



UPPSALA
UNIVERSITET



PAH-frisättning från gjutjärnsledningar

En fallstudie över PAH-föroreningen i Björklinge år 2021

Caroline Ahlqvist Hillforth

UPTEC W 22032

Examensarbete 30 hp

December 2022

Referat

PAH-frisättning från gjutjärnsledningar - En fallstudie över PAH-föreningen i Björklinge år 2021

Caroline Ahlqvist Hillforth

Under våren 2021 upptäcktes förhöjda halter av polyaromatiska kolväten (PAH) i Björklinges dricksvattennät. Då ett vattenprov taget hos användare påvisade halter som låg över Livsmedelsverkets gränsvärden och källan till föreningen inte identifierats, rekommenderades hushållen i Björklinge att inte använda kranvattnet till mat och dryck under en period. Efter sektionering av nätet och provtagning identifierades en äldre, nyligen reparerad, ledningssträcka av gjutjärn som trolig föroreningskälla. Denna typ av ledning är relativt vanligt förekommande i delar av Uppsala Vattens nät. Syftet med denna studie var att få en djupare förståelse för orsakerna till PAH-föreningen i Björklinge och bedöma risken för att liknande föroreningar ska hända igen, samt att tillhandahålla ett beslutsunderlag för Uppsala Vattens hantering av äldre gjutjärnsledningar.

En litteraturstudie genomfördes och data från Björklinge analyserades. Resultaten av litteraturstudien visade att frisättning av PAH från äldre gjutjärnsrör med korrosionsskydd innehållande stenkolsjära eller bitumen är ett välkänt fenomen. Biofilmen har en skyddande effekt och graden av frisättning kan därför påverkas av faktorer som klorering eller syrehalt i vattnet. Även mekaniskt slitage i form av reparationsarbete och tryckvågor kan leda till förhöjda nivåer av PAH. Korrosion av ledningarna är troligen också en viktig faktor.

Utifrån litteraturstudien och resultaten från användarprover tagna i Björklinge respektive Skuttunge kunde det konstateras att problemen i Björklinge hade ett samband med frisättning av PAH från gjutjärnsrör. Vid tidpunkten för studien kunde ökande PAH-halter observeras på vissa platser i ledningsnätet även efter ledningsbytet i Björklinge våren 2021, vilket tydde på fortsatt kontaminering. Inga uppmätta halter i användarprover låg dock över något av Livsmedelsverkets gränsvärden och PAH i dricksvattnet anses inte vara ett stort hälsomässigt problem i dagsläget. Det är däremot viktigt att fortsätta monitorera halterna av PAH i Uppsala Vattens nät då denna typ av problem kan uppstå igen. Man bör också vara försiktig med åtgärder som kan påverka biofilmen samt vara återhållsam med spoling av denna typ av ledningar. De ledningar som identifierats som föroreningskällor bör åtgärdas. Med tanke på ledningarnas stigande ålder, begränsad kunskap om PAH och dess hälsoeffekter, samt WHO's rekommendationer bör man dock initiera ett långsiktigt arbete med att byta ut eller renovera denna typ av ledningar i Uppsala Vattens nät.

Nyckelord: Polyaromatiska kolväten (PAH), förorening, gjutjärnsrör, korrosionsskydd, stenkolsjära, bitumen, dricksvatten, Uppsala Vatten, Björklinge.

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)
Box 7050, SE-750 50 Uppsala*

Abstract

Release of PAH from cast iron pipes – A case study of the PAH contamination in Björklinge in 2021

Caroline Ahlqvist Hillforth

During the spring of 2021 elevated levels of polyaromatic hydrocarbons (PAH) were discovered in the drinking water supply network of Björklinge. Levels above the limit set by the Swedish Food Agency were observed in one user sample, which led to the inhabitants of Björklinge being recommended not to use the tap water for drinking or cooking while the source of the contamination was being identified. After sectioning and sampling the network, an older, recently repaired cast iron pipe was identified as the probable source of the contamination. This type of pipe is not uncommon in the drinking water network of Uppsala Vatten. The purpose of this study was to gain a deeper understanding of the causes of the PAH contamination in Björklinge and to determine the risk of similar contaminations happening again. Further, it aimed to provide a basis for future decisions regarding the handling of older cast iron pipes in the drinking water network of Uppsala Vatten.

A literature study was done and data from Björklinge was analysed. The results of the literature study showed that the release of PAH from older cast iron pipes with coal tar or bitumen coating is a well-known phenomenon. The biofilm has protective properties, and the degree of PAH release can hence be affected by factors such as chlorination or oxygen concentration of the water. Mechanical wear in the form of repair work or pressure waves can also cause increased levels of PAH in the water.

Based on the literature study as well as the results from the user samples of Björklinge and Skuttunge, it could be determined that the PAH contamination in Björklinge was related to the release of PAH from old cast iron pipes. At the time of this study, increasing levels of PAH could be observed in some parts of the drinking water network even after the suspected pipes had been replaced during the spring of 2021. This might indicate that the contamination was still ongoing. However, no samples were above the limits set by the Swedish Food Agency and PAH is currently not considered a major health problem. Despite this, it is important to keep monitoring the levels of PAH in the drinking water since the PAH levels might increase again. It is also important to be careful with measures that might affect the biofilm and when flushing cast iron pipes. The pipes that have already been identified as sources of contamination should be replaced. Given the increasing age of the cast iron pipes, the limited knowledge of PAH and its health effects, as well as the recommendations from the WHO, a long-term plan for how to remove or renovate this type of pipes from the drinking water network of Uppsala Vatten should be initiated.

Keywords: Polyaromatic hydrocarbons (PAH), contamination, cast iron pipes, corrosion resistance, coal tar, bitumen, drinking water, Uppsala Vatten, Björklinge.

*Department of aquatic sciences, Swedish University of Agricultural sciences (SLU)
Box 7050, SE-750 50 Uppsala*

Förord

Detta examensarbete började som en projektanställning på Uppsala Vatten efter PAH-föreningen i Björklinge under våren 2021. Avsikten var att sammanfatta händelseförloppet och skapa ett kunskapsunderlag för framtida hantering av frågan. Allteftersom projektet fortlöpte väcktes tanken på att ombearbeta projektrapporten till ett examensarbete, vilket har resulterat i studien så som den presenteras här. En del uppgifter, såsom kartor över ledningsnätet och liknande, har avlägsnats av sekretesskäl och ersatts med förenklade schematiska bilder. På det stora hela är dock innehållet detsamma. Notera att arbetet därför speglar bilden så som den såg ut sommaren 2021, nya fakta och teorier kan ha framkommit sedan dess.

Stort tack riktas till min handledare, Karin Eurén, strateg på planering nät vid Uppsala Vatten. Tack även till Anna Sundén, Ingunn Olaussen, Philip McCleaf och Lars Stenström på Uppsala Vatten som gett stöttning och vägledning under arbetet. Passande nog var min ämnesgranskare, Stephan Köhler, Institutionen för vatten och miljö på SLU, involverad i projektet redan innan det blev ett examensarbete. Stort tack till Stephan för uppmuntrande ord och konstruktiv kritik. Tack riktas även till min examinator Fritjof Fagerlund för slutgiltig granskning av arbetet.

Slutligen vill jag uppmärksamma Uppsala Vattens beredvillighet att utreda frågan vidare för att fortsatt kunna leverera säkert dricksvatten till sina användare, samt tacka för tillhandahållandet av ett utmärkt fläktsystem under sommarens allra hetaste dagar.

Caroline Ahlqvist Hillforth
Uppsala, oktober 2022

Populärvetenskaplig sammanfattning

Våren 2021 upptäcktes en förorening av polyaromatiska kolväten (PAH) i Björklinges dricksvatten. PAH är svårnedbrytbara kemiska föreningar som förekommer naturligt i material tillverkade av fossila bränslen. PAH återfinns också i vissa livsmedel, plaster, färgämnen, läkemedel mm. PAH har visat sig kunna vara cancerframkallande samt kunna ge upphov till fosterskador. Med anledning av detta har Livsmedelsverket tagit fram gränsvärden för att säkerställa att eventuella halter av PAH i dricksvatten och livsmedel inte ska vara hälsofarliga. Ett vattenprov som togs i Björklinge under våren 2021 visade på halter som översteg dessa gränsvärden, vilket gjorde att Björklinges hushåll fick rekommendationen att inte använda kranvattnet till mat och dryck under perioden som källan till föroreningen hittades och åtgärdades. Uppsala Vatten identifierade en äldre, nyligen reparerad, dricksvattenledning av gjutjärn som trolig orsak till föroreningen. Sedan bytet av den ledningen påbörjades har inga prover visat på hälsofarliga nivåer av PAH i Björklinges dricksvatten och Björklinges hushåll kan återigen använda kranvattnet.

Den här studien hade som mål att ge en tydligare bild av vad som orsakade de förhöjda halterna av PAH i Björklinges dricksvatten under våren 2021, samt bedöma hur stor risken var för nya PAH föroreningar. Den syftade också till att ge Uppsala Vatten mer information om hur man kan hantera andra dricksvattenledningar av samma typ framöver.

Utifrån äldre studier visade det sig att frisättning av PAH från gjutjärnrör med korrosionsskydd gjorda av vissa material är ett fenomen som är känt sedan tidigare. Korrosionsskydd finns i alla rör för att förhindra att rören rostar inifrån, men alla typer innehåller inte PAH. PAH finns i de korrosionsskydd som är gjorda av fossila bränslen, t.ex. stenkoltjära och bitumen. Insidan av dricksvattenledningar täcks normalt också av ett lager mikroorganismer som lever av näringen i vattnet. Det här lagret kallas för biofilm och det växer normalt på korrosionsskyddet, mot vattnet. Eftersom biofilmen lägger sig mellan vattnet och korrosionsskyddet kan det hindra PAH från att spridas till vattnet från korrosionsskyddet. Biofilmen kan påverkas av faktorer som klorhalt och syrehalt i vattnet, vilket gör att dessa faktorer också kan påverka hur mycket PAH som släpps ut i vattnet. Även fysisk påverkan på korrosionsskyddet genom reparationsarbete eller tryckförändringar i vattnet kan leda till att mer PAH släpps ut. Rostande ledningar kan också ha en roll i processen.

Resultaten från de äldre studierna jämfördes med vattenprover tagna i Björklinge. Det visade sig att problemen i Björklinge kunde kopplas till PAH-frisättning från samma typ av gjutjärnrör som omnämns i de tidigare studierna. Även om inga fler vattenprover hade PAH-halter som låg över Livsmedelsverkets gränsvärden, ökade halten av PAH i vissa delar av dricksvattenledningsnätet under våren 2021. Detta skulle kunna betyda att PAH fortfarande släpps ut i vattnet från korrosionsskyddet på vissa ledningar. En annan möjlig orsak till föroreningen är att PAH-förorenade partiklar i botten på rören rörs upp i vattnet vid höga vattenhastigheter. Eftersom de uppmätta halterna var lägre än Livsmedelsverkets gränsvärden ses inte PAH-halterna i Björklinges dricksvatten som ett hälsomässigt problem i nuläget. Det är dock viktigt att fortsätta hålla koll på halterna av PAH för att vara säker på att de inte går över gränsvärdena igen. Åtgärder som skulle kunna påverka biofilmen och genomspolning av ledningarna bör göras försiktigt för att inte orsaka mer frisättning av PAH. Ledningar som har identifierats som potentiella källor till PAH-frisättning bör bytas ut. Ledningarna blir allt äldre

och allt är ännu inte känt om hur PAH fungerar och dess hälsoeffekter. Detta, tillsammans med Världshälsoorganisationens avrådan från att använda ledningar med typen av korrosionsskydd som kan innehålla PAH, gör att ett långsiktigt arbete med att byta ut och renovera den här typen av ledningar i Uppsala Vattens nät bör påbörjas så snart som möjligt.

1 INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INNEHÅLLSFÖRTECKNING	7
2	ORDLISTA	9
3	INLEDNING	11
4	BAKGRUND.....	12
4.1	PAH	12
4.2	HÄNDELSEN I BJÖRKLINGE VÅREN 2021	13
4.2.1	Sammanfattning av händelseförloppet	13
4.2.2	Spolning och provtagning	14
4.2.3	Information och erfarenheter som framkom under arbetet	15
4.2.4	Identifiering av problemsträckan, orsaksutredning och akuta åtgärder	16
4.2.5	Tidigare läckor på äldre gjutjärnsledningar i Björklinge	18
4.2.6	Orsaker till problemets stora spridning	20
4.2.7	Resultat av hydraulisk modellering våren 2021	21
5	METOD.....	22
5.1	KUNSKAPSÖVERSIKT	22
5.1.1	PAH-föreningen i Björklinge	22
5.1.2	Intervjuer	22
5.1.3	Litteratur	22
5.2	DATAHANTERING	22
5.3	KARTOR	22
6	RESULTAT OCH DISKUSSION	24
6.1	LITTERATURSTUDIE.....	24
6.1.1	Faktorer som påverkar PAH-frisättningen	25
6.1.2	Andra intressenters erfarenheter av PAH	37
6.1.3	Hälsorisker PAH	37
6.1.4	Potentiella åtgärder	38
6.2	FALLSTUDIE BJÖRKLINGE.....	39
6.2.1	Vattenkvaliteten i Björklinge	39
6.2.2	Förekomst av polyaromatiska kolväten (PAH) i Björklinge	44
6.2.3	Resultat av undersökningar borttagen gjutjärnsledning	52
6.2.4	Faktorer som skulle kunna påverka utsläppet av PAH i Björklinge	52
6.2.5	Analys av användarprover med förhöjda PAH-koncentrationer i Björklinge	55
6.3	OSÄKERHETER.....	56
6.4	LÄRDOMAR EFTER PAH-FÖRORENINGEN I BJÖRKLINGE	56
6.5	VIDARE UNDERSÖKNINGAR OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	57
6.5.1	Generella undersökningar.....	57
6.5.2	Undersökningar i Björklinge med omnejd	57
6.5.3	Utveckling av potentiella nya rutiner	58
6.6	ETIK	59
7	SLUTSATS.....	60
8	REFERENSER	62
9	APPENDIX	I
9.1	KLASSIFICERING AV PAH.....	I
9.2	SAMMANFATTNING AV RESULTAT FRÅN MAIER ET AL. (7)	II
9.3	SAMMANFATTNING AV VILKA PAH SOM INGÅR I LABBSVAR.....	III
9.4	KARTOR	V
9.4.1	Översikt	V
9.4.2	Provplatser.....	VI

9.4.3	<i>Gjutjärnsledning</i> ar i Björklinge	VII
9.5	RESULTAT AV ANALYS PÅ BORTTAGET RÖR LEDNINGSSTRÄCKA A	IX

2 Ordlista

- **Adsorption** – En process där en molekyl eller ett ämne fäster sig på en yta.
- **Användarprov** – Prov taget i en dricksvattenkran hos användare.
- **Beläggning** – Används här för att beteckna korrosionsskyddet på insidan av rör.
- **Biofilm** – Hinna av mikroorganismer som normalt växer på insidan av dricksvattenrör.
- **Biologiskt stabilt dricksvatten** - Ett vatten som inte främjar tillväxt av mikroorganismer. Exempelvis ett näringsfattigt vatten vilket begränsar mikroorganismernas tillväxt.
- **Bitumen** – Ett bindemedel i asfalt som framställs genom raffinering av råolja (1). Kan användas som korrosionsskydd i rör.
- **Carcinogen** – Kan vara cancerframkallande.
- **Diffusion** – Molekylers passiva rörelse i en substans från ett område med hög koncentration till ett område med lägre koncentration (2).
- **Distributionskoefficient** – Förhållandet mellan hur stor andel av en substans som löser sig i två olika medium (3).
- **Distributionssystem** – Ledningssystem som används för att distribuera dricksvatten.
- **European Food Safety Authority (EFSA)** – Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (4).
- **Ekotoxisk** – Giftigt för miljön med påverkan på organismer och ekosystem (5).
- **Erosion** – En mekanisk process där partiklar i flödande vatten sliter på insidan av en ledning och därmed orsakar nedbrytning av den inre ytan. Det avskavda materialet transporteras sedan bort med vattenflödet. Används här synonymt med mekanisk nedbrytning (6).
- **Fiktiv ändledning** – En ändledning skapad i ett ledningssystem genom att stänga av ledningar, som normalt leder vatten vidare i systemet, med hjälp av ventiler.
- **Fritt klor** – Cl₂ och hypoklorit i vattnet, inkluderar inte klor som reagerat med ammonium.
- **Hydraulisk modellering** – Beräkning av vattnets rörelse i ledningsnätet (flöde, hastighet och tryck) med hjälp av modelleringsverktyg. Syftar i detta arbete på beräkning av spridning av potentiell förorening i ledningsnätet.
- **Hydraulisk regim** – Hydraulisk regim är en term som används av Maier et al. (7) men som inte tydligt definierats i studien. Maier et al. (7) nämner tryckvågor, snabba ökning av flödes hastigheten och förändrad flödesriktning som exempel på snabba förändringar i hydraulisk regim. Förändring i den hydrauliska regimen kan dock även inkludera minskat flöde (7). Det är inte helt självklart vad författarna menar med hydraulisk regim, men uttrycket har i den här studien tolkats som förändringar i flödesvariationen över tid. I fallet med minskat flöde borde det alltså inte handla om själva flödes hastigheten, utan om hur ofta och hur kraftigt flödet ändras.
- **Kalciumkarbonatövermättnad** – Koncentrationen av kalciumkarbonat i vattnet som överstiger koncentrationen då vattnet är mättat med avseende på kalciumkarbonat. Påverkas av mängden kalciumkarbonat som tillsätts, men också av vattentemperatur, pH och alkalinitet (8).
- **Korrosion** – Nedbrytning av ett material till följd av reaktioner med omgivningen, exempelvis rostning (9).

- **Korrosionsskydd** – Lager på insidan av ledningar som förhindrar korrosion av själva röret.
- **Lakvatten** – Vatten som varit i kontakt med förorenat material, i det här fallet stenkolstjära och bitumen.
- **Ledningssystem** – Det nät av rörledningar som leder ut dricksvatten från vattenverket till hushållen.
- **Mekaniskt slitage** – Nedbrytning av/skador på det inre skiktet av ledningar till följd av enbart mekaniska krafter, såsom erosion eller reparation
- **Exponeringsmarginalen (eng. margin of exposure, MOE)** – Kvoten mellan en fördefinierad referensdos och uppskattat mänskligt intag av ett ämne (10).
- **Mutagen** – Kan orsakar mutationer i arvsmassan.
- **Partikulär förorening** – Förorening bunden till partiklar, inte löst i vattnet.
- **Partikulärt material** – Material i partikelform, exempelvis partiklar i sediment.
- **Persistenta organiska föroreningar (POP)** – Miljögifter som är svåra att bryta ner och som är skadliga även i låga koncentrationer (11).
- **Polyaromatiska kolväten (PAH)** – Samlingsnamnet för en typ av persistenta organiska föroreningar (12).
- **Projektering** – Arbetet med att utreda och förbereda inför en byggnation (13).
- **Råvatten** – Det vatten som tas in i vattenverket för att renas och distribueras till användarna.
- **Sediment** – Material som inte är löst i vattnet utan fallit ut och sjunkit till botten.
- **Sedimentera** – När material sjunker till botten.
- **Spolning** – Genomsköljning av dricksledningarna.
- **Stenkolstjära** – Bindemedel i asfalt som framställs från stenkol (14). Kan användas som korrosionsskydd i rör.
- **Teratogen** – Kan orsaka fosterskador om gravida kvinnor exponeras.
- **PAH16** – De PAH som oftast undersöks vid provtagning av PAH i miljön. Togs fram av U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 1976, se Appendix 9.1 Tabell A1 (15).
- **Total 13 EPA-PAH** – Summan av samma PAH:er som ingår i PAH16, förutom naftalen, acenaftalen och acenaften (16).
- **Toxiska effekter/egenskaper** – Vilken effekt ett giftigt ämne har/på vilket sätt det verkar.
- **Toxisk** – Giftig.
- **Tyska grader** – Ett mått på vattnets hårdhet, d.v.s. mängden magnesium- och kalciumjoner som finns i vattnet. Betecknas vanligtvis °dH (17).
- **Urlakning** – Frisättning av ett ämne från ett fast material till ett flytande.
- **Ändområde/ändledning** – Ett område/en ledning i ledningsnätet från vilken vattnet inte kan flöda vidare, d.v.s. en återvändsgränd.

3 Inledning

Under våren 2021 påvisades polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i det kommunala dricksvattnet i Björklinge i samband med provtagning hos en användare. Med detta startade en utredning för att identifiera och åtgärda källan till föroreningen. Som en säkerhetsåtgärd uppmanades befolkningen i Björklinge, Läby och Skuttunge att inte använda vattnet till mat och dryck under tiden (18), eftersom PAH kan vara toxiskt vid långvarig exponering över vissa gränsvärden. Utredningen resulterade i att en ledningssträcka lades om och rekommendationen om att inte dricka vattnet hävdades för alla berörda hushåll. Ytterligare en ledningssträcka kommer att åtgärdas under 2022 men bedöms för närvarande inte utgöra någon risk för de hushåll den försörjer.

Orsaken till föroreningen spårades till en läcka på en gjutjärnsledning som åtgärdats i december 2020. Med stöd av en vetenskaplig studie från Nederländerna (19) föddes hypotesen att källan till PAH-föroreningen skulle kunna vara gjutjärnsledningens inre korrosionsskydd. Äldre gjutjärnsledningar har ett korrosionsskydd innehållande bitumen eller stenkols tjära, material som innehåller PAH (19)(7). Man trodde då att bitar av korrosionsskyddet skulle ha kunnat lossna i samband med läckan eller åtgärden av läckan.

Denna typ av äldre gjutjärnsledning är vanlig inom Uppsala Vattens vattenledningsnät. Ca 16 mil av vattenledningarna i Uppsala kommun är gjutjärnsledningar lagda innan 1973, då man började övergå till att lägga andra typer av vattenledningar, varav ca 1 mil finns i Björklinge.¹ I och med detta är det mycket viktigt att med säkerhet avgöra vad som orsakade föroreningen och vilka faktorer som kan öka risken. För att kunna bedöma vilka ledningar som utgör den största risken och därför behöver övervakas med analyser av vattenkvalitet, samt eventuellt bytas ut först, bör dessa faktorer sedan jämföras med lokala förhållanden i Björklinges ledningsnät.

Målet med detta arbete är att fördjupa förståelsen för orsakerna till PAH-föroreningen i Björklinge våren 2021 och bedöma risken för att liknande föroreningar ska uppstå igen. Detta görs genom att skapa en överblick över kunskapsläget gällande PAH utsläpp från vattenledningar innehållande bitumen eller stenkols tjära, samt vilka faktorer som ökar risken för utsläpp. Informationen som framkommer av detta jämförs sedan med en analys av uppmätta halter av PAH i Björklinges ledningsnät. Förhoppningen är att med denna studie tillhandahålla verktyg för vidare undersökningar av förhållanden i Björklinges ledningsnät, som i sin tur kan bli beslutsunderlag för Uppsala Vattens handhavande av äldre gjutjärnsledningar innehållande bitumen.

¹ GIS-analys gjord av GIS-ingenjör på Uppsala Vatten. Dessa siffror kan ha uppdaterats sedan författandet av denna studie.

4 Bakgrund

4.1 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är samlingsnamnet för en grupp persistenta organiska föroreningar (POP) (12). Ämnen tillhörande gruppen innehåller minst två sammanbundna bensenringar (21). PAH uppkommer till följd av ofullständig förbränning av organiska material och förekommer naturligt i material som tillverkats av fossila bränslen, t.ex. stenkolstjära eller asfalt (1). Andra naturliga källor till PAH inkluderar skogsbränder och vulkanutbrott (12). I naturligt tillstånd förekommer PAH i komplexa blandningar av olika typer av PAH-föreningar (21). En del PAH tillverkas som prekursor-kemikalier för att producera andra produkter såsom plast, färgämnen, läkemedel eller insekticider (22). I och med industrialiseringen är konstgjorda PAH:er numer den största källan till PAH i miljön (12). De främsta exponeringsvägarna för människor är vanligtvis inhalation av luftföroreningar och genom matintag (23). PAH finns exempelvis i grillad och rökt mat (24).

PAH kan delas in i grupper baserat på molekylvikten. Indelningen kan variera, men i Sverige delas PAH vanligen in i grupper med låg (L-PAH), medelhög (M-PAH) och hög (H-PAH) molekylvikt. De fysikaliska, kemiska, toxiska och ekotoxiska egenskaperna skiljer sig också åt i enlighet med molekylvikten. L-PAH är generellt mer flyktiga och mer vattenlösliga, medan H-PAH är mer fettlösliga. Toxiciteten hos olika föreningar varierar både utifrån molekylvikt och struktur (21). PAH kan även reagera med andra ämnen för att bilda t.ex. nitro-PAH, alkyl-PAH och oxy-PAH (25)(21).

PAH:er har visats vara toxiska för djur och människor med bland annat carcinogena, teratogena och mutagena effekter. Detta innebär att långvarig exponering för PAH kan ge en ökad risk för DNA mutationer och cancer, samt att exponering skulle kunna leda till en ökad risk för fosterskador. De toxiska effekterna blir generellt kraftigare med ökande antal bensenringar i den molekylära strukturen. Processerna som ligger bakom dessa effekter är dock komplicerade och mer forskning krävs för att klarlägga de fullständiga bakomliggande mekanismerna och hälsoriskerna till följd av PAH exponering (12).

