



Bundfældning og Udledning af Returskyllevand

DATO: 16. december 2024

Projekt ID:

Udgiver:

VIA University College, DMR, Vestforsyning Vand, Aarhus Vand

Udarbejdet af:

Loren Ramsay, Søren Bastholm Olesen, Lars Dueholm, Rasmus Bærentzen

Finansiering:

VUDP-Foreningen, Vandsektorens forening til forbedring af vandsektorens effektivitet og kvalitet

Samarbejdspartnere:

VIA University College, DMR, Vestforsyning Vand, Aarhus Vand





Indhold

1	BAGGRUND	4
1.1	MOTIVATION	4
1.2	RAMMEBETINGELSER	4
2	KONCEPTUELLE OVERVEJELSER	5
2.1	TILDÆKKEDE VS. ÅBNE BASSINER	5
2.2	PARALLELT VS. SERIELT	6
2.3	DEDIKEREDE ELLER MULTI-SKYL BASSINER	6
2.4	FLERE KAMRE PER BASSIN	7
2.5	BATCH VS. KONTINUERLIG BEHANDLING	7
2.6	FALDHØJDE	8
2.7	UDFORMNING AF INDLØBS- OG UDLØBSBYGVÆRKER	9
2.8	GRAVITATION VS. PUMPNING	11
2.9	BEHOLDERDESIGNETS BETYDNING FOR ARBEJDSMILJØ	11
3	AKTIVITETER	13
3.1	UDSTYRSUDVIKLING	13
3.1.1	<i>Bundfældningskolonne</i>	13
3.1.2	<i>Turbiditet-sensorer til online målinger i bassiner</i>	13
3.2	FELT- OG LABORATORIEUNDERSØGELSER	14
3.2.1	<i>Måling af bundfældningshastighed</i>	15
3.2.2	<i>Tilsætning af polyaluminiumchlorid (PAC)</i>	16
3.2.3	<i>Kemiske analyser</i>	16
3.3	BASISDATA FRA VANDVÆRKERS SKYLLEBASSINER	17
3.4	UDLEDNINGSTILLADELSER	17
3.5	FORSØGSCASE 1: NIBSBJERG VANDCENTER	18
3.5.1	<i>Beskrivelse af Nibsbjerg Vandcenter</i>	18
3.5.2	<i>Aktiviteter ved Nibsbjerg Vandcenter</i>	19
3.6	FORSØGSCASE 2: STAUTRUPVÆRKET	19
3.6.1	<i>Beskrivelse af Stautrupværket</i>	19
3.6.2	<i>Aktiviteter ved Stautrupværket</i>	21
4	RESULTATER	22
4.1	UDSTYRSUDVIKLING	22
4.1.1	<i>Bundfældningskolonne</i>	22
4.2	LABORATORIEUNDERSØGELSER	24
4.2.1	<i>Bundfældningshastighed</i>	24
4.2.2	<i>Tilsætning af PAC</i>	26
4.2.3	<i>Kemiske målinger</i>	27
4.3	BASISDATA FRA VANDVÆRKERS SKYLLEBASSINER	29
4.4	UDLEDNINGSTILLADELSER	33
4.5	CASE 1: NIBSBJERG VANDCENTER	38
4.6	CASE 2: STAUTRUPVÆRKET	39
4.6.1	<i>Resultater forsøg 0 til 3</i>	39
4.6.2	<i>Stautrup resultater, forsøg 4</i>	43
5	DISKUSSION OG KONKLUSION	44
5.1	DISKUSSION	44



5.1.1	<i>Klaringsmønster</i>	44
5.1.2	<i>Udledningstilladelser</i>	44
5.1.3	<i>Betydning af bundfældningstid</i>	45
5.1.4	<i>Stor variation i udnyttelsesprocent</i>	45
5.1.5	<i>Prioritering af løsningsforslag</i>	45
5.2	KONKLUSIONER	46
5.2.1	<i>Konklusioner fra Case 1: Nibsbjerg</i>	46
5.2.2	<i>Konklusioner fra Case 2: Stavtrup</i>	46
5.2.3	<i>Generelle konklusioner</i>	46
5.2.4	<i>Fremgangsmåde ved overskridelser</i>	47
	LITTERATURLISTE	49
	BILAG 1 NIPSBJERG VANDCENTER SKYLLEVANDSANLÆG	50
	BILAG 2 STAUTRUPVÆRKETS SKYLLEVANDSANLÆG	53

1 Baggrund

I de senere år er der kommet mere fokus på udledning til recipient fra vandværkernes skyllebassiner. Projektets formål er at skabe det nødvendige vidensgrundlag for implementering af effektive og økonomiske løsninger til forbedring af udløbsvandets kvalitet. Vidensgrundlaget skabes ved følgende:

1. Udvikling af nyt udstyr til måling af returskyllevandets bundfældningshastighed
2. Undersøgelse på to case-vandværker
3. Kortlægning og basisdata om den eksisterende håndtering af returskyllevand hos 20 vandværker
4. Indsamling af kommunale udledningskrav for bundfældet skyllevand

1.1 Motivation

Der er flere motivationsfaktorer for at tage hånd om bundfældning og udledning af returskyllevand:

1. Sikre overholdelse af krav til bundfældet skyllevand, da de nye krav kan være svære for forsyninger at overholde
2. Kravvariation; Der er tilsyneladende variation i kravene mellem kommuner
3. Arbejds miljø ved tømning af bassiner for slam; hårdt fysisk arbejde, sundhedsmæssige risici
4. Bortskaffelse af slammet; økonomisk udfordring, miljøbelastning

1.2 Rammebetingelser

Én af rammebetingelserne for dette projekt er et forældet bassindesign fra en tid med lempelige eller slet ingen udledningskrav. En anden rammebetingelse er, at visuel inspektion og prøvetagning kan være udfordrende som følge af vanskelige adgangsforhold.

2 Konceptuelle overvejelser

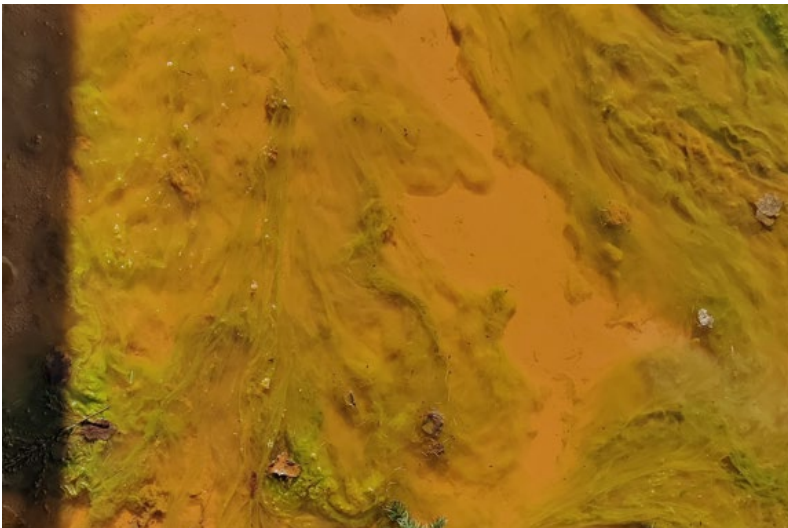
Design og drift af skyllevandsbassiner varierer fra vandværk til vandværk. For at opnå en fælles terminologi omkring disse bassiner omtales udvalgte konceptuelle overvejelser i dette kapitel.

2.1 Tildækkede vs. åbne bassiner

Skyllevandsbassiner kan være tildækket eller åbne. Tabellen nedenfor fremhæver vigtige typiske forskelle mellem disse to typer. Som det ses, er der ulemper (røde felter) ved begge typer.

Tabel 1 Sammenligning af åbne og tildækkede bassiner, hvor ulemper angives med røde felter.

Parameter	Åbne bassiner	Tildækkede bassiner
Typisk placering	Udendørs	Under vandværkets gulv eller under jordoverfladen udenfor
Temperatursvingninger	Stor, risiko for is om vinteren	Lille
Vindpåvirkning	Stor	Ingen
Lyspåvirkning (algevækst)	Stor, se Figur 1	Ingen
Visuel inspektion/prøvetagning	Let	Vanskelig
Opførselspris	Lavere	Højere
Pladskrav	Kræver et areal, der bruges alene til bassinet	Den krævede plads til bassinet kan evt. bruges til at placere andet ovenpå

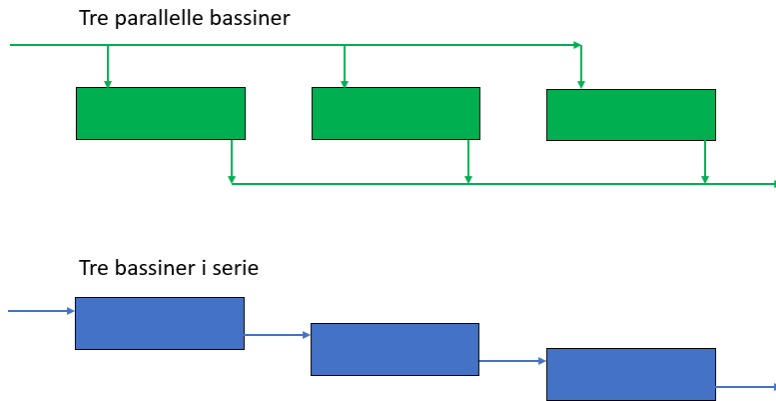


Figur 1 Kraftig algevækst i åbent skyllevandsbassin.



2.2 Parallelt vs. serielt

Når der er mere end et enkelt skyllebassin, kan disse forbindes parallelt eller i serie (lige som filterbeholdere). Figuren nedenfor viser 3 bassiner forbundet på de to forskellige måder. Som udgangspunkt giver bassiner i parallel opstilling større kapacitet mens bassiner i serieopstilling giver bedre rensning.

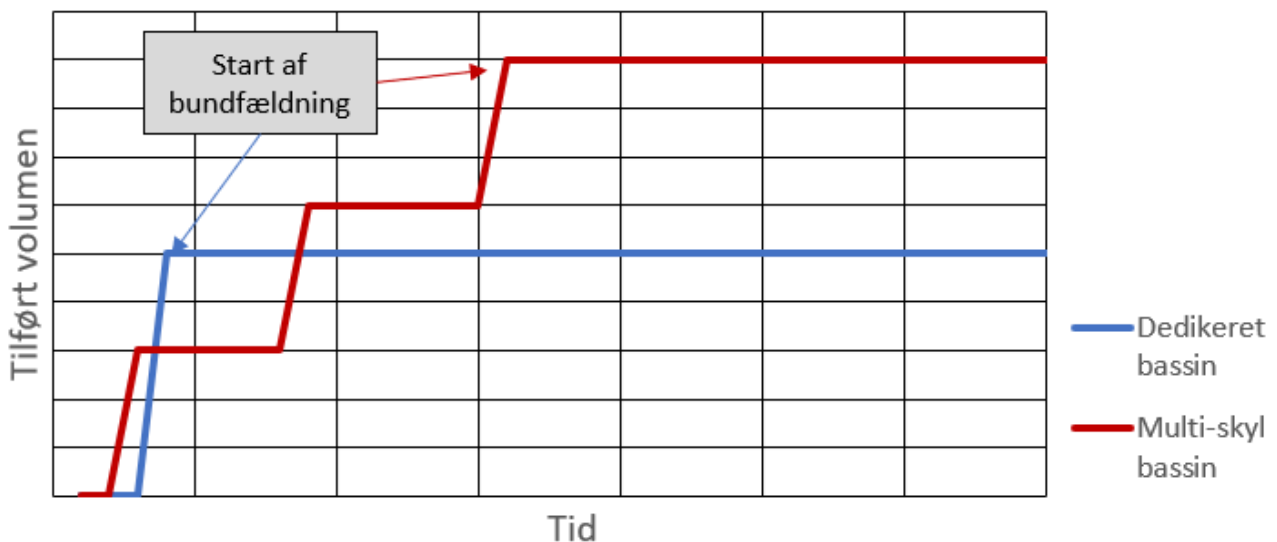


Figur 2 Procesflowdiagram for parallelle og serielle bassiner.

2.3 Dedikerede eller multi-skyl bassiner

Mindre skyllebassiner kan være dedikerede til vandet fra et enkelt returskyl (eller til vandet fra både et forfilter og et efterfilter, hvis disse skylles lige efter hinanden). Alternativt, kan større bassiner anvendes til flere returskyl (multi-skyl bassiner), hvor der er en kort pause mellem skyllene og en lang pause før udledning til recipient.

Fordelen med et dedikeret skyllebassin er, at der kan opnås længere bundfældningstid uden forstyrrelse. Ved multi-skyl bassiner får vandet fra det første skyl mere tid til bundfældning, men der er risiko for genmobilisering af okkerslam (bundfældningens start nulstilles) ved tilførsel af skyllevand fra næste skyl. Figur 3 viser den konceptuelle forskel mellem disse to metoder.



Figur 3 Forskellen på produktion og volumen på dedikeret og multi-skyl.



2.4 Flere kamre per bassin

Flere skyllevandsbassiner er opdelt i kamre. Det er ikke ualmindeligt, at der ved skyllevandets indløb findes et smalt forkammer, der har til hovedformål at formindske turbulens fra indløbsrøret og fordele tilstrømning over hele bassinets bredde, se Figur 4. Ved at reducere kinetisk energi i vandet, mindskes risikoen for ophvirvling af allerede bundfældede slampartikler. Foruden forkamre, kan bassiner også være yderligere inddelt i kamre.

Indløb og udløb af hvert kammer er vigtige for at forstå skyllevandets strømningsmønster igennem et skyllebassinsanlæg – og det er utilstrækkelig alene at fokusere på bassiner. Det medfører et behov for, at databasen Merkur inkluderer nyttig baggrundsviden i form af en tabel med hvert enkelt kammer i hvert bassin.



Figur 4 Smalt forkammer til at formindske turbulens og fordele flowet ved indløb af skyllevand.

2.5 Batch vs. kontinuerlig behandling

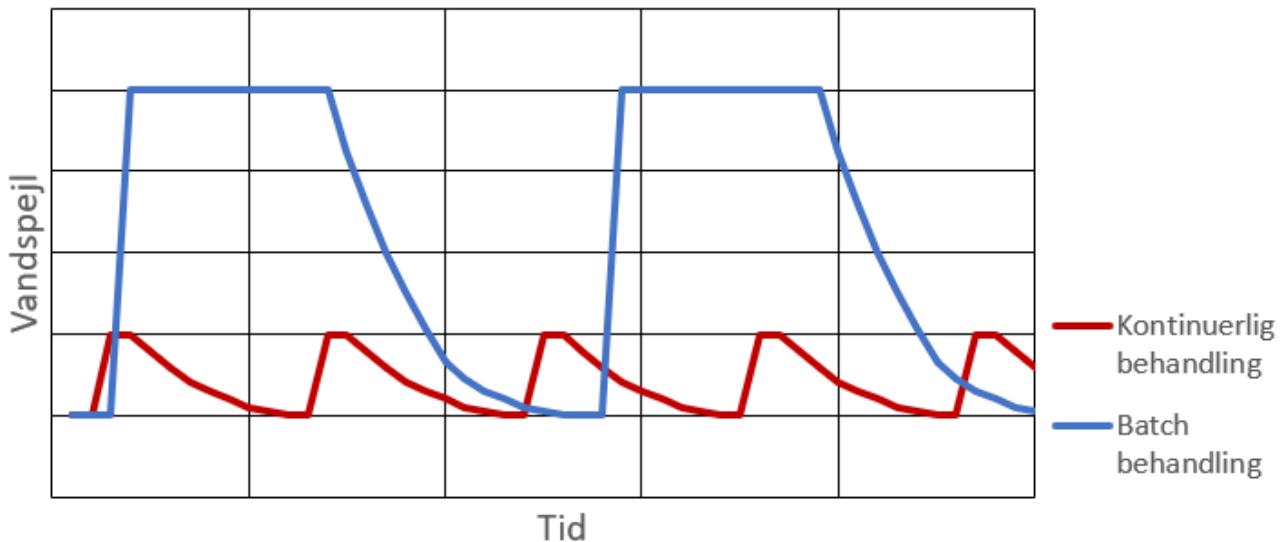
Der er en konceptuel forskel mellem batch og kontinuerlig behandling. I det første tilfælde, anvendes en tidsindstilling således at vandet bundfælder uden udledning i en periode, hvorefter vandet udledes fra kammeret. Under bundfældning er der således intet flow, der kan forstyrre bundfældningen. Udledning kan ske over flere timer, hvor bundfældning naturligvis vil kunne fortsætte, hvis ikke det forstyrres for meget af strømmingen. I batch behandling vil vandspejlet stige hurtigt ved indløb af vand fra et nyt skyl, stå konstant i bundfældningsperioden og endeligt falde langsomt i takt med at kammeret delvist tømmes.

I den kontinuerlige behandling, sker bundfældning og udledning simultant. Hermed er der meget af tiden et flow, som kan forkorte vandets opholdstid, især hvis dele af kammeret er inaktive dødevolumen. Til gengæld vil kammerets kapacitet være udnyttet maksimalt, da vandspejlet ikke vil vandre særlig meget og kammeret vil aldrig stå delvist tomt. En konceptualisering vises i Figur 5.

I tilfældet med batch behandling har man ofte et fokus på at sikre så lang henstandstid for at sikre at så meget er bundfældet som muligt. Det kan være på bekostning af, at der ikke er så meget tid til at tømme bassinet for vand og at tømningens flow må øges med risiko for genmobilisering af slam, som kan påvirke udledningskvaliteten. Der er den konceptuelle skyllevandsløsning med det kontinuerlige flow et design med en løsning, hvor der er en anden balance mellem henstand og

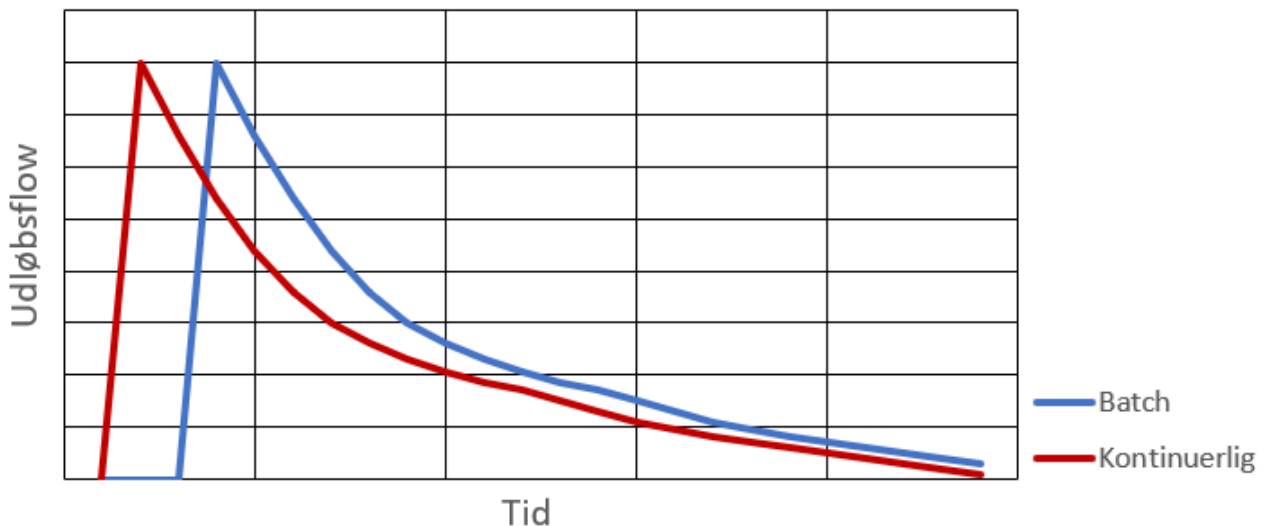


tømning, da skyllevandet her er mere eller mindre hele tiden er i bevægelse. Det betyder, at bevægelsen oftest er lille og at der sker sedimentation mens det er under bevægelse gennem bassinerne. Erfaringsmæssigt sedimenterer det meste slam tæt på indløbet og der ses kun en meget lille del ved udløbet (< 20 %).



Figur 5 Konceptuel graf af vandspejlsændringer for hhv. batch og kontinuerlig skyllevandsbehandling.

Hvis udløb foregår via gravitation, vil udløbsflowet være størst i starten og falde over tid, både i batch og kontinuerlig udledning, se Figur 6.



Figur 6 Konceptuel graf af udløbsflowet for hhv. batch (udløb påbegynder når bundfældningsperioden er slut) og kontinuerlig skyllevandsbehandling (udløb påbegynder umiddelbart efter skyllevand tilledes).

2.6 Faldhøjde

Visse bassiner har et indbygget fald ved overløb mellem to kamre. Afhængig af faldhøjden kan faldet medføre at allerede bundfældet slam hvirvles op på ny (se figur 7). Det bemærkes, at da skyllevandet oprindeligt stammer fra iltet rent vand, er der formentlig intet ilttingsbehov.



Figur 7 Plask ved overløb risikerer at hvirvle bundfald op.

2.7 Udformning af indløbs- og udløbsbygværker

Indløbs- og udløbsbygværker i forbindelse med indløb og udløb fra kamre kan udformes på mange forskellige måder. Disse ind- og udløbsbygværker kan overordnet inddeles som punkt eller streng. Strengformen har den fordel at vandstrømningen fordeles over et større område, hvilket bevirker, at strømningshastighederne reduceres i forhold til punktformen. Dette betyder, at risikoen for at mobilisere bundfældet slam reduceres, hvilket er en fordel.

