

Konduktivitetsmätningar som mät- och kontroll- metod vid kommunala avloppsanläggningar

Erik Levlin
Bengt Hultman



Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SV-Utveckling) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet.

SV-Utveckling (fd VA-Forsk) initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvatten
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

SV-Utveckling styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborg Vatten
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Per Fåhraeus	Varberg
Carina Färm	Mälarenergi
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Marie Nordkvist Persson	Sydvatten
Bo Rutberg	Sveriges Kommuner och Landsting
Ulf Thysell	VA-verket i Malmö
Susann Wennmalm	Käppalaförbundet
Einar Melheim, adjungerad	NORVAR, Norge
Peter Balmér, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan återopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Konduktivitetmätningar som mät- och kontrollmetod vid kommunala avlopps- anläggningar
Title of the report:	Conductivity measurements as measure and control method for municipal wastewater treatment
Rapportens beteckning Nr i serien:	2008-04
Författare:	Erik Levlin, Bengt Hultman, Mark och Vattenteknik, Kgl Tekniska Högskolan
Projektnr:	25-114
Projektets namn:	Konduktivitetmätningar som mät- och kontrollmetod vid kommunala avlopps- anläggningar
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling (f.d. VA-Forsk)
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	51 A4
Sökord:	Konduktivitet, avloppsrening, slam
Keywords:	Conductivity, wastewater treatment, sludge
Sammandrag:	Konduktivitet beror av salthalten och konduktivitetmätningar ger indirekt information om avloppsvattnets sammansättning. Avloppsreningsverk med biologisk kvävereduktion ger en konduktivitetsminskning i processen. De högsta konduktivitetsvärdena erhålls vid rötning av avloppsslam.
Abstract:	Conductivity depends on salinity and conductivity measurements gives indirect information of the composition of waste water. Treatment plants with biological nitrogen reduction gives a decrease in conductivity in the process. The highest conductivity values are achieved at digestion of sludge.
Målgrupper:	Forskare, konsulter och processtekniker inom VA-området
Omslagsbild:	Avloppsreningsverk och vattenverk som lämnat konduktivitetsvärden till rapporten. Bild: Erik Levlin
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2008
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Denna rapport har finansierats av VA-Forsk, numera Svenskt Vatten Utveckling. Arbetet baseras på uppmätta konduktivitetsvärden i kombination med litteraturdata och teorier för konduktivitet. För att erhålla ett verklighetstroget underlag i avsikt att kunna bedöma betydelsen av konduktivitetsmätning i avloppsreningsprocessen, har tyngdpunkten i arbetet baserats på konduktivitetsvärden uppmätta vid avloppsreningsverk.

Sabrina Chane-Yin tackas för hennes arbete med mätning av konduktivitet på olika ställen i processen vid två avloppsreningsverk i Stockholmsregionen; Käppalaverket, Lidingö och Himmerfjärdsverket, Botkyrka. Anna-Maria Borglund vid Käppalaverket och Mats Hellborg och Madeleine Sköld vid Himmerfjärdsverket tackas för hjälp vid mätningarna. Sabrina har även gjort beräkningen av konduktivitet i dricksvatten utifrån publicerade analyser från Norsborg, Lovö och Görvälns vattenverk. Sabrina var utbytesstudent från Frankrike vid: Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (Nationella Institutet för Tillämpad Vetenskap i Lyon).

Carin Eklund vid Duvbackens reningsverk i Gävle tackas för konduktivitetsvärden uppmätta i inflöde och utflöde från tiden 23 januari 2005 till 22 januari 2007 och Tor-Olof Fagerström vid Lotsbroverket, Mariehamn, Åland för konduktivitetsvärden uppmätta vid verket under 2006.

Monica Löwén tackas för försök med struvitupplösning som utförts vid Institutionens Laboratorium.

Stockholm september 2007

Erik Levlin
Bengt Hultman

Innehåll

Förord.....	3
Sammanfattning.....	7
Summary.....	8
1 Teori för konduktivitetsmätning.....	9
1.1 Beräkning av konduktivitet.....	9
1.2 Olika joners bidrag till konduktiviteten.....	10
1.3 Elektroder för mätning av konduktivitet.....	11
2 Användning av konduktivitetsmätning vid avloppsrening... 13	13
2.1 Konduktivitet i inkommande avloppsvatten.....	13
2.2 Konduktivitetsförändringar vid biologisk fosforavskiljning.....	16
2.3 Konduktivitetsförändring vid kväveomvandlingsreaktioner.....	18
2.3.1 Deammonifikation med partiell nitritation och anammox.....	18
2.3.2 Kväveavskiljning med nitrifikation och denitrifikation.....	21
2.4 Konduktivitetsförändring i en aktiv slamprocess.....	22
2.4.1 Utan biologisk fosfor- och kväveavskiljning.....	22
2.4.2 Kemisk fosforfällning och biologisk kväveavskiljning.....	23
2.4.3 Biologisk fosfor- och kväveavskiljning.....	24
2.5 Konduktivitet vid avloppsrening i infiltrationsfilterbädd.....	24
2.6 Konduktivitetsmätning för kontroll av omvänd osmos.....	26
2.7 Konduktivitetsmätning vid struvitupplösning.....	29
2.8 Konduktivitetsmätning i dricksvatten.....	31
2.9 Konduktivitetsmätning i avloppsslam.....	31
3 Konduktivitetsmätning vid några avloppsreningsverk..... 32	32
3.1 Käppala avloppsreningsverk.....	32
3.2 Himmerfjärdens avloppsreningsverk.....	33
3.3 Duvbackens avloppsreningsverk.....	34
3.4 Lotsbroverkets avloppsreningsverk.....	35
3.5 Jämförelse mellan avloppsreningsverken.....	36
4 Slutsatser.....	36
Referenser.....	38
Bilaga A: Försök med konduktivitetsmätning vid struvitupplösning..... 41	41
Bilaga B: Konduktivitetsmätning vid Käppala avloppsreningsverk..... 44	44
Bilaga C: Konduktivitetsmätning vid Himmerfjärdens reningsverk..... 48	48

Sammanfattning

Då konduktivitet beror av salthalt, ger konduktivitetmätningar indirekt information om ett avloppsvattens sammansättning och kan därmed användas för att övervaka och styra olika processer vid en avloppsreningsanläggning. För studerade verk varierade konduktiviteten i avloppsvattnet mellan 50 till 150 mS/m och i renat dricksvatten mellan 23 och 28 mS/m. Den process som orsakar konduktivitetsförändringar är främst biologisk kväveavskiljning.

Konduktivitetvärden har uppmätts på olika ställen i processen vid två avloppsreningsverk i Stockholmsregionen; Käppalaverket, Lidingö och Himmerfjärdsverket, Botkyrka. Vid Duvbackens reningsverk i Gävle har konduktiviteten mäts i inflöde och utflöde från 23 januari 2005 till 22 januari 2007 och vid Lotsbroverket i Mariehamn, Åland har konduktiviteten mäts i inflöde, utflöde och efter försedimentering under tiden januari till september 2006. Vid Duvbackens reningsverk, som har biologisk fosforavskiljning och ingen kväveavskiljning, varierade konduktiviteten mellan 60 och 100 mS/m utan någon skillnad mellan inkommande avlopp och renat utflöde. De tre övriga reningsverken som har biologisk kväveavskiljning och i huvudsak kemisk fosforavskiljning visade en konduktivitetssänkning i processen på 21–28 %. Konduktiviteten i inkommande avlopp till Lotsbroverket varierade mellan 58 mS/m till 137 mS/m. Konduktiviteten i inflödet för Käppalaverket var 106 mS/m och för Himmerfjärdsverket 79 mS/m. En stor ökning av konduktiviteten erhöles vid rötning av slam. De högsta konduktivitetvärdena erhöles i rötkamrarna; 797 mS/m för Käppalaverket och 656 mS/m för Himmerfjärdsverket. Den stora konduktivitetökningen som erhöles vid rötning visar att konduktivitetmätning kan vara en användbar metod för att kontrollera röttningsprocessen.

Biologisk fosforering ger en reduktion av konduktiviteten med 278 till 344 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$. Vid kemisk fosforfällning byts fosfatjoner mot sulfat varvid ingen reduktion erhöles av konduktiviteten. Då fosfatens bidrag till konduktiviteten är högst 1 %, ger biologisk fosforering en liten reduktion av konduktiviteten. Med upptag av motjoner kan biologisk fosforavskiljning sänka konduktiviteten med högst 3 %. Ammoniumkväve och alkalinitet som förbrukas vid biologisk kväveavskiljning bidrar till konduktiviteten med 33 % respektive 14 %. Då alkalinitet är mer än en mol per mol ammonium ger biologisk kväveavskiljning genom nitrifikation följt av denitrifikation en reduktion av konduktiviteten med 842 $\mu\text{Sm}^2/\text{g N}$.

Försök med konduktivitetmätning vid upplösning av struvit (MgNH_4PO_4) blandat med aktivt slam visar att nitrifiering av ammonium från struviten ger ökad upplösning av struvit. Separationsprocesser som sedimentering och filtrering ger ingen förändring i konduktiviteten. Separation av näringsämnen genom omvänd osmos ger en stor förändring i konduktiviteten varför konduktivitet kan användas för att kontrollera processen.

Summary

As conductivity depends on salinity, conductivity measurements give indirect information of the composition of wastewater and can be used to monitor and control different sewage treatment processes. Conductivity in sewage water varied between 50 to 150 mS/m for studied plants and conductivity in treated drinking water between 23 and 28 mS/m. The process that causes changes in conductivity is mainly biological nitrogen removal.

Conductivity values have been measured at different locations in the process at two treatment plants in the Stockholm region; Käppalaverket, Lidingö and Himmerfjärdsverket, Botkyrka. At Duvbacken treatment plant in Gävle conductivity has been measured in inflow and outflow from January 23, 2005 to January 22, 2007 and at Lotsbroverket in Mariehamn, Åland, conductivity was measured at influent, effluent and after presedimentation from January to September 2006. At Duvbacken which have biological phosphorus removal and no nitrogen removal, the conductivity varied between 60 and 100 mS/m with no difference between influent and effluent. The three other WWTP's, which have biological nitrogen removal and mainly chemical phosphorus removal, showed a decrease in conductivity in the process with 21–28 %. The conductivity in the influent wastewater to Lotsbroverket varied from 58 mS/m to 137 mS/m. The conductivity in the influent was 106 mS/m for Käppala and 79 mS/m for Himmerfjärden. A large increase of conductivity was achieved at sludge digestion. The highest conductivity values were achieved in the digestion chambers; 797 mS/m for Käppala and 656 mS/m for Himmerfjärden. The large conductivity increase at digestion shows that conductivity measurements can be a useful method to control the digestion process.

Biological phosphorus removal gives a reduction with 278 to 344 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$. At chemical phosphorus precipitation phosphate will be substituted with sulfate and no reduction in conductivity will be achieved. Since the contribution of phosphate to conductivity in sewage is about 1 %, biological phosphorus removal will give a small reduction in conductivity. With uptake of counter ions biological phosphorus removal can reduce conductivity with at most 3 %. Ammonium nitrogen and alkalinity which is reduced at biological nitrogen removal contributes to conductivity with 33 % and 14 % respectively. Since the alkalinity is more than one mole per mole ammonium, biological nitrogen removal through nitrification followed by denitrification will give a decrease of conductivity with 842 $\mu\text{Sm}^2/\text{g N}$.

Experiments with conductivity measurements at dissolving struvite (MgNH_4PO_4) mixed with activated sludge shows that nitrification of ammonium from the struvite gives increased dissolution of struvite. Separation processes such as sedimentation or filtration give no changes in conductivity. Separation of nutrients through reverse osmosis will give large changes in conductivity and conductivity can thus be used for controlling the process.

1 Teori för konduktivitetsmätning

1.1 Beräkning av konduktivitet

Konduktivitetsmätning ger ett mått på salthalt. Mätning av elektrisk ledningsförmåga kan användas för att kontrollera delprocesser i reningsprocessen som ger upphov till förändringar i salthalt. Konduktiviteten hos en lösning kan beräknas från de enskilda jonernas bidrag till konduktiviteten K_i (Brett och Brett 1993), som är:

$$K_i = z_i c_i u_i F$$

Där: z_i är valensen

c_i är koncentrationen

u_i är jonernas rörlighet och

F är Faradays konstant

Jonernas rörlighet u_i är beroende av $\lambda_{c,i}$ den molära konduktiviteten per koncentrationsenhet:

$$\lambda_{c,i} = z_i u_i F$$

Konduktiviteten för en lösning kan beräknas genom en summering av anjonernas och katjonernas bidrag:

$$K = \sum \lambda_{c,i} c_i + \sum \lambda_{a,i} c_i$$

Där: $\lambda_{c,i}$ är en jons molära konduktivitet per koncentrationsenhet och
 c_i är koncentrationen av jonen

Den molära konduktiviteten per koncentrationsenhet, för olika joner visas av tabell 1-1.

För att erhålla en mer korrekt beräkning kan man ta hänsyn till att värdena för konduktiviteten per koncentrationsenhet är givna för joner vid oändlig utspädning. Konduktiviteten ökar ej linjärt med koncentrationen utan jonernas interaktion med varandra vid högre koncentrationer medför att konduktiviteten blir något lägre. För att ta hänsyn till detta kan aktivitetskoefficienten γ användas för att beräkna en

Tabell 1-1. Molära konduktiviteten per koncentrationsenhet och valens (mSm^2/mol) för olika katjoner och anjoner (CRC Handbook, 1999).

Katjoner		Anjoner	
H ⁺	34,965	OH ⁻	19,8
1/2Ca ²⁺	5,947	Cl ⁻	7,631
1/2Fe ²⁺	5,4	HCO ₃ ⁻	4,45
1/3Fe ³⁺	6,8	1/2HPO ₄ ²⁻	3,3
K ⁺	7,348	H ₂ PO ₄ ⁻	3,3
1/2Mg ²⁺	5,3	HS ⁻	6,5
1/2Mn ²⁺	5,35	HSO ₃ ⁻	5,0
NH ₄ ⁺	7,35	HSO ₄ ⁻	5,0
Na ⁺	5,008	NO ₃ ⁻	7,142
1/2Zn ²⁺	5,28	1/3PO ₄ ³⁻	6,9
		1/2SO ₄ ²⁻	8,0

justerad konduktivitet (Eaton m.fl. (1995) refererar av Nikolić och Hultman, 2003):

$$K_{\text{Justerad}} = K_{\text{Ojusterad}} \gamma^2$$

$$\gamma = a/c$$

där: a är jonaktiviteten och
 c är koncentrationen

Aktivitetskoefficienten kan beräknas utifrån jonstyrkan IS , som beror av koncentrationerna för olika joner och som beräknas genom summering (Stumm och Morgan, 1981):

$$IS = \sum z_i^2 (mM) / 2000$$

För en lösning med envärda joner är $IS = 0,373 M$. För $IS \leq 0,5 M$ kan Davies ekvation användas för att beräkna aktivitetskoefficienten:

$$\gamma = 10^{-0,5 z_i^2 [IS / (1 + IS) - 0,3IS]}$$

Detta ger för monovalenta joner att:

$$K_{\text{Justerad}} = K_{\text{Ojusterad}} 10^{-[IS / (1 + IS) - 0,3IS]}$$

1.2 Olika joners bidrag till konduktiviteten

Vätejonerna H^+ och hydroxidjonerna OH^- bidrag till konduktiviteten är en funktion av pH (se formelruta 1-1).

Bidraget från andra joner kan beräknas från analyser av koncentration. Fosfatjonernas bidrag till konduktiviteten är olika beroende på pH-nivå. För $pH > 7,20$ och $< 2,15$ förekommer fosfat i form av $H_2PO_4^-$, varvid konduktiviteten är (se formelruta 1-2).

För $pH > 7,20$ och $< 12,02$ förekommer fosfat i form av HPO_4^{2-} , varvid konduktiviteten är (se formelruta 1-3).

Vid $pH=7,2$ är somliga fosfatjoner $H_2PO_4^-$ andra HPO_4^{2-} , vilket medför att konduktiviteten ökar med pH. En ökning av pH gör att konduktiviteten kommer att öka från en låg nivå på $107 \times C_P \mu S/m$ under $pH=7,2$ till en hög nivå på $213 \times C_P \mu S/m$ ovanför $pH = 7,2$. Övergången sker gradvis vid ett pH-intervall runt 7,2.

Formelruta 1-1

$$[H^+] = 10^{(-pH)} \text{ mol/liter} = 10^{(-pH+3)} \text{ mole/m}^3 = 10^{(-pH+3)} \text{ g/m}^3$$

$$K_H = 10^{(-pH+3)} \text{ mol/m}^3 \times 350 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol} = 35 \cdot 10^{(-pH)} \text{ S/m}$$

$$[OH^-] = 10^{(pH-14)} \text{ mol/liter} = 10^{(pH-11)} \text{ mol/m}^3 = 10^{(pH-11)}/17 \text{ g/m}^3$$

$$K_{OH} = 10^{(pH-11)} \text{ mol/m}^3 \times 198 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol} = 198 \cdot 10^{(pH-15)} \text{ S/m} = 1,98 \cdot 10^{(pH-7)} \mu S/m$$

Formelruta 1-2

$$K_{H_2PO_4^-} = \frac{C_F \text{ g/m}^3 \times 33 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol}}{97 \text{ g/mol}} = C_F \times 34 \mu S/m$$

om koncentrationen C_F är given i mg fosfat/liter ($1 \text{ mg/liter} = 1 \text{ g/m}^3$) och

$$K_{H_2PO_4^-} = \frac{C_P \text{ g P/m}^3 \times 33 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol}}{31 \text{ g/mol}} = C_P \times 107 \mu S/m$$

om koncentrationen C_P är given i mg PO_4-P /liter ($1 \text{ mg/liter} = 1 \text{ g/m}^3$).

Formelruta 1-3

$$K_{HPO_4^{2-}} = \frac{C_F \text{ g/m}^3 \times 66 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol}}{96 \text{ g/mol}} = C_F \times 69 \mu S/m$$

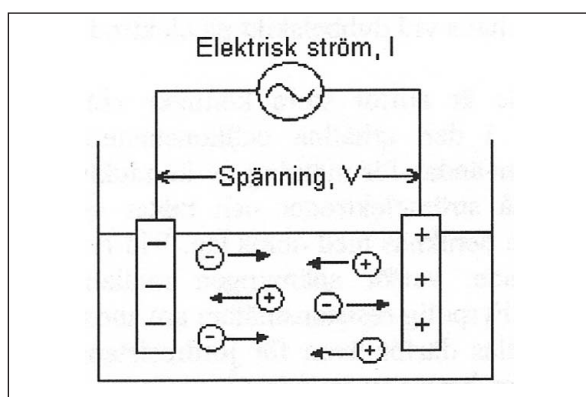
om koncentrationen C_F är given i mg fosfat/liter ($1 \text{ mg/liter} = 1 \text{ g/m}^3$) och:

$$K_{HPO_4^{2-}} = \frac{C_P \text{ g P/m}^3 \times 66 \cdot 10^{-4} \text{ Sm}^2/\text{mol}}{31 \text{ g/mol}} = C_P \times 213 \mu S/m$$

om koncentrationen C_P är given i mg PO_4-P /liter ($1 \text{ mg/liter} = 1 \text{ g/m}^3$).

1.3 Elektroder för mätning av konduktivitet

Konduktivitet kan mätas (Radiometer Analytical SAS, 2004) genom att en ström (I) sänds mellan två elektroder nedsänkta i en lösning och mätning av den resulterande spänningen (V). Vid denna process kommer katjonerna att migrera mot den negativa elektroden och anjonerna mot den positiva elektroden och lösningen fungerar som en elektrisk ledare (se figur 1-1).



Figur 1-1. Jonvandring vid mätning av konduktivitet med två elektroder nedsänkta i en lösning.

Resistansen (R) kan beräknas ur använd ström och uppmätt spänning:

$$R = V/I$$

Konduktansen eller ledningsförmågan är den inverterade resistansen:

$$G = 1/R = I/V$$

För att beräkna lösningens konduktivitet behöver man även veta cellkonstanten (K) som är förhållandet mellan elektrodavståndet (d) och elektrodernas area (a).

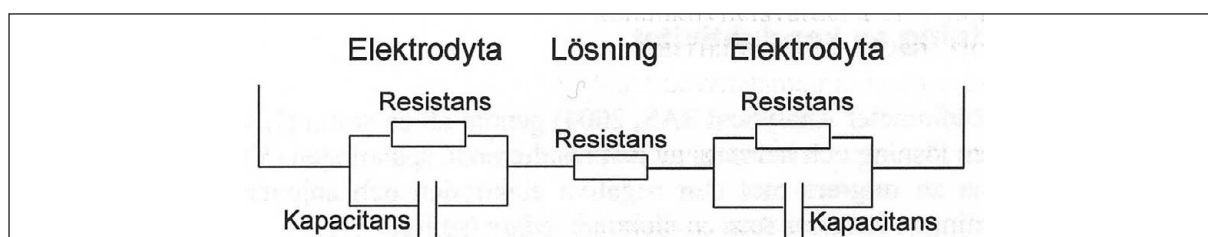
$$K = d/a$$

Konduktiviteten beräknas genom att konduktansen multipliceras med cellkonstanten:

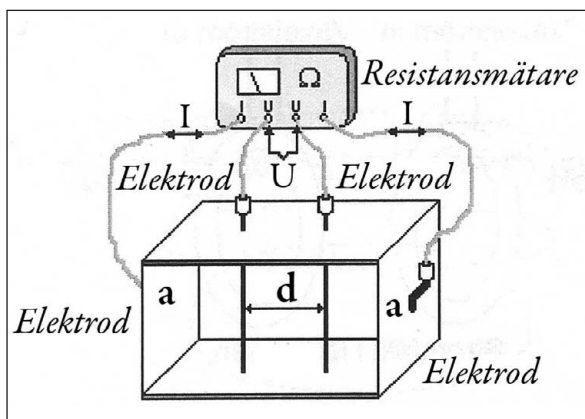
$$K = K G = K I/V$$

Cellkonstanten kan bestämmas genom mätning av konduktansen för en standardlösning med känd konduktivitet. En annan faktor som påverkar mätningen är resistansen och kapacitansen i kablarna mellan resistansmätaren och elektroderna samt övergångsresistansen mellan elektroder och lösning. Användning av växelström vid mätningen medför en lägre övergångsresistans för mätströmmen vid det elektrolytiska dubbelskiktet vid elektrodyterna (se figur 1-2). Strömmen kommer då att flyta genom dubbelskiktets kapacitans varvid ett spänningsfall över dubbelskiktet undviks. Låg frekvens används vid låg konduktivitet där polarisationen är försumbar jämfört med lösningens resistivitet.

Om övergångsresistansen inte är alltför stora kommer vid användning av standardlösning inverkan av dessa att ingå i den erhållna cellkonstanten. I annat fall kan en fyrpolig resistansmätare och mätcell användas för mätning av konduktiviteten. Resistansmätaren skickar en växelström (I) mellan två strömelektroder och mäter spänningen (U) mellan två andra elektroder, varefter resistansen beräknas med ohms lag. Vid fyrpolig mätning är elektroderna för spänningsmätning opolariserade, varför spänningen mellan dessa utgörs av det verkliga spänningsfallet i elektrolyten. Fyrpolig resistansmätare används ofta för mätning av konduktivitet i jord (Levlin, 1992) och kallas därför även för jordresistansmätare och mätcellen kallas för soilbox (se figur 1-3, nästa sida). Mätcellen består av en låda där gavlarna är av metall och är förbundna med resistansmätarens strömuttag. Mätcellens övriga sidor är av elektriskt isolerande material. Elektroderna för spänningsmätning är två pinnar som går igenom cellen så att avståndet mellan dessa är ca halva avståndet mellan gavlarna. Cellkonstanten bestäms därmed av avståndet mellan spänningselektroderna (d)



Figur 1-2. Resistans och kapacitans vid dubbelskikt på elektrodytor och i lösning.



Figur 1-3. Fyrpolig resistansmätare för mätning av konduktivitet i jord med mätcell (soilbox).