De PAH som oftast undersöks vid provtagning av PAH i miljön är de 16 PAH (PAH16) som togs fram av U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 1976, se Appendix 9.1 Tabell A1. Dessa valdes ut baserat på vilka PAH som då var kommersiellt tillgängliga, förekomsten i miljön samt känd toxicitet. Listan har sedan dess blivit standarden för vilka PAH som bör prioriteras vid provtagning i miljön. Det är dock viktigt att komma ihåg att listan inte är komplett och att det finns PAH:er, ej tillhörande de 16 prioriterade ämnena, som också är toxiska men som inte regelmässigt undersöks (15). Vid rutinmässig utvidgad provtagning av dricksvatten, vilken gjorts en gång om året i Björklinge, analyseras bens(a)pyren (BaP) och PAH summa 4 (PAH4), i enlighet med Livsmedelsverkets direktiv (26).² I Björklinge tas även oljeprov på vattnet i vattenverket en gång i månaden, i vilka alla 16 prioriterade PAH ingår. För närvarande pågår en utökad provtagning av PAH i området.

² Se Appendix 9.3, Tabell A3, för sammanställning av vilka PAH som ingår i PAH4, samt sammanställning över andra summor av PAH i labbsvar.

4.2 Händelsen i Björklinge våren 2021

4.2.1 Sammanfattning av händelseförloppet

Under våren 2021 upptäcktes PAH i Uppsala Vattens ledningsnät i Björklinge. Nedan följer en sammanfattning av händelserna.

Vid undersökning av ett klagomål på lukt och smak från en industrifastighet i Björklinge 2021-02-22 observerades att vattnet luktade petroleum. I samband med detta togs prover hos en närliggande användare (A12) samt i kringliggande brandposter, se Figur 1 för schematisk karta över ledningsnätet. PAH kunde då påvisas i proverna från A12 och i brandposterna. Orsaken till det initiala klagomålet visade sig vara en lokal markförorening inne på fastigheten och ordinarie provtagning visade att PAH varken fanns i råvattnet eller i vattenverket. Dock kunde PAH uppmätas på flera punkter i dricksvattennätet, om än inte över några gränsvärden. Källan till PAH-föroreningen i dricksvattennätet måste alltså ligga någonstans på ledningsnätet. Ett otjänligt dricksvattenprov uppmättes vid A12 2021-03-16. Eftersom orsaken inte var känd gick Uppsala Vatten ut med rekommendationen att vattnet i Björklinge inte skulle användas till mat och dryck 2021-03-17 som en försiktighetsåtgärd.

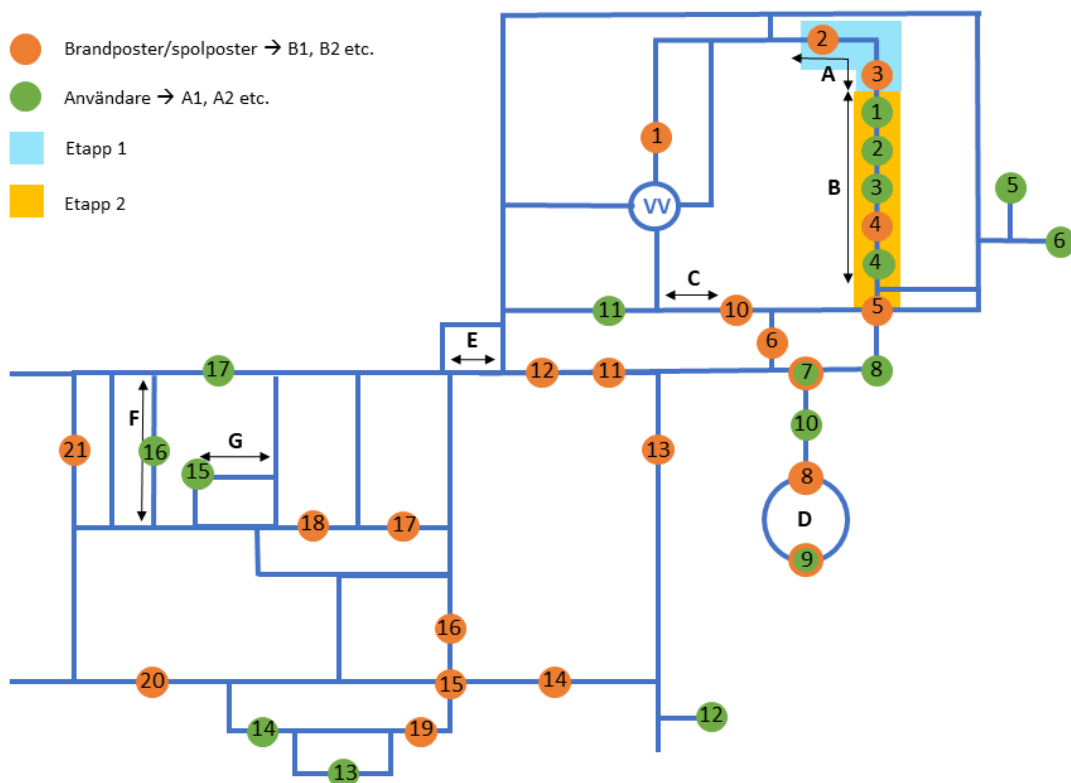
PAH provtogs systematiskt i brandposter och hos användare. Halter som översteg livsmedelsverkets gränsvärden för användarprov, efter det otjänliga provet som föranledde rekommendationerna om att inte förtära vattnet, uppmättes enbart i brandposter. Samtliga analyserade användarprover var alltså tjänliga efter att rekommendationerna utfärdades. Föroreningen troddes därför vara till största delen partikulär, i och med att partiklar från korroderad ledning sedimenterar vid låga flöden och därmed stannar i de större ledningarna ute på det allmänna nätet. Uppsala Vatten spolade systematiskt nätet i syfte att avlägsna sedimentpartiklarna. Under arbetet med att isolera källan till PAH-föroreningarna konstaterade man att det senaste ordinarie provtagningstillfället i oktober inte hade gett några utslag med avseende på BaP eller PAH4. Man drog då slutsatsen att problemet borde ha uppstått någon gång mellan oktober 2020 och februari 2021.

Med hjälp av erfarenheter från andra kommuner samt en studie från Nederländerna (19) skapades snabbt en teori om vad källan till föroreningen kunde vara. Denna antogs vara en ledning som lagats för läcka i december 2020 i Södra Björklinge. Gjutjärnsledningar lagda mellan 1900 och 1970-talet kan ha ett invändigt korrosionsskydd som vid skada kan avge PAH under vissa förutsättningar (19). Man misstänkte därför att läckan, reparationsarbetet och tillhörande spolningar skulle kunnat orsaka skador på korrosionsskyddet vilket lett till att PAH frisatts i dricksvattnet. Denna hypotes stärktes då provsvaren visade att området för läckan hade markant högre koncentrationer av PAH än övriga områden. Genom att stänga av utvalda ventiler isolerade man föroreningen och därefter påbörjades renspolningen av det övriga nätet. Halterna i det övriga nätet sjönk succesivt nedåt i takt med att det spolades. Hydraulisk modellering gav ytterligare belägg för att föroreningen härstammade från den ledning som lagats för en läcka i december 2020.

Den första delen av den aktuella ledningssträckan åtgärdades akut med start 2021-04-12. Ca 30 fastigheter som försörjdes av den misstänkta sträckan rekommenderades då fortsatt att inte dricka vattnet, medan rekommendationerna släpptes för övriga hushåll. Bytet av den första delen av ledningssträckan var den första av åtgärdsarbetets två etapper. Etapp ett blev klar under juni månad 2021. Etapp två planerades till 2022 (27). Figur 1

illustrerar de aktuella sträckorna för etapp 1 respektive etapp 2. Rekommendationen att inte dricka vattnet hävdades för alla berörda hushåll 2021-06-03 då provtagning visade att vattnet var tjänligt efter åtgärden av den första sträckan. Se Appendix 9.4.1 Figur A1 för kompletterande översiktskarta.

I samband med att PAH uppmättes i Björklinge togs stickprover i andra delar av Uppsala Vattens ledningsnät, dessa analyser visade inte på förekomst av PAH.



Figur 1: De aktuella sträckorna för etapp 1 (ljusblå) respektive 2 (orange) på ledningsnätet. Kartan är förenklad av sekretesskäl.

4.2.2 Spolning och provtagning

Initialt skedde spolning som vid bakteriell provtagning. Från och med 2021-04-14 gjordes enbart försiktiga spolningar i samband med provtagning, eftersom studier och erfarenheter från andra huvudmän visat att kraftig spolning kunde förvärra problemet.

Hela Björklinge spolades v.12 och ledning D, se Figur 1, spolades kraftigt mellan 2021-04-09 och 2021-04-11. Innan detta gjordes ett antal spolningar i Läby och Skuttunge, samt vid B20 och B21 mm. Efter 2021-04-11 har inga spolningar gjorts i området.³

³ I skrivande stund 2021-08-01.

4.2.3 Information och erfarenheter som framkom under arbetet

Under arbetet med att isolera och identifiera källan till PAH-föroreningen gjordes efterforskningar kring vad PAH föroreningar generellt kan bero. I och med detta hoppades man få ledtrådar kring vad man skulle leta efter samt få del av erfarenheter från andra aktörer. Andra bolag kontaktades och artiklar på ämnet letades upp.

Initialt misstänkte man att orsaken till föroreningen var vattenledningar som gick genom en eventuell markförorening. Detta avskrevs dock vid samtal⁴ med konsulterad vattenspecialist eftersom PAH främst förekommer i partikelform och därmed inte borde kunna diffundera in genom ledningarna.

En nederländsk artikel (19) som beskrev en studie gjord på bitumenbelagda gjutjärnsledningar gav upphov till teorin att PAH-föroreningen stammade från rören. Fram till mitten av 1970-talet användes stenkolsjära och bitumen för invändigt korrosionsskydd i vattenledningar gjorda av gjutjärn (8). En teori var att beläggningen i sådana ledningar skulle kunna släppa från ledningens insida vid särskilda förhållanden och på så vis förorena vattnet.

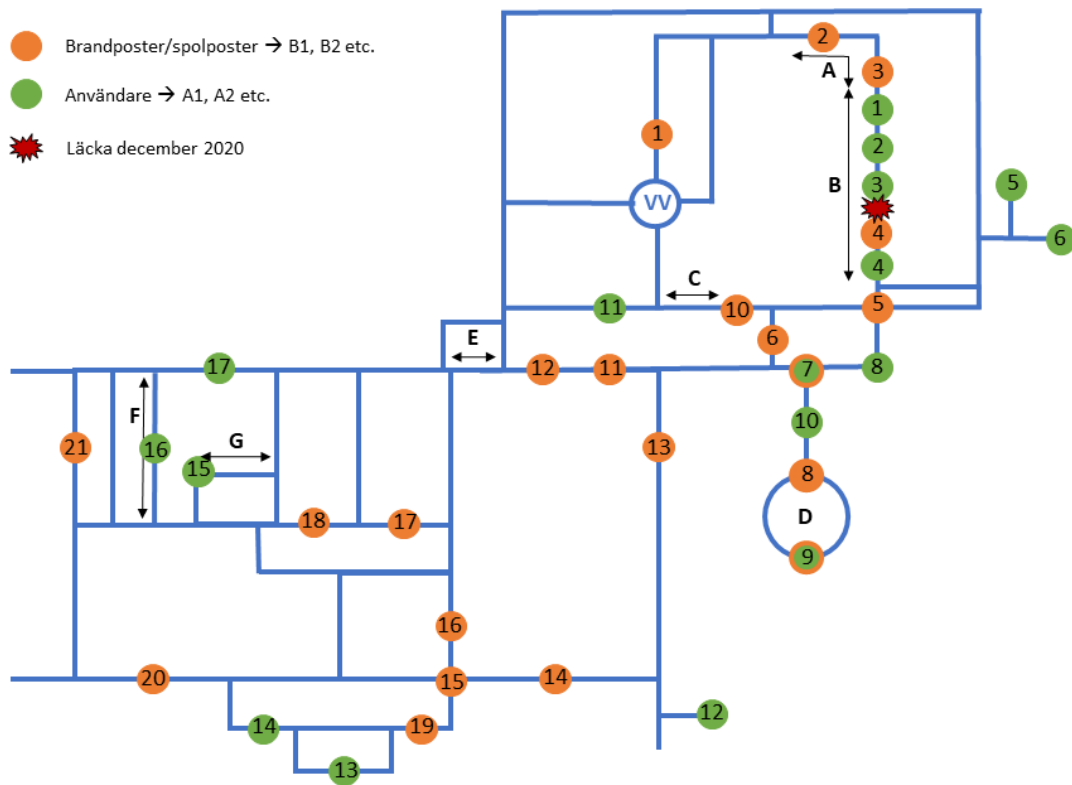
Frågan väcktes om de omfattande förändringarna i beredningen av vattnet som gjorts på vattenverket i Björklinge lett till att mikroorganismerna i biohuden påverkats på vissa ställen. Detta skulle då eventuellt kunnat göra bitumenskiktet mer utsatt.

I samtal med andra dricksvattenaktörer framkom att de också har viss erfarenhet av PAH-föroreningar i gjutjärnsledningar med korrosionsskydd av bitumen. I de fall som beskrevs förekom svarta bitumenflakor i vattnet, vilket föranledde provtagning och påvisning av PAH.

⁴ Denna information var redan insamlad då detta projekt påbörjades och författaren har därför inte tillgång till källorna. Syftet här är att förmedla tankegångarna under våren 2021 och bakgrunden till projektet.

4.2.4 Identifiering av problemsträckan, orsaksutredning och akuta åtgärder⁵

I december 2020 uppstod en läcka på en gjutjärnsledning i ledningssträcka B, se Figur 2.



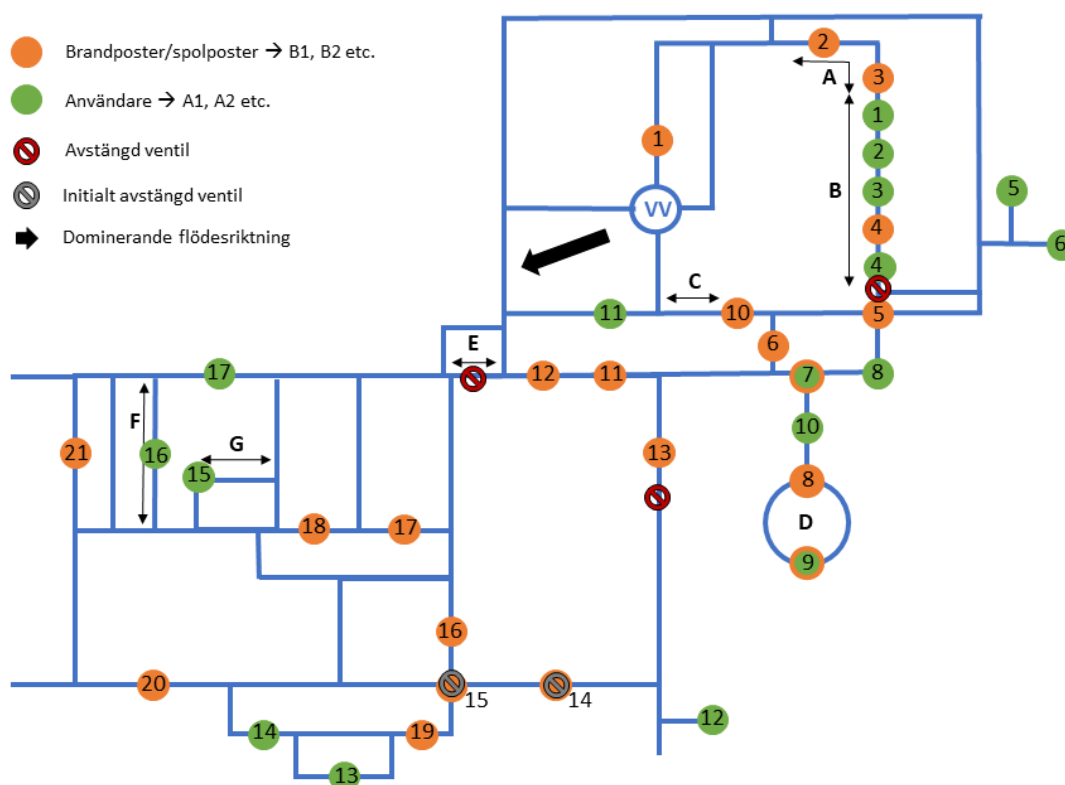
Figur 2: Den reparerade läckan på ledningsnätet, ledningssträcka B. Kartan är förenklad av sekretesskäl.

När PAH upptäcktes i en del av Björklinges vatten utökades provtagningen succesivt för att få mer kunskap om situationen i ledningsnätet. Resultatet av provtagningen visade att det var betydligt högre halter av PAH i närheten av ovan beskrivna läcka. Misstankarna riktades därmed snabbt mot att problemet kunde ha uppstått i samband med vattenläckan i december. Med stöd av andra aktörers erfarenheter och vetenskapliga artiklar agerade man utifrån att källan till PAH-föreningen skulle kunna vara isolerad till denna sträcka.

Det misstänkta området stängdes av med en ventil på ledningssträckan mellan A4 och B5 2021-03-18, se Figur 3. Vatten kunde därmed inte längre passera genom ledningen, dvs. genom den misstänkta källan, och ut på det övriga nätet. Flödesriktningen blev konstant mot den avstängda ventilen. En fiktiv ändledning kunde därmed skapas. På detta sätt stängde man in den förmodade källan till föroreningen. Förorening antogs dock redan hunnit sprida sig ut

⁵ Avsnittet är till stor del taget från Uppsala Vattens interna arbetsmaterial om händelseförloppet i Björklinge under våren 2021.

på nätet mellan december och mars. Eftersom vattnet från vattenverket visade sig vara rent försökte man föra ut det vattnet i det övriga nätet i motsatt riktning, bort från den misstänkta föroreningskällan, och på så sätt minimera kontakten med vattnet i det mest förorenade området. I och med detta hoppades man snabbt kunna friskförklara den stora merparten av Björklinge. Ledningsnätet sektionerades enligt Figur 3 för att kunna få en dominerande flödesriktning bort från föroreningskällan, se svart pil i Figur 3. Dock kunde inte alla ledningar, som har kontakt med det förorenade området, stängas av med risk för tryckfall i nätet.



Figur 3: Sektionering av ledningsnätet i Björklinge för att få en flödesriktning direkt från vattenverket som leder bort från den misstänkta föroreningskällan. De grå ventilerna vid B14 och B15 var avstängda mellan 2021-03-04 och 2021-03-18. De röda ventilerna stängdes av för att sektionera nätet 2021-03-18 och är vid tiden för den här studiens författande fortfarande stängda. Kartan är förenklad av sekretesskäl.

I ett försök att spola ur föroreningen ur den kontaminerade delen av ledningsnätet utfördes spolningar i B13 under helgen 2021-03-20 till 2021-03-21.

Provresultat 2021-03-24 styrkte ytterligare misstankarna om att vattenläckan på ledningssträcka B var orsaken till PAH-förekomsten. Det var högst halt i B5. Höga halter påvisades på hela den avstängda sträckan med undantag från B3 vilken hade bra vattenkvalitet. Notera att B3 inte är belägen på ledningssträcka B, utan strax intill på en anslutande ledning. En teori var att ledningen där B3 finns var ansluten närmare hjässan på

ledningssträcka B. Detta skulle i så fall innebära att PAH stammande från sediment stannat kvar i ledningssträcka B, eftersom det var lågt flöde i ledningen där B3 finns med få anslutna användare. Kraften för att lyfta partiklarna skulle då inte vara stor nog för att nå ledningen där B3 finns.

Vattenkvaliteten i det övriga nätet förbättrades efter spolning 2021-03-26, dock var halterna fortfarande höga i prover tagna i brandposter på ledningssträcka D samt i en brandpost i Läby. De uppmätta halterna i brandposterna i det området låg då över livsmedelsverkets gränsvärden för användare. På dessa ställen fortsatte spolningarna och ny provtagning utfördes 2021-03-29 och 2021-03-31. I Läby kunde BaP uppmätas även efter fortsatt spolning.

Provresultat 2021-03-31 visade på högre halter i ledningssträcka D. Ledningssträcka D kunde anses vara ett ”ändområde” som behövde spolras ur separat. Ledningssträckan låg dessutom nära källan. Att det fortfarande var höga halter, till och med högre halter än tidigare, bekräftade en annan VA-huvudmans erfarenheter som vid kontakt⁶ konstaterade att ”det blir först värre innan det blir bättre”.

Ledningarna i området för den misstänkta källan spolades fortsatt ur i förmodade dominerande flödesriktningar. Man drog slutsatsen ledningssträckorna A samt B hade blivit påverkade av den tidigare läckan, reparationen och spolningar i samband detta. Beslut togs om att den misstänkta ledningssträckan skulle bytas ut i två etapper, se Figur 1. Efter att den första etappen bytts ut bedömdes halterna av PAH vara tillräckligt låga för att rekommendationerna om att inte dricka vattnet skulle kunna hävas för att berörda hushåll 2021-06-03. Man planerade ändå att byta ut hela sträckan, d.v.s. även etapp 2 för att förhindra att en ny störning skulle leda till ökade halter av PAH igen.

4.2.5 Tidigare läckor på äldre gjutjärnsledningarna i Björklinge⁷

I arbetet med att identifiera orsaken till PAH-föreningen kartlade Uppsala Vatten var det relativt nyligen hade förekommit driftstörningar i form av läckor på äldre gjutjärnsrör i Björklinge. Följande ledningssträckor hade åtgärdats för läckage under de senaste 4 åren, utöver läckan på ledningssträcka B:

- 2021: Ledningssträcka F
- 2020: Ledningssträcka G samt ledningssträcka B
- 2019: Ledningssträcka C samt ledningssträcka F
- 2018: Inga läckor
- 2017: Inga läckor

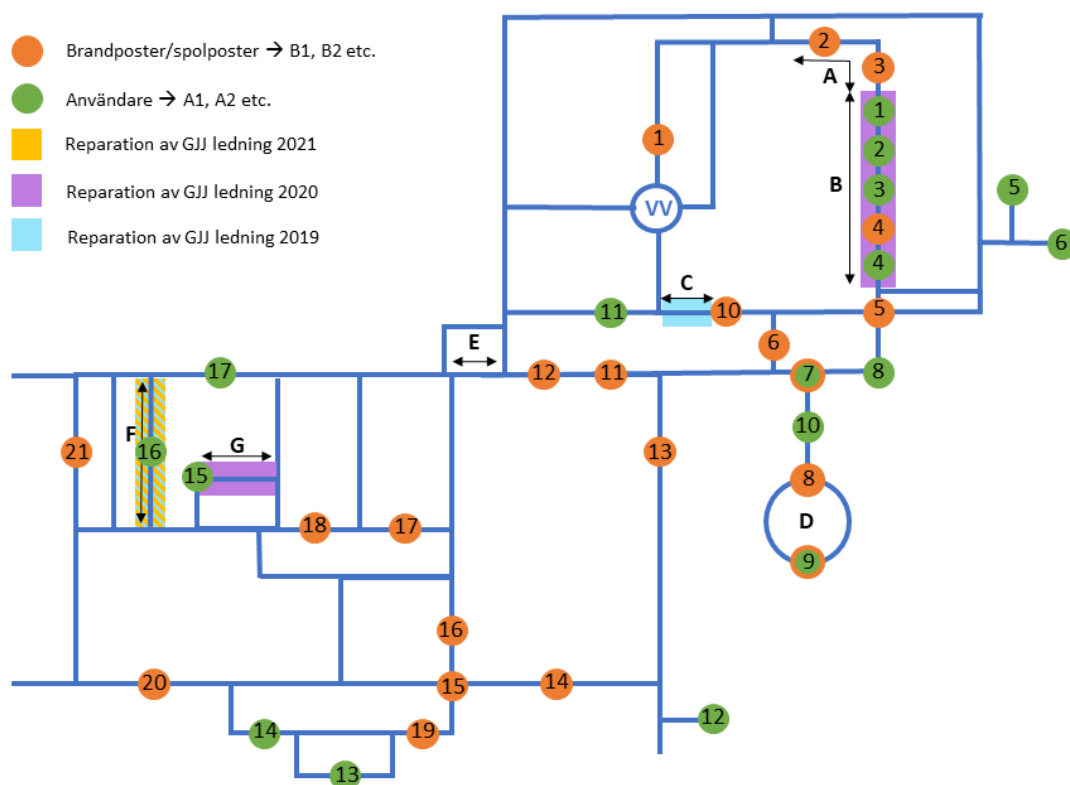
Figur 4 nedan illustrerar de nyligen reparerade ledningarna. Se Appendix 9.4.3, Figur A3 samt A4, för kompletterande kartor över gjutjärnsledningarnas placering i ledningsnätet. Vattnet analyserades i brandposter i nära anslutning till dessa ledningar. Ledningssträcka F

⁶ Denna information var redan insamlad då detta projekt påbörjades och författaren har därför inte tillgång till källorna. Syftet här är att förmedla tankegångarna under våren 2021 och bakgrunden till projektet.

⁷ Avsnittet är till stor del taget från Uppsala Vattens interna arbetsmaterial om händelseförloppet i Björklinge under våren 2021.

samt ledningssträcka B hade haft läckor som åtgärdats under månaderna strax innan PAH-föreningen upptäcktes. Proverna från A16 (2021-03-22 & 2021-03-31) och B10 (2021-03-22 & 2021-03-29) var båda helt fria från PAH. Provtagning vid B15 visade på förekomst av fenantren men inte BaP eller PAH4, vilket innebär att vattnet hade bedömts som tjänligt om det tagits hos användare. För de flesta analyser, däribland BaP och PAH4, finns det dock endast bedömningsgränser på prov taget hos användare. Övriga prover kan därför inte bedömas. Inga läckor hade påträffats på huvudledningarna i Skuttunge och Läby.