Nedenfor angives eksempler:

Punktform

- horisontalt rørstykke med åbning i rørende, retvinklet på bassinkant med lige udløb
- som ovenfor dog med åbningen med albue op
- som ovenfor dog med åbningen med albue ned

Strengform

- Overløbskant mellem bassiner, ofte med en vis faldhøjde
- Slidset eller hullet rør parallel til bassinkant

De forskellige udformninger kan også inddeles i dykket til et bestemt niveau eller flydende, så udløbsrøret følger vandspejlet. Flydende udløb har den fordel, at kun topvand - som i teorien er det klareste vand - transporteres videre, men har den ulempe, at det kan blive påvirket om vinteren, hvis der kommer islag. En løsning, hvor fx indsugningen er placeret et stykke under vandoverfladen med en flydeanordning ses også flere steder og denne løsning modvirker risiko for påvirkninger fra flydende emner i vandoverfladen.

I nogle tilfælde er udendørs udløb beskyttet mod tilklogning ved fx at omslutte det med en kurv, der fungerer som si mod blade, alger, m.m.

Et udvalgt af indløb og udløb mellem bassiner eller kamre i samme bassin ses i Figur 7 (strengformet overløbskant mellem kamre), Figur 8 (punktformet bassinudløb), Figur 9 (strengformet bassinudløb), samt Figur 10 (dykket indløb).



Figur 8 Punktform: Udløb bestående af et dykket rør i bestemt niveau med albue nedad.



Figur 9 Strengform: Hullet rør parallel til bassinkanten.



Figur 10 Dykket indløb.

2.8 Gravitation vs. pumpning

Ved gravitation er vandstanden det drivende tryk og der vil oftest være tale om et faldende flow over tid under en bassintømning. I praksis ses de største flowvariationer i bassiner med de største dybder. Ved pumpning kan der opnås et konstant flow under hele tømningen. Det betyder, at man kan beregne hvornår tømningen er afsluttet, hvilket er sværere ved en variabel tømningshastighed.

Tømning af et bassin ved pumpning medfører en større risiko for at hvirvle bundslam op da flowet er højt også når vandstanden er lav. Normalt ses ophvirvling i mindre grad ved tømning med gravitation. Årsagen er, at ved gravitationsløsninger reduceres flow når vandstanden er lav og hvor risikoen for ophvirvlen af okkerslam er større.

Ideelt set ville det være en fordel med et høj tømningflow i starten af tømningen, da der er større afstand til bundslam. Når vandstanden nærmer sig det laveste niveau stiger risikoen for at slam genmobiliseres og her kan man med fordel reducere tømningflow.

2.9 Beholderdesignets betydning for arbejdsmiljø

Designet har også stor betydning for hvor stor opgaven med at fjerne bundfældningsslam er. I dag designes de fleste anlæg som batchløsninger og der kan være tale om dedikerede bassiner, dvs. særskilt bassiner til hvert af vandværkets filtre eller filterlinjer. Designet har fokus på at sikre godt arbejdsmiljø, hvor behovet for arbejde i fældebeholdere minimeres mest muligt.

I designet af fældningsbeholdere tilstræbes det, at bunden har en udformning, hvor der er hældning ned til et område, hvor slammet kan opsamles og fjernes (fx ved pumpningen).

I nogle tilfælde etableres der også en opkoncentreringstank, hvor bundslammet pumpes til efter hver tømning til recipient for at modvirke at bundslammet kan påvirke håndteringen af næste skyl. For at sikre en god løsning er det nødvendigt at genmobilisere slammet enten gennem spuling eller ved at sikre en høj omrøring med en propel.

Intentionen bag ovennævnte design er, at der ikke skal medarbejdere ned i beholderne for at tømme dem, og at der er en let måde at borttransportere okkerslammet fra opkoncentreringsstanken. Intentionen er god, men i praksis viser det sig at løsningerne ikke er helt så effektive, som man måtte ønske, om end det dog er et skridt i den rigtige retning.

Designet ved de ældre åbne anlæg er oftere langt mere mandskabskrævende og tungt arbejde. De tømmes oftest kun på årlig basis, hvilket dog gør det store arbejde mere overkommeligt. Her skal bassinerne tømmes for vand og slammet transporteres til en eller anden form for genanvendelse eller deponi afhængigt af okkerslammets indhold af metaller (primært arsen, men andre metaller kan også give problemer). Det er et større arbejde, hvor man ofte ikke kan foretage filterskyl i den periode, hvor arbejdet pågår. Så det kræver en del planlægning og hårdt arbejde.

Desuden er der arbejdsmiljømæssige problemstillinger i at okkerslammet ofte indeholder arsen, som er kræftfremkaldende. Så det bør man undgå at indtage eller indånde. Derfor er værnemidler noget der skal være fokus på under dette tømningsarbejde.

Arbejdsmiljøet er et element, som ikke er behandlet i så høj grad i denne rapport, hvor hovedintentionen er at forstå mekanismerne bag sedimenteringen og finde bedste løsninger i drift og design. Men det skal ikke ses som at arbejdsmiljøet ikke er vigtigt, men at en komplet løsning består i at finde en designløsning, som både løser sedimentationen og det efterfølgende gode arbejdsmiljø når okkerslammet skal borttransporteres. I det følgende er hovedfokus derfor på at måle, forstå og vurdere driftsløsningernes evne til at sikre en god udledningskvalitet.



3 Aktiviteter

Følgende aktiviteter blev udført i dette projekt.

3.1 Udstyrsudvikling

Der er mange ideer, der evt. kunne udvikles for at belyse bassinernes funktion. Nogle af disse ideer er udviklet i forvejen, andre er udviklet i andre brancher (fx sedimentation af klaringsbassiner for spildevand) mens andre endnu ikke er på markedet. Disse ideer inkluderer:

- Bundfældningshastighed (laboratiemåling eller on-site måling)
- Strømning forskellige steder i bassinet og i forskellige dybder
- Vandspejlfluktuationer over tid
- Turbiditet forskellige steder i bassinet og i forskellige dybder
- Distribution af partikelstørrelser
- 3-D scanning af bassinet over tid
- Slamakkumulering over tid ved måling af toppen af slamlaget
- Flow ved indløb til og udløb fra bassinet
- Vandkvalitet ved udløb
- Billedbehandling af fotos af bassinet oppefra

I dette projekt blev der udviklet udstyr til måling af bundfældningshastighed og måling af turbiditet forskellige steder og dybder i skyllevandsbassiner.

3.1.1 Bundfældningskolonne

En kolonne til fastlæggelse af bundfældningshastigheden af returskyllevand blev udviklet på basis af turbiditetsmålinger. Kolonnen består af et lodret plastrør med fire turbiditetsmålere påsat i forskellige højder. Sensor 1 blev placeret øverst og sensor 4 blev placeret nederst, se Figur 13 nedenfor.

For at belyse udstyrets funktion, blev der udført følgende:

- 1) fastlæggelse af baggrundsstøj
- 2) fastlæggelse af korrelation mellem turbiditet og jern.

3.1.2 Turbiditet-sensorer til online målinger i bassiner

Der blev fremstillet en batteridreven turbiditet-sensor med tilhørende rensbørster så optikken holdes ren og derved sikrer valide målinger. For at batterioptimere tages en måling hvert 5-10 minut. Resultatet sendes til en CLOUD brugerflade lige efter målingen er taget, hvorefter Narrow band moden og alt andet elektronik sættes i sleep mode, indtil næste måling. Rensbørsten aktiveres hvert 15. minut uafhængig af målefrekvens. Styrekreds og batterier blev monteret i en vejrbestandig kuffert. Se Figur 11.



Figur 11 Venstre: Billede af turbiditetssensor og rensbørste. Højre: kufferten med elektronik og batterier.

3.2 Felt- og Laboratorieundersøgelser

Der blev udtaget skyllevandsprøver fra udvalgte vandværker. Generelt blev prøverne udtaget i 2stk. 10L dunke. For at undgå at skulle få feltbesøget til at passe med et skyl, blev prøverne udtaget normalt i skyllebassinet. Hvis der havde være et skyl for nyligt, blev prøven udtaget af det øverste vand i bassinet tæt på indløbsstedet. Hvis vandet var blevet klaret, blev bundslam hvirvlet op af en pædel inden udtagning af skyllevandsprøven.

Følgende aktiviteter blev gennemført og beskrives kort i de kommende afsnit:

- 1) Måling af bundfældningshastigheden
- 2) Tilsætning af polyaluminiumchlorid (PAC)
- 3) Kemiske målinger

Tabel 1 giver en oversigt over de deltagende vandværker, samt hvilke aktiviteter, der blev udført. Vandværkerne er anonymiserede og givet et vandværksnummer. Bemærk, at besvarelse af et spørgeskema – se afsnit 3.3 - også er medtaget i tabellen. I alt har der været aktiviteter på 28 vandværker.



Tabel 1 Oversigt over vandværkernes deltagelse i laboratorieundersøgelser og spørgeskema.

VV nummer	Prøve-dato	pH	Temp	Turb.	Jern	Mangan	Bundfældnings- tid	PAC	Spørge-skema
1	20.08.2024	x	x	x	x	x	x		x
2	09.05.2024								x
3	26.10.2023	x	x	x	x	x	x	x	x
4	29.08.2024	x	x	x	x	x	x		x
5	19.01.2024	x	x	x	x	x	x	x	x
6	07.05.2024								x
7	08.12.2023	x	x	x	x	x	x	x	x
8	20.11.2023	x	x	x	x	x	x	x	x
9	15.02.2024		x	x	x	x	x		x
10	15.08.2024	x	x	x	x	x	x		x
11	06.12.2023	x	x	x	x	x	x	x	x
12	23.07.2023	x	x	x	x	x	x	x	x
13	23.04.2024	x	x	x	x	x	x		x
14	23.04.2024	x	x	x	x	x	x		x
15	19.04.2024	x	x	x	x	x	x		
16	19.04.2024	x	x	x	x	x	x		x
17	22.04.2024	x	x	x	x	x	x		x
18	15.05.2024	x	x	x	x	x	x		
19*	15.05.2024	x	x	x	x	x	x		
20	06.06.2024	x	x	x	x	x	x		x
21	06.06.2024	x	x	x	x	x	x		x
22	06.06.2024	x	x	x	x	x	x		x
23	06.06.2024	x	x	x	x	x	x		x
24	05.12.2023	x	x	x	x	x	x	x	
25	05.12.2023	x	x	x	x	x	x	x	
26	28.05.2023	x	x	x	x	x	x		
28	20.08.2024								x
I ALT		24	25	25	25	25	25	8	22

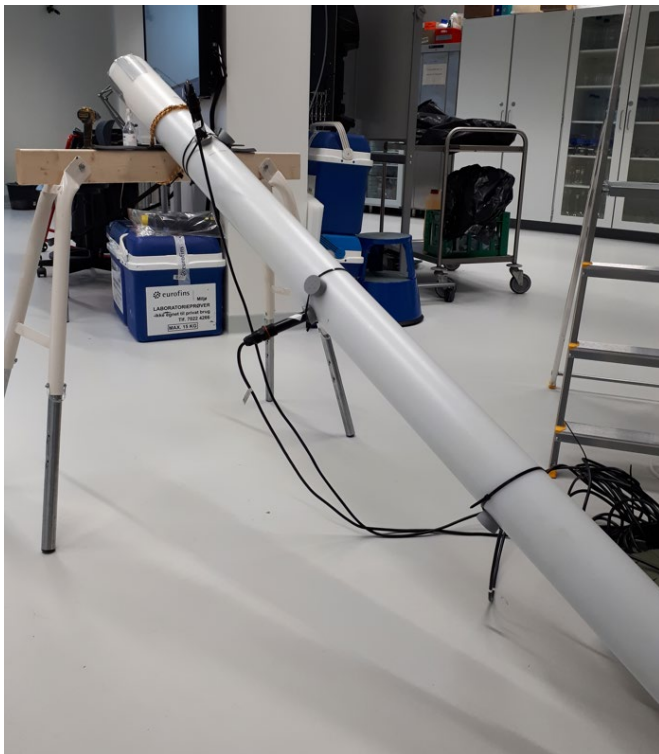
*Tilsat PAC på vandværket

3.2.1 Måling af bundfældningshastighed

Bundfældningshastighed af de udtagne skyllevandsprøver blev målt i den nyudviklede bundfældningskolonne, se Figur 12.

Fremgangsmåden var som følger: Først blev returskyllevandet i plastikdunkene opblandet grundigt ved rystning og hældt op i den rengjorte bundfældningskolonne. Kolonnens låg blev påsat og forsøget begyndt. Turbiditet blev logget i alle fire dybder hvert 2. sekund over en periode på flere timer/natten over. Data blev opsamlet i skyen og efterfølgende downloades.

Efter endt forsøg blev kolonnen lagt vandret på en træbuk og grundigt opblandet for at gentage forsøget.



Figur 12 Kolonne anvendt til bundfældningstidsforsøget klar til omrystning (ved forsøgets start stilles kolonnen lodret).

3.2.2 Tilsætning af polyaluminiumchlorid (PAC)

PAC er en aluminiumpolymer, der danner positivt ladede aluminium ioner, når det opløses i vand. Disse ioner neutraliserer de negative ladninger på suspenderede okkerpartikler, som typisk er negativt ladede. Dette reducerer frastødning mellem partikler, hvilket tillader dem at flokkulere til større partikler, der kan bundfælde.

For at se om det fremskyndede bundfældningen, blev PAC tilsat i udvalgte skyllevandsprøver efter det almindelige bundfældningsforsøg. Samme procedure som før blev anvendt til at ryste prøven sammen med PAC på en træbuk.

PAC produktet var 9% polyaluminiumchlorid, varenummer 810421 (dankalk). Dosering var 100 mL/m³.

3.2.3 Kemiske analyser

Der blev udtaget delprøver to gange for hvert bundfældningsforsøg. Den første blev udtaget da returskyllevandet var hældt op i bundfældningskolonnen, rystet, og klar til start af forsøg. Den anden prøve blev udtaget ved endt forsøg, hvor skyllevandet var bundfældet. Begge prøver blev udtaget fra toppen af kolonnen.

Følgende parametre blev målt på VIAs laboratorium:

- pH
- temperatur
- turbiditet
- jern



- mangan

3.3 Basisdata fra vandværkers skyllebassiner

I løbet af projektet blev skyllebassiners anlæg og drift kortlagt på vandværker.

Følgende underaktiviteter blev udført:

1. Valg af hvilke basisdata, der skulle indsamles fra vandværkerne.
2. Definition af de vigtigste nøgleparametre i forhold til skyllebassiner.
3. Indsamling af basisdata fra vandværkerne.
4. Udvidelse af Merkur databasen med tabeller til at rumme skylledata og nøgleparametre.
5. Indtastning af de nye data i Merkur.

Basisdata blev indsamlet fra 15 vandværker for at kortlægge bundfældning og udledning af returskyllevand. Indsamling af data blev udført ved fysisk besigtigelse af skyllevandsbassinerne.

Der blev desuden udsendt et spørgeskema til 22 vandværker, som var en del af projektet. Spørgeskemaet inkluderede 40 spørgsmål alt omkring hvordan skyllebassinerne er designet og driftet. Alternativt blev disse oplysninger indsamlet under prøvetagning.

3.4 Udledningstilladelser

Udledningskrav til vand fra skyllevandsbassiner fastsættes af kommunen. I dette projekt blev en række kommuner kontaktet for at belyse, hvor langt de er kommet med disse tilladelser, samt hvilke parametre og niveauer, kravene typisk ligger på.

Et af målene var at kortlægge hvordan udledningstilladelse varierer mellem kommuner. Derfor var det et ønske fra starten at opnå en god geografisk spredning af deltagende kommuner. På grund af begrænset tilbagemelding, blev de valgte kommuner dog mere tilfældigt fordelt over landet.

I alt deltog 11 kommuner i projektet. Hver kommune blev bedt om at sende 2 eksempler af tildelte tilladelser til udledning af returskyllevand fra deres kommune. Desuden blev de spurgt om hvor mange af vandværkerne i kommunen, der har en udledningstilladelse, og om de arbejder med sådanne tilladelser for tiden. Hermed kunne der fås et indblik i hvor mange vandværker, der oplever nye krav for tiden.

Antal besvarelser fra kommunerne ses i nedenstående tabel. Kommunerne er anonymiserede med bogstaver. Resultater fra de indsendte tilladelser ses i afsnit 4.4.

Tabel 2 Besvarelser fra kommuner.

Kommune	Antal tilladelser fremsendt	% vandværker som har tilladelser	Arbejder de på udlednings tilladelser pt.
A	2	X	x
B	2		
C	2		
D	2	X	x
E	1	X	x
F	1	X	x
G	2		
H	2		
I	2	X	x
J	2	X	

K	2	X	x
IALT	20	Svar fra 7 kommuner	Svar fra 6 kommuner

Kommuner udsteder udledningstilladelser med hjemmel og inspiration fra flere lovskrifter. Udvalgte af disse omtales nedenfor:

- Miljøbeskyttelsesloven (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024): Hjemmel for tilladelsen stammer herfra. §28 omhandler udledning af spildevand til vandløb, søer eller havet, mens §19 omhandler afledning til undergrund (i.e. nedsivning).
- Udledning bekendtgørelsen (Miljø- og Ligestillingsministeriet 2017): §6 omhandler vilkår, fx at vilkår skal fastsættes den største tilladte koncentration, den gennemsnitlige tilladte koncentration og den største tilladte mængde af relevante stoffer, og §8 omhandler blandingszoner.
- Miljømålsbekendtgørelse (Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2023): Fastsætter regler for hvad der nærmere forstås ved god kemisk tilstand for overfladevand. Bilag 2 fastlægger kriterier for arsen (4,3 µg/L) og mangan (0,15 mg/L) for opfyldelse af miljømål.

Det bemærkes, at der ikke blev fundet nationale krav til hverken total-jern eller ferro-jern i lovstof.

Konklusionen er derfor at de kommunale myndigheder ikke har et entydigt lovgrundlag at læne sig op ad når de kommunale myndigheder skal udarbejdes nye tilladelser og det afspejler de eksisterende tilladelser også. Man kunne derfor godt se et behov for at der fra centralt hold udarbejdes vejledninger til at understøtte kommunernes udarbejdelse af nye tilladelser til udledning af skyllevand.

3.5 Forsøgscase 1: Nibsbjerg Vandcenter

Nibsbjerg Vandcenter er en del af Vestforsyning og er placeret i Holstebro. En oversigt over værkets skyllebassinsforhold ses i Figur 13.

<p>Forsøgscase 1 Nibsbjerg Vandcenter</p> <p>Antal 1 bassin, 1 kammer Skyllemønster: multi-skyl Udløb: batch Udledning: Punktudledning ved pumpning</p>

Figur 13. Oversigt over Forsøgscase 1.

3.5.1 Beskrivelse af Nibsbjerg Vandcenter

Nibsbjerg Vandcenter har en tilladelse til udledning af bundfældet skyllevand til Storå. Kravene fra i tilladelsen fra Holstebro Kommune ser ud som i Tabel 3.

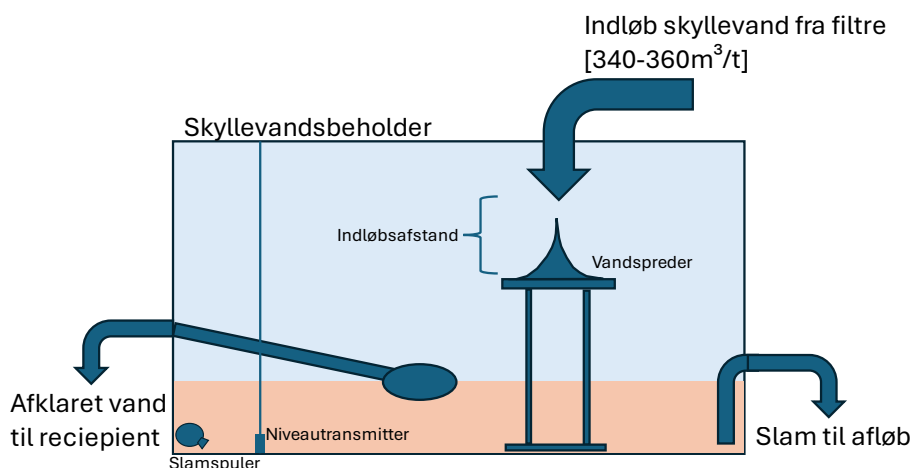
Tabel 3 Holstebro Kommunes kravværdier for udledning af bundfældet skyllevand på Nibsbjerg Vandcenter.

	Suspenderet stof	pH	Totaljern	Mangan
Enhed	mg/L	pH enheder	mg/L	mg/L
Kravværdi	10	6-8	2	1

Bundfældningsbassinet består af en 330 m³ indendørs betonbeholder. Beholderen drives som et multi-skyl tank med samling på op til 6 skyl inden stilstand og udledning. Hvert skyl udgør ca. 45 m³.

3.5.2 Aktiviteter ved Nibsbjerg Vandcenter

Med inspiration fra spildevandssektoren blev der i november 2023 udviklet og installeret en "vandspreder", hvis primære formål er at begrænse direkte spuling i bunden af tanken som illustreret herunder.



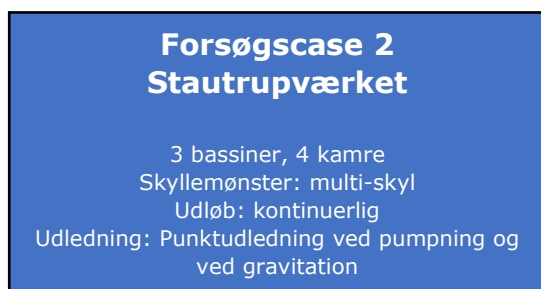
Figur 14 Konceptuel tegning af skyllevandsbeholder med vandspreder.

