



Sveriges
lantbruksuniversitet

Inventering och analys av beredningsprocessen vid Österbybruks vattenverk Sandgropen

Malin Wahlqvist

REFERAT

Inventering och analys av beredningsprocessen vid Österbybruks vattenverk

Malin Wahlqvist

Österbybruks vattenverk Sandgropen försörjer Österbybruk och Dannemora med dricksvatten. Råvattnet kommer från tre olika råvattentäkter, varav den ena, Kyrkholmen, innehåller relativt höga halter av järn och mangan. Idag används kaliumpermanganat för att oxidera grundvattnets innehåll av järn och mangan. Vattenverket består av många reningssteg och frågan är varför de finns och om de olika beredningsstegen fyller sin funktion. Inom detta arbete har hela vattenverket fått en genomgång och många brister har upptäckts.

Ett antal olika analyser/försök har utförts för att testa funktionen av vattenverket. Den kanske viktigaste delen var oxidationsförsöken med luft och kaliumpermanganat. Försöken med luftning utfördes för att se om det kunde vara en alternativ metod till att använda kaliumpermanganat. I försöken med kaliumpermanganat testades optimala doser och om kontakttiden i beredningen räckte till. Att oxidera järn med luft fungerar ganska bra, medan det var svårare med manganet. Det var endast en liten minskning av manganhalten som kunde mätas. Däremot uppnås en bra minskning av manganhalten vid försöken med kaliumpermanganat. Om dosen av kaliumpermanganat inte är en underdosering, lyckas sandfiltren minska manganhalterna till under 0,05 mg/l. Beträffande järnet sker antagligen en oxidation av det organiska materialet i vattnet och därför varierar resthalten av järn efter sandfiltren en del. Den optimala dosen av kaliumpermanganat beror av ursprungshalterna av järn och mangan och man bör ligga i överkant på en erfarenhetsmässig tumregel.

Det fanns en rad brister i verket där bland annat desinfektion med klor och avhärdning genom jonbyte inte är rätt typ av processlösningar, för Kyrkholmsvattnet som är ett ganska svårt vatten. Den huvudsakliga svårigheten ligger i innehållet av det organiska materialet och den höga alkaliniteten. Den höga alkaliniteten gör att kolsyreavdrivningen inte fungerar tillfredställande. Den nuvarande beredningsprocessen är inget att investera i dels pga dålig funktion, dels för att den är gammal.

Nyckelord: Dricksvattenberedning, mangan, järn, oxidation, desinfektion, kolsyreavdrivning, jonbyte.

Institutionen för vatten och miljö, SLU,
Vallvägen 3, 750 07 Uppsala
UPTEC W 10 027, ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Inventory and analysis of the purification process in the water plant of Österbybruk.

Malin Wahlqvist

Österbybruk's water treatment plant serves the municipalities of Österbybruk and Dannemora with drinking water. The raw water comes from three different ground water resources and one of them, Kyrkholmen, contains relatively high concentrations of iron and manganese. The process utilizes potassium permanganate to oxidize the iron and manganese. The purification process consists of several steps and the question is why the different purification steps exist and if they are fulfilling the desired function. In this thesis the whole water treatment plant was analyzed and several faults were discovered.

A number of different analyses and tests were performed to check the function of the water treatment plant. The most important part was possibly the oxidation tests with air and potassium permanganate. The tests with aeration were performed to control if it could be a viable alternative method to the usage of potassium permanganate. In the tests with potassium permanganate the optimal dosage and contact time were tested. The oxidization of iron with air worked quite well but in the case of manganese it was more problematic. Only a small decrease in the manganese level was detected. In the experiments with potassium permanganate a high decrease of the manganese concentration was achieved. If the potassium permanganate dosage is not too low, the sand filters will reduce the levels of manganese to less than 0.05 mg/l. In case of the iron an oxidization with the organic material in the water occurs and because of that the residue levels after the sand filters is a subject to some variation. The optimal dosage of potassium permanganate depends on the start levels of iron and manganese in the raw water.

There were a number of faults in the plant; e.g. the disinfection with chlorine and the water softening through ion-exchange is not the right type of process solutions for the fairly difficult water. The main problem is due to the content of organic material and the high alkalinity. The high alkalinity makes that the carbonic acid removal step function is unsatisfactory. The purification process in usage is not worth investing in, partly because of the faulty function and also because of old age of the equipment.

Keywords: purification process, manganese, iron, oxidation, disinfection, carbonic acid removal, ion-exchange

Department of aquatic sciences and assessment, SLU,
Vallvägen 3, 750 07 Uppsala
UPTEC W 10 027, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete är den avslutande delen inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik om 30 hp vid Uppsala universitet. Examensarbetet har utförts på VA-verket i Östhammars kommun med Lennart Martinell, ProVAb, som min handledare och Stephan Köhler, Institutionen för vatten och miljö på SLU, som min ämnesgranskare.

Syftet med examensarbetet har varit att inventera och analysera beredningsprocessen vid Österbybruks vattenverk Sandgropen. Det har varit extremt mycket arbete och en helt ny värld har öppnat sig och stundtals har det känts tungt. Men jag har lärt mig fantastiskt mycket och är väldigt glad över att Lennart Martinell ställde upp som min handledare och har delat med sig av sin stora erfarenhet. Jag har blivit många erfarenheter rikare och samtidigt insett hur mycket jag har kvar att lära. En annan person som ska ha ett speciellt tack är Håkan Rosenhoff drifttekniker på Österbybruks vattenverk, utan hans intresse hade det varit svårt att utföra detta arbete. Det är många som svarat på mina frågor och diskuterat med mig och alla ska ha ett stort TACK!

Malin Wahlqvist

Östhammar, augusti 2010

Copyright © Malin Wahlqvist och Institutionen för vatten och miljö SLU.

UPTEC W 10 027, ISSN 1401-5765

Tryck hos institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2011

INVENTERING OCH ANALYS AV BEREDNINGSPROCESSEN VID ÖSTERBYBRUKS VATTENVERK

Populärvetenskaplig sammanfattning

Vatten är vårt viktigaste livsmedel och att det är rent när det kommer ur kranen tas för givet av oss i Sverige. Vad vi kanske inte tänker på är att det oftast har renats på något sätt för att uppfylla kraven i Livsmedelverkets föreskrift om dricksvatten (SLV FS 2001:30). Föreskriften reglerar vilka ämnen som får finnas i vattnet och i vilka koncentrationer. Sedan är det den som producerar dricksvattnet som är skyldig att se till att kraven uppfylls.

I Österbybruks vattenverk Sandgropen, som försörjer Österbybruk och Dannemora med dricksvatten är det Östhammars kommun som har hand om beredningsprocessen. Det vatten som ska renas kommer från grundvattentäkterna vid Kyrkholmen, Film och Norråsen. Kyrkholmens vatten innehåller järn, mangan, organiskt material och en hög alkalinitet. Alkalinitet är vattnets förmåga att stå emot en surgörning och brukar även kallas bikarbonat eller vätekarbonat. Även vattnet som kommer från Film och Norråsen har en hög alkalinitet. Vattnet som kommer in till vattenverket innehåller alltså en del ämnen som behöver minskas. I vattenverket finns det beredningssteg för rening av järn och mangan, desinfektion, minskning av hårdheten, avdrivning av kolsyra och höjning av pH. Frågan är om beredningsstegen fungerar som de ska. Funktionen av beredningen har testats genom att göra ett antal olika försök och analyser. Alla steg i beredningen har testats på något sätt, antingen genom kemiska analyser eller genom att exempelvis se färgvariationer. Ca 600 analyser på totaljärn, tvåvärt järn och totalmangan har utförts för att få fram beredningens egentliga funktion. Många försök har utförts på reningen av järn och mangan. Idag renas vattnet genom att kaliumpermanganat, som är en oxidationskemikalie, tillsätts. Försök har utförts för att se om det skulle fungera att rena vattnet från järn och mangan med hjälp av luftning. Sedan har en rad försök utförts med kaliumpermanganat för att få fram optimal dos och se om kontakttiderna räcker till.

Luftning för att minska halterna av järn och mangan, fungerade bäst för järnet. Manganet minskade aldrig under 0,05 mg/l, som är gränsvärdet för det renade vattnet som går ut ifrån vattenverket. Om inte bakterier finns tillgängliga som ”äter” mangan är luftning ingen bra processlösning.

Reningen av mangan fungerade tillfredställande om dosen av kaliumpermanganat är tillräcklig. Om en underdosering sker fungerar inte reningen av mangan. Restmangan fortsätter vidare i processen och orsakar problem i avhärningsfiltren som ska göra vattnet mjukt. Järnet däremot kan oxideras vid låga doser av kaliumpermanganat. Det uppstod istället problem med att totaljärnhalten efter sandfiltren varierar en del. Orsaken var antagligen att det trevårda järnet reagerar med det organiska materialet. Kontakttiden är den tid som ämnena i vattnet ska ha hunnit reagera på. I laborationsförsöken behövdes mycket längre kontakttider än vad som behövdes i verklig process. Dosen av kaliumpermanganat behöver vara högre än de erfarenhetsmässiga tumreglerna. Problemen med en järn- och manganrening som inte

fungerar som de ska uppstå senare i beredningsprocessen. Exempelvis blir det problem vid desinfektionen med klor och avhårdningen.

Avdrivning av kolsyra och höjning av pH fungerar, men pga vattnets höga alkalinitet kommer tillfredställande resultat aldrig att uppnås. Den teoretiska funktionen av beredningsstegen i vattenverket stämmer inte med den verkliga funktionen. En del åtgärder kan vidtas för att få den nuvarande beredningen i vattenverket att fungera lite bättre. Men många av beredningsprocesslösningarna i vattenverket är från 70-talet och börjar bli till åren. I slutändan är inte den nuvarande beredningen något att satsa på. En framtida beredningsanläggning måste ta hänsyn till den höga alkaliniteten, det organiska materialet, samt de relativt höga och varierande halterna av järn och mangan.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte	2
1.3 Tillvägagångssätt	2
1.4 Avgränsningar	3
2. KEMISKA BEGREPP OCH PARAMETRAR	4
2.1 Krav på dricksvattenkvaliten	4
2.2 Analysmetoder	10
3. OLIKA TYPER AV VATTENRENING OCH UTRUSTNING	14
3.1 Öppna och slutna filter	14
3.2 Järn- och manganrening	15
3.3 Reduktion av smak, lukt och färg	17
3.4 Desinfektion	17
3.5 Höjning av pH genom luftning	22
3.6 Avhärdning genom jonbyte	23
3.7 Ventiler, pumpar och styrning	24
3.8 Lagring och distribution	24
4. ARBETSMETOD	26
4.1 Upprättande av processchema	26
4.2 Vattenprovtagning vid olika reningssteg	26
4.3 Genomgång av vattenverket	27
4.4 Laborationer för att testa processfunktionen	30
5. BESKRIVNING AV ÖSTERBYBRUKSVATTENFÖRSÖRJNING	37
5.1 Råvattentäkterna	37
5.2 Dimensionerande data	45
5.3 Beredningsanläggningen (vattenverket)	45
5.4 Kvalitén på vattnet i distributionsnätet	53
6. RESULTAT	56
6.1 Upprättande av processchema	56
6.2 Vattenprovtagning vid olika reningssteg	56
6.3 Genomgång av vattenverket	57
6.4 Blandade försök	74

6.5 Försöksuppställning vid bestämning av oxidationsmedel, koncentration och kontakttid	77
7. DISKUSSION	89
7.1 Inkommande råvatten	89
7.2 Rening av järn och mangan	89
7.3 Kolfilter	92
7.4 Desinfektion	93
7.5 Avhärdning	93
7.6 Luftning	95
7.7 Lagring, distribution och spolvatten	95
8. ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR DEN BEFINTLIGA BEREDNINGSPROCESSEN	97
8.1 Järn- och manganrening	97
8.2 Kolfilter	98
8.3 Desinfektion	98
8.4 Avhärdning	98
8.5 Luftning	99
8.6 Lagring, distribution och spolvatten	99
8.7 Driftinstruktioner	99
9. FRAMTIDA BEREDNINGSPROCESS	100
10. SLUTSATS	101
11. REFERENSER	102
11.1 Skriftliga	102
11.2 Muntliga	103

Bilagor

Bilaga 1. Hoovers nomogram

Bilaga 2. Det gamla processchemat Österbybruks vattenverk

Bilaga 3. Parametrar som analyserats av ackrediterat laboratorium

Bilaga 4. Nya processchemat för Österbybruks vattenverk

Bilaga 5. Diagram över resultaten från analyser inskickade till Alcontrol

Bilaga 6. Oxidationsförsök med luftning och kaliumpermanganat

1. INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Östhammars kommun ligger i nordöstra delen av Uppland och omfattar 2 790 kvadratkilometer. Kommunen har ca 21 000 innevånare (21 391 stycken per 2009-12-31) varav ca 13 993 stycken är bosatta i tätorterna. Antalet innevånare uppgår i medeltal till ca 15 st per kvadratkilometer.

Kommunen ansvarar för tätorternas dricksvattenförsörjning. Kommunens dricksvattenförsörjning sker i egen regi inom den egna organisationen Teknisk förvaltning. Tätorternas dricksvattenförbrukning framgår av tabell 1.1. De stora skillnaderna i producerad mängd och förbrukad mängd beror förmodligen på vattenläckor, felvisande flödesmätare och att en del inte betalar för sitt vatten och därmed oftast saknar vattenmätare. Den stora skillnaden för Film och Norråsen beror på att en viss del förbrukas där och resterande vatten fortsätter till vattenverket i Österbybruk.

Tabell 1.1 Antal anslutna Pe, dricksvattenproduktion och dricksvattenförbrukning för respektive tätort under 2009.

Tätort	Antal anslutna Pe	Dricksvattenproduktion (m³/år)	Dricksvattenförbrukning (m³/år)
Östhammar	4 535	349 267	284 276
Norrskedika	217	9 555	6 781
Hargshamn	294	23 556	23 079
Öregrund	1 594	131 571	104 993
Alunda	2 186	177 655	114 170
Gimo	2 686	361 237	236 310
Österbybruk	2 258	213 286	160 201
Film och Norråsen		21 707	4 654

Österbybruks vattenverk

Österbybruks vattenverk är det centrala i denna rapport. Österbybruk är ett litet brukssamhälle som ligger ca fyra mil väster om Östhammar. Vattenverket heter Sandgropen och tar normalt in råvatten från tre råvattentäkter: Kyrkholmen, Film och Norråsen. Vattenverket försörjer både Österbybruk och Dannemora med dricksvatten. Beredningen av vattnet blir ganska komplicerad när det är tre olika vatten som blandas. Kyrkholmens råvatten innehåller höga halter av järn och mangan och kräver mer rening än Film och Norråsens råvatten. När ett lämpligt projekt diskuterades var det en översyn av vattenverkets funktion och om det skulle

finnas några andra alternativ än kaliumpermanganat vid rening av järn och mangan. Det ansågs att verket fungerade ganska bra, vilket grundades i att de flesta prover på utgående vatten var bra. Däremot har analyser i princip aldrig utförts efter de olika beredningsstegen, för att ta reda på den verkliga funktionen.

1.2 SYFTE

Syftet med examensarbetet var att inventera och analysera Österbybruks vattenverk för att se om beredningsprocessen fungerar som den ska. I det ingick alla steg från råvatten till utgående vatten. Målet var att kunna redovisa vilka eventuella brister som föreligger i beredningsanläggningen och ge förslag på hur dessa eventuella brister kan åtgärdas.

Några av frågeställningarna var:

- Vad händer med råvattnet under transport från respektive råvattentäkt till vattenverket?
- Vad sker i respektive beredningssteg?
- Doseras rätt mängd av oxidationskemikalie?
- Uppnås erforderlig oxidationstid innan vattnet når sandfiltren?
- Har filtren den funktion som är tänkt?

1.3 TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

Examensarbetet består i princip av sju delar:

- Inläsning
- Processchema
- Genomgång av vattenverket
- Vattenanalyser
- Utvärdering av vattenverkets funktion
- Reningsförsök i laboratorieskala
- Förslag till ändringar i befintlig process eller hur en framtida anläggning skulle kunna utformas.

Den första delen av arbetet bestod i att leta fram material om dricksvattenrening i allmänhet och om järn- och manganrening i synnerhet. Material om övriga reningssteg såsom desinfektion, avhärdning och pH-justering togs också fram. Nästa del av arbetet bestod i att jämföra det befintliga processschemat mot processen. I det befintliga processschemat var det svårt att följa vattnets väg genom alla reningssteg. Det innehöll dessutom en del direkta fel och därför ritades det om i AutoCad. Genomgången av processen bestod i att förstå varje enskilt reningssteg och därmed beredningsprocessens funktion. Detta var nödvändigt för att upptäcka de brister som fanns i processen. Vattenanalyser utfördes av ackrediterat laboratorium på prover uttagna efter de olika reningsstegen. Detta för att få en överblick över vad som sker i respektive steg.

Utifrån dessa analyser planerades sedan mina försök för att undersöka beredningsprocessens funktion närmare. Efter genomförandet av ovanstående punkter hade en bra kunskap om processens brister konstaterats varvid en utvärdering av vattenverkets funktion kunde göras. Utifrån denna utvärdering planerades försök för att testa olika oxidationsmedel, kontakttider och en eventuell annan utformning av processen.

Målsättningen var att arbetet slutligen skulle resultera i förslag till förbättringar av beredningsprocessen alternativt ge förslag till en annan utformning av beredningsprocessen.

1.4 AVGRÄNSNINGAR

Examensarbetet kan i princip göras hur stort som helst med tanke på hur syftet var utformat. Det har därför varit av största vikt att begränsa sig och inse att alla steg tar tid. Vid genomgången av vattenverket visade det sig att flera ventiler saknade märkning och att de inte var logiskt märkta. Det är därför nödvändigt att märka om dem. Att tänka igenom ett nytt system och märka om dem skulle ta sin tid och därför lades ingen prioritet på det.

Det skulle gå att göra hur mycket försök som helst och testa olika typer av reningar. Jag har valt att fokusera på järn- och manganreningen, för idag fungerar den inte riktigt tillfredställande.

2. KEMISKA BEGREPP OCH PARAMETRAR

2.1 KRAV PÅ DRICKSVATTENKVALITETEN

Analysen på kommunala vattenverk ska följa Livsmedelsverkets föreskrift SLV FS 2001:30. Föreskriften och dess vägledning anger gränsvärden och riktvärden för de olika analysparametrarna. Gränsvärdena är bindande krav på kvalitet, medan riktvärden bara finns i vägledningen och är därmed inte bindande.

Tabell 2.1 Gränsvärden och riktvärden för några parametrar (Livsmedelsverket, 2001).

Parametrar	Tjänligt med anmärkning på utgående vatten	Tjänligt med anmärkning hos användaren	Otjänligt	Riktvärde
Järn (mg/l)	0,100	0,200		
Mangan (mg/l)	0,05			
Kalcium (mg/l)	100			
Magnesium (mg/l)	30			
Alkalinitet (mg/l)				$\geq 60^1$
Uran ($\mu\text{g/l}$)				15
Turbiditet (FNU)	0,5	1,5		
Färgtal (mg/l Pt)	15	30		
pH		<7,5 och >9,0	10,5	
Konduktivitet (mS/m)		250		
Natrium (mg/l)		100		
Klorid (mg/l Cl)		100		
Klor, total aktiv (mg/l Cl ₂)		0,40		
COD _{Mn} (mg/l O ₂)		4,0		
Sulfat (mg/l SO ₄)		100		

De tomma luckorna indikerar att det inte finns något sådant värde.

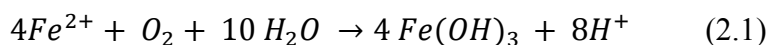
Riktvärdena finns som en hjälp för att uppfylla gällande kvalitetskrav. Vid bedömningen av analysparametrar kan vattnet bli bedömt som tjänligt, tjänligt med anmärkning och otjänligt. Det finns tre olika typer av anmärkningar tekniska, hälsomässiga och estetiska. Den viktigaste

¹ Värde från VAV, 1996.

aspekten är att vattnet vid alla tidpunkter och omständigheter ska vara hälsomässigt säkert. Tekniska anmärkningar är exempel om vattnet är korrosivt, medan estetiska anmärkningar är exempel färg, lukt smak och turbiditet (Livsmedelsverket, 2001). I tabell 2.1 visas gränsvärden och riktvärden för de parametrar som är centrala i detta arbete.

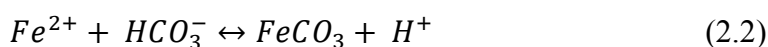
2.1.1 Järn

Järn är ett essentiellt näringsämne, som orsakar en del problem i dricksvatten. Järnet ger vattnet en metallisk smak redan vid ganska låga koncentrationer, samt att det kan ge missfärgningar på textilier och sanitetsgods. Problemen med järn kan bero på att råvattentäkten innehåller järn eller att vattnet är korrosivt när det distribueras ut i ledningsnätet. Då vattnet är korrosivt löses järn ut från stål- och gjutjärnsledningar (Livsmedelsverket, 2001). Järn finns i både grundvatten och ytvatten, men föreligger ofta i olika former. I grundvatten är det ofta syrefritt och järnet föreligger då som en tvåvärd ferrojon. I ytvatten, som normalt är luftat (i sjöar ovanför språngskiktet) föreligger järnet normalt som en trevärd ferrijon, som fälls ut som svårslöslig ferrihydroxid. Under språngskiktet där det normalt är syrebrist, föreligger järnet som en tvåvärd ferrojon (VAV, 1996). När järn reagerar med luftens syre sker följande reaktion:

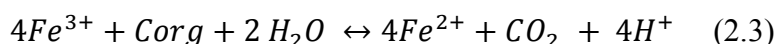


Det tvåvärda järnet reagerar med syre och bildar ferrihydroxid och vätejoner som sänker pH. Järnet är oftast mer lätt oxiderat än mangan och kräver inte lika goda förhållanden för att reaktionerna ska ske. Katsoyiannis och Zouboulis (2004) menar att det är tre faktorer som är viktiga vid oxidation av järn och mangan och det är pH, redoxpotential och syrgashalt. Järn kan oxidera biotiskt vid pH 7,2, redoxpotential 200 mV och vid en syrgashalt på 2 mg/l (Katsoyiannis och Zouboulis, 2004). Järn kan oxideras på två sätt antingen abiotiskt eller biotiskt. Den abiotiska oxidationen är väldigt långsam om pH är lägre än sex och den styrs av partialtrycket av syre (Köhler, 2010). Närmare beskrivning vad det innebär fås i avsnitt 2.1.2.

Om alkaliniteten är hög i ett reducerat vatten med tvåvärt järn och pH är i nivå med jämvikts-pH, eller däröver, kan järn och mangan reagera med bikarbonaten och bilda järn- och mangankarbonatutfällning enligt följande reaktion (Drever, 1997):



Fällningen som bildas är beroende av pH och om pH sjunker kan fällningen lösas upp. Om organiskt material finns i ett vatten som innehåller järn kan följande reaktion ske (Drever, 1997):

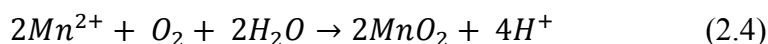


2.1.2 Mangan

Mangan är liksom järn ett essentiellt grundämne, för att säkra enzymernas funktion i våra kroppar (VAV, 1996). Högre halter är inte farligt för hälsan, utan ger missfärgningar på textilier och sanitetsgods (Livsmedelsverket, 2006). Mangan i små koncentrationer kan även

orsaka punktkorrosion på kopparledningarna (VAV, 1996). Teorierna kring manganoxidation är många och varierande.

Mangan är mer oxidationskrävande och faktorer som påverkar även här är pH, redoxpotential och halt syrgas (Katsoyiannis och Zouboulis, 2004). Mangan oxiderar som bäst vid ett pH mellan 8,0 och 8,5. I naturliga vatten ligger pH ofta mellan 7 och 7,5, vilket innebär att en pH-höjning kan vara nödvändig. Det är inte bara att höja pH, utan aspekter med ett kalkutfällande vatten måste också tas i beaktning. När mangan oxiderar med luft sker följande reaktion:



Reaktionen genererar utfällning av brunsten och en pH-sänkning (VAV, 1994).

Hur snabbt reaktionerna sker beror på pH, temperatur, abiotisk eller biotisk reaktion, typ av oxidationsmedel och koncentration av oxidationsmedel. Abiotisk reaktion innebär att oxidationen drivs framåt genom kemiska reaktioner som katalyseras av manganoxidtytor, andra mineraltytor, humusämnen och ljus. Vid studier av reaktionstider kan ses att halveringstiderna vid en homogen lösning utan någon som helst katalysator blir väldigt lång ca 400 dagar. Vid närvaro av oxidtytor blir halveringstiden ca 30 dagar. Reaktionerna sker lättast vid pH över 9, vilket inte är vanligt förekommande i naturligt vatten (Morgan, 2004).

Biotisk reaktion innebär att oxidationen katalyseras av olika typer av bakterier. Det rapporterades av Li m.fl (2005) att det finns 18 bakteriesläkten som har en förmåga att katalysera oxidationen av järn och mangan. Några av släktena är *Leptothrix*, *Metallogenium*, *Pedomicrobium*, *Thiobacillus ferrooxidans*, *Caulococcus*, *Siderococcus* och *Gallionella*. Alla dessa bakteriesläkten är aeroba, medan vissa oxiderar både järn och mangan och andra antingen det ena eller andra (Li m.fl, 2005). Katsoyiannis och Zouboulis (2004) utförde framgångsrika biotiska försök med bakterierna *Lepothrix ochraea* och *Gallionella ferruginea* där de kom fram till att halveringstiden för mangan och järn blev 3,98 minuter respektive 0,98 minuter. Förhållandena var sådana att syrgashalten var 3,8 mg/l, pH 7,2 och redoxpotentialen 340 mV.

Generellt kan sägas att manganet är svårare att oxidera, då det kräver långa oxidationstider, se reaktionerna nedan.



I reaktion 2.5 sker en oxidation av manganet från tvåvärd till fyrvärd form och brunsten faller ut. Reaktionen är långsam och kräver långa oxidationstider. Reaktion 2.6 är en snabb reaktion, när en tvåvärd mangano-jon genom autokatalys adsorberas till den redan utfällda brunstenen. Det är detta som sker i ett sandfilter om regenerering tillämpas, för på sandkornen finns en beläggning av brunsten. Den svarta beläggningen av brunsten bildas långsamt och därför finns färdig preparerad sand att köpa. Eftersom reaktion 2.6 är snabb ger den störst

bidrag till reduceringen av mangan. När mangan-jonen adsorberats på ytan sker en mycket långsam oxidation till brunsten, enligt reaktion 2.7.

2.1.3 COD

COD (Chemical Oxygen Demand) är ett mått på den kemiska syreförbrukningen och beskriver hur mycket syrgas som förbrukas vid totaloxidation. Totaloxidation innebär att alla suspenderade och lösta organiska föreningar omvandlas till oorganiska slutprodukter. Beroende på vilket oxidationsmedel som tillsätts anges den kemiska syreförbrukningen antingen som COD_{Mn} vid tillsats av kaliumpermanganat eller som COD_{Cr} vid tillsats av kaliumdikromat. Om den kemiska syreförbrukningen är hög kan det bero på förekomst av organiskt material i vattnet och det organiska materialet beror i sin tur oftast på ytvattenpåverkan. Gränsvärdet kan ses i tabell 2.1 och vid överstigande halter kan problem med smak, lukt och färg uppstå (Livsmedelsverket, 2006). Problem kan även uppkomma genom att desinfektionen försämras och det kan bildas cancerframkallande biprodukter (avsnitt 3.4.1).

2.1.4 Hårdhet

Hårdhet definieras som mängden kalcium och magnesiumjoner uttryckt i tyska hårdhetsgrader (°dH). Vid omräkning till tyska hårdhetsgrader från kalcium och magnesium, räknas halterna om enligt $1\text{ }^{\circ}\text{dH} = 7,14\text{ mg/l kalcium (Ca)}$ och $1\text{ }^{\circ}\text{dH} = 4,34\text{ mg/l magnesium (Mg)}$. När hårdheten uppgår till $15\text{ }^{\circ}\text{dH}$, eller däröver, anges vattnet som tjänligt med anmärkning. Det är framförallt kalciumjonerna som dominerar begreppet hårdhet. I dagligt tal anges hårdhet i hårt och mjukt (VAV, 1994):

Mjukt 2-5 °dH

Medelhårt 5-10 °dH

Hårt 10-20 °dH

Mycket hårt > 20 °dH

Att göra vattnet mindre hårt har många aspekter, både rent tekniska och hälsomässiga. Hårt vatten ger utfällningar i varmvattenberedare, kalkfläckar på sanitetsgods, högre förbrukning av tvättmedel, schampo och tvål. Rent hälsomässigt behöver kroppen både kalcium och magnesium och en liten del av behovet kommer från vattnet. Det har forskats lite på sambandet mellan dödlighet i kardiovaskulär sjukdom (hjärtsjukdom) och vattnets hårdhet. Studien visade att dödligheten var lägre vid högre magnesiumhalt. Det kan därför vara bra att inte minska magnesiumhalten (Hedberg och de Blois, 2003).

2.1.5 Uran

Uran finns i tre former U^{238} , U^{235} och U^{234} och det mesta föreligger i den första formen. Uran kan föreligga i fem olika valenstillstånd från tvåvärt till sexvärt, vilket innebär att den kan ingå i en rad olika reaktioner. Några faktorer som påverkar vilken form uranet föreligger i är vattnets pH, syrehalt, temperatur och oxidationspotential. Med tanke på antalet valenstillstånd och antalet faktorer kan uranet föreligga i många olika former. Koncentrationen av uran i

grundvatten styrs främst av dispersion, advektion, kemiska och biokemiska processer och radioaktivt sönderfall (Ahlquist, 2007). Problemet är inte strålningen från uran, utan dess kemiska egenskaper som skadar njurarnas funktion (Livsmedelsverket, 2009).

2.1.6 Turbiditet

Turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet. Det är en bra samlingsparameter för att upptäcka om det hänt något i exempelvis råvattentäkten och/eller i beredningen. Parametern ger en indikation, men exakt orsak måste undersökas genom till exempel andra analysparametrar (Livsmedelsverket, 2006).

2.1.7 Färgtal

Färgtalet anger vattnets färg i mg/l Pt. Färgen på vattnet kan exempel bero på humusämnen, järn- och manganföreningar. Färgtalet säger egentligen inget om orsaken, utan ger mer en fingervisning om att något har förändrats och kanske är fel (Livsmedelsverket, 2006).

2.1.8 Alkalinitet

Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att stå emot en pH-förändring. Uttrycket för alkalinitet är:

$$\text{Alkalinitet} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (2.8)$$

I regel kan alla termer utom vätekarbonatjonen försummas vid naturvatten då pH är mellan 5,5 och 8,5. Vid pH lägre än 5,5 är alkaliniteten noll och har därmed ingen buffrande funktion, utan då är det aluminiumsystemet som buffrar.

Alkalinitet spelar också en viktig roll vid korrosion och vid bildande av täta skyddsskikt i ledningar. Alkaliniteten i ett dricksvatten som distribueras via ledningssystem bör inte understiga 60 mg/l. Det är heller inte bra med hur höga halter som helst, då det vid en samtidigt hög kalciumhalt kan resultera i ett kalkutfällande vatten. Själva alkaliniteten styrs av karbonatsystemet. Karbonatsystemet består av:

H₂CO₃ kolsyra

HCO₃⁻ vätekarbonatjon (bikarbonat)

CO₃²⁻ karbonatjon

CO₂ koldioxid

Reaktionerna som sker är:



Den ovan angivna reaktionen 2.9 är reversibel, vilket innebär att om kolsyra avgår strävar systemet att utjämna och skapa en ny jämvikt. De ovan angivna reaktionerna 2.10 och 2.11 är inte reversibla vid luftning. Vid luftning påverkas inte alkaliniteten, medan den däremot påverkas vid tillsats av syra och alkali (Gustafsson m.fl., 2007).

2.1.9 pH

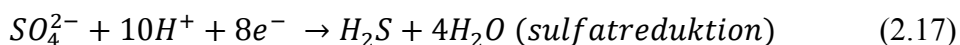
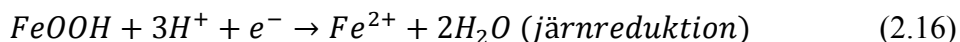
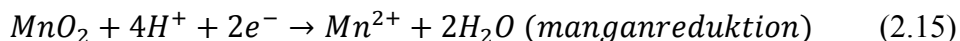
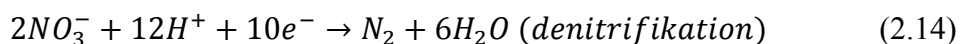
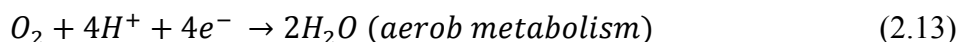
pH är ett mått på hur stor vätejonkoncentrationen är i ett vatten.

$$pH = -\log[H^+(mol)] \quad (2.12)$$

När vattnet är otjänligt med avseende på pH kan det ge skador på ögon och slemhinnor. När pH är högt kan det dessutom ske kalciumkarbonatutfällningar (ekv. 3.23, avsnitt 3.5) och ge sämre effekt av kemisk desinfektion. Ett för lågt pH kan leda till korrosionsangrepp på ledningar (Livsmedelsverket, 2006). Många reaktioner som sker i ett vatten är pH-beroende. Exempel på detta är oxidationen av järn och mangan.

2.1.10 Redoxpotential och löst syrgas

Redoxpotentialen beskriver balansen mellan oxiderande och reducerande ämnen. Vid redoxreaktioner sker överföringar av elektroner. Ämnet som tar upp elektroner reduceras, medan ämnet som avger elektroner oxideras (Harris, 2007). Vilka reduktioner och oxidationer som sker bestäms av förekomsten av syre och koldioxid. När till exempel organiskt material i marken bryts ner krävs det syre, som i första hand tas från det fria syret. Det frigörs elektroner och det krävs då elektronacceptorer. Nedan visas några reaktioner som förbrukar elektroner:



Reaktion 2.13 till 2.17 är av fallande ordning med högst redoxpotential överst. Reaktion 2.13 sker i första hand och när det molekylära syret är förbrukat, tas syret ifrån reaktion 2.14. När syret även här är förbrukat sker manganreduktion osv. Det som avgör hur långt ner i redoxpotential elektronacceptorerna kommer ifrån beror av syrgasförhållandena, mängd organiskt material, övriga näringsämnen och typ av bakterie/mikroorganism (Drever, 1997).

Syrgasförhållandena av löst syre i marken ger en indikation på hur förhållandena i redoxpotential är. Halten av syrgas som löser sig i vatten beror på tre saker: temperaturen, rådande partialtryck i atmosfären och på salthalt. Ju kallare vatten desto bättre syrelöslighet, medan högre salthalt ger lägre syrelöslighet. I grundvatten är salthalterna oftast så låga att de inte påverkar lösligheten (Mazor, 2004). I marken sker nedbrytning varvid syre förbrukas och koldioxid bildas. Det gör att syrgashalten beror på vattnets omsättningstid och en längre uppehållstid ger lägre syrgashalt och lägre redoxpotential (Drever, 1997).

Redoxreaktioner är en grupp kemiska reaktioner som är ganska långsamma i förhållande till andra reaktioner. Det skulle ta ytterst lång tid om det inte vore så att bakterier och mikroorganismer katalyserar reaktionerna. Mikroorganismerna och bakterierna använder redoxpotentialen E_h som energikälla (Domenico och Schwartz, 1997). Det är olika typer av bakterier/mikroorganismer som katalyserar de olika reaktionerna.

Slutligen ska sägas att redoxpotentialen talar om vad som sker i stunden och inte hur ett system kommer att reagera på en förändring.

2.1.11 Konduktivitet

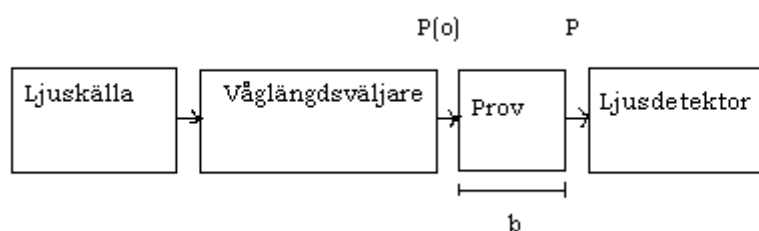
Konduktiviteten beskriver vattnets ledningsförmåga och därmed vattnets innehåll av lösta salter. Eftersom konduktivitet är ett mått på lösta salter, kan värden över gränsvärdet påskynda korrosionsangrepp.

2.2 ANALYSMETODER

Det har utförts många analyser, dels på ackrediterade laboratorium och dels på plats i Österbybruks vattenverk. I detta stycke kommer enbart metoderna för de analyser som utfördes på plats i Österbybruks vattenverk att beskrivas. De andra analyserna finns beskrivna på hemsidan för institutionen för vatten och miljö SLU (http://www.ma.slu.se/ShowPage.cfm?OrgenhetSida_ID=11081). Vid analyserna som utfördes på plats i vattenverket har kolometri använts för att undersöka tvåvärt järn, totaljärn, total mangan och turbiditet. Vidare användes givare för att undersöka syrgashalt, pH, konduktivitet och redoxpotential.

2.2.1 Kolometri

Kolometri är en metod där en ljuskälla skickas genom ett prov och absorptionsen för provet mäts. Figur 2.2.1 illustrerar hur de principiella stegen i en kolorimeter.



Figur 2.2.1 Princip för kolorimeter.

Ljuskällan skickar sin ljusstråle till en våglängdsväljare. Våglängdsväljaren väljer en våglängd och irradiansen P_0 registreras. Ljusstrålen skickas igenom provet med en kyvett av bredd b och en ljusdetektor fångar upp irradiansen P i ljusdetektorn. Sambandet mellan irradians och transmittans:

$$T = \frac{P}{P_0} \quad (2.17)$$

Utifrån ovan angivna samband definieras absorbansen enligt:

$$A = \log \frac{P_0}{P} = -\log T \quad (2.18)$$

Målet med absorbans mätningarna är att ta reda på koncentrationen av det analyserade ämnet. Det kan göras genom Beers lag:

$$A = \epsilon bc \quad (2.19)$$

ϵ ($M^{-1}cm^{-1}$) = molär absorptivitet eller extinktionskoefficient

b = bredden på kyvetten i cm

c = koncentration i M

För att få fram rätt koncentration till rätt absorbans konstrueras en kalibreringskurva med kända koncentrationer av det ämne som ska mätas (Harris, 2007).

Vid kolometri-mätningarna har ett instrument från HACH DR 890 använts, se figur 2.2.2. I instrumentet finns färdiga programalternativ för de olika analysparametrarna. Det innebär att våglängden är programmerad för respektive program (ämne) och att kalibreringskurvorna redan finns, samt att koncentrationen av det uppmätta ämnet visas direkt då det räknats om i instrumentet. Nedan följer en beskrivning av vilka metoder som användes och vad som sker kemiskt vid de parametrar som mätes.



Figur 2.2.2 Vänstra bilden HACH kolorimeter DR 890. Den högra bilden: Längst till vänster är ett prov av tvåvärt järn, mitten totaljärn och till höger total mangan.

Tvåvärt järn

Tvåvärt järn mätes med 1,10-Phenanthrolinemetoden som ska klara att koncentrationer mellan 0 och 3,00 mg/l. Vid tillsats av tvåvärd järnreagens reagerar det med det tvåvärda järnet och bildar en orange/röd färg vars styrka är i förhållande till det tvåvärda järnets (figur 2.2.2). Ingen reaktion sker med det trevärda järnet och därmed fås koncentrationen av det

tvåvärda. Metoden har en precision på $\pm 0,02$ mg/l Fe^{2+} . HACH anger ett värde för EDL (Estimated Detection Limit), vilket innebär den lägsta beräknade koncentrationen som med 99 % konfidens inte är noll. EDL för denna metod är $0,03$ mg/l Fe^{2+} . Eftersom tvåvärt järn i kontakt med luft oxideras till trevärt är det av högsta vikt att analyserna utfördes så snabbt som möjligt efter provinsamling (HACH, 1999).

Totaljärn

Totaljärn mättes med TPTZ-metoden som ska klara koncentrationer mellan 0 och 1,80 mg/l. Reagensen reagerar med både tvåvärt och trevärt järn och ska även reducera suspenderat järn som exempel rost. För att få med alla komplex krävs en syrauppslutning, vilket inte utfördes och därmed fås i praktiken enbart det lösta järnet. Test har utförts mot syraupplösta prover för att se om det fanns någon differens. Vid reaktionen bildas en blålila färg (figur 2.2.2). Metoden har en precision på $\pm 0,02$ mg/l Fe och en EDL på 0,04 mg/l Fe (HACH, 1999).

Total mangan

Total mangan mättes med PAN-metoden som ska klara koncentrationer mellan 0 och 0,700 mg/l. Metoden utfördes i olika steg varav det första är att ascorbic syra tillsätts för att reducera allt mangan till tvåvärd form. Sedan tillsattes alkalisk cyanid- reagens för att dölja eventuella störningar från andra ämnen. Tillsist tillsattes PAN-indikatorn som bildar orange/gula komplex med det tvåvärda manganet (figur 2.2.2). Metoden har en precision på $\pm 0,01$ mg/l Mn och en EDL på 0,007 mg/l Mn (HACH, 1999).

2.2.2 Givare och mätinstrument

Mätinstrumentet till de nedan beskrivna givarna är HQ40D från HACH, med två givaranslutningar. Det innebär att två parametrar kan mätas på samma gång. Alla givare kan mäta temperatur, genom en inbyggd temperatursensor.

Syrgashalt

Syrgashalten bestämdes genom mätning med givare LDO101 från HACH. Givaren har ett mätområde mellan 0,1 och 20,0 mg/l för löst syre. Noggrannheten är $\pm 0,1$ mg/l vid 0 - 8 mg/l löst syre och $\pm 0,2$ mg/l vid större värden än 8,0 mg/l. Givaren är kalibrerad i fabrik och det rekommenderas att ingen kalibrering utförs. På givarsladden sitter en dosa med en IButton där fabrikskalibreringens koefficienter är sparade (HACH, 2006).

pH

Vid pH mäts en spänning i provet och utifrån givna linjära kalibreringskurvor kan spänningen i mV överföras till pH. pH-elektroden är av modell PHC101 från HACH. Den har ett mätintervall mellan pH 2 och 14 och är inställd på 0,01 (medium) upplösning. Kalibrering av elektroden utfördes med det färgkodade systemet med pH 4.01, 7.0 och 10.01 vid 20 °C. Precisionen är 0,05 pH-enheter. Mätaren anger när det är dags för kalibrering och standardkontroller (HACH, 2006).

Konduktivitet

Konduktivitet mättes med givare CDC40101 från HACH. Givaren mäter ledningsförmågan och därmed provets spänning i mV. Givarens mätområde är mellan 0,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och 200,0

mS/cm och upplösningen varierar inom mätområdet. Normalt sett anges konduktivitet i mS/m. Noggrannheten vid avläsning är ± 0.5 %. Kalibrering av givaren utförs med NaCl med konduktivitet 1000 $\mu\text{S/cm}$ vid 25 °C (HACH, 2006).

Redoxpotential

Redoxpotential mäts med en ORP/Redox- elektrod av modell MTC101. Elektroden är en digital kombinations elektrod med en Ag/AgCl elektrod. Mätområdet är ± 1200 mV, med en upplösning på 0,1 mV. Referenspotentialen mot en vätgas elektrod vid 25 °C är 207,0 mV, men beroende på temperatur varierar referenspotentialen. Vid mätning fås potentialen för ORP/Redox- elektroden benämnd E. Ofta anges redoxpotential i förhållande till en standard vätgaselektrod (SHE), för att få oxidation/reduktionspotentialen E_h används sambandet:

$$E_h = E + E_{ref} \quad (2.20)$$

Där E_{ref} är en standardpotential som varierar med temperaturen (HACH, 2006).

3. OLIKA TYPER AV VATTENRENING OCH UTRUSTNING

Det finns en rad olika metoder för att rena råvatten till dricksvatten, beroende på vattnets sammansättning. Ett grundvatten kräver i regel mindre rening än ett ytvatten. I nedanstående avsnitt ligger fokus på att främst beskriva teorin bakom den typen av rening som finns på Österbybruks vattenverk Sandgropen.

3.1 ÖPPNA OCH SLUTNA FILTER

Filter kan vara öppna eller slutna, nedströmmande eller uppströmmande. Slutna filter är trycktankar, där vattnet genom tryck pressas igenom filtermassan. Öppna filter är precis som de låter öppna i toppen och det är enkelt att kontrollera bäddexpansion och eventuella fel. De öppna filtrena ska klara en hydraulisk belastning på 5-10 m/h och de slutna 10-15 m/h. Hydraulisk belastning är ett mått på hur mycket vatten en tvärsnittsarea av ett filter kan ta emot.

$$\text{Tvärsnittsarean av en cylinder } A = \pi r^2 (\text{m}^2) \quad (3.1)$$

$$\text{Flöde över ett filter} = Q (\text{m}^3/\text{h}) \quad (3.2)$$

$$\text{Hydraulisk belastning} = Q/A (\text{m}/\text{h}) \quad (3.3)$$

Om den hydrauliska belastningen blir för stor, kan det vara så att filtret inte hinner fullfölja sin funktion. Värdena som angivits ovan är generella och kan variera beroende på vattenkvalité, filtermassor och slambelastning. Filtrena kan ha olika funktioner beroende på om de är fysikaliska, kemiska, adsorptiva eller biologiska. Ett snabbfilter med brunstensbehandlad sand är ett fysikaliskt filter som dels ska filtrera bort slam, men också binda till sig tvåvärt mangan (VAV, 1992). Beroende på vad filtret ska rena bort produceras slam och det är viktigt att dimensionera filtrena så att de klarar av den tänkta slambelastningen. Slambelastning är den producerade mängd slam som ett filter belastas med. Om den hydrauliska belastningen över ett filter är för hög kan slammet som ska ackumuleras i toppen på filtret pressas igenom filterbädden och fortsätta vidare i beredningen. Slammet som ackumuleras ska backspolas bort och det är viktigt att backspolningstid och hydraulisk belastning är tillräcklig för att rengöra filtermediet. Tiden beror på mängden slam och filtermaterial. Om tiden är tillräcklig kan kontrolleras genom att följa backspolningen och se att vattnet blir rent. Efter backspolningen följer en efterspolning som sker i vattnets normala strömningsriktning och tanken är att "första filtrat" ska hamna i avloppet. Erforderlig tid för uttag av första filtrat kan bestämmas genom att mäta turbiditeten alternativt konduktivitet på första filtrat. Det brukar kunna bli en turbiditetstopp och den ska hamna i avloppet. Vid exempelvis sandfilter bör turbiditeten mätas, medan det vid avhärdningsfilter kan ge en bättre fingervisning att mäta konduktiviteten. En tumregel som kan användas är att tiden för uttag av första filtrat skall omfatta en vattenomsättning i filtret (Martinell, muntligen 2010).

3.2 JÄRN- OCH MANGANRENING

Järn och mangan är ett vanligt förekommande problem i dricksvatten och beroende på vilken form och koncentration det föreligger i krävs olika typer av rening. Det har i avsnitt 2.1.1 och 2.1.2 beskrivits vilka parametrar som är viktiga vid oxidation av järn och mangan. Det har även beskrivits att reningen antingen kan vara biotisk eller abiotisk. I detta avsnitt kommer olika typer av oxidationsmedel beskrivas och filtrering genom sandfilter.

Oxidationsmedlen har som syfte att katalysera järn- och manganoxidationerna, så att de ska ske med en rimlig halveringstid. Tabell 3.1 visar några oxidationsmedel angivna med minst oxidationsstyrka (redox) överst och med stigande styrka nedåt i tabellen.

Tabell 3.1 Oxidationsmedlen är rangordnade efter oxidationsstyrka med det svagaste överst och sedan stigande styrka med fallande ordning (VAV, 1994).

