

Helldén Environmental
Engineering AB

Fördjupad riskbedömning avseende PFAS- förorening vid FMTS i Halmstad

Försvarmakten, Miljöprövningsenheten



2022-12-15

Dokumenttitel: Riskbedömning avseende PFAS-förorening vid FMTS i Halmstad

Uppdragsgivare: Försvarsmakten Miljöprovningseenheten

Datum: 2022-11-17, reviderad 2022-12-15

Upprättad av: Jonny Bard
0733 – 210292
jonny@hellden-environmental.se

Granskad av: Johan Helldén
0733 – 210294
johan@hellden-environmental.se

Andreas Carlsson
andreas@hellden-environmental.se

Jakob Slottner
jakob@hellden-environmental.se

**Helldén Environmental
Engineering AB**

www.hellden-environmental.se

Organisationsnr: 556895–5842

INNEHÅLL

1	Inledning	5
1.1	Bakgrund och syfte	5
1.2	Omfattning	6
1.3	Avgränsningar	7
2	Områdesbeskrivning	7
2.1	Översikt	7
2.2	Geologiska och stratigrafiska förhållanden	9
2.3	Hydrogeologiska förhållanden	13
2.4	Ytvattenförhållanden	15
3	Föroreningssituationen vid FMTS i Halmstad	16
3.1	Allmänt	16
3.2	PFAS i jord	16
3.3	PFAS i grundvatten	21
3.4	Uppskattning av transporthastighet och mängd PFAS	37
3.5	PFAS i ytvatten	38
4	Förutsättningar för riskbedömningen	42
4.1	Övergripande åtgärds mål	42
4.2	Områden av betydelse för risksituationen	43
4.3	Problembeskrivning och konceptuell modell	43
4.3.1	Föroreningar och föroreningskällor	44
4.3.2	Spridningsvägar	45
4.3.3	Exponeringsvägar	45
4.3.4	Skyddsobjekt	47
4.3.5	Konceptuell modell	50
5	Riskbedömning	52
5.1	Allmänt om risk	52
5.2	Riskbedömningsmetodik	52
5.2.1	Syfte och angreppssätt	52
5.2.2	Oacceptabel risk och riskkvot	53
5.2.3	Representativ halt	53
5.3	Gränsvärden, riktvärden och jämförvärden	53
5.3.1	Dricksvatten	53
5.3.2	Mark, grundvatten och ytvatten	54
5.3.3	Nya rikt- och jämförvärden	55
5.3.4	Platsspecifika riktvärden för jord	58
5.4	Representativa PFAS-halter i jord	58

5.5	Bedömning av hälsorisker	60
5.5.1	Människor som arbetar inom de PFAS-förorenade områdena på FMTS	60
5.5.2	Människor i omgivningen	61
5.6	Bedömning av miljörisker	64
5.6.1	Terrestra ekosystem (markmiljö, däggdjur och fåglar)	64
5.6.2	Akvatiska ekosystem (ytvatten)	65
5.6.3	Grundvatten som naturresurs	68
6	Slutsatser och behov av riskreduktion	70
7	Osäkerheter	72
8	Utredningsbehov	73
	Referenser	74

Bilagor

Bilaga 1: Beräkningsmetod för grundvattenflöde/partikeltransport.

Bilaga 2: Beräkning av mängd PFAS/PFOS i jord och grundvatten, FMTS i Halmstad.

Bilaga 3: Platsspecifika riktvärden

Bilaga 4: Beräkning av UCL-värden för jord vid brandövningsplatsen på FMTS

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund och syfte

Försvarmakten har låtit genomföra en rad miljötekniska undersökningar och en åtgärdsutredning avseende PFAS-föreningarna vid FMTS under åren 2013-2022. I åtgärdsutredningen konstateras att det inte finns en enskild åtgärdslösning för att efterbehandla PFAS-föreningarna vid FMTS i Halmstad. Istället behöver olika åtgärdsmetoder kombineras för att uppnå föreslagna åtgärds mål. I åtgärdsutredningen konstaterades även att kompletterande undersökningsinsatser behövs för att kunna genomföra föreslagna åtgärds lösningar. Bland annat rekommenderades en detaljavgränsning av PFAS-föreningarna i jord och kartläggning av jordlagerföljder vid brandövningsplatsen på FMTS, samt en avgränsning av PFAS-plymen/plymerna i grundvattnet och bestämning av grundvattenyttnivå och dess variation över tid (Helldén Environmental Engineering AB 2020, FM2016-14353:39). Förvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM) har förutom ovan nämnda kompletteringar även efterfrågat, fastställande av övergripande åtgärds mål, behov av riskbedömning (samlad riskbedömning) och bedömning av åtgärds behov (Skrivelse FIHM2020-1208-2, 2021-06-10).

Helldén Environmental Engineering AB har på uppdrag av Försvarmaktens Miljöprovningss enhet utfört föreliggande fördjupad/samlad riskbedömning avseende PFAS-föreningarna vid Försvarmaktens tekniska skola (FMTS) i Halmstads kommun. Uppdraget har även omfattat en uppdaterad tolkning/beskrivning av föroreningssituationen baserad på en kompletterande undersökning av jord och grundvatten utförd av en Niras Sweden AB under våren 2022 (Niras 2022), samt revidering av de övergripande åtgärds målen.

Den kompletterande undersökningen vid brandövningsplatsen på FMTS omfattade följande moment:

- Detaljavgränsning av PFAS i jord i yttled.
- Provtagning och analys av PFAS i jord (djupa borrhinar) för att få en bättre bild av PFAS-utbredningen i djupled.
- Kartläggning av jordlagerföljder.
- Provtagning och analys av PFAS i befintliga grundvattenrör vid FMTS, samt synkron lodning av grundvattenyttnivåerna och mätning av grundvattenyttnivåer med tryckgivare (divers) under en period av ca 4 månader.

Riskbedömningen baseras på följande undersökningar och utredningar vid FMTS:

- Niras (2014a) Miljöteknisk markundersökning FMTS, Halmstad Undersökning rörande PFC:er i jord, grund- och ytvatten. Niras 2014-02-06.
- Niras (2014b) Provtagning av släckvatten vid Nyårsåsens brandövningsplats och brandövningsplatsen vid FMTS, Halmstad. Försvarmakten/Miljöprovningss enheten, Niras 2014-02-19.

- Niras (2014c) Provtagning av vatten vid Nyårsåsens brandövningsplats och brandövningsplatsen vid FMTS, Halmstad. Niras 2014-07-03.
- FM2016-14353:3. Kompletterande MTU avseende PFAS kring Försvarmaktens brandövningsplatser i Halmstad. Niras 2016-10-25.
- FM2016-14353:4. MTU inför nybyggnation av övningsanordning i Halmstad. Niras 2017-01-31.
- FM2016-14353:6. PM – Provtagning av PFAS i räddningsfordon, FMTS Halmstad. Niras 2017-04-21.
- FM2016-14353:7. Brunnsinventering Halmstad. Provtagning med avseende på PFAS vid Halmstad flygplats, f.d. F 14 Halmstad, samt Nyårsåsen. Niras 2018a.
- FM2016-14353:7. Översiktlig miljöteknisk undersökning med avseende på PFAS vid FMTS och Nyårsåsen. Provtagning av mark och brunnsvatten. Niras 2018b.
- FM2016-14353:11. Utredning av PFAS i jord, grundvatten, ytvatten och sediment kring Försvarmaktens brandövningsplatser (FMTS och Nyårsåsen) i Halmstad. Niras 2019-02-21.
- FM2016-14353:39. Åtgärdsutredning avseende PFAS-förorening vid FMTS i Halmstad. Helldén Environmental Engineering AB 2020-12-14.
- FM2016-14353:38. Utredning av PFAS i grundvatten och ytvatten vid FMTS Halmstad. Niras 2020.
- Niras (2022) Miljöteknisk markundersökning FMTS - Kompletterande undersökningar avseende PFAS. Niras 2022-06-14.

1.2 Omfattning

Den fördjupade riskbedömningen är i tillämpliga delar utförd i enlighet med det tillvägagångssätt som redovisas i Naturvårdsverkets rapport nr. 5977 "Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning" (NV 2009), samt SGI-rapporterna "Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten" (SGI 2015) och "Riktvärden för PFAS i mark och grundvatten" (SGI remissversion 2022-05-31).

Riskbedömningen har omfattat följande moment:

- Områdesbeskrivning (geologiska, stratigrafiska och hydrogeologiska förhållanden, samt föroreningsituationen i jord, grund- och ytvatten)
- Revidering av övergripande åtgärds mål
- Upprättande av problembeskrivning och konceptuell modell
- Exponeringsanalys
- Effektanalys
- Riskkaraktärisering
- Behov av riskreduktion och efterbehandling

1.3 Avgränsningar

Riskbedömningen har avgränsats till att endast omfatta PFAS som härrör från brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS.

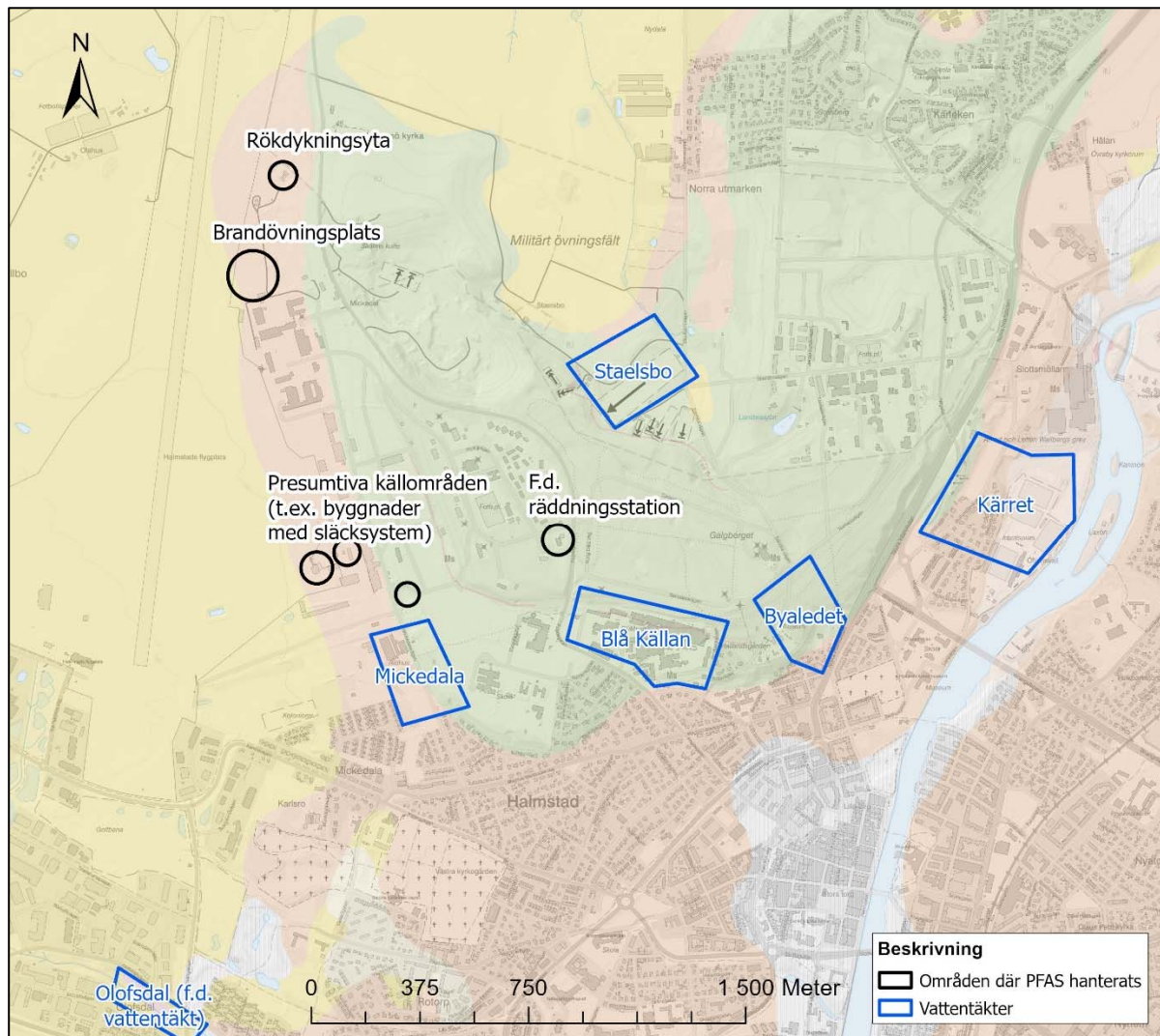
2 OMRÅDESBESKRIVNING

2.1 Översikt

Figur 1 utgörs av en områdeskarta som visar lokaliseringen av FMTS och Halmstad flygplats med presumtiva källområden för PFAS (rökdykningsyta, brandövningsplats, övningsbanan, den f.d. räddningsstationen och byggnader med fasta släcksystem), samt ungefärligt läge för de kommunala vattenverk som finns i närområdet. FMTS är belägen norr om centrala Halmstad.

Halmstads dricksvatten, dagvatten och avloppsvatten hanteras av Laholmsbuktens Vatten och Avlopp (LBVA) som är ett kommunalt bolag samägt av Laholms kommun och Halmstads kommun. Det finns ett antal kommunala vattenverk i närområdet kring FMTS som försörjer Halmstad med dricksvatten (figur 1). Det finns även en reservvattentäkt vid sjukhuset som kallas Blå Källan.

Utbildningsverksamhet pågår fortlöpande vid Försvarmaktens tekniska skola (FMTS) i Halmstad, bl.a. i form av släckövningar vid brandövningsplatsen som är utrustad med betongplatta och anordningar för att samla upp och rena släckvattnet. Brandövningsverksamheten är tillfälligt pausad i väntan på ombyggnad/utbyte av brandövningsplattor, ledningar m.m. under hösten/vintern 2022.

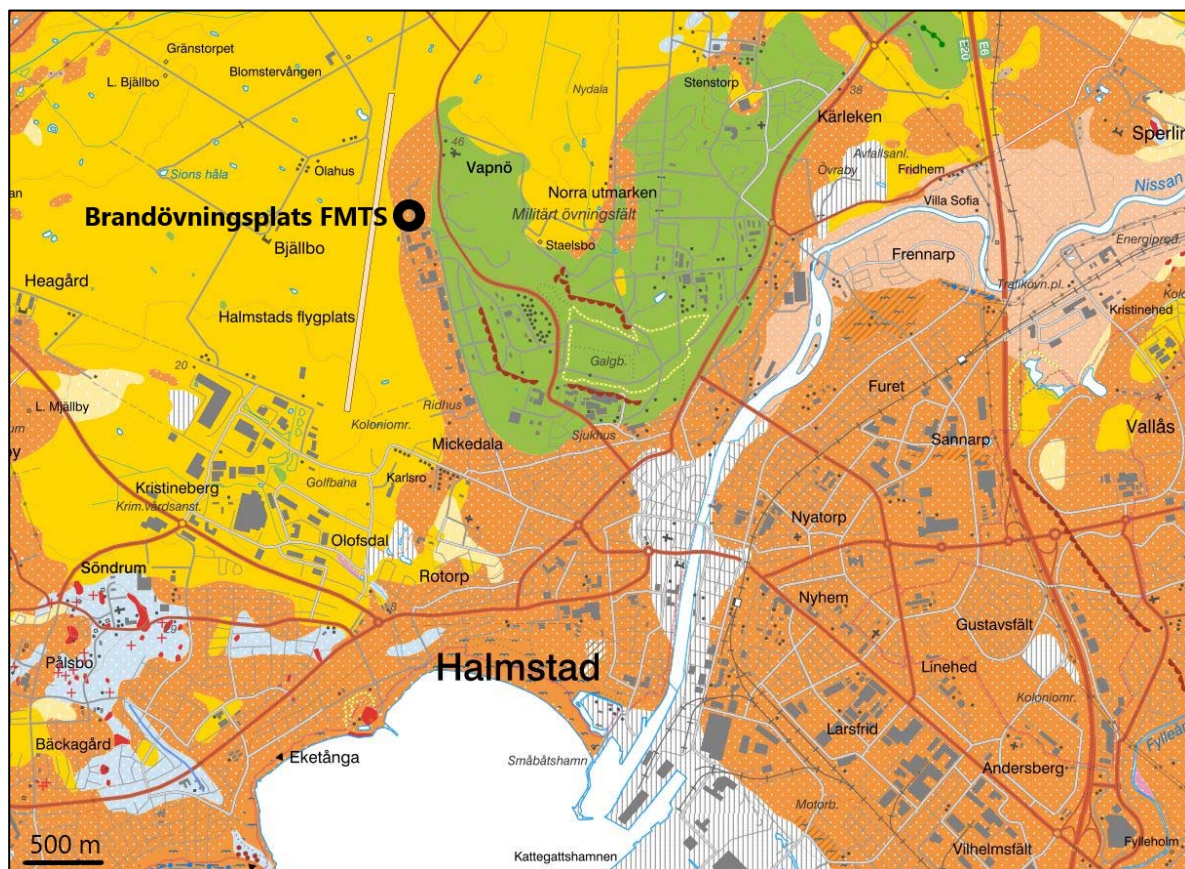


Figur 1. Översiktskarta över FMTS och Halmstad flygplats med kommunala vattenverk/vattentäkter, Galgberget och potentiella källområden för PFAS-förorening utmärkta

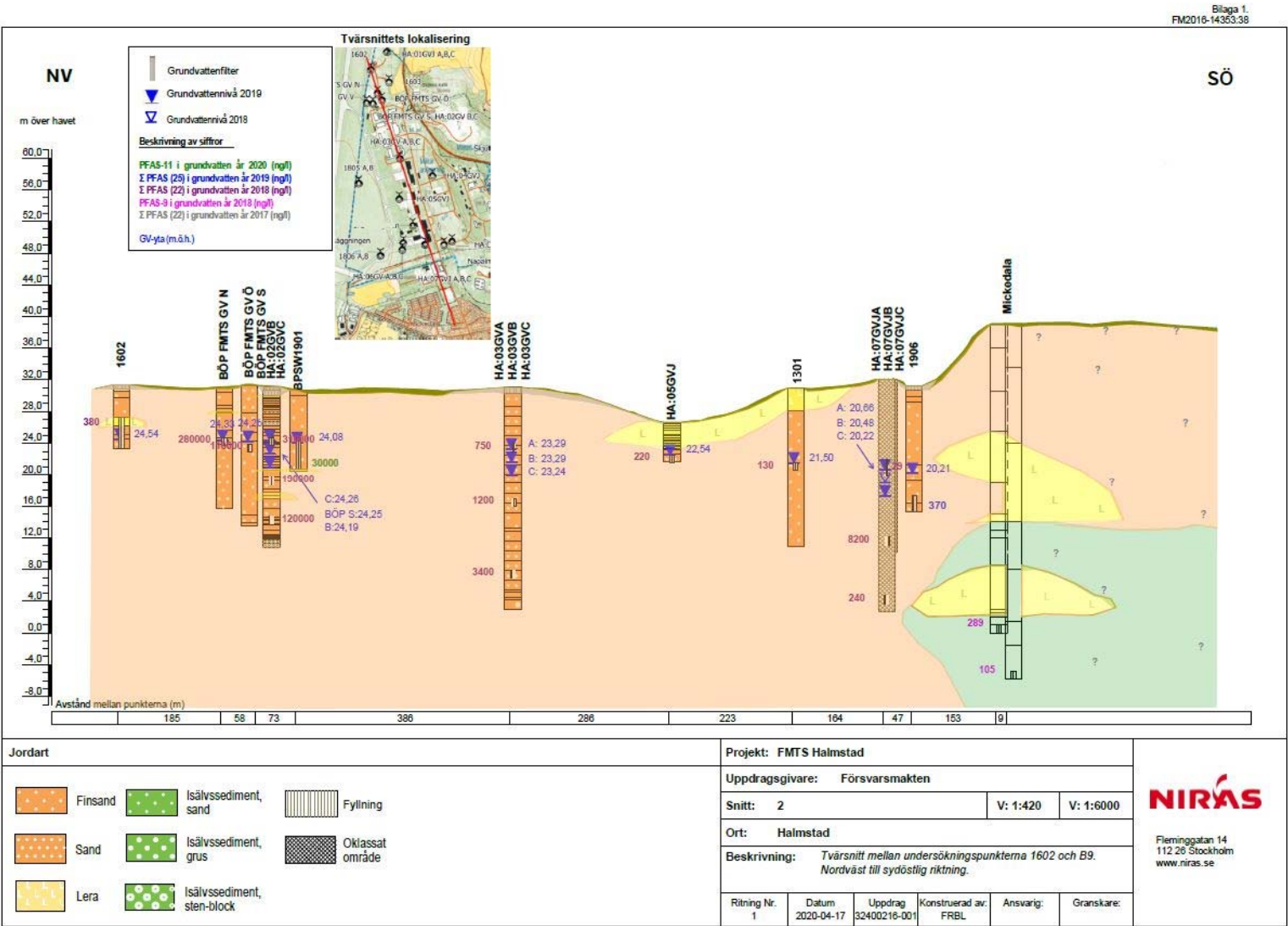
2.2 Geologiska och stratigrafiska förhållanden

FMTS är beläget på en isälvsavlagring, Galgberget, som till stor del består av glacifluvialt material (sand och grus). Väster därom i riktning mot Halmstad flygplats finns ett område med postglacial sand som ännu längre västerut övergår i glacial lera, vilken täcker stora delar av flygplatsen. Galgberget utgörs av ett mäktigt randdelta uppbyggt av grus och sand och med ett antal strandlinjer utroderade på sluttningarna. I nordvästra delen av isälvsavlagringen vid Galgberget, i norra delen av Halmstad, har provborrningar utförts ned till 77 meters djup vid vilket berggrundsytan påträffades (SGU 2006). Vid FMTS och Halmstads flygplats täcks grus- och sandavlagringen av svallsand och leror i riktning mot Söndrum, beläget ca 5 km sydväst om FMTS. Under Vapnöfältet, beläget norr om FMTS, finns ca 5–15 meter mäktiga avlagringar av sand och grus. Ett utdrag ur SGU:s jordartskarta för området vid FMTS visas i figur 2.

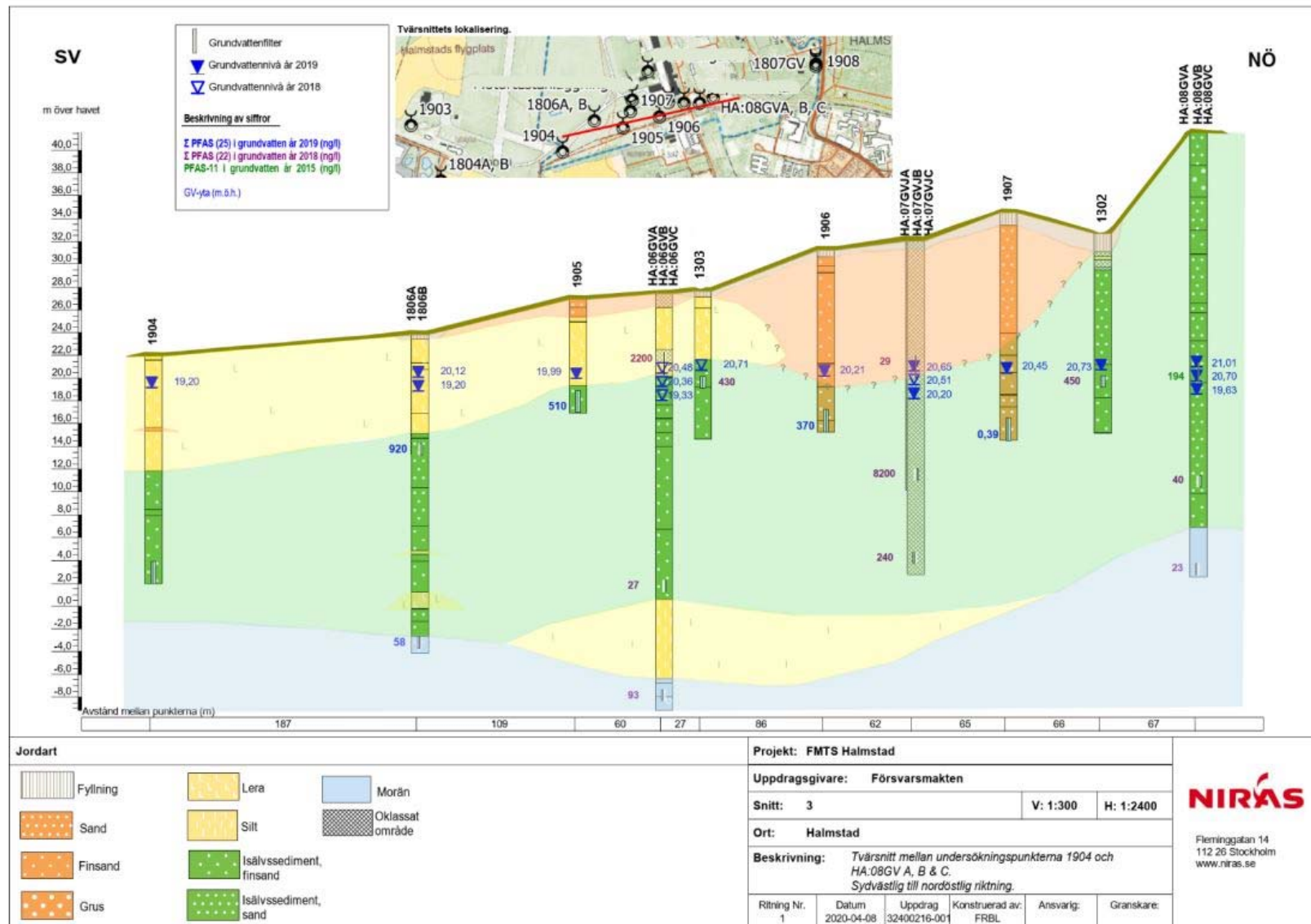
Brandövningsplatsen vid FMTS är belägen på postglacial finsand-mellansand med inslag av mindre skikt i form av silt, lerig silt, och siltig lera. Översta metern utgörs av fyllning. Jorddjupet vid brandövningsplatsen är ca 20 meter. Jorddjupet vid Mickedala vattenverk, beläget ca 1,5 km söder om brandövningsplatsen, är ca 48 m och jordlagren utgörs överst av grus (0-5 m) följt av sand (5-17 m), lera (17-23 m), sand (23-27 m), lera (27-28 m) och grus (28-48 m). Uttag av råvatten sker i gruslagret på ca 45 meters djup under markytan. I figur 3-5 visas tvärsnitt med bedömda jordarter baserade på utförda borrningar vid FMTS.



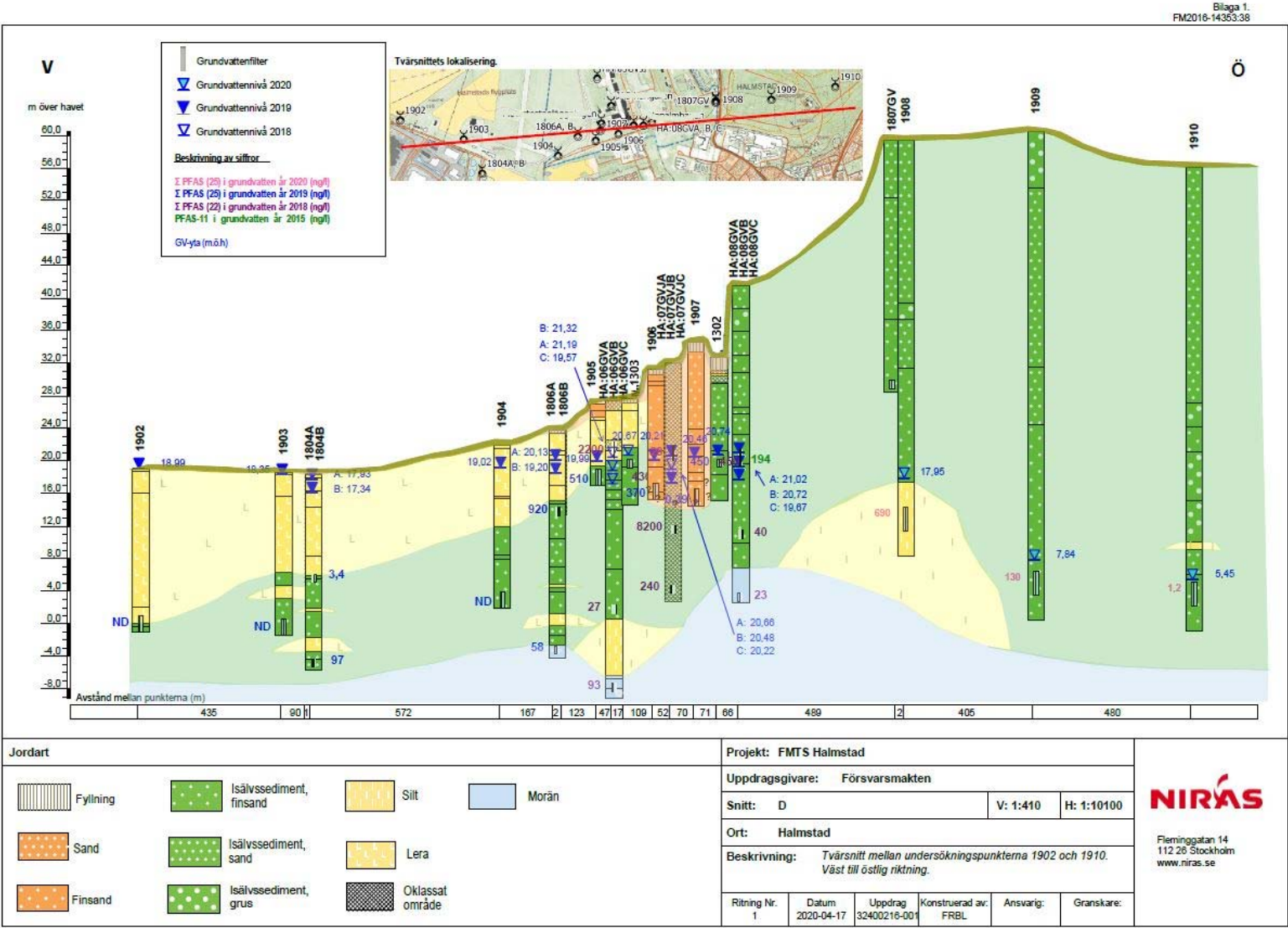
Figur 2. Utdrag ur SGU:s jordartskarta. Gult= glacial lera, orange= postglacial sand, grönt= isälvsediment, blått= sandig morän, ljusbrunt= älvsediment (sand) (<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>).



Figur 3. Översiktlig geologisk modell för FMTS med bedömd jordart i tvärsnitt i nord-sydlig riktning. Figur från Niras (2020/FM2016-14353:38).



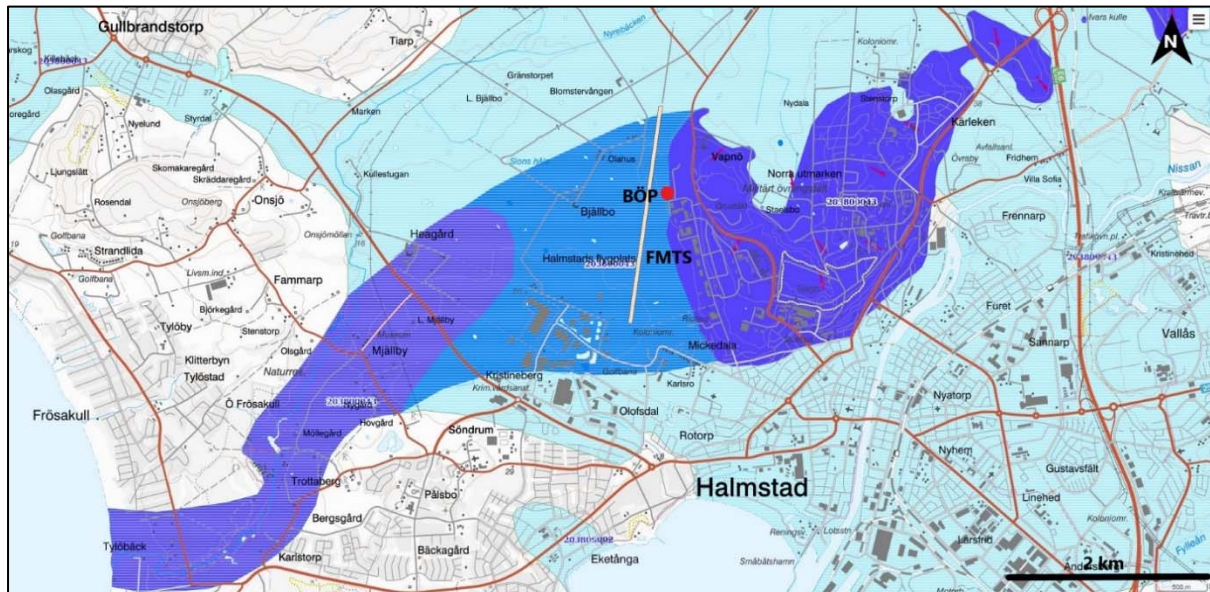
Figur 4. Översiktlig geologisk modell för södra delen av FMTS med bedömd jordart i tvärsnitt i väst östlig riktning. Figur från Niras (2020/FM2016-14353:38).



Figur 5. Översiktlig geologisk modell för södra delen av FMTS med bedömd jordart i tvärnitt i väst östlig riktning. Figur från Niras (2020/FM2016-14353:38).