Herudover, blev der i januar 2024 gennemført en test, hvor klaringen i tanken blev belyst ved analyse af vandprøver efter henholdsvis 18 og 34 timers henstand. Der blev udtaget vandanalyser i 30 cm's intervaller fra vandspejl og indtil 60 cm over bundniveau. Prøverne blev manuelt udtaget med nedsænket prøvepumpe. Der har i hele testperioden ikke være udpumpet klart vand, slam eller andet. Tanken har været stillestående i hele perioden. Hver prøve blev undersøgt efterfølgende for jern, pH og turbiditet. Analyser blev foretaget på eget laboratorium (Vestforsyning Vand).

Endelig blev der udført forsøg med tilsætning af PAC til skyllevandet.

3.6 Forsøgscase 2: Stautrupværket

Stautrupværket er et af Aarhus Vands centrale vandværker og findes sydvest for Aarhus. En oversigt over værkets skyllebassinsforhold ses i Figur 15.



Figur 15. Oversigt over Forsøgscase 2.

3.6.1 Beskrivelse af Stautrupværket

Stautrupværket kører i øjeblikket på en ældret tilladelse til udledning af skyllevand, hvor kravet er 4 mg/L totaljern. Aarhus Vand er blevet stillet i udsigt at en fremtidig ny tilladelse kunne se ud som i Tabel 4.

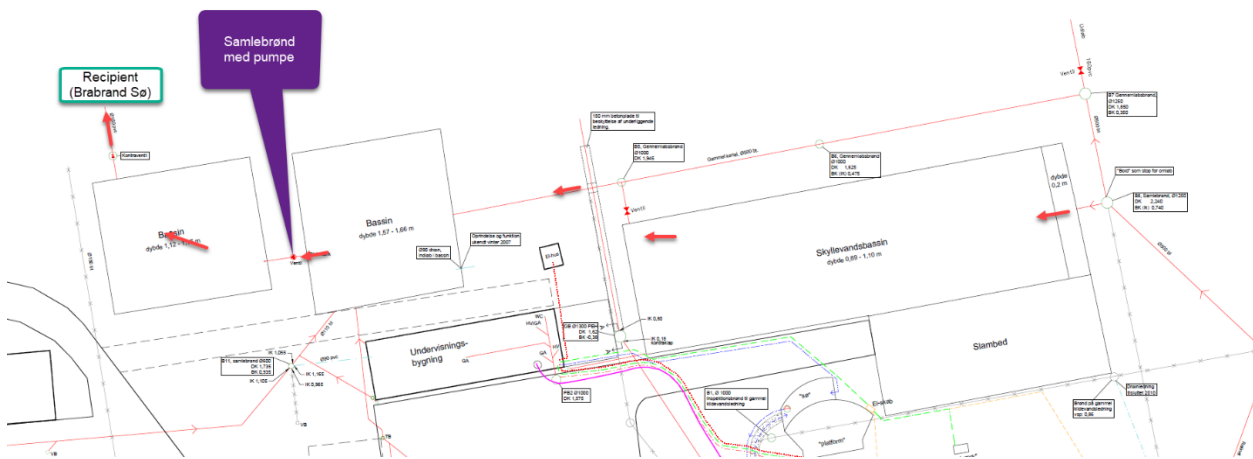
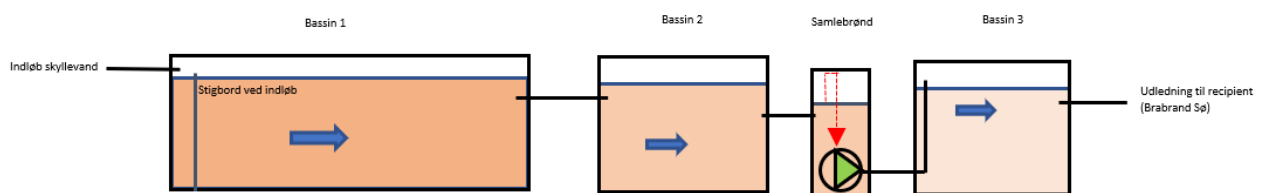


Tabel 4 Aarhus Kommunes forventning til kemiske kravværdier for udledning af bundfældet skyllevand på Stautrupværket.

	Arsen	Mangan	Totaljern	Ferrojern
Enhed	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
Forventet kravværdi	4,3	150	4	0,2

Stautrupværket har været undersøgt i forhold til at foretage forbedringer af håndteringen af skyllevand, da øgede udledningskrav fordrer forbedringer i behandlingen af skyllevandet.

Håndteringen af skyllevandet foretages i dag som en kontinuerlig behandling, hvilket står i modsætning til de fleste anlæg, hvor der behandles i batch. Skyllevand ledes til et stort bassin, som gradvist ledes til 2 efterfølgende bassiner. Den videre strømning fra bassin 1 er lidt kompleks: der er tale om gravitation mellem bassin 1 og 2, gravitation mellem bassin 2 og samlebrønd, start/stop pumpning mellem samlebrønd og bassin 3 efter vandspejlsføler i samlebrønd, og gravitation fra bassin 3 til recipient Brabrand Sø. Dette er skitseret på Figur 16 sammen med et kort over bassinerne.



Figur 16 Skitse og kort med indretningen af bassiner på Stautrupværket, Aarhus (pile angiver strømningsretning på kortet).

Som det ses af figuren, gennemgår vandet 3 bassiner før det udledes til recipienten (Brabrand Sø) og imellem bassin 2 og 3 foregår der periodisk pumpning når vandstanden i samlebrønden stiger. Udledningen til Brabrand Sø foregår gennem gravitation i størstedelen af året, men når vandstanden i Brabrand Sø stiger, bliver det nødvendigt at pumpe det behandlede skyllevand ud i søen.

3.6.2 Aktiviteter ved Stautrupværket

Der er opsat et forsøgsprogram med henblik på at foretage en optimering af driften, dels af hensyn til driften og de kommende kravværdier, men også for at vurdere effektiviteten af forskellige tiltag til dette projekt. Et af problemerne med at finde det gode design af skyllevandsbassiner er, at der ofte ikke er så meget, der er sammenligneligt mellem de forskellige vandværker. Der er store forskelle i indløbskoncentrationer, design af bassiner og hvordan anlæggene driftes. Derfor er det her forsøgt at afprøve forskellige driftsløsninger vel at bemærke i det design, som allerede er etableret på Stautrupværket for herved at kunne vurdere effektiviteten af forskellige løsninger. For at vurdere effektiviteten er der i forsøget bl.a. anvendt turbiditetssensorer, som er det værktøj der er anvendt i andre dele af dette VUDP-projekt som kontinuerlig overvågning af driften. Dette er suppleret med kontinuerte vandstandsmålinger i bassinerne (Divere) og vandkvalitetsanalyser som punktmålinger (analyseret af Eurofins). Disse prøver er taget flere forskellige steder i processen for at kunne vurdere de forskellige forbedringstiltag under forsøgene.

Der er opstillet følgende forsøgsprogram:

0. Forsøg 0 Referencescenarie med måling af driften med den normale driftsform, se afsnit 3.6.
1. Forsøg 1 med reduceret tid mellem skyl (reduceret fra 2 timer til 1 time mellem skyl, hvilket giver kortere tid før vandet næste sæt skyl påbegynder).
2. Forsøg 2 med reduceret tid mellem skyl og opsætning af en filterbom i enden af bassin 1.
3. Forsøg 3 med reduceret skyl og at bassin 1 drives som en batchbehandling (3 skyl, 18 timer henstand og 5 timer pumpning til recipient med to sugekurve lige under vandoverfladen placeret centralt i Bassin 1 i midten og ved bassinkanten).
4. Forsøg 4 er basisscenarie og brug af fældemidler som efterpolering ved en dosering af PAC ved tilgang til bassin 3.

Resultaterne af aktiviteterne ved Stautrupværket ses i afsnit 4.6.

4 Resultater

4.1 Udstyrsudvikling

Nedenfor angives resultater af arbejdet med at udvikle udstyr.

4.1.1 Bundfældningskolonne

Baggrundsstøj fra turbiditetsmålerne blev fastlagt i forbindelse med udvikling af bundfældningskolonnen.

Indledningsvist blev der målt turbiditet i demineraliseret vand og vand fra koldt vandshanen på VIAs laboratorie på Campus Horsens med kommercielt laboratorieudstyr (Hach 2100AN IS – ISO Method 7027). For at undgå udfordringer med bobledannelse blev vandprøverne tappet til en flaske, hvor de stod i 30 minutter før målinger. Vandet blev hældt herfra op i en kuvette, og bobler på indersiden af kuvetten blev fjernet ved langsomt at vende kuvetten. Prøven stod i turbiditetsmåleren i minimum 1 minut før aflæsning. Der blev fundet følgende resultater:

Tabel 5 Baggrundsmålinger af turbiditet i prøver af demineraliseret vand og koldt vand.

Vandtype	Antal målinger	Gennemsnit (NTU)	Std. Afvigelse
Demineraliseret vand	5	0,10	0,01
Koldt hanevand	5	0,23	0,01

Bundfældningskolonnen blev derefter fyldt med vand fra koldt vandshanen i VIAs laboratorie. Turbiditet i de fire sensorer blev målt over tid, se Figur 17 nedenfor.

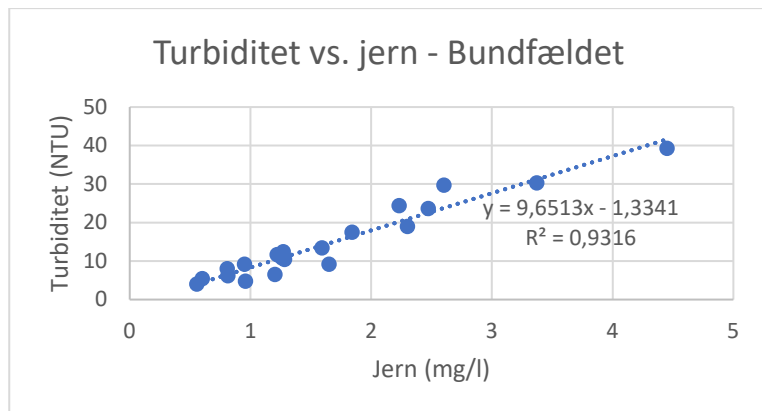


Figur 17 Turbiditet tidsserie for hanevand - fire sensorer i første udgave af udstyr til måling af skyllevands bundfældningshastighed.

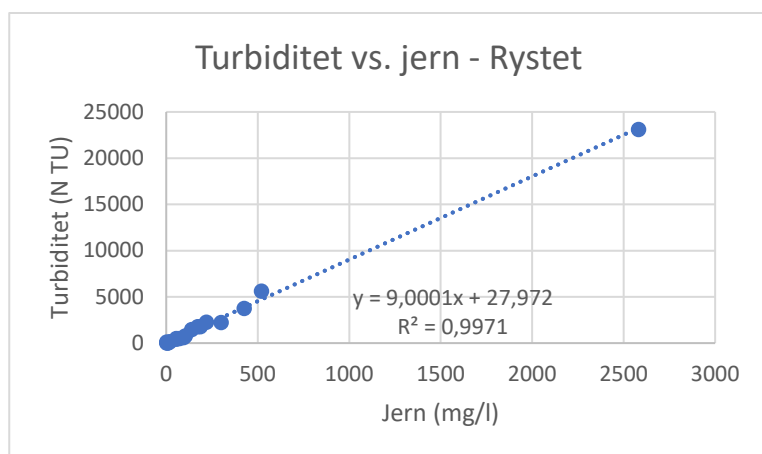
Som det ses af figuren, er turbiditeten på ca. 4-8 NTU og dermed langt højere end turbiditeten i vand fra koldt vandshanen målt med laboratoriemåleren. Dette skyldes, at der er refleksioner fra væggene af kolonnen når turbiditetssensoren udsender lys, da minimumsafstanden til en væg ikke er overholdt. De 4 sensorer er testet udenfor kolonnen i en sort spand med hanevand og gav alle en værdi på 0,15 – 0,18 NTU inden indbygning i kolonnen. De målte værdier var dog lave i forhold

til skyllevandet, og det blev vurderet, at forsøg med bundfældningshastighed godt kunne gennemføres i bundfældningskolonnen til trods for en forhøjet 0-værdi, se afsnit 4.2.

Figur 18 og Figur 19 viser sammenhængen mellem turbiditet og jern i vandprøver udtaget fra bundfældningskolonnen i laboratoriet efter hhv. bundfældning (det klarede vand) og rystning (det ophvirvlet skyllevand).



Figur 18 Turbiditet vs. jern i vandprøverne efter bundfældning i laboratoriekolonne.



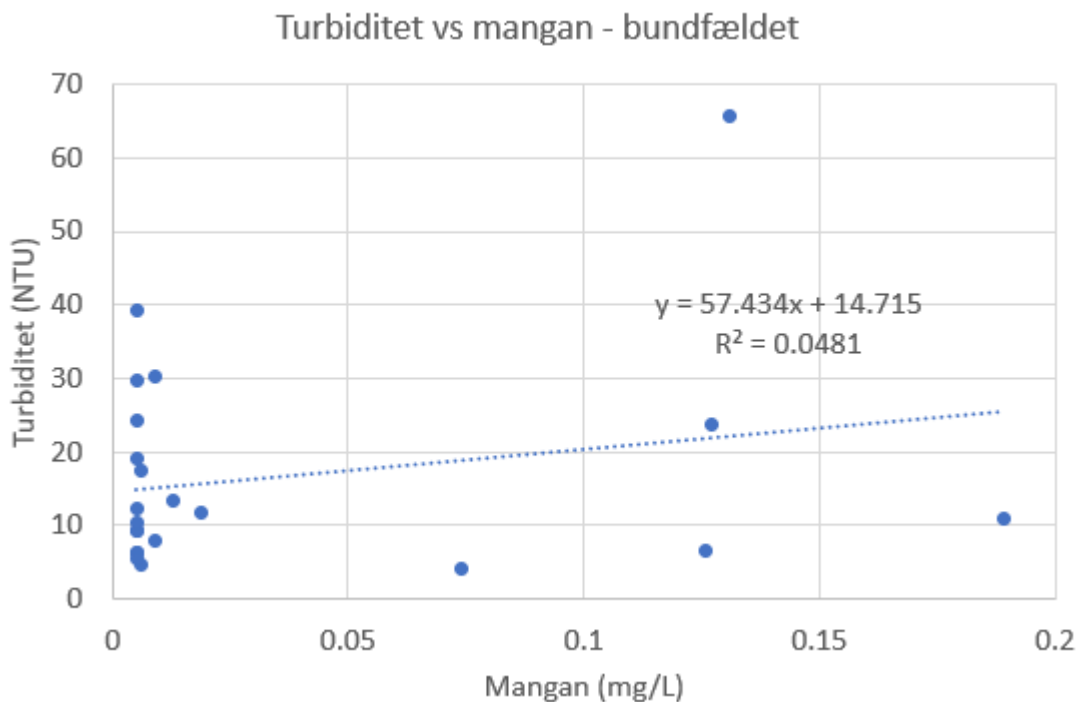
Figur 19 Turbiditet vs. jern i vandprøver i laboratoriekolonne lige efter rystning.

Som det ses af figurene, er der generelt en meget fin sammenhæng mellem parametrene turbiditet og jern, med R^2 -værdi for høje koncentrationer (rystet) på over 0,99 og for lave koncentrationer (bundfældet) på 0,93. Da tendenslinjen har næsten samme hældning i de 2 grafer, er der tale om et meget bredt lineært måleområde. Bemærk, at resultater fra 3 vandværker blev taget ud, da de blev betragtet som outliers (vandværk nr. 6, 16 og 19).

Figur 19 viser, at når turbiditet falder til under ca. 20 NTU, er jernkoncentrationen typisk under 2,5 mg/l. Og da detektionsgrænsen for turbiditetsmåleren er omkring 0,2 NTU er metoden rigelig følsom til at fungere som indikator for jern omkring de tilladte kravværdier. Forsøget indikerer derved at turbiditet er en valid måling, som giver ret sikre indikationer om indholdet af jern i vandet. Derfor kan en online måling af turbiditet være et godt alternativ til fx kemiske analyser af totaljern. På den måde kan man sikre en bedre online monitorering af en udledning i stedet for punktmålinger eller fx tidsproportionale målinger, som prøvetagningsmæssigt ikke er uden

problemer. Problemstillingerne kan for nogle anlæg fx være at vide hvornår udledningen starter og stopper, ordentlige prøvetagningsforhold på prøvestedet, etc.

Figur 20 viser, sammenhængen mellem turbiditet og mangan i vandprøver udtaget fra bundfældningskolonnen i laboratoriet efter bundfældning (det klarede vand).



Figur 20 Turbiditet vs. mangan i vandprøver, efter bundfældning i laboratoriekolonne.

Her ses at sammenhængen ikke er god med R^2 -værdi på 0,05. En meget bedre R^2 -værdi (0,81) findes for de rystede vandprøver (ikke vist på graf). Dette resultat skyldes dog enkelte meget høje værdier med god korrelation. Hvis turbiditet skal bruges som indikator for, hvornår udledningskrav overholdes, er der dog større interesse for lave værdier (dvs. de bundfældede vandprøver). Figur 21 viser at turbiditet giver både falske negative (lav turbiditet til trods for højt manganindhold) og falske positive (høj turbiditet til trods for lavt manganindhold). Derfor vurderes turbiditet at være mindre egnet som indikator for manganindhold.

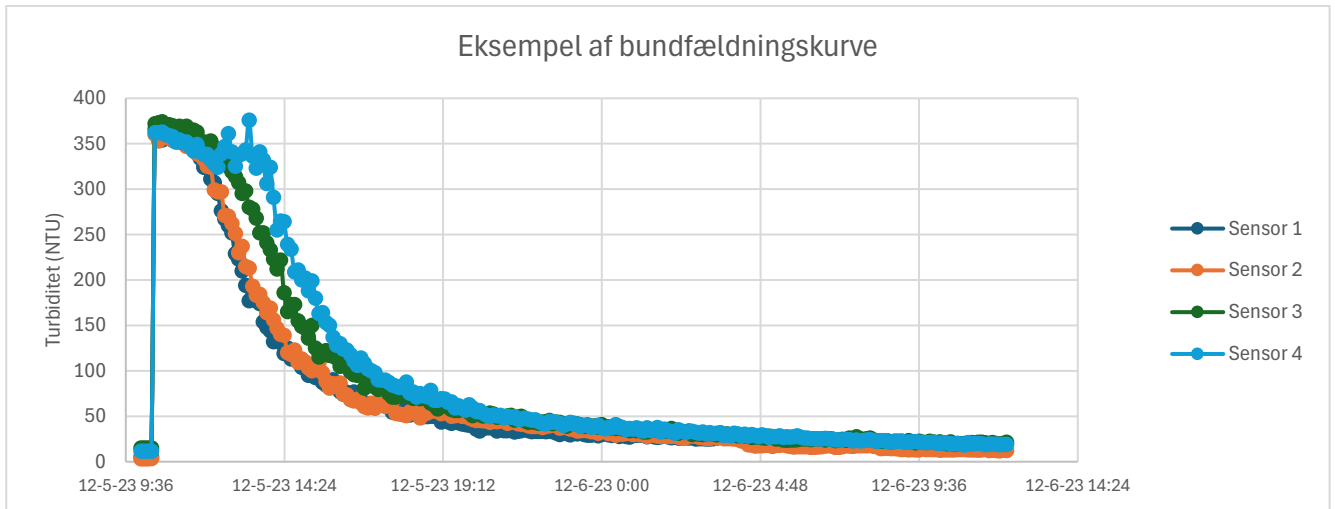
4.2 Laboratorieundersøgelser

Nedenfor beskrives resultaterne af de forskellige laboratorieundersøgelser.

4.2.1 Bundfældningshastighed

Skyllevandsprøvers bundfældningshastighed blev målt i den udviklede bundfældningskolonne i laboratoriet hos VIA Campus Horsens. Som udgangspunkt blev bundfældningstiden beregnet som tiden der tog for turbiditetsmålingen for hver af de fire sensorer i kolonnen at falde fra 80 NTU til 40 NTU. Hermed kunne langt de fleste prøver tilskrives en "bundfældningstid". Der var dog tre af prøverne som ikke passede ind i denne metode, fordi de ikke var over 80 NTU fra start eller fordi de ikke nåede under 40 NTU til sidst. Derfor blev disse tre prøvers bundfældningstid belyst ved at beregne tiden for et fald på 5 NTU.

