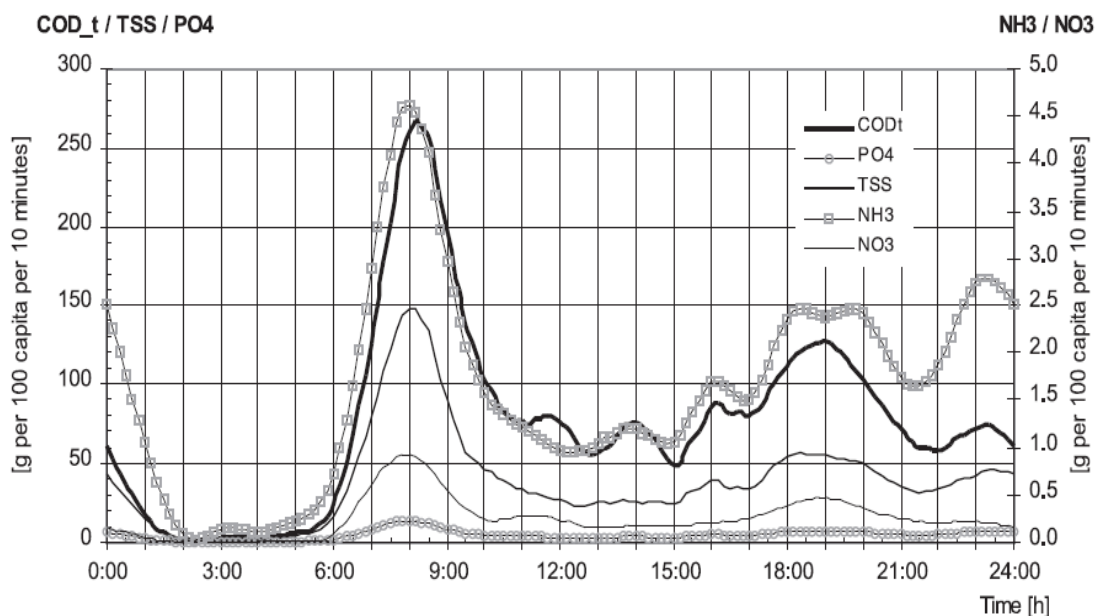
SS verdier over 100 mg/l for anlegget "Klargester" er ikke medtatt pga. ekstremt avvikende resultater. Øvrige funksjoner er basert på samtlige data for de øvrige anleggene.

5 Diskusjon

5.1 Døgnvariasjon

Et argument mot å ta stikkprøver har vært at disse anleggene har stor variasjon med store svingninger i innløpsvannets mengde og/eller sammensetning. Dersom anleggene ikke har tilstrekkelig utjevning/oppholdstid, skulle det kunne forventes variasjon i utløpsvannets kvalitet avhengig av hva man har i innløpet. I tillegg har disse anleggene langt mindre sofistikerte styrings- og overvåkingssystemer (sammenlignet med større sentrale anlegg), særlig mht. kontroll av dosering av fellingskemikalie. Dette skulle derfor også i teorien kunne gi utslag i variable utløpsverdier. Å ta stikkprøver på et vilkårlig tidspunkt på døgnet vil derfor potensielt kunne gi ikke representative resultater.

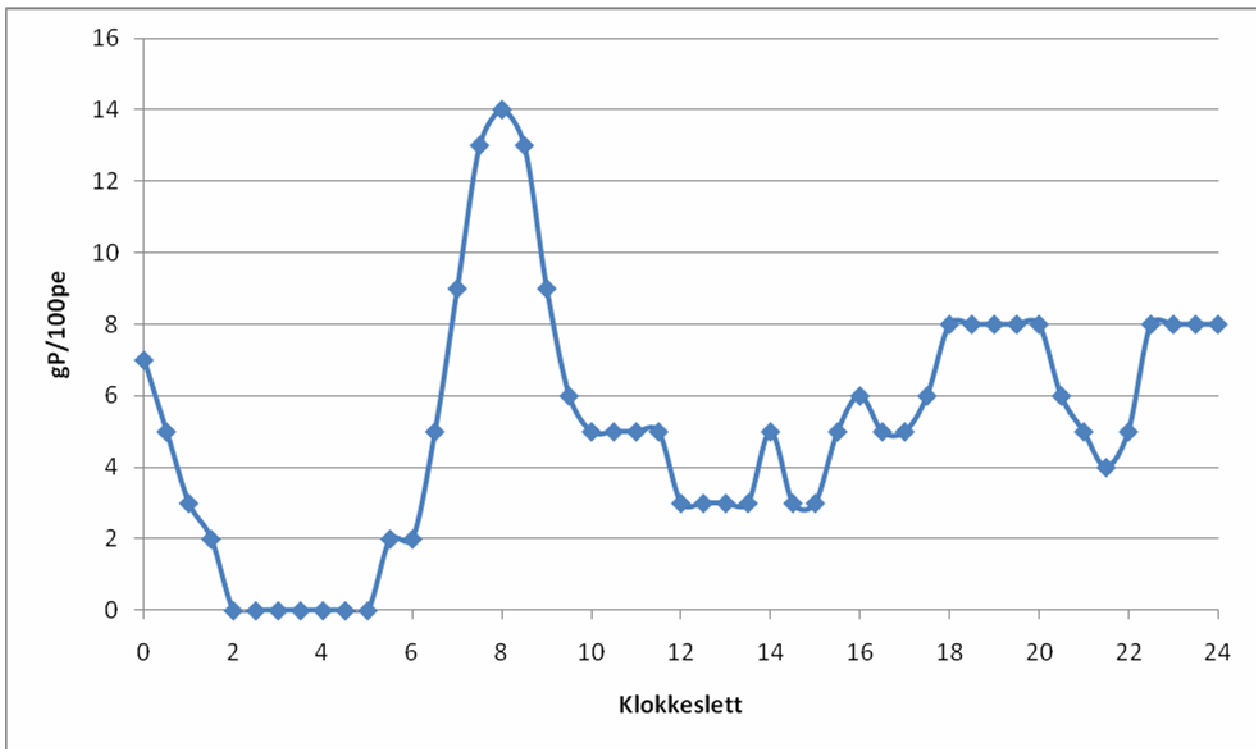
Det foreligger lite dokumentasjon som tar for seg variasjon i innløpet på renseanlegg i denne størrelsesorden. Et forventet mønster er imidlertid størst belastning på morgenen i forbindelse med at folk gjør seg klar for arbeid/skole, med lav belastning til man kommer hjem på ettermiddagen, og en jevn økning utover kvelden. Videre er det å forvente svært lav belastning gjennom natten. Dette bekreftes i noen studier, og døgnvariasjon for et utvalg parametere og vannforbruk er vist i figurene nedenfor (Almeida m.fl. 1999, Tjandraatmadja m.fl. 2009 og Geary m- fl. 2008).



