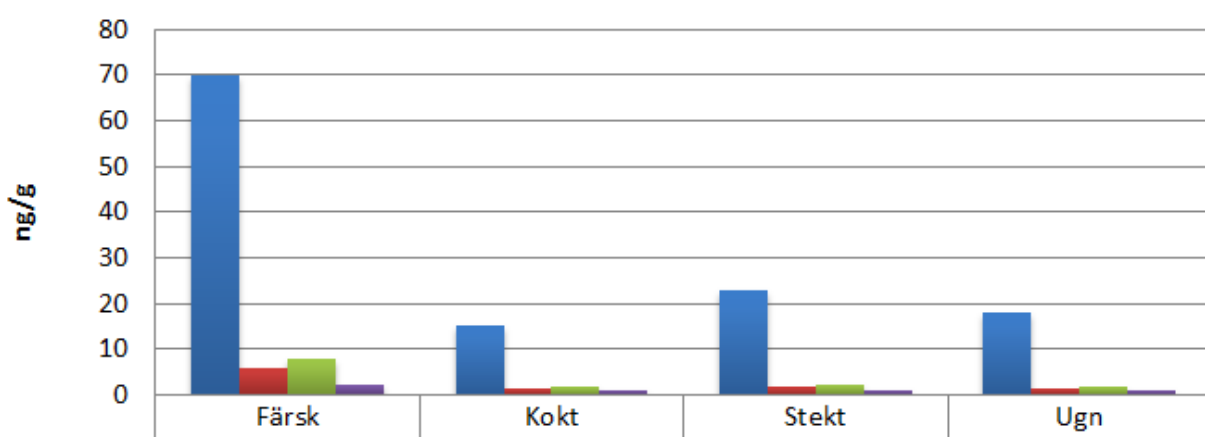


## Tillagningsmetodens påverkan på perfluorerade ämnen i Vätternröding



VÄTTERNFAKTA utgörs av en digital publikations-serie innehållande fakta som berör Vättern



Vätternvårdsförbundet

FAKTA från Vätternvårdsförbundet

Fakta-serien från Vätternvårdsförbundet instiftades 2012 och utgörs av dokument med beröring till sjön som förtjänat att tillgängliggöras för en bredare krets. Ofta berör innehållet begränsad fråga. Faktaserien kompletterar därmed Rapportserien och ges endast ut digitalt.

Nr	3:2015
Framsida	Diagram över halter före och efter tillagning.
Utgivare	Måns Lindell (red), mars 2015.
Kontaktperson	Ann-Sofie Weimarsson, Länsstyrelsen i Jönköpings län telefon 010-223 63 66,
E-post:	<a href="mailto:ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se">ann-sofie.weimarsson@lansstyrelsen.se</a>
Webbplats	<a href="http://www.vattern.org">www.vattern.org</a>
Författare	Alice Rasmusson, examensarbete Örebro Universitet 2014.

©Vätternvårdsförbundet 2015

Måltidsekologprogrammet  
Örebro universitet  
Institutionen för naturvetenskap och teknik

Examensarbete  
2014

# **Tillagningsmetodens påverkan på perfluorerade ämnen i Vätternröding**

Kurs: Biologi C, Självständigt arbete, BI3007

Datum: 2014-05-28

Titel: Tillagningsmetodens påverkan på perfluorerade ämnen i Vätternröding

Författare: Alice Rasmussen

Handledare: Ingrid Ericson Jogsten

Biträdande handledare: Ulrika Eriksson, Magnus Engwall

Examinator: Nikolai Scherbak

Kurs: Biologi C, Självständigt arbete, BI3007

Datum: 2014-05-28

Titel: Tillagningsmetodens påverkan på perfluorerade ämnen i Vätternröding

Författare: Alice Rasmussen

Handledare: Ingrid Ericson Jogsten

Biträdande handledare: Ulrika Eriksson, Magnus Engwall

Examinator: Nikolai Scherbak

---

## Sammanfattning

Denna studie har undersökt tre tillagningsmetoder; kokning, stekning och ugnsbakning för att se om halten per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) förändras efter tillagning i vätternröding. Proverna har testats för perfluoralkyl sulfonat (PFSA)/perfluorkarboxylsyror (PFCA), polyfluoroalkyl fosfater (PAPs) och perfluoroktan sulfonamid (FOSA)/ perfluoro-1-oktansulfonamid etanol (FOSE). Den substans som hittades i högst halt var perfluoroktansulfonat (PFOS). Resultatet visar att tillagad röding har lägre halter PFAS än färsk röding vilket tyder på att tillagningsmetoden påverkar PFAS, detta är intressant då tidigare forskning inte gett entydiga resultat. Resultatet tyder inte på någon risk för normalkonsumenter att överstiga tolerabelt dagligt intag (TDI) för PFAS vid konsumtion av vätternröding.

## Förord

Måltidsekologprogrammet är en utbildning som samspelar mellan restaurang- och hotellhögskolan på campus Grythyttan och institutionen för naturvetenskap och teknik på Örebro Universitet. På måltidsekologprogrammet har jag lärt mig något unikt. Jag har under dessa tre år fått en bred utbildning som behandlar matens väg från jord till bord och tillbaka till jord igen. Jag har fått vända och vrida på bekymmer och möjligheter med livsmedelsproduktionen både i Sverige och i världen. Jag har fått fundera på varför vi äter det vi äter, vad som påverkas av det vi äter och hur både vi och planeten mår av det vi äter. Programmet har haft en bredd som gett mig en bra överblick över livsmedelssystemen, men det har också varit en del djupdykningar för specifika problem. Miljötoxikologi var en av de kurser som påverkade mig starkt under andra året och därför har jag valt att fördjupa mig inom det ämnet i min kandidatuppsats.

Jag vill passa på att tacka Ingrid Ericson Jogsten, Ulrika Eriksson och Anna Kärrman för all hjälp som jag fått i labbet och för tålamod när jag inte riktigt förstått. Jag vill även passa på att tacka Måns Lindell för sina snabba, hjälpsamma och uppmuntrande mail.

Örebro, 2014

Alice Rasmussen

## Innehållsförteckning

Inledning.....	5
Syfte och frågeställning .....	5
<i>Avgränsningar</i> .....	<b>Fel! Bokmärket är inte definierat.</b>
Förkortningar .....	7
Bakgrund.....	8
PFAS .....	8
<i>Ämnenas egenskaper</i> .....	8
Toxicitet .....	8
<i>Förekomst</i> .....	9
<i>Rekommendationer</i> .....	10
Gränsvärden/ TDI .....	10
Rekommenderat intag av fisk .....	11
<i>Vätternröding (Salvelinus umbla)</i> .....	11
<i>Tillagningsmetodens påverkan på POP-ämnen</i> .....	12
<i>Tidigare forskning</i> .....	12
Material och metoder .....	13
<i>Standarder och reagenser</i> .....	13
<i>Fiskprov</i> .....	14
Viktförändring vid tillagning .....	14
<i>Metod</i> .....	14
Extraktion .....	15
Analys .....	15
Resultat/diskussion .....	16
<i>Metoddiskussion</i> .....	<b>Fel! Bokmärket är inte definierat.</b>
<i>Sammanfattning</i> .....	21
Referenser .....	22

Bilaga 1 *Tabeller*

Bilaga 2 *Beräkningar*

## Inledning

Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) har tillverkats för sina vatten-, fett- och smutsavvisande egenskaper. Ämnena finns spridda i naturen och där kan de finnas länge utan att brytas ned (Giesy & Kannan, 2001). De hittas även i damm, luft, dricksvatten och livsmedel (Ericson Jogsten, 2011). Livsmedel anses i dagsläget vara den största exponeringskällan för perfluorerade ämnen. Fisk i allmänhet (Goeritz et al. 2013; Glynn et al., 2013; Haug et al., 2010) och sötvattenfisk i synnerhet (Yamada et al., 2013; Naturskyddsföreningen, 2011) är livsmedel som kan innehålla höga halter perfluorerade ämnen. Eftersom att ämnena bioackumulerar har rovfiskar högre halter än andra fiskar (Houde et al., 2006). Perfluorerade ämnen har visats ha toxiska egenskaper. De kan exempelvis ge leverskador, effekter på sköldkörtelstimulerande hormoner och orsaka reproduktionsskador (Lau et al. 2007; Onischenko et al., 2011). Högsta tillåtna halt PFOS i biota, som till exempel fisk, är 9,1 ng/g enligt EU:s direktiv (Commission Directive, 2013). Vättern är en näringsfattig sjö vilket gör att miljögifter ackumulerar i den biomassa som finns tillgänglig, i många fall rödingen. I Vättern använder man ofta rödingen som en indikator på hur mycket miljögifter som finns i omlopp i sjön (Vätternvårdsförbundet, 2009).

