

---

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2024-18

---

# Risktermometern – riskrankning av kemikalier i dricksvatten

---

Anders Glynn  
Salomon Sand  
Carolina Vogs  
Helene Ejhed  
Philip McCleaf  
Karin Wiberg  
Lutz Ahrens  
Johan Lundqvist

---

# Svenskt Vatten

## UTVECKLING

---

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

RAPPORTENS TITEL	Risktermometern – riskrankning av kemikalier i dricksvatten
TITLE OF THE REPORT	Risk Thermometer – risk ranking of chemicals in drinking water
FÖRFATTARE	Anders Glynn, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Salomon Sand, Livsmedelsverket, Carolina Vogs, SLU, Helene Ejhed, Norrvatten, Philip McCleaf, Uppsala Vatten, Karin Wiberg, Lutz Ahrens och Johan Lundqvist, SLU
RAPPORTNUMMER	2024-18
ANTAL SIDOR	60
SAMMANDRAG	Går det att använda Livsmedelsverkets verktyg Risktermometern för att riskranka och prioritera vilka kemiska ämnen i dricksvatten som i första hand behöver åtgärdas, både uppströms vattentäkten och i vattenverken? Den nuvarande versionen av Risktermometern är utvecklad för andra livsmedel än vatten. Den behöver utvecklas vidare och bli mycket mer användarvänlig för att vattenproducenter ska kunna använda verktyget utan experthjälp.
SUMMARY	Is it possible to use the Swedish Food Agency's Risk Thermometer tool to rank chemical risks to prioritize which chemical substances in drinking water that need further risk management attention, both upstream of the water source and in the water works? The current version of the Risk Thermometer is developed for foods other than water. It needs to be developed further and become much more user-friendly so that water producers can use the tool without expert help.
SÖKORD	Hälsorisk, hälsa, toxicitet, prioritering, miljöföroreningar, bekämpningsmedel, läkemedel
KEYWORDS	Health risk, toxicity, prioritization, contaminants, drugs, pesticides
MÅLGRUPPER	Dricksvattenproducenter och VA-organisationer
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <a href="https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/">https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/</a>
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Glynn A., Sand S., Vogs C., Ejhed H., McCleaf P., Wiberg K., Ahrens L. och Lundqvist J. (2024). <i>Risktermometern – riskrankning av kemikalier i dricksvatten</i> . SVU-rapport 2024-18. Stockholm: Svenskt Vatten.

### Om projektet

PROJEKTNUMMER	SVU 20-116
PROJEKTETS NAMN	Riskrankning av kemikalier i dricksvatten – Risktermometern
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling

---

# Förord

Kranvatten är det viktigaste livsmedlet i Sverige eftersom i stort sett alla konsumenter dricker kranvatten dagligen under hela sin livstid. Produktion och distribution av dricksvatten i Sverige sker lokalt vilket innebär att de flesta konsumenter under långa perioder dricker vatten från ett enda vattenverk. För att nå målet med ett säkert dricksvatten är det av stor vikt för dricksvattenproducenterna att ha tillgång till verktyg för prioritering av vilka kemikalier som i första hand bör åtgärdas, både uppströms vattentäkten och i vattenverken.

Mot denna bakgrund har ett pilotprojekt genomförts, där Livsmedelsverkets riskrankningsverktyg Risktermometern användes för att hälsoriskranka substanser som detekterats i dricksvattnet från tre större vattenverk. Rankningen gjordes med utgångspunkt från hur stort befolkningens intag av substanserna är från dricksvattnet i förhållande till hälsobaserade referensvärden (HBRV) för substanserna i fråga, och utifrån allvarligheten av de toxiska effekter som de olika substansernas HBRV baseras på.

Syftet med pilotprojektet var att undersöka tillämpbarheten av Risktermometern som ett verktyg för rankning och prioritering av kemiska hälsorisker (Livsmedelsverket 2023). Målet var att efter pilotprojektets slut ha testat den nuvarande versionen av Risktermometern med hjälp av data från mätningar av olika substanser i några av de större vattenverken i Sverige. Projektet undersökte hur väl verktyget tillgodoser producenternas behov, och vad som behöver utvecklas för att bättre passa arbetet med att säkerställa dricksvattnets hälsomässiga kemiska kvalitet.

I projektgruppen ingick forskare och experter från Sveriges lantbruksuniversitet, Livsmedelsverket, Norrvatten och Uppsala Vatten. Vi vill tacka referensgruppens medlemmar Birger Wallsten, Svenskt Vatten, Britt-Marie Pott, Sydsvatten, Frida Ekman och Johan Fång, Stockholm Vatten, och Åsa Hogmark, Livsmedelsverket.

Författarna

---

# Innehåll

Förord .....	2
Sammanfattning .....	4
Summary .....	5
Förklaringar av begrepp och förkortningar .....	6
<b>1 Inledning .....</b>	<b>9</b>
<b>2 Syfte och mål .....</b>	<b>10</b>
<b>3 Material och metod .....</b>	<b>11</b>
3.1 Risktermometern .....	11
3.2 Koncentrationer av kemiska ämnen i dricksvatten .....	11
3.3 Intagsberäkningar av kemikalier från dricksvattenkonsumtion .....	11
3.4 Insamling av riskbedömningar .....	12
3.5 Modellering i Risktermometern .....	13
<b>4 Resultat och diskussion .....</b>	<b>16</b>
4.1 Halter av kemiska ämnen i utgående vatten .....	16
4.2 HBRV .....	19
4.3 Riskrankning .....	19
4.4 Utvärdering av procedur för riskrankning i Risktermometern .....	25
<b>5 Kritiska halter motsvarande de fem riskklasserna i Risktermometern .....</b>	<b>26</b>
<b>6 Andra prioriteringsverktyg .....</b>	<b>28</b>
<b>7 Slutsatser .....</b>	<b>31</b>
<b>8 Utvecklingsmöjligheter .....</b>	<b>32</b>
Referenser .....	33
Bilaga A Framtagande av hälsobaserade referensvärden (HBRV) .....	37
Bilaga B Beräkning av SAMOE .....	52
Bilaga C Tabeller över data för substanser som inte inkluderades i riskrankningen .....	54

---

# Sammanfattning

**Går det att använda Livsmedelsverkets verktyg Risktermometern för att riskranka och prioritera vilka kemiska ämnen i dricksvatten som i första hand behöver åtgärdas, både uppströms vattentäkten och i vattenverken? Den nuvarande versionen av Risktermometern är utvecklad för andra livsmedel än vatten. Den behöver utvecklas vidare och bli mycket mer användarvänlig för att vattenproducenter ska kunna använda verktyget utan experthjälp.**

Dricksvatten är vårt viktigaste livsmedel, och de flesta konsumenter dricker vatten varje dag hela livet och långa perioder från samma vattenverk. Därför är det mycket viktigt att det finns verktyg för att undersöka kemiska hälsorisker och kunna producera ett säkert dricksvatten. Forskare och experter från SLU, Livsmedelsverket, Norrvatten och Uppsala Vatten genomförde ett pilotprojekt för att ta reda på hur användbar den befintliga versionen av Risktermometern är. Man har testat den med hjälp av data från mätningar av substanser i utgående dricksvatten i tre av de större vattenverken i Sverige.

Risktermometern tar hänsyn dels till hur mycket av de studerade substanserna som konsumenterna utsätts för i förhållande till substansernas hälsobaserade referensvärden (HBRV), dels till hur allvarliga de toxiska effekterna är. En kvot beräknas mellan det allvarlighetsjusterade HBRV för enskilda substanser som detekterats i dricksvattnet och konsumenternas intag av substanserna från dricksvatten. Syftet med allvarlighetsjusteringen är att anpassa de olika substansernas HBRV till en jämförbar allvarlighetsnivå. Om två substanser har HBRV som ligger på samma intagsnivå så kommer den substans som har en allvarlig kritisk effekt att få ett lägre allvarlighetsjusterat HBRV än substansen som har en mild toxisk effekt.

Riskrankningen gäller utgående dricksvatten från vattenverken och inte för vatten i kran. Ute i ledningsnäten kan halterna av vissa substanser förändras. Rankningen i pilotförsöket gick att genomföra för 50 av de 192 analyserade substanserna. De så kallade mikroföroreningarna som detekterades, och som hade publicerade HBRV, rankades på riskklassnivåerna "ingen eller låg risk". Enda undantaget var summahalten av de perfluorerade alkylsubstanserna PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS (PFAS-4). PFAS-4, fluorid och uran rankades högst i ett vattenverk, och uran i ett annat verk. Alla var i riskklass 4 som enligt Risktermometerns riskklassificeringssystem indikerar måttlig eller betydande hälsorisk. Det betyder att åtgärder för att sänka halterna bör övervägas. Många av de analyserade substanserna kunde inte detekteras, vilket gjorde att de uteslöts ur riskrankningen. Det saknades också publicerade riskbedömningar, inklusive HBRV, för en stor andel av de detekterade substanserna.

Risktermometern kräver i sin nuvarande version att dricksvattenproducenterna får både toxikologisk experthjälp och praktisk hjälp med själva riskrankningsmodelleringen. Utveckling av en mer användarvänlig digital version av Risktermometern skulle vara möjlig i framtiden. Hantering av substanser som inte kan detekteras kan utvecklas så att de substanser som har publicerade HBRV också kan riskrankas. En databas som samlar riskbedömningar med HBRV av god vetenskaplig kvalitet vore önskvärt för att underlätta riskrankningen, en databas som uppdateras kontinuerligt och är anpassad för Risktermometern.

---

# Summary

Is it possible to use the Swedish Food Agency's Risk Thermometer tool to rank chemical risks to prioritize which chemical substances in drinking water that need further risk management attention, both upstream of the water source and in the water works? The current version of the Risk Thermometer is developed for foods other than water. It needs to be developed further and become much more user-friendly so that water producers can use the tool without expert help.

Drinking water is our most important food, and most consumers drink water every day throughout their lives and for long periods from the same waterworks. Researchers and experts from SLU, the Swedish Food Agency, and two water producers carried out a pilot project to find out how useful the existing version of the Risk Thermometer is. It was tested using data from measurements of substances in outgoing drinking water in three waterworks in Sweden.

In the Risk Thermometer, a ratio is calculated between the health-based reference value (HBRV) for the safe intake level of the individual substances detected in drinking water and the calculated intake of the substances that consumers have. The HBRVs of the individual substances are weighted based on how serious the critical effects behind the HBRVs are. The weighting adjusts the HBRVs to a comparable level of severity (a "mild toxic effect"), according to the principle "the dose makes the poison". This means that a mild toxic effect of a substance occurs at a lower intake level than a strongly toxic effect. If two substances have HBRVs at the same intake level, the substance that has a severe critical effect will have a lower severity-adjusted HBRV than the substance that has a mild toxic effect.

Risk ranking could be carried out for 50 of the 192 analyzed substances. The so-called "micropollutants" that were detected and had published HBRVs, were ranked low with the exception of the sum concentration of per- and polyfluoroalkyl substances, PFOA, PFNA, PFHxS and PFOS (PFAS-4). PFAS-4, fluoride and uranium were ranked highest in one waterworks and uranium in another, all in risk class 4, which according to the risk classification system indicates moderate/high health concerns. Many of the analyzed substances could not be detected, which resulted in them being excluded from the risk ranking. There was also great variation in the number of water samples analyzed for different substances, as well as in the proportion of samples with detected levels. A large number of substances had no published risk assessments, thus lacking HBRVs.

In its current version, the Risk Thermometer requires that the drinking water producers receive expert help in the field of toxicology/risk assessment, as well as practical help with the risk ranking modeling. Development of a user-friendly digital version of the Risk thermometer for drinking water producers would be possible in the future. The drinking water producers should have the chemical analytical results for the drinking water in good order, with all the information needed for the risk ranking. Handling of substances that cannot be detected can be developed so that those having published HBRVs of high scientific quality are also risk-ranked based on detection/quantification limits. This gives indications as to whether these limits need to be lowered. A database that collects risk assessments with HBRV of good scientific quality in a user-friendly Risk Thermometer would be desirable to facilitate the risk ranking; a database that is updated continuously.

---

# Förklaringar av begrepp och förkortningar

## **ADI**

Acceptabelt dagligt intag är det långsiktiga medelintag av en kemikalie från mat och dricksvatten som bedömts vara säker för alla konsumenterna ur ett hälsoperspektiv. Sätts för kemikalier som avsiktligt används i livsmedelsproduktionen.

## **AF**

En bedömningsfaktor (*adjustment factor*) som används för extrapolering av RP (se nedan) från djur till människa, enligt principen ”människan är mer känslig än försöksdjuret”.

## **Allokeringsfaktor**

WHO använder allokeringsfaktorer vid beräkningar av gränsvärdesförslag för kemikalier i dricksvatten, för att bestämma hur mycket av ett hälsobaserat riktvärde, till exempel ADI, som intag från dricksvatten kan ta i anspråk.

## **BMD**

Benchmark-dos tas fram genom en dos-effektmodellering från främst djurförsök, som utgångspunkt för framtagande av hälsobaserade riktvärden. Enkelt beskrivet den lägsta dos som ger en mätbar ökning av en toxisk effekt, till exempel 1 %, i ett djurförsök eller en studie av människor.

## **Bootstrapsimulering**

Ett begränsat befintligt dataset används för att skapa en mer användbar datadistribution, som byggs upp genom att data upprepade gånger, till exempel 10 000 gånger, slumpmässigt tas från det befintliga datasetet.

## **DV**

Dricksvatten

## **E**

Exponering. Det intag av en kemikalie som konsumenterna får från dricksvatten.

## **Gränsvärde**

Lagstiftad halt av en kemikalie i dricksvatten som inte får överskridas.

## **HBRH**

Hälsobaserade referenshalter. Halter av kemikalier i dricksvatten som tagits fram av olika myndigheter i USA som underlag för riskhanteringsåtgärder. Är ofta inte lagstiftade gränsvärden.

## **HBRV**

Hälsobaserade referensvärden. Långsiktiga medelintag av kemikalier från livsmedel/drucksvatten som anses vara säkra för alla konsumenterna ur ett hälsoperspektiv, till exempel ADI eller TDI (se nedan). Tas fram av riskbedömande organisationer såsom Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, Europeiska läkemedelsmyndigheten och Världshälsoorganisationen.



---

## **Kontaminanter**

Kemiska föroreningar som oavsiktligt hamnat i dricksvatten.

## **Kritisk hälsoeffekt**

Den mest känsliga toxiska effekt av en kemikalie i försöksdjur eller människor som av riskbedömare anses vara tillräckligt allvarlig för att användas som grund för framtagande av hälsobaserade riktvärden.

## **LOAEL**

*Lowest observed adverse effect level*, det vill säga det lägsta intaget av en kemikalie som ger en viss toxisk effekt i försöksdjur eller bland människor.

## **LOQ**

*Limit of quantification*. Den lägsta koncentrationen av en kemikalie i dricksvatten som av det analyserade laboratoriet anses ge ett tillräckligt säkert värde för att kunna rapporteras som detekterat.

## **MOE**

*Margin of exposure*. Beräknas ofta som kvoten mellan ett HBRV av en kemikalie och det intag av samma kemikalie som konsumenterna har.

## **Monte-Carlosimulering**

En matematisk metod som predikterar möjliga resultat från osäkra data.

## **MRL**

*Minimal risk level*. Intag av kemiska ämnen som innebär en "minimal" hälsorisk för befolkningen, framtagna av Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA.

## **NOAEL**

*No observed adverse effect level*. Det högsta intaget av en kemikalie som inte ger en viss toxisk effekt i försöksdjur eller människor

## **Riskklass**

De fem riskklasserna (1–5) i Risktermometern anger den risknivå som ett intag av en kemikalie från dricksvatten ger. Riskklass 1 betecknas som ingen hälsorisk, 2 som obetydlig-låg, 3 som måttlig, och 4 eller 5 som betydlig hälsorisk i olika hög grad.

## **Riskrankning**

En systematisk analys av kemiska hälsorisker, där kemikalier rankas i olika riskklasser baserat på kunskap om det intag som en viss population har av kemikalien i fråga, vid vilka nivåer som intaget inte längre anses vara hälsomässigt säkert, och allvarligheten av den mest känsliga allvarliga toxiska effekt som kemikalien ger.

## **RP**

Referenspunkt för framtagandet av ett hälsobaserat riktvärde. Kan vara ett LOAEL, NOAEL eller BMD för den mest känsliga allvarliga toxiska effekten (kritisk effekt) från djurförsök eller studier av människor.

## **SAMOE**

*Severity-adjusted margin of exposure*. Tas i Risktermometern fram genom att MOE för en kemikalie divideras med den allvarlighetsfaktor (SF, se nedan) som den kritiska effekten ger.

---

## **SF**

*Severity factor.* Allvarlighetsfaktor för den kritiska effekt som en kemikalies RP baseras på. SF används för att justera MOE för kemikalien i fråga till SAMOE genom att dividera MOE för den kritiska effekten med SF. Allvarlighetsklass C1 har en allvarlighetsfaktor på 1, C2 en faktor 3,2, C3 en faktor 10, C4 en faktor 32 och C5 en faktor 100.

## **TDI**

Tolerabelt dagligt intag är det långsiktiga medelintag av en kemikalie från mat och dricksvatten som bedömts vara säkert för alla konsumenter ur ett hälsoperspektiv. Sätts för kemikalier som oavsiktligt kontaminerar livsmedel och dricksvatten.

## **TTC**

*Threshold of toxicological concern.* Klassar nya, toxikologiskt okända substansers eventuella hälsorisker efter strukturell kemisk likhet med redan välstuderade ämnen. Utifrån denna klassificering uppskattas de haltnivåer i dricksvattnet som med viss sannolikhet är förknippade med försumbara risker för negativa hälsoeffekter.

## **Myndigheter**

### **ATSDR**

Agency for Toxic Substances and Disease Registry

### **ECHA**

Europeiska kemikaliemyndigheten

### **EFSA**

Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet

### **EMA**

Europeiska läkemedelsmyndigheten

### **US EPA**

Naturvårdsverket i USA

### **WHO**

Världshälsoorganisationen

---

# 1 Inledning

För att nå målet med ett säkert dricksvatten är det av stor vikt för dricksvattenproducenterna att ha tillgång till verktyg för prioritering av vilka kemiska ämnen som i första hand bör åtgärdas, både uppströms vattentäkten och i vattenverken. Ett sådant verktyg skulle också vara ett viktigt hjälpmedel i arbetet med klimatanpassning av dricksvattenproduktionen. Den förväntade ökningen av årsnederbörden i Sverige kan orsaka spridning av potentiellt toxiska ämnen till vattentäkter, t.ex. genom ökad ytvattenavrinning, översvämningar, och ökad spridning av ämnen som är mobila i marklagren ända ner till grundvattnet (Livsmedelsverket 2019). Produktion och användning av kemikalier ökar exponentiellt (Dulio et al. 2018), vilket i sig också är ett hot mot dricksvattenkvaliteten.

Det finns flera exempel på publicerade prioriteringsmetoder för kemiska ämnen i dricksvatten, men de baseras i hög grad på faran i stället för risken. Fara beskriver substansens toxiska egenskaper, till exempel att det är cancerframkallande eller reproduktionsstörande, men detta säger inget om hälsorisken som ju är beroende på hur hög befolkningens exponering för substansen är. För närvarande saknas riskrankningsverktyg som relaterar befolkningens exponering (intag) av substanser till de långsiktiga medelintag som av riskbedömningsorganisationer bedömts vara säkra för alla konsumenter, så kallade hälsobaserade referensvärden (HBRV, t.ex. tolerabla eller acceptabla intag), i kombination med allvarligheten av faran som substanserna ger upphov till. Mot denna bakgrund har det här pilotprojektet genomförts där det av Livsmedelsverket utvecklade riskrankningsverktyget Risktermometern (Livsmedelsverket 2023) använts för att ranka kemiska substanser.

