



## Removal of copper from stormwater runoff

*Examensarbete inom civilingenjörsprogrammet Kemiteknik*

Daban Balbas

Daoud M. Miakhel

Examensarbete 2012:50

Institutionen för bygg- och miljöteknik

CHALMERSTEKNISKAHÖGSKOLA

Gothenburg, Sweden 2010

## **Förord**

Detta examensarbete utfördes av Daban Balbas och Daoud M. Miakhel inom Civilingenjörsutbildningen i Kemiteknik på Chalmers Tekniska Högskola. Arbetet utförts vid Institutionen för bygg- och miljöteknik på uppdrag av Medichus på Lillhagsparken i Göteborg.

Handledaren:

Från Chalmers Tekniska Högskola var Greg Morrison

Från Miljöbron var Malin Planander

Från Medichus var Lena Åvik/Bo Falkevi

Ett antal personer har blivit inblandade i detta projekt mer eller mindre genom rådgivning, handledning eller praktiskt hjälp. De personerna vill vi tacka stort för all deras hjälp.

Först och främst vill vi tacka vår handledare Professor Greg Morrison och Doktor Yuliya Kalmykova.

Slutligen vill vi tacka Laboratorier ansvarig Mona Pålsson och ICP-MS ansvarig Jesper Knutsson.

Daban Balbas & Daoud M. Miakhel

## Sammanfattning

Koppar är en viktig tungmetall i vardagen och viktigt för levande organismer. Dock hög kopparhalt är giftig för levande organismer. Negativ miljöpåverkan och föroreningar av tungmetaller ökar av mänskliga aktiviteter.

Nederbörden har varit en av dem orsakerna som har påverkat vattendrag runt om i världen. Lillhagsbäcken som är ett litet vattendrag i Lillhagsparken (Göteborg, Sverige) är förorenat av höga kopparhalt. Medichus i Lillhagsparken har cirka 13 000 m<sup>2</sup> koppark, därifrån kommer koppar till dagvattnet i löst form som i sin tur förorenar Lillhagsbäcken.

Av den lokala miljöförvaltningen flertalet undersökningar har gjorts under åren 1993 – 2009 i vattenmossa. Där kopparhalten är väldigt högt, som högst var det under år 2000 (1250 mg/kg) där 50 mg/kg anses som förorenad. Därför är det viktigt att utveckla åtgärder och metoder för tungmetall avskiljning från vatten.

År 2009 kopparhalten var fortfarande hög dock inte lika hög som år 2000. Eftersom det mesta kopparhalten som fanns var i löst form, därför slutsatsen om kemisk och mekanisk rening drogs. Där torv som ett filtreringsmaterial användes om huruvida den är lämplig för avskiljning av koppar från dagvatten. Torven var tvättat med ultrarent vatten (ultra pure water) och torkats i 50 grader Celsius.

Filtermaterialet användes i batchförsök, där sorptionskapaciteten undersöktes med hjälp av Freundlich isoterm ekvation. Egenskaperna av filtermaterialet undersöktes och torvens effektivitet av koppar sorption bedömdes efter data resultatet som erhöles från försöken.

Flera experiment gjordes med olika koppar koncentration (18µl/l – 100µl/l) och olika pH värden. Där Buffertlösningen skulle ersätta dagvattnet och Milli-Q vatten användes. För önskad och kontrollerad pH blandades olika kemikalier och för koppar koncentration användes en standard kopparlösning på (1000mg/l).

Under experiment med pH 4.5 och 6.5 visades sig en adsorption på mer än 90 % av koppar. Där Freundlich konstanterna  $n$  och  $K_f$  visade ett bra sorptionskapacitet. Torv har visat en bra förmåga att adsorbera koppar, alltså har ett bra sorptionskapacitet och avlägsnar kopparlösning nästan helt från buffertlösningen.

## Abstract

Copper is an essential heavy metal in everyday life and essential for living organisms. However, high copper content is toxic to living organisms. Negative environmental impacts and pollution of heavy metals increased by human activities.

Rainfall has been one of those causes that have affected the rivers around the world. Lillhagsbäcken which is a small stream in Lillhagsparken (Gothenburg, Sweden) is contaminated with high copper content. Medichus in Lillhagsparken has about 13 000 m<sup>2</sup> roof made of copper, causing that the dissolved form of copper running to the stream on rainy days, which in turn pollutes Lillhagsbäcken.

Of local environmental management, most studies have been made in the years 1993 - 2009 in the water moss. Where the copper content is very high, which was the maximum in the year 2000 (1250 mg / kg) in which 50 mg / kg is considered to be polluted. It is therefore important to develop measures and methods for heavy metal removal from water.

In 2009, the copper content was still high but not as high as in 2000. Since most copper was contained in dissolved form, therefore, concluded that the chemical and mechanical treatment must be done. Where peat as a filtering material used whether it is suitable for removing copper from stormwater. The peat was washed with ultra pure water and dried at 50 degrees Celsius.

The filter material used in batch experiment, where sorption was investigated using the Freundlich isotherm equation. The characteristics of the filter material were examined and peat of copper sorption efficiency was assessed after the outcome data obtained from experiments.

Several experiments were made with different copper concentrations (18µl/l-100µl/l) and pH values. There buffer solution would replace the surface waters and Milli-Q water was used. For the desired and controlled pH of mixing different chemicals and concentrations of copper used a standard copper solution (1000mg / l).

In experiments with pH 4.5 and 6.5 showed an adsorption of more than 90% of copper. There Freundlich constants  $n$  and  $K_f$  showed a good sorption capacity. Peat has shown a good ability to adsorb copper, therefore peat have a good sorption capacity and remove almost entirely all the copper solution from the water.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Abstract .....	4
1. Inledning.....	7
1.1 Bakgrund .....	7
1.2 Syfte och mål.....	7
1.3 Avgränsningar .....	7
2. Teori och material .....	8
2.1 Litteratursökning .....	8
2.2 Dagvatten (stormwater).....	13
2.4 Koppars egenskaper .....	15
2.5 Korrosion.....	15
2.6 Filtermaterial .....	16
2.7 Allmänna egenskaper .....	16
2.8 Torv .....	17
2.9 Sorptionsmekanismer .....	18
2.10 Utfällning.....	18
2.11 Jonbyte .....	19
2.12 Yt-komplexbindning .....	19
2.13 Hydrofob adsorption.....	20
2.14 Absorption.....	20
2.15 Lillhagsbäcken.....	21
2.12 Metaller i vattendrag .....	22
2.16 Uppmätta metallhalter (mg/kg TS) i Lillhagsbäcken .....	23
3. Metod och Material .....	23
3.1 Försökets upplägg.....	23
3.1.1 Torv förberedning.....	23

3.1.2 Metallösning.....	24
3.1.3 Buffertlösning.....	24
3.1.4 Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) för metallspecieringsanalys ...	25
3.1.5 Adsorptionsisotermer .....	27
3.1.6 Freundlich.....	27
3.1.7 Batchförsök utförandet.....	28
3.1.8 Provtagning .....	30
4. Resultat.....	31
Batchförsök .....	31
Försök 1 och 2.....	31
Försök 3 och 4.....	33
Försök 5.....	35
Försök 6.....	37
Försök 7.....	38
6. Referenser.....	43
7. Källor.....	44
Internet källor:.....	47
8. Bilagor .....	48
8.1 Bilaga A.....	48
8.2 Bilaga B .....	49

## 1. Inledning

### 1.1 Bakgrund

Förorenat dagvatten innehåller tungmetaller, bakterier, organiska miljögifter, men även fosfor och kväve. Föroreningarna i dagvattnet kommer dels från industrin men även från mer diffusa källor som luftföroreningar, trafik, byggnadsmaterial och i detta fall från koppartak.

Största källan till koppar i dagvatten är korrosion av metallytor som finns i utomhusmiljö.

Det finns dock andra källor som bidrar till ökad förorening av dagvatten.

Innehållet av tungmetaller varierar mycket beroende på markanvändningen i det aktuella området och på nederbördssituationen. De största halterna av föroreningar förekommer i det vatten som rinner av i början av ett kraftigt regn (Lundström, 2002).

Koppar hamnar på så sätt i dagvattensystemet.

Koppar är ett hållbart material som tidigare har använts som byggmaterial i takanläggningar. Idag är det ett problem, eftersom koppar partiklarna hamnar i våra sjöar, vattendrag och bäckar. Koppar korroderar vid exponering i atmosfären. Exempelvis korroderar koppartak och Cu i löst form transporteras vidare med regnet till omgivningen (John Sternbeck).

Kopparpartiklarna blandas med regnvatten som i sin tur hamnar i naturen, i detta fall i bäcken vid Lillhagesparken (Lillhagsbäcken). Detta har visat vara ett miljöproblem med negativ inverkan på vattenkvalitén. Om inte Medichus vidtar åtgärder så kan det leda till ett vite från miljöförvaltningen.

### 1.2 Syfte och mål

Syftet med detta examensarbete är att undersöka olika filtermaterial för avskiljning av koppar från dagvatten. Målet med arbetet är att ge en ekonomisk och effektiv rening av dagvattnet.

Eftersom detta examensarbete görs på uppdrag av Medichus i samarbete med Chalmers och Miljöbron så kommer denna rapport vara riktad till Medichus som är insatta i de miljömål som är uppsatta för utsläpp av kopparföroreningar i dagvatten.

### 1.3 Avgränsningar

I detta examensarbete skall ett lämpligt filtermaterial för rening av dagvatten testas fram i olika pilotförsök. Olika koncentrationsnivåer och pH värden har testats för att se eventuella samband. Genom batchförsök undersöktes filtreringsförmågans pH-beroende. I försöken ingår också att bestämma vilken reningsgrad filtret har, vilken kapacitet, samt vilket underhåll som krävs för filtermaterialet.

## 2. Teori och material

### 2.1 Litteratursökning

Olika typer av sorptioner/filtermaterial	Typ av experiment	Kapacitet	Paramtrar/orsak	Källor
Olivin	Skakförsök	mindre effektiv	*	[1]
Masugnsslagg	Kolonnförsök	effektiv	*	[2]
Nefelin	Skakförsök			[1]
Sand		Mindre effektiv	Låg ytareal	[3]
furubarksflis	kolonn/batch-försök	effektiv	*	[4]
Polonite		Mindre effektiv		[]
Järnoxidtäckt natursand	Kolonnförsök	effektiv	**	[7]
Torv	kolonn/batch försök		*	[5]
tallbark, Gran trä & kork	Skakförsök	Ej effektiv	pga. Låg COOH & BET-yt området BET	[6]
Masugnsslagg	natriumnitratförsök	Väldigt effektiv		[1]



aluminiumoxid	Kolonnförsök	Väldigt effektiv	Konc. Under DELV	[3]
Activated bauxsol-coated sand & bauxsol-coated sand	Kolonnförsök	Väldigt effektiv	Konc. Under DELV	[3]
Fly ash	Kolonnförsök	Hög - reningsgrad	Ej lämplig för Sekundärt dagvatten	[3]
Granulated ferric hydroxide	Kolonnförsök	effektiv	Pga. utfällning av sina mineraler	[3]
Iron oxide-coated sand	Kolonnförsök	effektiv	Konc. under DELV/PH(7.5)	[3]
Natural zeolits	Kolonnförsök	effektiv	pH, (bättre för katjoniska & neutrala arter)	[3]
Spinell (MgAl <sub>2</sub> O <sub>4</sub> )	Kolonnförsök	Ej effektiv	pH, Hög porositet	[3]
Fusinite	batchförsök	effektiv	Lägre initiala koncentrationer av koppar	[6]

Leonardite	batchförsök	effektiv	Lägre initiala koncentrationer av koppar (50-100 mg/l)	[6]
Bituminösa kol	batchförsök	Ej effektiv	För höga koncentrationer (100 och 200 mg/l)	[6]
Aktivt kol = leonardite för Cu	batchförsök	effektiv	[a] se sammanfattning	[6]
Lignite (brunkol)	batchförsök	effektiv	lägre initiala koncentrationer (lägre än 200 mg/l)	[6]
Koks	batchförsök	effektiv	utspädda lösningar av Cu	[6]

Tabell (1)\* pH beroende, \*\* kapacitet ökar med ökat P

pH (5-10), DELV = Danish emission limit values, BET= Brunnauer-Emmet-Teller

### *Sammanfattning av tabellen*

Syftet med denna litteratursökning var att jämföra olika adsorbenter och deras kapacitetsförmåga för filtrering av tunga metaller. I vårt fall undersöks främst tungmetallen koppar. Tabellen ovan visar resultaten från tidigare undersökningar där olika filtermedium jämförs. Gardea-Torresdey & Salvador (1996) kom fram till att adsorptionen av  $\text{Cu}^{2+}$  är pH beroende och att bindningen sker mycket snabbt. En artikel av (P. Hanzlíkl, et al 2004) visade adsorptions egenskaper hos tolv olika material som utgörs av syrerika adsorbenter, humusrika adsorbenter och kolrika adsorbenter. Adsorptions egenskaper är olika för coalification, elementär komposition, förekomst av syregrupp på ytan och strukturella egenskaper. Undersökningen gjordes med hjälp av skakförsök under ett 72 timmars intervall. De första fem timmarna visade resultaten på en kraftig minskning av koppar medan de kvarvarande timmarna gick minskningen långsamt. Experimenten gjordes utan pH-buffert, upptäcktes några utbyten i pH vid jämvikt. Många adsorbenter uppvisade en kraftig minskning av pH från 5 till omkring 3-4, medan de materialen med höga kolhalt (koks & aktiv kol) visade en ökning av pH till ca 10-11.

Adsorptions kapacitet enligt P. Hanzlíkl, et al 2004 för gran trä och talk bark är oacceptabelt låg för filtrering av tunga metaller. Medan multisorb (specialtillverkad produkt som framställs av torv) var det bästa för alla tungmetaller. Se tabellen ovan för mer precisa resultat för koppar.

Koks visar utmärkt effektivitet för utspädda lösningar av Cu, men med ökad ursprunglig koncentration av Cu minskar effektiviteten. Enligt en studien gjord av (P. Hanzlíkl, et al 2004) så är det aktiv kol den bästa adsorbenten och många andra studier har gett samma resultat (Corapcioglu och Huang 1987 Wilczak och Keinath 1993) skriver P. Hanzlíkl. Det upptäcktes att aktivt kol kan ta bort silver, koppar och kadmium från vatten (i koncentrationer på 50 till 200 mg/l) om andelen kol/lösning är  $1/20^{\text{[a]}}$ . Adsorptionsegenskaper av aktivt kol kan huvudsakligen förklaras av den höga specifika ytan hos aktivt kol.

De andra material som undersöktes av (Hu lya Genc-Fuhrman, et al 2004) var använda i sekundär rening av dagvatten. Resultaten visade att pH ökade för alla sorbenter, förutom bark.

