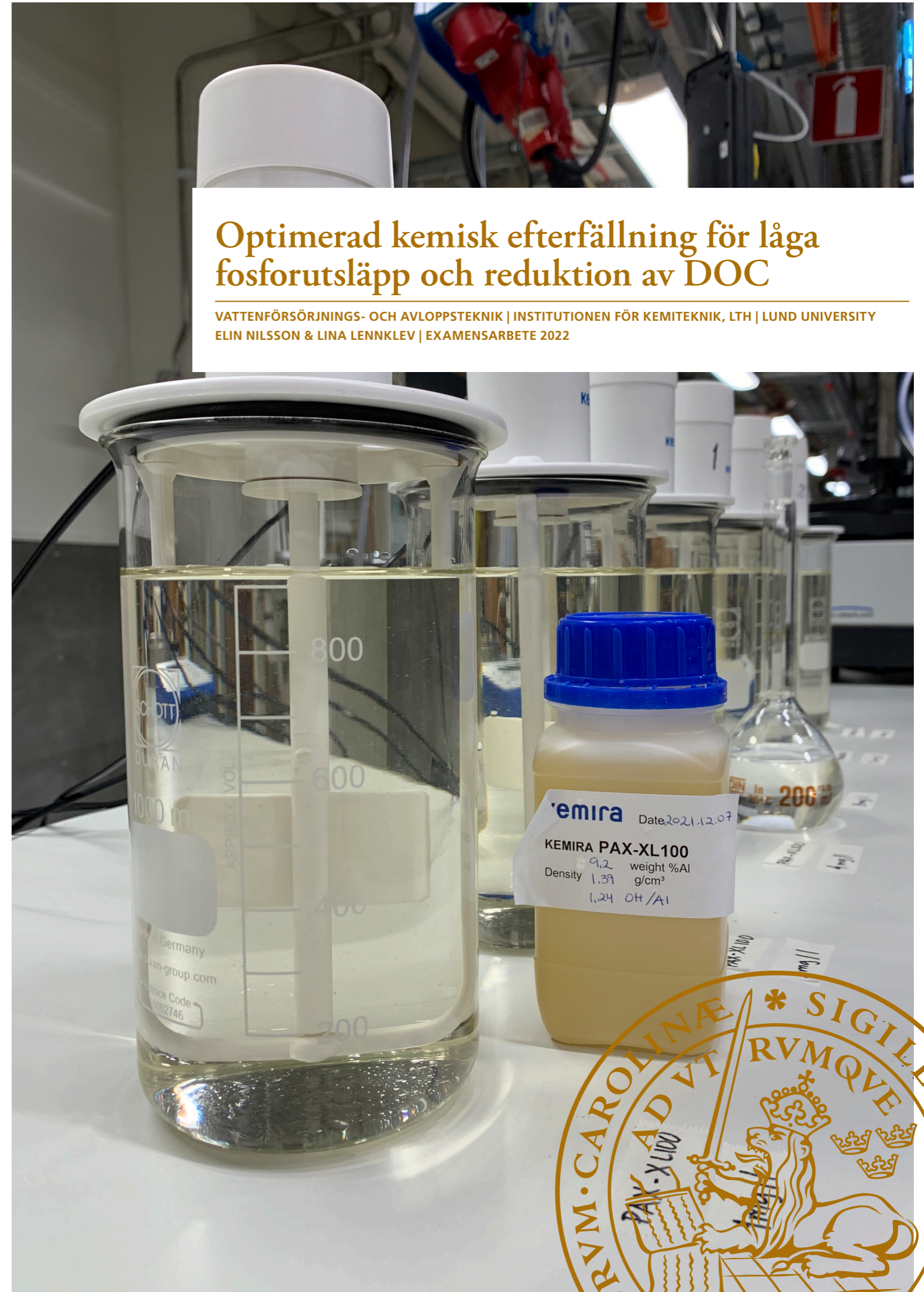


# Optimerad kemisk efterfällning för låga fosforutsläpp och reduktion av DOC

VATTENFÖRSÖRJNINGS- OCH AVLOPPSTEKNIK | INSTITUTIONEN FÖR KEMITEKNIK, LTH | LUND UNIVERSITY  
ELIN NILSSON & LINA LENNKLEV | EXAMENSARBETE 2022



# Optimerad kemisk efterfällning för låga fosforutsläpp och reduktion av DOC

av

Elin Nilsson och Lina Lennklev

Examensarbete nr: 2022-07

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik  
Lunds universitet

Juni 2022

Handledare: **Michael Cimbritz**

Examinator: **Åsa Davidsson**

Bild på framsidan: Jar Tests i apparathallen på Kemiteknik. Foto av Lina Lennklev.

---

**Postadress**

Box 124  
221 00 Lund

**Hemsida**

[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)

**Besöksadress**

Naturvetarvägen 14

**Telefon**

046-222 82 85

046-222 00 00



# Förord

Detta examensarbete utfördes under våren 2022 i samarbete med avdelningen Kemiteknik på Lunds Tekniska Högskola, en fantastisk arbetsplats som tagit emot oss med öppna armar. Projektet var en del av KARAT-projektet, som finansierats av J. Gust. Richerts stiftelse. Vi vill rikta ett stort tack till vår handledare på avdelningen Michael Cimbritz för att under hela våren varit ett stort stöd. Vi vill också tacka vår examinator Åsa Davidsson som bidragit med uppmuntran och värdefull feedback. Tack även Per Falås, Alexander Betsholtz, Maria Takman, Salar Haghghatafshar och Karin Jönsson på avdelningen för den ovärderliga hjälp och inspiration ni bistått med. Vi vill tacka Elin Ossiansson på VA SYD samt Bengt Hansen och Anders Pålsson på Kemira för deras engagemang och hjälpsamhet. Tack även till Ola Svahn på Högskolan Kristianstad för analys av prover. Tack till våra medstudenter Ashley, Emma Koustubh, Mehrzad och Zeinab på VA-teknik för många trevliga samtal och utbyte av idéer under våren. Stort tack till våra vänner, våra familjer, Sam och August för kärlek och uppmuntran!

Vi vill också tacka varandra för ett väldigt fint samarbete, vi har tillsammans skapat ett projekt som vi är stolta över och som vi båda har utvecklats genom och bidragit till.



# Summary

The need for advanced wastewater treatment using for example ozonation or activated carbon is becoming exceedingly apparent because of high measured concentrations of pharmaceutical residues in recipients all over the world. In Switzerland for example there is legal requirements for the implementation of advanced treatment. Within the foreseeable future also in Sweden the demands on the removal of micropollutants from wastewater is expected to be implemented. Presently the design of processes for ozonation and activated carbon is done by taking the amount of DOC in water into account. For advanced treatment to be carried out at treatment plants in a cost-effective way, it could therefore be useful to reduce the amount of organic material in the water before it is treated with advanced treatment. This thesis has shown that with the help of chemical precipitation it is possible to reduce the amount of DOC in wastewater in an effective way. This conclusion could be drawn with laboratory work as a background, in which Jar Tests and an optimization process for precipitating chemicals were included. The results of the precipitation experiments were quantified by measuring, among other things, DOC content and UVA. Both DOC content and UVA could be reduced by the precipitation experiments. However, UVA showed a more consistent reduction, which indicates that chemical precipitation works better for the separation of certain parts of the DOC content than for others. To what extent and in what way the presence of organic material increases the load on advanced treatment could not be determined through the degree project, but there is reason to believe that the current approach for design of advanced treatment should be reviewed.



## Sammanfattning

Behovet av avancerad rening genom till exempel ozonering eller aktivt kol på avloppsreningsverk blir tydligare i världen som följd av höga uppmätta nivåer av läkemedelsrester i recipienter. I länder som Schweiz är implementeringen redan idag lagstadgad och också i Sverige förväntas inom en överskådlig framtid krav införas på avlägsning av organiska mikroforeoreningar från avloppsvatten. I dagsläget utformas ozonering och dosering av aktivt kol utifrån dimensioneringsparametern DOC-innehåll i vatten. För att en så kostnadseffektiv som möjligt avancerad rening ska kunna bedrivas på reningsverk skulle det därför kunna vara till nytta att sänka mängden organiskt material i vattnet innan det behandlas med avancerad rening. Detta examensarbete har visat att det med hjälp av kemisk fällning på ett effektivt sätt går att sänka mängden DOC i avloppsvatten. Denna slutsats kunde dras med laborationsarbete som bakgrund, i vilket Jar Tester och en optimeringsprocess för fällningskemikalier ingick. Resultaten av fällningsförsöken kvantifierades med mätning av bland annat DOC-innehåll och UVA. Både DOC-innehåll och UVA kunde reduceras genom fällningsförsöken, UVA visade dock på en mer konsekvent reduktion vilket tyder på att kemisk fällning fungerar bättre för avskiljning av vissa delar av DOC-innehållet än för andra. I vilken utsträckning och på vilket sätt som förekomsten av organiskt material ökar belastningen på avancerad rening kunde inte avgöras genom examensarbetet men det finns anledning att tro att nuvarande tillvägagångssättet för dimensionering av avancerad rening bör ses över.



# Förkortningar

DBP = Desinfektionsbiprodukter

DOC = Löst organiskt kol

DOM = Löst organiskt material

GAK = Granulerat aktivt kol

IC = Jonkromatograf

NOM = Naturligt organiskt material

NPOC = Non-purgeable organic carbon

OMP = Organiska mikroföreningar

PAK = Pulveriserat aktivt kol

SUVA = Specifik UV-absorbans

UVA = UV absorbans

# Innehållsförteckning

1	Introduktion .....	1
1.1	Syfte.....	2
1.2	Rapportens struktur.....	2
2	Litteraturstudie.....	3
2.1	Kemisk fällning .....	3
2.2	Fosfor.....	3
2.3	Löst organiskt kol (DOC).....	5
2.4	Avancerad rening.....	5
2.5	Kostnader för avancerad rening och för fällningskemikalier .....	8
3	Material och metod.....	9
3.1	Källor för avloppsvattnet som används i försöken .....	9
3.2	Upplägg för laborativt arbete.....	10
3.3	Jar Test.....	11
3.4	Mätning av turbiditet .....	12
3.5	Mätning av DOC-innehåll .....	13
3.6	Mätning av UVA .....	14
3.7	Mätning av fosfor-innehåll .....	14
3.8	Mätning av adsorption av organiska mikroföroreningar .....	15
4	Resultat och Diskussion.....	17
4.1	Etapp 1: Turbiditet och okulär besiktning .....	18
4.2	Etapp 2: DOC och UVA.....	22
4.3	Etapp 3: Fosfat.....	25
4.4	Etapp 4: DOC, UVA och adsorption av OMP.....	26
4.5	Fällningskemikaliers effektivitet vid avskiljning av organiskt material .....	30
4.6	Att använda kemisk fällning för fällning av både fosfor och DOC.....	31
4.7	Kostnadsanalys vid optimerad dosering för fällning av DOC och fosfor .....	32
5	Slutsats.....	35
6	Framtida studier .....	37
7	Referenser.....	39



# 1 Introduktion

Läkemedelsrester och andra organiska mikroföroreningar (OMP) förekommer i avloppsvatten och att dessa släpps ut i naturen tillsammans med det renade avloppsvatten orsakar skador på akvatiska ekosystem. Organiska mikroföroreningar kan avlägsnas genom implementering av så kallad avancerad rening. Avancerad rening kan inkluderas i ett reningsverks process på olika sätt, till exempel genom ozonering eller användning av aktivt kol. Avloppsvatten som står inför att genomgå avancerad rening har ett betydande innehåll av lösta organiska ämnen (DOM) trots att det tidigare har genomgått biologisk rening och andra steg i reningsprocessen (Davis, 2020). Innehållet av DOM kan kvantifieras med hjälp av att mäta mängden löst organiskt kol (DOC) och dess förekomst i vattnet kan ha stor påverkan på med vilken effektivitet den avancerade reningen kan utföras (Newcombe *m.fl.*, 2002).

Att använda ozonering på ett avloppsvattenreningsverk är ett sätt att implementera avancerad rening för avskiljning av OMP (Davis, 2020). Kostnader i samband med ozonering är främst kopplade till att tillverka ozon vilket betyder att en eventuell minskning av mängden ozon som förbrukas skulle innebära signifikant minskning i reningsverkets utgifter. Genom att minska mängden DOC i vattnet innan ozonering utförs tros mängden ozon som är nödvändig att förbruka sänkas (Zucker *m.fl.*, 2015). Att ett vatten som har ett lågt innehåll av organiska ämnen behandlas med ozonering resulterar dessutom i att färre desinfektionsbiprodukter (DBP) bildas (Davis, 2020).

Avancerad rening för borttagning av OMP kan också utföras genom användning av aktivt kol. Avancerad rening genom användning av aktivt kol bygger på att partiklar adsorberas på det aktiva kolets yta. Hur omfattande den avancerade reningen är korrelerar alltså med hur stor yta det aktiva kolet utgör, och därmed också vilken mängd aktivt kol som används i behandlingen (Davis, 2020). Nuvarande metod för dimensionering av avancerad rening utgår från att effektiviteten med avseende på borttagningen av OMP vid avancerad rening med hjälp av aktivt kol bland annat beror på innehållet av DOC i vattnet som renas, en högre mängd DOC antas resultera i en lägre effektivitet. Anledningen till detta är att det organiska materialet konkurrerar med OMP om utrymme för adsorption på det aktiva kolets yta (Newcombe *m.fl.*, 2002; Zoschke *m.fl.*, 2011). För att sänka kostnader associerade med användning av aktivt kol kan det därför vara av intresse att innan den avancerade reningen påbörjas sänka mängden DOC i vattnet (Altmann *m.fl.*, 2015).

Oavsett om avancerad rening av OMP utförs med hjälp av ozonering eller aktivt kol kan en minskning av vattnets innehåll av DOC alltså vara av intresse. Ett sätt att minska mängden DOC innan vattnet behandlas med avancerad rening är kemisk fällning. Det är dessutom möjligt att använda samma kemikalier för fällning av DOC som för fällning av fosfor (Zouboulis *m.fl.*, 2007). Av den anledningen så skulle det kunna vara möjligt att dosera kemikalier på ett sådant sätt att både mängden DOC och mängden fosfor reduceras till låga nivåer som följd av den kemiska fällningen.

Att reningsverk är en källa till höga halter fosfor utgör stora problem för miljön. I sötvatten och vid vissa kuststräckor är utsläpp av fosfor den största bidragande faktorn till övergödning. Den svenska ramlagstiftningen Miljöbalken inkorporerar EU-regler inom miljöområdet, det främsta direktivet kopplat till avloppsvattenhantering är direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (91/271/EEG). Avloppsdirektivet anger att områden som är känsliga för

näringsämnen vanligen fosfor och kväve, ska skyddas med särskilda utsläppskrav. I Sverige har alla vattenrecipienter pekats ut som känsliga för fosforutsläpp (Naturvårdsverket, 2018). Idag drivs många avloppsreningsverk i Sverige med kravet att maximalt 0,3 mg P/l får släppas ut till recipienten, och i framtiden förväntas detta krav skärpas ytterligare. Det är alltså av stor vikt att en justering av doseringen av fällningskemikalier inte resulterar i att mängden fosfor som passerar genom reningsverket ökar som konsekvens av att mängden DOC som avskiljs ökar.