---

## 2 Syfte och mål

I nuläget använder dricksvattensproducenterna i hög grad lagstiftade gränsvärden för potentiellt toxiska kemiska ämnen i sitt prioriteringsarbete gällande kemisk kvalitet (Livsmedelsverket 2023). Om halterna av en substans ligger i närheten av gränsvärdet eller något över gränsvärdet så ger det en signal om att åtgärder för att sänka halterna bör övervägas/sättas in. EU:s (och Sveriges) dricksvattenlagstiftning har gränsvärden för endast ett 30-tal substanser. Dricksvatten förorenas dock av många kemikalier som saknar lagstiftade gränsvärden, bland annat läkemedel och kemikalier från hygienprodukter (Livsmedelsverket 2023). För att kunna inkludera kemikalier som saknar gränsvärden i dricksvatten i prioriteringsarbetet krävs utveckling av metoder som är baserade på de eventuella hälsorisker som kan uppkomma vid långsiktig konsumtion av dricksvatten som är förorenat av kemikalierna i fråga.

Livsmedelsverket har utvecklat ett riskrankningsverktyg, Risktermometern, som hittills har använts för rankning av olika kemiska ämnen med avseende på det totala intaget från andra livsmedel än dricksvatten (Livsmedelsverket 2017). Risktermometern har främst använts som ett underlag för planering av Livsmedelsverkets riskbaserade kontrollverksamhet gällande kontaminanter i livsmedel. Risktermometern har även i vissa fall använts som verktyg för utveckling av konsumtionsråd för enskilda livsmedel med hög kontaminationsgrad av till exempel arsenik (Livsmedelsverket 2015). Frågan är om Risktermometern kan användas som verktyg för hälsobaserad prioritering av åtgärder mot potentiellt toxiska substanser i dricksvatten.

Syftet med föreliggande pilotprojekt var att undersöka tillämpbarheten av Risktermometern (Livsmedelsverket 2023) som ett prioriteringsverktyg för åtgärder mot potentiellt toxiska ämnen i dricksvatten, till exempel kemiska barriärer i vattenverken.

Målet var att efter pilotprojektets slut ha testat den nuvarande versionen av Risktermometern med hjälp av data från mätningar av kemiska ämnen i tre av de större vattenverken i Sverige. Projektet har undersökt hur väl verktyget tillgodoser producenternas behov, och vad som behöver utvecklas för att bättre passa vattenverkens arbete med att säkerställa dricksvattnets hälsomässiga kemiska kvalitet.

---

## 3 Material och metod

### 3.1 Risktermometern

I sin nuvarande version är Risktermometern ett prioriteringsverktyg som används i Livsmedelsverkets riskbaserade livsmedelskontroll (Livsmedelsverket 2023). Risktermometern används också som bas för annan riskhantering, såsom identifiering av riskgrupper som har oacceptabelt höga intag av kemikalier bland Sveriges befolkning, för vilka särskilda kostråd kan behöva tas fram. Risktermometern syftar också till att kommunicera risknivåer till konsumenter, media och andra intressenter. Följande data krävs för Risktermometern i dess nuvarande form:

- Koncentrationer av kemiska ämnen i livsmedel.
- Data gällande hur mycket av livsmedlen i fråga som konsumeras av olika befolkningsgrupper.
- Med hjälp av ovanstående data kan intagsberäkningar göras som beskriver hur mycket av kemikalierna som konsumenterna får i sig från livsmedlen.
- Publicerade HBRV för kemikalierna i fråga krävs.

Nedan beskrivs de anpassningar av data som gjorts för att kunna användas i riskrankningen av kemikalier i dricksvatten, samt proceduren för hur riskrankningen går till.

### 3.2 Koncentrationer av kemiska ämnen i dricksvatten

I samarbete med Norrvatten och Uppsala Vatten användes de halter av kemiska ämnen som uppmätts i utgående dricksvatten i tre vattenverk under en längre tidsperiod, ofta en 10-årsperiod fram till och med 2020–2021. För vissa substanser var dock tidsperioden för tillgängliga haltdata längre eller kortare. Bland de analyserade substanserna ingick både de som redan har lagstiftade gränsvärden och de som saknar gränsvärden. Baserat på vattenverkens egna mätningar i egenkontrollprogrammen och i ett vattenverk även mätningar i forskningsprojekt (Tröger et al. 2018; Tröger et al. 2021; Ullberg et al. 2021) sammanställdes befintliga haltdata för analyserade substanser.

### 3.3 Intagsberäkningar av kemikalier från dricksvattenkonsumtion

Beräkningarna baserades på de rapporterade halterna av kemiska ämnen i vattenproverna och mängden dricksvatten som kan antas konsumeras. Vi använde endast data där minst ett prov innehöll detekterade halter av substansen i fråga över kvantifieringsgränsen av analysmetoden (LOQ, *limit of quantification*). Data från prover med koncentrationer under LOQ användes inte, främst på grund av att LOQ i många fall varierade under provtagningsperioden. Konsumtionen av dricksvatten varierar i befolkningen, men konsumtionen (konsumtionDV) i intagsberäkningarna sattes till 2 liter per dag för vuxna och 1 liter per dag för barn enligt WHO:s defaultvärden för konsumtion (WHO 2022). Kroppsvikterna som användes för intagsberäkningarna togs från Livsmedelsverkets matvaneundersökningar Riksmaten; 76,6 kg för vuxna (Livsmedelsverket 2012) och 18 kg för 4-åriga barn (Livsmedelsverket 2006).

$$\text{Intag}_{\text{substans}} = (\text{koncentration}_{\text{substans}} \times \text{konsumtionDV}) / \text{kroppsvikt} \quad (1)$$

---

Riskrankning genomfördes inte för spädbarn som får modersmjölksersättning blandat med dricksvatten. Detta beror på att det krävs en mer detaljerad genomgång av bakgrundsdata till HBRV (se Bilaga A), eftersom det endast är vissa kritiska effekter där exponering under amningsperioden är relevant. För de flesta kritiska effekter är det en livslång medexponering som är mer relevant än kortsiktiga exponeringar under en viss period i livet.

För många substanser sker ett intag från andra livsmedel än dricksvatten, och detta bör tas hänsyn till i riskrankningen. Som default användes WHO:s allokeringfaktor på 20 %, eftersom WHO antar att det inte är rimligt att intaget av toxiska ämnen från dricksvatten bidrar med mer än 20 % av HBRV vid beräkningar av gränsvärden för denna typ av ämnen i dricksvatten (Livsmedelsverket 2006). Detta förhållningssätt kan sägas följa försiktighetsprincipen, eftersom HBRV i riskrankningen blir 5 gånger lägre än det HBRV som riskbedömarena kommit fram till i riskbedömningen. I vissa fall har dock WHO bedömt att allokeringfaktorn borde vara högre mot bakgrund av det totala bidraget från andra källor, det vill säga för fluorid (50 %), triklorometan (50 %) och uran (80 %) (se Bilaga B Beräkning av SAMOE). Den högre allokeringfaktorn för uran användes eftersom WHO dragit slutsatsen att dricksvatten ger ett klart större bidrag än mat vid förhöjda uranhalter i dricksvatten (WHO 2005). Allokeringfaktorn för fluorid sattes till 50 %, baserat på EFSA:s bedömning att dricksvatten och mat i medeltal bidrog lika mycket till intaget vid fluoridhalter i dricksvatten i närheten av de halter som uppmätts i vattenverk 2 och 3 (EFSA 2013). För triklorometan sattes allokeringfaktorn, liksom för fluorid, till 50 %, eftersom WHO använt denna faktor med motiveringen att mat och dricksvatten tycks bidra med i medeltal lika mycket till intaget (WHO 2004).

### 3.4 Insamling av riskbedömningar

Som utgångspunkt för HBRV i riskrankningen användes publicerade riskbedömningar från myndigheter/organisationer som tar fram vetenskapliga riskbedömningsunderlag för livsmedels-/dricksvattenlagstiftning. Anledningen till att endast riskbedömningar från denna typ av myndighet/organisation användes, och inte bedömningar som publicerats i den vetenskapliga litteraturen av enskilda forskargrupper, är att enskilda forskargrupper inte har tid och resurser att göra denna typ av riskbedömning på ett heltäckande sätt. De myndigheter/organisationer som riskbedömer som bas för lagstiftning har mycket större resurser och arbetar på ett systematiskt och transparent sätt.

I första hand användes riskbedömningar framtagna av EFSA, den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, som har ansvar för riskbedömning av kemiska ämnen i livsmedel som underlag för EU:s livsmedelslagstiftning. EFSA har tagit fram omfattande dokument som beskriver hur HBRV tas fram (EFSA 2017a; EFSA 2017b). Två substanser hade inte riskbedömts av EFSA, utan på EU-nivå av Scientific Committee on Food (SCF), som var den riskbedömningsgrupp som utförde EU:s riskbedömningar på livsmedelsområdet innan EFSA hade bildats (COM 2024). Ytterligare två substanser hade inte riskbedömts av varken EFSA eller SCF utan på EU-nivå av Scientific Committee on Consumer Safety (SCCS), vilken är den riskbedömningsgrupp inom EU som riskbedömer kemikalier i kosmetika/hygienprodukter (COM 2024).

Om EFSA, SCF eller SCCS inte tagit fram en riskbedömning för en substans, undersöktes om det fanns aktuella bedömningar från andra myndigheter/organisationer, främst Naturvårdsverket i USA (US EPA) och Världshälsoorganisationen (WHO), men även den Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA). US EPA, WHO och ECHA har tagit fram dokument om hur riskbedömningarna utförs liknande de som EFSA publicerat (WHO 2022; ECHA 2024; EPA 2024).

För läkemedel användes riskbedömningar framtagna av den Europeiska läkemedelsmyndigheten, EMA, som inom EU har till uppgift att ta fram HBRV för

---

läkemedelssubstanser som används för behandling av livsmedelsproducerande djur. En begränsning gällande läkemedel är att HBRV inte tas fram för läkemedel som endast används på människor och/eller sällskapsdjur. Den toxikologiska informationen i dessa senare fall är inte allmänt tillgänglig, och HBRV tas inte fram av EMA, vilket omöjliggjorde riskranking av denna typ av läkemedel i föreliggande projekt. EMA har också tagit fram dokument som beskriver hur riskbedömningarna genomförs på ett transparent sätt (EMA 2024).

Några enstaka substanser saknade riskbedömningar från ovan nämnda myndigheter. I dessa fall användes bedömningar av ATSDR i USA (Substances and Disease Registry) som ligger under USA:s federala folkhälsomyndighet (U.S. Department of Health and Human Services). ATSDR riskbedömer inte kemiska ämnen som underlag för lagstiftning, utan tar fram riskbedömningar som stöd för USA:s hälsomyndigheters arbete med att skydda befolkningen i USA från skadliga hälsoeffekter relaterade till exponering för naturliga och antropogena substanser. Bland annat tillhandahålls bedömningar av intag av kemiska ämnen som innebär en ”minimal” hälsorisk för befolkningen (MRL, *minimal risk level*), och ATSDR har publicerat dokument om hur MRL tas fram (ATSDR 2024).

För att hitta riskbedömningarna gjordes sökningar på internet med hjälp av Google Chrome™, där sökning gjordes på det engelska namnet på substansen i fråga och namnet på de riskbedömmande myndigheterna/organisationerna. Den senast publicerade riskbedömningen från respektive myndighet/organisation användes. För vissa substanser användes databasen PubChem (National Library of Medicine, USA) för att hitta synonymer eller CAS-nummer, för att få en så heltäckande och säker sökning av riskbedömningar som möjligt. Denna databas användes också för att hitta information om vilken typ av användning som substanserna har.

### 3.5 Modellering i Risktermometern

Risktermometern baseras på den traditionella principen för kvantitativ riskbedömning där exponeringen av ett ämne från livsmedel jämförs med ämnets HBRV (Livsmedelsverket 2023). HBRV är den långtidsexponering som kan anses vara hälsomässigt säker, till exempel ett tolerabelt dagligt intag (TDI) eller ett acceptabelt dagligt intag (ADI). Kvoten mellan HBRV för en substans och det intag av substansen som en population har kallas *margin of exposure* (MOE). Om MOE är större än 1 så bedöms hälsorisen för populationen vara låg eller obetydlig. Om MOE är mindre än 1 så skulle däremot en hälsorisk kunna föreligga och någon form av riskreducerande åtgärd kan vara motiverad.

Beroende på kemikalie kan HBRV baseras på hälsoeffekter av olika allvarlighetsgrad (kritiska effekter), och MOE-bedömningen tar inte hänsyn till skillnaderna i allvarlighetsgrad mellan kritiska effekter av olika substanser. Detta adresseras i Risktermometern genom att även beakta allvarligheten av den kritiska effekten som varit bas för framtagandet av HBRV. Den kritiska effekten av ett ämne är den mest känsliga relevanta effekten av ett ämne, som i riskbedömningen identifierats att uppkomma vid det lägsta orala intaget av ämnet i fråga i försöksdjur, eller om tillräckligt med data finns, hos människa. En kritisk effekt som inte direkt relaterar till sjukdom, till exempel förändring i en biokemisk markör såsom kolesterolnivå i blodet, värderas i Risktermometern som lindrigare än en kritisk effekt som avser ökad sannolikhet för sjukdom i mer direkt bemärkelse, till exempel hjärt-kärlsjukdom (Livsmedelsverket 2023).

Som en viktig del i Risktermometern ingår därför ett klassificeringsschema för hälsoeffekter där aktuell kritisk effekt kategoriseras enligt en 5-gradig allvarlighetsskala, med ökade värden på skalan vid ökad allvarlighet (Figur 3.1). Schemat bygger på en generalisering av principen om att ”dosen gör toxicitet”. Detta innebär till exempel att dosen av ett ämne som krävs för att observera en viss grad av respons för en lindrig effekt bedöms

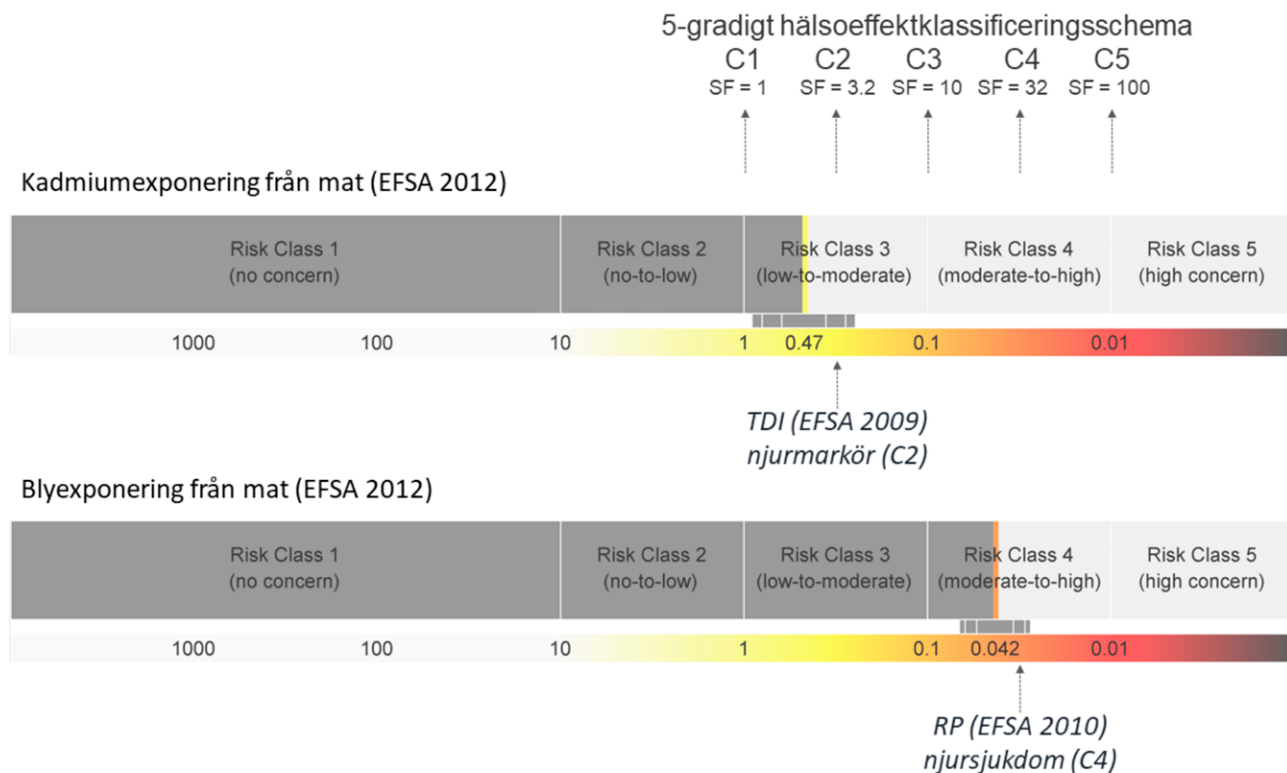
vara lägre än den dos av samma ämne som ger motsvarade grad av respons gällande en allvarlig effekt. Med andra ord, vid högre dos ökar inte bara graden av respons av en given lindrig effekt utan fler och allvarligare effekter börjar också observeras.

Även om klassificeringsschemat för allvarlighet av hälsoeffekter har en toxikologisk bas så är de allvarlighetsfaktorer som används i Risktermometern så kallade värdebaserade vikter (*severity factors, SF*), som stämts av med Livsmedelsverkets medarbetare som arbetar med riskhantering (Livsmedelsverket 2023). Beroende på den kritiska effektens allvarlighetsklass justeras HBRV nedåt med en SF på mellan 1 (lindrig effekt) och 100 (allvarlig effekt). Ett allvarlighetsjusterat HBRV motsvarar konceptuellt ett HBRV för en lindrig effekt och är det HBRV som används som utgångspunkt för riskrankningen i Risktermometern. Det MOE som erhålls från kvoten av det allvarlighetsjusterade HBRV och populationens intag (exponering) kallas SAMOE (*severity-adjusted margin of exposure*). Beroende på värdet av SAMOE klassificeras de kemiska ämnena i någon av fem riskklasser. Se Figur 3.1 som illustrerar Risktermometern, inklusive den tillhörande 5-gradiga allvarlighetskalan.

Figur 3.1 visar ett exempel där medelintaget för kadmium (0,24 µg/kg kroppsvikt/dag) från livsmedel bland konsumenterna inom EU i förhållande till TDI för kadmium (0,36 µg/kg kroppsvikt/dag) resulterar i ett MOE på 1,5. För bly (medelintag: 0,50 µg/kg kroppsvikt/dag) med en referenspunkt (RP) på 0,67 µg/kg kroppsvikt/dag blir MOE 1,3. Enligt traditionell riskbedömning innebär en MOE som är större än 1 att medelintaget av bly och kadmium inte är en hälsorisk. I Risktermometern, efter allvarlighetsjustering av HBRV för bly och kadmium, förändras dock bedömningen av hälsorisk för de två ämnena (Figur 3.1). TDI för kadmium baseras på förändring i en markör för njurskada (allvarlighetsklass C2), vilket innebär att TDI divideras med en allvarlighetsfaktor (SF) på 3,2 (0,36/3,2=0,0113 µg/kg kroppsvikt/dag). RP för bly baseras på njursjukdom (allvarlighetsklass C4) vilket innebär att RP divideras med en högre allvarlighetsfaktor på 32 (0,67/32=0,0209 µg/kg kroppsvikt/dag).

**Figur 3.1**

Illustration av hur Risktermometern fungerar. Se brödtexten för detaljerad förklaring av figuren.





---

*Severity-adjusted MOE* (SAMOE) blir alltså 0,042 för bly och 0,47 för kadmium (Figur 3.1). I båda fallen är medelintaget av kadmium och bly i EU högre än de allvarlighetsjusterade TDI, dvs. SAMOE <1. Slutresultatet blir att bly rankas i en högre riskklass än kadmium på risktermometerskalan, i detta fall nästan enbart på grund av skillnader i allvarligheten av respektive kritisk hälsoeffekt. I idealfallet skulle HBRV för en lindrig effekt (riskklass C1) kunna tas fram för både kadmium och bly från forskningslitteraturen, och en MOE beräknas mellan medelintaget av kadmium och bly och HBRV för dessa lindriga effekter. Risktermometerens angreppssätt möjliggör ändå en relativt likvärdig riskrankning av olika substanser, där det allvarlighetsjusterade HBRV motsvarar en lindrig effekt av samtliga rankade substanser. För en detaljerad beskrivning av hur beräkningen av SAMOE går till se Bilaga B.

