

PROJEKTNR. 14236

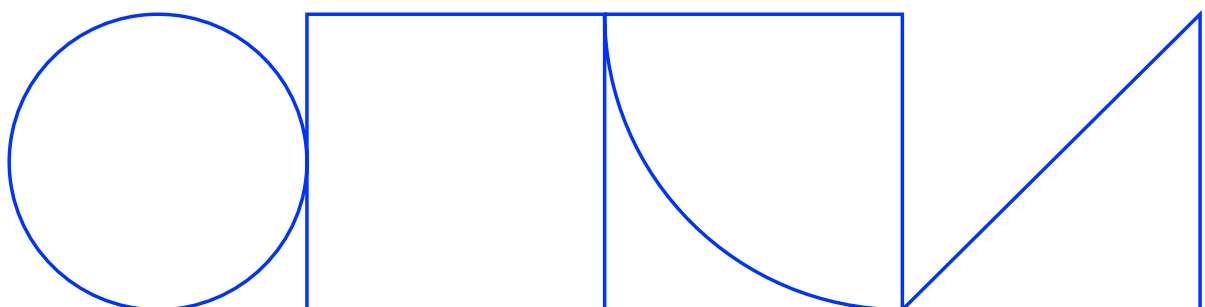
Desinfektion mot Legionella i tappvatten

Effektfullt och energibesparande?

Jonatan von Seth (1), Jules Hanley (1), Stephen Burke (2)

1: Aktea Energy AB, 2: NCC Sverige AB

2025-12-08



Förord

Projektet har analyserat hur olika desinfektionssystem för VVC system fungerade i en kontrollerad miljö genom att bygga en provrigg (en mini VVC system) samt tittade på vilket energibesparingspotential ett sådant system kunde uppnå i en fungerande VVC system.

I projektet har Aktea designat samt driftat provriggen. Aktea har skrivit en större del av rapporten. NCC har bidragit med arbetare för byggandet (och rivning) av första lokalen. NCC har gjort energibesparingsberäkningar på ett Case objekt, samt har skrivit en del av rapporten samt korrektionsläst rapporten innan inlämning. Micans har bidragit med bakterieprov och analys av VVC-vatten under provning samt sin expertis och även kontorsdel för Rikken version 1.0. LTH har bidragit med erfarenheter i vattensanering/mikrobiologi samt har lämnat över en kultur på sin E-coli DSM 1116 till Micans som slutligen användes i projektet.

Projektet, som ni kommer att läsa, mötte flera motgångar. Murphy's Law har verkligen visat sig i denna projekt "Anything that can go wrong will go wrong." Det var allting från totaldöd av bakterier i riggen även när det saknades desinfektion, att 2st - 300 kg varmvattenberedaren på väggen ramlat ner på golvet en helg, till inbrott i vår container där riggen fanns!

Tack till alla bolag som ställde upp med sina desinfektionssystem: LK, Anolytech, Bauer Watertechnology Systems, IWTs, Watersprint och Hydro Diagnostics.

Tack till Jerry Nilsson och gymnasier elever från Lindholmens Tekniska Gymnasium för att de vill bygga Rikken 1.0 som skolprojekt!

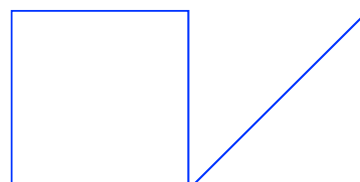
Tack till Ramirent, som fixades ström och vatten till Rikken 2.0 som fick stå i en uthyrd container på deras tomt.

Vi vill tacka alla som har deltagit i projektet speciellt alla som fick jobba "gratis" eller egenfinansierat av sitt företag då finansiering tog slut under projektets gång, se Murphy's Law. Tack till Catherine Paul, LTH som har jobbat i projektet som rådgivare! Projektet troligtvis skulle ha misslyckats utan din kunskap om lämpliga bakterier som kan ersätta Legionella vid behandling av vattenprov!

Vi vill också tacka SBUF, och även NCC och Aktea, för finansiering för att kunna genomföra detta arbete!

Stephen Burke, Tekn. Dr., NCC

2026-01-09



Sammanfattning

Enligt tidigare studier kan förluster i varmvattencirkulationen (VVC) leda till väsentligt ökad energianvändning i byggnader, och att hantera förlusterna skulle innebära en stor besparingspotential. Däremot kan projektering av byggnader i syfte att optimera värmeförluster leda till problem med Legionella på grund av bristfälligt utförande. Projektet som redovisas i denna rapport undersöker användningen av lokala desinfektioner för att åtgärda ett problemsystem utan att bygga om eller höja temperaturer. Syftet är att undersöka om det finns ett pålitligt, energi- och kostnadseffektivt vattenbehandlingssystem som kan implementeras i flerbostadshus och leder till en energibesparing.

För att utvärdera de olika behandlingssystemen utvecklades en provrigg för att representera en byggnads VVC-system, där bakterier kunde introduceras och sedan behandlas med olika saneringstekniker. Av arbetsmiljöskäl användes inte Legionella utan E. coli DSM 1116 som har snarlika egenskaper. Provrighgen bestod av två identiska delar: en kontrollsida där bakterierna introducerades men inte behandlades, och en åtgärdssida där saneringsteknikerna monterades. Utformningen av provriggen inkluderade även blindledning där ingen cirkulation förekom för att undersöka om saneringssystemen kunde påverka bakterierna även där.

Nedanstående tekniker och företag har medverkat i studien i kronologisk ordning:

- Induktionsvärme – LK (Physico & Physico RACS)
- Hypoklorsyra – Anolytech (AnoDes)
- Nanobubblor – Bauer Watertechnology Systems (PipeJet)
- Väteperoxid – IWTs
- Klordioxid – IWTs
- Lokalt UV-ljus – Watersprint
- Membranfilter – Hydro Diagnostics

Teknikerna utvärderades efter varandra, och under pågående omgång introducerades bakterier på båda sidor av provriggen, sedan kopplades systemet in på åtgärdssidan. Därefter togs vattenprover dagligen måndag till torsdag på både kontroll- och åtgärdssidan för analys på mikrobiologiskt laboratorium, tills bakterierna på åtgärdssidan hade nått icke detekterbara nivåer.

Resultatet av utvärderingen av de olika teknikerna var att E. coli DSM 1116 hade bra förutsättningar att överleva på kontrollsidan trots avsaknad av biofilm, medan åtgärdssidans rör hade biofilm men trots detta inte kunde hålla bakterierna vid liv efter provomgången med väteperoxid. En oidentifierbar grön kristallbeläggning hade också bildats på åtgärdssidan. En viktig slutsats är att biocider kan ha betydande påverkan på såväl installationerna som vattnets kvalitet. Alla medverkande tekniker var

emellertid effektiva för bekämpning av de tillförda bakterierna, särskilt eftersom de nådde ut i blindledningarna och bekämpade bakterierna även där.

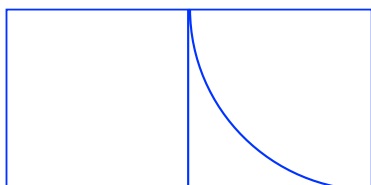
Idag saknas bindande gränsvärden i CFU/l (colony forming units per liter) för största tillåtna mängd Legionella i tappvatteninstallationer, utan varje lokal miljöförvaltning i Sverige gör en bedömning utifrån sina lokala aktionsvärden. Därför sammanställer rapporten också enkätsvar och dialoger med 20 miljöförvaltningar om deras arbete med saneringstekniker och Legionella, samt en beskrivning av deras agerande vid sex scenarier av Legionella i fastigheter.

Energibesparingspotentialen bedöms vara begränsade, om man har en funktionellt VVC system. I Caset (2 487 m² flerbostadshus med ca 225 m VVC system som fungera korrekt), kunde man spara som högst 20 000 kr, mest troligt 10 000 kr per år innan kostnaden för inköp- och driftskostnaden för desinfektionssystemet är inräknat. Samtidigt ökar besparingspotentialen om VVC systemet har en väldigt hög värmeförlust, dock observera att detta kan innebära att systemet har allvarliga brister och bör undersökas innan ett desinfektionssystem installeras.

Innehåll

Bakgrund	6
Legionella	7
Syfte	8
Metodik	8
VVC-riggen "Riggen"	9
Saneringstekniker	13
Riggens och fastighetens utformning	13
Företagen i saneringsanläggningen	14
Provhantering och analysförfarande	15
Inledande resultat och indata	16
Överlevnad av <i>E. coli</i> DSM 1116 i kontrollmiljön	16
Resultat: Analys av dricksvattenkvalitet	19
Resultat: Biofilm	20
Resultat: Typning av biofilmen	21
Resultat: <i>E. coli</i> överlever inte efter avslutad sanering	23
Resultat: tester av saneringstekniker på Riggen	25
LK – Induktionsvärme, Physico och Physico RACS	25
Introduktion	25
Inför testet på Riggen	25
Resultat – efter start av åtgärd	27
Hypoklorsyra – Anolytech (AnoDes)	29
Introduktion	29
Inför testet på Riggen	30
Resultat – efter start av åtgärd	31
AMF – Bauer Watertechnology Systems (PipeJet)	34
Introduktion	34
Inför testet på Riggen	35
Omgång 1 – AMF + UV-aggregat – November 2024	36
Väteperoxid – IWTs	43
Introduktion	43
IWTs – Klordioxid	49
Introduktion	49
Uppstart och start av saneringsteknik	50

Watersprint – Lokalt UV-ljus	50
Introduktion	50
Hydro Diagnostics – Membranfilter	51
Enkät och dialog med miljöförvaltningar	52
Energiberäkning av VVC-förlusten – Exempel	56
Energibesparingspotential – överslagsberäkning.	60
Resultat och diskussion	64
Riggen/Desinfektionssystem	64
Energibesparingspotentialen	66
Vidare studier	68
Slutsats	69
Referenser	70
Bilaga 1	74



Bakgrund

Tidigare studier har visat att VVC-förluster kan vara en stor del av energiförlusten i en byggnad (Bergqvist, 2015) (Lindencrona & Lindsköld, 2014) (Alros, 2015) (Burke, et al., 2021) samt att dessa VVC-förluster är en stor osäkerhet i energiberäkningar (Burke, et al., 2022) (Burke, et al., 2017) (Ekström, 2021). Däremot har få projekt undersökt varför detta är en stor osäkerhet (Kempe, 2022). Kempe (2020) föreslår att man bör verifiera energianvändningen i ett VVC-system redan under produktionsskedet men det finns idag inget krav på sådan verifiering innan överlämning av hus.

En lyckad strategi för att hantera VVC-förluster skulle innebära en potentiellt stor besparingspotential. En bra planlösning med optimal schaktplacering och noggrann projektering av ett VVC-system gör att energianvändningen kan komma ner till ca 3–6 kWh/m² år med låg risk för Legionella. Problemet är att VVC-systemet sällan är optimalt i ett hus och även en bra design kan få problem om utförandet är bristfälligt. Sådana system kan utveckla Legionellaproblem på grund av olika skäl, till exempel för låg vattentemperatur trots hög energianvändning, eller döda zoner där vatten inte kan cirkulera och Legionella kontaminerar resten av systemet. (Burke et. al., 2022)

Idag finns det olika metoder för att förverkliga besparingspotentialen. Den första är att införa kontroller på energiprestanda, så som Kempe (2020) beskriver. Den andra är att välja bort VVC-system, så som Roland Jonsson föreslår (Åslund, 2018) och i stället använda en variant på det som kallas CVV (cirkulation av varmvatten) som stänger av VVC-systemet men har ett spolningsprogram för att hålla rören fria från Legionella. Ett tredje alternativ är att värma upp vattnet vid användningsstället, så som man gör med kontorshus eller i andra länder, exempelvis med små varmvattenberedare eller med hög eleffekt. Dessa varmvattensystem kommer i två varianter: tanklösa varmvattensystem för småhus eller lägenheter eller ett "Point of Use"-system där varmvatten produceras precis innan det används, till exempel vid duschen eller tappställen. Alla förslag har sina för- och nackdelar och ger en energibesparing. Samtidigt bygger dessa metoder på att använda höga temperaturer för att motverka Legionella vilket är energikrävande. Det fjärde alternativet, som undersöks i detta projekt, är att i stället använda lokala desinfektionstekniker för att åtgärda ett problemsystem utan att bygga om eller att höja systemtemperaturen.

Legionella

Erfarenhet från fältmätningar i tidigare projekt (Burke, et al., 2021) har visat att Legionella kan överleva och kolonisera sig även i system med höga koncentration av desinfektionsmedel. Det kan ske på grund av bland annat dessa anledningar:

1. Tappvattenledningar har låg eller ingen cirkulation av VV/VVC (även blindledningar). Då kan inte desinfektionsmedel transporteras fram och verka till full effekt.
2. Desinfektionsmedel "förbrukas" (beroende på desinfektionsmetod) i kontakt med mikroorganismer. Detta leder till att även vid högsta tillåtna koncentrationer räcker inte medel längst bort i systemet utan att överstiga högsta tillåtna koncentrationer. Det finns en synergism i detta då bekämpade mikroorganismer (död biomassa) göder systemet och främjar tillväxten av biofilm.
3. Flera desinfektionsmedel har en halveringseffekt vid höga temperaturer, och därför kan tappvarmvatten vara svårare att sanera i långa sträckor eftersom medlet har förlorat sin effekt längst bort.
4. Legionella kan skyddas av amöbor som finns i tappvattensystemet. Utöver det finns det även andra bakterier i tappvattensystemet som kan försvåra desinfektion på grund av att det finns olika mängder mikroorganismer beroende på avståndet från reningsverk i tappvattensystemet. (Richards, et al., 2013)

Dessa fyra orsaker leder till att fastigheter som har höga koncentrationer av desinfektionsmedel inte blir av med sin Legionella trots att dessa desinfektionssystem kan säljas in i tro om garanterat skydd. Det kan få stora konsekvenser i samhället om dessa produkter inte utvärderas i en oberoende undersökning. Huvudproblemägare är uppdelade i flera områden: vid nyproduktion är det byggherren som ska uppföra en byggnad enligt rådande lagkrav som är förenade med att det är en Legionella-fri konstruktion. Ansvar för förebyggande åtgärder samt direkta åtgärder mot Legionella ligger hos fastighetsägaren men de som drabbas främst är brukare som kan infekteras av Legionella. De vanligaste åtgärderna utöver att säkerställa korrekt temperatur och tekniska funktioner är bränning (VV-temperatur på ca 70 °C) och UV-filter (UV-aggregat). På senare tid kräver dock fler miljöförvaltningar att fastighetsägaren ska sätta in biocid direkt vid upptäckt av höga halter Legionella där det föreligger risk att personer insjuknar eller där de redan har insjuknat.

Bränning har i studier inte visat sig vara tillräckligt för att bekämpa Legionellabakterier och det ger en kortvarig effekt som inte tar bort biofilmen som Legionellabakterierna livnär sig på. Utöver det kan Legionellabakterierna överleva i 70 °C i biofilmen. System som använder sig av UV-aggregat behandlar bara passerande tappvatten förbi UV-systemet; ibland sitter den enbart på VVC/KV eller både på inkommande VVC och inkommande KV i fastigheten. Däremot motverkar inte UV-aggregatet de Legionellabakterier som finns i tappvattensystemet utan bara det utgående vattnet som har passerat UV-aggregatet. Det finns även erfarenheter från fält som tyder på att UV-aggregat kan orsaka koloniseringar då de "göder" tappvattenkretsen med döda bakterier. (Sílvia Cervero-Aragó, 2019). En stor nackdel med UV-ljus är också att UV-lampan rengörs och underhålls ofta enligt ett serviceschema, beläggning och tappad

effekt på lampan påverkar funktionen. Det finns dock idag UV-aggregat som har mätare som mäter intensiteten på UV-ljuset.

Det finns okända verkningsgrader för desinfektionsmedel för KV, VV och VVC. Den stora samhällsfaran idag man kan avhjälpa efter studien är fastigheter eller byggnader som har problem med Legionella där VVC-temperaturen understiger 50 °C även om utgående VV-temperaturen är mer än 60 °C. Med en kontinuerlig tillsats med ett effektivt desinfektionsmedel är det möjligt att undvika kostnaden för ombyggnation för att åtgärda problemet. Frånräknat dessa fördelar för samhället finns det även en långsiktig möjlighet om det går att garantera tappvattnet fritt från Legionella, då man eventuellt i nästa steg kan se över regelverket som en del i en energibesparande åtgärd genom att kunna sänka temperaturkraven till 50 °C eller lägre. Det kräver dock en utökad egenkontroll och tillsats av lämpligt desinfektionsmedel. Hur olika desinfektionsmedel upplevs av boende behöver också övervägas; exempelvis kan boende märka av låga koncentrationer av klor när det används som desinfektionsmedel. Utöver det finns det biocider som används även om de inte är godkända livsmedel.

Frågan om lokala desinfektionssystem, i detta fall för kallvatten, har diskuterats i USA i samband med Legionella i flerbostadshus. Mätningar visade att vattnet som levererades till huset innehöll Legionella och då kretsade diskussionen kring om det är fastighetsägarens ansvar att rengöra vattnet med lokala desinfektionssystem eller om det ansvaret ska ligga på vattenreningsverket. Det som sker är att Legionella som växer i biofilmen i distributionssystem samt vattentorn kontaminerar kallvattnet innan det levereras till slutanvändaren. Frågan om ansvar blir applicerbar även i Sverige då vi börjar installera dessa tekniska system och då det finns krav på innehåll i vattnet. (Cline & Ferrari, 2020)

Syfte

Det övergripande syftet med projektet är att undersöka om det finns ett pålitligt, energi- och kostnadseffektivt vattenbehandlingsystem som kan implementeras i flerbostadshus och leder till en energibesparing. Resultatet kommer att underlätta för byggbranschen, installationsbranschen samt för fastighetsägare hur man på bästa möjliga sätt hanterar tappvarmvatten och desinfektionsmedel för att eliminera risken för Legionella i tappvarmvattensystemet både för nya och befintliga VVC-system.

Metodik

Inledningsvis var metodiken att genomföra fältstudier i olika fastigheter som ska påbörja, håller på eller är färdiga med sin tekniska sanering mot Legionella. Vid litteraturstudien uppenbarade det sig att det fanns svårigheter att göra en korrekt analys och jämförelse av de olika saneringsteknikerna då varje fastighet och byggnad har sina egna tekniska förutsättningar och utmaningar. Det saknas även en kontrollerad miljö som kan besvara frågan: "Vad sker om vi inte genomför en teknisk sanering?" Metodiken blev i stället att skapa en egenutvecklad provrigg, se mer om

detta i avsnittet *VVC-riggen "Riggen"*. På grund av arbetsmiljöskäl har *Legionella* inte använts i projektet utan *E. coli* DSM 1116 har använts i stället. För mer information om val av bakterien, se kapitlet om Mikrobiologi.

VVC-riggen "Riggen"

Provriggen, eller "Riggen", är konstruerad för att representera en fastighet med ett VVC-system (varmvattencirkulation). Riggen består av två identiska delar: en **åtgärdssida** och en **kontrollside**, se Figur 1. Syftet med Riggen var att simulera hur en saneringsteknik fungerar både i det cirkulerade vattensystemet och i blindledningar. Syftet med Riggen är inte att jämföra olika produkter med varandra, exempelvis hypoklorsyra med klordioxid. Det finns flera anledningar till detta: en av dem är att det inte var ekonomiskt hållbart att göra en total omställning. Det har även senare visat sig att vissa saneringstekniker påverkar materialen i installationen, vilket i sin tur påverkar kommande bakteriekulturer och saneringstekniker. Syftet är att besvara hur effektiv den teknik och det företaget som står bakom saneringstekniken är jämfört med att inte genomföra en åtgärd.

Varje VVC-system i Riggen innehåller:

- 150 meter LK-Pal-rör (16 mm).
- En VVC-pump som är inställd på 0,2 m³/h.
- Åtta blindledningar med olika längder (2 m, 1 m, 0,5 m och 0,25 m).
- Ett tappställe.
- Injusteringsventiler och övriga ventiler såsom avluftare och backventiler.
- Ett expansionskärl på 5 liter.

Inledningsvis användes varmvattenberedare för att värma VVC-slingan. Efter flera tester, där bakterierna endast överlevde under en begränsad tid, drogs slutsatsen att de höga lokala temperaturerna från elpatronerna sannolikt dödade bakterierna. I stället för att värma slingan till önskad temperatur behövde rören värmas upp till önskad temperatur på annat sätt. Detta genomfördes genom att i stället placera Riggen i en uppvärmd isolerad container. Uppvärmningen skedde med hjälp av temperaturinställda värmefläktar som säkerställde att hela systemet och containern kunde hålla ca 37 °C, vilket är optimalt för odling av *E. coli* DSM 1116. Syftet med Riggen är att skapa en gynnsam miljö för *E. coli* DSM 1116 för att kunna utvärdera effekten av olika vattensaneringssystem även vid höga bakteriekoncentrationer. Riggen är även utformad för att undersöka om saneringssystemen kan påverka bakterien i blindledningar där ingen cirkulation förekommer. Eftersom det finns två system som körs samtidigt kan resultaten av halten bakterier i åtgärdssidan där det arbetas med saneringstekniker jämföras med att inte använda saneringstekniker på kontrollsidan.

Designen av Riggen är enligt Figur 1. Riggen har en laddtank med upp till 300 liter vatten som pumpas via P1 ut till de två olika VVC-systemen som är kallade "kontrollsidan" och "åtgärdssidan". Både kontrollsidan och åtgärdssidan har backventiler och kulventiler som säkerställer att ingen kontaminering kan ske mellan systemen. Varje VVC-system består av en cirkulationspump som cirkulerar vattnet i en loop med ett flöde på ca 0,2 m³/h. Vattnet passerar några slingor (50 m, 100 m och 125 m). Vattensystemet har även några blindledningar (2 m, 1 m, 0,5 m och 0,25 m). Dessa kommer i två omgångar: en före den sista slingan (125 m) och en efteråt. Vid den sista slingan går även flödet i två spår: ett på 0,18 m³/h (AV24) och sista slingan rör som har ett delflöde (0,02 m³/h). Detta flöde verifieras genom mätning i IV4, som är en injusteringsventil. Syftet med denna slinga är att återskapa en VVC-slinga med lägre flöde.

Genom att ha två identiska system kan en viktad lika stor mängd spårämne (i detta fall *E. coli* DSM 1116) appliceras i båda systemen för att sedan utvärdera åtgärdssidan och kontrollsidan respektive. Det som skiljer dem åt är enbart det installerade vattensaneringssystemet som finns på åtgärdssidan.

