



UPPSALA
UNIVERSITET



W 18 045

Examensarbete 30 hp
November 2018

Kartläggning av metallflöden i avloppsvatten i Västerås

Terese Renström

REFERAT

Kartläggning av metallflöden i avloppsvatten i Västerås

Terese Renström

Fosfor är ett viktigt näringsämne för organismer och är även en ändlig resurs. Avloppsslam från reningsverk innehåller stora mängder fosfor vilket gör att det kan användas som gödselmedel på åkermark. Förutom näringsämnena kan slammet även innehålla oönskade ämnen, såsom tungmetaller. I denna studie har källor till metaller i avloppsvattnet i Västerås studerats med syftet att bidra med ett kunskapsunderlag för att möjliggöra punktinsatser och minska belastningen av metaller till reningsverket i Västerås. Då reningsverket har ansökt om certifiering av slammet som produceras och kraven vad gäller certifiering skärps över tid var målet även att komplettera en befintlig modell över reningsverket med metallavskiljning. Detta med syftet att kunna undersöka hur förändringar i sammansättningen i inkommande vatten påverkar metallhalten i slammet och det utgående renade vattnet från reningsverket.

Analysen av källor till metallerna kadmium, zink, krom, koppar och kvicksilver gjordes genom att samla in data från verksamheter och utföra beräkningar av emissionsmängder med hjälp av schablonvärden. Källanalysen genomfördes främst i Excelverktyget "Source Finder", där det procentuella bidraget från olika källor kunde beräknas. Det gjordes även en korrelationsanalys för att undersöka om metallerna kunde härstamma från samma källor. Analysen visade att hushållen var den största källan till metallerna kadmium, zink, koppar och kvicksilver i avloppsvattnet i Västerås. Även inläckage av metallhaltigt markvatten och slam från andra reningsverk visade sig vara en viktig källa till metallerna. En stor del av den metallmängd som beräknades komma in till reningsverket med avloppsvattnet kunde förklaras av källorna med undantag av krom, varvid källor till denna metall skulle behöva studeras närmare. Korrelationsanalysen visade bland annat på en signifikant korrelation mellan metallerna zink, koppar och kadmium. Detta kan tyda på att dessa metaller härstammar från samma källor.

Modellen för metallavskiljningen togs fram genom att utgå från en befintlig modell över Kungsängens reningsverk. Genom att studera befintliga modeller över metallavskiljning kompletterades denna modell. En avgränsning som gjordes var att endast metallen koppar inkluderades i modellen. Modellen visade sig inte helt kunna förklara variationer i de uppmätta halterna av koppar i slam och utgående vatten

från reningsverket. Dock följde modellen uppmätta värden i medeltal och med en säkrare kalibrering samt mer data bedömdes modellen ha potential att utvecklas och bli användbar i framtiden.

Nyckelord: *metaller, källanalys, avloppsvattenrening, BSM2G, SoFi, metallavskiljning, koppar*

ABSTRACT

Sludge, produced in the waste water treatment process, can be used as fertilizer in agriculture. It is rich in nutrients but also contains other substances, such as heavy metals. Metals may enter crops which means that it also enters the food chain. Some heavy metals have been proven to cause severe damage to living organisms in high doses. It is therefore important to regulate the amount of heavy metals in the soil and in the sludge used as fertilizer. In this thesis the sources of heavy metals in the waste water system in the town of Västerås was examined. The sources of the heavy metals cadmium, chromium, mercury, copper and zinc were mainly analyzed by using the Excel tool "Source Finder". In this tool collected data of emissions or calculated emissions by the use of model values were entered. Households proved to be the single largest source of all the metals in this study, with the exception of chromium. For cadmium and chromium water leakage from the ground water into the pipe system was a large contributing source. Business did not prove to be a large source of any metal with the exception of dental units which emitted large amounts of mercury. To be able to predict change of quality, in regards of metals, in the sludge and purified water an existing model of the water treatment plant was supplemented with processes regarding separation of copper. This was done by studying other models regarding metal partitioning and separation. The final model proved unable to describe variances in the measured data, but could describe the median concentration of copper in cleansed water and sludge.

Keywords: *metals, source analyses, Source Finder, BSM2G, waste water treatment*

FÖRORD

Detta examensarbete är utfört inom civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik på Uppsala Universitet i samarbete med Sveriges Lantbruksuniversitet. Examensarbetet motsvarar 30 hp, och utfördes våren 2018. Arbetet gavs av Mälarenergi i Västerås och Mälardalens högskola. Min handledare har varit Ida Sylwan, doktorand på Mälardalens högskola på enheten för energi och miljöteknik. Ämnesgranskare för projektet har varit Sahar Dalahmeh, forskare på Sveriges Lantbruksuniversitet vid institutionen för energi och teknik.

För detta arbete har jag många att tacka! Först vill jag tacka min handledare Ida för att hon stått ut med mina dumma frågor, mina ibland helförvirrade tankegångar och för all hjälp och stöd genom arbetet, du har varit min klippa! Jag vill även tacka Johanna Dahlberg, Sandra Burman, Andreas Nilsson, Martin Lagerkvist och alla andra på Mälarenergi och Mälardalens högskola som hjälpt mig med data och stöttat mig under arbetet. Tack även till min ämnesgranskare Sahar som hjälpt mig när jag varit vilse i statistikdjungeln och gett goda råd och stöd. Jag vill även tacka min kursare Malin för att jag har fått ringa och diskutera arbetet och för alla dina värdefulla tankar och synpunkter. Men mest av allt vill jag tacka min underbara sambo, som stöttat mig genom hela processen, försökt förstå och lyssna när jag exalterat babblat på om avloppsslam och torkat mina tårar när allt känts jobbigt, tack!

Terese Renström
Västerås, Maj 2018

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Avloppsslam är en restprodukt från reningsverk som innehåller stora mängder näringsämnen. Dessa näringsämnen kan antingen förbrännas, användas för att täcka gammalt avfall eller användas inom jordbruket. Problemet med att använda slam inom jordbruket är att det inte bara innehåller näringsämnen utan också oönskade ämnen som tungmetaller. Tungmetaller kan tas upp av grödor vilket gör att de hamnar i vår mat. I höga mängder kan tungmetallerna påverka olika processer i kroppen och göra oss sjuka. Därför är det viktigt att begränsa den mängd metaller som finns i slammet. Det kan göras genom att källorna till metaller begränsas så att inte lika stor mängd metaller kommer in med avloppsvattnet till reningsverket.

Denna studien visade på att hushållen var den största källan till tungmetallerna kvicksilver, kadmium, koppar och zink i Västerås avloppsvatten. För metallen kadmium stod hushållen enligt studien för över 65 % av den mängd som kommer in till reningsverket. Tyvärr är en stor del av den mängd kadmium vi släpper ut svår att begränsa. Det uppskattades nämligen att ungefär 40 % kommer från våra kroppars avfallsprodukter. Metallen har då tagits in genom maten vi äter eller cigarettrök som andats in.

Verksamheter har enligt denna studie inte visat sig bidra i stor stor grad till metallmängden i avloppsvattnet i Västerås. Undantaget från detta var kvicksilverutsläpp från tandvårdskliniker, som beräknades bidra med nästan 30 %.

Koppar tas i reningsprocessen bort från avloppsvattnet genom att det binder till slam, som sedan separeras från vattnet. Den andra delen i denna studie gick ut på att komplettera en modell över reningsverket med avskiljning av koppar. Detta gjordes genom att använda tidigare framtagna modeller för metallavskiljning i de olika stegen. Det visade sig dock svårt att anpassa modellen till uppmätt data på kopparhalten i renat vatten och slam. För att göra en bättre anpassning skulle mer data över kopparhalten i olika steg av reningsprocessen behöva samlas in. Även variationer av kopparhalt i inkommande vatten till reningsverket skulle behövas studeras närmare.

Med modellen studerades hur utgående halter av koppar påverkades av inkommande halter till reningsverket. Det visade på att halterna koppar i utgående vatten och

slam knappt påverkades av förändringar i det inkommande avloppsvattnets surhetsgrad. En ökning eller minskning av inkommande halter påverkade dock i mycket hög grad utgående halter. Modellens resultat är dock inte helt tillförlitliga, eftersom den inte stämde helt överens med verkligheten. Förhoppningen är dock att modellen kan utvecklas så att den kan användas för att förutspå om reningsverket klarar kraven på slamkvaliteten om halterna koppar in till reningsverket ändras. Detta skulle kunna bidra med kunskap i arbetet med att återföra näringsämnen till åkermark på ett hållbart sätt.

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	1
1.1.1	Frågeställningar	2
2	BAKGRUND	2
2.1	METALLERS URSPRUNG OCH HÄLSORISKER	2
2.1.1	Kadmium	2
2.1.2	Kvicksilver	3
2.1.3	Koppar	3
2.1.4	Krom	4
2.1.5	Zink	4
2.2	KÄLLOR TILL METALLER I AVLOPPSVATTEN	4
2.3	SLAMÅTERFÖRING	7
2.3.1	REVAQ-certifiering	7
2.4	AVSKILJNING AV METALLER OCH ANDRA MIKRO- FÖRORENINGAR	8
3	METOD, MATERIAL OCH DATABEARBETNING	9
3.1	KUNGSÄNGENS RENINGSVERK OCH DESS UPPTAGNINGSSOMRÅDE	9
3.2	ANALYS AV KÄLLOR MED SoFi	12
3.2.1	Metaller från verksamheter	12
3.2.2	Uppskattning av bortfall från ej inkluderade verksamheter	14
3.2.3	Metaller från kombinerat avloppssystem	15
3.2.4	Läck- och dräneringsvatten	16
3.2.5	Metaller från övriga källor	16
3.2.6	Metaller från hushåll	17
3.2.7	Schablonvärden	18
3.2.8	Resultatkontroll	18
3.2.9	Summering av indata till SoFi	18
3.2.10	Känslighetsanalys	19
3.3	AVLOPPSFRAKTIONER	20
3.4	KORRELATIONSANALYSER	20
3.5	MODELLERING AV KUNGSÄNGENS RENINGSVERK	21
3.5.1	Avgränsningar	21

3.5.2	Grundmodellen – Benchmark simulation model 2G för Kungsängens reningsverk	21
3.5.3	Dataunderlag och datahantering	25
3.5.4	Generering av indata	26
3.5.5	Utökning av BSM2G med metallavskiljning	28
3.5.6	Massbalans	31
3.5.7	Kalibrering av modellen	31
3.5.8	Känslighetsanalys	34
3.5.9	Undersökning av ingående och utgående halter	34
4	RESULTAT	36
4.1	KÄLLOR TILL METALLER I VÄSTERÅS AVLOPPSNÄT	36
4.1.1	Korrelationsanalyser	41
4.1.2	Hushållsavloppsfraktioner	42
4.2	MODELLEN FÖR KOPPARAVSKILJNING	43
4.2.1	Indata till modellen	43
4.2.2	Modell Anpassning	45
4.2.3	Känslighetsanalys för parametrarna K_d och f_{corr}	48
4.2.4	Variation i indata	52
4.2.5	Sorption/desorption i bireaktorerna	55
5	DISKUSSION	57
5.1	KÄLLOR TILL METALLER I VÄSTERÅS AVLOPPSNÄT	57
5.1.1	Känslighetsanalys och osäkerheter	61
5.2	MODELLEN FÖR KOPPARAVSKILJNING	62
6	SLUTSATSER	66
7	REFERENSER	67
A	BILAGA 1 – Data och figurer för källanalys	74
B	BILAGA 2 – Validering av grundmodellen	76
C	BILAGA 3 – Data och figurer för modellering	77

1 INLEDNING

Fosfor är ett nödvändigt ämne för allt liv på jorden. Den ingår bland annat i ATP (AdenosinTriFosfat), som agerar energikälla i cellulära processer i organismer (Sand m. fl., 2007). Näringsämnet klassas som begränsat och för att föra in mer fosfor i det odlingsystem som människan byggt upp bryts fosfatrik malm från gruvor. Vissa forskare menar att ”peak fosfor” snart kommer inträffa, det vill säga att produktionshastigheten av fosfor når sitt maximala värde (Beardsley, 2011). För att minska behovet av att föra in nytt fosfor i kretsloppet bör den fosfor som finns i kretsloppet återanvändas i så hög utsträckning som möjligt. Det kan till exempel ske genom att använda slam från reningsverk på åkermark. Slammet har en hög halt av fosfor, som bland annat härstammar från människans biologiska restprodukter (Naturvårdsverket, 2013).

En rekommendation från Naturvårdsverket är att senast år 2018 ska minst 40 % av den fosfor och 10 % av det kväve som finns i avloppssystemet återföras till jordbruksmark. Återföringen skall ske utan att människor eller miljö riskerar att exponeras för skadliga föroreningar. Ett problem är dock att avloppsslam kan innehålla föroreningar såsom rester av bekämpningsmedel och tungmetaller, ämnen som i stora doser kan orsaka skada på både människor och miljö (Naturvårdsverket, 2013). För att säkerställa att avloppsslammet har en god kvalitet både nu och i framtiden kan reningsverk REVAQ-certifieras. För att få en certifiering ställs bland annat krav på slamkvalitet, spårbarhet av oönskade ämnen och ett aktivt uppströmsarbete, där kraven skäps kontinuerligt (REVAQ, 2018). Kungsängens reningsverk i Västerås arbetar för att bli REVAQ-certifierad till 2018 men det bedöms svårt att i framtiden klara kraven som ställs på slamkvalitet vad gäller tungmetaller.

1.1 SYFTE

Syftet med det här projektet är att kartlägga källor och flöden av tungmetaller i Västerås stads avloppssystem samt i Kungsängens reningsverk. Detta ska underlätta pågående arbete med att möjliggöra punktinsatser för specifika verksamheter och processer med syftet att minska halten tungmetaller i det inkommande vattnet till Kungsängens reningsverk samt halten i det utgående vattnet och avloppsslammet. Då REVAQ-certifieringens krav på slamkvalitet skärps kontinuerligt var syftet även att ta fram en metod för att teoretiskt undersöka förändringar på slamkvaliteten, vad gäller metaller, vid en förändrad sammansättning på inkommande avloppsvatten

till reningsverket.

1.1.1 Frågeställningar

- Med hur stor belastning av tungmetaller bidrar olika källor till mängden av tungmetaller i avloppsvattnet som kommer in till Kungsängens reningsverk i Västerås?
- Kan befintlig modell för Kungsängens reningsverk (Benchmark simulation model 2G, BSM2G) kompletteras för att förutspå hur inkommande halt av tungmetaller påverkar slammets och det utgående vattnets metallhalt?

2 BAKGRUND

2.1 METALLERS URSPRUNG OCH HÄLSORISKER

Metaller är grundämnen och är således persistenta (Statens offentliga utredningar, 2000). De förekommer i olika form och formen av metallen är en av de faktorer som styr dess toxicitet (Landner, 2004). En del metaller är essentiella för människan, vilket innebär att de behövs för att olika processer i kroppen ska fungera. Dock kan de i för höga doser vara giftiga (Statens offentliga utredningar, 2000).

Tungmetaller är en grupp av metaller som ofta förknippas med giftighet. Benämningen tungmetaller har dock inget med giftighet att göra utan syftar på metallernas densitet som är runt 5 g/cm^3 (Sterner, 2010). Metaller används idag bland annat i teknisk utrustning och genom att bryta metaller från berggrunden, för att till exempel producera varor, sprids metallerna i både miljö och samhälle. Spridningen sker då metaller korroderar, vid varuproduktion, då metaller tas omhand som avfall och vid själva brytningen (Statens offentliga utredningar, 2000). Användningen av metaller är hög i Sverige jämfört med medelanvändningen inom EU och visar på en ökande trend. Mellan år 2000 och 2015 ökade användningen från ungefär tre ton per person och år till fem ton (Statistiska centralbyrån, 2016).

2.1.1 Kadmium

Kadmium är en tungmetall som finns naturligt i berggrunden och återfinns i bland annat batterier, legeringar samt som restprodukt inom järn- och stålindustrin och vid fossil förbränning (Sterner, 2010). Metallen sprids både naturligt, vid till exempel vittring av berggrunden, och vid mänsklig aktivitet såsom avfallsförbränning och gödsling med till exempel avloppsslam innehållande kadmium (European Food

Safety Authority, 2009).

För att gödsla mark används idag ofta stallgödsel eller mineralgödsel, som kan innehålla kadmium. Det mineralgödsel som används i Sverige är producerat av en råvara med låg kadmiumhalt; dock har råvaran till det gödsel som är vanligast globalt betydligt högre kadmiuminnehåll. Förutom via gödsel kan kadmium även spridas till åkermark via atmosfäriskt nedfall (Naturvårdsverket, 2013). Generellt får människan framför allt i sig kadmium via födan men även cigarettrökning är en stor bidragande faktor. Av det kadmium som intagits via födan tas endast 3–5 % upp av kroppen (European Food Safety Authority, 2009). Dock bioackumuleras kadmium i lever och njurar (Sterner, 2010) vilket innebär att kroppen på sikt kan ta skada vid ett för högt intag av metallen. Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhets kommitté för föroreningar i näringskedjan (CONAM) har satt upp ett värde för högsta tillåtna veckointag av kadmium på 2,5 µg/kg kroppsvikt (European Food Safety Authority, 2009).

2.1.2 Kvicksilver

Kvicksilver är en icke-essentiell, biotoxisk tungmetall som återfinns i produkter som lysrör, batterier och mätinstrument samt används som katalysator i kemiska processer och var tidigare en komponent i tandplomber (Sterner, 2010). Metallen sprids bland annat via luften, där källan kan vara förbränning av stenkol och avfall, krematorier och småskalig guldutvinning. Den kan även spridas vid utsläpp från industrier, med lakvatten från deponier och vid gödsling av åkermark med avloppsslam. På sikt förväntas kvicksilverspridning från tandläkarmottagningar och krematorium upphöra men då metallen kan ha lagrats i avloppssystemet finns det risk för fortsatt utläckage till avloppsvattnet (Naturvårdsverket, 2017c).

Kvicksilver bioackumuleras och de högsta halterna återfinns således i organismer högt upp i näringskedjan (Sterner, 2010). Enligt den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) är ett tolerabelt veckointag av kvicksilver för människor 1,3 µg/kg kroppsvikt (Livsmedelsverket, 2018c).

2.1.3 Koppar

Koppar är en essentiell metall som bland annat används i elektrisk utrustning och som bekämpningsmedel (Sterner, 2010). Det är också vanligt att använda koppar som material till rör i kök och badrum. Detta gör att metallen kan överföras till dricksvattnet (Livsmedelsverket, 2018a). Koppar kan i höga halter vara skadligt för

kroppen, då både leverpåverkan och påverkan på tarmfloran har observerats (Sterner, 2010). EFSA har på grund av detta satt upp ett högsta tolererat intag av koppar på 5 mg/dag (Livsmedelsverket, 2018a). Koppar sprids till miljön via bland annat avloppsreningsverk och pappersmassaindustrin (Naturvårdsverket, 2017b). Det har även visat sig spridas till luften till följd av att kopparbelagda bromsbelägg används på bilar (Johansson m. fl., 2009).

2.1.4 Krom

Krom är en metall som används i legeringar (Sterner, 2010), där den ofta tillsätts för att öka motståndskraften för korrosion (Naturvårdsverket, 2017e). Metallen ingår bland annat i rostfritt stål, färgpigment, bekämpningsmedel och tillsätts vid läderbehandling. Metallen klassas som cancerframkallande vid hög exponering (Sterner, 2010) men har visat sig vara essentiell i små mängder då den deltar i kroppens glukosomsättning. Tolererat dagligt intag av krom(III) är satt till 300 µg/kg kroppsvikt (Livsmedelsverket, 2018b). Krom finns naturligt i miljön och sprids genom vittring av berggrunden, avrinning och deposition. Antropogena utsläpp av krom kommer bland annat från pappersmassaindustrin, avloppsreningsverk och avfallsbränningsanläggningar (Sterner, 2010).

2.1.5 Zink

Zink är ett vanligt spårämne i kroppen och ingår bland i processer som reglerar blodtrycket. Metallen är essentiell för människan men är i mycket höga doser förknippad med sjukdomar som fetma och anemi (Kaur m. fl., 2014). Metallens användningsområden är bland annat som korrosionsskydd i form av galvanisering (förzinkning) och ingår som komponent i mässing (Nationalencyklopedin, u.å.[d]). Den används även i vissa hårvårdsprodukter (Naturskyddsföreningen, 2010) och kan ingå i kosmetika (Läkemedelsverket, 2016). Zink kan bland annat spridas till naturen till följd av däckslitage, förbränning av biomassa och utsläpp från pappersmassafabriker (Naturvårdsverket, 2017d).

2.2 KÄLLOR TILL METALLER I AVLOPPSVATTEN

I en polsk studie undersöktes sambandet mellan metallhalt i slam och källor till föroreningar med hjälp av multivariata analysmetoder som ”Cluster analysis” (CA) och ”Principal components analysis” (PCA). Resultatet av studien visade att industriområdena tenderade att ha höga halter av metallerna nickel, koppar, krom eller kadmium i avloppsvattnet. I två av de undersökta områdena var det halterna av nickel och koppar som påverkades mest av industrierna. I två andra områden kunde

höga halter av kadmium och krom i slam spåras tillbaka till industrier som tillverkade plast och textilier (Hanc m. fl., 2009). PCA har även använts för att identifiera källor till tungmetaller i en provins i Kina. De största källorna till metaller var smältverk, koksverk och trafik. Dessa stod för 35,7 % av variansen. 29 % av variansen kunde spåras till hushållen och kontaminering av dricksvattnet i rörsystemet och 16,2 % kunde förklaras av bland annat textilproducenter och lädergarvningsindustrier. En viktig källa för zink i avloppsvattnet var galvaniserade rör som, trots att det är förbjudet, fortfarande fanns kvar i flera områden i Kina. Författarna menade att om dessa rör skulle bytas ut skulle zinkbelastningen på reningsverken minska. I samma studie hittades även en signifikant korrelation mellan koppar, bly och kvicksilver ($p < 0,01$) samt en signifikant korrelation mellan zink, arsenik och kadmium ($p < 0,01$). Detta kunde tyda på att metallerna härstammade från samma källa (Duan m. fl., 2015).

Gromaire m. fl. (2001) visade att avrinning från hustak var en stor bidragande faktor till mängden bly, zink och kadmium i det kombinerade avloppssystemet i Paris. I studien inkluderades avrinning från tak, gator och parkeringsplatser. I de områden där det var vanligt med zinkbelagda tak var koncentrationen av zink och kadmium mycket höga. Att även koncentrationen av kadmium var hög ansågs kunna bero på att en liten mängd kadmium ofta ingår i zinkprodukter.

Sörme och Lagerkvist (2001) undersökte källor till tungmetaller i vatten som inkom till Henriksdals reningsverk i Stockholm. Fordonstvättar visade sig vara en stor bidragande källa till utsläpp av krom, kadmium och zink i avloppssystemet. För koppar var den största källan dricksvatten och avrinning från hustak. Författarna menade även att stora industrier, som exempelvis ytbehandlare, tidigare varit en stor källa till tungmetaller men att utsläppen begränsats till följd av att processvattnet nu för-renas i större utsträckning. Resultaten av Sörme och Lagerkvist (2001) sammanfattas i tabell A.3, bilaga 1.

Agduhr Eronen (2010) var med och tog fram Excelverktyget "Source Finder" (SoFi) och undersökte i samband med det flöden av tungmetaller i Solna och Sigtuna. I studien kartlades källor till bland annat kadmium och kvicksilver. I Sigtuna och Solna kommun var källan till kadmium i avloppssystemet framförallt hushållen. Även Arlanda flygplats var en viktig kadmiumkälla i Sigtuna kommun. De största kvicksilverkällorna i båda kommunerna var hushållen samt tandvården. Det visade sig att det var åtgärder inriktade på hushållen som gav den största effekten, det vill säga minskade tungmetallbelastningen på reningsverket mest. Då flödet av kadmium och

kvicksilver, beräknade med SoFi, jämfördes med uppskattat flöde visades att SoFi överskattade kadmiumflödet med cirka 30 % och underskattade flödet av kvicksilver med cirka 25 % för Sigtuna. För Solna underskattades flödet av kadmium med cirka 20 % och flödet av kvicksilver med cirka 40 %.

Resultaten från Agduhr Eronen (2010) stämmer väl överens med de från Isaksson (2013). Isaksson (2013) undersökte källor till tungmetaller i Uppsalas avloppsledningsnät och kom fram till att hushållen (70 %) och tandvården (20 %) var de största källorna till kvicksilver och att hushållen (83 %) var största källan till kadmium. Även läckage och dräneringsvatten ansågs vara en viktig källa till kadmium (8 %). Resultaten av Agduhr Eronen (2010) och Isaksson (2013) sammanfattas i tabell A.3, bilaga 1.

Hushåll står alltså för en stor del av bidragen av metaller till reningsverken (Agduhr Eronen, 2010; Isaksson, 2013; Sörme och Lagerkvist, 2001). I kategorin hushåll ingår bland annat avloppsfraktionerna urin, fekalier och BDT-vatten (bad-, disk- och tvättvatten). Av de ovanstående avloppsfraktionerna är det BDT-vatten som generellt innehåller störst mängd metaller per person och dag (tabell 1). Städprodukter och tvättmedel, som används inom hushållen, kan innehålla metaller (Sörme och Lagerkvist, 2001).