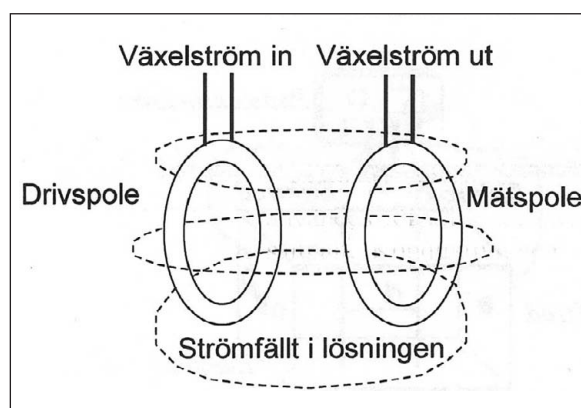
och arean på vardera strömelektrod som är lika med tvärsnittsarean på cellen (a). Genom att utforma mätcellen så att kvoten mellan elektrodavstånd och tvärsnittsarea t.ex. blir 10 cm, ger det avlästa värdet konduktiviteten.

Vid mätning av konduktivitet i lösningar kan såväl två som fyrpoliga mätelektroder användas. De två strömelektroder och spänningselektroder är därvid hopbyggda till ett paket, en 4-polig elektrod där elektrodens utformning bestämmer cellkonstanten. Om konduktiviteten i lösningen är hög kommer resistansen i ledningarna att vara av samma storleksordning som resistansen i lösningen varvid en 4 polig elektrod krävs. Det finns även 3 poliga elektroder, varvid en pol är gemensam för ström och spänning. Genom att platinisera elektrodytan kan polarisationen minskas och elektrodens mätområde utökas. Beroende på lösningens konduktivitet kan följande elektroder användas (Radiometer Analytical SAS, 2004):

- 10 $\mu\text{S/m}$ –0,1 S/m: 2, 3 och 4 poliga elektroder.
- Upp till 0,4 S/m: 3 och 4 poliga elektroder samt platiniserad 2 polig elektrod.
- Upp till 10 S/m: 4 poliga elektroder.
- Upp till 100 S/m: 4 polig platiniserad elektrod.

För lösningar med hög halt av föroreningar som kan bilda beläggningar på elektrodytan kan inducerade strömmar användas för konduktivhetsmätning (se figur 1-4). Hach Lange (<http://www.hach-lange.com>) rekommenderar användning av induktiv elektrod (mätområde 20 $\mu\text{S/m}$ –200 S/m) för konduktivhetsmätning i aktivt slam och avloppsvatten och för rent vatten med låg konduktivitet en konduktiv elektrod (mätområde 1 $\mu\text{S/m}$ –2 S/m). Vid induktiv mätning

står elektroderna inte i direkt kontakt med lösningen. En toroid med drivspole matas med växelström som inducerar ett strömfält i lösningen. Strömfältet i lösningen inducerar en växelström en toroid med mätspole. Förhållandet mellan strömmen i drivspolen och strömmen i mätspolen bestäms av lösningens konduktivitet under förutsättning att spolarnas utformning och avståndet mellan dem är lika. De båda spolarna kan därför byggas ihop till en induktiv konduktivitetselektrod, som kalibreras genom användning av standardlösning med känd konduktivitet.



Figur 1-4. Konduktivhetsmätning med inducerad ström.

Då konduktiviteten varierar med temperaturen bör det erhållna värdet räknas om beroende på temperaturen i lösningen. Konduktivhetsmätaren kan vara försedd med temperaturgivare varvid ett temperaturkompenserat mätvärde erhålls. Temperaturkompensationen för naturligt vatten är definierad i ISO/DIN7888 och linjär kompensation kan användas mellan 0 och 35,9 °C.

2 Användning av konduktivitetsmätning vid avloppsrening

2.1 Konduktivitet i inkommande avloppsvatten

Konduktivitet är en parameter som är enkel att mäta och många kommuner kräver att industrier och liknande verksamheter som släpper ut avloppsvatten, mäter konduktiviteten och att den ej får överstiga 500 mS/m (Eskilstuna m.fl., 2002; Hellström m.fl., 2001). De olägenheter som en hög konduktivitet kan åstadkomma är främst materialskador på t.ex. ledningsnätet genom att ökad konduktivitet gynnar korrosion. Korrosion av metaller som stål är en elektrokemisk reaktion som kan delas upp i en anodreaktion, metallutlösning, och en katodreaktion, syrereduktion (Levlin, 1993). Om konduktiviteten är låg kan ingen elektrisk ström transporteras i vätskefasen. Anod och katodreaktionerna måste då ske på samma yta varvid korrosionen hämmas av bildade korrosionsprodukter. Om konduktiviteten däremot är hög kan vätskefasen förmedla en elektrisk korrosionsström mellan anod och katodreaktionerna som kan ske på olika ytor, vilket ger upphov till fortgående korrosion med svåra korrosionsskador. Vid mycket hög konduktivitet kan katodreaktionen ske på stora ytor och korrosionsströmmen kan transporteras långa sträckor och kan koncentreras till en liten anodyta, där snabb genomfrätning av rörväggen leder till uppkomst av fräthål. Detta är dock inget som sker just då värdet 500 mS/m överskrides, utan man kan enbart konstatera att risken för hål i rör ökar med ökande konduktivitet.

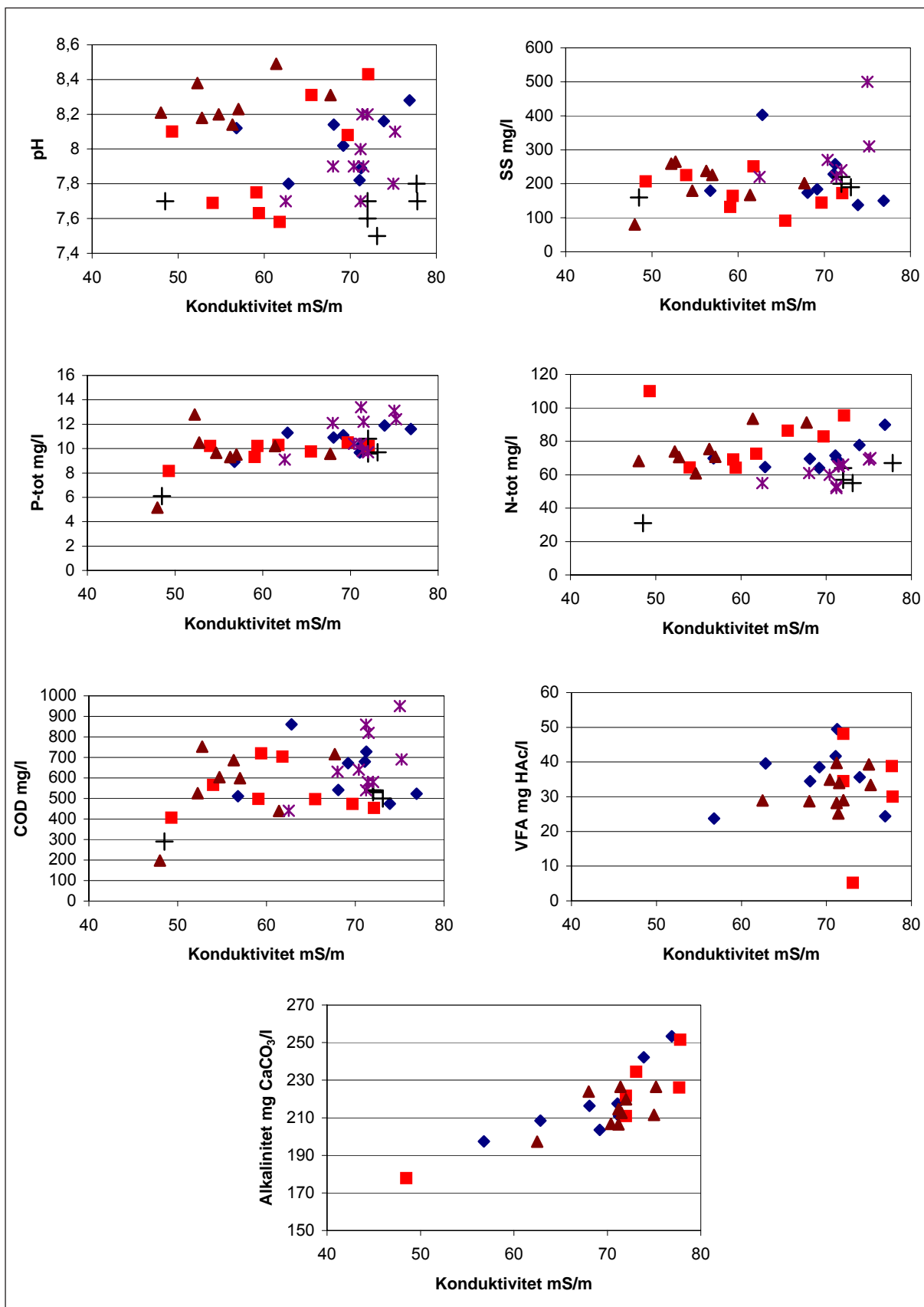
Avloppsvatten vid Hammarby Sjöstad har analyserats utifrån en mängd olika parametrar inklusive konduktivitet (Magnusson, 2003). Prover har tagits vid två platser Båtbyggargatan i Hammarby Sjöstad och i inkommande avlopp till Sjöstadsverket. Fosfatens bidrag till konduktiviteten kan beräknas till ca 1 % av uppmätt konduktivitet, medan ammoniumkväve svarar för 33 % och alkalinitet för 14 %. Figur 2-1 (nästa sida) visar diagram med konduktivitet i mS/m mot pH, SS, P-tot, N-tot, COD, VFA och alkalinitet. Det bästa sambandet erhålls för diagrammet med

konduktivitet mot alkalinitet. Dock är inte alkalinitet analyserat i samma utsträckning som för P-tot, N-tot och pH.

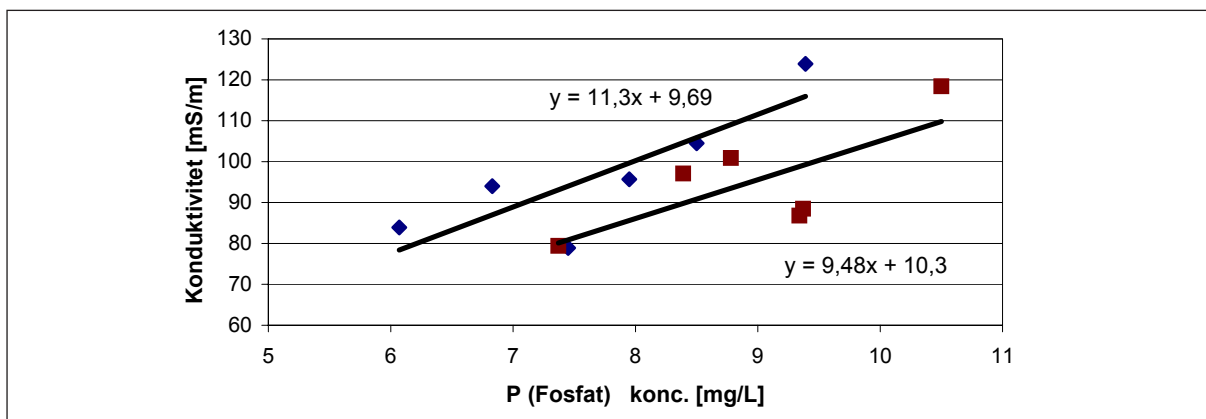
Mätning av konduktivitet i avloppsvatten kan användas för att bedöma saltinnehållet i avloppsvattnet och därmed behovet av fällningskemikalier. Om doseringen av fällningskemikalier är flödesstyrd medför det en överdosering om koncentrationen av ämnen som skall avlägsnas är låg och en underdosering när koncentrationen är hög. Försök med konduktivitetsstyrd dosering av tvåvärt järn för fällning av tungmetaller har utförts av Prieto m.fl. (2001). Den bästa reningseffekten erhålls när viktkoncentrationen av tvåvärt järn är 15 gånger högre än den totala koncentrationen av metalljoner. Vid försöken användes ett syntetiskt avloppsvatten med olika halter av föroreningar och de fann ett linjärt samband mellan konduktivitet och metallhalt varför konduktivitetsmätning kan användas för att styra doseringen. De studerade även inverkan av komplexbindande ämnen och fann att dessa visserligen reducerade konduktiviteten, men att sambandet mellan konduktivitet och metallhalt trots detta i praktisk användning kan styra järndoseringen. Som komplexbildare användes EDTA. I ordinärt avloppsvatten bildar nedbrytningen av det organiska innehållet organiska syror, som utgör komplexbildare som kan binda metalljoner.

Konduktivitet kan tänkas användas för att styra doseringen vid kemisk fosforavskiljning. Om det finns ett samband mellan fosfathalt i inkommande avloppsvatten och konduktivitet kan konduktiviteten användas för att bedöma fosfathalten. Även om andra ämnen än fosfat bidrar till konduktivitet i avloppsvattnet kan dessa antingen vara konstanta eller samvariera med fosfathalten. Om dock andra ämnen som bidrar till konduktiviteten varierar oberoende av fosfathalten kan dessa göra att konduktivitetsmätning inte kan användas för att bedöma fosfathalten. Kemisk fällning resulterar dock inte i en sänkning av lösningens joninnehåll. Vid användning av järnsulfat som fällningskemikalie ersätts fosfat i avloppsvattnet med sulfat varför konduktiviteten är i stort sett detsamma före och efter fällningen. Om ett överskott av fällningskemikalie används kan joninnehållet och därmed konduktiviteten öka i samband med fällningen.

Vid försök vid Sjöstadsverket vid Henriksdal (Karczewska, 2006) mättes fosfatkoncentration och konduktivitet i inkommande avloppsvatten (se figur 2-2, nästnästa sida). I detta fall var sambandet ca 10 mSm²/g P. Detta är mycket större än om



Figur 2-1. Konduktivitet i mS/m i avloppsvatten vid Hammarby Sjöstad mot pH, SS, P-tot, N-tot, COD, VFA och alkalinitet.

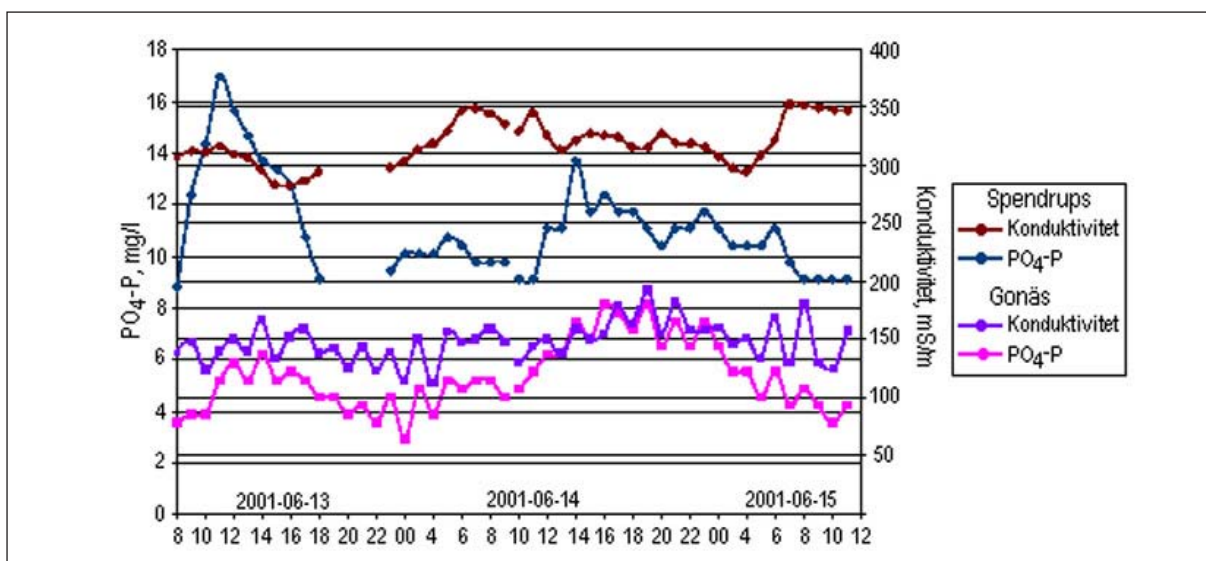


Figur 2-2. Samband mellan fosfathalt och konduktivitet i inkommande avloppsvatten till Sjöstadsverket i samband med två försöksserier (Karczewska, 2006).

sambandet skulle vara orsakad av enbart en ökad fosfathalt då värdet kan beräknas till $107 \mu\text{Sm}^2/\text{g P}$. Om även en ökning av motjoner tas med erhålls ca $300 \mu\text{Sm}^2/\text{g P}$. Fosfatens bidrag till konduktiviteten i mS/m är $\text{mg } 0,107 \times \text{mg PO}_4\text{-P/l}$ (kapitel 1.2) varvid en variation från 6 till 10,5 mg/l ger en variation av konduktiviteten på 0,64 till 1,12 mS/m. Detta är en ytterst ringa andel av den uppmätta konduktiviteten. Troligt är att koncentrationen av andra joner i avloppsvattnet samvarierar med fosfathalten. När andelen urin och avföring ökar i avloppsvattnet ökar halten av alla ämnen inklusive fosfat.

Vid en studie av inverkan av utsläpp från bryggerier på avloppsvattenrening mättes konduktivitet samt pH, COD, fosfathalt och totalfosfor i avloppet från Spendrups bryggeri samt i inloppet till Gonäs reningsverk (Röttorp m.fl., 2002). Gonäs avloppsreningsverk till vilket bryggeriet är anslutet, är

dimensionerat för 100 000 p.e. varav den kommunala anslutningen motsvarar 6 500 p.e. Spendrups bryggeri svarar för ca 25 % av det totala flödet in till reningsverket. Provtagningen i Gonäs startade fyra timmar senare beroende på att uppehållstiden mellan Spendrups och reningsverket i Gonäs uppskattas till ca fyra timmar. Under mätperioden stod bryggeriet för 40 % av flödet, 82–89 % av den totala fosforbelastningen och för 85–90 % av den totala BOD7-belastningen. De kraftiga variationerna i pH hos det utgående vattnet från Spendrups ger inte upphov till några större förändringar i pH-värde för det inkommande vattnet till Gonäs. Figur 2-3 visar fosfathalt och konduktivitet i avloppsvatten från Spendrups och in till Gonäs reningsverk. Figuren visar på en samvariation mellan fosfathalt och konduktivitet. Fosfatens bidrag till konduktiviteten i mS/m är $\text{mg } 0,107 \times \text{mg PO}_4\text{-P/l}$ (kapitel 1.2) varvid 11 mg/l i utflödet från



Figur 2-3. Fosfathalt och konduktivitet i avloppsvatten från Spendrups och in till Gonäs reningsverk (Röttorp m.fl., 2002).

Spendrups ger 1,17 mS/m och 5 mg/l i inflödet till reningsverket ger 0,535 mS/m. Detta är en ytterst ringa andel av den uppmätta konduktiviteten, varför konduktivitetsens samvariation med fosfathalten beror på att fosfaten samvarierar med andra joner som bestämmer konduktiviteten.

Konduktivitetsens samvariation med fosfathalt i inkommande avlopp medför att mätning av konduktivitet bör kunna användas för att bedöma fosfathalten. Vid en undersökning genomförd vid Borlänge avloppsreningsverk mättes ett antal parametrar on-line samtidigt som prover togs för fosfatanalys (Jansson m.fl., 2002). Syftet var att utveckla en "software sensor" varvid en dator genom ett program räknar fram fosfathalten ur on-line värdena. Parametrar som mättes on-line var vattenflöde, konduktivitet, pH, COD (kemiskt syrebehov), COD för filtrerat prov och SS (Suspended Solids). Genom multivariat analys kunde on-line värdena korreleras till fosfathalten varför man kunde skapa en god "software sensor". En bättre bestämning kunde dock erhållas för fosfatfosforhalten än för totalfosforhalten.

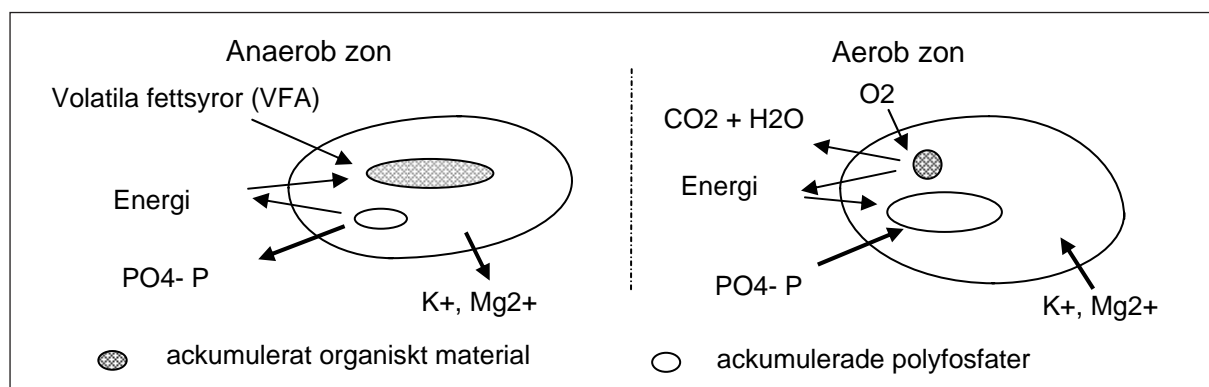
2.2 Konduktivitetsförändringar vid biologisk fosforavskiljning

Konduktivitetsmätning kan användas för kontroll av en sekventiell satsvis process SBR för biologisk fosforavskiljning EBPR (Aguado m.fl. 2006; Maurer och Gujer, 1995). Vid biologisk fosforavskiljning används ett slam som cirkuleras i reningsprocessen mellan ett aerobt och ett anaerobt steg. I det aeroba steget tar slammet upp fosfor från avloppsvattnet som därmed renas från fosfor. För att få ett slam som tar

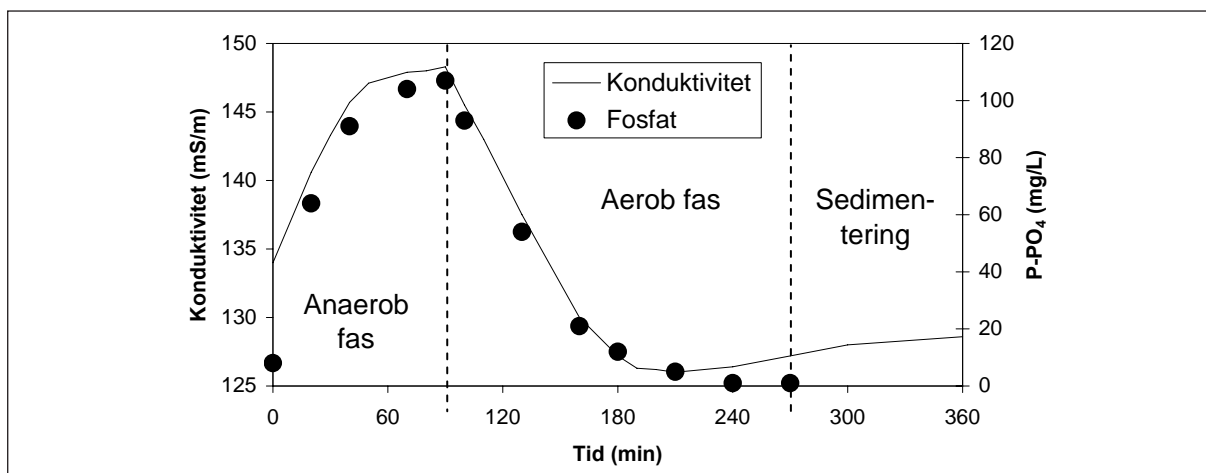
upp fosfor får slammet växelvis passera ett aerobt och ett anaerobt steg. Figur 2-4 visar en skiss över fosforreningsmekanismen hos fosfatackumulerande mikroorganismer. Om det i det anaeroba steget finns det tillgång till lättnedbrytbart organiskt material, VFO, kan polyfosfatackumulerande mikroorganismer, PAO, som samlat på sig fosfor i det aeroba steget ta upp det organiska materialet samtidigt som de frigör fosfor. Därmed erhålls en tillväxt av PAO i slammet som kan ta upp fosfor. För att slammet skall frigöra fosfor krävs att avloppsvattnets ej innehåller nitrat. Om det finns nitrat tas det organiska materialet upp av nitratreducerande mikroorganismer och ingen tillväxt av PAO erhålls.