Figur 21 viser et eksempel på en bundfældningstidskurve for de fire sensorer i bundfældningskolonnen:



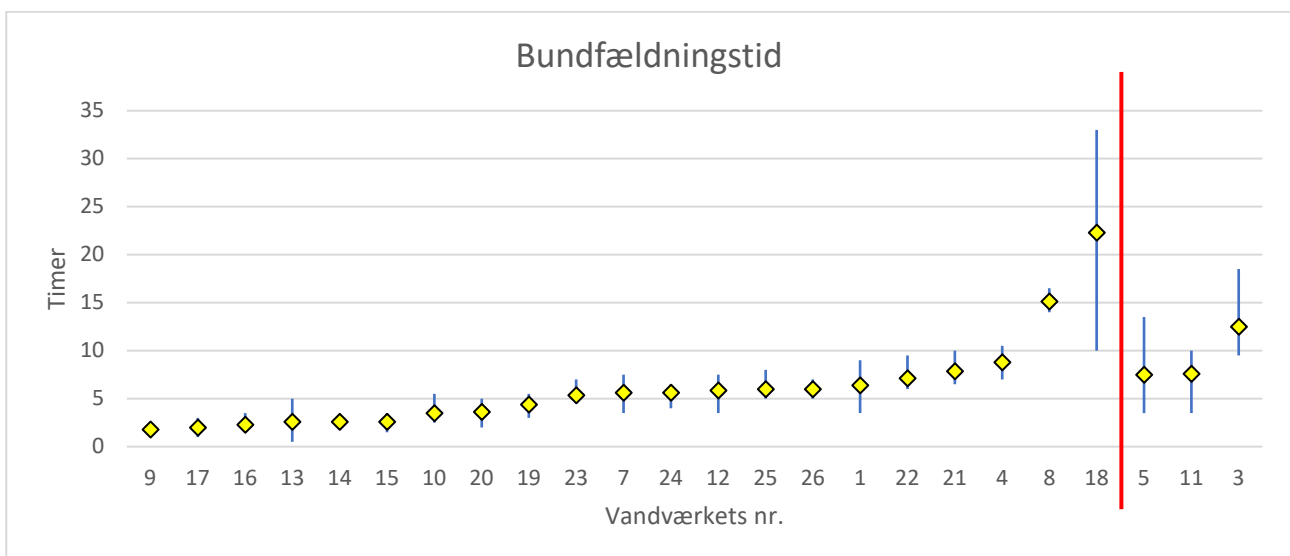
Figur 21 Eksempel af bundfældningskurver fra vandværk nr.13.

Kurverne viser at

- Alle dybder klarer op på samme tid.
- Hovedparten bundfælder allerede efter < 8 timer.
- Det tager mange timer at bundfælde de sidste partikler.

Bundfældningstiden hos de deltagende vandværkerne vises på Figur 22. Figuren viser såvel gennemsnittet (de gule punkter) samt maks. og min. for de enkelte sensorer. På den højre side af den røde streg findes de tre vandværker, hvor tiden blev beregnet som fald i turbiditet på 5 NTU. På den venstre side af den røde streg findes de vandværker, hvor tiden blev beregnet som et fald i turbiditet fra 80 til 40 NTU.

Som før nævnt blev bundfældningsforsøget lavet to gange for hver vandprøve, det ville sige at hvert vandværk havde to bundfældningskurver. Til Figur 22 blev der valgt den kurve, der subjektivt så mere regelret ud.



Figur 22 Den gennemsnitlige bundfældningstid hos alle vandværkerne.

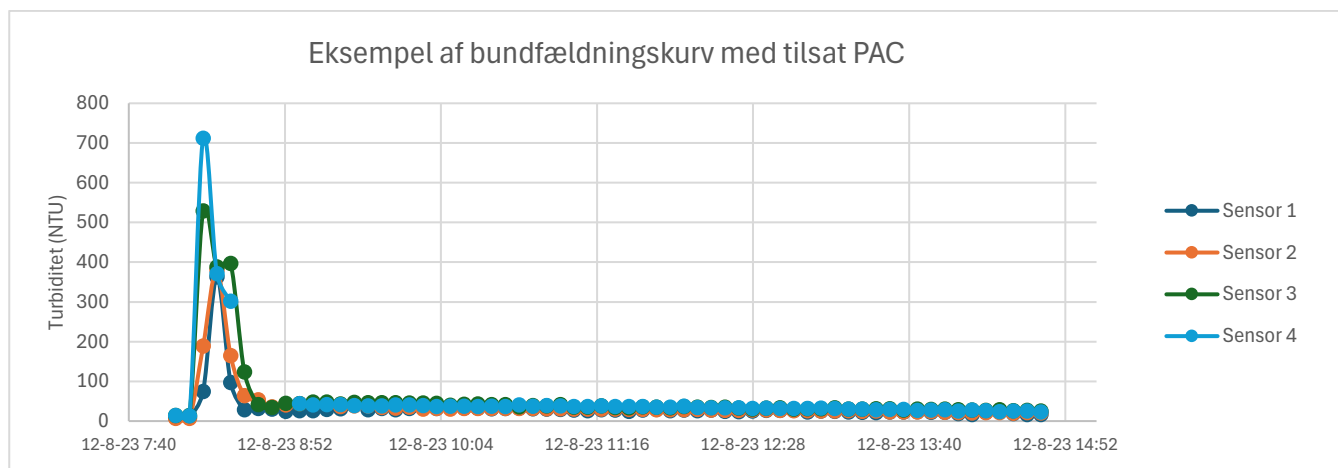
Analyse af de beregnede bundfældningstider viser at:

- De fleste vandværker ligger i intervallet 2-9 timer for et fald fra 80 til 40 NTU.
- Vandværkerne 8 og 18 udviser betydelig højere bundfældningstid end de øvrige, uden at der er fundet en forklaring på dette.
- Der blev ikke fundet sammenhæng mellem pH og bundfældningstid.
- Hvis man antager, at faldet i turbiditet er lineært tager det i gennemsnit ca. 9 minutter for turbiditeten at falde 1 NTU (dog med betydelig variationen fra 3-34 minutter).

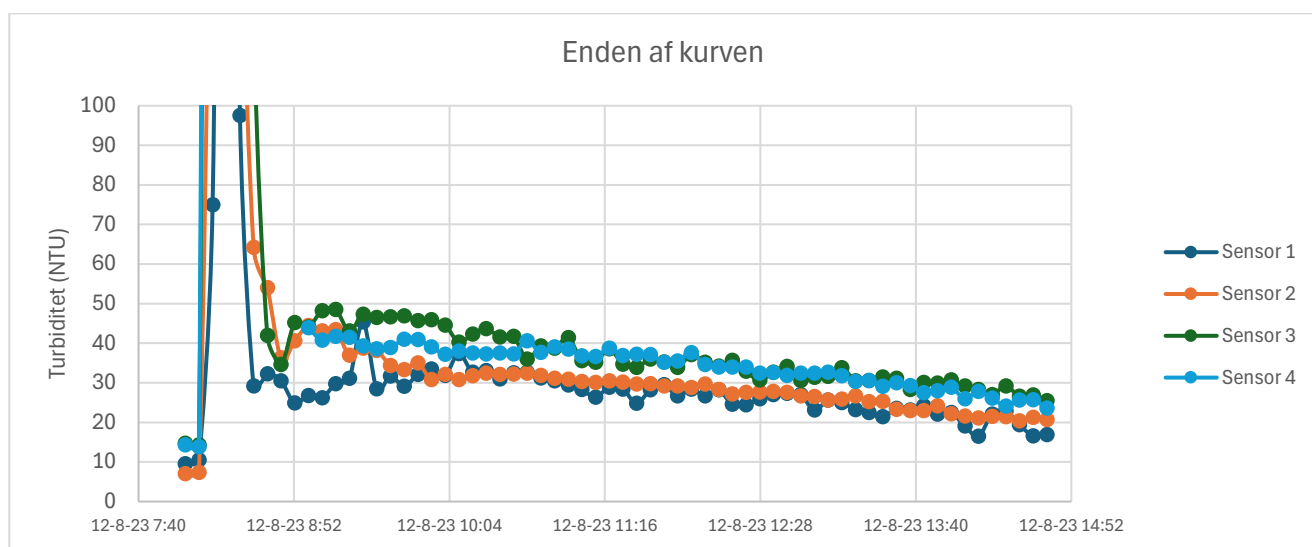
Det understreges, at den nødvendige bundfældningstid hos et vandværk skal findes ved at lægge tre tal sammen: 1) tiden til at gå fra den høje turbiditet af helt frisk skyllevand ned til 80 NTU, 2) tiden fra 80 til 40 NTU (fra figuren) og 3) tiden at gå fra 40 NTU indtil kravværdien er overholdt.

4.2.2 Tilsætning af PAC

Flokkuleringsmidlet PAC blev tilsat 8 vandprøver. Figur 21 ovenfor viser et eksempel af normale bundfældningskurve. Figur 23 og Figur 25 viser denne samme vandprøve men med tilsat PAC.



Figur 23 Eksempel af bundfældningskurv med tilsat PAC fra vandværk nr.13.



Figur 24 Bundfældningskurve tilsat PAC, hvor der zoomes ind på y-aksen.



Sammenligning af kurvene med og uden PAC viser sig at turbiditeten falder meget hurtigere med PAC. For at kvantificere dette forskel blev tiden fra start af forsøget indtil turbiditeten var faldet til 20 NTU beregnet, se Tabel 6. Bemærk, at tre vandprøver nåede under 30 NTU men ikke under 20 NTU (markeret med stjerne).

Tabel 6 Forskel mellem bundfældningstid (fra start til 20 NTU) med PAC og uden PAC.

Vandværks nr.	Uden PAC (timer)	Med PAC (timer)	Start pH	Startkonc. Jern (mg/L)
3*	12	1	7.2	7.1
5	13.7	0.8	7.3	354
7*	15.5	13	7.7	155
8	53.8	0.6	8.1	9.7
11	7.4	0.75	7.9	2.7
12	30.6	17.4	7.7	94
24*	15.6	4.4	7.3	72
25*	19.9	1.6	8.0	19.5

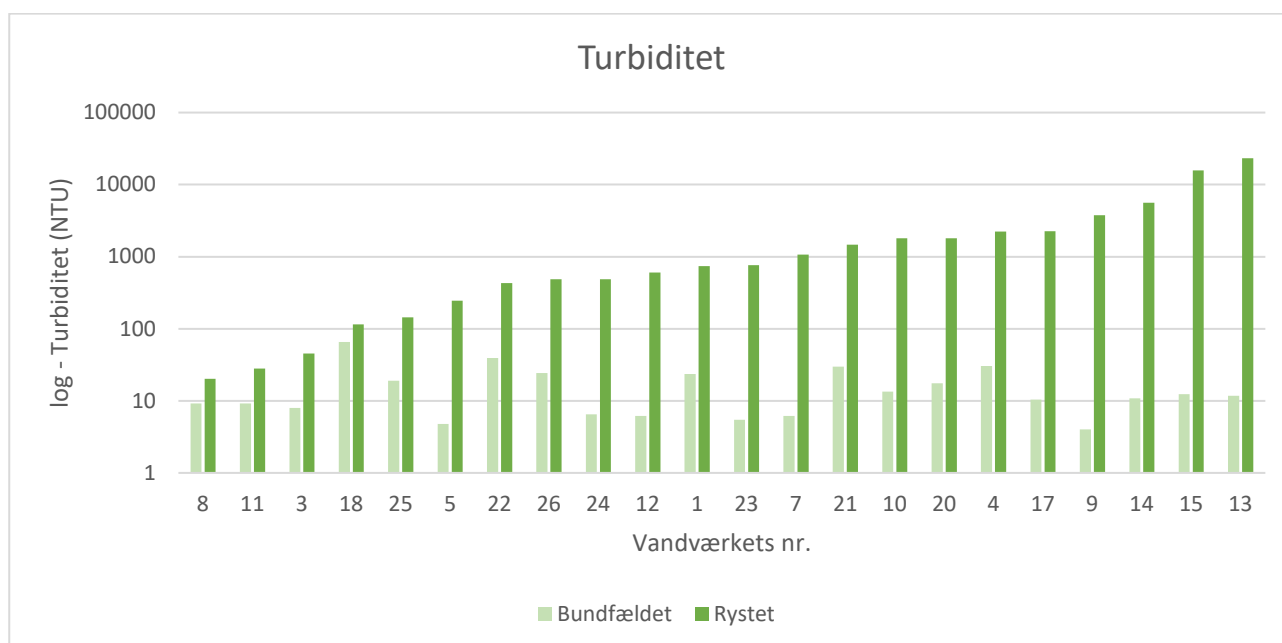
*Turbiditet falder til 30 NTU.

Resultaterne i tabellen viser, at alle vandværker har en meget hurtigere bundfældningstid når PAC er tilsat. Kun Vandværk 7 viste uvæsentlig forskel.

4.2.3 Kemiske målinger

Som nævnt blev der udtaget delprøver til kemiske målinger fra toppen af bundfældningskolonnen umiddelbart efter rystning af kolonnen, samt efter bundfældning var fundet sted.

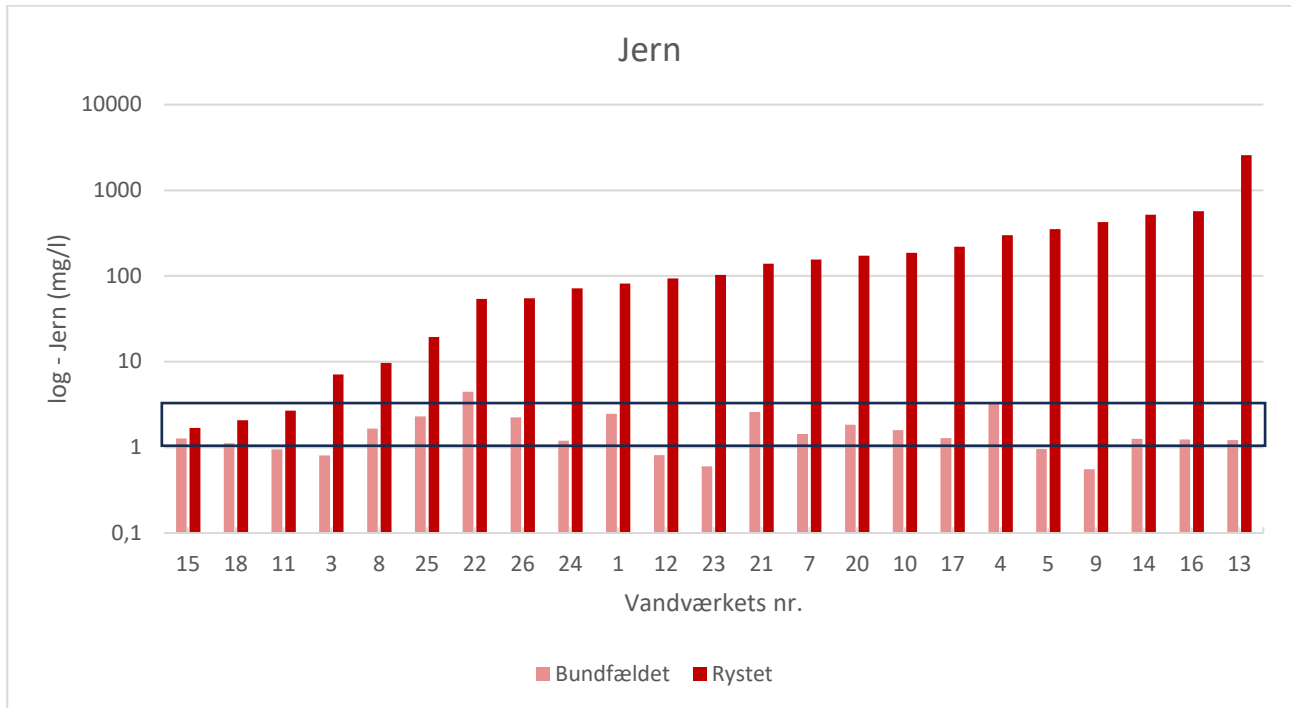
Figur 25 viser som forventet, at turbiditet falder fra start (rystet) til slut (bundfældet) af bundfældningsforsøgene. Faldet er op til 3 dekader (bemærk den logaritmiske y-akse). Bemærk, at start turbiditen er meget forskellige for de forskellige prøver som følge af prøvetagningstidspunkt og evt. ophvirvling af bundslam.



Figur 25 Forskel på turbiditet når returskyllevandet blev rystet og bundfældet.

Figur 26 viser en lignende situation for jern, idet jern falder meget efter prøven har bundfældet. Den sorte kasse viser området for typiske krav for udledning af jern (1-4 mg/L). Med undtagelse af

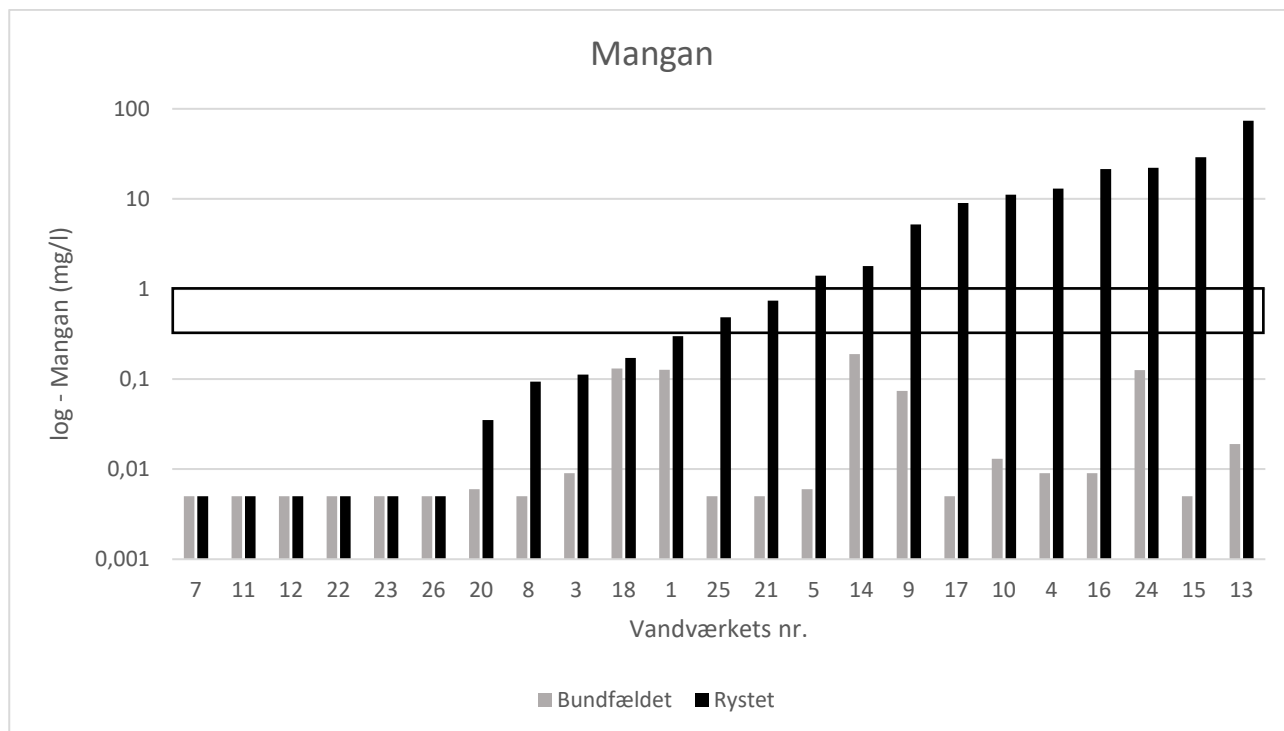
Vandværk 22, er alle under 4 mg/l efter de har bundfældet. Der er også nogle som er under 1 mg/L.



Figur 26 Forskel på jern når returskyllevandet blev rystet og havde bundfældet.

Det er værd at bemærke, at den opnåede jernkoncentration efter bundfældning, ikke er ens for de forskellige vandværker. Selv om længden af bundfældning i laboratoriet varierede lidt fra vandværk til vandværk, er der alligevel forskelle på, hvor langt man kan komme med naturlig bundfældning. Årsagerne til denne forskel er ikke fundet. Det bemærkes, at jernkoncentrationen ikke er tilstrækkelig lav ved slut af bundfældningsforsøget for flere vandværker.

Figur 27 viser samme graf for mangan. Den sorte kasse viser igen området for typiske udledningskrav (0,15–1,0 mg/L). Alle vandværker er under 0,15 mg/l efter de har bundfældet. Umiddelbart ser mangan ud til at være mindre kritisk end jern i forhold til at nå nede under typiske udledningskrav.



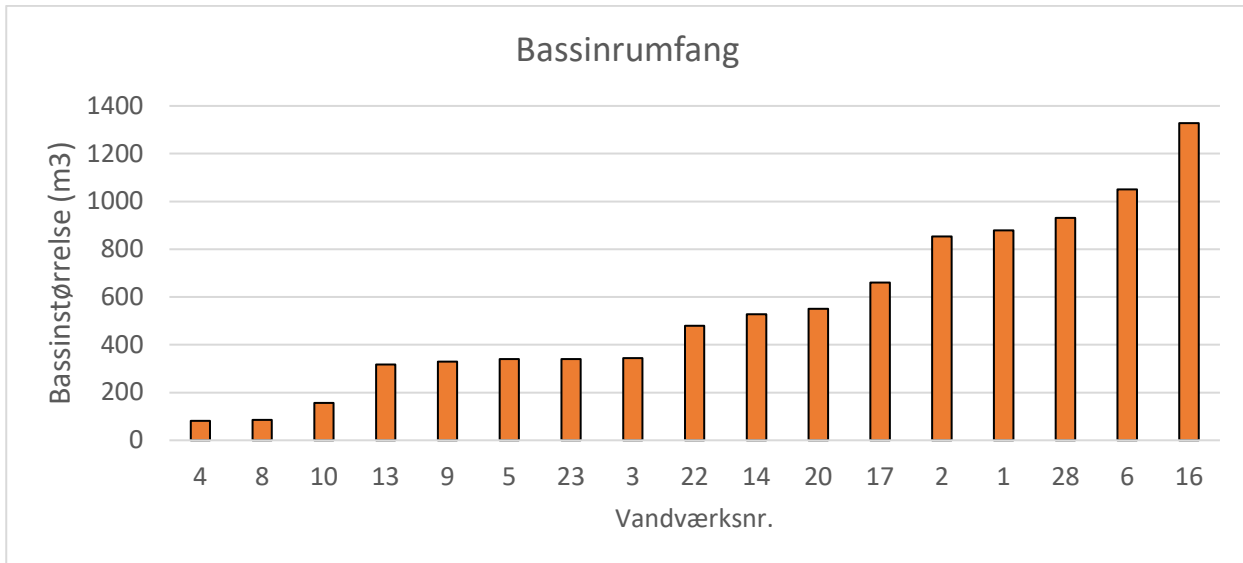
Figur 27 Forskel på mangan når returskyllevandet blev rystet og havde bundfældet.

