

Miljömedicinsk undersökning av perfluorpropionsyra, PFPrA, i serum och urin

Environmental medical investigation of perfluoropropionic acid (PFPrA) in serum and urine

Jessika Hagberg¹, Sofia Levalier², Christina Prevazi², Anders Wirén¹, Anna Kärrman²

¹ Arbets- och miljömedicin, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro, Örebro, Sverige

² MTM Forskningscentrum, Institutionen för naturvetenskap och teknik, Örebro universitet, Örebro, Sverige

Rapport till Naturvårdsverket

Överenskommelse NV-25-031898

Örebro 2026-05-05



NATIONELL
MILJÖÖVERVAKNING
PÅ UPPDRAG AV
NATURVÅRDSVERKET

ÄRENDENUMMER
AVTALSNUMMER
PROGRAMOMRÅDE
DELPROGRAM

NV-06307-20
219-20-008
Miljögiftsamordning
Screening

Miljömedicinsk undersökning av perfluorpropionsyra, PFPrA, i serum och urin Environmental medical investigation of perfluoropropionic acid (PFPrA) in serum and urine

Rapportförfattare Jessika Hagberg Sofia Levalier Christina Prevazi Anders Wirén Anna Kärrman	Utgivare Institutionen för naturvetenskap och teknik Örebro Universitet Postadress Fakultetsgatan 1, 70182 Örebro Telefon 019-303000
Rapporttitel och undertitel Miljömedicinsk undersökning av perfluorpropionsyra, PFPrA, i serum och urin	Beställare Naturvårdsverket 106 48 Stockholm Finansiering Miljögiftsamordning/Giftfri miljö
Nyckelord för plats Human, dricksvattenexponering	
Nyckelord för ämne Per- och polyfluoralkylsubstanter, PFAS	
Tidpunkt för insamling av underlagsdata 2025-04-01 – 2025-12-31	
Sammanfattning I den lilla orten Forsby i Vingåkers kommun upptäcktes i april 2025 förhöjda halter av perfluorpropionsyra (PFPrA) i det kommunala dricksvattnet. Den uppmätta koncentrationen på cirka 7 000 ng/l är, såvitt vi vet, den högsta dokumenterade halten av PFPrA i dricksvatten globalt och totalt påverkades 29 hushåll. Livsmedelsverket genomförde en riskbedömning, och baserat på denna samt försiktighetsprincipen beslutades att det förorenade dricksvattnet skulle ersättas med vatten från ett annat vattenverk. För närvarande finns mycket begränsad kunskap om hur PFPrA elimineras från kroppen. Den aktuella studien genomfördes som en miljömedicinsk undersökning med syfte att förbättra kunskapsläget kring PFPrA:s ackumulering i serum och urin samt dess eliminationshastighet efter avslutad exponering. En studiegrupp bestående av nio personer boende i Forsby och som i huvudsak konsumerade dricksvatten från området rekryterades och deltog i sju på varandra följande provtagningstillfällen mellan april och september. Serum-, helblods- och urinprover samlades in från studiegruppen. Därutöver erbjöds samtliga invånare i den lilla orten möjlighet att få sina serumhalter av PFPrA och utvalda PFAS analyserade för att bedöma exponeringsnivåerna i befolkningen. En kontrollgrupp med elva personer utan känd exponering för PFPrA rekryterades också. Medianhalten av PFPrA i serum var 16 ng/ml (intervall <3,0–75 ng/ml) vid det andra provtagningstillfället, då 25 invånare i Forsby lämnade prover. Dessa halter var två till hundra gånger högre än vad som tidigare rapporterats. Motsvarande medianhalt i kontrollgruppen var <3,0 ng/ml. Urinkoncentrationerna låg i intervallet <2,1 till 14 ng/ml (justerat för specifik vikt). Utöver PFPrA analyserades 27 andra PFAS, varav tio påträffades i minst ett prov. De uppmätta halterna av dessa PFAS var likartade mellan den exponerade gruppen, kontrollgruppen och andra befolkningsgrupper i Sverige. Serumhalterna av PFPrA minskade under provtagningsperioden från april till september. Den beräknade halveringstiden, uppskattad med en linjär blandad modell med slumpmässigt intercept, var 53,7 dagar (95 % konfidensintervall: 44,7–62,7 dagar). Den uppskattade halveringstiden var längre än vad som tidigare rapporterats för liknande homologer såsom perfluorbutansyra (PFBA) och perfluorpentansyra (PFPeA). För att undersöka om denna oväntat långa halveringstid kunde förklaras av förekomst av ett föregångarämne som långsamt omvandlades till PFPrA genomfördes både TOPA-analyser (Total Oxidizable Precursor Assay) och EOF-analyser (Extractable Organofluorine) på serum och helblod från utvalda individer. Några bevis för förekomst av ett föregångarämne kunde inte påvisas.	

Summary

In the small community of Forsby in the municipality of Vingåker, elevated levels of perfluoropropionic acid (PFPrA) were detected in the municipal drinking water in April 2025. The concentration of approximately 7,000 ng/L is, to our knowledge, the highest documented level of PFPrA in drinking water globally, and a total of 29 households were affected. A risk assessment was carried out by the Swedish Food Agency, and based on this assessment and the precautionary principle, a decision was made to replace the contaminated drinking water with water supplied from another waterwork. At present, there is very limited knowledge about how PFPrA is eliminated from the body. The present study was conducted as an environmental medical investigation to increase knowledge of PFPrA accumulation in serum and urine and its elimination rate after exposure has ceased.

A study group of nine individuals residing in Forsby and primarily consuming drinking water from the area was recruited and participated in seven consecutive sampling events between April and September. Serum, whole blood, and urine samples were collected from the study group. In addition, all residents of the small community were offered the opportunity to have their serum levels of PFPrA and selected PFAS analysed to assess the extent of exposure in the wider population. A control group of eleven individuals with no known exposure to PFPrA was also recruited.

Median serum levels of 16 ng/mL (range <3.0–75 ng/mL) were observed at the second sampling event, when 25 residents of Forsby provided samples. These concentrations were two to one hundred times higher than previously reported. The corresponding median concentration in the control group was <3.0 ng/mL. Urine concentrations were detected in the range <2,1 to 14 ng/mL (adjusted for specific gravity). In addition, 27 PFAS were analysed, of which ten were detected in at least one sample. The observed concentrations of these PFAS were similar between the exposed group, the control group, and other populations in Sweden.

Serum levels of PFPrA decreased throughout the sampling period from April to September. The elimination half-life, estimated using a linear mixed model with a random intercept, was 53.7 days, with a 95% confidence interval of 44.7–62.7 days. During the consecutive sampling events, PFPrA was not detected in any sample from one participant. This participant was therefore excluded from the statistical analysis.

The estimated elimination half-life was longer than that reported for similar homologues such as perfluorobutanoic acid (PFBA) and perfluoropentanoic acid (PFPeA). To investigate whether this unexpectedly long half-life could be explained by the presence of a precursor compound that slowly degraded into PFPrA, both TOPA (Total Oxidizable Precursor Assay) and EOF (Extractable Organofluorine) analyses were performed on serum and whole blood samples from selected individuals. No evidence of a precursor compound could be confirmed.

1. Introduktion

I det lilla samhället Forsby i Vingåkers kommun, även kallat Kalkbrottsvillorna, uppmärksammandes höga halter av perfluorpropionsyra, PFPrA, i det kommunala dricksvattnet under april 2025. Koncentrationen på ca 7 000 ng/l (Sörmland vatten, muntlig kommunikation) är oss veterligen den högst dokumenterade halten i dricksvatten detekterad globalt och sammanlagt 29 hushåll var drabbade. En riskvärdering genomfördes av Livsmedelsverket och baserat på denna och försiktighetsprincipen togs beslut om att ersätta det förorenade dricksvattnet med dricksvatten från ett annat vattenverk.

Det finns i dagsläget mycket begränsad kunskap om hur PFPrA elimineras, och efter att Arbets- och miljömedicin (AMM) kontaktats av Livsmedelsverket och Naturvårdsverket beslutades att AMM skulle genomföra en miljömedicinsk undersökning i samarbete med Örebro universitet i syfte att förbättra kunskapsläget kring PFPrA:s ackumulering i serum och urin samt dess eliminationshastighet efter avslutad exponering.

