

UPTEC W 04 023
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Fosforavskiljning i reaktiva filter vid småskalig avloppsrening

Reactive Filter Materials for Removal of Phosphorus in Small Scale Wastewater
Treatment Plants

THERESE STARK
Juni 2004

REFERAT

Fosforavskiljning i reaktiva filter vid småskalig avloppsrening

Therese Stark, Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet, Norbyvägen 20, 752 36 Uppsala

I Sverige är reningen av fosfor i vatten från enskilda avlopp ofta bristfällig, vilket bland annat kan leda till övergödning av sjöar, hav och vattendrag. Sedan några år tillbaka har olika filtermaterial med speciella reaktiva egenskaper, som bland annat avskiljer fosfor från avloppsvatten, undersökts. Tanken med filtermaterialen är att de efter mättnad med näringsämnen ska kunna användas som jordförbättringsmedel. I denna rapport har några olika filtermaterial, lämpade för fosforavskiljning, undersökts genom skak- och kolonnförsök. I skakförsök, där skaktiderna varierade mellan 5 sekunder och 60 minuter, testades Polonite[®], Filtralite[®], Hyttsand och Hyttsand blandad med 10 % bränd kalk. Polonite[®] är en upphettad form av bergarten opoka varav två olika kornstorleksfraktioner (0-2 mm och 1-4 mm) användes. Filtralite[®] och Hyttsand är antropogena filtermaterial. Filtralite[®] tillverkas i Norge och består av kalkhaltiga kulor av expanderad lera (Leca[®]). Hyttsand framställs genom vattenkylning av masugnsslagg som bildas vid framställningen av råjärn vid stålverket i Oxelösund. I kolonnförsöken, som utfördes under 10 veckor, studerades Hyttsand och Hyttsand blandad med 10 % bränd kalk under omättade och mättade flödesförhållanden. I samtliga experiment användes avloppsvatten från reningsverket vid Ångersjön, där Filtralite[®] och Hyttsand testas i fullskala. Efter kolonnförsöken avslutats undersöktes filtermaterialen med XRD (röntgendiffraktion) och SEM (svepelektron mikroskop) för att utreda vilka mekanismer som medverkat vid avskiljningen av fosfor.

Resultaten från skakförsöken visade att finkornig Polonite[®] och Hyttsand blandad med kalk avskiljer fosfor effektivt redan efter skakning i 5 sekunder. Grovkornig Polonite, ren Hyttsand och Filtralite[®] sorberade fosfor tämligen likartat, även om den grovkorniga Poloniten[®] tenderade att vara aningen sämre än de övriga. Resultaten från kolonnförsöken visade att fosfor kunde avskiljas till över 98 % i alla kolonner och att det bildats amorfa fosfatföreningar, främst med kalcium, under den 2,5 månader långa experimentperioden.

Nyckelord: fosforfälla, masugnsslagg, avloppsrening, Filtralite, Polonite, reaktiva filter

ABSTRACT

Reactive Filter Materials for Removal of Phosphorus in Small Scale Wastewater Treatment Plants

Therese Stark, Department of Limnology, Evolutionary Biology Centre, Uppsala University, Norbyvägen 20, S-752 36 Uppsala, Sweden.

An excessive input of nutrients to lakes and other water bodies has created a problem with eutrophication in Sweden. Untreated, or partially treated, domestic sewage is a major source for discharge of phosphorus (P), which is the nutrient most frequently responsible for eutrophication of most fresh waters and the Baltic Sea. The waste water can be cleaned by filter materials, which have a high P-retention ability and which after saturation may be used as fertilizers. Four potentially suitable filter materials were tested in batch- and column experiments in this study. In the batch experiments, the following materials were shaken with waste water in time series ranging from 5 seconds to 60 minutes: coarse (1-4 mm) and fine (0-2 mm) Polonite[®] (heated bedrock from Poland); Filtralite[®] (light expanded clay aggregates with limestone added before burning); water cooled blast furnace slag (BF-slag) and BF-slag mixed with 10% burned limestone. In the column experiment, the phosphorus sorption capacity in BF-slag and BF-slag mixed with burned limestone was observed under saturated and unsaturated flow conditions for 10 weeks. The waste water used in both experiments originated from the full scale testing site at Ångersjön in Sweden. After the column experiment was ended, the filter materials were investigated with XRD (X-ray diffraction) and SEM (scanning electron microscope) in order to figure out which chemical reactions that had taken place.

The results from the batch experiments show that fine Polonite[®] and BF-slag mixed with limestone have the fastest P sorption capacity. Already after 5 seconds of shaking the materials showed effective retention of P. The coarse Polonite[®], Filtralite[®] and BF-slag showed similar sorption capacities, although the coarse Polonite[®] tended to be somewhat inferior. The column studies showed that the materials used in the columns had a sorption capacity of 98 % or more. The XRD and SEM indicated that an amorphous calcium-P-compound was created in the filter material.

Keywords: reactive phosphorus filters, blast furnace slag, waste water treatment, Filtralite[®], Polonite[®]

Examinerande Institution: Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet

Handledare:

Lars Hylander, Avdelningen för Limnologi, Institutionen för
Ekologi och Evolution, Uppsala universitet

Lotta Lind, SSAB Merox AB i Oxelösund

Ämnesgranskare:

Anders Broberg, Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och
Evolution, Uppsala universitet

Tackord:

- Jag tackar båda mina handledare Lotta Lind och Lars Hylander som ställt upp och hjälpt mig mycket trots att vi befunnit oss på olika ställen i landet. Ett speciellt tack till Lotta som var med och bar vatten vid Ångersjön, jag hade inte orkat bära allt själv!
- Jag vill även tacka Jan Johansson på Avdelningen för Limnologi vid Uppsala universitet för hjälp med alla kemiska analyser jag genomfört.
- Tack till Staffan Edholm på Avdelningen för Limnologi vid Uppsala universitet som hjälpt mig med alla praktiska saker under arbetets gång, bland annat byggandet av kolonnerna.
- Tack till Tommy Lindgren på SSAB i Oxelösund för hjälp vid SEM-analyserna, det uppskattades verkligen speciellt som han fick rycka in i sista sekund och hjälpa till på grund av sjukdom.
- Ett sista tack går till min underbara pojkvän Jon som varit till stöd under rapporten men även för bärhjälp vid hämtandet av vattnet från Ångersjön.

1. INLEDNING	1
1.1 SYFTE.....	1
1.2 METODER OCH BEGRÄNSNINGAR.....	2
2. BAKGRUND	2
2.1 ALLMÄNT OM UTSLÄPP AV AVLOPPSVATTEN TILL RECIPIENT.....	2
2.2 SORPTIONSMEKANISMER.....	3
2.3 ÅNGERSJÖN.....	3
2.4 MATERIALBAKGRUND.....	4
2.4.1 Hyttsand.....	4
2.4.2 Bränd kalk, CaO.....	4
2.4.3 Filtralite®.....	5
2.4.4 Polonite®.....	5
2.5 REAKTIVA FILTER.....	6
2.6 FOSFORSORPTION TILL REAKTIVA FILTER.....	7
3. EXPERIMENT	9
3.1 HÄMTNING OCH FÖRVARING AV AVLOPPSVATTNET SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN.....	9
3.2 VATTENANALYSER.....	10
3.2.1 Löst syre.....	10
3.2.2 Totalfosfor.....	10
3.2.3 Fosfatfosfor.....	11
3.2.4 Nitratkväve.....	11
3.2.5 pH.....	11
3.2.6 Alkalinitet.....	11
3.2.7 Konduktivitet.....	12
3.2.8 TOC, DOC och TC.....	12
3.3 ANALYSER UTFÖRDA AV ALCONTROL.....	12
3.4 MATERIALANALYSER.....	13
3.4.1 Porositet, kapillaritet och bulkdensitet.....	13
3.4.2 XRD.....	13
3.4.3 SEM.....	13
3.5 KOLONNFÖRSÖK.....	14
3.6 SKAKFÖRSÖK.....	16
4. RESULTAT OCH OBSERVATIONER	17
4.1 AVLOPPSVATTNET SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN.....	17
4.2 MATERIAL.....	18
4.3 KOLONNFÖRSÖK.....	19
4.4 SKAKFÖRSÖK.....	25
4.5 ÅNGERSJÖN.....	28
5. DISKUSSION	30
5.1 AVLOPPSVATTNET OCH FILTERMATERIALEN SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN	30
5.2 KOLONNFÖRSÖKEN.....	30
5.3 SKAKFÖRSÖKEN.....	32
5.4 ÅNGERSJÖN.....	34
5.5 GENERELLT.....	34
6. SLUTSATSER OCH FORTSATTA STUDIER	36
7. REFERENSER	37
7.1 LITTERATUR.....	37
7.2 ANALYSER.....	39
7.3 PERSONLIGA KONTAKTER.....	39
7.4 INTERNETSIDOR.....	40

BILAGA I	41
BILAGA II	42
BILAGA III	44
BILAGA IV	46
BILAGA V	47

1. INLEDNING

Fosfor (P) är ett essentiellt makronäringsämne, det vill säga det behövs i relativt stora mängder för allt biologiskt liv. I naturen cirkulerar fosfor i ett evigt kretslopp där jämvikten kan störas av antropogen tillförsel av fosfor, vilket bland annat kan leda till övergödning av sjöar och vattendrag.

De första konventionella reningsverken i Sverige byggdes på 1950-talet, men det var först på 1960 och 1970-talen som problem med övergödning och syrebrist i sjöar, vattendrag och vissa kustområden uppmärksammades och den omfattande utbyggnaden av reningsverk skedde (Internet, Nationalencyklopedin, 2004-04-15). Ett konventionellt reningsverk är oftast uppdelat i tre steg. Först avskiljs stora partiklar med hjälp av galler eller sedimentering i ett mekaniskt reningssteg. I nästa steg avskiljs organiskt material genom biologisk rening. Genom utnyttjande av mikroorganismer omvandlas och koncentreras biologiskt nedbrytbara föreningar till flockar som kan avskiljas i sedimenteringsbassänger. Sist sker en kemisk rening där löst fosfor fällt ut med kemikalier (vanligen aluminium- eller järnsalter, ibland kalk) och bildar ett slam som sedan deponeras eller i vissa fall används som gödselmedel. Fosfor binds emellertid hårt i slammet till de tillförda kemikalierna aluminium eller järn, vilket försvårar att den utnyttjas av växter. En annan orsak till att slammet vanligen deponeras är att det innehåller tungmetaller och andra giftiga och svårnedbrytbara organiska föreningar. (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996)

Enskilda avloppsanläggningar som inte anslutits till reningsverk saknar ofta det sistnämnda reningssteget där den större delen av fosfor avskiljs, vilket medför en bristfällig fosforreduktion i avloppsvattnet innan det släpps ut i naturen. Däremot är dessa avlopp inte belastade med tungmetaller och andra giftiga ämnen från industrier och dagvatten. Nästan hälften (40 %) av Sveriges en miljon enskilda avlopp saknar godtagbar rening av avloppet. Naturvårdsverket har satt upp ett mål att 10 % av alla enskilda avlopp ska ha lösningar där näringsämnena cirkulerar i ett naturligt kretslopp vid 2015. Dessutom ska minst 60 % av fosfor i alla avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften till produktiv åkermark. (Naturvårdsverket, 2003) Ur detta har tanken vuxit fram om ett filter där fosfor avskiljs ur avloppsvattnet genom att bindas till lämpliga material. Filtren kan sedan användas som gödselmedel och fosfor blir därmed tillgänglig för växter som behöver fosforgödsling. Om detta filter är en restprodukt kan resursförbrukningen bli minimal och bilden av ett eko-teknologiskt samhälle framträder. Ett uthålligt samhälle för både människa och natur!

1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet är att undersöka några olika filtermaterials förmåga att reducera halten fosfor i avloppsvatten. Tanken är att i laborieförsök simulera möjliga, alternativa processer vid avloppsreningsverket vid Ångersjöns rastplats utanför Hudiksvall, där två olika filtermaterial provas i en fullskalanläggning i dagsläget. I laboratorium genomförs skak- och kolonnförsök med avloppsvatten från avloppsreningsverket vid Ångersjön. Efter kolonnförsöken undersöks filtermaterialen och de kemiska reaktionerna som lett till en minskning av fosfor utreds.

1.2 METODER OCH BEGRÄNSNINGAR

Detta 20 poängs examensarbete inom Miljö- och vattenteknik utgör en liten del av ett större forskningsprojekt mellan SSAB (Svenskt Stål AB) Merox AB, KTH (Kungliga Tekniska Högskolan), Uppsala universitet, SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet), WRS (Water Revival System) och Vägverket. Ett av syftena med projektet är att undersöka möjligheten att använda Hyttsand, vilket är framställt av en restprodukt från stålindustrin, som ett alternativ till tillgängliga fosforfällor i avloppsrening, främst vid mindre reningsverk. När filtret har blivit mättat på fosfor är tanken att det ska bytas till ett nytt och det gamla ska malas (till exempel av SSAB Merox AB) och sedan användas som gödsel- och kalkningsmedel.

Filtermaterialen som undersöktes i detta arbete var Hyttsand, Hyttsand blandad med kalk, Filtralite[®] och Polonite[®]. Jämförelse mellan dessa olika filtermaterials förmåga att avskilja fosfor undersöktes i en kolonnstudie och genom skakförsök. Parallellt med laborationerna bedrevs litteraturstudier och anknytning till fullskaleförsöket vid Ångersjöns rastplats gjorts, där Filtralite[®] och Hyttsand testas.

Tonvikten i detta arbete låg på effektiviteten att minska halten fosfor i det filtrerade vattnet och utreda vilka mekanismerna var (främst i Hyttsand). Hur och om fosfor bundet i filtren rent praktiskt kan utnyttjas som gödselmedel rymdes inte i detta arbete. Undersökning om växttillgängligheten av fosfor, som bundits till filtermaterial, har undersökts av Hylander och Simán (2001). En begränsad miljöbedömning av lämpligheten att använda Hyttsand för fosfor och metallavskiljning utfördes parallellt med detta arbete av en grupp studenter vid Linköpings universitet (Becker et al, 2004).

2. BAKGRUND

2.1 ALLMÄNT OM UTSLÄPP AV AVLOPPSVATTEN TILL RECIPIENT

En kraftigt ökad alg tillväxt i vatten är ett tecken på övergödning. Det uppkommer främst då tillgången på näringsämnen fosfor och kväve ökar i naturen och kan bland annat leda till en ökad syrebrist i vattnet. Kvävet kretslopp i naturen är omfattande, det cirkulerar i marken, luften och i vatten. Den främsta källan av kväveutsläpp till vatten är utlakning av nitrat från jord- och skogsbruk, men det kommer även kväve från bland annat avloppsvatten. En stor del fosfor kommer från avloppsvatten men även från skogs- och jordbruksmark. En bov till utsläppen av fosfor har länge varit tvättmedel, men sedan införsel av fosfatfria tvättmedel har halterna minskat betydligt. Läckage av sediment i sjöar (så kallad intern belastning) är ytterligare en källa till fosforbelastningen i sjöar och vattendrag. (Brady & Weil, 1999)

I avloppsvatten förekommer fosfor i främst två olika former: som organiskt bunden fosfor och som oorganisk fosfor. Oorganisk fosfor delas in i ortofosfat (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) och polyfosfat, där polyfosfater bryts ner till ortofosfat med tiden. I avloppsvatten brukar ungefär hälften av all fosfor vara i löst form (främst som ortofosfat). Vid pH 7 förekommer lika stora delar HPO_4^{2-} som H_2PO_4^- i lösning, men vid högre pH dominerar HPO_4^{2-} . Vid pH över 12 är PO_4^{3-} den dominerande formen av löst fosfor. (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996)

En ungefärlig halt totalfosfor i avloppsvatten per person och dag anses vara 2,1 g (Personlig kontakt, Broberg) eller cirka 6,5 mg PO₄-P/l (Palm et al, 2002). En koncentration i vattnet på 25 µg tot-P/l anses vara vad en sjö i Sverige kan belastas med utan påtaglig olägenhet för sjön (Naturvårdsverket, 2004).

2.2 SORPTIONSMEKANISMER

Ämnen som transporteras genom marken färdas oftast långsammare än vatten. De kan hindras på vägen av olika mekanismer, bland annat via så kallade sorptionsmekanismer. De viktigaste mekanismerna är adsorption och utfällning men transporten kan även rent mekaniskt blockeras av andra partiklar i marken. Adsorption brukar delas in i tre olika mekanismer; jonbyte, ytkomplexbildning och hydrofob adsorption. En löst jon som attraheras elektrostatiskt av en laddad partikelyta och ersätter en annan jon, benämns jonbyte. Bindningen kan lätt brytas upp vid konkurrens av andra joner. Jonbyte anses viktigare för katjoner än för anjoner i marken, ty jordpartiklar är oftast övervägande negativt laddade. Ytkomplexbildning är starkare än jonbyte och kan bildas bland annat mellan katjoner och syret i hydroxylgrupper på partikelytor eller till karboxylgrupper i humusämnen. Anjoner som fosfat bildar gärna komplex på oxidtytor med järn och aluminium (Gustafsson et al, 2002). Hydrofob adsorption är framförallt betydelsefull för många organiska ämnen som t.ex. PCB, varför det i det här projektet anses mindre intressant.

Faktorer som styr adsorptionen är pH, koncentration av aktuell jon, mängd adsorberande ytor, temperatur och konkurrens från andra joner och partiklar (Gustafsson et al, 2002).

När inte annat anges, används termen sorption i denna rapport som en gemensam beteckning för de olika mekanismer som avskiljer fosfor.

2.3 ÅNGERSJÖN

På E4: an i Enånger, mittemellan Söderhamn och Hudiksvall, ligger en rastplats vid namn Ångersjöns rastplats. Rastplatsen ligger vackert belägen vid sjön Ångersjön och är på sommaren relativt välbesökt. Vägverket har byggt WC-anläggningar där och det finns övernattningsmöjligheter för ett 40-tal gäster. I dagsläget bygger dessutom Vedmora byalag bland annat en kaffestuga med enklare servering och duschar till de övernattande gästerna (Petersens & Ridderstolpe, 2002). På vintern besöks rastplatsen mest av förbipasserande trafikanter som använder WC-anläggningar.

Ångersjön och dess utlopp i Myrabäcken är övergödda, varför en behandling av avloppsvattnet som leder till en minskad miljöbelastning anses viktigt. En enskild avloppsreningsanläggning som behandlar allt vatten från rastplatsen togs därför i bruk hösten 2003. Anläggningen fungerar som en provanläggning och är tänkt att vara ett exempel på småskalig, miljövänlig och resurssnål rening, där restprodukter från reningen ska kunna utnyttjas i jordbruket som näringsmedel.

Avloppsreningsanläggningen är konstruerad så att större partiklar med högre densitet från WC och raststuga avskiljs i en trekammarbrunn. Vattnet pumpas sedan till reningsanläggningen där det fördelas i två olika parallella linjer. Varje linje består av tre olika delar. Första delen är ett vertikalfilter bestående av svensk Leca (Light Expanded

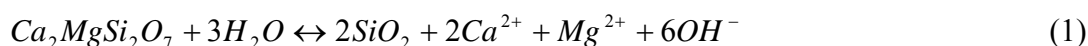
Clay Aggregates) som är brända, porösa lerkulor. Vattnet rinner igenom Lecakulorna under omättade flödesförhållanden (det vill säga luft i de större porerna förekommer). Det främjar heterotrofa aeroba mikroorganismer, vars aktivitet är hög. Där sker en effektiv partikelavskiljning, minskning av syreförbrukande ämnen samt en smittämnesreduktion och nitrifikation (ammoniumjoner, NH_4^+ överförs till nitratjoner, NO_3^-). Den andra delen är ett mättat (det vill säga ingen luft förekommer) horisontalfilter med kalkgrus där det sker en fortsatt biologisk nedbrytning. Kalkgruset ska höja pH i avloppsvattnet för effektivare fosforavskiljning och en fortsatt mineralisering väntas ske (Personlig kontakt Ridderstolpe, 2004-01-28). Uppehållstiden i horisontalfiltret är relativt lång och det sker denitrifikation (nitrat överförs till kvävgas, N_2 , som avgår till luften) och en fortsatt smittämnesreduktion. Den sista delen i avloppsreningen består av två olika fosforfällor om cirka 40 m^3 filtermaterial, en bestående av Filtralite[®] och den andra av Hyttsand (Ridderstolpe, 2003). Båda materialen (se nedan) har förmåga att avskilja fosfor.

2.4 MATERIALBAKGRUND

Nedan följer en beskrivning av material som använts vid experimenten utförda i denna rapport. Efteråt följs en sammanställning av materialens olika egenskaper i tabell 1.