## 1.1 Syfte

Med vårt examensarbete vill vi undersöka om det går att optimera kemisk fällning genom att justera doseringen av fällningskemikalier för att reducera både mängden av fosfor och DOC. Optimering av dosering av fällningskemikalier skulle kunna resultera i resursbesparingar i avloppsreningsverks processer särskilt i samband med ozonering eller dosering av aktivt kol. Även reningsprocesser som kan uppnå högre ställda krav på avskiljning av fosfor skulle kunna bli resultatet av optimerad kemisk fällning. Följande frågeställningar används för att specificera projektets syfte:

- *Går det att hitta en fällningskemikalie och optimera dess dos för reduktion av både fosfor och DOC? Vilken kemikalie och vilken dos av denna är i såfall optimal?*
- *Är den nuvarande metoden för dimensionering av ozonering och aktivt kol i vilken DOC-innehåll används som underlag rimlig?*
- *Hur mycket ekonomiska resurser kan eventuellt sparas in i den avancerade reningen om den kemiska fällningen optimeras?*

## 1.2 Rapportens struktur

Rapporten inleds med en litteraturstudie i vilken begrepp som är relevanta för projektet introduceras och förklaras. Vidare ingår även en förklaring av projektets bakgrund samt en sammanställning av kostnader associerade med avancerad rening respektive kemisk fällning. Därefter fortsätter rapporten med delen som behandlar material och metod. Denna del inkluderar en presentation av hur optimeringsprocessen var upplagd, hur de enskilda metoderna i processen utfördes samt ifrån vilka källor vattnet som användes i försöken hämtades. Rapporten fortsätter med resultat och diskussion, sedan slutsats och avslutas till sist med ett kapitel i vilket idéer för framtida studier presenteras.

## 2 Litteraturstudie

Avsnittet som handlar om litteraturstudien inleds med att den generella processen bakom kemisk fällning presenteras. Därefter redogörs för fosfor respektive DOC och möjligheterna som finns för att fälla ut dessa med hjälp av kemisk fällning. Vidare tas avancerad rening och sambandet mellan effektiviteten hos kemisk fällning och effektiviteten hos avancerad rening upp. Slutligen sammanställs övergripande ekonomiska kostnader för avancerad rening och för kostnader associerade med kemisk fällning.

### 2.1 Kemisk fällning

Kemisk fällning är en etablerad behandling på avloppsvattenreningsverk i Sverige och reningsteget implementeras normalt för att åstadkomma avskiljning av fosfor. I dricksvattensammanhang förekommer användning av kemisk fällning även för avskiljning av DOM, då främst för att minska risken för bildning av DBP i samband med ozonering (Musteret *m.fl.*, 2021).

Kemisk fällning kan utgöra en viktig del av processer som avser att rena vatten. Att kemisk fällning implementeras kan innebära att patogena organismer, skadliga ämnen och ämnen som riskerar orsaka en hög produktion desinfektionsbiprodukter (DBP) avlägsnas. Dessutom kan den kemiska fällningen resultera i att det reade vattnet i större utsträckning inte uppfattas som illaluktande (Davis, 2020). Kemisk fällning innebär att lösta ämnen görs partikulära vilket gör de möjliga att separera från en lösning genom till exempel sedimentering eller filtrering. Genom implementation av kemisk fällning kan förbättring av sedimentationsegenskaper åstadkommas hos ämnen som i normala fall är svåra att avskilja. Sedimentation bygger på Stokes lag, vilken innebär att hastigheten med vilken till exempel en partikel sjunker till botten då den är suspenderad i vatten beror på hur stor partikel är och vilken densitet den har (Yamamura *m.fl.*, 2020). I processen för kemisk fällning ändras storleken på partiklar vilket resulterar i att dessa sedimenteras och kan avlägsnas från vattnet (Watanabe, 2017). Huruvida en kemisk fällning fortlöper på ett relativt effektivt sätt går att avgöra genom okulär besiktning av storleken på de flockar som förhoppningsvis har bildats i vattnet.

### 2.2 Fosfor

Fosfor är ett växtnäringsämne som kan vara organiskt- eller oorganiskt bundet. Oorganisk fosfor kan vidare kategoriseras som polyfosfat och ortofosfat. Ortofosfat med beteckningen  $\text{PO}_4^{3+}$  uppstår i avloppsvatten då polyfosfat som är kedjor av ortofosfat bryts ned. Den främsta källan i avloppsvatten är mänsklig utsöndring (Lidström, 2013). Det finns flera metoder för reducering av mängden fosfor, till största del görs det genom kemisk fällning vilket det här examensarbetet kommer fokusera på, men även biologiska metoder är etablerade. Gemensamt för metoderna är att omvandla fosforjoner till partikulära fraktioner (de-Bashan och Bashan, 2004).

#### 2.2.1 Kemisk fällning av fosfor

Kemisk borttagning av fosfor bygger på två principer. Den första av dessa är utfällning av löst oorganisk fosfor till olösliga salter som uppstår i en reaktion vid tillsats av till exempel aluminiumsalter, järnsalter eller kalk. Den andra principen är att olöst fosfor kan separeras då partiklarna agglomereras till större mer lättseparerade partiklar. Metallsalterna reagerar också med vatten och bildar hydroxider. Eftersom målet är att bilda flockar av fosfor och inte av

hydroxider är omrörning viktig. Det finns däremot fördelar med att hydroxidflockar bildas då de kan inkorporera löst fosfor och andra partikulära fraktioner (Valanko *m.fl.*, 2020).

### ***Kemisk fällning av fosfor med aluminiumbaserade produkter***

Kemikalieproducenten Kemira (Valanko *m.fl.*, 2020) bedömer aluminiumjonen ( $Al^{3+}$ ) som den mest effektiva jonen för fosforfällning. Aluminium som fällningskemikalie kan bestå av till exempel aluminiumsulfat eller aluminiumklorid. Fällningskemikalier kan också bestå av polymeriserad aluminium. Fällningskemikalier kan vara polymeriserade i olika grad och med en högre polymeriseringsgrad medföljer en minskad kapacitet för fällning av fosfor eftersom laddningen per aluminiumatom minskar delvis vid reaktion med vatten. De kemiska reaktionerna som uppstår vid fällning av fosfor med en aluminiumbaserad produkt är följande:



Den andra ekvationen visar reaktionen mellan aluminiumjoner och vatten. Om reaktioner mellan aluminiumjoner och vatten inte tas i beaktning krävs en mol aluminium för att fälla en mol fosfat. Det motsvarar att 0,87 gram aluminium krävs för att fälla ett gram fosfat. Molförhållandet måste i verkligheten justeras på grund av reaktioner med vatten, justeringen kallas  $\beta$ -faktor och är vanligen mellan 1–1,5 men för att nå lägre fosfornivåer ( $>0,2$  mg/l) krävs en högre  $\beta$ -faktor (Valanko *m.fl.*, 2020).

### ***Kemisk fällning av fosfor med järnbaserade produkter***

Järn som fällningskemikalie kan vara klorid-, sulfatbaserade eller en kombination av dessa. Järnjonen kan vara trivalent det vill säga ha 3 valenselektroner ( $Fe^{3+}$ ) eller vara bivalent det vill säga ha två valenselektroner ( $Fe^{2+}$ ). De kemiska reaktionerna som uppstår vid fällning av fosfor med trivalent järnbaserad produkt är följande:



Molförhållandet och därmed  $\beta$ -faktorn för  $Fe^{3+}$  är samma som för aluminium. Molekylvikten för järn är högre än för aluminium vilket resulterar i att 1,8 g  $Fe^{3+}$  krävs för att fälla ett gram fosfat under det teoretiska förhållandet, det vill säga då ingen reaktion med vatten sker.

Den kemiska reaktionen för  $Fe^{2+}$  är följande:



Bivalent järn bildar inte hydroxidflockar. Det teoretiska molförhållandet i reaktionen är 1,5 mol  $Fe^{2+}$  per mol fosfat, för att i verkligheten uppnå fällning av 1 gram fosfat krävs en dosering av 3,5 g  $Fe^{2+}$  (Valanko *m.fl.*, 2020).

## 2.3 Löst organiskt kol (DOC)

DOC är en kontrollparameter av vattenkvalité och definieras som summan av organiskt bunden kol i ett vatten som passerar ett membranfilter med 0,45 µm porstorlek (Svenska institutet för standarder, 2021). Molekylärvikten av DOC kan vara mycket spridd, från några hundra Dalton (Da) till över 100kDa.

NOM kan delas upp i flera olika grupper där DOC kan inkluderas och även betraktas som ett sätt att kvantifiera NOM. Det är också vanligt att fraktionera NOM som hydrofoba och hydrofila ämnen. Hydrofoba ämnen med hög molekylärvikt är möjliga att avlägsna genom kemisk fällning. Även OMP med hydrofoba egenskaper kan reduceras men forskning har visat att det inte finns ett direkt samband mellan hydrofobi och reduktion av OMP genom kemisk fällning (Gheraout, 2014). Det tyder på att det finns fler faktorer som påverkar. För att avgöra fördelningen mellan hydrofoba och hydrofila ämnen har i dricksvattenundersökningar parametern SUVA beräknats. Ju högre värde på SUVA desto större fraktion hydrofobt innehåll i vattnet och vice versa (Zazouli *m.fl.*, 2007).

### 2.3.1 Kemisk fällning av DOC

Kemisk fällning av DOC och dess effektivitet är beroende av vilken typ av fördelning av organiska material som DOC består av. För att kvantifiera fördelningen kan specifik UV absorptions vid 254 nm (SUVA) användas. SUVA är ett förhållande mellan UV absorptions per meter med våglängd 254 nm och koncentrationen DOC och bestäms enligt följande:

$$SUVA = \frac{UV_{254} \text{absorbans}/m}{mgDOC/l} \quad (6)$$

Ett högre värde för SUVA betyder att vatten har en högre andel organiska ämnen vars molekylära struktur innefattar aromatiska ringar, dubbelkolbindningar eller trippelkolbindningar. Ett högt värde för SUVA tyder på mycket hydrofoba ämnen i vattnet och att avskiljning av DOC med hjälp av kemisk fällning är möjlig i relativt stor utsträckning. Med ett vatten med SUVA större än 4 till exempel kan en DOC-reduktion på 50- och upp till 70 % förväntas åstadkommas med kemisk fällning med hjälp av aluminiumsulfat. För vatten med SUVA värden mellan 2 och 4 kan 25–50 % DOC-reduktion utföras genom användande av aluminiumsulfat och med ett vatten med SUVA mindre än 2 kan aluminiumsulfat användas för att avlägsna mindre än 25 % av DOC-innehållet (Valanko *m.fl.*, 2020).

## 2.4 Avancerad rening

Enligt dagens etablerade metod för dimensionering av avancerad rening kan dosering av både ozon och aktivt kol relateras till vattnets DOC-koncentration eftersom avancerad rening reducerar DOC-innehåll (Gidstedt *m.fl.*, 2022 och Ekblad *m.fl.*, 2021). För att optimera användandet av avancerad rening kan det därför vara gynnsamt att minska mängden organiskt material innan den avancerade reningen som vanligtvis utgör det sista steget i avloppsreningsverks process. Nedan följer en översiktlig beskrivning av ozonering, pulveriserat aktivt kol och granulerat aktivt kol samt hur de metoderna kan designas utefter inkommande vatten. Vidare beskrivs betydelsen innehåll av DOC tros ha på effektiviteten hos avancerad rening.

### 2.4.1 Ozonering

Ozonering innebär att kemiska bindningar hos OMP bryts ner med ozonmolekylen i en direkt kemisk reaktion samt med hydroxylradikaler med indirekta kemiska reaktioner. Vid ett fullskaligt reningsverk rekommenderas doseringen av ozon i ett spann mellan 0,6 och 1,0 g O<sub>3</sub>/g



DOC (Wittmer *m.fl.*, 2015). Enligt en artikel av El-taliawy *m.fl.* (2017) är det möjligt uppnå en reningsgrad på över 90 % för många föroreningar då ozon doseras med 0,8 mg/mg TOC. Vad behovet i dos av ozon är korrelerar dock med många olika faktorer därav det relativt stora spannet för dosering. Till exempel kan levnadsvanor hos de människor vars avloppsvatten renas på avloppsreningsverk påverka vilket behovet av ozonmängd är, då eftersom olika människor konsumerar läkemedel på olika sätt. Takbeläggningar i avrinningsområdet vars dagvatten slutar i avloppsreningsverket kan också ha stor betydelse vid dimensionering av den avancerade reningen genom ozonering. Sådana skillnader i innehållet av OMP i avloppsvatten visar sig inte nödvändigtvis i DOC-innehållet och det är därför inte helt okomplicerat att besluta om ozondos för ett givet avloppsreningsverk (El-taliawy *m.fl.* 2017).

#### **2.4.2 Pulveriserat aktivt kol**

Pulveriserat aktivt kol (PAK) adsorberar föroreningar på det aktiva kolets yta. Tekniken med användning av PAK för avancerad rening kan implementeras på olika sätt på ett reningsverk. Ett alternativ är att använda PAK i aktivslamdelen av ett reningsverk innan en filtrering men PAK kan också doseras i ett kompletterande reningssteg. Mängden kol som behöver användas för att nå en viss reningseffekt är beroende på kontakttid och var i reningsverkets processschema som PAK tillsätts och därmed vattenkvalitén. För att reducera läkemedelsrester med mer än 90 % anges ett behov av PAK i intervallet 3–3,5 mg PAK/mg DOC (Baresel *m.fl.*, 2017).

#### **2.4.3 Granulerat aktivt kol**

Granulerat aktivt kol (GAK) liksom PAK fungerar genom mekanismen av adsorption av föroreningar på kol, placeringen av GAK på ett reningsverk är dock mer begränsad. En biofilm utvecklas på GAK när det finns nedbrytbara ämnen i vattnet. När tillräckligt många platser på kolet är tagna och reningseffektiviteten minskar måste kolet ersättas. Precis som traditionella sandfilter kan GAK-filter sättas igen och kräver backspolning, för att minska frekvensen av backspolning är det fördelaktigt med en låg halt av organiskt material, närsalter så som fosfor och suspenderade partiklar. För en genomsnittlig DOC-halt på 10 mg/l bedöms behovet av GAK vara >2–2,5 mg GAK/mg DOC (Baresel *m.fl.*, 2017).

#### **2.4.4 Förekomst av DOC och dess påverkan på avancerad rening**

Ekblad *m.fl.* (2021) har analyserat borttagningsförmågan av OMP på avloppsvatten med olika doser ozon. Analysen utvecklades vidare genom att testa på avloppsvatten som genomgått biologisk rening samt vatten som dessutom genomgått kemisk efterfällning för reducerade fosforutsläpp. Fällningskemikalien som användes var aluminiumbaserad och  $\beta$ -faktorn var i intervallet 13,2–13,8. För de analyserade läkemedelsresterna blev andelen som kunde tas bort större för vattnet som genomgått kemisk fällning. Då kemisk fällning inkorporades i försöken innan den avancerade reningen utfördes såg man att mängden ozon som krävdes per mängd DOC verkade minska (Ekblad *m.fl.*, 2021). Detta skulle kunna vara en indikation på att det med kemisk fällning är möjligt att sänka mängden DOC och att detta i sig påverkar mängdbehovet av ozon i avancerad rening.

Flera studier där sambandet mellan borttagning av OMP och reduktionen av UVA vid ozonering utvärderats har genomförts. De delar av DOC-innehållet som påverkar behovet av ozonering verkar alltså vara möjliga att kvantifiera med hjälp av mätningar av UVA vid våglängden 254 nm. Wittmer *m.fl.* (2015) konstaterar att UVA mätningar ger goda förutsättningar för att simultananpassa doseringen av ozon. De betonar vikten av att för varje individuellt reningsverk analysera korrelationen mellan önskvärd borttagningsnivå av OMP och reduktionen av UVA.