2. Bakgrund

PFPrA är ett s k ultrakort PFAS-ämne, vars användningsområden delvis fortfarande är oklara. PFPrA har rapporterats användas som katalysator vid framställning av xantenföreningar samt förekomma oavsiktligt som en biprodukt vid framställning av andra PFAS-ämnen (Pickard et al., 2020). Förekomst av PFPrA i miljön härrör främst från att PFPrA bildas som nedbrytningsprodukt då större PFAS-ämnen, såsom hydrofluorkarboner, hydroklorfluorkarboner och hydrofluorolefiner, bryts ned i atmosfären (Björnsdotter et al., 2022; Burkholder et al., 2015; Pickard et al., 2020). PFPrA kan även bildas genom termolys av fluorpolymerer, såsom polytetrafluoreten (PTFE) (Ellis et al., 2001) och vid oxidation av föregångsämnen som fluortelomeralkoholer (Ellis et al., 2004). PFPrA har också identifierats som en nedbrytningsprodukt av perfluor-2-metyl-3-pentanon också känt under namnen FK-5112, Novec 1230 eller Novec 649, ett ämne som är vanligt förekommande som brandsläckningsmedel (Jackson et al., 2011; Xing et al., 2022). Andra källor till spridning av ultrakorta PFAS i miljön inkluderar anläggningar för hantering av farligt avfall, avfallsanläggningar, deponier och övningsplatser för brandbekämpning (Björnsdotter et al., 2019; Wang et al., 2020).

Under det senaste decenniet har ultrakorta PFAS, däribland PFPrA, allt oftare rapporterats i olika miljöprover. Dessa ämnen påträffas framför allt i ytvatten, snö och nederbörd (Arp et al., 2024; Björnsdotter et al., 2021; Björnsdotter et al., 2022). I en screeningstudie av PFAS i grundvatten från områden utan kända lokala föroreningskällor detekterades PFPrA i 6 % av totalt 235 prover, och den högsta observerade halten var 56 ng/l (SGU, 2025).

Flera studier har undersökt förekomst av PFPrA i dricksvatten. I Tyskland påträffades PFPrA i 38 av 46 dricksvattenprover, i en medianhalt på 13 ng/l, vilket motsvarade 9 % av den totala PFAS-koncentrationen (Neuwald et al., 2022). Liknande resultat noterades i en undersökning av dricksvatten från Filippinerna och Thailand, där PFPrA återfanns i 70 % av proverna, i halter mellan 0,95 och 8,6 ng/l (Guardian et al., 2020). I en amerikansk studie från Indiana detekterades PFPrA i 95 % av 81 dricksvattenprover, där PFPrA uppmättes i de näst högsta halterna (median: 6,9 ng/l), efter trifluorättiksyra (TFA) (Zheng et al., 2023). PFPrA har även

påträffats i flaskvatten i USA. I en studie av 101 flaskvattenprov hade PFPrA den näst högsta detektionsfrekvensen (22 %) och utgjorde den största andelen (42 %) av summan av de detekterade PFAS-ämnena (Chow et al., 2021). I Wilmington, USA, uppmättes kraftigt förhöjda halter av PFPrA och andra PFAS i dricksvatten till följd av långvariga utsläpp från en fluorkemisk tillverkningsanläggning uppströms stadens vattenverk. Ett prov taget 2017 visade en PFPrA-halt på 3 490 ng/l (Cheng et al., 2025). Vid vattenverket i Forsby detekterades PFPrA i halter om 7 000 ng/l (Sörmland vatten, muntlig kommunikation), vilket är den högst rapporterade koncentrationen av PFPrA i dricksvatten i den vetenskapliga litteraturen.

Endast ett begränsat antal studier har undersökt toxicitet och potentiella hälsoeffekter av PFPrA (Duan et al., 2020; Kashobwe et al., 2024; Li et al., 2017; Song et al., 2018). Baserat på tillgänglig kunskap har det amerikanska naturvårdsverket (US Environment Protection Agency, USEPA) genomfört en riskbedömning för kronisk exponering av PFPrA (USEPA, 2023). Bedömningen visar att PFPrA kan ge upphov till icke-cancerogena hälsoeffekter, framför allt påverkan på levern. Djurstudier rapporterar bland annat ökad relativ levervikt, levercellsförstoring och förhöjda leverenzymmer vid exponering. Dessa fynd låg till grund för att US EPA fastställde ett oralt referensvärde (RfD) på 0,0005 mg/kg/dag. Det saknas fortfarande studier som kan bedöma eventuell cancer risk, och underlaget för hälsoeffekter hos människa är begränsat. Sammantaget indikerar den tillgängliga kunskapen att PFPrA har en toxikologisk profil som motiverar ett försiktighetsbaserat synsätt, samtidigt som ytterligare forskning behövs för att klargöra ämnets fulla hälsoeffekter.

PFPrA har i dagsläget endast analyserats i serum i ett fåtal studier. Tre kinesiska studier rapporterar att PFPrA detekteras i mellan 77 och 100 % av de undersökta proverna (Duan et al., 2020; Li et al., 2017; Song et al., 2018). De uppmätta medianhalterna varierade något mellan populationerna: 0,16 ng/ml i den sydkinesiska allmänbefolkningen (Li et al., 2017), 0,48 ng/ml bland kinesiska män och kvinnor med normala glukosnivåer (Duan et al., 2020) samt 0,82 ng/ml hos män som utreds på fertilitetsklinik (Song et al., 2018). Liknande koncentrationsnivåer har rapporterats i USA. I en studie från Indiana, USA detekterades PFPrA i 99 % av serumproverna från män och kvinnor, med en medianhalt på 1,0 ng/ml. Avsevärt högre halter har däremot observerats i Wilmington, USA, där dricksvattnet under lång tid varit förorenat av utsläpp från en fluorkemisk tillverkningsanläggning (Lafayette Works). Historiska serumprover insamlade under perioden 2010–2016 visade fem till 30 gånger högre nivåer av PFPrA jämfört med övriga studier (median: 5,4 ng/ml; max: 47 ng/ml; detektionsfrekvens: 99 %; (Cheng et al., 2025)). I en grekisk studie detekterades PFPrA i serum hos patienter med kognitiva funktionsnedsättningar, Alzheimers sjukdom samt friska kontroller (Deda et al., 2025). Medianhalten uppgick till 7,2 ng/ml, vilket är cirka 30 procent högre än motsvarande halter som uppmätts i Wilmington.

Det finns idag inga kända studier som specifikt har undersökt halveringstiden för PFPrA hos människa. Däremot finns data för flera kort- och långkedjiga PFAS, såsom perfluorhexansulfonsyra (PFHxS), perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) (Abraham et al., 2024; Li et al., 2022; Li et al., 2018; Olsen et al., 2009; Russell et al., 2015; Wallis et al., 2023). PFBA, en närbesläktad homolog till PFPrA, har en halveringstid på 3,0 dagar (intervall 1,8–6,3 dagar) baserat på nio personer som arbetade med PFAS-produktion

(Chang et al., 2008). En halveringstid för PFBA på 4,2 dagar (intervall 4,1–4,3 dagar) har även observerats i en studie där en försöksperson frivilligt intog 15 isotopinmärkta PFAS för att undersöka deras kinetik (Abraham et al., 2024). För PFPeA har betydligt kortare halveringstider rapporterats, omkring 0,5 dagar (Abraham et al., 2024). Perfluorbutansulfonsyra (PFBS) uppvisar däremot längre halveringstider, med rapporterade värden mellan 28 och 50 dagar i olika studier (Abraham et al., 2024; Olsen et al., 2009; Xu et al., 2020).

Det huvudsakliga syftet med denna studie är att öka kunskapen om PFPrA:s ackumulering i serum och urin och uppskatta halveringstiden för PFPrA i serum efter att exponeringen upphört. Kunskap om halveringstider är avgörande för att bättre kunna bedöma hur snabbt PFPrA elimineras ur kroppen efter att exponeringen upphör, och därigenom för att kunna värdera risker vid liknande föroreningsituationer i framtiden.

3. Metod

3.1 Rekrytering av studiedeltagare

Baserat på befintlig kunskap om närbesläktade homologers halveringstider i serum (0,5–4 dagar) planerades en snabb insats för att påbörja provtagning så tidigt som möjligt efter att åtgärder vidtagits för att byta ut det dricksvattnet med förhöjda halter av PFPrA. Vid ett informationsmöte den 24 april erbjöds ortsborna att delta i den miljömedicinska undersökningen, varvid sex personer tackade ja. Blod- och urinprover samlades in i anslutning till mötet.

Information om studien skickades därefter ut till övriga invånare i området. Vid det andra provtagningstillfället, som genomfördes den 28 april, anmälde ytterligare 19 personer sitt intresse att delta, och samtliga lämnade ett helblods- och ett serumprov. Vid efterföljande provtagningstillfällen tillkom ytterligare 3 personer som lämnade blodprover.

För att studera halveringstiden för PFPrA rekryterades nio personer att delta i uppföljande provtagningar. Urvalet riktades mot personer som under de senaste månaderna regelbundet och i stort sett uteslutande använt dricksvatten från vattenverket i Forsby. Fem av de sex personer som lämnade prover den 24 april tackade ja till att medverka, liksom ytterligare fyra som tillfrågades den 28 april. De tillfrågade uppgav att de före studiens start antingen enbart drack, eller i huvudsak drack, vatten från Forsby vattenverk.