2.4.1 Hyttsand

Masugnsslagg är en restprodukt som bildas vid framställning av råjärn. Årligen bildas cirka 240 000 ton slagg vid SSAB Oxelösund (Internet, SSAB Merox AB, 2004-05-04). Då masugnsslaggen snabbkyls med vatten bildas den sandlika (amorfa) produkten Hyttsand (figur 1 i bilaga I visar Hyttsandens uppkomst). Hyttsand består till 34 % av SiO_2 och 32 % CaO , därutöver finns stora mängder MgO och Al_2O_3 (för mer exakta värden hänvisas till tabell 1 i bilaga I). En viktig egenskap är dess bindningsförmåga, efter malning och aktivering (till exempel med bränd kalk) brinner materialet ihop likt vanlig cement. Materialet har sedan en tid framgångsrikt använts bland annat som vägmateriel och som jordförbättringsmedel inom lantbruk, men även inom cementindustrin. (Internet, SSAB Merox AB, 2004-02-18) Studier har visat att masugnsslagg som filtermaterial har en förmåga att avskilja många metaller från vätska, bland annat kan upp till 80 mg bly ”bindas” per g slag (Lopez et al, 1995). En anledning till Hyttsandens förmåga att avskilja ämnen från vätska antas delvis vara dess innehåll av CaO . När masugnsslagg kommer i kontakt med vatten sker en hydrolys av kalciumsilikater vilket bidrar till att pH höjs, till exempel genom ekvation 1. (Dimitrova, 1996 & Gao et al, 1995)



2.4.2 Bränd kalk, CaO

Bränd kalk, eller osläckt kalk som den också kallas, består till 95 % av CaO . De övriga ingående föreningarna är metalloxider såsom MgO , Fe_2O_3 , SiO_2 , Al_2O_3 , MnO , TiO_2 , Na_2O , K_2O , P_2O_5 , men den innehåller också ämnen som svavel och kol (Personlig kontakt Niskanen, 2004-05-07). Bränd kalk framställs genom att upphetta kalksten (bergart som huvudsakligen består av mineralet kalcit, CaCO_3) som då avger koldioxid och CaO . Dess pH uttrört i vatten är kring 12 och den har en volymvikt mellan $950\text{-}1200 \text{ kg/m}^3$. Bränd kalk som kommer i kontakt med vatten bildar Ca(OH)_2 och det sker en volymökning tillsammans med en värmeutveckling. Bränd kalk används bland annat i byggmaterial, inom cellulosa- och stålindustrin och som jordförbättringsmedel inom

lant- och trädgårdsbruk. (Internet, Svenska Mineral, 2004-02-23) Den brända kalken är väldigt finkornig och har därför en väldigt låg hydraulisk konduktivitet. Kalken som används i detta arbete kommer från Svenska Mineral AB:s kalkverk på SSAB:s område (Oxelö Kalkverk). Anledningen till att bränd kalk används i denna studie beror på att den innehåller CaO som binder fosfor effektivare än CaCO₃, som återfinns i släckt kalk (Johansson et al, 1999).

2.4.3 Filtralite[®]

Filtralite[®] är ett filtermaterial framställt av det norska företaget Optiroc. Företaget har flera olika filter avsedda att rena vatten och det som använts här är specialiserat på att avskilja fosfor, men det sker även en minskning av BOD- halten (se avsnitt 3.3). Filtralite[®] liknar grus och sand till utseendet. Enligt företaget är filtrets kapacitet att binda fosfor över 90 % och BOD över 80 %. Det består av porösa, kalciumhaltiga Lecagranuler med en bulkdensitet på 550 kg/m³. Det bör noteras att norsk Leca, som till skillnad från svensk Leca, innehåller kalk (Johansson, 1997). Kornstorleken är enligt företaget 0-4 mm med en osäkerhet på 5 % och porositeten är beräknad till cirka 65 %. Lecakulor ökar den hydrauliska konduktiviteten och med dess relativt stora specifika yta ökar adsorptionen. Filtralite[®] beräknas kunna avlägsna fosfor effektivt i upp till cirka 15 år och kan sedan användas som gödslingsmedel. (Opticor Produktblad och Internet, Opticor, 2004-02-17)

2.4.4 Polonite[®]

Polonite[®] är liksom Filtralite[®] ett fabricerat material. Det är framställt genom upphettning av den kiselrika bergarten opoka, som finns i bland annat Polen och Ryssland. Huvudkomponenterna i opoka är SiO₂ och CaCO₃ (Brogowski och Renman, 2004). Då Opoka upphettats till cirka 900°C sker en så kallad kalcinering där koldioxid och kalciumkarbonat i materialet övergår till kalciumoxid (Brogowski och Renmann, 2004).

Tabell 1. Sammanställning av egenskaper hos de olika filtermaterialen.

Material	Bulkdensitet [kg/m ³]	Huvudbeståndsdelar	pH i vatten	Porositet [%]	Specifik yta [m ² /g]
Hyttsand ¹	1100	34 % SiO ₂ , 32 % CaO, 18 % MgO, 12 % Al ₂ O ₃	10-11	cirka 40	0,43-0,5 ²
Bränd kalk ³	950-1200	95% CaO	12	-	4,52 0,36
Filtralite ³	550	62 % SiO ₂ , 18 % Al ₂ O ₃ , 7 % FeO ₃ , 4 % K ₂ O, 3 % MgO, 3 % CaO	7-12	65	0,545
Polonite ⁴	700-980	43 % CaO, 42 % SiO ₂	12.6	71	0.7

1. Internet, SSAB Merox AB, 2004-02-18

2. Värde för kristallin och amorf masugnsslagg (0,25-4mm), Hylander et al, 2004

3. Personlig kontakt Niskanen & Internet, Svenska Mineral AB, 2004-02-23.

4. Medel och standard avvikelse för bränd kalk av annat ursprung. Personlig kontakt, Hylander, 2004

3. Internet, Opticor, 040217 & Stevik et al, 1999

4. Brogowski & Renmann, 2003

2.5 REAKTIVA FILTER

Reaktiva filter kan kemiskt avskilja bland annat fosfor och kväve samt döda smittämnen i vatten genom olika sorptionsprocesser. Filtermaterialen, eller sorbenter som de även kallas, kan till exempel användas vid avloppsrening (främst småskaliga), vid rening av lakvatten från deponier eller vid rening av dagvatten (Johansson et al, 1999). Vid rätta förutsättningar är installationen och underhållet av filtermaterialen relativt enkla. Det är bland annat viktigt att filtret placeras efter den biologiska reningen annars förväntas organiska ämnen sorbera till filtermaterial och bilda en så kallad biohud, vilken försvårar fosforavskiljningen (Palm et al, 2002). När filtermaterialet blivit mättat på näringsämnen byts det ut mot ett nytt filter och det mättade filtret återanvänds som näringsresurs i jordbruk eller annan produktiv mark.

En viktig faktor som inverkar på filtermaterialets förmåga att avskilja ämnen är dess specifika yta, det vill säga storleken på den yta som finns tillgänglig för sorption. Ju större yta desto fler potentiella ytor finns där sorption och andra reaktioner kan äga rum. Det räcker inte med att filtret har stor specifik yta utan ytan måste även vara reaktiv, vilket påverkas av materialets kemiska sammansättning. Sorption av fosfat har visat sig bero på filtermaterialets innehåll av kalcium, järn, aluminium och mangan. Speciellt hydroxider av de nämnda metallerna anses viktiga vid avskiljning av fosfor från vatten. De föreningar i jorden som bäst avskiljer fosfor anses vara amorfa järn-, aluminium- och manganoxider samt allofaner. Allofaner är amorfa silikat föreningar med egenskaper av lermineral. (Gustafsson et al, 2002, Wiklander, 1976 och Brady & Weil, 1999)

Även mängden ler (partiklar mindre än 2 μm) i filtermaterial påverkar sorptionen, och i synnerhet laddningen på dess yta. Positiva ytor attraherar negativa joner såsom fosfatjoner. (Brady & Weil, 1999 och Wiklander, 1976). Materialets kornstorleksfördelning är dock av mindre betydelse än dess specifika yta. För att ämnena ska avskiljas effektivt krävs en viss kontakttid, denna beror på de kemiska reaktioner som är inblandade vid sorptionen. Generellt gäller att ju längre kontakttiden är desto effektivare blir sorptionen, även om mättnad infinner sig efter en viss tid. (Agyei et al, 2002 och Drizo et al 2002) Genom att ändra den hydrauliska konduktiviteten (som bland annat beror på kornstorleksfördelningen) kan kontakttiden ändras.

Förhållanden som pH och temperatur inverkar också vid sorptionen av fosfor. Sorptionen ökar med högre temperatur medan effekten av förändringar i pH verkar variera. (Agyei et al, 2002) Enligt Brady & Weil (1999) sker mest sorption vid låga och vid höga pH. Som nämndes i avsnitt 2.2 påverkar mängden konkurrerande joner och partiklar i vattnet fosforsorptionen, bland annat kan organiskt material i vattnet på flera sätt förhindra att fosfor avskiljs. Ju högre koncentration av joner desto mer sorberas per mängd material, men i takt med att färre sorptionsytor blir tillgängliga avtar ytans benägenhet att sorbera. (Brady & Weil, 1999 och Gustafsson et al, 2002)

Vid val av reaktivt filter bör, förutom ovanstående kemiska och fysikaliska egenskaper, följande beaktas: Lättillgängligheten av materialet, kostnad, naturligt förekommande eller antropogent material, innehåll av giftiga föreningar och lämplighet vid återanvändning jämfört med deponering. (Färm, 2003) Avloppsreningsystem, som lämpar sig bäst för användning av reaktiva filter, anses oftast vara dimensionerade för maximalt 500 personekvivalenter (Palm et al, 2002).

2.6 FOSFORSORPTION TILL REAKTIVA FILTER

Fasta ämnen kan klassificeras efter sin struktur. En kristallin förening kännetecknas av en kemisk och fysikalisk regelbundenhet med en homogen kedjelängd utan oregelbundna förgreningar medan en amorf förening kännetecknas av det motsatta, det vill säga en mindre strukturerad struktur. Som beskrivet ovan kan den amorfa föreningen bildas genom en snabb kylningsprocess med en vätska. Den kan även bildas vid konstant temperatur, till exempel i marken när partiklar och joner transporteras med vatten förbi partiklar där ytreaktioner kan ske. Med tiden övergår amorfa föreningar till mer kristallina. Mineraler är naturligt förekommande kristaller. I naturen är oorganiska fasta ämnen oftast kristallina ämnen. (Internet, KTH, 2004-05-24)

När det gäller avskiljning av fosfor med masugnslag har främst två olika mekanismer identifierats; fällning och adsorption (via jonbyte eller komplexbildning). Jonbyte anses inte inverka i större grad vid sorptionen av fosfor på grund av dess svaga bindning. Fällning och ytkomplex är däremot mer aktuella mekanismer i detta fall. Vid tillgång till järn- och aluminiumytor bildar fosfat mycket starka ytkomplex till dessa metaller, adsorption är dock som starkast vid låga pH. (Gustafsson et al, 2002) Vid höga pH beror sorptionen främst på mängden fria kalciumjoner. H_2PO_4^- reagerar fort med kalcium i alkaliska jordar för att bilda lättlösliga kalciumfosfater som med tiden blir mer svårösliga (och därmed mindre växttillgängliga) på grund av kristallisering. Lösligheten av kalciumfosfatföreningar som grupp minskar med ökat pH (Brady & Weil, 1999). I tabell 2 visas tre olika oorganiska fosfatföreningar med järn, aluminium och kalcium. Lösligheten i jord ökar nedåt i tabellen i båda grupperna.

Tabell 2. Olika former av förekommande föreningar med oorganisk fosfat i jord (Brady & Weil, 1999).

Ämne	Formel	Struktur
Järn och Aluminium föreningar		
Strengit	$\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Kristallin
Variscit	$\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Kristallin
Kalciumföreningar		
Fluorapatit	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2] \cdot \text{CaF}_2$	Kristallin
Karbonatapatit	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2] \cdot \text{CaCO}_3$	Kristallin
Hydroxiapatit	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2] \cdot \text{Ca}(\text{OH})_2$	Kristallin
Oxyapatit	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2] \cdot \text{CaO}$	Kristallin
Trikalciumfosfat	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	Kristallin
Oktakalciumfosfat	$\text{Ca}_8\text{H}_2(\text{PO}_4)_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Amorf
Dikalciumfosfat	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Amorf
Monokalciumfosfat	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	Amorf

Johansson & Gustafsson (2000) beskriver att masugnslaggens förmåga att sorbera fosfor är starkt kopplad till alkaliska förhållanden ($\text{pH} > 9$) och andelen löst kalcium (Ca). När slagg kommer i kontakt med vatten frigörs kalciumjoner och dessa främjar att kalciumfosfat fälls ut enligt beskrivet ovan.

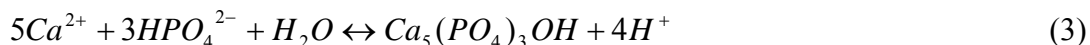
Fosfat i avloppsvatten kan fällas ut med kalciumjoner enligt följande reaktion:



Ekvation 2 gynnas vid pH högre än 10 (Internet, Chalmers, 2004-04-21).

Enligt en jämförelse mellan flygaska, cement och slagg framgick att effektiviteten att avskilja fosfat i lösning minskade med ökat pH upp till cirka pH 9. Därefter ökade effektiviteten aningen igen. En förklaring till att effektiviteten var högre vid lägre pH kan vara en ökning av positiva adsorbent ytor där den negativa fosfat jonen kan bindas. En annan förklaring skulle kunna vara att fosfat övergår till $H_2PO_4^{-}$ och HPO_4^{2-} som lättare bildar fällningen $Ca_3(PO_4)_2$. Den ökade effektiviteten av fosforavlägsning från vätskan efter pH 9 kan förklaras av gynnsammare förhållanden för fosfat att bilda fällning med kalciumjoner. (Agyei et al, 2002)

Johansson & Gustafsson (2000) undersökte med hjälp av datorprogrammet MINTEQA2/PRODEFA2 vilka kalciumfosfat föreningar som teoretiskt kunde bildas. Resultatet visade att amorft kalciumfosfat och eller oktakalciumfosfat antagligen inte är någon betydande mekanism för avskiljning av fosfor i slagg och opoka. Enligt författarna kan den oorganiska fällningen hydroxiapatit ($[3Ca_3(PO_4)_2] \cdot Ca(OH)_2$) bildas vid gynnsamma förhållanden. Hydroxiapatit är en svårlöslig fosfatförening som bland annat bildas i kalciumhaltiga jordar i alkalisk miljö (Wiklander, 1976). Det krävs dock en hög aktiveringsenergi för att hydroxiapatit ska bildas, speciellt vid små mängder kalciumfosfat. Hydroxiapatit kan bildas enligt följande reaktion med kalciumjoner i slagg och opoka. (Johansson & Gustafsson, 2000)



pH minskar i lösning när hydroxiapatit bildas enligt ekvation 3.

Karbonathalten i ingående vatten inverkar också på förmågan att avskilja fosfor. I filtermaterial som innehåller kalcium kan kalciumkarbonat fällas ut enligt ekvation 4. Genom att karbonat i det fallet binder kalciumjoner blir det färre tillgängliga kalciumjoner för fosfor att binda till.



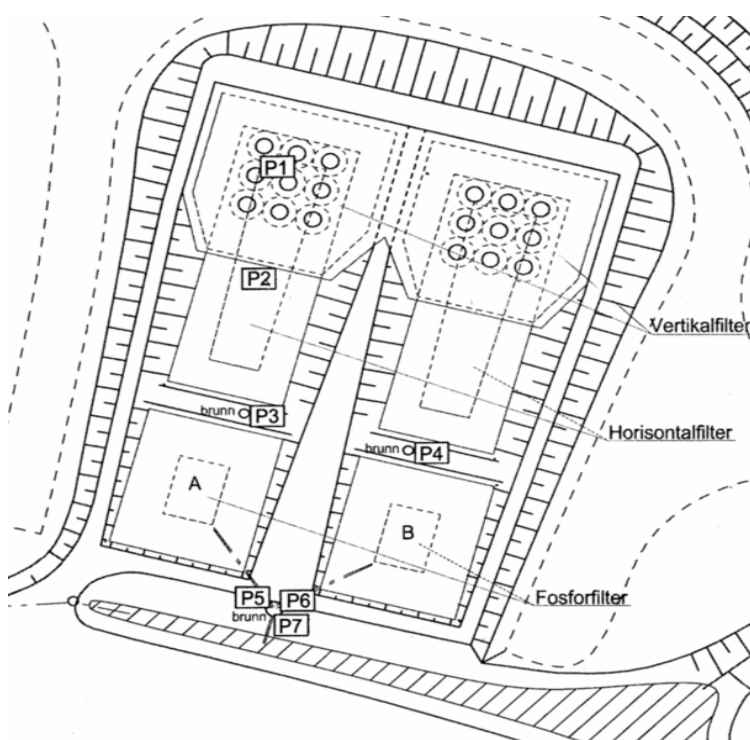
Drizo et al (2002) utförde kolonnstudier och skakförsök med stålslag (EAFS) som filtermaterial. EAFS (electric arc furnace) kallas på svenska ljusbågsugns slag och består av stora mängder skrot och stål (personlig kontakt Lind). Det bör poängteras att den kemiska sammansättningen i EAFS skiljer sig från masugns slag. Drizo et al (2002) skriver att i lösningar som innehåller kalcium och fosfor bildas det olika kalciumfosfater beroende på bland annat pH och fosfatkoncentration. Mellan pH 7-9 övergår amorft kalciumfosfat till en mellanfas av oktakalciumfosfat innan det till slut bildas hydroxiapatit. Vid mer basiska förhållanden ($pH > 9,3$) sker en snabb hydrolys av amorft kalciumfosfat till hydroxiapatit, utan mellanfas. (Drizo et al, 2002 and references therein) Genom att låta stålslagen vila 4 veckor mellan tillsats av fosforlösning visade Drizo et al (2002) att sorptionsförmågan ökade hos materialet med upp till 74 %.

Enligt Bockgård (1999), som undersökte fin och grov kristallin slagg från SSAB Merox med röntgendiffraktion (XRD, se avsnitt 3.4.2), innehöll slaggen övervägande mineralet åkermanit ($\text{Ca}_2\text{MgSi}_2\text{O}_7$) sedan monticellit (CaMgSiO_4) och den tredje viktigaste fasen ansågs vara spinellen MgAl_2O_4 . Babushkin (2004) utförde XRD på masugnsslagg som använts i kolonnförsök av Hylander et al (2004). Analysen visade att slaggen förutom en kristallin spinell (MgAl_2O_4), innehöll en adsorberad amorf förening på ytan. Denna amorfa förening kan bättre detekteras med infraröd (IR) spektroskopi. (Babushkin, 2004)

3. EXPERIMENT

3.1 HÄMTNING OCH FÖRVARING AV AVLOPPSVATTNET SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN

Den 5 februari 2004 hämtades cirka 700 l avloppsvatten från reningsanläggningen vid Ångersjön. Vattnet togs ur en brunn uppströms kalkgruset (vid provtagningspunkten P2) men var dock i kontakt med gruset. Se figur 1.



Figur 1. Provplatsen vid Ångersjöns avloppsreningsanläggning. Vattnet pumpades upp vid P2. Beteckningarna P1-P7 beskrivs i tabell 11 bilaga V.

Avloppsvattnet fylldes i 20-25 l dunkar som sedan fraktades till Uppsala. Där förvarades vattnet i ett $+4^\circ\text{C}$ rum för att minska den biologiska aktiviteten så att vattnet skulle förändras så lite som möjligt före användning. För att undvika syrefri miljö i dunkarna luftades och skakades de en gång per vecka.

3.2 VATTENANALYSER

Avloppsvattnet som användes vid experimenten analyserades på halten löst syre, fosfatfosfor, nitratkväve, pH, alkalinitet, elektrisk konduktivitet, totalfosfor, TOC, DOC och TC. Nedan följer en beskrivning om hur dessa parametrar analyserades. Förkortningarna finns utskrivna i bilaga I. Dessutom utfördes en del analys i avloppsreningsanläggningen vid Ångersjön av ALcontrol och dessa förklaras sist.