Riggen nollställs till bästa förmåga mellan provtagningarna. Nollställningen består främst av att göra en omsättning av vattnet. Systemvolymen är ca 16,5 liter, och ca 200 liter tappvatten används vid genomspolningen. Spolningens huvudsyfte är att säkerställa att inga ämnen av vattensaneringssystemet kvarstår. I vissa fall har även vattnet hettats upp med hjälp av en separat varmvattenberedare. Vattnet har då hållit en temperatur på över 70 °C i minst 6 h.

Finns det möjlighet att mäta hur stor mängd av ämnet/ämnena från vattensaneringssystemet som kvarstår, genomförs det. Inga ämnen ska påträffas.

Vattnet som används vid genomspolningen och påfyllning av systemen och vattentank är dricksvatten (från Lund). Vid mätning följs följande metod:

- 1) Vattentanken fylls med dricksvatten.
- 2) VVC-systemen fylls med dricksvatten.
- 3) VVC-systemen cirkulerar i cirka 5 dagar med detta vatten.
- 4) Micans (laboratorium) odlar en kultur av *E. coli* DSM 1116 i en större behållare. Kulturen från den större behållaren blandas väl och fördelas sedan i två stålcylindrar.
- 5) Cisternerna skickas ned från Göteborg till Lund (där Riggen placerades) med expressombud. Samma dag som cisternerna anländer monteras de på VVC-systemens kontroll- och åtgärdssidor och injekteras i respektive system.
- 6) Efter ca 60 minuter (10 omsättningar) spolas vatten ut ur alla blindledningar för att säkerställa att bakterier finns i blindledningarna. Efter det tas ett referensprov vid respektive duschblandare på kontrollsidan och åtgärdssidan.
- 7) Efter referensproven är tagna aktiveras saneringstekniken på åtgärdssidan. Efter ytterligare 60 minuter tas ett nytt vattenprov på åtgärdssidans duschblandare för att få ett prov 60 minuter efter aktivering.
- 8) Uppföljande provtagningar genomförs i ca två veckor tills tillfredsställande resultat uppnås (inga bakterier i den cirkulerande åtgärdssidan). Varje prov tar ca 5 arbetsdagar att få svar på, från provtagning till provsvar. Detta leder till fördröjning i provtagning och resultaten.

- 9) Efter att provningen är klar återställs systemet genom att tömma och spola med dricksvatten. Vid behov har systemen värmts upp till 70 °C.

Avgränsningar med Riggen är att kontrollsidan inte desinfekteras mellan varje körning med mer än omsättning av dricksvatten och upphettning vid behov. En varmvattenberedare har inte använts för uppvärmning av tappvarmvatten (detta skedde i början; se avsnittet *Diskussion* för mer information om bytet). Temperaturen i containern var via en värmeblädd, så VVC temperaturen var identisk med rumstemperaturen. Biofilmen i vattenrören har inte hanterats aktivt i projektet, dvs. ingen biofilm har byggts upp i rören före driftstart. Nya, rena rör har använts i Riggen.

Det uppkom en teori under projektets gång att det eventuellt skulle bildas en biofilm på kontrollsidan eftersom den inte sanerades, medan det på åtgärdssidan inte skulle finnas biofilm i slutet av studien. Detta eftersom åtgärdssidan konstant utsattes för saneringsåtgärder. En kontroll gjordes vid slutet av projektet för att se om det fanns biofilm i både kontrollsidan och åtgärdssidan. En annan avgränsning är att den maximala längden på någon blindledning var 2 m på grund av utrymmesskäl. Riggen byggdes av gymnasiestudenter från Lindholmens Tekniska Gymnasium med stöd från deras lärare Jerry Nilsson, se Figur 2.



Figur 2: Riggen 1.0 (åtgärdssidan) i Göteborg. På baksidan fanns en likvärdig uppbyggnad. Efter riggen flyttades från Göteborg till Lund genomfördes lite förbättringar och några ventiler byttes ut och lades till. Varmvattenberedarna som fanns i riggen 1.0 syns ej på bild.

Saneringstekniker

Effekten av en saneringsteknik mot bakterier, både där de installeras och i Riggen, är huvudsakligen kopplad till två förutsättningar: Riggens/fastighetens utformning och egenskaper, samt utvald teknisk sanering och företaget som installerar, driftsätter och underhåller anläggningen.

Riggens och fastighetens utformning

Hur tappvattensystemet är installerat, underhållet och driftsatt är en avgörande faktor för saneringens effektivitet. Det finns en stor variation i utformningen av olika fastigheternas tappvattensystem, vilket gör att resultaten kan skilja sig avsevärt mellan olika byggnader. Testmiljön i Riggen är däremot konstruerad för att representera ett äldre VVC-system med totalt 275 meter rör för varmvatten och VVC samt några blindledningar. Detta ger kontrollerade förhållanden, men verkligheten i faktiska fastigheter är betydligt mer komplex. Varje fastighet har unika förutsättningar som påverkar hur effektiv en saneringsteknik kan vara.

Riggens kontrollsida och åtgärdssida skapade relativt jämna och stabila förhållanden för att utvärdera saneringsteknikernas kapacitet att bekämpa bakterier. Några av de mest betydelsefulla faktorerna som påverkar resultatet är följande:

- Var Legionella sitter i fastigheten: Vid bekämpning av Legionella, har hela tappvattensystemet koloniserats eller enbart delar av det?
- Tappvattensystemets utformning: Komplexiteten i rördragningen, med andra ord hur tappvattensystemet är utformat, avseende såväl tappvarmvatten som tappvarmvattencirkulation och tappkallvatten. Är undercentralen centralt placerad eller placerad längst bort?
- Antalet och längden på blindledningar: Stillastående vatten i döda ledningar skapar gynnsamma miljöer för bakterier att växa, vilket kan minska effekten av sanering. Till detta kan man räkna tappställen som har låg användning eller där tappställen används enbart periodvis.
- Omsättning av tappkallvatten: Detta kan påverka vilken typ av saneringsteknik som ska installeras, främst på grund av kostnaden för att underhålla och sanera tappvattnet per m³ kallvatten eller tappvarmvatten.
- Status på installationerna: Har alla VVC-ledningar korrekta flöden och temperaturer? Finns det höga vattenhastigheter i tappvattenledningarna (ett problem som främst uppstår med koppar)? Frätande saneringstekniker kan korrodera befintliga ledningar och är materialet tunt så kan det bli läckage. Det finns även risk att plaströr (exempelvis PEX-rör) som innehåller mjukgörande medel kan spricka eller skadas på grund av tillsatt saneringsämne.

Företagen i saneringsanläggningen

Installation, drift och underhåll av den valda saneringstekniken är avgörande för att uppnå önskad effekt. Om tekniken hanteras felaktigt, exempelvis genom felaktig dosering, kan effektiviteten minska avsevärt eller till och med utebli helt. Det kan även vara så att högre halter än de rekommenderade doseras. Saneringstekniker är ofta komplexa och består av flera system eller komponenter som kräver korrekt installation, noggrann driftsättning och kontinuerlig övervakning för att fungera optimalt. Beställaren av saneringstekniken har i regel begränsad möjlighet att bedöma om installationen är korrekt utförd eller om driften sker enligt rekommendationerna. Detta skapar en utsatt position där beställaren är beroende av leverantörens kompetens och rutiner. Brister i dessa steg kan leda till att förväntad bakteriereduktion uteblir, vilket i sin tur innebär att riskerna kvarstår trots investering i teknik.

De företag som deltog i studien fick själva välja hur deras saneringsteknik skulle tillämpas, samma förfarande som sker i "verkligheten". Vissa företag valde att dosera sin saneringsteknik före VVC-pumpen, andra efter VVC-pumpen. Några arbetade med det inkommande kallvattnet, medan andra fokuserade enbart på det cirkulerande tappvattnet. Det fanns dock tydliga direktiv och kravställningar att Riggens tappvatten inte fick överstiga värden från LIVSFS 2022:12 (Livsmedelsverkets författningssamling), vilket betydde att företaget som ansvarade för sin saneringsteknik i vissa fall behövde injustera sin anläggning för att möta dessa krav. Vid provtagning av vattenprover kontrollerades vattnet så att inga värden översteg dessa krav. Det var först efter att installationen klarade dessa krav som en "nollställning" skedde i systemet för att säkerställa att inga oönskade spårämnen av installerad saneringsteknik fanns kvar i systemet.

Eftersom både den använda tekniken och det företag som tillämpade tekniken har stark koppling till resultaten har båda presenterats. I studien har vi försökt att fånga upp alla de olika saneringsteknikerna. Notera att två företag som exempelvis arbetar med samma typ av biocid kan få olika resultat i samma fastighet. Det beror dels på att de kan använda olika sammansättningar och bindemedel i sin biocid, dels på att de har installerat sin teknik på olika sätt och använt olika elektroniska- och mekaniska komponenter för att dosera sin biocid i fastigheten.

Endast nedanstående tekniker och företag har medverkat i studien:

- Induktionsvärme – LK
- Hypoklorsyra – Anolytech (AnoDes)
- Nanobubblor – Bauer Watertechnology Systems
- Väteperoxid – IWTs
- Klordioxid – IWTs
- Lokalt UV-ljus – Watersprint
- Membranfilter – Hydro Diagnostics

Provhantering och analysförfarande

Under studiens gång genomfördes regelbundna provtagningar för att analysera förekomsten av *E. coli* DSM 1116. Prover skickades till Micans laboratorium i Göteborg för mikrobiologisk analys. Ett par prover gick inledningsvis till LTH, men det övergavs på grund av låg upplösning i bakteriehalt. För att säkerställa provens kvalitet och minimera risken för kontaminering eller nedbrytning under transport användes expressleverans. Proverna förvarades kontinuerligt i kylskåp vid 5 °C inför transporten och transporterades i kylväskor tillsammans med kylklampar, vilket upprätthöll en stabil temperatur under hela transportsträckan. Provtagning skedde måndagar till torsdagar.

En viktig aspekt att beakta i denna studie är den tidsmässiga fördröjningen mellan provtagning och erhållna analysresultat. Eftersom provtagningarna utfördes flera dagar i följd, uppstod en naturlig fördröjning i återkopplingen från laboratoriet. Detta innebar att beslut om fortsatt provtagning ibland fattades utan tillgång till tidigare provsvar, vilket i vissa fall ledde till att prover togs även när aktiva bakteriekulturer hade eliminerats på kontrollsidan. Denna fördröjning påverkade inte bara planeringen av provtagningen, utan även hur labbet skulle spä ut proverna för noggrann detektering, eftersom bakteriehalter från provsvaren gick mellan tiotals miljoner och eventuellt ej detekterbara.

Vid flera tillfällen förväntades höga bakteriehalter baserat på tidigare observationer eller antaganden på halten CFU/l (kolonibildande enheter per liter vatten). Det skedde stundvis att analysresultaten var långt under de förväntade värden av *E. coli* DSM 1116 på åtgärdssidan, vilket sannolikt kan tillskrivas den höga effektiviteten i de saneringsåtgärder som genomfördes parallellt med provtagningen. Detta understryker vikten av att tolka provsvar som anges med "<", vilket indikerar att bakteriehalten låg under detektionsgränsen för metoden, men inte nödvändigtvis var noll. Sådana värden representerar en osäkerhetszon där bakterier kan ha förekommit i mycket låga koncentrationer, men inte kunnat kvantifieras med tillräcklig precision.

För att möjliggöra en konsekvent och jämförbar presentation av data har dessa "<"-värden i analysen behandlats som om de motsvarade detektionsgränsens maximala värde (exempelvis <10 000 CFU/l). Detta tillvägagångssätt har valts för att underlätta överskådligheten i framtagna diagram och tabeller. Det har även markerats i tabeller och text att dessa värden inte representerar exakta mätningar genom att använda "<".

Viktigt: Antalet bakterier som levererades in i riggen kunde inte styras till exakt antal, exempelvis 10 miljoner cfu/liter vid varje testomgång, halten varierade och detta tas upp i diskussionen.

Sammanfattningsvis visar denna hantering av provtagning och analys på vikten av att beakta logistiska och metodologiska begränsningar vid tolkning av mikrobiologiska data. Fördröjningar i provsvar, variationer i bakteriehalter och metodens detektionsgränser är alla faktorer som påverkar resultatens tillförlitlighet och bör tas i beaktande vid vidare analys och slutsatser.

Vid varje test av en saneringsteknik genomfördes provtagning både på kontrollsidan (utan åtgärd) och på åtgärdssidan (där tekniken installerades). Syftet med detta upplägg var att möjliggöra jämförelse mellan bakteriehalter i ett system som genomgår behandling och ett som inte påverkats av någon aktiv saneringsåtgärd. Denna metodik användes konsekvent för att säkerställa att observerade förändringar i bakteriehalter kunde tillskrivas den specifika teknik som testades.

För saneringstekniker som verkar lokalt och inte påverkar hela systemet, som lokalt UV-ljus (via Watersprint) och membranfiltrering (Hydrodiagnostics), genomfördes provtagning enbart före och efter installationen på åtgärdssidan. I dessa fall bedömdes det inte meningsfullt att ta parallella prover från kontrollsidan, eftersom tekniken inte hade någon systemövergripande effekt.

Det är viktigt att notera att även på kontrollsidan, där ingen aktiv sanering genomfördes, kunde en naturlig avdödning observeras över tid. En del av avdödningen kan förklaras av utspädning av bakteriekulturen eftersom 1 liter vatten tappades ut vid varje provtagning.

Inledande resultat och indata

Överlevnad av *E. coli* DSM 1116 i kontrollmiljön

För att testa om bakterierna kunde överleva i Riggen under en längre tid gjordes ett test under sommaren 2024, då ett testupplägg möjliggjorde provtagning både före och efter semesterperioden. *E. coli* DSM 1116 injicerades i systemet den 25:e juni 2024, och den sista provtagningen genomfördes den 29:e augusti 2024. Under perioden 2024-07-11 – 2024-08-29 pågick ingen aktiv sanering eller tappning av vatten på kontrollsidan vilket innebär att den observerade minskningen i bakteriehalter kunde tillskrivas en naturlig "avdödning" av detekterbara *E. coli* DSM 1116.

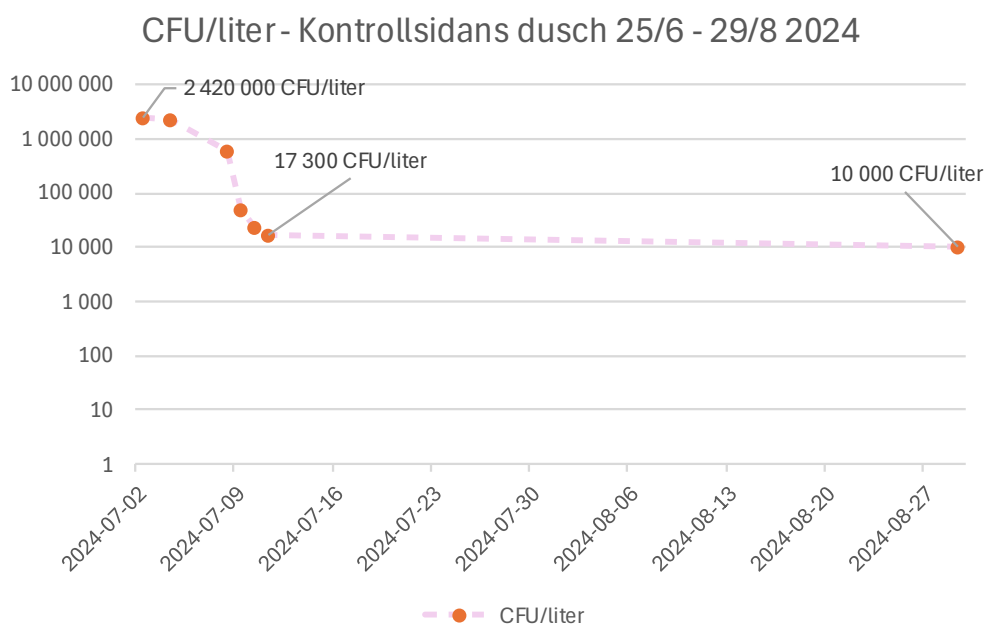
Resultaten från denna långtidsobservation ger värdefull information om hur bakteriepopulationen förändras över tid även i frånvaro av direkta åtgärder. Denna typ av data är viktig för att kunna särskilja effekten av saneringstekniker från naturliga förändringar i systemet. Den observerade avdödningen under sommaren 2024 presenteras i tabellform och diskuteras vidare i analysavsnittet. För att få mer insyn i hur bakterierna överlever på kontrollsidan presenteras två tillfällen där provtagningen pågick under en längre period på kontrollsidan.

Tillfälle 1

Tabell 1: Kontrollsidans *E.coli* DSM 1116 överlevnad i Riggen. Mellan 7/11 och 29/8 byttes inget vatten ut, och temperaturen låg konstant på ca 37 °C.

Prov datum	Dag	CFU/l	Kommentar
2024-06-25	0	> 10 000	För låg detektionsgräns
2024-07-02	7	2 420 000	Ca 1,5 l byttes ut
2024-07-04	9	2 400 000	Ca 1,5 l byttes ut
2024-07-08	13	600 000	Ca 1,5 l byttes ut
2024-07-09	14	50 000	Ca 1,5 l byttes ut
2024-07-10	15	24 200	Ca 1,5 l byttes ut
2024-07-11	16	17 300	Ca 1,5 l byttes ut
2024-08-29	65	10 000	Ca 1 l spolades ut, sedan prov

För att visualisera provsvaren används nedanstående diagram. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". Provsvaret den 25:e juni 2025 är ej med i diagrammet.



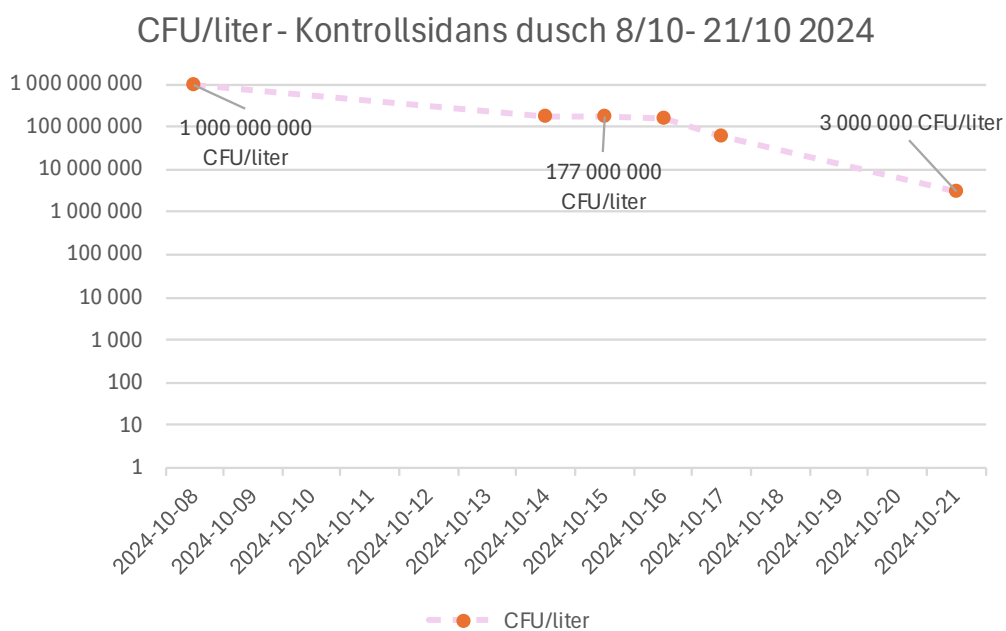
Figur 3: Diagram över provsvar från kontrollsidan 25/6 – 29/8.

Tillfälle 2

Tabell 2: Kontrollsidans *E.coli* DSM 1116 överlevnad i Rikken. Mellan 8/10 och 21/10 byttes vatten ut med totalt ca 1,5 liter, för både dusch och provtagningar i blindledningar. Temperaturen låg konstant på ca 37 °C.

Provdatum	Dag	CFU/l
2024-10-08	0	1 000 000 000
2024-10-14	6	172 000 000
2024-10-15	7	177 000 000
2024-10-16	8	163 000 000
2024-10-17	9	60 000 000
2024-10-21	13	3 000 000

För att visualisera provsvaren används nedanstående diagram. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt.



Figur 4: Diagram över provsvar från kontrollsidan 8/10 – 21/10.

Resultat: Analys av dricksvattenkvalitet

Riggen kördes i flera omgångar i serie. Efter omgång 7 med bakterier (där väteperoxid hade testats i Riggen) genomfördes en återställning av Riggen inför test av klordioxid. Efter uppstart av omgång 8 (klordioxid) så uppmärksammades en förändring när de första provresultaten kom: mängden bakterier på åtgärdssidan hade drastiskt sänkts även om ingen teknisk åtgärd hade startats. Kolonihalten borde varit någorlunda lika mängder bakterier på både kontrollsidan och åtgärdssidan. Bakterierna på kontrollsidan låg då på ca 14 720 000 CFU/l (prov 2025-04-07) Åtgärdssidan skulle vara nära 14 720 000 CFU/l före start av åtgärden, men låg bara på 10 CFU/l. Eftersom en fördröjning föreligger mellan provtagning och provsvar så fortsatte omgång 8 tills provsvaren för första provtagningen kunde avläsas.

Något hade av oklar anledning dödat bakteriekulturen innan klordioxiden startades mellan den 3/4 och 7/4 (över helgen), vilket inte hade skett tidigare. Inga övriga parametrar hade ändrats enligt loggningen.

Tabell 3: Provtagningsresultat före inkoppling av åtgärd under provomgång 8. Över en helg hade bakteriehalten på åtgärdssidans dusch minskat från 14 500 000 till 10 CFU/l.

Provtagningsplats: Åtgärdssida dusch	CFU/l	Provtagningsdatum
Före start av åtgärd	14 500 000	2025-04-03 (torsdag)
Före start av åtgärd	10	2025-04-07 (måndag)
Efter åtgärd – 30 min	<1	
Efter åtgärd – 90 min	<1	

Efter dessa observationer togs en dialog med labbet. En teori var att det inte fanns någon biofilm på åtgärdssidan efter omgång 7 (väteperoxiden) och att det blev en ogästvänlig miljö för bakterierna i omgång 8 (klordioxid). Micans laboratorium tillfrågades om analys av biofilm av insidan av rören. Ett par rördelar av systemen (både åtgärdssida och kontrollsida) klipptes av och skickades till Micans för analys av biofilmen. Micans svarade att eventuell biofilm och bakterier i densamma kunde skickas för typning till externt laboratorium. LK (tillverkare av rörledningarna) fick även ett par rörbitar för vidare analys. I skrivande stund har de ännu inte återkommit med sina observationer.