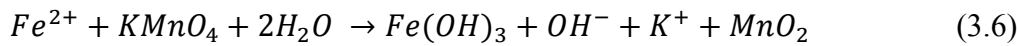
Oxidationsmedel
Syre, O ₂
Klor, Cl ₂
Kaliumpermanganat, KMnO ₄
Klordioxid, ClO ₂
Ozon, O ₃

Syre är ett ganska svagt oxidationsmedel och används oftast vid oxidation av järn eller i kombination med andra oxidationsmedel. Järn kräver som beskrivits ovan inte lika höga pH, syrgashalter och redoxpotential för att oxideras. Syre räcker ofta inte som oxidationsmedel för mangan och klor används idag inte som ett oxidationsmedel för järn och mangan (VAV, 1996). Nästa steg i tabellen är kaliumpermanganat, som är en vanligt förekommande kemikalie för oxidation av järn och mangan. Dosen av kaliumpermanganat varierar med avseende på hur reducerat vattnet är och en erfarenhetsmässig tumregel för dosen är (Martinell, muntligen 2010):

$$\text{Undre gräns: } \frac{1}{2} \times \text{Fe} + 1 \times \text{Mn} = \text{KMnO}_4 - \text{dos} \left(\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right) \quad (3.4)$$

$$\text{Övre gräns: } 1 \times \text{Fe} + 2 \times \text{Mn} = \text{KMnO}_4 - \text{dos} \left(\frac{\text{g}}{\text{m}^3} \right) \quad (3.5)$$

Förhoppningsvis ligger den optimala dosen inom detta intervall, men för att hitta helt rätt bör oxidationsförsök utföras. Om vattnet även innehåller svavelväte måste det också räknas med, då svavelväte är mycket oxidationskrävande. Svavelväte kräver fem gånger sin egen koncentration i kaliumpermanganatdos (Vattenreningsgruppen, 2007). När kaliumpermanganat doseras sätts en oxidation av järn och mangan igång enligt följande reaktioner:



Beroende på om kaliumpermanagant doseras kontinuerligt eller intermittent i form av regenerering ska oxidationen vara olika långt gången när vattnet kommer till sandfiltren. Vid kontinuerlig dosering ska oxidationen vara klar och sandfiltren endast uppfylla en mekanisk rening (filtrering). Vid pH 7, och med tillsats av kaliumpermanganat, hade manganet en halveringstid på 0,05 minuter (Katsoyiannis och Zouboulis, 2004). Hur snabbt reaktionerna sker beror på pH, temperatur, typ av oxidationsmedel, koncentration av oxidationsmedel och ämnens tillstånd (lösning, komplex och övriga tillstånd).

Reningen sker på två sätt, dels genom att fällningen av järnhydroxid och manganoxid filtreras bort, dels genom att tvåvärt mangan adsorberas till filtersanden enligt reaktion 2.6 avsnitt 2.1.2. Filtermaterialet som vattnet vid järn- och manganrening passerar kan vara vanlig sand eller behandlad sand med en beläggning av brunsten. Om filtermaterialet består av vanlig sand bildas det efter en tid en beläggning av brunsten. Skillnaden är att vid vanlig sand uppnås inte full reningseffekt på en gång. Eftersom reaktionerna ska hinna ske bör inte vattnet som passerar filtret ha en högre hydraulisk belastning än 5 m/h (Martinell, muntligen 2010). När järn och mangan finns i ett vatten och kaliumpermanganat tillsätts bildas ett slam och hur stor slambelastningen blir beror på halten järn och mangan, samt på dosen av kaliumpermanganat. Slambelastningen kan beräknas enligt följande:

$$\text{Slamproduktion} \left(\frac{g}{m^3} \right) = KMnO_4 - dos \times 1,4 + Fe \times 1,9 \quad (3.8)$$

$$\text{Slamproduktion} \left(\frac{g}{h} \right) = \text{Slamproduktion} \left(\frac{g}{m^3} \right) \times \text{Flöde} \left(\frac{m^3}{h} \right) \quad (3.9)$$

Genom att veta filtrens tvärsnittsarea kan en slambelastning beräknas.

$$\text{Slambelastning} \left(\frac{g}{m^2 \times h} \right) = \text{Slamproduktion} \left(\frac{g}{h} \right) \times \text{Tvärsnittsarea} (m^2) \quad (3.10)$$

När slambelastningen är känd kan tiden mellan spolningarna av filtret beräknas genom att slamackumulering innan spolning inte bör överstiga 500 (g/m²) (VAV, 1992).

$$\text{Tid mellan spolningar} (h) = 500 \left(\frac{g}{m^2} \right) / \text{Slambelastning} \left(\frac{g}{m^2 \times h} \right) \quad (3.11)$$

Genom att veta tiden mellan spolningarna och den nuvarande hydrauliska belastningen och vilken tid som vore önskvärd mellan spolningarna kan den nya hydrauliska belastningen beräknas.

$$\begin{aligned} & \text{Ny hydraulisk belastning} \left(\frac{m}{h} \right) \\ &= \frac{\text{Tid mellan spolningar} (h)}{\text{Önskad tid mellan spolningar} (h)} \times \text{hydraulisk belastning} \left(\frac{m}{h} \right) \quad (3.12) \end{aligned}$$

Tanken är att slammet aldrig ska gå vidare i processen utan det ska bli kvar i sandfiltren för att sedan avlägsnas i samband med backspolning av filtren.

3.3 REDUKTION AV SMAK, LUKT OCH FÄRG

Aktivt kol nyttjas normalt för en finpolering av vattnet i avsikt att exempelvis ta bort smak, lukt, färg, organiska ämnen, samt bekämpningsmedel och dess nedbrytningsprodukter. Kolet tillverkas genom förkolning av stenkol, torv, träkol eller kokosnötsskal och aktiveras sedan med ånga (VAV, 1992). Aktivt kol fungerar så att det genom sin adsorberande funktion och sin stora inre yta binder till sig löst organiskt material. I det aktiva kolet finns tre typer av porer makroporer, mesoporer och mikroporer. Makroporerna används främst för transport av vätska, medan mesoporer både används för transport och adsorption. Mikroporerna används däremot bara för adsorption. Kolets effektivitet avgörs därmed av fördelningen mellan de olika porstorlekarna. Normalt brukar ca 90 % vara mikroporer. Adsorption kan ske på två sätt antingen kemiskt eller fysiskt. Den kemiska absorptionen går till så att ämnet som absorberas till kolets yta reagerar. Medan det vid fysisk adsorption bara blir en bindning mellan ämnet och kolet genom Van der Waalskrafter (Vattenreningsgruppen, 2010).

Vid beräkning av kontakttid i ett kolfilter används EBCT (**Empty Bed Contact Time**). EBCT beräknas genom att (Katsoyiannis och Zouboulis, 2004):

$$EBCT (h) = \frac{\text{Filterbäddens höjd (m)}}{\text{Hydraulisk belastning } (\frac{m}{h})} \quad (3.12)$$

EBCT bör inte understiga 15 minuter, eftersom adsorption ska hinna ske (Vattenreningsgruppen, 2010). Självklart beror livslängden på hur mycket och vad vattnet innehåller, samt vilken typ av kol som är i filtret (VAV, 1992).

3.4 DESINFEKTION

Dricksvatten är ett livsmedel och ska därmed vara hälsomässigt säkert vid alla tidpunkter och därför finns krav på desinfektion (Livsmedelsverket, 2001). Beroende på råvattnets bakterieinnehåll krävs olika antal säkerhetsbarriärer. En säkerhetsbarriär är ett desinfektionssteg som ska förhindra att vatten som inte är hälsomässigt säkert vid alla tidpunkter når användaren. Följande beredningssteg räknas som säkerhetsbarriärer (direkt efter Livsmedelsverket, 2006):

- Kort konstgjord infiltration av ytvatten (kortare tid än 14 dagar)
- Kemisk fällning med efterföljande filtrering
- Långsamfiltrering
- Primär desinfektion
- Filtrering genom membran med en absolut porvidd som är mindre eller lika med 100 nm.

”Allmänna anläggningar enligt VA-lagen som producerar mer än 400 m³ dricksvatten per dygn (Livsmedelsverket, 2006)” ska ha en säkerhetsbarriär i gång oavsett om det är ett opåverkat grundvatten och om varken *E. coli* eller *koliforma bakterier* finns påvisade. Primär

desinfektion i form av klorering och UV-ljus kommer främst att behandlas. Med primär desinfektion menas desinfektion med klor, klordioxid, ozon och UV-ljus. De fyra nämnda har en tillräcklig oxidationsstyrka för att tjäna som säkerhetsbarriärer. Vid primärdesinfektion ska de sjukdomsframkallande organismerna inaktiveras (Livsmedelsverket, 2006).

3.4.1 Klor

Klorets funktion vid klorering är att det oxiderar sönder cellmembranet och då dör cellen (Svenskt vatten, 2009a). Vid desinfektion med klor är det viktigt att se till att kloret inte åldras. Klor har en längre hållbarhet då det är spätt, står mörkt, svalt och har ett lutinnehåll överstigande 12 g/l. Hur effektiv desinfektionen är beror på dosen och vattnets beskaffenhet. Dosen i sin tur beror på koncentrationen av desinfektionsmedlet och kontakttiden, det så kallade CT-värdet.

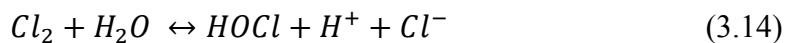
$$C \times T = CT - \text{värde} \quad (3.13)$$

C koncentration i mg/l av total aktiv klor

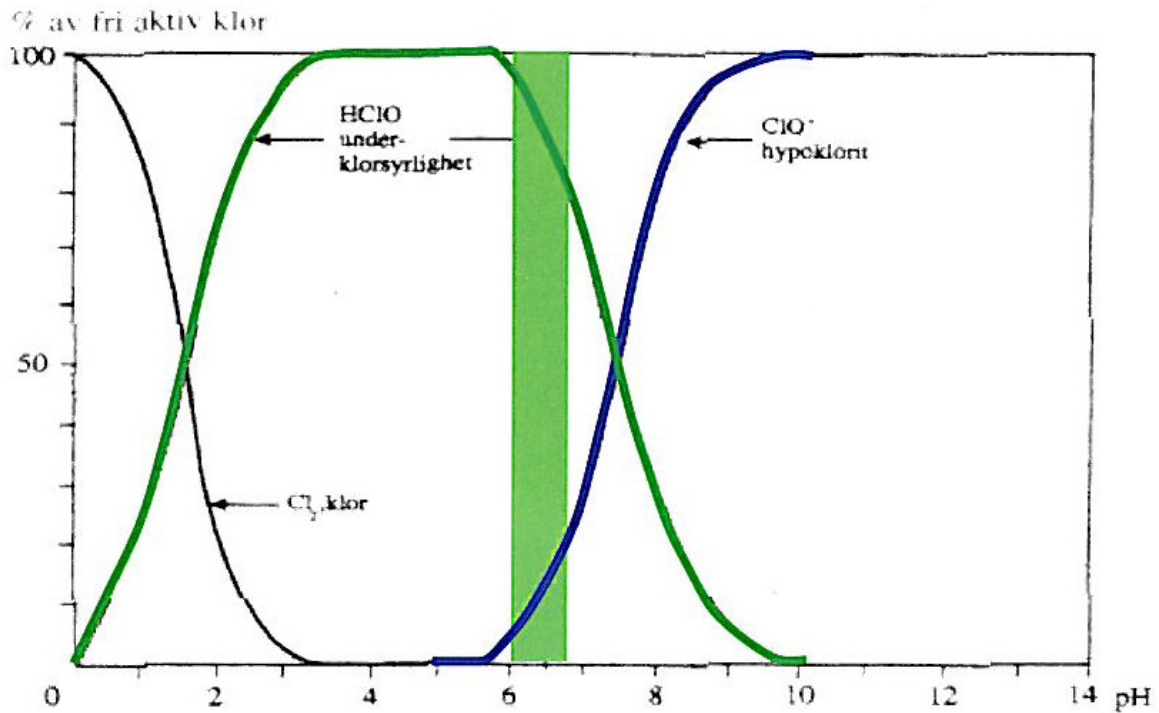
T tid i minuter från dosering till distribution

CT-värdet är lika med 0,04 till 0,92 vid 99 % inaktivering av *E.coli* med klor som desinfektionsmedel. Om klorgas och kloramin tillsätts i samma dos till ett vatten kommer CT-värdet vara lågt för klorgas och högt för kloramin. Det talar om att klorgasen har en momentan desinfektionseffekt, medan kloraminet har en långtidseffekt (Svenskt vatten, 2009a).

Vid användning av klor eller hypoklorit gäller följande jämvikter:

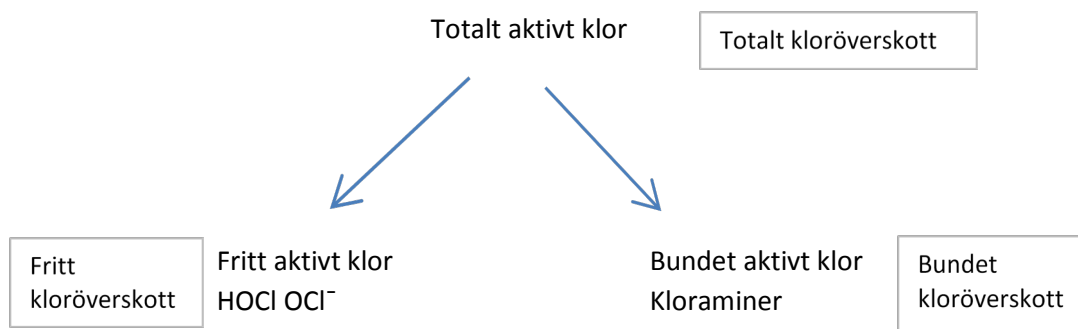


Jämvikterna är pH-beroende, vilket innebär att hur långt reaktionerna går och åt vilket håll styrs av rådande pH, se figur 3.4.1. Det innebär att det kan vara underklorsyrighet eller hypokloritjonen som står för den desinficerande verkan beroende på pH.



Figur 3.4.1 Om klore förekommer som undersyrlighet eller hypokloritjon bestäms av pH (Direkt från Svenskt vatten, 2009a med tillstånd).

Vid dosering av klor används begreppet totalt aktivt klor, vilket är tillförd klormängd minskad med vattnets spontana förbrukning. Det totala aktiva klore brukar även kallas totalt kloröverskott. Det totala aktiva klore kan i sin tur delas in i fritt aktivt klor i form av underklor-syrlighet (HOCl) och hypokloritjon (OCl⁻) och den andra delen är bundet aktivt klor i form av kloraminer. Fritt aktivt klor brukar även kallas fritt kloröverskott och den andra delen bundet kloröverskott, se figur 3.4.2 .



Figur 3.4.2 Sambanden mellan total aktiv klor, fri aktiv klor och bunden aktiv klor, samt vilka ämnen som räknas till respektive (Efter Svenskt vatten, 2009a).

Effekten av desinfektionen beror av det fria kloröverskottet och pH-värdet. När klorgas tillsätts sänks pH och höjs när hypoklorit tillsätts. Det är inga markanta höjningar eller sänkningar, då klor doseras i små mängder (VAV, 1996). Gränsvärdet för totalt aktivt klor är $0,4 \text{ g/m}^3 \text{ Cl}_2$ hos användaren (Livsmedelsverket, 2001), vilket inte bör överstigas. Vid enstaka tillfällen med stora problem med bakterier är det tillåtet med uppemot $1 \text{ g/m}^3 \text{ Cl}_2$. Högre doser ger mer restprodukter och är därför inget att sträva efter. Det skulle dessutom behövas ett steg efter desinfektionen för att reducera halten klor till nivåer under gränsvärdet. Vad gäller punkt för dosering av klor brukar det vanligtvis ske när vattnet är färdigberett, oftast precis innan lågreservoaren. Anledningen till detta är att klor kan reagera med humus (organiskt material) och bilda trihalometaner (THM), som kan vara cancerframkallande (Livsmedelsverket, 2006). Sambandet är inte helt fastslaget, men teorin är att det kan orsaka cancer i urinblåsa och tjocktarm. Det ska påpekas att klordioxid inte bildar trihalometaner och att kloramin ger lägre halter trihalometaner (Svenskt vatten, 2009a).

3.4.2 UV-ljus

UV är en nygamal desinfektionsmetod som började användas redan 1906 i full skala. Tekniken var relativt utvecklad och klor tog överhand, som en billigare och enklare metod. Under 1990-talet började UV som desinfektionsmetod att återetablera sig efter sjukdomsutbrott med *cryptosporidium* och *giardia*. Dessa mikroorganismer är resistenta mot klor, men inaktiveras effektivt av UV. UV-ljus består av UV-A (315-340 nm), UV-B (280-315 nm), UV-C (150-280 nm) och vakuum UV (10-150 nm). Det är främst UV-C och en liten del av UV-B som har en desinficerande verkan. Vid desinfektion med UV tar ljuset sig in i cellen och reagerar med proteinerna i DNA-molekylen, vilket gör att mikroorganismerna inte kan replikera sig. UV-ljus är särskilt effektivt mot *E.coli*, *cryptosporidium* och *giardia*, medan det krävs höga doser för inaktivering av sporbildande bakterier som *adenovirus*.

UV-ljuset generas med lysrör av kvartsglas, då vanliga glas inte släpper igenom UV. I lysröret finns det en gasblandning av kvicksilverånga och vanligen argon och när en spänning påförs mellan elektroderna i respektive ända joniseras gasen och UV-ljus bildas. Hur stark intensiteten på ljuset blir beror av gastryck och drifttemperatur. Det finns tre typer av lampor varav två är lågtryckslampor som avger nästan allt sitt ljus vid våglängd 254 nm och en liten del vid 185 nm. Den ena typen är en LP-lampa och den andra är en LPHO-lampa som kan tillverkas med lite högre effekt. Den tredje typen av lampa är en medeltryckslampa som täcker in ett större våglängdsområde (185-600 nm) och har en högre intensitet. Våglängder under 240 nm kan ge upphov till oönskade kemiska reaktioner och därför brukar en sorts dopad kvarts användas som inte släpper igenom dessa korta våglängder. Det finns olika för- och nackdelar med att använda lågtrycks- eller medeltryckslampor. Lågtryckslampor har en bättre verkningsgrad på ca 35 % av elenergin till UV-C-ljus, medan motsvarande bara är ca 15 % för medeltryckslamporna. Lågtryckslamporna tillverkas däremot bara med en effekt på 350 W, medan medeltryckslamporna tillverkas för effekter på tiotals kW. En nackdel med medeltryckslamporna är att de blir väldigt varma uppemot 900 °C och därmed är det större sannolikhet för beläggningar och kalkutfällningar på glasröret. Livslängden för lågtryckslamporna är mellan 10 000 och 14 000 timmar och för medeltryckslamporna är den

mellan 6000 och 10 000 timmar. Val av UV-lampa beror i slutändan på hur hög effekt som behövs och hur mycket plats som finns till förfogande. Det går att installera flera lågtryckslampor i följd eller parallellt för att få en högre effekt, men det tar mer plats.

Dosen av UV kan beskrivas som tiden en mikroorganism utsätts för en viss intensitet. Det innebär att dosen är beroende av flödet. En viktig parameter för att kunna övervaka dosen är vattnets absorbans. Ett renare vatten ger en lägre absorbans, vilket innebär att ljuset ”lättare” passerar genom vattnet. Begreppet dos är inte lätt att få en entydig tolkning av och därför testas biosimetrisk dos. Biosimetrisk dos innebär att en bestämd mikroorganism tillsätts innan UV-ljuset och prov tas innan och efter och det analyseras på antalet mikroorganismer. Viktigt är att flödet är konstant under hela försöket. Sedan testas samma sorts mikroorganismer på labb för att se hur känsliga de är för olika doser och en kalibreringskurva kan tas fram. Det finns olika standarder i olika länder där två av de största är Tysklands och Österrikes. När ett UV-aggregat testas enligt dessa standarder certifieras det med avseende på maximalt flöde, olika UV-transmissioner och intensitet för att dosen 400 J/m^2 ska uppfyllas. Om en lägre dos skulle vara av intresse, men inga certifieringar finns för den aktuella dosen kan skalad biosimetrisk dos beräknas genom att:

$$\text{Flöde (m}^3/\text{h)} = \text{Certifieringsflödet (m}^3/\text{h)} \times \frac{\text{Certifierad dos (}\frac{\text{J}}{\text{m}^2}\text{)}}{\text{Önskad dos (}\frac{\text{J}}{\text{m}^2}\text{)}} \quad (3.16)$$

Formeln ger det flöde som UV-ljuset ska klara med den önskade lägre dosen. Det är dock viktigt att tänka på att strömningsförhållandena genom aggregatet kan bli annorlunda vid ökat flöde. Idag finns det inga direkta krav på UV-dos i Sverige, men det kanske kommer.

UV-ljuset placeras lämpligast i slutet av en beredning, när vattnet är färdigberett. Det brukar dock inte vara någon bra idé att placera UV-ljuset efter lågreservoaren, då det finns risk för tryckslag. Tryckslagen kan skada kvartsglasat, så att det i värsta fall går sönder och kvicksilver läcker ut i ledningsnätet. Det kan också vara bra om UV-ljuset placeras innan alkalisering eller pH-justering, med tanke på de kalkutfällningar som kan bildas på kvartsglasat. UV-ljuset är också väldigt känsligt mot luftbubblor och därför är det viktigt att se till att det inte blir stora trycksänkningar för då kommer det bildas gasbubblor.

Vid mindre anläggningar brukar övervakningen av UV-ljuset fungera så att styrsystemet övervakar så att det tillåta flödet inte överskrids. Det kan också vara lämpligt att UV-ljuset slår av när det inte är något flöde genom aggregatet. Det vatten som bestrålas när ett flöde saknas kommer få en väldigt hög dos. Vid höga UV-doser och ett vatten som innehåller över 3 mg/l TOC kan det bildas olika restprodukter som kan ge smak och luktproblem. Det är förmodligen främst ett problem vid medeltryckslampor (Svenskt vatten, 2009b).

3.5 HÖJNING AV PH GENOM LUFTNING

Vattnets pH kan höjas genom tillsats av bas eller genom luftning med olika typer av luftare. Syftet med luftning är dels att höja pH, avdriva koldioxid och tillföra mer syre. Gemensamt för de olika typerna av luftare är att luftmängden som blåses in ska vara många gånger större än vattenmängden vid luftning i avdrivningssyfte. Vattnet brukar slås sönder mot någon form av galler/plåt samtidigt som luft blåses in (VAV, 1994). Vid alla typer av luftare är det viktigt att se till att luften som blåses igenom vattnet har gått igenom filter för att ta bort sporer, pollen och mikroorganismer. Det är även viktigt att byta filtren kontinuerligt för att de inte ska bli en grogrund för bakterietillväxt. Hur ofta bytet behöver ske rekommenderas av leverantören av luftaren (Robberts, muntligen 2010).

Orsaken till avdrivning av koldioxid är dels att höja pH, men också att vattnet ska vara mindre korrosivt. Korrosion beror av tre faktorer pH, fri koldioxid (kolsyra) och alkalinitet. Den lösta koldioxiden (kolsyra) kan beräknas enligt följande samband:

$$H^+(mol) = k \times \frac{CO_2}{HCO_3^-} \quad (3.17)$$

Konstanten k varierar med temperaturen enligt:

$$10\text{ °C} : k = 3,548 \times 10^{-7}$$

$$5\text{ °C} : k = 3,162 \times 10^{-7}$$

Koldioxidinnehållet kan beräknas enligt:

$$CO_2(mol) = \frac{(H^+ \times HCO_3^-)}{k} \quad (3.18)$$

Totalt koldioxidinnehåll kan beräknas enligt:

$$Tot\ CO_2\left(\frac{mg}{l}\right) = \left(\frac{HCO_3^-}{61} + \frac{CO_2}{44}\right) \times 44 \quad (3.19)$$

Andelen koldioxid beräknas enligt:

$$CO_2\ (\%) = \frac{CO_2}{Tot\ CO_2} \quad (3.20)$$

När den fria koldioxiden är över 3 mg/l brukar korrosion på kopparledningarna uppstå. Ett bra sätt att veta om vattnet är korrosivt är titta på kopparkoncentrationerna i avloppsslammet (Martinell, muntligen 2010). Det är därmed av stor vikt att avdriva kolsyra och höja pH, men det måste göras med hänsyn till att jämvikts-pH inte överskrids och vattnet blir kalkfällande. Genom Mr Ch. Hoover nomogram kan jämvikts-pH (pH_s) bestämmas om temperatur, salthalt, kalciumhalt och alkalinitet är kända. Salthalten kan beräknas genom:

$$Salthalt\ \left(\frac{mg}{l}\right) = \text{Konduktiviteten}\ \left(\frac{mS}{m}\right) \times 6,3 \quad (3.21)$$

I bilaga 1 kan Hoovers nomogram ses med instruktioner om hur det fylls i. Om vattnet är kalkfällande eller korrosivt kan bestämmas genom Langeliers index LI.

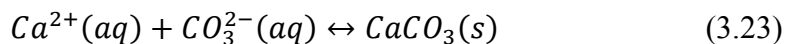
$$LI = pH - pH_s \quad (3.22)$$

pH är vattnets aktuella pH

LI positivt = kalkfällande vatten

LI negativt = korrosivt vatten

Vid de båda scenarierna gäller följande jämvikt:



Vid positivt LI går jämvikten åt höger och vid negativt LI går jämvikten åt vänster. Det optimala är att ställa in vattnet så att $pH=pH_s$, dvs $LI=0$ för den vattentemperatur som vattnet kommer att nyttjas. I verkligheten bör pH ligga något lägre än jämvikts- pH , eftersom vattnet nyttjas för olika ändamål och vid varierande temperaturer. Det är inte bara pH som har betydelse för om ett skyddsskikt bildas i rören utan också kalciumhalt, alkalinitet, strömningshastighet, övriga joner och halten syrgas i vattnet. Det är en fin balansgång där man också måste ha i åtanke att konsumenterna värmer upp sitt vatten i varmvattenberedare och därmed kan vattnet bli kalkutfällande (VAV, 1996). Genom Hoovers nomogram fås det teoretiska jämvikts pH :t, men det verkliga kan laboreras fram. Ett vattenprov luftas och pH mäts hela tiden samtidigt som prov tas på turbiditeten. När turbiditeten börjar öka har jämvikts- pH uppnåtts (Martinell, muntligen 2010).

3.6 AVHÄRDNING GENOM JONBYTE

Avhärdning genom jonbyte innebär att det i ett filter finns en jonbytmassa som har förmåga att byta joner. Vid avhärdning sker ett jonbyte genom att två natriumjoner på massan byts ut mot en kalcium- eller magnesiumjon och på så sätt blir vattnet mjukare. Filtret återladdas genom regenerering, med en saltlösning bestående av natriumklorid. Vid regenereringen sker omvänd reaktion mot avhärdningen. Kalciumjonerna som sitter på jonbytmassan byts ut mot natriumjoner. Kalciumjoner, kloridjoner och överskottet av natriumjoner sköljs sedan bort med en efterspolning av filtret. Normalt sett ska inget slam bildas i avhärdningsfiltren och då brukar ingen backspolning behövas (Martinell, muntligen 2010). Tanken med filtren är att det alltid ska finnas 25 % avhärdningskapacitet kvar, så att filtret aldrig blir helt tomt. Om filtret blir helt uttömt kräver det dubbel regenerering för att få hela filtermassan till en aktiv zon igen. Bufferten behövs för om vattnets hårdhet är högre än beräknat finns det lite extra att ta av. Beräkning av hur mycket salt som går åt vid varje regenerering beror av vattnets hårdhet, typ av filtermassa och antal kubikmeter som passerar. Saltlösningen som suges in i filtret brukar vara mättad, 25 procentig.

Avhärdningsfiltren tar förutom kalcium och magnesium även bort rester av järn och mangan. Halten järn och mangan som finns kvar i vattnet kan räknas om till hårdhet genom att:

$$\left(Fe \left(\frac{mg}{l}\right) + Mn\left(\frac{mg}{l}\right)\right) \times 4 = \text{Hårdhet } (^\circ dH) \quad (3.24)$$

Det innebär att även järn och mangan bidrar till hårdheten och måste tas i beaktning vid beräkning av den optimala vattenvolymen innan regenerering (Olsson, muntligen 2010). En annan sak beträffande järn och mangan, är att om oxidation förekommer i något steg före avhärdningen måste kontakttiden vara tillräckligt lång. Annars kommer inte reaktionerna vara färdiga och järnet och manganet kommer att reagera på jonbytarmassan och bilda en beläggning av exempelvis brunsten. Beläggningen går inte att spola bort och jonbytarmassans funktion som just jonbytare är försämrad och till slut förstörd. Beläggningen kan eventuellt försvinna om massan syrabehandlas, men det är inte säkert att rörgalleri och filter klarar den påfrestningen (Martinell, muntligen 2010).

3.7 VENTILER, PUMPAR OCH STYRNING

Det finns en rad olika ventiler och pumpar. Ventiler kan antingen vara manuella eller med styrning. Det finns en rad olika typer av backventiler som ska hindra att vattnet strömmar åt fel håll. Två typer av backventiler är kugelbackventiler och kulbackventiler. Manuella ventiler finns det många av, några varianter är: kilslid, kul, vridspjäll och skjutspjäll. Ventiler med styrning finns i några olika varianter såsom membranventiler, motorventiler och elektriska ventiler. Styrningen av membranventilerna kan ske hydrauliskt eller pneumatiskt. Fördelen med ett hydrauliskt system är att packningarna smörjs med vatten. Om styrningen inte sker med avhärdat vatten kan kalkavlagringar göra att ventilerna kärvar. Pneumatiskt system innebär luftstyrning och har sin fördel med att det kan hålla trycket så länge det finns ström till kompressorn.

Pumpar används för att föra vattnet till önskad plats. Det finns olika typer av pumpar vid upptagning av råvatten. Dels finns det dänkbara pumpar, men också pumpar som står i pumphuset och endast har sugledning ut i brunnen. Beroende på maximal och minimal dygnsförbrukning och de övriga beredningsstegens kapacitet kan pumparna styras så att det blir en så jämn produktion över dygnet som möjligt.

3.8 LAGRING OCH DISTRIBUTION

Vatten från vattenverken lagras ofta i en lågreservoar och högreservoar. Lågreservoaren är ofta belägen i eller i nära anslutning till vattenverket. Lågreservoaren har som syfte att fungera som en utjämnare i vattenförbrukning. Vissa tidpunkter på dygnet konsumeras kanske mer vatten än vad som produceras och då finns låg- och högreservoar där som en buffert. Det leder till att pumpar får en jämnare gångtid och nivåer i exempelvis brunnarna kan vara mer konstanta och hinna återhämta sig. Uppehållstiden kan beräknas genom att lågreservoarens bottenarea är känd, vattennivån och flödet in till lågreservoaren:

$$\text{Uppehållstid}(h) = \frac{\text{Nivå lågreservoar}(m) \cdot A_{\text{bottenarea lågreservoar}} (m^2)}{\text{Flöde till lågreservoar} \left(\frac{m^3}{h}\right)} \quad (3.25)$$

Högreservoaren är ofta belägen på en hög punkt och har som funktion att vara utjämnande och att hålla trycket mot konsumenternas kranar. Högreservoaren och lågreservoaren bör inspekteras regelbundet för att se hur korrosion och slambildning sker. Med regelbundet menas ungefär fyra gånger om året i början, för att sedan kunna övergå till en gång om året om inga kraftiga förändringar ses. Vattnet distribueras genom ledningsnät av olika dimensioner och material och det är av stor vikt att vattnet har en kemisk sammansättning som inte påskyndar olika typer av korrosion. Ett vanligt förekommande problem är att kolsyran i vattnet angriper exempel kopparledningar, med kraftigt förhöjda halter av koppar i avloppsslammet som följd (VAV, 1996).

4. METOD

Beredningsprocessen vid Österbybruks vattenverk Sandgropen består av ett antal delsteg med många funktioner vilka studerades. Det krävdes några olika angreppsvinklar, för att förstå processens funktion.

4.1 UPPRÄTTANDE AV PROCESSHEMA

Det är av högsta vikt för ett vattenverk att ha ett processschema som är aktuellt. När till exempel Miljökontoret ska göra sina inspektioner eller när det finns funderingar angående processen ska schemat finnas. Grundidén är att det enkelt ska gå att följa vattnets väg genom processen från vänster till höger. Det är också en fördel om flöden separeras, genom att lägga alla kemikalieflöden exempel ovanför processen och alla spolvattenflöden under. Det viktigaste var dock att schemat blir tydligt. I bilaga 2 kan det gamla processschemat ses. Vid den första genomgången av processen användes det gamla processschemat som utgångspunkt. Genom driftteknikern Håkan Rosenhoff erhöles en uppfattning om hur det var tänkt att processen skulle fungera. Sedan var det bara att metodiskt gå igenom alla ventiler och rör för att se om det stämde. Processschemat har ritats om i AutoCad av Hans Jansson, Teknikavdelningen Östhammars kommun.

4.2 VATTENPROVTAGNING VID OLIKA RENINGSSTEG

Östhammars kommun har kontinuerligt tagit prover på råvattentäkterna och utgående vatten. I december 2009 togs en utökad kontroll enligt SLV FS 2001:30, men bara på råvattentäkterna. Analysen omfattar väldigt många parametrar och hade som syfte att kunna välja bort några inför de kommande analyserna. För att säkerställa de olika reningsstegens funktion togs i detta examensarbete prover efter varje reningssteg, något som aldrig gjorts tidigare. Det var därmed viktigt att fastställa provpunkter i processen och att börja ta vattenprover för att få något att utgå ifrån.

Åtta provpunkter fastställdes:

1. Råvatten Kyrkholmen
2. Råvatten Norråsen före UV
3. Råvatten Film före UV
4. Efter sandfilter
5. Efter kolfilter
6. Blandpunkt Kyrkholmsvatten och Film/Norråsvatten
7. Efter avhärdningsfilter
8. Utgående vatten

I och med det kunde funktionen av varje reningssteg analyseras. Vattenprover samlades in fyra gånger under våren 2010. Det hade varit önskvärt att ta prover lite tätare, men problem med vattenläckor gjorde att vatten kördes ifrån Gimo vattenverk och tömdes i lågreservoaren. Det gick därmed inte att ta prover på utgående vatten och få en fullständig provserie. De olika parametrarna som analyserades kan ses i bilaga 3.

4.3 GENOMGÅNG AV VATTENVERKET

Vid genomgång av processen mot processschemat bildades en uppfattning om likheter och skillnader mellan dem. Däremot talade det inte om den verkliga funktionen i vattenverket, för det krävs en djupare genomgång med olika mätningar/analyser. Eftersom beredningsprocessen består av många processteg blev genomgången omfattande. En viktig del var att utvärdera resultaten från avsnitt 4.2. Analyserna kan säga en del om beredningens verkliga funktion och på så sätt få något att utgå ifrån. Särskilt fokus vid genomgången lades vid frågeställningen som presenterades i syftet (avsnitt 1.2).

4.3.1 Dosering av kemikalier

Med kemikalier menas här allt som tillsätts vattnet i form av lösningar/blandningar.

Kaliumpermanganat

Det är väldigt viktigt att doseringen av kaliumpermanganat fungerar som den ska eftersom en dålig funktion här kommer prägla hela processen. Doseringen av kaliumpermanganat kan kontrolleras dels genom att mäta doseringen mot flödet och dels genom att mäta mängden per puls. Mätningarna utfördes genom att stänga ventilen mellan doserkärlet och nivåöret, så att kaliumpermanganatblandningen enbart togs från nivåöret. Pelaren av kaliumpermanganat mättes och omvandlades från centimeter till milliliter. Försök har gjorts med att variera börvärde på ml/puls och dosen, samt att doserslangen som går till råvattenledningen har skruvats bort för att kunna mäta volymen av kaliumpermanganat som doseras, utan påverkan från nivåöret. En idé med försöken har varit att mäta doseringen vid lite olika nivå i nivåöret och kärlet, för att se om det påverkar doseringen. Det är också viktigt att göra oxidationsförsök för att se om det sker en över- eller underdosering och om tillräckliga kontakttider erhålles. En annan fråga beträffande kaliumpermanganatdoseringen var om allt verkligen hinner lösa upp sig vid tillblandningen. Det kunde kontrolleras genom att tömma kärlet och se hur det ser ut på botten. Hur sker blandningen av kaliumpermanganat och skulle det kunna utföras på något annat sätt?

Natriumhypoklorit

Natriumhypokloriten sönderfaller som beskrivits i avsnitt 3.4 ovan och det är viktigt hur den förvaras. Det mättes också om doseringspumpen gav rätt mängd på samma sätt som vid kaliumpermanganatet. Fungerar tillblandningen tillfredställande och vad sker i kärlet?

Saltlösning

Att saltlösningen till avhärdningsfiltrena var av rätt koncentration och att det sugts in tillräckligt med salt är av högsta vikt. Det innebär dels att flödet in ska vara rätt, men också att

tiden är tillräcklig. Om någon av parametrarna inte riktigt stämmer, kan det bli problem med regenereringen och därmed avhärldningskapaciteten. Flödet av saltlösningen kunde mätas upp genom att följa en rotameter under regenereringen. Rotametern är av metall och sitter i ett mätrör och pressas upp av saltflödet till avhärldningsfiltren. På mätrörsglaset finns en gradering i l/min. Saltlösningens koncentration kunde mätas med en saltmätare från AKZO Nobel.

4.3.2 Beredningens olika delar

Att alla filter i beredningsprocessen fungerar som de ska är väldigt viktigt. Därför ska hydraulisk belastning enligt ekvation 3.3 och uppehållstid beräknas för alla filter.

Kontaktkärl

Kontaktkärl förlänger kontakttiden mellan vatten och kaliumpermanganat, men om den räcker till måste testas. Det testades dels genom oxidationsförsök, men också genom att testa olika doser av kaliumpermanganat i verklig process och följa om det blir tillräcklig reduktion av järn och mangan (avsnitt 4.4.4). Kontaktkärl kan vara igensatt av slam, om så är fallet kan det rengöras genom att spola ur det

Sandfilter

Sandfiltren är en mycket viktig del av beredningen, för det är här fällningar av järn och mangan ska filtreras bort och mangan ska reagera med brunstensbildningen på filtermassan. Om inte det här beredningssteget fungerar som det ska får hela resterande delen av beredningen ta resterande halter av järn och mangan. Det kan leda till att de andra beredningsstegen mister sin funktion och att inget riktigt fungerar som det ska. Därmed var det väldigt viktigt att ta reda på sandfiltrens funktion. Om allt järn och mangan ner till börvärdena har avskiljts kunde testas dels genom att lämna in analyser till ackrediterat laboratorium (avsnitt 4.2), dels genom att göra oxidationsförsök och försök i verklig process (avsnitt 4.4).

Sandfiltren belastas med en hel del slam, vilket kan beräknas enligt avsnitt 3.2. Det är också intressant att beräkna hur lång tid det bör vara mellan backspolningarna. Slammet som samlas upp i filtren måste kunna avlägsnas effektivt vid backspolning av filtermassan. Backspolningens funktion kunde följas genom att samla upp vatten med jämna mellanrum och se hur färgen på backspolningsvattnet förändras. Tanken var att vattnet skulle vara helt klart efter sju till åtta minuter. Uttag av första filtrat kunde också följas på samma sätt som backspolningsvattnet. Det är av intresse att veta hastigheterna på vattnet vid både backspolning och uttag av första filtrat. Det kunde avläsas på undercentralen i vattenverket eller i AquaView som är kommunens övervakningsprogram. Eftersom sandfiltren alltid går parallellt utom vid spolning vore det intressant att veta hur flödet fördelades mellan dem. Under arbetets gång med analyser av verklig process har lite intressanta aspekter kommit fram och därför har totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential följts under en dag för sandfiltren. Tanken med det var att se om något samband fanns mellan nivå i brunnen och reduktion av järn och mangan.

Kolfilter

Kolfiltrets egentliga syfte behövde undersökas. Vanligen nyttjas kolfiltret som en finpolering av vattnet vad gäller smak, lukt, färg, etc. Kolfiltret behöver backspolas och frågan var om spolningen sker med en tillräcklig hastighet och om tiderna är tillräckliga. Det kunde testas på samma sett som för sandfiltren. Att uttag av första filtrat är utformad på rätt sätt vad gäller tid och flöde är väldigt viktigt. Om hastigheten är för stor pressas bädden ihop och det kan vara så att slammet trycks igenom filtermassan.

Avhärtningsfilter

Avhärtningsfiltrens funktion undersöktes genom att filtren följdes en produktionscykel, från en regenerering till nästa. Beroende på filtermassans kapacitet och vattnets hårdhet ställs filtren in för att klara att producera ett totalavhärdat vatten under hela cykeln. Att detta fungerade undersöktes genom att prover togs med jämna mellanrum på det totalavhärdate vattnet efter respektive avhärtningsfilter. Om det visar sig att vattnet inte längre är 0 °dH, så är det något fel. Det är då lämpligt att mäta doseringen av saltlösning. En annan sak som också kan vara bra att undersöka är hur mycket massa det finns kvar i filtren och hur den ser ut. Eftersom det är två avhärtningsfilter var det intressant att se om flödena genom filtren är lika vid samma inkommande flöde. Även avhärtningsfiltren backspolas och efterspolas. Med vilken hastighet det sker med kunde fås fram genom undercentralen i vattenverket eller genom AquaView. Mellan backspolningen och efterspolningen regenereras filtren och hur funktionen av det testades kan det läsas om i avsnitt Saltlösning 4.3.1.

Under testernas gång upptäcktes att det skulle vara intressant att följa totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential efter avhärtningsfiltren under en dag. Alla analyser och tester utfördes självklart på det filter som var i drift, vid det aktuella provtagningstillfället.

Gasstrippern

Syftet med gasstrippern är att driva av kolsyra och därmed höja pH. Det finns ingen provpunkt direkt efter gasstrippern, vilket gjorde det svårt att testa funktionen på en gång. Däremot kunde pH mätas på utgående vatten. Om pH och alkalinitet är kända kan den fria koldioxiden och totala koldioxiden beräknas enligt avsnitt 3.5. I samband med provtagningen den 19/4, som skickades till Alcontrol, mättes pH eftersom det ändras en del när proverna stått ett tag. Värdet på alkaliniteten togs däremot från analysprotokollen. Vid de andra provtagningarna utfördes beräkningarna på mätvärden ifrån analysprotokollen. Hoovers nomogram ritades för att få fram jämvikts-pH vid 6 °C i blandningspunkten, avhärtningsfiltren och utgående vatten för att kunna utvärdera funktionen av gasstrippern. För utgående vattnet ritades nomogrammet även för 70 °C, eftersom det motsvarar temperaturen i en varmvattenberedare. Värdena som användes är medelvärden av de fyra provtagningarna som skickades till AlControl.

Lågreservoaren

I lågreservoaren ska all beredning vara klar och inget ska ske med vattnet. Det första steget med lågreservoaren var att titta ner i den för att se hur det ser ut. Nästa steg var att gå ner i

lågreservoaren med klorerade vadarbyxor, dels för att se hur rörgalleriet såg ut, dels för att undersöka det som låg på botten lite närmare. Vattennivån i lågreservoaren sänktes av till ca 50 cm innan det var dags att gå ner. Det var också av intresse att veta hur lång uppehållstiden i lågreservoaren var och för att kunna ta reda på det behövdes arean. Ritningar letades fram och lågreservoarens area och volym kunde beräknas. Utgående pumpar stängdes av och nivån i lågreservoaren noterades. När utgående pumpar stått still i minst en halvtimme noterades åter nivån i lågreservoaren. Uppehållstiden beräknades med hjälp av ekvation 3.25 i avsnitt 3.8.

Övrig utrustning i vattenverket

Det finns en lång rad kringutrustning i vattenverket som ska fungera såsom vattenmätare, pumpar och ventiler. Vad gäller vattenmätarna ska det finnas en balans i hur mycket som kommer in till vattenverket och hur mycket som går ut. Vad gäller pumpar och ventiler är det inget som aktivt har undersökts utan det är mest sådant som kommit fram på vägen, när något inte har fungerat som det ska.

4.4 LABORATIONER FÖR ATT TESTA PROCESSFUNKTIONEN

I det här avsnittet ska de laborationer som utfördes beskrivas. Laborationerna utfördes på råvatten ifrån Gamla Kyrkholmen, eftersom det är det som vållar mest problem. Syftet med laborationerna var att ta reda på beredningsprocessens verkliga funktion.

Oxidationsförsök utfördes för att få en bild av hur långa kontakttider och vilka koncentrationer av oxidationsmedel som behövdes för att oxidera upp järn och mangan. Tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan analyserades, samt pH och redoxpotential. I vissa fall mättes syre och konduktivitet. Försöken kan delas upp i två delar varav det ena består av lite blandade försök och det andra oxidationsförsök för att bestämma oxidationsmedel, koncentration och kontaktid. Syftet med att dela upp försöken var att skapa struktur.

- Blandade försök
 - Provtagning i Kyrkholmsbrunnen när den var avstängd
 - Vattnets kemiska förändring vid transport mellan pumphus och vattenverk
 - Variation i pH, syrgashalt, redoxpotential och konduktivitet från råvatten till utgående vatten
 - Kontroll av analysinstrument mot laboratorium

- Försöksuppställning vid olika oxidationsmedel, koncentration och kontaktid
 - Oxidationsförsök med luftning
 - Oxidationsförsök med kaliumpermanganat
 - Oxidationsförsök i verklig process
 - Bas- och syra-tillsats
 - Analys av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan

Kemisk beskrivning av analyserna ses i avsnitt 2.2. Alla kyvetter som användes syrabadades i 0,1 M saltsyra över natten mellan varje försöksdag. Vattenproverna som hämtades togs i glasflaskor.

4.4.1 Analys och mätning

Nedan redovisas utförande av respektive mätning och analys.

Analys av tvåvärt järn

Vid analys av tvåvärt järn är det viktigt att analyserna sker så snabbt som möjligt efter provtagning (helst inom 15 minuter). Analyserna utfördes i kyvetter med märkning för 10, 20 och 25 ml prov. 25 ml prov hölls upp i kyvetten med dess volymmärkning som mått. Samtidigt som vatten hölls upp till provet hölls minst 10 ml i en annan kyvett som används som blank, dvs ”noll-prov”. En påse reagens av typ Ferrous Iron öppnades och hölls i kyvetten. Kyvetten snurrades för blandning av pulver och prov. Allt pulver löstes inte alltid upp, men det påverkade inte noggrannheten. Provet hade en reaktionstid på tre minuter innan det analyserades i kolorimetern. Kolorimetern är förprogrammerad, vilket betyder att strålningskällans våglängd redan är bestämd och att provsvaren fås uttryckt i halt av det analyserade ämnet. Program 33 matades in och skärmen visade att blanken skulle sättas i för att nollställa instrumentet, vilket utfördes genom att trycka zero. När reaktionstiden var sattes provkyvetten i instrumentet och lästes av genom knappen read. Halten tvåvärt järn redovisades då visas i mg/l.

Analys av totaljärn

Analyser utfördes i kyvetter med märkning för 10, 20 och 25 ml prov. 10 ml prov hölls upp i kyvetten med dess volymmärkning som mått. Samma blank som användes för analys av tvåvärt järn kunde användas även här. En påse reagens av typ TPTZ Iron öppnades och hölls i kyvetten. Kyvetten snurrades för blandning av pulver och prov. Provet hade en reaktionstid på tre minuter innan det analyserades i kolorimetern. Program 39 matades in och skärmen visade att blanken skulle sättas i för att nollställa instrumentet, vilket utfördes genom att trycka zero. När reaktionstiden var klar sattes provkyvetten i instrumentet och lästes av genom knappen read. Halten totaljärn redovisades i mg/l.

Analys av totalmangan

Analyser utfördes i kyvetter med märkning för 10, 20 och 25 ml prov. 10 ml prov hölls upp i en kyvett med dess volymmärkning som mått. I en annan kyvett hölls 10 ml avjonat vatten, som skulle bli blanken. En påse asorbic acid reagens tillsattes till provet respektive blanken. Kyvetterna snurrades för inblandning. Sedan tillsattes 15 droppar alkalisk cyanidreagens till provet respektive blanken. Kyvetterna snurrades för inblandning. Sedan tillsattes sedan 21 droppar PAN indikatorlösning till provet respektive blank. Snurra kyvetterna för inblandning. Provet ska ha en reaktionstid på två minuter innan det analyseras i kolorimetern. Program 43 matades in och skärmen visade att blanken skulle sättas i för att nollställa instrumentet, vilket utfördes genom att trycka zero. Provkyvetten sattes i instrumentet och lästes av genom knappen read. Halten totalmangan redovisades i mg/l.

Mätning av pH

För att skydda pH-elektroden sitter en liten plastbägare med lösning som ska se till att elektroden inte torkar ut. Vid mätning togs plastbägaren bort och elektroden sköljdes med avjonat vatten och torkades av med luddfritt papper. När givaren anslutits till instrumentet placerades den i ett prov och för att sedan trycka mät. Det tog en kort stund innan pH hade stabiliserat sig. Vid upptag ur provet sköljdes elektroden och torkades av för att sedan antingen stoppas tillbaka i plastbägaren eller i ett nytt prov.

Mätning av redoxpotential

För att skydda elektroderna sitter en liten plastbägare med lösning som ska se till att elektroderna inte torkar ut. Vid mätning togs plastbägaren bort och elektroderna sköljdes med avjonat vatten och torkades av med luddfritt papper. När givaren anslutits till instrumentet placerades den i ett prov och för att sedan trycka mät. Det tog en stund innan redoxpotentialen hade stabiliserat sig. Vid upptag ur provet sköljdes elektroden och torkades av för att sedan antingen stoppas tillbaka i plastbägaren eller i ett nytt prov. Med jämna mellanrum polerades elektroden och få bort den beläggning som bildats.

