

Möjligheten att minska metallhalten i lakvatten med sulfatreducerande bakterier

En studie utförd vid Hässleholms
Kretsloppscenter

Sofie Sunesson
Teknisk Mikrobiologi
Institutionen för kemiteknik, LTH
Examensarbete 2019

Förord

Detta examensarbete är skrivet vid Avdelningen för Teknisk Mikrobiologi på Lunds Universitet. Arbetet har utförts under vår/sommaren 2019 och markerar slutet av civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola (LTH). Arbetet är skrivet tillsammans med Hässleholm Miljö och Sweco Environment. Handledare på Hässleholm Miljö: Sofie Vessling, miljösamordnare; Handledare på Sweco: Jenny Kivistö, miljökonsult; Handledare på LU-LTH: Universitetslektor Catherine Paul; Examinator på LU-LTH: Universitetslektor Ed van Niel.

Studien förväntas bli en del av ett större utvecklingsprojekt, i samarbete med Avfall Sverige, med projekttitel *Metallrening i lakvatten med sulfatreducerande bakterier*. Projektet, som leds av Hässleholm Miljö och Sweco Environment, syftar till att undersöka om lakvatten kan renas från metaller med en biologisk metod.

Ett stort tack till alla som har varit med och hjälpt i denna arbetsprocess. Särskilt tack till:

Sofie Vessling för hennes engagemang under projektets gång och att hon tog emot mig att exjobba på Hässleholm Miljö.

Thomas Pålsson och Stig Nilsson, drifttekniker på Hässleholm Miljö, som byggde upp och skötte hela pilotanläggningen och tog sin tid att visa mig runt när jag var i Hässleholm.

Daniel Andersson, vikarierande miljösamordare på Hässleholm Miljö, som tog prover under sommaren och tog emot mig vid platsbesök.

Jenny Kivistö som alltid ställde upp att svara på frågor och delade med sig av sin erfarenheter kring utformandet av en akademisk rapport.

Sebastian Wasserstrom, Ph.D. och Lunds Universitets bioimaging centre för bilder på proverna.

Erik van Zessen, specialist på Paques Biosystems, och Åsa Kolmert Strickland, gruppchef på Sweco Environment, som bidragit med sin kunskap och expertis. Flera goda råd, värdefull information och kommentarer under arbetets utveckling.

Catherine Paul som bidrog med mycket positivitet och inspiration till ämnet.

Ed van Niel för att han tog sin tid att vara min examinator.

Abstract

Anaerobic treatment of landfill leachate using sulphide precipitation was tested at pilot scale for the purpose of heavy metal removal. The emission of leachate is heavily regulated by Swedish authority and the overall concentrations of heavy metals is expected to rise as landfills contain less organic matter. The studied landfill site, located in southern Sweden, needs a robust and economically viable technique to remove metals to concentrations of 80 µg/l and below.

The analysed metals were As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn. The reactor configuration was an up-flow fixed bed. Two substrates were compared: woodchips and AnoxKaldnes K5 carrier. The reactors were conditioned to promote the growth of sulfate reducing bacteria and suppress the presence of methanogens in order to achieve biological sulphide production. The reactor with Anox carriers led to higher or equivalent metal removal in all cases. Results show that Copper, Iron, Lead, Nickel and Zinc could be removed by up to 52%, 61%, 52%, 22% and 65% respectively. There was no reduction in the concentration of Arsenic, Chromium and Manganese. Final conclusions cannot be drawn; however the technique shows promising results for the treatment of low levels of metals found in leachate using sulphide precipitation.

Sammanfattning

Möjligheten att använda sulfatreducerande bakterier för att rena lakvatten med avseende på tungmetaller testades på en pilotanläggning i Södra Sverige. Dagens deponier innehåller mindre organiskt material vilket innebär att urlakningen av metaller förväntas öka. Anläggningen är i behov av en robust och ekonomisk motiverbar teknik för att reducera metaller till en koncentration under 80 µg/l.

Lakvattnet behandlades anaerobt och två bärrmaterial jämfördes: träflis och AnoxKaldnes K5-bärare. Reaktorn kördes som en packad bäddprocess med uppåtflödande vatten. Ett konsortium av bakterier ympades in i sulfatrikt vatten för att främja tillväxten av sulfatreducerande bakterier och dämpa tillväxten av metanogener med avsikt att åstadkomma biologisk sulfidproduktion. De analyserade metallerna var As, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb och Zn. Reaktorn med Anox-bärare ledde till en högre metallhaltminskning med avseende på alla metaller. Resultaten visar att Koppar, Järn, Bly, Nickel och Zink kunde reduceras med upp till 52 %, 61 %, 52 %, 22 % respektive 65 %. De mest svårfällda metallerna var Arsenik, Krom och Mangan. Metallerna fälldes som metallsulfider. Även om slutliga resultat inte kan dras visar tekniken lovande resultat för behandling av låga halter metaller i lakvatten med fällning som metallsulfider.

Nyckelord: Metaller, Deponi, Lakvatten, SRB, Fällning, Sulfid

Populärvetenskaplig Sammanfattning

Samma mikroorganismer som äter upp Titanic kan hjälpa oss att rena smutsigt vatten.

Vid en soptipp utanför Hässleholm står det idag en pilotanläggning som ska rena lakvatten från tungmetallar. Experimentet använder biologiska processer för att få bort ämnen som inte hör hemma i naturen. Studien relaterar till riksdagens miljömål om en *Giftfri miljö* och har hittills visat lovande resultat.

Många kanske tänker att avfall inte längre hamnar på soptipp i Sverige: sopor bränns ju för att producera värme. Eller så kanske man tänker att problemet inte beror dig eftersom du är nogga med att sortera plast från papper. Andra kanske tror på att tekniken kommer att rädda oss och ser inte vad bakterier har med detta att göra. Och så finns de vissa som kanske undrar vad lakvatten ens är? De jag kommer att försöka övertyga er om är att problemet är närmare oss än vi tror och att lösningen inte är så långt bort heller. Men först börjar jag med att förklara ordet lakvatten.

Lakvatten är lite som sopvätska, ni vet det vatten som samlas i botten av sopkärlen när någon glömt ta ut soporna på ett tag. Det är det vattnet som behandlas i denna studie. Soptippar kallas deponier och varje dag kommer stora lastbilar för att dumpa sitt avfall. I Sverige återvinns mycket material och hushållsavfall blir bränsle till fjärrvärmeverk, men det behövs fortfarande deponier för att ta emot avfall som inte går att återvinna eller energiutvinna. Man kanske inte tänker på de stora mängder förorenad jord som måste lagras eller material som kanske är brännbart men stör förbränningsprocessen.

Deponier är organiserade ställen men av logistiska skäl är aktiva deponier öppna ytor, vilket det faller ner regn på. En bottenplast skyddar vårt grundvatten från kemikalier och andra förorening som dras med när regnet rinner igenom deponin. Regnvattnet som har blivit till lakvatten skickas vidare till en reningsanläggning innan det släpps ut till en närliggande bäck eller å. Behandlat lakvatten innehåller bara låga mängder metaller. Men metaller försvinner inte och det kan vara tillräckligt för att påverka växt och djurlivet i en känslig bäck. På grund av bioackumulering av metaller kan det även påverka vår egen hälsa. Därför har deponier stränga miljökrav på sig framförallt gällande metallutsläpp.

Slutsats: Vi behöver samla upp metaller från lakvatten för att minska påverkan på miljön. I syrefria miljöer, är sulfider en mycket viktig "fälla" för metaller. Sulfider binder och gör metallerna tillräckligt stora att det kan avskiljas från vattnet. Det finns biologiska processer som producerar sulfid och vi kan lära oss att utnyttja denna process för vattenrening.

Tekniken är en del av hur vi kan minska vår miljöpåverkan - smarta elnät, batteriteknik och växtbaserat kött kommer forma framtidens hållbara städer. Men, vi kan också se på processer som är miljardtals år gamla och kika in i ett mikroskop för att se bakterier som har format livet på jorden. Sulfatreducerande mikroorganismer är bland de äldsta formerna av mikrober. Deras förmåga att omvandla sulfat till sulfid har redan en rad användningsområden inom biosanering av förorenade platser. Korrosion av skeppsvrak i djupt vatten orsakas också av dessa bakterier som kan driva metallfällning.

I Dagens Nyheter den 22 augusti 2019 visas bilder på hur Titanic håller på att ätas upp av mikrober. Anders Bolling rapporterar att forskare ger vraket 20 år innan det är helt borta. Metallkonsumerande mikrober har koloniserat fartyget.

Naturlig processer sker runt omkring oss så metoden finns där, vi behöver bara tillämpa den till vårt eget ändamål. Genom användningen av bakterier kan vi vara med i den stora cykeln som för rent vatten tillbaka till miljön genom naturens egna kretslopp.

Vatten är livsviktigt; behandling bör därför betraktas som en naturlig del av människans verksamhet som vi alla har ett visst ansvar över. Lakvatten bildas när det rinner igenom material som används att bygga **våra** hus; genom slam som samlas upp från äventyrsbaden där **vi** roar oss och skumgummi från madrasserna som **vi** sover på. Om tillgång till vatten ska fortsätta vara en självklarhet måste vi visa samma självklarhet mot att ta hand om denna resurs.

Ordlista

Avfallsanläggning: Anläggning där avfall sorteras, lagras, behandlas och/eller deponeras.

Brännbart avfall: Avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat.

BOD: Förkortning för biological oxygen demand som översätts till biologisk syreförbrukning.

COD: Förkortning för chemical oxygen demand som översätts till kemisk syreförbrukning.

Deponi: Slutlig (ej tillfällig) upplagsplats för avfall på eller i jorden.

Deponicell: Del av deponi avsedd för en viss avfallsfraktion och som är avdelad från kringliggande deponiområde.

DOC: Förkortning för Dissolved Organic Carbon som översätts till löst organiskt kol.

Lakvatten: Syftar i denna studie till all vätska på en avfallsanläggning som rinner genom, tränger ut ur eller innehåller avfall. Innefattar vatten från deponi samt sorterings-, behandlings- och lagringsytor.

Organiskt avfall: Avfall som innehåller organiskt kol.

Recipient: Vattendrag, hav eller sjö som tar emot dagvatten eller behandlat avloppsvatten.

SRB: Förkortning för sulfatreducerande bakterier.

ÅVC: Förkortning för återvinningscentral.

Innehållsförteckning

FÖRORD	1
ABSTRACT	2
SAMMANFATTNING	3
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING	4
ORDLISTA	6
KAPITEL 1	9
1.1 Inledning	9
1.2 Bakgrund	10
1.3 Problemformulering	11
1.4 Syfte och frågeställningar	12
1.5 Målsättning	13
1.6 Avgränsningar	13
KAPITEL 2	14
2.1 Teori	14
2.2 Reakortyp	16
2.3 Bärarmaterial	18
KAPITEL 3	20
3.1 Literaturstudie	20
3.2 Alternativa lösningar	23
3.3 Driftparametrar	25
KAPITEL 4 METOD	29
4.1 Platsbeskrivning	29
4.2 Uppbyggnad av pilotanläggningen	29
4.3 Uppstartsfasen	32
4.4 Kontinuerlig drift	34
4.5 Provtagning	36
	7

4.6 Fällning med sulfider	37
KAPITEL 5 RESULTAT	38
KAPITEL 6 DISKUSSION	52
KAPITEL 7 SLUTSATSER	60
REFERENSER	61
BILAGA A	64
BILAGA B	66

Kapitel 1

1.1 Inledning

Klimatförändringarna oroar alla länder och folk i hela vår värld. Enigheten tycks vara stor att människors sätt att agera har avgörande inverkan på miljön vi lever i. För att åstadkomma de nödvändiga förändringarna förefaller ökad helhetssyn och kraftsamling av resurser vara helt nödvändig. Samarbete över gränser såväl mellan länder som mellan olika branscher i frågor som berör miljöfrågorna blir alltmer naturligt och nödvändigt. Insikten att vi blir än mer beroende av varandra underlättar förändringsprocessen. Arbetet och forskningen med sikte på mera naturliga processer är av stor betydelse inte bara för specialister utan framför allt stater, industrier, politiker, alla sysselsatta med samhällsplanering – ja ytterst alla medborgare i alla länder.

Vatten är en extremt viktig men också sårbar resurs i alla samhällen.

Redan 1963 förutsades att mikrobiologi kommer att få en avgörande betydelse i utvecklingen av moderna reningssystem (McKinney, 1962). Idag ser vi att denna förutsägelse har blivit verklighet inom vatten- och avloppstekniken. Reningssystem har gått från användning av kemikalier för att rena vatten från stora mängder näringsämnen i avloppsvattnet till att använda bakterier i storskaliga processer för kväveavskiljning, nedbrytning av organiskt material och fosforbehandling. Satsningarna på de 17 hållbarhetsmålen i Agenda 2030 och EU:s kemikalielagstiftning REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), förutsätter en ansvarsfull och begränsad användning av kemikalier.

Utmaningarna för avancerad avloppsrening förblir densamma som tidigare. Den tekniska utmaningen finns men är inte styrande. Styrande är ekonomin (McCallum, 1963). Tekniskt kan idag mycket avancerade lösningar för vattenrening levereras men en alltför hög kostnad gör lösningarna värdelösa ur ekonomisk/praktisk synvinkel. Målet är att utveckla en teknik som gör det möjligt att rena vatten till allt lägre kostnad. Detta blir viktigare då det förväntas att en större del av sötvattenförsörjningen kommer att hanteras på reningssystem i framtiden (McCallum, 1963). Denna förutsägelse visar sig redan korrekt: i Sverige har den samlade lakvattenmängden från deponier (hushålls- och verksamhetsavfall) uppskattas till 8-12 miljoner m³ per år (Naturvårdsverket, 2004). Även om tekniken för rening finns faller reningssystemen på svårigheten att hitta en tillräckligt kostnadseffektiv metod för att genomföra reningen. I tidiga akademiska tidskrifter för bioteknik förutspås det att lösningen måste komma från en kombination av discipliner – sanitär, kemi och biologi.

Det är där vi befinner oss i dag: i just detta examensarbete som kombinerar krafter inom mikrobiologi och VA teknik för att uppnå metallrening av lakvatten.

År 1919 konstaterade Powell och Parr att sulfidoxidation i kol verkar öka i närvaro av bakterier eller något katalytiskt medel (Brady, 1972). Ett århundrade senare har man lyckats utnyttja denna metod och fortsatt tillämpa den på ett allt bredare område. Metoden har gått från metall- och gruvindustrin till bioremediering i förorenad mark och fällning av tungmetaller i avloppsvatten och undersöks nu för metallavskiljning i lakvatten.

1.2 Bakgrund

Lakvatten är det vatten som har passerat en avfallsdeponi och därigenom blivit förorenat. När deponin är i bruk står den öppen, regnvatten perkolerar genom avfallet, löser upp olika ämnen och bildar lakvattnen. Sammansättningen av lakvattnet beror på de typer av avfall som lagts på deponin vilket innebär att det även förändras med tiden beroende på vad som deponeras. När deponin tas ur bruk täcks den för att så lite vatten som möjligt skall infiltreras. Trots det finns det alltid en viss mängd vatten som trängs in genom sprickor eller finns kvar i deponerat avfall vilket gör att lakvatten förekommer även på sluttäckta deponier (Biscevis, 2012). På en äldre deponi återfinns det flesta material som använts i samhället. I Sverige har de typer av avfall som inte inte går att återanvända minskat, men trots detta finns det avfall som inte går att återvinna eller energiutvinna och detta hamnar på deponi. Eftersom metaller har använts och används fortfarande förekommer det i deponiernas lakvatten. Lakvatten är komplexa och skiljer sig avsevärt från deponi till deponi. En gemensam nämnare är dock att lakvatten innehåller tungmetaller och om de förekommer i för höga halter måste det reduceras innan utsläpp till recipient sker. I miljötillståndet för respektive anläggning anges vilkor om bland annat vilka metallhalter är tillåtna att släppa ut till recipient. Dessa halter är oftast anpassade till recipientens storlek då en bäck med lägre flöde är betydligt känsligare än en å. Konventionell lakvattenrening fokuserar på avskilning av näringsämnen, framförallt kväve och biologisk syreförbrukning (BOD) och behandlar sällan metallerna. Den metallavskiljning som görs på lakvatten idag domineras av kemisk fällning (Kolmert och Kivistö, 2018). Om man kan byta ut dessa kemikalier mot en biologisk process, det som redan gjorts för rening av många andra föroreningar, har man ett fördelaktigt scenario framför sig; både ekonomisk och miljömässigt. Den biologiska metoden som studeras i detta arbetet är fällning med sulfider med hjälp av sulfatreducerande bakterier (SRB) var metalljonerna fälls ut som metallsulfider.

SRB anses bland de äldsta former av mikroorganismer och det är extremt ihärdiga jämfört med andra bakterier som förekommer i biologiska processer såsom metanogener och kvävenedbrytare. Dessa bakterier lever anaerobt och "andas" sulfat snarare än syre. Vid tillgång till en elektrondonator katalyserar de reaktionen som reducerar sulfat till sulfid.

Metoden är av intresse eftersom den används inom liknande sektorer, nämligen metall- och gruvindustrin. Det finns fullskaliga anläggningar runt om i världen som utnyttjar denna naturliga process och renar vattnet på ett hållbart sätt. Nästa steg är att optimera metoden för just lakvattenrening som innehåller betydligt lägre sulfat och lägre metallkoncentrationer.

Lakvatten från deponier påverkar miljö kvalitetsmålen (i) God bebyggd miljö, (ii) Giffri miljö, (iii) Levande sjöar och vattendrag, (iv) Grundvatten av god kvalitet samt (v) Ingen övergödning (Naturvårdsverket, 2004). Naturvårdsverket nämner inte metallrening med hjälp av SRB som en metod i deras faktabladet om behandling av lakvatten (Naturvårdsverket, 2008) dock nämner det vikten att möta efterfrågan av en enkel och robust teknik som också kan fungera vid obemannade anläggningar.

Miljönyttan avser minskade metallutsläpp och potential för återvinning av metaller. Det skulle innebära minskade kostnader för reningsanläggningen och dra ner på deras

kemikaliebehov. För att denna process ska fungera behöver reaktorn vara ekonomiskt fördelaktig och lättskött.

Bakterier, SRB inkluderat, växer som biofilm och biofilmteknik tillämpas utförligt inom avloppsrening. Både industriellt tillverkade bärarmaterial och naturliga material finns att välja emellan.

1.3 Problemformulering

Dagens nya deponier innehåller inte något biologiskt nedbrytbart avfall; enligt förordning om deponering av avfall 1 kap. 10 § (SFS:2001:512) tillhör organiskt avfall de avfall som inte får deponeras. Detta innebär att deponierna kommer befinna sig i ett aerobt tillstånd vilket orsakar att tungmetallerna inte fastnar i deponin lika lätt som tidigare (Möller, Grahn och Welander 2004). I Naturvårdsverkets riskklassning av gamla deponier sägs det att 99% av metallerna fortfarande är kvar i deponin, bundna till humusämnen och sulfider (SGI, 2011). Detta förutsätter att det finns organiskt material tillgängligt för att fånga upp metallerna, vilket dagens nya deponier saknar.

Lakvatten kan innehålla ett brett spektrum av miljöstörande ämnen och olika typer av lakvatten medför olika krav på reningsteknik (Avfall Sverige, 2017). Hässleholm Miljö driver Hässleholms Kretsloppscenter (HKC), en central anläggning i Vankiva som bland annat, tar emot förorenade jordar från väg och saneringsprojekt, slam från dagvattenbrunnar och industriverksamheter, rivningsavfall, brännbart verksamhetsavfall och trä- och trädgårdsavfall (Hässleholm Miljö, 2018). Deponin genererade under 2016 ca 130 800 m³ lakvatten. Lakvattnet vilket inkluderar förorenat vatten från lagrings-, behandlings- och deponeringsytor, omhändertas internt på anläggningen. Reningsprocessen börjar med långtidsluftning och sedimentering, detta följs av satvis biologisk rening (i en SBR-anläggning) med efterföljande sandfilter för kväve- och fosforrening (Thelander, 2016). Den önskade reningsgrad för metaller uppnås inte genom den nuvarande processen och anläggningen är därför i behov av ytterligare ett steg i reningsprocessen för att uppnå villkoren angående metallhalter som anges i deras miljötillstånd (Kolmert och Kivistö, 2018).

Recipienten till de renade lakvattnet är Prästabäcken; en liten bäck med ett väldigt lågt flöde. Eftersom vattenföringen i detta vattendrag är så lågt innebär det att bäcken påverkas i hög grad av lakvattenutsläpp och även små skillnader i vattenkvaliteten kan orsaka stora förändringar och riskera att miljökvalitetsnormer överskrids.

Föroreningsinnehållet i utsläppt lakvatten får inte överstiga begränsningsvärden som redovisas i tabell 1.1 nedan. Föroreningsinnehållet baseras på månadsmedelvärde.

Tabell 1.1: Beslut om utsläppsvärden för Vankiva ÅVC

Parameter	Halt (mg/l)
Arsenik (As)	0,01
Bly (Pb)	0,002
Kadmium (Cd)	0,0002
Koppar (Cu)	0,03
Krom (Cr)	0,05
Nickel (Ni)	0,08
Zink (Zn)	0,05

Källa: MÖD dom 2019-01-31 mål nr M 5189-17

Lakvatten är generellt klassat som att ha höga metallhalter så metallrening är intressant för fler anläggningar än Vankiva. Andra deponier i Sverige och även runt om i världen kan dra nytta av forskning om behandlingsmetoder för metaller i lakvatten. Om lakvatten istället förs vidare till ett avloppsreningsverk kan metallhalter ha negativ påverkan på slamkvaliteten vilket ej är önskvärt om reningsverket säljer vidare slammet som gödsel. Tungmetaller är också kända att orsaka bioackumulering när det penetrerar in i cellerna på mikroorganismer vilket försämrar ekosystemet. Kort sagt kan även låga metallhalter ha betydande påverkan på ekosystemet om det släpps ut i känsliga recipienter och det försämrar möjligheten till en cirkulär användning av resurser. Därför är det viktigt att införa metallavskiljning redan vid källan.

