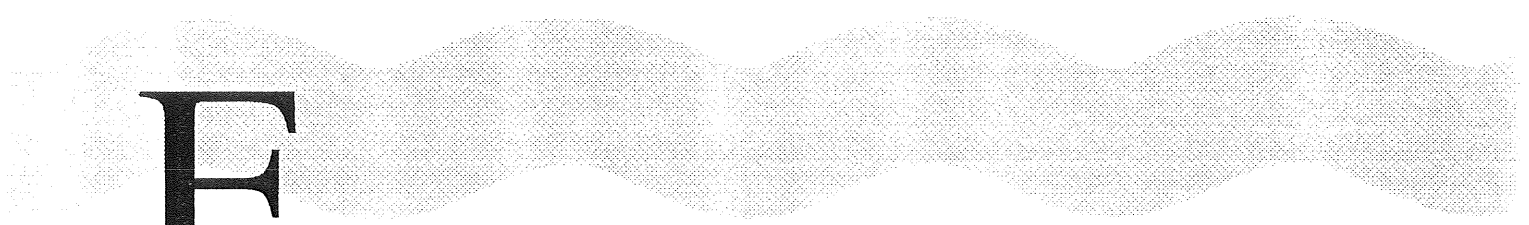




CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord: vätekarbonat
flockning
restaluminium
dricksvattenrening

A decorative wavy line with a halftone pattern, spanning the width of the page.

E

XAMENSARBETE / Dricksvatten

Vätekarbonatens betydelse
för den kemiska fällningen

OLA ALBINSSON

Examensarbete 1995:8

/ Dricksvatten

Vätekarbonatens betydelse
för den kemiska fällningen

OLA ALBINSSON

Examensarbete 1995:8

SUMMARY

This project was carried out at the Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.

The purpose of this project was to see what happens with the flocculation and the rest aluminium content, if we increase the alkalinity in the incoming raw-water, before the flocculation step.

The result of the investigation are:

- A better reduction of suspended organic materials for dosage up to 45 mg HCO_3^- per litre.
- A fast reduction of rest aluminium in the drinking water when we raising the hydrocarbonate dosage.
- Easier to uphold a stable flocculation pH-value.

The result of the reduction of suspended organic material and reduction of rest aluminium probably depends more on the flocculation pH than the increasing of HCO_3^- .

SAMMANFATTNING

I examensarbetet har det undersökts om och hur en alkalinitetshöjning och därmed en ökad buffertförmåga, i ingående råvatten, påverkar flockningen, reningsresultatet samt utgående restaluminiumhalt i dricksvatten.

Dessutom har en jämförelse gjorts mellan de resultat som erhöles från bänkskaleförsöken och de reningsresultat som erhålls från vattenverk som infört korrosionskontroll med alkalinitetshöjning.

Vid utvärderingen av bänkskaleförsöken visade det sig vara svårt att dra några slutsatser om någon uttalad förbättring av flockning sker vid ökad alkalinitet.

En ökad rening av vattnet i form av reduktion av löst organiskt material uppnås med en ökad vätekarbonathalt upp till 45 mg/l för att sedan minska med ytterligare ökad halt av vätekarbonat.

Restaluminiumhalten sjunker snabbt, i det flockade och sedimenterde vattnet, med ökad vätekarbonathalt.

Att restaluminiumhalten sjunker och att reduktionen av löst organisktmaterial ökar med ökad dos vätekarbonat beror snarast på att fällnings-pH är mer gynnsamt vid de högre vätekarbonathalterna än att vätekarbonathalten i sig själv har ökat.

Vid studier av vattenverk, som infört korrosionskontroll och därmed ökat alkaliniteten i ingående råvatten, har man inte gjort några ordentliga uppföljningar av hur alkalinitetshöjningen påverkar flockning och restaluminiumhalt. Pga detta är det svårt att dra några slutsatser mellan bänkskaleförsöken och fullskaleanläggningar.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	SIDA
Förord	5
1 Inledning	6
2 Teori	7
2:1 Flockning orsakad av aluminiumsulfat	7
2:1:1 pH-sänkning orsakad av aluminiumsulfat	7
2:1:2 Aluminiumhydroxidens renande förmåga	9
2:1:3 Flerkärniga aluminiumkomplex	10
2:2 Buffert	11
2.2:1 Begreppet alkalinitet	11
2:2:2 Buffrande förmåga	12
2:2:3 Naturliga vatten	13
2:2:4 Alkalinitetshöjning i vattenverk	14
3 Försök	15
3:1 Försöksplan	15
3:2 Metodik	15
3:3 Försöken i korthet	17
4 Utrustning och analys metoder	18
5 Resultat	19
5:1 Restaluminium	19
5:2 Löst organiskt material	21
5:3 Turbiditet	22
5:4 Partikelmätning	23
5:5 pH-stabilitet	24
6 kort studie på va-verk som inför korrosionskontroll	25
6:1 Noterade förändringar på vattenverken	26
6:1:1 Vänersborg	26
6:1:2 Trollhättan	26
6:1:3 Göteborg	27
6:1:4 Uppföljning	27
6:1:5 Ingående aluminiumhalt	27
7 Diskussion	28
8 Referenser och källor	29
9 Bilagor	
9:1 Absorbansen som funktion av HCO_3^-	1sid.
9:2 Absorbansen som funktion av dos aluminiumsulfat	1sid.
9:3 Grumligheten som funktion av HCO_3^-	1sid.
9:4 Restaluminiumhalten som funktion av HCO_3^-	4sid.
9:5 Partikelmätning	1sid.
9:6 Analysresultat	7sid.

FÖRORD

Detta projekt är utfört på institutionen för VA-teknik på Chalmers tekniska högskola. Försöken utfördes i VA-tekniks försökshall på Lackarebäcks vattenverk under hösten och våren 1994-95.

Jag vill här tacka min handledare Eva Lind Johansson för all hjälp samt Evy Axén som hjälpt mig med utrustning och analysmetoder.

1 INLEDNING.

För att förhindra korrosion på ledningar görs vid ett flertal vattenverk korrosionskontroll varvid alkaliniteten höjs och beroende på process i vissa fall även hårdheten.

Detta examensarbetet skall studera om flockningen och restaluminiumhalten påverkas vid höjning av alkaliniteten på vattnet innan flockuleringssteget.

En låg restaluminiumhalten är att föredra i utgående dricksvatten då det i annat fall kan ske utfällningar av aluminiumföreningar vilka ger upphov till slambildning i ledningsnätet. Man vill även minimera hälsoriskerna med aluminium. Skälet är således tekniskt, hälso- och estetiskt betingat.

Försöken som gjordes i bänkskala gick ut på att påvisa om där finns någon påverkan på flockningsresultatet och restaluminiumhalt vid tillsats av natriumvätekarbonat i ingående råvatten före tillsats av flockningskemikalie.

En jämförelse av resultaten gjordes också med vattenverk vid vilka man har infört alkalinitetshöjning.

Syftet med detta examensarbete är att studera om följande effekter uppfylls då ingående råvattens alkalinitet ökar och därmed även buffertkapaciteten.

- Vattnets pH stabiliseras genom vattenverket?
- Erhålles en effektivare flockningsuppbyggnad ?
- Ökad reduktion av löst organiskt material.
- Minskad resthalt av aluminium ut från vattenverket?

2 TEORI

Vid rening av vatten för produktion av dricksvatten är en av de viktigaste processerna kemisk fällning. Vid denna kemiska fällning sker en koagulering och flockning av kolloider. Dessa består av lera, humus och annat organiskt material. Det kolloida materialet flockas med aluminium- eller järnsalter.

Storlek, struktur och densitet på flocken är av fundamental betydelse vid separation av de uppbyggda flockarna, antingen det sker med hjälp av sedimentering, flotation eller filtrering. Därför är det viktigt att se till att flockarna har de egenskaper som är önskvärda för de olika separationsmetoderna.

Hastigheten med vilken flockarna tillväxer är beroende av en rad faktorer bl.a tillsatshastigheten av flockningsmedlet, temperatur och pH på vattnet.

Det vanligaste flockningsmedlet i svenska vattenverk är saltet aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$).

2:1 FLOCKNING

2:1:1 pH SÄNKNING ORSAKAD AV ALUMINIUMSULFAT

Vid kemisk fällning sker en hydrolys av katjoner under bildning av hydroxid eller oxidkomplex, vilka kan vara lösliga eller olösliga. De flesta katjoner genomgår hydrolytisk reaktion, detta är inte förvånande eftersom de flesta metallatomer bildar starka bindningar till syre och att OH liganden alltid finns närvarande i vatten.

Aluminium bildar i vatten svårslösliga hydroxider $\text{Al}(\text{OH})_3$ och är starkt beroende av vattnets pH. Figur 1 visar aluminiums löslighet som funktion av pH.

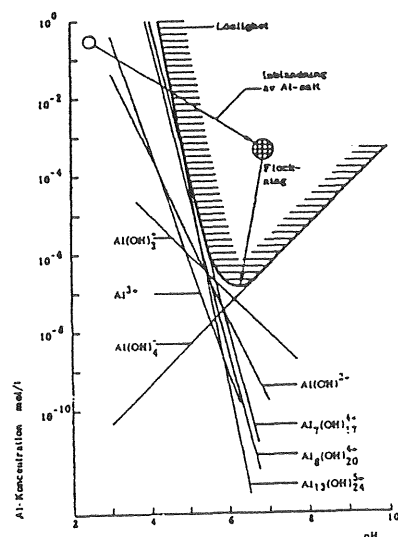
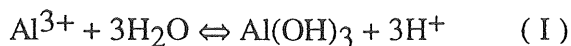


FIG 1: Aluminiums löslighet som funktion av pH.

Figuren visar att för att teoretiskt kunna fälla ut all aluminium som tillsätts skall inte vattnets pH sjunka under 5.2. Att uppnå detta kan vara svårt ty vid tillsats av aluminiumsulfat sker en pH sänkning enligt reaktion (I)



De flesta metalliska katjoner är i vattenlösning hydratiserade med olika hydratiseringstal. Med hydratiseringstal avser man antalet vattenmolekyler som är koordinerade till den metalliska katjonen. Elektroner kan flyttas från vattenmolekylen mot den positivt laddade metalljonen. Se figur 2. Ju större positiv laddning katjonen har desto större blir denna effekt och desto lättare avspjälkar vatten en proton, dvs det koordinerade vattnets surhet ökar med ökad positiv laddning för katjonen. Otterstedt (1994)

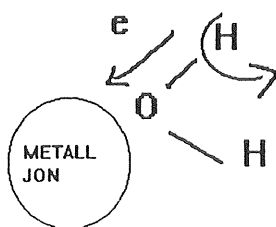
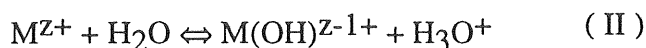


FIG 2: Surhetsbidrag hos hydratiserade katjoner.

För den generella reaktionen (II)



gäller att metalljonens syrakostant kan tecknas enligt ekvation (III)

$$K_s = \frac{[\text{M}(\text{OH})^{(Z-1)+}][\text{H}_3\text{O}^+]}{[\text{M}^{Z+}][\text{H}_2\text{O}]} \quad (\text{III})$$

K_s är metalljonens syrakonstant och denna ökar med katjonens laddning. För trevärda metaller så som Al^{3+} är K_s jämförbar med svaga eller medelsvaga organiska syror. Graden av hydrolys är främst beroende av temperatur och pH vid vilken lösningen framställts.

Vid flockning med tillsats av aluminiumsulfat ligger det optimala pH intervallet mellan 6.0-6.5 enligt figur 1. Den isoelektriska punkten ligger strax under pH 7. Vid pH värden strax under denna punkt bildas positiva metallkomplex.

2:1:2 ALUMINIUMHYDROXIDENS RENANDE FÖRMÅGA

De ovan nämnda positiva metallkomplexen adsorberas till råvattnets organiska partiklar som är negativa. Metallkomplexen adsorberar inte bara kolloiderna utan orsakar även repellerande krafter mellan de negativa kolloiderna. Detta har då till följd att det bildas större aggregat mellan metallhydroxider och kolloider i vatten.