2.3 Hydrogeologiska förhållanden

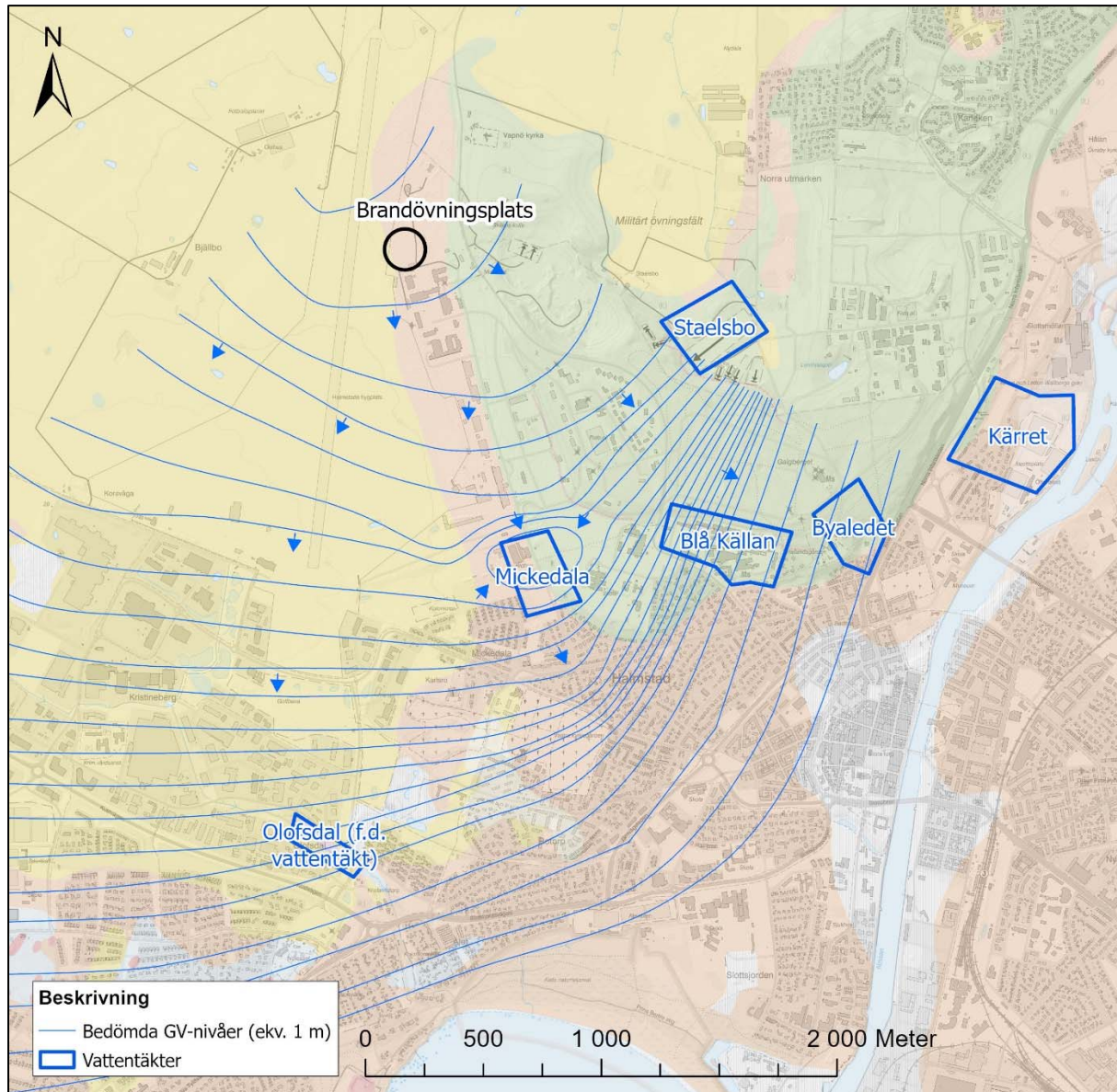
Möjligheterna till uttag av grundvatten vid Galgberget, öster om FMTS, är mycket goda, i genomsnitt 25-125 l/s, det vill säga ca 2 000 – 10 000 m³/d. En översiktlig plankarta över grundvattenmagasinet kring FMTS i Halmstad och uttagsmöjligheter av grundvatten visas i figur 6. Av figuren framgår även lokaliseringen av brandövningsplatsen vid FMTS.



Figur 6. Grundvattenmagasin i jordlager. Översiktlig grundvattenströmning markeras med röda pilar. Uttagsmöjligheter av grundvatten visas (Ljusblå 1-5 l/s, blå 5-25 l/s, mörkblå 25-125 l/s). Streckade fält markerar de områden där tätande jordarter överlagrar grundvattenmagasinet. Brandövningsplatsen (BÖP) är markerad med en röd cirkel. Kartunderlag från SGU (<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-grundvattenmagasin.html>).

Uttag av grundvatten för dricksvattenändamål sker i de kommunala vattenverken Mickedala, Staelsbo, Byaledet, Kärret, Blå källan (Galgberget) och Söndrum (väster om FMTS), vilka förser Halmstad med dricksvatten. Ungefärlig lokalisering av vattentäkterna framgår av figur 1 och 7.

I figur 7 visas också tolkade/interpolerade strömningar för grundvattnet vid FMTS. Interpolationen är baserad på synkrona lodningar som utförts under år 2020 (Niras 2020/ FM2016-14353:38). För de övre delarna av grundvattenmagasinet visar interpolationen att den övergripande grundvattenströmningen sker från norr till söder. Från brandövningsplatsen rör sig grundvattnet sannolikt både i riktning mot sydsydväst och mot sydsydväst. För djupare delar av grundvattenmagasinet finns färre möjliga punkter att interpolera, men baserat på tillgängliga punkter rör sig grundvattnet troligen mera åt syd-sydost än mot sydsydväst.

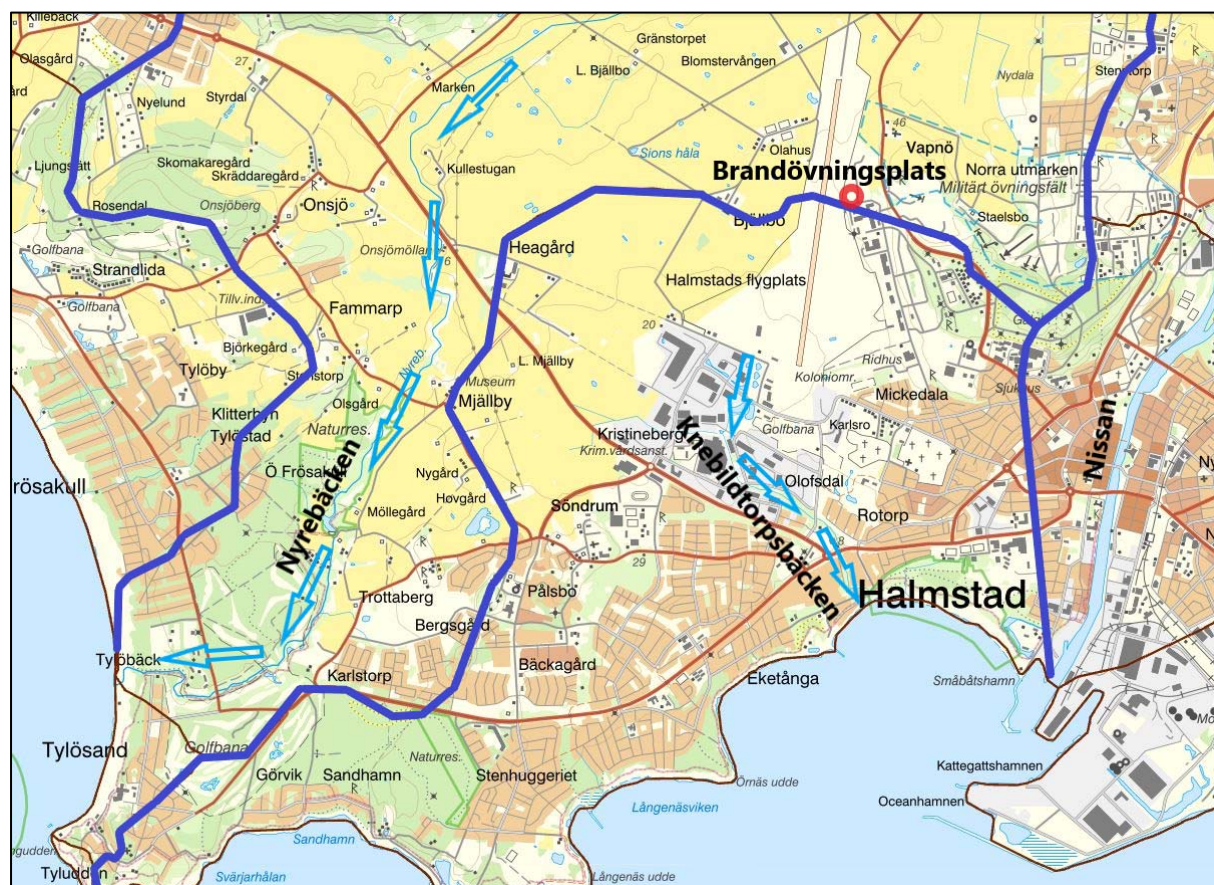


Figur 7. Tolkad grundvattenriktning (blå pilar) för den översta delen av grundvattenmagasinet vid FMTS och Halmstad flygplats. Grundvattenytans läge redovisas som blåa trycknivålinjer.

Baserat på ovanstående är bedömningen att förekomsten av tätare lager i isälvsavlagringen ger upphov till flera grundvattenmagasin i vissa delar av formationen. Troligen står dessa magasin, i alla fall delvis, i kontakt med varandra och spridning av föroreningar kan då ske mellan de olika magasinerna. Lerlagren skapar också en viss barriär för vertikal strömning i magasinet, vilket gör att den horisontella strömningen i magasinet troligen är större än den vertikala. Detta medverkar i sin tur till att föroreningsspridningen i grundvattnet troligen sker i större utsträckning i horisontell riktning än i vertikal riktning i formationen. Utförda synkrona lodningar under våren 2022 bekräftar ovanstående tolkningar (Niras 2022).

2.4 Ytvattenförhållanden

Norra delarna av flygplatsen ligger inom Nyrebäckens avrinningsområde (VARO: WA92858747) och södra delarna ligger inom Knebildstorpsbäckens avrinningsområde (VARO: WA88179174). Ytvatten och dagvatten från flygplatsen och FMTS avleds huvudsakligen till Knebildstorpsbäcken, som mynnar i Laholmsbukten.



Figur 8. Avrinningsområden kring FMTS.

3 FÖRORENINGSSITUATIONEN VID FMTS I HALMSTAD

3.1 Allmänt

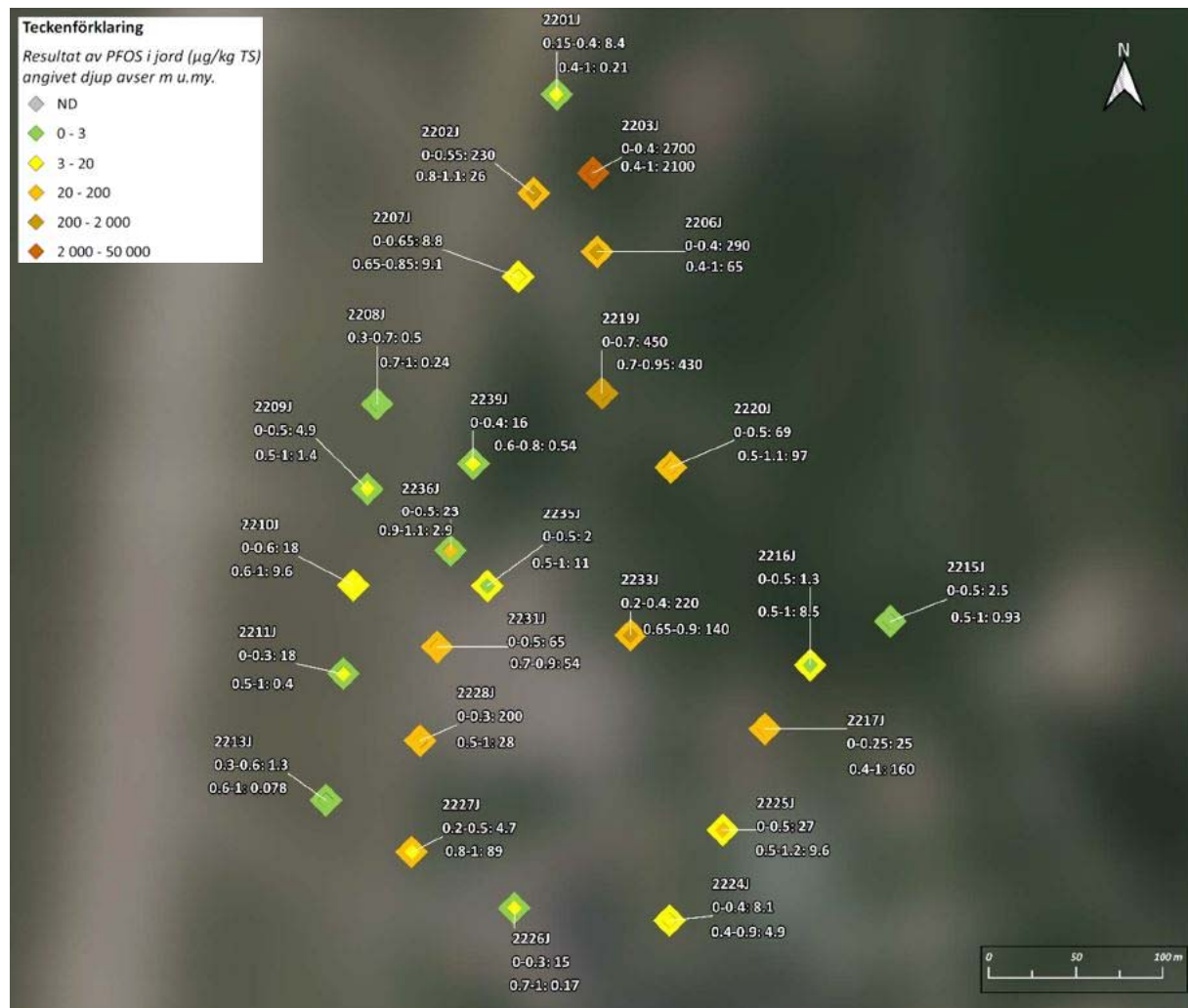
På FMTS har ett antal källområden för PFAS-förorening identifierats. Den största källan till PFAS-förorening är brandövningsplatsen i norra delen av FMTS. Norr om brandövningsplatsen finns också PFAS-förorening vid rökdykningsytan. I södra delen av FMTS utgörs källområdena av byggnader med fasta släcksystem och en övningsbana. Vid undersökningarna 2018 konstaterades även att det finns PFAS-förorening i jord i öster vid infarten till FMTS, intill den tidigare räddningsstationen (se figur 1). Det har konstaterats att det finns PFAS i grundvattnet vid samtliga identifierade källområden och att PFAS sprider sig i grundvattnets strömningsriktning. I de kommunala vattenverken har PFAS uppmätts i varierande halter (från ca 1,5 ng/l till ca 330 ng/l) där Mickedala vattenverk är det som är mest påverkat.

3.2 PFAS i jord

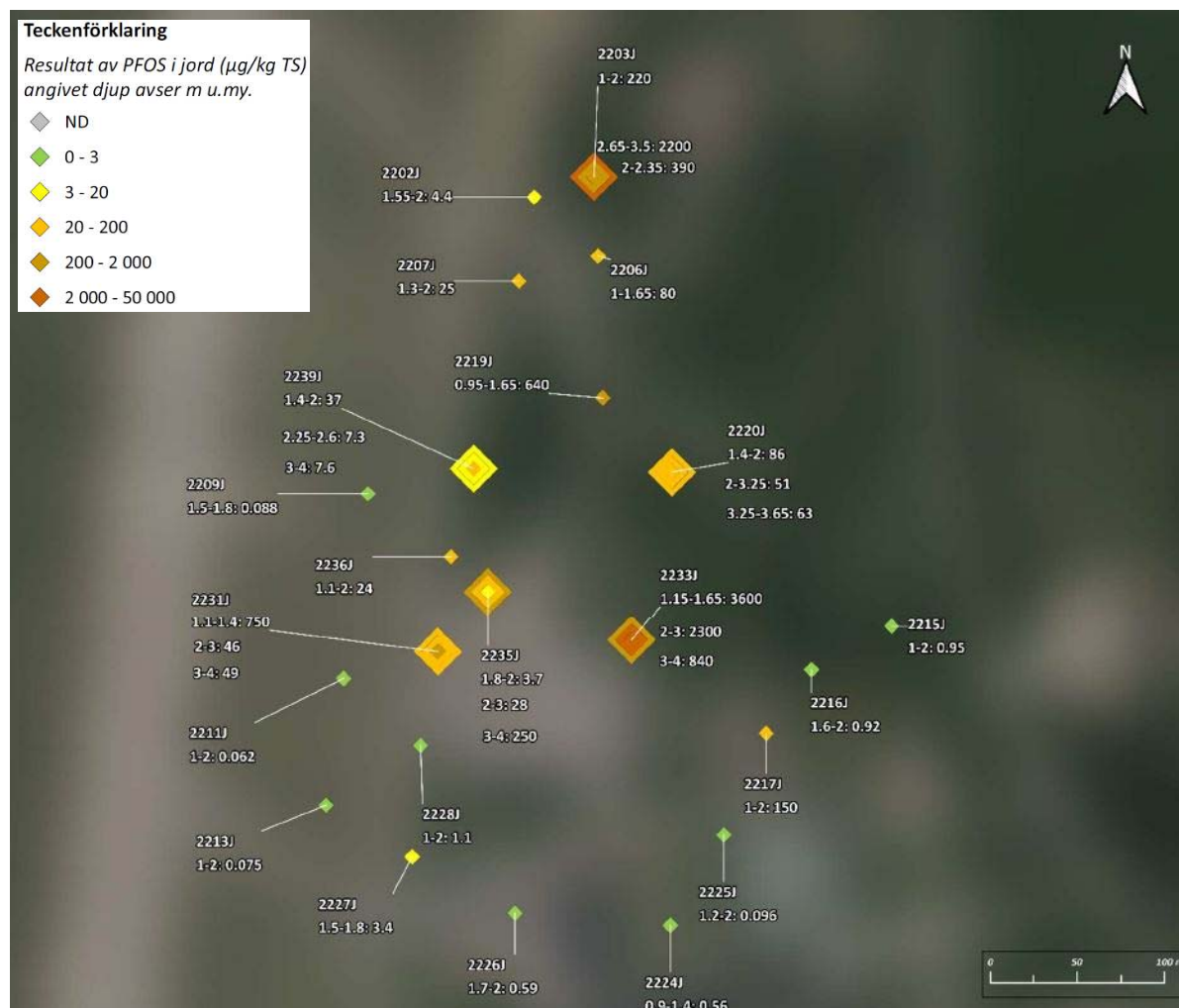
I den miljötekniska markundersökning som Niras utförde våren 2022 uppmättes PFOS-halter i jord överstigande SGI:s preliminära riktvärde för MKM (SGI 2015) i 16 av 29 provpunkter och överstigande KM (SGI 2015) i ytterligare 7 provpunkter. Uppmätta halter av PFOS varierade mellan 0,058 – 3 600 µg/kg TS (figur 9 och 10). Högst halt av PFOS uppmättes till 3 600 µg/kg TS i en provpunkt belägen vid brandövningsplatsen på FMTS (provpunkt 2233J, nivå 1,15-1,65 m u my), se figur 9. Summahalten av 22 st. PFAS uppmättes i samma nivå i denna provpunkt till 3625 µg/kg TS.

Högst halt av PFOS, 19 000 µg/kg TS, har uppmätts söder om brandövningsplatsen på ca 2,5 m djup hösten 2019 i samband med ett ledningsbrott på en utgående ledning från en oljeavskiljare varvid ca 1 200 ton PFAS-förorenade massor schaktades upp för externt omhändertagande. Medel och medianvärdet avseende PFOS var 1 300 respektive 360 µg/kg TS för de 20 proverna som togs vid saneringen (Sweco 2020). Halterna av PFOS i jord, inklusive området norr om brandövningsplatsen redovisas i figur 11. Norr om brandövningsplatsen detekterades som högst 4 200 µg/kg TS år 2017 (Niras 2017/FM2016-14353:4).

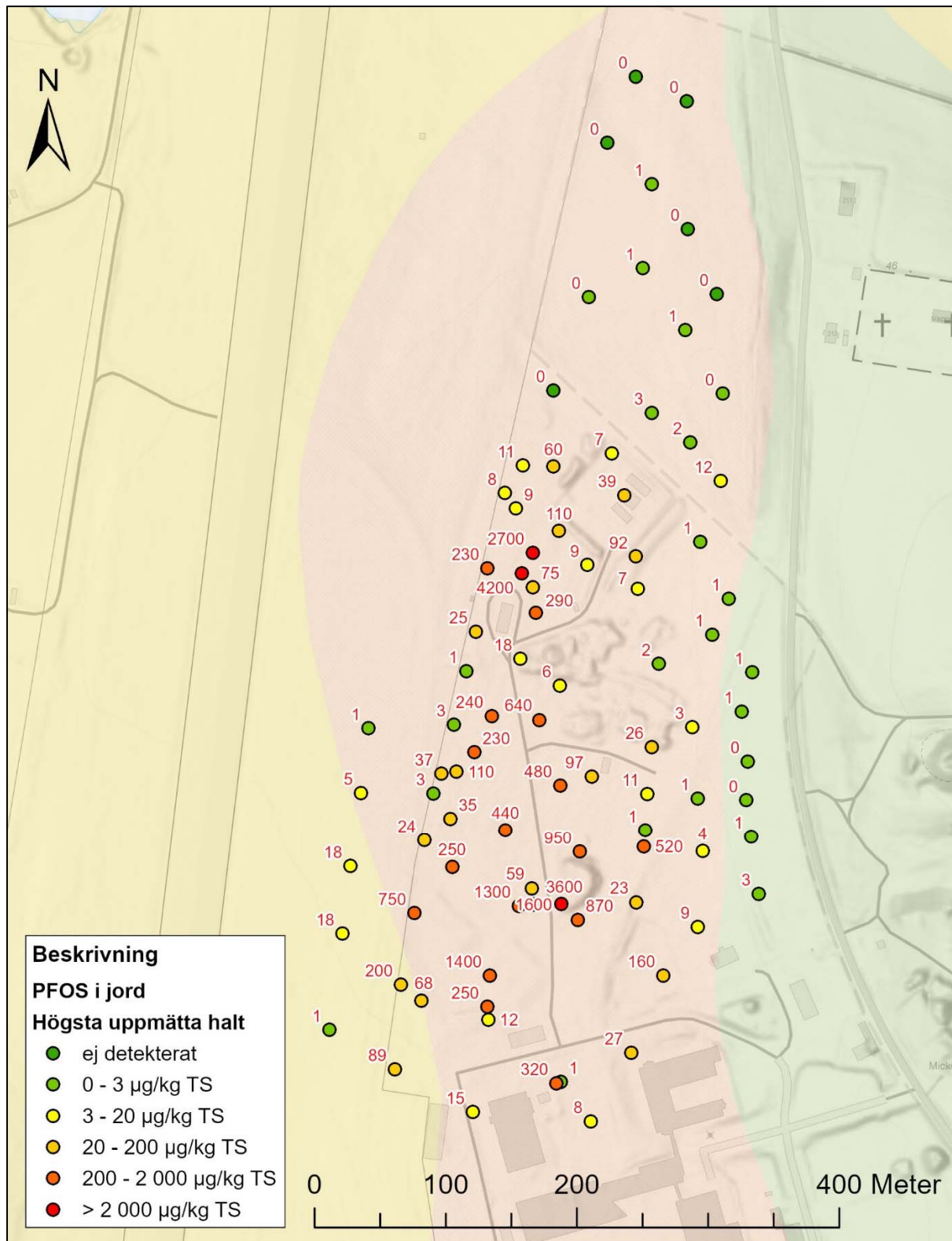
Detaljerad kartering och provtagning av jord (23 nivåer) och grundvatten (3 nivåer) har utförts i en provpunkt (HA:02) belägen strax söder om brandövningsplatsen på FMTS. Olika PFAS fördelning i jord och grundvatten i denna provpunkt visas i figur 12. Bland annat kan det noteras att PFOS huvudsakligen förekommer i jorden kring ca 0,5-3,5 meters djup under markytan (mumy) och i en zon kring grundvattenytan 5-8 mumy. Grundvattenytan var belägen ca 5,5 mumy vid undersökningstillfället.



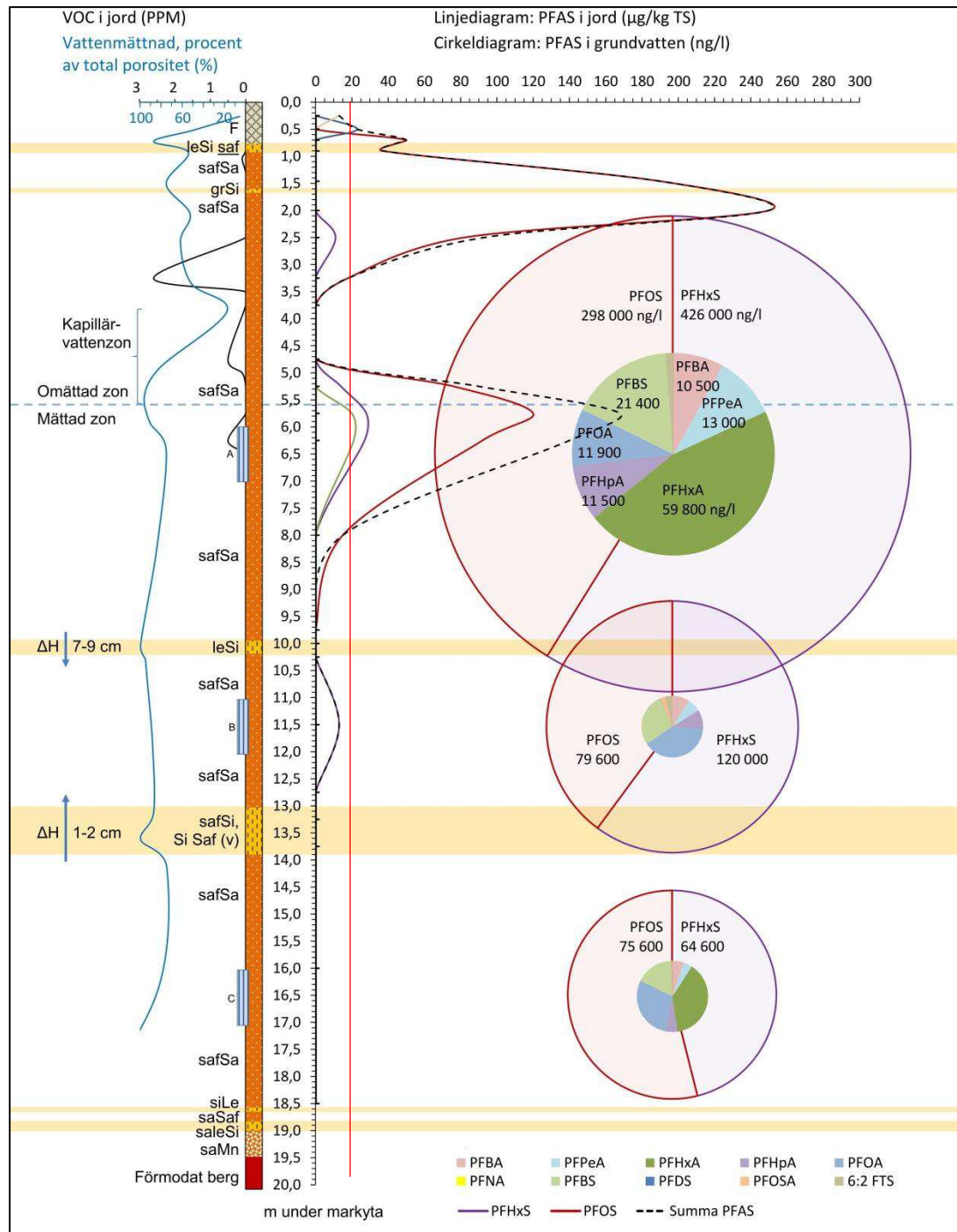
Figur 9. Uppmätt halt PFOS i $\mu\text{g/kg TS}$ i jordprov uttagna från skruvborr vid FMTS år 2022. Av figuren framgår att prov uttagits på olika djupnivåer och där den inre fyrkanten utgörs av ytligare jordprov.



Figur 10. Uppmätt halt PFOS i $\mu\text{g/kg TS}$ i jordprov uttagna från skruvborr vid FMTS brandövningsplats år 2022. Av figuren framgår att prov uttagits på tre olika djupnivåer och där den inre fyrkanten utgörs av ytligare jordprov.



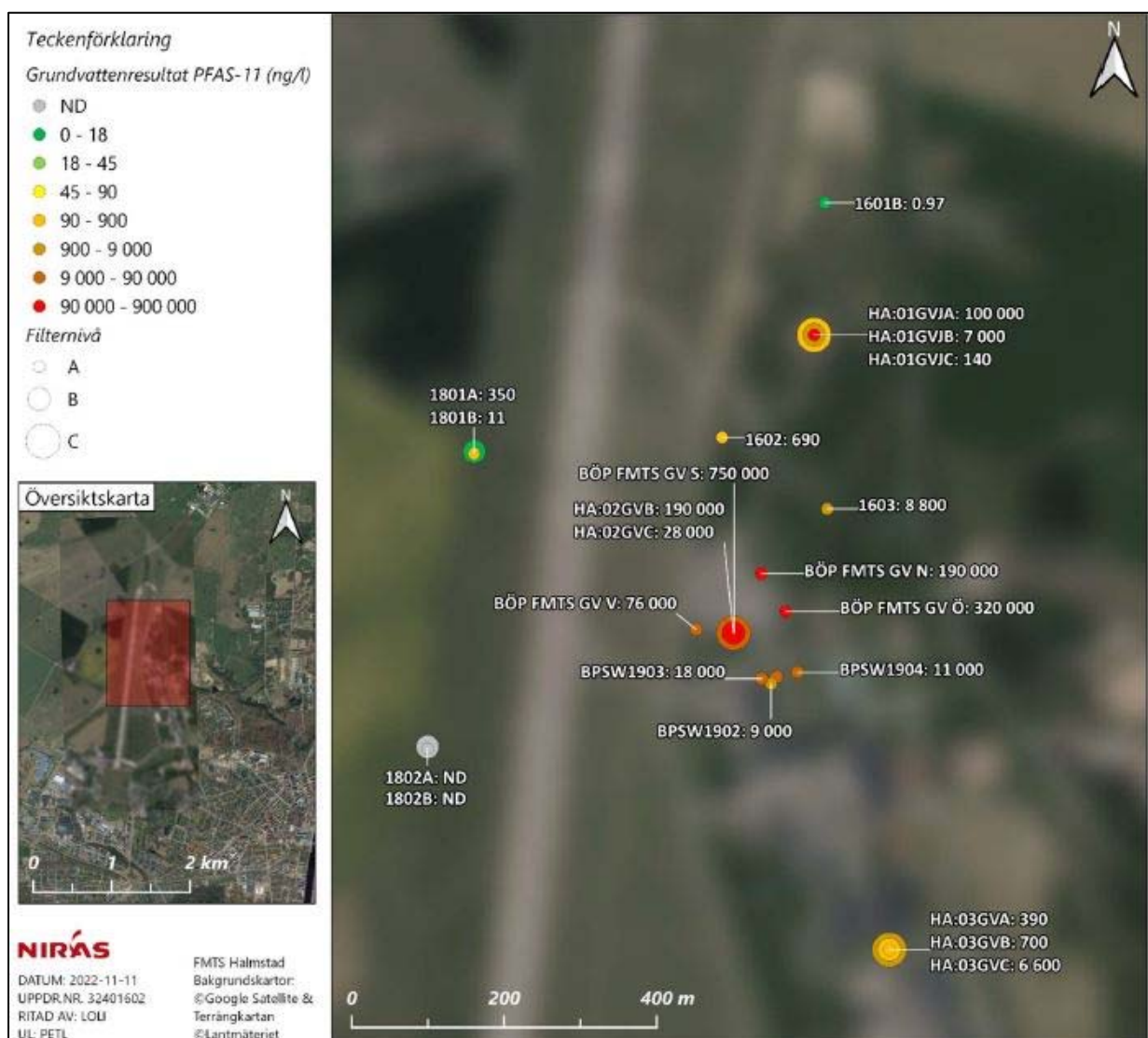
Figur 11. Halt PFOS i jord i vid brandövningsplatsen på FMTS baserad på undersökningar utförda av Niras 2013-2022, samt Sweco 2020. Om flera prover tagits på olika nivåer i samma provpunkt redovisas högsta uppmätta halt.



Figur 12. Figuren är hämtad från en underökning som utfördes år 2016. Fördelningen av PFAS-ämnen ser något annorlunda ut i senare provtagningar. Figuren visar en detaljerad sammanställning av jordlagerföljd, analyser avseende PFAS, VOC (PID) och vattenmättnad för provpunkt HA:02 (belägen strax söder om BÖP). Uttagsdjupet, för jordprover analyserade m.a.p. PFAS indikeras på djupaxelns högra sida med svarta streck vilka ligger till grund för linjediagrammets extrapolerade halter. Det preliminära riktvärdet för PFOS (som även PFAS-11 bör jämföras med) på 20 µg/kg TS för mindre känslig markanvändning (MKM) har markerats i linje-diagrammet med en röd heldragen vertikal linje. Jordartsbenämningar till vänster om markprofilen har förkortats enligt SGF:s betecknings-system. Grundvattenytan indikeras med horisontell streckad blå linje och tätare jordlager av silt och/eller lera indikeras med bruna fält. Cirkeldiagrammen avser förekomst av PFAS i grundvatten uttaget ur det filter (A, B eller C) som utritats i markprofilen direkt till vänster om respektive diagram. Cirkeldiagrammens areor är proportionella till haltsummorna av PFOS och PFHxS (större cirklarna) respektive för summorna av övriga rapporterade PFAS (mindre cirklarna). Alla cirkeldiagram är proportionella mot varandra. Skillnader i höjd (ΔH) mellan grundvattenytornas trycknivåer i respektive filterplacering/ marklager åskådliggörs till vänster om markprofilen där pilarna pekar i tryckgradientens riktning. Figur från Niras 2016/FM2016-14353:3.