Resultat: Biofilm

Micans genomförde en analys av rörbitarna och återkopplade med följande kommentar: *"... Biofilm på insidan av Å-röret medan K-röret är rent med lite rost bara. Å-röret har en slemmig beläggning som allra troligast är biofilm."*

Analysen visar att även om åtgärdssidan hade utsatts för flera omgångar av olika saneringstekniker så skapades förutsättningar för tillväxt av vad som bedöms vara biofilm (illustrerat i Figur 5), och där den senaste saneringen var väteperoxid.



Figur 5: Insidan av röret från åtgärdssidan, där biofilm syns.

Kontrollsidan saknade denna typ av beläggning, vilket framgår av Figur 6, och hade inte utsatts för tekniska saneringar.



Figur 6: Foto från Micans som visar spår av rost på insidan av röret från kontrollsidan, men ingen biofilm syns.

Resultat: Typning av biofilmen

Micans skickade sedan vidare analysen av biofilmen som fanns på åtgärdssidan. Den bakterie som dominerade på åtgärdssidans rörbitar i biofilmen hette *Cupriavidus metallidurans*. Nedan är information om bakterien tillhandahållen av Micans:

"Cupriavidus metallidurans är en gramnegativ, stavformad och rörlig bakterie som är särskilt känd för sin förmåga att överleva och trivas i miljöer med höga koncentrationer av tungmetaller. Den är en viktig modellorganism inom fältet metallresistens och biomineralisering. Har ett stort antal gener för metallresistens, inklusive mot kadmium, zink, kobolt, kvicksilver och koppar. Kan omvandla giftiga metalljoner till mindre giftiga eller fasta former, vilket gör den användbar inom bioremediering. Tål mycket ogästvänliga miljöer, exempelvis i gruvor eller avfall från metallindustrier. Används i bioremediering (rening av förorenad mark och vatten) tack vare dess metallresistens."

Bakterien hade troligtvis kommit in i Riggen via det kommunala vattnet. Efter upplysningen att bakterien trivs i miljöer med tungmetaller beslutade vi att undersöka dricksvattenkvaliteten med analys av mineraler och metaller i vattnet. Både kontrollsidan och åtgärdssidans dricksvatten skulle analyseras. Inför testet återställdes Riggen. En provtagning av vattnet skedde 2025-05-23, och då hade Riggen inte haft någon typ av teknisk sanering i sig sedan 2025-05-12. Utöver att ingen aktiv saneringsteknik hade provats hade flera omsättningar av Riggens vatten skett inför dricksvattenproverna.

Provsvaren av den utökade analysen av dricksvattenkvaliteten visade att det fanns ett par förhöjda ämnen. För kompletta provsvar, se bilaga 1. *Tabell 4* visar en sammanställning där värdena är särskilt avvikande.

Tabell 4: Sammanfattning av genomförd dricksvattenanalys med ämnen som uppvisade förhöjda värden.

Ämne	Kontroll sida	Åtgärdssida	Gränsvärde
Cu, koppar [$\mu\text{g/l}$]	1,4	375	2 000
Fe, järn [mg/l]	20	220	200
Mn, mangan [$\mu\text{g/l}$]	44,7	15,2	50
Ni, nickel [$\mu\text{g/l}$]	536	420	20
P, fosfor [$\mu\text{g/l}$]	7 280	5 990	5 000
Turbiditet [FNU]	0,64	2,19	1,5
Pb, bly [$\mu\text{g/l}$]	0,87	8,07	10*
Zn, zink [$\mu\text{g/l}$]	221	608	500**

*Från LIVSFS 2022:12 anger 5,0 $\mu\text{g/l}$ efter den 1 januari 2026.

**Saknas i LIVSFS 2022:12, generellt tröskelvärde för grundvatten. Värdet är i stället hämtat från SGU-FS 2023:1.

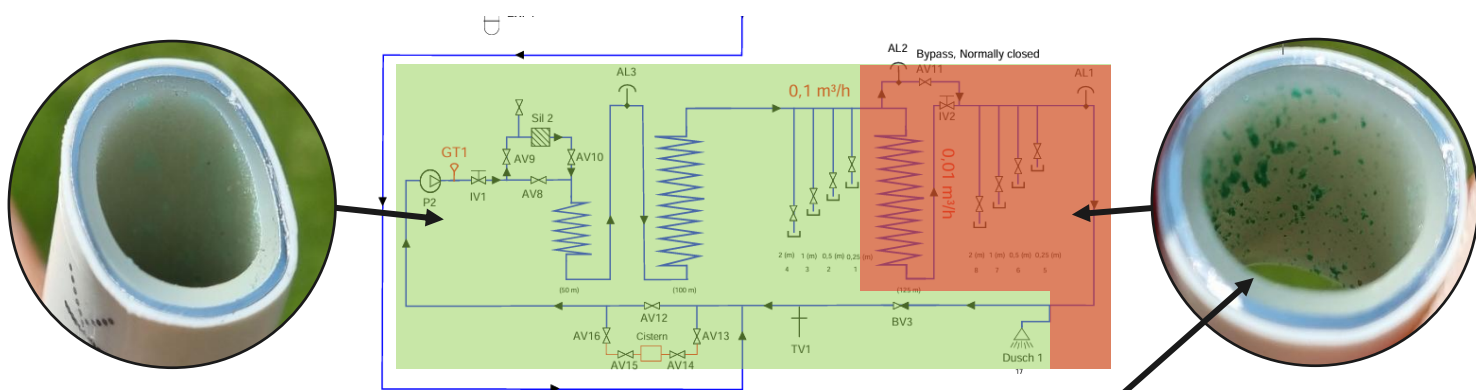
Provsvaren visar att även efter att den tekniska saneringstekniken (väteperoxid senast) är avslutad och vattnet har bytts ut så påverkas vattnets kvalitet och värden. Eftersom dessa vattenprover inte togs i direkt anslutning till varje sanering går det inte att hänföra till vilken saneringsmetod eller vilka kombinationer av metoder som gett denna påverkan. En uppskattning är också att halterna av de listade ämnena i Tabell 4 var mycket högre under pågående sanering och direkt efter.

Resultat: *E. coli* överlever inte efter avslutad sanering

Efter att provsvaren hade inkommit hade provtagningsschemat försenats, vilket gjorde att Riggen behövde flyttas för vidare tester. I samband med detta demonterades hela Riggen och flyttades till en annan ort. Vid monteringen på den nya orten klipptes flera rördelar i systemet av och granskades okulärt. Rörbitar som inspekterades kunde sedan delas in i två områden:

- Grön zon med viss tendens till grön beläggning, Figur 8.
- Röd zon med tydlig förekomst av grön beläggning.

Beläggningen bestod av gröna kristaller på rörens insidor. En tidig bedömning var att det kunde röra sig om kopparkarbonat. Emellertid visade test med saltsyra ingen reaktion, vilket borde ha skett om det hade varit kopparkarbonat.



Figur 7: En visualisering av områden med grön beläggning.



Figur 8: Foto taget av Micans på insidan av rören där en grön beläggning syns.

Vid återuppbyggnaden av Riggens åtgärdssida genomfördes omfattande byten av rördelar och kopplingar. Samtliga blindledningar samt de tre större slingorna ersattes, och alla rördelar inom den röda zonen byttes ut. På grund av begränsningar i budgeten kunde dock inte en helt ny åtgärdssida byggas upp från grunden.

Efter ombyggnationen genomfördes upprepade tester av både åtgärdssidan och kontrollsidan, där *E. coli*-bakterier injicerades i flera omgångar. Trots att Riggen hade demonterats, tömts på vatten och att majoriteten av komponenterna och rördelarna hade ersatts, visade testerna att *E. coli*-bakterierna inte kunde överleva i den nya miljön inne i åtgärdssidan.

Tidigare saneringsinsatser hade därmed förändrat förutsättningarna för framtida bakterieinjiceringar. Tabell 5 visar försök att injicera bakterier i åtgärdssidan och kontrollsidan. Proverna togs ca 60 minuter efter injicering.

Tabell 5: Sammanställning av resultat av flera försök att injicera bakterier efter flytt av Riggen från Lund. Trots demontering och flytt kunde inte de injicerade bakterierna överleva på åtgärdssidan, utan majoriteten dog inom 60 minuter.

Provtagningsplats före start av åtgärd:	CFU/l	Provtagningsdatum
Kontrollsida dusch	41 000 000	2025-10-13 (måndag)
Åtgärdssida dusch	<1	
Kontrollsida dusch	165 000 000	2025-09-15 (måndag)
Åtgärdssida dusch	7	
Kontrollsida dusch	228 000 000	2025-06-16 (måndag)
Åtgärdssida dusch	1	

Resultat: tester av saneringstekniker på Riggen

LK – Induktionsvärme, Physico och Physico RACS

Introduktion

Enligt leverantören, induktionsvärmaren Physico är en produkt som använder radial elektromagnetisk induktion för att avdöda bakterier i inkommande och/eller cirkulerande tappvatten. Det är en lokal installation. Tekniken bygger på att ett elektromagnetiskt fält genereras lokalt i enheten, vilket inducerar elektriska strömmar i det passerande vattnet. Dessa strömmar skapar mikroskopiska temperaturhöjningar och elektriska störningar som påverkar bakteriernas cellmembran och metaboliska funktioner, vilket leder till deras inaktivering eller död.

Till skillnad från saneringstekniker som använder kemikalier eller höga temperaturer (>60 °C), verkar Physico utan att tillföra ämnen till vattnet och utan att kräva höga driftstemperaturer. Produkten förändrar vattnets kemiska struktur genom att påverka jonbalansen och molekylära bindningar, vilket också i teorin ska bidra till att minska biofilm och förhindra kalkavlagringar i systemet. Effektanvändningen är låg, under 100 W.

Tekniken har visat positiva resultat vid tester i verkliga kontaminerade tappvattensystem under 2020–2021, med analyser utförda av ackrediterade tredjepartslaboratorier (utanför denna studie). Produkten lanserades kommersiellt 2021 och visades för första gången på fackmässan EXPOSANITÀ i Bologna i mars 2022. Physico är en lokal installation, vilket innebär att den placeras direkt i tappvattensystemet, vanligtvis på inkommande kallvattenledning som ska värmas upp till varmvatten, samt i cirkulerande varmvatten (VVC). Produkten är helt underhållsfri, och har en livslängd på 20–25 år.

Inför testet på Riggen

Induktionsvärmaren var den första produkten som testades i Riggen. Efter försök med olika bakterietyper i Riggen för att avgöra vilka som kunde överleva startades testet av produkten 2024-07-04. Två aggregat installerades, ett på det cirkulerande tappvarmvattnet och ett på inkommande tappkallvatten. Innan aggregaten startades hade bakterierna varit i Riggen sedan 2024-06-25 (9 dagar) och låg på en halt av >2 540 000 CFU/l.

Efter injicering av bakterierna låg bakteriehalten på både kontrollsidan och åtgärdssidan på >2 540 000 CFU/l i båda systemen (2024-07-02). Bakterieprover togs 60 minuter efter att båda induktionsvärmare startades och sedan ytterligare 120 minuter efter det. Tabell 6 visar provtagningsschema och utförande.

Tabell 6: Provtagning skedde enligt detta schema. Ett begränsat antal prover togs på blindledningarna på grund av begränsningar i budgeten.

	Torsdag 4:e juli
Duschar (1 l spolat ut):	17 + 18
Blindledning:	-

	Måndag 8:e juli	Tisdag 9:e juli	Onsdag 10:e juli	Torsdag 11:e juli
Duschar (1 l spolat ut):	17 + 18	17 + 18	17 + 18	17 + 18
Blindledning:	-	-	-	8 + 16

	Torsdag 29:e augusti
Duschar (1 l spolat ut):	17 + 18
Blindledning:	-

Resultat – efter start av åtgärd

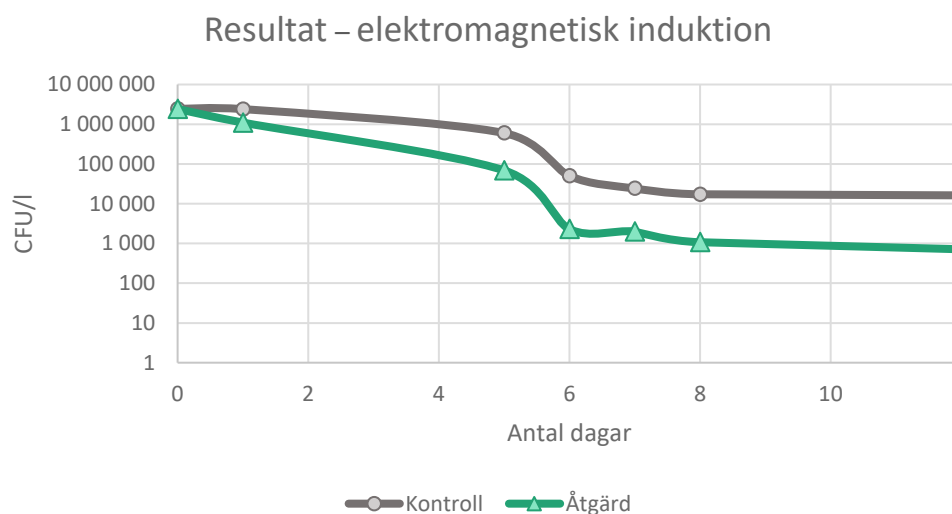
Duschen

Provsvaren ankom från två analyserande parter, laboratoriet Micans och LTH. Vid fortsatt provtagning användes Micans eftersom dels att Micans kunde analysera bakteriehalten med större noggrannhet men främst att det inte fanns inom projektets budget för LTH:s provtagningsanalyser. Den 11:e juli, efter en veckas provtagning, hade bakteriehalten reducerats med 96 % från startvärdet. Som jämförelse låg halten på kontrollsidan på ca 17 300 CFU/l, medan åtgärdssidans halt var 1 076 CFU/l, vilket är enbart 6,2 % av kontrollsidans bakteriehalt. Saneringstekniken hade en kraftig reducerande effekt. En observation är emellertid att mellan den 9/7 och 10/7 sänktes värdet bara med 300 CFU/l, se Tabell 7.

Tabell 7: Provsvär från duschen i Riggen för både kontrollsidan och åtgärdssidan. Notera att induktionsvärmen introducerades först den 4:e juli och att det därför är dag 0. Värdet för dag 0 på åtgärdssidan (1 100 000 CFU/l) är provsvar efter 60 min.

Anolytech – provsvar CFU/l			
Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Induktionsvärme
	2024-07-03	>2 420 000	>2 420 000
0	2024-07-04	2 400 000	1 100 000
4	2024-07-08	600 000	69 000
5	2024-07-09	50 000	2 300
6	2024-07-10	>24 200	2 000
7	2024-07-11	17 300	1 076
57	2024-08-29	10 000	<10

Figur 9 visualiserar provsvaren. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". För att möjliggöra visualisering har därför ett fast värde använts: provsvaren för den 29:e augusti har satts till 10 CFU/l, trots att det faktiska värdet kan vara lägre.



Figur 9: Diagram över provresultaten från kontrollsidan (grå) och åtgärdssidan (grön).

Blindledningar

En hypotes var att längre blindledningar (över 0,5 m) skulle visa liten eller ingen påverkan av denna tekniska sanering, eftersom den tekniska saneringen var en lokal installation som i teorin inte kunde påverka bakteriehalten i blindledningarna. Den lokala installationen behandlade bara vatten som passerade aggregaten och försvårade indirekt för bakterier att överleva, så det antogs att bakterierna i blindledningarna skulle vara väl skyddade mot dessa strömmar. Notera även att bakteriehalten i blindledningen på kontrollsidan var ca 2 120 000 CFU/l medan halten i duschen var 10 000 CFU/l. Blindledningar är viktiga att motarbeta.

Tabell 8: Provsvär för blindledningarna vid åtgärd med induktionsvärmare.

Blindledning	LK – Induktionsvärmare – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Induktionsvärme
8 +12 (2 m)	7	2024-07-11	2 120 000	1 200

Tabell 9: Provsvär från duscherna på både kontrollsidan och åtgärdssidan samma tidpunkt och dag som i Tabell 8 vid åtgärd med induktionsvärmare.

Dusch	LK – Induktionsvärmare – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Induktionsvärme
18 + 17	7	2024-07-11	10 000	200

Hypoklorsyra – Anolytech (AnoDes)

Introduktion

Hypoklorsyra testades i Rikken med hjälp av företaget Anolytechs produkt AnoDes. Enligt leverantören, Anolytechs hypoklorsyreteknologi är pH-optimerad och produceras på plats vid saneringspunkten. Hypoklorsyra kallas ibland även för saltsyralösning (HCl), vilket inte är helt korrekt. Hypoklorsyra består av koksalt (NaCl) och vatten och har den kemiska formeln HClO.

När klor tillsätts till vatten bildas två kemiska former: hypoklorsyra (HClO) och hypokloritjon (OCl⁻). Förhållandet mellan dessa beror på pH, där HClO är den mer reaktiva och starkare desinfektionsformen av de två. Hypoklorsyra är den mer aktiva formen vid pH under 7,5. (The American Chemistry Council, 2020) (The National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2020)

För att säkerställa en hög halt av HClO i tappvattenssystemet är hypoklorsyran ofta pH-reglerad. AnoDes ligger på runt 6,5 pH. Det finns andra HClO-produkter som är stabila vid pH 7,1 och kan lagras i 24 månader. AnoDes har en lagringstid på ca 6 månader. Vid dosering av hypoklorsyra, även om den är pH-optimerad, påverkas biociden av inkommande kallvattens pH-halt. Detta gör att även om produkten är pH-reglerad så kommer den att utsättas för det inkommande kallvattnets pH-värde och påverkas därefter. (Sakarya, Günay, Karakulak Kafkas, Ozturk, & Ertugrul, 2014)

Anläggningen består av en väggmonterad styrenhet, en saltbehållare och en blandningsmodul, och kopplas in på befintligt elnät, vattensystem och avlopp. Framställningen av hypoklorsyra sker genom elektrolys av en natriumkloridlösning ($\text{NaCl} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HClO}$). HClO har visat sig kunna tränga igenom och förstöra biofilm, vilket är avgörande eftersom biofilm ofta skyddar bakterier i kroniska sår och gör dem resistenta mot antibiotika och immunförsvaret. AnoDes angriper proteiner i mikroorganismernas cellmembran så att cellerna brister och dör. Därför är det också möjligt för hypoklorsyran att rensa bort befintlig biofilm. HClO verkar genom att oxidera sulhydrylenzymer och aminosyror, klorera aminosyror, orsaka förlust av intracellulärt innehåll, hämma proteinsyntes, minska syreupptag, bryta ner DNA och därmed döda mikroorganismer snabbt. Hypoklorsyran är effektiv mot bakterier, virus och svampar, inklusive sporer. (Sakarya, Günay, Karakulak Kafkas, Ozturk, & Ertugrul, 2014)

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, LIVSFS 2022:12, anger gränsvärden som bör användas som referens vid dosering av hypoklorsyra. Totalt klor listas med ett gränsvärde på 0,4 mg/l (0,4 ppm). Totalt klor består av en kombination av två värden, fritt och bundet klor. Det är bara det fria klor som kan verka och är en parameter som bör övervakas vid användning av hypoklorsyra om effekt uteblir. (Livsmedelsverket, 2022)

Ett annat gränsvärde som bör övervakas är bildandet av trihalometaner (THM). Gränsvärdet för THM är 100 µg/l. Trihalometaner har inte påvisats överskrida eller vara i närheten av att överskrida gränsvärdet vid fältstudier. Däremot är det ett ämne som kan skapas och bör därför övervakas. Trihalometaner, särskilt kloroform, anses ha negativa hälsopåverkande effekter. (Melander, 1981) (Mpagi Kalibbala, 2012)

Inför testet på Rikken

Eftersom vattenvolymen i Riggens åtgärdssida var så pass liten (systemvolymen är ca 16,5 liter) behövde anpassningar av Anolytechs anläggning göras på plats. För att klorhalten skulle hållas inom föreskrivna mängder (maximalt 0,4 ppm totalt klor enligt Livsmedelsverkets föreskrifter) behövde hypoklorsyran doseras med en av Anolytech speciellt utvecklad doseringsmaskin. För att säkerställa att klorhalten inte överskred 0,4 ppm gjordes manuella mätningar under doseringstiden. Klorhalten låg på ca 0,22 ppm totalt klor. Anolytechs produkt var den andra produkten som testades i Rikken, men den första biociden. På grund av de höga bakteriehalterna (ca tio miljarder CFU/l) så förväntades avdödningen ta tid. Därför analyserades proverna initialt med en högre utspädning med hög detektionsgräns.

När hypoklorsyran testades hade Rikken körts till och från utan kemikalier i ca 8 månader. Flera olika typer av bakterier och biologiskt vatten hade testats för att få olika bakteriekulturer att överleva innan *E. coli*-bakterierna introducerades. Figur 10 är ett foto på vatten från Riggens åtgärdssidas dusch 2024-10-16, vilket visar en tydlig förändring av vattnets färg. Missfärgningen bedöms bero på biomassa som lossnat.



Figur 10: Foto på vatten från Riggens åtgärdssida efter ett par dagar med hypoklorsyra.

Före start av åtgärd

Bakteriehalten efter injicering av bakterierna på både kontrollsidan och åtgärdssidan låg på ca 1 miljard CFU/l i båda system (2024-10-08). Provet togs 60 minuter efter att bakterierna introducerades, och alla blindledningar spolades.

Måndagen den 14:e oktober startades Anolytechs hypoklorsyremaskin, och 60 minuter efter start togs de första proverna på åtgärdssidan. Provrutinen var sedan en provtagning varje vardag, måndag till torsdag.

Tabell 10: Provtagningsschemat för hypoklorsyreåtgärden sattes den 8:e oktober. Provsvaren från den 14:e oktober förväntades komma den 18:e oktober.