3.2.1 Löst syre

Halten löst syre bestämdes (enligt Broberg, 2003) då proven var rumstempererade (18°C) och kan därför jämföras med vattnet som användes vid kolonnförsöken då dessa utfördes i rumstemperatur. På provplatsen tillsattes 0,5 ml mangan(II)sulfatlösning och 0,8 ml OHTN3-lösning till de vattenfyllda glasflaskorna för att fixera syrgasen. En brunaktig fällning bildades vars färgintensitet är proportionell mot syrgashalten, denna löstes upp på labb med koncentrerad fosforsyra vilket gjorde lösningen gul. En delmängd (V_1) av denna lösning titrerades sedan med 0,02 M natriumtiosulfat ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) och resten användes för att bestämma absorbansen vid våglängden 450nm i en spektrofotometer. Titringen avbröts precis innan vätskan blivit klar och då tillsattes en spateludd thyodine indikator som gjorde vätskan blåaktig. Därefter fortsatte titringen med natriumtiosulfat tills avfärgning och totala mängden förbrukad natriumtiosulfat noterades. Halten löst syre i mg/l vatten beräknades enligt ekvation 5.

$$\text{löst_syre} = \frac{M_r \cdot V_2 \cdot c \cdot f_1}{4 \cdot V_1} \quad (5)$$

där

M_r är relativa molekylvikten av syre, dvs. 32

$$f_1 = \frac{V_0}{V_0 - V'}$$

V_0 är flaskans volym i ml, dvs. 112 ml

V' är summan av volymen mangan(II)sulfatlösningen och alkalisk reagens, dvs. 1,3 ml

V_1 är provets delmängd i ml, dvs. 10 ml

V_2 är förbrukad mängd natriumtiosulfat i ml

c är halten natriumtiosulfat i mmol/l, dvs. 20mmol/l

Ett alternativt sätt att bestämma syrgashalten istället för titrering är att mäta absorbansen av den gula, icke-titrerade lösningen i en spektrofotometer. Detta gjordes också.

3.2.2 Totalfosfor

Totala halten fosfor bestämdes genom en oxidativ hydrolysis med kaliumpersulfat i en svagt sur miljö vid hög temperatur och högt tryck i en autoklav. Genom denna process frigjordes organiskt bunden fosfor som fosfat och genom en så kallad MRP (molybdat reaktiv fosfor) metod kunde sedan totala mängden fosfor i provet bestämmas. Analysen utfördes enligt Svensk Standard (SS 028127, 1984).

Förutom prov analyserades blindprov med avjoniserat vatten samt kalibreringslösningar. Till samtliga prov och kalibreringslösningen tillsattes kaliumpersulfatlösning och därefter autoklaverades proverna i 60 min vid 120°C. Efter avsvälning tillsattes en blandreagens för MRP-bestämning bestående av 70 % reagenslösning (svavelsyra, ammoniummolybdat och kaliumantimon(III)oxidtartrat)

och 30 % 0,1M askorbinsyra. Absorbansen mättes sedan vid våglängden 882 nm i en spektrofotometer. Den totala halten fosfor i µg/l beräknades sedan enligt ekvation 6.

$$tot_P = \frac{C_{kal} \cdot V_{kal} \cdot (A_{prov} - A_{blind})}{V_{prov} \cdot (A_{kal} - A_{blind})} \quad (6)$$

där

C_{kal} är kalibreringslösningens koncentrationen i µg P/l

V_{kal} är kalibreringslösningens volym

V_{prov} är provets volym

A_{prov} är provets absorbans

A_{blind} är blindprovets absorbans

A_{kal} är kalibreringslösningens absorbans

3.2.3 Fosfatfosfor

För att bestämma koncentrationen fosfatfosfor (PO_4 -P) i proven tillsattes blandreagens (MRP), samma som vid bestämningen av totala halten fosfor, och absorbansen mättes sedan vid 882 nm. Fosfatfosfor beskriver mängden fosfat uttryckt i mängd fosfor i vattnet, halten beräknades enligt ekvation 5. Analysen utfördes enligt Svensk Standard (SS028126, 1984) samt enligt instruktioner ur Ahlgren & Ahlgren, 1976. Koncentrationer mellan 1-10 µg/l bör avrundas till första decimalen och koncentrationer över 10 µg/l bör avrundas till heltal. Koncentrationer lägre än 1 µg/l bör beaktas med aktsamhet då de är nära detektionsgränsen för vad spektrofotometern klarar (Broberg, 2003 och muntligen Johansson, 2004). Genom att mäta absorbansen på 15 blindprov och studera variationen bestämdes spektrofotometerens detektionsgräns till 0,5 µg/l, varvid koncentrationer mindre än 0,5 µg/l anges som $\leq 0,5$ µg/l.

3.2.4 Nitratkväve

Filtrerat prov och två olika kalibreringslösningar analyseras i en spektrofotometer vid två olika våglängder, 220 nm och 275 nm och absorbansen noterades. Förutom prov analyserades kalibreringslösningar med koncentrationen 5 mg nitratkväve/l respektive 1 mg nitratkväve/l samt blindprover. De uppmätta absorbanserna plottades mot koncentrationen och ett uttryck för nitratkväve i mg/l erhöles. Metoden utfördes enligt 419 A Ultraviolet spectrophotometric method (Broberg, 2003).

3.2.5 pH

Efter kalibrering av pH-meter, typ Crison micropH2001, med buffertlösning med pH 4.0 och pH 7.0, uppmättes pH enligt svensk standard (SS 02 81 22,1979). pH-mätningar utfördes vid samtliga tillfällen då proverna var rumstempererade och direkt efter provtagning vid experimenten.

3.2.6 Alkalinitet

Alkalinitet i provet bestämdes enligt svensk standard (SS 028139, 1981) och Broberg (2003). I en glasscintertratt där koldioxidfri kvävgas pressades underifrån tillsattes en bestämd volym kalibreringsvätska bestående av avjoniserat vatten, 0,002 M Na_2CO_3 och några droppar SBV-indikator. Denna titrerades sedan under kvävgasbubbling med 0,02 M HCl till grått omslag. På liknande sätt sattes några droppar indikator till en liten mängd prov som sedan fylldes till samma volym som kalibreringsvätskan och titrerades därefter med HCl.

Den exakta koncentrationen av HCl beräknades enligt:

$$C_{HCl} = \frac{2 \cdot C_{Na_2CO_3} \cdot V_{Na_2CO_3}}{V_{HCl}} \quad (7)$$

C står för koncentrationen, i mol/l, av respektive ämne och V för volymen. Alkaliniteten, uttryckt i mekv HCO₃/l, beräknades sedan enligt nedanstående formel.

$$alk = \frac{C_{HCl} \cdot V_{HCl} \cdot 1000}{V_{prov}} \quad (8)$$

3.2.7 Konduktivitet

Konduktiviteten i vattenproven bestämdes på följande sätt. Proven placerades i ett 23°C termostat bad och efter kalibrering mättes konduktivitet enligt SS 028123, 1974 med en konduktivitetmätare av typen Bergman & Beving, CDM 2d.

3.2.8 TOC, DOC och TC

Bestämning av totala halten organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC) och totala kolhalten (TC) utfördes i en TOC-5000 från Shimadzu Corp. Genom att tillföra en liten mängd 1,2 M HCl till proven sänktes pH och det oorganiska kolet övergick till CO₂ i gasfas som avlägsnades från provet. Provets organiska kolhalt registrerades sedan av en IR-detektor, där CO₂ förbrändes. För att kunna urskilja hur mycket av det organiska kolet som var i lösning (DOC) filtrerades en del av provet genom ett glasfiberfilter innan analys. Genom att till ett tredje parallellprov utesluta filtrering och tillsats av HCl, kunde totala mängden kol (TC) bestämmas. Analysen utfördes enligt Svensk standard (SS 028199, 1990).

3.3 ANALYSER UTFÖRDA AV ALCONTROL

BOD₇ (biological oxygen demand) analyserades av ALcontrol i avloppsvatten vid ett antal punkter vid reningsanläggningen vid Ångersjön. BOD₇ är ett mått på vattnets innehåll av biologiskt nedbrytbara ämnen. I princip går metoden ut på att avloppsvatten blandas med syrerikt vatten och efter en viss tid (oftast 7 dygn) i mörker mäts skillnaden i syregashalt i provet. BOD₇ beräknas sedan genom att multiplicera syreförbrukningen med utspädningen. Ett dygnsmedelvärde av BOD₇ brukar ligga omkring 200mg/l i inkommande avloppsvatten i ett reningsverk med specifika avloppsvattenmängden 400 l per person och dygn. (Svenska kommunförbundet & VAV, 1996). Utöver BOD₇ analyserades totalfosfor, pH, alkalinitet, kloridhalt, COD (chemical oxygen demand), totalfosfor, fosfatfosfor, total halt kväve, nitrit + nitrat samt ammoniumkväve och totala halten kväve vid ett flertal punkter i reningsanläggningen. COD är ett mått på hur stor andel av vattnets föroreningar som kan oxideras med ett starkt kemiskt oxidationsmedel. Fekala streptokocker och E-coli bakterier som båda kommer från tarmen mättes vid inloppet till reningsanläggningen (efter slamavskiljningen) och sedan innan kalkgruset och efter fosforfällorna. E-coli bakterier är liksom streptokockerna ett tecken på fekala föroreningar, varvid dessa bör minimeras. För en exakt redovisning av vilka analyser som utfördes var, se tabell 11 i bilaga V.

3.4 MATERIALANALYSER

3.4.1 Porositet, kapillaritet och bulkdensitet

Porositet är ett mått på hur mycket hålrum ett material har och kapillaritet beskriver ett materials förmåga att hålla kvar vatten mot gravitationen. Porvolymen bestäms genom att mäta den volym vatten som krävs för att fylla alla hålrum i materialet. Porositeten bestäms sedan genom följande uttryck.

$$n = 100 \cdot \frac{V_n}{V} \quad (9)$$

där

V_n är porvolymen

V totala volymen (luft, vatten och material)

Det vatten som förblev kvar i kolonnerna och inte tömdes med hjälp av gravitationen ansågs vara kapillärt bundet vatten.

Ett materials bulkdensitet definieras som

$$\rho_b = \frac{m_s}{V} \quad (10)$$

där m_s är materialets torra massa och V den totala volymen.

Texturanalys utfördes på SSAB Merox laboratorium. Det genomfördes genom skakning av materialet i siktar med hålstorlek från 4 mm till 0,075 mm.

3.4.2 XRD

Röntgendiffraktion XRD är en analysmetod som används för att bland annat bestämma kristallstrukturer. Provet bestrålas med röntgenstrålar med en våglängd av samma storleksordning som atomernas inbördes avstånd i kristallen. Röntgenstrålarna reflekteras i atomplanen i kristallerna och bildar sedan interferens- eller diffraktionsmönster med de ursprungliga röntgenstrålarna. Genom att undersöka dessa mönster kan kristaller identifieras. (Internet, Nationalencyklopedin, 2004-05-18) Analysen utfördes av Babushkin (2004).

3.4.3 SEM

Svepelektronmikroskop (SEM) kan användas för att i detalj undersöka ytor och partiklar, i vissa fall ner till atomnivå (Tipler & Llewellyn, 1999). Topografi, morfologi (form, storlek), sammansättning och kristallinformation på provets yta är möjlig att studera (Internet, University of Nebraska, 2004-05-10). I princip går metoden ut på att en stråle med elektroner (cirka 1keV-10keV) sveper över provytan och när dessa elektroner absorberas av provet avges andra elektroner (storleksordningen 1eV-10eV) som kan detekteras och analyseras (Internet, Linköpings universitet, 2004-05-10).

SEM:et som användes i denna rapport är av typen JEOL JSM 6400 och tillhör SSAB i Oxelösund. Analysen utfördes med handledning av Lind och Lindgren (2004). Materialen som undersöktes kom från kolonnen med mättat flöde (från det översta skiktet) men även ursprunglig Hyttsand användes (se avsnitt 3.5). Innan proven analyserades lufttorkades de. En liten mängd finkornigt material placerades på en

dubbelhäftande koltejp som sedan placerades på en kolkuts. Både koltejpen och kutsen var elektriskt ledande. Materialet (Hyttsand) som undersöktes har ingen ledningsförmåga varför en ytbeläggning lades på provet som gjorde materialet ledande. Guld belades därför på provet med hjälp av Guldsputtern Polaron. Kopplad till SEM utrustningen var en analysutrustning för att bestämma grundämnen i provet (energidispersiv spektrofotometri, EDS). En topp i det energispektrum som uppkommer, motsvarar ett grundämne vid ett specifikt värde. En topp detekteras om provet innehåller mer än cirka 0,2-0,3 vikts- % av ämnet (Personlig kontakt Lindgren, 2004).

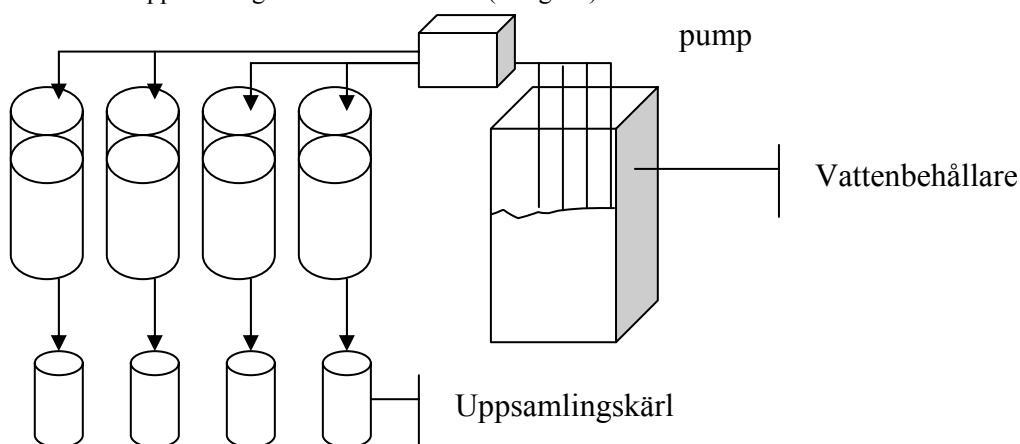
3.5 KOLONNFÖRSÖK

I syfte att simulera förhållandena i fosforfiltren vid Ångersjöns reningsverk konstruerades kolonner som fylldes med filtermaterial och under 10 veckor pumpades vatten hämtat från Ångersjöns reningsverk genom kolonnerna. Fosforfällorna vid Ångersjön är inte konstant mättade med flöde utan vid låg belastning är stora delar av filtret oanvänt och därmed fyllt med luft. För att undersöka eventuella effekter i sorptionsförmåga av detta, undersöktes både mättade (det vill säga inget syretillträde utan mättat med vatten) och omättade flödesförhållanden i kolonnerna.

Fyra kolonner av plast (innerdiameter 10,5 cm och höjd 30 cm) fylldes med filtermaterial till en höjd av 23 cm, vilket motsvarar cirka 2,1 l. Två filter av plast monterades till kolonnerna, en överst och en innan bottenplattan. Dessa syftade till att sprida ut vattnet och förhindrade stopp vid utflödet. Filtermaterialen som användes var Hyttsand samt finkornig bränd kalk. Hyttsanden kom från SSAB Merox AB och kalken från Svenska Mineral AB på SSAB:s område i Oxelösund (Oxelö kalkverk). Två av kolonnerna fylldes med enbart Hyttsand, medan de andra två fylldes med en blandning av 90 viktsprocent Hyttsand och 10 procent bränd kalk. Anledningen till att blanda Hyttsand med lite kalk är en förhoppning om ett filter med ultimata hydraulisk konduktivitet där fosfor avskiljs effektivt. Blandningen skedde manuellt och det utvecklades mycket värme vid tillfället. En av kolonnerna som enbart bestod av hyttsand och en av kolonnerna med blandningen undersöktes under mättade förhållanden och de två andra under omättade. För att kunna hålla vattennivån strax ovanför filtermaterialet i de mättade försöken, höjdes utloppsslangen till samma nivå som övre kanten på filtermaterialen och på så sätt förhindrades vattnet att falla fritt med gravitationen genom kolonnerna.



Figur 2a. Försöksuppställning vid kolonnförsöken (fotografi).



Figur 2b. Försöksuppställning vid kolonnförsöken (principskiss).

Pumpen Gilson Minipuls II justerades in på en kontinuerlig flödes hastighet under hela dygnet, motsvarande cirka 200 mm/dygn i varje kolonn vilket motsvarar flödet som Ångersjöns reningsverk är dimensionerat för. Försöket startades 2004-02-16.

Analys på fosfatfosfor, pH och elektrisk konduktivitet utfördes var tredje/fjärde dag, förutom de första dagarna då pH mättes varje dag. Bestämning av TOC gjordes varannan vecka. Prover som skulle analyseras på fosfatfosfor och inte kunde analyseras vid provtagningstillfället frystes och DOC-prov som inte kunde analyseras direkt bevarades skyddade från ljus vid +4°C. Analyserna utfördes enligt beskrivet i avsnitt 3.2.

När försöken avslutades efter 10 veckor delades kolonnernas innehåll in i fyra olika skikt om cirka 5 cm. En liten mängd av de översta 5 cm skiktet i varje kolonn skickades till Luleå för XRD-analys av Babushkin. En SEM-analys utfördes på material från det översta skiktet från den flödesmättade kolonnen med Hyttsand samt ursprunglig Hyttsand.

Några olika statistiska behandlingar utfördes på resultaten från analyserna. Utöver standardavvikelse (SD) på uppmätt koncentration fosfatfosfor, beräknades RSD (relative standard deviation) som standardavvikelsen delat med medelvärdet och SE (standard error) som standardavvikelsen delat med roten ur antalet prov. RSD är ett alternativ till att endast beräkna standardavvikelse som kan vara lämpligt vid stora mätvärden då standard avvikelsen annars kan bli hög. SE är ett mått på hur tillförlitligt medelvärdet är. För att undersöka om någon skillnad mellan olika medelvärden förelåg, utfördes t-test. Ekvation 11 beskriver ett t-test, där n är antalet prov, s standard avvikelsen, δ en konstant beroende på testhypotesen och X medelvärdet.

$$t = \frac{(\bar{X}_1 - \bar{X}_2)}{\sqrt{(n_1 - 1)s_1^2 + (n_2 - 1)s_2^2}} \sqrt{\frac{n_1 n_2 (n_1 + n_2 - 2)}{n_1 + n_2}} \quad (11)$$

3.6 SKAKFÖRSÖK

Skakförsök är ett snabbt sätt att undersöka ett materials förmåga att sorbera ett visst ämne. För att undersöka sorptionsförmågan och reaktionstiden hos fyra olika filtermaterial utfördes skakförsök med olika skaktider. Enligt beskrivet i avsnitt 2.6 har studier visat att torrläggning av filtermaterial kan leda till ökad sorptionsförmåga. För att studera eventuella förändringar i sorptionsförmåga hos filtermaterialen efter torrläggning, torkades därför filtermaterial efter skakning och skakades sedan på nytt med nytt avloppsvatten.

2g filtermaterial skakades med 100ml avloppsvatten vid rumstemperatur i en skakmaskin med hastigheten 60 varv per minut. Skakningarna utfördes i triplikat under 5s, 15s, 30s, 60s, 6min och dubbeluppsättning 60 min. De material som undersöktes var Filtralite[®], Polonite[®], Hyttsand som naturlig vara samt 90 viktsprocent Hyttsand blandat med 10 procent bränd kalk. Texturanalys utfördes på Hyttsand och Filtralite[®] för att bestämma kornstorleksfördelningen. Polonite[®] erhöles från Gunno Renman på KTH i två olika fraktioner, dels finkornig (0-2 mm) och dels grovkornig (2-5,6 mm). För att kunna jämföra resultaten behövdes ungefär samma kornstorlek på alla filtermaterialen, varvid den grovkorniga Poloniten[®] siktades och endast partiklar större än 1mm och mindre än 4 mm användes.

Efter skakningen filtrerades lösningen direkt med glasfiberfilter typ Munktell Filter Paper, MGC och prover som skulle analyseras på fosfatfosfor, pH och DOC erhöles. Dessa analyser utfördes enligt 3.2. De två uppsättningarna av filtermaterial som skakats 60 min behölls och lufttorkades. Efter 5 v utfördes ytterligare en 60 min skakning på en av uppsättningarna med tillsats av nytt avloppsvatten och prover togs. Materialet fick sedan lufttorka ytterligare 5 v. Därefter upprepades skakningen och provtagningen. Den andra uppsättningen lufttorkades i 10 v och skakades sedan 60 min med nytt avloppsvatten och analyserades som de övriga proverna.

Resultaten från skakförsöken bearbetades med samma statistiska beräkningar som i kolonnförsöken.

4. RESULTAT OCH OBSERVATIONER

4.1 AVLOPPSVATTNET SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN

Vattenproverna är tagna mitt på dagen 2004-02-05 och om inte annat angivet utfördes vattenanalyserna, enligt avsnitt 3.2, 2004-02-06. En sammanställning av resultaten ges i tabell 3.

