



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Siliciumbaseret koaguleringsmiddel til behandling af overfladevand

MUDP rapport

Februar 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Asbjørn Haaning Nielsen, Aalborg Universitet
Morten Lykkegaard Christensen, Aalborg Universitet
Bent Larsen, Bollerup Jensen A/S

Fotos:

Asbjørn Haaning Nielsen

ISBN: 978-87-7038-163-5

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

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

1.	Sammenfatning	4
2.	Baggrund	5
2.1	Projektets formål	6
3.	Rensning i våde regnvandsbassiner	8
3.1	Praksis for forsinkelse og rensning af regnafstrømning	8
3.2	Stofindhold i regnafstrømning fra urbane overflader og veje	8
3.3	Renseprocesser i våde regnvandsbassiner	9
3.4	Forbedret rensning ved koagulering	10
4.	Optimering af produktion af silika-polymer	12
4.1	Omrøringshastighed:	12
4.2	Opvarmning:	12
4.3	Resultat	12
5.	Karakterisering og test af silika-polymererne	13
5.1	Karakterisering af silika polymerne	13
5.2	Aluminium-specier bestemt ved Ferronanalyse	13
5.3	Referencetest på vand med ensartet sammensætning	15
5.4	Effekt af polymerdosering og pH	15
5.5	Bundefældningshastigheder ved polymertilsætning	17
6.	Test/afprøvning i felten	20
6.1	Fremgangsmåde for feltforsøg	20
6.2	Resultater fra feltforsøgene	23
7.	Referencer	27

1. Sammenfatning

I perioden fra 1. marts 2017 til udgangen af september 2019 har virksomheden Bollerup-Jensen A/S i samarbejde med Institut for Byggeri & Anlæg og Institut for Kemi & Biovidenskab, begge ved Aalborg Universitet, gennemført projektet "Siliciumbaseret koaguleringsmiddel til behandling af overfladevand". Projektet har været støttet af Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) og havde til formål at udvikle og demonstrere en ny type koaguleringsmiddel til vandbehandling, som løser nogle af de problemer, der er knyttet til de traditionelle produkter.

I projektet blev der således udviklet et koaguleringsmiddel baseret på silika-polymer, som har en mindre aggressiv pH end kommercielt tilgængelige koaguleringsmidler. Produktet benævnes BJFlok. Dette betyder, at den udviklede BJFlok koagulant er langt mindre farligt at håndtere og stiller mindre strenge krav til doseringsudstyr. Samtidig reducerer produktet pH påvirkninger ved tilsætning af koagulant i forbindelse med rensning af forskellige vandtyper. På trods af disse egenskaber, viste laboratorieundersøgelser, at det udviklede produkt havde bundfældningsegenskaber, der var på samme høje niveau som tilgængelige produkter på markedet. BJFlok koagulanterne har desuden en god stabilitet og kan oplagres i mindst et år under varierende temperaturforhold uden at miste sine egenskaber.

Der blev i forbindelse med projektet gennemført en række feltundersøgelser, hvor der blev lavet fældningsforsøg med vejvand fra en stærkt trafikeret motorvejsstrækning. Disse undersøgelser viste, at der kunne opnås en væsentlig forbedret stoffjernelse ved tilsætning af BJFlok-polymere. Allerede efter 2 timers bundfældningstid, var stoffjernelsen ved polymertilsætning bedre end, hvad der kunne opnås efter to døgn bundfældningstid uden tilsætning. Dette betyder, at størrelsen på anlæg til rensning af separat regnvand kan reduceres betragteligt ved samtidig dosering af BJFlok polymere sammenlignet med traditionelle anlæg. Undersøgelserne viste desuden, at en dosering med BJFlok polymere på 1 g Al per m³ var tilstrækkeligt. Dette er betydeligt lavere end referencer fra tidligere projekter herhjemme, hvor der anbefales en doseret koncentration i intervallet 2-6 g Al per m³.

2. Baggrund

Overfladevand er kendetegnet ved en sårbarhed over for forurening som følge af samfundets aktiviteter. Forurenende stoffer i overfladevand kan optræde på forskellig form. Normalt skelner man mellem opløste og suspenderede stoffer ud fra en filtrering af en vandprøve. En væsentlig del af det stofindhold, der ikke tilbageholdes ved de typisk anvendte filterstørrelser er grundlæggende set ikke reelt opløste, men derimod partikler med en meget lille størrelse. Disse partikler benævnes kolloider og opfører sig på mange måder som opløst stof. Det er eksempelvis ikke muligt at fjerne kolloider ved bundfældning. På grund af deres lille størrelse repræsenterer kolloider ofte en stor overflade, hvortil der kan binde sig andre stoffer. En stor del af forureningsindholdet i overfladevand er derfor ofte knyttet til kolloider. I mange sammenhænge tilsætter man derfor koaguleringsmidler til overfladevand med henblik på at reducere indholdet af uønskede stoffer. Det drejer sig bl.a. om:

- Behandling af overfladevand til drikkevandsformål,
- Forbedring af bundfældningsegenskaber i våde regnvandsbassiner til håndtering af overfladevand fra byer og veje,
- Restaurering af næringssaltbelastede søer.



FIGUR 1. Bundfældningsbassin fra Skagen Vandværk, hvor der tilsættes jernbaseret koaguleringsmiddel.

Anvendelse af koaguleringsmidler i forbindelse med drikkevandsproduktion anvendes kun i begrænset omfang herhjemme – fx på Skagen vandværk og Fanø vandværk (Naturstyrelsen, 2012). Teknologien er dog meget udbredt i udlandet, fx i Norge, hvor drikkevandet langt overvejende produceres på baggrund af overfladevand (Andersen, 2016). Herhjemme er der flere eksempler på anvendelse af koaguleringsmidler til rensning af regnafstrømning fra byer og veje (Hvitved-Jacobsen, 2011; Vollertsen et al., 2012a). Ligeledes er der flere erfaringer med restaurering af næringsaltbelastede danske søer ved tilsætning af koaguleringsmidler baseret på aluminium (Egemose et al., 2011; Jensen et al., 2016).

Koaguleringsmidlerne har den egenskab, at de danner større partikler, ofte med en høj densitet, som man efterfølgende kan fjerne ved bundfældning/sedimentation. I forbindelse med behandling af overfladevand er det særligt organisk stof på kolloid form og lerpartikler, man ønsker fjernet. Ved håndtering af overfladevand fra byer og veje er der fokus på bred gruppe af stoffer med forskellige fysisk-kemiske egenskaber. I denne forbindelse er det i særlig grad de recipientkvalitetskrav, der er implementeret igennem vandrammedirektivet, der er i fokus. Her stilles der krav om en "god kemisk tilstand", som er defineret ud fra grænseværdier til en række specifikke stoffer. Med henblik på sørestaurering er det i særlig grad tilgængeligheden af plantetilgængeligt fosfor, der skal kontrolleres ved tilsætning af koagulanten.

Traditionelt anvendes koncentrerede opløsninger af trivalente metalsalte som ferrijern (Fe^{3+}) og aluminium (Al^{3+}) som koaguleringsmiddel. Dette er dog forbundet med flere udfordringer. Koaguleringssegenskaberne er stærkt pH afhængige og oftest mest effektive uden for det interval, som er karakteristisk for overfladevand. Desuden er de traditionelle produkter normalt stærkt sure eller basiske, hvilket besværliggør håndteringen og stiller store krav til kemikalieresistens af doseringsudstyr.



FIGUR 2. Jorddækket kemikaliebeholder og doseringsudstyr ved indløb til vådt regnvandsbassin i Silkeborg.

Koagulanterne skal fungere under forskellige fysisk-kemiske forhold. Eksempelvis kan der forventes store variationer i elektrisk ledningsevne af vejvand, som følge af glatførebehandling. I eutrofierede søer kan vandets pH værdi svinge kraftigt i løbet af døgnet som følge af planternes fotosyntese, der påvirker karbonatsystemet. I dagtimerne kan søvandet således blive svagt basisk med pH-værdier op til 9. Modsat kan det forventes at afstrømmet regnvand fra byoverflader og veje har en lav pH efter nedbørens passage af atmosfæren. Dette skyldes, at der indstiller sig en ligevægt med luftens indhold af kuldioxid, som delvis omdannes til kulsyre. Herved falder regnvandets pH til cirka 5.5. Praktiske erfaringer fra Sverige, i forbindelse med drikkevandsproduktion, har vist, at det særligt er lave temperaturer i vinterhalvåret, der er en udfordring for bundfældningsprocesserne (Roy et al., 2013). Under sådanne forhold stiger vandets viskositet og densitet, hvilket er med til at forringe bundfældningsegenskaberne.

2.1 Projektets formål

Nærværende projekt har haft til formål at udvikle og demonstrere effekten af en koagulant baseret på silicium-polymer til rensning af overfladevand. Det udviklede produkt er udviklet til at

byde på flere fordele i forhold til traditionelle produkter baseret på aluminiums- eller jernsalte i stærkt sur eller basisk opløsning, herunder:

- Forbedrede koagulerings- og bundfældningsegenskaber grundet siliciumpolymerens høje densitet,
- Højere produktrenhed og dermed mindre miljøbelastning med følgestoffer – fx tungmetaller,
- Bedre arbejdsmiljø ved håndtering af produktet som følge af dets mindre aggressive pH egenskaber.

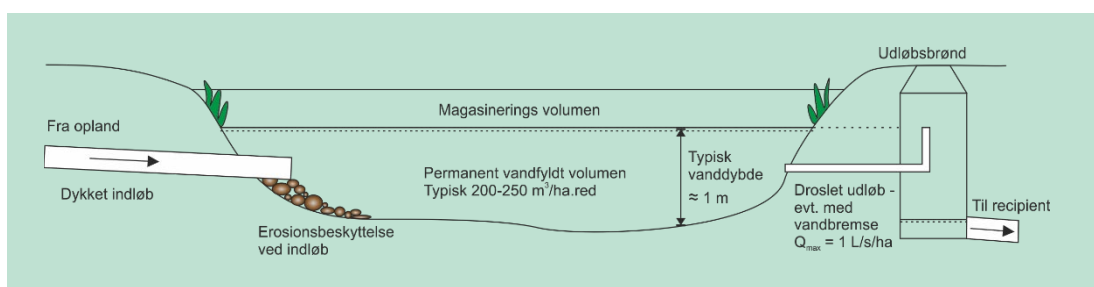
Projektet har været organiseret i et antal arbejdsopgaver. Disse omfattede en kombination af produktudvikling, laboratorieforsøg, samt feltforsøg med henblik på afprøvning af det udviklede produkt. I projektets første trin blev produktionsmetoden optimeret med henblik på at reducere produktionsomkostninger samt at producere en koagulant med et lavt indhold af uønskede følgestoffer. Dernæst blev de producerede koagulanter testet til rengøring af overfladevand undersøgt i laboratorietest under forskellige fysisk-kemiske forhold. I projektets afsluttende fase blev de nye produkter afprøvet i felten i to våde regnvandsbassiner, der modtager afstrømning fra en stærkt trafikeret motorvejsstrækning.