Från den Nederländska studien framkom det dock att PAH-läckage efter ett ledningsbrott är övergående, i studien observerades att det kunde ta upp till 40 dagar innan halterna sjönk tillbaka hos användare (19). Därför kunde man inte dra slutsatsen att ledningsbrotten i övriga Björklinge inte kunnat leda till frisättning av PAH tidigare. Det innebär däremot att de inte gav upphov till PAH förorening efter en längre tid. Man konstaterade att en rutin med PAH-analyser i direkt anslutning till läcklagning skulle krävas för att få reda på mer.



Figur 4: Sammanställning av läckor fr.om. 2017 på gjutjärnsledningar lagda i Björklinge före 1973. Kartan är förenklad av sekretesskäl.

4.2.6 Orsaker till problemets stora spridning⁸

Det fanns under våren 2021 fyra olika teorier kring varför problemets spridning blev så pass stor:

1. Ventilavstängningarna som gjordes 2021-03-18, och de spolningar som utfördes löpande efter det, skulle kunnat föra ut föroreningar på det övriga ledningsnätet. Man konstaterade att modellering krävdes för att kunna styrka eller dementera denna teori.
2. En recirkulation av sedimenterade partiklar innehållande PAH i vattnet skulle kunna ha triggats via de forcerade spolningarna i nätet. Sedimentpartiklar avsätts över tid i de större ledningarna och ligger stilla vid normala driftsförhållanden då hastigheterna är förhållandevis låga.
3. Ytterligare partikulärt material innehållande PAH (bitar av korrosionsskydd) skulle kunna ha frisatts från rören eller brandposterna vid kraftig spolning.
4. Eventuell förekomst av fler föroreningskällor.

Man konstaterade att spolningar kan trigga förhöjda PAH-halter dels på grund av recirkulation av sedimenterade partiklar, men även genom att spolningar eller andra åtgärder kan störa biofilmen i ledningarna, vilken normalt ger ett skydd mot erosion av bitumenbeläggningen (19). Efter utförda spolningar borde halterna då snabbt sjunka.

Endast ett prov var otjänligt hos användare, resterande 39 prover hos användare var tjänliga. Övriga prov som visade på PAH-halter högre än gränsvärdet för användarprover uppmättes i brandposter på de större ledningarna i samband med viss spolning. Eftersom de satta gränsvärdena bara är applicerbara på vattenprover tagna hos användare, överstegs de alltså bara vid ett tillfälle utifrån provsvaren. En hypotes kring anledningen till att PAH koncentrationerna var högre i brandposter på ledningsnätet än hos användare, var att användarna inte fick in sedimenterade partiklar med adsorberat PAH i samma utsträckning som man fick vid spolning av brandposter. Frågan väcktes även om nivån på brandposternas anslutning till ledningsnätet eventuellt skulle kunna ha haft en påverkan, alltså att sediment med adsorberat PAH lättare samlas i brandposterna om de är anslutna lågt i ledningarna. Man kan inte heller utesluta att brandposterna i sig skulle kunna vara en källa till PAH.

⁸ Avsnittet är till stor del taget från Uppsala Vattens interna arbetsmaterial om händelseförloppet i Björklinge under våren 2021.

4.2.7 Resultat av hydraulisk modellering våren 2021⁹

Som hjälp i arbetet med att identifiera föroreningskällan gjordes en hydraulisk modell. En fiktiv förorening kunde sedan injiceras i modellen för att se spridningen och jämföra med uppmätta värden. Modellering med föroreningsspridningsscenarioer bekräftade i stort de provtagningar som gjorts och stödde teorin att föroreningen spridits från ledningssträcka B. Den kunde dock inte förklara hur föroreningen spritt sig till A11, se Figur 1–4. Frågan väcktes om avstängningarna och spolningarna eventuellt rubbat de dominerande flödesriktningarna på ett sådant sätt att en så stor spridning av föroreningen uppkom. Alternativet skulle vara fler föroreningskällor. Det konstaterades att en djupare analys av provresultaten och provplatsernas placering i ledningsnätet, i tid och i relation till spolningar och avstängningar, behövde göras för att bättre kunna analysera situationen.

⁹ Avsnittet är till stor del taget från Uppsala Vattens interna arbetsmaterial om händelseförloppet i Björklinge under våren 2021.

5 Metod

5.1 Kunskapsöversikt

5.1.1 PAH-föreningen i Björklinge

Information om händelseförloppet har inhämtats från två interna sammanställningar, däribland Uppsala Vattens interna arbetsmaterial och samtal med involverade personer.

5.1.2 Intervjuer

Intervjuer har gjorts för att inhämta sakkunskap om PAH och dess spridning i dricksvatten. Relevanta personer för intervjuer har identifierats utifrån de kontakter och medarbetare som nämnts i det interna arbetsmaterial som beskrev händelsen i Björklinge.

5.1.3 Litteratur

Litteratursökningen har utgått från referenslistan i den Nederländska artikel (19) som påträffades under arbetet med PAH-föreningen i Björklinge. Artiklar har även eftersökts via sökmotorerna Google, Google Scholar och PubMed, samt Uppsala Universitets Bibliotekstjänst. Sökorden som användes var: "PAH", "dricksvatten", "polycyclic aromatic hydrocarbon", "environment", "water", "cast iron", "water mains", "public water", "drinking water", "bitumen" och "coal-tar". Ytterligare artiklar har hittats genom genomgång av referenslistorna i de artiklar som resulterat från eftersökningarna via sökmotorerna.

Vidare har Svenskt Vattens hemsida också används för att hitta rapporter inom ämnet. Några artiklar har tillhandahållits från tidigare datainsamling av arbetsgruppen.

5.2 Datahantering

Resultat från vattenkemiska analyser erhöles av arbetsgruppen. De analysvar för koncentrationerna av PAH i Björklinge som behandlas i studien sträcker sig från 2021-02-22 till och med 2021-07-26. Signifikans för regressioner har beräknats med 95 % säkerhet.

På inrådan av en vattenkemist från Norconsult användes Alkappen (20) för att beräkna jämviktsskoncentrationer för kalciumkarbonat utifrån ~5-årsmedelvärden för pH, temperatur och alkalinitet.

5.3 Kartor

För att få en översikt över spridningen av PAH i Björklinge valdes fyra typer av PAH ut för visualisering i ArcGIS. Dessa var PAH₄, BaP, fluoranten och fenantren. BaP och PAH₄ valdes ut eftersom de är de enda PAH:erna som Livsmedelsverket har satt gränsvärden för. Fluoranten och fenantren valdes ut eftersom de är relativt vattenlösliga och därför bland de vanligast förekommande PAH:erna i dricksvatten. Tanken med detta var att analysera huruvida halterna av fluoranten och fenantren eventuellt skulle kunna indikera riskområden för frisättning av mindre vattenlösliga PAH för vilka gränsvärden existerar.

För att få en översikt över spridningen av de utvalda typerna av PAH användes de maximalt uppmätta halterna vid varje provpunkt. Endast användarprover inkluderades eftersom den Nederländska studien, vilken man till stor del utgått från i arbetet med PAH-föreningen i

Björklinge (19), konstaterade att prover från brandposter ofta resulterar i otillförlitliga värden ej motsvarande de halter som faktiskt når användarna.

De initiala GIS-kartorna har här förenklats till schematiska kartor av sekretesskäl. Potentiella spridningsvägar och ledningssträckor där gjutjärnsledningarna förekommer är dock jämförbara med de som visualiseras i GIS-kartorna.

6 Resultat och diskussion

6.1 Litteraturstudie

Gjutjärnsrör lagda innan 1970-talet är ofta belagda med antingen bitumen eller stenkoltjära (coal-tar) som korrosionsskydd. Bitumen framställs genom raffinering av råolja och används som bindemedel i asfalt (22). Även stenkoltjära kan användas som bindemedel i asfalt, men framställs från stenkol istället för från råolja (14). Risken för att korrosionsskydd innehållande bitumen eller stenkoltjära kan släppa ifrån sig PAH har varit känd sedan länge. Studier på urlakning av PAH från korrosionsskydd innehållande stenkoltjära gjordes redan på 1970-talet (28). Trots detta finns det relativt få studier inom området i dagsläget, mer än 40 år senare. Resultaten i denna sammanställning blir givetvis mer osäkra då studierna de baseras på inte alltid replikerats av fler forskargrupper.

Medan stenkoltjära består av aromatiska molekyler med korta, eller inga, sidokedjor (enligt Zander, som refererat i (29)) innehåller bitumen mättade föreningar och dess aromatiska molekyler är kraftigt alkylerade (enligt Brandt et al, som refererat i (29)). Detta gör att stenkoltjära och bitumen får olika affinitet för PAH. Även om distributionskoefficienterna inte skiljer sig åt särskilt mycket är koncentrationerna av PAH i lakvatten från stenkoltjära mycket högre, eftersom stenkoltjära har en högre koncentration av PAH (enligt Brandt et al, som refererat i (29)). Halten av PAH kan vara 1000-100000 gånger högre i stenkoltjära än i bitumen (enligt Radding et al., som refererat i (30)). Det är dock okänt vilken typ av beläggning som är vanligast i Uppsala vattens nät, eller var de olika typerna förekommer. I och med övergångsperioden från gjutjärn till andra material i rören på 1970-talet, är det inte alltid materialangivelserna i dokumentationen från projekteringen stämmer överens med verkligheten. Många ledningar som är angivna som gjutjärnsledningar i Uppsala Vattens register är i själva verket gjorda av andra material.¹⁰ Med anledning av osäkerheten kring typen av korrosionsskydd som används i Uppsala Vattens nät inkluderas både studier gjorda på stenkoltjära och bitumen. Trots stora potentiella haltskillnader i PAH-utsläpp från de olika materialen kan processerna bakom utsläppen antas vara likvärdiga.¹¹ Den Nederländska studien av Blokker et al. (19), en av de huvudsakliga källorna till resultaten nedan, konstaterar också att skillnaden utifrån typen av korrosionsskydd är irrelevant eftersom vattendistributörerna sällan vet vilka ledningar som har vilket korrosionsskydd. Fokus i deras studie, där man samlade in dricksvattenprover från hela landet under olika driftförhållanden, låg därför på utsläppen av PAH från korrosionsskydd i gjutjärnsledningar oavsett typ av korrosionsskydd (19).

WHO har sedan 1996 rekommenderat att användandet av korrosionsskydd gjorda av stenkoltjära i rör och lagringstankar ska upphöra (24). Med tanke på att gjutjärnsrör med korrosionsskydd av stenkoltjära eller bitumen generellt är lagda innan 1970-talet medan invändig bitumenbeläggning förväntas ha en livslängd på 25 år (31), är det också dags att byta ut dem. Trots detta är sådana rör vanligt förekommande i dricksvattennät världen över.¹² För att kunna prioritera hur renoeringen av dricksvattennätet ska läggas upp så att risken för förhöjda halter av PAH i dricksvattnet minimeras, krävs dock en förståelse för vad som

¹⁰ Muntlig kommunikation, medarbetare på Uppsala Vatten.

¹¹ Muntlig kommunikation, Vattenkemist från Norconsult.

¹² Muntlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.

påverkar frisättningen. Nedan följer en sammanställning över de faktorer som kan påverka frisättningen av PAH från korrosionsskydd i gjutjärnsrör.

6.1.1 Faktorer som påverkar PAH-frisättningen

PAH kan frisättas från korrosionsskydden genom flera olika mekanismer. Den mest detaljerade undersökningen som påträffats i den här litteraturstudien, gällande dessa mekanismer och påverkan av olika faktorer, är den av Maier et al. (7). Studien gjordes som ett samarbete mellan tyska och brittiska universitet. Undersökningen fokuserade på vilka faktorer som påverkade mobiliseringen av PAH från gjutjärnsledningar med korrosionsskydd av stenkolstjära, samt vilken effekt de olika faktorerna hade. De olika faktorerna testades i ett experimentellt ledningssystem, samt i fältundersökningar av ett riktigt distributionssystem lagt innan 1972. Undersökningar gjordes även på skivor av rostfritt stål som täcktes med stenkolstjära. Appliceringen av stenkolstjära utfördes då i enlighet med den procedur som historiskt använts för att applicera sådant korrosionsskydd i gjutjärnsledningar enligt litteraturen. Skivor utan korrosionsskydd användes som kontroll. Skivorna lades sedan i en mörklad bassäng där oklorerat vatten tillfördes kontinuerligt för att undersöka biofilmen. Den sammanlagda koncentrationen av 13 olika typer av PAH (total 13 EPA-PAH)¹³ uppmättes under experimenten. I Appendix 9.2, Tabell A2, redovisas en sammanställning över numeriska resultat från studien.

Maier et al. (7) konstaterade att de huvudsakliga faktorerna som påverkade mobiliseringen av PAH var:

- Faktorer som gjorde miljön för mikroorganismerna i biofilmen ogynnsam och därmed gav minskad aktivitet, såsom desinfektionsmedel eller syrebrist. Dessa gjorde att biofilmen destabiliserades, vilket fick partiklar med mycket PAH att frisättas. Syrebrist kunde bl.a. uppkomma på grund av låga flöden.
- Snabba förändringar i den hydrauliska regimen, t.ex. tryckvågor, snabba ökning av flödes hastigheten eller förändrad flödesriktning. Sådana förändringar kan påverka biofilmmatrix och PAH-sänkor, samt partiklar i rörväggen med mekaniska krafter. Detta kunde leda till att partiklar med mycket PAH frisattes.
- Urlakning från korrosionsskyddet till vattnet i områden som inte täcktes av biofilm (7).

Dessa resultat låg i linje med tidigare publikationer vid tiden då experimenten utfördes (7). Blokker et al. (19) tog prover i det nederländska dricksvattennätet under olika driftförhållanden, däribland normala förhållanden, vid spolning av rören och efter reparationer. De konstaterade att även avlägsnandet av näringskällor skulle kunna orsaka biofilmens desintegration och därmed ge ökade halter av PAH i vattnet (19). Vattnets hårdhet hade också en påverkan på PAH-nivåerna enligt WHO (24). Blokker et al. (19) förväntade sig även att PAH skulle adsorbera till sedimentpartiklar eftersom de är hydrofoba. Detta stämde överens med observationer av höga PAH nivåer i samband med spolning (19). Till skillnad från Maier et al. (7) såg Blokker et al (19) dock inget samband mellan turbiditet (grumlighet

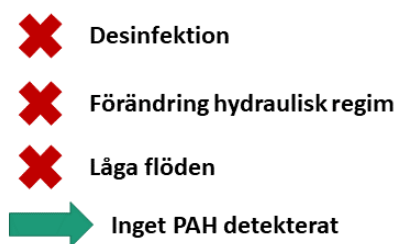
¹³ Total 13 EPA-PAH är summan av samma PAH:er som ingår i PAH16, förutom naftalen, acenaftalen och acenaften (16).

p.g.a. partiklar i vattnet) och förhöjda PAH koncentrationer (7)(19). Enligt Blokker et al. (19) var PAH inte heller korrelerat med uppskattad spolningshastighet, totalt organiskt kol (TOC), pH, elektrisk konduktivitet eller temperatur (19).

I fältförsök observerade Maier et al. (32) att PAH-fritt vatten alltid kunde levereras om följande rekommendationer gällande driftsförhållanden implementerades:

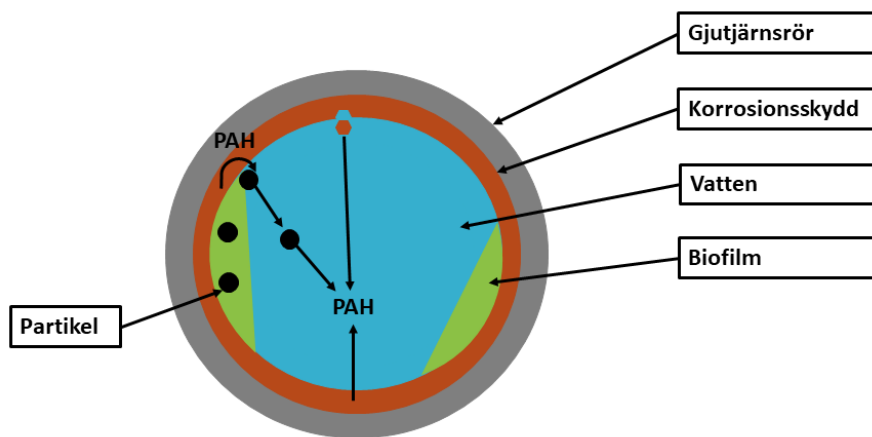
- Användning av så låga tillsatser av desinfektionsmedel (ex. klor) som möjligt. Ett biologiskt stabilt dricksvatten är en grundförutsättning för att kunna minimera mängden desinfektionsmedel som behöver tillsättas i vattnet. Ett annat alternativ är att använda desinfektionsmetoder som inte lämnar kvar fria residualer i vattnet när det lämnat vattenverket.
- Förändringar i den hydrauliska regimen bör undvikas för att minimera frisättning av partiklar innehållande höga halter PAH.
- Minimering av uppehållstiden i ledningarna (32).

Rekommendationerna sammanfattas i Figur 5.



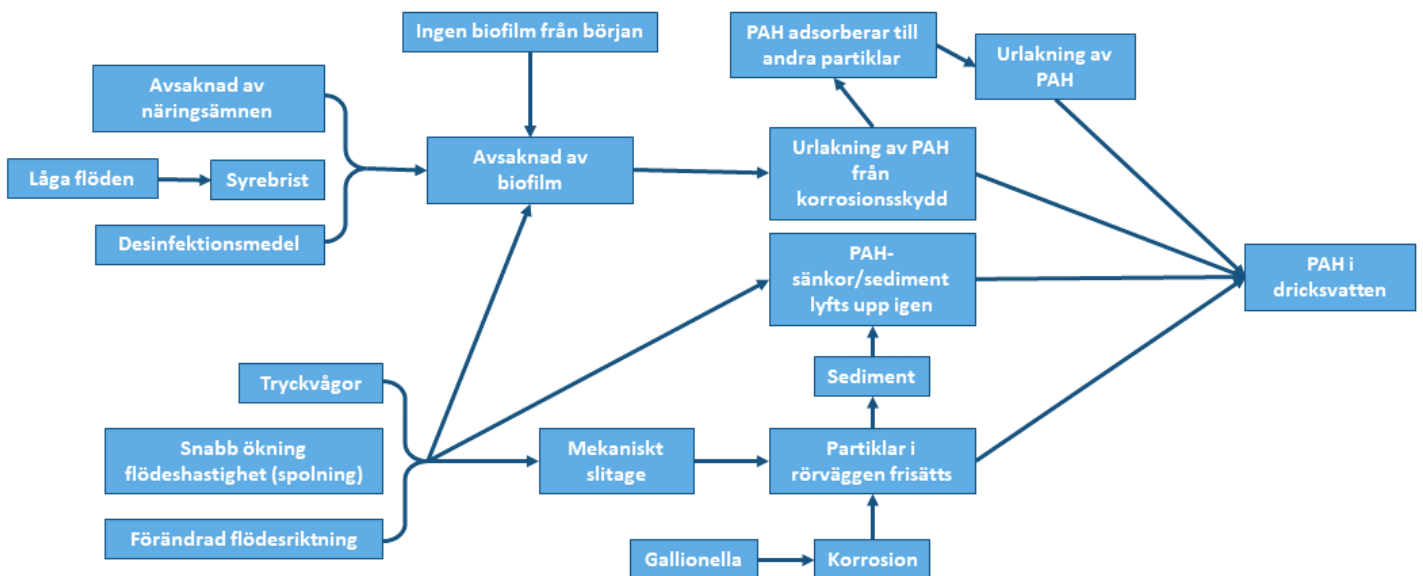
Figur 5: Rekommendationer för PAH-fritt vatten enligt Maier et al. (32).

Huvudmekanismen bakom de förhöjda koncentrationerna av PAH tros vara mobilisering av partiklar innehållande höga halter PAH (22). Partiklarna kan antingen ha lossnat från rostlagret (33) eller vara andra partiklar till vilka PAH adsorberat (7). PAH förväntas sedan kunna frisättas från partiklarna till dricksvattnet (22), se Figur 6.



Figur 6: Partiklar från korrosionsskyddet innehållande PAH, eller partiklar till vilka PAH adsorberat, kan mobiliseras i vattnet där de frisätter PAH. PAH kan även lakas ur korrosionsskyddet. Dessa processer sker främst där biofilmen destabiliserats eller saknas.

Höga koncentrationer av PAH uppmättes i samband med höga järnkonzentrationer i vattnet av Maier et al. (7). Järnoxiderande bakterier som Gallionella skulle därmed kunna snabba på mobiliseringen av PAH, då de får korrosionen av gjutjärnsledningen att öka och därmed kan ge högre koncentrationer av järn med PAH adsorberat i vattnet (7). Maier et al. (7) efterlyste fler studier gällande uppbyggnaden av biofilm/rostlager-systemet för att kunna avgöra de olika komponenternas bidrag till PAH-mobiliseringen. Även en karakterisering av mikrobiella och kemiska förhållanden i övergången mellan vattnet och rörets inre vägg, vilka partiklar som förekommer samt deras storlek och adsorptionsegenskaper, efterfrågades (7). Några sådana studier har inte identifierats i samband med denna sammanställning. Ett flödesschema över potentiella vägar för frisättning av PAH som nämns ovan, presenteras i Figur 7.



Figur 7: Flödesschema över potentiella vägar för frisättning av PAH.

6.1.1.1 PAH som oftast förekommer i dricksvatten

Enligt WHO är fluoranten den PAH som observeras i dricksvatten mest frekvent. Detta kan kopplas till stenkoltjärnan som ofta används som korrosionsskydd i gjutjärnsledningar (33).

I en fransk studie av Tillner et al. (34) provtogs vatten från det allmänna vattennätet i områden där höga nivåer av PAH tidigare påvisats vid flera tillfällen. Studien undersökte förekomsten av PAH och dess klorerade produkter i dricksvatten samt i korrosionsskyddet av stenkoltjärna i ledningarna. De vanligaste PAH:erna som påvisades i vattnet hade färre än 5 aromatiska ringar, dvs de var de minst hydrofoba typerna av PAH (34).

I studien av Blokker et al. (19) var alla PAH koncentrationer under detektionsgränsen, eller mycket låga, vid ordinarie drift. Under experimenten kunde alla 16 PAH som man provtog observeras vid minst 1 provtagningstillfälle. Naftalen, fenantren, pyren och fluoranten var de vanligast förekommande typerna. Detta stämmer överens med Tillners (34) iakttagelse att PAH med färre än 5 ringar är vanligast förekommande. Vid lågflöden var fluoranten den vanligast förekommande typen, medan fenantren dominerade vid provtagning efter reparation av huvudledning (19).

Förhöjda koncentrationer av BaP i dricksvattnet tyder på närvaro av partikulärt material¹⁴ (24). Signifikanta koncentrationer av BaP i dricksvattnet, utan höga koncentrationer av fluoranten, indikerar att det finns stenkoltjärna-partiklar i ledningssystemet. Dessa härstammar då troligen från korrosionsskydd av stenkoltjärna som nötts ned (33).

Maier et al. (7) observerade att fenantren utgjorde cirka 40% av alla PAH som provtogs för i deras experiment. Fluoren och fluoranten utgjorde vanligtvis cirka 20–30 %, men i några prov kunde andelen nå upp till 80-100 %. Pyren återfanns i mer än hälften av alla prov och utgjorde cirka 5–10 % av den totala PAH koncentrationen. Antracen, krysen och benzo(a)antracen förekom bara sporadiskt i låga koncentrationer (7).

Tillner et al. (34) noterade en stark koppling mellan fluoren och fluorenon. I de fall Fluoren observerades i ledningssystemet kunde även fluorenone påvisas (34).

Sammanfattningsvis är de vanligast förekommande PAH vid förorening av dricksvatten lätta, mindre hydrofoba, typer såsom fluoranten och fenantren. BaP, en av de få typerna med ett individuellt satt gränsvärde, är mindre vanligt förekommande (34)(19)(7). Om BaP förekommer i höga halter utan att fluoranten kan påvisas i någon större mängd kan man misstänka att bitar av korrosionsskydd av stenkoltjärna har lossnat från rörväggarna (33).

6.1.1.2 Biofilm

Under gynnsamma förhållanden, d.v.s. där det finns en tillgänglig näringskälla, stabila flödesförhållanden och en passande yta att växa på, kan biofilm bildas (enligt O'Toole et al. och van der Kooij, som refererat i (19)). Dessa villkor uppfylls vanligen i ledningarna i dricksvattennät.¹⁵ Maier et al. (7) påvisade att stenkoltjärnan kan fungera som substrat och

¹⁴ Har tolkats som partikulärt material innehållande eller förorenat med PAH.

¹⁵ Muntlig kommunikation, medarbetare på Uppsala Vatten.

näringskälla för biofilmen och därmed främjar tillväxten av biofilm. Ledningar med korrosionsskydd av stenkoltjärta får alltså mer biofilm än vad som växer direkt på rostfritt stål eftersom de använder PAH i stenkoltjärta som näringskälla (7).

Partiklar som är inbäddade i biofilmmatrix står i direktkontakt med korrosionsskyddet eftersom biofilmen växer på det. Detta gör att PAH från stenkoltjärta kan adsorberas på ytan av partiklarna. Om dessa partiklar sedan lossnar på grund av mekaniskt slitage eller genom att biofilmen disintegrerar, följer PAH med ut i dricksvattnet (7).