Trots att livsmedel ses som den enskilt största exponeringskällan finns väldigt få studier gjorda på hur tillagningsmetoder påverkar PFAS, och de studier som finns ger inte ett entydigt svar (Del Gobbo et al., 2008; Bhavsar et al., 2014). Studier har gjorts på andra organiska miljögifter och även på tungmetaller för att se hur de påverkas av tillagningsmetod (Bayen et al., 2007; Domingo, 2011; Rawn et al., 2013; Hori et al., 2005). Eftersom att människor ofta konsumerar tillagade måltider och inte livsmedel kan tillagade råvaror anses mer intressanta än enskilda livsmedel ur exponeringssynpunkt.

## Syfte och frågeställning

Syftet med studien är att undersöka om halten perfluorerade ämnen förändras vid tillagning av vätternröding samt att se om det är lämpligt att konsumera vätternröding med hänsyn till det tolerabla dagsintaget (TDI) för PFAS. För att svara på syftet har arbetet utgått från följande frågeställningar:

- Förekommer PFAS i Vätternröding?
- Kan halten PFAS förändras vid tillagning?
- Finns det anledning att formulera särskilda råd för PFAS i livsmedel



## Förkortningar

EtFOSE	2-( <i>N</i> -etylperfluoro-1-oktansulfonamid etanol
MeFOSA	2-( <i>N</i> -metylperfluoro-1-oktansulfonamid etanol
EtFOSA	<i>N</i> -etylperfluoroktan sulfonamid
MeFOSA	<i>N</i> -metylperfluoroktan sulfonamid
PFOSA	perfluoroktan sulfonamid
FTCA	fluortelomersyror
FTUCA	Omättad fluorotelomersyra
THPFOS	6:2 fluorotelomersulfonat
PFAS	per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFAA	perfluorerad alkylsyra
PFCAs	perfluoralkyl karboxylsyror
PFOA	perfluoroktansyra
PFBA	perfluorobutanoic syra
PFPeA	perfluoropentanoic syra
PFBuS	perfluorobutansulfonsyra
PFHxA	perfluorohexanoic syra
PFHpA	perfluoroheptanoic syra
PFNA	perfluorononanoic syra
PFDA	perfluorodecanoic syra
PFUnDA	perfluoroundecanoic syra
PFDoDA	perfluorododecanoic syra
PFTTrDA	perfluorotridecanoic syra
PFTDA	perfluorotridecanoic syra
PFHxDA	perfluorohexadecanoic syra
PFOcDA	perfluoroktadecanoic syra
PFSA	perfluoralkylsulfonat
PFHxS	perfluorohexanesulfonat
PFDS	perfluorodecanesulfonat
PFOS	perfluoroktansulfonat
PFBS	perfluorbutansulfonat
PFHpS	perfluorheptansulfonat
POP	långlivad organisk förorening (persistent organic pollutant)
PAPs	polyfluoralkylfosfater
PCB	polyklorerade bifenyler
PCDD	polyklorerade dibenzodioxiner
PCDF	polyklorerade dibenzofuraner

# Bakgrund

## PFAS

PFAS är en stor grupp industriellt framställda ämnen som kännetecknas av att de innehåller en fullständigt (per) eller delvis (poly) fluorerad kolkedja (Buck et al. 2011). PFAS består av en kolkedja och en syragrupp. PFAs har en kolkedja av varierande längd (C<sub>4</sub>-C<sub>16</sub>) som är lipofil och en ände som kan vara en sulfonat- eller karboxylgrupp som är hydrofil. Detta gör att ämnena kan bilda ytor som är vatten-, fett- och smutsavvisande. De PFAS som studerats mest i livsmedel är perfluoralkyl-sulfonsyror (PFSA) och perfluoralkyl-karboxylsyror (PFCA). Vissa polyfluorerade alkylsubstanser, som fluortelomerer, kan brytas ner till perfluorerade ämnen, exempelvis PFOS (Buck et al. 2011).

## Ämnenas egenskaper

PFOS och perfluoroktansyra (PFOA) absorberas i hög grad i mag-tarmkanalen (EFSA, 2008). PFAS fördelas i kroppen främst till blodet och levern. Detta beror bland annat på att PFAS har hög affinitet för protein (Kannan et al. 2005). PFOS och PFOA har visats vara bundet till serum-albumin hos människa (Hansen et al. 2001). PFOS är persistent, bioackumulerande och toxiskt (KemI, 2013a) vilket gör att det klassas som en långlivad organisk förorening (POP) som omfattas av POPs-förordningen (KemI, 2013b). Upp till en viss kedjelängd gäller att ju längre den perfluorerade kolkedjan är, desto högre är potentialen för bioackumulation (Houde et al., 2006). PFOS beräknas ha en halveringstid på 5.4 år i människokroppen (Olsen et al. 2007). PFOA beräknas ha en halveringstid på 3.8 år och PFHxS ända upp emot 8.5 år (ibid.).

## Toxicitet

PFAS-kongener är strukturellt lika och visar liknande toxiska egenskaper (Borg & Håkansson, 2012). PFAS transporteras på samma sätt som fettsyror i kroppen, via albumin i blodet, och de förenas ofta med fettsyrabindande proteiner (Vanden Heuvel et al., 2006). Då PFAS binder till proteiner ackumuleras de i blod och proteinrika vävnader (Glynn et al. 2013;). I en sammanställning av Lau et al. (2007) konstateras att upprepad exponering av PFAS kan orsaka leversjukdomar, bland annat leverhypotrofi, ökad levervikt, hepatocellulär vakuolation och nekros. I begränsade områden där befolkningen ätit kontaminerad fisk finns risk för levertoxicitet (Borg & Håkansson, 2012). Andra toxiska effekter som kan uppstå vid upprepad exponering av PFAS är viktnedgång, effekter på fettomsättningen med minskat

serum-kolesterol och minskat serum-triglycerid, effekter på sköldkörtelstimulerande hormoner med minskat trijodtyronin (T3) och tyroxin (T4) och immunotoxicitet (Lau et al., 2007). Ämnena har också visats ge reproduktionsskador i djurstudier, bland annat har låg födelsevikt, försämrad tillväxt, försenad skelettbildning, försenad könsmognad, beteendeförändringar och mindre chans för nyfödda djur att överleva observerats (Onishchenko et al., 2011). PFOS, PFOA och perfluorbutansulfonat (PFBS) har låg akuttoxisk verkan vid inandning (EFSA, 2008).

## **Förekomst**

PFAS förekommer inte naturligt i miljön utan har tillverkats för att användas i exempelvis impregnerade tyger och läder, impregnerat papper och förpackningar, rengöringsmedel och brandsläckningsskum (KemI, 2013a). PFOS är sedan 2008 förbjudet att användas och produceras inom EU, och det är även de polyflourerade ämnen som kan brytas ned till PFOS (Europeiska Unionen, 2006). Istället används ofta andra persistenta perfluorerande ämnen som har mindre benägenhet att bioackumulera (KemI, 2013a). 3M som var huvudtillverkare av PFOS fasade 2002 ut PFOS-tillverkningen (3M, 2014).

Människor kan exponeras för PFAS via livsmedel, vatten, damm och luft (Ericson Jogsten, 2011). I Sverige exponeras människor främst för PFAS via livsmedel (Glynn et al., 2013). I animaliska livsmedel hittas ofta PFOS i högst halter, medan PFOA är vanligare i andra kategorier av livsmedel (Haug et al. 2010) Den mest frekvent förekommande PFAS-substansen i fisk är PFOS. Av de livsmedel som innehåller PFOS så har fisk de högsta halterna och är därmed en stor exponeringskälla (Glynn et al., 2013; Jogsten et al., 2009; Haug et al., 2010; Berger et al., 2009).

PFAS hittas ofta i akvatisk miljö och det är den vanligaste vägen ämnena kommer in i näringskedjan (Giesy & Kannan, 2001). Därför har arter som lever i, eller är kopplade till, akvatisk miljö signifikant högre PFAS-halter än marklevande djur (ibid.). PFAS-halterna är i allmänhet högre högt upp i näringskedjan men förekommer på alla trofinivåer (Houde et al., 2006). Den största delen PFAS i fisk hittas i muskler och lever, även om högre koncentration kan finnas i skinn och organ (Goeritz et al. 2013). Studier har visat att PFAS som är lättlösliga i vatten, bland annat PFOS, transporteras genom jorden med ytvattnet (Glynn et al., 2013). När PFOS finns i ytvattnet kan det tas upp av fiskar och andra levande organismer (ibid.).

PFOS persistens gör det möjligt för ämnet att transporteras långa sträckor. Den globala spridningen resulterar i att PFOS hittas i vatten, sediment och biota på platser långt borta från utsläppskällor (Giesy & Kannan, 2001).