3. Rensning i våde regnvandsbassiner

Afstrømmet regnvand fra veje og byoverflader indeholder en række uønskede stoffer, herunder næringssalte, tungmetaller og organiske mikroforureninger (såsom PAH'er og pesticider). Igennem de senere år har der i stigende omfang været introduceret renseforanstaltninger før udledning til recipient. Dette er særligt blevet implementeret i de tilfælde, hvor recipienten er følsom og kunne tænkes, at blive negativt påvirket af den regnbetingede udledning. I dag er der således installeret regnvandsbassiner på cirka 25% af de separate regnvandsudledninger, hvilket svarer til mere end 14.000 anlæg (Miljøstyrelsen, 2018). Bassinerne er fortrinsvis installeret på de større oplande, hvilket betyder, at det afstrømmede regnvand fra cirka 50% af de befæstede arealer ledes til bassin.

3.1 Praksis for forsinkelse og rensning af regnafstrømning

Våde regnvandsbassiner designses som små kunstige søer, der giver regnvandet tilstrækkelig opholdstid til, at naturlige renseprocesser kan forløbe. Ifølge dansk praksis dimensioneres våde regnvandsbassiner typisk med et permanent vandfyldt volumen på 250 m³ per reduceret hektar opland. Dette sikrer at opholdstiden kun sjældent kommer under 2-3 døgn (Vollertsen et al., 2012b). Figur 3 viser en principskitse af et vådt regnvandsbassin.



FIGUR 3. Principskitse af vådt regnvandsbassin til forsinkelse og rensning af regnafstrømning fra byoverflader og veje.

I dag anses våde regnvandsbassiner som den bedste tilgængelige teknologi (BAT) til rensning af afstrømmet regnvand fra byer og veje. I et vist omfang anvendes også forskellige variationer af kunstige vådområder og infiltrationssystemer. Disse systemer er dog mest effektive overfor den partikelbundne del af forureningen, men er mindre effektive overfor de opløste forureningskomponenter.

Generelt er den opløste stoffraktion imidlertid den miljømæssigt mest problematiske, idet den udgør en mere tilgængelig og mobil del af forureningen end den partikelbundne. Den partikelbundne forurening akkumuleres i sedimentet, hvor den bliver immobiliseret i biologisk sammenhæng, mens den opløste del lettere optages i organismer og kan gøre skade på de akvatiske økosystemer.

3.2 Stofindhold i regnafstrømning fra urbane overflader og veje

Regnafstrømning fra urbane overflader og veje indeholder en lang række forskellige forureningskomponenter. En væsentlig del af dette stofindhold tilføres regnvandet fra de forurenede, primært befæstede, overflader. Forureningskilderne er mangeartede og dækker både over punktkilder og diffuse kilder. En af de vigtigste forureningskilder er trafik, som bl.a. bidrager

med forskellige tungmetaller, tjærestoffer (PAH'er), olie/benzin og mikrogummi fra slid af bildæk. Det vurderes eksempelvis, at cirka 75% af det atmosfæriske bidrag af kobber til Nord-søen skyldes slid på bremses (Hulskotte et al., 2007). På tilsvarende vis vurderes det at bildæk udgør langt den største enkeltkilde for tab af mikroplast til miljøet (Miljøstyrelsen, 2015).

Derudover forurenes regnvandet med stoffer i atmosfæren. Således sker den største afsætning af de fleste tungmetaller ved våddeposition, hvor stofferne indfanges af nedbøren i atmosfæren og transporteres til de urbane overflader og veje.

Normalvis er stofindholdet i regnafstrømning fra urbane overflader og veje på et niveau, hvor det afstrømmende regnvand er svagt toksisk for vandlevende organismer. Vi ved dog at stofindholdet er karakteriseret ved en meget stor variabilitet. Selv på en enkelt lokalitet er variationen af målte stofkoncentrationer ofte større end middelværdien. Denne variabilitet betyder også, at regnvandet til tider er væsentligt mere forurenede end, hvad gennemsnitsbetragtningen antyder. De underliggende årsager omfatter bl.a. årstidsvariationer i forureningsbelastningen, nedbørens variabilitet, varigheden af mellemliggende tørvejrperioder og enkelthændelser som eksempelvis spild og uheld. Denne betydelige variabilitet betyder, at metoder til rensning af regnvandsafstrømning skal være meget robuste og skal kunne fungere ved meget forskellige belastningsforhold.

På trods af den store variabilitet er der for en række stoffer foreslået typetal til brug for belastningsopgørelser (Tabel 1).

TABEL 1. Typisk stofindhold i urban regnafstrømning og i vejvand (Hvitved-Jacobsen et al., 1994).

Forureningskomponent	Urban regnafstrømning	Vejvand
Suspenderet stof (mg/L)	30 - 100	30 – 60
COD (mg/L)	40 - 60	25 – 60
BI ₅ (mg/L)	5	
Total N (mg/L)	2	1 – 2
Total P (mg/L)	0,5	0,2 – 0,5
Zn (µg/L)	300 - 500	125 – 400
Cd (µg/L)	0,5 - 3	
Cu (µg/L)	5 - 40	5 – 25
E. coli (100 mL ⁻¹)	10 ³ - 10 ⁴	

Typetallene findes dog primært for de "klassiske" forureningskomponenter som eksempelvis NPO-stoffer (næringsalte og organisk stof), partikler (suspenderet stof) samt udvalgte tungmetaller. Typetallene er desuden overvejende gældende for det totale stofindhold. Der skelnes med andre ord ikke mellem opløste og partikulære stoffraktioner. En væsentlig del af forureningsindholdet er normalt knyttet til det suspenderede stof, men for visse forureningskomponenter er en betydelig del af stofindholdet på opløst form. Det gælder eksempelvis for kvælstofindholdet og for mange pesticider, som er meget vandopløselige. Det gælder ligeledes, at visse af tungmetallerne (fx Zn og Cd) har en betydelig opløselighed ved typiske pH forhold i afstrømmende regnvand. Andre metaller (fx Cu) er derimod primært udfældet i afstrømmende regnvand og vil i højere grad knytte sig til det suspenderede stof.

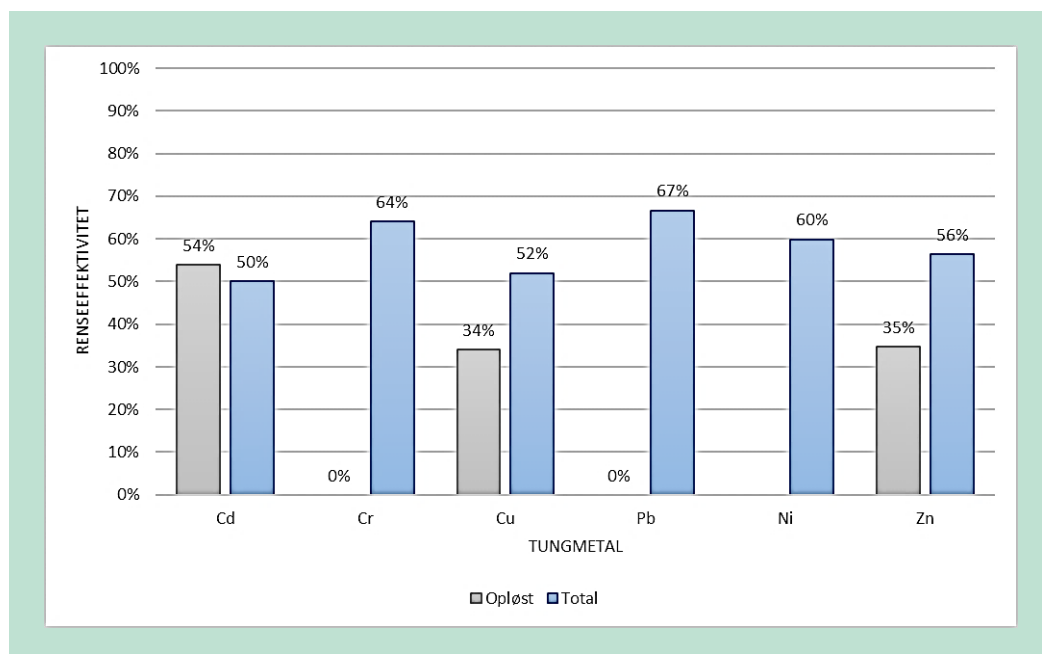
3.3 Renseprocesser i våde regnvandsbassiner

I våde regnvandsbassiner sker tilbageholdelsen af de forurenende stoffer ved en kombination af forskellige processer. Den vigtigste fjernelsesmekanisme er sedimentation, som er i stand til at tilbageholde en væsentlig del af den partikelbundne forurening. De opløste stoffraktioner, samt de helt små partikler (såkaldte kolloider), kan ikke fjernes ved bundfældning. Disse stoffraktioner tilbageholdes i et vist omfang i bassiner pga. adsorption til overflader (fx planter og bunden) og ved optag i planter. I veludvalgte bassiner er plantesamfundet typisk domineret

af rodfæstede planter. De optagede forureningskomponenter opkoncentreres således i de forskellige plantedele og akkumuleres typisk i sedimentet når planterne visner i vinterhalvåret. Ved mineralisering af plantedelene i sedimentet frigives en del af forureningen til vandfasen igen.

For de partikelbunde forureningskomponenter kan der forventes en rimelig god renseseffektivitet i veldesignede våde regnvandsbassiner. Hvis bassinet etableres med et permanent vådt volumen på 200-300 m³ per reduceret hektar opland og med en geometri, der sikrer en effektiv udnyttelse af vandets opholdstid, så kan der forventes en rensesgrad på 75-80% for de partikelbunde komponenter (suspenderet stof, mange tungmetaller) (Vollertsen et al., 2012b). Det kan imidlertid ofte være svært at få plads til så store bassiner. Dette er særligt tilfældet ved separatloakering i den tætte by.

For de opløste stoffraktioner er fjernelsesgrad typisk væsentlig mindre. Data for rensesgrader i våde regnvandsbassiner fra den amerikanske database BMPdatabase.org illustrerer dette med alt tydelighed (Figur 4).



FIGUR 4. Renseeffektivitet for udvalgte tungmetaller på opløst form og som total stofindhold fra våde regnvandsbassiner i USA og Canada (Clary et al., 2017).

Databasen bygger på et meget stort datasæt. Eksempelvis er der for zinkindholdet mere end 800 målinger fra 48 lokaliteter. For visse af tungmetallerne kan der ikke bestemmes en forskel mellem koncentrationen af opløst metal i ind- og udløb, hvorfor renseseffektiviteten er angivet som 0%.

