



Koppar i Stockholms dagvatten

Synpunkter på diskussionsinlägg till
Stockholms Miljöförvaltning från SCDA

Urban Water Rapportserie 2014:2
Uppdragsnummer:140004

Författare Per-Arne Malmqvist och Gilbert Svensson

SAMMANFATTNING

Stockholms Miljöförvaltning står inför att bemöta kopparindustrin (SCDA) angående hur mycket koppar som når Stockholms recipienter, särskilt från koppartak, samt hur miljöskadligt detta är. SCDA har skriftligen besvärat sig över Miljöförvaltningens hållning om koppar som byggnadsmaterial.

Stockholms stad beskriver i Stockholms kemikalieplan 2014-02-19 koppar som ett prioriterat riskminskningsämne. *”Kopparjonen som frigörs vid oskyddad användning av koppar är miljöfarlig och kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön.”* och säger angående byggnadsmaterial: *”Utvändiga tak- och fasadmateriäl bör inte emittera koppar- eller zinkjoner om det inte är särskilt kulturhistoriskt motiverat eller om avrinningen omhändertas lokalt.”*

De årliga kopparflödena från takytor och trafikytor i Stockholm är ungefär lika stora, även om det finns olika uppskattningar. Kopparen i trafikdagvatten är till stor del komplexbunden och därmed mindre miljöfarlig än takdagvatten, där komplexbindning äger rum endast i liten utsträckning.

En stor del av det kopparhaltiga takvattnet hamnar via det kombinerade ledningssystemet i reningsverken där det till stor del huvudsakligen avskiljs med slammet. Slammets halter av koppar visar en svagt ökande trend den senaste tioårsperioden. Den största källan till koppar i avloppsvatten är kopparrör i fastigheterna. Om inte slammets kopparinnehåll minskas kommer i framtiden full giva inte kunna ges vid slamgödning om Naturvårdsverkets förslag till gränsvärden genomförs. Koppar är här det mest begränsande ämnet. Möjligheterna till kretslopp försämrar.

Dagvatten utgör endast en mindre del av kopparflödena till Mälaren och Saltsjön och inverkan från dagvattnet är svårbedömt. Däremot kan dagvatten vara ett stort, ibland det enda, inflödet till en del av Stockholms sjöar och åar. Kopparhalterna i vattnet och sedimenten i flera av dessa sjöar ligger nära eller över gränsvärdena. De gränsvärden som tillämpas i Sverige är ungefär de samma som i EU, med den skillnaden att vi tillämpar en säkerhetsfaktor på 2 (i stället för EUs 1).

Rekommendationer

Med stöd av de handlingar som finns tillgängliga och som refereras i denna rapport föreslår vi att Miljöförvaltningen behåller skrivningen enligt ovan. Om de generella riktlinjerna skall modereras föreslås att koppar som byggnadsmaterial bör undvikas

- I områden med kombinerade ledningssystem, i syfte att minska kopparinnehållet i avloppsvatten och slam. Av samma skäl bör man ha en restriktiv hållning till kopparrör i byggnader.
- I områden där takvattnet leds till känsliga sjöar eller vattendrag som får ett stort inflöde genom dagvatten.

Om kopparen behålles som takmaterial bör takvattnet renas lokalt i dessa områden.

En möjlig åtgärd är också att kräva rening av trafikdagvatten. Även här bör områden med kombinerade system samt områden där recipienten är känslig prioriteras. Om det finns en tydlig verksamhetsutövare kan krav riktas mot denna.

Där rening av dagvattnet krävs finns ett antal tekniker att tillgå, allt från sedimentering i dammar till olika typer av filteranläggningar. Det finns numera en ganska stor erfarenhet av rening av dagvatten med filter.

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING	2
INLEDNING.....	5
Bakgrund	5
Uppdragsbeskrivning.....	5
KOPPAR I DAGVATTEN OCH NATURLIGA VATTENDRAG	6
Koppar i dagvatten	6
Schablonhalter.....	6
Dagvatten i Stockholm	7
Vitsippsbäcken i Göteborg	7
Gränsvärden för koppar i naturliga vattendrag	8
Sverige	8
England och Wales	9
USA	9
SYNPUNKTER PÅ IVL-RAPPORT U4439	10
Syfte och upplägg	10
Metod.....	10
Resultat och slutsatser	10
Halter och ytspecifik avrinning.....	10
Massflöden	11
Komplexbildning.....	11
Kommentarer	12
Jämförelse med tidigare undersökning i samma område.....	13
KOPPAR I AVLOPPSSLAM.....	15
Svenskt Vattens svar på Naturvårdsverkets slamremiss.....	15
Stockholm Vatten	15
WSPs utredning om slamgödsling	15
Naturvårdsverkets utredning om hållbar fosforåterföring	15
Sjöstadsverket	16
Sammanfattning.....	16
DISKUSSION och REKOMMENDATIONER	17
Var ska koppar undvikas (om detta skall bedömas i det enskilda fallet) och i så fall varför?.....	17

Hur skall kopparemissioner hanteras i det fall t ex koppartak "tillåts". Exempel på omhändertagande.....	17
Brunnsfilter.....	17
Andra typer av anläggningar	19
REFERENSER	20

INLEDNING

Bakgrund

Stockholms Miljöförvaltning står inför att bemöta kopparindustrin (SCDA) angående hur mycket koppar som når Stockholms recipienter, särskilt från koppartak, samt hur miljöskadligt detta är. SCDA har skriftligen besvärat sig över Miljöförvaltningens hållning om koppar som byggnadsmaterial (SCDA, 2013).

Stockholms stad beskriver i Stockholms kemikalieplan 2014-02-19 koppar som ett prioriterat riskminskningsämne. *”Kopparjonen som frigörs vid oskyddad användning av koppar är miljöfarlig och kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön.”* och säger angående byggnadsmaterial: *”Utvändiga tak- och fasadmateriäl bör inte emittera koppar- eller zinkjoner om det inte är särskilt kulturhistoriskt motiverat eller om avrinningen omhändertas lokalt.”*

Uppdragsbeskrivning

Arbetet fokuseras på

- Synpunkter på IVL rapport U4439 och jämförelse med den undersökning som gjordes inom miljömiljarden på samma plats (Farsta).
- Sammanställning av ett urval andra mätvärden från avrinning från koppartak, i Sverige och internationellt
- Mätningar från mossor och passiva provtagare i ett område i Göteborg som belastas hårt från koppartak
- Kort om gränsvärden i Sverige och internationellt
- Kommentarer i slamfrågan
- Besvarande av två frågor från Miljöförvaltningen; a/ Var ska koppar undvikas (om detta skall bedömas i det enskilda fallet) och i så fall varför? och b/ Hur skall kopparemissioner hanteras i det fall t ex koppartak ”tillåts”? Exempel på omhändertagande.

Resultaten presenteras i en kort rapport samt vid Miljö- och hälsoskyddsnämndens sammanträde den 8 april 2014.