Om SAMOE är större än 10 anses det inte föreligga någon hälsorisk alls (riskklass 1). För SAMOE-värden mellan 10 och 1 klassas hälsorisk som obetydlig till låg (riskklass 2). För värden mellan 1 och 0,1 klassas hälsorisk som låg till måttlig (riskklass 3). För värden på SAMOE mellan 0,1 och 0,01 klassas hälsorisk som måttlig till betydande (riskklass 4), och för värden mindre än 0,01 klassas hälsorisk som hög (riskklass 5) (Figur 3.1). I Risktermometern bedöms SAMOE för en substans motsvarande riskklass 1 och 2 att inte utgöra hälsorisker i ett långsiktigt perspektiv. Riskklass 3, mittpunkten på skalan, bedöms utgöra en gråzon där det är viktigt att intagen inte långsiktigt ökar. Fallet med SAMOE som hamnar i riskklass 4 och särskilt 5 bedöms å andra sidan kunna utgöra hälsorisker vilket tydliggör att åtgärder för att minska intaget från dricksvatten, det vill säga halterna i vattnet, bör övervägas (Figur 3.1). Då föreliggande projekt avser intag enbart från dricksvatten, har en anpassning av riskklassernas betydelse gjorts så att storleken på bidraget från dricksvatten, i förhållande till totalt intag, anses vara på nära en önskad nivå i riskklass 3 och högre än önskvärt i riskklass 4/5.

# 4 Resultat och diskussion

## 4.1 Halter av kemiska ämnen i utgående vatten

Av de 192 substanser som rapporterades från de tre vattenverken hade 100 substanser halter  $\geq$ LOQ (detekterade) (Tabell 4.1–4.3; Tabell C1–C 6 i Bilaga C), och av dessa hade 50 substanser publicerade HBRV från de myndigheter/organisationer vars riskbedömningar användes i föreliggande projekt (Tabell A1, Bilaga A). En osäkerhet i riskrankningen av detekterade substanser med HBRV är att både antalet analyserade prover och andel detekterade halter varierade kraftigt (Tabell 4.1–4.3). Dessutom varierade LOQ för många av substanserna under undersökningsperioden. I utgående vatten från vattenverk 1 hade bekämpningsmedel/metaboliter som analyserats i den ordinarie egenkontrollen oftast halter under LOQ (Tabell C1, Bilaga C). Enstaka av dessa substanser analyserades också i ett forskningsprojekt, med lägre LOQ än i egenkontrollen, och kunde därför detekteras (Tabell 4.1; Tabell C1 i Bilaga C).

**Tabell 4.1**

Substanser i vattenverk 1 som kunde detekteras och för vilka HBRV kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ ( $\geq$ LOQ) ( $\mu\text{g/l}$ )	Median (range) Prover $\geq$ LOQ ( $\mu\text{g/l}$ )
2,6-Diklorbensamid (BAM)	Bekämpningsmedelsmetabolit	3	0,0015 (33)	0,021
Aluminium	Element	420	10 (1)	22 (11–59)
Antimon	Element	123	0,02–1 (89)	0,12 (0–1,00)
Arsenik	Element	115	0,05–1 (97)	0,26 (0,18–0,65)
Bentazon	Bekämpningsmedel	5	0,0014 (40)	0,00038 (0,00038–0,00038)
Bor	Element	123	5–10 (90)	19,2 (11,0–35,2)
Bromat	Desinfektionsbiprodukt	84	1–5 (1)	3,00
Carazolol	Läkemedel	3	0,00012 (33)	0,00079
Cyanid	Oorganisk kontaminant	75	?–10 (11)	9,50 (2,20–12)
Cybutryn	Biocid	3	? (100)	0,00020 (0,00018–0,00022)
Daidzein	Naturligt toxin/kosttillskott	3	0,00014 (66)	0,0011 (0,00098–0,0012)
Dietyltoluamid (DEET)	Biocid	22	? (100)	0,0017 (0,0012–0,0032)
Diklorprop	Bekämpningsmedel	34	0,01–0,055 (3)	0,060
Diklofenak	Läkemedel	21	0,00014–0,011 (10)	0,0081 (0,0080–0,0081)
Erytromycin	Läkemedel	3	0,00001 (33)	0,0004
Fludioxonil	Bekämpningsmedel	5	?–0,000025 (40)	0,000014 (0,000013–0,000014)
Fluorid	Element	178	200 (3)	210 (200–210)
Genistein	Naturligt toxin/kosttillskott	16	?–0,0026 (6)	0,00081
Hydrochlorothiazide	Läkemedel	3	0,0093 (33)	0,018
Järn	Element	556	10–20 (1)	17,5 (10,0–32,0)
Bly	Element	76	0,01–0,05 (55)	0,022 (0,010–1,20)
Kadmium	Element	76	0,002–0,01 (16)	0,0027 (0,0020–0,035)
Kodein	Läkemedel	6	0,00057 (33)	0,0038 (0,0033–0,0042)
Koppar	Element	104	?–10 (24)	13,1 (8,45–23,8)
Koffein	Aromämne/naturligt toxin	22	? (100)	0,021 (0,0054–0,050)
Krom	Element	75	0,05–0,2 (89)	0,094 (0,055–0,34)
Kvicksilver	Element	75	0,002–0,10 (3)	0,052 (0,0037–0,10)

Fortsättning tabell 4.1

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (µg/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (µg/l)
Lidocaine	Läkemedel	21	? (100)	0,0012 (0,00054–0,0033)
Mangan	Element	556	5–10 ((0,5)	7,20 (5,00–7,50)
Nickel	Element	75	? (100)	1,60 (0,99–2,17)
Nikotin	Läkemedel/naturligt toxin	24	0,00004–0,00010 (25)	0,00058 (0,00039–0,0011)
Nitrat	Oorganisk kontaminant	178	250–440 (95)	920 (280–2000)
Oxybenzone	Hygien/industri	3	0,0017 (33)	0,0066
PFAS–4 <sup>a</sup>	Industrikemikalie	29	? (100)	0,0043 (0,00074–0,087)
Propiconazol	Bekämpningsmedel	5	? (100)	0,00072 (0,00021–0,00091)
Propylparaben	Livsmedelstillsats/ konserveringsmedel	3	? (100)	0,00024 (0,0010–0,00082)
Ricinolsyra	Industrikemikalie	3	0,001 (33)	0,0030
Selen	Element	75	0,50–1,00 (30)	0,079 (0,029–0,50)
Sukralos	Livsmedelstillsats	8	? (100)	0,20 (0,0081–0,28)
Sulfat	Oorganisk kontaminant	178	? (100)	45000 (34000–59000)
Terbutryn	Biocid	5	0,00005 (60)	0,00015 (0,00013–0,00018)
Tributyl citrat acetat	Industrikemikalie	3	? (100)	0,0042 (0,0037–0,19)
Trimetoprim	Läkemedel	19	0,00001–0,000033 (63)	0,00069 (0,00031–0,0016)

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ. Där frågetecken (?) för LOQ anges, saknades information om LOQ.

<sup>a</sup>Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS. Om halten av enskild PFAS inte kunde detekteras sattes halten för denna PFAS till o i summeringen.

Tabell 4.2

Substanser i vattenverk 2 som kunde detekteras och för vilka HBRV kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (µg/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (µg/l)
2,6-Diklorobensamid (BAM)	Bekämpningsmedelsmetabolit	137	0,01–0,05 (28)	0,035 (0,010–0,070)
Aluminium	Element	389	10–20 (71)	16 (12–47)
Antimon	Element	13	0,01–0,05(69)	0,053 (0,037–0,084)
Arsenik	Element	13	0,05–1 (46)	0,23 (0,095–0,66)
Bly	Element	13	0,01–1 (55)	0,018 (0,012–0,11)
Bor	Element	13	10–15 (100)	45,0 (41,2–50,0)
Bromdiklormetan	Desinfektionsbiprodukt	389	?–1 (86)	1,30 (0,28–7,70)
Desetyl atrasin	Bekämpningsmedelsmetabolit	148	0,01–0,05 (0,7)	0,010
Dibromklormetan	Desinfektionsbiprodukt	398	1 (99)	4,2 (1,54–15,0)
Fluorid	Element	552	100 (100)	950 (830–1200)
Järn	Element	553	10–20 (0,9)	27 (23–42)
Kadmium	Element	12	0,002–0,5 (67)	0,061 (0,0028–0,023)
Krom	Element	13	0,002–0,5 (69)	0,17 (0,12–0,26)
Koppar	Element	104	1–20 (24)	13,1 (8,45–23,8)
Nickel	Element	13	0,05–2 (69)	0,24 (0,20–0,29)
Nitrat	Oorganisk kontaminant	392	200 (100)	4400 (3300–6200)

Fortsättning tabell 4.2

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (µg/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (µg/l)
Nitrit	Oorganisk kontaminant	553	7–10 (0,2)	7,0
PFAS-4 <sup>a</sup>	Industrikemikalie	366	0 (98)	0,013 (0–0,10)
Selen	Element	13	0,5–3 (46)	0,49 (0,34–0,67)
Sulfat	Oorganisk kontaminant	341	? (100)	40 000 (35 000–44 000)
Tribrommetan	Desinfektionsbiprodukt	398	? (99)	15 (1,20–48)
Triklormetan	Desinfektionsbiprodukt	396	0,1–1 (8)	0,35 (0,11–8,8)
Uran	Element	532	0,005–2 (100)	28,4 (19,5–44,0)

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ. Där frågetecken (?) för LOQ anges, saknades information om LOQ.

<sup>a</sup>Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS. Om halten av enskild PFAS var under LOQ sattes halten för denna PFAS till 0 i summeringen.

**Tabell 4.3**

Substanser i vattenverk 3 som kunde detekteras och för vilka HBRV kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (µg/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (µg/l)
Aluminium	Element	388	10–20 (76)	20 (13–51)
Antimon	Element	13	0,01–0,5 (69)	0,063 (0,054–0,077)
Arsenik	Element	13	0,05–2 (62)	0,15 (0,11–0,62)
Bor	Element	13	10–50 (92)	24,6 (20,7–29,5)
Bromdiklormetan	Desinfektionsbiprodukt	475	1 (99)	5,64 (0–12)
Fluorid	Element	554	100 (100)	820 (750–1 000)
Kadmium	Element	12	0,002–0,5 (58)	0,0075 (0,0045–0,012)
Krom	Element	13	0,01–5 (69)	0,14 (0,080–0,24)
Koppar	Element	557	1–20 (1)	3,23 (2,03–23,0)
Dibromklormetan	Desinfektionsbiprodukt	475	1 (99)	4,87 (1,10–11,6)
Järn	Element	504	10–20 (0,6)	39 (23–58)
Bly	Element	13	0,01–1 (31)	0,013 (0,010–0,016)
Nickel	Element	12	0,05–0,6 (75)	0,52 (0,45–0,80)
Nitrat	Oorganisk kontaminant	392	2 000 (100)	8 600 (6700–1100)
Nitrit	Oorganisk kontaminant	554	7–10 (1)	16 (9,00–24)
PFAS-4 <sup>a</sup>	Industrikemikalie	366	0 (31)	0,0016 (0–0,0092)
Selen	Element	13	0,5–3 (31)	0,26 (0,20–0,29)
Sulfat	Oorganisk kontaminant	342	? (100)	3400 (27 000–40 000)
Tribrommetan	Desinfektionsbiprodukt	475	0,1–0,2 (60)	1,70 (0,20–16,0)
Triklormetan	Desinfektionsbiprodukt	475	0,3 (99)	7,60 (2,14–23)
Uran	Element	531	0,005–2 (100)	18 (15–26)

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ. Där frågetecken (?) för LOQ anges, saknades information om LOQ.

<sup>a</sup>Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS. Om halten av enskild PFAS var under LOQ sattes halten för denna PFAS till 0 i summeringen.

---

Det skulle, i de fall det finns publicerade HBRV, vara möjligt att även ranka de substanser som analyserats men ej detekterats, genom att använda extrapolerade halter där halten i riskrankningen till exempel sätts i nivå med LOQ. Detta låg dock inte inom projektplanen i föreliggande pilotprojekt. Om halterna av de icke-detekterade substanserna skulle sättas vid LOQ, skulle det kunna ge en indikation om vad rankningen i värsta fall skulle bli. En annan osäkerhet är att riskrankningen baseras på halter av substanserna i utgående vatten från vattenverket och inte på halter i vattnet i konsumenternas vattenkranar. Det är för vissa substanser möjligt att halterna förändras i distributionssystemet.

## 4.2 HBRV

EFSA hade publicerat HBRV för 29 av de 50 riskrankade substanserna (Tabell A1, Bilaga A). För substanser som EFSA inte utvärderat stod USA EPA för 8, EMA för 6 (läkemedel), SCF och ASTDR för 2, och SCCS, WHO och ECHA för 1 vardera. (Tabell A1, Bilaga A).

Det saknades publicerade HBRV för ett relativt stort antal substanser som detekterats i dricksvattnet. HBRV som publicerats av andra myndigheter/organisationer än de som ingick i vårt projekt kan sannolikt användas för vissa substanser. Att projektet av kostnadsskäl/tidsbegränsning inte gjorde en "fullständig" sökning av sådana HBRV är en osäkerhet som måste tas i beaktande i tolkningen av riskrankningsresultaten. I vissa fall är det dock sannolikt att det för många av substanserna fortfarande saknas tillräckligt med vetenskapliga toxikologiska data för att det ska vara möjligt att ta fram HBRV.

Läkemedel är ett specialfall där det med stor sannolikhet finns tillräckligt med toxikologiska data för att ta fram HBRV för alla EU-godkända läkemedel. I EU:s lagstiftning för läkemedel finns dock endast krav på att HBRV tas fram för läkemedel som används på livsmedelsproducerande djur. Dessa HBRV används sedan för framtagande av gränsvärden för läkemedelssubstanser i animaliska livsmedel. Publicerade HBRV saknas därför för läkemedel som detekterats i dricksvatten men som endast används för behandling av människor och/eller djur som inte går till livsmedelsproduktion.

Det vore önskvärt att det fanns en databas med alla publicerade HBRV av vetenskapligt hög kvalitet, och med den information som behövs för Risktermometern (Tabell A1, Bilaga A). Databasen måste uppdateras när det kommer HBRV för nya substanser och när HBRV för redan riskbedömda substanser revideras. Att HBRV revideras av riskbedömande myndigheter/organisationer är inte ovanligt. Som exempel kan PFAS nämnas; mellan 2008 och 2018 sjönk EFSA:s HBRV för PFOS från 1050 till 13 ng/kg kroppsvikt/vecka (81 gånger) och för PFOA från 10500 till 6 ng/kg kroppsvikt/vecka (1750 gånger) (EFSA 2008; EFSA 2018). Riskbedömningen från 2020 resulterade i ett HBRV för summaintaget av fyra PFAS (PFAS-4), nämligen PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS, på 4,4 ng/kg kroppsvikt/vecka (EFSA 2020).

## 4.3 Riskrankning

Föreliggande riskrankning baseras på detekterade halter av substanserna i utgående dricksvatten från de tre deltagande vattenverken och inte på halterna vid kran. Bland annat blandas vattnet från vattenverk 2 och 3 i olika hög grad i ledningsnätet, vilket innebär utspädning av vissa substanser som detekterats i vattenverk 2.

I traditionell riskbedömning av olika befolkningsgruppers intag av kemikalier från livsmedel/dricksvatten i förhållande till HBRV, så innebär intag upp till nivån vid HBRV ( $MOE \leq 1$ ) ingen hälsorisk medan intag över HBRV ( $MOE > 1$ ) betraktas som en hälsorisk. I det senare fallet bör det övervägas om åtgärder att sänka intagen ska sättas in. I detta beslut bör andra viktiga faktorer, såsom kostnader och andra konsekvenser än eventuella hälsorisker ingå i beslutsunderlaget.

---

Som beskrivs i Bilaga B finns det marginaler mellan HBRV och befolkningsgruppers intag där risken för allvarliga effekter ökar märkbart (ofta studerat i djurförsök). Vid vilket intag över HBRV som hälsorisen börjar öka går oftast inte att uppskatta, men vid ökade intag över HBRV så sker en successiv ökning av sannolikheten att risken för allvarliga effekter blir märkbar. I Risktermometern innebär intag av substanser som ligger lägre än eller i nivå med deras allvarlighetsjusterade HBRV (SAMOE  $\geq 1$ , riskklass 1 och 2) att åtgärder för att sänka intagen *inte* behöver övervägas. SAMOE mellan  $<1$  och  $0,1$  (Riskklass 3) betraktas som en gråzon där det kan sägas finnas en signal att intagen är lite för höga i förhållande till det allvarlighetsjusterade HBRV. SAMOE  $<0,1-0,01$  (riskklass 4) innebär att åtgärder för att sänka intaget bör övervägas.

Tabellerna 4.1–4.3 och tabellerna C1–C6 i Bilaga C visar att många olika substanser hade analyserats i de deltagande vattenverken. Riskrankningen har fokuserat på de enskilda substanserna och hänsyn har inte tagits till att det kan finnas kumulativa effekter av substanser i vattnet som verkar via samma toxicitetsmekanismer/-vägar, eller i en konservativ bedömning substanser som verkar på samma målorgan (EFSA 2021). En sådan riskrankning skulle praktiskt vara möjlig, men ingick inte i föreliggande pilotprojekt.

### 4.3.1 Vattenverk 1

I utgående vatten från detta vattenverk riskrankades inga substanser över riskklass 3. Fluorid och PFAS-4 var de substanser som fick högst riskklass (Tabell 4.4). Dessa hamnade i riskklass 3 både för vuxna och barn. Medelintaget av PFAS-4 baserades på en medelhalt i det utgående vattnet som låg på samma nivå som Livsmedelsverkets gränsvärde för PFAS-4 (Tabell 4.1), som träder i kraft 2026 (Livsmedelsverket 2023). Fluorid hamnade också i riskklass 3, men denna klassificering är osäker eftersom det endast var några få prover under provtagningsperioden som hade fluoridhalter över LOQ ( $0,2$  mg/liter) i vattenverk 1 (Tabell 4.1). Detta innebär att medelhalten av fluorid under undersökningsperioden med stor sannolikt låg lägre än den medelhalt som användes i riskrankningen, och det kan därför vara möjligt att riskklassen för fluorid överskattats. Medelhalten för de tre proverna med detekterade halter av fluorid ( $0,2$  mg/liter) låg klart under gränsvärdet för fluorid ( $1,5$  mg/liter) (Livsmedelsverket 2023). Denna diskrepans mellan riskklass och gränsvärde kan till viss del bero på att den kritiska effekt av fluorid som HBRV är baserad på i Risktermometern (ökad risk för benfrakturer) (Tabell A1, Bilaga A) ligger i en klart högre allvarlighetsklass än den kritiska effekt som ligger till grund för gränsvärdet i dricksvatten (emaljskador hos barn) (Livsmedelsverket 2022). En arbetsgrupp inom EFSA håller för närvarande på med en översyn av riskbedömningen av fluorid (EFSA 2024). Resultatet av denna nya riskbedömning kommer att peka på om gränsvärdet för fluorid kan komma att ändras i framtiden.

De flesta substanserna hamnade i riskklass 1, det vill säga "ingen risk" (Tabell 4.4). Det omfattade främst läkemedel, bekämpningsmedel och andra så kallade mikrokontaminanter (*micro pollutants*). Dessa substanser detekterades i mycket låga halter, ofta  $<1$   $\mu\text{g/liter}$  vatten (Tabell 4.1), vilket ger ett mycket lågt intag av substanserna från dricksvatten i förhållande till deras allvarlighetsjusterade HBRV. Denna låga riskrankning erhöles också för många av de element och oorganiska/organiska kontaminanter som har gränsvärden i dricksvattenlagstiftningen, trots att en del av substanserna hade en allvarlighetsfaktor på 4 (Tabell A.1, Bilaga A). Ett exempel är bromat som kunde detekteras i ett enstaka prov i utgående vatten (Tabell 4.1) och som fick en hög allvarlighetsfaktor (4) på grund den kritiska effekten cancer (Tabell A.1, Bilaga A). Den uppmätta halten av bromat och det resulterande intaget från dricksvatten var dock så pass lågt i förhållande till det allvarlighetsjusterade HBRV att substansen klassades i riskklass 1 (Tabell 4.4).