I en studie av Altmann *m.fl.* (2015) analyserades effektiviteten hos pulveriserat aktivt kol (PAK) för borttagning av OMP. Studien innefattade en utvärdering av om och i vilken grad användning av kemisk fällning innan tillsats av aktivt kol påverkar effektiviteten hos reningen av OMP. I studien kvantifierades DOM som DOC (likt i denna studie) och delades in i olika fraktioner. Dessa fraktioner listas nedan:

- Biopolymerer
- Humusämnen
- Byggstenar
- Syror med låg molekylvikt
- Neutraler med låg molekylvikt

I analysen användes järnklorid ( $\text{FeCl}_3$ ) och dosering av  $\text{Fe}^{3+}$  var i intervallet 2–10 mg/l. Det visade sig att enbart kemisk fällning sänkte koncentrationen av DOC och en ökad dos fällningskemikalie gav ökad borttagning av DOC. Genom kromatografi kunde man visa att fällningen i större utsträckning kunde ta bort stora fraktioner av DOC så som biopolymerer och humusämnen. Enbart användning av PAK reducerade också DOC samt alla fem grupper av DOM. Biopolymerer var den grupp som reducerades i minst utsträckning. Det framgick att PAK och kemisk fällning kompletterar varandra då de främst reducerar olika grupper av DOM och därför troligen inte kan ersätta varandra. Altmann *m.fl.* (2015) konstaterar att den grupp med bäst förutsättningar för samverkan mellan fällning och PAK är humusämnen då de påverkas av båda processerna. Detta till trots visade deras försök att adsorptionen av humusämnen på PAK inte förändrades märkbart med eller utan fällningskemikalier tillsatta. Det talar för att fällning och adsorption kan agera på olika substanser i samma grupp (Altmann *m.fl.*, 2015). Doseringen är beroende av hur mycket OMP som ska tas bort, det är inte rimligt att på fullskaliga reningsverk kontinuerligt mäta mängden OMP då det är dyrt, tidskrävande och kräver speciell utrustning. Ett samband mellan OMP-reduktion och reduktion av UVA har dessutom konstaterats och eftersom UVA mätningar är relativt enkla att utföra, bedöms UVA som en bättre parameter för att styra PAK-dosering än vad mängden OMP är i sig (Altmann *m.fl.*, 2016).

Användning av kemisk fällning innan användning av avancerad rening genom tillsatts av PAK verkar alltså inte leda till att mängdbehovet i doseringen av PAK minskar om den avancerade reningen avser att sänka mängden DOC i vattnet. Men om dosering av PAK utförs med avsikt att avskilja OMP skulle implementation av kemisk fällning som ett steg i reningsprocessen innan den avancerade reningen kunna vara en grund för minskad användning av PAK eftersom en minskad mängd DOC betyder att kapaciteten för adsorption av OMP hos PAK blir större. En möjlig förklaring om detta är fallet är att OMP och andra fraktioner av DOC konkurrerar med varandra om plats på det aktiva kolets yta.

En studie som undersökte effektiviteten hos GAK-filtrer för rening av OMP visar att DOC-innehåll hos vatten som genomgår filtrering genom GAK påverkar effektiviteten hos den avancerade reningen. Likt för avancerad rening genom dosering av PAK reduceras effektiviteten för borttagning av OMP då DOC adsorberas på det aktiva kolets yta, vilket betyder att en högre halt organiskt material i vattnet kan leda till att en mindre mängd OMP avlägsnas i den avancerade reningen (Virikutyte *m.fl.*, 2010 genom Fundneider *m.fl.*, 2018).

Forskning tyder alltså på att det med kemisk fällning för sänkning av DOC-innehåll skulle kunna skapas förutsättningar för en mer resurseffektiv användning av både ozon och PAK i avancerad rening. Eftersom dosering av GAK inte kan justeras i realtid på samma sätt som

PAK och ozon blir förutsättningarna andra. Dock kan tiden då GAK agerar med tillräcklig adsorptionsyta för att reducera önskvärd mängd OMP relateras till volymen vatten och därmed mängden DOC som passerar. Därmed kan en högre resurseffektivitet för GAK troligen uppnås om man med kemisk fällning minskar inkommande DOC.

## 2.5 Kostnader för avancerad rening och för fällningskemikalier

De kommunala reningsverken i Sverige varierar mycket i storlek och konfiguration, det krävs därför mycket förenklingar för att estimeras kostnader av avancerad rening. Den önskade reningens graden av OMP är ytterligare en faktor som påverkar kostnaden. Vidare gör avsaknaden av svenska fullskaleanläggningar och därmed den begränsade kunskapsbanken för svenska förhållanden att extra säkerhetsmarginaler behövs. Baresel *m.fl.* (2017) har utvärderat olika företags kostnadsberäkningar baserat på ett genomsnittligt belastningsflöde på 150 m<sup>3</sup>/(PE år) och ett inkommande värde av DOC <10 mg/l. I Tabell 2.1 redovisas kostnader för reningsverk i fem olika storleksklasser. Då driftkostnaderna är korrelerade till mängden aktivt kol eller mängden ozon som används, och de mängderna i sin tur är korrelerade till mängden inkommande DOC, kan driftkostnaderna därför troligen sänkas vid en reduktion av DOC.

Tabell 2.1. Kostnadsaspekter av avancerad rening. Källa: Baresel *m.fl.* (2017)

Driftskostnad (Mkr/år)	GAK	PAK	O <sub>3</sub>
2000 PE	0,7	0,35	0,2
10 000 PE	0,9	1	0,3
20 000 PE	1,6	2	0,4
100 000 PE	7,8	8,5	1,5
500 000 PE	38	43	6,5
<b>Elförbrukning i drift (kWh/m<sup>3</sup>)</b>	<0,01	0,01–0,05	0,1–0,3

Priserna på fällningskemikalier är beroende av leverantör och plats som de ska levereras till. Vidare är priserna beroende av kostnaden på råmaterialen som krävs vid framställningen. Företaget Kemira gav prisuppgifter relevanta för leverans till Lund som sammanställs i Tabell 2.2. De angivna fällningskemikalierna är de som används i rapportens optimeringsprocess och beskrivs i Kapitel 3.3.1.

Tabell 2.2. Prisuppgifter på fällningskemikalier. Källa: Pålsson (2022)

Fällningskemikalie	Kostnad (kr/ton)
PIX-111	1850
PIX-113	1800
PIX-209	(-) levereras inte till Sverige
PAX-XL60	2450
PAX-XL100	2450
PAX-XL3303C	2600

## 3 Material och metod

Material- och metoddelen inleds med att källorna från vilka vattnet som testades i försöken är hämtat beskrivs, sedan presenteras upplägget för laborationerna och till sist metoderna som ingår i laborationerna.

### 3.1 Källor för avloppsvattnet som används i försöken

Vattnet som användes i de laborativa försöken hämtades från Källby avloppsreningsverk i Lund och från Stengårdens avloppsreningsverk i Simrishamn.

#### 3.1.1 Källby avloppsreningsverk

Vattnet som användes i majoriteten av försöken hämtades från Källby avloppsreningsverk. Reningsverket ligger i södra Lund och tar emot ungefär 350 l/s från cirka 80 000 personer boende eller verkande i centrala Lund, Värpinge, Vallkärra och Stångby. Vatten anländer till Källby reningsverk via inloppsledningar, i vilka vattnet drivs av gravitationen. Reningsprocessen inleds sedan med att vattnet renas från partiklar och föremål som är större än 3 mm. Vattnets sandinnehåll avskiljs med ett luftat sandfång och sedan förs vattnet vidare till bassänger för försedimentering. Reningsprocessen fortsätter sedan i en aktivslamanläggning i vilken framför allt kväveföreningar och BOD avskiljs. På Källby avloppsreningsverk ingår dock även viss fosforavskiljning i aktivslamanläggningen i form av biologisk fosforavskiljning. Sedan sedimenteras det aktiva slammet i mellansedimenteringsbassänger för att vattnet sedan ska skickas vidare till steget i reningsprocessen som avskiljer ytterligare fosforinnehåll med hjälp av kemisk fällning. Fällningskemikalier som består av järnklorid används på Källby och doseras cirka 10 mg Fe/l (Ossiansson, 2022). Källby har 6 flockningsbassänger vars totala volym är 1040 m<sup>3</sup> och det maximala designflödet för kemsteget är 8640 m<sup>3</sup>/h. När det maximala designflödet sker har den kemiska efterfällningen en omrörningstid på 7 min. När det genomsnittliga årsflödet på 28 000 m<sup>3</sup>/dag sker har den kemiska efterfällningen en omrörningstid på cirka 50 min. Sedimentering av slammet som uppstår på grund av dosering av fällningskemikalier sker i anläggningen för eftersedimentering. Källby har 12 kemsedimenteringsbassänger vars totala volym är 4320 m<sup>3</sup>. När det maximala designflödet för kemsteget sker är ytbelastningen 4 m/h och vid det genomsnittliga årsflödet är ytbelastningen 0,5 m/h. Därefter åker vattnet vidare till sex dammar i vilka mer kväve och fosfor kan avskiljas med hjälp av dammarnas polerande effekt för att sedan släppas ut via utloppet till Höjeå. (VA SYD, 2013) Vattneproverna som användes i projektets laborationer togs ut efter sedimenteringen av aktivt slam och innan den kemiska fällningen av fosfor.

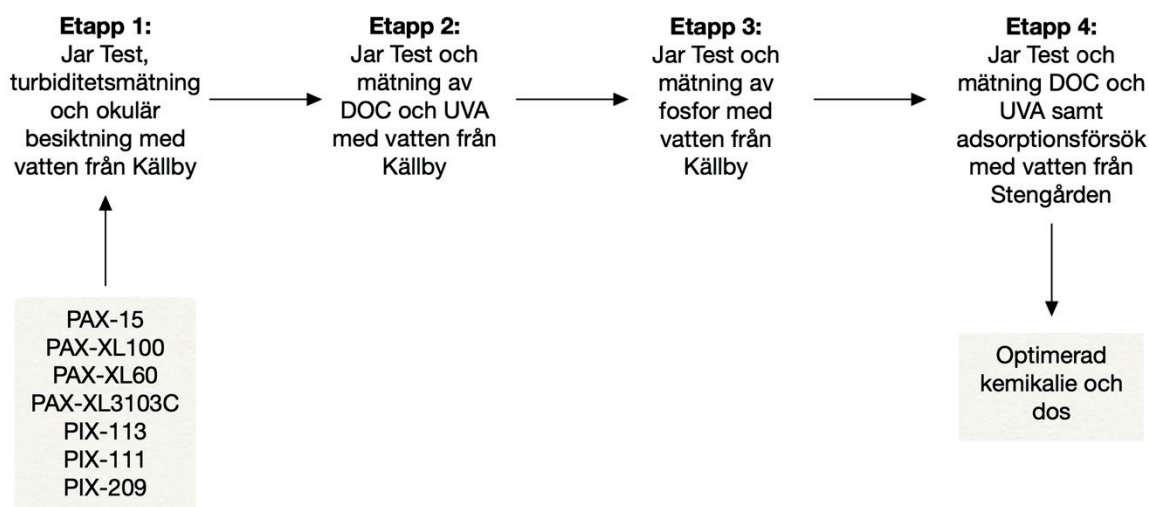
#### 3.1.2 Stengården avloppsreningsverk

Stengården avloppsreningsverk ligger i Simrishamns kommun och tar emot ett medelvärde på 75 l/s över året från hushåll och industrier. När vatten anländer på reningsverket behandlas det först genom att det transporteras genom galler som sällar bort större partiklar. Sand tas sedan bort med ett luftat sandfång och samtidigt doseras fällningskemikalien PAX-15. Vidare behandlas vattnet med biologisk rening i vilken den första zonen är anoxisk. Returslam transporteras dessutom från en luftad zon i slutet av den biologiska reningen till den anoxiska zonen för att uppnå effektiv avskiljning av kväve. Efter den biologiska reningen sker sedimentering i bassängerna för biologisk sedimentation (Baresel *m.fl.*, 2020) och det är ifrån dessa bassänger vattnet som används i laborationerna hämtas. Reningsverket har också faciliteter för avancerad rening i form av ozonering med efterföljande sandfilter.

## 3.2 Upplägg för laborativt arbete

Eftersom projektets syfte avsåg att både hitta en fällningskemikalie med hjälp av vilken tillräcklig utfällning av både fosfor och DOC kan uppnås och att optimera dosen för nämnda kemikalie utfördes laborationsarbetet i olika etapper. Detta avsnitt ämnar förklara formen för vardera etappen, men i senare delar av material- och metoddelen förklaras varje delprocess som ingick i det laborativa arbetet i större detalj.

Figur 3.1 visar vad som ingick i laborationsarbetets olika etapper, notera att etapp 1, 2 och 3 avser försök utförda på vatten från Källby avloppsreningsverk medan etapp 4 avser försök utförda på vatten från Stengården avloppsreningsverk.

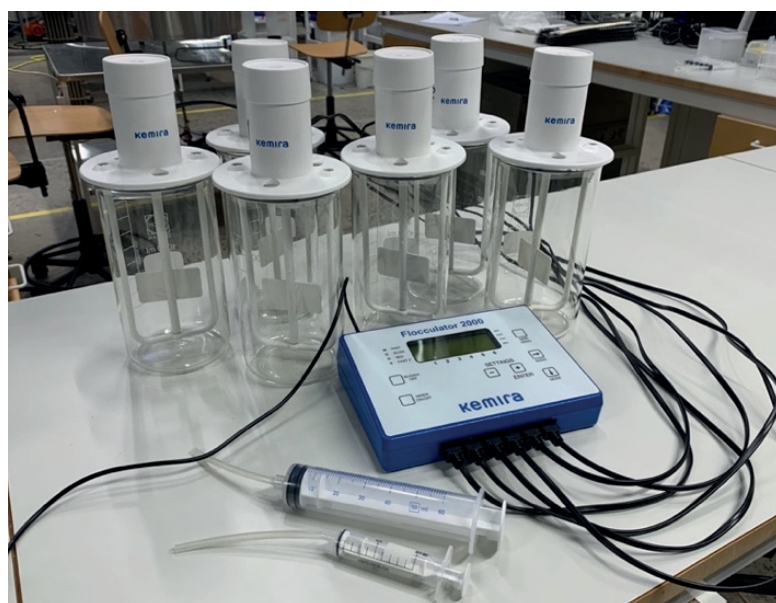


Figur 3.1. Laborationernas händelseförlopp.

I den första etappen utfördes fällningsförsök med avsikt att med hjälp av mätning av turbiditet producera resultat som kunde användas för att dra slutsatser om vardera fällningskemikalies effektivitet i reduktion av turbiditet. Vidare kunde dessa slutsatser fungera som en indikator på hur fällningskemikaliernas effektivitet i utfällning av fosfor och DOC förväntades se ut i framtida försök. Notera att turbiditetsmätningar i sig inte utgör ett underlag från vilket slutsatser om fosfor- eller DOC-innehåll kan dras, mätningar kan däremot vara ett bra komplement till en okulär inspektion av flocknings- och sedimentationsprocessen. Att en fällningskemikalie speciellt utmärkte sig med en låg effektivitet i reduktionen av turbiditet och/eller inte ledde till effektiv flockning och sedimentation ledde till att kemikalien kunde uteslutas från vidare försök. Den andra etappen innebar fällningsförsök med efterföljande mätning av DOC-innehåll samt mätning av UVA. Detta resulterade i mer information om vilka kemikalier som är effektiva samt vid vilka doser av dessa kemikalier som är effektiva för reduktion av DOC. Efter att den första och den andra etappen hade utförts hade mycket information om de olika fällningskemikaliernas och de olika fällningskemikaliadosernas effektivitet samlats in. Detta följdes upp med etapp 3, i vilken fällningsförsök och efterföljande mätning av fosfatinnehåll utfördes. Slutligen utfördes etapp 4 som innebar fällningsförsök och mätning av DOC och UVA samt adsorptionsförsök med aktiv kol på vatten från Stengården. Därefter kunde rekommendationer kring kemikalieval och val av kemikaliados för avskiljning av DOC och fosfor presenteras.