	Måndag 14:e okt	Tisdag 15:e okt	Onsdag 16:e okt	Torsdag 17:e okt
Duschar (1 l spolat ut):	17+18	17+18	17+18	17+18
Blindledning:	13+5 (0,25 m)	14+6 (0,5 m)	15+7 (1 m)	9+1 (0,25 m)

	Måndag 21:e okt	Tisdag 22:e okt	Onsdag 23:e okt	Torsdag 24:e okt
Duschar (1 l spolat ut):	17+18	17+18	17+18	17+18
Blindledning:	10+2 (0,5 m)	11+3 (1 m)	-	-

Resultat – efter start av åtgärd

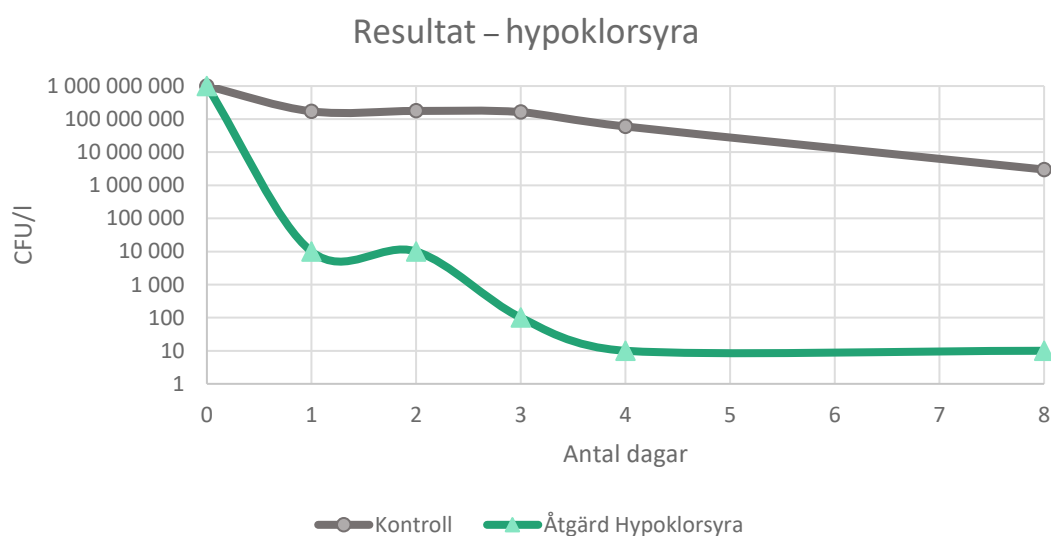
Duschen

Provsvaren inkom den 17:e oktober efter en veckans provtagning. Provsvaren var överraskande låga på åtgärdssidan. Redan efter 60 minuter sågs en stor skillnad. Bakteriehållten på åtgärdssidan låg på <10 000 CFU/l vilket kunde jämföras med kontrollsidans halt på 172 miljoner CFU/l (kontrollsidan hade sjunkit på grund av naturlig utdödning och utjämning). På grund av att höga koncentrationer förväntades var den nedre detektionsgränsen <10 000 CFU/l. Det gick med andra ord inte att avgöra om halten var under 1 000 CFU/l eller under 100 CFU/l. Elimineringen var minst ca 99,99%. Labbet ombads att analysera provsvaren vidare med lägre detektionsgräns för prover tagna från och med 16:e oktober.

Tabell 11: Provsvar från duschen i Riggen för både kontrollsidan och åtgärdssidan. Notera att hypoklorsyran introducerades först den 14:e oktober, varför det är dag 0.

Anolytech – provsvar CFU/l			
Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Hypoklorsyra
	2024-10-08	1 000 000 000	1 000 000 000
0	2024-10-14	172 000 000	<10 000
1	2024-10-15	177 000 000	<10 000
2	2024-10-16	163 000 000	<100
3	2024-10-17	60 000 000	<10
7	2024-10-21	3 000 000	<10

Figur 11 visualiserar provsvaren. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". För att möjliggöra visualisering har därför ett fast värde använts: provsvaren efter den 14 oktober har satts till 10 000 CFU/l, trots att det faktiska värdet kan vara lägre. Det är mycket troligt att värdet är närmare <1 000 eller <100 CFU/l, men halten kunde inte analyseras i efterhand.



Figur 11: Diagram över provresultaten från kontrollsidan (grå) och åtgärdssidan (grön).

Blindledningar

Vid provtagning av blindledningar togs "spegelbilder" av provtagningarna, dvs. blindledning nr 13 på kontrollsidan var speglad på åtgärdssidan som blindledning nr 5. Hypotesen var att blindledningarna skulle innehålla högre halter av bakterier än duschen eftersom ingen cirkulerande biocid hade åtkomst till blindledningen utöver interna turbulenta virvlar.

Tabell 12: Sammanfattning av provsvar från blindledningarna för hypoklorsyra.

Blindledning	Anolytech – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Hypoklorsyra
13 + 5 (0,25 m)	0	2024-10-14	227 000 000	<10 000
14 + 6 (0,5 m)	1	2024-10-15	164 000 000	<10 000
15 + 7 (1 m)	2	2024-10-16	159 000 000	<1 000
9 + 1 (1 m)	3	2024-10-17	78 000 000	<10
10 + 2 (0,5 m)	7	2024-10-17	4 000 000	<10
11 + 3 (1 m)	7	2024-10-17	3 000 000	<10
12 + 4 (2 m)	7	2024-10-17	<1 000 000	<10
16 + 8 (2 m)	7	2024-10-21	9 000 000	<10

AMF – Bauer Watertechnology Systems (PipeJet)

Introduktion

En teknik för att generera nanobubblor är AMF (Alternating Magnetic Field), där ett växlande magnetfält påverkar vattnets fysikaliska egenskaper. Detta gör att gaser finfördelas till nanobubblor. När bubblorna kollapsar frigörs lokal energi som kan skada bakteriernas cellväggar (Molear, 2025). Information om att nanobubblor är negativt laddade, medan bakterier som Legionella är positivt laddade, vilket gör att de attraheras och binds till bubblorna saknas vi vetenskaplig källa på, vilket är ett vanligt argument.

Nanobubblor kan genereras genom att luft (främst syre och kväve) löses i vatten och omvandlas till extremt små bubblor, ofta mindre än 200 nanometer. Dessa bubblor är hydrofoba, vilket gör att de söker, hamnar och fäster vid ytor som insidor av rör och biofilm. På kontaminerade ytor luckrar nanobubblorna upp biofilm och avlagringar, vilket förbättrar vattenflödet och minskar risken för bakterietillväxt. (WANDER, 2025)

Dialog med flera aktörer visar att tekniken kräver en styrenhet med relativt hög effekt (helst omkring 100 W) för att generera tillräckligt många nanobubblor. Det finns behov av ytterligare studier inom området, då en produkt med endast 30 W effekt i ett test utanför studien gav ett någorlunda liknande resultat, under samma riggförhållanden. Fokus bör ligga på antalet genererade nanobubblor, vilket är svårt att mäta i fält. Nanobubblor i denna studie testades med Bauer Watertechnology Systems produkt Bauer PipeJet. Det finns olika tekniker och leverantörer för AMF.

Nanobubblor har en hydrofobisk egenskap som gör att de naturligt söker sig mot rörens insida. Den negativa laddningen gör att de kan reagera med kalk och järn som samlats på ytorna, vilket bidrar till att avlägsna beläggningar. Dessutom producerar nanobubblorna reaktivt syre, vilket har oxidativa egenskaper som kan förstöra mikroorganismer och därmed motverka bakterietillväxt. Forskning från Wander Research Centre i Finland visar att nanobubblor skapade via elektromagnetisk vattenrening kan hålla rörsystem rena över tid utan att tillsätta kemikalier. Resultaten visar minskad korrosion, färre läckor och förbättrad värmeöverföring (Research Centre WANDER, 2025).

För att mäta antalet och storleken på nanobubblor används ofta referensvärdet 200 nanometer, även om spektrumet kan variera mellan 1 och 300 nanometer. Metoden bygger på att vätskan belyses med ljus inom ett specifikt spektrum, vilket gör det möjligt att bestämma både koncentration och storlek på nanobubblorna.

Det är idag tekniskt möjligt att mäta koncentrationen av nanobubblor i ett vattenburet system – något som tidigare varit mycket svårt. Numera kan man kvantifiera nanobubblornas storlek, mängd och livslängd (hur länge de behåller sin form). Detta görs genom att analysera antalet och storleken på nanobubblorna under starkt ljus med hjälp av ett specialmikroskop. Med andra ord går det nu att mäta hur långt nanobubblorna når och hur effektivt de påverkar bakterier som Legionella, genom att samtidigt ta Legionellaprover. (Bauer, 2025)

För att förstärka avdödningseffekten kombineras nanobubbelteknik ofta med andra metoder, exempelvis UV-ljus. Nanobubblornas främsta styrka är att de inte är en biocid. Bubblorna förändrar inte vattnets kemiska sammansättning, kräver inget tillsatsmedel och är i princip underhållsfria. Detta gör dem attraktiva ur både miljö- och driftperspektiv.

Samtidigt är deras största nackdel just att de inte är biocider. Effekten är långsammare, svårare att mäta och mindre direkt än kemiska metoder. Det krävs ofta längre exponeringstid för att uppnå samma nivå av bakterieavdödning som med traditionella desinfektionsmedel och det går inte att "chocka" systemet.

Inför testet på Riggen

Bauers produkt installerades på den cirkulerande varmvattencirkulationen och inkommande kallvatten. Bauers produkt är den enda som testades i två omgångar: en gång i november 2024 och en vid slutförandet av rapporten i oktober 2025. Anledningen var att i första omgången kombinerades nanobubbletekniken med ett UV-aggregat (vilket är ett normalt förfarande) och i andra omgången användes enbart nanobubblor. Vi bedömde det nödvändigt att testa hur effektiva enbart nanobubblorna från Bauer var utan UV-lampa. Tyvärr var åtgärdssidan inte funktionsduglig vid den andra omgången och inga bakterier kunde överleva där, så i stället testades nanobubblorna på kontrollsidan. Eftersom nanobubblorna inte påverkar kontrollsidans rör negativt så kunde kontrollsidan i framtiden fortsätta agera kontrollsida.

Omgång 1 – AMF + UV-aggregat – November 2024

Uppstart och start av saneringsteknik

Bakteriehalten efter injicering av bakterierna i både kontrollsidan och åtgärdssidan låg på ca 6 miljoner CFU/l i båda systemen (2024-11-04). Provet togs 60 minuter efter att bakterierna hade introducerats. Alla blindledningar spolades för att säkerställa att bakterier nådde dit. Tisdagen den 5:e november startades Bauers PipeJet och efter 60 minuter togs de första proverna på åtgärdssidan. Provrutinen var sedan en provtagning varje vardag, måndag till torsdag. Det första provet efter att systemet hade startats var emellertid på en tisdag.

Tabell 13: Provtagnings-schemat för nanobubbleåtgärden (omgång 1) sattes den 8:e oktober. Provsvaren från den 5:e november förväntades komma den 7:e november.

	Måndag 4:e nov	Tisdag 5:e nov	Onsdag 6:e nov	Torsdag 7:e nov
Duschar (1 l spolat ut):	-	17+18	17+18	17+18
Blindledning:	-	13+5 (0,25 m)	14+6 (0,5 m)	15+7 (1 m)

	Måndag 11:e nov	Tisdag 12:e nov	Onsdag 13:e nov	Torsdag 14:e nov
Duschar (1 l spolat ut):	17+18	17+18	17+18	17+18
Blindledning:	9+1 (0,25 m)	10+2 (0,5 m)	11+3 (1 m)	-

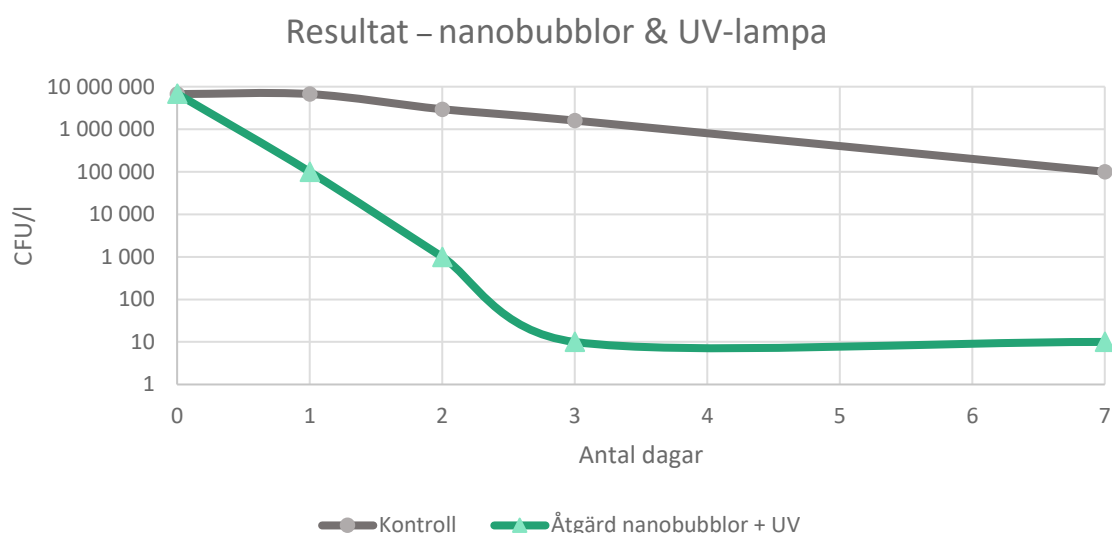
Duschen

De första provsvaren inkom den 7:e november efter ett par dagars provtagning. Provsvarerna var överraskande låga på åtgärdssidan. Redan efter 60 minuter sågs en stor skillnad. Bakteriehållten på åtgärdssidan låg på <100 000 CFU/l vilket kunde jämföras med kontrollsidan vars halt låg på 6,7 miljoner CFU/l. På grund av att höga koncentrationer förväntades var den nedre detektionsgränsen <10 000 CFU/l. Det gick med andra ord inte att avgöra om halten var under 1 000 CFU/l eller under 100 CFU/l, men provsvaren visade mellan 100 000 CFU/l och 10 000 CFU/l. Elimineringen var minst ca 98,51%. Labbet ombads att analysera provsvaren vidare med lägre detektionsgräns för prover tagna från och med den 6:e november.

Tabell 14: Provsvar från duschen i Riggen för både kontrollsidan och åtgärdssidan. Notera att bakterierna introducerades den 4:e november och nanoaggregatet startades den 5:e november. Därför är den 5:e november dag 0.

Bauer – provsvar CFU/l			
Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd AMF + UV
	2024-11-04	6 700 000	6 800 000
0	2024-11-05	6 700 000	<100 000
1	2024-11-06	2 950 000	<1 000
2	2024-11-07	1 600 000	<10
6	2024-11-11	<100 000	<10

Figur 12 visualiserar provsvaren. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". För att möjliggöra visualisering har därför ett fast värde använts: provsvaren för den 5:e november har satts till 100 000 CFU/l, trots att det faktiska värdet kan vara lägre.



Figur 12: Diagram över provresultaten från kontrollsidan (grå) och åtgärdssidan (grön).

Blindledningar

Vid provtagning av blindledningar togs "spegelbilder" av provtagningarna, dvs. blindledning nr 13 på kontrollsidan var speglad på åtgärdssidan som blindledning nr 5. Hypotesen var att blindledningarna skulle innehålla högre halter av bakterier än duschen eftersom inga cirkulerande nanobubblor hade åtkomst till blindledningen utöver interna turbulenta virvlar.

Tabell 15: Sammanfattning av provsvar från blindledningarna för nanobubblor i kombination med UV-ljus.

Blindledning	AMF + UV – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd AMF + UV
13 + 5 (0,25 m)	0	2024-11-05	7 000 000	<100 000
14 + 6 (0,5 m)	1	2024-10-06	2 220 000	<10 000
15 + 7 (1 m)	2	2024-10-07	3 000 000	<10
9 + 1 (0,25 m)	3	2024-10-11	<100 000	<10
12 + 4 (2 m)	7	2024-10-12	100 000	<10
16 + 8 (2 m)	7	2024-10-12	<100 000	<10



Figur 13: Foto på utrustning från Bauer monterad i riggen. På fotot syns både UV-aggregat och själva AMF-aggregatet.

Omgång 2 – AMF – Oktober 2025

Uppstart och start av saneringsteknik

Bakteriehalten efter injicering av bakterierna i både kontrollsidan och åtgärdssidan låg på ca 6 miljoner CFU/l i båda systemen (2025-10-13). Provet togs 60 minuter efter att bakterierna hade introducerats. Alla blindledningar spolades för att säkerställa att bakterier nådde dit. Tisdagen den 14:e oktober startades Bauers PipeJet och efter 60 minuter togs de första proverna på åtgärdssidan. Provrutinen var sedan en provtagning varje vardag, måndag till torsdag. Det första provet efter att systemet hade startats var emellertid på en tisdag.

Tabell 16: Provtagnings schemat för nanobubbleåtgärden (omgång 2) sattes den 7:e oktober. Provsvaren från den 14:e oktober förväntades komma den 16:e oktober.

	Måndag 13:e okt	Tisdag 14:e okt	Onsdag 15:e okt	Torsdag 16:e okt
Duschar (1 l spolas ut):	18 (före uppstart, efter 60 min + 120 min)	18	18	18
Blindledning:	-	10+14 (0,5 m)	11+15 (1 m)	12 (2 m)

	Måndag 20:e okt	Tisdag 21:e okt	Onsdag 22:e okt	Måndag 27:e okt
Duschar (1 l spolas ut):	18	-	18	18
Blindledning:	13 (0,25 m)	-	16 (2 m)	

Duschen

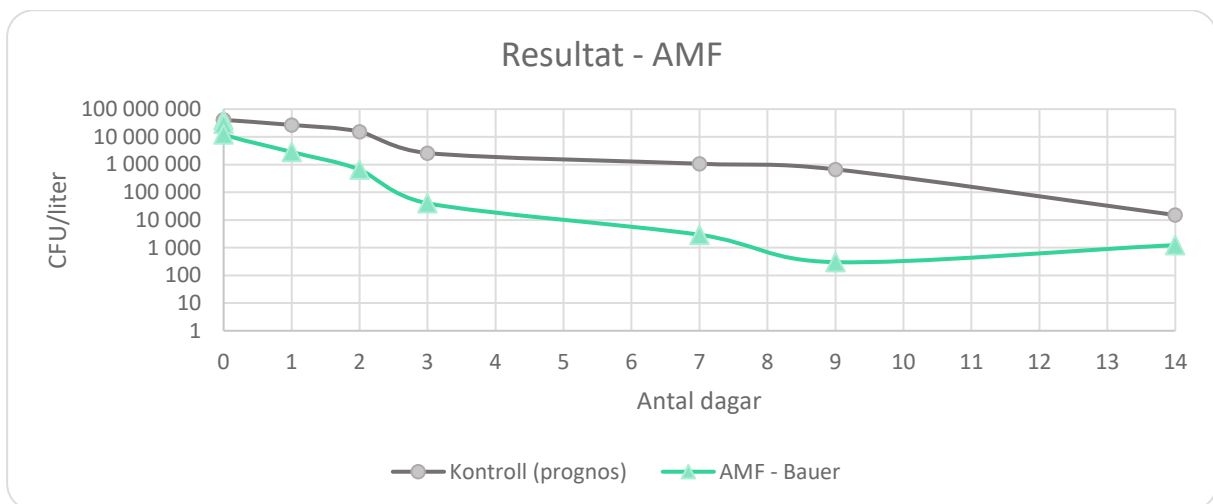
De första provsvaren inkom den 16:e oktober 2025. Provsvarerna visade lägre värden än prognosen. AMF-aggregatet startades efter att bakterierna hade varit i systemet i 60 minuter och alla blindledningar hade blivit spolade. Efter det togs ytterligare 2 prover, ett efter att AMF-aggregatet hade varit aktivt i 60 minuter och ytterligare ett efter 120 minuter. Eftersom det saknades en kontrollsida utgjorde tidigare provsvar från kontrollsidan en prognos för resultatet, viktat mot hur hög bakteriehalten var innan åtgärden startades.

Efter 7 dagar hade värdet gått från ca 41 000 000 CFU/l till 2 920 CFU/l, vilket är en eliminering med ca 99,99%. Däremot är det förvånande att bakterierna inte avdödades mellan den 20/10 och 22/10, med tanke på de låga halterna. Hade det varit en biocid så hade bakterierna varit helt eliminerade. Dessutom ökade sedan halten till 1 240 CFU/l. AMF har en mycket kraftig reducerande egenskap men är inte helt avdödande, vilket är varför tekniken ofta kombineras med exempelvis UV-aggregat, se Tabell 17.

Tabell 17: Provsvar från duschen i Rigen för den prognostiserade kontrollsidan och åtgärdssidan. Notera att bakterierna introducerades den 4:e november och att nanoaggregatet startades den 5:e november. Därför är den 5:e november dag "0".

Bauer – provsvar CFU/l				
Dag	Datum		Kontroll (prognos)	Åtgärd AMF
0	2025-10-13		41 000 000	41 000 000
0	2025-10-13	+ 60 min	41 000 000	30 000 000
0	2025-10-13	+ 120 min	41 000 000	12 400 000
1	2025-10-14		26 880 000	2 840 000
2	2025-10-15		15 400 000	660 000
3	2025-10-16		2 600 000	40 000
7	2025-10-20		1 070 000	2 920
9	2025-10-22		670 000	300
14	2025-10-27		15 000	1 240

Figur 14 visualiserar provsvaren. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". För att möjliggöra visualisering har därför ett fast värde använts. På grund av avsaknad av åtgärdssida och kontrollsida har en prognos för kontrollsidan tagits fram genom analys av normal avdödning vid samma förhållanden.



Figur 14: Diagram över provresultaten från kontrollsidan med prognosavdödning (grå) och åtgärdssidan (grön).

Blindledningar

Till skillnad från tidigare tester saknade denna testomgång en kontrollgrupp. Det fanns alltså ingen "spegelbild" av riggen utan aktiv saneringsteknik. Därmed saknades likvärdiga blindledningar på en kontrollerad sida, och kvar blev endast en åtgärdssida. I stället för att jämföra kontroll mot åtgärd jämfördes värdet i duschen med värdet i blindledningen. Resultatet visade att bakteriehalten i blindledningarna var högre än i proverna från duschen.

Eftersom detta var de sista proverna i studien togs även två nya prover från tidigare använda blindledningar (nr 12 och nr 16) för att undersöka om tillväxt eller avdödning skett. Analysen visade att halten hade sjunkit men det fortfarande fanns bakterier kvar i blindledningarna, men i lägre halter än i duschens prov. Det var förväntat att det skulle vara högre halter av bakterier i blindledningarna eftersom det är dels stillastående och svårare att nå med saneringstekniken AMF se Tabell 18.

Tabell 18: Sammanfattning av provsvar från blindledningarna för endast nanobubblor.

Blindledning	AMF – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Dusch (ej blindledning)	Åtgärd AMF
14 (0,5 m)	1	2025-10-14	2 840 000	9 720 000
10 (0,5 m)	1	2025-10-14	2 840 000	13 440 000
11 (1 m)	2	2025-10-15	660 000	540 000
15 (1 m)	2	2025-10-15	660 000	2 610 000
12 (2 m)	3	2025-10-16	40 000	6 340 000
13 (0,25 m)	7	2025-10-20	2 920	280
16 (2 m)	9	2025-10-22	300	270
12 (2 m)	14	2025-10-27	1 240	80
16 (2 m)	14	2025-10-27	1 240	110

Väteperoxid – IWTs

Introduktion

Väteperoxid (H_2O_2) är en kemisk förening bestående av väte och syre. Väteperoxid är känt för sina starka oxiderande egenskaper och används därför som desinfektionsmedel inom en rad olika områden.