När mikroorganismerna i slammet tar upp fosfatjoner ur avloppsvattnet tar de även upp motjoner som K, kalium och Mg, magnesium och när de frigör fosfatjoner frigör de även motjoner. Detta medför att konduktiviteten minskar när slammet i det aeroba steget tar upp fosfor och den ökar när slammet i det anaeroba steget frigör fosfor. Figur 2-5 (nästa sida) visar hur konduktivitet och fosfathalt först ökar i det anaeroba steget för att därefter minska i det aeroba steget. Genom att följa konduktivitetsförändringen kan man avgöra när slammet i det anaeroba steget har avgett maximalt med fosfor och ökningen av konduktiviteten därmed avtar. Då kan processen övergå till den aeroba fasen som kan avbrytas när slammet tagit upp maximalt fosfor och konduktivetsminskningen avtar. Även när all fosfat har avlägsnats så finns det andra joner som bidrar till konduktiviteten.

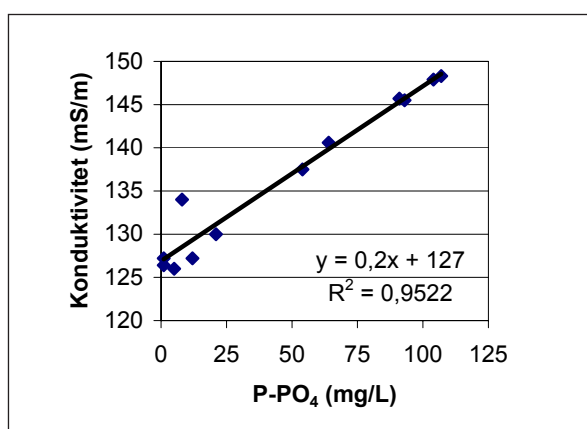
Figur 2-6 (nästa sida) visar konduktivitet mot fosfathalt, vilket ger att konduktiviteten är $127 + 0,2 \times \text{fosfathalt (g/m}^3\text{)}$. Största avvikelsen är i början av det anaeroba steget där nitrat troligtvis bidrar till konduktiviteten. Detta framgår av figur 2-7 (nästa sida) som visar förändring av konduktivitet i det anaeroba steget



Figur 2-4. Biologisk fosforreningsmekanism i fosfatackumulerande mikroorganismer.



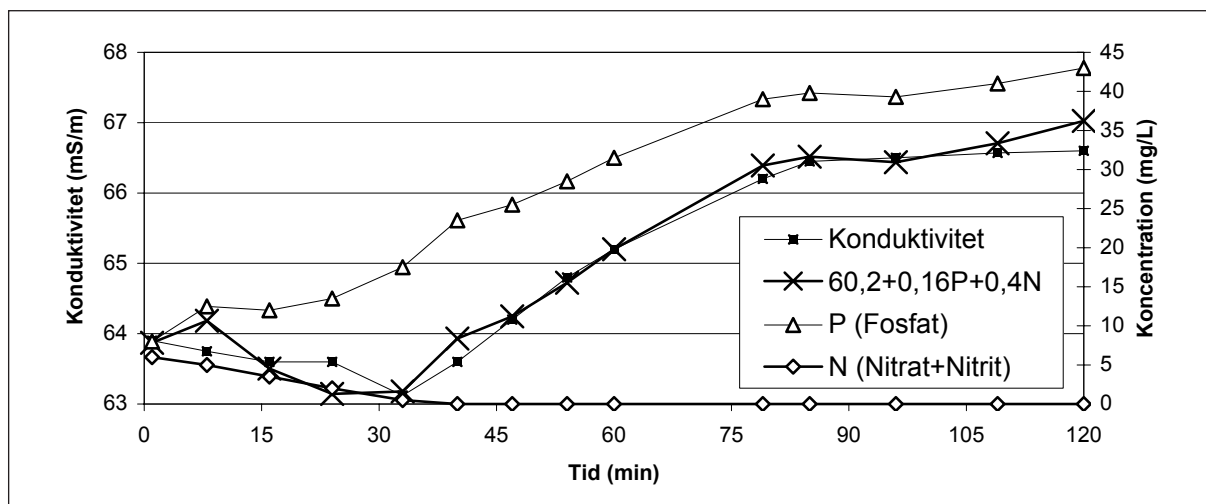
Figur 2-5. Förändring av konduktivitet och fosfathalt vid satsvis sekventiell biologisk fosforavskiljning (Barat m.fl., 2005).



Figur 2-6. Konduktivitet mot fosfathalt för figur 2-5.

i ett försök av Maurer och Gujer (1995). Genom att följa förändringen i nitrat och fosfathalt i den anaeroba steget kunde de se att under en inledande anoxisk fas sjönk nitrathalten varefter fosfathalten började stiga. Under den anoxiska fasen sjönk konduktiviteten för att sedan öka under den anaeroba. Utifrån av Maurer och Gujer givna värden kan en ekvation beräknad från halterna erhållas som ger bästa anpassning till uppmätt konduktivitet (se formelruta 2-1).

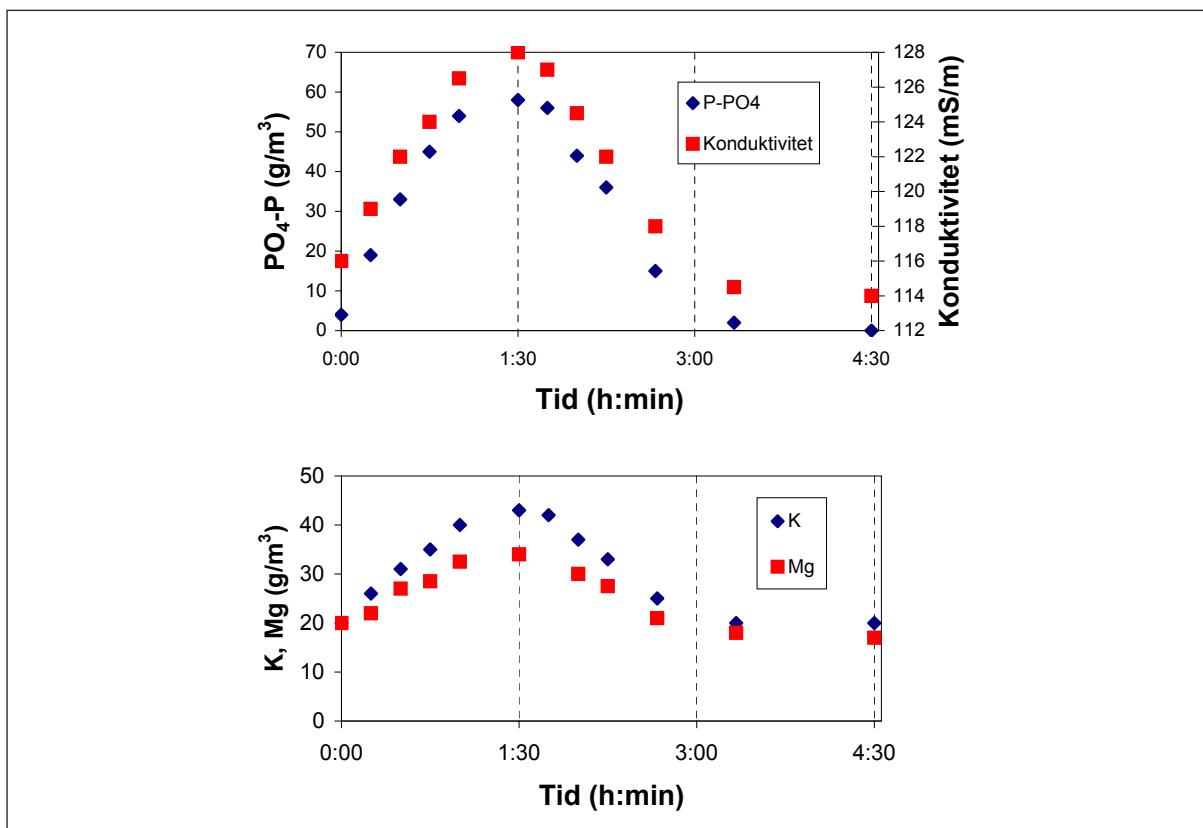
Figur 2-8 (nästa sida) visar variation av fosfat, konduktivitet, magnesium och kalium vid ett försök med biologisk fosforavskiljning av Aguado m.fl. (2006).



Figur 2-7. Uppmätt konduktivitet samt fosfat och nitrathalt under anoxisk och anaerob fas (Maurer och Gujer, 1995) och konduktivitet beräknad från fosfat och nitrathalt.

Formelruta 2-1

$$K \text{ (mS/m)} = 60,2 + 0,16 \times C_P \text{ (g P/m}^3\text{)} + 0,4 \times C_N \text{ (g N/m}^3\text{)}$$



Figur 2-8. Fosfat, konduktivitet, magnesium och kaliumvariation vid biologisk fosforavskiljning (Aguado m.fl. 2006).

Tabell 2-1. Samband mellan fosfathalt och konduktivitet ($\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$) (Aguado m.fl., 2006).

	Försök 1	Försök 2	Försök 3	Försök 4	Försök 5	Försök 6	Försök 7
Anaerob fas	224	187	223	203	218	204	215
Aerob fas	215	208	228	228	222	192	224

De gjorde 7 försök med något varierande samband mellan fosfathalt och konduktivitet (se tabell 2-1). Barat m.fl. (2005) studerade inverkan av kalcium och fann att kalcium hämmade frigöring av fosfat i det anaeroba steget.

Den molära konduktiviteten per koncentrationsenhet är för H_2PO_4^- 3,3 mSm^2/mol , och för motjonerna K^+ 7,348 mSm^2/mol och för Mg^{2+} 10,6 mSm^2/mol (CRC Handbook, 1999). Om konduktiviteten enbart beräknas på fosfatjonerna erhålls ett samband mellan fosfathalt och konduktivitet på 107 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$ (3,3 mSm^2/mol). Om man tar med i beräkningen ett upptag/frigörning av en mol kalium per mol fosfat erhålls ett samband mellan fosfathalt och konduktivitet på 344 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$ (10,6 mSm^2/mol). Ett upptag/frigörning av en halv mol magnesium per mol fosfat ger ett samband mellan fosfathalt och konduktivitet på 278 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$ (8,6 mSm^2/mol). Om både kalium och magnesium tas upp/frigörs tillsammans med fosfaten

erhålls ett värde mellan 344 och 278 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$ beroende på andelen magnesium respektive kalium.

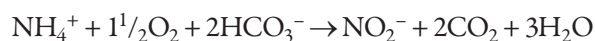
2.3 Konduktivetsförändring vid kväveomvandlingsreaktioner

2.3.1 Deammonifikation med partiell nitritation och anammox

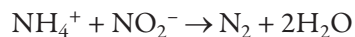
Exempel på användning av konduktivetsmätning kan ges för biologisk kväveavskiljning ur rektvatten. I projekten deammonifikation (Szatkowska m.fl., 2004) och kemisk denitrifikation (Nikolić, 2003) har konduktivetsmätningar använts för att studera

omvandling av ammonium till kväve. Vid rötning bildas ammonium och vätekarbonat som ger upphov till ökat joninnehåll och därmed ökad konduktivitet i rejektivattnet. Rejektivattnet kan behandlas i en reaktor genom nitritation varvid halva ammoniuminnehållet oxideras och omvandlas till nitrit. I en andra reaktor omvandlas nitrit och kvarvarande ammonium genom anammoxreaktionen till kväve. Reaktorerna är fyllda med Kaldnessringar på vilka det bildas biofilm. Figur 2-9 visar en skiss över en pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (SYVAB) (Trela m.fl., 2005). Kontinuerlig on-line konduktivitetmätning utfördes efter den partiella nitritationsreaktorn och efter anammoxreaktorn. Dessutom utfördes manuell konduktivitetmätning i reaktorerna. Resultaten visar på en god överensstämmelse mellan förändring av konduktivitet och avlägsnad ammonium.

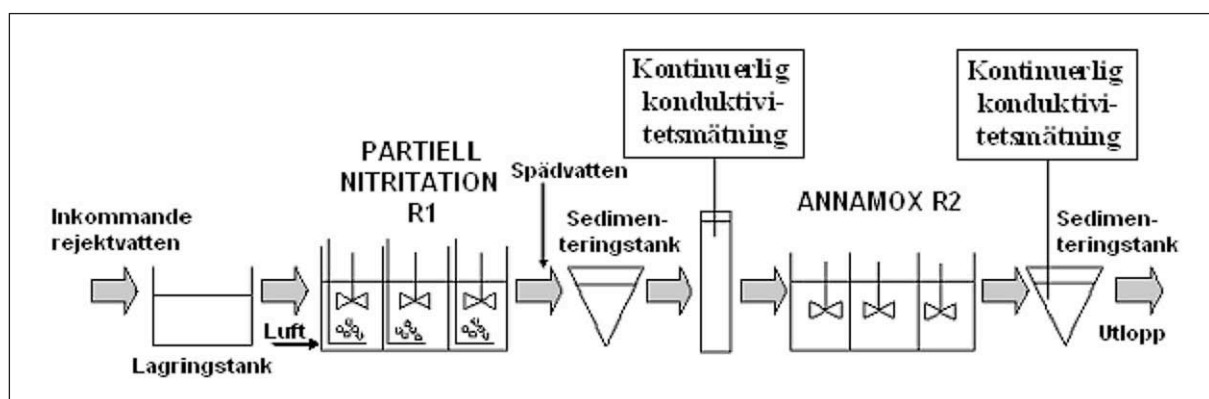
I reaktor 1 med partiell nitritation oxideras hälften av ammonium till nitrat:



Och i reaktor 2 med anammox omvandlas ammonium och nitrat till kvävgas:



I dessa processer kommer vid rötningen bildat ammonium och vätekarbonat att förbrukas varvid joninnehållet och konduktiviteten minskar. Tabell 2-2 visar hur konduktiviteten förändras vid kväveomvandling vid rötning, nitritation och anammox. Konduktivitet är enkel att mäta och kan användas för att approximativt beräkna rejektivattnets alkalinitet och ammoniumhalt. Sambanden överstämmer i huvudsak med antagandet



Figur 2-9. Pilotanläggning vid Himmerfjärdsverket (SYVAB) (Trela m.fl., 2005).

Tabell 2-2. Konduktivitetsförändring vid kväveomvandling i rejektivatten vid rötning och vid kväveavskiljning genom nitritation och anammox.

	Reaktion	Förändring joninnehåll	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{mol N}}$	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{g N}}$
Rötning	$\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow$	+1 NH_4^+	7,34	0,524
	$1\frac{1}{4}\text{CH}_4 + 1\frac{1}{2}\text{CO}_2 +$	+1 HCO_3^-	4,45	0,318
	$\text{HCO}_3^- + \text{NH}_4^+$		11,79	0,842
Nitritation	$\text{NH}_4^+ + 1\frac{1}{2}\text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^-$	-0,5 NH_4^+	-3,67	-0,262
	$\rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	-1 HCO_3^-	-4,45	-0,318
		+0,5 NO_2^-	3,59	0,256
			-4,53	-0,323
Anammox	$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- \rightarrow$	-0,5 NH_4^+	-3,67	-0,262
	$\text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-0,5 NO_2^-	-3,59	-0,256
			-7,26	-0,518
Nitritation + Anammox			-11,79	-0,842

Molar konduktivitet per koncentrationsenhet (CRC Handbook, 1999): NH_4^+ 7,34, NO_2^- 7,18 och HCO_3^- 4,45 (mSm^2/mol).

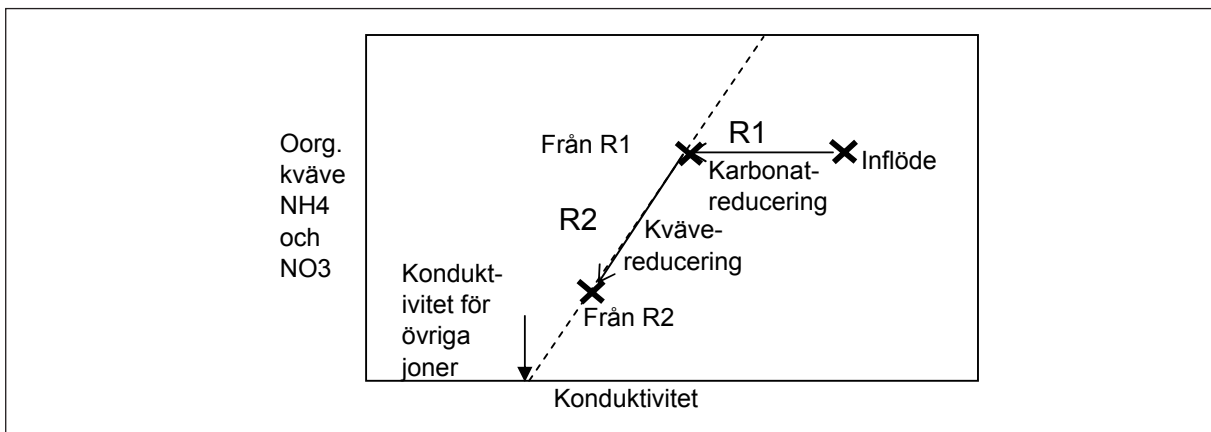
att det dominerande inslaget i rejektivattnet är ammoniumvätekarbonat. När ammoniumvätekarbonat i första reaktorn överförs till ammoniumnitrit och koldioxid erhålls en konduktivitetssminskning.

Figur 2-10 visar en skiss över hur konduktivitet och halt oorganiskt kväve (NH_4 och NO_3) bör förändras vid behandling i reaktor 1, R1 respektive 2, R2. Vid partiell nitrifikation i reaktor 1 bibehålls halterna av kväve densamma i inflöde och utflöde medan konduktiviteten sjunker p.g.a. omvandling av vätekarbonat till koldioxid. Vid anammoxreaktionen i reaktor 2 sjunker både kvävehalterna och konduktiviteten.

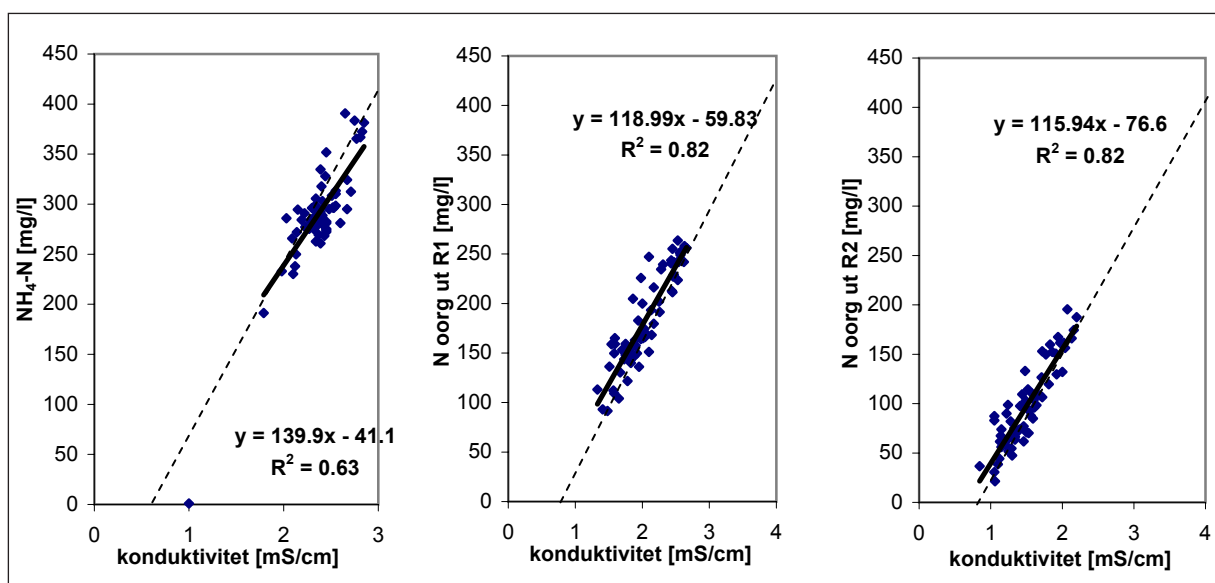
Figur 2-11 visar samband mellan konduktivitet och kväve från en anläggning med två reaktorer i laboratorieskala vid KTH (Szatkowska m.fl., 2005). Första diagrammet visar samband med ammonium i inflöde till reaktor 1, R1, andra diagrammet oorganiskt

kväve i utflöde från R1 och tredje diagrammet oorganiskt kväve i utflöde från reaktor 2, R2. Vid anläggningen användes rejektivatten från slamavvattningsverket vid Bromma reningsverk. I försöket erhöles 38 % kväveavskiljning i reaktor 1 och 29 % i reaktor 2. I laboratorieförsöket skedde partiell nitrifikation parallellt med anammox i båda reaktorerna vilket visar på att CANON (Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite) processen skedde i reaktorerna. I CANON kan båda typer av bakterier samexistera i en reaktor p.g.a. förekomst av syre och syrefria zoner inom den biofilm som bildas på Kaldnessringarna.

Tabell 2-3 visar en beräkning av konduktiviteten före partiell nitrifikation samt före och efter anammox vid 100 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ per liter, justerat utifrån jonstyrka samt att övriga joner ger en konduktivitet på 25,8 mS/m (Szatkowska m.fl., 2004). Justering av konduktiviteten



Figur 2-10. Skiss över hur konduktivitet och halt oorganiskt kväve (summa NH_4 och NO_3) förändras i ett diagram med konduktivitet mot kvävehalt vid partiell nitrifikation i reaktor 1, R1 respektive anammox i reaktor 2, R2.



Figur 2-11. Samband mellan konduktivitet och ammonium i inflöde, konduktivitet och oorganiskt kväve i utflöde från R1 och konduktivitet och oorganiskt kväve i utflöde från R2 (Szatkowska m.fl., 2005).

Tabell 2-3. Beräkning av konduktiviteten före partiell nitritation samt före och efter anammox vid 100 mg NH₄-N per liter, justerat utifrån jonstyrka samt att övriga joner ger en konduktivitet på 25,8 mS/m (Szatkowska m.fl., 2004).

	NH ₄ ⁺ mmol/l	HCO ₃ ⁻ mmol/l	K mS/m	IS	y	K _{Korr} mS/m	Skillnad
In	7,14	7,14	110,0	0,00714	0,916	92,4	-16 %
Före Anammox	3,57	-	77,6	0,00357	0,938	68,4	-12 %
Ut	-	-	25,8	-	-	25,8	-

utifrån jonstyrkan medför en reducering av konduktiviteten med 16–12 %. Vid justeringen har endast de joner som analyserats d.v.s. ammonium och karbonat beaktats.

2.3.2 Kväveavskiljning med nitrifikation och denitrifikation

Tabell 2-4 visar hur konduktiviteten förändras vid kväveomvandling i samband med nitrifikation och denitrifikation. Då ammonium, nitrit och nitrat har ungefär samma molära konduktivitet ger omvandlingen av ammonium till nitrit eller nitrat en förändring av konduktiviteten som är helt beroende på vilka motjoner som bildas eller förbrukas. Om omvandlingen

Tabell 2-4. Konduktivetsförändring vid kväveomvandling genom nitrifikation och denitrifikation med (A) vätejonbildning och (B) alkalinitetsförbrukning.