Högmolekylära ($M_w=10^4$) substanser kan effektivt tas bort från vatten med t.ex aluminium- eller järnbaserade flockningsmedel om det sker vid optimala betingelser så som rätt pH och dosering. Mindre partiklar är svårare att avskilja eftersom de i hög grad påverkas av ytkemiska krafter. Dessa krafter gör att partiklarna håller sig svävande och hindras från att agglomerera. De grundläggande beståndsdelarna i en flock och dess tillväxt är beroende av tre huvudsakliga parametrar:

- Den använda koagulanten.
- Sammansättningen av den enklaste beståndsdel.
- Omgivningen i vilken flockningen sker.

Karaktäristiska egenskaper eller sammansättningar av den elementära flockpartikeln är beroende av partiklarna i suspensionen och deras koncentration, samt vilken metalljon som används som koagulant. Även koncentrationen av koagulant omgivningens pH och temperatur påverkar de karaktäristiska egenskaperna.

De partiklar som skall avlägsnas (lerpartiklar) är av storleksordningen en till några få μ m. Och dessa är som tidigare nämnts negativt laddade.

De aktiva aqua-aluminiumkomplexen, vid pH 5-5.5, kan vara i formerna $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_2(OH)_4^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$, osv. Aluminiumkomplex som $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ bildar effektivt specier som kan neutralisera negativt laddade kolloider. Samtidigt fälls $Al(OH)_3$ ut, de har en storlek som är större än en μ m och existerar vid $pH > 5$ och fungerar som bryggbildare i flockuppbbyggnaden.

Kombinationen när anjonisk lera (kolloid) och katjonisk aluminium binds samman kan schematiskt illustreras enligt följande, figur 3.

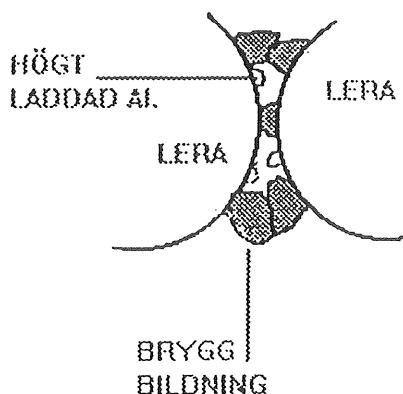


FIG 3: Flockuppbbyggnad mellan lera och aluminium.

Vid neutrala pH har de fällda aluminiumspecierna mycket större storlek än en μm . Volymen för ett milligram av aluminiumhydroxiden är ca 50 ggr större än för ett milligram lerpartiklar.

Högt laddade lösliga aqua-aluminiumkomplex existerar i svagt sura omgivningar och kan kasta om laddningen på lerpartiklarna vid väldigt små doser och orsakar ofta restabilisation hos lersuspensionen.

När man använder $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ som koagulant och med så höga koncentrationer att de förorsakar en fällning av hydroxid kan kolloidpartiklarna absorberas i fällningen som bildas. Kolloiderna själva kan också fungera som kärnor för bildandet av fällning. Tambo (1991) och Iicskø (1991)

2:1:3 FLERKÄRNIGA ALUMINIUMKOMPLEX

Det bildas flerkärniga aluminiumkomplex vid låga pH värden. Först bildas ett tvåkärnigt aluminiumkomplex som senare omvandlas till flerkärniga aluminiumkomplex så som $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^+$ det bildas även $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$ som är en stabil mellanprodukt, figur 4.

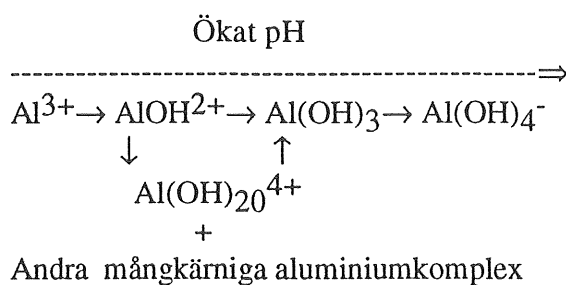


FIG 4: Aluminiums reaktioner

Pga den höga positiva laddningen hos de flerkärniga aluminiumkomplexen sker en kraftig adsorption på kiselytan (lerpartiklar) i vattnet.

I det tvåkärniga komplexet hålls centralatomerna samman av OH^- joner som brygg-ligander. Om lut tillsättes protolyseras de tvåkärniga komplexen under avspjälkning av vatten och hydroxokomplex medan allt större antal centralatomer bildas. Fällningen av aluminiumhydroxid som bildas vid pH 7 består av stora skikt av flerkärniga hydroxokomplex, figur 5.

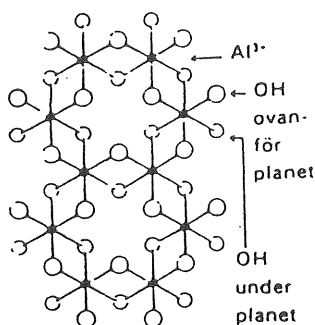


FIG 5: Makrokomplex av aluminium.

Vid bildandet av dessa makrokomplex är koordinationen av OH^- joner kring Al^{3+} sextaliga. Då varje hydroxidjon delas mellan två aluminiumjoner svarar komplexets sammansättning mot formeln $\text{Al}(\text{OH})_3$. Den geleartade fällningen innehåller förutom hydroxylkomplex stora mängder inneslutet vatten.

2:2 BUFFERT

2:2:1 BEGREPPET ALKALINITET

Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att uppta vätejoner och begreppet är således nära besläktat med buffertförmåga.

I dricksvatten består innehållet av vätekarbonat för merparten av alkaliniteten. Alkaliniteten definieras enligt ekvation (IV).

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

Koncentrationen av respektive ämne anges i mmol/l. Således är enheten för alkalinitet mmol/l. Det är dock viktigt att skilja på alkalinitet och vätekarbonathalt, inte minst vid höga pH, där bidraget från karbonat och hydroxidjoner blir betydande. C_x står för övriga bidragande prototyper vilka ofta är försumbara i dricksvatten.

pK_a värden för detta system är 6.5 och 10.3. K_{a1} och K_{a2} definieras enligt ekvationerna (V) och (VI).

$$K_{a1} = \frac{[\text{H}^+][\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} \quad (\text{V})$$

$$K_{a2} = \frac{[H^+][CO_3^{2-}]}{[HCO_3^-]} \quad (VI)$$

I denna studie som sker vid låga eller neutrala pH används begreppen alkalinitet och vätekarbonathalt med samma betydelse, då inverkan av OH^- och CO_3^{2-} kan försummas vid de studerade pH-värdena.

2:2:2 BUFFRANDE FÖRMÅGA

Samma mängd tillsatt pH-justerande kemikalie ger olika stora pH-förändringar beroende av närvarande mängd vätekarbonat. Buffertkapaciteten är proportionell mot koncentrationen av buffrande ämne (läs här vätekarbonat). Buffertkapaciteten är störst vid pH värden runt pK_a -värdena och minskar när man avlägsnar sig från dessa enligt figur 6.

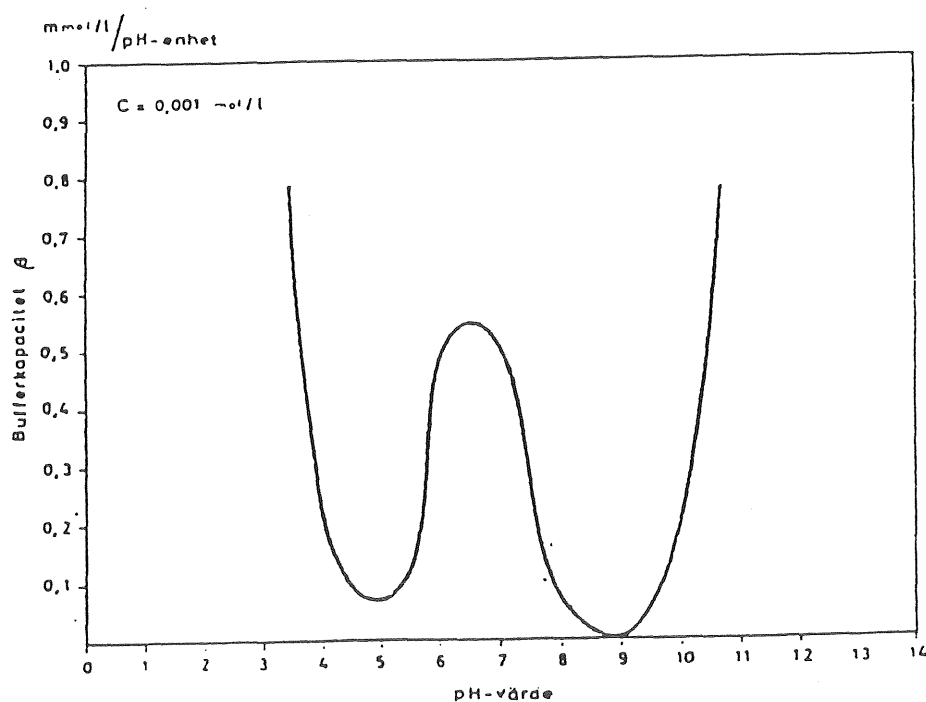
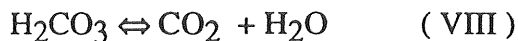
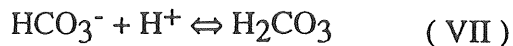


FIG 6: Buffert kapacitetens variation med pH.

2:2:3 NATURLIGA VATTEN

Innehållet av HCO_3^- -joner i naturligt vatten beror på vattnets omgivande geologi. Vattnet i Göta älv, liksom de flesta ytvatten i västsverige har låg alkalinitet vilket ger vattnet ett instabilt pH som lätt kan förändras. Alkaliniteten har en halt på ca. 15 mg/l. Försurningen påverkar också ett vattens buffertkapacitet. Starkt försurade vatten förlorar sin buffertförmåga enligt reaktionerna (VII) och (VIII).



Om H_2CO_3 halten överstiger mättnadsvärdet, vilken bestäms av jämvikten, kommer kolsyra att övergå till koldioxid och därmed lämna vattnet och ut i luften.

Vid tillsats av aluminiumsulfat blir vattnet surt och därmed är det önskade fällnings-pH svårt att hålla stabilt om man inte tillsätter något som motverkar pH-sänkningen. I denna undersökning har natriumvätekarbonat (NaHCO_3) använts.

Vätekarbonaten har en buffrande förmåga. I de undersökta vattnen var vätekarbonat-halten låg och därmed även den buffrande förmågan låg. Detta är anledningen till att en bestämd dos natriumvätekarbonat tillsattes. Vid tillsats av karbonaten så höjs vattnets pH reaktion (IX).



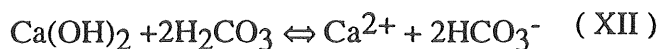
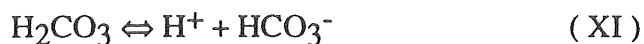
De bildade sura H^+ -jonerna från reaktion (I) tas om hand enligt reaktion (VII).

Förhoppningen är att den ökade buffertförmågan skall förbättra flockningen genom att all tillsatt aluminiumsulfat flockar på så sätt att restaluminiumhalten minskar.

2:2:4 ALKALINITETSHÖJNING I VATTENVERK

Vid de vattenverk som studerats sker alkalinitetshöjningen med koldioxid och en slurry av kalciumhydroxid.

Alkalinitetshöjningen sker före tillsats av flockningsmedel enligt följande reaktioner.



En alkalinitetshöjning har till syfte att minska korrosionsangreppen på ledningsnätet. Alkalinitetshöjningen resulterar också i buffert höjning. Syftet för vattenverken med alkalinitetshöjningar har inte varit att förbättra flockningen eller minska restaluminiumhalten.

En jämförelse mellan de resultat som fås vid bänkskaleförsöken och de flockningsresultat och restaluminiumhalter som erhålls på vattenverken efter det att alkalinitetshöjning har införts skall försökas att göras.