Kemikalie	Vuxna				Barn			
	Risk-klass	SAMOE	L05	U95	Risk-klass	SAMOE	L05	U95
PFAS-4	3	0,22	0,14	0,33	3	0,10	0,068	0,16
Fluorid <sup>ab</sup>	3	0,35	0,22	0,55	3	0,16	0,10	0,26
Kvicksilver <sup>a</sup>	2	2,8	0,51	15	2	1,3	0,24	7,2
Bly	2	3,2	1,4	7,3	2	1,5	0,68	3,4
Aluminium <sup>a</sup>	2	3,4	2,1	5,3	2	1,6	0,99	2,5
Arsenik	2	4,1	2,2	7,6	2	1,9	1,0	3,6
Nitrat	2	9,1	3,0	27	2	4,3	1,4	13
Cyanid	2	9,7	5,1	19	2	4,6	2,4	8,7
Mangan <sup>a</sup>	1	13	8,3	21	2	6,3	3,9	10
Bor <sup>a</sup>	1	20	12	31	2	9,2	5,8	15
Selen <sup>a</sup>	1	26	15	46	1	12	7,0	22
Bromat	1	31	16	58	1	14	7,6	27
Koppar <sup>a</sup>	1	38	24	60	1	18	11	28
Diklofenak <sup>a</sup>	1	48	30	75	1	22	14	35
Nickel	1	53	20	144	1	25	9,2	68
Antimon <sup>a</sup>	1	123	77	198	1	58	36	93
Kadmium	1	252	134	477	1	119	63	224
Järn <sup>a</sup>	1	271	161	459	1	127	75	216
Carazolol <sup>a</sup>	1	307	193	484	1	144	91	228
Sulfat <sup>a</sup>	1	342	216	543	1	161	101	255
Diklorprop-p <sup>a</sup>	1	766	485	1 214	1	360	227	570
Desvenlafaxin <sup>a</sup>	1	1 385	800	2 404	1	651	375	1 131
Hydroklortiazid <sup>a</sup>	1	3 364	2 122	5 330	1	1 581	1 001	2 503
2,6-Diklorbensamid (BAM) <sup>a</sup>	1	5 767	3 641	9 143	1	2 710	1 720	4 303
Nikotin <sup>a</sup>	1	8 971	5 237	15 361	1	4 187	2 463	7 177
Terbutryn <sup>a</sup>	1	15 873	9 902	25 556	1	7 460	4 646	11 942
Krom <sup>a</sup>	1	21 587	13 511	34 577	1	10 139	6 339	16 132
Trimetoprim <sup>a</sup>	1	38 695	22 691	65 660	1	18 186	10 714	30 854
Propikonazol <sup>a</sup>	1	48 504	25 830	91 872	1	22 796	12 053	43 076
Kodein <sup>a</sup>	1	102 134	63 547	164 986	1	48 001	29 864	77 131
Erytromycin <sup>a</sup>	1	185 753	116 995	294 609	1	87 301	55 148	138 565
Sukralos <sup>a</sup>	1	209 904	115 579	380 541	1	98 555	54 527	178 952
Tributyl citrat acetat <sup>a</sup>	1	270 142	121 774	595 661	1	126 961	57 597	280 869
Koffein <sup>a</sup>	1	306 035	187 883	497 986	1	143 711	88 199	233 555
Lidokain <sup>a</sup>	1	522 439	318 858	854 634	1	245 679	151 047	399 903
Bentazon <sup>a</sup>	1	571 749	359 579	908 387	1	268 711	170 216	426 112
Daidzein <sup>a</sup>	1	722 819	452 273	1 159 603	1	339 709	212 530	543 811
Genistein <sup>a</sup>	1	729 518	458 404	1 153 684	1	342 857	215 546	544 497
Oxybenzon <sup>a</sup>	1	788 069	498 589	1 243 355	1	370 360	233 920	586 086
Dietyltoluamid (DEET) <sup>a</sup>	1	1 386 386	87 2871	2 217 108	1	65 1231	407 820	1 040 860
Ricinolsyra <sup>a</sup>	1	1 710 733	1 077 940	2 715 068	1	803 984	508 829	1 277 241
Cybutryn	1	1 824 917	1 145 557	2 913 418	1	857 683	537 234	1 371 602
Propylparaben	1	1 980 983	838 808	4 670 960	1	931 055	395 798	2 209 380
Fludioxonil	1	20 458 378	12 926 944	32 516 514	1	9 615 010	6 065 252	1 520 2425

Riskklassifikationen baseras på punktskattningen av SAMOE-värdet. Osäkerheten i SAMOE beskrivs av ett 90 % intervall (L05–L95).

<sup>a</sup> För dessa kemikalier har en semikvantitativ osäkerhetsfördelning antagits för RP-värdet enligt Livsmedelsverket (2015). I detta fall beror beräknad osäkerhet i SAMOE (L05–L95) av detta i kombination med uppskattad osäkerhet i medelhalten i dricksvattnet.

<sup>b</sup> Riskklassen med stor sannolikhet överskattad eftersom endast 3 prover av 178 hade halter över LOQ, vilket innebär att den verkliga medelhalten låg lägre än beräknad medelhalt för detekterade halter.

**Tabell 4.4**  
Riskrankning för  
vattenverk 1.

### 4.3.2 Vattenverk 2

I vattenverk 2 var det i likhet med vattenverk 1 vissa substanser med hög allvarlighetsfaktor (4, cancer) som rankades i riskklass 1 (ingen risk), till exempel desinfektionsbiprodukterna bromdiklormetan, dibromklormetan och tribrommetan (Tabell 4.5). Triklormetan hamnade i riskklass 2.

**Tabell 4.5**  
Riskrankning för  
vattenverk 2.

Kemikalie	Vuxna				Barn			
	Riskklass	SAMOE	L05	U95	Risk klass	SAMOE	L05	U95
PFAS-4	4	0,061	0,041	0,091	4	0,029	0,019	0,043
PFAS-4 <sup>a</sup>	4	0,071	0,048	0,11	4	0,033	0,022	0,050
Fluorid <sup>b</sup>	4	0,077	0,048	0,12	4	0,036	0,023	0,057
Uran <sup>a,b</sup>	3	0,20	0,13	0,32	4	0,096	0,061	0,15
Uran <sup>b</sup>	3	0,21	0,13	0,33	4	0,096	0,061	0,15
Nitrat	2	2,0	0,67	6,0	3	0,94	0,32	2,8
Nitrat <sup>a</sup>	2	2,0	0,67	6,1	3	0,96	0,32	2,9
Aluminium <sup>b</sup>	2	3,6	2,2	5,7	2	1,7	1,0	2,7
Arsenik	2	4,2	1,9	9,0	2	2,0	0,90	4,2
Bly	2	4,2	2,1	8,2	2	2,0	1,00	3,9
Selen <sup>b</sup>	2	5,6	3,4	9,1	2	2,6	1,6	4,3
Triklormetan <sup>b</sup>	2	7,7	3,7	16	2	3,6	1,7	7,6
Bor <sup>b</sup>	2	8,6	5,4	14	2	4,0	2,5	6,4
Nitrit	1	38	23	61	1	18	11	29
Koppar <sup>b</sup>	1	49	20	121	1	23	9,3	56
Dibromklormetan <sup>b</sup>	1	64	41	102	1	30	19	48
Järn <sup>b</sup>	1	177	109	288	1	83	51	137
Tribrommetan <sup>b</sup>	1	193	122	306	1	91	58	144
Kadmium	1	245	157	381	1	115	74	177
Antimon <sup>b</sup>	1	262	163	423	1	123	77	198
Bromodiklormetan <sup>b</sup>	1	282	177	448	1	132	83	211
Nickel	1	370	136	998	1	174	64	468
Sulfat <sup>b</sup>	1	386	245	613	1	182	114	288
Desetylatrasin <sup>b</sup>	1	1 379	867	2 180	1	648	409	1 024
2,6-Diklorbensamid (BAM) <sup>b</sup>	1	3 292	2 056	5 263	1	1 548	972	2 480
Krom <sup>b</sup>	1	12 369	7 675	19 910	1	5 815	3 615	9 409

Notering: Riskklassifikationen baseras på punktskattningen av SAMOE-värdet. Osäkerheten i SAMOE beskrivs av ett 90% intervall (L05–L95).

<sup>a</sup> För PFAS-4, uran och nitrat redovisas även resultat baserat på ett haltdataunderlag motsvarande de två senaste åren, på grund av statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) tidstrend av halter under hela rapporteringsperioden (se Fig. 4.1).

<sup>b</sup> För dessa kemikalier har en semikvantitativ osäkerhetsfördelningen antagits för RP-värdet enligt Livsmedelsverket (2015). I detta fall beror beräknad osäkerhet i SAMOE (L05–L95) av detta i kombination med uppskattad osäkerhet i medelhalten i dricksvattnet.

PFAS-4 och fluorid hamnade i riskklass 4 både för vuxna och barn. Skillnaden i riskklass för PFAS-4 och fluorid mellan vattenverk 1 och 2 beror på att det utgående vattnet från vattenverk 2 i medeltal under rapporteringsperioden hade högre detekterade halter av substanserna (PFAS-4, median: 12,8 ng/liter; fluorid: 950 µg/liter) än vattenverk 1 (PFAS-4 median: 4,3 ng/liter; fluorid: 200 µg/liter). Resultatet blev ett klart högre intag av substanserna från dricksvattnet i vattenverk 2 än från vattenverk 1 i förhållande till de



allvarlighetsjusterade HBRV. När det gäller PFAS-4 arbetar dricksvattenproducenten intensivt med att sänka PFAS-4-halterna i vattenverk 2 för att nå nivåer under gränsvärdet för PFAS-4 som gäller från 2026 (Uppsala Vatten 2024). Dessutom blandas utgående dricksvatten från vattenverk 2 med vatten från vattenverk 3 i ledningsnätet (se Tabell 4.3 och 4.5) vilket innebär en utspädning i olika hög grad av vattnet från vattenverk 2.

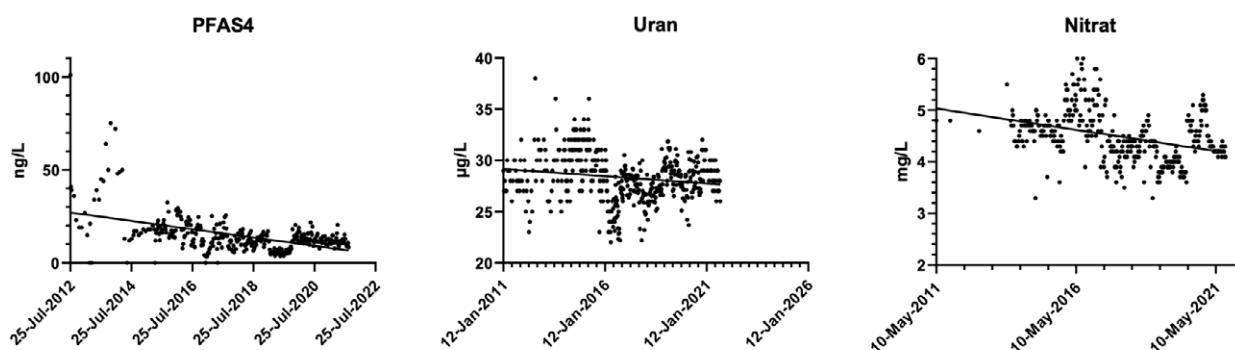
Som tidigare diskuterats så var den kritiska effekten för fluorids HBRV i riskrankningen (ökad risk för frakturer) allvarligare än den kritiska effekt som användes när gränsvärdet för fluorid togs fram. Det förklarar varför fluorid hamnar i riskklass 4, trots att medelhalten (median 0,95 mg/liter) ligger under det nuvarande gränsvärdet för fluorid (1,5 mg/liter).

Uran tillkom som en riskklass 4-substans för barn i vattenverk 2, och riskklass 3 för vuxna (Tabell 4.5). Den högre riskklassen för barn beror på att barnen konsumerar mer vatten per kilo kroppsvikt än vuxna, vilket resulterar i ett högre uranintag från dricksvatten bland barn än bland vuxna. Uranhalten i vattenverk 2 (medelhalt 28 µg/liter) låg nära gränsvärdet i dricksvatten (30 µg/liter). Nitrat hamnade i riskklass 3 för barn, en riskklass högre än i vattenverk 1, beroende på högre nitrathalter i vattenverk 2 (median: 4400 µg/liter) jämfört med vattenverk 1 (median: 920 µg/liter). Riskklassen för vuxna blev 2 (Tabell 4.5).

För PFAS-4, uran och nitrat observerades en nedåtgående trend av halter under rapporteringsperioden (Figur 4.1). En sensitivitetsanalys där de rapporterade halterna under de senaste två åren användes i riskrankningen i stället för halterna för hela perioden gav dock ingen förändring av riskrankningen (Tabell 4.5).

**Figur 4.1**

Tidstrend av PFAS-4, uran- och nitrathalter i utgående vatten från vattenverk 2. P för trend i linjär regressionsanalys <0,05, vilket anger att de observerade trenderna är statistiskt säkerställda i en regressionsanalys.



### 4.3.3 Vattenverk 3

Liksom i vattenverk 2 fick fluorid riskklass 4 i vattenverk 3:s utgående vatten både för vuxna och barn (Tabell 4.6), eftersom fluoridhalterna i vattnet (820 µg/liter) låg på liknande nivåer som i vattenverk 2. Däremot rankades PFAS-4 och uran lägre i vattenverk 3 än i vattenverk 2, då substanserna endast nådde riskklass 3 både för barn och vuxna (Tabell 4.6). Bland desinfektionsbiprodukterna rankades triklormetan i riskklass 3 om haltdata från hela perioden användes. Eftersom en trend av minskande halter av triklormetan observerades (Figur 4.2) rankades substansen också baserat på rapporterade halter de två senaste åren under rapporteringsperioden. Då rankades triklormetan i riskklass 2 för vuxna men fortfarande i riskklass 3 för barn (Tabell 4.6).

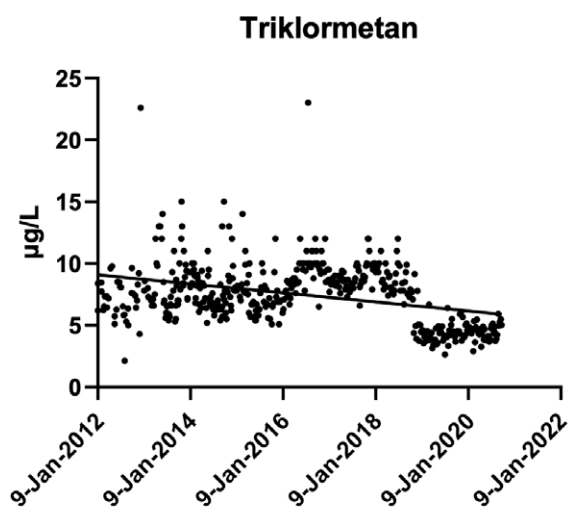
Kemikalie	Vuxna				Barn			
	Riskklass	SAMOE	L05	U95	Riskklass	SAMOE	L05	U95
Fluorid <sup>b</sup>	4	0,089	0,056	0,14	4	0,042	0,026	0,066
Uran <sup>b</sup>	3	0,33	0,21	0,52	3	0,15	0,097	0,24
PFAS-4	3	0,56	0,36	0,87	3	0,26	0,17	0,41
Triklormetan <sup>b</sup>	3	0,81	0,51	1,3	3	0,38	0,24	0,60
Nitrat	2	1,0	0,35	3,1	3	0,49	0,16	1,5
Triklormetan <sup>a,b</sup>	2	1,4	0,86	2,2	3	0,64	0,40	1,0
Aluminium <sup>b</sup>	2	3,2	2,0	5,0	2	1,5	0,93	2,3
Arsenik	2	4,3	2,0	9,2	2	2,0	0,96	4,3
Selen <sup>b</sup>	1	11	6,9	18	2	5,2	3,2	8,4
Bly	1	13	11	15	2	5,9	5,0	6,9
Bor <sup>b</sup>	1	16	9,8	25	2	7,3	4,6	12
Nitrit	1	17	10,0	30	2	8,1	4,7	14
Dibromklormetan <sup>b</sup>	1	60	38	95	1	28	18	45
Bromdiklormetan <sup>b</sup>	1	65	41	104	1	31	19	49
Koppar <sup>b</sup>	1	87	35	219	1	41	16	103
Järn <sup>b</sup>	1	128	74	222	1	60	35	104
Nickel	1	159	58	428	1	75	27	201
Antimon <sup>b</sup>	1	225	142	360	1	106	67	169
Kadmium	1	259	210	318	1	121	98	149
Sulfat <sup>b</sup>	1	453	287	719	1	213	135	338
Tribrommetan <sup>b</sup>	1	1 613	1 011	2 569	1	758	476	1 204
Krom <sup>b</sup>	1	14 267	8 770	23 099	1	6 709	4 110	10 938

Notering: Riskklassifikationen baseras på punktskattningen av SAMOE-värdet. Osäkerheten i SAMOE beskrivs av ett 90% intervall (L05–L95).

<sup>a</sup> För triklormetan redovisas även resultat baserat på ett haltdataunderlag motsvarande de två senaste åren, på grund av statistiskt signifikant ( $p < 0,05$ ) tidstrend av halter under hela rapporteringsperioden.

<sup>b</sup> För dessa kemikalier har en semikvantitativ osäkerhetsfördelning antagits för RP-värdet enligt Livsmedelsverket (2015). I detta fall beror beräknad osäkerhet i SAMOE (L05–L95) av detta i kombination med uppskattad osäkerhet i medelhalten i dricksvattnet.

**Tabell 4.6**  
Riskrankning för  
vattenverk 3.



**Figur 4.2**  
Tidstrend av triklormetan  
i utgående vatten från  
vattenverk 3. P för trend  
i linjär regressionsanalys  
<0,05. Den tydliga  
förändringen i halt från  
hösten 2018 beror på byte  
av analyslaboratorium.

---

## 4.4 Utvärdering av procedur för riskrankning i Risktermometern

Indata (avsnitt 3.1) som behövs för riskrankning av kemiska ämnen i dricksvatten är relativt långsiktiga tidsserier av haltdata i dricksvattnet och konsumtionsdata för dricksvatten och kroppsvikter i den population som undersöks, som bas för intagsmodelleringen i Risktermometern. I föreliggande projekt användes en hel del arbetstid för att sammanställa vattenverkens haltdata så att det passade för Risktermometern. Det krävs också att det finns publicerade riskbedömningar som kommit fram till HBRV av hög vetenskaplig kvalitet. För att kunna beräkna SAMOE krävs också god kunskap om de kritiska effekter som HBRV baserats på, samt data gällande referenspunkten (RP) för den kritiska effekten bakom HBRV och de bedömningsfaktorer som använts för extrapolering av RP till slutgiltiga HBRV. För riskrankning av kemikalier i dricksvatten behövs även allokeringfaktorer för dricksvattnets bidrag till intaget av kemikalierna. Risktermometern är alltså datakrävande, och i sin nuvarande form krävs expertkunskaper inom toxikologi och riskbedömning för att ta fram och bearbeta dessa data.

Det finns för närvarande inget allmänt tillgängligt digitalt användargränssnitt för riskrankningsmodellering i Risktermometern. Om en vattenproducent är intresserad av att göra en riskrankning liknande den som utförts i föreliggande pilotprojekt så är detta endast möjligt om Risktermometerns utvecklare/användare (Livsmedelsverket) har resurser att bistå med experthjälp. Det skulle dock vara tekniskt möjligt att utveckla ett användarvänligt digitalt gränssnitt. För tillämpning krävs dock att det t.ex. finns en HBGV-databas, eller motsvarande, som kan kopplas till det digitala verktyget, som diskuterats ovan. Det krävs också att dricksvattenproducenterna har välorganiserade data gällande halter av de kemikalier som analyserats i dricksvattnet. En mer användarvänlig version av Risktermometern utvecklas för närvarande för användning bland Livsmedelsverkets medarbetare (Salomon Sand, Livsmedelsverket; muntlig information). Detta kan vara ett steg på vägen att göra Risktermometern tillgänglig för externa användare.