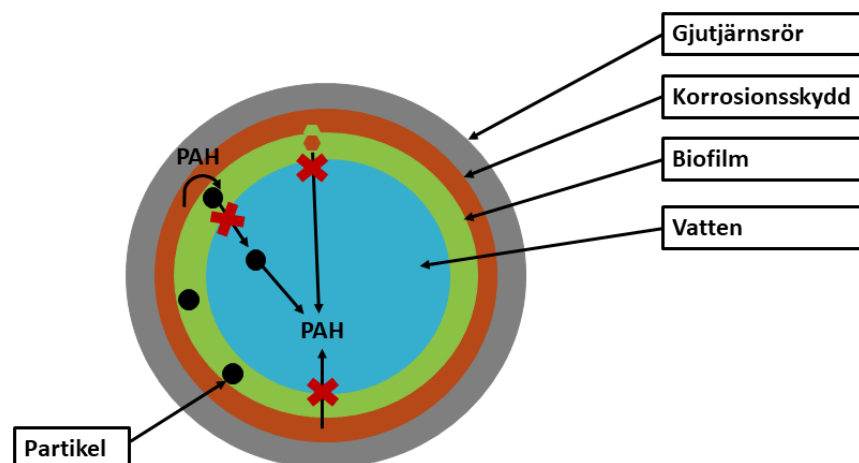
Biofilmen kan ha en skyddande effekt mot PAH utsläpp. I experimenten utförda av Maier et al. (7) visade det sig att förhöjda koncentrationer kunde observeras så fort miljön blev ogynnsam för biofilmen, trots att inga PAH kunnat påvisas strax innan. Utlakningshastigheten var också signifikant lägre när biofilm fanns jämfört med när biofilmen togs bort (7). Det är oklart om biofilmens förmåga att binda partiklar ytterligare bidrar till den skyddande effekten.

Många av de faktorer som följer nedan tyder på att man genom att bevara biofilmen minskar risken för PAH utsläpp. Man bör dock komma ihåg att miljön under biofilmen kan bli tämligen extrem beroende på vilka mikroorganismer som växer i den, vilket i sig skulle kunna påverka korrosionen av rören.¹⁶

Maier et al. (32) observerade att en stor mängd PAH var adsorberat till partiklar som låg inbäddade i biofilmen. Man kunde även bevisa att stenkoltjärta var ett passande substrat för att biofilm skulle kunna bildas, i vilken PAH degraderande bakterier kunde återfinnas (32). Vidare visade de på att tillgången till näringsämnen och syre inte var begränsande faktorer för denna typ av bakterier i sådana förhållanden som återfinns i dricksvattenledningar. Författarna konstaterade att ett biologiskt stabilt dricksvatten är en grundförutsättning för att kunna minimera mängden desinfektionsmedel som behöver tillsättas i vattnet, och därmed inte behöva störa biofilmen (32). Ett biologiskt stabilt dricksvatten innehåller inte så mycket näringsämnen och främjar därmed inte tillväxten av mikroorganismer (Rittmann och Snoeyink, som refererat i (35)). Därmed är det ett av de bästa sätten för att minimera mobiliseringen av PAH från rör med korrosionsskydd av stenkoltjärta (32). Det bör poängteras att biofilmen inte enbart består av PAH-degraderande bakterier, varför biofilmen som helhet fortfarande skulle kunna påverkas av tillgången till näringsämnen och syre, även om de PAH-degraderande bakterierna inte gör det.

Sammanfattningsvis utgör stenkoltjärta ett bra substrat för biofilm (7), detta gäller troligen även bitumen. Biofilmen skyddar mot PAH-förorening av dricksvattnet genom att utgöra en barriär mellan dricksvattnet och korrosionsskyddet respektive partiklar med adsorberat PAH (7), se Figur 8. Genom att bibehålla ett biologiskt stabilt dricksvatten minimeras behovet att tillsätta desinfektionsmedel. Därigenom minskar risken att PAH mobiliseras ut i dricksvattnet på grund av påverkad biofilm (32).

¹⁶ Muntlig kommunikation, Vattenkemist från Norconsult.



Figur 8: Biofilmen utgör en barriär mellan dricksvattnet och korrosionsskyddet respektive partiklar med adsorberat PAH.

6.1.1.3 Urlakning av PAH till vatten

PAH kan lakas ur korrosionsskyddet till vattnet. Biofilmen kan dock agera som en barriär mellan korrosionsskyddet och vattnet, därmed minskar urlakningshastigheten om biofilm täcker ytan. Biofilmens skyddande effekt mot urlakning påvisades av Maier et al. (7) genom observation av urlakningshastigheten innan samt efter borttagandet av biohuden i ett gjutjärnsrör med korrosionsskydd av stenkoltstjära (7).

I studien av Blokker et al. (19) observerades inga, eller bara väldigt låga, nivåer av PAH i dricksvattnenätet under normala förhållanden. Detta tyder på att urlakning av PAH från bitumen i ledningarna inte ger förhöjda nivåer av PAH under normal drift (19).

6.1.1.4 Mekaniskt slitage

I studien av Blokker et al. (19) påvisades att erosion, d.v.s. mekaniskt slitage, av korrosionsskyddet kan bidra till förhöjda nivåer av PAH. I studien tog man bort en bit av huvudledningen uppströms varje provtagningsplats och undersökte rören samt koncentrationen av PAH i vattnet nedströms innan, under och efter proceduren. På detta sätt kunde effekten av ledningsbrott på PAH-koncentrationerna mätas (19). Efter reparation av ledningarna påvisades förhöjda halter av PAH. Hur länge de förhöjda koncentrationerna höll i sig varierade mellan 2 och 57 dagar (19). PAH koncentrationer som överskred gränsvärden för dricksvatten höll i sig i upp till 40 dagar (19). Ledningssegment med mer än hälften av korrosionsskyddet kvar hade de högsta medelvärdena av PAH uppmätta i vattenprover, omedelbart efter det att biten tagits bort. Statistisk analys, i form av envägs variansanalys, visade dock ingen skillnad för medelkoncentrationerna av PAH utifrån mängden korrosionsskydd som fanns kvar på rören. Ledningar med mer än 50% kvarvarande täckning hade också högre medelkoncentration av PAH i prover efter spolning (19).

Partiklar med höga halter av PAH adsorberat kan lossna från rörväggarnas korrosionsskydd vid reparationer (24). Partiklar i vattnet kan också bidra till erosion av korrosionsskyddet då

de mekaniskt slipar ytorna. Om det finns en övermättnad av kalciumkarbonat kan det vara en bidragande faktor till detta då det leder till fler partiklar i vattnet.¹⁷

Sammanfattningsvis verkar erosion, d.v.s. mekaniskt slitage, av korrosionsskyddet kunna bidra till PAH-förening av dricksvattnet, vilket påvisats experimentellt genom att mäta koncentrationerna av PAH efter ledningsbrott. Hur mycket av korrosionsskyddet som finns kvar i rören skulle kunna ha en påverkan på halterna av PAH efter spolning, samt eventuellt efter ledningsbrott (19).

6.1.1.5 pH

Maier et al. (7) observerade att pH-värdet kunde påverka mobiliseringen av PAH, troligen genom att förhållanden för biofilmen blir ogynnsamma vid fel pH. En snabb minskning av pH värdet från 7 till 3 gav mobilisering av PAH. pH 5 under 7 dagar ledde till något förhöjda koncentrationer av PAH. pH 4 under 7 dagar gav ytterligare ökning av PAH koncentrationer. Det högsta värdet som observerades var ett totalt 13 EPA-PAH på 115 ng/l vid pH 3. PAH koncentrationerna minskade när pH återigen blev neutralt och okontaminerat vatten kunde observeras en dag senare. Under perioden med förändrat pH ökade även turbiditeten (grumligheten) och järnkoncentrationen signifikant (7).

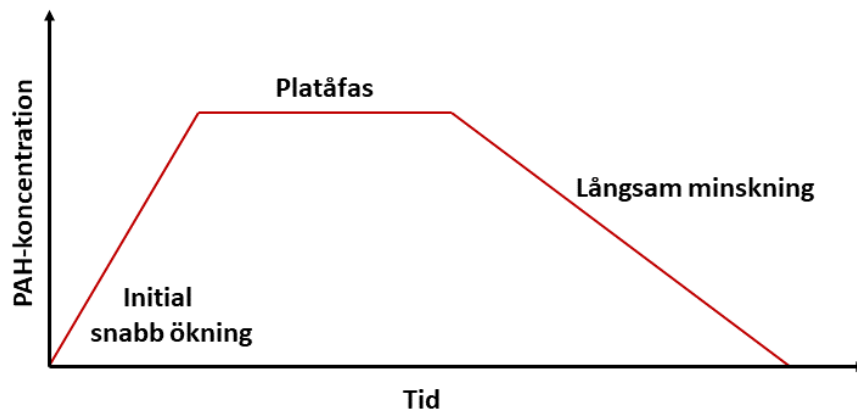
6.1.1.6 Desinfektionsmedel

Klor och klordioxid ökade halten av PAH som släpps ut från korrosionsskydd av stenkolstjära i experimenten utförda av Maier et al. (7), troligen på grund av påverkan på biofilmen. För att exkludera möjligheten att klor reagerade med PAH, så att den faktiska koncentrationsökningen maskerades, undersökte Maier et al. (7) reaktionspotentialen för klor med antracen, fluoren respektive fenantren. Enbart antracen reagerade genom att bilda monohydroxyantracen och antrakinson. Klorerade produkter från de vanligaste PAH:erna i dricksvatten kunde inte bevisas. Man undersökte även effekten av kloroform, som kan bildas som en biprodukt vid desinfektion med klor, men observerade ingen påverkan på mobiliseringen av PAH (7).

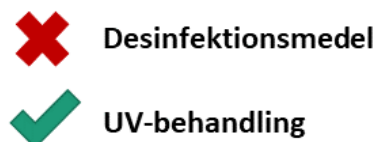
Maier et al. (7) observerade att koncentrationen av PAH gick upp när klor tillsattes i vattnet. Halten gick då från att vara odetekterbar till att ligga på 229 ng/l i medeltal under perioden när vattnet desinficerades med klor (7). Koncentrationen av PAH minskade när administrationen av klor avslutades och vatten fritt från PAH kunde uppmätas igen 14 dagar efter det att desinfektionen upphört. Effekten av klordioxid var kraftigare än den av klor. När klordioxid administrerades i ledningssystemet höjdes koncentrationen av PAH från odetekterbar till med ett medelvärde på 313 ng/l under perioden administrationen pågick. Effekten av klordioxid höll också i sig längre, med ökande PAH koncentrationer efter det att administrationen av klordioxid hade avslutats (7). Generellt var mönstret för PAH-koncentrationen under experimenten uppdelat i tre faser: En initial snabb ökning omedelbart efter det att desinfektionsmedlet tillsatts, en platåfas och slutligen en långsam minskning när desinfektionsmedel inte längre tillsattes (7), se Figur 9 för visualisering. Klordioxid gav de högsta PAH koncentrationerna som uppmätts i fält under hela studien. En klorkoncentration mellan 0.3-0.025 mg/l gav också ökade PAH-koncentrationer (7). Med tanke på detta

¹⁷ Muntlig kommunikation, Vattenkemist Norconsult.

rekommenderade Maier et al. att dricksvattnet bör distribueras utan desinfektionsmedel om möjligt, samt att alternativa behandlingar såsom UV-strålning bör beaktas istället, se Figur 10. Om det ej är möjligt att avstå desinfektionsmedel i vattnet bör dosen styras av behovet (7).



Figur 9: Generellt mönster för PAH-koncentrationer under experimenten utförda av Maier et al. (7).

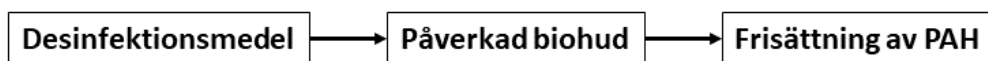


Figur 10: Maier et al. (7) rekommenderar att dricksvattnet distribueras med så lite desinfektionsmedel som möjligt.

Enligt Tillner et al. (34) kan klorering av vattnet reducera PAH koncentrationerna, men även leda till bildandet av klorerade, hydroxylerade och oxiderade bi-produkter (enligt Harrison et al., som refererat i (34)). Många klorerade organiska föreningar har högre toxicitet än sina prekursorer då de blir mer lipofila och därmed lättare kan passera biologiska membran (enligt Hanberg et al., Colmsjo et al. och Blankenship et al., som refererat i (34)). Författarna kunde visa på att PAH lättare reagerar med syre än med klor. Man observerade även klorerade bi-produkter i korrosionsskyddslagret, vilket tyder på att klorerade PAH-produkter bildas i korrosionsskyddet och sedan långsamt migrerar ut i vattnet (34).

Att Tillner et al. (34) konstaterade att klorering av vattnet kan reducera koncentrationen av PAH, i och med bildandet av biprodukter, kan tyckas motsägelsefullt i och med att Maier et al. (7) observerade att tillsatts av desinfektionsmedel gav högre koncentrationer av PAH i vattnet. Detta är dock inte nödvändigtvis fallet eftersom det inte framgår exakt vad det är Tillners källor har mätt. Det förefaller rimligt att koncentrationen av PAH minskar, vid reaktioner som leder till bildandet av produkter, om experimentet utförs i förhållanden där mer PAH inte kan frisättas från exempelvis rörväggarna. När desinfektionsmedel tillsätts i ett system där mer PAH kan frisättas som en respons på tillsatsen, verkar den effekten överstiga minskningen av koncentrationen som skulle kunna uppstå till följd av PAH:s reaktion med desinfektionsmedlet i vattnet.

Sammanfattningsvis verkar tillsatts av desinfektionsmedel leda till en signifikant ökning av mobiliseringen av PAH till dricksvattnet. Denna effekt uppstår troligen på grund av påverkan på biohuden, se Figur 11. Effekten av klordioxid är större än den av klor. Tillsatts av klordioxid gav några av de högsta uppmätta koncentrationerna i studien av Maier et al. (7). Tillsatts av desinfektionsmedel som klor kan även leda till att biprodukter av PAH uppkommer, dessa bildas troligen i rörens rostlager för att sedan migrera ut i vattnet. Med anledning av klor och klordioxids påverkan på PAH-frisättningen rekommenderade Maier et al. (7) att dricksvatten distribueras med så lite desinfektionsmedel, som går ut i ledningsnätet, som möjligt. Om möjligt rekommenderades även att alternativa desinfektionsmetoder som UV-behandling används (7).



Figur 11: Desinfektionsmedel påverkar biohuden vilket leder till ökad frisättning av PAH (7).

6.1.1.7 Flöden

Maier et al. (7) undersökte även koncentrationerna av PAH vid olika flöden. Stegvis nedtrappning av flödes hastigheten visade att hydrauliska förutsättningar kan påverka koncentrationerna av PAH i distributionssystemet. Enbart låga flödes hastigheter gav dock inte nödvändigtvis förhöjda koncentrationer av PAH, en flödesminskning från 0,1 m/s till 0,002 m/s gav inga ökade nivåer av PAH. En förändring av den hydrauliska regimen¹⁸ i rören gjorde däremot att koncentrationen av PAH ökade under en flödes hastighetsminskning från 0,1 m/s till 0,01 m/s (7). Effekten på PAH koncentrationen till följd av stagnation liknade den för desinfektionsmedel med en snabb initial ökning till en plattåfas nåddes. Efter att perioden med stillastående vatten avslutades sjönk koncentrationerna av PAH igen, men långsammare än den initiala ökningen. De ökade koncentrationerna av PAH var tydligt kopplade till ökad turbiditet (grumlighet), vilken ökade omedelbart efter det att flödet upphörde. Järn och magnesium ökade också tydligt, medan syre och nitrat sjönk under detektionsgränserna (7). I försök där man lät en tryckvåg på 4,5–7 bar passera rörsystemet observerades höga PAH koncentrationer. Den högsta uppmätta totala koncentrationen (PAH 13) var 1123 ng/l och alla 13 PAH som undersöktes utom antracen kunde detekteras i rören efteråt. Författarna konstaterade att förändringar i den hydrauliska regimen bör undvikas då det kan orsaka mobilisering av partiklar som har höga halter av PAH adsorberat till sig. Dessa partiklar utgör dessutom en risk för vidare kontaminering när de transporteras till andra delar av distributionsnätet, vilket kan ske om förändringen i vattentrycket överstiger 3 bar (7).

Blokker et al. (19) uppmätte högst koncentrationer av PAH vid spolprover i brandposter. De drog därför slutsatsen att störningar av sedimentet i gjutjärnrör kunde leda till höga koncentrationer av PAH, samt att de höga nivåerna av PAH var associerade med partiklar i ledningsnätet (19). Man noterade att spolning generellt orsakade höga nivåer av PAH, men att dessa sjönk strax efter avslutad spolning. Detta stämde väl överens med teorin om att PAH

¹⁸ Förändringar av den hydrauliska regimen har i den här studien tolkats som förändringar i flödesvariationen över tid. I fallet med minskat flöde borde det alltså inte handla om själva flödes hastigheten, utan om hur ofta och hur kraftigt flödet ändras.

adsorberar till sedimentpartiklar på grund av sina hydrofoba egenskaper. Dock observerades inget samband mellan förhöjda koncentrationer av PAH och turbiditet (kopplat till mängden suspenderade sedimentpartiklar) respektive uppskattad spolningshastighet (vilket är associerat med resuspendering av sedimentpartiklar) (19).

Experiment utförda av Maier et al. (7) påvisade att det förelåg en risk för förhöjda koncentrationer av PAH när vattnet stod stilla i ledningarna i mer än 7 timmar. Därför rekommenderade författarna att dricksvattnet inte bör stå stilla i ledningarna längre än så (7).

Sammanfattningsvis kan frisättningen av PAH påverkas av förändringar i den hydrauliska regimen, vilka troligen leder till mobilisering av partiklar med adsorberat PAH (7). Detta kan ske vid spolning (19) eller vid låga flödeshastigheter om den hydrauliska regimen påverkas (7). Stillastående vatten i mer än 7 timmar kunde ge höga halter av PAH i dricksvattnet, troligen på grund av påverkan på biofilmen (7). Även tryckvågor kan leda till mobilisering av höga halter PAH och mobiliserade partiklar med adsorberat PAH kan transporteras vidare i ledningsnätet vid höga vattentryck varpå föroreningen sprids (7). Kopplingen mellan turbiditet och höga halter av PAH i ledningsnätet är omdiskuterad. Inget tydligt samband kunde heller påvisas med spolningshastighet (19).

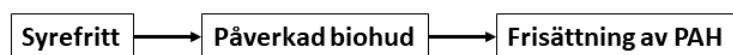
6.1.1.8 Syrehalt

Effekten av anaeroba förhållanden undersöktes av Maier et al. (7) genom att natriumsulfit (Na_2SO_3), en syre reducerande agent, tillsattes i vattnet. Omedelbart efter det att syrehalten sjönk till nivåer som missgynnar biofilmens aeroba flora, ökade koncentrationerna av PAH. Under perioden som systemet hölls syrefritt observerades förhöjda koncentrationer av PAH vid alla provtagningspunkter, trots att inga PAH kunnat detekteras innan experimentet. Den maximalt uppmätta koncentrationen av totalt EPA-PAH var 240 ng/l. Stillastående vatten kunde också ge upphov till syrefria förhållanden, och därmed leda till ökade PAH-koncentrationer i vattnet (7).

Syrefria förhållanden kunde även kopplas till ökad turbiditet och förhöjda järnkoncentrationer i experiment utförda av Maier et al. (7) Under syrefria förhållanden till följd av tillskott av natriumsulfit ökade halterna upp till cirka 7 gånger högre än normalt. Detta var inte lika högt som ökningen till följd av stagnation, men ändå signifikant högre (7).

Oxidation tros spela en roll i att bitumen hårdnar, vilket gör korrosionsskyddet mer känsligt för skador (36). Oxidationen kan orsakas av syre som lösts i vattnet, klor eller UV-strålning. Den ökade känsligheten blir problematisk framför allt i samband med invasiva reparationer av ledningsnätet (19).

Sammanfattningsvis kan syrefria förhållanden leda till frisättning av PAH från gjutjärnsrör med korrosionsskydd av stenkoltjära. Detta är troligen till följd av påverkan på biofilmen (7), se Figur 12. Syre kan också spela in i åldrandet av bitumen genom oxidation, vilket kan göra det mer känsligt för skador (19).



Figur 12: Syrefria förhållanden påverkar biohuden vilket leder till ökad frisättning av PAH (7).

6.1.1.9 Ålder på rören

Vad gäller effekten av rörens ålder på mobiliseringen av PAH från korrosionsskydden råder det delade meningar. Enligt Alben K. (28) skulle nyare korrosionsskydd kunna ge mer urlakning av PAH till dricksvattnet (28). Hon menade på att PAH skulle lakas ur stenkolstjären med tiden och urlakningen därför minska. I sina undersökningar observerade hon att det framförallt var de lättare, mindre hydrofoba PAH som naftalen och fluoren vilka diffunderade ur nyare testplattor täckta med stenkolstjära (28). Från en 5 år gammal förvaringstank dominerade istället mer hydrofoba PAH såsom fluoranten och pyren (28). Halterna av PAH var mycket högre i vattnet som exponerats för de nyare testplattorna jämfört med den mer åldrade tanken, exponeringstiden var dock mycket längre för testplattorna (7 dagar) än för tanken (1 dag) (28), vilket gör det svårare att dra tillförlitliga slutsatser.

Enligt Blokker et al. (19) var årtalet som rören installerades inte en signifikant prediktor för hur mycket av korrosionsskyddet som skavts av (19). Basu et al. (30) menade däremot att rörets ålder var en av de viktigaste faktorerna för att bedöma halten av PAH i lakvattnet. De kopplar förhöjda halter vid olika provplatser till att man nyligen installerat nya rör (30).

En vattenkemist på Norconsult som konsulterats menade på att det förmodligen är en ren åldersprocess som är orsaken till PAH-föreningar. Det skyddande inre skiktet blir skadat med tiden av bl.a. erosion, vilket gör att det underliggande materialet (gjutjärn) börjar korrodera. När detta sker lyfts det inre skiktet upp vilket gör att det inte längre finns någon vidhäftning och bitar av bitumen sprängs loss. Ofta hittas då fragment av bitumen i vattenmätare eller dylika anordningar med sil. Med åldern blir bitumen också naturligt sprödare och spricker lätt.¹⁹

Det råder alltså delade meningar om hur rörens ålder påverkar mobiliseringen av PAH från gjutjärnrör med korrosionsskydd av stenkolstjära eller bitumen. Rimligtvis har nyare korrosionsskydd högre halter av PAH vilket skulle kunna leda till att mer frisätts, medan äldre korrosionsskydd har hunnit brytas ner mer varpå bitar av korrosionsskyddet kan lossna.

En medarbetare på Uppsala Vatten menar att en annan orsak till ökad risk för frisättning av PAH kan vara att bitumenbeläggningen från början kan vara utförd felaktigt. Om små ytor av röret är helt utan beläggning kan det skapa stor risk för korrosion. Ett hål i en beläggning kan utgöra en så stor risk för korrosion att hål i korrosionsskyddet ofta är sämre än ingen beläggning alls. Hålet bidrar till att skapa en galvanisk cell och skapar då galvanisk korrosion.²⁰

6.1.1.10 Provtagning och spolning

WHO (24) rekommenderar monitorering av individuella indikatorer (däribland fluoranten och BaP), istället för totalhalter av PAH. Detta för att bättre kunna identifiera i vilka ledningar som korrosionsskyddet bryts ned och därmed göra det lättare att prioritera ordningen i vilken bytet av ledningarna bör ske (24).

¹⁹ Intervju med Vattenkemist från Norconsult, 2021-07-07

²⁰ Skriftlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.

I förstudier av Maier et al. (7) observerade man att PAH koncentrationerna var högre i prover tagna i brandposter jämfört med hos användare. Detta föranledde att man i den senare studien enbart tog vattenprover hos användare (7).

Blokker et al. (19) noterade att spolning, som ofta sker vid provtagning i brandposter, generellt orsakar höga nivåer av PAH, men att dessa sjönk strax efter avslutad spolning (19). För att förhindra ökad förorening under spolning konstaterade Blokker (19) att ledningsnätet bör spolas på ett systematiskt sätt så att alla partiklar innehållande PAH avlägsnas (Vreeburg, som refererat i (19)).²¹

6.1.1.11 Övrigt

Mjukt, korrosivt vatten kan degradera korrosionsskydd av stenkolstjära respektive bitumen och därmed potentiellt bidra till mobiliseringen av partiklar innehållande PAH till dricksvattnet (24). Oxiderade och nitrerade PAH förväntas vara mer mobila än de initiala PAH:erna (15).

Blokker et al. (19) konstaterade att låg temperatur kan göra att biofilmen disintegrerar och därmed ge en ökad risk för PAH förorening av vattnet. De kunde dock inte observera ett sådant samband i sina undersökningar (19).

Maier et al. (7) observerade att koncentrationerna av PAH blev odetekterbara vid filtration med syftet att avlägsna turbiditeten (7). Vid undersökning av partiklarna som filtrerats bort fann man att de till störst del bestod av järn, magnesium och kalcium. Detta är ämnen som också återfinns i rostlagret på rörens insida. I studien förmodades järnpartiklarna ha producerats av den järnoxiderande bakterien Gallionella, vilken kunde observeras med hjälp av svepelektronmikroskop. PAH från korrosionsskyddet kan adsorbera till partiklarna i rostlagret som sedan kan frisättas i vattnet genom olika processer. Vid undersökning av rostlagret såg man höga halter av PAH. Upp till 75% av de uppmätta PAH i det experimentella ledningssystemet var adsorberade till partiklar (7).

Pogorzelec et al. (28) observerade en signifikant ökning av PAH, både innan och efter att vattnet passerat distributionssystemet, under höst-vinter jämfört med vår-sommar.²² De konstaterade samtidigt att det var omöjligt att uttala sig om årstidsvariationer i halterna av PAH i vattnet utan en analys över en längre tidsperiod. Detta eftersom tidigare studier kommit fram till motstridiga resultat (28).

