

Kemisk toxicitet hos ämnen som deponeras i slutförvaret för använt kärnbränsle

Celia Jones, Håkan Svensson
Marie Wiborgh, Håkan Yesilova
Kemakta Konsult AB

September 2010

Svensk Kärnbränslehantering AB
Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 250, SE-101 24 Stockholm
Phone +46 8 459 84 00



ISSN 1651-4416

SKB P-10-13

Uppdaterad 2012-05

Kemisk toxicitet hos ämnen som deponeras i slutförvaret för använt kärnbränsle

Celia Jones, Håkan Svensson
Marie Wiborgh, Håkan Yesilova

Kemakta Konsult AB

September 2010

Denna rapport har gjorts på uppdrag av SKB. Slutsatser och framförda åsikter i rapporten är författarnas egna. SKB kan dra andra slutsatser, baserade på flera litteraturkällor och/eller expertsynpunkter.

En pdf-version av rapporten kan laddas ner från www.skb.se.

Den ursprungliga rapporten, daterad september 2010, visade sig innehålla fel som har korrigerats i denna uppdaterade version enligt följande tabell.

Plats	Tidigare	Korrigerat
Sid 19, tabell 2-7	Bi 39	Borttaget
Sid 22, tabell 2-11	Pu 402	Pu 20 000
Sid 68, tabell B1-3	Pu 402	Pu 20 000

Denna rapport togs delvis fram under ett skede då endast preliminära uppgifter fanns tillgängliga av mängderna av de ämnen som ingår i inventariet. De mängder som anges i rapporten avviker därför i flera fall från de slutliga uppgifterna, som redovisas i SKB TR-10-13, ”Spent nuclear fuel for disposal in the KBS-3 repository”, tabell C-15. Skillnaden i angivna mängder är oftast liten. Slutsatserna i rapporten påverkas inte av avvikelserna i mängd jämfört med de slutliga uppgifterna.

Sammanfattning

Målsättningen med denna studie har varit att utföra en inventering av de kemiska ämnen som finns i en kapsel med använt kärnbränsle samt att göra en bedömning av den potentiella kemiska toxiciteten (giftigheten) av avfallet i ett slutförvar för använt kärnbränsle. Denna rapport fokuserar på en kapsel med använt BWR-bränsle, men en jämförelse med en kapsel med använt PWR-bränsle har även gjorts.

Innehållet av kemiska ämnen i en kapsel beror inte bara av bränslets sammansättning utan även av sammansättningen hos och mängden av orenheter i andra material som ingår i kopparkapseln, kapselinsatsen, bränsleelementen och bränsleboxarna. En uppskattning av mängden ämnen i en fylld kopparkapsel med tolv bränsleelement, inklusive bränsleboxar, har genomförts. Vid uppskattningen av de maximala mängderna har hänsyn tagits till de ämnen som bildats vid bestrålning i reaktorn samt de som bildas via radioaktivt sönderfall efter uttag från reaktorn. Uppskattningen gäller tiden för deponering av kapseln i KBS-3-förvaret, cirka 40 år efter att bränslet tas ur reaktorn. En översiktlig bedömning har även gjorts med hänsyn till ändringar i inventariet som sker på grund av fortsatt sönderfall och bildning av dotternuklider.

Uppskattningen av potentiella hälso- och miljöeffekter som har gjorts i denna rapport är förenklad, och generellt har försiktiga antaganden använts för att inte underskatta de potentiella effekterna.

Först utfördes en inventering av ingående ämnen i bränslematrisen och kopparkapseln med insats. Därefter genomfördes en bedömning av potentiell kemisk toxicitet i två steg. I Steg 1 görs en enkel sällning av de ämnen som förekommer i en kopparkapsel med använt kärnbränsle för prioritering till fortsatta analyser i Steg 2. Kapseln och dess innehåll antas vara upplöst momentant i rent vatten. Beräkningar görs för att uppskatta volymen vatten som behövs för att späda ut de upplösta ämnena till koncentrationer som svarar mot valda haltkriterier eller bakgrundshalter. Haltkriterier som har använts är baserade på toxiska effekter (dricksvattennormer) och ekotoxiska effekter (riktvärden för miljökvalitet för söt- och saltvatten). De bakgrundshalter som använts är de halter som uppmätts i Forsmarksområdet i yttnära och djupt grundvatten, sötvatten och saltvatten. Beräknade vattenvolymer för utspädning jämförs sedan med vattenomsättningen i recipienter i Forsmarksområdet. Antagandet i Steg 1 om att alla ämnen momentant går i lösning är mycket försiktigt.

Det andra steget utgår från de modellberäkningar för skadade kapslar som gjorts i säkerhetsanalysen SR-Can. I slutförvaret kommer cirka 6 000 kapslar att deponeras, vars kopparhöljen kan korrodera. För att korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter, samt upplösning av det använda kärnbränslet ska kunna ske måste kopparhöljet vara skadat. Huvudscenariot i SR-Can innebar att tio kapslar var skadade en miljon år efter förslutning av slutförvaret. Det är alltså endast innehållet i dessa tio kapslar som skulle kunna frigöras och därefter spridas med grundvattnet, och det är rimligt att anta att över en lång tidsperiod, frigörs ämnen bara från en kapsel i taget.

I Steg 2 uppskattas halterna av ämnena i grundvatten och ytvatten med hänsyn till begränsningen i frigörelsen av ämnena från kapseln. Upplösning av ämnen som förekommer i små mängder i de deponerade materialen antas ske i samma takt som upplösning av materialmatrisen, det vill säga i samma takt som uran för ämnen i bränslematrisen, i samma takt som koppar för ämnen i kopparhöljet och i samma takt som järn för ämnen i stål- och segjärnsinsatsen samt övriga komponenter. Även i Steg 2 har försiktiga antaganden använts vid beräkning av upplösning och korrosion. Halterna av lösta ämnen i grundvatten och ytvatten har jämförts med dricksvattennormer och riktvärden för miljökvalitet.

Steg 1 kan bara användas som en första sällning av element för fortsatt analys beroende på, att ingen hänsyn tagits till ämnenas tillgänglighet eller spridning från kapseln till recipienter där människa eller miljön kan exponeras.

Steg 1 visar att det rör sig om förhållandevis begränsade volymer vatten som krävs för utspädningen till haltkriterierna, trots att väldigt försiktiga antaganden gjorts, såsom att kapseln med innehåll upplöses momentant och hela innehållet kommer till en recipient (exempelvis en brunn).

Oavsett om utspädningsvolymen beräknas utifrån hälsoriskbaserade kriterier (dricksvattennormer) eller miljöriskbaserade kriterier (riktvärden för miljö kvalitet) är koppar, uran, nickel och krom prioriterade för vidare undersökning i Steg 2, eftersom de förekommer i mycket stora mängder i en fylld kopparkapsel. Järn, koppar, mangan och silver är prioriterade endast på grund av tekniska krav på dricksvattnet. Kadmium, kobolt, neodym och lantan är också prioriterade utifrån dricksvattennormer och ett ytterligare antal andra ämnen är prioriterade utifrån miljöriskbaserade kriterier.

Steg 2 visade att även med försiktiga antaganden uppskattas maximala halter i recipientvatten av ämnen från slutförvaret att hamna långt under dricksvattennormer och miljöriskbaserade haltkriterier, vilket indikerar att sannolikheten för hälsoeffekter och miljöeffekter är mycket liten.

En grov uppskattning av den totala halten i grundvatten i en brunn, en sjö (sötvatten) och havsvatten har gjorts genom att beräkna summan av bakgrundhalten och halttillskott från upplösning av bränslematrisen samt från korrosion av kopparhöljet, insatsen och andra komponenter. Halttillskottet från korrosion av kopparhöljet, insatsen och andra komponenter har beräknats utan hänsyn till utspädning från förvaringsdjup till recipienten eller i recipienten. Den totala halten har jämförts med haltkriterierna för respektive vatten; dricksvattennormer för brunnsvatten och miljöriskbaserade kriterier för sötvatten och havsvatten.

Utsläpp av ämnen från en kapsel i slutförvaret leder inte till hälsorisker vid konsumtion av brunnsvatten. När hänsyn tas till utspädning vid transport av grundvatten från förvaringsdjup till recipienten samt i recipienten underskrivs alla dricksvattennormer.

För sötvatten underskrivs de miljöriskbaserade kriterierna för de flesta ämnen. För uran och aluminium, överskrivs miljöriskbaserade kriterierna på grund av att bakgrundshalterna av dessa ämnen är höga. Tillskottet av uran och aluminium från slutförvaret är mycket litet i jämförelse med bakgrundshalten. Halttillskottet av de övriga ämnen som överskrider haltkriterierna; silver, krom och järn, härrör från korrosion av kapselinsatsen och andra komponenter. Om hänsyn tas till utspädning från förvaringsdjup till sjön samt i sjön, underskrivs haltkriterierna även för dessa ämnen. Därför leder inte utsläpp av ämnen från en kapsel i slutförvaret till risker för den akvatiska miljön i en sjö.

Inte heller i havsvatten förekommer risker för den akvatiska miljön på grund av utsläpp av ämnen från en kapsel i slutförvaret. För fyra ämnen (aluminium, arsenik, barium och koppar) överskrivs de miljöriskbaserade haltkriterierna för havsvatten på grund av höga bakgrundshalter av dessa ämnen. För dessa ämnen är halttillskottet från en kapsel i slutförvaret mycket litet i jämförelse med bakgrundshalterna. Ytterligare ämnen som överskrider haltkriterierna är silver, krom, järn, nickel och tenn. För dessa ämnen härrör halttillskottet från korrosion av kapselinsatsen och andra komponenter. Om hänsyn tas till utspädning från förvaringsdjup till havsviken samt i havsviken, underskrivs haltkriterierna för alla dessa ämnen.

Ovanstående bedömningar baseras på inventariet för tiden vid deponering av kapseln i KBS-3-förvaret, cirka 40 år efter att bränslet tas ur reaktorn. Ändringar i inventariet som sker på grund av fortsatt sönderfall och bildning av dotternuklider bedöms inte påverka sannolikheten för kemtoxiska effekter.

Fördjupade beräkningar kan göras med modeller som har utvecklats av SKB för beräkning av risker från radionuklider i analysen av den långsiktiga säkerheten för slutförvaret (SR-Site). Eftersom den potentiella kemiska toxiciteten av ämnena i en kapsel i slutförvaret uppskattas vara mycket liten, bedöms det inte vara meningsfullt att gå vidare med denna typ av modellberäkningar för flöden och transport av icke-radioaktiva kemiska ämnen.

Abstract

The aim of this study was to inventory the chemical elements contained in a canister containing spent nuclear fuel and to assess the potential chemical toxicity of the waste in a final repository for spent nuclear fuel. This report focuses on a canister containing spent BWR-fuel, but a comparison is also made with a canister containing spent PWR-fuel.

The content of chemical elements in a canister depends on the composition of the fuel and also on the impurities in the other materials which make up the canister; the copper shell, the canister insert, the fuel elements and fuel boxes. The amounts of the elements in a filled copper canister with twelve fuel elements, including fuel boxes, have been estimated. The estimate takes into account the formation of elements occurring as a result of irradiation in the reactor and as a result of radioactive decay after removal from the reactor. The estimate is made for the time when the canister will be deposited in a KBS-3 repository, about 40 years after the fuel has been removed from the reactor. An overview has been given of the changes in the inventory which will occur as a result of continued radioactive decay and the formation of daughter radionuclides.

Simplified estimates of the potential health- and environmental effects have been made in this report. Generally, conservative assumptions have been used so as not to underestimate the potential effects.

Firstly an inventory of the constituent elements in the fuel, the fuel elements and fuel boxes, the copper canister shell and the canister insert was compiled. This was followed by an assessment of the potential chemical toxicity in two stages. In Stage 1, a simple screening is made of the elements occurring in a copper canister with spent fuel for prioritization for further analysis in Stage 2. The canister and its contents were assumed to be instantaneously dissolved in pure water. The volume of water required to dilute the dissolved elements to concentrations that are equivalent to relevant water quality criteria or background concentrations was calculated. The criteria used are based on health effects (drinking-water guidelines or limits) and ecotoxicological effects (environmental quality guidelines for fresh- and salt water). The background concentrations which have been used are the concentrations measured in the Forsmark area in surface- and deeper groundwater, fresh water and sea water. The calculated volume of water required for dilution has then been compared with the water turnover in a recipient in the Forsmark area. The assumption in Stage 1; that all the elements are dissolved instantaneously, is very conservative.

Stage 2 was based on the model calculations for damaged canisters carried out in the safety assessment SR-Can. In the final repository, about 6,000 canisters will be deposited. The copper shells of these canisters can corrode. Before the corrosion of the canister insert, fuel box and other components can occur and before the fuel matrix can be dissolved, the copper shell must be damaged. In the main scenario in SR-Can, ten canisters are damaged at the time of one million years after the final repository is sealed. The contents of only these ten damaged canisters can be released and transported with groundwater. Because of the long time-period over which this can occur, it is reasonable to assume that elements are released from one canister at a time.

In Stage 2, the concentrations of elements in groundwater and surface water are estimated, taking into account the limited availability of the elements in a canister for release. The elements which occur in small amounts in the deposited materials are assumed to be dissolved at the same rate as the material matrix; that is, at the same rate as uranium for elements in the fuel matrix, at the same rate as copper for elements in the copper shell and at the same rate as iron for elements in the steel and iron canister insert and other steel-based components. In Stage 2, conservative assumptions have been used when the dissolution and corrosion of materials in the canister were calculated. The estimated concentrations in groundwater and surface water have been compared with drinking water quality guidelines and environmental quality guidelines.

Stage 1 can only be used for screening, to identify which elements should go forward for continued assessment. This is because Stage 1 does not take into account the elements' availability or dispersion from the canister to the recipient where people and the environment can be exposed to them.

Stage 1 shows that only relatively small volumes of water are required for dilution to the relevant water criteria, despite the use of very conservative assumptions, such as the instantaneous dissolution of the canister and that the entire content of the canister is transported to a single recipient (for example, a well).