### 3.3 Jar Test

Den kemiska fällningen utfördes med hjälp av en Kemira Flocculator 2000 och information kring hur ett sådant försök ska utföras redovisas i detta avsnitt och är hämtat från Kemiras Handbok skriven av Valanko *m.fl.* (2020). Utrustningen bestod av en kontrollpanel och upp till sex behållare för vatten med varsin blandare. Utöver Kemira Flocculator 2000 (se Figur 3.2.) behövdes även en pipett för dosering av kemikalier gjord för att dosera vätska i storleksordningen mikroliter och en spruta för extraktion av vatten efter att processen för kemisk fällning var avslutad. Det var viktigt att sprutorna som användes för extraktion efter den kemiska fällningen var utformade på ett sätt som gjorde att flockarna inte skadades, därför försågs sprutorna med rör.



*Figur 3.2. Kemira Flocculator 2000 och extraktionssprutor.*

Denna del av laborationsarbetet inleddes med att vattnet som testades hölls upp i de sex glasbehållarna som ingår i Kemira Flocculator 2000. En liter vatten placerades i vardera bägaren med hjälp av volymmarkörerna på bägarnas glas. Därefter monterades blandarna på bägarna och startades, dessa hade en hastighet på 350 rpm under den inledande delen av den kemiska fällningen, det vill säga under delprocessen som innebär att fällningskemikalien tillsätts. Samtidigt som vattnet i bägarna blandades med hastigheten 350 rpm tillsattes olika doser av fällningskemikalien till de olika bägarna med hjälp av en pipett. Efter att kemikalien hade tillsatts blandades vattnet med den nämnda hastigheten i 10 s. Hastigheten på omblandningen sänktes sedan till 35 rpm för att möjliggöra flockbildning. Omblandningshastigheten som var tänkt att möjliggöra flockbildning upprätthölls i 15 min. Sedan var det dags för sedimentation och propellern stängdes av, flockarna tilläts sedan att sedimentera i 30 min. När Jar testet var slutfört extraherades vattenprover från de sex bägarna på ett djup av 3 cm.

### 3.3.1 Fällningskemikalier

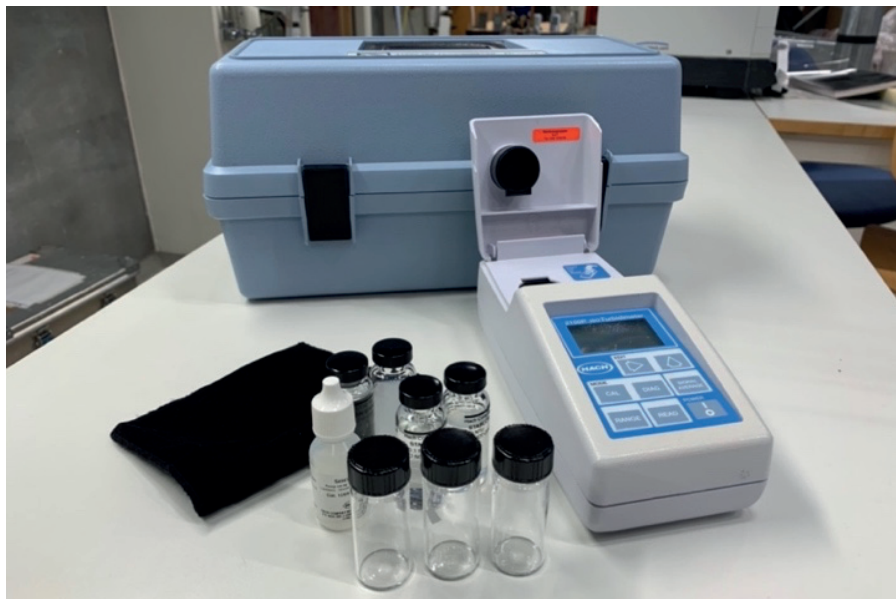
I ett Jar Test ingår dosering av fällningskemikalie. I projektet inkluderades tester av 7 olika fällningskemikalier. Namnet på dessa fällningskemikalier och några egenskaper relevanta för projektet redovisas i Tabell 3.1.

Tabell 3.1. Fällningskemikalierna som användes i försöken samt några av deras egenskaper. Källa: (Kemira, 2022)

Namn	Densitet	Viktandel aktiv substans	Typ av lösning
PAX-15	$\sim 1,33 \text{ g/cm}^3$	$\sim 7,6 \% \text{Al}$	Polyaluminiumklorid
PAX-XL100	$\sim 1,39 \text{ g/cm}^3$	$\sim 9,2 \% \text{Al}$	Polyaluminiumklorid
PAX-XL60	$\sim 1,32 \text{ g/cm}^3$	$\sim 7,4 \% \text{Al}$	Polyaluminiumklorid
PAX-XL3103C	$\sim 1,36 \text{ g/cm}^3$	$\sim 9,0 \% \text{Al}$	Polyaluminiumklorid
PIX-113	$\sim 1,48 \text{ g/cm}^3$	$\sim 11,2 \% \text{Fe}$	Järnsulfat
PIX-111	$\sim 1,42 \text{ g/cm}^3$	$\sim 13,5 \% \text{Fe}$	Järnklorid
PIX-209	$\sim 1,32 \text{ g/cm}^3$	$\sim 13,1 \% \text{Fe}$	Järnklorid

### 3.4 Mätning av turbiditet

Turbiditetsmätningarna som ingick i undersökningen utfördes med hjälp av en portabel turbidimeter av märket HACH. Turbidimetern som användes är av modellen 2100P ISO och denna visas i Figur 3.3.



Figur 3.3. Turbidimeter HACH 2100P ISO.

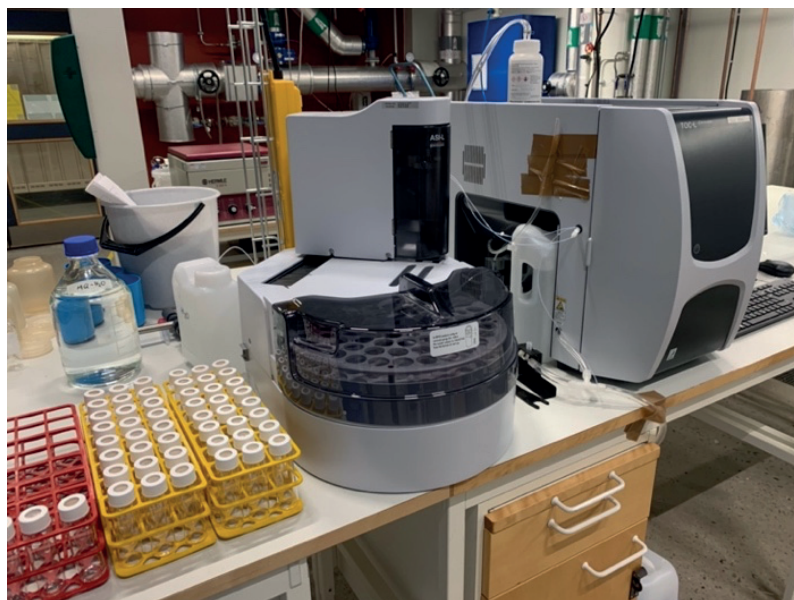
### 3.5 Mätning av DOC-innehåll

Mätning av DOC-innehåll utfördes med Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer TOC-L CPH/CPN som visas i Figur 3.4. Proverna filtrerades genom ett 0,45 µm-filter in i vialer. Vialerna placeras på en rund bricka och maskinen tillsatte syra som sänkte pH-värdet till ett spann på 2–3. En gas bubblades igenom proverna för att eliminera inorganiskt kol. Det kvarvarande totala kolet mättes och metodiken kallas Non-purgeable organic carbon (NPOC). Värdet på NPOC motsvarar DOC eftersom proverna har filtrerats och bränts vid 680 °C vilket omvandlar det totala kolet till koldioxid. Gasen analyserades med en infraröd mätare och en analog detektionssignal bildades med en topp vars area är proportionell till mängden DOC. Det matematiska sambandet mellan arean och mängden DOC bestämdes genom att producera kalibreringskurvor som beskrivs i stycke 3.5.1.

#### 3.5.1 Standard för kalibreringskurvor till mätutrustning av DOC

Med kyvett fastställdes DOC-halten från vatten hämtat från Källby den 11 mars 2022 till 10,7 mg/l. Därför utfördes en kalibreringskurva för Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer mellan 0–12 mg/l.

En standardlösning av totalt kol gjordes med Kaliumväteftalat som är ett salt vars viktförlust kontrollerades efter 24 h i en ugn med temperatur 105 °C. Viktförlusten var 0,16 % vilket tyder på att saltet inte hade absorberat vätska och kunde användas till standardlösningen. 2,125 g kaliumväteftalat vägdes upp och placerades i en mätkolv med volymen 1 l som fylldes upp med milli-Q-vatten. Lösningen omrördes och koncentrationen 1000 mgC/l användes i en serioutspädning för att ta fram prover med koncentrationer: 0, 3, 6, 9 och 12 mgC/l. De fem proverna användes för att automatiskt skapa en kalibreringskurva för Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer.



*Figur 3.4. DOC-mätare Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer TOC-L CPH/CPN.*



### 3.6 Mätning av UVA

Mätningar för UVA vid våglängden 254 nm utfördes med hjälp av en spektrofotometer av modellen HACH DR6000, denna syns i Figur 3.5. Innan mätningarna påbörjades filtrerades vattnet genom filter med porstorlek 0,45 µm.



Figur 3.5. Spektrofotometer HACH DR6000.

### 3.7 Mätning av fosfor-innehåll

Insamlingen av vatten från Källby avloppsreningsverk gjordes i samband med att reningsverket hade höga nivåer av slam i biosedimenteringen. Detta påverkar troligen fosforkoncentrationen i utgående vatten då biologisk reducering av fosfor inte avstannar efter att vattnet lämnat aktiv slam-anläggningen. En misstänkt överdosering i det kemiska fällningssteget vars returslam går till aktivslamsteget kan också ha minskat fosforkoncentrationen. Vid flera tillfällen när vatten samlats in var fosfat-nivåerna under detektionsgränsen. Mätningar för fosfat utfördes med jonkromatografen (IC) Metrohm 863 Compact Autosampler som visas i Figur 3.6. För att undvika att optimeringsprocessen endast såg till att optimera avskiljningen av DOC och inte fosfor så tillsattes fosfor till vatten från Källby. Fällningsförsök utfördes på vattnet till vilket fosfor hade tillsatts för att utvärdera fällningskemikaliernas effektivitet vid fällning av fosfor. Fosfor tillsattes så att vattnet hade en koncentration 2 gP/l genom att bereda en lösning med kaliumdihydrogenfosfat från märket Sigma-Aldrich.

#### 3.7.1 Standardkontroll av mätutrustning för fosfor

För att säkerställa att jonkromatografen- samt kyvetthanalysen, HACH Lange LT200, fungerade utfördes kontroller av de två analysmetoderna. Fosfatinnehåll ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) testades för IC och kyvetterna, dessutom testades total fosformängd (TP) för kyvetterna. Utspädning av lösningen Sigma-Aldrich Phosphate Standard for IC ( $1000 \text{ mg/l} \pm 4 \text{ mg/l}$ ), utfördes till tre koncentrationer. För jonkromatografen är detektionsgränsen 0,1 mg/l och för kyvetterna är detektionsgränsen 0,05 mg/l. Både jonkromatografen och kyvetterna mäter mängden fosfor som fosfatjon som består av en fosforatom och fyra syreatomer. Molvikten för fosfor är 30,97 g/mol

och molvikten för fosfatjonen är 94,97 g/mol. Det leder till att mätvärdena ska korrespondera till  $30,97/94,97 \approx 1/3$  av koncentrationen som skapades genom utspädning. Resultatet av kontrollen visas i Tabell 3.2. Resultatet visade att mätutrustningen är tillförlitlig och det klargjordes dessutom att låga fosforkoncentrationer blir svåra att detektera vilket utgör en begränsning i det laborativa arbetet.

Tabell 3.2. Resultat av standardkontroll.

Standard (mg PO <sub>4</sub> /l)	Standard (mg PO <sub>4</sub> -P/l)	Kyvett (mg PO <sub>4</sub> -P/l)	Kyvett (mg TP/l)	IC (mg PO <sub>4</sub> -P/l)
Blank	Blank	-	-0,02 (<0,05)	<0,1
0,1	0,03	0,02 (<0,05)	0,02 (<0,05)	<0,1
0,5	0,17	0,16	0,16	0,22
1,0	0,33	0,32	0,33	0,39



Figur 3.6. Jonkromatograf Metrohm 863  
Compact Autosampler

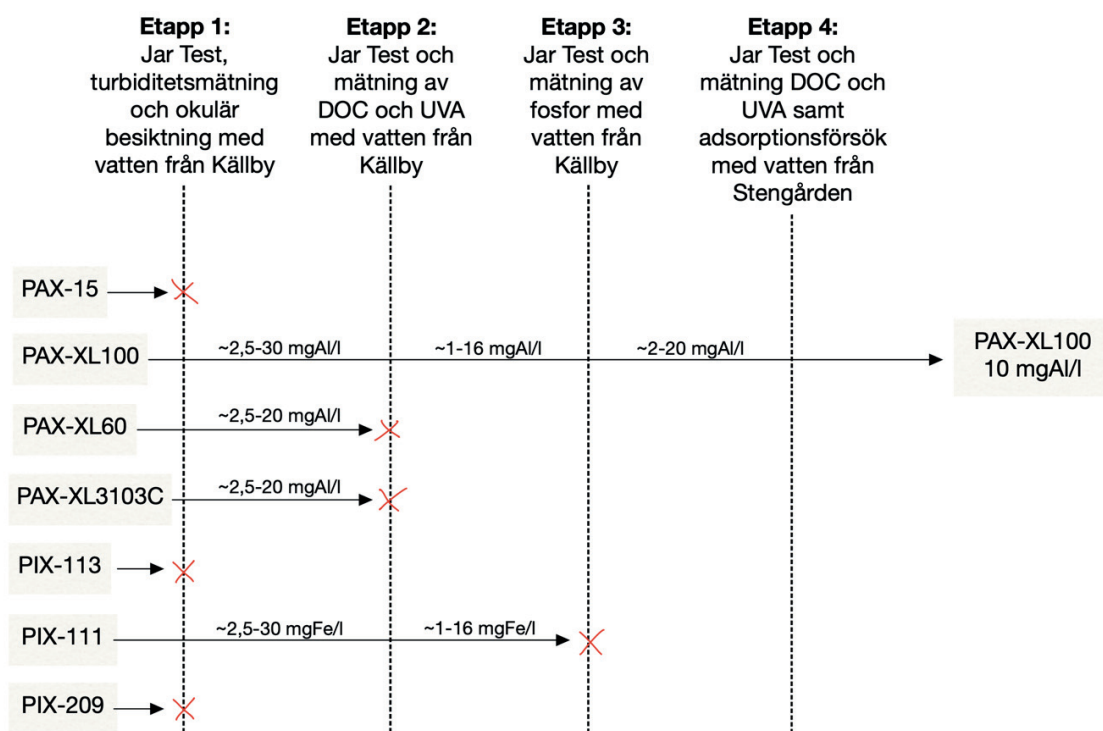
### 3.8 Mätning av adsorption av organiska mikroföroreningar

För att testa effektiviteten av en reducerad koncentration av DOC genom kemisk fällning för avancerad rening utfördes adsorptionstester. Vatten från Stengården reningsverk behandlades med 16 mg Al/l i Jar Test och filtrerades genom 0,45 µm filter. Prover med 16, 8, 4 och 0 g PAK/l skickades till analys för ett stort antal OMP. Vissa av de analyserade ämnena valdes ut för att jämföra OMP-reduktionen hos vatten som behandlats med kemisk fällning samt dosering av PAK mot vatten som enbart doserats med PAK. Behandlingen med PAK samt mätningarna som utfördes gjordes enligt metodiken som finns beskriven i en artikel av Gidstedt *m.fl.* (2022).