3.3 PFAS i grundvatten

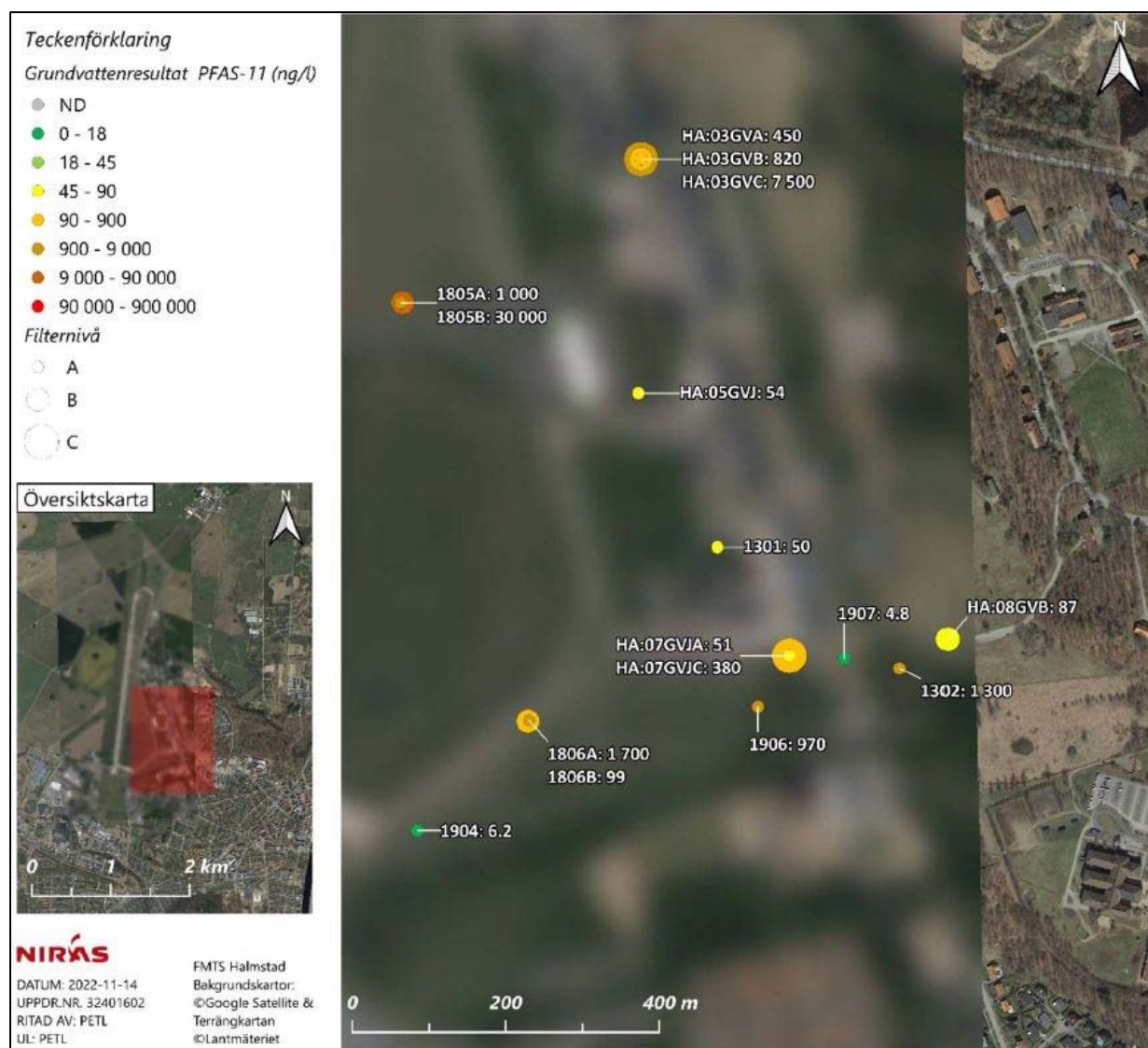
Provtagning av grundvattnet i befintliga grundvattenrör på FMTS våren 2022 (Niras 2022) visade på förhöjda halter av PFOS överstigande SGI:s preliminära riktvärde för PFOS i grundvatten om 45 ng/l (SGI 2015) i 19 av 46 grundvattenprover. Uppmätta halter varierade mellan 0,21-270 000 ng/l och var generellt i samma storleksordning som vid tidigare genomförda mätningar år 2016 (FM2016-14353:3/Niras 2016), 2018 (FM2016-14353:11/Niras 2019) och 2020 (FM2016-14353:38/ Niras 2020). Den högsta halten PFOS uppmättes i provpunkt BÖP FMTS GV Ö beläget vid brandövningsplatsens östra sida. För summa PFAS-11 i grundvatten översteg 29 av 46 grundvatten-prover Livsmedelsverkets åtgärdsgräns om 90 ng/l (SLV, 2016). Av uppmätta summa PFAS-11 varierade halterna mellan 0,97-750 000 ng/l. Den högsta halten av PFAS-11 uppmättes i provpunkt BÖP FMTS GV S lokaliserad vid brandövningsplattans södra sida (Niras 2022). Se figur 13-16.



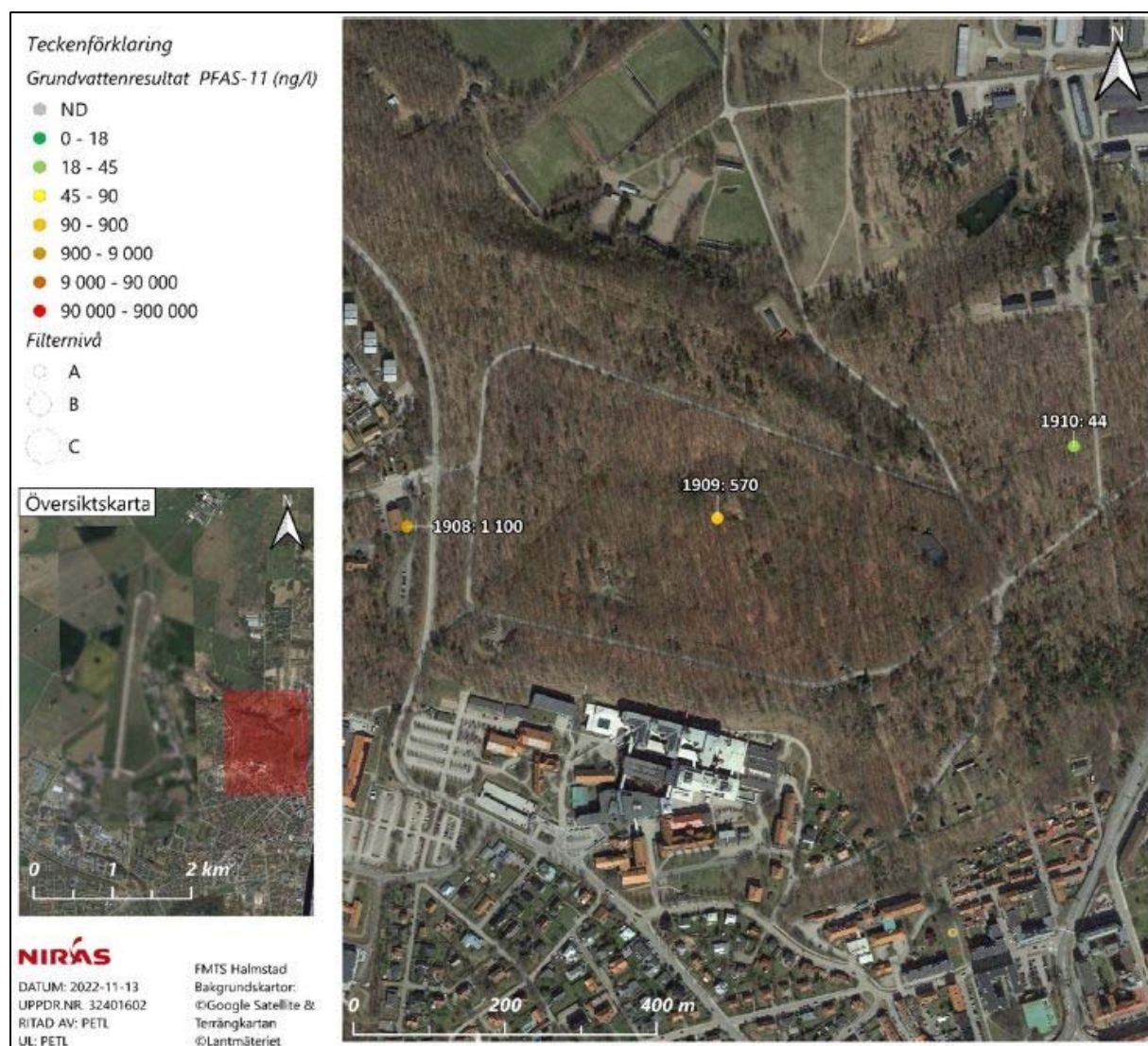
Figur 13. I figuren redovisas uppmätt halt PFAS-11 i ng/l i grundvattenprov uttagna år 2022 från grundvattenrör med placerat filter på olika djupnivåer (benämns A, B, C) vid FMTS brandövningsplats och flygplatsens norra område. Figur från Niras 2022.



Figur 14. I figuren redovisas uppmätt halt PFAS-11 i ng/l i grundvattenprov uttagna år 2022 från grundvattenrör med placerat filter på olika djupnivåer (benämns A, B, C) vid FMTS och flygplatsens västra område. Figur från Niras 2022.



Figur 15. I figuren redovisas uppmätt halt PFAS-11 i ng/l i grundvattenprov uttagna år 2022 från grundvattenrör med placerat filter på olika djupnivåer (benämns A, B, C) vid FMTS och flygplatsens västra område. Figur från Niras 2022.



Figur 16. I figuren redovisas uppmätt halt PFAS-11 i ng/l i grundvattenprov uttagna år 2022 från grundvattenrör med placerat filter på olika djupnivåer (benämns A, B, C) vid FMTS och flygplatsens östra område. Figur från Niras 2022.

I figur 17 visas en översiktlig tolkning av PFAS-spridningen i grundvattenmagasinet vid FMTS baserat på data från Niras undersökningar år 2019-2022 (FM2016-14353:38/Niras 2020 och Niras 2022). I figur 18-19 visas en geologisk modell för FMTS med tvärsnitt i nord-sydlig riktning (NV-SÖ) och i väst-östlig riktning (SV-NÖ), vilken också är hämtad från FM2016-14353:38/Niras 2020.

I figur 20-22 visas tolkningar av PFAS-plymernas utbredning i grundvattenmagasinet vid FMTS baserad på data från undersökningar utförda av Niras under perioden 2014-2020. Figurerna är hämtade från åtgärdsutredningen (Helldén Environmental Engineering 2020). Tolkningen av föroreningsutbredning har gjorts utifrån uppmätta halter och dess sammansättning av olika PFAS, samt hydrologiska och geologiska förhållanden. Figur 20 visar PFAS-plymens utbredning i ytligare delen av grundvattenmagasinet. I denna del av grundvattenmagasinet förefaller plymen breda ut sig i riktning mot sydsydost. Figur 21 och 22 visar två olika möjliga tolkningar av PFAS-plymens/plymernas utbredning i de djupare delarna av grundvattenmagasinet under förekommande siltlager. Utbredningen av plymen på denna nivå förefaller huvudsakligen vara i riktning mot sydsydväst.

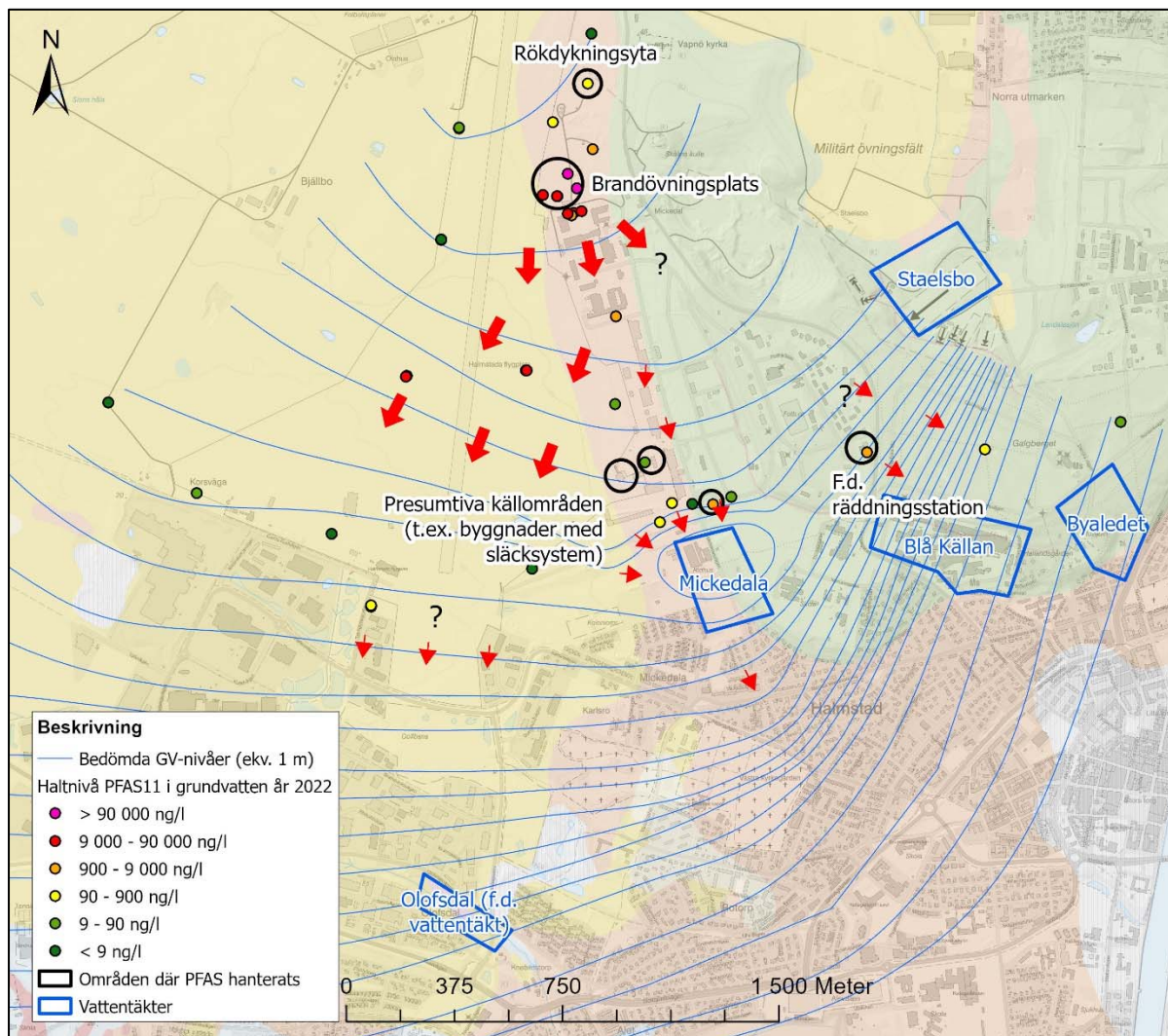
Det är oklart om det rör sig om två skilda polymer som i scenario 1 (figur 19) eller en sammanhängande plym enligt scenario 2 (figur 22). Dataunderlaget gällande de grundare delarna av grundvattenmagasinet är betydligt mer omfattande jämfört med underlaget för de djupare delarna vilket medför att tolkningarna av föroreningsplymen i de djupare delarna blir mera osäker.

Sannolikt rör det sig, som nämnts tidigare, inte om två skilda grundvattenmagasin utan olika geologiska lager som kommunicerar mer eller mindre med varandra, vilket medför att PFAS-förorenat grundvatten kan spridas från området i mer eller mindre isolerade lager. Beroende på den geologiska bildningsmiljön kan dessa lager vara sammanhängande över långa avstånd i den riktning som lagren avsatts, samtidigt som bredden och mäktigheten kan vara relativt liten. Detta medför att de föroreningspolymer som visas i figur 17-22 inte ska ses som en heltäckande, utan mera representera området inom vilket dessa mer eller mindre PFAS-förorenade lager förekommer.

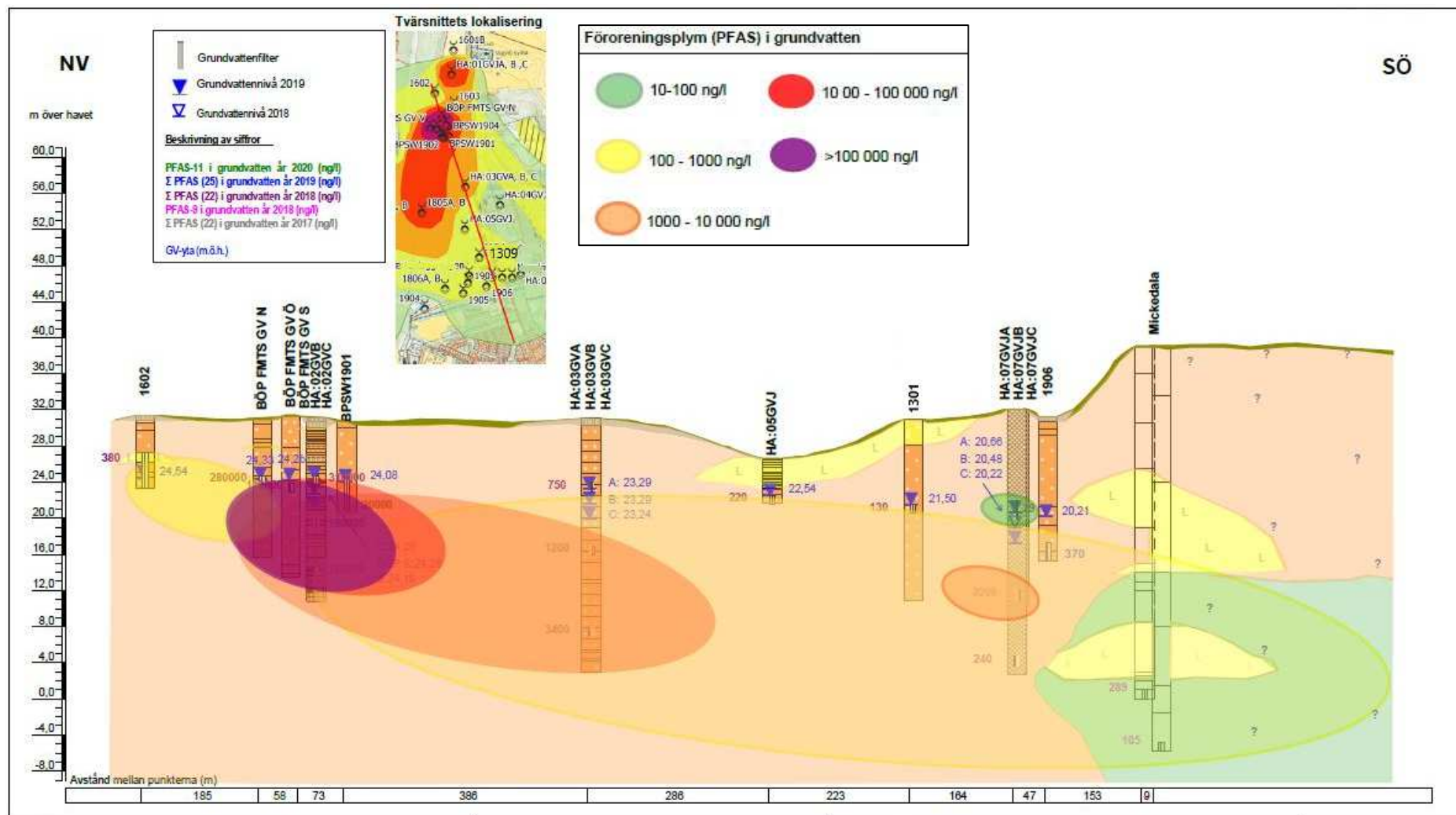
I figur 23, hämtad från Niras undersökning år 2019/2020 (FM2016-14353:38/Niras 2020), och i figur 24 baserad på data från Niras undersökning våren 2022 (Niras 2022), visas fördelningen av olika PFAS i grundvattnet i respektive provtagningspunkt. Vid källområdena, t.ex. brandövningsplatsen, utgör PFOS den dominerande PFAS i grundvattnet. I provpunkter längre från källområdet är PFHxS det dominerande PFAS-ämnet. Fördelningen av PFAS tyder på förekomsten av ett lokalt källområde för PFAS vid ett par byggnader med fasta släcksystem. Sammansättningen av PFAS i grundvattnet sydöstra delen tyder också på en annan PFAS-källa. Övriga data från undersökningen som utfördes våren 2022 bekräftar ovanstående bild av PFAS utbredning i grundvattenmagasinet vid FMTS.

Provtagning i privata brunnar har utförts sydväst om FMTS år 2019 (Niras 2020/ FM2016-14353:38). Totalt provtogs 29 brunnar, merparten av dessa uppvisade halter av PFAS-11 mellan icke detekterbara halter och underskridande 4 ng/l. I fem av brunnarna uppmättes något högre halter av PFAS-11 (5,2-33 ng/l), se figur 25. Vid provtagning år 2018 av tre brunnar belägna norr om brandövningsplatsen på FMTS detekterades PFAS-11 i två av dessa (6,5 och 27 ng/l) och i en brunn belägen ca 300 m söder om Mickedala vattenverk. I denna brunn uppmättes halten PFAS-11 till 100 ng/l (Försvarmakten/ FM2016-14353:7). Vatten från brunnen används ej som dricksvatten.

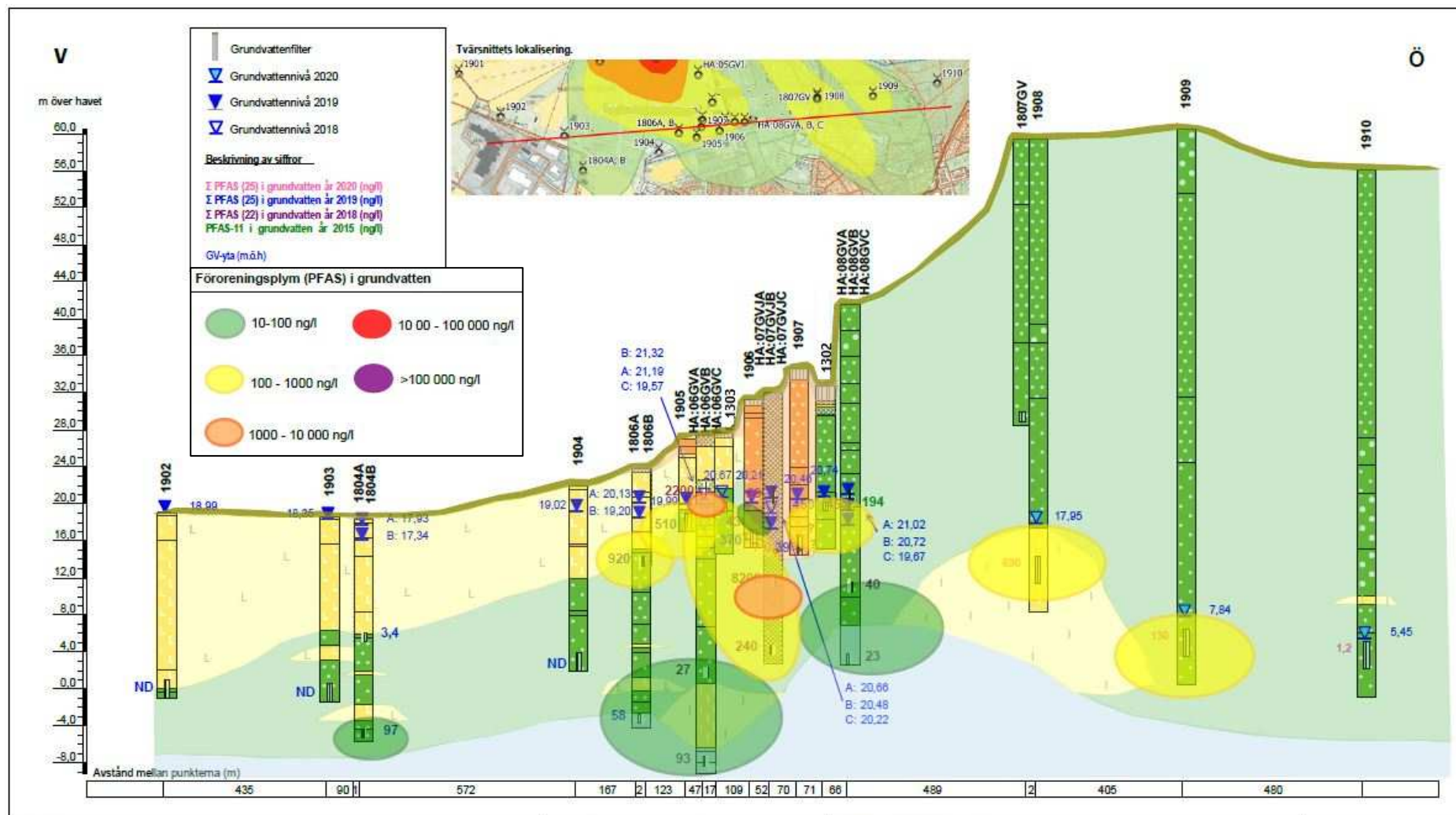
Utförda temperaturmätningar i utvalda grundvattenrör under en period av ca 4 månader våren/sommaren 2022 visar bl.a. att grundvattnet i öster avviker i temperatur (figur 25, GV-rör 1909). I figur 26 visas en korrelationsanalys av standardiserade grundvattennivåer från FMTS samma period. Av figuren framgår att korrelationen mellan GV-rören 1908 och 1909 belägna på Galgberget öster om FMTS är hög. Detsamma gäller de sinsemellan närbelägna GV-rören 1902, 1907 och HA07C. Även GV-rören HA02B, HA02C och HA03C, belägna vid brandövningsplatsen, uppvisar relativt hög likhet med varandra. GV-rörens läge framgår av figur 13, 15-16, ovan.



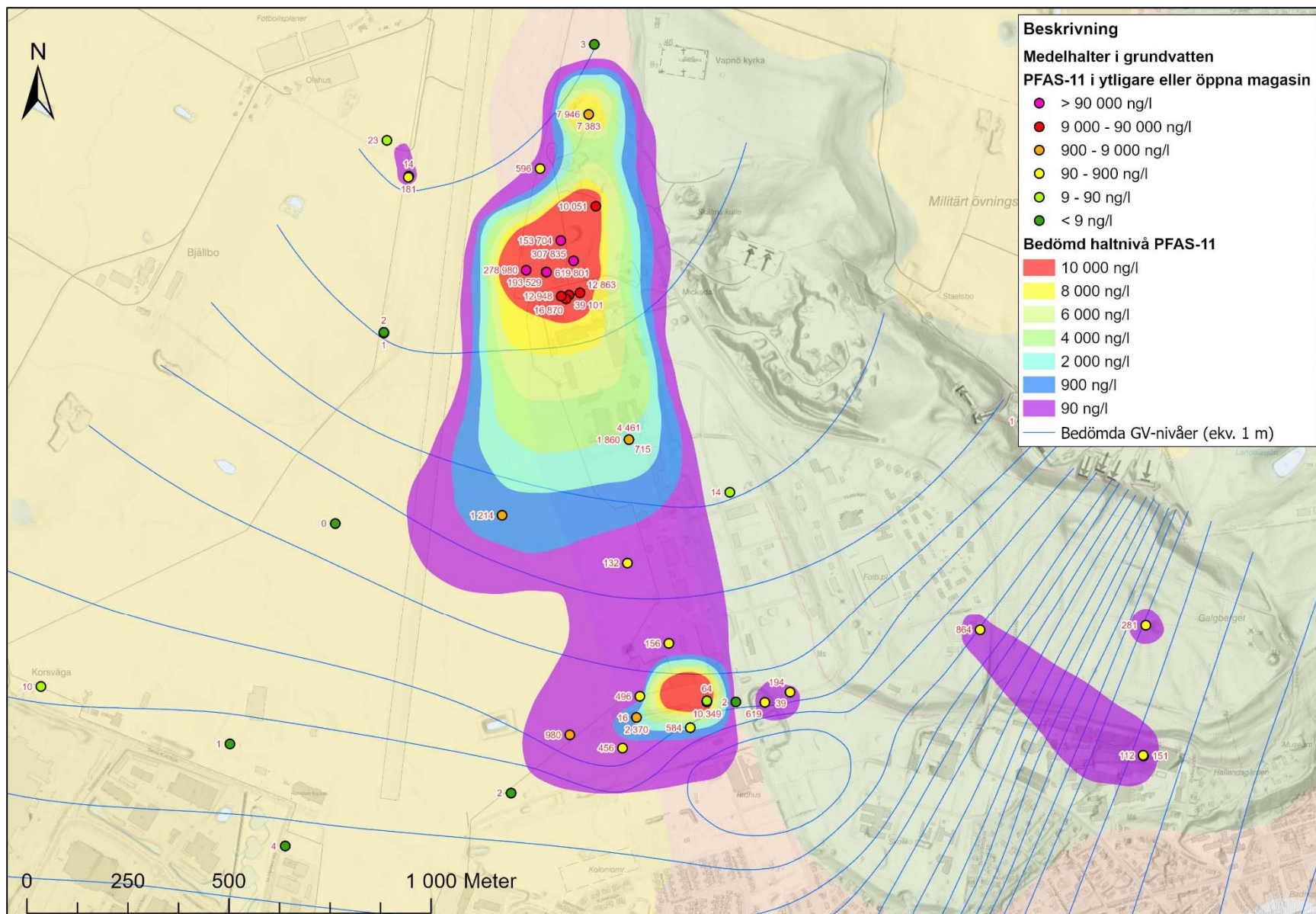
Figur 17. Interpolerade grundvattenytor och halter av PFAS-11 i grundvattnet vid FMTS. Tolkad föroreningsspredning (röda pilar) från brandövningsplatsen, rökdykningsytan och övriga PFAS-källor vid FMTS.



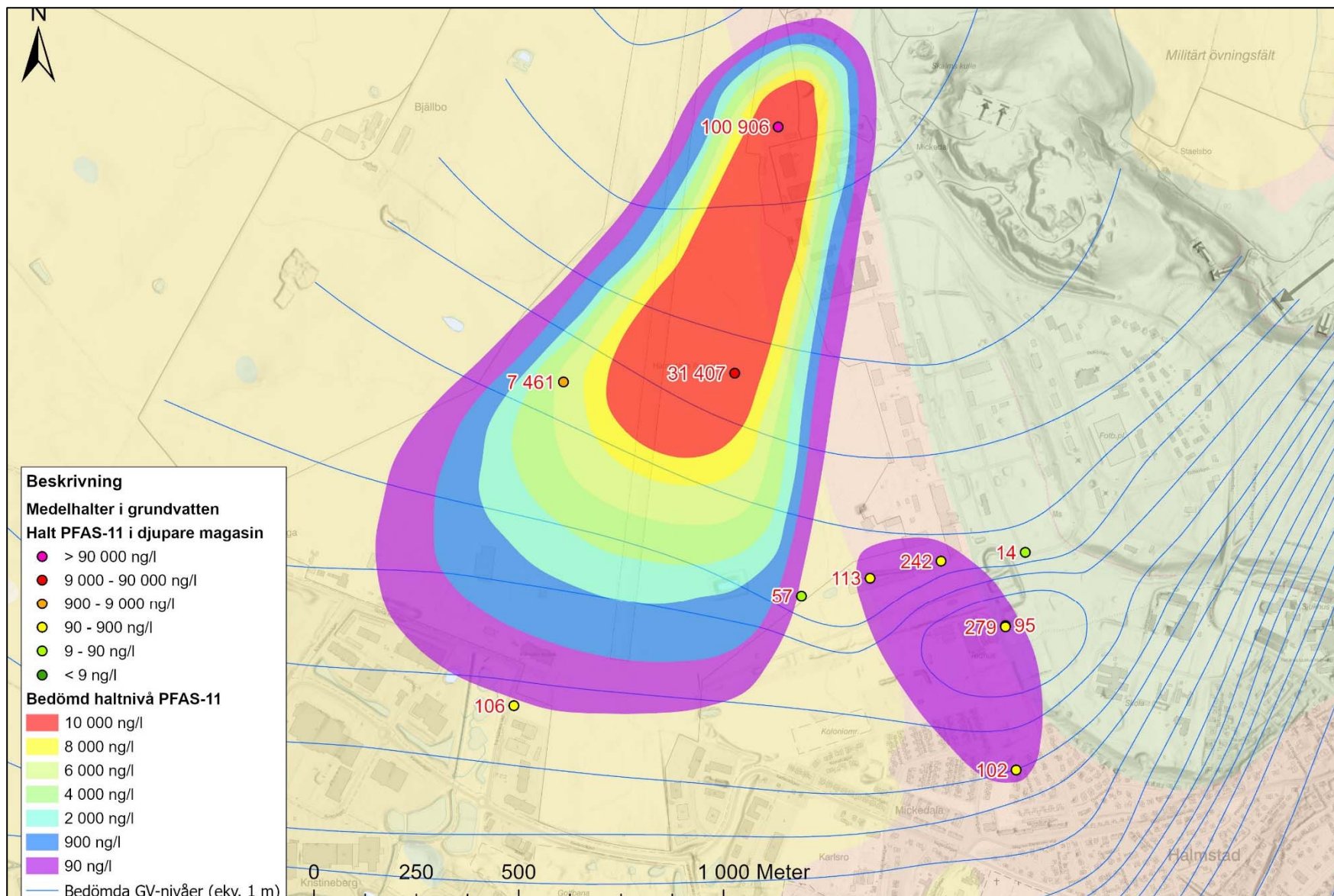
Figur 18. Geologiskt tvärsnitt/konceptuell modell över FMTS med tolkad föroreningsplym från brandövningsplatsen i nordväst mot sydöst. Högst halt finns vid brandövningsplatsen. Föroreningsplymen rör sig söder ut i formationen, med sjunkande halter med större avstånd från brandövningsplatsen. Föroreningsplymen rör sig allt djupare ner i marken desto längre söder ut den kommer. Figur från Niras 2020 (FM2016-14353:38).