3 FÖRSÖK

3:1 FÖRSÖKSPLAN

Försöken gjordes enligt följande försöksserie. Sex utgångs-pH valdes. För varje bestämt pH-värde varierades karbonathalten med sex olika halter. Vidare för varje bestämt pH och bestämt karbonathalt så varierades tillsatsen av aluminiumsulfat med sex olika doseringar, enligt figur 7.

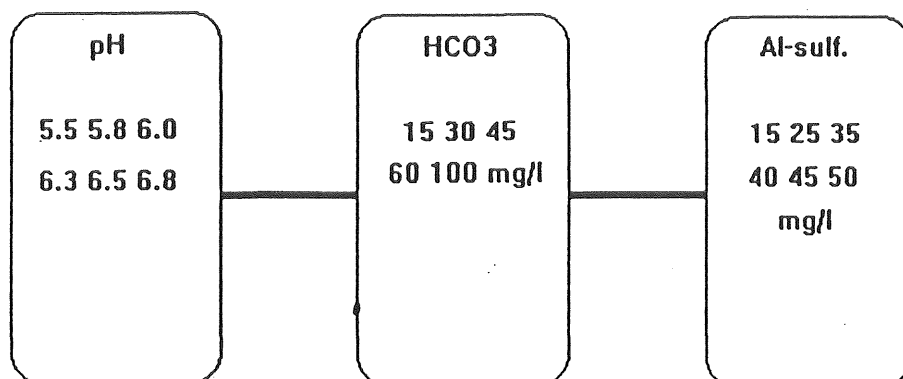


FIG 7: Försöksserie.

De undersökta pH-värdena var 5.5;5.8;6.0;6.3;6.5;6.8 med karbonathalterna 15,30,45,60 och 100 mg HCO₃⁻ per liter.

Dosen aluminiumsulfat som tillsattes var 15,25,35,40,45 och 50 mg per liter.

Detta gav en försöksserie med 30 prover för varje pH och allt som allt 180 försök.

3:2 METODIK

Som utgångsvatten för försöken användes vatten från råvattenledningen till Lackarebäcks vattenverk. Råvattnet tas från Stora Delsjön som får sitt vatten uppumpat från Göta älv.

Försöken utfördes i VA-tekniks försökshall på Lackarebäcks vattenverk.

Varje prov bestod av en liter råvatten med temperaturen 20 °C. Vattnet pH-justerades med 0.1 M NaOH och/eller 0.05 M H₂SO₄. I det pH-justerade vattnet mättes HCO₃⁻-halten.

En lösning av natriumvätekarbonat med känd mängd HCO₃⁻ användes till att justera karbonathalten till önskad halt. Analyser efter tillsats av natriumvätekarbonat visade en god överensstämmelse med det i förväg kalkylerade värdet.

En lösning av aluminiumsulfat (10 gram per liter) användes till att dosera önskad mängd flockningsmedel i de olika proven.

Försöksutrustningen bestod av sex enliters bägare med tidsstyrda omrörare. Vilket gav vid hand att sex prover kunde köras vid varje försöksomgång.

Försöken gjordes i bänkskala. Där varje prov utfördes i enliters bägare som var försedda med omrörningspaddlar vilka var kopplade till en timer med vilken man kunde justera omrörningshastigheten samt tid för omrörning. Tillsatser som gjordes vid varje försök utfördes med pipett så vätskorna som tillsattes till råvattnet var koncentrerade för att få en minimal volymsförändring.

När aluminiumsulfaten tillsattes startades inblandningsomrörningen som varade 20 sekunder med 350 varv per minut. Efter inblandningen sänktes hastigheten på omrörningen under flockuppsyggnaden till 20 varv per minut under 20 minuter. Efter flockuppsyggnaden sedimenterades flockarna under 20-25 minuter. Det sedimenterade vattnet filtrerades genom nitroacetatfilter (45 μ m) för vidare analyser. En del av det filtrerade vattnet surgjordes för analys av restaluminium.

På det sedimenterade vattnet utfördes följande analyser:

- Turbiditeten
- pH
- Partikelmätning

Det sedimenterade och filtrerade vattnet mättes med avseende på:

- Absorbansen av löst organiskt material(254 nm)
- Restaluminiumhalten

3:3 FÖRSÖKEN I KORTHET

Försöken utfördes enligt nedanstående sammanfattning:

- Råvattnets pH justerades till önskat värde med hjälp av NaOH eller H₂SO₄.
- Vattnets HCO₃⁻ halt mättes.
- Önskad dos NaHCO₃ tillsattes.
- Önskad dos aluminiumsulfat tillsattes.
- Inblandningsomrörning (snabb) (20 S. 350 rpm).
- Omrörning (långsam) vid flockupbyggnad (20 min 20 rpm).
- Sedimentering (20-25 min).
- Filtrering.
- Grumlighet och pH mättes på det ofiltrerade vattnet.
- Absorbansen (UV-254 nm) och restaluminiumhalten mättes på filtratet.

4 UTRUSTNING OCH ANALYSMETODER

Följande utrustning och instrument har använts vid de utförda undersökningarna.

- Flockulator från Kemira kemi.
- Nitroacetatfilter 45µm.
- Turbidimeter HACH RATIO/XR.
- pH meter Orion model 420 A.
- Spektrofotometer ZEISS PM6.
- Kalciumanalys enl. SS 02 81 39.
- Alkalinitetanalys enl. SS 02 81 21.
- Aluminiumanalys HACH #DR/700 Colorimeter Modul 525 nm.
- Partikelräknare

5 RESULTAT

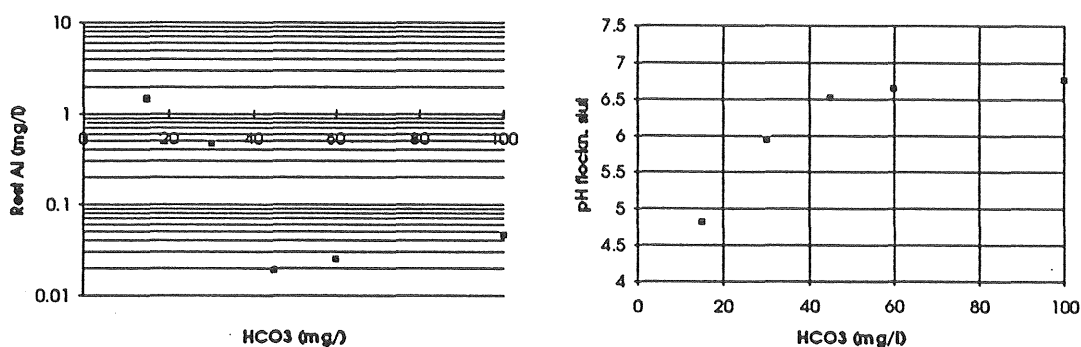
5:1 RESTALUMINIUM

En ökad dos av HCO_3^- upp till 45-60 mg per liter ger en tydlig minskning av utgående restaluminiumhalt. Denna effekt planar ut med ytterligare höjning av vätekarbonathalt, se figur 8. Att restaluminiumhalten sjunker beror snarast på att fällnings-pH är mer gynnsamt vid de högre vätekarbonathalterna och beror inte på att karbonathalten i sig själv har ökat.

pH förändringen som sker när en ökad dos aluminiumsulfat tillsätts kan motverkas med en ökad dos vätekarbonat. Detta resulterar i att ett gynnsammare fällnings-pH är lättare att upprätthålla.

I ett ingående vatten med pH 6.8 och vätekarbonathalten 15 mg/l (detta motsvarar ingående vatten till vattenverken längs Göta älv) är en dos på 35 mg/l aluminiumsulfat vanlig, vid denna tillsats sjunker pH till 5.2. Men vid en fördubbling av vätekarbonathalt hålls ett stabilt fällnings pH till 6.1. Detta kan vara orsaken till sänkningen av restaluminium-halten.

Begynnelse pH 5.5 35 mg/l Al-sulfat



Begynnelse pH 6.8 35 mg/l Al-sulfat

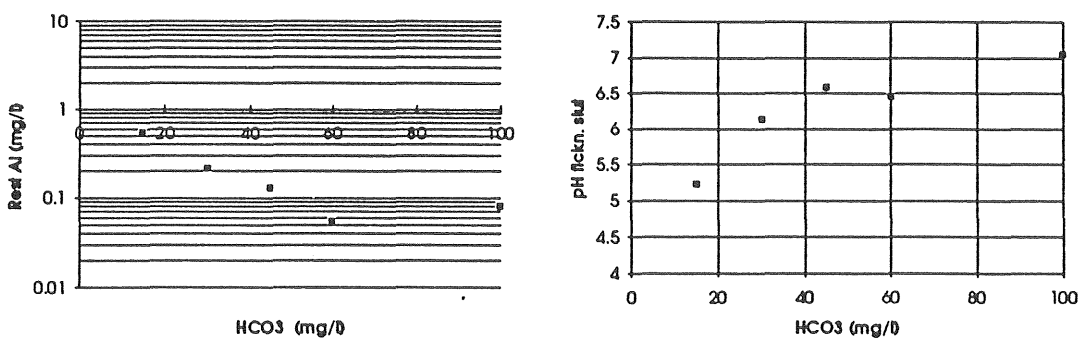


FIG 8: Restaluminium (mg/l) varians och slut pH efter flockning vid ökad dos av HCO_3^- (mg/l) Övre bilden vid begynnelse-pH 5.5; undre bilden vid begynnelse-pH 6.8.

Oberoende av dos aluminiumsulfat och begynnelse pH på vattnet visar resultaten att vid tillsats av vätekarbonat och om flocknings-pH är nära 6.5 minimerar man rest-aluminiumhalten, se figur 8 och bilaga 9:4.

Av figur 9 framgår det att en högre vätekarbonathalt ger en något förhöjd restaluminiumhalt, vid det som visade sig vara det optimala fällnings-pH 6.5. Restaluminiumhalten verkar då sjunka för att sedan öka igen med ökad vätekarbonathalt. Men jämförelsen gäller endast vid vätekarbonathalter omkring 45 mg/l.

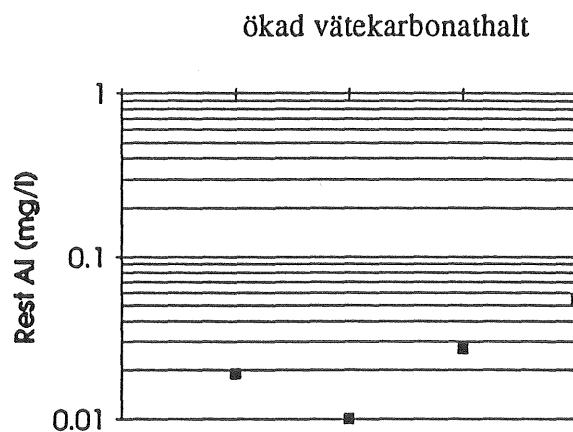


FIG 9: Restaluminium (mg/l) som funktion av vätekarbonat omkring 45 (mg/l) vid fällnings-pH 6.5 och med en dos av 35 (mg/l) aluminiumsulfat.

5:2 LÖST ORGANISKT MATERIAL

Vid försöken framgick det att organiskt material avlägsnades bäst vid begynnelse-pH 5.5 och 6.8 vid 30 och 45 mg/l HCO_3^- och en dos av 50 mg/l aluminiumsulfat.

Tydligt är att reduktionen av löst organiskt material minskar vid såväl lägre som högre halt av vätekarbonat. Detta beror på att vid dessa halter av vätekarbonat har inte fällnings-pH varit optimalt och att dra några slutsatser om att en ökad reduktion beror på vätekarbonathalten är svåra att dra.

En bättre rening och effektivare reduktion av löst organiskt material sker med ökad dos aluminiumsulfat.

Tittar man på vilket fällnings-pH som bäst renar ser man att fällnings-pH 6.5 är att föredra, se figur 10 och i analysresultat i bilaga 9:6.