A	Reaktion	Förändring joninnehåll	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{mol N}}$	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{g N}}$
Nitrifikation	NH ₄ ⁺ + 2O ₂ →	-1 NH ₄ ⁺	-7,34	-0,524
	NO ₃ ⁻ + 2H ⁺ + H ₂ O	+1 NO ₃ ⁻	7,14	0,510
		+2 H ⁺	70,00	4,998
			69,80	4,983
Denitrifikation	NO ₃ ⁻ + ⁵ / ₆ CH ₃ OH + H ⁺ →	-1 NO ₃ ⁻	-7,14	-0,510
	¹ / ₂ N ₂ + ⁵ / ₆ CO ₂ + 2 ¹ / ₆ H ₂ O	-1 H ⁺	-35,00	-2,499
			-42,14	-3,009
Nitrifikation + Denitrifikation			27,66	1,975
B	Reaktion	Förändring joninnehåll	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{mol N}}$	$\frac{\text{mSm}^2}{\text{g N}}$
Nitrifikation	NH ₄ ⁺ + 2O ₂ + 2HCO ₃ ⁻ →	-1 NH ₄ ⁺	-7,34	-0,524
	NO ₃ ⁻ + 3H ₂ O + 2CO ₂	+1 NO ₃ ⁻	7,14	0,510
		-2 HCO ₃ ⁻	-8,90	-0,635
			-9,10	-0,650
Denitrifikation	NO ₃ ⁻ + ⁵ / ₆ CH ₃ OH +	-1 NO ₃ ⁻	-7,14	-0,510
	¹ / ₆ CO ₂ → ¹ / ₂ N ₂ +	+1 HCO ₃ ⁻	4,45	0,318
	¹ / ₆ H ₂ O + HCO ₃ ⁻		-2,69	-0,192
Nitrifikation + Denitrifikation			-11,59	-0,842

Molar konduktivitet per koncentrationsenhet (CRC Handbook, 1999): NH₄⁺ 7,34, NO₃⁻ 7,14, H⁺ 35 och HCO₃⁻ 4,45 (mSm²/mol).

förbrukar hydroxid eller vätekarbonat leder det till en minskning av konduktiviteten. Om omvandlingen däremot producerar vätejoner leder det till en ökning av konduktiviteten. Om mängden tillgänglig alkalinitet är tillräckligt stor medför kväveomvandlingen vid t.ex. nitrifikation att konduktiviteten reduceras, varvid mätning av konduktiviteten kan användas för att kontrollera nitrifikationen. Om däremot alkaliniteten är för liten medför förbrukningen av alkalinitet att konduktiviteten först minskar för att sedan öka igen när alkaliniteten är slut och den fortsatta nitrifikationen övergår till att producera vätejoner. Vid nitrifikation av allt ammonium som bildas vid rötningen förbrukas två vätekarbonatjoner per ammonium, vilket är dubbelt mot vad som bildas i samband med bildning av ammonium vid rötningen.

Om det är samma mängd ammonium som vätekarbonat kommer först hälften av ammonium att nitrifieras genom förbrukning av vätekarbonat vilket ger en konduktivitetssänkning med $323 \mu\text{Sm}^2/\text{g N}$ ($4,53 \text{ mSm}^2/\text{mol N}$). Resten nitrifieras genom vätejonbildning vilket ger en ökning av konduktiviteten på $2,49 \text{ mSm}^2/\text{g N}$ ($34,9 \text{ mSm}^2/\text{mol N}$). Vid nitrifikationen erhålls därmed en konduktivitetssökning på $2,17 \text{ mSm}^2/\text{g N}$ ($30,4 \text{ mSm}^2/\text{mol N}$). Vid denitrifikationen förbrukas de vid nitrifikationen bildade vätejonerna, vilket ger en konduktivitetssänkning med $3,01 \text{ mSm}^2/\text{g N}$ ($42,14 \text{ mSm}^2/\text{mol N}$). Resultatet blir en konduktivitetssänkning med $842 \mu\text{Sm}^2/\text{g N}$ ($11,79 \text{ mSm}^2/\text{mol N}$) vilket motsvarar konduktiviteten för vid rötningen bildad alkalinitet och ammonium.

I en aktivslamprocess med kväveavskiljning sker denitrifikationen i ett anoxiskt steg före nitrifikationen som sker i ett efterföljande aerobt steg. Slammet recirkuleras därefter från nitrifikationen till denitrifikationen. Vätekarbonat som bildas vid denitrifikationen kan därvid kompensera brist på alkalinitet i inkommande avlopp, varvid alkaliniteten är tillräcklig för att nitrifikationen kan ske utan vätejonbildning. Därtill kommer att om alkaliniteten är så liten att den helt förbrukas blir pH-nivån så låg att nitrifikationen inhiberas. Avloppsvatten innehåller oftast mer alkalinitet än ammonium, medan rejektivatten kan ha molförhållande 1 mellan alkalinitet och ammonium.

2.4 Konduktivetsförändring i en aktiv slamprocess

2.4.1 Utan biologisk fosfor- och kväveavskiljning

Konduktiviteten uppmättes i utgående avloppsvatten efter rening vid 8 olika reningsverk i en mindre stad i Spanien (Colmenarejo m.fl., 2006) till; $60 \pm 17 \text{ mS/m}$, $63 \pm 11 \text{ mS/m}$, $66 \pm 11 \text{ mS/m}$, $66 \pm 10 \text{ mS/m}$, $68 \pm 8,5 \text{ mS/m}$, $72 \pm 5,2 \text{ mS/m}$, $75 \pm 4,1 \text{ mS/m}$, $86 \pm 5,8 \text{ mS/m}$. Konduktiviteten i utflödet är av samma storleksordning som i inflödet. Konduktiviteten i stadens avloppsvatten som saknar industriavlopp var $75,1 \pm 7,4 \text{ mS/m}$.

Tabell 2-5 (nästa sida) visar avloppsvattnets sammansättning vid två reningsverk i Granada, Spanien (Howard m.fl., 2004). Ett antal parametrar analyserades inklusive konduktivitet från totalt 59 provtagningar i inflöde (21 prov), efter primärfällning (17 prov) samt i utflöde från aktivslamprocessen (21 prov). Konduktiviteten visade sig vara i stort sett densamma i hela processen och är trots att det är enkelt att mäta och mycket användbart för kvalitetskontroll av dricksvatten ej användbart för att studera avloppsrening. Detta bekräftades genom den linjära regressionen av konduktivitet med COD ($r = 0,162$, $p = 0,221$), BOD₅ ($r = 0,007$, $p = 0,961$) och SS, Suspended Solids, ($r = 0,075$, $p = 0,573$). Dessa verk hade dock liten avskiljning av löst kväve och fosfor; avskiljningen var 26 %. Det var till största delen partikulärt bundet fosfor som avlägsnades. Fosfathalten minskade med 5,6 mg/l, vilket ger en minskning av konduktiviteten med 0,39 mS/m. Detta är litet jämfört med den totala konduktiviteten på över 90 mS/m. Avlägsning av allt löst fosfat hade sänkt konduktiviteten med 2,3 mS/m ($33,8 \times 0,069$) och allt ammonium hade sänkt konduktiviteten med 21,6 mS/m ($53 \times 7,35/18$).

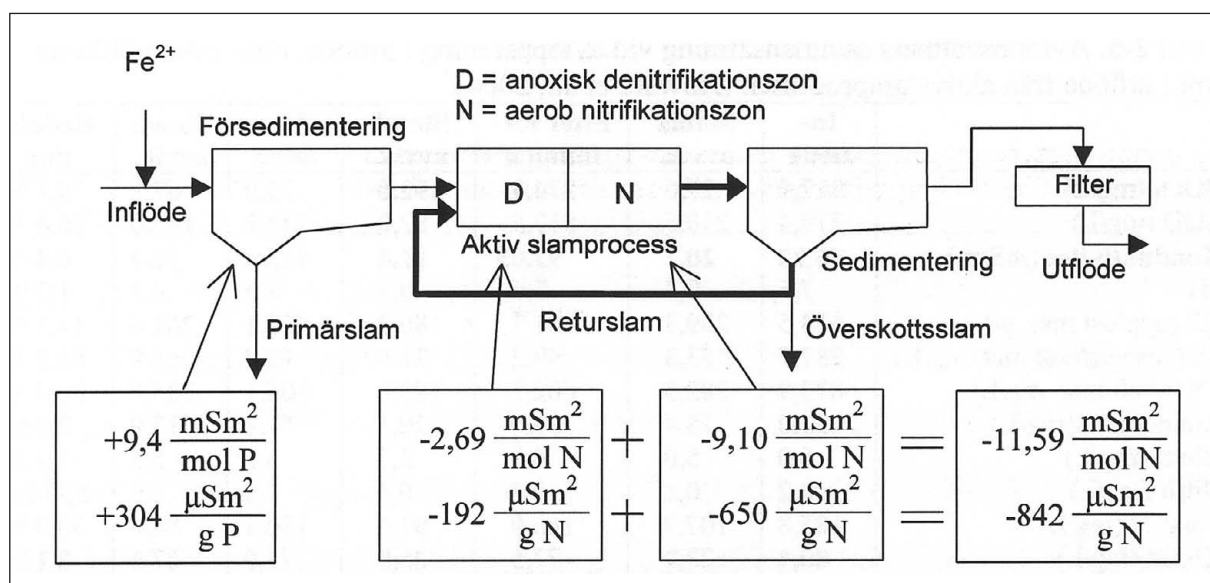
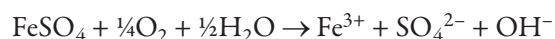
Tabell 2-5. Avloppsvattnets sammansättning vid avloppsrening i inflöde, efter primärfällning samt i utflöde från aktivslamprocessen (Howard m.fl., 2004).

	Inflöde	Stand. avvik.	Efter för-fällning	Stand. avvik.	Ut-flöde	Stand. avvik.	Reduktion
BOD ₅ (mg/L)	317,4	97,6	274,9	92,6	75,0	67,1	76,4 %
COD (mg/L)	778,4	210,5	517,5	82,0	184,2	142,0	76,6 %
Konduktivitet (mS/m)	96,22	20,7	92,65	11,4	91,96	11,4	4,4 %
pH	7,6	0,3	7,6	0,1	7,5	0,3	1,3 %
DS (upplöst mat. g/L)	613,5	259,3	501,7	180,7	527,1	261,6	14,1 %
SS (suspenderat mat. mg/L)	287,7	153,3	99,2	21,6	52,9	64,9	81,6 %
TS (totalt mat. mg/L)	873,9	282,3	602,1	182,8	606,1	235,6	30,6 %
Ammonium (mg/L)	53,0	15,4	59,0	20,1	51,8	17,9	2,3 %
Nitrat (mg/L)	6,0	5,0	4,9	3,7	6,2	5,3	-3,3 %
Nitrit (mg/L)	0,2	0,1	0,4	0,4	1,9	1,9	-850 %
Total-N (mg/L)	185,8	107,7	166,9	91,6	130,1	84,8	30,0 %
Klorid (mg/L)	80,4	28,7	77,5	25,9	73,9	27,4	8,1 %
Fosfat (mg/L)	33,8	10,7	33,8	11,3	28,2	9,8	16,6 %
Total-P (mg/L)	45,6	30,6	41,7	34,6	33,7	23,6	26,1 %
Fetter (mg/L)	105,3	59,1	78,3	54,6	32,5	36,1	69,1 %
Löst protein (mg/L)	60,1	21,1	50,5	11,6	24,1	11,1	59,9 %
Total protein (mg/L)	112,5	31,2	72,6	15,0	41,0	19,6	63,6 %

2.4.2 Kemisk fosforfällning och biologisk kväveavskiljning

Utifrån beräkning av hur konduktiviteten förändras, kan en modell ställas upp för hur konduktiviteten förändras i en aktivslamprocess med biologisk kväve och fosforavskiljning. Figur 2-12 visar en skiss över en

anläggning med kemisk fällning och biologisk fosforavskiljning med bedömning av konduktivetsförändringen. Vid den kemiska fällningen tillsätts tvåvärt järnsulfat:



Figur 2-12. Bedömning av konduktivetsförändring vid avloppsrening med kemisk fosforfällning med tvåvärt järnsulfat (överdosering ej inräknad) och biologisk kväveavskiljning räknat per mol och gram fosfor och kväve.

Därvid ökar joninnehållet i lösningen varvid konduktiviteten ökar. Dock reduceras den åter genom utfällning av järnfosfat.



Nettot blir att fosfat i avloppsvattnet byts mot sulfat. Då sulfat har en högre ekvivalent konduktivitet per koncentrationsenhet (8 mSm²/ekv.) än fosfat (3,3 mSm²/ekv.) blir nettot att konduktiviteten ökar med 9,4 mSm²/mol P eller Fe. Detta dock om lika mycket mol järnsulfat tillsätts som det finns fosfat i avloppsvattnet. Oftast används ett överskott av järn varvid de tillförda järnjonerna som ej förbrukats genom bildning av järnfosfat, bildar järnhydroxid:



Då en hydroxidjon bildades vid tillsättningen av järnsulfat medför det bildning av två mol vätejoner per mol järn med sänkning av pH som följd. Då vätejoner har en mycket stor molar konduktans ökar konduktiviteten. En överdosering på 0,1 mol/m³ ger 0,2 mol/m³ vätejoner och en konduktivitetökning på 7 mS/m (+35 mSm²/ekv.). Det extra sulfatet ger en ökning med 1,6 mS/m (8 mSm²/ekv.), varvid nettot blir en ökning med 8,6 mS/m (+86 mSm²/mol Fe). Om vätejonbildningen ger en förbrukning av hydroxidjoner (över pH 7) ger det en sänkning av konduktiviteten, då hydroxidjoner har en större molar konduktans än tillförda sulfatjoner. En överdosering på 0,1 mol/m³ förbrukar 0,2 mol/m³ hydroxid, vilket minskar konduktiviteten med 3,96 mS/m (19,8 mSm²/ekv.). Det extra sulfatet ger en ökning med 1,6 mS/m (8 mSm²/ekv.), varvid nettot blir en minskning med 2,36 mS/m (-23,6 mSm²/mol Fe). Då vätekarbonat har en mindre molar konduktans än sulfat, ger förbrukning av alkalinitet en ökning av konduktiviteten. En överdosering på 0,1 mol/m³ förbrukar 0,2 mol/m³ alkalinitet, vilket minskar konduktiviteten med 0,89 mS/m (4,45 mSm²/ekv.). Det extra sulfatet ger en ökning med 1,6 mS/m (8 mSm²/ekv.), varvid nettot blir en ökning med 0,71 mS/m (+7,1 mSm²/mol Fe).

I den anoxiska zonen som ligger närmast inflödet minskar konduktiviteten genom denitrifikation med 2,69 mSm²/mol N. I den efterföljande aeroba zonen oxideras ammonium till nitrat vilket ger en minskning av konduktiviteten med 9,10 mSm²/mol N. Nettot blir att konduktiviteten minskar med 11,59 mSm²/mol N

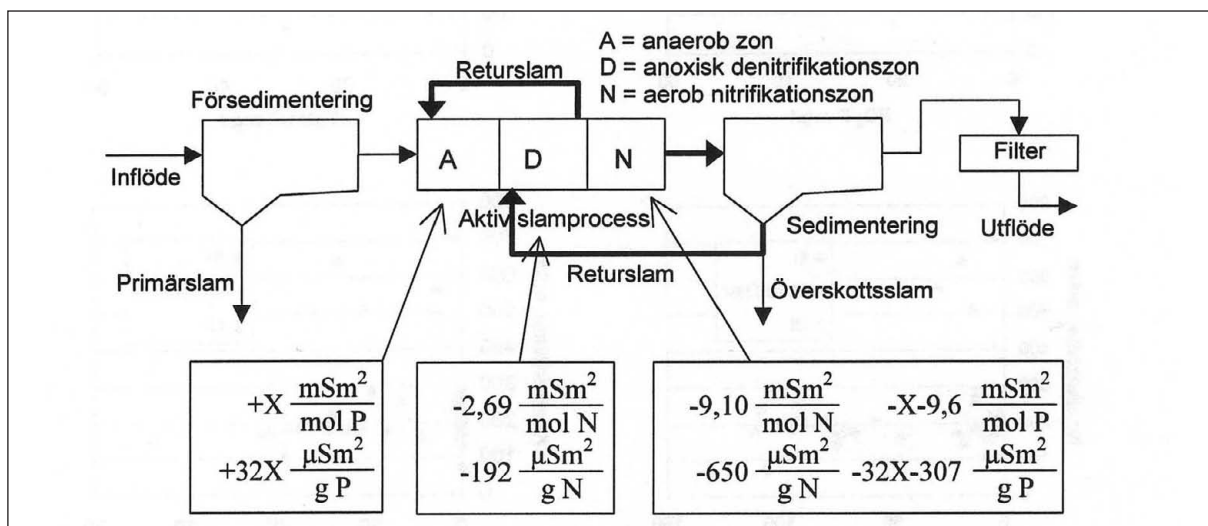
(842 μSm²/g N). Då denitrifikationssteget ligger före nitrifikationssteget, kan vätekarbonat som bildas vid denitrifikationen tillsammans med alkalinitet i inkommande avlopp vara tillräckligt för att räcka till för nitrifikationen kan ske utan vätejonbildning. Efter nitrifikationssteget recirkuleras huvuddelen av flödet som returslam tillbaka till denitrifikationssteget, varvid det mesta av det bildade nitratet reduceras till kväve.

2.4.3 Biologisk fosfor- och kväveavskiljning

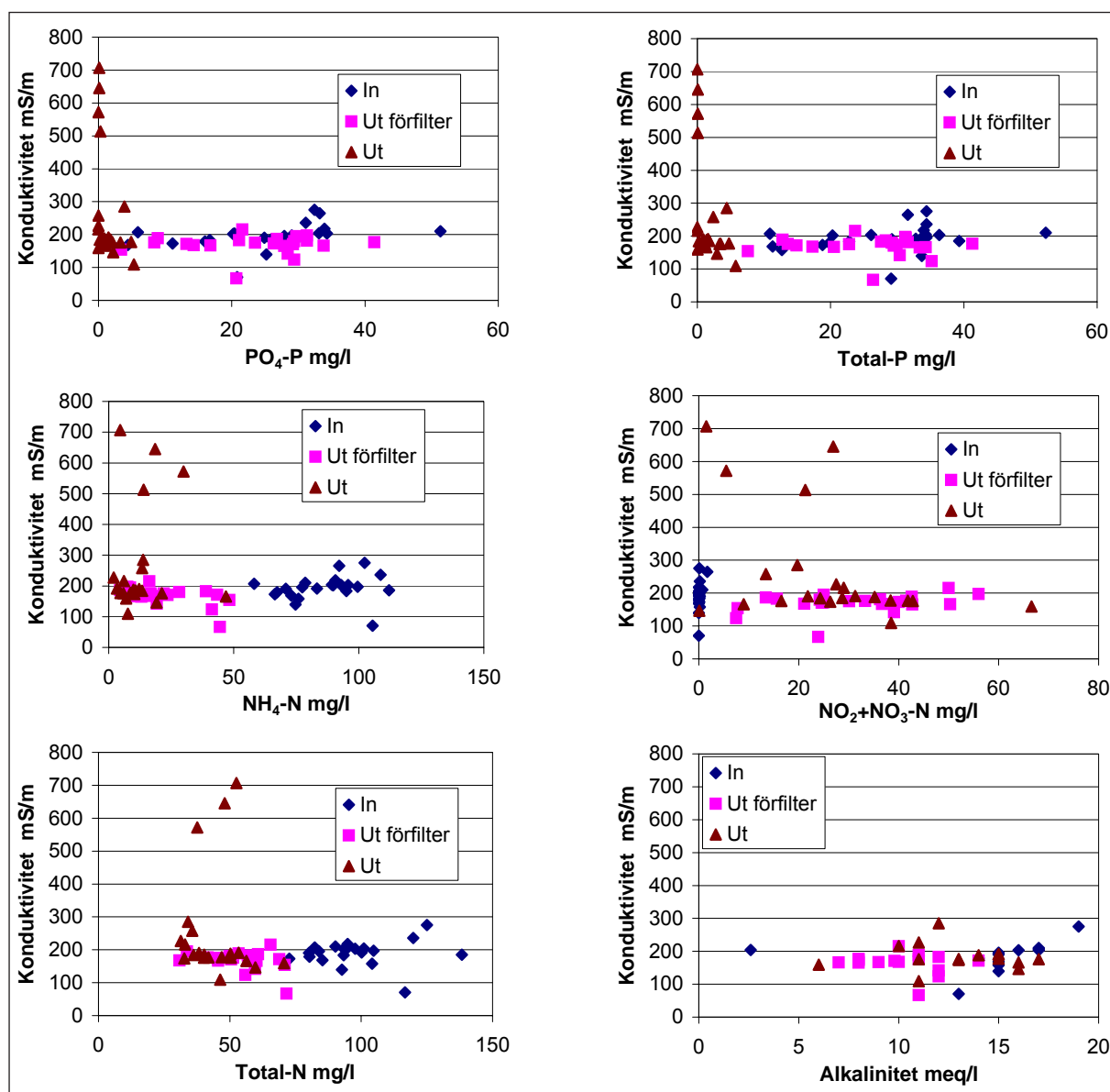
En liknande bedömning kan göras för avloppsrening med biologisk kväve- och fosforavskiljning (se figur 2-13, nästa sida). För kvävet gäller samma som bedömning som vid en process med enbart biologisk fosforavskiljning. Den biologiska fosforavskiljningen åstadkommes genom att slammet frigör fosfat och motjoner i den anaeroba zonen vilket ger upphov till ökad konduktivitet (X mSm²/mol P). Denna frigjorda mängd fosfat och motjoner tillsammans med ytterligare fosfat och motjoner ca 9,6 mSm²/mol P relativt inkommande avloppsvatten tas sedan upp i den aeroba zonen. Nettot blir att konduktiviteten bör minska med 9,6 mSm²/mol P (307 μSm²/g P).

2.5 Konduktivitet vid avloppsrening i infiltrationsfilterbädd

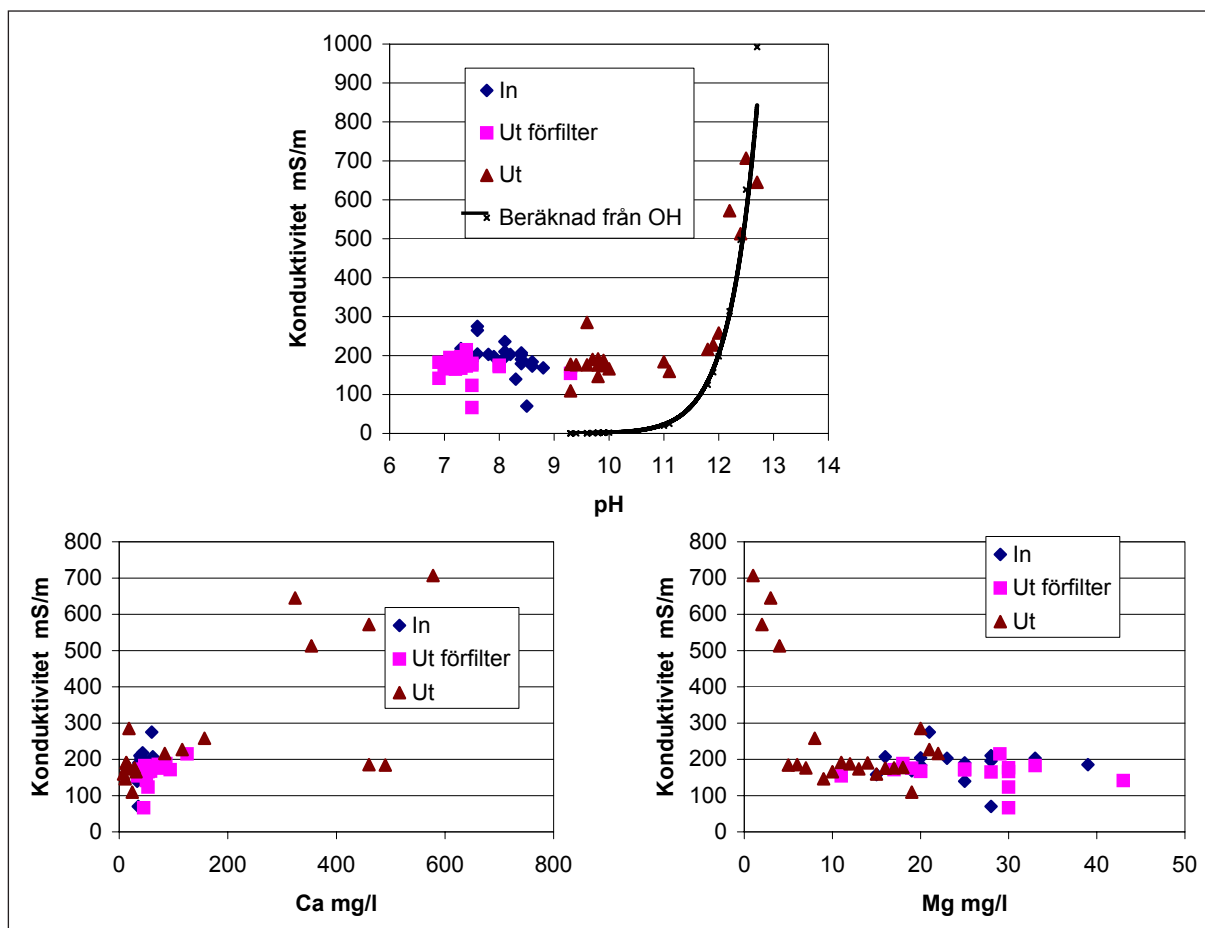
Avlopp från enskilda hus kan renas genom infiltrationsbädd där näringsämnen, speciellt fosfor, absorberas av ett bäddmaterial. Analyser av olika ämnen inklusive konduktivitet har gjorts vid en anläggning i Mørke, Danmark som ligger 40 km norr om Århus på Jylland och betjänar ett hushåll på landsbygden på 5 personer (Arias och Brix, 2005). Anläggningen består av en 2 m³ slamfällningstank, två vertikala förfilter uppbyggda i Filtralite (Letkliner) med en gemensam areal på 6,5 m² och ett 40 m³ underjordiskt filter uppbyggt med Filtralite-P®. Analyser och mätning av konduktivitet gjordes i inloppet, utloppet samt efter förfiltret. Figur 2-14 (nästa sida) visar diagram med konduktivitet avsatt mot analyser av fosfor, kväve och alkalinitet



Figur 2-13. Bedömning av konduktivitetsförändring vid avloppsrening med biologisk kväve och fosforavskiljning räknat per mol och gram fosfor och kväve.