Vättern bedöms ha god kemisk ytvattenstatus (exklusive kvicksilver), men PFOS och andra miljögifter som dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er förekommer i Vättern (VISS, 2014). Föroreningarna i vattnet och i sediment bedöms vara ett problem (ibid.). Vättern har ett klart vatten med låg biomassa och detta gör att många ämnen som inte trivs i vattenfas ackumulerar effektivt i näringskedjan, de hamnar till slut i toppredatorer som exempelvis röding. Rödingen har hög fetthalt i muskulaturen vilket gör att stora mängder fettlösliga miljögifter har möjlighet att lagras där. Därför betraktas röding som en art som kan användas som indikator för föroreningar. Vätternvårdsförbundet (2009) anser på grund av detta att miljögifter i röding är intressant att följa.

## **Rekommendationer**

### **Gränsvärden/ TDI**

EFSA (2008) har bedömt ett TDI för PFOS upp till 0,15 µg/kg kroppsvikt och dag. Normalbefolkningen i Europa anses ligga under detta, men exponering via förorenat dricksvatten eller personer med regelbunden hög fiskkonsumtion kan överskrida riskvädet (EFSA, 2008). Detta betyder även att personer som konsumerar PFOS-förorenad insjöfisk en eller flera gånger per vecka har mycket små eller inga marginaler till TDI för PFOS. TDI för PFOA ligger på 1,5 µg/kg kroppsvikt och dag. EFSA (2008) uppskattar att normalbefolkningen inte ligger i riskzon för en sådan exponering vad gäller PFOA.

I en studie av Yamada et al. (2013) visades sötvattenfisk vara det mest PFAS-kontaminerade livsmedlet med halter upp till 168.4 ng/g<sup>-1</sup> i Frankrike. Personer som konsumerade sötvattenfisk i hög grad var mest exponerade för perfluorodecanoic syra (PFDA) (0.42 ng per kg och dag), perfluoroundecanoic syra (PFUnDA) (1.28 ng per kg och dag), perfluorheptansulfonat (PFHpS) (0.03 ng per kg och dag) och PFOS (7.51 ng per kg och dag) (ibid.).

## **Rekommenderat intag av fisk**

Livsmedelsverket (2014) rekommenderar fiskkonsumtion 2-3 gånger i veckan vilket motsvarar 300-450 gram fisk per vecka. För fisk som kan innehålla PCBer och dioxiner rekommenderas barn, kvinnor i barnafödande ålder, gravida och ammande att begränsa intaget till 2-3 gånger per år. De fiskar som avses är från Östersjön och Bottniska viken; strömming/sill, vildfångad lax och öring, från Vätern; sik och från Vättern; sik och röding. För andra vuxna rekommenderas att inte äta dessa fiskar mer än en gång per vecka då det kan innebära risker för hälsan. Vad gäller PFAS rekommenderar livsmedelsverket att man som konsument själv kontaktar sin kommun för att ta reda på om kontaminerad fisk förekommer i sjöar där man bor (Livsmedelsverket, 2014).

I Riksmaten (2012) redovisas att svenskar i genomsnitt äter 273 gram fisk och skaldjur per vecka, vilket är något mindre än Livsmedelsverket rekommenderar. Detta varierar dock mellan åldrar där genomsnittlig fiskkonsumtion ökar ju äldre konsumenten är. En undersökning från 2002 med storkonsumenter av vätternfisk visade att medelkonsumtionen av fet fisk från Vättern var 3,9 måltider per månad (Vätternvårdsförbundet, 2003).

## ***Vätternröding (Salvelinus umbla)***

Röding, eller storröding, räknas till glacialrelikerna eftersom den levt kvar sedan avsmältningen av inlandsisen. Rödingen finns i södra Sverige, Finland och västra Ryssland. Rödingen leker vid 4-6 års ålder då honorna är 40-50 centimeter långa. De lever av kräftdjur och andra fiskar. Arten räknas som akut hotad och de sydsvenska bestånden beräknas ha minskat med 70 procent sedan 1990-talet (Artdatabanken, 2014). Rödingen i Vättern hotas främst av högt fisketryck men även av att man introducerat främmande arter, exempelvis lax, som konkurrerar om födan och även av signalkräftan som äter upp rödingens rom (Vätternvårdsförbundet, 2008). Förändringar i klimatet kan påverka rödingen negativt genom kortare vintrar som skulle kunna göra att ynglen kläcks tidigare på våren när det finns sämre föda vilket kan leda till att färre yngel överlever (ibid.). Det största svenska rödingbeståndet finns just i Vättern (Vätternvårdsförbundet, 2008).

Vätternrödingen har höga halter miljögifter, även om halterna sjunker varje år (Vätternvårdsförbundet, 2009). Halten pesticidier är hög i vätternröding. Exempelvis ligger halten PCBer 30-60 gånger högre än röding från andra sjöar nationellt. För diklordifenyltriklorethan är siffran för vätternröding någonstans mellan 30 och 100 gånger

högre än annan röding. Halten bromerade flamskyddsmedel har ökat i vätternröding varje år och ligger nu ungefär 20 gånger högre än annan röding. Polyklorerade dibensodioxiner (PCDD), polyklorerade dibensofuraner (PCDF) och dioxinlika PCBer överskrider EU:s gränsvärden för försäljning av konsumtionsfisk (ibid.). Naturskyddsföreningen (2011) har gjort stickprov på vanliga matfiskar och i vätternröding fann man PFOS i höga halter, 21.1 ng/g, vilket visade att vätternrödingen hade högst halt av alla jämförda fiskar i studien.

### ***Tillagningsmetodens påverkan på POP-ämnena***

Det har visats i studier att halten miljögifter och tungmetaller kan förändras vid tillagning (Bayen et al., 2007; Del Gobbo et al., 2008; Domingo, 2011; Rawn et al., 2013, Hori et al., 2005). De ämnen som främst studerats vid tillagningsmetoder är PCB, PBDE, sDDT (Bayen et al., 2007; Domingo, 2011) Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer), PCDD/F (Domingo, 2011) och dioxiner (Hori et al., 2005). Exakt vilka bakgrundsmekanismer som är involverade i minskningen av POP-ämnena under tillagningsprocessen är oklara. I de tillagningsmetoder där fetthalten minskar så minskar även i allmänhet POP-ämnena (Bayen et al., 2007; Del Gobbo et al., 2008; Rawn et al. 2013). Detta kan vara för att ämnena migrerar med fett till exempelvis stekfett eller kokvatten. I en studie av Rawn et al. (2013) som undersökt 18 fiskarter råa och tillagade visades att för  $\Sigma$ PCB kan halten sjunka vid kokning och ugnsbakning men vid stekning så höjs i allmänhet halterna jämfört med rå fisk. Skillnaderna i halterna har störst variation i fiskar med högre fetthalt, fisk med låg fetthalt har variationer i  $\Sigma$ PCB, de är dock mindre (ibid.).

Vissa menar att det snarare handlar om att effektivt reducera fettmängden under tillagning för att minska halten fettlösliga POP-ämnena än att använda en specifik tillagningsmetod (Bayen et al. 2007; Domingo, 2011). Domingo (2011) kommer i sin studie fram till att påverkan från tillagningsmetod även är beroende av vilket specifikt livsmedel som tillagas.

### ***Tidigare forskning***

Det finns väldigt få studier gjorda på hur PFAS i fisk påverkas av tillagningsprocesser och de som finns visar tvetydiga svar (Del Gobbo et al., 2008; Bhavsar et al. 2014).

Del Gobbo et al. (2008) undersökte i sin studie om tillagningsmetoder förändrade halten PFAS i arton fiskarter. De testade i sin studie att ugnsbaka, steka och koka fisk och skaldjur från stormarknader i Kanada. Fiskar och skaldjur på högre trofinivå hade generellt högre halter perfluorerade ämnen än andra fiskar i studien. I de flesta av de fiskar och skaldjur som lever på växter och plankton kunde inte PFAS påvisas i färska prover. Författarna visar att PFAS minskar vid alla tillagningsmetoder och vid ugnsbakning minskar PFAS till under detekterbar nivå. De visar en genomsnittlig minskning av PFAS vid stekning på 54 % och vid kokning 79 %.

En studie av Bhavsar et al. (2014) visar att tillagning inte är ett effektivt sätt att minska PFAS i livsmedel. Författarna använder stekning, ugnsbakning och grillning av fyra sorters sportfisk (lax, karp, öring och gäddabborre). Bhavsar et al. (2014) visar tvärt emot Del Gobbo et al. (2008) en ökning av PFOS efter tillagning. De förklarar detta med att i kontrast till de vanligaste organiska föreningarna som finns i fettvävnader hos fisk binder PFAS till protein och är därför mindre benägna att försvinna vid matlagning. De menar att beräkningar baserade på den färska vikten sannolikt kommer vara oförändrade eller ha ökat efter tillagning.

Del Gobbo et al. (2008) har använt fisk inhandlat på stormarknader i sin studie medan Bhavsar et al. (2014) använt sig av sportfiskar som normalt har högre halter av exempelvis PFOS, därför menar Bhavsar et al. (2014) att de har en högre säkerhet i analyserna.