Efter den 28 april erbjöds studiedeltagarna att lämna prover vid ytterligare fem tillfällen, se figur 1. Vid det sista provtagningstillfället, erbjöds endast de personer som hade detekterbara halter av PFPrA vid det föregående tillfället att lämna prov. Vid det sista provtagningstillfället tillkom även en deltagare. Då deltagaren lämnat ett första prov vid det andra provtagningstillfället den 28 april och vid den sista samt enbart konsumerat dricksvatten från Forsby, inkluderades personen i den statistiska beräkningen av halveringstid för PFPrA.

Under den perioden då den miljömedicinska undersökningen pågick undvek samtliga deltagare att dricka det förorenade vattnet samt att använda det vid matlagning. I stället hämtade de sitt dricksvatten från utplacerade vattentankar under den tid då PFAS-förorenat vatten cirkulerade i ledningsnätet.

3.2 Kontrollgrupp

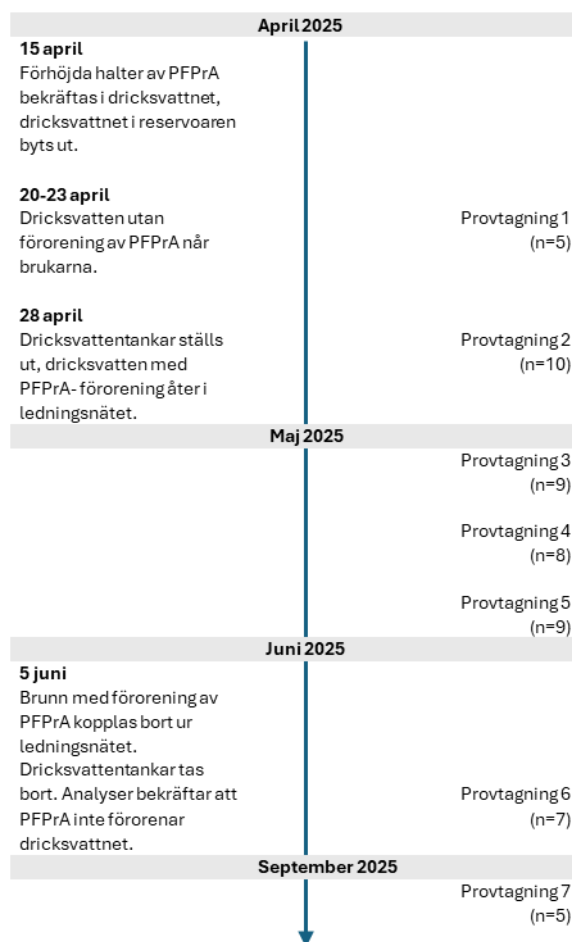
Då det finns få jämförande studier rekryterades en kontrollgrupp. Kontrollgruppen bestod av elva individer utan känd exponering för PFPrA och som fick sitt dricksvatten från samma vattenverk (Skråmsta vattenverk, Örebro). Samtliga individer i kontrollgruppen lämnade helblod och serum vid ett tillfälle.

3.3 Provtagningschema och hantering av prover

Sammanlagt genomfördes sju provtagningar, se figur 1. Samtliga provtagningar utfördes av en företagssjuksköterska vid AMM, och vid både provtagning och provförvaring användes uteslutande material av polypropylen eller HDPE för att minimera risken för kontamination.

Vid det första provtagningsstillfället samlades helblod, serum och urin in från samtliga nio deltagare, dock inföll det första provtagningsstillfället vid två olika tillfällen då de första fem som rekryterades lämnade prover den 24 april, och de övriga fyra den 28 april. Vid de efterföljande provtagningsstillfällena samlades serum och urin, med undantag för det sista tillfället då endast serum togs. Samtliga prover kyldes efter provtagningen och förvarades kylda fram till ankomst vid laboratoriet.

I laboratoriet alikvoterades helblodsprover till mindre vialer med skruvlock och förvarades därefter vid $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Serumprover centrifugerades i 10 minuter vid 2000 G, varefter supernatanten fördes över till vialer som frystes vid $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Urinprover hanterades på liknande sätt: urinen överfördes till 15 ml Sarstedtsrör och placerades därefter i $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. Specifik vikt och kreatininkoncentration bestämdes för samtliga urinprov.



Figur 1. Tidslinje som visar när provtagningar genomfördes samt hur dricksvattenförsörjningen i Forsby ändrades under tiden då studien genomfördes. n anger antal individer som lämnade prover vid det aktuella provtagningstillfället.

3.4 Dricksvattenförsörjning i Forsby under studiens gång

I direkt anslutning till att förhöjda halter av PFPrA upptäcktes i dricksvattnet, togs beslutet att byta ut dricksvattnet i vattenreservoaren mot vatten från ett annat vattenverk. Vattnet som ersatte det förorenade vattnet hade låga halter av PFPrA (<3,0 - 6,7 ng/ml; Sörmland vatten, muntl. kommunikation). Enligt uppskattningar tog det 5–8 dagar innan allt vatten i dricksvattennätet var utbytt och exponeringen bröts. Detta bedöms ha inträffat mellan den 20 och 23 april.

Den 28 april togs nya beslut om att ställa ut dricksvattentankar på olika ställen i samhället, och vid denna tidpunkt började det förorenade vattnet återigen cirkulera i ledningsnätet.

Den 5 juni kopplades den förorenade brunnen ur ledningsnätet, och dricksvatten från en brunn utan förorening av PFPrA stod för den totala dricksvattenförsörjningen. Vid samma tillfälle togs dricksvattentankarna bort. Sörmland vatten genomför kontinuerligt analys av PFPrA i

dricksvattnet. Sedan den förorenade brunnen kopplats bort har koncentrationen av PFPrA har varierat mellan <3,0 och 3,4 ng/l vid olika provtagningar av utgående dricksvatten (Sörmland vatten, muntlig kommunikation).

3.5 Etiska överväganden

Mot bakgrund av den betydande exponeringen för PFPrA och ämnets förväntat snabba eliminering bedömdes ärendet som ett miljömedicinskt larm. En miljömedicinsk undersökning genomfördes därför inom ramen för Arbets- och miljömedicins ordinarie medicinska verksamhet och uppdrag. Informerat samtycke inhämtades från samtliga studiedeltagare.

3.6 Kemisk analys

Sammanlagt analyserades 28 olika PFAS (se appendix A). PFPrA analyserades i 89 serumprover och 49 urinprover. De återstående 27 PFAS analyserades i 36 serumprover. Utöver det utfördes EOF (Extractable Organofluorine) och TOPA (Total Oxidizable Precursor Assay) på utvalda serum- och helblodprover (totalt 12 prover) för att undersöka förekomsten av okända fluorerade ämnen.

3.6.1 PFPrA och utvalda PFAS

En 100 µl alikvot av serum- respektive urinprov överfördes till ett polypropenrör, varefter en internstandardlösning i metanol (innehållande märkt PFPrA samt ytterligare 26 märkta PFAS) tillsattes. Proverna blandades försiktigt och inkuberades i 15–30 minuter vid rumstemperatur.

Efter inkubation tillsattes 160 µl acetonitril för att fälla ut proteiner. Proverna skakades därefter i 15 minuter för att säkerställa effektiv blandning och extraktion. Efter skakning centrifugerades proverna i 5 minuter vid 8500 rpm för att separera utfällda proteiner från lösningen. Därefter togs 100 µL av den klara överfasen, varefter utbytesstandarder (innehållande 9 märkta PFAS) tillsattes före instrumentell analys.

Analys av PFPrA utfördes med superkritisk vätskekromatografi kopplad till tandem-masspektrometri (SFC-MS/MS) med användning av en Ultra Performance Convergence kromatograf (UPC²) utrustad med en Torus DIOL kolonn (3,0 mm × 150 mm, 1,7 µm) samt en Xevo TQ-S micro MS/MS (Waters Corporation, Milford, MA, USA). Analys av övriga utvalda PFAS utfördes med Acquity Ultra Performance Liquid Chromatograph (UPLC) med en Premier C18 BEH-kolonn (2,1 mm × 100 mm, 1,7 µm) som var kopplad till en Xevo TQ-S MS/MS (Waters Corporation, Milford, MA, USA). Båda teknikerna använde elektroprayjonisering (negativ) samt multiple reaction monitoring (MRM).

Kvantifiering av PFPrA och ytterligare 27 PFAS (se appendix A) utfördes med internstandarder och matrisanpassad kalibrering med minst fem koncentrationsnivåer tillsatta till serum (från nyfödd kalv) och humanurin (tidigare analyserade utan detekterbar kontaminering). Matrisanpassade standarder samt två blankprover bereddes för varje serie om cirka 10–15 prover och behandlades på samma sätt som proverna. En extern standardlösning i metanol bereddes för instrumentkontroll. Metodens detektionsgränser (MDL) fastställdes baserat på observerade signaler i blankinjektionerna eller, när ingen bakgrundssignal detekterades, från den lägsta matrisanpassade standardkoncentrationen, motsvarande ett signal-till-

brusförhållande mellan 3 och 5. Utbytet för PFPrA och 26 ytterligare inmärkte PFAS mättes i varje prov och var mellan 50–120% med undantag för PFHxDA, 6:2 FTSA och PFOSA för vilka enstaka prover hamnade utanför nämnda intervall.