Faktorer som påverkar resultatet är hur effektiv flocknings-omrörningen är samt omrörningstiden. Temperaturen har betydelse för hur god flockning man kan uppnå. Vid låga temperaturer ökar vattnets viskositet och orsakar större skjuvkrafter på de bildade flockarna. Detta leder till att mindre löst organiskt material binds till flockarna.

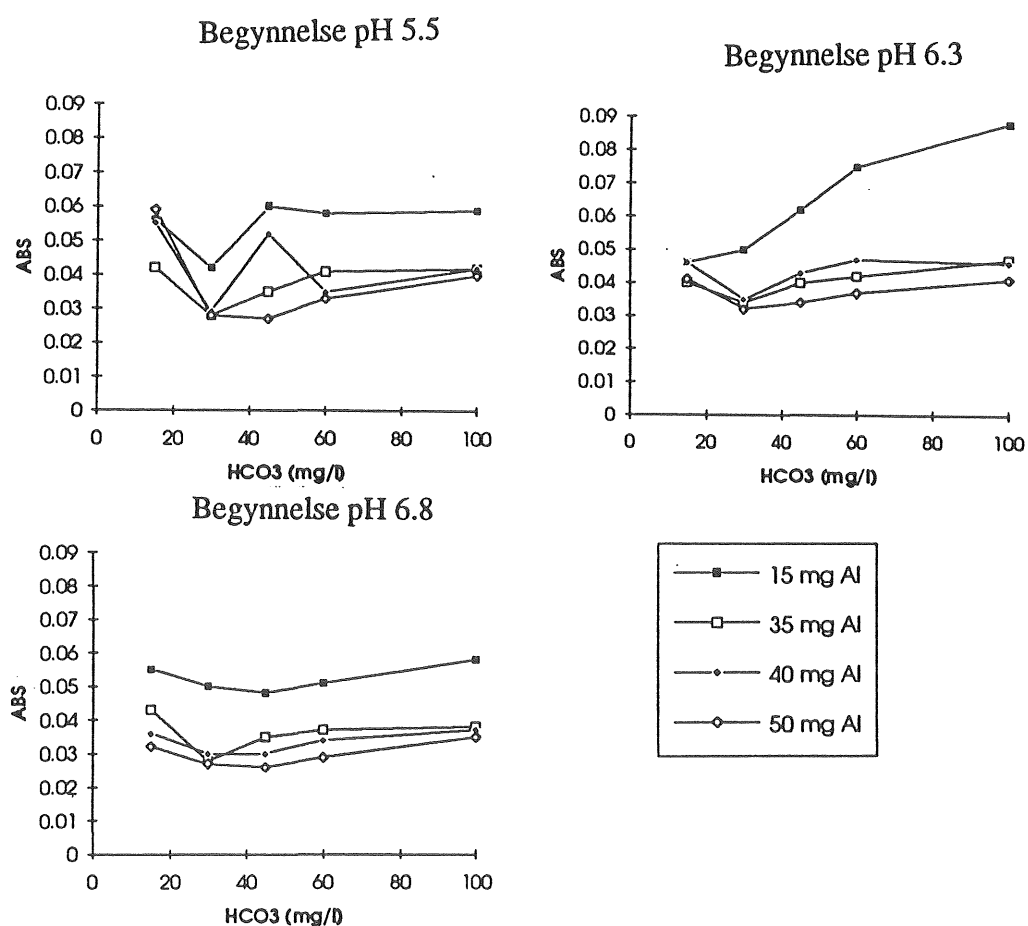


FIG 10: Absorbans av löst organiskt material vid olika begynnelse-pH och ökad halt HCO_3^- (mg/l).

5:3 TURBIDITET

Resultaten från turbiditetsmätningarna är svårtolkade. Det går inte att dra några slutsatser om hur pH, dos av aluminiumsulfat eller ökad alkalinitet påverkar resultatet. Värdena som mättes varierar och inga trender går att utläsa. En av svårigheterna var att få ett stabilt värde som gick att avläsa i turbidimetern. Se figur 11.

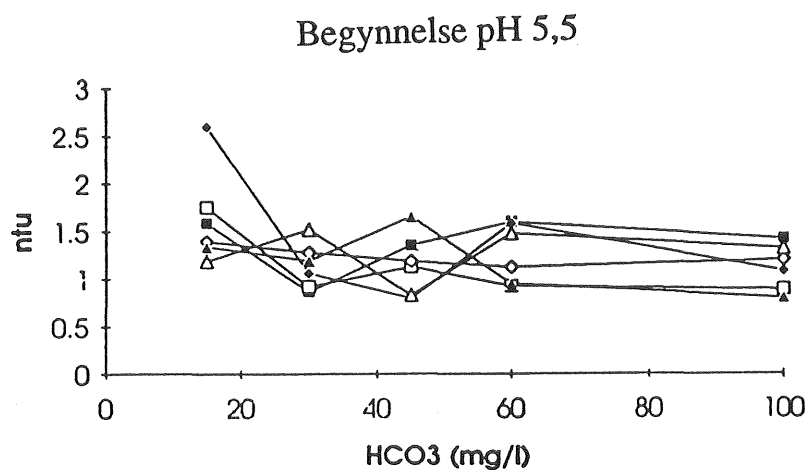


FIG 11: Turbiditeten som funktion av HCO₃⁻ halten med varierande doser aluminiumsulfat.

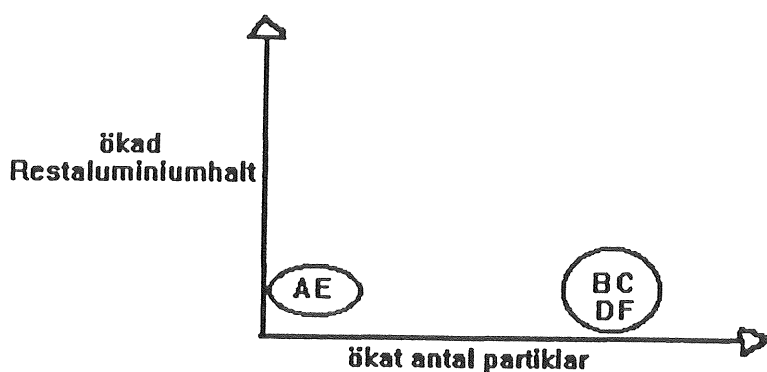
5:4 PARTIKELMÄTNING.

Vid en jämförelse mellan halten restaluminium och antalet partiklar tycks ett samband finnas. Vid jämförelse mellan prover med samma ingång pH-värde och samma dos av aluminiumsulfat men med olika doser vätekarbonat visar det sig att det prov med högst vätekarbonathalt har lägst restaluminiumhalt och flest partiklar (flockar).

Att det bildas fler flockar när man har högre halt vätekarbonat i de prov som har en lägre halt restaluminium kan nog förklaras med att fler aluminiumjonerna bygger upp flockar som sedan sedimenterar och filtreras bort. Vid de högre halterna av vätekarbonat har fällnings-pH varit mer gynnsamt och det går inte säga att det bildas fler flockar pga att halten vätekarbonat ökat, utan att det snarast beror på det pH-värde som HCO_3^- orsakat.

Vid en jämförelse mellan antalet bildade partiklar och en ökad reduktion av löst organiskt material kan man inte utläsa några samband.

Storleken på de partiklar som mättes vid försöken är alla av storleken en till två μm . Vid partikelräkningen krossas större aggregat till mindre. Detta medför att en rättvis bild av partiklarnas antal och storlek inte ges. Resultaten vid partikelmätningen skall därför tas med en nypa salt.



- A= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/45 mg/l vid pH 5.5 och 35 mg al-sulfat/l
B= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/45 mg/l vid pH 5.5 och 45 mg al-sulfat/l
C= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/45 mg/l vid pH 6.0 och 35 mg al-sulfat/l
D= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/45 mg/l vid pH 6.0 och 40 mg al-sulfat/l
E= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/60 mg/l vid pH 6.8 och 35 mg al-sulfat/l
F= Jmf mellan HCO_3^- halterna 15/60 mg/l vid pH 6.8 och 40 mg al-sulfat/l

FIG 12: Förhållandet mellan antal partiklar och restaluminiumhalten vid de lägsta och de högsta värdena av HCO_3^- , vid olika begynnelse pH.

5:5 pH STABILITET

Vid en hårdhets- och alkalinitetshöjning på ingående råvatten fås en pH-höjning samt en ökad buffertförmåga på vattnet. Om man studerar pH-värdena på det flockade och sedimenterade vattnet, ser man att pH-värdet ligger för det mesta över 6.0 oberoende av ingångs pH-väde på råvattnet, se mätvärden bilaga 9:6.

Mellan pH 6 och 7 har man en stor buffertkapacitet, vilket gör vattnet mindre känsligt för pH-ändringar.

Denna höga buffertkapacitet på utgående renvatten från vattenverken kan då ha till följd att man inte behöver dosera lika mycket pH-justerande kemikalier i utgående renvatten som annars måste tillsäts för att motverka den pH-sänkning som sker på ledningsnätet.

6 KORT STUDIE PÅ VA-VERK SOM INFÖRT KORROSIONSKONTROLL

Efter flockningförsöken som skedde i bänkskala gjordes en undersökning av några vattenverk som har infört korrosionskontroll med hårdhetshöjning. Vid denna hårdhetshöjning erhålls även en alkalinitetshöjning. En undersökning gjordes för att se om vattenverken har märkt någon skillnad på flockningen och utgående aluminiumhalt.

Anledningen till att man inför en hårdhets- och alkalinitetshöjning vid vattenverken är att få en minskad korrosion på ledningsnätet. Detta har till viss mån uppnåtts men om bättre rening och minskad utgående aluminiumhalt också erhålles är detta en extra bonus.

De vattenverk som studerats tar alla sitt vatten från samma vattentäkt nämligen Göta älv.

Anläggningarna är som följer från Vänern till Göta älvs mynning i Göteborg:

- Vänersborg (Skräcklans va-verk)
- Trollhättan (Överby va-verk)
- Göteborg (Alelyckan samt Lackarebäcks va-verk)

Vid vattenrening utan hårdhetshöjning sker vattenbehandlingen enligt följande schema, figur 13.

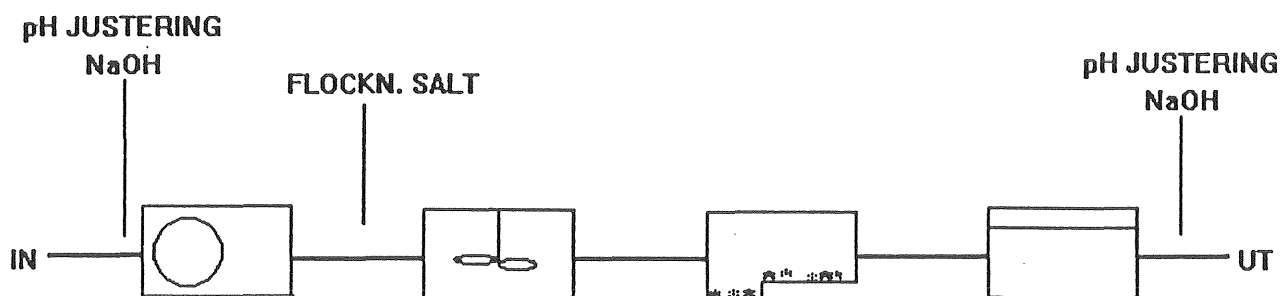


FIG 13: Vattenbehandling; vattenverk utan hårdhetshöjning.

De undersökta verken har alla infört en hårdhets- och alkalinitetshöjning på ingående vatten. På det utgående vattnet sker en pH-justering, figur 14. Detta gäller ej Alelyckan som har infört alkalinitetshöjningen på utgående renvatten.

I tex Överby vattenverk i Trollhättan har en hårdhets- och alkalinitetsökning skett på råvattensidan, detta med hjälp av kalciumhydroxid och koldioxid enligt reaktionerna (XIII) och (XIV). De andra vattenverken som studerats gör som Överby för att höja alkaliniteten fast med det undantaget att Alelyckan gör det på utgående renvatten.