3.4 Forbedret rensning ved koagulering

Ved koagulering tilsættes kemikalier til vandet for at små partikler, humus og andre stoffer skal danne større partikler (koagulere). Denne proces er meget pH- og temperaturafhængig. Efterfølgende fjernes partiklerne ved sedimentationsprocesser, der ligeledes er meget afhængige af vandets temperatur.

En betydelig del af regnvandets stofindhold optræder som kolloider, hvilket er meget små partikler, der på mange måder opfører sig som opløst stof. Kolloiderne kan ikke fjernes ved almindelige bundfældningsprocesser. Kolloidernes overflade har normalt en negativ elektrisk ladning, hvilket betyder, at kolloiderne vil frastøde hinanden og dermed have svært ved at klumpe sig sammen til større partikler. Ved at tilsætte koagulanter med en positiv overfladeladning til vandet bliver det muligt for kolloiderne at reagere med disse og derved danne større partikler. Typiske koaguleringsmidler, også kaldet fældningskemikalier, er aluminiumsulfat/-klorid og

jernsulfat/-klorid. Disse kemikalier reagerer prompte ved tilsætningen, så hurtig og god indblanding er vigtig for koaguleringsprocessen. Partiklerne, der dannes ved koaguleringen, er imidlertid fortsat meget små og dermed vanskelige at separere fra vandet. Under mere rolige hydrauliske forhold vil de udfældede partikler kollideres med hinanden og gradvis opbygge større flokke. Denne proces kaldes flokkulering og medfører at partiklerne opnår en betydelig bundfældningshastighed. Herved kan flokkene effektivt fjernes ved sedimentation.

Erfaringer med dosering af fældningskemikalier fra Danmark viser, at doseringen af kemikaliet bedst sker i tilløbet til bassinet, og helst under så høj turbulens som muligt (Vollertsen et al., 2012a). Den efterfølgende flokkulering sker under lavere turbulens i det permanent våde volumen i regnvandsbassinet. Undersøgelserne viste desuden, at en doseret koncentration i intervallet 2-6 g Al m⁻³ er et passende valg.

Ved tilsætning af flokkuleringsmidler forøges bundfældningshastigheden af partikler i det afstrømmende regnvand. Hermed kan bassinerne dimensioneres med et mindre permanent vådvolumen. Dette kan muliggøre renseløsninger i den tætte by.

4. Optimering af produktion af silika-polymer

Efter produktion af hundredvis af forskellige formuleringer i labskala (100 ml) blev der i januar 2018 udvalgt og produceret 2 forskellige formuleringer på 70 kg hver. Den valgte produktionsmetode, viste sig dog ikke at være helt optimal til produktionen, hvorfor begge batches dannede bundfald i løbet af et par måneder.

I marts 2018 blev der fremstillet yderligere to batches af hhv. 90 kg og 140 kg. Her blev det klart, at opskaleringen fra labskala til pilotskala ville give nogle udfordringer. Produkterne var stadig ustabile, så de dannede bundfald efter et par måneder.

I løbet af foråret / sommeren 2018 blev fremstillingsprocessen gennemgået minutiøst i labskala. Specielt indblandingsmetoden med tilsætningshastighed og omrøring blev optimeret. Hermed lykkedes det at opnå en fremstillingsmetode, hvor vi bedre kunne sammenligne mulighederne i en fuldskala produktion med de fremstillingsmuligheder man har i laboratoriet.

To vigtige ændringer i laboratoriet gav udslaget for, at produktionen lettere kunne flyttes fra laboratorieskala til pilotskala og videre til fuldskala.

4.1 Omrøringshastighed:

De første mange varianter af BJFlok blev produceret med magnetomrører. Det giver fin indblanding, når der kun skal tilsættes maks 50 g pulver til produktet. I fuldskala skal der tilsættes 100 kg pulver, så den langsomme omrøring er ikke optimal. Det blev derfor eksperimenteret med tilsætning af pulver under meget kraftig omrøring (dispergering). Den anvendte tid til tilsætning af pulver kunne dermed reduceres drastisk, hvilket medførte en væsentlig kortere reaktionstid, hvilket sandsynligvis også har hjulpet til at få et mere stabilt produkt.

4.2 Opvarmning:

I laboratoriet er det let at flytte 100 ml BJFlok fra et koldt til et varmt vandbad, så det er muligt at have køling på første reaktionstrin for derefter at have varme på 2. reaktionstrin. Ved produktion af omkring 1 T BJFlok tager det meget lang tid og kræver en del energi at opvarme 1 T blanding fra 5°C til 70°C. Det giver en del problemer, da blandingerne er ustabile efter 1. reaktionstrin. 2. reaktionstrin bruges til at stabilisere produktet. Der er derfor meget vigtigt, at produktet stabiliseres hurtigt efter 1. reaktion.

Der blev derfor eksperimenteret i labskala på at køre begge reaktionstrin med opvarmning. Konklusionen blev, at den væsentlig formindskede reaktionstid i trin 1 og 2 væsentligt opvejede de ikke helt optimale betingelser, nemlig at køre reaktionstrin 1 med opvarmning i stedet for under afkøling.

4.3 Resultat

Med den optimerede fremstillingsproces, hvor både omrøring og opvarmning let kunne implementeres i produktionen var det forholdsvis let at opskalere produktionen.

I august 2018 blev der fremstillet 1.000 kg BJFlok efter den optimerede fremgangsmetode.

Vi har haft prøver fra denne produktion opbevaret køligt, ved stuetemperatur og ved let forhøjet varme (ca. 30°C). 1 år senere er produktet stadig stabilt uden bundfald i alle prøver.

Efter fremstilling er der lavet flokkulerings-tests for at fastslå, at produktet ikke har mistet sine egenskaber. Både ved et nyfremstillet produkt og efter 1 års opbevaring er produktet stadig lige effektivt til flokkulering.

5. Karakterisering og test af silika-polymererne

Der er gennemført en række koaguleringsforsøg for at teste silika-polymererne og bestemme optimal dosering og indblandingsforhold. Der blev gennemført undersøgelser med forskellige vandtyper – herunder bl.a. syntetiske suspensioner og vandprøver fra våde regnvandsbassiner.

5.1 Karakterisering af silika polymererne

Silika-polymererne fra Bollerup-Jensen A/S benævnes alle BJFlok plus et batchnummer. Som reference er der valgt to kommercielle polymerer: NordPac (Nordisk Aluminat) og PAX XL60 (Kemira). Begge produkter består af polyaluminium-chlorid polymer og er hyppigt anvendte koaguleringsmidler. Data for polymererne ses i Tabel 2.

TABEL 2: Data for kommercielle polyaluminium chlorid polymer

	Aluminiumsindhold (%)	Densitet (g/cm^3)	pH
Nordpac	$9,0 \pm 0,5$	$1,37 \pm 0,02$	1 ± 1
PAX XL60	$7,5 \pm 0,5$	$1,31 \pm 0,03$	$1,5 \pm 0,5$

Tilsvarende data for silika polymererne fra Bollerup Jensen (Tabel 3).

TABEL 3: Data for udvalgte BJFlok polymer

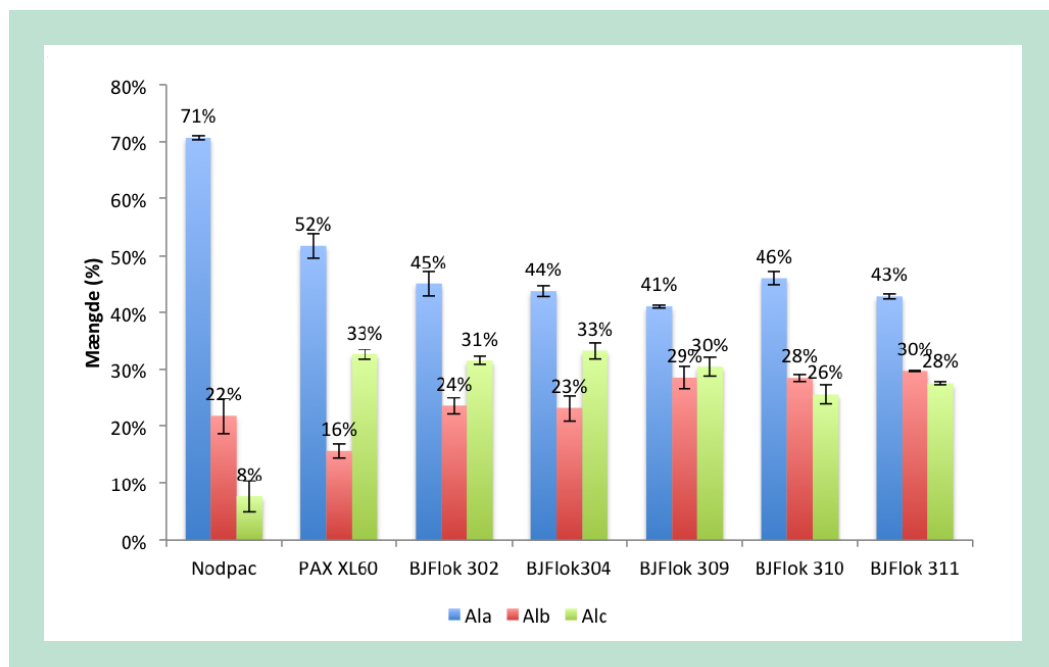
	Aluminiumsindhold (%)	Densitet (g/cm^3)	Al/Si forhold	pH
BJFlok 302	6,3	1,29	7	2,6
BJFlok 304	6,14	1,28	6	2,8
BJFlok 309	6,08	1,28	12	2,8
BJFlok 310	6,06	1,29	6	2,8
BJFlok 311	6,36	1,30	10	2,8

Sammenlignes de to polymer ses det, at aluminiumsindholdet i BJFlok polymererne er mindre, og pH er højere ca. 2,8, hvorimod pH for de kommercielle polymere ligger på 1-1,5. Da pH-skalaen er logaritmisk betyder det, at syrestyrken af de kommercielle produkter er cirka 20-50 gange stærkere end for BJFlok polymererne. Viskositeten for de kommercielle polymer-opløsninger var 35 mPa s, mens det for BJFlok polymererne lagde mellem 5,8-7,5 mPa s.

5.2 Aluminium-specier bestemt ved Ferronanalyse

Et mere grundigt studie af polymererne er gennemført ved at lave en såkaldt Ferronanalyse. Selve metoden er beskrevet i Feng et al. (2006). Aluminium reagerer med Ferron reagensen, hvilket kan måles kolorimetrisk. Det totale aluminiumsindhold kan derved splittes i tre dele kaldet Al_a, Al_b, og Al_c. De aluminiumspecier, der reagerer indenfor 1 min kvantificeres som Al_a. Det antages, at denne gruppe primært inkluderer monomerspecier. De aluminiumspecier, der reagerer med Ferron indenfor 1-120 min kvantificeres som Al_b. Det antages, at denne fraktion primært inkluderer oligopolymer-specier. De aluminiumspecier, der ikke reagerer med Ferron re-

agenset kvantificeres som Al_c og inkluderer formentlig både aluminiumskolloider og lange polymeraluminium. Resultatet fra analyserne ses i Figur 5. Generelt er mængden af monomer-aluminium Al_a mindre i produkterne fra Bollerup Jensen, sammenlignet med de to kommercielle produkter. Hvorimod mængden af oligopolymer Al_b er højere. Det forventes, at det kan have betydning for koaguleringen. Frit fosfat vil formentlig nemmere kunne bindes til monomer-aluminium Al_a , hvorimod oligopolymererne Al_b formentlig er mest effektive til selve koaguleringen.