3.6.2 EOF och TOPA

EOF i utvalda serum och helblodsprover mättes genom att tillsätta 2 ml TBA (0,5 M i H₂O) till 1 g prov. Därefter tillsattes 5 ml MTBE och blandningen skakades i 15 minuter följt av centrifugering vid 8000 × g i 10 minuter. Den resulterande supernatanten samlades upp och extraktionssteget upprepades ytterligare två gånger varefter alla fraktioner kombinerades och 1 ml metanol (MeOH) tillsattes. Det kombinerade extraktet evaporades till en slutvolym på 0,5 ml. EOF bestämdes med hjälp av en förbränningsmodul (Analytik Jena, Jena, Tyskland) kopplat till en jonkromatograf (Absorber Module 920 och Compact IC Flex 930 från Metrohm (Herisau, Schweiz). Fluorid kvantifierades med en kalibreringskurva bestående av sju koncentrationer av PFOA. Förbränningsblanker mättes före och efter varje prov och medelvärdet av signalen subtraherades. Metodens detektionsgräns bestämdes genom medelvärdet av extraktionsblankerna multiplicerat med en faktor tre.

TOPA utfördes på 250 µl helblod eller serum som spikades med märkta standarder för att övervaka oxidationen (6:2 FTSA och M8-PFOA). Därefter tillsattes 500 µl acetonitril och blandningen blandades innan ultraljud i 15 minuter, följt av centrifugering vid 8500 rpm i 5 minuter. Den resulterande supernatanten togs och delades för 1) oxidation 2) PFAS analys (pre-TOPA). Extraktet för TOPA dunstades till nästan torrhet, varefter ultrarent vatten och natriumhydroxid tillsattes för att uppnå en slutlig koncentration på 500 mM. Sedan tillsattes persulfat (K₂S₂O₈) för att nå en slutlig koncentration på 200 mM. Volymen justerades till 50 ml med ultrarent vatten och pH kontrollerades vara över 12. Proverna placerades sedan i ett vattenbad vid 85 °C i 7 timmar för att möjliggöra oxidativ omvandling. Efter reaktionen kylde proverna i ett kallt vattenbad för att stoppa reaktionen. pH mättes på nytt (bekräftades fortfarande över 12) och justerades därefter till pH 2 genom tillsats av koncentrerad saltsyra. En blandning isotopmärkta standarder tillsattes därefter och extrakten renades med Weak Anion Exchange (WAX). Den slutliga lösningen (0,5 ml i metanol) analyserades för PFAS (post-TOPA).

3.7 Statistisk analys

Halveringstid kan uppskattas baserat på regressionskoefficienten för tid i en linjär regressionsmodell. PFPrA i serum analyserades vid upp till sju tidpunkter och värden under detektionsgränsen (<3 ng/l) hanterades genom imputation med LOD/√2. Efter detta log-transformerades koncentrationerna (naturlig logaritm) för att uppnå approximativ normalitet och linjäritet över tid.

För att ta hänsyn till beroende observationer inom individ användes en linjär blandad modell. Analysen utfördes i R (version 4.5.2, R Core Team, 2025) med paketet glmmTMB (version 1.1.14; (Brooks et al., 2017). Två modeller jämfördes:

Modell M1:

$$\ln(C_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 t_{ij} + b_{0i} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{slumpmässigt intercept})$$

där

$\ln(C_{ij})$ = logaritmen av koncentrationen för individ i vid tidpunkt j

β_0 = populationsgenomsnittligt intercept (den förväntade log-koncentrationen vid tid = 0).

β_1 = populationsgenomsnittlig lutning, dvs. den genomsnittliga förändringen i log-koncentration per dag (relaterad till eliminationshastigheten).

t_{ij} = tidpunkt j (i dagar) för individ i .

b_{0i} = individ-specifikt slumpmässigt intercept, som beskriver hur individ i avviker från populationens genomsnittliga utgångsnivå. Antas normalfördelad med medelvärdet 0.

ε_{ij} = residualfel för observation ij , som fångar kvarvarande variation efter att både fasta och slumpmässiga effekter modellerats. Antas normalfördelad med medelvärdet 0.

Modell M2:

$$\ln(C_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 t_{ij} + b_{0i} + b_{1i} t_{ij} + \varepsilon_{ij} \quad (\text{slumpmässigt intercept och slumpmässig lutning})$$

där

$\ln(C_{ij})$ = logaritmen av koncentrationen för individ i vid tidpunkt j

β_0 = populationsgenomsnittligt intercept (den förväntade log-koncentrationen vid tid = 0).

β_1 = populationsgenomsnittlig lutning, dvs. den genomsnittliga förändringen i log-koncentration per dag.

t_{ij} = tidpunkt j (i dagar) för individ i .

b_{0i} = individ-specifikt slumpmässigt intercept, som beskriver hur individ i avviker från populationens genomsnittliga utgångsnivå. Antas normalfördelad med medelvärdet 0.

b_{1i} = individ i 's slumpmässiga lutning, dvs. hur mycket individens egen eliminationshastighet skiljer sig från populationens genomsnittliga eliminationshastighet (och lutning). Antas normalfördelad med medelvärdet 0.

ε_{ij} = residualfel för observation ij , som fångar kvarvarande variation efter att både fasta och slumpmässiga effekter modellerats. Antas normalfördelad med medelvärdet 0.

Modellerna jämfördes med avseende på AIC (Akaikes informationskriterium), konvergens och singularitet. Modellen med lägst AIC valdes, förutsatt att den konvergerade och var icke-singulär.

Halveringstid beräknades som

$$t_{1/2} = \frac{\ln(2)}{k}$$

där

$$k = -\hat{\beta}_1,$$

$\hat{\beta}_1$ = regressionskoefficienten för tid

En leave-one-group-out-analys genomfördes för att bedöma den individuella påverkan på skattad regressionskoefficient och halveringstid.

4. Resultat och diskussion

4.1 Serumhalter av PFAS

Exponeringen för PFPrA var tydlig bland de boende i Forsby. Resultaten från det andra provtagningstillfället, där 25 personer deltog redovisas i tabell 1. Vid provtagningstillfälle 2, detekterades PFPrA i 88 procent av proverna och uppmättes i en medianhalt på 16 ng/ml. I den jämförande kontrollgruppen låg halterna under metodens detektionsgräns på 3,0 ng/ml.

De uppmätta serumhalterna av PFPrA i Forsby överstiger tydligt nivåer som tidigare rapporterats i studier från Kina (median: 0,16–0,82 ng/ml; Li et al., 2017; Song et al., 2018; Duan et al., 2020), Indiana, USA (median: 1,0 ng/ml; Zheng et al., 2023), Grekland (median: 7,24 ng/ml; Deda et al., 2025). Serumhalterna i Forsby är även högre än hos invånarna i Wilmington, USA (median: 5,4 ng/ml), där dricksvattnet under lång tid varit kraftigt förorenat av PFAS på grund av utsläpp från en fluorkemisk tillverkningsanläggning (Cheng et al., 2025).

Att halterna i Forsby är högre än dem som rapporterats i Wilmington kan ha flera förklaringar. En möjlig faktor är skillnader i konsumtionsmönster. I Forsby var flera deltagare hemmavarande under större delen av dagen och fick därmed en större andel av sitt dagliga vätskeintag från det lokala dricksvattnet. Ytterligare en bidragande orsak kan vara att svenskar i högre grad konsumerar kommunalt dricksvatten, medan amerikaner dricker betydligt mer flaskvatten, vilket minskar deras relativa exponering för PFAS från kranvatten (Säve-Söderbergh et al., 2018; Vieux et al., 2020).

Utöver PFPrA analyserades ytterligare 27 utvalda PFAS-ämnen i serumproverna från deltagarna i Forsby och kontrollgruppen. Resultaten för de ämnen som detekterades i något av proverna redovisas i tabell 1. I stort sett var halterna jämförbara mellan Forsby och kontrollgruppen från Örebro, även om medianhalterna i kontrollgruppen var något högre för samtliga ämnen utom PFHxS och PFHpS. De uppmätta nivåerna överensstämmer också med vad som tidigare rapporterats i andra svenska befolkningsgrupper, bland annat förstagångsföderskor i Uppsala 2020–2022 och i serum från 100 bloddonatorer i Stockholm insamlade 2020 (Gyllenhammar et al., 2023; Engelhardt et al., 2023). Flera PFAS-ämnen kunde inte detekteras i något av proverna, dessa inkluderade PFBA, PFPeA, PFHxA, PFDODA, PFTDA, PFBS, PFNS, PFDS, PFDODS, PFUnDS, PFTrDS, 4:2 FTSA, 8:2 FTSA, 10:2 FTSA, PFOSA, HFPO-DA och ADONA.