## **Material och metoder**

### ***Standarder och reagenser***

Nativ och märkta standarder kommer ifrån Wellington Laboratories, Guelph, Canada. Vattnet var laboratorieproducerat MilliQ-klassat vatten. HPLC-grade metanol var inköpt från Fisher Scientific (Ottawa, Canada). Supelclean ENVI-carb (120/400 mesh) var inköpt från Supelco (Bellafonte, PA, USA). Ammoniumhydroxid, isättikssyra (HAc) och natriumacetat var inköpt från E. Merck (Darmstadt, Germany). Ammoniumacetat (NH<sub>4</sub>Ac) och acetonitril (ACN) var inköpt från Fluka (Steinheim, Germany).

De nativa standarder (NS) som användes för att kvantifiera ämnen i proven var: 6:2, 8:2 monoPAP, 10:2 monoPAP, 6:2, 8:2 diPAP, 10:2 diPAP, 6:2 triPAP, 8:2 triPAP, PFCA/PFSA CS1, FTUCA, FTCA, FOSA/FOSE, 6:2 fluortelomer sulfonat.

Internstandard (IS) som användes för att kunna kompensera för eventuella förluster under upparbetning av provena var:  $^{13}\text{C}$  8:2 mPAP, 8:2 dPAP,  $^{13}\text{C}$ -PFCA/PFSA,  $^{13}\text{C}$ -FTUCA,  $^{13}\text{C}$ -FOSA/FOSE.

Recovery standard (RS) som användes för att öka noggrannheten vid bestämning av PFAS var:  $^{13}\text{C}$ -6:2monoPAP,  $^{13}\text{C}$ -6:2 diPAP,  $^{13}\text{C}$  PFCA/PFSA,  $^{13}\text{C}$ -FTUCA,  $^{13}\text{C}$  FOSA/FOSE.

## **Fiskprov**

Färsk vätternröding *Salvelinus umbla* hämtades hos Carléns fisk i Nätebäcken, Hjo, 14-04-18. Fisken var 43 cm och vägde cirka 1,4 kg. Fisken transporterades i kylväska och förvarades sedan i frys fram till tillagning den 22-04-18. Tillagningen skedde i hemmiljö för att efterlikna en så verklighetstrogen situation som möjligt. Ena fisksidan delades i fyra delar varav tre tillagades direkt. En del bakades i ugn i en porslinsform, 200 grader i 15 minuter. En del stektes i en repad teflonpanna för att undersöka om ämnen kunde tas upp i fisken från redskap under tillagning och en del kokades i vatten i 5 minuter. Inget matlagingsfett användes i något av provena för att kunna utesluta ytterligare tillförande av ämnen. Provena (kokt [1], färsk [2], stekt [3] och ugn [4]) transporterades mellan hem och Örebro Universitet i 50 ml polypropylenrör (PP-rör).

## **Viktförändring vid tillagning**

För att kunna jämföra förändringen i PFAS mellan tillagningssätten korrekt behövdes uppskattande siffror på hur vikten förändrades vid tillagning, detta gjordes med lax (*Salmo salar*) då lax och röding är lika i sammansättning. Tre bitar lax tillagades på samma sätt som rödingen. Kokning reducerade vikten med 11,5 %, stekning reducerade vikten med 21,5 % och ugnsbakning reducerade vikten med 15,1 %.

## **Metod**

All utrustning tvättades med Metanol (MeOH) innan användning.



## **Extraktion**

Metod och upparbetning beskrivs av Guo et al. (2012). Av varje prov [1-4] samt ett blankprov [5] och ett kontrollprov [6] användes ca 1 g/prov som fördes över i 15 ml PP-rör. IS tillsattes till alla prover, samt till vialer med NS. Till proverna [1-6] tillsattes 0,4 ml natriumhydroxid (NaOH) i 0,2 M i MeOH som fick absorbera i 30 minuter. Efter det tillsattes 4 ml ACN.

Proverna sattes i ultraljudsbad i 15 minuter och sedan skakades de i 15 minuter. Alla prover centrifugerades i 10 000 g (rcp) i 30 minuter. Den klara supernatanten fördes över till nya, tvättade 15 ml PP-rör. Sedan tillsattes 4 ml ACN ytterligare en gång till proverna varefter ultraljudsbad, skak och centrifugering upprepades. Alla proverna indunstades till 6 ml och sedan tillsattes n-hexan. Proverna skakades och den översta fasen togs bort, detta upprepades 3 gånger per prov.

Nya tvättade PP-rör förbereddes med 50 mg kol (ENVI-carb<sup>TM</sup>) och 100 µl HAc dit proverna sedan överfördes. Proverna indunstades till 1 ml för att sedan filtreras med sprutor och filter med storleken 0.2 µl till LC-vialer med RS.

Prover indunstades till 200 µl och till standard tillsattes MeOH upp till 200 µl (Std 40 % PFCA/PFSA uppgick till 225 µl). Proverna centrifugerades på 6000 g i 20 min.

Slutextrakt för analys av diPAPs och triPAPs var MeOH samt MeOH (aq). För monoPAPs 100 % MeOH. Slutextrakt för analys av FOSA/FOSE MeOH samt NH<sub>4</sub>Ac. Slutextrakt för analys av PFCA och PFSA 40% MeOH i NH<sub>4</sub>Ac (Bilaga 1; tabell 1A & 1B)

## **Analys**

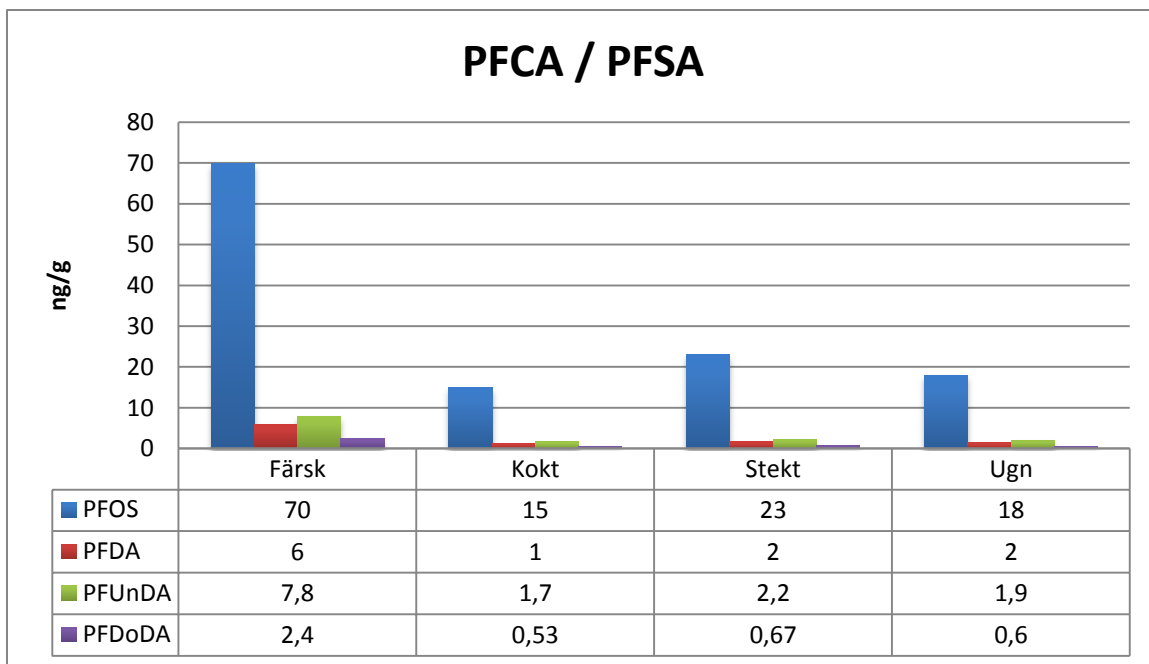
För separation och detektion av PFAS användes Waters UPLC kopplad till en Xevo TQ-S tandem masspektrometer (Waters Corporation, Milford, USA). Enligt Guo et al. (2012).

Data utvärderades med hjälp av mjukvara MassLynx 4.1 (Waters, Corporation Milford USA).