Det bästa filtermediet var aluminiumoxid följt av BCS, GHF, FA, GAC, spinell, ABC, IOCS, NZ, bark, och sand. Sorbent rankningen gjordes med hjälp av Kd data (L/g). För koppar var BSC bäst, enligt tabell (1). Effektiviteten i varje sorbent av avlägsnande tungmetaller fastställdes med Kd.

Brown et al (1992) jämförde 17 kolbaserade adsorbenter för avlägsnande av upplöst koppar från vatten. Tolv av de adsorbenter var olika typer av torv. Resterande adsorbenter var brunkol, brunkol röding, ben röding och två sorters aktiverat kol. Kapaciteten för varje

sorbent fastställdes och resultatet visade att den mest effektiva sorbenten var ben röding med en kapacitet på cirka 100mg Cu per gram. Ben röding med 40 mg Cu per gram ansågs också vara bra av Brown et al(1996).

Furubarksflis har undersökts som filtermaterial i ett fåtal studier för rening av metaller från dagvatten. Bland annat så har Färm (2003) utfört kolonnförsök med furubarksflis för reduktion av metaller från en sedimenteringsdamm för vägdagvatten. Försöket visade en minskning av koppar med 75,2 %. Resultatet varierade dock mycket mellan de analyserade proverna i försöket.

Tillgången på artiklar från tidigare studier som behandlar problematiken med enbart koppar i dagvatten har varit starkt begränsad. Det material som fanns att tillgå handlade allmänt om alla tungmetaller i olika sorts dagvatten. Tabellen ovan visar olika kapacitetsförmåga av olika sorts adsorbenter för koppar i dagvatten.

I en annan artikel av Han (1999) där effektiviteten hos Lignocellulosic material utvärderades för filtrering av giftiga tungmetaller från dagvatten, gjordes en jämförelse mellan ett antal olika filtreringar för koppar sorption. Han beskriver att den allmänna ordningen för sorptions kapaciteten för icke träbaserade lövträd och barrträd. Antaganden görs om relationen mellan lignin och sorptions kapaciteten. Ju lägre lignin innehåll, desto mer sorptions kapacitet. Lågt lignin innehåll motsvarar låg densitet och hög tillgänglighet av joner.

Tabellen nedan presenterar resultaten från Han (1999), där olika material av lingnocellulosa jämförs. De olika materialen presenteras i stigande ordning efter koppars sorptions kapacitet.

Common name	Botanical name	Classification	Lignin (%)	Capacity
Sugar cane, bagasse	<i>Saccharum officinarum</i>	Straw fiber	19.9	0.3
Oak	<i>Quercus</i> spp.	Hardwood fiber	23.2	0.5
Gum	<i>Liquidambar styraciflua</i>	Hardwood fiber	24.3	0.5
Aspen	<i>Populus grandidentata</i>	Hardwood fiber	21.8	0.9
Redcedar, Eastern	<i>Juniperus virginiana</i>	Softwood fiber	40.0	1.2
Loblolly pine, cone	<i>Pinus taeda</i>	Softwood fiber	36.4	1.5
Lecheguilla	<i>Agave lecheguilla</i>	Bast fiber	15.2	2.0
Coconut, shell	<i>Cocos nucifera</i>	Shell	35.5	2.6
Jute	<i>Corchorus capsularis</i>	Bast fiber	13.5	3.8
Sisal	<i>Agave sisalana</i>	Leaf fiber	12.5	4.9
Kudzu, fiber	<i>Pueraria lobata</i>	Bast fiber	15.5	5.2
Abacca	<i>Musa textilis</i>	Leaf fiber	12.5	5.5
Roselle	<i>Hibiscus sabdariffa</i>	Bast fiber	9.5	5.3
Flax	<i>Linum usitatissimum</i>	Bast fiber	2.9	5.5
Kudzu, bark	<i>Pueraria lobata</i>	Bast fiber	19.3	8.2
Kenaf, fiber	<i>Hibiscus cannabinus</i>	Bast fiber	9.9	8.5
Hemp	<i>Cannabis sativa</i>	Bast fiber	3.0	9.5
Salicornia	<i>Salicornia bigelovii</i>	Bast fiber	13.5	10.1
Tobacco, fiber	<i>Nicotina tabacum</i>	Bast fiber	16.5	10.5
Sunn hemp	<i>Crotalaria juncea</i>	Bast fiber	11.1	11.8
Tobacco, bark	<i>Nicotina tabacum</i>	Bast fiber	9.5	14.3

Removal capacity of copper (mg/g substrate) at pH 5,5.

Slutligen bestämdes att torv och aktiv kol skulle användas som filter material. Båda filter materialen har en bra sorption kapacitet enligt litteratursökningen och båda är relativt ekonomiskt gynnsamma.

## 2.2 Dagvatten (stormwater)

Vid regn och snö tar nederbörden med sig föroreningar från luften och regnvattnet rinner sedan längs asfalterade ytor och tak. Den här typen av vatten kallas för dagvatten. Med andra ord - dagvatten är regn- och smältvatten som rinner från tak, gator, fastigheter, parkeringar som utgörs av hårda ytor.

Vattnet som rinner från hårdgjorda ytor t.ex. tak, gator, parkeringar osv. förorenar dagvattnet, eftersom de hårdgjorda ytorna är gjorda av miljöfarliga ämnen. Dagvattnet innehåller massor av föroreningar som sköljas bort från hårda ytor, och transporteras med det avrinnande dagvattnet. Innehållet av föroreningar som finns i dagvattnet är tungmetaller, organiska miljögifter, fosfor, till stor del oljor och kväve. De flesta föroreningar kommer från luften t.ex. svavel och andra tungmetaller. På grund av korrosion ökar halten av koppar och zink i dagvatten. Svavel är orsaken till korrosionen. (Anna L, 2005)

För att förhindra översvämningar är det en nödvändig uppgift att leda bort dagvattnet. För att minska belastningen på avloppsreningsverken leds regn- och smältvatten bort i separata ledningar. Via ledningar rinner vattnet till så kallade mottagningskärl. Mottagningskärl kan vara en å eller en bäck. ([www.mivovik.se](http://www.mivovik.se))

Tungmetaller är de metaller som har en densitet som överstiger fem gram per kubikcentimeter. De förekommer naturligt i miljön, men i låga halter. Antalet grundämnen som tillhör denna grupp är många. Ur hälso- och miljösammanhang talas det mest om arsenik, kadmium, koppar, kobolt mm.

Koppar, nickel mm är övergångsmetaller medan bly, kvicksilver mm är äkta tungmetaller (Essington, 2004), men här benämns de som tungmetaller. Några av tungmetallerna främst bly, kadmium och kvicksilver tycks inte ha någon funktion i levande organismer men redan vid små halter så orsakar de skador på båda djur och växter (miljöförvaltningen, 1999). Tungmetallerna förekommer i tobaksrök, friterad mat, dagvatten, amalgam, vattenledningar, avgaser mm.

Nästan alla metaller och halvmetaller används i samhället inom allt från elektronik, legeringar, byggmaterial, glas och medicin. Metallens förekomst är naturligt i sötvatten vid låga halter. Fördelningen av metaller mellan fast fas och vattenfas i vattenmiljöer bestäms främst av processerna komplexbindning, sorption och utfällning. Komplexbildning orsakar ofta en förhöjning av metallkoncentrationen i vattenfasen medan sorption och utfällning normalt minskar koncentrationen i vattenfasen. Tillgängligheten, vilket ofta anses motsvara potentialen för en metall att orsaka miljöstörande effekter, kan antas vara större om metallen är löst i vatten än om den är bunden till partiklar. (IVL Rapport 3. 2000)

Störst betydelse för metallernas skadliga inverkan har deras toxicitet och biotillgänglighet som senare benämns i koppars egenskaper. På grund av den höga komplexiteten som ofta råder så är det svårt att prediktera förekomsten av metallernas olika kemiska former i naturen. Metallerna har varierande grad av tillgänglighet för levande organismer, på grund av att de förekommer i olika kemiska former. Tungmetallernas rörlighet i miljön ändras beroende på deras kemiska och fysikaliska egenskaper. Metallerna kan vara lösta i vatten som jonform eller som oorganiska och organiska komplex (Naturvårdsverket, rapport 4913)

## 2.4 Koppars egenskaper

Koppar är en viktig metall i vardagslivet. Metallen koppar har många olika användningsområden, allt ifrån rörledningar, konst, och elektronik mm. Ett par milligram koppar per dag är nödvändigt för människor, djur och växter. I vatten i naturen förekommer koppar som organiska komplex och bindningen till organiskt material verkar vara starkast (Baker & Senft, 1995). Hur viktig koppar än är så har den sina nackdelar också. I höga halter eller vid måttligt förhöjda halter koppar kan ge upphov till skadliga effekter på vatten- och markorganismer.

Organismerna tar upp koppar nästan enbart i jonformen, därför är det inte den totala halten som giftigheten är kopplad till. Giftigheten kopplas till vilken kemisk form den har när den återfinns i miljön. Koppars giftighet beror på biotillgängligheten (organismernas förmåga till upptag av koppar i miljön), alltså vilka miljöförhållanden organismerna lever i (Bertling & Sofia). Koppar är en av de metaller som ingår i gruppen tungmetaller.

Koppar förekommer naturlig i jordskorpan 50mg/kg och bryts ned som sulfider. Koppar finns i ren form och jonform. Koppar korroderar vilket resulterar i att kopparjoner bildas, vidare bildas  $\text{Cu}^{2+}$  av kopparjonen med envärt positiv ( $\text{Cu}^+$ ), då  $\text{Cu}^+$ -jonen är instabil i oxiderande miljö (Hörnsten, L 2000).

Tungmetaller har generellt stor påverkan på miljön (Bergbäck). De fyra största användningsområden som har betydelse för miljöpåverkan är tappvattensystem, bromsbelägg, koppartak och kontaktledningar (Bergbäck). Spridningen av koppar till omgivningen sker t.ex. via korrosion från koppartak. Korrosionen leder till att koppar sprids med dagvatten till bäckar och sjöar.

## 2.5 Korrosion

Koppartak utsätts för korrosion genom regn, snö eller fysisk påverkan och metallerna frigörs och återfinns sedan i dagvatten. Korrosion betyder nedbrytning, fräta eller gnaga sönder som drabbar t.ex. metaller. När den väl har drabbat en metall får oftast metallen en missfärgning, det kallas för rost (VA-verket 2001).

Korrosionshastigheten är olika för varje metall och beror på om materialets yta är nytt eller gammalt samt graden av exponering av regn. När materialet är nytt så är korrosionshastigheten störst i början av exponeringen. Med tiden antar korrosionen en konstant korrosionshastighet (stockholmstad 1999). I en annan rapport från Stockholmstad (stockholmsstad2000) fastslås att avrinningen från äldre koppartak är större än för de nyare.

## 2.6 Filtermaterial

Filtermaterial kan delas upp i fyra olika delar och alla har olika uppgifter. Ett sätt att dela upp filtermaterial är

1. Mekaniska
2. Kemiska
3. Adsorptiva
4. Biologiska

Mekaniska filtermaterial används för att göra orent vatten rent. Om det är giftiga restprodukter som ska omvandlas är det biologiska filtermaterialet att föredra. Där är det bakterier som bryter ned restprodukter som t.ex. döda växter och andra ämnen. Torv som användes i detta examensarbete är ett kemiskt filtermaterial. Det finns även adsorptiva filter som aktivkol.

## 2.7 Allmänna egenskaper

Ett bra filtermaterial skall ha en god sorptionsförmåga under en lång tid, inte bara kortsiktigt. Filtret skall inte behöva bytas allt för ofta och filtermodulen skall vara enkel att hantera. Hydraulisk konduktivitet och stort innehåll av järn, aluminium och kalcium för sorbentmaterial är det en viktig egenskap. (Färm, 2002) och (Johansson, 1999 & Palm et al. 2000) skriver att material som fungerar bra hydrauliskt är ett krav, samtidigt påpekar (Brooks et al, 2000) att för kort kontakttid försämrar reningseffekten.

Materialet skall ha en hög sorptionsförmåga per vikt/volymsenhet så att det renade vattnet tillgodoser konsumentens krav. Filtermaterialen kallas sorbenter. På senare tid har användningen och studierna av sorbenter ökat. Aktiv kol, torv, zeolit mm är exempel på några sorbenter.



## 2.8 Torv

I Sverige är 10 miljoner hektar täckt av torv, vilket utgör 25 procent av landarealen (svenskatorv.se). Torv är ett ganska billigt och lättillgängligt material, som har god adsorption förmåga av tungmetaller och även används som bränsle i många länder. Torv bildas från nedbrutna växtmaterial som samlas i en fuktig miljö. Syrebristen gör det att organiska materialet inte bryts ned fullständigt. Vitmossa (Sphagnum), som det finns gott om i Sverige, har visat sig ha goda egenskaper. I torven finns det små porer som har förmåga att behålla vatten i sina porer.

Torven består av ett lågt naturligt näringsinnehåll och har en hög katjonbyteskapacitet. Torv har stor betydelse för lagring av näring (Karin, J).



Bild (1) av vitmossa Sphagnum fr. *google.se* (sökord torv)

Utseendet hos torven och dess egenskaper påverkas av vattentillgång. Om tillgången till vatten är stor blir torven mindre förmultnad och när vattentillgången är lite blir torven mer nedbruten.

Den dominerande kemiska sammansättningen av torv är kol, syre och väte.

Torv har goda egenskaper för att sorbera tunga metaller och organiska föroreningar från dagvatten. På grund av den goda sorptions förmågan och dess låga pris används torv som sorbent i passiva filterbarriärer. Torv finns i ett flertal olika sorter och kvaliteter (torvforskare.se).

Kapaciteten för torv styrs av hur förmultnad (humifierad, nedbruten) den är.

Humifieringsgraden hos torven bestäms med von Post humifieringsgrad. Von Post skalan är graderad från H1 till H10. Synliga växtdelar tillhör H1 medan H10 motsvarar en fullständig humifiering. En högre humifiering ger mindre partiklar vilket ger en större specifik yta. På det här arbetet användes torv som klassats till H5 på skalan.

Humifieringsgrad	Humifieringsgrupp	Kramningsprov
H 1 – H 3	Låghumifierad	Avger klart till gult vatten
H 4 – H 6	Medelhumifierad	Avger grumligt vatten
H 7 – H 10	Höghumifierad	Avger starkt grumligt eller dyigt vatten

Tabell (Karin, J)

Torven som användes i det här arbetet var av storleken 0.25-0.50 mm och torkades vid 50 grader Celsius. Därefter tvättades den med ultrarent vatten för att avlägsna lösligt organiskt material (Yulia Kalmykova).