1.4 Syfte och frågeställningar

Syftet med projektet är att utföra ett experiment för att studera processen i pilotskala. Projektet har en tidsplan på ett och ett halvt år uppdelat i tre faser: initiering, driftsfas och avslut. Försök kommer ske kontinuerligt i en tolv månadersperiod för att ta hänsyn till säsongsvariationer. Detta examensarbete påbörjas under projektets första skede och kommer därför begränsas till uppstart och tidig driftsfas.

Huvudsyfte

Bidra med information och delresultat till framtida utvärdering av möjligheten att använda SRB för att reducera metallinnehållet i lakvatten.

Delsyften

Syftet ska uppnås genom att försöka besvara frågeställningarna.

1. Utformning av en anpassad bioreaktor baserad på en packad bädd/biofilmprocess.
2. Effektivisering av driftsparametrar för önskad reningskapacitet.
3. Jämförelse av två bärrmaterial, AnoxKaldnes K5 bärare och träflis.

1.5 Målsättning

Målet med projekt är att bedöma om lakvatten från Vankiva deponi kan renas från metaller med hjälp av SRB. Utformning av processen behandlar valet av ett lämpligt metall/sulfid förhållande, en rik bakteriekultur med dominerande SRB, optimering av sulfatreduktion och eventuella separationsprocesser för det fällda metallsulfiderna. Två bärarmaterial kommer att undersökas och evalueras utifrån ett hållbarhetsperspektiv. Detta innefattar struktur, stabilitet och lämplighet för uppskalning.

1.6 Avgränsningar

Eftersom projektet har en tidsplan på ett och ett halvt år och examensarbetet sker i initieringsfasen kommer slutgiltiga resultat inte uppnås. Resultaten avser istället de driftparameterar som är viktiga för en lyckad uppstartsfas. Då enbart lakvatten från Vankiva deponi studerats kan inga specifika rekommendationer lämnas till andra deponier på grund av den höga variationen mellan lakvattens sammansättning. Examensarbetet bidrar med allmän kunskap om SRB som reningsmetod och kan ses som en uppmaning till andra aktörer att inleda fler laboratorie- och pilotförsök på lakvatten som präglas av förhöjda metallhalter.

Kapitel 2

2.1 Teori

2.1.1 Urlakning av metaller från deponier

Sedan år 2005 är det förbjudet att deponera organiskt avfall. Undantag från deponeringsförbudet existerar och länsstyrelsen kan medge dispens om det saknas kapaciteten inom regionen att ta hand om avfallet. Mängden deponerade brännbart och organiskt avfall har minskat kraftigt - från 1,6 miljoner ton år 2002 till mindre än 50 000 ton år 2014 (Naturvårdsverket, 2019a).

Det flesta metaller adsorberar starkt till organiska ämnen, vilket normalt sett minskar deras rörlighet i mark. Komplexbildning med löst organiskt kol (DOC) minskar i regel toxiciteten, således kan en hög halt organiskt material motverka toxiska effekter av metaller på miljön (Kleja, 2006). Syretillgång är en viktig parameter för metaller som är fastbunda till organiskt material inuti deponin. Om syre kommer in i deponin finns det risk metaller frigörs och halterna av urlakade metaller ökar (Andersson et al., 2010). I dagens deponier binds metallerna som metallsulfider, däremot, vid närvaro av syre oxideras föreningarna och metaller gå i lösning (Olofsson, 2010).

Nya deponier innehåller oftast inte något biologiskt nedbrytbart avfall vilket innebär att deponierna troligen kommer att befinna sig i ett aerobt tillstånd (Möller et al., 2004). Enligt Olofsson (2010) kan en ökad syretillgången ge upphov till radikala förändringar i tungmetallernas rörlighet. Studier visar också att ju högre mängder DOC som transporteras ut från marken, desto mer Cu och Hg lakas ut (Kleja, 2006). Metaller förväntas därför inte fastna i nya deponiceller lika lätt som det tidigare har gjort. Det är inte farligt att vistas vid en deponi i Sverige, utlakning av metaller kan däremot utgöra en risk för miljön och lösningar bör utforskas för att jobba mot riksdagens miljö kvalitetsmål om en "Giftfri miljö".

2.1.2 Bioremediering

Med bioremediering menas användningen av antingen naturligt förekommande eller medvetet införda mikroorganismer som konsumerar och bryter ner miljöföroreningar för att rengöra ett förorenat ställe eller vatten.

För att mikroorganismer ska kunna växa och trivas måste de ha tillgång till väsentliga näringsämnen som kol, kväve, fosfor, svavel och element för syntes av proteiner och strukturella delar av cellerna. Finns detta inte tillgängligt i vattenströmmen måste det tillsättas. Detta är av särskild betydelse om vattenflödet kommer från industrin vilket har mycket lägre mängder organisk material än avloppsvatten (Davis, 2010).

2.1.3 Sulfatreducerande bakterier

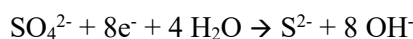
Sulfatreducerande bakterier (SRB) är en bakteriegrupp som trivs i anaeroba miljöer såsom sjöar och djupa marina sediment. Dessa bakterierna utgör en väsentlig del av svavelcykeln genom deras förmåga att donera elektroner, i en process som kallas reduktion (Gilbert, 2004). Bakteriernas anaerob metabolism erhåller energi genom att reducera sulfat till sulfid (främst H₂S). Denna form av sulfid är ökad som orsak till den "ruttna ägg-doften" som ibland drabbar våra avloppssystem.

Studien av SRB har tvingats fram av ett betydande ekonomisk och miljömässigt tryck. SRB kan kopplas till bakteriell korrosion, som främjar korrosion även vid låga temperaturer och syrehalter. Deras påverkan har upptäckts på skeppsvrak på havsbotten såväl som stora järnstrukturer stående i havet. Inom oljeindustrin orsakar dessa bakterier produktion av den toxiska gasen H₂S; ett problem som förvärras när havsvatten, som är rikt på svavel, injiceras in i brunnar för att erbjuda olja. Förekomsten av sulfid försämrar oljekvaliteten och korroderar rören (Gilbert, 2004).

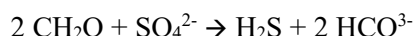
Avsikten med att använda SRB är för att producera sulfider som kan användas för metallutfällning. Sulfider är ytterst svårslösliga och binder därför fast metaller effektivt genom att sulfidjonen bildar komplex med t.ex. Cu, Ni, och Pb. Rangordning av metallers relativa förmåga att bilda sulfider ges utifrån deras löslighetsprodukt (Kleja 2006).



Sulfatreducerande bakterier är inte främmande till deponimiljöer där det ständigt pågår biologiska, kemiska och fysikaliska processer. Flera studier på aktiva och nedlagda deponier beskriver hur reaktioner mellan metaller och sulfid kan ske redan tidigt i den sura anaeroba fasen och att metallsulfider bildas under den metanbildande anaeroba fasen (Olofsson, 2010). Vidare nämner Möller m.fl. (2010) att i dagens deponier binds oftast metallerna som metallsulfider i deponin. Sulfatreducerande bakterier växer i anaeroba förhållanden och kan reducera metaller till metallsulfider vid tillgång till en kolkälla och svavel. Tillgången till kolkälla ger energi för tillväxt och bevarande av SRB. SRB reducerar sulfat till sulfid genom följande reaktion:

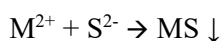


I det flesta fall är elektron donatorn och kolkällan samma förening och reaktionen kan alternativt beskrivas genom följande:



Där CH₂O är en godtycklig kolkälla.

Reduktionsprodukten, sulfid, bildar olösliga föreningar med de flesta divalenta metalljoner enligt:



Vilken form av sulfid som är närvarande beror på pH. Under pH 6 är H₂S den dominerande formen vilket sedan går över till S²⁻.

Historiskt sätt är SRB ansvariga för bildandet av en del av jordens sedimentära metallsulfidlagringar såväl som järnsulfiden som finns i kol, eftersom tungmetallerna fälls ut som metallsulfider då sulfiden bildas. Under de senaste decennierna har SRB fått betydande tekniskt intresse på grund av deras potentiella användning i system för avlägsnande av sulfat och tungmetaller från metallrika vattenströmmar (Kolmert, 1999).

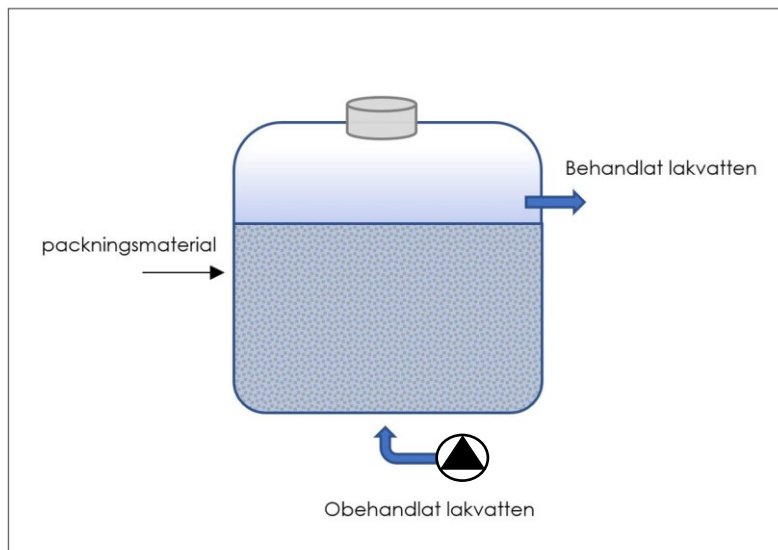
2.2 Reaktortyp

Det finns ett brett urval av reaktorer avsedda för biologisk vattenrening. De kan delas upp i två huvudgrupper beroende om biomassan är suspenderad i reaktorn (aktivt slam) eller om den är bunden till ett visst medium (så kallade bärare). Bakterier som växer på bärare spolas inte ut med det utgående vattnet, de viktiga mikroorganismerna hålls kvar i reaktorn och man undviker behovet av ett flöde som återcirkulerar biomassa. Det behövs heller ingen sedimentationstank för separation av slammet vilket minskar reaktorns fotavtrycket och systemet tar mindre plats på anläggningen.

Biofilmreaktorkonfigurationer förekommer antingen som fast eller suspenderadbädd. System med fast bädd inkluderar alla system där biofilmen bildas på statiska medier gentemot flytande (Andersson, 2009). Yttigare fördelar med biofilmsystem som nämns av Andersson (2009) är ökad motståndskraft mot förändringar i miljön samt hög aktiv biomassakoncentration.

2.2.1 Ett enkelt och robust system

System där biofilmer växer på ett bärarmaterial är stabilare när det gäller rening av vatten som kan variera i kemisk och biologisk sammansättning. Lakvatten är känt för att vara icke homogent och de ämnen som befinner sig i lakvattnet vid en viss tidpunkt kan varieras betydligt beroende på vad som har deponerats. Biofilmen skyddar effektivt mot chockbelastningar av toxiska ämnen eller väldigt höga halter substrat som kan inhibera mikroorganismerna. Det finns en mängd fördelar med fastbädd reaktor som tas upp av Shete (2014) såsom simpliciteten i konstruktion och inget behov av mekanisk omrörning vilket sparar energi. Den enklaste formen av det fastsittande systemet benämns packadbädd. I detta system packas reaktorn med valfritt packningsmaterial (bärare). Sedan förs vatten igenom packningsmateriallet underifrån med hjälp av pumpkraft, se figur 2.1.



Figur 2.1: Skiss över IBC behållaren som kommer agera som bioreaktor i experimentet

Det finns liknande system var vattnet istället tillförs ovanifrån och rinner ner igenom till exempel sand eller grus. Dessa system kräver dock viss returspolning för att rensa packningsmateriallet från de partiklar som samlas runt omkring. När vattnet tillförs underifrån motverkar detta tyngdkraften och det finns mindre risk för att systemet blir igensatt.

Det finns också system som använder sig av en kombination av suspension och bärrmaterial. I en anaerobisk process kräver detta mekanisk omrörning vilket anses vara mindre genomförbart på denna skala eftersom experimentet har en storleksordning på 1000 litre. Mekanisk omrörning kräver också mer resurser än att låta vattnet rinna igenom bärrmateriallet. Bildning av biofilm förväntas också att vara snabbare i en packad bäddprocess än ett system som kombinerar bärrare och suspension. Detta beror på att den mekaniska blandningen orsakar turbulens i vattnet och skjuvspänning mellan det flytande bärrarna skrapar bort biofilm när bärrarna kommer i kontakt med varandra (Espeso, 2013).

En negativ aspekt som nämns med packad bäddprocessen är att det blir svårare att få en jämn fördelning av biomassa vilket kan påverka reningsgraden negativt. Recirkulation av vattnet används ofta för att motverka detta ((Biotechnology, 2018) .

Eftersom det önskade systemet har en viss platsbegränsning är det fördelaktigt om hela processen kan ske i en och samma behållare. Packningsmaterialet kommer eventuellt behövas bytas ut när de utfällda metaller når för hög koncentration eller om systemet blir igenväxt på grund av uppsamlade föroreningar. Detta förväntas dock inte behövas under experimentets gång eftersom lakvattnet innehåller väldigt låga metallhalter. Det förorenade bärrare klassas som farligt avfall men fördelen är att anläggningen tar hand om just detta sorters avfall så det kan återföras till deponin. På så sätt stannar metallerna kvar i ett slutet system på anläggningen istället för att åka ut i naturen.

2.2.2 Biofilmteknik

Biofilmer kan bildas i en fuktig miljö på alla typer av ytor, biotiska såväl som abiotiska. Bakterieceller anpassade till att leva på ytor uttrycker distinkta egenskaper som skiljer sig från de som uttrycks under planktonisk tillväxt. Egenskaper som: ökad tolerans mot antimikrobiella medel, förändrade metaboliska reaktionshastigheter, förbättrad nedbrytnings förmåga av giftiga kemikalier och förändrad syntes av biomolekyler har alla observerats hos den forstnämnda gruppen (Andersson, 2009).

Biofilmsprocesser sker naturligt i vår omgivning och ännu en gång kan naturliga egenskaper optimeras för att användas industriellt. Biofilmtekniken har ett stort tillämpningsområde inom avloppsvattenrening. Mikroorganismerna som bryter ner föroreningar bildar en film på en bädd eller annat stödmaterial, såsom stenar eller plastbärare. I avloppsvattenrening används främst naturligt förekommande bakterierna som finns i vattnet. I detta experiment kommer istället främmande bakterier ympas in i en reaktor med bärare och målet är att bakterierna i vätskan överförs till bärarna och bildar en biofilm.

Bildandet av biofilmen och dess aktivitet påverkas starkt av specifika miljöförhållandena, såsom elektrondonatorer och -acceptorer, hydrodynamik och kolkällan var bakterierna växer. Till exempel är porösa biofilmer med kanaler och hålrum typiska för en omgivningen som har begränsad transport av substrat. Kompakta och släta biofilmer uppstår när biomassatillväxten är den begränsande faktorn eller om skjuvspänningen är hög (Mattei, 2014). Dessa faktorer påverkar också tjockleken på biofilmen som kan varieras från 100µm till 10 mm (Davis, 2010).

2.3 Bärarmaterial

Utvärdering av Shete och Shinkar (2014) ställer fram en rad egenskaper som anses optimala för packningsmaterial i en packadbäddprocess. Det ideala materialet bör vara billigt, lättviktigt och slitstarkt. Det ska ockupera en låg volym, kunna enkelt transporteras och ha stor yta. För att öka biofilmens fäste är det önskvärt att ha en viss ytsträvhet. Porositeten bör också vara hög för att undvika igensättning från biomassa tillväxt. Från dessa utgångspunkter föreslår Shete och Shinkar (2014) ett flertal fiberrika packningsmaterial som uppfyller både det fysiska egenskaperna och faller under lågkostnadsalternativ. Ett fiberrikt material ger en stor yta per volymenhet och hög porositet. Genom att använda ett material med stor specifik yta (m^2/m^3) kan hög biologisk aktivitet upprätthållas med en relativt liten reaktorvolym. Biofilmtjockleken i reaktorerna regleras vanligtvis genom att applicera skjuvkraft (Andersson, 2009).

Vidare utvärdering av lämpliga bärarmaterial ges i Sen m.fl. (2014) som jämförde tre plastmaterial, i en anaerob fastbäddprocess, med samma form och specifik yta men varierande densitet. Resultaten visade ingen markant skillnad i reaktorns prestanda och vilket understryker att själva materialet har mindre betydelse och valet bör därför baseras på storlek, form och porositet. Dessa faktorer hade betydligt större inflytande på ackumulering av biomassa och reningskapacitet. Författarna uppmanar andra utövare att välja det material som är mest ekonomiskt lönsamt om det står mellan två liknande bärare (Sen m.fl., 2014).

I en studie av Detalina m.fl. 2018 undersöks den optimala konfiguration för en fastbäddreaktor som packats med bambu. Tre utställningar jämfördes: vertikalt, horisontellt och slumpmässigt fördelade bambuträd bitar; bitarna liknar ett plaströr skuret i 5 cm bitar. Resultaten visade att reaktorn med slumpmässig fördelning hade mest jämn distribution av vattenflöde genom hela reaktorn. Detta är betydelsefullt för vårt system då det är önskvärt att det inflödande lakvattnet fördelar sig jämnt genom hela bioreaktor, både för att utnyttja hela reaktorn volymen men också se till att bärarna får en jämn tillgång till kolkällan och andra näringsämnen.

2.3.1 Valda bärare

I detta experiment kommer två bärarmaterial testas i parallella led. Det ena är AnoxKaldnes K5 bärare som är speciellt framtagna för att gynna biologisk vattenrening. Dessa är industriellt tillverkade och används för rening av flera olika sorters vatten. Dock innebär det en kostnad och en användning av plast. Ett alternativt naturligt bärarmaterial kommer därför att undersökas vid sidan av. Målet är att sedan bedöma vilket material som fungerar bäst och jämföras utifrån reningsgraden för de olika tungmetaller, samt operativa aspekter: struktur, stabilitet och lämplighet för uppskalning (Kolmert och Kivistö, 2018).

AnoxKaldnes plastbärare har utvecklats genom många års forskning inom vattenrening. Bärarnas form, densitet och hög grad av skyddad yta bidrar till en optimal miljö för bakterierna. Alternativa, naturliga bärarmaterial skulle kunna innebära lägre kostnader och mindre miljöbelastning (Kolmert och Kivistö, 2018). Ur ett hållbarhetsperspektiv har användningen av plast sina egna nackdelar vilket gör det intressant att utforska om det finns ett annat material som kan användas istället.

Det finns en mängd alternativa material som kan användas som bärare i en bioreaktor. Andersson m.fl. 2008 har genomfört en utförlig studie på 20 olika alternativ som klassas som restprodukter, biomaterial eller återvunnet avfallsmaterial, för att jämföra biofilmfästning och bakterieaktivitet på bärarna. De tre material i denna kategori som fungerade bäst var LECA, Pimpsten och Träflis. Vidare resultatet visade att träflis gav den högsta genomsnittliga denitrifikationskapacitet. Som slutsats nämner Andersson m.fl. (2008) att utifrån de mekaniska egenskaper, kostnaden och energikrav för produktion är pimpsten det mest lovande materialet.

På Vankiva deponi återvinns i dagsläget träflis från plankor som lämnats in till återvinningscentralen. En stor del av denna träflis säljs vidare men det finns möjlighet att avsätta en viss mängd till lakvattenrening. Detta betyder att materialet blir både billigt och bidrar till en cirkulär avfallshantering. Forskning på tidigare studier inom liknande område visar också på att en träflisreaktor har potential för uppskalning. Därför har träflis valts ut som det andra bärarmaterialet.

Kapitel 3

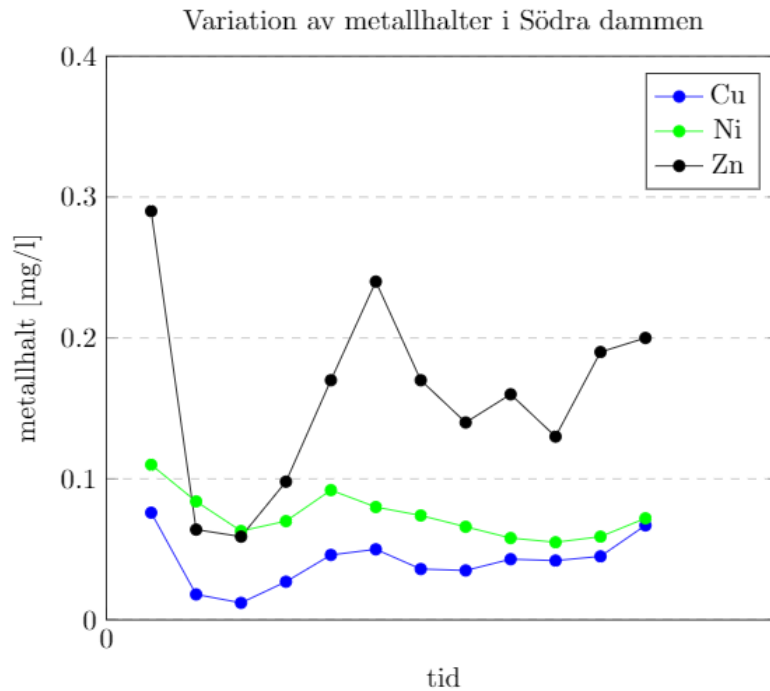
Informationen som användes för att bekanta sig med SRB tekniken hämtades från publicerade rapporter som hittades genom Google Scholar. Sökord och fraser som användes var till exempel "Sulfate reduction AND Landfill leachate", "Heavy metal reduction AND SRB", "Sulfate reducing bacteria AND Wastewater treatment". Andra plattformar som YouTube och Google användes för att finna information om kommersiella reningsmetoder när andra källor inte fanns tillgängliga. Kommunikation fördes med kunniga personer inom området från Paques Biosystems och Sweco via telefon, mejl och även vid ett platsbesök på anläggningen i Vankiva. Från detta erhöles en rad skraddarsydda råd som formade experimentets genomförandeplan.