## 4 Resultat och Diskussion

Resultat och Diskussionsdelen består dels av att laborationsarbetets resultat presenteras och diskuteras, dels av att en kostnadsanalys som tar avstamp i den utförda optimeringens resultat presenteras. Nedan följer en introduktion som förklarar upplägget bakom optimeringsprocessen. Vilken koagulant samt vilken dosering av denna koagulant som enligt undersökningarna i den här rapporten visade sig utge en optimering för kemisk fällning av både fosfor och DOC kunde identifieras genom att undersökningen utfördes i flera etapper. Dessa etapper illustreras i Figur 4.1 och undersökningarna som ingick i vardera etappen ledde till att vissa kemikalier och vissa doseringar av kemikalier kunde uteslutas från vidare undersökningar eftersom dessa inte erhöll ett tillräckligt bra resultat i sänkning av turbiditet, DOC-innehåll och/eller UVA vid våglängden 254 nm. Det bör dock poängteras att slutsatserna kring koagulanternas effektivitet dras i utgångspunkt i undersökningarna som ingick i dessa laborationer. Justeringar av till exempel pH-värde hos det testade vattnet eller justering i omblandningstid skulle kunna ge andra resultat.



Figur 4.1. Sammanfattning av processen bakom letandet efter ett optimalt val av fällningskemikalie samt en optimal dos av denna kemikalie.

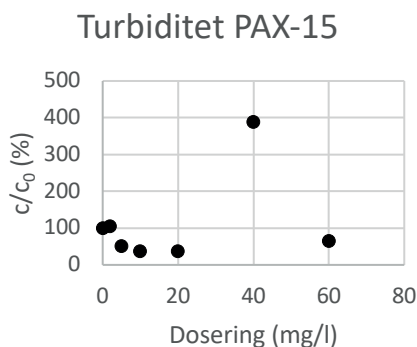
Figur 4.1 visar att den första etappen med Jar Test och turbiditetsmätningar ledde till att PIX-209, PIX-113 och PAX-15 uteslöts från vidare försök. PAX-XL100, PAX-XL60, PAX-XL3103C och PIX-111 inkluderades i den andra etappen som innebar Jar Test, mätning av DOC-innehåll och mätning av UVA. Sedan uteslöts PAX-XL60 och PAX-XL3103C från vidare försök och PAX-XL100 och PIX-111 testades i etapp 3 vilken innebar fällning i Jar Test samt mätning av fosforinnehåll. Slutligen uteslöts också PIX-111, vilket betydde att PAX-XL100 kunde användas i etapp fyra. Detta resulterade i en optimering av fällningskemikalieval och fällningskemikaliedos vid fällning av både DOC och fosfor.

## 4.1 Etapp 1: Turbiditet och okulär besiktning

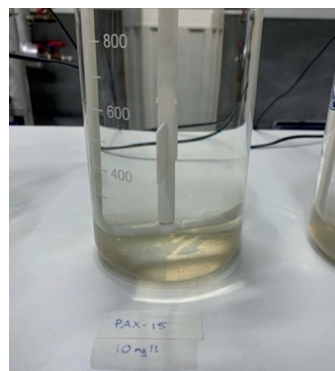
I den första etappen ingick 72 separata Jar Tester. Turbiditeten hos de resulterande vattnen mättes upp och kan ses i diagrammen nedan. Dessutom mättes turbiditet hos vatten som inte utsatts för behandling med kemisk fällning, det vill säga vatten som kom direkt från Källby avloppsreningsverk och har dosering 0 mg/l av respektive fällningskemikalie. Information kring vilka fällningskemikalier som ansågs vara lämpliga att inkludera i de följande etapperna gick att finna i resultatet av turbiditetsmätningarna. Den viktigaste slutsatsen som kunde dras som följd av turbiditetsmätningarna var att koagulanterna PAX-15, PIX-113 och PIX-209 inte var av intresse att inkludera i vidare laborativt arbete, detta kan ses i Figur 4.1. Dessutom framkom det igenom resultatet information om vilket spann av doser som var intressant att undersöka under det fortsatta laborationsarbetet. Okulära besiktningar av fällningarna och sedimenteringarna användes för att dra slutsatser om den kemiska fällningens effektivitet.

### 4.1.1 Aluminiumbaserade fällningskemikalier

Figur 4.2 visar hur turbiditeten hos vattnet påverkades av olika doseringar av fällningskemikalien PAX-15. Diagrammet visar att dosering av PAX-15 inte verkar resultera i en signifikant sänkning av turbiditet. Av detta kan slutsatsen dras att PAX-15 sannolikt inte är en fällningskemikalie som är effektiv att använda i det här sammanhanget. Dessutom vittnar en okulär besiktning av sedimentationen om att fällningskemikalien i fråga inte visade på tillräckligt effektiv kemisk fällning, doseringen som resulterade i lägst turbiditet kan ses i Figur 4.3. På grund av detta inkluderas PAX-15 inte i vidare försök.

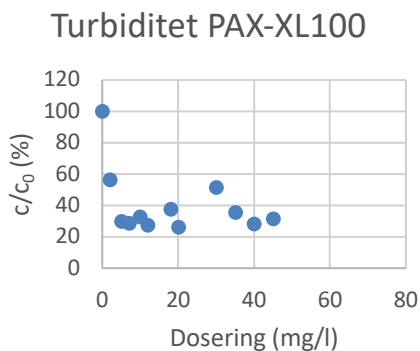


Figur 4.2. Dosering av koagulanten PAX-15 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.



Figur 4.3. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 10 mg/l PAX-15.

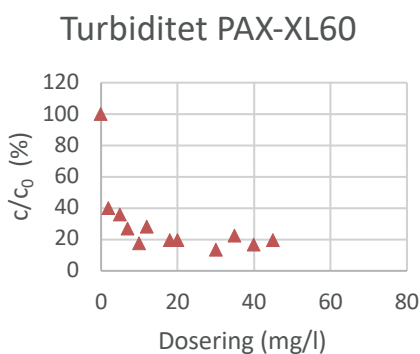
Att dosering av fällningskemikalierna PAX-XL100, PAX-XL60 och PAX-XL3103C verkar resultera i en sänkt turbiditet kan ses i Figurerna 4.4, 4.6 och 4.8. Okulär besiktning av klarfasen för respektive kemikalie visade också att nämnda kemikalier verkade effektiva (se Figurerna 4.5, 4.7 och 4.9). Resultatet indikerar att dessa kemikalier kan vara lämpliga för fällning av fosfor och DOC vilket är anledningen till att fällningskemikalierna PAX-XL100, PAX-XL60 och PAX-XL3103C inkluderades i vidare försök.



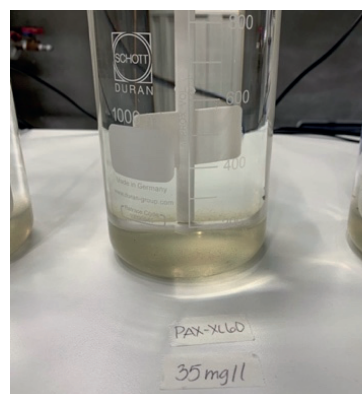
Figur 4.4. Dosering av koagulanten PAX-XL100 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.



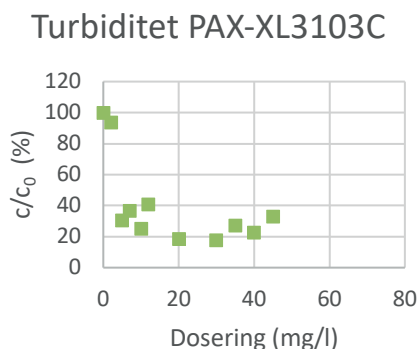
Figur 4.5. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 20 mg/l PAX-XL100.



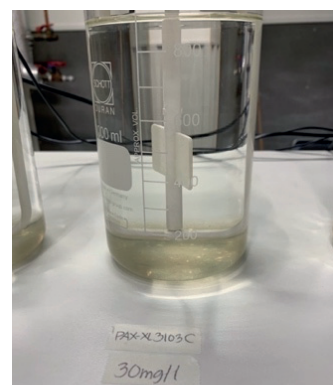
Figur 4.6. Dosering av koagulanten PAX-XL60 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.



Figur 4.7. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 35 mg/l PAX-XL60.



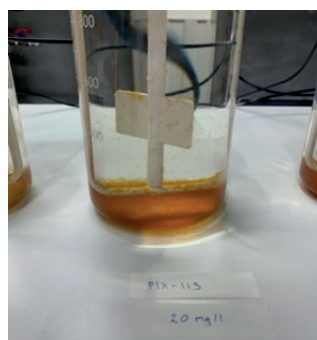
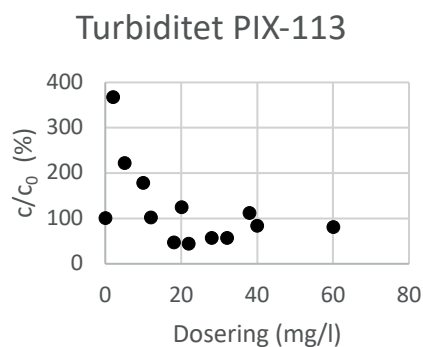
Figur 4.8. Dosering av koagulanten PAX-XL3103C och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.



Figur 4.9. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 30 mg/l PAX-XL3103C.

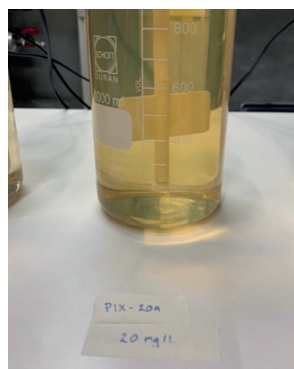
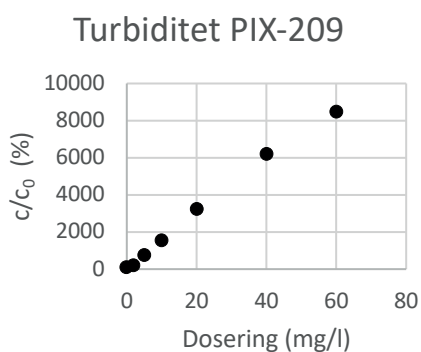
### 4.1.2 Järnbaserade fällningskemikalier

I Figur 4.10 respektive Figur 4.12 syns hur turbiditeten påverkades utav den kemiska fällningen med tillsats av olika doser av fällningskemikalierna PIX-113 respektive PIX-209. Turbiditetsförändringen vid dosering av PIX-113 tyder på att koagulanten inte verkar erhålla ett fällningsresultat som är konkurrenskraftigt mot de andra testade alternativen. De lägsta turbiditeterna som åstadkoms är dessutom inte lika låga som de som till exempel PAX-XL60 (se Figur 4.6) eller PIX-111 (se Figur 4.14) åstadkom under försöken. Figur 4.11 visar en relativt bra klarfas och en relativt bra sedimentering. Det är tydligt i Figureerna 4.12 och 4.13 att koagulanten PIX-209 inte är lämplig att använda i den kemiska fällningen. Doseringen av PIX-209 uppvisades inte sänka turbiditeten någonting och inga sedimenterade partiklar syntes efter genomfört Jar test med någon av de testade doserna. Med ovan nämnda anledningar som bakgrund inkluderas fällningskemikalierna PIX-113 och PIX-209 inte i vidare försök.



Figur 4.10. Dosering av koagulanten PIX-113 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.

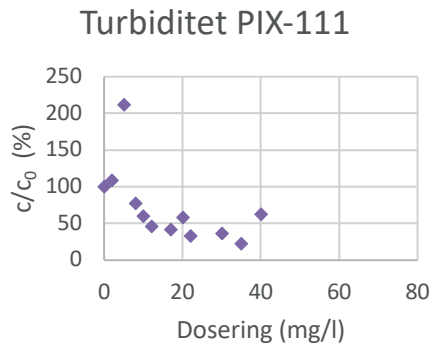
Figur 4.11. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 20 mg/l PIX-113.



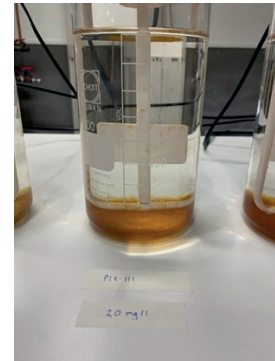
Figur 4.12. Dosering av koagulanten PIX-209 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.

Figur 4.13. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 20 mg/l PIX-209.

Doseringen av fällningskemikalien PIX-111 visade sig effektivt för sänkning av turbiditet, detta åskådliggörs i Figur 4.14. Tillsatsen av koagulanterna resulterade dessutom i en bra klarfas och en bra sedimentation (se Figur 4.15), därför inkluderades PIX-111 i det fortsatta laborationsarbetet.



*Figur 4.14. Dosering av koagulanten PIX-111 och turbiditeten som uppmätts efter Jar Tests. Vattnet som inte har behandlats med kemisk fällning har turbiditet 100 %.*



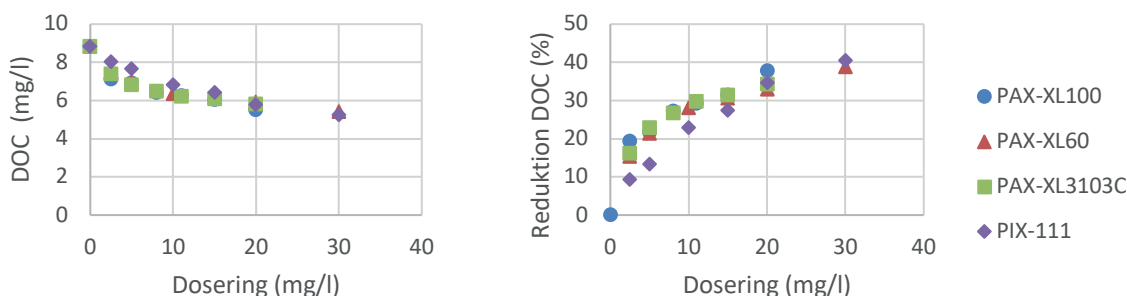
*Figur 4.15. Klarfasen och sedimenteringen som kunde åstadkommas med Jar Test med dosering av 20 mg/l PIX-111.*



## 4.2 Etapp 2: DOC och UVA

24 Jar Tester ingick i den andra etappen och fällningskemikalierna som testades var PAX-XL100, PAX-XL60, PAX-XL3103C och PIX-111. De resulterande klarfaserna testades för DOC-innehåll och de uppmätta värdena kan ses i Figur 4.16. DOC-innehållet hos vattnet som inte genomgått kemisk fällning uppmättes till ett värde av ungefär 8,8 mg/l och kan ses i diagrammet, värdet är genomsnittet av tre separata mätningar som gjordes på samma vatten. Vidare visas samma information fast omräknat till procentuell reduktion i Figur 4.17. Figur 4.17 visar att med dosering 20 mg/l av fällningskemikalierna kunde en reduktion av DOC-innehåll på mellan 30- och 40 % uppnås. Dessutom verkar även lägre doser av de olika koagulanterna fungera effektivt för utfällning av DOC. Vid en dosering av ungefär 10 mg/l fällningskemikalie åstadkom samtliga testade fällningskemikalier en DOC-reduktion på över 20 %. I figurerna nedan syns att alla fyra fällningskemikalier verkar öka relativt snabbt i effektivitet för fällning av DOC då doseringen går från 0 mg/l till 10 mg/l. Då doseringen ökas ytterligare planas kurvorna ut i viss mån vilket tyder på att en dosering av fällningskemikalier som överstiger 10 mg/l sannolikt inte är resurseffektiv vid fällning av DOC.