Copper, uranium, nickel and chromium are prioritized for further assessment in Stage 2, on the basis of both health risk-based criteria (drinking water guidelines) and environmental quality criteria. This is because these elements occur in very large quantities in a filled copper canister. The prioritization of iron, copper, manganese and silver on the basis of drinking water quality criteria is the result of criteria for the technical requirements of drinking water rather than health-risk based criteria. Cadmium, cobalt, neodymium and lanthanum are also prioritized on the basis of drinking water quality criteria and a number of other elements are prioritized on the basis of environmental quality criteria.

Stage 2 showed that even when conservative assumptions are used, the estimated maximum concentrations of elements from the repository are much lower than drinking water quality criteria and environmental quality criteria, which indicates that the health-effects and environmental effects from the repository are unlikely.

A rough estimate of the total concentration of elements in a well, a freshwater lake and in seawater has been made by adding the background concentration to the contribution from the dissolution of the fuel matrix and the corrosion of the other components in a canister. The contribution from the corrosion of the copper shell, the insert and other steel-based components has been calculated without taking into account the dilution of groundwater during transport to the recipient and in the recipient. The total concentration has been compared with the relevant quality criteria; drinking water quality criteria for the well and environmental quality criteria for freshwater and seawater.

The release of elements from a canister in the final repository does not lead to health-risks on the consumption of well-water. When the dilution of groundwater during transport from the repository to the recipient and in the recipient is taken into account, the concentration of in well water is lower than the drinking water quality criteria for all elements.

For fresh water, the estimated concentrations are lower than the environmental quality criteria for most of the elements. For uranium and aluminium, the estimated concentrations exceed the environmental quality criteria because the background concentration of these elements is high. The contribution to the concentration of uranium and aluminium from the repository is very little in comparison to the background concentration. The repository's contribution of the other elements whose concentrations exceed the environmental quality criteria; silver, chromium and iron, comes from the corrosion of the canister insert and other components. If the dilution of groundwater during transport to the lake and in the lake itself is taken into account, the resulting concentration is lower than the environmental quality criteria even for these elements. Therefore, the release of elements from a canister in the final repository is unlikely to lead to risks for the aquatic environment in a lake.

Risks to the aquatic environment in a salt-water bay from the release of elements from a canister in the repository are also unlikely. The estimated concentrations of four elements (aluminium, arsenic, barium and copper) exceed the environmental quality criteria for sea water because of the high background concentrations. For these elements are the increases in concentrations due to release from a canister in the repository very small compared to the background concentrations. Other elements with concentrations over the criteria are silver, chromium, iron, nickel and tin. For these elements, the contribution from the repository comes from the corrosion of the canister insert and other steel-based components. However, if the dilution of groundwater during transport to the bay and dilution in the bay itself is taken into account, the estimated concentration is lower than the environmental quality criteria even for these elements.

The assessment described above was based on the inventory in a canister at the time of deposition in a KBS-3 repository, about 40 years after the fuel has been removed from the reactor. Changes in the inventory which will occur because of continued radioactive decay and the formation of daughter radionuclides are not judged to alter the probability of health or environmental effects due to the chemical toxicity of the elements.

Detailed calculations can be carried out using models developed by SKB to calculate the risks from radionuclides as part of the assessment of the long-term safety of the final repository (SR-Site). Because the potential chemical toxicity of the elements in a canister in the final repository is estimated to be low, it is not meaningful to proceed with detailed calculations of the release and transport of non-radioactive substances from the repository.

Innehåll

1	Introduktion	9
1.1	Metod	9
1.2	Rapportens upplägg	11
2	Inventariet av kemiska ämnen	13
2.1	Ingående material i en fylld kopparkapsel	13
2.1.1	Kapsel – kopparhölje och kapselinsats	13
2.1.2	Bränsle – bränslematrix, bränsleboxar och andra komponenter	14
2.2	Materialsammansättning	15
2.2.1	Kopparhölje	15
2.2.2	Insats – segjärn och stålfoder	16
2.2.3	Bränslematrix	17
2.2.4	Bränslebox och andra komponenter	20
2.3	Totalmängd kemiska ämnen	21
2.4	Jämförelse med en kapsel med PWR-bränsle	22
3	Dataunderlag för bedömning av kemisk toxicitet	25
3.1	Haltkriterier	25
3.1.1	Bakgrundshalter	25
3.1.2	Kriterier för hälsorisker	28
3.1.3	Kriterier för miljörisker	29
3.1.4	Ämnen där haltkriterier saknas	30
3.2	Vattenomsättning i recipienter	33
3.2.1	Sjöar och vattendrag	33
3.2.2	Brunn	34
3.2.3	Havsvik	34
4	Steg 1 – Potentiell kemisk toxicitet	35
4.1	Jämförelse med bakgrundshalter	35
4.2	Potentiell kemisk toxicitet – hälsoriskbaserat	38
4.3	Potentiell kemisk toxicitet, miljöriskbaserat	40
4.4	Prioritering av ämnen med hänsyn till deras potentiella kemiska toxicitet	43
4.4.1	Jämförelse med en kapsel för PWR-bränsle	45
4.4.2	Inventariet i framtiden	46
5	Steg 2 – Ämnenas löslighet	47
5.1	Korrosion av kopparhölje	47
5.2	Korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter	49
5.3	Upplösning av använt kärnbränsle	50
5.4	Tillskott av ämnen från slutförvaret till bakgrundshalter	51
6	Slutsats	55
7	Referenser	59
Bilaga 1	Uppskattning av mängder av ämnen i en fylld kopparkapsel	63
Bilaga 2	Bakgrundshalter samt hälso- och miljöriskbaserade kriterier för vatten	71
Bilaga 3	Ämnenas tillgänglighet, beräknade koncentrationer	83
Bilaga 4	Uttolkning av kemiska beteckningar	85

1 Introduktion

Denna studie utgör en bedömning av den potentiella kemiska toxiciteten (giftigheten) hos ämnen som deponeras i ett slutförvar för använt kärnbränsle, enligt KBS-3-metoden. Metoden innebär i korthet att det använda kärnbränslet kapslas in i kapslar som har en segjärnsinsats, för att motstå mekaniska påfrestningar, och ett omgivande hölje av koppar som korrosionsbarriär. Kapslarna transporteras från inkapslingsanläggningen till slutförvaret och deponeras i urberget på cirka 500 meters djup i enskilda deponeringshål, omslutna av en buffert av bentonitlera. I slutförvaret kommer potentiellt toxiska ämnen finnas i det använda bränslet, i de material som utgör själva kapslarna och till mindre grad i andra material som introduceras till förvaret (till exempel i buffert och återfyllnads-material). Syftet med denna rapport är att sammanställa ett inventarium av kemiska ämnen som finns i en kapsel med använt bränsle och bedöma deras potentiella kemiska toxicitet och miljöpåverkan.

1.1 Metod

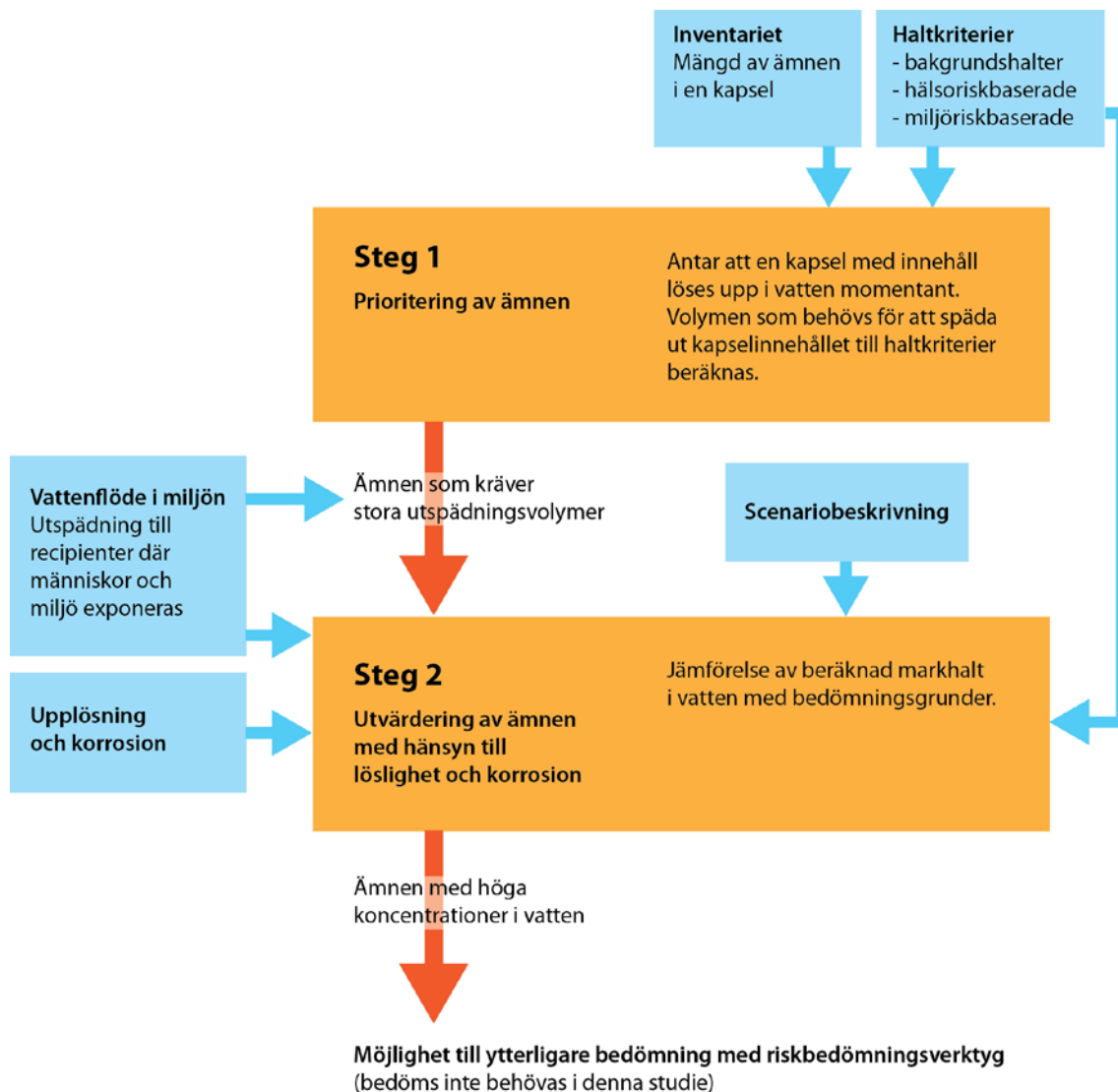
En stegvis bedömning av den potentiella toxiciteten av ämnena i en kapsel har gjorts, se figur 1-1. Så långt som möjligt har data och antaganden som är konsekventa med analysen av den långsiktiga säkerheten för slutförvaret använts. Underlagsinformationen i de blå boxarna i figur 1-1 hämtades från den pågående säkerhetsanalys SR-Site. Vid skrivning av denna rapport hade vissa uppgifter som utgör underlag för SR-Site endast publicerats i säkerhetsanalysen SR-Can /SKB 2006a, SKB 2007/ och för dessa uppgifter ges SR-Can som referens. Innehållet av ämnen i själva kapseln baseras på den beskrivning av KBS-3-kapseln som ges i Kapsellinjerapporten /SKB 2010a/. I ett slutförvar kommer använt kärnbränsle från både BWR- och PWR-reaktorer att deponeras. Den största andelen av kapslarna, cirka 4 500, kommer att innehålla BWR-bränsle. Mängden kemiska ämnen har uppskattats för en kapsel innehållande BWR-bränsle av typ Svea 96 Optima 2, som är den bränsletyp som användes för beräkningen av radionuklidinnehållet i BWR-kapslar i Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/. En medelutbränning om cirka 40 megawattdygn per kilo uran (MWD/kgU) och en ålder om cirka 40 år antas vara relevant för tiden vid deponering för en stor andel av BWR-kapslarna. Kapseln består av ett yttre kopparhölje och en insats av segjärn och stål, med tolv bränsleelement inklusive bränsleboxar. En jämförelse har även gjorts med en kapsel som innehåller PWR-bränsle. Ingen hänsyn har tagits till främmande ämnen i förvaret från konstruktion och drift.

Steg 1 av bedömningen är en enkel screening, med försiktiga¹ antaganden för att inte underskatta den potentiella kemiska toxiciteten av ämnena i ett slutförvar. Det antas att en kapsel med innehåll, inklusive bränslet, löses upp i vatten ögonblickligen. Volymen vatten som behövs för att späda ut kapselinnehållet till ämnenas haltkriterier i olika typer av vatten beräknas. Haltkriterierna är valda för att representera ämnenas potentiella toxicitet eller ekotoxicitet. Dricksvattennormer används för att bedöma potentiella hälsoeffekter, och för att bedöma potentiella effekter på miljön används riktvärden för miljö kvalitet i sötvatten och havsvatten. Även uppgifter om bakgrundshalter i Forsmarksområdet som togs fram inom platsundersökningsprogrammet har använts som haltkriterier, se kapitel 3.1.1.

Som en jämförelse med de beräknade vattenvolymererna har omsättningen i recipienter i Forsmarksområdet använts. Vattenomsättningen har uppskattats i biosfärsberäkningar för SR-Site och används för att bedöma om vattenvolymer som krävs för att späda ut inventariet till haltkriterierna är stor eller liten. De utspädningsvolymerna som krävs för att späda till dricksvattennormer har jämförts med omsättningen i en brunn, utspädningsvolymerna som krävs för att späda till haltkriterier för sötvatten har jämförts med omsättningen i en sjö och utspädningsvolymerna som krävs för att späda till haltkriterier för saltvatten har jämförts med omsättningen i en havsvik.