Figur 2-14 Konduktivitet avsett mot $\text{PO}_4\text{-P}$, total P, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$, total-N och alkalinitet.



Figur 2-15 Konduktivitet avsatt mot pH, kalcium och magnesium.

och figur 2-15 konduktivitet avsatt mot analyser av pH, kalcium och magnesium. Konduktiviteten påverkades ej av reningsprocessen förutom att konduktiviteten tidvis var hög i utflödet. Kväve och fosforhalterna minskar vid reningen utan att konduktiviteten påverkas. Diagrammet över pH mot konduktivitet visar dock att konduktiviteten ökar markant när pH-nivån i utflödet stiger till över 12, där den överensstämmer med konduktivitet beräknad på hydroxyljoner (se kapitel 2.1).

2.6 Konduktivetsmätning för kontroll av omvänd osmos

Omvänd osmos är en process som kan användas vid rening av avloppsvatten. Joner i vattnet som näringsämnen och metaller koncentreras vid processen till ett koncentrat. Detta gör att konduktiviteten ökar i koncentratet samtidigt som ett permeat med lågt

joninnehåll och liten konduktivitet erhålls. Dessa konduktivetsförändringar kan användas för att styra och kontrollera processen.

Vid försök vid Sjöstadsverket vid Henriksdal (Blennow, 2005; Kieniewicz, 2006) studerades användning av omvänd osmos för att separera näringsämnen från utflödet från reningsprocessen. Problemen med omvänd osmos är att membranet kan sättas igen av partiklar och organiska föroreningar i avloppsvatten varför omvänd osmos bäst är lämpat som slutsteg i reningsprocessen. Reningsprocesserna har vid försöken utformats för att avlägsna partiklar och organiskt material utan vare sig kemisk fosforfällning eller biologisk fosfor- eller kväveavskiljning.

Vid omvänd osmos används membran som släpper igenom vatten men inte saltjoner. Över membranet som separerar vatten från en saltlösning uppkommer en osmotisk tryckskillnad. Vatten från den rena sidan försöker komma igenom membranet för att motverka detta och därmed minska saltkoncentrationen. Vid omvänd osmos läggs ett mottryck på som är större än det osmotiska trycket på den saltbemängda sidan, varmed vattenflödet vänds och saltkoncentrationen

ökar på den trycksatta sidan. Vattenflödet genom membranet beror av trycket och ökar när skillnaden mellan det pålagda trycket och det osmotiska trycket ökar. Vattenflödet kan beskrivas med sambandet:

$$J_i = A (\Delta p - \Delta \pi)$$

Där: A är vattenpermeabilitetskonstanten

Δp är tryckdifferensen över membranet

$\Delta \pi$ den osmotiska tryckpotentialen.

Saltflödet genom membranet är i princip oberoende av tryck, utan växer istället med ökad saltgradient över membranet. Saltflödet beskrivs med sambandet:

$$J_j = B (C_{j_o} - C_{j_l})$$

Där: B är saltpermeabilitetskonstanten

C_{j_o} är saltkoncentrationen i koncentratet

C_{j_l} är saltkoncentrationen i permeatet

Trots detta finns ett samband mellan vatten- och saltflöde. Ett förhöjt tryck leder till ett större vattenflöde som i sin tur ökar koncentrationen på koncentrat-sidan så att saltgradienten växer vilket påverkar salttransporten, men också det osmotiska trycket.

Tabell 2-6 visar konduktivitet och pH, koncentrationer av fosfor och kväve samt flöde och torrsubstans (TS) från ett test 2 av 4 vid behandling av utflöde från linje 2 vid Sjöstadverket (Kieniewicz, 2006). Linje 2 är en aerob membranbioreaktor som vid försöket kördes utan biologisk fosfor- och kväveavskiljning. TS mäts genom glödning av ett prov och är mängden partiklar och lösta ämnen som kan bilda fällning. Försöket utfördes till volymreduktion VR 30, varvid ett koncentrat 3,33 % av den inkommande lösningen erhöles. Tabellen visar att konduktiviteten ökar både i koncentratet och permeatet med VR och att de högsta värdena erhålls i koncentratet. Av tabellen framgår att pH ökar i koncentratet och sjunker i permeatet vilket beror på att vätejonerna har en större rörlighet (35 mSm²/mol) än hydroxidjonerna (19,8 mSm²/mol) och därför lättare passerar genom membranet.

Tabell 2-7 (nästa sida) visar uppmätt konduktivitet och konduktivitet beräknad från pH och koncentrationer av fosfat och nitrat. Den beräknade konduktiviteten ligger på 30–40 % av den uppmätta vilket beror av att även andra joner som inte har analyserats som Ca, Na och Cl bidrar till konduktiviteten.

Tabell 2-6. Konduktivitet, pH och koncentrationer av fosfor och kväve från ett försök med behandling av utflöde från en aerob membranbioreaktor vid Sjöstadverket med omvänd osmos (Kieniewicz, 2006).

	Volym %	Kondukt. mS/m	pH	PO ₄ -P mg/l	NO ₃ -N mg/l	NH ₄ -N mg/l	TS mg/l	Flöde l/m ² h
Inflödet	100	67,8	5,5	9,14	0,77	36,7	0,46	–
Permeat VR1	–	0,87	4,1	0,045	0,045	0,406	–	30
Koncentrat VR1	–	71,2	5,6	8,91	0,60	36,3	0,52	–
Perm. VR2	50	1,15	4,15	0,042	0,045	0,58	–	29,2
Koncentrat VR2	50	131	5,95	17,3	0,82	76	0,87	–
Blandat permeat VR2	50	0,9	4,0	0,116	0,10	0,823	–	–
Permeat VR5	30	2,6	4,5	0,129	0,074	1,27	–	28,6
Koncentrat VR5	20	307	6,25	44,65	2,16	188	2,38	–
Blandat permeat VR5	80	1,05	4,3	0,058	0,06	0,636	–	–
Permeat VR10	10	2,73	4,9	0,152	0,107	1,88	–	27,1
Koncentrat VR10	10	523	6,3	80,5	3,93	316	4,27	–
Blandat permeat VR10	90	1,2	4,6	0,051	0,058	0,646	–	–
Permeat VR20	5	6,55	5,0	0,169	0,173	3,04	–	25,0
Koncentrat VR20	5	952	6,43	149,6	7,54	684	8,53	–
Blandat permeat VR20	95	1,45	4,7	0,059	0,049	0,728	–	–
Permeat VR30	1,67	9,73	5,2	0,205	0,271	4,75	–	22,8
Koncentrat VR30	3,33	1380	6,5	195	12,90	1038	13,11	–
Blandat permeat VR30	96,67	1,88	5,3	0,06	0,07	0,91	–	–

Tabell 2-7. Konduktivitet (mS/m) beräknad från pH och koncentrationer av fosfor och kväve vid behandling av utflöde från en aerob membranbioreaktor vid Sjöstadverket med omvänd osmos.

	Mätv. mS/m	pH	PO ₄ -P mg/l	NO ₃ -N mg/l	NH ₄ -N mg/l	Beräknat mS/m	
Inflödet	67,8	0,11	0,97	18,61	0,40	20,10	29,64 %
Koncentrat VR 1	71,2	0,09	0,95	18,41	0,31	19,76	27,75 %
Koncentrat VR 2	131	0,04	1,84	38,54	0,43	40,85	31,16 %
Koncentrat VR 5	307	0,020	4,75	95,34	1,13	101,24	32,98 %
Koncentrat VR 10	523	0,06	8,57	160,26	2,05	170,89	32,68 %
Koncentrat VR 20	952	0,01	15,93	346,89	3,93	366,76	38,52 %
Koncentrat VR 30	1380	0,011	20,76	526,41	6,77	553,91	40,14 %

Volymreduktionen VR kan beräknas utifrån behandlad volym $V_{\text{Infl}}/V_{\text{Konc}}$, samt från torrsubstans, (TS) $TS_{\text{Infl}}/TS_{\text{Konc}}$ och konduktivitet $K_{\text{Konc}}/K_{\text{Infl}}$. Tabell 2-8 visar jämförelse av VR baserad på behandlad volym, TS och konduktivitet från 3 försök vid behandling av utflöde från linje 2 vid Sjöstadverket. Eftersom både TS och joner som ger upphov till konduktivitet inte passerar membranet bör VR beräknat på TS och konduktivitet vara densamma som VR beräknad på behandlad volym. En del av joninnehållet passerar dock membranet vilket visas av att permeatet har en viss konduktivitet som ökar med uppkoncentrationsgraden. Förlusten av joner till permeatet kan dock beräknas varvid en VR med permeatförlust kan beräknas som är större än VR utan permeatförlust. Korrigerad VR är:

$$VR = \frac{K_{\text{Konc}} + K_{\text{Perm}} \times V_{\text{Perm}}/V_{\text{Konc}}}{K_{\text{Infl}}}$$

K_{Konc} är konduktiviteten i koncentratet
 K_{Perm} är medelkonduktiviteten i allt producerat permeat
 K_{Infl} är konduktiviteten i inflödet
 V_{Perm} är volymen av producerat permeat
 V_{Konc} är koncentratets volymen

Skillnaden i VR med och utan permeatförlust är dock inte så stor varför jonförlusterna till största delen beror av andra processer som utfällning och sedimentation.

Som försteg till den aeroba membranbioreaktorn vid Sjöstadverket användes ett trumfilter som reducerar innehållet av suspenderade ämnen (SS). Tabell 2-9 (nästa sida) visar förändring av SS, fosfathalt och konduktivitet vid filtreringen (Karczewska, 2006). En betydande reduktion av SS erhöles men däremot ingen reduktion av fosfathalt och konduktivitet. Jonerna i avloppsvattnet som ger upphov till konduktivitet passerar filtret.

Tabell 2-8. Jämförelse av VR (VolymReduktion) baserad på behandlad volym, torrsubstans (TS) och konduktivitet (med och utan permeatförlust) vid behandling av utflöde från en aerob membranbioreaktor vid Sjöstadverket (Kieniewicz, 2006).

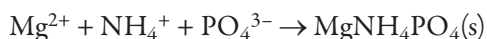
Volym	Test 1			Test 2			Test 3		
	TS	Konduktivitet		TS	Konduktivitet		TS	Konduktivitet	
		med	utan		med	utan		med	utan
		Permeatförlust				permeatförlust			
2	2,2	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	2,2	2,0	2,0
5	5,1	4,5	4,5	5,2	4,6	4,5	5,6	4,5	4,5
10	9,8	7,9	7,9	9,3	7,9	7,7	10,5	8,1	8,0
20	16,8	13,8	13,0	18,5	14,5	14,0	17,9	13,1	12,9
30	26,5	19,6	18,7	28,5	21,9	20,4	27,0	19,1	18,6

Tabell 2-9. Förändring av SS, fosfathalt och konduktivitet vid filtrering med trumfilter av inkommande avloppsvatten till Sjöstadsverket (Karczewska, 2006).

Test nr.	SS In mg/l	SS Ut mg/l	SS red %	PO ₄ -P In mg/l	PO ₄ -P Ut mg/l	PO ₄ -P red %	Kond. In mS/m	Kond. Ut mS/m	Kond. Red %
1	244	62	75	7,4	7,26	2	76,0	77,2	-2
2	212	82	61	6,47	6,07	6	69,3	70,0	-1
3	270	80	70	7,19	6,61	8	77,6	76,2	2
4	252	72	71	6,47	6,33	2	77,5	75,0	3

2.7 Konduktivetsmätning vid struvitupplösning

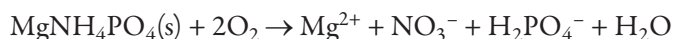
I ammonium-, fosfat- och magnesiumrika delströmmar kan utfällning erhållas av magnesiumammonium-sulfat, MgNH₄PO₄ även kallat struvit. Utfällning av struvit sker med lika mängder (i mol) av magnesiumammonium- och fosfatjoner med en lägsta löslighet omkring pH 9:



Magnesiumammoniumfosfat kan lösas upp med hjälp av nitrifikationsbakterier, som reducerar ammoniumhalten i lösningen genom att omvandla utlöst ammonium till nitrat (se formelruta 2-2).

Då denna reaktion varken inkluderar alkalinitet eller vätejoner kommer struvitupplösning att leda till ökad konduktivitet förorsakad av en högre koncentration av magnesium, nitrat och fosfat. Tabell 2-10 visar konduktivetsförändringar vid upplösning av struvit. Vid struvitupplösning ökar koncentrationen av joner i lösningen vilket bör ge upphov till ökad konduktivitet. Under pH = 7,2 erhålls dock en omvandling

Formelruta 2-2



Tabell 2-10. Konduktivetsförändring vid upplösning av struvit MgNH₄PO₄, med nitrifikation av utlöst ammonium.

	Reaktion	Förändring joninnehåll	mSm ²	
			mol struvit	g struvit
Upplösning	MgNH ₄ PO ₄ + 2H ⁺ →	+1 Mg ²⁺	10,60	0,1093
	Mg ²⁺ + NH ₄ ⁺ + H ₂ PO ₄ ⁻	+1 NH ₄ ⁺	7,34	0,0757
		+1 H ₂ PO ₄ ⁻	3,30	0,0340
		-2 H ⁺	-70,00	-0,7218
			-48,76	-0,5028
Nitrifikation	NH ₄ ⁺ + 2O ₂ →	-1 NH ₄ ⁺	-7,34	-0,0757
	NO ₃ ⁻ + 2H ⁺ + H ₂ O	+1 NO ₃ ⁻	7,14	0,0736
		+2 H ⁺	70,00	0,7218
			69,80	0,7197
Upplösning + nitrifikation	MgNH ₄ PO ₄ + 2O ₂ →	+1 Mg ²⁺	10,60	0,1093
	Mg ²⁺ + H ₂ PO ₄ ⁻ + NO ₃ ⁻	+1 NO ₃ ⁻	7,14	0,0736
		+1 H ₂ PO ₄ ⁻	3,30	0,0340
			21,04	0,2169

Molar konduktivitet per koncentrationsenhet (CRC Handbook, 1999): Mg²⁺ 10,6, NH₄⁺ 7,34, HPO₄²⁻ 6,6, NO₃⁻ 7,14 och H⁺ 35 (mSm²/mol).

av fosfat till divätefosfat, vilket förbrukar två vätejoner. Då vätejoner har en mycket större molar konduktivitet per koncentrationsenhet än andra joner, medför det att konduktiviteten i lösningen minskar istället för att öka. Vid struvitupplösning med nitrifikation av utlöst ammonium producerar nitrifikationen två vätejoner som förbrukas av fosfatjonerna och konduktivitetsförändringen kan beräknas till 21 mSm² per mol eller 0,217 mSm² per g apatit.

Bilaga A visar försök med konduktivitetmätning vid struvitupplösning. Med tillsatts av aktivt slam till struvit, där nitrifikationsbakterier i slammet omvandlar utlöst ammonium till nitrat; erhöles en högre upplösning av struvit än enbart med destillerat vatten. Försöket med slam och struvit gav en utlösning av P på 65 %, medan försöket med enbart struvit gav en utlösning på 8,3 %. Under försöket var ammoniumhalten konstant på 22–24 mg NH₄-N/l medan nitralhalten tredubblades från 34 till 104 mg NO₃-N/l. Den höga

nitralhalt som erhöles visar att nitrifiering av ammonium till nitrat givit upphov till upplösning av struvit. Försöket visar att nitrifiering av ammonium från struviten ger en ökad upplösning av struvit. Den pH-sänkning till 3,31 som erhöles vid försöket med slam och struvit kan inte orsakas av struvitupplösningen. Upplösning av struvit förbrukar vätejoner vilka sedan åter bildas vid nitrifieringen av utlöst ammonium. Troligt är att fettsyror som bildats i slammet orsakat pH-sänkningen. Denna pH-sänkning kan i sig bidra till ökad upplösning av struvit.

I försöket med enbart struvit erhöles ett pH-värde på 9. Enligt modeller för kristallisering av struvit (Wang m.fl., 2006) är halten PO₄-P ca 30 mg/l vid pH 9 vilket stämmer väl överens med det uppmätta värdet på 21 mg/l. Optimum för kristallisering av struvit ligger vid 9 vilket visar att lösningen i försöket står i jämvikt med struviten.

Tabell 2-11. Uppmätt konduktivitet och saltinnehåll i råvatten och dricksvatten samt beräknad konduktivitet för Norsborg, Lovö och Görvålns vattenverk.

	Norsborgs vattenverk		Lovö vattenverk		Görvålns vattenverk	
	Råvatten	Dricks-vatten	Råvatten	Dricks-vatten	Råvatten	Dricks-vatten
Konduktivitet [mS/m]	16,5	20,5	22,8	27,4	23,3	28,1
Kalcium [Ca. mg/l]	15	23	26	33	26	34
Magnesium [Mg. mg/l]	3,9	3,9	5	4,8	4	4
Alkalinitet [HCO ₃ . mmol/l]	0,67	0,8	1,1	1,2	1,1	1,1
Natrium [Na. mg/l]	9,6	9,7	12	13	12	13
Kalium [K. mg/l]	2,4	2,5	2,9	2,8	2,7	2,7
Klorid [Cl. mg/l]	12	12	15	16	16	16
Florid [F. mg/l]	0,3	<0,2 → 0	0,3	<0,2 → 0	0,26	<0,2 → 0
Sulfat [SO ₄ . mg/l]	20	35	26	43	24	45
Konduktivitetsberäkning :						
$k^{\circ}[\mu\text{S}/\text{cm}] =$	176,779	230,825	255,978	311,915	249,940	310,078
$IS[M] =$	0,00224	0,00301	0,00332	0,00408	0,00320	0,00405
$y =$	0,950	0,943	0,940	0,935	0,941	0,935
$y^2 =$	0,903	0,889	0,884	0,873	0,886	0,874
$K_{\text{ber}}[\mu\text{S}/\text{cm}] = k^{\circ} \cdot y^2 =$	159,57	205,21	226,33	272,41	221,43	270,91
$K_{\text{ber}}[\text{mS}/\text{m}] =$	16,0	20,5	22,6	27,2	22,1	27,1

Stockholm Vatten (<http://www.stockholmvatten.se>):
Vattenkvalitet vid Lovö vattenverk 2005.
Vattenkvalitet vid Norsborgs vattenverk 2005.

Norrsvatten (<http://www.norrsvatten.se>):
Görvålnverket råvatten 2004.
Görvålnverket utgående dricksvatten 2004.

2.8 Konduktivitetsmätning i dricksvatten

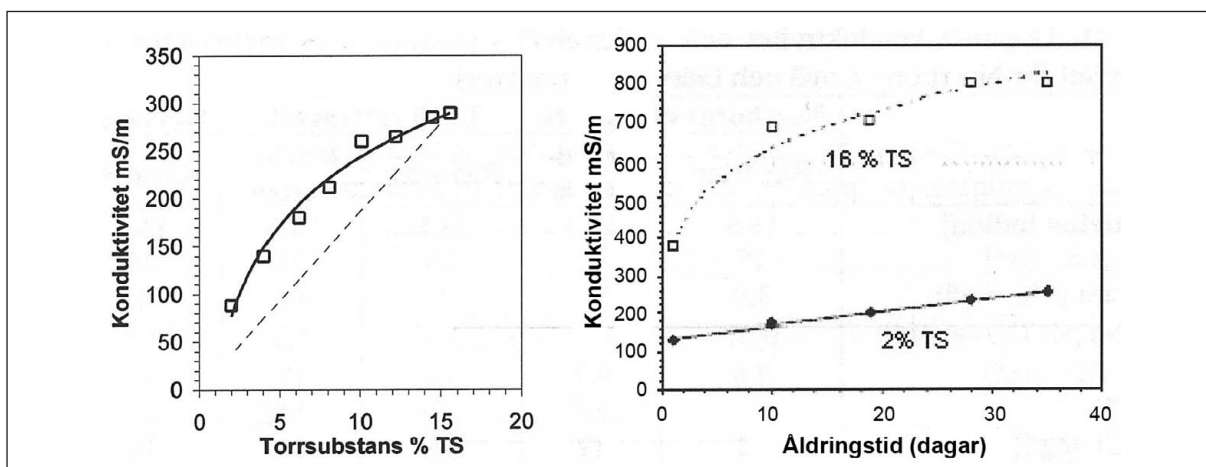
Tabell 2-11 (föregående sida) visar konduktivitet och saltinnehåll i råvatten och dricksvatten för Norsborg, Lovö och Görvålns vattenverk samt konduktivitet beräknad från vattnets saltinnehåll. Reningen av vatten från Mälaren till dricksvatten medför en ökning av konduktiviteten med 4 mS/m. Aluminiumsulfat och aktiverad kiselsyra används för kemisk fällning av föroreningar, främst humusämnen. pH-nivån justeras med kalkvatten och vattnet desinficeras med klor. Kemikalier som används för desinfektion är hypoklorit (från natriumklorid) och ammoniumsulfat, varvid klorhalten är 0,2–0,3 g/m³. Då hela saltinnehållet har analyserats kan en beräkning av konduktiviteten göras utifrån erhållna halter. Summan av halter gånger molar konduktivitet ger en konduktivitet som är 7–13 % större än den uppmätta. Efter korrigering med hänsyn till jonstyrka erhålls en beräknad konduktivitet som överensstämmer med den uppmätta.