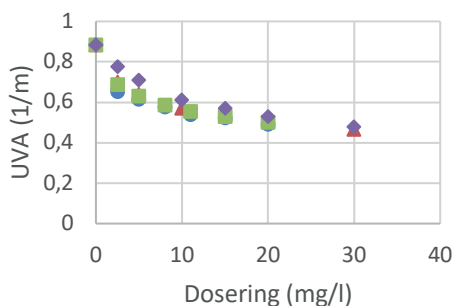
Innan kemisk fällning hade vattnet ett SUVA-värde på lite över 2, detta tyder på att en DOC-reduktion på mellan 25- och 50% skulle kunna vara möjlig. Detta går i linje med den DOC-reduktion som kunde åstadkommas i försöken (se Figur 4.17).



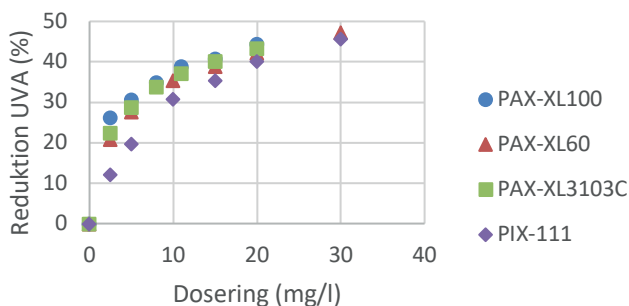
Figur 4.16. DOC-koncentration efter dosering av fällningskemikalie.

Figur 4.17. DOC-reduktion efter dosering av fällningskemikalie.

Figurerna 4.18 och 4.19 visar resultatet som kom av mätning av UVA på vattnet. UVA hos vattnet som inte utsattes för kemisk fällning mättes till ungefär  $0,9 m^{-1}$  vilket kan ses i figurerna nedan. Likt reduktionen som visade sig vid mätning av DOC-innehåll före och efter kemisk fällning visar Figur 4.19 en reduktion av UVA på ungefär 40 % vid en dosering på 20 mg/l av respektive testad fällningskemikalie. Även reduktionen av UVA visade sig vara signifikant då lite lägre doseringar av fällningskemikalier används. Ett exempel på detta är att samtliga kemikalier sänkte UVA med över 10 % vid en dosering av 2,5 mg/l. Likt för kurvorna som visar DOC-reduktion planas kurvorna som visar UVA ut ungefär då doseringen når 10 mg/l, även detta tyder på att det förmodligen inte är resurseffektivt att dosera så mycket mer än 10 mg/l fällningskemikalie då avsikten är att sänka innehållet av DOC.

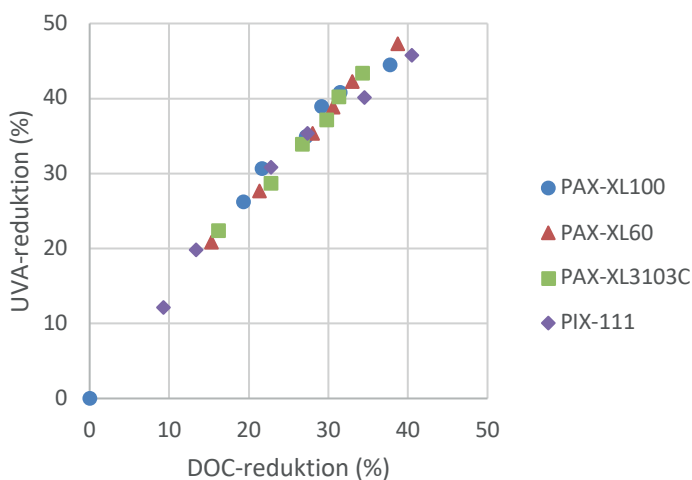


Figur 4.18. UVA efter dosering av fällningskemikalie.



Figur 4.19. UVA-reduktion efter dosering av fällningskemikalie.

Figur 4.20 visar på likheterna mellan reduktionen som kunde åstadkommas i försöken med avseende på DOC-innehåll och UVA. Diagrammet visar på att det finns ett tydligt samband mellan DOC-innehåll och UVA, detta eftersom parametrarna tillsammans bildar ett linjärt samband. Ett sätt att tolka detta är att den fraktion eller de fraktioner av DOC-innehållet i vatten som var möjliga att fälla ut i försöken som ingick i det laborativa arbetet framför allt består av de typer av material som går att detektera med hjälp av analysmetoder för UVA. Detta betyder att det organiska material som kunde fällas ut med hjälp av kemisk fällning i försöken förmodligen i huvudsak består av organiska ämnen som innehåller aromatiska ringar eller omättade kolbindningar.



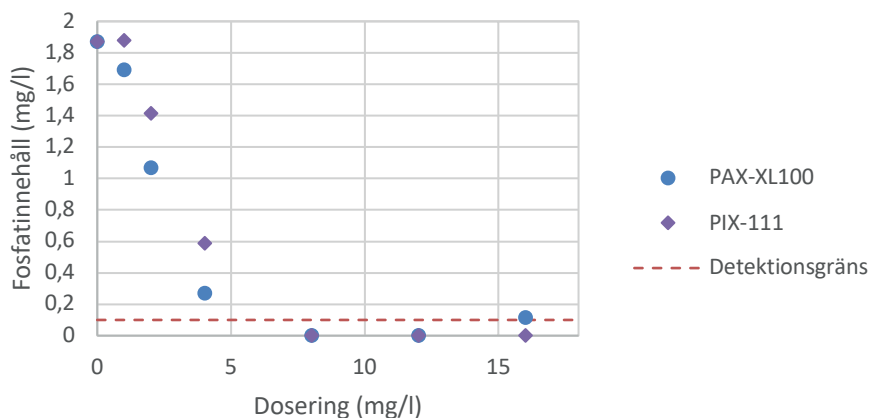
Figur 4.20. Uppmätt UV254-absorptions mot uppmätt DOC-innehåll för vardera utfört fällningsförsök.

Mätningarna av DOC-innehåll och UVA som utfördes i etapp 2 gav resultat som tyder på att fällningskemikalierna PAX-XL100, PAX-XL60, PAX-XL3103C och PIX-111 är relativt lika då det gäller effektivitet vid kemisk fällning av DOC. Effektiviteten för fällning av DOC hos de olika kemikalierna är lika för respektive dos. I resultaten syns snarare att mängden fällningskemikalier som doseras är avgörande för effektiviteten hos DOC-fällningen. Om en fällningskemikalie ska väljas för att på ett så effektivt sätt som möjligt fälla ut DOC ur ett vatten

bör därför faktorer så som pris, miljöpåverkan, tillgång och förutsättningar för hantering tas i beaktning i stor utsträckning. Eftersom PAX-XL100 har störst viktprocent aluminium och är bland de billigaste aluminiumbaserade fällningskemikalierna ansågs den lämplig att inkludera i följande etapp. För att även inkludera en järnbaserad produkt i följande etapp valdes PIX-111 och därmed ströks PAX-XL60 och PAX-XL3103C från vidare försök.

### 4.3 Etapp 3: Fosfat

I etapp 3 ingick 12 separata fällningsförsök med vatten hämtat från Källby avloppsreningsverk som spetsades med en fosforkoncentration på 2 mg/l. Mätningar av fosfat efter den kemiska fällningen redovisas i Figur 4.21. Fällningskemikalierna som inkluderades i försöken var PAX-XL100 och PIX-111.



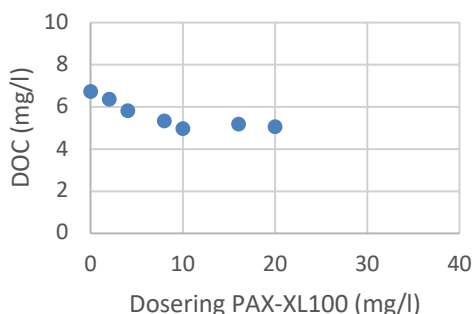
Figur 4.21. Dosering av fällningskemikalie mot uppmätt koncentration av fosfat.

Resultaten visar att för den aluminiumbaserade fällningskemikalien (PAX-XL100) reducerades koncentrationen av fosfat mer vid låga doser än för den järnbaserade (PIX-111). Detta är rimligt då molvikten för järn är större än för aluminium medan molförhållandet för att fälla fosfat (se Ekvation 2 och Ekvation 5) är en mol av både  $\text{Al}^{3+}$  och  $\text{Fe}^{3+}$  per mol fosfat. För  $\text{Fe}^{2+}$  som PIX-111 till stor del innehåller, är molförhållandet för att fälla en mol fosfat 1,5 mol. Detta visar att en större viktmassa av järn krävs för att till en viss nivå reducera fosfat än viktmassan som krävs för aluminium. Både PIX-111 och PAX-XL100 reducerar koncentrationen av fosfat under detektionsgränsen 0,1 mg/l vid en dosering på 8 mg/l. De två kvarvarande kemikalierna är framtagna för att reducera fosfor och fungerar båda väl. Det kan därför inte konstateras en tydlig vinnare av de kvarvarande fällningskemikalierna. PAX-XL100 inkluderas i nästkommande försök då mängden metall som krävs är lägre, PIX-111 inkluderas inte i vidare försök.

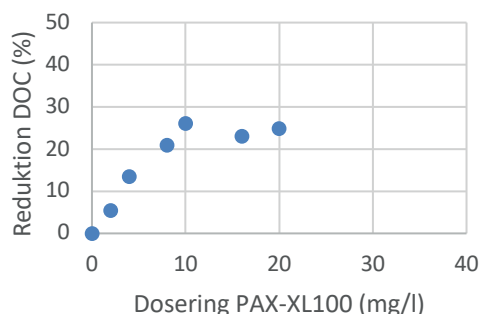
#### 4.4 Etapp 4: DOC, UVA och adsorption av OMP

Det sista steget i laborationsprocessen, etapp 4, utfördes med vatten hämtat från Stengården avloppsreningsverk. Fällningsförsök utfördes på vattnet med hjälp av fällningskemikalien PAX-XL100 och med 6 olika doser. Sedan testades de olika proverna för DOC-innehåll, UVA och adsorption genom tillsättning av PAK.

Resultatet som framkom av DOC-mätningar visas i Figurerna 4.22 och 4.23. Vattnet som kommit från Stengården utan att sedan behandlas med kemisk fällning hade en DOC-koncentration på cirka 6,8 mg/l. Detta värde producerades genom beräkning av medelvärdet av tre separata tester som utfördes på samma vatten. DOC-koncentrationen i vattnet från Stengården var alltså lägre än den hos vattnet som hämtades från Källby (cirka 8,8 mg/l). I Figurerna nedan syns att kemisk fällning kan vara en fungerande metod för avskiljning av DOC. Vidare syns att för vattnet som hämtades från Stengården verkar en dosering av PAX-XL100 som överstiger cirka 10 mg Al/l inte resultera i en mer omfattande sänkning av DOC-innehåll.

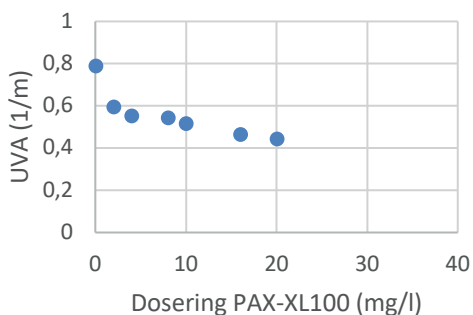


Figur 4.22. DOC-koncentration efter dosering av PAX-XL100.

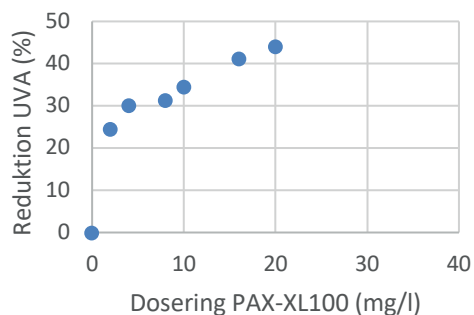


Figur 4.23. DOC-reduktion efter dosering av PAX-XL100.

Vattnet som inte behandlats med kemisk fällning, det vill säga kom direkt från Stengården avloppsreningsverk, hade ett uppmätt UVA-värde av ungefär  $0,8 m^{-1}$  (se Figur 4.24). Figurerna 4.24 och 4.25 visar att det var möjligt att åstadkomma UVA-reduktion genom tillsatts av fällningskemikalien PAX-XL100. Vid en dosering av 10 mg Al/l kunde UVA reduceras med nästan 35 %. Vidare resulterade den högre doseringen 20 mg Al/l i en UVA-reduktion på cirka 44 %. Även med lägre doseringar av PAX-XL100 följde UVA-reduktion, till exempel vid dosering av 4 mg Al/l reducerades UVA med 30 %.

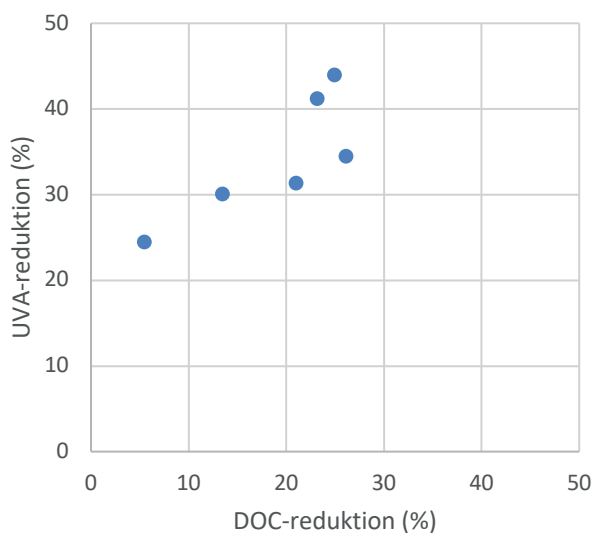


Figur 4.24. UVA efter dosering av PAX-XL100.



Figur 4.25. UVA-reduktion efter dosering av PAX-XL100.

Att den kemiska fällningen som vattnet från Stengården behandlades med konsekvent resulterade i att UVA-reduktionen blev större än reduktionen i DOC-koncentration syns i Figur 4.26. Att punkterna som visas i Figur 4.26 inte bildar en linjär linje tyder på att sambandet mellan mängden DOC som kan avskiljas med hjälp av kemisk fällning i försöken och hur mycket UVA kunde sänkas inte är så stark som för vattnet från Källby. Testerna som gjordes på vattnet från Stengården indikerar alltså att mätning av UVA inte resulterar i siffror som går att använda som en indikator på DOC-innehåll.