Alla ämnen har rangordnats, baserat på de beräknade utspädningsvolymerna som krävs för att späda till halter under hälso- och miljöriskbaserade haltkriterier. Ämnen som prioriteras för vidare bedömning av potentiella effekter (Steg 2 i figur 1-1) är de som behöver en vattenvolym som är större än en årsomsättning i relevant recipient för att spädas ut till haltkriterierna. Alltså, ju mer vatten som behövs för utspädning till haltkriterierna desto farligare bedöms ämnet vara.

¹ Att ett antagande är försiktigt, pessimistiskt eller konservativt innebär att de verkliga förhållandena, med stor sannolikhet, leder till lägre risk för hälso- eller miljöeffekter än förhållandena som antagits.



Figur 1-1. Angreppssätt för att bedöma den potentiella kemiska toxiciteten av ämnen som deponeras i ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Steg 2 av bedömningen tar hänsyn till ämnenas tillgänglighet. I Steg 1 antas en kapsel med innehåll vara omedelbart tillgängligt för upplösning, men i verkligheten kommer ett eventuellt utsläpp av ämnen från en kapsel ske mycket långsamt och över lång tid. I Steg 2 tas hänsyn till upplösningshastigheten för olika material i kapseln vid beräkning av halterna lösta ämnen i grundvatten och ytvatten. De uppskattade halterna jämförs sedan med dricksvattennormer och riktvärden för miljö kvalitet.

Ämnena i bränsleelementen finns i metallkomponenter och i själva bränslematrisen. Korrosion av kopparkapseln och insatsen samt korrosion av metallkomponenter och upplösning av bränslet måste ske innan ämnena blir tillgängliga för transport till recipient. Dessa processer kommer att ske mycket långsamt.

Data för upplösning av kapselns kopparkapsel baseras på en mycket hög korrosionshastighet för koppar. Denna beräknas genom att anta att grundvattnet runt kapseln har en kopparhalt som motsvarar löslighetsgränsen för koppar under rådande förhållanden. Denna försiktiga bedömning av kopparlösligheten (antaganden att kopparlösligheten är mycket hög) görs baserat på underlag till säkerhetsanalysen för slutförvaret /King 2002/. Övriga ämnen som förekommer som orenheter i koppar antas upplösas kongruent, det vill säga i samma takt som koppar.

Uppskattningen av upplösningen av bränslematrisen tar hänsyn till de kemiska reaktioner som sker på förvarsdjup. Upplösning av uran är styrande för bränsleupplösningen. Den maximala halten

av uran i grundvatten (löslighetsgränsen i grundvatten på förvarsdjup) är därför begränsande för bränsleupplösningen. Den maximala halten uran i grundvatten tas från underlag till säkerhetsanalysen för slutförvaret /Duro m fl 2006/. Övriga ämnen i bränslet antas upplösas i samma takt som bränslematrisen.

Uppskattningen av upplösningen av segjärnsinsatsen och stålkanalerna i en kapsel, samt upplösningen av bränsleboxar och andra bränsleelementkomponenter baseras på lösligheten av järn under förhållanden som råder vid förvarsdjup.

Avslutningsvis har den högsta koncentrationen av ämnen i grundvatten vid kapseln (i ett deponeringshål) uppskattats och jämförts med de hälsorisk- och miljöriskbaserade kriterier som använts i Steg 1 av bedömningen.

Människor eller miljö kommer inte att exponeras för ämnena i grundvattnet vid kapseln nere i förvaret, utan via olika recipienter, brunn, sjö eller hav. Hela inventariet antas nå de olika recipienterna. I verkligheten kommer utspädningen av grundvatten under transporten mellan deponeringshål och recipienten samt i recipienten vara mycket stor. Halterna i grundvatten eller ytvatten, som människor eller miljön exponeras för, kommer därför att vara mycket lägre än de beräknade halterna i deponeringshålet. Dessutom kommer transport av ämnena till ytnära grundvatten eller ytvatten, där människor eller miljön exponeras, att ske över en lång tidsperiod, vilket sprider ut flödet till recipienterna över tid. Detta påverkar halterna eftersom det vid en viss tidpunkt kommer att ske exponering av endast en liten del av det totala utsläppet. Halterna i grundvatten eller ytvatten som människor eller miljön exponeras för överskattas med detta angreppssätt, men metoden kan användas för att prioritera bland ämnena och välja de som potentiellt kan orsaka hälso- och miljöeffekter. Steg 2 är fortfarande en försiktig bedömning, eftersom ingen hänsyn tagits till fastläggning av ämnena under transport genom barriärer och berg till en vattenrecipient, och ingen hänsyn har tagits till utspädning av grundvattnet under transport.

Om jämförelsen av uppskattade halter i grundvatten med haltkriterierna visar att några ämnen skulle kunna orsaka risk för hälso- eller miljöeffekter, är det möjligt att genomföra en fullständig säkerhetsanalys för dessa ämnen med samma verktyg som använts för SR-Site.

SKB:s transport- och exponeringsmodeller, som används i säkerhetsanalyserna av slutförvaret, tar hänsyn till eventuell ackumulering av ämnen, till exempel i sediment på en sjöbotten, och eventuell exponering av människor för sedimenten efter torrläggning av sjön. De förenklade bedömningarna i denna rapport har inte tagit hänsyn till ackumulationsprocesser, men de försiktiga antaganden som görs vad gäller utspädning av vatten på förvarsdjupet samt korrosion och upplösning av ämnena bedöms kompensera för eventuell ackumulering av ämnen i sediment.

1.2 Rapportens upplägg

Uppskattade mängder av olika material i en kapsel, och innehållet av kemiska ämnen, inklusive orenheter, redovisas i kapitel 2. Dataunderlaget för uppskattningarna finns i bilaga 1. Hänsyn har tagits till bildning av ämnen i avfallet genom radioaktivt sönderfall. Den totala mängden ämnen i en kapsel, båda radioaktiva och stabila, har uppskattats. Ämnen i följande material beaktas:

- Kopparhöljet.
- Kapselinsats (segjärn och stål).
- Bränsleelement (inklusive bränsleboxar).

I kapitel 3 presenteras dataunderlaget för bakgrundshalter, hälsoriskbaserade haltkriterier (dricksvattennormer) och miljöriskbaserade haltkriterier. Datasammanställningen, som utgör underlag för valet av rikt- och gränsvärden för uppskattning av hälso- och miljörisker samt bakgrundshalter, finns i bilaga 2. Vattenomsättning i recipienter i Forsmarksområdet, en brunn, en sjö och en havsvik presenteras också i kapitel 3.

Steg 1 av bedömningen redovisas i kapitel 4, där volymen vatten som behövs för att späda ut mängden ämnen från en kopparkapsel till valda haltkriterier används för att rangordna och prioritera ämnena. I kapitel 5 beskrivs Steg 2 av bedömningen, där hänsyn tas till ämnenas tillgänglighet. Slutligen, i kapitel 6 diskuteras den potentiella kemiska toxiciteten av ämnena i ett slutförvar för använt kärnbränsle.

2 Inventariet av kemiska ämnen

I detta kapitel presenteras mängderna av olika material och grundämnen i en kapsel med använt bränsle. Mängderna har uppskattats för en kopparkapsel med en insats av stål och segjärn med tolv stycken BWR-bränsleelement.

I denna studie beräknas inventariet av grundämnen i använt bränsle 40 år efter uttag från reaktorn. I använt bränsle beror inventariet på den ursprungliga kemiska sammansättningen, inklusive orenheter i bränslet, samt på bildning av nya ämnen under drift i reaktorn. En uppskattning av mängden grundämnen i bränsleelementen har gjorts utifrån data för ingående sammansättning av de olika komponenterna (bränsle, bränsleboxar och andra komponenter). Därefter har mängden av olika grundämnen i BWR-elementen efter uttag från reaktorn beräknats med programmen OrigenS och IndAct, som tar hänsyn till radioaktivt sönderfall och bildning av fissions- och aktiveringsprodukter /SKB 2010b/.

I ett slutförvar kommer använt bränsle från båda BWR- och PWR-reaktorer att deponeras, men den största andelen kommer att vara BWR-bränsle. I SKB:s referensscenario för säkerhetsanalysen har det uppskattats att cirka 50 300 BWR-element och 6 340 PWR-element kommer att deponeras i slutförvaret. Därför studeras BWR-bränsle av typ Svea 96 Optima 2, vilket är samma bränsle som antas i SKB:s referensscenario för SR-Site. En jämförelse med en kapsel med använt PWR-bränsle har även gjorts.

Inventariet av radionuklider och även av stabila grundämnen är beroende av den initiala sammansättningen av materialen i bränsleelementen, men även av utbränningen av bränslet. Sedan år 1970 har utbränningen av kärnbränsle ökat från cirka 23 megawattdygn per kilo uran (MWd/kgU) till 53 MWd/kgU. Den genomsnittliga utbränningen för svenskt använt bränsle som lagras i Clab är cirka 34 MWd/kgU för BWR- och 41 MWd/kgU för PWR-bränsleelement. För återstoden av drifttiden av kärnkraftverken kommer utbränningen att öka ytterligare. För SKB:s referensscenario har en genomsnittlig utbränning av 40 MWd/kgU antagits för BWR-bränsle /SKB 2010b/.

Inventariet av grundämnen i använt kärnbränsle vid deponering har beräknats för både bränslematrisen (det vill säga bränslekutsarna) och konstruktionsmaterialen i bränsleelementen. Inventariet vid deponering beräknas utifrån den kemiska sammansättningen av materialen innan bestrålning av bränslet i reaktorn. Inventariet tar hänsyn till bildning av fissions- och aktiveringsprodukter samt transuraner vid bestrålning av bränslet och tar även hänsyn till sönderfall av radionuklider med bildning av nya ämnen under tiden då använt bränsle mellanlagras innan slutförvaringen. Bränsleelementen har antagits varit mellanlagrade i cirka 40 år när de deponeras i slutförvaret. Efter deponering fortsätter en viss bildning av radionuklider och stabila ämnen (exempelvis barium) genom radioaktivt sönderfall, men detta ger endast ett försumbart bidrag till den totala mängden av de flesta grundämnen i kapseln och bedöms inte påverka den potentiella kemiska toxiciteten.

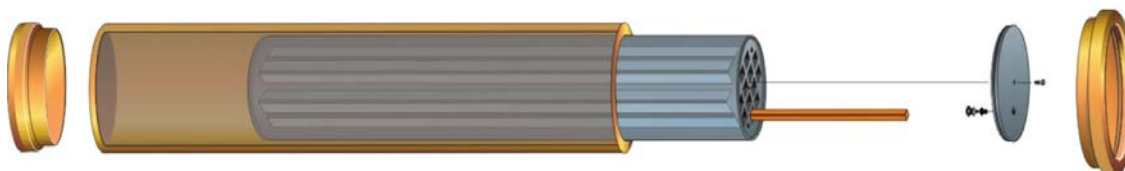
Inventariet i icke-bestrålade material, kapsel och kapselinsats, har uppskattats utifrån information om dimensioner, vikt, materialsammansättning och orenheter i materialen.

2.1 Ingående material i en fylld kopparkapsel

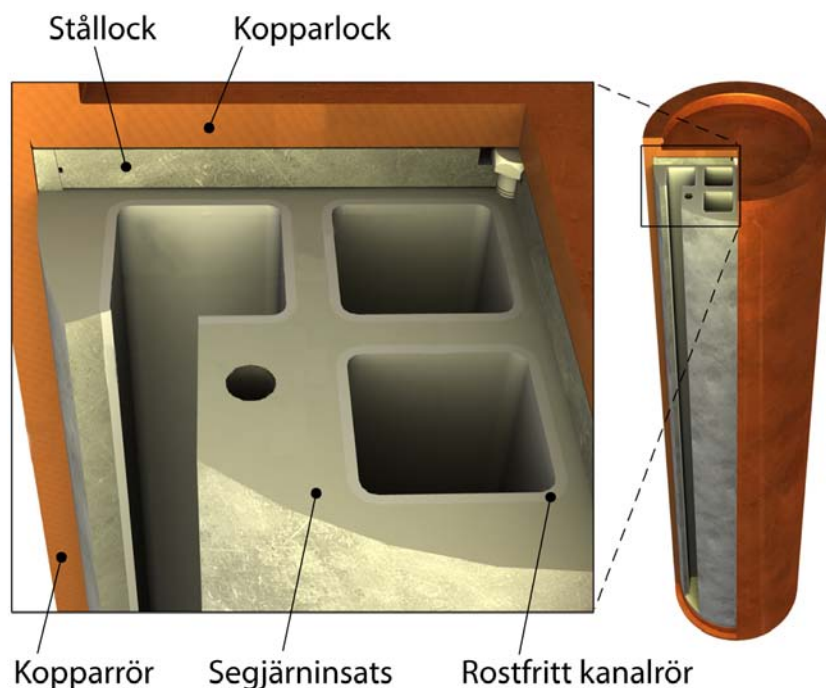
2.1.1 Kapsel – kopparhölje och kapselinsats

Kopparkapseln beskrivs i Kapsellinjerapporten /SKB 2010a/. Figur 2-1 och figur 2-2 visar kapselkonstruktionen. Kapselns längd är 4 835 mm och diametern är 1 050 mm. Insatsen består huvudsakligen av segjärn, med kanlrör av stål som fodrar hålen för bränsleelementen.

Mängderna av olika material i en kapsel redovisas i tabell 2-1.



Figur 2-1. Sprängskiss av referenskapseln (från vänster: kopparbotten, kopparrör, insats, stållock för insatsen och kopparlock).



Figur 2-2. Kapselinsats med kanallrör.