KOPPAR I DAGVATTEN OCH NATURLIGA VATTENDRAG

Koppar i dagvatten

Schablonhalter

En omfattande databas som uppdateras regelbundet finns i StormTac (Larm 2014). I denna finns schablonhalter för olika typer av områden baserade på ett stort antal studier från hela världen. I Tabell 1 redovisas standardvärden för koppar i dagvatten från typiska urbana områden och i Tabell 2 redovisas standardvärden för gator/vägar.

Tabell 1. Koppar i dagvatten (totalhalt) från olika typiska urbana områden. Källa: StormTac (Larm, 2014).

Standardvärden för dagvatten	Koppar $\mu\text{g/l}$
Stadsbebyggelse	12-315
Småhusområden	12-80
Industriområden	20-130
Större parkeringar, terminalområden	25-50
Naturmark	4-50
Atmosfärisk deposition	2-25

Totalhalterna av koppar från olika typer av stadsområden ligger i området 10-300 $\mu\text{g/l}$, dvs betydligt högre än de halter som accepteras i recipienten (se nedan). För att inte försämra en recipient måste således kopparhalterna reduceras för att recipienten inte långsiktigt ska försämrans.

Tabell 2. Koppar i dagvatten (totalhalt) från vägar med olika trafikbelastning. Källa: StormTac (Larm, 2014).

Trafikmängd Årsmedeldygn	Koppar $\mu\text{g/l}$
<5000	22-30
5000-10000	30-38
10000-15000	38-47
15000-30000	47-72
>30000	72-225

Totalhalterna av koppar i dagvatten från trafikområden ligger i intervallet 20-200 µg/l, vilket innebär att kopparhalterna måste reduceras före utsläpp till recipient, för att recipienten inte långsiktigt ska försämrans.

När det gäller dagvatten från tak med kopparplåt är totalhalterna av koppar betydligt högre. Göbel et al. (2007) rapporterar från ett stort antal internationella studier medelhalter (Event Mean Concentration, EMC) i avrinning från olika typer av områden. Kopparhalten i avrinning från koppertak anges till 2 600 µg/l som en typisk koncentration baserat på 5-15 olika studier med en min-koncentration av 6 µg/l och en max-koncentration av 3 416 µg/l. I samma studie anges halterna i trafikdagvatten variera mellan 21 och 140 µg/l (Göbel et al., 2007).

Observerade kopparhalter i dagvatten från koppertak avviker således markant, 10-100 gånger, från uppmätta halter från sammansatta avrinningsområden. Variationen är dock stor varför medelhalten för enstaka regntillfällen kan vara i samma storleksordning som för bostadsområden. För att med säkerhet kunna bedöma masstransporten från ett avrinningsområde behövs ett stort antal regntillfällen med flödesproportionell provtagning.

Dagvatten i Stockholm

Dagvattnet sammansättning i Stockholm har undersökts vid ett flertal tillfällen. En sammanfattning ges av Borg (2014): ” En undersökning av dagvattnet på ett stort antal punkter under en 10-årsperiod i Stockholm visade att de högsta kopparkoncentrationerna uppmättes i dagvatten från bostadsområden med koppertak, medelvärden 187- 609 (50-1300) µg/l, medan dagvatten från större trafikleder innehöll lägre halter; mv 99-220 (242-800) µg/l. Till skillnad från trafikrelaterad koppar var koppar i dagvatten inte partikelbunden utan förekom till största delen i löst form (Ekvall & Strand, 2001).”

Vitsippsbäcken i Göteborg

Sahlgrenska sjukhuset med omkringliggande gator leder dagvattenavrinningen till Vitsippsbäcken som i sin tur rinner genom Botaniska trädgården. Miljöförvaltningen i Göteborgs årliga provtagningar i Göteborgs recipienter har inkluderat Vitsippsbäcken och man har där uppmärksammat mycket höga kopparhalter i dagvattnet och i bäcken. Upprepade undersökningar med vattenmossa i Vitsippsbäcken har utförts för bedömning av metallföroreningar (Medin, 2001; Medin, 2003; Medin, 2004). Mätningar har utförts i anslutning till den kulvert som leder ut dagvatten från gator och parkeringar utanför själva sjukhusområdet (Tabell 3) samt i anslutning till den kulvert som leder ut dagvatten från sjukhusområdet (Tabell 4). Inom sjukhusområdet har en stor andel av byggnaderna tak täckta med kopparplåt. Tabell 5 redovisar de nationella bakgrundshalterna för icke urbaniserade områden.

Tabell 3. Metallföroreningar i Göteborg Stads utsläpp av dagvatten från gator och parkeringar utanför sjukhusområdet (övre kulverten). Halter i vattenmossa i mg/kg TS. Källa: Medin, 2004.

Datum	Hg	Pb	Cu	Cd	Cr	Ni	Zn	Al	Co	Fe	As	Mn
001121	0,151	42	183	1,3	7	12	345	6020	10	8120	3,8	1180
011025	0,125	16	195	1,3	3,7	9,5	340	3540	12	4850	2,8	1790
041011	0,12	22	200	0,93	11	14	470	6700	13	11000	2,2	1300
Medelvärde	0,132	27	193	1,2	7,2	12	385	5420	12	7990	2,9	1423

Tabell 4. Metallföroreningar i kulverten i anslutning till dagvattenutsläppet från sjukhusområdet, 100 m nedströms övre kulverten. Halter i vattenmossa i mg/kg TS. Källa: Medin, 2004.

Datum	Hg	Pb	Cu	Cd	Cr	Ni	Zn	Al	Co	Fe	As	Mn
001121	0,53	306	5380	2,3	15	14	790	9030	11	15800	7,5	1340
011025	0,51	77	1830	1,7	8,1	9,4	599	5550	12	12100	4,0	2390
041011	0,41	86	2900	2,1	13	15	930	7700	14	15000	3,2	1600
Medelvärde	0,46	82	2365	1,9	11	12	765	6625	13	13550	3,6	1995

Tabell 5. Nationella bakgrundshalter för olika metaller i vattenmossa i mg/kg TS. Källa: Medin, 2004.

Metall	Hg	Pb	Cu	Cd	Cr	Ni	Zn	Al	Co	Fe	As	Mn
Nationell bakgrundshalt	0,07	5	10	0,5	2	5	100	-	5	-	2	-

Halterna av koppar i vitmossa har visat sig vara mycket höga i samtliga provpunkter längs Vitsippsbäcken. I provpunkten belägen direkt nedströms Göteborg Stads dagvattenutsläpp (Tabell 3) bedöms föroreningspåverkan från koppar vara *stor* och uppmätta halter har legat runt 200 mg/kg TS, vilket är 20 gånger högre än den nationella bakgrundshalten på 10 mg Cu/kg TS. I en punkt 100 meter nedströms denna provpunkt (Tabell 4) har uppmätta kopparhalter legat mellan 1803 och 5380 mg/kg TS och föroreningspåverkan bedöms vara *mycket stor*.