Tabell 1: Innehåll av näringsämnen, kadmium, koppar, krom, zink och kvicksilver i avloppsfraktioner från hushåll. Värdet för fosfor är enligt referensen korrigerat till innehållet efter att fosfor förbjudits i disk- och tvättmedel (Jönsson m. fl., 2005)

	Urin	Fekalier och toapapper	BDT-vatten	Enhet
Fosfor	1	0,5	0,18	<i>g/person, dag</i>
Kväve	11	1,5	1,18	<i>g/person, dag</i>
Kadmium	0,5	15	10	<i>µg/person, dag</i>
	0,5	30	56	<i>mg/kgP</i>
Kvicksilver	0,82	9	1	<i>µg/person, dag</i>
	0,82	18	5,6	<i>mg/kgP</i>
Koppar	100	1 000	4 000	<i>µg/person, dag</i>
	100	2 000	22 000	<i>mg/kgP</i>
Krom	10	124	200	<i>µg/person, dag</i>
	10	248	1 100	<i>mg/kgP</i>
Zink	300	10 700	4 000	<i>µg/person, dag</i>
	300	21 400	22 000	<i>mg/kgP</i>

2.3 SLAMÅTERFÖRING

I Sverige återförs cirka 1 340 ton fosfor per år till åkermark i form av avloppsslam (Naturvårdsverket, 2013). Det slam som inte återförs används bland annat för att täcka gamla deponier eller förbränns. I avloppsslam finns restprodukter såsom tungmetaller och nedbrytningsprodukter av bekämpningsmedel. I Sverige finns idag lagstiftning för vad slam, som avses användas inom jordbruket, får innehålla. Naturvårdsverket anser dock att det behövs strängare krav på oönskade ämnen i slam och har satt upp rekommenderade gränsvärden för bland annat metaller (tabell 2). Dessa krav är dock endast ett förslag till riktvärden och regeringen har ännu inte tagit ställning till dem. Den långsiktiga trenden är minskande halter av tungmetaller i slam, med undantag av koppar och zink (Naturvårdsverket, 2013).

Halten av metaller i slam som avses användas på åkermark är reglerade enligt svensk lagstiftning i §20 i ”Förordningen om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter” (SFS 1998:944).

Tabell 2: Lagförda gränsvärden av metaller för avloppsslam som avses användas på åkermark (SFS 1998:944, 1998) samt Naturvårdsverkets förslag till gränsvärden (Naturvårdsverket, 2013). Beteckningen GV står för gränsvärde och Ts för Torrsubstans

	GV [mg/kg Ts]	Föreslaget GV [mg/kg Ts]	Föreslaget GV [mg/kg P]
Kadmium	2	1	40
Koppar	600	600	21 400
Krom	100	60	2 100
Kvicksilver	2,5	1	40
Nickel	50	40	1 400
Zink	800	800	28 600

2.3.1 REVAQ-certifiering

REVAQ är en certifiering som tagits fram för att säkerställa att slam som sprids på åkermark innehar en god kvalitet. För att ett reningsverk ska bli certifierat enligt REVAQ krävs bland annat spårbarhet av oönskade ämnen i slammet, att ett systematiskt uppströmsarbete utförs och att slammet håller en kvalitet utifrån certifieringens krav, som är striktare än lagstiftningen. Det långsiktiga målet är att halterna av icke-essentiella spårämnen inte ska öka i jordbruksmark. Som delmål till detta långsiktiga mål ska ackumuleringstakten för dessa ämnen inte överstiga 0,2 % per år. Delmålet ska vara uppnått senast år 2025 (REVAQ, 2018).

2.4 AVSKILJNING AV METALLER OCH ANDRA MIKROFÖRORENINGAR

Avskiljning av mikroföroreningar i reningsverk sker till följd av processer som sorption, bionedbrytning eller att ämnen övergår till gasfas. För metaller, med undantag av kvicksilver, är sorption den enda processen som påverkar (Pomiés m. fl., 2013). Sorption innebär att atomer eller molekyler binder till en yta genom adsorption eller tas upp av till exempel en fast kropp genom absorption (Nationalencyklopedin, u.å.[c]). För kvicksilver måste även avdunstning tas hänsyn till eftersom kvicksilver är ett flyktigt ämne (Pomiés m. fl., 2013). Avskiljning av metaller under reningsprocessen sker genom att metaller binder till partikulärt material och sedan avskiljs tillsammans med primär- eller överskottsslam (Cantino m. fl., 2016). Hur mycket metaller som avskiljs har till stor del visat sig bero på de driftförhållandena som råder på olika avloppsreningsverk. Dessa kan till exempel vara slamålder, hydraulisk retentionstid och temperatur. Trots att driftförhållanden har ansetts viktiga har de i många modeller, som beskriver sorption av mikroföroreningar, inte inkluderats i de ekvationer som beskriver sorptionsprocesserna (Pomiés m. fl., 2013).

I modeller som beskriver sorption i aktivslamprocessen inkluderas en sorptionskonstant, K_d . Värdet på K_d varierar beroende på modell och det rekommenderas att K_d -värdet tas fram experimentellt för att det ska gälla för ett visst reningsverk i ett specifikt reningssteg. pH-förhållanden är något som påverkar sorptionsprocessen kraftigt, vilket innebär att pH borde ingå i modeller som studerar mikroföroreningar i jonform (Pomiés m. fl., 2013).

För att modellera mikroföroreningars väg genom reningsverk har både dynamiska och statiska modeller konstruerats. En dynamisk modell är att föredra då det ska tas hänsyn till tillfälliga koncentrationsvariationer i inkommande vatten till reningsverket. En dynamisk modell kräver dock en högre provtagningsfrekvens, då det krävs mer data till kalibreringen av modellen jämfört med en statisk modell. Trots att det anses viktigt att göra en känslighetsanalys med avseende på modellparametrar utförs det vanligen inte för modeller som beskriver avskiljning av mikroföroreningar (Pomiés m. fl., 2013).

3 METOD, MATERIAL OCH DATABEARBETNING

3.1 KUNGSÄNGENS RENINGSVERK OCH DESS UPPTAGNINGSSOMRÅDE

Västerås är en stad i Västmanlands län med cirka 135 000 invånare kopplade till det kommunala avloppsnätet. Avloppsnätet består av ledningar för dagvatten, spillvatten samt kombinerade ledningar, där både dagvatten och spillvatten transporteras i samma ledningar. Spillvattenledningarna i Västerås har en total längd på 441 km och det kombinerade avloppsnätet har en längd på 31 km. Reningsverket i Västerås tar emot avloppsvatten från Västerås stad samt ett antal förorter (figur 1) (Mälarenergi, 2016a).



Figur 1: Avlopps- och dricksvattennätets utbredning i Västerås. Beteckningen ARV står för avloppsreningsverk och VV står för vattenverk. Figuren är hämtad med tillstånd från Mälarenergi (2016a).

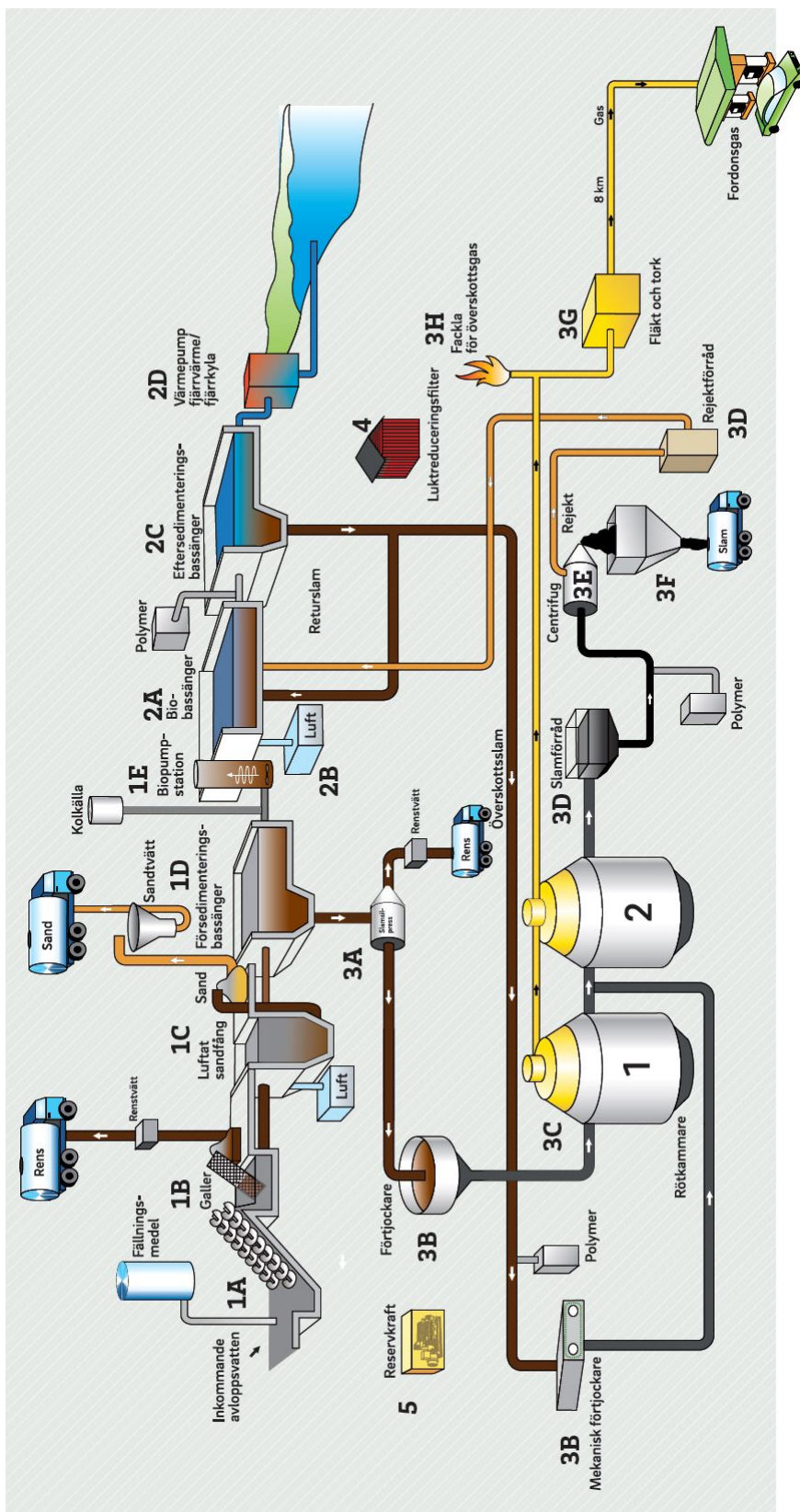
För att industrier ska få koppla på sig på Mälarenergis avloppsvattennät ställs krav på att vattnet som släpps ut inte innehåller halter av vissa ämnen som överstiger uppsatta gränsvärden (tabell 3).

Tabell 3: Mälarenergis gränsvärden för industriavloppsvatten. För pH ska värdet ligga inom det intervall som anges (Mälarenergi, 2017)

Parameter	Gränsvärde
pH	6,5–11
Kadmium [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0,2
Kvicksilver [$\mu\text{g}/\text{l}$]	0,2
Koppar [$\mu\text{g}/\text{l}$]	200
Zink [$\mu\text{g}/\text{l}$]	200
Krom [$\mu\text{g}/\text{l}$]	50

Gränsvärdena för kadmium, kvicksilver och krom i tabell 3 kommer skärpas efter år 2019. De kommer då att vara 0,15 $\mu\text{g}/\text{l}$ för både kadmium och kvicksilver och 25 $\mu\text{g}/\text{l}$ för krom (Mälarenergi, 2017).

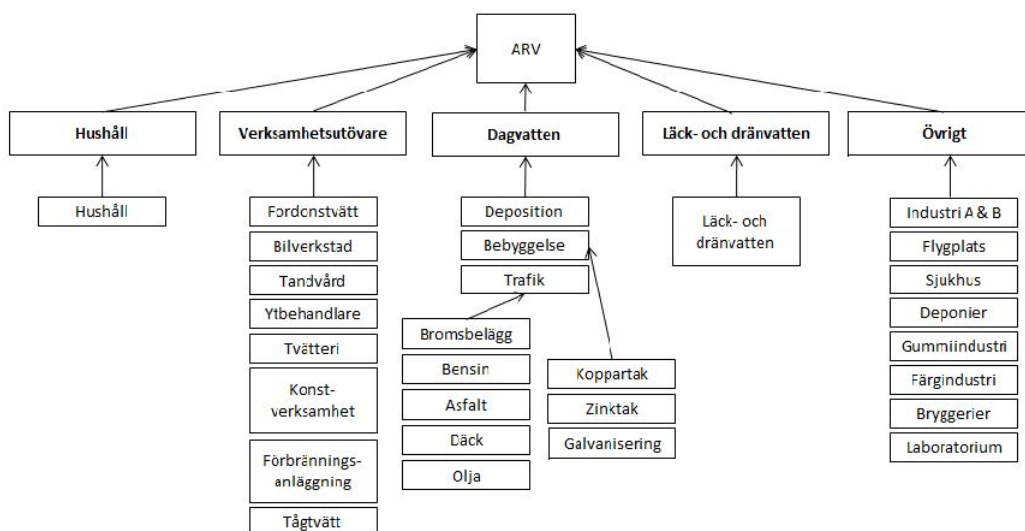
Kungsängens reningsverk behandlar ca 50 miljoner liter avloppsvatten varje dygn (Mälarenergi, u.å.). Drygt 1 % av vattnet härstammar från det kombinerade avloppssystemet (Mälarenergi, 2016a). Reningssteg som inkluderas i behandlingen (figur 2) är bland annat fosforfällning, försedimentering, biologisk rening i form av en aktiv slamprocess och rötning av slam. Det slam som genereras i försedimenteringsbassängerna processas i en slamsilspress. I slamsilspressen separeras slam från större material såsom hår och småkräp. Materialet tvättas för att sedan föras till förbränning. Det slam som avskilts går vidare till en slamförtjockare för att sedan föras in i röt-kammaren, där slammet uppehåller sig i cirka 20 dygn. Anläggningens biorening består av 12 bioreaktorer. Dessa har en kapacitet att rena ungefär 5 400 m^3 vatten per timme. Sedan år 1997 inkluderas kväverening i biosteget (Mälarenergi, u.å.). För att kvävereningens denitrifikationsprocess ska fungera tillsätts kol till avloppsvattnet (Svenskt Vatten, 2007).



Figur 2: Schematisk presentation av rening av avloppsvatten i Kungsängens reningsverk. Figuren är hämtad med tillstånd från Mälarenergi (u.å.).

3.2 ANALYS AV KÄLLOR MED SoFi

Metaller som inkluderas i SoFi är koppar, kadmium, kvicksilver, krom och zink. I verktyget angavs massflöden av metallerna, i enheten gram per år, från olika verksamheter som antogs vara kopplade till spillvattennätet. Det inkluderas även påverkan från hushåll, läck- och dräneringsvatten, dagvatten samt övriga källor, se figur 3 (Käppala och Urban Water Management, 2010). I de fall uppmätta data från verksamheter saknades användes schablonvärden vid beräkning. De indata som fördes in i SoFi summeras i avsnitt 3.2.9.



Figur 3: Källor till tungmetaller i avloppssystem inkluderade i SoFi. Beteckningen ARV står för avloppsreningsverk. Figuren är hämtad med tillstånd från Käppala och Urban Water Management (2010).

3.2.1 Metaller från verksamheter

Initialt undersöktes vilka verksamheter som verkade inom Västerås. Verksamheter inom kategorier som fordonstvättar, avfallshantering, färg- och lacktillverkning, A- och B-verksamheter och tandvård hämtades från EnvMap, där Mälarenergi tidigare samlat data.

För att avgöra om verksamheterna var kopplade till dag- eller spillvattennätet studerades miljörapporter, noteringar och angivna anslutningar i EnvMap, Mälarenergis register över oljeavskiljare samt en sammanställning över provtagningar på fordonstvättar. Angivna anslutningarna i EnvMap, som valts utifrån en rullista, skilde sig i flera fall mot de noteringar om anslutningar som anställda gjort i EnvMap. I

de fall källorna avvek från varandra ansågs noteringar av anställda i EnvomMap vara den säkraste källan, därefter i fallande ordning miljörapporter, register över oljeavskiljare och anslutningar i EnvomMap. Undantaget från detta var fordonstvättar, då det i sammanställningen över fordonstvättarna angivits att spårning av flödesvägar med hjälp av infärgning utförts. Således ansågs detta vara den säkraste källan vad gäller anslutning för fordonstvättar. För bilverkstäder fanns det endast uppgifter om anslutning för 23 av 51 verkstäder. Av de angivna var 65 % kopplade till spillvattennätet och 35 % kopplade till dagvattennätet. Det gjordes ett antagande att samma förhållande gällde för de verkstäder där anslutningen inte kunde påvisas.

För att ta fram data på emissioner från A- och B-verksamheter studerades verksamheternas miljörapporter för år 2016 samt uppskattade data på emissioner från Mälarenergis databas. För många verksamheter angavs inte emissionerna i miljörapporterna, då de angavs vara under gränsen för vad som var tillåtet att släppa ut. Verksamheter som det inte fanns tillgänglig data från inkluderades inte i arbetet. För de verksamheter där data återfanns i miljörapporterna användes den i miljörapporten angivna årliga emissionen. I de fall ingen årlig emission angavs från verksamheten användes angivna stickprov på metallhalten i vattnet. Om flera stickprov fanns tillgängliga användes ett medianvärde av stickproven.

Bilverkstäder var en verksamhetsgrupp som inte inkluderades i EnvomMap. För att undersöka hur många bilverkstäder som var lokaliserade i Västerås användes företagsregistret. För att ta reda på hur många av bilverkstäderna som våttorkade golven kontaktades tio verkstäder via telefon. Samtliga uppgav att de våttorkade sina golv och det gjordes ett antagande att alla bilverkstäder använde vatten vid golvstädning.

För att beräkna metallemissioner från fordonstvättar har data från EnvomMap används. För fordonstvättar har koncentrationsdata som uppmättes mellan 2013 och 2016 inkluderats. Tillgängliga data från ett flertal verksamheter var vattenförbrukning för ett visst antal tvättar, antal tvättar per år samt metallkoncentrationen i det genererade avloppsvattnet.

I Västerås var 16 verksamheter som tvättade personbilar och 4 verksamheter som tvättade övriga fordon kopplade till spillvattennätet. Den årliga mängden av metaller som varje verksamhet genererade beräknades genom att multiplicera vattenförbrukningen per tvätt med antalet tvättade fordon per år och mediankoncentrationen i spillvattnet från verksamheten. I de fall data på metallkoncentrationer eller vattenförbrukning inte fanns tillgängligt användes ett medianvärde av all tillgänglig

data för fordonstvättar kopplade till spillvattennätet. Beräkningen av medianvärdet av den tillgängliga datan separerades utefter fordonsklass. Medianvärdet för vattenförbrukning per tvättat fordon användes för 50 % av fordonstvättarna.

I en tåg tvättanläggning i Västerås tvättas cirka 20 till 25 tågset varje år (Jons-son, 2018). 630 meter är den maximala tåglängd de flesta mötesstationer i Sverige tillåter (Statens institut för kommunikationsanalys, 2010). Då inte alla tågset anses ha maximal längd har en tåglängd på hälften av den maximala längden använts, det vill säga 315 meter. Det har således antagits att 22,5 tågset tvättas varje år i Västerås och att dessa har en längd på 315 meter per tågset, vilket ger en total tåglängd på ungefär 7 100. Detta ger 591 tåg á 12 meter.

I Västerås finns uppskattningsvis 60 behandlingsrum inom folktandvården och un-gefär 80 behandlingsrum inom den privata tandvårdssektorn (Matsson, 2018). Det- ta innebär att det totalt finns cirka 140 behandlingsrum med behandlingsstolar i Västerås. Detta antal har multiplicerats med ett, i SoFi angivet, schablonvärde för den årliga emissionen av kvicksilver från en tandvårdsstol.

I andra kommuner har det uppgivits att konstnärsfärger står för tio procent av kad- miummängden som kommer in till reningsverket med avloppsvattnet (VaSyd, u.å. Karlstad Kommun, u.å. Stockholm vatten och avfall, 2000). Det har således antagits att liknande andel kadmium från konstnärsfärger kommer in med avloppsvattnet i Västerås.

3.2.2 Uppskattning av bortfall från ej inkluderade verksamheter

Det uppskattades att fem av tretton B-verksamheter, som var listade i EnvioMap men där data saknades, var anslutna till spillvattennätet. Anledningen till att just dessa verksamheter ansågs vara kopplade var för att notering om anslutning fanns i Mälarenergis interna datasystem. De sju verksamheterna som inte inkluderades hade oklar anslutning eller renade sitt avloppsvatten själva. Flödet av avloppsvatten från de fem inkluderade verksamheterna hade uppskattats av Mälarenergi. Gränsvärdet för hur mycket metaller en verksamhet får släppa ut i avloppsvattnet (tabell 3) samt uppskattade flöden från Mälarenergi användes för att beräkna en ungefärlig total emission från dessa verksamheter. Dessa värden inkluderades inte i SoFi-analysen då siffrorna ansågs vara för osäkra. De beräknade emissionerna användes endast för att uppskatta bortfallet till följd av de verksamheter som inte inkluderades. I

EnvoMap fanns även 22 stycken C-verksamheter vars emissioner inte fanns angivna. Det återfanns heller inga uppgifter om avloppsvattenflöden eller anslutning för verksamheterna. Verksamheterna angavs bedriva avfallshantering, verkstadsindustri eller metallbearbetning. För att estimeras bortfallet från dessa verksamheter antogs att hälften var kopplade till spillvattennätet och att flödet från dessa till reningsverket var 500 m³ per år. Flödet uppskattades genom att använda ett avrundat medianvärde av de av Mälarenergi angivna uppskattade flödena från C-verksamheter exklusive fordonstvättar. Flödesdata fanns för åtta stycken verksamheter. Den metallhalt som antogs var gränsvärdet för industrier enligt tabell 3. De uppskattade emissionerna sammanfattas i tabell 4.

Tabell 4: Uppskattade emissioner från verksamheter som inte inkluderades i SoFi-analysen

	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr
A- och B-verksamheter [g/år]	9,6	9,0	9 600	9 600	2 400
C-verksamheter [g/år]	1,1	1,1	1 100	1 100	280

3.2.3 Metaller från kombinerat avloppssystem

I studien byggdes beräkningen av påverkan från det kombinerade avloppssystemet framför allt på schablonvärden. I SoFi angavs area hårdgjord yta, area väg, trafikarbete i kilometer per år, area koppartak, andel av året som dubbdäck används samt andel bilister som använder dubbdäck.

Det kombinerade avloppssystemet studerades visuellt utifrån en ledningskarta tillhandahållen av Mälarenergi. Genom att jämföra en baskarta över Västerås importerad i GIS med ledningskartan kunde den totala längden på vägar i anslutning till det kombinerade avloppsnätet uppmätas. Den totala väglängden uppmättes till ca 39 km. Enligt Trafikverket (2004) är vägbredden för en tvåfilig väg 5,8 till 11 meter. Då det kombinerade avloppssystemet framför allt var lokaliserat centralt, där vägar troligtvis är relativt smala, ansågs den undre delen av intervallet var representativt för vägbredden. Vägarean (uppskattades som vägbredden 5,8 m multiplicerat med väglängden 39 km) för vägar i anslutning till det kombinerade avloppsnätet blev således 22,6 ha.

Baskartan över Västerås användes även för att beräkna den totala arean av koppartak på byggnader i anslutning till det kombinerade avloppsnätet. Detta gjordes genom att identifiera koppartak på kartan utifrån dess gröna färg. Arean på taket uppmättes utifrån en vy ovanifrån vilket innebär att hänsyn inte tagits till eventuell

lutning på taken. Att lokalisera koppartak i GIS med hjälp av takfärgen har tidigare gjorts av Alazem (2012).

I Sverige är det krav på vinterdäck mellan 1 december och 31 mars då det råder vinterväglag (Transportstyrelsen, u.å.). Det har antagits att alla som använder dubbdäck behåller dem på under hela denna period, vilket utgör ca 33 % av året. Naturvårdsverket genomförde år 2016 en undersökning med avsikt att kartlägga dubbdäcksanvändningen i Sverige. De kom fram till att andelen som använder dubbdäck i Västmanlands län var 76 % (Naturvårdsverket, 2017a).

För att ta reda på mängden trafikarbete, det vill säga trafikbelastning, på vägar i anslutning till det kombinerade avloppssystemet i enheten km per år användes mätningar på antalet fordon per dygn i området från Trafikverket (2017). Det togs stickprov på tio mätningar, som gav ett medianvärde på 400 bilar per dygn. Detta gav 146 000 bilar på ett år. Längden på vägarna i anslutning till det kombinerade avloppsvattnet hade tidigare beräknats till 39 km. Det totala trafikarbetet (uppskattat som antal bilar 146 000 multiplicerat med väglängden 39 km) uppskattades således vara 5 694 000 km/år.