Vid syrgasmätningen av avloppsvattnet togs dubbla prover varvid analysen utfördes två gånger och följande resultat erhöles. Volym förbrukad (V_2) natriumtiosulfat var 0,613 ml respektive 0,615 ml vilket ger halten 9,92 mg/l löst syre (enligt ekvation 5). På det alternativa sättet att mäta absorbansen i en spektrofotometer, uppmättes absorbansen till 0,883 respektive 0,833. Det senare värdet anses mer trovärdigt då denna fått vila minst efter tillsats av fosforsyra. Ur figur (Broberg, 2003) bestämdes syrgashalten enligt $A_{450} \cdot 11,92$ till 10,53 respektive 9,92 mg/l.

Totala halten fosfor i avloppsvattnet beräknades enligt ekvation 6. Med en medelabsorbans på 0,299 erhöles totala halten fosfor till 557 $\mu\text{g/l}$.

Analysen av fosfatfosfor utfördes på tre filtrerade prover, blindprov med avjoniserat vatten samt en kalibreringslösning bestående av 200 $\mu\text{g/l}$ $\text{PO}_4\text{-P}$. Halten fosfatfosfor i vattenproven beräknades enligt ekvation 5 till 375 $\mu\text{g/l}$. Andelen fosfatfosfor var därför cirka 2/3 av den totala halten fosfor i provet.

Nitratkvävehalten i vattenproven visade sig vara för höga för att kunna analyseras, varvid en kyvett med sidan 1 cm användes istället för en med sidan 5 cm som annars är standard. Dessutom späddes provet till hälften. De absorbanser som observerades redovisas i tabell 2 i bilaga II. Absorbansen för de båda kalibreringslösningarna antas vara linjärt beroende av koncentrationen nitratkväve och då värdena plottas fås förhållandet

$$C = 4,7619 \cdot A - 0,0238 \quad (12)$$

där C är koncentrationen och A absorbansen. Ekvation 12 ger med den erhållna absorbansen för det analyserade vattnet koncentrationen 6 mg nitratkväve/l.

pH bestämdes till 7,9 och konduktiviteten bestämdes till 150 mS/m. (Konduktivitetsanalysen utfördes sex dagar efter provtagningen).

Vid bestämningen av provets alkalinitet sattes förbrukad volym 0,025 M HCl ($1,66 \pm 0,08$ ml) vid titreringen med kalibreringslösningen in i ekvation 7. Vid titreringen med provet krävdes $1,70 \pm 0,05$ ml HCl, med den verkliga koncentrationen HCl ger detta en alkalinitet på 8,2 mekv $\text{HCO}_3\text{/l}$ enligt ekvation 8.

TOC var enligt analysen $13,8 \pm 0,5$ mg/l och DOC $15,2 \pm 0,5$ mg/l. Totala halten kol i provet bestämdes till $103 \pm 0,5$ mg/l.

Tabell 3. Sammanställning av ursprungliga vattnet.

Analys	Resultat
Löst syrgas [mg/l] enl. titrering	9,92
Löst syrgas [mg/l] enl. spektrofotometer	10,53 och 9,92
Totalfosfor [$\mu\text{g/l}$]	557
Fosfatfosfor [$\mu\text{g/l}$]	375
Nitratkväve [mg/l]	6
pH	7,9
Alkalinitet [mekv/l]	8,2
Konduktivitet [mS/m]	150
DOC [mg/l]	15,2
TOC [mg/l]	13,8
TC [mg/l]	103

4.2 MATERIAL

Mätresultaten redovisas i bilaga II.

Bestämning av porositet på hyttsanden respektive hyttsand blandat med kalksten gjordes innan kolonnförsöken påbörjades. Efter att kolonnerna fyllts med respektive material, där den totala volymen filtermaterial i varje kolonn var $2,1 \text{ dm}^3$, förhindrades utflöde och de fylldes därefter med vatten. Mängden tillsatt vatten är porvolymen. Porositeten beräknades sedan enligt ekvation 9. Porositeten i kolonnerna med enbart hyttsand beräknades till 46,5 % respektive 45 %, medan kolonnerna med hyttsand blandat med kalk hade porositeten 40 % respektive 42 %. De sista värdena var svåra att bestämma då kalken delvis sköljdes bort vid tillsats av vatten, men även då det var svårt att se om kolonnerna blivit helt mättade eftersom kalktillsatsen försvårade genomströmningen.

Mängden kapillärt bundet vatten beräknades efter att kolonnerna tömts på vatten efter porositetsmätningen. Kolonnen med enbart Hyttsand (som skulle undersökas under omättade flödesförhållanden) band 237 ml (24 % av tillsatt vatten hålls kvar mot gravitationen) kapillärt, medan den andra med Hyttsand band 316 ml (33 % hålls kvar). Mängden kapillärt bundet vatten i kolonnerna med Hyttsand blandat med kalk är 600 ml (71 % hålls kvar) respektive 620 ml (eller 71 % hålls kvar), det vill säga väsentligt högre än de med enbart Hyttsand, vilket beror på den ökade andelen finkornigt material.

För Hyttsand beräknades bulkdensiteten enligt ekvation 10, till 861 kg/m^3 i den ena kolonnen och 856 kg/m^3 i den andra. Bulkdensiteten på Hyttsand blandat med kalk bestämdes till 857 kg/m^3 .

Texturanalys på Hyttsand och Filtralite[®] gav följande resultat.

Tabell 4. Kornstorleksfördelning i Hyttsand och Filtralite[®]. Andel partiklar med diameter i respektive intervall i procent av totala vikten

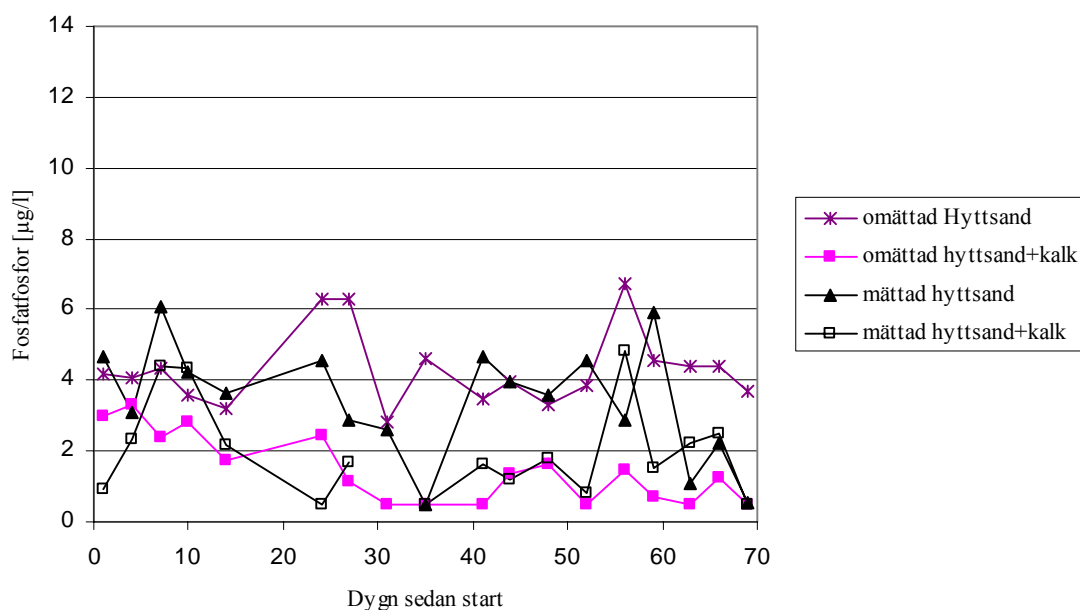
Partikelstorlek	<0.25 mm	0.25-2 mm	2-4 mm	> 4 mm
Filtralite [®]	6,7	51,1	39,6	2,6
Hyttsand	0,3	64,3	29,8	5,7

4.3 KOLONNFÖRSÖK

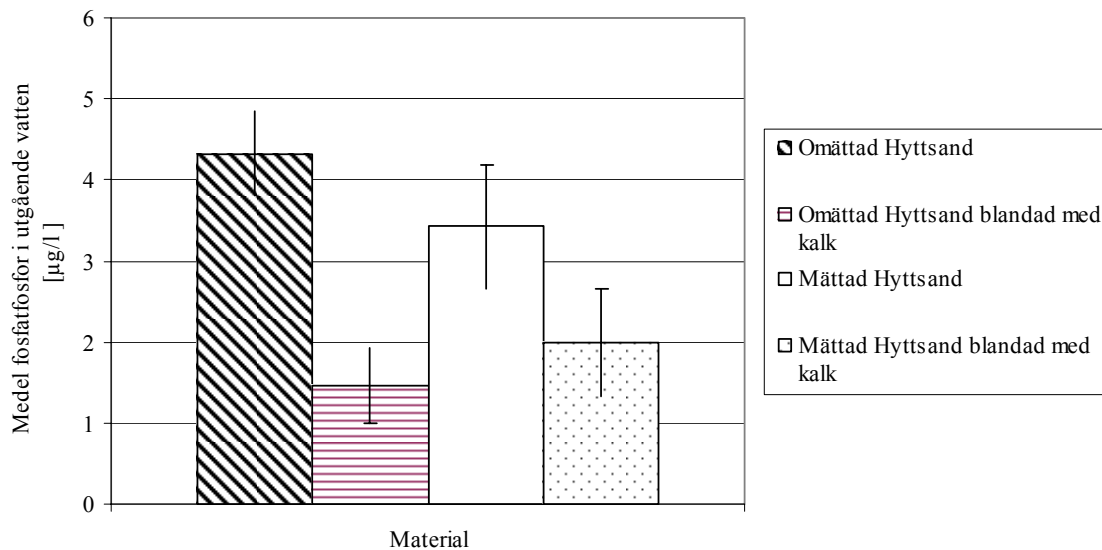
Samtliga mätresultat redovisas i bilaga III.

Medelflödet genom kolonnerna varierade mellan 154-169 mm/dygn och ingående vatten innehöll i medel 346 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$. Efter en del statistisk bearbetning på mätresultaten av utgående fosfatfosfor halt, ansågs några dagars mätvärden vara orimliga. Några enstaka värden låg klart högre än vad som ansågs rimligt med 95 % signifikansnivå och uteslöts därför. Ett enstaka mättillfälle (18/3) uteslöts också från den flödesmättade kolonnen med Hyttsand eftersom den vid mättillfället tömdes på allt vatten och var därför inte flödesmättad.

Alla fyra kolonner reducerade halten fosfatfosfor betydligt (figur 3), inget utgående vatten hade en fosfatfosforhalt högre än 7 $\mu\text{g/l}$. Kolonnen med enbart Hyttsand under omättade förhållanden hade en utgående medelkoncentration av fosfatfosfor på 4,3 $\mu\text{g/l}$. Kolonnen med Hyttsand under mättat flöde hade en medelkoncentration i utgående vatten på 3,4 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$. Kolonnen fylld med Hyttsand blandat med kalk som undersöktes under omättade vattenförhållanden hade en medelkoncentration av 1,5 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ och den med mättade förhållanden 2,0 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ (figur 4 och tabell 5).



Figur 3. Resterande halt fosfatfosfor i utgående vatten från kolonnerna med de olika filtermaterialen. Ingående vattnet innehöll i medel 346 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$.



Figur 4. Utgående medelhalt av fosfat från respektive kolonn med 95 % konfidensintervall. De vertikala strecken anger avvikelsen från medelvärdet i ett 95 % konfidensintervall uträknat genom att subtrahera/addera $2 \cdot SE$ från medelvärdet.

Figur 4 visar att det på 95 % signifikansnivå förelåg en skillnad mellan sorptionsförmågan hos Hyttsand jämfört med Hyttsand blandad med bränd kalk. Det gick dock inte att se någon signifikant skillnad mellan mättade och omättade flödesförhållanden.

För att beräkna mängd sorberad fosfor i filtren användes följande ekvation:

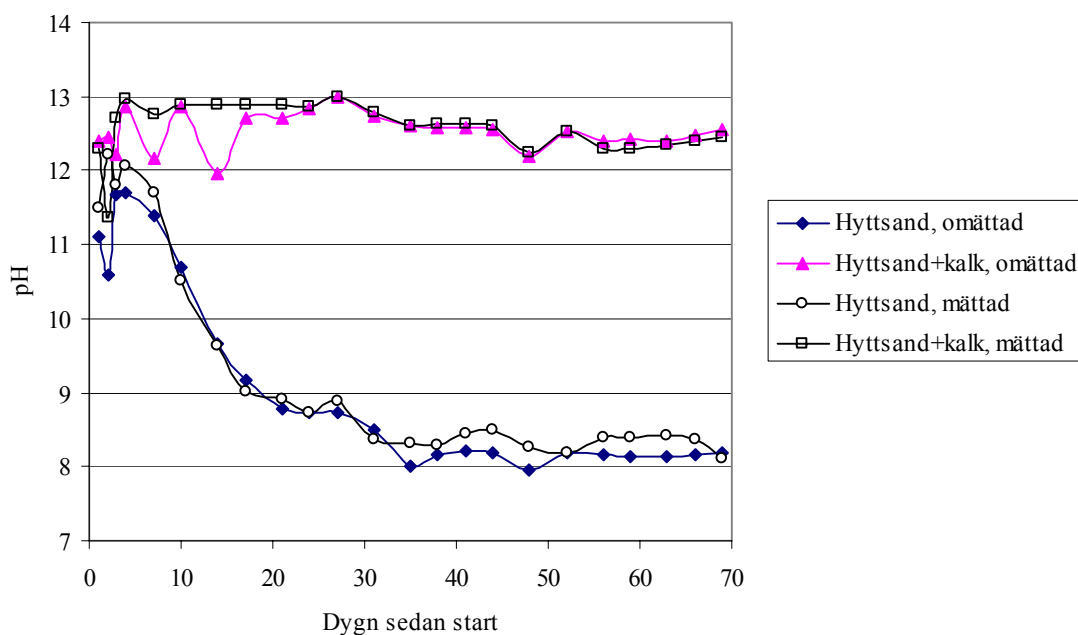
$$\text{mängd} = V_n \cdot \bar{C}_{in,n} - V_n \cdot \bar{C}_{ut,n} \quad (13)$$

Där V är volym vatten som passerat respektive kolonn och C är medelkoncentrationen fosfatfosfor innan och efter filtret. Resultatet redovisas i tabell 5. Alla kolonner avskiljde fosfor till 98 % eller mer i medel i kolonnerna.

Tabell 5. Resultat av kolonnförsöken. Passerande mängd vatten, medelhalt av fosfatfosfor på utgående vatten, sorberad mängd material i filtermaterialen och procent fosfatfosfor som filtren avskiljde.

Kolonn	Passerande mängd vatten [l]	Medelhalt fosfatfosfor [µg/l]	Sorberad mängd [mg]	% rening
Omättad Hyttsand	91	4,3	31	98
Omättad Hyttsand+kalk	101	1,6	34,6	>99
Mättad Hyttsand	100	3,4	34,1	99
Mättad Hyttsand+kalk	93	2,1	32	>99

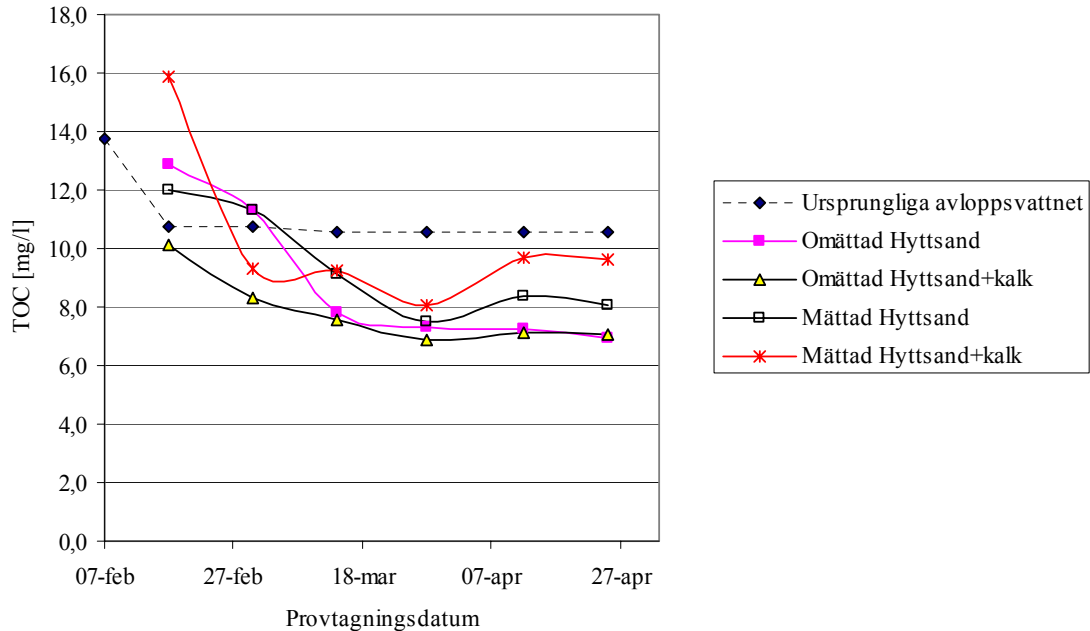
pH var relativt konstant i kolonnerna med hyttsand blandat med kalk under försökstiden, det pendlade mellan 12 och 13. I kolonnerna med enbart Hyttsand uppmättes oftast ett pH mellan 11-12 de första tio dagarna, men det sjönk sedan och stabiliserades kring pH strax över 8 med ett medel på $9,1 \pm 1,3$ i den omättade och $9,4 \pm 1,5$ i den mättade under resten av tiden (figur 5). Ett t-test utfördes enligt ekvation 11 för att undersöka om det förelåg någon signifikant skillnad i pH mellan omättad Hyttsand och mättad Hyttsand. Ingen signifikant skillnad i pH kunde dock urskiljas på signifikansnivån 0,1. Inte heller var det någon signifikant skillnad mellan pH i den flödesomättade Hyttsanden blandad med kalk och den flödesmättade Hyttsanden blandad med kalk.



Figur 5. pH i utgående vatten från de olika kolonnerna som funktion av tiden sedan försöken startades.

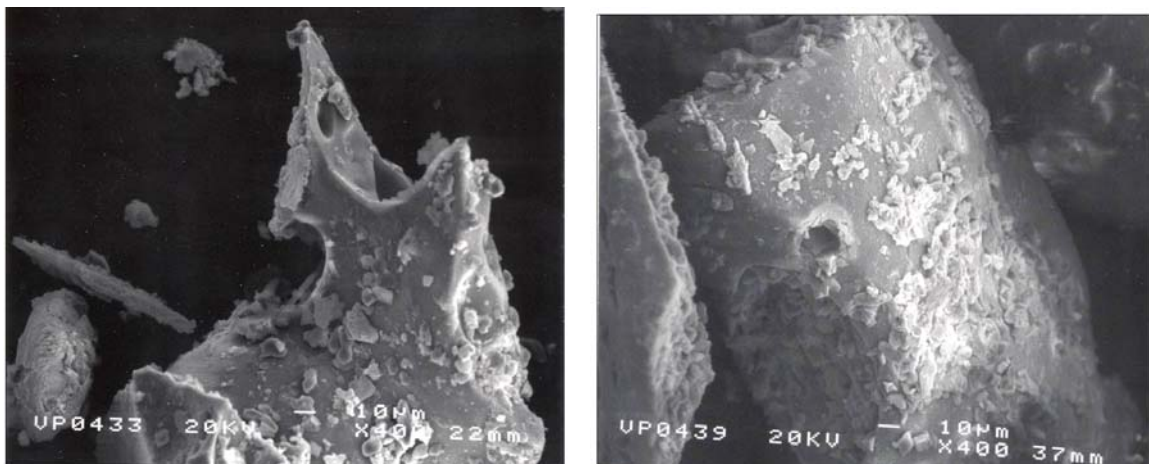
Konduktiviteten var relativt konstant i utgående vatten från kolonner med samma material under försöksperioden. I de två kolonnerna med enbart Hyttsand varierade konduktivitet mellan 65 och 95 mS/m, med undantag för de första dagarna efter att försöket hade satts igång. Tre dagar efter start uppmättes en konduktivitet på cirka 150 mS/m och ytterligare tre dagar senare till 105 mS/m. I de andra kolonnerna (Hyttsand blandat med kalk) varierade konduktivitet mellan 550 och 850 mS/m med ett medel på 730 mS/m i den flödesomättade och 749 mS/m i den flödesmättade.