Halterna i dagvatten från sjukhusområdet har uppmätts till 500-1000 µg Cu/l (Göteborgs VA-verk, 2004). Slutsatsen man dragit är att kopparkopparhalten inom sjukhusområdet orsakar de mycket höga kopparhalterna i Vitsippsbäcken och att åtgärder måste vidtas. Under 2013 har en reningsanläggning byggts för dagvattenutsläppet från sjukhusområdet. Man har också konstaterat att även Göteborg Stads dagvattenutsläpp till Vitsippsbäcken bidrar till Vitsippsbäckens höga kopparhalter, vilket fått till följd att Göteborg Kretslopp och Vatten tillsammans med Trafikkontoret under 2012 installerat brunnfilter i ca 50 rännstensbrunnar i de gator och parkeringar som avvattnas till bäcken.

Gränsvärden för koppar i naturliga vattendrag

Sverige

Naturvårdsverkets (2007) 'Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen', Rapport 5799, anger gränsvärdet för koppar i naturliga ytvatten till 4 µg/l i den fas som erhålls genom filtrering genom ett 0,45 µm filter. Man konstaterar att koncentrationen 8,2 µg Cu/l är säker för 95% av alla arter och med tillämpning av en säkerhetsfaktor lika med 2 så blir gränsvärdet 4,1 µg Cu/l.

Naturvårdsverkets uppfattning i denna fråga idag redovisas som ett citat från en e-post-kommunikation med Naturvårdsverket (Lilja, 2014):

"Vi är av åsikten att dessa värden ska användas för statusklassificering fram till dess att vi eventuellt kan rekommendera metodik för bedömning som tar hänsyn till biotillgänglighet.

Inlandsytvatten: Värdet 4 µg/l kommer från NV Rapport 5799. Det baseras på ett BLM-normaliserat PNEC för det värsta av sju typscenarion (flod i Storbritannien) som togs fram i en tidigare version av industrins riskbedömning. I riskbedömningen användes ingen säkerhetsfaktor men vi anser att den ska vara minst 2, därav värdet 4 µg/l. Detta värde är skyddande för större delen svenska inlandsytvatten, men förmodligen inte för alla.

Andra ytvatten: Värdet 1,3 µg/l baseras på samma dataunderlag som det förslag som UK har tagit fram (<http://www.wfduk.org/resources%20/proposed-eqs-water-framework-directive-annex-viii-substances-copper-saltwater>). Datan utgörs av den som ingår i riskbedömningen samt några nyare studier. I UKs rapport föreslås ett generiskt PNEC på 2,64 µg/l och en normalisering för DOC. UK liksom industrin anser att det inte behövs någon säkerhetsfaktor till detta värde som är framtaget med en artkänslighetskurva. Vi är dock av åsikten att det alltid finns residual osäkerhet vid användandet av denna metodik och att man därför minst ska ha en säkerhetsfaktor på 2, därav värdet 1,3 µg/l.

*Ytreberg et al (2010) har undersökt toxiciteten i naturligt vatten från Askö med TOC på 4 mg/l för rödalgen *C. Tenuicorne* och erhöll 50% inhibition av tillväxt vid en kopparhalt på 6,4 µg/l. UKs värde samt normalisering för DOC skulle dock ge ett PNEC på ca 6,8 µg/l för det vatten som användes i testet av Ytreberg. Detta visar att det värde som industrin förespråkar inte är skyddande för Östersjöns arter.*

Kemi använder i sina riskbedömningar ytterligare säkerhetsfaktorer för Östersjön jämfört med marin miljö då den metodik som används på europeisk nivå inte anses skydda våra brackvattensarter. Det görs enligt denna vägledning (bilaga 1). Utifrån den metodiken inklusive normalisering för DOC erhålls ett värde baserat på det underlag som finns i industrins riskbedömning på 1,45 µg/l.”

Havs och Vattenmyndigheten (2013) anger i sina ”Rekommendationer angående klassgränser för Särskilda Förorenande Ämnen och expertbedömning vid kemisk statusklassning” årsmedelvärdet 4 µg Cu/l (får ej överskridas) för inlandsvatten och 1,3 µg Cu/l för andra ytvatten. I de fall värdena överskrider klassas vattnet som bäst till måttlig status.

Stockholm stads miljöövervakning av sjöar visar att nuvarande lösta halter i dessa ligger kring gränsvärdet för sötvatten. Medelhalterna i två provpunkter var 2011 3,4 µg/l resp. 1,7 µg/l, dvs något under 4 µg/l och maxhalten var 7,1 µg/l i en av provpunkterna. Gränsvärdet 4 µg/l överskreds under ytterligare två månader för en av provpunkterna. Gränsvärdet för andra ytvatten överskreds flerfaldigt i Brunnsviken och Saltsjön (Mohlander, 2012).

Miljöförvaltningen i Göteborg har satt riktvärdet 10 µg Cu/l (som totalhalt) för utsläpp till dagvattenförande system i utsläppspunkt (Göteborgs Stad 2013). Man har dubblat gränsvärdet enligt Naturvårdsverket för att motsvara totalhalten koppar (Göteborgs Stad, 2013).

Ansvar för utsläpp av förorenat vatten ligger på verksamhetsutövaren.

Motiveringarna till de valda riktvärdena kan sammanfattas:

- Varje verksamhetsutövare har ett ansvar att minimera sin påverkan på miljön.
- Utsläpp av föroreningar ska begränsas vid källan. När föroreningar släpps ut och sprids diffust så flyttas kostnaden över till någon annan, oftast samhället.
- Riktvärdena kan upplevas som låga, vilket de också ska vara med tanke på tillämpningen. Om föroreningshalterna är lägre än riktvärdena så kan normalt ett utsläpp accepteras även i ett känsligt vattendrag.
- I vissa fall kan det vara lämpligt att verksamhetsutövaren gör en platsspecifik bedömning där man utgår från förväntade föroreningar, mängder och recipientens känslighet. Sedan beslutar miljöförvaltningen om de platsspecifika riktvärdena är tillräckliga.

England och Wales

EQS (Environmental Quality Standard) för koppar i saltvatten föreslås till 2,64 µg Cu/l, som anses skydda vattenlevande arter i marin miljö (WFD-UKTAG, 2011).

USA

Naturvårdsverket i USA publicerar ’National Recommended Water Quality Criteria’ på sin webbplats (US EPA, 2014).

För saltvatten anges: Akut toxisk koncentration av löst koppar 4,8 µg/l och kronisk koncentration löst koppar 3,1 µg/l.

För sötvatten anges: Beräkning av halt med stöd av BLM (Biotic Ligand Model), vilket för mjuka ytvatten resulterar i koncentrationer under 10 µg Cu/l.