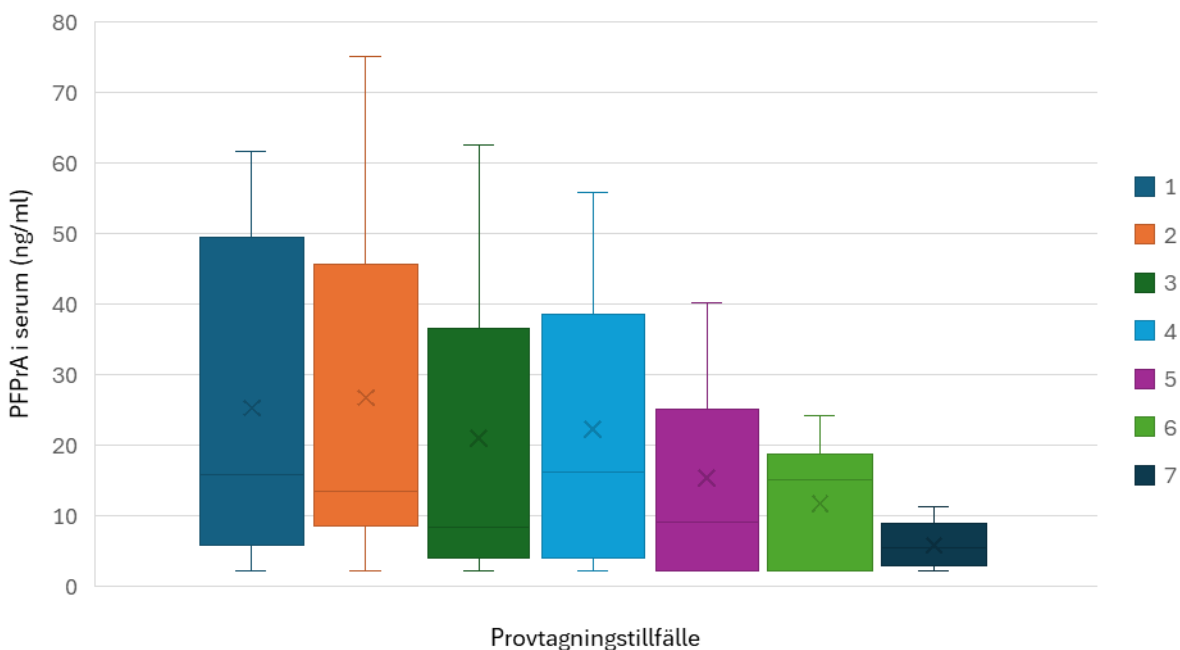
Tabell 1. Serumhalter av PFAS (ng/ml) i Forsby (n=25) och kontrollgrupp (n=11) vid provtagningstillfälle 2.

	PFPrA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFTrDA	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFOS	6:2 FTSA
<i>Forsby</i>												
Detektionsfrekvens (%)	88	16	100	100	88	58	0	4	100	73	100	12
Medel	22	<0,10	1,4	0,87	0,30	0,23			1,5	0,21	6,8	<0,050
SD	20		0,85	0,63	0,19	0,12			0,83	0,12	5,0	
Median	16	<0,10	1,2	0,59	0,26	0,20	<0,20	<0,10	1,4	0,19	5,2	<0,050
Min	<3,0	<0,10	0,28	0,12	<0,10	<0,20		<0,10	0,39	<0,10	0,84	<0,050
25:e percentil	6,5		0,78	0,44	0,19	<0,20			0,83	<0,10	3,1	
75:e percentil	36		1,7	1,0	0,36	0,25			2,1	0,30	8,6	
Max	75	0,20	3,7	2,2	0,80	0,55		0,20	3,9	0,42	21	0,15
<i>Kontrollgrupp</i>												
DF (%)	9	0	100	100	100	82	9	0	100	45	100	18
Medel (SD)			1,2	0,76	0,33	0,35			1,1	0,12	5,9	0,24
SD			0,44	0,33	0,17	0,26			0,43	0,072	3,0	0,67
Median	<3,0	<0,10	1,2	0,72	0,32	0,26	<0,20	<0,10	1,0	<0,10	5,8	<0,050
Min			0,73	0,40	0,11	<0,20			0,50	<0,10	2,3	
25:e percentil			0,89	0,56	0,21	0,20			0,89	<0,10	3,9	
75:e percentil			1,3	0,80	0,40	0,43			1,6	0,15	6,5	
Max	3,1		2,2	1,4	0,73	1,0	0,27		1,7	0,28	13	2,3

4.2 Förändring av PFPrA-halter i serum över tid

Nio personer deltog i de uppföljande provtagningarna som genomfördes i syfte att studera eliminationen av PFPrA. Totalt genomfördes sju upprepade provtagningar, och resultaten redovisas i figur 2.

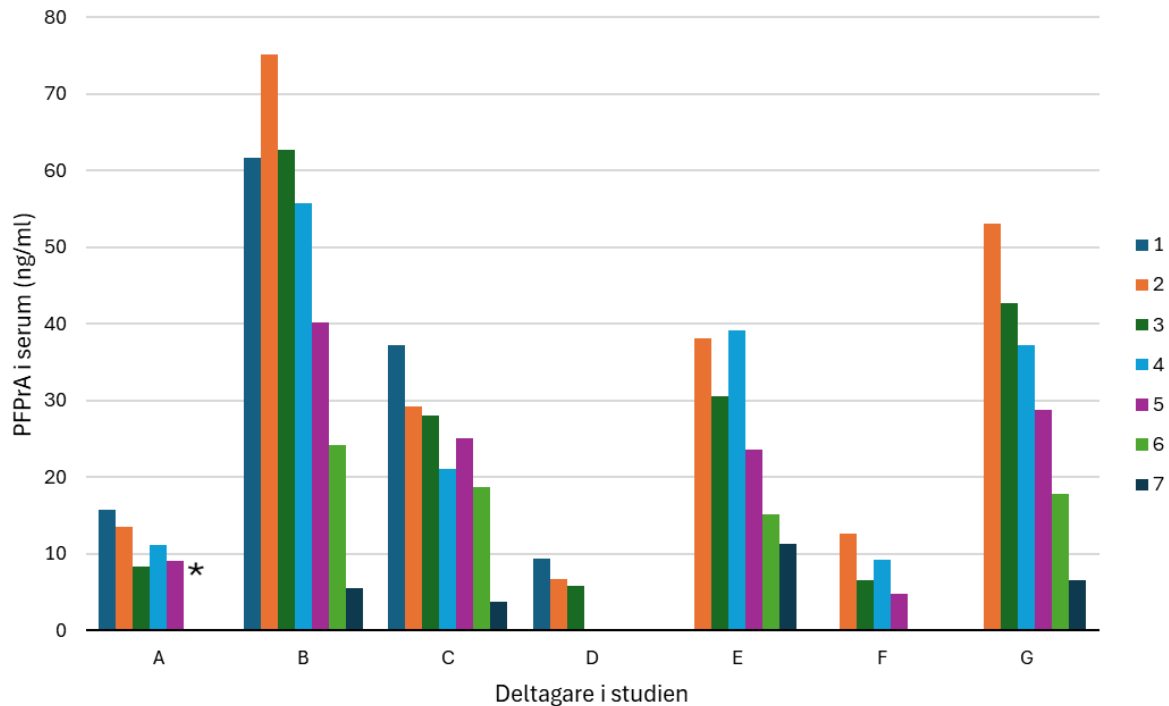
Vid det första provtagningstillfället deltog fem personer, men från och med den andra provtagningen utökades gruppen som skulle delta i upprepade provtagningar till nio deltagare.



Figur 2. PFPrA i serum (ng/ml) vid provtagningstillfälle 1 till 7. Boxploten visar medianen som en horisontell linje i lådan, med Q1 och Q3 som dess nedre och övre gräns. Whiskers omfattar värden inom $1,5 \times$ interkvartilavståndet och avvikande observationer markeras separat. X-markeringen anger det aritmetiska medelvärdet.

Medel- och medianhalter sjönk med tiden, men i en mycket lägre takt än vad som förväntades baserat på rapporterade halveringstider för PFBA och PFPeA. Vid den sjunde provtagningen, som genomfördes i september, erbjöds endast de studiedeltagare som hade detekterbara halter vid föregående provtagning att lämna prov. PFPrA kunde då påvisas i serum hos fyra av de fem deltagare som lämnade prover, med en medianhalt på 5,5 ng/ml.

Individuella variationer i serumhalter av PFPrA vid de olika provtagningstillfällena visas i figur 3. Individuella profiler redovisas endast för de sju deltagare som hade serumhalter över detektionsgränsen vid minst två av de efterföljande provtagningarna. För en deltagare kunde PFPrA inte påvisas i något av proverna, och för ytterligare en deltagare detekterades PFPrA endast vid det första provtagningstillfället som personen medverkade i.