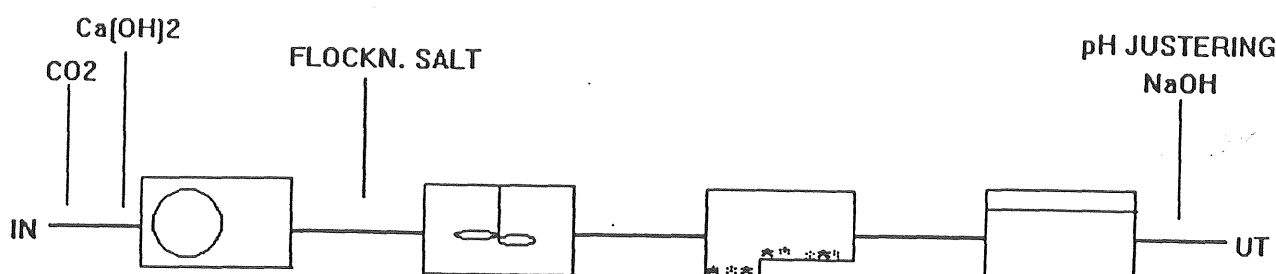
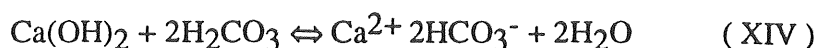


FIG14: Vattenbehandling; vattenverk med hårdhetshöjning.

6:1 NOTERADE FÖRÄNDRINGAR PÅ VATTENVERKEN

6:1:1 VÄNERSBORG.

Iakttagelser: I Vänersborg har man inte iakttagit några skillnader på flockningen efter införandet av korrosionskontroll.

Vid studier av verkets analysrapporter ser man att utgående aluminiumhalt har minskat efter det att man har infört alkalinitetshöjning. Inga andra problem eller andra iakttagelser har noterats.

6:1:2 TROLLHÄTTAN.

Iakttagelser: I Trollhättan har man inte sett någon skillnad i flockningsresultatet efter införandet av korrosionskontroll.

Vid användning av aluminiumsulfat erhöles, vid låga vattentemperaturer, höga rest-aluminiumhalter. Efter införande av EKO-flock (aluminiumhydroxidkloridlösning) och ökad alkalinitet på ingående råvatten har detta problem försvunnit.

Verket har fått ett stabilare pH-värde på ledningsnätet efter införandet av alkalinitetshöjningen. Men i verket har pH-stabiliteten minskat.

När man hade alkalinitetshöjningen på renvattensidan fick man problem med att långsamfiltren växte igen, detta har upphört när alkalinitetshöjningen sedan den flyttades till råvattensidan.

6:1:3 GÖTEBORG

Iakttagelser: På Lackarebäcks vattenverk har man inte gjort några noteriningar på förändringar i flockningen efter införandet av alkalinitetshöjning på ingående råvatten.

Någon skillnad på utgående aluminiumhalt har inte noterats.

Dosering av aluminiumsulfat har sänkts något (Detta nämndes vid intervju och kan inte bekräftas på papper) och dessutom har vattnet fått ett mer stabilt pH genom verket.

Alelyckan gör sin alkalinitetshöjning på renvattensidan och därmed påverkas inte vattenbehandlingen i verket något.

6:1:4 UPPFÖLJNING ?.

De uppföljningar som gjorts efter att hårdhets- och alkalinitetshöjningar har införts har endast gällt påverkan på korrosionen på ledningsnätet. Inget av vattenverken har gjort någon uppföljning av hur förändringarna av vattenkvaliten på ingående råvatten har påverkat flockningen och restaluminiumhalten i utgående renvatten.

6:1:5 INGÅNDE Al HALT.

Slående är att ingående råvatten, till några av verken, ibland har högre aluminiumhalt än utgående dricksvatten. Detta kan nog förklaras med att verken släpper ut sitt sedimenterade slam nedströms i älven. Detta har till följd att vattenverken nedströms får in slam i sina verk. Både Vänersborg och Trollhättan låter sitt slam gå ut i älven men från Lackarebäcks- och Alelyckansvattenverk låter man slammet gå till avloppsnätet.

Lackarebäcks ingående vatten har lägre halt av aluminium än Alelyckan. Den sannolikaste förklaringen är nog att vattnet har en viss uppehållstid i Stora Delsjön innan det går vidare in till Lackarebäcks vattenverk.

7 DISKUSSION

I den skala försöken gjordes är det svårt att få försöken att direkt efterlikna verkliga förhållanden. Detta har till följd att det är svårt att dra några paralleller mellan bänkskaleförsöken och verkliga förhållanden vid vattenverken.

Temperaturen 20°C som försöken utfördes vid är en högre temperatur än vad råvattnet till vattenverken har. Detta påverkar vattnets viskositet och därmed flockupbyggnaden. För att kunna göra en jämförelse mellan de olika doserna av flockningskemikalie och alkalinitetshöjande kemikalie som användes så är det tvunget att hålla temperaturen konstant. Vid 20°C har vattnet låg viskositet och påverkar inte flockupbyggnaden nämnvärt. Detta är viktigt om en förbättrad rening och ett effektivare avlägsnande av aluminium skall kunna ske och noteras.

Turbiditetsmätningarna visade inte på någon förbättring av flockningsresultatet. Vilket berodde på att värdena var svåra att avläsa vid mätningen.

Partikelmätningarnas tillförlitlighet är diskutabel då flockarna vid mätningarna slogs sönder vilket i sin tur påverkar resultatet både vad det gäller storlek och antal. Om varje provserie gjorts fler gånger hade det kanske varit möjligt att statistiskt erhålla adekvata resultat.

Vid framtida studier av vattenverk som infört alkalinitetshöjning på råvatten skulle det vara intressant att se hur dessa faktorer påverkas:

- flockningen, reduktion av löst organiskt material och restaluminiumhalten i utgående dricksvatten.
- pH justering av utgående dricksvatten.

Detta skulle kunna göras i en pilotanläggning där man tillsätter vätekarbonat i olika doser innan flocknings steget och sedan pH-justerar till optimalt pH (6.5) styrt med hjälp av reglerutrustning. På detta sätt skulle man lätt få fram jämförbara data om hur vätekarbonathalten påverkar flockningen och restaluminiumhalten.

8 REFERENSER & KÄLLOR

REFERENSER

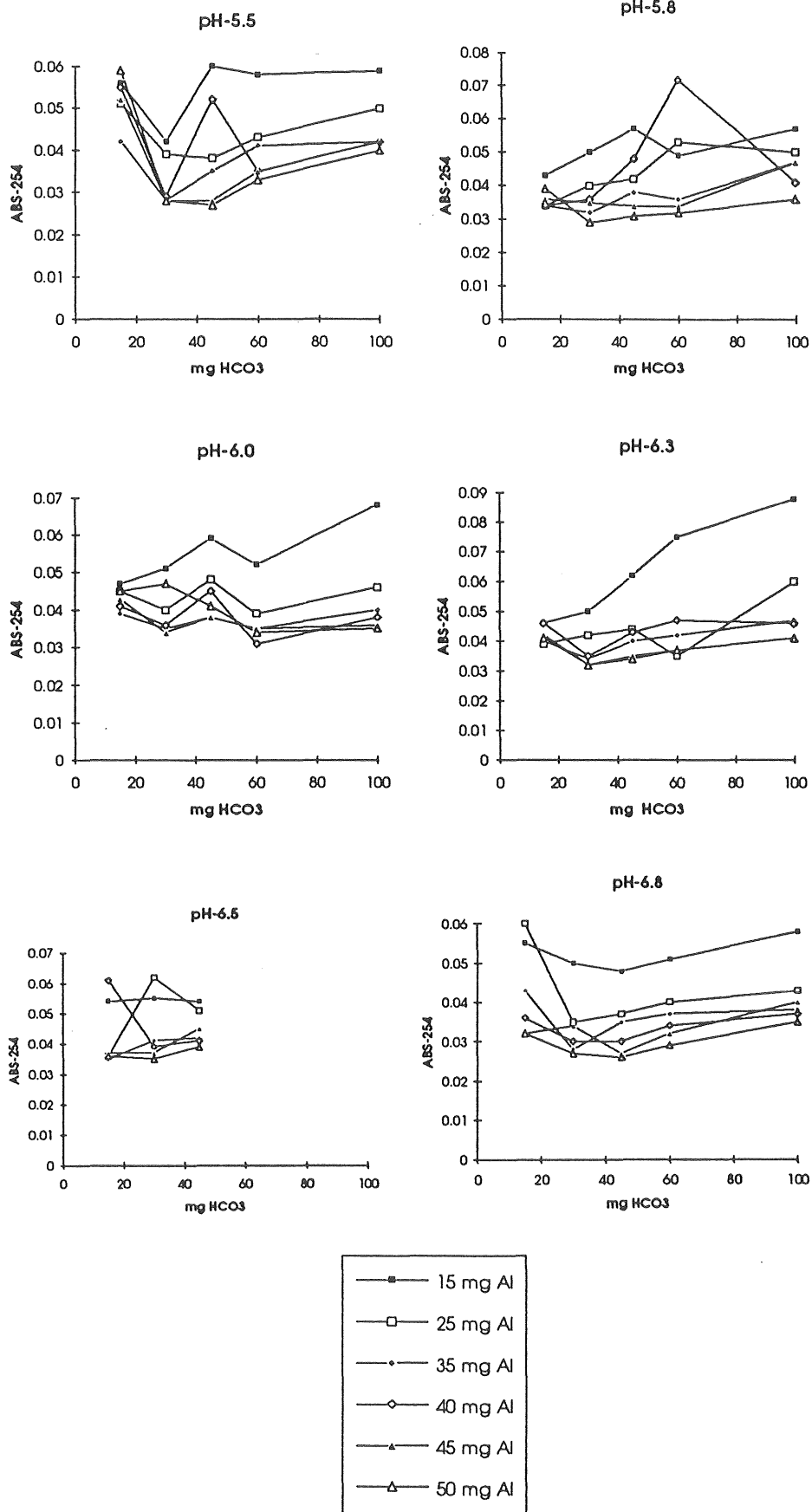
- Otterstedt J.E, Kursmaterial i småpartikelteknologi för produktutveckling. K-4 kurs på inst. Teknisk kemi .Chalmers tekniska högskola, 1994.
- Tambo.N, Basic concept and innovative turn of coagulation/floculation, Water supply vol 9 Jönköping pp1-10,1991
- Licsko`.I, New experimental technique for measuring the growth of aluminium and iron(III)hydroxide flocs in treatment of surface water. Water supply vol 9 Jönköping pp 45-52,1991

KÄLLOR

- Narkis.N, Ghatts.B, Rebuhun.M, och Ruin.A.J, The mechanism of flocculation with aluminium salts in combination with polymeric flocculants as flocculant aids. Water supply ,vol 9 jönköping pp 37-44, 1991
- Enander. L, Alkalinitetshöjning som korrosionskydd i dricksvattenledningar, VATTEN nr 1 1994
- Kursmaterial i vattenbehandlingsteknik. V-4 kurs på inst. Vatten och avloppsteknik.Chalmers tekniska högskola, 1994.
- Årsberättelse VA-verket Göteborg 1993

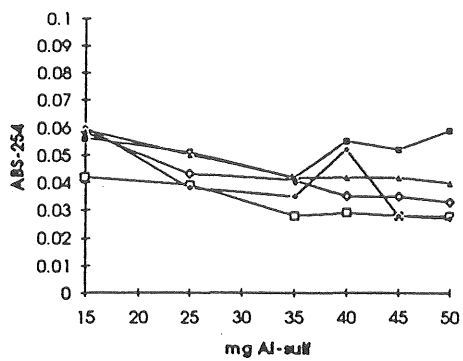
BILAGOR

9:1 Absorbansen (254 nm) av löst organiskt material som funktion av halt HCO_3^- (mg/l) vid olika begynnelse pH och dos aluminiumsulfat(mg/l).