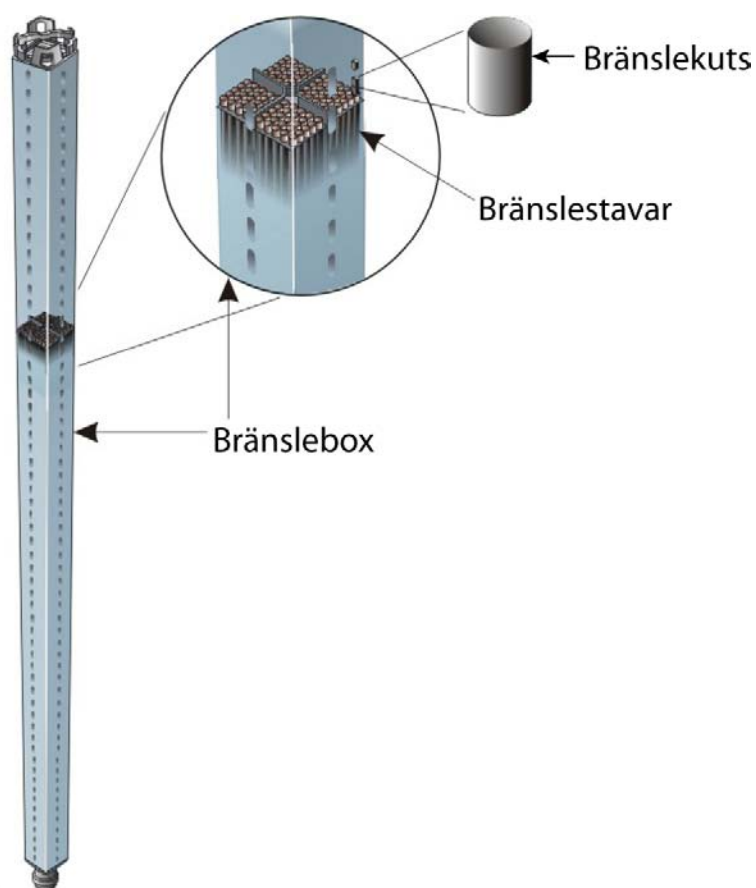
Tabell 2-1. Mängden material i en kopparkapsel med kapselinsats /SKB 2010a/.

		Vikt (kg)	Volym (m ³)	Densitet (kg/m ³)
Kapsel	Kopparrör	6 488	0,729	
	Kopparlock	493	0,0554	
	Kopparbotten	483	0,0542	
	Totalt koppar	7 464		8 900
BWR-insats	Segjärn	10 562	1,467	7 200
	Stållock	255	0,0325	
	Kanallrör (stål)	2 857	0,364	
	Totalt stål (lock och kanallrör)	3 113	0,3965	7 850
Total vikt	Kapsel utan bränsle	21 139		

2.1.2 Bränsle – bränslematris, bränsleboxar och andra komponenter

Ett bränsleelement består av bränslestavar i en bränslebox med diverse komponenter såsom spridare, fjädrar, handtag samt topp- och bottenplattor, se figur 2-3.

Antagna data för de olika materialen i ett BWR-bränsleelement redovisas i tabell 2-2. Data i tabell 2-2 kommer från Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/. Totalt kommer tolv stycken bränslelement att placeras i varje kapsel.



Figur 2-3. BWR-element med bränslebox.

Tabell 2-2. Översikt av mängden material i ett bränsleelement /SKB 2010 b/.

Material	Vikt (kg)
Bränsle	
Uran (total)	175
Syre	23
Kapsling	
Zirkoniumlegeringar	49
Bränslebox	
Zirkoniumlegeringar	32
Rostfritt stål	8
Andra konstruktioner (topp- och bottenplattor, spridare, fjädrar m m)	
Rostfritt stål	5
Nickellegeringar	1

2.2 Materialsammansättning

2.2.1 Kopparhölje

Materialsammansättningen för koppargöt som har använts vid framställning av kopparkapslar under perioden 2005–2008 redovisas i Kapsellinjerapporten /SKB 2010a/. Analys av åtta stycken göt har genomförts. Medelvärde och standardavvikelsen för halterna av olika grundämnen i koppargöt redovisas i tabell 2-3. Tabellen visar även den beräknade mängden av ämnena i gram.

Tabell 2-3. Materialsammansättning i koppargöt samt mängd i kapselns kopparhölje. /SKB 2010a/.

Ämnen	Medelhalt (%)	Standardavvikelse	Mängd i kapselns kopparhölje (gram)
Cu	99,991	0,001	7 463 328
	Medelhalt (mg/kg)		
P	68,4	7,8	511
O	1,13	0,49	8,4
S	4,77	0,47	35,6
H	0,37	0,14	2,8
Ag	13,8	0,7	103
As	0,85	0,07	6,3
Bi	0,14	0,04	1,05
Cd	<0,003	–	<0,02
Fe	1,06	0,44	7,9
Mn	<0,1	–	<0,75
Ni	0,74	0,24	5,5
Pb	0,26	0,03	1,9
Sb	0,72	0,023	5,4
Se	0,22	0,11	1,6
Sn	0,084	0,043	0,63
Te	0,063	0,021	0,47
Zn	<0,1	–	<0,75

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

2.2.2 Insats – segjärn och stålfoder

Analys av grundämnen i prov av segjärn och stålfoder från tre stycken insatser till kapslar för BWR-bränsle har genomförts. Analyserna omfattade inte alla grundämnen, exempelvis har kol inte inkluderats i analyserna. Däremot har ämnena med potentiella hälso- och miljöeffekter som förekommer i signifikanta mängder inkluderats. De ämnen vars halter låg över detekteringsgränsen i prov från segjärninsatsen och stålskanalrören visas i tabell 2-4, tillsammans med medelvärdena. En komplett redovisning av analysresultaten finns i bilaga 1, tabell B1-1. De beräknade mängderna av ingående ämnen i en insats (båda segjärn och stålskanalrör) redovisas i tabell 2-5.

Tabell 2-4. Materialsammansättning (mg/kg) i prov från tre insatser till kapslar för BWR-bränsleelement.

Provkapsel	Segjärn			Medelvärde	Stålskanalrör			Medelvärde
	I55	I56	I57		I55	I56	I57	
Aluminium, Al	120	140	110	123	220	220	220	220
Antimon, Sb	40	30	35	35	7	6	7	6,7
Arsenik, As	13	10	10	11	20	18	19	19
Barium, Ba	1,6	2,3	1	1,6	0,2	0,3	0,2	0,23
Bly, Pb	1,1	0,6	0,7	0,8	1,7	1,8	1,6	1,7
Cerium, Ce	20	20	20	20	0,02	0,03	0,03	0,03
Fosfor, P	100	120	150	123	60	50	60	57
Gallium, Ga	12	15	15	14	28	30	28	29
Germanium, Ge	1	0,5	1	0,83	1	1	1	1
Hafnium, Hf	0,4	0,3	0,4	0,37	<0,05	<0,05	<0,05	nd
Järn, Fe	960 000	960 000	940 000	950 000	970 000	990 000	980 000	980 000
Kobolt, Co	170	220	200	197	130	130	130	130
Koppar, Cu	420	500	280	400	340	330	350	340
Krom, Cr	380	380	360	373	320	320	330	323
Lantan, La	11	10	10	10,3	<0,05	<0,05	<0,05	nd
Magnesium, Mg	290	280	250	273	1	1	1	1
Mangan, Mn	1 500	1 900	1 900	1 770	15 000	16 000	15 000	15 300

Provkapsel	Segjärn				Stålskanalrör			
	I55	I56	I57	Medelvärde	I55	I56	I57	Medelvärde
Molybden, Mo	50	25	40	38,3	50	50	50	50
Neodym, Nd	5	5	5	5	<0,05	<0,05	<0,05	nd
Niob, Nb	15	20	35	23	80	80	80	80
Nickel, Ni	4 100	3 900	4 100	4 033	530	530	540	533
Praseodym, Pr	1,7	1,7	1,7	1,7	<0,05	<0,05	<0,05	nd
Rhenium, Re	0,012	0,006	0,01	0,0093	0,01	0,01	0,01	0,01
Silver, Ag	0,3	0,3	0,2	0,27	0,2	0,3	0,3	0,27
Tantal, Ta	0,2	0,2	0,3	0,23	<0,05	0,1	<0,05	0,1
Tenn, Sn	25	20	17	20,7	23	24	23	23
Titan, Ti	110	130	130	123	170	170	170	170
Thorium, Th	0,03	0,03	0,03	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	nd
Uran, U	0,02	0,03	0,03	0,027	<0,01	<0,01	<0,01	nd
Vanadin, V	150	160	190	167	68	70	67	68
Vismut, Bi	0,02	0,02	0,02	0,02	0,13	0,12	0,12	0,12
Volfram, W	8	8	9	8,3	3	3	3	3
Yttrium, Y	0,2	0,2	0,2	0,2	<0,05	<0,05	<0,05	nd
Zink, Zn	22	17	22	20,3	14	13	13	13,3
Zirkonium, Zr	5	6	6	5,7	0,2	0,3	0,2	0,23

nd = under detektionsgränsen

Tabell 2-5. Mängd ämnen (gram) i en kapselinsats (segjärn och stålskanalrör).

Ämne	mängd per kapsel (g)	Ämne	mängd per kapsel (g)
Aluminium, Al	1 990	Neodym, Nd	52,8
Antimon, Sb	390	Niob, Nb	496
Arsenik, As	175	Nickel, Ni	44 300
Barium, Ba	18,0	Praseodym, Pr	18,0
Bly, Pb	13,7	Rhenium, Re	0,13
Cerium, Ce	211	Silver, Ag	3,7
Fosfor, P	1480	Tantal, Ta	2,8
Gallium, Ga	237	Tenn, Sn	291
Germanium, Ge	11,9	Titan, Ti	1 830
Hafnium, Hf	3,9	Thorium, Th	0,32
Järn, Fe	13 100 000	Uran, U	0,28
Kobolt, Co	2 480	Vanadin, V	1 980
Koppar, Cu	5 280	Vismut, Bi	0,60
Krom, Cr	4 950	Volfram, W	97
Lantan, La	109	Yttrium, Y	2,1
Magnesium, Mg	2 890	Zink, Zn	256
Mangan, Mn	66 400	Zirkonium, Zr	61,0
Molybden, Mo	561		

2.2.3 Bränslematris

BWR-bränslets kemiska sammansättning vid tidpunkten för deponering i slutförvaret har beräknats utifrån den initiala sammansättningen med beräkningskoden Origen-S. Koden beräknar aktiverings- och fissionsprodukter i bränslet vid olika tidpunkter efter bestrålning i reaktorn. Initialsammansättningen för bränslematrisen anges i Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/ och sammanfattas i tabell 2-6. Tabellen visar även orenheter i bränslematrisen.

Tabell 2-6. Initial sammansättning av bränslematrisen i ett bränsleelement (BWR Svea 96 Optima 2, anrikning 3,6 % U-235) /SKB 2010b/).

Mängd i ett bränslelement (g)		
U-total	175 000	
Orenheter (mg/kg)		
	Antagen i beräkningar	Rapporterat
Ag	0,05	<0,05
Al	6	3–6
B	0,05	<0,05
Bi	0,5	<0,5
Ca	3	<3
Cd	0,233	medel 0,233
Co	0,5	<0,5
Cr	1	<1
Cu	0,5	medel 0,5
F	2	<2
Fe	5	<5
In	0,3	<0,3
Li	0,05	<0,05
Mg	1	<1
Mn	2	<2
Mo	5	<5
N	14	–
Pb	0,6	<0,6
Si	10	<10
Sn	0,8	0,6–0,8
Ti	10	<10
V	0,3	<0,3
Zn	25	<25
Dy	10	<10
Eu	0,02	<0,02
Gd	0,06	<0,06
Sm	0,04	<0,04
C	8,4	medel 8,4
Cl	2	2
Ni	5	5
W	0,2	0,2

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Beräknade mängder aktiverings- och fissionsprodukter som bildas vid bestrålning av tolv bränsleelement i en kapsel, visas i tabell 2-7. Data kommer från Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/.

Den totala mängden ämnen i bränslematrisen vid tidpunkten för deponering har beräknats som summan av aktiverings- och fissionsprodukter samt ämnen i bränslematrisen enligt den initiala sammansättningen, inklusive orenheterna. Generellt har ingen hänsyn tagits till bildning av aktiverings- och fissionsprodukter från orenheterna i bränslematrisen, eftersom bestrålning av orenheterna sällan leder till bildning av ett nytt kemiskt ämne utan endast till bildning av en ny isotop av samma ämne. Ett undantag är bildning av C-14 från kväve som finns som orenhet i bränslet, som har inkluderats i beräkningarna. Totalmängden ämnen i bränslet i en kapsel (12 bränsleelement) vid deponering visas i tabell 2-8.

Tabell 2-7. Fissions- och aktiveringsprodukter i bränslematrisen i en kapsel med tolv bränsleelement (gram) /SKB 2010b/.

Ämne	Mängd (g)	Ämne	Mängd (g)
Ag	199	Np	1 280
Am	2 940	Pd	3 740
Ba	5 830	Pr	2 840
Br	52	Pu	20 000
Cd	236	Rb	915
Ce	6 050	Rh	1 150
Cm	37	Ru	5 820
Cs	5 180	Sb	21
Dy	4	Se	2
Eu	315	Sm	2 160
Gd	388	Sn	140
Ge	1	Sr	1 360
He	11	Tb	6
I	510	Tc	1 970
In	4	Te	1 210
Kr	858	U	1 970 000
La	3 100	Xe	13 600
Mo	8 570	Y	1 130
Nd	10 300	Zr	9 770

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Tabell 2-8. Totala mängden ämnen i bränslematrisen i en kapsel vid deponering (gram).