2.9 Konduktivitetsmätning i avloppsslam

Resultat från konduktivitetsmätning av avloppsslam visas i figur 2-16 (Dieude-Fauvel m.fl., 2006). För försöken användes ett slam med 16 % torrsubstans som späddes med destvatten till olika grad av torrsubstans. Utspädning med destvatten medförde att

konduktiviteten minskade. Utspädning ger med oförändrad mängd joner en lägre koncentration i vattenfasen, vilket ger att konduktiviteten minskar enligt den streckade linjen i figuren. Konduktiviteten är dock större vilket kan bero på att sjunkande koncentration i vattenfasen medför att joner bundna till slampartiklarna går i lösning, varvid jonmängden i vattenfasen ökar. Vid en stor grad av utspädning räcker dock inte mängden joner bundna till slampartiklarna varför koncentrationer och därmed konduktiviteten sjunker. Det är inte troligt att samma beroende mellan konduktivitet och torrsubstans erhållits om man avvattnat slam till olika grad av torrsubstans och mätt konduktiviteten. Att avlägsna en del av vattenfasen med dess joninnehåll, förändrar inte koncentrationerna i den resterande vattenfasen, varför konduktiviteten ej borde förändras. Att konduktiviteten ökar med åldring beror på att degrading av det organiska materialet ger ökad mängd av organiska syror, ammonium och alkalinitet i vattenfasen (se kapitel 2.3).

Polymer används som flockbildare vid sedimentering av slam. I ett försök med tillsats av polymer ökade slammets konduktivitet med 1,13 mS/m per viktprocent polymer (Dai m.fl., 2004). Detta var en ringa effekt jämfört med en konduktivitet på 48 mS/m utan polymer. Vid mätning av skillnaden i konduktivitet i en kolonn där slammets tilläts sedimentera, konstaterades att konduktiviteten var mindre i botten där andelen fast fas var störst. Detta förklarades med att den fasta fasen saknar konduktivitet, varför en större andel fast fas ger en lägre genomsnittlig konduktivitet. Konduktivitetsskillnaden mellan övre halvan av kolonnen och nedre halvan var ca 0,01 till 0,15 gånger genomsnittskonduktiviteten i kolonnen. I de



Figur 2-16. Konduktivitet för avloppsslam beroende på torrsubstans (efter utspädning med destvatten) och åldringstid (Dieude-Fauvel m.fl., 2006).

flesta försök förblev konduktivitetsskillnaden på denna nivå, medan den i försöket med den största polymer-tillsatsen ökade med tiden upp till 0,3 gånger genomsnittskonduktiviteten. Genom att följa förändringen av konduktivitetsskillnaden kan man därmed följa sedimenteringen. Även försök med utspädning av slam genomfördes varvid konduktiviteten minskar med ökad utspädning.

3 Konduktivitetmätning vid några avloppsreningsverk

3.1 Käppala avloppsreningsverk

Käppalaverket, behandlar en total mängd avloppsvatten på ca 50 miljoner m³ per år (1,58 m³/s) från kommunerna norr om Stockholm med en anslutning av ca 530 000 personekvivalenter.

Bilaga B redovisar konduktivitetmätningar utförda vid Käppalaverket. Dricksvattnet som lämnar Görvälns vattenverk har ett konduktivitetvärde på 28,1 mS/m och inkommande avloppsvatten till Käppalaverket har ett konduktivitetvärde på 105,9 mS/m. Som väntat är det en konduktivitetöknings ($\Delta C = + 77,8$ mS/m), mellan dricksvatten och inkommande avloppsvatten till avloppsreningsverket. Denna ökning visar ökningen av saltinnehållet i avloppet jämfört med dricksvattnet som beror av mänskliga aktiviteter, avledning av regnvatten, dränering och läckage. Konduktiviteten i utflödet från verket (renat avloppsvatten) är mindre än konduktiviteten i inflödet till verket (inkommande avlopp): $\Delta C = - 29,3$ mS/m.

Konduktivitetsvariationen vid avloppsreningsprocesser i är:

- en liten ökning efter sandfånget, troligtvis orsakat av rejektivatten från slamhanteringen (ca +8,5 % av initialt värde),
- en liten minskning under försedimenteringen (ca -8 % av initialt värde),

- en minskning vid biologisk och kemisk behandling (ca -28 % av initialt värde),
- nästan ingen ändring i sand filtren,
- en betydelsefull ökning från vatten i försedimentationen till primärslammet (nästan fördubbling) och sedan en stor ökning under den första anaeroba rötningen av primärslammet (nästan tredubbling),
- en ökning från vatten i eftersedimentationen till överskottsslammet,
- en ytterligare ökning från den första rötningen till den andra rötningen av primär- och överskottsslam,
- en minskning (ca -28 % av initialt värde) vid avvattnings med Kemicondprocessen,

Not: "initialt värde" menas värdet före varje steg

Konduktivitetvärden och konduktivitetsändringar överensstämmer med vad som är förväntat. I fysiska behandlingsprocesser som sandfång, försedimentation och sandfiltrering, är konduktivitetsändringarna små, vilket är förväntat då endast partiklar avskiljs utan att joninnehållet i vätskan förändras. Som förväntat erhålls den största delen av konduktivitetssänkningen i det biologiska behandlingssteget, där fosfor- och kväveföreningar avlägsnas och denna reduktion överensstämmer med konduktivitetssänkning. Dock med kombinerad biologisk och kemisk behandling avlägsnas näringsämnen samtidigt som kemikalier tillsätts. Dessutom förutses en ökning av konduktiviteten vid den anaeroba rötningen orsakad av utlösning av joner från slam och reaktioner vid den anaeroba nedbrytningsprocessen av organiskt material som frigör ammonium, vätekarbonat, m.m.

Konduktivitetsminskningen vid avloppsreningen från inflöde till utflöde är 29 mS/m (105,9-76,7). Tabell 3-1 (nästa sida) visar uppmätta föroreningshalter vid Käppalaverket i inkommande avlopp och i renat utflöde (Käppala, 2006). Reduktion av ammonium med 29,5 g N/m³ bör ge upphov till en konduktivitetsminskning på 25 mS/m (842 $\mu\text{Sm}^2/\text{g N}$). Reduktionen över denitrifikations- och nitrifikationsstegen är 27,3 mS/m i delen med biologisk rening och 32,1 mS/m för delen med kombinerad biologisk och kemisk rening. Nitratkväve i utgående flöde är 8 mg/l (1,07 ton/dag) jämfört med nästan noll i inflödet (Käppala, 2005). Av inkommande 28 mg/l ammoniumkväve oxideras nästan allt till nitrat varav den största delen 20 mg/l pumpas tillbaka med returslammet till denitrifikationssteget. Returslamflödet är 2,5 gånger större än genomgående flöde.

Tabell 3-1. Uppmätta föroreningshalter vid Käppalaverket första kvartalet 2006 i inkommande avlopp och i renat utflöde (Käppala, 2006).

Parameter	Medelhalt (aritmetriskt medelvärde)			Mängder (flödesvägt)	
	IN	UT	Redukt.	IN	UT
BOD ₇	290 mg/l	2,0 mg/l	288 mg/l	36 ton/dag	0,3 ton/dag
COD	610 mg/l	34 mg/l	576 mg/l	77 ton/dag	4,4 ton/dag
P-tot	7,5 mg/l	0,2 mg/l	7,3 mg/l	1,0 ton/dag	0,03 ton/dag
N-tot	50 mg/l	8 mg/l	42 mg/l	6,3 ton/dag	1,1 ton/dag
NH ₄ -N	30 mg/l	0,5 mg/l	29,5 mg/l	3,8 ton/dag	0,06 ton/dag

3.2 Himmerfjärdens avloppsreningsverk

Det som skiljer mot Käppalaverket är att fosforavskiljningen sker genom kemisk fällning i försedimenteringen och att denitrifikationen sker i en fluidicerad bädd som kommer efter sedimenteringsbassängen i aktivslamprocessen. Verket behandlar en total mängd på ca 36 millioner m³ avloppsvatten per år (1,14 m³/s), med en anslutning av ca 310 000 personequivallenter, vilket är färre än för Käppalaverket.

Bilaga C redovisar konduktivitetmätningar utförda vid Himmerfjärdsverket. Konduktiviteten i det inkommande avloppsvattnet till Himmerfjärdsverket (78,8 mS/m) är mindre än i Käppalaverkets inkommande avlopp (105,9 mS/m). Konduktiviteten i utflödet från verket (renat avloppsvatten) är mindre än konduktiviteten i inflödet (inkommande avlopp): $\Delta C = -16,6$ mS/m.

Konduktivetsvariationen vid avloppsreningsprocesser i är:

- en liten minskning efter sandfånget (ca -6 % av initialt värde),
- en liten minskning under försedimenteringen (ca -4 % av initialt värde),
- en minskning i nitrifikations- och denitrifikationsstegen (ca -11 % respektive -14 % av initialt värde),
- nästan ingen förändring i filter (liten ökning),
- en liten minskning i den biologiska membranreaktorn (pilotanläggning) (-6 % av initialt värde),
- en ökning vid förtjockning (+60 % av initialt värde),
- en stor ökning vid den anaeroba rötningen av primärslam (gångar 5,7),
- en minskning vid avvattning i centrifug (-28 % av initialt värde),

- en minskning vid N-avskiljning vid partiell nitrifikation + anammoxprocess (pilotanläggning) (-46 % av initialt värde).

Not: "initialt värde" menas värdet före varje steg

Konduktivetsvärden och konduktivetsförändringar motsvarar vad som är förväntat. I fysiska behandlingsprocesser som sandfång, försedimentation och filtrering, är konduktivetsändringarna små. Vad som förväntats var en minskning av konduktiviteten i nitrifikations- och denitrifikationsstegen (biologisk kväveavskiljning i två steg), där fosfor- och kväveföreningar avlägsnas och denna minskning överensstämmer med konduktivitetssänkningen. I nitrifikationssteget, som består av en luftad bassäng och en sedimentationsbassäng, tas fosfat upp av mikroorganismer för deras tillväxt (assimilation), och ammonium (NH₄⁺) omvandlas till nitrat (NO₃⁻). Denitrifikationsprocessen omvandlar nitrate-kväve till kvävgas. Dessutom, liksom i Käppala, förutses en ökning av konduktiviteten vid den anaeroba rötningen. Slutligen, förväntas en konduktivetsminskning i pilotanläggningen, eftersom den är installerad som slutsteg för att erhålla ett rent vatten. Observeras att efter den nya biologiska membranreaktorn som installerades endast för ett år sedan för behandling av utflödet, minskar konduktivitet något, och efter kväveavskiljningsprocessen för rejekt från rötningen minskar konduktivitet betydligt.

Konduktivetsminskningen vid avloppsreningen från inflöde till utflöde är 16,6 mS/m (78,8-62,2). Tabell 3-2 visar uppmätta föroreningshalter vid Himmerfjärdsverket i inkommande avlopp och i renat utflöde (SYVAB, 2006). Reduktion av ammonium med 21,8 g N/m³ bör ge upphov till en konduktivetsminskning på 18 mS/m (842 μSm²/g N). Reduktionen över nitrifikations- och denitrifikationsstegen är tillsammans 8,8 mS/m (71-62,2). De uppmätta

Tabell 3-2. Uppmätta föroreningshalter vid Himmerfjärdsverket 2005 i inkommande avlopp och i renat utflöde (SYVAB, 2006).

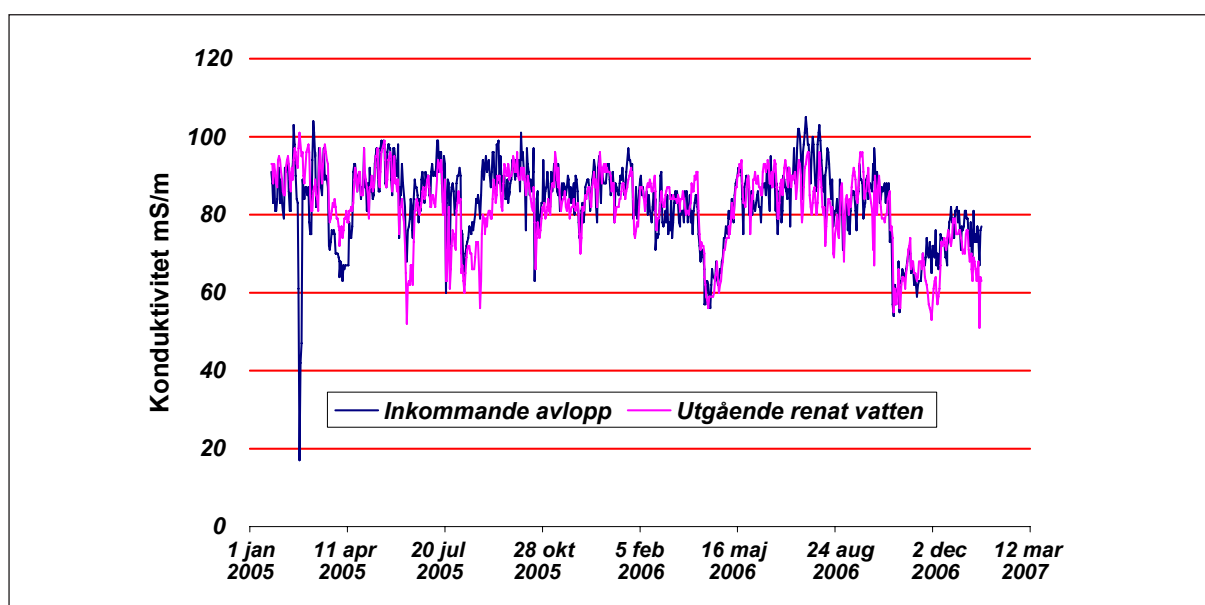
Parameter	Medelhalt (aritmetriskt medelvärde)			Mängder (flödesvägt)	
	IN	UT	Redukt.	IN	UT
BOD ₇	180 mg/l	6,0 mg/l	174 mg/l	17,0 ton/dag	0,58 ton/dag
CODCr	400 mg/l	35 mg/l	365 mg/l	38,4 ton/dag	3,3 ton/dag
P-tot	5,7 mg/l	0,39 mg/l	5,31 mg/l	0,55 ton/dag	0,04 ton/dag
N-tot	34 mg/l	8,8 mg/l	25,2 mg/l	3,3 ton/dag	0,88 ton/dag
NH ₄ -N	23 mg/l	1,2 mg/l	21,8 mg/l	2,1 ton/dag	0,12 ton/dag
Susp. Subst.	220 mg/l	9,1 mg/l	211 mg/l	21,4 ton/dag	0,90 ton/dag

föroreningshalterna är dock ett medelvärde varför om konduktiviteten vid mätillfället var lägre än normalt p.g.a. lägre andel föroreningar blir reduktionen av ammonium och därmed även konduktivitetssminskningen lägre än när halterna ligger vid medelvärdet.

Från dosering av fällningskemikalier före sandfånget till efter försedimenteringen där utfällt fosfat frånskiljs, har konduktiviteten minskat med 7,8 mS/m (78,8–71). Halten fosfat i inkommande avlopp är 0,18 mol per m³ och järndoseringen är 0,22 mol per m³, vilket är 1,19 mol järn per mol fosfor. Bildningen av 0,18 mol järnfosfat per m³ ger en konduktivitetsokning på 1,69 mS/m.

3.3 Duvbackens avloppsreningsverk

Figur 3-1 visar uppmätt konduktivitet vid Duvbackens reningsverk i Gävle under perioden 23 januari 2005 till 22 januari 2007 i inkommande avlopp och i utgående renat vatten (Eklund, 2007). Konduktivitetens värdena registrerades dagligen med en logger, vilket ger en mätserie på totalt 759 värden. Medelvärdet för inkommande avlopp är 82,9 mS/m och för utgående vatten 81,6 mS/m vilket ger en reduktion av konduktiviteten på 1,6 %. Verket är dimensionerat för 100 000 personekvivalenter och ett flöde på 1 900 m³/h (Gävle Vatten, 2005). Reningsprocessen sker i tre steg: Först grovrening där de största föremålen silas bort i två parallella rens-galler. Sedan mekanisk rening i en försedimenteringsbassäng. Därefter biologiskt i en aktivslamprocess med en luftad och en syrefri anaerob



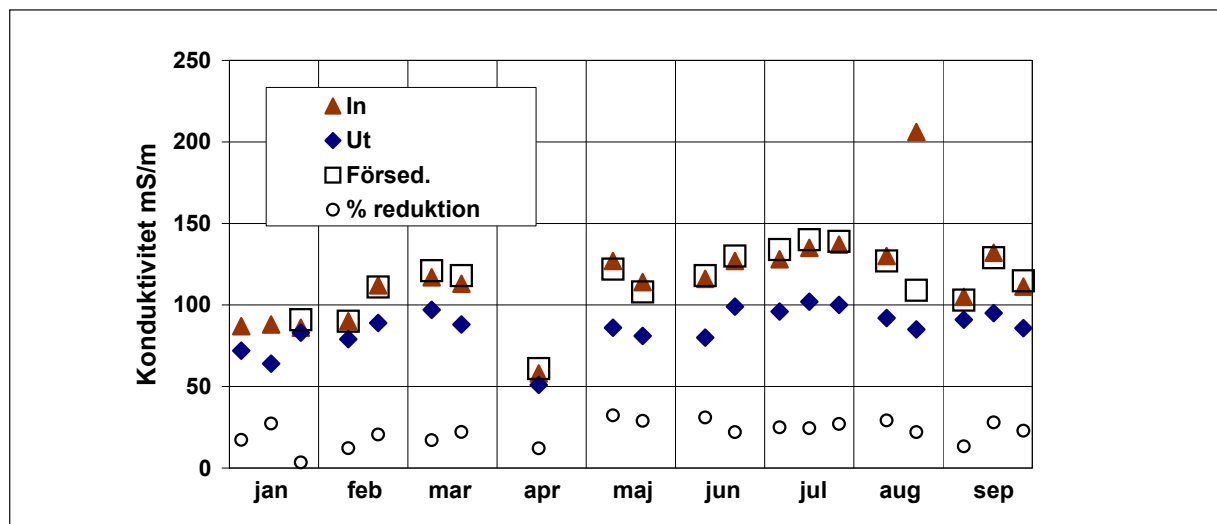
Figur 3-1. Konduktivitet uppmätt 23 januari 2005 till 22 januari 2007 vid Duvbackens reningsverk i Gävle.

del. Processen är utformad för biologisk fosforavskiljning utan biologisk kväveavskiljning. Renings-effekten är 90–95 % för BOD och fosfor och 25–30 % för kväve.

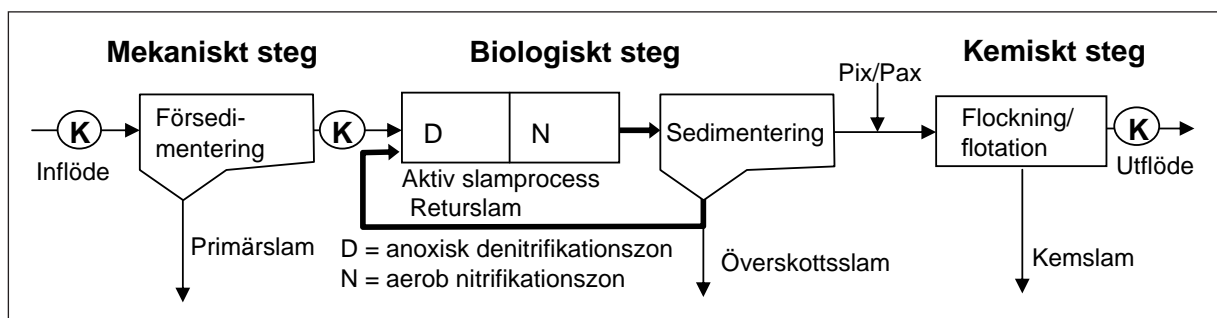
3.4 Lotsbroverkets avloppsreningsverk

Figur 3-2 visar uppmätt konduktivitet under 2006 och reduktion i procent vid Lotsbroverkets reningsverk, Mariehamn Åland (Fagerström, 2006). Lotsbroverket i Mariehamn är dimensionerat för en belastning på 30 000 personekvivalenter. År 2001 behandlade verket 1,95 milj. m³ avloppsvatten. Figur 3-3 visar ett förenklat schema över verkets avloppsreningsprocess. Avloppsvatten behandlas i tre steg; mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Efter det mekaniska reningssteget, försedimentering, leds avloppsvattnet till det

biologiska reningssteget, aktivslamprocessen, där kvävet avskiljs genom ett anoxiskt denitrifikationssteg och ett aerobt nitrifikationssteg. Efter det biologiska reningssteget separeras fosfor genom flockning och flotation i det kemiska reningssteget. Reningseffekten är 95 % för BOD och fosfor, 75 % för COD och 70 % för kväve. Konduktiviteten har uppmätts vid tre punkter; inflöde, utflöde och efter försedimentering. Konduktiviteten var i stort sett lika i inflödet som efter försedimenteringen. Den mekaniska reningen av suspenderat material ger ingen påverkan på avloppsvattnets konduktivitet. I utloppet efter aktivslamprocessen var den lägre än i inflödet. Konduktiviteten i inflödet varierade från 58 mS/m in april till 137 mS/m i juli. Detta kan bero på utspädning av avloppsvattnet vid vårens snösmältning.



Figur 3-2. Konduktivitet uppmätt under 2006 och reduktion i procent vid Lotsbroverkets reningsverk, Mariehamn Åland.



Figur 3-3. Skiss över Lotsbroverkets reningsverk, Mariehamn Åland med tre reningssteg med mekaniskt, biologiskt och kemiskt rening samt tre provtagningspunkter för konduktivitet (K).

3.5 Jämförelse mellan avloppsreningsverken

Tabell 3-3 visar en jämförelse av konduktivitet uppmätt vid de fyra avloppsreningsverken. Himmerfjärdsverket och Lotsbroverket som båda har biologisk kväveavskiljning och kemisk fosforavskiljning har ungefär samma reduktion av konduktiviteten, 21 % respektive 23 %. Käppalaverket där en del av fosforavskiljningen sker biologiskt har en större reduktion av konduktiviteten på 28 %. De tre verken med biologisk kväveavskiljning Käppala, Himmerfjärdsverket och Lotsbroverket visade en konduktivitetensminskning i processen på 21–28 %, medan Duvbackens reningsverk som är utformat för biologisk fosforavskiljning men ej för kväveavskiljning, ej visade någon reduktion av konduktiviteten. Fosfatets bidrag till konduktiviteten är högst 1 % (kapitel 2.1). Upptag av motjoner vid biologisk fosforavskiljning medför att konduktivitetensminskningen är 2,6 till 3,2 gånger större än fosfatets bidrag till konduktiviteten vilket kan ge 3 % minskad konduktivitet. Ammoniumkväve och alkalinitet som förbrukas vid biologisk kväveavskiljning bidrar med 33 % respektive 14 %. Slutsatsen är därför att det i huvudsak är den biologiska kväveavskiljningen som ger upphov till konduktivitetensminskning i processen.

4 Slutsatser

Konduktiviteten i avloppsvatten för studerade verk varierade mellan 50 till 150 mS/m och i renat dricksvatten från Mälaren är konduktiviteten 23–28 mS/m. Konduktivitetmätning kan användas för att övervaka processer i avloppsvattenrening som ger upphov till förändringar i konduktiviteten. Den process som orsakar konduktivitetsförändringar är främst biologisk kväveavskiljning:

- Biologisk kväveavskiljning förbrukar ammoniumkväve och alkalinitet som utgör en stor andel av avloppsvattnets totala konduktivitet.
- Då mängden tillgänglig alkalinitet är mer än en mol alkalinitet per mol ammonium, ger biologisk kväveavskiljning genom nitrifikation följt av denitrifikation en reduktion av konduktiviteten med $842 \mu\text{Sm}^2/\text{g N}$.
- Utan alkalinitet eller hydroxid kommer nitrifikation (om den inte inhiberas p.g.a. sänkt pH) att producera fler vätejoner än vad som förbrukas vid denitrifikationen, vilket medför att konduktiviteten ökar.
- Biologisk fosforavskiljning ger en reduktion av konduktiviteten med 344 till 278 $\mu\text{Sm}^2/\text{g P}$.

Tabell 3-3. Jämförelse av processutformning och konduktivitet i mS/m uppmätt vid fyra avloppsreningsverk.