Blokker et al. (19) konstaterade att förhöjda PAH koncentrationer kan uppkomma på grund av invasivt arbete på ledningssystemet eller ökade flödes hastigheter oavsett i vilket land ledningssystemet befinner sig. De lokala orsakerna till förhöjda PAH koncentrationer kan dock bero på många olika faktorer. Eftersom vattnet inte kloreras i Nederländerna krävs

²¹ Uppsala Vatten anmärker att det troligen är en utmaning att spola ur partiklar ur ledningsnätet på ett sätt som inte riskerar att trigga fortsatt frisättning av partiklar. För att lyfta partiklar behövs en viss lyftkraft och detta erhålls genom att öka hastigheten i ledningsnätet.

²² Det framgår inte explicit i artikeln, men man kan anta att det finns gjutjärnsledningar i distributionssystemet då de nämner rekontaminering av PAH och att gjutjärnsrör skulle vara en bidragande faktor till detta.

ytterligare fältstudier för att kunna applicera resultaten från Blokker et al. (19) i klorerade förhållanden (19).

Enligt Lindley et al. (37) underskattas ofta förekomsten av PAH i dricksvatten vid rutinprovtagning i Storbritannien (37). Högriskområden för förekomsten av fluoranten hade identifierats på platser med både hårt och mjukt vatten. Man identifierade lågt totalt organiskt kol (TOC), låga koncentrationer av järn och aluminium, samt hög ”vattenålder”, som viktiga faktorer för förekomsten av PAH i dricksvatten. Man förutsåg att trenden med förbättrad vattenkvalitet över tid förmodligen skulle kunna leda till ökande koncentrationer av PAH vid rutinmässig provtagning (37).

6.1.2 Andra intressenters erfarenheter av PAH

I ett inriktningsbeslut för Stockholm Vatten AB från 2020 framgår att de anser det vara nödvändigt att åtgärda sträckor isolerade med bitumen, med tanke på de vattenkvalitetsproblem som en sådan invändig beläggning kan medföra (38). Inspektioner utförda av Stockholm Vatten AB 1997 visade att invändiga bitumenbeläggningar har en livslängd på cirka 25 år (31). Göteborgs VA-verk utförde provtagningar i fyra punkter 1992 och kunde påvisa flouranten i halterna 0,001-0,003 µg/l, men ingen annan av de fem referenssubstanserna i Livsmedelsverkets dricksvattenkungörelse från 1994 (39).

6.1.3 Hälsorisker PAH

Ett flertal PAH:er har visat sig vara toxiska för djur och människor med bland annat carcinogena, teratogena och mutagena effekter. Detta innebär att exponering för PAH kan orsaka en ökad risk för DNA mutationer och cancer, samt för missbildningar hos foster (12). PAH metaboliseras hos däggdjur och bioackumulerar inte. Metaboliseringen kan ge upphov till reaktiva intermediärer som bidrar till cancerogena processer (10). PAH kan spridas till alla organ efter intag och kan passera till foster genom moderkakan (10). Enligt en toxikolog på Livsmedelsverket bedöms dock samma riskvärdering gälla för gravida som för den övriga befolkningen baserat på EFSA:s utvärdering av PAH i mat (10), WHO (24) m.fl.²³

Utifrån studier där möss blev matade med färg innehållande stenkolstjära verkar effekten av komplexa blandningar skilja sig från den av enskilda PAH. Interaktioner mellan olika PAH i en blandning kan därför leda till högre eller lägre carcinogen effekt än den förväntade enligt de enskilda PAH:ernas karcinogenicitet. Detta är intressant eftersom det är blandningar av PAH som människor exponeras för i vardagen. I WHO:s (24) utredning om PAH i dricksvatten ingick inga studier där effekterna av oralt intag hos människor utretts (24).

Exponeringsmarginalen (eng. margin of exposure, MOE) är kvoten mellan en fördefinierad referensdos och uppskattat mänskligt intag. Referensdosen är ofta BDML₁₀, d.v.s. det nedre 95% konfidensintervallet uppskattat för dosen som ger mer än 10% ökning av cancerincidens hos gnagare. Baserat på medelxponeringen av PAH från matintag i Europa bedömer EFSA (10) att exponeringen inte medför en stor risk för folkhälsan och kan anses ha låg prioritet för riskhanteringsåtgärder. För konsumenter med högre dietärt intag kan det dock finnas hälsorisker och behov av riskhanteringsåtgärder (10). Blokker et al. (19) estimerade MOE för PAH i dricksvatten till >10 000 för alla sina provtagningspunkter (19), vilket enligt EFSA

²³ Utlåtande från toxikolog på Livsmedelsverket.

(10) innebär att exponeringen inte medför en stor risk för folkhälsan och kan anses ha låg prioritet för riskhanteringsåtgärder (10). Det är dock viktigt att komma ihåg att detta enbart gäller för nederländska förhållanden, där tillsätts exempelvis inte klor i dricksvattnet. Liknande studier behövs för att kunna uttala sig om riskerna i Svenska ledningsnät (19).

6.1.4 Potentiella åtgärder

En uppenbar åtgärd för lösa problemen med PAH-frisättning är att byta ut eller relina gjutjärnsledningarna av äldre typ. Med tanke på att ledningarnas livslängd sedan länge överstigits, samt att WHO sedan 1996 har rekommenderat att gjutjärnsrör med inre korrosionsskydd av stenkolsdjära inte ska användas (24) (vilket en del av gjutjärnsledningarna i Uppsala vattens nät skulle kunna innehålla), förefaller detta vara förstahandslösningen. Ett annat alternativ skulle kunna vara att renovera en del av de större ledningarna med cementbruksisolering som man gjort i Stockholm Vattens huvudvattenledning (40). Båda lösningarna skulle eliminera problematiken med att förändrad vattenkvalitet skulle kunna leda till frisättning av PAH genom påverkan på biohuden. Ytterligare ett alternativ är renovering med polyuretanskikt. Hur väl denna typ av liner stoppar PAH behöver dock undersökas vidare (41).

Enligt Lindley et al. (37) är skrapning av rören och infodring med epoxy eller cement, beroende på vattnets hårdhet, den mest uppenbara lösningen (37). För att minimera kostnaden menar de att detaljerade studier kring PAH och vattnets ålder, med fördel avgjord genom modellering av vattnets flöden i nätverket, utföras för att kunna identifiera ledningar som behöver åtgärdas (37). Hydrauliska undersökningar skulle också kunna användas för att identifiera mer ekonomiska tillvägagångssätt, såsom "re-zoning" och sammankoppling av ändrör för att öppna upp nätverken och därmed reducera vattnets ålder (37). Lindley et al. (37) föreslår forskning på alternativa lösningar, såsom tillförsel av kemikalier som kan täcka rörens insida eller kemiskt stabilisera fluoranten (37). Någon sådan lösning hade dock inte påträffats under efterforskningarna till denna studie. Om skrapning och infodring väljs menar författarna att man bör beakta aspekter såsom kontroll över läckor, förbättrad livslängd och miljöfaktorer, för att avgöra om det är bättre att helt enkelt byta ut rören (37).

Om kostnaden blir ett hinder för att kunna byta ut eller renovera alla äldre gjutjärnsledningar bör man försöka identifiera de ledningar som har störst risk för mobilisering av PAH. Kostnaden för att förnya ledningarna bör också vägas mot den potentiella kostnaden för vidare studier och hälsorisker, utöver gentemot de aspekter som identifierats av Lindley et al. (37).

Om det inte är möjligt att byta ut rören behöver strategier tas fram för att minimera risken för att PAH-förorening uppkommer. Oavsett bör koncentrationerna av PAH övervakas så länge som potentiella källor till PAH finns kvar i ledningsnätet.

6.2 Fallstudie Björklinge

6.2.1 Vattenkvaliteten i Björklinge

6.2.1.1 Reningsprocessen i dagsläget

Vattnet som pumpas in i Björklinges vattenverk luftas initialt för att avskilja radongas, det kan sedan gå två vägar. I en adapterad membranprocess pumpas vattnet genom nanomembran som tar bort kalcium, en del alkalinitet, uran, bekämpningsmedel samt majoriteten av allt organiskt material. Filtret fungerar som en mikrobiologisk barriär. Vattnet passerar blandningstornet och hårdheten justeras till 7–8 tyska grader. Lut tillsätts sedan i vattnet för att höja pH till 7,7. Efter dessa steg är Langelier index noll, vilket innebär att vattnet varken är under- eller övermättat med avseende på CaO_3 . Därefter går vattnet genom UV-aggregat för desinfektion och klor tillsätts i samma syfte. Vattnet är efter detta redo för att pumpas ut i distributionssystemet.²⁴

6.2.1.2 Reningsprocessen historiskt

Ursprungligen försågs Björklinge med vatten genom att grundvatten pumpades upp direkt från två brunnar vid Långssjön i Björklinge. Ett vattentorn byggdes 1959, vilket kan ha påverkat både syrehalt och vattenålder. Grundvattenbrunnarna för dricksvattenförsörjningen har sedan dess bytts ut till Sandviken 1 respektive 2 och vattnet började kloreras 1999. Tidigare fanns tre separata vattenverk, dessa ersattes med ett vattenverk som byggdes 2003. I samband med detta infördes kolfiltrering av vattnet. UV-desinfektion installerades 2011. Vattnet har historiskt varit väldigt hårt, med en kalciumhalt upp mot 90–100 mg/l och en alkalinitet kring 300 mg CaO_3 per l. Sedan kolfiltreringen ersattes av nanofilter 2014 har hårdheten minskat. Sammanfattningsvis kan man notera ett antal stora förändringar som kan ha påverkat vattnets karaktär och därmed även frisättningen av PAH: byte av brunnar, klorering, övergång från tre till ett vattenverk, kolfiltrering, UV-desinfektion och nanofiltrering med tillhörande minskning av organiskt kol i vattnet till ledningsnätet.²⁵

6.2.1.3 Vattenkvaliteten i dagsläget

Tabell 1 nedan ger en översikt över kvaliteten på utgående dricksvatten från vattenverket i Björklinge. Ingen av de PAH som provtagits under våren 2021 har förekommit i halter som överstiger detektionsgränsen.²⁶ Klor tillsätts i Björklinges dricksvattenberedning, medelkoncentrationen av fritt klor 2020 var 0,08 mg/l.²⁷ Kalciumkarbonatövermättningen var -5,1.²⁸

²⁴ Muntlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.

²⁵ Muntlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.

²⁶ Björklinge resultat 2021-07-08.

²⁷ Koncentrationer som var <0,02 mg/l eller <0,04 mg/l har räknats som 0.

²⁸ Beräknat utifrån vattenkvalitetsdata med hjälp av Alkappen (20).

Tabell 1: Dricksvattenkvaliteten i Björklinge under 2020. Tabellen är en sammanställning från prov tagna på utgående dricksvatten från vattenverket.

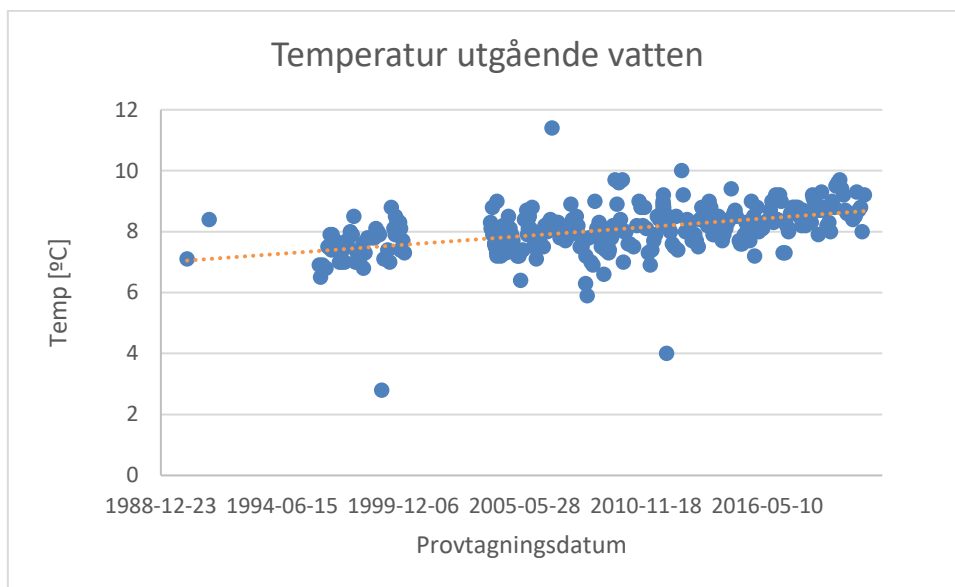
Kemiska parametrar	Enhet	MIN	MEDIAN	MAX
Alkalinitet	<i>mg/l</i>	161	170	175
Ammonium	<i>mg/l</i>	<0,03	<0,03	<0,03
Fluorid	<i>mg/l</i>	0,5	0,5	0,5
Färg	<i>mg/l Pt</i>	<5	<5	<5
Hårdhet, total	<i>°dH</i>	7,8	8	8,1
Järn	<i>mg/l</i>	<0,01	<0,01	<0,01
Kalcium	<i>mg/l</i>	49	50	50
Kemisk syreförbrukning (COD (mn))	<i>mg/l O2</i>	<1,0	<1	<1
Klor, total aktiv	<i>mg/l</i>	0,06	0,1	0,11
Klorid	<i>mg/l</i>	21	22	22
Konduktivitet (Ledningsförmåga)	<i>mS/m</i>	37	38	39
Koppar	<i>mg/l</i>	<0,02	<0,02	<0,02
Magnesium	<i>mg/l</i>	4,4	4,5	4,6
Mangan	<i>mg/l</i>	<0,005	<0,005	<0,005
Natrium	<i>mg/l</i>	23	24	25
Nitrat	<i>mg/l</i>	7,5	8,2	8,6
Nitrit	<i>mg/l</i>	<0,01	<0,01	<0,01
pH		7,7	7,8	7,9
Radon	<i>Bq/l</i>	<30		<30
Sulfat	<i>mg/l</i>	10	11	12
Temperatur	<i>°C</i>	8	8,5	9,3
Turbiditet (Grumlighet)	<i>FNU</i>	<0,10	<0,1	0,12

Hårt vatten ger lågt pH och hög alkalinitet vilket kan orsaka mycket kopparkorrosion. Detta åtgärdas genom nanofiltrationen i Björklinges vattenverk. Denna process gör dock inte vattnet mer korrosivt mot gjutjärn, en tes som dök upp under utredningen av PAH-föroreningen i Björklinge.²⁹

Det är inte heller troligt att gallionella skulle vara en kraftigt bidragande orsak till korrosionen på rören i Björklinge.³⁰

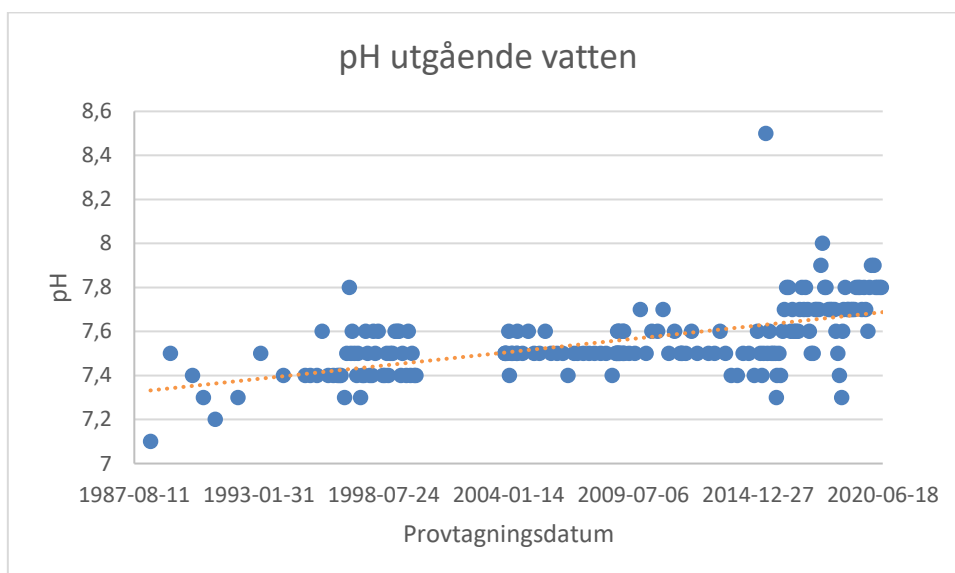
²⁹ Muntlig kommunikation, Vattenkemist från Norconsult.

³⁰ Muntlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.



Figur 14: Temperatur i utgående vatten från vattenverket i Björklinge 1990–2020. P-värdet för regressionen är $1,04E-18$ och regressionen är därmed statistiskt signifikant.

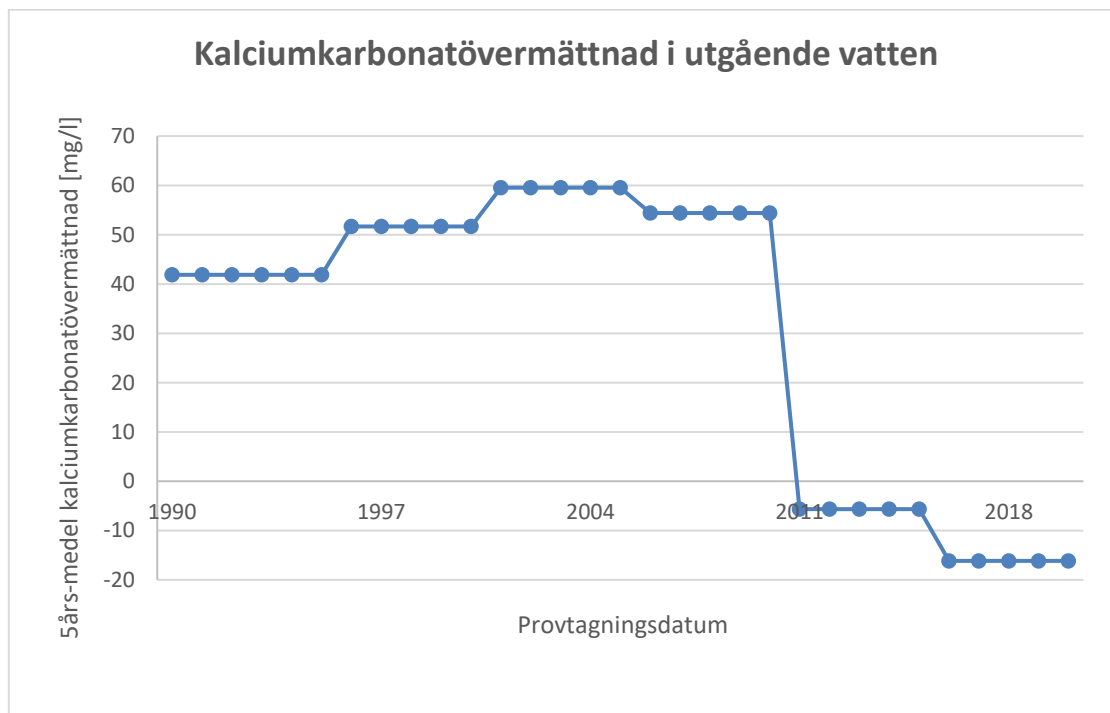
pH har ökat med ca 0,4 sedan början av 1990, se Figur 15. Den ökande trenden är statistiskt signifikant men ökningen ligger mycket nära den normala mätosäkerheten för pH-mätningar. En pH förändring av den magnituden är också väldigt liten jämfört med de pH förändringar som gjordes i studien av Maier et al. (7) och kan därför inte antas ha haft särskilt stor påverkan på biofilmen, framförallt eftersom ett pH på 7,8 är relativt neutralt.



Figur 15: pH i utgående vatten från vattenverket i Björklinge 1989–2020. P-värdet är $2,51E-20$ och den ökande trenden är därmed statistiskt signifikant.

Kalciumkarbonatövermättningen över tid beräknades utifrån ~5-årsmedelvärden för pH, temperatur och alkalinitet, se Figur 16. Ett tydligt skifte skedde 2011 när övermättningen gick från +54,43 till -5,65 och sedan ner till -16,15 under den efterföljande 5-årsperioden. Den

höga kalciumkarbonatövermättningen 1990–2010 bör ha gett fler partiklar i vattnet vilket skulle kunna ha gett mekaniskt slitage på rören och rörens korrosionsskydd historiskt.³² Det är dock tveksamt om historiskt slitage skulle kunna bidra till PAH frisättning från rören långt senare, vilket i så fall skulle vara fallet i Björklinge.³³ Dock kan det historiska slitaget ha bidragit till bildandet PAH-förorenat sediment. Eftersom kalciumkarbonatövermättningen numer är negativ bör kalciumkarbonatpartiklar inte längre bidra till slitage av rören.



Figur 16: Kalciumkarbonatövermättningen i utgående vatten från vattenverket i Björklinge 1990–2020. Kalciumkarbonatövermättningen har beräknats utifrån medelvärden av pH, alkalinitet och temperatur över ~5års-perioder.

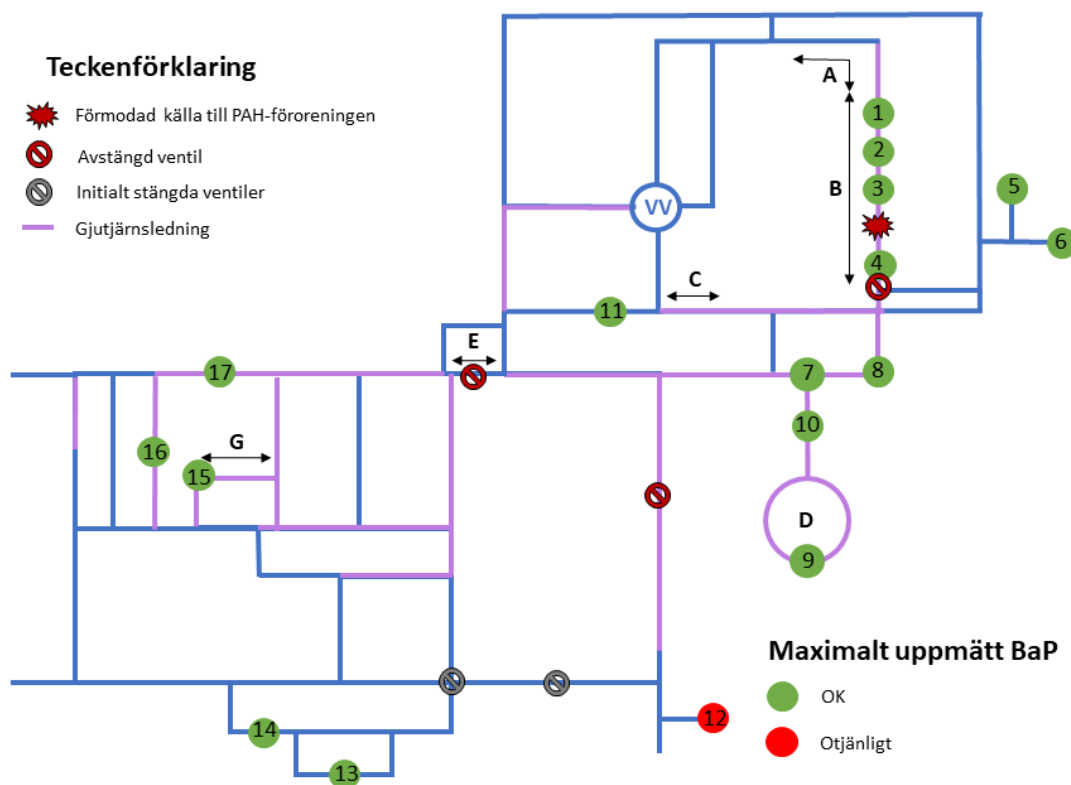
³² Muntlig kommunikation, Vattenkemist från Norconsult.

³³ Muntlig kommunikation, Vattenkemist från Norconsult.