Ämne	Mängd i bränslematrisen i en kapsel (g)	Ämne	Mängd i bränslematrisen i en kapsel (g)
Ag	199	Mn	4,2
Al	12,6	Mo	8 580
Am	2 940	N	0
B	0,11	Nd	10 300
Ba	5 830	Ni	10,5
Bi	1,1	Np	1 280
Br	52	Pb	1,3
C	47	Pd	3 740
Ca	6,3	Pr	2 840
Cd	237	Pu	20 000
Ce	6 050	Rb	915
Cm	37	Rh	1 150
Co	1,1	Ru	5 820
Cr	2,1	Sb	21
Cs	5 180	Se	2
Cu	1,1	Si	21
Dy	25	Sm	2 160
Eu	315	Sn	142
F	4,2	Sr	1 360
Fe	10,5	Tb	6

Gd	388	Tc	1 970
Ge	1	Te	1 210
He	11	Ti	21
I	510	U	1 970 000
In	4,6	V	0,6
Kr	858	W	0,4
La	3 100	Xe	13 600
Li	0,11	Y	1 130
Mg	2,1	Zn	53
		Zr	9 770

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

2.2.4 Bränslebox och andra komponenter

Den kemiska sammansättningen av bränsleboxen och andra komponenter i ett bränsleelement redovisas i tabell 2-9. Data i tabellen kommer ifrån Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/, och redovisas i bilaga 1, tabell B1-2. Mängden ämnen i tolv bränsleboxar och tillhörande andra komponenter i en kapsel visas i tabell 2-10.

Tabell 2-9. Kemisk sammansättning av komponenter i bränslebox och andra komponenter /SKB 2010b/.

Ämne	Andra komponenter					Bränslebox	
	Kapsling	Spridare	Fjädrar, stavar	Topplatta med handtag	Bottenplatta	Box	Box, bottendel
Material mängd [kg]	Zircaloy-2 49,3	Inconel-750 0,86	Rostfritt stål 1,348	Rostfritt stål 2,6	Rostfritt stål 0,96	Zircaloy-2 31,5	Rostfritt stål 8,4
Material, sammansättning [%]							
C	0,015	0,03	0,07	0,04	0,02	0,015	0,02
N	0,004	0,01	0,04	0,04	0,04	0,004	0,04
O	0,14	0,01	0,01	0,01	0,01	0,14	0,01
Al	0,005	0,7	0,002	0,002	0,002	0,005	0,002
Si	0,01	0,3	0,6	0,6	0,6	0,01	0,6
P		0,005	0,02	0,02	0,02		0,02
S		0,005	0,015	0,015	0,015		0,015
Cl		0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		0,0001
Ti	0,004	2,5	0,01	0,01	0,01	0,004	0,01
V		0,01	0,001	0,001	0,001		0,001
Cr	0,1	16	18,5	18,5	18,5	0,1	18,5
Mn	0,003	0,2	1,3	1,3	1,3	0,003	1,3
Fe	0,15	7,00	69,10	69,10	69,10	0,15	69,1
Co	0,0001	0,01	0,03	0,03	0,03	0,0001	0,03
Ni	0,05	72,00	10,00	10,00	10,00	0,05	10
Cu	0,003	0,1	0,1	0,1	0,1	0,003	0,1
As		0,05	0,01	0,01	0,01		0,01
Nb		0,9	0,01	0,01	0,01		0,01
Mo	0,0005	0,05	0,2	0,2	0,2	0,0005	0,2
Sn	1,5	0,01	0,01	0,01	0,01	1,5	0,01
Sb		0,005	0,001	0,001	0,001		0,001
Ta		0,1	0,01	0,01	0,01		0,01
W	0,005	0,01	0,01	0,01	0,01	0,005	0,01
Hf	0,01					0,01	
Zr	98,0					98,0	
Th	0,00002					0,00002	
U	0,00015					0,00015	

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Tabell 2-10. Mängd ämnen i tolv bränsleboxar och andra komponenterna i en kapsel (gram).

Ämne	Mängd i bränsleboxar och övriga komponenter i en kapsel (g)	Ämne	Mängd i bränsleboxar och övriga komponenter i en kapsel (g)
C	195	Co	49,9
N	104	Ni	23 900
O	1 370	Cu	199
Al	124	As	21,1
Si	1 090	Nb	109
P	32,5	Mo	329
S	24,5	Sn	14 600
Cl	0,170	Sb	2,1
Ti	312,8	Ta	26,3
V	2,6	W	65,5
Cr	32 000	Hf	97,0
Mn	2 130	Zr	950 000
Fe	113 000	Th	0,19
		U	1,5

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

2.3 Totalmängd kemiska ämnen

Uppskattade totala mängder av kemiska ämnen i en fylld kopparkapsel vid tidpunkten för deponering visas i tabell 2-11. I tabell B1-3 i bilaga 1 redovisas fördelningen av kemiska ämnen i bränsleelement och kapsel.

Tabell 2-11. Totalmängd grundämnen i en fylld kopparkapsel vid deponering (gram).

Ämne	Total mängd per kapsel (g)	Ämne	Total mängd per kapsel (g)	Ämne	Total mängd per kapsel (g)
Ag	306	He	11	Rb	915
Al	2 120	Hf	101	Re	0,130
Am	2 940	Hg	0	Rh	1 150
As	203	Ho	0	Ru	5 820
Au	0	I	510	S	60,1
B	0,105	In	4,63	Sb	419
Ba	5 850	Ir	0	Sc	0
Be	0	K	0	Se	3,64
Bi	2,69	Kr	858	Si	1 110
Br	52	La	3 210	Sm	2 160
C	242	Li	0,105	Sn	15 000
Ca	6,3	Lu	0	Sr	1 360
Cd	237	Mg	2 890	Ta	29,1
Ce	6 260	Mn	68 500	Tb	6
Cl	0,170	Mo	9 470	Tc	1 970
Cm	37	N	104	Te	1 220
Co	2 530	Na	0	Th	0,511
Cr	37 100	Nb	604	Ti	2 170
Cs	5 180	Nd	10 400	Tl	0
Cu	7 470 000	Ni	68 200	Tm	0
Dy	25	Np	1 280	U	1 970 000
Er	0	O	1 380	V	1 980
Eu	315	Os	0	W	163
F	4,2	P	2 020	Xe	13 600
Fe	13 200 000	Pb	16,9	Y	1 130

Ämne	Total mängd per kapsel (g)	Ämne	Total mängd per kapsel (g)	Ämne	Total mängd per kapsel (g)
Ga	237	Pd	3 740	Yb	0
Gd	388	Pr	2 860	Zn	310
Ge	12,9	Pt	0	Zr	960 000
H	2,76	Pu	20 000		

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna).

Samma data visas i figur 2-4, observera att en logaritmisk skala används i figuren. Det framgår ur figuren att de dominerande ämnena i en kapsel är järn, koppar, uran och zirkonium. Över tio ton järn, cirka sju ton koppar och cirka två ton uran samt cirka ett ton zirkonium finns i en kapsel. Ämnen som förekommer i mängder mellan 10 och 100 kilo är mangan, nickel, krom, tenn, xenon, neodym och molybden.

Bidraget av ämnen från kopparkapseln med insats, bränslematrisen samt bränsleboxen och andra komponenter till den totala mängden visas i figur 2-5.

Av figuren framgår att järn, mangan, nickel, krom och i mindre mängder kobolt, titan och aluminium, förekommer huvudsakligen i insatsen och i bränsleboxen och andra komponenter. Koppar förekommer främst i kapseln. Zirkonium finns i bränslematrisen och bränsleboxar samt i andra komponenter. Uran finns huvudsakligen i bränslet. Många av de övriga ämnena, till exempel xenon, neodym, cerium, barium, ruthenium, cesium, palladium och lantan, förekommer främst i bränslet, där de har bildats i reaktorn.

2.4 Jämförelse med en kapsel med PWR-bränsle

Skillnader mellan mängden kemiska ämnen i en kapsel innehållande PWR-bränsle och en kapsel innehållande BWR-bränsle har uppskattats.

En kapsel för PWR-bränsle kommer att ha samma typ av kopparhölje med samma dimensioner som en kapsel för BWR-bränsle, därför finns ingen skillnad i mellan de två typerna av kapsel vad gäller mängden av ämnena i kopparhöljet.

Fyra PWR-bränsleelement kommer att placeras i en kapsel, tillsammans med en styrvstav. Data för innehållet av ämnena i bränslematrisen, andra komponenter i bränsleelementen samt i styrvstavar togs från Bränslelinjerapporten /SKB 2010b/. Vikten bränslematris i en PWR kapsel är mindre än vikten bränslematris i en BWR-kapsel, och därför är mängden orenheter i bränslematrisen också mindre. Orenheterna i bränslematrisen har därför inte inkluderats i jämförelsen.

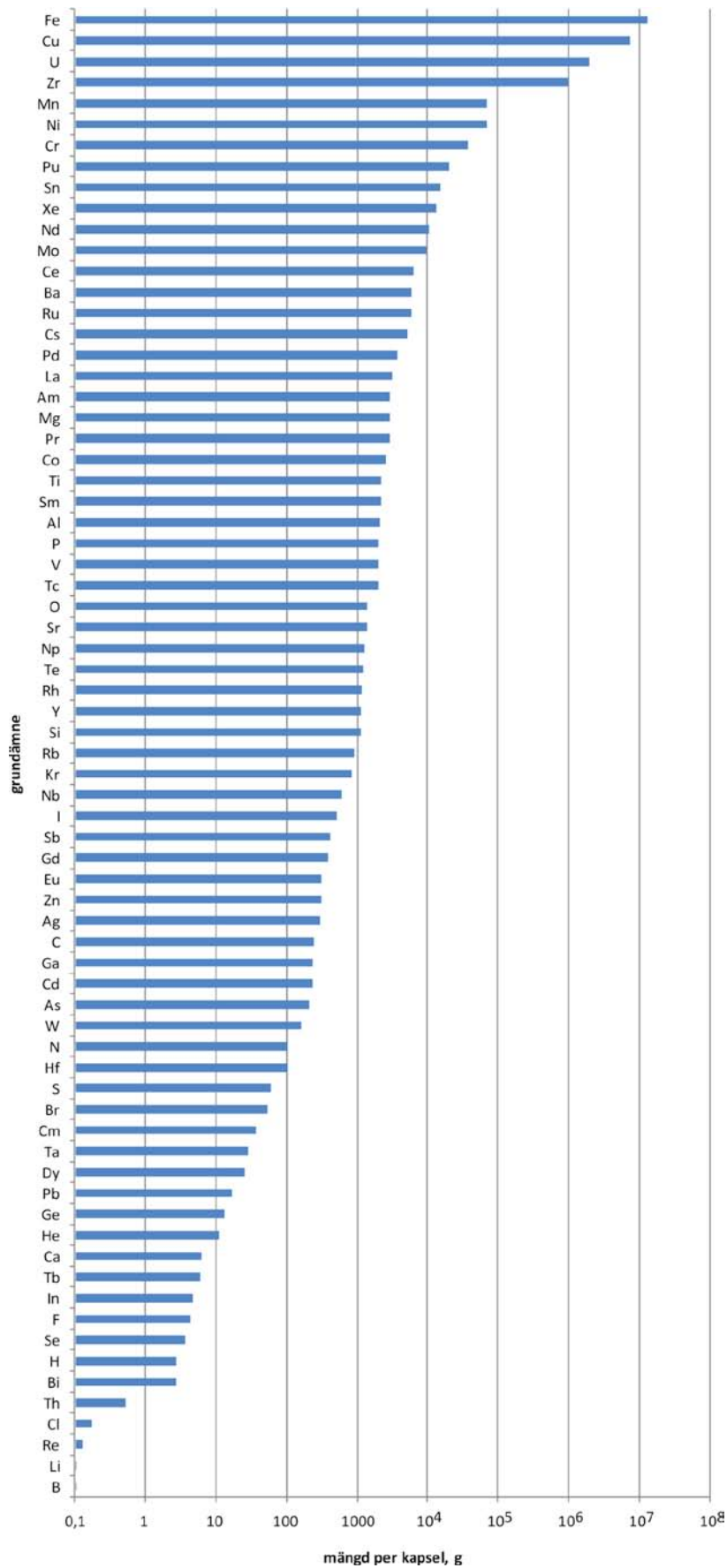
Insatsen i en kapsel för PWR-bränsle har en annan utformning än insatsen för BWR-bränslet. Mängden kemiska ämnen i insatsen för PWR-bränsle har uppskattats utifrån analys av grundämnen i prov av segjärn och stålfoder från tre insatser till kapslar för PWR-bränsle, se bilaga 1.

En sammanfattning av skillnaderna av mängden ämnen i en kapsel med BWR-bränsle och en kapsel med PWR-bränsle finns i tabell B1-4 i bilaga 1.

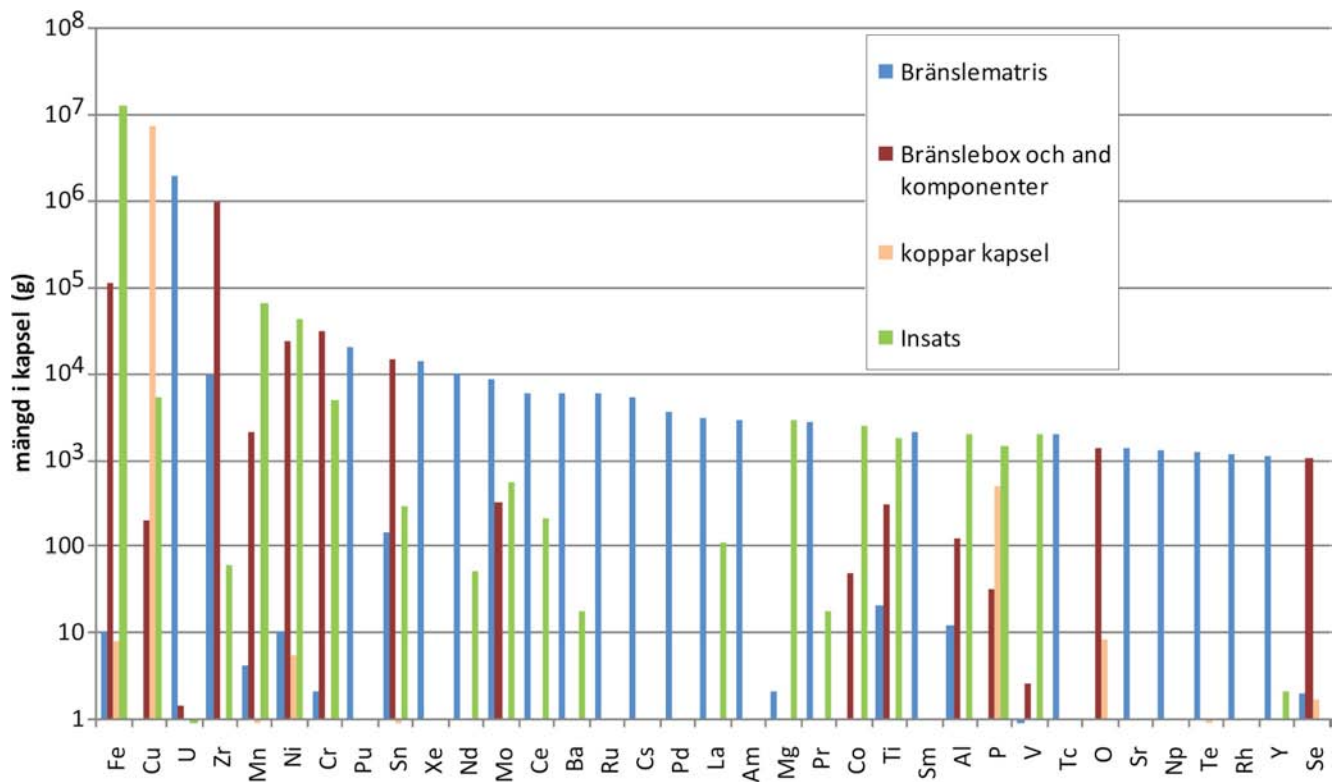
De huvudsakliga skillnaderna i mängden kemiska ämnen i en kapsel för PWR-bränsle jämfört med en kapsel för BWR-bränsle beror på skillnader i vikten av bränslematrisen i kapseln, vikten segjärn och stål i kapselinsatsen och innehållet i styrvstaven som kommer att placeras i en PWR-kapsel.