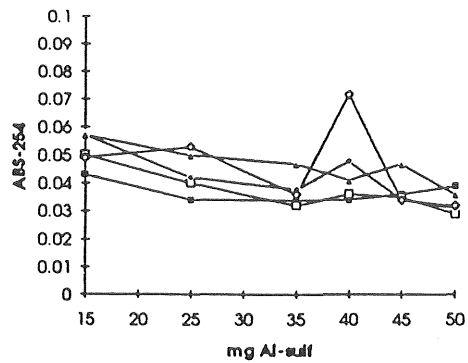


9:2 Absorbansen (254 nm) av löst organiskt material som funktion av halt aluminiumsulfat (mg/l) vid olika begynnelse pH och halt HCO_3^- (mg/l).

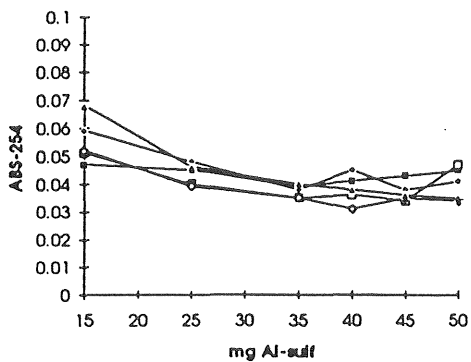
pH-5.5



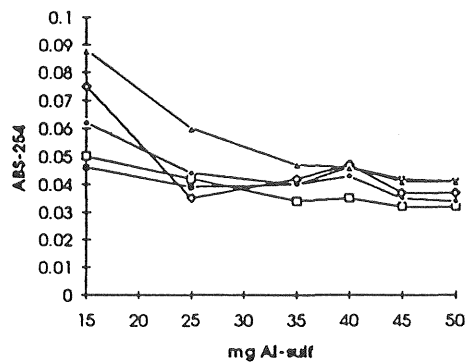
pH-5.8



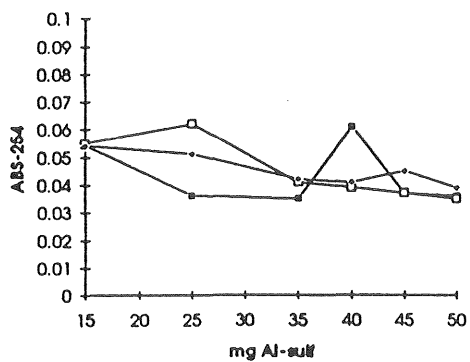
pH-6.0



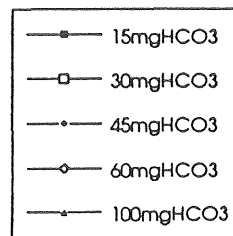
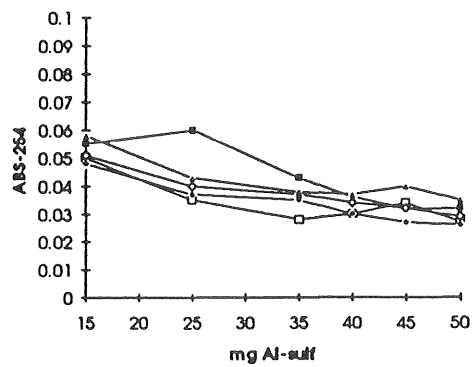
pH-6.3



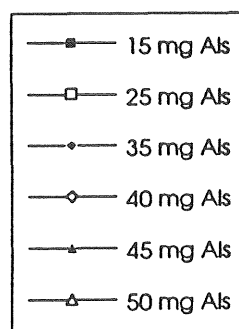
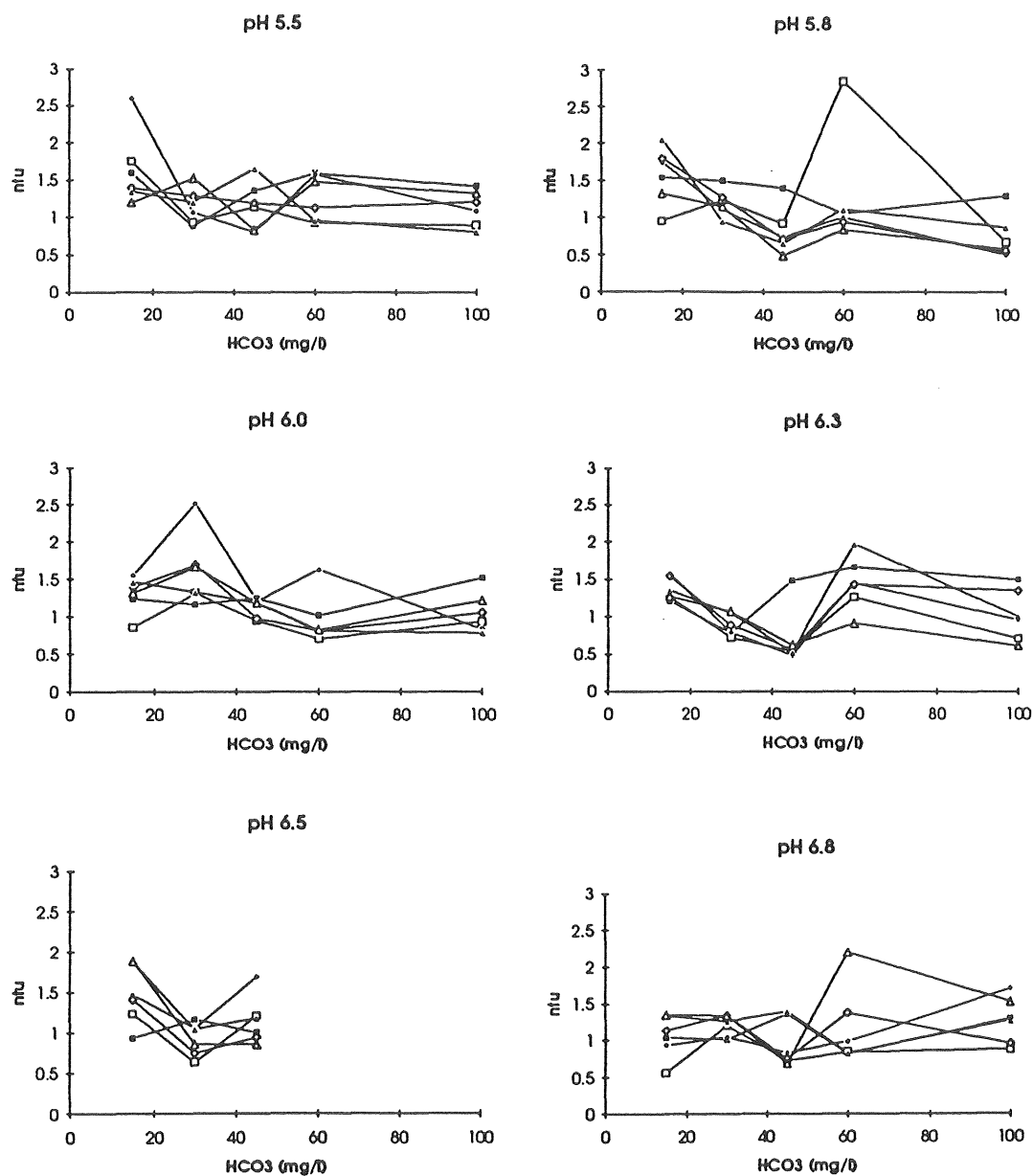
pH-6.5



pH-6.8

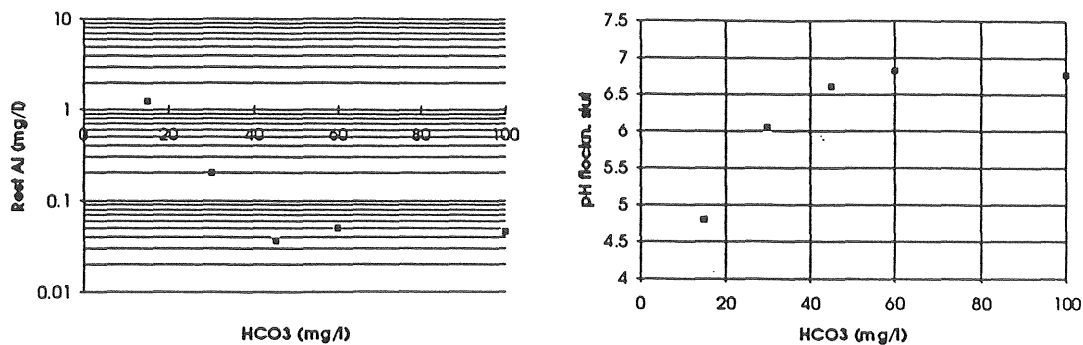


9:3 Grumligheten (ntu) som funktion av halt HCO_3^- (mg/l) vid olika begynnelse pH och dos aluminiumsulfat (mg/l).

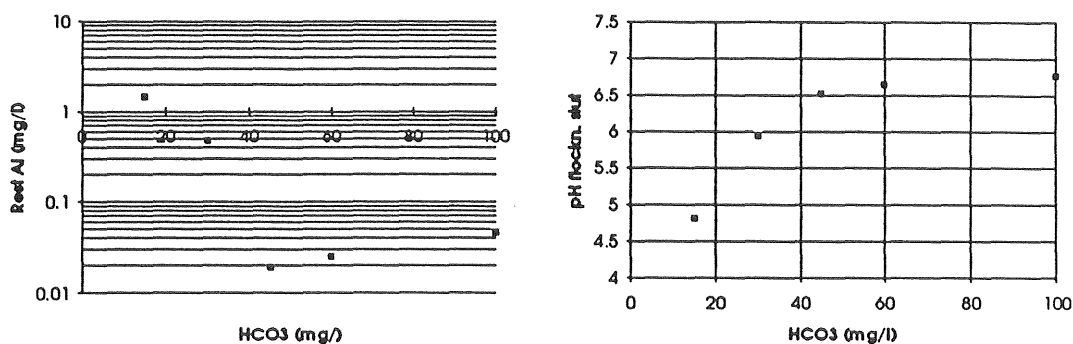


9:4 Restaluminiumhalten och flocknings pH som funktion av halt HCO_3 (mg/l)- vid olika begynnelse pH och dos aluminiumsulfat (mg/l).