SYNPUNKTER PÅ IVL-RAPPORT U4439

På uppdrag av Scandinavian Copper Development Association har IVL (Jönsson, 2013) genomfört en undersökning i Farsta, Stockholm, och från denna dragit slutsatser om koppar från tak i Stockholm.

Syfte och upplägg

Studien hade tre delar: 1/ att genomföra mätningar; 2/ att uppskatta årliga flöden i /från Stockholms stad; 3/ att uppskatta dagvattens förmåga att komplexbinda koppar.

Metod

Ett regn har undersökts, varifrån slutsatser dras. Många variabler påverkar dock dagvattnets sammansättning och resultaten från ett regn säger faktiskt ingenting. Sammansättningens variation under avrinningstillfället är dock typisk – mest föroreningar kommer i början av regnet. Detta har visats otaliga gånger av forskare, och äger allmängiltighet för mindre ytor, ej för avrinning från större områden.

Mätningarnas upplägg synes väl genomtänkt. Dock fallerade flödesmätaren varför flödesberäkningar fick göras för hand (noggrannheten i dessa förutsätter dock att åtminstone nivåmätaren visade korrekta resultat vilket inte visats). Provtagning skedde var tionde minut för hand, vilket också medför osäkerheter. Hur beräkningarna av massflödet av koppar gjordes är inte redovisat. Redovisade avrunna vattenvolymer för hela regnet är vad som kan bedömas också feluppskattade. Dagvattenvolymer har överskattats med minst 32% (taket) resp. 54% (parkeringsytan). Metodfel i nederbördsättning och/eller de manuella flödesberäkningarna antas vara orsaken.

Resultat och slutsatser

Halter och ytspecifik avrinning

Med förbehållet att ett enstaka regn inte säger någonting så kan ändå konstateras att såväl den högsta uppmätta kopparkoncentrationen i takvattnet (3500 µg/l) som medelkoncentrationen under avrinningen (1346 µg/l) är höga. Provtagningen gjordes *efter* transport i ledningar av gjutjärn och betong.

Det sägs också att mer än 50% av kopparmängden från taket avrinner under de första 9 minuterna – ett resultat som visats i ett flertal tidigare studier.

Den första och fortfarande förmodligen den mest omfattande studien av avrinning från kopparytor gjordes i slutet av 70-talet i Göteborg, i samarbete med Korrosionsinstitutet (Malmqvist, 1983). Analyser gjordes på avrinningen från kopparplåtar (nya och patinerade) utsatta i olika typområden. Proven var totaluppslutna och filtrerade. Mätningar gjordes också på det blandade dagvattnet från de fyra områdena. Massbalanser gjordes där bl.a. källorna trafik och tak fanns med. Studien omfattade ett helt år.

I ett centralt område i Göteborg (Vegagatan) bidrog korrosionen med 2,2 kg koppar per år till det totala utflödet av 2,8 kg/år. I ett förortsområde (Bergsjön) bidrog koppartaken med 2,3 kg koppar per år av den totala avrinningen av 3,2 kg/år. Båda områdena hade koppardetaljer på byggnaderna. Endast hårdgjorda ytor var medräknade. Koppar från trafikytor svarade endast för en mindre del. Någon fastläggning av koppar kunde inte konstateras.

Den uppmätta korrosionsavrinningen var för centrumområdet 2,5 g Cu/m²,år och för förortsområdet 1,6 g Cu/m²,år. Detta kan jämföras med 1 g Cu/m²,år/m² som används av Jönsson (2013) för att uppskatta det årliga flödet av koppar från Stockholms tak. Författaren för en lång diskussion om svårigheten att tolka och jämföra olika mätresultat, men stannar vid 1 g Cu/m²,år. Det refereras till mätningar av forskare, t.ex. He et al. (2001) som rekommenderar 1,3 g Cu/m²,år, oberoende av kopparens patinering. Detta kan vara en rimlig siffra, även jämfört med resultaten från Göteborgsstudien (Malmqvist 1983), beroende på att det sura nedfallet under 70-talet var betydligt större än idag, och på att korrosionsklimatet är hårdare i Göteborg än i Stockholm. (Genom korrelationsanalys kunde visas att de viktigaste parametrarna för att bestämma kopparkorrosionen var sulfat och ammonium i det atmosfäriska nedfallet). Det kan även noteras att det i 'The Copper Voluntary Risk Assessment' (European Copper Institute, 2008, annex C, s. 49) sägs: "Based on a profound literature review, an average runoff rate of 1.3 g Cu/m² exposed copper surface is used."

Massflöden

Det årliga massflödet från Stockholms kopparkoppar uppskattas av Jönsson (2013) till 600 kg koppar från taken och 781 kg koppar från trafikytor. Detta jämförs med de massflöden som rapporterats av Sörme och Lagerkvist (2002) som uppskattar årsflödena till 1200 kg koppar från taken och 764 kg koppar från trafikytorna. För takavrinningen har då Jönsson (2013) använt 1 g/m²,år medan Sörme och Lagerkvist använt 2,0-2,1 g/m²,år, också med hänvisning till He et al. (2001). Ekstrand et al. (2001) kommer också fram till ett massflöde om 1200 kg koppar per år, med användning av data från He et al.

En felkälla är uppgifterna om hur stora takytor det finns i Stockholm. Samtliga arbeten använder sig av uppgifter från Ekstrand et al. (2001) som med hjälp av flygfoton karterat tak i Stockholm. De ytuppgifter som då framräknades, och använts i alla massflödesberäkningar, medräknar inte alla andra ytor av koppar som finns på byggnadernas tak eller fasader, exempelvis kantskoningar, skorstenshuvor, hängrännor, stuprör och fönsterbleck. Andra karteringar har visat att sådana ytor kan vara betydande. Exempel kan hämtas från den omfattande karteringen i Göteborgsprojektet (Malmqvist 1983) där ingen av byggnaderna hade takbeklädnad av kopparplåt men däremot en stor andel andra ytor av koppar (Tabell 6).

Tabell 6. Kopparavrinning från tak i Göteborg. Källa: Malmqvist, 1983.

Område	Total avrinningsyta	Total takyta	Total kopparyta	Varav anslutet till ledningar
Vegagatan (centrum)	5,8 ha	1,0 ha	1250 m ²	900 m ²
Bergsjön (förort)	15,6 ha	1,6 ha	1700 m ²	1440 m ²

Liknande resultat finns också från undersökningar i Stockholm, t.ex. i Nybohov (Stockholm Vatten, 1999). Om, vilket vi inte vet, dessa uppgifter skulle ha allmängiltighet, skulle uppgifterna om totala ytan av koppar på byggnader i Stockholm behöva ökas med cirka 10% för de tak som har koppar som taktäckningsmaterial och förmodligen ytterligare ganska mycket för den större andel tak som inte har taktäckning av koppar men andra byggnadsdetaljer av koppar. Underskattningen av kopparytorna kan vara i samma storleksordning som skillnaderna i de uppgifter om specifik korrosionsavrinning som använts i olika studier.