Figur 3. Individuella serumkoncentrationer av PFPrA (ng/ml) för deltagare A-G, vid provtagningstillfälle 1 till 7. Två personer vars halter låg under detektionsgränsen (<MDL) vid första eller andra provtagningen har utelämnats. Halter under MDL visas inte, symbolen * indikerar att prov saknas.

Halterna av PFPrA varierade avsevärt mellan de deltagare som deltog i de uppföljande provtagningarna (figur 3), och även eliminationshastigheten skilde sig åt mellan individerna. Samtliga deltagare uppgav att de varken drack det förorenade vattnet eller använde det vid matlagning från det att föroreningen upptäcktes fram till det sista provtagningstillfället. Det går dock inte helt att utesluta att enstaka deltagare vid något tillfälle kan ha glömt detta.

4.3 Urinkoncentrationer av PFPrA över tid

Detektionsfrekvensen av PFPrA i urin var något lägre än i serum (tabell 2). Urinprover analyserades endast för de tre första provtagningarna, och medianhalterna var något högre vid andra och tredje tillfället (median 2,8; 2,2 ng/ml, justerad för specifik vikt) i jämförelse med tillfälle 1 (<2,1 ng/ml, justerad för specifik vikt). En bidragande faktor till denna skillnad kan vara att prover samlades kvällstid vid första provtagningstillfället, och under eftermiddag de efterföljande provtagningarna.

Medianhalterna var högre än hos invånarna i Wilmington, USA, där en medianhalt på 0,051 ng/ml (intervall: <MDL–6,8) observerats (Cheng et al., 2025). Skillnader i exponeringsgrad, och möjligen även vilken tid på dygnet provtagningen genomfördes, kan bidra till att förklara de uppmätta skillnaderna.

Kvoten mellan urin- och serumhalt beräknades och jämfördes med motsvarande kvoter som rapporterats för långkedjiga PFAS. I denna studie varierade mediankvoten mellan 0,11 och 0,24, vilket är 50–110 gånger högre än för PFOA och 11–24 gånger högre än för PFPeS (Li et al., 2022). Den avsevärt högre urin/serum-kvoten indikerar att eliminationen av PFPrA sker betydligt snabbare än för både PFOA och PFPeS.

Tabell 2. PFPrA i urin (justerad för specifik vikt; ng/ml) vid de tre första provtagningstillfällena.

	Tillfälle 1 ^{a, b}	Tillfälle 2 ^{c, d}	Tillfälle 3 ^{c, d}
n	5	9	9
Detektionsfrekvens (%)	40	67	56
Medel	2,9	3,8	4,5
SD	2,0	2,3	4,2
Median	<2,1	2,8	2,2
Min	<2,1	<2,1	<2,1
Max	6,7	7,8	14

^aVid första provtagningstillfället rekryterades fem av de nio personer som deltog i de uppföljande provtagningarna.

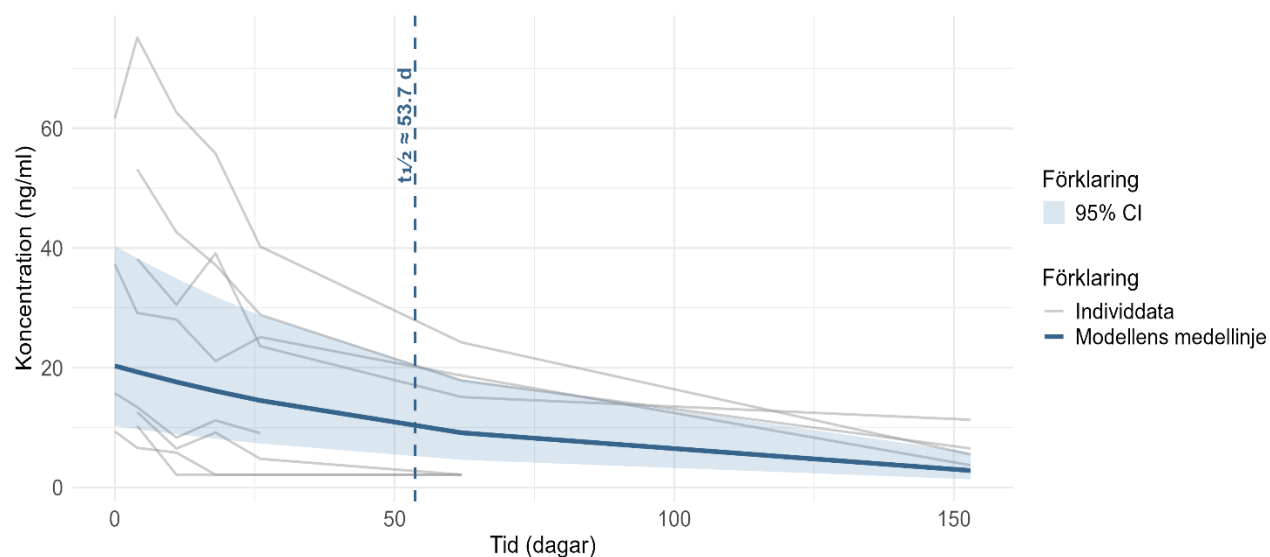
^bProv lämnades kvällstid mellan 19:00-20:00. ^cSamtliga deltagare (n=9) erbjöds provtagning. ^dProv lämnades under eftermiddagen (13:30-17:00).

4.4 Halveringstid för PFPrA

Halveringstiden beräknades med linjära blandade modeller baserat på data från åtta av de nio deltagarna som medverkade vid de upprepade provtagningarna samt ytterligare en person som lämnade blodprov vid det andra respektive det sjunde provtagningstillfället. En deltagare som inte uppvisade detekterbara halter av PFPrA vid någon av provtagningarna, exkluderades från analysen.

Den linjära blandade modellen med slumpmässigt intercept (modell M1) bedömdes vara mest lämplig för att beskriva eliminationen av PFPrA, då den uppvisade lägst AIC och var den enda modellen som både konvergerade korrekt och inte uppvisade singularitet. Den log-linjära modellformen gav god modellpassning med adekvat residualstruktur, vilket stödjer att eliminationen kan beskrivas som en exponentiell process. Modell M1 valdes därför som slutlig modell.

Den skattade tidskoefficienten (β_1) var $-0,013$ (standardfel = 0,001), vilket motsvarar en halveringstid på 53,7 dagar, med ett 95 % konfidensintervall på 44,7–62,7 dagar (figur 4).



Figur 4. Observerade individuella PFPrA-koncentrationer över tid (tunna linjer) med modellens predikterade populationsmedellinje (mörkblå), dess 95 % konfidensintervall (blått skuggfält) samt en vertikal markering av den skattade halveringstiden i serum baserad på populationslutningen i en linjär blandad modell med slumpmässigt intercept.

Ingen enskild individ hade stor påverkan på lutningen eller den uppskattade halveringstiden. Den största förändringen i halveringstid vid uteslutning av en individ var 3,8 dagar, vilket indikerar att modellen är robust och inte driven av enskilda observationer.

Eftersom halveringstiden sannolikt varierar mellan individer hade en modell med slumpmässig lutning varit att föredra. En sådan modell hade troligen varit möjlig att estimera med ett större antal studiedeltagare. Trots detta visar den låga residualvariansen (6,4% av total varians) att den valda modellen är lämplig för att uppskatta halveringstiden i den aktuella studiepopulationen.

Den observerade halveringstiden för PFPrA var betydligt längre än den halveringstid som rapporterats för PFBA, vilken i två olika studier uppskattats till 3,0 dagar respektive 4,2 dagar (Abraham et al., 2024; Chang et al., 2008). Däremot låg den observerade halveringstiden för PFPrA i samma storleksordning som för PFBS, för vilket halveringstider mellan 28 och 50 dagar har rapporterats (Abraham et al., 2024; Olsen et al., 2009; Xu et al., 2020).

Det är dock viktigt att notera att det finns betydande toxikokinetiska skillnader mellan perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA), såsom PFPrA, och perfluoralkylsulfonsyror (PFSA), där PFBS utgör ett exempel. Sulfonatgrupper är starkare syror än karboxylatgrupper vilket medför att de binder generellt starkare till plasmaproteiner och har högre affinitet till njurarnas anjontransportörer, vilket medför att de i högre grad återabsorberas tillbaka till blodbanan. Detta är väletablerade mekanismer för PFSA, men det är inte vetenskapligt klarlagt i vilken

utsträckning kortkedjiga PFCA, såsom PFPrA, uppvisar samma mönster. Därför går det inte att utifrån nuvarande kunskap förvänta sig att PFPrA nödvändigtvis skulle ha en elimination som påminner om PFBS, även om de observerade halveringstiderna råkar vara likartade.

Modellen har inte tagit hänsyn till de låga PFPrA-koncentrationer som detekterades i dricksvatten som ersatte det förorenade vattnet. De uppmätta nivåerna, som låg mellan <3,0 och 6,7 ng/l, bedöms ge försumbara serumkoncentrationer av PFPrA och antas därför endast påverka den modellerade halveringstiden i begränsad omfattning.