## 5 Kritiska halter motsvarande de fem riskklasserna i Risktermometern

Som ett komplement till riskrankningsresultaten i Tabell 4.4–4.6 redovisas i Tabell 5.1 en omräkning av de halter i dricksvatten som för respektive ämne motsvarar gränserna mellan riskklass 2 och 3 (SAMOE = 1), riskklass 3 och 4 (SAMOE = 0,1) och riskklass 4 och 5 (SAMOE = 0,01). Dessa resultat baseras på respektive kemikaliers RP-värde och associerad bedömningsfaktor (AF), allvarlighetsfaktor (SF), allokeringsfaktor (DV) (Beräkningar av SAMOE, Bilaga B) samt antagen vattenkonsumtion och kroppsvikt för 4-åringar och vuxna i 3.3. Då vattenkonsumtion och kroppsvikt skiljer sig mellan vuxna och barn differentierar detta beräknade halter för de två grupperna enligt Tabell 5.1. Beräknade halter anges som ett värde, dvs. RP-värdets osäkerhetsfördelning har inte beaktats utan en punktskattning av RP har använts. Denna beräkning går också att göra för substanser som har HBRV men som inte kunde detekteras i vattenproverna, vilket är en utvecklingsmöjlighet för framtiden.

Som exempel så motsvarar SAMOE 1 för barn (4-åringar) en PFAS-4-halt på 0,42 ng/liter, SAMOE 0,1 ger 4,2 ng/liter, och SAMOE 0,01 42 ng/liter (Tabell 5.1).

**Tabell 5.1**

Halter (µg/liter) av respektive kemikalie som motsvarar SAMOE-värdet för gränsen mellan riskklass 2 och 3 (SAMOE = 1), riskklass 3 och 4 (SAMOE = 0,1) och riskklass 4 och 5 (SAMOE = 0,01).

Kemikalie	Vuxna			Barn		
	SAMOE 1	SAMOE 0,1	SAMOE 0,01	SAMOE 1	SAMOE 0,1	SAMOE 0,01
PFAS-4	0,00090	0,0090	0,090	0,00042	0,0042	0,042
Kvicksilver	0,14	1,4	14	0,068	0,68	6,8
Bly	0,16	1,6	16	0,076	0,76	7,6
Carazolol	0,24	2,4	24	0,11	1,1	11
Diklofenak	0,38	3,8	38	0,18	1,8	18
Arsenik	1,1	11	113	0,53	5,3	53
Kadmium	2,0	20	195	0,92	9,2	92
Terbutryn	2,4	24	242	1,1	11	114
Selen	2,8	28	279	1,3	13	131
Desvenlafaxin	5,4	54	544	2,6	26	256
Uran	5,8	58	581	2,7	27	273
Nikotin	6,0	60	597	2,8	28	281
Triklormetan	6,1	61	606	2,8	28	285
Desethyl Atrazin	14	138	1 379	6,5	65	648
Antimon	15	145	1 453	6,8	68	683
Propiconazol	28	276	2 758	13	130	1 296
Trimethoprim	30	303	3 028	14	142	1 423
Diklorprop-p	46	460	4 596	22	216	2 160
Hydroklorthiazid	61	606	6 056	28	285	2 846
Fluorid	73	727	7 267	34	342	3 415
Erytromycin	74	743	7 430	35	349	3 492
Aluminium	77	766	7 660	36	360	3 600

Fortsättning tabell 5.1

Kemikalie	Vuxna			Barn		
	SAMOE 1	SAMOE 0,1	SAMOE 0,01	SAMOE 1	SAMOE 0,1	SAMOE 0,01
Cyanid	85	848	8478	40	398	3 984
Mangan	88	875	8754	41	411	4 114
Nickel	88	878	8778	41	413	4 125
Bromat	92	920	9205	43	433	4 326
2,6-Diklorbenzamid	121	1 211	12 112	57	569	5 692
Bentazon	218	2 180	21 801	102	1 025	10 246
Nitrit	265	2 651	26 509	125	1 246	12 458
Fludioxonil	283	2 834	28 342	133	1 332	13 320
Dibromklormetan	288	2 884	28 837	136	1 355	13 553
Cybutryn	363	3 633	36 335	171	1 708	17 076
Codein	383	3 830	38 300	180	1 800	18 000
Bor	388	3 876	38 757	182	1 821	18 215
Bromdiklormetan	391	3 907	39 069	184	1 836	18 362
Koppar	536	5 362	53 620	252	2 520	25 200
Genistein	591	5 909	59 091	278	2 777	27 771
Lidocain	766	7 660	76 600	360	3 600	36 000
Propylparaben	766	7 660	76 600	360	3 600	36 000
Daidzein	788	7 879	78 789	370	3 703	37 029
Krom	2 191	21 908	219 076	1 030	10 296	102 960
DEET	2 422	24 223	242 230	1 138	11 384	113 842
Tributyl citrat acetat	2 422	24 223	242 230	1 138	11 384	113 842
Tribrommetan	3 066	30 662	306 621	1 441	14 410	144 104
Järn	5 107	51 067	510 667	2 400	24 000	240 000
Ricinolsyra	5 132	51 322	513 220	2 412	24 120	241 200
Oxybenzone	5 201	52 011	520 114	2 444	24 444	244 440
Coffein	6 921	69 209	692 087	3 253	32 526	325 263
Nitrat	8 963	89 625	896 253	4 212	42 122	421 215
Sucralos	36 335	363 346	3 633 457	17 076	170 763	1 707 630
Sulfat	1 551 1500	155 115 000	1 551 150 000	7 290 000	72 900 000	729 000 000

Notering: Halter har beräknats genom att lösa ut exponeringen i SAMOE-ekvationen (2) och sedan räknat om detta i en halt givet använd vattenkonsumtionen (2 eller 1 liter per dag)) och kroppsvikter (76,6 eller 18 kg) för vuxna respektive barn.

---

## 6 Andra prioriteringsverktyg

I sin enklaste form baseras prioriteringsmetoderna på en gradering av allvarligheten av den fara som de olika ämnena ger upphov till. Faran med en kemikalie säger endast något om kemikalins toxiska egenskaper och vilka effekter den kan ge upphov till. Genotoxicitet (skador på arvsmassan) är det första steget mot utveckling av cancer, vilket i allmänhet klassas som den mest allvarliga kemiska faran i dricksvatten. Om ett toxiskt ämne orsakar genotoxicitet i celltest blir detta ämne ofta högre prioriterat i åtgärdsarbetet än ämnen som inte är genotoxiska (Dieter 2013; Mons et al. 2013). En annan prioriteringsmodell går ett steg längre genom att använda resultat från mer omfattande celltestning av ämnens toxicitet än bara genotoxicitet. Enkelt beskrivet så prioriteras en substans baserat på relationen mellan den halt som uppskattats i dricksvattnet och den halt som i celltester orsakat, för dricksvattenområdet, relevanta faror (Brunner & Dingemans et al. 2019).

För att ytterligare närma sig en mer riskbaserad prioritering har en modell tagits fram där nyupptäckta substanser, för vilka kunskaper om fara och risk mer eller mindre saknas, prioriteras utifrån konceptet *Threshold of Toxicological Concern* (TTC) (Dieter 2013; Mons et al. 2013). TTC-metodiken klassar nya substansers eventuella hälsorisker efter strukturell kemisk likhet med redan välstuderade ämnen. Utifrån denna klassificering uppskattas de haltnivåer i dricksvattnet som med viss sannolikhet är förknippade med försumbara risker för negativa hälsoeffekter. Ett problem med TTC-konceptet är dock att många olika typer av substansgrupper inte passar in i konceptet, t.ex. oorganiska och metallorganiska substanser, metaller, bioackumulerande organiska substanser och radioaktiva grundämnen (Mons & Heringa et al. 2013).

Med en kombination av ranking av faror och TTC-konceptet som bas har det tyska Naturvårdsverket tagit fram hälsobaserade riktvärden (*health-related indication values*) för 5 olika grupperingar av kemikalier som detekterats i dricksvatten (Dieter 2013):

- **Grupp 1:** Substanser som skadar arvsmassan (genotoxiska, starkt till svagt genotoxiska) relevanta för människan, samt otestade substanser som har kemisk likhet med dessa genotoxiska substanser (0,01 till <0,1 µg/liter).
- **Grupp 2:** Icke-genotoxiska substanser som saknar annan typ av toxicitetstestning, eller otestade substanser som inte har kemisk likhet med substanser i grupp 1 (0,1 µg/liter).
- **Grupp 3:** Icke-genoxiska substanser med misstänkt reproduktions- eller immunotoxicitet i djurförsök (0,3 µg/liter).
- **Grupp 4:** Icke-genoxiska substanser som saknar de toxiska egenskaper som substanserna i grupp 3 har, men som har annan påvisad toxicitet vid sub-kronisk testning i djurförsök (1,0 µg/liter).
- **Grupp 5:** Substanser som i sub-kronisk toxicitetstestning ger upphov till mindre allvarliga effekter än motsvarande de i grupp 4 (3,0 µg/liter) (Dieter 2013).

I USA har US EPA använt en så kallad *margin of safety*-metod där uppmätta koncentrationer av kemiska ämnen sätts i relation till framtagna hälsobaserade referenshalter (HBRH) för de kemiska ämnena i dricksvatten. Om kvoten mellan HBRH och uppmätta halter är högre än 1 så anses substansen inte vara prioriterad för åtgärder och är kvoten mindre än 1 så hamnar substansen i prioriteringsgruppen (Rosenblum et al. 2024). Ett annat sätt är att använda den så kallade *hazard index* (HI)-metoden där substanser med kvoter mellan uppmätta halter och HBRH över 1 hamnar i prioriteringsgruppen och substanser med kvoter under 1 hamnar som icke-prioriterad (Rosenblum et al. 2024). Varken *margin of safety*-metoden eller HI-metoden tar hänsyn till hur allvarliga de kritiska effekterna är, vilket är en viktig komponent i Risktermometern.

---

Rosenblum et al. (2024) använde, i en nyligen publicerad studie, HI-metoden för att riskranka kemikalier i dricksvatten från vattenverk i USA som levererade dricksvatten till mer än 500 konsumenter. En rankning av kemikalierna baserat på storleken av populationerna som exponerats gjordes också. Forskarna extraherade haltdata för dricksvatten från databaser där US EPA samlar rapporterade data från vattenverken. US EPA har ett system för samordnad screening av ”nya potentiella kemikaliehot” som bland annat ligger som grund för dessa haltdata. HBRH samlades in från US EPA:s databas och från många olika databaser från myndigheter på delstatsnivå, men också från australiska myndigheter och WHO (Rosenblum et al. 2024). Liksom i fallet med HBRV i föreliggande studie, så var riskrankningen beroende av att publicerade HBRH fanns tillgängliga. Det kan dessutom, liksom i vår studie i fallet med HBRV, antas att det finns en variation i hur HBRH har tagits fram mellan olika riskbedömande organisationer. Den mest konservativa HBRH som hittades i sökningen av denna typ av värden användes i beräkningen av HI (Rosenblum et al. 2024). Rosenblum et al. (2024) hade liksom föreliggande studie problem med att många av de rapporterade halterna av de toxiska ämnena i dricksvattnet låg under LOQ. I motsats till vår studie gjordes en riskrankning av substanser som hade rapporterade halter under LOQ, genom att extrapolera halterna till  $LOQ/\sqrt{2}$ . I ett flertal fall låg dock LOQ nära eller över de mest konservativa HBRH, vilket gjorde denna extrapolering mycket osäker och överskattade riskklassificeringen (Rosenblum et al. 2024).

Resultaten i studien från USA visade att desinfektionsbiprodukter var den kemikalieklass som oftast hade HI över 1, följt av oorganiska substanser. Krom-6 var den substans som hade ett HI över 1 för 94 % av den studerade populationen i USA, om endast detekterade halter användes (Rosenblum et al. 2024). I vår studie rankades krom som krom-3 eftersom kromet i vattnet inte specierats. Krom-3 är i motsats till krom-6 inte carcinogen. Om de uppmätta kromhalterna i vår studie antagits vara endast krom-6, så skulle krom rankats högre. Krom-6 förekommer dock sällan naturligt i dricksvatten, och förekomst beror främst på förorening från industriell verksamhet. I studien från USA rankades sex olika desinfektionsbiprodukter högt när hänsyn tagits till storleken på populationen som exponerats. Bland andra oorganiska substanser rankades uran och arsenik högt om hänsyn tagits till andelen av exponerad population som hade  $HI > 1$  (Rosenblum et al. 2024). Jämförelser med föreliggande studie är svåra att göra eftersom Rosenblum et al. (2024) inte tog hänsyn till allvarligheten av de kritiska effekterna, med undantag för carcinogener vars allvarlighet viktades högre än icke-carcinogener. I motsats till vår studie så uteslöts fluorid ur riskrankningen från USA, med motiveringen att fluorid har positiva effekter på tandhälsan (Rosenblum et al. 2024).

I en review av olika riskrankningsmetoder inom livsmedelsområdet kategoriserade Van der Fels-Klerx et al. (2018) olika publicerade riskrankningsmetoder. Bland de 9 metodkategorierna som främst använts för prioritering av kemikalieproblem inom livsmedelsområdet, drog författarna slutsatsen att metoderna i flera av kategorierna krävde data om samband mellan kemikalieexponering och sjukdom/död. Det poängterades att inom livsmedelsområdet är sådana kunskaper begränsade eftersom kemikalieexponering av befolkningen från livsmedel normalt sett inte orsakar akuta hälsoeffekter och att klara samband mellan exponering och sjukdom/död i de flesta fall inte kan fastställas. Flera andra metodkategorier omfattade en prioritetsviktning av flera olika typer av indata baserat på expertbedömningar av både riskbedömare och riskhanterare, vilket kräver metodutveckling för varje nytt projekt som ska genomföras. Den så kallade riskkvotkategorin av riskrankningsmetoder lyftes fram som en kategori där metoderna är relativt lätta att förstå för dem som är mottagare av riskrankningsresultaten (Van der Fels-Klerx et al. 2018). I sin enklaste form krävs endast data gällande befolkningens intag av de olika kemikalierna från livsmedel, samt vid vilka intagsnivåer de kritiska toxiska effekterna av substanserna uppkommer (Van der Fels-Klerx et al. 2018). Risktermometern faller inom denna kategori, där riskkvoten representeras av SAMOE,

---

liksom ovan beskrivna studie från USA (Rosenblum et al. 2024). Reviewförfattarna påpekade dock att riskkvotmetoderna främst begränsas av att HBRV för nyupptäckta kemikalier i livsmedel ofta saknas (Van der Fels-Klerx et al. 2018). Föreliggande projekt pekar också på denna begränsning eftersom en stor andel av detekterade substanser i utgående dricksvatten från vattenverken inte hade riskbedömts

I en nyligen publicerad studie användes den metodik som utvecklats i Risktermometern för riskrankning av befolkningens exponering för mykotoxiner i Kina (Ji et al. 2024). I en vidareutveckling av Risktermometern gjordes riskrankningen i två steg. Steg 1 omfattade en bortsortering av mykotoxiner med låg prioritet för riskrankning, där substanser som detekterats i färre än 5 % av livsmedelsproverna uteslöts från riskrankningen. Det ansågs att mykotoxiner med så pass låg detektionsfrekvens kunde uteslutas eftersom den låga detektionsfrekvensen pekade mot en begränsad exponering av befolkningen (Ji et al. 2024). Detta angreppssätt kan låta rimligt, men det förutsätter att analysmetodernas LOQ är låga. Som en illustration av denna problematik: i föreliggande projekt rankades fluorid relativt högt i vattenverk 1, även fast detektionsfrekvensen var mycket låg. Eftersom rankningen endast baserades på några få vattenprover med detekterade fluoridhalter hade det varit önskvärt att LOQ för fluoridanalyserna hade varit lägre för att få en mindre osäker intagsbedömning. I steg 2 av riskrankningen av mykotoxiner i livsmedel på den kinesiska marknaden (Ji et al. 2024) utfördes en riskrankning liknande den i Risktermometern, men med en mer avancerad modellering av HBRV än den som används i Risktermometern. Denna modellering gav enligt artikelförfattarna en bättre kvantifiering av riskrankningsresultatens osäkerheter (Ji et al. 2024).



---

## 7 Slutsatser

- Riskrankningen gäller för utgående vatten från vattenverken, inte för vatten vid kran.
- Riskrankning gick att genomföras för 50 av de 192 substanser som analyserats i de tre vattenverken, men det krävde mycket arbetstid, toxikologisk sakkunskap och sakkunskap om hur modelleringen i Risktermometern genomförs i praktiken.
- De så kallade mikroföroreningarna (*micro pollutants*) som detekterades i det utgående vattnet från vattenverken, och för vilka riskbedömningar med HBRV har publicerats, rankades lågt med undantag för PFAS-4.
- PFAS-4 och fluorid rankades högst i två vattenverk och uran i ett verk, alla i riskklass 4, vilket enligt Risktermometerns riskklassificeringssystem innebär att åtgärder för att sänka halterna bör övervägas.
- Många av de analyserade substanserna förelåg i halter <LOQ vilket resulterade i att de uteslöts ur riskrankningen.
- Det fanns stor variation i antalet analyserade vattenprover för olika substanser, samt i proportion av prover med detekterade halter, vilket påverkade osäkerheten i rankningen.
- Det saknades publicerade riskbedömningar, inklusive HBRV, för en stor andel av detekterade substanser.
- Riskrankning av kemiska ämnen från dricksvatten i Risktermometern, i sin nuvarande version, kräver att vattenproducenterna får toxikologisk experthjälp, samt praktisk hjälp med själva modelleringen i Risktermometern.

---

## 8 Utvecklingsmöjligheter

- Utveckling av en användarvänlig digital version av Risktermometern skulle i framtiden göra riskrankningsmetoden mer tillgänglig för drickvattenproducenterna.
- Analysresultaten för dricksvattnet från drickvattensproducenterna ska rapporteras i ett format som passar Risktermometern, med all den information som behövs för riskrankningen.
- Risktermometern utökas med en funktion där kemiska ämnen med halter under LOQ, och som har publicerade HBRV, kan riskrankas.
- En möjlig utveckling är att Risktermometern räknar fram vilken minimihalt som skulle generera respektive riskklass för de ämnen som har HBRV, såsom beskrivs i kapitel 5. Detta skulle generera en förenklad lista över halter i olika riskklasser som kan användas i riskhanteringsarbetet av vattenverk som inte har möjlighet att göra en mer genomgripande utvärdering av detekterade/icke-detekterade halter.
- För användarvänlig riskrankning behövs en databas för riskbedömningar som tagit fram HBRV av god vetenskaplig kvalitet och som kontinuerligt uppdateras.
- En användarvänlig Risktermometer har en databas med allokeringfaktorer för de kemiska ämnen som ska riskrankas, baserat på kunskap om dricksvattnets bidrag till totalt intag.