Olika förutsättningar och ingångsvärden ger alltså olika resultat. Överensstämmelse synes finnas för trafikytorna, medan skillnaderna är stora för takytorerna. Om data från He et al. (2001) skulle användas, fås ett flöde av ca 810 kg Cu/år från Stockholms tak.

Komplexbildning

En av slutsatserna i rapporten är att koppar komplexbinds och alltså inte är biotillgängligt. Detta visas genom jämförelser mellan olika analysmetoder (atomabsorption och stripping voltammetry).

Resultaten för dagvattnet från parkeringsytan stöder denna slutsats, till skillnad från takdagvattnet. Härom sägs i rapporten (Jönsson, 2013): *“For the roof samples, the total copper concentration was too high for any complexation capacity measurement using DPASV”* (i abstract); samt *“It was not possible to determine the complexation capacity in samples with larger Cu concentrations than 50 µg/l since all available complexing ligands were occupied by copper.”* (s. 20). Odnevall Wallinder et al. (2009) visade att komplexbildningskapaciteten för takvattnet var 3,5 µg/l (stark bindning) och 1,0 µg/l (svag bindning) för vatten med mycket låga kopparhalter, <10 µg/l.

En möjlig tolkning av detta är att kopparen i stor utsträckning komplexbinds genom sin transport över parkeringsplatsens ytor, där det finns en stor mängd komplexbildande partiklar, olja mm. Däremot sker komplexbildning endast i mycket liten utsträckning i takdagvattnet beroende på brist på komplexbildande ämnen. Att kopparen i någon högre grad skulle komplexbindas under transporten i ledningsnätet är osannolikt då endast en mycket liten del av vattnet kommer i kontakt med rörmaterialet. Mot denna tolkning står resultaten från Odnevall Wallinder et al. (2009), se nedan.

Kommentarer

De generella slutsatserna från IVL-studierna är bl.a.

1. Dagvatten från Stockholm utgör endast en liten del av kopparflödet till Mälaren och Saltsjön
2. Trafikdagvatten är en större källa till koppar än takdagvatten
3. Den största delen av takdagvatten från koppartak avleds till reningsverken
4. Koppar i trafikdagvatten komplexbinds och är relativt oåtkomligt för växter och djur

“Dagvatten från Stockholm utgör endast en liten del av kopparflödet till Mälaren och Saltsjön”

Trots stora osäkerheter i mätningar och antaganden synes denna slutsats vara riktig: Dagvatten från Stockholm utgör endast en liten del av kopparflödet till Mälaren och Saltsjön. Dock säger Borg (2014): *“Sedimenten i Stockholm är mycket hårt belastade av koppar även i djupare sedimentlager, med stor spridning mellan olika områden. Kontamineringsfaktorn jämfört med östra Mälaren är ca 11 gånger.”*

En del av kopparflödet genom Mälaren kommer från kopparhaltiga jordarter i Mälardalen, en annan del från gamla industriområden, en tredje del från urbana områden. De stora städerna i Mälarens avrinningsområde har koppartak och biltrafik ungefär som Stockholm har. Även om Stockholm ligger nedströms kan detta knappast tas som argument varför Stockholm skulle ta ett mindre ansvar för miljön, här tillförseln av koppar, än de uppströms liggande städerna. Att utspädningen är stor är inte heller något bra argument för att inte åtgärda kopparflödena. Principen från 1950-talet *“The solution for pollution is dilution”* är inte förenligt med t.ex. miljökvalitetsmålet eller försiktighetsprincipen. Punktkällor bör åtgärdas före utspädning. (Odnvall Wallinder et al. (2009) föreslår att utspädning är en bra metod att nedbringa kopparhalterna.)

“Trafikdagvatten är en större källa till koppar än takdagvatten”

Resultaten för kopparflöden från Stockholms koppartak skiljer sig åt i olika studier – från 1200 kg/år (Sörme och Lagerkvist, 2002) till 600 kg/år (Jönsson, 2013). För trafikytor är resultaten mer samstämmiga – 781 kg/år (Jönsson, 2013) och 764 kg/år (Sörme och Lagerkvist, 2002). Med tanke på de stora osäkerheter som underliggjer alla dessa beräkningar kan vi inte se annat än att de två flödena ligger i samma storleksordning. Den stora skillnaden är att kopparen i trafikdagvatten i stor utsträckning är komplexbunden medan detta inte synes vara fallet för takvatten. Här har Odnevall Wallinder et al. (2009) som enda undersökare, såvitt vi kunnat finna, kommit till en annan slutsats, se nedan.

Borg (2014) anger: *”Det har hävdats att koppar fastläggs, i exempelvis betong, på vägen från avrinningen från taket till avloppssystemet eller recipienten. I en undersökning av kopparflöden från tak inom Henriksdals reningsverks upptagningsområde (med 90% av koppartaken i Stockholm), kunde dock inte några vetenskapliga bevis för detta påvisas, vilket tolkades som att ingen koppar (eller försumbara mängder) fastnade på vägen till reningsverket (Sörme & Lagerkvist 2002).”*

”Den största delen av takdagvatten från koppartak avleds till reningsverken”

Detta synes, baserat på den kartering som gjorts av Ekstrand et al. (2001) vara riktigt om man betraktar Stockholms innerstad. Detta får då negativa konsekvenser för avloppsvattnet och slammet, se ovan.

Om man däremot betraktar längre ut liggande områden där det finns koppartak, blir bilden en annan. Ofta avleds dagvattnet från dessa områden till lokala recipienter, ofta mindre sjöar eller åar. Lokal miljöpåverkan får då bedömas från fall till fall.

”Koppar i trafikdagvatten komplexbinds och är relativt oåtkomligt för växter och djur”

Detta synes vara en riktig slutsats. Kopparen i takdagvatten är dock troligen inte komplexbunden i någon större utsträckning och alltså mer toxisk för miljön.

Borg (2014) behandlar frågan hur stabila dessa kopparkomplex är: *”Ytligare sedimentskikt är inte någon slutgiltig sänka för metaller utan kan även utgöra en källa till belastningen på faunabotten. Resuspension pga hydrologiska orsaker samt sedimentlevande organismers grävande aktiviteter - bioturbation - kan bidra till mobilisering av sedimentbundna metaller. Detta kan också orsakas av muddringsarbeten, intensiv båttrafik och på sikt också av förbättrade syreförhållanden i bottenvattnet som bidrar frigörelse av tidigare sulfidbundna metaller.”*

Jämförelse med tidigare undersökning i samma område

Under 2007 och 2008 gjordes inom ramen för Miljömiljarden, Stockholms stad, en liknande undersökning som den som gjorts av Jönsson (2013) i samma område: Projekt B136, Undersökning av filter för reduktion av koppar (Odnevall Wallinder et al., 2009). Utförare var Inger Odnevall Wallinder och Yolanda Ullman, KTH samt Pia Dromberg, Stockholm Vatten AB.