4.5 Utökade analyser

Den observerade halveringstiden för PFPrA var betydligt längre än vad som vanligtvis antas utifrån etablerade toxikokinetiska principer för kortkedjiga perfluoralkylkarboxylsyror. En möjlig förklaring till denna oväntat långa halveringstid är att ett föregångarämne i dricksvattnet långsamt skulle kunna brytas ned till PFPrA, vilket i så fall skulle bidra till att upprätthålla förhöjda serumhalter över tid. Detta skulle innebära en form av fortsatt intern bildning av PFPrA trots att den yttre exponeringen upphört.

För att undersöka om ett sådant föregångarämne kan ha förekommit i proverna analyserades både TOPA (Total Oxidizable Precursor Assay) och EOF (Extractable Organofluorine). Dessa analyser genomfördes i syfte att identifiera om det fanns oxidationsbara fluororganiska föreningar eller andra okända fluorinnehållande organiska ämnen som skulle kunna omvandlas till PFPrA vid metabol nedbrytning eller under TOPA-analysens oxidativa betingelser.

4.5.1 EOF

Två individer valdes ut för analys av EOF, vilka representerade låg respektive hög koncentration av PFPrA inom det intervall som påvisats i tidigare serumanalys. Serum från två provtagningsstillfällen (1 och 2 respektive 5 och 6), samt helblod från första provtagningsstillfället undersöktes. För de två individerna uppmättes EOF-nivåer på 20 respektive 17 ng/ml i helblod och serum, vilket låg under metodens uträknade detektionsgräns (39 ng/ml). EOF kan användas som proxy för att mäta totalt fluor och kan ge en indikation på om det finns andra PFAS, än dem som vanligtvis mäts, i höga halter. För att metoden ska fungera användes en annan extraktionsmetod jämfört med PFPrA-analysen. Trots det tyder resultaten på att skillnaderna mellan helblod och serum är små. Det kan dock fortfarande finnas andra PFAS i serum och helblod som inte extraherades och således inte mättes.

4.5.2 TOPA

Samma två individer valdes ut för analys av TOPA, och representerande låg respektive hög koncentration av PFPrA. Serumprover från två provtagningsstillfällen (1 och 2 respektive 5 och 6) samt helblod från det första provtillfället undersöktes. För att utvärdera förekomst av föregångarämnena utfördes både direkt oxidation på serum och helblod (dTOPA) samt oxidation på extraherade prover (eTOPA). Oxidationsomvandlingen av oxidationsstandard PFOSA till PFOA uppmättes till 17–56 % för eTOPA och 25–55 % för dTOPA, vilket indikerar begränsad

men mätbar oxidationsverkningsgrad. Ingen signifikant ökning av PFCA, inklusive PFPrA och längre kedjor, kunde observeras vare sig vid eTOPA eller dTOPA. Kontrolloxidationen indikerade att både eTOPA och dTOPA inte fungerade fullt tillfredsställande, vilket bör beaktas vid tolkning av resultaten. Trots detta tyder de observerade nivåerna på att proverna inte innehöll höga halter av föregångarämnen som kan oxideras till karboxylsyror, inklusive PFPrA. Det är dock möjligt att okända PFAS-föreningar, som inte reagerar vid oxidation och bildar perfluoralkylkarboxylsyror, fortfarande kan finnas närvarande.

5. Slutsatser

Vid det andra provtagningstillfället, då 25 invånare i Forsby lämnade prover, uppmättes en medianhalt av PFPrA i serum på 16 ng/ml (intervall <3,0–75 ng/ml). Den motsvarande medianhalten i kontrollgruppen var <3,0 ng/ml. Dessa koncentrationer var två till hundra gånger högre än vad som tidigare rapporterats i vetenskaplig litteratur. Dessutom analyserades 27 PFAS i serum, varav tio detekterades i minst ett prov. De observerade koncentrationerna av dessa PFAS var likartade mellan den exponerade gruppen, kontrollgruppen och andra populationer i Sverige.

Serumhalterna av PFPrA minskade under provtagningsperioden från april till september. Halveringstiden, skattad med en linjär blandad modell med slumpmässigt intercept, uppgick till 53,7 dagar (95 % konfidensintervall: 44,7–62,7 dagar). Hos en annan deltagare detekterades PFPrA inte i något av proverna, varför denna individ exkluderades från den statistiska modelleringen av halveringstid.

Den skattade halveringstiden var längre än den som rapporterats för liknande homologer som PFBA och PFPeA. För att undersöka om denna oväntat långa halveringstid kunde förklaras av förekomsten av ett föregångarämne som långsamt omvandlades till PFPrA, genomfördes både TOPA och EOF analyser på serum- och helblodsprover från utvalda individer. Några bevis för förekomst av ett sådant föregångarämne kunde inte påvisas.

Finansiering

Studien finansierades av Naturvårdsverket (NV-25-031898) och Region Örebro län. Annelie Nordström Ryberg (Arbets- och miljömedicin, Region Örebro län) och Hanna Erléus (Örebro universitet) tackas för värdefull hjälp med blodprovstagning och laboratoriearbete.

Referenser

- Abraham, K., Mertens, H., Richter, L., Mielke, H., Schwerdtle, T., Monien, B. H. (2024). Kinetics of 15 per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) after single oral application as a mixture - A pilot investigation in a male volunteer. *Environment International*, 193, Article 109047. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109047>
- Arp, H. P. H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T. (2024). The Global Threat from the Irreversible Accumulation of Trifluoroacetic Acid (TFA). *Environmental Science & Technology*, 58(45), 19925-19935. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c06189>
- Björnsdotter, M. K., Hartz, W. F., Kallenborn, R., Jogsten, I. E., Humby, J. D., Kärrman, A., Yeung, L. W. Y. (2021). Levels and Seasonal Trends of C1-C4 Perfluoroalkyl Acids and the Discovery of Trifluoromethane Sulfonic Acid in Surface Snow in the Arctic. *Environmental Science & Technology*, 55(23), 15853-15861. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04776>
- Björnsdotter, M. K., Yeung, L. W. Y., Kärrman, A., Jogsten, I. E. (2019). Ultra-Short-Chain Perfluoroalkyl Acids Including Trifluoromethane Sulfonic Acid in Water Connected to Known and Suspected Point Sources in Sweden. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11093-11101. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02211>
- Björnsdotter, M. K., Yeung, L. W. Y., Kärrman, A., Jogsten, I. E. (2022). Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake. *Environmental Science & Technology*, 56, 251-259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04472>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *R Journal*, 9(2), 378-400. <https://doi.org/10.32614/rj-2017-066>
- Burkholder, J. B., Cox, R. A., Ravishankara, A. R. (2015). Atmospheric Degradation of Ozone Depleting Substances, Their Substitutes, and Related Species. *Chemical Reviews*, 115(10), 3704-3759. <https://doi.org/10.1021/cr5006759>
- Chang, S. C., Das, K., Ehresman, D. J., Ellefson, M. E., Gorman, G. S., Hart, J. A., Noker, P. E., Tan, Y. M., Lieder, P. H., Lau, C., Olsen, G. W., Butenhoff, J. L. (2008). Comparative pharmacokinetics of perfluorobutyrate in rats, mice, monkeys, and humans and relevance to human exposure via drinking water. *Toxicological Sciences*, 104(1), 40-53. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfn057>
- Cheng, L., Teagle, S., Enders, J. R., Weed, R. A., Nichols, H. B., Knappe, D. R. U., Hoppin, J. A. (2025). Historical Blood Serum Samples from Wilmington, North Carolina: The Importance of Ultrashort-Chain Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Science & Technology*, 59(43), 23125-23135. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5c08146>
- Chow, S. J., Ojeda, N., Jacangelo, J. G., Schwab, K. J. (2021). Detection of ultrashort-chain and other per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in US bottled water. *Water Research*, 201, Article 117292. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117292>
- Deda, O., Adams, S., Tsolaki, M., Liopi, A., Tsolaki, A. C., Theodoridis, G., Wilson, I. D., Plumb, R. S., Gika, H. (2025). UHPLC-MS/MS analysis of PFAS in the serum of patients with Alzheimer's disease, mild cognitive impairment and controls: A preliminary study. *Journal of Chromatography B-Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 1266, Article 124738. <https://doi.org/10.1016/j.jchromb.2025.124738>
- Duan, Y. S., Sun, H. W., Yao, Y. M., Meng, Y., Li, Y. C. (2020). Distribution of novel and legacy per-/polyfluoroalkyl substances in serum and its associations with two glycemic biomarkers among Chinese adult men and women with normal blood glucose levels. *Environment International*, 134, Article 105295. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105295>
- Ellis, D. A., Mabury, S. A., Martin, J. W., Muir, D. C. G. (2001). Thermolysis of fluoropolymers as a potential source of halogenated organic acids in the environment. *Nature*, 412(6844), 321-324. <https://doi.org/10.1038/35085548>