Totala mängden organiskt kol (TOC) i utgående vatten från respektive kolonn varierade mellan cirka 7 mg/l till 13 mg/l (figur 6). Det ursprungliga avloppsvattnet innehöll i medel 11 mg TOC/l. Halten organiskt kol verkade vara något lägre i vattnet som kommer ut ur kolonnerna än i det ingående vattnet. Det kan betyda att organiskt kol sorberades i filtermaterialet.



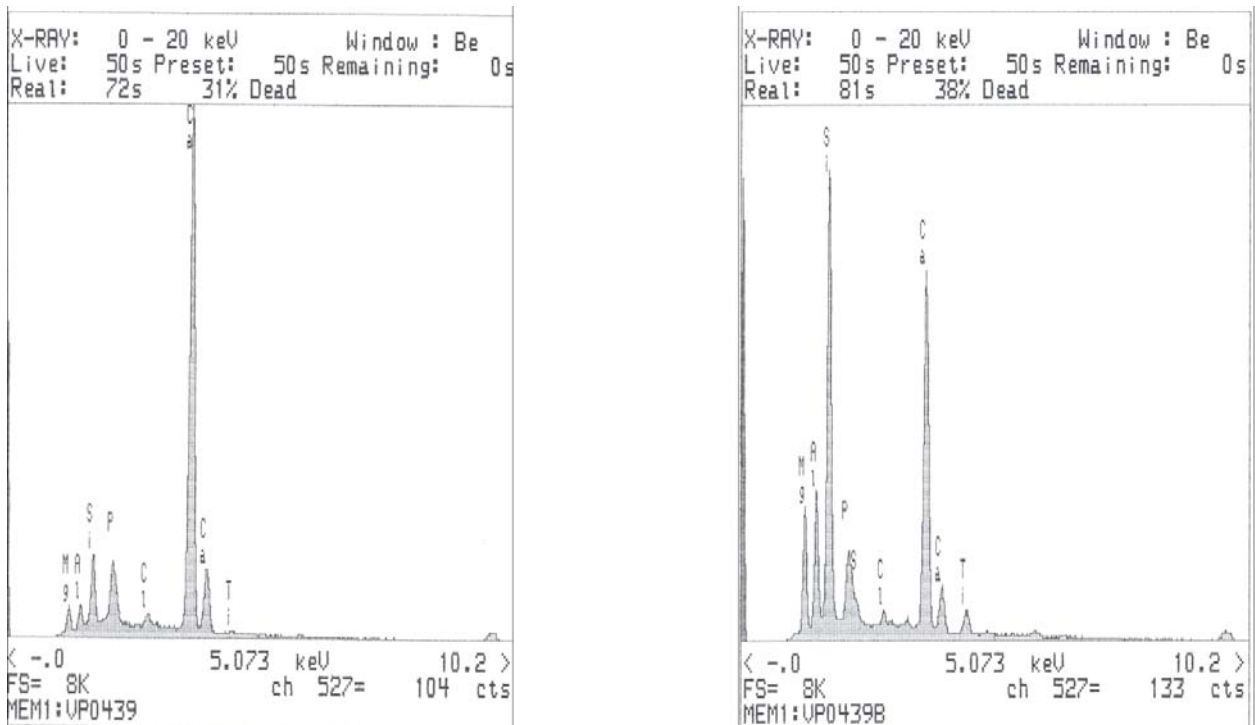
Figur 6. Totala halten organiskt kol (TOC) i utgående vatten från de olika kolonnerna jämfört med ingående vatten.

För att utreda vilka mekanismer som skett vid fosforavskiljningen utfördes SEM-analyser på Hyttsand (figur 7 a och b). Ursprunglig Hyttsand uppvisade enligt bilderna från SEM- analyserna kantiga och ostrukturerade strukturer med vassa med små löst sittande flisor utspridda över partiklarna. Hyttsand som använts i den flödesmättade kolonnen verkade däremot ha lite mer rundade partiklar och en yta med ”grötig” beläggning.



Figur 7a och b. Bilder tagna med SEM. Figur 7a visar oreagerad Hyttsand och figur 7b Hyttsand som varit filtermaterial i den flödesmättade kolonnen.

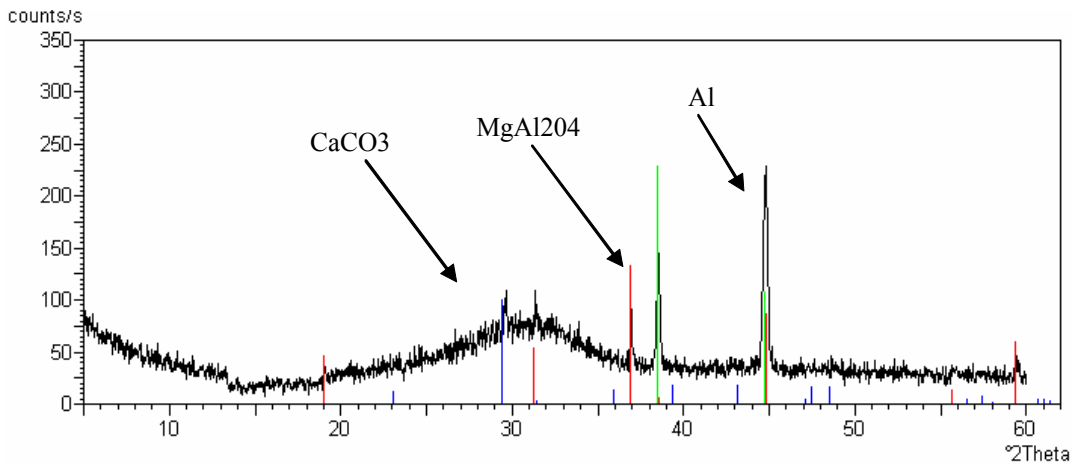
En analys av vilka grundämnen som förekom i proverna utfördes i samband med SEM-analysen. Undersökning gjordes dels på en yta som var fri från beläggning och dels på en misstänkt beläggning, i materialet från kolonnförsöket. Resultat redovisas i figur 8a och b. Topparna som identifierades är baserade på olika elektronskal (k, l och m-skalen). Analysen visade att Hyttsandsprov som använts i kolonnerna troligen innehöll fosfor utöver de ämnen som annars förekommer i Hyttsand (Mg, Al, Si, Ca, S och Ti). Provet verkade även innehålla en del klor (Cl). Längst ut till höger på spektrumet syns en liten topp som kan vara antingen zink eller guld. Eftersom provet belades med guld verkar det senaste troligast. Ett problem med analysresultaten är att fosfortoppen som registrerades ligger vid 2,015 keV och toppen för svavel (S) ligger vid 2,308 keV, vilket gör att dessa två toppar delvis överlappar varandra. I övrigt var mängden kisel (Si), Magnesium (Mg) och Aluminium (Al) förhållandevis större på den "fria" ytan av Hyttsanden jämfört med där beläggning misstänktes. Mängden kalcium hade däremot relativt sett minskat. Förhållandet Ca:P var ungefär 40 % högre på beläggningen än på den fria ytan samtidigt som förhållandet Ca:Al minskar med cirka 90 % .



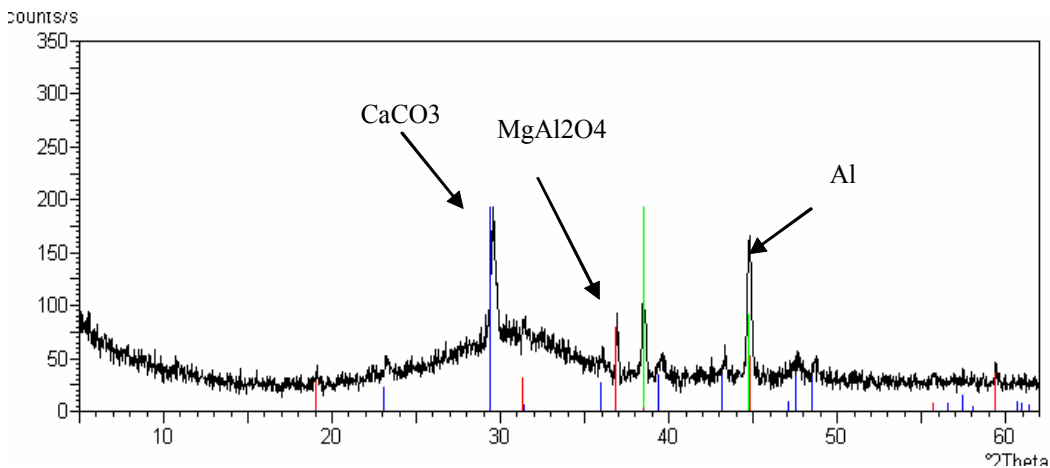
Figur 8a och b. Punktanalyser utförda på Figur 7b i samband med SEM- analysen. Figur 8a visar resultatet från analys av ett område med beläggning medan den Figur 8b visar analys av en yta som var fri från beläggning.

XRD-analys utfördes på filtermaterialen, som använts i kolonnerna, för att vidare klargöra vilka mekanismer som skett vid fosforavskiljningen vilket gav följande resultat. De klara topparna i figur 9 och 10 tyder på kristaller som finns i Hyttsanden. I alla prover kunde CaCO_3 , MgAl_2O_4 och Al identifieras. Den spetsiga toppen precis innan 40° är oidentifierad. Kolonnerna som innehållit 10 % kalk blandat med Hyttsand visade en högre halt CaCO_3 på grund av den höga halten CaO i kalken (figur 10). Relativt sett innehöll den flödesmättade kolonnen med Hyttsand mer CaCO_3 jämfört med den flödesomättade kolonnen med Hyttsand. Samma sak gäller för kolonnerna med Hyttsand blandat med kalk.

Normalt brukar bakgrunden ligga omkring noll, i detta fall var dock bakgrunden relativt hög och utsträckt vilket indikerar att en amorf förening har bildats. Omkring vinkeln 30° syns en bred, utdragen topp som kan vara början på en kristallin topp. Med tanke på att fosfor har avskiljts från avloppsvattnet till materialen är det troligt att det skulle kunna vara en amorf fosforförening (Babushkin, 2004).



Figur 9. Hyttsand vid omättade flödesförhållanden.

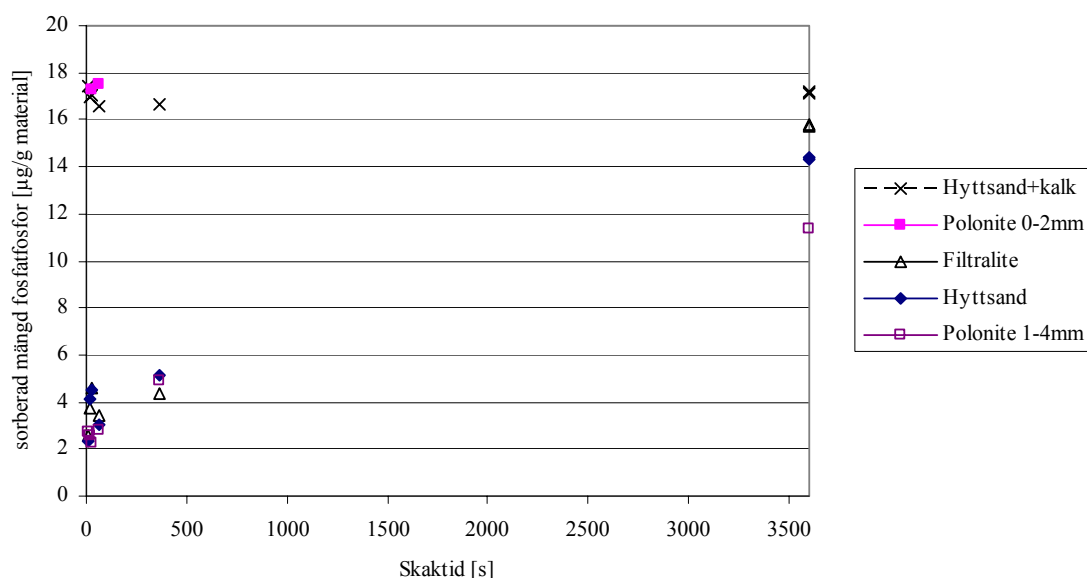


Figur 10. Hyttsand blandad med kalk vid omättade flödesförhållanden.

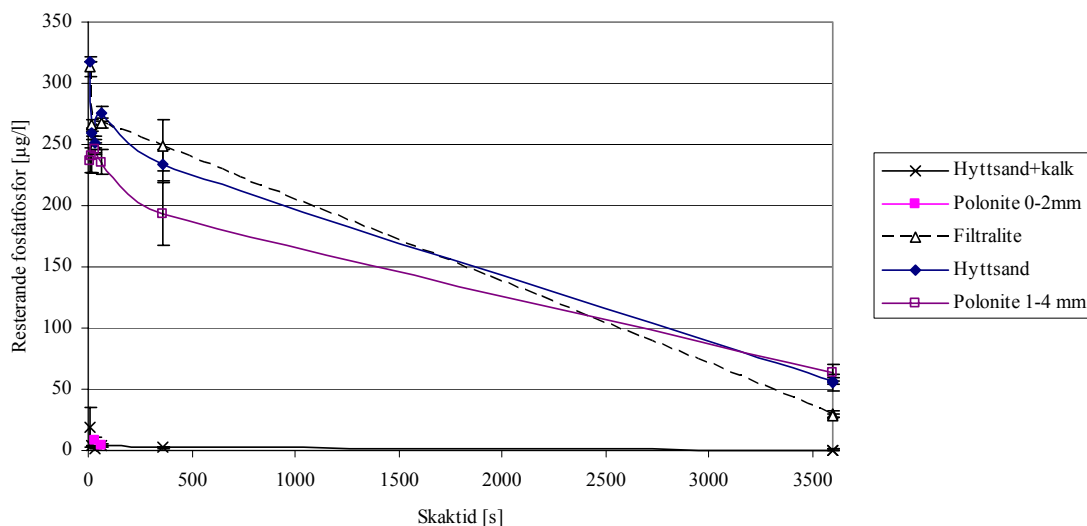
4.4 SKAKFÖRSÖK

Samtliga mätresultat redovisas i bilaga IV.

Eftersom Polonite[®] inte var tillgänglig vid början av arbetet utfördes skakningar med de tre andra materialen (Hyttsand, Hyttsand + kalk och Filtralite[®]) först. När Polonite[®] anlände återstod så få veckor av arbetet att den endast fick torka 5 veckor före upprepad skakning och ingen tredje skakning kunde utföras. Den finkorniga Poloniten[®] skakades enbart 30 respektive 60 s. Den grovkorniga skakades 5, 15, 30, 60, 360 och 3600 s. Hyttsand blandad med kalk visade sig avskilja fosfat effektivt vid alla skaktider, likaså den finkorniga Poloniten[®]. De båda sorberade cirka 17 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/g}$ material. Filtralite[®] och Hyttsand, som uppvisade liknande mönster vad gäller kapacitet att avskilja fosfat, sorberade fosfatfosfor klart långsammare. Under skaktiderna 5 s till 6 min kunde inte mer än upp till knappt 6 $\mu\text{g/g}$ material avskiljas. Vid skaktiden 60 min sorberades cirka 14 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/g}$ material i Hyttsand, 16 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/g}$ material i Filtralite[®] och grovkornig Polonite[®] sorberade knappt 12 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/g}$ material (figur 11 och 12).

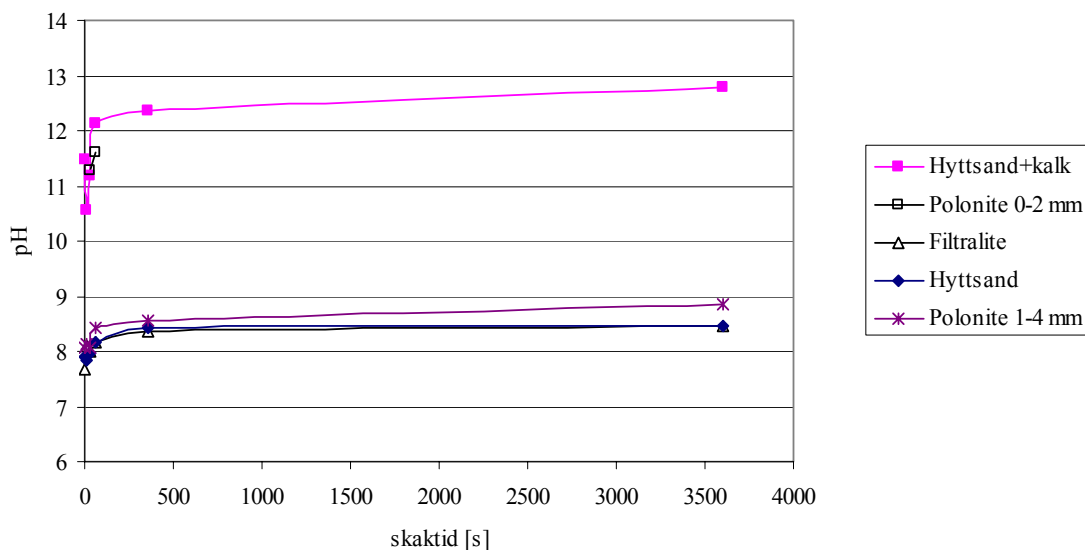


Figur 11. Sorberad mängd fosfatfosfor efter olika skaktid med olika filtermaterial.



Figur 12. Resterande halt fosfatfosfor i vatten efter olika skaktid med olika material.

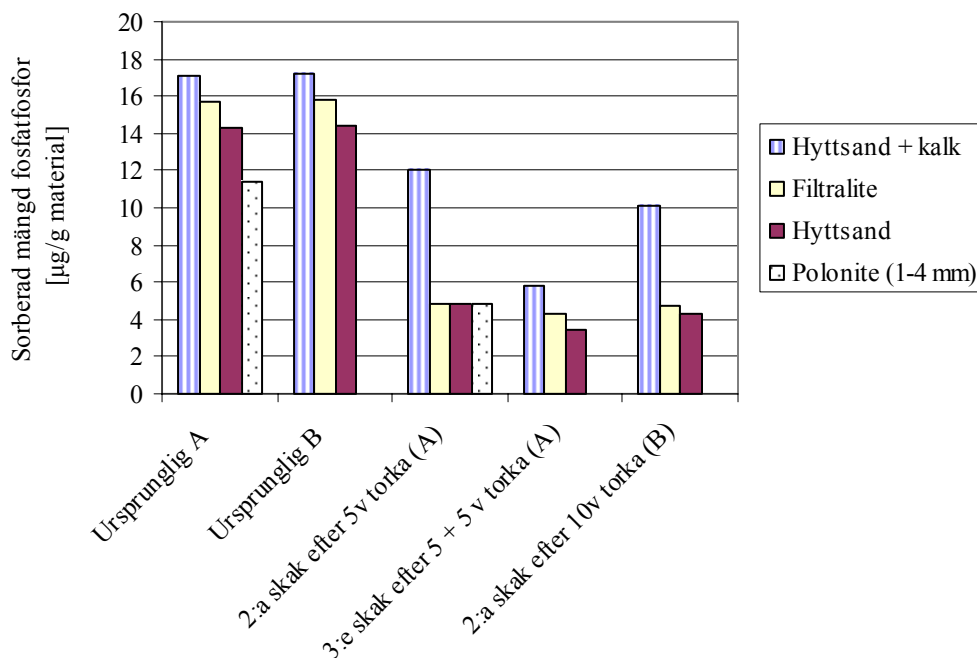
Filtralite[®], Hyttsand och grovkornig Polonite uppvisade liknande pH-mönster. Skakning med Filtralite[®] och Hyttsand gav ett pH i det skakade avloppsvattnet mellan 7,7- 8,5, ju längre skaktid desto högre pH. pH i grovkornig Polonite[®] varierade mellan 8,1 och 8,8 och även där tenderade pH att öka med längre skaktid. Den finkorniga Poloniten[®] resulterade i betydligt högre pH i avloppsvattnet; från de två olika skakningarna som genomfördes blev pH 11,3 respektive 11,6. Skakning med Hyttsand blandad med kalk gav pH som varierade mellan 10,6-12,8, överlag verkade pH öka med längre skaktid även här (figur 13).



Figur 13. pH i det skakade avloppsvattnet med de olika filtermaterialen som funktion av skaktid.

De material som åter skakades efter 5 veckor sorberade enligt förväntning mindre än vid första skakningen. Hyttsand, Filtralite[®] och Polonite[®] sorberade 5 µg/g material medan Hyttsand blandat med kalk sorberade 12 µg/g material vid andra skakningen. När dessa prov (förutom Polonite[®]) skakades och analyserades för tredje gången efter ytterligare 5

veckor sorberade de mellan 3,5 till knappt 6 μg P/g material (figur 14). Den stora minskningen i sorptionsförmåga mellan andra och tredje skakningen skedde alltså i Hyttsanden blandat med kalk. De prov som torkades i 10 veckor sorberade ungefär lika mycket som de prov som skakades efter 5 veckor vilket tyder på att materialet antagligen var torrt och att de reaktioner som medför en ökad förmåga att sorbera fosfor var avslutade redan efter 5 veckor.