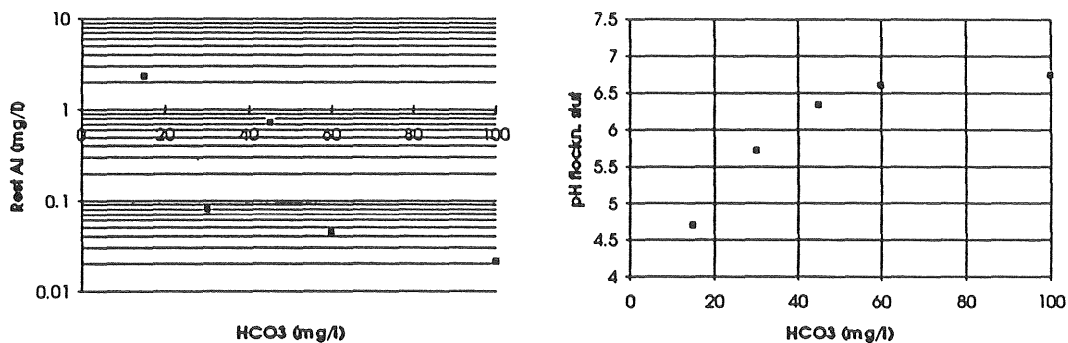
Begynnelse pH 5.5 25 mg/l Al-sulfat



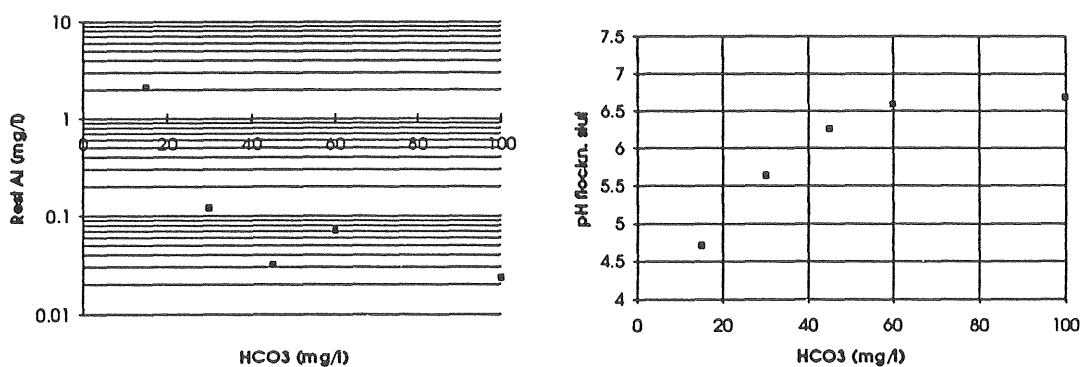
Begynnelse pH 5.5 35 mg/l Al-sulfat



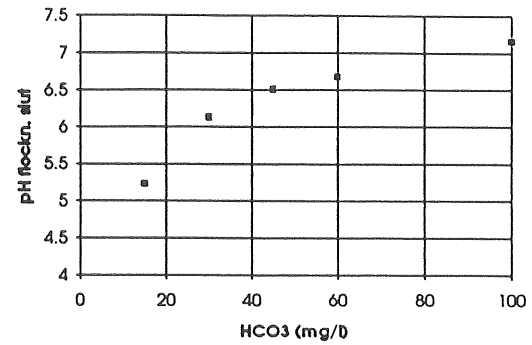
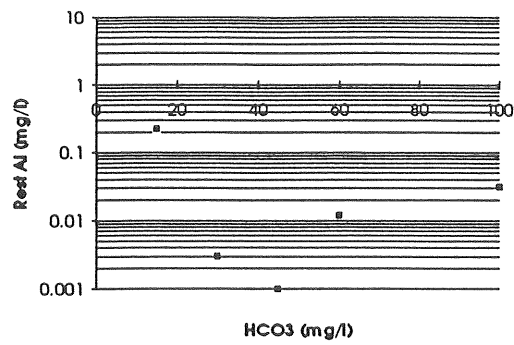
Begynnelse pH 5.5 40 mg/l Al-sulfat



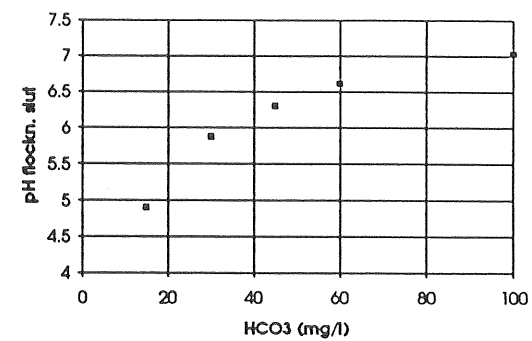
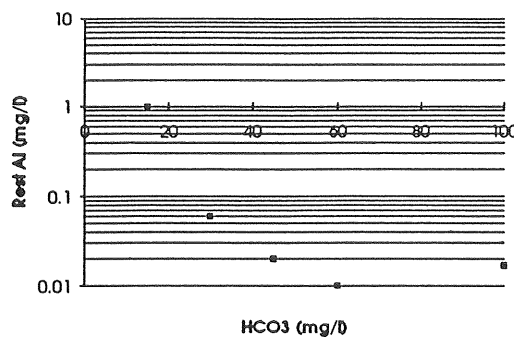
Begynnelse pH 5.5 45 mg/l Al-sulfat



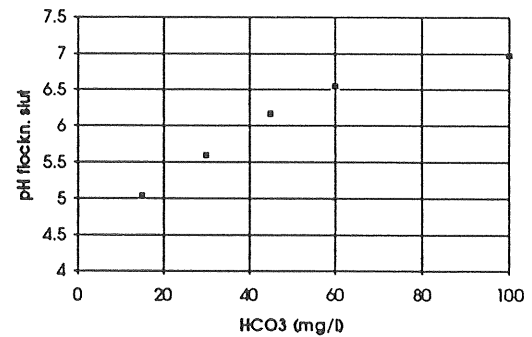
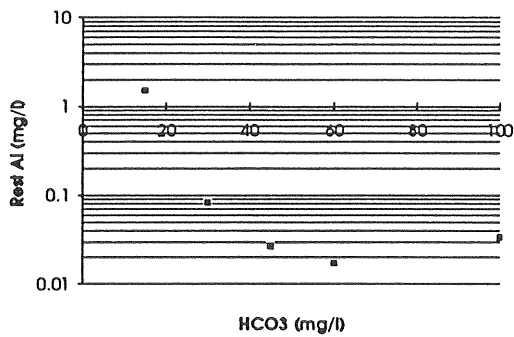
Begynnelse pH 6.0 25 mg/l Al-sulfat



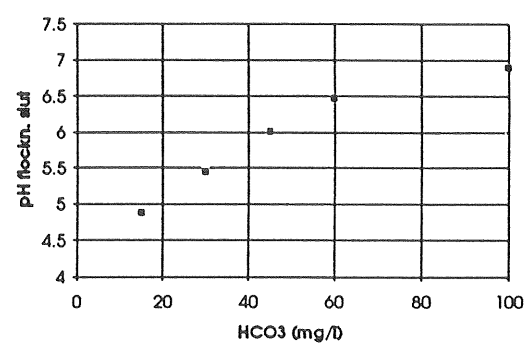
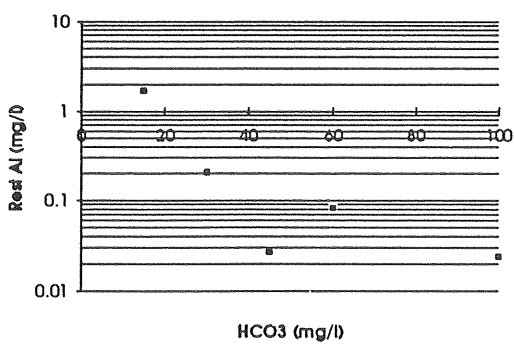
Begynnelse pH 6.0 35 mg/l Al-sulfat



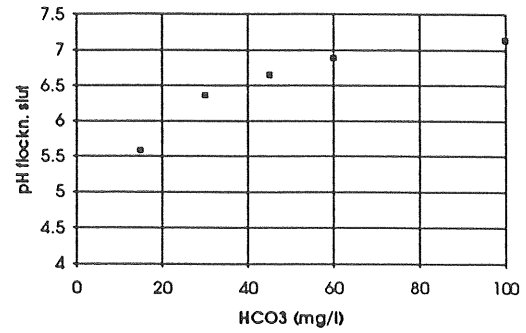
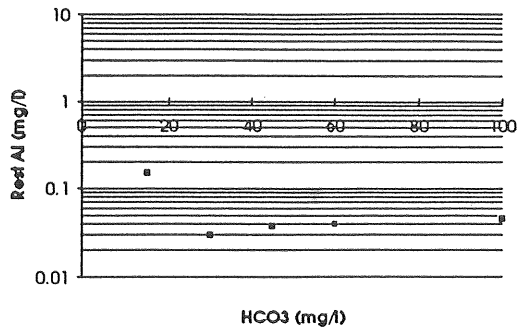
Begynnelse pH 6.0 40 mg/l Al-sulfat



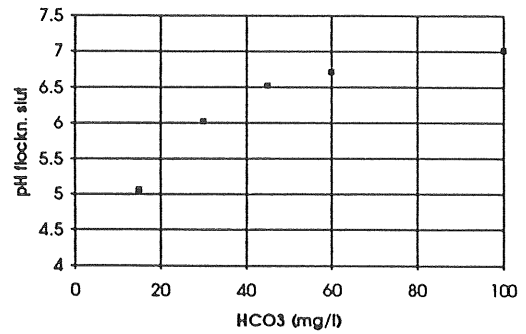
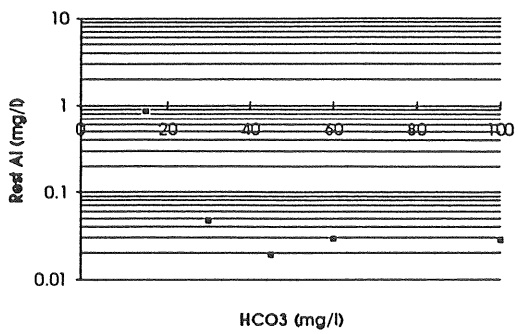
Begynnelse pH 6.0 45 mg/l Al-sulfat



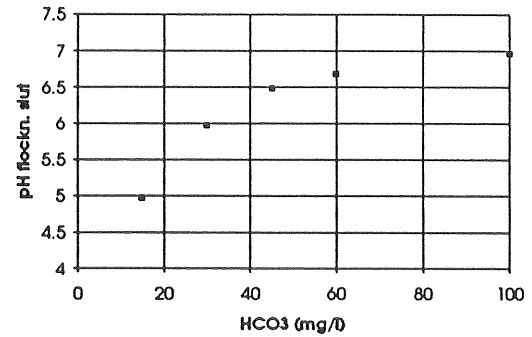
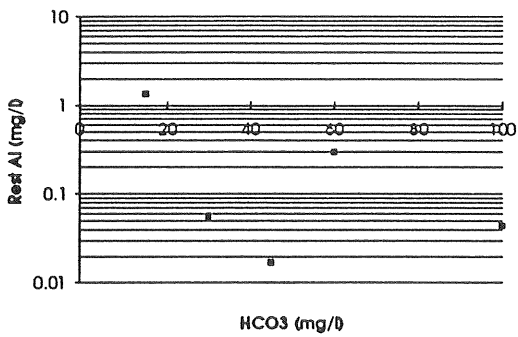
Begynnelse pH 6.3 25 mg/l Al-sulfat



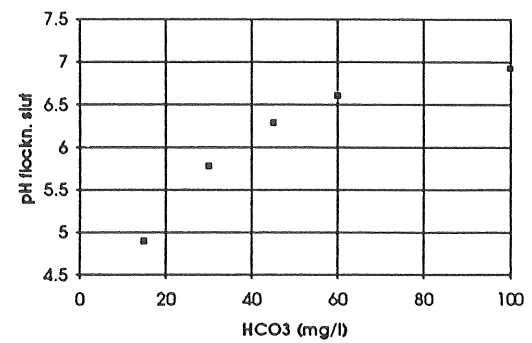
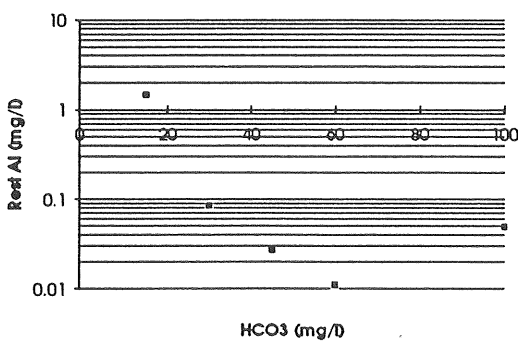
Begynnelse pH 6.3 35 mg/l Al-sulfat



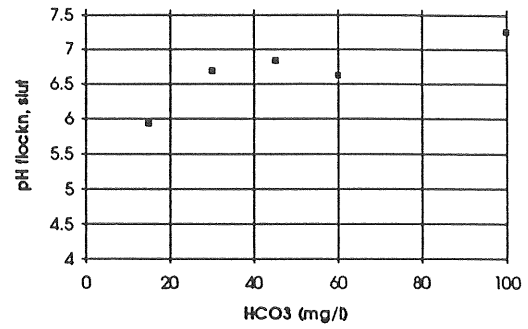
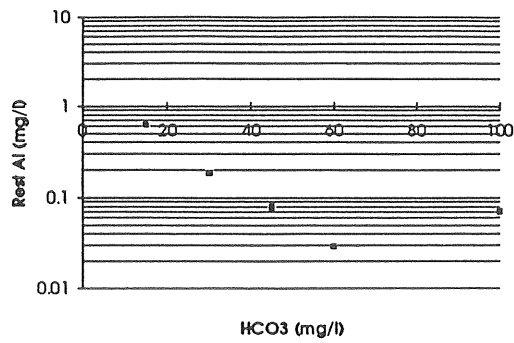
Begynnelse pH 6.3 40 mg/l Al-sulfat