Mätning av syrgashalt

Innan och mellan mätningar sköljdes membranet med avjonat vatten och torkades av. När givaren anslutits till instrumentet var det bara att stoppa givaren i ett prov och trycka mät. Det tog en liten stund innan syrgashalten hade stabiliserat sig.

Mätning av konduktivitet

Innan och mellan mätningar sköljdes elektroden med avjonat vatten och torkades av. När givaren anslutits till instrumentet stoppades givaren i ett prov och för att sedan trycka mät. Konduktiviteten stabiliserade sig snabbt.

4.4.2 Blandade försök

Innan de riktiga oxidationsförsöken startades gjordes småförsök för att få en rutin och känsla för analyserna. Det är väldigt lite tid mellan provtagningarna, så analyserna måste fungera utan minsta krångel. Analyser på tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan utfördes enligt beskrivningar i avsnitt 4.4.1.

Provtagning i Kyrkholmsbrunnen när den var avstängd

Ett försök utfördes när vattnet i Kyrkholmen hade stått stilla i brunnen i över ett dygn. Det var i samband med att brunnen skulle spolade ur. Pumparna var avstängda, så för att få upp ett prov hissades en dunk ner. Provet analyserades med avseende på tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan. Analyserna utfördes två gånger för att säkerställa resultaten.

Vattnets kemiska förändring vid transport mellan pumphus och vattenverk

Flera försök gjordes för att se om det sker något med vattnet när det transporteras från pumphuset in till vattenverket. Det är relevant att veta om och ungefär hur mycket järn och mangan som faller ut i ledningen. Ett prov med vatten togs ute i pumphuset i Kyrkholmen och ett prov togs på inkommande vatten till vattenverket. När proverna togs spolades vattnet i

minst fem minuter. Analyser på tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential utfördes. Mätningarna på pH och redoxpotential utfördes i en kanna under respektive provkran.

Variation i pH, syrgashalt, redoxpotential och konduktivitet från råvatten till utgående vatten.

Det är även relevant att veta hur pH, syrgashalt, redoxpotential och konduktiviteten varierar från råvatten till utgående vatten. De nämnda parametrarna togs på följande punkter:

1. Brunnen i Gamla Kyrkholmen
2. Pumphuset i Kyrkholmen
3. Inkommande i vattenverket från Kyrkholmen
4. Efter kontaktkärl
5. Efter sandfilter
6. Efter kolfilter
7. Efter blandningspunkt mellan Kyrkholmen, Film och Norråsen, samt efter dosering av klor.
8. Efter avhärdningsfiltren
9. Utgående vatten

Vid provtagningarna fick vattnet stå och spola i minst fem minuter innan en kanna placerades under kranen och i denna kanna mättes de givna parametrarna.

Kontroll av analysinstrument mot laboratorium

Två vattenprover på råvatten ifrån Kyrkholmen analyserades med avseende på totaljärn och totalmangan. Det ena provet bestod av råvatten utan någon behandling, medan det andra provets luftades. Vatten ifrån dessa prover lämnades sedan in till SLU för analys av totaljärn och totalmangan. Det var för att kunna se hur de väl kolorimetern DR 890 överensstämde med ett laboratorieinstrument.

4.4.3 Försöksuppställning vid olika oxidationsmedel, koncentration och kontaktid.

Oxidationsförsök med luftning

Försöken utfördes i plastkannor med 1,5 liter råvatten. pH på vattnet mättes i kannan. Vid luftning som oxidationsmedel luftades vattnet med en akvariepump i 5 minuter, 10 minuter och 20 minuter (figur 4.4.1 visar försöksuppställningen). Efter luftningstiden stängdes akvariepumpen av och prov togs med jämna mellanrum, förslagsvis vid 0, 5, 10, 20, 30 och 60 minuter. 0 minuter innebär att prov togs innan vattnet hade börjat luftas, vilket betyder att det är råvattnet som provtas. Vattnet som har luftats vakuumfiltreras genom ett 1,2 µm GF/C-filter. Filtratet analyseras sedan med avseende på tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan.



Figur 4.4.1 Försöksupställning vid luftning.

Oxidationsförsök med kaliumpermanganat

Försöken utfördes med kaliumpermanganat (KMnO_4) som oxidationsmedel. Försöken utfördes i plastkannor med 1,5 liter råvatten i. Kaliumpermanganaten som doseras i vattenverket har en koncentration i kärlet på $83,65 \text{ mol/m}^3$. Eftersom oxidationsförsöken utförs i små volymer är det inte rimligt att ha samma koncentration, det skulle innebära stora osäkerheter. Kaliumpermanganat-koncentrationen i mätkolven valdes därför till 20 mol/m^3 . När kaliumpermanganatlösningen bereddades vägdes $0,2762 \text{ g KMnO}_4$ in och späddes med 100 ml luftat avjonat vatten. Det luftade avjonade vattnet bereddades genom att avjonat vatten luftades i 10 minuter med en akvariepump. Tanken var att det enbart är KMnO_4 som ska bidra till oxidationen. Försöken utfördes med olika tillsatser av KMnO_4 enligt tabell 4.1.

Tabell 4.1 Koncentration och tillsatts av KMnO_4 vid de olika försöken.

Koncentration KMnO_4 i kannan (g/m^3)	Tillsatt volym KMnO_4 (ml)
0,9	0,49
1,0	0,54
1,2	0,65
1,3	0,71
1,4	0,76
1,6	0,87
1,8	0,98
2,2	1,2

Innan KMnO_4 tillsattes togs prov på tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan, vilket blir provet vid 0 minuter. Redoxpotentialen och pH mättes även vid alla provpunkter. KMnO_4 tillsattes till 1,5 liter råvatten och blandades om med en magnetorrörare. Tidtagningen startade samtidigt som magnetorröraren som blandade om vattnet i ungefär 1,5 min. Provet fick stå och efter 5, 10, 20, 30 och 60 minuter togs vatten från kannan som vakuumfiltrerades genom ett 1,2 μm GF/C-filter. Filtratet analyserades sedan med avseende på tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan. Ifall kontaktiderna inte verkade räcka till kunde det vara nödvändigt att följa provet längre och även i fler punkter. Det kunde då vara aktuellt med provtagning förutom som vid ovanstående även vid 40, 50, 70, 80, 90, 100, 110 och 120 minuter.

Försök i verklig process

Det är av högsta vikt att veta hur oxidationsförsöken med kaliumpermanganat med olika doser fungerar i den verkliga processen och om det går att se någon överensstämmelse. Olika kaliumpermanganat-doser ställdes in och prov togs på tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan, redoxpotential och pH. Prov togs på tre punkter: inkommande vatten i vattenverket (från Kyrkholmen), efter kontaktkärl och efter sandfilter. Proverna togs för att följa hur oxidationen fortlöper i processen. Provet efter kontaktkärl filtrerades genom ett 1,2 μm GF/C-filter för att kunna jämföras med laborationsförsöken. Tanken var att det skulle gå att jämföra inkommande vatten till vattenverket med 0 minuters-provet för laborationsförsöken och sedan, beroende på flödet, ger det lite olika uppehållstider och därmed lite olika hålltider för jämförelse. Vid försöken gjordes upptäckter som innebar att det skulle vara bra att följa totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential varje halvtimme under en dag.

Av en slump togs ett prov efter avhärdningsfilter 2 på totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential när dosen av KMnO_4 var inställd på 2,0 g/m^3 . Resultatet var väldigt intressant, vilket resulterade i att prover togs kontinuerligt under dagen.

Bas- och syra-tillsats

Försöket hade som syfte att se om kaliumpermanganat verkligen lyckades oxidera allt järn och mangan, även det som troligen är komplexbundet till organiskt material. Det testades genom att först höja pH till över tio med en bas och sedan efter en stunds väntetid sänka pH med en syra till under sex. Innan försöken startas analyseras tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan och pH. Försöket utfördes två gånger vid olika tidpunkter och med lite olika upplägg. Båda försöken avslutades med att tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan analyserades. Försöken utfördes i kanna med 0,5 liter råvatten ifrån Kyrkholmen. Det första försöket utfördes med kaliumhydroxid som bas och svavelsyra som syra. När pH stigit till över tio, började svavelsyra att droppas i på en gång. Det andra försöket utfördes med natriumhydroxid som bas och svavelsyra som syra. När pH höjts över tio fick provet stå i tio minuter innan syran började tillsättas. Efter att syran tillsatts och pH sjunkit under sex fick provet även här stå i tio minuter innan analys utfördes.

Analys av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan

Det är av intresse att se hur de olika doserna av kaliumpermanganat påverkar halten av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan i förhållande till varandra. Försöken utfördes på råvatten ifrån Kyrkholmen, vilket innebar att ett prov på 10 liter togs i pumphuset ute i Kyrkholmen. Till ett försök (en dos) krävdes det en liter vatten. De olika doserna visas i tabell 4.2. Vid varje dos togs tre prover, ett på råvatten, ett på ofiltrerat prov efter två timmar och ett på filtrerat prov efter två timmar. Försöken sattes i gång med tio minuters mellanrum och när det gått två timmar togs prover. Råvattenproverna togs däremot i samband med att varje försök sattes i gång. En del av vattnet hälldes ofiltrerat i en analysflaska, medan den andra delen filtrerades genom ett 1,2 µm GF/C-filter och hälldes sedan i en annan analysflaska. Samma behandling upprepades vid de fem olika koncentrationerna av kaliumpermanganat. De femton provflaskorna lämnades sedan till SLU för analys av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan.

Tabell 4.2 Doserna av kaliumpermanganat som tillsattes i respektive kanna vid analys av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan.

Koncentration av KMnO ₄ (g/m ³)	Antal ml KMnO ₄
1,3	0,47
1,4	0,51
1,6	0,58
1,8	0,65
2,2	0,80

5. BESKRIVNING AV ÖSTERBYBRUKS VATTENFÖRSÖRJNING

Nedan följer en beskrivning av vattnets väg från råvattentäkterna till abonnenterna.

5.1 RÅVATTENTÄKTERNA

Det finns tre råvattentäkter i Österbybruk som används dagligen:

- Gamla Kyrkholmen
- Norråsen
- Film

Samtliga råvattentäkter består av grundvatten. Det finns också en råvattentäkt som används periodvis vid lågt vattenstånd. Den heter nya Kyrkholmen och är placerad i närheten av Gamla Kyrkholmen. Vid genomgång av gamla dokument från arkivet i Östhammar kan det läsas om en rad brunnar som idag inte används. Det finns dokumentation mellan ungefär 60- och 80- talet, sedan är det dåligt dokumenterat. Att det inte finns dokumentation gör att det är svårt att veta när nya brunnar anlagts och när gamla har tagits ur drift.

5.1.1 Gamla Kyrkholmen

Gamla Kyrkholmen är en grävd brunn som är ungefär nio meter djup. Brunnen är belägen i ett lerlager som är ungefär 6,5 m djupt och under det finns det ett sand- och gruslager som är minst fem meter djupt. Det finns en vattendom för en grusfilterbrunn som anlades -68 eller -69. I vattendomen finns det angivet att det är tillåtet att pumpa upp 1 000 m³/dygn. Ifall något skulle inträffa och mer vatten behövs är det under ett enskilt dygn tillåtet att pumpa upp 1 300 m³.

I och med vattendomen fastslogs även vattenskyddsområden i form av ett inre och yttre. Själva brunnen och pumphuset är omgivet av lågt belägen betesmark/sumpmark som vid höga flöden översvämmas nästan helt se figur 5.1.1 och 5.1.2.

Vattnet ifrån den grävda brunnen som idag används i Kyrkholmen pumpas upp med hjälp av två sugpumpar. Pumparna står i pumphuset och det är två sugledningarna som går ner i brunnen. Pumparna går växelvis för att jämna ut slitaget. Tidigare användes bara en pump och den andra stod som reserv. Pumphuset i Kyrkholmen brann ner 2008, vilket innebär att all utrustning i pumphuset är ny.



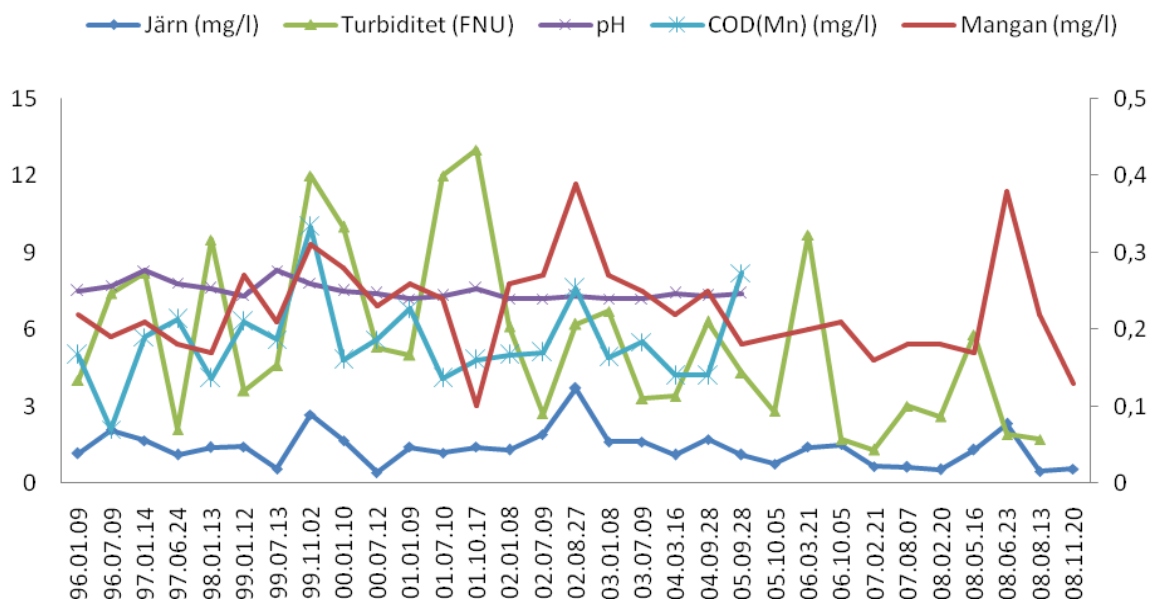
Figur 5.1.1 Marken kring pumphuset och brunnen vid Kyrkholmen är översvämmade. Pilen pekar på Kyrkholmsbrunnen och huset är pumphuset där de två pumparna står (Foto Håkan Rosenhoff).



Figur 5.1.2 Brunnen i Kyrkholmen, helt omringad med vatten (Foto Håkan Rosenhoff).

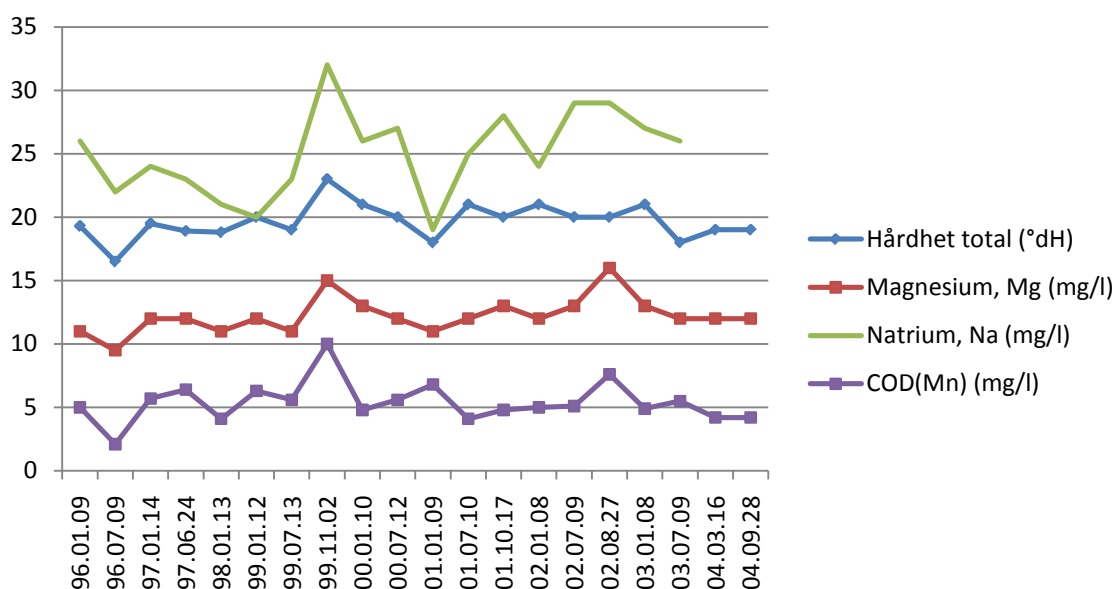
Kyrkholmens råvattenkvalité

Kyrkholmen är den råvattentäkt med sämst vatten pga av de höga järn- och manganhalterna. Figur 5.1.3 visar variationerna för järn, mangan och turbiditet mellan åren 1996 och 2008. Från grafen kan det ses att järnet varierat kraftigt. Mangan varierar en hel del och orsakar en ökad förbrukning av oxidationsmedel. Turbiditeten varierar också kraftigt med en viss tendens till samband med järnets variation. pH varierar en del och det är bra att ha i åtanke att om pH mätts på plats hade det förmodligen varit lägre.



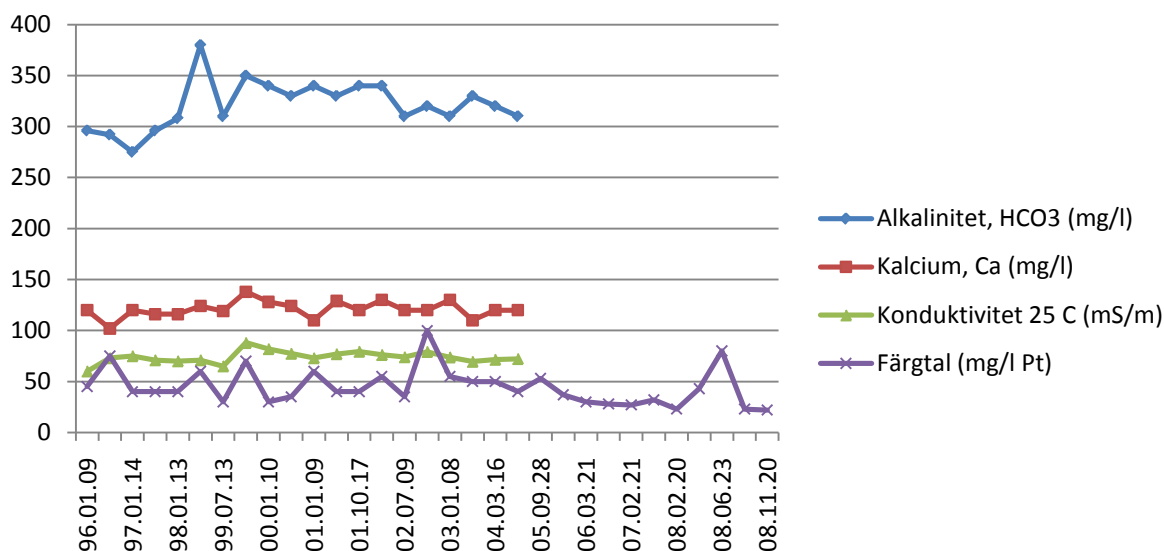
Figur 5.1.3 Järn, mangan och turbiditet mellan åren 1996 och 2008 för Kyrkholmen. Variationen i pH är mellan år 1996 och 2005. Alla grafer utom manganet läses mot den vänstra axeln.

Det är intressant att följa vattnets hårdhet, magnesiumhalt och kalciumhalt eftersom det i allra högsta grad påverkar hur avhärdningen fungerar. Hårdheten varierar en del till följd av att magnesiumhalten och även kalciumhalten varierar. Natriumhalten har en viss samvariation med övriga ämnen i figur 5.1.4, men har något större toppar och dalar. COD_{Mn} samvarierar även det med övriga ämnen. COD_{Mn} har betydelse vid oxidationen av järn och mangan, då det förbrukar oxidationsmedel.



Figur 5.1.4 Hårdhet, magnesium och COD_{Mn} mellan åren 1996 och 2004. Natriums variation kan ses mellan år 1996 och 2003. Alla angivna halter är analyserade på råvatten ifrån Kyrkholmen.

Alkaliniteten varierar även den en del, vilket får betydelse för jämvikts-pH och om vattnet kommer att bli kalkfällande vid höjning av pH genom luftningen. Kalcium och konduktiviteten har förhållandevis små variationer. Kalcium varierar dock ändå en del vilket får betydelse vid avhärdningen. Färgtalet har några kraftiga toppar som ser ut att ha en koppling till järnets variationer (figur 5.1.5).



Figur 5.1.5 Alkalinitet, kalcium, konduktivitet mellan 1996 och 2004. Färgtals variation är mellan år 1996 och 2008. Alkalinitet och kalciumhalt läses av från den vänstra axeln och konduktivitet och färgtal från den högra axeln.

Vattnets kvalitet varierar kraftigt, vilket gör att det är nödvändigt att ha tät och kontinuerlig provtagning för att kunna styra beredningsprocessen.

5.1.2 Nya Kyrkholmen

Nya Kyrkholmen används i perioder med lågt grundvattenstånd och då pumpas vatten upp och leds via en slang till Gamla Kyrkholmen. Vattnet får återinfiltrera direkt på markförnan som består av gräs. Vattnet ifrån denna brunn har sämre kvalitet i form av högre halter järn och mangan. Det finns en viss fara med att skicka ut vattnet direkt på markförnan, dels för att det kan uppstå reducerande förhållanden och dels för att markens porer kan sättas igen.

5.1.3 Norråsen och Film

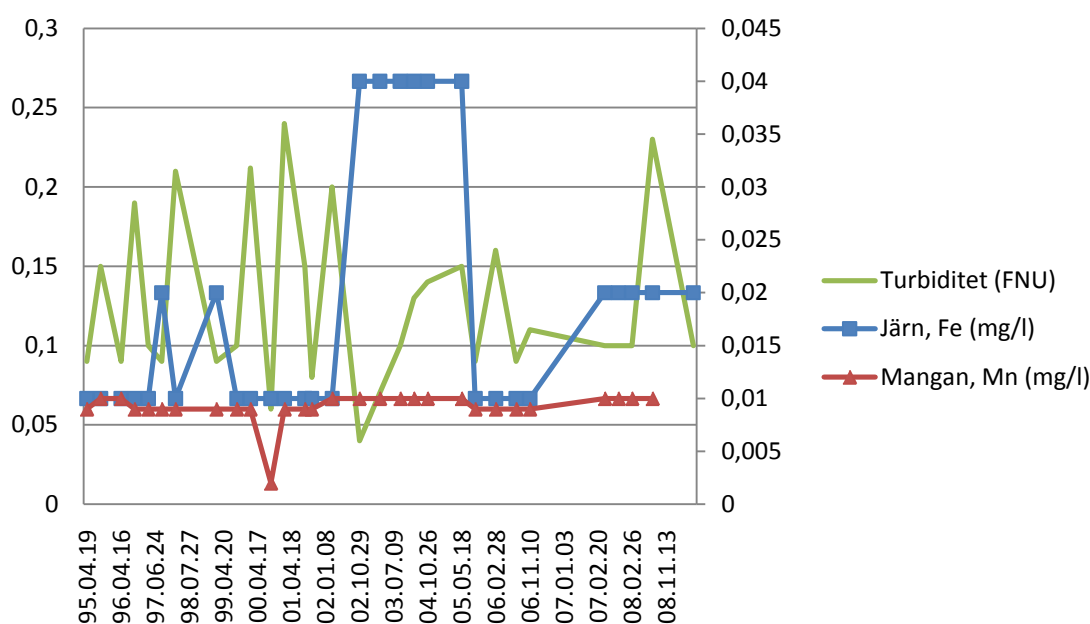
Norråsen består av en fyra meter djup rörspetsbrunn. När vattentäkten är ansluten är högst oklart. Det finns ett dokument om gemensamt vattenskyddsområde för Film och Norråsen från den 30 juli 1963, där det fastslås vad som får göras inom vattenskyddsområdet. Vid genomläsning av gamla dokument inses att det inte är samma brunnar som används idag som då. Förhoppningsvis ligger de inom vattenskyddsområdet. Någon vattendom finns inte för varken Film eller Norråsen. Vattnet i Norråsen pumpas upp via en dränkbar pump och desinficeras sedan av en UV-lampa. UV-lampan ger alltid samma strålning oberoende av flödet, vilket får till följd att dosen varierar. Vattnet pumpas sedan ut till abonnenter i

Norråsen. Det vatten som inte används i Norråsen pumpas vidare till vattenverket Sandgropen. Den dränkbara pumpen har en gångtid på princip 24 timmar om dygnet.

Film består av en rörspetsbrunn som är ca 4,5 m djup. Även här pumpas vattnet upp via en dränkbar pump, för att sedan desinficeras av två UV-lampor, som går parallellt. Den dränkbara pumpen har i princip en gångtid på 24 timmar om dygnet. Även här bestrålas vattnet oberoende av flöde, vilket leder till en ojämn dos. Vattnet pumpas sedan ut till abonnenter i Film. Det vatten som inte används i Film, pumpas till vattenverket Sandgropen.

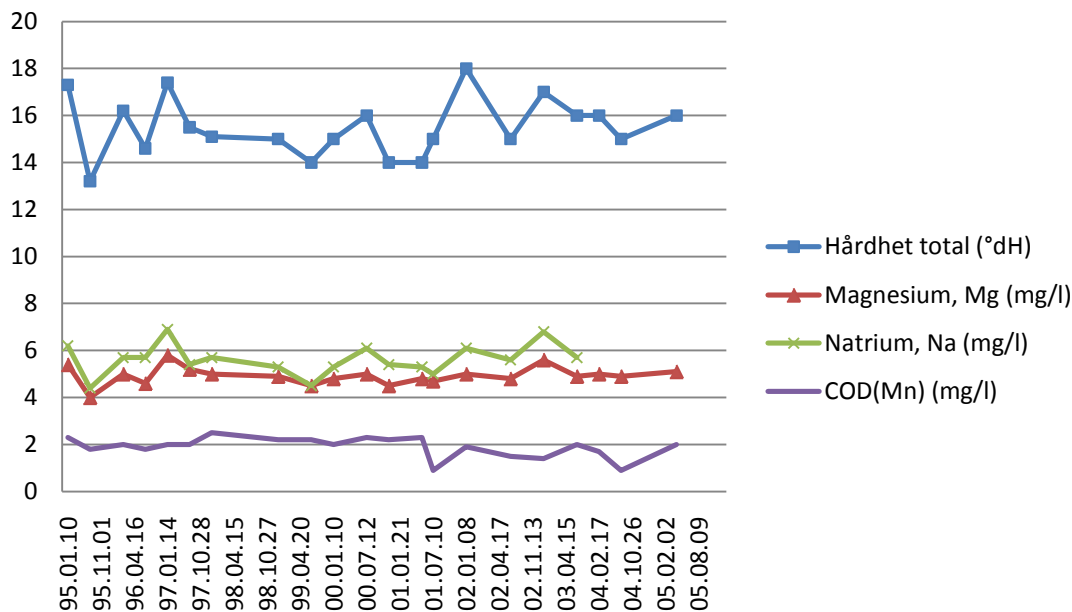
Norråsens råvattenkvalité

Norråsens råvatten är ganska lika Films i kvalitet. Råvattnet från Norråsen har låga halter av järn och mangan (figur 5.1.6). De variationer som finns är små och är lägre än börvärdesnivåerna (tabell 2.1).



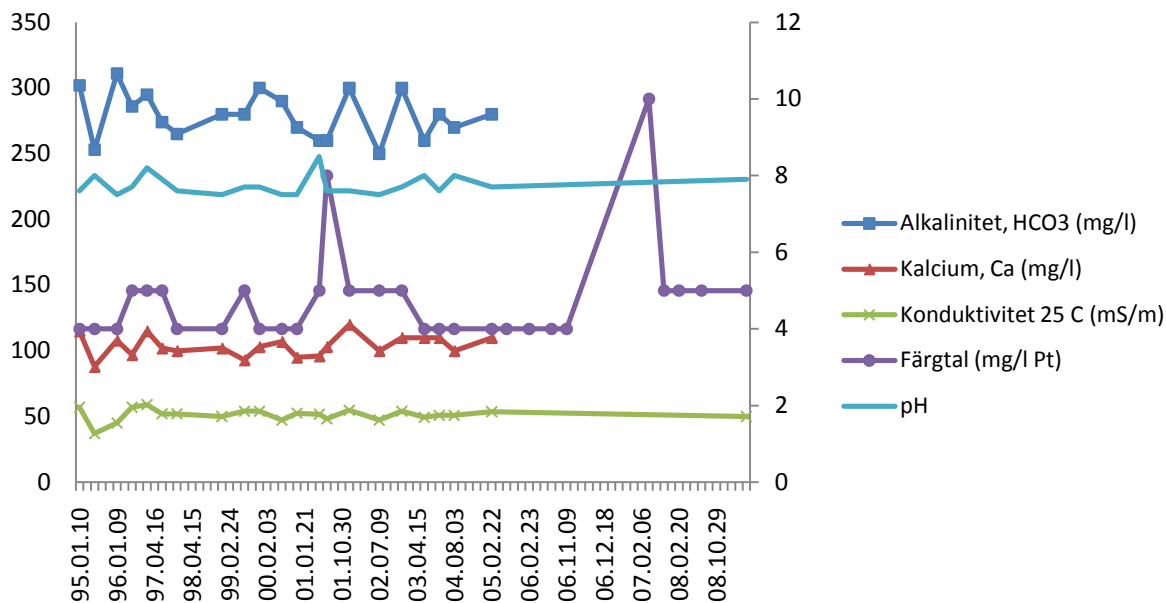
Figur 5.1.6 Järn, mangan och turbiditet mellan åren 1995 och 2008. Turbiditeten avläses på den vänstra axeln och järn och mangan på den högra.

Halterna av järn och mangan är med andra ord redan nere i de nivåer som Kyrkholmen princip önskas renas till. Värdena på turbiditeten är låga och även de högsta värdena ligger långt under gränsvärdena för utgående vatten (figur 5.1.6). Hårdheten varierar en del men håller sig inom ramarna för hårt vatten (figur 5.1.7). Kurvorna för halterna av magnesium och natrium följer varandra relativt bra och de båda halterna är under gränsvärdesnivåerna (5.1.7). COD_{Mn} varierar lite, men är relativt jämn (figur 5.1.7).



Figur 5.1.7 Hårdhet, magnesium, natrium och COD_{Mn} mellan åren 1995 och 2005.

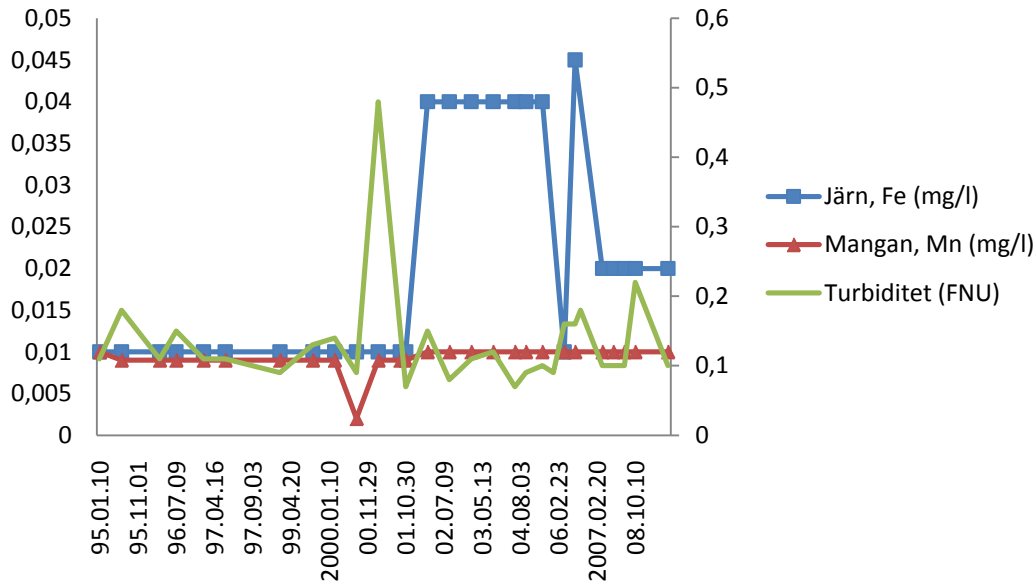
Alkaliniteten för Norråsen varierar ungefär lika mycket som för Kyrkholmen, fast halterna är något lägre (figur 5.1.8). Kalciumhalten varierar runt 100 mg/l (figur 5.1.8). Konduktiviteten varierar lite, men det rör inte om några stora förändringar (figur 5.1.8). Färgtalet slår lite fram och tillbaka för att ha en stor topp på höst/vintern 2001 och 2007 (figur 5.1.8). pH varierar runt åtta och skulle förmodligen vara något lägre om det hade mäts direkt på plats. Det är inte säkert att alla prover på råvattnet från Norråsen är tagna innan UV-ljuset. Vattnet i Norråsen är betydligt bättre än vattnet ifrån Kyrkholmen.



Figur 5.1.8 Alkalinitet och kalcium (värden avläses på vänstra axeln) mellan åren 1995 och 2005. Konduktivitetens variation kan ses mellan 1995 och 2008 (vänstra axeln). Variation i pH för åren 1995 till 2006 och variationen i färgtal för åren 1995 till 2008 (båda parametrarna avläses på den högra axeln).

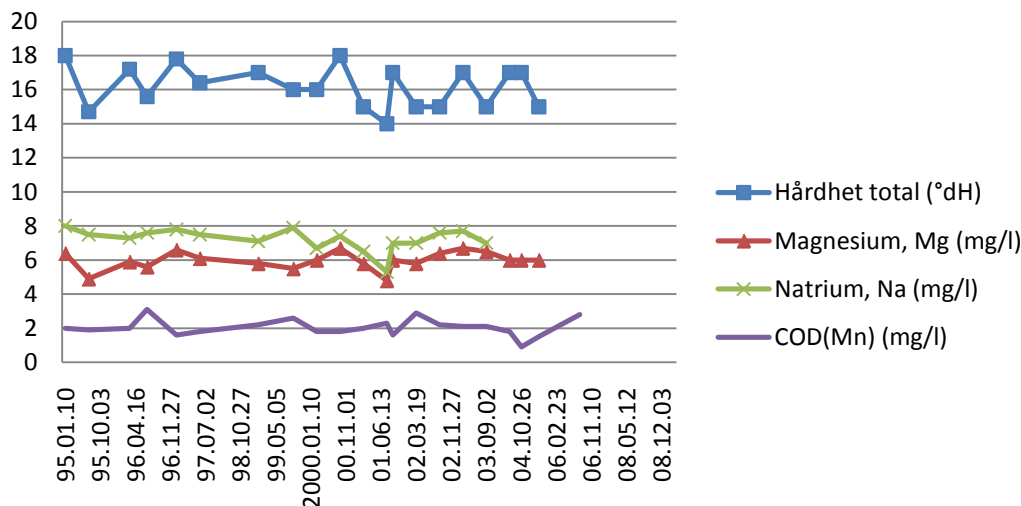
Films råvattenkvalité

Råvattnet ifrån Film har låga halter av järn och mangan (figur 5.1.9). De variationer som finns är små och är lägre än börvärdesnivåerna (tabell 2.1).



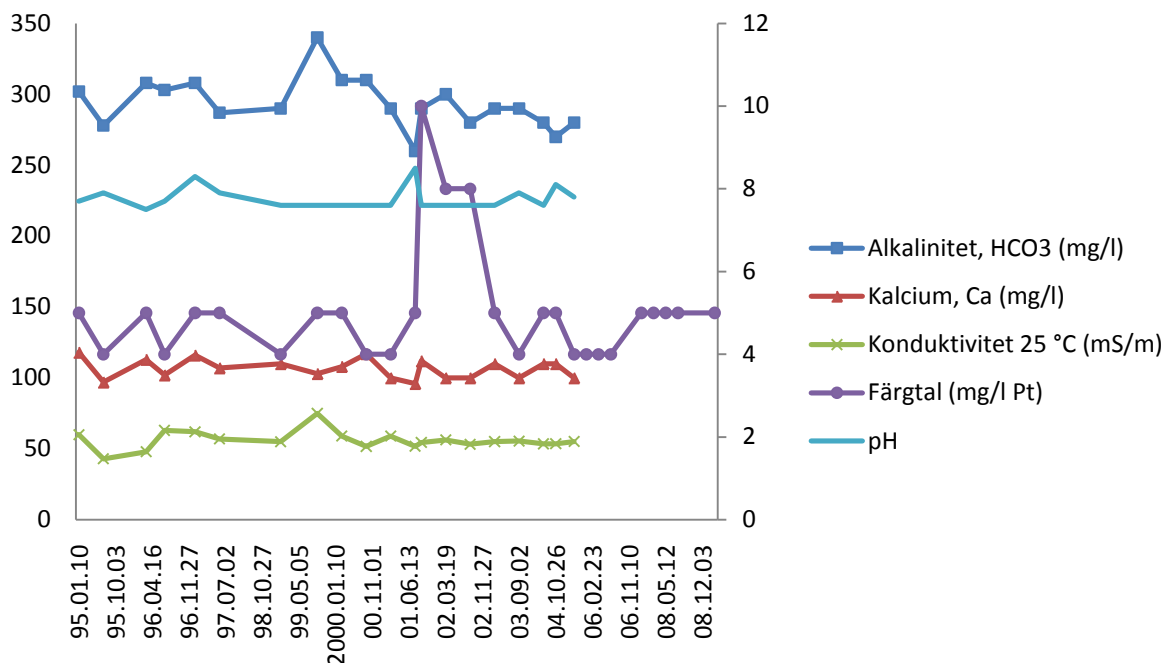
Figur 5.1.9 Järn, mangan och turbiditet mellan åren 1995 och 2008. Turbiditeten avläses på den högra axeln och järn och mangan på den vänstra.

Halterna av järn och mangan är med andra ord redan nere i de nivåer som Kyrkholmen princip önskas renas till. Värdena på turbiditeten är låga och även de högsta värdena ligger långt under gränsvärdena för utgående vatten (figur 5.1.9). Hårdheten varierar en del men håller sig inom ramarna för hårt vatten (figur 5.1.10). Kurvorna för halterna av magnesium och natrium följer varandra relativt bra och de båda halterna är under gränsvärdesnivåerna (5.1.10). COD_{Mn} varierar en del och topparna ses på våarna och kan kanske bero på en viss ytvattenpåverkan (figur 5.1.10).



Figur 5.1.10 Hårdhet, magnesium, natrium och COD_{Mn} mellan åren 1995 och 2006.

Alkaliniteten för Film varierar ungefär lika mycket som för Kyrkholmen och halterna är höga (figur 5.1.11). Kalciumhalten varierar runt 100 mg/l (figur 5.1.11). Konduktiviteten varierar lite, men det rör inte om några stora förändringar (figur 5.1.11). Färgtalet slår lite fram och tillbaka för att ha en stor topp på höst/vintern 2001 (figur 5.1.11). pH varierar runt åtta och skulle förmodligen vara något lägre om det hade mätts direkt på plats. Det är inte säkert att alla prover på råvattnet från Film är tagna innan UV-ljuset. I huvudsak är vattnet i Film betydligt bättre än vattnet ifrån Kyrkholmen.



Figur 5.1.11 Alkalinitet, kalcium och konduktivitet (värden avläses på vänstra axeln) mellan åren 1995 och 2006. Variation i pH för åren 1995 till 2006 och variationen i färgtal för åren 1995 till 2008 (båda parametrarna avläses på den högra axeln).

5.2 DIMENSIONERANDE DATA

Enligt Statistiska centralbyrån hade Österbybruk 2009 ett invånarantal på 2 258 personer. I Österbybruk och Dannemora såldes 160 201 m³ vatten under 2009. Det innebär att varje person förbrukar ungefär 200 L per person och dygn. Det finns idag inga företag som är extremt vattenkrävande, utan de allra flesta har en relativt låg vattenförbrukning. Det är också av intresse att veta hur stor medel- och maxtimförbrukningen, samt medel- och maxdygnsförbrukningen är. Max- och medeltimförbrukningen går inte att ta reda på då värdena inte lagras på det sättet över längre tid. Medeldygnsförbrukningen för 2009 är 583 m³ och maxdygnsförbrukningen 906 m³. Vid maxdygnsförbrukningen innebär det att 37,75 m³/h distribueras. På vintern och våren distribueras som mest vatten, för att sedan avta under sommaren och hösten. Detta är av intresse för att exempelvis kunna få ett jämnare pumpflöde på rå- och renvattenpumpar. Det är en skillnad mellan hur mycket som produceras och förbrukas, dels på grund av vattenläckor, men också för att utgående vattenmätare inte fungerat som den ska.

5.3 BEREDNINGSANLÄGGNINGEN (VATTENVERKET)

Råvattnet kommer in till Sandgropen från två håll. Eftersom råvattnet ifrån Kyrkholmen innehåller relativt mycket järn och mangan kräver det mer rening än det blandade råvattnet från Film och Norråsen. Råvattnet från Kyrkholmen kommer in i verket och kaliumpermanganat doseras innan vattnet fortsätter till kontaktkärlet (blandningsfiltret). Efter kontaktkärlet flödar vattnet till de två sandfiltren som körs parallellt, utom då det ena backspolas. Efter sandfiltren passerar allt vatten kolfiltret, för att sedan blandas med vatten ifrån Film och Norråsen. Efter att vattnet har blandats doseras natriumhypoklorit, sedan shuntas vattnet antingen till gasstrippern eller till ett av de två avhärdningsfiltren. Vattnet som passerat avhärdningsfiltren går sedan in i gasstrippern och blandas med vattnet som inte har avhärdat. Vattnet lagras en kort stund i gasstripperns reservoar, för att sedan fortsätta till lågreservoaren. Från lågreservoaren distribueras vattnet sedan ut till abonnenter i Österbybruk och vatten som inte förbrukas pumpas till högreservoaren.

Alla filter som beskrivs nedan är tryckfilter och deras dimensioner och areor kan ses i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Filtren i vattenverket är av lite olika dimension, vilket ger lite varierande tvärsnittsareor.

Typ av filter	Radie (m)	Höjd (m)	Tvärsnittsarea (m ²)
Kontaktkärlet	0,8	2,5	2,0
Sandfilter	0,8	1,8	2,0
Kolfilter	1	1,9	3,1
Avhärdningsfilter	0,75	2,5	1,8

5.3.1 Blandkärlet

Blandkärlet är en trycktank med metallskivor i som vattnet leds runt av för att få en längre kontakttid mellan kaliumpermanganatet och vattnet. Med tanke på tankens syfte kan den

kallas för ett kontaktkärl. Flödet in och ut ur tanken styrs inte, men kan stängas av genom ”manuella” ventiler. Tanken är från 1971. Beroende på inkommande flöde varierar den hydrauliska belastningen och uppehållstiden enligt tabell 5.2. Volymen av kontaktkärl är 5,03 m³.

Tabell 5.2 Flödet genom kontaktkärl styr den hydrauliska belastningen och uppehållstiden och därmed hur lång kontakttiden för kaliumpermanganat blir.

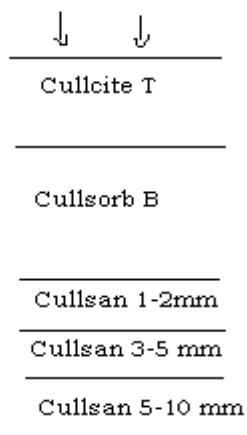
Flöde (m³)	Hydraulisk belastning (m/h)	Uppehållstid (min)
13	6,5	23
15	7,5	20
17	8,5	18
30	15	10

5.3.2 Sandfilter

Det finns två sandfilter som är från år 1971. De används parallellt utom vid backspolning då ett filter får ta hela flödet

Kaliumpermanganat doseras för att oxidera järn och mangan och på så sätt minska halterna av det. Blandningen av kaliumpermanganat sker med 1,5 kg pulver till 130 liter avhärdat vatten, vilket gav en koncentration på 11,41 g/m³ i kärlet. Dosen i Kyrkholmens råvatten var 1,141 g/m³. Blandningen sker i samma kärl som lösningen sedan doseras ifrån. I kärlet finns en omrörare som går i fem minuter och pausar i 30 minuter. Doseringen sker med en doseringspump och dosen styrs från inkommande flöde från Kyrkholmen. Halterna av järn och mangan styr doseringen av kaliumpermanganat, vilket i sin tur ger slambelastningen på filtren.

Filtermassan ska vara uppbyggd enligt två mediabädds-principen, vilket innebär att filtermassan är indelad i två lager. Det första (översta) lagret består av Cullcite T och har en höjd på 40 till 45 cm. Det andra lagret består av Cullorb B och har en höjd på 50 till 60 cm. Därefter är det tre bärlager av Cullsan (sand), först ett lager med en kornstorlek på 1 till 2 mm, sedan ett lager med 3 till 5 mm och sist ett lager med 5 till 10 mm kornstorlek. Figur 5.3.1 illustrerar hur det ser ut i ett sandfilter. Under bärlagret finns det ett rörgalleri som går ut i tolv till 15 tårtbitar se figur 5.3.1. I rören är slitsar sågade, som det filtrerade vattnet samlas upp i och leds vidare till kolfiltret (Olsson, muntligen 2010).



Figur 5.3.1 Den vänstra figuren visar lagren i sandfiltren. Den högra figuren visar rörgalleriet i botten på sandfiltren. De tvärgående strecken symboliserar slitsarna som är sågade i rören.

Cullcite T (II) är ett filtermaterial som är tillverkat av antracit och består till 96 procent av kol. Materialet har en kornstorlek mellan 0,8 och 2,0 mm och används för att skydda (öka slamlagringsförmågan) Cullisorb B, som är det kemiskt aktiva materialet. Det järn och mangan som har oxiderats och fällts ur filtreras bort av Cullcite T. Filtratet som leds vidare ner till Cullisorb B är renare och sätter då inte igen resterande bäddmaterial, vilket minskar motståndet i filtret. Cullcite T-materialet ska klara en hydraulisk belastning på upp till 30 m/h. Det är inte Cullcite T som utgör en begränsande faktor eftersom det bara har en filtreringsfunktion (Vattenreningsgruppen, 2003). Däremot är det Cullisorb B som begränsar eftersom det ska ske kemiska reaktioner (Vattenreningsgruppen, 2007). Cullisorb B, eller Manganese greensand som det också heter, är ett filtermaterial som består av behandlad glaukonit. Materialet har som syfte att binda till sig det mangan som inte oxiderat klart och fällts ur när det passerat Cullcite T (Vattenreningsgruppen, 2007). Istället för Cullisorb B kan sand användas och då byggs en beläggning av brunsten på kornen och får samma funktion som Cullisorb B. Nackdelen är att det tar ett tag för den att byggas på och reningen blir inte lika effektiv under denna period (Vattenreningsgruppen muntligen, 2010). Cullisorb B har en kornstorlek mellan 0,25 och 1 mm och ska klara en hydraulisk belastning på mellan 5 och 12 m/h (Vattenreningsgruppen, 2007).

Filtren spolas rent en gång per dygn och för sandfilter 1 sker det 10.00 och för sandfilter 2 sker det 9.00. Filtren backspolas i tio minuter och efterspolas i fem minuter. Tanken är att backspolningsvattnet ska vara helt rent efter sju minuter. Backspolningsbelastningen bör vara minst 30 m/h för att uppnå en 35 till 40 procentig bäddexpansion. Sandfiltren backspolas med ett flöde av 60 m³/h, vilket ger en hastighet av 29,85 m/h. Efterspolningen sker med ett flöde av 40 m³/h, vilket ger en efterspolningshastighet på 19,9 m/h. Hela spolningen sker med renvatten. Filtren är alltid i drift parallellt utom vid spolning och då går hela flödet över på det andra filtret. Flödena vid produktion, backspolning och efterspolning styrs av fem membranventiler, som antingen är öppna eller stängda. Membranventilerna styrs pneumatiskt (lufttryck), från en kompressor. Det finns två spolventiler på respektive sandfilter, vilka ska

begränsa utflödet vid backspolning och efterspolning. Vid backspolning är flödesbegränsaren på 230 U.S. gallon/min (52,3 m³/h) och vid efterspolning är begränsningen 88 U.S. gallon/min (20,01 m³/h). Spolventilerna begränsar utflödet så att bäddexpansion inte blir för stor, för då följer filtermassan med vattnet. Det finns ett antal manuella ventiler för att kunna stänga bort filtret och leda vidare vattnet.

5.3.3 Kolfilter

Kolfiltret är från år 1973 och har en volym på 5,97 m³. Kolfiltrets funktion i denna process är att ta bort det sista av järnet och manganet, som inte har oxiderat klart när det passerat sandfiltret. I kolfiltret finns det ett aktivt kol med namn Cullar T eller Norrit Pk med en kornstorlek mellan en till tre millimeter. Norrit Pk är en lågdensitets kol, med en ganska stor kornstorlek. Under Norrit Pk ligger det som i sandfiltret tre bärlager av sand och under det finns rörgalleriet (se ovanstående beskrivning av sandfiltret).