Dette resultat viser dels at det er meget forskelligt hvor stort indholdet er af mangan i skyllevandet (indholdet var under detektionsgrænsen i de først 6 vandværker), men også at der er stor forskel på hvor langt man kan reducere indholdet af mangan i det udledte vand hvis behandlingen af skyllevandet alene baseres på sedimentation. Det bemærkes, at mangankoncentrationen er tilstrækkelig lav ved slut af bundfældningsforsøget for alle vandværker.

4.3 Basisdata fra vandværkers skyllebassiner

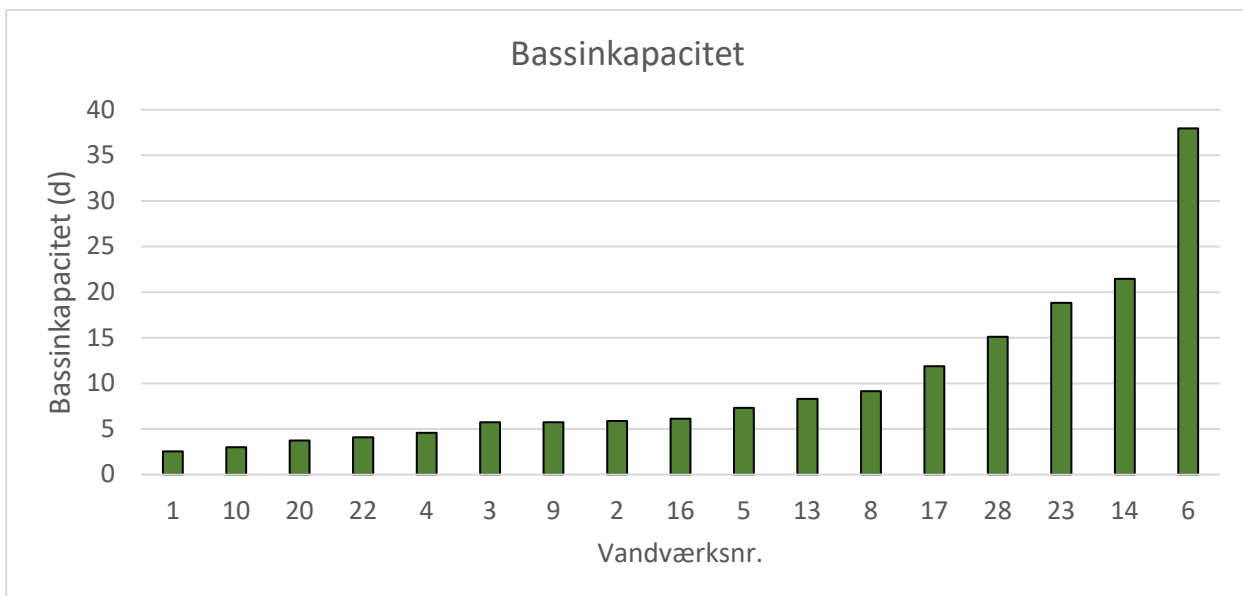
De indsamlede basisdata fra vandværkerne giver en ide om variationen i anlæg og drift af vandværkernes returskyllevandbassiner. De følgende fire grafer viser bassinernes rumfang, kapacitet (i dage), aktuel bundfældningstid og skyllebassinernes udnyttelsesgrad.

Figur 28 viser bassinernes rumfang. Som det ses, varierer de i størrelse fra 80 til 1300 m³. I løbet af projektet blev det klart, at indsamling af et tal for bassin dybde er vanskelig, da bassinbund ofte hælder eller har en sump. Derfor er denne vigtige parameter ikke vist på en graf. Variation fra <1 til >4 meter blev dog set.



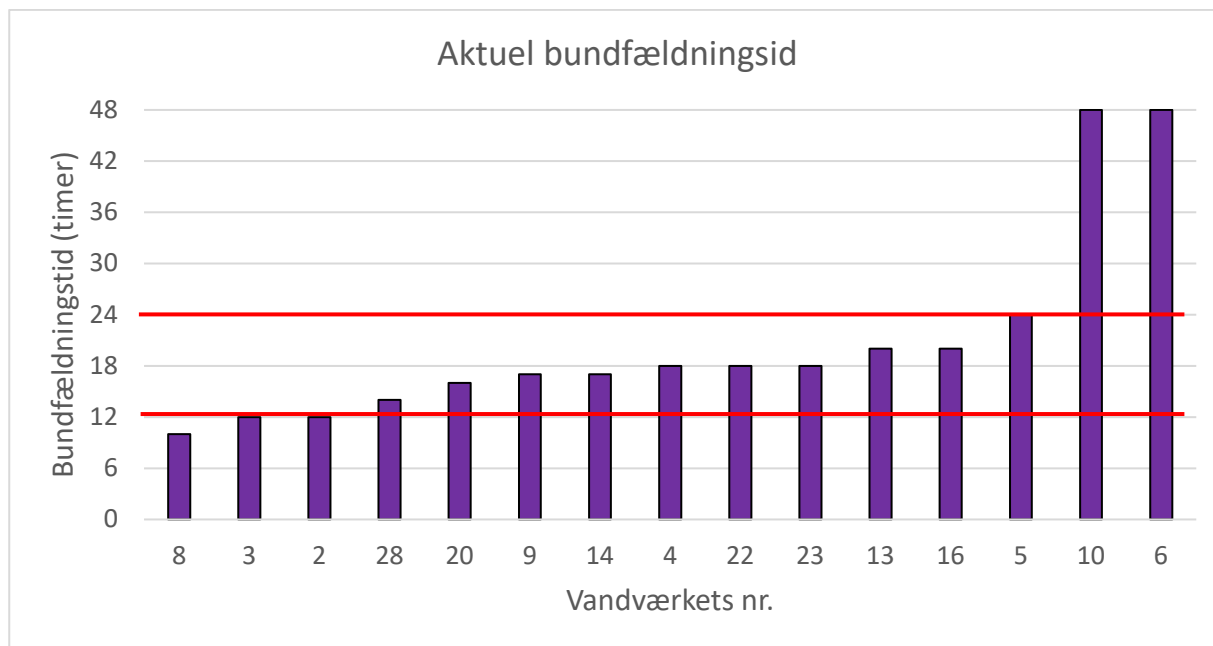
Figur 28 Bassinrumfang.

Bassinkapacitet er beregnet ud fra den årlige skyllevandsmængde og bassinstørrelse, med den antagelse, at skyllevand dannes jævnt over alle årets timer. Der ses en variation i kapaciteten fra 2½ til 38 dage. Hermed er det tydeligt, at flere af bassinerne er overdimensioneret. Dog skal det understreges, at bassiner tømmes normalt kun delvist (for ikke at forstyrre slamlaget) og at der bruges en del tid til en stille og rolig udledning. Derfor skal der være en vis "overdimensionering".



Figur 29 Bassinkapacitet.

Figur 30 viser de deltagende vandværkers aktuelle bundfældningstid. Denne tid beregnes fra det sidste skyl (hvis der anvendes multi-skyl drift) til udledning af det klarede vand påbegynder, dvs. den stillestående tid for en batch. Som det ses af grafen, ligger mange vandværker med en aktuell bundfældningstid på 12 - 24 timer. To vandværker bruger 48 timer til bundfældning. Resultaterne fra dette projekt indikerer, at bundfældningstiden med fordel kan sættes op for visse vandværker. Dette kræver dog, at vandværkets produktion tillader det, da bundfældningsbassinerne er nødt til at være klar til at modtage næste skyl.



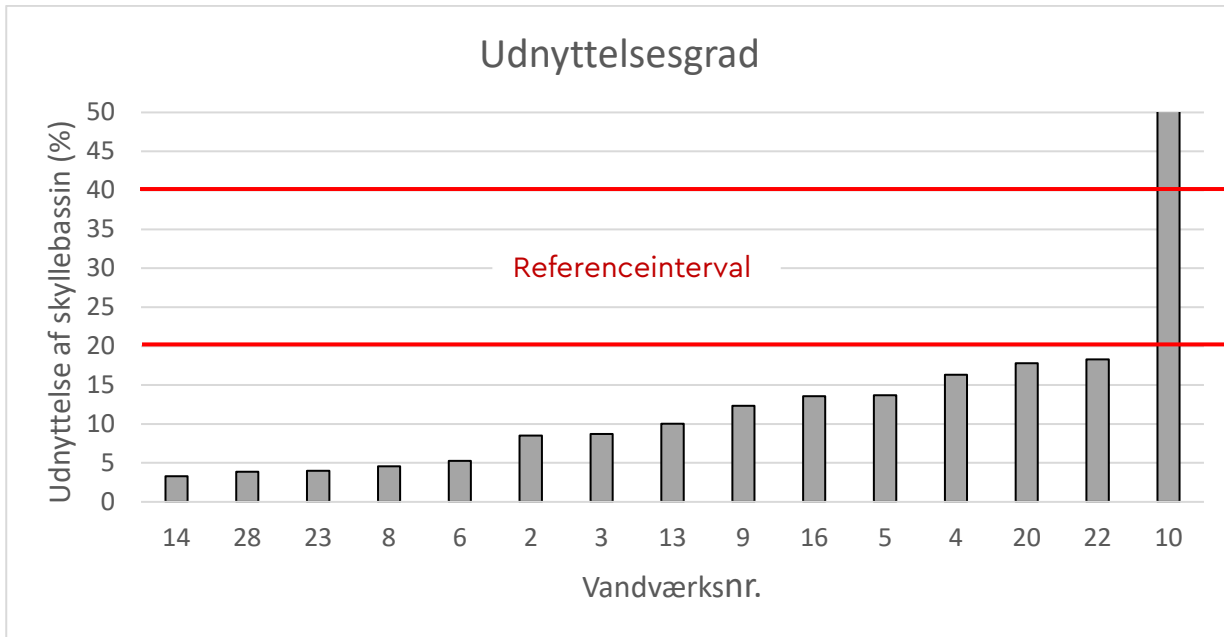
Figur 30 Aktuel bundfældningstid.

Figur 31 viser skyllebassinernes udnyttelsesgrad. Denne nøgleparameter beregner i procent den andel af den teoretisk tilgængelig plads og tid, der aktuelt udnyttes til bundfældning. Dette forklares nærmere nedenfor:

1. Hvis man kun tømmer bassinet halvt, udnyttes bassinet 50%.
2. Hvis man skyller 1 gang om døgnet og bruger 12 timer til bundfældning og 12 timer til udledning, udnyttes bassinet 50%.
3. Hvis man tømmer kun delvist OG bruger væsentlig tid til udledning, falder udnyttelsen ofte til under 50%.
4. Hvis man hælder flere skyl sammen (multi-skyl), er den tid mellem hvert skyl spildt da bundfældningstiden starter først efter det sidste skyl tilledes. Multi-skyl får udnyttelsen til at falde yderligere.

Under hensyntagen til punkterne ovenfor, er et referenceinterval på 20-40% fastsat.

Som det ses af grafen, ligger alle vandværker undtaget Vandværk 10 under referenceområdet, ofte langt under. Hermed må det formodes, at det i mange tilfælde vil være muligt at øge udnyttelsesgraden. Det skal selvfølgelig ses i sammenhæng med vandværkets drift af filtre både i daglig drift og i de spidssituationer, som også forekommer. Måske afspejler udnyttelsesgraden i virkeligheden vandværkets udnyttelse og der skal jo også være fornuftig håndtering af skyllevand i fx en sommerperiode med højt vandforbrug. Men et forsigtigt bud på en udnyttelsesgrad at stræbe efter kunne være omkring 20-40 %.



Figur 31 Skyllebassiners udnyttelsesgrad.

For at inkludere oplysninger om design og drift af returskyllevandsbassiner blev databasen Merkur udvidet med to nye tabeller, se nedenfor.

DISCHARGEOVERVIEW: Data om årlig antal skyl og skyllevolumen, bassinareal og -materiale, recipient, aktuel bundfældningstid, brug af flokkuleringsmidler, m.m.

BACKWASHCHAMBER: Data om kammerdimensioner, udformning af indløbs- og udløbsbygværker, m.m.

Tabel 7 viser tre nøgleparametre, der blev udviklet og fremover skal beregnes og opbevares i Merkur databasen.

Tabel 7 Nye nøgleparametre, der fremover skal beregnes i Merkurdata-basen.

Nøgleparameter navn	Definition	Beregning	Enheder
DailyBackwashEvents	Gennemsnitlig antal daglige returskyl – skyl af forfiltre og efterfiltre tæller separat.	AnnualBackwashEvents /365	d ⁻¹
SedimentBasinCapacity	Gennemsnitlig antal returskyl som kan holdes i vandværkets bassiner, under antagelse af bassinerne starter helt tomt.	SedimentBasinVolume/ (AnnualBackwashVolume/AnnualBackwashEvents)	ingen
SedimentBasinUtilization	Forholdet mellem den aktuelle bundfældningstid (tiden mellem sidste skyl til start af udledning) og den teoretiske maks. bundfældningstid, der kunne opnås.	LastWashToDischarge/ MaxPotentialSedimentationTime*100	%



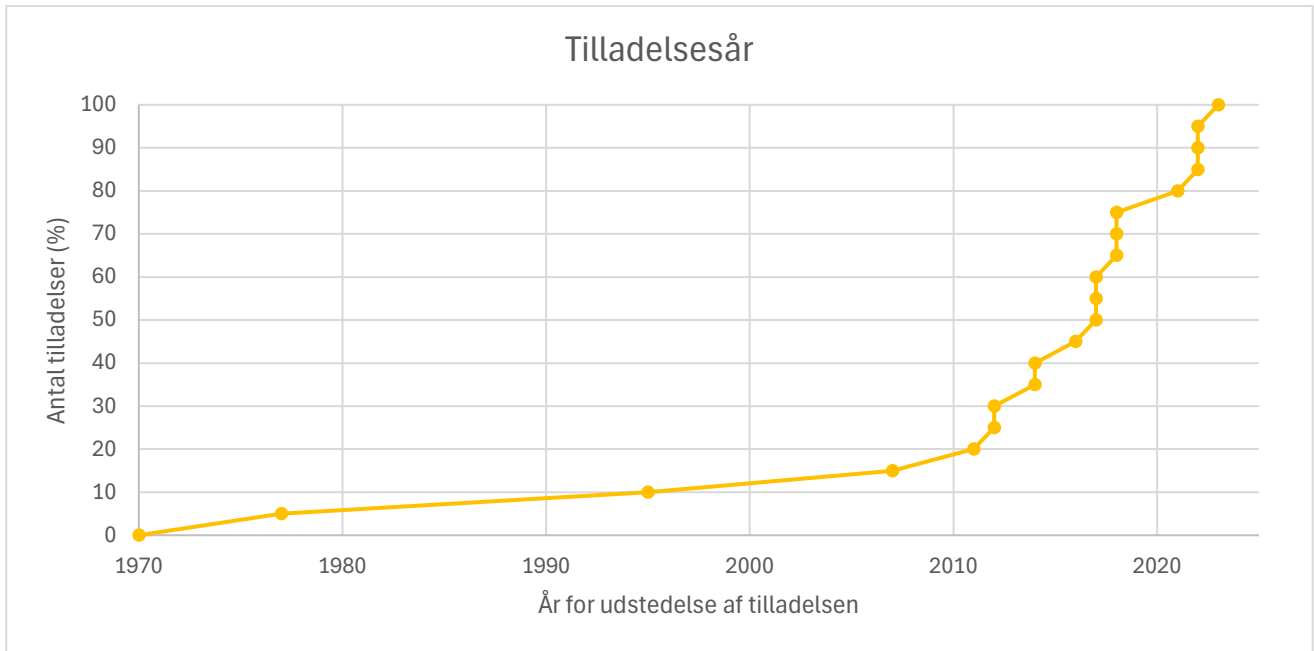
4.4 Udledningstilladelser

Som angivet i afsnit 3.4 deltog 11 kommuner i projektet. Resultater fra de 7 kommuner, der besvarede et spørgeskema ses nedenfor i Tabel 8. Besvarelsene viser, at kommunerne er på forskellige stadier i processen om at udstede udledningstilladelser og hermed lovliggøre forholdene.

Tabel 8 Resultater af besvarelser fra 7 kommuner.

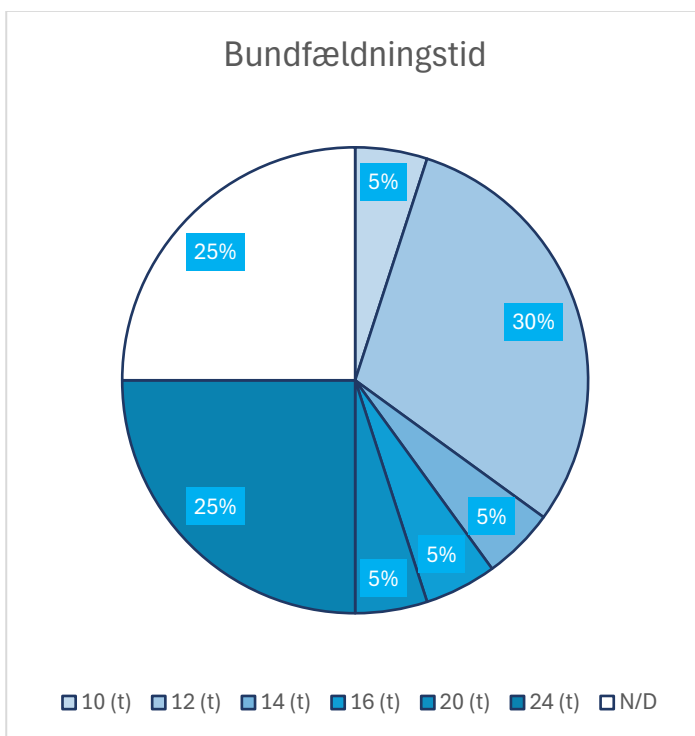
Kommune	% vandværker som har tilladelser	Arbejder de på udlednings tilladelser pt.
A	100%	Arbejder på 2. Hvor de har problemer med at overholde kravene til jern.
D	36% har direkte udledning. En del med tilslutning til regnvandskloak.	Ingen nye sager pt.
E	100%	Ingen nye sager pt. Alle værker fik fornyet deres tilladelser i 2012-2015.
F	25% har direkte udledning. En del har ikke trykfilter og derfor ikke brug for at udlede.	Flere igangværende sager.
I	100%	De blev alle ordnet i 2018.
J	19%	Ingen besvarelser
K	100%	Flere igangværende sager.

Kommunerne fremsendte til sammen 20 eksempler af vandværkers tilladelser til udledning af skyllevand. Som det ses af Figur 32 blev langt de fleste udledningstilladelser, som kommunerne valgt at fremsende udstedt indenfor de sidste 10 år.



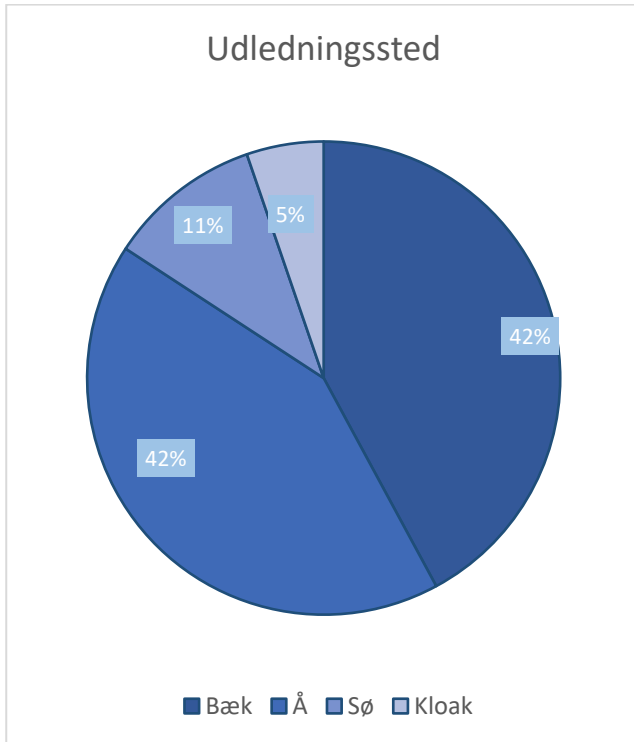
Figur 32 Antal udledningstilladelser og hvornår de blev udstedt.

Udledningstilladelserne fremsendt i forbindelse med dette projekt udviste stor forskel på krav til påkrævet bundfældningstid og stofkoncentrationer. Figur 33 viser at ca. 75 % af tilladelserne kræver fra 10-24 timer mens de sidste 25 % ingen krav har til bundfældningstid. De alt overvejende tidskrav på hhv. 12 og 24 timer hænger formentlig sammen med at disse krav er lette at forstå og ikke fordi der er evidens for, at bundfældning er tilstrækkelighed efter netop disse timer.