3.2.4 Läck- och dräneringsvatten

Flödet in till reningsverket var år 2016 16 039 642 m³, varav cirka 44 % var tillskottsvatten (Mälarenergi, 2016a). Till tillskottsvatten räknades vatten från det kombinerade avloppssystemet samt inläckage av dagvatten, dricksvatten, grundvatten och dräneringsvatten. Inläckage av grundvatten och dräneringsvatten utgjorde cirka 41 % av tillskottsvattnet (Mälarenergi, 2016a). Detta innebar att den uppskattade mängden grundvatten och dräneringsvatten som kom in i systemet blev

$$16\,039\,642 \cdot 0,44 \cdot 0,41 = 2\,916\,240 \approx 2\,900\,000 \text{ m}^3$$

3.2.5 Metaller från övriga källor

Slam från externa källor tillsätts i reningsprocessen innan mätstationen för inkommande vatten (Nilsson, 2018) vilket gör att bidragen för dessa källor har inkluderats i beräkningen av totala metallmängder. I de externa källorna inkluderas enskilda avlopp, de små avloppsreningsverken Flintavik och Skultuna samt de större reningsverken i Enköping och Köping. Data på metallkoncentration, Ts-halt och mängd tillsatt slam återfanns i miljörapporter för reningsverken för år 2016 samt i

Mälarenergis interna databas. För att uppskatta metallkoncentrationen i slam från enskilda avlopp användes en medianhalt av uppmätta halter i sex slambilar som hämtat slam från enskilda avlopp i regionen. För slammet från Flintavik användes mätningar på metallkoncentration och Ts-halt från år 2015, då inga mätningar från 2016 återfanns. Värdena för metallkoncentrationer och Ts-halt som användes i beräkningen var medianvärden av fem mätningar under 2015. För slammet från Enköpings och Köpings reningsverk hittades inga data på koncentrationen av metaller. Slammet antogs därför ha samma koncentration som medianvärdet av metallkoncentrationen i Flitavik och Skultuna reningsverk samt slammet från de enskilda avloppen. För att beräkna Ts-halten i slammet från Köping och Enköping togs en median av halten från Flintavik och Skultuna reningsverk.

Tabell 5: Inkommande mängd slam till Kungsängens reningsverk år 2016, median Ts-halt på slammet samt slammets metallkoncentration

	Slam [m ³ /år]	Ts-halt [%]	Cd [mg/kgTs]	Hg [mg/kgTs]	Cu [mg/kgTs]	Zn [mg/kgTs]	Cr [mg/kgTs]
Enköping	2 123 ^[1]	2,956	0,3	0,16	260	320	9
Köping	595 ^[1]	2,956	0,3	0,16	260	320	9
Enskilda avlopp	13 381 ^[1]	0,351	0,3	0,16	150	405	8,9
Flintavik	1 189 ^[1]	2,31	0,3	0,16	260	320	9
Skultuna	2 841 ^[1]	3,6 ^[2]	0,36 ^[2]	0,48 ^[2]	270 ^[2]	320 ^[2]	21 ^[2]

¹ (Mälarenergi, 2016a) ² (Mälarenergi, 2016b)

Till reningsverket pumpades ungefär 25 500 m³ lakvatten per år från Lundatippen, som är en nedlagd deponi i Västerås (Mälarenergi, 2016a). Genom att använda medianvärden på metallemissioner från 14 andra deponier framtaget av Öman m. fl. (2000) och multiplicera med årsflödet kunde den årliga emissionen från deponin beräknas.

3.2.6 Metaller från hushåll

För att uppskatta belastningen från hushållen användes uppmätt data för metallkoncentration och dygnsflöden från fem bostadsområden. Även data på antal personer som bodde i respektive område fanns tillgängligt. Denna data var tillhandahållen av Mälarenergi. För att ta fram vilken mängd metaller varje person släppte ut per år multiplicerades metallkoncentrationen med antal dagar per år och flödet från respektive område. Mängden metaller från varje område summerades för att därefter divideras med totala antalet personer som bodde i de fem områdena. Detta gav mängden metaller som släpptes ut per person och år. För kvicksilver var fyra kon-

centrationsmätningar i den tillhandahållna datan under detektionsgränsen. Dessa angavs således som halva detektionsgränsen. De beräknade värdena från hushållen summeras i tabell A.1, bilaga 1.

För att beräkna totala belastningen från hushållen multiplicerades det beräknade utsläppet per person med totala antalet personer som var kopplade till avloppsnätet (tabell 7).

3.2.7 Schablonvärden

I verktyget SoFi kan schablonvärden för bland annat metallkoncentration i läck- och dräneringsvatten väljas. För läck- och dräneringsvattnet valdes ett schablonvärde som var ett medianvärde mellan uppmätta värden i Göteborg och Stockholm. Medianvärdet valdes då inga uppgifter om koncentration av metaller i marken i Västerås hade framkommit och det ansågs således att medianvärdet var mer representativt än enskilda mätningar från en specifik storstad.

3.2.8 Resultatkontroll

För att beräkna hur stor del av den inkommande mängden metaller till reningsverket som kunde förklaras med källorna i SoFi gjordes en resultatkontroll. Mängden metaller som kom in till reningsverket år 2016 beräknades genom att multiplicera ett veckoflöde med en uppmätt veckomedelkoncentration av metallerna. Veckoflödena och medelkoncentrationerna var uppmätta en gång per månad. Det antogs i uträkningen att dessa veckovärden var representativa för hela den aktuella månaden. Den totala mängden metaller som kom med inkommande vatten till reningsverket beräknades genom ekvation

$$m_{metaller} = \sum_{i=1}^{12} (4,3 \cdot Q_i \cdot C_{i,metall}) \quad (1)$$

där $m_{metaller}$ är massan metaller i avloppsvattnet under ett år, 4,3 är antal veckor per månad i genomsnitt, Q är flödet av avloppsvatten in till reningsverket i m^3 /vecka och C_{metall} är medelkoncentrationen under samma vecka i mg/m^3

3.2.9 Summering av indata till SoFi

Indatan i SoFi som tagits fram genom beräkningar med uppmätta värden på flöden och metallhalt presenteras i tabell 6.

Tabell 6: Beräknade och angivna värden baserat på uppmätt data från Västerås som fördes in i SoFi

	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr	Enhet
Fordonstvättar -Personfordon	1,7	0,61	1 700	6 600	210	<i>g/år</i>
-Övriga fordon	13	0,086	1 200	1 600	83	<i>g/år</i>
Avfallsförbränning	0,45	12	33	54	25	<i>g/år</i>
Sjukhus	5,7	-	3 900	300	76	<i>g/år</i>
Vafab Miljö	48	17	32 00	43 000	1 500	<i>g/år</i>
Lundatippen	5,1	0,56	306	1 200	180	<i>g/år</i>
Livsmedelsföretag	1,7	0,040	550	8 500	94	<i>g/år</i>
Shoppingcenter	1,8	-	1 300	1300	25	<i>g/år</i>
Lokal industri	0,22	0,047	30	240	24	<i>g/år</i>
Externt slam	84	74	63 000	86 000	3 600	<i>g/år</i>
Hushåll	1 300	730	860 000	1 400 000	18 000	<i>g/år</i>
Resultatkontroll						
Uppmätt/Beräknad mängd från området	2,1	1,3	1 100	1 900	77	<i>kg/år</i>

Tabell 7 visar indatan i SoFi som användes för att beräkna metallemissioner med hjälp av schablonvärden.

Tabell 7: Beräknade och angivna värden för beräkningar med schablonvärden.

		Enhet
Verksamheter		
Tvättade tåg (12 m)	591	<i>antal tåg/år</i>
Tandvård	140	<i>antal undersökningsstolar</i>
Bilverkstäder (som våttorkar golv)	47	<i>antal verkstäder</i>
Kadmiumtillskott från konstnärsverksamhet	10	<i>%</i>
Dagvatten (Kombinerat avloppssystem)		
Area hårdgjord yta	22,6	<i>ha</i>
Area väg	22,6	<i>ha</i>
Trafikarbete	5 700 000	<i>km/år</i>
Andel av året som dubbdäck används	0,33	<i>andel</i>
Andel som användes dubbdäck	0,76	<i>andel</i>
Läck- och dränvatten		
Mängd läck- och dränvatten	2 900 000	<i>m³/år</i>

3.2.10 Känslighetsanalys

I känslighetsanalysen studerades hur valet av schablonvärden för läck- och dräneringsvatten påverkade resultatet genom att undersöka hur resultatet förändrades då två alternativa schablonvärdena från SoFi användes. Värdena i beräkningen samt schablonvärden i SoFi presenteras i tabell A.1, bilaga 1. I känslighetsanalysen varierades

alltid ett schablonvärde åt gången.

Det undersöktes även hur resultatet påverkades av de beräknade värdena för emissioner från hushåll. Detta genom att använda den högsta och lägsta registrerade emissionen per person och år från de fem bostadsområdena (tabell A.1, bilaga 1) och därefter observera hur resultatet förändrades.

Schablonvärdet för tandvårdsinrättningar byggde enligt referensen i SoFi på ett värde som framkom under ett konferensmöte. Då värdet inte kunde bekräftas genom källan och då det inte framkom hur det tagits fram ansågs schablonvärdet vara osäkert. Således inkluderades även schablonvärdet, på 2,5 gram per undersökningsstol och år, för tandvårdsinrättningar i känslighetsanalysen. Det undersöktes hur resultatet varierade då schablonvärdet sänktes med ett gram, det vill säga minskades med 40 %, och ökades med ett gram, det vill säga ökades med 40 %.

3.3 AVLOPPSFRAKTIONER

Då hushåll i tidigare studier visat sig bidra i stor grad till metallmängden i avloppsvattnet beslöts att denna källa skulle undersökas närmare. Detta gjordes genom att estimeras bidraget från hushållsavloppsfractionerna fekalier, urin, BDT-vatten, rör och dricksvatten till reningsverkets totala metallbelastning. Till detta användes emissionsdata från Jönsson m. fl. (2005) (tabell 1) och Sörme och Lagerkvist (2001). Den totala uppskattade metallmängden i vardera fraktion för Västerås stad beräknades genom att multiplicera emissionen av metaller (med enhet μg /person, dag) med antalet dagar på ett år och antalet invånare i Västerås som var kopplade till avloppsnätet enligt ekvation 2.

$$m_{metall,tot} = m_{metall,person} \cdot 365 \cdot 134\,642 \quad (2)$$

Därefter dividerades metallmängden från dessa fraktioner med den totala mängden metaller i inkommande vatten till reningsverket under 2016, som beräknats i SoFi-analysen. Denna analys var inte en del av beräkningarna i SoFi.

3.4 KORRELATIONSANALYSER

För att undersöka om några av metallerna koppar, krom, kadmium, kvicksilver eller zink i avloppsvattnet kunde antas ha samma ursprung utfördes korrelationstester för metallhalten i inkommande vatten till reningsverket. För att undersöka vilka tester som kunde vara lämpliga för den tillgängliga datan utfördes Shapiro-Wilks test för

normalfördelning. Då viss data för metallhalt i inkommande vatten till reningsverket inte var normalfördelad (tabell A.2, bilaga 1) användes ett icke-parametriskt korrelationstest, Kendalls τ . Testerna utfördes i programmet *R-studio*.

3.5 MODELLERING AV KUNGSÄNGENS RENINGSVERK

För att besvara den andra frågeställningen har grundmodellen för Kungsängens reningsverk kompletterats med en modell för metallavskiljning i aktivslamprocessen av Cloutier m. fl. (2009) och en modell för att beräkna fördelningen mellan lösta och bundna metaller konstruerad av Wang m. fl. (2006). Grundmodellen med data från 2015 till 2016 hade tidigare validerats inom projektet ”Separation av tungmetaller i kommunal avloppsrening” (SMET). Mer information om detta återfinns i bilaga 2.

3.5.1 Avgränsningar

Endast avskiljning av tungmetallen koppar har modellerats då det i grundmodellen endast fanns möjlighet att inkludera ett ytterligare ämne i löst form och ett ämne i partikulär form. Koppar valdes då halten visade på en ökande trend över tid i slammet. Att inte kadmium eller kvicksilver, som anses vara mer hälsofarliga metaller, valdes berodde på att många uppmätta halter för kadmium i utgående renat vatten var under detektionsgränsen och för kvicksilver på grund av att metallen aldrig modellerats tidigare, då det ansetts mer komplicerat på grund av dess flyktighet.

Trots att pH-förhållanden visats påverka avskiljningen av metaller i reningsverk i hög grad inkluderades inte pH i modellen, förutom vid generering av indata. För metallen koppar har det i laboratorieförsök visats att koppar binder till slampartiklar i mycket hög grad för pH mellan 5 och 8 (Wang m. fl., 2000), således finns indikationer på att pH inte påverkar kopparsorptionen i så hög grad och den stora förändring av grundmodellen som skulle krävas för att inkludera pH i modellen ansågs inte vara befogad.

3.5.2 Grundmodellen – Benchmark simulation model 2G för Kungsängens reningsverk

Benchmark simulation model 2G (BSM2G) för Kungsängens reningsverk bygger på BSM2G framtagen av Flores-Alsina m. fl. (2014). BSM2G körs i MATLAB Simulink och inkluderar bland annat oxidation av kol och nitrifikation/denitrifikation i aktivslamprocessen samt nedbrytning av större partiklar till makrofödoämnen och

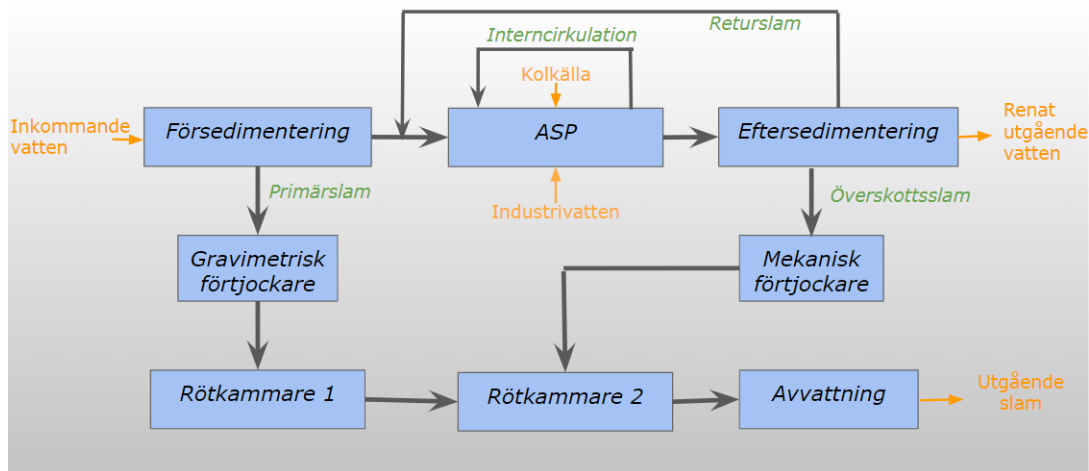
hydrolysis till socker och aminosyror i rötprocessen. BSM2G inkluderar även en dynamisk simulering av lustgas- och koldioxidemissioner från den biologiska reningen av avloppsvattnet samt från röt-kammaren (Åmand m. fl., 2016). Indata och utdata från modellen presenteras i tabell 8. Utdatan inkluderar koncentrationer av variablerna i tabell 8 för både slam och utgående renat vatten från reningsverket.

Tabell 8: Beskrivning av variabler som inkluderas i BSM2G

Variabel		Enhet
S_I	Löst inert organiskt material	$gCOD/m^3$
S_S	Lättillgängligt bionedbrytbart organiskt material	$gCOD/m^3$
X_I	Partikulärt inert organiskt material	$gCOD/m^3$
X_S	Svårtillgängligt bionedbrytbart organiskt material	$gCOD/m^3$
X_{BH}	Aktiv heterotrof biomassa	$gCOD/m^3$
X_{BA1}	Aktiv autotrof biomassa (S_{NH} -oxidanter)	$gCOD/m^3$
X_P	Partikulär produkt som uppkommer vid nedbrytning av biomassa	$gCOD/m^3$
S_O	Syre	$gCOD/m^3$
S_{NO_3}	Nitrat-kväve	gN/m^3
$S_{NH_{3,4}}$	Ammoniak och ammonium-kväve	gN/m^3
S_{ND}	Löst bionedbrytbart organiskt kväve	gN/m^3
X_{ND}	Partikulärt bionedbrytbart organiskt kväve	gN/m^3
S_{ALK}	Alkalinitet	$molHCO_3/m^3$
TSS	Totalt suspenderat material	gSS/m^3
Q	Flöde	m^3/dag
T	Temperatur	$^{\circ}C$
S_{NO_2}	Nitrit-kväve	gN/m^3
S_{NO}	Kväveoxid	gN/m^3
S_{N_2O}	Kvävedioxid	gN/m^3
S_{N_2}	Kvävgas	gN/m^3
S_{BA2}	Aktiv autotrof biomassa (S_{NO_2} -oxidanter)	$gCOD/m^3$

I modellen BSM2G för Kungsängens reningsverk har inert suspenderad substans (ISS) lagts till som en extravariabel. ISS kan vara material som sand eller salter (Åmand m. fl., 2016).

Modellen för Kungsängsverket inkluderar en försedimenteringsbassäng, 12 stycken bioreaktorer som är uppdelade i två parallella ”reningslinjer”, två eftersedimenteringsbassänger samt två röt-kammare. En förenklad version av flödesvägar och reningssteg som inkluderats i modellen ges av figur 4.



Figur 4: Förenklad version av BSM2G för Kungsängens reningsverk. De orangea pilarna beskriver flöden som går ut eller in från reningsverket och den gröna texten beskriver flöden inom systemet. Förkortningen ASP i figuren står för aktivslamprocess. Figuren är konstruerad utifrån Åmand m. fl. (2016).

Det första avskiljningssteget för partikulärt material i grundmodellen är försedimenteringen. I modellen antas att det inte sker någon avskiljning av lösta suspenderade ämnen, vilket gör att koncentrationen av suspenderade ämnen är samma i ingående och utgående flöden från bassängen (Otterpohl och Freund, 1992). Kemisk syreförbrukning (COD) beskriver halten organiskt material i vatten (Nationalencyklopedin, u.å.[a]). Avskiljningsgraden för partikulärt COD, η_X , ges av ekvation 3 (Otterpohl och Freund, 1992).

$$\eta_X = \frac{\eta_{COD}}{f_X} \quad (3)$$

där f_X är medelandelen partikulärt COD av den totala mängden COD och η_{COD} är den totala avskiljningsgraden för COD. η_{COD} definieras i ekvation 4

$$\eta_{COD} = f_{corr} \cdot (2,88 \cdot f_X - 0,118) \cdot (1,45 + 6,15 \cdot \ln(t \cdot 24 \cdot 60)) \quad (4)$$

där t är den hydrauliska retentionstiden med enheten dagar och f_{corr} är korrigeringsgraden av försedimenteringsbassängens verkningsgrad. I grundmodellen för Kungsängens reningsverk är defaultvärdet för f_{corr} 0,8 och för f_X 0,6 (Åmand m. fl., 2016).

För partikulärt material, X , är koncentrationen i primärslammet skild mot koncentrationen i det utgående vattnet till aktivslamanläggningen. Koncentrationen av partikulära ämnen i de båda flödena ges av ekvation 5 och 6 där ekvation 5 beskriver koncentrationen i utgående vatten till aktivslamanläggningen och ekvation

6 utgående koncentration i primärslammet (Alex m. fl., 2008a, refererad i Bydell, 2013).

$$X_{ut} = \left(1 - \frac{\eta_X}{100}\right) \cdot X_{internt} \quad (5)$$

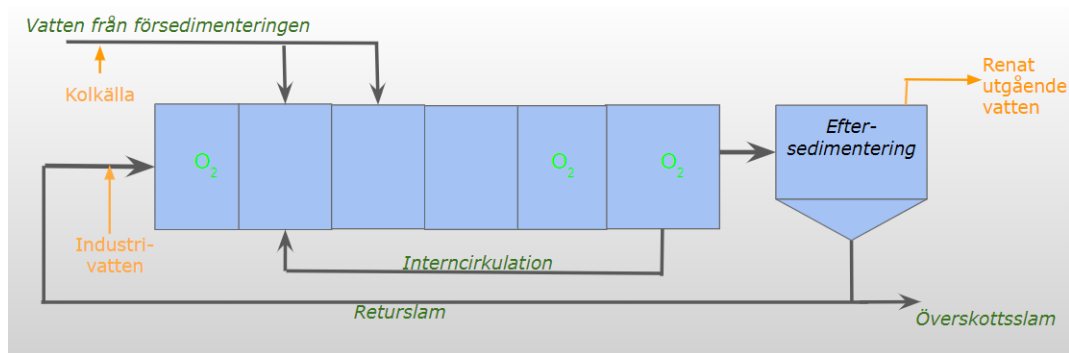
där $X_{internt}$ är koncentrationen av partikulära ämnen i bassängen med enhet mg/l, η_X är avskiljningsgraden av COD och X_{ut} är koncentrationen av partikulära ämnen i utgående vatten från försedimenteringen till aktivslamanläggningen med enhet mg/l. Förändringen av $X_{internt}$ beskrivs av en massbalans över bassängen, där det antagits att bassängen är totalomblandad. Ekvation 6 beskriver koncentrationen i utgående primärslam.

$$X_{ut,slam} = \left(\frac{\eta_X}{100} \cdot T + \left(1 - \frac{\eta_X}{100}\right)\right) \cdot X_{internt} \quad (6)$$

där η_X är avskiljningsgraden av COD, T är slammets förtjockningsfaktor, det vill säga inkommande flöde dividerat med slamflödet, $X_{internt}$ är koncentrationen av partikulära ämnen i bassängen och $X_{ut,slam}$ är koncentrationen av partikulära ämnen i utgående slam från försedimenteringen till förtjockaren. Samtliga koncentrationer anges i enhet mg/l (Alex m. fl., 2008a, refererad i Bydell, 2013).

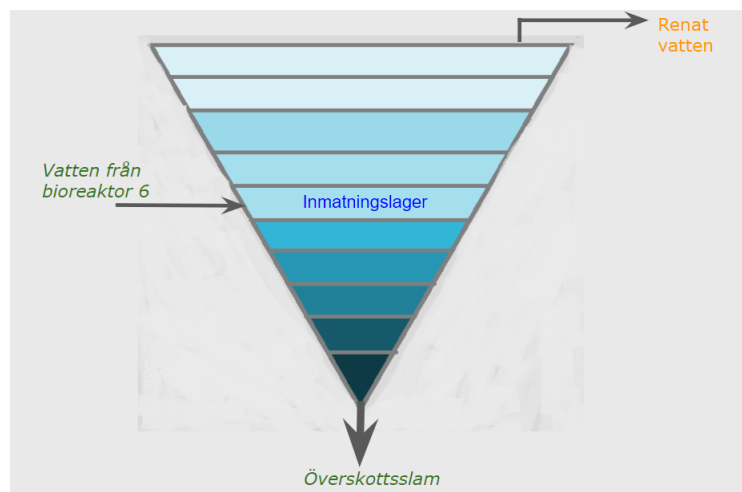
Det andra reningssteget för avloppsvattnet i modellen är den biologiska reningen i form av en aktivslamprocess. För att modellera biologisk tillväxt, biologisk nedbrytning, oxidation av organiskt material och nitrifikation/denitrifikation i den biologiska reningen inkluderas "Activated Sludge Model for nitrogen" (ASMN) i grundmodellen (Åmand m. fl., 2016). I ASMN modelleras nitrifikationen i två steg ($NH_4 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO_3$) och denitrifikationen i fyra steg ($NO_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$). Utdata från ASMN är bland annat partikulärt och löst organiskt material, ammonium, lustgas och nitrat (Hiatt och Grady, 2008).

I grundmodellen för Kungsängens reningsverk består den biologiska reningen av två parallella reningsstegslinjer med sex bioreaktorer och en efterföljande eftersedimenteringsbassäng i vardera linje (figur 5) (Åmand m. fl., 2016).



Figur 5: Förenklad version av aktiv slamläggningen på Kungsängens reningsverk. De orangea pilarna beskriver flöden som går ut eller in från reningsverket och den gröna texten beskriver flöden inom systemet. Figuren är konstruerad utifrån Åmand m. fl. (2016).

Eftersedimenteringsbassängen i BSM2G för Kungsängsverket består av 10 horisontella lager (figur 6). Det femte lagret är ett så kallat ”inmatningslager”, där vatten och slam från den sista bioreaktorn matas in. Det har antagits att varje lager är totalomblandat samt att inga biologiska reaktioner sker i bassängen (Alex m. fl., 2008b).



Figur 6: Schematisk bild av eftersedimenteringsbassängen i aktivslamprocessen.

3.5.3 Dataunderlag och datahantering

Grundmodellen (BSM2G) för Kungsängens reningsverk är kalibrerad av Åmand m. fl. (2016) utifrån data från år 2013 till 2014. För detta arbete uppdaterades grundmodellen med indata från 2015 till 2016. Indata bestod av COD , BOD , N_{tot} ,

NH_4 , NO_3/NO_2 , suspenderat material och alkalinitet i inkommande vatten till reningsverket. Provtagningsfrekvensen för dessa var ungefär en gång i veckan. Indata inkluderade även inflöde av avloppsvatten till reningsverket och vattentemperatur, som var uppmätt varje timme.

För modelleringen av avskiljning av koppar i reningsverket har kopparkoncentrationsdata för inkommande vatten till reningsverket, utgående vatten från reningsverket samt slam efter rötning inkluderats för 2015 till 2016. Kopparkoncentrationsdata för inkommande vatten användes för att generera indata till modellen och uppmätta koncentrationer i utgående vatten samt slam användes för kalibrering av modellen. Egenskaper för dataserierna såsom median, standardavvikelse och antagen fördelning presenteras i tabell C.1 och figur C.1 (bilaga 3). För kalibrering av modellen användes även data på kopparhalten i primärslam och överskottsslam, som genererats under reningsprocessen, samt torrsubstanshalt i de båda slamtyperna.

Indata till modellen som inkluderades var även kopparhalter i den kolkälla som tillsattes i aktivslamprocessen och data på emissioner från en lokal industri. Flöden från industrin antogs vara samma som i grundmodellen, det vill säga samma som år 2013 till 2014. Egenskaper för datan som beskriver metallhalten i kolkällan presenteras i tabell C.1 och figur C.2 (bilaga 3). Kolkällan som används i reningsverket är framförallt avisningsvatten från flygplatsen Arlanda.