- Ellis, D. A., Martin, J. W., De Silva, A. O., Mabury, S. A., Hurley, M. D., Andersen, M. P. S., Wallington, T. J. (2004). Degradation of fluorotelomer alcohols: A likely atmospheric source of perfluorinated carboxylic acids. *Environmental Science & Technology*, 38(12), 3316-3321. <https://doi.org/10.1021/es049860w>
- Engelhardt, A. J., Norström, K., Weiss, J. M. (2023). Anthropogenic Organic Contaminants Analysed in Human Blood and Combined Risk. *Exposure and Health*, 15, 551-565. <https://doi.org/10.1007/s12403-022-00507-y>
- Guardian, M. G. E., Boongaling, E. G., Bernardo-Boongaling, V. R. R., Gamonchuang, J., Boontongto, T., Burakham, R., Arnnok, P., Aga, D. S. (2020). Prevalence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking and source water from two Asian countries. *Chemosphere*, 256, Article 127115. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127115>
- Gyllenhammar, I., Benskin, J. P., Plassmann, M., Kruså, M., Hedvall Kallerman, P., Lampa, E. (2023). *Levels of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in individual serum samples from first-time mothers in Uppsala, Sweden: results from year 2020-2022, and temporal trends for the time period 1996-2022* (Report to the Swedish EPA, the Health-Related Environmental Monitoring Program., Issue.
- Jackson, D. A., Young, C. J., Hurley, M. D., Wallington, T. J., Mabury, S. A. (2011). Atmospheric Degradation of Perfluoro-2-methyl-3-pentanone: Photolysis, Hydrolysis and Hydration. *Environmental Science & Technology*, 45(19), 8030-8036. <https://doi.org/10.1021/es104362g>
- Kashobwe, L., Sadrabadi, F., Braeuning, A., Leonards, P. E. G., Buhrke, T., Hamers, T. (2024). In vitro screening of understudied PFAS with a focus on lipid metabolism disruption. *Archives of Toxicology*, 98(10), 3381-3395. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03814-2>
- Li, Y., Andersson, A., Xu, Y. Y., Pineda, D., Nilsson, C. A., Lindh, C. H., Jakobsson, K., Fletcher, T. (2022). Determinants of serum half-lives for linear and branched perfluoroalkyl substances after long-term high exposure-A study in Ronneby, Sweden. *Environment International*, 163, Article 107198. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107198>
- Li, Y., Fletcher, T., Mucs, D., Scott, K., Lindh, C. H., Tallving, P., Jakobsson, K. (2018). Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water. *Occupational and Environmental Medicine*, 75(1), 46-51. <https://doi.org/10.1136/oemed-2017-104651>
- Li, Y. J., Cheng, Y. T., Xie, Z. Y., Zeng, F. (2017). Perfluorinated alkyl substances in serum of the southern Chinese general population and potential impact on thyroid hormones. *Scientific Reports*, 7, Article 43380. <https://doi.org/10.1038/srep43380>
- Neuwald, I. J., Hübner, D., Wiegand, H. L., Valkov, V., Borchers, U., Nödler, K., Scheurer, M., Hale, S. E., Arp, H. P. H., Zahn, D. (2022). Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated. *Environmental Science & Technology*, 56(10), 6380-6390. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07949>
- Olsen, G. W., Chang, S. C., Noker, P. E., Gorman, G. S., Ehresman, D. J., Lieder, P. H., Butenhoff, J. L. (2009). A comparison of the pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in rats, monkeys, and humans. *Toxicology*, 256(1-2), 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2008.11.008>
- Pickard, H. M., Criscitiello, A. S., Persaud, D., Spencer, C., Muir, D. C. G., Lehnher, I., Sharp, M. J., De Silva, A. O., Young, C. J. (2020). Ice Core Record of Persistent Short-Chain Fluorinated Alkyl Acids: Evidence of the Impact From Global Environmental Regulations. *Geophysical Research Letters*, 47(10), Article e2020GL087535. <https://doi.org/10.1029/2020gl087535>
- Russell, M. H., Waterland, R. L., Wong, F. N. (2015). Calculation of chemical elimination half-life from blood with an ongoing exposure source: The example of perfluorooctanoic acid (PFOA). *Chemosphere*, 129, 210-216. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.061>
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). (2025). *Screening och fördjupad utvärdering av TFA och andra PFAS i grundvatten i områden utan kända lokala föroreningskällor 2023 – 2025*. Retrieved from <https://www.sgu.se/globalassets/grundvatten/pfas/screening-och-fordjupad-utvardering-av-tfa-och-andra-pfas-i-grundvatten-i-omraden-utan-kanda-lokala-foro-reningskallor-20232025.pdf>

- Song, X. F., Tang, S. Y., Zhu, H. M., Chen, Z. Y., Zang, Z. J., Zhang, Y. A., Niu, X. J., Wang, X. J., Yin, H., Zeng, F., He, C. (2018). Biomonitoring PFAAs in blood and semen samples: Investigation of a potential link between PFAAs exposure and semen mobility in China. *Environment International*, 113, 50-54. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.01.010>
- Säve-Söderbergh, M., Toljander, J., Mattisson, I., Åkesson, A., Simonsson, M. (2018). Drinking water consumption patterns among adults-SMS as a novel tool for collection of repeated self-reported water consumption. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 28(2), 131-139. <https://doi.org/10.1038/jes.2017.8>
- U. S. EPA. (2023). *ORD Human Health Toxicity Value for Perfluoropropanoic Acid (CASRN 422-64-0 | DTXSID8059970)*. (EPA/600/R-22-042F). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency
- Vieux, F., Maillot, M., Rehm, C. D., Barrios, P., Drewnowski, A. (2020). Trends in tap and bottled water consumption among children and adults in the United States: analyses of NHANES 2011-16 data. *Nutrition Journal*, 19(1), Article 10. <https://doi.org/10.1186/s12937-020-0523-6>
- Wallis, D. J., Kotlarz, N., Knappe, D. R. U., Collier, D. N., Lea, C. S., Reif, D., McCord, J., Strynar, M., DeWitt, J. C., Hoppin, J. A. (2023). Estimation of the Half-Lives of Recently Detected Per- and Polyfluorinated Alkyl Ethers in an Exposed Community. *Environmental Science & Technology*, 57(41), 15348-15355. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08241>
- Wang, B., Yao, Y. M., Chen, H., Chang, S., Tian, Y., Sun, H. W. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances and the contribution of unknown precursors and short-chain (C2-C3) perfluoroalkyl carboxylic acids at solid waste disposal facilities. *Science of the Total Environment*, 705, Article 135832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135832>
- Xing, H. R., Lu, S., Yang, H., Zhang, H. P. (2022). Review on Research Progress of C6F12O as a Fire Extinguishing Agent. *Fire-Switzerland*, 5(2), Article 50. <https://doi.org/10.3390/fire5020050>
- Xu, Y. Y., Fletcher, T., Pineda, D., Lindh, C. H., Nilsson, C., Glynn, A., Vogts, C., Norström, K., Lilja, K., Jakobsson, K., Li, Y. (2020). Serum Half-Lives for Short- and Long-Chain Perfluoroalkyl Acids after Ceasing Exposure from Drinking Water Contaminated by Firefighting Foam. *Environmental Health Perspectives*, 128(7), Article 077004. <https://doi.org/10.1289/ehp6785>
- Zheng, G., Eick, S. M., Salamova, A. (2023). Elevated Levels of Ultrashort- and Short-Chain Perfluoroalkyl Acids in US Homes and People [Article]. *Environmental Science & Technology*, 57(42), 15782-15793. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06715>

Appendix A

Namn och förkortningar på inkluderade PFAS

Perfluorpropansyra (PFPrA)

Perfluorbutansyra (PFBA)

Perfluorpentansyra (PFPeA)

Perfluorhexansyra (PFHxA)

Perfluorheptansyra (PFHpA)

Perfluoroktansyra (PFOA)

Perfluornonansyra (PFNA)

Perfluordekansyra (PFDA)

Perfluorundekansyra (PFUnDA)

Perfluordodekansyra (PFDoDA)

Perfluortridekansyra (PFTrDA)

Perfluortetradekansyra (PFTeDA)

Perfluorbutansulfonsyra (PFBS)

Perfluorpentansulfonsyra (PFPeS)

Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS)

Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)

Perfluornonansulfonsyra (PFNS)

Perfluordekansulfonsyra (PFDS)

Perfluorundekansulfonsyra (PFUnDS)

Perfluordodekansulfonsyra (PFDoDS)

Perfluortridekansulfonsyra (PFTrDS)

Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)

4:2 Fluortelomersulfonsyra (4:2 FTSA)

6:2 Fluortelomersulfonsyra (6:2 FTSA)

8:2 Fluortelomersulfonsyra (8:2 FTSA)

10:2 Fluortelomersulfonsyra (10:2 FTSA)

Hexafluorpropylenoxid-dimersyra (HFPO-DA) (GenX)

3H-perfluor-3-[(3-metoxi-propoxi)propansyra] (ADONA)