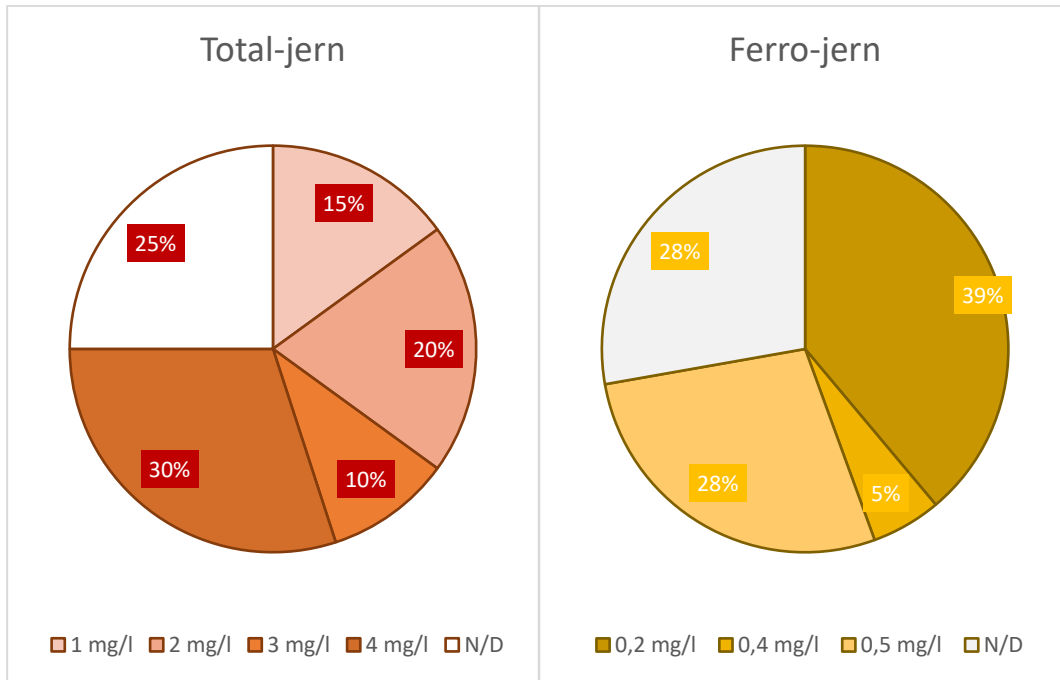
Figur 33 Krav om bundfældningstid for vandværkerne.

Figur 34 viser udledningssteder for bundfældet returskyllevand som det står angivet i de 20 udledningstilladelser fremsendt af kommunerne. Som det ses, udleder langt de fleste vandværker til en bæk eller en å (84% tilsammen). Kun et af vandværkerne i de fremsendte tilladelser udleder til en kloak.



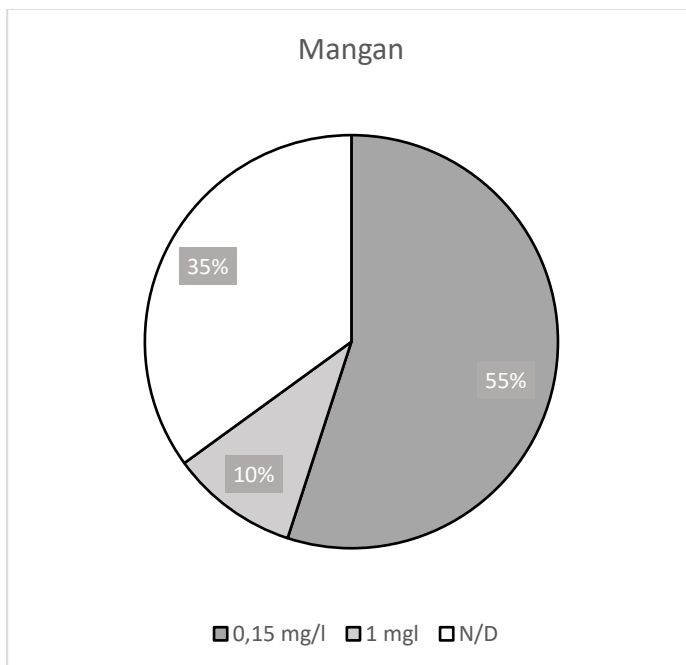
Figur 34 Udledningssteder.

De resterende grafer i dette afsnit viser kommunernes krav til stofferne jern, ferro-jern, mangan og suspenderet stof. Figur 35 viser at en fjerdedel af tilladelserne ikke angiver nogen krav for jern. Ellers ligger kravene fra 1-4 mg/L total-jern og 0,2-0,5 mg/L ferro-jern.



Figur 35 Krav om udledning af jern og ferro jern.

Figur 36 viser at 35% af de fremsendte tilladelser havde ingen krav for udledning af mangan. Kravet for mangan var 0,15 mg/L for 55% af tilladelseerne.

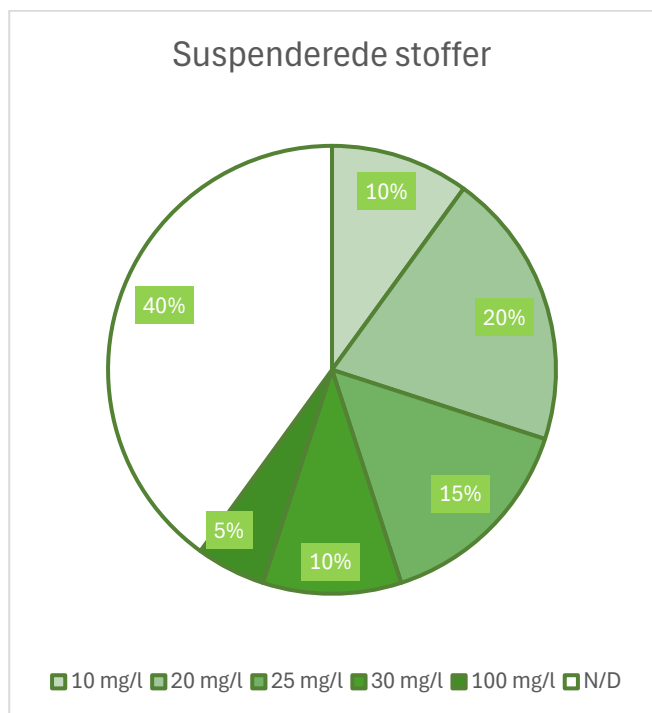


Figur 36 Krav om udledning af mangan.

Figur 37 viser krav til suspenderet stof i de fremsendte udledningstilladelser. Som det ses af grafen, var der ingen krav for denne parameter i 40% af tilladelseerne. For tilladelseerne med krav, ligger kravet i intervallet 10 – 100 mg/L. Hvis tilladelsen har et krav om jern, formodes kravet om



suspenderet stof så godt som aldrig at være overskredet uden at jern samtidig er overskredet. Hermed vurderes denne parameter at være overflødig.



Figur 37 Krav om udledning af suspenderede stoffer.

Tilladelsernes kravværdier har oftest baggrund i de krav, som stilles i de enkelte lovgivninger og ikke i så høj grad recipienternes aktuelle tilstand. Rensningen af skyllevandet har jo til hensigt at sikre, at modtagerrecipienten ikke forurenes ved tilledningen af skyllevand. I flere tilfælde ser vi at vandværkerne har svært ved at overholde de nye og strammere krav med den traditionelle renseløsning med henstand. I fastsættelsen af kravværdier ses der oftest ikke på recipientens naturlige vandkvalitet. I nedenstående tabel er der vist feltmålinger af recipientens naturlige vandkvalitet sammen med de tilsvarende kravværdierne for udledning. Områder, hvor recipientens naturlige indhold er højere end kravværdien er markeret med rød. Prøveresultaterne stammer fra udtagning af vandprøver på upåvirkede lokaliteter i recipienten

Recipient	Totaljern	Jern filtreret	Mangan	Arsen
	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Opstrøms Stautrup	2,0	0,41	1000	6,2
Opstrøms Åbo	0,37	<0,05	120	1,7
Opstrøms Lyngby	0,73	0,26	74	1,9
Opstrøms Kasted	0,56	0,2	130	1,8
Opstrøms Elsted	0,57	0,076	69	1,6
Opstrøms Beder	0,86	0,32	100	2,1
Kravværdier generelt	4	0,2	150	4,3

Figur 38 Feltmålinger i recipienter (Aarhus Vand målinger) sammenholdt med udledningskrav.

Som det ses flere steder i tabellen er der lokaliteter, hvor der er et højere krav til det udledte skyllevand end der forekommer naturligt i recipienten. Der er jo ikke noget galt med at prøve at lave forbedringer af vandkvaliteten i recipienten, men hvis der er stoffer som kræver yderligere rensning for at overholde kravene, vil det være nærliggende at genoverveje om det samfundsmæssigt og miljømæssigt er en fornuftigt med en yderligere rensning. Alternativt kan der

evt. ses på om det er miljømæssigt acceptabelt med en opblandingszone, hvorved kravværdierne måske kan reduceres til et opnåeligt rensniveau.

Konklusionen på udledningstilladelserne er, at der er ret store forskelle på kravene både mht. til hvilke parametre og selve kravværdierne. Man kan diskutere behovet for at der i tilladelserne både er angivet kravværdier, som skal overholdes samtidig med at der er krav til bundfældningstid. Men måske skal de angivne bundfældningstider betragtes som en hjælp til at fastlægge vandværkernes styring af bundfældningsprocessen. Måske var der bedre miljø for pengene hvis det bliver angivet som anbefalinger eller minimumstider.

I nogle af tilladelserne angives der også hvilke udledningskapaciteter skyllevandet må udledes med. Det kan være en af hensyn til en risiko for erosion af vandløbets bund. Men hvis der ikke er miljømæssige problemstillinger ved en større kapacitet i udledningen, kan man måske i nogle tilfælde opnå en bedre udledningskvalitet ved at lade skyllevandet henstå noget længere og køre med en højere udledningskapacitet og at den differentieres hen over udledningstiden.

4.5 Case 1: Nibsbjerg Vandcenter

Vandsprederen (i rustfrit stål) blev installeret i tanken november 2023, se Figur 38. I første omgang med ca. 50 cm mellem indløbsrør og vandspreder (indløbsafstanden). December 2023 blev indløbsafstanden øget til ca. 100 cm, hvilket gav en markant bedre vandspredning.



Figur 38 Vandspreder i skylletanken ved Nibsbjerg Vandcenter.

Den installerede vandspreder opleves som meget virksom. Ved tom beholder er der forventeligt ingen forbedring, men så snart der er etableret et virksomt vandspejl, opleves en høj virkningsgrad allerede fra andet skyl.

Resultaterne fra klaringsforsøg ses herunder i tabellen.



Tabel 9 Dybdeprøver fra skylletanken ved Nibsbjerg Vandcenter med hhv. 18 og 34 timers bundfældningstid.

Nibsbjerg Vandcenter							
Dato	Vandspejl (højde over bund) [cm]	Antal skyl	Bundfældningstid [timer]	Målingsdybde fra vandspejl	FER mg/L	PH	FTU
Jan 2024	162 (1 af 2)	6	18	0,3	3,27	7,36	22,7
				0,6	3,37	7,38	23
				0,9	3,4	7,38	23,5
				1,2	3,42	7,38	23,7
Jan 2024	162 (2 af 2)	6	34	0,3	1,5	7,46	10,5
				0,6	1,49	7,44	10,5
				0,9	1,5	7,41	10,6
				1,2	1,53	7,36	11,1

Som det ses af tabellen, er der så godt som ingen forskel over jern, pH eller turbiditet i de forskellige prøvedybder. Hermed er der heller ikke ved fuldskala tegn på, at beholderen klarer op fra toppen af.

Til gengæld ses en stor betydning af bundfældningstiden. Prøverne efter 34 timers henstand viser under det halve turbiditet i forhold til prøverne efter 18 timers henstand. Hermed er der tegn på, at øgning af skyllevandets henstandstid før udledning kan forbedre kvaliteten af udledningssvandet markant.

Der er på Nibsbjerg Vandcenter tidligere anvendt Polyaluminiumklorid 9% i bundfældningsprocessen.

Doseringsforholdet er udregnet til 125ml/m³ skyllevand. Dette tilsættes automatisk under filterskyl i indløbsrøret til skyllebeholder ved hjælp af et pumpeanlæg

Ved denne dosering dannes små slamflokke der hurtigt bundfælder.

Et eksempel på måling efter 12 timers bundfældning viste jern=1,25 mg/L; pH=7,2 og turbiditet=9,3 FTU.

Det har senere vist sig på Nibsbjerg er denne metode bedst egnet til den tidlige driftsform hvor der anvendes samskyl (6 filter efterfulgt af hinanden). På denne måde undgås det at ødelægge de nylige dannede slamflokke. Der har sideløbende været udfordringer med faldende pH niveau i skyllebeholder hvorved flokkuleringsmidlets virkning reduceres kraftig og derfor ikke haft den ønskede effekt.

4.6 Case 2: Stautrupværket

Nedenfor beskrives resultaterne fra de fire forsøg på Stautrupværket.

4.6.1 Resultater forsøg 0 til 3

Resultaterne fra forsøg 0 til 4 består dels af resultater fra vandprøver og dels en statistik på den målte turbiditet i bassiner. Resultater fremgår af henholdsvis Tabel 10 og Tabel 11. Der er beregnet både et gennemsnit og en median med henblik på også at kunne sikre at store eller små fejlmålinger ikke får for stor betydning. Resultaterne ser dog ret konsistente ud.



Figur 39 viser overordnet de målte turbiditeter på de 3 målepunkter placeret henholdsvis afgang bassin 1, tilgang bassin 2 og afgang bassin 3 (lige umiddelbart før udløb til recipient). Målerne er placeret i bassinerne og ikke i udløbet.

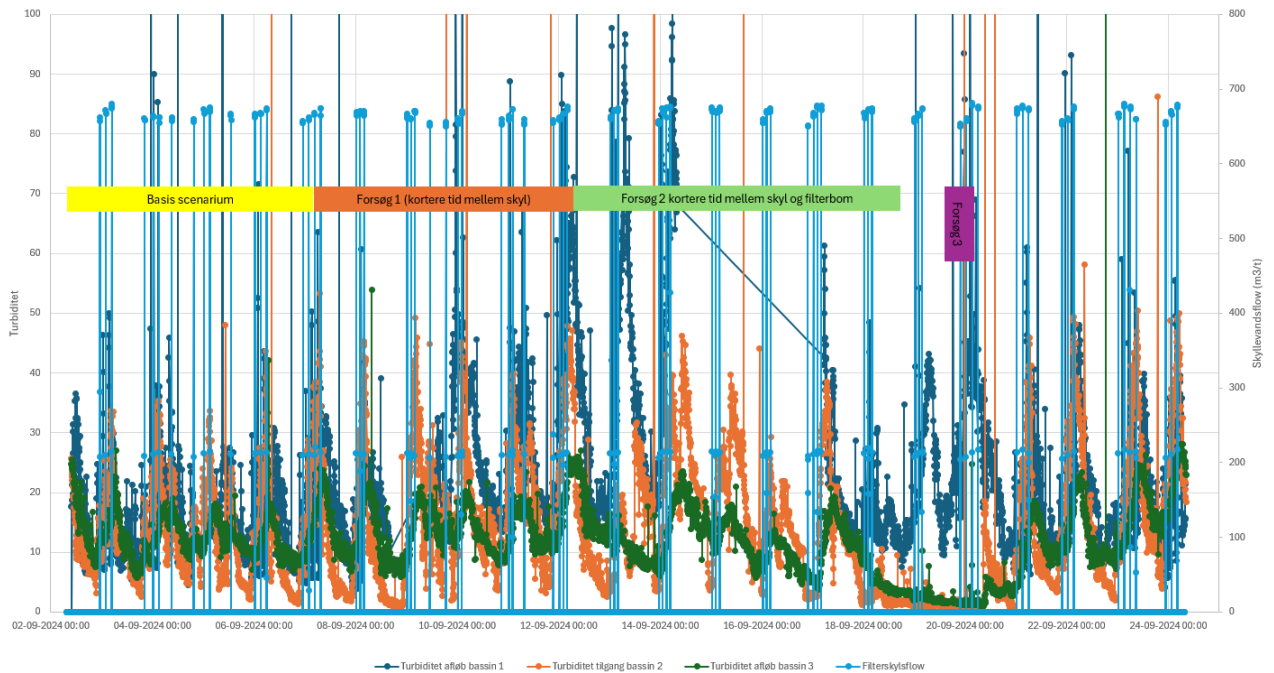
Et væsentligt element i forhold til enkeltvandanalyserne er, at måleusikkerheden er på ca. 20 %. Det betyder, at der skal være forsigtighed omkring alene at læne sig op ad vandanalyseresultater, men se dem i sammenhæng med de online turbiditetsmålinger, som er foretaget parallelt med vandprøveudtagningen. Det er jo ikke sådan at der ikke er usikkerhed på turbiditetsmålingerne, men antallet af målinger reducerer usikkerhedens betydning. Man bør se de to måleresultater i sammenhæng og hvis der ses samme tendenser, er der bedre basis for en entydig konklusion.

Tabel 10 Oversigt over vandanalyseresultater for forsøg 0-3 (analyseret af Eurofins).

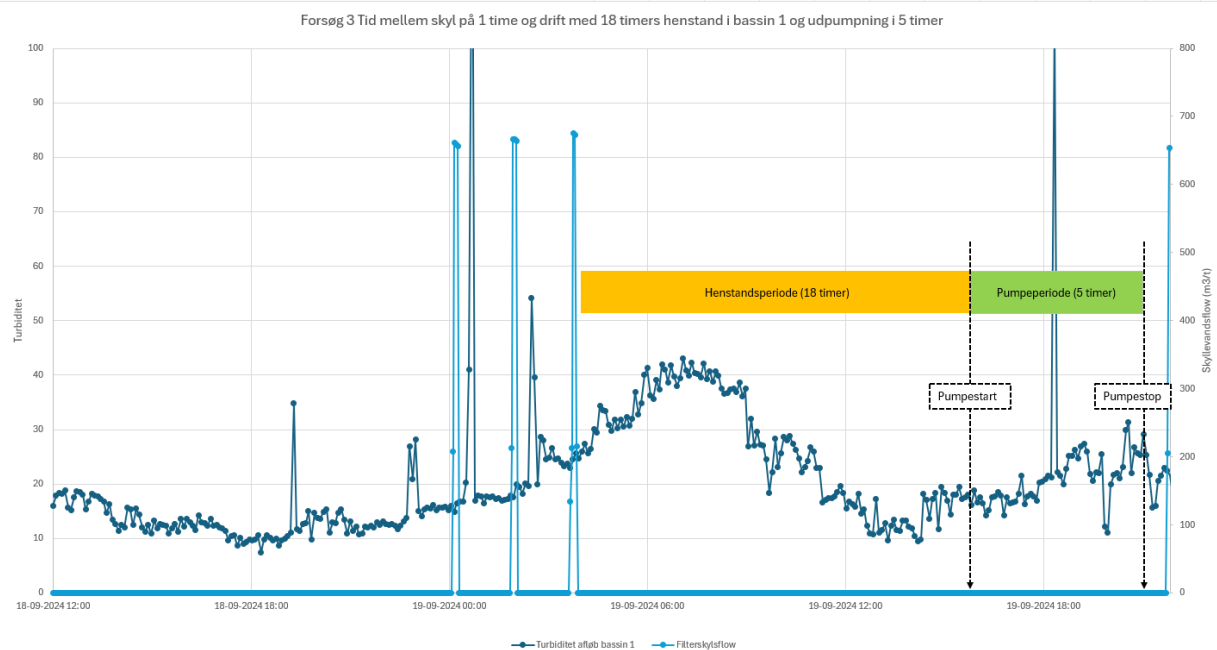
Udledt skyllevand ("rå" skyllevand)														
Dato	Tidspunkt	Prøvested	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Tot. Arsen/Tot. Jern	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Andel opløst mangan %	SS mg/l	Bemærkninger		
11-09-2024	07:50	Tilgang bassin 1	65	<0,05	93	1,2	1,4	320	130	40,6%	180	Målt under filterskyl		
Basisdrift (nul scenarium med 2 timer mellem skyl)														
Dato	Tidspunkt	Prøvested	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Tot. Arsen/Tot. Jern	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Andel opløst mangan %	SS mg/l	Bemærkninger		
04-09-2024	12:21	Afgang bassin 1	1,6	<0,05	3,6	1,0	2,3	200	160	80,0%	4,8			
04-09-2024	12:17	Afgang bassin 2	1,5	<0,05	3,5	1,1	2,3	200	160	80,0%	4,2			
04-09-2024	12:15	Afgang bassin 3	2,3	<0,05	4,5	1,0	2,0	200	140	70,0%	5,5			
Forsøg 1 med 1 time mellem skyl														
Dato	Tidspunkt	Prøvested	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Tot. Arsen/Tot. Jern	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Andel opløst mangan %	SS mg/l	Bemærkninger		
11-09-2024	12:39	Afgang bassin 1	3,6	<0,05	6,9	1,1	1,9	330	280	84,8%	10	3 timer efter sidste skyl		
11-09-2024	12:35	Afgang bassin 2	2,5	<0,05	5,1	1,3	2,0	260	220	84,6%	5,5			
11-09-2024	12:30	Afgang bassin 3	2,1	<0,05	4,4	1,1	2,1	220	180	81,8%	6,7			
Forsøg 2 med 1 time mellem skyl og drift af filterbom i bassin 1														
Dato	Tidspunkt	Prøvested	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Tot. Arsen/Tot. Jern	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Andel opløst mangan %	SS mg/l	Bemærkninger		
17-09-2024	11:35	Afgang bassin 1	4,7	<0,05	9,2	1,1	2,0	290	170	58,6%	11			
17-09-2024	11:45	Tilgang bassin 2	1	<0,05	2,9	1,2	2,9	230	160	69,6%	8,8			
17-09-2024	11:55	Afgang bassin 2	2,6	<0,05	5,4	1,1	2,1	250	170	68,0%	5,9			
17-09-2024	12:05	Afgang bassin 3	2,5	<0,05	5,3	1,1	2,1	220	140	63,6%	4,2			
Forsøg 3 med 1 time mellem skyl og drift af bassin som batch med 12 timers henstand og efterfølgende tømming														
Dato	Tidspunkt	Prøvested	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Tot. Arsen/Tot. Jern	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Andel opløst mangan %	SS mg/l	Dybde fra bassinkant (cm)	Fjernet volumen (m ³)	Fjernet skyllevand ud af 3 skyl (%)
19-09-2023	15:55	Før start fra bassin	2,3	<0,05	4,7	0,9	2,0	310	240	77,4%	9,2	22	0	
19-09-2023	16:16:10													
19-09-2023	17:00													
19-09-2023	17:05	Fra bassin	2,1	<0,05	4,5	0,9	2,1	310	250	80,6%	7,4	34	75,6	24,0%
19-09-2023	17:10	Fra udløb	3,5	<0,05	6,6	0,9	1,9	280	210	75,0%	12			
19-09-2023	17:30													
19-09-2023	18:15											48	163,8	52,0%
19-09-2023	18:55											56	214,2	68,0%
19-09-2023	19:00	Fra bassin	2,1	<0,05	4,3	0,9	2,0	270	220	81,5%	7,2			
19-09-2023	19:05	Fra udløb	3,9	<0,05	7,3	1	1,9	280	190	67,9%	11			
19-09-2023	21:00													
19-09-2023	21:01	Fra bassin	1,9	<0,05	4,1	0,9	2,2	260	200	76,9%	10	78	352,8	112,0%
19-09-2023	21:07	Fra udløb	4	<0,05	7,6	1	1,9	330	230	69,7%	12			
19-09-2023	21:10													

Tabel 11 Statistik over målt turbiditet under forsøg 0-3 på de 3 målepunkter.