3.1 Literaturstudie

Följande text är en sammanställning av den forskning gjord inom området sulfatreducerande bakterier (SRB) med fokus på metallrening och lakvatten. SRB är en välstuderad bakteriegrupp och deras bioremedieringsförmåga har känts till länge (Hard, Friedrich och Babel, 1997). Bakterierna utnyttjas idag på en storskalig nivå för att rena vatten från raffinaderier och syrgruvavlopp (Paques, 2018). Dock är användningen av SRB för specifikt rening av lakvatten ett mindre diskuterat ämne.

Då användningen av SRB inom lakvatten är förhållandevis nytt är det nödvändigt att bredda litteraturstudien. Tidigare vetenskapliga studier har utförts med syfte att utvärdera möjligheten med SRB för att rening av lakvatten (Nedwell och Reynolds 1996, Henry och Prasad 2000 & Thabet m.fl. 2009) men inte specifik i förhållande till metaller. De vetenskapliga studier som riktar sig till metallrening i lakvatten. Samaranayake m.fl. 2002 använder sig av syntetiskt lakvatten och är begränsade till laboratoriestudier. Storskalig utvärdering har gjorts på SRB för metallrening i avloppsvatten bland annat av Van den Brand 2014. Huvudsakligen har en rapport av Möller m.fl. (2004), med titel "*Behandling av lakvatten med hjälp av sulfatreducerande bakterier*" använts som förstudie.

Lak-och avloppsvatten har sina skillnader, en stor sådan är avsaknanden av homogenitet i lakvatten som avloppsvatten däremot har. Dock bedöms avloppsvatten likna lakvatten till större grad än strömmar från surt gruvavfallsvatten då den senare innehåller mycket högre mängder metaller och har ett lägre pH. För att kunna utnyttja resultat från tidigare studier är det viktigt att ta hänsyn till sammansättning av det inflödande vattnet. Jämförelse kan också göras med studier som använder syntetisk lakvatten. Laboratorieförhållanden gör det möjligt att kontrollera exakt vilka ämnen och mängder (till exempel av kväve, fosfor och COD) som finns i inflödet, samma egenskaper hos avloppsvatten är oftast enkelt att förutse vilket utgör en markant skillnad från det man kan förutse från lakvatten som rinner genom en deponi. Detta förtydligörs i figur 3.1 nedan som visar variationen av vissa metallers förekomst i lakvattnet. Som figuren visar kan koncentration skilja sig med upp till 80 % för zink, 85 % för koppar och 50 % för nickel.



Figur 3.1: Metallhalter i lakvatten från södra dammen, figurdatabaserade från provtagning mellan April 2018 t.o.m. Januari 2019. Tidsaxeln är ej skalbar.

Avfall Sveriges rapport av Möller m.fl. (2004) undersöker möjligheten att använda sulfatreducerande bakterier för att rena lakvatten med avseende på tungmetaller. Delsyften var att undersöka vilka parametrar som har betydelse för processens effektivitet. Biofilmsprocesser valdes då det är mer tåliga gentemot suspenderat slam gällande giftiga ämnen som kan orsaka inhibering av mikroorganismerna. Försöket gav lovande resultat, dock styrker det att varje lakvatten måste studeras individuellt då resultaten varierade beroende på vilken lakvattenström som studerades, testerna i projektet gjordes på deponier för icke farligt och farligt avfall. Detta styrks av Sofie Vessling, miljösamordnare på Vankiva deponi som berättar att lakvatten kan innehålla en mängd olika ämnen beroende på vad som har deponerats. Det har förekommit fall då förorenad mark som innehåller pesticider har deponerats vilket kan ha en kraftig negativ påverkan på bakterierna (Vessling, 2019). En eventuell utmaning för den biologiska processen är att motstå dessa shockbelastningar. I labbet är det relativt enkelt att kontrollera vad som går in i reaktorn och ha en utförlig översikt av de olika ämnen och mängderna. I en fullskalig kontinuerlig process är man beroende av kundernas avfallsdeklaration för att förutse de eventuella ämnen som kommer hamna i lakvattnet och förbereda den biologiska processen. Ett första steg för att ge processen bästa möjliga förutsättningar är att studera lakvattnet för varje enskild deponier separat. Detta bekräftas med Avfall Sveriges studie som drar slutsatsen att variationen i kemisk sammansättning har en stor betydelse för resultatet.

SRB metoden har vunnit popularitet bland stora aktörer, bland annat genom de Holländska företaget Paques; ledande i biologisk avloppsvattenhantering. Företaget levererar väletablerade system som drivs med optimala parametrar eftersom målet är oftast inte bara att få bort metallerna men också att återvinna dem. Dessa kompakta system säljs med incitamentet att både spara pengar och minska miljöpåverkan.

Fördelarna med SRB-metoden illustreras bäst med en jämförelse med de metoder som hittills haft störst genomslagskraft på marknaden: fällning med hydroxider. Metallsulfidutfällningen har visat sig vara överlägsen på grund av en mängd fördelar; sulfider har högre reaktivitet med tungmetalljoner och mycket låg löslighet hos de resulterande metallsulfiderna över ett brett pH-intervall. Detta resulterar i lägre metallkoncentrationer i utflödet. Metallsulfidslam är också tätare och har bättre förtjockningsförmåga, vilket underlättar vidare bearbetning (Paques, 2018). Eventuella nackdelar återstår att hitta.

Den teknik med SRB som finns idag är för det mesta lämpad för storskalig industrianvändning till exempel gruvindustrin och raffinaderier vilket medför stora vattenflöden och höga metallhalter. Mindre industrier, till exempel deponier, är också i behov av dessa system och kräver en enklare och billigare lösning. I detta specifika fall, men förmodligen på alla lakvatten, finns det ett behov för ett system som kan testas i mindre skala på varje enskild anläggning. Möller m.fl (2004) diskuterar att de flesta studier som gjorts tidigare utförts på vatten med betydligt högre metallkoncentrationer än vad som är normalt för svenska deponiers lakvattenströmmar. Det saknas dock information och studier kring denna tekniken och hur den kan tillämpas till lakvattenrening.

Projektet har till en stor del baserats på det lyckade laboratorieförsöken i tidigare nämnda Avfall Sverige projektet från 2004. Metoden för att rena tungmetaller från lakvatten med hjälp av sulfatreducerande bakterier studerades i både kontinuerliga och satsvisa försök. Lakvattnet som testades var taget från fyra olika strömmar från 2 deponier i Göteborg. Tester utfördes i en anaerobisk packadbäddprocess med sulfidproduktion och fördes vidare till en separat behållare där den sulfidberikade strömmen fick reagera med metalljonerna i lakvattnet. Det positiva resultatet från denna studie är underlagsmaterial och bevis att det är aktuellt att fortsätta utforska denna metod. De metaller som uppmättes var As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, och Zn. Dessa är samma metaller som har uppmätts i lakvattnet från Vankiva.

Slutligen så uttrycker forskarna att SRB metoden har en stor potential för rening av metaller från lakvatten (Möller m.fl., 2004). Anmärkningsvärt är att den lakvattenström som åstadkom högst reningsgrad var den från farligt avfall. Anläggningen i Vankiva innehåller en viss mängd lakvatten från farligt avfall vilket vidare betonar chansen av ett lyckat resultat.

SRB metoden baseras på den fysio-kemiska karaktären hos sulfatjonen. Hyland m.fl. (2003) konstaterar att om tillräcklig mängd elektron-acceptorer finns tillgängliga kan mikroorganismerna nyttja det organiska materialet som finns i lakvatten för att producera sulfid. Deras experimentet testade SRB metoden på syntetiskt lakvatten i en satsvis bioreaktor, ympad med en bakteriekultur från förorenad mark. Resultaten visade att acetat användes anaerobt för bakterietillväxt. Både sulfatreduktion och sulfidproduktion uppmättes under experimentets gång. Vid låga halter COD dämpades acetat användningen vilket understryker behovet av en aktiv kolkälla. Vidare observationer visade att sulfatreducerande bakterier dominerar när sulfatkoncentrationen var hög. Vid låga koncentrationer dominerade metanogener. Ett annat användbart resultat var upptäckten av höga metallsulfidföreningar i biofilmen vilket innebär att föreningarna lagras på bäarna. Författarna bedömer att föreningar bibehåller sin form så länge lakvattnets pH inte faller

under pH 6 (Hyland m.fl., 2003). Baserat på detta resultat är det relevant att kontrollera pH i efterföljande bassäng för att öka chansen att metall föreningarna sedimenterar om det lyckas ta sig ut ur reaktorn.

Hyland m.fl. (2003) bevisar att bakteriaaktivitet hos SRB främjar metallfällning eftersom ingen fällning skedde i den abiotiska kontrollflaskan. Dock så lyfter rapporten att biofällning av metaller sker sakta, vilket motsäger den delslutsats som lades fram av Möller m.fl. (2004) vars resultat visade ingen markant skillnad i metallhalter uppmätta efter en dag kontra en vecka. Denna punkt kan tyda på en jämförelse mellan bio-och kemisk fällning, till exempel flockning med flockningsmedelet PAX som reagerar med vatten på bara några sekunder.

3.2 Alternativa lösningar

Nedan diskuteras nollalternativet samt alternativa lösningar för att kunna uppnå projektets syfte och samtidigt minimera miljöpåverkan.

3.2.1 Nollalternativet

Om ingen åtgärd vidtas för att minska metallhalten i lakvattnet vid Vankiva deponi riskerar villkoren i miljötillstånden att överskridas. Redan idag är domen för tillåtna metallhalter konservativ på grund av den känsliga recipient som det behandlade vattnet släpps ut till. Med ökad klimatpåverkande och händelser som den ovanligt torra sommaren 2018 förväntas problemet öka i betydelse och varaktighet om ingen åtgärd vidtas. Torkan ledde till extremt låga vattenflöden i ån som passerar Vankiva vilket innebär att föroreningar har en proportionerligt större påverkan på recipienten. Annan indirekt påverkan är försämring av vattenkvaliteten i närområdet och bioackumulering av tungmetaller i organismer.

3.2.2 Passiva system

Våtmarker är ett system vars användning ofta uppmannas för vattenrening. Dessa använder naturens egen förmåga att ta upp näringsämnen genom växter och partikeladsorption. Nackdelen är generellt de stora ytrorna som krävs för att få en bra avskiljning. Nackdelerna blir mer markanta i detta respekt när det gäller avskiljning av tungmetaller eftersom det blir ett stort område som förorenas. När våtmarker används för att avskilja kväve eller fosfor kan växterna använda sig av näringen för sin egen tillväxt, detta är inte fallet med tungmetaller. Passiva system såsom våtmarker, översilningsytor och bevattning av skogsytor förorenar ett större markområde som kan bli mättat och senare släppa ifrån sig föroreningar, till exempel metaller som släpps iväg vid en försurning av marken (Cerne, 2007).

Skälet till att projektet utförs är för att undvika att tungmetaller kommer ut i det närliggande naturområdet så användningen av en våtmark anses motsäga själva målet. Ytterligare ett skäl till att undvika passiva biologisk system är att de flesta metaller har en lång livslängd i biologiskt material. Detta resulterar i bioackumulering av metaller som skulle kunna ta

sig in i livsmedelskedjorna. Exempelvis har musslor och ostron hittats med metallkoncentrationer upp till 100 000 gånger högre än i omgivande vatten (Kolmert, 1999).

3.2.2 Biologisk behandling

I Svenska Miljöinstitutets utredning av behandlingsmetoder av lakvatten från deponier nämns det att tungmetaller kan avskiljas genom att de absorberas till bioslammet. Förutsatt att slamutaget kontrolleras innebär detta en rening av vattnet. Med biologisk behandling innefattas luftad damn, satsvis biologisk reaktor (SBR) eller aktivslam-liknande system. Det nämns dock att metallavskiljning via slammet är dock svårare för lakvatten än kommunalt avloppsvatten; antagligen på grund av lösliga komplex som bildas med organiska ämnen (fulvo- och humussyror) i lakvatten (Cerne, 2007).

Som tidigare nämnts har Vankiva Deponi ett biologiskt reningsverk för att behandla sitt lakvatten, vilket innefattar två luftade dammar och en SBR. Trots detta är vattenkvaliteten på gränsen till det som tillåts i deras tillstånd och högre metallhalter förväntas i framtiden. Således är konventionell biologisk behandling inte ett alternativ.

3.2.3 Behandling i kommunala avloppsreningsverk

Denna metod är fortfarande den vanligaste för deponier i Sverige och i det flesta fall utgör belastningen av flöde och bland annat tungmetaller bara en liten del i jämförelse med kommunalt avloppsvatten (Cerne, 2007). Emellertid är avloppsreningsverken inte alltid anpassade för att rena lakvatten (Avfallsportalen, 2018). Slam kvaliteten bör följas upp för att säkerställa att det inte får negativa konsekvenser för användningen av bioslam.

I allmänhet är *in situ* lösningar mer kostnadseffektiva, speciellt om det redan finns ett utformat system. Eftersom det inte går att skilja en specifik lakvattenström som har höga metallhalter är detorealiskt att skicka det till kommunens reningsverk. Vidare krävs det säkerligen utökad tillstånd och kostnader för att ansluta sig till det kommunala reningsverket vilket kan ta tid. Andledningarna till varför Hässleholm Miljö har byggt ett eget reningsverk anses motivera varför metallavskiljning vid större reningsverk inte är ett alternativ att föredra. Dessutom är målet att allt lakvatten ska behandlas vid deponin.

3.2.4 Kemisk fällning

Fällning med hydroxider

Kemisk fällning används ibland vid mindre deponier för att minska mängden tungmetaller i lakvattnet (Cerne, 2007). Det enklaste sättet är att fälla metallerna genom att höja vattnets pH. pH höjs genom tillsättning av kalk eller natriumhydroxid och metallerna fälls som metallhydroxider. Nackdelerna med detta är för det första att kemikalierna är dyra och vid

för lågt pH kan utfällningen bli ofullständig. Det krävs en noggrann övervakning av systemet. För det andra är metoden inte genomförbar för att uppnå så låga metallkoncentrationer som behövs i detta fall. Eftersom reaktionen baseras på jämvikt mellan de fasta och lösta jonerna så kommer det alltid finnas en viss mängd metalljoner kvar oberoende av pH (André, 2006).

Fällning med sulfider

Cerne 2007 nämner att många lakvatten har redan från början så låga metallhalter att det inte går att fälla ut som hydroxider eller karbonater. Om man är ute efter väldigt låga resthalter måste metallerna fälla ut som sulfider. Eftersom metallsulfiderna är mycket svårslösliga ger sulfidmetoden en betydligt lägre restkoncentration än hydroxidfällning. Som fällningskemikalie kan svavelväte (H_2S) eller natriumsulfid (Na_2S) användas (André, 2006).

Detta är intressant eftersom metoden som används i projektet avser samma princip som fällning med sulfid förutom att processen sker naturligt. Med hjälp av SRB kan sulfat som redan finns i lakvattnet utnyttjas till processen och man undviker tillskott av kemiska svavelföreningar.

3.3 Driftparametrar

Då det saknas publicerade studier om behandling av lakvatten med hjälp av SRB baseras försöksparametrar huvudsakligen på den tidigare nämnda studien av (Möller m.fl. 2004). Detta kompletteras med allmänna driftparametrar för biologisk behandling av avloppsvatten.

3.3.1 Uppehållstid

I de satsvisa försöken är uppehållstiden av mindre vikt på grund av den snabba reaktionen mellan vätesulfid och metalljonerna och konsekvent fällning. Möller m.fl. 2004 fann ingen markant skillnad mellan metallkoncentrationerna när försöken fick stå en vecka i jämförelse med ett dygn. Försök i en kontinuerlig process hade en uppehållstid på 57 timmar och detta föreslås också för en framtida storskalig enhet.

Uppehållstiden beror på flödes hastighet och reaktorvolym enligt:

$$\Theta = V \text{ (m}^3\text{)} / Q \text{ (m}^3\text{/h)}$$

Vid låga flödes hastigheter, Reynolds number (Re) = 100, finns det, enligt ett experiment av Espeso 2013, en begränsad massöverföring vilket leder till en skingrande fördelning av bakteriekolonier. Vid högre flöde, Re = 400 bildades små kolonier redan vid dag två och utvecklades till en homogent fördelad biofilm lager som spred sig över hela ytan. Vid högre Re dominerade skjuvkrafter över biomassa ackumulering på biofilmen och bidrog med en effektiv erosion av tjocka biofilm lager. Vid en vidare ökning till Re = 1000 fanns en förhöjd massöverföring av näringsämnen och syre vilket leder till hög biofilm tillväxt. Som

slutstats anses en högre Re gynna homogenitet av biomassa och leda till en slät biofilm eftersom skjuvspänningar kontrollerar tillväxten. Författarna föreslår därför att ett högt Re värde ($Re = 1000$) är att föredra för industriella applikationer som kräver en homogen biofilm täckning, men uppmärksammar att det bildas ett tjockt lager biofilm (Espeso, 2013).

Enligt specialist på Paques kan en lång HRT misgynna bildandet av biofilm och istället producera enskilda flockar vilket riskerar att åka ut med det utflödande vattnet. Rekommendationer ligger på omkring 8 timmar för en pilot anläggning (Zessen, 2019a).

3.3.2 Kolkälla, pH och näringsämnen

Den biologisk sulfatreduceringen som utförs av SRB kräver en kolkälla. En grupp av SRB som har undersökts omfattande är *Desulfobulbus propionicus*, dessa använder sig av varierande organiska substrat som acetat, propionate, etanol, propanol, pyruvate eller laktat som elektrondonator (Van den Brand, 2014). För att reaktionen ska ske krävs det att molförhållandet mellan kemisk syreförbrukning (COD) och sulfat är minst $0.67 \frac{\frac{mg}{l}}{\frac{mg}{l}}$ (Mattei, 2014).

Flera källor rapporterar att SRB kan utnyttja diversa kolkällor och valet av elektrondonator baseras på kostnaden per mängd reducerad sulfat och eventuella föroreningar i avloppsvatten strömmen. Industriella avloppsvatten och lakvatten tenderar att ha låga COD halter vilket förutspår ett behov av extern dosering till reaktorn.

SRB kan klassificeras i två grupper baserat på om de har förmåga att oxidera organiska föreningarna fullständigt till koldioxid eller ofullständigt till acetat. Laktat anses som en fördelaktig kolkälla eftersom dess oxidation resulterar i hög biomassa utbyte. En nackdel är en potentiell ackumulation av acetat i utflödet på grund av ofullständig oxidationen av laktat till CO_2 (Mattei, 2014). Dock kan detta innebära en fördel till processen på Vankiva eftersom metallrening med SRB sker som första steg i vattenreningen. Acetat kan därför vidare utnyttjas i kvävereningsbassängen nedströms eftersom acetat utför en passande kolkälla till denitrifikation (Niel, 2019).

Enligt Thabet m.fl. (2009) är COD: SO_4^{2-} förhållandet en viktig kontroll parameter för elektronflödet i anaerobisk nedbrytning. Deras studie visar att när COD: SO_4^{2-} förhållandet var högre än 6 så dominerade metanogenerna medan vid ett förhållande på mindre än 1.5 var SRB de dominerande bakterierna. Detta bör tas i hänsyn till för att se till att SRB är den dominerande gruppen. Bouallagui 2009 styrker också att en högre koncentration av fri H_2S påverkar metanogenerna men inte SRB. Från detta förväntas sänkningen av COD: SO_4^{2-} främja sulfatreduktion. Thabets (2009) upptäck stärks av Mattei (2014) som undersökte fyra COD: SO_4^{2-} förhållanden mellan 0.5 till 2 genom ett simuleringsförskök. Simuleringsresultaten bekräftar att COD: SO_4^{2-} förhållandet utgör en avgörande variabel för optimering av effektiv biologisk sulfatreduktion. Det visar också att vid närvaro av sulfat förbrukar SRB det mesta sulfatet men när sulfat inte finns tillgänglig i tillräcklig mängd förbrukas acetatet av metanogenerna.

I sulfatfattiga miljöer, med förhållanden högre än 2.25 mellan kolkälla och sulfat börjar metanogener dominera över SRB på grund av brist på sulfat inuti reaktorn. Motsvarande kan en väldigt sulfatrik miljö (förhållanden lägre än 1.5) ge låg aktivitet av SRB. Ett optimalt intervall mellan 1.5 och 2.5 rekommenderas av Schmidtova och Baldwin (2011). Resultat bekräftas till viss del av Calves m.fl. (2012) vars studie visar att ett förhållande på 1.17 gynnade sulfatreduktion och inhiberade andra bakterier involverade i anaerobisk nedbrytning av organisk substans.