Vikten av bränslematrisen i fyra PWR-bränsleelement är mindre än vikten av bränslematrisen i tolv BWR-bränsleelement, vilket betyder att vikten av ämnen som förekommer i bränslematrisen samt av fissions- och aktiveringsprodukter är generellt lägre i en PWR-kapsel än i en BWR-kapsel.

Det finns något mer segjärn och stål i insatsen i en kapsel för PWR-bränsle jämfört med insatsen för BWR-bränsle. Därför finns det större mängder av de ämnen som finns i segjärn och stål, främst järn, nickel och krom. Det finns en större mängd vismut i en kapsel för PWR-bränsle jämfört med en kapsel för BWR-bränsle, på grund av högre halter i segjärnet i insatsen.



Figur 2-4. Mängden ämnen i en kopparkapsel med tolv bränsleelement (gram). Observera att skalan är logaritmisk. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)



Figur 2-5. Bidrag av mängd ämnen från bränsleelement och kapselmaterial. Observera att skalan är logaritmisk. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

PWR-styrstavar består av en legering av silver, kadmium och indium i ett rör av rostfritt stål. En PWR-styrstav kommer att placeras i varje kopparkapsel, därför finns större mängder silver, kadmium och indium i en kapsel för PWR-bränsle än för BWR-bränsle.

Det finns även mer zirkonium i en kapsel för PWR-bränsle än för BWR-bränsle, beroende på mängden zirkonium i de övriga komponenterna (konstruktionsmaterial) i bränsleelementen.

3 Dataunderlag för bedömning av kemisk toxicitet

I detta avsnitt beskrivs underlaget för bedömning av tillskottet av ämnena från slutförvaret för använt kärnbränsle till grund- och ytvatten samt ämnenas toxiska och ekotoxikologiska effekter. Underlagstabeller redovisas i bilaga 2 och en sammanfattning av valda kriterier finns i tabell 3-7.

3.1 Haltkriterier

Exponering av människor och miljön för föroreningar sker genom ett antal olika vägar. Exponeringsvägen som bidrar till största delen av den totala exponeringen varierar, beroende på aktuella kemiska ämnen och aktuella miljöförhållanden (kemiska, fysikaliska och biologiska). Det finns ofta ingen direkt korrelation mellan ändringar i koncentrationen av ett ämne i miljön och skadliga effekter på människor eller djur och växter, eftersom exponeringsvägarna är olika vid olika koncentrationer. Därför är det svårt att bestämma kriterier för uppskattning av den potentiella kemiska toxiciteten av ämnen för människor och miljön.

Eftersom ett slutförvar för använt kärnbränsle kommer att placeras i berget under grundvattennivån, kommer exponering av människor och miljön för toxiska ämnen som deponeras i förvaret att ske först efter transport av ämnena i grundvatten från förvaret till en recipient där exponering kan ske. Exempel på möjliga recipienter är brunnar och sjöar. Det har därför bedömts vara rimligt att använda haltkriterier för ämnen i vatten som indikatorer för potentiella toxiska eller ekotoxiska effekter av kärnavfallet i ett slutförvar.

Den potentiella toxiciteten eller miljöpåverkan av ämnena i ett slutförvar har bedömts genom beräkning av den volym vatten som behövs för att späda ut hela mängden av ett ämne i en deponerad fylld kopparkapsel till valt haltkriterium. Ämnen som behöver spädas mycket, har en hög potentiell toxicitet och ämnen som behöver spädas med endast en liten volym vatten, har en låg potentiell toxicitet. En hög potentiell toxicitet för ett ämne kan bero på antingen en stor mängd av ämnet i en kapsel eller på att ämnet är giftigt i låga halter. De haltkriterier för vatten som har använts som bedömningsgrunder är dricksvattenkriterier, miljöriskbaserade kriterier och bakgrundshalter.

Avseende toxicitet för människor har dricksvattenkriterier använts. För de flesta ämnen är dricksvattenkriterier baserade på toxikologiska data för människor, se avsnitt 3.1.2.

Djur eller växter i miljön kan vara exponerade för ämnen från ett slutförvar i större utsträckning än människor, eller kan vara känsligare för vissa ämnen. Därför har haltkriterier baserade på ekotoxikologiska effekter av ämnen på akvatiska organismer använts som indikatorer för miljörisker i vatten, se avsnitt 3.1.3. Haltkriterier för både sötvatten och havsvatten har använts, eftersom slutförvaret planeras att byggas i ett kustnära område i Forsmark.

Många toxiska ämnen finns naturligt i miljön. Det potentiella tillskottet kan därför relateras till de naturligt förekommande halterna. Därför har bakgrundshalterna i djupt och ytligt grundvatten samt i sötvatten och havsvatten sammanställts och använts vid bedömning av tillskott av ämnena från slutförvaret till grund- och ytvatten.

3.1.1 Bakgrundshalter

För många ämnen finns inga hälso- eller miljöriskbaserade kriterier och då har bakgrundshalter använts som referens. Bakgrundshalter har hämtats från den platsbeskrivande modellen över Forsmark baserat på data från Sicada, uttaget tillhandahållet som DATA DELIVERY Sicada_09_018,\SVN\SR-Site Bio\Generic\Indata\Element_specific (2009-02-16). Baserat på detta dataset har i denna rapport medelvärden och 90-percentiler för bakgrundshalterna beräknats. Bakgrundshalter för grundvatten, ytvatten och havsvatten vid Forsmark finns sammanställda i bilaga 2.

Grundvattendomänen utgörs av djupt respektive ytligt grundvatten. Statistik över bakgrundshalter i djupt grundvatten omfattar vatten kring förvarsdjup, från cirka 500 och ned till cirka 900 meters djup, medan bakgrundshalter för ytligt grundvatten omfattar statistik för grundvatten ned till maximalt 60 meters djup, dock är grundvattenproverna i huvudsak tagna på ett mindre djup än tio meter.

För att genomföra bedömningar mot en mer generell bild av bakgrundshalter på en svensk nationell nivå, har även statistik över ytvattendata från Foregs (Forum of European Geological Surveys) nyttjats /Foregs 2009/.

I följande avsnitt presenteras statistik för de olika vattendomänerna för ett urval av ämnen, baserat på deras förekomst i inventariet.

Djupt grundvatten

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i djupt grundvatten i Forsmark, bilaga 2. Bakgrundshalterna omfattar prover tagna i kärnborrhålen KFM01D, KFM02A, KFM03A, KFM06A, KFM08A, KFM09A, se bilaga 2. Halterna från prov tagna på nivåer mellan -417 och -969 meter har sammanställts, se tabell 3-1.

Tabell 3-1. Bakgrundshalter i grundvatten på försvarsdjup för några ämnen.

Ämne	Medel	90:e percentilen
Fe (mg/l)	0,9	1,4
Mn (mg/l)	0,6	1,8
Cr (µg/l)	1,0	2,3
Cu (µg/l)	1,3	2,3
Ni (µg/l)	7,2	19
Zr* (µg/l)	–	–
U (µg/l)	22	50

*Under rapporteringsgränsen för Zr som ligger mellan 0,1 och 0,3 µg/l
(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

För det djupa grundvattnet kan konstateras att för mangan, krom, nickel och uran är medelvärdet av bakgrundshalterna i djupt grundvatten högre jämfört med ytnära grundvatten och ytvatten i Forsmarksområdet, se tabell 3-2.

Ytnära grundvatten

Statistik har tagits fram för bakgrundshalter i ytnära grundvatten i Forsmark, se bilaga 2. Bakgrundshalterna omfattar prover tagna i privata brunnar och källor samt i observationsrör i jord /Tröjbom m fl 2007/. I huvudsak är proverna från ytligt grundvatten tagna på ett mindre djup än tio meter.

Tabell 3-2. Bakgrundshalter i ytnära grundvatten för några ämnen.

Ämne	Medel	90:e percentilen
Fe (mg/l)	1,3	4,2
Mn (mg/l)	0,22	0,37
Cr (µg/l)	0,46	0,45
Cu (µg/l)	2,7	6,3
Ni (µg/l)	1,6	3,5
Zr (µg/l)	1,9	5,1
U (µg/l)	12	35

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Relativt övriga vattendomäner är medelhalten för järn, koppar och zirkonium högst för det ytnära grundvattnet. Beträffande uran i grundvatten har Sverige förhållandevis höga halter på grund av naturliga uranförekomster i svensk berggrund. Till exempel i Uppsala kommun konstateras att av 270 slumpvis utvalda brunnar överstiger 41 procent av brunnarna 15 mikrogram per liter (µg/l) /SGU 2005/. Nationellt kan konstateras att halten uran i 17 procent av dricksvattenbrunnarna överstiger 15 µg/l och 2 procent överstiger 100 µg/l /Ek m fl 2008/.

Ytvatten, sjöar och vattendrag

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i ytvatten i Forsmark, se bilaga 2. En sammanställning finns i tabell 3-3. Bakgrundshalter omfattar prover tagna i större sjöar och huvudvattendrag, se /Tröjbom m fl 2007/.

Tabell 3-3. Bakgrundshalter i sjöar och vattendrag för några ämnen.

Ämne	Medel	90:e percentilen
Fe (mg/l)	0,13	0,21
Mn (mg/l)	0,033	0,053
Cr (µg/l)	0,49	0,46
Cu (µg/l)	0,96	1,8
Ni (µg/l)	0,58	0,84
Zr (µg/l)	0,28	0,4
U (µg/l)	3,5	3,4

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Statistik har även tagits fram över nationella bakgrundshalter i Sverige, se bilaga 2, /Foregs 2009/. Proverna är tagna i vattendrag över hela landet.

Tabell 3-4. Nationella bakgrundshalter i vattendrag för några ämnen /Foregs 2009/.

Ämne	Medel	90:e percentilen
Fe (mg/l)	0,82	1,9
Mn (mg/l)	0,056	0,16
Cr (µg/l)	0,64	0,89
Cu (µg/l)	0,72	1,2
Ni (µg/l)	0,83	1,2
Zr (µg/l)	0,26	0,49
U (µg/l)	0,35	0,69

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Vid en jämförelse mellan bakgrundshalter i sjöar- och ytvattendrag i Forsmark och nationella bakgrundshalter, är halterna för de flesta ämnen i urvalet i samma storleksordning, se tabell 3-4. Undantaget utgörs av uran och järn där uranhalten är cirka tio gånger högre i Forsmarksområdet än medelhalten på nationell skala, medan järnhalten är lägre i Forsmarksområdet än på nationell skala.

Havsvatten

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i havsvatten utanför Forsmark, se bilaga 2. En sammanställning finns i tabell 3-5. Bakgrundshalterna omfattar till största delen prover tagna i den ytligaste delen (0,5 m djupt) av vattenmassan, enstaka prover finns dock från djupare havsvatten.

Tabell 3-5. Bakgrundshalter i havsvatten utanför Forsmark för några ämnen.

Ämne	Medel	90:e percentilen
Fe (mg/l)	0,1	0,2
Mn (mg/l)	0,015	0,024
Cr (µg/l)	0,26	0,33
Cu (µg/l)	1,6	2
Ni (µg/l)	1,3	1,8
Zr (µg/l)	1,4	2,2
U (µg/l)	1,1	1,6

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Det kan konstateras att medelhalten för koppar, nickel och zirkonium är högre i havsvattnet än i sjöar och vattendrag både i Forsmark och på nationell skala.

3.1.2 Kriterier för hälsorisker

Dricksvattennormer finns från Livsmedelsverket /Livsmedelsverket 2005/ och i EU:s dricksvattendirektiv /EC 1998/ samt från WHO (World Health Organisation, /WHO 2006/) och USEPA (US Environmental Protection Agency, /USEPA 2009/). Tabell 3.1.6 i bilaga 2 visar dricksvattennormer från dessa organisationer.

Dricksvattennormer är baserade på toxikologiska referensvärden, uttryckt som intag av föroreningar i milligram per kilo (mg/kg) kroppsvikt och dag. Dessa toxikologiska referensvärden kallas tolerabelt dagligt intag, TDI (WHO) eller referensdos, RfD (USEPA). Vid detta intag förväntas inga skadliga hälsoeffekter. För genotoxiska ämnen beräknas en referensdos som motsvarar en lågrisknivå (en livstidsrisk för cancerfall på 10^{-5}). Referensvärden tas fram av expertgrupper och baseras på en utvärdering av tillgängliga toxikologiska data. Säkerhetsmarginaler används ofta för toxikologiska referensvärden för att ta hänsyn till osäkerheterna i dataunderlaget, till exempel extrapolering från djurförsök till effekter på människor och effekter på särskilt känsliga individer.