Filtret spolas två gånger i veckan på tisdagar och fredagar klockan 8.00. Kolfiltret spolas enbart med renvatten. Filtret börjar med att backspolas i fem minuter, för att sedan efterspolas i två minuter. Filtret backspolas i bästa fall med ett flöde på 60 m³/h, vilket ger en backspolningshastighet på 19,11 m/h. Efterspolningen sker med ett flöde av ca 40 m³/h, vilket ger en efterspolningshastighet på 12,74 m/h. Vid backspolningen bör filtret uppnå ett 30 procentig bäddexpansion och för det krävs en backspolningshastighet på 30 till 35 m/h (Vattenreningsgruppen, 2010b). På kolfiltret sitter det två spolventiler, en som ska begränsa utflödet vid backspolning och en som ska begränsa utflödet vid efterspolning. Själva styrningen av produktion och spolningar styrs med fem membranventiler. Även de här membranventilerna styrs pneumatiskt. Sedan finns det förstås en lång rad manuella ventiler, som finns för att kunna stänga bort filtret och leda vattnet vidare i beredningen.

5.3.4 Natriumhypoklorit

Natriumhypoklorit används som desinfektionsmedel och ska innehålla tolv procent aktivt klor när det levereras. Halten lut framgår inte. Fyra liter natriumhypoklorit blandas med 100 liter avhärdat vatten i ett doseringskärl. Doseringen styrs av flödet från Kyrkholmen och en doseringspump ger 28 ml natriumhypoklorit per m³ Kyrkholmsvatten. Dosen av klor uppgår till ca 0,162 g/m³, med avseende på att det bara blandas med vatten ifrån Kyrkholmen. Dock kommer nästan hälften av det inkommande vattnet ifrån Film och Norråsen, vilket i praktiken ger en klorhalt på 0,081 g/m³.

5.3.5 Avhärtningsfilter

De två filtren som avhärdat vattnet är av typen Ultra Line 2000 från Culligan TEKÖ. Filtren är från 1989. I filtren finns det en jonbytarmassa vid namn Cullex (figur 5.3.2). Cullex består av Purolite C-100E och har som uppgift att binda till sig natrium vid regenerering och sedan ska ett jonbyte ske varvid kalcium och magnesium ska istället fästa till ytan. Ytan eller snarare den funktionella gruppen som natrium, magnesium, kalcium, järn och mangan binder till består av R-SO₃⁻ (Vattenreningsgruppen, 2010b).



Figur 5.3.2 Jonbyttarmassan Cullex.

På så sätt avhärdas vattnet och får en lägre hårdhet. Målet är att börvärdet för hårdheten ska vara mellan 8 och 10 °dH. Under Cullex lagret finns det liksom ovan tre bärlager av sand i samma storleksordning som vid sandfiltren och kolfiltret. Sedan skiljer sig rörgalleriet för uppsamlingen av filtrerat vatten något. Avhärdningsfiltren är av en nyare årgång och har en plan botten med jämt fördelade fem till sex centimeter stora filterdysor. På toppen av dysan är det en spaltöppning på en millimeter, som det filtrerade vattnet passerar igenom. När vattnet passerat dysorna leds det via ett rör i manteln vidare i processen.

De två avhärdningsfiltren ska vara i drift växelvis. Filtren ska spolas och regenereras när 220 m³ vatten passerat. När 220 m³ passerat ska det vara 25 % användningsvolym kvar, vilket innebär att det ska kunna gå 55 m³ vatten till genom filtret och det ska fortfarande vara 0 °dH. Efter att 220 m³ passerat påbörjas först en backspolning på fem minuter. Vid backspolningen strömmar vattnet nerifrån och upp. Backspolningen ska spola bort de fällningar som avskiljts i filtermassan och se till att filterbädden expanderar. Efter backspolningen börjar saltinsugningen, som varar i 14 minuter. Saltet har som syfte att regenerera bäddmaterialet. Därefter sker efterspolning då spolas filtret i 35 minuter uppifrån och ner för att tränga undan överblivet salt. Det sista steget är en snabbspolning på fem minuter. Hela spolningen sker med en blandning av råvatten och spolvatten.

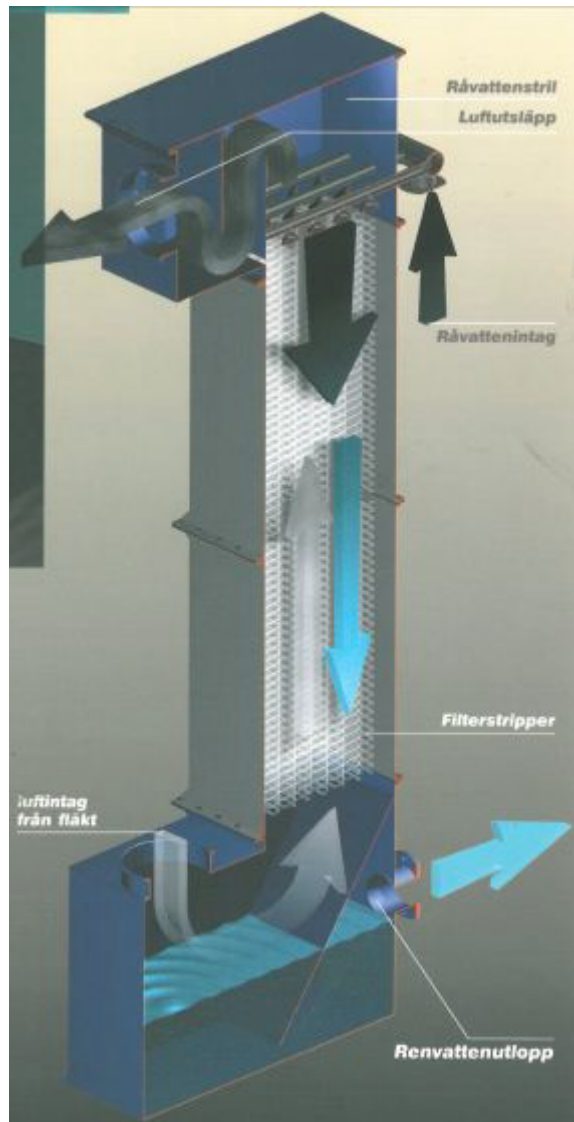
Saltinsugningen vid regering sker via en saltinsugningsventil och saltet tas från ett kärl. Vid regenerering bör filtren suga i sig 470 liter 25 procentig saltlösning. Ovanför kärlet finns en rotameter som saltflödet kan avläsas från. Filtren bör suga in 42 l/min under elva minuter (Vattenreningsgruppen, 2010b). Saltlösningskärlet fylls på via en doseringspump från saltbassängerna. I saltbassängerna finns det nivågivare som ska kunna fylla på vatten

automatiskt. Nackdelen med det systemet är att påfyllningen sker ovanifrån. Problemet består i olika densitet hos saltlösning och vatten och en skiktning kan uppstå. Numera används inte det systemet utan saltbassängerna fylls på manuellt underifrån. I botten på saltbassängerna finns det sand som saltlösningen filtreras genom innan det pumpas in i saltlösningskärlet.

Avhärtningsfilter 1 styrs av åtta membranventiler, medan avhärtningsfilter 2 styrs av sju membranventiler. På avhärtningsfiltren styrs membranventilerna av pneumatiskt tryck (lades om från hydrauliskt våren 2010). Membranventilerna reglerar produktion, spolningar och regenereringar. Det finns även på detta filter två spolventiler på respektive avhärtningsfilter och de reglerar utflöde vid backspolning och efterspolning. Precis som på ovanstående filter finns det ett antal manuella ventiler och funktionen här är densamma. Det finns ytterligare en skillnad i ventiler mellan avhärtningsfilter 1 och 2 och det är backventilerna på inkommande vatten. På avhärtningsfilter 1 sitter en kägelventil som är relativt ny. Medan det på avhärtningsfilter 2 sitter en gammal kulventil. Denna kulventil kan vara orsaken till att det alltid flödar in mindre vatten i avhärtningsfilter 2 än 1.

5.3.6 Gasstrippern

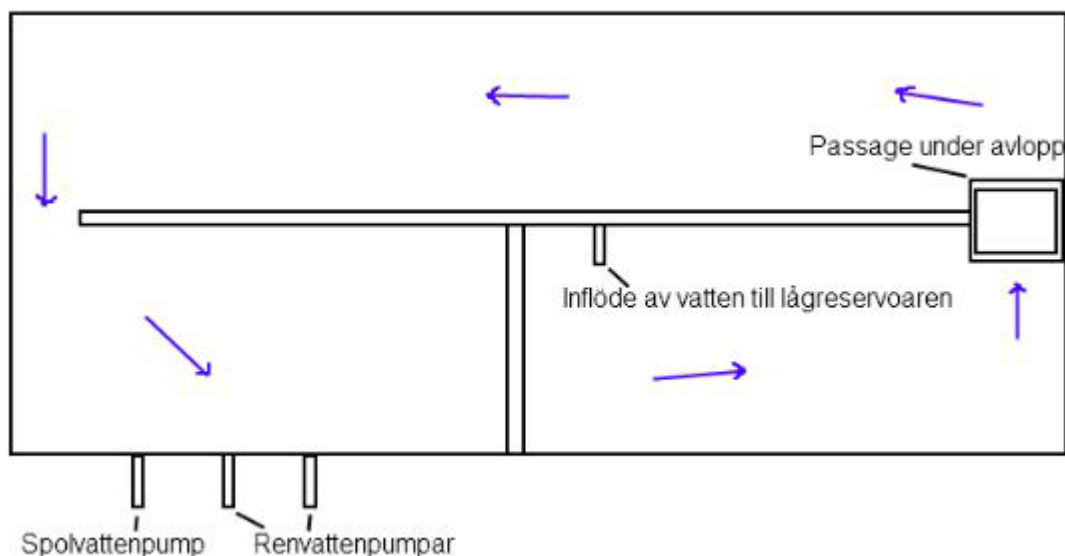
Gasstrippern har som funktion att lufta vattnet och på så sätt frigöra kolsyra och höja pH (se reaktionsformlerna i avsnitt 2.1.7). Gasstrippern SK 100 kan klara ett maximalt flöde av 25 l/s och har en filtersektion som är 1x1 meter. Den totala höjden av anläggningen är 3,6 m, medan den effektiva höjden är två meter. Figur 5.3.3 illustrerar gasstrippern. Gasstrippern består av tre delar, en toppdel, en mittsektion och en bottendel. I toppdelen finns det filterdysor som ska sprida vattnet jämt över mittsektionen. Mittsektionen består av ett slags nät med en stor area, som vattnet fördelas över och luften blåses med en fläkt nerifrån och upp genom nätet. Luften till fläkten tas utifrån. Fläkten kan ställas in på låghastighet eller höghastighet, men är alltid inställd på låghastighet i Österbybruk. Nätet består av ett glatt material, så utfällningar av kalciumkarbonat, järn och mangan ska lossna och samlas som grus och slam i bottendelen. Bottendelen fungerar som en uppsamlare av det luftade vattnet innan det fortsätter vidare ner i lågreservoaren. Luften som används i gasstrippern ska passera ett påsfilter. Filtret ska ta bort bakterier, sporer och porer. Påsfiltret bör bytas mellan en och två gånger om året (Robberts muntligen, 2010).



Figur 5.3.3 Gasstrippern med toppdelen där råvattenintaget sker och dysorna som fördelar vattnet är placerade. Mittsektionen innehåller en filterinsats och botten delen är en liten reservoar där vattnet samlas upp (Roberts, 1998).

5.3.7 Lågreservoaren

Lågreservoaren har en area av $88,4 \text{ m}^2$ och volymen varierar med vattennivån. Vid nivån 2,45 m finns ett bräddavlopp, så volymen kan maximalt vara $216,5 \text{ m}^3$. Exakt hur lågreservoaren är utformad med skiljeväggar är lite oklart, men figur 5.3.4 visar den troliga utformningen.



Figur 5.3.4 Lågreservoarens troliga utformning. De blå pilarna visar hur vattnet färdas från inloppet i reservoaren till spolvattenpumpen och renavattenpumparna.

I lågreservoaren finns det nivågivare som styr råvattenpumparna i Kyrkholmen och renavattenpumparna till distributionsnätet och högreservoaren. När nivån i lågreservoaren är nere på 1,20 m startar råvattenpumpen i Kyrkholmen och stängs av när nivån är 1,50 m. En renavattenpump startar när nivån i högreservoaren är 4,85 m och stannar när nivån är 5,20 m. När nivån i högreservoaren är nere i 2,50 m startar den andra renavattenpumpen och blockeras när nivån i högreservoaren är uppe i 4,85 m. För att inte lågreservoaren ska kunna gå helt tom finns det blockerare för de två renavattenpumparna. När nivån i lågreservoaren är nere i 0,60 m blockeras renavattenpumparna och blockeringen hävs först när nivån är uppe i en meter. Maxnivån för lågreservoaren är inställd på 2,20 m och då startar en renavattenpump och går i 15 minuter för att sedan stanna. Vattnet som är i lågreservoaren ska vara färdigberett och inga kemiska reaktioner ska ske.

5.3.8 Spolvatten

Alla filter utom avhärdningsfiltret spolas med enbart spolvatten. I det här fallet är spolvatten, det vatten som är på väg till högreservoaren och följaktligen är det rent. Innan 2005 styrdes alla membranventiler med hydrauliskt tryck. Från början skapades det hydrauliska trycket av spolvattenpump 3, men det är minst tio år sedan den togs ur drift. Efter att pumpen togs ur drift skapades det hydrauliska trycket av trycket ifrån vattentornet. 2005 konverterades sandfiltren och kolfiltret till att styras med pneumatiskt tryck. Våren 2010 konverterades även avhärdningsfiltren till att styras pneumatiskt. Om vattentornet ska rengöras och avhärdningsfiltren fortfarande styrs pneumatiskt behövs pump 3, för att hålla trycket på membranerna. Det finns fortfarande möjlighet att styra alla membranventiler hydrauliskt, men räcker torntrycket till och blir spolvattensnålarna över filtren tillräckliga? Om det blir något fel på kompressorn styrs inte membranventilerna automatiskt över på hydrauliskt tryck, utan det måste ske genom en driftteknikers försorg.

5.3.9 Högreservoaren

Högreservoaren är ett vattentorn med en volym på 1 200 m³. Vattnet från lågreservoaren går ut i nätet och det vatten som inte konsumeras lagras i vattentornet. Det konsumeras ungefär 600 m³/dygn, vilket innebär att vattnet i tornet skulle räcka i två dygn. Om det skulle bli för fullt i lågreservoaren startar renavattenpumparna som ovan beskrivits. Det kan då vara så att det även är fullt i högreservoaren och då bräddas vattnet i bräddavlopp som finns i vattentornet. Tanken är att bräddningar aldrig ska ske från lågreservoaren.

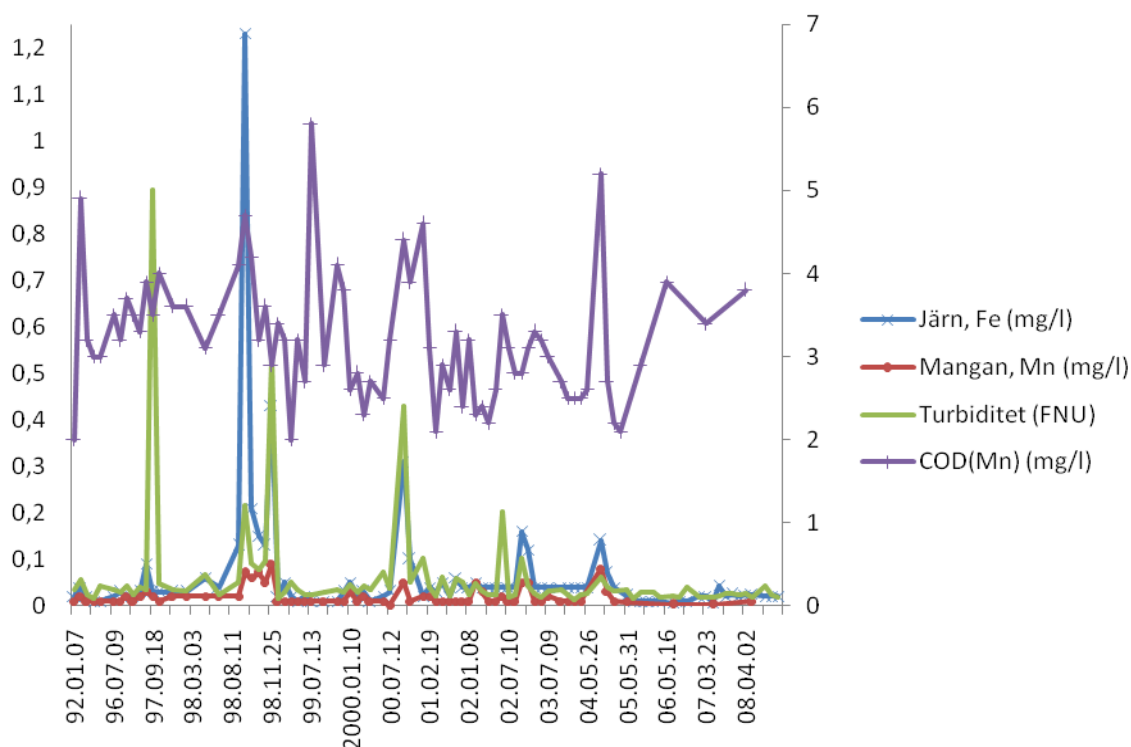
5.3.10 Renoverings- och rengöringshistorik

År 1989 genomgick kontaktkärlet, sandfiltren och kolfiltret en invändig blästring och målning och filtermassorna byttes ut i sandfiltren och kolfiltret. 2005 renoverades de ytterligare och filtermassorna byttes i samma filter. De renoverade filtren kommer förmodligen enbart att hålla i fem år till. När filtermassorna i avhärdningsfiltren är bytta senast är oklart. Avhärdningsfiltren är något yngre, så frågan är om de bytts ut någon gång.

Rutinerna för rengöring och kontroll av beredningsprocessen saknas i princip.

5.4 KVALITEN PÅ VATTNET I DISTRIBUTIONSNÄTET

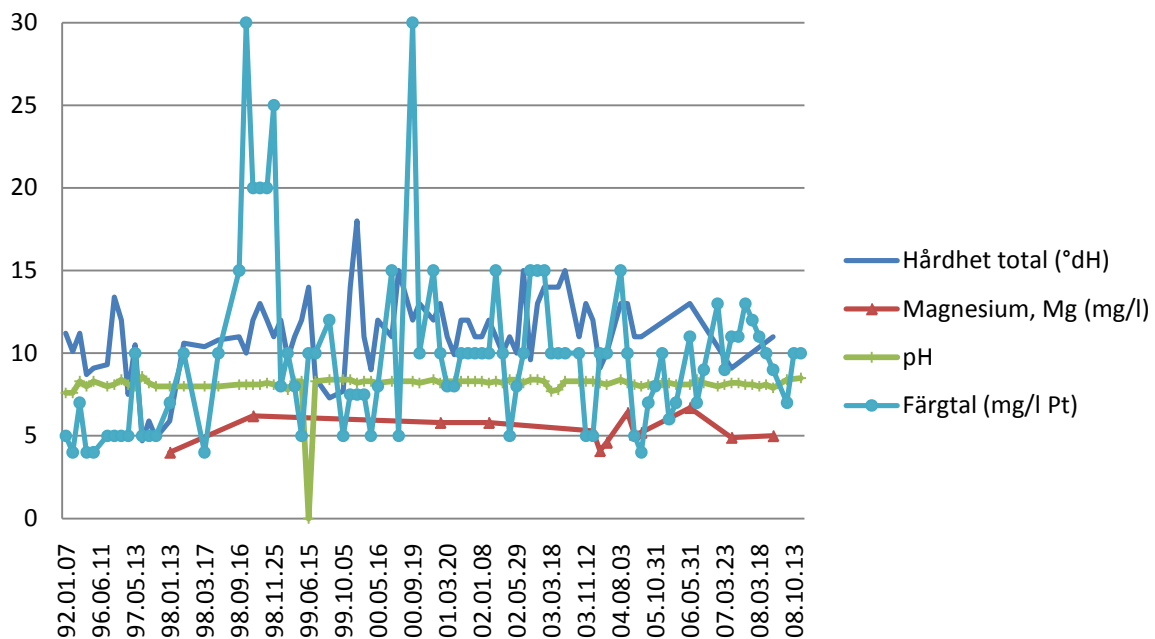
Proverna är tagna ute i distributionsnätet och det är inte samma provpunkt varje gång. Proverna visar kvalitén på det färdigberedda vattnet som lämnat vattenverket.



Figur 5.4.1 Järn, mangan, turbiditet och COD_{Mn} för åren 1992 – 2008 för Österbybruks dricksvattennät.

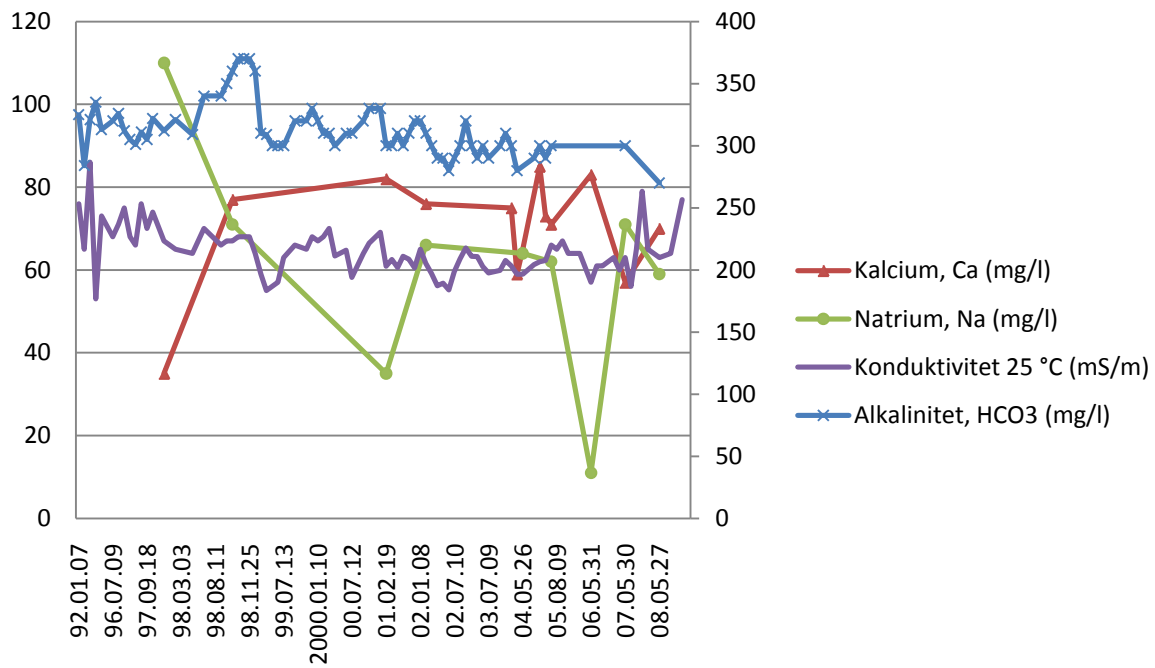
Järnet håller sig oftast under värdena för tjänligt med anmärkning hos brukare, med undantag för hösten 1998 (figur 5.4.1). Manganhalten varierar en del och har kontinuerligt halter över

gränsvärdet på 0,05 mg/l (figur 5.4.1). Turbiditeten varierar också ganska mycket och vid tre tillfällen var värdena över gränsvärdet för tjänligt med anmärkning hos användare (figur 5.4.1). Det är viktigt att tänka på att det är i en punkt på nätet vid en tidpunkt. I någon annan punkt på nätet kan förutsättningarna vara helt annorlunda beroende på exempelvis fällningar som bildar slam. COD_{Mn}-halten pendlar en del, men är alltid under gränsvärdeshalten på 4 mg/l O₂ (figur 5.4.1). Figur 5.4.2 visar variationerna i hårdhet, magnesium, pH och färgtal. Vattnets hårdhet är oftare över 10 °dH än under, vilket betyder att börvärdet överskrids. pH håller sig ganska stabilt runt 8. Färgtalet varierar mycket men håller sig alltid under gränsvärdet för tjänligt med anmärkning hos användare (tabell 2.1). Magnesiumet håller sig på en relativt stabil nivå.



Figur 5.4.2 Hårdhet, pH och färgtal för åren 1992 – 2008 på Österbybruks drickvattennät. Variationen i magnesium ses för åren 1998 – 2008.

Alkaliniteten ute i drickvattennätet är lika hög som för inkommande råvatten (figur 5.4.3). Kalcium- och natriumhalten har ett klart samband. När kalciumhalten är högre är natriumhalten lägre och tvärtom (figur 5.4.3). Konduktiviteten varierar en del, men det är inga stora variationer (figur 5.4.3).



Figur 5.4.3 Kalcium, natrium och konduktivitet för Österbybruks dricksvattennät (vänstra axeln). Alkaliniteten för Österbybruks dricksvattennät avläses på den högra axeln.

6. RESULTAT

6.1 PROCESSHEMA

Det gamla processschemat stämde inte riktigt med processen och det var svårt att följa vattnets väg genom beredningen. Ett nytt processschema har ritats i AutoCAD med hjälp av Hans Jansson. Tanken med det nya processschemat har varit att det enkelt ska gå att bilda sig en uppfattning om processen. Det nya processschemat visas i bilaga 4. Ventilerna har kvar sin gamla numrering med några nya inslag för att det ska gå att hålla reda på vilken ventil som är vilken. I slutändan skulle alla ventiler behöva numreras och märkas om enligt något annat system.

6.2 VATTENPROVTAGNING VID OLIKA RENINGSSTEG

En indikation på processens verkliga funktion kan fås av analysresultaten från de analyser som skickats in till Alcontrol. Prover togs som beskrivits i avsnitt 4.2 i åtta provpunkter från råvatten till färdigberett vatten. Proverna är insamlade 1/3, 24/3, 19/4 och den 24/5 2010, vilket innebar att det först låg ett tjockt snötäcke, som sedan bildade stora mängder smältvatten. Det innebar att vattnet först var ganska koncentrerat, för att sedan bli utspätt. Resultaten på de mest intressanta parametrarna presenteras i form av medelvärden från de fyra provtagningarna i bilaga 5.

I figur B5.1 i bilaga 5 presenteras resultaten av järn, mangan, aluminium och koppar. Från grafen ses att järnet minskar till en halt under gränsvärdet på 0,1 mg/l redan efter sandfiltren. Manganhalten är däremot fortfarande hög efter sandfiltret och kolfiltret. Det är inte förrän vattnet har avhärdat som manganhalten är nere under 0,05 mg/l. Aluminiumet är ungefär konstant genom hela beredningen. Kopparhalten är konstant ända till utgående vatten där den ökar.

Figur B5.2 i bilaga 5 presenteras resultaten från analyserna av kalcium, magnesium, hårdhet och natrium. Kalciumhalten varierar lite för att vid avhärddningen minska. Om avhärddningen skulle fungera som tänkt borde kalciumhalten nästan vara noll. Magnesiumhalten minskar i avhärddningsfiltren, men inte så mycket som de borde. Natriumhalten ökar vid avhärddningen vilket indikerar att ett visst jonbyte har skett. Hårdheten på utgående vatten är 13 °dH och börvärdet är på ungefär 8-10 °dH. Med dessa parametrar i åtanke kan det sägas att avhärddningen inte riktigt har fungerat som den borde vid dessa provtagningar.

I figur B5.3 i bilaga 5 kan resultaten från analyserna av total koldioxid, alkalinitet, klorid, sulfat och fri koldioxid ses. Alkaliniteten händer det inte ett dugg med i beredningen, för den lilla minskning som kan ses härrör ifrån spädningseffekt. Sulfathalten är även den relativt konstant och den effekt som kan ses i blandningspunkten beror på spädning. Däremot minskar sulfathalten lite efter avhärddningsfiltret. Total koldioxiden minskar något från blandpunkten till utgående vatten, vilket beror på att en del avdrivs i form av fri koldioxid. Den fria koldioxiden har minskat ganska mycket på utgående vatten, men är fortfarande tillräckligt hög för att kunna ställa till med problem.

Figur B5.4 (bilaga 5) visar resultaten från analyserna av färgtal, COD_{Mn}, pH och turbiditet. En del av färgen tas i sandfiltret, men efter kolfiltret är färgtalet oförändrat. I blandningspunkten ses en spädningseffekt från Films och Norråsens vatten. Avhärningsfiltren påverkar inte färgtalet, men utgående vatten har lite lägre färgtal. COD_{Mn} minskar något efter sandfiltren, vilket antagligen beror på att järn, mangan och eventuellt organiskt material oxideras. Därefter ses en viss spädningseffekt i blandpunkten, men sedan är halten oförändrad. pH är i princip konstant genom hela processen förutom vid utgående vatten då det ökat lite. Det beror på att vattnet luftats i gasstrippern. Turbiditeten är konstant ända till utgående vatten där den ökar, vilket kan bero på att kalciumkarbonat har börjat fällas ut.

Uranhalterna i olika steg av beredningen kan ses i figur B5.5 bilaga 5. Vid tre av provtagningarna var uranhalten högre efter avhärningsfiltret än innan. Skillnaden rörde sig om 1 µg/l och kan tolkas på två sätt. Antingen ackumuleras uranet i filtermassan och avges exempelvis vid reducerande förhållanden eller också beror det på analysens noggrannhet. Det är väldigt få analyser utförda på uranhalterna innan exjobbet startade, vilket gör det svårt att veta hur uranet egentligen varierar under året.

6.3 GENOMGÅNG AV VATTENVERKET

6.3.1 Dosering av kemikalier

Doseringen av kemikalier är viktig för att beredningen ska fungera.

Kaliumpermanganat

Doseringen av kaliumpermanganat mäts som beskrivits i avsnitt Kaliumpermanganat 4.3.1. både mot flöde och per puls. Doseringskontrollen har utförts många gånger med lite olika nivå i doseringskärlet. Försöken gav väldigt varierande resultat och frågan är hur mycket som egentligen doseras. Vid det första kontrolltillfället mättes dosen mot flödet, dosen var inställd på 100 ml/m³ och den uppmätta dosen blev 50 ml/m³. Mätningen utfördes genom att mäta antal centimeter som kaliumpermanganatpelaren sjunkit i nivåroret. Efter mätningen rengjordes doseringskärlet för att se om det påverkar doseringen. Bilder från rengöringen visar att allt kaliumpermanganat inte verkar lösas upp sig (figur 6.3.1), vid beredning av blandningen.



Figur 6.3.1 I den högra bilden ses kaliumpermanganat som inte ha lösts upp. Här är det utspolat ur doseringskärlet ut i invallningen. Den högra bilden visar botten av doseringskärlet, när det är tomt. I botten av kärlet är det brunsvarta fällningar.

Efter rengöringen ökade doseringen till ca 66 ml/m^3 , men börvärdet var fortfarande inställt på 100 ml/m^3 . Tester gjordes med att mäta dosen per puls både när doseringspumpen står på automatik och handkörning. Börvärdet var inställt på $0,5 \text{ ml/puls}$. Vid automatisk dosering räknades 25 pulser, medan vid handkörning räknades 40 pulser. Anledningen till det var att vid handkörning slår pumpen i en mycket snabbare takt. Värdena från de olika mätningarna ses i tabell 6.1.

Tabell 6.1 Mätningar av mängden kaliumpermanganat vid en slaglängd av $0,5 \text{ ml/puls}$ vid automatik och handkörning.

Inställning	Mängd (ml/puls)	Mängd (ml/puls)	Mängd (ml/puls)	Medelvärde (ml/puls)
Hand	0,56	0,52	0,52	0,53
Automatik	0,44	0,44		0,44

Ett försök utfördes där slaglängden ställdes ner till $0,40 \text{ ml/puls}$. När 40 pulser räknades gav doseringspumpen $0,48 \text{ ml/puls}$ och sedan räknades 60 pulser och då gav den $0,53 \text{ ml/puls}$. Slaglängden ställdes tillbaka till $0,5 \text{ ml/puls}$ och vid räkning av 60 pulser gav doseringspumpen $0,53 \text{ ml/puls}$. Doseringskärlet innehöll 250 liter vid denna mätning. Sedan utfördes några försök med att mäta upp hur mycket som doserades vid några olika volymer vatten enligt tabell 6.2. Några olika volymer innebar att minskningen av kaliumpermanganat i nivåöret mättes mot några olika volymer inkommande råvatten. Vid mätningar på 1 m^3 var kaliumpermanganatpelaren nästan nere i botten på nivåöret. När försöken utfördes på mindre volymer minskade inte pelaren i nivåöret lika mycket och dosen blir högre. Att noggrannheten i sig blir sämre vid en mindre volym måste finnas i åtanke.

Tabell 6.2 Försök utfördes för att se hur dosen av kaliumpermanganat varierar mot olika volymer inkommande vatten .

Försök	Volym (m^3)	Uppmätt volym(ml/m^3)	Differens börvärde (ml/m^3)	Dos (g/m^3)
1	1	130,5	-15	1,49
2	0,5	131,7	-13,8	1,5
3	0,1	147,6	2,1	1,66

Det var även intressant att veta hur doseringen var om doserpunkten till inkommande vatten skruvades bort och det istället samlades upp i en kanna. Nivåöret stod vid de här försöken i kontakt med kärlet och därmed är kaliumpermanganatpelaren i nivåöret i princip konstant. Börvärdet var fortfarande inställt på $145,5 \text{ ml/m}^3$. Det doseras till och med mer nu än vad doseringen är inställd på (tabell 6.3). När doseringen sitter på inkommande råvattenledning, sitter en backventil som hindrar att råvattnet från strömma bakvägen till doserkärlet. Backventilen gör att det blir ett visst motstånd och att det troligen bromsar flödet.

Tabell 6.3 Försök med doserslangen avskruvad från råvattenledningen, för att se hur dosen varierar.

Försök	Volym (m ³)	Uppmätt volym(ml/m ³)	Differens börvärde (ml/m ³)	Dos (g/m ³)
1	3	160,5	15	1,83
2	2	155	9,5	1,77

Volymen i form av pulser mättes också när doserslangen var avskruvad. Börvärdet var 0,50 ml/puls och 40 pulser räknades, vilket gav en uppmätt volym på 0,63 ml/puls.

Natriumhypoklorit

Doseringen av klor var inställd på ett börvärde på 28 ml/m³ och ger ungefär 31,3 ml/m³. Vidare tester på klordoseringen har inte utförts. På doserkärlets botten ser det ut som att det ligger sand och på kärlväggarna var det svarta fläckar (figur 6.3.2), som skulle kunna vara mangan som fällt ut.



Figur 6.3.2 I botten på klordoseringskärlet är det sandliknande utfällningar och på kärlets väggar är det svarta fläckar.

Saltlösning

Det ska sugas in 470 liter salt under regenereringen och vid mätningar visade det sig att avhärtningsfilter 1 regenererades med 390 liter och avhärtningsfilter 2 med 375 liter. Det innebär ca 17 % respektive 20,2 % för lite på respektive filter. Vattenreningsgruppen som utför underhåll på filtren fick komma och i samband med besöket lades styrningen av membranventilerna på avhärtningsfiltren om från hydrauliskt tryck till pneumatiskt och efter det sögs tillräckligt med saltlösning in på båda filtren vid regenereringen. Saltlösningens koncentration mättes och den var 25 %. När saltlösningen doseras späds den med drivvatten och blir ungefär åtta till tolv procent.

6.3.2 Beredningens olika delar

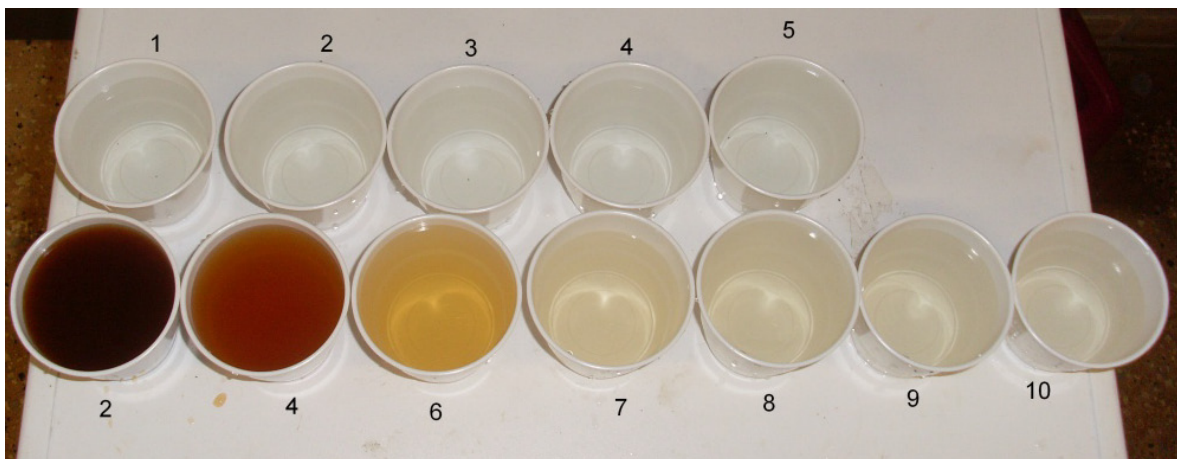
Att alla filter i beredningsprocessen fungerar som de ska är väldigt viktigt. Därför beräknades hydraulisk belastning enligt ekvation 3.3 och uppehållstid för alla filter.

Kontaktkärl

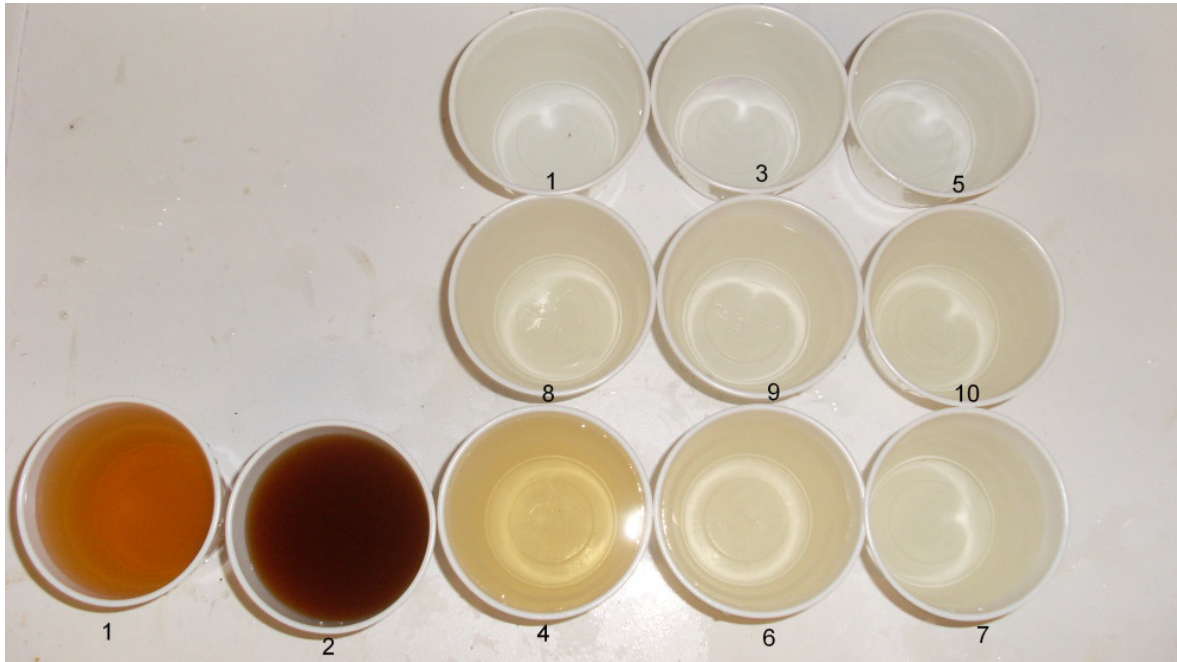
Kontaktkärl rengjordes och det visade sig innehålla en hel del utfällningar av järn och mangan, men inte så mycket att det var igensatt.

Sandfilter

Det första som utfördes för att kontrollera sandfiltrens funktion var att följa backspolning och efterspolning. Det tar ca två minuter av backspolning innan det värsta slammet börjar gå till avlopp, vilket kan ses på färgen på vattnet i figur 6.3.3 och 6.3.4. Efter sju till åtta minuter ska backspolningsvattnet vara lika klart som utgående dricksvatten eftersom spolvattnet består av färdigberett vatten. Sandfilter 1 och 2 har vid åtta minuter definitivt en liten lätt gul ton och det ser inte ut som att färgen har ändrat sig något vid tio minuter heller. Efterspolningsvattnet ser klart ut, men det värsta kommer förmodligen efter att filtren gått över till produktion igen. Det innebär att första filtrat antagligen inte hamnar i avlopp.



Figur 6.3.3 Den främre raden visar backspolningsvattnets färgvariation för sandfilter 1 vid 2, 4, 6, 7, 8, 9 och 10 minuter. I den bakre raden ses färgvariationen i efterspolningsvattnet vid 1, 2, 3, 4 och 5 minuter.



Figur 6.3.4 Backspolningsvattnets färgvariation för sandfilter 2 vid 1, 2, 4, 6, 7, 8, 9 och 10 minuter. Raden längst bak visar färgvariationen på efterspolningsvattnet vid 1, 3 och 5 minuter.

Avgörande för filtrens funktion och hur ofta de ska backspolas är slambelastningen, som beräknades enligt avsnitt 3.2. I tabell 6.4 har beräkningar utförts med lite olika värden på järnhalt, kaliumpermanganatdos och flöde. Järnhalten i beräkning 1 är ett medelvärde från vårens fyra provtagningar, samt den kaliumpermanganatdos och flöde som beredningen var inställd på. Beräkning 2 utfördes med den högsta järnhalt som uppmätts under våren och med den dos och flöde som beredningen var inställd på. Beräkning 3 utgår från den högsta uppmätta järnhalten under våren, men kaliumpermanganatdosen beräknas enligt ekvation 3.5 (övre gränsen för dosering av kaliumpermanganat). Manganhalten som används vid beräkningen är 0,3 mg/l. Beräkning 4 utgår från den järnhalt som uppmättes i juni 2010 och den dos kaliumpermanganat och det flöde som beredningen då var inställd på. Beräkning 5 utgår från ett medelvärde av järnhalten mellan åren 1996 och 2008. Det utgår ifrån att dosen av kaliumpermanganat är 1,2 g/m³ även under denna period. Inflödet av Kyrkholmsvatten ska däremot ha varit mycket högre tidigare.

Tabell 6.4 Slamproduktion, slambelastning och beräknad tid mellan spolningar vid olika halter av järn, olika doser av kaliumpermanganat och olika flöden.

Parametrar	Beräkning				
	1	2	3	4	5
Fe-halt (mg/l)	1,503	2,7	2,7	0,6	1,4
KMnO ₄ -dos (g/m ³)	1,2	1,2	3,3	1,4	1,2
Flöde (m ³)	17	17	17	13	25
Slamproduktion (g/m ³)	4,54	6,81	9,75	3,1	4,34
Slamproduktion (g/h)	77,11	115,77	165,75	40,3	108,5
Slambelastning (g/(m ² h))	19,28	28,94	41,44	10,08	27,13
Tid mellan spolningarna (h)	25,94	17,28	12,1	49,63	18,43

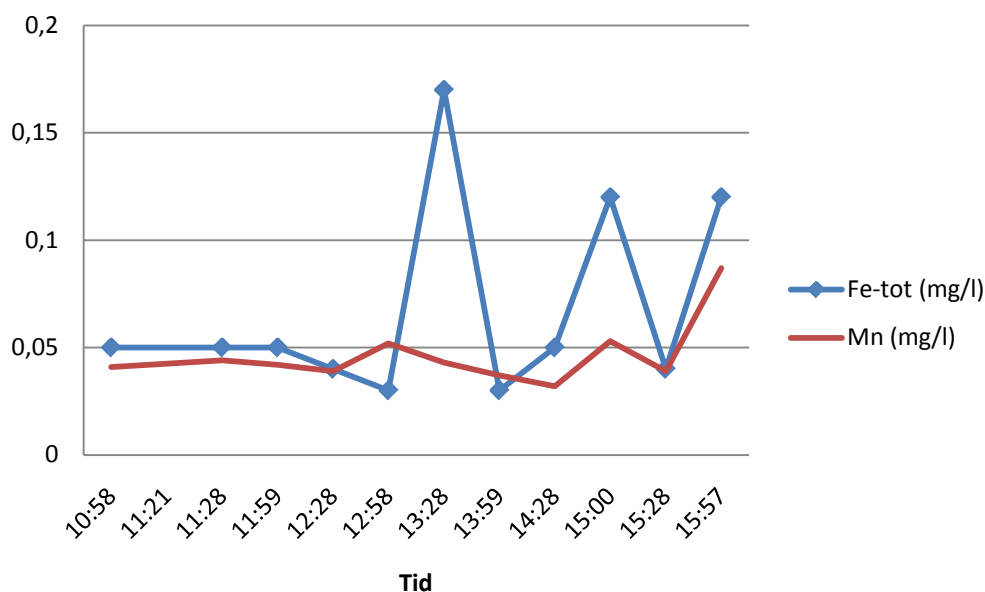
Beräkningarna i tabell 6.4 utfördes med att båda sandfiltren belastades med lika flöde. Ju högre dos av kaliumpermanganat, desto mer slam bildas. Tiden mellan backspolningarna är idag 24 timmar och filtren är inte i drift hela dygnet då Kyrkholmen står stilla några timmar per dygn. Det innebär att intervallet för spolning troligen fungerar vid alla beräkningar utom vid beräkning 3. Om beräkning 3 också skulle klara att ha ett dygn mellan spolningarna skulle den hydrauliska belastningen bara få vara 2,14 m/h (beräknad enligt ekvation 3.12). Normalt ska sandfiltren klara en hydraulisk belastning på 5-12 m/h. Hydrauliska belastningar och uppehållstider vid olika flöden anges i tabell 6.5. Det ger en överblick hur olika flöden belastar filtren.

Tabell 6.5 Upphållstider och hydrauliska belastningar för olika flöden. När två filter är i drift innebär det att filtrena delar lika på flödet dvs 6,5 m³ på vardera filter om det totala flödet är 13 m³.

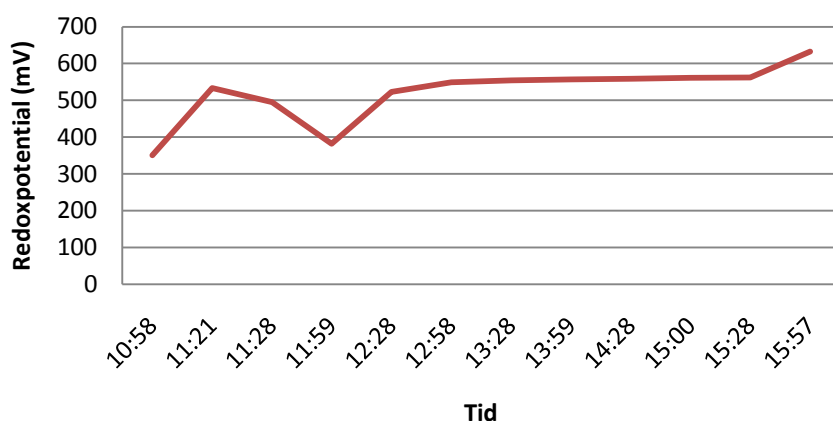
Antal filter i drift	Flöde (m ³)	Hydraulisk belastning (m/h)	Upphållstid (min)
2	13	3,2	8,4
2	17	4,3	6,4
1	13	6,5	4,2
1	17	8,5	3,2
2	30	7,5	3,6
1	30	15	1,8

Efter att ha gjort en del analyser visade sig ett spännande fenomen att ungefär runt klockan 14 några dagar i sträck så försämrades reningen av järn och mangan. Det innebar att resthalterna ökade efter sandfiltren. Därför följdes järn- och manganreningen en dag för att se hur det varierar (figur 6.3.5). Råvattenpumpen i Kyrkholmen startade ca 10.10 och första prov togs 10.58. Järnhalten efter sandfiltren började på en jämn nivå, som var lika med börvärdesnivån

för att sedan sjunka ytterligare. Därefter sågs en kraftig topp runt 13.28 för att åter sjunka ner till en nivå under börvärdet. Klockan 15.00 var halten järn återigen över gränsvärdet, för att sedan sjunka och bilda en topp igen. Klockan 15.41 stängdes råvattenpumpen i Kyrkholmen av, vilket innebär att sista provet är taget när vatten inte längre pumpas in från Kyrkholmen. Det innebär att den sista provpunkten inte är riktigt relevant, då den förmodligen kan vara missvisande. Manganhalten följde ungefär järnets variationer och ligger vid de två topparna precis över sitt gränsvärde. Redoxpotentialen låg ganska jämt hela tiden utom i början då den sjunker (figur 6.3.6). När första mätningen utfördes hade det första ”nya” vattnet börja strömma in i verket.