Vid användning i vattenrening fungerar väteperoxid genom att frigöra syreradikaler. Dessa mycket reaktiva radikaler angriper och oxiderar organiska föroreningar samt mikroorganismer, vilket leder till deras nedbrytning. En stor fördel med väteperoxid är att den bryts ned till vatten och syre, vilket gör den till ett miljövänligt alternativ jämfört med många andra desinfektionsmedel som kan bilda skadliga biprodukter. (Gustafsson & Hansen, 2019) (Mpagi Kalibbala, 2012) (Socialstyrelsen, 2006)

Väteperoxid är effektivt mot bakterier vid koncentrationer på ca 10–17 ppm. Det är dock viktigt att doseringen är korrekt anpassad till systemets behov, eftersom för låga koncentrationer kan ge otillräcklig desinfektion, medan för höga koncentrationer kan vara korrosiva för vissa material. Eftersom väteperoxiden blandas vid doseringspunkter behöver de första rörmetrarna vara av rostfritt stål för att tåla den initiala höga doseringen innan väteperoxiden blandas ut med övrigt tappvatten.

Väteperoxid vara säkert för användning, men långvarig exponering för högre halter bör undvikas. Det saknas idag gränsvärden för väteperoxid i tappvatten, men normalt brukar ett gränsvärde på 17 ppm användas.

Väteperoxid har en fördel jämfört med exempelvis klorrelaterade produkter. Till skillnad från klor bildas inga trihalometaner, klorat eller klorit som är potentiellt skadliga biprodukter vid höga halter och är reglerade enligt Livsmedelsverkets föreskrifter. Nedbrytningen blir enbart vatten och syre, vilket är fördelaktigt om det är en känslig vattenmiljö, exempelvis ett biologiskt reningsverk.

Däremot är väteperoxid ett svagare desinfektionsmedel än andra biocider, exempelvis hypoklorsyra och klordioxid. För att säkerställa fullgod desinfektion i vissa system krävs ofta en sanering med väteperoxid och sedan underhållande dosering.

Linnéuniversitetet (Gustafsson & Hansen, 2019) visar att väteperoxid är effektivt mot mikroorganismer i återcirkulerande reningssystem, men att UV-desinfektion ofta är att föredra som primär metod. Väteperoxid kan dock användas som komplement, särskilt om UV inte ger tillräcklig effekt.

Det finns fall där väteperoxid tillsammans med micronfilter används initialt för att sedan ersättas med en klorprodukt såsom hypoklorsyra eller klordioxid och därmed minska bildningen av trihalometaner vid efterföljande klorering. (Mpagi Kalibbala, 2012)

Hanteringen av väteperoxid omfattas av Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 2011:19) för farliga kemikalier, vilket innebär krav på riskbedömning, märkning, skyddsutrustning och dokumentation (Scanmed, 2023).

Uppstart och start av saneringsteknik

Inför testet av väteperoxid med bakterier på Rikken så doserades väteperoxid i Rikken utan bakterier för att kalibrera mätinstrument som skulle styra doseringspumpen. Efter mätresultat som visade att väteperoxidens halt aldrig uppmättes till högre än 10 ppm bokades uppstart och injicering av bakterier i Riggens system.

Bakterier introducerades den 20:e mars. Prover för halten bakterier togs både den 20:e mars och 21:e mars inför uppstart den 24:e mars. På kontrollsidan låg bakteriehalten på ca 1 500 miljoner CFU/l och på åtgärdssidan på ca 100 miljoner CFU/l. Vid tidigare provtagningar hade kontrollsidan och åtgärdssidan varit någorlunda i jämvikt, men eftersom bakteriehalten höll sig stabil den 21:e mars fortsattes testet.

Ett första prov togs 60 minuter efter start av väteperoxiden på åtgärdssidan, efter ytterligare 120 minuter togs ett andra prov. Efter 60 minuter fanns det <100 000 CFU/l kvar i systemet, och efter 120 minuter fanns det <10 CFU/l. Så kraftiga reduktioner var inte förväntade, så därför ströks proverna som togs den 26:e och 27:e mars för vidare analys eftersom det inte fanns några bakterier kvar på åtgärdssidan.

Tabell 19: Provtagningschema för väteperoxid på Rikken. Bakterierna sattes in i systemet den 20:e mars och åtgärden startades den 24:e mars. Provsvaren för duschar den 26:e och 27:e mars ströks eftersom inga bakterier kunde återfinnas på åtgärdssidan enligt provresultaten från den 25:e mars och analysen skulle inte medföra något ökat mervärde. Däremot analyserades blindledningarna.

		Torsdag 20:e mars		Fredag 21:e mars	
Duschar (1 l spolat ut):		17+18		17+18	
Blindledning:		-		-	

	Måndag 24:e mars	Tisdag 25:e mars	Onsdag 26:e mars	Torsdag 27:e mars	Fredag 28:e mars
Duschar (1 l spolat ut):	17+18	17+18	17+18	17+18	-
Blindledning:	-	13+5	14+6	15+7	-

	Måndag
Duschar (1 l spolat ut):	-
Blindledning:	4 + 8 + 12 + 16

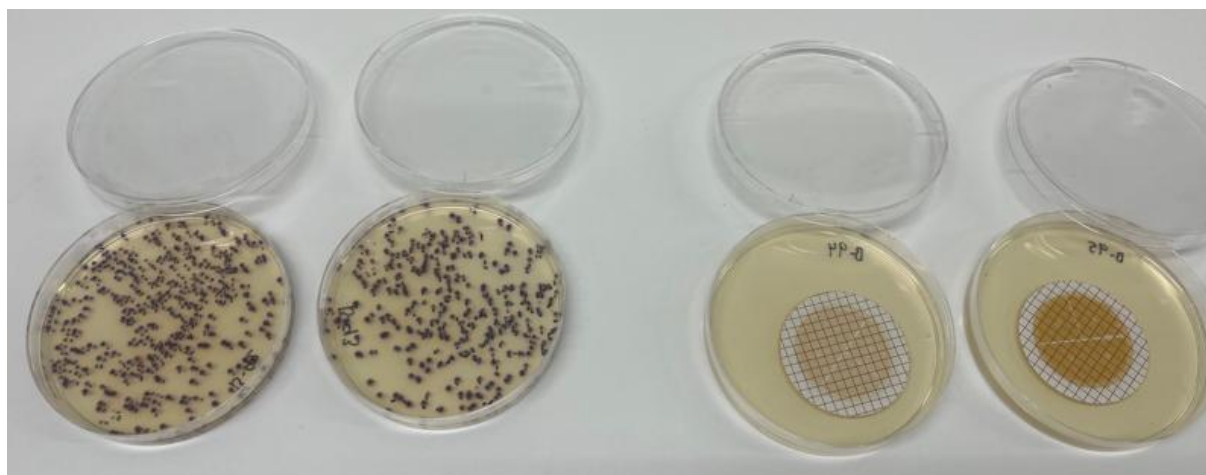
Duschen

Väteperoxiden startades på morgonen den 21:e mars och ett prov togs efter att doseringen hade varit aktiv i 60 minuter och sedan ytterligare ett efter 120 minuter. Efter 7 dagar hade bakteriehalten sjunkit från ca 41 000 000 CFU/l till 2 920 CFU/l, vilket är en eliminering med ca 99,99%, se Tabell 20.

Tabell 20: Provsvar från duschen i Riggen för både kontrollsidan och åtgärdssidan. Notera att bakterierna introducerades den 4:e november och väteperoxiden doserades den 24:e mars. Därför är den 24:e mars dag 0.

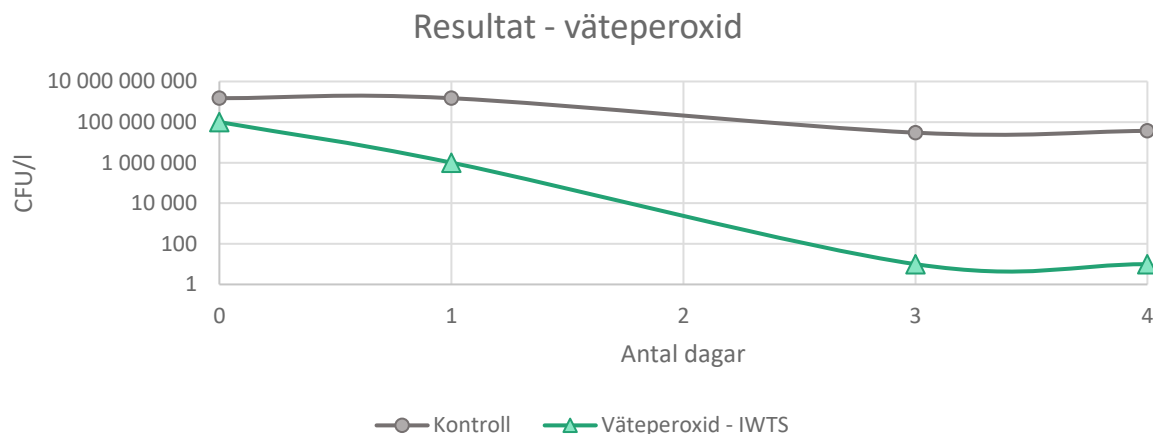
Väteproxid IWTs – provsvar CFU/l				
Dag	Datum		Kontroll	Åtgärd Väteperoxid
	2025-03-20		1 500 000 000	100 000 000
	2025-03-21		1 500 000 000	100 000 000
0	2025-03-24	60 min	30 000 000	< 100 000
0	2025-03-24	120 min	30 000 000	< 10
1	2025-03-25		36 800 000	< 10

Figur 15 visar prover för den 26:e och 27:e mars som inte analyserades vidare på grund av ingen tillväxt av bakterier på åtgärdssidan.



Figur 15: Foto från Micans på prover för den 26:e och 27:e mars där åtgärdssidan (2 prover till höger) inte har levande bakterier. Proverna analyserades därför inte vidare.

Figur 16 visualiserar provsvaren. Observera att skalan i diagrammet är logaritmisk, vilket är lämpligt eftersom bakteriedödningen sker exponentiellt. Diagrammet kan inte hantera symbolerna "<", ">" eller värdet "0". För att möjliggöra visualisering har därför ett fast värde använts: provsvaren för den 24:e och 25:e mars har satts till 10 CFU/l, trots att det faktiska värdet kan vara lägre.



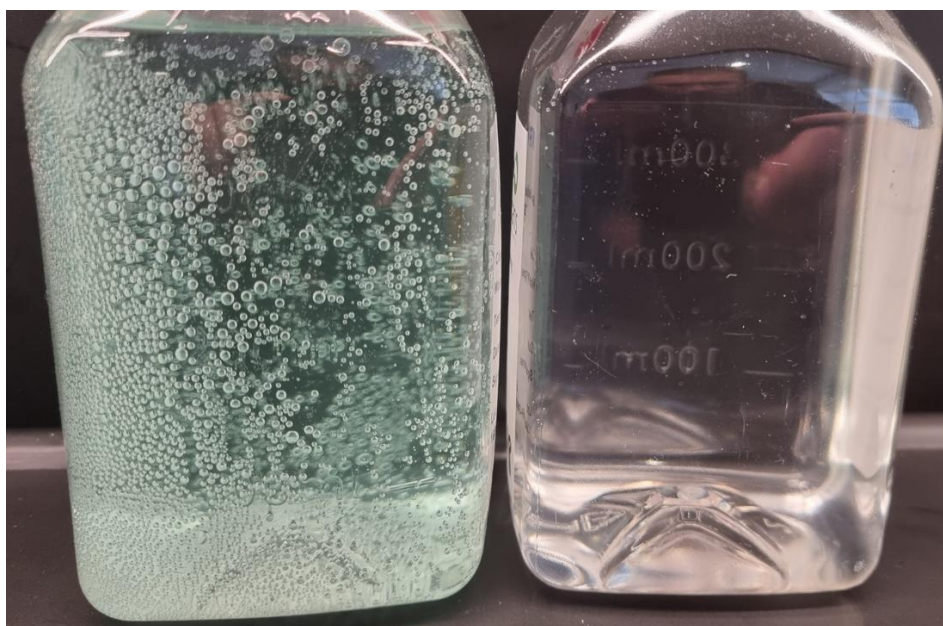
Figur 16 : Diagram över provresultaten från kontrollsidan (grå) och åtgärdssidan (grön).

Blindledningar

Vid provtagning av blindledningar togs "spegelbilder" av provtagningarna, dvs. blindledning nr 13 på kontrollsidan var speglad på åtgärdssidan som blindledning nr 5. Blindledningarna hade redan från dag 1 inga detekterbara nivåer av bakterier, se Tabell 21.

Tabell 21: Sammanfattning av provsvar från blindledningarna för väteperoxid.

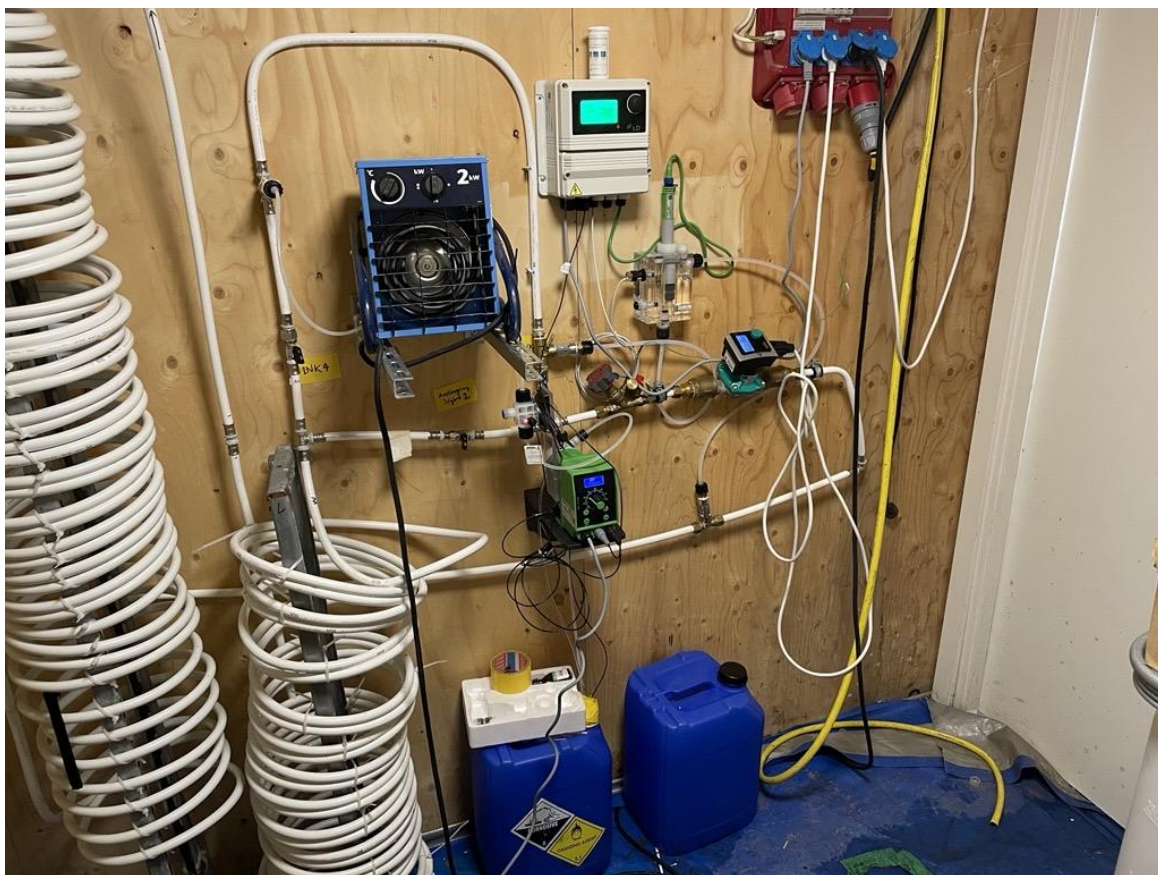
Blindledning	IWTS – provsvar CFU/l			
	Dag	Datum	Kontroll	Åtgärd Väteperoxid
5 + 13 (0,25 m)	1	2025-10-14	32 600 000	<10
6 + 14 (0,5 m)	1	2025-10-14	12 700 000	<10
7 + 15 (1 m)	2	2025-10-15	8 200 000	<10
4 + 12 (2 m)	2	2025-10-15	200 000	<10
8 + 16 (2 m)	3	2025-10-16	1 400 000	<10



Figur 17: Vattenprover vid ett kalibreringstillfälle vid sanering med väteperoxid. Frigöring av syre syns tydligt på åtgärdssidan (vänster). Till höger är ett kontrollprov.



Figur 18: Tappvatten från ett provtillfälle på åtgärdssidan vid sanering med väteperoxid.



Figur 19: Delar av riggen och dosering samt mätutrustning för väteperoxid och klordioxid.

IWTs – Klordioxid

Introduktion

Klordioxid (ClO_2) är en gas som lätt löses i vatten och bildar en lösning med stark oxidativ och antimikrobiell effekt. Klordioxid verkar genom att tränga igenom biofilm och bryta ner mikroorganismers cellstrukturer, vilket gör den effektiv mot olika typer av bakterier. Klordioxid har använts för vattenrening sedan 1940-talet och är idag en väl dokumenterad desinfektionsmetod för tappvattensystem och övriga tekniska installationer.

Klordioxid är effektiv över ett brett pH intervall (pH 5–9,5) och påverkas inte nämnvärt av vattnets temperatur. Till skillnad från klor reagerar klordioxid inte lika lätt med organiska material i vattnet, vilket minskar risken för bildning av trihalometaner (THM). Eftersom klordioxid dessutom kan bryta ner redan bildat bundet klor (kloramin) kan det minska den upplevda doft- och smakupplevelsen. (Scanmed, 2023)

Klordioxid produceras oftast på plats via ett tvåkomponentsystem (syra och natriumklorit) för att säkerställa stabil och förutsägbar bildning. Detta är nödvändigt eftersom klordioxidlösningar är instabila och inte bör transporteras i höga koncentrationer. Det klassiska "tvåkomponentsystemet" är testat på Rikken, vilket innebär att klordioxid skapas utanför tappvattensystemet och inte i tappvattensystemet.

För dricksvatten och tappvatten gäller att bruksvattnet får användas så länge gränsvärden inte överskrids. Rekommenderad maxhalt är 0,7 mg/l klordioxid, med samma gränsvärde för biprodukterna klorit och klorat. (Scanmed, 2023)

Klordioxid är oxiderande och kan orsaka korrosion på metaller som mässing, koppar och stål. Polypropenrör och vissa andra plastmaterial kan skadas av långvarig exponering, vilket kan leda till sprickbildning och läckage. PVC och PEX är mer tåliga, men även dessa kan påverkas över tid. Det är därför viktigt att undersöka systemets tekniska ålder och känsliga ledningar inför dosering med klordioxid. (AB Svensk Byggtjänst, 2012)

Hanteringen av klordioxid omfattas av Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 2011:19) för farliga kemikalier, vilket innebär krav på riskbedömning, märkning, skyddsutrustning och dokumentation (Scanmed, 2023).

Uppstart och start av saneringsteknik

Efter väteperoxiden skulle klordioxiden testas. Det var svårt att få till korrekt dosering med klordioxiden på grund av att den tillhandahållna utrustningen var anpassad för högre vattenomsättning än vad som fanns i Riggen. Därför gjordes handberäkningar av doseringsmängden och därefter injicerades klordioxid utspädd med spruta in i systemet.

Efter ett par testomgångar fanns det en rutin som säkerställde att klordioxiden inte överskred 0,7 ppm. När bakterier introducerades på både kontrollsidan och åtgärdssidan så kunde de inte överleva på åtgärdssidan. Detta finns utförligare beskrivet i avsnitt 5.5. På grund av begränsad budget och tidsbrist (slutrapport färdigställdes till oktober 2025) var det inte möjligt att testa om klordioxid som åtgärd. Det finns emellertid planer att efter finansiering bygga om åtgärdssidan av Riggen och slutföra testet. Klordioxid är en mycket vanlig saneringsmetod som motåtgärd mot Legionella och bör därför utvärderas.

Watersprint – Lokalt UV-ljus

Introduktion

UV-LED-teknik är ett alternativ till UV-lampor. Watersprints teknik är en lokal installation som installeras exempelvis vid ett parti av olika duschar (duschpaneler) eller vid ett duschmunstycke. Tekniken bygger på att ultraviolett ljus (UVC), genererat av lysdioder (LED), lyser på vattnet och därigenom neutraliserar mikroorganismer såsom bakterier. Våglängden för desinfektion ligger mellan 255–350 nanometer. Fotonerna från UV-ljuset absorberas av cellväggar och proteiner i mikroorganismernas membran, vilket leder till att deras cellstruktur förstörs och de förlorar sin förmåga att reproducera sig. (VVS Forum, 2019)

En stor fördel med UV-LED jämfört med traditionella kvicksilverlampor är att LED-tekniken är mer energieffektiv, har längre livslängd och kan integreras i kompakta system. Däremot kan den inte användas för att stråla inkommande tappkallvatten; där passar traditionella kvicksilverlampor bättre.

Testet av Watersprints produkt bestod av att se ifall bakterierna kunde överleva genom att spolas igenom ett aktiverat UV-LED. LED-aggregatet installerades och ett prov togs, sedan aktiverades strömmen till LED-aggregatet och ett nytt prov togs. Det skedde en tydlig reduktion av bakterierna.

2024-11-12	Före aktiveringen (CFU/l)	Efter aktiveringen (CFU/l)
Watersprint UV-LED	<100 000	<100

Hydro Diagnostics – Membranfilter

Tekniken bakom membranfilter är att filtrera vattnet ner till cirka 0,15 µm, vilket är mindre än en Legionellabakterie (ca 0,3–20 µm). Detta gör att bakterierna fastnar i filtret och inte når ut efter tappstället. Membranfilter är ett bra skydd för personer i riskgrupper, exempelvis vid återflytt till ett boende där Legionella har påträffats eller påträffas. Membranfilter är en fysisk barriär och används som ett komplement till andra reningsmetoder.

De vanligaste membranfiltren för tappvatten är "ultrafilter" (*hollow fiber membrane*). Dessa filter klarar att rena mellan 5 000–20 000 liter beroende på modell innan de behöver bytas ut. Membranfilter kan reducera bakterier såsom Legionella med minst 7 log-enheter, vilket innebär att över 99,99 % av bakterierna avlägsnas (SS-3-Replacement-Filter-For-VR888.pdf; SS-1-Plus-Replacement-Filter-For-SS885C.pdf).