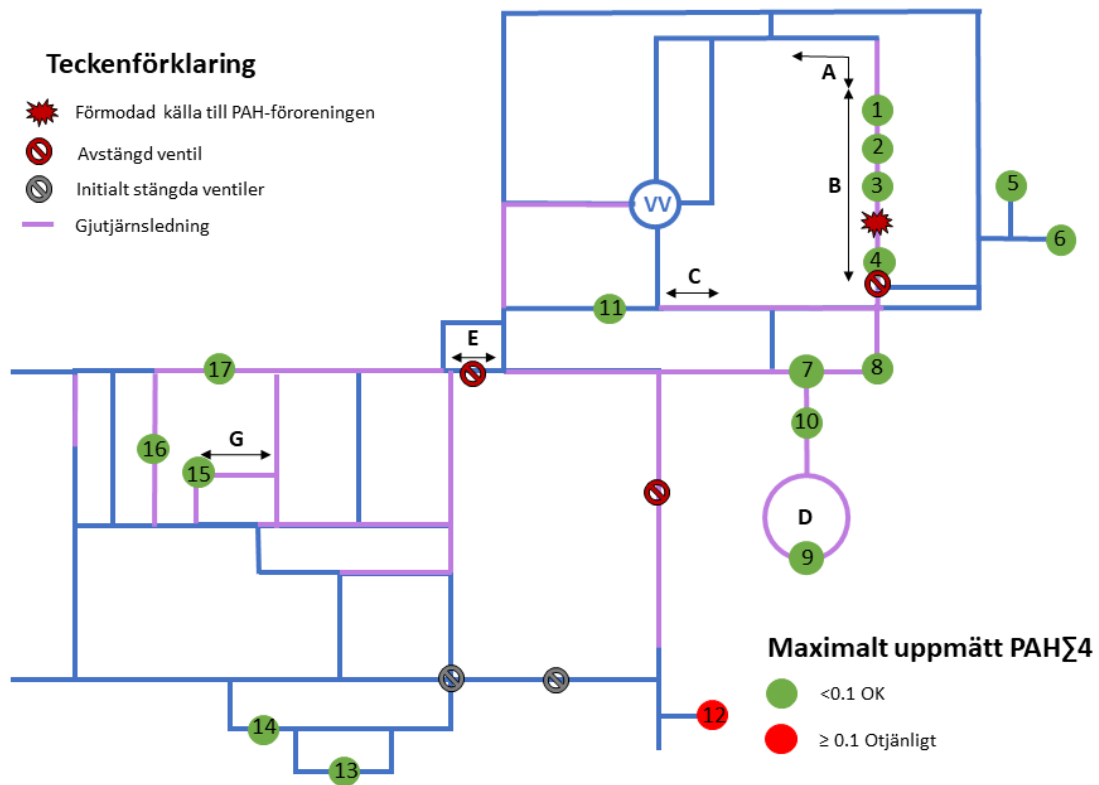
6.2.2 Förekomst av polyaromatiska kolväten (PAH) i Björklinge

6.2.2.1 Uppmätta halter av polyaromatiska kolväten (PAH) på ledningsnätet

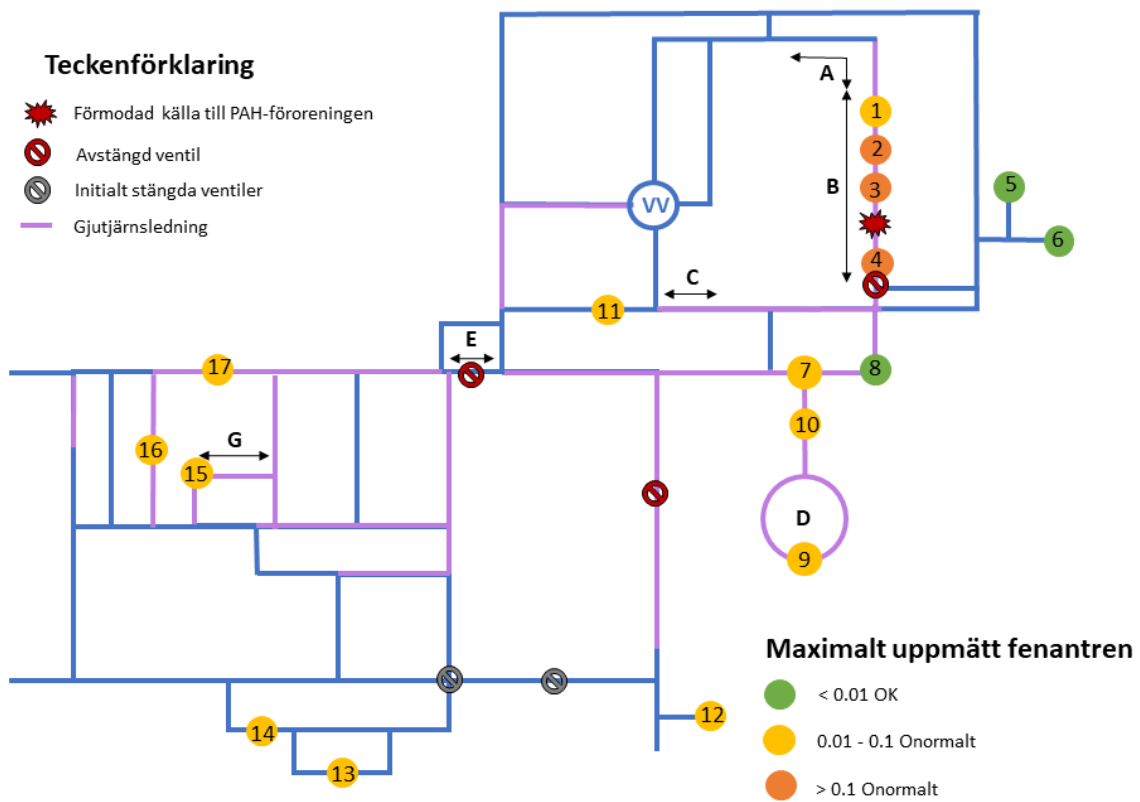
I Figurena 17–20 nedan redovisas de maximalt uppmätta halterna i användarprover av BaP, PAH4, fenantren och fluoranten vid olika provtagningspunkter i Björklinge under perioden 2021-02-22 till och med 2021-07-26. De initiala GIS-kartorna har ersatts med schematiska kartor av sekretessskäl. För övriga kartor, se Appendix 9.4.



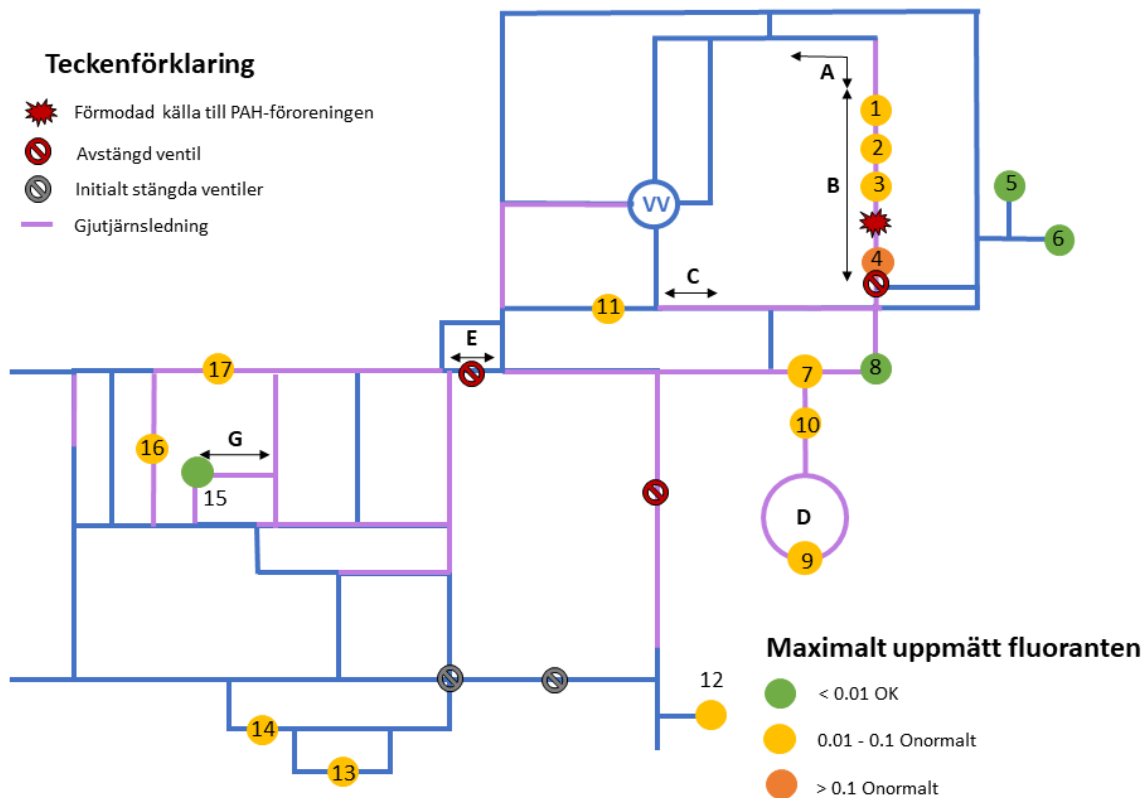
Figur 17: Maximalt uppmätta halter av BaP vid provtagningspunkter i Björklinge under perioden 2021-02-22 till och med 2021-07-26. Gränsvärdet för otjänligt vatten med avseende på BaP var 0,010 µg/l, det otjänliga provet visade 0,012 µg/l.



Figur 18: Maximalt uppmätta halter av PAH4 vid provtagningspunkter i Björklinge under perioden 2021-02-22 till och med 2021-07-26. Gränsvärdet för otjänligt vatten med avseende på PAH4 var 0,1 µg/l, det otjänliga provet visade 0,123 µg/l.



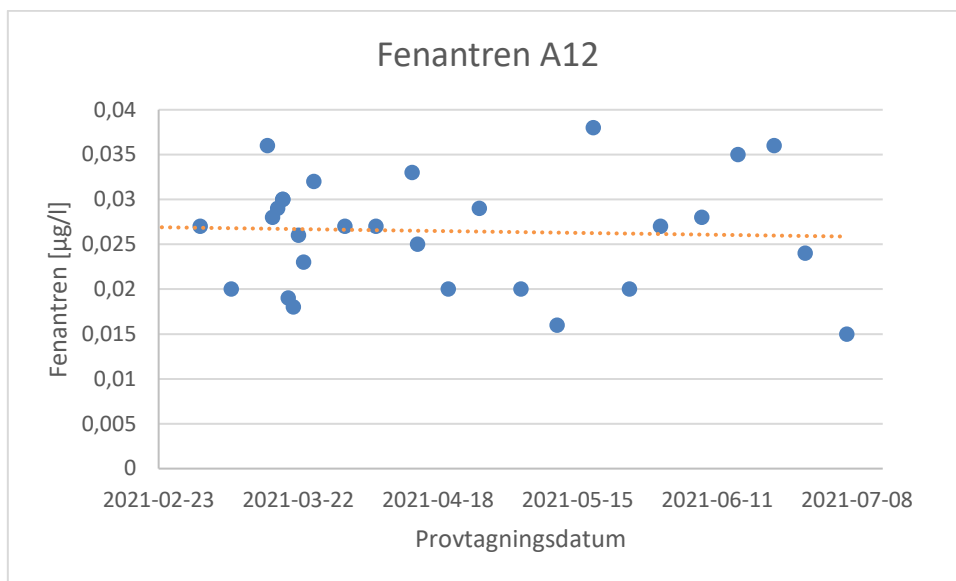
Figur 19: Maximalt uppmätta halter av fenantren vid provtagningspunkter i Björklinge under perioden 2021-02-22 till och med 2021-07-26. Enheten för de maximalt uppmätta halterna är $\mu\text{g/l}$.



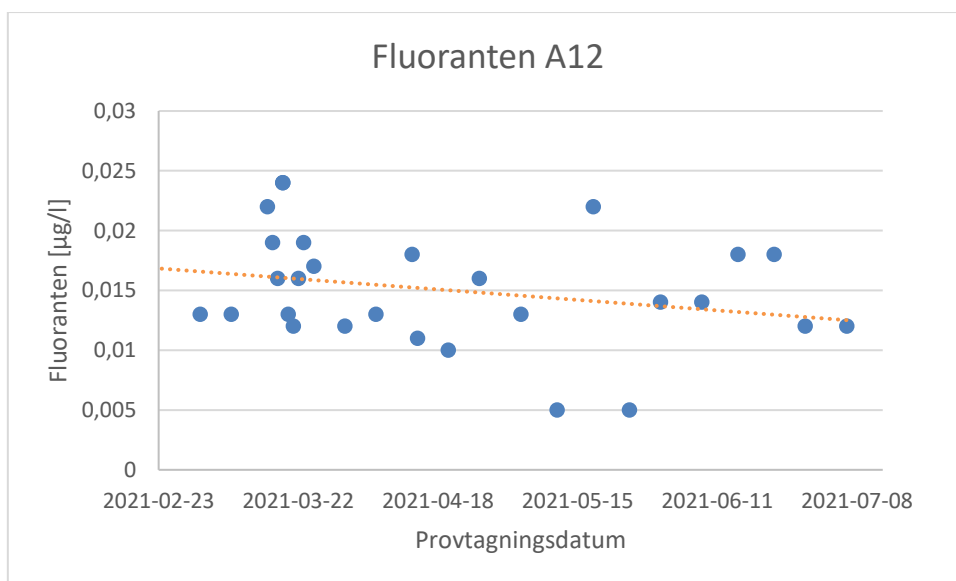
Figur 20: Maximalt uppmätta halter av fluoranten vid provtagningspunkter i Björklinge under perioden 2021-02-22 till och med 2021-07-26. Enheten för de maximalt uppmätta halterna är µg/l.

6.2.2.2 Halter av polyaromatiska kolväten (PAH) över tid

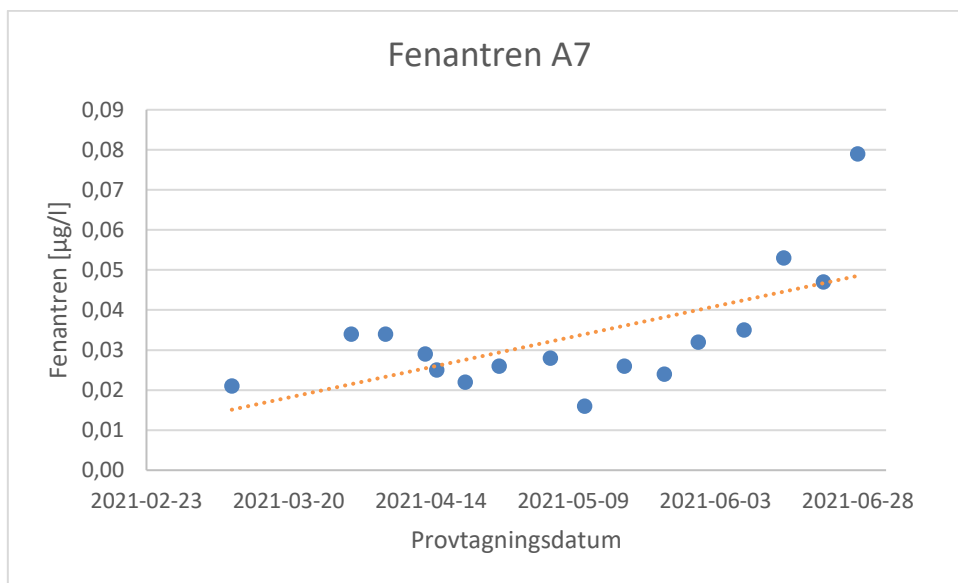
I Figurerna 21–24 nedan redovisas koncentrationerna av fenantren och fluoranten under våren 2021 vid tre provpunkter i Björklinge. För geografisk visualisering av provpunkterna, se Appendix 9.4.2, Figur A2. Ventilerna vid B14 och B15 stängdes 2021-03-04 och öppnades igen 2021-03-18. Ventilerna vid B13, ledningssträcka E samt mellan A4 och B5, stängdes 2021-03-18 och är vid tiden för den här studiens författande fortfarande stängda. Ledningsarbetet på ledningssträcka A avslutades 2021-06-03.



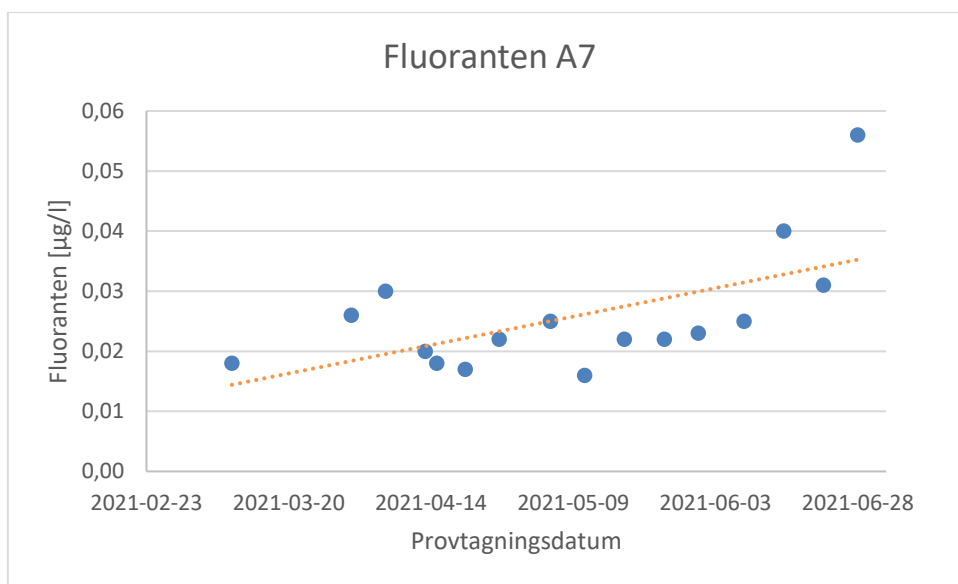
Figur 21: Koncentrationen av fenantren vid prov taget vid A12 under våren 2021, prov tagna från 2021-02-22 t.o.m. 2021-07-06. P-värdet för regressionen är 0,8 och trenden är alltså inte statistiskt signifikant.



Figur 22: Koncentrationen av fluoranten vid prov taget från A12 under våren 2021, prov tagna från 2021-02-22 t.o.m. 2021-07-06. Prover som var under detektionsgränsen på 0,01 $\mu\text{g/l}$ har antagits ha halva den koncentrationen, d.v.s. 0,005. P-värdet för regressionen var 0,16 och trenden är alltså inte statistiskt signifikant.



Figur 23: Koncentrationen av fenantren vid prov taget vid A7 under våren 2021, prov tagna mellan 2021-03-10 och 2021-06-28. P-värdet för regressionen är 0,008244, trenden är alltså statistiskt signifikant.



Figur 24: Koncentrationen av fluoranten vid prov taget vid A7 under våren 2021, prov tagna mellan 2021-03-10 och 2021-06-28. P-värdet för regressionen är 0,013664, trenden är alltså statistiskt signifikant.

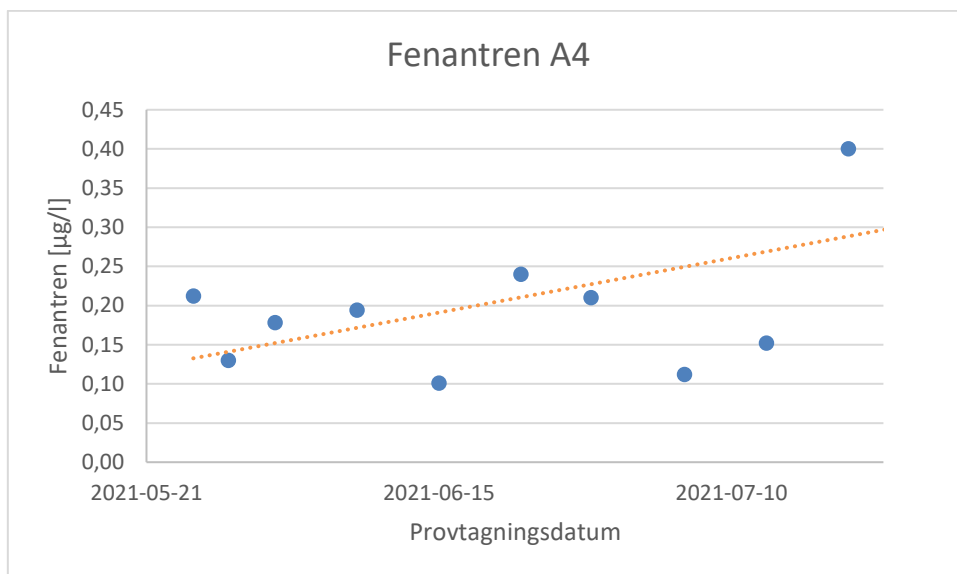
Koncentrationerna av fluoranten och fenantren har minskat något under våren vid A12. Trenden är dock inte statistiskt signifikant och halterna av PAH vid A12 kan därför anses relativt oförändrade. PAH4 och BaP översteg bara detektionsgränsen, d.v.s. var otjänligt, i ett prov taget från A12 2021-03-16, se Figur 10 och 11. BaP uppmättes då till 0,012 µg/l och PAH4 till 0,123 µg/l.

Koncentrationerna har ökat kontinuerligt vid användarprov vid A7, även efter det att rörledningen på ledningssträcka A byttes ut. Ökningen av både fluoranten och fenantren är statistiskt signifikant. BaP och PAH4 översteg aldrig detektionsgränserna vid provtagning på A7 under våren 2021, se Figur 10 och 11.

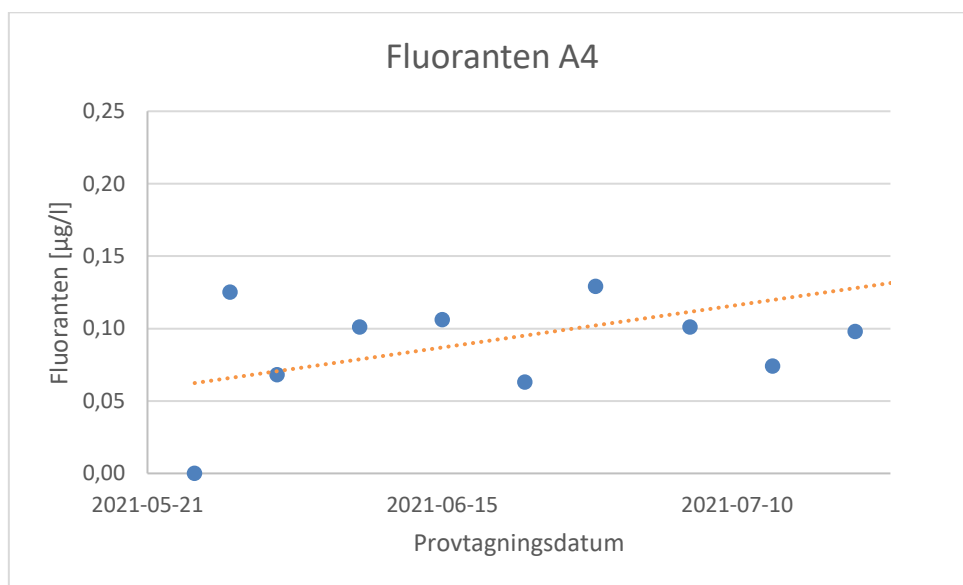
Ökningen av fluoranten och fenantren vid provtagning vid A7 tyder på att det utbytta röret inte var den enda föroreningskällan. Antingen låg partiklar innehållande PAH kvar i ledningsnätet sedan tidigare, eller så skedde frisättningen av PAH även från andra ledningar. Att kvarvarande partiklar från den tidigare föroreningskällan skulle vara den enda orsaken till de förhöjda värdena i dagsläget förefaller mindre troligt eftersom förhöjda halter av fluoranten och fenantren kunnat uppmätas även långt från den utbytta ledningen, exempelvis vid A16. Förorening från korrosionsskyddet i äldre gjutjärnsrör är också ett väldokumenterat fenomen, alltså vore förekomsten av fler föroreningskällor inte ett orimligt antagande. Halterna översteg dock inga gränsvärden för användarprov och kan därmed inte bedömas medföra några hälsomässiga risker i nuläget. Man skulle kunna tänka sig att PAH koncentrationerna var fortsatt höga en period efter att orsaken åtgärdats, i enlighet med resultaten från litteratursammanställningen ovan. Dock ökade koncentrationerna kontinuerligt, vilket skulle kunna tyda på att orsaken kvarstod. Med anledning av detta är det viktigt att ta reda på vad som är orsaken till problemen, samt om det finns specifika faktorer som bidrar till PAH-frisättningen och som skulle kunna åtgärdas innan man behöver byta ut de aktuella ledningarna.

Ytterligare tecken på att problemet med frisättning av PAH kvarstår är att halterna av fenantren och fluoranten verkar öka igen i användarprov tagna vid A4 sedan början på juli 2021, se Figur 25 respektive Figur 26. De ökade trenderna är dock inte statistiskt signifikanta. Denna användare är ansluten till den ledningssträcka som ska läggas om i etapp 2 och kontinuerlig monitorering av PAH-halterna är synnerligen relevant om halterna ändå skulle fortsätta att öka. Inga gränsvärden för användarprov överstigs och därmed bedöms inga hälsomässiga risker föreligga i nuläget.

Det är värt att notera att A4 ligger uppströms de avstängda ventilerna. För att vattnet ska nå A4 måste det passera ledningssträcka B, som ska bytas ut i etapp 2 under 2022. Denna ledning skulle alltså fortfarande kunna vara orsak till ökande nivåer vid A4. Vattnet som når A7 bör dock inte ha blandats med vatten som runnit i ledningen som ska bytas ut i etapp 2. Detta tyder på att ledningssträcka B inte är den enda källan, alternativt att förorenat sediment ligger kvar i ledningarna sedan innan ventilen stängdes.



Figur 25: Koncentrationen av fenantren har ökat något sedan början av juli 2021. P-värdet för regressionen är 0,062801, trenden är alltså inte statistiskt signifikant.



Figur 26: Koncentrationen av fluoranten har ökat något sedan början av juli 2021. P-värdet för regressionen är 0,065243, trenden är alltså inte statistiskt signifikant.

6.2.3 Resultat av undersökningar borttagen gjutjärnsledning

En bit av röret som togs bort på ledningssträcka A analyserades under våren 2021. Tydliga bubblor där korrosionsskyddet tryckts upp på grund av den underliggande korrosionen kunde observeras, se Figur 27.



Figur 27: Fotografier av en bit av den ledning som togs bort från ledningssträcka A under våren 2021. Tydliga bubblor kan observeras till följd av korrosion på rörets insida.

Man spolade det borttagna röret och analyserade spolvattnet med avseende på PAH, metaller och grundämnen tre gånger. Spolningshastigheten varierade mellan spolningarna. En översikt av analysresultaten redovisas i Tabell A3 i Appendix 9.5. Alla PAH som undersöktes förekom i halter över analysgränserna utom naftalen och acenaftylen. För fullständiga resultat hänvisas till analysrapporterna från ALS med prov-ID 1-21-01427-001, 1-21-01427-002 samt 1-21-01427-003.