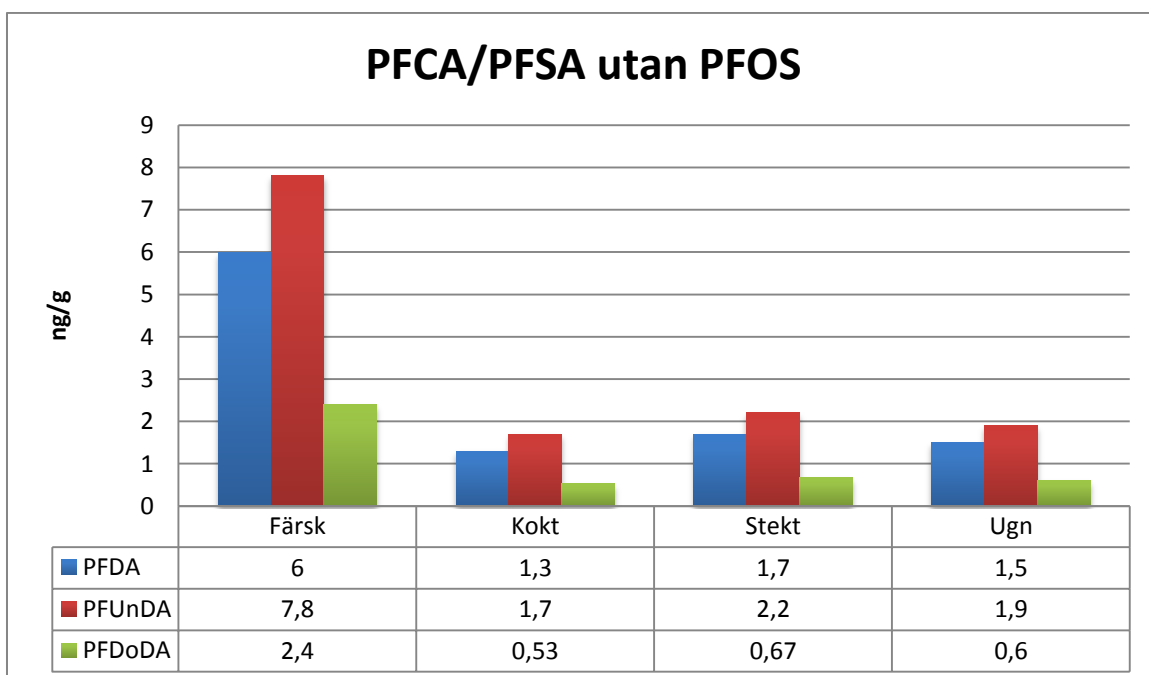
## Resultat/diskussion

Det ämne som tydligast förekom i alla proverna var PFOS, vilket var förväntat då det är den mest frekvent förekommande PFAS-substansen i fisk även i andra studier (Berger et al., 2009; Del Gobbo et al., 2008; Bhavsar et al., 2014; Naturskyddsföreningen, 2011). Skillnaden mellan färsk fisk och tillagad fisk är dock större i denna studie än i Del Gobbo et al. (2008) där färsk fisk i vissa fall var dubbelt så höga mot kokt eller stekt fisk. PFOS hittas i betydligt högre halt i färsk fisk (70 ng/g) än i tillagad vilket visar på en avsevärd minskning vid tillagning (figur 1). Det skiljer även mellan tillagningssätten där stekt (23 ng/g) har något högre halt än ugnsbakad (18 ng/g) och kokt (15 ng/g) fisk. Jämfört med andra fiskar från Vättern som analyserades i en studie av Berger et al. (2009) hittades PFOS bland annat i lake (12 ng/g) och lax (8,5 ng/g), och vätternröding (21 ng/g) i Naturskyddsföreningens (2011) studie ligger vätternrödingen (70 ng/g) i denna studie högt över detta. Generellt har den färska rödingen högre halter PFCA och PFSA än de tillagade proverna (figur 1). Denna studie har endast analyserat en fisk, men eftersom halterna är högre i färsk fisk än i de tillagade vore det intressant att mäta dessa ämnen i flera rödingar. Andra ämnen som kunde kvantifieras visas i figur 2, utan PFOS, för att tydliggöra att även halten PFDA, PFUnDA och perfluorododecanoic syra (PFDoDA) förändrades i rödingen efter tillagning.

Färsk fisk [2] hade lägre utbyte än resterande prover för vissa ämnen (perfluorobutanoic syra (PFBA), perfluorohexanoic syra (PFHxA), perfluorohexanoic sulfonat (PFHxS), PFOS, PFOA, perfluorononanoic syra (PFNA), PFDA, PFUnDA), mellan 16-18 %, därför är resultatet mindre säkert för just det provet (bilaga 1; tabell 1E). I blankprovet detekterades PFHxA, perfluoroheptanoic syra (PFHpA), PFHxS, PFOA, PFNA, perfluoro-n-pentanoic syra (PFPeA) och även 6:2 FTS, 5:3 FTCA, 6:2FTUCA, 7:3FTCA, 8:2FTUCA, 10:2 FTUCA och dessa ämnen kunde inte kvantifieras då koncentrationen i proven inte överskred koncentrationen av 3x blankprovet (bilaga 1; tabell 1G). PFBA, perfluorobutansulfonsyra (PFBuS) fanns inte i kvantifierbar mängd.



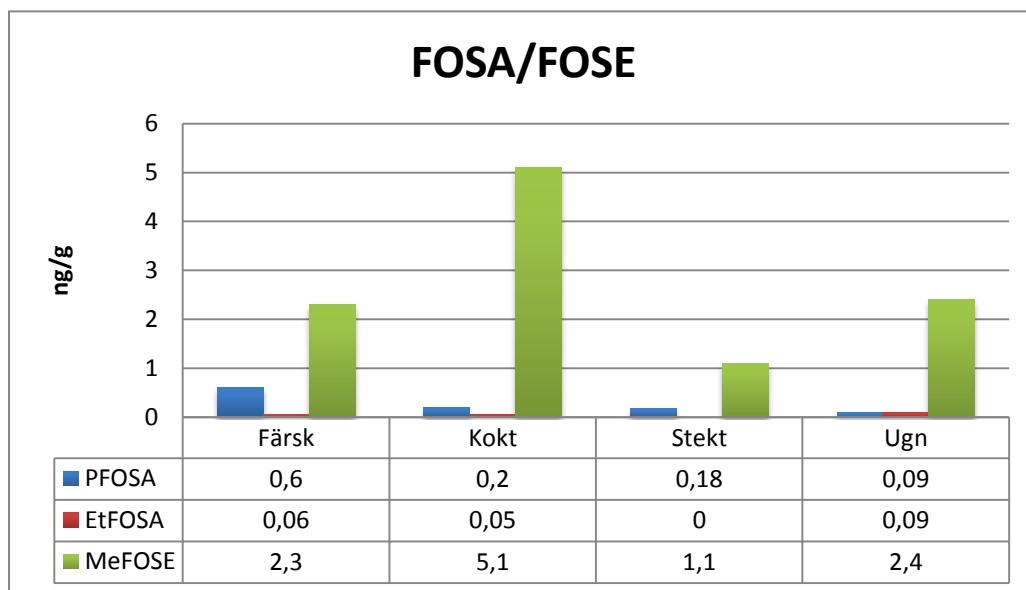
Figur 1. De PFCA/PFSA som förekom i högst halt i ng/g.



Figur 2. Samma som ovan förutom PFOS som förekom i högst halt i ng/g.

I analysen av FOSA och FOSE var MeFOSE det ämne som hittades i störst mängd i fisken, se figur 3. Detta gällde för alla prover, dock hittades högst halt i kokt fisk (5,1 ng/g). Den stekta fisken var det prov med lägst halt (1,1 ng/g). För PFOSA hade den färska fisken högst halt (0,6 ng/g). Även MeFOSA och EtFOSE detekterades i proverna (bilaga 1; tabell 1F) där halterna för färsk fisk (0,06 ng/g resp 0,02 ng/g), kokt (0,007 ng/g respektive 0,05 ng/g), stekt

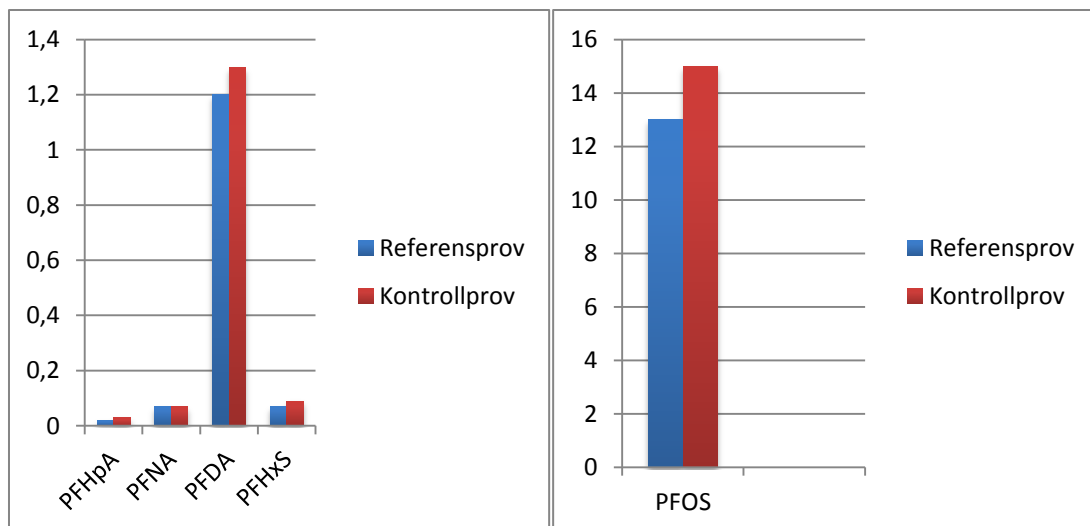
(0,007 ng/g av båda ämnena) och ugnsbakad (0,01 ng/g respektive 0,16 ng/g). För EtFOSE har den ugnsbakade högre halt än de andra proverna. Det är svårt att se något tydligt mönster för FOSA/ FOSE. Då halterna är så låga är skillnaderna för små för att dra några slutsatser. Utbytet för FOSA/ FOSE i proven kokt [1], färsk [2] och ugn [4] var lågt, vissa <1% (bilaga 1; tabell 1D). På grund av detta är resultaten för FOSA/FOSE osäkra.