Figur 42. Døgnvariasjonsbelastning for ulike parametere fra enkelthus (Almeida m.fl. 1999).

Figuren ovenfor viser belastning målt som g/100 pe/10 min for parameterne KOF (COD), PO₄-P, SS (TSS), NH₃-N og NO₃-N. Grafen er basert på data fra 3 separate studier i England på 90-tallet (Almeida m.fl. 1999).

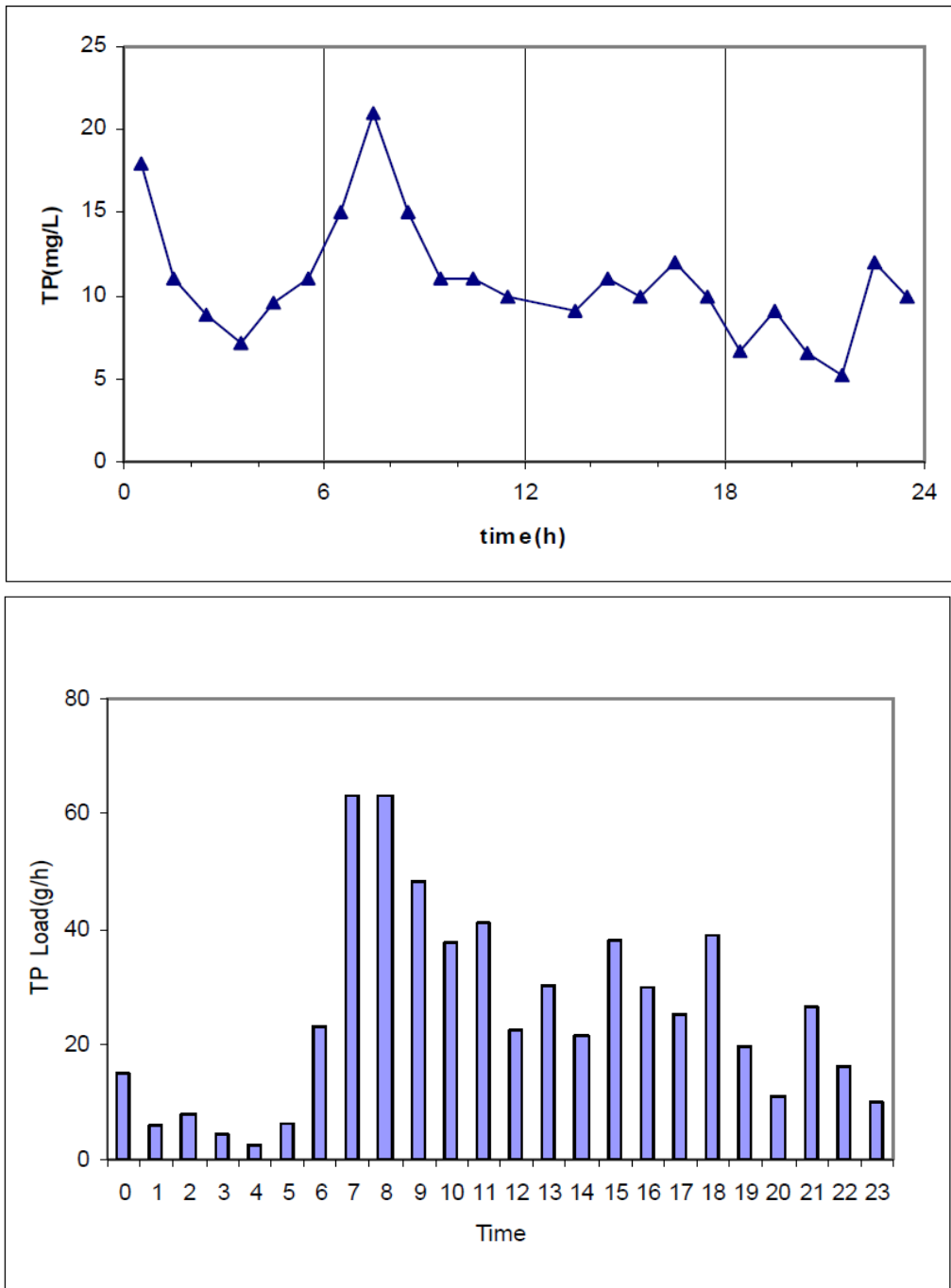
Her ser man en meget klar økning i belastning på morgenen for alle parametere, med lavere midt på dagen og en gradvis økning utover kvelden. Parameteren $PO_4\text{-P}$ er dessverre ikke så tydelig pga. skalaen som er benyttet. Kurven for $PO_4\text{-P}$ er derfor gjenskapt i figuren nedenfor, hvor data er hentet fra grafen i figur 42. Også her kan man se at det er størst belastning på morgenen samt antydning av økning utover kvelden.



Figur 43. Døgnvariasjon i innløpskonsentrasjoner for $PO_4\text{-P}$ i avløpsvann fra enkelthus (etter Almeida m.fl. 1999).