Membranfilter ger ett effektivt **lokalt skydd** och är kemikaliefria, vilket innebär att de inte påverkar vattnets smak, lukt eller färg. De fungerar bäst vid temperaturer upp till 50 °C, och vid högre temperaturer är funktionen endast garanterad upp till 60 °C under maximalt 30–60 minuter under hela livscykeln. Det är avgörande att följa tillverkarens rekommendationer och byta filter i tid, eftersom membranfilter kan skapa en falsk trygghet om livslängden överskrids.

Vid installation är det viktigt att välja filter med godkänd kvalitetsmärkning eftersom det finns många billiga kopior som kan ge falsk trygghet. När filtret börjar bli igensatt ökar tryckfallet och vattenflödet minskar, vilket kan vara en indikator på att det är dags att byta membranfilter. Testet utfördes på ett duschfilter från Hydro Diagnostics för att ta reda på hur membranfiltret kunde stå emot stora mängder bakterier. Testet utfördes på kontrollsidan i slutet av en åtgärd.

2024-11-12	Före aktiveringen (CFU/l)	Efter aktiveringen (CFU/l)
Hydro Diagnostics membranfilter	<100 000	<100

Enkät och dialog med miljöförvaltningar

Det saknas idag bindande gränsvärden i CFU/l för största tillåtna mängd Legionella i tappvatteninstallationer eller i övriga tekniska installationer som kan sprida Legionella. Den lokala miljöförvaltningen gör en bedömning om huruvida en uppmätt halt i ett vattenprov är rimlig eller över lokala aktionsvärden. Dessa aktionsvärden är viktiga att känna till i förebyggande syfte. Under studien togs kontakt med de största kommunernas miljöförvaltningar i Sverige för att få en insyn i hur de arbetar och tänker runt saneringstekniker och Legionella. I följande avsnitt redovisas svar från den enkät de deltog i. Totalt tillfrågades 20 olika miljöförvaltningar. Enkäten var indelad i två delar, dels inhämtning av information, dels hur olika miljöförvaltningar agerar vid sex olika scenarion.

Inhämtar ni idag egenkontroller kopplat till Legionella?

Egenkontrollen är ett verktyg för att säkerställa att installationerna driftas och underhålls på ett sådant sätt som det är tänkt. Det kan vara att kontrollera vattentemperaturer, säkerställa att det finns rutiner, provtagningar, osv. Nedan är rekommendationer från Folkhälsomyndigheten (Folkhälsomyndigheten, 2025):

”Egenkontrollprogram för tappvattensystem kan exempelvis innehålla:

- Rutiner för att kontrollera kall- och varmvattentemperaturer.
- Rutiner för att genomföra regelbunden spolning vid tappställe och duschar, särskilt om delar av en byggnad står tom under en längre tid.
- Rutiner för åtgärder (sanering) vid konstaterade förhöjda halter av Legionella.”

På en skala 1–10 fick miljöförvaltningen bedöma kvaliteten på de egenkontroller kopplade till Legionella som de får eller begär in. Medelvärdet blev 4,2 av 10, där 10 är bästa möjliga. Det finns utvecklingspotential i dessa egenkontroller.

Av 15 miljöförvaltningar begär 7 aktivt in fastighetsägarnas eller verksamhetsutövarnas egenkontroller. Resterande kommuner svarade att de inte aktivt hämtar hem egenkontrollen. 5 avstod att svara på frågan.

Erfarenheter av olika saneringstekniker och legionellahalt?

Ett par frågor handlade om olika saneringstekniker, inklusive bränning, och vilken erfarenhet miljöförvaltningarna hade av dessa. Majoriteten svarade att de hade erfarenheter av hypoklorsyra, klordioxid och väteperoxid. Flera miljöförvaltningar vittnar om saneringstekniker som inte har fungerat eller att legionellahalten sjönk men inte blev helt eliminerad, vilket Aktea kan verifiera från fältstudier. Att sanera mot Legionella ger inte alltid garanterat resultat.

Ett flerbostadshus i Malmö sanerades först med väteperoxid och sedan med klordioxid. Efter ett år av saneringar utan lyckat resultat (ej detekterbara nivåer av Legionella) beslutade fastighetsägaren att genomföra ett omfattande tidigarelagt stambyte.

En hotellverksamhet hade dosering av hypoklorsyra i ett år utan lyckat resultat. Det var svårt att få till saneringen på varmvattnet och det fanns många hotellrum som inte spolades vilket gjorde det svårt för biociden att verka. Det var för kostsamt för hotellverksamheten att motverka Legionella och saneringen och motåtgärder mot Legionella avbröts.

En kommunal förvaltning hade även erfarenhet av att om saneringar inte fullbordas i sin helhet kan avdödad biomassa skapa både smak- och luktproblem från tappvattnet. Vid ett fall sanerades ett badhus med väteperoxid (eftersom det är mer miljövänligt). Efter en tid upptäcktes emellertid mögel i vattnet, vilket typades till, med största sannolikhet, *Cadophora spp.* Efter upptäckten gick de över till klordioxid istället för väteperoxid.

I en ny vårdbyggnad upptäcktes höga halter av Legionella trots omfattande spolningar och konstant UV-behandling. Utredningen visade att UV-aggregaten var kraftigt överdimensionerade, vilket ledde till att UV-ljuset bröt ner organiskt material till näring för bakterier och därmed ökade bakterietillväxten i systemet. När UV-aggregaten stängdes av minskade bakterienivåerna markant. Felet bestod alltså i att UV-behandlingen, i stället för att minska bakterier, bidrog till deras tillväxt på grund av felaktig dimensionering och drift.

Ett vårdboende fick problem med läckage efter långvarig dosering med klordioxid. Rören var av äldre PEX-typ och hade ca 15–20 år kvar på sin tekniska livslängd.

Det finns hundratals fall där tekniska saneringsmetoder har använts och används med gott resultat. Samtidigt finns det andra parametrar som ingen miljöförvaltning undersökte i sina tillbud. När miljöförvaltningarna fick frågan om det fanns gränsvärden för totalt klor, fritt klor, bundet klor, klorit, klorat eller trihalometaner svarade samtliga att de saknade fastställda värden för dessa parametrar och att det var något de inte hade uppföljning på. Detta visar på en brist i uppföljningen av vissa kemiska riskfaktorer vid saneringsåtgärder.

På frågan om miljöförvaltningarnas aktionsvärden för Legionella framgår svaren i Tabell 22. Resultatet visar tydligt det som många redan upplever i praktiken – att hanteringen av Legionellafrågor varierar beroende på i vilken kommun ärendet handläggs. Vissa kommuner tillämpar strängare krav, exempelvis ett gränsvärde på maximalt 10 CFU/l, medan andra har mer tillåtande riktlinjer med gränsvärden upp till 1 000 CFU/l. Det är viktigt att beakta att verksamheter eller boendemiljöer med personer i riskgrupp kan motivera hårdare krav. Det är också troligt att det lägre gränsvärdet på 10 CFU/l avser särskilt känsliga miljöer, såsom sjukhus eller vårdboenden, där extra försiktighet är nödvändig.

Tabell 22: Svar från 20 olika miljöförvaltningar och deras aktionsvärden för Legionella, dvs. de värden där krav börjar ställas på handling av fastighetsägaren eller miljöförvaltningen.

Vilken halt av Legionella har ni som aktionsvärde i CFU/l?	Fördelning av svaren:
>10 CFU/l	3 st
>100 CFU/l	5 st
>1 000 CFU/l	3 st
Värde beslutas vid varje fall	9 st

Sammanställning av enkätsvar – Miljöförvaltningarnas agerande vid olika scenarier

Enkäten innehöll även 6 scenarion där vi undersökte miljöförvaltningarnas hantering av legionellaärenden. Nedan följer en sammanfattning per scenario, med fokus på de vanligaste åtgärderna och skillnader i praxis.

Scenario 1: Legionella konstaterad i 6 månader utan förbättring

”En fastighet har konstaterat Legionella i sitt tappvattensystem, både på tappvarmvatten och på tappkallvattnet. De har rapporterat till er i 6 månader utan att det har skett väsentliga förbättringar i provsvaren. Fastighetsägaren arbetar med tekniska åtgärder såsom isolering av rör, bortmontering av blindledningar, bränning av tappvarmvattnet på nätterna och liknade åtgärder. Ingen person har insjuknat i Legionella utan förhöjda halter av Legionella upptäcktes under en rutinkontroll. Det finns några butiker som kan klassas som allmänna lokaler. Ni har nu möte med fastighetsägaren; de vill fortsätta med tekniska åtgärder. Provsvarerna har pendlat mellan 2 000 – 4 000 CFU/l utan tydlig trend till förbättring.”

De flesta miljöförvaltningar uppger att de inleder dialog med fastighetsägaren och granskar vilka åtgärder som vidtagits. Om åtgärderna bedöms som otillräckliga föreläggs fastighetsägaren att anlita sakkunnig och genomföra kompletterande åtgärder. Vissa kommuner anger att de skulle rådgöra med smittskyddsläkare och eventuellt förelägga om tidsatta åtgärder. Generellt anses sex månader vara en lång tid utan förbättring, vilket ökar kraven på mer kraftfulla insatser.

Scenario 2: Legionella kvarstår efter 1 år

"Samma förutsättningar som Scenario 1, men det har gått 1 år och fastighetsägaren fortsätter med tekniska åtgärder. Ni har nu möte med fastighetsägaren; de vill fortsätta med tekniska åtgärder. Provsvarerna har pendlat mellan 2 000 – 4 000 CFU/l utan tydlig trend till förbättring."

Här blir kraven tydligare. Miljöförvaltningarna anger att de inte skulle låta ärendet pågå så länge utan föreläggande. Efter ett år utan förbättring föreläggs fastighetsägaren att genomföra åtgärder med sakkunnig kompetens och att redovisa effekt och kostnader. Vissa kommuner nämner att duschar kan behöva stängas tills riskerna är undanröjda.

Scenario 3: Privatperson misstänker Legionella

"En privatperson i en fastighet misstänker att det förekommer Legionella i fastighetens tappvatten och kontaktar er på kommunen. Hur agerar ni?"

De flesta kommuner uppger att personen först ska kontakta fastighetsägaren. Om ingen respons ges startar kommunen ett tillsynsärende. Bedömningen baseras på om misstanken är rimlig, exempelvis låg varmvattentemperatur eller hög kallvattentemperatur. Vid behov begärs egenkontroll och provtagning.

Scenario 4: En person insjuknar i Legionella

"En person har insjuknat i Legionella i en fastighet (utan tidigare misstanke om att bakterien skulle finnas i fastigheten) och kommunen kontaktas därefter. Hur agerar ni?"

Smittskyddsenheten kontaktar kommunen för smittspårning. Kommunen tar prover eller förelägger fastighetsägaren att göra det. Åtgärder och sanering krävs om Legionella konstateras. Rutiner för egenkontroll granskas och föreläggande utfärdas vid behov.

Scenario 5: En person avlider och smittan härleds till en fastighet

"En person har avlidit i Legionella, och vid smittspårning härleds källan till en viss fastighet. Vilken kravställning har er kommun på fastighetsägaren avseende åtgärder?"

Kommunerna anger att ärendet prioriteras och att fastighetsägaren föreläggs att omedelbart vidta åtgärder. Sakkunnig kompetens ska kopplas in, och smittspårning sker i samarbete med smittskyddsläkare. Fokus ligger på att undanröja smittkällan och skydda andra boende.

Scenario 6: Dödsfall efter påbörjade åtgärder

"En person har avlidit i Legionella efter konstaterat att ärendet är i en fastighet med påbörjade åtgärder, se scenario 1, hur agerar ni?"

Här blir kraven ännu skarpare. Kommunerna förelägger fastighetsägaren att genomföra ytterligare åtgärder och sanering. Tillfälliga skyddsåtgärder, som filter på duschar eller avstängning av duschar, kan krävas tills systemet är fritt från Legionella.

Energiberäkning av VVC-förlusten – Exempel

Energiutvärderingen av VVC-förlusten genomfördes på ett flerbostadshustypus från NCC som heter Folkboende med åtta våningar, se Figur 20. Detta typhus har även studerats i tidigare SBUF-projekt (SBUF 13653) om probabilistiska energiberäkningar och huset har en A_{temp} på 2 487 m².



Figur 20: Flerbostadshus som den potentiella energibesparingen räknades på.

I detta beräkningsexempel, byggnadens totala VVC längd tågs framme vilket är 225 m. VVC system isoleras enligt Tabell 23. Beräkningar gjordes för en VV rör på 32 mm, med 60 mm isolering, och 16 mm retur med 50 mm isolering.

Tabell 23: Isoleringstjocklek för olika rörstorlekar, Isoleringsnivå B.

Isoleringsnivå B				
Dy rör mm	VV, VVC	KV	Fjv	Vs
<= 20	50	40	60	50
21-50	60	40	80	60
51-100	80	40	100	80
101-200	100	40	120	100

Total värmeförlust i rören räknades framme med programmet PAROC Calculus (<https://calculus.paroc.com>). Följande indata användes i PAROC Calculus (se även Figur 21 $T_i = 20^\circ\text{C}$

- VV rör: 32 mm i diameter, med 60 mm isolering
- Returrören: 16 mm i diameter med 50 mm isolering
- Total rörlängden: 225 m (5st schakt, 8 våningar, ingen källare)
- Returens medelvattentemperaturen antas vara 2°C lägre än VV temperaturen, till exempel, när varmvatten är 60°C returtemperaturen är 58°C .
- Den kallaste VV temperaturen valdes till 40°C , då de flesta människor upplever duschen som varm mellan $37\text{--}40^\circ\text{C}$ (Keuler, Albrecht, & Pärish, 2024).

VÄLJ OBJEKT

Plan yta Rör Kanaler Cirkulär behållare Cirkulär behållare Rektangulär behållare

BERÄKNINGAR

☒ Beräkna värmeförlust

☐ Beräkna temperaturfall

☐ Beräkna frysning

☐ Beräkna energianvändning

☐ Beräkna tid till sluttemperatur

☐ Lägg till ventiler, rördelar och flänsar

DEFINITIONER

Orientering
Vertikal

MATERIAL

Välj material
Koppar

Tjocklek
1 mm

DIMENSIONER

Välj standarddimension
Anpassad

Rörlängd
112.5 m

Ytterdiameter
16 mm

MEDIA

Välj media
Vatten

Mediateperatur
60 $^\circ\text{C}$

OMGIVNING

Omgivning
Inomhus

Omgivande temperatur
20 $^\circ\text{C}$

Vindhastighet
0 m/s

Relativ fuktighet
50 %

Isoleringsklass (BTI)
R 1

VAL AV ISOLERING

+ LÄGG TILL ISOLERSKIKT

PAROC Hvac Section AluCoat T 50 mm 27.6 $^\circ\text{C}$

☐ Ingen isolering

Ytskikt
Inget extra ytskikt

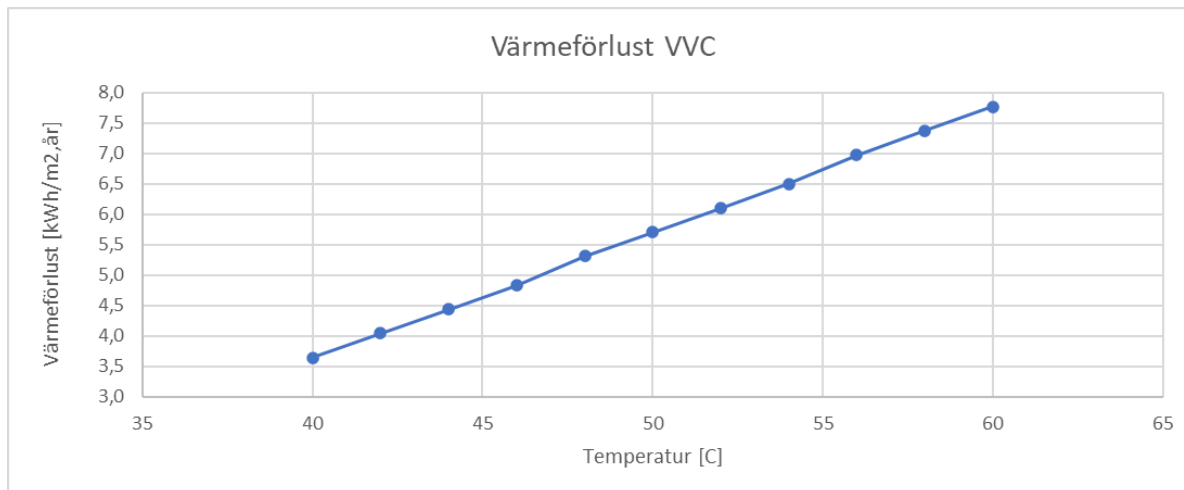
Emissivitet
0.15

PAROC Produktinformation

☒ Upphängning (termiskt isolerad)

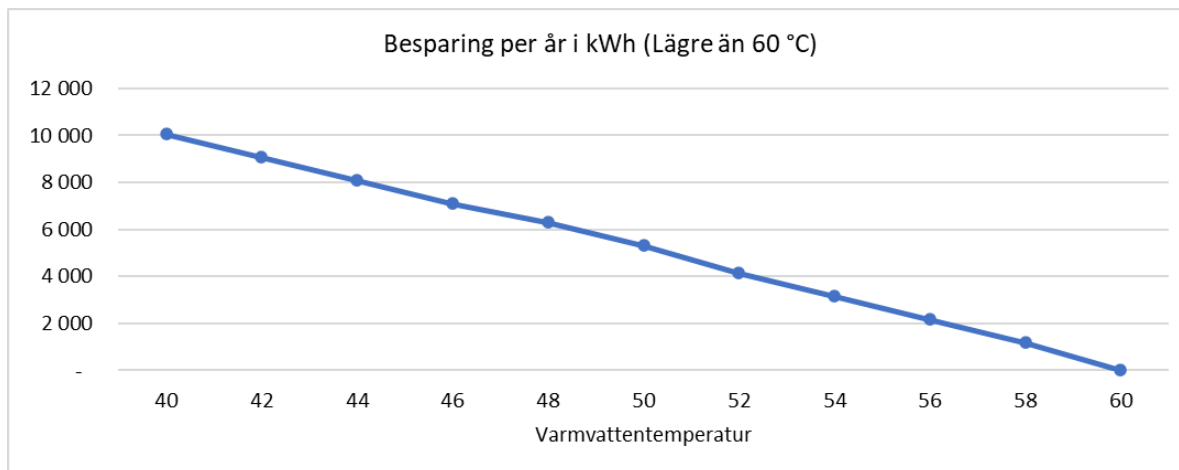
Figur 21: Skärmdump av en beräkning i Paroc Calculus. Figuren visar returen (16 mm rör) med 50 mm isolering och 60°C vatten.

Beräkningen antar ett korrekt utfört VVC system, vilket innebär att VVC förlusten kan vara sämre än beräknat i praktiken, men bör inte heller understiga, eller vara bättre än dessa värden. Som visas i Figur 22, det förväntade värmebehov för VVC system för 53 °C VV är ca 6 kWh/m²_{Atemp}, år.



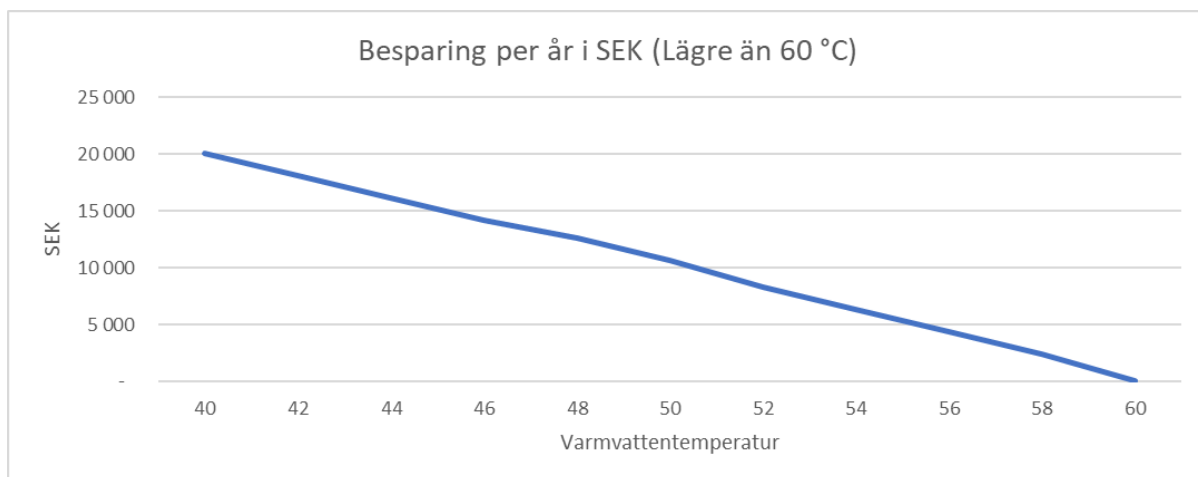
Figur 22: VVC förlusten i kWh/m², år.

För att utvärdera vilken potentiell energibesparing som man kan få, räknade man på skillnaden mellan värmebehovet vid 60 °C ner till 40 °C, se Figur 23. Enligt beräkningar, huset kan spara som mest ca 10 000 kWh/år, eller ca 4 kWh/m², år. Observera att detta är exklusive den eventuella extra energibehov för ett vattendesinfektionssystem, vilket kommer att variera beroende på vilket desinfektionssystem man väljer (UV-ljus, kemiska eller membranfilter).



Figur 23: Energibesparing per år i kWh med olika VV temperaturer i jämförelse med 60 °C.

Om man antar en energikostnad på ca 2 kr/kWh, då kan man se vilken potentialbesparing man kan få från energibesparingen i Figur 24. Troligtvis kan man få en värmebesparing på ca 10 000 kr i detta fall, och en maximal besparing på 20 000 kr om man sänker VV temperaturen från 60 °C till 40 °C.



Figur 24: Värmekostnadsbesparing vid sänkt VV temperatur i SEK per år.

Observera att besparingen är exklusive inköp och ev. driftskostnader kopplat till ett desinfektionssystem. En VVC system som har en högre energianvändning kan potentiellt spara mer energi/pengar per år, men som visades i tidigare SBUF projekt (Burke, von Seth, Wiktorsson, Ekström, & Maljanovski, 2021), en hög (eller låg) VVC förlust kan tyder på kritiska fel i designen eller utförande av systemet som kan vara en hälsorisk till personer som bor i huset.

Energibesparingspotential – överslagsberäkning.

I många tappvarmvattensystem är temperaturen i varmvattencirkulationen (VVC) över 50 °C genom hela tappvattensystemet. Detta innebär att både framledningen och returledningen håller höga temperaturer, vilket leder till kontinuerliga värmeförluster till omgivande utrymmen. Anledningen till att man har dessa temperaturer är dels för att klara BBR:s krav om vattentemperaturer, dels för att säkra att tappvattensystemet inte innehåller Legionella.