Figur 3. De FOSA/FOSE som förekom i högst halt i ng/g..

Utbytet i analysen av diPAPs och triPAPs var väldigt lågt (bilaga 1; tabell 1C) vilket gör att resultaten inte blir tillförlitliga. Metoden har inte optimerats för analys av PAPs. Eftersom att osäkerheten var så hög har resultaten för PAPs tagits bort.

Metoden har tidigare använts för PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxs, PFHpS, PFOS och PFDS. Resultatet från kontrollprovet har jämförts med tidigare resultat (figur 4). De ämnen som visas i figuren är de jämförbara siffror vid detekterbar nivå. Tabell med utfall för alla ämnen visas i bilaga 1; tabell 1H. Detta visar att metoden har fungerat.



Figur 4. Kontrollprov jämfört med referensprov i ng/g.

Proverna i denna studie tillagades innan de vägdes, vilket korrigerades med en tillagning av lax där skillnaderna i vikt låg mellan 11,5 och 21,5 %. Detta ansågs vara representativt då lax och röding är fisk med liknande egenskaper och fetthalt. Det stämmer överens med Bhavsar et al. (2014) som räknar med en minskad massa efter tillagning mellan 10-25 %. Eftersom att fisken minskar i vikt vid tillagning motsvarar 1 g tillagat prov; kokt 1,13 g, stekt 1,27 g och ugnsbakad 1,18 g färskt prov. Detta gör att skillnaderna vid tillagning blir ännu större än vad som visas i figur 1. För exempelvis PFOS motsvarar halten i färskvikt för kokt prov 13ng/g, för stekt prov 18 ng/g och för ugnsbakat prov 15ng/g. Tvärtemot Bhavsar et al. (2014) som i sin studie visar att tillagningsmetoden inte är ett effektivt sätt att minska PFAS i fisk visar denna studie att den möjligheten finns.

Del Gobbo et al. (2008) föreslår att ugnsbakning är den mest effektiva metoden för att minska PFAS i fisk, detta menar författarna skulle bero på högre temperatur vid ugnsbakning är vid kokning. Den här studien visade att kokning kunde minska PFOS med 81 %, stekning kunde minska PFOS med 74 % och ugnsbakning kunde minska med 79 %. Det är svårt att säga utifrån resultaten i denna studie om någon tillagningsmetod är effektivare för PFAS i allmänhet, men det går att se att alla tillagningsmetoder skiljer mot den färska rödingen. Då PFOS är bundet till protein och inte till fett som ämnena i Rawn et al. (2013), Hori et al. (2005), Bayen et al. (2007) och Domingos (2011) studier kan inte liknande resultat förväntas, eftersom att protein och fett inte reagerar lika på upphettning (Jonsson et al., 2007). Det kan i teorin anses mer relevant att jämföra med andra ämnen som binder till protein, exempelvis tungmetaller. Domingo (2011) har sammanställt olika studier som visar tillagningsmetodens effekter på tungmetaller där de visar att koncentrationen av tungmetaller (i muskelmassa) i

tillagade prov normalt ökar, men att det endast är en fråga om förlorad massa eftersom att den totala mängden tungmetaller är samma som innan tillagning. Det visar att tungmetallens bindning till proteinet förblir intakt under tillagning och koncentrationen endast ökar för att vatten- och fettmängden i fisken minskar vid tillagning. Det som är intressant med PFOS i denna studie, samt Del Gobbo et al. (2008) är att de inte följer samma mönster. Fett smälter ut ur livsmedel, och därmed även fettlösliga ämnen (Jonsson et al., 2007). Proteiner denaturerar vid olika behandlingar, bland annat stekning och kokning, vilket innebär att de sammanhållande bindningarna i proteinet bryts ned och peptidkedjorna rätas ut. Om denatureringen drivs långt drar proteinet ihop sig och livsmedlets vattenhållande förmåga blir sämre. Med försvinnande vatten kan även vattenlösliga proteiner släppa från livsmedlet (Jonsson et al., 2007). Skulle PFAS ha möjlighet att försvinna på detta sätt skulle det kunna hjälpa till att förklara hur PFAS-halten sjunker vid tillagning, men detta kräver en annan undersökning. Detta skulle även kunna tyda på att bindningen mellan PFOS och protein bryts vid denaturering av protein. Detta kräver dock ytterligare undersökningar.

EFSA (2008) har beräknat TDI för PFOS till 150 ng/kg. Medelvikten för kvinnor i Sverige är 67 kilo och för män 83 kilo (SCB, 2010). Utifrån resultaten i denna studie skulle en normalviktig kvinna behöva äta ungefär 4 portioner (150g/portion) kokt-, 3 portioner stekt- eller 4 portioner ugnsbakad Vätternröding om dagen för att uppnå TDI för PFOS (bilaga 2). En man som väger 83 kilo skulle kunna äta mer än 5 portioner kokt-, 4 portioner stekt- eller 5 portioner ugnsbakad Vätternröding innan han uppnår TDI. Hade personerna ätit sina portioner råa skulle en kvinna endast kunna äta mindre än en hel portion medan en man kan äta ungefär en hel portion innan TDI uppnås. Detta är möjligt med rå mat som sushi, men kanske även med mer traditionella tillagningssätt som att grava och rimma. Studier som analyserar om ämnena förändras vid pH-förändringen i inläggningar skulle kunna vara intressant.

Då storkonsumenter från Vättern i snitt åt 3,9 måltider per månad (Vätternvårdsförbundet, 2003) verkar inte heller storkonsumenter vara i riskzon för att uppnå TDI för PFOS, oavsett tillagningsmetod.

I denna studie har endast en (1) fisk undersökts. Resultatet kan endast användas som en indikator mot att tillagningsmetoder skulle kunna påverka PFAS-halten i vätternröding. För att kunna dra några slutsatser behöver undersökningar göras i en större omfattning.

Anledningen att PFOS fått så stort fokus är att PFOS anses vara en slutprodukt av andra PFAS (Buck et al., 2011)

samt att PFOS var det ämne som i högst halt återfanns i rödingen.

### ***Sammanfattning***

I den undersökta vätternrödingen var PFOS det ämne som förekom i högst halt av de analyserade ämnena. PFOS-halten minskade med 74-81% vid tillagning, vilket indikerar att detta är något som är intressant att fortsätta undersöka med flera rödingar. För tillagad fisk är det mycket liten risk att konsumera över TDI. För att överstiga TDI krävs en konsumtion på mellan 3 och 5 portioner per person och dag. Av resultatet i denna studie går inte att dra någon slutsats om vilken tillagningsmetod som var mest effektiv för att minska halten perfluorerade ämnen i vätternröding. Denna studie behandlar endast en fisk och kan endast användas som indikator på att fler studier behövs i detta ämne.

## Referenser

3M (2014). *3M's Phase Out and New Technologies*. Hämtad 2014-05-19 från: [http://solutions.3m.com/wps/portal/3M/en\\_US/PFOS/PFOA/Information/phase-out-technologies/](http://solutions.3m.com/wps/portal/3M/en_US/PFOS/PFOA/Information/phase-out-technologies/)

Artdatabanken (2014) *Storröding – Salvelinus umbla*. SLU. Hämtad 2014-05-05 från <http://www.artfakta.se/SpeciesFact.aspx?TaxonId=232225>

Bayen, S., Barlow, P., Lee, H.K & Obbard, J.P. (2007). Effect of Cooking on the Loss of Persistent Organic Pollutants from Salmon. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A: Current Issues* 68 (4), 253-256.

Berger, U. U., Glynn, A. A., Holmstrom, K. E., Berglund, A. A., Ankarberg, E. H., & Tornkvist, A. A. (2009). Fish consumption as a source of human exposure to perfluorinated alkyl substances in Sweden – analysis of edible fish from Lake Vattern and the Baltic Sea. *Chemosphere*, 76(6), 799-804.