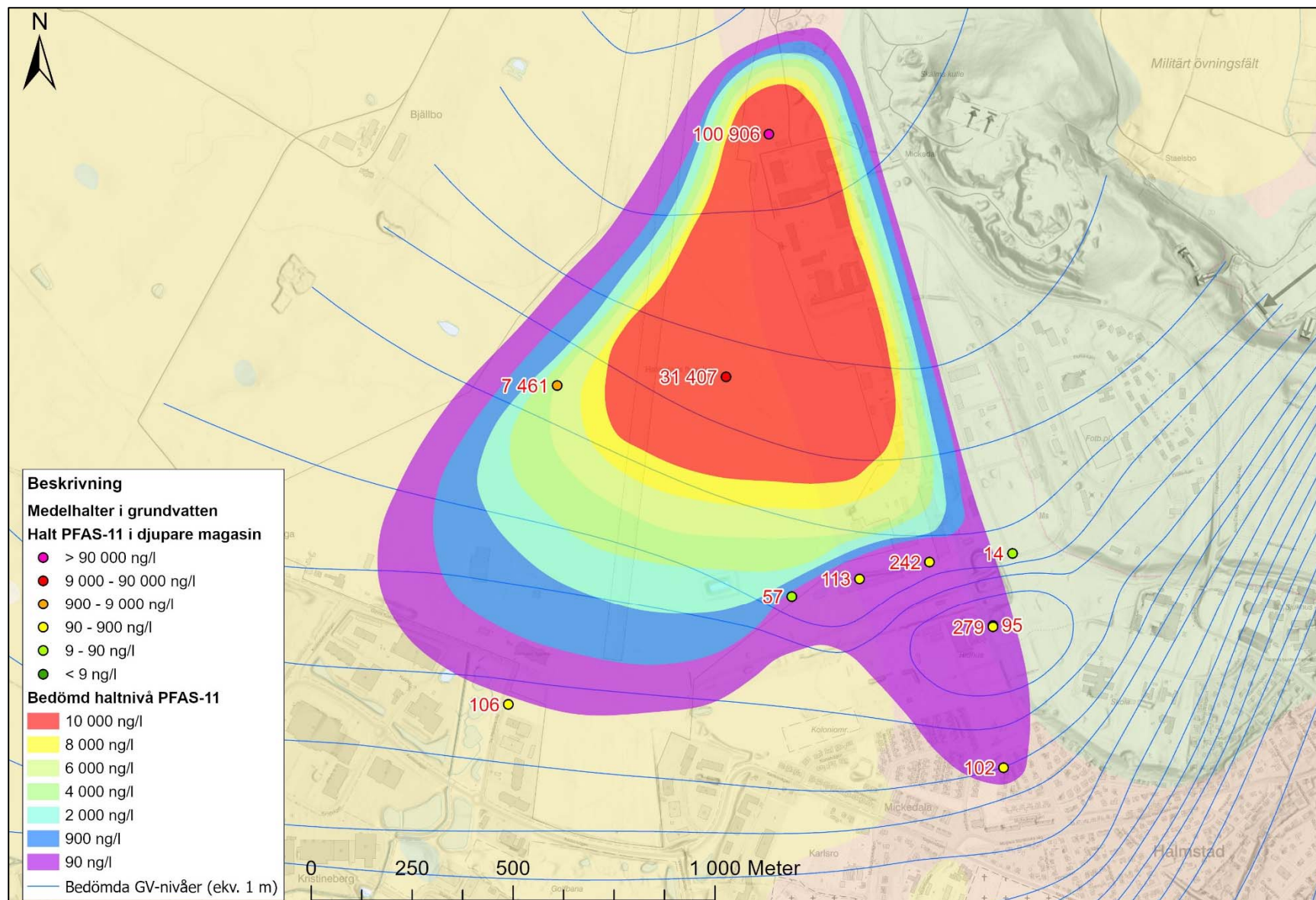


Figur 19. Geologisk tvärnsnitt/ konceptuell modell över södra FMTS, med tolkade föroreningsplymer. Föroreningsspridningen tycks vara uppdelad i flera plymer, vilket kan bero på de geologiska förutsättningarna i området och/eller andra föroreningskällor utöver brandövningsplatsen. Högst halter syns i mitten av tvärnsnittet. Figur från Niras 2020 (FM2016-14353:38).

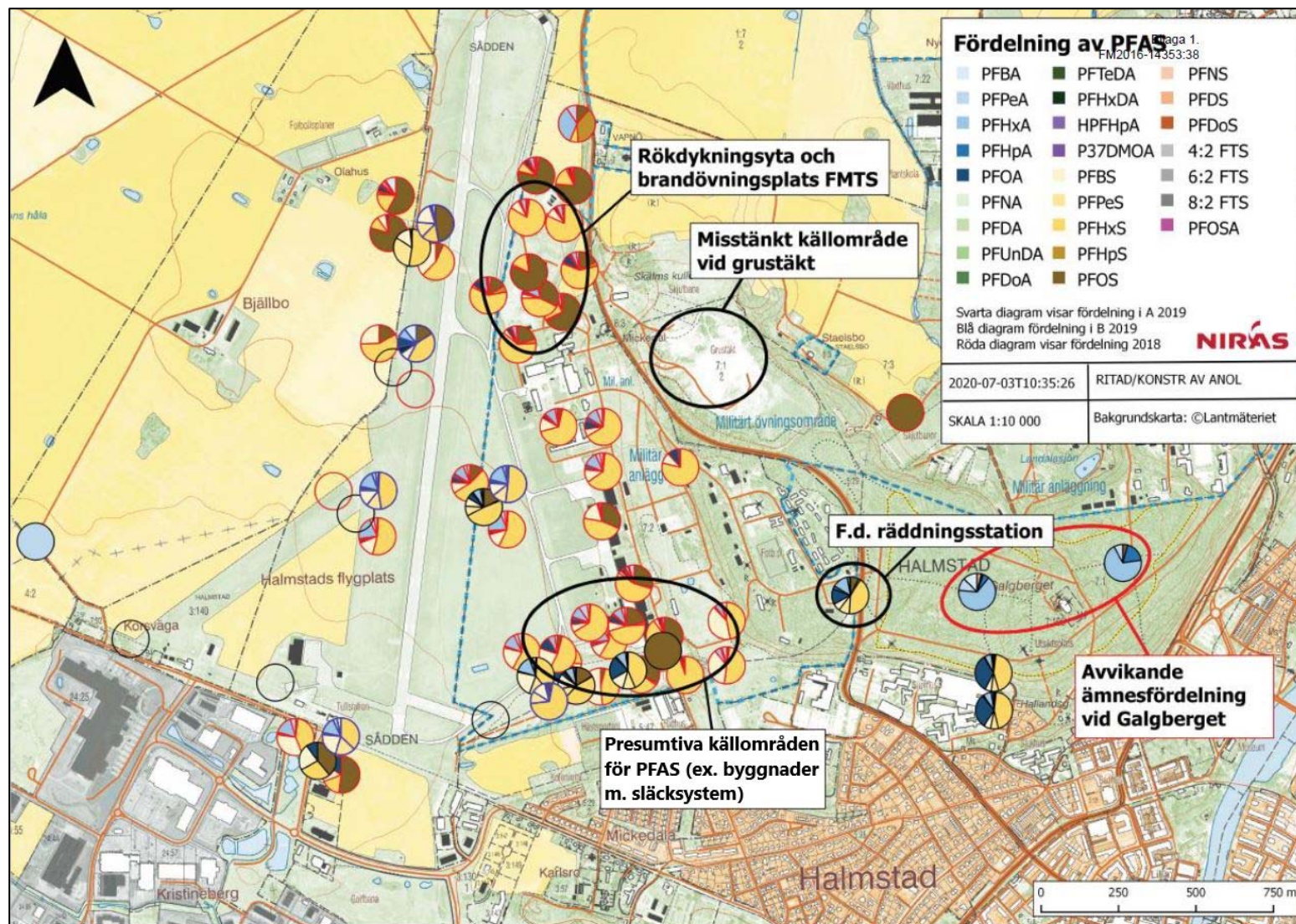


Figur 20. Uppmätta medelhalter av PFAS-11 i ytligare magasin och/eller öppna magasin av sand. Tolkning av föroreningsutbredning har gjorts utifrån uppmätta halter och dess sammansättning samt hydrogeologiska förhållanden.

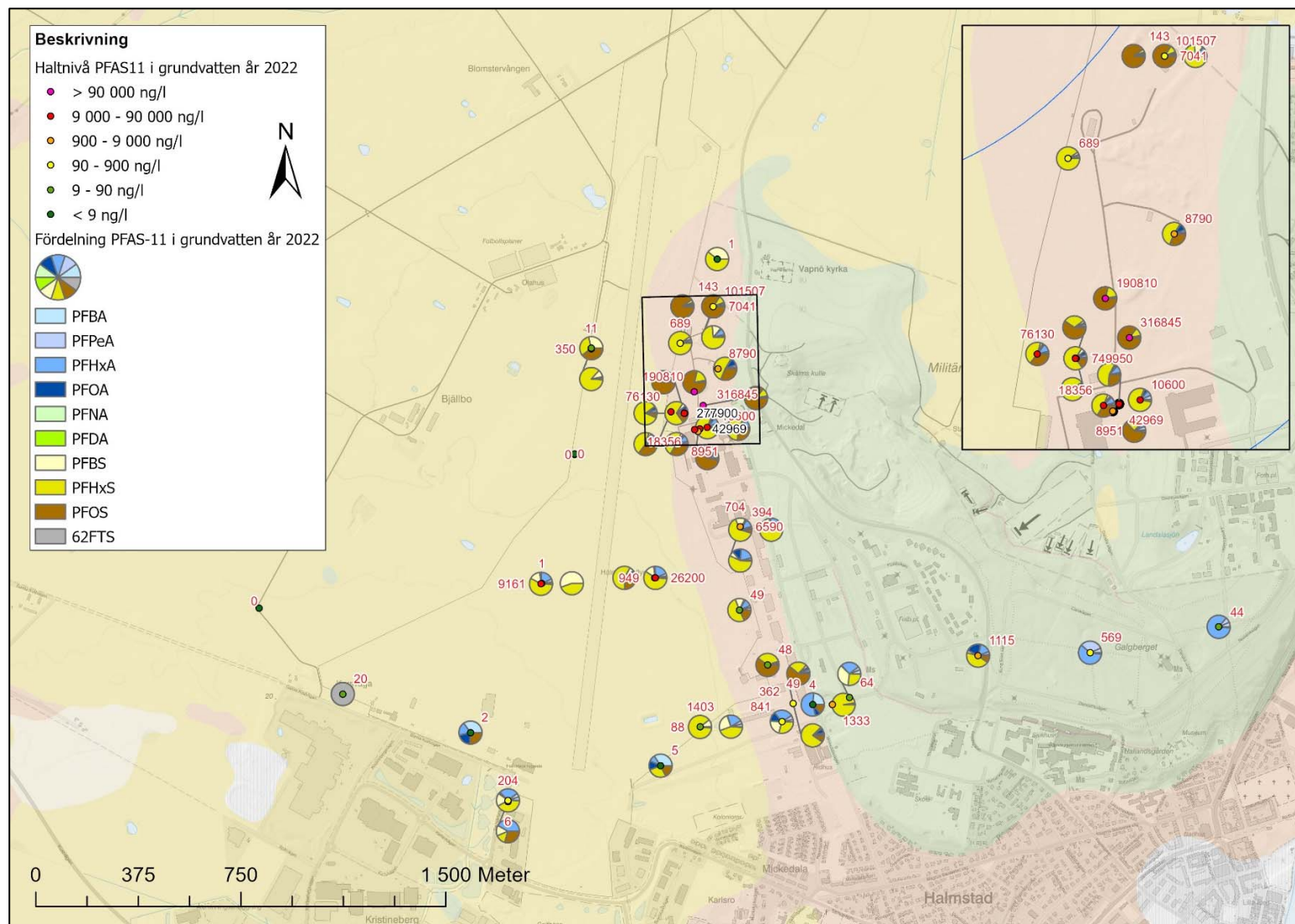




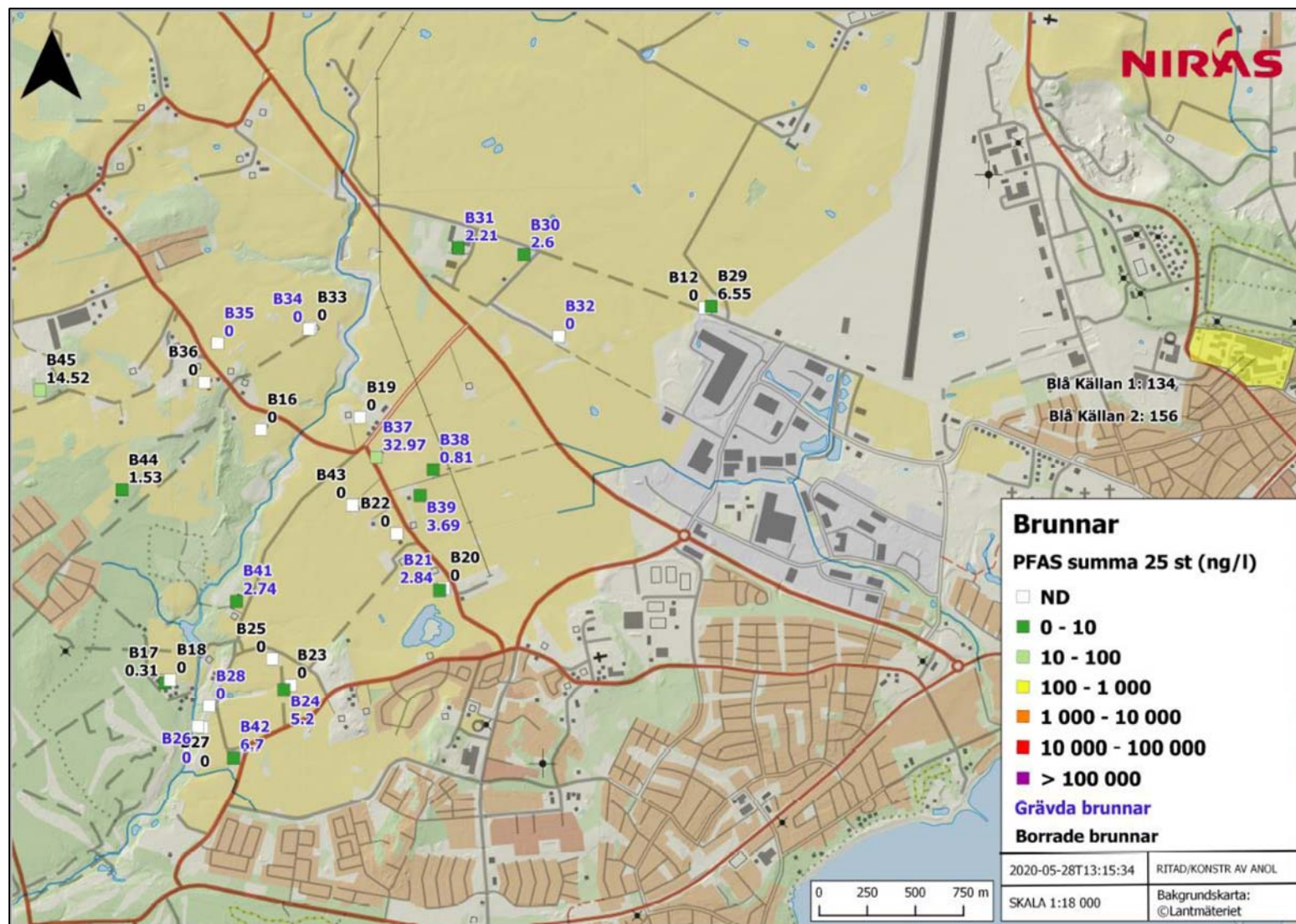
Figur 22. Uppmätta medelhalter av PFAS-11 i djupare magasin, d.v.s. i grundvatten i jordlager som överlagras av minst ett lager silt.
Scenario 2. Tolkning av föroreningsutbredning har gjorts utifrån uppmätta halter, sammansättning av PFAS och hydrogeologiska förhållanden.



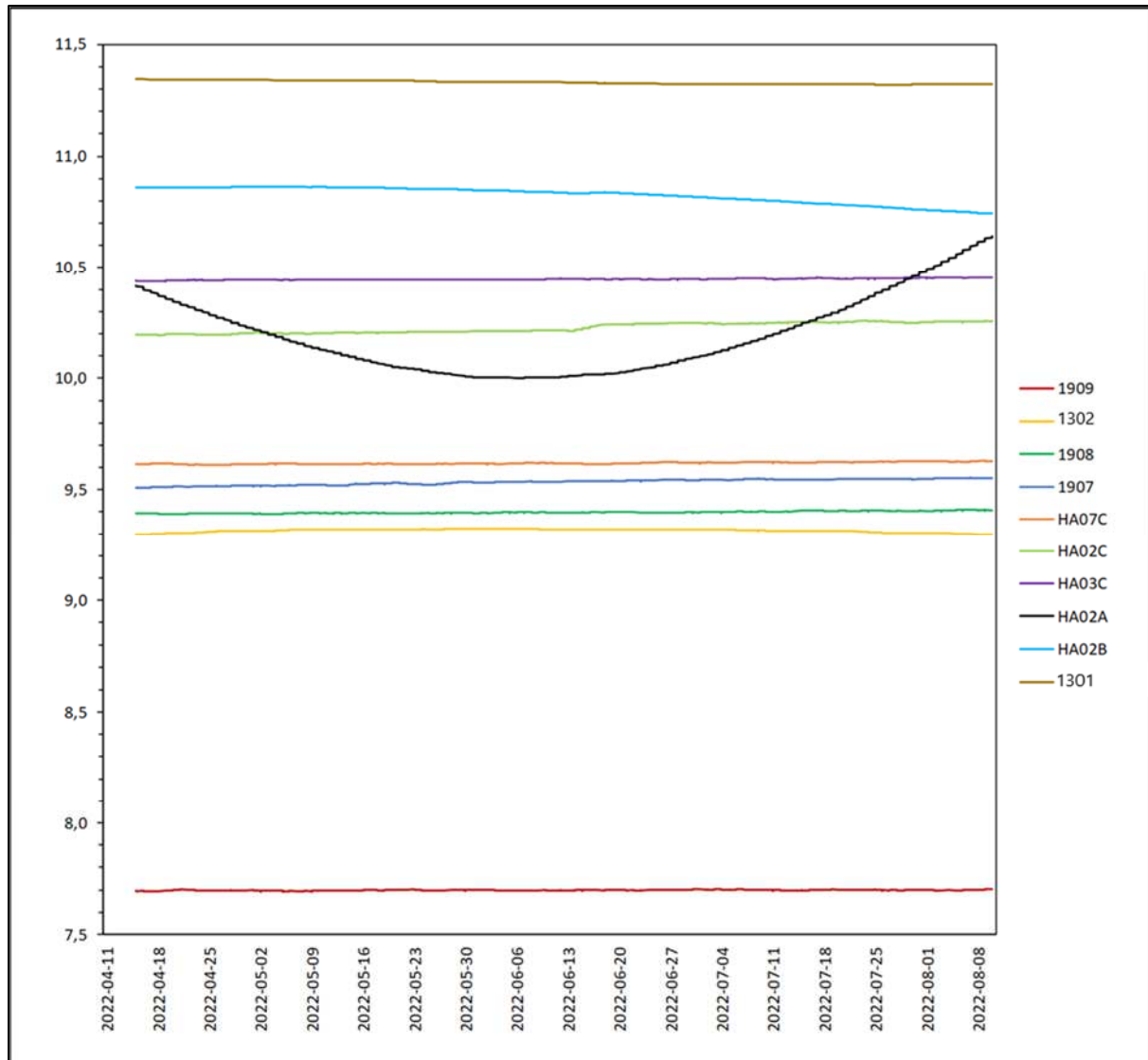
Figur 23. Fördelning av PFAS för grundvatten som provtagits 2019-2020. Källområden för PFAS är markerade med svarta ringar. Avvikande ämnesfördelning vid Galgberget är markerat med röd ring. Figur från Niras 2020 (FM2016-14353:38).



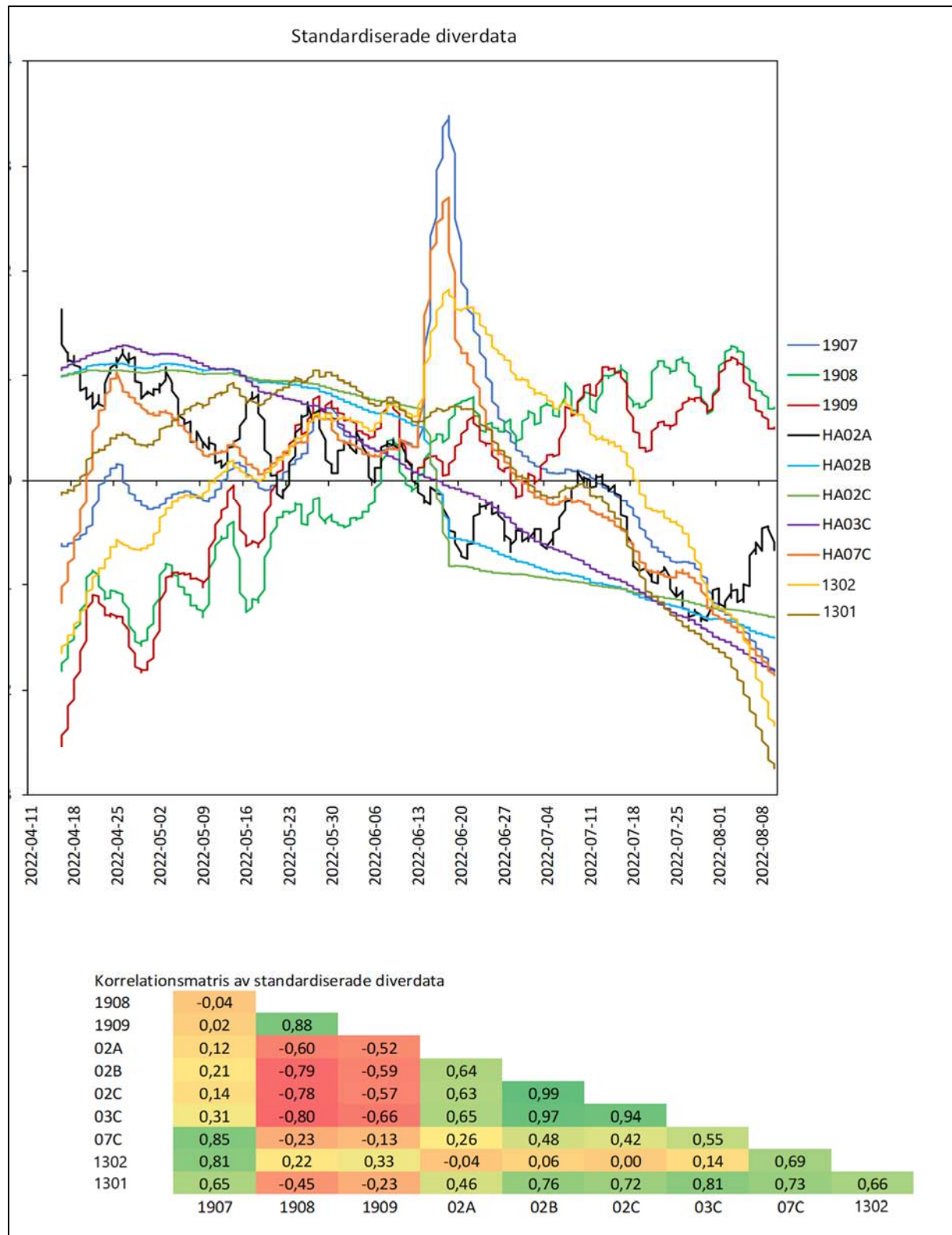
Figur 24. Fördelning av PFAS för grundvatten som provtagits våren 2022. Dataunderlag från Niras 2022.



Figur 25. Provtagningarna i privata brunnar väster och sydväst om FMTS och Halmstad flygplats utförd vecka 48 år 2019 visar på att det finns PFAS i vissa av brunnarna, men att halterna är förhållandevis låga (Niras 2020/ FM2016-14353:38).



Figur 25. Uppmätt temperatur i grundvattnet kring FMTS våren och sommaren 2022. Av figuren framgår bl.a. att GV-rör 1909 beläget på Galgberget öster om FMTS avviker i temperatur jämfört med övriga GV-rör.



Figur 26. Korrelationsanalys av standardiserade grundvattennivåer (diverdata) från FMTS våren och sommaren 2022. Av figuren framgår att korrelationen mellan GV-rören 1908 och 1909 belägna på Galgberget öster om FMTS är hög. Detsamma gäller de sinsemellan närbelägna GV-rören 1302, 1907 och HA07C. Även GV-rören HA02B, HA02C och HA03C, belägna vid brandövningsplatsen, uppvisar relativt hög likhet med varandra. GV-rörens läge framgår av figur 13, 15-16.

3.4 Uppskattning av transporthastighet och mängd PFAS

Transporthastighet – grundvatten och PFAS

En grov uppskattning/beräkning har utförts avseende grundvattnets flödes hastighet och hastigheten varmed PFAS-föroreningarna kan tänkas röra sig i grundvattnet vid FMTS i Halmstad. I beräkningarna av grundvattnets strömningshastighet har ingående parametrar varit: skillnad i grundvattennivå i förhållande till avstånd (hydraulisk gradient), hydraulisk konduktivitet (ledningsförmåga) och effektiv porositet (andel porer). Medelpartikelhastighet har använts för att beräkna den genomsnittliga partikelhastigheten i grundvattnet, även så kallad advektiv transport. Advektiv transport innebär att partiklarna antas förflyttas i samma hastighet som det strömmande grundvattnet. Transporten tar inte hänsyn till processerna diffusion, dispersion eller sorption av partikeln eller omvandling/nedbrytning. Fördröjning genom sorption har beräknats genom att multiplicera grundvattnets hastighet med retardationsfaktorn R , som bland annat påverkas av den relativa adsorptionen (K_d). Beräkningsmetoden redovisas i bilaga 1.

Flödesberäkningen, som utgått från antagandet att grundvattnet rör sig i riktning från brandövningsplatsen mot Mickedala vattenverk, resulterade i en transporttid för grundvattnet från brandövningsplatsen till området invid Mickedala vattentäkt motsvarande ca 10 år. Motsvarande transporttid för PFOS uppgår till ca 30 år, baserat på retardationsfaktorn 3. Den valda retardationsfaktorn för PFOS kan betraktas som låg och representerar snarast den maximala transporthastigheten för PFOS i akviferen. Retardationen för PFOS kan i praktiken vara betydligt högre.

Om en medelhög retardationsfaktor ($R=11$) väljs blir transporttiden för PFOS ca 100 år. Retardationen för andra PFAS som PFHxS och kortare PFAS är betydligt lägre än för PFOS. För exempelvis PFHxS uppges motsvarande retardationsfaktorer till 1 (låg) och 3 (medelhög) (Bell et al 2019), vilket resulterar i transporttider för PFHxS på ca 10 respektive 30 år.

Följande förutsättningar/antaganden har använts i beräkningarna: transportvägen från brandövningsplatsen till området invid Mickedala vattenverk är 1200 m, jordarten är grovsand (hydraulisk konduktivitet = 3×10^{-4} m/s), grundvattengradienten är ca 0,4 %. Den effektiva porositeten har antagits vara 0,3. Val av jordart har stor inverkan på transporttiderna. Om beräkningarna istället baseras på finsand (10-5 m/s) så blir motsvarande transporttider för grundvattnet ca 300 år, för PFOS ca 800 år ($R=3$) respektive 3 000 år ($R=11$) och för PFHxS ca 300 år ($R=1$) respektive 800 år ($R=3$).

Beräkning av mängden PFAS i jord och grundvatten.

En grov uppskattning av fördelningen av PFAS-11 mellan jorden (i den omättade zonen) och PFAS-plymen indikerar att i storleksordningen:

- 125 kg PFAS-11 är bundet till jorden i den omättade zonen ($200 \times 200 \times 3$ m = 120 000 m³).
- 175 kg PFAS-11 finns i grundvattnet i hela PFAS-plymen/plymerna (ca 3 miljoner m³). Merparten av mängden PFAS-11, ca 115 kg, uppskattas grovt finnas i "röda" delen av plymen (ca 1 miljon m³) representerande halter av PFAS-11 överstigande 10 000 ng/l (figur 21).

Det bör påpekas att ovanstående uppskattning av PFAS-mängderna är mycket osäker. Om föroreningsplymen främst förekommer i mera genomsläppliga skikt kan ovanstående uppskattning baserad på hela grundvattenmagasinet överskatta mängden PFAS-11 i grundvattnet.

Baserat på provpunkt HA:02, den enda provpunkt där omfattande provtagning av jord på olika nivåer genomförts, så finns merparten av PFAS-11/PFOS bundet i jorden på nivån ca 0,5-3,5 m. Även i jordprov tagna under grundvattenytan (nivå ca 5-8 m) påvisades PFAS, men det är här oklart i vilken utsträckning dessa halter representerar PFAS bundet till jorden eller löst i grundvattnet. Det är även oklart hur representativ denna provpunkt är avseende förekomsten av PFAS i andra delar av brandövningsplatsen. Beräkningarna som ligger till grund för uppskattningen redovisas i bilaga 2.

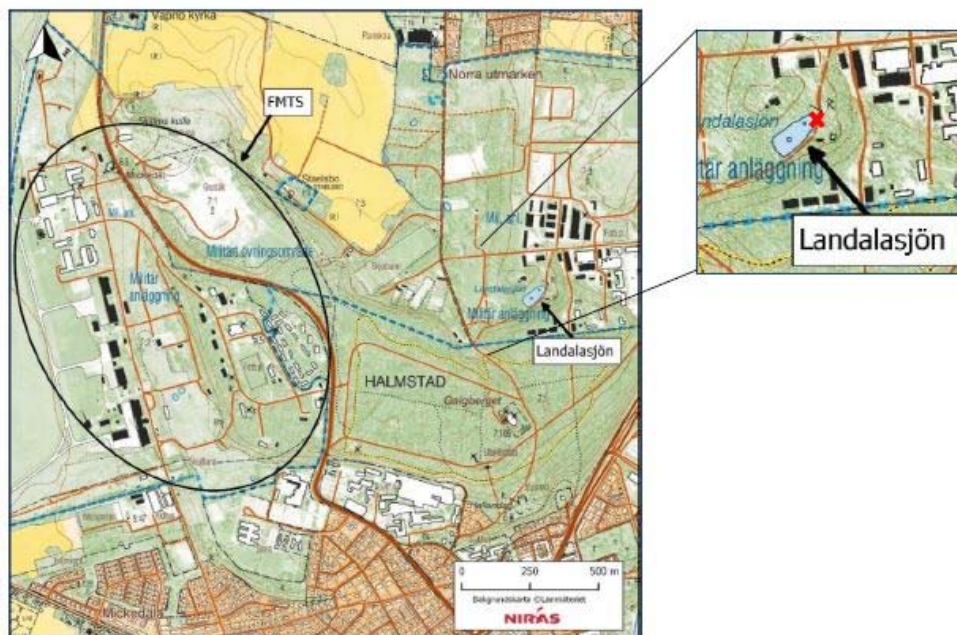
3.5 PFAS i ytvatten

PFAS har detekterats i Nyrebäcken som löper väster om FMTS och mynnar i havet vid Tylösand. Uppmätta halter i bäcken sydväst om FMTS är i storleksordningen 30-40 ng/l och är lägre nedströms FMTS jämfört med uppströms. PFAS i Nyrebäcken härstammar sannolikt till övervägande del från brandövningsplatsen på Nyårsåsen belägen ca 4-5 km norr om FMTS, se figur 27 (FM2016-14353:38/Niras 2020).

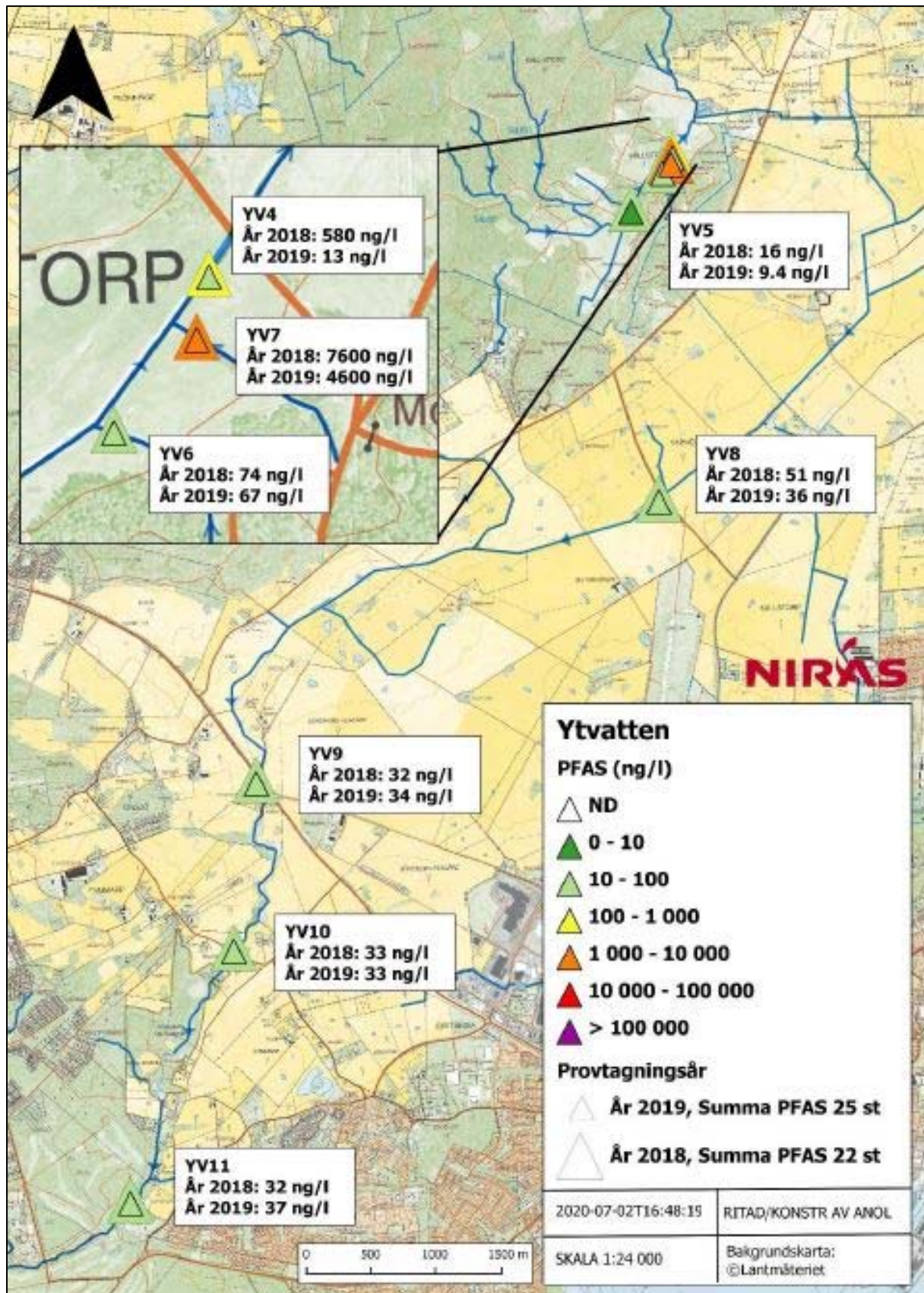
PFAS har också detekterats i en anlagd damm, Landalsjön, som saknar tydliga in- eller utlopp (figur 26). Halten PFAS-11 i vattnet uppmättes år 2018 till 18 ng/l varav halten PFOS uppgick till 4,4 ng/l och halten PFOS i sedimentet till 0,66 µg/kg TS (FM2016-14353:11/Niras 2019).