	Käppalaverket Lidingö	Himmerfjärdsverket Botkyrka	Duvbackens reningsverk Gävle	Lotsbroverket Mariehamn, Åland	
Kapacitet	530 000 PE	310 000 PE	100 000 PE	30 000 PE	
P-rening	Gamla: Biologisk Nya: Kemisk i retur slam	Kemisk fällning vid försedimentation	Biologisk	Kemisk flockning och flotation efter aktivslamprocess.	
N-rening			Ingen		
Nitrifikation:	Aktivslamprocess	Aktivslamprocess		Aktivslamprocess	
Denitrifikation	Aktivslamprocess	Fluidiserad bädd		Aktivslamprocess	
	Gamla: Nya:				Sort
Inflöde	105,9	78,8	82,9	111	mS/m
Försediment.	103,4	109,4	71,0	115	mS/m
Efter aktivslam	76,1	77,3	63,8		mS/m
Efter denitrifik.		61,1			mS/m
Utflöde	76,6	62,2	81,6	86	mS/m
Reduktion	28	21	1,6	23	%
Internethemsida	www.kappala.se	www.syvab.se	www.gavlevatten.com www.mariehamn.aland.fi		

- Fosfatets ringa andel av den totala konduktiviteten medför att biologisk fosforavskiljning ej nämnvärt påverkar konduktiviteten.
- Vid kemisk fosforfällning byts fosfatjoner mot sulfat varvid ingen reduktion erhålls av konduktiviteten.
- Mätningar vid Himmerfjärdsverket och Lotsbroverket visar att biologisk kväveavskiljning ger en konduktivitetssänkning i avloppsvattnet på 21–23 %.
- Käppalaverket som har biologisk kväveavskiljning och där en del av fosforavskiljningen sker biologiskt uppvisar en reduktion av konduktiviteten på 28 %.
- Duvbackens reningsverk som är utformat för biologisk fosforavskiljning men inte för biologisk kväveavskiljning visade ej någon reduktion av konduktiviteten.

Mätning av konduktivitet i avloppsslam i Käppalaverket och Himmerfjärdsverket visade att konduktiviteten ökade vid rötning av slam. De högsta konduktivitetsvärdena erhöles i röt-kammrarna, varvid

797 mS/m uppmättes i Käppalaverket och 656 mS/m i Himmerfjärdsverket. Vid rötning bildas ammonium och vätekarbonat som ger upphov till ökat joninnehåll och därmed ökad konduktivitet. De stora förändringar av konduktiviteten som erhålls vid rötningen visar att konduktivitetmätning kan vara en användbar metod för att kontrollera röttningsprocessen.

Studier av konduktivitetsförändringar vid separationsprocesser visar att:

- Separation av suspenderat material genom sedimentation eller filtrering ger inga konduktivitetsförändringar.
- Separation av näringsämnen genom omvänd osmos ger stora konduktivitetsförändringar, varför konduktivitet kan användas för att kontrollera processen.

Försök med konduktivitetmätning vid upplösning av struvit, $MgNH_4PO_4$ magnesiumammoniumsulfat, visar att nitrifiering av ammonium från struvit ger ökad upplösning av struvit.

Referenser

Aguado D., Montoya T., Ferrer J. och Seco A. (2006) Relating ions concentration variations to conductivity variations in a sequencing batch reactor operated for enhanced biological phosphorus removal. *Env. Mod. & Software* 21 (6): 845–851.

Arias C.A. och Brix H. (2005) Wastewater treatment in Filter Beds. Results from the pilot plant DK1 at Mørke, Denmark, Norden, Nordic Innovation Centre project No 02056 “Wastewater Treatment in Filter Beds 2002–2005”.

Barat R., Montoya T., Borrás L., Seco A. och Ferrer J. (2005) Calcium effect on enhanced biological phosphorus removal. IWA Conf. Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, Krakow Poland, 19–21 September 2005, sid. 59–68.

Blennow K. (2005) Återvinning av näringsämnen från hushållspillvatten med omvänd osmos. Examensarbete vid Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik, Uppsala Universitet. ISSN 1401-5765.

Brett C.M.A. och Brett A.M.O (1993) Electrochemistry principles, methods and applications. Oxford University Press. ISBN 0 19 855389 7.

Colmenarejo M.F., Rubio A., Sánchez E., Vicente J., García M.G. och Borja R. (2006) Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain) J. *Env. Man.* 81(4):399–404.

CRC Handbook of Chemistry and Physics (1999) Lide D.R. (editor), 80th edition, ISBN 0-8493-0480-6.

Dai Y., Pachowko A.D. och Wang M. (2004) The Control of Polymer Addition to Raw Waste Sludge Using Electrical Resistance Tomography – a Preliminary Study, *Particle & Particle Systems Charact.*, 21 (3):228–233.

Dieude-Fauvel E., Baudez J.-C., Coussot P. och Van Damme H. (2006) Correlation between electrical and rheological measurements on sewage sludge, IWA Specialized Conference – Sustainable sludge management. 29–31 Maj 2006 Moskva Ryssland, Proceedings, ISBN-5-9900677-2-0, sid 32–40.

Eaton A.D., Clesceri L.S. och Greenberg A.E. (1995) Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington DC, ISBN 0-87553-235-7.

Eklund C. (2007) Personlig kommunikation, Gävle Vatten, Gävle.

Eskilstuna, Gävle, Karlstad, Linköping, Norrköping, Uppsala, Västerås och Örebro (2002) Riktlinjer för utsläpp av avloppsvatten från industrier och andra verksamheter.

Fagerström T.-O. (2006) Personlig kommunikation, VA-verket, Mariehamn, Finland.

Gävle Vatten, (2005) Här renas gävlebornas avloppsvatten <http://www.gavlevatten.com/pdf/Duvbacken%20sve%202005.pdf>.

Hellström T., Book K., Rennerfelt J. och Willers H. (2001) Underlag för gränsvärdeslista. VA-Forsk 2001-03.

Howard I., Espigares E., Lardelli P., Martín J. L. och Espigares M. (2004) Evaluation of microbiological and physicochemical indicators for wastewater treatment, *Environmental Toxicology* 19 (3):241–249.

Jansson Å., Röttorp J. och Rahmberg M. (2002) Development of a software sensor for phosphorus in municipal wastewater. *J. Chemometrics* 16, 542–547.

Karczewska K. (2006) Rotary drum filter as pretreatment for a membrane bio-reactor – Operation, evaluation and optimization. Examensarbete vid Institutionen för Mark och Vattenteknik KTH. TRITA-LWR-EX-06-20.

Kieniewicz A. (2006) A reverse osmosis (RO) plant for sewage treatment and nutrient recovery – the influence of pre-treatment methods. Examensarbete vid Institutionen för Mark och Vattenteknik KTH. TRITA-LWR-EX-06-08.

Käppala (2005) <http://www.kappala.se>: Miljörapport Käppalaförbundet 2004.

Käppala (2006) <http://www.kappala.se>: Kvartalsrapport för första kvartalet 2006.

Levlin E. (1992) Corrosion of water pipe systems due to acidification of soil and groundwater. Doktorsavhandling i Tillämpad Elektrokemi och Korrosionslära, KTH, TRITA-TEK 1992:01, ISBN 91-7170-094-3.

Magnusson J. (2003) Sammansättning av hushållspillvatten från Hammarby Sjöstad: Hushållens bidrag av farliga ämnen till avloppsvattnet. Examensarbete vid Inst. För Samhällsbyggnadsteknik Luleå Tekniska Universitet 2003:292 CIV, ISSN 1402–1617.

Maurer M. och Gujer W. (1995) Monitoring of microbial phosphorus release in batch experiments using electric conductivity. *Wat. Res.* 29 (11):2613–2617.

Nikolić A. (2003) Use of chemical denitrification for nitrogen removal from landfill. Licentiatavhandling vid Institutionen för Mark och Vattenteknik, KTH TRITA-LWR LIC 2014.

Nikolić A. och Hultman B. (2003) Chemical denitrification of landfill leachates under freezing/thawing conditions. *Vatten* (59):89–97.

Prieto F., Barrado E., Vega M. och Deban L. (2001) Measurement of electrical conductivity of wastewater for fast determination of metal ion concentration. *Russian J. of Appl. Chemistry*, 74 (8):1321–1324.

Radiometer Analytical SAS (2004) Conductivity Theory and Practice. 72 rum d'Alsac, 69627 Villaurbanne Cedex, France. <http://www.radiometer-analytical.com>.

Röttorp J., Jansson Å., Rahmberg M., Andersson M., Ek M., Bjurhem J.-E., Bergström R., Solyom P., Junestedt C., Cerne O, och Larsson L. (2002) Driftaspekter på kommunala avloppsreningsverk och bryggerier, IVL Rapport/report B 1494.

Stumm W. and Morgan J.J. (1981) Aquatic Chemistry, 2nd Ed, John Wiley & Sons Inc. ISBN 0 471 09173-1.

SYVAB (2006) Miljörapport 2005 för Himmerfjärdsverket <http://www.syvab.se>.

Szatkowska B., Plaza E., Trela J. och Hultman B. (2004) Monitoring of nitrogen removal processes by use of conductivity measurements. *Vatten* (60):111–118.

Szatkowska B., Trela J. och Plaza E. (2005) Partial nitrification/Anammox and CANON – nitrogen removal systems followed by conductivity measurements. Towards the integration of municipal sanitation systems, Seminar Proceedings, Cracow March 17–18, 2005.

Trela J., Plaza E., Gut L., Szatkowska B. och Hultman B. (2005) Deammonifikation, en ny process för behandling av avloppsströmmar med hög kvävehalt – fortsatta pilot-plant experiment. VA-Forsk 2005-14.

Wang J., Song Y., Yan P., Peng J. och Fan M. (2006) Modeling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery. *Chemosphere* 65 (7):1182–1187.

Bilaga A: Försök med konduktivitetsmätning vid struvitupplösning

Monica Löwén

Struvitförsök utfördes under tiden 070427–070608. Aktivt slam från luftningsbassäng på Himmerfjärdens avloppsreningsverk tillsattes struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ magnesiumammoniumfosfat) och omskakades under 42 dygn. 300 ml slam försattes med 600 mg struvit (2 g/l). I försöket använd struvit är återvunnen från avloppsvatten, från struvitanläggning PHOSNIX vid ”the lake Shinji Eastern Clarification Center of Shimane prefecture” Japan.

Suspenderade ämnen, SS, och glödrest, GR, mättes för slam vid 0 dygn och för slam med struvit vid 42 dygn. Tabell A-1 visar SS, GR och flyktiga suspenderade ämnen VSS ($\text{SS} - \text{GR}$) för slam med och utan struvit. Tabellen visar även skillnaden mellan 0 dygn och 42 dygn.

Tabell A-1. Halt för slam med och utan struvit av suspenderade ämnen, SS, glödrest, GR, flyktiga suspenderade ämnen VSS ($\text{SS} - \text{GR}$) samt differens mellan slam vid start och slam vid 42 dygn.

Prov	SS mg/l	GR mg/l	GR/SS	VSS mg/l
Slam utan struvit 0 dygn, analyserat	2351	920	39 %	1431
Slam med struvit 0 dygn, beräknat	3616 a	1826 b	50 %	1790
Slam med struvit 42 dygn, analyserat	2018	1086	54 %	932
Differens slam med struvit 0 dygn – slam 42 dygn	1598	740		858
Differens slam utan struvit 0 dygn – slam 42 dygn	333	-166		499

a. Provet torkas vid 100 °C. Tillsatt struvit omvandlas därmed från $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (245 gr/mol P) till $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (155 gr/mol P) varför SS med struvit är: $2351 + 2000 \cdot 155/245 = 3616$ mg/l.

b. Provet glöddgas vid ca 600 °C. Tillsatt struvit omvandlas till $\text{Mg}_2\text{P}_2\text{O}_7$ (111 gr/mol P) varför GR med struvit är: $920 + 2000 \cdot 111/245 = 1826$

Tillsatt $\text{PO}_4\text{-P}$ med struvit är: $31/254 \cdot 2000 = 253,1$ mg/l.
 Om slammet innehåller 2,5 % P är tillsatt $\text{PO}_4\text{-P}$ med slam: $0,025 \cdot 2351 = 58,8$ mg/l.
 Totalt tillsatt P (slam + struvit) är: 311,9 mg/l.

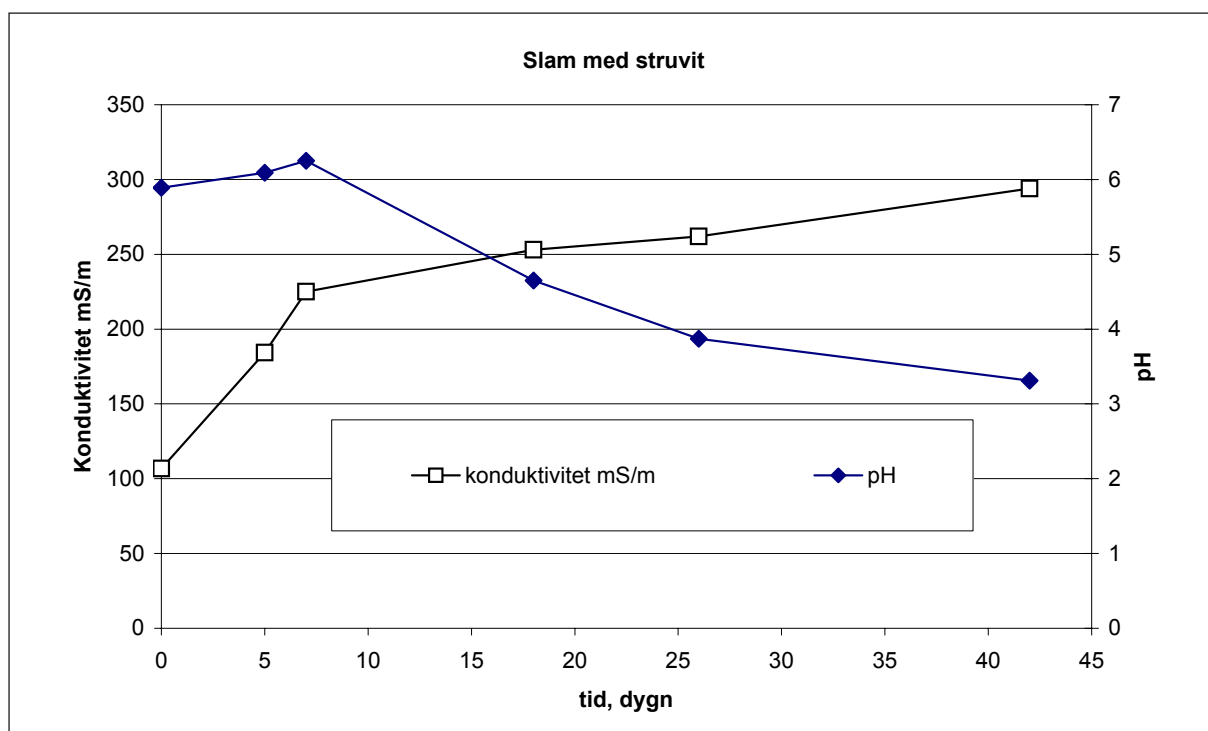
Blankprov med destillerat vatten och struvit utfördes på samma sätt. 300 ml destillerat vatten försattes med 600 mg struvit. Under försökstiden mättes pH och konduktivitet. Vid start och efter avslutat försök bestämdes koncentrationen av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ och $\text{PO}_4\text{-P}$. Tabell A-2 visar tid, pH, konduktivitet, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, total N och $\text{PO}_4\text{-P}$ för struvit med slam och tabell A-3 detsamma för struvit med destillerat vatten. Figur A-1 visar konduktivitet och pH för struvit med slam och figur A-2 detsamma för struvit med destillerat vatten. I försöket med slam och struvit löstes 202,83 mg P/l av totalt 311,9 mg/l vilket ger en utlösning på 65 %. I försöket med enbart struvit löstes 21,06 mg P/l av totalt 253,1 mg/l vilket ger en utlösning på 8,3 %. Försöket visar att nitrifiering av ammonium från struviten ger en ökad upplösning av struvit.

Tabell A-2. Tid, pH, konduktivitet, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, total N och $\text{PO}_4\text{-P}$ för struvit med slam.

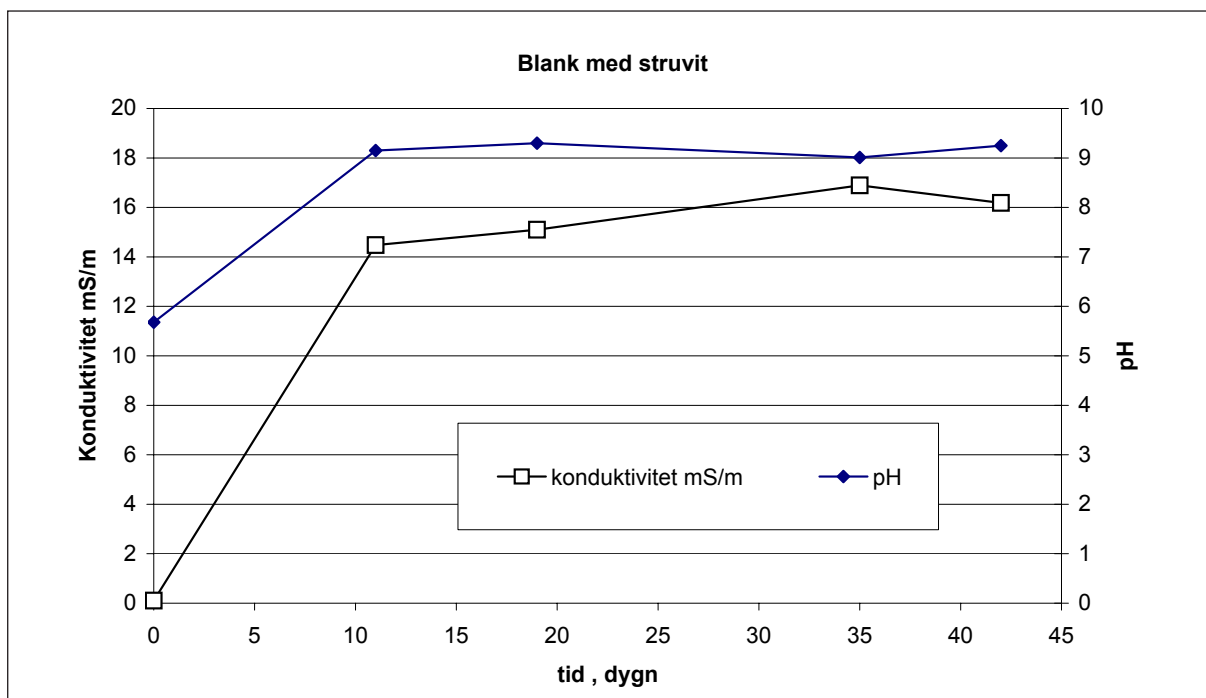
Prov	Tid dygn	pH	Konduktivitet mS/m	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_2\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	Total N mg/l	$\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l
Slam + struvit	0	5,89	106,7	22,89	0,067	34	56,98	4,91
Slam + struvit	5	6,09	184,2					
Slam + struvit	7	6,25	225					
Slam + struvit	18	4,65	253					
Slam + struvit	26	3,87	262					
Slam + struvit	42	3,31	294	24,61	0	103,6	128,21	202,83

Tabell A-3. Tid, pH, konduktivitet, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, total N och $\text{PO}_4\text{-P}$ för struvit med destillerat vatten.

Prov	Tid dygn	pH	Konduktivitet mS/m	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_2\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	Total N mg/l	$\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l
Blank + struvit	0	5,68	0,102	0	0	0	0	0
Blank + struvit	11	9,15	14,48					
Blank + struvit	19	9,3	15,1					
Blank + struvit	35	9,01	16,89					
Blank + struvit	42	9,25	16,18	6,81	0	0,179	6,99	21,06



Figur A-1. Konduktivitet och pH för struvit med slam.



Figur A-2. Konduktivitet och pH för struvit med destillerat vatten.

Bilaga B: Konduktivitetsmätning vid Käppala avloppsreningsverk

Sabrina Chane-Yin

Efter samarbete och diskussion med Käppalaverket och verkets laboratorium, togs 13 prover för konduktivitetsmätning vid följande platser:

1. inloppet till verket, efter rensvallret,
2. utlopp från sandfånget,
3. utlopp från primärsedimenteringen i den gamla delen (före biologisk behandling),
4. utlopp från primärsedimenteringen i den nya delen (före biologisk och kemisk behandling),
5. utlopp från biologisk behandling i den gamla delen (efter eftersedimenteringen),
6. utlopp från biologisk och kemisk behandling i den nya delen (efter eftersedimenteringen),
7. utloppet från verket (utflöde), efter sandfiltreringen,
8. i primärslammet från försedimenteringen,
9. i överskottsslammet från eftersedimenteringen i den gamla delen,
10. i överskottsslammet från eftersedimenteringen i den nya delen,
11. i rötchammare R100 för primärslam,
12. i rötchammare R200 för primärslam + överskottsslam,
13. utlopp från slamavattning med Kemicondprocessen (supernatant).

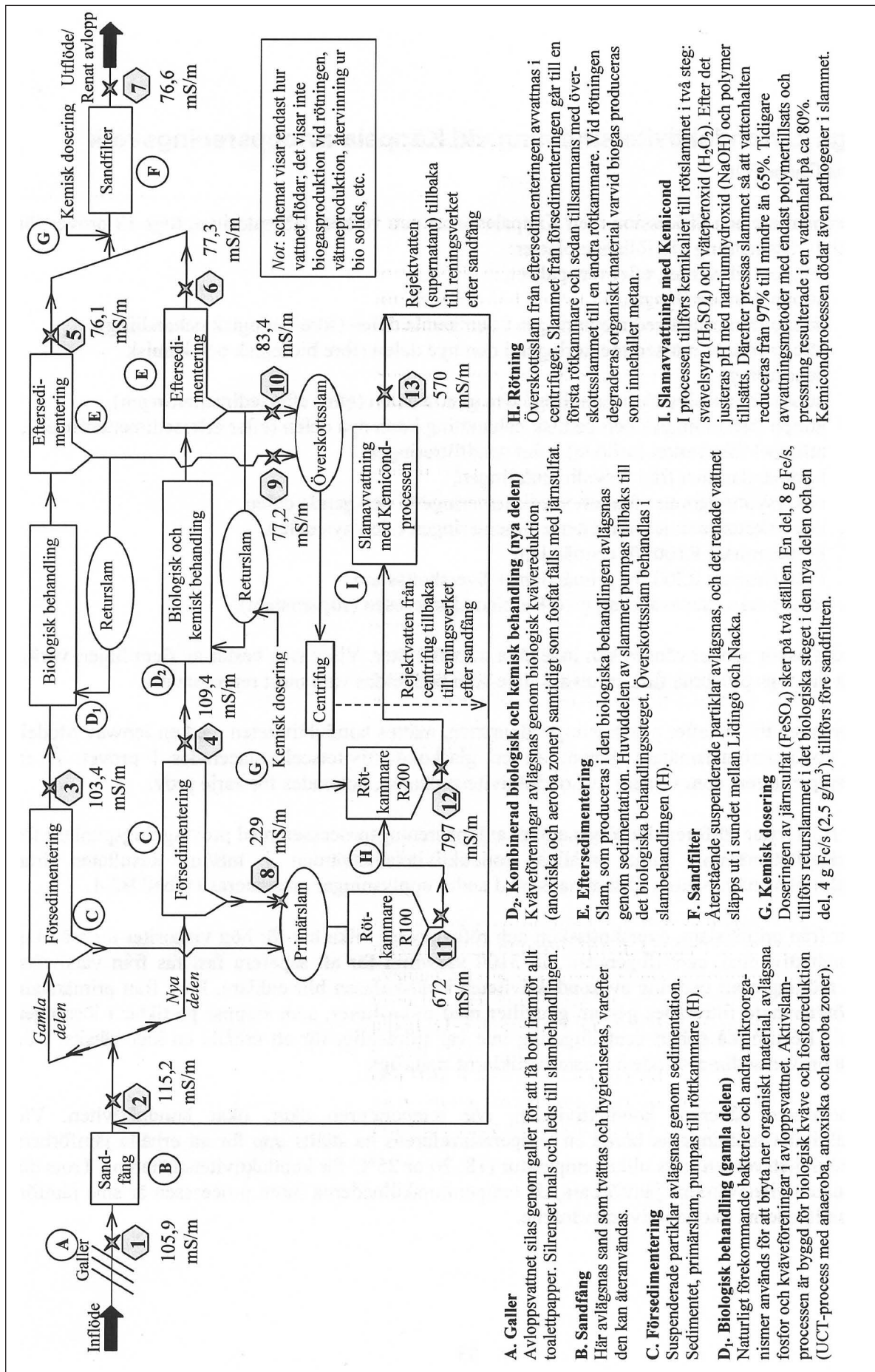
De provflaskor som användes kan innehålla max 0,5 liter. Vissa steg består av flera linjer, varför i vissa fall togs proverna från en utvald linje som bedömdes vara mest representativ.