Generellt har det antagits att data inte är normalfördelat. Således har medianvärden använts vid beräkningar. Detta då beräkningarna inte ska vara känsliga för eventuella extremvärden. Undantaget från denna regel var när avskiljningsgraden av koppar beräknades. Avskiljningsgraden har angivits som ett medelvärde i syfte att kunna jämföra värdet med värden i litteraturen. Medelvärden har även använts för att beräkna halten koppar i överskottsslammet, detta var dock på grund av ett fel i koden som användes och var inte ett aktivt val.

Data som var under detektionsgränsen har angivits som hälften av detektionsgränsen, enligt rekommendation av Helsel och Hirsch (2002).

3.5.4 Generering av indata

Indata till grundmodellen skapades genom att utgå från uppmätta värden på halten COD , BOD , N_{tot} , NH_4 , NO_3/NO_2 , totalt suspenderat material och alkalinitet. För att skapa dygnsvariation användes en normerad medelflödeskurva, där basflödet

subtraherats från uppmätta flöden och dividerats med medelflödet. Flödesprofilen byggde på torrvädersflöden där ett medelvärde av uppmätta flöden beräknades var 15 minut. Den normerade medelflödeskurvan multiplicerades med en antagen dygnsmedelbelastning av kväve, fosfor och COD. Därefter dividerades belastningsprofilen med flödet av avloppsvatten in till reningsverket. Metoden för att generera indata till grundmodellen har tidigare använts av Åmand m. fl. (2016) och den MATLAB-kod som användes i detta arbete för att generera indata tillhandahölls av Åmand m. fl. (2016).

Den tillgängliga indatan för koppar representerade kopparhalten i inkommande avloppsvatten till reningsverket under en vecka i månaden för perioden 2015 till 2016. I grundmodellen skulle data för ett och ett halvt år användas, det vill säga data för januari år ett till slutet av augusti år två. Då modellen krävde ett samplingsintervall på 15 minuter innebar detta att modellen krävde 58 465 datapunkter. För att få rätt antal data sattes det uppmätta månadsmedelvärdet som en konstant metallkoncentration för hela den specifika månaden.

För att simulera variationer i indata för koncentrationen av koppar studerades den uppmätta datans fördelning. Kopparkoncentrationen över tid i inkommande avloppsvatten till reningsverket antogs vara normalfördelad då nollhypotesen om normalfördelning ej gick att förkasta vid Shapiro Wilks test (tabell C.1, bilaga 3) och då histogrammet över datan visade på en normalfördelning (figur C.1, bilaga 3). Antalet datapunkter som histogrammet och testet baserades på var 20. Koncentrationen av koppar i avloppsvattnet antogs variera slumpmässigt över tid vilket gjorde att variationerna kunde simuleras genom att generera slumpmässig data ur en normalfördelning med samma medelvärde, μ , och standardavvikelse, σ , som den uppmätta datan. Variationerna i indatan genererades i MATLAB med funktionen *randn* enligt ekvation 7.

$$C_{metall} = \sigma \cdot randn + \mu \quad (7)$$

där C_{metall} är den simulerade metallkoncentrationen med enhet mg/l, σ är standardavvikelsen, μ är medelvärdet och *randn* är slumpmässiga värden ur en normalfördelning med medelvärde noll och standardavvikelse ett. För att den naturliga variationen i data skulle bestå dividerades de slumpmässigt genererade koncentrationerna med medelvärdet för den uppmätta dataserien för att sedan multipliceras med det uppmätta värdet för varje månad. För att samma slumpmässiga värden

skulle genereras för varje körning användes kommandot `rng(0, 'twister')` i MATLAB.

Anledningen till att indatan för metaller inte genererades på samma sätt som för grundmodellen var att metallhalten inte korrelerade med det inkommande flödet till reningsverket ($\tau = -0,2$, $p = 0,2$, $n = 27$). Det ansågs således inte korrekt att simulera indatan för metaller med utgångspunkt från vattenflödet. Korrelationstestet som användes var Kendalls τ .

3.5.5 Utökning av BSM2G med metallavskiljning

För att utöka grundmodellen, BSM2G, för Kungsängens reningsverk med avskiljning av koppar beräknades först vilken andel av den inkommande kopparhalten som var partikelbunden för varje tidssteg. Detta gjordes genom att använda ekvation 8, där halten suspenderat material och pH skulle anges.

$$R = \frac{K_H \cdot K_S \cdot \Gamma_m \cdot SS}{K_H \cdot K_S \cdot \Gamma_m \cdot SS + [H^+] + K_H} \quad (8)$$

där Γ_m är slammets bindningsplatstäthet i enhet mol bindningsplatser/g SS, SS är koncentrationen av suspenderat material i g/l, K_H är en aciditetskonstant i enhet M och K_S är en stabilitetskonstant för metallkomplex i enhet M^{-1} (Wang m. fl., 2006). Halten suspenderat material som användes var det genererade datan från grundmodellen av Kungsängens reningsverk. För pH användes uppmätta veckovärden i inkommande vatten till reningsverket. Då variationen i pH var begränsad under den studerade perioden (figur C.3, bilaga 3) gjordes ett antagande att det uppmätta pH kunde sättas konstant över hela den aktuella veckan. Då pH-data för första halvåret saknades angavs ett konstant värde för denna period. Det konstanta värdet var medianvärdet för de tillgängliga uppmätta pH-värdena och beräknades till 7.4. Initialt användes värden på K_S , K_H och Γ_m som föreslagits av Wang m. fl. (2006). Då andelen partikelbundet respektive löst koppar beräknats för alla tidssteg sattes de två fraktionerna in som separata variabler i modellen.

För att inkludera sorption och desorption av koppar i aktivslamprocessen användes en modell konstruerad av Cloutier m. fl. (2009). Det antogs i modellen att sorption och desorption var de enda processerna som påverkade metallhalten.

I modellen antogs eftersedimentationsbassängen vara icke-reaktiv. För att beskriva sorption/desorption av koppar i bioreaktorerna användes ekvation 9 (Cloutier m. fl., 2009).

$$\rho_{Cu} = k_{Cu} \cdot (S_{Cu} \cdot X_{TSS} - \frac{X_{Cu}}{K_{d_{Cu}}}) \quad (9)$$

där ρ_{Cu} är koncentrationen av koppar som sorberas per dygn, k_{Cu} är sorptions-hastigheten med enhet l/mg, dag, S_{Cu} är koncentrationen av löst koppar, X_{Cu} är koncentrationen av koppar i partikulär form, X_{TSS} är koncentrationen av suspenderat material och $K_{d_{Cu}}$ är en fördelningskonstant för koppar i partikulär respektive löst form med enhet l/mg. Samtliga koncentrationer har enheten mg/l (Cloutier m. fl., 2009).

Massbalanserna för koppar i löst respektive bunden form i en bioreaktor ges av ekvation 10 respektive 11. Det antas att bioreaktorn är totalomblandad, vilket gör att koncentrationen av koppar är samma i själva reaktorn som i det utgående vatt-net från reaktorn. Reaktorn antas även ha lika stort inflöde som utflöde. Detta då volymen av vatten i reaktorn antas vara konstant (Cloutier m. fl., 2009).

$$\frac{dS_{Cu}}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (S_{in_{Cu}} - S_{Cu}) - \rho_{Cu} = \frac{Q}{V} \cdot (S_{in_{Cu}} - S_{Cu}) - k_{Cu} \cdot (S_{Cu} \cdot X_{TSS} - \frac{X_{Cu}}{K_{d_{Cu}}}) \quad (10)$$

där $S_{in_{Cu}}$ är koncentrationen av löst koppar i inkommande vatten till bioreaktorn, Q är flödet med enhet l/dag, V är reaktorns volym med enhet l, ρ_{Cu} är koncentrationen av koppar som sorberas per dag och S_{Cu} är koncentrationen av löst koppar i reaktorn och det utgående vattnet från reaktorn. Samtliga koncentrationer är i enhet mg/l.

$$\frac{dX_{Cu}}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot (X_{in_{Cu}} - X_{Cu}) + \rho_{Cu} = \frac{Q}{V} \cdot (X_{in_{Cu}} - X_{Cu}) + k_{Cu} \cdot (S_{Cu} \cdot X_{TSS} - \frac{X_{Cu}}{K_{d_{Cu}}}) \quad (11)$$

där $X_{in_{Cu}}$ är koncentrationen av koppar i partikulär form i inkommande vatten till bioreaktorn, Q är flödet med enhet l/dag, V är reaktorns volym med enhet l, ρ_{Cu} är koncentrationen av koppar som sorberas per dag och X_{Cu} är koncentrationen av koppar i partikulär form i reaktorn och det utgående vattnet från reaktorn. Samtliga koncentrationer är i enhet mg/l.

Ekvation 10 och 11 lades till i modellen för att inkludera en massbalans över bioreaktorerna för löst respektive partikelbunden koppar. Initialt användes samma värde på $K_{d_{Cu}}$ och k_{Cu} som i Cloutier m. fl. (2009).

För kolkällan hade kopparhalten uppmätts vid tillsats i processen vid elva tillfällen

under 2016. För att undersöka den uppmätta datans fördelning utfördes ett Shapiro-Wilks test (tabell C.1, bilaga 1) och för att göra en grafisk undersökning skapades ett densitets histogram (figur C.1, bilaga 3). Datan antogs vara normalfördelad då nollhypotesen, att data är normalfördelad, ej kunde förkastas i Shapiro Wilks test. Histogrammet visade dock på en något skev fördelning. Då tillgänglig data ansågs vara för lite till antal för att histogrammet skulle vara tillförlitligt antogs trots det att data var normalfördelad. Indata skapades genom att generera slumpmässig data enligt ekvation 7.

I grundmodellen var flöde av kolkälla och dess kolkoncentration inkluderad. Då det inte bedömdes möjligt att bestämma andelen koppar i partikulär respektive löst form gjordes ett antagande om att koppar bara förekom i löst form. För att beräkna koncentrationen av metaller i avloppsvattnet efter tillsats av kolkällan användes ekvation 12.

$$S_{Cu} = \frac{S_{Cu,in} \cdot Q_{in} + S_{Cu,Kol} \cdot Q_{kol}}{Q_{kol} + Q_{in}} \quad (12)$$

där S_{Cu} är koncentrationen av koppar löst form efter tillsats av kolkällan, $S_{Cu,in}$ är koncentrationen av löst koppar i inkommande vatten från primärsedimentationen, $S_{Cu,kol}$ är koncentrationen av löst koppar i kolkällan, Q_{kol} är flödet av kolkällan och Q_{in} är flödet från avloppsvatten från primärsedimentationen med enhet l. Samtliga koncentrationer är i enhet mg/l. I grundmodellen bestämdes flödet av kolkällan av en återkoppling på nitratkoncentrationen i sista anoxiska bioreaktorn. Ekvation 12 lades således till i det script i grundmodellen där koncentrationen av kol i avloppsvattnet beräknades efter tillsats av kolkällan.

För industrin fanns endast ett koncentrationvärde, på 13 μg koppar/l, tillgängligt. På grund av detta sattes konstant koncentration över hela perioden. Värdet på kopparkoncentrationen i vattnet från industrin tillhandahölls av Mälarenergi. Industrin släppte enligt grundmodellen inte ut mer än 55 000 l vatten per dag till reningsverket. Detta kan jämföras med att det totalt kommer in cirka 50 miljoner l avloppsvatten till reningsverket varje dag (Mälarenergi, u.å.). Påverkan av industrin ansågs således inte bli så stor, vilket gjorde att en förenklingen bedömdes vara befogad.

För att skapa initialdata för metallhalten i bland annat rötkammaren, bioreaktorer samt försedimenterings- och eftersedimenteringsbassängerna gjordes en modellkörning med initialhalter satta till noll. Därefter togs ett medianvärde av kon-

centrationerna beräknade av modellen efter att vattnet passerat det aktuella reningssteget. Detta gjordes då det antagits att avloppsvattnet/slammet var totalomblandat, vilket gjorde att koncentrationen var samma i utgående vatten från reningssteget som i vattnet som renades i steget.

3.5.6 Massbalans

För att se så att inte koppar tillkom eller försvann i modellen gjordes en massbalans över reningsverket. Då första halvåret inkluderas för att modellen ska stabiliseras användes endast data för sista året.

Inmassflöden av koppar i modellen var koppar i inkommande avloppsvatten, kolkällan och industrivattnet. De flöden som utgjorde ett utflöde av koppar var utgående slam och utgående renat vatten (figur 4). Då flödena av vatten och slam i modellen hade enhet m^3 per dag gjordes enheten om till m^3 per 15 min genom att dividera varje flödesdatapunkt i både inkommande och utgående flöden med 96. För att beräkna mängden metaller i inflödena respektive utflödena multiplicerades vattenflödena med summan av koncentrationen partikulärt och löst koppar enligt ekvation 13.

$$\begin{aligned}
 m_{Cu,in} - m_{Cu,ut} &= \\
 &= \sum_{i=1}^{365 \cdot 96} \left(Cu_{kol}(i) \cdot Q_{kol}(i) + Cu_{industri}(i) \cdot Q_{industri}(i) + Cu_{vatten,in}(i) \cdot Q_{vatten,in}(i) \right) - \\
 &- \sum_{i=1}^{365 \cdot 96} \left(Cu_{vatten,ut}(i) \cdot Q_{vatten,ut}(i) + Cu_{slam,ut}(i) \cdot Q_{slam,ut}(i) \right)
 \end{aligned} \tag{13}$$

där m är massan av koppar per år, Cu är kopparkoncentrationen och Q är flödet.

3.5.7 Kalibrering av modellen

Kalibreringen utfördes manuellt med målet att maximera modellprestandan. Till följd av modellens komplexitet och en persondators begränsade kapacitet ansågs det inte möjligt att inkludera alla konstanter i kalibreringen. De konstanter som initialt inkluderades var K_s (ekvation 8) och $K_{d,Cu}$ (ekvation 9–11). Dessa valdes då värdena på konstanterna har varierat i litteraturen.

Först kalibrerades modellen över försedimenteringen separat. Kopparkoncentrationen i primärslammet som modellen gav jämfördes med uppmätta värden. De tillgängliga uppmätta värdena bestod av två mätningar på kopparhalten i slammet, med enhet mg/kg Ts, och 66 mätningar på slammets Ts-halt. Då endast ett fåtal värden på kopparkoncentrationen i slammet fanns att tillgå beräknades ett års- medianvärde för de tillgängliga koncentrationerna. Enheten för den uppmätta halten gjordes om till $\mu\text{g/l}$ genom att multiplicera med ett medianvärde av de uppmätta Ts-halterna och anta att slammet hade samma densitet som vatten. Den erhållna koncentrationen i primärslammet var $2\,400\ \mu\text{g/l}$. Då mätosäkerheten på 20 % för kopparhalten i slam inkluderades ansågs kopparhalten kunna variera inom intervallet $[1\,900, 2\,800]$. Då K_s sattes som $10^{4.6}\ \text{M}^{-1}$, vilket var det värde som Wang m. fl. (2006) föreslagit, erhöles en koncentration på $34\,000\ \mu\text{g/l}$. För att erhålla en koncentration inom det uppmätta intervallet behövde K_s sänkas till $10^{3.9}\ \text{M}^{-1}$. Detta värde var långt under de observerade värdena av Wang m. fl. (2006) och det gav även en lägre andel partikulärt koppar jämfört med resultat från andra reningsverk inkluderade i samma studie. För att få ned halten koppar i primärslammet sänktes istället korrigeringsfaktorn f_{corr} (ekvation 4) för försedimenteringen från 0,80 till 0,65 för metaller. Detta gav en mediankopparhalt på $2\,800\ \mu\text{g/l}$ i primärslammet, vilket var inom intervallet som antagits baserat på uppmätta värden.

För att kalibrera konstanten $K_{d,Cu}$ användes modellen i sin helhet. $K_{d,Cu}$ varierades inom intervallet $[10^{3.7}, 10^5]\ \text{l/kg}$. Intervallet bestämdes med utgångspunkt från det värde Cloutier m. fl. (2009) föreslagit, det vill säga $10^{3.7}\ \text{l/kg}$. Därefter ökades värdet med olika steglängd beroende av hur väl modellen beskrev de uppmätta värdena på utgående slam och vatten. För att bedöma modellprestandan beräknades "Coefficient of efficiency" (E), "Index of agreement" (d) och medelkvadratfelet ($RMSE$) enligt ekvation 14, 15 och 16 för utgående slam och vatten. Det gjordes också en grafisk modellbedömning, där de utgående halterna från modellen och de uppmätta halterna över tid i slam respektive utgående vatten visades i samma graf. Mätosäkerheten för den uppmätta kopparhalten i slammet var 20 % och i det utgående vattnet var mätosäkerheten 15 %. Dessa osäkerheter inkluderades i den grafiska modellbedömningen. Då de uppmätta värdena var månadsmedelvärden beräknades även månadsmedelvärden av kopparkoncentrationen i utgående slam och vatten genererade av modellen.

E (ekvation 14) kan anta värden i intervallet $-\infty < E \leq 1$. Värdet 1 innebär att modellen beskriver alla variationer i den observerade datan. Ett negativt värde indikerar att medelvärdet av den observerade datan beskriver datan bättre än modellen

(Legates och McCabe Jr., 1999).

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2} \quad (14)$$

där O är observerade värden, P är värden som modellen ger och \bar{O} är medelvärdet av de observerade värdena.

d (ekvation 15) kan anta värden mellan 0 och 1; ju högre värde desto bättre följer modellen de observerade värdena. Parametern kan vara känslig för extremvärden (Legates och McCabe Jr., 1999).

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (15)$$

där O är observerade värden, P är värden som modellen ger och \bar{O} är medelvärdet av de observerade värdena.

En fördel med RMSE (ekvation 16) är att felet anges i samma enhet som den observerade och predikterade datan (Legates och McCabe Jr., 1999).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - P_i)^2}{N}} \quad (16)$$

där P är värden som modellen ger, \bar{O} är medelvärdet av de observerade värdena och N är antal värden.

Förutom att studera utgående halter grafiskt och värdera modellen med hjälp av prestandaparametrar jämfördes även uppmätt koncentration av koppar i överskottsslammet med modelldata. Uppmätt koncentration av koppar i överskottsslam beräknades på samma sätt som för primärslammet med 2 tillgängliga värden på kopparkoncentrationen och 32 tillgängliga på Ts-halten. Koncentrationen ansågs kunna variera inom

intervallet [12 000, 18 000] $\mu\text{g/l}$.

För att kunna jämföra avskiljningsgraden av koppar som modellen visade med verkliga värden beräknades avskiljningsgraden i medeltal utifrån uppmätta värden enligt ekvation 17

$$\text{Avskiljningsgrad} = 1 - \frac{\overline{Cu_{ut}}}{\overline{Cu_{in}}} \quad (17)$$

där $\overline{Cu_{in}}$ är medelvärdet av kopparhalten i inkommande vatten med enhet mg/l och $\overline{Cu_{ut}}$ är medelvärdet av kopparhalten i utgående vatten med enhet mg/l . Även avskiljningsgraden för data genererade med den kalibrerade modellen beräknades med ekvation 17.

Värden på parametrar som användes i modellen för kopparavskiljning presenteras i tabell C.2, bilaga 3.

3.5.8 Känslighetsanalys

För att studera hur känslig modellen var för variation av modellparametrarna studerades RMSE och de utgående medianhalterna av koppar i slam och vatten då $K_{d,Cu}$ varierades inom intervallet $[10^{4,2}, 10^{4,5}]$ samt då f_{corr} varierades inom intervallet $[0,60, 0,75]$. Intervallen valdes utifrån de kalibrerade värdena på parametrarna. För att undersöka hur modellen reagerade på små förändringar av parametrarna valdes en steglängd på $10^{0,05}$ för $K_{d,Cu}$ och 0,05 för f_{corr} .

För att undersöka hur känslig modellen var för variationer i indatan användes konstanta värden över året på indatan för partikulärt och löst koppar. De konstanta värden som valdes var medianhalten av respektive kopparfraktion.

3.5.9 Undersökning av ingående och utgående halter

För att undersöka hur utgående halter påverkades av inkommande halter till reningsverket enligt modellen kördes den kalibrerade modellen för metallavskiljning med den indata som användes vid kalibreringen, fördubblade inkommande halter och halverade inkommande halter.

Då det vid kalibreringen sågs indikationer på att variationerna av halterna koppar i inkommande och utgående vatten samvarierade i modellen gjordes ett kor-

relationstest mellan de två variablerna. Testet som användes var Kendalls τ och det utfördes för både data genererad av modellen och för uppmätt data. Då den uppmätta datan för kopparhalterna bestod av månadsmedelvärden beräknades även månadsmedelvärden för utdata genererad av modellen samt de genererade inkommande halterna av koppar. Anledningen att kopparhalten i det utgående vatten användes för korrelationstesterna och inte kopparhalten i slammet var för att tidsfördröjningen, då vatten renas, inte är lika stor för vattenfasen som för slam. Slammet rötas i ca 20 dygn vilket gör att månadsmedelvärdet av kopparhalten i slam skulle påverkas av tidsfördröjningen.

För att undersöka hur utgående halter påverkades av förändringar av pH i inkommande vatten ändrades pH i inkommande avloppsvatten till ett konstant värde på 8, vilket var det högsta pH som kunde anges för prediktionen av andelen partikulärt koppar enligt Wang m. fl. (2006). Industrier i Västerås tillåts släppa ut vatten ned till ett pH på 6.5 (tabell 3). Det studerades därför även hur avskiljningen var under detta pH-förhållande.

Vid förändring av inkommande halter koppar och pH studerades förändring av avskiljningsgrad i försedimenteringen, aktivslamprocessen och den totala avskiljningsgraden. Även halterna koppar i utgående slam, primärslam, överskottsslam och utgående vatten noterades. Avskiljningsgraderna och halterna i utgående flöden beräknades som årsmedianvärden med undantag av halten i överskottsslammet, som på grund av ett fel i den kod som användes beräknades som ett årsmedelvärde. För att undersöka om olika delar av modellen gav resultat som stämde överens med litteraturen studerades avskiljningsgrad i för- och eftersedimenteringsbassängerna över tid och hur andelen partikulärt koppar varierade över tid. Då aktivslamprocessen var den enda process där soption inkluderats studerades förändring av koncentrationen av koppar i löst form mellan bioreaktorerna. Detta gjordes genom ett låddiagram av halterna. Även sorptions/desorptions hastigheten av koppar studerades över tid i bioreaktorerna. Till följd av att sorptionen beror av koncentrationen suspenderat material studerades även hur koncentrationen av TSS förändrades mellan bioreaktorerna (figur C.5, bilaga 2).

4 RESULTAT

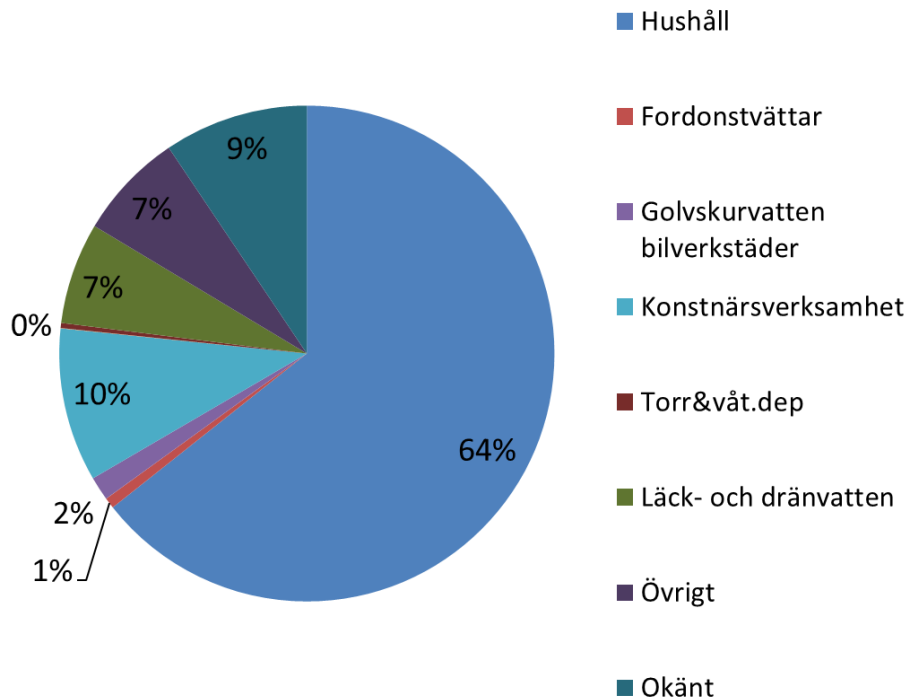
4.1 KÄLLOR TILL METALLER I VÄSTERÅS AVLOPPSNÄT

Resultatet visade att de identifierade källorna till metaller i Västerås avloppsvatten kunde förklara 38–94 % av den, med givna antaganden, uppmätta/beräknade mängden metaller som inkom till reningsverket 2016 (tabell 9).