## 2.9 Sorptionsmekanismer

Separationsteknikerna adsorption och utfällning har samlingsnamnet sorption. Adsorption kan delas in i tre olika mekanismer (jonbyte, ytkomplexbildning och hydrofob adsorption). Partikel ytorna är negativt laddade och metalljonerna är positivt laddade. På så sätt attraheras metalljonerna till de negativt laddade ytorna. För att erhålla en effektiv avskiljning så ska det finnas reaktiva ytor som kan avlägsna joner från löningen. Jonerna binder olika starkt till ytorna. De joner som ska avskiljas skall binda starkare än den konkurrerande jonen, på så sätt undviks att jonerna som ska avskiljas ersätts av de konkurrerande jonerna. (Anna, L 2005).

## 2.10 Utfällning

När lösningen är mättad fälls substans ut, dvs. koncentrationen av metallen är hög. Om substansen inte är löslig i det använda lösningsmedlet bildas en fällning (Benjamin och Honeyman, 2000).

De faktorer som främst påverkar utfällningen är pH och redoxförhållandena (Benjamin och Honeyman, 2000). Järn och mangan fälls ut under oxiderande förhållanden vid normala pH. Sulfider kan bildas under reductiva förhållanden vilket gynnar avskiljningen av metallerna (Hörnsten, 2000).

Medan ämnen kan gå i lösningen under syrebrist menar (Hörnsten, 2000) då hög biologisk aktivitet i filter med låga pH-värden kan en rad svårlösliga komplex med sulfider bildas, eftersom då råder reducerande förhållanden.

Allt eftersom sulfider löses upp i oxiderande miljöer och är stabila enbart i reducerande miljöer påverkar redox koncentrationen av anjonerna på samma sätt som pH också inverkar

på koncentrationer av många anjoner. Även Metalljonerna påverkas av redox eftersom de har olika löslighet beroende på vilket oxidationstal metallen har (Benjamin och Honeyman, 2000).

Sekundära mineraler bildas under utfällning av metaller, exempelvis tungmetallerna koppar och zink. När dessa mineraler bildas och metallernas rörelseförmåga blir begränsad så kan utfällningsreaktionerna begränsa den lösta koncentrationen av metallen.

### 2.11 Jonbyte

För att det ska fungera på rätt sätt så måste man först och främst låta det ske i en vattenlösning. Jonerna i vattenlösningen attraheras sedan utav en så kallad partikel yta som har den motsatta laddningen, alltså positiva joner attraheras till negativ partikel yta osv.

Mineraler som finns på markytan har oftast en negativ partikel yta vilket innebär att främst katjoner, med andra ord positiva joner kommer att attraheras i själva processen, som kallas jonbyte (Jonutbytet). Andra mineraler på markytan som aluminium och järnhydroxider som kallas för sekundära mineraler har en positiv partikel yta vid låga pH värden och det är således negativa joner som attraheras till denna partikel yta (Per-Olof, J, 2005)

Joner som är sammanbundna via jonbyte blir inte en del av mineral ytan, utan dessa joner återfinns utanför i det som kallas för diffusa dubbelskiktet. Man får inte glömma att jonbyte är den svagaste sorptionsprocessen.

Katjoner alltså positiva joner som är fastbundna till en viss yta kan bytas ut eller ersättas av andra joner som finns i den omgivande/närvarande lösningen/arna. Dessa typer av utbyten och ersättningar är en väldigt snabb och reversibel process som inte är specifik (Bradl, 2004). Som i de flesta processerna i kemin så styrs jonbindningens styrka utav jonens laddning respektive radie. På grund av att jonerna hydratiseras, alltså omges av vattenmolekyler så adsorberas joner med större radie och starkare laddning på ett mycket bättre sätt, därmed kan jonerna komma närmare ytan. (McBride, 1994)

### 2.12 Yt-komplexbindning

Yt-komplexbindning är med andra ord en process där man med hjälp av metallen bildar komplex med en annan grupp på partikel ytan. I och med detta så blir den en del av partikel ytan. Kemisorption, adsorption och specifik adsorption är alla andra namn för yt-komplexbindning. Kemisorption betyder starkare bindning än den elektrostatiska som kommer till vid jonbyte.

Enligt Alloway (1995) är Al- (aluminium), Fe- (järn) och Mn-oxider (Magnesiumoxider) de mest betydelsefulla mineralkomponenterna för att kunna binda yt-komplexbindning. Yt-komplexbindning kan också uppstå hos reaktiva grupper (alltså karboxyl och hydroxylgrupper) i jordar på det organiska materialet. Ytans natur och den bindande jonens egenskaper gör denna typ av bindning specifik. pH-värdet kan påverka bindningen vilket leder till att den schematiskt kan beskrivas (Bradl, 2004).

### 2.13 Hydrofob adsorption

Hydrofob adsorption betyder att hydrofoba ämnen har en tendens att fastläggas till organiskt ämne. Många av dessa organiska ämnen löser sig i väldigt begränsade omfattningar i vatten. Dessa typer av ämnen kan också fastläggas och struktureras på markpartiklar vilket betyder att de fungerar som opolära lösningsmedel. (<http://www.swedishepa.com>)

### 2.14 Absorption

En annan mekanism för separation av metaller från dagvatten är absorption. (OBS Se till skillnaden). Absorption processen går ut på att jonen diffunderar in i den fasta fasen. Om vi har en oxidyta eller en oxidplatta som på ett specifikt sätt har en tungmetall fast bunden till sig, kan man med hjälp av diffusion (absorptionsprocessen) transportera gitterstrukturen in hos mineralen. Dessa tungmetaller fixerar in sig i portutrymmena hos mineralstrukturen. (Bradl, 2004).

Man kan alltså med andra ord förklara absorption som upptagning eller uppsugning hos ett material. Ett ämne som kan absorbera har förmågan att ta upp eller suga upp något ur något annat t.ex. När ljud ska absorberas så omvandlas en del av ljudets energi till värme eller en tampongs förmåga att suga upp vätska är båda två exempel på hur absorption fungerar.

## 2.15 Lillhagsbäcken

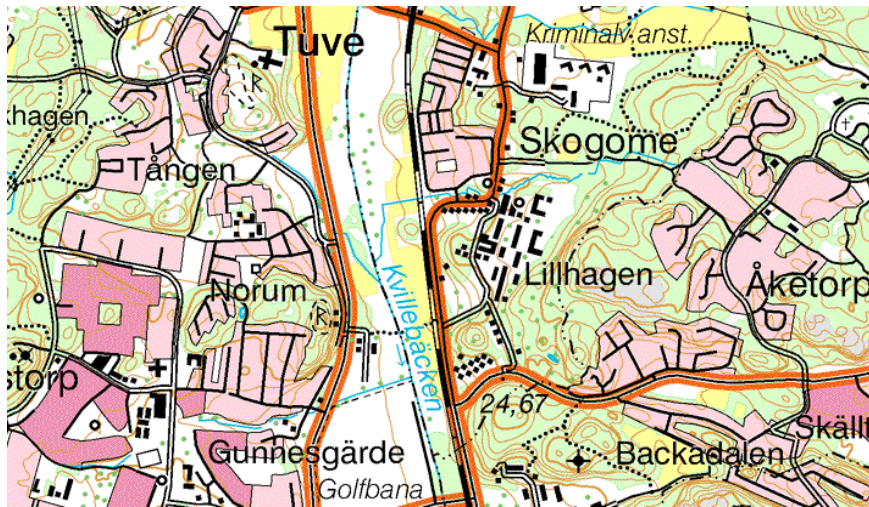


Bild (2) från naturvårdsverket

Lillhagsbäcken är ett vattendrag på Hisingen i Göteborg. Det börjar vid Kvillebäcken och rinner sedan ut i Göta älv. Miljöförvaltningen har utfört undersökningar i flera år och det har visat sig att vattnet i bäcken har väldigt höga koncentrationer av koppar. Prover tagna uppströms i Lillhagsparken visar låg koncentration av koppar. Orsaken till de höga halterna av kvicksilver har visat sig vara byggnadernas koppartak. Koppartaken utsätts för korrosion av regn och smältande snö varpå metallerna frigörs och återfinns i dagvatten.

I Lillhagsparken så är det MedicHus som förvaltar och utvecklar fastigheter för äldre och funktionshindrade i Göteborg. Totala ytan för koppartaken är ca 13 000 m<sup>2</sup>. Hög kopparhalt, som i tidigare avsnitt (koppar) nämnts, har inverkan på vattenkvaliteten och det aktiva livet. Lillhagsbäcken som senare rinner ut till Göta älv har sitt ursprung från Kvillebäcken. Lillhagsbäcken kan således påverka vattenkvaliteten i båda älven och bäcken.



Bild (3) Kvillebäcken

Fr. <http://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/thumb/7/7c/Kvillebacken.jpg/250px-Kvillebacken.jpg>



## 2.12 Metaller i vattendrag

Göteborgs stad miljöförvaltning har under flera år gjort undersökningar av vattenkvaliteten i Lillhagsbäcken och jämförs med Naturvårdsverkets klassificering. Det finns fem klasser för metallkoncentration i vatten, vattenmossa och sediment.

Klasserna I-V är en klassificering av risk för biologiska effekter. Naturvårdsverket har delat in de klasserna enligt följande bestämmelse se tabell (2).

Klassificering enligt Naturvårdsverkets gränsvärde för bedömning av metaller.(Wiederholm 1999)(halter i mg/kg torrsubstans).

Klass	Klass I	Klass II	Klass III	Klass IV	Klass V
	Ingen eller obetydligt låga halter	Låga halter	Måttlig höga halter	Höga halter/ förhöjd risk	Mycket höga halter & Höga risker även vid kortvarig exponering

Tabell (2)

Enligt (Naturvårdsverket, 2009) grundar sig bedömningen av föroreningsgraden på en jämförelse med nationella bakgrundshalter där uppmätt halt delas med bakgrundshalt. Bakgrundshalten för koppar är 10 mg/kg TS. Med bakgrundshalter menas halter från opåverkade vattendrag i Norrland.

Under klass I så gäller det för området som inte påverkas av samhällets aktiviteter. Låga halter som motsvarar klass II är halter klassade som lite förorening och inte tillräckligt höga för mätbara biologiska effekter. Klass III till klass V motsvarar tydliga eller stora föroreningar och vid dessa halter bör referensvärdet beaktas. Naturvårdsverket rekommenderar att undersökningar ska utföras på klasser överstigande klass III.

## 2.16 Uppmätta metallhalter (mg/kg TS) i Lillhagsbäcken

De halter som uppmättes av Medins Ab, Alf Engdahl och Martin Liungman på uppdrag av Göteborgs stad miljöförvaltning i rapporten (Metaller i vattendrag 2009 - R 2 010:3) så uppmättes mycket höga halter av koppar i Lillhagsbäcken (420mg/kg TS). Där den uppmätta halten är mycket hög och bedöms som mycket förorenad.

I naturvårdsverket rapport beskrivs att stora årstids- och mellanårsvariationer förekommer. Detta har visat sig vara extra tydligt i vatten med flödesskillnader och punktutsläpp. Därför blir undersökningarna mer tillförlitliga om provtagning görs vid ett flertal tillfällen. I Tabell (3) nedan visas kopparhalten under flera års period i Lillhagsbäcken.

Datum	001018	011025	021105	041013	051012	090929
Cu	1250	232	510	110	320	420

Tabell (3) Cu halt i mg/kg TS

## 3. Metod och Material

Detta examensarbete omfattar litteratursökning, teoretisk arbete och praktiska delar. Den praktiska delen är så kallade Batch-försök i laborationsskala. Tanken var att det skulle utföras ett fältförsök också, där vatten skulle samlas upp och föra tillbaka till laborationssalen för ytterligare undersökningar. Istället blandades buffertlösningar med olika pH-värden och tungmetallösning (kopparlösning) i olika koncentrationer. pH-värden valdes i ett intervall som är jämförbart med regnets pH-värde. Prover togs efter batch-försöken och analyserades med hjälp av ICP-MS utrustning. Resultaten har tolkats med hjälp av grafer och Freundlich isoterm ekvation.

### 3.1 Försökets upplägg

#### 3.1.1 Torv förberedning

Torven som beskrevs i avsnitt (2.8) används som filtermaterial i detta examensarbete. Torven blandades med 100 ml buffertlösning vid önskat pH-värde. Buffertlösningen är samma som användes för att förbereda metallösningen, dock utan metall när den först blandas med torven. 100 ml buffert med känt pH-värde och 2g torv blandades i en liten bägare. Bägaren lades på en omrörare. En liten magnet lades i bägaren för omrörning av blandningen i några minuter. Sedan omslöt bägaren med hjälp av parafilm och fick stå övernatten.

### 3.1.2 Metallösning

Vid beredningen av kopparlösningen användes ICP-standard lösning (1000mg/l koppar koncentration). För t.ex. 50 ug/l metallösning blandades 150 µl ICP-standard lösning till tre liters buffertlösning. För ökad noggrannhet togs ett prov ( $C_0$ , initial koncentration) av denna blandning och analyserades i ICP-MS detektorn för att erhålla ett mer exakt koncentrationsvärde.

### 3.1.3 Buffertlösning

Kemikalier blandades för framställning av buffertlösning. Buffertlösningen användes till att uppnå önskat pH i proven. För pH 4-5,6 så blandades Natriumacetat ( $C_2H_3NaO_2$ ) och ättiksyra ( $CH_3COOH$ ). Disodium hydrogen phosphate ( $HNa_2O_4P$ ) och Sodium dihydrogen phosphate ( $NaH_2PO_4$ ) användes för pH 6,5 och 7,5. Kalkyleringen gjordes med hjälp av Buffert kalkylator program. ([www.currentprotocols.com/tools/buffer-calculator](http://www.currentprotocols.com/tools/buffer-calculator))

Koncentrationen mol/l (strength) valdes till 20 mM för 2 liters buffertvolym. Temperaturen valdes till rumstemperatur (25 °C ).

**TO PREPARE** Buffer: Sodium dihydrogen phosphate/disodium hydrogen phosphate with pKa: 7.20

Concentration (mol/l): 0.005 2 0.02

Volume (ml): 100 2000 2000

pH: 6.2 8.2 7.5

Temperature of usage (C°): 0 60 25

---

**FOLLOW THE RECIPE** Ionic strength: 0.05149

Ingredient	Stock concentration (mol/l)	Volume (ml)
Sodium dihydrogen phosphate	0.02 5 0.12	70.91
Disodium hydrogen phosphate	0.02 5 0.142	221.8

Add water up to: 2000 ml

Check pH and correct it if necessary

Bild av Currentprotocols för blandning av buffert vid önskat pH

Beräkningen för (stock concentration) gjordes för att få rätt resultat. Denna beräkning beskrivs i bilaga (A).