Genom att sänka framledningstemperaturen på tappvarmvattnet (VV) sänks även VVC-temperaturen. Detta minskar temperaturskillnaden mellan rören och den omgivande miljön, vilket i sin tur minskar värmeöverföringen genom isoleringen. Resultatet blir att rörens ytemperatur blir svalare, vilket minskar effektförlusten.

Effektförlusten uppstår när värme leds från de varma rören genom isoleringen och vidare till omgivningen. Ju högre temperaturskillnad mellan rör och omgivning, desto större blir förlusten. Genom att sänka temperaturen i rören minskar denna skillnad, vilket direkt minskar effektförlusten. Detta kan även påverka effekttaxan, eftersom ett lägre effektbehov kan ge lägre kostnader i system där debitering baseras på effektuttag.

Därför kan det finnas ekonomiska och tekniska incitament att justera temperaturen i tappvarmvattensystemet, förutsatt att grundläggande krav fortfarande uppfylls.

Energibesparing eftersom rören blir renare av saneringstekniker har ej kunnat beräknats, men det finns fall där VVC-flödet har förbättrats på grund av minskad beläggning på insidan av rören.

Energibesparing

Energiförlusten är summan av effektförlusten över tid. Genom att sänka temperaturen med bara några grader kan, beroende på storlek på systemet kilowattimmar sparas varje år.

Synergieffekter vid temperatursänkning

Utöver direkta kostnadsbesparingar finns flera bieffekter:

- Ökad risk för Legionella, då temperaturen sjunker i tappvattensystemet.
- Eventuell minskad risk för Legionella i tappkallvattensystemet, som värms upp oavsiktligt av tappvarmvattencirkulationen.
- Minskad risk för övertemperatur i utrymmen som inte ska värmas av VVC-systemet, vilket förbättrar komforten och minskar behovet av kylning eller ventilation.
- Minskad oavsiktlig uppvärmning av tappkallvattenledningar, som ofta ligger nära varmvattensystemet. Detta är särskilt viktigt för att undvika hygieniska problem och för att säkerställa korrekt funktion.
- Minskad risk för skällning då framledningstemperaturen sänks.

Viktiga förutsättningar

Temperatursänkning får aldrig ske på bekostnad av hygien och säkerhet. Därför måste följande alltid säkerställas:

- Att Boverkets byggregler följs, inklusive krav på att cirkulerande tappvarmvatten håller minst 50 °C.
- Att tappkallvattnet inte värms upp oavsiktligt.

Möjlig energibesparing

I det tidigare SBUF projekt - *Kartläggning av VVC-förluster i flerbostadshus* (ID: 13631), över 160 slumpmässigt utvalda flerbostadshus i hela Sverige besöktes. Under studien samlades en omfattande mängd data in om tappvarmvattensystemens utformning och funktion i respektive fastighet. Mätningarna omfattade bland annat isoleringsmängder, rörlängder och rördimensioner, samt temperaturloggning över flera dygn på olika punkter i systemen. Snabbtester för förekomst av Legionella genomfördes också. Denna indata utgör ett värdefullt underlag för att beräkna potentialen att energieffektivisera tappvarmvattensystemen, exempelvis genom att sänka framledningstemperaturen.

Temperaturloggningen visar dock att fastighetsägarnas största utmaning är att uppfylla ett av de mest centrala kraven: att säkerställa att temperaturen håller sig inom Boverkets byggreglers krav och rekommendationer. Loggningen genomfördes med ett mätintervall på en minut, och dessa värden sammanställdes därefter till ett timmedelvärde. Tabell 24 redovisar resultaten från temperaturmätningarna i tappvattensystemen för de 160 fastigheter som ingick i studien, där loggningen pågick under en veckas tid.

Tabell 24: Tabellen visar antalet objekt där olika tappvattensystem med varierande temperaturparametrar överskred gällande lagkrav eller rekommendationer under minst en sammanhängande timme under loggningsperioden (4 st. sammanhängande 24h-perioder). För dessa objekt redovisas även den genomsnittliga andelen tid, uttryckt i procent, som temperaturen låg över/under det angivna kravet.

Exempelvis: hade 37 av totalt 160 objekt en kallvattentemperatur som översteg 24 °C under minst en timme. För dessa 37 objekt låg temperaturen över 24 °C i genomsnitt under 18 % av den totala loggade tiden.

Antal objekt av 160 st:
Andel tid med av ovan antal
(medelvärde):

KV över 24 °C	VV Under 50 °C	VV Över 60 °C	VVC UC Under 50 °C	VVC längst bort under 50 °C
37 st. ↓	54 st. ↓	39 st. ↓	127 st. ↓	134 st. ↓
18%	18%	21%	72%	85%

Enligt statistik från SCB fanns det år 2024 cirka 2,7 miljoner hushåll i flerbostadshus i Sverige, vilket motsvarar antalet personer folkbokförda på samma lägenhet. Dessa hushåll är fördelade på omkring 170 000 flerbostadshus (SCB). Det finns även referenser till ca 211 000st som inte kunnat verifieras (presentation från Anthesis), men siffran från SCB används i större utsträckning och använd i kommande beräkningar.

Genom att kombinera statistik från studien *Kartläggning av VVC-förluster i flerbostadshus* med statistik från SCB kan en schablonberäkning genomföras för att uppskatta den totala möjliga energibesparingspotentialen i Sveriges flerbostadshusbestånd. Det är även möjligt att beräkna kostnadsbesparingen som skulle resultera av en sänkning av framledningstemperaturen för varmvattnet och optimering av varmvattencirkulationen. Totalt 20 fastigheter av 160 fastigheter hade möjlighet att sänka framledningstemperaturen utan att de uppmätta VVC-temperaturerna sjönk under 50 °C, förutsatt att sänkning av framledningstemperaturen med 1 °C ger en sänkning på VVC-temperaturen med 1 °C. Beräkningen baseras på att sänka framledningstemperaturen på VV så många grader det är möjligt utan att VVC-temperaturen går under 50 °C. Till exempel: är VV-temperaturen 60 °C och VVC-temperaturen 55 °C så kan vi i teorin sänka VV-temperaturen 5 °C och ändå behålla en VVC-temperatur på över 50 °C. Detta är emellertid en förenkling av verkligheten.

Vid dessa 20 fastigheter kunde energibesparingar göras enligt Tabell 25.

Tabell 25: Sammanfattning av beräknad energibesparing i 20 fastigheter förutsatt en sänkning av varmvattentemperaturen så att VVC-temperaturen inte understiger 55 °C.

Total energibesparing [kWh/år]																				
ID:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Total kWh/år:	127	164	192	204	254	256	289	303	362	415	446	553	564	624	651	830	987	1480	3299	4087

Förutsättningarna för att genomföra en energioptimering i dessa fastigheter är begränsade, särskilt om Boverkets temperaturkrav samtidigt ska uppfyllas. Besparingspotentialen bedöms därför som minimal. En kritisk faktor är dessutom att följande objekt hade förhöjda halter av Legionella i tappvarmvattnet, med minst 1 000 CFU/l: ID 5, 10, 15 och 16. På grund av detta är det olämpligt att sänka framledningstemperaturen i dessa system.

Tre objekt, ID 18, 19 och 20, uppvisade däremot en större besparingspotential, uppskattad till cirka 1 500–4 100 kWh per år. Dessa utgör 1,9 % av de totalt 160 undersökta fastigheterna.

Om man antar att 1,9 % av Sveriges flerbostadshus har liknande förutsättningar och optimerar sina tappvarmvattensystem med en besparing på cirka 3 000 kWh/år så skulle den totala möjliga energibesparingen uppgå till omkring **9 690 MWh/år**. Detta gäller under förutsättning att energiförlusterna inte kommer till nytta, vilket är ett

rimligt antagande eftersom tappvarmvattnets syfte är att leverera varmt tappvatten, inte att värma upp byggnaden. Däremot går ledningarna ofta inom klimatskalet.

Det är även möjligt att göra en omvänd beräkning: 88 % av flerbostadshusen (141 stycken) skulle behöva höja sin framledningstemperatur för att säkerställa att både varmvatten och VVC håller minst 50 °C. Vidare nådde i 59% (94 stycken) av flerbostadshusen medel-VVC-temperaturen aldrig upp till 50 °C under hela mätperioden. Dessa fastigheter har redan optimerat sina tappvarmvattensystem till nivåer under Boverkets byggreglers krav, vilket innebär att en höjning av framledningstemperaturen skulle medföra ökade energiförluster. Det genomsnittliga ökade energibehovet för dessa fastigheter är beräknat till cirka 1 900 kWh per år.

Tabell 26 visar var störst energibehov fanns, exempelvis ID 20 som behövde 15 000 kWh/år extra för att säkerställa att VVC-temperaturen var över 50 °C.

Tabell 26: Sammanfattning av beräknat energiunderskott i 20 fastigheter (ID 1-20) vid en omvänd beräkning, dvs vilket energiunderskott som saknas för att klara temperaturkraven.

Totalt energiunderskott [kWh/år]

ID:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Total kWh/år:	602	713	722	997	1 006	1 018	1 150	1 879	1 902	1 926

ID:	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Total kWh/år:	1 948	2 210	2 217	2 414	3 527	3 625	3 633	4 981	11 779	15 073

Detta utökade energibehov kan även ses som en förflyttning av värmebehov från tappvarmvattensystemet till värmesystemet. Däremot undersöktes hur stor andel av VVC-förlusterna som kom till nytta vid platsbesöken, vilket var ca 60% av fallen. Det finns även perioder när det inte finns ett värmebehov där de kommer 0% till nytta. Utöver det är inte tappvarmvattnets funktion att värma byggnaderna i fastigheten.

Eftersom en högre framledningstemperatur krävs för att säkerställa att både VV och VVC håller minst 50 °C skulle det innebära ett totalt ökat energibehov. Genom att använda samma data som tidigare beräkning (170 000 flerbostadshus) samt att 59 % av flerbostadshusen behöver öka sin energianvändning med ca 1 900 kWh/år för att öka varmvattentemperaturen blir det totala energiunderskottet ca **190 000 MWh/år** för hela flerbostadshusbeståndet i Sverige, oavsett uppvärmningsmetod. Av det totala energiunderskottet kan en mindre, men betydande del återbrukas inom klimatskalet för uppvärmning, enligt tidigare SBUF-rapport ca 60% (114 300 MWh). Detta medför ett lägre energibehov för uppvärmning av byggnaderna. Dock är inte tappvarmvattensystemets funktion att värma byggnaderna, det är värmesystemets funktion, men förlusterna är inom klimatskalet.

Oavsett föreligger en betydande energiskuld som behöver åtgärdas för att säkerställa att temperaturerna följer Boverkets byggregler.

Diskussion

Riggen/Desinfektionssystem

Utvecklingen av Riggen för att kunna hålla liv i bakterier har inte varit enkel. Första designen av Riggen hade varmvattenberedare och placerades i ett kontor hos Micans i Göteborg. Problem som upptäcktes då var en för snabb nedkylning av VVC-vattnet till rumsluften, ojämna vattentemperaturer i kontroll- och åtgärdssystem, och svårigheter att hålla den första bakterien (E. coli K12) vid liv mer än ett par dagar.

Flera problem identifierades på Riggen:

1. Det fanns en risk att varmvattenberedaren dödade alla bakterier eftersom värmeelementen troligtvis gjorde vattnet varmare än 60–70 °C lokalt i varmvattenberedaren.
2. E. coli-bakterien som valdes i början var inte så tålig mot temperaturerna.

Testerna i Riggen anpassades därför genom att byta E. coli K12-strängen mot en mer tålig variant, E. coli DSM 1116, som dessutom används inom vattenreningsområdet som legionellaersättning vid tester. Utöver det byggdes riggen in i en isolerad container och varmvattenberedare togs bort från Riggen och användes istället som kompletterande upphettning (en ny med 3-fas koppling). Eftersom Riggen version 1 inte fungerade och krävde många justeringar, flyttades Riggen från Göteborg till en container i Lund, dels för att få lättare tillgång till Riggen för ändringar, dels för att ändra uppvärmningsmetoden för varmvatten.

Den nya uppvärmningsmetoden i Lund var att värma upp hela den isolerade containern med en temperaturreglerande värmefläkt till 37 °C. Då både kontrollen och åtgärdssidan satt i containern kunde man säkerställa att temperaturen var densamma. Temperaturerna loggades i båda kretsarna med temperaturloggrar som mätte vätskans temperatur via STAD-ventiler.

Eftersom det inte gick att kontrollera halten bakterier till en exakthet (det kunde skilja flera miljoner CFU/liter i varje omgång) kunde en saneringsteknik exempelvis metod 1 få en högre halt bakterier till sig än metod 2. Detta innebär att det fanns mer bakterier som skulle avdödas. Studien ska därför inte användas för att vikta åtgärderna mot varandra, utan undersöka metoderna enskilt och deras effektivitet mot att ta bort bakterier. Det var även målsättningen att se hur biofilmen skulle utvecklas på kontrollsidan jämfört med åtgärdssidan.

Resultaten visar att samtliga testade tekniker – induktionsvärme, hypoklorsyra, nanobubblor, väteperoxid, lokalt UV-ljus och membranfilter – har effekt för att reducera eller eliminera E. coli DSM 1116. Saneringsteknikerna delas in i två kategorier: Reducerande och Avdödande. Särskilt noterbart är att majoriteten av teknikerna även nådde ut i blindledningarna och därmed bekämpade bakterier även i dessa svåråtkomliga delar av systemet. Detta är av stor betydelse då blindledningar utgör ett habitat för bakteriell tillväxt i verkliga fastigheter.

Påverkan på vattenkvalitet och installationer:

En viktig upptäckt var att på åtgärdssidan på Rikken, där olika saneringstekniker tillämpades, påverkades vattnets kvalitet påtagligt. Efter sanering med vissa kemikalier noterades förändringar i vattenkvaliteten, inklusive förhöjda halter av metaller och mineraler, samt bildning av grön kristallbeläggning på rörens insida. Detta indikerar att biocider och andra desinfektionsmetoder kan ha betydande påverkan på både installationernas material och vattnets kvalitet, även efter att saneringen avslutats och vattnet bytts ut flera gånger. Det understryker vikten av att noggrant följa upp och utvärdera eventuella bieffekter vid långvarig användning av kemiska desinfektionsmedel, samt att anpassa valet av teknik till systemets material och driftförhållanden.

Variation i myndighetskrav och egenkontroll:

Studien visar också att det idag saknas bindande nationella gränsvärden för Legionella i tappvatten, vilket leder till varierande praxis mellan olika kommuner och miljöförvaltningar. Enkätsvaren från 20 miljöförvaltningar bekräftar att hanteringen av legionellaärenden och aktionsvärden skiljer sig åt. Detta leder till att olika krav kan ställas på en fastighet beroende på geografisk placering. Det finns tydligt behov av nationella riktlinjer för högsta tillåtna värden av legionella i tappvattensystem och förbättrad egenkontroll för att säkerställa enhetlig hantering och hög säkerhet för människors hälsa och miljö.

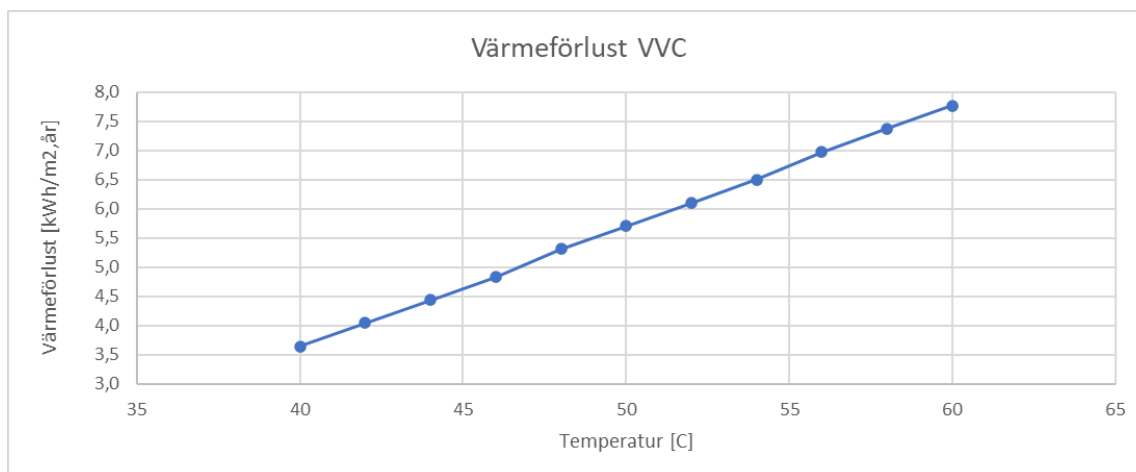
Energibesparingspotential och energiskuld:

Rapporten visar att möjligheten att sänka framledningstemperaturen i tappvarmvattensystem är starkt begränsad av temperaturkravet från BBR. Endast en liten andel av de undersökta fastigheterna kunde sänka temperaturen utan att hamna under BBR:s krav. För majoriteten av flerbostadshusen innebär nuvarande regelverk att energibesparingen är marginell, och i många fall krävs snarare en ökning av energianvändningen för att uppfylla temperaturkraven. Studien visar att 59 % av de undersökta flerbostadshusen aldrig nådde upp till den rekommenderade VVC-temperaturen på 50 °C, vilket innebär att en betydande energiskuld föreligger.

Studien visar även att tidigare saneringsinsatser kan förändra förutsättningarna för framtida bakterietillväxt, vilket observerades då E. coli-bakterier inte längre kunde överleva på åtgärdssidan efter upprepade saneringar. Detta tyder på att vissa tekniker kan ha långtidseffekter på systemets tekniska funktion och förändra det mikrobiologiska habitatet.

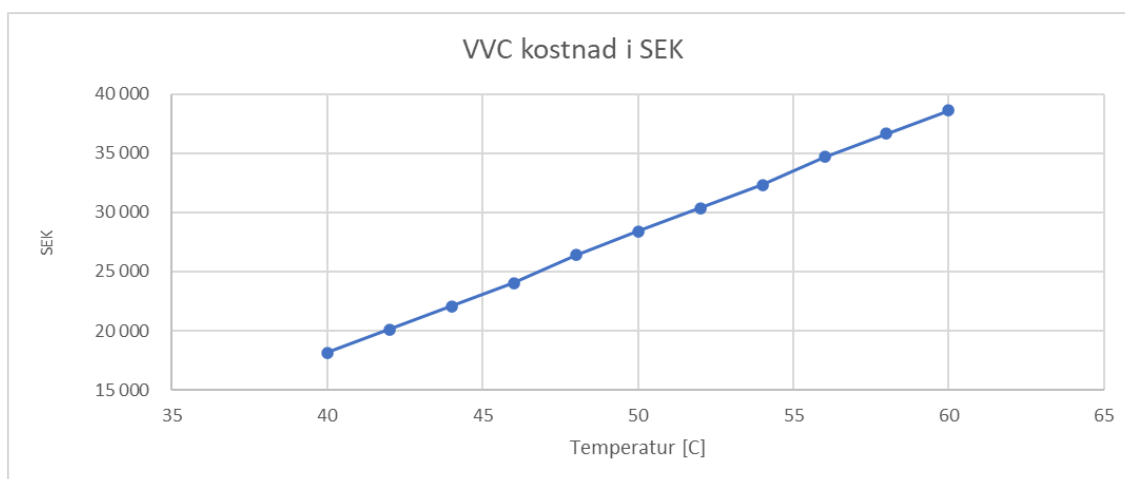
Energibesparingspotentialen

Energibesparingspotentialen visade sig inte var så stor i en funktionell VVC system som har en tjockare isoleringsnivå. Enligt Figur 25, i det aktuella beräkningsfall kunde man spara ca 2 – 4 kWh/m², år beroende på vilket VV temperatur man börjar med.



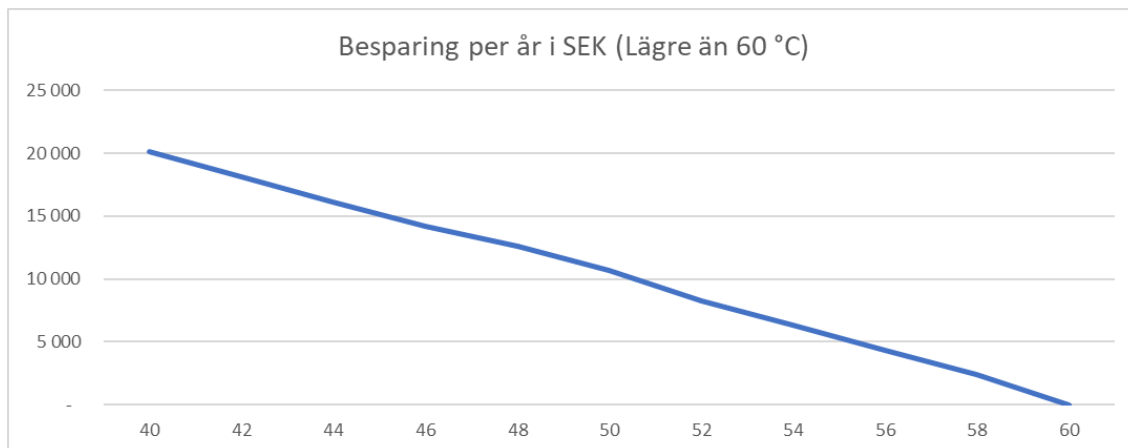
Figur 25: Den totala VVC förlust i kWh/m² år. I en fungerande, standardinstallation man kan förvänta en VVC förlust på mellan 6,0 - 7,8 kWh/m² år beroende på den inställda VV temperaturen.

När man undersöker värmekostnaden i detta fall, kan man se att det troligtvis kommer bli mellan 30 – 40 000 kr/år beroende på VV temperaturen samt om energi kostar 2 kr/kWh.



Figur 26: Driftkostnad för VVC system vid olika VV temperaturer.

Det innebär en kostnadsbesparing, vid 2 kr/kWh, på ca 10 – 20 000 kr / år, se Figur 27. Om det är ekonomisk lönsamt att ha ett sådant system som en energibesparingsåtgärd kommer att bero helt på om inköpskostnad och driftkostnad överstiga energibesparingen per år. Vid en dåligt VVC system som använder mycket energi, eller vid en hög energikostnad för VV, så kan man räkna hem ett sådant system snabbare.



Figur 27: Kostnadsbesparing i beräkningsobjektet om uppvärmningsenergi (fjärrvärme eller el) kostar 1 kr/kWh.

En av frågorna i denna studie var om man kunde spara energi med ett desinfektionssystem, och svaret är ja – men det är inte säkert om det är en ekonomisk besparing. I så fall behövs flera undersökningar för att utvärdera om inköp- och driftskostnaden är mindre eller större än besparingen. Sedan det finns troligtvis andra indirekta kostnader kopplat till ett sådant system, då någon måste byta filter/ladda på kemikalier, samt vara ansvarigt för att säkerställa driften. Om dessa system inte fungera hela tiden, så är risken större för Legionella i byggnader då VV temperaturen kommer ligga närmare den optimala för bakteriepåväxt.