FIGUR 5: Ferron analyse på kommercielle polymer og BJFLOK polymerer.

Det isoelektriske punkt blev bestemt for polymererne ved at måle zetapotentialet som funktion af pH. Alle prøver blev fortyndet i 0,01 M KCl, så det lå indenfor apparatets måleområde. pH blev justeret ved tilsætning af saltsyre eller natriumhydroxid. Det forventes, at det primært er aluminiumskolloiderne og de store polymerer, der måles på. For alle polymerer lå det isoelektriske punkt mellem 8,5 og 10. Det betyder, at overfladeladningen for produktet er positivt ved en pH værdi under 8, mens det er negativt ladet over pH 10. Zetapotentialet under pH 8 lå omkring 30-40 mV.

TABEL 4: Ladningsdensitet bestemt ved kolloidtitrering

	Ladningsdensitet (meq/g SS)
Nordpac	3,7 ± 0,2
PAX XL60	4,9 ± 0,3
BJFlok 302	5,9 ± 0,3
BJFlok 304	4,6 ± 0,4
BJFlok 309	6,7 ± 0,3
BJFlok 310	5,0 ± 0,1
BJFlok 311	8,3 ± 0,6

Overfladeladningen af aluminiumspolymererne blev bestemt ved kolloidtitrering (Tabel 4). Polymer-suspensioner blev fortyndet i demineraliseret vand (1:1000), og der blev tilsat toluidine blå. Absorbansen blev målt ved 520 nm og 635 nm, mens der blev tilsat poly(vinyl sulfat).

Poly(vinyl sulfat) binder til aluminiumspolymererne og aluminiumskolloiderne – ladningsmæssigt (1:1), når ladningen af aluminiumsspecierne er neutraliseret registreres et farveskifte. Alle målinger blev udført ved pH 6,5. Ladningsdensiteten for BJFlok polymererne er generelt højere end for de kommercielle produkter. Ladning formodes at være vigtig for kolloidkoagulationen, da polymererne lettere kan binde til de negativladede kolloider, hvis de er positivt ladede og ladningsdensiteten er høj.

5.3 Referencetest på vand med ensartet sammensætning

For at teste polymererne blev der udviklet en reference test og som en del af denne test, blev der udviklet en syntetisk suspension (referencesuspension) til koaguleringsforsøgene (Tabel 5). Referencesuspension indeholder både uorganiske (kaolin) og organiske (humus) kolloider. Begge stoffer er tilsat for at teste polymerernes evne til at destabilisere kolloiderne. Derudover indeholder referencesuspensionen fosfat og fem udvalgte tungmetaller (Calcium, Krom, Kobber, Bly og Zink ioner) for at teste polymerernes evne til at binde/fjerne fosfat og tungmetaller. Referencesuspensionen anvendes for at sikre, at polymererne kan testes på vand med ensartet sammensætning.

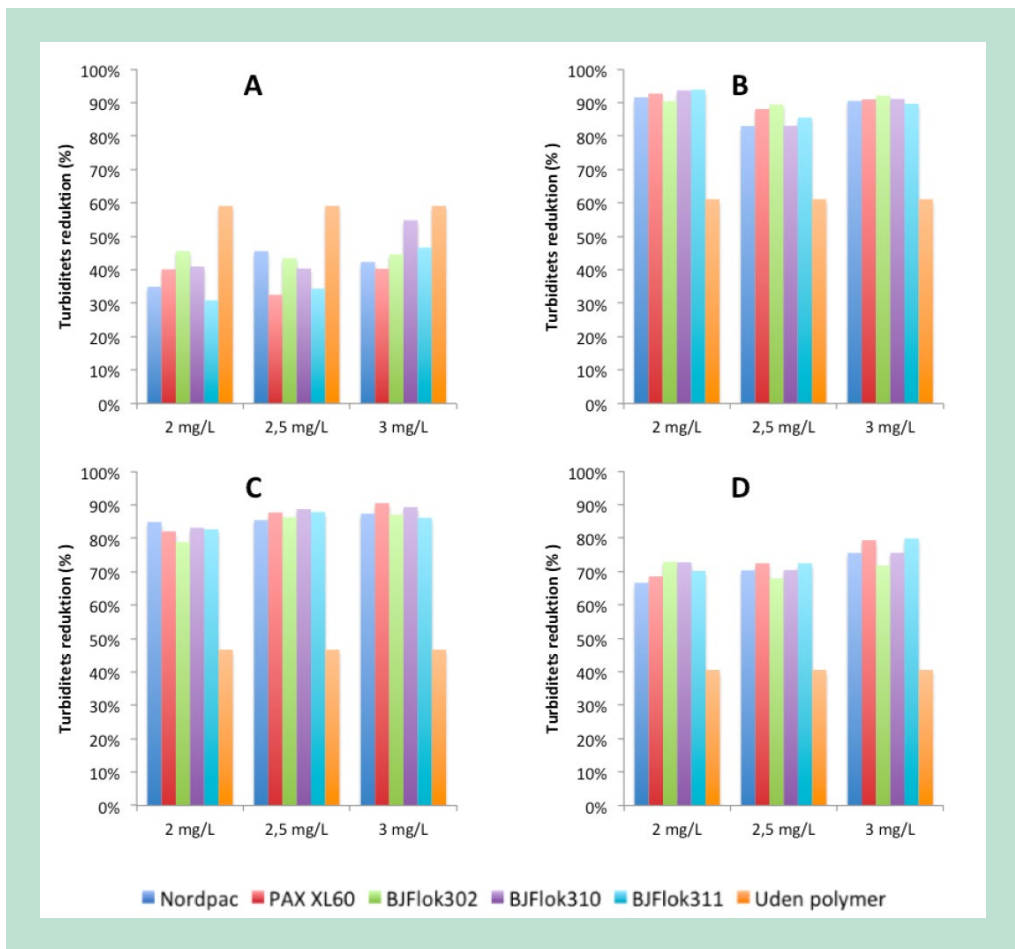
TABEL 5. Sammensætning af reference-suspension

	Kemikalie	CAS nr.	Koncentration (mg/L)
Kolloider			
	Kaolin	1332-58-7	50
	Humussyre	1415-93-6	4,95
Tungmetaller			
Phosphor	$NaH_2PO_4 \cdot 2H_2O$	13472-35-0	0,5
Calcium	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	10035-04-8	10
Krom	$CrCl_3 \cdot 6H_2O$	10060-12-5	0,2
Kobber	$CuCl_2$	7447-39-4	0,2
Bly	$PbCl_2$	7758-95-4	0,2
Zink	$Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$	10196-18-6	0,2
pH og bufferkapacitet			
Carbonat	$NaHCO_3$	144-55-8	50

Referencetestene foregik i 100 mL bluecap flasker. Der blev tilsat polymer til referencesuspensionen (angivet i mg Al/L) under kraftig omrøring (800 rpm) i 30 s for at sikre en god indblanding. Herefter blev omrøringshastigheden reduceret (300 rpm) i 2,5 min. Efterfølgende blev der udtaget prøver fra toppen af flasken efter 30 min, 120 min og 24 timer uden omrøring. Indblandingens betydning for resultatet blev undersøgt. Under 300 rpm stiger turbiditesreduktionen (målt efter 30 min) med omrøringshastigheden, mens reduktionen er næsten konstant og uafhængig af omrøringshastigheden over 300 rpm. Ved henstand i 120 min udlignes noget af effekten.

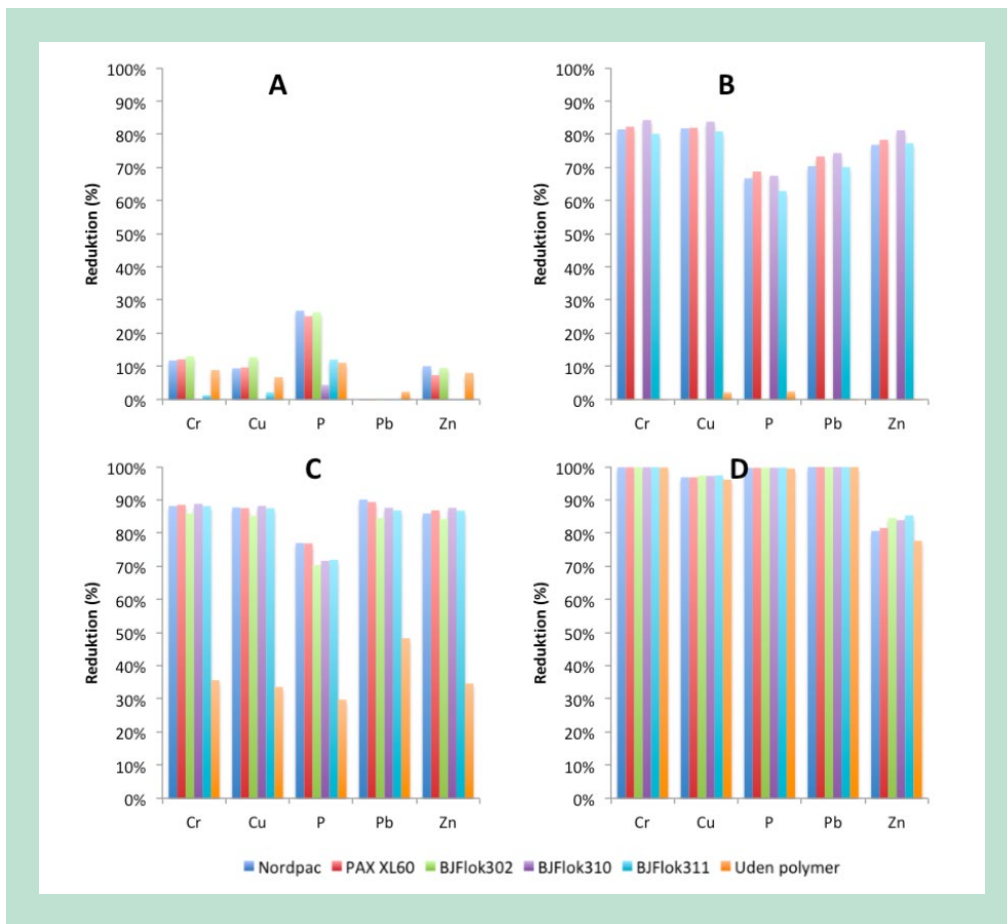
5.4 Effekt af polymerdosering og pH

I Figur 6 vises turbiditetsreduktionen efter 120 min. Det ses, at der opnås en god fjernelse af partikler ved pH 8-9 (mellem 80-90%). Der er ikke den store forskel på de forskellige polymerer, men turbiditetsreduktionen er væsentlig bedre end for prøver uden polymer tilsætning (40-60%). Derimod virker ingen af polymererne effektivt ved pH 5,5. For regnvand er der ligeledes en positiv effekt ved tilsætning af polymerprodukterne. Turbiditetsreduktionen øges fra 40% til 70%.