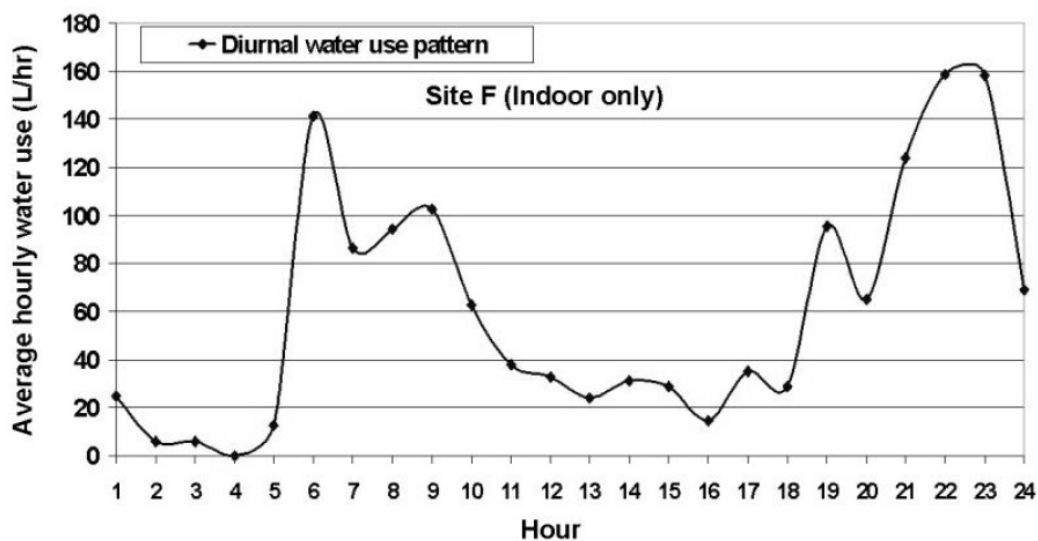
Figurene nedenfor viser tydelig hvordan Tot-P varierte over døgnet i en australsk undersøkelse (Tjandraatmadja m.fl. 2009).

Grafene i figuren nedenfor er basert på data fra ett boligområde med 163 hus uten påvirkning fra industri og infiltrasjon. Prøvene er tatt på en søndag, noe som ikke vil være særlig aktuelt i forbindelse med utslippskontroll i Norge. Tilsvarende prøver fra en hverdag vil derfor måtte forventes å være noe annerledes. Det som imidlertid gjør figurene interessante er at det i tillegg til belastningsvariasjon (dvs. konsentrasjon x vannmengde) også er en markant variasjon i konsentrasjon. Fra figuren ser man to topper, én lørdag kveld og én søndag morgen. Dette skyldes trolig høy tilførsel av urin i de tidsrommene (urin har høy fosfor konsentrasjon).



Figur 44. Døgnvariasjon mht. både belastning og konsentrasjon i avløp fra 163 boliger i Melbourne, Australia (Tjandraatmadja m.fl. 2009).

Store variasjoner i vannmengde vil også kunne innvirke på disse anleggenes ytelse. Særlig utsatt vil sedimenteringsegenskapene kunne påvirkes negativt, med store svingninger. I figuren nedenfor er det vist gjennomsnittlig døgnvariasjon for vannmengde basert på 9 målinger i et enkelthus med 4 personer.



Figur 45. Døgnvariasjon mht. vannmengde fra enkelthus med 2 barn og 2 voksne i Port Stevens, Australia (Geary m.fl. 2008).

Kurven i figuren ovenfor viser en tydelig topp i forbindelse med morgen- og kveldsstell. Tilsvarende mønster i døgnvariasjon for vannmengder fra enkelthus er også rapportert av andre, f. eks. Blokker m.fl. (2010).

Måling av døgnvariasjon vil kunne gi svar på om anleggene har større variasjoner i utløpsvannet. Dersom anleggene ikke er tilstrekkelig dimensjonert for å takle en slik variasjon i tilførselen, vil døgnvariasjonskurver målt på utløpsvannet kunne gi informasjon for å bedømme hvorvidt stikkprøver kan være kilde til feiltolkning av anleggenes ytelse.

I vår undersøkelse er det tatt 2 timers blandprøver over døgnet med automatisk prøvetager for samtlige anleggstyper, dvs. 12 prøver pr døgn. Disse resultatene er satt sammen til sammenhengende døgnvariasjonskurver for det individuelle prøvedøgn.

Døgnvariasjon for parameterne Tot-P, PO₄-P og SS målt på utløpsvann er vist i kapittel 4.1. Resultatene viser ingen trend som kan henføres til gjenkjennbart mønster i forhold til døgnvariasjon som følge av svingninger på innløpsvannets mengde og/eller sammensetning. Ser man dette i sammenheng med tabell 1 i kapittel 2.4, bør dette tolkes som om anleggene er robust dimensjonerte mht. svingninger i innløpsvannet og det er tilstrekkelig utjevning i anleggene.

Det forekommer imidlertid noen svingninger som kommer sterkere til uttrykk i døgnvariasjonskurver for enkelte prøvedøgn. Dette gjelder spesielt følgende anlegg/serier: Zapf-Klaro - Døgn nr. 4, Biovac - Døgn nr. 1 og Wallax - Døgn nr. 2. Nedenfor er nøkkeltall for disse 3 døgnene gjengitt.

<u>Prøveserie</u>	<u>Snitt av alle "Stikkprøver"</u>	<u>Standardavvik</u>
Zapf-Klaro - døgn 4	1,9 mg Tot-P/l	+/- 1,68 mg Tot-P/l
Biovac - døgn 1	1,2 mg Tot-P/l	+/- 0,37 mg Tot-P/l
Wallax - døgn 2	1,2 mg Tot-P/l	+/- 0,66 mg Tot-P/l

Tallene viser at samtlige døgn ville ha blitt underkjent i forhold til et utslippskrav på 1,0 mg Tot-P/l, dersom en blandprøve hadde vært lagt til grunn for bedømming.

Standardavvik blir ofte kalt det "typiske avviket fra gjennomsnittet". Disse 3 døgnvariasjonskurvene er av særskilt interesse i denne studien da deres standardavvik antyder at den typiske variasjonen er så stor at stikkprøver tatt på forskjellig tid av døgnet ville kunne være forskjell mellom hvorvidt anlegget har utløpskonsentrasjon over eller under utslippskravet.

Alle de øvrige kurvene er relativt flate, når en ser bort fra feil knyttet til prøvetaking eller analysefeil. Deres standardavvik er heller ikke av en slik størrelse at en stikkprøve tatt på et tilfeldig tidspunkt på døgnet ville ha gjort at "typisk avvik" fra gjennomsnittet ville ha flyttet et "godkjent" anlegg til å bli et "underkjent" anlegg, eller motsatt. Unntak fra dette er WehoMini - døgn 2 (snitt 1,13 (+/- 0,15)). Denne serien er imidlertid tilnærmet flat, og "balanserer" rundt utslippsgrensen på 1,0 mg Tot-P/l. Med en usikkerhet på +/- 10 % i analyseprosedyren (NS-EN ISO 15681) er det derfor i praksis ikke mulig å si om det er variasjon i anlegget eller variasjon i analysene utført av akkreditert laboratorium som forårsaker den meget beskjedne variasjonen for dette anlegget.