Figur 14. Effekten av torkning undersöktes genom att torka filtermaterialen och sedan skaka och analysera om proven för att sedan studera om sorptionsförmågan förändrats. A och B är beteckningar på två olika uppsättningar.

Halten löst organiskt kol i lösning efter skakning och filtrering visade att en liten del organiskt material verkade avlägsnas i materialen jämfört med det ursprungliga avloppsvattnet.

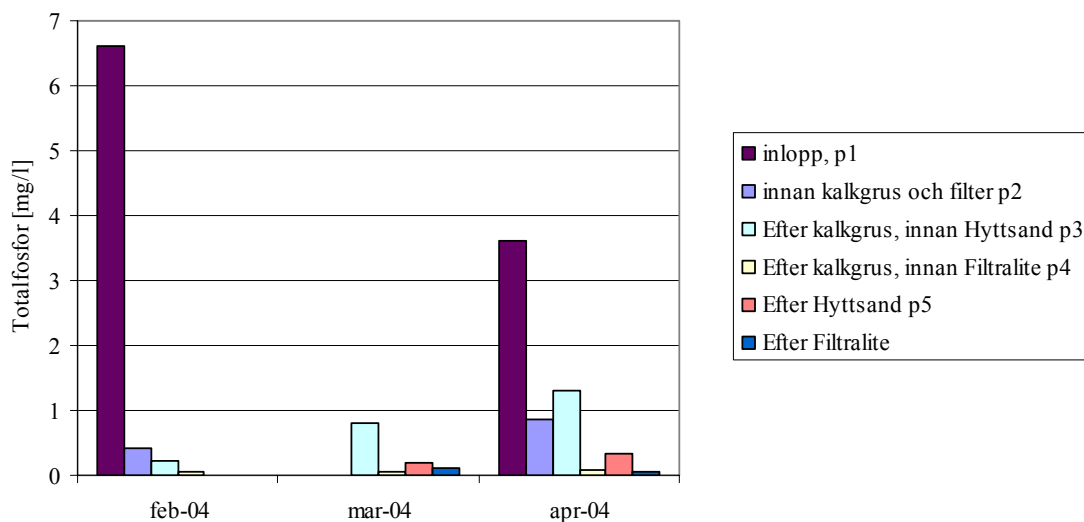
Mellan den 4 och 7 april, 2004 användes en ny spektrofotometer, då den gamla var sönder, varför mätningarna från dessa dagar kan ha en annan noggrannhet.

De prover som torkades och sedan skakades vid senare tillfälle igen, kan ha förlorat en viss mängd sorptionsmaterial vid filtreringen och därmed innehålla en mindre mängd filtermaterial jämfört med vid ursprungliga skakningen. Proven med bränd kalk har med största sannolikhet förlorat en del material då det syntes en vit beläggning i filtret.

4.5 ÅNGERSJÖN

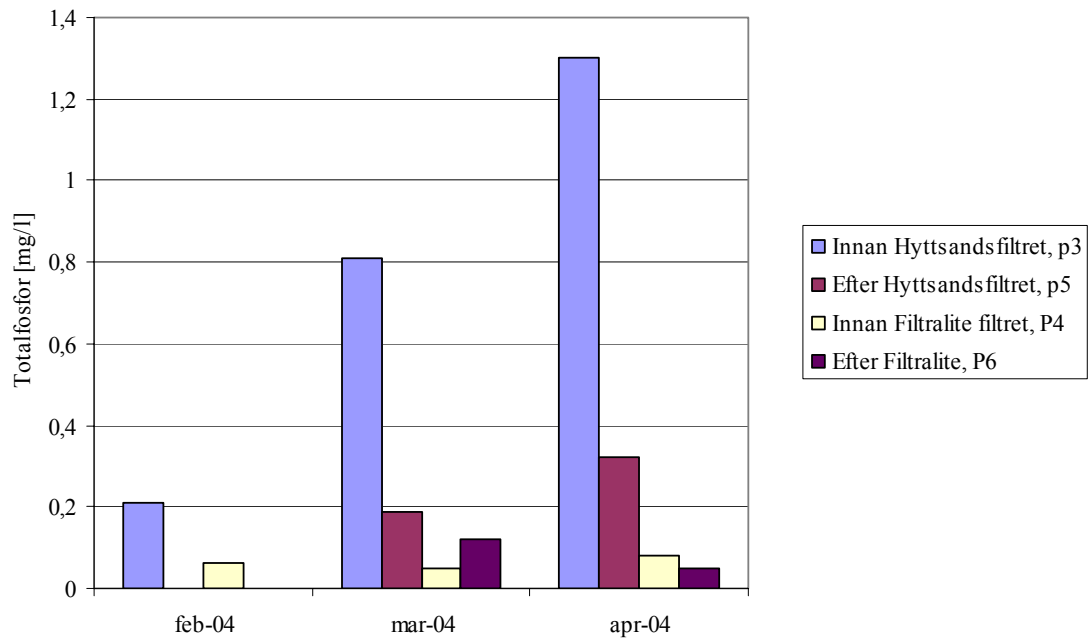
Sedan starten av anläggningen har tre provtagningar vid Ångersjöns reningsanläggning genomförts av Alcontrol. För att snabbare erhålla fosformättnad i en del av filtret, har fram till maj 2004 endast cirka 20 cm av fosforfällorna utsatts för horisontellt strömmande avloppsvatten, det vill säga cirka $\frac{1}{4}$ av totala mängden filter har använts (Personlig kommentar Ridderstolpe, 2004-05-12). Resultat från provtagningar utförda vid punkterna efter kalkgrusen i respektive bana borde vara ungefär lika eftersom vattnet passerat likadant material dit. Överlag var dock halterna på sidan där Filtralite[®] används som fosforfälla betydligt lägre.

En jämförelse av totala halten fosfor mellan de olika provtagningspunkterna visar att halten minskade från mellan cirka 6,5-3,5 mg/l i inkommande vatten till knappt 1 mg/l redan innan kalkgruset. Vattnet som användes vid experimenten togs vid provtagningspunkt P2 (figur 1), det vill säga efter första reningssteget innan kalkgruset.



Figur 15. Totalfosforhalt vid inlopp till anläggning efter kalkgrus och efter filter vid respektive bana.

Eftersom en så liten mängd vatten passerade anläggningen, och halterna av totalfosfor var så låga vid samtliga provtagningar innan Filtralitefiltret[®], anses en utvärdering av Filtralitefiltret[®] omöjlig i dagsläget. Innan och efter Hyttsandsfiltret kan man dock se att en reduktion av totalfosfor skett (figur 16). Än en gång bör påpekas att endast tre provtagningar har utförts och att alla resultat anses preliminära än så länge.



Figur 16. Totalfosforhalt innan och efter Hyttsands- och Filtralitefiltret[®].

5. DISKUSSION

5.1 AVLOPPSVATTNET OCH FILTERMATERIALEN SOM ANVÄNDES VID EXPERIMENTEN

Vid bestämning av totala halten organiskt kol (TOC) i det ursprungliga avloppsvattnet var detta något lägre än halten löst organiskt kol (DOC). TOC bestämdes till 13,76 mg/l jämfört med värdet på DOC 15,24 mg/l (tabell 3), vilket är orimligt. Antagligen är allt organiskt kol i löst form och kring 15 mg/l (Personlig kommentar, Johansson, 2004). Ytterligare analyser utförda vid ett senare tillfälle, dock inte med samma prov, visade att TOC var kring 11 mg/l. En minskning av halten organiskt kol med tiden skulle kunna vara rimlig på grund av bland annat mikrobiell aktivitet i vattnet.

Halterna fosfatfosfor i ursprungliga avloppsvattnet från Ångersjön som användes i denna studie var 346 µg/l, vilket kan ses som en låg halt jämfört med vad reningsanläggningen är planerad för. Detta berodde främst på att mycket fosfor sorberade i det första reningssteget (figur 15).

Vid bestämningen av materialens porositet packades eller skakades inte materialen ihop vilket kan ge ett för lågt värde på bulkdensiteten. Bulkdensitet på 861 respektive 856 kg/m³ för Hyttand är något lägre än det av SSAB Merox AB angivna värdet på 1,1 ton/m³.

5.2 KOLONNFÖRSÖKEN

Kolonnförsöken kan sammanfattas sålunda:

- Alla kolonner avskiljde fosfor till hög grad.
- Skillnaden mellan mättade och omättade flödesförhållanden i kolonnerna var inte signifikant enligt statistiska beräkningar.
- Hyttsand blandad med bränd kalk var effektivare än ren Hyttsand oberoende av om det rädde mättade eller omättade flödesförhållanden.
- Vid mättade förhållanden var skillnaden i sorptionsförmåga mellan ren Hyttsand och Hyttsand blandad med kalk mindre.

Alla fyra kolonner avskiljde mer än 98 % av all fosfor under försöksperioden på 10 veckor (tabell 5). Detta överensstämmer med kolonnförsök som Johansson (1998) utförde med bland annat Hyttsand (0,25-4 mm). Under 13 månader tillfördes kolonnerna fosfatlösning med koncentrationen 10 mg/l vilka avskiljde i snitt 95 % fosfor under hela försöksperioden.

Ett tydligt samband mellan pH i utgående lösning och sorptionsförmåga hos filtermaterialet förelåg (figur 3-5). Kolonnerna blandade med en del kalk uppvisade (förutom de första dagarna av försöket) signifikant högre pH och högre sorptionsförmåga än de som innehöll enbart Hyttsand. Genom tillsats av bränd kalk (CaO) sker en kraftig höjning av pH och koncentration av kalciumjoner i adsorberad form och i marklösningen (Winkler, 1976) enligt ekvation 14 och 15.





Detta förklarar varför Hyttsand blandad med kalk resulterar i övervägande pH mellan 12 och 13. Anledningen till den ökade sorptionskapaciteten i kolonnerna med Hyttsand blandade med kalk antas främst vara mer gynnsamma förhållanden att bilda kalciumfosfater vid högre pH. Beroende på pH förväntas olika kalciumfosfater att bildas (Takeuchi & Komada, 1997).

Att pH-ökningen i utgående vatten från kolonnerna med enbart Hyttsand inte kunde upprätthållas mer än cirka 10 dagar antas bero på att ren Hyttsand innehåller betydligt mindre CaO än Hyttsand blandad med kalk. Den mängd CaO och kalciumjoner som var tillgängliga har antagligen reagerat enligt ovan de första dagarna. Ett pH lägre än 9 kan minska sorptionskapaciteten i filtret som beskrivits i avsnitt 2.6.

Åberg (2001) studerade metallavskiljning med masugnsslagg och fann en minskad sorption av metaller vid höga pH-värden när organiskt material var närvarande. Vid låga pH förbättrades dock slaggens sorptionsförmågan. Huruvida organiskt material ställer till problem vid sorption av fosfor i min undersökning kan diskuteras. Eftersom pH blev relativt högt och avloppsvattnet innehöll en märkbar koncentration organiskt kol kan det leda till problem vid fosforsorption med tiden, under förutsättning att mekanismen som hämmas av organiskt material även är betydelsefull för sorption av anjoner som fosfat. Hämmad sorption kan bero på att organiskt kol (både i suspenderad- och i jonform) har sorberats av filtermaterialen i kolonnerna, varvid mängden potentiella sorptionsytor för fosfor minskar. Detta var i den aktuella studien mindre troligt då halterna av organiskt kol inte minskade märkbart i utgående vatten (figur 6). Halterna organiskt kol var jämförelsevis låga i ingående vatten till filtren eftersom biologisk rening skett i ett tidigare reningssteg. I ett fullskaleförsök i Nykvarn utanför Södertälje finns i dagsläget ett filter bestående av Hyttsand där undersökningar visat att förmågan att sorbera fosfor är låg. Detta antas bero på att vattnet inte renas på organiskt material innan fosforfällan och att det istället sorberas till filtret vilket försämrar förutsättningarna för fosfor att avskiljas (Personlig kontakt, Lind, 2004). Det är därför viktigt att avloppsvatten genomgått ett biologiskt reningssteg innan filtrering genom reaktivt filter sker.

Från resultaten av SEM-analysen (figur 7 och 8) kunde någon form av kalciumfosfat urskiljas. Ca:P förhållandet hade förändrats mellan en ren yta och där beläggningen noterades. Punktanalyser på beläggning innehöll relativt sett större mängder kalcium än områden runt omkring, vilket kan tyda på att kalcium tagits ur filtermaterialet för att binda med fosfor från avloppsvattnet. Fosfor kan även ha bundits till kalcium på ytan. Att Al:P förhållandet var högre på den fria ytan av Hyttsanden kan förklaras av en aluminium förening (till exempel MgAl_2O_4) som finns i det ursprungliga filtermaterialet och som inte var inblandad i bindningen av fosfor (enligt avsnitt 2.6).

XRD analysen visade att proven innehöll en kristallin, kubisk spinell $MgAl_2O_4$ (figur 9 och 10). Spinellen är inte löslig i vatten och salpetersyra och mycket lite löslig med saltsyra (McGraw-Hill, 1997). Det innebär att den mest troligt inte löses upp i vatten i dessa försök. Detta skulle kunna utesluta att fosfor bundits till magnesium (Mg) men för att konstatera det krävs analys med XRD på ursprunglig Hyttsand så att relativa förhållandet mellan höjden på $MgAl_2O_4$ topparna kan jämföras. Spinellbildningen förklarar även varför SEM-analyserna visade en anrikning av aluminium på den fria ytan utan fosforbeläggning. $CaCO_3$ toppen som också identifierades i XRD analysen var förskjutet, vilket kan indikera en inte helt ren form av $CaCO_3$. En möjlig förklaring kan vara en interaktion med en kristallin form av ett fosfathydroxikomplex (Babushkin, 2004). Hydroxiapatit som Johansson & Gustafsson (2000) beskrev som en trolig mekanism för sorption i masugnsslagg skulle kunna vara detta komplex.

Att kolonnerna med Hyttsand blandat med bränd kalk sorberade fosfor effektivare än de utan kalk kan förklaras av de gynnsammare förhållandena för hydroxiapatit att bildas enligt Johansson & Gustafsson (2000). Enligt avsnitt 2.6 krävs en hög aktiveringsenergi för att bilda hydroxiapatit, speciellt vid små mängder kalciumfosfat. Det kan vara orsaken till att det sorberades mindre fosfor i kolonnerna utan tillsats av CaO från kalken.

Toppen som indikerar att provet innehåller klor i SEM-analysen (figur 8), kan bero på att avloppsvattnet innehåller klor. Det kan även vara en topp som uppkommit genom guldbeläggningen. Guld innehåller palladium som har en sin största m-topp i närheten av klors k-topp, vilket betyder att i varje fall en del av toppen borde komma från guldbeläggningen. M-toppen för guld har även en topp i närheten av fosfor- och svaveltoppen, vilket skulle kunna påverka denna topp. (Personlig kontakt, Lindgren 2004) För att utreda detta behöver oreagerad Hyttsand även analyseras för att kunna studera om fosfor verkligen ackumulerats efter filtreringen.

5.3 SKAKFÖRSÖKEN

Resultaten från skakförsöken tyder på att finkornig Polonite[®] och Hyttsand blandad med kalk sorberade fosfatfosfor snabbare än Hyttsand, grovkornig Polonite[®] och Filtralite[®] (figur 11 och 12). Efter en timmes skakning sorberade materialen ungefär lika mycket, men den grovkorniga Poloniten[®] aningen mindre än de andra (12 $\mu g PO_4\text{-P/g}$ jämfört med den näst sämsta, Hyttsand som sorberade drygt 14 $\mu g PO_4\text{-P/g}$). Genom skakförsöken utförda gick det dock inte att urskilja en signifikant skillnad mellan Hyttsanden och grovkornig Polonite (2-5,6 mm), de verkade tämligen likvärdiga. Anledningen till att den grovkorniga Poloniten[®] sorberade betydligt mindre fosfatfosfor än den finkorniga beror på en högre specifik yta där fosfatfosfor sorberats till det finkorniga materialet.

Liksom i kolonnförsöken förklarar den större mängden CaO i Hyttsand blandad med kalk varför skakförsöken resulterade i pH kring 10-11 (figur 13 och ekvation 15) jämfört med pH i ren Hyttsand kring 8. Den ökade mängden kalciumjoner bidrog till att fosfor bildade kalciumfosfater.

Johansson & Hylander (1998) utförde skakförsök under 24 timmar med bland annat Hyttsand och Polonite[®] med olika koncentrationer av fosfatlösningar (2, 10 och 20 mg P/l). Resultatet visade att ju högre fosfatkoncentration i ingående vatten desto mer fosfor sorberades per gram material. I grovkornig Hyttsand (0,25-4 mm) sorberades vid

koncentrationen 2 mg P/l 0,0352 mg P/g, vid 10 mg P/l 0,134 mg/g och vid 20 mg P/l 0,256 mg P/g. Finkornig (0-0,25 mm) Hyttsand sorberade aningen mer per gram material, vilket förklaras av dess större specifika yta. Polonite[®] sorberade ungefär lika stora mängder fosfor som den finkorniga Hyttsanden, dock mer vid den högsta fosfatkoncentrationen. Anledningen till att tidigare studier indikerat att filtermaterialen har sorberat mer fosfor per g material än vad som framgått i denna studie antas främst bero på den relativt låga koncentrationen av fosfor i ingående vatten.

Kemisk jämvikt uppnås i ett filtermaterial när fosforhalten i vattnet är konstant. Vid tillräckligt lång kontakttid kommer jämvikt att uppnås, det vill säga det kommer att frigöras lika mycket fosfor från materialet som det sorberar till det (det har uppstått en jämvikt vid den aktuella fosfatkoncentrationen). Om ingående vatten ersätts med nytt vatten som har en högre fosfatkoncentration kommer en ny jämvikt att infinna sig efter tillräckligt lång tid. Då ingående vatten bytts ut tillräckligt många gånger kommer materialet inte att kunna sorbera mer fosfor på grund av bristen på tillgängliga sorptionsytor. Filtermaterialet sägs då vara mättat och den maximala sorptionsförmågan har uppnåtts. Agyei et al (2002) visade att det krävdes en kontakttid på mer än cirka tre timmar för att jämvikt ska infinna sig vid skakförsök med 2 g material (dock ej materialen som användes i denna undersökning) och en fosfatlösning med koncentrationen 80mg/l. Rastas (2003) kom fram till att det krävdes en kontakttid mellan 2 till 4 h för jämvikt att infinna sig vid skakförsök med masugnsslagg. Dessa två rapporter ligger till grund för en diskussion huruvida jämvikt och mättnad uppnåtts genom skakningarna utförda i detta arbete. Mättnad av fosfor har antagligen inte uppstått i något filtermaterial eftersom de efter tre skakningar fortfarande sorberar en del fosfor. För att mättnad ska uppnås krävs antagligen fler skakningar. Jämvikt vid den aktuella fosfatkoncentrationen *kan* däremot ha uppnåtts i några skakningar. Den finkorniga Poloniten[®] och Hyttsand blandad med kalk sorberade vid samtliga skaktider, vid första skakningen, ungefär lika stor mängd fosfor per g material. Det indikerar att jämvikt antagligen uppnåddes vid den aktuella fosforkoncentrationen redan efter 5 s skakning. Utgående fosforkoncentration från de övriga materialen varierade dock mellan de olika skaktiderna vid första skakningen varvid det är svårt att se om jämvikt infunnit sig vid den rådande koncentrationen.

Sorptionseffekten av torrläggning av filtermaterialen kan i denna undersökning inte utredas helt. Mängden konkurrerande joner i skakförsöken inverkar vid sorptionen varvid en skakning med nytt avloppsvatten direkt efter den första skakningen troligen skulle ha resulterat i ytterligare sorption av fosfor utan torkning av materialet (Personlig kontakt, Hylander). Det hade därför varit nödvändigt att utföra parallella tester med material som torkats mellan skakning och material som skakats om direkt.

Mängden sorberande ytor kan vara underrepresenterade på grund av den mängd, framförallt fint, material som gick förlorad vid filterning. För att undvika detta i fortsatta studier kan filtret sparas och torkas efter varje filtrering för att sedan skrapas av och återföras till provmaterialet.