Tabell 9: Uppmätt/beräknad mängd metaller i inkommande vatten, beräknad inkommande mängd med SoFi och den andel av metallhalten som kan förklaras med resultaten från SoFi-analysen

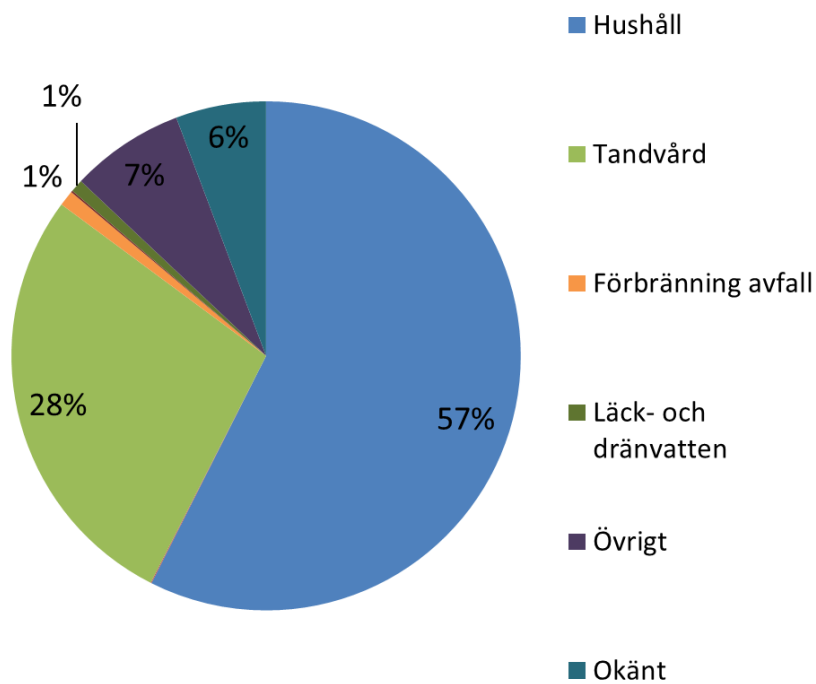
	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr
Uppmätt/beräknad mängd [kg/år]	2,1	1,3	1100	1900	77
Beräknad mängd med SoFi [kg/år]	1,9	1,2	1000	1700	29
Förklaringsgrad [%]	90	94	90	88	38

Den största källan till kadmium i Västerås avloppsvatten var hushållen. Andra viktiga källor var läck- och dräneringsvatten och konstnärsverksamhet (figur 7). Då det beräknade schablonvärdet för emissionsmängden från hushåll ändrades till 0,0036 respektive 0,02 g/person, år antog bidraget från hushållen ett värde på 23 % respektive 128 %. Detta ändrade även förklaringsgraden som blev 49 % respektive 154 %. Då schablonvärdet för läck- och dräneringsvatten ändrades från 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vatten till 20 respektive 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ varierade bidraget från 3 % till 11 %. Förklaringsgraden blev då 86 % respektive 94 %. Det estimerade bortfallet från verksamheter där data inte återfanns utgjorde 0,5 % av den totala mängden inkommande kadmium till reningsverket.



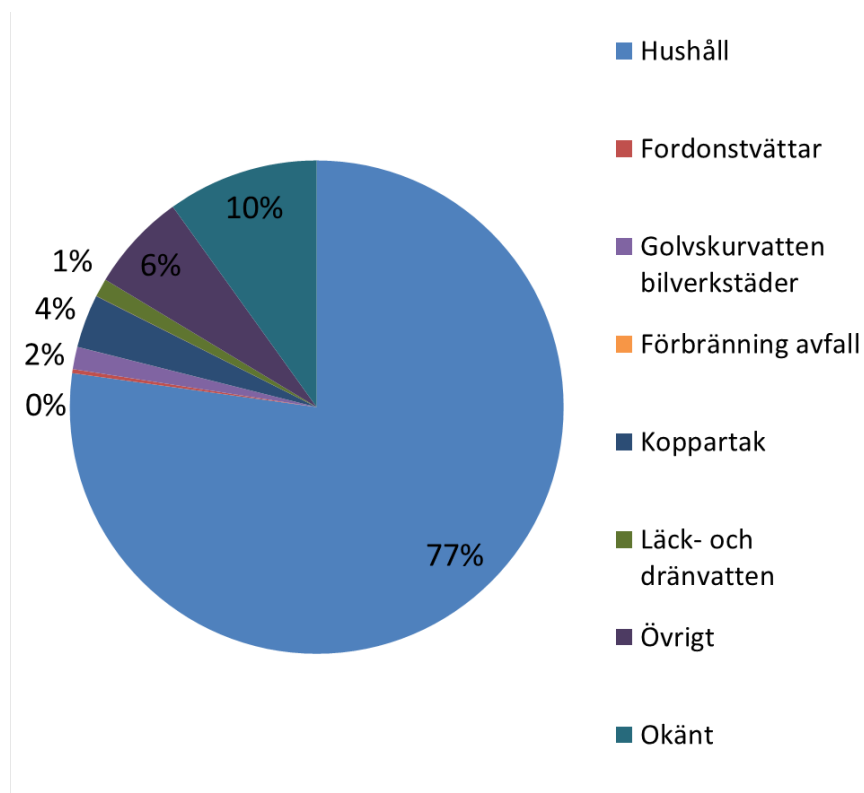
Figur 7: Källor till kadmium enligt källanalysen med SoFi.

Hushållen var den största bidragande källan till kvicksilver följt av tandvårdsenheter och övriga källor (figur 8), där den viktigaste källan i kategorin var slam från andra reningsverk. Då schablonvärdet för emissionsmängden från hushåll ändrades till 0,0048 och 0,018 g/person, år varierade bidraget från hushållen mellan 51 och 84 %. Detta innebar att förklaringsgraden ändrades till 88 % respektive 226 %. Det estimerade bortfallet från verksamheter där data inte återfanns utgjorde 0,8 % av den totala mängden inkommande kvicksilver till reningsverket.



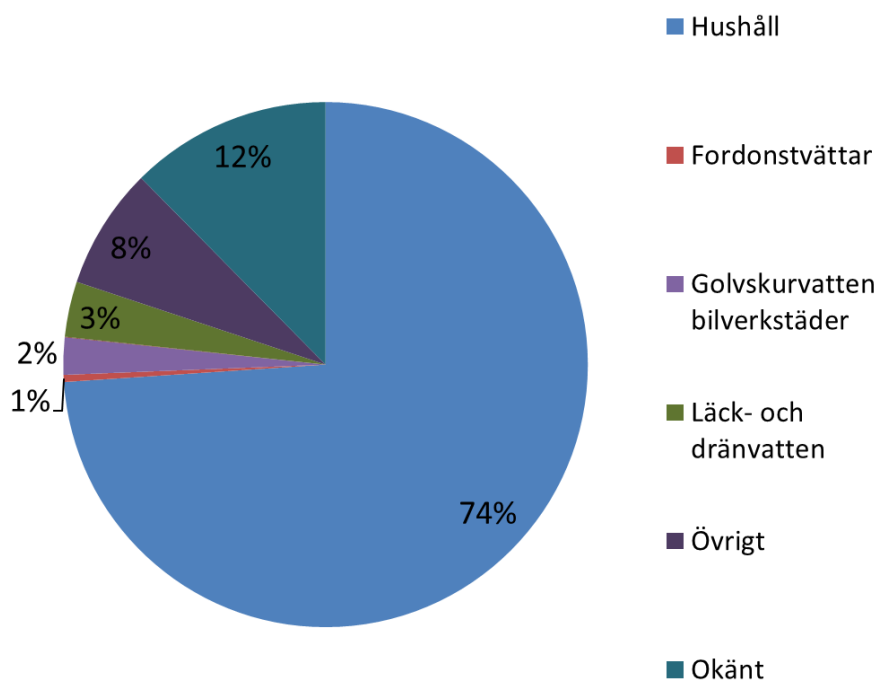
Figur 8: Källor till kvicksilver enligt källanalysen med SoFi.

För koppar var den största källan hushållen. Även koppartak i områden med kombinerat avloppssystem och övriga källor, såsom externt slam, visade sig vara viktiga källor (figur 9). Då schablonvärdena för hushåll ändrades till 3,6 respektive 8,5 g/person, år blev bidraget från hushållen 43 respektive 102 % vilket gav en förklaringsgrad på 56 till 115 %. Det estimerade bortfallet från verksamheter där data inte återfanns utgjorde 1 % av den totala mängden inkommande koppar till reningsverket.



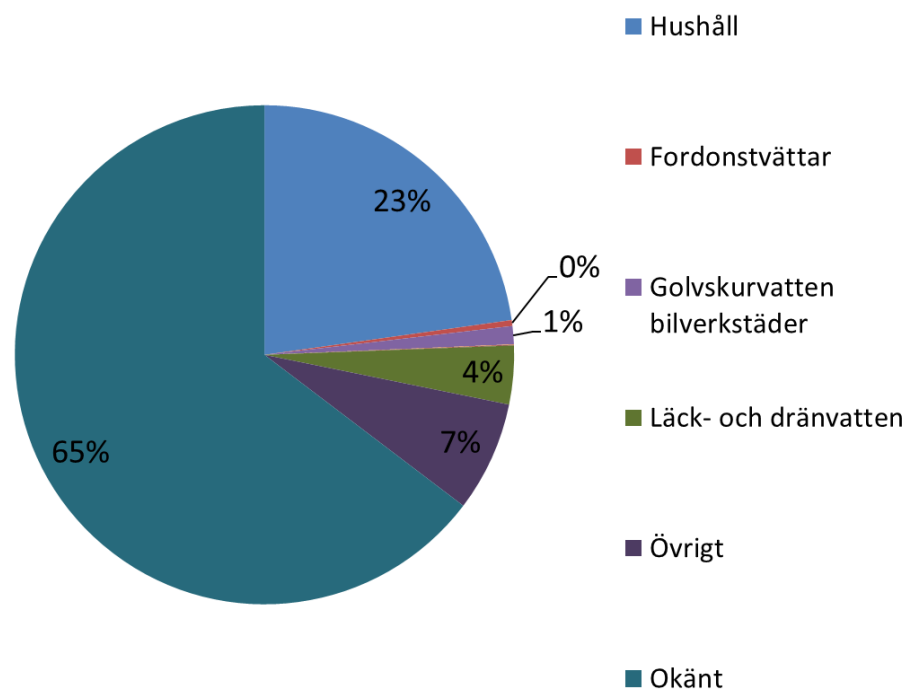
Figur 9: Källor till koppar enligt källanalysen med SoFi.

Även för zink var hushållen den största källan till metallen i avloppsvattnet. Andra stora källor visade sig vara bilverkstäder, övriga källor och läck- och dräneringsvatten. Då schablonvärdet för hushållen samt läck- och dräneringsvatten ändrades till 3,4 och 16 g/person, år respektive 6 och 38 mg/m³ vatten varierade hushållsbidraget mellan 24 till 120 % och läck- och dräneringsvatten med 1 till 6 %. Detta gav en förklaringsgrad på 40 till 130 % respektive 85 till 90 %. Det estimerade bortfallet från verksamheter där data inte återfanns utgjorde 0,6 % av den totala mängden inkommande zink till reningsverket.



Figur 10: Källor till zink enligt källanalysen med SoFi.

Den största delen av inkommande krom till reningsverket (65 %) kunde inte knytas till någon källa. Hushållen var dock den största identifierade källan till krom. Även övriga källor och läck- och dräneringsvatten var viktiga källor (figur 11). Då schablonvärdena för hushållen och läck- och dräneringsvatten ändrades till 0,057 och 0,2 g/ person, år respektive 1,0 och 3,1 mg/m³ varierade bidraget mellan 10 till 34 % respektive 4 till 12 %, vilket gav en förklaringsgrad på 25 till 50 % respektive 35 till 43 %. Det estimerade bortfallet från verksamheter där data inte återfanns utgjorde 3 % av den totala mängden inkommande krom till reningsverket.



Figur 11: Källor till krom enligt källanalysen med SoFi.

4.1.1 Korrelationsanalyser

Korrelationsanalysen visade att zink, koppar och kadmium korrelerade med varandra (tabell 10). Även kadmium och krom samt zink och krom korrelerade signifikant.

Tabell 10: Kendalls τ för korrelation mellan kadmium, koppar, krom, zink och kvicksilver i inkommande avloppsvatten till reningsverket. Beteckningen * indikerar signifikans med $p < 0,05$ och ** indikerar signifikans med $p < 0,01$ ($n=27$)

	Cu	Cr	Zn	Hg
Cd	0,51**	0,30*	0,47**	0,021
Cu		0,21	0,65**	0,16
Cr			0,32*	0,16
Zn				0,25

4.1.2 Hushållsavloppsfraktioner

En stor del av andelen kadmium, kvicksilver och zink i avloppsvattnet i Västerås beräknades potentiellt kunna komma från urin och fekalier (tabell 11). Rör estimate-
rades vara en stor källa till koppar i avloppsvattnet.

Tabell 11: Uppskattade emissioner av metaller från hushållen i Västerås av avloppsfraktionerna urin och fekalier, BDT-vatten, dricksvatten och rör. Det presenteras även hur stor andel den beräknade mängden utgör av den totala uppmätta/beräknade mängden av metaller (tabell 9)

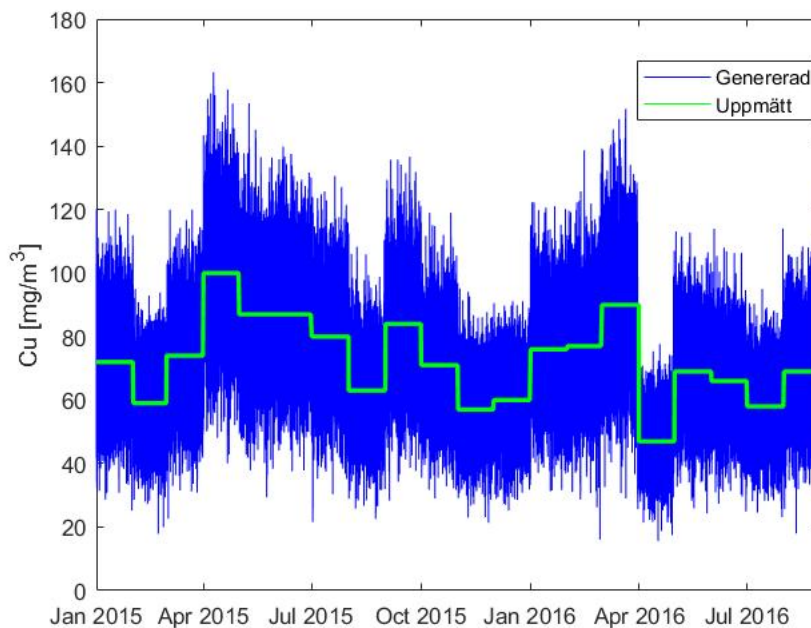
	Cd	Hg	Cu	Cr	Zn	Enhet
Urin och fekalier	0,81	0,48	50	6,2	540	<i>kg/år</i>
Andel av totalmängd	39	38	4,5	8,1	29	%
BDT-vatten	0,49	0,049	200	9,8	200	<i>kg/år</i>
Andel av totalmängd	23	3,9	18	13	11	%
Dricksvatten	–	–	30	0,98	19	<i>kg/år</i>
Andel av totalmängd	–	–	2,7	1,3	1,0	%
Rör	–	–	610	–	100	<i>kg/år</i>
Andel av totalmängd	–	–	54	–	5,3	%
Totalt	62	42	79	22	46	%

4.2 MODELLEN FÖR KOPPARAVSKILJNING

Värdena på K_d och f_{corr} som kalibrerades fram gav ett värde på utdatan som i mediantal gav liknande värde som uppmätt data på slam och utgående vatten. Dessa värden maximerade också E för utgående vatten. Massbalansen av koppar i modellen visade att mängden koppar ut från reningsverket var ungefär 1,6 kg mer än mängden in till reningsverket. Detta utgjorde ungefär 0,14 % av mängden inkommande och utgående koppar.

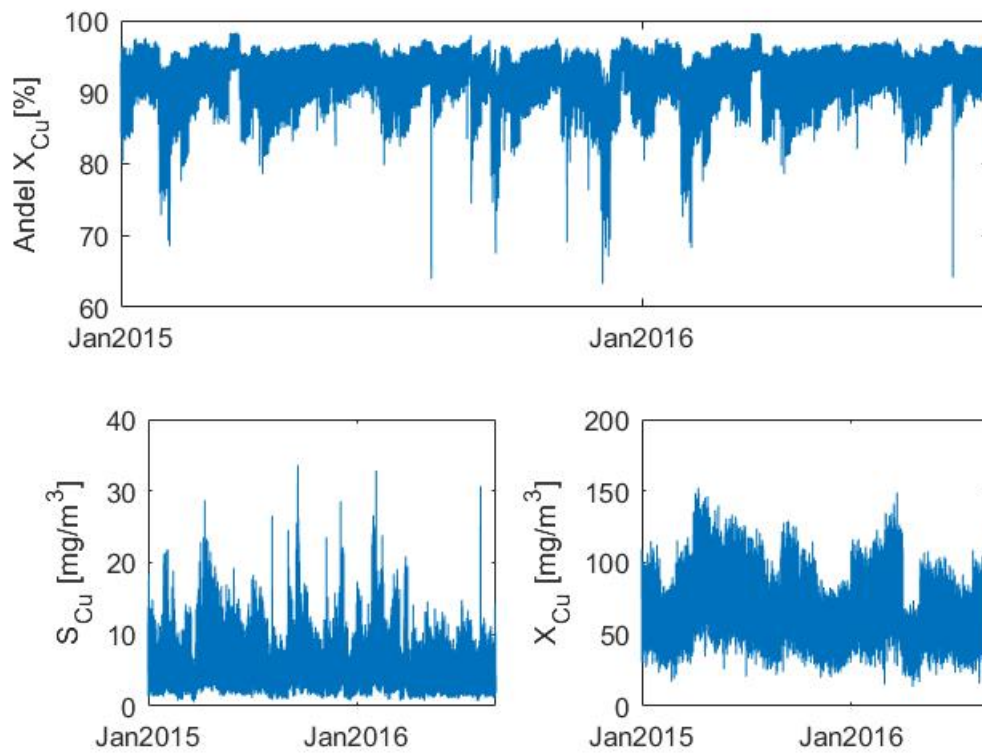
4.2.1 Indata till modellen

Den indata som genererades till modellen, vad gäller kopparhalten, kunde variera kraftigt mellan olika tidssteg (figur 12) med en standardavvikelse på 13 $\mu\text{g/l}$. Dock kan det ses i figuren att genererade indata följde de uppmätta månadsmedelvärdena.



Figur 12: Genererad (blå) och uppmätt (grön) halt koppar i inkommande vatten från reningsverket.

Koppar i inkommande vatten beräknades till största del vara bunden till partiklar (figur 13). Medianandelen för partikelbundet koppar i inkommande vatten blev ungefär 95 %.



Figur 13: Andel partikelbundet koppar i inkommande vatten över tid (övre), halt löst koppar i inkommande vatten över tid (undre,v) och halt partikelbundet koppar i inkommande vatten över tid (undre,h).

4.2.2 Modellanpassning

Den kalibrerade modellen, som sattes upp utifrån grundmodellen BSM2G, hade ett medelkvadratfel (*RMSE*) på 1,7 mg/m³ i utgående vatten och 10 g/m³ i slammet (tabell 12). Om medelkvadratfelen delades med medelvärdet av de utgående halterna blev det ett fel på cirka 27 % för det utgående renade vattnet och ungefär 11 % för slammet. Till följd av modellens bristande prestanda har ingen modellvalidering utförts.

Tabell 12: Modellprestanda för den kalibrerade modellen för metallavskiljning

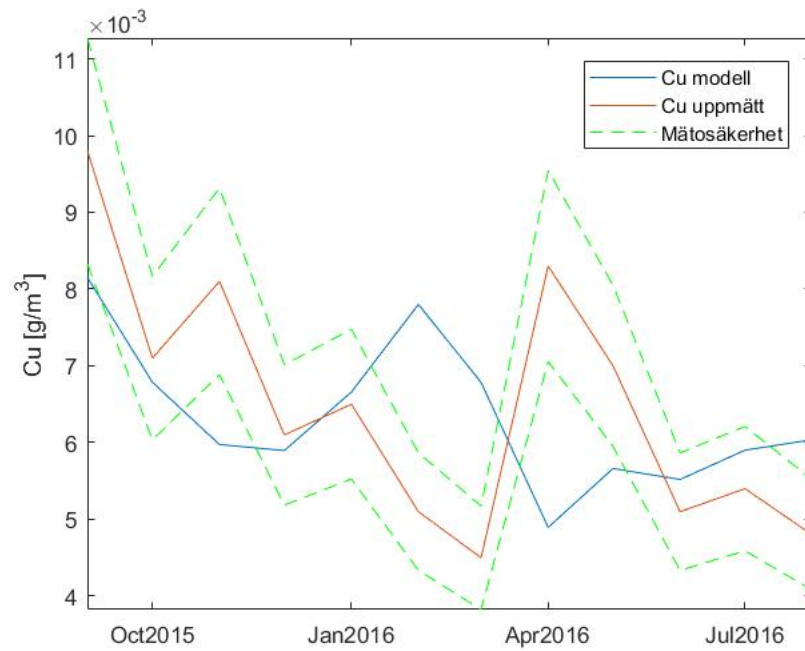
	Utgående vatten	Slam
<i>E</i>	-0,20	-1,3
<i>d</i>	0,50	0,55
<i>RMSE</i> [g/m ³]	0,0017	10

Då modellen kördes med konstant indata på kopparhalten, det vill säga 0,0036 g/m³ för löst koppar och 0,0665 g/m³ för bundet koppar, gav det en bättre anpassning till modellen för *E* och *RMSE* i slam och vatten (tabell 13) jämfört med den kalibrerade modellen (tabell 12). Dock kunde inte variationer i den uppmätta datan beskrivas.

Tabell 13: Modellprestanda för den kalibrerade modellen då modellen kördes med ett konstant värde över året för kopparhalten i indata

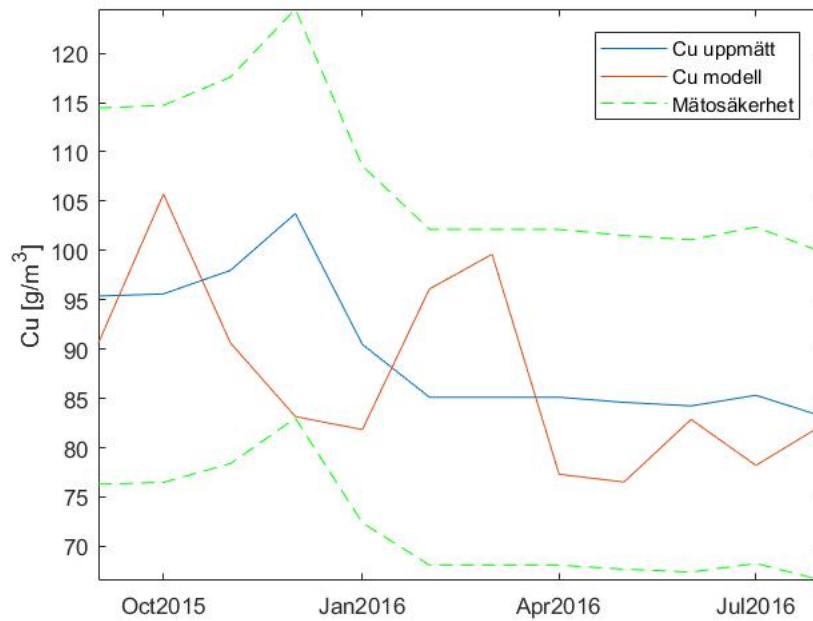
	Utgående vatten	Slam
<i>E</i>	0,034	0,16
<i>d</i>	0,30	0,68
<i>RMSE</i> [g/m ³]	0,0015	6,0

Att modellen inte följde variationerna i uppmätt data kan även ses grafiskt (figur 14 och figur 15). Dock stämde medianhalten av koppar genererad av modellen relativt väl överens med medianhalten av den uppmätta kopparhalten. För kopparhalten i utgående vatten genererad av modellen blev medianhalten $6,0 \text{ mg/m}^3$ och för den uppmätta halten $6,3 \text{ mg/m}^3$.



Figur 14: Modellerad och uppmätt halt koppar i utgående vatten från reningsverket samt mätosäkerheter för den uppmätta halten.

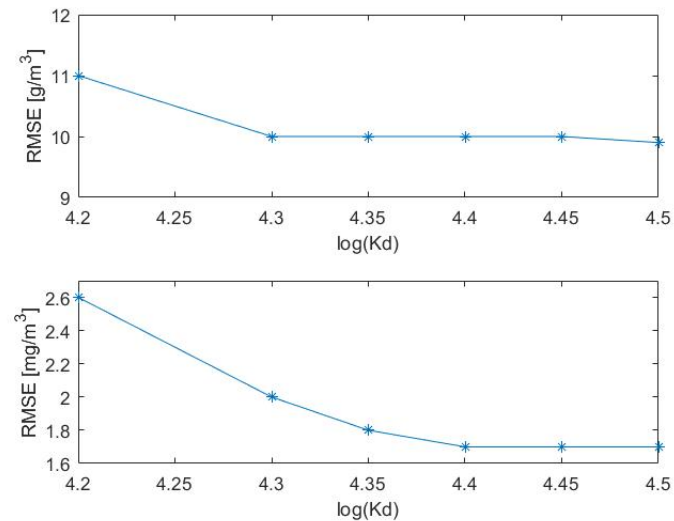
I slammet infann sig de modellerade månadsmedelvärdena innanför mätosäkerheten för den uppmätta halten i slammet, trots att den modellerade halten varierade i högre utsträckning än den uppmätta (figur 15). Medianvärdet för den modellerade kopparhalten i slam blev 85 g/m^3 och för den uppmätta halten 85 g/m^3 .



Figur 15: Modellerad och uppmätt halt koppar i utgående slam från reningsverket samt mätosäkerheter för den uppmätta halten.