PFAS har även detekterats i en dagvattendamm belägen ca 200 m öster om landningsbanans södra ände, vilken mottar dagvatten från delar av flygplatsområdet och FMTS. Detta dagvatten leds vidare från dammen genom ett rörsystem väster ut till Knebildstorpsbäcken, vilken i sin tur mynnar i Laholmsbukten (figur 28 och 29). Halten PFAS-11 uppgick till ca 800 ng/l i dammen och till ca 910 ng/l i bäcken vid provtagning år 2013 (LedR 24 610:80532/Niras 2014).

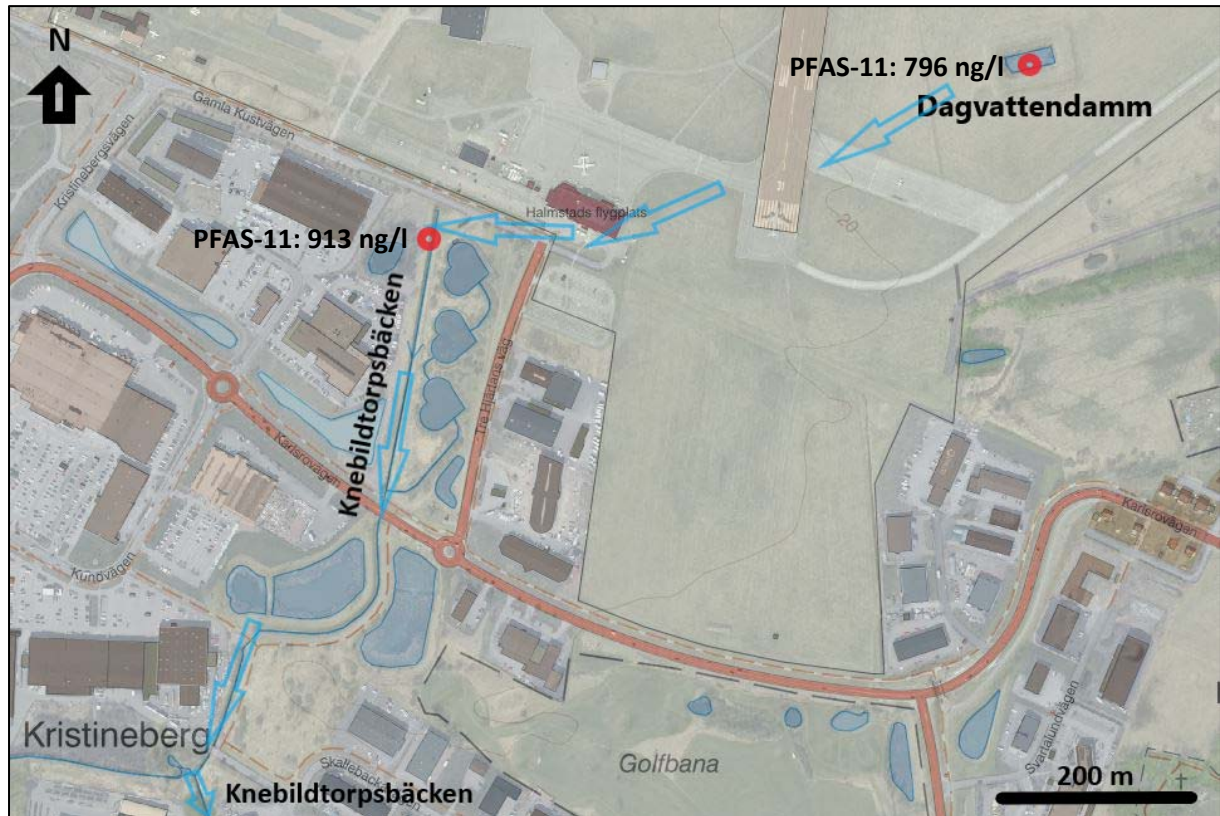
Senare provtagningar lägre nedströms i Knebildstorpsbäcken utförda av Länsstyrelsen i september 2019 visar dock på lägre halter. Halten PFAS-11 uppmättes till 170 ng/l och 110 ng/l vid Kristineberg/Karlsro respektive Yxenvägen (figur 29).



Figur 26. Karta som visar placering av provtagningspunkt för ytvatten och sediment i Landalsjön. Provtagningspunkten är markerad med rött kryss. Figur från FM2016-14353:11/Niras 2019.



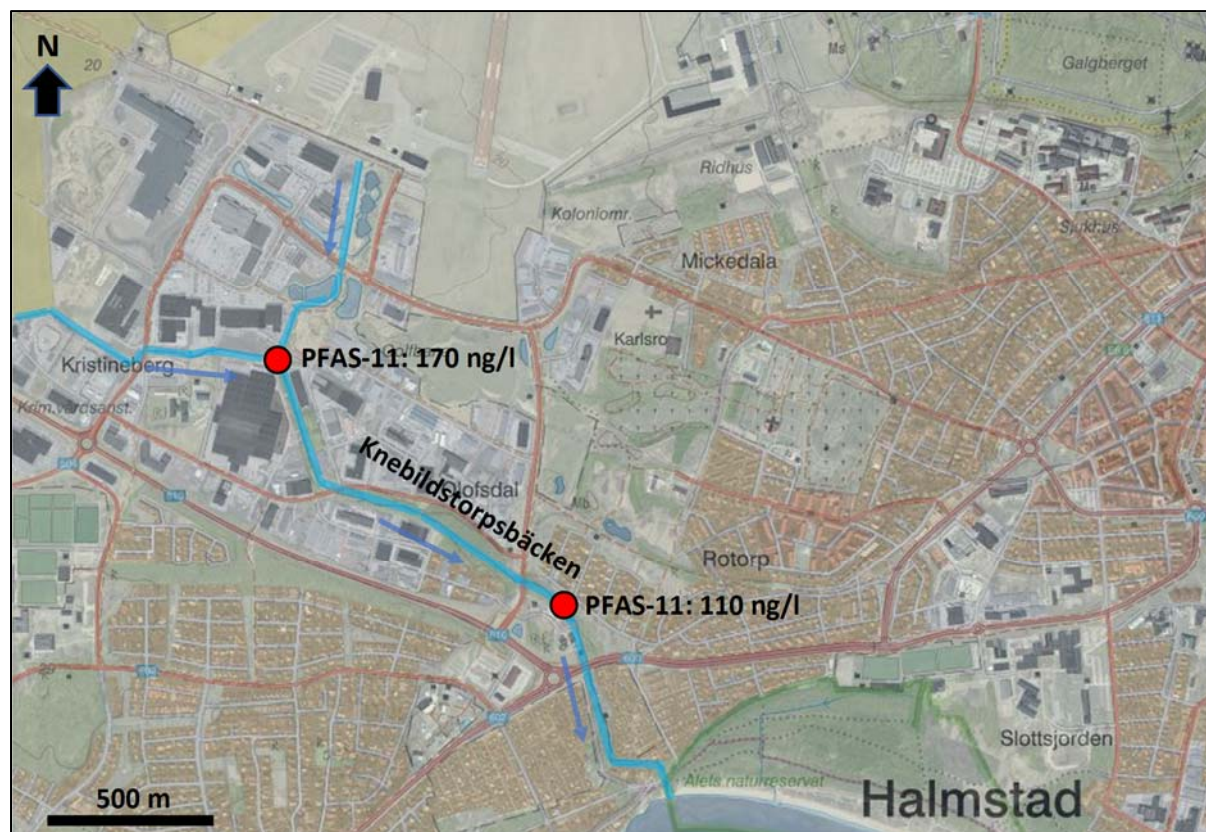
Figur 27. PFAS-halter i Nyrebäcken. Figur från FM2016-14353:38/Niras 2020.



Figur 28. PFAS-halter i dagvattendamm öster om landningsbanan och i Knebildstorpsbäcken år 2013. Kartunderlag från Skogsstyrelsen (<https://kartor.skogsstyrelsen.se/kartor/>).

Bild a-c. Bilden överst till höger visar dagvattendammen och bilderna nederst visar provtagningsplatsen för ytvatten i Knebildstorpsbäcken. Bilder från LedR 24 610:80532/Niras 2014.





Figur 29. PFAS-halter i Knebildstorpsbäcken september 2019. Data från Länsstyrelsen i Hallands län. Kartunderlag från <https://kartor.skogsstyrelsen.se/kartor/>.

4 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR RISKBEDÖMNINGEN

4.1 Övergripande åtgärds mål

Åtgärds mål kan delas upp i övergripande respektive mätbara åtgärds mål. Övergripande åtgärds mål anger vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd. De visar i första hand vilken användning eller funktion ett område bör ha efter genomförd efterbehandlingsåtgärd samt vilken påverkan och vilka störningar som kan accepteras inom området eller i omgivningen. Målen tar också hänsyn till pågående markanvändning. Övergripande åtgärds mål ser olika ut beroende på vilket förorenat område de avser. Övergripande åtgärds mål har sin utgångspunkt i nationella, regionala eller lokala miljömål, Naturvårdsverkets utgångspunkter för efterbehandling, olika intressenters och aktörers policy och ståndpunkter samt platsspecifika förutsättningar. Även miljörättsliga och ekonomiska förutsättningarna beaktas. Åtgärds målen bör främja val av beständiga och långsiktigt hållbara åtgärder. Det gäller bland annat att minska riskerna för människor, miljön och naturresurser samt att minska mängderna och halterna av naturfrämmande ämnen i miljön. Åtgärds målen bör också uppmuntra till hushållning med material, råvaror och energi. En annan viktig aspekt att beakta är om åtgärds målen innebär begränsningar i markanvändning. Om så är fallet är det viktigt att redan i målformuleringen ta hänsyn till om det finns behov av till exempel administrativa åtgärder och om åtgärdsalternativen medför framtida drift eller underhåll (NV 2009d, rapport 5978).

Övergripande åtgärds mål kan ha olika syften och kan uttryckas på flera olika sätt, bland annat som:

- riskreduktion
- reduktion av föroreningsmängd eller volym
- reduktion av föroreningsspridning till omgivningen
- minskad exponering
- skydd av naturresurser
- skydd av markanvändning och andra intressen.

Övergripande åtgärds mål behöver enkelt kunna omvandlas till mätbara åtgärds mål, för att man därigenom ska kunna mäta måluppfyllelsen (NV 2009d, rapport 5978).

Avseende PFAS-föroreningarna vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS har förslagen på åtgärds mål inriktats huvudsakligen på att reducera föroreningsspridning till omgivningen för att skydda nedströms liggande grundvattenmagasin på lång sikt och på så sätt minska PFAS-belastningen på dricksvattentäkten vid Mickedala så att den fortsatt kan användas för dricksvattenändamål.

Det bör dock påpekas att källan till föroreningarna i vattenverket åtminstone delvis kan vara annan än brandövningsplatsen, t.ex. PFAS-förorening vid byggnader med fasta släcksystem, vilka vid funktions-test kan ha givit upphov till PFAS-förorening i omgivningen.

Förslag på övergripande åtgärds mål har även givits gällande möjligheterna till att begränsa direkt exponering för föroreningen och skyddet av markmiljön.

Förslag på övergripande åtgärds mål för brandövningsplatsen och rökdykningsytan vid FMTS i Halmstad:

- 1) Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, samt intilliggande område vid FMTS ska kunna användas för avsedda ändamål utan att människor som vistas på området utsätts för oacceptabla hälsorisker till följd av exponering för PFAS-förorenad jord (via exempelvis oralt intag, hudkontakt och damning).
- 2) Marken i direkt anslutning till brandövningsplatsen och rökdykningsytan ska uppfylla de krav på ekologiska funktioner som kan förväntas med hänsyn till planerad markanvändning.
- 3) Spridningen av PFAS från brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS ska minska väsentligt på både kort och lång sikt så att grundvattenmagasinet nedströms FMTS på sikt kan uppnå god kemisk status avseende PFAS.
- 4) Dricksvattentäkten i Mickedala ska fortsatt kunna användas för dricksvattenförsörjning på både kort och lång sikt. PFAS-förorenat grundvatten från FMTS ska inte påverka möjligheten att nyttja grundvattnet som en dricksvattenresurs.

Planerad markanvändning avser nuvarande markanvändning eller liknande användning av typen mindre känslig markanvändning.

4.2 Områden av betydelse för risksituationen

Områden med PFAS-halter i jord överstigande riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM) är brandövningsplatsen och området för rökdykning. Från ovannämnda områden sprids PFAS huvudsakligen via grundvattnet. Spridning av PFAS från brandövningsverksamheten, sker även via dagvattnet till närliggande ytvatten. Inom FMTS kan det även finnas andra PFAS-förorenade områden t.ex. vid en f.d. räddningsstation och vid hangarbyggnader med släcksystem innehållande PFAS, vilka inte omfattas av föreliggande riskbedömning.

4.3 Problembeskrivning och konceptuell modell

Problembeskrivningen är en övergripande beskrivning av de aspekter som främst påverkar riskbilden. Problembeskrivningen är framtagen med utgångspunkt i de avgränsningar och förutsättningar som beskrivs i kapitel 1 och de övergripande åtgärds målen i avsnitt 4.1. I efterföljande avsnitt beskrivs de olika aspekterna och uppgifterna sammanfattas slutligen i en konceptuell modell.

4.3.1 Föroreningar och föroreningskällor

PFAS-föroreningen har uppkommit på grund av att brandsläckningsskum innehållande PFAS har använts på brandövningsplatsen och rökdykningsytan vid FMTS. Det helt dominerande föroreningsämnet i jord är PFOS (> 90 % av PFAS-28), som förekommer i varierande halter i ett ca 60 000 – 120 000 m² stort område från brandövningsplatsen i söder till rökdykningsplatsen i norr (se figur 34). Halterna av PFOS i det förorenade området varierar mellan några få µg/kg TS till i storleksordningen ca 1 000 µg/kg TS. Högst halter av PFOS i jorden har uppmätts vid brandövningsplatsen, ca 3 600 µg/kg TS (max ca 19 000 µg/kg TS vid sanering av en trasig ledning). Vid rökdykningsplatsen uppgick PFOS-halten till som högst ca 4 200 µg/kg TS. PFOS-halterna i ytjorden (0-0,5 m) är något lägre jämfört underliggande nivåer. PFOS-halterna avtar därefter i regel med djupet, men undantag finns. PFOS förekommer i halter överstigande ca 30 µg/kg TS ner till ca 6-7 meter under markytan. Grundvattenytan ligger på ca 6 meters djup under markytan (4-8 m) i området kring brandövnings- och rökdykningsplatsen. I jordprover tagna under grundvattenytan ökar andelen av andra PFAS-ämnen, främst PFHxS.

Andra källområden med PFAS-förorening kan finnas inom FMTS exempelvis vid byggnader som använt PFAS i fasta släcksystem och vid den f.d. räddningsstationen. Förekomst av PFAS i grundvattnet indikerar att så kan vara fallet. Inga undersökningar har dock utförts avseende PFAS i jord på dessa platser.

Provtagning av grundvattnet i befintliga grundvattenrör på FMTS våren 2022 visade på förhöjda halter av PFOS överstigande SGI:s preliminära riktvärde för PFOS i grundvatten om 45 ng/l i 19 av 46 grundvattenprover. Uppmätta halter varierade mellan ca 0,2 och 270 000 ng/l och var generellt i samma storleksordning som vid tidigare genomförda mätningar under åren 2016-2020. Den högsta halten PFOS uppmättes i ett grundvattenrör beläget vid brandövningsplatsens östra sida. Beträffande summa PFAS-11 i grundvattnet översteg 29 av 46 grundvattenprover Livsmedelsverkets åtgärdsgräns om 90 ng/l. Av uppmätta summa PFAS-11 varierade halterna mellan ca 1 och 750 000 ng/l. Den högsta halten av PFAS-11 (750 000 ng/l) uppmättes i ett grundvattenrör beläget vid brandövningsplattans södra sida.

Utbredning av föroreningsplymen i grundvattnet vid FMTS är dock inte kartlagd i detalj och olika tolkningar av plymen/plymernas utbredning har gjorts, se avsnitt 3.3.

PFAS-11 har tidigare (år 2013) även detekterats i dagvattendammar inom FMTS och i utgående vatten till Knebildstorpsbäcken i halter kring 800-900 ng/l. Inga senare mätningar har gjorts i dessa punkter. Enligt en undersökning som Länsstyrelsen utfört, år 2019, längre nedströms i bäcken var halterna av PFAS-11 lägre, ca 170 respektive 110 mg/l.

Fortifikationsverket har utfört mätningar avseende PFAS i utgående dagvatten direkt från brandövningsplattan. Halterna av PFAS-11 har under åren 2020-2022 varierat mellan 420 - 9 700 ng/l. Medelvärdet av 5 mätningar var ca 2 800 ng/l. Här rör det sig dock om relativt små volymer som späds ut kraftigt innan dagvattnet når Knebildstorpsbäcken.

4.3.2 Spridningsvägar

Följande spridningsvägar för PFAS har identifierats:

- Via damning från ytliga jordlager (där ytan inte är täckt av asfalt/betong eller är gräsbevuxen).
- Urlakning från jord till grundvatten.
- Spridning med grundvattnet.
- Möjlig utströmning av PFAS-förorenat grundvatten till ytvatten.
- Spridning via ytvattenavrinning/dagvattennätet till ytvatten.
- Bevattning av med PFAS-förorenat grundvatten eller ytvatten.

Spridning bedöms främst ske genom att PFAS lakas ut från förorenad jord till grundvattnet och sprids vidare med grundvattnet. Jordlagren består i huvudsak av genomsläppliga jordar i form av sand. I genomsläppliga jordarter rör sig vatten snabbare än i täta jordlager. En snabb transport medför att en större mängd vatten kan röra sig genom jordlagren vilket medför att föroreningstransporten med grundvattnet kan vara betydande.

Spridning via dagvattnet till närliggande ytvatten från pågående brandövningsverksamhet och förorenade ledningar, brunnar m.m. är också en spridningsväg att beakta.

Från de delar av området vid brandövningsplatsen och området för rökdykning som inte är hårdgjorda (betongplatta, asfalt) eller gräsbevuxna kan spridning ske genom damning. PFAS flyktighet är begränsad vilket gör att spridning via ångor inte bedöms ha någon större betydelse för spridningen av PFAS vid FMTS.

4.3.3 Exponeringsvägar

Följande exponeringsvägar för PFAS har identifierats:

- Intag av jord.
- Hudkontakt med jord och damm.
- Inandning av damm.
- Intag av dricksvatten (grundvatten).
- Intag av växter bevattnade med grundvatten eller ytvatten.
- Intag av fisk.
- Intag och hudkontakt av ytvatten och sediment.
- Hudkontakt med ytvatten och sediment.

Människor som vistas på brandövningsplatsen och området för rökdykning kan exponeras för föroreningar i jord via hudkontakt, oralt intag av förorenad jord samt inandning av damm eller jordpartiklar. Exponering för PFAS från djupare jordlager kan även ske vid exempelvis grävarbeten.

Föroreningarna utgörs av PFAS som i huvudsak inte är flyktiga varför inandning av ångor från jordmatrisen är mindre sannolik.

Exponering för PFAS kan även ske via dricksvattnet från kommunala vattentäkter och enskilda brunnar. Det kommunala vattenverket, med intagsbrunnar vid Mickedala ca 1,5 km söder om brandövningsplatsen på FMTS, är det vattenverk som i första hand påverkas av PFAS-föroreningarna från brandövningsplatsen, rökdykningsytan och eventuella andra PFAS-källor inom FMTS. Halterna av PFAS-11 i råvattnet till vattenverket varierar mellan ca 250-400 ng/l från borrhål 1 och ca 80-140 ng/l från borrhål 2. De PFAS som dominerar i råvattnet vid Mickedala är PFHxS, PFOA, PFOS och PFHxA. Dessa kongener utgör ca 90 % av total halt PFAS-11.

Behandling av det PFAS-förorenade råvattnet som pumpas upp till vattenverket i Mickedala sker i dagsläget med hjälp av ett kolfilter, vilket ursprungligen installerats för rening av bekämpningsmedel. Den kommunala reservvattentäkten (Blå källan), belägen vid Halmstads sjukhus, är också påverkad av PFAS. Halterna PFAS-11 i de båda intagsbrunnarna har uppmätts till 120 respektive 140 ng/l.

Exponering för PFAS kan även ske genom att vatten från enskilda brunnar, belägna nedströms det förorenade området, används som dricksvatten och för bevattning. Totalt har 33 brunnar provtagits kring FMTS. De flesta av brunnarna uppvisade halter av PFAS-11 mellan icke detekterbara halter och under 10 ng/l. I tre av brunnarna uppmättes något högre halter av PFAS-11 (15-33 ng/l) och i en brunn (100 ng/l) översteg halten PFAS-11 Livsmedelsverkets åtgärdsgräns 90 ng/l. Vatten från denna brunn belägen ca 300 söder om Mickedala vattenverk, används för bevattning och ej som dricksvatten.

Människor och husdjur kan även exponeras via grödor som bevattnats med PFAS-förorenat grundvatten.

Människor som vistas inom och i anslutning till FMTS kan även teoretiskt exponeras för föroreningar i ytvatten, dagvatten och grundvatten. Kontakt med ytvatten kan ske genom hudkontakt och oralt intag. Exponering via hudkontakt och bad bedöms ske i mycket begränsad omfattning. Eftersom PFAS i huvudsak inte är flyktiga och exponering av ytvatten enbart sker utomhus bedöms inandning av ångor inte vara en betydande exponeringsväg.

Föroreningar som spridits till ytvatten (Knebildstorpsbäcken) kan tas upp av organismer som lever i ytvattnet. Därmed kan även konsumtion av fisk vara en exponeringsväg för människor. Ytvatten kan eventuellt även användas för bevattning och människor och husdjur kan då exponeras via grödor som bevattnats med förorenat ytvatten.

4.3.4 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt har identifierats:

- Yrkesarbetande människor som vistas inom och vid de PFAS-förorenade källområdena (brandövningsplatsen- och rökdykningsytan).
- Människor som använder PFAS-förorenat grundvattnet för dricksvattenuttag eller bevattning – kommunala vattenverk.
- Människor som använder grundvattnet för dricksvattenuttag eller bevattning – privata brunnar.
- Grundvattnet som naturresurs.
- Människor som äter fisk från Knebildstorpsbäcken.
- Människor som badar i Knebildstorpsbäcken.
- Akvatisk miljö i Knebildstorpsbäcken.
- Sekundärkonsumenter (t.ex. fåglar, däggdjur) som äter fisk från Knebildstorpsbäcken.
- Markmiljön utanför källområdena, men inom FMTS.

Yrkesarbetande människor som vistas inom de PFAS-förorenade källområdena (brandövnings- och rökdykningsplatserna) på FMTS utgör ett skyddsobjekt.

Människor som använder grundvattnet nedströms de PFAS-förorenade källområdena på FMTS för dricksvattenuttag (eller bevattning) antingen via kommunala vattenverk (främst Mickedala vattenverk med tillhörande vattenskyddsområde) och via enskilda brunnar.

Människor som äter grödor bevattnade med PFAS-förorenat ytvatten eller grundvatten. Knebildstorpsbäcken rinner genom ett större koloniområde strax innan den mynnar i Laholmsbukten. Troligen används ytvatten från bäcken inte till bevattning, men detta kan inte uteslutas helt.

Människor som äter fisk från Knebildstorpsbäcken. Sannolikt förekommer fiske i bäcken i mycket liten omfattning. Bäcken utgör dock en reproduktionslokal för öring, vilken sedan fiskas i Laholmsbukten (huvudsakligen fritidsfiske).

Människor som badar i Knebildstorpsbäcken/dess mynning i Laholmsbukten. Troligen sker inget bad i bäcken, men detta kan inte uteslutas helt.

Markmiljö som skyddsobjekt avser markecosystemets funktion. Dessa funktioner utgörs av ett samverkande system av marklevande djur, bakterier, virus och protozoer, svampar och mykorrhiza. Markecosystemet hänger också ihop med flora och fauna. Markmiljön inom källområdena har inte inkluderats som skyddsobjekt då markytorna inom dessa huvudsakligen är hårdgjorda (asfalt, betong) eller grusade. Här är ingen växtlighet önskvärd för verksamheten inom FMTS och markmiljön bedöms därmed inte vara skyddsvärd inom källområdena.

Akvatisk miljö i Knebildstorpsbäcken nedströms FMTS och Halmstads flygplats omfattar det akvatiska ekosystemets funktion i dessa vattendrag. Det akvatiska ekosystemet utgörs av ett sammanlänkat system av alger, växt- och djurplankton samt bottenlevande djur och fiskar. I Knebildstorpsbäcken leker lax, ål och öring. Vattendraget utgör därför ett viktigt reproduktionsområde för flera rödlistade och hotade fiskarter (Halmstads kommun 2020). Grod- och kräldjur har också en påtaglig förekomst i området och flera arter påträffades i samband med inventeringar år 2015. Grodlek förekommer i Aleskogens kärr och andra våtmarker i mars-april (Fritz & Larsson 2015). Knebildstorpsbäcken mynnar inom naturreservatet Alets, nära dess västra gräns. Knebildstorpsbäcken är inte en klassificerad vattenförekomst i Vatteninformationssystem Sverige (VISS).

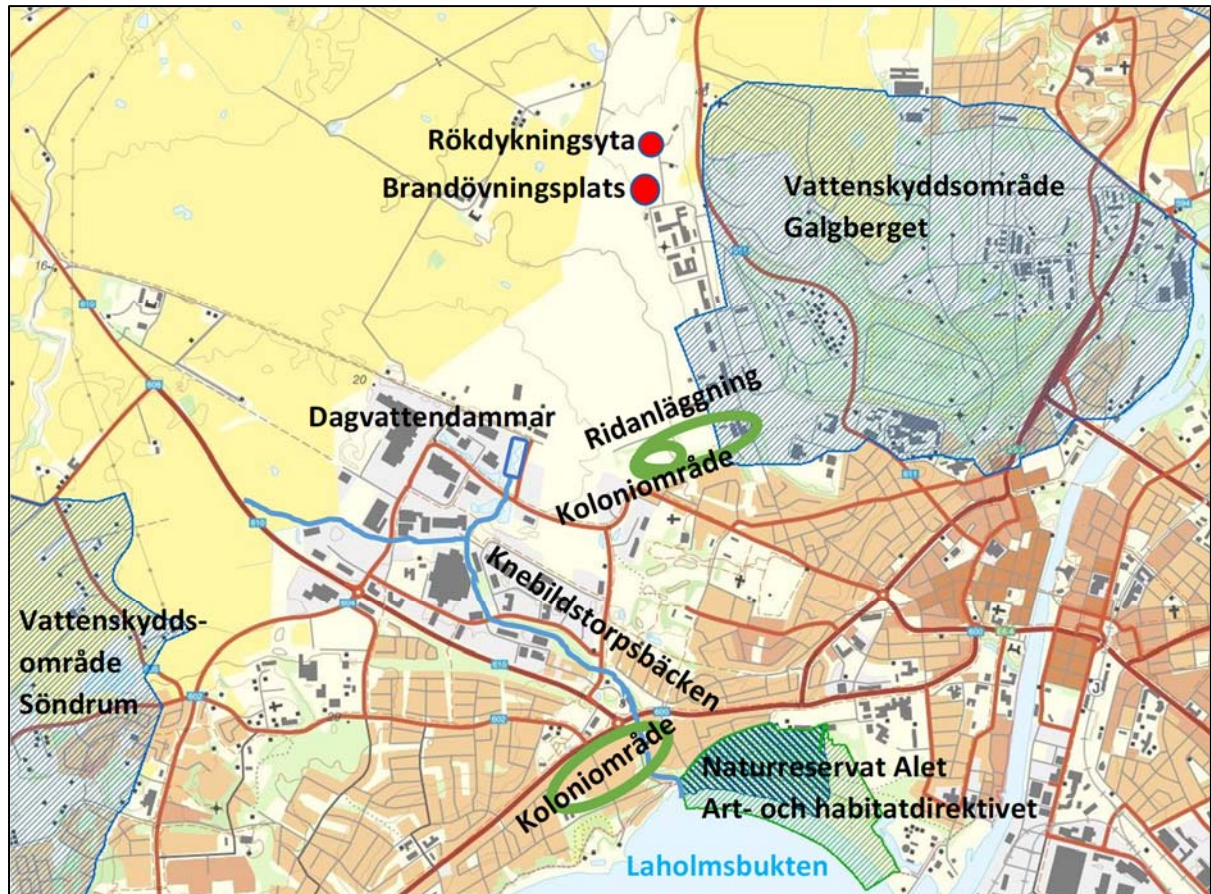
Nyrebäcken som löper väster om FMTS bedöms inte belastas av PFAS-föroreningar från brandövningsplatsen och rökdukningsytan på FMTS, utan huvudsakligen från PFAS-föroreningar vid brandövningsplatsen på Nyårsåsen. Vattenförekomsten Nyrebäcken har måttlig ekologisk status och uppnår inte kraven för en god kemisk status avseende PFOS, bromerade difenyletrar, kvicksilver och kvicksilverföreningar. Enligt VISS bör åtgärder avseende PFOS sättas in så snart som möjligt för att nå målet om en god kemisk status till år 2027. Undantag/mindre stränga krav för bromerade difenyletrar, kvicksilver och kvicksilverföreningar.

Sekundärkonsumenter. Djur kan exponeras sekundärt genom att de äter växter eller djur som direkt exponerats för föroreningarna, t.ex. fåglar som äter fisk från Knebildstorpsbäcken och tillhörande dagvattendammar (t.ex. Tre-Hjärtan-dammarna). Fåglar som fångat fisk (spigg) har observerats i dammarna (VA-Forsk 2002).

Grundvattnet som naturresurs för befintligt och framtida dricksvattenuttag i Galgbergets isälvavlagring med tillhörande vattenskyddsområden (t.ex. Mickedala). Skyddsobjektet avser inte en specifik uttagsbrunn utan avser möjligheten att använda grundvattnet i isälvsavlagringen.

Vattenförekomsten Tylösand-Åled (isälvsavlagringen vid FMTS och Galgberget) har kvalitetskravet god kemisk grundvattenstatus med tidsfrist till 2027. Vattenförekomsten bedöms ha otillfredsställande status med avseende på PFAS-11 och vara i risk att inte nå god status till år 2027 (VISS 2022).

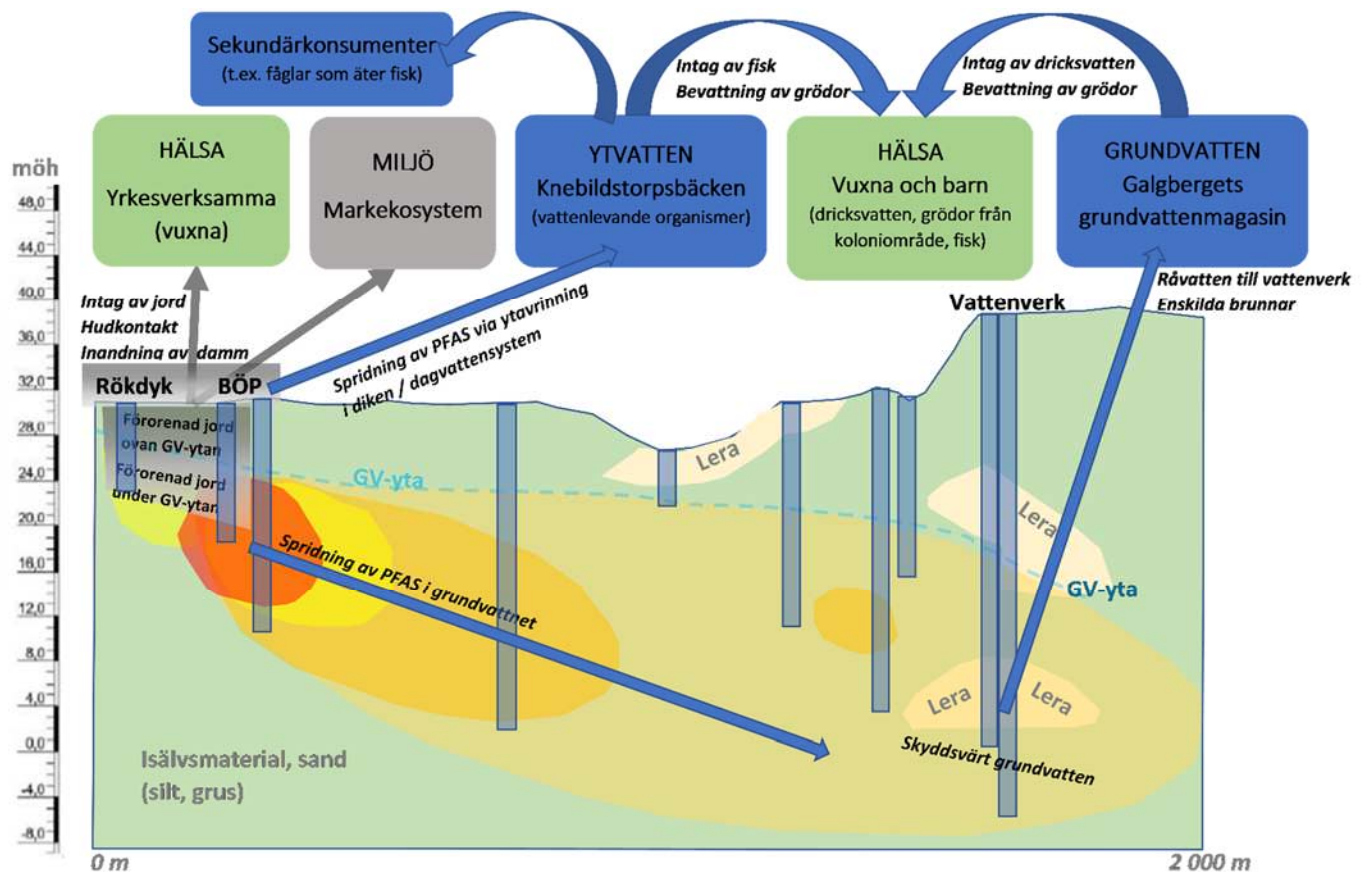
I figur 31, nedan visas vattenskyddsområden och andra skyddsobjekt (ur hälso- och miljösynpunkt) kring FMTS.