Finkornig Polonite[®] avskiljde fosfor effektivt redan efter 5 s skakning och den verkade sorbera fosfor lika effektivt som Hyttsand blandad med kalk. Då finkornig Polonite[®] inte kan användas ren på grund av dess låga hydrauliska konduktivitet skulle Hyttsand kunna blandas med Polonite[®] som ett alternativ till kalk. pH skulle därmed höjas och antalet sorptionsytor öka vilket skulle ge ett optimalt filter. Brogowski & Renmann

(2004) menar att Polonite[®] lämpar sig bra att användas vid rening av avloppsvatten på fosfor men även som ett multikomponent jordförbättringsmedel.

Resultaten från skakförsöken kan skilja sig från mer realistiska försök där vatten får filtrera igenom ett material. Vid sådana försök inverkar även den hydrauliska konduktiviteten sorptionsförmåga i stor utsträckning.

5.4 ÅNGERSJÖN

Efter den relativt korta tiden fullskaleförsöket vid Ångersjön varit i drift och de fåtal provtagningar som utförts kan inga långtgående slutsatser om sorptionsförmågan av fosforfiltren dras. Den största andelen fosfor avskiljs redan innan filtren då kalkgruset har sorberat en väsentlig mängd fosfor. Hittills verkar dock anläggningen fungera tillfredsställande även om Filtralitefiltret[®] inte verkar utnyttjas i någon större utsträckning. Ett riktvärde på utsläppshalten av totalfosfor till Myrabäcken är satt till 1,7 tot-P mg/l (Muntligen, Ridderstolpe, 2004-06-14) vilket man hittills klarar utan problem. Med den ökade belastningen under sommaren förväntas flödena öka och filtren kommer då att utnyttjas till större grad. Hyttsandsfiltret visar i dagsläget, med den relativt låga belastningen, hög sorptionskapacitet.

De relativt höga värdena på alkalinitet, kolhalt och pH i det vattnet som användes vid experimenten stärker antagandet att avloppsvattnet var påverkat av kalkgruset trots att det inte passerat igenom det. Vattnet som användes vid experimenten anses därför ha liknande kemisk sammansättning som ingående vatten till fosforfiltren vid Ångersjön.

5.5 GENERELLT

Det finns inga generella utsläppsvillkor i Sverige, utan villkoren beror på reningsverkets storlek och plats. Typiska krav på maximal koncentration av totalfosfor i utgående vatten varierar mellan 0,3-0,5 mg/l (Personlig kontakt, Carlsson, 2002-08-26). Naturvårdsverket anger att en totalfosforkoncentration på 25 µg/l är vad en svensk sjö klarar utan påtaglig olägenhet (enligt 2.1). Den största medelhalt fosfatfosfor i utgående vatten som uppmättes i kolonnförsöken i denna rapport är 4,3 µg/l. Om den halten fosfatfosfor utgör 2/3 av den totala halten fosfor (resultat i avsnitt 4.2) så ligger totala halten fosfor ändå under denna gräns.

Ett högt pH i utgående vatten från ett reningsverk kan vara mindre lämpligt. Om pH överstiger 10-11 föreligger, förutom risk för materialskador i reningsverket, en risk för skada hos bland annat fiskbeståndet i sjöar och vattendrag. Det är därför viktigt att undersöka i vilken utsträckning pH i Ångersjön skulle påverkas av ett högt pH i utgående vattnet från reningsverket. (Internet, Vattenresurs, 2004-06-15)

Det bör påpekas att alla experiment utförda i denna rapport är utförda i rumstemperatur vilket inte direkt kan jämföras med förhållanden utomhus där det kan vara både kallare och varmare vilket inverkar på materialens sorptionsförmåga. Enligt Bockgård (1999) minskar adsorptionsförmågan hos masugnsslagg med minskande temperaturer. Temperaturer på +4°C verkade dock inte i allt för stor utsträckning försämra sorptionsförmågan av masugnsslagg att avskilja fosfor enligt Rastas (2003).

Växttillgängligheten av fosfor bunden till de aktuella filtermaterialen har undersökts genom att mäta avkastningen av korn i krukförsök. Där var växttillgängligheten av fosfor bunden till Hyttsand nästan jämbördig med kemisk fosfatgödsel och bättre än fosfor bunden till Polonite (Hylander & Simán, 2001).

För att en produkt framställd av restprodukter ska accepteras måste det tydligt framkomma att den inte är farlig för miljön, annars avvisas produkten bara för att restprodukter har ett negativt rykte vid rening av vatten. Mald masugnsslagg är idag ett kravmärkt jordbrukskalk varför fosformättad Hyttsand verkar vara ett utmärkt komplement som jordförbättringsmedel. Det mättade filtermaterialet får dock inte innehålla tungmetaller och andra giftiga ämnen. Även om det ursprungliga materialet innehåller försumbara eller inga metaller, kan det ha ackumulerats giftiga ämnen i filtret från avloppsvattnet. Det är därför viktigt att utlakningsförsök och materialanalyser görs på filtermaterial som använts vid rening av avloppsvatten. Även om de inte utlakas omedelbart, kan de på längre sikt bli tillgängliga för växter genom utlakning och vittringsprocesser. Om de kemiska parametrarna i materialen tillfredsställer ställda krav bör en tydlig redogörelse av detta bli tillgänglig för allmänheten.

6. SLUTSATSER OCH FORTSATTA STUDIER

Från kolonnförsöken kunde följande slutsatser dras:

- Hyttsand, Hyttsand blandat med kalk avskiljde fosfor till väldigt hög grad i kolonnförsöken (mer än 98 % av fosfor avskiljdes)
- Skillnaden mellan mättade och omättade förhållanden i kolonnerna var inte signifikant.
- Den amorfa fosforförening som verkade ha bildats enligt XRD- och SEM-analyserna, kan vara början till bildningen av kristallen hydroxiapatit.

Från skakförsöken kunde följande slutsatser dras:

- Hyttsand blandad med kalk avskiljde fosfor effektivt vid samtliga skaktider, likaså finkornig Polonite[®] vid de två skaktider som genomfördes.
- Grovkornig Polonite[®] sorberade fosfor aningen sämre än Hyttsand och Filtralite[®], även om skillnaden inte var signifikant i dessa undersökningar.

Från Ångersjöns reningsverk kan följande slutsats dras:

- Hyttsandsfiltret fungerar även om största delen av fosfor avskiljs redan i vertikalfiltret på grund av den låga belastningen.

Då examensarbetet är del i ett större forskningsprojekt, kommer fortsatta studier inom samma område att utföras framöver. Bland annat kommer följande att göras:

- IR-spektroskopi på material från kolonnförsöken för att kunna säkerställa att det verkligen är en amorf fosforförening som bildats. Genom IR-spektroskopi kan man nämligen urskilja vilka atomer som har kontakt med varandra och på så sätt anta vilka föreningar som bildats.
- Fortsatta SEM- och XRD-analyser på materialen från kolonnerna. SEM-analyser kommer bland annat att göras på Hyttsand före exponering av fosfor, vilket inte rymdes i detta arbete.
- Fortsatt uppföljning av reningsanläggningen vid Ångersjöns rastplats

Vad som även kan behöva undersökas i framtida studier är till exempel:

- Effekten av skillnader i filtermaterialens egenskaper beroende på ursprung och skillnader i experimentutförande.
- Tungmetallutlakning av mättade filtermaterial.
- Effekt av torrläggning av filtermaterial genom skakning av parallella prov där en uppsättning torkats efter tidigare skakning och sedan skakas samtidigt som en uppsättning som ej torrlagts mellan skakning.
- Filtermaterialens livslängd.
- Jämföra sorptionsförmågan mellan åldrad och nytillverkad Hyttsand.
- Ändringar i sorptionsförmåga hos filtermaterial med tiden, till exempel förändringar i struktur och pH.

7. REFERENSER

7.1 LITTERATUR

Agyei N.M., Strydom C.A. & Potgieter J.H., 2002. The removal of phosphate ions from aqueous solution by fly ash, slag, ordinary Portland cement and related blends. Pergamon, Cement and Concrete Research 32 pp 1889-1897.

Ahlgren, I. & Ahlgren, G, 1976. Vattenkemiska analysmetoder - sammanställda för undervisning i Limnologi. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet. Sidorna 10-18, 30-32, 41, totalt 67 sidor.

Becker E, Sjögren E & Söderlund M, 2004. Miljöbedömning av Hyttsand med tillämpningen fosfor- och metallrening av avloppsvatten. Projektarbete vid avd. för Industriell Miljöteknik, institutionen för konstruktions- och produktionsteknik, Linköpings universitet. Totalt 15 sidor.

Bockgård N, 1999. Reaktiva filtermaterial för avskiljning av tungmetaller ur vatten. Examensarbete vid Sveriges Lantbruksuniversitet/Kungliga Tekniska Högskolan, inom Miljö- och vattenteknik programmet. Sid 10, totalt 30 sidor.

Brady N.C & Weil R.R, 1999. The Nature and properties of soils, 12th edition. Prentice Hall, USA. Sid 496, 540-569, totalt 881 sidor.

Broberg A, 2003. Water and sediment analyses- 4th edition. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet. Sidorna 13-17, 30-34 totalt 67 sidor.

Brogowski Z. & Renman G, 2004. Characterization of Opoka as a basis for its use in wastewater treatment. Polish Journal of Environmental Studies vol 13, no 1, 15-20.

Dimitrova S.V., 1996. Metal sorption on Blast-furnace slag. Water Resources 30:1, pp 228-232.

Drizo A, Comeau Y, Forget C & Chapuis R.P., 2002. Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. Environmental Science and Technology vol 36, No 21, pp 4642-4648.

Färm C, 2003. Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-forsk rapport 16 mars. Sidorna 5-7, totalt 37 sidor

Gao Y.-M, Sengupta A.K. & Simpson D., 1995. A new hybrid inorganic sorbent for heavy metals removal. Water Resources 29: 2129-2205.

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.

Hylander L.D. & Simán G, 2001. Plant availability of phosphorus sorbed to potential wastewater treatment materials, *Biol Fertil Soils* 34:42-48.

Hylander L.D., Renmann G, Simán G & Kietlinska A, 2004. Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent plant-availability. Manuskript

Johansson L, 1997. The use of LECA (Light Expanded Clay Aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water, Science and Technology*, 35(5):87-93

Johansson L, 1998. Phosphate Sorption by Blast Furnace Slag and Sand- Column Studies. Totalt 12 sidor.

Johansson L. & Gustafsson J. P. 2000. Phosphate removal from wastewaters using blast furnace slags and opoka - mechanisms. *Wat. Res.* 34:259-265.

Johansson L & Hylander L, 1998. Phosphorus Removal from Waste Water by Filter Media: Retention and Estimated Plant Availability of Sorbed Phosphorus. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 458:397-409.

Johansson L, Hylander L & Renman G, 1999. Små avlopp för kretslopp- sorption till reaktiva filter, *Vatten* nr 3, Lund. Totalt 7 sidor.

Lopez F.A., Perez C, Saintz E & Monso M, 1995. "Adsorption of Pb on Blast Furnace sludge.", *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 62, 200-206.

Naturvårdsverket, 2003. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Huvudrapport till Bra slam och fosfor i kretslopp. Rapport 5214. Naturvårdsverket, Stockholm. Sidorna 10 och 90, totalt 210 sidor.

Naturvårdsverket, 2004. Miljö kvalitetsnormer för fosfor i sjöar- Redovisning av ett regeringsuppdrag. Tillgänglig via Internet på <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-5288-8.pdf> 2004-03-30, sid 13, totalt 86 sidor.

Opticor Group AB. Produktblad, Onsite wastewater treatment for houses and holiday homes in rural areas, Alnabru, Oslo, Norge. Totalt 8 sidor.

Palm O, Malmén L & Jönsson H, 2002. Robusta, uthålliga små avloppssystem- En kunskapssammanställning. Naturvårdsverket, Rapport 5224. ISBN 91-620-5224-1, ISSN 0282-7298. Tillgänglig via Internet på: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/teknik/slam/pdf/5224.pdf> 2004-05-26, sidorna 61-65, totalt 119 sidor.

McGraw-Hill, 1997. Perry's Chemical Engineers' Handbook, 7th Edition.

Petersens E & Ridderstolpe P, 2002. Ångersjöns rastplats- förstudie. WRS Uppsala AB. Totalt 14 sidor.

Rastas L, 2003. Investigation of Blast Furnace Slag as a Filter Media for Phosphorus Removal in Small Wastewater Treatment Plants. Masters Thesis, Dept. of Environmental Engineering, Luleå. Sid. 70, totalt 75 sidor.

Ridderstolpe P, 2003. Avloppsanläggning vid Ångersjöns rastplats, E4 Söderhamn-Hudiksvall. Totalt 11 sidor.

Stevik T.K., Ausland G, Jenssen P.D. & Siegrist R.L., 1999. Removal of E.Coli during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. Water Resources, vol 33, No 9, pp 2088-2098. Elsevier Science Ltd. Pergamon.

Svenska kommunförbundet & VAV, 1996. Introduktion till avloppstekniken. Sidorna 12, 23-29, 32-33, 58-82, totalt 167 sidor.

Takeuchi M & Komada Michio, 1997. Phosphorus Removal from Swine Sewage with Natural Calcium Carbonate. National Institute of Agro.Environmental Sciences. Ito-chu Ringyo. Endast grafer och sammanfattning.

Tipler P.A. & Llewellyn R.A., 1999. Modern Physics. W.H. Freeman Company, USA. Sidorna 275-276, totalt 658 sidor.

Wiklander L, 1976. Marklära. Uppsala. Sidorna 8-20, 186-191, totalt 223 sidor.

Åberg A, 2001. Avskiljning av tungmetaller i lakvatten med reaktiva filtermaterial. Licentiatavhandling vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. Sammanfattad av Lind L, Sorption of Phosphorus and heavy metals on blast furnace slag. SSAB Merox AB, totalt 7 sidor.

7.2 ANALYSTER

ALcontrol Laboratories, 2004. Umeå. Telefon: 090-711660

Babushkin O, 2004. XRF analyser. TOLM Consulting, Luleå

Lindgren T, 2004. SSAB Oxelösund. Teknisk hjälp vid SEM- analyser.

7.3 PERSONLIGA KONTAKTER

Broberg A. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet.

Carlsson B. Föreläsning i Vattenreningsteknik 2002-08-26, Institutionen för Informationsteknologi, Systemteknik, Uppsala universitet.

Hylander L. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet.

Gustafsson J.P. Föreläsning i Markkemi 2002-02-20, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Johansson J. Avdelningen för Limnologi, Institutionen för Ekologi och Evolution, Uppsala universitet.

Lind L. Svenskt Stål AB (SSAB) Merox AB, Oxelösund.

Niskanen J, Svenska Mineral AB, 2004-05-07.

Ridderstolpe P. Water Revival System (WRS), Uppsala, 2004-01-28, 2004-05-12 och 2004-06-14

7.4 INTERNETSIDOR

Datum anger dag då sidan besöktes.

Institutionen för mark- och vattenteknik vid KTH,
<http://www.lwr.kth.se/grundutbildning/1B1035/oevningar/Mineralidentifikation.pdf>, 2004-05-24

Linköpings universitet. <http://www.itn.liu.se/~matfa/SEM.htm>, 2004-05-10

Nationalencyklopedin, http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_sect_id=292357&i_history=1
2004-04-15.

http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=298058&i_word=r%f6ntgendiffraction, 2004-05-18

Opticor, http://www.filtralite.com/arch/_img/176569.pdf, 2004-02-17

SSAB Merox AB, http://www.merox.ssab.se/produkter/sand_grus/hyttssand.html, 2004-02-18

http://www.merox.ssab.se/produkter/sand_grus/hyttsten.html, 2004-02-18

http://www.merox.ssab.se/produkter/sand_grus/hyttsten.html#hyttsten_analys, 2004-05-04

Svenska Mineral AB, <http://www.svenska-mineral.se/pdf/Brand%20Kalk.PDF>, 2004-02-23

Tyresö Kommun,

<http://www.tyreso.se/Pubdoc/forv/msf/%C3%96straTyres%C3%B6/Dokument/Bilaga4a.pdf>,
2004-05-24

University of Nebraska, Lincoln. <http://www.unl.edu/CMRAcfem/em.htm> 2004-05-10

Vattenresurs, <http://www.vattenresurs.se/fosforfall.htm#Aluminiums%20kemi> 2004-06-15

Väg- och vattenbyggnad vid Chalmers Tekniska Högskola,

<http://kursadm.vsect.chalmers.se/Filer/11/processteknik-utf%C3%A4llning%20av%20fosfor%20i%20avloppvatten.ppt>. 2004-04-21

BILAGA I

FÖRKORTNINGAR OCH HYTTSANDS INFORMATION

BOD- biokemisk syreförbrukning, mått på halten biologiskt nedbrytbara ämnen

DOC- löst organiskt kol

P- fosfor

SEM- svep elektron mikroskop

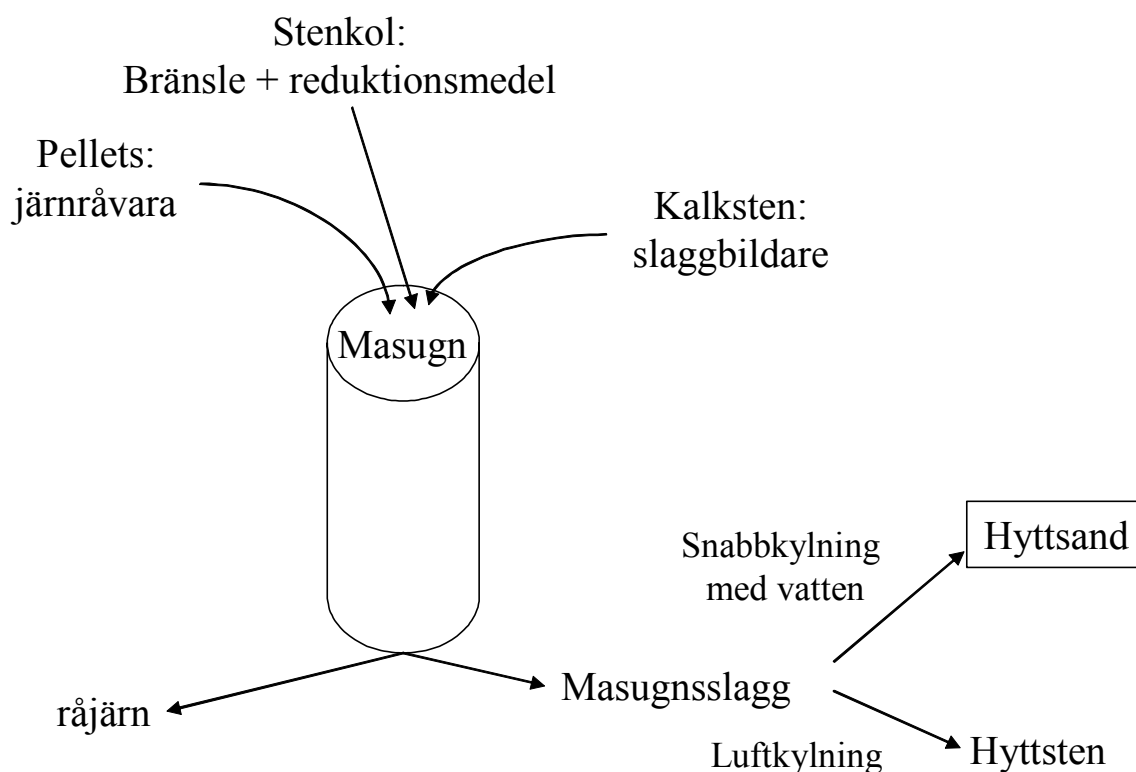
TOC- totala halten organiskt kol

TC- totala kolhalten

XRD- röntgendiffraktion

Tabell 1. Huvudbeståndsdelar i Hyttsand (Internet, SSAB Merox AB, 2004-05-04)

Ämne	Formel	Andel [%]
Kiseldioxid	SiO ₂	34
Kalk	CaO	32
Magnesiumoxid	MgO	18
Aluminiumoxid	Al ₂ O ₃	12
Svavel	S	1,5
Järnoxid	FeO	0,5
Manganoxid	MnO	0,5



Figur 1. Principskiss av Hyttsandframställningen (huvudmaterialflöden).

BILAGA II

EXPERIMENTDATA FRÅN URSPRUNGLIGA VATTNET OCH MATERIALANALYSER

Tabell 2. Bestämning av nitratkväve i ursprungliga avloppsvattnet.

Innehåll	Absorbans
5 mg-kalibreringslösning	1,055
1 mg-kalibreringslösning	0,215
Utspätt prov	0,636

Tabell 3. Fyllning av kolonnerna, porositetmätning och kapillärt bundet vatten.