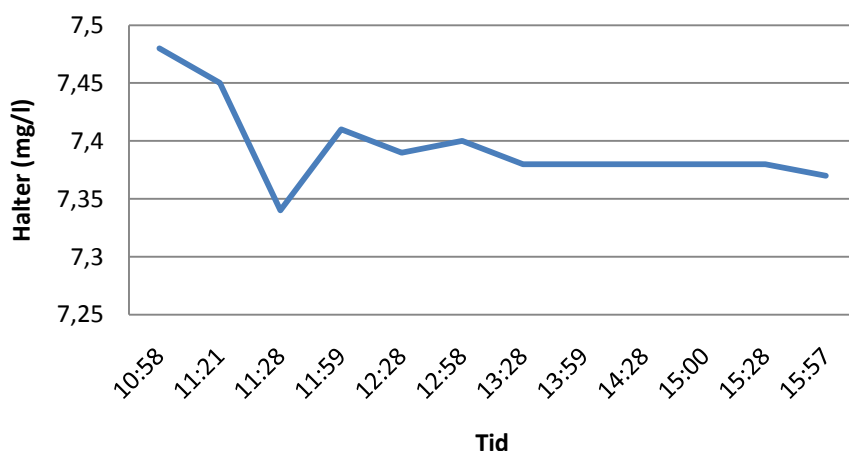


Figur 6.3.5 Variation i järn- och manganhalt efter sandfiltren den 21/6 -10.



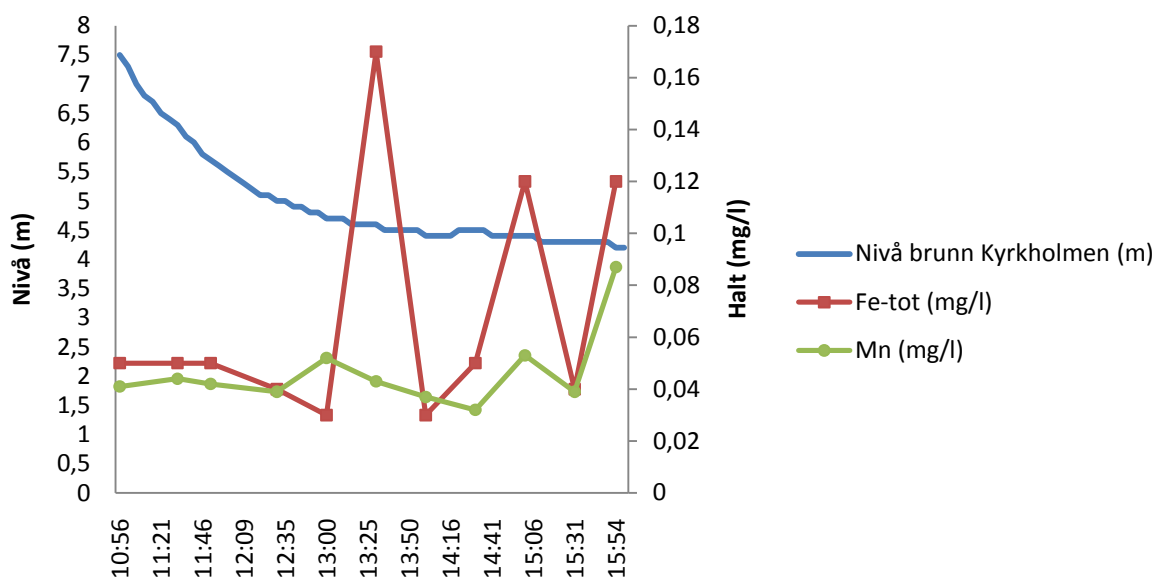
Figur 6.3.6 Utvecklingen av redoxpotentialen (mV) efter sandfiltren den 21/6 -10.

Utvecklingen av pH varierar en del, men inleds med ett relativt högt värde på 7,45. Inkommande vatten hade 7,31 i pH. Därefter dalar pH, för att sedan stiga och återigen börja dala (figur 6.3.7).



Figur 6.3.7 Utveckling av pH efter sandfiltren den 21/6 -10.

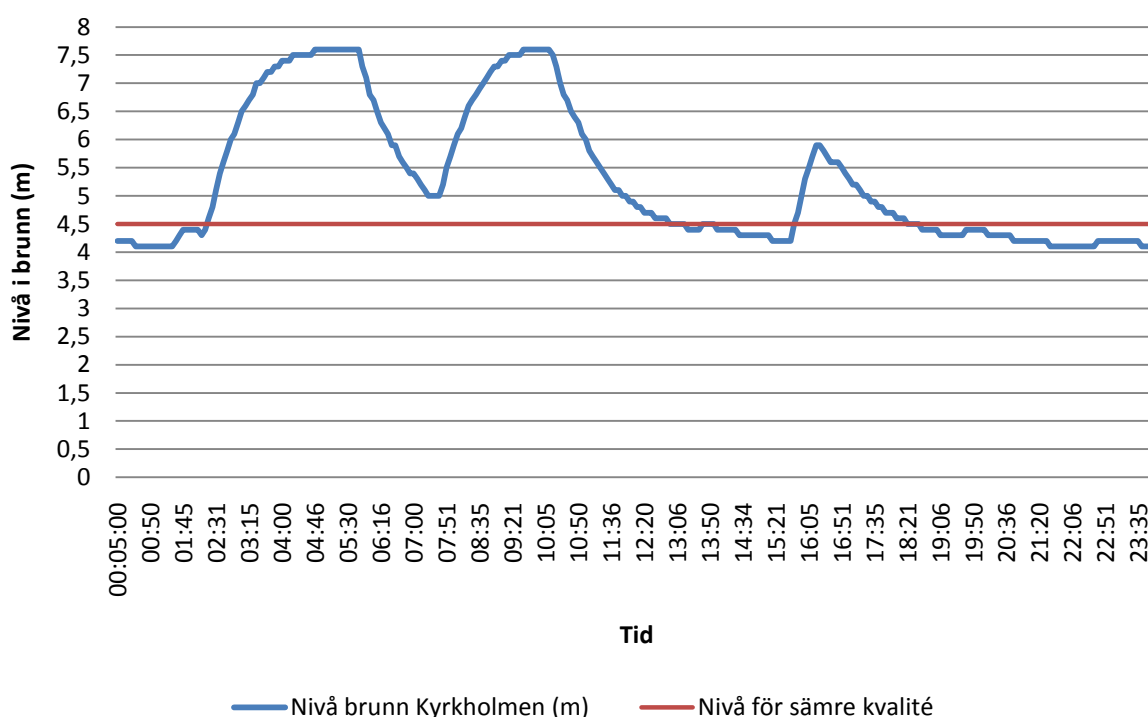
En tanke väcktes om det skulle kunna gå att se ett samband mellan resthalterna av järn och mangan efter sandfiltren och nivån i brunnen i Kyrkholmen. Ledningen mellan pumphuset i Kyrkholmen och vattenverket är en kilometer lång och har en dimension på 160 mm. Med det rådande flödet på 13 m³/h, skulle det ta 1 h och 33 min för vattnet att pumpas till vattenverket. Vid spolningar av ledningen har det tagit ungefär 40 minuter innan renessvampen har kommit ut vid vattenverket, då spolas ledningen med ett högre flöde samtidigt som svampen har en högre friktion. I nedanstående figur 6.3.8 har halterna av järn och mangan efter sandfiltret plottats med nivån i Kyrkholmsbrunnen.



Figur 6.3.8 Nivån i brunnen förskjuten 40 minuter i jämförelse med järn- och manganhalt den 21/6 -10.

Nivån i brunnen ligger 40 minuter innan prov tas för analys och därför förskjuts nivån 40 minuter framåt för att jämförelser ska kunna göras. Nivån för när den sämre reningen inträffar skulle kunna vara vid 4,5 m (figur 6.3.9). Det är högst vagt och fler försök skulle behövas. Om nivån för när den sämre reningen läggs in i grafen för dygnsvariationen den 21/6 -10 ses att från ca 00 till 02.30, 13 till 16 och från 18 till 24.00 ligger nivån i brunnen under den eventuella gränsen för sämre kvalitet. Totalt är det elva av dygnets 24 timmar som nivån ligger under 4,5 m.

Den mest sannolika förklaringen till det uppkomna fenomenet är att den reaktion som beskrivs i ekvation 2.3, dvs när trevärt järn fungerar som oxidationskemikalie för organiskt material. När det tillsammans med reaktionen i ekvation 2.1, gör att järnet fluktuerar mellan tvåvärt och trevärt beroende på mängden organiskt material och trevärt järn i filterbädden.



Figur 6.3.9 Dygnsvariationen i vattennivån i Kyrkholmsbrunnen den 21/6 -10 plottad mot en eventuell nivå för sämre kvalitet.

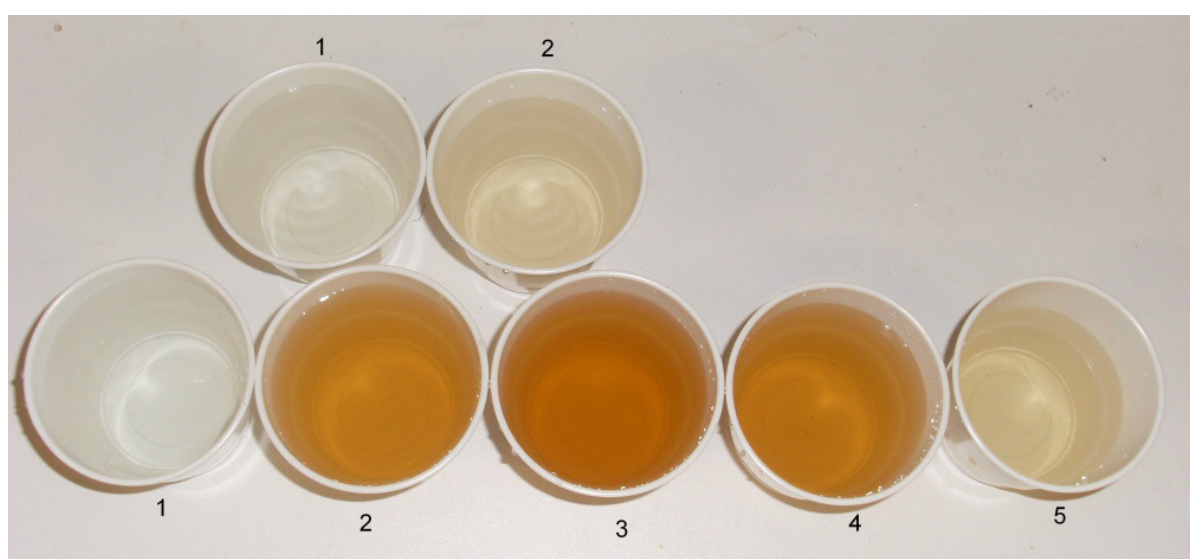
Kolfilter

Kolfiltret brukar normalt ha som funktion att polera vattnet vad gäller smak, lukt och ibland färg men från analyserna gjorda av Alcontrol i avsnitt 6.2 kan ses att all färg som fanns innan kolfiltret också finns kvar efter kolfiltret. Hydrauliska belastningen och EBCT (**E**mpy **B**ed **C**ontact **T**ime) beräknas för kolfiltret vid några olika flöden i tabell 6.6.

Tabell 6.6 Hydraulisk belastning och EBCT för några olika flöden.

Flöde (m ³)	Hydraulisk belastning (m/h)	EBCT (Uppehållstid) (min)
13	4,1	28
15	4,8	24
17	5,4	21
30	9,6	12

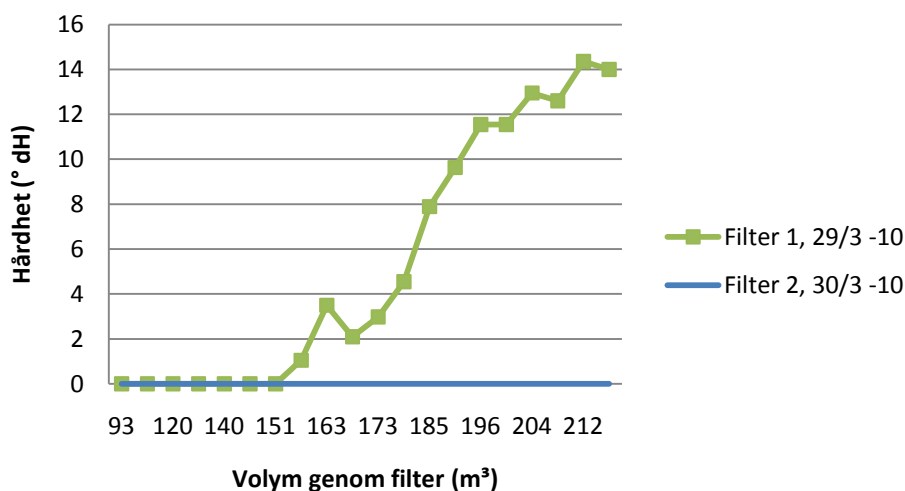
Backspolningen och efterspolningen följdes för kolfiltret och ingen av dem verkar fungera tillfredställande. Efter att filtret hade backspolats i fem minuter var vattnet fortfarande gult och vid efterspolningens två minuter hade precis det gula vattnet börjat komma när efterspolningen var klar (figur 6.3.10). Det innebar att vattnet gick ut i beredningen och hamnade inte i avloppet.



Figur 6.3.10 Backspolningsvattnets färgvariation följs från en till fem minuter. Efterspolningen följs i de två minuter den varar (bakre raden).

Avhärtningsfilter

Avhärtningsfiltrens funktion följdes en hel avhärtningscykel vilket visas i figur 6.3.11. Avhärtningsfilter 1 fungerade inte som det ska, för redan när 160 m³ vatten har passerat filtret är det inte längre totalavhärdat. Avhärtningsfilter 2 ger totalavhärdat vatten under hela sin avhärtningscykel.



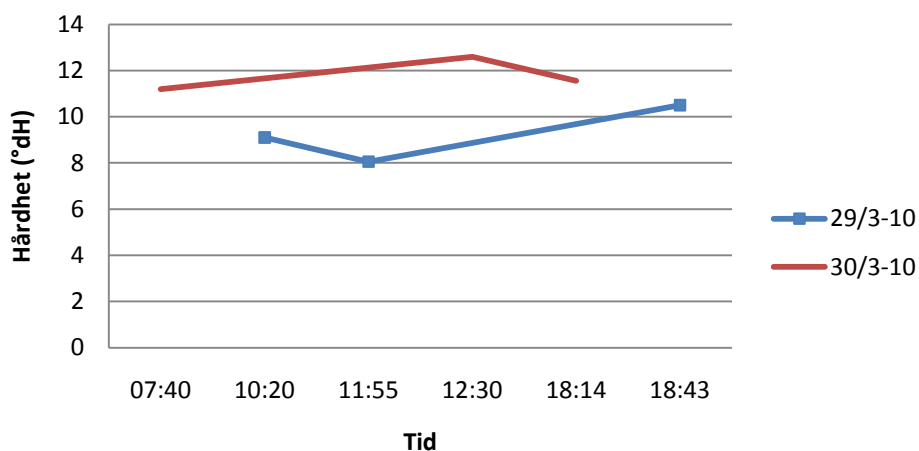
Figur 6.3.11 Avhärningscykler för avhärningsfilter 1 (29/3 -10) och 2 (30/3 -10). Hårdheten (°dH) på vattnet som har passerat avhärningsfiltren.

Hårdheten på råvattnet var högre för Kyrkholmen den 29/3 än den 30/3 och för Film och Norråsen var det tvärtom högre hårdhet den 30/3 än den 29/3 (tabell 6.7).

Tabell 6.7 Hårdheten på råvattnet från Kyrkholmen och Film/Norråsen den 29/3 och den 30/3 2010.

Provpunkt	Datum	Hårdhet (° dH)
Kyrkholmen råvatten	2010-03-29	23,8
Norråsen och Film	2010-03-29	13,3
Kyrkholmen råvatten	2010-03-30	20,475
Norråsen och Film	2010-03-30	14,7

Hårdheten på råvattnet skiljde sig således inte speciellt mycket mellan de båda dagarna, men det gjorde hårdheten på utgående vatten (figur 6.3.12).



Figur 6.3.12 Hårdheten (°dH) på utgående vatten den 29/3 och den 30/3 2010.

Avhärningsfilter 1 togs i drift 06:30 den 29/3 och började regenereras ca 18:45. Medan avhärningsfilter 2 togs i drift 18:45 den 29/3 och började regenereras ca 18:17 den 30/3. Första provet på utgående vatten den 29/3 togs klockan 10:20, när avhärningsfilter 1 varit i drift i nästan fyra timmar. På de timmarna ska vattnet i lågreservoaren hunnit omsättas och mestadels bestå av vatten som passerat avhärningsfilter 1. Det första provet på utgående vatten den 30/3 togs 07:40, men då hade avhärningsfilter 2 varit i drift hela natten.

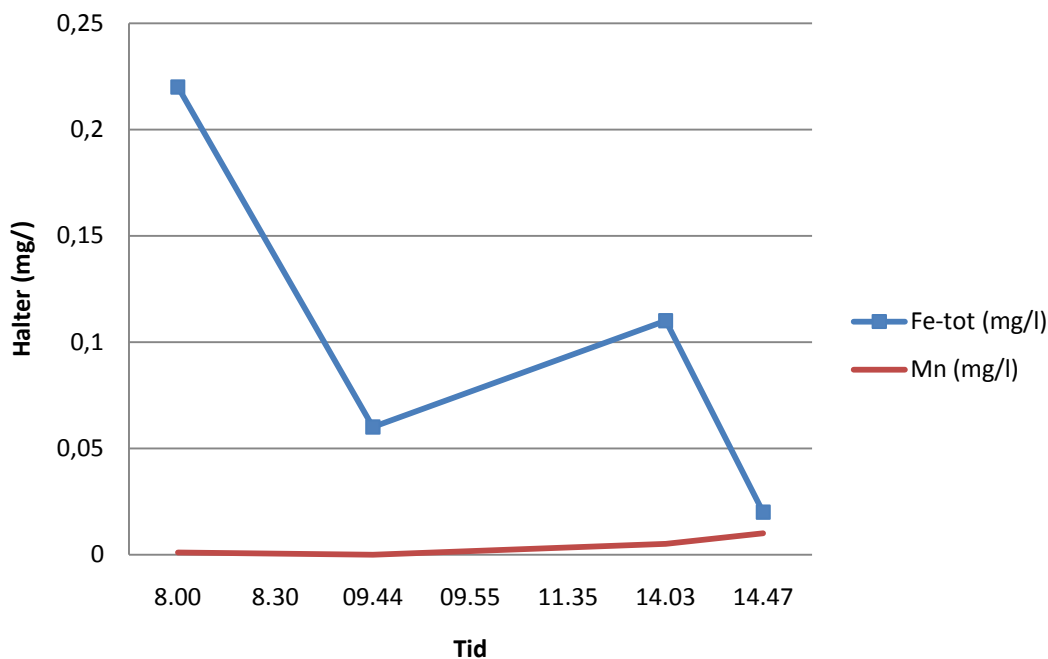
Ungefär hälften av inkommande vatten brukar passera avhärningsfiltren, men så är inte riktigt fallet längre. Den 29/3 hade avhärningsfilter 1 ett flöde på 17-18 m³/h, medan avhärningsfilter 2 som mest har ett flöde på 12-13 m³/h. Den hydrauliska belastningen är olika på de båda filtren, då flödet är lägre över avhärningsfilter 2. Maximalt brukar 17 m³/h passera avhärningsfilter 1, medan bara 12 m³/h passerar avhärningsfilter 2. Det ger en hydraulisk belastning på 9,6 m/h för avhärningsfilter 1 och 6,78 m/h för avhärningsfilter 2. Inkommande flöde av råvatten var ungefär 34 m³/h. Trots att avhärningsfilter 1 bevisligen inte fungerar som det ska blir vattnet bättre avhärdat än när avhärningsfilter 2 är i drift. Den absolut högsta hårdheten lär uppkomma någon/några timmar efter att avhärningsfilter 1 tagits ur drift och avhärningsfilter 2 är i drift. Orsaken till den dåliga avhärdningen vid avhärningsfilter 1 undersöktes, samt varför ett lägre flöde passerar genom avhärningsfilter 2. Filtren öppnades och spolhöjden mättes för att se om all jonbytesmassa fanns kvar. Det gjorde den i båda, så inga konstigheter med det. I avhärningsfilter 2 stacks ett rör ner för att se om det verkade vara igensatt, men röret gick lätt genom massan. Jonbytesmassa togs upp och vissa korn skiftar lite mer åt det brunsvarta hållet figur 5.3.2 avsnitt 5.3.5.

Lite olika teorier fanns kring varför det passerar mindre vatten genom avhärningsfilter 2, än 1. En av dem var att filtret kanske var igensatt, men så var det inte. En annan var att det kanske är något fel med backventilen och att den bromsar inflödet. Rörgalleriet togs isär så att det gick att se in i kulbackventilen och bilden visar en kula som sitter fast på grund av utfällningar (figur 6.3.13). Det fyra armarna ska kulan rulla emot om vattnet skulle börja strömma bakvägen och på så sätt hindra flödet. Kulan sitter fastkilad med kalciumkarbonat och kan således inte rulla ifrån sitt nästintill stängda läge.



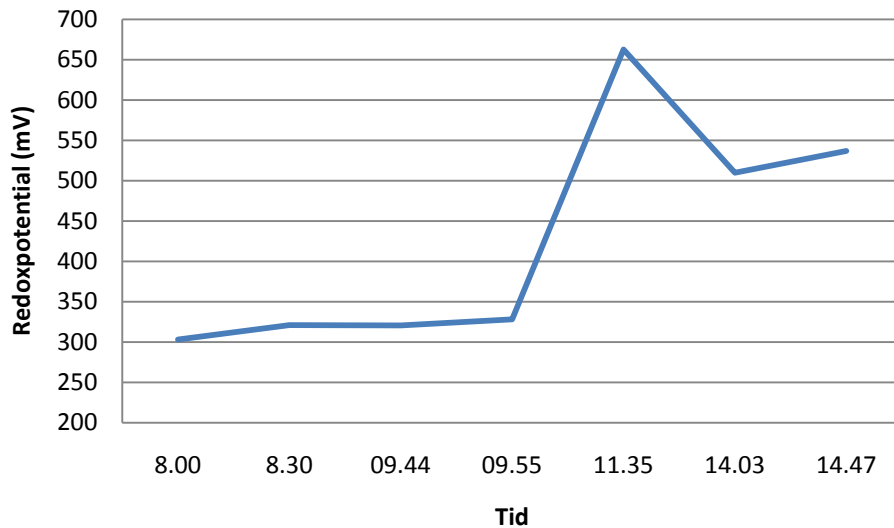
Figur 6.3.13 Kulbackventilen som sitter före avhärtningsfilter 2. Mellan kulan och ventilväggarna sitter bitar av kalciumkarbonat.

Av en slump testades järn- och manganhalten, pH och redoxpotentialen efter avhärtningsfilter 2 och resultaten var mycket intressanta (figur 6.3.14, 6.3.15 och 6.3.16). Vid det första provet som togs var inte Kyrkholmen i drift, vilket innebär att vattnet som kommer in ska innehålla en låg halt av järn och mangan (se avsnitt 5.1.3). Kyrkholmen har inte varit i drift sedan klockan 06.00.



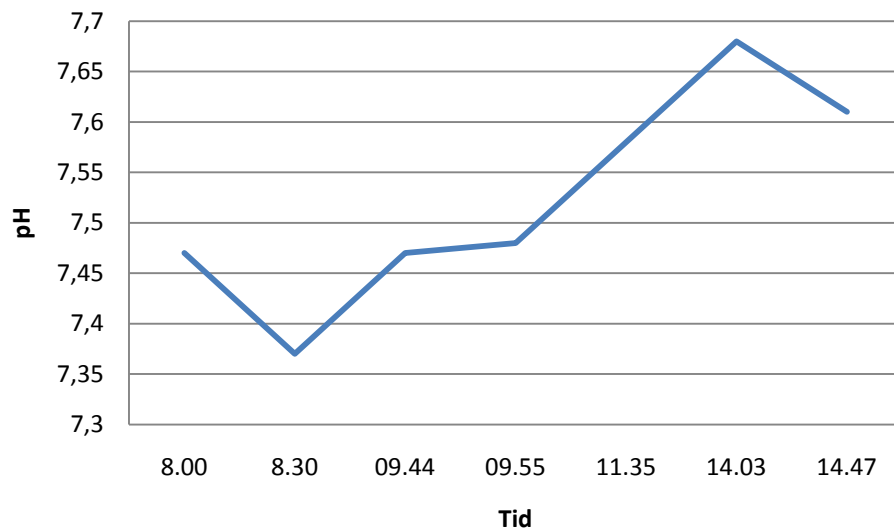
Figur 6.3.14 Utvecklingen av järn- och manganhalten efter avhärtningsfilter 2 den 17/6 -10.

Resultatet i figur 6.3.14 visar att järnhalterna efter sandfiltret till en början var ca fyra gånger högre än värdet på inkommande vatten från Film och Norråsen. Klockan 8.30 tas Kyrkholmen i drift och då startar doseringen av klor, vilket troligen märks en timma senare när redoxpotentialen börjar stiga (figur 6.3.15). Jämförelser i redoxpotential och pH kan göras med mätningen som utförts under avsnitt 6.4 (Blandade försök). Vid den mätningen var redoxpotentialen och pH efter avhärningsfiltren 701,1 mV respektive 7,54.



Figur 6.3.15 Utveckling av redoxpotentialen under några timmar efter avhärningsfilter 2 den 17/6 -10.

Utvecklingen av pH är positiv och kan ha sin förklaring i om järn oxideras eller reduceras (6.3.16).



Figur 6.3.16 Utveckling av pH efter avhärningsfilter 2 den 17/6 -10.

Gasstrippern

Att pH ökar kan ses i avsnitt 6.2 vid analyserna utförda av Alcontrol. Frågan är om gasstrippern lyckas driva av tillräckligt mycket kolsyra, så att vattnet inte blir ledningsangripande. Beräkningar på den fria koldioxiden (kolsyra) och den totala koldioxiden utfördes och resultaten presenteras i figur B4.3 i bilaga 4. Det kan ses att vattnet i blandningspunkten har en kolsyrehalt på 29,39 mg/l och utgående vatten har en halt på 5,97 mg/l. Halterna är medelvärden från de fyra provtagningarna under våren. Gasstrippern minskar kolsyrehalten med ca 80 %. Halten bör komma ner i under 3 mg/l för att inte vattnet ska vara korrosivt mot koppar. Att vattnet är korrosivt bekräftas av att kopparhalten är högre i utgående vatten än i blandningspunkten. I blandningspunkten är kopparhalten vid ett medelvärde av fyra provtagningar 0,009 mg/l, medan utgående vatten har en halt på 0,01 mg/l. Ledningen till kranen för provtagningen av utgående vatten är av koppar. Det är en ganska liten ökning, men vad som är mer talande är att kopparhalten i avloppsslammet är 860 mg/kg TS och gränsvärdet ligger på 600 mg/kg TS (Östhammars kommun, 2009). Ur Hoovers nomogram fås jämvikts-pH. Värdena i tabell 6.8 användes för att rita nomogrammen, så att jämvikts-pH kunde avläsas.

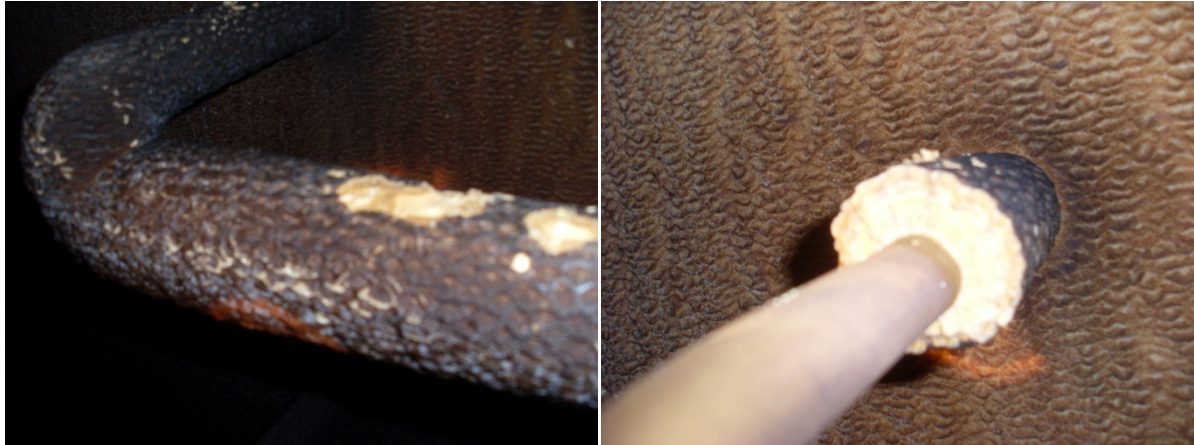
Tabell 6.8 Värdena användes för att rita Hoovers nomogram och ur dem kunde jämvikts-pH utläsas.

Parameter	Blandningspunkt	Efter avhärdningsfilter	Utgående vatten
Salthalt (mg/l)	408,87	406,54	382,28
Ca (mg/l)	115	28,72	84,5
Alkalinitet (mg/l)	320	320	320
Temperatur (°C)	6	6	6
pH	7,45	7,45	8,1
Jämvikts-pH	7,6	7,85	7,7

Vid beräkningen av jämvikts-pH vid 70 °C för utgående vatten användes samma värden som för 6 °C. Jämvikts-pH för utgående vatten vid 70 °C var 6,6.

Lågreservoaren

Vid första observationen av lågreservoaren genom luckan sågs något på botten. Det borde inte vara något i lågreservoaren för här ska vattnet vara färdigberett och inga reaktioner ska ske. När nivån sänktes ner och lågreservoaren observerades med hjälp av vadarbyxor kunde ett antal observationer göras. Stegpinnarna ner till lågreservoaren är helt tjocka av en blandning av kalciumkarbonat med järn- och/eller manganfällningar (figur 6.3.17).



Figur 6.3.17 Till vänster ses en stegpinne som är ungefär dubbelt så tjock av kalciumkarbonat, järn- och manganfällningar. Till höger visas en annan av stegpinnarna där fällningen har lossnat.

Fällningarna från stegpinnarna lossnar och samlas på botten av lågreservoaren (figur 6.3.18). Att kalciumkarbonat, järn- och manganfällningar bildas i lågreservoaren innebär att det färdigberedda vattnet inte är stabilt. Beträffande järn- och manganreningen kan det vara så att uppehållstiderna och doserna av kaliumpermanganat inte är tillfredställande (för vidare undersökning se avsnitt 6.5). Kalciumkarbonatutfällningarna beror snarare på att vattnet vid luftningen drivs till ett högre pH än jämvikts-pH.



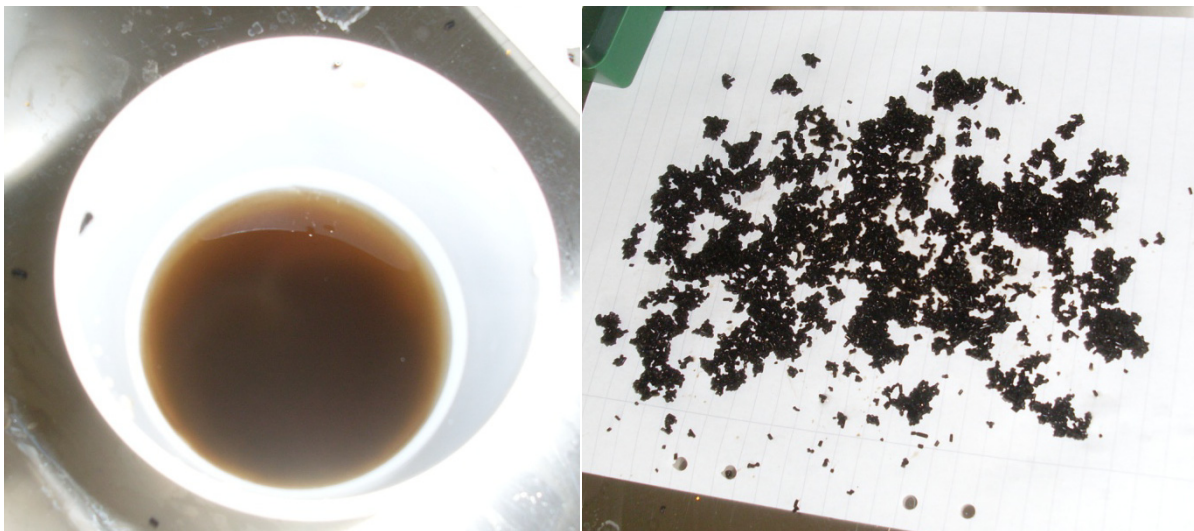
Figur 6.3.18 På lågreservoarens botten samlas alla fällningar som lossnat från stegpinnarna.

Nivån i lågreservoaren sänktes ner till 50 cm och på flera ställen sågs något som liknade sand skymta över vattenytan (figur 6.3.19). Det innebär att det finns över 50 cm okänd massa i lågreservoaren som inte borde vara där.



Figur 6.3.19 En okänd massa på botten av lågreservoaren skymtar över vattenytan.

Ett prov på den okända massan togs upp och det visade sig mest bestå av svarta små stavar och en del slam (figur 6.3.20).



Figur 6.3.20 Provet som fiskades upp på den okända massan ses i bilden till vänster. När det bruna vattnet hållts bort återstod små svarta stavar (bilden till höger).

Stavarna visades för Vattenreningsgruppens servicetekniker och han var helt säker på att det är ett dyrare aktivt kol som ska rena vattnet från BAM (nedbrytningsprodukt av växtbekämpningsmedel). De har under alla år levererat filtermassor och de var säkra på att de aldrig levererat något kol av denna typ till Österbybruks vattenverk.

Uppehållstiden i lågreservoaren beräknades för ett inflöde av 28,7 m³/h och vid en nivå av 1,14 m. Det ger att uppehållstiden uppgår till ca 3,51 h.

6.4 BLANDADE FÖRSÖK

Syftet med de blandade försöken var att få in en viss rutin på analyserna av tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan, pH, redoxpotential, syrgashalt och konduktivitet.

6.4.1 Kyrkholmsbrunnen avstängd

När brunnen i Kyrkholmen varit avstängd ett dygn var halterna av tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan enligt tabell 6.9.

Tabell 6.9 De uppmätta värdena av tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan när brunnen i Kyrkholmen varit avstängd ett dygn.

Försök	Fe ²⁺ (mg/l)	Fe-tot (mg/l)	Mn (mg/l)
1	0	0,35	0,187
2	0	0,4	0,177

Försöken utfördes två gånger för att se om resultatet verkligen stämde. Allt tvåvärt järn har oxiderats till trevärt, vilket tyder på att vattnet har syresatts i brunnen.

6.4.2 Vattnets transport mellan pumphus och vattenverk

Vid provtagningarna som utfördes för att ta reda på vad som händer med järnet och manganet i ledningen från pumphuset in till vattenverket var flödet vid båda försöken 13 m³/h. Försöken utfördes vid olika tillfällen. Analyssvaren visas i tabell 6.10.

Tabell 6.10 Tvåvärt järn, totaljärn, totalmangan, pH och redoxpotential för pumphuset i Kyrkholmen och inkommande Kyrkholmsvatten till vattenverket.

Provpunkt	Fe ²⁺ (mg/l)	Fe-tot (mg/l)	Mn (mg/l)	pH	Redoxpotential (mV)
Kyrkholmen pumphus	0,28	0,51	0,205	7,2	saknas
Vattenverk	0,2	0,32	0,212	7,28	282
Kyrkholmen pumphus	0,55	0,72	0,209	7,28	283,3
Vattenverk	0,34	0,52	0,221	7,18	270,6

Av det tvåvärda järnet oxideras ca 33 % i ledningen in till vattenverket (medelvärde från de båda analyssvaren). Samma procentsats är aktuell även för det trevärda järnet, vilket innebär att 33 % av totaljärnet aldrig kommer in i vattenverket. Om skillnaden i totaljärn mellan Kyrkholmens pumphus och vattenverk som beräknats för de båda försöken uppgår till 0,19 respektive 0,22 mg/l och som beräknats till ett medelvärde på 0,205 mg/l. Det innebär att om 328 m³ pumpas upp på ett dygn faller 67,24 g järn ut, vilket innebär att det blir 24,5 kg på ett år. Om vi istället skulle anta att 0,1 mg/l järn faller ut, skulle det innebära 32,8 g/dygn, vilket är 12 kg/år. Manganet däremot är lägre ute i Kyrkholmen än för inkommande vatten till vattenverket. Orsaken kan ligga i att syrgashalten i ledningen är låg och därmed är

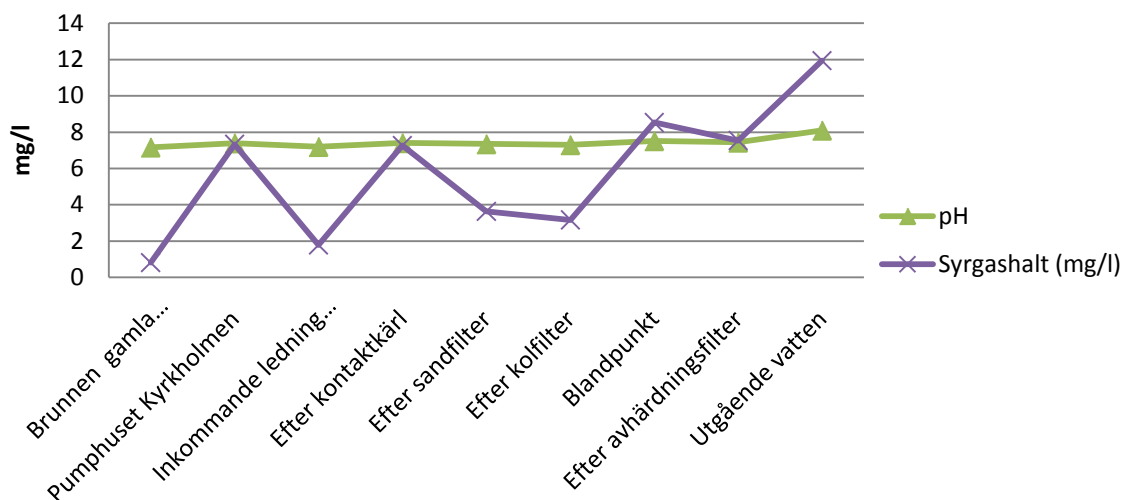
redoxpotentialen lägre, vilket kan få till följd att manganet periodvis reduceras och att det inträffat i samband med provtagningstillfällena. Att det fälls ut järn och mangan i ledningen kan ses i figur 6.4.1. Rörbiten är borttagen från pumphuset i Kyrkholmen och den har suttit där i två år.



Figur 6.4.1 En rörbit från pumphuset i Kyrkholmen, observera det bruna skiktet i röret.

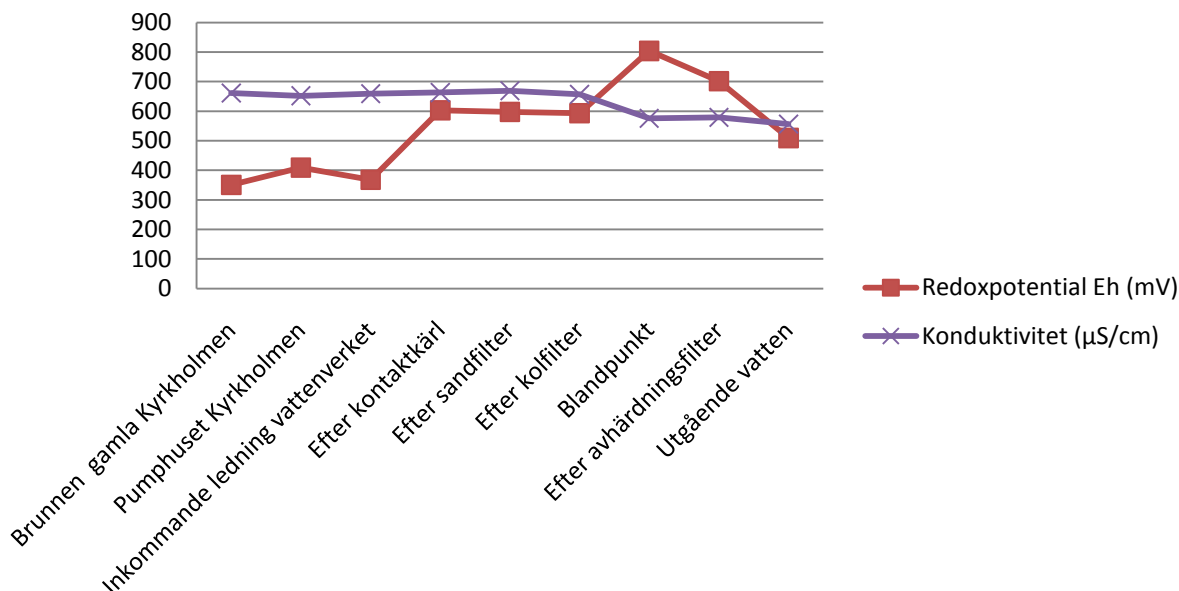
6.4.3 Variation i pH, syrgashalt, redoxpotential och konduktivitet från råvatten till utgående vatten.

Mätningarna är utförda när dosen av kaliumpermanganat stod på ungefär $1,2 \text{ g/m}^3$ och inflödet från Kyrkholmen var mellan 17 till $18 \text{ m}^3/\text{h}$ och ungefär samma inflöde från Film och Norråsen. Totaljärnet hade en halt på ungefär $0,50 \text{ mg/l}$ och manganet hade en halt på ungefär $0,210 \text{ mg/l}$. Mätningarna på pH, syrgashalt, redoxpotential och konduktivitet vid olika steg från råvatten till utgående vatten utfördes för att få en överblick av värdena. Eftersom mätningarna utfördes när alla doseringar och produktionen varit igång i några timmar kan resultatet användas som en jämförelse mot andra analys svar för att exempelvis se vad klordoseringen gör för redoxpotentialen. Variationen i pH är relativt liten, där en ökning endast kan ses på utgående vatten (figur 6.4.2). Syrgashalten varierar däremot betydligt mer (figur 6.4.2). En viss del av variationen beror förmodligen på att vattnet syresätts när det slår ner i kannan. Vid olika provtagningspunkter sitter kranarna lite olika högt upp. Syrgashalten i brunnen i Kyrkholmen var låg, för att sedan vara betydligt högre i pumphuset och sedan lägre i inkommande ledning. Efter kontaktkärlet är syrgashalten högre för att sedan sjunka när oxidation av järn och mangan sker i sandfiltren och kolfiltret. I blandpunkten doseras klor och friskare vatten kommer in från Film och Norråsen, vilket ger en högre syrgashalt. Det utgående vattnet har luftats och är nästintill syremättat.



Figur 6.4.2 pH och syrgashalt från råvatten till utgående vatten.

Konduktiviteten håller en jämn nivå ända tills vatten blandas in i blandpunkten, för då sjunker konduktiviteten lite och förblir i princip oförändrad ända till utgående vatten (figur 6.4.3). Redoxpotentialen varierar mer beroende på att innan kontaktkärlet tillsätts kaliumpermanganat som är ett starkt oxidationsmedel och därför höjs redoxpotentialen (figur 6.4.3). I sandfiltret och kolfiltret håller sig redoxpotentialen konstant, för att sedan öka i blandpunkten där klor tillsätts. Klor är även det ett starkt oxidationsmedel. Sedan sjunker redoxpotentialen till en nivå av ca 500 mV vid utgående vatten.



Figur 6.4.3 Redoxpotential och konduktivitet från råvatten till utgående vatten.

6.4.4 Kontroll av analysinstrument mot laboratorium

Resultaten av mätningen med DR-890 av totaljärn och totalmangan jämfördes med resultat från laboratorieinstrument på SLU. Värdena har relativt bra överensstämmelse (tabell 6.11).

Tabell 6.11 Jämförelse mellan DR-890 och SLU:s laboratorium vid analys av totaljärn och totalmangan.

Analys	Provpunkt	Fe-tot (mg/l)	Mn (mg/l)
DR-890	Råvatten Kyrkholmen	0,375	0,182
	Råvatten Kyrkholmen luftat	0,06	0,158
SLU	Råvatten Kyrkholmen	0,35	0,18
	Råvatten Kyrkholmen luftat	0,07	0,15

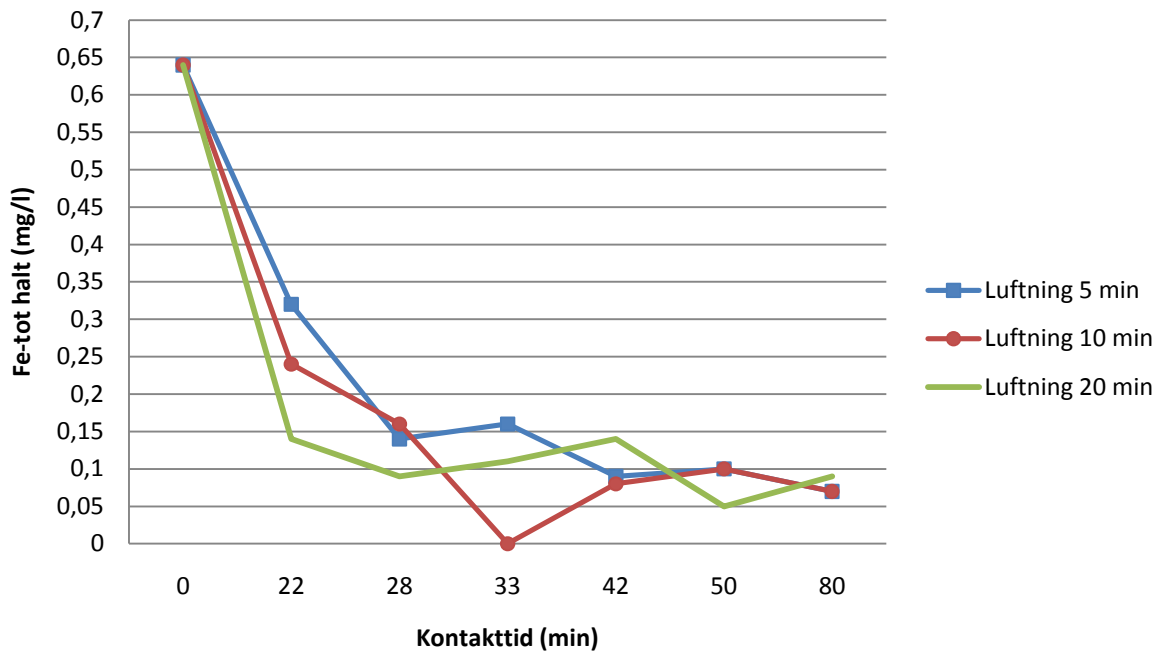
6.5 FÖRSÖKSUPPSTÄLLNING VID BESTÄMNING AV OXIDATIONSMEDEL, KONCENTRATION OCH KONTAKTTID

Alla försök är utförda på råvatten ifrån Kyrkholmen fast vid lite olika tidpunkter. Att tidpunkterna varierar gör att även halterna på råvattnet varierar en del. Det är bra att ha det i åtanke vid jämförelser.

6.5.1 Luftning

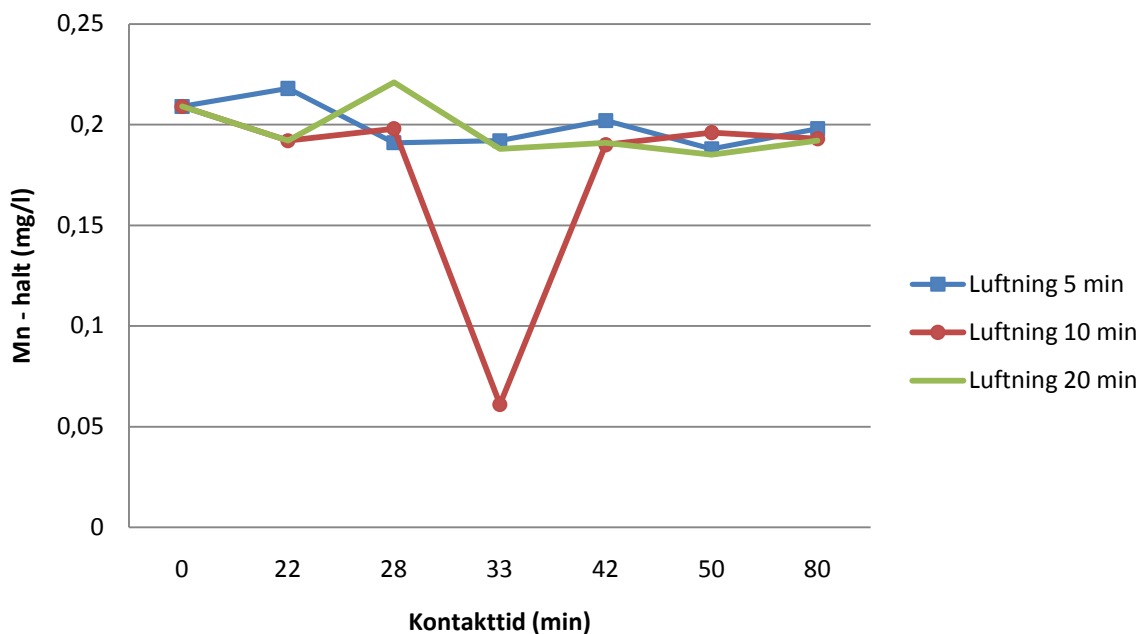
Luftningsförsöken var de första riktiga löpandeband-försöken som utfördes, vilket gör att det var lite svårt att hinna provta vid exakt samma tidpunkter. Provtagningarna på tvåvärt järn vid luftning i 5, 10 och 20 minuter visade att det tvåvärda järnet oxideras till nivåer under 0,04 mg/l i samtliga fall (Bilaga 6, figur B6.1). Analysmetoden har en EDL (Estimated Detection Limit) som är 0,03 mg/l, vilket innebär den lägsta beräknade koncentrationen som med 99 % konfidens inte är noll. Värden under 0,03 kan lika gärna vara noll, även om instrumentet visar 0,02.