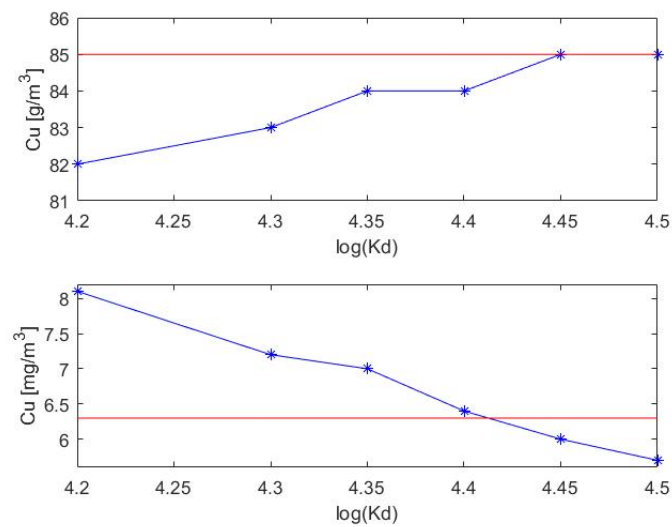
4.2.3 Känslighetsanalys för parametrarna K_d och f_{corr}

Vid känslighetsanalysen med avseende på parametern K_d kunde ses att värdet på $RMSE$ för slam och utgående vatten var relativt stabilt för värden på $\log(K_d)$ mellan 4,4 och 4,5 (figur 16). Påverkan på $RMSE$ för slam vid ändring av $\log(K_d)$ inom det undersökta intervallet var mycket begränsad.



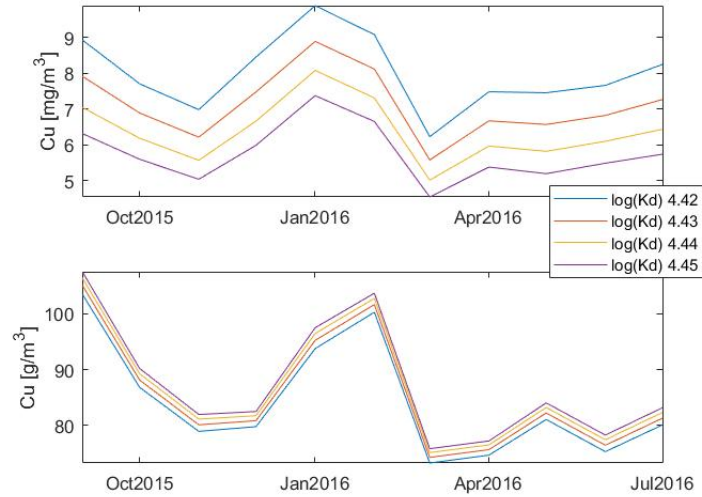
Figur 16: $RMSE$ som en funktion av $\log(K_d)$ för slam (övre) och utgående vatten från reningsverket (undre).

Medianhalten för koppar i slam påverkades inte i så hög grad av en förändring av K_d (figur 17). Koppar i utgående vatten minskade med ungefär 25 % vid en höjning av $\log(K_d)$ från 4,2 till 4,5. Dock ansågs inte förändringen vara så stor vid mindre ändringar av K_d . Kopparhalten i slammet uppnådde det uppmätta värdet för utgående halter då K_d sattes till 4,45. För det utgående vattnet uppnåddes den uppmätta koncentrationen då K_d var mellan 4,4 och 4,5.



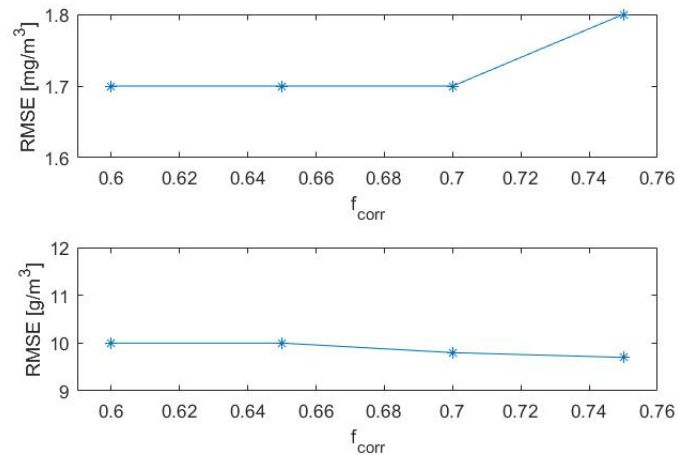
Figur 17: Medianhalt av koppar som en funktion av $\log(K_d)$ för slam (övre) och utgående vatten från reningsverket (undre). Den röda kurvan symboliserar det uppmätta medianvärdet på koppar i slam respektive vatten.

När värdet på sorptionskonstanten K_d sänktes blev kopparhalten i utgående vatten högre. Detta innebar även att halten i slammet blev lägre med sjunkande K_d . Variationen i halterna när K_d ändrades påverkades dock inte (figur 18).



Figur 18: Månadsmedianhalten av koppar över tid för olika värden på $\log(K_d)$ för utgående vatten från reningsverket (övre) och slam (undre)

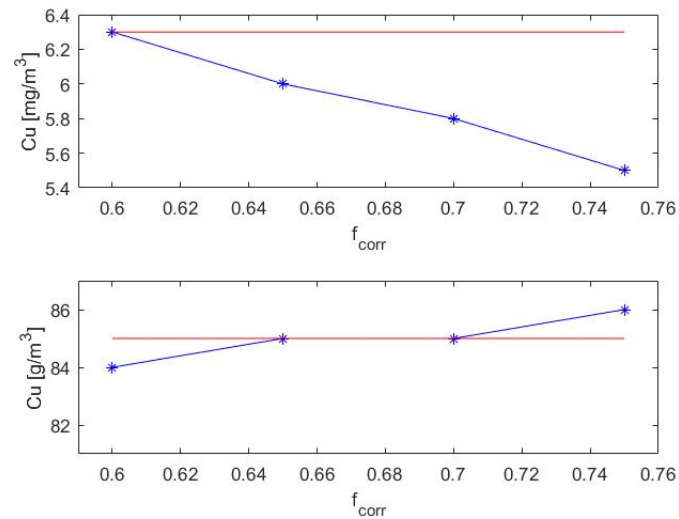
Vid ändring av f_{corr} sågs en mycket begränsad påverkan på RMSE i det studerade intervallet (figur 19).



Figur 19: RMSE som en funktion av f_{corr} för utgående vatten från reningsverket (övre) och slam (undre).

I känslighetsanalysen av korrigeringsfaktorn för försedimenteringen, f_{corr} , sågs en

relativt begränsad påverkan på medianhalten koppar i utgående slam (figur 20). För vattnet minskade kopparhalten med 0,8 mg/l då f_{corr} minskades med 15 %. För slammet uppnåddes det uppmätta värdet på kopparhalten då f_{corr} var 0,65 och för det utgående vattnet uppnåddes det uppmätta värdet då f_{corr} var 0,60.



Figur 20: Medianhalt av koppar som en funktion av f_{corr} för utgående vatten från reningsverket (övre) och för slam (undre). Den röda kurvan symboliserar det uppmätta medianvärdet på koppar i vatten respektive slam.

4.2.4 Variation i indata

Vid undersökning av hur utgående halter av koppar i slam och vatten berodde av inkommande halter till reningsverket sågs att en fördubbling av inkommande halter gav en fördubblad utgående halt (tabell 14). pH i inkommande vatten visade sig inte påverka kopparhalten i utgående slam och vatten i så hög grad.

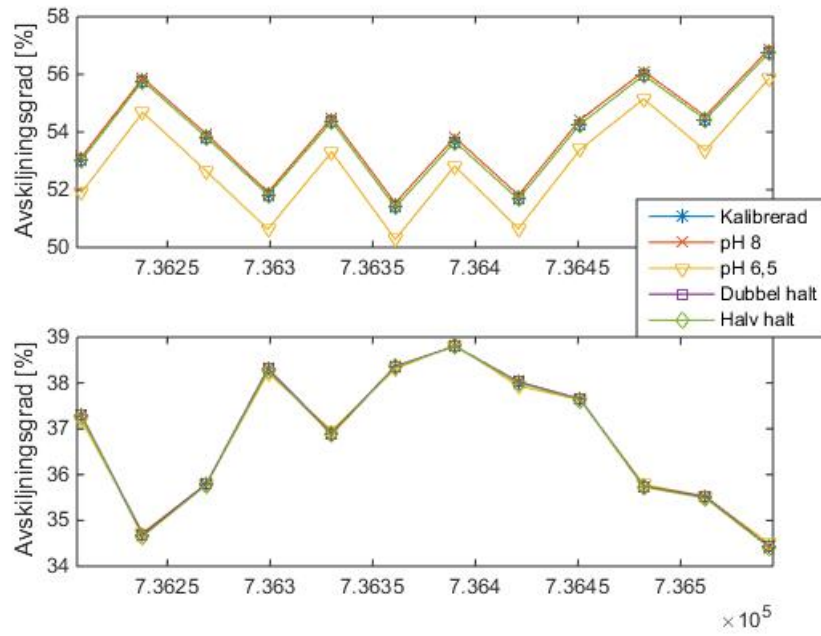
Tabell 14: Medianhalt av koppar i inkommande vatten samt utgående slam och vatten från reningsverket för den uppmätta datan. Tabellen visar även modellens resultat med den kalibrerade datan då halterna halverades och fördubblades samt då pH i inkommande vatten ändrades. I tabellen är AG en förkortning för avskiljningsgrad

	Uppmätt	Kalibrerad	Halva	Dubbla	pH 6,5	pH 8
Inkommande vatten [mg/m³]	69 (± 10)	67	34	130	67	67
Slam [g/m³]	85 (± 17)	85	42	170	84	85
Utgående vatten [mg/m³]	6,3 ($\pm 0,95$)	6,0	3,0	12	6,7	6,0
Primärslam [g/m³]	2,4 ($\pm 0,48$)	2,8	1,4	5,5	2,7	2,8
Överskottsslam [g/m³]	15 ($\pm 3,0$)	13	6,8	24	13	13
Total AG [%]	89	91	91	91	90	91
AG försedimentering [%]	–	54	54	54	53	54
AG aktivslamprocess [%]	–	37	37	37	37	37

Korrelationsanalysen av datan som modellen genererat visade att utgående halter av koppar i det renade vattnet korrelerade signifikant med inkommande halter ($\tau=0,60$, $p=0,0071$, $n=11$). Detta stämde inte överens med resultatet av den uppmätta datan där ingen signifikant korrelation fanns ($\tau=0,12$, $p=0,38$, $p=27$) mellan de två uppmätta variablerna.

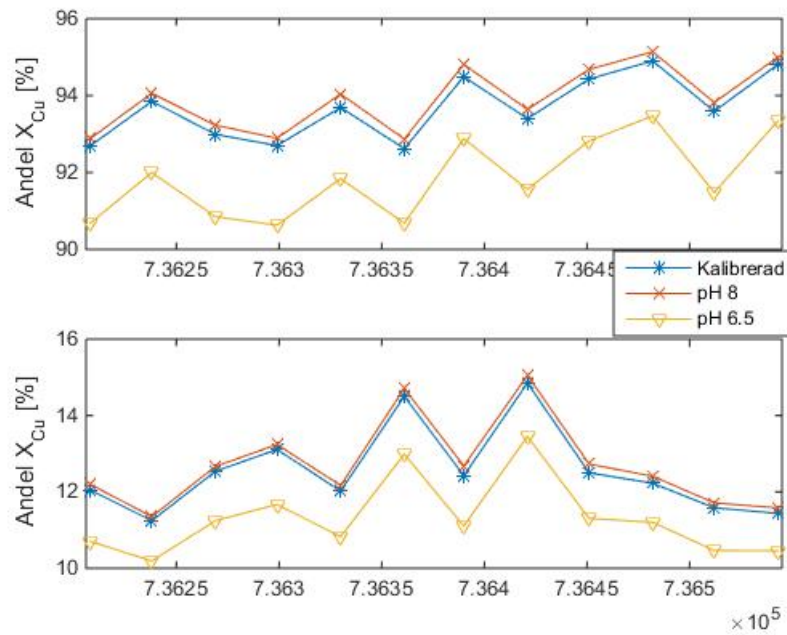
Avskiljningen av koppar skedde enligt modellresultatet till största del i försedimenteringsbassängen, där ungefär 54 % av inkommande halter koppar separerades från avloppsvattnet. Då pH sänktes till 6,5 minskade avskiljningsgraden med 1 % i försedimenteringen, detta återspeglar sig i den totala avskiljningsgraden (tabell 14).

Avskiljningsgraden i försedimenteringen och aktivslamprocessen var lika stor oberoende av inkommande kopparhalter (figur 21). Dock gav ett lägre pH i inkommande vatten en något lägre avskiljningsgrad av koppar i försedimenteringen.



Figur 21: Avskiljningsgraden över tid i försedimenteringen (övre) samt eftersedimenteringen (undre). I den övre grafen överlappar kurvorna med beteckning kalibrerad, pH 8, pH 6,5, dubbel- och halv halt varandra. I den undre grafen överlappas samtliga kurvor.

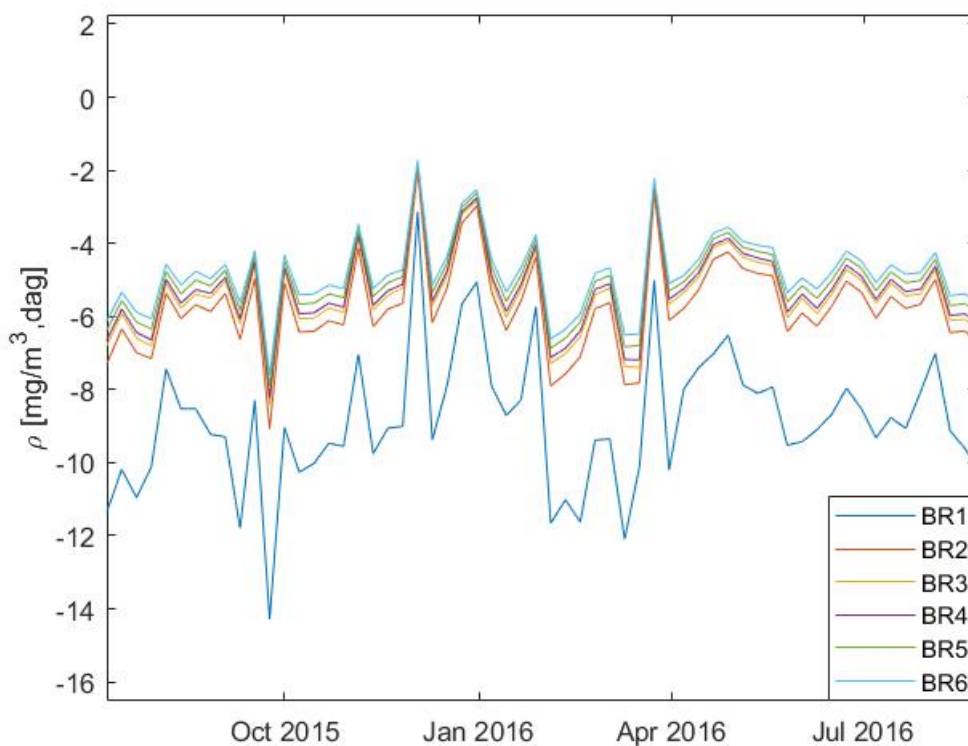
Enligt resultatet av modellen skiljde sig andelen partikulärbundet koppar i inkommande vatten till reningsverket markant från andelen i utgående vatten från reningsverket (figur 22). Under större delen av året minskade andelen partikelbundet koppar i utgående vatten då andelen i inkommande vatten ökade.



Figur 22: Månadsmedianandelen partikulärbundet koppar i inkommande vatten (övre) samt utgående vatten (undre).

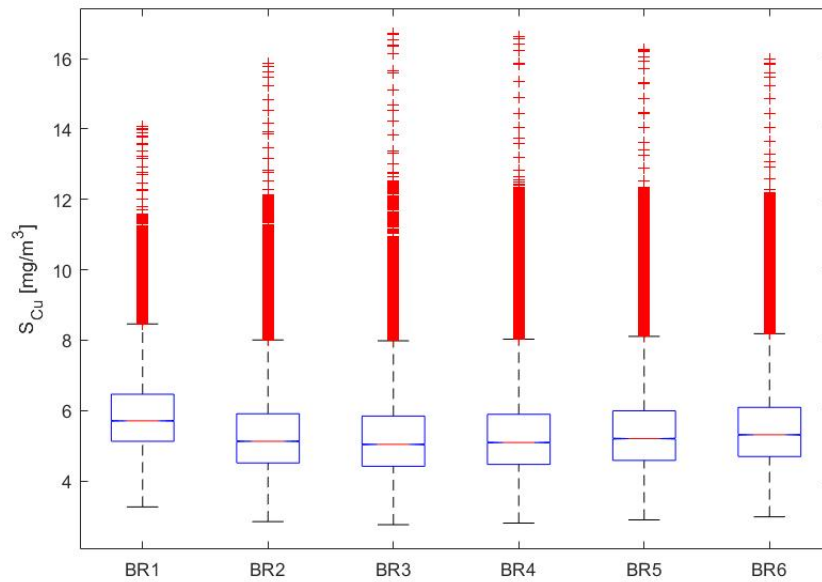
4.2.5 Sorption/desorption i bioreaktorerna

Sorptionshastigheten av koppar i de sex bioreaktorerna var negativ (figur 23). Detta innebär att koppar desorberades i bioreaktorerna, det vill säga övergick från bunden till löst form. Vecko-median-desorptionshastigheten i bioreaktorerna varierade mellan cirka 2–14 mg/m^3 , dag. I den första bioreaktorn desorberades koppar med den högsta hastigheten. Desorptionshastigheten minskade för varje bioreaktor från bioreaktor ett till sex.



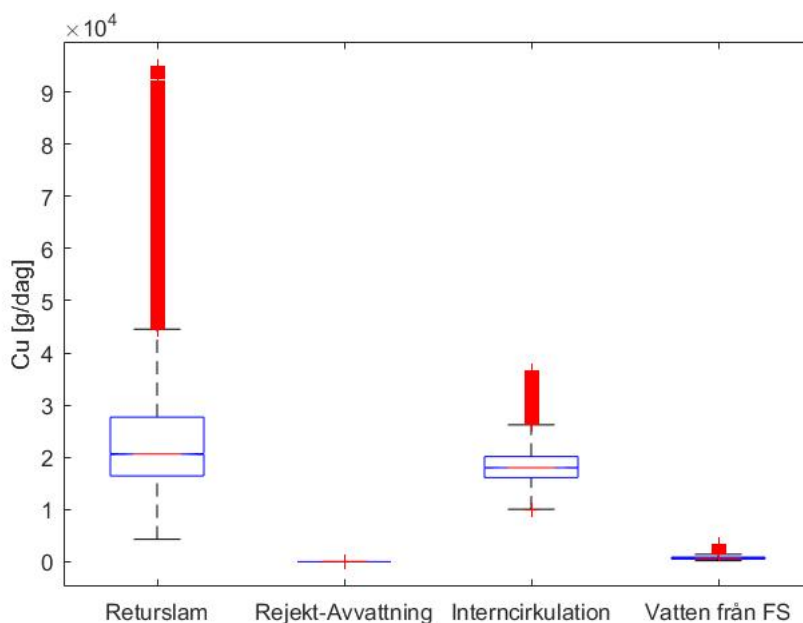
Figur 23: Sorptionshastigheten i de sex bioreaktorerna. Hastigheten presenteras i figuren som vecko-medianhastigheten.

Halterna av löst koppar i bioreaktorerna förändrades i mycket liten grad i de sex bioreaktorerna (figur 24). I medeltal var halten runt 5 mg/m³.



Figur 24: Halterna löst koppar i de sex bioreaktorerna genererade av modellen. Förkortningen BR står för bioreaktor.

Då kopparmassflödet i de fyra inflödena till aktivslamprocessen jämfördes sågs att massan koppar per dag var högst i returslamflödet och interncirkulationen. De båda massflödena var i medeltal cirka 20 kg koppar/dag (figur 25). Lägre massflöden återfanns för vattnet från försedimenteringen och rejektivattnet från avvattningen av slam.



Figur 25: Massflöde av koppar i returslamflödet, rejektivattnet från avvattningen av slam, interncirkulationen och den inkommande vattnet från försedimenteringen (FS).

5 DISKUSSION

5.1 KÄLLOR TILL METALLER I VÄSTERÅS AVLOPPSNÄT

Hushållen visades vara den största källan till metallerna kadmium, koppar, zink och kvicksilver i undersökningen. Detta stämmer väl med undersökningarna av Isaksson (2013) och Agduhr Eronen (2010). Då det beräknade totala procentuella bidraget från de estimerade hushållsavloppsfraktionerna summerades stämde även detta resultat väl med resultatet av analysen i SoFi. Detta ger en stark indikation på att hushållen är den primära källan till samtliga metaller, med undantag av krom. Att hushåll är den största källan kan tänkas vara rimligt om det tas i åtanke att avloppsreningsverk är byggda för att framförallt rena hushållspillvatten (Mälarenergi, 2017). Troligtvis är således flödena av vatten från hushåll mycket större än flöden

från verksamheter. Enligt Mälarenergi (2017) får inte verksamheter släppa sitt avloppsvatten till spillvattennätet om inte sammansättningen i vattnet är relativt lik sammansättningen för hushållspillvatten. Om koncentrationen av metaller är relativt lik i vatten från verksamheter och hushåll men den senare genererar ett större flöde av avloppsvatten borde hushållen också stå för en större mängd metaller.

En annan stor bidragande källa till metallerna kadmium, zink och krom var metallhaltigt markvatten som läckt in avloppssystemet. För kadmium var andelen hela sju procent. Denna andel stämmer väl överens med den andel Agduhr Eronen (2010) och Isaksson (2013) kommit fram till i sina studier. Vid jämförelse med resultatet av Sörme och Lagerkvist (2001) var den beräknade andelen i Västerås några procentenheter högre än i Stockholm. Både i SoFi-verktyget och i undersökningen av Sörme och Lagerkvist (2001) antas att metallhalten i marken är samma i hela det undersökta området. Troligtvis kan mark- och grundvattnets sammansättning skilja sig markant mellan olika områden beroende på till exempel berggrunden och tidigare industrier i området. Det kan således innebära en stor osäkerhet att använda ett schablonvärde på mängden metaller i markvattnet. För att minska påverkan från läck- och dräneringsvatten kan det tänkas att avloppssystemets skick behöver undersökas och detta framförallt i områden med förorenad mark, där markvattnet kan antas inneha en hög halt av metaller.

Det kombinerade avloppssystemet visades enligt denna studien inte påverka metallhalten i avloppsvattnet, förutom påverkan från koppartak som stod för fyra procent av kopparmängden i inkommande avloppsvatten. Sörme och Lagerkvist (2001) identifierade emissioner från byggnader som en stor källa för koppar (tabell A.3). Dock kan det tänkas att användningen av koppartak i Stockholm är mer utbredd jämfört med Västerås, då staden troligtvis har flera historiska byggnader och kyrkor som ofta har koppartak. Det kan också tänkas att områden med kombinerat avloppssystem är vanligare i Stockholm jämfört med Västerås. Vid beräkningen av koppartakens areor togs ingen hänsyn till takets lutning. Om detta gjorts skulle troligtvis en större area erhållits, vilket skulle öka det procentuella bidraget av koppar från hustak.

De uppskattade emissionerna från dricksvatten och rör i Västerås (tabell 1) är beräknade utifrån data från Stockholm. Troligtvis varierar utsläppen relativt mycket beroende på vilket område i landet som undersöks då material i rörsystemet och råvattensammansättningen kan variera. Detta gör att de uppskattade mängderna endast kan ge en fingervisning om hur viktig källan är. Dock har både Västerås och Stockholm Mälaren som råvattentäkt, vilket gör det beräknade bidraget från

dricksvattnet något mer tillförlitligt.

Enligt beräkningen stod rören för cirka 54 % av inkommande koppar och cirka 5,3 % av inkommande zink till reningsverket. För koppar utgör emissionerna från rörsystemet en stor del av det totala bidraget från hushållen. Rör verkar således vara en viktig källa till koppar, något som även beskrivs av Sörme och Lagerkvist (2001). För att minska påverkan från kopparrör på halterna i avloppsvattnet kan dricksvatten avhärdas. Vatten avhärdas i syfte att minska vattnets hårdhet och till följd av pH- höjningen som sker minskar korrosionen på rörsystemet (Hedberg och de Blois, 2003). Dock är detta kanske inte ett alternativ i Västerås där vattnet är på gränsen mellan mjukt och medelhårt (Mälarenergi, u.å).

Emissioner av zink från rör sker i mindre grad jämfört med koppar. Mellan 50- och 70-talet installerades dricksvattenrör gjorda av galvaniserat stål, som innehåller zink, i Sverige. Användningen var dock begränsad och idag utgör rör av detta material ungefär 1,5 % av dricksvattenrören i svenska rörsystem (Malm och Svensson, 2011). Detta innebär att trots att rör gjorda av galvaniserat stål utgör en mycket liten del av hela rörsystemet kan det potentiellt bidra med några procentenheter till den totala belastningen på reningsverket. Det är dock viktigt att påpeka att inga uppgifter framkommit om hur utbredd användningen av rör gjorda av galvaniserat stål är i rörsystemet i Västerås.