FIGUR 6: Måling af turbiditet ved polymer tilsætning til reference suspension og efterfølgende henstand i 120 min. A: pH 5,5, B: pH 8, C: pH 9 og D: regnevand

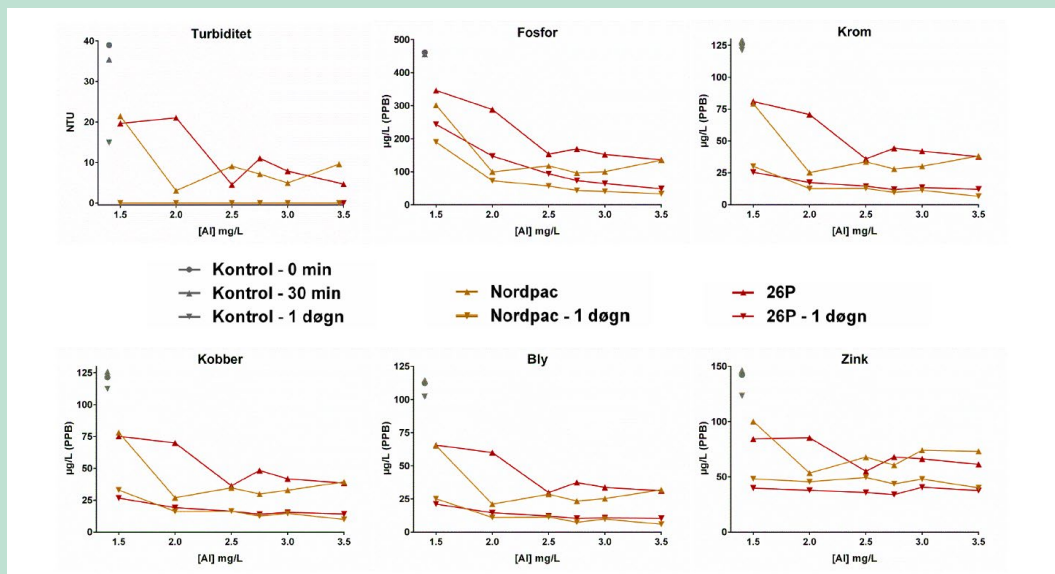
Der er lavet tilsvarende analyser på tungmetaller og fosfat (Figur 7). Igen ses en meget ringe effekt ved pH 5,5, hvorimod reduktionen i tungmetaller og fosfat er væsentlig forbedret, hvis der tilsættes polymer til referencesuspension ved en pH værdi på 8 eller 9. Der er ikke en væsentlig forskel mellem de forskellige polymerer. Regnvandet indeholder også tungmetaller, måske bundet til lidt større partikler. Da næsten alle tungmetaller bundfældes selv uden polymer, er det ikke muligt at se nogen effekt ved tilsætning af polymer. Tilbageholdelsen af zink forbedres en smule for alle polymerer, men bedst med silika-polymerne.



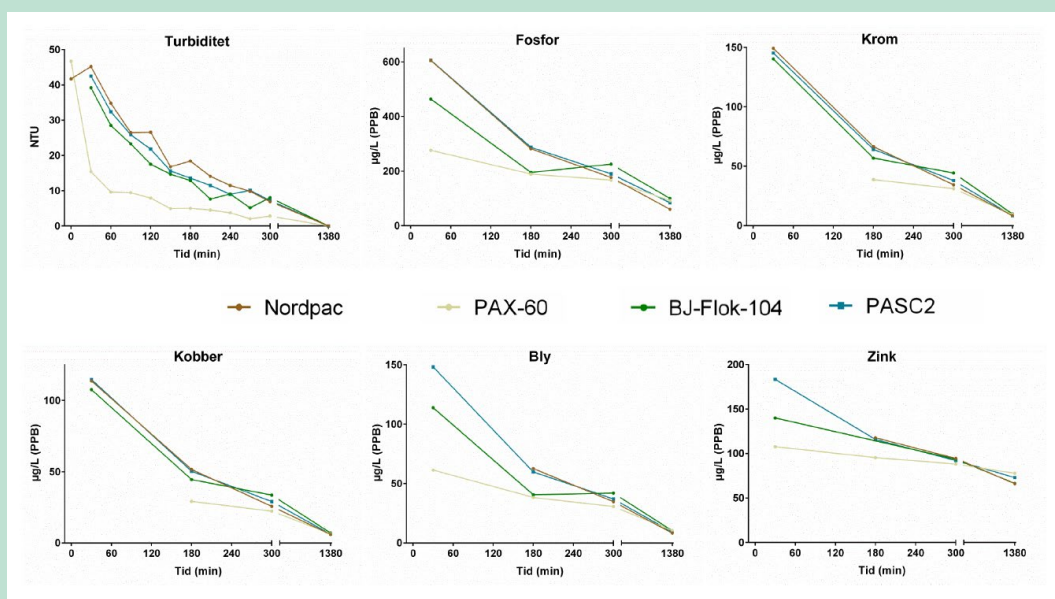
FIGUR 7: Måling af krom, kobber, fosfat, bly og zink ved polymer tilsætning til reference suspension og efterfølgende henstand i 120 min. A: pH 5,5, B: pH 8, C: pH 9 og D: regnvand. Bemærk: der er ikke udført forsøg af BJFlok 302 ved pH 8.

5.5 Bundefældningshastigheder ved polymertilsætning

Der er lavet nogle supplerende forsøg for at teste koaguleringssegenskaberne, som vist på Figur 8. Der opnås en høj fjernelse af tungmetaller ved relativt lave doseringer. Phosphatreduktionen ser ud til at være mest følsom over for doseringen indenfor det undersøgte område. Opholdstiden i fuldskalaanlæg vil ofte være højere end 1 døgn (Vollertsen et al., 2012b). På Figur 9 ses det, at turbiditeten og koncentrationen af tungmetaller og fosfat falder hurtigt i løbet af de første 300 min – og ender på et meget lavt niveau efter 1380 min. Det kommercielle produkt PAX XL60 ser ud til hurtigere at reducere turbiditeten og koncentrationen af fosfat og bly, men indenfor de opholdstider, der vil være relevante i forbindelse med de fleste fuldskalaanlæg, vil der opnås næsten samme gevinst ved alle de testede polymerer.

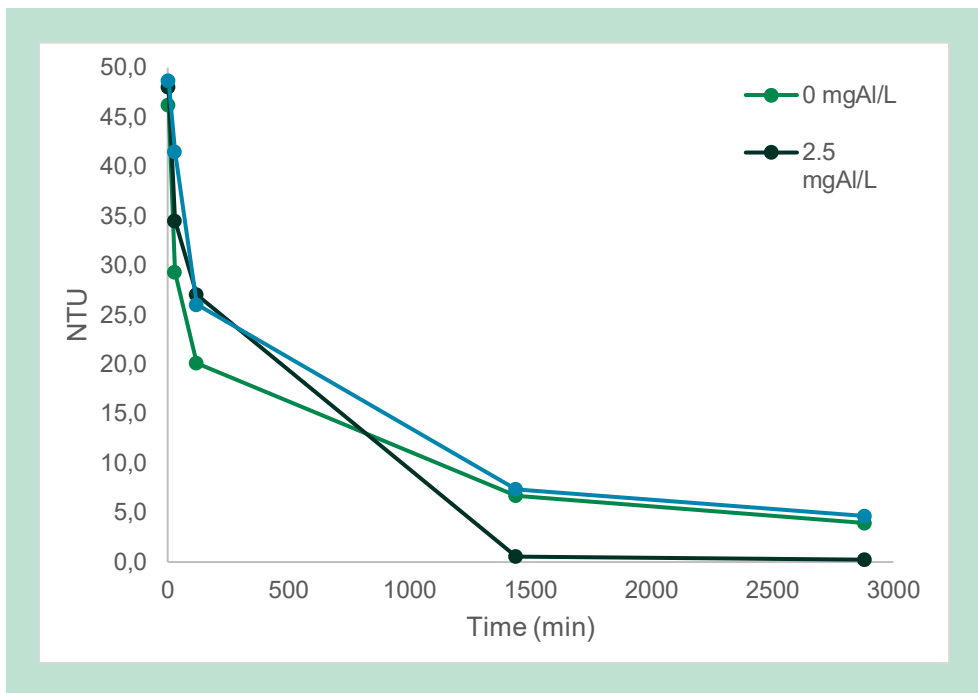


FIGUR 8: Reduktion af turbiditet, tungmetaller og fosfat ved forskellige doseringer. Reference polymer, NordPac og BJFlok 26P

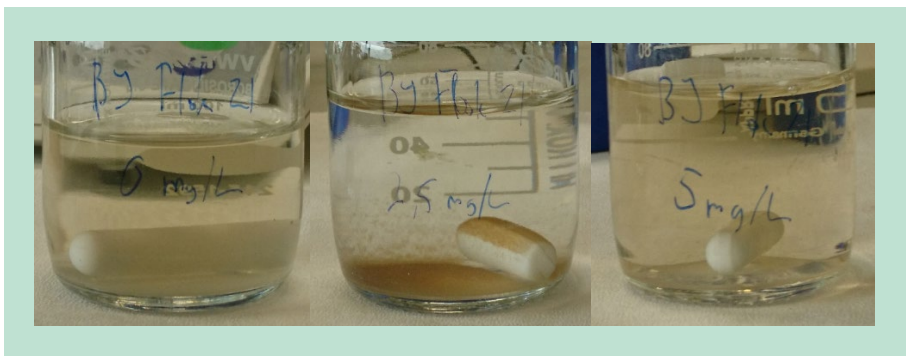


FIGUR 9: Reduktion af turbiditet, tungmetaller og fosfat som funktion af bundfældningstid ved tilsætning af 2,5 mg Al/L

Der er ikke væsentlig forskel på virkningen af de forskellige BJFlok polymere, der er testet. Derfor er valget af den bedste polymer i højere grad bestemt af produktionen af polymeren og stabiliteten og holdbarheden af polymer-suspensionen. For nogle af BJFlok polymererne dannes der bundfald over tid, hvilket bør undgås.



FIGUR 10. Test af BJFlok 21 til flokkulering af referencesuspensionen pH 5,5.



FIGUR 11. Test af BJFlok 21 til flokkulering af referencesuspensionen pH 5,5. Billederne er taget efter henstand i 2 døgn.