Totaljärnet hade lite svårt att nå ner till gränsvärdesnivån på 0,1 mg/l vid luftningen (figur 6.5.1). Vid luftning i 5 minuter var nivån nere i gränsvärdesnivå först efter 42 minuter. Vid luftning i tio minuter är nivån nere i 0 mg/l vid 33 minuter. Att totala järnhalten sjunkit till noll kan bero på fällning med karbonat. Vid luftning i 20 minuter är totala järnhalten nere i nivåer med gränsvärdet efter 28 minuter. Det är enbart vid luftning i tio minuter som totalhalten av järn understiger börvärdesnivån på 0,05 mg/l.



Figur 6.5.1 Oxidationsförsök med luftning i 5, 10 och 20 minuter. Kvarvarande totaljärn i förhållande till kontaktid.

Mangan är mycket mer svår oxiderat än järn, vilket ses tydligt i figur 6.5.2. Mangans gränsvärdesnivå är 0,05 mg/l och det uppnås inte vid någon av luftningstiderna. Halterna svänger lite upp och ner vid olika kontaktider. Det beror förmodligen på att manganet pendlar mellan att vara tvåvärt och fyrvärt.



Figur 6.5.2 Oxidationsförsök med luftning i 5, 10 och 20 minuter. Kvarvarande manganhalt Mn (mg/l) i förhållande till kontaktid.

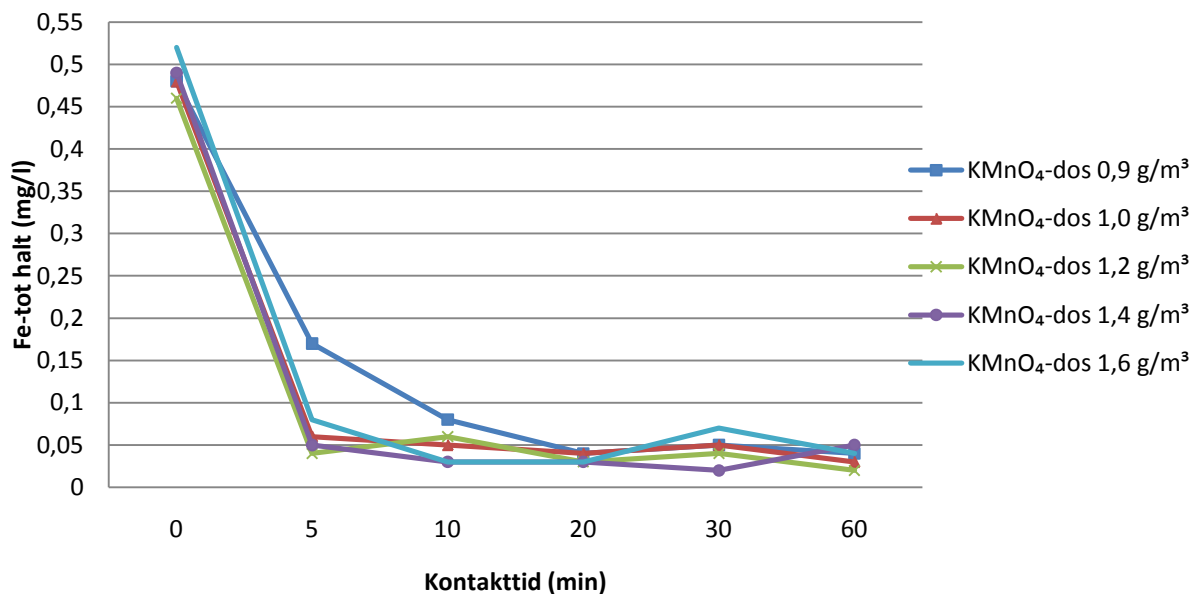
6.5.2 Kaliumpermanganat

Försöken med kaliumpermanganat utfördes i två omgångar. Vid den första försöksomgången testades doser i ett spann mellan 0,9 och 1,6 g/m³ och kontakttiderna var mellan noll och 60 minuter. En del intressanta fenomen visade sig och kontakttiderna förlängdes till två timmar och försök med högre doser testades för att se vad som kunde tänkas ske.

Första försöksomgången med kaliumpermanganat

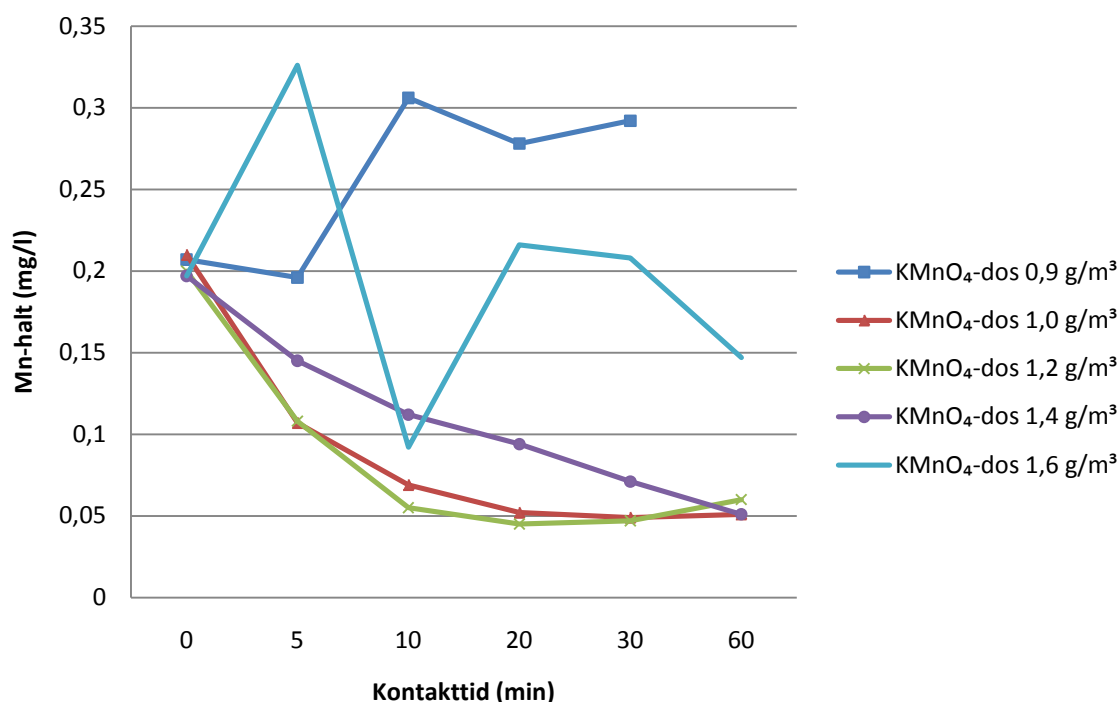
Om vattnet efter att ha passerat GF/C -filtret fortfarande var rosa kan det vara frågan om en överdosering av kaliumpermanganat. Vid de här försöken var inte vattnet vid någon tidpunkt rosa efter filtret. Det tvåvärda järnet oxiderades vid alla de testade doserna av kaliumpermanganat (Bilaga 6, figur B6.2).

Det totala järnet varierade en del i halt vid olika kontakttider och olika doser (figur 6.5.3). Gränsvärdet för totaljärn på 0,1 mg/l är uppfyllt vid fem minuters kontakttid för alla testade doser utom för 0,9 g/m³. Det tog tio minuter vid en dos av 0,9 g/m³ att nå ner under gränsvärdet. Att det tog längre tid betyder att det kan vara gränsfall till en underdosering. Alla doserna fortsatte ner under börvärdesnivå. Doserna 1,0, 1,2 och 1,6 g/m³ svänger lite och var både under och över börvärdet. Dosen 1,4 g/m³ höll sig under börvärdesnivån under hela tiden utom vid 60 minuter.



Figur 6.5.3 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande totaljärnhalt Fe-tot (mg/l) i förhållande till kontakttid vid några olika doser.

Det ser lite annorlunda ut för manganhalten vid samma doser (figur 6.5.4).



Figur 6.5.4 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande totalmanganhalt (mg/l) i förhållande till kontaktid vid några olika doser.

Dosen $0,9 \text{ g/m}^3$ gav till en början en högre manganhalt än råvattnet, vilket tyder på en underdosering vid jämförelser med de högre doserna. Dosen $1,6 \text{ g/m}^3$ var troligen en överdosering, men det kan också vara så att kontakttiden bara var för kort. Dosen $1,4 \text{ g/m}^3$ kommer precis ner i börvärdesnivå vid 60 minuter. Dosen $1,0 \text{ g/m}^3$ låg precis över $0,05 \text{ mg/l}$, men mellan 30 och 60 minuter var halten nere på $0,05 \text{ mg/l}$. Dosen $1,2 \text{ g/m}^3$ verkar vara den mest optimala, då halten mangan redan vid 20 minuter var nere i gränsvärdesnivå. Det optimala var att vara nere i $0,02 \text{ mg/l}$ som är börvärdeshalten, men det uppfylldes aldrig i det här försöket. Vid mätningarna av pH, sågs i samtliga fall minst en pH-höjning för att sedan oftast plana ut (Bilaga 6, figur B6.3). När järn reagerar med kaliumpermanganat frigörs hydroxidjoner, som har en pH-höjande effekt (ekvation 3.6). Höjningen som sedan följs av en utplaning skulle kunna tolkas som att när lutningen har planat ut är oxidationen av järn klar. Troligen sker oxidationen i flera nivåer och hur långt oxidationen drivs beror förmodligen på redoxpotentialen.

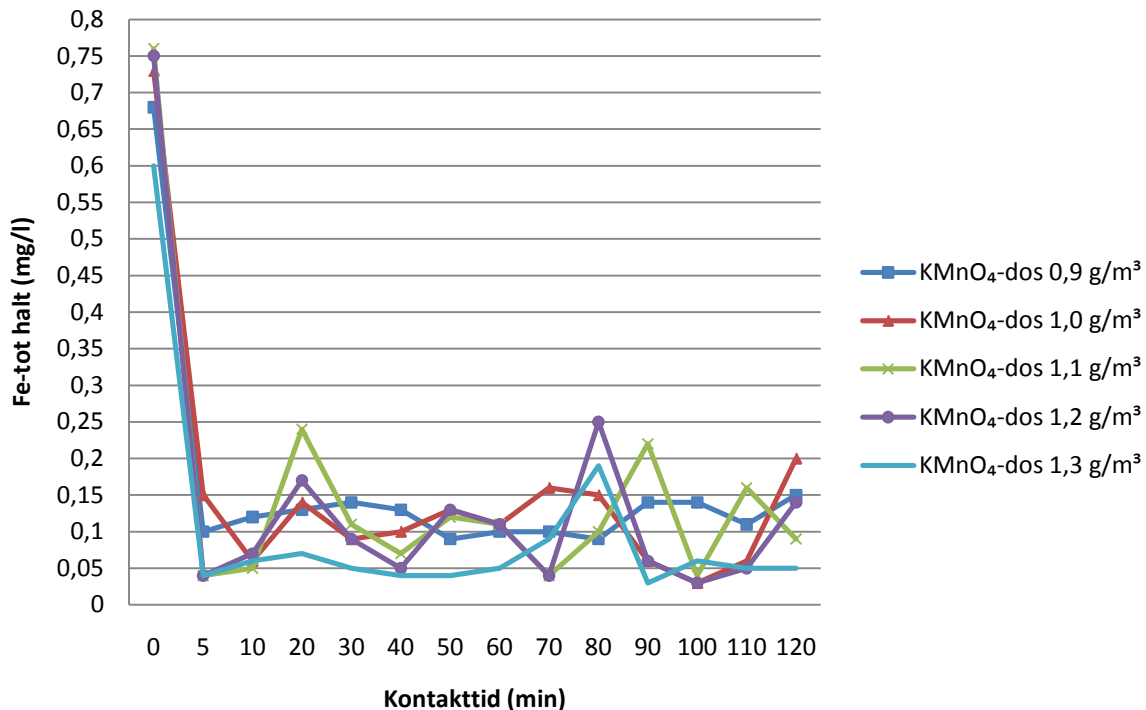
Redoxpotentialen vid de tre doserna som det mättes på ser ut som förväntat (Bilaga 6, figur B6.4). Ju mer kaliumpermanganat som tillsattes, desto högre blir redoxpotentialen. Vid den här försöksomgången gav dosen $1,4 \text{ g/m}^3$ bäst resultat med avseende på reduktionen av totaljärn, medan dosen $1,2 \text{ g/m}^3$ gav bäst resultat vid reduktion av mangan. Bäst resultat innebär att de snabbast kom ner under börvärdesnivån i fallet för totaljärn och under gränsvärdesnivå för manganets del. Sedan höll dessa doser en jämn nivå under tiderna 20 och 30 minuter som i dagsläget är ungefär de uppehållstider som erhålls i den befintliga beredningen.

Andra försöksomgången med kaliumpermanganat

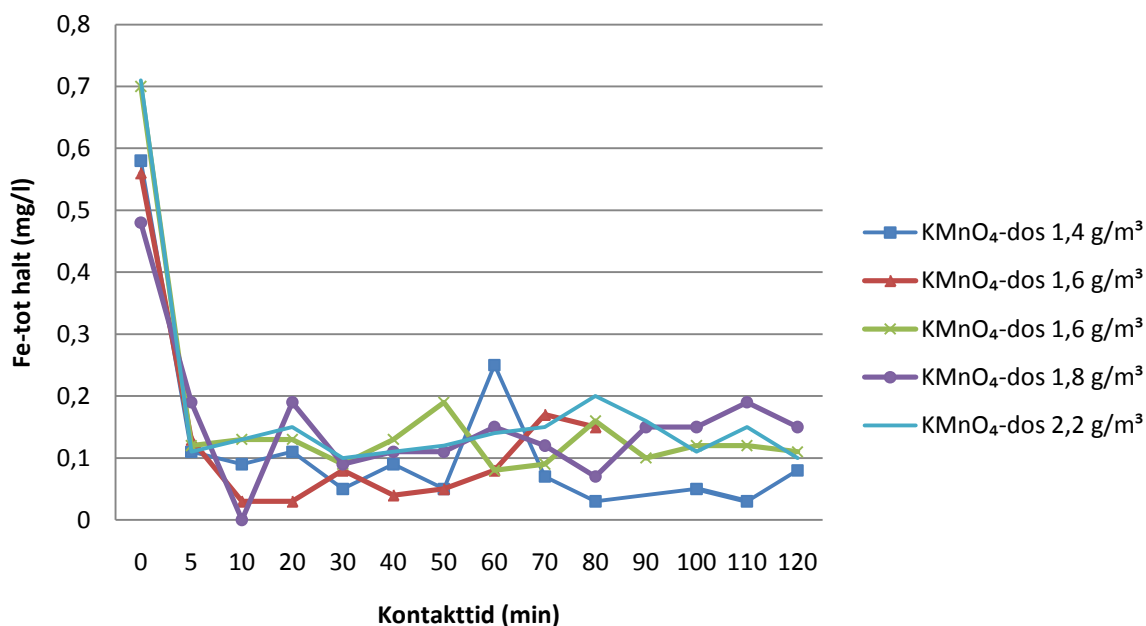
Vid den andra försöksomgången hade vattnet en liten annan sammansättning. Redoxpotentialen var ungefär 200 mV för råvattnet, mot ungefär 400 mV vid första försöksomgången. Det får till följd att samma doser kanske inte riktigt får lika stor effekt.

Vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2; 1,3 och 1,4 g/m³ var vattnet inte rosa vid någon tidpunkt efter att det filtrerats genom GF/C filtret. Vid dosen 1,6 var vattnet rosa vid fem och tio minuters filtreringen. Vid dosen 1,8 och 2,2 g/m³ var vattnet rosa efter filtrering ända till 70 minuters kontakttid. Det tvåvärda järnet går vid alla doser ner under 0,05 mg/l, men svänger sedan en del upp och ner (Bilaga 6, figur B6.5 och B6.6).

Det totala järnet vid de testade doserna svänger extremt mycket upp och ner och det är enbart vid dosen 1,3 g/m³, som halten håller sig stabilt under gränsvärdet och vid några tidpunkter även under börvärdet (figur 6.5.5 och 6.5.6). Dosen 1,4 g/m³ håller sig också relativt under gränsvärdet fast vid 60 minuter ses en kraftig topp. Svängningarna kommer vid lite olika tidpunkter, vilket visar att vattnet är kemiskt instabilt och det är inte ett lätt vatten att oxidera.

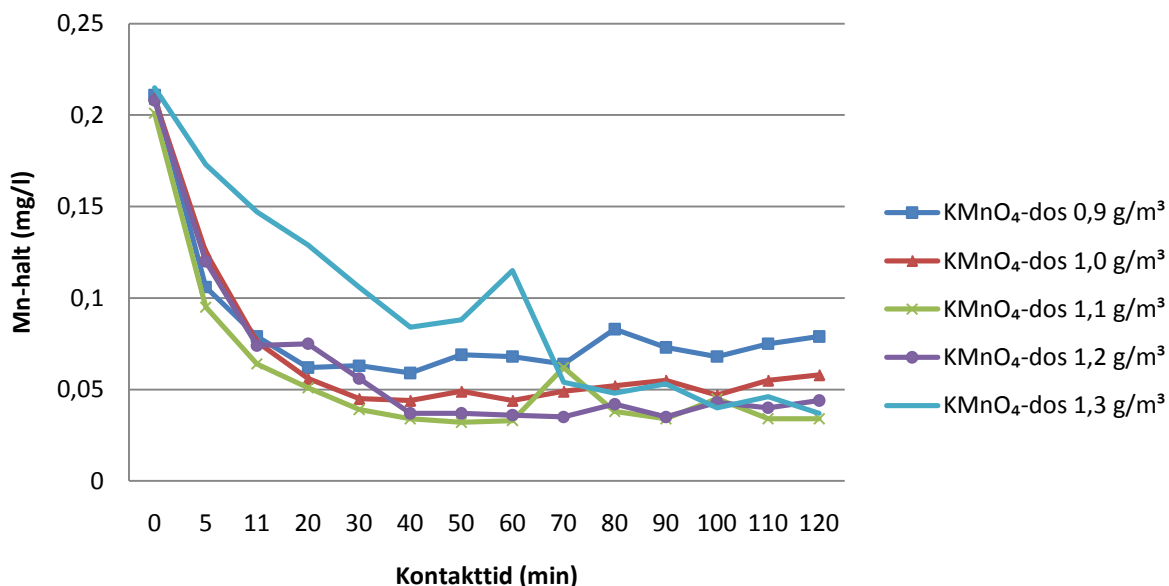


Figur 6.5.5 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande totaljärnhalt i förhållande till kontakttid vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2 och 1,3 g/m³.

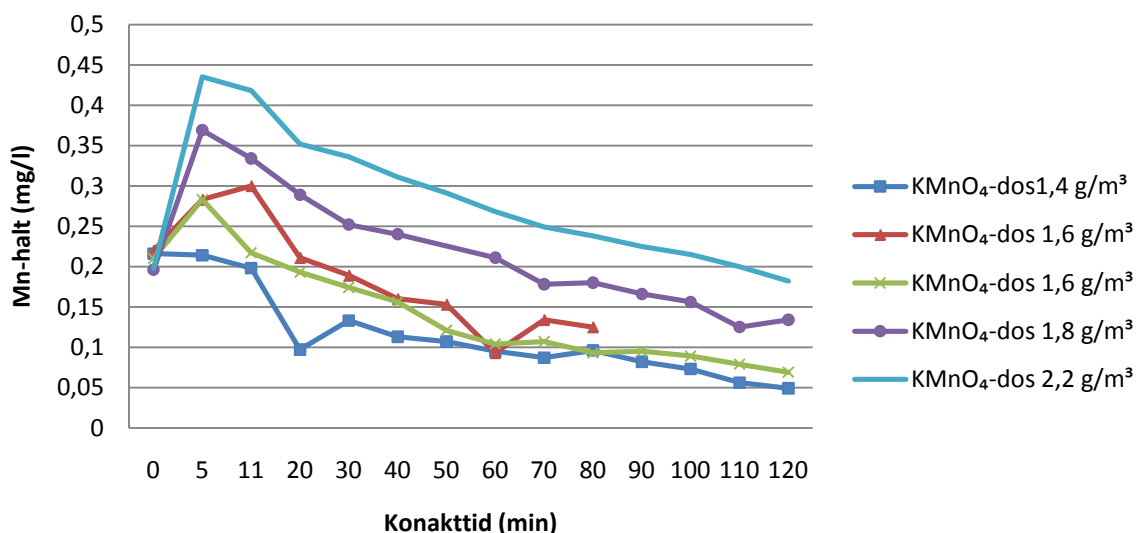


Figur 6.5.6 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande totaljärnhalt i förhållande till kontakttid vid doserna 1,4; 1,6; 1,6; 1,8 och 2,2 g/m³.

Manganet uppvisar bäst reduktion vid doserna 1,0; 1,1 och 1,2 g/m³ (figur 6.5.7). De högre doserna ger först en ökning av manganhalten för att sedan sakta men säkert sjunka (figur 6.5.8). När mer kaliumpermanganat tillsätts krävs längre kontaktider för samma reduktion som vid de lägre doserna. Längre kontaktid innebär att uppehållstiden i processen behöver vara längre.



Figur 7.5.7 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande manganhalt i förhållande till kontakttiden vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2 och 1,3 g/m³.



Figur 7.5.8 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat. Kvarvarande manganhalt i förhållande till kontaktid vid doserna 1,4; 1,6; 1,8 och 2,2 g/m³.

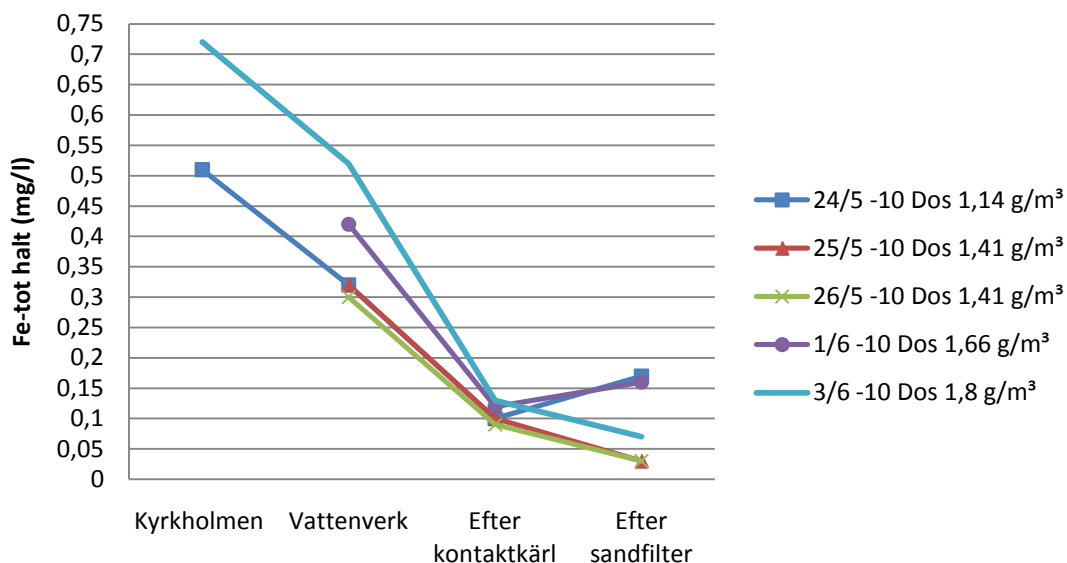
Utvecklingen av pH är inte lika rak som vid den första omgångens försök med kaliumpermanganat. Vid de här försöken fortsätter pH bara att stiga och ingen utplaning kan ses (Bilaga 6, figur B6.7 och B6.8). Vid de lägre doserna är höjningen av pH mer jämn, medan vid de högre doserna är höjningen mer svängig. Det tyder på att oxidationerna aldrig verkar få en stabil förskjutning åt något håll, vilket också kan ses i graferna för totaljärn som är väldigt svängiga.

Redoxpotentialen för doserna 0,9 till 1,2 g/m³ stiger först för att sedan sjunka (Bilaga 6, figur B6.9). Vid doserna 1,3 till 2,2 g/m³ stiger dosen dels högre och har en konvex avböjning (Bilaga 6, figur B6.9 och B6.10). Redoxpotentialen sjunker här inte under nivån för stigningen.

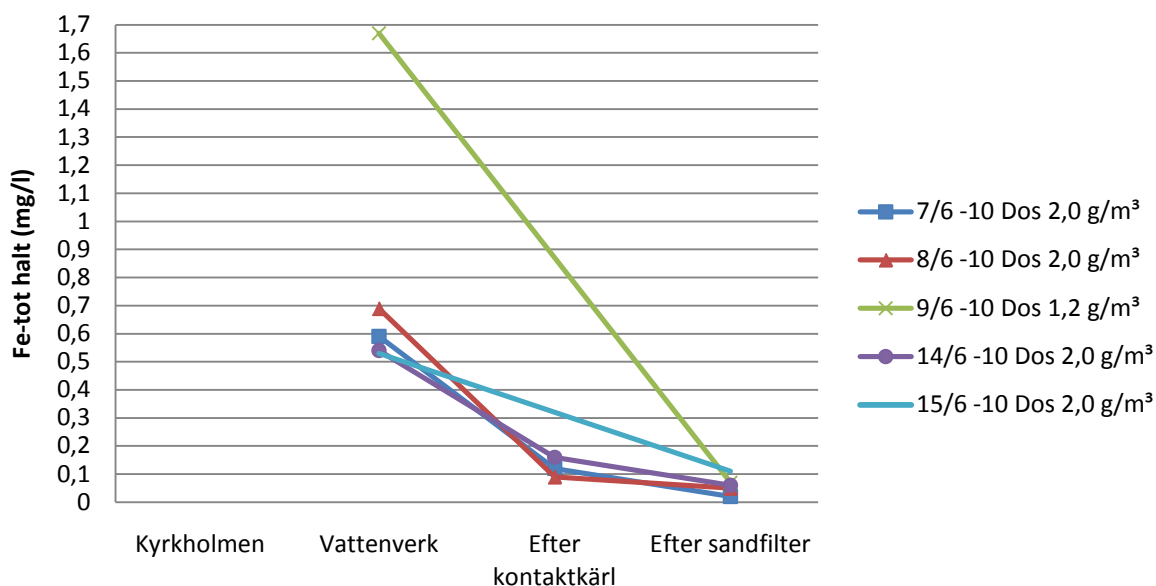
6.5.3 Försök i verklig process

Tanken med försöken i verklig process var att se hur väl laborationsförsöken med olika doser verkade stämma med verkligheten. Doserna vid den verkliga processen är inte helt säkra, eftersom doseringen varierar en del (avsnitt 6.3.1). Provet efter kontaktkärlet är filtrerat genom ett GF/C-filter. Vid försöken visade sig en del intressanta fenomen. När doserna ställs om i verkliga processen behöver doseringen stå i ett dygn för att stabilisera sig. Det innebär att de flesta provtagningarna är tagna vid ungefär samma tidpunkt runt klockan 16 på eftermiddagen. Några av testerna i slutet vid doserna 2,0 g/m³ är tagna vid lite olika tidpunkter under dagen. Doserna 1,2; 1,41 och 2,0 g/m³ ger halter på totaljärnet under börvärdesnivån (figur 6.5.9 och 6.5.10). Dosen 1,8 g/m³ ger en totaljärnhalt under gränsvärdesnivån. Den största reduceringen av totaljärn sker vid provpunkten efter kontaktkärlet, vilket stämmer med hur processen borde fungera. Problemet är att halterna av totaljärn förmodligen inte främst beror på dosen utan förmodligen mer på nivån i brunnen. Vid försöket den 9/6 var järnhalten in till vattenverket mycket högre än i de andra fallen.

Kranen hade stått och spolat ur, men orsaken här var att råvattenpumparna nyligen hade startat och då lossnar en del från ledningarna.

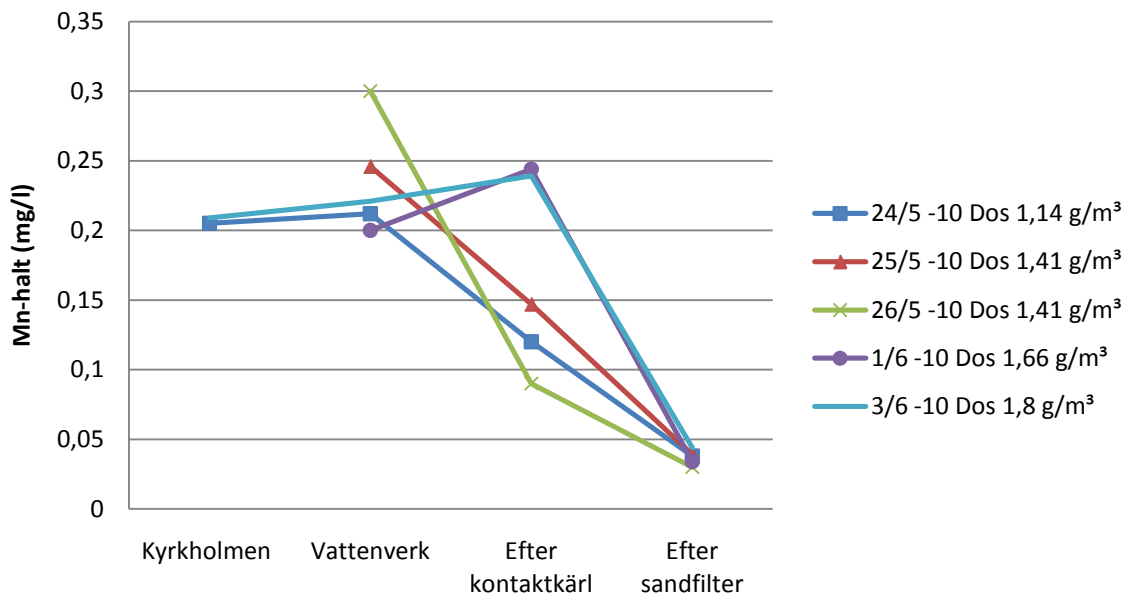


Figur 6.5.9 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. Kvarvarande järnhalt i några olika beredningssteg och vid olika doser av kaliumpermanganat.

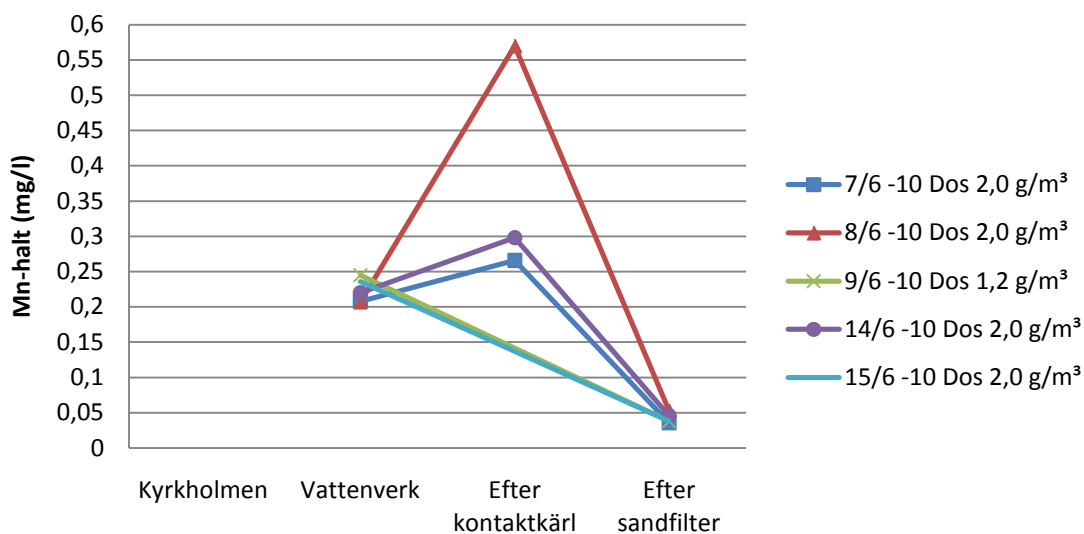


Figur 6.5.10 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. Kvarvarande järnhalt i några olika beredningssteg och vid några olika doser.

Det intressanta med manganhalterna är att även vid väldigt höga doser av kaliumpermanganat lyckas sandfiltren ”rädda” situationen, så att manganhalten efter sandfiltren är under gränsvärdet trots en kort uppehållstid på ca 20 minuter. Ingen av doserna ger manganhalter under börvärdesnivån (figur 6.5.11 och 6.5.12).



Figur 6.5.11 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. Kvarvarande manganhalter efter några beredningssteg och vid några olika doser av kaliumpermanganat.



Figur 6.5.12 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. Kvarvarande manganhalt efter några beredningssteg och vid några olika doser av kaliumpermanganat.

Vid provtagningen den 8/6 blandades ny kaliumpermanganat i doseringskärlet, vilket resulterade i en chockdos. Variationen i pH vid försöken i verklig process varierade en hel del (Bilaga 6, figur B6.11). Vid flera av försöken har pH sjunkit efter sandfiltren vid en kontakttid på ungefär 30 minuter (Bilaga 6, figur B6.11). Det kunde aldrig observeras vid laborationsförsöken, men då fanns det bara ett GF/C-filter som bara hade en filtrerande verkan.

Redoxpotentialen stiger som väntat efter kontaktkärlet, eftersom kaliumpermanganat doseras innan kontaktkärlet (Bilaga 6, figur B6.12). Efter sandfiltret ses även här en minskning av redoxpotentialen likt den vid pH.

6.5.4 Bas- och syra-tillsats

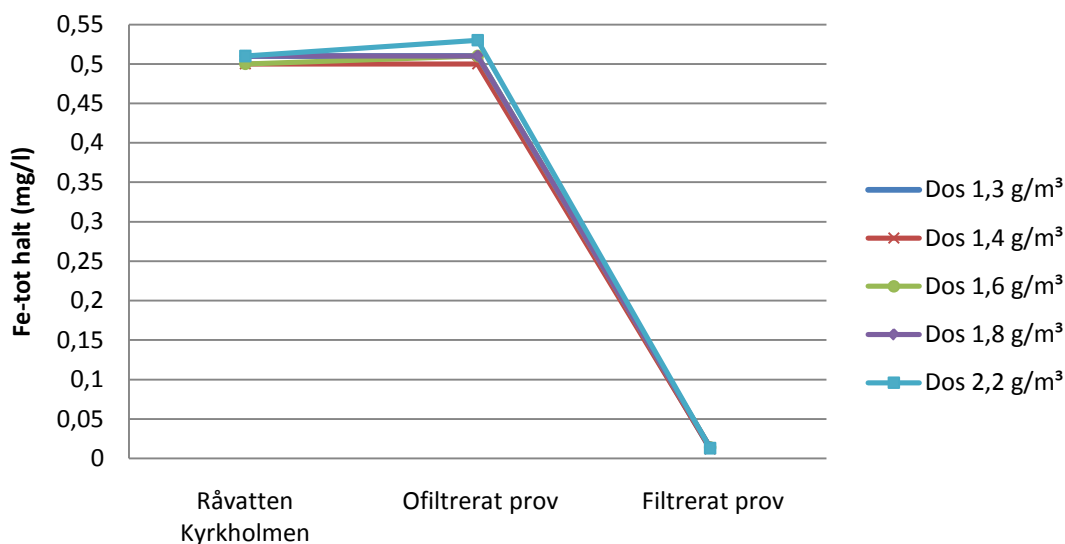
Bas tillsattes först för att det järn och mangan som förmodligen är komplexbundet ska lösas upp. Sedan tillsätts syran för att sänka pH och för att analyserna ska kunna utföras. Vid de båda försöken ses att inget mer järn eller mangan löses ut efter tillsats av bas och syra (tabell 6.12). Det kan tolkas som att försöken lyckas oxidera upp även det komplexbundna järnet och manganet. Därmed beror inte svängningarna i avsnitt 6.5.2 på järn och mangan som löses upp ifrån komplexbindningar.

Tabell 6.12 Två försök med tillsats av bas och syra.

Parametrar	Provpunkter försök 1		Provpunkter försök 2	
	Råvatten Kyrkolmen	Behandlat	Råvatten Kyrkholmen	Behandlat
Kontaktid (min)	0	0	0	20
pH vid syra tillsats	ingen tillsats	5,91	ingen tillsats	5,84
pH vid bas tillsats	ingen tillsats	10,1	ingen tillsats	10,25
Fe ²⁺ (mg/l)	0,33	0,02	0,55	0,04
Fe-tot (mg/l)	0,56	0,52	0,72	0,6
Mn (mg/l)	0,21	0,207	0,209	0,208

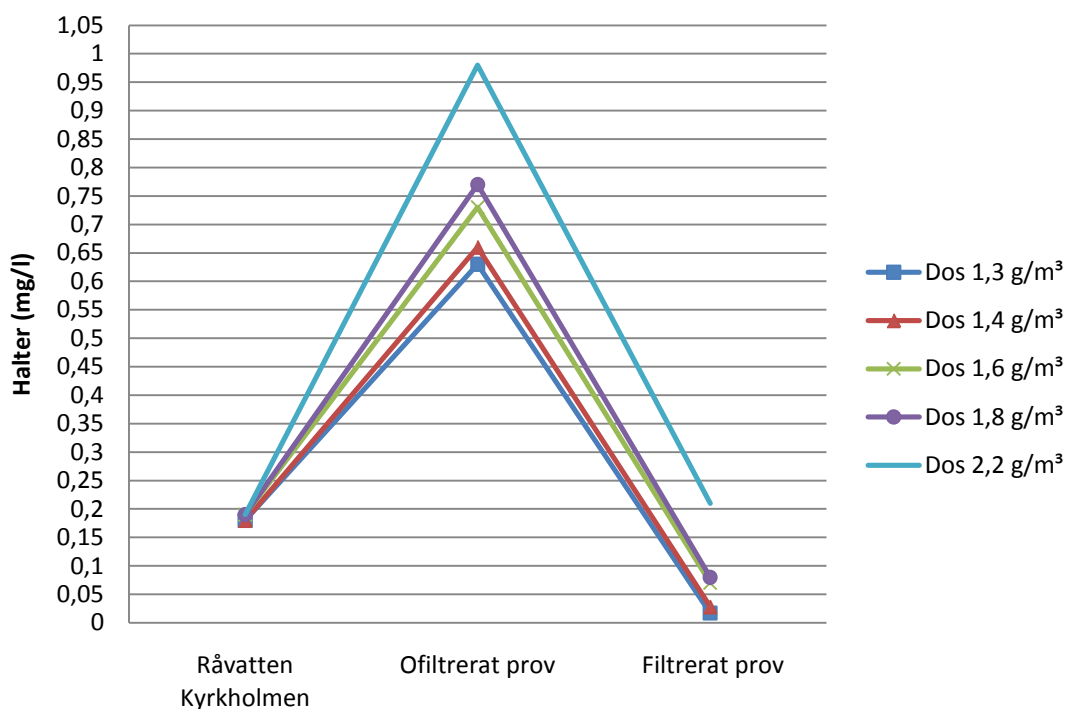
6.5.5 Analys av COD_{Mn}, totaljärn och totalmangan

Prover lämnades in till SLU för analys av totaljärn, totalmangan och COD_{Mn}. Till proverna tillsattes olika doser av kaliumpermanganat och syftet var att se hur mycket COD_{Mn} minskar vid respektive dos. Alla doser av totaljärn följde varandra och halterna efter två timmar är nere under börvärdesnivån (figur 6.5.13).



Figur 6.5.13 Halten totaljärn efter två timmar vid några olika doser av kaliumpermanganat.

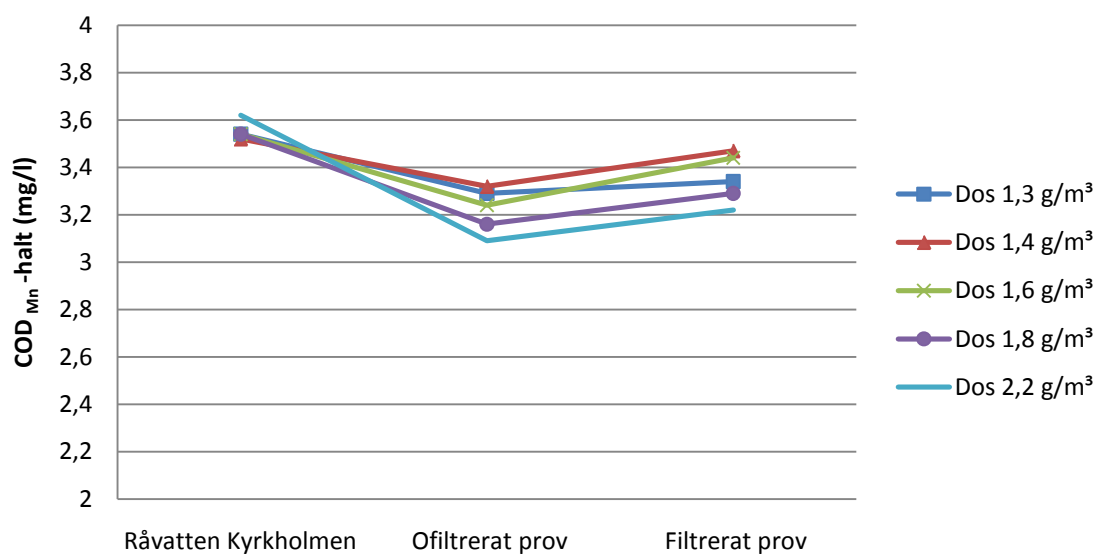
Manganhalten vid proverna varierar en del och vid doserna 2,2; 1,8 och 1,6 g/m³ räcker inte två timmars kontakttid till för att värdena ska minska under gränsvärdesnivån (figur 6.5.14). Vid doserna 1,3 och 1,4 g/m³ var manganhalten nere under börvärdesnivån.



Figur 6.5.14 Halten mangan efter två timmars kontakttid och några olika doser av kaliumpermanganat.

COD_{Mn} hade vid provtagningar på råvattnet halter mellan 3,16 och 3,62 mg/l. Vid alla doser av kaliumpermanganat minskade COD_{Mn} (figur 6.5.15). Det betyder att vid alla de aktuella doserna för optimal oxidation av järn och mangan reduceras även en del COD_{Mn}. Totaljärn och mangan var en del av halten COD_{Mn}, men som kan ses i figur 6.5.13 och 6.5.14 hade

totaljärn och manganhalterna minskat nästan helt medan COD_{Mn} fortfarande var ganska hög. Vid dosen 2,2 g/m³ var resthalterna av mangan ganska höga, men då hade COD_{Mn} minskat med 0,4 mg/l. Att doserna ökar vid filtreringen kan bero på att något händer i filtren.



Figur 6.5.15 Halten COD_{Mn} efter två timmar och vid några olika doser av kaliumpermanganat.

7. DISKUSSION

Den egentliga beredningsfunktionen diskuteras i detta kapitel.

7.1 INKOMMANDE RÅVATTEN

Några försök utfördes mest för att få en rutin på analyserna, men de gav nyttig information. När Kyrkholmsbrunnen varit avstängd i ett dygn togs prover på tvåvärt järn, totaljärn och totalmangan. Det visade sig att allt järn hade övergått till trevärd form och därmed räckte ett dygns luftning i brunnen för att oxidera järnet. Manganet hade vid provtagningar innan avstängningen haft halter runt 0,20 mg/l och nu var halten 0,187 till 0,177 mg/l. Den luftning som skett i brunnen under ett dygn är inte tillräcklig för att uppnå någon nämnvärd oxidation av mangan. Det ger en föraning om att luftningen inte kommer att vara någon bra beredningslösning för Kyrkholmens vatten. Och mycket riktigt visade oxidationsförsöken med luftning klart och tydligt att luftning som enda beredningssteg för rening av järn och mangan inte är något alternativ. Järnet närmar sig i alla fall halter i gränsvärdesnivå, medan manganet knappt oxideras alls.

Sedan är det transporten från Kyrkholmens pumphus till vattenverket och där sker en oxidation av järn som faller ut i ledningen. Det är ca 33 % av järnet som aldrig når vattenverket och istället hamnar i inkommande ledning. Om det får fortgå blir ledningen till slut mer eller mindre igensatt och därför krävs att ledningen underhållspolas kontinuerligt. Manganhalten är högre på inkommande vatten till vattenverket än ute i Kyrkholmen. Det kan bero på att lite mangan har fällts ut och när reducerande förhållanden uppkommer i ledningen går manganet i lösning igen. I figur 6.4.1 avsnitt 6.4.2, ses en bild på en rörbit och färgen på utfällningen är rostbrun, vilket ger samma bild som provtagningen, nämligen att det mest är järn som faller ut i ledningen.

7.2 RENING AV JÄRN OCH MANGAN

7.2.1 Dosering av kaliumpermanganat

Doseringen av kaliumpermanganat är varierande beroende på nivå i kärlet och hur mätningen utförs. Innan rengöringen av kärlet var skillnaden i verklig dos ungefär hälften mot inställd dos. Det kan bero på att kaliumpermanganatet inte löses upp helt när det blandas (figur 6.3.1 avsnitt 6.3.1.1). Blandningen sker i samma kärl som det doseras ifrån och samtidigt som doseringen fortfarande är igång. Följden av det blir att koncentrationen av kaliumpermanganat varierar en del, vilket kan ses av kurvan för mangan den 8/6 -10 i figur 6.5.12 (avsnitt 6.5.3). Vid det här tillfället var manganhalten efter kontaktkärlet ungefär 0,30 mg/l högre än vid dosen 2,0 g/m³ kaliumpermanganat. Utifrån denna erfarenhet är det ingen bra processlösning att blanda kaliumpermanganat i samma kärl som det doseras ifrån.

Generellt ger doseringen mer när doserpumpen är inställd på handkörning än när den är inställd på automatisk dosering. Vid handkörning slår membranet mycket tätare, vilket här ger att dosen blir större. När slaglängden minskas uppnås att dosen blir mer lik det inställda börvärdet. Det kan exempel bero på att en luftbubbla fjädrar när membranet slår och när slaglängden minskas utnyttjas inte hela membranet och luftbubblan har inte lika stor

påverkan. En annan sak som kan påverka doseringen är om doseringspumpen för kaliumpermanganat även tar signal ifrån klordoseringen. Försöket med att skruva bort doseringen från inkommande råvattenledning och samla upp kaliumpermanganatet i en kanna, gav att den verkliga dosen var ca 20 ml högre än den inställda dosen, medan vid doskontroll med mätning mot nivåöret doseras minst 20 ml för lite mot inställd dos. Frågan är hur mycket doseras egentligen och vad beror den stora skillnaden i volym på? En förklaring kan vara att när pelaren av kaliumpermanganat i nivåöret blir för låg blir trycket för litet och volymen som doseras minskar. Vid mätningar mot slangen ger hela doserkärlens volym ett förhållandevis jämt tryck och volymen som doseras blir högre. I slutändan är nog ett medelvärde av de två kontrollmetoderna en sanningsenlig volym, vilket skulle innebära att de verkliga doserna ungefär motsvarar de inställda. Vid jämförelser av laborationsförsök och verkliga försök visade det sig att vid ungefär samma värden på utgångsparametrarna reducerades totaljärnetet och manganet ungefär lika mycket i båda fallen. Det talar för att de verkliga doserna ändå verkar stämma relativt bra med de laborativa.

7.2.2 Sandfiltrens funktion

Sandfiltrens funktion varierar en del och vid försöken med att följa totaljärn och totalmangan under några produktionstimmar kunde det ses att produktionen inte är stabil, utan järnet och manganet pendlar en del. En orsak till det skulle kunna vara att nivån i brunnen går under någon bestämd nivå och under den nivån är kvalitén sämre. Därför plottades brunnsnivån mot uppmätta halter för att kunna utläsa nivån 4,50 m. Samma fenomen med att resthalterna av järn och mangan ökade kunde ses vid samma tid under flera dagar. Pumparna startade under dessa dagar ungefär vid samma tid och variationen i brunnsnivå såg ut på ungefär samma sätt. Det är alldeles för osäkert att dra en slutsats om vilken nivå i brunnen och om det ens är detta fenomen som är orsaken till sandfiltrens ojämna funktion, efter enbart en provtagning. För att bekräfta teorin om brunnsnivån skulle prover behöva tas varje halvtimme över åtminstone ett dygn.