Bhavsar, S. P., Zhang, X., Guo, R., Braekevelt, E., Petro, S., Gandhi, N., Reiner, E. J., Lee, H., Bronson, R. & Tittlemier, S. A. (2012) Cooking fish is not effective in reducing exposure to perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Environment International* 66, 107-144.

Borg, D. & Håkansson H. (2012) Environmental and Health Risk Assessment of Perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden. *Naturvårdsverket Rapport nr: 6513*. ISBN 978-91-620-6513-3 ISSN 0282-7298

Buck R.C., Franklin J., Berger U., Conder J.M., Cousins I.T., De Voogt P., Jensen A. A., Kannan K., Mabury S.A. & Van Leeuwen S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification and origins. *Integrated Environ Assess Manag* 7(4):513-541.

Commission Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the council, of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. (2013); *Off. J. Eur. Union* (L226) 16.



- Del Gobbo, L., Tittlemier, S., Diamond, M., Pepper, K., Tague, B., Yeudall, F. & Vanderlinden, L. (2008) Cooking Decreases Observed Perfluorinated Compound Concentrations in Fish. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, 7551-7559.
- Domingo, J. L. (2011) Influence of Cooking Processes on the Concentrations of Toxic Metals and Various Organic Environmental Pollutants in Food: A Review of the Published Literature. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 51 (1) 29-37.
- EFSA (2008) Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain<sup>1</sup>. *The EFSA Journal*. 653, 1-131.
- Ericson Jogsten, I. (2011) Assessment of human exposure to per- and polyfluorinated compounds (PFCs) Exposure through food, drinking water, house dust and indoor air. *Doktorsavhandling. Akademin för Natur och Teknik, Örebro Universitet*.
- Europeiska Unionen (2006) *DIRECTIVE 2006/122/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL*. EUR-Lex. Hämtad 2014-05-20 från: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0122&from=EN>
- Glynn, A., Cantillana, T. & Bjermo H. (2013) Riskvärdering av perfluorerade alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. *Livsmedelsverket. Rapport 11 – 2013*
- Goeritz, I., Falk, S., Stahl, T., Schäfers, C. & Schlechtriem, C. (2013) Biomagnification and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in market-size rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(9) 2078–2088.
- Giesy, J. P. & Kannan, K (2001) Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environmental Science and Technology* 35(7), 1339-1342
- Guo, R., Reiner, E. J., Bhavsar, S. P., Helm, P. A., Mabury, S. A., Braekevelt, E. E., & Tittlemier, S. A. (2012). Determination of polyfluoroalkyl phosphoric syra diesters, perfluoroalkyl phosphonic syras, perfluoroalkyl phosphinic syras, perfluoroalkyl carboxylic syras, and perfluoroalkane sulfonic syras in lake trout from the Great Lakes region. *Analytical And Bioanalytical Chemistry*, 404(9), 2699-2709.

- Hansen K. J., Clemen L. A., Ellefson M. E. & Johnson H. O (2001) Compound-Specific, Quantitative Characterization of Organic Fluorochemicals in Biological Matrices. *Environ. Sci Technol* 35, 766-770.
- Haug, L. S., Salihovic, S. S., Jogsten, I. E., Thomsen, C. C., Bavel, B., Lindstrom, G. G., & Becher, G. G. (2010). Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. *Chemosphere*, 80(10), 1137-1143.
- Houde, M., Martin, J. W., Letcher, R. J., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. (2006) Biological Monitoring of Polyfluoroalkyl Substances: A review *Environmental science & technology* 40(11), 3463-3473.
- Hori, T., Nakagawa, R., Tobiishi, K., Iida, T., Tsutsumi, T., Sasaki, K. & Toyoda, M. (2005) Effects of Cooking on Concentrations of Polychlorinated Dibenzo-*p*-dioxins and Related Compounds in Fish and Meat. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53,8820-8828
- Jogsten, I., Perello, G., Llebaria, X., Bigas, E., Marti-Cid, R., Karrman, A. & Domingo, J. L. (2009) Exposure to perfluorinated compounds in Catalonia, Spain, through consumption of various raw and cooked foodstuffs, including packaged food. *Food and Chemical Toxicology*, 47 (7) 1577-1583.
- Jonsson, L., Marklinder, I., Nydahl, M. & Nylander, A. (2007). *Livsmedelvetenskap*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur
- Kannan, K., Tao, L., Sinclair, E., Pastva, D. S., Jude, D. J. & Giesy, J. P. (2005) Perfluorinated Compounds in Aquatic Organisms at Various Trophic Levels in a Great Lakes Food Chain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 48,559-566.
- KemI (2013a) Kemikalieinspektionen. *Perfluorerade ämnen (PFOS, PFOA med flera)*  
Hämtad 2014-05-03 från: <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Fragor-i-fokus/Perfluorerade-amnen-PFOS-PFOA-med-flera/>
- KemI (2013b) Kemikalieinspektionen. Förordning (EG) nr 850/2004 -  
långlivade organiska föroreningar - POPs-förordningen. Hämtad 2014-05-26 från:  
<http://www.kemi.se/sv/Innehall/Lagar-och-andra-regler/EU-forordningar/POP/>

- Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A. & Seed, J. (2007) Perfluoroalkyl Syras: A Review Of Monitoring and Toxicological Findings. *Toxicological Sciences* 99 (2), 366-394.
- Livsmedelsverket (2014) *Råd om fisk*. Hämtad 2014-05-15 från: <http://www.slv.se/grupp1/Mat-och-naring/Kostrad/Rad-om-fisk/>
- Naturskyddsföreningen (2011) *Den flamsäkra fisken – som kan påverka människans fertilitet* PDF. Hämtad 2014-05-27 från: <https://sverigesradio.se/diverse/appdata/isidor/files/83/11537.pdf>
- Olsen G. W., Burris J. M., Ehresman D. J., Froehlich J.W., Seacat A.M., Butenhoff J.L. & Zobel L.R. (2007). Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonat, perfluorohexanesulfonat, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environ Health Perspect* 115(9):1298-305.
- Onishchenko, N., Fischer, C., Ibrahim, W. N. W., Negri, S., Spulber, S., Cottica, D. & Ceccatelli, S. (2011) Prenatal Exposure to PFOS or PFOA Alters Motor Function in Mice in a Sex-Related Manner. *Neurotox Res* 19(0), 452-461
- Rawn, D.F.K., Breakell, K., Verigin, V., Tittlemier, S.A., Del Gobbo, L., Diamond, M., Vanderlinden, L. & Sit, D. (2013) Impacts of Cooking Technique on Polychlorinated Biphenyl and Polychlorinated Dioxins/Furan Concentrations in Fish and Fish Products with Intake Estimates. *JOURNAL OF AGRICULTURAL AND FOOD CHEMISTRY*, 61 (4), 989-997.
- Riksmaten (2012) Riksmaten– vuxna 2010-11, Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. *Livsmedelsverket*. ISBN 978917714216 4, Uppsala
- SCB (2010) Statistiska centralbyrån. Medelvärden av längd, vikt och BMI 1988 89- 2008 2011. Dokument hämtat 2014-05-19 från: <http://www.scb.se/sv /Hitta-statistik/sok/?query=medelv%C3%A4rden+av+l%C3%A4ngd%2c+vikt+och+BMI&tab=scb>
- Vanden Heuvel J.P., Thompson J.T., Frame S.R. & Gillies P.J. (2006) Differential activation of nuclear receptors by perfluorinated fatty acid analogs and natural fatty acids: a comparison of human, mouse, and rat peroxisome proliferator-activated receptor- $\alpha$ , - $\beta$ , and - $\gamma$ , liver X-receptor - $\beta$ , and retinoid X-receptor- $\alpha$ . *Toxicol Sci*. 92(2), 476-489.