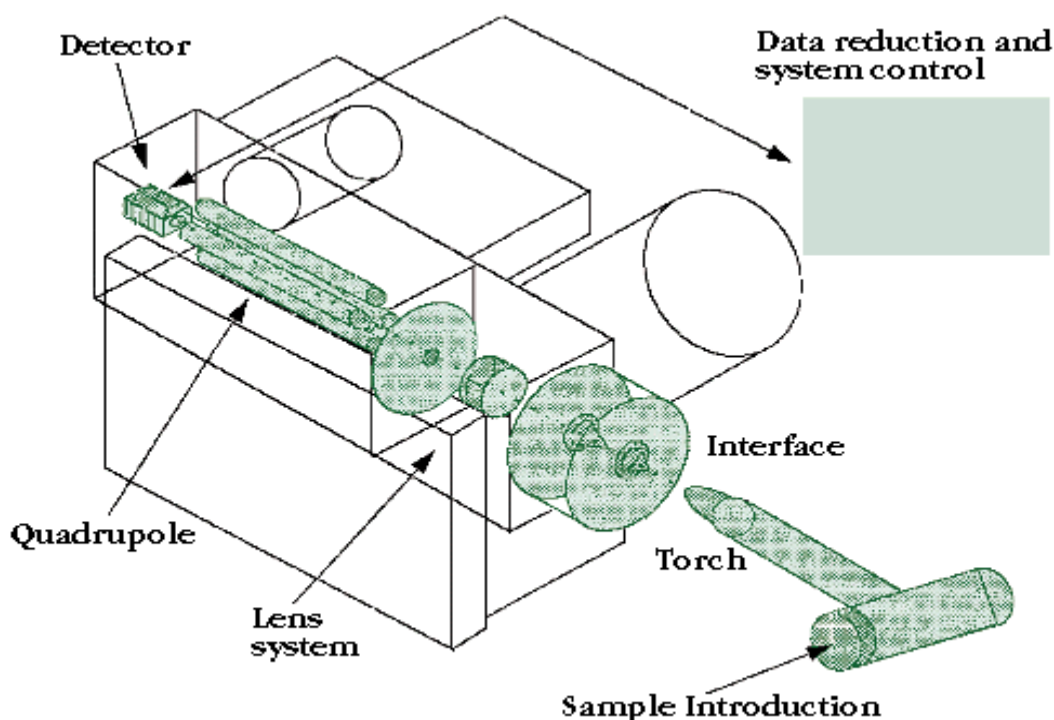
### 3.1.4 Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) för metallspecieringsanalys

ICP-MS har utvecklats under de senaste tjugo åren och tekniken bygger på att analysera mycket låga halter av spårämne, ofta på en del per billioner. Tekniken som används för att analysera tungmetaller är mycket känslig.

ICP-MS är en så kallad multielementteknik analys d.v.s. man kan bestämma halter av många ämnen på kort tid (Rauch, S 2001).

ICP-MS använder en hög temperatur argon plasma för att generera metall och elementära joner som förs in i en masspektrometer. Prover sönderdelas till neutrala element i den höga temperatur argonplasma för separation och kvantifiering.

En schematisk bild av ELAN 6000 visas i bild (4) nedan:



Bild(4): ([www.oceta.on.ca/profiles/sciex/elan6000.html](http://www.oceta.on.ca/profiles/sciex/elan6000.html)).

Provet förs in i plasman för sönderdelning och jonisering av provmatrisen. Joner passerar från facklans region (Torch), vid atmosfärstryck, till quadrupol masspektrometern, vid undertryck, via gränssnitts region (Interface region) som består av skummaren och provtagnings koner. Jonlinsen fokuserar jonerna i spektrometern, och skiljer jonerna efter mass- och laddningsförhållande, därefter mäts de i detektorn (internet: [www.oceta.on.ca](http://www.oceta.on.ca)).

Process beskrivning av (The ELAN 6000 ICP-MS): ([www.oceta.on.ca](http://www.oceta.on.ca)):

- För små halter av spårämne
- Lätt att använda
- Flera element kapacitet
- Låga kostnaden för analyser
- Hög känslighet
- Låg detektionsgränsen ppb (part per biljon)
- Kompakt design

För metallspecieringsanalys används en ICP-MS (The ELAN 6000 ICP-MS) i Chalmers laboratorier. Instrumentets bild visas nedan:



Bild(5)

ELAN 6000 kan bedöma ett prov som omfattar hela skalan av elementen i det periodiska systemet, på mindre än två minuter.

### 3.1.5 Adsorptionsisotermer

En adsorptionsisoterm är sambandet mellan mängden adsorberad ämne till en yta och koncentrationen av samma ämne i lösningen vid konstant temperatur vid jämvikt (Jonsson, 2008). Det finns ett antal tillgängliga adsorptionsisotermer för användning vid olika tillfällen. Detta arbete behandlar Freundlich adsorptionsisotermer som är välkänd.

### 3.1.6 Freundlich

Freundlich adsorptionsisoterm är ett matematiskt uttryck som användas ofta inom kemi och bioteknik och förklarar sambandet mellan adsorberad ämne och koncentrationen av adsorberade ämne vid jämvikt. Den är den enklaste modellen som beskriver en isoterm ekvation. Freundlich ekvation används för att förklara fördelningen av ett ämne i fast fas och lösning fas.

I Freundlich adsorptionsisoterm framgår att energin av adsorptionen är ojämnt spridda över ytan och ytan antas ha en heterogen valensfördelning och har därmed inte samma affinitet för sorbatet överallt (Harrison et al, 2003).

Sambandet kan beskrivas matematiskt genom följande ekvation nedan:

$$Q = K \cdot C^n \quad (1)$$

$$\log q = \log K_f + n \log C \quad (2)$$

$$V(C_0 - C) = m(q - q_0) \quad (3)$$

Om adsorbenten i början av experimentet inte innehåller föroreningar kan massbalansen skrivas enligt nedan (Yuliya. K):

$$q = v/m * (C_0 - C) \quad (4)$$

Där

$q_0$  = initial koncentration av den fasta fasen (mg/kg)

$q$  = Adsorberade joner, d.v.s. adsorberad efter jämvikt, (mg/kg)

$C_0$  = bulkens koncentration (mg/l)

$C$  = Jämviktskoncentration i vätskefas (mg/l)

$K_f$  = Freundlichkonstant relaterad till sorptionskapaciteten (ug/g)

$n$  = Freundlichkonstant

$v$  = lösningens volym (liter)

$m$  = torvens mängd (g)

Enligt (J.D.Seader),  $K_f$  och  $n$  är empiriska konstanter och de är temperatur beroende, kan bestämmas med hjälp av skärningen och lutningen från grafen när  $\log q$  plottas mot  $\log C$ . I allmänhet,  $K_f$  minskar med ökande temperatur, medan  $n$  ökar med ökande temperatur (J.D.Seader).

### 3.1.7 Batchförsök utförandet

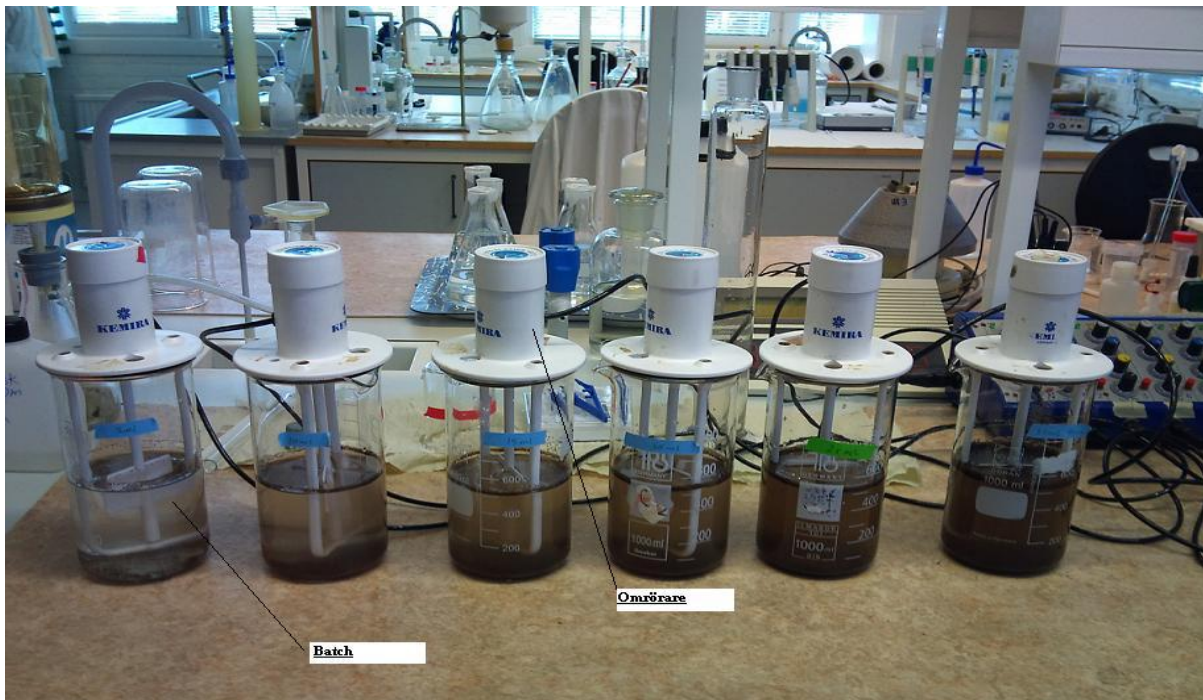
All utrustning som användes för utförandet av försöken var syra behandlat i 10 %  $\text{HNO}_3$  under 24 timmar (batchen fylldes med syre och stod i dragskop under 24 timmar) därefter diskades den med Milli-Q vatten. Sex olika batchar fylldes på med 500 ml liter buffertlösning i vardera. Batcherna numrerades 1-6, där batch nummer 6 kallades för blank, alltså batch nummer 6 innehöll enbart buffertlösningen utan närvaro av kopparlösning. Blanken användes som beräkningsbas och som en informationsbas om torvens utfällning uppvisade någon metallösning. Batcherna nummer 1-5 fylldes på med 500 ml liters buffertlösning som innehöll känd koncentration av kopparlösning. Mängden 5ml, 10 ml, 15 ml, 20ml och 25 ml torv som beskrevs i avsnitt (torvens förberedelse) hälldes i batcherna. I batch ett så hälldes 5 ml av torven, där 5ml buffertlösning tömts i den första batchen för att få volymen till exakt 500 ml liter osv.

En schematisk förklaring till försökens utförande se tabell (4):

Batch	1	2	3	4	5	Blank (buffertlösning utan metallösning)
Torv	5ml	10ml	15ml	20ml	25ml	25ml
Buffertlösning	495 ml	490 ml	485ml	480ml	475ml	475ml
$\Sigma$ Torv + buffertlösning med metallösning	500 ml	500ml	500ml	500ml	500ml	500ml

Tabell (4)

Efter att torven hållts i varje batch startades experimenten i slow mode (långsamt rörelse) av så kallad foculator under 24 timmar för att uppnå jämvikt se bild (5). Efter 24 timmar så stoppades experimentet och lösningen filtrerades i vakuumfiltrering, se bild (7). För förberedelse till provtagning se avsnitt (3.1.8). Varje försök gjordes enligt schemat ovan. Försöken varierades med olika startkoncentrationer av metallösning och olika pH-värden. Mängden tillsatt torv varierades enligt schemat ovan. Vid ett försök ändrades dock mängden torv, för övrigt samma procedur som beskrivs i tabell (4).



Bil (6): sex batchar under experiment.

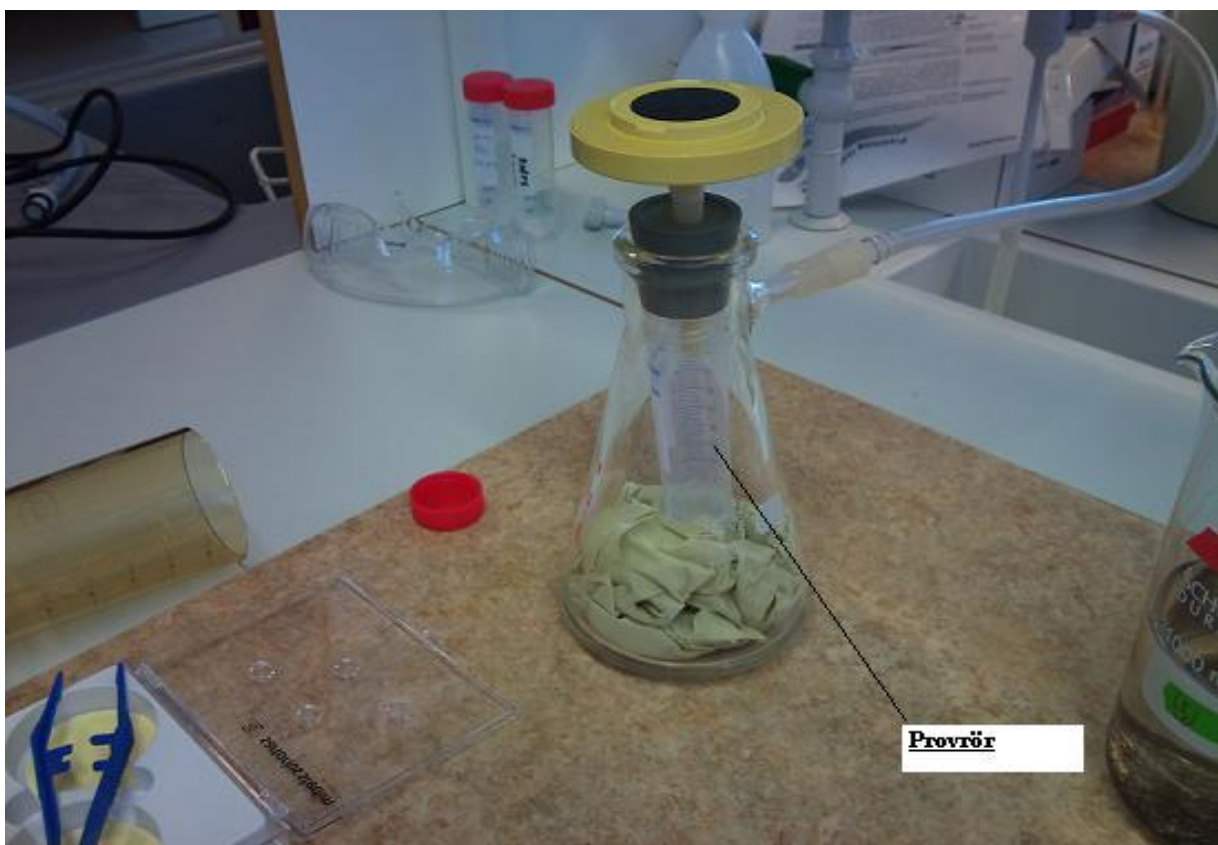


Bild (7). Vakuumfiltrering

### 3.1.8 Provtagning

Experimentet kördes under 24 timmar, därefter vakuumfiltrering som beskrivs ovan. I varje batch filtrerades 50 ml i ett provrör som markerades med batchnumret. Anledningen till att just 50 ml valdes var för att ha extra prover tillgängliga vid eventuella fel eller olyckor. Ur varje provrör togs 9,8 ml med hjälp av pipetter och hälldes i 12 ml PE rör. Därefter blandades proven med 100  $\mu$ l  $\text{HNO}_3$  och 100  $\mu$ l Rh (1ppm) för undersökningen i ICP-MS. Efter ICP-MS så erhöles data från varje prov. Data gav resultaten C (koncentrations värde efter behandling) och C0 (startkoncentration). Sedan användes informationen för beräkning av Freundlich isoterm.