Ej mer än en timme efter provtagningstidpunkten, mättes konduktiviteten med en Jenway Modell 4320 konduktivitetsmätare genom att en glaskonduktivitetscell placerades i provet. Även provtemperaturen, som visades av konduktivitetsmätaren, noterades för varje prov.

Figur B-1 visar ett förenklat schema över avloppsreningsprocessen med provtagningspunkter för konduktivitetsmätning samt erhållna konduktivitetsmätvärden i mS/m. Resultaten från konduktivitetsmätningarna tillsammans med andra upplysningar presenteras i tabell B-1.

Prover från primärslam, överskottsslam och rötchammare vilka har för hög viskositet för mätning av konduktiviteten, centrifugerades vid 3100 varv/min för att separera fast fas från vätskefas. Detta möjliggör att mätning av konduktiviteten i vätskefasen blir enklare. Prov från primärslam och rötchammare filtrerades genom glasfilter med mikrofibrer, som stoppar partiklar i lösningen ned till 1,6 μm , då enbart centrifugering inte var tillräckligt för att erhålla en klar vätska. I de övriga proven sedimenterade de fasta partiklarna naturligt.

Temperaturen påverkar konduktiviteten; när temperaturen ökar, ökar konduktiviteten. Vid konduktivitetsmätningarna borde en temperaturreferens ha ställts upp för att erhålla jämförbara konduktivitetsvärden trots olika temperatur (18, 20 or 25°C för konduktivitetsmätaren). Trots det är konduktivitetsvärdena jämförbara, då temperaturskillnaderna inom processen är små jämfört med skillnaderna i konduktivitetsvärdena.



A. Galler

Avloppsvattnet silas genom galler för att få bort framför allt toalettpapper. Silrenset mals och leds till slambehandlingen.

B. Sandfång

Här avlägsnas sand som tvättas och hygieniseras, varefter den kan återanvändas.

C. Försedimentering

Suspenderade partiklar avlägsnas genom sedimentation. Sedimentet, primärslam, pumpas till röttkammare (H).

D1, Biologisk behandling (gamla delen)

Naturligt förekommande bakterier och andra mikroorganismer används för att bryta ner organiskt material, avlägsna fosfor och kväveföreningar i avloppsvattnet. Aktivslamprocessen är byggd för biologisk kväve och fosforreduktion (UCT-process med anaeroba, anoxiska och aeroba zoner).

D2, Kombinerad biologisk och kemisk behandling (nya delen)

Kväveföreningar avlägsnas genom biologisk kvävereduktion (anoxiska och aeroba zoner) samtidigt som fosfat fälls med järnsulfat.

E. Eftersedimentering

Slam, som produceras i den biologiska behandlingen avlägsnas genom sedimentation. Huvuddelen av slammet pumpas tillbaka till det biologiska behandlingssteget. Överskottsslam behandlas i slambehandlingen (H).

F. Sandfilter

Återstående suspenderade partiklar avlägsnas, och det renade vattnet släpps ut i sundet mellan Lidingö och Nacka.

G. Kemisk dosering

Doseringen av järnsulfat (FeSO4) sker på två ställen. En del, 8 g Fe/s, tillförs returslammet i det biologiska steget i den nya delen och en del, 4 g Fe/s (2,5 g/m³), tillförs före sandfiltren.

H. Rötning

Överskottsslam från eftersedimenteringen avvattnas i centrifuger. Slammet från försedimenteringen går till en första röttkammare och sedan tillsammans med över-skottsslammet till en andra röttkammare. Vid rötningen degraderas organiskt material varvid biogas produceras som innehåller metan.

I. Slamavvattning med Kemicond

I processen tillförs kemikalier till rötslammet i två steg: svavelsyra (H2SO4) och väteperoxid (H2O2). Efter det justeras pH med natriumhydroxid (NaOH) och polymer tillsätts. Därefter pressas slammet så att vattenhalten reduceras från 97% till mindre än 65%. Tidigare avvattningsmetoder med endast polymertillsats och pressning resulterade i en vattenhalt på ca 80%. Kemicondprocessen dödar även pathogener i slammet.

Not: schemat visar endast hur vattnet flödar; det visar inte biogasproduktion vid rötningen, värmeproduktion, återvinning ur bio solids, etc.

Figur B2-1. Förenklat schema över Källalaverkets avloppsreningsprocess med provtagningspunkter för konduktivitetmätning samt mätvärden angivna i mS/m.

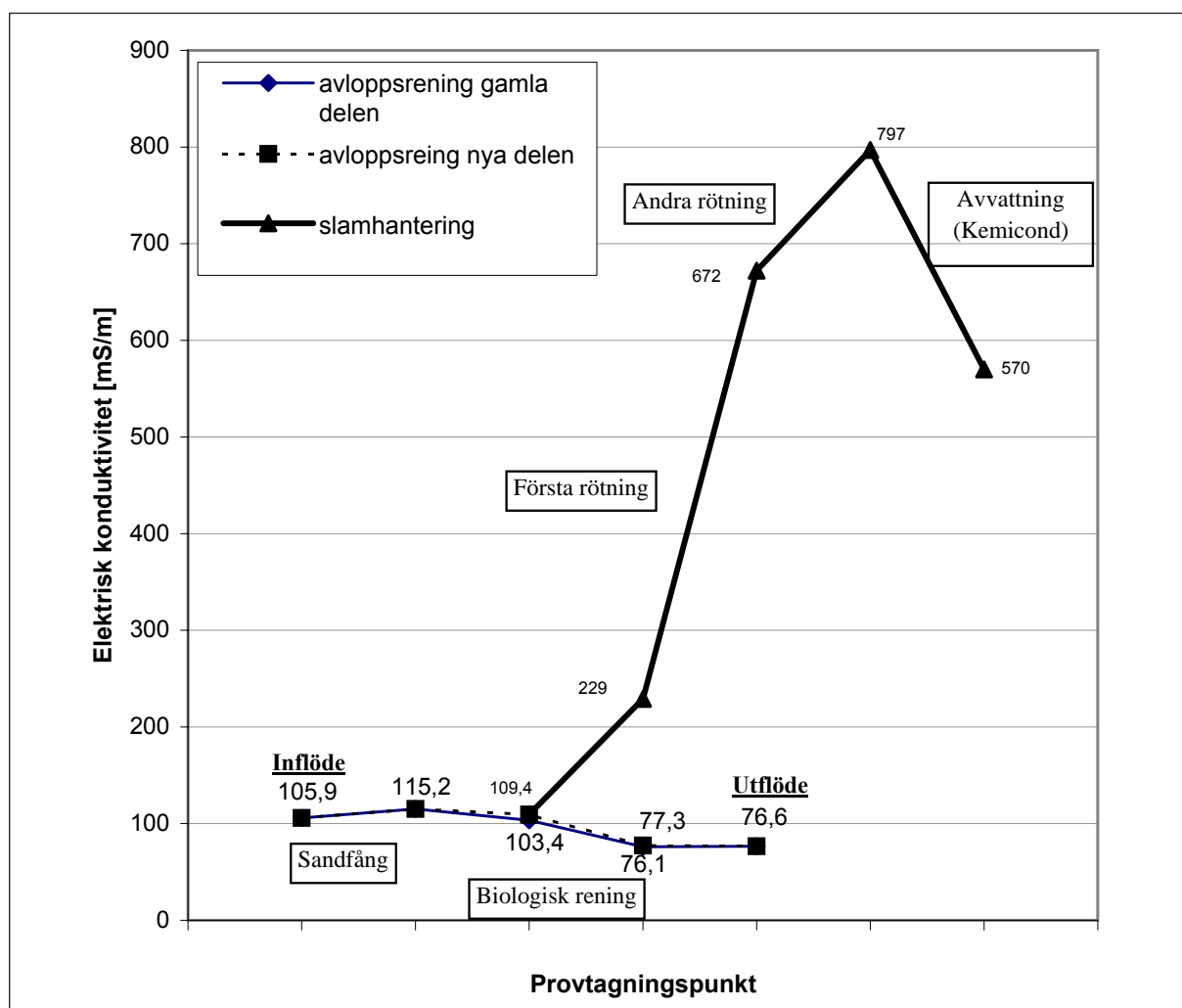
Tabell B-1. Konduktivitetsvärden och temperatur för prov tagna på olika platser i reningsprocessen vid Käppalaverket.

Prov Nr och tid	Plats (provtagningsspunkt)	Separationsmetod fast fas/vätskefas	Elektrisk konduktivitet [mS/m]	Temperatur [°C]
1 – 09:50	Inloppet till verket, efter rensvallret	Sedimentering	105,9	19,1
2 – 09:55	Utlopp från sandfånget	Sedimentering	115,2	18,3
3 – 10:01	Utlopp från försedimenteringen i den gamla delen (före biologisk behandling) (linje 4)	Sedimentering	103,4	18,7
4 – 10:04	Utlopp från försedimenteringen i den nya delen (före biologisk och kemisk behandling) (linje 9)	Sedimentering	109,4	19,5
5 – 10:09	Utlopp från biologisk behandling i den gamla delen (efter eftersedimenteringen) (linjerna 1 till 6)	Sedimentering	76,1	20,0
6 – 10:11	Utlopp från biologisk och kemisk behandling i den nya delen (efter eftersedimenteringen) (linje 9)	Sedimentering	77,3	20,1
7 – 10:15	Utlopp från verket (utflöde), efter sandfiltreringen	Sedimentering	76,6	20,5
8 – 10:34	Primärslam från försedimenteringen (linje 7)	Centrifugring 15 min därefter filtrering	229	24,9
9 – 10:24	Överskottsslam från eftersedimenteringen i gamla delen	Centrifugring 10 min	77,2	23,5
10 – 10:20	Överskottsslam från eftersedimenteringen i nya delen	Centrifugring 10 min	83,4	23,4
11 – 10:43	Rötkammare R100 (för primärslam)	Centrifugring 15 min därefter filtrering	672	25,5
12 – 10:50	Rötkammare R200 (för primärslam + överskottsslam)	Centrifugring 15 min därefter filtrering	797	25,4
13 – 11:00	Utlopp från slamavattning med Kemicondprocessen (supernatant)	Sedimentering	570	22,7

Tabell B-2 visar en översikt av resultaten med konduktivitetsförändringar och figur B-2 en kurva över konduktivitetsförändringen under avloppsreningsprocessen. Av kurvan framgår att förändringarna är störst vid slamhanteringen.

Tabell B-2. Översikt över konduktivitetsvärden och konduktivitetsförändringar vid reningsprocessen i Käppalaverket.

		Konduktivitet [mS/m]		Konduktivitetsändring [mS/m]
		före	efter	
Sandfång		105,9	115,2	+ 9,3
Försedimentation		115,2	103,4/109,4	-11,8 / -5,8
Biologisk rening		103,4	76,1	-27,3
Biologisk och kemisk rening		109,4	77,3	-32,1
Sandfilter		76,1/77,3	76,6	+ 0,5 / -0,7
I första rötammaren	i försedimentering		109,4	
	primärslam		229	+ 119,6
	i R100		672	+ 443
I andra rötammaren	i eftersedimentering		76,1/77,3	
	överskottsslam		77,2/83,4	+ 1,1 / + 6,1
	i R100		672	
	i R200		797	+ 119
Avvattning			570	-227



Figur B-2. Konduktivitetsförändring vid avloppsvattenreningsprocessen i Käppalaverket.

Bilaga C: Konduktivitetsmätning vid Himmerfjärdens reningsverk

Sabrina Chane-Yin

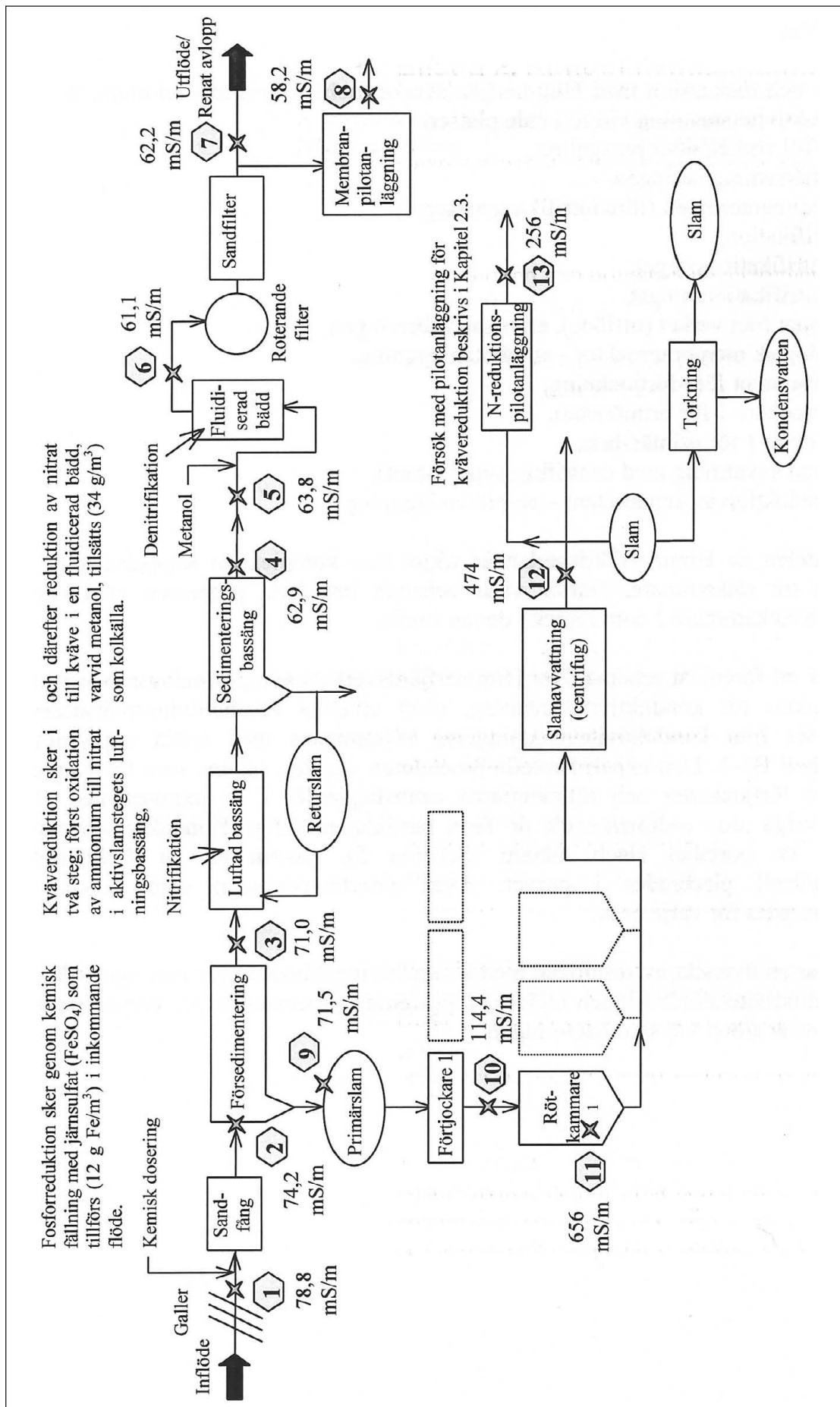
Efter samarbete och diskussion med Himmerfjärdensverkets och verkets laboratorium, togs 13 prover för konduktivitetsmätning vid följande platser:

1. inloppet till verket, efter rensallret,
2. före primärsedimenteringen,
3. primärsedimenteringen (före nitrifikationssteget),
4. efter nitrifikation,
5. före denitrifikationssteget,
6. efter denitrifikationssteget,
7. vid utloppet från verket (utflöde), efter sandfiltreringen,
8. efter biologisk membranreaktor – en pilotanläggning,
9. i primärslammet före förtjockning,
10. efter förtjockare 1 för primärslam,
11. i rötkammare 1 för primärslam,
12. utlopp från avvattning med centrifug (supernatant),
13. efter N-reduktion av supernatant (rejektvatten) – en pilotanläggning

Slamhanteringsdelen av Himmerfjärdensverket är något mer komplex än Käppalas, med tre förtjockare och tre rötkammare. Därför visar schemat inte hela processen utan endast förtjockare 1 och rötkammare 1 som ingick i denna studie.

Figur C-1 visar ett förenklat schema över Himmerfjärdensverkets avloppsreningsprocess, med provtagningspunkter för konduktivitetsmätning, samt erhållna konduktivitetsmätvärden i mS/m. Resultaten från konduktivitetsmätningarna tillsammans med andra upplysningar presenteras i tabell C-1. Den experimentella proceduren var den samma som för Käppala. Prover tagna från förtjockaren och rötkammaren centrifugerades i 20 minuter med 3000 varv/minut. I övriga prov sedimenterade de fasta partiklar naturligt. Konduktiviteten mättes med hjälp av en portabel Hach mätare (Sension 5), genom att en 4-elektroders konduktivitetsmätcell placerades i provet. Även provtemperaturen som visades av instrumentet noterades för varje prov.

Tabell C-2 visar en översikt av resultaten med konduktivitetsförändringar och figur C-2 en kurva över konduktivitetsförändringen under avloppsreningsprocessen. Av kurvan framgår att förändringarna är störst vid slamhanteringen.



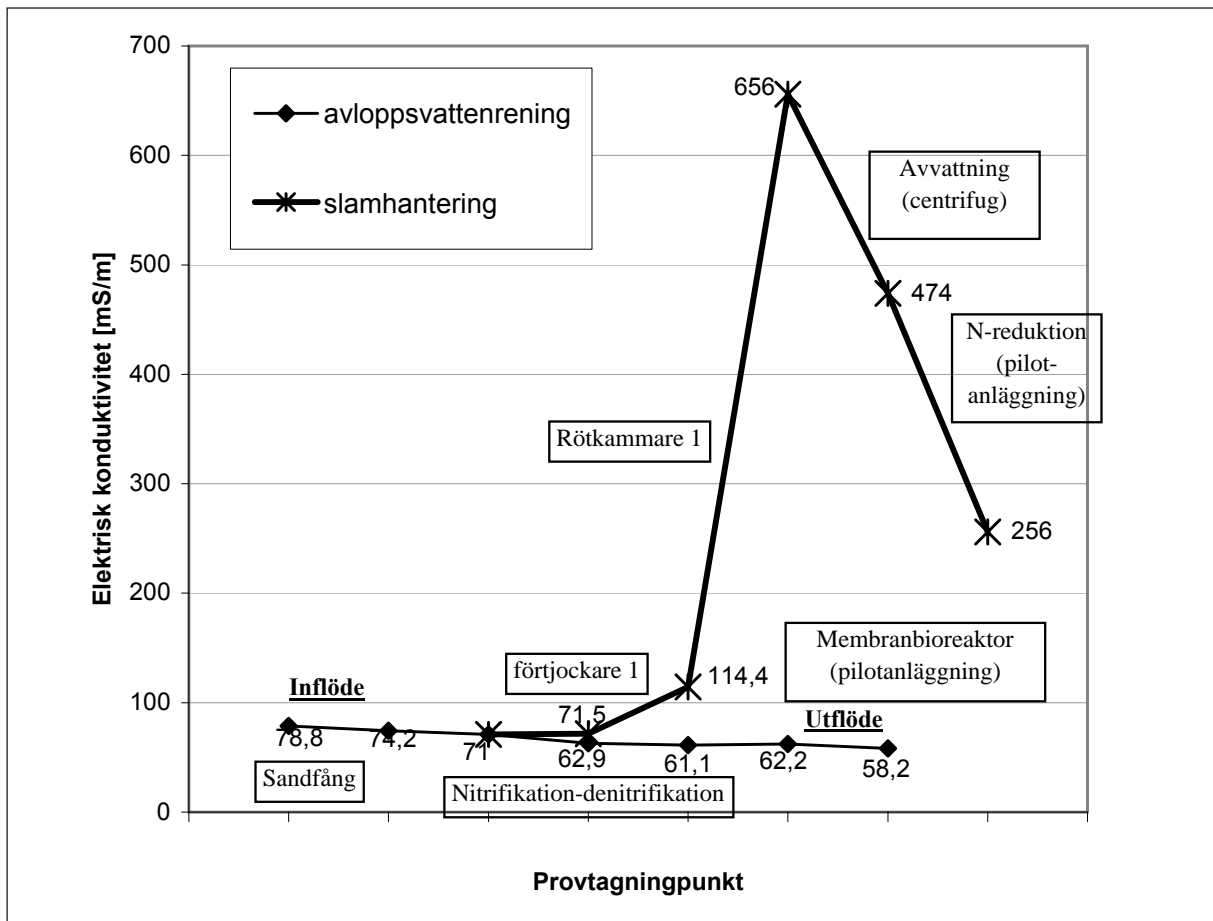
Figur C-1. Förenklat schema över avloppsreningensprocessen med provtagningspunkter för konduktivitetmätning i Himmerfjärdsverket samt mätvärden i mS/m.

Tabell C-1. Översikt över konduktivitetsvärden och konduktivitetsförändringar vid reningsprocessen i Himmerfjärdsverket.

Prov Nr och tid	Plats (provtagningsspunkt)	Separationsmetod fast fas/vätskefas	Elektrisk konduktivitet [mS/m]	Temp-eratur [°C]
1 – 10:16	Inloppet till verket, efter rensvallret	Sedimentering	78,8	19,6
2 – 10:45	Före försedimentering (linje 4)	Sedimentering	74,2	17,5
3 – 10:46	Utlopp från försedimenteringen, före nitrifikation (linje 4)	Sedimentering	71,0	17,0
4 – 10:48	Utlopp från nitrifikation	Sedimentering	62,9	18,2
5 – 10:51	Före denitrifikation	Sedimentering	63,8	17,6
6 – 10:58	Utlopp från denitrifikation	Sedimentering	61,1	18,5
7 – 11:01	Utlopp från verket (utflöde), efter sandfiltreringen	Sedimentering	62,2	18,5
8 – 11:04	Efter biologisk membranreaktor (pilotanläggning)	Sedimentering	58,2	18,5
9 – 09:50	Primärslam före förtjockare	Sedimentering	71,5	20,5
10 – 09:55	Efter förtjockare för primärslam	Centrifugering 20 min	114,4	22,3
11 – 10:08	Rötkammare 1 för primärslam	Centrifugering 20 min	656	23,3
12 – 10:35	Utlopp från slamavvattning (supernatant)	Sedimentering	474	20,7
13 – 10:36	Efter N-reduktion av supernatant – pilotanläggning (partiell nitritation/ Anammox process)	Sedimentering	256	20,7

Tabell C-2. Översikt över konduktivitetsvärden och konduktivitetsförändringar vid reningsprocessen i Himmerfjärdsverket.

	Konduktivitet [mS/m]		Konduktivitetsförändring [mS/m]
	före	efter	
Sandfång	78,8	74,2	-4,6
Försedimentation	74,2	71,0	-3,2
Nitrifikation (en linje)	71,0	62,9	-8,1
Denitrifikation	63,8	61,1	-2,7
Filter	61,1	62,2	+ 1,1
Biomembranreaktor (pilotanläggning)	62,2	58,2	-4
Förtjockare (för primärslam)	71,5	114,4	+ 42,9
Rötkammaren 1 (för primärslam)		656	+ 541,6
Centrifug (separerar supernatant)		474	-182
N-reduktion av supernatant (pilotanläggning)		256	-218



Figur C-2. Konduktivitetsförändring vid avloppsvattenreningssprocessen i Himmerfjärdsverket.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se