Basis - scenarium				
	Turbiditet slut bassin 1	Turbiditet start bassin 2	Turbiditet slut bassin 3	Bemærkninger
Gennemsnit	18,3	13,2	12,5	Målt i bassin
Median	14,6	11,2	12,0	Målt i bassin
Forsøg 1 tid mellem skyl reduceret til 1 time				
	Turbiditet slut bassin 1	Turbiditet start bassin 2	Turbiditet slut bassin 3	Bemærkninger
Gennemsnit	26,9	15,6	13,5	Målt i bassin
Median	21,7	13,6	12,9	Målt i bassin
Forsøg 2 tid mellem skyl reduceret til 1 time og filterbom etableret i bassin 1				
	Turbiditet slut bassin 1	Turbiditet start bassin 2	Turbiditet slut bassin 3	Bemærkninger
Gennemsnit	30,1	20,3	14,3	Målt i bassin
Median	20,2	17,4	13,2	Målt i bassin
Forsøg 3 Tid mellem skyl 1 time og batchforsøg med 12 timers henstand i bassin 1				
	Turbiditet slut bassin 1	Bemærkninger		
Gennemsnit	22,5	Målt i bassin		
Median	21,3	Målt i bassin		



Figur 39 Målt turbiditet sammenholdt med filterskyl over forsøgsperioden for forsøg 0 til 3.



Figur 40 Detaljer over målt turbiditet sammenholdt med filterskyl over forsøgsperioden for forsøg 3.

Ved at sammenholde resultaterne kan det konkluderes:

- Der sker en tydelig stigning i turbiditet i alle 3 bassiner indenfor de første ca. 8 timer efter et sæt returskyl tilledes bassin 1. Denne viden er ikke tidligere erkendt ud fra almindelige visuelle observationer af bassinernes klarhed.



- Den største stigning i turbiditet sker ved udløb bassin 1 (ca. 30-70 NTU), næststørste stigning ved indløb til bassin 2 (ca. 25-50 NTU), og mindste stigning ved udløb bassin 3 (ca. 15-25 NTU).
- Der er ikke nogen tydelig forsinkelse fra bassin til bassin i forhold til hvornår turbiditeten topper. Dette resultat var ikke nødvendigvis forventet.
- Efter turbiditeten topper i de forskellige bassiner, falder niveauet i stilstandsperioden indtil næste skyllesæt. Kurven flader ud over tid, men turbiditeten er stadig i gang med at falde når det næste sæt skyl kommer.
- Turbiditeten ved indløb til bassin 2 nåede ofte til et lavere niveau end turbiditeten ved udløb af bassin 3. Det vides ikke, om dette evt. kan skyldes måleunøjagtigheder i forhold til apparatets placering. Muligvis kan pumpningen mellem bassin 2 og 3 have indflydelse på mobilisering af slam.
- Turbiditeten når til under 2 NTU i bassin 2 og 3 under forsøg 3, hvor der ikke blev tilledt vand fra bassin 1 i ca. 30 timer. Dette viser, at meget lang tids bundfældning har betydning for vandkvaliteten. Produktionen på Stautrupværket er dog så høj, at så lang tids henstand i de eksisterende bassiner ikke er realistisk. Men i en nyt design af fældebeholdere vil det være noget som kan tænkes ind i løsningen.
- Etableringen af en filterbom (forsøg 2) har til hensigt at sikre en bedre udnyttelse af breddestrømningen i bassin 1 og reducere hastigheder for bedre bundfældning. Men det viser ikke de store forbedringer på jern og arsen, men dog en lille forbedring på totalmanganindholdet, men man kan diskutere om ændringen er signifikant. Målingerne af turbiditet viser en lille tendens til mindre stigninger i turbiditet, men man kan også her diskutere om hvorvidt stigningerne er signifikante. Man ville forvente en forbedring, men det ser ud til at være et tiltag med ret lille til ingen effekt med undtagelse af ændringerne i totalmangan.
- Ændringen af driften fra kontinuerlig til batch (forsøg 3) havde inden forsøget den største forventning til forbedringer. Men der ses faktisk en ringere udledningskvalitet på den løsning. Bassinet hjælper med en reduktion, men ikke til samme niveau, som ved den kontinuerlige drift af de 3 bassiner. Man skal også huske at med de andre løsninger er der et større bassinvolumen, som udnyttes til bundfældningen. Det er også ret tydeligt at pumpningen i bassinet påvirker vandkvaliteten primært på totaljern og totalarsen, mens mangan ikke påvirkes så meget. En del af årsagen til resultatet er, at der i de 18 timers henstand er gode muligheder for sedimentering, men de 5 timers pumpning har en forringende effekt. Bassinets udformning med ikke så stor dybde kan være en hæmmende faktor og pumpningen har en forringende effekt, men er nødvendig for at løse den samlede opgave for at bassinerne er klar til at modtage skyl døgnet efter. Begrænsningen er derfor at frekvensen for filterskyl er så stor, at der kun er et døgn til håndteringen af skyllevandet. Når man ser på turbiditeten i de øvrige bassiner i forsøg 3, viser det, at der i al fald i forhold til turbiditet er muligt at komme langt ned ved yderligere henstand end de 18 timer. Såfremt tømningen af bassinet foretages uden ophivlen af okkerslam, må det forventes at kunne give en forbedring af udledningskvaliteten.
- Resultaterne viser samlet set at pumpning og mellempumpning bør have et fokus, da det generelt forværrer den udledte vandkvalitet. Her kunne tiltag, som tilpasning af pumpekapacitet, fordeling af sugningen til en større del af bassinet, være forbedringstiltag. Da det ses af især batchforsøget, at man måske med fordel kunne have kørt med større udpumpningskapacitet i starten af bassintømningen for at køre en mere reduceret udpumpningskapacitet i slutningen af tømningen for derved at undgå at slam hvirvles op under den sidste del tømningen hvor overfladen er nærmere okkerslammet i bunden. Det vil ikke hjælpe at reducere udpumpningskapaciteten generelt, da bassinet skal være klar til at modtage skyl i det næste døgn.
- Resultaterne kunne godt indikere at bassindesign (bassindybde, bredde og længde) kunne være forhold, som har væsentlig betydning for hvor effektivt bassinet fungerer.



4.6.2 Stautrup resultater, forsøg 4

Forsøget med brug af fældemidler på Stautrupværket kræver en beskrivelse i sig selv. Der er testet med forskellige doseringer for at opnå bedste effekt uden at tilsætte for meget. Doseringen blev indledningsvist testet i laboratoriet og efterfølgende testet i fuldskala ved at tilsætte doseringsmiddel i forbindelse med mellempumpningen mellem bassin 2 og 3. Der er udført forsøg med 3 doseringsmængder af PAC (S. Sørensen I/S, Thisted, 9 % Polyaluminiumklorid):

- 250 ml PAC/time
- 375 ml PAC/time
- 500 ml PAC/time

For at undgå problemer med at forsøgene påvirkede hinanden, har der i hvert enkelt tilfælde været et stop i forsøgene og af samme årsag er der også gået fra lav dosering til højere dosering.

Resultaterne ses i Tabel 12.

Tabel 12 Resultater fra forsøg 4 med tilsætning af PAC mellem bassin 2 og 3.

Dato	Aktivitet	Dosering ml/timen	Drift bassin 3		Eksterne analyser										
			Indløbspumpe i drift	Udløbspumpe i drift	Jern mg/l (4,0)	Jernfjernelse mg/l	i %	mangan mg/l (0,150)	Mangan fjernelse mg/l	i %	Arsen Ug/l (4,3)	Arsenfjernelse Ug/l	i %	Fe-As forhold	Aluminium Ug/l
19-02-2024 10:34	Referencoprøve indløb	0	Ja	Nej	3,2			0,48			14,00			0,37	<30
19-02-2024 10:35	Referencoprøve udløb	0	Ja	Nej	4,1	1,1	21,2%	0,4	0,08	16,7%	9,7	0,7	4,9%	0,42	34
19-02-2024 10:44	Doseringspumpe startet	250	Ja	Nej											
21-02-2024 09:45	prøve indløb	250	Ja	Ja	6,7			0,43			12,00			0,56	1.800
21-02-2024 09:47	prøve udløb	250	Ja	Ja	3,6	3,1	46,3%	0,39	0,04	9,3%	6,6	0,6	4,6%	0,55	1.900
21-02-2024 10:05	Dunk udskiftet	0	Ja	Ja											
22-02-2024 09:33	prøve indløb	250	Ja	Nej	4,1			0,34			3,8			0,71	800
22-02-2024 09:36	prøve udløb m. pumpe	250	Ja	Nej	1,5	2,60	63,4%	0,15	0,09	26,5%	3,7	2,1	36,2%	0,41	640
22-02-2024 09:38	Prøve udløb u. pumpe	250	Ja	Ja	2,30	1,80	43,9%	0,3	0,04	11,8%	4,4	1,4	26,1%	0,52	1.000
22-02-2024 09:34	Doseringspumpe slukket														
26-02-2024 09:25	Referencoprøve indløb	0	Ja	Ja	6,40			0,37			13,00			0,49	<30
26-02-2024 09:27	Referencoprøve udløb	0	Ja	Ja	3,7	2,70	42,2%	0,31	0,06	16,2%	8,1	4,9	37,7%	0,46	35
26-02-2024 09:30	Doseringspumpe startet	375	Ja	Ja											
27-02-2024 11:09	prøve indløb	375	Ja	Nej	6,1			0,44			15,00			0,41	840
27-02-2024 11:12	prøve udløb	375	Ja	Nej	3,1	3	49,2%	0,34	0,1	22,7%	7,6	7,4	49,3%	0,41	1.200
27-02-2024 11:16	Prøve udløb	375	Ja	Ja	2,1	4	65,0%	0,3	0,14	31,8%	5,5	5,5	63,3%	0,38	1.500
27-02-2024 11:17	Dunk udskiftet	0	Ja	Ja											
28-02-2024 09:46	prøve indløb	375	Ja	Ja	4,8			0,4			9,3			0,52	3.800
28-02-2024 09:44	prøve udløb	375	Ja	Ja	1,8	3	62,5%	0,32	0,08	20,0%	3,4	5,9	63,4%	0,53	1.100
28-02-2024 10:40	Dunk udskiftet	0	Ja	Ja											
29-02-2024 09:16	prøve indløb	500	Ja	Ja	7,1			0,4			14,00			0,51	950
29-02-2024 09:18	prøve udløb	500	Ja	Nej	3,4	3,7	52,1%	0,34	0,06	15,0%	6,5	7,5	53,6%	0,52	1.600
29-02-2024 09:20	Dunk udskiftet	0	Ja	Ja											
01-03-2024 09:43	prøve indløb	500	Ja	Nej	4,5			0,37			7,7			0,58	1.500
01-03-2024 09:45	prøve udløb	500	Ja	Nej	2,1	2,4	53,3%	0,32	0,05	13,5%	5,3	2,4	31,2%	0,40	1.500
01-03-2024 09:50	Doseringspumpe slukket														

Det ses af forsøgsresultaterne, at en øget dosering ikke øger fældningen af jern, som ligger mellem 40 – 65 % af udgangsniveauet. Der ses derfor også en fjernelse af arsen på 20 til godt 60 %. Det ser ikke ud til at have den helt store effekt på fjernelsen af mangan, hvilket også var forventeligt. Dog kunne der dog ses svage tendenser til at doseringen medfører en øget manganfjernelse på 10 – 20 %. I alle tilfælde kan det bringe niveauet af jern ned under kravværdien, men det bringer kun indholdet af arsen ned i nærheden af kravværdien.

Som det ses af ovenstående tabel, har doseringen af PAC jo også den effekt på den udledte skyllevandskvalitet, at indholdet af aluminium stiger. Så tilsætning af kemikaliet forbedrer problemet med jern og arsen, men skaber også en forøget udledning af aluminium, som man kan diskutere det hensigtsmæssige i. Efter samråd med Aarhus Kommune, som er myndighed i forhold til udledningen af skyllevand fra Stautrupværket, blev det aftalt at indstille forsøget, da den forbedrede miljøeffekt ikke stod mål med dels den forøgede udledning af aluminium og omkostningerne til fældningen af jern/arsen samt den manglede effekt på mangan. Samtidig kunne det også have en effekt på bortskaffelsen af okkerslammet fra bassinerne, som sker årligt.

5 Diskussion og konklusion

5.1 Diskussion

5.1.1 Klaringsmønstre

Når man tænker på bundfældning af returskyllevand har mange et billede af meget uklart vand, der klarer op fra toppen samt at der kan findes en grænse mellem den klarede zone og den uklare zone, der langsomt bevæger sig nedad. Det er fx baggrunden for, at udløbsbygværket i mange skyllebassiner er udstyret med en flyder, i.e. for at sikre, at udledning af vandet kun sker fra toppen af vandspejlet. Dette mønster blev ikke underbygget af resultaterne i dette projekt - tværtimod.

Teoretisk set kan opførsel af partikler under bundfældning inddeles i et klassifikationsystem med tre typer af bundfældning. Type 1 (discrete settling) karakteriseres ved partikler, der bundfælder uden at flokkulere sammen eller påvirke hinanden på anden vis. Type 2 (flocculent settling) karakteriseres ved partikler, der flokkulerer, og dermed ændrer størrelse, densitet, og dermed bundfældningshastighed over tid. Type 3 (hindered/zone settling) forekommer i vand med høje koncentrationer af partikler og karakteriseres ved at der dannes en opklaringsfront, der bevæger sig nedefter, som det ses fx i aktiv slam fra renseanlæg.

Det tyder på, at bundfældning af returskyllevand hører til Type 2. Observationer gennem et mikroskop viste, at i starten af bundfældningen falder de store partikler til bunds mens små partikler svæver i alle retninger uden bundfældning. Ved kollision, flokkulerer de små partikler sammen og danner store partikler, der igen falder til bunds ret hurtigt. Resultatet er, at hele vandsøjlen klarer op på samme tid, uden at der dannes en opklaringsfront. Hermed er der ingen fordel i at bruge en flyder i forbindelse med udledningsrør, især da ulemperne med en flyder kan være betragtelige (flyderens bevægelser kan ophvirvle jernpartikler, blade, m.m., der flyder i overfladen af udendørsbassiner kan tilklogge udledning samt islag i vandets overflade om vinteren kan medføre udfordringer). En bundfældnings klassifikation som Type 2 uden opklaringsfront betyder desuden, at skyllebassiner gerne må bygges dybere for at få en bedre udnyttelsesprocent samt mindre arealfootprint.

5.1.2 Udledningstilladelser

Der er store variationer i kravene stillet af kommunerne i de fremsendte eksempler af udledningstilladelser. Det vurderes at disse krav i høj grad baseres på de eksisterende forhold på vandværket (udledningsflow, aktuelle bundfældningstider), der tilfældigvis forekommer, samt god kemisk tilstands stofkoncentrationer som er angivet i Miljømålsbekendtgørelsen (arsen og mangan). Desuden ses, at kontrol af stofkoncentrationer er baseret på stikprøver. Erfaringer fra dette projekt indikerer imidlertid, at usikkerheden ved stikprøver (koncentrationer varierer over hele udledningsperioden) er større end usikkerheden ved at anvende onlinemålinger af turbiditet som indikator. Turbiditet er vist som god indikator for jern og mangan – og det formodes at være lige så god som indikator for arsen (ikke undersøgt i dette projekt).

En alternativ udledningstilladelse kunne derfor være baseret på on-line turbiditetsmålinger uden stikprøver (evt. efter en indkøringsperiode) samt udledningsflow baseret på aktuel risiko for fx erosion i vandløbet end på hvad vandværket tidligere har anvendt. Da skyllevand stammer oprindeligt fra rent drikkevand, er der ingen behov for et pH krav. Da krav til suspenderet stof over 10 mg/L vil så godt som aldrig være mere kritisk end typiske krav til jern, foreslås at denne parameter ligeledes undlades. Disse ændringer formodes at medføre bedre miljøforhold og samtidig være fokuseret alene på betydende parametre. Endelig anbefales, at der stilles krav om den årlige volumen vand, der må udledes (for at fjerne muligheden for fortynding af vandet for at overholde koncentrations-/turbiditetskrav).

5.1.3 Betydning af bundfældningstid

Resultater fra dette projekt viser, at kvaliteten af det udledte vand altid kan forbedres ved at anvende en længere bundfældningstid. Selvom kvalitetsforbedringerne går tiltagende langsommere især efter 8 timers henstand, så er der alligevel forbedringer at spore – og det kan netop være disse marginaler, der gør at udledningskrav kan overholdes. Hermed kan bundfældningstider – også længere end 24 timer, hvis muligt – komme på tale, hvis der er behov. Der er dog en række praktiske forhold, som bør indgå i den vurdering, da fx hvor ofte filtrene skal skylles er ret afgørende for hvor lang tid man kan tillade bundfældningen. Optimering af tiden er ønskelig, men man skal huske at håndteringen af skyllevand er essentiel for at vandværkets filtrering kan foretages. Hvis et filter på et vandværk med åbne filtre ikke kan skylles, vil det enkelte filter ret hurtigt tages ud af drift som følge af den reducerede permeabilitet i filteret. Det vil ikke være så problematisk ved lukkede filtre, da råvandet kan presses gennem det tilstoppede filtre, dog med et øget energiforbrug til følge.

Forlængelse af bundfældningstiden er dog ikke altid uden omkostninger. Det kan fx give mindre fleksibilitet i hvornår de forskellige filtre kan returskylles og kan fx give problemer i perioder med øget vandforbrug (fx sommer). Det taler for, at vandværket anvender et skylleprogram, hvor hyppigheden for skyl baseres på tid fremfor volumen som den primære udløser (hvilket dog mange vandværker i forvejen anvender). At samle multi-skyl i en serie skyl stiller også krav til at der er tilstrækkeligt med vand i rentvandstanken. Hermed skal en serie skyl nok ikke udføres, hvor vandforbruget er størst.

5.1.4 Stor variation i udnyttelsesprocent

Data om bundfældning og udledning af skyllevand, der blev indsamlet i løbet af projektet, viser at der er store forskelle fra vandværk til vandværk. Nogle forskelle (som antal skyl pr. dag) afhænger hovedsagelig af vandværkets størrelse. Andre forskelle er mindre bestemt af størrelse og indebærer en stor grad af selvbestemmelse. Dette gælder fx skyllebassinets udnyttelse. Her vil det ofte være muligt med meget store forbedringer. Ved nybyggeri kan bassinets miljøaftryk formindskes ved at bygge mindre, og drifte med større udnyttelse. Man skal dog huske at anlægget til håndtering af skyllevandet skal designes til vandværkets behandlingskapacitet, da det ellers kan give en begrænsning for vandværkets produktion.

5.1.5 Prioritering af løsningsforslag

Mange forskelligartede løsningsforslag er blevet overvejet i løbet af dette projekt. Disse overvejelser har udmøntet i en grov prioritering af potentielle løsningsforslag.

Forkortelse af udledningstid, ombygning af bygværker, opdeling i kamre, flokkulering, større dybde.