Enligt uppskattningen av hur stor metallbelastning hushållsavloppsfraktionerna stod för bidrog fraktionerna urin, fekalier och BDT-vatten med ca 60 % av den totala kadmiumbelastningen på reningsverket år 2016, där fekalier och urin stod för cirka 40 %. Vilken halt av kadmium som utsöndras via kroppen beror till stor del på hur mycket av metallen som kommer in i kroppen via maten. För metallerna koppar, zink och krom är sambandet mellan diet och metallkoncentration i fekalier och urin inte lika tydligt (Wang m. fl., 2012). Att aktivt reducera metallbelastningen på reningsverk genom att reducera bidraget från de biologiska avloppsfraktionerna är troligtvis svårt. Det är dock viktigt att påverka mängden metall som kommer in i systemet via till exempel importerade livsmedel och mineralgödsel eftersom en ökad införsel av dessa produkter troligtvis även ökar mängden som intas och utsöndras ur kroppen. Den avloppsfraktion från hushållen där det troligtvis är lättast att begränsa metallemissionerna är BDT-vattnet. Detta genom att till exempel informera allmänheten om vilka produkter som innehåller mycket metaller och hur kemikalieavfall ska hanteras. Troligtvis påverkar även städvanor hur mycket metaller som hamnar i avloppet. Wan m. fl. (2016) och Canha m. fl. (2015) återfann höga halter

av metaller i damm från hushåll i industriområden respektive skolor. Metallerna ansågs härröra från källor som trafiken och industrier. Dessa metaller transporteras inomhus till följd av att fönster öppnas för ventilation. Det kan också tänkas att vägdamm och jord kommer in till följd av att skor används inomhus. Metallerna kunde även härstamma från själva materialet i golvet, då till exempel ett stengolv gav högre halter av krom i damm. Canha m. fl. (2015) rekommenderade skolorna att våttorka golven för att reducera risken för att barnen skulle exponeras för metaller. Detta borde innebära att metallerna spolats ned i avloppen och följer med vattnet till reningsverket. Troligtvis innehåller även svenska hem metallhaltigt damm som efter våttorkning spolats ned med avloppsvattnet.

För kvicksilver visade sig tandvårdsenheter påverka metallhalterna i avloppsvattnet i mycket hög grad och resultat stämmer väl överens med tidigare studier (tabell A.3, bilaga 1). Att använda amalgam i tandplomber förbjöds i Sverige år 2009 (Socialstyrelsen, u.å.) vilket gör att emissionerna från tandvården troligtvis kommer att minska i framtiden. Dock ej inom en snar framtid, då metallen visat sig lagras i sediment i rörsystemet (Naturvårdsverket, 2017c). Wistrand (2007) genomförde en sanering av avloppsstammar anslutna till tandvårdskliniker. Saneringen gav en reduktion på 55 % kvicksilver i avloppsslammet. Det ansågs dock att en del av reduktionen berodde av minskad kvicksilveranvändning inom tandvården. För att reducera mängden kvicksilver i Kungsängens reningsverks slam skulle en sanering av samma slag vara tänkbart. Dock är en sanering i stor skala troligen kostsam. Om någon av tandvårdsenheterna var anrättade innan 80-talet, då krav ställdes på att amalgamavskiljare skulle installeras, kan det hända att en amalgamavskiljare inte har installerats (Björkhem, 2004). Det kan tänkas att detta behöver utforskas närmare samt att rutiner hos tandvårdskliniker vad gäller kontroll av amalgamavskiljarnas funktion behöver ses över för att minska emissionerna från tandvårdskliniker.

Antagandet att 10 % av inkommande mängd kadmium kommer från konstnärsvärksamheter har enbart baserats på källor från andra kommuner. I andra studier har en lägre procentsats antagits (tabell A.3), varvid det antagna bidraget från konstnärsvärksamheter i denna studie kan vara en överskattning.

Den inkommande mängden metaller till reningsverket bygger på antagandet att ett veckoflöde är representativt för en hel månad samt att ett månadsmedelvärde för metallerna är representativt för en hel månad. Detta innebär att det även finns osäkerheter i resultatkontrollsberäkningen och att förklaringsgraden kan vara påverkad. Det är således möjligt att vissa metaller kan ha överskattad förklaringsgrad

medan andra kan ha underskattad.

Kadmium och zink korrelerade signifikant ($p < 0.01$) med varandra. Anledningen till att kadmium och zink korrelerar skulle kunna vara att kadmium ofta återfinns i zinkprodukter. Det kan således antas att om zinkmaterial korroderar kommer även en liten mängd kadmium att frisläppas. För både koppar, zink och kadmium är den största källan till metallerna hushållen. Det kan således tänkas att zink, koppar och kadmium kan ingå i produkter eller material som ofta används av hushållen. Ett exempel skulle kunna vara mässingsprodukter, som innehåller koppar och zink (Nationalencyklopedin, u.å.[b]). Sambandet mellan halterna av metallerna skulle även kunna vara kausalt. Till exempel att hygienprodukter innehållande zink tvättas bort med varmvatten som när det rinner ned i avloppet orsakar korrosion av kopparledningarna. Kvicksilver korrelerade inte med någon av de andra metallerna. Detta skulle kunna vara en följd av att kvicksilver från amalgamfyllningar visade sig vara en stor källa.

Krom var den metall som hade lägst förklaringsgrad av de inkluderade metallerna. Agduhr Eronen (2010) och Isaksson (2013) fann att läck- och dräneringsvatten var en mycket stor källa till krom. Således kan bidraget från läck- och dräneringsvatten av mängden krom till reningsverket ha underskattats i denna studie. Det är också möjligt att krom släppts ut från verksamheter vars emissioner inte inkluderats i denna studie. Således bör källor till krom i Västerås avloppsvatten studeras närmare.

5.1.1 Känslighetsanalys och osäkerheter

Flera beräknade värden togs fram med hjälp av ett flertal antaganden såsom att ett medianvärde över metallkoncentrationen skulle vara representerbart för att beräkna en årlig mängd, eller att alla bilverkstäder tvättade sina golv med vatten. De flesta av dessa antaganden ansågs inte göra så stor skillnad för resultatet då påverkan från dagvatten, bilverkstäder och fordonstvättar i princip var mycket måttliga enligt resultatet. Det som anses ha påverkat resultatet i hög grad är valet av schablonvärden för hushåll samt läck- och dräneringsvatten då bidragen som mest varierade med 227 % respektive 8 % beroende på val av schablonvärde. Dock är det inte så troligt att hushållets bidrag till kadmium och kvicksilver är så lågt som tre procent, vilket var det lägsta procentuella bidraget från hushållen av alla metaller. Vid jämförelse med vad andra studier visat och de uppskattade mängderna i avloppsfraktionerna för hushållen i Västerås kan antas att bidraget från hushållen borde vara större. Att variationen är så stor visar dock på att beräkningarna är känsliga för val av

schablonvärden. De värden som använts för beräkningar av metallemissioner från hushåll i Västerås härstammar från uppmätt data i ledningssystemet. Detta innebär att läck och dräneringsvatten potentiellt skulle kunna påverka de uppmätta halterna, om vatten läckt in i ledningarna innan mätpunkten. Detta inläckage och val av material i ledningar är troligtvis det som skiljer sig när mätningar på emissioner från hushåll görs i olika områden. Att hitta ett värde som exakt beskriver emissioner från hushåll är troligtvis omöjligt. Känsligheten för val av schablonvärde ses även för tandvårdsinrättningar, där resultatet varierade med 24 %, då schablonvärdet ökades eller minskades med 40 %.

En annan osäkerhet i undersökningen är att det endast inkluderades data från ett fåtal verksamheter. Det uppskattades att bortfallet från de verksamheter som inte inkluderades var relativt måttligt, då de som mest estimerades utgöra tre procent av inkommande mängd krom till reningsverket. Dock är detta endast en uppskattning, vilket gör att dessa verksamheter potentiellt skulle kunna påverka metallhalten i mycket högre grad. Troligtvis finns även fler verksamheter, som potentiellt kan släppa ut metaller, som inte kunnat identifieras i denna studie.

Flera av de schablonvärden som använts har uppmätts eller beräknats för över tio år sedan. Bland annat härstammar schablonvärdet för bilverkstäder från provtagningar från mätningar utförda år 2004. Även metallinnehållet i hushållsavloppsfraktionerna härstammar från data från år 2005. Det är möjligt att dessa värden inte är representativa för den mängd metaller som genereras idag.

5.2 MODELLEN FÖR KOPPARAVSKILJNING

Modellen som togs fram visade sig inte helt kunna förklara variationerna i den uppmätta datan. Då ett konstant värde användes för inkommande kopparhalter till reningsverket sågs en bättre modellanpassning till de uppmätta värdena på kopparhalten i slam och utgående vatten. Detta kan tyda på att datan som genererades hade för kraftiga variationer. Magnusson (2003) undersökte variationer av metallhalten i avloppsvatten från hushåll. För koppar var halten något högre under dagen jämfört med på natten. Dock var skillnaden endast 8 µg/l, vilket kan jämföras med den genererade indatan till modellen (figur 12) där variationen var betydligt större. En större variation över dygnet av kopparhalter i inkommande vatten till ett reningsverk har dock observerats av Nielsen och Hruday (1983), då halten maximalt ökade med nästan tio gånger över dygnet. Koncentrationerna över tid såg även ut att följa en dygnsvariation med en ökad halt på förmiddagen och på kvällen. Detta

talar för att antagandet i modellen om att kopparhalten varierar slumpmässigt över tid troligtvis inte var helt korrekt. I detta fallet fanns det endast ett uppmätt värde per månad för den inkommande kopparhalten. För att få en bättre anpassning skulle naturliga variationer i kopparhalten under året och dygnet behövas undersökas närmare genom till exempel dygnsprovtagningar och mer högupplösta provtagningar.

Enligt Rieger (2012) är det godtagbart att en kalibrerad aktiv slammodell har ett fel på 5 till 15 % jämfört med uppmätt data. För låga koncentrationer kan ett fel på 10 till 100 % vara accepterbart. Utgående koncentrationer av koppar genererade av modellen var låga och felet översteg inte 100 %, vilket skulle betyda att modellen ger ett accepterbart resultat. Dock är modellen inte så användbar om den inte kan beskriva variationer i uppmätt data, vilket gör att ett mindre fel på utgående datan skulle vara önskvärt. För slammet kunde det ses vid anpassning av modellen att felet var lika stort som mätosäkerheten på 20 %, vilket indikerar att felet modellen gav var för stort. Det är dock omöjligt att säga med säkerhet att modellen inte följde variationerna av kopparhalten i slam och utgående vatten då för lite data fanns att tillgå. Att endast undersöka variationer av medelvärden kan vara missvisande, då ett enskilda extremvärde potentiellt skulle kunna påverka medelvärdet i mycket hög grad. Det som dock talar emot att modellen beskriver verkligheten är att utgående kopparkoncentrationer i det renade vattnet genererat av modellen korrelerar starkt och signifikant med inkommande halter. En korrelation ses inte för den uppmätta datan. En förklaring till att modellen visar en korrelation kan vara att halterna löst koppar i bioreaktorerna är relativt konstant. Den enda process i modellen där lösta metaller kan övergå i partikulär form, och på så sätt avskiljas, är just i aktivslamprocessen. Om metaller inte sorberas/desorberas innebär detta att lösta metaller passerar reningsstegen i relativt oförändrad koncentration. Dock indikerade modellresultatet att koppar desorberas i aktivslamprocessen, då den beräknade sorptionshastigheten var negativ. Att metaller desorberats har inte kunnat bekräftas av litteraturen. Ekster och Jenkins (1996) visade tvärtom att metaller sorberas i aktivslamprocessen. Författarna menade att sorptionen påverkades av hur mycket biomassa som produceras i aktivslamprocessen. I den framtagna modellen inkluderades biomassa i totalt suspenderat material. Enligt modellresultatet var halten i bioreaktorerna relativt konstant när ingen påverkan fanns från returflöden av slam och vatten. Detta kan vara en förklaring till att halten lösta metaller var relativt konstant för alla bioreaktorer. Sorptionen av koppar i modellen beror av koncentrationen av suspenderat material, konstanten $K_{d,Cu}$ och koncentrationen av lösta respektive bundna metaller. Vid närmare studie av sorptionshastigheten (ekvation 9) kan ses att villkoret

för sorption är att kvoten mellan bundet och löst koppar ska vara mindre än produkten av $K_{d,Cu}$ och suspenderat material. Om modellen felaktigt visade att koppar desorberas kan detta bero på att den modellerade andelen bundet koppar var för hög, att det kalibrerade värdet på $K_{d,Cu}$ var för lågt och/eller att den modellerade koncentrationen av suspenderat material var för låg. För att undersöka de verkliga förhållandena i reningsverket närmare skulle förhållandet mellan lösta och bundna metaller behöva undersökas i inkommande vatten till reningsverket och till bioreaktorerna.

Att köra modellen med en, över tidsperioden, konstant dubblerad eller halverad kopparhalt i inkommande vatten var troligtvis inte det bästa sättet att testa hur utgående halter berodde på inkommande halter. Det kan tänkas att halterna i inkommande vatten samvarierar med andra variabler, varvid endast en ökning av halterna koppar inte skulle vara realistiskt. Nielsen och Hrudey (1983) såg ett samband mellan flödesförändringar och förändringar i kopparhalten. Detta ansågs bero på att hushållen var den primära källan till koppar i avloppsvattnet. Sambandet mellan flöde och kopparhalt har inte kunnat påvisas i denna studie trots att hushåll har visat sig vara en stor källa till koppar i Västerås avloppsvatten. Möjligtvis skulle sambandet ha kunnat visas även för Västerås om mer data funnits tillgänglig till korrelationsanalysen. Detta skulle i sin tur innebära att flödet skulle kunna användas för att simulera kopparhalten i inkommande vatten.

Vid jämförelse mellan avskiljningsgraden i försedimenteringen och andelen koppar som var partikelbunden kunde ses stora likheter med hur de varierar över tid. En signifikant korrelation mellan avskiljningen av suspenderat material och partikelbundet koppar i försedimenteringen har tidigare observerats av Ekster och Jenkins (1996). Detta innebär att modellens resultat kan anses vara rimliga, då avskiljningsgraden för partikulärt koppar styrs av avskiljningsgraden för suspenderat material i modellen. Sambandet mellan avskiljningsgrad och andelen partikelbundet koppar i inkommande vatten kunde inte ses för aktivslamprocessen. I aktivslamprocessen är det mycket slam som cirkulerar till följd av återflödena från eftersedimenteringen. Troligtvis är det mesta av den koppar som finns i slamåterflödet partikelbunden varvid inkommande andel partikelbundet koppar inte påverkar avskiljningen i aktivslamprocessen i lika hög grad.

Avskiljningsgraden för koppar i försedimenteringsbassängen visade sig vara 54 % enligt modellresultaten. Detta är en högre avskiljningsgrad än som tidigare visats i litteraturen, där avskiljningsgraden inte översteg 40 % (Cantino m. fl., 2016). Det

kan således tänkas att avskiljningsgraden i modellen är något för hög. Dock inkluderas fosforrening i Kungsängens reningsverk i form av förfällning. Flockbildningen i försedimenteringen borde leda till en högre avskiljning jämfört med reningsverk som inte använder sig av förfällning. Den totala avskiljningsgraden av koppar på 91 %, som togs fram av modellen, är även den lite högre jämfört med värden i litteraturen, där den maximala noterade avskiljningsgraden var 88 % (Cantino m. fl., 2016). Dock skiljde det endast två procentenheter mellan avskiljningsgraden som modellen visade och avskiljningsgraden som beräknats utifrån uppmätta värden av kopparhalten i renat och orenat avloppsvatten vid Kungsängens reningsverk. Detta tyder på att Kungsängens reningsverk har en hög avskiljningsgrad för koppar.

I modellen som togs fram i denna studie sågs en mycket liten påverkan på avskiljningsgraden då pH sänktes till 6,5 eller höjdes till 8. Detta beror troligtvis på att andelen partikelbundet koppar i inkommande vatten bara minskade med ungefär 2 % då pH sänktes från 8 till 6,5. Modellen för aktivslamprocessen inkluderade inte pH och det kan tänkas att ett pH på 6,5 i inkommande vatten skulle kunna påverka vissa mikroorganismer i bioreningen negativt, vilket i sin tur skulle påverka halten TSS. Det är dock viktigt att nämna att pH troligtvis inte kommer vara så låg som 6,5 då utsläpp av vatten från en industri med detta pH skulle spädas ut i stor grad i avloppssystemet.

Antagandet om att koppar bara förekom i löst form i kolkällan är sannolikt felaktigt då andelen bundet koppar i inkommande vatten i medeltal beräknades vara 95 %. Vid beräkning av massbalansen över reningsverket sågs att mängden koppar från kolkällan var mycket liten jämfört med de övriga flödena, varvid det felaktiga antagandet troligtvis inte har någon avgörande betydelse.

För att göra en säkrare kalibrering av modellen skulle fler mätningar på vatten och slam under reningsprocessen behöva göras. Modellen som togs fram i detta arbete anpassades utifrån två uppmätta värden på kopparhalten i primärslam respektive överskottsslam. Två uppmätta värden under året är troligtvis inte representerbara för metallhalten i primär- respektive överskottsslam under hela året, då den uppmätta halten borde variera beroende på inkommande halter. Detta har också gjort att det inte varit möjligt att utvärdera delmodellerna för försedimenteringen och aktivslamprocessen separat.

Modellen i detta arbete har inte validerats. Den kalibrerade modellen visade på stora brister, då den ej kunde förklara variationer i datan. Dessa brister skulle troligtvis

påverka ett nytt dataset i ännu högre grad, vilket skulle resultera till en sämre anpassning jämfört med den kalibrerade modellen. Med mer data och en bättre kalibrering samt validering av modellen skulle modellen potentiellt kunna användas för att förutspå effekter på metallhalterna i utgående vatten och slam vid förändrad sammansättning i inkommande vatten eller ändringar i reningsverkets uppbyggnad.

En intressant utveckling av modellen kan vara att inkludera metaller som inte visat sig avskiljas i reningsverk i så hög grad som koppar. Det skulle även vara intressant att undersöka hur kopparhalten i utgående vatten och slam påverkas av periodvis högre halter i inkommande vatten. För att utveckla modellen behöver dock sorption-/desorptionsprocessen i aktivslamprocessen studeras närmare.

6 SLUTSATSER

Den största utsläppskällan till metallerna koppar, kvicksilver, kadmium och zink i avloppsvattnet i Västerås var hushållen. Den största utsläppskällan för krom kunde inte påvisas av detta arbete. Verksamheter visades inte påverka metallhalterna i särskilt hög grad. Ett undantag från detta var tandvårdsverksamheter som uppskattades stå för cirka 30 % av den totala mängden kvicksilver i avloppsvattnet.

Enligt resultatet av denna studie kunde den framtagna modellen inte förklara variationer i utgående halter av koppar från reningsverket. Det bedömdes att mer data behövde samlas in för att kunna utföra en säkrare kalibrering av modellen och sorption-/desorptionsprocessen i aktivslamprocessen behövde studeras närmare för att kunna utveckla modellen.

7 REFERENSER

- Agduhr Eronen, Sara (2010). "Substansflödesanalys av tungmetaller i avloppssystemet- Nytt verktyg testat på Sigtuna och Solna kommuner". Examensarb. Uppsala Universitet.
- Alazem, Deyala (2012). "GIS model of heavy metal supply to the Kvillebäcken stream, Gothenburg". Examensarb. Göteborgs universitet. URL: https://gvc.gu.se/digitalAssets/1393/1393647_b681-klar.pdf.
- Alex, J., L. Benedetti, J. Copp, K.V. Gernaey, U. Jeppson, I. Nopens, M.N. Pons, C. Rosen, J.P. Steyner och P. Vanrolleghem (2008a). Opublicerat manuskript.
- Alex, J., L. Benedetti, J. Copp, K.V. Gernaey, U. Jeppson, I. Nopens, M.N. Pons, L. Rieger, C. Rosen, J.P. Steyer, P. Vanrolleghem och S. Winkler (2008b). *Benchmark Simulation Model no. 1 (BSM1)*. Tekn. rapport. Lund University.
- Beardsley, Timothy M. (2011). "Peak Phosphorus". I: *BioScience* 61.2, s. 91–91. DOI: 10.1525/bio.2011.61.2.1.
- Björkhem, Ritva (2004). *Projektet kvicksilveravfall från tandvården*. Länsstyrelsen i Kronobergs län. URL: <http://www.lansstyrelsen.se/kronoberg/SiteCollectionDocuments/sv/publikationer/miljoskydd/200419.pdf> (hämtad 2018-05-15).
- Bydell, Sofie (2013). "Extension of the Benchmark Simulation Model no. 2 with a model for chemical precipitation of phosphorus". Examensarb. Uppsala Universitet.
- Canha, Nuno, Corinne Mandin, Olivier Ramalho, Guillaume Wyart, Jacques Ribéron, Claire Dassonville och Mickael Derbez (2015). "Exposure Assessment of Allergens and Metals in Settled Dust in French Nursery and Elementary Schools". I: *Atmosphere* 6.11, s. 1676–1694. DOI: 10.3390/atmos6111676.
- Cantino, P., M. Matos, M.A. Trancoso och M.M. Correia dos Santos (2016). "Behaviour and fate of metals in urban wastewater treatment plants: a review". I: *International Journal of Environmental Science and Technology* 13.1, s. 359–386. DOI: 10.1007/s13762-015-0887-x.
- Cloutier, Frédéric, Guillaume Jalby, Paul Lessard och Peter A. Vanrolleghem (2009). "Modélisation dynamique du comportement des métaux lourds dans des stations d'épuration". I: *Revue des Sciences de l'Eau* 22.4, s. 461–471.
- Duan, Baoling, Fenwu Liu, Wuping Zhang, Haixia Zheng, Qiang Zhang, Xiaomei Li och Yushan Bu (2015). "Evaluation and Source Apportionment of Heavy Metals (HMs) in Sewage Sludge of Municipal Wastewater Treatment Plants (WWTPs) in Shanxi, China". I: *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12.12, s. 15807–15818. DOI: 10.3390/ijerph121215022.

- Ekster, Alex och David Jenkins (1996). "Nickel and Copper Removal at the San Jose/Santa Clara Water Pollution Control Plant". I: *Water Environment Research* 68.7, s. 1172–1178. DOI: 10.2175/106143096X128603.
- European Food Safety Authority (2009). "Cadmium in food - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain". I: *EFSA Journal* 7.3. ISSN: 1831-4732. DOI: 10.2903/j.efsa.2009.980. URL: <http://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.980>.
- Flores-Alsina, Xavier, Magnus Arnell, Youri Amerlinck, Lluís Corominas, Kristina Gernaey, Lisha Guo, Erik Lindblom, Ingmar Nopens, Jose Porro, Andy Shaw, Laura Snip, Peter A. Vanrolleghem och Ulf Jeppsson (2014). "Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs". I: *The Science of the total environment* 466–267, s. 616–624. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.046.
- Gromaire, M. C, S. Garnaud, M. Saad och G. Chebbo (2001). "Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers". I: *Water Research* 35.2, s. 512–533. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00261-X.
- Gryaab (2008). *Provtagningar i referensområden 2006/2007 -Hushållsspillvatten Del 1*.
- Hanć, Anetta, Izabela Komorowicz, Karol Sek och Danuta Baralkiewicz (2009). "Test of the relationships between the content of heavy metals in sewage sludge and source of their pollution by chemometric methods". I: *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 44.13, s. 1441–1448. DOI: 10.1080/10934520903217583.
- Hedberg, Torsten och Mark de Blois (2003). *Avhärddning av dricksvatten – tillämpning i Sverige*. 2003-35. VA-forsk.
- Helsel, D.R. och R.M. Hirsch (2002). "Statistical Methods in Water Resources". I: *Statistical Methods in Water Resources Techniques of Water Resources Investigations, Book 4*. United States Geological Survey. URL: <https://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/>.
- Hiatt, William C. och C.P. Leslie Grady (2008). "An Updated Process Model for Carbon Oxidation, Nitrification, and Denitrification". I: *Water Environment Research* 18.11, s. 2145–2156. DOI: 10.2175/106143008X304776.
- Isaksson, Emanuel (2013). "Spårning av miljöstörande ämnen i Uppsala stads spillvattennät". Examensarb. Uppsala Universitet.
- Johansson, Christer, Michael Norman och Lars Burman (2009). "Road traffic emission factors for heavy metals". I: *Atmospheric Environment* 43.31, s. 4681–4688.

- Jonsson, Ralph (2018). HSE-ansvarig ,Stadler MR Sweden AB. Personlig kommunikation, 2018-04-05.
- Jönsson, Håkan, Andras Baky, Ulf Jeppsson, Daniel Hellström och Erik Kärrman (2005). *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Tekn. rapport 6. Chalmers University of Technology.
- Karlstad Kommun (u.å.). *Tänk på miljön när du målar*. URL: https://karlstad.se/globalassets/filer/bygga/vatten_avlopp/avlopp-2/0006_malamiljovanligt_broschyr_webb.pdf (hämtad 2018-04-28).
- Kaur, kuljeet, Rajiv Gupta, Shubhini Saraf och Shailendra Saraf (2014). "Zinc: The Metal of Life". I: *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety* 13.4, s. 358–376. DOI: 10.1111/1541-4337.12067.
- Käppala och Urban Water Management (2010). *Vägledning SoFi – Source Finnder*. URL: http://www.urbanwater.se/sites/default/files/filer/vagledning_-_sofi.pdf (hämtad 2018-01-16).
- Landner, Lars (2004). *Metals in Society and in the Environment: A Critical Review of Current Knowledge on Fluxes, Speciation, Bioavailability and Risk for Adverse Effects of Copper, Chromium, Nickel and Zinc*. London: Kluwer Academic.
- Legates, David R. och Gregory J. McCabe Jr. (1999). "Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation". I: *Water Resources Research* 35.1, s. 233–241.
- Livsmedelsverket (2018a). *Koppar*. URL: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/koppar> (hämtad 2018-02-12).
- Livsmedelsverket (2018b). *Krom*. URL: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/naringsamne/salt-och-mineraler1/krom> (hämtad 2018-04-06).
- Livsmedelsverket (2018c). *Kvicksilver*. URL: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver> (hämtad 2018-01-19).
- Läkemedelsverket (2016). *Zinkoxid*. URL: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/koppar> (hämtad 2018-04-15).
- Magnusson, Joel (2003). "Sammansättning på hushållspillvatten i Hammarby Sjöstad". Examensarb. Luleå tekniska universitet.
- Malm, Annika och Gilbert Svensson (2011). *Material och åldersfördelning för Sveriges VA-nät och framtida förnyelsebehov*. 2011:13. URL: http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2011-13 (hämtad 2018-04-11).