Metallsulfider är mer svårslösliga än motsvarande hydroxid och oxid (André, 2006). Sulfidfällning ger också möjligheten till fällning över ett bredare pH-intervall eftersom sulfiderna har förmågan att skapa föreningar även vid lägre pH (Kolmert, 1999). Sulfatreduktion förbrukar vätejoner vilket höjer pH-värdet; pH är därför en viktig parameter att observera, speciellt om system ska integreras in i befintliga reningsprocesser som körs vid ett visst pH.

Som tidigare nämnt behöver bakterier vissa näringsämnen för att trivas. Lakvattnets sammansättning visar vilka näringsämnen finns tillgängliga och vilka som eventuellt måste tillsättas. Det är mindre troligt att lakvatten kommer innehålla ett överskott av näring och spårämnen (Niel, 2019). Den önskade sulfidproduktionen kommer fälla metalljoner vilket är viktiga spårämnen för bakterierna. En aktiv mätning av metall:sulfid-förhållande är därför viktig för att se till att bakterierna får de spårämnen som behövs.

3.3.3 Bakteriekonsortium och inhibering

Det är troligt att flera bakteriegrupper är aktiva i lakvattnet. Detta hindrar inte processen men för en effektiv process, bör SRB vara den dominanta bakteriegruppen. Om det inkommande lakvattnet har höga kvävehalter är möjligheten stor att det finns kvävenedbrytare. Dessa konkurrerar om samma resurser och kan konkurrera ut SRB eftersom de får mer energi av denitrifikation än SRB får av sulfatreduktion. Acetatet som bildas från reaktion av sulfat med etanol gynnar också kvävenedbrytarna. Det bästa sättet att kontrollera att SRB dominerar är att se till att vattnet i reaktorn har inget eller låg koncentration nitrat eller nitrit (Niel, 2019).

Det finns också konkurans mellan SRB och metanogener eftersom de båda kan omvandla organiskt kol i frånvaro av syre. Förekomsten av metanogener har negativ påverkan på processens stabilitet (Van den Brand 2014). Metanogener producerar dessutom metangas vilket har en negativ miljöpåverkan om det inte kan fångas upp och används till förbränning på anläggningen. SRB har tendens att konkurrera ut metanogener när sulfat finns tillgängligt i deras omgivning. Metanogenerna använder sig av ett begränsat antal substrat vars SRB kan metabolisera ett mycket bredare typ av substrat (Kolmert, 1999). Höga koncentrationer vätesulfid inhiberar metanogener och kanske även cellulosanedbrytarna vilket betyder att det finns potential att SRB blir den dominanta bakteriegruppen i systemet.

Resultat från tidigare labbstudier visar att sulfatreduktionen minskar på grund av höga halter sulfid när kolkällan utarmats. Detta anses enligt Van den Brand 2014 vara ett starkare skäl till minskning av SRB:s aktivitet än brist på tillgänglig kolkälla. Lyckligtvis är SRB relativt tacksamma att jobba med eftersom det har tendens att återhämta sig efter temporära

shocker (Kolmert, 2019). Detta innebär att eventuellt inhibering av SRB aktivitet inte följs av ett misslyckande av hela bakteriekulturen.

3.3.4 Metall:Sulfid-förhållandet

Metall till sulfidförhållandet beräknades genom att dividera den totala metallkoncentrationen i lakvattnet med koncentration sulfid. Enligt reaktionen bör metall-sulfidförhållandet teoretisk sätt ha betydelse eftersom en ökad sulfidkoncentration gör att reaktionen förskjuts till höger och en större mängd metaller fälls som metalsulfider (Möller m.fl., 2004). Resultaten från experiment visar att förhållandet spelar betydande roll för metallreningsgraden och studie visar en positiv korrelation upp till 1:45. Fällning blir högre när sulfidkoncentrationen stiger till en viss nivå; dock så erhöles ingen skillnad i avskiljning mellan förhållanden 1:45 gentemot 1:89. Möller m.fl. 2004 menar också på att förhållandet innebär att reaktorvolymen kan minskas eftersom metallkoncentrationer är så pass låga i jämförelse med den mängd sulfid som anses produceras i reaktorn.

Kapitel 4

Metod

4.1 Platsbeskrivning

Avfallsanläggningen ligger i Vankiva, strax norr om Hässleholm. Anläggningen har varit verksam sedan 1970-talet och i dagsläget består den av en återvinningscentral, en äldre deponi i sluttäckningsskede och nyare deponiceller som tar emot både icke farligt och farligt avfall. Hela anläggningen täcker ett område på 150 hektar och är omringat av skog. Den delen av anläggningen som tar emot avfall som inte kan behandlas på annat sätt, benämns Hässleholms Kretsloppscenter, och hanterar ungefär 200 000 ton avfall varje år. Stora delar av avfallet som deponeras är förorenade massor från marksaneringar såväl som avfall från bygg- och tillverkningsindustrin.



Figur 4.1: Hässleholms Kretsloppscenter, bildkälla: Hässleholm Miljö AB

4.2 Uppbyggnad av pilotanläggningen

Uppbyggnad och installation av pilotanläggningen utfördes av kunnig personal på Hässleholm miljö. Den slutliga pilotanläggningen består av en skeppscontainer med tre IBC behållare 1 m³ kopplade med nödvändiga pumpar. Containererna är placerade bredvid den södra dammen och vatten cirkuleras i en sluten slinga från dammen till behållarna och sedan tillbaka till dammen. Lakvattnet tillförs via en centralstyrd pump.



Figur 4.2: Transportrör ut från containern som leder vatten tillbaka till dammen, bildkälla: Sofie Sunesson

Containerna har isolerats för att minska påverkan av temperaturvariationer och väder. En stor del av väggen fick sågas för att kunna placera in det bredda IBC behållarna. Containern har 2 breda utgångar och fönster och är utrustat med ett ventilationssystem vilket är en viktigt del av hälso- och säkerhetsaspekten av projektet.

Provtagningspunkter byggdes in på väggen av containerna för att kunna genomföra provtagning av lakvattnet precis innan och precis efter IBC-behållarna.



Figur 4.3: Provtagningspunkt ut från respektive IBC behållare, bildkälla: Sofie Sunesson

4.2.1 IBC behållare

IBC behållarna är fyllda med två olika bärare; Anox-bärare respektive träflis. Ett mindre galler satts vid in och utlopp för att undvika att bakterierna förs ut från behållarna med det utgående flödet.



Figur 4.4: IBC 1 fylld med Anox bärare och IBC 2 med träflis, bildkälla: Sofie Sunesson

Träflis från anläggningen siktades med en 2 cm sikt för att rensa ut småbitar som kan igensätta reaktorn och påverka flödet. Denna storlek valdes baserat på tidigare studier som har gjorts med träflisreaktorer med träflis i storleken 1*2*3 cm.



Figur 4.5 & 4.6: Siktad träflis och MBBR.bärare från AnoxKaldnes typ K5, bildkälla Sofie Sunesson

4.3 Uppstartsfasen

4.3.1 Syrehalt

Innan behållarna fylldes med lakvatten testades syrehalten och konduktiviteten av vattnet i Södra Dammen med en flödescell. Detta gjordes för att kunna förbereda behållarna med den miljö som bakterierna behöver. Södra dammen är ett ytvatten som luftas regelbundet för att begränsa dålig lukt så det förväntades ha en del upplöst syre. Som man kan se i tabell 4.1 har vattnet höga halter upplöst syre vilket inte gynnar de anaeroba SRB. Behållarna fylldes med lakvattnet och lämnades sedan i några veckor för att syrehalten skulle minska och bilda anaeroba förhållanden. Mätningar togs för att följa syreminskningen, dessa resultat redovisas i kapitel 5.

Tabell 4.1: Syrehalt i Södra Dammen vid fyllning av reaktorerna den 5e April

Parameter	Halt
DO (%)	68
DO (mg/l)	7,61
pH	7,63
Temp	9,42
ORP (mV)	107,8

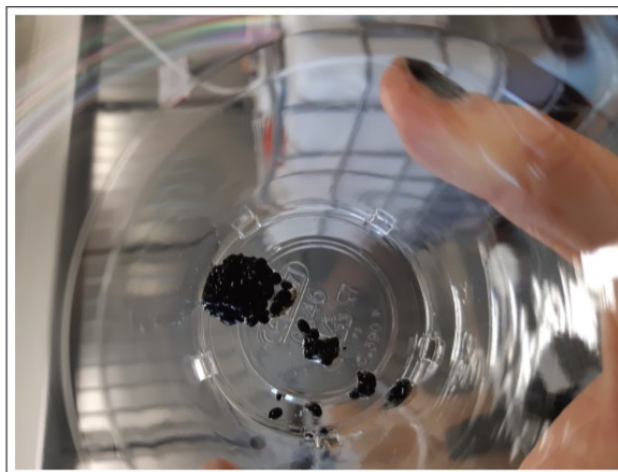
Förkortningar i tabell 4.1: DO (dissolved oxygen) och ORP (oxidation reduction potential)

4.3.2 Bakterier & Ympning

Bakterierna som användes som startkultur tillhandahölls av Paques, ett holländskt företag som är experter på SRB-anläggningar i fullskala, och bistod med sin expertis under experimentets gång. Bakterierna har sitt ursprung i slam på ett avloppsreningsverk. Startkulturen innehåller ett konsortium av mikrobiella grupper, bland annat en hög andel metanogener och en mindre andel SRB. För detta experiment krävs det dock att SRB blir den dominerande gruppen för att kunna reducera sulfat.

Enligt råd från specialist på Paques behöver de önskade bakterierna en vattentemperatur mellan 25 till 30 grader och pH får ej understiga 7. Dessa förhållanden såväl som en lågt syre och hög sulfathalt eftersträvas därför under uppstartsfasen. På vintern kan temperaturen i containern hållas över 25 grader med hjälp av en bärbar radiator. Under sommaren har vattnet hållit sig över 25 grader och den högsta uppmätta temperaturen var 29 grader.

Det granulära bakterier krossades försiktigt med en tråkloss och bärarna ympades sedan med bakteriekulturen. Efter ympning lämnades reaktorerna några veckor för att en biofilm skulle etableras. Under denna tid recirkulerades lakvatten igenom behållarna för att gynna biofilmtillväxten och fördelningen av sulfat i vattnet.



Figur 4.7: granulära bakterier från Paques Biosystems, bildkälla: Sofie Sunesson

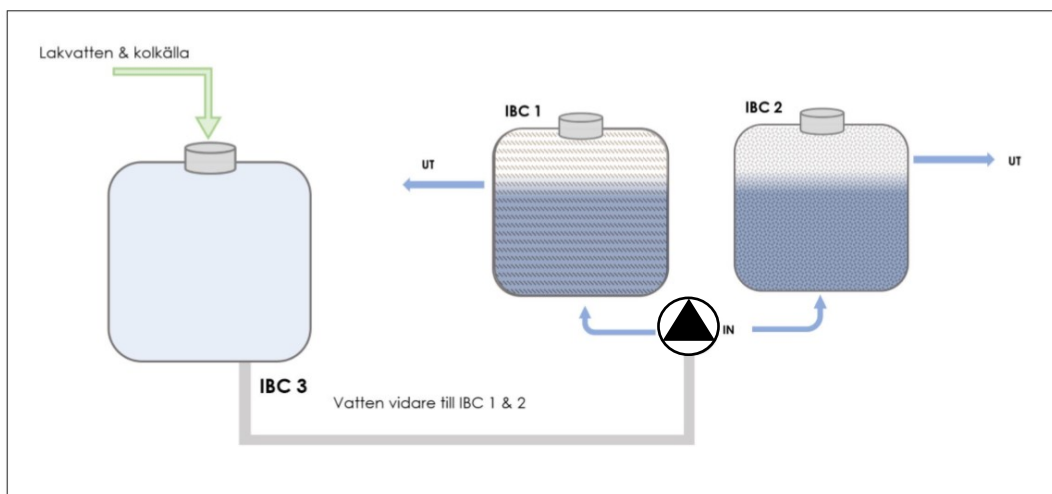
4.3.3 Sulfat

I sulfatrika vatten har SRB en konkurrensfördel över metanogener. Det är därför oehört viktigt att se till att inkommande lakvatten har en tillräckligt hög sulfathalt. Lakvatten från Södra Dammen har en sulfathalt på ungefär 300 mg/l. Enligt specialisten på Paques krävs det en sulfathalt på åtminstone 1000 mg/l för att SRB ska dominera och rekommenderar att sulfathalten höjs till 2-3 g/l vid startskedet (Zessen, 2019b). En sulfatmängd för att uppnå en koncentration på 3 g/l i reaktorn tillattes därmed som en engångsdos för att skapa rätt förutsättningar för experimentet. Sulfatet tillsattes som natriumsulfat i fast form och blandades in i behållarna med hjälp av en omröringspinne.

4.3.5 Sulfid

Eftersom metanogener finns i granulerna tillsammans med SRB behövs en förhöjd mängd sulfid i uppstartsfasen för att inhibera det relativt dominanta metanogener. Sulfid tillsattes som natriumsulfid salt med 60% renhet. Mängden som tillsattes motsvarar en koncentration på 250 mg/l eftersom vid högre sulfidhalter börjar även SRB inhiberas. Efter tillsatsen av natriumsulfid cirkulerades vattnet i reaktorn.

4.4 Kontinuerlig drift



Figur 4.9: Processschema över experimentet

Figur 4.9 visar uppställningen inuti containerna. IBC 3 är först i flödesschemat och innehåller obehandlat lakvatten. Den används som uppehållsbehållare för vatten som pumpas in från dammen till pilotanläggningen. Kolkälla tillförs också till IBC 3. Därefter pumpas vattnet vidare och delas upp mellan IBC 1 och IBC 2. IBC 1 innehåller Anoxbärare och IBC 2 är fylld med träflis. Vattnet åker in på botten och flödar sedan ut några decimeter under toppen av behållaren. Provtagning sker direkt från IBC 3 vid utloppet av IBC 1 och 2.

4.4.1 Flöde

Båda IBC behållarna hade ett flöde på 14 l/h. Vattenvolymen uppskattas till 800 L i Anox reaktorn och 600 L i träflis reaktorn. Upphållstid är därmed 57 respektive 42 timmar vilket efterliknar den rekommenderade uppehållstiden enligt Möller m.fl. Upphållstiden mättes baserat på flödet ut ur behållaren. Under uppstartsfasen cirkulerades vattnet igenom reaktorn för att tvinga in bakterierna i överlevnadsläge vilket gör att dom är mer benägna att fästa sig på bärarnas ytor (Zessen, 2019a).

4.4.2 Försiktighetsåtgärder

En riskanalys gjordes och riskerna bedömdes vara låga. Trots detta finns det alltid en potentiell risk för negativa miljöeffekter med bioreaktorer. Miljöskadliga föreningar kan lämna systemet antingen som lösta ämnen eller som gasutsläpp. Det är viktigt att ha kunskap om processen kemiska och biologiska dynamik för att undvika att byta ut ett miljöproblem mot ett annat.



Figur 4.10: Gasrör på IBC behållare

4.4.3 Gasbildning

Med utgångspunkt i de analyser som kontinuerligt görs på lakvattnet visar lakvatten karaktär att risk för metanbildning finns. Metanogener förekommer i lakvattnet och i början kommer sulfidkoncentrationen troligen inte bli så hög att den inhiberar metanproduktionen fullständigt. Detta innebär att vissa försiktigheter bör beaktas vid design av reaktorn. Frågor angående vad som kan göras med metanen blir också aktuella, speciellt vid planering av en storskalig anläggning.

Gasbildning innebär en explosionrisk om trycket blir för högt inuti reaktorn. Reaktorn bör utformas med en gasutloppsventil som kan öppnas vid behov. Vid snarare skede förväntas det att processen utformas på så sätt att metanbildning inte sker.

4.4.4 Svavelväte

Eftersom sulfid är det aktiva ämnet som användes för fällning och det är väldigt låga halter som ska fällas är det troligt att det vid vissa tidpunkter finns ett överskott av sulfid i systemet. Detta medför en risk för bildning av svavelväte, en toxisk gas som kan irritera luftvägarna. Den är igenkännbar av doften av den ruttna ägg.

Innan vistelse inuti pilotanläggningen luftades alltid containern ordentligt, provtagning gjordes med handskar och skyddsutrustning som gasmask fanns tillgängligt på plats om förhöjda nivåer av svavelväte skulle uppmätas.

4.4.5 Igensättning

För att undvika eventuell igensättning är det viktigt att ha en tillräckligt stor effektiv porositet. Effektiv porositet definieras som förhållandet mellan den sammanbundna porvolymen och totala volymen i reaktorn. Det vill säga området som vatten kan fylla och röra sig fritt. Detta innebär inte bara hålrum mellan bärare men också porer i det organiska materialet. Till exempel har olika sorters trä olika porositet. Över tid så kommer

biofilmtillväxt och adsorption av metallerna reducera den effektiva porositeten i reaktorn eftersom biofilm fylls i hålrummen och metaller fälls in i tomrummen.

En packad bäddprocess är benägen att packas tätt och på så vis riskera igensättning av systemet. Igensättningen kan undvikas genom att använda större bitar träflis som lämnar hålrum emellan sig och ökar reaktorns porvolym. Tidigare studier rekommenderar träflis på 1 cm³ eller bitar på ungefär 0.5*1*3 cm (Hellman 2018). AnoxKaldnes plastbärare förväntas inte leda till något igensättningsproblem.

Processerna som sker i en anaerobisk reaktor leder till att organiskt material, som trä, bryts ned. Trä består av cellulosa vilket effektivt bryts ned anaerobt. Målet är att hitta en lågintensiv lösning underhållsmässigt och bytet av bärare är en flaskhals både på grund av detta och för att bakterierna behöver tid att bilda biofilm på det nya bärarna.

4.5 Provtagning

Mätningarna gjordes på reningsverket i Vankiva samt på Hässleholm Vatten, det närliggande kommunala avloppsreningsverket.



Figur 4.11: Prover tas på utgående vatten

4.5.1 Sulfat och sulfid

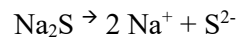
Sulfat mätningar togs på in och utgående vatten under experimentets gång. Syftet var att följa sulfathalten genom en massbalans och observera huruvida sulfatet omvandlas till sulfid. Sulfat mättes fotometriskt med sulfatkyvttester. Reagensen hade ett mättningsintervall på 5-250 mg/l och proverna späddes med destillerat vatten för att hamna inom det angivna intervallet. Utloppet från reaktorerna analyserades också med avseende på sulfid för att komplettera massbalansen och notera metall till sulfidförhållandet (Me:S). Metoden som användes var också fotometrisk med respektive sulfidkyvttester.

4.5.2 Metallhalter

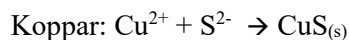
Prover för att mäta tungmetaller togs varannan vecka på inkommande vatten och varje vecka på utgående vatten. Analyser utfördes på ett ackrediterat laboratorium med metoden ISO 15587-2:2002. Metallerna som uppmättes var Arsenisk, Aluminium, Bly, Järn, Kadmium, Koppar, Krom, Mangan, Nickel och Zink.

4.6 Fällning med sulfider

Utfällning av metaller som sulfider är en metod som används bland annat inom analystekniken för totalutfällning (André, 2006). Som fällningskemikalie används antingen svavelväte (H_2S) eller natriumsulfid (Na_2S) som omvandlas till svavelväte och fäller ut olika metaller enligt reaktionen nedan:



Exempel



Kemisk fällning av metaller är en jämviktsreaktion, vilket innebär att det behandlade lakvattnet innehåller en viss restkoncentration av metaller. Graden av fällning kan regleras med justering av pH och enligt beräkningsmodeller kan metalljonkoncentrationen sjunka till noll (Zessen, 2019b).

Eftersom natriumsulfid fanns tillgängligt på anläggningen gjordes ett separat försök för att vidare utvärdera möjligheten att använda fällning med sulfider för rening av just detta lakvattnet. Tester gjordes genom att blanda lakvatten från södra dammen med tre olika koncentrationer natriumsulfid (5, 10, 30 mM) för att se om det gav en skillnad i utfällning. Kemikalien som användes var 60 vikt % Na_2S .

Beräkningsexempel

$$m = M_w \cdot n$$

$$n = CV$$

$$m_{\text{tot}} = (C \cdot V \cdot M_w) / 0.6$$

$$M_{w(\text{Na}_2\text{S})} = 78 \text{ g/mol}$$

$$V = 250 \text{ ml}$$

$$m_{\text{tot}} = (0.03 \cdot 0.35 \cdot 78) / 0.6 = 0.97 \text{ g}$$

För att få 30mM tillsattes 1 gram natriumsulfid till lakvattnet.

Kapitel 5

Resultat

5.1 Lakvattnets karaktär

Södra Dammen är den dam som lagrar lakvatten från deponicellerna för farligt avfall och lagring av förorenade massor. Detta vatten är det mest förorenade av det lakvattenet som genereras på anläggningen.

Tabell 5.1 och 5.2 innehåller en sammanställning av de värden som uppmätts i Södra Dammen förra året.

Tabell 5.1: Karakteriserande data för inkommande vatten. Medelvärden från Södra Dammen (2018).