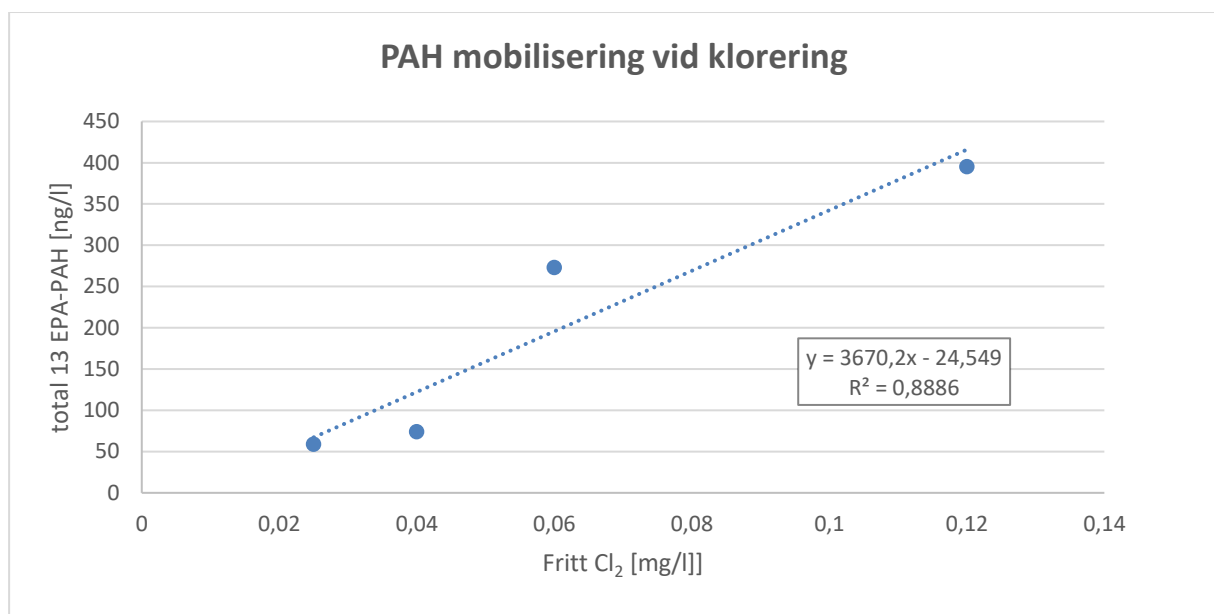
En bit av det borttagna röret skickades också på analys, en översikt av resultatet redovisas i Tabell A4 i Appendix 9.5. För fullständiga resultat hänvisas till analysrapporten från ALS med prov-ID 1-21-01426-001. Alla PAH som undersöktes förekom i halter över analysgränserna utom naftalen. Alla PAH som återfanns i spolvattnet gick alltså att påvisa även i provbiten från röret. Det kan således konstateras att PAH-föreningen i Björklinge med största sannolikhet härstammar från denna typ av äldre gjutjärnsledning.

6.2.4 Faktorer som skulle kunna påverka utsläppet av PAH i Björklinge

Man känner inte till någon stor förändring i kvaliteten på det utgående vattnet i Björklinge under våren 2021. Det har inte heller skett några reparationer i närtid, utöver lagningen av läckan på ledningssträcka B i december 2020. Det finns därför ingen anledning att tro att det skulle ha förelegat särskilda förhållanden i dricksvattenledningsnätet under våren 2021 som påverkat frisättningen av PAH, utöver lagningen av läckan på ledningssträcka B. De faktorer som skulle kunna öka på frisättningen av PAH från korrosionsskydden, utöver den frisättning som kan förväntas med tanke på rörens höga ålder, är därför framförallt kloreringen av vattnet och de låga syrekoncentrationer (anaeroba förhållanden) som

potentiellt skulle kunna finnas långt ut från vattenverket. En syremätare är beställd av Uppsala vatten,³⁴ med vilken man kommer kunna undersöka miljön vid olika punkter i ledningsnätet vidare. Inga stora förändringar har skett vad gäller pH och temperatur de senaste 30 åren. Förändringar i den hydrauliska regimen, exempelvis vid spolning, skulle kunna ha en påverkan på föroeningen i Björklinge. Reparation av rör skulle också kunna bidra till ökade koncentrationer av PAH. Enligt resultaten erhållna av Blokker et al. (19) borde man dock kunna se en gradvis minskning i halterna av PAH inom 40 dagar efter det att en reparation avslutats, om reparationen vore den huvudsakliga orsaken till föroeningen. Det är dock möjligt att tidsramen innan PAH-halterna minskar är annorlunda under svenska förhållanden jämfört med i Nederländerna.

För att jämföra effekten av klorering och potentiellt anaeroba förhållanden i Björklinges ledningsnät, användes resultaten från experimenten utförda av Maier et al. (7). Eftersom de redovisar total 13 EPA-PAH i sina resultat, går detta emellertid inte att relatera till Livsmedelsverkets gränsvärden för PAH4 eller BaP. Det är däremot möjligt att jämföra dem sinsemellan.



Figur 28: Total 13 EPA-PAH halt vid olika koncentrationer av fritt klor baserat på data från Maier et al. (7).. *P*-värdet för linjärregressionen är 0,057345 och regressionen är alltså inte statistiskt signifikant. Dock möjliggör ekvationen för linjen en grov uppskattning av potentiell PAH frisättning vid olika koncentrationer av fritt klor.

Figur 28 illustrerar en linjärregression, som utfördes på data från resultat erhållna av Maier et al. (7), för att möjliggöra uppskattningar av PAH koncentrationer vid andra koncentrationer av fritt klor än de experimentellt testade. Medelkoncentrationen av fritt klor på 0,08 mg/l, i utgående vatten från Björklinges vattenverk under 2020, ger en uppskattad total 13 EPA-PAH koncentration på 269 ng/l. Experimenten som gjordes på syrehalt i vattnet i studien utförd av Maier et al. (7) undersökte enbart helt syrefria förhållanden, medan syrehalten i Björklinges

³⁴ Muntlig kommunikation, Utredningsingenjör Dricksvatten på Uppsala Vatten.

ledningsnät för närvarande är okänd. Det är därför inte möjligt att jämföra effekten av klorering med effekten av olika syrekoncentrationer i Björklinges ledningar. Man kan däremot jämföra effekten av klorering med effekten av potentiellt syrefria förhållanden i Björklinges ledningsnät. Experimenten med desinfektionsmedel utfördes i fält, medan experimenten med anaeroba förhållanden utfördes i ett experimentellt ledningssystem, vilket dock försvårar en sådan jämförelse. Förutsatt att liknande PAH koncentrationer skulle kunna uppstå i fältexperimenten som i det experimentella ledningssystemet, samt att det är helt anaeroba förhållanden i vissa delar av Björklinges ledningsnät, kan man ändå anta att kloreringen skulle ha störst effekt. Detta eftersom den maximala halten av total 13 EPA-PAH uppmätt till följd av anaeroba förhållanden var 240 ng/l jämfört med den uppskattade medelhalten på grund av kloreringen i Björklinge på 269 ng/l. Denna slutsats styrks av att värdet för kloreringen är ett medelvärde, medan det för syrehalten är ett max-värde, samt att det troligen inte är helt anaeroba förhållanden i Björklinges ledningsnät. Det är oklart exakt hur stor del av ledningsnätet i fältförsöken utförda av Maier et al. (7) som är gjutjärnrör med korrosionsskydd innehållande stenkoltjära eller bitumen, men förmodligen inte hela.³⁵ Eftersom en potentiellt mindre andel gjutjärnrör förmodligen skulle leda till lägre halter av PAH, är det troligt att koncentrationerna inte blir högre i fältexperimentet än i det experimentella ledningssystemet. Detta styrker ytterligare hypotesen att kloreringen har en större påverkan på PAH-frisättningen än syrehalten i Björklinge.

Utan data på medelflöden i Björklinges ledningssystem är det svårt att uttala sig om hur de har förändrats över tid. Man kan dock tänka sig att effekten av gradvisa förändringar inte bör vara så stor eftersom biofilmen då får tid att anpassa sig. Hastiga förändringar av flödes hastigheterna, såsom vid spolning, har dock en tydlig effekt på PAH-frisättningen. Effekten av tryckvågor var betydligt högre än den av klor och syrebrist i experimenten utförda av Maier et al. (7). Spolningen vid undersökningarna i Björklinge kan därför mycket väl ha bidragit till en ökad PAH-frisättning. Höga koncentrationer av PAH lär också orsakas av stillastående vatten, så lite som 7h stillastående vatten kan ge väldigt höga nivåer av PAH (se Appendix 9.2, Tabell A2, för maximalt uppmätta värden i experimenten utförda av Maier et al. (7)).

Även reparation av ledningar kan ge upphov till frisättning av PAH enligt Blokker et al. (19). Det är dock svårt att jämföra effekten av detta med faktorerna från studien gjord av Maier et al. (7) eftersom det är olika PAH summor som uppmätts och redovisas, utöver att studierna inte är gjorda på samma ledningssystem eller ens med samma typ av korrosionsskydd.

Sammanfattningsvis är det troligt att reparationer och spolning av ledningarna kan ha orsakat frisättning av PAH i vattnet. Effekten av detta bör dock inte ha hållit i sig längre än exponeringstiden uppskattad av Blokker et al. (19) för reparationer, d.v.s. 40 dagar. Med tanke på detta bör inte de lagade läckorna i Björklinge i sig ha haft del i PAH-föroreningen i Björklinge våren 2021. Däremot kan själva ledningarna på ledningssträcka A och B fortfarande ha utgjort föroreningskällor, vilket är troligt med tanke på Uppsala Vattens arbete med att isolera föroreningen och den hydrauliska modellering som gjordes under våren 2021.

³⁵ 50% av rören i monitoreringssystemet var lagda innan 1972, därmed troligen gjutjärnrör med korrosionsskydd innehållande stenkoltjära eller bitumen. En "water supply zone" valdes ut för experimenten med desinfektionsmedel, detaljerna för denna framgår inte i artikeln.

Vad gäller effekten av klor jämfört med syrehalt är det troligt att klor har en större påverkan än syre, varför ett byte av gjutjärnsledningarna med fördel skulle kunna börja närmast vattenverket där klorhalterna är som högst. Detta skulle också få fördelen att eventuella PAH-föroreningar från dessa rör, som skulle nå många användare, åtgärdas först. En nackdel med en sådan strategi är att potentiella föroreningar till följd av reparationer, om de nya rören ansluts till äldre gjutjärnsrör som ännu inte hunnit bytas ut, också når fler användare. För att bättre kunna kvantifiera och rangordna effekten av desinfektionsmedel, syrehalt, spolning och reparationer krävs vidare studier där faktorerna jämförs utifrån samma förutsättningar.

6.2.5 Analys av användarprover med förhöjda PAH-koncentrationer i Björklinge

Då det noterats vissa brister i dokumentationen av ledningsmaterialet i Björklinge är det svårt att göra säkra tolkningar av PAH-halterna med avseende på detta. Vissa mönster går ända att ana. Där ledningarna på ledningssträcka A byttes ut är koncentrationerna av fluoranten och fenantren förhöjda (högre än 0,01 µg/l) vid de provtagningspunkter där vattnet passerat gjutjärnsledningar. Vid A5 och A6, dit vattnet transporteras från vattenverket via PVC-ledningar, är halterna av fluoranten och fenantren lägre än 0,01 µg/l. Vid alla punkter där fenantren och fluoranten är förhöjda har vattnet passerat genom ett gjutjärnsrör. BaP och PAH4 var endast otjänligt (högre än eller lika med 0,01 µg/l respektive 0,1 µg/l) vid ett prov taget vid A12. Anledningen till att provet var högt just där och då men inte annars är oklar. Eventuellt kan de initiala spolningarna under arbetet med att identifiera föroreningskällan ha bidragit till mobilisering av PAH.

Ett tydligt exempel på att förhöjda koncentrationer av PAH faktiskt kan observeras efter att vattnet passerat gjutjärnsledningar finns i Skuttunge. Vid provtagning i en spolpost strax efter att vattnet kommer in i Skuttunge från Björklinge vattenverk är vattnet likvärdigt det som går ut från vattenverket. Vid provtagning från dricksvattenkranen i en fastighet en bit nedströms är PAH koncentrationerna förhöjda och dessutom ökande över tid under våren och sommaren 2021. Mellan spolposten och fastigheten ligger ledningar av gjutjärn. Det vore därför möjligt att använda denna sträcka för vidare undersökningar av vad som kan påverka PAH-frisättningen, exempelvis genom mätningar av syrekoncentration, pH mm.³⁶

När översynen av ledningsmaterial i Björklinges ledningsnät är färdig skulle ytterligare analyser med avseende på rörens lokalisering, och eventuellt ålder i de fall den informationen finns tillgänglig, kunna utföras. Detta för att få ytterligare underlag för prioriteringen av i vilken ordning rören bör bytas ut.

³⁶ Uppsala Vatten har sedan denna studie gjordes börjat planera för att byta ut denna ledning. Vidare studier på sträckan kan därmed bli svåra att utföra.

6.3 Osäkerheter

En av de största osäkerheterna i resultaten ovan är bristen på studier om ämnet. Fynden är till största del baserade på studierna av Maier et al. (7) samt Blokker et al. (19), men inte replikerade av andra forskargrupper. Resultaten av Blokker et al. (19) bekräftar i viss mån resultaten från Maier et al. (7), dock är det svårt att kvantitativt jämföra faktorerna både inom och mellan experimenten eftersom de gjorda under olika förutsättningar och mäter olika parametrar (summor av PAH).

Ytterligare en felkälla är det faktum att man inte vet vilket korrosionsskydd som förekommer i gjutjärnsrören, varken i studien av Blokker et al. (19) eller i Björklinge. Appliceringen av resultaten från litteraturen sker alltså under antagandet att mekanismen bakom mobiliseringen av PAH är likvärdig för korrosionsskydd innehållande stenkolstjära och bitumen. Analysen i Björklinge har även försvårats av att översynen över ledningsmaterialet ännu inte var helt färdigställd vid tiden för detta projekt.

För analysen av den historiska vattenkvaliteten i Björklinge var provtagningsfrekvensen varierande från år till år och mellan olika parametrar. Vissa år saknades data för några av parametrarna. Djupare efterforskningar skulle kunna ge data för de saknade åren, men resultaten är ändå tillräckliga för att kunna visa på övergripande trender. Under perioden 1990–2021 har man även bytt vattenkälla och vattenverk i Björklinge. Det utgående vattnet från Sandviken har antagits motsvara utgående vatten från dagens vattenverk i historiska data.

6.4 Lärdomar efter PAH-föroreningen i Björklinge

Det finns flera lärdomar att ta med sig från händelseförloppet och hanteringen av PAH-föroreningen i Björklinge under våren 2021. Uppsala Vatten har utökat sitt ordinarie kontrollprogram för Björklinge och Skuttunge med oljeprover hos användare. En ytterligare ordinarie provplats har även lagts till i Björklinge vid A7.

Vid PAH-förorening bör nätet sektioneras och systematiskt spolat ut för att hålla koll på eventuell partikulär förorening. All spolning i äldre gjutjärnsrör bör ske varsamt för att inte orsaka mer erosion och frisättning av partiklar innehållande PAH. Det är svårt att möta båda dessa behov eftersom varsam spolning leder till sämre lyftkraft av partiklarna som man vill spola ur.

Eftersom föroreningen till största delen är partikulär är risken för att den urlakas till vattnet utan provokation, i form av mekaniska krafter eller påverkan av biofilmen, relativt låg. Endast användarprover bör användas som beslutsunderlag för eventuell åtgärd eftersom prover i brandposter inte ger värden som är representativa för dricksvattnet som når användarna.

Inför eventuella åtgärder som skulle kunna leda till förändrad vattenkvalitet bör behovet av åtgärden vägas mot potentiella konsekvenser i form av påverkan på biofilmen och frisättning av PAH från ledningarna. Om åtgärden ändå måste genomföras bör halterna av PAH övervakas noggrant.

6.5 Vidare undersökningar och frågeställningar

Vidare undersökningar skulle kunna göras för att få mer kunskap om PAH frisättning i ledningsnätet. Denna kunskap behövs för att ha en god grund att stå på när beslut tas om var förnyelse av ledningar bör prioriteras i ett ledningsnät. Nedan följer förslag på tänkbara vidare undersökningar.

6.5.1 Generella undersökningar

- Experiment för att jämföra effekten av klor- och syrehalt på mobiliseringen av PAH från äldre gjutjärnsrör, där resultaten är jämförbara och anpassade efter svenska dricksvattenförhållanden.
- Undersökning av påverkan av rörens ålder på frisättningen av PAH.
- Utredning av hälsoeffekterna av PAH i dricksvatten, liknande den av Blokker et al. (19), men för svenska förhållanden.
- Vidare undersökning av skillnaderna i PAH-mobilisering från stenkoltjära och bitumen.³⁷
- Djupare undersökning av vad som påverkar biofilmen och hur biofilmen påverkar det underliggande röret.
 - Effekten av PAH-degraderande bakterier.
 - Mikrobiologiskt inducerad korrosion.
- Djupare undersökning av vilka typer av renovering som kan anses eliminera problemen med PAH.

6.5.2 Undersökningar i Björklinge med omnejd

- Jämförelse av röret som togs bort från ledningssträcka A med rör i andra områden.
- Analys av PAH-koncentrationerna utifrån gjutjärnsledningarnas placering i dricksvattennätet på fler platser där mobilisering av PAH misstänks/har bekräftats.
- Undersökning av varför Uppsala Vatten inte observerat lika omfattande mängder av partikulärt material (bitar av korrosionsskydd) som andra VA-huvudmän i samband med PAH-föroreningarna.
 - Stämmer tesen att partiklarna förblir i botten av rören och därmed inte följer med upp i de högre belägna rören till användarna?
- Fältmätningar av olika parametrar, såsom klor- och syrehalt, i olika delar av ledningsnätet för att kunna avgöra hur parametrarna förändras med avståndet från vattenverket och om det påverkar risken för PAH-förorening.
- Undersökning av PAH halterna i Björklinges ändledning, där vattnet tenderar att vara mer stillastående.
 - Provtagning innan och efter ”night-stagnation” i utvalda sektioner.
 - Undersökning av eventuella lösningar
- Analys av PAH-koncentrationerna i Björklinge utifrån en fullständig och uppdaterad karta över gjutjärnsledningarna i dricksvattennätet.

³⁷ Det praktiska värdet av en sådan undersökning vore dock lågt i nuläget i och med att typen av korrosionsskydd i Uppsala Vattens äldre gjutjärnsledningar inte finns dokumenterat. För att en sådan undersökning ska vara givande krävs även utredningar för att ta reda på vilka typer av gjutjärnsledningar som går var.

- Provtagning av fenantren och fluoranten i ett ledningsnät där lokaliseringen av äldre gjutjärnsledningar är fastställd har föreslagits som vidare analys. Genom att analysera halterna av de mer lösliga typerna av PAH utifrån avståndet till äldre gjutjärnsledningar uppströms, skulle man eventuellt få ytterligare ett verktyg för att kunna lokalisera sektioner med risk för frisättning av PAH för vilka det finns gränsvärden (t.ex. BaP).³⁸
- Kostnadsanalys av att byta ut rör jämfört med reovering eller att avvakta med åtgärd. Hänsyn bör då tas till miljövinst, hållbarhet, läckage-kontroll, kostnad för vidare studier och potentiella hälsorisker.

6.5.3 Utveckling av potentiella nya rutiner

- Vid förnyelse av ledningsnätet kan provbitar kapas och analyseras för att bygga upp kunskapen om vad som händer med korrosionsskyddet i äldre gjutjärnsledningar.
- Provbitar kan kapas i samband med reparationer för att få ytterligare kunskap om effekten av åtgärdsarbete på äldre gjutjärnsrör vad gäller PAH-frisättning. Om det inte är möjligt att kapa en provbit bör skador på röret dokumenteras. Vattnet skulle sedan med fördel kunna analyseras nedströms lagningen en tid efter reparationsarbetet.
- Analys av PAH i dricksvatten nedströms reparerade ledningssträckor, för att öka kunskapen om åtgärdsarbetets påverkan på PAH-frisättning.³⁹
- Utveckling av pålitliga provtagningsmetoder för PAH i dricksvatten.
 - Jämförelse vid olika grad av spolning.
 - Tid på dygnet (olika värden beroende på eventuell stagnation).
 - Användarprover v.s. spolposter eller brandposter (högre värden av PAH jämfört med användarprover även i nyare brandposter?).
 - Utveckling av sektioneringsmetoder som kan användas vid provtagning för att lättare kunna spåra källan till föroreningen.
- Ta fram ett tydligare sätt att visualisera variationer i dricksvattnets PAH-koncentrationer över tid i ArcGIS.

³⁸ För ett tydligt samband mellan halterna av lösliga PAH och avståndet från en riskledning skulle dock alla andra vattenkvalitetsparametrar behöva vara konstanta och rören vara av samma typ och ålder. Under verkliga förhållanden skulle detta bli problematiskt. Metoden skulle däremot kunna användas för att få mer generella ledtrådar om vart det finns ledningar som riskerar att frisätta PAH4 eller BaP.

³⁹ Detta har införts som rutin vid läcklagning i Björklinge.

6.6 Etik

Tillgången till säkert dricksvatten är en nödvändighet för alla människor, det är inte något som kan väljas bort. De etiska implikationerna av dricksvattenföroreningar är därför högst påtagliga och dricksvattenproducenter har i och med detta ett stort ansvar att se till att vattnet är säkert att dricka. Detta ansvar blir ännu större i och med att både produktionen och distributionen av dricksvatten är sekretessklassade, vilket minskar gemene mans möjligheter till att få insyn i och kunna påverka kvaliteten på det vatten hen konsumerar.

När forskningen går framåt upptäcks allt fler ämnen som kan klassas som föroreningar, medan hälsoriskerna med redan kända ämnen blir tydligare. Med detta sagt bör dricksvattenproducenter göra sitt yttersta för att se till de föroreningar vi känner till i nuläget elimineras i största möjliga mån. Dels för att leva upp till konsumenternas tillit till ett säkert dricksvatten, men också för att försöka föregå eventuella framtida upptäckter av nya hälsorisker. På så sätt kan man arbeta preventivt och undgå framtida hälsorisker, samtidigt som man vinner ekonomiskt på att genomföra planerade renoweringar istället för att behöva ställa om snabbt vid nya tvingande upptäckter.

7 Slutsats

Utifrån resultaten från litteraturstudien samt data från Björklinge och Skuttunge går det att dra slutsatsen att PAH i dricksvattnet kan härledas till äldre gjutjärnsledningar med korrosionsskydd innehållande bitumen eller stenkols tjära. Graden av PAH-frisättning från ledningarna kan påverkas av en mängd olika faktorer. Reparationer och spolning av ledningarna kan ha haft en temporär påverkan på mobiliseringsgraden. Det är dock inte troligt att äldre läckor hade något samband med föroreningen i Björklinge under våren 2021, utöver genom att bidra till ackumuleringen av PAH-förorenat sediment. Ingen av de förändringar i dricksvattnets karaktär som skett i Björklinge sedan 1990 förefaller heller vara tillräckligt stora för att kunna antas vara den huvudsakliga orsaken till PAH-föroreningen. I Björklinge har troligen klorering en större påverkan på PAH-frisättning direkt från korrosionsskyddet än potentiellt låga syrekoncentrationer, varför ett eventuellt renoveringsarbete med fördel kan börja närmast vattenverket där klorhalterna är högst. Vidare studier krävs för att bättre förstå vilka faktorer som har störst påverkan på PAH-frisättningen och som därmed går att åtgärda innan man bytt ut de aktuella ledningarna för att minska risken för PAH-förorening.

Vid tidpunkten för den här studien ökade halterna av fluoranten och fenantren fortfarande på vissa platser i ledningsnätet även efter sektionering och avslutad renovering av etapp 1. Detta tyder på fler föroreningskällor än ledningen som byttes ut. Utöver frisättning från andra ledningar, skulle en bidragande orsak kunna vara att redan mobiliserade partiklar från ledningssträcka A och B ligger kvar i ledningsnätet och orsakar de förhöjda nivåerna. Det är dock inte troligt att detta skulle vara den enda orsaken till förorening i Björklinge i dagsläget, eftersom förhöjda halter av fenantren och fluoranten kunnat uppmätas även långt från den utbytta ledningen, exempelvis vid A16. Frisättning av PAH från korrosionsskyddet i äldre gjutjärnrör är också ett väldokumenterat fenomen. Alltså vore förekomsten av flera föroreningskällor inte ett orimligt antagande. Det är dock mycket möjligt att samma fenomen med bildande av PAH-förorenat sediment, som senare resuspenderas, förekommit även i andra delar av ledningsnätet med samma typ av ledningar.

Uppsala Vatten har efter erfarenheterna i Björklinge skärpt sina rutiner för övervakning av PAH-föroreningar. I tillägg till detta skulle provtagning för fler PAH än BaP och PAH4 med fördel kunna utföras på fler platser i ledningsnätet, inte bara i Björklinge, för att få en överblick över frisättningen av PAH i hela Uppsala Vattens nät. Det skulle också kunna vara fördelaktigt att göra riskanalyser för alla distributionsområden i kommunen.

Så länge den här typen av gjutjärnrör finns i ledningsnätet måste hänsyn tas till risken för PAH-förorening vid åtgärder såsom spolning eller ändrad vattenkvaliteten, till exempel förändrad klorhalt. Monitorering av PAH halter bör också alltid utföras i samband med den här typen av åtgärder. Spolning kan leda till att korrosionsskydd innehållande PAH slits loss, alternativt att förorenat sediment resuspenderas. Även biohuden kan påverkas negativt av spolning, liksom av ökad klorering, vilket kan leda till ökad frisättning av PAH direkt från korrosionsskyddet. Det är givetvis inte en långsiktigt hållbar lösning att avvakta med potentiella åtgärder, exempelvis spolning eller desinfektion, som skulle gynna kvaliteten på dricksvattenförsörjningen i övrigt. Man bör också minnas att korrosion fortfarande kan fortgå under biohuden och att biohuden bara är en barriär som hindrar produkterna från att nå vattnet. Halterna av PAH i Björklinges dricksvatten ligger i dagsläget under gränsvärden för användarprover och kan inte anses utgöra ett stort hälsomässigt problem. Föroreningen i

Björklinge är dock en påminnelse om att ledningarna åldras och att denna typ av problem kan komma att bli vanligare med tiden. För att åtgärda det underliggande problemet bör äldre typer av gjutjärnsledningar, med korrosionsskydd innehållande bitumen eller stenkols tjära, på sikt bytas ut eller renoveras i hela Uppsala Vattens dricksvattenledningsnät. Med tanke på hur stor del av ledningsnätet som består av sådana ledningar är detta ett enormt projekt som kommer att kräva stora investeringar, även om kostnaden bör vägas mot potentiella fördelar i form av miljövinster, hållbarhet, läckage-kontroll, kostnad för kontinuerlig provtagning och vidare studier samt potentiella hälsorisker. Den höga kostnaden och vidden av projektet gör att det inte är möjligt att byta ut alla aktuella ledningar samtidigt, man kommer istället behöva planera för ett mer långsiktigt förnyelsearbete. Man skulle då lämpligen kunna identifiera de mest akuta sektionerna för omedelbar åtgärd medan man noggrant monitorerar halterna av PAH i övriga delar av nätet för att kunna upptäcka och hantera nya sektioner med hög frisättning av PAH om de uppkommer.