Flödesförh. i kolonn	Ungefärlig volym [l]	Mängd Hyttsand [g]	Mängd kalk [g]	Volym vatten fylld [ml]	Kapillärt vatten [ml]	Porositet [%]
omättad	2,1	1808	-	977	237	46,5
omättad	2,1	1620	180	848	600	40
mättad	2,1	1798	-	949	316	45
mättad	2,1	1620	180	876	620	42

Material: Hyttsand

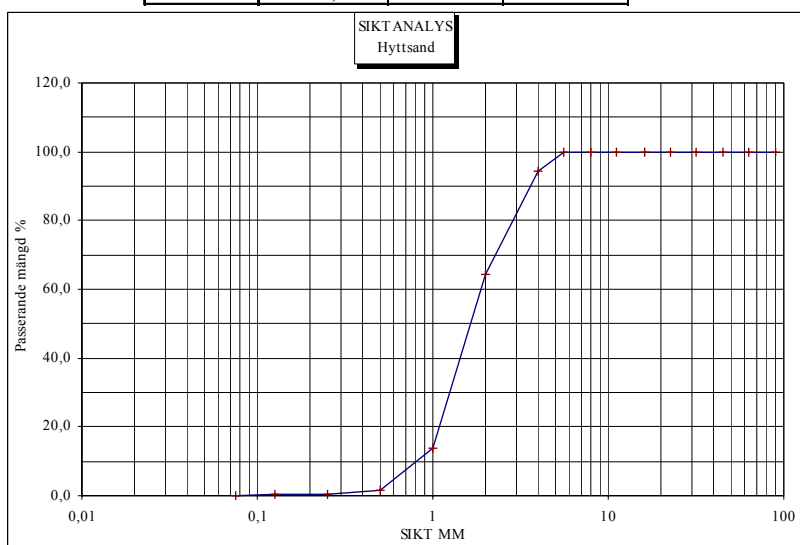
Provdatum: 2004-04-02

Analyst: Therese Stark

Anmärkning: Analysen utförd på Merox lab.

Samma material som i kolonnerna och skakförsöken

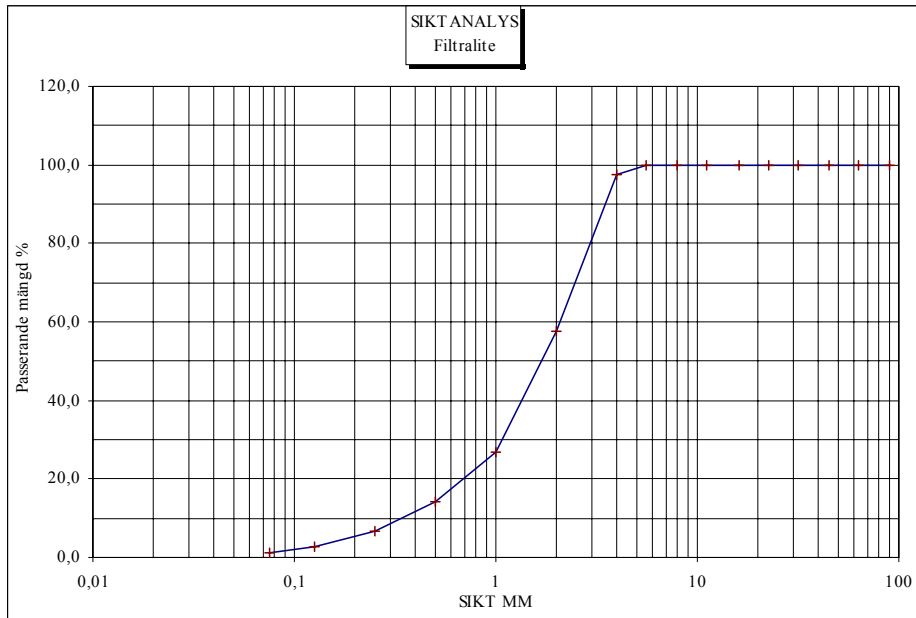
Sikt mm	vikt stannar	% stannar	% passerar
90	0	0,0	100,0
63	0	0,0	100,0
45	0	0,0	100,0
31,5	0	0,0	100,0
22,4	0	0,0	100,0
16	0	0,0	100,0
11,2	0	0,0	100,0
8	0	0,0	100,0
5,6	0	0,0	100,0
4	13,6	5,7	94,3
2	71,5	29,8	64,5
1	121,7	50,7	13,8
0,5	29,7	12,4	1,4
0,25	2,8	1,2	0,3
0,125	0,1	0,0	0,2
0,075	0,2	0,1	0,1
<0,075	0,3	0,1	
Summa	239,9	100	



Figur 2. Texturanalys på Hyttsand.

Material: Filtralite **Provdatum:** 2004-04-02
Analyst: Therese Stark
Anmärkning: Analysen utförd på Merox Lab, materialet från Gunno Renman.
 Används i skakförsöken

Sikt mm	vikt stannar	% stannar	% passerar
90	0	0,0	100,0
63	0	0,0	100,0
45	0	0,0	100,0
31,5	0	0,0	100,0
22,4	0	0,0	100,0
16	0	0,0	100,0
11,2	0	0,0	100,0
8	0	0,0	100,0
5,6	0	0,0	100,0
4	4,4	2,6	97,4
2	66,3	39,6	57,8
1	51,6	30,8	26,9
0,5	21,1	12,6	14,3
0,25	12,8	7,6	6,7
0,125	6,8	4,1	2,6
0,075	2,7	1,6	1,0
<0,075	1,7	1,0	
Summa	167,4	100	



Figur 3. Texturanalys på Filtralite® .

BILAGA III

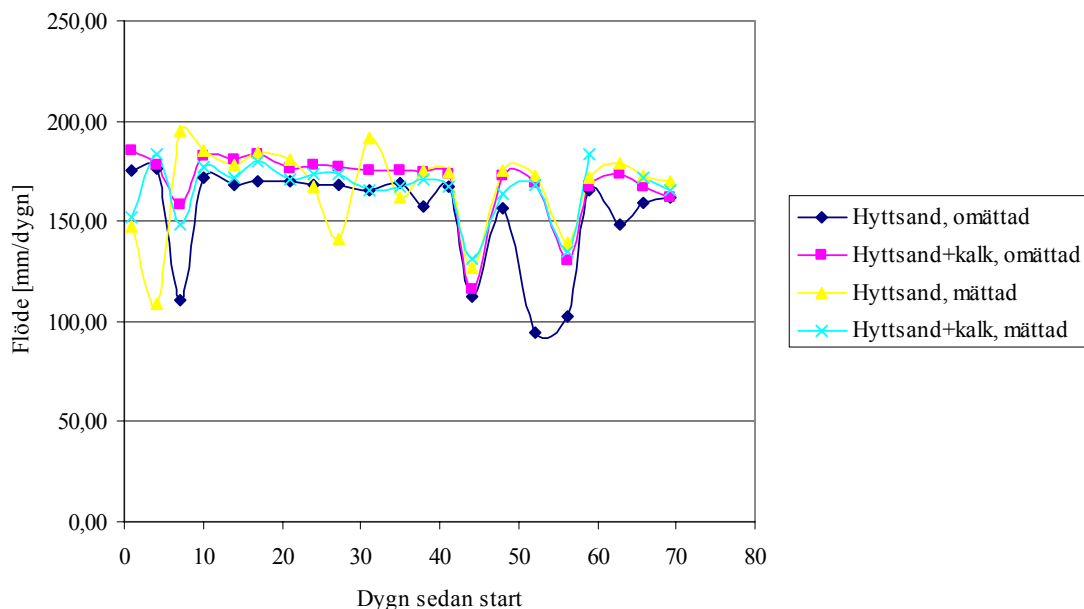
EXPERIMENTDATA FRÅN KOLONNFÖRSÖKEN

Kolonn 1 är Hyttsand, omättat flöde

Kolonn 2 är Hyttsand + kalk, omättat flöde

Kolonn 3 är Hyttsand, mättat flöde

Kolonn 4 är Hyttsand + kalk, mättat flöde



Figur 4. Flödesvariation genom kolonnerna.

Tabell 4. Sammanfattning av resultaten från fosfatanalyserna på vattnet i kolonnförsöken.

Antal dagar efter start	Omättade förhållanden		Mättade förhållanden		Ursprungliga vattnet medel µg P/l
	Hyttsand medel µg P/l	Hyttsand+kalk medel µg P/l	Hyttsand medel µg P/l	Hyttsand+kalk medel µg P/l	
1	4,2	3,0	4,7	0,9	375
4	4,1	3,3	3,1	2,3	375
7	4,3	2,4	6,1	4,4	375
10	3,6	2,8	4,2	4,3	375
14	3,2	1,7	3,6	2,2	375
24	6,3	2,5	4,6	0,5	312
27	6,3	1,1	2,9	1,7	312
31	2,8	0,5	2,6		312
35	4,6	0,5	0,5	0,5	362
41	3,5	0,5	4,7	1,6	362
44	4,0	1,4	4,0	1,2	362
48	3,3	1,6	3,6	1,8	362
52	3,9	0,5	4,6	0,8	327
56	6,7	1,5	2,9	4,9	327
59	4,6	0,7	5,9	1,5	327
63	4,4	0,5	1,1	2,2	327
66	4,4	1,3	2,2	2,5	327
69	3,7	0,5	0,5	0,5	327
Medel:	4,3	1,5	3,4	2,0	346
SD dygnsvis:	1,1	1,0	1,6	1,4	25
SE dygnsvis:	0,3	0,2	0,4	0,3	5,9
2*SE	0,5	0,5	0,8	0,7	11,8
Lägre 95% konf-intervall:	3,8	1,0	2,7	1,3	333,7
Övre 95% konf-intervall:	4,8	1,9	4,2	2,7	357,4

Tabell 5. Konduktivitet i mS/m i utgående vatten från kolonnerna.

Konduktivitet [mS/m]												
Kolonn	20-feb	23-feb	26-feb	01-mar	04-mar	08-mar	11-mar	14-mar	18-mar	22-mar	25-mar	28-mar
1	140	105	65	65	75	80	80	80	95	90	90	85
2	700	850	850	850	800	800	750	800	750	750	750	700
3	160	105	85	70	80	80	85	80	95	90	90	90
4	800	850	850	850	820	800	750	800	750	800	750	750

31-mar	04-apr	08-apr	12-apr	15-apr	19-apr	22-apr	25-apr		max	min	medel
85	83	85	85	85	85	85	85		140	65	86,40
700	650	700	700	650	700	600	550		850	550	730,00
85	85	85	85	90	85	90	90		160	70	90,25
750	750	700	700	650	700	600	550		850	550	748,50

Tabell 6. Resultaten av TOC analyserna på ingående och utgående vatten från kolonnerna.

Datum	Datum	Tid sedan	Blind	Ursprungliga vattnet	medel	Kolonn 1	Kolonn 2	Kolonn 3	Kolonn 4
provtagnings	analys	kolonnstart [dygn]		TOC	mg/l	TOC	TOC	TOC	TOC
				mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
07-feb	07-feb	innan start			13,76	X	X	X	X
17-feb	10-mar		1	1,3	10,5	10,8	12,9	10,1	12,0
01-mar	10-mar		14	1,3		11	10,8	11,3	8,3
14-mar	11-maj		28	0,4	10,77	10,6	7,8	7,6	9,1
28-mar	11-maj		42	0,4	10,33	10,6	7,3	6,9	7,5
12-apr	11-maj		56	0,4	10,77	10,6	7,3	7,1	8,4
25-apr	11-maj		70	0,4	10,33	10,6	6,9	7,0	8,1

Tabell 7. pH variation i det utgående vattnet från kolonnerna.

Dygn sedan	1	2	3	4	7	10	14	17	21	24	27	31	35
Kolonn	17-feb	18-feb	19-feb	20-feb	23-feb	26-feb	01-mar	04-mar	08-mar	11-mar	14-mar	18-mar	22-mar
1	11,1	10,59	11,67	11,69	11,4	10,69	9,65	9,16	8,78	8,74	8,74	8,5	8
2	12,4	12,44	12,22	12,86	12,17	12,87	11,96	12,72	12,71	12,83	12,99	12,73	12,6
3	11,5	12,21	11,8	12,05	11,7	10,52	9,64	9,02	8,9	8,72	8,88	8,38	8,32
4	12,3	11,36	12,72	12,96	12,75	12,88	12,89	12,9	12,89	12,87	13	12,78	12,61

38	41	44	48	52	56	59	63	66	69
25-mar	28-mar	31-mar	04-apr	08-apr	12-apr	15-apr	19-apr	22-apr	25-apr
8,15	8,21	8,2	7,96	8,19	8,17	8,14	8,14	8,15	8,18
12,58	12,58	12,55	12,2	12,52	12,4	12,43	12,4	12,48	12,55
8,28	8,44	8,5	8,26	8,2	8,4	8,39	8,42	8,37	8,12
12,62	12,64	12,6	12,24	12,54	12,3	12,3	12,35	12,4	12,45

max	min	medel	SD
11,69	7,96	9,14	1,3253298
12,99	11,96	12,53	0,2501091
12,05	8,12	9,35	1,4517929
13	11,36	12,58	0,3585004

BILAGA IV

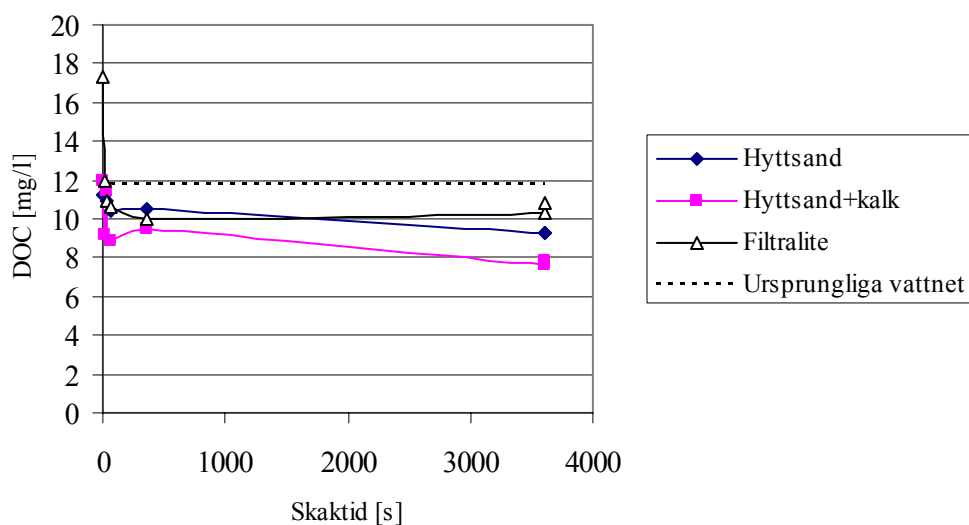
EXPERIMENTDATA FRÅN SKAKFÖRSÖKEN

Tabell 8. Sammanfattning av resultaten från första skakningen av alla filtermaterial. Medelkoncentration av fosfatfosfor med standardavvikelse (SD).

Skaktid	Hyttsand		Hyttsand+kalk		Filtralite		Polonite 0-2mm		Polonite 1-4mm	
	Medelkonc µg P/l	SD µg P/l	Medelkonc µg P/l	SD µg P/l	Medelkonc µg P/l	SD µg P/l	Medelkonc µg P/l	SD µg P/l	Medelkonc µg P/l	SD µg P/l
5	318	0,0	18,5	16,3	314	8,4			237	9,8
15	259	2,0	3,5	1,2	267	3,4			240	13,9
30	251	3,4	1,6	0,9	250	6,4	8,6	2,3	246	4,9
60	275	6,0	4,3	0,4	268	4,0	3,7	1,2	236	10,0
360	233	12,7	2,6	0,6	249	21,1			193	26,3
3600	57	3,1	0,6	0,4	30	3,1			64	6,8
3600	55	6,9	<0,5	1,1	28	1,6				

Tabell 9. Sammanfattning av resultaten från omskakningarna med material som torkat 5v, 10 v och 5+5 veckor. Sorptionsförmågan av fosfatfosfor jämfört med första skakningen (ursprunglig). Alla material skakades 60 min.

Behandling	Hyttsand	Hyttsand+kalk	Filtralite	Polonite
	Sorberad mängd µg P/g material	Sorberad mängd µg P/g material	Sorberad mängd µg P/g material	Sorberad mängd µg P/g material
Ursprunglig A	14,3	17,1	15,7	11,4
Ursprunglig B	14,4	17,2	15,8	X
2:a skak efter 5v torka (A)	4,8	12,0	4,9	4,8
3:e skak efter 5 + 5 v torka (A)	3,5	5,8	4,3	X
2:a skak efter 10v torka (B)	4,3	10,1	4,7	X



Figur 5. Löst organiskt kol i det filtrerade och skakade avloppsvattnet.

Tabell 10. pH i det skakade och filtrerade vattnet.

Skaktid [s]	Hyttsand	Hyttsand+kalk	Filtralite	Polonite finkornig	Polonite 2-4mm
5	7,91	11,46	7,67		8,07
15	7,84	10,56	8,10		8,13
30	7,97	11,17	8,01	11,29	8,06
60	8,17	12,14	8,16	11,62	8,42
360	8,43	12,36	8,35		8,55
3600	8,45	12,78	8,46		8,84

BILAGA V

EXPERIMENTDATA FRÅN ÅNGERSJÖN

Tabell 11. Analyser utförda av Alcontrol vid Ångersjöns reningsanläggning

Provtagningspunkt	pH	Alkalinitet	Cl	BOD7	COD	Tot-P	PO4	NO2/NO3	Tot-N	NH4	Fek. Streptok.	E-coli
P1	X		X	X		X			X		X	X
P2				X		X			X		X	X
P3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
P4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
P5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
P6	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
P7	X			X		X			X		X	X

Förklaring till tabell 11.

P1- inlopp till reningsanläggningen, efter slamavskiljning

P2- efter vertikalfilter i "Hyttisand delen", innan kalk och Hyttisand

P3- efter kalkgrus innan Hyttisand

P4- efter kalkgrus i "Filtralite delen", innan kalk och Filtralite®

P5- efter Hyttisanden

P6- efter Filtralite®

P7- vatten som sedan rinner ut i Myrabäcken

Tabell 12. Resultat från mätningar utförda av Alcontrol.

Provtagningsdag		Analysdag		Provtagningspunkt 1				Provtagningspunkt 2						
				Fekala Streptokocker	E coli	pH	Cl	BOD7	Tot P	Tot N	Fekala Streptokocker	E coli	BOD7	Tot P
				cfu/100 ml	cfu/100 ml		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	cfu/100 ml	cfu/100 ml	mg/l	mg/l
2004-02-16	2004-02-18			> 100000	> 100000	8	42	110	6,6	79	39000	<10	6	0,41
2004-03-31	2004-04-14													
2004-04-28	2004-05-03			>100000	> 100000	7,5			3,6	42	820	1800	<3	0,85

Provtagningspunkt 3				Provtagningspunkt 4								
Tot N	pH	alkalinitet	Cl	BOD7	COD	Tot P	PO4-P	Tot N	Nitrit+nitrat	Ammonium-N	pH	alkalinitet
mg/l		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l
38	7,4	400	27	6	50	0,21	0,11	54	3,8	46	7,2	410
	7,5	310	140	<3	<30	0,81	0,77	20	3,7	11	7,5	240
6,7	7,6	340	160			1,3	1,1	41	15	26	7,5	310

Provtagningspunkt 5												
Cl	BOD7	COD	Tot P	PO4-P	Tot N	Nitrit+nitrat	Ammonium-N	pH	alkalinitet	klorid	BOD7	COD
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l			mg/l		mg/l
38	70	250	0,061	<0,05	9,5	0,008	<1					
21	14	74	<0,05	<0,05	0,48	0,11	<1	7,8	290	120	<3	<30
12		180	0,079	<0,05	0,43	0,016	<1	7,9	330	150		<30

Provtagningspunkt 6												
Tot P	PO4-P	Tot N	Nitrit+nitrat	Ammonium-N	pH	alkalinitet	klorid	BOD7	COD	Tot P	PO4-P	Tot N
mg/l		mg/l	mg/l	mg/l			mg/l			mg/l		mg/l
0,19	0,18	18	4,4	11	8,5	210	96	<3	<30	0,12	0,053	15
0,32	0,25	41	17	24	12,3	1500	8,4		32	<0,05	<0,05	

Provtagningspunkt 7							
Nitrit+nitrat	Ammonium-N	Fekala Streptokocker	E coli	pH	BOD7	Tot P	Tot N
mg/l	mg/l	cfu/100 ml	cfu/100 ml		mg/l	mg/l	mg/l
		14000	<10	8,8	4	<0,05	33
3,7	8,5						
0,21	<1	550	400	8,5	<3	0,26	37