Vidare studier

Efter avslutad studie har det kommit fram fler frågor som behöver besvaras.

1. Det finns flera studier idag på Legionella i både flerbostadshus och kommersiella fastigheter, det saknas som undersökning för privata bostäder (hus). Hur värms tappvarmvattnet upp, vilken temperatur samt förekommer legionella och vilken art?
2. Vilka systemkonsekvenser finns det att sanera med olika saneringstekniker? Samt hur påverkas dricksvattenkvalitén? Vidare analys av de gröna beläggningar som återfanns på åtgärdsidan.
3. Studie om effektivitet och driftkostnader för olika saneringstekniker i verkliga fastigheter, mer ett par olika case studier där en total kostnad återspeglas, utöver kostnad för drift utan även kostnad för ev. utredning, installation, drift, underhåll och reinvesteringar. Kostnad beräknas med LCC-metoden.
4. Vad är de samhällsekonomiska konsekvenserna av att A) inte ha ett nationellt gränsvärde för legionella och B) vad är kostnaderna för samhället och fastighetsägare om ett nationellt gränsvärde sätts till max 100 CFU/Liter och detta kravet efterföljs?
5. Riskanalys för blindledningar och lågflödeszoner, studera hur blindledningar och tappställen med låg användning påverkar risken för Legionella.

Slutsats

Denna studie har genom en långtgående experimentell undersökning visat effekten av olika saneringstekniker för att bekämpa bakterier i tappvattensystem. Genom att använda en egenutvecklad provrigg, "Riggen", kunde vi jämföra effekten av sju olika saneringstekniker, både i cirkulerande system och i blindledningar.

Samtliga testade tekniker har potential att bidra till säkrare tappvattensystem, men fortsatt forskning och utveckling. Valet av desinfektionsteknik måste anpassas till varje fastighets unika förutsättningar, inklusive rörsystemets utformning, materialval och driftförhållanden.

Sammanfattningsvis visar studien att lokala desinfektionstekniker kan vara ett effektivt alternativ för att hantera Legionella problematik i befintliga tappvattensystem utan omfattande ombyggnation eller höjda temperaturer. Dock måste varje åtgärd föregås av noggrann analys av systemets förutsättningar och potentiella bieffekter, samt följas upp med kontinuerlig kontroll av vattenkvalitet och installationernas status.

För att möjliggöra bredare implementering krävs tydligare nationella riktlinjer, förbättrad egenkontroll och fortsatt teknikutveckling. Samtidigt måste den stora energiskuld som krävs för att klara temperaturkraven och de höga andel positiva legionellahalter (ca 10–15 %) adresseras, vilket ställer höga krav på både teknikval och förvaltningsrutiner i framtidens fastighetsbestånd.

Energibesparingspotentialen bedöms vara begränsade, om man har en funktionellt VVC system. I Caset (2 487 m² flerbostadshus med ca 225 m VVC system som fungera korrekt), kunde man spara som högst 20 000 kr per år innan kostnaden för inköp- och driftskostnaden för desinfektionssystemet är inräknat.

Referenser

- AB Svensk Byggtjänst. (den 26 Mars 2012). *Legionellabekämpning skadar plaströr*. Hämtat från Byggekoll: <https://byggkoll.byggtjanst.se/artiklar/2012/mars/legionellabekampning-skadar-plastror/>
- Alros, M. (2015). *Energikartläggning av VVC-systemet i flerbostadshus*. Energy Technology. Stockholm: KTH School of Industrial Engineering and Management .
- Bergqvist, B. (2015). *Kartläggning av VVC-förluster i flerbostadshus - mätningar i 12 fastigheter*. Stockholm: BeBo. Hämtat från <http://www.bebostad.se/library/1893/slutrapport-kartlaeggning-av-vvc-foerluster.pdf>
- Bergqvist, B. (2016). *VVC-förluster i kontor och lokaler - mätningar i 11 byggnader*. Stockholm: Energicentrum. Hämtat från http://www.energi-miljo.se/sites/default/files/vvc_lokaler_slutrapport_20161129.pdf
- Burke, S., Carling, P., Davidsson, D., Ekström, T., Harderup, L.-E., Hassanie, S., . . . Wiktorsson, M. (2022). Beräkningsmetod för sannolik energianvändning i flerbostadshus. Stockholm: SBUF. Hämtat från <https://vpp.sbuf.se/Public/Documents/ProjectDocuments/e8e92e80-037d-41b8-9497-ab8b328794c7/FinalReport/SBUF%2013653%20Slutrapport%20Ber%C3%A4kning%20f%C3%B6r%20sannolik%20energianv%C3%A4ndning%20i%20flerbostadshus.pdf>
- Burke, S., Kronvall, J., Wiktorsson, M., Sahlin, P., & Ljungberg, A. (2017). *Beräkningsmetod för sannolik energianvändning i bostadshus*. Stockholm: SBUF. Hämtat från <http://vpp.sbuf.se/Public/Documents/ProjectDocuments/e854c21a-49c2-4eb1-918b-43043a4d6543/FinalReport/SBUF%2013074%20Slutrapport%20Ber%C3%A4kningsmetod%20f%C3%B6r%20sannolik%20energianv%C3%A4ndning%20i%20bostadshus.pdf>
- Burke, S., Kronvall, J., Wiktorsson, M., Sahlin, P., & Ljungberg, A. (2017). *Beräkningsmetod för sannolik energianvändning i bostadshus*. Stockholm: SBUF. Hämtat från <https://vpp.sbuf.se/Public/Documents/ProjectDocuments/e854c21a-49c2-4eb1-918b-43043a4d6543/FinalReport/SBUF%2013074%20Slutrapport%20Ber%C3%A4kningsmetod%20f%C3%B6r%20sannolik%20energianv%C3%A4ndning%20i%20bostadshus.pdf>

- Burke, S., von Seth, J., Wiktorsson, M., Ekström, T., & Maljanovski, C. (2021). Kartläggning av VVC-förluster i flerbostadshus. Stockholm: SBUF. Hämtat från <https://vpp.sbuf.se/Public/Documents/ProjectDocuments/0aa6268e-6ffb-40ee-b0b5-19267f147673/FinalReport/SBUF%2013631%20Slutrapport%20Kartl%C3%A4ggning%20av%20VVCf%C3%B6rluster%20i%20flerbostadshus.pdf>
- Cline, D., & Ferrari, S. (April 2020). Evidence shows need to address pathogenic bacteria in U.S. drinking water systems. *HVAC Applications*.
- Ekström, T. (2021). Predicting the Energy Performance of Buildings - A method using probabilistic risk analysis for data-driven decision-support. Lund: Department of Building and Environmental Technology, Lund University. Hämtat från https://lucris.lub.lu.se/ws/files/101432154/Tomas_Ekstr_m_WEBB.pdf
- Folkhälsomyndigheten. (den 26 10 2025). Hämtat från <https://www.folkhalsomyndigheten.se/livsvillkor-levnadsvanor/miljohalsa-och-halsoskydd/halsoskydd/vagledning-om-smitta-fran-objekt-och-djur/tillsynsvagledning-om-legionella/>
- Gustafsson, P., & Hansen, B. (2019). *Kemiska och mikrobiella hot i ett återcirkulerande reningssystem (Examensarbete)*. Växjö: Linnéuniversitetet.
- JM. (den 27 04 2018). *Energiklassning av bostäder*. Hämtat från JM: <https://www.jm.se/om-jm/hallbarhet/vad-vi-arbetar-med/miljo/frisk-miljo/energiklassning-riktlinjer/>
- Kempe, P. (2020). Förstudie - Stegvis verifiering av delsystem - Exempel VVC-System. Danderyd: LÅGAN. Hämtat från https://laganbygg.se/UserFiles/Projekt/LAGAN_Stegvis_verifiering_av_delsystem_200115.pdf
- Kempe, P. (2022). Glappet mellan projekterad och uppmätt energiprestanda - varför och hur minska glappet - felsökning, metoder och arbetssätt. Stockholm: SBUF. Hämtat från <https://vpp.sbuf.se/Public/Documents/ProjectDocuments/5c89c69d-b4e3-4492-bc2d-32b2ec245c8a/FinalReport/SBUF14025%20Slutrapport%20Glappet%20mellan%20projekterad%20och%20uppm%C3%A4tt%20energiprestanda.pdf>
- Keuler, J., Albrecht, K., & Pärish, P. (2024). Evaluation of thermal comfort during showering with system-related temperature fluctuations. *Journal of Building Engineering*.
- Lindencrona, E., & Lindsköld, S. (2014). *Förstudie av VVC-förluster i flerbostadshus*. Stockholm: BeBo. Hämtat från <http://www.bebostad.se/library/1880/foerstudierapport-vvc-foerluster-i-flerbostadshus.pdf>

- Livsmedelsverket. (2022). *LIVSFS 2022:12*. Hämtat från Livsmedelsverket: <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/lagstiftning1/gallande-lagstiftning/livsfs-202212/>
- Melander, E. (1981). *Hälsorisker vid konsumtion av klorerat dricksvatten: En litteratursammanfattning*. Stockholm: Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning.
- Mpagi Kalibbala, H. (2012). *Removal of Natural Organic Matter and Control of Trihalomethanes (PhD dissertation, KTH Royal Institute of Technology)*. Stockholm: KTH.
- Naneco. (den 31 10 2025). *Nanobubblor som förbättrar vattenkvalitet*. Hämtat från Naneco: <https://naneco.se/>
- Research Center WANDER. (den 31 10 2025). *Research Center WANDER*. Hämtat från SAMK (Satakunta University of Applied Sciences): <https://www.wander.fi/en/>
- Richards, A. M., Von Dwingelo, J. E., & Abud Kwaik, Y. (2013). Cellular microbiology and molecular ecology of Legionella-amoeba interaction. *Virulence*, 4(4), 307-14.
- Rosén, L. (2017). *Svensk byggtjänst - omvärldsbevakning*. Hämtat från <https://omvarldsbevakning.byggtjanst.se/artiklar/2017/oktober/byggtjanst-sammanfattar-vvc-fragan/> den 27 04 2018
- Sakarya, S., Günay, N., Karakulak Kafkas, M., Ozturk, B., & Ertugrul, B. (den 27 10 2014). Hypochlorous Acid: An Ideal Wound Care Agent With Powerful Microbicidal, Antibiofilm, and Wound Healing Potency. *Wounds: a compendium of clinical research and practice*. 26., 342-350. Hämtat från 1: https://www.researchgate.net/publication/272677446_Hypochlorous_Acid_An_Ideal_Wound_Care_Agent_With_Powerful_Microbicidal_Antibiofilm_and_Wound_Healing_Potency
- Scanmed. (den 31 Januari 2023). *Klördioxid, en effektiv desinfektant/oxidant*. Hämtat från Klördioxid info: <https://web.archive.org/web/20230131230457/http://www.scanmedconsulting.se/39921108.html>
- SCB. (den 24 10 2025). *Statistikdatabasen SCB*. Hämtat från https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_BO_BO0104_BO0104D/BO0104T01/table/tableViewLayout1/
- Sílvia Cervero-Aragó, B. S. (2019). Viability and infectivity of viable but nonculturable Legionella pneumophila strains induced at high temperatures. *Water Research*, 158(Juli), 268-279.
- Socialstyrelsen. (2006). *Bassängbad: Hälsorisker, regler och skötsel*. Stockholm: Socialstyrelsen.
- Tekfast. (den 13 Februari 2025). *Nanobubblor avdödar Legionellabakterier*. Hämtat från Tekfast: <https://www.tekfast.se/nanobubblor-avdodas-legionellabakterier/>

The American Chemistry Council. (2020). *Legionella Management in Building Water Systems: The Role of Chlorine Products*. Hämtat från The Water Network: <https://thewaternetwork.com/blog/joseph-cotruvos-blog/legionella-management-in-building-water-systems-the-role-of-chlorine-products-x19Ubl7hpgCq7bgaaNxfbw>

The National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2020). *Management of Legionella in Water Systems*. Washington, DC: The National Academies Press.

VVS Forum. (den 27 Maj 2019). *Lysdioder ger rent vatten i duschen*. Hämtat från VVS Forum: <https://www.vvsforum.se/2019/05/lysdioder-ger-rent-vatten-i-duschen/>

Wikipedia. (den 21 10 2025). Hämtat från wikipedia: https://en.wikipedia.org/wiki/Cupriavidus_metallidurans

Åslund, M. (9 2018). Så ska VVC-slöseriet stoppas. *Energi & miljö*. Hämtat från www.energi-miljo.se/tidningen/sa-ska-vvc-sloseriet-stoppas

Bilaga 1

Bilaga 1 är analyssvar från labb ang. dricksvattenkvalité.



Analyscertifikat

Ordernummer	: ST2522441	Sida	: 1 av 5
Kund	: Microbial Analytics Sweden AB	Projekt	: ---
Kontaktperson	: Andreas Bengtsson	Beställningsnummer	: ---
Adress	: Mölnlycke Fabriker 9	Provtagare	: Jonatan von Seth
	: Karsten Pedersen	Provtagningspunkt	: ---
	: 435 35 Mölnlycke	Ankomstdatum, prover	: 2025-05-23 22:00
	: Sverige		
E-post	: abe@micans.se	Analys påbörjad	: 2025-05-26
Telefon	: ---	Utfärdad	: 2025-06-09 11:06
C-O-C-nummer	: ---	Antal ankomna prover	: 2
(eller			
Orderblankett-num			
mer)			
Offertnummer	: HL2020SE-MIC-ANA0001 (OF192014)	Antal analyserade prover	: 2

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	Position
Niina Veuro	Laboratoriechef

Niina Veuro





Analysresultat

Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

K
ST2522441-001
2025-05-23
SÖTVATTEN

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
GV-3 Plus						
Ca, kalcium	36.1	± 4.5	mg/L	0.1	W-AES-1A	LE
Fe, järn	0.0168	± 0.0026	mg/L	0.0004	W-SFMS-5A	LE
K, kalium	5.22	± 0.63	mg/L	0.4	W-AES-1A	LE
Mg, magnesium	7.04	± 0.83	mg/L	0.09	W-AES-1A	LE
Na, natrium	115	± 14	mg/L	0.1	W-AES-1A	LE
Si, kisel	5.65	± 0.66	mg/L	0.03	W-AES-1A	LE
Al, aluminium	2.76	± 0.43	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE
As, arsenik	0.540	± 0.067	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	17.7	± 2.6	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	0.0191	± 0.0029	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	0.0777	± 0.0112	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	0.0988	± 0.0155	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	1.35	± 0.19	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Hg, kvicksilver	<0.002	---	µg/L	0.002	W-AFS-17V2	LE
Mn, mangan	44.7	± 5.9	µg/L	0.03	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	2.00	± 0.30	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	536	± 80	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
P, fosfor	7280	± 1190	µg/L	1	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	0.870	± 0.127	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Sr, strontium	208	± 29	µg/L	2	W-AES-1A	LE
Zn, zink	221	± 37	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	0.0815	± 0.0123	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
hårdhet	6.68 *	---	°dH	0.10	W-HARDNESS	LE
Oorganiska parametrar						
GV-3 Plus						
nitrit, NO2	<0.010	---	mg/L	0.010	Nitrit-N	ST
nitritkväve, NO2-N	<0.002	---	mg/L	0.002	Nitrit-N	ST
COD-Mn	1.23	± 0.37	mg/L	0.50	W-CODMN-SPC	PR
ammoniak- och ammoniumkväve	<0.040	---	mg/L	0.040	W-NH4-SPC	PR
ammoniak och ammonium som NH4	<0.050	---	mg/L	0.050	W-NH4-SPC	PR
fosfat, PO4	16.6	± 3.32	mg/L	0.040	W-PO4O-SPC	PR
fosfatfosfor, PO4-P	5.41	± 1.08	mg/L	0.013	W-PO4O-SPC	PR
nitrat, NO3	0.72	± 0.11	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
nitratkväve, NO3-N	0.16	± 0.02	mg/L	0.10	W-ANI-SCR	PR
fluorid	0.92	± 0.14	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
klorid	146	± 21.9	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
sulfat, SO4	42.9	± 6.44	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
Fysikaliska parametrar						
GV-3 Plus						
mättemperatur pH	19.8 *	---	°C	15.0	pH	ST
turbiditet	0.64	± 0.22	FNU	0.20	Turbiditet	ST

Sida : 3 av 5
Ordernummer : ST2522441
Kund : Microbial Analytics Sweden AB



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Fysikaliska parametrar - Fortsatt						
GV-3 Plus - Fortsatt						
alkalinitet	129	± 15.4	mg HCO ₃ -/L	1.0	Alkalinitet	ST



Provbeteckning L
 Laboratoriets provnummer ST2522441-002
 Provtagningsdatum / tid 2025-05-23
 Matris SÖTVATTEN

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen						
GV-3 Plus						
Ca, kalcium	34.2	± 4.3	mg/L	0.1	W-AES-1A	LE
Fe, järn	0.222	± 0.034	mg/L	0.0004	W-SFMS-5A	LE
K, kalium	4.71	± 0.57	mg/L	0.4	W-AES-1A	LE
Mg, magnesium	6.37	± 0.75	mg/L	0.09	W-AES-1A	LE
Na, natrium	112	± 14	mg/L	0.1	W-AES-1A	LE
Si, kisel	5.32	± 0.62	mg/L	0.03	W-AES-1A	LE
Al, aluminium	1.40	± 0.24	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE
As, arsenik	2.29	± 0.28	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ba, barium	8.51	± 1.27	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cd, kadmium	0.119	± 0.017	µg/L	0.002	W-SFMS-5A	LE
Co, kobolt	0.0763	± 0.0110	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
Cr, krom	0.140	± 0.022	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Cu, koppar	375	± 51	µg/L	0.1	W-SFMS-5A	LE
Hg, kvicksilver	<0.002	---	µg/L	0.002	W-AFS-17V2	LE
Mn, mangan	15.2	± 2.0	µg/L	0.03	W-SFMS-5A	LE
Mo, molybden	1.69	± 0.25	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
Ni, nickel	420	± 63	µg/L	0.05	W-SFMS-5A	LE
P, fosfor	5990	± 978	µg/L	1	W-SFMS-5A	LE
Pb, bly	8.07	± 1.18	µg/L	0.01	W-SFMS-5A	LE
Sr, strontium	151	± 21	µg/L	2	W-AES-1A	LE
Zn, zink	608	± 102	µg/L	0.2	W-SFMS-5A	LE
V, vanadin	0.0726	± 0.0110	µg/L	0.005	W-SFMS-5A	LE
hårdhet	6.26 *	---	°dH	0.10	W-HARDNESS	LE
Oorganiska parametrar						
GV-3 Plus						
nitrit, NO2	<0.010	---	mg/L	0.010	Nitrit-N	ST
nitritkväve, NO2-N	<0.002	---	mg/L	0.002	Nitrit-N	ST
COD-Mn	3.13	± 0.94	mg/L	0.50	W-CODMN-SPC	PR
ammoniak- och ammoniumkväve	<0.040	---	mg/L	0.040	W-NH4-SPC	PR
ammoniak och ammonium som NH4	<0.050	---	mg/L	0.050	W-NH4-SPC	PR
fosfat, PO4	12.7	± 2.54	mg/L	0.040	W-PO4O-SPC	PR
fosfatfosfor, PO4-P	4.14	± 0.829	mg/L	0.013	W-PO4O-SPC	PR
nitrat, NO3	0.51	± 0.08	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
nitratkväve, NO3-N	0.12	± 0.02	mg/L	0.10	W-ANI-SCR	PR
fluorid	0.84	± 0.13	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
klorid	140	± 21.0	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
sulfat, SO4	42.6	± 6.39	mg/L	0.50	W-ANI-SCR	PR
Fysikaliska parametrar						
GV-3 Plus						
mättemperatur pH	19.7 *	---	°C	15.0	pH	ST
turbiditet	2.19	± 0.59	FNU	0.20	Turbiditet	ST
konduktivitet	71.5	± 5.2	mS/m	1.0	Konduktivitet	ST
pH	7.5	± 0.2	-	3.0	pH	ST
alkalinitet	124	± 14.9	mg HCO3-/L	1.0	Alkalinitet	ST



Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
W-AES-1A	Analys av metaller i sötvatten med ICP-AES enligt SS-EN ISO 11885:2009 och US EPA Method 200.7:1994. Provet är surgjort med 1 ml HNO ₃ (suprapur) per 100 ml före analys.
W-AFS-17V2	Analys av kvicksilver (Hg) i naturliga vatten med AFS enligt SS-EN ISO 17852:2008. Provet är surgjort med 1 ml HNO ₃ (suprapur) per 100 ml före analys.
W-HARDNESS*	Beräknad från magnesium och kalcium
W-SFMS-5A	Analys av metaller i sötvatten med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994. Provet är surgjort med 1 ml HNO ₃ (suprapur) per 100 ml före analys.
W-ANI-SCR	Bestämning av bromid, fluorid, klorid, nitrit, nitrat samt sulfat med jonkromatografi enligt metod baserad på CSN EN ISO 10304-1. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden.
W-CODMN-SPC	Bestämning av kemisk syreförebrukning, CODMn enligt metod baserad på CSN EN ISO 8467 Dekantering av grumliga prover ingår i metoden.
W-NH4-SPC	Bestämning av ammonium enligt intern metod. Mätning utförs med spektrofotometri. Filtrering av grumliga prover ingår i metoden.
W-PO4O-SPC	Spektrofotometrisk bestämning av fosfatfosfor enligt metod baserad på CSN EN ISO 6878 och SM 4500-P, CSN ISO 15923-1 Filtrering av grumliga prover ingår i metoden.
Alkalinitet	SS-EN ISO 9963-2, utg. 1 Provet titreras med saltsyra under avdrivande av koldioxid till slutpunkten pH 5.4.
Konduktivitet	Bestämning av konduktivitet enligt SS-EN 27888, utg. 1. korrigerat till 25°C. Tidskänslig analys. Ackrediteringsområde 1-1000 mS/m.
Nitrit-N	Bestämning av nitrit/nitritkväve enligt SS-EN ISO 15923-1:2013, utg. 1 (diskret analys). Grumliga prover dekanteras alternativt filtreras.
pH	Bestämning av pH enligt SS-EN ISO 10523:2012, utg. 1. Tidskänslig analys. Ackrediteringsområde pH 3-11.
Turbiditet	Bestämning av Turbiditet enligt SS EN ISO 7027-1:2016 utg. 1.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsbstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	Analys utförd av ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025
PR	Analys utförd av ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163, CSN EN ISO/IEC 17025:2018
ST	Analys utförd av ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025