Parameter	Halt (mg/l)
BOD5	43
Fosfor (P)	2,7
Kväve-N	49,5
Nitratkväve (NO ₃ -N)	2,4
pH	7,9
Sulfat	323
Suspenderade ämnen	73
TOC	116

Tabelldata: Medelvärden från Södra Dammen (2018)

Tabell 5.2: Koncentrationer av metaller i obehandlade lakvatten

As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
2,9	85	0,1	4	8,16	41,4	73,5	12,3	159

Tabelldata: Medelvärden från Södra Dammen (2018). Alla koncentrationer är angivna i enheten µg/l

5.1.1 Metallernas förekomstform i vatten

Metaller kan antingen vara bundna till suspenderade partiklar eller förekomma i löst form. En uppdelning mellan löst och partikulär form görs vanligen genom en membranfiltrering (Kleja, 2006). Analys på metaller i vattenfas kan göras antingen på endast lösta halter, eller på hela provet (uppslutning/totalhaltsbestämning). Vid filtrerade prov används filter på 0.45 µm vilket bara metaller i löst form kan passera. Analyser av metallhalter som används av svenska miljöövervakningen avser den syrelösliga halten av metaller vilket omfattar både metaller i löst och partikulär form (Köhler, 2014).

Analysresultat togs på både uppslutna och filtrerade prov för att skatta hur stor andel av metallerna föreligger i löst form. Tabell 5.3 visar fördelningen mellan löst respektive totalhalten. Dessa mätningar togs för att få mer information om lakvattnet och för att sedan kunna bedömma om formen påverkar hur det olika metallerna fälls ut som sulfider.

Tabell 5.3: Andel lösa metaller i lakvatten från Södra Dammen den 3e Juli

Ämne	prov-filtrerat (mg/l)	prov-uppslutet (mg/l)	Lösa (%)
Arsenik (As)	0.0019	0.0019	100
Bly (Pb)	0.0012	0.0036	33
Kadmium (Cd)	0	0	-
Kobolt (Co)	0.0027	0.0039	70
Koppar (Cu)	0.0042	0.015	28
Krom (Cr)	0.0024	0.004	60
Nickel (N)	0.027	0.059	46
Zink (Zn)	0.0021	0.07	3

Tabellen visar att andelen lösa metaller skiljer sig avsevärd bland de olika metallerna.

5.2 Kolkälla

Etanol användes som kolkälla eftersom det finns lättillgängligt på anläggningen. Etanol används som kolkälla för denitrifikation i den huvudsakliga reningsprocessen och en viss mängd kan avsättas för detta experiment. Samma mängd etanol tillsattes i båda reaktorerna i uppstartsfasen för att bakterierna skulle ha tillgång till en kolkälla för att reducera sulfat. Vattenanalyser visar att träflisreaktorn hade en betydligt högre biologisk syreförbrukning vilket innebär att mer organiskt material finns närvarande i vatten, se tabell 5.4.

Tabell 5.4: Karakteriserande data för vattnet vid första provtagning av metallhalter, 20e Juni

Parameter	Anox (IBC 1)	Flis (IBC 2)
BOD5	900	5100
TOC	330	2400
Acetat	128	1920
Fosfor (P)	1,3	7,7
Kväve-N	33	2400
Ammoniumkväve (NH4-N)	20	120
pH	8,1	5,6
ORP	1500	510

Alla koncentrationer är angivna i enheten mg/l förutom ORP som anges i mV

Förhållandet mellan sulfat och COD noterades vid början, mitten och slutet av experimentet, se tabell 5.5 nedan. På grund av tekniska skäl kunde ett kontinuerligt flöde av kolkälla inte kopplas på fram tills slutet på experimentet. I optimala lägen hade en tillsatts av kolkälla behövs tidigare för att hålla förhållandet mellan COD och sulfat över 0,67:1.

Tabell 5.5: Förhållandet COD:SO4²⁻. COD antas vara = 2*BOD

	Anox	Flis
start	0,43:1	2,3:1
mitt	0,13:1	0,34:1
slut	2,17:1	3:1

I tabell 5.5 definerar start tidpunkten vid första provtagningen av metallhalter. Mitt är efter ungefär 1 månad av kontinuerlig drift och slut när etanol påkopplades som ett kontinuerligt flöde.

5.3 Syrehalt

Tabell 5.6 och 5.7 visar utvecklingen av syrenivån i reaktorerna. Syrehalten mättes med en flödescell på plats. Bakterier tillsattes en vecka efter syremätningen den 3e Maj.

Tabell 5.6: Syrehalt i reaktorerna den 15e April och 3e Maj

Parameter	Halt Anox	Halt Flis
DO (%)	50	27
pH	7.48	6.26
Temp	11.3	11.3
ORP (mV)	258.8	125.3

Parameter	Halt Anox	Halt Flis
DO (%)	11.5	8.7
DO (mg/l)	1.01	0.76
pH	7.62	5.92
Temp	17.3	17.3
ORP (mV)	39.9	55.4

5.4 Fällning som metallsulfider

I tabell 5.8 visas resultaten från sidoexperimentet som gjordes för att bedömma om lakvattnet reagerar med sulfid enligt teorin. I tabellen syns att det sker en minskning på alla metaller. Minskningen varierar mellan 80-95%. Den mest svårfällda metallen är Nickel och den mest lättfällda är Koppar.

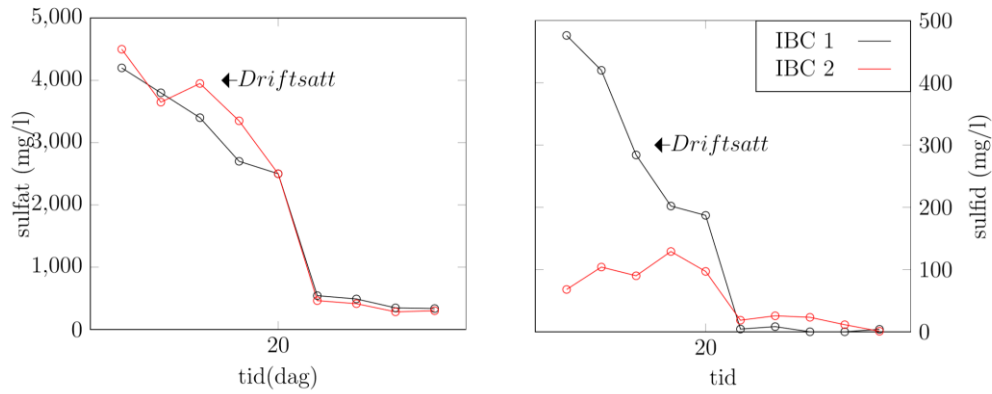
Tabell 5.8: Test av fällning med sulfider. Alla koncentrationer är angivna i enheten mg/l

Ämne	Metallhalt i Lakvatten	Metallhalt i Lakvatten + Na ₂ S	Minskning (%)
Arsenik (As)	0.0019	0.00026	86
Barium (Ba)	0.066	0.0062	92
Bly (Pb)	0.0036	0.00055	85
Kadmium (Cd)	0.0001	0.0001	-
Kobolt (Co)	0.0039	0.00051	87
Koppar (Cu)	0.015	0.00069	95
Krom (Cr)	0.004	0.00064	84
Nickel (Ni)	0.059	0.012	80
Vanadin (V)	0.0019	0.00025	87
Zink (Zn)	0.07	0.0084	88

Tabellen visar att fällning med sulfider ger en koncentrationsminskning för samtliga metaller.

5.5 Sulfat, sulfid och pH

Figur 5.1 visar utvecklingen av sulfat och sulfidhalten över tid i båda reaktorerna. IBC 1 refererar till Anox-reaktorn och IBC 2 till träflisreaktorn in samtliga figurer.

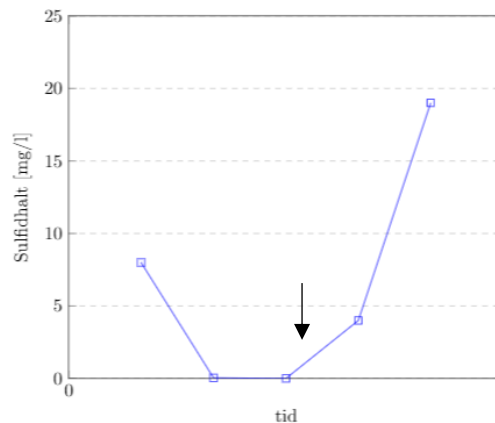


Figur 5.1: Sulfat respektive sulfidhalt som funktion av tiden. Pilarna anger när IBC:erna driftsattes.

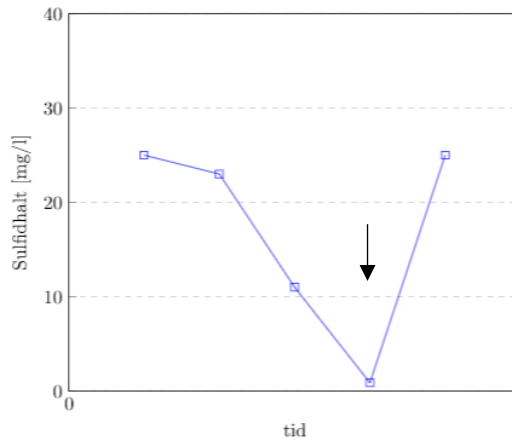
Mättningskoncentrationer togs också regelbundet på inkommande sulfat, det genomsnittliga värdet var 326 mg/l. För tabellvärden för sulfat och sulfidmätningarna, se bilaga B.

Sulfid

Eftersom sulfidhalten sjunkit nära noll tillsattes kolkälla i form av etanol till båda reaktorerna. Graferna nedan är en fortsättning av figur 5.1 och börjar vid dag 30 av experimentet. Figurer 5.2 och 5.3 visar sulfidhalten före och efter tillsats av etanol



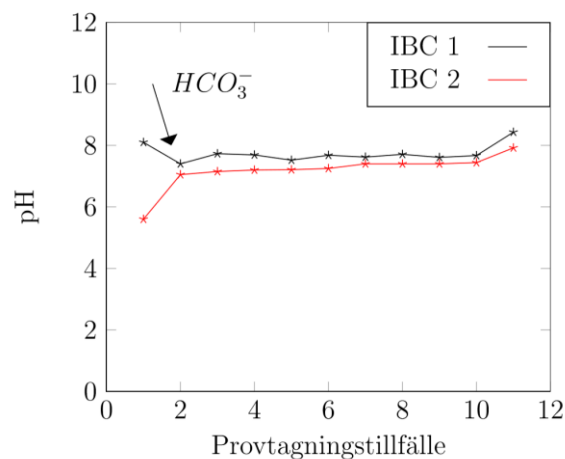
Figur 5.2: Utveckling av sulfidhalten i Anox-reaktorn. Pilen visar när etanol tillsattes.



Figur 5.3: Utveckling av sulfidhalten i träflisreaktorn. Pilen visar när etanol tillsattes.

pH

Det var nödvändigt att höja pH i reaktorerna eftersom den grupp av SRB som ska aktiveras är aktiva vid ett pH över 7. Under experimentets uppstart sjönk pH värdet under 7 i båda behållarna, i träflisreaktorn sjönk även under pH 6. Denna försurning antas ske på grund av nedbrytningen av organiskt material från flisen vilket producerar vissa fettsyror. Bikarbonat användes för att höja pH eftersom det också har en bufferkapacitet. Som man kan se i figur 5.4, hölls pH värdet relativt konstant efter tillsatsen av bikarbonat och pendlade mellan 7.1 till 7.9 under experimentets gång. Temperaturen under provtagning från reaktorerna var mellan 25-29 grader. Datum och tabellvärden för pH mätningarna återfinns i bilaga B.



Figur 5.4: pH över tid. Tidsaxeln är inte skalendig. Pilen anger när HCO_3^- tillsattes.

5.6 Visuella observationer

Figur 5.5a visar färgutvecklingen inuti Anox reaktorn. Bilderna togs med 3 månaders mellanrum, innan och efter tillsatts av bakterier.



*Figur 5.5a: Bild tagen vid fyllning av reaktorn (vänster) och sedan vid experimentets slut (höger).
Bildkälla: Sofie Sunesson*

Färgen i reaktorn förväntades bli mörkare vid lyckad fällning av metaller enligt tidigare experiment av Kolmert (1999) i en labbskalig packad bädd-reaktor. Den vita Anox-bäraren i höger bild visar bärarens originala färg. Bilderna nedan (figur 5.5b) visar ytterligare färgförändringar i reaktorn. På den högra bilden syns en orange/rostfärgad avlagring på reaktorns sida.



*Figur 5.5b: Bild tagen vid fyllning av reaktorn (vänster) och sedan vid experimentets slut (höger).
Bildkälla: Sofie Sunesson*

Figur 5.5c nedan är ytterligare en bild på lakvattnets färg när den kommer in i reaktorn. Vattnet är betydligt ljusare än vad som syns inuti reaktorn efter 3 månader. Däremot påverkas inte vattenets färg negativt av vistelse i reaktorn. Från figur 5.5d ser man att

utgående vatten är klarare än ingående. Därför dras slutsatsen att det är färgskillnanden på Anox-bärarna och flockar i vattnet som gör att reaktorn blir mörkare, inte vattenets färg.



Figur 5.5c: Bild tagen vid provtagning direkt från södra dammen. Bildkälla: Sofie Sunesson



Figur 5.5d: Bild på utgående vatten från provtagningspunkten. Bildkälla: Sofie Sunesson

Ingen markant doft av vätesulfid kändes av från reaktorerna under experimentets gång. Däremot gav både behållarna ifrån sig en frän illaluktande doft. Doften från träflisreaktorn var dock betydligt skarpare och mer obehaglig. Vattnet i träflisreaktorn var också mycket smutsigare och innehöll en del ruttande partiklar som formade ett vitt skum på toppen av vattenytan, se figur 5.5d nedan.



Figur 5.5e: Bild in från toppen av träflisreaktorn. Bildkälla: Sofie Sunesson

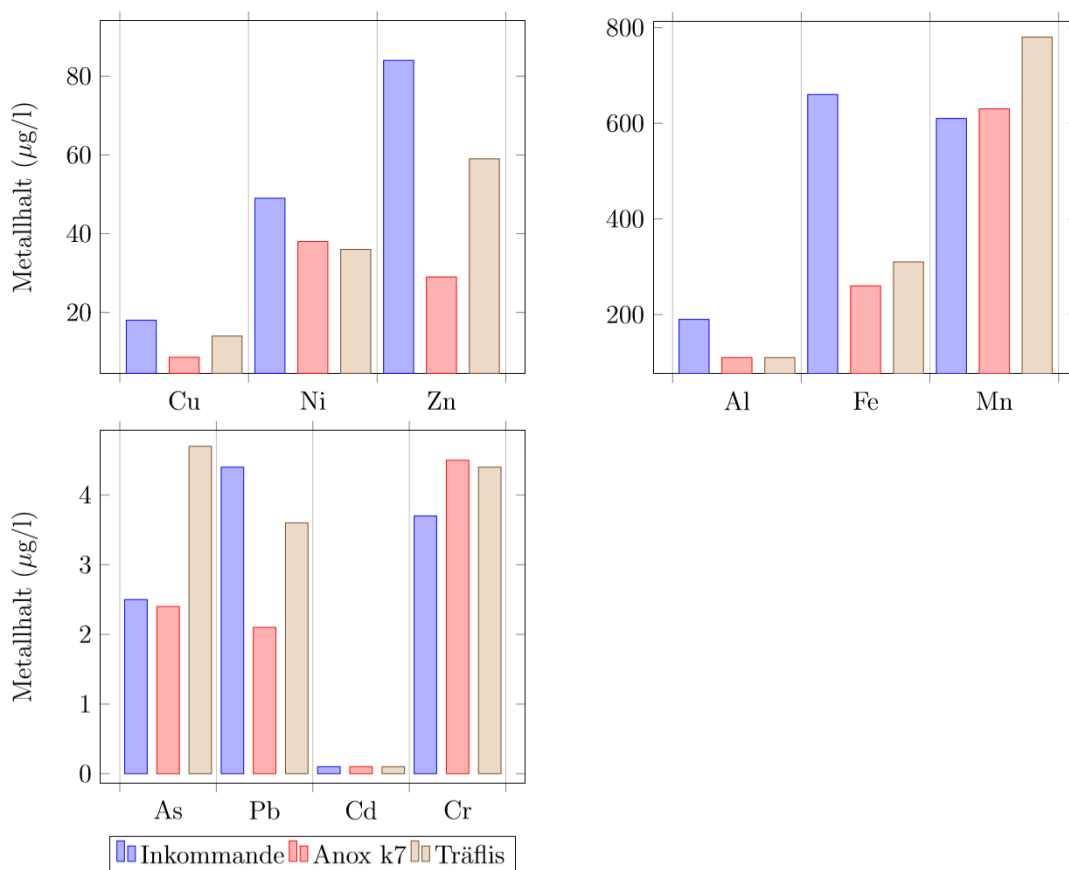
Andra visuella observationer som är värda att nämna är fällning som märktes vid utloppet. Ett grått residuum samlades vid utloppet, både i rören och på utloppsbehållaren. Se figur 5.5f nedan och figur 5.5d på föregående sida. Mängden residuum ökade med tiden vilket tyder på att det är en avlagring från kemiska processer i reaktorn. Vidare analys behövs för att säkerställa sammansättningen; det antas kunna innehålla sulfat från oxidering av överbliven sulfid, kalkutfällning samt fällda metallsulfider.



Figur 5.5f: Bild tagen på utloppet vid start (vänster) och sedan efter 2 månaders kontinuerlig drift (höger). Bildkälla: Sofie Sunesson

5.7 Metallhalter

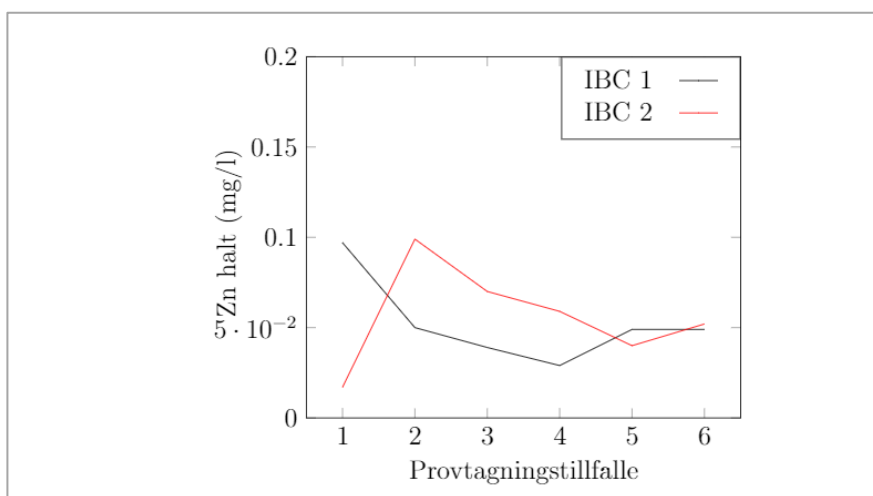
Figur 5.6 visar skillnaden på metallhalt mellan obehandlat och behandlat lakatten vid en viss tidpunkt.



Figur 5.6: Stickprov metallhalter 02/08/19

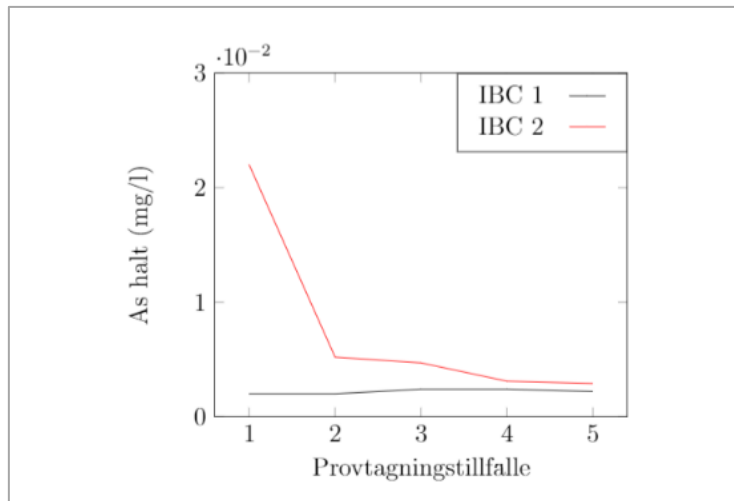
5.8 Reaktortyp

Följande figurer redovisas för att jämföra skillnaden mellan utvecklingen av metallhalterna i respektive reaktor. Figurer på resterande metaller hittas i bilaga A. IBC 1 refererar till Anox-reaktorn och IBC 2 till träflisreaktorn in samtliga figurer. Vid provtagningspunkt 1 (antingen 20e juni eller 19 juli beroende på vilken metall) hade lakvattnet varit stillastående i reaktorn i ungefär 1 månad. Den 20e juni började vatten cirkuleras internt i reaktorena.



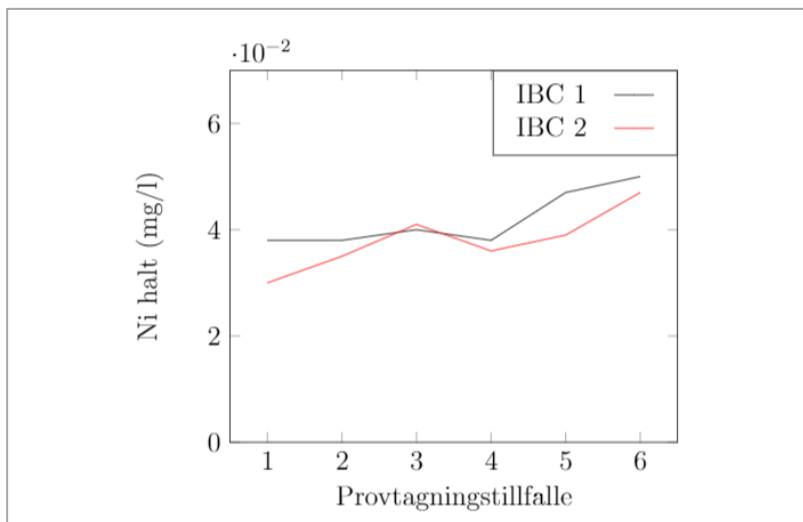
Figur 5.7: Zinkhalten på utgående vatten. Tidsaxeln är ej skalenlig. Provtagningsstillfällena motsvarar följande tidpunkter: 1 = 20e Juni 2 = 19e Juli, 3 = 26e Juli, 4 = 2a Augusti, 5 = 8e Augusti, 6 = 2a September

IBC 1 hade en bättre reningsförmåga i början av provtagningen. Däremot var zinkhalten lägre ut från IBC 2 än IBC 1 vid provtagningsstillfälle 5. Koncentrationen zink ökade i IBC 2 vilket antyder att flisen kanske släpper ifrån sig vissa metaller.