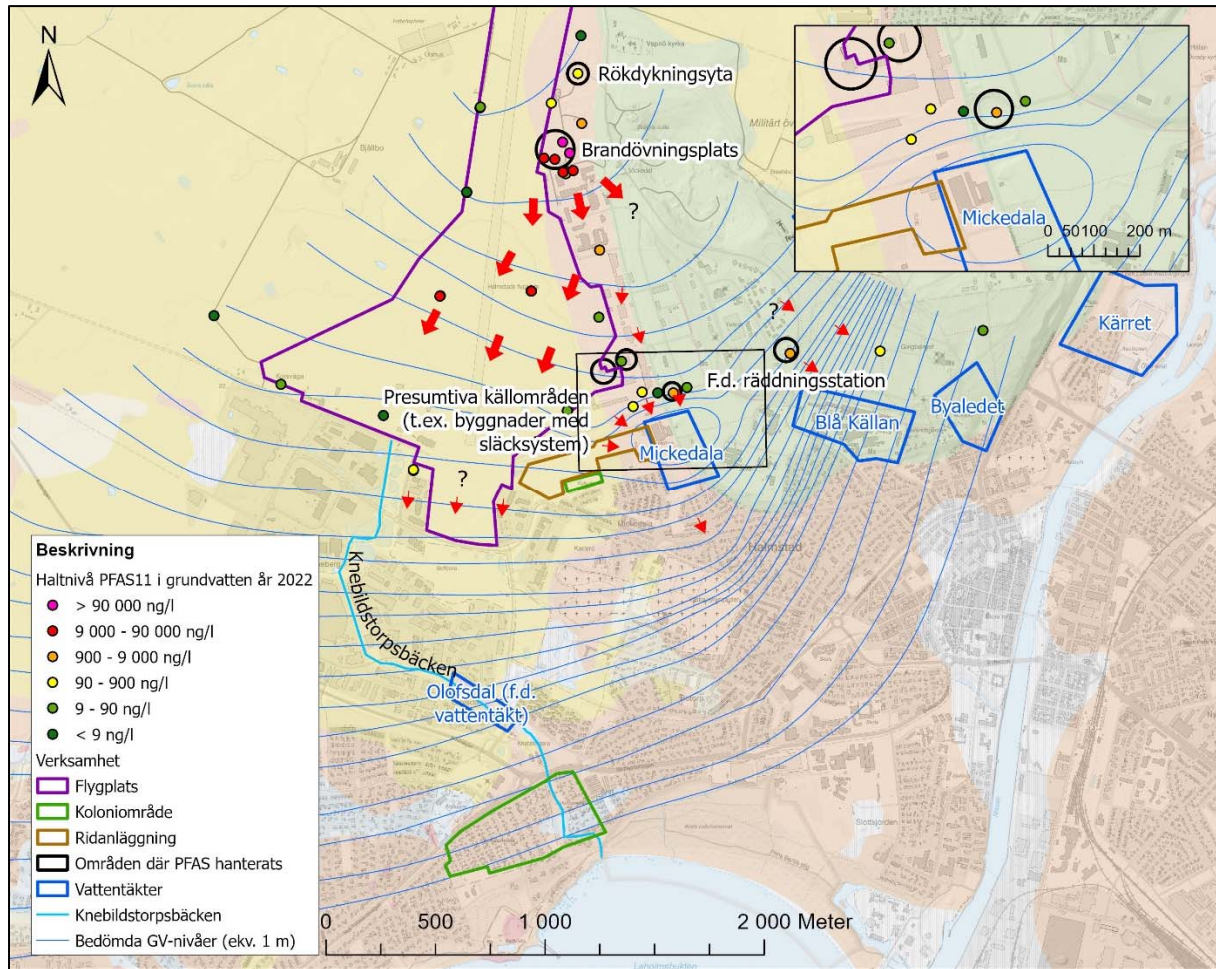
Figur 31. Skyddsobjekt kring FMTS (t.ex. vattenskyddsområden och Knebildstorpsbäcken).
Underlagskarta från <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>.

4.3.5 Konceptuell modell

Nedan visas en konceptuell modell för PFAS-föroreningarna vid brandövningsplatsen och rökdykningsplatsen på FMTS med samtliga betydande transportvägar för PFAS i grund- och ytvatten. Modellen visar översiktligt föroreningskällor och skyddsobjekt samt hur föroreningarna når skyddsobjekten (figur 32).



Figur 32. Konceptuell modell (genomskärning) för PFAS-föroreningarna på brandövningsplatsen (BÖP) och rökdykningsytan vid FMTS. Modellen visar föroreningskällor, spridnings- och transportvägar, samt skyddsobjekt



Figur 33. Konceptuell modell (plan) för spridningen av PFAS-föroreningarna på brandövningsplatsen och rökdykningsytan vid FMTS. Figuren visar föroreningskällor, spridnings- och transportvägar, samt skyddsobjekt.

5 RISKBEDÖMNING

5.1 Allmänt om risk

Risk kan uttryckas som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på exempelvis människors hälsa eller miljön. För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där den kan orsaka exponering av människa och miljö. Eller där den kan försämma kvaliteten på grund- och ytvattenresursen (Naturvårdsverket, 2009a).



Figur 34. En risk föreligger när förorening från en källa (t.ex. jord eller grundvatten) frigörs och via olika transportvägar sprids och exponerar skyddsobjekt (människa, miljö, naturresurser) så att en negativ effekt kan uppstå. Figur från Naturvårdsverket (NV 2009a).

5.2 Riskbedömningsmetodik

5.2.1 Syfte och angreppssätt

Syftet med en riskbedömning är att uppskatta vilka risker en förorenings- och spridningssituation innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att det inte ska uppstå oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser.

Generellt finns det två olika angreppssätt som är vanliga vid miljö- och hälsoriskbedömningar av förorenade områden:

- beräkning av dos eller koncentration i kontaktmedium
- beräkning av riktvärde

När den dos eller koncentration som skyddsobjektet exponeras för ska beräknas utgår man från representativa föroreningshalter i aktuella kontaktmedier. Doserna för samtliga relevanta exponeringsvägar summeras. Risker kan inte uteslutas om den sammanlagda dosen eller koncentrationen överskrider toxikologiska eller ekotoxikologiska referensvärden. Tolerabelt dagligt intag, miljökvalitetsnormer för ytvatten eller dricksvattennormer är exempel på referensvärden.

Beräkning av den dos eller koncentration som skyddsobjektet exponeras för är vanligt internationellt och används främst för att bedöma exponeringsrisken i nuläget. Detta angreppssätt används också av de svenska miljömedicinska enheterna. Nedan följer en beskrivning hur dessa bedömningar har utförts för de skyddsobjekt som identifierats i kapitel 4.

5.2.2 Oacceptabel risk och riskkvot

För att identifiera en oacceptabel risk har representativa halter beräknats och jämförts med olika jämförvärden såsom gränsvärden, generella eller platsspecifika riktvärden eller ekotoxikologiskt baserat referensvärde. Om en representativ halt av en förorening i mark eller grundvatten inom ett förorenat område överskrider ett eller flera jämförvärden kan risk föreligga, idag eller i framtiden. Det är dock viktigt att komma ihåg att även om den representativa halten inom ett förorenat område överskrider jämförvärdet behöver det således inte innebära en oacceptabel risk i praktiken.

Ett sätt att tydliggöra och i någon mån kvantifiera risken d.v.s. hur mycket en representativ halt överstiger eller underskrider ett jämförvärde är att beräkna en s.k. riskkvot (NV 2009a).

Riskkvoten beräknas enligt:

Riskkvoten = representativa halten / jämförvärdet

En riskkvot under ett anger att den bedömda risken är acceptabel medan en riskkvot över ett indikerar att en oacceptabel risk föreligger.

5.2.3 Representativ halt

Den representativa halten i ett förorenat område beskrivs av Naturvårdsverket som den halt som bäst representerar risksituationen. Vid en riskbedömning bör riskerna inte underskattas. Av denna anledning har UCLM95, dvs. den övre 95-procentiga konfidensgränsen för medelvärdet (eller motsvarande UCL95-mått som bäst representerar fördelningen av förekommande mätvärden), använts som representativ halt för PFAS-föroreningarna i jord. Detta statistiska mått föreslås av Naturvårdsverket för en adderad säkerhet för att inte underskatta risken (NV 2009c).

5.3 Gränsvärden, riktvärden och jämförvärden

5.3.1 Dricksvatten

Enligt 7 § i Livsmedelsverkets föreskrifter (2001:30) skall dricksvatten vara hälsosamt och rent. Det skall anses vara hälsosamt och rent om det inte innehåller mikroorganismer, parasiter och ämnen i sådant antal och sådana halter att de kan utgöra en risk för människors hälsa. Mot bakgrund av att PFAS från brandsläckningsmedel har påträffats i vattentäkter (KemI, 2013), har Livsmedelsverket tagit fram rekommendationer riktade till dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter, se tabell 1 (SLV 2016, SLV 2021).

Sammanfattningsvis har Livsmedelsverket satt en åtgärdsgräns på 90 ng/l och ett hälsobaserat riktvärde för tolerabelt dagligt intag (TDI) på 900 ng/l för haltsumman (PFAS-11) av ett urval om 11 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS och 6:2 FTS). Vid summeringen beaktas enbart påvisade PFAS. Det vill säga att rapporterade "mindre än-värden" för de ämnen som förekommer i så låga halter att de inte kan mätas och/eller rapporteras ej påverkar haltsumman.

Tabell 1: Livsmedelsverkets rekommendationer vid förekomst av PFAS-11 i rå- och dricksvatten (SLV 2016/2021a).

<90 ng/l	Verka för att långsiktigt minimera exponeringen av PFAS via dricksvattnet.
>90 ng/l	Vidta åtgärder snarast för att sänka halterna till så lågt under åtgärdsgränsen som praktiskt möjligt.
>900 ng/l	Undvik att dricka vattnet eller äta mat som tillagats med vattnet tills halterna sänkts.

5.3.2 Mark, grundvatten och ytvatten

Preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten (tabell 2) har tagits fram av Statens geotekniska institut, SGI (SGI, 2015). För jord i områden med känslig markanvändning (KM) har skydd av markmiljö varit styrande för riktvärdet, medan det för jord i områden med mindre känslig markanvändning (MKM) och för grundvatten har styrts av skydd av grundvatten som en naturresurs. De preliminära riktvärdena avser PFOS men bör även användas som jämförelsevärden för PFAS-7 (PFBS, PFHxS, PFOS, PFPeA, PFHxA, PFHpA och PFOA) enligt SGI:s rekommendationer.

Tabell 2: Preliminära riktvärden (i µg/kg TS) för PFOS i mark för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt (SGI 2015). KM och MKM avser känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning.

	KM	MKM
Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	31	11 000
Intag av jord	900	17 000
Hudkontakt	6 800	34 000
Inandning av damm	2 100 000	21 000 000
Inandning av ångor	3 600 000	36 000 000
Intag av grundvatten som dricksvatten	33	-
Intag av växter	600	-
Skydd av markmiljö	3	300
Skydd av grundvatten	6,6	21
Skydd av ytvatten	27	27
Preliminärt riktvärde	3	20

Miljökvalitetsnormer (MKN) för vatten omfattar ytvatten (sjöar, vattendrag och kustvatten, samt biota/fisk) och grundvatten. Miljökvalitetsnormer för PFOS i sötvatten (ytvatten) har framlagts i EU:s prioämnesdirektiv (2013/39/EU), som är ett dotterdirektiv till ramdirektivet (2000/60/EG), och implementerats som gränsvärden (tabell 3) i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2019:25, ursprungligen HVMFS 2013:19). Det finns också miljökvalitetsnormer för PFAS-11 i grundvatten (18 ng/l som ”utgångspunkt för att vända trend” och 90 ng/l som riktvärde, enligt SGU FS 2019:1) och för ytvatten som utgör dricksvattenförekomst (90 ng/l enligt HVMFS 2019:25).

Preliminära riktvärden för PFOS									Gränsvärden för PFOS				
Mark (jord), µg/kg		Grundvatten		Inlandsytvatten, ng/l			Andra ytvatten, ng/l		Biota (fisk)				
KM	MKM	ng/l		medel		max	medel		max	ng/g v.v.			
3	20	45		0,65		36 000	0,13		7 200	9,1			

I EU:s nya reviderade dricksvattendirektiv (Directive EU 2020/2184) redovisas en lista med 20 PFAS och ett parametriskt värde (gränsvärde) för dricksvatten på 100 ng/l för summan av dessa tjugo PFAS. Dessutom inkluderas ett PFAS-totalvärde för dricksvatten, som är satt till 500 ng/l (EU 2020).

Gränsvärde för dricksvatten

Med anledning EU-direktivet kommer Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten att upphävas och nya föreskrifter om dricksvatten beslutas. I det nya dricksvattendirektivet finns parametrarna "summan av PFAS" och "PFAS totalt" med parametervärdena 100 ng/l respektive 500 ng/l. Summan av PFAS inkluderar 20 olika PFAS-ämnen.

De 20 PFAS-ämnen som ingår i dricksvattendirektivet är (Directive EU 2020/2184, Annex 3, EU 2020):

Perfluorobutanoic acid (PFBA)	Perfluorobutanesulfonic acid (PFBS)
Perfluoropentanoic acid (PFPA)	Perfluoropentanesulfonic acid (PFPS)
Perfluorohexanoic acid (PFHxA)	Perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS)
Perfluoroheptanoic acid (PFHpA)	Perfluoroheptane sulfonic acid (PFHpS)
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS)
Perfluorononanoic acid (PFNA)	Perfluorononane sulfonic acid (PFNS)
Perfluorodecanoic acid (PFDA)	Perfluorodecane sulfonic acid (PFDS)
Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA)	Perfluoroundecane sulfonic acid
Perfluorododecanoic acid (PFDoDA)	Perfluorododecane sulfonic acid
Perfluorotridecanoic acid (PFTrDA)	Perfluorotridecane sulfonic acid

Livsmedelsverket förslag till gränsvärde är 4 ng/l och gäller summan av fyra PFAS (PFAS-4). Dessa är PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS. Livsmedelsverket föreslår vidare att införa ett gränsvärde som omfattar PFAS-21, vilket motsvarar parametern "Summan av PFAS" (20 st) enligt det nya dricksvattendirektivet, samt 6:2 FTS, som ingår i den svenska åtgärdsgränsen men inte i direktivet. Gränsvärdet för PFAS-21 föreslås till 100 ng/l. Föreskriften föreslås träda i kraft den 1 januari 2023 (SLV 2022a) och bestämmelserna om undersökning och åtgärder avseende PFAS-4 och PFAS-21, föreslås börja tillämpas den 1 januari 2026 (SLV 2022b).

Tabell 4: Livsmedelsverkets förslag på gränsvärde för PFAS-4 och PFAS-21 i dricksvatten (SLV 2022a, SLV 2022b).

Gränsvärde: PFAS-4 (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS)	4 ng/l
Gränsvärde: PFAS-21 (PFAS-20 + 6:2 FTS)	100 ng/l

Riktvärden för mark och grundvatten

Statens Geotekniska Institut (SGI) har tagit fram ett förslag på nya riktvärden för PFAS-4 i mark och grundvatten. De ämnen som ingår i PFAS-4 är PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS. För känslig markanvändning är föreslaget riktvärde 0,25 µg PFAS-4/kg TS. Det som styr riktvärdet är hälsorisker och då specifikt exponering vid nyttjande av förorenat grundvatten som dricksvatten samt exponering via intag av växter från området. Även riktvärdet för skydd vid spridning till grundvatten ligger i samma nivå. För mindre känslig markanvändning är föreslaget riktvärde 1,2 µg PFAS-4/kg TS och styrs av skyddet av grundvatten. Riktvärdet för grundvatten är 2 ng PFAS-4/l och styrs av exponering vid nyttjande av förorenat grundvatten som dricksvatten samt av skyddet av grundvatten som naturresurs (SGI 2022, remissversion 2022-05-31).

Tabell 5: Riktvärden (i µg/kg TS) för PFAS-4 i mark för olika exponeringsvägar och skyddsobjekt (SGI 2022, remissversion). KM och MKM avser känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning.

	KM	MKM
Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	0,27	170
Intag av jord	50	350
Hudkontakt	100	330
Inandning av damm	15 000	110 000
Inandning av ångor	35 000	270 000
Intag av grundvatten som dricksvatten	0,41	-
Intag av växter	0,85	-
Skydd av markmiljö	18	110
Skydd av grundvatten	0,41	1,3
Skydd av ytvatten	37	37
Preliminärt riktvärde	0,25	1,2

I några länder har EFSA:s reviderade TVI-värde redan resulterat i nya riktvärden. Exempelvis har RIVM i Nederländerna nyligen föreslagit ett åtgärds-kriterium (Intervention value) för PFOS och PFOA i skyddsområden för grundvattentäkt på 9,9 ng/l respektive 20 ng/l och ett dricksvattenkriterium (Drinking water guidance value) för PFAS på 4,4 ng/l PEQ (PFOA ekvivalenter) (Slenders 2021).

I Danmark antogs nya riktvärden i juni 2021 för PFAS-22 och PFAS-4 (PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) på 100 ng/l respektive 2 ng/l i dricksvatten (Dyreborg 2021).

5.3.4 Platsspecifika riktvärden för jord

Platsspecifika hälsoriktvärden för PFOS och PFAS-4 i jord har tagits fram med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsmodell för generella riktvärden för förorenad mark och presenteras i bilaga 3.

Nya ämnen i form av PFOS och PFAS-4 har skapats i beräkningsprogrammet med samma indata som används för beräkning av de generella riktvärdena (SGI 2015, SGI 2022 remissversion).

Justering av indata har gjorts enbart avseende tiden som barn antas vistas på det förorenade området, eftersom barn normalt inte vistas inom FMTS. Exponeringstiden har ändrats från beräkningen av det generella riktvärdets antagande om 60 dagars exponering till 5 dagars exponering på det förorenade området. I övrigt har de generella riktvärdena avseende mindre känslig markanvändning (MKM) använts i riskbedömningen för både PFOS och PFAS-4 (SGI 2015, SGI 2022 remissversion). Detta val har gjorts med anledning av att osäkerheter föreligger avseende exponeringssituationen och att försiktighet bör iakttagas avseende ändring av modellparametrar (NV 2009b).

5.4 Representativa PFAS-halter i jord

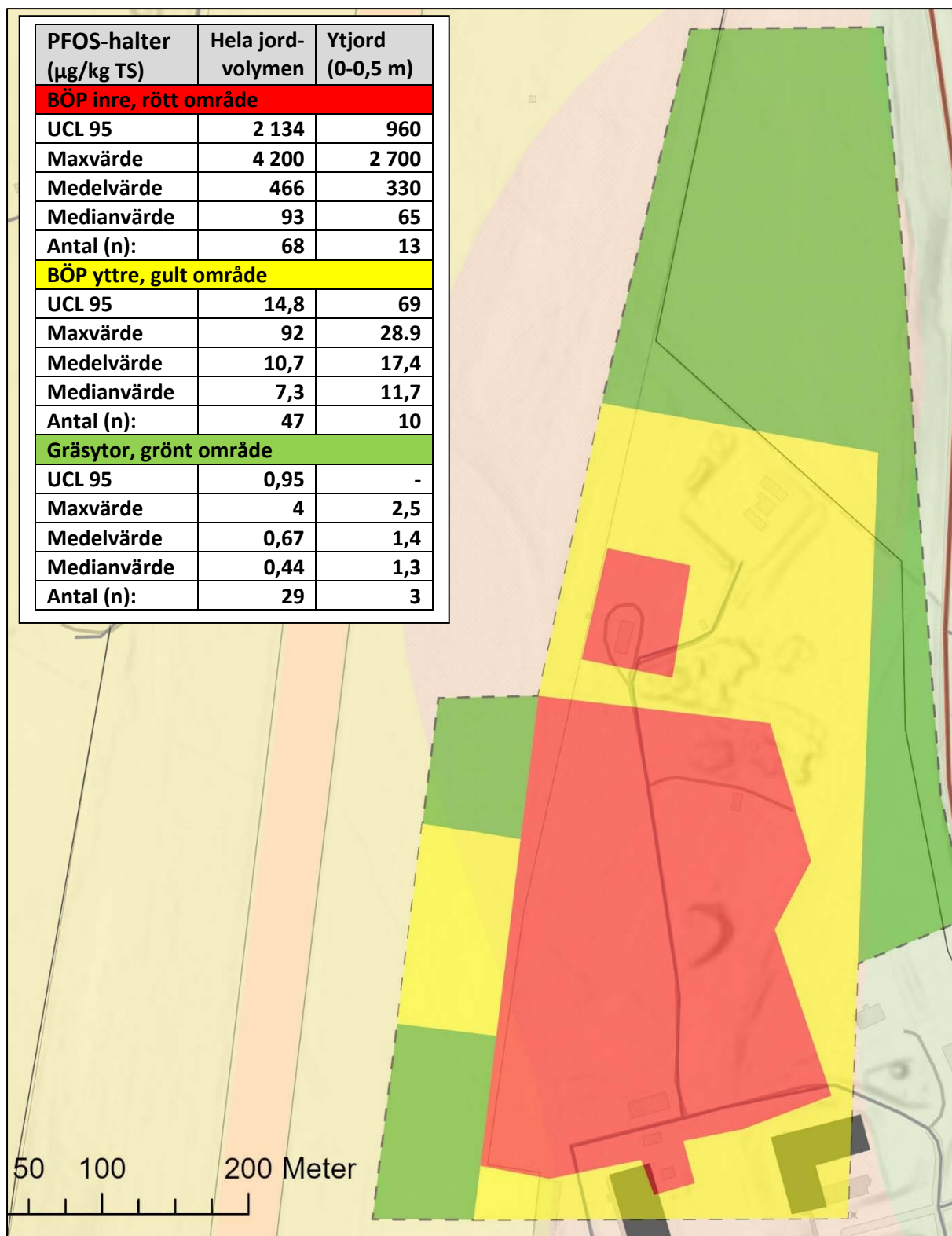
Det PFAS-förorenade området vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS har delats in i tre delområden med avseende på förekommande PFOS-halter (figur 35). Representativa PFOS-halter har beräknats för de tre delområdena i form av UCL95-värden:

<u>Område</u>	<u>UCL95 (µg/kg TS)</u>
<i>Hela jordvolymen (data från undersökningar år 2013-2022)</i>	
Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, inre (röda områden)	2 100
Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, yttre (gula områden)	15
Omkringliggande gräsytor (gröna områden)	1
<i>Ytlig jord (0-0,5 mummy, data från år 2022)</i>	
Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, inre (röda områden)	960
Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, yttre (gula områden)	29

Områdenas utbredning redovisas i figur 35, nedan.

Beräkningarna av UCL95 har utförts med hjälp av programvaran ProUCL version 5.2 från USEPA (USEPA 2022). Resultatet av beräkningarna presenteras i figur 35, samt i bilaga 4. För områden utanför de tre ovan nämnda områdena saknas data, vilket innebär att PFAS-föroreningen inte är fullständigt avgränsad, vilket är fallet speciellt i områdets södra del.

Områdenas representativa halter används vid bedömningen av hälso- och miljörisker i nedanstående kapitel 5.3 och 5.4.



Figur 35. Utbredning av PFOS i mark kring brandövningsplatsen och rökdykningsytan vid FMTS. Indelning har skett i tre olika områden baserat på förekommande PFOS-halter. UCL95 har beräknats för de tre områden. Det gröna området kan betraktas som en avgränsning av PFOS eftersom halterna här är i nivå med förekommande bakgrundshalter. Beräkningar har dels utförts på hela jordvolymen och dels på ytjorden (0-0,5 m).

5.5 Bedömning av hälsorisker

För människor bedöms och beskrivs hur exponering kan ske, exempelvis genom oralt intag av förorenad jord, hudkontakt med förorenad jord, inandning av förorenade jord/dammpartiklar, intag av förorenat grundvatten (via dricksvatten) och ytvatten, samt intag av fisk. Det är viktigt att notera att detta inte automatiskt innebär att dessa exponeringsvägar utgör en risk, däremot är bedömning av exponeringsvägarna en viktig del av riskbedömningsprocessen.

5.5.1 Människor som arbetar inom de PFAS-förorenade områdena på FMTS

Människor som arbetar inom de PFAS-förorenade områdena (brandövningsplatsen och rökdykningsytan) på FMTS kan exponeras för PFAS i ytlig jord och för djupare liggande jord vid exempelvis grävarbeten. Exponeringen kan ske via oralt intag, hudkontakt och inandning av jord/damm. Exponeringsvägen inandning av PFAS via ånga har tagits med i genomförda beräkningarna av platsspecifika hälsoriktvärden, men bedöms i praktiken som mindre sannolik. Exponering för PFAS via intag av dricksvatten och växter bedöms ej vara relevant inom FMTS, eftersom ingen odling eller dricksvattenuttag förekommer. Barn antas vistas på området endast i undantagsfall och i beräkningarna har 5 dagars vistelse per år använts. Beräkningarna av platsspecifika hälsoriktvärden redovisas i bilaga 3. Platsspecifika hälsoriktvärden har beräknats för PFOS i enlighet med metodiken som SGI presenterade i sin rapport avseende framtagande av preliminära riktvärden (SGI 2015) och för PFAS-4 baserat på SGIs rapport "Riktvärden för PFAS i mark och grundvatten" (SGI 2022, remissversion). Föreslagna riktvärden för PFAS-4 baseras på EFSA:s nya TWI för PFOS á 4.4 ng/kg kroppsvikt per vecka (EFSA 2020). Riskkvoter har beräknats både för ytlig jord (0-0,5 m) och för hela jordvolymen (samtliga analyserade jordprover).

Tabell 6. Representativa halter för PFOS i jord inom varje delområde presenteras i tabellen tillsammans med hälsoriktvärden och beräknade riskkvoter. Värden inom parentes avser beräkningar utförda på hela jordvolymen. Övriga värden avser hela jordvolymen. Riktvärdena i tabellen utgörs av SGIs preliminära generella hälsoriktvärde för PFOS avseende MKM (SGI 2015), SGIs förslag till generellt hälsoriktvärde för PFAS-4 avseende MKM (SGI 2022, remissversion) och beräknade platsspecifika hälsoriktvärden för FMTS avseende PFOS och PFAS-4. Enhet µg/kg TS.

Enhet: µg/kg TS	Platsspecifikt hälsoriktvärde		Generellt hälsoriktvärde		UCL95*	Max- halt	Medel- värde	Riskkvot PFAS-4	
	PFAS-4 2022	PFOS 2015	PFAS-4 2022	PFOS 2015				PFAS-4 2022	PFOS 2015
BÖP inre	220	36000	170	11000	960 (2100)	2700 (4200)	466 (470)	4,3 (9,5)	0,03 (0,06)
BÖP yttre	220	36000	170	11000	69 (15)	29 (92)	17 (11)	0,3 (0,07)	0,002 (0,0004)
Gräsytor	220	36000	170	11000	(1)	(4)	(0,7)	(0,005)	(0,00003)

* UCL95, för hela jordvolymen, baseras på 95% H-UCL (icke parametrisk fördelning) för "BÖP inre", samt 95% Student's-t UCL (normalfördelning) för "BÖP yttre" och "Gräsytor". För beräkningar av UCL95 för ytjorden användes 95% Adjusted Gamma UCL och 95% Student's-t UCL för "BÖP inre" respektive "BÖP yttre".

Av tabell 6 framgår att inga riskkvoter överstiger 1, dvs. att den bedömda risken för människors hälsa är acceptabel, förutom i området "BÖP inre" när riskkvoten baseras på SGIs nya förslag till generellt hälsoriktvärde för PFAS-4. Riskkvoten för PFAS-4 i område "BÖP inre" överstigs med en faktor ca 4 avseende ytjorden och en faktor ca 10 avseende hela jordvolymen.

5.5.2 Människor i omgivningen

Människor som vistas i anslutning till FMTS kan teoretiskt exponeras för föroreningar i grundvatten, ytvatten och dagvatten. Kontakt med ytvatten kan ske genom hudkontakt och oralt intag. Exponering via hudkontakt och bad bedöms ske i mycket begränsad omfattning. Eftersom PFAS i huvudsak inte är flyktiga och exponering av ytvatten enbart sker utomhus bedöms inandning av ångor inte vara en betydande exponeringsväg.

Människor som vistas i närområdet kan exponeras för PFAS-föroreningar från FMTS genom:

- Direkt intag av kommunalt dricksvatten (indirekt via bevattning av grödor, bad o.dyl.)
- Direkt intag av dricksvatten från egen brunn (indirekt via bevattning av grödor, bad o.dyl.)
- Exponering för ytvatten i Knebildstorpsbäcken (indirekt via fisk, bevattning av grödor, bad) och för dagvatten i diken och dammar.

Kommunalt dricksvatten

Exponering för PFAS kan ske via dricksvattnet från kommunala vattentäkter och enskilda brunnar. Det kommunala vattenverket, med intagsbrunnar vid Mickedala ca 1,5 km söder om brandövningsplatsen på FMTS, är det vattenverk som i första hand kan påverkas av PFAS-plymen från brandövningsplatsen och eventuella andra PFAS-källor inom FMTS. Halterna av PFAS-11 i råvattnet till vattenverket varierar i intervallet ca 100-400 ng/l (LBVA 2020). Behandling av råvattnet görs i en kolfilteranläggning innan det levereras ut som dricksvatten till vattenledningsnätet. Halterna av PFAS-11 i detta vatten hålls väl under Livsmedelsverkets nuvarande åtgärdsgräns á 90 ng/l. En utspädning av PFAS-halterna sker även i ledningsnätet innan vattnet når konsumenterna. Livsmedelsverkets förslag på nytt gränsvärde för PFAS-4 (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) på 4 ng/l kan innebära att tätare filterbyte behöver ske eller att anläggningen behöver kompletteras exempelvis med ytterligare kolfilter eller jonbytare för att klara att underskrida detta gränsvärde. Sammantaget bedöms exponeringen för PFAS via det kommunalt dricksvatten utgöra en acceptabel hälsorisk, såvitt erforderlig vattenrening tillämpas.

Livsmedelsverkets förslag på ny föreskrift avseende dricksvatten och nya gränsvärden för PFAS-4 (4 ng/l) och PFAS-21 (100 ng/l) ska träda i kraft 1 januari 2023 och bestämmelserna om undersökning och åtgärder avseende PFAS-4 och PFAS-21 börja tillämpas den 1 januari 2026 (SLV 2022b). Halterna av PFAS-11 i råvatten i reservvattentäkten "Blå källan", belägen sydost om FMTS, har uppmätts till 120 respektive 140 ng/l och överstiger därmed Livsmedelsverkets nuvarande åtgärdsgräns á 90 ng/l och skulle därmed kunna utgöra en hälsorisk om det används utan föregående rening avseende PFAS.

Enskilda brunnar

Exponering för PFAS kan även ske genom intag av dricksvatten från enskilda brunnar. Totalt provtogs 29 brunnar sydväst om FMTS år 2019 (Niras 2020/ FM2016-14353:38). Merparten av brunnarna uppvisade halter av PFAS-11 mellan icke detekterbara halter och underskridande 4 ng/l. I fem av brunnarna uppmättes något högre halter av PFAS-11 (5,2-33 ng/l).

Vid provtagning år 2018 av tre brunnar belägna norr om brandövningsplatsen på FMTS detekterades PFAS-11 i två av dessa (6,5 och 27 ng/l) (Försvarmakten/FM2016-14353:7). I samma undersökning ingick en brunn, belägen ca 300 m söder om Mickedala vattenverk. I denna brunn uppmättes halten PFAS-11 till 100 ng/l, överstigande Livsmedelsverkets åtgärdsgräns á 90 ng/l. Vatten från denna brunn används dock endast för bevattning och ej som dricksvatten.

I tabell 7 redovisas riskkvoter för exponering via dricksvatten från enskilda brunnar, samt vid eventuell användning av vatten från reservvattentäkten "Blå källan".

Tabell 7. Representativa halter i brunnsvatten avseende PFAS-4 och PFAS-11 i brunnar kring FMTS och jämförelse med Livsmedelsverkets åtgärdsgräns respektive föreslaget gränsvärde för PFAS-4, samt beräknade riskkvoter.