---

# Referenser

- ATSDR (2024). Minimal risk levels. <https://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>
- Brunner A. M., Dingemans M. M. L., Baken K. et al. (2019). Prioritizing anthropogenic chemicals in drinking water and sources through combined use of mass spectrometry and ToxCast toxicity data. *J Haz Mat*, 364: 332-338. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.10.044>
- COM (2024). Scientific Committees. [https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/expert-groups/scientific-committees\\_en](https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/expert-groups/scientific-committees_en)
- Dieter H. H. (2013). Health related guide values for drinking-water since 1993 as guidance to assess presence of new analytes in drinking-water. *Int J Hyg Environ Health*, 217: 117-132. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.05.001>
- Dulio V., van Bavel B., Brorstrom-Lunden E. et al. (2018). Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. *Environ Sci Eur*, 30(1): 5. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0135-3>
- ECHA (2024). Vägledning om informationskrav och kemikaliesäkerhetsbedömning. <https://echa.europa.eu/sv/guidance-documents/guidance-on-information-requirements-and-chemical-safety-assessment>
- EFSA (2005). Opinion of the Scientific Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA) on a request from the Commission related to the tolerable upper intake level of fluoride. *EFSA J*, 3, <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2005.192>
- EFSA (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. *EFSA J*, 653. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.653>
- EFSA (2013). Scientific opinion on dietary reference values for fluoride. *EFSA J*, 3332. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2013.3332>
- EFSA (2017a). Guidance on the assessment of the biological relevance of data in scientific assessments. *EFSA J*, 4970. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4970>
- EFSA (2017b). Guidance on the use of the weight of evidence approach in scientific assessments. *EFSA Journal*, 15(8):4971. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4971>
- EFSA (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA J*, 5194. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2018.5194>
- EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA J*, 6223. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223>
- EFSA (2021). Guidance Document on Scientific criteria for grouping chemicals into assessment groups for human risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA J*, 7033. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2021.7033>
- EFSA (2024). Scientific Committee. 22nd working group meeting on fluoride. <https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2021-11/wg-minutes-fluoride.pdf>
- EFSA (2024). Update of the risk assessment of inorganic arsenic in food. *EFSA J*, 8488. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2024.8488>
-

- 
- EMA (2024). Safety and residues: pharmaceuticals. <https://www.ema.europa.eu/en/veterinary-regulatory-overview/research-development-veterinary-medicines/scientific-guidelines-veterinary-medicines/safety-residues-guidelines/safety-residues-pharmaceuticals>
- EPA, U. (2024). Risk assessment guidance. EPA guidance. <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance>
- Ji X., Zhou Y., Xiao Y. et al. (2024). A tiered approach of hazard-prioritization and risk-ranking for chemical hazards in food commodities: Application for selected mycotoxins. *Food Res Int*, 178: 113946. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2024.113946>
- Livsmedelsverket (2006). Riksmaten - barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. [https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/kostrad-matvanor/matvaneundersokningar/riksmaten\\_-\\_barn\\_2003\\_livsmedels\\_och\\_naringsintag\\_bland\\_barn\\_i\\_sverige1.pdf](https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/kostrad-matvanor/matvaneundersokningar/riksmaten_-_barn_2003_livsmedels_och_naringsintag_bland_barn_i_sverige1.pdf)
- Livsmedelsverket (2012). Riksmaten – vuxna 2010–11. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. [https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2011/riksmaten\\_2010\\_2011.pdf](https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2011/riksmaten_2010_2011.pdf)
- Livsmedelsverket (2015). Oorganiskt arsenik i ris och risprodukter på den svenska marknaden. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2015/del-2-riskvardering---oorganisk-arsenik-i-risk-och-risprodukter-pa-den-svenska-marknaden-rapport-16-2015.pdf>
- Livsmedelsverket (2017). Swedish market Basket Survey 2015. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2017/swedish-market-basket-survey-2015-livsmedelsverkets-rapportserie-nr-26-20172.pdf>
- Livsmedelsverket (2019). Handbok för klimatanpassad dricksvattenförsörjning. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/handboker-verktyg/handbok-for-klimatanpassad-dricksvattenforsorjning-2019.pdf>
- Livsmedelsverket (2022). Fluorid. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/fluorid>
- Livsmedelsverket (2023). LIVSFS 2022:12. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/lagstiftning1/gallande-lagstiftning/livsfs-202212>
- Livsmedelsverket (2023). Risktermometern - ett hjälpmedel för att visa och jämföra risker. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/risktermometern---ett-hjalpmedel-for-att-visa-och-jamfora-risker>
- Mons M. N., Heringa M. B., van Genderen J. et al. (2013). Use of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) approach for deriving target values for drinking water contaminants. *Water Reseach*, 47: 1666-1678. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.025>
- Rosenblum J. S., Liethen A. och Miller-Robbie L. (2024). Prioritization and Risk Ranking of Regulated and Unregulated Chemicals in US Drinking Water. *Environ Sci Technol*, 58(16): 6878-6889. [https://pubs.acs.org/doi/epdf/10.1021/acs.est.3c08745?ref=article\\_openPDF](https://pubs.acs.org/doi/epdf/10.1021/acs.est.3c08745?ref=article_openPDF)
- Sand S., Lindqvist R., von Rosen D. och Ilback N.G. (2018). Dose-Related Severity Sequence, and Risk-Based Integration, of Chemically Induced Health Effects. *Toxicol Sci*, 165(1): 74-89. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfy124>
- Tröger R., Klockner P., Ahrens L. och Wiberg K. (2018). Micropollutants in drinking water from source to tap - Method development and application of a multiresidue screening method. *Sci Total Environ*, 627: 1404-1432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.277>
-

---

Tröger R., Ren H. W., Yin D. et al. (2021). What's in the water? – Target and suspect screening of contaminants of emerging concern in raw water and drinking water from Europe and Asia. *Water Research*, 198, 117099: 1-56. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.277>

Ullberg M., Lavonen E., Köhler S.J. et al. (2021). Pilot-scale removal of organic micropollutants and natural organic matter from drinking water using ozonation followed by granular activated carbon. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7: 535-548. <https://doi.org/10.1039/DOEW00933D>

UppsalaVatten (2024). PFAS (perfluorerade ämnen). <https://www.uppsalavatten.se/hushall/vatten-och-avlopp/dricksvatten/pfas>

Van der Fels-Klerx H. J., Van Asselt E. D., Raley M. et al. (2018). Critical review of methods for risk ranking of food-related hazards, based on risks for human health. *Crit Rev Food Sci Nutr*, 58(2): 178-193. <https://doi.org/10.1080/10408398.2016.1141165>

WHO (2004). Trihalomethanes in Drinking Water. [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/trihalomethanes.pdf?sfvrsn=3d3a90e3\\_4](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/trihalomethanes.pdf?sfvrsn=3d3a90e3_4)

WHO (2005). Uranium in drinking water. [https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/uranium290605.pdf?sfvrsn=2da8114e\\_4](https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/uranium290605.pdf?sfvrsn=2da8114e_4)

WHO (2022). Guidelines for drinking-water quality. Fourth Edition. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>

---

# Bilagor

---

# Bilaga A Framtagande av hälso- baserade referensvärden (HBRV)

Utgångspunkten vid framtagandet av de HBRV som anges i Tabell A.1 är oftast djurförsök där toxiciteten av substansen i fråga har studerats genom oral dosering av djuren. Alla tillgängliga djurförsöksdata går genom av riskbedömarna och de allvarliga effekterna som uppkommit vid djurens intag av substansen identifieras, liksom vid vilka intag hos djuren som effekterna uppkommer. Med dessa utgångspunkter identifieras det *lägsta* intag som ger en statistiskt säkerställd ökning av den allvarliga effekten hos det mest känsliga djurslaget (kritisk effekt) i förhållande till oexponerade djur av samma djurslag. Detta intag kallas LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effekt Level*). Det *högsta* intag som *inte* ger en statistiskt säkerställd ökning av den kritiska effekten i jämförelse med oexponerade djur tas också, om möjligt, fram; ett så kallat NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*). Med utgångspunkt av NOAEL divideras intaget med bedömningsfaktorer, med antagandet att människor är känsligare än de studerade djuren. En vanlig bedömningsfaktor är 100, som kan delas upp i 10 för extrapolering från djuren till människor och 10 för att ta hänsyn till variationen i känslighet för toxiska effekter i befolkningen. Det innebär att HBRV blir 100 gånger lägre än NOAEL för den kritiska effekten i djuren. Om LOAEL är utgångspunkten så läggs en ytterligare faktor till (3) eftersom LOAEL är en effektnivå, och den totala bedömningsfaktorn blir då 300, vilket innebär att HBRV blir 300 gånger lägre än LOAEL i djuren. Om den kritiska effekten har identifierats i studier av människor kan i många fall bedömningsfaktorn (10) för extrapolering från djur till människa uteslutas. I vissa riskbedömningar läggs ytterligare bedömningsfaktorer till beroende på om effekten i djuren (människorna) är en allvarlig sjukdom, till exempel cancer. Det blir mer och mer vanligt att riskbedömarna i stället för NOAEL och/eller LOAEL tar fram en så kallad BMD (*Benchmark dose*) för den kritiska effekten i djurförsöken, eller i studier av människor. Ofta beräknas det intag som ger 10 % ökning av den kritiska effekten i jämförelse med de oexponerade djuren (människorna) (BMD<sub>10</sub>). I denna beräkning bestäms också ett 90 % konfidensintervall för BMD<sub>10</sub> och det intag som motsvarar den lägre gränsen för konfidensintervallet (BMDL<sub>10</sub>) används som utgångspunkt för framtagandet av HBRV. Ofta divideras BMDL<sub>10</sub> med samma bedömningsfaktorer som används om NOAEL är utgångspunkten för HBRV.

I livsmedelslagstiftningen finns två typer av HBRV, så kallade tolerabla dagliga intag (TDI) och acceptabla dagliga intag (ADI). TDI tas fram för kemiska ämnen som oavsiktligt finns i livsmedlen, till exempel miljöföroreningar. ADI tas fram för kemiska ämnen som avsiktligt hamnat i livsmedlen, till exempel bekämpningsmedel och biocider som använts i livsmedelsproduktionen, läkemedel som använts för behandling av livsmedelsproducerande djur, och livsmedelstillsatser.

**Tabell A.1 (sid 38-51)**

Riskbedömningar som publicerat HBRV för detekterade substanser.  
1=vattenverk 1, 2=vattenverk 2, 3=vattenverk 3. LB=Lower-Bound, UB=Upper-Bound)

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter-och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Aluminium	1,2,3	TDI (Tolerable daily intake)	143 (170/100)	µg/kg/d	NOAEL	10 000			µg/kg/d			100	mus	hona	0,2	3	neurodevelopmental toxicity	Given the lack of clear dose-response relationships from the available studies and the consequent uncertainties in defining reliable NOAELs and LOAELs for the toxicity of aluminium, the Panel concluded that a value of 1 mg aluminium/kg bw/week (0.14 mg/kg/d), representing a rounded value between the TWIs provided by the LOAEL and NOAEL approaches, should be established as the TWI	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.754">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2008.754</a>
Antimony	1,2,3	TDI	6	µg/kg/d	NOAEL	6 000						1 000	råtta	vuxna	0,2	2	decreased body weight gain and reduced water and food intake	based on Lynch BS et al. (1999) Review of subchronic/chronic toxicity of antimony potassium tartrate. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 30:9-17.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2022.e200410">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2022.e200410</a>
Arsenik	1,2,3	RP (Reference point)	0,06	µg/kg/d	BMD	0,147	0,062	0,21	µg/kg/d	0,005	RE	1	människa	vuxna	0,2	1	incidence of skin cancer	Taking into account the uncertainty with respect to possible dose-response relationships, the CONTAM Panel considered it not appropriate to establish a tolerable daily or weekly intake.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2024.8488">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2024.8488</a>
2,6-Diklorbensamid (BAM)	1, 2	ADI Acceptable daily intake	50	µg/kg/d	NOAEL	5 000			µg/kg/d			100	råtta/hund	vuxna	0,2	2	liver histopathology/ decreased body weight	2 year study on rats and dogs	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2013.3218">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2013.3218</a>



Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Bentazon	1	ADI	90	µg/kg/d	NOAEL	9 000			µg/kg/d			100	råtta	adults	0,2	2	prolonged blood coagulation and clinical chemistry changes indicative of effects on liver and kidney at 35 mg/kg bw per day	2 year study on rats	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4077">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4077</a>
Bor	1,2,3	ADI	160	µg/kg/d	NOAEL	9 600			µg/kg/d			60	råtta	female	0,2	2	decreased fetal bw	ADI was based on the decreased fetal body weight in rats resulting from maternal boron intake during pregnancy	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2022.e200410">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2022.e200410</a>
Bromat	1	HED	0,38	mg/kg/d	HED (ED10)	380	200	722	µg/kg/d	0,1	ER	1	råtta	male/female	0,2	4	incidence of testicular mesothelioma	Testicular mesothelioma, renal tubular adenoma and carcinoma, and thyroid follicular cell adenoma and carcinoma	<a href="https://iris.epa.gov/static/pdfs/1002_summary.pdf">https://iris.epa.gov/static/pdfs/1002_summary.pdf</a>
Bromdiklorometane	2,3	Oral slope factor	6,2 x 10 <sup>-2</sup>	per mg/kg/d	HED	1 612, 903 226			µg/kg/d	0,1	ER	1	råtta/mus	male/female	0,2	4	incidence of tumors (large intestine, kidney)	Based on inadequate human data and sufficient evidence of carcinogenicity in two animal species (mice and rats) as shown by increased incidence of kidney tumors and tumors of the large intestine in male and female rats, kidney tumors in male mice, and liver tumors in female mice	<a href="https://iris.epa.gov/static/pdfs/0213_summary.pdf">https://iris.epa.gov/static/pdfs/0213_summary.pdf</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Kadmium	1,2,3	TWI	2,5	µg/kg/w	BMD	3,98	3,62	4,375801105	µg/g crea	0,05	ER	4,932962307	människa	female	0,2	2	change in beta-2-microglobulin	Model: Hill. Statistically-based cut-off (95th percentile of B2M distribution at background) corresponding to 211 µg B2M/g creatinine. Meta-analysis, caucasian population (adjusted for gender) based on the total population. The AF (4.93) used includes transformation of urinary cadmium (µg/g crea) to µg/kg/day, i.e., EFSA's chemical specific adjustment factor of 3.9 was divided by a transformation factor of 0.7906 (3.9/0.7906 = 4.93)	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.980">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.980</a>
Koffein	1	Safe intake	200	mg/d		2 857, 142 857			µg/kg/d			1	människa	female	0,2	2	200 mg caffeine per day consumed throughout the day by pregnant women no safety concerns for the fetus. Prospective cohort studies showing a dose-dependent positive association between caffeine intakes during pregnancy and the risk of adverse birth weight-related outcomes (i.e. FGR, SGA) in the offspring.		<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4102">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4102</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Karazolol	1	ADI	0.1	µg/kg/d	NOEL	20			µg/kg/d			200	människa	adults	0,2	2	reduction of vital capacity and forced expiratory volume in humans suffering from chronic bronchitis or asthma		<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/carazolol-extension-cattle-summary-report-3-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/carazolol-extension-cattle-summary-report-3-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf</a>
Krom	1,2,3r	TDI (CR(III))	300	µg/kg/d	NOAEL	286 000			µg/kg/d			1000	råtta	adults	0,2	1	two year NTP chronic oral toxicity study in rats and mice did not show carcinogenic or other adverse effects -> used highest dose tested for TDI calculation	assumed to be present in food	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2014.3595">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2014.3595</a>
Kodein	1	ARFD	50	µg/kg/d	LOEL	150			µg/kg/d			3	människa	adults	0,2	1	lowest known single oral therapeutic dose of morphine	converting it to morphine equivalents, using a factor of 0.2, based on the maximal metabolic conversion of codeine into morphine. The ARFD is therefore a group ARFD for morphine and codeine, expressed in morphine equivalents	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2018.5243">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2018.5243</a>
Koppar	1,2,3	ADI	0,07	mg/kg/d	NOAEL	70			µg/kg/d			1	människa		0,2	1	hepatic copper retention in	The SC recognises that an HBGV based on evidence of retention as predictor of future toxicity is conservative and therefore sufficiently protective for most consumers over long-term intake	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2023.7728">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2023.7728</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Cyanid	1	PMTDI	20	µg/kg/d	BMD	3 500	1 900	6447,368421	µg/kg/d			100	råtta	male	0,2	2	decreased absolute cauda epididymis weights	a 13-week drinking water study conducted in male F344 rats with sodium cyanide and application of a 100-fold uncertainty factor.	<a href="https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/1086">https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/1086</a>
Cybutryn	1	ADI	150	µg/kg/d	NOAEL	15 000			µg/kg/d			100	kanin	females	0,2	2	marked maternal toxicity, i.e. body weight loss and reduced food consumption		<a href="http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/Active-Substances/1281-21/1281-21_Assessment_Report.pdf">http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/Active-Substances/1281-21/1281-21_Assessment_Report.pdf</a>
Daidzein	1	Högst dos utan effekt	72	mg/d	nan	1 028, 571 429			µg/kg/d			1	människa	females	0,2	3	The Panel noted that potential modes of action can be hypothesised based on the available evidence, e.g. oestrogenic activity and inhibition of TPO	No effect was found on endometrial thickness and histopathological changes in the uterus up to 30 months of supplementation with 150 mg/day of soy isoflavones. After 60 months some non-malignant histopathological changes were reported.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4246">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4246</a>
DEET	1	Minimal risk level	1	mg/kg/d	NOAEL	100 000			µg/kg/d			100	råtta	pups	0,2	2	Data for body weight in F1 and F2 male and female rat pups on day 21 of lactation in the EPA study (1989)		<a href="https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp185.pdf">https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp185.pdf</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Desetyl Atrazin	2	RfD/PAD	18	µg/kg/d	NOAEL	1 800			µg/kg/d			100	råtta	female	0,2	3	attenuation of the LH surge and estrus cycle disruptions in female Sprague Dawley rats	An uncertainty factor of 100 was applied to the NOAEL (RfD), a chronic dietary population adjusted dose (PAD) safety factor of 10 was applied to protect infants and children. These RfDs and PADs are for atrazine together with its chlorinated metabolites (including deethylatrazine), which are considered to have equivalent toxicity to atrazine	<a href="https://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/ip-10/ip10.pdf">https://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/ip-10/ip10.pdf</a>
Dibromklorometane	2,3	Oral slope factor	8,4 x 10 <sup>-2</sup>	per mg/kg/d	HED	1 190, 47 619			µg/kg/d	0,1	ER	1	mus	males	0,2	4	a significantly increased incidence of hepatocellular carcinomas	positive mutagenicity data, and structural similarity to other trihalomethanes, which are known animal carcinogens	<a href="https://iris.epa.gov/static/pdfs/0222_summary.pdf">https://iris.epa.gov/static/pdfs/0222_summary.pdf</a>
Diklorprop-p	1	ADI	60	µg/kg/d	NOAEL	6 000			µg/kg/d			100	mus	males	0,2	3	chronic nephropathy		<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2006.52r">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2006.52r</a>
Diklofenak	1	ADI	0,5	µg/kg/d	LOEL	100			µg/kg/d			200	råtta	females	0,2	3	fetal constriction of the ductus arteriosus	Fetal ductus arteriosus constriction is a clinical disorder that occurs as a result of inhibition of the prostaglandin synthesis pathway, and has long been associated to maternal intake of nonsteroidal anti-inflammatory drugs in late pregnancy.	<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/diclofenac-summary-report-committee-terinary-medical-products_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/diclofenac-summary-report-committee-terinary-medical-products_en.pdf</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allockeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Erytromycin	1			µg/kg/d	NOAEL	970			µg/kg/d			100	råtta, mus, apa		0,2	1		No adverse toxic effects observed in any study. Lowest NOAEL in reproduction study 1.05 mg/kg/day in rats	<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/erythromycin-erythromycin-thio-cyante-erythromycin-stearate-summary-report-1-committee-veterinary_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/erythromycin-erythromycin-thio-cyante-erythromycin-stearate-summary-report-1-committee-veterinary_en.pdf</a>
Fludioxonil	1	ADI	0,37	mg/kg bw/d	NOAEL	37 000			µg/kg/d			100	råtta		0,2	3	Liver toxicity	Target organs after repeated oral administration are liver in rats, mice and dogs (increased weight, hepatocyte hypertrophy, bile duct proliferation). NOAEL = 37 mg/kg/day (M) and 44 mg/kg/day (F). LOAEL = 113 mg/kg/day (M) and 141 mg/kg/day (F) based on decreased mean bodyweight gain, slight anemia (F), and increased incidence and severity of liver lesions (degeneration) in both sexes.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2007.110r">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2007.110r</a>
Fluorid	1,2,3	UL	120	µg/kg/d	NOAEL	600			µg/kg/d			5	människa	adults	0,5	4	increased risk for fractures		<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2005.192">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2005.192</a>
Genistein	1	Högsta dos utan effekt	54	mg/d	nan	771, 4 285 714			µg/kg/d			1	människa	females	0,2	3	The Panel noted that potential modes of action can be hypothesised based on the available evidence, e.g. oestrogenic activity and inhibition of TPO	No effect was found on endometrial thickness and histopathological changes in the uterus up to 30 months of supplementation with 150 mg/day of soy isoflavones. After 60 months some non-malignant histopathological changes were reported	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4246">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2015.4246</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter-och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Hydroklortiazid	1	ADI	0,025	mg/kg/d	LOAEL	12 500			µg/kg/d			500	råtta	adults	0,2	2	Loss of body weight and organ mineralisation		<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/hydrochlorothiazide-summary-report-committee-tertiary-medical-products_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/hydrochlorothiazide-summary-report-committee-tertiary-medical-products_en.pdf</a>
Järn	1,2,3	Chronic RfD	0,7	mg/kg/d	LOAEL	1 000			µg/kg/d			1,5	människa	adults	0,2	1	Gastrointestinal toxicity epigastric pain, nausea, vomiting, constipation and diarrhea		<a href="https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/IronandCompounds.pdf">https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/IronandCompounds.pdf</a>
Bly	1,2,3	RP	0,63	µg/kg/d	BMD	0,67	0,625	0,71824	µg/kg/d	0,1	ER	1	människa	adults	0,2	4	prevalence of chronic kidney disease (CKD), defined as a 50 % reduction in GFR, to below 60 mL/1.73 m <sup>2</sup> body surface/min	Model: multi-stage. RP (µg/kg/day) derived by toxicokinetic model, RP = 15 / (0.4 * 60). The CONTAM Panel concluded that a MOE of 10 or greater would be sufficient to ensure that there was no appreciable risk of a clinically significant change in the prevalence of CKD. Indeed, overall, the risk at MOEs of greater than 1.0 would be very low	<a href="https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/1570">https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/1570</a>
Lidokain	1	ADI	0,1	mg/kg/d	NOAEL	1 000			µg/kg/d			10	människa	adults	0,2	1	no systemic side effects	A toxicological ADI of 6 mg/person/day or 0.1 mg/kg/day is established based on the systemic NOAEL of 1 mg/kg/day in human patients and applying a 10-fold factor for individual variation. This is a conservative value, since the NOAEL is based on the systemically absorbed dose of lidocaine, whereas oral exposure would result in lower bioavailability.	<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/lidocaine-bovine-european-public-mrl-assessment-report-epmar-cvmp_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/lidocaine-bovine-european-public-mrl-assessment-report-epmar-cvmp_en.pdf</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allotteringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Mangan	1	UL	8 (vuxna)	mg/d		114, 2857 143			µg/kg/d			1	människa	adults	0,2	3	CNS effects	When assessing exposure to manganese from food, the modifying factor is 1; however, when assessing exposure to manganese from drinking water or soil, a modifying factor of 3 is recommended.	<a href="https://iris.epa.gov/static/pdfs/0373_summary.pdf">https://iris.epa.gov/static/pdfs/0373_summary.pdf</a>
Kviksilver	1	TWI	1,3	µg/kg/w	NOEL/ BMDL05	1,2			µg/kg/d			6,4	människa	children	0,2	3	decreased scores on neurodevelopmental indices at 9 and 30 months (Nutrition Cohort in Seychelles Child Developmental Study), neurological auditory function (Faroe Islands Cohort 1)	TWI for methylmercury, expressed as mercury. The CONTAM Panel decided to use the mean of the apparent NOEL from the Seychelles nutrition cohort at 9 and 30 months (11 mg/kg maternal hair) and the BMDL05 from the Faroese Cohort 1 at age seven years (12 mg/kg in maternal hair), giving 11.5 mg/kg maternal hair as the basis for derivation of a health-based guidance value. Using a one-compartment toxicokinetic model the steady state concentration in blood related to an average daily intake of mercury was calculated	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2012.2985">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2012.2985</a>
Nickel	1,2,3	TDI (chronic)	13	µg/kg/d	BMD	3 623, 81 015	1 340	9 800	µg/kg/d	0,1	ER	100	råtta		0,2	2	increased incidence of post-implantation loss after chronic oral exposure		<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6268">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6268</a>
Nikotin	1	ADI	0,0008	mg/kg bw/d	LOAEL	7,8			µg/kg/d			10	människas		0,2	1	Slight, transient and rapidly reversible increase of the heart rate in humans	Avoiding acute effects of nicotine would also protect from its chronic effects and EFSA established an acceptable daily intake (ADI1) for nicotine at 0.0008 mg/kg b.w. per day that is at the same level as the ARfD.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.286r">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.286r</a>



Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allockeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Nitrat	1,2,3	ADI (nitrite ADI converted to nitrate)	3,7	mg ion/kg/d	NOAEL	370 000	105 000	940 000	µg/kg/d			100	råtta		0,2	2	increased methaemoglobin level	The Committee considered that the evidence from human metabolism studies on nitrate taken in conjunction with the toxicity of nitrite provides confirmation of the ADI for nitrate established by the Committee in its previous review. Despite the uncertainty associated with the ADI set by the SCF (1997) due to the inability to examine its basis thoroughly, the Panel considered that currently there was insufficient evidence to withdraw this ADI.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4787">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4787</a>
Nitrit	2,3	ADI	70	µg ion/kg/day	BMD	10 943, 5 189	6 741	17 766	µg/kg/d	0,005	ER	100	råtta	male	0,2	2	increased methaemoglobin level	Exponential model	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4786">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4786</a>
Oxybenzone (Benzophenone-3)	1	not determined			NOAEL	67 900			µg/kg/d			10	råtta	male	0,2	3	number of spermatocytes per seminiferous tubule was significantly reduced	Maternal and lactational exposure to BP-3. Observations on testis morphology of PDN 23 rat offspring	<a href="https://health.ec.europa.eu/system/files/2022-08/sccs_o_247.pdf">https://health.ec.europa.eu/system/files/2022-08/sccs_o_247.pdf</a>
PFAS-4 (PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS)	1,2,3	TWI	0,0044	µg/kg/w	BMD	0,00117	0,00063	0,0014	µg/kg/d	0,1	ER	1	människa	1 year-old children	0,2	3	decreased vaccination response in 1 year old children (reduction in antibody titres against diphtheria)	Model: Exponential, using the lowest BMDL (10% due to uncertainty) from individual models. Modelled on the infants. TWI toxicokinetic modelling of maternal exposure prior to first pregnancy resulting in blood levels in 1 year old toddlers at BMDL in toddlers.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2020.6223</a>
Propikonazol	1	ADI	40	µg/kg/d	NOAEL	3 600			µg/kg/d			100	råtta	adults	0,2	3	adrenal toxicity	2-year study in rats. Propiconazole may be considered to have endocrine disrupting properties.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4887">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2017.4887</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Propylparaben	1	not determined			LOAEL	10 000			µg/kg/d			10	råtta	juvenile male	0,2	3	reduced daily sperm production	propyl paraben should not be included in group ADI of the sum of methyl and ethyl p-hydroxybenzoic acid esters and their sodium salts because propyl paraben, contrary to methyl and ethyl paraben, had effects on sex hormones and the male reproductive organs in juvenile rats. The Panel is unable to recommend an ADI for propyl paraben because of the lack of a clear NOAEL.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2004.83">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efs.2004.83</a>
Ricinolsyra	1	TDI	0,7	mg/kg/d	NOAEL	67 000			µg/kg/d			100	människas	adult	0,2	1	laxative effect	A dose of 4 g is absorbed completely and thus not exerting any laxative effect. This dose was selected as a NOEL and an unusual safety factor of 100 (when based on human data) was used because of the absence of toxicological studies. (4000 mg:60kg:100 ~ 0.7 mg/kg bw). Oral 2-year combined chronic toxicity/ carcinogenicity study in rats included histopathology of reproductive organs and no changes were observed. In addition, at markedly higher doses (up to 13,000 mg/kg bw per day in mice and 16,200 mg/kg bw per day in rats), no adverse effects were observed in other chronic studies in rats and a carcinogenicity study in mice.	<a href="https://food.ec.europa.eu/system/files/2020-12/sci-com_scf_out181_en.pdf">https://food.ec.europa.eu/system/files/2020-12/sci-com_scf_out181_en.pdf</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Selen	1,2,3	UL	255	µg/d	LOAEL	4,74			µg/d			1,3	människa		0,2	3	clinical selenosis in humans (mechanism: alterations in protein metabolism). Keratinised nails, skin, loss of hair (alopecia).	The Panel considers that the progression of the effects of excess selenium on keratinised epithelia or integuments (hair, skin, nails) as seen in selenosis is a consequence of altered protein metabolism. Alopecia is an early observable feature and a well-established adverse effect of excess selenium exposure (Sections 3.5.2.1 and 3.5.2.2). Thus, based on considerations of causality and biological relevance, the Panel selects alopecia as the critical endpoint on which to base a UL for selenium (Section 3.6.2).	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2023.7704">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2023.7704</a>
Sukralos	1	ADI	15	mg/kg/d	NOAEL	1 500 000			µg/kg/d			100	rätta	adults	0,2	2	reduced body weight gain	Consideration of the critical studies on these aspects have identified reduced body weight gain, where it is attributable to direct sucralose toxicity rather than secondary to reduced food intake because of impalatability of the diet, as the pivotal effect for establishing an ADI.	<a href="https://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out68_en.pdf">https://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out68_en.pdf</a>
Sulfat	1,2,3	not determined			NOAEL	2 025 000			µg/kg/d			1	rätta	adults	0,2	1	no adverse effects detected	In a subchronic oral toxicity study in rats, no effects were noticed, except for diarrhoea in males at dose of 2,025 mg sulphate/kg bw/day, which the Panel considered treatment-related but not as an adverse effect.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2019.5868">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2019.5868</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allokeringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Terbutryn	1	RfD	1	µg/kg/d	NOAEL	100			µg/kg/d			100	råtta	females	0,2	2	hematological effects	NOEL for systemic effects	<a href="https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0285_summary.pdf">https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0285_summary.pdf</a>
Tribrommetan	2,3	Oral slope factor (bromoform)	7,9 x 10 <sup>-3</sup>	per mg/kg/d	HED	12 658, 22 785			µg/kg/d	0,1	ER	1	råtta	females	0,2	4	cancer	Neoplastic lesions (adenomatous polyps or adenocarcinomas) in the large intestine (colon or rectum) female rats.	<a href="https://iris.epa.gov/static/pdfs/0214_summary.pdf">https://iris.epa.gov/static/pdfs/0214_summary.pdf</a>
Triklormetan	2,3	RFD (chloroform)	10	µg/kg/d	BMDL10	1 000			µg/kg/d			100	hund	adults	0,5	4	cancer	can be considered protective against cancer risk. Confidence in the cancer assessment for chloroform is rated as medium. This is based on a strong database in animals that supports the conclusion that cancer does not occur without antecedent cytotoxicity and regenerative hyperplasia, cancer risk is negligible at doses that do not result in cytotoxicity.	<a href="https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&amp;substance_nmbr=25">https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&amp;substance_nmbr=25</a>
Tributyl citrat acetat	1	TDI	1	mg/kg/d	NOAEL	100 000			µg/kg/d			100	råtta		0,2	2	mild effects on body weight and some biochemical parameters	tested in 90-day oral toxicity studies in rats, also including an in utero exposure phase, and in a 2-generation reproduction study using rats. There was no evidence of any carcinogenic potential of ATBC when administered orally in the diet for 2 years to rats.	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2005.273a">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2005.273a</a>

Kemikalie	Detekterad	HBRV	HBRV-värde	Enhet	Referenspunkt (RP)	Punktskattning [central RP]	RPLB	RP UB	Enhet RP	BMR (Benchmark-respons)	BMR-typ [ER-extra risk; AR-additional risk; RE-relative effekt; EE-extra effekt]	AF [inter- och intraart, kronisk-subkronisk]	Art	Kön	Allotteringsfaktor dricksvatten (DV)	Allvarlighet (kategori 1-5)	Effekt (engelska)	Kommentar (engelska)	Referens
Trimetoprim	1	ADI	12,5	µg/kg/d	NOAEL	2 500			µg/kg/d			200	hund		0,2	2	reduced wbc counts, increased cholesterol, changes in thyroid weights	A safety factor of 200 was justified by the poor quality of the study	<a href="https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/tri-methoprim-summary-report-2-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf">https://www.ema.europa.eu/en/documents/mrl-report/tri-methoprim-summary-report-2-committee-veterinary-medicinal-products_en.pdf</a>
Uran	2,3	TDI	0,6	µg/kg/d	LOAEL	60			µg/kg/d			100	råtta	male	0,8	2	nephrotoxicity	glomerular adhesions, apical displacement of the proximal tubular epithelial nuclei and cytoplasmic degranulation	<a href="https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.1018">https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2009.1018</a>

---

# Bilaga B Beräkning av SAMOE

SAMOE (*Severity-adjusted MOE*) beräknas enligt nedan där HBRV motsvarar kvoten mellan RP och AF:

$$SAMOE = \frac{RP \times DV}{AF \times SF \times E} \quad (2)$$

- RP är den hälsobaserade referenspunkten (reference point) för den kritiska effekten som HBRV baseras på, som kan vara en benchmarkdos (BMD), ett NOAEL (*no observed adverse effect level*) eller ett LOAEL (Tabell A.1). BMD<sub>10</sub> är den RP som vanligen används och utgör standard i Risktermometern, det vill säga dosen som motsvarar en 10-procentig sannolikhets- eller effektökning av en given effektparameter i jämförelse med bakgrunden. I Tabell A.1 anges vilken typ av RP (till exempel NOAEL, LOAEL, BDM) som tagits fram i riskbedömningen i fråga, samt vilka intag som motsvarar RP.
- AF är en bedömningsfaktor (*adjustment factor*) som har ett standardvärde på 100 i det fall RP är framtaget i djurförsök. Denna AF används för extrapolering av RP från djur till människa, det vill säga att RP från djurförsöket blir 100 gånger lägre efter extrapolering till RP hos människa. Mer specifikt innefattar AF en faktor 10 för extrapolering av RP mellan djur och människa, och en ytterligare faktor 10 för att beakta känsliga individer i den studerade populationen i befolkningen. Respektive faktor på 10 kan även delas upp i en toxikokinetisk och toxikodynamisk del. I föreliggande projekt har rapporterade AF i de olika publicerade riskbedömningarna använts (Tabell A.1, Bilaga A), vilket i enstaka fall även kan omfatta ytterligare aspekter, till exempel används ibland en extra AF för att beakta begränsningar i databasen för den kritiska effekten.
- DV är allokeringsfaktor för dricksvatten som för de flesta ämnen satts till 0,2 (20 %) som används av WHO vid beräkning av gränsvärden för toxiska ämnen i dricksvatten (2017). I detta fall antar WHO att dricksvattnet generellt inte bidrar med mer än i medeltal 20 % till totalintaget av det toxiska ämnet från alla källor och i beräkningen av gränsvärden för dricksvatten divideras då HBRV med 0,20. Om denna standard inte anses passa för vissa ämnen, där bidraget från dricksvatten till det totala medelintaget skulle kunna vara tydligt högre, kan allokeringsfaktorn enligt WHO bli högre än 20 %. I riskrankningen undersöktes om en högre allokeringsfaktor än 20 % kunde vara motiverad för de substanser som i ett första rankningssteg hamnade i riskklass 3 eller 4. Detta gällde fluorid, nitrat, PFAS-4, triklormetan och uran. Efter genomgång av riskbedömningarna ändrades allokeringsfaktorn för uran till 80 % (WHO 2005), och för fluorid (EFSA 2005) samt triklormetan användes 50 % (WHO 2004) (se 3.3. Intagsberäkningar av kemikalier från dricksvattenkonsumtion). Allokeringsfaktorn är unik för denna tillämpning av Risktermometern då den specifikt berör dricksvatten.
- SF är allvarlighetsfaktorn (*severity factor*) som kan anta värden på 1, 3,2, 10, 32 eller 100 beroende på klassificering av kritisk effekt enligt klassificeringsschemat för hälsoeffektens allvarlighet, presenterat i Sand et al. (2018) (se Supplementary Tabell S2 i Sand et al.). Det kan noteras att internationella vägledningar på området (t.ex. EFSA 2017) rekommenderar att den effektnivå som RP (utgångspunkten för framtagande av HBRV) definieras utifrån vad som är en acceptabel förändring av den kritiska hälsoeffekten. Etablerande av sådana responsnivåer beroende på hälsoeffekt skulle då (direkt) ge mer jämförbara RP (och HBRV). Konceptuellt sett framstår detta som ett rimligt förfarande. Det finns dock praktiska svårigheter då denna responsnivå

---

beror av flera faktorer samtidigt (typen av effekt, dataformat, expertbedömning). Detta är en anledning till att tillvägagångssättet inte fått systematiskt genomslag i praktiken, utan att en standardrespons, vanligen på 10 %, i stället har använts oberoende av kritisk hälsoeffekt. Designen av Risktermometern, där en allvarlighetsfaktor i stället appliceras systematiskt till en standardiserad RP, är en direkt konsekvens av dessa förhållanden och utmaningar.

Arsenik hanterades som ett specialfall. RP för arsenik baseras på hudcancer (EFSA 2024) vilket vanligen skulle innebära en SF = 32. Risktermometern är kalibrerad mot en RP som motsvarar en 10 % absolut eller extra respons eller sannolikhetsökning från bakgrunden. RP för arsenik motsvarar dock en 5 % relativ riskökning vilket i detta fall motsvarade en mycket låg absolut ökning i hudcancerincidens på ungefär 2 av 100 000 livstidsexponeringar. Genom att arseniks RP redan är associerad med en mycket låg responsnivå för cancer så har effektens allvarlighet redan beaktats i RP, varför SF = 1 användes för arsenik.

- E är exponeringen (intaget) från dricksvatten som motsvarar produkten mellan medelhalt av substansen i fråga i dricksvatten och konsumtionen av dricksvatten (ett dagligt konsumtionsscenario, se nedan). Medelhalter har beräknats genom bootstrapsimulering (N = 50 000 iterationer) utifrån tillgängliga data för respektive substans där halter under LOQ uteslutits. Medianen av genererade medelhalter har använts som punkttestimat. För vuxna antogs en kroppsvikt på 76,6 kg (Livsmedelsverket 2012) och en vattenkonsumtion på 2 l/dag (WHO 2022). För barn antogs en kroppsvikt på 18 kg (4-åringar) (Livsmedelsverket 2006) och en vattenkonsumtion på 1 l/dag (WHO 2022).

Underlaget till använda värden för RP, AF, och SF redovisas i Tabell A1 (Bilaga A). SAMOE presenteras i riskrankningen som ett punkttestimat samt ett osäkerhetsintervall. Osäkerheten i RP och E har antagits vara normalfördelad på logaritmisk skala. Respektive fördelning har definierats genom specifikation av ett intervall som täcker 90 % av sannolikheten. Då information om det beräknade 90-procentiga konfidens- eller kredibilitetsintervallet för BMD (BMDL-BMDU) rapporterats har detta definierat osäkerhetsfördelningen för RP. I avsaknad av information rörande osäkerheten i RP har ett standardintervall på  $\pm 0,2$  (logaritmisk skala) använts, baserat på semi-kvalitativa beaktanden i Livsmedelsverket (2015). För intagen (E) har den 5:e och 95:e percentilen från bootstrapsimuleringen definierat osäkerhetsfördelningen för medelhalten. Vattenkonsumtion och kroppsvikt hölls konstanta i respektive intagsscenario (vuxna och barn). Osäkerheten i övriga parametrar (AF, SF, DV) har inte beaktats kvantitativt i detta arbete då det skulle vara svårt att differentiera graden av osäkerhet i dessa parametrar, som kan vara beroende på vilken kemikalie som riskrankas.