Ser man nærmere på de enkelte data for døgnvariasjonskurvene i de nevnte 3 serier, og definerer dem som 12 stk "stikkprøver", vil man raskt se at man i de døgnene ville fått forskjellig resultat avhengig av når på døgnet den enkelte "stikkprøven" ble tatt ut. Dette må man imidlertid se i en litt større sammenheng, hvor hyppighet i forhold til data fra samtlige prøvedøgn må tas i betraktning. I denne forbindelse har vi derfor valgt å definere det slik at enkeltdata ("stikkprøver") i en døgnvariasjonskurve som ligger mer enn ett standardavvik fra gjennomsnittet, og samtidig flytter anlegget fra "godkjent" til "underkjent" (eller motsatt), kan være et utslag av variasjon pga. at prøven er hentet ut som stikkprøve. For disse 3 prøveseriene var det totalt 6 enkeltprøver ("stikkprøver") som avvek mer enn standardavviket fra døgnet gjennomsnittsverdi. Av disse avvikende enkeltdata var 4 stk over utslippsgrensen, og 2 stk under. Totalt inngår det 160 enkeltdata, eller "stikkprøver", i døgnvariasjonsundersøkelsen (Klargester - døgn 3 er ikke medtatt). Det betyr at det var 3,75 % av prøvene som i utgangspunktet kunne betraktes som negativt påvirket av stikkprøvemethoden, og derigjennom ville kunne føre til feilaktig kategorisering av anlegget. Dette er en lav prosentandel, og sammenlignes dette med øvrige resultater i denne undersøkelsen er dette ubetydelig og vil ikke diskvalifisere stikkprøvemethoden.

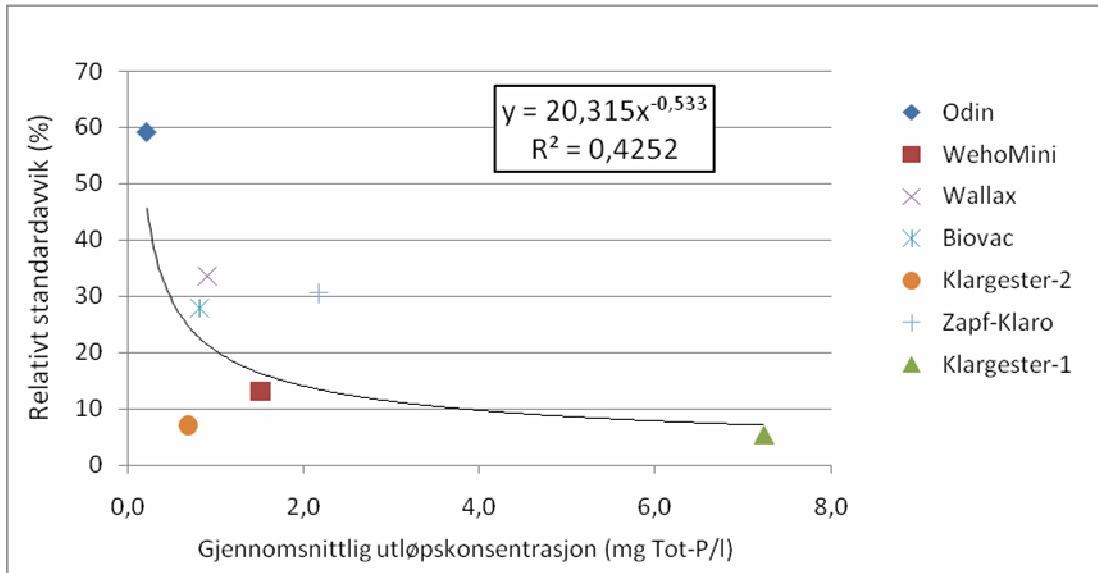
For å vurdere om det er noe mønster i døgnvariasjonen på et mer generelt grunnlag, er den observerte variasjonen gruppert i forhold til den enkelte anleggstype. Tabellen nedenfor viser således den enkelte anleggstypes gjennomsnittsverdier og deres gjennomsnittlige relative standardavvik (standardavvik som prosentvis andel av gjennomsnitt). Relativt standardavvik (RSD - %) er benyttet da det ikke er mulig å sammenligne de ulike kurvene med normalt standardavvik angitt som konsentrasjon, siden kurvene er distribuert over ulike konsentrasjonsnivåer.

Tabell 11. Gjennomsnittsverdier for døgnvariasjonsdata med korresponderende gjennomsnittlige relative standardavvik.

Parameter	Odin		WehoMini		Wallax		Biovac		Klargester*		Zapf-Klaro	
	Snitt (mg/l)	RSD (%)	Snitt (mg/l)	RSD (%)	Snitt (mg/l)	RSD (%)	Snitt (mg/l)	RSD (%)	Snitt (mg/l)	RSD (%)	Snitt (mg/l)	RSD (%)
Tot-P	0,2	59,1	1,5	13,1	0,9	33,6	0,8	27,9	7,2 / 0,7	5 / 7	2,2	30,5
PO ₄ -P	0,03	39,2	0,8	8,2	0,5	29,8	0,005	124,4	2,5 / 0,4	7 / 9	0,4	45,0
SS	6,6	93,5	16,4	17,2	10,9	86,0	31,4	33,6	67 / 13	15 / 26	65,4	39,5

*Siden 2 stk Klargester-anlegg inngår, er tallene gjengitt for begge anlegg (Døgn 3 for Klargester er ikke medtatt).

En interessant observasjon i tabellen ovenfor er at det er en tendens for at det relative standardavviket er omvendt proporsjonalt med den målte konsentrasjonen. Ser man for eksempel på Tot-P er det relative standardavviket høyest for den laveste gjennomsnittskonsentrasjonen (59,1 % / 0,2 mg/l for Odin), og motsatt lavest for den høyeste konsentrasjonen (5 % / 7,2 mg/l for Klargestør). Tilsvarende trend er også synlig for de andre parameterne PO₄-P og SS. En korrelasjonskurve basert på Tot-P verdiene i tabell 11 er vist i figuren nedenfor.



Figur 46. Korrelasjon mellom gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon og relativt standardavvik for døgnvariasjonsdata.