- 1) Skylleprocedurer gennemgås for at sikre at skyllehyppigheden og -længde er ikke større end nødvendig,
- 2) Ved multi-skyl, samles de enkelte skyl i skylleserier. De enkelte skyl i en serie skal ligge så tæt på hinanden som muligt, så man opnår længere bundfældningstid mellem skylleserier. Dette skal selvfølgelig sammenholdes med vandværkets øvrige drift, som kan have indflydelse (variationer i produktion, etc.)
- 3) Udledningstiden forkortes så meget som muligt – og tiden bruges til længere bundfældning. Perioden, hvor bundfældningsbassiner står tomme skal være meget kort.
- 4) Det er en fordel at sprede vandet ved tilledning og udledning for at sænke den lokale strømningshastighed. Dette kræver ofte mindre anlægsarbejde på bygværker.
- 5) Tilsætning af PAC fremmer bundfældningshastigheden, men medfører også ulemper, og derfor bør vælges som sidste udvej.

5.2 Konklusioner

I det følgende, angives konklusioner fra de to cases, efterfulgt af en liste af generelle konklusioner.

5.2.1 Konklusioner fra Case 1: Nibsbjerg

Generelt viser forsøg på Nibsbjerg, at brug af flokkuleringsmiddel godt kan have en effekt, men at det kan være vanskeligt at styr. Dels er der risiko for at nydannede flokke slås i stykker når et nyt skyl tilledes til samme bassin (multisky) og dels kan lavt pH medføre at den gunstige effekt udebliver.

I overensstemmelse med laboratorieforsøg, viser fuldskalaforsøg på Nibsbjerg, at beholderen ikke klarer op fra toppen. Det har betydning for hvordan udledning fra beholderen kan gennemføres.

Desuden har forsøg vist, at bundfældningstiden har stor betydning. Hermed kan øgning af skyllevandets henstandstid før udledning kan forbedre kvaliteten af udledningsvandet markant.

5.2.2 Konklusioner fra Case 2: Stavtrup

Den samlede konklusion er, at der er testet en del tiltag til forbedringer, men det ser faktisk ud til at den nuværende drift af skyllevandsbassinet ikke forbedres væsentligt. Det skal dog nævnes, at turbiditeten når til under 2 NTU i bassin 2 og 3 under forsøg 3, hvor der ikke blev tilledt vand fra bassin 1 i ca. 30 timer. Dette viser, at meget langt tids bundfældning har betydning for vandkvaliteten. Det skal selvfølgelig afpasses med behovet for filterskylning (antal filtre og gangtider), da bassinet skal være tømt og klar til at modtage næste filterskyl. Brug af fældemidler kan også forbedre nogle af forholdene, men det vil medføre en øget udledning af aluminium, hvilket heller ikke er hensigtsmæssigt. På den korte bane er der med disse forsøg identificeret et yderligere optimeringsfokus på pumpningen, som er et af de forhold, som ikke er helt belyst i disse forsøg.

Overordnet set er muligheden for at kunne overholde kravene på jern gode med disse forsøg, men forsøgene viser, at arsen indholdet er et problem, som tiltagene i forsøgene ikke løser. Mangan er ligeledes et problem, som ikke kan løses med disse tiltag. Alternativt skal der etableres egentlige rensning med filtre, hvilket jo er en bekostelig affære og miljøeffekten skal jo tages med i den betragtning.

Hos Aarhus Vand er der diskuteret løsninger med genanvendelse af skyllevand, som et tiltag, men det vil kræve etablering af nye skyllevandsbassiner, som ikke er eksponeret for sollys med risiko for algevækst og lignende. Da der allerede er planer om ombygninger på værket, indgår et re-design af håndteringen af skyllevand i disse planer.

5.2.3 Generelle konklusioner

De generelle konklusionerne fra dette projekt listes nedenfor:

1. Vand i skyllebassiner klarer ikke op fra toppen, men klares samtidig i hele profilet.
2. Tømning af skyllevandsbassiner bør designes sådan at tømningen mindsker risikoen for genmobilisering af bundfældet okkerslam. Dette kan indebære, at flowet sættes ned når vandspejlet nærmere sig slamlaget. Tømning fra toppen med fx flyder er i sig selv ikke nødvendigvis bedste løsning, da målinger viser en samtidig klaring i hele højdeprofilet.
3. Ved multi-skyl bør de enkelte skyl samles tæt på hinanden for at sikre længst mulig bundfældningstid.
4. Vandværker opnår ofte en dårlig udnyttelsesprocent af deres skyllevandsbassiner. Det skyldes til dels, at bassinet ikke må tømmes helt ned til slamlaget, at tømning skal foregå langsom for ikke at genmobilisere slammet samt at bassiner skal være dimensioneret til at klare hyppige skyl i perioder med høj produktion (årstidsvariationer). Ofte skyldes den dårlige udnyttelse dog også u hensigtsmæssig drift (bassinet står tomt for længe, bassiner ikke fyldes helt, multi-skyl ikke samles tidsmæssigt, forkert design af tilløb/udløb, osv).

5. Der er en ikke-uvæsentlig variation i bundfældningshastighed mellem forskellige vandværker. Det betyder, at man ikke kan ensrette udledningskrav og forvente overholdelse alle steder.
6. Længere bundfældningstid vil alt andet lige forbedre kvaliteten af det udledte vand. Dette skal ses i sammenhæng med vandværkets drift og skylleparametre (fx gangtider/behandlet vandmængde)
7. Tilledning og udledning af skyllevandet bør spredes mest muligt for at mindske strømningshastigheden. Dette reducerer risikoen for genmobilisering af tidligere bundfældet okkerslam.
8. Turbiditet er en god indikatorparameter for totaljern, og formentlig arsen. Sammenhængen mellem turbiditet og mangan er mindre god.
9. Der er behov for at genoverveje krav i kommunernes udledningstilladeler. Hvis krav er unødvendig for miljøet (i visse tilfælde udledningsflow) skal de væk. Hvis der er store variationer i udledningskoncentration over tid, skal stikprøver måske suppleres. Recipientens naturlige vandkvalitet kan jo godt have relevans for hvilket udledningskrav, der bør stilles. Generelt bør krav ikke blot være en afspejling af vandværkets nuværende forhold.
10. Ved nybyggeri bør det overvejes at bygge bassiner med en større dybde da risikoen for genmobilisering af okkerslam under tømning reduceres.

5.2.4 Fremgangsmåde ved overskridelser

Nedenfor er et trin-for-trin liste af fokusområder, der kan anvendes til inspiration til optimering. De kan fx anvendes, hvor der er udfordringer i eksisterende skyllebassiner med at overholde udledningskrav. Det skal dog understreges, at hver situation er unik, og relevansen af de enkelte punkter nedenfor skal overvejes.

1. Indsamling af basisdata. Disse data kan inkludere udledningstilladelsens krav, årlig antal skyl, årligt skyllevandsvolumen, basinvolumen, aktuel bundfældningstid, årlig oppumpningsvolumen, rentvandstank volumen, samt primær og sekundær returskylleudløser.
2. Beregning af nøgleparametre beregnes og sammenlignes med referenceværdier. Disse parametre (med enheder) kan inkludere årlig returskyl/oppumpnings-forhold (%), gennemsnitlige daglige returskyl-begivenheder (1/d), skyllebassin-kapacitet målt i antal skyl, skyllebassin-udnyttelse (%).
3. Udnyttelse af bundfældningstiden. Her tænkes på udsættelse af starttidspunktet for udledning, hvis der er en periode fra at bassinet er tomt og til næste skyl begynder.
4. Optimering af indløb/udløb fra hvert kammer. Indløb/udløb spredes, der undgås ophvirvlning og bassin tømmes ikke for langt ned. Tid for tømningen af bassin er også en optimeringsparameter.
5. Samling af filterskyl. Hvis der er kapacitet i rentvands- og skyllevandstankene, samles flere skyl lige efter hinanden, så bundfældningstiden bliver længere før næste skyl. Dette kan kræve, at den primære returskylleudløser ændres fra behandlet volumen til tid.
6. Supplerende målinger. Her kan der fx overvejes følgende: bundfældningshastighed kan måles i laboratoriet, turbiditet ved udløb kan logges, der kan udtages stikprøver (evt. ved start, midt og slut af udledning) for flow samt jern/mangan/arsen i udløbet. Endelig kan der udføres målinger af recipientens vandkvalitet.
7. Gennemgang af udledningstilladelsen. Dette kan med fordel ske sammen med godkendelsesmyndigheden. Der kan være tale om behov for tilpasninger, både lempelser og stramninger.
8. Udnyttet bassin kan tages i brug. Her kan der fx være tale om ekstra skyllevandsbassiner eller rentvandstanke, der ikke længere er i brug.
9. Bassinkapacitet forøges. Her kan kanten eller udløbet forhøjes for at øge bassindybden, eller der kan tilbygges nyt bassin for at opnå flere m³.

Husk at ovennævnte forhold skal ses i sammenhæng med resten af vandværkets drift og kapaciteter.

Litteraturliste

Miljø- og Ligestillingsministeriet, 2024. LBK nr 928 af 28/06/2024. Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse.

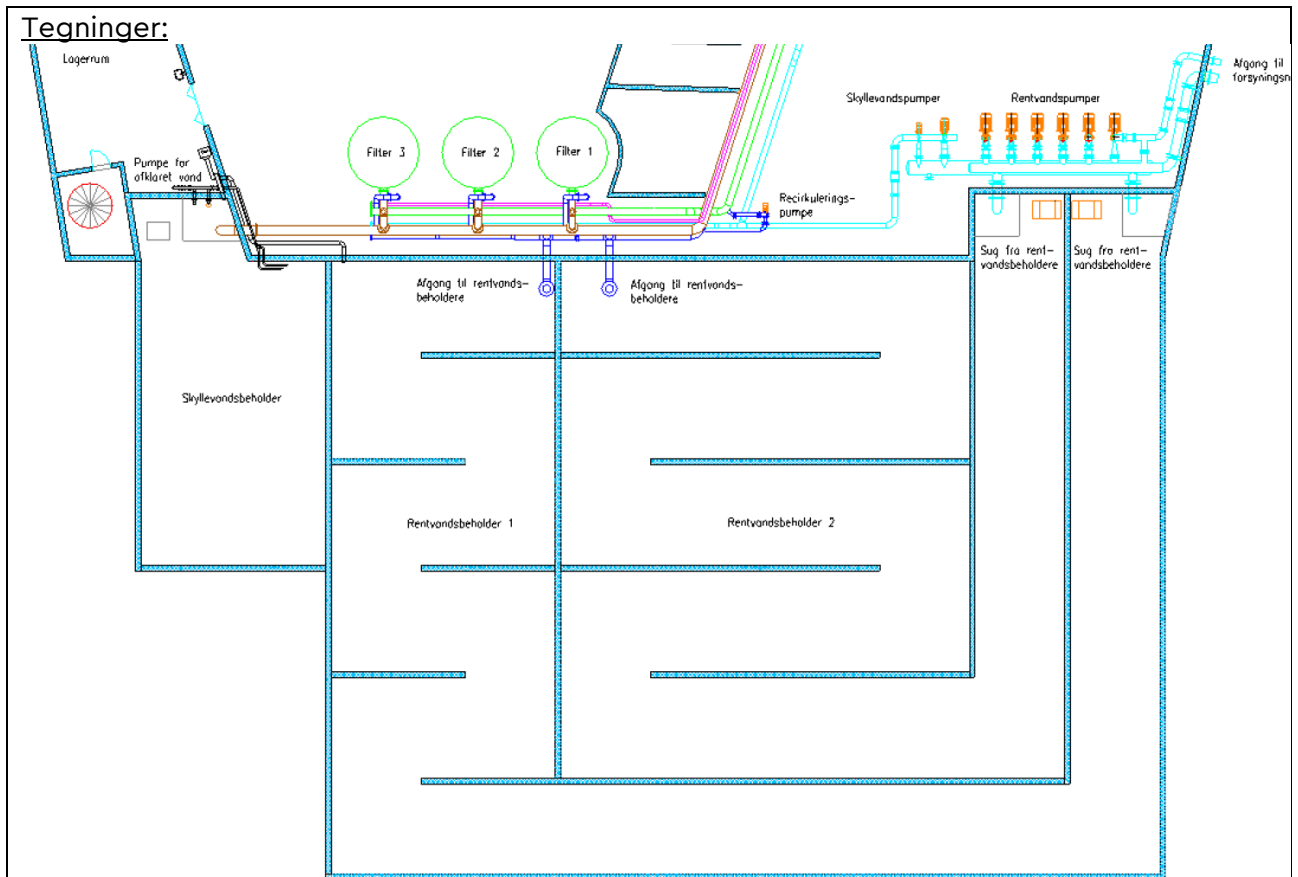
Miljø- og Fødevareministeriet, 2017. BEK nr 1433 af 21/11/2017. Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder.

Miljøministeriet, 2023. BEK nr 796 af 13/06/2023. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.



Bilag 1 Nipsbjerg Vandcenter skyllevandsanlæg

Nibsbjerg Vandcenter		
Overordnede stamdata for skyllevandsanlægget		
Samlet håndteret skyllemængde	18.000 m ³ /år	49,5 m ³ /døgn
Antal Skyl	410 stk./år	1,1 stk./døgn
Produceret vandmængde	2.100.000 m ³ /år	5.750 m ³ /døgn
Vandforbrug pr. skyl	44 m ³ /skyl	
Skyllevandsforbrug pr. udpumpet vandmængde	0,85 %	
Samlet aktiv bassinvolumen	265 m ³	
Antal bassiner i design (parallel/seriel)	1 bassinanlæg	
Opbygning af skyllevandsanlægget		
Konceptuel opbygning:		



Beskrivelse af driften af skyllevandsanlægget:

Skylle processen er differencerne pr. filter som styres af de forudsatte parametre i SRO. Der vurderes løbende på om disse skal justeres for at optimere på forholdene som ændrer sig grundet råvand og filtre.

Der er i alt 6 filtre.

Skyllevand ledes direkte fra afgang filter, til skyllevandsbeholderen.

Tilsætning af aluminium polyamid sker mellem afgang filter og tilgang skyllevandsbeholder.

Der pumpes afklaret filterskyllevand til Storå ned til 20 cm over beholderens bund, derefter pumpes de sidste 20 cm, til Holstebro Renseanlæg.

Derefter bundskylles ca. 4-5 m³ som også pumpes til Holstebro Renseanlæg.

Hver 5. uge bliver skyllebeholderen manuelt rengjort, samt slam pumpes til Holstebro Renseanlæg.

Der skylles hele døgnet forudsat vandbehandlingen er i drift. Det skal derfor ses som at der kontinuert kører vand igennem anlægget.

Erfaring med skyllevandsanlægget er, at slammet bundfælder

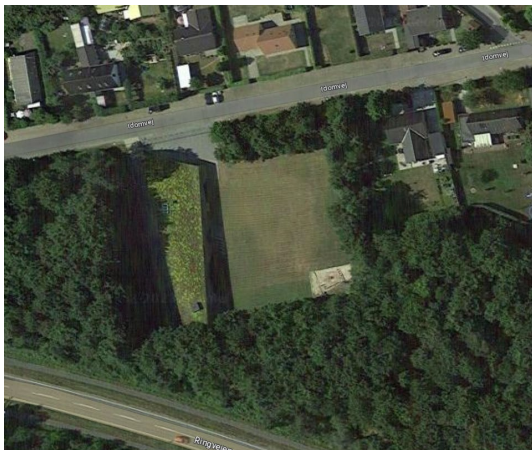
Udledningskrav

Anlægget kører pt. efter udledningskrav givet af Holstebro Kommune i 2011:

- Suspenderede stoffer: <10 mg/l
- pH: 6-8
- Totaljern: < 1,0 mg/l
- Mangan: < 1,0 mg/l

Der er dog igangværende dialog med Holstebro Kommune om alternative løsninger til afskaffelse af filterskyllevand – nedsivning – alternativt genbesøg af forudsætningerne for den høje kravværdi til total-jern.

Billeder





Bilag 2 Stautrupværkets skyllevandsanlæg

Stautrupværket		
Overordnede stamdata for skyllevandsanlægget		
Årstal for dataopsamling	2022	
Samlet håndteret skyllemængde	125.240 m ³ /år	343 m ³ /døgn
Antal Skyl (batch) pr. døgn	1.222 stk./år	3,3 stk./døgn (2 - 5 stk./døgn)
Produceret vandmængde	3.820.474 m ³ /år	10.467 m ³ /døgn
Vandforbrug pr. skyl	103 m ³ /skyl	
Skyllevandsforbrug pr. udpumpet vandmængde	3,3 %	
Målemetode	Målt skyllevand med flowmåler og målt antal skyl	
Samlet bassinareal	(102 + 603) + 257 + 201 = 1.163 m ²	
Samlet aktiv bassinvolumen	399+289+191 = 879 m ³	
Antal bassiner i design (parallel/seriel)	1 parallelt anlæg med 3 bassinanlæg	
Rengørings-/tømningshyppighed	1 gang pr. år i alle bassiner	
Opbygning af skyllevandsanlægget		
Konceptuel opbygning:		
Tegninger:		
Beskrivelse af driften af skyllevandsanlægget:		
Der samles skyl op i løbet af dagen og vandet løber kontinuert igennem de 3 bassiner, som kører serielt. Dog kører vandet kun til sidste bassin gennem samlebrønden med pumpe såfremt at vandstanden i samlebrønden stiger, hvilke jo sker når vandstanden i de bassin 1 og 2 stiger. Stigningen vil fremkomme når der er gennemført filterskyl. Skyllevandet ledes dog først ud i første bassin ("forklaringsbassin"), hvor vandet løber ned i selve		



forklaringsbassinet hen over et stigbord. Der er forbindelse mellem bassin 1 og 2 gennem et rør, som er placeret over bunden for at undgå at der transporteres slam fra det ene bassin til det andet. Mellem bassin 2 og 3 er der en mindre pumpe i den førnævnte samlebrønd, som løfter vandet mellem de to bassiner. Pumpen er styret af vandstanden i selve samlebrønden, som pumpen er placeret i, som er placeret mellem de to bassiner. Den starter når vandstanden stiger i samlebrønden og stopper når vandstanden er lav igen. Det betyder at den kører nogle få minutter og stopper og starter ret kort tid efter og det forudsætter selvfølgelig en høj vandstand i bassin 1 og 2. Vandet i bassin 3 løber ud i recipienten uden pumpling.

Der kører skyl stort set hele døgnet og det betyder, at der ret kontinuert kører vand igennem skyllevandsanlægget, men der er dog en begrænsning på max 5 skyl pr. døgn, da der ellers ikke er plads til skyllene i skyllevandsbassinerne. Det skal derfor ses som at der kontinuert kører vand igennem anlægget imens der ledes til recipient (Brabrand Sø).

Erfaringerne med driften af skyllevandsanlægget er, at ca. 80 % af slammet samles i forklaringsbassinet (dvs. bassin 1).

Udledningskrav

Anlægget kører pt. efter ældre udledningskrav:

Totaljern: <4,0 mg/l

Det er dog blevet varslet, at der fremadrettet vil komme øgede krav til udledningen, da tilladelsen står overfor en fornyelse. De fremtidige krav forventes at være:

Totaljern: <4,0 mg/l

Opløst jern: <0,2 mg/l

Arsen: <4,3 µg/l

Mangan: <150 µg/l

Ud over udledningskravene på de fysisk-kemiske krav forventes der også at der vil være krav til udledningens flow (l/s). Disse er ikke nærmere fastsat på nuværende tidspunkt.

Driftsparametre

Bundfældningstid før udledning	- timer
Navn på recipient	Brabrand Sø
Udledningsmetode (pumpe/gravitering)	Gravitering fra bassin
Beskrivelse af udløbsbygværk	Rør der
Kemikaliedosering (Ja/Nej)	Nej
Produktnavn	-
Leverandør	-
Styrke (%)	-
Doseringsforhold (ml/m ³)	-
Doseringssted	-

Overholdelse af udledningskrav

Prøvetagningssted	Rørudløb til Brabrand Sø
Prøvetagningsmetode	Stikprøve på tilfældigt tidspunkt



Hyppighed	Grænseværdier								SS mg/l	Bemærkning	
	Jern total mg/l	Jern opløst mg/l	Arsen total µg/l	Arsen opløst µg/l	Mangan total µg/l	Mangan opløst µg/l	Kobber total µg/l	Kobber opløst µg/l			
4 x årligt	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gennemsnit over et år
10-07-2019	3,1	<0,05	6,9	-	180	-	-	-	8,3		
07-10-2019	4,3	<0,05	10	-	280	-	-	-	9		
18-10-2019	4,7	-	-	-	-	-	-	-	-	oprøve	
13-03-2020	6,0	<0,05	11	-	340	-	-	-	14		
30-04-2020	2,7	<0,05	6,4	-	250	-	-	-	5,3		
01-07-2020	2,9	<0,05	6,5	-	220	-	-	-	7,9		
21-10-2020	5,2	<0,05	10	-	310	-	-	-	25		
04-11-2020	6,4	<0,05	13	-	340	-	-	-	14		
19-01-2021	4,5	<0,05	8,8	-	290	-	-	-	13		
12-04-2021	6,6	<0,05	11	-	680	-	-	-	-		
20-07-2021	2,8	<0,05	6,3	1,5	190	85	<0,5	<1	9,5		
02-12-2021	9,0	<0,05	14	1,2	410	180	<0,5	<1	22		
01-03-2022	6,0	<0,05	10	1,1	370	200	0,7	<1	15		
16-05-2022	5,3	<0,05	11	1,4	260	87	<0,5	<1	13		
01-08-2022	0,6	0,2	2,1	1	75	54	<0,5	<1	2,3		
10-11-2022	5,0	<0,05	8,7	0,9	250	73	<0,5	<1	12		
10-02-2023	5,80	<0,05	11	1,2	310	140	<0,5	<1	13		
15-05-2023	3,80	<0,05	5,9	0,9	220	120	<0,5	<1	8,7		

Billeder