Odnevall Wallinder et al. (2009) redovisar också resultat från 12 års undersökningar av kopparavrinningen från tak i Stockholm. Kopparavrinningen varierade mellan 0,74 och 1,6 g/m², år (median 1,0 g/m²,år).

Undersökningen av koppartaket i Farsta resulterade i mycket låga kopparhalter (medelhalter 15-18 µg/l), betydligt lägre än vad som visats i någon annan av oss känd undersökning. Den slutsats som Odnevall Wallinder et al. (2009) drar är att en mycket stor del av kopparen som avrunnit från taket binds under transporten i ledningsnätet (gjutjärn och betong). Informationen som ges är emellertid för knapphändig för att göra en kvalitetsbedömning. Provtagningar redovisas summariskt; inga hydrografer, pollutografer eller massbalanser visas.

En jämförelse av resultaten från Jönsson (2013) och Odnevall Wallinder et al. (2009) visar att kopparkoncentrationerna från parkeringsytan var i samma storleksordning, medan Jönsson fann uppemot 100 gånger högre kopparhalt i takdagvattnet. Resultaten från de båda studierna är anmärkningsvärdigt skiljaktiga. Skillnaderna beträffande takvattnet är svårförklarade. Provtagningspunkterna var de samma, medan tillfällena var olika. Jönsson tog prov under ett regntillfälle, medan Odnevall Wallinder et al. tog prover under sex regn. En möjlig förklaring kan vara

att de flesta av de av Odnevall Wallinder et al. undersökta avrinningstillfällena inträffade under en kort och mycket nederbördsrik period.

En av slutsatserna i Odnevall Wallinder et al. (2009) är ”..there is no need for any infiltration device to capture released copper from roofs since this is already taken care of by naturally occurring processes”.

Resultaten i Odnevall Wallinder et al. (2009) står i stark kontrast mot resultaten från en stor mängd andra undersökningar, och är svårförklarade. Denna slutsats kan inte äga någon generell giltighet.

KOPPAR I AVLOPPSSLAM

Detta avsnitt är en sammanfattning av särskilda PM från Svenskt Vatten (Finnson, 2014) Stockholm Vatten (Lagerkvist, 2014), samt rapporter från WSP (Sternbeck, 2013) och Naturvårdsverket (2013).

Svenskt Vattens svar på Naturvårdsverkets slamremiss

”Koppar är en av de få metaller där slamgödsling kan ha en betydande inverkan på koncentrationen i mark. Slamgödsling enligt nuvarande regler och reglerna för 2015 ger en ackumuleringshastighet på upp till 0,6 % per år. Koppar utgör ingen hälsofara men kan i höga koncentrationer vara giftigt mot växter och marklevande organismer. Även om inga problem torde föreligga på kort sikt, så delar Svenskt Vatten Naturvårdsverkets uppfattning att koppartillförseln bör minskas. Ska detta kunna ske är det, så som redan nämnts, nödvändigt att användningen av kopparledning för vattenledningar i nyproduktion och renovering i byggnader snarast förbjuds. Om detta inte sker blir det för många reningsverk omöjligt att nå målen vid full fosforgiva.”

Stockholm Vatten

”Kopparhalten i slam från Bromma och Henriksdal minskade fram till ca år 2000. Därefter har halterna varit stabila och de senaste åren till och med ökat något. Vad ökningen de senaste åren beror på är oklart. Koppar i slam härrör till största delen från läckage från kopparrör och andra installationer av koppar.”

”Naturvårdsverket föreslår skärpta krav för koppar och andra metaller. Stockholm Vattens bedömning är att koppar är den metall där kraven kommer att bli svårast att klara. Det är mycket angeläget att kopparhalten i slammet minskar.”

WSPs utredning om slamgödsling

”Avseende risker för marklevande organismer uppvisar ingen förorening en riskkvot över 1, både vid jämförelse med medelhalter och med 90-percentiler i slam. Koppar, zink, trikresylfosfat och PFOS uppvisar dock riskkvoter högre än 0,1, varav koppar uppvisar högst riskkvot (0,6, för medelhalt i slam). Metallers biotillgänglighet i jord är en komplex funktion av olika lokala faktorer och beror också på i vilken form metallen tillförts jorden. Det är därför svårt att med denna metodik bedöma om en säkerhetsmarginal på 1,7 (PEC/PNEC=0,6) är tillräckligt. Tidigare svenska undersökningar i åkermark tyder på att negativa mikrobiologiska effekter inte uppträder vid dessa kopparhalter men att marginalen uppåt inte är så stor. Såväl bakgrundshalten av koppar som lokala faktorer varierar över landet. För att ge ett generellt skydd avseende effekter från koppar kan det därför vara motiverat med skärpta krav avseende koppar i förhållande till NFS 1994:02 (maxhalter i jord där slam får användas) och SNFS 1998:944 (halter i slam).”

Naturvårdsverkets utredning om hållbar fosforåterföring

”Vad gäller slam är den långsiktiga trenden för innehåll av metaller minskande halter. Undantag är koppar och zink. Under de senaste åren har minskningen av tungmetaller i inkommande avloppsvatten i allmänhet planat ut något.”

”Den långsiktiga trenden för koppar och zink i rötslam är däremot inte minskande. Kopparhalten ökar rentav. En stor källa för koppar är våra dricksvattenledningsrör.”

För riskbedömningen använder sig Naturvårdsverket av uppgifter från Sternbeck (2013), se ovan.

Sjöstadsverket

I Hammarby Sjöstad har koppar i rörledningar för dricksvatten till stor del undvikits. Avloppsvattnet renas i ett särskilt reningsverk – Sjöstadsverket. Kopparhalterna i rötslam från Sjöstadsverket är cirka 150 mg Cu/kgTS jämfört med upp emot 400 mg Cu/kgTS i rötslam från Henriksdal (Lindh K. 2006).

Sammanfattning

Koppar i avloppsvatten avskiljs till stor del i reningsverken med slammet. Halterna av koppar i slammet visar en uppåtgående trend till skillnad från många andra ämnen. Koppar är det ämne som med dagens gränsvärden visar snabbast ackumulering i åkerjorden vid slamgödsling (50% ökning på under 100 år). Naturvårdsverkets förslag till nya gränsvärden kommer att innebära att full slamgödselgiva inte kan ges i framtiden vilket kommer att medföra att slam som gödselmedel kommer att vara mindre eftertraktat från jordbruket.

Den största källan till kopparinnehållet i avloppsvatten är kopparrör i fastigheterna.

DISKUSSION och REKOMMENDATIONER

Var ska koppar undvikas (om detta skall bedömas i det enskilda fallet) och i så fall varför?