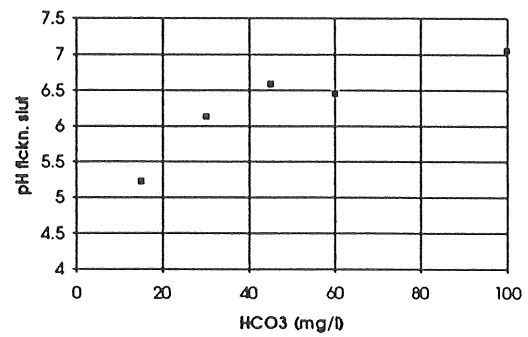
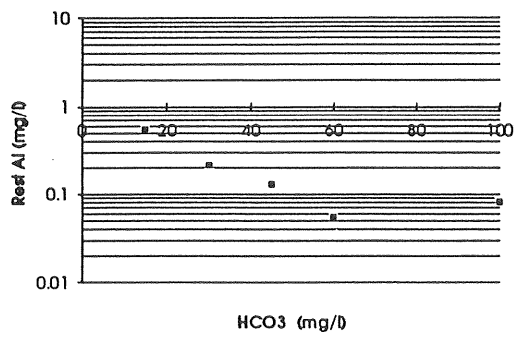
Begynnelse pH 6.3 45 mg/l Al-sulfat



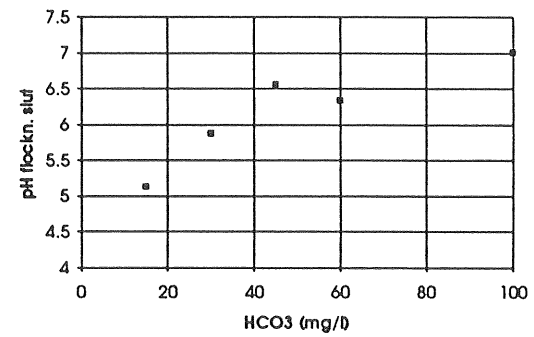
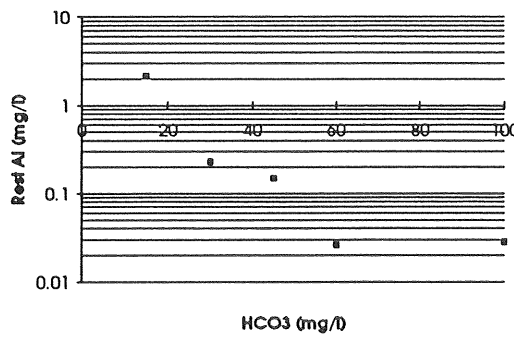
Begynnelse pH 6.8 25 mg/l Al-sulfat



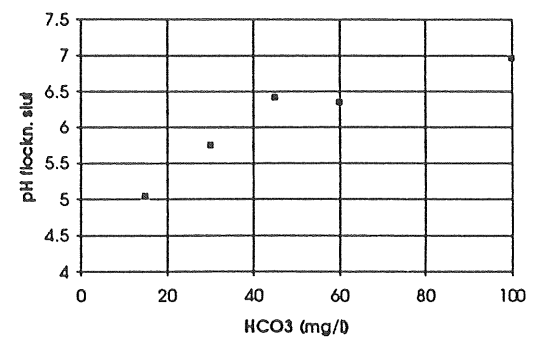
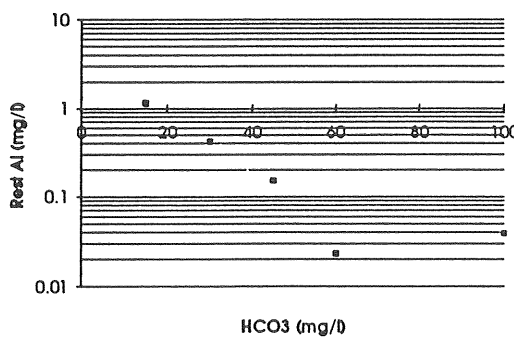
Begynnelse pH 6.8 35 mg/l Al-sulfat



Begynnelse pH 6.8 40 mg/l Al-sulfat



Begynnelse pH 6.8 45 mg/l Al-sulfat



9:5 Partikelmätning

pH	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulf (mg/l)	Vol (um ³ /ml)	Antal (st/ml)	Diameter (um)
5.5	15	35	41 993 757	63 806	1.79
5.5	45	35	18 305 963	54 205	1.45
5.5	15	45	13 550 576	55 327	1.61
5.5	45	45	37 047 107	67 426	1.44
6	15	35	40 872 046	32 257	1.5
6	45	35	60 157 558	47 295	1.46
6	15	40	49 655 614	32 822	1.66
6	45	40	46 618 200	51 390	1.56
6.8	15	35	27 254 379	57 174	0.78
6.8	60	35	3 425 128	33 671	1.38
6.8	15	40	31 627 010	51 376	0.99
6.8	60	40	8 740 113	60 625	1.61

pH-före	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulfat (mg/l)	Gruml (ntu)	Abs (254 nm)	pH-efter
5.8	15	15	1.54	0.043	5.97
5.8	15	25	0.95	0.034	5.43
5.8	15	35	1.74	0.034	5.05
5.8	15	40	1.8	0.034	5
5.8	15	45	2.06	0.036	4.91
5.8	15	50	1.32	0.039	4.83
5.8	30	15	1.5	0.05	6.65
5.8	30	25	1.24	0.04	6.3
5.8	30	35	1.11	0.032	6.02
5.8	30	40	1.28	0.036	5.92
5.8	30	45	0.95	0.035	5.7
5.8	30	50	1.15	0.029	5.6
5.8	45	15	1.4	0.057	6.76
5.8	45	25	0.92	0.042	6.52
5.8	45	35	0.74	0.038	6.46
5.8	45	40	0.71	0.048	6.36
5.8	45	45	0.66	0.034	6.3
5.8	45	50	0.49	0.031	6.17
5.8	60	15	1.06	0.049	6.85
5.8	60	25	2.85	0.053	6.72
5.8	60	35	1.01	0.036	6.7
5.8	60	40	0.94	0.072	6.6
5.8	60	45	1.11	0.034	6.5
5.8	60	50	0.84	0.032	6.5
5.8	100	15	1.29	0.057	7.06
5.8	100	25	0.67	0.05	7.04
5.8	100	35	0.5	0.047	6.94
5.8	100	40	0.54	0.041	6.91
5.8	100	45	0.87	0.047	6.88
5.8	100	50	0.58	0.036	6.85

pH-före	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulfat (mg/l)	Gruml (ntu)	Abs (254 nm)	pH-efter
6	15	15	1.23	0.047	5.72
6	15	25	0.85	0.045	5.22
6	15	35	1.54	0.039	4.9
6	15	40	1.39	0.041	5.03
6	15	45	1.46	0.043	4.88
6	15	50	1.31	0.045	4.82
6	30	15	1.16	0.051	6.34
6	30	25	1.31	0.04	6.13
6	30	35	2.51	0.035	5.88
6	30	40	1.69	0.036	5.59
6	30	45	1.32	0.034	5.45
6	30	50	1.66	0.047	5.32
6	45	15	1.24	0.059	6.61
6	45	25	0.94	0.048	6.51
6	45	35	1.2	0.038	6.3
6	45	40	0.97	0.045	6.17
6	45	45	0.91	0.038	6.01
6	45	50	1.18	0.041	5.93
6	60	15	1.01	0.052	6.69
6	60	25	0.7	0.039	6.68
6	60	35	1.4	0.035	6.61
6	60	40	1.62	0.031	6.55
6	60	45	0.8	0.035	6.47
6	60	50	0.82	0.034	6.41
6	100	15	1.51	0.068	7.26
6	100	25	0.93	0.046	7.16
6	100	35	0.83	0.04	7.03
6	100	40	1.05	0.038	6.97
6	100	45	0.78	0.036	6.9
6	100	50	1.21	0.035	6.8

pH-före	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulfat (mg/l)	Gruml (ntu)	Abs (254 nm)	pH-efter
6.3	15	15	1.2	0.046	5.85
6.3	15	25	1.26	0.039	5.58
6.3	15	35	1.57	0.04	5.06
6.3	15	40	1.54	0.046	4.97
6.3	15	45	1.35	0.042	4.9
6.3	15	50	1.27	0.041	4.89
6.3	30	15	0.78	0.05	6.54
6.3	30	25	0.72	0.042	6.36
6.3	30	35	0.79	0.034	6.02
6.3	30	40	0.89	0.035	5.97
6.3	30	45	1.05	0.032	5.78
6.3	30	50	1.07	0.032	5.6
6.3	45	15	1.48	0.062	6.78
6.3	45	25	0.54	0.044	6.65
6.3	45	35	0.48	0.04	6.52
6.3	45	40	0.56	0.043	6.48
6.3	45	45	0.52	0.035	6.29
6.3	45	50	0.62	0.034	6.21
6.3	60	15	1.66	0.075	7.06
6.3	60	25	1.26	0.035	6.89
6.3	60	35	1.45	0.042	6.71
6.3	60	40	1.43	0.047	6.68
6.3	60	45	1.97	0.037	6.6
6.3	60	50	0.91	0.037	6.54
6.3	100	15	1.5	0.088	7.28
6.3	100	25	0.71	0.06	7.14
6.3	100	35	0.96	0.047	7.01
6.3	100	40	1.35	0.046	6.96
6.3	100	45	1.01	0.041	6.92
6.3	100	50	0.61	0.041	6.86

pH-före	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulfat (mg/l)	Gruml (ntu)	Abs (254 nm)	pH-efter
6.5	15	15	0.93	0.054	6
6.5	15	25	1.23	0.036	5.6
6.5	15	35	1.47	0.035	5.25
6.5	15	40	1.41	0.061	5
6.5	15	45	1.87	0.037	5
6.5	15	50	1.88	0.036	4.97
6.5	30	15	1.16	0.055	6.51
6.5	30	25	0.63	0.062	6.34
6.5	30	35	1.05	0.041	6.01
6.5	30	40	0.74	0.039	5.99
6.5	30	45	1.04	0.037	5.87
6.5	30	50	0.85	0.035	5.64
6.5	45	15	1	0.054	6.75
6.5	45	25	1.2	0.051	6.63
6.5	45	35	1.69	0.042	6.44
6.5	45	40	0.94	0.041	6.38
6.5	45	45	1.18	0.045	6.26
6.5	45	50	0.85	0.039	6.25

pH-före	HCO ₃ (mg/l)	Al-sulfat (mg/l)	Gruml (ntu)	Abs (254 nm)	pH-efter
6.8	15	15	1.031	0.055	6.5
6.8	15	25	0.555	0.06	5.93
6.8	15	35	0.932	0.043	5.23
6.8	15	40	1.132	0.036	5.13
6.8	15	45	1.332	0.032	5.04
6.8	15	50	1.345	0.032	4.98
6.8	30	15	1.01	0.05	6.63
6.8	30	25	1.2	0.035	6.68
6.8	30	35	1.04	0.028	6.14
6.8	30	40	1.34	0.03	5.88
6.8	30	45	1.26	0.034	5.75
6.8	30	50	1.34	0.027	5.66
6.8	45	15	1.36	0.048	7.01
6.8	45	25	0.72	0.037	6.83
6.8	45	35	0.83	0.035	6.59
6.8	45	40	0.75	0.03	6.56
6.8	45	45	1.4	0.027	6.42
6.8	45	50	0.68	0.026	6.38
6.8	60	15	0.818	0.051	6.76
6.8	60	25	0.84	0.04	6.62
6.8	60	35	0.983	0.037	6.46
6.8	60	40	1.375	0.034	6.34
6.8	60	45	0.825	0.032	6.35
6.8	60	50	2.2	0.029	6.3
6.8	100	15	1.302	0.058	7.33
6.8	100	25	0.875	0.043	7.26
6.8	100	35	1.715	0.038	7.06
6.8	100	40	0.954	0.037	7.01
6.8	100	45	1.27	0.04	6.96
6.8	100	50	1.528	0.035	6.89