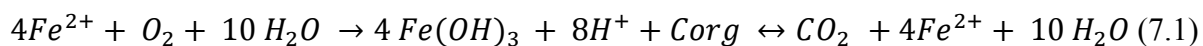
Sandfiltren ska belastas med lika flöde, men det är idag inget som säger att så är fallet. Ett sandfilter kan lika gärna belastas med mer utan att det märks, eftersom det inte finns någon flödesmätare till respektive sandfilter. Vattenreningsgruppen som har levererat filtren menar att de ska klara en hydraulisk belastning på 5-12 m/h över respektive filter och ändå klara reningen av järn och mangan. Om begränsningen i hydraulisk belastningen är vid exempel 5 m/h, kan inte flöden över 17 m³/h på två filter tas in i verket. Även om det är så att sandfiltrena klarar en högre hydraulisk belastning blir uppehållstiden väldigt kort och då är det inte säkert att kontakttiden mellan vattnet och kaliumpermanganatet räcker till. Om inkommande flöde ifrån Kyrkholmen skulle vara 30 m³/h, blir uppehållstiden i kontaktkärl och sandfilter totalt 14 minuter. Under den tiden ska oxidationen av järn och mangan vara klar.

Backspolningen sker med en hastighet av 29,85 m/h vid ett backspolflöde av 60 m³/h. Backspolningshastigheten bör vara minst 30 m/h, vilket innebär att om flödet minskar kommer inte rätt bäddexpansion uppnås. Tyvärr klarar inte trycket från vattentornet att alltid ge ett tillräckligt spolvattenflöde och då uppnås inte rätt bäddexpansion. När filtrena inte

expanderas tillräckligt finns risk för kanalbildning i filtermassan och ytterligare sämre funktion. Det konstiga är att spolventilen ska begränsa flöden över 52,3 m³/h och därmed kommer aldrig en tillräcklig bäddexpansion uppnås. För att uppnå rätt bäddexpansion borde spolvattenspumpen istället användas och varvtalsregleras. Efterspólningshastigheten är däremot för hög och borde istället ha samma hastighet som produktionsflödet, för att inte trycka ihop massan mer än nödvändigt. Med det resonemanget är den första åtgärden inte att öka backspolningstiden utan snarare se till att det är tillräckliga flöden. Efterspólningstiden ska vara lika lång som uppehållstiden, för att garantera att filtret sköljs igenom helt och hållet och att första filtrat hamnar i avloppet. Vanligen brukar inte efterspólningsvattnet bestå av utgående vatten, för det är slöseri med vatten som redan är berett. Ju högre dos av kaliumpermanganat som krävs, desto mer slam bildas och då kan det krävas att filtrena spolas oftare än en gång per dygn. Vid de doser som nu är aktuella räcker det med spolning en gång per dygn.

7.2.3 Försök att hitta lämplig dos

Vid försöken att hitta en lämplig dos kaliumpermanganat utfördes två försöksomgångar, en med lite bättre kvalitet på vattnet och en med sämre vatten. Vid den första analysomgången utfördes försöken med maximalt en timmas kontakttid. Det var inga problem att få ner järnhalten under börvärdesnivån, vid någon av de testade doserna av kaliumpermanganat. Nedgången var dessutom förhållandevis jämn, utan några stora svängningar. Beträffande manganhalten var det lite svårare att komma ner i halter under gränsvärdet och de två doserna som gav bäst resultat var 1,0 och 1,2 g/m³. Därmed kändes det ganska klart att den optimala dosen av kaliumpermanganat skulle ligga i det intervallet. Om den optimala dosen skulle följa tumreglerna för undre och övre gräns borde dosen vara mellan 0,48 och 0,89 g/m³. Det stämmer inte alls med verkligheten, för dosen 0,9 g/m³ är en underdosering. Att det är en underdosering ses av att manganhalten är högre efter doseringen än innan. Allt kaliumpermanganat som tillsattes har reducerats till tvåvärd form och bidrar istället till den kraftigt ökade manganhalten. Nästa försöksomgång som utfördes var egentligen tänkt att testa exakt vilken dos i intervallet 1,0 till 1,3 g/m³ som gav bäst resultat. Det dröjde dock lite mer än två veckor innan försöken utfördes och då visade det sig att vattnets kvalitet ändrat sig. Resultaten visade att vattnet var ganska instabilt och inte speciellt lätt att oxidera. Totaljärnhalten minskades först kraftigt, men började sedan svänga. Detta inträffade vid alla doser mellan 0,9 till 2,2 g/m³. En tanke fanns att analysmetoderna kanske inte lyckades detektera det järn och mangan som eventuellt var komplexbundet och därför utfördes försök med bas och syra tillsats. Försöken visade att inget mer järn eller mangan föll ut och därmed beror inte svängningarna i järn på att ”nytt” järn kommer in i systemet. Däremot kan oxidationen av järn bli lite problematisk då COD_{Mn} är relativt hög. Att värdet är högt beror förmodligen på att vattnet innehåller en del organiskt material och är troligen ytvattenpåverkat. När det tvåvärda järnet har reagerat och bildat en järnhydroxid kan det organiska materialet reducera järnhydroxiden och det bildas en tvåvärd järnjon, koldioxid och vatten (ekvation 7.1). Det tvåvärda järnet kan om vattnet har en hög alkalinitet och ett relativt högt pH bilda en järnkarbonat (ekvation 7.2).



Järnet kommer att pendla mellan tvåvärd och trevärd form och orsaka problem vid reningen, vilket kan ses i figurerna 6.5.5 och 6.5.6. Ett försök utfördes för att se hur COD_{Mn} påverkades vid olika doser av kaliumpermanganat och det visade sig att vid alla de testade doserna minskade COD_{Mn}. Minskningen varierar mellan 2 och 12 %, med en större sänkning vid högre doser. Om allt COD_{Mn} ska "oxideras" med kaliumpermanganat krävs en dos på 13-14 g/m³. En sådan hög dos är inte möjlig att tillsätta, dels på grund av de långa kontakttiderna som skulle behövas, men också för att det skulle bli höga halter av restprodukter. Det innebär att det organiska materialet kommer att fortsätta vidare i processen och kan ställa till problem vid desinfektionen. Det är med andra ord inte speciellt konstigt att järnet pendlar och den optimala dosen för att oxidera järnet vid dessa försök är 1,3 g/m³. Manganhaltens minskning är däremot lite mer stabil och den optimala dosen är 1,1 eller 1,2 g/m³. Den erfarenhetsmässiga tumregeln för vilket intervall dosen av kaliumpermanganat bör ligga inom anger en dos mellan 0,54 och 1,08 g/m³. Det betyder att när dosen av kaliumpermanganat ska beräknas är det den övre gränsen som kan användas som ett riktvärde. De optimala doserna för minskning av järn och mangan stämmer inte överens och då är frågan vad som fungerar i den verkliga beredningen.

Sandfiltren med dess beläggning av brunsten spelar en stor roll för främst reningen av mangan. I laborationsförsöken sågs att vid doser över 1,4 g/m³, räckte inte kontakttiderna på två timmar till för att halten av mangan skulle understiga gränsvärdesnivån på 0,05 mg/l. Vid de verkliga försöken som hade en kontakttid på 30 minuter, var manganet nere under gränsvärdesnivån även vid dosen 2,0 g/m³. Vid laborationsförsöken är det inte möjligt att komma ner i dessa nivåer, eftersom GF/C-filtren enbart har en filtrerande funktion och saknar beläggning av brunsten. Det är brunstensbeläggningen som gör att manganhalten hinner minska tillräckligt snabbt enligt reaktion 2.6 i avsnitt 2.1.2. Sedan ger de analyser som utförts på vattenverket något högre halter än de som skickats till laboratorium. Järnet ska redan vara oxiderat när det kommer till sandfiltren och utfällningarna ska bara filtreras bort. Från försöken i verklig process fås att vid doserna 1,2; 1,41 och 2,0 g/m³ är järnhalten nere under 0,05 mg/l. Förmodligen beror inte de lyckade minskningarna av järn, speciellt mycket på dosen utan snarare i vilket oxidations- eller reduktionsläge det organiska materialet befinner sig i eller också som beskrivits ovan vilken nivå det är i brunnen. Manganhalten däremot erhåller en minskning till under 0,05 mg/l vid alla de testade doserna (1,14; 1,2; 1,41; 1,66; 1,8 och 2,0 g/m³). En slutsats som kan dras är att så länge det inte sker underdoseringar av kaliumpermanganat klarar sandfiltren att minska manganhalten till halter under gränsvärdet. Även vid överdoseringar klarar sandfiltren effektivt att minska manganhalten trots att laborationsförsöken egentligen visade att det skulle krävas mycket längre kontakttider.

7.3 KOLFILTER

Kolfiltret har förmodligen hängts dit för att uppnå en längre kontakttid för järnet och manganet. Annars brukar syftet vara att finpolera vattnet för att få bort smak, lukt och till viss

del färgproblem eller för att ta bort BAM (bekämpningsmedel). Vid borttagande av BAM krävs en annan typ av kol än det som är i filtret. Kolfiltret blir aldrig riktigt rent vid backspolning och efterspolning (figur 6.3.10 avsnitt 6.3.2). En orsak kan vara att spoltiderna är för korta, men vid räkning på backspolningshastigheten visade det sig att den var alldeles för låg. Det får till följd att filtret aldrig uppnår rätt bäddexpansion och utfällningarna i filtret byggs på. Efterspolningshastigheten däremot borde vara i samma storleksordning som produktionshastigheten, för att bädden inte ska pressas samman. Efterspolningsvattnet som gått igenom filtret kallas första filtrat. Det första filtratet ska hamna i avloppet tills filtret är helt genomsköljt och vattnet som passerar återigen håller en god kvalitet. Dagens efterspolning varar i två minuter, vilket är alldeles för kort. Från figur 6.3.10 i avsnitt 6.3.2 kan ses att när två minuter passerat och filtret återgår i produktion börjar vattnet bli brunt. Efterspolningshastigheten skulle behöva motsvara uppehållstiden i filtret, vilket är ungefär 24 minuter vid ett flöde på 15 m³/h. EBCT (Empty Bed Contact Time) för ett kolfilter bör vara 15 minuter för att adsorption ska hinna ske, vilket motsvarar ett flöde på 24 m³/h. Om flödet genom filtret är större kommer inte adsorptionen hinna ske i samma utsträckning.

7.4 DESINFEKTION

I doseringskärlet har det bildats koloniliknande svarta utfällningar, som antagligen består av järn och mangan. Klorer blandas med totalavhärdat vatten, som ska vara fritt från kalcium, magnesium, järn och mangan. Från figur 6.3.11 avsnitt 6.3.2., kan det ses att vattnet ibland inte är nollgradigt och innehåller relativt höga halter av totaljärn. Klor är ett starkt oxidationsmedel som oxiderar de ämnen som finns i blandningsvattnet.

Doseringen av klor styrs av Kyrkholmens flöde, vilket innebär att dosen blir betydligt lägre när vattnet blandas med vatten från Film och Norråsen. Ju mer vatten som tas från Film och Norråsen, desto lägre blir klordosen. Den aktuella dosen om Film och Norråsen står för halva flödet är 0,081 g/m³. Dosen av klor är väldigt låg och har i princip ingen desinficerande verkan. Vid doseringspunkten av klor finns fortfarande höga halter av COD_{Mn} kvar. Det innebär att klorer som tillsätts förmodligen förbrukas när det oxiderar det organiska materialet, rester järn och mangan, etc. Syftet med att tillsätta klor är att desinficera vattnet från mikroorganismer och parasiter, men den funktionen uppfylls förmodligen inte. Om klordosen skulle vara högre finns risk för att trihalometaner som är cancerframkallande bildas, eftersom vattnet uppenbarligen innehåller en del organiskt material. När ett vatten ska desinficeras brukar det ske på ett färdigberett vatten, men så är inte fallet i Österbybruks vattenverk Sandgropen. En lämpligare doseringspunkt skulle vara efter gasstrippern, när vattnet i ”praktiken” ska vara färdigberett.

7.5 AVHÄRDNING

7.5.1 Saltlösning

Det sögs in för lite salt i båda filtrena, men efter att ha lagt om styrningen av membranventilerna från hydrauliskt tryck till pneumatiskt suggs rätt mängd salt in. Saltlösningens koncentration var också rätt, så avhärningsfiltrens bristande funktion beror inte på det.

7.5.2 Avhärningsfiltren

Avhärningsfiltren fungerar inte riktigt som de ska. Avhärningsfilter 1 sög in mer salt än avhärningsfilter 2, men klarade trots detta bara att ge totalavhärdat vatten i 160 m³. Avhärningsfilter 2 gav totalavhärdat vatten i 220 m³, men har som mest ett flöde av 12-13 m³/h. Det innebär att en mindre andel av vattnet blir avhärdat med en högre hårdhet på utgående vatten som följd. Båda avhärningsfiltren öppnades för att se om massan fanns kvar och det gjorde den i båda filtren och det var heller inga kanalbildningar. Culligan rekommenderade att avhärningsfilter 1 skulle dubbel- eller trippelregenereras för att kunna producera totalavhärdat vatten under hela avhärningscykeln. Om det är lösningen har filtret inte längre en kapacitet att klara att totalavhärda 220 m³, för då består hela filtret av en tömd zon. En tömd zon innebär att alla natriumjoner redan har bytts ut. En teori vad minskningen av kapacitet kan bero på är att massan slits och den har troligen aldrig bytts ut. Fast i sådana fall har slitningen skett ojämnt, för de båda filtrena verkar vara lika gamla. En annan teori är att järnet och manganet inte är färdigoxiderat när det kommer till avhärningsfiltren och bildar en oxidationsyta på massan. Oxidationsytan försvinner inte vid regenereringen, som den skulle ha gjort om ett vanligt jonbyte hade skett. Oxidationsytan är svår att lösa upp och det krävs att massan syrabehandlas. Filtren är väldigt rostiga inuti, vilket gör att det inte är säkert att de klarar av det. Orsakerna till att oxidationsytan bildas kan vara två. Den ena är att kaliumpermanganatet har en för kort kontakttid och då sker oxidationen även i avhärningsfiltren istället för enbart i sandfiltret. Det är kanske inte den mest troliga orsaken, eftersom det vid försöken i verklig process verkar som att kontakttiderna är tillräckliga utom vid riktigt höga doser. En annan förklaring kan vara att dosen av kaliumpermanganat har varit för låg och höga resthalter av järn och mangan har passerat sandfiltret. När sedan klor som är ett starkt oxidationsmedel doseras höjs redoxpotentialen och järn och mangan börjar oxideras. Det ger att kontakttiden max blir någon minut innan vattnet antingen går till gasstrippern eller avhärningsfiltret. En oxidationsyta kan då bildas på jonbytesmassan, vilket eventuellt kan skådas i figur 5.3.2 i avsnitt 5.3.5. I jonbytesmassan kan små svarta korn ses, men frågan är om det är massa som kapslats in av oxider.

Av en slump testades halten järn och mangan efter avhärningsfilter 2, när Kyrkholmen inte var i produktion. Vattnet ifrån Film och Norråsen brukar ha en total järnhalt mindre än 0,05 mg/l och en manganhalt mindre än 0,02 mg/l. Nu var järnhalten 0,22 mg/l och manganhalten 0 mg/l efter avhärningsfiltret. Det innebär att järn av någon anledning har avgått ifrån avhärningsfiltret. Förmodligen finns ganska mycket järn lagrat i filtret och när klor inte doseras sjunker redoxpotentialen och järnet reduceras. Att inte samma sak sker med manganet kan bero på att manganoxider är mer svårslösliga. Vattnet fortsätter till gasstrippern där det luftas och redoxpotentialen höjs, vilket innebär att järnet kan oxideras igen. När sedan Kyrkholmen startas och klordoseringen kommer igång, stiger redoxpotentialen och järnhalten sjunker.

7.5.3 Metoden

Jonbyte är ingen bra metod för att avhärda vattnet, då alkaliniteten är väldigt hög. Jonbytet sker endast med positiva joner, vilket innebär att alkaliniteten är opåverkad efter att ha passerat avhärdningsfiltren. I avsnitt 7.6 nedan kan följderna av en hög alkalinitet läsas.

7.6 LUFTNING

Syftet med gasstrippern är att driva av kolsyra, för att höja pH och se till att vattnet inte är ledningsangripande. pH höjs, men kolsyrehalten minskar inte tillräckligt mycket för att vattnet inte ska vara ledningsangripande. Orsaken till det är den höga alkaliniteten, som bidrar till den totala koldioxidhalten. Ju högre andel av den totala koldioxidhalten som består av fri kolsyra desto effektivare blir avdrivningen. Från de fyra analyserna utförda av Alcontrol, fås ett medelvärde för den fria kolsyran i blandningspunkten på 10,91 %. Det är en ganska låg andel och det är svårt att få en tillräcklig kolsyreavdrivning. Det skulle kanske gå att få till en bättre avdrivning om fläkten ställdes upp på höghastighet istället för på låghastighet som den nu är inställd på. Dock återstår problemet med den höga alkaliniteten, som också bidrar till att vattnet har en relativt lågt jämvikts-pH. Det utgående vattnet har ett jämvikts-pH på 7,7 och rådande pH på utgående vatten brukar ligga runt 8,10. Det innebär att kalciumkarbonat kommer att falla ut i ledningarna ända tills pH är lika med jämvikts-pH. De största problemen uppstår när vattnet värms upp i exempel varmvattenberedare och jämvikts-pH är 6,6. Även här innebär det att kalciumkarbonat fälls ut enda tills pH är lika med jämvikts-pH. Inte ens om kommunen skulle distribuera råvatten ifrån Kyrkholmen är pH så lågt som jämvikts-pH vid 70 °C. Dessutom skulle vattnet bli tjänligt med anmärkning. Om utgående vatten vid en temperatur av 70 °C, ska ha ett jämvikts-pH på ca 8,25 får kalciumhalten bara vara 2 mg/l. I princip skulle ett totalavhärdat smaklöst vatten distribueras och allt vatten som produceras skulle behöva gå igenom avhärdningsfiltren. Vattnet skulle antagligen inte klara gränsvärdet för natriumhalten på 100 mg/l. Det kommer med andra ord inte spela någon roll hur avdrivningen av kolsyra och höjningen av pH vänds och vrids, så länge alkaliniteten är hög. En sak som är gasstrippers förtjänst är att redoxpotentialen i vattnet höjs och restjärn och mangan oxideras och faller ut i lågreservoaren. Detta är förmodligen orsaken till att utgående järn- och manganhalter oftast har haft halter under gränsvärdesnivåerna.

7.7 LAGRING, DISTRIBUTION OCH SPOLVATTEN

7.7.1 Lågreservoaren

Det är uppenbart från figureerna i avsnitt 6.3.2 att vattnet inte är färdigberett när det kommer till lågreservoaren. Lågreservoaren fungerar snarare som ett stort kontaktkärl, som gör att uppehållstiden blir längre. Förmodligen har det räddat värdena på utgående vattenprover ett antal gånger och samtidigt lyckats dölja att beredningsprocessen inte fungerar som den ska. När en massa slam samlas på botten blir det en bra grogrund för mikroorganismer. Dessutom följer förmodligen en del slam med ut på distributionsnätet och kan orsaka problem.

7.7.2 Högreservoaren

Ingen inspektion har utförts i vattentornet på många år, men med tanke på hur lågreservoaren ser ut kan tänkas att det även här har lagrats en hel del slam.

7.7.3 Spolvatten

Spolvattnet består av utgående vatten från vattenverket och trycket hålls av vattennivån i vattentornet. Att trycket hålls av tornet gör att spolhastigheterna ibland inte når upp i de nivåer som krävs för att filtren ska uppnå rätt bäddexpansion. Tidigare användes en spolvattenpump som står i källaren i vattenverket för att spola filtren. Den togs ur drift för att det verkade som att filtermassorna i filtren minskade. Pumpen bör tas i drift igen för att uppnå rätt spolhastigheter.

8. ÅTGÄRDSFÖRSLAG FÖR DEN BEFINTLIGA BEREDNINGSPROCESSEN

Det framgår av erhållna resultat att det finns en rad punkter som den befintliga beredningen skulle kunna förbättras på för att få vattenverket i Österbybruk att fungera så bra som möjligt, trots att beredningsstegen inte är riktigt rätt för denna ganska komplicerade typ av vatten.

8.1 JÄRN- OCH MANGANRENING

8.1.1 Kaliumpermanganat

Upplösning av kaliumpermanganat sker med totalavhärdat vatten. I avsikt att förbättra upplösningen och säkerställa stabil koncentration så bör lösningsvattnet värmas.

- Installation av en separat varmvattenberedare (eller direktvärmare) för upplösningvattnet.

Idag blandas kaliumpermanganatet i samma kärl som det doseras ifrån. Det är ingen bra lösning, men för att göra det bästa möjliga av detta kan några saker ändras.

- Tillblandningen av kaliumpermanganat sker nu samtidigt som Kyrkholmen är i drift. Dosen blir antingen väldigt hög eller extremt låg beroende på om vatten eller kaliumpermanganat hålls i kärlet först. Därför är det bra om Kyrkholmen tas ur produktion under tiden som tillblandningen sker vid nuvarande utformning.
- Installation av ett separat beredningskärl skulle vara ett bra alternativ för att få till en smidig tillblandning och en säker koncentration på KMnO_4 -lösningen.
- Separat doseringskärl som KMnO_4 doseras ifrån. Doseringskärlet bör ha en nivågivare och kan då fyllas automatiskt, vilket innebär att nivån i doseringskärlet kan hållas konstant. Inga tvivel om hur dosen varierar med nivån skulle uppstå, eftersom nivån hela tiden skulle vara konstant. Eftersom tillblandningsvattnet, vid den befintliga funktionen på beredningen, ibland innehåller en del kalcium, magnesium, järn och mangan är det viktigt med regelbundna rengöringar av kärlet.

8.1.2 Sandfilter

Vid backspolning är det av yttersta vikt att både rätt bäddexpansion och backspolningstid uppnås. Rätt bäddexpansion förutsätter att flödet genom filtret är tillräckligt stort. Idag uppnås inte rätt backspolningshastighet. För att åtgärda det behöver spolpumpen i källaren antagligen tas i drift igen. Det skulle behövas en varvtalsreglerare på den, så att de olika filtren kan spolas med olika flöden. Spolventilerna bör undersökas för att se om de eventuellt har för små begränsningar. Förmodligen behöver även efterspolningstiden (uttag av första filtrat) ökas på och flödet genom filtret eventuellt minskas.

Det antas bara att reningen av järn och mangan fungerar som den ska, därför är det viktigt med en bättre övervakning i form av provtagning. Provtagning varannan eller var tredje dag behöver utföras på både inkommande råvatten från Kyrkholmen och på vattnet efter

sandfiltren. Om det utförs finns det en möjlighet att följa vattnets förändringar och vara beredd att sänka eller höja dosen av kaliumpermanganat. Detta ger en bättre överblick över sandfiltrens egentliga funktion.

8.2 KOLFILTER

Kolfiltrets backspolning fungerar inte tillfredställande. Backspolningshastigheten behöver vara högre och det kan kanske uppnås genom spolpumpen i källaren. Efterspolningstiden är för kort och behöver förlängas. Filtret kan behöva spolas oftare än två gånger i veckan.

Således förordas likartade åtgärder för kolfiltrets drift som för sandfiltrens drift.

8.3 DESINFEKTION

Den nuvarande klordoseringen är inte värd namnet desinfektion, eftersom dosen förmodligen inte har någon desinficerande verkan. Klore oxiderar restjärn, mangan och det organiska materialet. För att klore ska ha en desinficerande effekt krävs en högre dos. Med en högre dos ökar dock risken för bildning av trihalometaner. Klor är ingen bra desinfektionsmetod när det finns organiskt material i vattnet.

Ett bättre alternativ skulle kunna var desinficering med UV-ljus. Eftersom vattnet har en hög alkalinitet och hög halt av organiskt material är det lämpligast med en lågtryckslampa. Medeltryckslamporna blir väldigt varma, vilket ökar sannolikheten för utfällningar av kalciumkarbonat på mätglaset. Risken för lukt- och smakproblem till följd av olika restprodukter i vattnet är dock större vid höga doser och medeltryckslampor. Det är också viktigt att beakta placeringen av ett framtida UV-ljus. Om det placeras efter lågreservoaren finns risk för tryckslag och då kan mätglaset gå sönder.

8.4 AVHÄRDNING

Avhärdning genom jonbyte är inget bra alternativ för detta vatten som har en hög alkalinitet. Det behövs en kompletterande beredningslösning som även minskar alkaliniteten. Problemen med kalciumkarbonatutfällningar kan lindras något och mer vatten shuntas till avhärningsfiltren. I nuvarande beredning shuntas ungefär 50 % till avhärningsfiltren när filter 1 är i produktion och ungefär 30 % när filter 2 är i produktion.

- Ett första steg är att lika stora andelar vatten ska gå genom respektive filter.
- Volymen som shuntas till avhärningsfiltren kan ökas. Det kommer kunna minska mängden kalciumkarbonatutfällning vid kallt vatten, men inte vid ett 70- gradigt vatten.
- Backventilen vid avhärningsfilter 2 behöver bytas och då kanske andelen vatten till avhärningsfilter 2 ökar. Hårdheten efter avhärningsfilter 1 behöver följas för att man ska kunna ställa in hur stor volym som kan passera filtret innan det behöver regenereras.

- Ett problem är att järn- och manganhalten tycks öka efter avhärtningsfiltren när klor inte doseras. Klor doseras enbart när Kyrkholmen är i produktion. Det första som bör göras är att testa om halterna alltid ökar när klor inte doseras. Förmodligen är det så och det finns två alternativ att komma till rätta med detta. Det första alternativet är att dosera klor hela tiden, så att det aldrig uppstår reducerande förhållande i filtren. Egentligen är inte det en lösning på problemet utan bara ett sätt att motverka symptomen. Beläggningen på kornen kommer fortsätta att öka och till slut har massan förlorat sin jonbyteskapacitet. Det andra alternativet är att syra-be-handla massan och få bort den beläggning som ser ut att ha bildats på jonbytesmassan. Om det ska vara en lösning, måste doseringen av klor flyttas. Annars kommer samma problem att uppstå igen. Järnet och manganet ska aldrig ens komma till avhärtningsfiltren för det ska ha renats i sandfiltren.

8.5 LUFTNING

Luftningen fungerar som den ska, möjligen skulle fläktarna kunna ställas in på höghastighet. Det krävs att något görs åt den höga alkaliniteten, för annars kommer aldrig kolsyreavdrivningen nå upp till de nivåer som krävs för att minska kopparkorrosionen. I gasstrippern finns det en liten reservoar i vilken det lär samlas en del kalciumkarbonatutfällningar, järn- och manganslam. Reservoaren skulle behöva sugas ur 1-2 gånger per år för att det inte ska bli någon grogrund för mikroorganismer. Påsfiltret som sitter i luftintaget måste byts ut minst en gång per år.

8.6 LAGRING, DISTRIBUTION OCH SPOLVATTEN

8.6.1 Lågreservoaren

Lågreservoaren behöver rengöras för det finns stora mängder slam i den. I samband med rengöringen är det bra om lågreservoaren inspekteras för att se vilken kondition betongen och ledningarna är i. Det är även bra om lågreservoarens utformning kan fastställas och fotodokumenteras.

8.6.2 Högreservoaren

Högreservoaren behöver till en början inspekteras, för att sedan eventuellt rengöras.

8.7 DRIFTINSTRUKTIONER

Driftinstruktioner som beskriver den befintliga beredningens uppbyggnad, funktion och skötsel bör omgående tas fram. För närvarande baseras driften på ”Erfarenhet av gammal hävd”.

9. FRAMTIDA BEREDNINGSPROCESS

Det är ett under att det nuvarande vattenverket har ett utgående vatten som oftast håller sig inom ramarna för de gränsvärden som finns. Med tanke på beredningens funktion är det inte konstigt att lågreservoaren ser ut som den gör. I den nuvarande beredningen är många av de processtekniska lösningarna från 70-talet och deras ”bäst före datum” har eller håller på att passeras. Exempelvis kommer sand- och kolfilter förmodligen inte hålla i fem år till. Det är kraftiga rostangrepp inuti filtren, i form av både punktkorrosion och jämna angrepp. Den nuvarande beredningen är inget att satsa på i längden eftersom den inte är anpassad för råvattnets kvalitet. Kyrkholmens vatten är svårhanterat med sina skiftande halter av järn, mangan och organiskt material. Alkaliniteten är väldigt hög för alla tre råvatten, så oavsett om Kyrkholmen kommer att användas som råvattentäkt eller inte behövs en annan avhärtningsmetod. Det är även klokt att följa uranhaltens variation under olika årstider. Antalet analyser på uranhalt i de tre råvattentäkterna är väldigt få och enbart tagna under vinter och vår. Vid en av provtagningarna var halten i Norråsen högre än riktvärdet 15 µg/l. Fler analyser av uran behövs för att med säkerhet veta om det i en framtida beredning behöver planeras för rening av uran.

Det första som behöver göras är att utföra en ordentlig grundvattenundersökning ner till större djup i Kyrkholmen. Hur skiftar kvalitén och finns det kanske nivåer där vattnet är bättre är frågor som skulle behöva svar. När en större kännedom om variationen i kvalitet finns är det lättare att planera en framtida beredning.

Biologisk rening av järn och mangan har hela tiden funnits med i mina tankar. Det innebär att vattnet pumpas upp för att sedan återinfiltreras. En effektivare rening skulle uppnås om syre pumpades in, men det finns en viss risk att kalciumkarbonatutfällningar sätter igen porerna i marken. Återinfiltration utan någon direkt luftning skulle minska halterna av järn och mangan något, men ytterligare beredning skulle förmodligen behövas för att halterna ska komma ner under gränsvärdena. Ett problem som kan förvärras är att vattnet efter återinfiltration inte är lika reducerat i ledningen och då kan eventuellt ännu mer järn och mangan falla ut i ledningen till vattenverket.

En annan metod som skulle kunna fungera är kemisk avhärtning i form av Pelletsavhärtning eller DynaSoft-filter, som klarar av att minska järn, mangan, kalcium, magnesium och alkalinitet till önskade nivåer. Även organiskt material reduceras något vid den kemiska avhärtningen. Dock kommer fortfarande problemet med utfällningar i ledningen in till vattenverket att kvarstå om all beredning även fortsättningsvis skall ske vid befintligt vattenverk. Det kan även vara bra att fundera om det finns någon annan lämplig råvattentäkt. Det strömmar in stora mängder grundvatten vid en pumpgrop vid Ekbacksvägen. Om vattnet visar sig ha god kvalitet kan det fungera som ett tillskott. Sedan är det inte långt mellan Örbyhus och Österbybruk. Örbyhus tar sitt vatten från en ås med rikligt med vatten, men det behövs drygt en mil ledning vilket skulle kosta runt 20-30 miljoner kronor.

10. SLUTSATS

Beredningen i Österbybruks vattenverk Sandgropen fungerar inte som det är tänkt. Den planerade funktionen är inte densamma som den verkliga. Beredningstegen är ”påhängda” för att rädda upp situationen, men förr eller senare brister det. Problemen ligger i halterna av alkalinitet och det organiska materialet, vilka orsakar problem dels vid reningen av järn och mangan, dels vid avhärdning och avdrivning av kolsyra. Vissa små ändringar kan göras för att funktionen ska bli något bättre, men i längden är inte den nuvarande beredningen något att investera i.

11. REFERENSER

11.1 SKRIFTLIGA

- Ahlquist, M., Ranelyccke, C., Persson, K.M., (2007). *Uranrening av dricksvatten*. Svenskt Vatten AB, Rapport nr 2007-12.
- Drever, J.I., (1997). *The Geochemistry of Natural Waters – Surface and groundwater environments*, 3^{ed}, Prentice Hall, New Jersey.
- Domenico, P.A, Schwartz, F.W, (1997). *Physical and Chemical hydrogeology*. 2^{ed}, John Wiley & Sons Inc., New York
- Gustafsson, J.P, Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I., (2007). *Mark- och vattenkemi Teori*. Institutionen för mark- och vattenteknik KTH, Kurskompendie utgiven 2007.
- HACH, (1999). *Portable Datalogging Colorimeter Instrument manual*. Hach Company, rev. 6 (11/99), New York.
- HACH, (2006). *HQ-serien portabla mätare – Användarhandbok*. Hach Company, utgåva 5, New York.
- Harris, D.C, (2007). *Quantitative Chemical Analysis*. W.H. 7^{ed}, Freeman and Company, SNew York
- Hedberg, T., de Blois, M., (2003). *Avhårdning av dricksvatten –tillämpning i Sverige*. Svenskt Vatten AB, VA-FORSK rapport nr 35, Publ. 2003.
- Katsoyiannis, I.A., Zouboulis, A.I., (2004). *Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization*. Water research 38 (2004), s. 1922-1932.
- Li, D., Zhang, J., Wang, H., Yang, H., Wang, B., (2005). *Operational performance of biological treatment plant for iron and manganese removal*. Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA. Vol. 54, s.15-24.
- Livsmedelsverket, (2001). *Livsmedelsverkets föreskrift om dricksvatten*. SLV FS 2001:30 (H90).
- Livsmedelsverket, (2006). *Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrift (SLV FS 2001:30) om dricksvatten*. Enheten för inspektion. Publ. 2006-03-31.
- Livsmedelsverket, (2009).
<http://www.slv.se/sv/grupp2/Livsmedelsforetag/Dricksvatten/Uran/>, besökt 2010-03-26
- Mazor,E., (2004). *Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology*, 3^{ed}, Marcel Dekker Inc., New York.
- Östhammars kommun, (2009). *Miljörapport Österbybruks avloppsreningsverk*.

Morgan, J.J., (2004). *Kinetics of reaction between O₂ and Mn(II) species in aqueous solutions*. Geochimica et Cosmochimica. Acta vol. 69 No. 1, s. 35-48.

Robberts, L., (1998). Bild på gasstripper från KemiDepån.

Svenskt vatten, (2009a). *Dricksvattenteknik – Desinfektion med klor*. Kurspärm vid desinfektionskurs, Lidingö 17-18 november 2009.

Svenskt vatten, (2009b). *Råd och riktlinjer för UV-ljus vid vattenverk*. Svenskt Vatten AB, Stockholm.

Vattenreningsgruppen, (2003). *Cullcite T (II) 1,4 – 2,5 – Hydroanthrasit N*. Produktblad från Vattenreningsgruppen VRG H₂O AB, Uppsala.

Vattenreningsgruppen, (2007). *Cullisorb B – Manganese greensand*. Produktblad från Vattenreningsgruppen VRG H₂O AB, Uppsala.

Vattenreningsgruppen, (2010). *Aktivt kol – Allmänt*. Produktblad från Vattenreningsgruppen VRG H₂O AB, Uppsala.

Vattenreningsgruppen, (2010b). *Cullex – C-100E Strong Acid Cation Exchange Resin*. Produktblad från Vattenreningsgruppen VRG H₂O AB, Uppsala.

VAV, (1992). *Dricksvattenteknik – Ytvatten*. Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, Publikation P72, Stockholm.

VAV, (1994). *Dricksvattenteknik – Grundvatten*. Svenska vatten- och avloppsföreningen, Publikation P71, Stockholm.

VAV, (1996). *Dricksvattenteknik – Efterbehandling och distribution*. Svenska vatten- och avloppsföreningen, Publikation P73, Stockholm.

11.2 MUNTliga

Köhler, Stephan (juli, 2010). Forskare på Institutionen för vatten och miljö SLU.

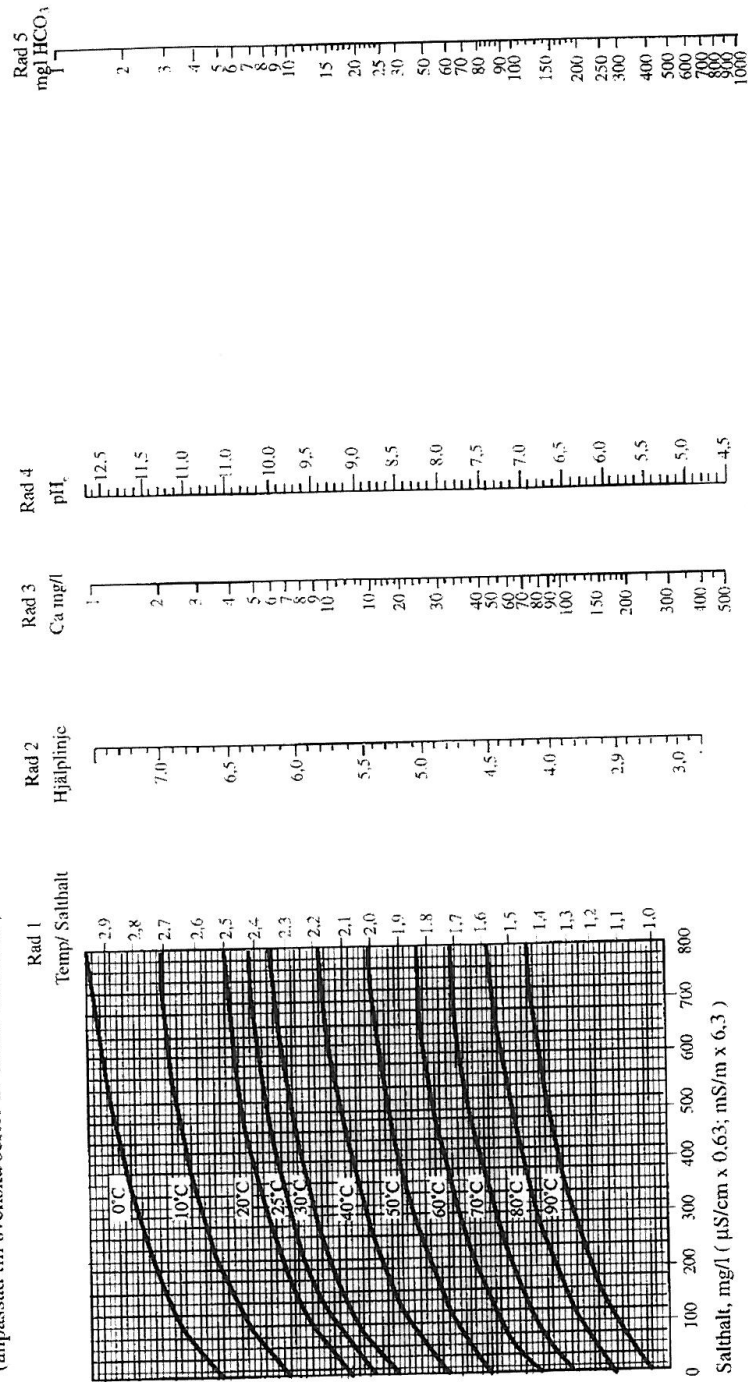
Martinell, Lennart (mars, 2010). Konsult ProVAb.

Olsson, Kent (mars, 2010). Vattenreningsgruppen VRG H₂O AB.

Robberts, Lennart (februari, 2010). Leverantör av gasstrippern.

Bilaga 1. Hoovers nomogram.

Nomogram, enligt Mr Ch. Hoover för bestämning av mättnads-pH enligt Langeliers formel (anpassad till svenska sorter av Lasse Thureson)

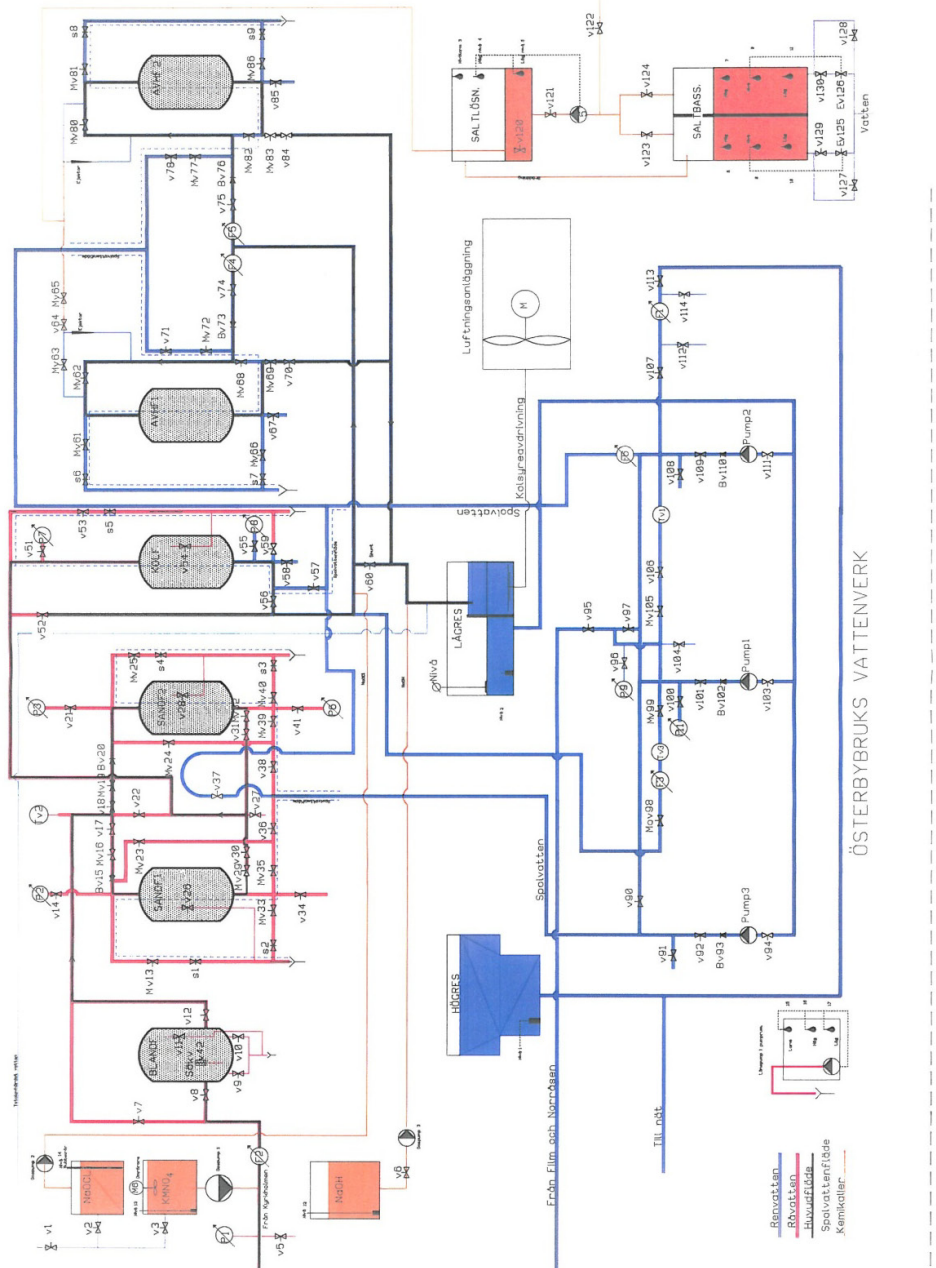


Mättnadsindex
 är skillnaden mellan aktuell pH och mättnads-pH (pH_s)
 Positivt värde = Kalkfällande vatten
 Negativt värde = Korrosivt vatten

Nödvändiga analyser
 1) Alkalinitet, mg/HCO₃
 2) Kalcium, mg/l Ca (ej för hårdhet)
 3) Salthalt i ev. ledn. förmåga vid 25 °C
 4) Temperatur för vilken pH_s önskas

Användning:
 1. Gå lodrätt från salthalt till aktuell temperatur
 2. Gå vågrätt till Rad 1
 3. Drag en rak linje från värdet i Rad 1 till Ca-halt i Rad 3
 4. Notera värdet på hjälpelinjen Rad 2
 5. Drag en linje från denna punkt på Rad 2 till HCO₃ halt i Rad 5
 6. Skärning med Rad 4 anger pH_s

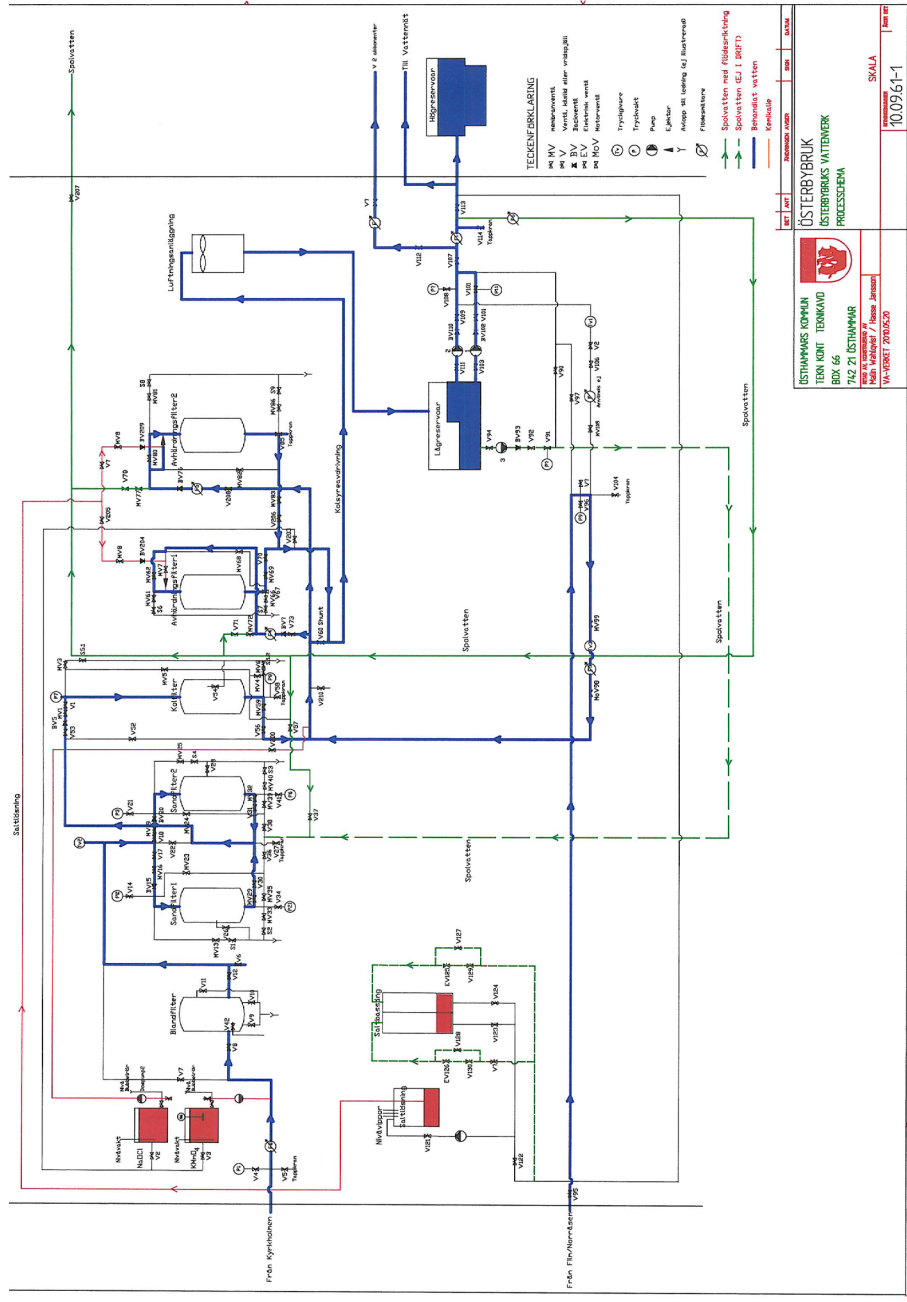
Bilaga 2. Gamla processschemat för Österbybruks vattenverk.