## 4. Resultat

### Batchförsök

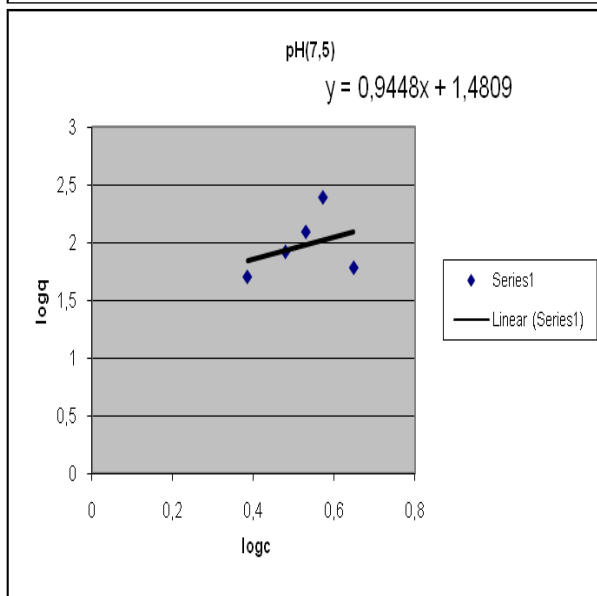
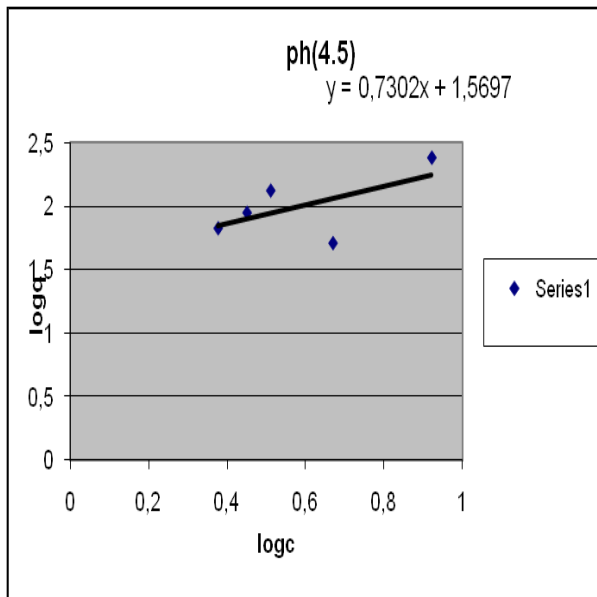
Generellt är torven oberoende av koncentrationen till en viss nivå, d.v.s. för de olika startkoncentrationerna som användes visade det sig att torven avlägsnar kopparlösningen nästan lika bra oavsett startkoncentration. Däremot påverkade olika pH-värden försöken. Vid vissa försök fungerade freundlich isoterm bra och för resterande prover visade sig att det är svårare få fram ett bra värde på freundlich konstanterna ( $K_f$  och  $n$ ). Torven fungerade dock bra som filtermaterial. Mellan 80-95 % kopparlösning kunde avlägsnas med hjälp av torv, oavsett om goda resultat erhöles eller inte på freundlich konstanterna. För alla data resultat se bilaga (C)

### Försök 1 och 2

Batchförsöken (1 och 2) under pH (7,5 och 4,5) skiljde sig markant från de resterande proven. I försök 1 och 2 fungerade Freundlich isoterm väldigt bra.  $n$ -värdet som skall ligga mellan 0-1 låg inom just det området och resultatet gav ett bra  $K_f$  värde (värdet säger hur stor adsorptionskapacitet torven har), vilket senare framgår av att  $K_f$  värdet minskar med ökande pH. (se tabell 1 och figurerna 1 och 2)

Tabell 5

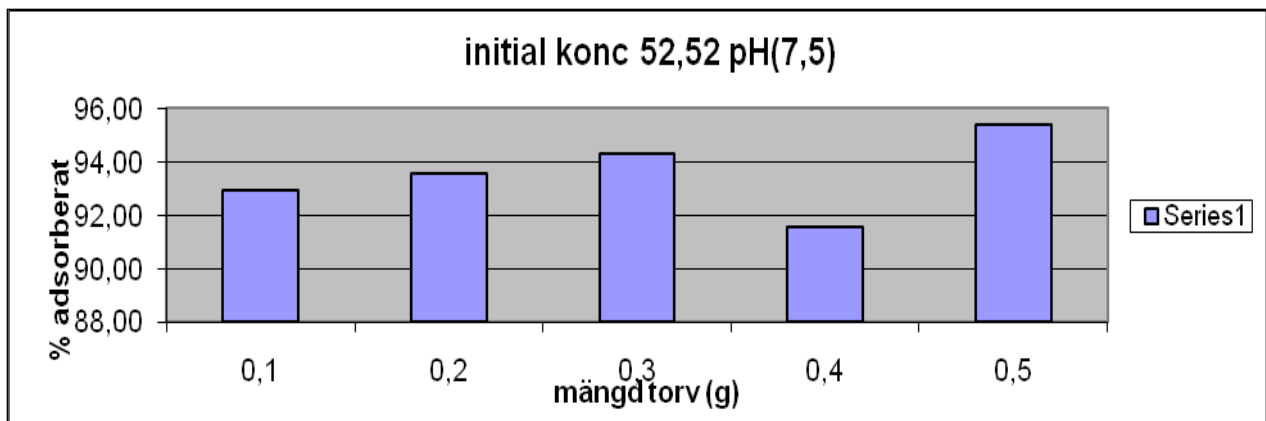
pH	$n$	Log $K_f$	$K_f$
7,5	0,94476	1,48	30,1995172
4,5	0,73019	1,57	37,1535229



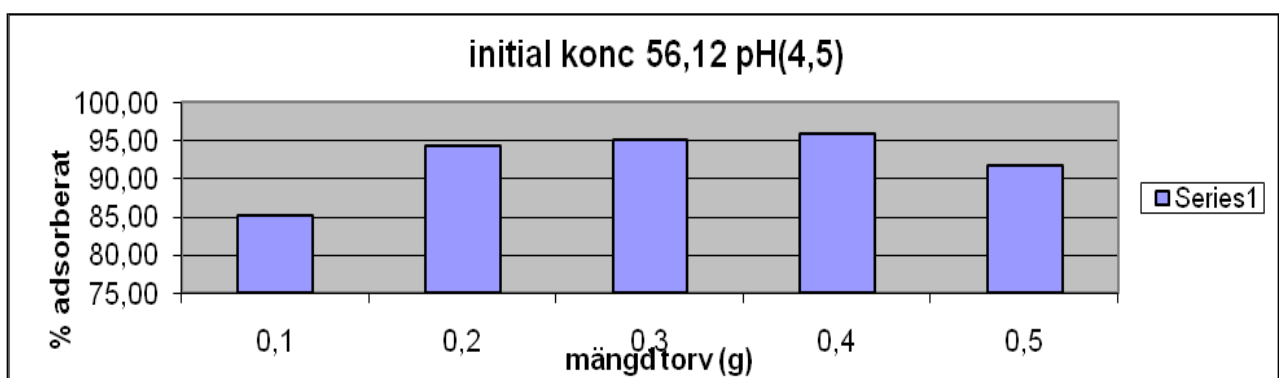
**Figur 1 och 2** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid olika pH.

Graferna ovan illustrerar försök 1 och 2 där Freundlich isoterm har gett goda resultat. Lutningen ser nästan identisk ut och punkterna ligger inom samma områden.





**Figur 3.** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram med pH 7.5

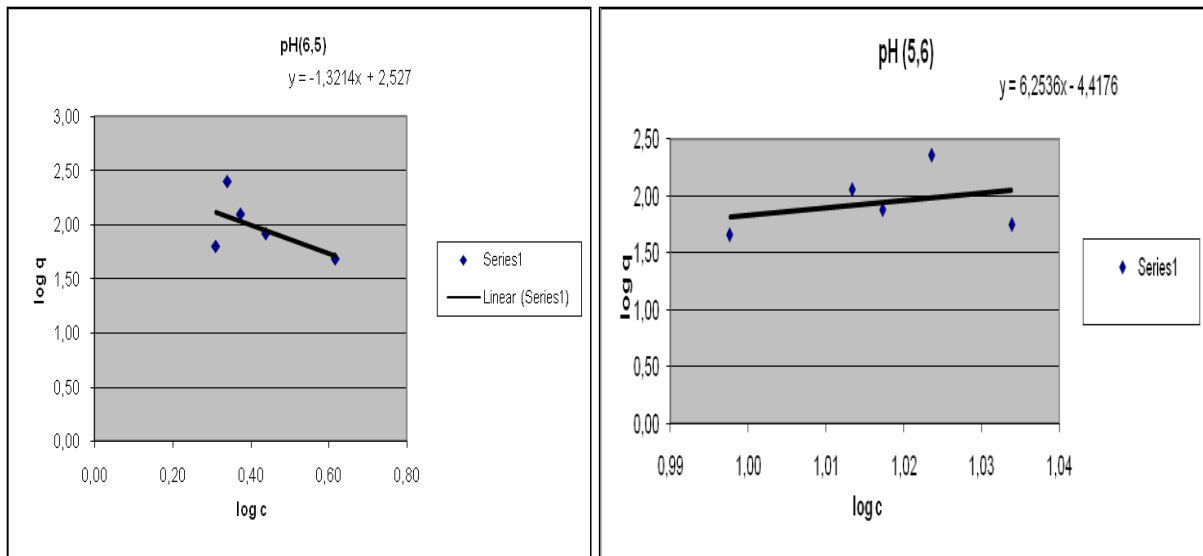


**Figur 4** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram med pH 4.5

Under figur (3 och 4) ser man adsorptionen i procent. Nästan uppemot 95 % av all kopparlösning har avlägsnats. Där Kf värdet se tabell är högt är torvens sorptionskapacitet bra, se tabell (1).

### Försök 3 och 4

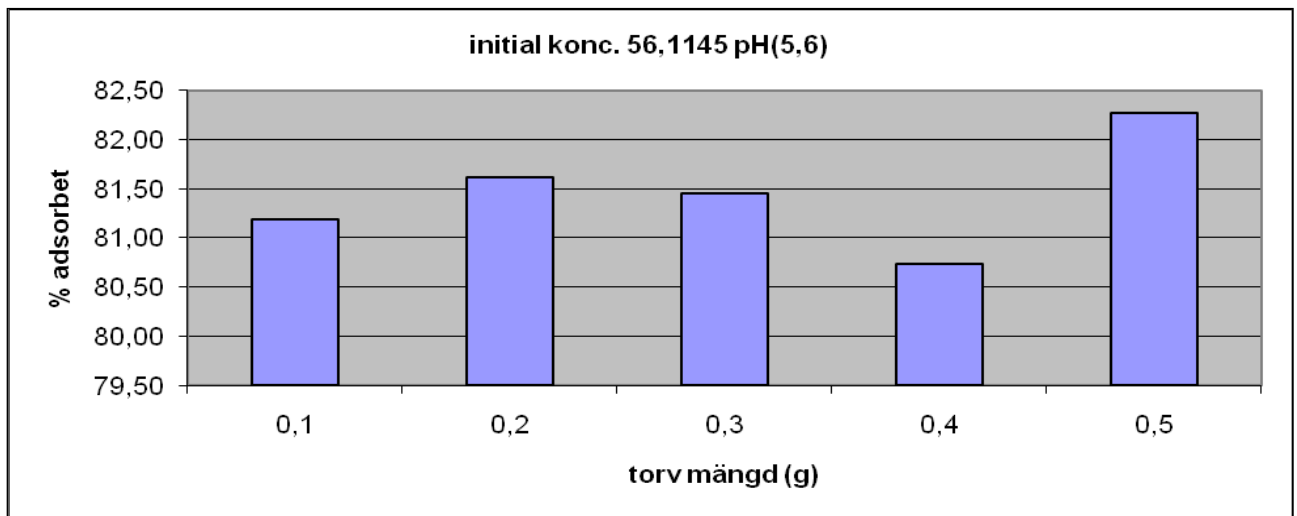
Under försök 3 och 4 var resultatet på Kf och n värdena inte det förväntade resultatet, eftersom Freundlich isoterm inte fungerade under dessa pH förhållanden. Men en tydlig minskning av kopparlösningens koncentration erhöles i båda försöken. Försöken med just pH på 6.5 gav ett negativt n-värde, medan försöken med pH på 5.6 gav högt positiv n värde. Detta ledde till att Kf värdet hamnade under noll för försöken med pH 5.6 samt att Kf- värdet för försöken med pH 6.5 blev stort, se tabell (6). Under försöken med pH 5.6 och 6.5 syns det tydligt att avlägsnandet av kopparlösning ökar proportionellt med pH. Ur figuren nedan framgår resonemanget.