Vätternvårdsförbundet (2003) *Miljögifter i blod hos högkonsumenter av Vätternfisk.*

Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 74. 2003. ISSN 1102-3791. Jönköping

Vätternvårdsförbundet (2008) *Bevarandeplan för NATURA 2000 i Vättern.* Natura 2000 och Länsstyrelserna. Rapport nr 95. Jönköping

Vätternvårdsförbundet (2009) *Miljögifter i fisk och kräftor.* ISSN 1102-3791, Rapport nr 101. Jönköping

VISS (2014) Vatteninformationssystem Sverige. *Vättern – Storvättern.* Vattenmyndigheterna, länsstyrelserna & Havs och Vattenmyndigheten. Hämtad 2014-05-21 från:

<http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE646703-142522>

Yamada, A., Bernah N., Veyrand, B., Pollono, C., Merlo, M., Desvignes, V., Sirot, V., Marchand, P., Berrebi, A., Cariou, R., Antignac, J. P., Le Bizec, B. & Leblanc, J. C. (2014) Dietary exposure to perfluoroalkyl acids of specific French adult sub-populations: High seafood consumers, high freshwater fish consumers and pregnant women. *Science of the Total Environment* doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.089

# Bilaga 1

Tabell 1A. Slutextrakt för analys av prover

	Prov	MeOH	2:1 MeOH i H <sub>2</sub> O 5mM1-MO 2mM Am.ac.	NH <sub>4</sub> AC
40 %	40 µl	-	-	60 µl
80 %	40 µl	-	60 µl	-
100 %	40 µl	60 µl	-	-

Tabell 1B. Slutextrakt för analys av standard

	Std 80 % dPAPs	Std 80 % tPAPs	Std 100 %	Std FOSA	Std 40 % PFCA/ PFSA
MeOH	-	-	300 µl	200 µl	-
MeOH 1-MP	200 µl	200 µl	-	-	-
MeOH 1-MP (aq)	100 µl	100 µl	-	-	-
NH <sub>4</sub> Ac	-	-	-	100 µl	275 µl

Utbyte vid analys visas nedan för varje ämnesgrupp. Siffrorna står för; kokt prov [1], färskt prov [2], stekt prov [3], ugnsbakat prov [4], blankprov [5] och kontrollprov [6].

Tabell 1C. Utbyte vid analys för diPAPs i procent.

Recovery	Standard	Standard	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
C <sup>13</sup> 8:2 diPAP	106,1	93,9	6,2	0,3	37,1	9,6	15,3	0,4
C <sup>13</sup> 8:2 diPAP	105,9	94,1	6,2	0,3	39,7	10,1	16,1	-

Tabell 1D. Utbyte vid analys för FOSA/FOSE i procent.

Recovery	Standard	Standard	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
RS N-EtFOSA	115,1	84,9	42,2	1,5	0,6	25,4	0,6	0,5
N MeFOSA	98,7	101,3	39	84,6	141,1	62	82,5	83,7
RS N-MeFOSE	108,8	91,2	56	7,2	3,2	40,4	2,3	1,3
N-EtFOSE	108,3	91,7	32,2	24,4	50,4	15,8	28,6	23,1

Tabell 1E. Utbyte för PFSA/PFCA i procent.

Recovery	Standard	Standard	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]
<b>C<sup>13</sup> 6:2 FTS</b>	104,3	95,7	407,4	54,3	225,8	575,4	57,6	837,8
<b>C<sup>13</sup> PFBA</b>	100	100	92,9	16,5	57	83,1	50,8	73,2
<b>C<sup>13</sup>PFHxA</b>	104,8	95,2	95,6	16,9	50,5	94,2	44	84
<b>C<sup>13</sup>PFHxS</b>	99,6	100,4	93,8	15,9	57,2	82,7	46,6	77,4
<b>C<sup>13</sup>PFOS</b>	101,5	98,5	99,8	17,4	56,5	80,3	48,8	78
<b>C<sup>13</sup>PFOA</b>	101	99	91,3	16,9	53,4	83	48,1	71,8
<b>C<sup>13</sup>PFNA</b>	101,6	98,4	95,7	17,6	57,7	84,4	48,3	75,2
<b>C<sup>13</sup>PFDA</b>	101,5	98,5	87,6	15,9	56,7	86,1	45,9	71,9
<b>C<sup>13</sup>PfUnDA</b>	98,3	101,7	90,7	15,7	56,7	86,9	47,9	72,3
<b>C<sup>13</sup>PfDoDA</b>	99,4	100,6	52,6	41,1	101,1	42	105,1	32,3
<b>C<sup>13</sup>M8PFOA</b>	94,1	105,9	91,1	94,7	103,6	86,9	109	85,3
<b>C<sup>13</sup> 6:2FTUCA</b>	98,9	101,1	286	397,1	55,6	451,1	21,4	598,6
<b>C<sup>13</sup> 10:2 FTUCA</b>	100,7	99,3	38	30,6	70	20,9	18,7	18,8

Tabell 1F. Förekomst av FOSA/FOSE i pg/g.

	[5]	LOD	[1]	[2]	[3]	[4]
<b>PFOSA</b>	38	110	200	600	180	90
<b>N-MeFOSA</b>	1	2	7	30	<2	10
<b>N-EtFOSA</b>	11	33	50	60	<33	90
<b>N-MeFOSE</b>	140	420	5100	2300	1140	2400
<b>N-EtFOSE</b>	0	1	50	20	7	160

Tabell 1G. Förekomst av PFSA/ PFCA i pg/g.

	[5]	LOD	[1]	[2]	[3]	[4]
<b>PFOS</b>	31	92	15000	70000	23000	18000
<b>PFBA</b>	0	0	<0	<0	<0	<0
<b>PFPeA</b>	9	27	<27	<27	<27	<27
<b>PFBuS</b>	0	0	<0	<0	<0	<0
<b>PFHxA</b>	140	420	<420	<420	<420	<420
<b>PFHpA</b>	57	170	<170	<170	<170	<170
<b>PFHxS</b>	23	69	<69	<69	<69	<69
<b>PFOA</b>	160	470	<470	<470	<470	<470
<b>PFNA</b>	44	130	<130	<130	<130	<132
<b>PFDA</b>	79	240	1300	6000	1700	1500
<b>PfUnDA</b>	41	130	1700	7800	2200	1900
<b>PFDS</b>	3	9	38	74	21	<9
<b>PFDoDA</b>	32	95	530	2400	700	600
<b>PFTTrDA</b>	24	72	900	3000	1700	1000
<b>PFTDA</b>	18	53	83	260	130	100
<b>PFHxDA</b>	9	27	<27	400	<27	100
<b>PFOcDA</b>	14	41	54	490	<41	100
<b>6:2 FTS</b>	28	82	<82	160	<82	<82
<b>5:3 FTCA</b>	1200	3700	<3700	<3700	<3700	<3700
<b>6:2 FTUCA</b>	370	1100	<1100	<1100	<1100	<1100
<b>7:3 FTCA</b>	1600	4900	<4900	<4900	<4900	<4900
<b>8:2 FTUCA</b>	6600	20000	<20000	<20000	<20000	<20000
<b>10:2 FTUCA</b>	730	2200	<2200	<2200	<2200	<2200

Tabell 1H. Resultat för kontrollprov jämfört med referensprov.

	Referensprov	Kontrollprov
PFBA	<22	0
PFPeA	<2,7	9,7
PFHxA	<10	118,7
PFHpA	22,08	34,4
PFOA	<595	1272,4
PFNA	67,5	68,7
PFDA	1227,07	1272,4
PFUnDA	910,84	
PFDODA	NA	1431,8
PFTTrDA	NA	601,9
PFTeDA	NA	
PFBS	<3,2	
PFHxS	70,57	90,5
PFHpS	-	
PFOS	13223,88	14543,3
PFDS	<13	8,7

## Bilaga 2

TDI är beräknad till 150 ng/kg (EFSA, 2008). Medelvikt i Sverige för kvinnor är 67 kilo, för män 83 kilo (SCB)

Beräkningarna har gjorts enligt

$\text{ämne i } \mu\text{g per g} * \text{portionsstorlek i g (150)} / 1000 = \text{ng per portion}$

$(\text{Medelvikt [kvinna eller man, sverige]} * \text{TDI i ng [150]}) / \text{ng ämne per portion} = \text{antal portioner per dag för att uppnå TDI}$

### Färsk:

PFOS: 10500 ng per portion

PFDA: 900 ng/port

PFUnDA: 1170 ng/ port

PFDODA: 360 ng/ port

$\Sigma\text{PFCA/PFSA } 90,5 \text{ ng/g} = 13600 \text{ ng/ port}$

TDI för PFOS 150 ng/kg

$67 * 150 = 10050$

$83 * 150 = 12450$

**Person som väger 67 kilo:**

4,4 portioner kokt fisk

2,9 portioner stekt fisk

3,6 portioner ugnsbakad fisk

0,9 portion rå fisk

### Kokt:

PFOS: 2250 ng/ portion

PFDA: 195 ng/port

PFUnDA: 255 ng/port

PFDODA: 80 ng/port

$\Sigma\text{PFCA/PFSA } 19,6 \text{ ng/g} = 2940 \text{ ng/port}$

**Person som väger 83 kilo:**

5,5 portioner kokt fisk

3,6 portioner stekt fisk

4,6 portioner ugnsbakad

1,1 portion rå

### Stekt:

PFOS: 3450 ng/ portion

PFDA: 255 ng/port

PFUnDA: 300 ng/ port

PFDODA: 100 ng/ port

$\Sigma\text{PFCA/PFSA } 29,4 \text{ ng/g} = 4400 \text{ ng/port}$

### Ugn:

PFOS: 2700 ng/portion

PFDA: 225 ng/port

PFUnDA: 285 ng/port

PFDODA: 90 ng/port

$\Sigma\text{PFCA/PFSA } 23,3 \text{ ng/g} = 3500 \text{ ng/ port}$