Stockholms stad beskriver i Stockholms kemikalieplan 2014-02-19 koppar som ett prioriterat riskminskningsämne. *”Kopparjonen som frigörs vid oskyddad användning av koppar är miljöfarlig och kan orsaka långtidseffekter i vattenmiljön.”* och säger angående byggnadsmaterial: *”Utvändiga tak- och fasadmateriäl bör inte emittera koppar- eller zinkjoner om det inte är särskilt kulturhistoriskt motiverat eller om avrinningen omhändertas lokalt.”*

Detta synes vara en principiellt riktig inställning mot bakgrund av bl.a. försiktighetsprincipen och Giftfri miljö-målet.

Om principen skall differentieras i något avseende föreslår vi följande:

Koppar som byggnadsmaterial bör undvikas:

- I områden med kombinerade ledningssystem. Dagvattnet från de flesta byggnaderna med koppertak avleds till reningsverken Henriksdal eller Bromma. Där avskiljs en stor del med slammet, som alltså får höga kopparhalter. Dessa halter minskar ej med tiden och kommer att överskrida Naturvårdsverkets förslag till gränsvärden för användning av slam i jordbruk. Av samma skäl bör man ha en restriktiv hållning till kopparrör i byggnader.
- I områden där takvattnet leds till känsliga sjöar eller vattendrag som får sitt huvudsakliga inflöde genom dagvatten och där kopparhalterna överskrider eller ligger nära de klassgränser för SFÅ (Särskilda Förorenande Ämnen) som föreslagits av Havs och Vattenmyndigheten (2013). Att kopparhalterna i några av Stockholms sjöar visar en minskande trend kan bero på att bromsbeläggen inte innehåller koppar i samma utsträckning som tidigare (Hjortenkrans 2008).

Koppar har visats komplexbindas i trafikdagvatten, men detta har inte kunnat visas för takdagvatten (pga för höga kopparhalter). Att en stor del av kopparen komplexbinds genom transporten i ledningar är inte sannolikt – endast en mindre del av det totala vattenflödet kommer i kontakt med rörväggarna. Komplexbindningen torde ske genom transport på de ytor som samlar upp regnvattnet. På gator och kanske i synnerhet parkeringsytor ansamlas ganska stora mängder partiklar och olja, som möjliggör komplexbinding. Borg (2014) anför dock att kopparkomplexen ändock kan vara miljöfarliga.

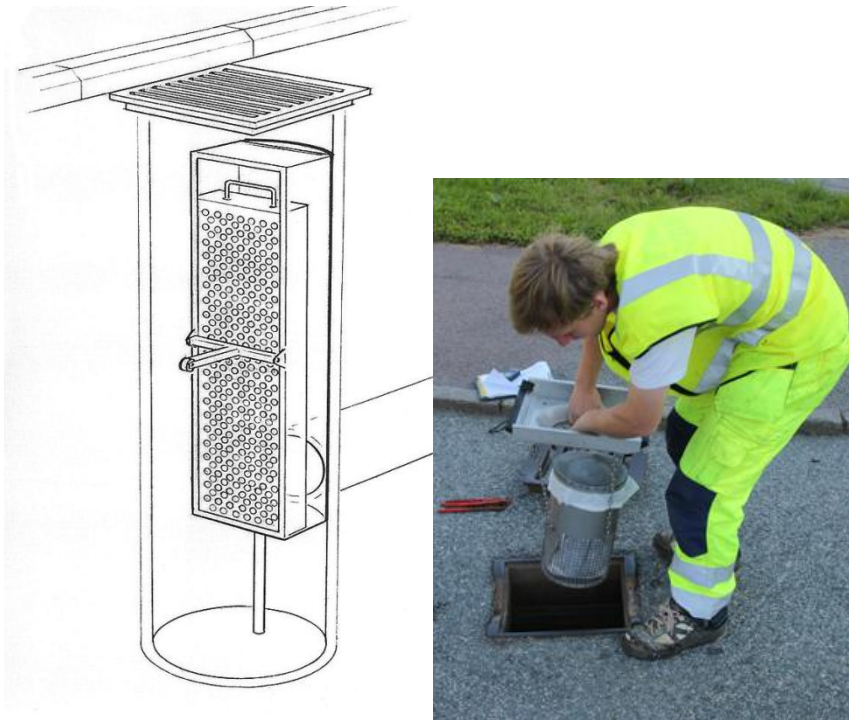
Om kopparen behålles som takmaterial bör takvattnet renas lokalt i åtminstone de angivna områdena.

En möjlig åtgärd är också att kräva rening av trafikdagvatten, särskilt från nyetableringar av stora parkeringsytor (shoppingcentra mm) och logistikcentra. Om det finns en tydlig verksamhetsutövare kan krav riktas mot denna. Så görs t.ex. i Göteborg där Miljöförvaltningen ställer kravet högst 10 µg Cu/l (totalhalt) i dagvatten från verksamheter som avleds till stadens dagvattensystem.

Hur skall kopparemissioner hanteras i det fall t ex koppertak ”tillåts”. Exempel på omhändertagande.

Brunnsfilter

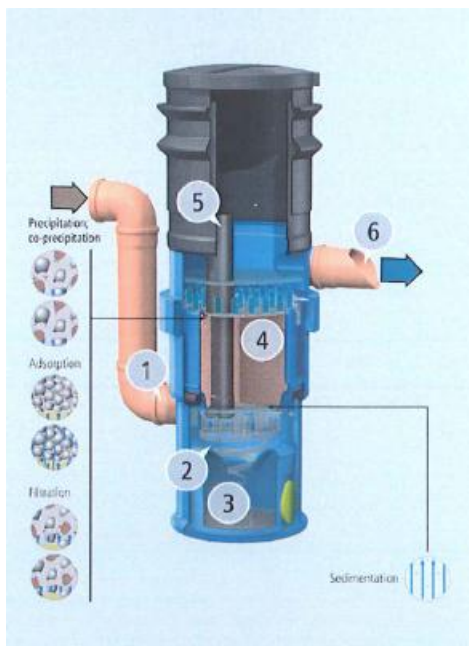
Brunnsfilter (Figur 1) med bark eller annat ytaktivt material används för reduktion av föroreningar från gator men kan även användas för takvatten. Ett filter klarar av 200-300 m² takyta och reningsgraden för koppar är 50% - 70%. Investeringskostnaden inklusive installation i en befintlig brunn är ca 10 000 kr per filterinsats. Driftkostnaden vid tre filterbyten per år är ca 2 000 kr/år.



Figur 1. Exempel på utformning av brunnfilter för rännstensbrunnar.

Brunnsfilter med zeoliter som filtermaterial (Figur 2) levereras av ett tyskt företag med återförsäljare i Sverige. Filterkonstruktionen är testad och specificerad av DiBt (Deutsche Institut für Bautechnik) och reningsgraden anges i kopparhalt som högst lämnar anläggningen. En anläggning klarar takytor upp till 500 m² med kopparhalter i takavrinningen upp till några mg Cu/l. Utgående halt garanteras ligga under 50 µg/l. Kostnaden per enhet inklusive installation i specialbrunn är 80 000 kr med en driftskostnad på ca 2 000 kr/år för rengöring av filtret.