Som en kan se av figuren ovenfor er det en relativt svak korrelasjon ($R^2 = 0,43$). Dette skyldes i hovedsak 2 døgnvariasjonskurver som avviker fra trenden: i) Døgn 4 for Zapf-Klaro, som hadde både stor variasjon og høy gjennomsnittskonsentrasjon. Det er tydelig at dette anlegget hadde forbigående driftsforstyrrelser i dette døgnet ("flat" kurve i døgn 5), hvilket gir et betydelig utslag på denne korrelasjonen. ii) Prøvedøgnet for Klargestør-2, som hadde både lite variasjon og lav gjennomsnittskonsentrasjon. Dette anlegget hadde tilnærmet flat døgnvariasjonskurve med gjennomgående svært lav konsentrasjon. Dersom begge disse døgnene ekskluderes ville korrelasjonskoeffisienten vært $R^2 = 0,94$, og altså en ganske sterk indikasjon på at det relative standardavviket er omvendt proporsjonalt med utløpskonsentrasjonen. Det må understrekes at det er begrenset med data som ligger til grunn for denne vurderingen, og det kan ikke trekkes en entydig konklusjon basert på dette. Ytterligere undersøkelser med flere data og for en lengre tidsperiode er nødvendig for å etablere en robust korrelasjon. Tallene indikerer imidlertid at jo høyere konsentrasjon man måler, jo større sannsynlighet er det for at en stikkprøve vil være uavhengig av når på døgnet den tas. Dette gir dermed større trygghet for rettmessig underkjennelse av anlegg ved høye konsentrasjoner basert på stikkprøver.

5.2 Stikkprøver vs. blandprøver

Stikkprøver og blandprøver er sammenlignet i kapittel 4.2. Resultatene fra denne sammenligningen viser at det er liten forskjell mellom gjennomsnittsverdiene målt på stikk- og blandprøver. I seg selv kan dette tolkes dit hen at man kan få likeverdige resultater uavhengig av prøvetakingsmetode. Dette er imidlertid ikke tilfredsstillende, og en mer inngående statistisk vurdering av resultatene er gjennomført, hvor en paret toveis Student T-test er gjennomført.

I hovedsak viser resultatene at når man sammenligner dataparene for både den enkelte anleggstype, og for det totale datasettet, er resultatet at nullhypotesen ikke kan forkastes. Dette betyr at den statistiske analysen viser at datagrunnlaget ikke gir grunnlag for å si at det er forskjell mellom analyseresultater basert på stikkprøver sammenlignet med blandprøver. Det er viktig å understreke at dette ikke betyr at konklusjonen er at gjennomsnittsverdiene er like.

Som det kommer frem av kapittel 4.2 var det store driftsforstyrrelser i anlegg "Klargester". Verdien av å ta med dette anlegget i vurderingene kan derfor diskuteres. Vi har imidlertid valgt å vise alle tallene, både med og uten dette anlegget, da selv med dette anlegget antyder resultatene at det ikke er forskjell mellom analyseresultater fra prøver tatt med stikk- eller blandprøver. Unntak fra dette er Student T-test for SS-prøvene på hele datasettet. Dersom dette anlegget tas ut av undersøkelsen antyder Student T-testen entydig for alle enkeltanlegg, alle anlegg samlet og alle parametere, at det ikke er forskjell i analyseresultatene.

Tabell 1 viser videre at ved maksimal belastning er en konservativt beregnet hydraulisk oppholdstid fra om lag 23 til 38 timer, altså mellom ca. 1 - 1,5 døgn. Det kan tillegges at anleggstypene Klargester og Wallax (jfr. kap. 3) har innebygd kontinuerlig utjevningssystemer, og for disse anleggstypene er utjevnet oppholdstid høyere enn dette. Resultatene i denne undersøkelsen antyder at det er høy grad av utjevning i anleggene, og at en stikkprøve dermed gir tilsvarende representative resultat som en blandprøve.

I forbindelse med en sammenligning som denne er det viktig å ta inn over seg hva prøvene evt. skal benyttes til, og hvordan de brukes i en senere oppfølging. Det henvises i denne sammenheng til beskrivelse i kapittel 2.3. Her fremkommer det at intensjonen er ikke å ha strenge sanksjonstiltak knyttet til stikkprøver for det enkelte anlegget. I dette ligger det at dersom et anlegg faller utenfor aksepterte rammer, skal man ved gjentatt anleggsbesøk kunne finne ut om det foreligger forhold som bør utbedres. Resultatene fra denne undersøkelsen antyder at man ikke bør forvente svært ulike gjennomsnittsverdier enten man tar stikkprøve eller blandprøve på et større antall anlegg. Dette argumenterer for at man burde velge rimeligste alternativ, dvs. stikkprøver, når formålet er å gjennomføre kontroll slik det er planlagt i Morsa.

Det er et bærende prinsipp i Norge om at forurenser betaler. Dette gjelder også for rensing av avløp, enten det gjelder større fellesanlegg eller anlegg i spredt bebyggelse. Kostnader forbundet med utslippskontroll som inngår i forureningsmyndighetens tilsynsansvar er det derfor også naturlig at vil falle på anleggseierne i forbindelse med avløpsanlegg i spredt bebyggelse. Det vil derfor være i alles interesse at kostnader forbundet med prøvetaking reduseres til et absolutt minimum, og at prøvetaking i seg selv er et spørsmål om kost/nytte. Kostnader for de ulike prøvetypene er grovt estimert i tabellen nedenfor.

Tabell 12. Grov estimat av kostnader for stikkprøver sammenlignet med døgnblandprøver.

Prøvetype	Ant. anlegg pr. dag	Ant. besøk pr. prøve	Km pr. anlegg*	Dagsrate prøvetager	Kjøre-godtgjørelse	Pris pr. prøve
Stikkprøve	8	1	10	5200	3,5	685
Blandprøve	4	2	40	5200	3,5	1440

*Det er antatt 80 km kjøring pr. dag. Dette inkluderer avlevering av prøver hos Eurofins i Moss.