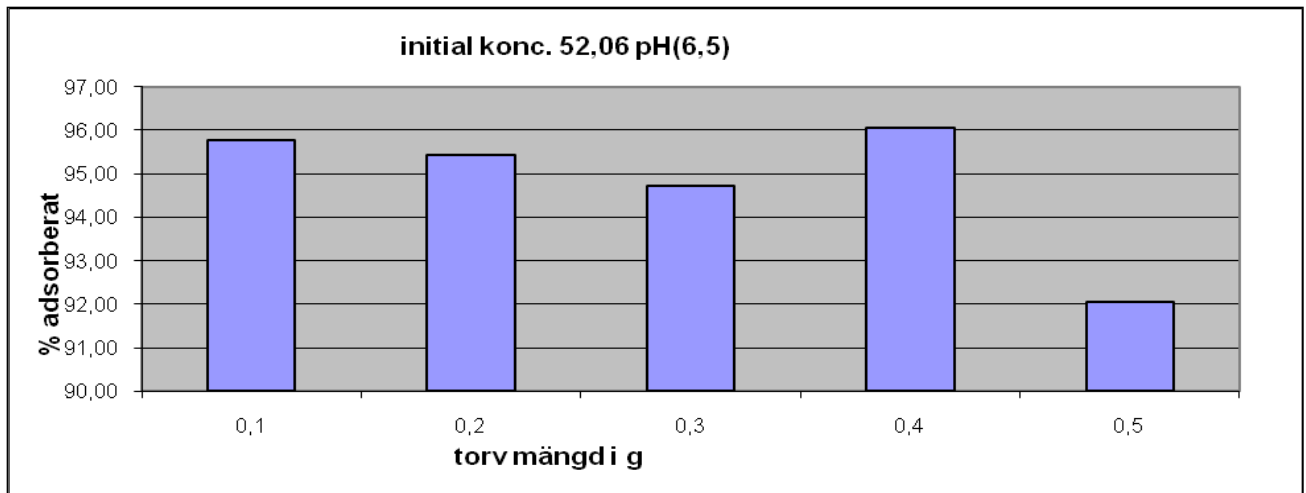
**Figur 3 och 4** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid olika pH.

Tabell 6

pH	n	Log Kf	Kf
5.6	6.25	- 4,42	3,80E -5
6.5	- 1,32	2,53	338,844



**Figur 5** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram



**Figur 6** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram

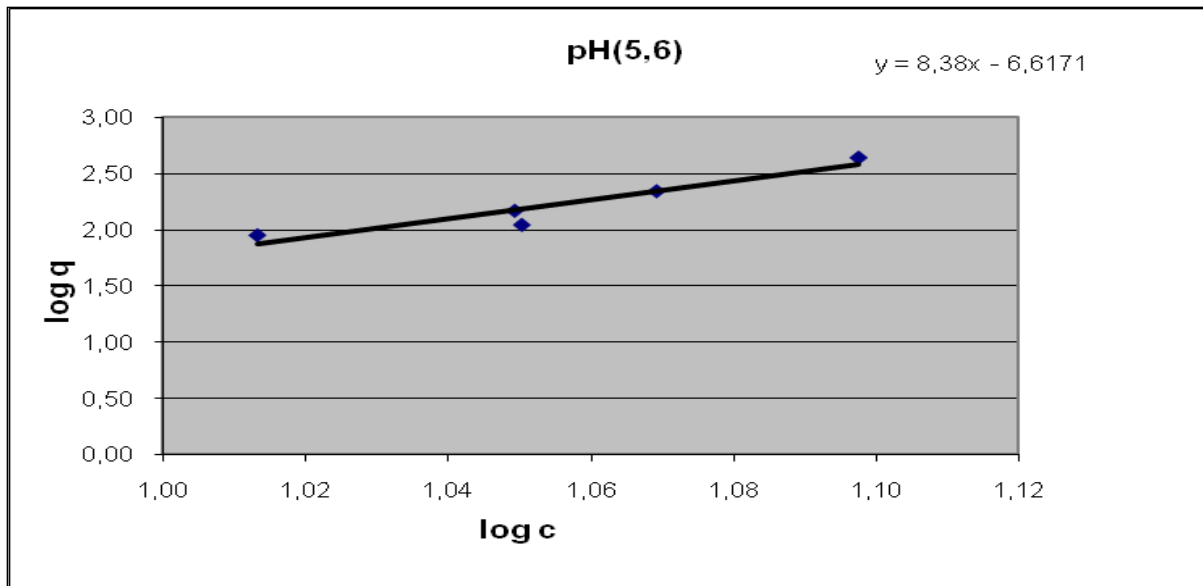
Ur figur 5 och 6 nedan tydliggörs att avlägsnandet av kopparlösning ökar proportionellt med pH värdet. För pH under 6.5 är redueringen upp till 95 % medan vid lägre pH är ungefär 82 % se bilaga(B). Kf värdet för försöken med pH 6.5 är stort. Som tidigare nämnts betyder högre Kf-värde bättre sorptionskapacitet, trots att lutningen eller n värdet inte låg inom det området som det önskades.

## Försök 5

I detta försök erhöles pH vid 5.6 igen medan startkoncentrationen( $C_0$ ) är högre än hos de föregående försöken se figur (7). I detta försök är n-värdet nästan det samma som föregående försöks n-värde under samma pH-förhållande, medan Kf värdet är under noll. De önskade Freundlich konstanterna var svåra att erhålla under denna pH förhållande se tabell(7). Under ökande startkoncentration visade sig åter igen att torvens kapacitet nästan ligger på samma procent kapacitet som när startkoncentrationen är mindre, se bilaga(B).

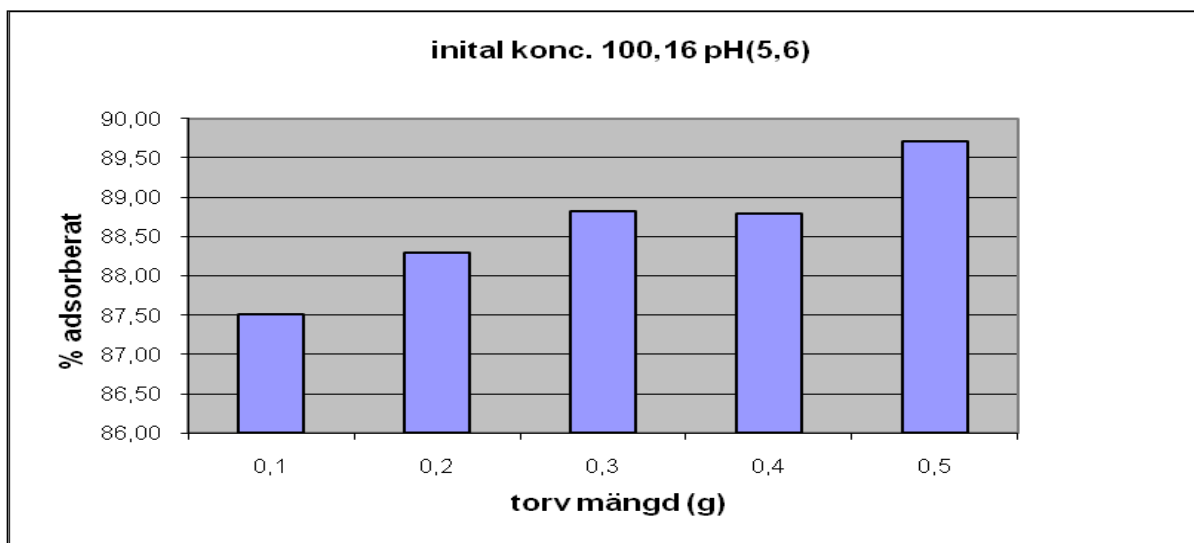
Tabell 7

pH	n	Log Kf	Kf
5.6	8.38	- 6.62	2.40 E -7



**Figur 7** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och startkoncentration 100µg/l

Ur figur 7, samma beteende hos lutning och punkterna kan erhållas som för försöket med samma pH under ändrad startkoncentration. Skillnaden mellan försök 1 och 2 är att punkterna ligger närmare varandra, jämfört med detta försök, där punkterna ligger längre ifrån varandra.



**Figur 8** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram

En stegande adsorption tydliggörs i figur 8 mot ökande torvmängd. Sorptionen av kopparlösning ökar med ökande mängd torv. Dock ligger redueringen av kopparlösning inom samma område som för resten av försöken under samma pH förhållande.

## Försök 6

I försöket användes mindre mängd torv under pH 5.6 se tabell(8). Att tillämpa Freundlich isoterm och få ett bra värde på Kf var utesluten här med, se figur (9) och tabell (9).

Lutningens utseende är nästintill identisk med försök 5, men n-värdet är betydligt större.

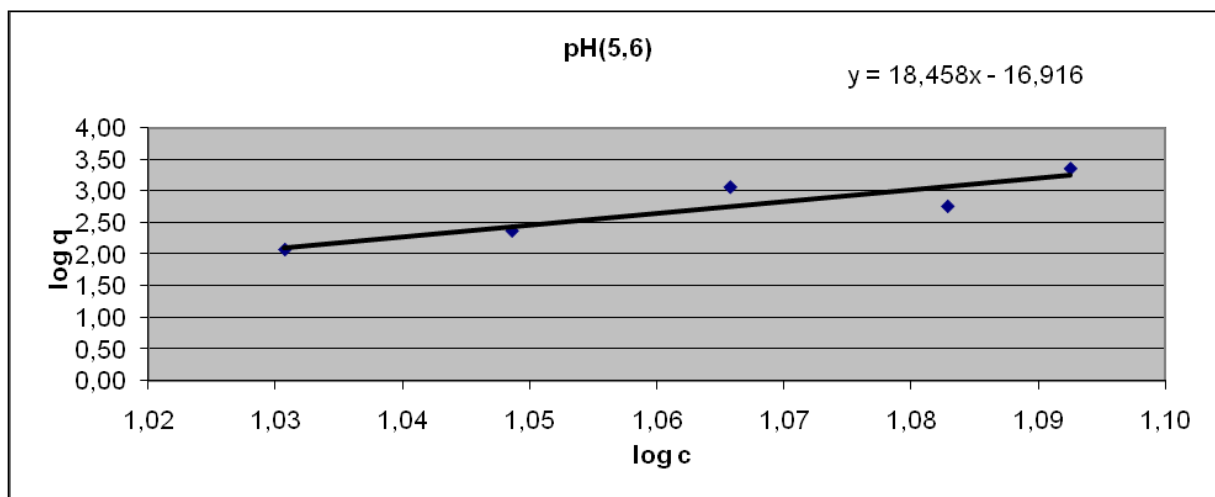
Torven avlägsnade däremot ungefär lika mycket kopparlösning, trots mindre torvmängd än i de föregående försöken se figur (10).

Batch	1	2	3	4	5	Blank (buffertlösning utan metallösning)
Torv	0.1 ml	1 ml	2 ml	5 ml	10 ml	10 ml
Buffertlösning	499,9 ml	499 ml	498 ml	490 ml	490 ml	490 ml
Σ Torv + buffertlösning med metallösning	500 ml	500ml	500ml	500ml	500ml	500ml

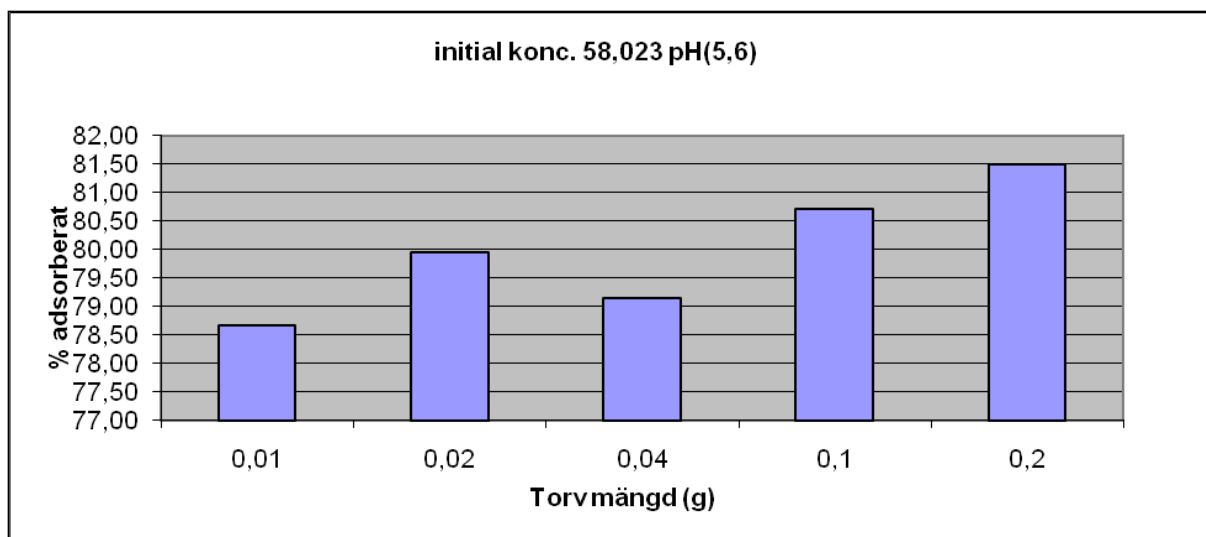
Tabell 8

pH	n	Log Kf	Kf
5.6	18.46	- 16.92	120 E-17

Tabell 9



Figur 9 tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och startkoncentration 58µg/l



**Figur 10** Reducering av metall i procent som funktion av torvmängd i gram.

Ungefär uppemot 82 % kopparlösning reducerades med torv i detta försök. Torven visar sitt oberoende av koncentration också i detta försök.

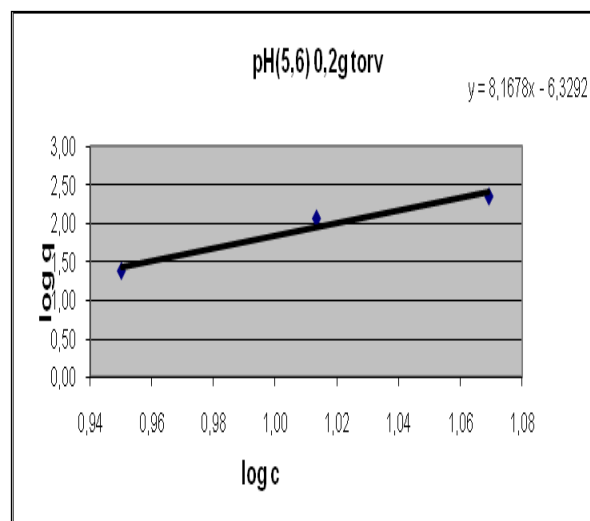
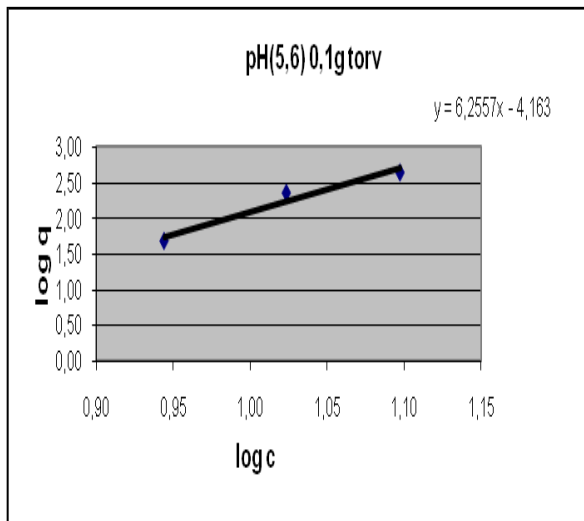
## Försök 7

Startkoncentrationerna ( $C_0$ ) 18,499, 56,1145 och 100,1607  $\mu\text{g/l}$  plottades mot respektive torvmängd. Alltså, varje batch med konstant torvmängd plottades mot de tre koncentrationerna. Freundlich konstanterna är inom samma område, men  $n$ -värdet är fortfarande för högt, vilket resulterar i att  $K_f$ -värdet (se tabell (10)) blir litet se figurerna nedan.