	Jämförvärde SLV (gränsvärde/ åtgärdsgräns)		UCL95 ****	Maxhalt	Medel- värde	Antal	Riskkvot	
	PFAS-4	PFAS-11			Median- värde		PFAS-4*	PFAS-11*
Enskilda brunnar	4	90	(11,9)	100	6,5 ----- 0	33	(1,6) 25	(0,13) 1,1
Enskilda brunnar**	4	90	(5,9)	33	3,6 ----- 0	32	(0,9) 8	(0,07) 0,37
Blå källan***	4	90	-	140	130	2	35	1,6

* Riskkvoten baserad på uppmätt halt av PFAS-11.

** Brunnen som endast används för bevattning och ej för dricksvatten är ej med i beräkningarna.

*** Riskkvoten baseras på maxhalt.

**** UCL baseras på 95% Student's-t test

Av tabell 7 framgår att en hälsorisk kan föreligga vid användning av dricksvatten från enskilda brunnar kring FMTS då kalkylerade riskkvoter ligger över 1, vid beräkningar baserade på Livsmedelsverkets förslag till gränsvärde för PFAS-4 á 4 ng/l. I 5 av de 32 undersökta brunnarna överstiger PFAS-halten föreslaget gränsvärde (4 ng/l) varvid en risk för människors hälsa skulle kunna förekomma vid nyttjande av dricksvatten från dessa brunnar. Används Livsmedelsverkets nuvarande åtgärdsgräns 90 ng/l för PFAS-11 ligger riskkvoten med god marginal under 1, fränsett en av brunnarna, vilken endast används för bevattning.

Det är oklart huruvida källan till detekterade PFAS föroreningar i brunnarna sydväst om FMTS utgörs av föroreningarna på FMTS (brandövningsplatsen och rökdykningsytan). Genomförda undersökningar gällande spridningen av PFAS tyder snarare på en transport i sydlig riktning.

Människor och husdjur kan även exponeras via grödor som bevattnats med PFAS-förorenat grundvatten från enskilda vattentäkter. Risken för nämnvärda hälsoeffekter via denna exponeringsväg torde dock vara förhållandevis liten vid de PFAS-halter som mätts upp kring FMTS. SGI anger, i sin remissversion avseende riktvärden för PFAS i mark och grundvatten, ett hälsobaserat riktvärde á 120 ng/l (PFAS-4) för exponering av grundvatten via bevattning av grödor (SGI 2022). Detta värde underskrids gällande samtliga provtagna enskilda brunnar kring FMTS.

Ytvatten

Ytvatten kan eventuellt användas för bevattning och människor och husdjur kan då exponeras via grödor som bevattnats med förorenat ytvatten.

Längs Knebildstorpsbäcken finns två koloniområden. Uppmätta halter av PFAS-4 i ytvattnet, i provtagningar utförda år 2019, uppgår till 143 och 90 ng/l. Det lägre värdet härrör från en provpunkt längre nedströms i bäcken ungefär vid det större koloniområdet (ca 700 m från mynningen i Laholmsbukten). Halterna i vattnet ligger kring SGIs förslag på riktvärde avseende grundvatten för exponering via bevattning á 120 ng/l (PFAS-4) varvid en hälsorisk möjligen skulle kunna uppkomma. Detta jämförvärde torde vara relevant även med avseende på bevattning med ytvatten. Enligt uppgift från Halmstads kommun används dock inte vatten från bäcken till bevattning utan vatten via det kommunala dricksvattennätet används för bevattning.

Bäcken är relativt liten och badande torde inte förekomma.

En kommunal ridanläggning är belägen söder om FMTS (figur 33). Planer finns på att samla upp, lagra och använda dagvattnet från kringliggande ytor (t.ex. tak och hagar) genom anläggning av diken och våtmarker. Dagvattnet är tänkt att ersätta vatten från det kommunala vattenledningsnätet till bevattning av ridbanor både inomhus och utomhus. Huruvida detta medför några risker avseende PFAS är oklart eftersom inga undersökningar utförts varken avseende hydrogeologi eller förorenings-situationen i området (Ref. Ellinor Waldemarsson, Halmstads kommun).

Föroreningar som spridits till ytvatten kan tas upp av organismer som lever i ytvattnet. Därmed kan även konsumtion av fisk vara en exponeringsväg för människor. Vid bedömning av risker för människors hälsa genom intag av fisk kan miljökvalitetsnormen (MKN) för fisk á 9,1 µg PFOS per kg våtvikt användas som jämförvärde. Miljökvalitetsnormen är satt utifrån skydd för människors hälsa och baseras på ett dagligt intag av 115 g fisk per dag (vuxna) samt att högst 10 procent av det dagliga intaget av PFOS får komma från fisk. Några analyser av PFAS i fisk från Knebildstorpsbäcken har dock inte utförts. Uppmätta halter i ytvattnet kan i brist på data från fisk jämföras med MKN för ytvatten, 0,65 ng/l, eftersom detta styrs av MKN för fisk, vilket i sin tur styrs av risker för människors hälsa. Det kan konstateras att uppmätta halter av PFAS/PFOS i bäcken vida överstiger MKN, vilket teoretiskt skulle kunna innebära att halterna av PFAS/PFOS i fisk kan utgöra en hälsorisk.

I praktiken är det dock inte nödvändigtvis så eftersom denna bedömning utgår från uppmätta halter i ytvatten (och inte fisk) och då beräkningarna som ligger till grund för miljökvalitetsnormen och bedömningen av hälsorisker utgår från ett intag av 115 g fisk per dag (vuxna). Intaget är högst sannolikt betydligt mindre än så avseende fisk från Knebildstorpsbäcken om något fiske överhuvudtaget görs i bäcken. Bäcken utgör dock ett reproduktionsområde för bl.a. öring, vilken vandrar ut i havet som smolt och fiskas upp i Laholmsbukten som vuxen varvid PFAS-exponering möjligen skulle kunna utgöra en potentiell hälsorisk. En väsentlig utspädning av PFAS-halterna i fiskköttet torde dock ske när fisken växer till i havet.

5.6 Bedömning av miljörisker

För bedömning av miljöeffekter av föroreningar på organismer som lever i jord, grund- och ytvatten utförs riskbedömningen på ett mer övergripande sätt. Utvärderingen fokuserar inte på hur organismerna exponeras i jord och vatten utan baseras enbart på totalhalter i dessa medier samt generella riktvärden.

5.6.1 Terrestra ekosystem (markmiljö, däggdjur och fåglar)

Marklevande organismer, djur och växter som finns inom ett förorenat område kan exponeras genom att de lever i den förorenade marken och därigenom tar upp föroreningar direkt från jord/porvatten, så kallad direktexponering. Föroreningar som tas upp i levande organismer kan spridas uppåt i näringsväven genom att dessa organismer utgör föda för andra organismer. Denna indirekta exponering av till exempel fåglar och däggdjur via födan kallas sekundärförgiftning (SGI 2022, remissversion).

I Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden utgår man från att 50 % av de marklevande arterna ska skyddas vid mindre känslig markanvändning. SGI har, i sitt förslag till riktvärde för PFAS-4, ansatt samma skyddsnivå för skydd vid sekundärförgiftning. Riktvärdena för skydd av markmiljö är satt till 110 µg/kg TS för PFOS och 1 100 µg/kg TS för PFOA. Båda riktvärdena "tar höjd" för sekundärförgiftning och det är skyddet för sekundärförgiftning som är styrande (SGI 2022, remissversion). Dessa riktvärden är ursprungligen hämtade från RIVM (The National Institute for Public Health and the Environment, Nederländerna, Verbruggen et al., 2020; Lijzen et al., 2018).

Markmiljön (t.ex. mikroorganismer och daggmaskar) inom FMTS exponeras genom direkt kontakt med PFAS i jorden. Bedömningen av risker för påverkan på markecosystemet utgår dels från SGIs preliminära riktvärde för PFOS avseende skydd av markmiljö å 300 µg/kg TS (SGI 2015) och dels från SGIs remissförslag på riktvärde för PFAS-4 avseende skydd av markmiljö å 110 µg/kg TS (SGI 2022, remissversion). Eftersom PFOS utgör det helt dominerande ämnet i jorden vid brandövningsplatsen och rökdyknings-ytan på FMTS används uppmätta halter av PFOS i jämförelsen med riktvärdena.

Tabell 8. Representativa halter för PFOS i jord inom varje delområde presenteras i tabellen tillsammans med riktvärden för markmiljön och beräknade riskkvoter. Riktvärdena i tabellen utgörs av SGIs preliminära generella riktvärden för MKM avseende PFOS (SGI 2015) och SGIs förslag till generellt riktvärde för MKM avseende PFAS-4 (SGI 2022, remissversion).

Enhet (µg/kg TS)	MKM PFAS-4	MKM PFOS	UCL95*	Maxhalt	Medel- värde	Antal mät- punkter	Riskkvot	
							PFAS-4 (2022)	PFOS (2015)
BÖP inre	110	300	2100	4200	470	68	19	7
BÖP yttre	110	300	15	92	11	47	0,14	0,05
Gräsytor	110	300	1	4	0,7	29	0,009	0,003

* UCL95 baseras på 95% H-UCL (icke parametrisk fördelning) för "BÖP inre", samt 95% Student's-t UCL (normalfördelning) för "BÖP yttre" och "Gräsytor".

Av tabell 8 framgår att riskvoten för de centrala delarna av brandövningsplatsen och rökdykningsytan (röda området, BÖP inre) klart överstiger 1, vilket indikerar att negativa effekter på markmiljön föreligger i detta område. Markmiljön i detta källområde har inte inkluderats som skyddsobjekt i föreliggande riskbedömning då marken till stor del är hårdgjord (asfalt, betong) eller grusad. Här är ingen växtlighet önskvärd för verksamheten inom FMTS och markmiljön bedöms därmed inte vara skyddsvärd. För övriga områden, BÖP yttre (gul) och gräsytor (grön), är riskvoten klart under 1, vilket indikerar att risken för negativa effekter på markmiljön inom dessa områden är acceptabel.

Som nämnts ovan är det skyddet för sekundärförgiftning som är styrande för riktvärdet avseende markmiljön. I praktiken överskattas sannolikt risken genom de beräknade riskkvoterna eftersom det inte är troligt att ytorna kring brandövnings- och rökdykningsplatsen utgör något djurs (t.ex. däggdjur och fåglar) huvudsakliga habitat och födosöksområde.

5.6.2 Akvatiska ekosystem (ytvatten)

Spridning av PFAS från FMTS och flygplatsområdet sker primärt genom ytvattenavrinning via dagvattenledningar och diken till Knebildstorspbäcken, vilken mynnar i Laholmsbukten. Bäckens finns inte med som en klassificerad ytvattenförekomst i Vatteninformationssystem Sverige (VISS), men bäcken anses skyddsvärd då den utgör en viktig reproduktionslokal för havsöring och bidrar därigenom till det populära öringfisket i Laholmsbukten. Även lax har etablerat sig i bäcken (Erika Tollebäck, Länsstyrelsen Hallands län).

PFAS-föroreningarna i dagvattnet härrör främst från brandövningsverksamheten, vilken för närvarande är pausad och åtgärder vidtas av Fortifikationsverket avseende PFAS-förorenade material, som brandövningsplattor, dagvattenbrunnar och dagvattenledningar m.m. Det är oklart i vilken grad PFAS-föroreningarna i mark och grundvatten på brandövningsplatsen sprids via grundvattnet till Knebildstorpsbäcken, vilken huvudsakligen löper genom områden med glacial lera. Någon nämnvärd inströmning av grundvatten till bäcken bedöms ej ske i denna del.

Längre nedströms löper bäcken dock genom isälvsavlagringar i form av postglacial sand och mindre områden med sandig morän där en inströmning av grundvatten möjligen kan ske.

Risker för påverkan på bäcken från de PFAS-förorenade områdena (BÖP inre, BÖP yttre och Gräsytor) på FMTS bedöms genom jämförelse med MKN för PFOS i ytvatten, 0,65 ng/l (HVMFS 2019:25). Vid PFOS-halter över 0,65 ng/l betraktas en ytvattenförekomsten ha otillfredsställande status.

Påverkan på Knebildstorpsbäcken utvärderas mot MKN för ytvatten på tre olika sätt.

- Uppmätta PFAS-halter i jord inom källområdena (BÖP inre, BÖP yttre och Gräsytor) jämförs med de generella riktvärdena för PFOS och PFAS-4 i jord med avseende på skydd av ytvatten. Dessa riktvärde baseras på MKN för ytvatten.
- Uppmätta PFAS-halter i grundvattnet på brandövningsplatsen (BÖP inre) jämförs, efter en uppskattad utspädning med en faktor 1 000, med MKN för ytvatten. Utspädningsfaktorn 1 000 gånger har valts främst baserat på observerad haltskillnad ("utspädning") mellan halterna av PFAS-11 i grundvattnet på brandövningsplatsen jämfört med halterna i grundvattnet (råvattnet) vid Mickedala vattenverk. Halterna i grundvattnet vid Mickedala är ca en faktor 800 gånger (ca 300 – 1 300) lägre jämfört med medelhalten i grundvattnet på brandövningsplatsen. Avståndet till Mickedala är ca 1,5 km och till Knebildstorpsbäcken ca 2,5 km från brandövningsplatsen. Utspädningsfaktorn är konservativt vald och utspädningen är sannolikt högre i praktiken. Utspädning av eventuellt inströmmande grundvatten till bäcken sker även i ytvattnet, vilket inte tagits med i "faktorn 1 000".
- Uppmätta PFAS-halter i bäcken jämförs direkt med MKN för ytvatten, samt riktvärden för akuta och kroniska effekter på akvatiska organismer och sekundärförgiftning av topppredatorer (t.ex. fåglar och däggdjur).

De två första jämförelserna får anses konservativt valda och överskattar sannolikt resulterande PFAS-halter i bäcken. Den tredje jämförelsen belyser direkt om ytvattnet uppvisar halter över MKN. Som nämnts ovan härrör sannolikt PFAS-föroreningarna i bäcken huvudsakligen från tillförsel via dagvattnet från FMTS. Beräknade riskkvoter redovisas i tabell 9-11 tillsammans med representativa halter och riktvärden.

För att bedöma eventuell påverkan på akvatiska organismer i Knebildstorpsbäcken har de riktvärden för skydd av vattenlevande organismer använts som presenteras i underlaget till miljö kvalitetsnorm för PFOS (Europeiska Kommissionen, 2011a). Dessa riktvärden om 36 000 ng/l avseende akut risk (MAC-QS) och 230 ng/l avseende långtidseffekter (AA-QS) är baserade på data från ekotoxikologiska tester (avseende organismer från tre trofinivåer, t.ex. alger, kräddjur, fisk, och toxicitetsvärdet, t.ex. LC50, NOEC, har multiplicerats med en säkerhetsfaktor 10), se tabell 11.

Tabell 9. Representativa halter för PFOS i jord (UCL95) samt beräknade riskkvoter för skydd av ytvatten. Riskkvoter är beräknade med hjälp av generella riktvärden för MKM för PFOS och PFAS-4 avseende skydd av ytvatten.

Enhet: µg/kg TS	Generellt riktvärde YV		UCL95	Maxhalt	Medel- värde	Riskkvot	
	MKM PFAS-4	MKM PFOS				PFAS-4 (2022)	PFOS (2015)
BÖP inre	3,7	27	2 100	4 200	470	570	78
BÖP yttre	3,7	27	15	92	11	4	0,5
Gräsytor	3,7	27	1	4	0,7	0,3	0,04

Tabell 10. Representativa halter för PFAS-11 i grundvattnet inom brandövningsplatsen (BÖP inre) samt beräknad riskkvot för skydd av ytvatten vid en teoretisk utspädning till ytvattnet Knebildstorpsbäcken med en faktor 1 000 gånger. Beräkningen av riskkvoten är baserad på medelvärdet av uppmätta halter i grundvattnet och miljö kvalitetsnormen (MKN) för PFOS.

Enhet: ng/l	MKN	Halt i GV UCL95	Halt i GV Maxhalt	Halt i GV Medelvärde	Utspänningsfaktor	Riskkvot PFAS-11
BÖP inre	0,65	307 000	750 000	117 000	1 000	180

Tabell 11. Representativ halt för PFOS och PFAS-11 i ytvatten (Knebildstorpsbäcken) samt beräknad riskkvot i förhållande till MKN för PFOS, akut (MAC-QS) respektive kronisk risk (AA-QS) för vattenlevande organismer (AA-QS), samt risken för sekundärförgiftning av topp-predatorer (t.ex. fåglar och däggdjur).

Halt i ytvatten Knebilds- torpsbäcken (ng/l) ⁵		Akvatiska organismer				Topp-predatorer Sekundär förgiftning		Miljökvalitets- norm (MKN) PFOS	
		Akut risk		Kronisk risk					
		MAC-QS ¹	Riskkvot	AA-QS ²	Riskkvot	Pred. QS ³	Riskkvot	MKN ⁴	Riskkvot
PFOS	54	36 000	0,0015	230	0,23	2	27	0,65	83
PFAS-11	110	36 000	0,0030	230	0,48	2	55	0,65	169

1) MAC-QS= maximal acceptabel koncentration – akuta effekter på vattenlevande organismer.

2) AA-QS= årligt medelvärde – kroniska effekter på vattenlevande organismer.

3) Topp-predatorer (sekundär förgiftning, fåglar och däggdjur)

4) Miljö kvalitetsnorm, MKN (Hälsa/fisk-konsumtion)

5) Uppmätt halt i bäcken avser PFOS respektive PFAS-11 relativt nära mynningen (ca 700 m) i höjd med Yxenvägen. PFAS har endast analyserats vid ett tillfälle.

Av tabell 9 och 10 framgår att riskkvoterna för de centrala delarna av brandövningsplatsen och rökdykningsytan (BÖP inre) klart överstiger 1, både baserat på PFAS-halter i jorden och i grundvattnet,

vilket innebär att det kan finnas en risk att området bidrar till att miljö kvalitetsnormen (MKN= 0,65 ng/l) överskrids i Knebildstorpsbäcken genom PFAS-transport via grundvattnet. Som nämnts tidigare är det dock i praktiken oklart om eller i vilken utsträckning detta sker. Gällande de mer perifera områdena av brandövningsplatsen (BÖP yttre) så underskrids riskvoten 1 vid beräkning baserad på det generella riktvärdet för PFOS (SGI 2015), men överstiger 1 baserad på det generella riktvärdet för PFAS-4 (SGI 2022), se tabell 9.

Av tabell 11 framgår att uppmätta halter av PFAS-11 i Knebildstorpsbäcken underskrider de båda riktvärdena för akuta (MAC-QS) och kroniska effekter (AA-QS) på vattenlevande organismer. Dock överskrids riktvärdet för sekundära effekter på topp-predatorer som fåglar och däggdjur som äter fisk från bäcken. Även MKN, som grundar sig i risk för människors hälsa vid intag av fisk från vattenförekomsten, överskrids klart. Som nämnts tidigare så härrör sannolik absoluta merparten av PFAS-föreningar i bäcken från dagvatten, vilket tillförs från FMTS. Ovan nämnda risker ska därmed främst förknippas med dagvattenhanteringen/pågående brandövningsverksamhet och inte med PFAS-förorenad jord och grundvatten på FMTS.

5.6.3 Grundvatten som naturresurs

FMTS är beläget på isälvsavlagringen Galgberget. Uttag av grundvatten för dricksvattenändamål sker i de kommunala vattenverken Mickedala, Staelsbo, Byaledet, Kärret, Blå källan (Galgberget) och Söndrum (väster om FMTS), vilka förser Halmstad med dricksvatten. Närmsta vattenskyddsområde, Mickedala är beläget ca 600 meter sydsydost om den PFAS-förorenade brandövningsplatsen i bedömd strömningsriktning för grundvattnet.

Påverkan på grundvattnet utvärderas mot MKN för PFAS-11 i grundvatten á 90 ng/l, mot SGIs preliminära riktvärde för PFOS i grundvattnet á 45 ng/l och mot SGIs förslag till riktvärde för PFAS-4 i grundvatten á 2 ng/l (SGI 2022, remissversion). Utvärderingen görs på två olika sätt:

- Uppmätta halter i jord inom källområdena jämförs med det preliminära generella riktvärdet (MKM) för PFOS (SGI 2015) och SGIs förslag på riktvärde (MKM) för PFAS-4 i jord med avseende på skydd av grundvatten (SGI 2022, remissversion).
- Uppmätta halter av PFAS-11 i grundvattnet i vattenskyddsområdet jämförs direkt mot MKN för PFAS-11, samt SGIs preliminära riktvärde för PFOS och SGIs förslag till riktvärde för PFAS-4 för MKM avseende skydd av grundvatten (SGI 2015 respektive SGI 2022, remissversion).

Tabell 12. Representativa halter för PFOS i jord inom varje delområde presenteras i tabellen tillsammans riktvärden för skydd av grundvatten och beräknade riskkvoter. Riktvärdena i tabellen utgörs av SGIs preliminära generella riktvärden för MKM avseende PFOS (SGI 2015) och SGIs förslag till generellt riktvärde för MKM avseende PFAS-4 (SGI 2022, remissversion).

Enhet (µg/kg TS)	MKM PFAS-4 SGI 2022	MKM PFOS SGI 2015	UCL95*	Maxhalt	Medel- värde	Riskkvot	
						PFAS-4 (SGI 2022)	PFOS (SGI 2015)
BÖP inre	1,3	210	2100	4200	470	1600	10
BÖP yttre	1,3	210	15	92	11	12	0,07
Gräsytor	1,3	210	1	4	0,7	0,8	0,005

Tabell 13. I tabellen anges representativa halter för PFAS-11 i grundvattnet inom vattenskyddsområdet vid Galgerget nedströms brandövningsplatsen på FMTS. Jämförelse av uppmätta halter görs med miljö kvalitetsnormen (MKM) för PFAS-11 i grundvatten (90 ng/l, SGI 2015), preliminärt riktvärde för skydd av grundvatten för PFOS avseende MKM (45 ng/l, SGI 2015) och föreslagit riktvärde för PFAS-4 för skydd av grundvatten (2 ng/l, SGI 2022, remissversion), samt beräknade riskkvoter.

MKN (ng/l)	Riktvärde (ng/l)		Halt i grundvattnet (ng/l)			Riskkvot		
	PFOS SGI 2015	PFAS-4 SGI 2022	UCL95*	Maxhalt	Medel- värde	MKN PFAS-11	Riktv. PFOS	Riktv. PFAS-4
90	45	2	1 200	1 400	450	13 (5)**	27 (10)**	600 (225)**

*95% Adjusted Gamma UCL. Antal observationer= 13.

**Riskkvot baserad på medelvärdet anges inom parentes.

Av tabell 12 ovan framgår att riskkvoten för de centrala delarna brandövningsplatsen ((BÖP inre), överstiger 1, dvs. risk för negativ påverkan på grundvattnet föreligger i relation till riktvärdena. Även riskkvoterna beräknade med utgångspunkt från uppmätta PFAS-halter i grundvattnet inom vattenskyddsområdet styrker detta (tabell 13). PFAS-halterna i jord inom "Gräsyterna" (grönt område) torde dock inte medföra någon risk för grundvattnet då riskkvoterna för detta område underskrider 1.

6 SLUTSATSER OCH BEHOV AV RISKREDUKTION

Riskbedömningen avseende förekomst av PFAS vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS har utgått från de övergripande åtgärds mål som redovisas i kapitel 4.1.

Övergripande åtgärds mål (1) avseende människor som vistas på det förorenade området

- 1) *Brandövningsplatsen och rökdykningsytan, samt intilliggande område vid FMTS ska kunna användas för avsedda ändamål utan att människor som vistas på området utsätts för oacceptabla hälsorisker till följd av exponering för PFAS-förorenad jord (via exempelvis oralt intag, hudkontakt och damning).*

Baserat på SGIs förslag på nytt riktvärden för PFAS-4 indikerar riskbedömningen att en risk kan föreligga avseende exponering för PFAS-förorenad jord för människor som vistas vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan under längre tid. I praktiken torde dock risken vara relativt liten särskilt om medvetenhet om förorenings situationen föreligger och relevanta försiktighetsmått vidtas för att förhindra onödig direkt exponering för den PFAS-förorenade jorden.

Övergripande åtgärds mål (2) avseende markmiljön

- 2) *Marken i direkt anslutning till brandövningsplatsen och rökdykningsytan ska uppfylla de krav på ekologiska funktioner som kan förväntas med hänsyn till planerad markanvändning.*

Riskbedömningen indikerar att negativa effekter på markmiljön kan föreligga inom de centrala delarna av brandövningsplatsen och rökdykningsytan. Marken inom detta område är dock till stor del hårdgjord (asfalt, betong) eller grusad. Med hänsyn till verksamheten på detta område bedöms markmiljön inte vara skyddsvärd. Styrande för riktvärdet avseende markmiljön är skyddet för sekundärförgiftning. I praktiken överskattas sannolikt risken för sekundärförgiftning genom de beräknade riskkvoterna eftersom det inte är troligt att ytorna kring brandövnings- och rökdykningsplatsen utgör något djurs (t.ex. däggdjur och fåglar) huvudsakliga habitat och födosöksområde. Avseende närliggande områden runt brandövningsplatsen och rökdykningsytan visar riskbedömningen inte på oacceptabla risker för markmiljön.

Övergripande åtgärds mål (3-6) avseende grundvattnet som naturresurs och som dricksvatten m.m.

- 3) *Spridningen av PFAS från brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS ska minska väsentligt på både kort och lång sikt så att grundvattenmagasinet nedströms FMTS på sikt kan uppnå god kemisk status avseende PFAS.*
- 4) *Dricksvattentäkten i Mickedala ska fortsatt kunna användas för dricksvattenförsörjning på både kort och lång sikt. PFAS-förorenat grundvatten från FMTS ska inte påverka möjligheten att nyttja grundvattnet som en dricksvattenresurs.*

Ovanstående åtgärds mål avser grundvattnet i isälvsavlagringen nedströms det PFAS-förorenade området vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan. Dessa syftar till att reducera förorenings spridning till omgivningen och skydda grundvattnet som används för dricksvattenändamål.

Riskbedömningen visar att PFAS-föroreningarna vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan medför oacceptabla risker främst avseende grundvattnet som naturresurs i den nedströms belägna isälvs-avlagringen (Galgberget) och inom Mickedala vattenskyddsområde i synnerhet.

Riskbedömningen indikerar även att det, baserat på Livsmedelsverkets förslag till nytt gränsvärde för PFAS-4, kan finnas en oacceptabel risk gällande intag av dricksvatten från några av de enskilda brunnar som är belägna i närheten av FMTS. Det är dock oklart huruvida uppmätta PFAS-halter i dessa brunnar härrör från brandövningsplatsen och rökdykningsytan på FMTS.

Gällande den kommunala grundvattentäkten i Mickedala så behandlas råvattnet i en kolfilteranläggning innan det levereras som dricksvatten till vattenledningsnätet. Halterna av PFAS-11 hålls väl under Livsmedelsverkets nuvarande åtgärdsgräns á 90 ng/l. Livsmedelsverkets förslag på nytt gränsvärde för PFAS-4 på 4 ng/l kan dock innebära att anläggningen inte klarar detta gränsvärde, varvid en oacceptabel hälsorisk kan uppkomma.

Riskbedömningen visar vidare att risken att använda vattnet från det kommunala vattenverket och omkringliggande brunnar vid FMTS för bevattning av grödor utgör en acceptabel risk.

Sammantaget kan det konstateras att behov av riskreduktion föreligger gällande ovan nämnda risker avseende grundvattnet som naturresurs och att så även kan vara fallet gällande nyttjandet av grundvattnet för dricksvattenändamål.

Övrigt – ytvatten

Inga övergripande åtgärds mål har föreslagits avseende de, vid brandövningsplatsen och rökdykningsytan, förekommande PFAS-föroreningarnas påverkan på ytvattenförekomsten Knebildstorpbacken. Föroreningssituationen avseende PFAS i bäcken kan inte direkt kopplas till den förorenade marken utan bedöms huvudsakligen bero på utsläpp av PFAS-föroreningar till dagvattnet i samband med brandövningsverksamheten på FMTS. Dagvattnet från brandövningsytorna avleds till bäcken.

Riskbedömningen indikerar att det kan föreligga oacceptabla hälsorisker avseende intag av fisk från bäcken och att det även kan förekomma en oacceptabel risk för sekundära effekter på topp-predatorer som fåglar och däggdjur som äter fisk från bäcken. Riskbedömningen visar dock inte på oacceptabla risker för det akvatiska ekosystemet i övrigt.

Gällande hälsorisken med att äta fisk så förekommer sannolikt inget eller ett mycket begränsat fiske i bäcken. Dock utgör den ett reproduktionsområde för bl.a. öring, vilken vandrar ut i havet (Laholmsbukten) där den växer till och fiskas. Att den vuxna fisk som fiskas upp i Laholmsbukten innehåller oacceptabla PFAS-halter är kanske inte så sannolikt, men kan inte uteslutas helt, då inga undersökningar har utförts beträffande PFAS-halter i fisken.

Riskbedömningen indikerar vidare att en oacceptabel risk möjligen skulle kunna föreligga avseende bevattning av grödor, men vatten från bäcken används sannolikt inte för bevattning. I stället används vatten från det kommunala dricksvattennätet, t.ex. i de närliggande koloniområdena. Bäcken är liten och bad torde inte förekomma i den.

Sammantaget kan det konstateras att ett behov av riskreduktion kan föreligga avseende intag av fisk från bäcken både gällande människor och andra djur som äter fisken.

Sammanfattningsvis visar riskbedömningen att de övergripande åtgärdsmålen inte uppnås fullt ut och att risker för både hälsa och miljö till följd av PFAS-föroreningarna på FMTS föreligger. Vidare konstateras att behov av riskreduktion föreligger främst avseende grundvattnet som naturresurs. Oacceptabla hälsorisker avseende intag av kommunalt och enskilt dricksvatten, samt intag av fisk från Knebildstorpsbäcken kan inte heller uteslutas. Detsamma gäller påverkan på topp-predatorer som fåglar och däggdjur som äter fisk från bäcken.

Försvarsmakten har utfört en åtgärdsutredning avseende PFAS-föroreningarna på brandövningsplatsen och rökdykningsytan. Denna kommer att behöva uppdateras i enlighet med föreliggande riskbedömning.

Gällande PFAS-föroreningarna i dagvattnet och Knebildstorpsbäcken, så har dessa inte omfattats av åtgärdsutredningen. Kompletterande utredningar behövs för att säkrare kunna bedöma riskerna avseende ytvattnet. Utredningarna bör omfatta representativa PFAS-halter och flöden avseende både dagvattnet och bäcken. Undersökningarna bör vidare omfatta PFAS-halter i fisk från bäcken.

7 OSÄKERHETER

Osäkerheter i riskbedömningen föreligger främst gällande:

- Avgränsningen av det PFAS-förorenade markområdets södra del är osäker. Föroreningen är inte heller helt avgränsad i djupled.
- Utbredning av PFAS-plymen/plymerna från brandövningsplatsen och rökdykningsytan i grundvattenmagasinet och hastigheten på spridningen av dessa.
- Förekomsten av andra PFAS-förorenade områden inom FMTS t.ex. vid byggnader med fasta släcksystem och dess utbredning i mark och grundvatten, inklusive bidrag till föroreningarna i grundvattnet inom Mickedala vattenskyddsområde.
- PFAS-halter i Knebildstorpsbäcken och i dagvattnet som avleds till bäcken, samt förekommande flöden. Bedömda föroreningshalter i bäcken och i dagvattnet är baserade på enstaka prover, som dessutom tagits några år tillbaka i tiden och därmed kanske inte speglar nuvarande situation.
- PFAS-halter i fisk i Knebildstorpsbäcken saknas helt. Bedömning av riskerna för hälsa och för sekundär-predatorer är baserad på enstaka haltmätningar i ytvattnet, vilket medför stora osäkerheter i riskbedömningen. Osäkerheter föreligger även beträffande exponerings-situationen, d.v.s. i vilken omfattning fisk från bäcken konsumeras av människor och sekundärpredatorer.

8 UTREDNINGSBEHOV

Riskbedömningen visar att risker för flera skyddsobjekt inte kan uteslutas. Riskbedömningen är dock behäftad med osäkerheter och kompletterande utredningar enligt nedan bör göras för att minimera dessa osäkerheter. Dessa utredningssatser kan utföras som åtgärdsförberedande undersökningar och anpassas till vald åtgärdsmetod.

- Avgränsning av PFAS-föroreningarna i jord söder om brandövningsplatsen.
- Avgränsning av PFAS-plymen/plymerna i grundvattenmagasinet.
- Förekomst av andra PFAS-förorenade områden inom FMTS, t.ex. vid byggnader med fasta släcksystem och deras utbredning i mark och grundvatten, inklusive bidrag till föroreningarna i grundvattnet inom Mickedala vattenskyddsområde.

Ovanstående utredningsinsatser och eventuella åtgärdsförberedande undersökningar kommer att tas upp närmare i den uppdaterade åtgärdsutredningen.

Problematiken kring PFAS i dagvattnet bör tas upp i en separat utredning då denna i stor utsträckning är kopplad till den löpande verksamheten och inte i första hand med PFAS-föroreningarna i mark och grundvatten. Utredningsinsatser bör genomföras avseende:

- PFAS-halter i Knebildstorpsbäcken och i dagvattnet som avleds till bäcken från FMTS, samt förekommande flöden.
- PFAS-halter i fisk i Knebildstorpsbäcken.

För att säkerställa att eventuella vidtagna riskreducerande åtgärder resulterar i önskad riskreduktion för skyddsobjekten rekommenderas att ett kontrollprogram upprättas för haltövervakning avseende PFAS i grundvatten, dagvatten och ytvatten nedströms brandövningsplatsen på FMTS. Kontrollprogrammet bör påbörjas i god tid före implementering av eventuell åtgärd, så att ett utgångsläge kan fastställas.

REFERENSER

Dyreborg S (2021) Niras DK. Muntligen på Webinarium "PFAS med internationell utblick" den 30 september 2021.

EFSA (2020) European Food Safety Authority <https://www.efsa.europa.eu/en/news/pfas-food-efsa-assesses-risks-and-sets-tolerable-intake>.