Ämnena som frigörs från slutförvaret för använt kärnbränsle kan förekommer i olika kemiska former (exempelvis som kemiska föreningar) med olika toxicitet. Generellt är de toxikologiska referensvärdena baserade på intag av ämnen i relativt rörlig och biotillgänglig form i exempelvis, dricksvatten eller mat, och med hänsyn till de kemiska former som vanligtvis kan förekomma i miljön. Därför det osannolikt att de kemiska former som frigörs från slutförvaret kommer att ha betydligt högre toxicitet än formen som antas vid framtagning av de toxikologiska referensvärdena.

Toxikologiska referensvärden är framtagna för ett stort antal ämnen och är publicerade, till exempel i USEPA:s IRIS databas /IRIS 2009/ och i WHO:s dricksvattennormer /WHO 2006/. Dricksvattennormerna är då beräknade med antagandena att en människa väger 60 kilo och konsumerar två liter vatten per dygn. För vissa ämnen kommer en stor andel av det totala intaget från andra källor än dricksvatten, till exempel mat. För dessa ämnen görs ett antaganden att endast en del av TDI/RfD-värdet får komma från dricksvatten. Ett exempel är kadmium, där 90 procent av TDI-värdet antas komma från andra källor och endast tio procent av TDI-värdet får komma från dricksvatten vid beräkning av WHO:s dricksvattennormer.

Livsmedelsverket har publicerat dricksvattennormer /Livsmedelsverket 2005/ som tillämpar Europeiska dricksvattendirektivet /EC 1998/. Två typer av dricksvattennormer finns:

- Otjänligt: Gränsvärden för halter av föroreningar i dricksvatten som inte får överskridas; halter som överskrider gränsvärden kan orsaka skadliga hälsoeffekter.
- Tjänligt med anmärkningar: Om halterna i vatten överskrider dessa riktvärden kan det indikera att vattnet är påverkat av en föroreningskälla eller av saltvatten, alternativt kan orsaka tekniska problem (till exempel korrosion av eller fällningar i vattenledningar) eller vara oacceptabelt på grund av smak, lukt eller missfärgning.

I denna rapport används i första hand dricksvattennormer som gäller i Sverige (Livsmedelsverkets dricksvattennormer). För ämnen där inget värde finns från Livsmedelsverket, används dricksvattennormer från WHO, eftersom europeiska dricksvattennormer (och därmed Livsmedelsverkets) är baserade på WHO:s utvärderingar. Där inget WHO-värde är tillgängligt har dricksvattennormer från USEPA använts.

För två ämnen, kadmium och bor, har WHO-normerna använts eftersom dessa värden är lägre än Livsmedelsverkets. Användningen av de lägre värdena är ett försiktigt antagande, men skillnaden mellan gränsvärdena är små.

För vissa ämnen finns inga hälsoriskbaserade riktvärden, men det finns haltgränser som baseras på tekniska aspekter, till exempel för aluminium och järn. I dessa fall har de tekniska haltgränserna använts som dricksvattennorm.

För ett antal ämnen (kobolt, vanadin, europium, lantan, skandium och yttrium) där dricksvattennormer saknas, finns toxikologiska referensvärden (TDI-värden) som har använts för att beräkna hälsoriskbaserade haltkriterier. För dessa ämnen har hänsyn tagits till eventuella intag av ämnen från andra källor än dricksvatten, genom antagandet att intaget av ämnet i dricksvatten får motsvara endast tio procent av TDI-värdet. För ytterligare några lantanoider (dysprosium, erbium, gadolinium,

holmium, neodym, praseodym och yttrium), har hälsoriskbaserade haltkriterier uppskattats utifrån ämnenas toxicitet relativt europium och lantan med hjälp av data i en rapport från experter i toxicologi TERA /1999/. De uppskattade hälsoriskbaserade haltkriterierna är inte dricksvattennormer, men kan användas i denna studie för att ge en indikation på eventuella hälsorisker.

En sammanställning av dricksvattennormerna har gjorts, se bilaga 2, tabell B2-6. De valda dricksvattennormerna för respektive ämne visas i tabellen, tillsammans med en källhänvisning för det valda värdet.

3.1.3 Kriterier för miljörisker

Sötvatten

Ett antal organisationer har tagit fram haltkriterier för skydd av akvatiska miljöer. I denna rapport används i första hand haltkriterier som är baserade på en extrapolering av ekotoxikologiska data för effekter i sötvatten. En sammanställning av tillgängliga haltkriterier finns i tabell B2-7 i bilaga 2, där även valda haltkriterier vid prioritering av ämnen visas. Haltkriterier som gäller i Sverige prioriteras och därför används miljö kvalitetsnormerna (MKN) som anges i det Europeiska direktivet om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område /EU 2008/ och Naturvårdsverkets förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen /Naturvårdsverket 2008/. Dessa haltkriterier tillämpas inom ramdirektivet för vatten infört i Sverige genom förordning (SFS 2004:660) vars mål är att nå god ekologisk status i alla inlands- och kustvatten /EU 2000/.

För ämnen där varken miljö kvalitetsnorm eller gränsvärde från Naturvårdsverket finns, används gränsvärden som är baserade på ekotoxikologiska effekter i sötvattenmiljöer. Gränsvärden för skydd av akvatiskt liv har tagits fram av Kanadas miljöministerium (CCME), det nederländska institutet för folkhälsa och miljö (RIVM) och miljöministeriet i Australien och Nya Zeeland (ANZECC). Även European Chemicals Bureau (ECB) har tagit fram kriterier för skydd av akvatiska organismer, så kallade PNEC-värden (probable no effect concentrations), för ett antal kemikalier som en del av ECB:s riskbedömningsrapporter. Alla dessa gränsvärden är baserade på sammanställningar av ekotoxikologiska data i litteraturen. Efter en kvalitetsgranskning av tillgängliga data sammanställs toxikologiska parametrar i en statistisk fördelning. De toxikologiska parametrar som sammanställs är NOEC-värden (No Observed Effect Concentration) eller motsvarande, det vill säga koncentrationen i vatten där inga skadliga effekter observerades. Haltkriterier i vatten motsvarar halten där de flesta arter skyddas mot skadliga effekter. Vattenkvalitetskriterier från CCME, RIVM samt ANZECC motsvarar halten där 95 procent av akvatiska arter skyddas (halten som underskrider NOEC-värdena för 95 procent av testade arter). Denna skyddsnivå antas skydda funktionerna hos ekosystemet. För många ämnen är det inte möjligt att göra denna typ av statistisk extrapolering vid framtagande av haltkriterier och då används det lägsta NOEC-värdet (eller motsvarande), som delas med en säkerhetsfaktor (mellan 10 och 1 000). Säkerhetsfaktorns storlek väljs utgående från osäkerheterna i dataunderlaget.

Saltvatten

För många ämnen finns det haltkriterier för saltvatten från ett antal olika organisationer. OSPAR-kommissionen (OSPAR är konventionen för skydd av havsmiljön i nordöstra Atlanten) har tagit fram miljöbedömningskriterier (EAC, ecotoxicological assessment criteria) där Lower-EAC-värden motsvarar en halt i vatten där alla marina arter skyddas mot skadliga effekter /OSPAR 2004/. Även Statens Forurensningstilsyn (SFT) i Norge har tagit fram bedömningsgrunder för kust och fjordvatten, /SFT 1997/ där haltkriterier ges för fem tillståndsklasser, från obetydligt/lite förorenat till mycket starkt förorenat. De haltkriterier som har använts i denna rapport är översta gränsen av klass 1, gränsen mellan klasserna obetydligt/lite förorenat och måttligt förorenat.

I denna rapport har haltkriterier från SFT och OSPAR använts i första hand. För ämnen där inget värde finns från SFT och OSPAR har andra haltkriterier som baseras på ekotoxikologiska effekter i saltvattenmiljöer använts. Kriterier finns från CCME, RIVM och ANZECC. Framtagning av haltkriterier för saltvatten har skett på samma sätt som för sötvatten, se ovan. En sammanställning av tillgängliga haltkriterier finns i tabell B2-8 i bilaga 2, där valet av de haltkriterier som har använts vid prioritering av ämnen även redovisas.

3.1.4 Ämnen där haltkriterier saknas

För vissa ämnen saknas dricksvattennormer och/eller haltkriterier i sötvatten eller havsvatten. Tabell 3-6 visar ämnen som finns i större mängder än ett kilo i en fylld kopparkapsel för vilka något av haltkriterierna saknas. För vissa ämnen saknas helt haltkriterier, till exempel zirkonium, rutenium, cesium, palladium, tellur och rodium. Alla dessa ämnen finns i mängder mindre än tio kilo i en fylld kopparkapsel, utom zirkonium som finns i mycket stora mängder. Dock är zirkonium sannolikt inte toxiskt för människor eller miljön, se avsnitt 4.4. Det finns inte heller haltkriterier för vissa ämnen som förekommer i höga halter naturligt i miljön, så kallade makroämnen, till exempel fosfor, kisel, magnesium och titan. Dessa ämnen har ingen hög toxicitet och tas därför inte upp i uppskattningen av kemiska risker. Xenon, som är en ädelgas, är inte heller toxiskt och inkluderas därför inte i Steg 2. Toxiciteten av ämnena plutonium, americium, neptunium och teknetium domineras helt av deras radiotoxicitet. Därför kommer hälsorisker från dessa ämnen att bedömas i SR-Site, och de kemiska riskerna tas inte upp i denna studie.

Tabell 3-6. Ämnen som finns i större mängd än ett kilo i en fylld kopparkapsel, där dricksvattennormer eller haltkriterier för vatten saknas.

Kriterier som saknas			
Ämnen	Dricksvatten	Sötvatten	Havsvatten
U			X
Fe			X
Zr	X	X	X
Sn	X		
Ce	X		
Ru	X	X	X
Cs	X	X	X
Pd	X	X	X
Sr		X	X
Te	X	X	X
Rh	X	X	X
In*	X	X	X
Bi*	X		
Makroämnen/ädelgaser			
Xe	X	X	X
Mg		X	X
Ti	X	X	X
P	X	X	X
O	X	X	X
Si	X	X	
Radionuklider			
Pu	X	X	X
Am	X	X	X
Np	X	X	X
Tc	X	X	X

*Mängd större än ett kilo finns i en kapsel innehållande PWR-bränsle (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Tabell 3-7. Sammanfattning av hälso- och miljöriskbaserade haltkriterier som används. Dricksvattennormer som markerats gula är baserade på tekniska krav.

Element	Dricksvatten (µg/l)		Sötvatten (µg/l)		Saltvatten (µg/l)	
	Värde	Källa	Värde	Källa	Värde	Källa
Ag	100	WHO 2006 och USEPA 2009	0,1	CCME 2009 och RIVM 1999	0,01	SFT 1997
Al	100	Livsmedelsverket 2005	1	ANZECC 2000	0,5	ANZECC 2000
As	10	Livsmedelsverket 2005	5	CCME 2009 aquatic life	1	OSPAR 2004 även SFT 1997
B	500	WHO 2006	400	ANZECC 2000 avrundat (även RIVM 1999)	650	RIVM 1999
Ba	700	WHO 2006 – hänsyn till bakgrundshalter	29	RIVM 2001 b	5,8	RIVM 2005
Be	4	USEPA 2009	0,1	RIVM 2005, (även ANZECC 2000)	0,008	RIVM 2005
Bi			0,7	ANZECC 2000	0,7	ANZECC 2000
Br	10	Bromat, Livsmedelsverket 2005				
Cd	3	WHO 2006 – lägre värde än Livsmedelsverket 2005	0,08	EU 2008	0,01	OSPAR 2004 (även SFT 1997 och CCME 2009)
Ce			22,1	RIVM 2000	0,28	RIVM 2000
Cl	100 000	Klorid, Livsmedelsverket 2005, smakgräns				
Co	5	Beräknat från toxicitetsdata RIVM 2001a	1	RIVM 2005 avrundat, (även ANZECC 2000)	0,1	RIVM 2005
Cr	50	Livsmedelsverket 2005	3	Naturvårdsverket 2008 (även ECB 2005)	0,2	SFT 1997
Cu	2 000	WHO 2006 och USEPA 2009	4	Naturvårdsverket 2008	0,3	SFT 1997
Dy	210	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999	9,3	RIVM 2000	3,8	RIVM 2000
Er	35	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999				
Eu	7	Beräknat från toxicitetsdata, TERA 1999				
F	1 500	Avser fluorid, Livsmedelsverket 2005				
Fe	200	Livsmedelsverket 2005	300	CCME 2009		
Ga			18	ANZECC 2000	18	ANZECC 2000
Gd	35	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999	7,1	RIVM 2000	0,85	RIVM 2000
Hg	1	Livsmedelsverket 2005	0,026	CCME 2009	0,001	SFT 1997
Ho	35	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999				

Element	Dricksvatten (µg/l)		Sötvtatten (µg/l)		Saltvtatten (µg/l)	
	Värde	Källa	Värde	Källa	Värde	Källa
La	17	Beräknat från toxicitetsdata, TERA 1999	0,04	ANZECC 2000	1	RIVM 2000
Mg	30 000	Livsmedelsverket 2005, tjänligt med anmärkning				
Mn	50	Livsmedelsverket 2005, tjänligt med anmärkning	1 700	ANZECC 2000	80	ANZECC 2000
Mo	70	WHO 2006	29	RIVM 2001b	2,9	RIVM 2005
N (NO ₃)	20 000	Livsmedelsverket 2005, tjänligt med anmärkning			20 000	CCME 2009
Na	100 000	Livsmedelsverket 2005, tjänligt med anmärkning				
Nd	35	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999	1,8	RIVM 2000	0,86	RIVM 2000
Ni	20	Livsmedelsverket 2005	20	EU 2008	0,5	SFT 1997
Pb	10	Livsmedelsverket 2005	7,2	EU 2008	0,05	SFT 1997
Pr	35	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999	9,1	RIVM 2000	1	RIVM 2000
S	100 000	Livsmedelsverket 2005, tjänligt med anmärkning				
Sb	5	Livsmedelsverket 2005	6,5	RIVM 1998 (även ANZECC 2000)	270	ANZECC 2000
Sc	17	Beräknat från toxicitetsdata, TERA 1999				
Se	10	Livsmedelsverket 2005	2,1	RIVM 2005	2,1	RIVM 2005
Sm	140	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999	8,2	RIVM 2000	0,42	RIVM 2000
Sn	4 000	Dricksvattennorm i delstat Florida and Minnesota ATSDR 2005	3	RIVM 2005	0,3	RIVM 2005
Sr	4 000	USEPA 2009 och ATSDR 2004				
Tb	210	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999				
Tl	2	USEPA 2009	0,2	RIVM 2005	0,016	RIVM 2005
U	15	WHO 2006	3	EC/HC 2000		
V	30	Beräknat från tox data, IRIS 2009	4,9	RIVM 2005	0,4	RIVM 2005
Y	14	Beräknat från tox data, TERA 1999	6,4	RIVM 2000	0,94	RIVM 2000
Yb	21	Uppskattat från toxicitet relativt La och Eu, TERA 1999				
Zn	3 000	WHO 2006 – smakgräns	8	Naturvårdsverket 2008	1,5	SFT 1997

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

3.2 Vattenomsättning i recipienter

Underlaget till modellering av radionuklidtransport i biosfären och beräkningar av dos omfattar beskrivningar av de hydrologiska förhållandena i Forsmark i dagsläget och modellerade förhållanden för olika scenarier i framtiden.