Figur 5.8: Arsenikhalten på utgående vatten. Tidsaxeln är ej skalenlig. Provtagningsstillfällena motsvarar följande tidpunkter: 1 = 19e Juli, 2 = 26e Juli, 3 = 2a Augusti, 4 = 8e Augusti, 5 = 2a September

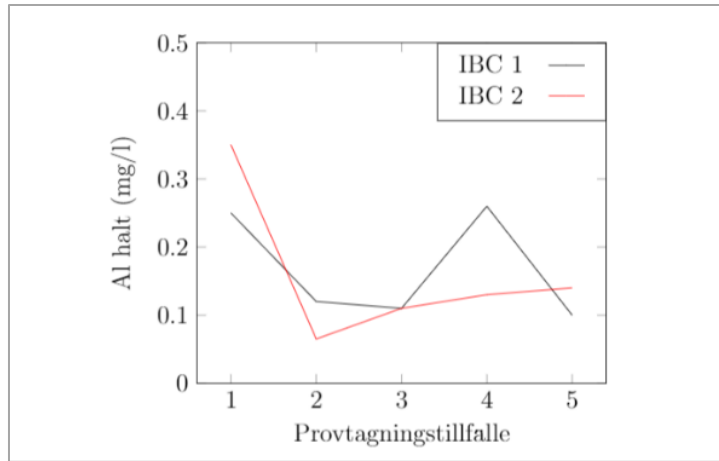
Figur 5.8 visar att träflisreaktorn hade en betydligt högre arsenikhalt gentemot Anox-reaktorn. Detta antyder att träflisen kan ha släppt ifrån sig arsenik. Vid experimentets slut var koncentrationerna på de utgående vattnet likvärdiga.



Figur 5.9: Nickelhalten på utgående vatten. Tidsaxeln är ej skalenlig. Provtagningsstillfällena motsvarar följande tidpunkter: 1 = 20e Juni 2 = 19e Juli, 3 = 26e Juli, 4 = 2a Augusti, 5 = 8e Augusti, 6 = 2a September

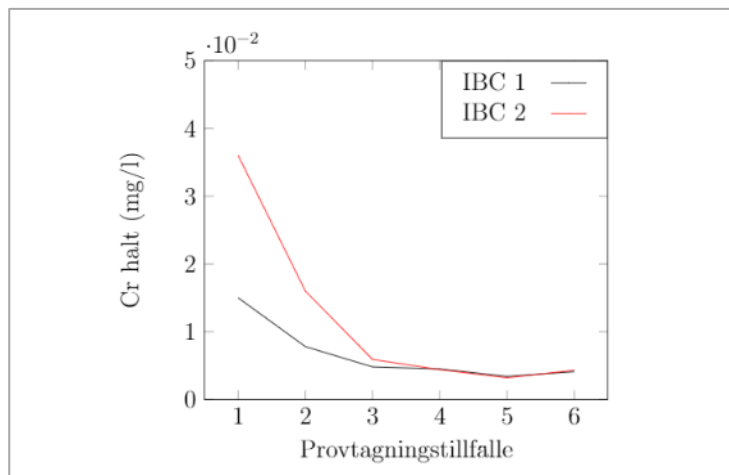
Koncentrationen i utloppet av både reaktorerna uppförde sig på samma sätt vilket innebär att Anox och flis hade likvärdig reningsförmåga för nickel. Vid sista provtagningen var reningsgraden i träflisreaktorn högre, detta kan dock bero på analysnoggrannheten eftersom skillnaden är inom ett 20% mätintervall. Även om nickelhalten verkar stiga över tid

är det viktigt att uppmärksamma att de inkommande lakvattnets metallhalt förändras kontinuerligt. Detta minskar och ökar beroende på vad som deponeras. Som exempel uppmättes nickelhalten i lakvattnet från södra dammen till 0.059 mg/l den 3e juli, vilket är 50% högre än halten i reaktorn vid provtagningstillfälle 1. Detta innebär att en variation inom ett visst intervall inte innebär att metallhalten stiger i relation till inkommande vatten.



Figur 5.10: Aluminiumhalten på utgående vatten. Tidsaxeln är ej skalendig. Provtagningstillfällena motsvarar följande tidpunkter: 1 = 19e Juli, 2 = 26e Juli, 3 = 2a Augusti, 4 = 8e Augusti, 5 = 2a September

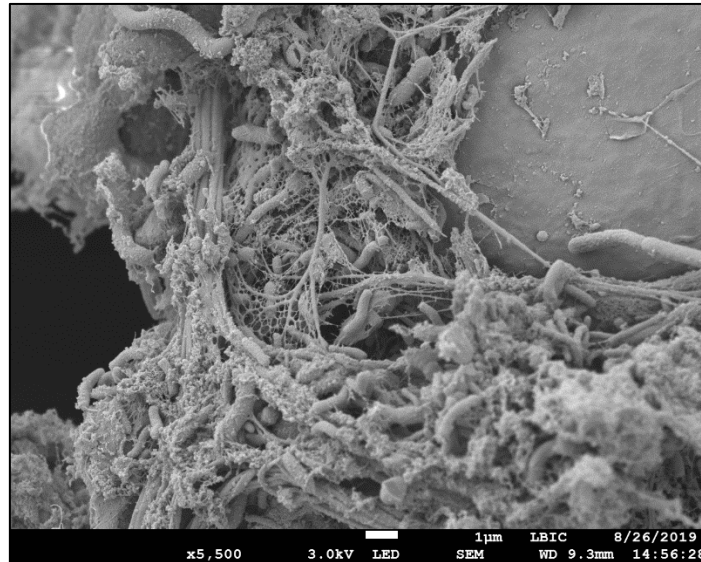
Figur 5.10 visar att utvecklingen av aluminiumhalten skiljer sig mellan IBC 1 och IBC 2 behållarna. Detta är en annorlunda utveckling än det som visar i figur 5.11, då kromhalten uppför sig likadant (den minskar) i båda IBC behållarna.



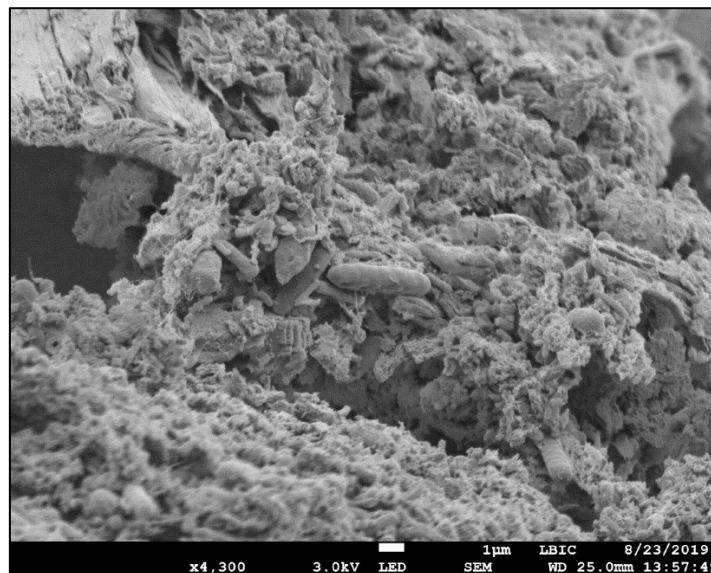
Figur 5.11: Kromhalten på utgående vatten. Tidsaxeln är ej skalendig. Provtagningstillfällena motsvarar följande tidpunkter: 1 = 20e Juni, 2 = 19e Juli, 3 = 26e Juli, 4 = 2a Augusti, 5 = 8e Augusti, 6 = 2a September

5.9 Biofilmtillväxt

Genom ett samarbete med Lunds Universitets Bioimaging centre togs ett flertal bilder på både Anox och träflisbärarna. Bilderna togs med elektronmikroskopi (EM) vilket är en teknik för att erhålla högupplösta bilder på biologiskt material. Prover samlades in 4 månader efter bakterier tillsattes till respektive IBC reaktor. Provtagning skede på plats och bärarna placerades direkt i ett fixativ som sedan fördes till labb för vidare analys.



Figur 5.12: EM bild på en AnoxKaldnes plastbärare. Den vita linjen representerar storleksordning, i detta fall är linjens längd 1µm.

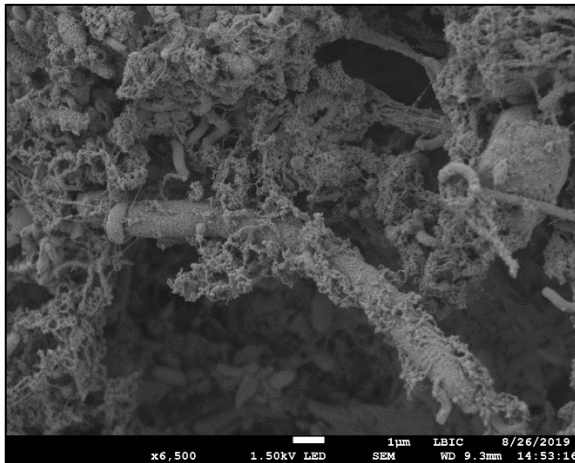


Figur 5.13: EM bild på en bit träflis. Den vita linjen representerar storleksordning, i detta fall är linjens längd 1µm.

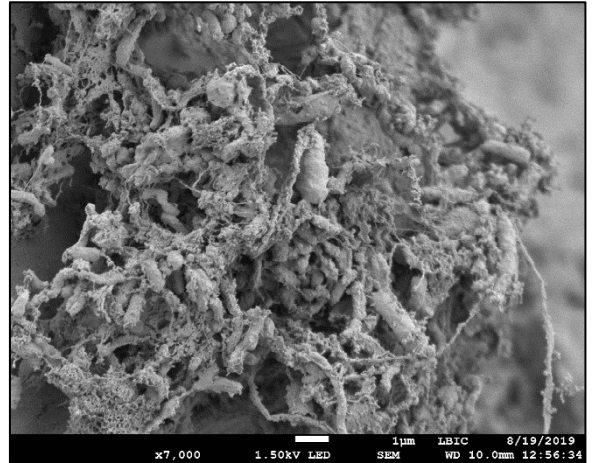
Bakterierna som kan ses på figur 5.12 efterliknar *Desulfovibrio desulfuricans* (med jämförelse av bland annat en EM bild tagen av Gilbert (2004)). *Desulfovibrio* är gramnegativa sulfatreducerande bakterier och kännetecknas av en stavformad struktur med

varierande längd, som har tendens att böjas (Gilmour m.fl., 2011). Figurer 5.12 uppvisar denna struktur dock är stavformad en vanligt förekommande form för bakterier som finns i avloppsvatten. Bakterierna som syns på figur 5.13 har inte samma markant böjd stavform och ser istället ut som raka stavar vilket efterliknar kända bakteriegrupper som *Staphylococcus griseus* och *Escherichia coli*. Utan mer avancerad mikrobiell analys, till exempel sekvensering, kan man inte med säkerhet säga att bakterierna är SRB.

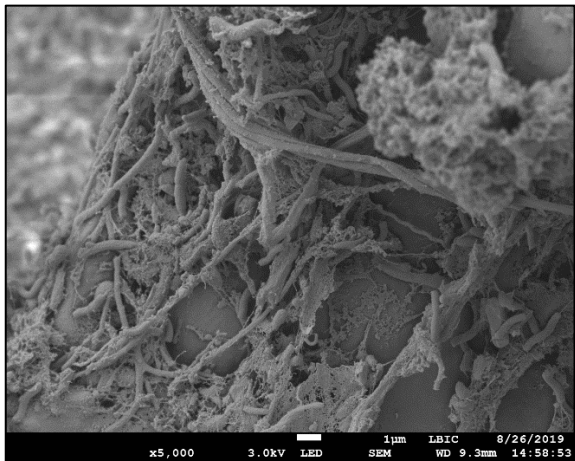
Följande bilder är ytterligare EM bilder tagna på för att jämföra biofilmtillväxt på de olika bärarna. Som bilderna visar finns det en betydande biofilmtillväxt på både Anox och träflis. En aktiv biofilm är viktig för att immobilisera bakterierna och undvika att SRB åker ut ur systemet.



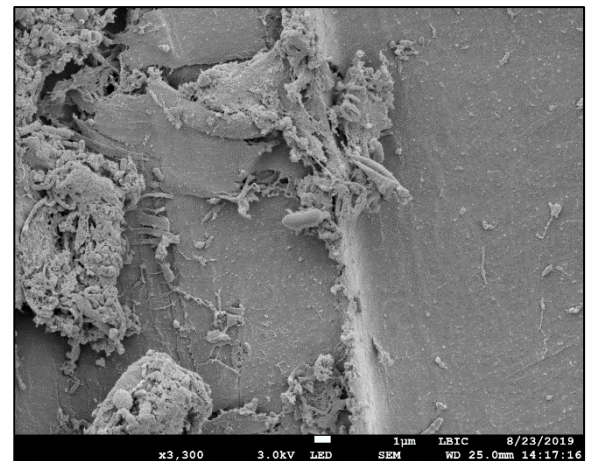
Figur 5.14a: EM bild på en AnoxKaldnes plastbärare.



Figur 5.14b: EM bild på en bit träflis.



Figur 5.14c: EM bild på en AnoxKaldnes plastbärare.



Figur 5.14d: EM bild på en bit träflis.

Kapitel 6

Diskussion

6.1 Lakvattnets karaktär

Lakvattnets påverkan på omgivningarna är i dagsläget godtagbar utifrån miljöbalkens krav och sedimenten i recipienten, Prästbäcken, är nära bakgrunds nivåerna (MÖD, 2019). Anläggningen har tidigare haft svårigheter att innehålla månadsmedelvärdet på nickel i utsläppt och begränsningsvärdet överskreds under 2016. Villkoret har sedan dess ändras från 0,06 mg/l till 0,08 mg/l på grund av att Prästbäcken visar låg exponering för nickel. Övriga begränsningsvärden har innehållits och reningskapaciteten på lakvattnet är hög. På längre sikt anser bolaget att det är viktigt att redan idag hitta en lösning för öka reningsgraden på metaller; för att fortsätta minska sin miljöpåverkan och för att se till att ha större marginaler eftersom nickel redan idag ligger nära begränsningsvärdet. Om utfällning från deponin ökar på grund av minskat organiskt material och förändring från ett anaerobiskt till aerobiskt är det bra att utvärderas möjliga åtgärder redan idag. Pilotanläggningen kommer fortsätta utvecklas och på slutet av projektiden kan mer utförliga slutsatser dras. I nuläget saknas tillräckligt med metalprover för att kunna ange ett säkert medelvärde på hur mycket metallhalten, bland annat nickel, minskar när vattnet passerare IBC behållarna.

6.1.1 Metallformen

Metallform i vatten är en betydelsefull parameter för toxicitet eftersom den biologiska tillgängligheten skiljer sig mellan lösta och partikulära former (Kleja, 2006). Tabell 5.3 visar att fördelningen mellan metallform i lakvattnet på Vankiva varierar betydligt mellan metallerna. Arsenik förekommer till exempel bara som lösa joner och förekomsten av zink är nästan bara partikulär. När man gör en riskbedömning på metallhaltens påverkan är det viktigt att se vilka former som dominerar eftersom fria joner är mest tillgängliga och därmed toxiska. Från figur 5.3 ser man att ungefär hälften av metallerna är lösa. Den partikulärt bundna andelen antas vara organiskt bundna eftersom äldre deponier är en miljö med höga halter organiska ämnen. Detta betyder att bara hälften av det uppmätta metallerna förekommer i sin giftigaste form. Däremot avser det tillåtna föroreningsinnehållet, se tabell 1.1, i Mark- och Miljööverdomstolens domslut den totala metallhalten (lösa och partikulärt bundna metaller). Detta innebär att utsläppsvärden får ej överstiga villkoret även om metallerna inte förekommer i sin mest toxiska form. Ytterligare kan metallernas förekomst ändras med tiden eftersom mindre organiska ämnen läggs på deponi. Det är lägre chans att metallerna binds som organiska föreningar vilket därmed ökar risken för toxicitet.

6.2 Kolkälla

I tabell 5.1 kan man se uppdelningen mellan BOD och sulfat i det inkommande lakvattnet. Enligt tabellen ger det ett förhållande på ungefär 0.3:1. En kolkälla behöver tillsättas till lakvattnet för att sulfatreducerande bakterierna ska lyckas reducera sulfat till sulfid. Eftersom det önskade förhållandet är ungefär 2:1 borde COD på lakvattnet höjas till 700 mg/l. På grund av tekniska skäl kunde ett flöde av etanol inte påkopplas fram tills slutet på experimentet

Om mikroberna inte har tillgång till organiska ämnen kommer de inte kunna reducera sulfat till sulfid. I uppstartsfasen har detta inte haft lika stor betydelse eftersom syntetiskt framställd sulfid tillsattes för att kickstarta processen och främja tillväxten av SRB över metanogener. Det fanns också en del praktiska hinder innan en kontinuerlig kolkälla kunde kopplas till flödet. Eftersom etanol används som kolkälla medger det vissa regler gällande säkerhet som måste följas. Etanol är brandfarligt vilket betyder att pumpen som pumpar etanol måste vara ATEX klassad, en märkning som gäller utrustning som ska användas i områden där det finns risk för explosiv atmosfär. Detta löstes genom att pumpen placerades utanför kontainern vilket innebär att bara slangen som pumpar etanolen måste vara ATEX klassad. Kolkälla kan tillsättas manuellt men detta är inte att föredra eftersom systemet ska bli så självgående som möjligt. Projektets syfte är att hitta en lösning med lågt underhåll så att metallrening enkelt kan integreras till anläggningen.

I uppstartsfasen var syftet först och främst att aktivera SRB genom att bilda en miljö där de kan konkurrera ut metanogener. Som namnet antyder lever SRB i sulfatrika miljöer, upp mot flera g/l sulfat. En hög sulfathalt i reaktorerna var det första steget att bilda en trivsam miljö för SRB. Enligt tabell 5.5 visar att förhållandet mellan COD och sulfat har sjunkit för lågt för processen att ha en metallreningsförmåga. En tillsats av ethanol behövs för att SRB ska kunna reducera sulfatet till sulfid och binda metallerna.

6.3 Syre

Bakterierna tillsattes bara när syrehalten hade fallit ner till nära 0 mg/l. När systemet och biofilmen har vuxit är bakterierna inte lika känsliga och det kan leva i miljöer som får ett tillskott av syre utan att inhiberas. Detta är viktigt eftersom det tog ett antal veckor för syrehalten att minska till noll under uppstartsfasen. Tabell 5.6 visar hur andelen upplöst syre var fortfarande hög på 50% efter en vecka stillastående i reaktorn. Det tog ytterligare två veckor för att syrehalten nå noll. Södra dammen luftas regelbundet för att undvika obehaglig lukt vid anläggningen så det inkommande lakvattnet kommer ha en högre halt DO. I en kontinuerlig process har vattnet inte tid att minska syrehalten så det kräver att systemet kan hantera det inkommande vattnet. Vattnet kommer dock ha en viss uppehållstid i den första IBC:en (IBC 3) vilket förhoppningsvis minskar DO halten till en viss del. För att få en snabbare uppstart kan man spola behållaren med kvävgas efter att det fyllts med vatten. Detta är dock en kostnad som tillkommer till processen men tas upp som förslag till åtgärd om syrehalten visar sig för hög längre fram under projektets gång.

En annan faktor som definerar en anaerobisk miljö är reduktionspotential (ORP) eller redox. Ett högt ORP är kopplat till höga halter DO. Tabell 5.4 visar att ett extremt högt ORP uppmättes i Anox reaktorn under experimentets gång. Detta kan ha påverkat bakterierna och SRB negativt eftersom en högre ORP-nivå innebär att vattnet har större förmåga att eliminera främmande föroreningar som mikrober. Detta kan vara en av faktorerna till varför det inte producerades någon biologisk sulfid i reaktorn. Flera källor nämner att ORP måste vara negativt (runt -200mV) för att SRB ska trivas (Kleja 2006). Vid konsultation med specialist på Paques nämns det också att ORP är en viktig parameter för lyckandet av experimentet (Zessen, 2019c). Mätningar kunde dock ha påverkats av att det inte mättes direkt från behållaren eftersom ORP förvandlas och syrehalten av vattnet ökar när det kommer i kontakt med luft. Det är också viktigt att notera att uppstartsfasen hade en del öppning och stängning av locket på reaktorna för att koppla pumpar, cirkular vatten och felsöka ojämna flöden och läckage. När systemet kom in i kontinuerlig drift tätades behållarna och det skedde mindre störningar.

6.4 pH

Det var relativt enkelt att justera pH dock är det opraktiskt att behöva pH-reglera vattnet för mycket. pH är också relaterat till ORP: ju lägre pH desto högre ORP. För experimentets skull är ett pH mellan 7-8 vid kontinuerlig drift optimalt eftersom det är samma pH som inkommande lakvattnet. Reducering av sulfat producerar däremot alkalinitet så pH kan komma att höjas om systemet fungerar som det ska. Men bör se till att pH stiger över det värden som anges i pH villkoren för lakvattnet, eftersom den hade lägre pH än Anox reaktorn innan tillsättning av bicarbonate.