Slutligen kan konstateras att frisättningen av PAH från denna typ av gjutjärnsledningar inte anses vara ett stort hälsomässigt problem i dagsläget. Med tanke på ledningarnas stigande ålder, begränsningar i kunskaperna om PAH och dess effekter, samt rekommendationerna från WHO, bör dock arbetet med att byta ut eller renovera äldre gjutjärnsledningar inte skjutas på framtiden. Detta arbete har relativt sett en hög prioritet inom Uppsala Vatten. För att använda förnyelsebudgeten så effektivt som möjligt behövs dock ökad kunskap om vilka ledningar som medför störst risk för PAH-frisättning. Uppsala Vatten bör därför undersöka möjligheterna till att tillsätta utredningsresurser för att löpande kunna arbeta vidare med detta på ett metodiskt och strategiskt sätt.

8 Referenser

1. Redelius, Per. 1999. *Asfaltboken: Bindemedel*. Asfaltskolan.
<https://asfaltboken.se/bindemedel/> (Hämtad 2021-07-31).
2. Biology Online. 2022. *Diffusion Definition*.
<https://www.biologyonline.com/dictionary/diffusion> (Hämtad 2022-10-16).
3. Britannica. 2022. *Separation and purification*.
<https://www.britannica.com/science/separation-and-purification/Separations-based-on-equilibria#ref619561> (Hämtad 2022-10-16).
4. Europeiska unionen. u.å. *Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa)*
https://european-union.europa.eu/institutions-law-budget/institutions-and-bodies/institutions-and-bodies-profiles/efsa_sv (Hämtad 2022-11-03).
5. Kemikalieinspektionen. 2022. *Ordlista*. <https://www.kemi.se/ovrigt/ordlista> (Hämtad 2022-10-16).
6. Trenchlesspedia. u.å. *Erosion*. <https://www.trenchlesspedia.com/definition/2652/erosion> (Hämtad 2022-11-02).
7. Maier, Matthias; Maier, Dietrich och Lloyd, Barry. 2000. Factors influencing the mobilisation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the coal-tar lining of water mains. *Water Research* 34(3): 773-786.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135499002304?via%3Dihub> (Hämtad 2021-07-01).
8. Maier, Dietrich; Maier, Matthias; Lloyd, Barry och Toms, Ian Peter. 1996. Research note: Remobilization of polynuclear aromatic hydrocarbons from the coal tar lining of water mains. *Ozone: Science & Engineering* 18(6): 517-519.
<https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/01919512.1997.10382860?needAccess=true> (Hämtad 2021-07-01).
9. Corrosionpedia. 2019. *Corrosion Definition*.
<https://www.corrosionpedia.com/definition/2/corrosion> (Hämtad 2022-10-16).
10. Alexander, Jan; Benford, Diane; Cockburn, Andrew et al. 2008. Polycyclic Hydrocarbons in Food – Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. *The EFSA Journal* 724: 1-114.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.724>
11. Kemikalieinspektionen. 2022. *Kort om POPs-förordningen*.
<https://www.kemi.se/lagar-och-regler/ytterligare-eu-regler/langlivade-organiska-fororeningar---pop/kort-om-pops-forordningen> (Hämtad 2022-10-16).
12. Sun, Kailun; Song, Yan; He, Falin; Jing, Mingyang; Tang, Jingchun och Liu, Rutao. 2021. A review of human and animals exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: Health

- risk and adverse effects, photo-induced toxicity and regulating effect of microplastics. *Science of The Total Environment* 773. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972100471X?via%3Dihub> (Hämtad 2022-10-16).
13. Borga. 2020. *Projektering - Vad innebär det?* <https://www.borga.se/faq/projektering/> (Hämtad 2022-10-16).
 14. Jacobsson, Torbjörn; Granvik, Margot; Lindgren, Åsa och Lundin, Carmita. 2003. *Stenkolstjära i asfaltmassor - Lägesrapport med råd och rekommendationer*. Svenska kommunförbundet och Vägverket. https://asfaltskolan.se/wp-content/uploads/Dokument/stenkolstjraiasfalt_sklgesrapport0305.pdf (Hämtad 2021-09-12).
 15. Andersson, Jan T och Achten, Christine. 2015. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds* 35(2-4): 330–354. <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10406638.2014.991042> (Hämtad 2021-07-01).
 16. Bourceret, Amélia; Leyval, Corinne; Faure, Pierre; Lorgeoux, Catherine och Cébron, Aurélie. 2018. High PAH degradation and activity of degrading bacteria during alfalfa growth where a contrasted active community developed in comparison to unplanted soil. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 29556–29571. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2744-1> (Hämtad 2022-10-16).
 17. NSVA. 2022. *Hårdhetsgrad: Dricksvatten*. <https://www.nsva.se/vatten-och-avlopp/dricksvatten/hardhetsgrad/> (Hämtad 2022-10-16).
 18. Rydell, David. 2021. Uppmaningen: Drick inte vattnet i Björklinge. *Uppsala Nya Tidning*. Uppsala Nya Tidning. 17 mars. <https://unt.se/nyheter/bjorklinge/artikel/uppmaningen-drick-inte-vattnet-i-bjorklinge/r3031z2r> (Hämtad: 2022-10-16).
 19. Blokker, E.J. Mirjam; van de Ven, Bianca M; de Jongh, Cindy M. och Slaats, P.G.G. (Nellie). Health implications of PAH release from coated cast iron drinking water distribution systems in the Netherlands. *Environmental Health Perspectives* 121(5):600–606. <https://doi.org/10.1289%2Fehp.1205220> (Hämtad 2021-07-01).
 20. DEVACE. 2017. *Alkappen* (version 1.3) [Mobilapp]. Miljökemigruppen. <https://play.google.com/store/apps/details?id=com.devace.johannesberghult.mkgwatercalculator&hl=da&gl=US> (Hämtad 2021-07-14).
 21. Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet. 2017. *Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/datablad-pah-20170518.pdf> (Hämtad 2021-07-02).
 22. Tillner, Jocelyn; Hollard, Caroline; Bach, Christina; Rosin, Christophe; Munoz, Jean-François; Dauchy, Xavier. Simultaneous determination of polycyclic aromatic

- hydrocarbons and their chlorination by-products in drinking water and the coatings of water pipes by automated solid-phase microextraction followed by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal och Chromatography A*. 1315: 36–46.
<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2013.09.047> (Hämtad 2021-07-05).
23. World Health Organization. 1998. Pentachlorophenol in Drinking-Water Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-Water Quality. Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. *Health Criteria and other supporting information*. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/pentachlorophenol.pdf?sfvrsn=3c173c85_4 (Hämtad 2021-07-02).
24. World Health Organization. 2003. Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. *Health criteria and other supporting information*. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/polyaromahydrocarbons.pdf?sfvrsn=f7cd2fc2_4 (Hämtad 2021-07-06).
25. Naturvårdsverket. 2009. *Riktvärden för förorenad mark*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5976-7.pdf> (Hämtad 2021-07-04).
26. LIVSFS 2017:2. *Livsmedelsverkets författningssamling*.
27. Uppsala Vatten. 2021. *Rekommendationen hävd i hela Björklinge*. 31 juli. <https://www.uppsalavatten.se/bjorklinge> (Hämtad 2021-07-31).
28. Alben, Katherine. 1980. Coal Tar Coatings of Storage Tanks. A Source of Contamination of the Potable Water Supply. *Environmental Science and Technology* 14(4): 468–470. <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es60164a014#> (Hämtad 2021-07-01).
29. Brandt, HCA och de Groot PC. 2001. Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research* 35(17): 4200–4207. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401002160?via%3Dihub> (Hämtad 2021-07-01).
30. Basu, D.K.; Saxena, J; Stoss, F.W.; Santodonato, J.I.; Neal, M.W. och Kopfler, F.C. 1987. Comparison of drinking water mutagenicity with leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from water distribution pipes. *Chemosphere* 16 (10-12): 2595–2612. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(87\)90318-3](https://doi.org/10.1016/0045-6535(87)90318-3) (Hämtad 2021-07-02).
31. Mårtensson, Helena; Malm, Annika; Sederholm, Bror; Sällström, Jan-Henrik och Trägårdh, Jan. 2018. *Framtidens hållbara VA-ledningssystem*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling. https://www.svensktvatten.se/contentassets/0dfc8061928d4757a8f816f66486b31e/svur_18-10a.pdf (Hämtad 2021-07-03).

32. Maier, Matthias; Maier, Dietrich och Lloyd, Barry och Karlsruhe, S. 2000. The role of biofilms in the mobilisation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the coal-tar lining of water pipes. *Water Science and Technology* 41(4-5): 279–285.
33. Abbot, C.; Abouzaid, H.; Achene, L.; Adams, J. och Adin, A. *Water quality for drinking: WHO guidelines*. Geneva: World Health Organization.
34. Tillner, J.; Bach, C.; Holland, C.; Rosin, C.; Munoz, J.F. och Dauchy, X. 2015. Occurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their chlorination by-products in drinking water and the coatings of pipes. Thompson, Clive; Gillespie, Simon och Goslan, Emma. *Disinfection By-products in Drinking Water*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 38–45.
35. van der Kooij, D. 2003. Managing regrowth in drinking-water distribution systems. Bartram, J.; Cotruvo, J.; Exner, M.; Fricker, C. och Glasmacher, A. World Health Organization. *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*. London: IWA Publishing. ISBN: 1 84339 025 6.
36. Read, J. och Whiteoak, D. 2003. *Shell Bitumen Handbook*. 5. uppl. London: ICE Publishing.
37. Lindley, E. 1997. Accounting for polycyclic aromatic hydrocarbons in public water supplies. *J CIWEM* 11: 119–125.
38. König Jerlmyr, A. och Luhr, K. 2020. *Inriktningsbeslut för Stockholm Vatten AB gällande ny huvudvattenledning mellan Norsborg och Alby*. Stockholm: Stockholms kommunstyrelse.
39. Bergstedt, Olof; Paxéus, Nicklas och Rydberg, Henrik. 1999. Polycykliska aromatiska kolväten. *Miljöföroreningar i dricksvatten*. VA-FORSK rapport 1999-2. Stockholm: VAV AB.
40. Schallinger, Hanna. 2014. Lyckad ledningsrenovering med CBI på slutspurten. *Scandinavian Society for Trenchless Technology*. <https://www.sstt.se/?cid=5> (Hämtad 2021-07-27).
41. Byggkatalogen. 2009. *Sprej ger snabb rörrenovering*. <https://byggkatalogen.bygggtjanst.se/nyheter/sprej-ger-snabb-rorrenovering/660/> (Hämtad 2021-07-31).
42. Sveriges Geotekniska Förening. 2019. *Undersökningar - PAH*. <https://www.fororenadeomraden.se/index.php/aemnen/pah> (Hämtad 2021-09-17).

9 Appendix

9.1 Klassificering av PAH

Tabell A1: Gruppindelning av de 16 vanligast undersökta PAH med tillhörande attribut. Gränsvärde vid vilket dricksvattnet anses otjänligt anges om tillgängligt.

Grupp (21)	PAH-förening (21)	Struktur (Antal ringar) (42)	Molekylvikt (g/mol) (42)	Vattenlöslighet (mg/l) (42)	Uppdelning	Gränsvärden i dricksvatten
PAH-L	Naftalen	2	128,2	31,8		
	Acenaften	3	152,2	4,01		
	Acenaftylen	3	154,2	2,57		
PAH-M	Fluoren	3	166,2	1,32		
	Fenantren	3	178,2	0,85		
	Antracen	3	178,2	$7,13 \cdot 10^{-2}$		
	Fluoranten	4	202,3	0,201		⁴⁰ 0,004 mg/l
	Pyren	4	202,3	0,106		
PAH-H	Benso(a)antracen	4	228,3	$1,16 \cdot 10^{-2}$		
	Krysen	4	228,3	$1,79 \cdot 10^{-3}$		
	Benso(b)fluoranten	5	252,3	$1,68 \cdot 10^{-2}$	PAH summa 4 (26)	0,10 µg/l (26)
	Benso(k)fluoranten	5	252,3	$4,84 \cdot 10^{-4}$		
	Benso(ghi)perylene	6	276,3	$1,86 \cdot 10^{-4}$		
	Indeno(123cd)pyren	6	276,3	$2,65 \cdot 10^{-4}$		
	Benso(a)pyren	5	252,3	$8,42 \cdot 10^{-4}$		0,010 µg/l (26)
	Dibenso(ah)antracen	5	278,4	$8,28 \cdot 10^{-4}$		

⁴⁰ Enligt WHO, som refererat i (Naturvårdsverket, 2017).

9.2 Sammanfattning av resultat från Maier et al. (7)

Tabell A2: Resultat från Maier et al. (7) för jämförelse av olika faktorer. Observera att koncentrationerna är uppmätta i antingen fältundersökningar, i ett experimentellt ledningssystem eller efter urlakning i flaska, vilket försvårar jämförelse.

Faktor	Maximalt uppmätt värde totalt 13 EPA-PAH [ng/l]	Medelvärde PAH [ng/l]	Experimenttid [dagar]	Återhämtningstid (till PAH under detektionsgränsen) [dagar]	Kommentar
Klor (fältexperiment)	357	229	16	Ca 15	Konc. ca 0.3 mg/l.
Klordioxid (fältexperiment)	626	313	10	Ca 34 ⁴¹	Konc ca 0.4 mg/l.
Syrebrist (Experimentellt ledningssystem)	240	-	Ca 28	Ca 15 ⁴²	
pH (Experimentellt ledningssystem)	115	-	-	-	pH sänkning från 7 till 3.
Inget flöde (Experimentellt ledningssystem)	135000	-	Ca 36	Ca 15 ⁴³	
Tryckvåg (Experimentellt ledningssystem)	1123	-	-	-	Efter 4 tryckvågor på 4,5-7 bar. Max BaP konc. 68 ng/l.
Urlakning (Experiment i flaskor)	6100*	-	1	-	*16 EPA-PAH Urlakning utan biofilm.

⁴¹ Från graf i Maier et al. (7)

⁴² Från graf i Maier et al. (7)

⁴³ Från graf i Maier et al. (7)

9.3 Sammanfattning av vilka PAH som ingår i labbsvar

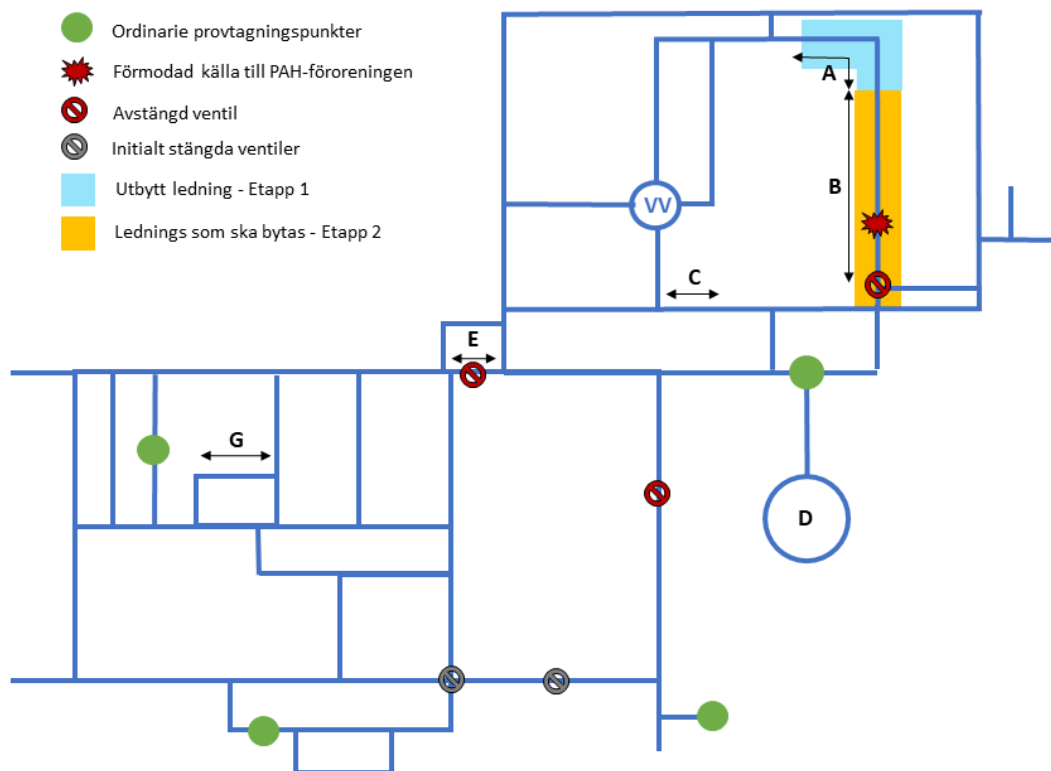
Tabell A3: Sammanfattning över de PAH som ingår i summor förekommande i labbsvar.

PAH summa 16	PAH summa 11	PAH summa 4	PAH summa cancerogena	PAH summa övriga	PAH summa L	PAH summa M	PAH summa H
Naftalen	Fenantren	Benso(b)-fluoranten	Benso(a)-antracen	Naftalen	Naftalen	Fluoren	Benso(a)-antracen
Acenaften	Antracen	Beno(k)-fluoranten	Krysen	Acenaften	Acenaften	Fenantren	Krysen
Acenaftylen	Fluoranten	Benso(ghi)-perylene	Benso(b)-fluoranten	Acenaftylen	Acenaftylen	Antracen	Benso(b)-fluoranten
Fluoren	Pyren	Indeno(123cd)-pyren	Beno(k)-fluoranten	Fluoren		Fluoranten	Beno(k)-fluoranten
Fenantren	Benso(a)-antracen		Indeno(123cd)-pyren	Fenantren		Pyren	Benso(ghi)-perylene
Antracen	Krysen		Benso(a)pyren	Antracen			Indeno(123cd)-pyren
Fluoranten	Benso(b)-fluoranten		Dibenso(ah)-antracen	Fluoranten			Benso(a)-pyren

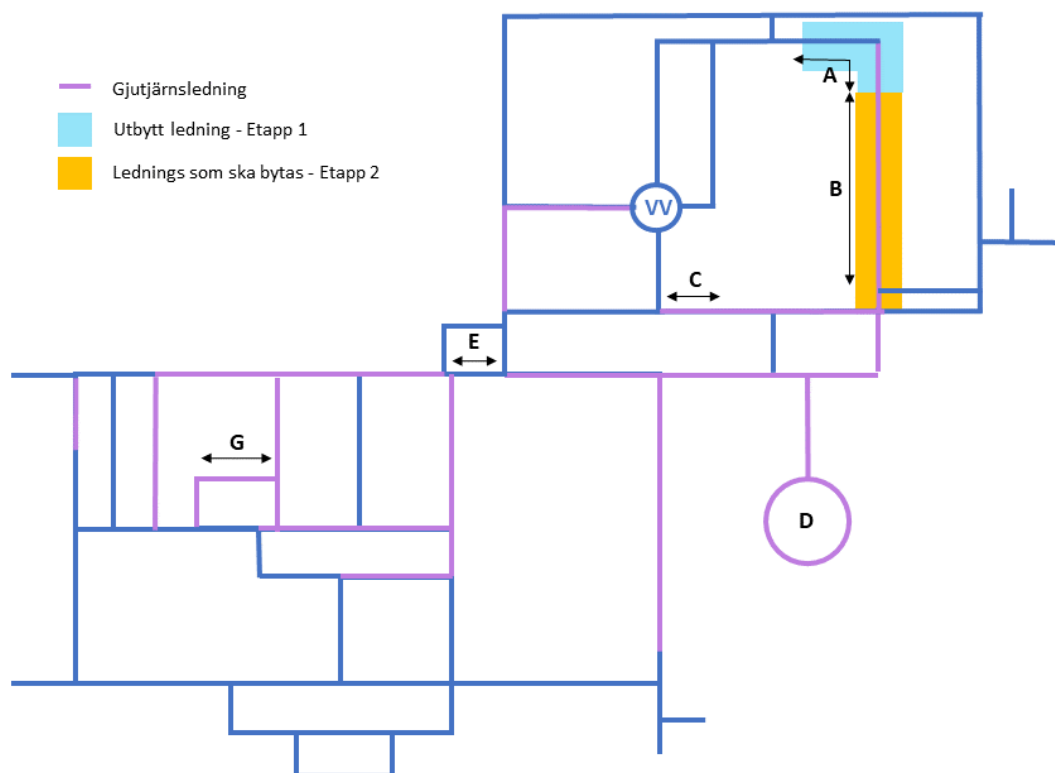
Pyren	Beno(k)-fluoranten			Pyren			Dibenso(ah)-antracen
Benso(a)-antracen	Benso(ghi)-perylene			Benso(ghi)-perylene			
Krysen	Indeno(123cd)-pyren						
Benso(b)-fluoranten	Benso(a)-pyren						
Beno(k)-fluoranten							
Benso(ghi)-perylene							
Indeno(123cd)-pyren							
Benso(a)-pyren							
Dibenso(ah)-antracen							

9.4 Kartor

9.4.1 Översikt



Figur A1: Översiktskarta Björklinge. De initialt stängda ventilerna var stängda från 2021-03-04 till 2021-03-18. De stängda ventilerna refererar till läget från och med 2021-03-18. I skrivande stund (juli 2021) var dessa ventiler fortfarande stängda. De ledningar som bytts ut samt som kommer att bytas ut är markerade med turkost respektive orange i kartan.



Figur A4: Översikt över dricksvattennätet i Björklinge, med gjutjärnsledningsnätet markerat i enlighet med data tillgänglig 2021-07-26. De ledningar som bytts ut samt som kommer att bytas ut är markerade med turkost respektive orange i kartan.

9.5 Resultat av analys på borttaget rör ledningssträcka A

Tabell A4: Sammanfattning över analysresultaten från spolningarna av det borttagna röret från ledningssträcka A.

ELEMENT	SAMPLE	Spol 1: 1427-1	Spol 2: 1427-2	Spol 3: 1427-3
<i>Sampling Date</i>		2021-05-26	2021-05-26	2021-05-26
Naftalen	µg/L	<0,030	<0,030	<0,030
Acenaftylen	µg/L	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	µg/L	0,051	0,033	0,045
Fluoren	µg/L	0,144	0,08	0,136
Fenantren	µg/L	6,62	4,19	10,1
Antracen	µg/L	1,38	0,896	2,04
Fluoranten	µg/L	17,1	15,5	34,1
Pyren	µg/L	11,2	10,3	22,6
Bens(a)antracen	µg/L	8,46	8,17	18,2
Krysen	µg/L	7,95	8,14	17,7
Bens(b)fluoranten	µg/L	8,76	10,3	21,7
Bens(k)fluoranten	µg/L	2,78	3,08	7,98
Bens(a)pyren	µg/L	5,36	6,3	13,4
Dibens(a,h)antracen	µg/L	1,05	1,15	2,78
Bens(g,h,i)perylen	µg/L	2,44	3	5,94
Indeno(1,2,3,cd)pyren	µg/L	2,86	2,93	9,12
Summa PAH16	µg/L	76,2	74,1	166
Summa cancerogena PAH	µg/L	37,2	40,1	90,9
Summa övriga PAH	µg/L	38,9	34	75
Summa PAH L	µg/L	0,051	0,033	0,045
Summa PAH M	µg/L	36,4	31	69
Summa PAH H	µg/L	39,7	43,1	96,8
Uppslutning		Ja	Ja	Ja
Ca, kalcium	mg/L	34,9	35,8	34,4
Fe, järn	mg/L	118	39	40,8
Mg, magnesium	mg/L	9,97	10,6	10,2
Mn, mangan	µg/L	590	200	245
Si, kisel	mg/L	10,7	8,2	7,86

Tabell A5: Översikt över resultaten från analys av en bit av det rör som byttes ut på ledningssträcka A under våren 2021.

Parameter	Resultat	Enhet
Krossning	Ja	
Malning	Ja	
Fe	287000	mg/kg
Mn	230	mg/kg
Ca	1090	mg/kg
Mg	48,6	mg/kg
Si	562	mg/kg
Naftalen	<0.050	mg/kg
Acenaftylen	0,073	mg/kg
Acenaften	2,12	mg/kg
Fluoren	6,09	mg/kg
fenantren	164	mg/kg
Antracen	31,4	mg/kg
Fluoranten	265	mg/kg
Pyren	168	mg/kg
Bens(a)antracen	110	mg/kg
Krysen	101	mg/kg
Bens(b)fluoranten	107	mg/kg
Bens()fluoranten	38,2	mg/kg
Bens(a)pyren	62,2	mg/kg
Dibens(ah)antracen	7,4	mg/kg
Bens(ghi)perylen	17,8	mg/kg
Indeno(123cd)pyren	22,7	mg/kg
PAH, summa 16	1100	mg/kg
PAH, summa cancerogena	450	mg/kg
PAH, summa övriga	650	mg/kg
PAH, summa L	2,2	mg/kg
PAH, summa M	630	mg/kg
PAH, summa H	470	mg/kg