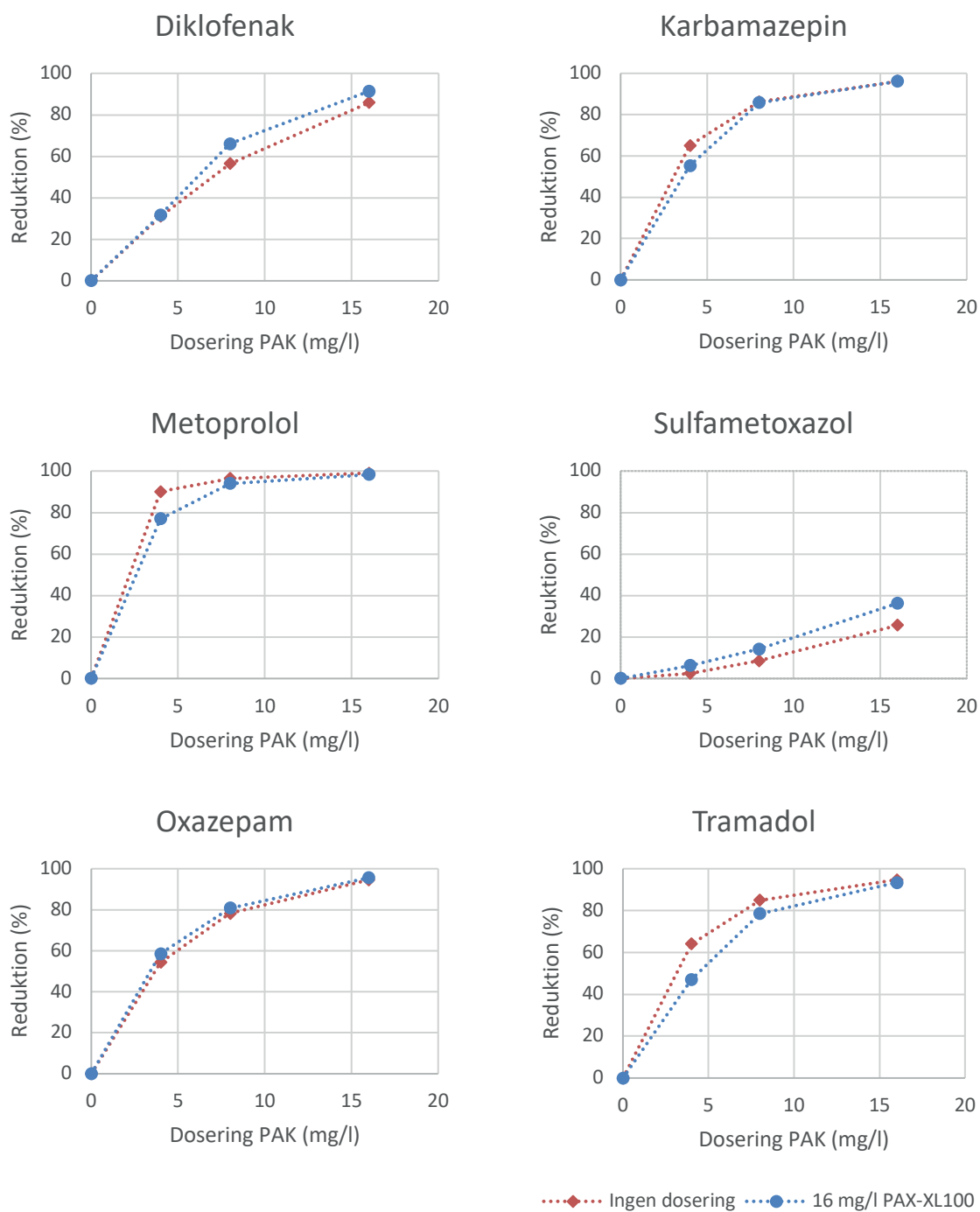
Figur 4.26. Uppmätt UV254-absorbans mot uppmätt DOC-innehåll för vardera utfört fällningsförsök.

#### 4.4.1 Adsorption av organiska mikroföroreningar med pulveriserat aktivt kol

Reduktionen av några ämnen som kategoriseras som OMP visas i Figur 4.27. Sänkningen i koncentration av dessa ämnen utfördes genom tillsatsen av PAK i några olika doser. Alla fyra ämnen som ingår i figuren nedan förekommer i avloppsvatten och i avloppsreningsverks recipienter. Avancerad rening ämnar bland annat att reducera ämnen som dessa. Diklofenak är ett ämne som fungerar smärtstillande, Karbamazepin används för att motverka till exempel epilepsi, Metoprolol är en så kallad betablockerare som används för behandling av hjärt- och kärlsjukdomar, Sulfametoxazol är en typ av antibiotika, Oxazepam verkar ångestdämpande och lugnande och Tramadol är smärtstillande opioid.

Figur 4.27 visar på att reduktionen av Karbamazepin, Metoprolol, Oxazepam och Tramadol inte är tydligt förbättrad i vattnet som innan den avancerade reningen med PAK blivit behandlad med kemisk fällning. Reduktionen av ämnena Diklofenak och Sulfametoxazol som kunde åstadkommas genom användning av PAK var dock något större om vattnet behandlats med kemisk fällning med PAX-XL100 innan adsorptionsförsöken än om det inte gjorde det. Skillnaden mellan hur effektivt ämnena kunde fällas ut som konsekvens av implementering av kemisk fällning innan adsorptionsförsöken skulle kunna bero på att olika OMP påverkas olika mycket av förekomsten av konkurrerande substanser i vatten. Diklofenak och Sulfametoxazol beskrivs i litteraturen som ämnen som i jämförelse med till exempel de övriga ämnena inte adsorberas väl (Gidstedt *m.fl.*, 2022). Att Karbamazepin, Metoprolol, Oxazepam och Tramadol med goda adsorptionsegenskaper inte direkt påverkas av en reduktion av DOC genom kemisk fällning framgår i Figur 4.27. Vidare visar Diklofenak och Sulfametoxazol med sämre adsorptionsegenskaper en ökad reduktion troligen eftersom dessa ämnen är känsliga för konkurrens och gynnas därför av reduktionen av DOC genom kemisk fällning (se Figur 4.27). Den ökade reduktionen av Diklofenak och Sulfametoxazol som kunde åstadkommas i vattnet som innan adsorptionsförsöken behandlats med kemisk fällning för sänkning av DOC var dock inte tillräckligt stor för definitiva slutsatser.

Undersökningar kring DOC-innehåll visade att en dosering av 16 mg Al/l resulterade i att DOC kunde reduceras med omkring 23 % vilket inte motsvaras i reduktionen av någon OMP som visas i Figur 4.27. Detta talar för att lämpligheten kring rådande praxis med dimensionering av avancerad rening som utgår från DOC-innehåll bör undersökas vidare. Rådande dimensioneringsprinciper tar avstamp i DOC-innehåll i vattnet och innefattar antagandet att reduktion av OMP är proportionell mot DOC-innehåll. Dosen av till exempel PAK korreleras mot mängden DOC. Resultaten som visas i Figur 4.27 talar för att principen är en för stor förenkling för många de typer av molekyler som klassas som OMP. Vidare tyder Figur 4.27 på att olika OMP påverkas olika mycket av konkurrerande ämnen då de kommer i kontakt med avancerad rening genom dosering av PAK.

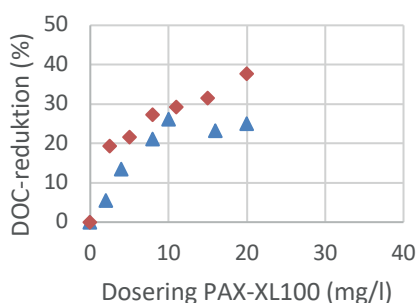


Figur 4.27. Reduktion av OMP genom adsorption på PAK på vatten som behandlats eller inte behandlats med 16 mg/l PAX-XL100. Filtrerat genom 45- $\mu$ m-filter. Vatten från Stengården avloppsreningsverk.

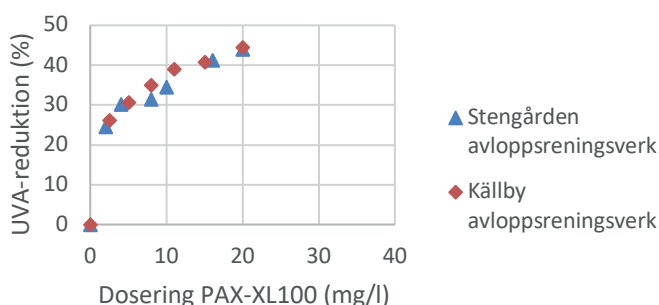


## 4.5 Fällningskemikaliers effektivitet vid avskiljning av organiskt material

Under det laborativa arbetet användes vatten som hämtades från Källby avloppsreningsverk och vatten som hämtades från Stengården avloppsreningsverk. Innan fällningsförsöken genom Jar Tester gjordes på vattnen testades de för DOC-innehåll och UVA. Vattnet från Källby avloppsreningsverk visade på en DOC-koncentration på cirka 8,8 mg/l och UVA 0,9  $m^{-1}$ . Stengårdens vatten hade initialt en DOC-koncentration på ungefär 6,8 mg/l och UVA 0,8  $m^{-1}$ . Redan innan försöken inleddes hade alltså vattnet från Källby både en högre koncentration DOC och en högre UVA. Figur 4.28 visar den procentuella reduktionen av DOC som kunde åstadkommas med hjälp av kemisk fällning på de olika vattnen. Att punkterna som representerar de respektive reningsverken inte följer varandra tyder på en skillnad i effektivitet för avskiljning av DOC med hjälp av kemisk fällning. Förklaring till diskrepansen skulle kunna vara att de olika vattnen har olika sammansättning och ursprungskoncentration. I Figur 4.29, som visar reduktionen av UVA däremot syns att punkterna för de respektive reningsverken följs åt i mycket stor utsträckning. Till vilken grad UVA kunde reduceras med hjälp av kemisk fällning var alltså i försöken lika över de vatten som testades.

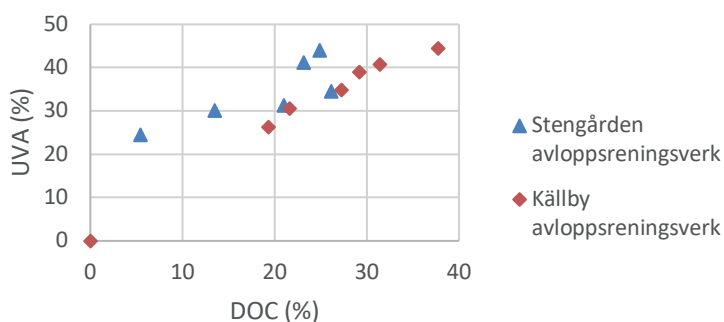


Figur 4.28. DOC-reduktion efter dosering av PAX-XL100 i vatten från Stengården och Källby.



Figur 4.29. UVA-reduktion efter dosering av PAX-XL100 i vatten från Stengården och Källby.

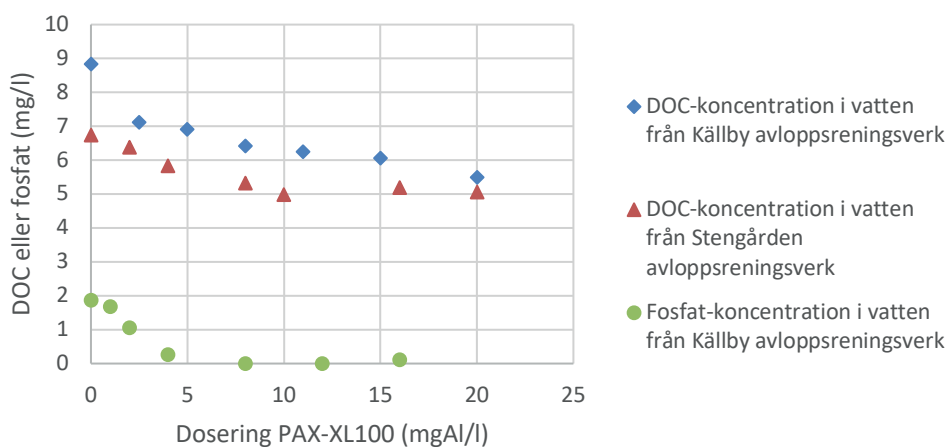
Till vilken grad UVA kan sänkas med hjälp av kemisk fällning tycks enligt Figur 4.28 och 4.29 vara mer förutsägbart än till vilken grad DOC-innehåll kan sänkas med hjälp av kemisk fällning. Dessutom visar resultaten att de fraktioner av det organiska materialet som kvantifierades med UVA-analyser procentuellt kunde sänkas i större utsträckning än vad det organiska materialet som kvantifierades med DOC-analyser kunde. Detta visas i Figur 4.30.



Figur 4.30. Procentuell sänkning av DOC-innehåll mot procentuell sänkning av UVA hos de olika vattnen.

## 4.6 Att använda kemisk fällning för fällning av både fosfor och DOC

Resultaten pekar mot att det är möjligt att reducera både fosfor och DOC med hjälp av kemisk fällning. Mer omfattande sänkning av DOC-innehåll kunde i undersökningar åstadkommas genom att dosera något mer av fällningskemikalien PAX-XL100 än vad som krävdes för att reducera fosfatinnehållet. I Figur 4.31 visas sänkningen i DOC- och fosforinnehåll som olika doseringar av koagulanten PAX-XL100 resulterade i. En relativt låg dosering på 4 mg Al/l ledde till att fosfatinnehållet sänktes till mycket låga nivåer. Vid högre doseringar syntes ingen större skillnad i reduktionen av fosfat. Till vilken grad DOC-innehållet sänktes som följd av att doseringen av PAX-XL100 höjdes från 4 mg Al/l var däremot märkbart större. Det syns i figuren att för både vattnet som hämtades från Källby och vattnet som hämtades från Stengården blev reduktionen av DOC-innehåll nästan alltid större ju högre dos PAX-XL100 som tillsattes. Kring doseringen 10 mg Al/l visar dock resultaten från båda av de testade vatten att reduktionseffektivitetskurvan i viss mån planas ut. Att kurvorna planas ut skulle kunna vara en indikation på att högre doseringar än 10 mg Al/l inte är resurseffektiva.



Figur 4.31. Sänkning av DOC- respektive fosfatinnehåll i vatten från Källby och Stengården.

## 4.7 Kostnadsanalys vid optimerad dosering för fällning av DOC och fosfor

Nedan följer övergripande kostnadsberäkningar för ett generiskt avloppsreningsverk som är i samma storleksklass som Källby och avser implementera avancerad rening och ett steg med kemisk fällning för avskiljning av DOC och fosfor. Beräkningarna utgår från framtagna mätdata från Källby reningsverk. De beräknade kostnaderna inkluderar alltså både ett steg för kemisk fällning och ett steg för dosering av PAK alternativt ozon. Vidare används kostnadsuppskattningar från Kemira (Pålsson, 2022) samt Baresel *m.fl.* (2017) presenterade i Kapitel 2.5. Uppskattningarna utgår från nuvarande praxis inom VA-branschen vilken innebär att dimensionering av avancerad rening genom användning av aktivt kol eller ozonering utgår från koncentrationen av DOC i vattnet. Eftersom GAK inte simultananpassas i dosering inkluderas beräkning kring det inte i följande beräkningar.

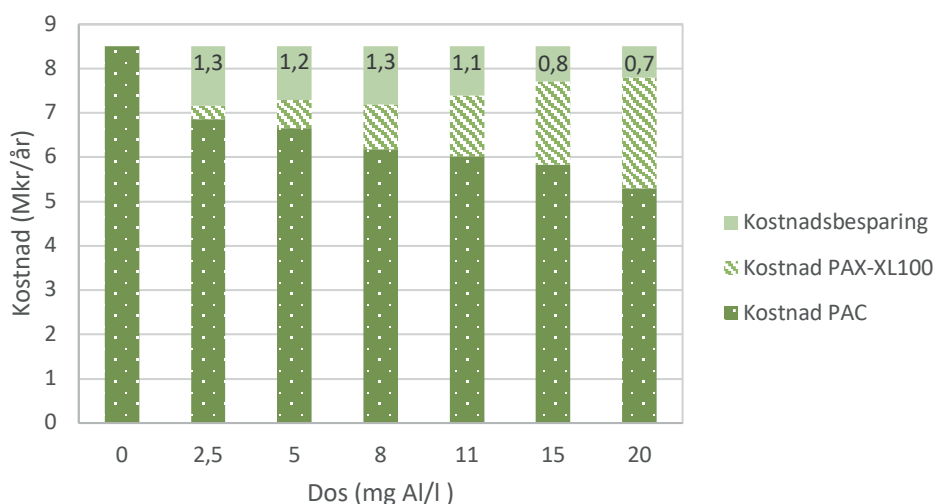
### 4.7.1 Pulveriserat aktivt kol

För ett reningsverk i samma storleksklass som Källby anges driftskostnader vid användning av PAK som avancerad rening till 8,5 Mkr per år. Med antagandet att driftskostnaderna för PAK reduceras till samma grad som DOC-reduktionen på grund av kemisk fällning skulle de årliga driftskostnaderna på ett reningsverk i storleksklass med Källby vara enligt:

$$\text{Driftskostnader} = (1 - \text{reduktion}_{\text{DOC}}) \cdot 8,5 \text{ Mkr}$$

De minskade driftkostnaderna möts av ökade kostnader för fällningskemikalier. PAX-XL100 är den fällningskemikalie vars förmåga att reducera DOC bedömts vara bäst och inkluderas därför i kostnadsanalysen. Kostnaden per år för fällningskemikalien motsvarar metallkoncentrationen som krävs för att nå en reduktion, omvandlat till mängd PAX-XL100 som multipliceras med ett genomsnittligt årsflöde till Källby på 28 000 m<sup>3</sup>/dygn och kostnaden på 1240 kr/ton.