6.5 Fällning med sulfider

Tabell 5.8 visar en effektiv minskning av samtliga metaller efter tillsatts av kemiskt framställd sulfid. Nickel var den mest svårfällda av metallerna med en minskning på 80% och koppar var den mest lättfällda med en 95% minskning. Metall till sulfidförhållandet visar att sulfid fanns i överskott. Eftersom reaktionen mellan sulfiden och metalljoner är en jämviktsreaktion finns det en viss restkoncentration av metalljoner som bara kan förskjutas genom reglering av pH. Metallhalten i det behandlade vattnet är däremot så låg att en pH justering inte är motiverbar.

Resultaten visar att fällning som sulfider är en möjlighet för denna typen av lakvatten. Det är dessutom en väldigt effektiv metod och kan vara ett alternativ för anläggningen om akuta åtgärden behövs för att minska metallhalten. Överskottssulfiden kommer att oxideras till sulfat eller även svavel vid exponering för syre.

6.6 Sulfat

Vissa svårigheter uppstod vid dosering av sulfat vilket ledde till att en större mängd sulfat tillsattes till reaktorn. Sulfat doserades i pulverform direkt in i reaktorn under omrörning. Sulfatet klumpades kraftigt och sulfatkristaller hittades distribuerade i reaktorn flera dagar efter dosering. Provtagning visade att reaktorn hade en tydlig stratifiering och sulfatnivåer skilde sig med 1000 mg/l från mätningar på vatten på botten och toppen av behållaren.

Detta kan vara ett skäl till varför sulfathalten stannade på en hög nivå även efter att ett kontinuerligt flöde kopplas på reaktorn. Som man kan se i figur 5.1 förblev sulfathalten betydligt högre än koncentration i de inkommande vattnet (300 mg/l) efter flera veckor av kontinuerlig drift även om uppehållstiden är på 2 dygn.

Sulfat förväntades sjunka på grund av att SRB reducerar sulfat. Sulfathalten sjönk från 4200 mg/l till 3400 mg/l. Mätningar togs från toppen av reaktorn. Denna minskningen tyder på en aktivitet av SRB inuti reaktorn. Som följd av dessa resultat driftsattes reaktorn. Sulfathalten i flisreaktorn visade en initial minskning följt av en ökning vilket innebär att vattendistributionen inte är lika jämn i flisreaktorn. Vid kontinuerlig drift är målet att köra reaktorerna med den mängd sulfat som finns tillgänglig i det inkommande lakvattnet. Detta är ungefär 300 mg/l vilket motsvarar 100 mg/l sulfid. Med denna sulfidhalt kommer sulfid fortfarande vara i överskott gentemot metallerna.

6.7 Sulfid

Sulfid mättes för att indikera om sulfatreducerande bakterier var aktiva i reaktorn. Eftersom det inkommande lakvattnet inte innehåller någon sulfid borde sulfidhalten öka om SRB är aktiva och konverterar sulfat till sulfid.

Kemiskt sulfid motsvarande 250 mg/l tillsattes i tidigt skede till båda reaktorerna. Figur 5.1 visar att sulfidhalten under cirkulation av vattnet i reaktorn ökade till nästan 500 mg/l vilket tyder på en aktivitet av SRB.

På grund av att en tillsats av sulfid användes för att katalysera reaktionerna i bioreaktorn och framkalla SRB är det svårt att bedömma och sulfidhalten är kvar från detta steget eller om det har producerats genom reduktion av sulfat. Upphållstiden i reaktorn är ungefär två dygn och vid kontinuerlig drift sker ingen omrörning i reaktorn så den initiala sulfiden borde ha lämnat reaktorn. Dock visar sulfatmätningar, se figur 5.1 att sulfathalten förblev hög i ett antal veckor efter driften påbörjades. En massbalans kan göras i framtiden när effekten från den tillsatta sulfid inte längre är kvar i reaktorn.

En eventuell felkälla är att sulfid oxiderar i kontakt med syre. Eftersom pilotanläggningen befinner sig utanför en labmiljö kan sulfidhalten ha påverkats under transportsträckan till labbet. Sulfid kan också ha oxiderats under uppstartsprocessen när reaktorerna öppnades för koppling av pumpar.

Resultaten från den sista veckan visar att IBC 1 inte har någon sulfidproduktion. Orsaken till detta antas vara brist på kolkälla. En kolkälla kopplades till pilotanläggningen och COD halten ökade till 686 mg/l.

Figurerna 5.2 och 5.3 visar hur sulfidhalten ökade efter tillsatsen av kolkälla. Detta tyder starkt på att SRB finns aktiva i reaktorn. Inkommande lakvattnet innehåller ingen sulfid så en ökning av sulfid i utgående vatten måste komma från en produktion inuti reaktorn.

6.8 Metallhalter

I figur 5.6 ser man att metallhalten har minskat för de flesta metallerna. Anox-reaktorn har uppnått en högre reningsgrad än flisreaktorn i samtliga fall.

Metallerna minskar mellan 22 till 65%. I vissa fall ökade koncentrationen av metaller: detta gäller Mn, Cr och As. Det är viktigt att notera att figur 5.7 visar mätningar som gjordes på in och utgående vatten på samma dag. Detta innebär att vattnet som åker in i reaktorn kanske inte hade samma sammansättning som vattnet som åker ut. Detta är en felkälla som förekommer eftersom det finns en viss uppehållstid i reaktorn. Däremot anses detta inte ha stor påverkan på resultaten eftersom sammansättningen av lakvattnet inte varierar i den utsträckningen.

Svårigheter relaterade till provtagning av metaller är analysfel samt lakvattnets komplexitet. Det finns andra partiklar i lakvattnet som kan binda metaller än sulfider. Eftersom metallhalterna är så pass låga kan även tillskott av metaller från utrustning bidra till en viss felkälla och det finns risk för kontaminering.

6.9 Biofilmtillväxt

Figurer 5.12 och 5.13 visar att det finns hög potential för biofilmbildning på bärarytorna. Däremot krävs en mer djupgående studie för att undersöka vilka stammar som koloniserar ytan. Bakteriegrupper bör också analyseras över tid för att avgöra huruvida en ren stam av SRB kan förbli stabil under en längre tid i reaktorerna. Eftersom bakterier tillsätts från en extern källa finns möjlighet att lakvattenets infödda bakterier tar över systemet i längden vilket innebär att SRB måste ympas på nytt. Därmed ökar kostnaden och underhållskraven av reningssystemet.

Biofilmstrukturen påverkas av många förhållanden; till exempel näringsämnenas tillgänglighet och mikrobiell sammansättning, vilka kolonier som förekommer i reaktorn. Som tidigare nämnts bör SRB vara dominerande för att få en effektiv rening av lakvattenet. Celldensiteten i biofilmen bör också vara hög. En användbar metod för att bedöma artsdiversitet och kvantifiera cellantal i biofilmen är fluorescerande in situ-hybridisering (FISH). Denna typ av analys rymdes inte i tidsrammen för detta arbete men kan vara en framtida analysparameter i nästa fas av projektet. Om FISH metoden tillämpas kan man desutom få en inblick i hur bakteriesammansättning utvecklas över tid.

6.10 Reaktortyp

Figurer 5.7 till 5.11 visar reningsförmågan av respektive reaktor. Eftersom metallhalter i inkommande lakvatten varierar måste man titta på skillnaden mellan den röda och svarta linjen istället för att läsa av linjerna över tid. På grund av lakvattens generellt icke homogena karaktär, vilket bland annat illustreras i figur 3.1, förväntas linjerna pendla över tid då inkommande vattnet kan vara mer eller mindre förorenat. Till exempel kan toppen i figur 5.11 vid provtagningstillfälle 3 attribueras till att inkommande lakvatten förmodligen hade högre blyhalter än tidigare.

För metallerna Zn, Cu och As var det en tydlig ökning av metallhalten i IBC 1 gentemot IBC2. Anox-reaktorn visade en relativt konstant reningsförmåga. Däremot vid sista provtagningen visade sig metallhalten vara lägre i utgående vatten från IBC 2 (flis) för samtliga metaller. Dock är skillnaden väldigt liten så skillnaden kan bero på mätosäkerhet. Det saknas tillräckligt med data för att kunna dra generella slutsatser på reningsförmågan mellan Anox och flis.

Tabellen 6.1 nedan visar en jämförelse mellan Anox och flisreaktorn utifrån de slutsatser som kan dras i nulägget.

Tabell 6.1: Bedömningsmatris för jämförelse av Anox och flis reaktorn

Parameter	Anox	Flis	Kommentar
Lukt	2	1	Båda illaluktande men flis luktade betydligt mer (starkare).
Metallrening	3	2	Anox hade en högre reningsgrad för samtliga metaller.
Underhåll	3	2	Flisbitar fastnade i inloppet och orsakade läckage.
Kostnad	2	3	Flis produceras på anläggningen och är därmed kostnadsfritt.
Miljöpåverkan	2	3	Flisen är gjort på återvunnet material.
Förutsägbarhet	3	1	Flisreaktorn hade toppar i BOD och arsenik.
Robusthet	3	2	Flis bryts ner snabbare än plast och behöver bytas ut tidigare.

Skala: 1 = dålig, 2 = måttlig, 3 = bra. Tabellen kan kompletteras eller ändras efter mer data har samlats in.

En bedömning har gjorts enligt en skala från ett till tre var den högre siffran visar att bärarmaterialet uppförde sig bättre. Ett högt sluttal innebär att reaktorn är lämpligare för uppskalning. Skalan är baserad på egen bedömning. Anox har ett sluttal på 18 och flis 14 vilket innebär att enligt denna bedömningskala är Anox ett mer lämpligt bärarmaterial.

Enligt avsnitt 5.9 i resultskapitlet bedöms biofilmtillväxten i respektive reaktor vara likvärdig. Både IBC 1 och IBC 2 visar en tydlig biofilmtillväxt och närvaro av bakterier. Vidare analys behövs däremot för att säkerställa att bakterierna som ses på bilderna är SRB.

6.11 Ambitionen är att gå från labb till pilotskala

Implementeringen av nya reningsmetoder behöver ett vetenskapligt baserat tillvägagångssätt. Standardmetoden är att tekniken först demonstreras i en laboratoriemiljö följt av en pilotanläggning och tillslut storskalig verksamhet.

I labbtester studeras de tillhörande parametrar och eventuella komplikationer används för att förutsäga hur tekniken kommer uppföra sig i på större skala. Validering av processer i större skala är mindre noggranna: mindre batchstorlekar som körs på labb gör det möjligt att utvärdera fler kritiska parametrar. När det rör sig om mikrobiell aktivitet är laboriestudier nödvändiga eftersom så många utestående faktorer kan påverka processen. Således resulterar kontrollerade labbförsök i en bättre förståelse av processen.

För att få en fullständig förståelse av processen är det nödvändigt att gå igenom de tre stegen. Processer kan uppföra sig olika beroende på skala: genom en pilotanläggning upptäcker man ofta svårigheter som inte förekommer på labb. Åtgärder kan då undersökas innan investering sker på större skala. RKF:s nämner att varje lakvatten måste studeras separat då variationen i kemisk sammansättning hos olika lakvatten har en avgörande betydelse för resultaten. Studien nämner likväl behovet av att studera processen i pilotskala; dock med avseende på rening av något av de lakvatten som användes i studien. För andra lakvatten rekommenderas det att först börja med laborieförsök och studien visade att resultaten varierar från ett lakvatten till ett annat. Slutligen nämner de att fler lakvatten från olika deponier behöver därför studeras i laboratorieskala i syfte att se om resultaten kan kopplas till de typer av avfall som lagts på deponin (Möller m.fl., 2004).

Ett lovande labbresultat ger oftast inte en färdig process och val som görs på labskala kan inte avbildas på alla anläggningar. Processen måste vara utformad till anläggningens förutsättningar. Vid större mängder vatten sker förändringar inte lika snabbt, större felkällor vid provtagning förekommer också när man är utanför en laboratoriemiljö. På labbskala är det genomförbart att driva försöket vid konstant temperatur medan pilotanläggningen är beroende av omgivningens temperatur vilket varierar från dag till natt. I laboriestudier är det också tänkbart att reaktorn får inmätning av samma vatten, antingen syntetisk eller upphämtade i batcher från en deponi. Pilotanläggningen är mer utsatt för syre, temperaturförändringar och vattnets sammansättning. Detta experiment visar att labbstudier är extremt viktiga för att få fram riktlinjer gällande driftparametrar; när man kommer till en större skala är det betydligt svårare att testa sig fram och processen har mycket längre svarstider.

Rekommendationen är att driva fler projekt på labbskala. En kontrollerad miljö gör det möjligt att upprätta orsak och effektförhållanden. Vilket i sin tur ger dem möjlighet att göra förutsägelser om hur olika variabler kommer agera vid olika förhållanden. I nuläget hittades bara en publicerad fallstudie som har gjorts på lakvatten från svenska deponier och de val som gjordes gällande pilotanläggningen kunde inte baseras på mycket grundläggande information. Detta visades till exempel gällande uppehållstid i reaktorn: RKF studie rekommenderar en uppehållstid på 57 timmar för storskalig verksamhet vars specialist på Paques har system med 6 timmars uppehållstid i deras bioreaktorer. Fler labbförsök på lakvatten från Vankiva eller andra deponier borde genomföras för att reda ut driftparametrar.

I dagsläget har för få lakvatten studerats för att kunna ge allmänna rekommendationer för hur en reningsprocess ska dimensioneras. Denna studie kan därför ses som en fortsättning på forskningen inom ämnet, ge mer bakgrundsinformation och påvisa att metoden är intressant att fortsätta studera och utveckla. Förhoppningsvis kan mer forskning göras på just SRB metoden för att anpassa tekniken till våra deponier. Deponier finns över hela Sverige och dessa kommer säkerligen fortsätta ha en viss miljöpåverkan som kanske till och med ökar. När fler möjligheter undersöks ger det en större chans att hitta en lösning för alla situationer. Om avfallsanläggningar har en rad alternativ att välja emellan kan ett val göras om vilken metod passar deras förutsättningar bäst.

6.12 Framtids aspekter för tekniken på Hässleholms Kretsloppscenter

Fördelar som tidigare nämnts är att reaktorvolymen som krävs i den studerade processen är relativt liten. Detta beror på att koncentrationerna av metaller i lakvattnet är låg i jämförelse med den mängd sulfid som kan produceras (Möller m.fl. 2004). Detta stämmer överens med diskussion med specialist på företaget Paques som förutspår att den slutliga volymen på en sulfidproducerande enhet som behandlar lakvattnet från hela anläggningen behöver bara rymma uppåt 500 L (Zessen, 2019b).

Pilotprojekt betraktas vanligtvis som *proof of concept* vilket definieras som bevis som visar att ett designkoncept är genomförbart. Denna studie har påvisat genomförbarhet och resultaten visar en minskning av vissa nyckelmetaller som zink och nickel. Nästa steg är att fortsätta på detta spåret och samla in mer data för att säkerställa att processen sker på grund av svavelcykeln. Det behövs också mer utredning om vilka driftparametrar som gör processen lätthanterlig och kostnadseffektiv.

Lakvattnets innehåller vissa spårämnen som mikroorganismerna behöver. Detta gäller också mikroorganismerna som används i den biologiska reningen på reningsverket. Eftersom fällning med sulfider kan reducera metallhalten så pass lågt kan detta orsaka oönskade konsekvenser på reningen nedströms. Man vill inte hamna i en situation där man först tar bort något som sedan behövs längre fram i processen. Detta är något som ofta förekommer när man har ett biologisk system - man måste vara aktsam om hur olika åtgärder påverka varandra. Detta är också det fina med biologiska processer, ofta är allting som behövs redan där eftersom naturen har format processer på miljontals år som använder sig av det som finns tillgängligt.

Pilotanläggningen är placerad uppströms och behandlar lakvattenströmmen som är mest förorenad med hänsyn till metaller. Reningsverket tar emot vatten från hela anläggningen och kommer därför att ha tillskott av spårämnen från andra lakvattenströmmar vilket innebär att den biologisk reningen inte kommer att störas. Att ha en behandlingsenhet uppströms kan också bidra med kolkälla till andra steg i reningsprocessen. Som tabell 5.4 visar, producerades en betydande mängd acetat vilket är en lämplig kolkälla för denitrifikation.

Kapitel 7

Slutsatser

Effektiva reningsmetoder för vatten av olika slag är en förutsättning för ett välfungerande samhälle. Tidigare miljösynder måste tas hand om och nya konsumtionsmönster måste hanteras på ett hållbart sätt. Metaller försvinner inte vilket gör att även små mängder kan påverka omgivningen. En effektiv lösning kan finnas i den mikrobiella världen. Resultaten från experimentet indikerar att det finns en möjlighet att behandla lakvatten från Vankiva med sulfatreducerande bakterier och är argument för att projektet ska fortsättas. Metoden som testas i denna studie kan ha stor potential att rena lakvatten från metaller utan användning av kemikalier eller dyra filter. Metoden har potential att minska deponins miljöbelastning om den vidareutvecklas. Dessutom är en ren och giftfri miljö en viktigt global utmaning; fortsatt utveckling av processen kan leda till att metoden blir integrerat i reningsprocessen på Vankiva.

Målet av denna studie har varit att undersöka en biologisk reningsmetod för separationen av metaller från lakvatten. Målet har också varit att skapa underlag för vidareutveckling av reningsprocessen i pilotskala. Problemet är oftast inte brist på teknik, men snarare implementering av tekniken. Projektet har haft en längre uppstartsfas men hittills har inga större hinder träffats på under uppstartsfasen och projektet fortsätter in i fas två med mer provtagning och vidare analys. Slutgiltiga resultat kommer att dras i samband med detta. Användning av SRB i vattenrening har miljömässiga och ekonomiska fördelar när sulfat finns närvarande. Framtida resultat kommer att visa om metoden är värd att tillämpa på Vankiva deponi.

7.1 Framtida studier

För att kunna göra större samhällsnytta måste upptäckter kommersialiseras och spridas. I nuläget är tekniken inte tillräckligt mogen; mer arbete och forskning återstår för att få ett välfungerande system. Denna delen av projektet har haft mest fokus på design och installation. Fokus har också varit på att gynna tillväxten av SRB och dämpa effekten av metanogener. Resultaten har visat att det finns kemiska och biologiska processer igång i reaktorn. Mikrobiell analys kan ge vidare insikt till vilka bakterier som är närvarande i reaktorn och i vilken utsträckning samt vilka grupper dominerar.

Det finns kunskapsluckor att fylla inom metallrening av lakvatten med sulfatreducerande bakterier. Den här rapporten är ett steg mot införandet av yttligare rening för avskiljning av metaller vid Vankiva deponi. Fortsatta studier och experimentering behövs med fokus på anläggningars enskilda lakvatten. Samtliga intressenter uppmuntras att fortsätta forskning kring SRB metoden då den har visat lovande resultat när det gäller att minska metallhalten i lakvatten. Målet är att forma en teknik som kan vara en användbar behandlingsmetod för förhöjda metallhalter i deponiers lakvatten.

Referenser

- Andersson, S. (2009). Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment. Institution för Bioteknik, Kungliga Tekniska högskolan (KTH), Sverige.
- Andersson, S., Nilsson, M., Dalhammar, G., & Kuttuva Rajarao, G. (2008). Assessment of carrier materials for biofilm formation and denitrification. *Vatten*, 64, s.201–207. Hämtad från <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-10154>.
- André, F., Kidane, A., & Hailu, T. (2006). Reduktion av metallhalter i slam. Stockholm Vatten. Examensarbete. Kungliga Tekniska högskolan (KTH).
- Biscevis, A., Esfahani, H., Nyman, V., & Olofsson, I. (2012). Organiska föroreningar och metaller i dag-, avlopps- och lakvatten i Göteborgsområdet. Kandidatarbete. Chalmers tekniska högskola.
- Brady, N. C. (1972). *Advances in agronomy*. Vol. 24. Academic Press.
- Calves, R., Cassini, S., & Lucas, E. (2012). Sulfate and dissolved sulfid variation under low COD/Sulfate ratio in Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) treating domestic wastewater. I: *Revista Ambiente & Agua* 7.1, s.130–139.
- Cerne, O., Allard, A., Ek, M., Junestedt, C., & Svenson, A. (2007). Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier. Rapport B1748.
- Davis, M. L. (2010). *Water and wastewater engineering*. McGraw-Hill professional. ISBN: 9780071713849.
- Detalina, M., Pradanawati, S. A., Nilawati, D., & Sintawardani, N. (2018). The influence of bamboo-packed configuration to mixing characteristics in a fixed-bed reactor. I: *Journal of Physics: Conference Series*. Vol. 985. 1. IOP Publishing, s. 012056.
- Gilbert, D. (2004). New Tools at DOE's Genomics Jamboree. Hämtad från: <http://www2.lbl.gov/Publications/Currents/Archive/Apr-30-2004.html>
- Gilmour, C., Elias, D., Kucken, A., Brown, S., Palumbo, A., Schadt, C., & Wall, J. (2011). Sulfate-Reducing Bacterium *Desulfovibrio desulfuricans* ND132 as a Model for Understanding Bacterial Mercury Methylation. *Applied and environmental microbiology*, 77(12). doi:10.1128/AEM.02993-10.
- Hard, B. C., Friedrich, S., Babel, W. (1997). Bioremediation of acid mine water using facultatively methylotrophic metal-tolerant sulfate-reducing bacteria. I: *Microbiological research* 152.1, s. 65–73.
- Hellman, M. (2018). "Microbial nitrate removal from mining waters". Licentiat avhandling. Uppsala Universitet.
- Kleja, D. B., Gustavsson, J.P., & Jarvis, N. (2006). Metaller's mobilitet i mark. RAPPORT 5536. NATURVÅRDSVERKET.
- Kolmert, Å. (2018). Gruppchef Avfall Syd, Sweco Environment. möte muntl.
- Kolmert, Å., & Kivistö, J. (2018). Projektbeskrivning. Intern rapport.