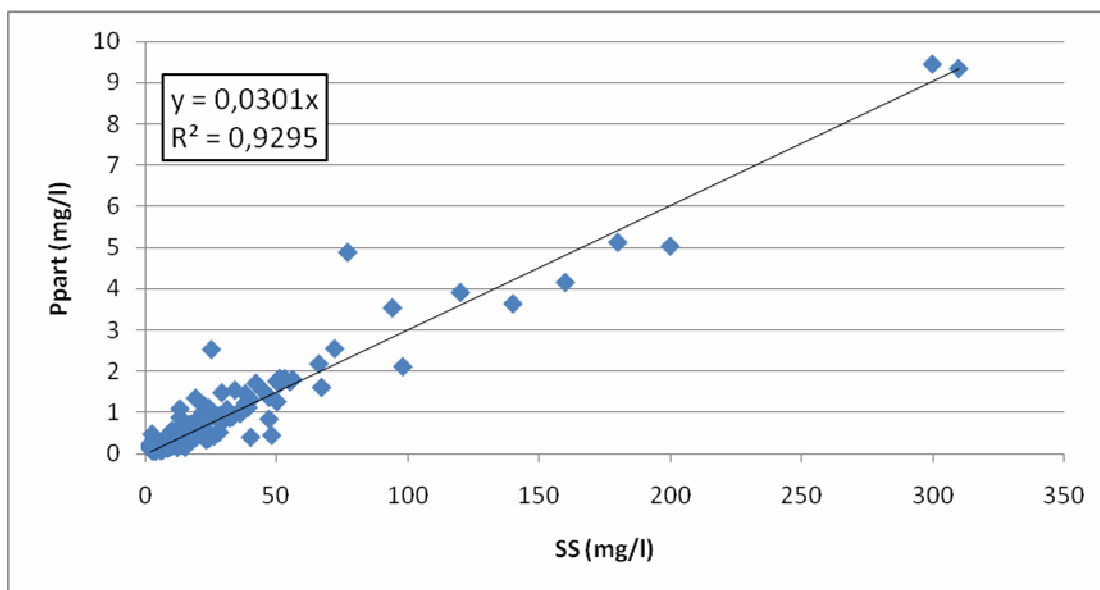
Som tabellen viser er det svært store kostnadsforskjeller om man tar stikk- eller blandprøve. Det må også tillegges at kostnader forbundet med innkjøp av nødvendige prøvetagere ikke er inkludert i det grove overslaget, noe som ytterligere vil fordyre en løsning med blandprøver.

Et annet aspekt som ikke er diskutert er det faktum at parameteren BOF_5 vil endre seg ved lagring. Ved bruk av stikkprøver, vil dette reduseres da prøven leveres til laboratorium samme dag, mens ved en blandprøve lagres prøven i snitt et halvt døgn ute ved anlegget. Selv med lagring i nedkjølt tilstand har tidligere undersøkelser vist at BOF_5 reduseres, etter all sannsynlighet pga. biologisk nedbrytning (Lee 2003). Dette gjør at validiteten av blandprøver for denne parameteren reduseres sammenlignet med stikkprøve. Nå inngikk ikke BOF_5 i denne undersøkelsen, slik at dette kan ikke bekreftes her. Prøvetagerne benyttet i denne undersøkelsen, hadde heller ikke kjøleanordning. Med slikt utstyr vil også kostnadsbildet ovenfor ytterligere forverres i disfavør av blandprøvetaking.

5.3 Påvirkning av suspendert stoff

Suspendert stoff (SS) er i hovedsak medtatt i denne undersøkelsen for å kvalitetssikre fosfordata, da tidligere studier har vist en klar sammenheng mellom Tot-P og SS. I tillegg er det viktig å være klar over at utslipp av SS også alltid vil gi bidrag til utslipp av Tot-P, siden partikulær fosfor (P_{part}) er bundet til det suspenderte materialet. Det er derfor i denne undersøkelsen også lagt vekt på å kvantifisere hvor mye utslipp av suspendert stoff bidrar med i forhold til utslipp av Tot-P.

Sammenligner man resultatene fra døgnvariasjonsdataene i denne undersøkelsen, ser man også her en klar sammenheng. I kapittel 4.3 er korrelasjonen mellom disse parameterne vist. For alle anleggstyper er det en relativ sterk korrelasjon mellom disse parameterne. Imidlertid er det også her slik at anlegget "Klargester" pga. driftsforstyrrelser påvirker totalbildet. Dersom dette anlegget trekkes ut av undersøkelsen vil korrelasjonen mellom disse parameterne være som vist i figuren nedenfor, med en lineær funksjon $P_{part} = 0,03 \times SS$, $R^2=0,93$. Det vil si at for hvert mg SS som følger med utløpsvannet vil det inneholde ca. 3 % fosfor. Dersom en antar at andelen fosfor av SS i utløpsvannet tilsvarer andelen fosfor av tørrstoff (TS) i utfelt slam, er dette sammenlignbart med tall fra undersøkelser av Krogstad m. fl. (2005). Her undersøkte man slam fra 5 ulike renseanlegg og andelen Tot-P varierte mellom 0,7 og 3,1 % av TS. Resultatene i denne undersøkelsen antyder at P_{part} utgjør nærmere 65 % av Tot-P, og dermed er andelen fosfor av SS noe høyere enn hva man skulle forvente dersom man sammenligner med nevnte undersøkelse.



Figur 47. Partikulær fosfor (P_{part}) som funksjon av suspendert stoff, uten anlegget Klargestør.

I kapittel 4.2.2 er det vist at i denne undersøkelsen var en gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon for PO_4 -P på $\sim 0,4$ mg/l. For å anskueliggjøre hvilken påvirkning SS har for utslipp av totalfosfor i forhold til oppnåelse av kravet i Morsa ($<1,0$ mg Tot-P/l), presenteres følgende regnestykke:

$$\text{Tot-P} = PO_4\text{-P} + P_{part}$$

&

$$P_{part} = 0,03 \times SS$$

Dette gir, ved maksimalt tillatte konsentrasjon:

$$\text{Tot-P} = 1,0 = PO_4\text{-P} + (0,03 \times SS)$$

Som igjen gir maksimalt tillatte SS-konsentrasjon i utløpsvannet, for å oppnå kravet i Morsa.

$$SS = (1,0 - 0,4)/0,03 = 20 \text{ mg SS/l}$$

Dette er selvsagt kun et hypotetisk regnestykke, men det viser hvilken påvirkning SS har for totalutslippet av fosfor, dersom 3 % av SS består av fosfor. Ved en bedre koagulering vil for eksempel PO_4 -P reduseres, og tilsvarende kan man derfor "tillate" en høyere SS-konsentrasjon i utløpet.