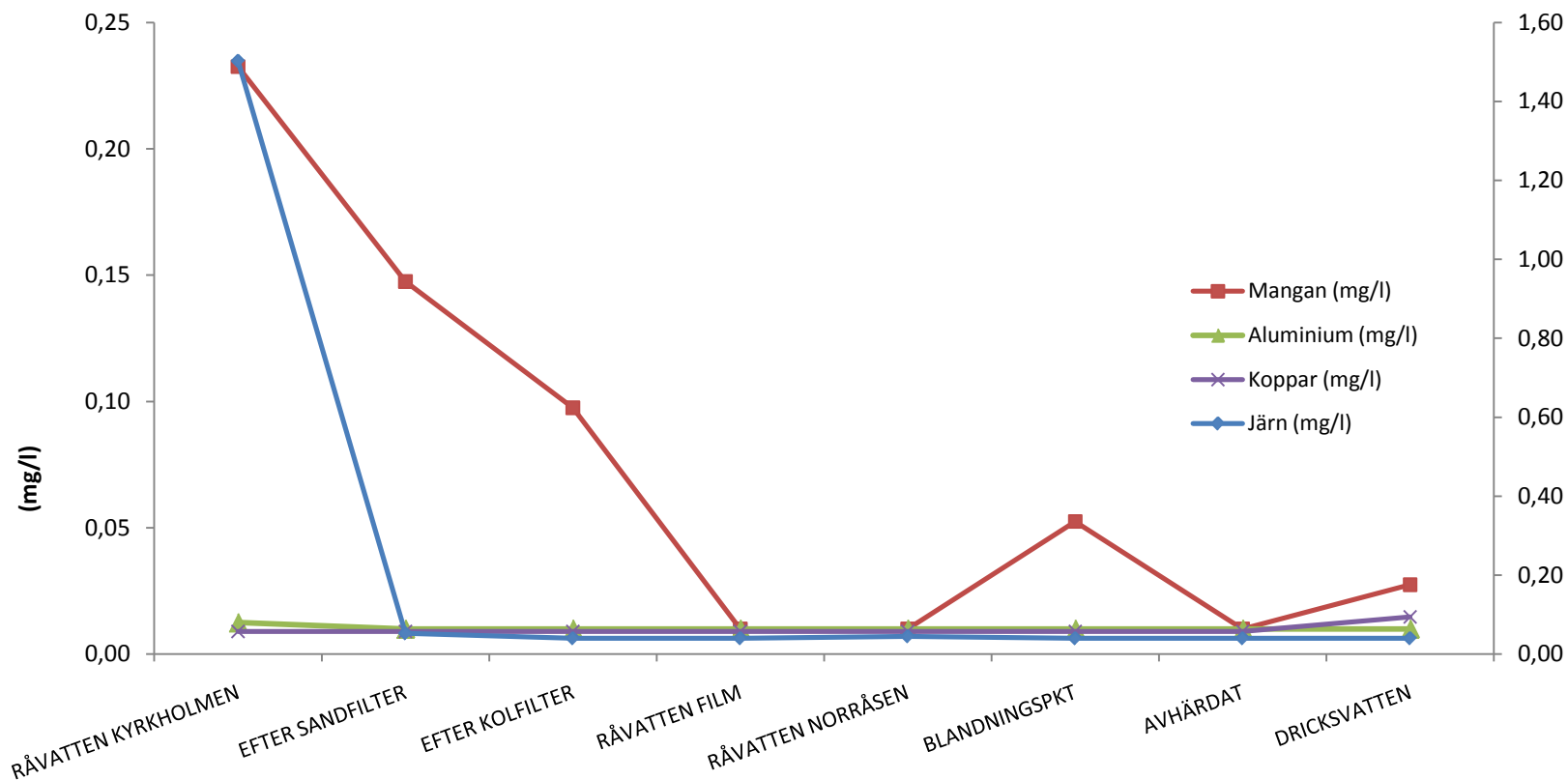
Bilaga 3. Parametrar som analyserades av ackrediterat laboratorium.

Temp (C)	Nitrat-N (mg/l)
Turbiditet (FNU)	Flourid (mg/l)
Färgtal (mg Pt/l)	Klorid (mg/l)
CODMn (mg/l)	Sulfat (mg/l)
Konduktivitet (mS/m)	Arsenik (ug/l)
pH	BAM (ug/l)
Alkalinitet (mg/l)	Nickel (ug/l)
Hårdhet (dH)	Uran (µg/l)
Kalcium (mg/l)	Barium (µg/l)
Magnesium (mg/l)	Kadmium (µg/l)
Natrium (mg/l)	Krom (µg/l)
Kalium (mg/l)	Bly (µg/l)
Järn (mg/l)	Antimon (µg/l)
Mangan (mg/l)	Selen (µg/l)
Aluminium (mg/l)	Kisel (mg/l)
Koppar (mg/l)	Strontium (µg/l)
Ammonium-N (mg/l)	
Nitrit-N (mg/l)	

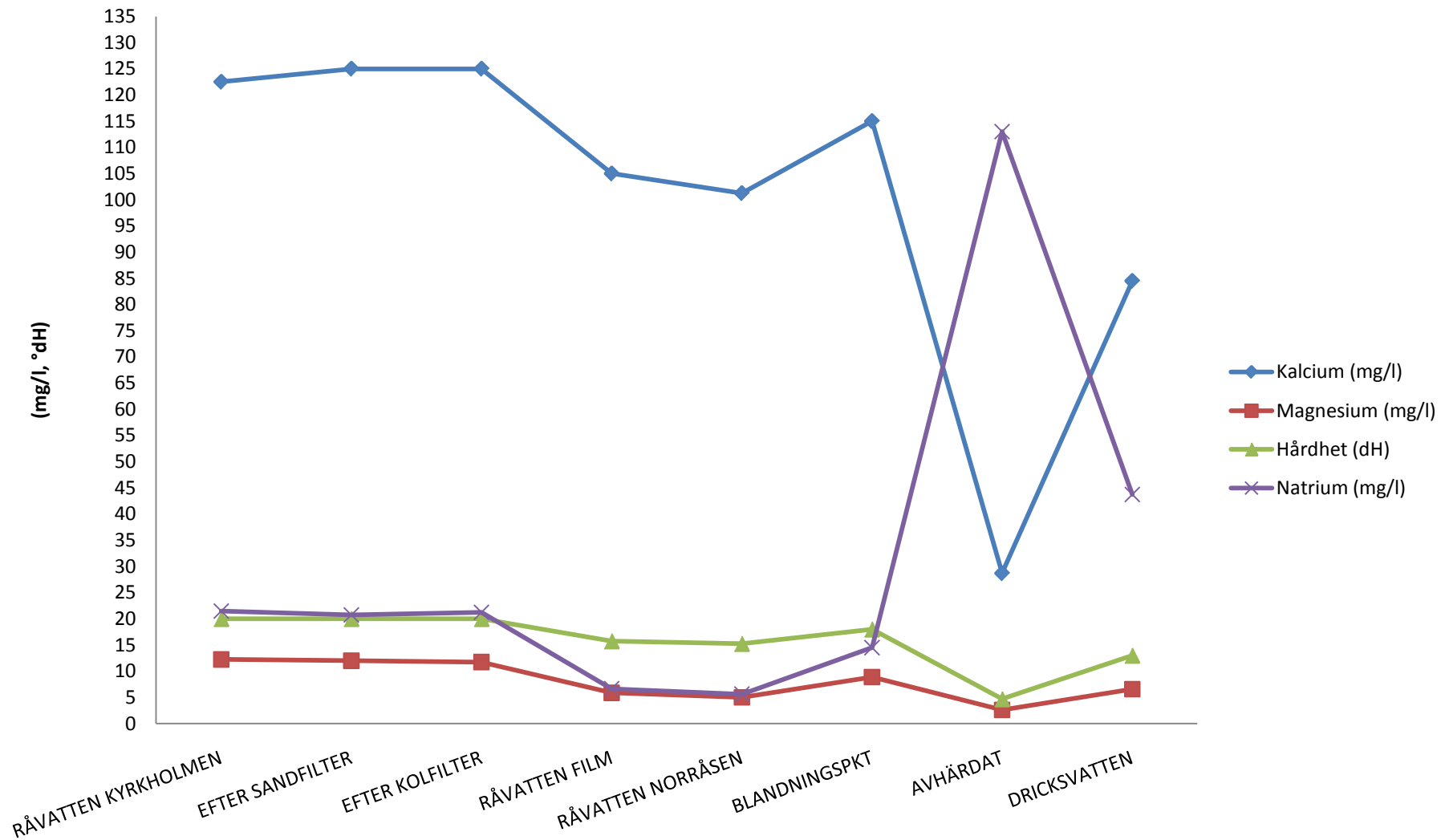
Bilaga 4. Nya processchemat för Österbybruks vattenverk Sandgropen



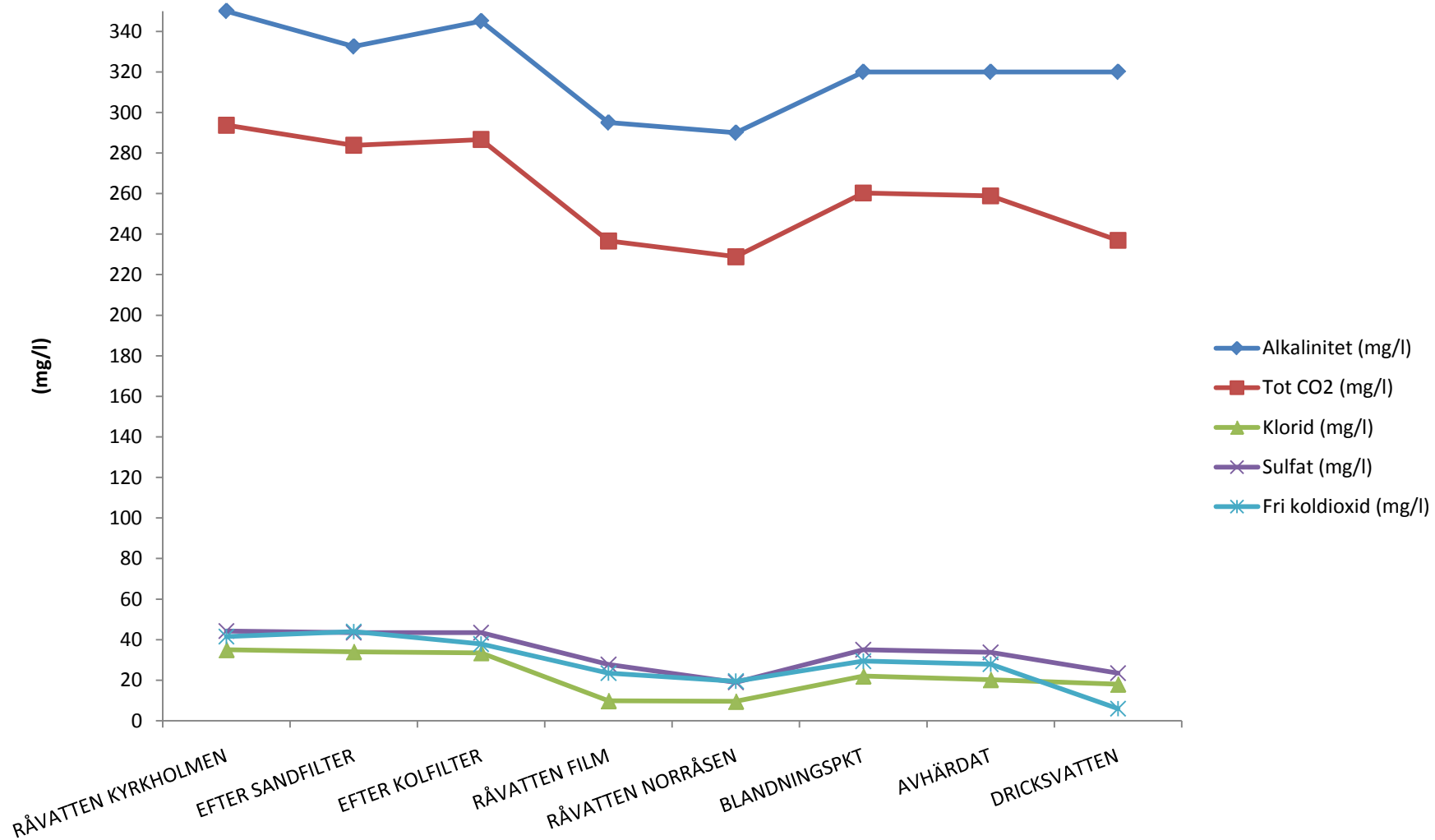
Bilaga 5. Diagram över resultaten från analyser inskickade till Alcontrol.



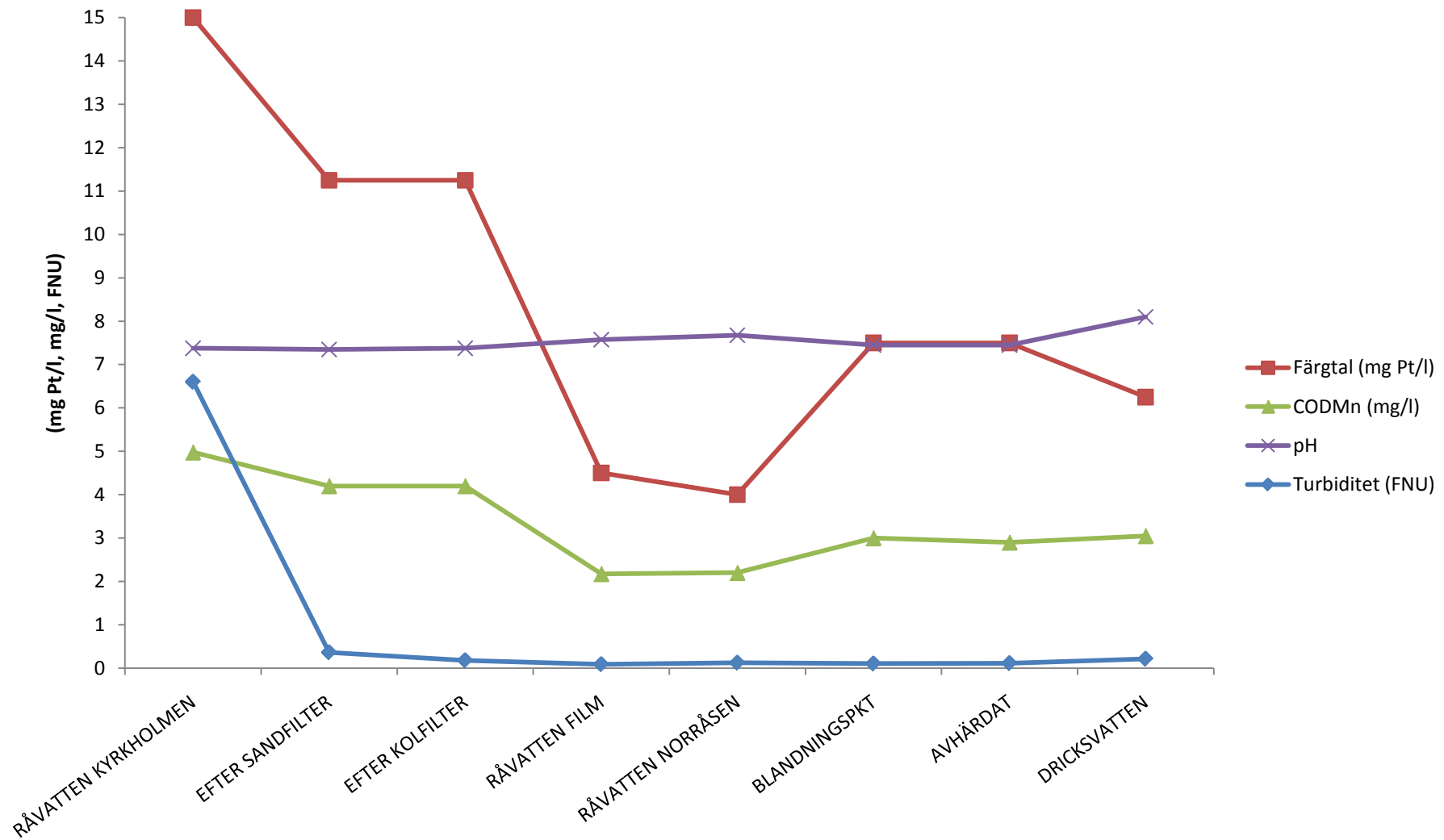
Figur B5.1 Halter av järn, mangan, aluminium och koppar i olika steg av beredningen. Halterna är medelvärden av fyra provtagningar. Järnhalterna ska avläsas från den högra axeln.



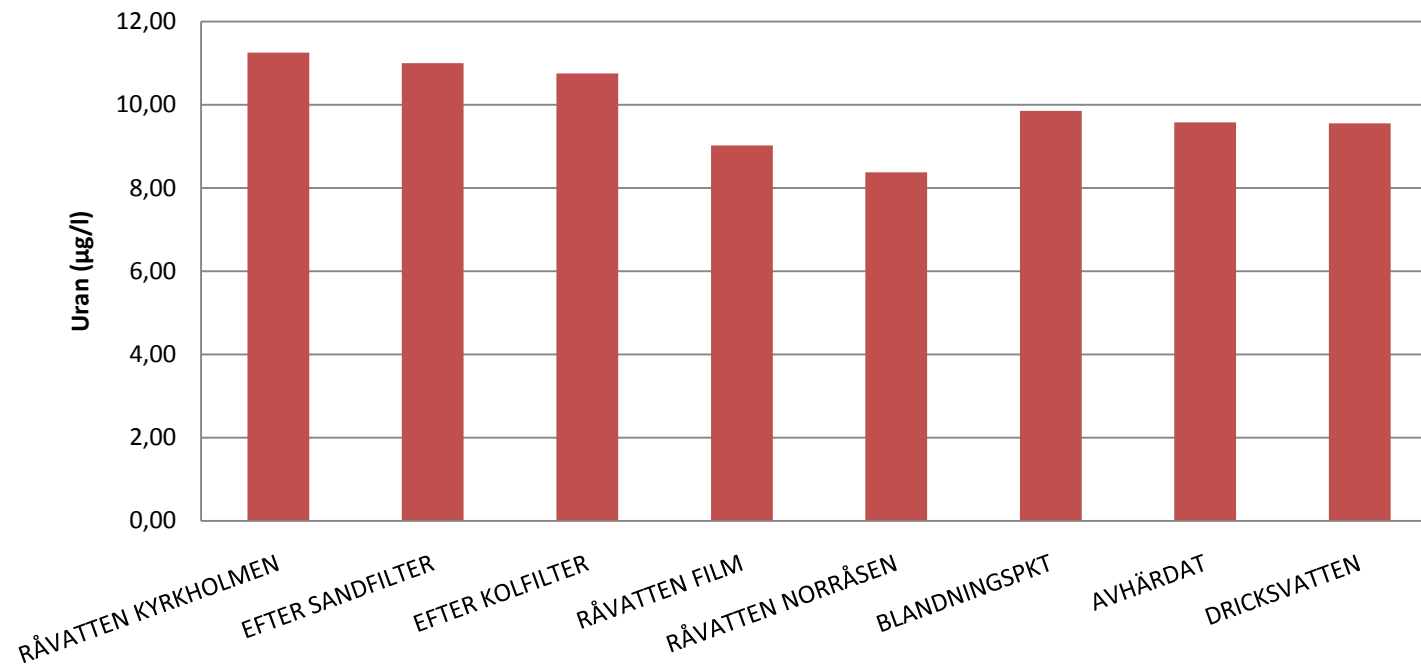
Figur B5.2 Halter kalcium, magnesium, hårdhet och natrium i olika steg av beredningen. Halterna är medelvärden av fyra provtagningar.



Figur B5.3 Halter av alkalinitet, total koldioxid, klorid, sulfat och fri koldioxid i olika steg av beredningen. Halterna är medelvärden från fyra provtagningar.

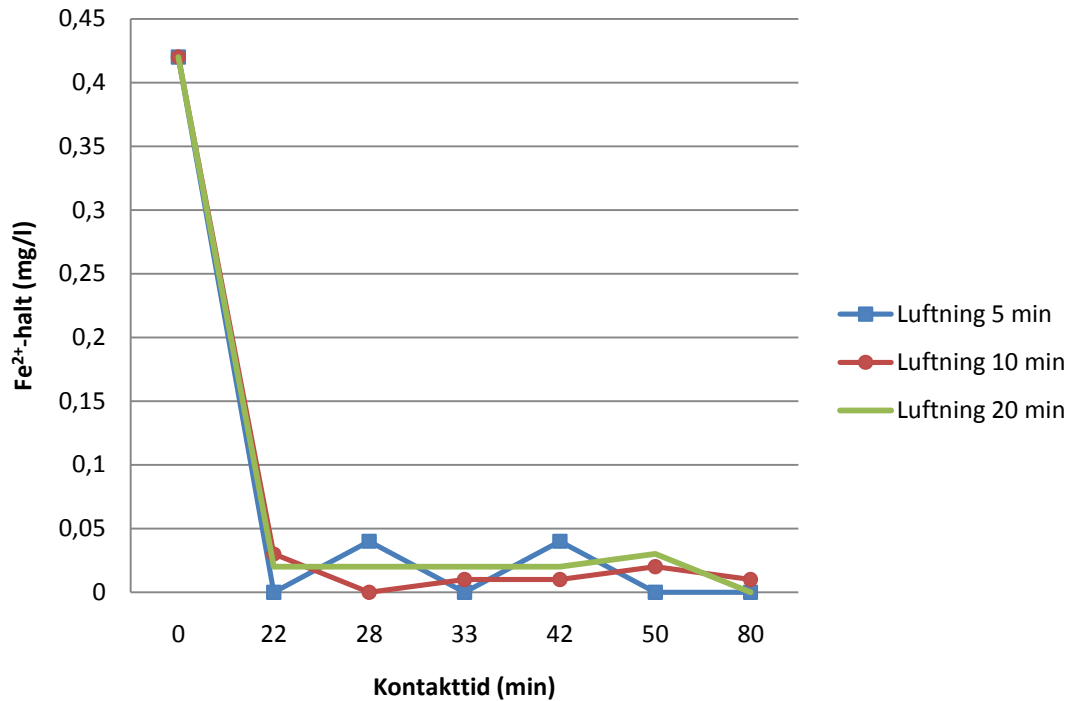


Figur B5.4 Färgtal, COD_{Mn}, pH och turbiditet i olika steg av beredningen. Halterna är medelvärden från fyra provtagningar.

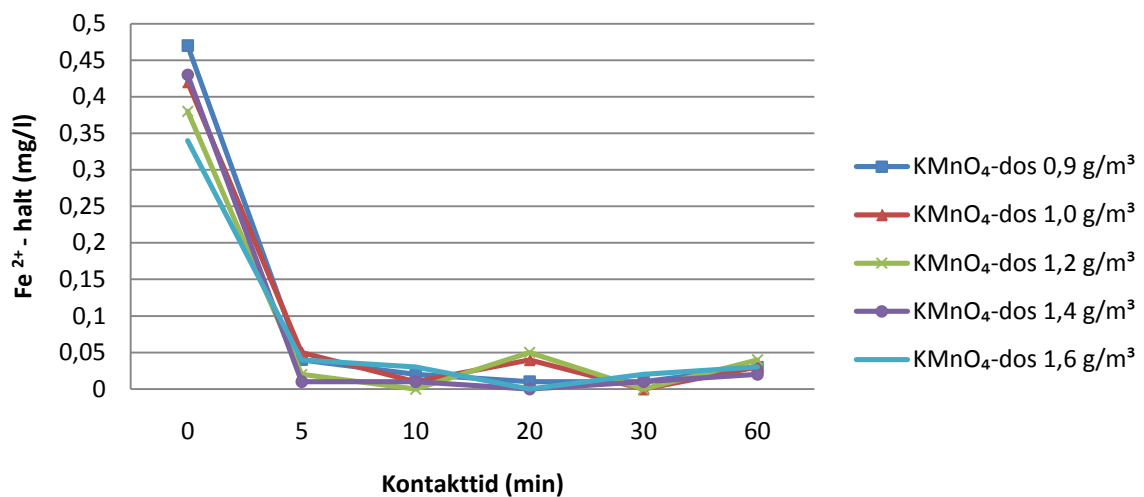


Figur B5.5 Uranhalterna i olika steg av beredningen. Halterna är medelvärden av fyra provtagningar.

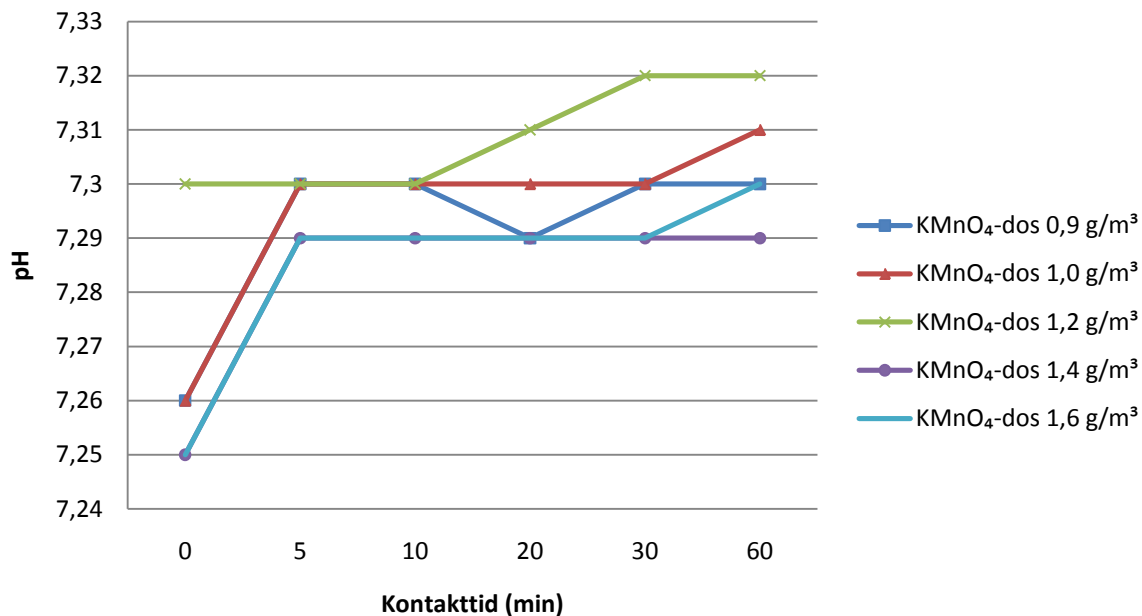
Bilaga 6. Oxidationsförsök med luftning och kaliumpermanganat som oxidationsmedel.



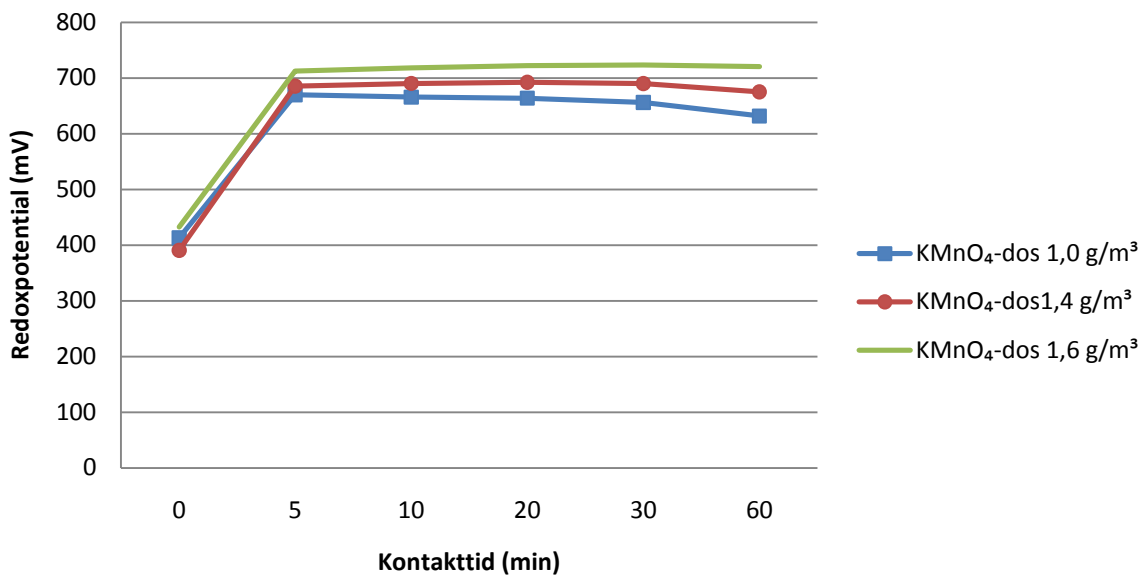
Figur B6.1 Oxidationsförsök med luftning i 5, 10, 20 minuter. Kvarvarande tvåvärt järn i förhållande till kontaktid.



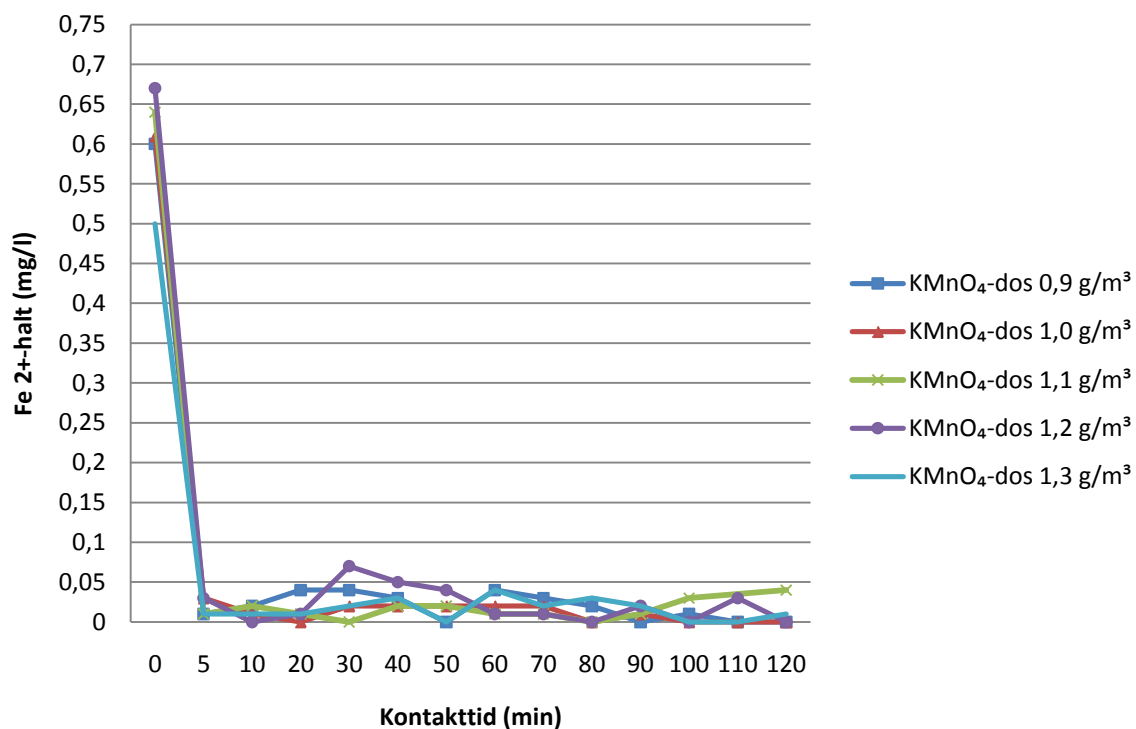
Figur B6.2 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (första försöksomgången). Kvarvarande Fe²⁺-halt vid olika doser och kontaktider.



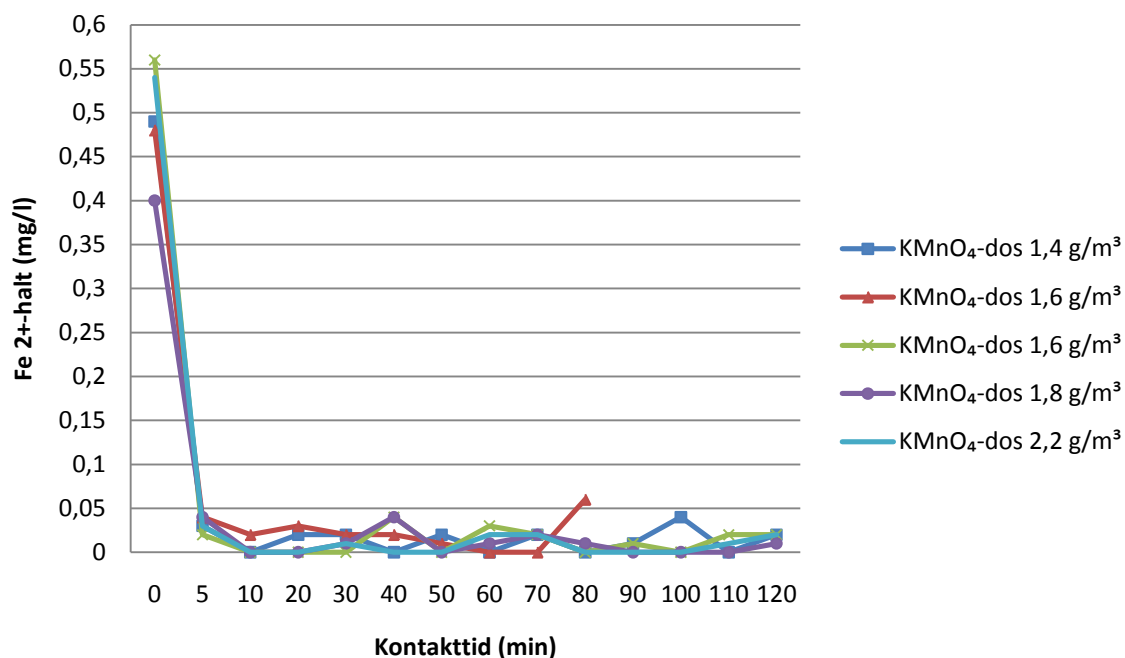
Figur B6.3 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (första försöksomgången). pH i förhållande till kontaktid vid några olika doser.



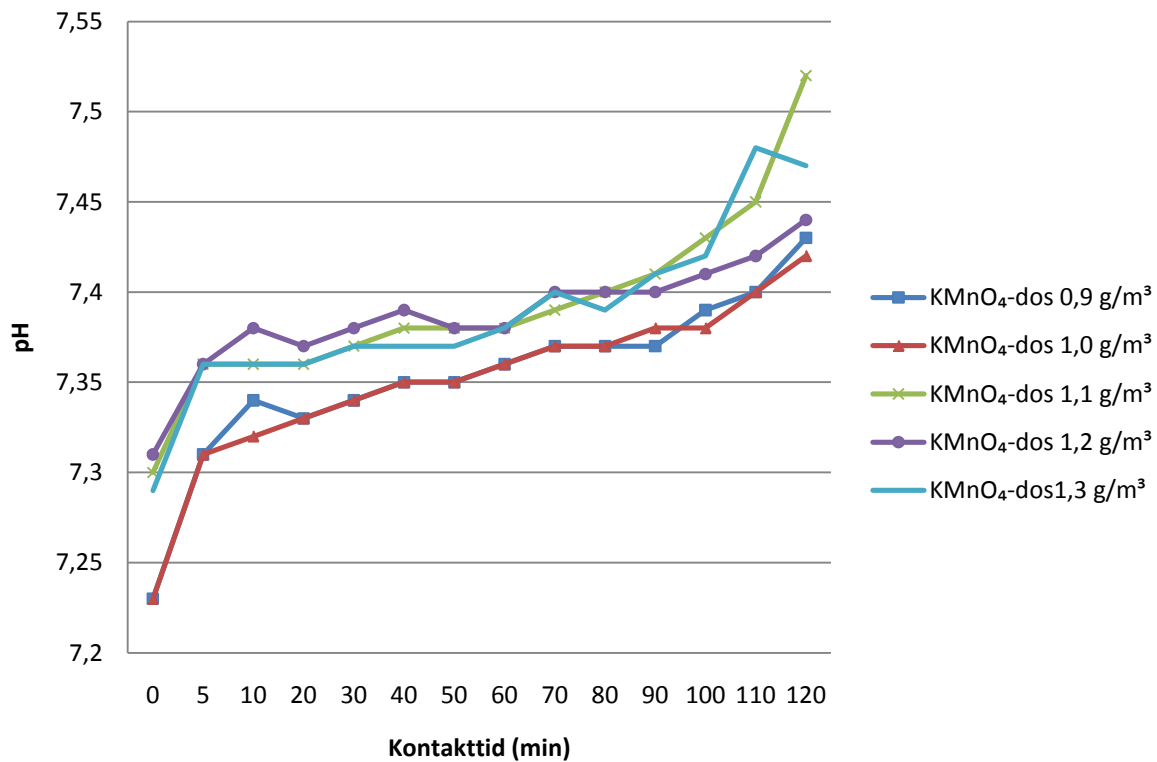
Figur B6.4 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (första försöksomgången). Utveckling av redoxpotential vid doserna 1,0; 1,4 och 1,6 g/m³.



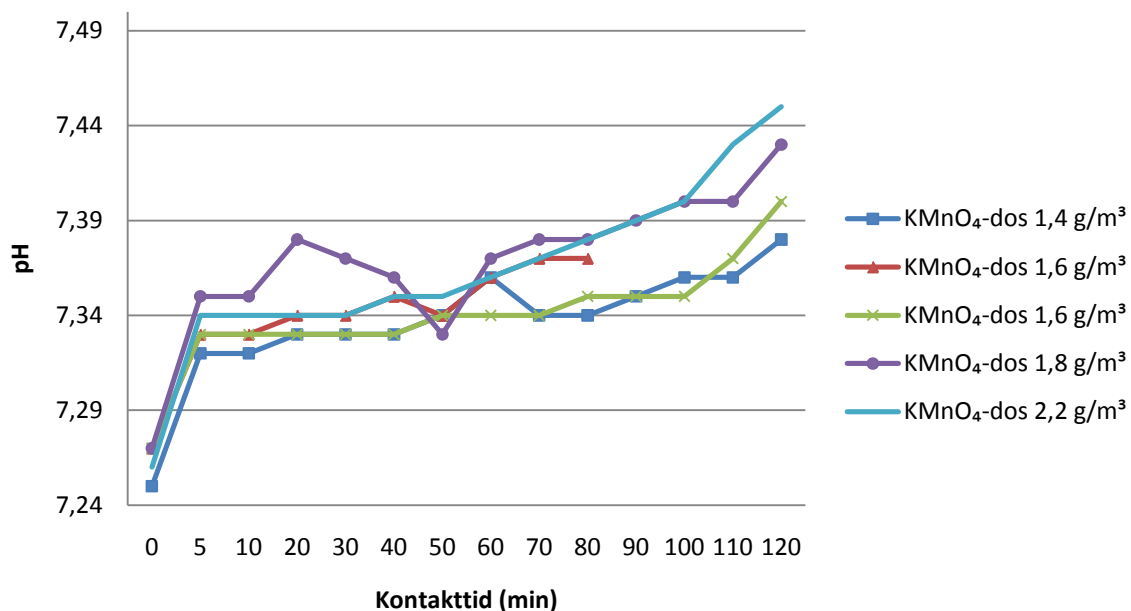
Figur B6.5 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Kvarvarande tvåvärt järn i förhållande till kontakttid vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2 och 1,3g/m³.



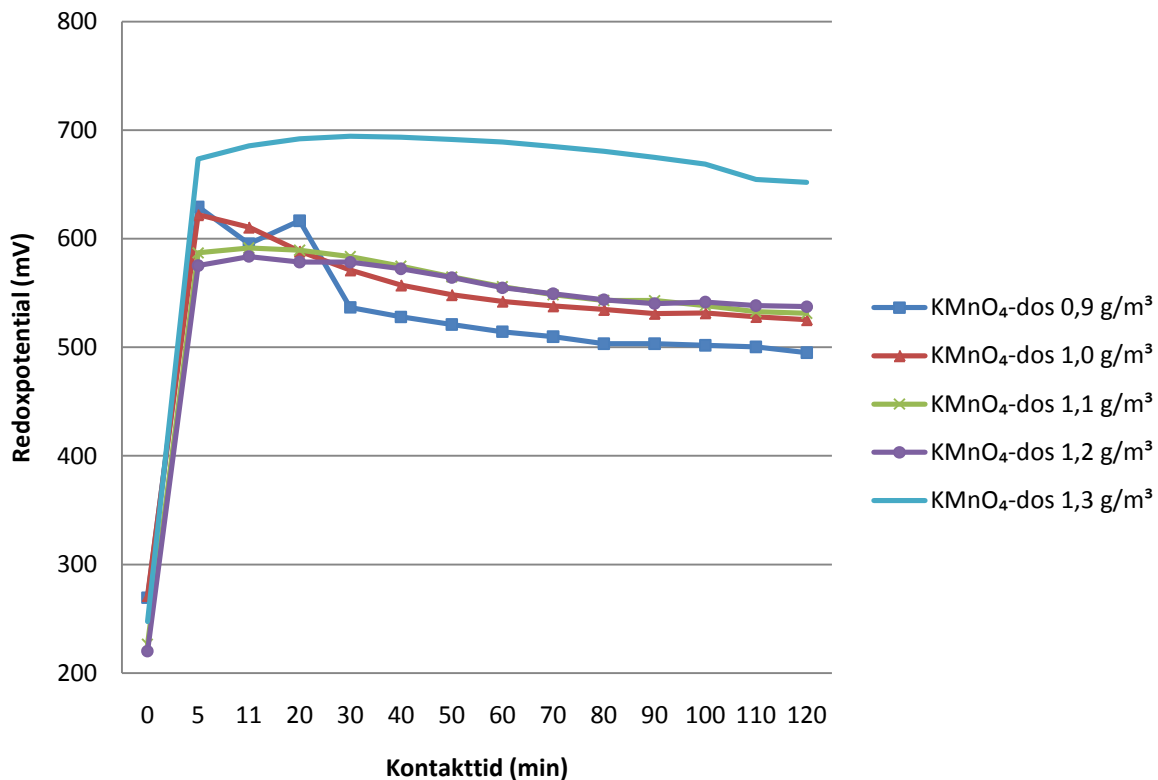
Figur B6.6 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Kvarvarande tvåvärt järn i förhållande till kontakttid vid doserna 1,4; 1,6; 1,8 och 2,2 g/m³.



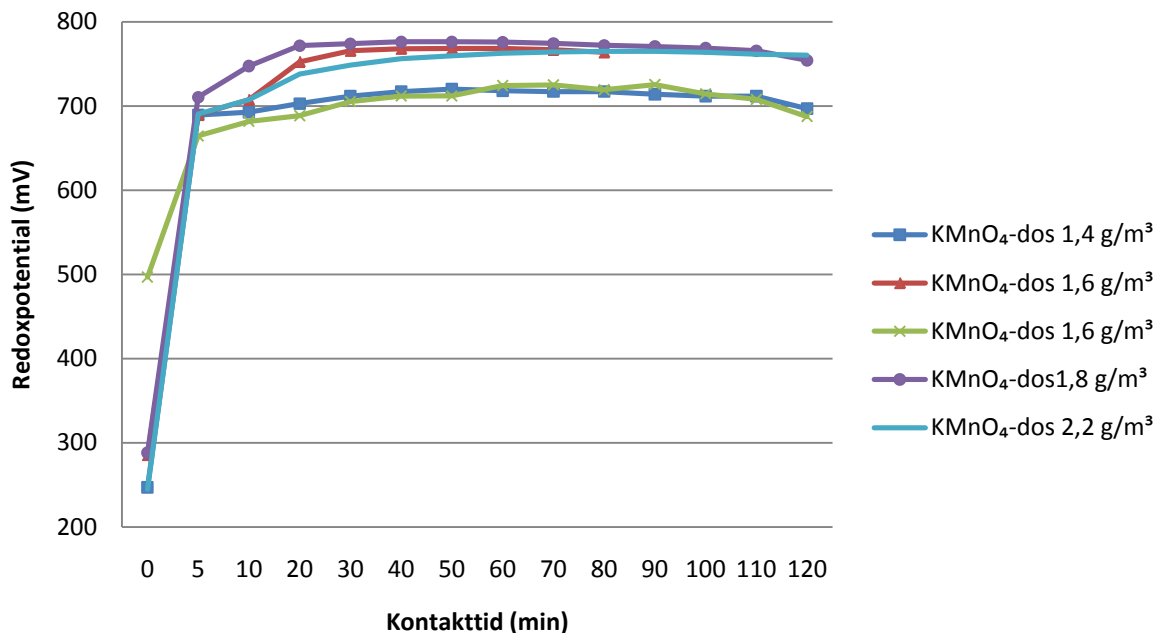
Figur B6.7 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Utvecklingen av pH i förhållande till kontakttiden vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2 och 1,3 g/m³.



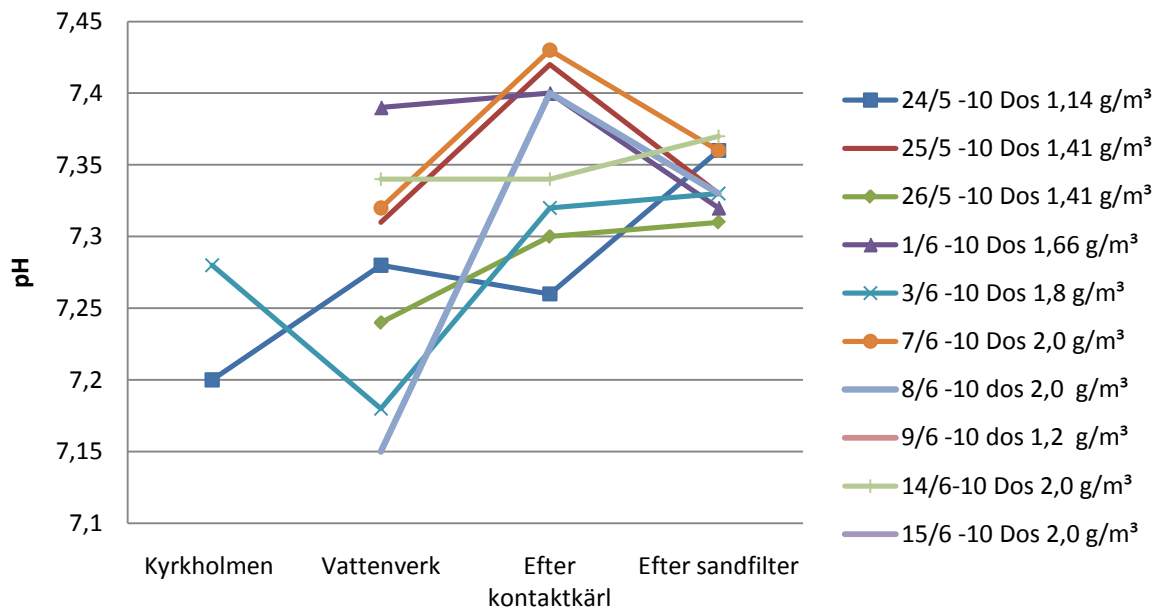
Figur B6.8 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Utveckling av pH i förhållande till kontakttiden vid doserna 1,4; 1,6; 1,8 och 2,2 g/m³.



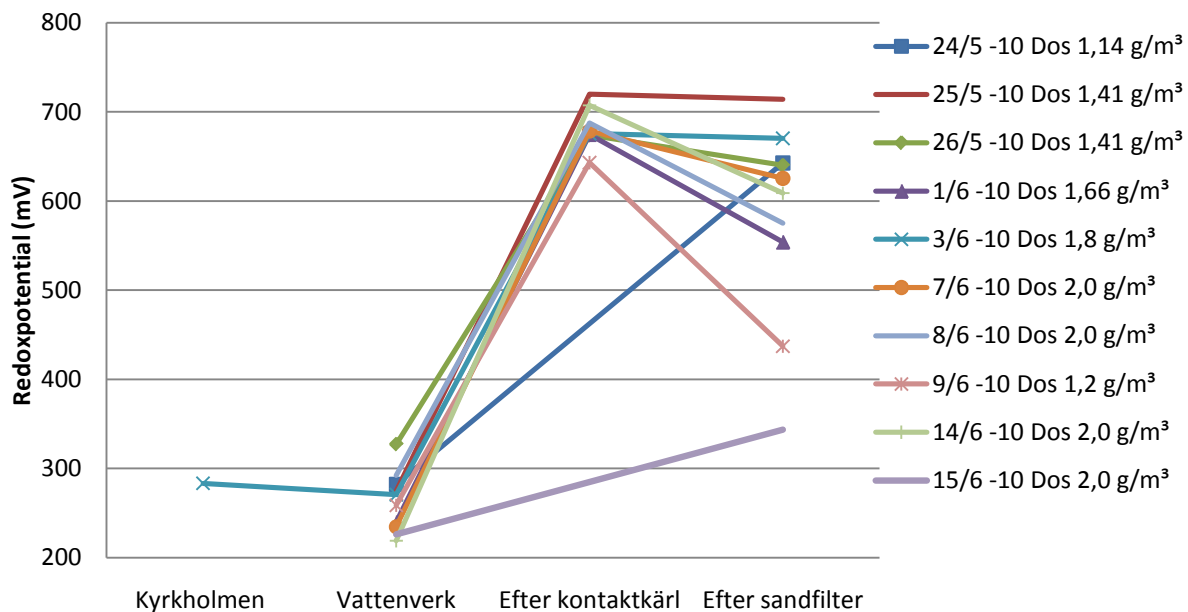
Figur B6.9 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Utveckling av redoxpotential i förhållande till kontakttid vid doserna 0,9; 1,0; 1,1; 1,2 och 1,3 g/m³.



Figur B6.10 Oxidationsförsök med kaliumpermanganat (andra försöksomgången). Utveckling av redoxpotential i förhållande till kontakttid vid doserna 1,4; 1,6; 1,8 och 2,2 g/m³.



Figur B6.11 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. pH i några olika beredningssteg och vid några olika doser.



Figur B6.12 Försök i verklig process med kaliumpermanganat som oxidationsmedel. Redoxpotentialen vid några olika doser av kaliumpermanganat.