EU (2020) Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Union. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj>

Europeiska kommissionen, 2011a. PFOS EQS dossier 2011. <https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84cda3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf>, besökt 2022-10-24.

Europeiska kommissionen, 2011b. TGD-EQS: Technical Guidance for deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Guidance Document No. 27. <https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CISWFD%2027%20EC%202011.pdf>. Besökt 2022-10-24.

Fritz, Ö. & Larsson, M. (2015) Biologiska inventeringar vid Alet i Halmstad 2015. Fåglar – insekter – kärlväxter – svampar. Rapport Naturcentrum på uppdrag av Halmstads kommun 2015-12-09. 39 sidor.

Försvarsmakten (2018) PM - Brunnsinventering Halmstad. Provtagning med avseende på PFAS vid Halmstad flygplats, f.d. F 14 Halmstad, samt Nyårsåsen. Försvarsmaktens miljöprövningsenhet. FM2016-14353:7.

Halmstad kommun (2020) Skötselplan för naturreservatet Alet i Halmstads kommun, Fastställd av KF 2020-02-13.

Hellden Environmental Engineering (2020) Åtgärdsutredning avseende PFAS-förorening vid FMTS i Halmstad. Helldén Environmental Engineering AB 2020-12-14. FM2016-14353:39.

LBVA (2020) Laboratorieprotokoll och trendkurvor från Laholmsbuktens vatten och avlopp avseende PFAS-11 i Mickedala vattenverk m.m. Mejl från Sophie Olofsson LBVA 2020-10-09.

Lijzen, J. P. A., Wassenaar, P. N. H., Smit, C. E., Posthuma, C. J. A. M., Brand, E., Swartjes, F. A., Verbruggen, E. M. J. & Versteegh, J. F. M. (2018) Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater, RIVM Briefrapport 2018-0060, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Nederland.

Naturvårdsverket (2009a) Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977. Rapport daterad december 2009.

Naturvårdsverket (2009b) Riktvärden för mark, modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976, Rapport daterad september 2009.

Naturvårdsverket (2009c). Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord, Hållbar sanering, rapport 5932, Juli 2009.

Naturvårdsverket (2009d) Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978.

Niras (2014a) Miljöteknisk markundersökning FMTS, Halmstad Undersökning rörande PFC:er i jord, grund- och ytvatten. Niras 2014-02-06.

Niras (2014b) Provtagning av släckvatten vid Nyårsåsens brandövningsplats och brandövningsplatsen vid FMTS, Halmstad. Försvarmakten/Miljöprövningsenheten, Niras 2014-02-19.

Niras (2014c) Provtagning av vatten vid Nyårsåsens brandövningsplats och brandövnings-platsen vid FMTS, Halmstad. Niras 2014-07-03.

Niras (2016) Kompletterande MTU avseende PFAS kring Försvarmaktens brandövningsplatser i Halmstad. Niras 2016-10-25. FM2016-14353:3.

Niras (2017a) MTU inför nybyggnation av övningsanordning i Halmstad. Niras 2017-01-31. FM2016-14353:4.

Niras (2017b) PM – Provtagning av PFAS i räddningsfordon, FMTS Halmstad. Niras 2017-04-21. FM2016-14353:6.

Niras (2018a) Brunnsinventering Halmstad. Provtagning med avseende på PFAS vid Halmstad flygplats, f.d. F 14 Halmstad, samt Nyårsåsen. FM2016-14353:7.

Niras (2018b) Översiktlig miljöteknisk undersökning med avseende på PFAS vid FMTS och Nyårsåsen. Provtagning av mark och brunnsvatten. FM2016-14353:7.

Niras (2019) Utredning av PFAS i jord, grundvatten, ytvatten och sediment kring Försvarmaktens brandövningsplatser (FMTS och Nyårsåsen) i Halmstad. Niras 2019-02-21. FM2016-14353:11.

Niras (2020) Utredning av PFAS i grundvatten och ytvatten vid FMTS Halmstad. FM2016-14353:38.

Niras (2022) Miljöteknisk markundersökning FMTS - Kompletterande undersökningar avseende PFAS. Niras 2022-06-14.

Sgi (2015) Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. Statens geotekniska institut, SGI publikation 21, Linköping

Sgi (2022) Riktvärden för PFAS i mark och grundvatten. SGI Vägledning 6. Remissversion 2022-05-31.

SGU (2006) Beskrivning till jordartskartorna 4C Halmstad NV, NO och SO. K 57–59. Esko D. Sveriges geologiska undersökning. ISBN 91-7158-769-1.

Slenders H (2021) Arcadis. Muntligen på Webinarium "PFAS med internationell utblick" den 30 september 2021.

SLV (2016) Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS. RISKHANTERINGSRAPPORT 2016-02-29 (se även Livsmedelsverkets råd till dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter. www.livsmedelsverket.se)

SLV (2021) Riskhantering PFAS i dricksvatten och egenfångad fisk. Statens Livsmedelsverk. <https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel-kontroll/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten#>. 2021-09-29.

SLV (2022a) Förslag till nya föreskrifter om dricksvatten. Konsekvensutredning 2022-05-05.
Livsmedelsverket Dnr 2022/01733.

SLV (2022b) Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten; LIVSFS 0000. Remissförslag.

VA-Forsk (2002) Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad. Rapport nr. 2002-7 i VA-Forsk-serien.
ISBN-nummer: 91-89182-64-2.

Vattenmyndigheterna (2016) Nyhetsarkiv, 2016-10-18. www.vattenmyndigheterna.se/Sv/nyheter/2016/Pages/Nu-startar-en-kartlaggning-av-PFAS-i-svenska-grundvatten.aspx.

Vattenmyndigheterna (2018) Åtgärdsprogram 2018-2021 för nya prioriterade ämnen i ytvatten och PFAS i grundvatten för Västerhavets vattendistrikt. Diarienummer: 537-35227-2017.

Verbruggen, E. M. J., Marinkovic, M. & Wassenaar, P. N. H. (2020) Ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOS in bodem en groundwater, RIVM Briefrapport 2020-0085, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Nederland.

VISS (2022) Vatteninformationssystem Sverige. Vattenförekomst Tylösand Åled.
<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA15174848>

USEPA (2022) Statistical Software ProUCL 5.2 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>.

BILAGA 1 OCH 2

BERÄKNINGSMETOD FÖR GRUNDVATTENFLÖDE/PARTIKELTRANSPORT

Partikelhastighet

Medelpartikelhastighet används för att beräkna den genomsnittliga partikelhastigheten i grundvattnet, även så kallad advektiv transport. Advektiv transport innebär att partiklarna antas förflyttas i samma hastighet som det strömmande grundvattnet. Transporten tar inte hänsyn till processerna diffusion, dispersion, sorption eller reaktion av partikeln.

Solute transport

$$\bar{v} = -\frac{K}{n_e} \frac{dh}{dx}$$

$\bar{v}$ = average linear flow velocity, (medel)partikelhastighet

Relativ adsorption (Kd)

För föroreningsens fördelning mellan jord och vatten används begreppet relativ adsorption (K_d), som är en fördelningskoefficient (Johnsson et al., 2007).

$$K_d = \frac{g \text{ PFOS} \times kg^{-1} \text{ i jord}}{g \text{ PFOS} \times L^{-1} \text{ i vatten}} = \frac{cm^3}{g}$$

Fördröjning genom sorbtion

Fördröjning genom sorption kan beräknas genom att multiplicera grundvattnets hastighet med retardationsfaktorn R, som bland annat påverkas av den relativa adsoptionen, K_d . (Bouwer, 1991).

$$R = \frac{\bar{v}}{\bar{v}_c} = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d$$

$\bar{v}_c$ = velocity of sorbing solute

R = retardation factor

Där

- R är retardationsfaktorn [-]
- ρ_b är torrsvikt på jordarten [g/cm³]
- n är porositet [-]
- K_d är distributionskoefficient mellan förorening i jord och vatten [cm³/g]

Referenser

Bouwer, H. (1991) Simple derivation of retardation equation and application to preferential flow and macrodispersion. Ground Water 29. 41–46.

Johnson, R. L., Anschutz, A. J., Smolen, J. M., Simcik, M. F. & Penn, R. L. (2007). The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces. Journal of Chemical & Engineering Data 52. 1165–1170

Beräkning av PFAS/PFOS i jord vid BÖP, FMTS i Halmstad

BÖP FMTS	PFOS jord ug/kg TS	Mängd jord (ton)	Mängd PFOS
Omättad zon	240		
	440		
	480		
	23 Ytan norr om BÖP		
	35 20000 m2		
	110 representerad av		
	950 10 provpunkter		
	520		
	870		
	1300		
	1400		
	1400		
	250		
	250 Ytan söder om BÖP		
	360 20000 m2	200	m
	360 representerad av	x	
	68 5 provpunkter	200	m
	68		
	1600		
	1600		
		3 (djup)	m
		1,7 (densitet)	
	616 Medel	204000	125,7 kg
	400 Median	204000	81,6 kg
Mättad zon (kring GV-yta)		3 (djup)	m
		0,7 (1-porvolym)	
		0,5 Halva konc.	
	616 Medel	142800	44,0 kg
	400 Median	142800	28,6 kg

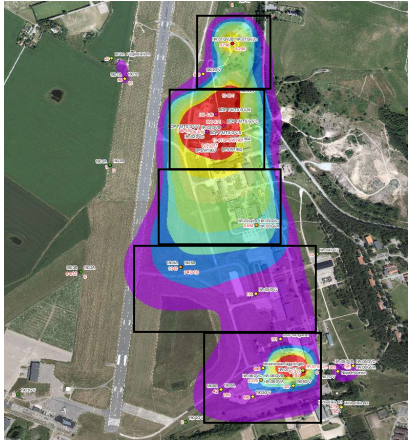
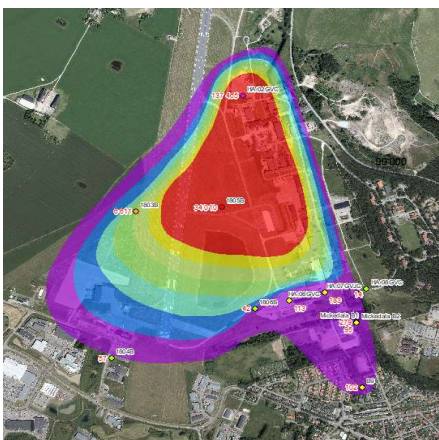
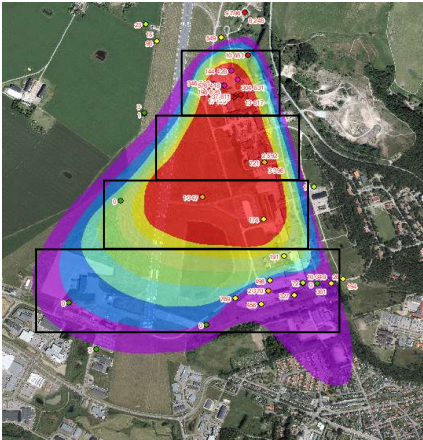
Förorenade zoner och fördelning baserade på PFAS-halterna i provpunkt HA:02 (Niras 2016)

Mäktighet ca 3 m och ungefär halva PFAS-koncentrationen vid GV-yta jämfört med förorenad zon ovan GV-ytan

BERÄKNING AV PFAS-11 I GRUNDVATTNET - FMFS HALSTAD

Nivå	Område	Övrigt	SHAPE_Len	SHAPE_Area	porositet	Röda ytan i scenario 2	Mängd PFAS
10000	<Null>	<Null>	2732,5	466148,2 m2	0,3	Hela plymen	115 kg
8000	<Null>	<Null>	5717,6	96336,3			177
6000	<Null>	<Null>	6314,8	131730,9			
4000	<Null>	<Null>	6980,4	137150,6			
2000	<Null>	<Null>	7631,3	157660,8			
900	<Null>	<Null>	8421,1	233579,8			
90	<Null>	<Null>	10137,7	524809,9			
				1747416,4			
				1,75 km2			

halt (ng/l)	område	måktighet (m)	magasin	area (m2)	volym (m3)	mängd PFAS (kg)
25000	hela	12	hela	60000	720000	5
290000	röd	14	hela	70000	980000	85
180000	hela	14	hela	160000	2240000	121
2200	röd	26	övre	117000	3042000	2
90000	röd	5	undre	117000	585000	16
2000	hela	26	övre	190000	4940000	3
45000	hela	10	undre	230000	2300000	31
1000	röd	30	övre	200000	6000000	2
34000	röd	5	undre	200000	1000000	10
1300	hela	20	övre	230000	4600000	2
20000	hela	5	undre	400000	2000000	12
1200	hela	20	övre	175000	3500000	1
1000	hela	5	undre	780000	3900000	1
	hela				31600000	
	röd				11607000	



BILAGA 3

Riktvärden																		Naturvårdsverket, version 2.0.1										Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde						
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde															
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter										
PFAS4	0,52	0,4	120	110	beaktas ej	beaktas ej	0,22	data saknas	data saknas	0,22	0,11	data saknas	0,0013	0,037	0,0013	data saknas	0,0012	PFAS4	43,1%	56,5%	0,2%	0,2%	0,0%	0,0%										
PFOS	96	71	21000	290	beaktas ej	beaktas ej	36	data saknas	data saknas	36	0,3	beaktas ej	0,00045	0,00055	0,00045	data saknas	0,00040	PFOS	37,3%	50,4%	0,2%	12,1%	0,0%	0,0%										

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario:MKM FMTS PFOS
Generellt scenario:MKM

Eget scenario:MKM FMTS PFOS
Generellt scenario:MKM

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Avvikelser mellan eget scenario och jämförscenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **MKM FMTS PFOS**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Standardscenario för mindre känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark modifierat avseende exponeringen för barn.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
PFAS4	0,0012	mg/kg	Skydd av grundvatten	
PFOS	0,00040	mg/kg	Skydd av grundvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	MKM FMTS PFOS	MKM		

WARNING! Orealistiska indata !

Kontrollera röd-markerade värden !

Exp.tid barn - intag av jord	5	60	dag/år	Barn vistas normalt inte på området. Max 5 dagar har antagits. (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	5	60	dag/år	Barn vistas normalt inte på området. Max 5 dagar har antagits. (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	5	60	dag/år	Barn vistas normalt inte på området. Max 5 dagar har antagits. (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	5	60	dag/år	Barn vistas normalt inte på området. Max 5 dagar har antagits. (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0,5	1	-	Verksamheten bedrivs till stora delar utomhus. (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- PFAS4	Egen ämnesgrupp (obl)
- PFOS	Eget ämne utifrån SGI Preliminära riktvärden för PFAS. Rapport 21, år 2015. (obl)

MKM FMTS PFOS

Eget ämne:

Inget ämne

▼

[illegible]

MKM FMTS PFAS4

Eget ämne:

PFAS4

Inget ämne

Blad Avvikelser ämnesdata

BILAGA 4

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets											
2	FM2016-14353:56											
3	User Selected Options											
4	Date/Time of Computation			ProUCL 5.2 2022-10-19 10:28:26								
5	From File			WorkSheet.xls								
6	Full Precision			OFF								
7	Confidence Coefficient			95%								
8	Number of Bootstrap Operations			2000								
9												
10												
11	C0											
12												
13	General Statistics											
14	Total Number of Observations				68,00		Number of Distinct Observations				60,00	
15							Number of Missing Observations				0	
16	Minimum				0,540		Mean				466,0	
17	Maximum				4200		Median				93,00	
18	SD				854,3		Std. Error of Mean				103,6	
19	Coefficient of Variation				1,833		Skewness				2,705	
20												
21	Normal GOF Test											
22	Shapiro Wilk Test Statistic				0,595		Shapiro Wilk GOF Test					
23	1% Shapiro Wilk P Value				0		Data Not Normal at 1% Significance Level					
24	Lilliefors Test Statistic				0,306		Lilliefors GOF Test					
25	1% Lilliefors Critical Value				0,124		Data Not Normal at 1% Significance Level					
26	Data Not Normal at 1% Significance Level											
27												
28	Assuming Normal Distribution											
29	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
30	95% Student's-t UCL				638,8		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				672,7	
31							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				644,5	
32												
33	Gamma GOF Test											
34	A-D Test Statistic				1,158		Anderson-Darling Gamma GOF Test					
35	5% A-D Critical Value				0,842		Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
36	K-S Test Statistic				0,130		Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
37	5% K-S Critical Value				0,116		Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
38	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
39												
40	Gamma Statistics											
41	k hat (MLE)				0,396		k star (bias corrected MLE)				0,389	
42	Theta hat (MLE)				1176		Theta star (bias corrected MLE)				1199	
43	nu hat (MLE)				53,90		nu star (bias corrected)				52,85	
44	MLE Mean (bias corrected)				466,0		MLE Sd (bias corrected)				747,6	
45							Approximate Chi Square Value (0,0500)				37,15	
46	Adjusted Level of Significance				0,0465		Adjusted Chi Square Value				36,87	
47												
48	Assuming Gamma Distribution											
49	95% Approximate Gamma UCL				663,0		95% Adjusted Gamma UCL				668,1	
50												
51	Lognormal GOF Test											
52	Shapiro Wilk Test Statistic				0,963		Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
53	10% Shapiro Wilk P Value				0,114		Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
54	Lilliefors Test Statistic				0,0624		Lilliefors Lognormal GOF Test					
55	10% Lilliefors Critical Value				0,0982		Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
56	Data appear Lognormal at 10% Significance Level											
57												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
58	Lognormal Statistics											
59	Minimum of Logged Data				-0,616		Mean of logged Data				4,481	
60	Maximum of Logged Data				8,343		SD of logged Data				2,177	
61												
62	Assuming Lognormal Distribution											
63	95% H-UCL				2134		90% Chebyshev (MVUE) UCL				1903	
64	95% Chebyshev (MVUE) UCL				2380		97,5% Chebyshev (MVUE) UCL				3043	
65	99% Chebyshev (MVUE) UCL				4344							
66												
67	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
68	Data appear to follow a Discernible Distribution											
69												
70	Nonparametric Distribution Free UCLs											
71	95% CLT UCL				636,4		95% BCA Bootstrap UCL				681,0	
72	95% Standard Bootstrap UCL				629,8		95% Bootstrap-t UCL				694,4	
73	95% Hall's Bootstrap UCL				678,7		95% Percentile Bootstrap UCL				631,5	
74	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				776,8		95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				917,6	
75	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				1113		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				1497	
76												
77	Suggested UCL to Use											
78	95% H-UCL				2134							
79												
80	The calculated UCLs are based on assumptions that the data were collected in a random and unbiased manner.											
81	Please verify the data were collected from random locations.											
82	If the data were collected using judgmental or other non-random methods,											
83	then contact a statistician to correctly calculate UCLs.											
84												
85	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
86	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.											
87	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
88												
89												
90	C1											
91												
92	General Statistics											
93	Total Number of Observations				47,00		Number of Distinct Observations				36,00	
94							Number of Missing Observations				0	
95	Minimum				0		Mean				10,72	
96	Maximum				92,00		Median				7,300	
97	SD				16,62		Std. Error of Mean				2,424	
98	Coefficient of Variation				1,550		Skewness				3,323	
99												
100	Normal GOF Test											
101	Shapiro Wilk Test Statistic				0,625		Shapiro Wilk GOF Test					
102	1% Shapiro Wilk Critical Value				0,928		Data Not Normal at 1% Significance Level					
103	Lilliefors Test Statistic				0,259		Lilliefors GOF Test					
104	1% Lilliefors Critical Value				0,150		Data Not Normal at 1% Significance Level					
105	Data Not Normal at 1% Significance Level											
106												
107	Assuming Normal Distribution											
108	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
109	95% Student's-t UCL				14,79		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				15,97	
110							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				14,99	
111	Gamma Statistics Not Available											
112	Lognormal Statistics Not Available											
113												
114	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
115	Data do not follow a Discernible Distribution											
116	FM2016-14353:56											
117	Nonparametric Distribution Free UCLs											
118	95% CLT UCL				14,71		95% BCA Bootstrap UCL				16,43	
119	95% Standard Bootstrap UCL				14,62		95% Bootstrap-t UCL				17,49	
120	95% Hall's Bootstrap UCL				32,25		95% Percentile Bootstrap UCL				14,86	
121	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				17,99		95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				21,29	
122	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				25,86		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				34,84	
123												
124	Suggested UCL to Use											
125	95% Student's-t UCL				14,79							
126												
127	The calculated UCLs are based on assumptions that the data were collected in a random and unbiased manner.											
128	Please verify the data were collected from random locations.											
129	If the data were collected using judgmental or other non-random methods,											
130	then contact a statistician to correctly calculate UCLs.											
131												
132	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
133	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.											
134	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
135												
136												
137	C2											
138												
139	General Statistics											
140	Total Number of Observations				29,00		Number of Distinct Observations				23,00	
141							Number of Missing Observations				0	
142	Minimum				0		Mean				0,671	
143	Maximum				4,000		Median				0,440	
144	SD				0,870		Std. Error of Mean				0,162	
145	Coefficient of Variation				1,296		Skewness				2,368	
146												
147	Normal GOF Test											
148	Shapiro Wilk Test Statistic				0,735		Shapiro Wilk GOF Test					
149	1% Shapiro Wilk Critical Value				0,898		Data Not Normal at 1% Significance Level					
150	Lilliefors Test Statistic				0,220		Lilliefors GOF Test					
151	1% Lilliefors Critical Value				0,189		Data Not Normal at 1% Significance Level					
152	Data Not Normal at 1% Significance Level											
153												
154	Assuming Normal Distribution											
155	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
156	95% Student's-t UCL				0,946		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				1,013	
157							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				0,958	
158	Gamma Statistics Not Available											
159	Lognormal Statistics Not Available											
160												
161	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
162	Data do not follow a Discernible Distribution											
163												
164	Nonparametric Distribution Free UCLs											
165	95% CLT UCL				0,937		95% BCA Bootstrap UCL				1,001	
166	95% Standard Bootstrap UCL				0,924		95% Bootstrap-t UCL				1,077	
167	95% Hall's Bootstrap UCL				1,967		95% Percentile Bootstrap UCL				0,947	
168	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				1,156		95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				1,375	
169	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				1,680		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				2,279	
170												
171	Suggested UCL to Use											

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
172	95% Student's-t UCL					0,946						
173	FM2016-14353:56											
174	The calculated UCLs are based on assumptions that the data were collected in a random and unbiased manner.											
175	Please verify the data were collected from random locations.											
176	If the data were collected using judgmental or other non-random methods,											
177	then contact a statistician to correctly calculate UCLs.											
178												
179	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
180	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.											
181	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
182												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets											
2	FM2016-14353:56											
3	User Selected Options											
4	Date/Time of Computation			ProUCL 5.2 2022-11-01 14:45:50								
5	From File			WorkSheet.xls								
6	Full Precision			OFF								
7	Confidence Coefficient			95%								
8	Number of Bootstrap Operations			2000								
9												
10												
11	C0											
12												
13	General Statistics											
14	Total Number of Observations				13,00		Number of Distinct Observations				12,00	
15							Number of Missing Observations				0	
16	Minimum				2,000		Mean				330,4	
17	Maximum				2700		Median				65,00	
18	SD				725,1		Std. Error of Mean				201,1	
19	Coefficient of Variation				2,195		Skewness				3,386	
20												
21	Normal GOF Test											
22	Shapiro Wilk Test Statistic				0,470		Shapiro Wilk GOF Test					
23	1% Shapiro Wilk Critical Value				0,814		Data Not Normal at 1% Significance Level					
24	Lilliefors Test Statistic				0,368		Lilliefors GOF Test					
25	1% Lilliefors Critical Value				0,271		Data Not Normal at 1% Significance Level					
26	Data Not Normal at 1% Significance Level											
27												
28	Assuming Normal Distribution											
29	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
30	95% Student's-t UCL				688,8		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				863,0	
31							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				720,3	
32												
33	Gamma GOF Test											
34	A-D Test Statistic				0,583		Anderson-Darling Gamma GOF Test					
35	5% A-D Critical Value				0,802		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
36	K-S Test Statistic				0,181		Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
37	5% K-S Critical Value				0,252		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
38	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level											
39												
40	Gamma Statistics											
41	k hat (MLE)				0,438		k star (bias corrected MLE)				0,388	
42	Theta hat (MLE)				754,3		Theta star (bias corrected MLE)				851,0	
43	nu hat (MLE)				11,39		nu star (bias corrected)				10,09	
44	MLE Mean (bias corrected)				330,4		MLE Sd (bias corrected)				530,2	
45							Approximate Chi Square Value (0,0500)				4,000	
46	Adjusted Level of Significance				0,0301		Adjusted Chi Square Value				3,471	
47												
48	Assuming Gamma Distribution											
49	95% Approximate Gamma UCL				833,6		95% Adjusted Gamma UCL				960,7	
50												
51	Lognormal GOF Test											
52	Shapiro Wilk Test Statistic				0,978		Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
53	10% Shapiro Wilk Critical Value				0,889		Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
54	Lilliefors Test Statistic				0,157		Lilliefors Lognormal GOF Test					
55	10% Lilliefors Critical Value				0,215		Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
56	Data appear Lognormal at 10% Significance Level											
57												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
58	Lognormal Statistics											
59	Minimum of Logged Data					0,693	Mean of logged Data					4,320
60	Maximum of Logged Data					7,901	SD of logged Data					1,915
61												
62	Assuming Lognormal Distribution											
63	95% H-UCL					5965	90% Chebyshev (MVUE) UCL					962,3
64	95% Chebyshev (MVUE) UCL					1241	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					1627
65	99% Chebyshev (MVUE) UCL					2387						
66												
67	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
68	Data appear to follow a Discernible Distribution											
69												
70	Nonparametric Distribution Free UCLs											
71	95% CLT UCL					661,2	95% BCA Bootstrap UCL					933,6
72	95% Standard Bootstrap UCL					648,2	95% Bootstrap-t UCL					1920
73	95% Hall's Bootstrap UCL					1970	95% Percentile Bootstrap UCL					720,2
74	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					933,7	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					1207
75	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					1586	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					2331
76												
77	Suggested UCL to Use											
78	95% Adjusted Gamma UCL					960,7						
79												
80	The calculated UCLs are based on assumptions that the data were collected in a random and unbiased manner.											
81	Please verify the data were collected from random locations.											
82	If the data were collected using judgmental or other non-random methods,											
83	then contact a statistician to correctly calculate UCLs.											
84												
85	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
86	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.											
87	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
88												
89												
90	C1											
91												
92	General Statistics											
93	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					9,000
94							Number of Missing Observations					0
95	Minimum					1,300	Mean					17,44
96	Maximum					69,00	Median					11,70
97	SD					19,74	Std. Error of Mean					6,241
98	Coefficient of Variation					1,132	Skewness					2,315
99												
100	Normal GOF Test											
101	Shapiro Wilk Test Statistic					0,727	Shapiro Wilk GOF Test					
102	1% Shapiro Wilk Critical Value					0,781	Data Not Normal at 1% Significance Level					
103	Lilliefors Test Statistic					0,289	Lilliefors GOF Test					
104	1% Lilliefors Critical Value					0,304	Data appear Normal at 1% Significance Level					
105	Data appear Approximate Normal at 1% Significance Level											
106												
107	Assuming Normal Distribution											
108	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
109	95% Student's-t UCL					28,88	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					32,59
110							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					29,64
111												
112	Gamma GOF Test											
113	A-D Test Statistic					0,279	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
114	5% A-D Critical Value					0,746	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	
115	K-S Test Statistic					0,164	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test						
116	5% K-S Critical Value					0,273	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level						
117	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level												
118													
119	Gamma Statistics												
120	k hat (MLE)					1,148	k star (bias corrected MLE)					0,870	
121	Theta hat (MLE)					15,19	Theta star (bias corrected MLE)					20,04	
122	nu hat (MLE)					22,96	nu star (bias corrected)					17,41	
123	MLE Mean (bias corrected)					17,44	MLE Sd (bias corrected)					18,69	
124							Approximate Chi Square Value (0,0500)					8,964	
125	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					7,932	
126													
127	Assuming Gamma Distribution												
128	95% Approximate Gamma UCL					33,87	95% Adjusted Gamma UCL					38,27	
129													
130	Lognormal GOF Test												
131	Shapiro Wilk Test Statistic					0,976	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test						
132	10% Shapiro Wilk Critical Value					0,869	Data appear Lognormal at 10% Significance Level						
133	Lilliefors Test Statistic					0,129	Lilliefors Lognormal GOF Test						
134	10% Lilliefors Critical Value					0,241	Data appear Lognormal at 10% Significance Level						
135	Data appear Lognormal at 10% Significance Level												
136													
137	Lognormal Statistics												
138	Minimum of Logged Data					0,262	Mean of logged Data					2,364	
139	Maximum of Logged Data					4,234	SD of logged Data					1,098	
140													
141	Assuming Lognormal Distribution												
142	95% H-UCL					65,19	90% Chebyshev (MVUE) UCL					37,43	
143	95% Chebyshev (MVUE) UCL					46,30	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					58,61	
144	99% Chebyshev (MVUE) UCL					82,79							
145													
146	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics												
147	Data appear to follow a Discernible Distribution												
148													
149	Nonparametric Distribution Free UCLs												
150	95% CLT UCL					27,71	95% BCA Bootstrap UCL					32,51	
151	95% Standard Bootstrap UCL					27,02	95% Bootstrap-t UCL					43,01	
152	95% Hall's Bootstrap UCL					71,39	95% Percentile Bootstrap UCL					27,92	
153	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					36,16	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					44,64	
154	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					56,41	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					79,54	
155													
156	Suggested UCL to Use												
157	95% Student's-t UCL					28,88							
158													
159	The calculated UCLs are based on assumptions that the data were collected in a random and unbiased manner.												
160	Please verify the data were collected from random locations.												
161	If the data were collected using judgmental or other non-random methods,												
162	then contact a statistician to correctly calculate UCLs.												
163													
164	When a data set follows an approximate distribution passing only one of the GOF tests,												
165	it is suggested to use a UCL based upon a distribution passing both GOF tests in ProUCL												
166													
167	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.												
168	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.												
169	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.												
170													
171													

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
172	C2											
173	FM2016-14353:56											
174	General Statistics											
175	Total Number of Observations					3,000	Number of Distinct Observations					3,000
176							Number of Missing Observations					0
177	Minimum					0,500	Mean					1,433
178	Maximum					2,500	Median					1,300
179	SD					1,007	Std. Error of Mean					0,581
180	Coefficient of Variation					0,702	Skewness					0,586
181												
182	Note: Sample size is small (e.g., <10), if data are collected using incremental sampling methodology (ISM) approach,											
183	refer also to ITRC Tech Reg Guide on ISM (ITRC 2020 and ITRC 2012) for additional guidance,											
184	but note that ITRC may recommend the t-UCL or the Chebyshev UCL for small sample sizes (n < 7).											
185	The Chebyshev UCL often results in gross overestimates of the mean.											
186	Refer to the ProUCL 5.2 Technical Guide for a discussion of the Chebyshev UCL.											
187												
188	Normal GOF Test											
189	Shapiro Wilk Test Statistic					0,987	Shapiro Wilk GOF Test					
190	1% Shapiro Wilk Critical Value					0,753	Data appear Normal at 1% Significance Level					
191	Lilliefors Test Statistic					0,219	Lilliefors GOF Test					
192	1% Lilliefors Critical Value					0,429	Data appear Normal at 1% Significance Level					
193	Data appear Normal at 1% Significance Level											
194	Note GOF tests may be unreliable for small sample sizes											
195												
196	Assuming Normal Distribution											
197	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
198	95% Student's-t UCL					3,130	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					2,599
199							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					3,163
200												
201	Gamma GOF Test											
202	A-D Test Statistic					0,247	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
203	5% A-D Critical Value					0,636	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
204	K-S Test Statistic					0,227	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
205	5% K-S Critical Value					0,434	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
206	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
207												
208	Gamma Statistics											
209	k hat (MLE)					2,678	k star (bias corrected MLE)					N/A
210	Theta hat (MLE)					0,535	Theta star (bias corrected MLE)					N/A
211	nu hat (MLE)					16,07	nu star (bias corrected)					N/A
212	MLE Mean (bias corrected)					N/A	MLE Sd (bias corrected)					N/A
213							Approximate Chi Square Value (0,0500)					N/A
214	Adjusted Level of Significance					N/A	Adjusted Chi Square Value					N/A
215												
216	Assuming Gamma Distribution											
217	95% Approximate Gamma UCL					N/A	95% Adjusted Gamma UCL					N/A
218												
219	Lognormal GOF Test											
220	Shapiro Wilk Test Statistic					0,988	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
221	10% Shapiro Wilk Critical Value					0,789	Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
222	Lilliefors Test Statistic					0,216	Lilliefors Lognormal GOF Test					
223	10% Lilliefors Critical Value					0,389	Data appear Lognormal at 10% Significance Level					
224	Data appear Lognormal at 10% Significance Level											
225	Note GOF tests may be unreliable for small sample sizes											
226												
227	Lognormal Statistics											
228	Minimum of Logged Data					-0,693	Mean of logged Data					0,162

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
229	Maximum of Logged Data					0,916	SD of logged Data					0,809
230	FM2016-14353:56											
231	Assuming Lognormal Distribution											
232	95% H-UCL					685,1	90% Chebyshev (MVUE) UCL					3,326
233	95% Chebyshev (MVUE) UCL					4,177	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					5,358
234	99% Chebyshev (MVUE) UCL					7,678						
235												
236	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
237	Data appear to follow a Discernible Distribution											
238												
239	Nonparametric Distribution Free UCLs											
240	95% CLT UCL					2,389	95% BCA Bootstrap UCL					N/A
241	95% Standard Bootstrap UCL					N/A	95% Bootstrap-t UCL					N/A
242	95% Hall's Bootstrap UCL					N/A	95% Percentile Bootstrap UCL					N/A
243	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					3,177	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					3,967
244	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					5,063	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					7,216
245												
246	Suggested UCL to Use											
247	95% Student's-t UCL					3,130						
248	Recommended UCL exceeds the maximum observation											
249												
250	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
251	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness using results from simulation studies.											
252	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
253												