Suspendert stoff kan ved relativt lave konsentrasjoner observeres visuelt når man tar ut prøver av utløpsvann. En prøve som oppfattes som "grumset" vil etter all sannsynlighet ha relativt høyt innhold av Tot-P. Prøver som er svært grumset pga. slam vil derfor kunne være en visuell indikator på at anlegget ikke overholder krav til utslipp.

Det er tidligere vist god korrelasjon mellom suspendert stoff og måleparameteren turbiditet i avløpsvann (Bertrand-Krajewski 2004). Siden denne undersøkelsen viser meget god korrelasjon mellom P_{part} og SS, kan derfor en kombinasjon mellom in-situ måling av både turbiditet og ortofosfat, kunne fungere som surrogatparametere for bestemmelse av total fosfor. Begge parametere kan måles med portable håndholdte instrumenter, og dette vil kunne redusere kostnadene forbundet med prøvetaking på et stort antall anlegg betraktelig. Det er imidlertid normalt at SS/Turbiditet korrelasjon kalibreres i hvert enkelt tilfelle da flere studier viser at beregninger gir forskjellige korrelasjonsmodeller, dvs. at i utgangspunktet bør man lage individuelle modeller for hvert enkelt minirensesanlegg (Earhardt 1984, Thackston m. fl. 2000 og Settle m. fl. 2007). Dette vil være meget tidkrevende og ikke særlig realistisk. Settle m.fl. (2007) benytter multivariat statistisk dataanalyse for å vurdere bruken av bl.a. turbiditet som surrogatparameter for suspendert stoff på et mer generelt grunnlag. En slik fremgangsmåte kunne derfor benyttes til å finne felles modeller for den enkelte type minirensesanlegg.

6 Konklusjoner

Basert på resultater og vurderinger i denne undersøkelsen trekkes følgende konklusjoner:

- For prøveserier tatt hver 2. time gjennom døgnet er det ikke noe gjenkjennbart mønster som tyder på at anleggets ytelse er påvirket av store variasjoner i innkommende vann. Resultat fra denne delen av undersøkelsen er vist som døgnvariasjonskurver, og i hovedsak var kurvene relativt flate. Den relative variasjonen er ubetydelig, og gir ikke grunn for å diskvalifisere stikkprøver. Dette antyder at det i normal driftssituasjon er tilstrekkelig utjevning i renseanleggstypene som inngår i denne undersøkelsen, og at resultatene vil være lite påvirket av når på døgnet en stikkprøve tas.
- Døgnvariasjonskurvene viser at prøvetaking er sårbart i forhold til medrivning av suspendert stoff fra begrodde anleggsdeler ved montering av prøvetakingsutstyr for blandprøver. Særskilt aktsomhet må utvises ved prøvetaking av disse anleggene, da svært mange av dem har begrodde anleggsdeler i områder hvor det er aktuelt å ta utløpsprøver.
- Sammenligning av stikkprøver og blandprøver av et stort og representativt antall anlegg viser at det ikke er statistisk signifikant forskjell i analyseresultatene. Denne undersøkelsen viser at man kan forvente likeverdige resultater uavhengig av prøvetakingsmetode.
- Blandprøver vil være langt mer kostbart for den enkelte husstand enn en stikkprøve (over dobbelt så dyrt). Resultatene i denne undersøkelsen antyder at det er lite kostnadseffektivt å benytte blandprøver for disse anleggene.
- Flere Morsa-kommuner har iverksatt et omfattende kontrollprogram for å sikre at utslippene fra renseanlegg i spredt bebyggelse er tilfredsstillende og som forventet. I denne sammenheng vil det tas prøver på utløpsvann fra flere hundre minirensanlegg hvert år. Ser man dette i sammenheng med resultatene fra denne undersøkelsen, og en kost/nytte vurdering, anbefales det at prøvene i dette kontrollprogrammet tas som stikkprøver.

7 Forslag til videre arbeid

Med dagens tilgjengelige teknologi og kostnadsbilde viser denne rapporten at bruk av stikkprøver for senere analyse av fosfor (og BOF_5) er tilfredsstillende sammenlignet med blandprøver. Undersøkelsen viser imidlertid også at ytterligere forskning og utvikling er nødvendig for å etablere prøvetakingsmetoder som er fremtidsrettede og bærekraftige. I denne forbindelse foreslås det at følgende tiltak gjennomføres:

7.1 Langtidsundersøkelse av døgn- og ukevariasjon / anleggenes driftsstabilitet

Resultatene i undersøkelsen viser at det forekommer noe variasjon i utløpskonsentrasjoner for minirensanlegg. Døgnvariasjonskurvene og etterfølgende statistisk analyse indikerer at den relative variasjonen er omvendt proporsjonal med utløpskonsentrasjonene, og at dette gjelder for alle parameterne i denne undersøkelsen. Dette bør imidlertid undersøkes nærmere, for å sikre et større datagrunnlag samt for å finne årsaker til denne ustabiliteten. Det foreslås å velge ut et antall på 2-3 anlegg av hver anleggstype hvor døgn- og ukevariasjon studeres mer inngående over tid. En slik undersøkelse bør strekke seg over en lengre tidsperiode, hvor prøver hentes ut fra det enkelte anlegg over en periode på flere uker. Totalt vannforbruk bør registreres ved installasjon av vannmåler, og brukerne av anlegget bør involveres for å avdekke forbruksmønstre. I tillegg kan tracer studier benyttes for å bestemme reell oppholdstid og dispersjonsfaktor gjennom anlegget. Resultatene fra en slik undersøkelse vil kunne brukes til å etablere en forvaltningsmodell som tar hensyn til usikkerhetene ved bruk av stikkprøver.