Den endelige polymer, der blev produceret, og som er anvendt til forsøg i feltet er BJFLOK 21. Ferron-analysen viser følgende sammensætning 18% Al_a, 29% Al_b, og 53% Al_c. Det endelige produkt har dermed en noget lavere andel af ikke reageret aluminium end de øvrige BJFlok produkter, i.e. mere af aluminium ser ud til at være indarbejdet i polymererne. Polymeren er testet på referencesuspensionen ved pH 5,5 (Figur 10). Data tyder på, at flokkuleringen er mere følsom over for mængden af tilsat BJFlok ved pH 5,5. Der opnås et godt resultat, hvis der tilsættes 2,5 mg Al/L, men det er let at overdosere. Det er også let at se visuelt, at der dannes et bundfald, hvis der tilsættes 2,5 mg Al/L, mens der næsten ikke dannes bundfald uden polymer eller ved tilsætning af 5 g Al/L (Figur 11).

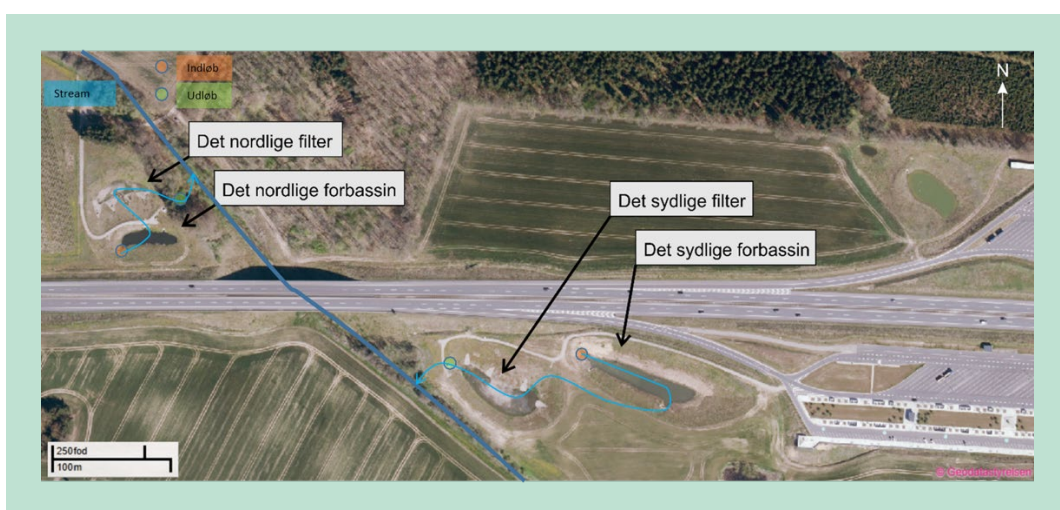
BJFlok polymererne har vist sig egnede til at fjerne kolloider, fosfat og tungmetaller. Det virker lige så godt som kommercielle polyaluminiumsklorid-produkter. Polymererne er testet både på syntetiske suspensioner og regnvandsprøver. Der er ikke en stor variation mellem de forskellige BJFlok polymer angående koaguleringssegenskaber. Derfor er andre hensyn vigtigere i forbindelse med udvælgelsen af den mest egnede BJFlok polymer – produktionsforhold og stabilitet af suspensionen.

6. Test/afprøvning i felten

På baggrund af resultaterne fra laboratorieforsøgene blev der udført tests med BJFlok21 og en videreudvikling af produktet. I alt blev tre produkter testet i perioden september 2018 til juli 2019. Testene havde til formål at dokumentere produkternes egnethed til rensning af afstrømet regnvand fra veje under *in-situ* forhold.

6.1 Fremgangsmåde for feltforsøg

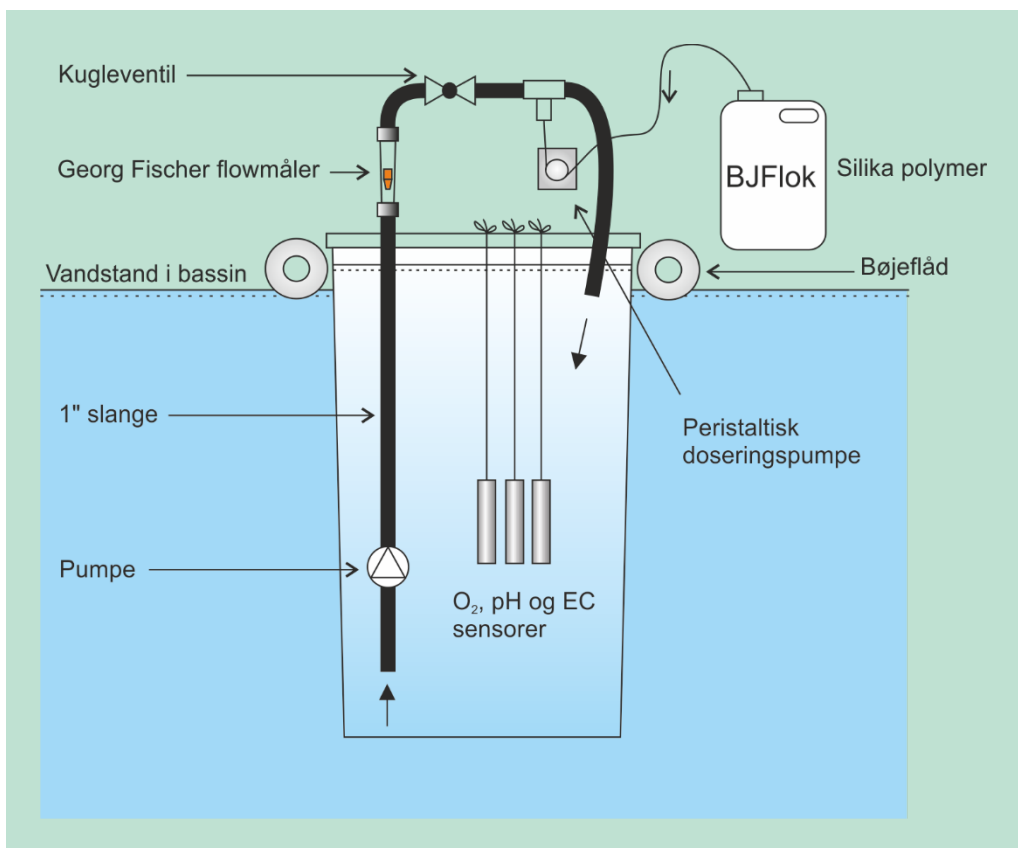
Forsøgene blev udført i to våde regnvandsbassiner, der modtager afstrømning fra Silkeborgmotorvejen (Primærrute 15). Bassinerne er placeret tæt ved Kalbygård Skov rasteanlæg. Motorvejsstrækningen er på denne lokalitet stærkt trafikeret og afvikler en trafikbelastning på mere end 20.000 køretøjer i døgnet (Årsdøgntrafik > 20.000). Det sydlige bassin modtager desuden afstrømning fra det nærliggende rasteanlæg syd for motorvejen.



FIGUR 12. De to våde regnvandsbassiner ved Silkeborgmotorvejen, der fungerede som testlokalitet.

Feltundersøgelserne blev udført i tre flydende bassiner med et volumen på 300 L hver. Figur 13 illustrer, hvordan forsøgsbassinerne var konstrueret. Bassinerne havde en dybde på 98 cm, hvilket er cirka det samme som vanddybden i regnvandsbassinerne under tørvejr. Herved sikres samme temperaturforhold som regnvandsbassinet. I forbindelse med regn kan vandstanden stige yderligere cirka en meter i motorvejsbassinerne. Derfor var det nødvendigt, at forsøgsbassinerne kunne flyde. Disse blev holdt flydende ved hjælp af 79 cm lange bøjeblåder fremstillet af styropor, der er monteret langs den øverste kant af bassinerne. Hvert bøjeblåd havde en opdriftsevne på 5 kg og der var monteret i alt 4 stk. – mellem forsøgsbassinerne og i hver ende af opstillingen.

Fremgangsmåden ved forsøgene var først at udskifte vandet i de flydende bassiner. Herefter blev vandet i bassinerne opblandet ved hjælp af en dykket pumpe tilsluttet en 1" plastslange. Efter opblanding af vandfasen blev der tilsat silika-polymer i to af bassinerne. Det tredje bassin fungerede som kontrol uden tilsætning. Tilsætningen blev udført imens recirkulationspumpen var i drift. Pumpen var indstillet til et flow på 300 L per time ved hjælp af en kugleventil. Herved opnåedes cirka samme energilinje-gradient for strømmingen i slangen som i en fuldtløbende ø500 mm regnvandsledning. Energilinje-gradienten er et udtryk for opblandingsintensitet ved tilsætning af silika-polymer. Tilsætningen af koagulant blev udført ved hjælp af en slangepumpe, der var tilsluttet pumpe-slangen med et t-stykke.



FIGUR 13. Principskitse af opstilling til feltforsøg.

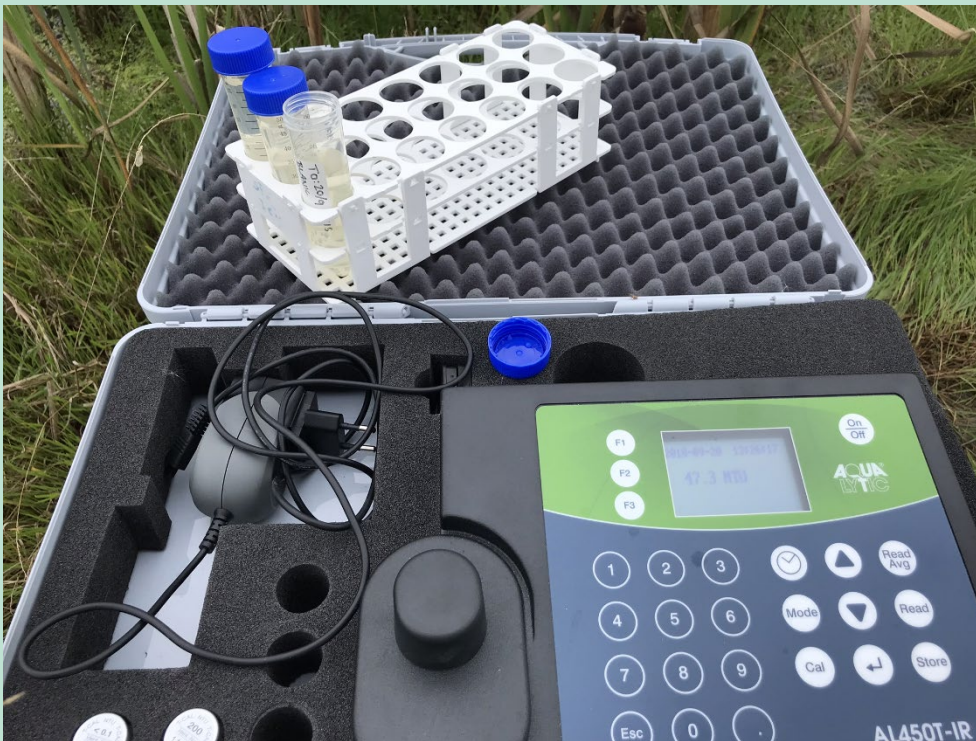
Der blev foretaget 3 forskellige behandlinger: en kontrol uden tilsætning af polymer, samt tilsætning af silika-polymer i en slutkoncentration på henholdsvis 1 og 2 mg Al/L. Der blev i projektperioden udført forsøg fem gange: tre forsøg i det sydlige bassin og 2 forsøg i det nordlige bassin.