- Matsson, Per (2018). Tandläkare, miljö och försörjningsansvarig, Folktandvården Västmanland AB. Personlig kommunikation, 2018-03-26.
- Mälarenergi (2016a). *Miljörapport–Kungsängens reningsverk 2016*. URL: <https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/miljorapporter/miljorapport-kungsangsverket-2016.pdf> (hämtad 2018-02-28).
- Mälarenergi (2016b). *Miljörapport–Skultuna reningsverk 2016*. URL: <https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/miljorapporter/miljorapport-skultuna-reningsverk-2016.pdf> (hämtad 2018-02-28).
- Mälarenergi (2017). *Riktlinjer – för utsläpp av avloppsvatten från industrier och andra verksamheter*. URL: <https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/va/riktlinjer-for-utslapp-av-avloppsvatten2.pdf> (hämtad 2018-01-22).
- Mälarenergi (u.å.). *Dosera efter hur hårt ditt vatten är*. URL: <https://www.malarenergi.se/vatten-avlopp/avlopp/tvatt-vett/> (hämtad 2018-05-16).
- Mälarenergi (u.å.). *Så här fungerar Kungsängens avloppsreningsverk*. URL: <https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/anlaggningar/sa-fungerar-kungsangsverket.pdf> (hämtad 2018-01-17).
- Nationalencyklopedin (u.å.[a]). *kemisk syreförbrukning*. URL: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kemisk-syref%C3%B6rbrukning> (hämtad 2018-09-25).
- Nationalencyklopedin (u.å.[b]). *mässing*. URL: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/m%C3%A4ssing> (hämtad 2018-05-20).
- Nationalencyklopedin (u.å.[c]). *sorption*. URL: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/sorption> (hämtad 2018-04-27).
- Nationalencyklopedin (u.å.[d]). *zink*. URL: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/enkel/zink> (hämtad 2018-09-28).
- Naturskyddsföreningen (2010). *Hårvårdsprodukter som skadar*. URL: <https://www.naturskyddsforeningen.se/sveriges-natur/2010-4/harvardsprodukter-som-skadar> (hämtad 2018-04-15).
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor – Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen*. ISBN: 978-91-620-6580-5.
- Naturvårdsverket (2017a). *Dubbdäck användning i Sverige*. URL: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-0/Dubbdack-anvandning-i-Sverige/> (hämtad 2018-02-20).
- Naturvårdsverket (2017b). *Fakta om Koppar*. URL: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/> (hämtad 2018-02-12).

- Naturvårdsverket (2017c). *Fakta om kvicksilver*. URL: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kvicksilver-Hg/> (hämtad 2018-01-19).
- Naturvårdsverket (2017d). *Fakta om zink*. URL: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Zink/> (hämtad 2018-04-07).
- Naturvårdsverket (2017e). *Krom (Cr)*. URL: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmataller/Krom/> (hämtad 2018-04-06).
- Nielsen, J.S. och S.E. Hrudey (1983). "Metal loadings and removal at a municipal activated sludge plant". I: *Water Research* 17.9, s. 1041–1052.
- Nilsson, Andreas (2018). Processingenjör, Mälarenergi. Personlig kommunikation, 2018-03-13.
- Otterpohl, R. och M. Freund (1992). "Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows". I: *Water science and technology* 26.5–6, s. 1391–1400.
- Pomiés, M., J.M. Choubert, C. Wisniewski och M. Coquery (2013). "Modelling of micropollutant removal in biological wastewater treatments: A review". I: *Science of the total environment* 443, s. 733–748. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.11.037.
- REVAQ (2018). *Regler för certifieringssystemet*. URL: <http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq.regler-2018---vit-med-analysmet-o-vid-ett-o-samma-verk.pdf> (hämtad 2018-01-18).
- Rieger, L. (2012). *Guidelines for using Activated Sludge Models*. 1. uppl. Iwa Publishing.
- Sand, Olav, Oysten Sjaastad, Egil Haug och Jan Bjälje (2007). *Människokroppen*. 2. uppl. Stockholm: Liber.
- SFS 1998:944 (1998). *Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter*. URL: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998944-om-forbud-mm-i-vissa-fall_sfs-1998-944.
- Socialstyrelsen (u.å.). *Anmälan om användning av amalgam*. URL: <https://www.socialstyrelsen.se/tandvard/anvandning-amalgam> (hämtad 2018-05-01).
- Statens institut för kommunikationsanalys (2010). *Järnvägstransporter i Sverige och hanteringen av dessa i en ny nationell godstransportmodell*. URL: https://www.trafikverket.se/contentassets/93a250fc470d426998f0a496fea3787a/pm2010_3.pdf (hämtad 2018-03-15).

- Statens offentliga utredningar (2000). *Metaller och metallföreningar*. 2000:53. URL: <http://www.regeringen.se/49bbb3/contentassets/c0f10a5d57534a48b9b8641aba971a1e/bilagorna-6-9> (hämtad 2018-04-06).
- Statistiska centralbyrån (2016). *Sveriges materialkonsumtion fortsatt högre än EU-genomsnittet*. URL: <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/miljoekonomi-och-hallbar-utveckling/miljorakenskaper/pong/statistiknyhet/statistiknyhet-materialflodesrakenskaper-2000-2015/> (hämtad 2018-04-07).
- Sterner, Olof (2010). *Förgiftningar och miljöhot*. 2:2. uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Stockholm vatten och avfall (2000). *Kadmium- Miljö- och hälsoaspekter vid slam-spridning*. URL: <http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/avlopp/paverkan-av-industri-och-samhalle/kadmium---miljo-och-halsoaspekter-vid-slamspridning.pdf> (hämtad 2018-04-28).
- Svenskt Vatten (2007). *Avloppsteknik 2- Renigsprocessen*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Sörme, L. och R. Lagerkvist (2001). "Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm". I: *Science of the total environment* 298.1, s. 131–145. DOI: 10.1016/S0048-9697(02)00197-3.
- Trafikverket (2004). *Väg och gatutyper*. URL: https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Foretag/Bygga_och_underhalla/Vag/Vagutformning/Dokument_vag_och_gatuutformning/Vagar_och_gators_utformning/Sektion_tatort-gaturum/05vag_och_gatutyper_tat.pdf (hämtad 2018-03-01).
- Trafikverket (2017). *Välkommen till Vägtrafikflödeskartan*. URL: <http://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation> (hämtad 2018-05-14).
- Transportstyrelsen (u.å.). *Vinterdäck*. URL: <https://www.transportstyrelsen.se/vinterdack> (hämtad 2018-02-20).
- Wan, Dejun, Zhangxiong Han, Dongwei Liu och Jinsong Yang (2016). "Risk assessments of heavy metals in house dust from a typical industrial area in Central China". I: *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 22.2, s. 489–501. DOI: 10.1080/10807039.2015.1080593.
- Wang, Jianmin, C.P. Huang och Herbert E. Allen (2000). "Surface physical-chemical characteristics of sludge particulates". I: *Water Environmental Research* 72.5, s. 545–553.
- Wang, Jianmin, C.P. Huang och Herbert E. Allen (2006). "Predicting metals partitioning in wastewater treatment plant influents". I: *Water Research* 40.7, s. 1333–1340. DOI: 10.1016/j.watres.2005.12.044.

- Wang, Ying, Yang-Li Ou, Ya-Qiong Liu, Qing Xie, Qing-Fen Liu, Quan Wu, Ti-Qiang Fan, Lai-Lai Yan och Jing-Yu Wang (2012). "Correlations of Trace Element Levels in the Diet, Blood, Urine, and Feces in the Chinese Male". I: *Biological Trace Element Research* 145.2, s. 127–135. DOI: 10.1007/s12011-011-9177-8.
- VaSyd (u.å.). *Måla miljövänligt*. URL: <https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Broschyrer/Vatten-och-avlopp/Hall-vattnet-rent/M%C3%A5la-Milj%C3%B6v%C3%A4nligt.ashx> (hämtad 2018-04-28).
- Vendel, C. (2004). *Karaktärisering av hushållspillvatten i Tyktorp 2004*. Stockholm: Käppalaförbundet.
- Wistrand, Bernt (2007). *Kvicksilversanering av avloppsstammar*. Stockholm vatten och avfall. URL: <http://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf1/rapporter/avlopp/paverkan-av-industri-och-samhalle/hgrapportensv.pdf> (hämtad 2018-05-20).
- Åmand, Linda, Sofia Andersson, Magnus Arnell, Felipe Oliveira, Magnus Rahmberg och Christian Junestedt (2016). *Nya utsläppskrav för svenska reningsverk -- Effekter på reningsverkens totala miljöpåverkan*. Nr B 2246. IVL – Svenska miljöinstitutet.
- Öman, Cecilia, Marianne Malmberg och Camilla Wolf-Watz (2000). *Handbok för Lakvattenbedömning – Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag*. URL: <https://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b7392/1445515427151/B1354.pdf> (hämtad 2018-05-05).

A BILAGA 1 – Data och figurer för källanalys

SCHABLON- OCH UPPMÄTTA VÄRDEN TILL SOFI

Tabell A.1 anger de värden som användes vid känslighetsanalysen för SoFi-beräkningarna samt de medelvärden som var angivna i SoFi-verktyget.

Tabell A.1: Schablonvärden och uppmätta värden på metallmängder genererade av hushåll, koppartak samt läck- och dränvatten.

	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr	Enhet
Hushåll						
Undre intervall	0,0036	0,0048	3,6	3,4	0,057	<i>g/person, år</i>
Övre intervall	0,020	0,018	8,5	16	0,20	<i>g/person, år</i>
Uppmätt (Medel)	0,010	0,0054	6,4	10	0,13	<i>g/person, år</i>
SoFi (Medel)	0,010	0,0037	3,0–8,0	6,9	0,21	<i>g/person, år</i>
Läck- och dränvatten						
SoFi 0(Stockholm)	$2 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$6 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	<i>g/m³</i>
SoFi (Göteborg)	$7,5 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$3,8 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-3}$	<i>g/m³</i>
SoFi(Medel)	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-3}$	<i>g/m³</i>

³ (Gryaab, 2008, refererad i Agduhr Eronen, 2010)

⁴ (Vendel, 2004, refererad i Agduhr Eronen, 2010)

KORRELATIONSANALYSER

Tabell A.2 visar resultatet av fördelningsanalysen med Shapiro – Wilks test för normalfördelning. Resultatet användes i korrelationsanalysen.

Tabell A.2: Test av normalfördelning med Shapiro – Wilks test. Data som inkluderades i testet var från tidsperioden 2015–2016. Beteckningen * indikerar att nollhypotesen ej gick att förkasta, n=27

	Cu	Cu	Cr	Zn	Hg	Ni
Inkommande	0,00025	0,90*	$3,0 \cdot 10^{-5}$	0,011	$8,5 \cdot 10^{-6}$	0,028

RESULTATSAMMANFATTNING AV ANDRA STUDIER

I tabell A.3 sammanfattas resultat från Sörme och Lagerkvist (2001), Isaksson (2013) och Agduhr Eronen (2010).

Tabell A.3: Bidrag till metaller i avloppsvatten i % från olika källor vid tidigare undersökningar i andra svenska städer

	Cd	Cu	Cr	Hg	Zn
Hushåll	20 ⁽¹⁾	59 ⁽¹⁾	2 ⁽¹⁾	44–47 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾
	44 ⁽²⁾	78 ⁽²⁾	53 ⁽²⁾	51 ⁽²⁾	73 ⁽²⁾
	82 ⁽²⁾	98 ⁽²⁾	76 ⁽²⁾	55 ⁽²⁾	93 ⁽²⁾
	83 ⁽³⁾	84 ⁽³⁾	74 ⁽³⁾	70 ⁽³⁾	88 ⁽³⁾
Biltvättar	30 ⁽¹⁾	5,3 ⁽¹⁾	8,8 ⁽¹⁾	-	22 ⁽¹⁾
	0,2 ⁽²⁾	6,9 ⁽²⁾	4,8 ⁽²⁾	-	3,3 ⁽²⁾
	0,97 ⁽²⁾	0,6 ⁽²⁾	4,5 ⁽²⁾	-	2,2 ⁽²⁾
	3 ⁽³⁾	1 ⁽³⁾	2 ⁽³⁾	-	1 ⁽³⁾
Läck- och dränvatten	3 ⁽¹⁾	1 ⁽¹⁾	2 ⁽¹⁾	4 ⁽¹⁾	2 ⁽¹⁾
	5,7 ⁽²⁾	1,2 ⁽²⁾	17 ⁽²⁾	4,9 ⁽²⁾	4,2 ⁽²⁾
	8,3 ⁽²⁾	1,2 ⁽²⁾	19 ⁽²⁾	-	4,3 ⁽²⁾
	8 ⁽³⁾	1 ⁽³⁾	18 ⁽³⁾	5 ⁽³⁾	4 ⁽³⁾
Konstnårsverksamhet	4,5 ⁽²⁾	-	-	-	-
	8,1 ⁽²⁾	-	-	-	-
Tandvårdsinrättningar	-	-	-	21 ⁽¹⁾	-
	-	-	-	28 ⁽²⁾	-
	-	-	-	40 ⁽²⁾	-
	-	-	-	20 ⁽³⁾	-
Avfallsförbränning	4,0 ⁽²⁾	-	-	17 ⁽²⁾	-
Rör	-	22 ⁽¹⁾	-	-	2 ⁽¹⁾
Byggnader	-	13–17 ⁽¹⁾	-	-	24 ⁽¹⁾

¹ (Sörme och Lagerkvist, 2001) ² (Agduhr Eronen, 2010)

³ (Isaksson, 2013)

B BILAGA 2 – Validering av grundmodellen

I projektet ”Separation av tungmetaller i kommunal avloppsrening” (SMET) utfördes valideringen av grundmodellen. Inkommande halter och flöden till modellen för år 2015 till 2016 genererades på samma sätt som i Åmand m. fl. (2016). För halten suspenderat material i återflödet i aktivslamprocessen uppdaterades styrvärdena som bestod av uppmätta timvärden på halten suspenderat material. Det antogs att halten suspenderat material var konstant för varje timme. På grund av felaktiga mätvärden från mitten av maj till juni 2016 sattes styrvärdet till ett konstant värde på 3 000 för denna period. För att validera modellen kontrollerades utdata från grundmodellen mot uppmätta halter av kväve i inkommande och utgående vatten. Även halten suspenderat material i aktiv slam anläggningen kontrollerades genom att jämföra med de uppmätta styrvärdena. Halterna ansågs överensstämma i rimlig grad.

C BILAGA 3 – Data och figurer för modellering

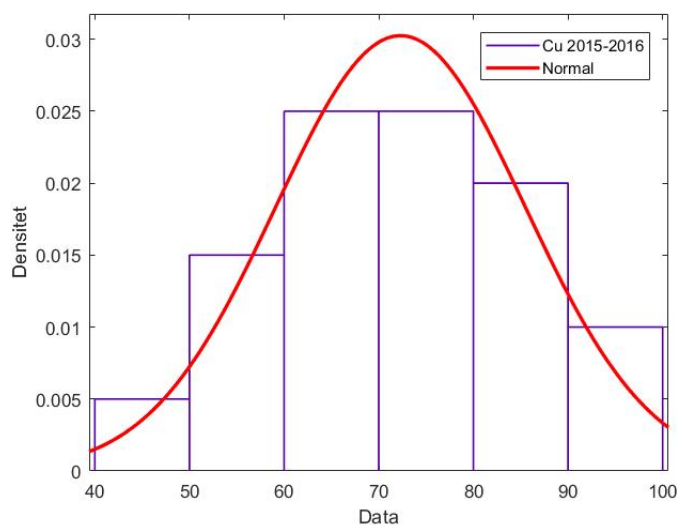
Nedan visas tabeller och figurer som generats och använts till modellen för metallavskiljning i Kungsängens reningsverk.

DATA OCH FIGURER SOM ANVÄNTS VID GENERERING AV IN-DATA

Tabell C.1: Egenskaper hos indatan för kopparhalten i inkommande vatten till reningsverket samt kolkällan som tillsätts i reningsprocessen

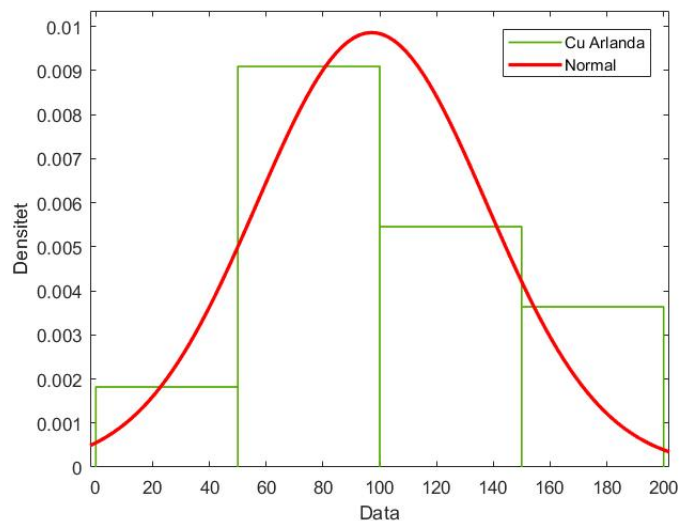
Kopparhalt inkommande vatten 2015–2016 (n=20)	
Median	72 $\mu\text{g/l}$
Medelvärde	72 $\mu\text{g/l}$
Standardavvikelse	13 $\mu\text{g/l}$
Shapiro- Wilks W (p)	0,99 (0,99)
Kopparhalt Kolkälla 2016 (n=11)	
Median	95 $\mu\text{g/l}$
Medelvärde	97 $\mu\text{g/l}$
Standardavvikelse	40 $\mu\text{g/l}$
Shapiro- Wilks W (p)	0,97 (0,89)

Figur C.1 visar histogram över kopparhalten i ingående vatten mätt under tidsperioden 2015 till 2016. Det går i figuren att ana att data kan följa normalfördelningskurvan.



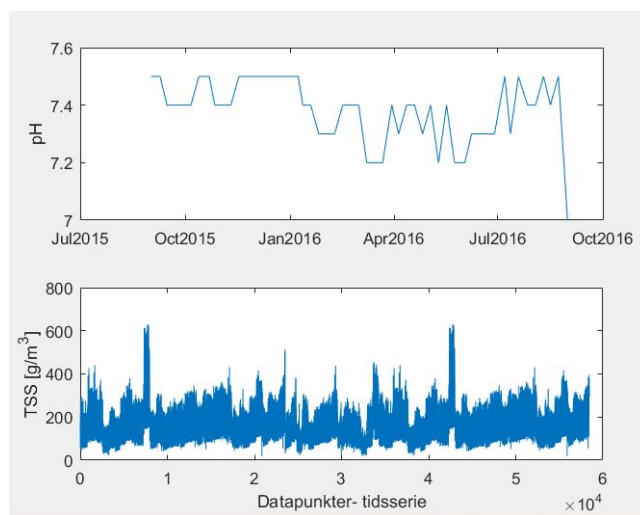
Figur C.1: Histogram över kopparhalten i ingående vatten 2015-2016 (n=20)

Figur C.2 visar ett histogram över kopparhalterna i kolkällan som tillsätts i bioreningen. Figuren tyder på att data har en skev normalfördelning.



Figur C.2: Histogram över kopparhalten i den tillsatta kolkällan (n=11)

Figur C.3 visar variationen över tid av TSS och pH i inkommande vatten till reningsverket.



Figur C.3: Uppmätt pH (övre) och simulerad halt av suspenderat material (undre) i inkommande vatten till reningsverket.

VÄRDEN PÅ KALIBRERADE MODELLPARAMETRAR

Tabell C.2 visar värdena på de parametrar som inkluderades i modellen för metallavskiljning.

Tabell C.2: Värden på parametrar som användes för modelleringen av metallavskiljningen

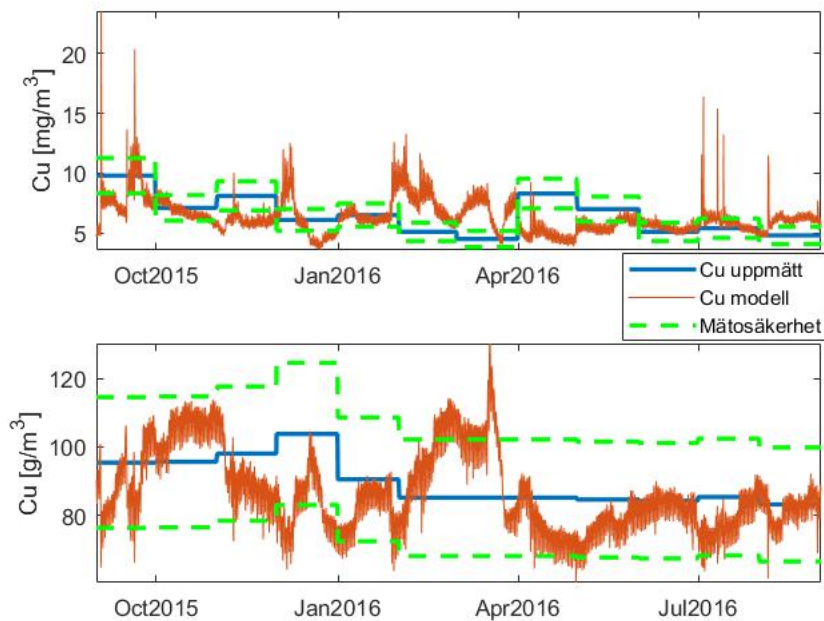
<i>Indata/Försedimentering</i>	
K_{SCu}	$10^{5,7} M^{-1}$ ⁽²⁾
K_H	$10^{-6,1} M$ ⁽³⁾
Γ_m	$2,4 \cdot 10^{-3} mol/gSS$ ⁽²⁾
f_{corr}	0,65
<i>Bioreaktorn</i>	
k_{Cu}	0,0008 l/mg, dag ⁽¹⁾
$K_{d,Cu}$	$10^{4,45} l/kg$

¹ (Cloutier m. fl., 2009) ² (Wang m. fl., 2000)

³ (Wang m. fl., 2006)

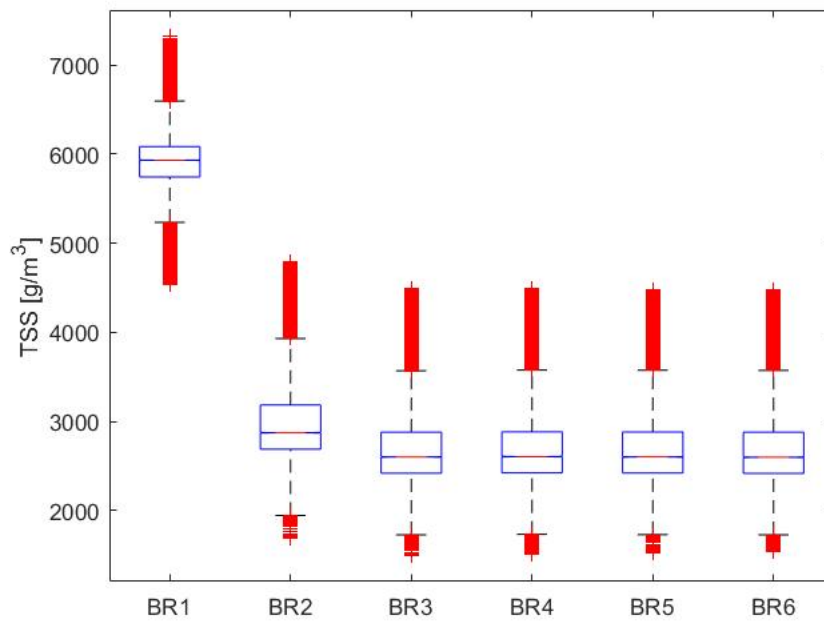
FIGURER SOM ANVÄNTS VID VÄRDERING AV MODELLENS RESULTAT

Figur C.4 visar utgående halt koppar i slam och vatten då all utdata från modelleringen inkluderats. Det visas även de uppmätta månadsmedelvärdena med tillhörande mätosäkerheter.



Figur C.4: Modellerad och uppmätt halt koppar i utgående vatten (övre) och slam (nedre) från reningsverket samt mätosäkerheter för den uppmätta halten.

Halten totalt suspenderat material var högst i den första bioreaktorn, med en medelhalt på cirka 6 kg/m^3 (figur C.5). I de övriga bioreaktorerna var halten närmast oförändrad, med en halt på drygt $2,5 \text{ kg/m}^3$.



Figur C.5: Halterna totalt suspenderat material i de sex bioreaktorerna genererade av modellen. Förkortningen BR står för bioreaktor.