Figur 4.33 visar i stapeldiagram för de olika doserna vad den avancerade reningen kostar samt vad fällningskemikalien kostar. Kostnadsbesparingen visas också och är lika med skillnaden av kostnader utan kemisk fällning och med fällning.



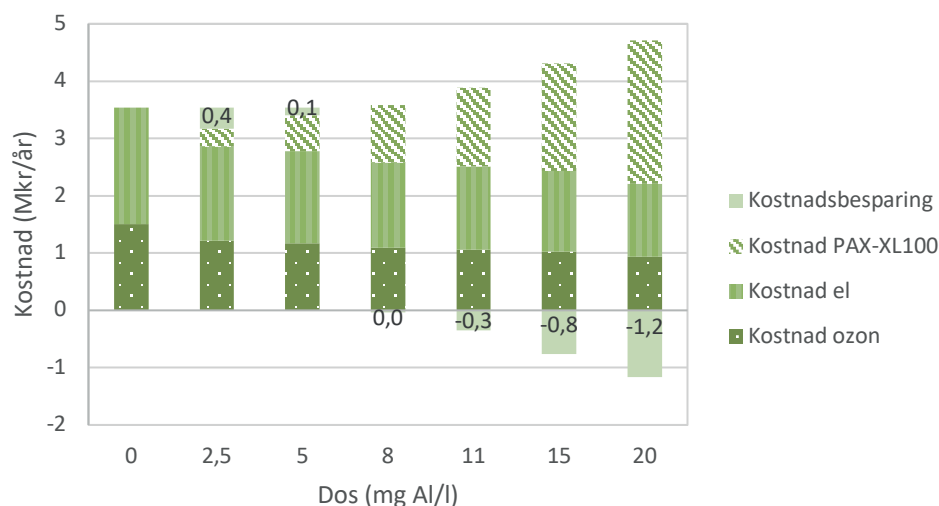
Figur 4.32. Approximerade skillnader i kostnad vid implementering av PAK för avancerad rening och kemisk fällning för avskiljning av organiskt material.

Det framgår att kostnadsbesparingar kan göras vid användning av PAK som metod för avancerad rening vid användning av kemisk fällning. Det bör framhållas att beräkningarna är mycket överskådliga och gäller driften av den avancerade reningen.

#### 4.7.2 Ozonering

För ett reningsverk i samma storleksklass som Källby anges driftskostnader vid användning av ozonering som avancerad rening till 1,5 Mkr per år. På samma sätt som PAK-doseringen antas ozondosen reduceras lika mycket som DOC-reduktionen. Elförbrukningen vid drift av ozonering är betydligt större än för PAK och inkluderas därför i kostnadsberäkningen. Kostnaden för el antas reduceras i samma grad som DOC-reduktionen. Elförbrukningen anges i ett intervall mellan 0,1–0,3 kWh/m<sup>3</sup> och kostnaden bestäms genom att multiplicera det genomsnittliga flödet 28 000 m<sup>3</sup>/dygn med 0,2 kWh/m<sup>3</sup> och ett uppskattat elpris på 1 kr/kWh.

De ökade kostnaderna för PAX-XL100 bestäms på samma sätt som för PAK. Figur 4.34 visar i stapeldiagram vad den avancerade reningen kostar, elkostnaden för den avancerade reningen samt kostnad för fällningskemikalie per år. Nyttan för användningen av fällningskemikalier redovisas också som skillnaden av kostnader utan kemisk fällning och med kemisk fällning.



Figur 4.33. Approximerade skillnader i kostnad vid implementering av ozonering för avancerad rening och kemisk fällning för avskiljning av organiskt material.

Det framgår att för doser högre än 5 mg Al/l blir försöken att reducera DOC med fällningskemikalier en ökad kostnad. Det är dock troligt att en dosering på över 5 mg Al/l PAX-XL100 behövs för att sänka fosforinnehållet i tillräckligt stor grad. Beräkningarna är mycket överskådliga och till exempel elpriset och elförbrukningen som är svåra att skatta spelar en stor roll.



## 5 Slutsats

Enligt försöken som ingick i det laborativa arbetet verkar det vara möjligt att använda kemisk fällning för reduktion av DOC. Det verkar dessutom vara möjligt att uppnå en sådan reduktion av DOC utan att reduktionen av fosfor blir mindre omfattande. Undersökningarna visade att om DOC-innehåll i vatten ämnas sänkas med hjälp av kemisk fällning behövs sannolikt en högre dosering av fällningskemikalie än då enbart reducering av fosfor eftersträvas. För de vatten som testades i samband med laborationsförsöken som inkluderades i detta examensarbete verkar ungefär 10 mg Al/l i form av PAX-XL100 vara en optimerad dosering för fällning av både DOC och fosfor. Vidare undersökningar är dock nödvändiga för att säkert kunna säga med vilken dos fällningskemikalien bör tillsättas för att fällningsprocessen ska fungera optimalt för alla vatten.

Den nuvarande dimensioneringsprocessen för avancerad rening och kostnadsberäkningarna i detta examensarbete utgår från att den krävda kapaciteten hos den avancerade reningen är proportionell mot DOC-innehåll hos det vatten som ska behandlas med avancerad rening då DOC-innehållet konkurrerar med OMP om att avlägsnas genom behandling med PAK eller ozon. Tidigare forskning och resultaten som ingår i examensarbetet pekar mot att DOC-innehåll inte är en tillförlitlig ingångsparameter vid dimensionering av avancerad rening. Anledningen till detta tros vara att olika fraktioner som ingår i DOC-innehållet inte påverkas på samma sätt av olika typer av rening som ingår i avloppsreningsverks processer. De laborativa försöken visar till exempel att ett DOC-innehåll som har reducerats med ungefär 20 % inte resulterar i att OMP-innehåll i storleksordningen 20 % kan avlägsnas genom användning av PAK. Källor som pekar på att motsatsen är sann finns dock också, vidare verkar olika typer av OMP på olika sätt korrelera med mängden DOC och alltså påverkas av förekomsten av konkurrerande substanser i varierande grad vilket belyser att det finns ett behov av vidare forskning inom området.

Det framkom genom försök och beräkningar att det kan finns ekonomiska resurser att spara i implementerad avancerad rening om optimerad kemisk fällning för reduktion av DOC och fosfor kan uppnås. Enligt beräkningarna skulle en optimerad kemisk fällning innebära större ekonomisk nytta vid användning av PAK än vid användning av ozon. Vid implementering av avancerad rening med PAK skulle en dosering av ungefär 10 mg Al/l innan den avancerade reningen leda till en besparing om cirka 14 % årligen jämfört med om kemisk fällning inte använts alls. Om ozonering i stället tillämpas med den optimerade dosen verkar kostnaderna förbli oförändrade med och utan kemisk fällning innan avancerad rening. Resultaten som producerats genom kostnadsberäkningarna är dock starkt kopplade till ingångsdata och antaganden som gjorts i samband med beräkningarna och en justering av dessa skulle kunna resultera i att nyttoanalysen pekar mot helt andra slutsatser.



## 6 Framtida studier

För framtida studier är det av intresse att minimera de osäkerheter som är kopplade till vårt examensarbete. Det kan göras genom fler tester med tätare datapunkter, insamling av vatten dels från fler reningsverk, dels under andra tider på året. Vidare vore det intressant att undersöka hur polymerer som adderas för att förbättra koagulations- och sedimenteringsegenskaperna vid kemisk fällning kan påverka DOC-innehållet och dess reduktion.

Undersökningarna i den här rapporten och tidigare forskning tyder på att mängden DOC i vatten inte är proportionell mot den mängd aktivt kol eller ozon som behöver användas i avancerad rening för att uppnå en viss reduceringsgrad för OMP. Det hade därför varit av intresse att i större detalj undersöka om det finns några specifika fraktioner av DOC-innehållet vars förekomst sänker effektiviteten i reduceringen av OMP i avancerad rening och om dessa fraktioner är möjliga att reducera genom kemisk fällning. Enligt mätningar som ingår i det här examensarbetet är sättet som UVA sänks som följd av kemisk fällning mer förutsägbart än sättet som DOC-innehåll sänks som följd av kemisk fällning. Om detta är en generell företeelse för alla vatten hade varit intressant att undersöka samt om UVA hade fungerat bättre som dimensioneringsunderlag än DOC.

Med examensarbetet som bakgrund anser vi att det finns anledning att se över sättet på vilket avancerad rening dimensioneras för att det ska bli mer resurseffektivt. Anledningen till detta är att det genom undersökningarna inte visade sig något starkt samband mellan sänkt DOC-innehåll och effektivitet hos den avancerade reningen. Undersökningarnas omfattning kring avancerad rening i det här projektet var dock mycket begränsade. För att med större säkerhet kunna dra slutsatser om hur effektivt kemisk fällning för avskiljning av DOC bidrar till en förhöjd effektivitet i den avancerade reningen behövs mer omfattande studier som inkluderar fler typer av avancerad rening än bara PAK. Exempel på sådana typer av avancerad rening är GAK och ozonering.





## 7 Referenser

- Altmann, J., Massa, L., Sperlich, A., Gnirss, R. & Jekel, M. 2016. UV254 absorbance as real-time monitoring and control parameter for micropollutant removal in advanced wastewater treatment with powdered activated carbon. *Water Research*, 94, 240-245.
- Altmann, J., Zietzschmann, F., Geiling, E. L., Ruhl, A. S., Sperlich, A. & Jekel, M. 2015. Impacts of coagulation on the adsorption of organic micropollutants onto powdered activated carbon in treated domestic wastewater. *Chemosphere*, 125, 198-204.
- Baresel, C., Ekengren, Ö., Filipsson, S., Karlsson, J. & Winberg von Friesen, L. 2020. The municipal wastewater treatment plant of the future – A water reuse facility.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. 2017. Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. Stockholm.
- Davis, M. L. 2020. *Water and wastewater engineering : design principles and practice*, New York, McGraw-Hill Education.
- de-Bashan, L. E. & Bashan, Y. 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water Research*, 38, 4222-4246.
- Ekblad, M., Juarez, R., Falås, P., Bester, K., Hagman, M. & Cimbritz, M. 2021. Influence of operational conditions and wastewater properties on the removal of organic micropollutants through ozonation. *J Environ Manage*, 286, 112205.
- El-taliawy, H., Ekblad, M., Nilsson, F., Hagman, M., Paxeus, N., Jönsson, K., Cimbritz, M., la Cour Jansen, J. & Bester, K. 2017. Ozonation efficiency in removing organic micro pollutants from wastewater with respect to hydraulic loading rates and different wastewaters. *Chemical Engineering Journal*, 325, 310-321.
- Fundneider, T., Herrling, M. P., Kahl, E. P. & Lackner, S. 2018. Identifying technical synergy effects for organic micro-pollutants removal. *Water Practice and Technology*, 13, 346-354.
- Gheraout, D. 2014. The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. *Journal of King Saud University - Science*, 26, 169-180.
- Gidstedt, S., Betsholtz, A., Falås, P., Cimbritz, M., Davidsson, Å., Micolucci, F. & Svahn, O. 2022. A comparison of adsorption of organic micropollutants onto activated carbon following chemically enhanced primary treatment with microsieving, direct membrane filtration and tertiary treatment of municipal wastewater. *Science of The Total Environment*, 811, 152225.
- IVL Svenska Miljöinstitutet, S. Framtidens kommunala avloppsrening. <https://www.ivl.se>.
- Kemira. 2022. *Inorganic coagulants for water treatment* [Online]. Available: <https://www.kemira.com/products/inorganic-coagulants-for-water-treatment/> [Accessed 2022].
- Lidström, V. 2013. *Vårt vatten : grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*, Solna, Svenskt vatten.
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K. & Ahrens, L. 2017. Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests. *Water Research*, 120, 77-87.

Musteret, C. P., Morosanu, I., Ciobanu, R., Plavan, O., Gherghel, A., Al-Refai, M., Roman, I. & Teodosiu, C. 2021. Assessment of Coagulation–Flocculation Process Efficiency for the Natural Organic Matter Removal in Drinking Water Treatment. *Water*, 13, 3073.

Naturvårdsverket 2018. *Reining av avloppsvatten i Sverige 2018*, Stockholm, Naturvårdsverket.

Newcombe, G., Morrison, J., Hepplewhite, C. & Knappe, D. R. U. 2002. Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon: II. Competitive effects. *Carbon*, 40, 2147-2156.

Ossiansson, E. 17 Februari 2022. RE: *Källby reningsverk, dosering av fällningskemikalie*. Type to NILSSON, E.

Pålsson, A. 21 april 2022. RE: *Examensarbete LTH (kemisk fällning för minskad DOC)*. Type to NILSSON, E.

Svenska institutet för standarder 2021. Vattenundersökningar - Bestämning av totalt organiskt kol (TOC), upplöst organiskt kol (DOC), bundet kväve (TNb) och upplöst bundet kväve (DNb) efter katalytisk oxidativ förbränning vid hög temperatur (ISO 20236:2018). Kemiska vattenundersökningar.

VA SYD 2013. KÄLLBY AVLOPPSRENINGVERK. VA SYD.

Valanko, R., Shestakova, M., Pekonen, P., Hesampour, M., Hansen, B., Halttunen, S., Hofmann, R., Pretorius, R., Penttinen, M., Recktenwald, M., Karpova, T., van Rossum, R., Grönfors, O., Mattsson, E., Ahlgren, J., Nilsson, B., Leen, P., Havansi, H. & Abinet, R. 2020. *About water treatment*, Kemira.

Virkutyte, J. & Varma, R. 2010. *Treatment of micropollutants in water and wastewater*, IWA Publishing.

Watanabe, Y. 2017. Flocculation and me. *Water Research*, 114, 88-103.

Wittmer, A., Heisele, A., Mc Ardell, C. S., Böhler, M., Longree, P. & Siegrist, H. 2015. Decreased UV absorbance as an indicator of micropollutant removal efficiency in wastewater treated with ozone. *Water Science and Technology*, 71, 980-985.

Yamamura, H., Putri, E. U., Kawakami, T., Suzuki, A., Ariesyady, H. D. & Ishii, T. 2020. Dosage optimization of polyaluminum chloride by the application of convolutional neural network to the floc images captured in jar tests. *Separation and Purification Technology*, 237, 116467.

Zazouli, M. A., Nasser, S., Mahvi, A. H., Mesdaghinia, A. R., Younecian, M. & Gholami, M. 2007. Determination of Hydrophobic and Hydrophilic Fractions of Natural Organic Matter in Raw Water of Jalalieh and Tehranspars Water Treatment Plants *Journal of Applied Sciences*, 7, 2651-2655.

Zoschke, K., Engel, C., Börnick, H. & Worch, E. 2011. Adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol onto powdered activated carbon at non-equilibrium conditions: Influence of NOM and process modelling. *Water Research*, 45, 4544-4550.

Zouboulis, A. I., Traskas, G. & Ntolia, A. 2007. Comparable Evaluation of Iron-based Coagulants for the Treatment of Surface Water and of Contaminated Tap Water. *Separation Science and Technology*, 42, 803-817.

Zucker, I., Lester, Y., Avisar, D., Hübner, U., Jekel, M., Weinberger, Y. & Mamane, H. 2015. Influence of Wastewater Particles on Ozone Degradation of Trace Organic Contaminants. *Environmental Science & Technology*, 49, 301-308.