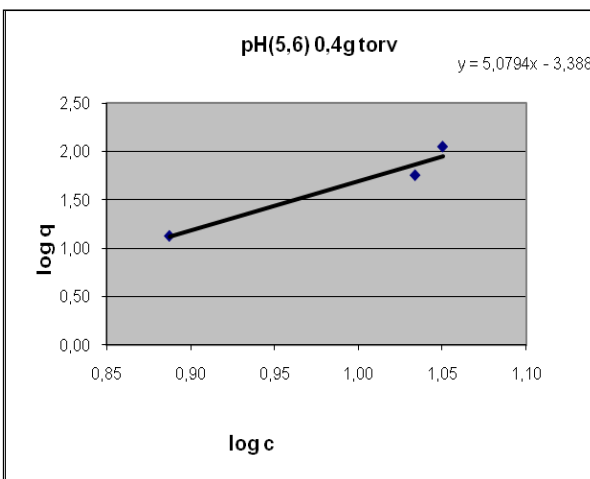
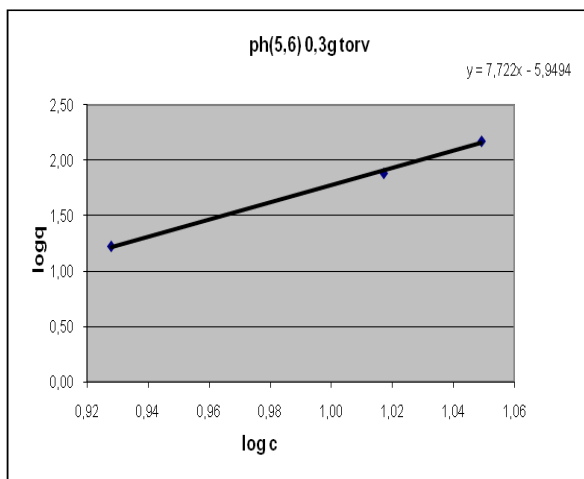
Torv	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5
$n$	6.26	8.17	7.72	5.08	6.95
$K_f$	6.92 E-5	4.68 E-7	1.12 E-6	4.07 E-4	6.76 E-6
$R^2$	0.96	0.96	1.00		

Tabell 10

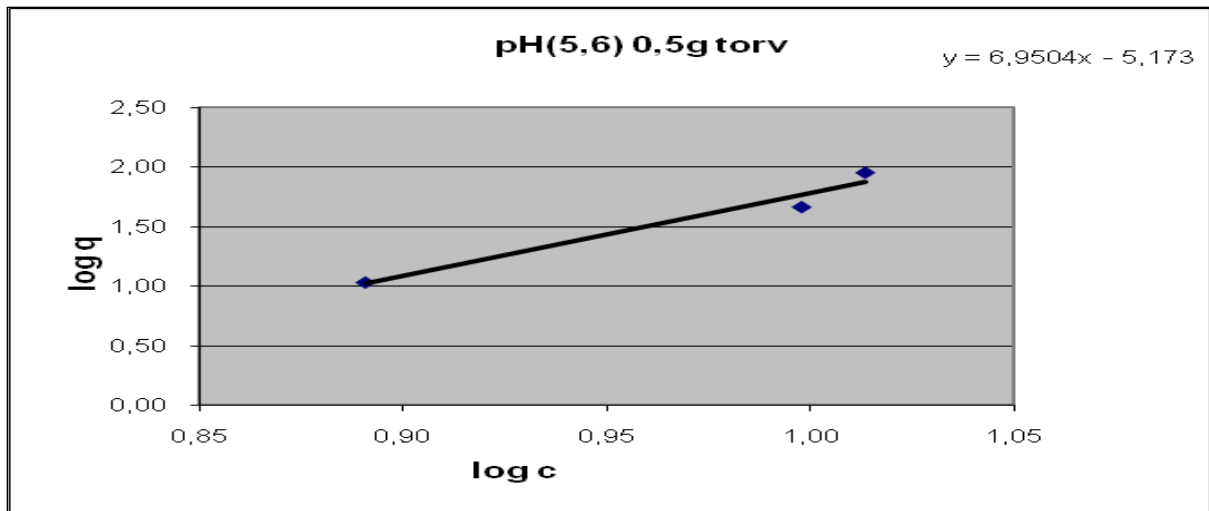
Regression koefficient ( $R^2$ ) är nära 1 för alla de försöken, där regression koefficient är linjärt beroende, vilket visar att data insamling av de försöken som gjorts passar bra till modellen.



**Figur 11 och 12** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid konstant pH och olika startkoncentration.

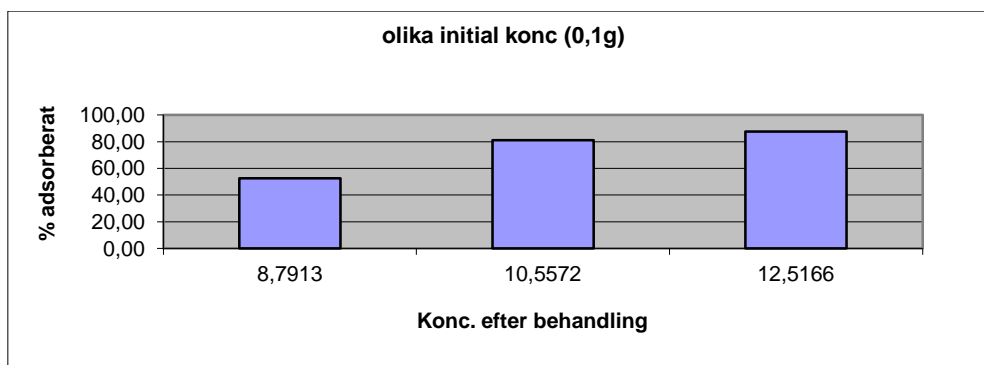


**Figur 13 och 14** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid konstant pH och olika startkoncentration.



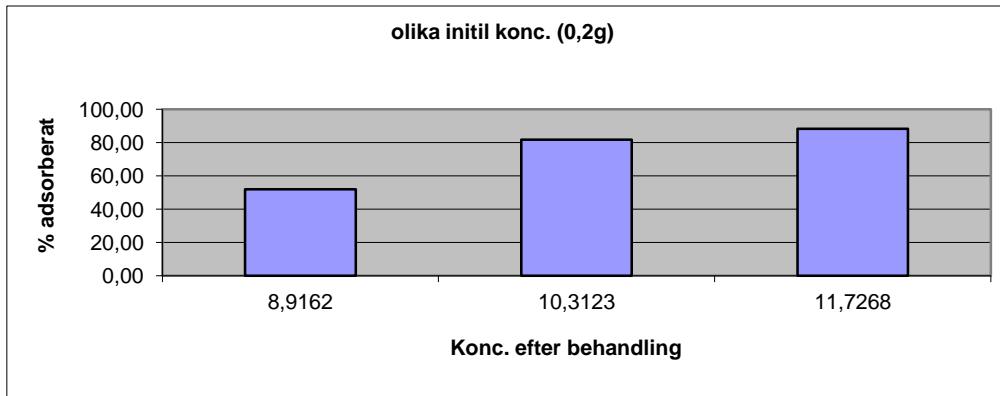
**Figur 15** tillämpning av Freundlichisoterm ekvation vid konstant pH och olika startkoncentration.

Dock här ses en väldigt bra likhet i beteende mellan de fem försöken. Lutningen är identisk i alla försök och i graferna nedan ser man en väldigt bra adsorptionskapacitet.

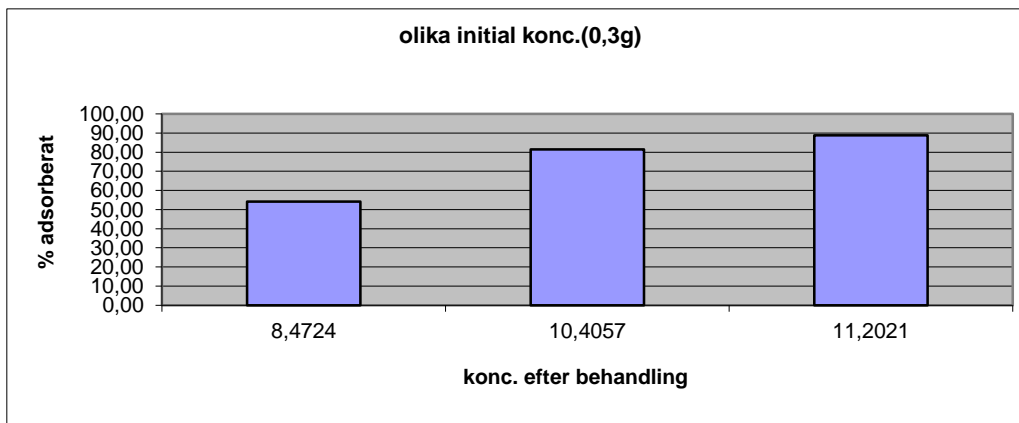


**Figur 16** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och olika startkoncentrationer

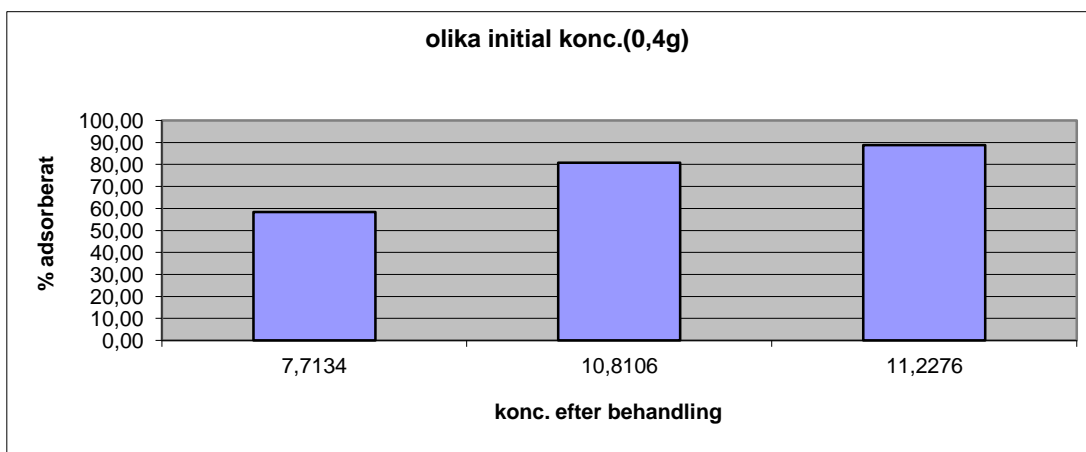




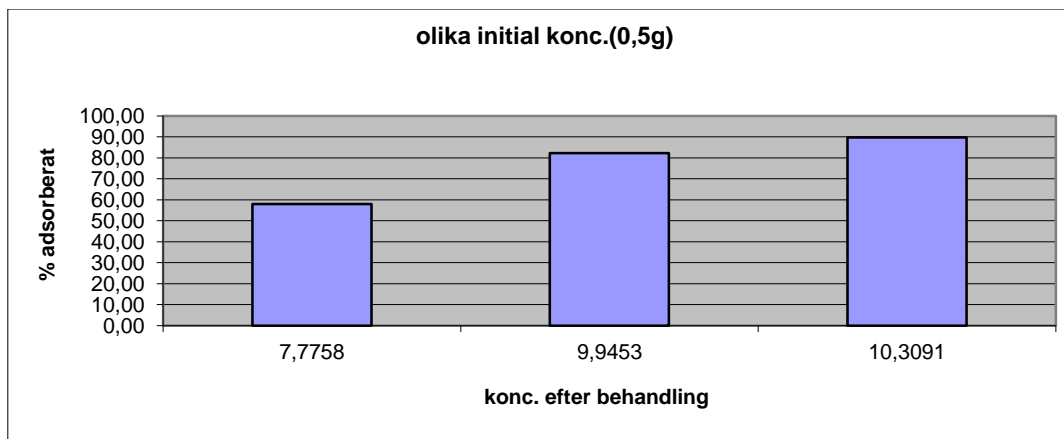
**Figur 17** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och olika startkoncentrationer



**Figur 18** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och olika startkoncentrationer



**Figur 19** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och olika startkoncentrationer



**Figur 20** tillämpning av Freundlich isoterm ekvation vid pH 5.6 och olika startkoncentrationer

I figurerna 16 till 20 visar det också att torvens adsorptionskapacitet i procent ökar med ökande startkoncentration. Dock skillnaden är inte stort men mindre mängd torv kan användas om så önskas vilket kommer att ge möjligen samma resultat.

## 5. Diskussion och Slutsats

Lillhagsbäcken är förorenat av koppar orsakad av dagvatten som kommer från Medichusets kopparkoppar i löst form. Därför filtrering är en bra metod för att rena dagvattnet från koppar. Torv som är ett så kallad filtermaterial användes och undersöktes under pilotförsök i laborationsskala. Försöken utfördes i batch experiment, för att kontrollera torvens funktion vid olika parametrar så som pH och koncentration.

Freundlich isoterm ekvation användes som en beräkningsmetod, vilket säger hur pass bra adsorptionskapacitet torven har. Det önskade resultaten från freundlich isoterm ekvation var det svårt att få fram.

Resultaten visar att torven har en bra sorptions kapacitet att avskilja koppar från dagvattenet vid pH 4.5 och 6.5 där freundlich konstanterna var inom de rimliga områdena. Freundlich konstanten  $K_f$  minskar med ökande pH. Alla försök vid procentuell beräkning visade sig att koppar har avlägsnats upp till 90 % av torven även om freundlich inte fungerade. Försöken visar också att Freundlich isoterm är pH beroende. Hänsyn till temperatur togs inte med tanken på freundlich är isoterm (isoterm = konstant temperatur). Men generellt så  $K_f$  minskar med ökande temperatur och  $n$  ökar med ökande temperatur enligt (J.D. Seader)

Vid den procentuella beräkningen visar att torven beter sig nästan indentiskt med de olika startkoncentrationerna där torvmängden varierar. Vid användning av mindre torvmängd visade sig att koppar avskiljningen är lika effektiv som användning av större mängd torv, alltså försöken/torven är koncentration oberoende.

Torven har olika humifieringsgrad se avsnitt (2.8), torven som användes hade en humifieringsgrad H5. Därför undersökning av andra humifieringsgrad är ett stark rekommendation för en bra jämförelse mellan torven.