Utbytt filtermaterial klassas som miljöfarligt avfall.



Figur 2. 3P Hydrosystem för rening av koppar i takavrinning.

Andra typer av anläggningar

Andra typer av anläggningar för rening av takavrinning kan anläggas beroende på de lokala förutsättningarna, som ytor vilka kan nyttjas för reningsanläggningen. Reningsgraden för dessa anläggningar varierar mellan 30% och 75% (Tabell 7). Anläggningskostnad och driftkostnad är svåra att uppskatta, men blir troligen större än för brunnsfiltren.

Tabell 7. Reduktion av koppar i olika typer av anläggningar lämpliga för takavrinning. Källa: Larm, 2014.

Anläggning	Reduktion koppar
Svackdike	45%
Översilningsyta	50%
Torr damm	30%
Våt damm	65%
Magasin med filter	75%
Avsättningsmagasin	70%

Stockholm Vatten har anlagt ett flertal reningsanläggningar för trafikdagvatten, inte minst under den s.k. Miljömiljarden. Erfarenheterna är blandade.

REFERENSER

Borg, H (2014). *Koppar i Stockholms vattenområden*. Rapport till Miljöförvaltningen i Stockholms stad. Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM) Stockholms universitet.

Ekstrand, S., Östlund, P. och Hansen, C. (2001). *Digital photo air processing for mapping of copper roof distribution and estimation of related copper pollution*. Water, Air and Soil Pollution Focus, 1 (3-4), 267-278.

Ekvall J., Strand M. (2001). *Dagvattenundersökningar i Stockholm, 1992-2000*. Stockholm Vatten, rapport 3/2001.

European Copper Institute (2008). *The Copper Voluntary Risk Assessment*. Tillgänglig från: <http://echa.europa.eu/sv/copper-voluntary-risk-assessment-reports> [2014-02-28].

Finsson, A. (2014). *Svenskt Vattens synpunkter på koppar i samband med Naturvårdsverkets utredning om hållbar återföring av fosfor inklusive författningsförslag*. PM Svenskt Vatten.

Göbel, P., Dierkes, C. och Coldewey, W. G. (2007). *Storm water runoff concentration matrix for urban areas*. Journal of Contaminant Hydrology, 91, 26–42.

Göteborgs Stad (2013). *Miljöförvaltningens riktlinjer för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten*. Miljöförvaltningen Göteborg. Rapport R 2013:10.

Göteborgs VA-verk (2004). *Vattenprov Sahlgrenska*. Rapport Laboratoriet Lackarebäck, Göteborg.

He, W., Odnevall-Wallinder, I. och Leygraf, C. (2001). *A comparison between corrosion rates and runoff rates from new and aged copper and zinc as roofing material*. Water Air and Soil Pollution Focus, 1 (3-4), 67-82.

Havs och Vattenmyndigheten (2013). *Rekommendationer angående klassgränser för Särskilda Förorenande Ämnen och expertbedömning vid kemisk statusklassning*. Skrivelse 2013-09-27.

Hjortenkrans, D. (2008). *Road traffic metals – sources and emissions*. Doktorsavhandling Kalmar Universitet.

Jönsson, A. (2011). *Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in sediments in the city-centre of Stockholm, Sweden. Origins, deposition rates and bioavailability*. IVL rapport B2013, November 2011.

Jönsson, A. (2013). *Copper in storm water runoff from a naturally patinated copper roof and a parking space – variations in fluxes during a rainfall in Stockholm, Sweden*. For Scandinavian Copper Development Association. IVL rapport U4439, September 2013.

Lagerkvist, R. (2014). *Koppar i Henriksdal och Bromma reningsverk*. PM Stockholm Vatten AB.

Larm, T. (2014). *StormTac*. Tillgänglig från: <http://www.stormtac.com> [2014-02-28].

Lilja, K. (2014). *Skriftlig kommunikation*, E-post, Naturvårdsverket, Stockholm.

Lindh, K (2006). *Rent avlopp Hammarby Sjöstad En studie om avloppsvattnet från den miljöinriktade*

stadsdelen Hammarby Sjöstad och om information kan påverka hushållens bidrag av främmande ämnen till avloppet. Stockholm Vatten Projektpublikation nr 28.

Malmqvist, P.-A. (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources. An analysis of inflows and outflows of nitrogen, phosphorus, lead, zinc and copper in urban areas.* Chalmers, doktorsavhandling.

Medin, M. (2001). *Metaller i vattendrag i Göteborgsområdet 2001.* Medins Sjö- och Åbiologi.

Medin, M. (2003). *En undersökning av metallhalter i dagvattenledningar i området kring Sahlgrenska sjukhuset och Vitsippsbäcken hösten 2002.* Medins Sjö- och Åbiologi. Rapport 2003-01-29.

Medin, M. (2004). *Metaller i vattendrag 2004.* Medins Sjö- och Åbiologi. R 2005:3.

Mohlander, U. (2012). *Miljöförvaltningens kommentar på kopparindustrins frivilliga riskbedömning av koppars miljöpåverkan.* PM Stockholms Miljöförvaltning.

Naturvårdsverket (2007). *Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen.* Rapport 5799.

Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen.* Rapport 6580.

Odnevall Wallinder, I., Ullman, Y. och Dromberg, P. (2009). *Stormwater runoff measurements of copper from a naturally patinated roof and a parking space. Aspects on environmental fate and chemical speciation.* Water Research, 43 (20), 5031–5038. (Artikeln finns som bilaga till rapporten från Miljömiljardsprojekt B136, Undersökning av filter för reduktion av koppar. Tillgänglig från: <http://www.stockholm.se/Fristaende-webbplatser/Fackforvaltningssajter/Stadsledningskontoret/Miljomiljarden/Restaurering-av-sjoar-och-vattendrag/> [2014-02-28]).

SCDA (2013). *Koppar i byggnader. Miljö- och hälsoaspekter.* Brev till Stockholms Miljöförvaltning.

Sternbeck, J., Österås, A. H. och Allmyr, M. (2013). *Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringskikt.* WSP rapport.

Stockholm Vatten, 1999. *Föroreningsbelastning till sjön Trekanten - Utvärdering av beräkningsmodell för dagvatten.* Stockholm Vatten Rapport Nr 44/99.

Sörme, L. och Lagerkvist, R. (2002). *Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm.* The Science of the Total Environment, 298, 131-145.

US EPA (2014). *National Recommended Water Quality Criteria.* Tillgänglig från: <http://www.epa.gov> [2014-02-28].

WFD-UKTAG (2011). *Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: copper (saltwater).* Tillgänglig från: <http://www.wfduk.org> [2014-02-28].

Ytreberg, E., Karlsson, J. och Eklund, B. (2010). *Comparison of toxicity and release rates of Cu and Zn from anti-fouling paints leached in natural and artificial brackish seawater.* Science of the Total Environment, 408, 2459-2466.