Efter forsøgets start blev der udtaget vandprøver til tiden 0, 1, 2, 24 og 48 timer. Prøverne blev udtaget cirka 30 cm under vandoverfladen ved hjælp af en 50 mL sprøjte. Denne dybde svarer til den typiske dybde for et dykket udløb i et vådt regnvandsbassin. Under forsøgene blev der desuden foretaget løbende målinger af pH, ilt og konduktivitet i bassinerne.



FIGUR 14. Tre testbassiner installeret i det sydlige våde regnvandsbassin ved Silkeborgmotorvejen.

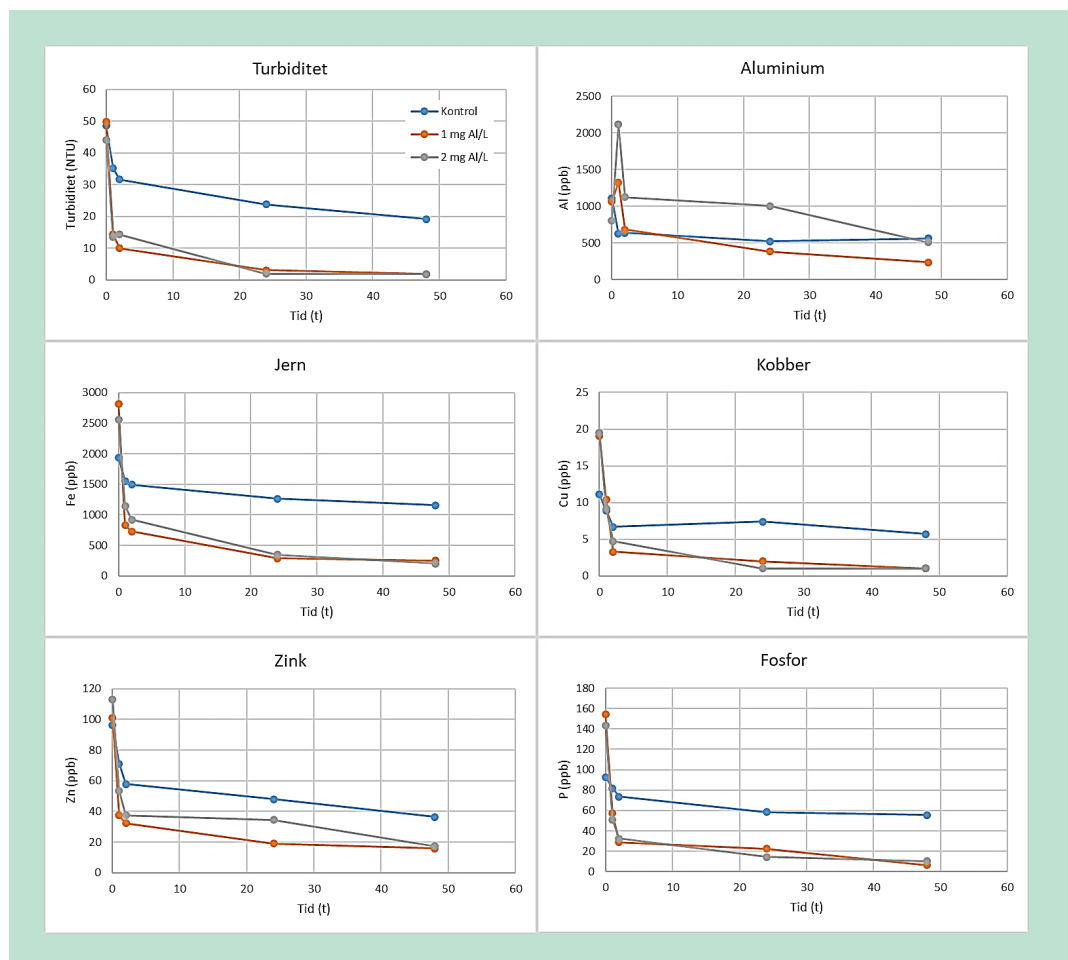
De udtagne vandprøver blev analyseret for tungmetaller og fosfor ved analyse på ICP-OES efter oplukning med koncentreret salpetersyre (HNO_3) i mikrobølgeovn. Herved bestemmes det totale indhold af tungmetaller og fosfor. Analyserne blev udført på Aalborg Universitet. Turbiditeten blev bestemt umiddelbart efter prøveudtagning i felten (Figur 15).



FIGUR 15. Måling af turbiditet i felten.

6.2 Resultater fra feltforsøgene

Et eksempel på målte tidsserier af turbiditet, udvalgte metaller (Al, Fe, Cu, Zn) og makro-næringsaltet fosfor i forsøg med tilsætning af silika-polymer i de tre forsøgsbassiner er vist i Figur 16. Resultaterne stammer fra forsøg, der blev udført i det nordlige motorvejsbassin den 15. juli 2019. Under forsøgene var pH værdien $8,2 (\pm 0,2)$ og temperaturen $17,2^{\circ}\text{C}$.



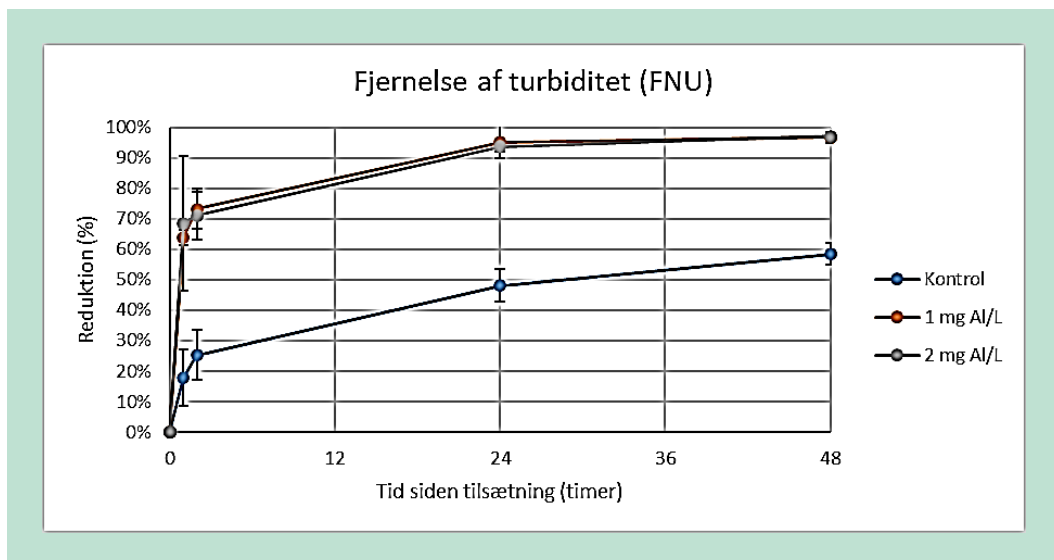
FIGUR 16. Eksempel på målte tidsserier af turbiditet, udvalgte metaller (Al, Fe, Cu, Zn) og makro-næringsaltet fosfor i forsøg med tilsætning af silika-polymer (0 (kontrol), 1 og 2 mg Al/L).

Resultaterne viser tydeligt, at der for begge tilsætninger af silika-polymer opnås en væsentligt hurtigere og mere effektiv reduktion af alle forureningsindikatorer sammenlignet med kontrollen uden polymertilsætning. Generelt var der ikke signifikant forskel på resultaterne for tilsætning af henholdsvis 1 og 2 mg Al per liter. Ligeledes var der ikke forskel på resultaterne for BJFLOK21 og de nyere produkter, hvor opbevaringsstabiliteten var forbedret. Ved tilsætning af både 1 og 2 mg Al/L var pH-ændringerne ubetydelige. Der var således ikke signifikant forskel på vandets pH-værdi i kontrolbassinet og i bassinerne med polymer-tilsætning.

Feltundersøgelserne viste en mere tydelig effekt af polymertilsætningen end laboratorieforsøgene, hvor der ikke altid blev observeret en signifikant effekt. Sammenlignet med typetal for vejvand var forureningsindholdet i regn-afstrømningen fra Silkeborgmotorvejen i den lave ende (Tabel 1). Dette vil normalt resultere i en ringere renseseffektivitet, da renseseffektiviteten er positivt korreleret med stofkoncentrationerne i indløbsvandet (Vollertsen et al., 2012b). Med andre ord er det lettere at opnå en høj procentuel stoffjernelse, hvis forureningsindholdet er højt.

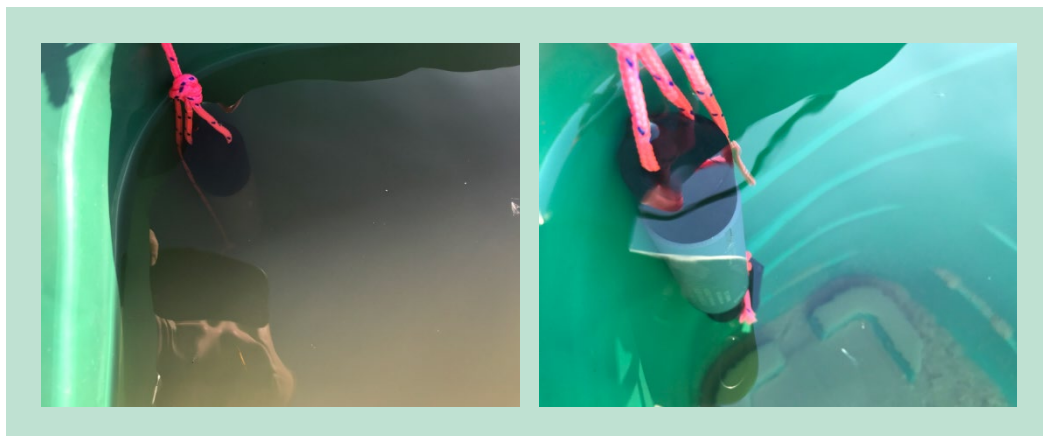
I det følgende behandles resultaterne fra BJFlok21 og de nyere BJFlok produkter under et. Samlet set viste forsøgene at der blev opnået en hurtig reduktion af turbiditeten efter tilsætning (Figur 17). Allerede ved første prøvetagning, som blev foretaget en time efter tilsætning, var turbiditeten i bassinerne med tilsætning af silika-polymer reduceret med mere end 60%. Dette var mere end kontrollen opnåede i hele forsøgets varighed på 48 timer.