Osäkerhetsintervallet för SAMOE har beräknats genom Monte-Carlosimulering. N = 50 000 värden har slumpmässigt genererats från osäkerhetsfördelningen för RP respektive E. Detta har kombinerats med konstanta värden för övriga parametrar (AF, SF, DV) och SAMOE har beräknats enligt ekvation 1. Detta ger N alternativa SAMOE-värden som beskriver osäkerhetsfördelningen. Rapporterat osäkerhetsintervall motsvarar den 5:e och 95:e percentilen. I fallet då en substans i ett vattenverk enbart detekterats i ett prov gick detta intervall inte att beräkna.

# Bilaga C Tabeller över data för substanser som inte inkluderades i riskrankningen

**Tabell C.1**

Substanser som analyserades i vattenverk 1 men inte kunde detekteras.

Resultaten i nedanstående tabeller beskrivs i avsnitt 4.1 i rapporten.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
1-(3,4-Diklorfenyl)-3-metylurea	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
1-(3,4-Diklorfenyl)urea	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
1,2-Dikloretan	Industrikemikalie	64	0,5–1,5
2(4-Klorfenoxyl)propionsyra (4-CCP)	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
2,4,5-Triklorfenoxiättiksyra	Bekämpningsmedel	13	0,01–0,05
2,4-Diklorfenoxiättiksyra (2,4-D)	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
2-Metyl-4-klorfenoxiättiksyra (MCPA)	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
2,6-Dichlorobenzamide (BAM) <sup>a</sup>	Bekämpningsmedelsmetabolit	18	0,01–0,05
Aldrin	Bekämpningsmedel	27	0,005–0,3
Aminometylfosfonsyra (AMPA)	Metabolit bekämpningsmedel	12	0,01
Atrasin	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Atrasin-2-hydroxy	Bekämpningsmedel/metabolit	7	0,01
Atrasin-desetyl	Bekämpningsmedel	7	0,01
Atrasin-desisopropyl	Bekämpningsmedel/metabolit	7	0,01
Azoxystrobin	Bekämpningsmedel	7	0,01
Benzo(a)pyren	Kontaminant	64	0,002–0,01
Bensen	Industrikemikalie	64	0,1–0,5
Bentazon <sup>a</sup>	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Bitertanol	Bekämpningsmedel	12	0,01
Boscalid	Bekämpningsmedel	7	0,01
Bromdiklormetan	Desinfektionsbiprodukt	64	0,1–5
Carbendazim	Bekämpningsmedel	7	0,01
cis-Heptaklorepoxid	Metabolit bekämpningsmedel	14	0,01
Cyazin	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Desetylatriasin	Metabolit bekämpningsmedel	11	0,01–0,05
Desisopropylatriasin	Metabolit bekämpningsmedel	11	0,01–0,05
Dibromklormetan	Desinfektionsbiprodukt	64	0,1–5
Dieldrin	Bekämpningsmedel	27	0,01–0,03
Diklorprop	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Dimetoat	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Diuron	Bekämpningsmedel	13	0,01
Etofumesat	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Fenhexamid	Bekämpningsmedel	7	0,01
Fenoxaprop	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Fluroxipyr	Bekämpningsmedel	5	0,05
Foransulfuron	Bekämpningsmedel	5	0,05
Glyfosat	Bekämpningsmedel	12	0,01



Fortsättning tabell C.1

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
Heptaklor	Bekämpningsmedel	27	0,01–0,03
Heptaklorepoxid	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,015
Hexazinon	Bekämpningsmedel	13	0,01
Imazapyr	Bekämpningsmedel	12	0,01–0,05
Imazilil	Bekämpningsmedel	7	0,01
Imidacloprid	Bekämpningsmedel	7	0,01
Iprodion	Bekämpningsmedel	7	0,01
Isoproturon	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Klopyralid	Bekämpningsmedel	12	0,01–0,05
Kloridazon	Bekämpningsmedel	13	0,01
Klorsulfuron	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Kvinmerac	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Mekoprop	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Meribuzin	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Metazaklor	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Metramitron	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Metribuzin-desamino-diketo	Bekämpningsmedel	7	0,01
Metribuzin-diketo	Bekämpningsmedel	7	0,01
Metsulfuronmetyl	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
N,N-Dimetyl-N'-p-tolylsulfamid (DMST)	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
Nikosulfuron	Bekämpningsmedel	5	0,05
Pendimethalin	Bekämpningsmedel	2	0,01
Pirimikarb	Bekämpningsmedel	7	0,01
Prochloraz	Bekämpningsmedel	7	0,01
Propiconazol	Bekämpningsmedel	7	0,01
Propyzamid	Bekämpningsmedel	3	0,01
Rimsulfuron	Bekämpningsmedel	5	0,05
Simazin	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Simazin-2-hydroxy	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
Sulfosulfuron	Bekämpningsmedel	5	0,05
Summa5PAH	Kontaminant	65	0,006–0,1
Terbutylazin	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Terbutylazin-2-hydroxy	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
Tertbutylazin-desetyl	Bekämpningsmedelsmetabolit	7	0,01
Tetrakloreten	Industrikemikalie	64	0,2–3
Tifensulfuronmetyl	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
trans-Heptaklorepoxid	Metabolit bekämpningsmedel	21	0,01–0,03
Triasulfuron	Bekämpningsmedel	5	0,05
Tribenuronmetyl	Bekämpningsmedel	5	0,05
Tribrommetan	Desinfektionsbiprodukt	64	0,2–5
Triflusulfuronmetyl	Bekämpningsmedel	5	0,05
Triklloreten	Industrikemikalie	64	0,1–3
Triklormetan	Desinfektionsbiprodukt	64	0,3–5

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification).

<sup>a</sup>Detekterad i forskningsprojekt; se Tabell 4.1.

**Tabell C.2**

Substanser i vattenverk 1  
som kunde detekteras men  
där HBRV inte kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (ng/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (ng/l)
Atenolol	Läkemedel	24	0,049–0,22 (8,3)	0,22 (0,15–0,29)
Bicalutamid	Läkemedel	24	?–1,7 (92)	2,25 (0,50–9,62)
Bis(2-etylhexyl) fosfat	Industrikemikalie	3	? (100)	1,75 (1,74–2,28)
Bisopropol	Läkemedel	19	0,012–0,074 (6,3)	0,10 (0,08–0,14)
Carbamazepine	Läkemedel	21	? (100)	7,10 (1,46–14,0)
Cetirizine	Läkemedel	19	? (100)	2,60 (1,10–4,10)
Citalopram	Läkemedel	24	0,01–0,13 (17)	0,18 (0,17–0,31)
Cotinin	Metabolit av nikotin	2	? (100)	2,00 (1,94–2,07)
Di-(2-ethylhexyl)-phosphoric acid	Industrikemikalie	16	0,37–0,71 (6,3)	1
Diazepam	Läkemedel	15	0,01–0,13 (16)	0,032 (0,029–0,051)
Dibutyl fosfat	Industrikemikalie	15	?–0,062 (6,7)	0,36
Fexofenadine	Läkemedel	19	? (100)	1,63 (1,00–9,50)
Fluconazole	Läkemedel	16	? (100)	1,80 (1,00–9,50)
Perfluoroktansulfonamid (FOSA)	Industrikemikalie	8	?–0,55 (25)	0,056 (0,054–0,058)
Ifosfamide	Läkemedel	16	0,12–0,2 (19)	0,33 (0,14–0,35)
Irbesartan	Läkemedel	19	0,01–0,13 (47)	0,077 (0,018–0,14)
Lamotrigine	Läkemedel	24	? (100)	7,64 (3,90–19,0)
Losartan	Läkemedel	16	0,047 (31)	1,60 (0,97–2,20)
Metoprolol	Läkemedel	24	0,062–0,076 (79)	0,99 (0,17–2,70)
Mirtazapine	Läkemedel	19	0,01–0,014 (16)	0,053 (0,047–0,073)
Oxazepam	Läkemedel	21	? (100)	1,88 (0,17–4,40)
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	Industrikemikalie	24	?–16 (33)	1,28 (0,25–4,24)
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	Industrikemikalie	24	?–2,1 (24)	1,05 (0,86–1,34)
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	Industrikemikalie	24	0,8 (96)	2,24 (0,83–6,70)
Perfluorhexansyra (PFHxA)	Industrikemikalie	24	?–28 (33)	1,35 (0,74–2,60)
Perfluorheptansyra (PFHpA)	Industrikemikalie	24	?–<,8 (33)	0,85 (0,42–3,60)
Perfluoroktansyra (PFOA)	Industrikemikalie	24	?–1,5 (33)	1,00 (0,83–1,80)
Perfluoronansyra (PFNA)	Industrikemikalie	24	0,047–? (96)	0,75 (0,21–2,00)
Perfluordekansyra (PFDA)	Industrikemikalie	24	?–0,5 (21)	0,086 (0,078–0,11)
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	Industrikemikalie	24	?–1,3 (8)	0,070 (0,062–0,078)
Perfluordodekansyra (PFDoDA)	Industrikemikalie	24	?–2,9 (8)	0,26 (0,22–0,30)
Phenazone	Läkemedel	16	?–0,035 (69)	0,30 (0,017–2,00)
Propranolol	Läkemedel	19	0,010–0,16 (26)	0,049 (0,024–0,24)
Sotalol	Läkemedel	24	0,097–0,79 (8)	1,96 (0,83–3,09)
Sulisobenzone	Personlig hygien	19	0,21–1,1 (42)	1,40 (0,90–2,60)
Telmisartan	Läkemedel	3	? (100)	0,47 (0,33–0,77)
Terbutaline	Läkemedel	19	0,039–0,26 (5)	0,71
Tolytriazole	Industrikemikalie	19	? (100)	7,20 (2,90–12,0)
Tramadol	Läkemedel	24	? (100)	2,30 (0,18–28,0)
Triisopropanolamine	Personlig hygien	22	0,053–0,081 (27)	0,98 (0,25–1,22)
Tris(2-butoxyethyl) phosphate	Industrikemikalie	19	0,10 (37)	0,97 (0,31–2,00)
Venlafaxine	Läkemedel	24	0,12–1,5 (38)	1,45 (0,75–1,6)

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ. Där frågetecken (?) för LOQ anges, saknades information om LOQ.

**Tabell C.3**

Substanser som analyserades men inte kunde detekteras i vattenverk 3.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
1,2-Dikloretan	Industrikemikalie	11	0,75–1,00
2,4-Diklorfenoxiättiksyra (2,4-D)	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
2-Metyl-4-klorfenoxiättiksyra (MCPA)	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
2,6-Diklorbensamid (BAM)	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Acenaften	Organisk kontaminant	1	0,01
Aminometylfosfonsyra (AMPA)	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Atrasin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Bensen	Industrikemikalie	20	0,2
Bentazon	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Benso(a)pyren	Organisk kontaminant	11	0,002–0,01
Bromat	Desinfektionsbiprodukt	12	5
Cyanazin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Cyanid	Oorganisk kontaminant	9	0,005
Desetylatrasin	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Desisopropylatrasin	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Diklorprop	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Dimetoat	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Etofumesat	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Etylbensen	Industrikemikalie	1	0,2
Fenoxaprop	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Fluroxipyr	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Glyfosat	Bekämpningsmedel	16	0,01–0,05
Imazapyr	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Isoproturon	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Klopyralid	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Kvicksilver	Oorganisk kontaminant	12	0,002–0,05
Kvinmerac	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
M,P-Xylen	Industrikemikalie	1	0,2
Mangan	Oorganisk kontaminant	504	5
Mekoprop	Bekämpningsmedel	18	0,01–0,05
Metribuzin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Metazaklor	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Metramitron	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Perfluorpexansyra (PFHpA)	Industrikemikalie	83	0,0003–0,01
Perfluornonansyra (PFNA)	Industrikemikalie	83	0,0003–0,01
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	Industrikemikalie	83	0,0003–0,01

Fortsättning tabell C.1

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
Perfluordodekansyra (PFDoDA)	Industrikemikalie	71	0,0003–0,01
Perfluortridekansyra (PFTrDA)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,0012
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,0012
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	Industrikemikalie	58	0,0003–0,015
Perfluornonansulfonat (PFNS)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,0012
Perfluordekansulfonat (PFDS)	Industrikemikalie	83	0,0003–0,0025
Perfluordodekansulfonat (PFDoDS)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,0012
4:2 Fluortelomersulfonat (4:2 FTS)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,0012
8:2 Fluortelomersulfonat (8:2 FTS)	Industrikemikalie	58	0,0003–0,0012
Perfluoroktansulfonamid (FOSA)	Industrikemikalie	83	0,0003–0,01
N-metylperfluoroktansulfonamid (MeFOSA)	Industrikemikalie	56	0,0003–0,008
N-etylperfluoroktansulfonamid (EtFOSA)	Industrikemikalie	56	0,002–0,008
N-metylperfluoroktansulfonamidetanol (MeFOSE)	Industrikemikalie	56	0,002–0,008
N-etylperfluoroktansulfonamidetanol (Et-FOSE)	Industrikemikalie	56	0,002–0,008
Perfluoroktansulfonamidättiksyra (FOSAA)	Industrikemikalie	56	0,002–0,008
N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra (MeFOSAA)	Industrikemikalie	55	0,001–0,004
N-etylperfluoroktansulfonamidättiksyra (EtFOSAA)	Industrikemikalie	55	0,001–0,004
7H-perfluorheptansyra (HPFHpA)	Industrikemikalie	55	0,001–0,004
Simazin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Summa4PAH	Kontaminant	9	0,006
Terbutylazin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Tetrakloreten	Industrikemikalie	1	0,20
Toluen	Industrikemikalie	1	0,2
Triklloreten	Industrikemikalie	1	0,1

Tabell C.4

Substanser i vattenverk 3 som kunde detekteras men där HBRV inte kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (ng/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (ng/l)
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (49)	0,50 (0,32–1,36)
Perfluorpentansulfonat (PFPeS)	Industrikemikalie	56	0,3–1,2 (5)	0,42 (0,34–0,55)
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (64)	0,97 (0,34–3,90)
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (63)	0,87 (0,55–1,50)
Perfluorbutansyra (PFBA)	Industrikemikalie	81	1–8 (48)	6,30 (2,50–23,0)
Perfluorpentansyra (PFPeA)	Industrikemikalie	81	0,3–10 (9)	0,64 (0,37–2,10)
Perfluorhexansyra (PFHxA)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (2)	1,22 (1,16–1,27)
Perfluoroktansyra (PFOA)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (7)	4,82 (0,39–9,20)
Perfluordekansyra (PFDA)	Industrikemikalie	83	0,3–10 (2)	4,30 (3,60–5,00)
6:2 Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	Industrikemikalie	81	0,3–10 (4)	0,55 (0,51–1,02)
Perfluor-3,7-dimetyloktansyra (PF37DMOA)	Industrikemikalie	55	1,0–4,0 (2)	4,7

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ.

**Tabell C.5**

Substanser som analyserades men inte kunde detekteras i vattenverk 2.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
1,2-Dikloretan	Industrikemikalie	11	0,1–1,00
2,4-Diklorfenoxiättiksyra (2,4-D)	Bekämpningsmedel	19	0,01–0,05
2-Metyl-4-klorfenoxiättiksyra (MCPA)	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Aminometylfosfonsyra (AMPA)	Metabolit bekämpningsmedel	21	0,01–0,05
Atrasin	Bekämpningsmedel	137	0,01–0,05
Bensen	Industrikemikalie	12	0,2
Bentazon	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Benso(a)pyren	Organisk kontaminant	11	0,002–0,01
Bromat	Desinfektionsbiprodukt	11	5
Cyanazin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Cyanid	Oorganisk kontaminant	9	0,005
Desisopropylatrasin	Metabolit bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Diklorprop	Bekämpningsmedel	19	0,01–0,05
Dimetoat	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Etofumesat	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Etylbensen	Industrikemikalie	2	0,2
Fenoxaprop	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Fluroxipyr	Bekämpningsmedel	19	0,01–0,05
Glyfosat	Bekämpningsmedel	16	0,01–0,05
Imazapyr	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Isoproturon	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Klopyralid	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Kvicksilver	Oorganisk kontaminant	13	0,002–0,05
Kvinmerac	Bekämpningsmedel	19	0,01–0,05
M,P-Xylen	Industrikemikalie	2	0,2
Mangan	Oorganisk kontaminant	553	0,005
Mekoprop	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Metribuzin	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Metazaklor	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
Metramitron	Bekämpningsmedel	20	0,01–0,05
O-Xylen	Industrikemikalie	2	0,2
Perfluoronansyra (PFNA)	Industrikemikalie	366	0,0003–0,01
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	Industrikemikalie	366	0,0003–0,01
Perfluordodekansyra (PFDoDA)	Industrikemikalie	366	0,0003–0,01
Perfluortridekansyra (PFTrDA)	Industrikemikalie	210	0,0003–0,01
Perfluoronansulfonat (PFNS)	Industrikemikalie	210	0,0003–0,0012
Perfluordekansulfonat (PFDS)	Industrikemikalie	366	0,0003–0,010
Perfluordodekansulfonat (PFDoDS)	Industrikemikalie	210	0,0003–0,025
4:2 Fluortelomersulfonat (4:2 FTS)	Industrikemikalie	210	0,0003–0,01

Fortsättning tabell C.1

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (µg/l)
Perfluoroktansulfonamid (FOSA)	Industrikemikalie	356	0,0003-0,1
N-metylperfluoroktansulfonamid (MeFOSA)	Industrikemikalie	210	0,0003-0,1
N-etylperfluoroktansulfonamid (EtFOSA)	Industrikemikalie	210	0,002-0,1
N-metylperfluoroktansulfonamidetanol (MeFOSE)	Industrikemikalie	210	0,002-0,1
N-etylperfluoroktansulfonamidetanol (Et-FOSE)	Industrikemikalie	210	0,002-0,1
Perfluoroktansulfonamidättiksyra (FOSAA)	Industrikemikalie	210	0,001-0,1
N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra (MeFOSAA)	Industrikemikalie	210	0,001-0,1
N-etylperfluoroktansulfonamidättiksyra (EtFOSAA)	Industrikemikalie	210	0,001-0,1
7H-perfluorheptansyra (HPFHpA)	Industrikemikalie	210	0,001-0,1
Perfluor-3,7-dimetyloktansyra (PF37DMOA)	Industrikemikalie	210	0,001-0,01
Simazin	Bekämpningsmedel	20	0,01-0,05
Summa4PAH	Kontaminant	9	0,006
Terbutylazin	Bekämpningsmedel	20	0,01-0,05
Tetrakloreten	Industrikemikalie	1	0,20
Toluen	Industrikemikalie	2	0,2
Triklloreten	Industrikemikalie	1	0,1

**Tabell C.6**

Substanser i vattenverk 2 som kunde detekteras men där HBRV inte kunde hittas.

Substans	Typ av substans	Antal prover	LOQ (%≥LOQ) (ng/l)	Median (range) Prover ≥LOQ (ng/l)
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (77)	2,68 (0,67-11,0)
Perfluorpentansulfonat (PFPeS)	Industrikemikalie	210	0,0003-10 (99)	1,64 (0,36-12,2)
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (98)	9,85 (2,19-70,0)
Perfluorheptansulfonat (PFHpS)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (3)	0,37 (0,30-0,79)
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (84)	2,00 (0,40-31,0)
Perfluorbutansyra (PFBA)	Industrikemikalie	360	1-10 (63)	3,20 (2,10-12,5)
Perfluorpentansyra (PFPeA)	Industrikemikalie	360	0,3-10 (60)	3,33 (0,31-4,00)
Perfluorhexansyra (PFHxA)	Industrikemikalie	366	1-10 (80)	3,98 (1,00-9,30)
Perfluorheptansyra (PFHpA)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (6)	0,41 (0,30-0,79)
Perfluoroktansyra (PFOA)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (76)	1,10 (0,32-10,4)
Perfluordekansyra (PFDA)	Industrikemikalie	366	0,3-10 (0,3)	6,5
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)	Industrikemikalie	210	0,3-25 (0,3)	2,24
6:2 Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	Industrikemikalie	360	0,3-20 (0,5)	0,99 (0,30-16,0)
8:2 Fluortelomersulfonat (8:2 FTS)	Industrikemikalie	220	0,3-20 (0,5)	0,30

LOQ, kvantifieringsgräns (limit of quantification). %≥LOQ, procent av proverna med halter vid eller över LOQ.

# Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling  
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)