För fortsatt forskning inom torv och freundlich isoterm ekvation med batchförsök så rekommenderas mer detaljerande undersökningar av torvens kemiska och mekaniska egenskaper. Viktigast är användning av mindre mängd torv, samt högre startkoncentration av koppar för likna mer Lillhagsbäckens kopparkoncentration.

## 6. Referenser

Alla de försöken i detta examensarbete gjordes om på grund av misstag. Misstagen var följande.

1. Samma pipett användes när torven hällades i batchen. Där blanken fick en litet mängd kopparkoncentration. Rekommenderas att olika pipett användes för varje batch eller blanken fylls på med torven först sedan de andra.
2. Viktig att en  $C_0$  (startkoncentration) prov tas för analys innan påbörjat experiment.

3. Torvens blandning med buffertlösning ska göras varsamt så inte torven slås sönder eftersom risk för utfällning är större. Under vår undersökning så lades torven ibörjan övernatten med omröraren på under hela natten. (undvik detta)
4. Torvmängden kan skilja sig i vikt, då pipett används, eftersom torv kan fastna på väggerna i pipetten. Samt mängden torv fastnade också i bägaren då torven blandes med buffertlösning under natten.

## 7. Källor

Anna Lindquist, examensarbete, *Mineraliska material som reaktiva filter för avskiljning av tungmetaller från dagvatten*.

Alloway, B. J. 1995 (2:a uppl.). Kapitel 1, 2 och 6 i Alloway, B. J. (ed.) *Heavy metals in soils. Blackie academic and professional*, Suffolk UK.

Baker, D. E. & Senft, J. P. 1995 (2:a uppl.). Copper (179-205) i Alloway, B. J. (red.) *Heavy metals in soils. Blackie academic and professional*, Suffolk UK.

Benjamin M. M., Honeyman B. D. (2000) *Trace metals in:* Jacobson M., Charlson R., and Rohde

Bergbäck, B., Johansson, K. & Mohlander, U. 2001. *Urban metal flows - A case study of Stockholm: Review and conclusions. Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1(3-4): 3-24

Bergbäck, B. "Metaller i Stockholm" rapport 4952. Naturvårdsverket.

Bertling, Sofia *Corrosion-included metal runoff from external constructions and its environmental interaction: A combined field and laboratory investigation of Zn, Cu, Cr and Ni for risk assessment* år 2005 länk <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-175>

Bradl, H. B. 2004. *Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents, Journal of colloid and interface science* 277, 1:1-18.

Brooks, A. S., Rozenwald, M.N., Geohring, L. D., Lion, L.W.&Steenhuis, T. S. (2000). *Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate, Ecological engineering* 15: 121–132.

Espeby, B. & Gustafsson, J.P. (1997). *Vatten- och ämnestransport i den omättade zonen. Mark- och vattenteknik*, KTH, Stockholm, TRITA AMI 3038, 74

Essington, M. E. 2004. *Soil and water chemistry: an integrative approach*. CRC Press LLC, USA

Föredrag vid *Svenskt Vattens seminarium om Konstgjord grundvattenbildning i Katrineholm* 5 april, 2005 av Per-Olof Johansson, Artesia Grundvattenkonsult AB, Grundvattengruppen)

Färm, C. 2002. *Constructed filters for metal reduction in stormwater. VATTEN* 58: 185-191, Lund.

Färm, C., 2003. *Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. V-A Forsk Rapport* 16. [4]

Gustafsson J.P, Jacks G., Simonsson M. & Nilsson N., 2002. *Mark- och vattenkemi Teori, Avdelningen för markkemi och jordmånslära*, Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Sidorna 33-36, totalt 69 sidor.

Gustafsson, J. P., Jacks, G., Nilsson, I & Simonsson, M. (2003). *Markvetenskap. Kompendium för kursen markvetenskap 14 p för civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik. Avdelningen för markkemi och jordmånslära*, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, 80.

H., Orians G. (eds) *Earth System Science Academic Press San Diego*, 592 pp.

Hu Iya Genc-Fuhrman, Peter S. Mikkelsen, Anna Ledin *WATER RESEARCH* 41 (2007) 591–602. [3]

Hörnsten, L. (2000). *Reaktiva filtermaterial för rening av rökgaskondensat från Kiruna Värmeverk, Examensarbete, Institutionen för samhällsbyggnadsteknik, Avdelningen VA-teknik, Luleå Tekniska Universitet, Luleå, 2000:28, 24.*

Examensarbete, *Inst. f samhällsbyggnadsteknik, Luleå universitet*

*IVL, Cecilia Öman, Marianne Malmberg och Camilla Wolf-Watz RVFs Utvecklingsatsning Deponering Rapport nr 3. 2000*

James S. Han U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Forest Products Laboratory, Madison, Wisconsin U.S. *.A 2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water 99. [8]*

Johansson, L. (1999). *Blast furnace slag as phosphorus sorbents - column studies, The Science of the Total Environment 229: 89–97.*

J.D.Seader / Ernest J. Henley, *Separation Process Principles (Second Edition).*

John Sternbeck, *Upptäckt och effekter av koppar i vatten och mark, IVL rapport B1349*

Lindquist A. 2005. *Mineraliska material som reaktiva filter för avskiljning av tungmetaller från dagvatten. Examensarbete, UPTEC W05 004, Institutionen för markvetenskap, SLU och Uppsala universitet, Uppsala. [2]*

McBride, M. B. 1994. *Environmental Chemistry of soils.* Oxford University Press Inc., USA.

Minna Blom & Michael Skogsfjord, *exjobb, Västerås 2006 . [5]*

Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (*Rapport 4913*) *Miljöförvaltningen, Gatu och fastighetskontoret Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna & Stockholm Vatten. 1999.*

Palm, O., Malmén, L. & Jonsson, H. (2000). *Robusta, uthålliga små avloppssystem – en kunskapssammanställning, Naturvårdsverket.*

P. Hanzlík<sup>1</sup>, J. Jehlička<sup>1</sup>, Z. Weishauptová<sup>2</sup>, O. Šebek<sup>1</sup>, *PLANT SOIL ENVIRON., 50, 2004 (6): 257-264. [6]*

Rauch, S.2001, *On the Environmental Relevance of Platinum Group Elements, Doktorsavhandling Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.*

Schwertmann, U. & Taylor, R. M. 1989. Iron oxides (379-438) i Dixon, J. B. & Weed S. B. (red.) *Minerals in soil environments, (2:a uppl.). Soil Science of America, Madison, Wisconsin, USA. [7]*

Stockholms stad (1999) *Källor till föroreningar i Stockholms stad, del 1 metaller*

Stockholms stad (2000), *Kopparflödet måste minska, broschyr VA-verket* (2001) dagvatten inom planlagda områden.

Tyler G., Olsson T. (2001) *Concentrations of 60 elements in soil solution as related to soil acidity European Journal of Soil Science 52:151-165.*

Thörnelöf, S. m.fl. *Källor till föroreningar i dagvatten Stockholms Stad, del 1;Metaller. Stockholms Stad. ([http://www.miljoporten.stockholm.se/Dagvatten/metaller\\_maj99.html](http://www.miljoporten.stockholm.se/Dagvatten/metaller_maj99.html))*

VA-verket (2001) *dagvatten inom planlagda områden.*

Veronica Hjelm, Exjobb *Tungmetaller i lakvatten – avskiljning med mineraliska filtermaterial* 2005 [1]

Yuliya Kalmykova, *Alternative Materials for Treatment of Contaminated Waters. Department of Chemical and Biological Engineering. CTH, Göteborg, Sweden 2006.*

### **Internet källor:**

[www.currentprotocols.com/tools/buffer-calculator](http://www.currentprotocols.com/tools/buffer-calculator)

[www.ivl.se/download/18.2f3a7b311a7c806443800055137/B1353.pdf](http://www.ivl.se/download/18.2f3a7b311a7c806443800055137/B1353.pdf)

[www.miljobarometern.stockholm.se/sub.asp?mo=6 & dm=1](http://www.miljobarometern.stockholm.se/sub.asp?mo=6 & dm=1)

[www.miljoporten.stockholm.se/Dagvatten/metaller\\_maj99.html](http://www.miljoporten.stockholm.se/Dagvatten/metaller_maj99.html)

[www.skogforsk.se/sv/sys/sok/Skogforsksok/](http://www.skogforsk.se/sv/sys/sok/Skogforsksok/)

[www.mivaovik.se/vattenochavlopp/avloppsvatten/dagvatten](http://www.mivaovik.se/vattenochavlopp/avloppsvatten/dagvatten)

[www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Metaller/](http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljogifter/Metaller/)

[www.naturskyddsforeningen.se/natur-och-miljo/miljogifter/om-kemikalier/tungmetaller/](http://www.naturskyddsforeningen.se/natur-och-miljo/miljogifter/om-kemikalier/tungmetaller/)

[www.ndss.se/index.php/sv/foerord/filter-och-dess-funktion/filtermaterial.html](http://www.ndss.se/index.php/sv/foerord/filter-och-dess-funktion/filtermaterial.html)

[www.oceta.on.ca/profiles/sciex/elan6000.html](http://www.oceta.on.ca/profiles/sciex/elan6000.html)

[www.seaes.manchester.ac.uk/research/facilities/agu/equipment/icp\\_ms/moreinfo/](http://www.seaes.manchester.ac.uk/research/facilities/agu/equipment/icp_ms/moreinfo/)

[www.skogforsk.se/sv/sys/sok/Skogforsksok/](http://www.skogforsk.se/sv/sys/sok/Skogforsksok/)

[www.swedishepa.com/Documents/publikationer/620-5692-1.pdf](http://www.swedishepa.com/Documents/publikationer/620-5692-1.pdf)

Karin Johansson, Skogforsk. <http://www.skogforsk.se/sv/sys/sok/Skogforsksok/>

## 8. Bilagor

### 8.1 Bilaga A

Beräkning av stock koncentration för förberedning av buffertlösning.

Ämnets substansmängd  $n$  (mol) (Kemikalie - ämnet som används för buffertlösning)

$V$  = volym (liter, L)

$C$  = koncentration (mol/L)

$$C = n/V \longrightarrow \text{mol/l}$$

Varje ämne har sin olika koncentration, som beräknas enligt ovan.



## 8.2 Bilaga B

Försök 1 och 2

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
4,5	56,12	8,34	238,9	2,38	0,92	85,14	0.1
	56,12	3,24	132,2	2,12	0,51	94,23	0.2
	56,12	2,82	88,83333	1,95	0,45	94,98	0.3
	56,12	2,38	67,175	1,83	0,38	95,76	0.4
	56,12	4,67	51,45	1,71	0,67	91,68	0.5

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
7,5	52,5235	3,7284	243,9755	2,38	0,57	92,90	0.1
	52,5235	3,3829	122,8515	2,12	0,53	93,56	0.2
	52,5235	3,0111	82,52067	1,95	0,48	94,27	0.3

	52,5235	4,4442	60,09913	1,83	0,65	91,54	0.4
	52,5235	2,4234	50,1001	1,71	0,38	95,39	0.5

Försök 3 och 4

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
5,6	56,1145	10,5572	227,7865	2,36	1,02	81,19	0.1
	56,1145	10,3123	114,5055	2,06	1,01	81,62	0.2
	56,1145	10,4057	76,18133	1,88	1,02	81,46	0.3
	56,1145	10,8106	56,62988	1,75	1,03	80,73	0.4
	56,1145	9,9453	46,1692	1,66	1,00	82,28	0.5

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
6,5	52,0598	2,1917	249,3405	2,40	0,34	95,79	0.1
	52,0598	2,3692	124,2265	2,09	0,37	95,45	0.2
	52,0598	2,7507	82,18183	1,91	0,44	94,72	0.3
	52,0598	2,0466	62,5165	1,80	0,31	96,07	0.4
	52,0598	4,1431	47,9167	1,68	0,62	92,04	0.5

Försök 5

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)

5,6	100,1607	12,5166	438,2205	2,64	1,10	87,50	0.1
	100,1607	11,7268	221,0848	2,34	1,07	88,29	0.2
	100,1607	11,2021	148,2643	2,17	1,05	88,82	0.3
	100,1607	11,2276	111,1664	2,05	1,05	88,79	0.4
	100,1607	10,3091	89,8516	1,95	1,01	89,71	0.5

pH	C0	C	q	Log q	log C	%
5,6	18,4997	8,7913	48,542	1,69	0,94	52,48
	56,1145	10,5572	227,7865	2,36	1,02	81,19
	100,1607	12,5166	438,2205	2,64	1,10	87,50

\*mängd torv 0.1 gram för alla tre resultat

pH	C0	C	q	Log q	log C	%
5,6	18,4997	8,9162	23,95875	1,38	0,95	51,80
	56,1145	10,3123	114,5055	2,06	1,01	81,62
	100,1607	11,7268	221,0848	2,34	1,07	88,29

\*mängd torv 0.2 gram för alla tre resultat

pH	C0	C	q	Log q	log C	%
5,6	18,4997	8,4724	16,71217	1,22	0,93	54,20
	56,1145	10,4057	76,18133	1,88	1,02	81,46
	100,1607	11,2021	148,2643	2,17	1,05	88,82

\*mängd torv 0.3 gram för alla tre resultat

pH	C0	C	q	Log q	log C	%
----	----	---	---	-------	-------	---

5,6	18,4997	7,7134	13,48288	1,13	0,89	58,31
	56,1145	10,8106	56,62988	1,75	1,03	80,73
	100,1607	11,2276	111,1664	2,05	1,05	88,79

\*mängd torv 0.4 gram för alla tre resultat

pH	C0	C	q	Log q	log C	%
5,6	18,4997	7,7758	10,7239	1,03	0,89	57,97
	56,1145	9,9453	46,1692	1,66	1,00	82,28
	100,1607	10,3091	89,8516	1,95	1,01	89,71

\*mängd torv 0.5 gram för alla tre resultat

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
5,6	58,0231	12,3746	2282,425	3,36	1,09	78,67	0,5
	58,0231	11,6347	1159,71	3,06	1,07	79,95	1
	58,0231	12,1023	574,01	2,76	1,08	79,14	2
	58,0231	11,1836	234,1975	2,37	1,05	80,73	5
	58,0231	10,7325	118,2265	2,07	1,03	81,50	10

pH	C0	C	q	Log q	log C	%	Torv mängd (g)
5,6	18,4997	8,7913	48,542	1,69	0,94	52,48	0.1
	18,4997	8,9162	23,95875	1,38	0,95	51,80	0.2
	18,4997	8,4724	16,71217	1,22	0,93	54,20	0.3
	18,4997	7,7134	13,48288	1,13	0,89	58,31	0.4
	18,4997	7,7758	10,7239	1,03	0,89	57,97	0.5