Der var ikke signifikant forskel på stoffjernelse mellem sommer og vinterhalvåret. Der blev således observeret gode rensegrader også i vinterhalvåret, hvor både vandets densitet og viskositet er høje, hvilket vil have en negativ effekt på bundfældningsegenskaberne.



FIGUR 17. Målte tidsserier for reduktion i vejvandets turbiditet ved tilsætning af BJFlok silika-polymer i forskellig koncentration (0 (kontrol), 1 og 2 mg Al/L). Forsøgene (n = 5) er udført i perioden september 2018 til juli 2019.

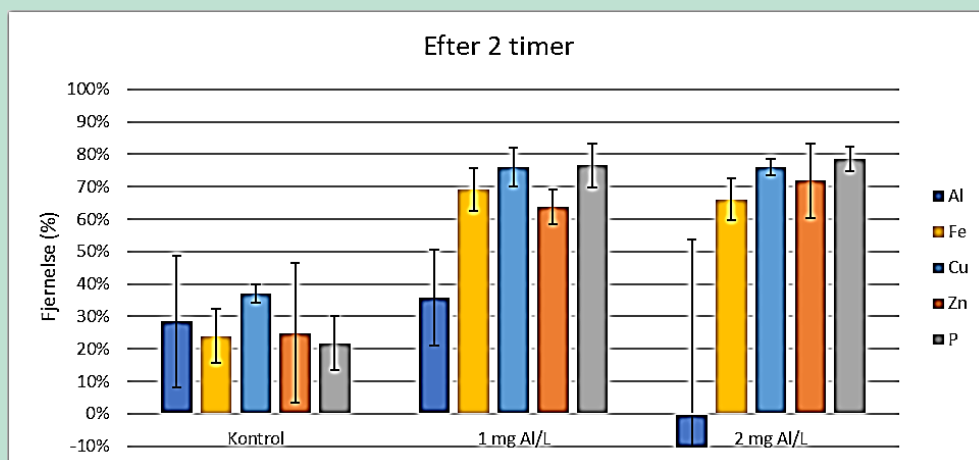
Turbiditeten er primært et mål for vandets indhold af opslemmede partikler. Figur 18 illustrerer tydeligt forskellene i turbiditet imellem bassinet uden tilsætning af silika-polymer og bassinerne, hvor der blev foretaget tilsætning. Billederne er taget 48 timer efter forsøgets start.



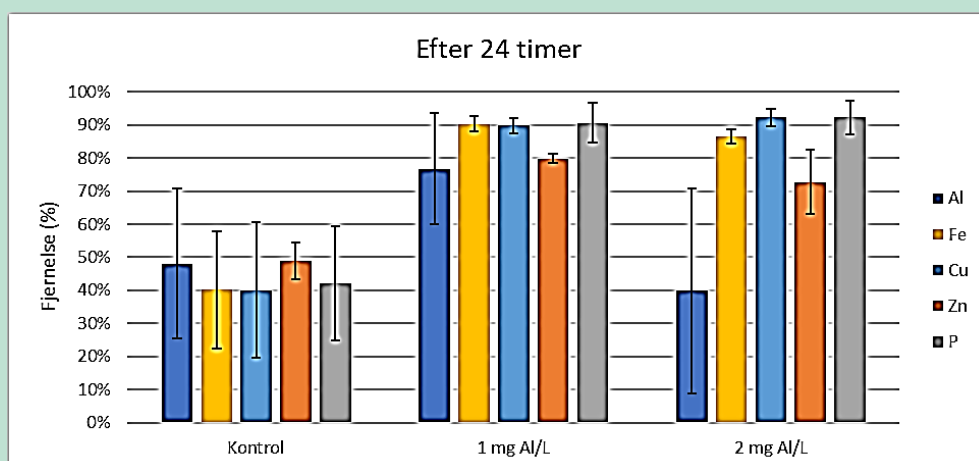
FIGUR 18. Fotos der viser ilt- og pH-målere installeret i opstilling uden (t.v.) og med (t.h.) 2 mg Al/L polymertilsætning. Fotos er taget 22. september 2018, 48 timer efter forsøgets start.

Den samlede stoffjernelse i alle de udførte feltforsøg er vist i Figur 19 (efter 2 timer), Figur 20 (efter 24 timer) og Figur 21 (efter 48 timer). Resultaterne viste samstemmende, at tilsætningen havde en positiv effekt på stoffjernelsen. Allerede efter 2 timers henstand opnås der ved tilsætning af silika-polymer rensegrader, der er højere end, hvad der opnås efter 48 timer uden

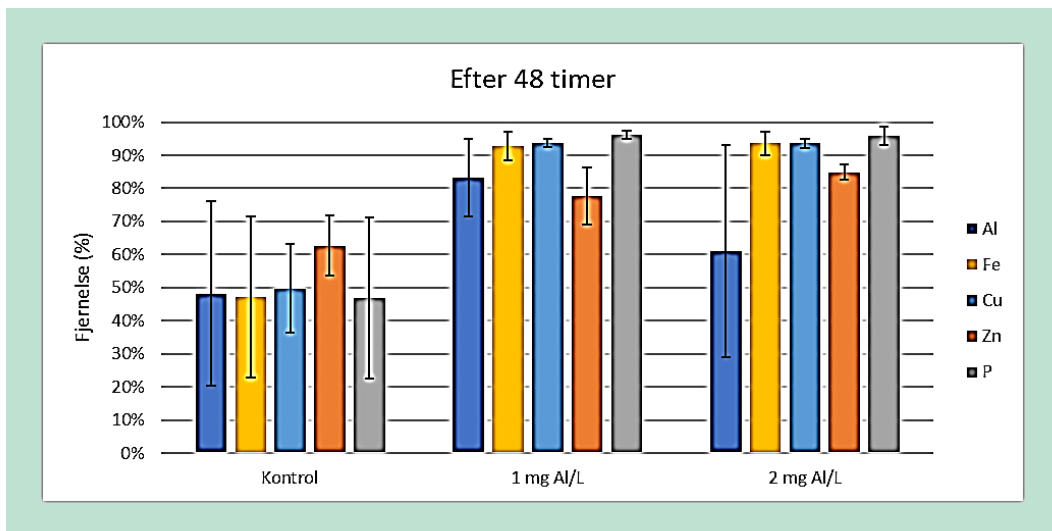
tilsætning. I praksis betyder dette, at bassin anlæg til rensning af afstrømmet regnvand kan dimensioneres væsentligt mindre ved anvendelse af tilsætning af silika-polymer. Dette kan muliggøre rensning af regnvand i den tætte by, hvor pladskrav ofte er den største hæmsko for implementering af rensningstekniske løsninger.



FIGUR 19. Observeret stoffjernelse efter 2 timer af udvalgte metaller (Al, Fe, Cu, Zn) og fosfor i forsøg med tilsætning af silika-polymer (0, 1 og 2 mg Al/L).



FIGUR 20. Observeret stoffjernelse efter 24 timer af udvalgte metaller (Al, Fe, Cu, Zn) og fosfor i forsøg med tilsætning af silika-polymer (0, 1 og 2 mg Al/L).



FIGUR 21. Observeret stoffjernelse efter 48 timer af udvalgte metaller (Al, Fe, Cu, Zn) og fosfor i forsøg med tilsætning af silika-polymer (0, 1 og 2 mg Al/L).

Den beregnede stoffjernelse er set i forhold til vandets sammensætning før tilsætning af silika-polymer. At der observeres en negativ fjernelse af aluminium efter 2 timer i bassinet med tilsætning af 2 mg Al/L (Figur 19) skyldes, at der på dette tidspunkt måles en højere aluminiumskoncentration i vandfasen end før tilsætningen. Efter 24 timer er indholdet af aluminium i vandfasen lavere end ved forsøgets start i alle forsøg.

7. Referencer

Andersen, E. (2016). Vannforsyning og helse - veiledning i drikkevannshygiene. Folkehelseinstituttet. Vannrapport 127. ISSN 1503-2167.

Chenghoung Feng, Baoyou Shi, Dongshen Wang, Guohong Li, og Houngxiao Tang (2006). Characteristics of simplified Ferron colorimetric solution and its application in hydroxy-aluminum speciation. *Colloids and Surfaces*, 287, (1-3), 15.

Clary, J., Jones, J., Leisenring, M., Hobson, P. & Strecker, E. (2017). International Stormwater BMP Database - 2016 SUMMARY STATISTICS. ISBN: 978-1-94124-285-8

Egemose, S., Jensen, H.S. & Reitzel, K. (2011). Erfaringer med aluminiumbehandling af danske søer. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN 978-87-7279-142-5

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., Nielsen, A. H., & Wium-Andersen, T. (2011). Teknologier for recipientafstemt rensning af regnvand: Resultater fra det EU-støttede LIFE-TREASURE Projekt. EVA bladet: Erfaringsudveksling i vandmiljøteknikken, 24(3), 21-27.

Hvitved-Jacobsen, T., Johansen, N.B. & Yousef, Y.A. (1994). Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. *The Science of the Total Environment*, 146/147: 499-506.

Hulskotte et al. (2007). Brake wear from vehicles as an important source of diffuse copper pollution. *Water Science and Technology*, 56(1): 223-31.

Jensen, H. S., Egemose, S., Reitzel, K., Aabling, T., deVicente, I., Rosenqvist, N., Bjerregård, P., Andersen, F. Ø. (2016). Restaurering af danske søer med aluminium. *Vand & Jord*, 47-50.

Miljøstyrelsen (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Miljøprojekt nr. 1793. ISBN: 978-87-93352-80-3.

Miljøstyrelsen (2018). NOVANA Punktkilder 2016. ISBN: 978-87-93614-44-4

Naturstyrelsen (2012). Videregående vandbehandling - Kortlægning af kommunernes tilladelser. ISBN: 978-87-7279-391-7.

Roy, D., Engblom, K., Hylt, L., Tengström, A., Wilén, B-M. (2013). Effektivare fällning vintertid vid vattenverk med höga humushalter i råvattnet. *Svenskt Vatten AB, SVU-rapport C 29-127*

Vollertsen, J., Juul, M. C., Nielsen, A. H., Veldt, A., & Hvitved-Jacobsen, T. (2012a). Opgradering af våde regnvandsbassiner for videregående rensning: Laboratorie- og feltforsøg. Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-92903-46-4

Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A.H., Gabriel, S. (2012b). Våde bassiner til rensning af separat regnvand - Baggrundsrapport. Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S. www.separatvad.dk

Siliciumbaseret koaguleringsmiddel til behandling af overfladevand

Projektet havde til formål at udvikle et silika-polymer baseret koaguleringsmiddel til vandrensning med en mindre aggressiv pH end kommercielt tilgængelige koaguleringsmidler, således at midlet vil være mindre farligt at håndtere, stiller færre krav til doseringsudstyr og mindske pH-påvirkningen af vandet ved tilsætning af koagulant.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk