



EXAMENSARBETE INOM KEMITEKNIK,
GRUNDNIVÅ, 15 HP
STOCKHOLM, SVERIGE 2021

Undersökning av nyckeltal vid kemisk fällning av fosfor med järnklorid

ERIKA MONTELIUS

EXAMENSARBETE

Högskoleingenjörsexamen
Kemiteknik

Titel: Undersökning av nyckeltal vid kemisk fällning av fosfor med järnklorid

Engelsk titel: Investigation of key figures for chemical precipitation of phosphorus with ferric chloride

Sökord: Kemisk fällning, järnklorid, fosforrening, avloppsvattenrening

Arbetsplats: Syvab Himmerfjärdsverket

Handledare på arbetsplatsen: Stefan Berg

Handledare på KTH: Lars Eidensten och Sara Thyberg Naumann

Student: Erika Montelius

Datum: 2022-02-24

Examinator: Sara Thyberg Naumann

Sammanfattning

Himmerfjärdsverket i Grödinge drivs av Syvab vars uppgift är att ta emot och rena avloppsvatten. Vattnet renas från organiskt material, kväve och fosfor och släpps sedan ut till Syvabs recipient Himmerfjärden. Syftet är att skydda miljön mot utsläpp som kan påverka Östersjön och minska övergödningen.

För att rena vattnet från fosfor används idag kemisk förfällning med hjälp av fällningsstrategin ”Försedimentering, Avskiljning av Suspenderat material med Trippeldosering”. Detta förkortat ”FAST”. Kemikaliedoseringen är bestående av tre olika kemikalier innan avloppsvattnet når försedimenteringen. Först doseras järnklorid för att fälla ut fosfor. Sedan tillsätts en katjonpolymer och till sist en anjonpolymer för att förstärka sedimenteringen. Doseringen av järnklorid styrs efter inkommande flöde.

På grund av att fosforavskiljningen varierat utan att ändringar gjorts i styrningen var målet med projektet att undersöka om det går att identifiera nyckeltal vid kemikaliedoseringen så att utifrån inkommande analyser kunna erhålla förväntade analysvar efter försedimenteringen. För att nå målet har först en litteraturstudie gjorts och sedan en undersökning av de parametrar som har en betydelse för processen. Parametrarna som undersöktes var totalfosfor, fosfatfosfor, suspenderat material, pH samt alkalinitet. Mätningar gjordes på prover från inkommande avloppsvatten, direkt efter försedimenteringen och från primärslammet och massbalanser ställdes upp över systemet. Parametrarna jämfördes mot avskiljningen av fosfor för att hitta eventuella samband.

Arbetet visar inget starkt samband mellan de undersökta parametrarna och avskiljningsgraden av fosfor. Därför kan inte nyckeltal för kemikaliedoseringen i FAST-systemet identifieras. Litteraturstudien visar att blandningsförhållanden, variationer i avloppsvattnet, vattnets fosforinnehåll och vattnets alkalinitet och pH avgör hur goda reningsresultat som kan uppnås. Det går dock inte att utifrån teorin bestämma optimal kemikaliedosering eftersom avloppsvattnets sammansättning är komplex, vilket innebär att mekanismen som styr utfällningen är svår att specificera. Järn(III) binder bland annat till svavel och bildar järnsulfid. För att undersöka om svavel har en inverkan på fosforavskiljningen rekommenderas en mätning av järnsulfid innan försedimenteringen. Om halten är hög kan man prova att lufta aggressivare i sandfånget för att oxidera järnsulfidfällningar och regenerera järn(III)joner som faller ut ytterligare fosfat.

För att ytterligare förbättra fosforavskiljningen rekommenderas att inblandningen av järnklorid ses över. Om inblandningen sker snabbare och effektivare antas större andel fosfat och polyfosfat reagera med järnet.

Abstract

Himmerfjärdsverket in Grödinge is run by Syvab, whose task is to receive and purify wastewater. Contaminants like organic material, nitrogen and phosphorus are removed from the wastewater and then released to Syvab's recipient Himmerfjärden. The goal is to protect the environment against emissions that can affect the Baltic Sea and reduce eutrophication.

Chemical precipitation is used to remove phosphorus from the wastewater and the precipitation strategy is called "Pre-sedimentation, Separation of Suspended Material with Triple Dosing". Which is abbreviated to "FAST". The chemical dosage consists of three different chemicals before the wastewater reaches the pre-sedimentation. First, ferric chloride is dosed to precipitate phosphorus. Then a cationic polymer is added and finally an anionic polymer to enhance the sedimentation. The dosage of iron chloride is controlled by incoming flow.

Since the phosphorus separation has varied without any changes being made in operation, Syvab wanted to investigate whether it was possible to identify the key figures for the chemical dosing so that, based on incoming analyzes, they could obtain expected analytical results after pre-sedimentation. This was done through a literature study and by examining the parameters that are important for the process. The parameters examined were total phosphorus, phosphate phosphorus, suspended matter, pH, and alkalinity. Measurements were made on samples from incoming wastewater, immediately after pre-sedimentation and from the primary sludge and mass balances were calculated across the system boundary. The parameters were compared against the separation of phosphorus to find possible connections.

Based on the analysis results obtained, it was not possible to identify the key figures for the chemical dosage in the FAST system. No strong association was detected between the parameters examined. According to the literature study, it was found that mixing conditions, variations in the wastewater, the water's phosphorus content and the water's alkalinity and pH determine how good purification results can be achieved. However, it is not possible to determine the optimal chemical dosage based on the theory alone because the composition of the wastewater is complex, which means that the mechanism is difficult to specify. Iron (III) also react with sulfur and forms iron sulfide. To investigate whether sulfur influences phosphorus separation, a measurement of iron sulfide is recommended before pre-sedimentation. If the content is high, one thing to try is to air more aggressively in the sand trap to oxidize iron sulfide precipitates and regenerate iron (III) ions that precipitate additional phosphate.

To further improve phosphorus separation, it is also recommended to review the mixing conditions of ferric chloride. If the mixing takes place faster and more efficiently, a larger proportion of phosphate may react with the iron.

Förord

Examensarbetet har utförts inom ramen för högskoleingenjörsprogrammet i Kemiteknik vid Kungliga Tekniska Högskolan och omfattar 15 högskolepoäng. Uppdragsgivaren för arbetet har varit Syvab och arbetet har utförts under höstterminen 2021 på Himmerfjärdsverket i Grödinge.

Först och främst vill jag tacka min handledare Stefan Berg, på Syvab. Tack för all din hjälp och vägledning under projektets gång.

Jag vill rikta ett stort tack till personalen på Syvabs laboratorium. Tack för hjälpen med alla analyser och för ett trevligt bemötande. Jag vill även tacka övrig personal på Syvab för ett fint mottagande och en trevlig atmosfär.

Slutligen vill jag tacka mina handledare och examinator Lars Eidensten och Sara Thyberg Naumann, på KTH.

Erika Montelius

Innehåll

1 Inledning	1
2 Reningsprocessen på Himmerfjärdsverket	3
2.1 Mekanisk rening	3
2.2 Kemisk rening	3
2.3 Biologisk rening	4
3 Föroreningar i kommunalt avloppsvatten	5
3.1 pH	5
3.2 Alkalinitet	6
3.3 Fosfor	6
3.4 Suspenderat material	8
4 Kemiska reningsprocesser	9
4.1 Flockning och koagulation	9
4.2 Utfällning av fosfor	10
4.3 Strategier för fällning	11
4.4 Separation	12
4.5 Polymerer	13
4.6 Fällning av fosfat med järnklorid	14
5 Metoder	17
5.1 Massbalans	17
5.2 Flöden och provtagningspunkter	17
5.3 Analyser	18
5.3.1 Totalfosfor och fosfatfosfor	19
5.3.2 Suspenderad substans, torrsubstans och glödrest	19
5.3.3 pH och total alkalinitet	20
6 Resultat	21
6.1 Massbalans	21
6.2 Reningsresultat och samband	22
7 Diskussion	28
7.1 Massbalans	28
7.2 Reningsresultat och samband	29
8 Slutsats och fortsatta studier	30
9 Referenser	31
Bilaga 1 Massbalanser	i
Bilaga 2 Flöden	v
Bilaga 3 Analysresultat	vii
Bilaga 4 Beräkningar	xiii

Bilaga 5 Produktspecifikation PLUSJÄRN S 314	xiv
Bilaga 6 Tabeller för samband mellan parametrar och avskiljning	xv
Bilaga 7 Resultat för samband mellan parametrar	xviii

1 Inledning

Himmerfjärdsverket drivs av Syvab som är ett kommunalt aktiebolag. Bolaget ägs av kommunerna Botkyrka, Nykvarn, Salem och av Stockholm Vatten AB och Telge AB i Södertälje. Himmerfjärdsverkets uppgift är att ta emot och rena dagvatten och avloppsvatten som kommer från hushåll, företag, skolor och industrier. Vattnet renas från organiskt material, kväve och fosfor och släpps sedan ut till Syvabs recipient Himmerfjärden. Syftet med reningen är att skydda miljön mot utsläpp som kan påverka Östersjön och minska övergödningen.

I en del av Himmerfjärdsverkets processlösning används idag kemisk förfällning med hjälp av fällningsstrategin ”Försedimentering, Avskiljning av Suspenderat material med Trippeldosering”. Detta förkortat ”FAST” och har använts sedan september 2018. Kemikaliedoseringen består av tre olika kemikalier och tillsätts innan avloppsvattnet når försedimenteringen. Först doseras ett metallsaltet järnklorid för att fälla ut fosfor. Sedan tillsätts en katjonpolymer och till sist en anjonpolymer för att förstärka effekten av försedimenteringen. Sedan FAST-strategin började användas har doseringen justerats empiriskt mot börvärden på fosfathalter samt halt av suspenderat material som ansetts lämplig.

Fällningsstrategin enligt FAST innebär en förhållandevis hög dosering av kemikalier. Emellertid kommer steget med kemikaliedosering att tas bort inom kommande år. Detta beror på att det pågår en ombyggnation av anläggningen där en ny processlösning ska integreras med biologisk kaskadkväverening med efterföljande MBR-filter. Den nya processlösningen förväntas vara färdig år 2026. MBR-anläggningen kommer klara den ökade belastningen och de hårdare reningskraven som ställts på verket. När den nya anläggningen är i bruk kommer FAST-systemet tas bort.

Tidigare användes fällningskemikalien järn(II)sulfat/”Hepta” men under 2017 överskreds villkoren för utgående fosforhalt. Hepta reagerade inte längre med den lösta fosfaten i avloppsvattnet och det var en av anledningarna till att Syvab införde FAST-systemet. En annan anledning var för att avlasta den biologiska reningen med partikulärt BOD och för att få ned halten suspenderat material efter försedimenteringen. Varför Hepta inte längre fungerade är inte helt klarlagt men en teori är att den i stället band till svavel. Det visade sig också att inkommande avloppsvatten innehöll ökade mängder svavel.

Sedan det nya systemet infördes har lägre fosfathalter efter försedimenteringen kunnat erhållas. Metallsaltet som idag används för att fälla ut fosfor är järn(III)klorid. Doseringen av järnklorid styrs efter inkommande flöde. Emellanåt har dock utgående fosforhalt efter försedimenteringen varierat utan att ändringar gjorts i styrningen. Målet med detta arbete är att undersöka om det går att identifiera nyckeltal vid kemikaliedoseringen så att utifrån inkommande analyser kunna erhålla förväntade analysvar efter försedimenteringen. Om det inte går att identifiera nyckeltal önskas rekommendationer om vidare arbete som förhoppningsvis kan hjälpa fortsatta utredningar eller förslag på vad för insatser som behövs för att identifiera nyckeltal vid kemikaliedosering. Rekommendationer för att förbättra styrningen är också ett önskemål.

För att få en djupare förståelse för processen kemisk fällning gjordes först en litteraturstudie. För att undersöka eventuella samband och nyckeltal som styr hur väl utfällningen fungerar utfördes även praktiska moment. De praktiska momenten innebar analyser på Himmerfjärdsverkets laboratorium. Undersökningen avgränsades till analyser som enbart rör det mekaniska- och kemiska blocket. Prover togs på inkommande avloppsvatten, direkt efter försedimenteringen och på primärslammet. Analyser gjordes på parametrar som har en betydelse för processen och de jämfördes mot avskiljningen av fosfor för att hitta eventuella samband. Parametrarna som undersöktes var:

- Dosering av järnklorid
- Totalfosfor, tot-P
- Fosfatfosfor, $\text{PO}_4\text{-P}$
- Suspenderat material, SS
- pH
- Alkalinitet

2 Reningsprocessen på Himmerfjärdsverket

Himmerfjärdsverket tar dagligen emot och renar 120 000 m³ avloppsvatten och dagvatten. Avloppsvattnet kommer från hushåll, företag, skolor och industrier. Vattnet behöver renas från organiskt material (BOD), kväve, COD och fosfor. Under reningsprocessen minskar halten kväve med ca 85 %, fosfor med ca 95 % och BOD med ca 97 %. I samband med reningsprocessen produceras även restprodukterna biomull och biogas. Biogasen används bland annat internt och för att producera fordonsgas. Biomullen som är certifierat enligt Svenskt Vattens certifieringssystem Revaq sprids på åkermark. På så vis förs restprodukterna tillbaka till kretsloppet.

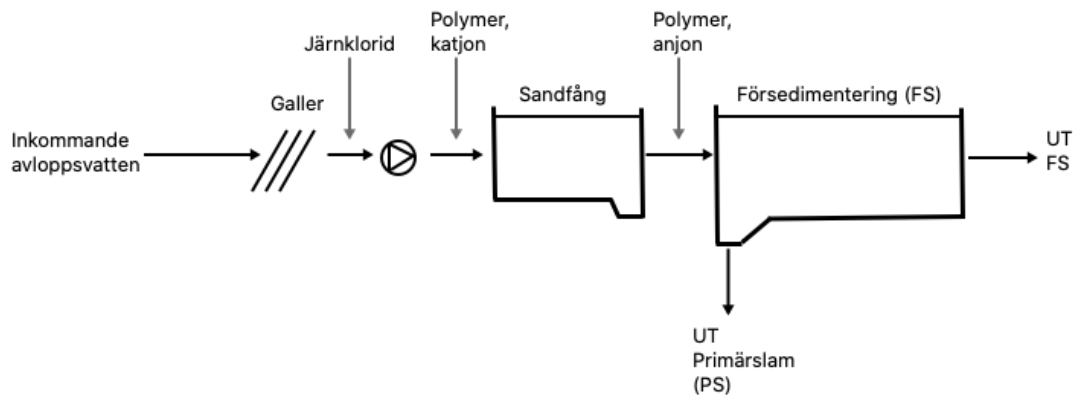
De yttre anläggningarna består av tunnelsystemet med två tillhörande pumpstationer vars uppgift är att pumpa avloppsvattnet från kommunerna. Den ena pumpstationen i Hägersten pumpar avloppsvatten till huvudtunneln från sydvästra Stockholm. Huvudtunneln har sitt utflöde 54 meter under marken. Den andra pumpstationen i Järna pumpar avloppsvattnet direkt till reningsverket. Avloppsvattnet anländer således från två håll till anläggningen. Hela vattenreningsprocessen kan delas in i mekanisk-, kemisk- och biologisk rening [1].

2.1 Mekanisk rening

Vid den mekaniska reningen är första steget att avlägsna större skräp, såsom våtservetter. Detta görs med hjälp av tre gällerskrapor som har en spaltbredd på 20 mm. Efter detta pumpas vattnet upp till markytan där grovningen sker. Grovningen består av hålsilar, renstvättar, sandfång och sandtvättar. Först passerar vattnet hålsilarna som har 6 mm stora hål och avskiljer rensat som maldes vid inloppet. Rensat tvättas i renstvättar och vattnet går vidare till sandfång. Sandfången består av tre 30 meter långa parallella bassänger där tyngre partiklar avskiljs genom att luft blåses genom vattnet så att lättare partiklar hålls flytande medan resten sjunker till botten. De tyngre partiklarna som sjunker består bland annat av sand och grus. De avlägsnas från botten med hjälp av skrapor och tvättas sedan i sandtvätten. Det sista steget i den mekaniska reningen är försedimenteringen som består av 12 stycken 50 meter långa parallella bassänger. De tyngre partiklarna får god tid på sig att sjunka till botten och kan sedan avskiljas. Slammet som samlas på botten kallas primärslam och avlägsnas med skrapor och pumpas vidare till slambehandling [1].

2.2 Kemisk rening

Den kemiska reningen har som huvuduppgift att fälla ut den lösta fosfor. Fällningsstrategin som används är förfällning vilket innebär att fällningen sker innan det biologiska steget. Fällningskemikalien järnklorid tillsätts efter gällerskraporna. Det tillsätts även två polymerer före och efter sandfången. Först tillsätts en katjonpolymer och till sist en anjonpolymer. Polymerernas uppgift är att förstärka effekten av försedimenteringen genom att binda ihop partiklarna för att bilda större flockar [1]. En mer utförlig beskrivning av kemiska reningsprocesser finns i *kapitel 4*. Figur 1 visar ett mycket förenklat flödesschema över kemikaliedoseringen i det kemiska blocket.



Figur 1 - En mycket förenklad bild över kemikaliedoseringen i det kemiska blocket.

2.3 Biologisk rening

Efter försedimenteringen sker den biologiska reningen och det första steget är luftning och nitrifikation. Det finns åtta luftningslinjer, varje linje består av två bassänger där vattnet fördelas och blandas med bioslam. Bioslammet består av aeroba mikroorganismer som “äter upp” löst syreförbrukande material och omvandlar kvävet från ammonium till nitrat. Denna process kallas nitrifikation. Efter luftningen avskiljs slammet genom mellan- och eftersedimentering. Det sista biologiska reningssteget är den fluidiserade bädden. Här omvandlas det nitrat som bildades i luftningsbassängerna till kvävgas under anoxiska förhållanden. Denna process kallas denitrifikation. Innan vattnet släpps ut i Östersjön fälls fosfor ut med metallsaltet polyaluminiumklorid och en katjonpolymer och filtreras genom skivdiskfilter [1].

3 Föroreningar i kommunalt avloppsvatten

Kommunalt avloppsvatten kommer från hushåll, industrier och andra verksamheter och innehåller en mängd olika föroreningar. Innehållet visar en bild av vad som används uppströms. Föroreningarna kan delas upp enligt [2]:

- Suspenderat material
- Syreförbrukande ämnen
- Näringsämnen
- Bakterier/virus/parasiter
- Tungmetaller
- Miljöfarliga ämnen

Ett annat sätt att klassificera föroreningar är att dela in dem i organiskt och oorganiskt material. De organiska föroreningarna består vanligtvis av lösta, kolloidala och suspenderat material. Det oorganiska materialet består huvudsakligen av lösta ämnen och inkluderar näringsämnen såsom kväve och fosfor. De flesta kemiska ämnen i avloppsvattnet är beroende av vätejonkoncentrationen, d.v.s. pH-värdet [2,3].

3.1 pH

Koncentrationen av vätejoner är en viktig parameter för rening av avloppsvatten. Det allmänna sättet att benämna vätejonkoncentrationen är genom ett pH-värde. Naturliga vattnen i våra sjöar och hav är också känsliga för pH-variationer. Avloppsvatten med extrema vätejonkoncentrationer är inte bara svårt att behandla utan kan också påverka naturliga vatten vid utsläpp. För behandlat avloppsvatten som släpps ut i miljön varierar det tillåtna pH-intervallet vanligtvis från 6,5 till 8,5. pH mäts vanligtvis med en pH-mätare. Olika pH-papper och indikatorlösningar som ändrar färg vid bestämda pH-värden används också. Definitionen av pH är den negativa logaritmen för vätejonkoncentrationen [3]:

$$pH = -\log_{10}[H^+]$$

3.2 Alkalinitet

Alkalinitet i avloppsvatten beror på närvaron av hydroxider $[OH^-]$, karbonater $[CO_3^{2-}]$ och bikarbonater $[HCO_3^-]$. Kalcium- och magnesiumbikarbonater är vanligast förekommande. Borater, silikater, fosfat och liknande föreningar kan också bidra till alkaliniteten. Alkaliniteten i avloppsvattnet hjälper till att motstå förändringar i pH orsakade av tillsats av syror. Med andra ord kan man beskriva det som ett mått på vattnets buffertkapacitet. Koncentrationen av alkalinitet i avloppsvatten är viktig för bland annat kemiska och biologiska reningsprocesser. Ett exempel är vid kemisk flockning där alkaliniteten övervakas för att kunna justera pH-värdet till det mest gynnsamma men också för att tillsatsen av kemikalier kan sänka alkaliniteten. Om alkaliniteten är för låg kan det uppstå problem med för kraftiga pH-variationer som påverkar reningen. En för hög alkalinitet är inte heller bra då det kan sätta igen ledningsnätet [3,4].

Alkalinitet kan definieras i termer av molära kvantiteter där meq/L står för milliekvivalenter per liter:

$$Alk, eq/m^3 = meq/L = [HCO_3^{2-}] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad [3]$$

Alkalinitet bestäms genom titrering mot en standardsyra, exempelvis saltsyra. Resultaten uttrycks i termer av kalciumkarbonat, mg/l som $CaCO_3$. Man får därför konvertera resultatet från meq/L till mg/L som $CaCO_3$ [3].

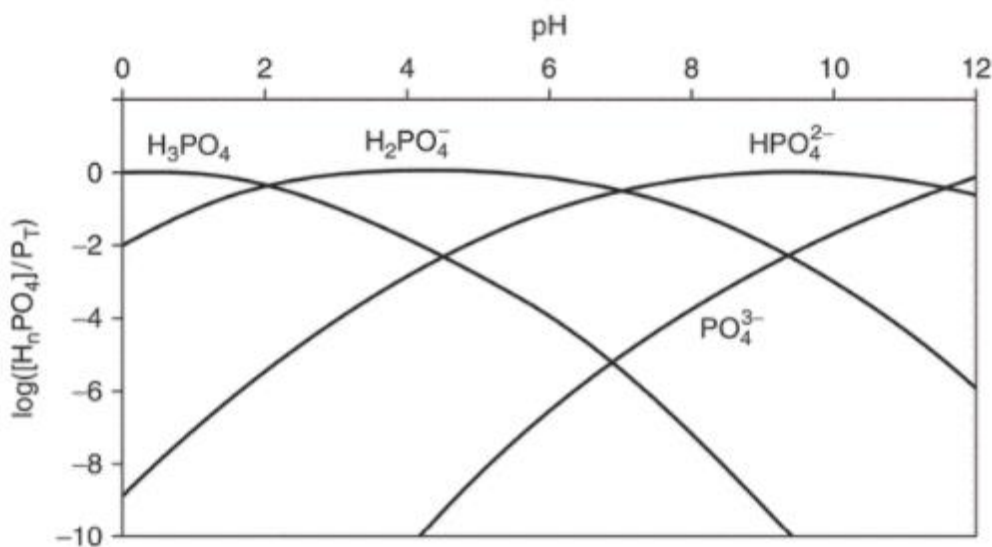
3.3 Fosfor

Näringsämnet fosfor kan orsaka miljöproblem om det förekommer i för stora mängder i naturen. Det kan framför allt orsaka problem med övergödning i haven. Övergödning leder bland annat till algbloomning, syrebrist och bottendöd. Fosfor i naturen förekommer huvudsakligen som fosfat där fosfor är bunden till syreatomer. Vid analyser av avloppsvatten mäts både totalfosfor och fosfatfosfor. Med totalfosfor menas vattnets totala innehåll av fosfor. Halten fosfatfosfor visar den del av totalfosforhalten som förekommer i oorganisk form. Fosfor i avloppsvattnet kommer främst från urin, avföring och rengöringsmedel innehållande fosfater. Det är vanligt att kommunalt avloppsvatten innehålla ungefär 4 - 16 mg/L fosfor [3,5].

Sveriges hav är redan påverkade av övergödning och Östersjön är särskilt drabbat. Det är därför viktigt att reningsverken har en effektiv fosforavskiljning och det ställs allt strängare reningskrav på verken för att nå miljömålen. Kraven som ställs på utgående fosfor regleras i Sverige med tillstånd från miljödomstolen [5,6]. Utsläppskravet för totalfosfor är 0,4 $ml/liter$ [1]. Kemisk rening är en vanlig metod för att fälla ut fosfor och sedan avlägsnas den från vattnet.

I avloppsvatten förekommer fosfor i olika former. De olika formerna inkluderar ortofosfat, polyfosfat och organisk fosfat. Ortofosfater innehåller en fosforatom, till exempel PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4 , och är tillgängliga för biologisk metabolism utan ytterligare nedbrytning. Polyfosfat inkluderar de molekyler med två eller flera fosforatomer, syreatomer och, i vissa fall, väteatomer kombinerade i en komplex molekyl. Polyfosfater genomgår hydrolys i vattenlösningar och bryts så småningom ned till ortofosfat i avloppsvattnet. Den organisk bundna fosfor frigörs i form av ortofosfat i det biologiska reningssteget [3].

Beroende på pH-värdet i avloppsvattnet dominerar olika former av ortofosfat. Fosforsyra H_3PO_4 dominerar när pH-värden ligger under 2,1. Inom pH-området 2,1–7,2 dominerar divätefosfatjon H_2PO_4^- och inom området 7,2–12,3 dominerar vätefosfatjon HPO_4^{2-} . När pH-värdet ligger över 12,3 är fosfatjonen PO_4^{3-} i överhand. Figur 2 visar fördelningen av ortofosfaterna vid olika pH-värden [7].



Figur 2 - Fördelning av fosfat vid olika pH-värden i vattnet [7]

Ortofosfater och kondenserade former (sammansatta av mer än en fosfatenhet) som pyrofosfater, trifosfater och högre polyfosfatanjoner är kända för att bilda komplex, kelater och olösliga salter med vissa metalljoner. Reaktionens faktiska form mellan metalljonen och fosfor beror på ett antal faktorer, inklusive koncentrationer av metallen och fosfaterna, pH, närvaron av andra ligander såsom sulfater, karbonater, fluorid och organiska ämnen [7].

Kemisk fällning avlägsnar ortofosfat och partikulär fosfor lättast. Polyfosfater och organiska fosforformer kan ta del av vissa utfällnings- eller adsorptionsreaktioner, men inte lika lätt. Under biologisk rening av avloppsvatten omvandlar bakteriella enzymer mycket av det kondenserade fosfaterna till ortofosfater. Detta är en anledning varför det ibland är mer effektivt att fälla ut fosfor efter eller under den biologiska reningen. Om fosfor fälls ut innan det biologiska steget finns en större andel av fosfor i form av organiska eller kondenserade fosfater. För att förbättra utfällningen ska inblandning av metallsaltet vara så effektiv som möjligt. Kemiska reaktioner mellan metallen och fosfat och polyfosfat är mycket snabba. Konkurrerande reaktioner kan undvikas genom en effektiv och snabb inblandning [7].

Det är viktigt att förstå fördelningen av de olika formerna av fosfor som finns i avloppsvattnet för att uppnå en rening av fosfor till mycket låga nivåer. Det finns ett stökiometriskt förhållande mellan koaguleringsmedel och den avlägsnade fosfor, men bara till en viss nivå av den slutgiltiga fosforkoncentrationen som släpps ut från reningsverket. Om lägre koncentrationer ska uppnås, vilket idag är ett krav för avloppsreningsverk i Sverige [6,7], gäller inte det stökiometriska förhållandet utan en högre dos av koaguleringsmedel behövs [7].

3.4 Suspenderat material

Suspenderat material (SS), eller partikulärt material, är ett mått på koncentrationen av fasta partiklar i avloppsvatten och uttrycks i mg/l. Till suspenderade partiklar räknas organiska och oorganiska ämnen som har en förmåga att sedimentera. De har en partikelstorlek på 1–100 mikrometer. I kommunalt avloppsvatten är det vanligt att inkommande vatten till verket har en halt på ca 200–300 mg/l suspenderat material [2].

De suspenderade materialet kan avskiljas som slam efter att de har sedimenterat. När kemisk rening används för att fälla ut fosfor avskiljs sedimenterat suspenderat material tillsammans med fosfor. När metallsalt används som fällningskemikalie bildas en hydroxidfällning vid bireaktionen. Hydroxidfällningen fungerar som ett effektivt nät som sveper in föroreningarna medan de sedimenterar [4].

Torrsubstans (TS) är ett annat mått som ofta uttrycks i procent av total vikt. Det är ett mått på mängden torrt material som finns kvar efter fullständig torkning. Mätningar av TS görs på slammet i processen. Det går att omvandla den uppmätta TS-halten i procent till suspenderat material i mg/l.

4 Kemiska reningsprocesser

För rening av kommunalt avloppsvatten används kemiska reningsprocesser i första hand för att avlägsna mängden fosfor i utgående vatten. Samtidigt fås en minskning av mängden syreförbrukande material (BOD_7) och belastningen på efterföljande biologiska reningssteg blir inte lika stor. Förutom detta så avlägsnas även en betydelsefull mängd av avloppsvattnets metalljoner. Reningsprocessen kan delas in i fyra steg: flockning och koagulering, kemisk utfällning och separation [4,8].

4.1 Flockning och koagulation

Mycket smått partikulärt material kan avlägsnas från avloppsvatten genom kemisk flockning och koagulation. Det partikulära materialet i vattnet finns i olika former och kan delas in i kolloidal form, suspenderad form eller sedimentära föroreningar [4]. Partiklarnas storlek har en avgörande roll för att bestämma vilken reningsprocess som är mest lämpad. Tabell 1 visar storleksfördelningen [2].

Tabell 1, partikelstorleksfördelningen i avloppsvattnet [2].

Form	Partikelstorlek [μm]
Löst:	0,1
Kolloidal:	0,1–1,0
Suspenderat:	1–100
Sedimenterat:	>100

Partikelformigt material i det kolloidala storleksområdet består av både organiskt och icke organiskt material. De kolloidala partiklarna har en negativ ytladdning vilket gör att de repellerar varandra. Det medför att det blir svårt för partiklarna att komma så pass nära varandra att Van der Waals-bindningar kan verka. Partiklarna kan därför inte bindas samman till större partiklar och sedimentera. Flockningsprocessen är inriktad på att behandla kolloidala partiklar för att skapa flockar som sedimenterar snabbt och enkelt kan avlägsnas genom separationsprocesser [4,9].

Mekanismen bakom koagulering kan förenklat förklaras genom att partiklarna neutraliseras vid tillsats av ett salt med positiv laddning. De positiva jonerna fäster sig på ytan på de kolloidala partiklarna och partikeln destabiliseras. Större partiklar kan då bildas genom att Van der Waalskrafter kan verka. Med flockning menas den process som gör att de större partiklarna sedan aggregerar, d.v.s. partiklarna bildar större och starkare flockar. Större flockar underlättar vid sedimenteringen och filtrering. Som koagulationsmedel är trevärda salter, såsom järnklorid eller aluminiumsulfat, vanligt förekommande. Som flockningshjälpmedel kan långkedjiga polymerer tillsättas [4].

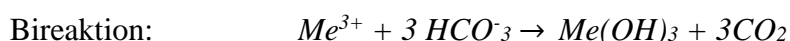
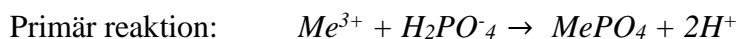
Metoden för att flocka kolloidala partiklar genom att tillsätta långkedjiga polymerer sker genom bryggbildning mellan kolloiderna och polymeren. Principen bygger på att polymererna innehåller funktionella grupper som adsorberas till kolloiderna och det uppstår bryggbindning mellan kolloiderna. Det bildas flockar som sedan kan avskiljas genom sedimentering. Det är vanligt att syntetiska produkter baserade på polyakrylamid används som flockningshjälpmedel [9].

4.2 Utfällning av fosfor

Kemisk fällning innebär att föroreningarna i avloppsvattnet i löst form kan bindas med hjälp av kemiska tillsatser. Den kemiska fällningen av fosfor uppnås genom tillsats av salter med flervärda metalljoner som bildar fällningar av svårlösliga fosfater. Det är vanligt att använda trevärt järn- eller aluminium, såsom järnklorid och aluminiumsulfat. Det går även att tillsätta tvåvärt järn som fällningskemikalie. En viss mängd av det tvåvärda järnet oxiderar då till trevärt järn och reagerar med fosfor [3,8]. Några av de faktorer som påverkar valet av fällningskemikalie är:

- Inkommande fosformängd
- Avloppsvattnets halt av suspenderade material
- Alkalinitet
- Kemikaliekostnad
- Slamhantering på anläggningen
- Kompatibilitet med andra behandlingsprocesser

De tre processerna som sker i reaktionen med metalljoner är fosfatfällning, partikelfällning och hydroxidfällning. Vid dessa reaktioner bildas slamflockar där den utfällda fosfor, i form av ortofosfat, är bunden [8]. Förenklat kan utfällningen delas in i en primär reaktion och en bireaktion. Bireaktionen har också en viktig roll för processen, den bildade hydroxidfällningen fungerar som ett effektivt nät som sveper in föroreningarna (svepkoagulering) medan de sedimenterar. På så vis fås både en mycket bra fosforrening och samtidigt en hög reducering av suspenderat material. Vid tillsats av trevärt järn (Fe^{3+}) eller aluminium (Al^{3+}) ser reaktionen ut på följande sätt [4]:



Båda reaktionerna orsakar en minskning av alkaliniteten i vattnet och ger även en sänkning av pH. Det finns flera faktorer som påverkar hur hög rening som kan uppnås i processen. Faktorer som påverkar är bland annat variationer i avloppsvattnet, vattnets fosforinnehåll och vattnets alkalinitet och pH. Både utfällningen och flockbildningen är beroende av avloppsvattnets pH-värde. Gränserna är relativt snäva och pH-värdet får varken vara för högt eller för lågt. Tabell 2 visar lämpligt pH-värde för olika fällningskemikalier [4].

Tabell 2, lämpliga pH-värden för fällningskemikalier [4].

Kemikalie	Fällnings-pH
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	5,7 - 6,3
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	> 11,5
FeSO_4	(6) - 7,5 (simultanfällning)
PAC	6 - 7,5 [8]
FeCl_3	~ 5-7 eller ~8,5

4.3 Strategier för fällning

Utfällningen av fosfor kan ske på ett antal olika platser på reningsanläggningen. De vanligaste tillvägagångssätten kallas *direktfällning*, *förfällning*, *simultanfällning* och *efterfällning*. Det går även att kombinera två eller flera av tillvägagångssätten, detta kallas *flerpunktsfällning* [3,8]. En kort beskrivning av förfällning, simultanfällning och efterfällning presenteras nedan.

Förfällning

Avloppsvattenreningsverk kan genomföra den kemiska reningen före den biologiska, denna metod kallas förfällning och är idag en vanlig metod på svenska reningsverk. En reduktionsgrad upp mot 95% med avseende på fosfor kan uppnås med förfällning. Fällningskemikalien tillsätts direkt efter den mekaniska reningen eller mellan sandfång och försedimentering. Avskiljningen av flockarna sker i försedimenteringsbassängen och det utfällda fosfatet avlägsnas med primärslammet. Den mängd fosfor och organiskt material som därefter finns kvar i avloppsvattnet renas till största del bort i det efterföljande biologiska steget. Förfällning underlättar behandlingen i det biologiska reningssteget eftersom det sker en omfattande reduktion av innehållet av partikulärt organiskt material [3,8].

En annan fördel med förfällning är mängden biogas som produceras vid anaerob rötning av slam ökar. Det partikelformiga organiska materialet, som annars till en stor del omvandlas till koldioxid i det biologiska steget, förblir intakt i slammet och kan omvandlas till metangas i en rötchammare. Detta betyder att mer metangas genereras när slammet rötas. Biogasproduktion är fördelaktigt ur miljösynpunkt då det kan ersätta fossila bränslen [2].

En nackdel med att tillsätta kemikalier i början av reningsprocessen är att en större andel polyfosfater förekommer. Polyfosfater omvandlas till ortofosfater under den biologiska behandlingen som sker efter. Detta medför en högre kemikalieförbrukning [7].

Simultanfällning

Simultanfällning kallas strategin där kemisk fosforfällning sker samtidigt som den biologiska behandlingen i aktivslamprocessen. Det biologiska steget fungerar både som en koagulerings- och en aktivslamprocess. Fällningskemikalier kan tillsättas i tanken för aktivt slam eller vid dess in- eller utloppspunkt. Eftersom utfällningen av fosfor sker samtidigt som den biologiska behandlingen ökar innehållet av oorganiskt material i slammet. Det medför att slamåldern sjunker och möjligheterna för nitrifikation minskar. Blandningen av biologiskt och kemiskt slam avlägsnas i efterföljande sedimentering [2,3].

Efterfällning

Vid efterfällning avlägsnas fosfor från det biologiskt behandlade vattnet i ett separat reningssteg. Fällningen sker således efter den biologiska behandlingen. De kemiska fällningarna avlägsnas vanligtvis i separata sedimenteringstankar eller genom filtrering. Efterfällning ger en hög reningsgrad med avseende på fosforhalt, SS och BOD [2,3].

4.4 Separation

För att avskilja kemikalieflockarna som bildas utnyttjas bland annat sedimentering, flotation och filtrering. Vid förfällning används vanligen försedimentering som metod. Syftet med försedimentering är att separera större partiklar från avloppsvattnet efter att de sjunkit till botten [8].

Partiklar i inkommande avloppsvatten har en sjunkhastighet på ca 10–20 m/h medan kemslamflockar har en sjunkhastighet på ca 2-5 m/h. Teoretiskt går det att räkna ut en partikels sjunkhastighet och ytbelastning. Ytbelastningen beskriver förhållandet mellan flöde och bassängytan. I praktiken är dock sedimenteringseffekten inte mer än ca 60% av den teoretiska siffran. Detta beror bland annat på olika störningar, till exempel returströmmar och virvelbildning vid inloppet. Bassängerna behöver därför vara dimensionerade för en lägre ytbelastning. Det är vanligt att dimensionera för en ytbelastning på 1–1,5 m/h när förfällning används i syfte att fälla ut fosfor. Det går att dimensionera för högre ytbelastning om polymererdosering utnyttjas. Goda resultat har då erhållits med en ytbelastning på 3–5 m/h. Kemslammet som sedimenterat till botten i bassängerna avlägsnas genom att slammet skrapas till slamfickor och pumpas vidare till slambehandling [8].

4.5 Polymerer

Polymerer är vattenlösliga, makromolekylära föreningar som har förmågan att destabilisera eller förstärka flockning av beståndsdelarna i en vattenlösning. De finns både naturliga och syntetiska polymerer och de hålls samman av kovalenta bindningar [10].

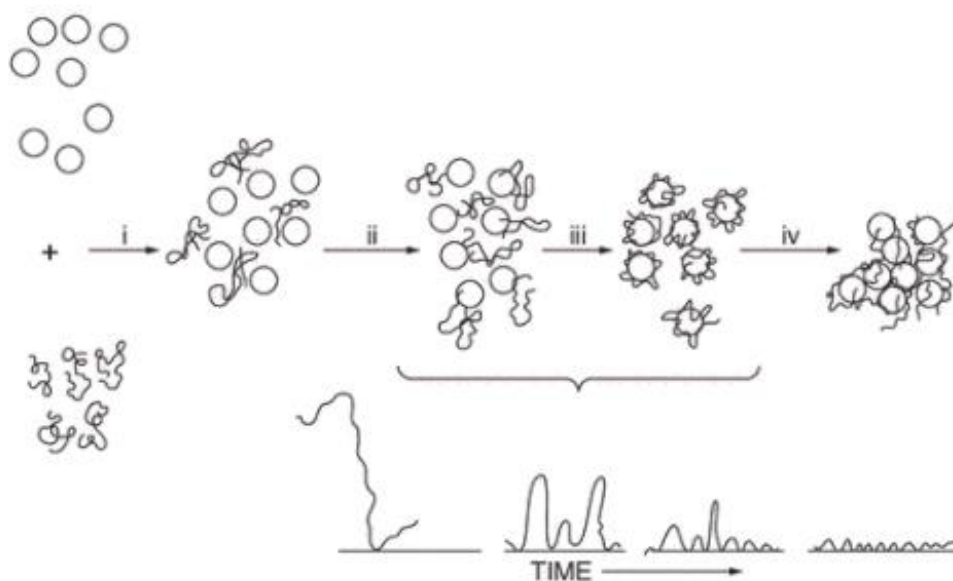
Polymerer kan användas som primärt koagulationsmedel för destabilisering. De kan också tillsättas efter ett annat koagulationsmedel, till exempel ett metallsalt, och då används polymeren som hjälpmedel för flockning. När en polymer används som flockningshjälpmedel kallas den för polyelektrolyt [10].

Polyelektrolyter innehåller vissa funktionella grupper lägst polymeren vilka kan joniseras. När de joniserbara grupperna dissocierar laddas polymermolekylerna antingen positivt eller negativt. Positivt laddade polyelektrolyter benämns som katjoniska och de med negativ laddning benämns som anjoniska. Molekylvikten avgör hur långa kedjor som kan bildas. Högmolekylära polymerer visar på långa kedjor och bidrar till att bilda större och stabilare flockar. Lågmolekylära polymerer initierar korta kedjor och binder samman mindre flockar bildade av metallsaltet [7].

Både fysikaliska- och kemiska faktorer påverkar kinetiken för flockning, flocktillväxt och flockbildning. De fysikaliska faktorerna är bland annat densiteten, tillsatshastighet och dosering av polymer samt initial partikelstorlek. Exempel på kemiska faktorer som påverkar är polymerens molekylvikt, laddning och pH i vattnet [9].

När polymerer används som flockningsmedel är inte huvuduppgiften destabilisering, utan snarare att stärka flockningsprocessen. Polymeren bidrar med ökad flockstorlek, densitet, permeabilitet och förbättrar sedimentering och filtrering. Destabilisering sker innan vid tillsats av metallsalt (koaguleringsmedel). Den viktigaste mekanismen vid flockning är bryggbildningen där flockarna kan växa sig starkare. Stegen för mekanismen visas i figur 3 och omfattar [7]:

- i) Dispersion av polyelektrolyt i blandningen
- ii) Adsorption
- iii) Kompression eller sedimentering av den adsorberade polyelektrolyten
- iv) Kollision av intilliggande polyelektrolytbelagda partiklar för att bilda bryggor och därigenom allt större flockar.

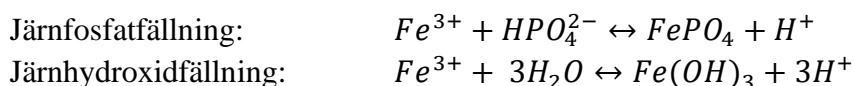


Figur 3 - Mekanismen vid bryggbildning [7].

För att få en effektivare process kan system användas som kombinerar polymerer med olika laddning. I sådana system tillsätts först en katjonisk polymer i närheten av fällningskemikalien för att förstärka flockbildningen och minska dosen fällningskemikalie. Sedan tillsätts en anjonisk polymer för att binda samman flockarna till större och starkare flockar som är lättare att avskilja. Det krävs styrning och övervakning av dosering för både polymer och fällningskemikalie [8]. FAST-systemet i Himmerfjärdsverket är ett exempel på ett liknande system.

4.6 Fällning av fosfat med järnklorid

Koaguleringsmedlet järnklorid ($FeCl_3$) finns i olika former men det är vanligast att flytande järnklorid används. Vätskan är extremt frätande och måste hanteras varligt. När järnklorid tillsätts till avloppsvattnet reagerar järnet med de lösta oorganiska fosfaterna och fälls ut som det olösliga saltet järnfosfat. Järnet reagerar också med vatten och bildar metallhydroxider. Koncentrationen av fosfat i avloppsvatten är låg och det är därför viktigt med en effektiv inblandning av järnklorid så att inte för mycket av järnet reagerar med vattnet och bildar hydroxidflockar. Som nämnt i föregående kapitel är hydroxidfällningen inte bara en nackdel utan den har en viktig roll vid svepkoagulering där utfällda metallfosfater och andra suspenderade fasta ämnen kapslas in. Vid förfällning är dock den initiala koncentrationen av partiklar mycket högre och partiklar separeras huvudsakligen av koagulering där partiklarna destabiliseras [2]. Den olösliga fosfor och en viss mängd BOD och TSS, avlägsnas från systemet som primärslam. De grundläggande reaktionerna som deltar i utfällningen av fosfor med järnklorid är följande [3]:



Vid reaktionen ovan med trevärt järn kommer teoretiskt 1 mol järn fälla ut 1 mol fosfat. Reaktionen är dock väldigt förenklad då hänsyns inte tagits till de många konkurrerande reaktionerna samt deras associerade jämviktskonstanter. Effekterna av alkalinitet, pH, spårämnen och ligander som finns i avloppsvatten påverkar också reaktionen. Närvaro av andra ligander kan exempelvis vara sulfater, karbonater och fluorider [7,3].

Eftersom järnkloriden inte enbart kommer reagera med fosfor i vattnet är det i verkliga molförhållandet 1–1,5 mol järn(III) per mol fosfor. Järn har en högre molekylvikt och det krävs därför 1,8–2,7 g järn(III) för att fälla 1 g fosfor. Men för att åstadkomma mycket låga koncentrationer utgående fosforhalt krävs ofta en högre dos än så [3]. Fällningen är beroende av pH-värdet i vattnet och är mest effektiv vid pH-värden runt 5 eller vid ett pH runt 8,5 [4,8]. Andra studier har dock visat på ett optimalt pH-värde mellan 5,5 och 7 för fosforavskiljning [11]. Detta visar att det optimala pH-värdet varierar beroende på skillnader i sammansättningen av avloppsvattnet [7].

Det kan vara komplicerat att uppskatta en optimal kemikaliedosering, på grund av att det finns så många faktorer som påverkar reaktionen. Doseringen varierar med egenskaperna hos avloppsvattnet och den önskade fosforavskiljningen. Det vanligaste är att doseringen behöver fastställas genom försök i bänkskala eller försök i fullskala. Polymertillsats kan även krävas för att förbättra sedimenteringen. Tester i fullskala behöver oftast göras om polymerer tillsätts [3]. För att en tillräcklig men inte onödigt stor mängd fällningskemikalie skall tillföras, styrs ofta doseringen efter flödet [4]. Generellt är det dock följande faktorer som påverkar den kemiska fosforavskiljningen med järnklorid [11]:

- 1) Sammansättningen av de olika fosfatformerna i avloppsvattnet
- 2) Molförhållandet mellan fällningskemikalie och fosforkoncentrationen
- 3) Doseringen av fällningskemikalie
- 4) Valet av tillsatspunkt och hur många tillsatspunkter
- 5) pH
- 6) Blandningsförhållande

Enligt en studie, vars syfte var att undersöka vilka faktorer som påverkar den kemiska fosforavskiljningen vid förbehandling, visade bland annat att avlägsnandet av tot-P och avlägsnande av SS korrelerade signifikant. Medan avlägsnande av tot-P och avlägsnande av totalt kväve saknade korrelation. Studien visade också att järnklorid var effektivare som fällningskemikalie än polyaluminiumklorid med avseende på fosforavskiljning [11]. Det stämmer även överens med annan litteratur som säger att polyaluminiumklorid ofta är bättre på att fälla ut partiklar, men i gengäld sämre på att fälla ut löst fosfor än järnklorid och aluminiumsulfat [8]. För att uppnå en avskiljningsgrad på 90 % totalfosfor krävdes det en dos på 8–18 mg-Fe/L och ett genomsnittligt molförhållande på 2,5 Fe till P [11].

Eftersom pH och dos av fällningskemikalie styr effektiviteten av koagulationen mäts effekterna av pH på avlägsnandet av totalfosfor mellan ett pH-värde på 4–9. Den högsta avskiljningsgraden av totalfosfor uppnåddes vid ett pH-värde på 6,5 och en järnkloriddos på 12 mg-Fe/L och molförhållandet Fe till P på 5,7. Tidigare studier har dock visat på ett optimalt pH-värde mellan 5,5 och 7 för fosforavskiljning. Eftersom järnklorid kan sänka pH-värdet kan justeringar av pH behöva göras för att uppnå en effektiv avskiljning när alkaliniteten är otillräcklig för att fungera som buffert. Det optimala pH-intervallet kommer dock vara beroende av avloppsvattnets sammansättning, eftersom andra kemiska reaktioner sker samtidigt [11].

Järnklorid kan även tillsättas för att få bukt med sulfid och svavelvätebildning i ledningarna. Den reaktionen är således en av de konkurrerande reaktionerna till järnfosfatfällningen. Sulfidproduktion i avlopp är ett allvarligt problem för vattenverk eftersom det orsakar skadliga problem som dålig lukt, hälsorisker och korrosion. Metallsalter, såsom järnklorid, kan användas för att minska de problemen. Järn(III) oxiderar sulfid till elementärt svavel och järn(III) reduceras till järn(II) som i sin tur fäller ut sulfid som järn(II)sulfid (FeS) [12].

Det finns fortfarande osäkerheter om den detaljerade mekanismen som är involverad i sulfidoxidation med järn(III) och den efterföljande utfällningen. Det beror bland annat på att komplexa reaktioner och mellanliggande föreningar är involverade i processen [12].

Studier har visat på att tillsats av järn(III) till avloppsvatten för kontroll av sulfid även kan förbättra fosforavskiljningen avsevärt. Järnsulfidfällningar oxideras i luftningstankar och regenererar järn(III)joner som fäller ut fosfat. Så det går på så vis att få ytterligare fosfatavskiljning efter försedimenteringen i det biologiska steget. Detta kan bero på kemisk utfällning av fosfat med aerobiskt regenererade järn(III)joner från tidigare bildat FeS [12].

5 Metoder

5.1 Massbalans

För att studera och för att avgränsa inkommande och utgående beståndsdelar i ett system kan en massbalans utföras. Principen vid massbalanser bygger på att massan varken kan skapas eller förstöras, den kan endast ändra form. Det är ett smidigt sätt att definiera vad som händer inom ett givet system. En systemgräns sätts upp för att identifiera alla flöden och beståndsdelar som strömmar in och ut ur systemet. Den allmänna massbalansanalysen ges av ekvationen [3]:

$$\text{Massflöde in} = \text{Massflöde ut} + \text{Ackumulerat}$$

Vid stationära förhållanden sker ingen ackumulation i systemet och ekvationen kan därför förenklas:

$$\text{Massflöde in} = \text{Massflöde ut}$$

I den här undersökningen har eventuell ackumulation i systemet försumrats. Massbalansen användes för att fastställa om mängden inkommande och utgående totalfosfor och suspenderat material överensstämde. Avskiljningen av tot-P, SS och PO₄-P beräknades också för att kunna jämföra de olika parametrarnas inverkan på processen.

5.2 Flöden och provtagningspunkter

För att undersöka inkommande och utgående totalfosfor och suspenderat material över systemgränsen gjordes en massbalans över det mekaniska- och kemiska blocket. De fyra provtagningspunkterna som ingick i utredningen var:

- In
 - Inkommande avloppsvatten (IN)
 - Inkommande avloppsvatten från Järna (Järna)
- Ut
 - Utgående ström från försedimentering (FS)
 - Utgående primärslam (PS)

Ekvation för massbalansen:

$$IN + \text{Järna} = FS + PS [m^3/h]$$

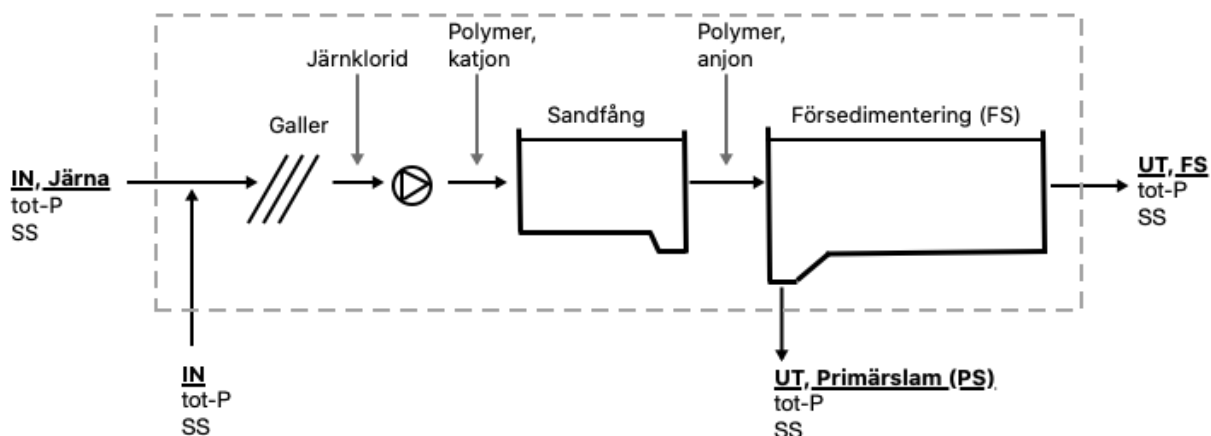
Flödet in till systemet består av inkommande avloppsvatten i två strömmar. Dels det ordinarie flödet från tunnlarna under markytan, dels ett flöde från Järna som kommer med en separat ström. Strömmarna sammanförs sedan innan de når den mekaniska reningen. Mätningar görs dock på de separata flödena.

Flödet ut från systemet består av flödet från försedimenteringen och flödet vid uttaget av primärslam.

Flödet för järnklorid och polymerer har försumrats i beräkningar för massbalansen då dessa flöden är så pass låga.

Figur 4 visar beståndsdelarna för massbalansen och systemgränsen. All flödesdata, förutom flödet från försedimenteringen, hämtades in från mätningar gjorda med online-instrument. Flödet ut från försedimenteringen beräknades enligt principen för massbalansen enligt:

$$FS = In + Järna - PS \quad [m^3/h]$$



Figur 4 - Systemgränsen över det mekaniska- och kemiska blocket.

5.3 Analyser

Från provpunkterna hämtades dygnsprover in och analyser utfördes på följande parametrar:

- Totalfosfor (tot-P)
- Fosfatfosfor (PO₄-P)
- Suspenderad substans (SS)
- Torrsubstans (TS)
- Glödrest (GR)
- pH
- Total alkalinitet

5.3.1 Totalfosfor och fosfatfosfor

Genom analysmetoden spektrofotometri mättes totalfosfor och fosfatfosfor. Kyvetterna som användes kommer från Hach och heter *LCK348 fosfatkyvetttest (orto/total)*, 0,5–5,0 mg/L $PO_4\text{-}P$. Provet från primärslam späddes 1:40 för att hamna inom mätområdet för totalfosfor.

För att mäta totalfosfor bryts provet ned med svavelsyra och värme. En stark oxidant i form av kaliumpersulfat tillsätts också för att bryta loss ortofosfaterna från organiska bindningar. Efter nedbrytningen kan koncentrationen mätas.

Proceduren för mätning av totalfosfor gick till enligt stegen nedan:

1. Locket skruvades av och 0,5 mL av provet pipetterades ned i kyvetten.
2. Locket skruvades på och skakades så att kemikalien i locket löstes i kyvetten.
3. Kyvetten sattes i ett värmeblock och kokades i 15 minuter i 120°C.
4. Efter att provet svalnat skakades provet igen och 0,2 mL reagens pipetterades ned i kyvetten.
5. Ett nytt lock skruvades på med frystorkad reagens och röret skakades till den löst sig fullständigt i provet.
6. Efter 10 minuter placerades kyvetten i kyvetthållaren i fotospektrometern och koncentrationen mättes i enheten mg/L.

För att mäta fosfatfosfor filtrerades provet först. Sedan följde proceduren steg 1 och steg 4–6 enligt ovan.

5.3.2 Suspenderad substans, torrsubstans och glödrest

För att mäta suspenderad substans (SS), torrsubstans (TS) och glödrest (GR) användes analysmetoden gravimetri.

Vid mätning av SS vägdes först ett filterpapper och en provvolym på 50 ml mättes upp. Provet filtrerades och filterpapperet sattes därefter in i en ugn i ca 1,5 h i 105°C. När filterpapperet hade torkat i ugnen vägdes filtret igen och SS-halten, mg/L, kunde beräknas enligt:

$$SS \text{ [mg/l]} = \frac{m_{\text{filter efter ugn}} - m_{\text{filter}}}{V_{\text{prov}}}$$

Vid mätning av TS-halten på primärslammet vägdes först en tom aluminiumform. Formen fylldes med prov och vägdes igen innan det sattes in i ugnen i ett dygn på ca 100°C. Formen plockades sedan ut och vägdes och TS-halten i % beräknades. För att mäta glödresten sattes provet med torrsubstans in i en ugn i 1,5 timme med temperaturen 500°C. Formen vägdes en sista gång och glödresten kunde beräknas som % av TS.

$$TS \text{ [%]} = \frac{m_{\text{torrvikt}} - m_{\text{form}}}{m_{\text{prov+form}} - m_{\text{form}}} * 100$$

$$GR \text{ [%]} = \frac{m_{\text{glödvikt}} - m_{\text{form}}}{m_{\text{torrvikt}} - m_{\text{form}}} * 100$$

För att få halten suspenderat material i primärslammet omvandlades den uppmätta TS-halten till SS i mg/l enligt:

$$1,0 \% \text{ TS} = 10\,000 \text{ mg SS/l}$$

5.3.3 pH och total alkalinitet

För att mäta pH användes en pH-elektrod med glasmembran. Förenklat bygger principen på att utsidan av glasmembranet är i kontakt med vattenprovet medan insidan är i kontakt med en buffertlösning med konstant pH. En elektrisk spänning skapas som kan mätas med en voltmeter och korreleras därefter med pH-värdet i vattenprovet.

Efter att pH-värdet stabiliserats mättes total alkalinitet genom titrering av saltsyra. Slutpunkten bestämdes av pH-elektroden vid pH-värdet 4. Volymen av saltsyra som gick åt antecknades och användes för att beräkna alkaliniteten.

6 Resultat

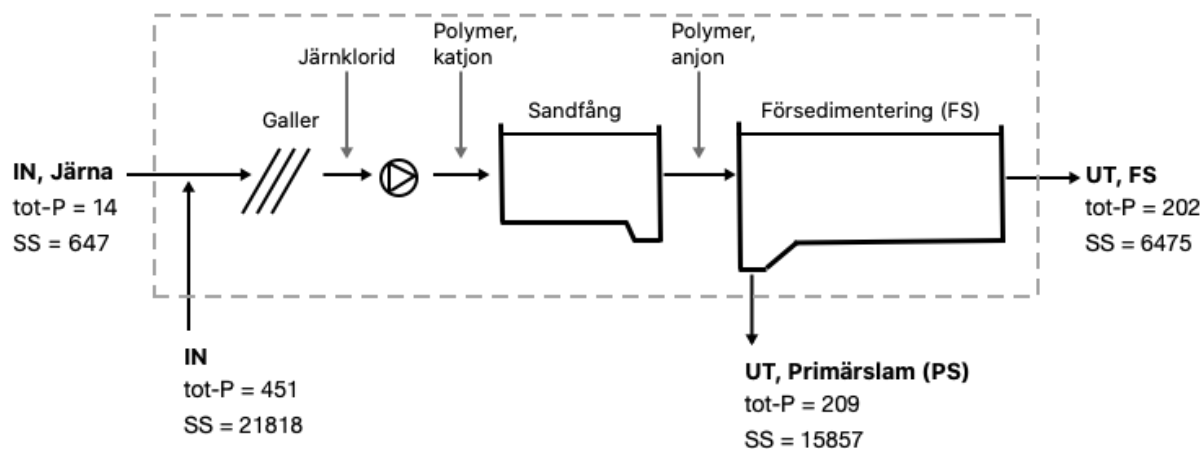
6.1 Massbalans

Massbalansen för totalfosfor och suspenderat material i figur 5 och i tabell 3 visar ett medelvärde för alla provtagningsdatum. I bilaga 1 presenteras en massbalans för varje enskilt datum. För de fyra första datumen saknas data för totalfosfor. Totalfosfor presenteras i de sista sex massbalanserna i bilaga 1. Alla flöden visas i bilaga 2, *flöden*. Analysresultat visas i bilaga 3, *analysresultat*.

Massflöde i enheten kg/dygn för totalfosfor och suspenderat material har beräknats enligt ekvation i bilaga 4, *beräkningar*.

Medelvärdet för suspenderat material i massbalansen visade att det var 133 kg/dygn mer inkommande suspenderat material än utgående. Totalt var inkommande SS högre än utgående. I massbalansen för varje enskilt datum var massflödet av inkommande suspenderat material högre än utgående fem av tio dagar. De andra fem dagarna var utgående suspenderat material högre än inkommande.

Medelvärdet för massflödet av totalfosfor i massbalansen visade att inkommande fosfor var högre än utgående fosfor med ca 53 kg/dygn. I massbalansen för varje enskilt datum var inkommande totalfosfor alltid något högre än utgående totalfosfor.



Figur 5 - Massbalans för totalfosfor och suspenderat material i enheten kg/dygn.

Tabell 3, Medelvärde för totalt inkommande och utgående tot-P och SS.

Totalt:	IN	UT
tot-P [kg/dygn]	464	411
SS [kg/dygn]	22 465	22 332

6.2 Reningsresultat och samband

Analysresultaten från provtagningspunkterna presenteras i bilaga 3. Analyserna visar mätningar av halten fosfatfosfor, totalfosfor, suspenderat material och torrs substans. Även pH-mätningar och totala alkaliniteten redovisas i bilaga 3.

Tabell 4 visar avskiljningen efter försedimenteringen i procent, samt det totala flödet inkommande avloppsvatten och doseringen av järnklorid samt doserat gram järn i förhållande till inkommande gram fosfor. Tabell 5 visar pH-värdet och den totala alkaliniteten för alla provtagningspunkter.

För att beräkna gram järn / gram fosfor har data hämtats från produktspecifikationen för PLUSJÄRN S 314, se bilaga 5. För att beräkna avskiljningen i procent för fosfatfosfor, totalfosfor och suspenderat material har beräkningar gjorts från bilaga 2, *Flöden*, och bilaga 3, *Analysresultat*. Beräkningarna redovisas i bilaga 4.

Tabell 4, Totalt flöde in, dosering av järnklorid, förhållandet i gram tillsatt järn / inkommande fosfor samt avskiljningen efter försedimenteringen av fosfatfosfor, totalfosfor och suspenderat material.

Datum	Flöde in [m ³ /h]	Järnklorid [l/h]	g Fe / g P [-]	Avskiljning PO ₄ -P [%]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	4475,3	227,6	2,0	77,9	68,7	76,9
2021-11-10	5023,1	252,7	2,3	80,1	62,9	75,7
2021-11-16	3812,3	204,7	2,2	76,5	63,8	*49,5
2021-11-17	3815,4	204,9	2,1	82,1	41,3	70,9
2021-11-30	3849,5	192,3	2,0	84,2	52,9	67,1
2021-12-01	3832,3	187,2	1,9	*43,8	61,0	77,3
2021-12-07	3451,9	158,5	1,6	65,9	55,5	74,5
2021-12-08	3495,5	160,1	1,7	65,0	57,4	78,9
2021-12-14	4403,6	201,9	1,9	59,4	52,9	69,7
2021-12-15	4384,3	200,6	2,1	76,6	58,9	68,2

*Avvikande resultat. Hög halt fosfatfosfor mättes i vattenprovet från Järna och från försedimenteringen. Det kan ha berott på att proverna var delvist fryst och det var svårt att blanda ordentligt.

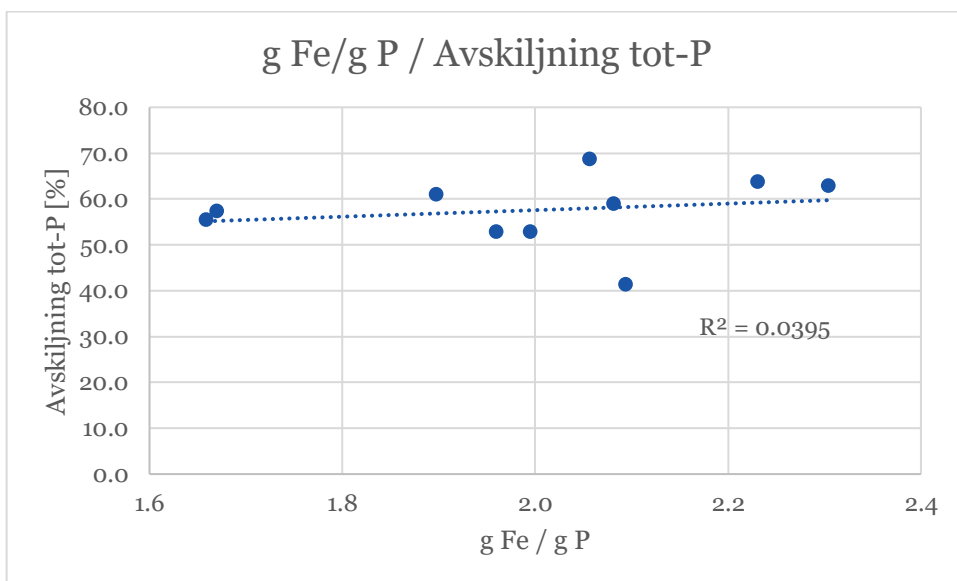
*Avvikande resultat. Bräddning kan ha påverkat resultatet.

Tabell 5, pH-värde [pH-enheter] och total alkalinitet [mg/l].

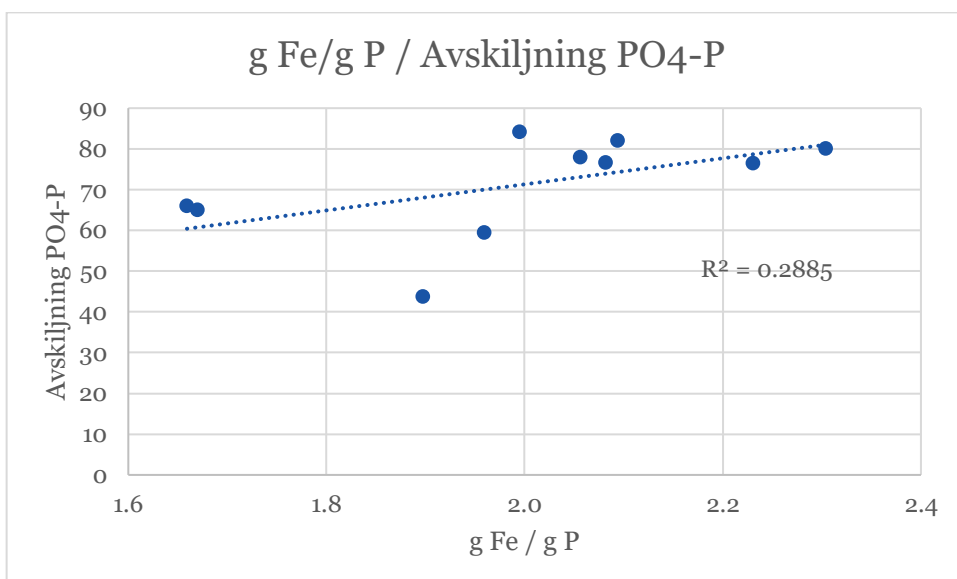
Datum	In		Järna		FS		PS	
	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk	pH	Alk
2021-11-09	7,3	204,4	7,3	210,8	7,2	194,2	7,0	236,8
2021-11-10	7,3	176,6	7,3	175	7,4	184,6	6,9	213,6
2021-11-16	7,4	219,0	7,4	246	7,3	228	6,8	324,8
2021-11-17	7,4	215,4	7,3	259	7,3	210,2	6,7	280,8
2021-11-30	7,4	228,6	7,5	309,6	7,4	212,2	6,9	288,4
2021-12-01	7,7	228,8	7,7	326,8	7,6	210,6	7,3	282,5
2021-12-07	7,3	237,8	7,8	469,4	7,4	219,2	6,8	240,4
2021-12-08	7,3	238,2	7,4	213,4	7,3	224,4	6,8	268
2021-12-14	7,3	209,2	7,4	269,2	7,2	203	6,8	246
2021-12-15	7,2	194,4	7,3	245,4	7,1	178,6	6,8	213,2

För att undersöka om det finns några samband har alla parametrar ställts mot avskiljningen av totalfosfor och fosfatfosfor. Dessa har illustrerats som diagram i figur 6–17 och i tabeller i bilaga 6. Sambanden som undersöktes:

- Doserat g Fe/inkommande gram P / Avskiljning
- Inkommande mängd tot-P / Avskiljning
- Inkommande mängd PO₄-P / Avskiljning
- Inkommande mängd SS / Avskiljning
- pH / Avskiljning
- Totalalkalinitet / Avskiljning



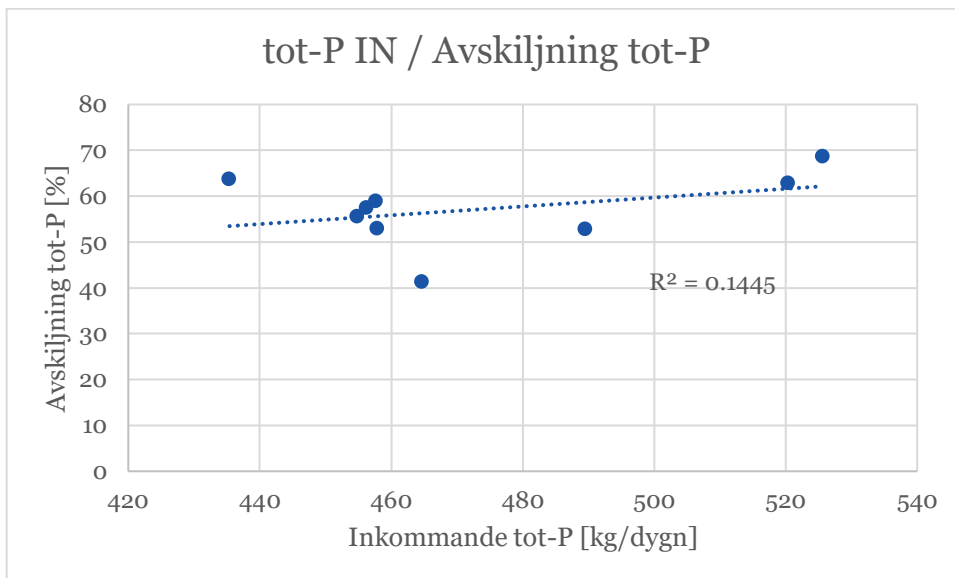
Figur 6 – Doserat g järn i förhållande till inkommande g fosfor mot avskiljningen av totalfosfor.



Figur 7 – Doserat g järn i förhållande till inkommande g fosfor mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 6 visar g Fe/g P på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. För att hitta ett eventuellt samband har en trendlinje lagts till. Från trendlinjen fås R-kvadratvärdet som talar om hur sannolikt det är att parametrarna är beroende av varandra. Om R-kvadratvärdet är nära eller 1 är sambandet starkt. I figur 7 är R-kvadrat ca 0,04 vilket betyder att sambandet mellan parametrarna är mycket svagt.

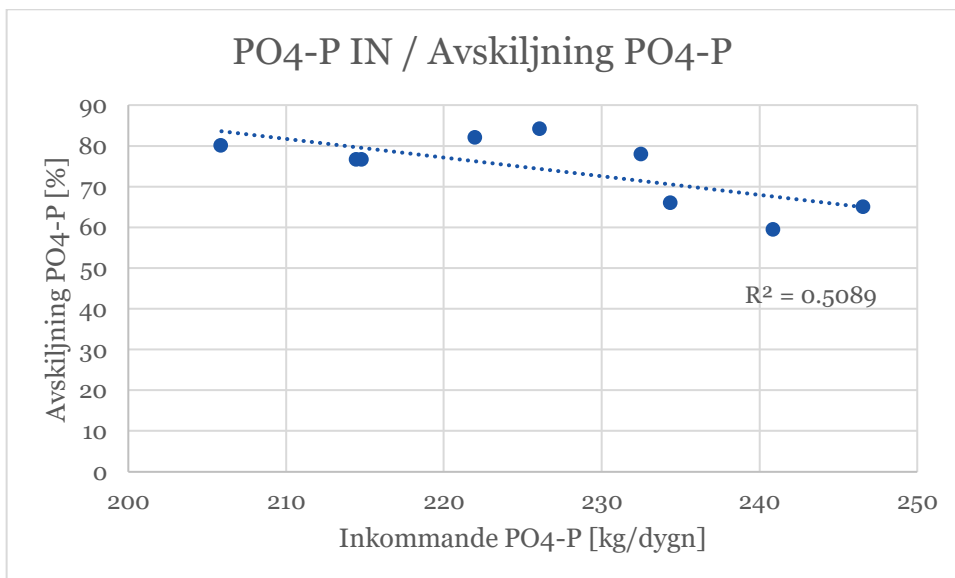
Figur 7 visar g Fe/g P på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet för trendlinjen är ca 0,3 vilket betyder att man kan ana ett visst samband mellan parametrarna men sambandet är svagt.



Figur 8 – Inkommande totalfosfor mot avskiljningen av totalfosfor.

Figur 8 visar inkommande totalfosfor på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet för trendlinjen är ca 0,13 vilket visar att det inte finns ett strakt samband mellan parametrarna för dessa punkter.

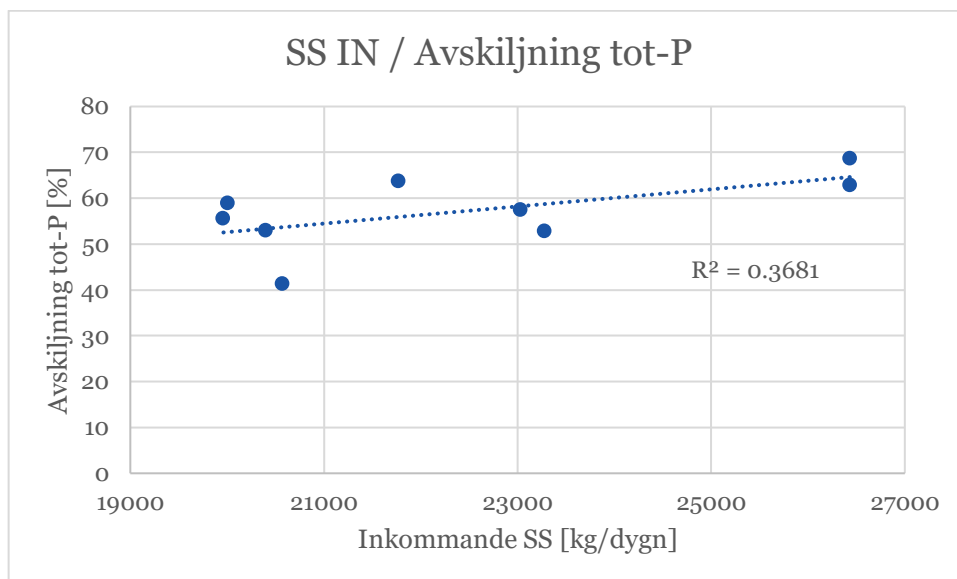
Figur 13 i bilaga 7 visar inkommande totalfosfor på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet för trendlinjen är ca 0,008 vilket visar att det inte finns ett strakt samband.



Figur 9 – Inkommande fosfatfosfor mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 9 visar inkommande fosfatfosfor på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet är ca 0,51 vilket betyder att det finns ett visst samband mellan dessa parametrar. När inkommande fosfatfosfor är högre kan man se en något lägre avskiljning av fosfatfosfor.

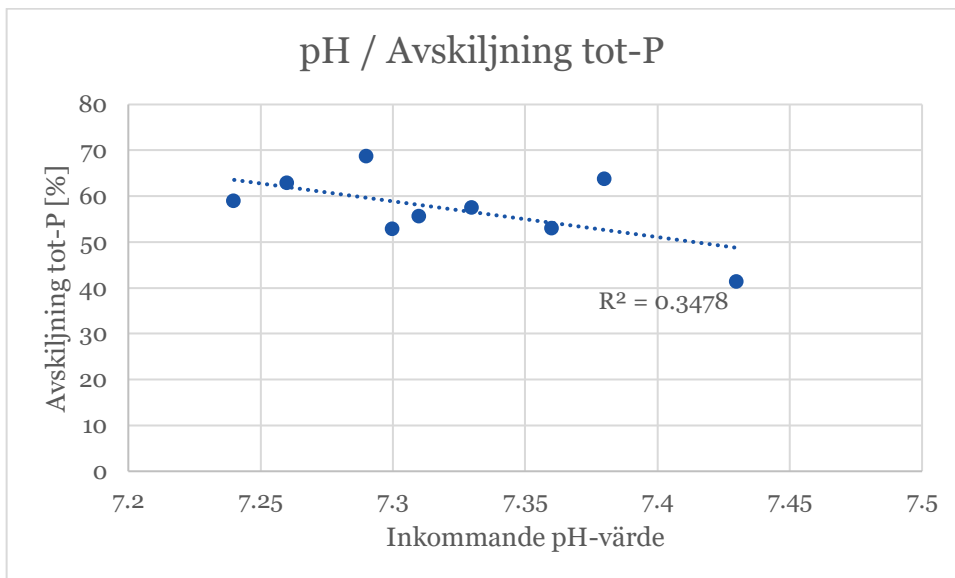
Figur 14 i bilaga 7 visar inkommande fosfatfosfor på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. Inget tydligt samband mellan dessa parametrar går att hitta och R-kvadratvärdet för trendlinjen är ca 0,029.



Figur 10 – Inkommande suspenderat material mot avskiljningen av totalfosfor.

Figur 10 visar inkommande suspenderat material på x-axeln och avskiljningen av tot-P på y-axeln. Det går att ana ett visst samband mellan parametrarna men det är dock ett svagt samband.

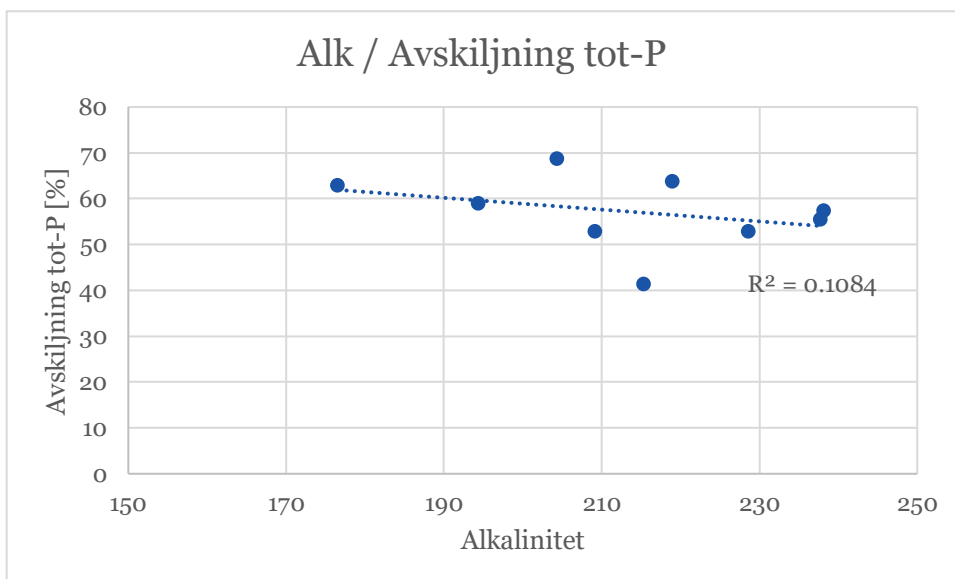
Figur 15 i bilaga 7 visar inkommande suspenderat material på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. Inget samband mellan dessa parametrar går att tyda från diagrammet.



Figur 11 – Inkommande pH-värde mot avskiljningen av totalfosfor.

Figur 11 visar pH-värdet på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. Trendlinjen visar ett visst samband mellan dessa parametrar men sambandet är dock svagt.

Figur 16 i bilaga 7 visar pH-värdet på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. Diagrammet visar inget starkt samband mellan parametrarna. R-kvadratvärdet är 0,063.



Figur 12 – Totalalkalinitet på inkommande avloppsvatten mot avskiljningen av totalfosfor.

Figur 12 visar totalalkaliniteten på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. Diagrammet visar inget starkt samband mellan parametrarna.

Figur 17 i bilaga 7 visar totalalkaliniteten på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet är 0,12 och det visar inte heller något starkt samband mellan parametrarna.

7 Diskussion

7.1 Massbalans

Medelvärde för suspenderat material i massbalansen visade att det skilde 133 kg/dygn mellan inkommande och utgående SS. Totalt var inkommande SS högre än utgående. Om man däremot tittar på varje enskilt datum för massbalansen visar det sig att fem av tio datum var inkommande SS högre än utgående SS, se bilaga 1. Varför inkommande SS var högre dessa datum kan beror på olika faktorer. En av anledningarna kan vara att en del av det suspenderade materialet följer med vid den mekaniska reningen, till exempel vid rens-galler och sandfång. De andra fem datumen visade i stället att utgående suspenderat material var högre än inkommande. Detta berodde troligtvis på att vid enstaka tillfällen bräddade RSL-anläggningen då nivån översteg den tillåtna och slam letade sig ut från RSL till försedimenteringen. Analyserna av primärslammet visade därför högre halt än vanligt.

Medelvärde för totalfosfor i massbalansen visade att inkommande fosfor var högre än utgående fosfor med ca 53 kg/dygn. Om man tittar på varje enskilt datum så visar det att för varje datum var inkommande fosfor något högre än utgående fosfor. Även här kan en av förklaringarna vara att en liten del av fosfor förs bort vid den mekaniska reningen. En del av det organiska materialet avlägsnas vid rens-galler och sandfång och då följer även en viss del organisk bunden fosfor med. Det har inte tagits någon hänsyn till detta i beräkningarna.

Själva analysmetoden som användes för att mäta totalfosfor är egentligen inte gjord för att analysera slamprover som inte har centrifugerats innan. Analyserna som utfördes på slammet behövde därför spädas väldigt mycket för att hamna inom mätområdet. Om detta har haft någon påverkan på resultatet är svårt att säga. För att ta reda på om analysresultaten för totalfosfor på primärslammet är tillförlitliga kan prover skickas i väg externt för analys.

En orsak varför både inkommande totalfosfor och suspenderat material var högre i massbalansen kan också bero på själva provtagningspunkten vid primärslammet. Provtagaren fungerade inte alltid som den skulle och många av proverna togs därför väldigt nära ytan. Om provtagningen sker för nära ytan kan sedimentation av tyngre partiklar leda till att provets sammansättning inte stämmer helt överens med primärslammets sammansättning. Om det hade gått att ta prover längre ned i primärslammet hade kanske sammansättningen sett annorlunda ut. Förmodligen hade en lite högre andel suspenderat materialet och totalfosfor erhållits i proverna. Eftersom provtagaren krånglade ibland gick det inte alltid att få in ett sammanhängande dygnsprov på primärslammet och det kan också ha påverkat resultatet då flödena är uppmätta under ett dygn.

Slutligen kan en felkälla till att massbalansen inte gick ihop vara att flödet från försedimenteringen inte mättes utan beräknades med hjälp av de andra flödena över systemet.

7.2 Reningsresultat och samband

Resultatet från detta arbete visar att det inte finns några starka samband mellan de studerade parametrarna och avskiljningsgraden av totalfosfor och fosfatfosfor. Sambandet mellan inkommande fosfatfosfor och avskiljningen av fosfatfosfor visade dock ett svagt samband. När inkommande fosfatfosfor är högre kan man se en något lägre avskiljning av fosfatfosfor. Sambandet mellan inkommande fosfatfosfor och avskiljningen av totalfosfor var dock mycket svagt så den totala reningen av fosfor påverkas inte av att fosfatfosfor är högre i inkommande flöde.

Ett svagt samband går också att se mellan inkommande suspenderat material och avskiljningen av totalfosfor. Enligt litteraturen skall avskiljningen av suspenderat material och avskiljningen av totalfosfor korrelera, vilket inte är fallet i denna undersökning. En hög halt suspenderat material borde inte ge en högre avskiljning av totalfosfor. Det är oklart varför avskiljningen av totalfosfor ökar något med ökad halt inkommande suspenderat material.

Slutligen går det även att se ett svagt samband mellan pH-värdet och avskiljningen av totalfosfor. Detta stämmer överens med andra studier som visat att ett optimalt pH-värde för fosforavskiljning bör ligga runt 7.

Ingen hänsyn har tagits till polymerdoseringen i den här undersökningen. Polymerdoseringen medför att en effektivare fosforavskiljning uppnås. Därför är ett förslag att vid eventuella fortsatta studier även undersöka om doseringen påverkar sambanden signifikant.

Hur hög rening som kan uppnås beror enligt litteraturen bland annat på vattnets fosforinnehåll och vattnets alkalinitet och pH. Att den här undersökningen inte har visat några starka samband kan bero på att det är andra parametrar som också bidrar till att fosforavskiljningen varierar. Avloppsvattnets sammansättning är komplex vilket gör att flockningsmekanismen är svår att analysera och specificera. Det är sedan tidigare konstaterat att spårämnen och ligander som finns i avloppsvatten påverkar reaktionen. Järnjoner binder bland annat till svavel och järnklorid kan tillsättas för att få bukt med sulfid och svavelvätebildning i ledningarna. Detta var en av anledningarna att Syvab valde järnklorid som fällningskemikalie. I dagsläget görs inga regelbundna mätningar på svavel och det är därför svårt att avgöra om det är svavelhalten som gör att fosforavskiljningen varierar.

En annan faktor som påverkar hur hög rening som kan uppnås är hur effektiv inblandningen av järnklorid är. Anledningen att det är viktigt med en snabb och effektiv inblandning av metallsaltet är för att koncentrationen av fosfat är låg och det finns en risk att en stor del av järnet reagerar med vattnet i stället och bildar hydroxidflockar. I dagsläget släpps metallsaltet direkt ner i kanalen och blandas först ordentligt in i strömmen när det passerar igenom huvudpumparna. En snabbare och effektivare inblandning skulle möjligen förbättra fosforavskiljningen. Det skulle kunna ske genom att skapa turbulens med omrörare, genom luftinblåsning eller att utnyttja vattnets rörelseenergi i en turbulent zon.

8 Slutsats och fortsatta studier

För att få ett noggrannare resultat för massbalansen kan provtagningen på primässlammet förbättras. I den här undersökningen gick det inte alltid att få sammanhängande dyngsprover och provtagningen kan dessutom ha skett för nära ytan i slammet. Ett alternativ för att få ett mer pålitligt prov på primärslammet är att ta stickprover under flera tidpunkter. Då kan man säkerställa att provtagningen sker korrekt.

Baserat på erhållna analysresultat gick det inte att identifiera nyckeltal för kemikaliedoseringen i FAST-systemet. Inget starkt samband gick att påvisa mellan parametrarna som undersöktes och avskiljningsgraden. I vissa fall gick det dock att se svaga korrelationer mellan parametrarna men inte tillräckligt för att kunna bestämma nyckeltal för fosforavskiljningen. Detta kan dock undersökas vidare genom att göra fler mätningar under en längre period för att se om korrelationen stärks eller försvagas. Ytterligare parametrar så som polymerdosering kan även undersökas.

Det gick inte heller att utifrån teorin bestämma optimal kemikaliedosering eftersom avloppsvattnets sammansättning är komplex vilket innebär att mekanismen för utfällningen är svår att specificera. Enligt litteraturen är det dock blandningsförhållanden, variationer i avloppsvattnet, vattnets fosforinnehåll och vattnets alkalinitet och pH som avgör hur goda reningsresultat som kan uppnås. Även polymerdoseringen påverkar avskiljningen.

För att undersöka om svavel har en inverkan på fosforavskiljningen bör en mätning av järnsulfider ske innan försedimenteringen. Om halten är hög kan man prova att lufta aggressivare i sandfånget för att oxidera järnsulfidfällningar och regenerera järn(III)joner som faller ut ytterligare fosfat.

För att förbättra fosforavskiljningen kan också inblandningen av järnklorid ses över. Om inblandningen sker snabbare och effektivare antas mer av fosfaten reagera med järnet. Efter tillsats av polymerer skall dock blandningen inte vara för kraftig eftersom de bildade flockarna då kan slås sönder.

9 Referenser

- [1] Syvab. Om Syvab [Internet]. Stockholm: Syvab [citerad 11 okt 2021]. Hämtad från: <https://www.syvab.se/om-syvab/om-syvab>
- [2] Kemira's Water Handbook 2020 Kemira. About water treatment [Internet]. Helsinki: Kemira Oyj; 2020. [citerad 26 oktober 2021] Hämtad från: <https://www.kemira.com/insights/water-handbook-2020/>
- [3] M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jensen, E. Arvin, Wastewater Treatment - Biological and Chemical Processes, Berlin: Springer, 2002.
- [4] Persson PO, Nilson L, Östman A. Miljöskyddsteknik: Strategier & teknik för miljöskydd. Stockholm: Inst. för Ingenjörspedagogik, KTH; 2018.
- [5] Havs- och vattenmyndigheten. Miljöpåverkan - Övergödning [Internet]. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten [citerad 25 oktober 2021]. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/overgodning.html>
- [6] Sveriges Miljömål. Sveriges miljömål [Internet]. Naturvårdsverket [citerad 3 november 2021]. Hämtad från: <https://www.sverigemiljomal.se/miljomalen/>
- [7] Bratby, J. Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment. 3. uppl. London: IWA Publishing; 2016.
- [8] Svenskt Vatten AB. Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen (U2). Stockholm: Svenskt vatten. Publikation U, ISSN 1654–5117.
- [9] Lu S, Pugh R J, Forssberg E. Interfacial Separations of particles, kap. 7 [Internet]. Vol. 20. Elsevier 2005. [Citerad april 2019]. Hämtad från: <https://www-sciencedirectcom.focus.lib.kth.se/bookseries/studies-in-interface-science/vol/20>
- [10] Pillai, J. Flocculants and Coagulants: The Keys to Water and Waste Management in Aggregate Production. Nalco Company. Naperville. R-680. Hämtad från: [https://aniq.org.mx/pqta/pdf/Flocculants%20and%20Coagulants%20NALCO%20\(LIT\).pdf](https://aniq.org.mx/pqta/pdf/Flocculants%20and%20Coagulants%20NALCO%20(LIT).pdf)
- [11] Jong-Oh k, Jinwook C. Implementing chemical precipitation as a pretreatment for phosphorus removal in membrane bioreactor-based municipal wastewater treatment plants. In: KSCE journal of civil engineering, 2014-04-25, Vol.18 (4), p.956-963.
- [12] Oriol G, Donghee P, Keshab R S, Zhiguo Y. Iron salts dosage for sulfide control in sewers induces chemical phosphorus removal during wastewater treatment. In: Water research (Oxford), 2010, Vol.44 (11), p.3467-3475.

Bilaga 1 Massbalanser

Datum: 2021-11-09	Flöde		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	4311,26	103470,14	248,00	25660,59
JÄRNA	164,03	3936,73	196,00	771,60
FS	4421,13	106107,19	57,50	6101,16
PS	54,15	1299,68	11100,00	14426,40
IN=UT			26432,19 ≠ 20527,56	

Datum: 2021-11-10	Flöde		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	4872,93	116950,32	220,00	25729,07
JÄRNA	150,18	3604,22	196,00	706,43
FS	4966,61	119198,68	53,80	6412,89
PS	56,49	1355,85	8300,00	11253,56
IN=UT			26435,50 ≠ 17666,44	

Datum: 2021-11-16	Flöde		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3720,81	89299,43	238,00	21253,27
JÄRNA	91,47	2195,20	236,00	518,07
FS	3757,40	90177,53	122,00	11001,66
PS	54,88	1317,10	13300,00	17517,43
IN=UT			21771,33 ≠ 28519,09	

Datum: 2021-11-17	Flöde		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3727,80	89467,30	224,00	20040,68
JÄRNA	87,55	2101,18	254,00	533,70
FS	3761,06	90265,40	66,30	5984,60
PS	54,30	1303,08	13400,00	17461,32
IN=UT			20574,38 ≠ 23445,91	

Datum: 2021-11-30	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3770,19	90484,47	4,92	445,18	220,00	19906,58
JÄRNA	79,32	1903,75	6,65	12,66	258,00	491,17
FS	3791,00	90983,92	2,37	215,63	73,80	6714,61
PS	58,51	1404,30	77,20	108,41	9200,00	12919,56
IN=UT			457,84 ≠ 324,04		20397,75 ≠ 19634,17	

Datum: 2021-12-01	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3751,52	90036,48	5,06	455,58	246,00	22148,97
JÄRNA	80,76	1938,27	6,86	13,30	314,00	608,62
FS	3773,39	90561,28	2,02	182,93	57,00	5161,99
PS	58,89	1413,47	184,00	260,08	13700,00	19364,49
IN=UT			468,88 ≠ 443,01		22757,59 ≠ 24526,49	

Datum: 2021-12- 07	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3372,20	80932,75	5,44	440,27	238,00	19261,99
JÄRNA	79,68	1912,25	7,61	14,55	366,00	699,88
FS	3398,94	81574,58	2,48	202,30	62,50	5098,41
PS	52,93	1270,42	140,00	177,86	11500,00	14609,79
IN=UT			454,83 ≠ 380,16		19961,88 ≠ 19708,20	

Datum: 2021-12- 08	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	3404,59	81710,15	5,40	441,23	272,00	22225,16
JÄRNA	90,95	2182,70	6,88	15,02	368,00	803,23
FS	3444,28	82662,60	2,35	194,26	58,80	4860,56
PS	51,26	1230,25	181,60	223,41	13300,00	16362,33
IN=UT			456,25 ≠ 417,67		23028,39 ≠ 21222,89	

Datum: 2021-12- 14	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	4295,15	103083,72	4,62	476,25	220,00	22678,42
JÄRNA	108,44	2602,45	5,11	13,30	230,00	598,56
FS	4351,44	104434,63	2,21	230,80	67,50	7049,34
PS	52,15	1251,53	200,80	251,31	14000,00	17521,47
IN=UT			489,55 ≠ 482,11		23276,98 ≠ 24570,80	

Datum: 2021-12- 15	Flöde		P-TOT		SS	
	[m3/h]	[m3/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]	[mg/l]	[kg/dygn]
IN	4271,58	102517,98	4,34	444,93	188	19273,38
JÄRNA	112,72	2705,18	4,69	12,69	272	735,81
FS	4326,26	103830,23	1,81	187,93	61,3	6364,79
PS	58,04	1392,93	167,6	233,46	12300	17133,08
IN=UT			457,62 ≠ 421,39		20009,19 ≠ 23497,87	

Bilaga 2 Flöden

Tabell 12, Flöden i m³/h. *Flödet för försedimenteringen är inte uppmätt utan beräknat utifrån principen IN=UT.

Datum	IN	Järna	*FS	PS
2021-11-02	3535,01	80,73	3561,05	54,69
2021-11-03	4108,24	129,42	4163,64	74,02
2021-11-09	4311,26	164,03	4421,13	54,15
2021-11-10	4872,93	150,18	4966,61	56,49
2021-11-16	3720,81	91,47	3757,40	54,88
2021-11-17	3727,80	87,55	3761,06	54,30
2021-11-30	3770,19	79,32	3791,00	58,51
2021-12-01	3751,52	80,76	3773,39	58,89
2021-12-07	3372,20	79,68	3398,94	52,93
2021-12-08	3404,59	90,95	3444,28	51,26
2021-12-14	4295,15	108,44	4351,44	52,15
2021-12-15	4271,58	112,72	4326,26	58,04

Tabell 13, Flöden i l/h.

Datum	Metallsalt	Lågmolekylärt polymer	Högmolekylärt polymer
2021-11-02	202,06	6,18	400,56
2021-11-03	230,86	6,99	442,70
2021-11-09	227,62	7,33	502,08
2021-11-10	252,73	8,29	450,69
2021-11-16	204,67	6,34	418,21
2021-11-17	204,94	6,36	413,83
2021-11-30	192,31	6,42	416,46
2021-12-01	187,19	6,40	411,70
2021-12-07	158,53	5,78	394,23
2021-12-08	160,07	5,83	399,12
2021-12-14	201,92	6,87	487,70
2021-12-15	200,62	6,84	486,33

Bilaga 3 Analysresultat

Tabell 6, Totalfosfor i mg/l. Röda värden är prover som centrifugerades innan analys.

Datum	IN	JÄRNA	FS	PS
2021-11-02	-	-		2,52
2021-11-03	5,52	-	2,39	3,15
2021-11-09	4,94	3,68	1,55	1,29
2021-11-10	4,34	3,54	1,62	1,9
2021-11-16	4,75	5,11	1,75	1,95
2021-11-17	5,06	5,69	3,02	2,35
2021-11-30	4,92	6,65	2,37	77,2
2021-12-01	5,06	6,86	2,02	184
2021-12-07	5,44	7,61	2,48	140
2021-12-08	5,4	6,88	2,35	181,6
2021-12-14	4,62	5,11	2,21	200,8
2021-12-15	4,34	4,69	1,81	167,6

Tabell 7, fosfatfosfor i mg/l.

Datum	IN	JÄRNA	FS	PS
2021-11-02	2,551	3,259	0,684	2,17
2021-11-03	2,493	3,178	0,637	1,6
2021-11-09	2,169	2,053	0,485	0,929
2021-11-10	1,705	1,802	0,344	1,07
2021-11-16	2,335	2,868	0,559	1,03
2021-11-17	2,416	2,777	0,441	0,738
2021-11-30	2,419	3,799	0,394	1,37
2021-12-01	3,139	10,377	1,879	1,06
2021-12-07	2,743	6,469	0,979	0,983
2021-12-08	2,913	3,935	1,044	0,692
2021-12-14	2,267	2,772	0,936	0,958
2021-12-15	2,026	2,500	0,483	0,571

Tabell 8, suspenderat material i mg/l.

Datum	IN	JÄRNA	FS	PS
2021-11-02	278	-	50	15100
2021-11-03	242	-	68,8	9400
2021-11-09	248	196	57,5	11100
2021-11-10	220	196	53,8	8300
2021-11-16	238	236	122	13300
2021-11-17	224	254	66,3	13400
2021-11-30	220	258	73,8	9200
2021-12-01	246	314	57	13700
2021-12-07	238	366	62,5	11500
2021-12-08	272	368	58,8	13300
2021-12-14	220	230	67,5	14000
2021-12-15	188	272	61,3	12300

Tabell 9, torrsubstans och glödrest i primärslammet.

Datum	TS-halt primärslam [%]	GR-halt [% av TS]
2021-11-02	1,51	17,35
2021-11-03	0,94	19,16
2021-11-09	1,11	18,43
2021-11-10	0,83	20,76
2021-11-16	1,33	17,59
2021-11-17	1,34	18,14
2021-11-30	0,92	16,97
2021-12-01	1,37	17,99
2021-12-07	1,15	16,37
2021-12-08	1,33	17,19
2021-12-14	1,40	16,19
2021-12-15	1,23	18,74

Tabell 10, pH-värden i pH-enheter

Datum	IN	JÄRNA	FS	PS
2021-11-02	7,66	7,74	7,57	7,09
2021-11-03	7,56	7,6	7,66	7,46
2021-11-09	7,29	7,27	7,24	7,04
2021-11-10	7,26	7,28	7,42	6,89
2021-11-16	7,38	7,44	7,33	6,83
2021-11-17	7,43	7,34	7,32	6,74
2021-11-30	7,36	7,5	7,4	6,91
2021-12-01	7,68	7,7	7,61	7,28
2021-12-07	7,31	7,76	7,39	6,83
2021-12-08	7,33	7,41	7,31	6,8
2021-12-14	7,3	7,42	7,2	6,81
2021-12-15	7,24	7,32	7,11	6,76

Tabell 11, Totalalkalinitet i mg/l

Datum	IN	JÄRNA	FS	PS
2021-11-02	-	-	-	300,4
2021-11-03	225,8	-	222,4	301,6
2021-11-09	204,4	210,8	194,2	236,8
2021-11-10	176,6	175	184,6	213,6
2021-11-16	219	246	228	324,8
2021-11-17	215,4	259	210,2	280,8
2021-11-30	228,6	309,6	212,2	288,4
2021-12-01	228,8	326,8	210,6	282,5
2021-12-07	237,8	469,4	219,2	240,4
2021-12-08	238,2	213,4	224,4	268
2021-12-14	209,2	269,2	203	246
2021-12-15	194,4	245,4	178,6	213,2

Bilaga 4 Beräkningar

Massflöde i enheten kg/dygn för totalfosfor och suspenderat material har beräknats enligt ekvationen:

$$\text{Massflöde} \left[\frac{\text{kg}}{\text{dygn}} \right] = \text{halt} \left[\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right] * 10^{-3} * \text{inkommande flöde} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] * 24$$

För att beräkna tillsatt gram järn i förhållande till inkommande gram fosfor har beräkningar gjorts enligt ekvationen:

$$\frac{g \text{ Fe}}{g \text{ P}} = \frac{\rho (\text{densitet järnklorid}) \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right] * \text{Flöde järnklorid} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \right] * 0,138 [\text{vikt\% (Fe(III))}] * 24[\text{h}]}{\text{Inkommande totP} \left[\frac{\text{kg}}{\text{dygn}} \right]}$$

För att beräkna avskiljningen i procent för fosfatfosfor, totalfosfor och suspenderat material har beräkningar gjorts enligt:

$$\text{Avskiljning} [\%] = \frac{(\text{inkommande massflöde} - \text{utgående massflöde (från FS)}) * 100}{\text{inkommande massflöde}}$$

PLUSJÄRN S 314



PRODUKTSPECIFIKATION

Järn (III) klorid lösning (40 procent)

Aktuellt säkerhetsdatablad är PLUSJÄRN S 314

Parameter	Specifikation
Utseende	Mörkbrun lågviskös vätska
Lukt	Svagt stickande lukt
pH	< 1
Densitet	1420 ± 20 kg/m ³
Frys punkt	-20 °C
Turbiditet	< 2 NTU
Hållbarhet	Minst 1 år

Fe (3+)	13,8 ± 0,4 vikt%
Fe (2+)	< 0,3 vikt%
Klorid (Cl)	27 ± 3 vikt%
Fri syra (HCl)	0,6 ± 0,4 vikt%
Sulfat (SO ₄)	< 0,6 vikt%

Spårämnen	Typanalys (mg/kg)
Arsenik (As)	0,03
Antimon (Sb)	0,01
Bly (Pb)	0,03
Kadmium (Cd)	< 0,001
Kobolt (Co)	7,7
Koppar (Cu)	2,5
Krom (Cr)	7,4
Kvicksilver (Hg)	0,001
Mangan (Mn)	307
Nickel (Ni)	10,2
Selen (Se)	< 0,07
Silver (Ag)	< 0,002
Tenn (Sn)	0,03
Zink (Zn)	6,0

De angivna halterna är baserade på föregående års utfall.

PLUSJÄRN S 314 möter de krav som ställs i Svensk Standard SS-EN 888:2004 Typ 2 – "Processkemikalier för beredning av dricksvatten"



Feralco Nordic AB, Lillavikavägen, 294 35 Sölvesborg
Telefon: 0456-15616, Fax 0456-19935, info.se@feralco.com, www.feralco.se

FERALCO NORDIC AB 2021-01-31-SP2

Bilaga 6 Tabeller för samband mellan parametrar och avskiljning

Tabell 14 - Inkommande tot-P / Avskiljning

Datum	tot-P, in [kg/dygn]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning PO4-P[%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	525,63	68,71	77,87	76,92
2021-11-10	520,32	62,89	80,08	75,74
2021-11-16	435,39	63,75	76,53	*49,47
2021-11-17	464,66	41,33	82,07	70,91
2021-11-30	457,84	52,90	84,15	67,08
2021-12-01	468,88	60,99	*43,79	77,32
2021-12-07	454,83	55,52	65,92	74,46
2021-12-08	456,25	57,42	65,01	78,89
2021-12-14	489,55	52,85	59,42	69,72
2021-12-15	457,62	58,93	76,62	68,19

Tabell 15 - Inkommande PO4-P / Avskiljning

Datum	PO4-P, in [kg/dygn]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning PO4-P[%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	232,51	68,71	77,87	76,92
2021-11-10	205,90	62,89	80,08	75,74
2021-11-16	214,81	63,75	76,53	*49,47
2021-11-17	221,99	41,33	82,07	70,91
2021-11-30	226,11	52,90	84,15	67,08
2021-12-01	302,74	60,99	*43,79	77,32
2021-12-07	234,37	55,52	65,92	74,46
2021-12-08	246,61	57,42	65,01	78,89
2021-12-14	240,90	52,85	59,42	69,72
2021-12-15	214,46	58,93	76,62	68,19

Tabell 16 - Inkommande SS / Avskiljning

Datum	SS, in [kg/dygn]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning PO4-P[%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	26432,19	68,71	77,87	76,92
2021-11-10	26435,50	62,89	80,08	75,74
2021-11-16	21771,33	63,75	76,53	*49,47
2021-11-17	20574,38	41,33	82,07	70,91
2021-11-30	20397,75	52,90	84,15	67,08
2021-12-01	22757,59	60,99	*43,79	77,32
2021-12-07	19961,88	55,52	65,92	74,46
2021-12-08	23028,39	57,42	65,01	78,89
2021-12-14	23276,98	52,85	59,42	69,72
2021-12-15	20009,19	58,93	76,62	68,19

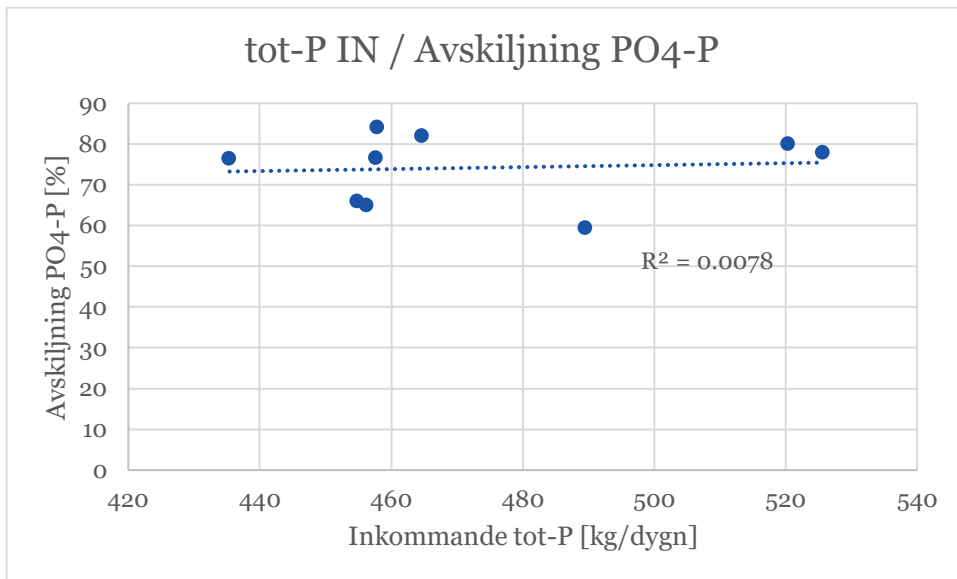
Tabell 17 - pH / Avskiljning

Datum	pH [kg/dygn]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning PO4-P[%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	7,29	68,71	77,87	76,92
2021-11-10	7,26	62,89	80,08	75,74
2021-11-16	7,38	63,75	76,53	*49,47
2021-11-17	7,43	41,33	82,07	70,91
2021-11-30	7,36	52,90	84,15	67,08
2021-12-01	7,68	60,99	*43,79	77,32
2021-12-07	7,31	55,52	65,92	74,46
2021-12-08	7,33	57,42	65,01	78,89
2021-12-14	7,3	52,85	59,42	69,72
2021-12-15	7,24	58,93	76,62	68,19

Tabell 18 - Tot-alk / Avskiljning

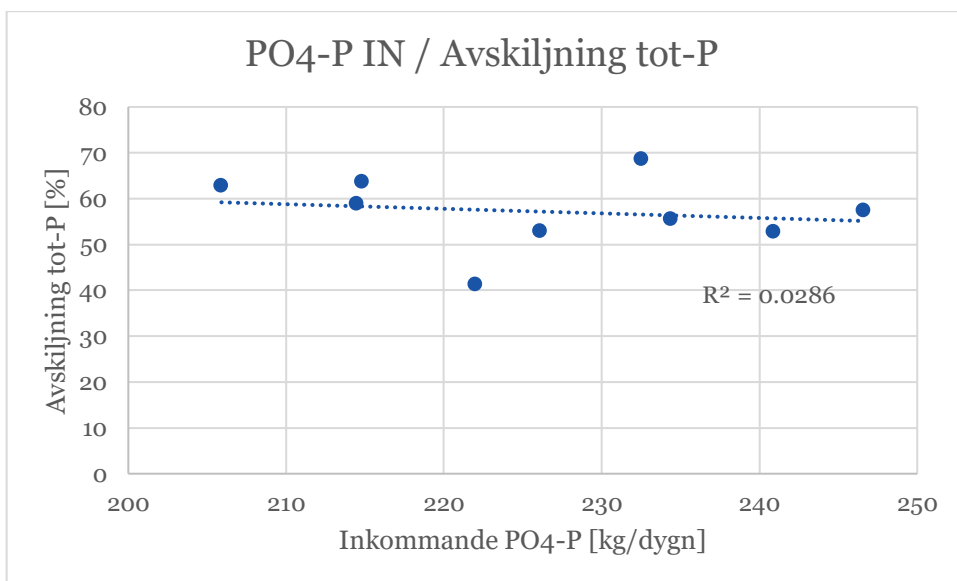
Datum	tot-alk [kg/dygn]	Avskiljning tot-P [%]	Avskiljning PO4-P[%]	Avskiljning SS [%]
2021-11-09	204,4	68,71	77,87	76,92
2021-11-10	176,6	62,89	80,08	75,74
2021-11-16	219	63,75	76,53	*49,47
2021-11-17	215,4	41,33	82,07	70,91
2021-11-30	228,6	52,90	84,15	67,08
2021-12-01	228,8	60,99	*43,79	77,32
2021-12-07	237,8	55,52	65,92	74,46
2021-12-08	238,2	57,42	65,01	78,89
2021-12-14	209,2	52,85	59,42	69,72
2021-12-15	194,4	58,93	76,62	68,19

Bilaga 7 Resultat för samband mellan parametrar



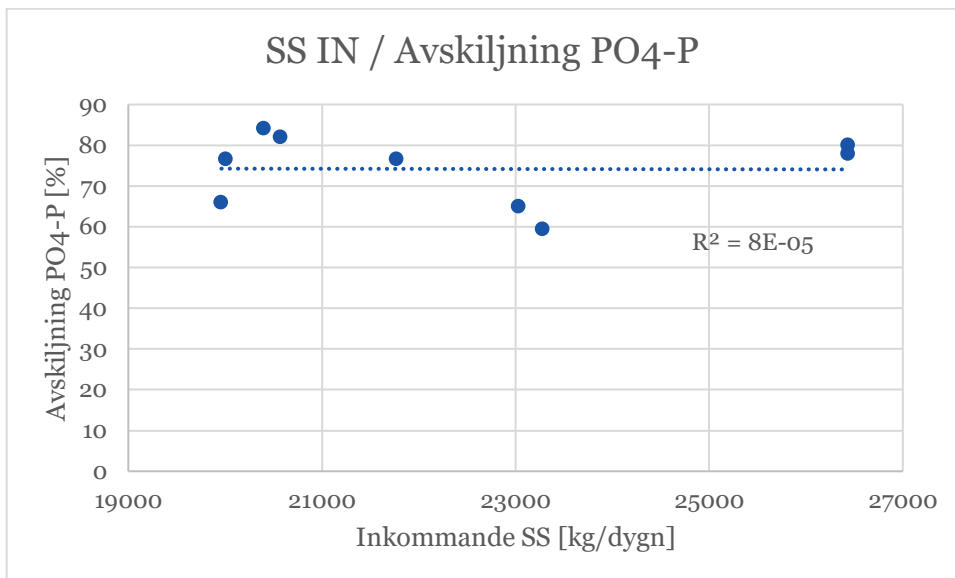
Figur 13 – Inkommande totalfosfor mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 13 visar inkommande totalfosfor på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet för trendlinjen är ca 0,008 vilket visar att det inte finns ett strakt samband.



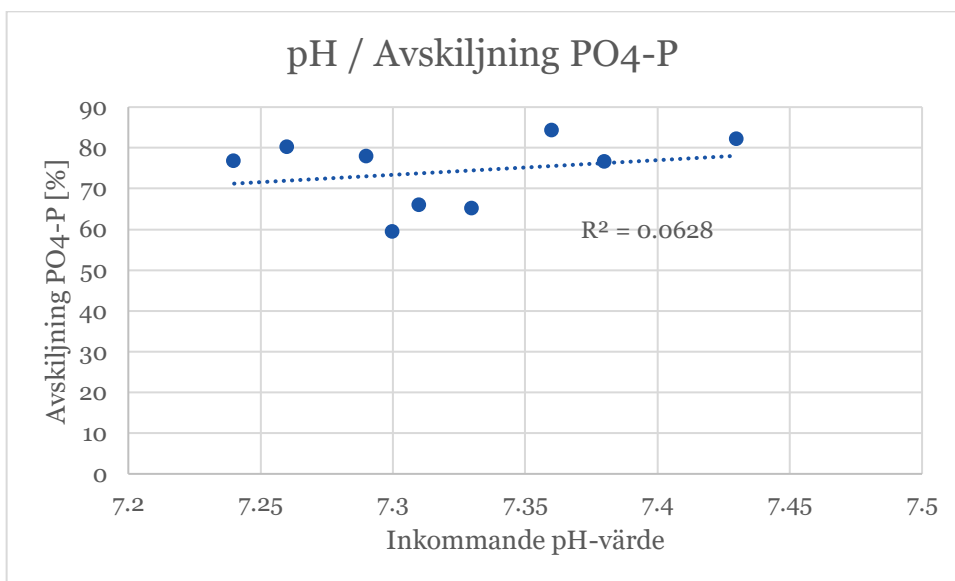
Figur 14 – Inkommande fosfatfosfor mot avskiljningen av totalfosfor.

Figur 14 visar inkommande fosfatfosfor på x-axeln och avskiljningen av totalfosfor på y-axeln. Inget tydligt samband mellan parametrarna går att hitta.



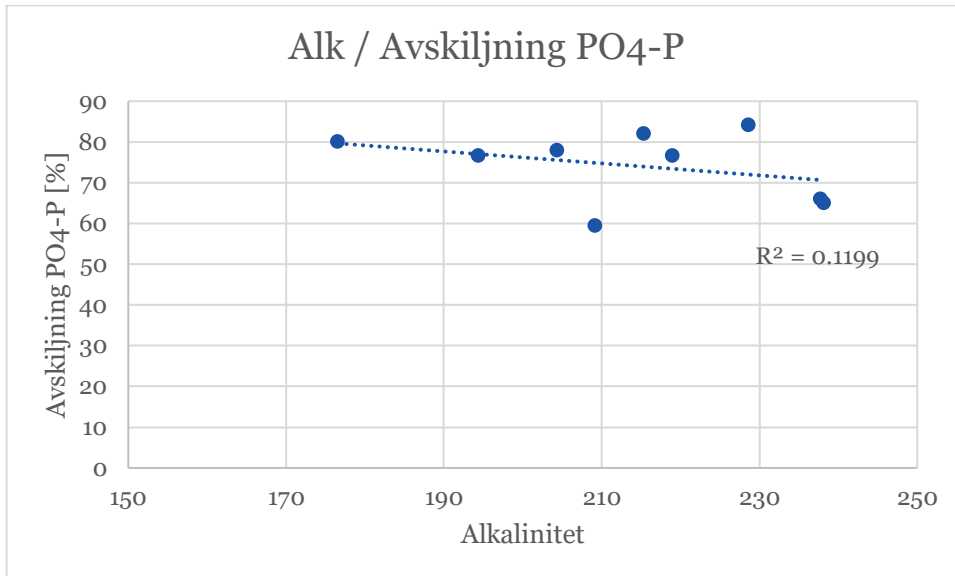
Figur 15 – Inkommande suspenderat material mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 15 visar inkommande suspenderat material på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. Inget samband mellan dessa parametrar går att tyda från diagrammet.



Figur 16 – Inkommande pH-värde mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 16 visar pH-värdet på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. Diagrammet visar inget starkt samband mellan parametrarna. R-kvadratvärdet är 0,063.



Figur 17 – Inkommande pH-värde mot avskiljningen av fosfatfosfor.

Figur 17 i bilaga 5 visar totalalkaliniteten på inkommande avloppsvatten på x-axeln och avskiljningen av fosfatfosfor på y-axeln. R-kvadratvärdet är 0,12 och det visar inte heller något starkt samband mellan parametrarna.