- Kolmert, Å. (1999). Sulfate-reducing bacteria in bioremediation processes. Licentiat avhandling. Avdelningen för Bioteknik, Lunds Universitet.
- Köhler, S. J. (2014). Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten. Rapport 2012:21. Institutionen för vatten och miljö.
- Mattei, M. R. (2014). Mathematical modelling of multispecies biofilms for wastewater treatment. Avhandling. Université Paris-Est.
- McKinney, R. E. (1962). Microbiology for sanitary engineers. I: Microbiology for sanitary engineers. McGraw-Hill.
- McCallum, G. E. (1963). Advanced Waste Treatment and Water Reuse. I: Journal of the Water Pollution Control Federation 35.1, s. 1–10.
- Möller, A., Grahn, A., & Welander, U. (2004). Precipitation of heavy metals from landfill leachates by microbially-produced sulphide. I: Environmental technology 25.1, s. 69–77.
- MÖD (2019). Mark- och miljö överdomstolen dom 2019-01-31 i mål nr M 5189-17.
- Naturvårdsverket (2019a). Dispens från deponeringsförbud. url: <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Deponering-av-avfall/Dispens-fran-deponeringsforbud/> (hämtad 2019-07-20).
- Naturvårdsverket (2019b). Giffri miljö. url:<https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-isamhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Giffri-miljo/> (hämtad 2019-08-05).
- Naturvårdsverket (2004). Lakvatten från deponier. I: Avfall i Sverige Rapport nr. 5593.
- Naturvårdsverket (2008). FAKTA: Lakvatten från deponier. I: Avfall i Sverige Rapport nr. 8306.
- Nedwell, D. B., & Reynolds, P. J. (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. I: Water Research 30.1, s. 21–28.
- van Niel, Ed. (2018). Senior lecturer at the Division of Applied Microbiology. muntl.
- Olofsson, O. (2010). Utlakning av tungmetaller från Skörby deponi. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Paques (2018). Sulfate removal/recovery. url: <https://en.paques.nl/applications/other/sulphate-removalrecovery> (hämtad 2019-02-19).
- Espeso, R. D. (2013). Modeling and simulation of bacterial biofilms. Avhandling. Universidad Carlos III de Madrid.
- Samaranayake, R., Singhal, N., Lewis, G., & Hyland, M. (2002). “Kinetics of biochemically driven metal precipitation in synthetic landfill leachate”. I: Remediation Journal 13.1, s. 137–150.
- Schmidtova, J., & Baldwin, S. A. (2011). Correlation of bacterial communities supported by different organic materials with sulfate reduction in metal-rich landfill leachate. I: Water research 45.3, s. 1115–1128. SGI (2011).
- Sen, B., Torrijos, M., Sousbie, P., & Steyer, J. P. (2014). “Effect of the chemical nature of fixed-bed reactor support materials on bioreactor performance and biomass

accumulation”. I: Global Journal of Environmental Science and Management 1.3, s. 215–224.

SGL. (2011). Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier - Lakvatten och deponigas. I: Sveriges geotekniska institut Rapport nr. 2-0902-0098.

Shete, B., & Shinkar, P. (2014). Fixed film fixed bed reactor - low cost approach. I: Civil, Structural, Environmental and Infrastructure Engineering Research and Development 4.4, s. 25–32.

SVERIGES AVFALLSPORTAL, (2018). Deponering. url: <https://www.sopor.nu/faktaom-sopor/vad-haender-med-din-sopa/lite-deponeras/deponering/> (hämtad 2019-08-05).

Thabet, O. B. D., Bouallagui, H., Cayol, J. L., Ollivier, B., Fardeau, M., & Hamdi, M. (2009). Anaerobic degradation of landfill leachate using an upflow anaerobic fixed-bed reactor with microbial sulfate reduction. I: Journal of Hazardous Materials 167.1-3, s. 1133–1140.

Thelander H., & Svärd, S. (2016). MILJÖRAPPORT 2016 för Hässleholms Kretsloppscenar. Hässleholm Miljö AB. 2017:07, Rapport (2017).

Van den Brand, T. P. H. (2014). Sulphate reducing bacteria in wastewater treatment. I: University of Delft.

Vessling, S. (2018). Miljösamordnare på Hässleholm Miljö. muntl.

van Zessen, E. (2019a). Muntl. Gruppmöte Skypekorrespondens. 2019-03-20

van Zessen, E. (2019b). Muntl. Vid besök på anläggningen. 2019-05-23

van Zessen, E. (2019c). E-postkorrespondens. RE: Update reactors Hässleholm. 2019-06-30

Bilaga A

Metallhalter

Metallkoncentrationen ut från IBC 1 under experimentets gång

Ämne (mg/l)	20e Juni	19e Juli	26 Juli	2a Augusti	8e Augusti
Arsenik (As)	0.002	0.002	0.002	0.002	0.0024
Aluminium (Al)	-	0.25	0.12	0.11	0.26
Bly (Pb)	0.0016	0.0018	0.003	0.0021	0.0037
Järn (Fe)	-	0.43	0.31	0.26	0.51
Kadmium (Cd)	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.00014
Koppar (Cu)	0.024	0.015	0.010	0.0086	0.011
Krom (Cr)	0.015	0.0078	0.0048	0.0045	0.0034
Mangan (Mn)	-	0.55	0.64	0.63	0.61
Nickel (N)	0.038	0.038	0.04	0.038	0.047
Zink (Zn)	0.097	0.05	0.039	0.029	0.049

Tabell A.1: Metallkoncentration i utloppet av IBC 1

Metallkoncentrationen ut från IBC 2 under experimentets gång

Ämne (mg/l)	20e Juni	19e Juli	26 Juli	2a Augusti	8e Augusti
Arsenik (As)	0.002	0.002	0.002	0.002	0.0031
Aluminium (Al)	-	0.25	0.12	0.11	0.13
Bly (Pb)	0.017	0.0039	0.005	0.0036	0.0037
Järn (Fe)	-	0.62	0.5	0.31	0.3
Kadmium (Cd)	0.00056	0.0001	0.0001	0.0001	0.00013
Koppar (Cu)	0.091	0.027	0.017	0.014	0.0083
Krom (Cr)	0.036	0.016	0.0059	0.0044	0.0032
Mangan (Mn)	-	2.4	1.1	0.78	0.64
Nickel (N)	0.03	0.035	0.041	0.036	0.039
Zink (Zn)	0.98	0.099	0.07	0.059	0.04

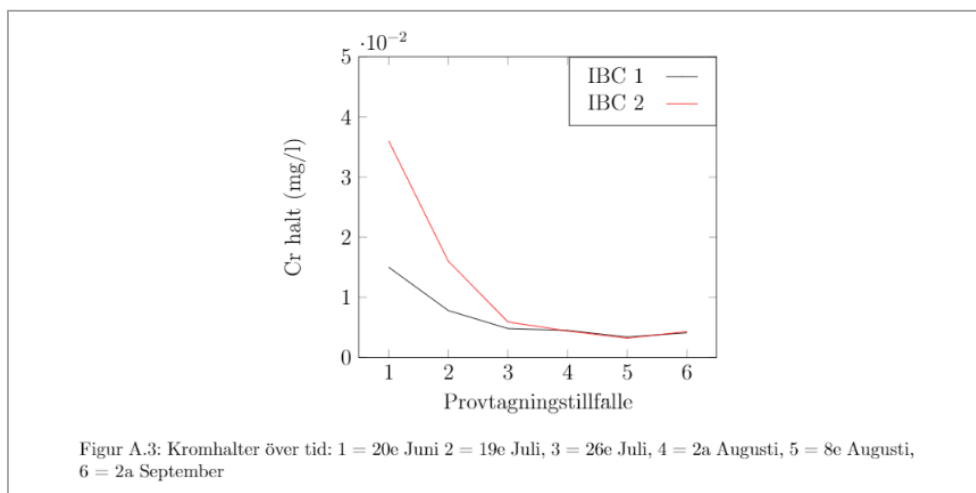
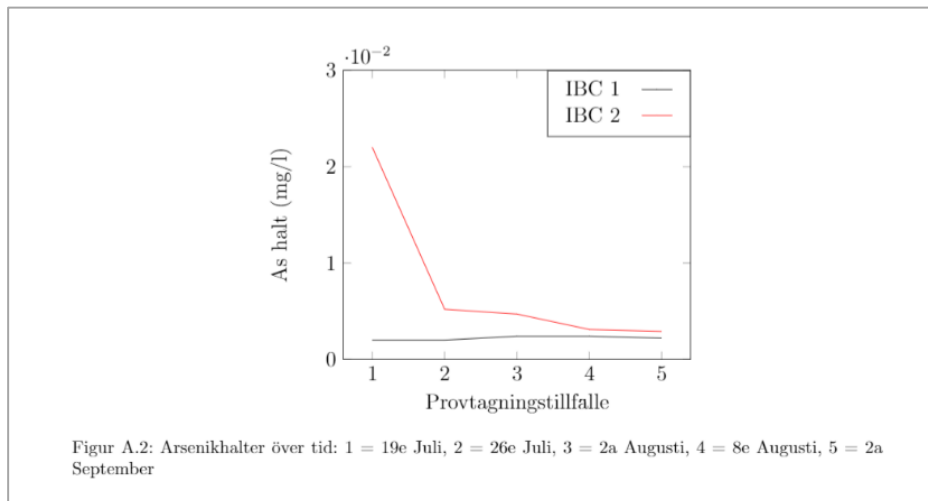
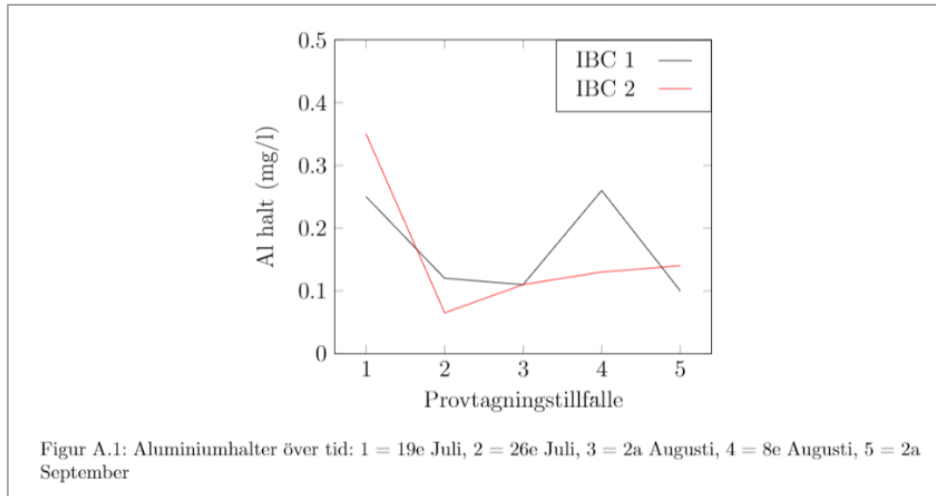
Tabell A.2: Metallkoncentration i utloppet av IBC 2

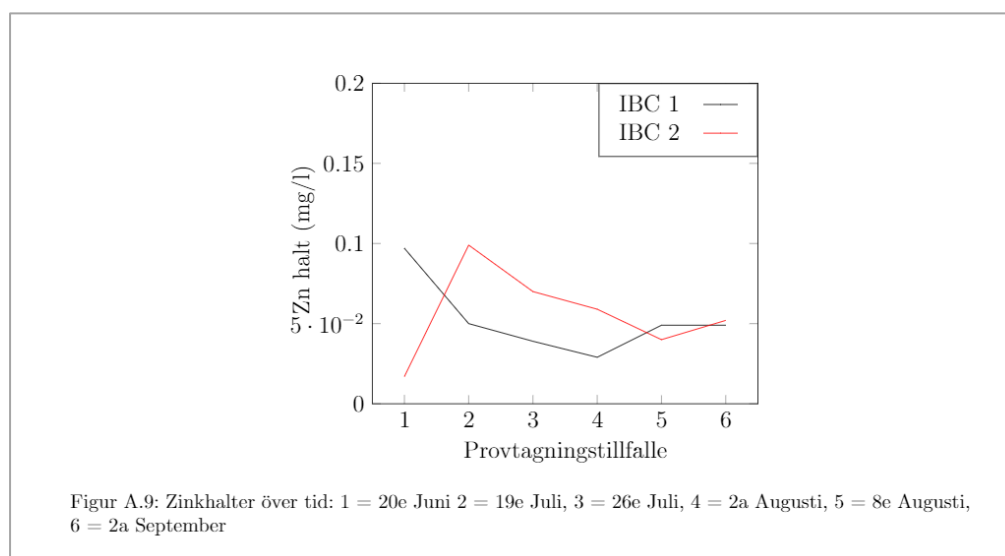
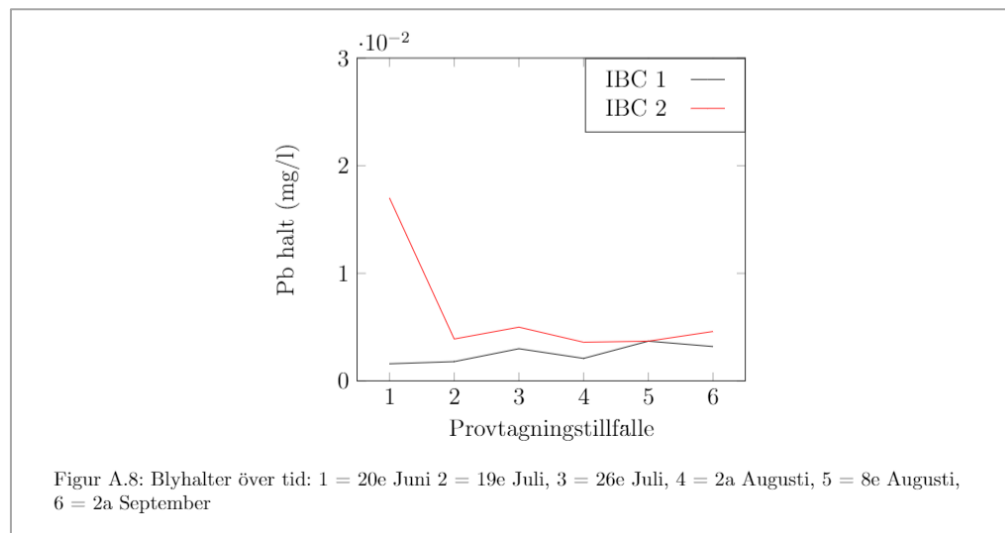
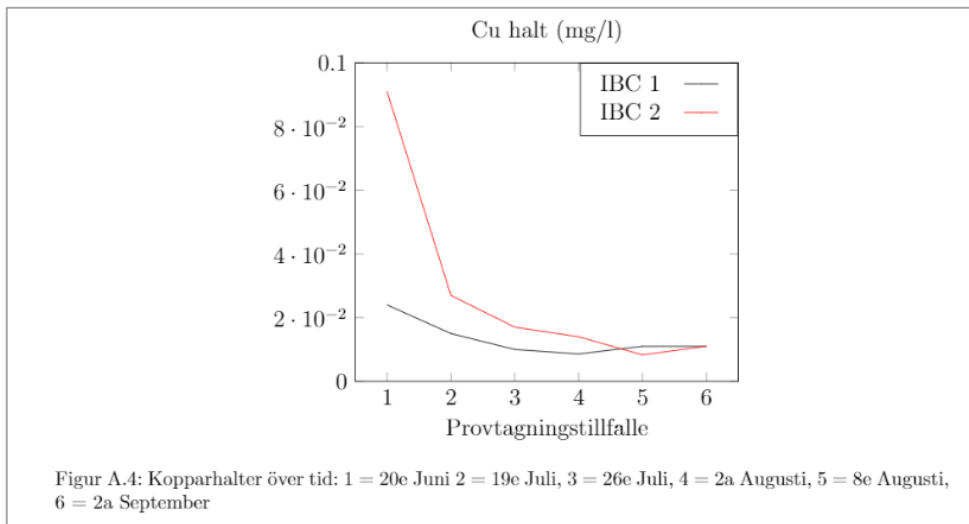
Metallkoncentrationerna in och ut från reaktorerna efter 1 månad av kontinuerlig drift

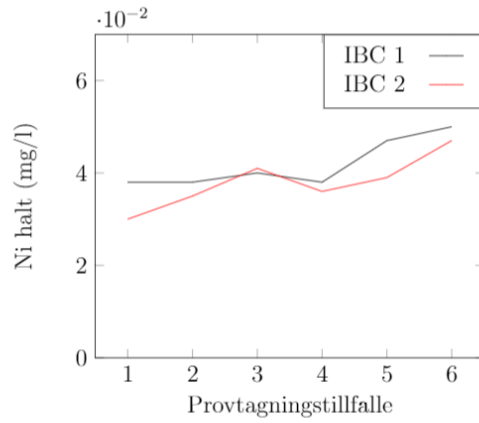
Ämne (mg/l)	Inkommande lakvatten	Utgående IBC 1 (K7)	Utgående IBC 2 (Träffis)
Arsenik (As)	0.0025	0.0024	0.0047
Aluminium (Al)	0.19	0.11	0.11
Bly (Pb)	0.0044	0.0021	0.0036
Järn (Fe)	0.66	0.26	0.31
Kadmium (Cd)	0.0001	0.0001	0.0001
Koppar (Cu)	0.018	0.0086	0.014
Krom (Cr)	0.0037	0.0045	0.0044
Mangan (Mn)	0.61	0.63	0.78
Nickel (Ni)	0.049	0.038	0.036
Zink (Zn)	0.084	0.029	0.059

Tabell A.3: Stickprov metallhalter 02/08/19

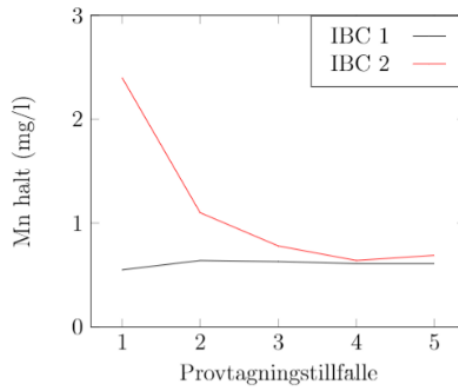
Metallkoncentrationer av enskilda metaller ut från reaktorerna



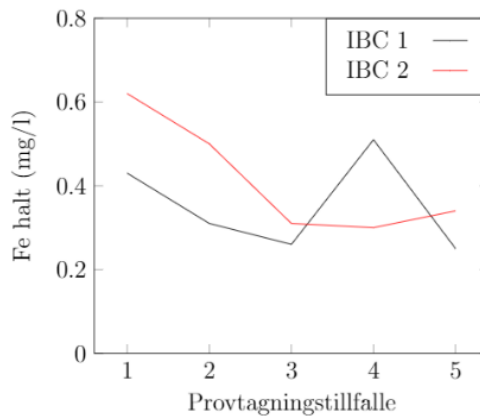




Figur A.7: Nickelhalter över tid: 1 = 20e Juni 2 = 19e Juli, 3 = 26e Juli, 4 = 2a Augusti, 5 = 8e Augusti, 6 = 2a September



Figur A.6: Manganhalter över tid: 1 = 19e Juli, 2 = 26e Juli, 3 = 2a Augusti, 4 = 8e Augusti, 5 = 2a September



Figur A.5: Järnhalter över tid: 1 = 19e Juli, 2 = 26e Juli, 3 = 2a Augusti, 4 = 8e Augusti, 5 = 2a September

Bilaga B

Rådata Sulfat, Sulfid och pH

Sulfathalter ut från reaktorerna under experimentets gång

Datum	IBC 1 (mg/l)	IBC 2 (mg/l)
03-Jul	4200	4500
05-Jul	3800	3650
09-Jul	3400	3950
16-Jul	2700	3350
18-Jul	2500	2500
23-Jul	542	461
25-Jul	489	413
01-Aug	346	282
08-Aug	335	300

Tabell B.1: Sulfathalter under Juli-Augusti månad

Sulfidhalter ut från reaktorerna under experimentets gång

Datum	IBC 1 (mg/l)	IBC 2 (mg/l)
03-Jul	476	68
05-Jul	420	104
09-Jul	284	90
16-Jul	202	129
18-Jul	187	97
23-Jul	4.4	18.6
25-Jul	8.29	25.7
01-Aug	0.051	23.3
08-Aug	0.009	11.4
15-Aug	4	0.87
22-Aug	19	25

Tabell B.2: Sulfidhalter under Juli-Augusti månad

pH mätningar

	Datum	IBC 1	IBC 2
1	20-Jun	8.1	5.6
2	25-Jun	7.4	7.05
3	03-Jul	7.73	7.15
4	05-Jul	7.69	7.2
5	09-Jul	7.52	7.21
6	16-Jul	7.68	7.25
7	18-Jul	7.62	7.4
8	23-Jul	7.71	7.4
9	25-Jul	7.61	7.4
10	01-Aug	7.67	7.44
11	08-Aug	8.43	7.92
12	15-Aug	7.83	7.95

Tabell B.3: pH under Juli-Augusti månad