7.2 Utvikling av turbiditet og in-situ ortofosfat målinger som surrogatparametere for utslipp av totalfosfor

Totalfosfor er tilnærmet lik summen av partikulær fosfor og ortofosfat. Denne undersøkelsen viser at det er en sterk korrelasjon mellom suspendert stoff og partikulær fosfor. Tilsvarende gode korrelasjoner mellom turbiditet og suspendert stoff er vanlig i avløpsvann. En kombinasjon av in-situ målinger av turbiditet og ortofosfat, vil derfor fungere godt som surrogatparameter for fosfor. Ved tilstrekkelig datagrunnlag og bruk av avansert statistisk dataanalyse, som for eksempel multivariat analyse, vil kun parameteren turbiditet også kunne forventes å fungere som surrogatparameter for totalfosfor alene. Måling av turbiditet er rimelig sammenlignet med analyse av totalfosfor i laboratorium, og gir umiddelbar målinger, noe som muliggjør feilsøking på anlegget direkte. Det er imidlertid normalt at SS/Turbiditet korrelasjon kalibreres i hvert enkelt tilfelle da flere studier viser at beregninger gir forskjellige korrelasjonsmodeller. Det er ikke realistisk å gjennomføre dette for hvert enkelt minirensanlegg. Imidlertid er det slik at den enkelte anleggstypen vil under ellers like omstendigheter forventes å produsere samme kvalitet i utløpsvannet. Det foreslås derfor en studie med hensikt å utvikle korrelasjonsmodeller for SS/Turbiditet korrelasjon for den enkelte anleggstypen. Som støtte for å evaluere datagrunnlaget bør multivariat statistisk dataanalyse som for eksempel prinsipalkomponentanalyse benyttes. Slike korrelasjonsmodeller vil dermed muliggjøre bruk av turbiditet som surrogatparameter for totalfosfor, og derigjennom spare kostnader i forbindelse med gjennomføringen av kontrollprogrammet som er iverksatt i Morsa.



REFERANSER

- Almeida M.C., Butler D. and Friedler E. (1999). *At-source domestic wastewater quality*. Urban Water vol 1 , 49-55.
- Blokker E.J.M., Vreeburg J.H.G. and van Dijk J.C. (2010). *Simulating residential water demand with a stochastic end-use model*. Journal of Water Resources Planning and Management, Vol 136 (1), 19-26.
- Bertrand-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.
- CEN - European Committee for Standardisation (2005). *Small wastewater treatment systems for up to 50 PT — Part 3: Packaged and/or site assembled domestic wastewater treatment plants*. NS-EN-12566-3, Standard Norge.
- DNV - Det Norske Veritas (2002). *Normer for typegodkjenning av minirensanlegg*.
- Earhart H.G., 1984. *Monitoring suspended solids by using nephelometry*. Environmental Management, Vol 8 (1), 81-86.
- Geary, P.M., Lucas, S., Weekes, A. and Horn, K. (2008). *On-site Wastewater Treatment using Sand Mounds near Port Stephens, paper presented to Onsite and Decentralised Sewerage and Recycling Conference, 12-15 October*. Australian Water Association, Benalla, Victoria, 325-333.
- Gunnarsdottir H. (2003). *Handlingsplan for Morsa 2002-2005. En sammenstilling av kommunenes og landbrukets planer*.
- Farestveit T. and Hoel T. (1997). *Veileder for prøvetaking av avløpsvann*. NORVAR rapport nr. 82/1997.
- Haygarth P.M. and Jarvis S.C. (2002). *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publishing.
- Heltveit S.I. (1994). *Erfaringer med minirensanlegg*. SFT-rapport nr. 94:06.
- Horne A.J. and Goldman C.R. (1994). *Limnology*. 2nd edition. McGraw-Hill Inc.
- Hübinette M., (2009). *Tilsyn på minirensningsverk inklusive måtning av funksjon*. Rapport no. 2009:07. Länsstyrelsen för Västra Götaland, Sverige.
- Johannessen E., Eikum A.S., Ovell L. (2007). *Optimal organisering og funksjonskontroll av rensanlegg i spredt bebyggelse*. COWI-rapport for Morsa.
- Johannessen E., Eikum A.S., Ek M., Junestedt C., Ovell L. (2008). *Funksjonskontroll av rensanlegg i spredt bebyggelse i Morsa-vassdraget*. COWI/IVL-rapport for Morsa.

Krogstad T., Sogn T.A., Asdal Å. and Sæbø A. (2005). *Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorus in soil*. Ecological Engineering, Vol. 25, 51-60.

Lyche Solheim A., Vagstad N., Kraft P., Løvstad Ø., Skoglund S., Turtumøygard S., Selvik J.R. (2001). *Analysis of measures for Morsa - Final report. (Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobølvassdraget) - Sluttrapport)*. NIVA-report no. 4377-2001.

MD - Miljøverndepartementet(2004). *Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*. FOR 2004-06-01 nr. 931. <http://www.lovdatabank.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0931.html>.

Morsa (2007). *Lokal forskrift for utslipp fra renseanlegg i spredt bebyggelse - Saksfremlegg*.

Morsa (2009). *Veiledning til lokale forskrifter for mindre avløpsanlegg i Morsa*. http://www.morsa.org/pdf/veiled_avlopsforskrift.pdf

NS-EN ISO 15681. *Water quality - Determination of orthophosphate and total phosphorus contents by flow analysis (FIA and CFA) - Part 1: Method by flow injection analysis (FIA) (ISO 15681-1:2003)*. Standard Norge.

NS-4724. *Water analysis. Determination of phosphate*. Standard Norge.

NS-4733. *Water analysis. Determination of suspended solids in waste water and their residue on ignition*. Standard Norge

Settle S., Goonetilleke A. and Ayoko G.A., 2007. *Determination of surrogate indicators for phosphorus and solids in urban stormwater: Application of multivariate data analysis techniques*. Water, air & soil pollution. Vol. 182 (1-4), 149-161.

Thackston E.L., and Palermo M.R., 2000. *Improved methods for correlating turbidity and suspended solids for monitoring*. DOER Technical notes collection (ERDC TN-DOER-E8), US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, USA.

Tjandraatmadja G, Pollard C, Gozukara Y and Sheedy C, 2009. *Characterisation of priority contaminants in residential wastewater*. Water for a Healthy Country National Research Flagship. CSIRO, Australia.

USEPA 1982. *Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater*. EPA-600/4-82-029, United States Environmental Protection Agency.

WEF 1996. *Wastewater sampling for process and quality control, Manual of practice No. OM-1*. Water Environment Federation, USA.

Welch E.B. (1992). *Ecological effects of wastewater. Applied limnology and pollutant effects. 2nd edition*. Cambridge University Press.

Yri A., Hensel G.R., Aasen R. and Mæhlum T. (2007). *Undersøkelse av mindre avløpsanlegg i normal drift*. Bioforsk rapport nr. 146/07.