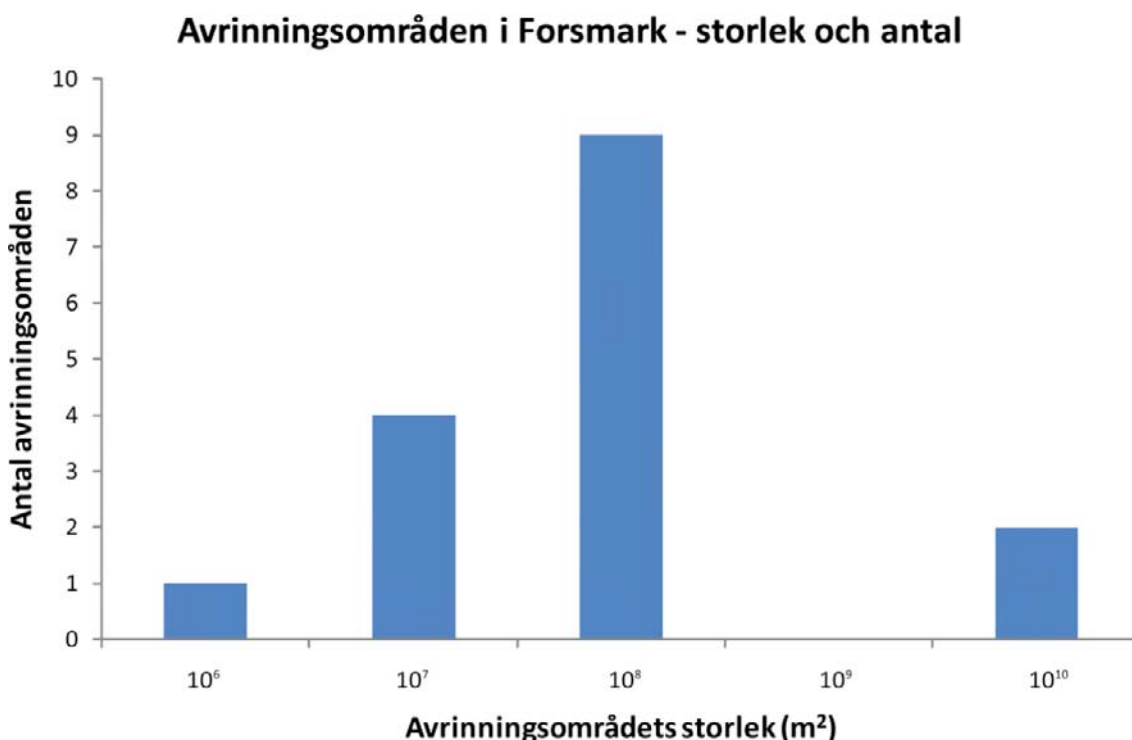
För att beräkna de maximala koncentrationerna i yt- och grundvatten som kan uppkomma på grund av frigörelse av ämnen från deponerade kapslar i slutförvaret, krävs bland annat vattnets omsättningstider och flöden. Koncentrationer beräknas med avseende på utspädningen i den begränsade vattenvolym, som utgör själva vattendraget eller sjön, där utströmning av ämnen från förvaret kan ske. Då den totala mängd vatten som finns tillgänglig för genomströmningsflödet, i till exempel en sjö, begränsas av avrinningsområdes storlek, beräknas även utspädningen utgående från genomströmningsflödet för hela avrinningsområden.

Beskrivning beträffande sjöar och vattendrag har erhållits från underlagsmaterial till rapporter som omfattar beskrivningen av biosfären till säkerhetsanalysen för slutförvaret (SR-Site) /Andersson 2010/. Beträffande beskrivning av avrinningsområden hänvisas till Landskapsrapporten inom SR-Site Biosfär /Lindborg 2010/.

Årsomsättningen som valts för beräkningarna i denna rapport är 83 000 kubikmeter per år ($m^3/år$) för en brunn, 164 000 $m^3/år$ för en sjö och 63 000 000 $m^3/år$ för en havsvik. Underlagsinformation för valda värden visas i de följande avsnitten.

3.2.1 Sjöar och vattendrag

Data för avrinningsområden i Forsmarksområdet har hämtats från SKB:s svn-server [svn://svn.skbn.se/projekt/SrSite-Bio/Forsmark/Synthesis/CalculationIndata/Interglacial](http://svn.skbn.se/projekt/SrSite-Bio/Forsmark/Synthesis/CalculationIndata/Interglacial), revision 4044. Avrinningsområdenas storlek visas i figur 3-1.



Figur 3-1. Antal och storlek på avrinningsområden som kan drabbas av utsläpp från förvaret.

Avrinningsområdets storlek ger tillsammans med den specifika avrinningen det genomströmningsflöde som sker inom avrinningsområdet. Den specifika avrinningen i Forsmarksområdet har hämtats från SKB:s svn-server <svn://svn.skb.se/projekt/SrSite-Bio/Forsmark/Synthesis/CalculationIndata/Interglacial>, revision 4044, och uppskattas till 0,186 meter per år. Då ett litet avrinningsområde ger en liten utspädning har en försiktig uppskattning av utspädningen gjorts. Ett genomströmningsflöde beräknas således för 5:e percentilen av avrinningsområdenas storlek i Forsmark. Den 5:e percentilen av avrinningsområdenas storlek beräknas här till cirka $1,7 \cdot 10^6$ kvadratmeter. Med den specifika avrinningen för Forsmark beräknas följaktligen ett genomströmningsflöde på $3,2 \cdot 10^5$ m³/år.

En motsvarande uppskattning av genomströmningsflödet har även gjorts för enskilda sjöar i Forsmarksområdet. Omsättningstiden i undersökta sjöar i Forsmarksområdet är i dag i medeltal 76 dygn och medianen är 44 dygn. Sjöarnas volym, inklusive vassbälte, har även beräknats och ger ett medelvärde på cirka 53 000 m³ och en medianvolym på cirka 18 000 m³ /Nordén m fl 2008/.

För vattendrag har omsättningstiden modellerats för olika tidsperioder och scenarier 10 000-tals år framåt. Den modellerade medelomsättningstiden för år 10 000 uppgår till 8 dagar, det vill säga en snabbare omsättning. Omsättningstider har hämtats från SKB:s svn-server <svn://svn.skb.se/projekt/SrSiteBio/Forsmark/Synthesis/CalculationIndata/Interglacial>, revision 4044. Skillnaden beror bland annat på att modelleringen omfattar olika sjöar med olika geometrier och storlekar på avrinningsområdena.

Som beräkningsexempel på storleken av vattengenomströmningen i en sjö i Forsmarksområdet antas i denna rapport en sjövolym på 18 000 m³ och en omsättning på cirka 40 dygn. Medianvärdet väljs för att inte överskatta flödet och därmed utspädningen i beräkningsexemplet nedan av halter i sjöar. Baserat på den antagna sjövolymen och omsättningstiden erhålls ett genomströmningsflöde på cirka 164 000 m³/år. Vattengenomströmningen i beräkningsexemplet är i samma storleksordning som det, baserat på försiktiga antaganden, beräknade genomströmningsflödet för ett avrinningsområde i Forsmark som kan drabbas av ett utsläpp från förvaret.

3.2.2 Brunn

För utspädningen i grundvatten används data för brunnskapaciteter från Forsmarksområdet som hämtats från SKB:s svn-server <svn://svn.skb.se/projekt/SrSite-Bio/Forsmark/Synthesis/CalculationIndata/Interglacial>, revision 4044. Mediankapaciteten för en brunn uppges till cirka 108 000 m³/år och medelkapaciteten uppges till cirka 83 000 m³/år. Medelvärde 83 000 m³/år väljs för en brunn i beräkningarna, för att inte överskatta utspädningen.

3.2.3 Havsvik

Hydrodynamiska beräkningar, det vill säga omsättningstider och flöden i havsbassänger i Öregrundsgrepen, har erhållits från underlagsmaterial till rapporter som omfattar beskrivningen av biosfären i Forsmark till SR-Site. Beräkningarna av omsättningstider och flöden omfattar perioden 7000 BC (f Kr) till 9500 AD (e Kr) där en uppgrundning av havsvikarna sker med tiden /Aquilonius m fl 2010/.

Årliga beräknade medelflöden i dagsläget för in- och utströmning i havsbassängerna varierar mellan 2 och cirka 6 000 m³/s /Aquilonius m fl 2010/.

Som beräkningsexempel på storleken av vattengenomströmningen i en havsvik antas det lägsta årsmedelflödet på 2 m³/s. Årsmedelflödet väljs från en i dagsläget ”sluten” vik som bedöms motsvara ett försiktigt fall även i en framtida havsmiljö, det vill säga det är sannolikt att volymen vatten i en havsvik är större än en årsomsättning i den slutna viken. Val av en kustnära vik är motiverat då hydrogeologiska modelleringar visar att det i havsmiljön är det främst strandzonen som kan bli mottagare för frigjordade nuklider /Follin m fl 2008/. Ett flöde på 2 m³/s motsvarar 63 000 000 m³/år.

Genomströmningsflödet i havet är cirka 400 gånger större än genomströmningen i en sjö, vilket medför att havsmiljön inte bedöms bli styrande för de uppskattade risker, trots att vissa miljöriskbaserade kriterier är lägre än för sötvattenmiljö.

4 Steg 1 – Potentiell kemisk toxicitet

I detta kapitel görs bedömning av olika ämnens kemiska toxicitet utifrån volymen vatten som behövs för att späda ut de upplösta ämnena i en fylld kopparkapsel till koncentrationer som svarar mot valda bakgrundshalter samt hälsoriskbaserade och miljöriskbaserade haltkriterier.

4.1 Jämförelse med bakgrundshalter

Slutförvarets potentiella bidrag till ämneshalter i grundvatten och ytvatten i Forsmarksområdet har jämförts med uppmätta bakgrundshalter. Volymen vatten som behövs för att späda ut inventariet i en fylld kopparkapsel till medelvärdet av uppmätta bakgrundshalter av ämnena i ytnära- och djupt grundvatten, sjöar och havsvatten har beräknats.

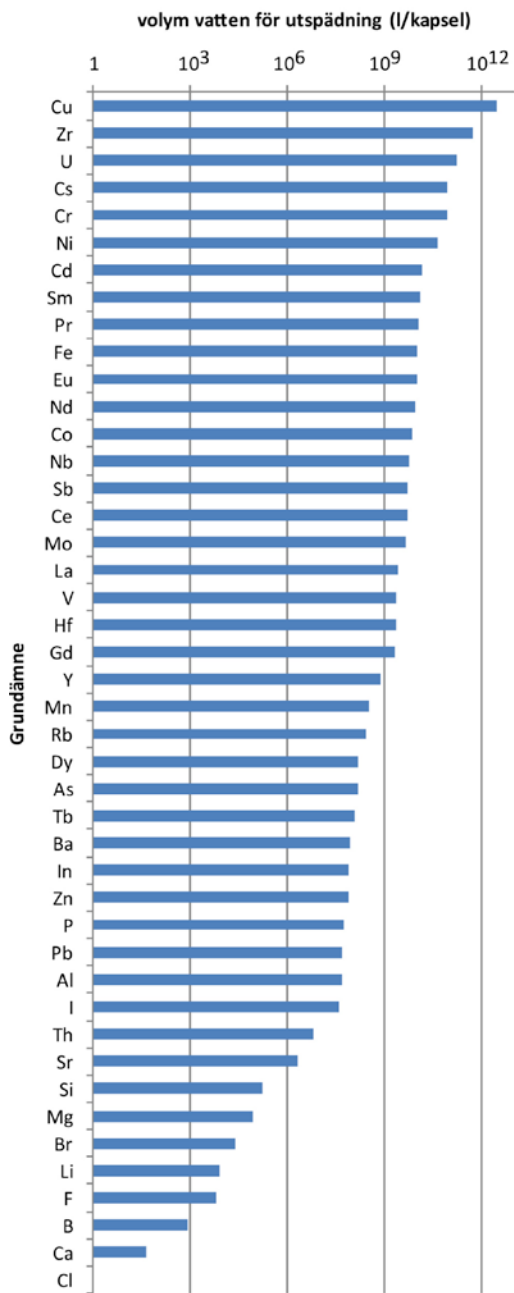
I figur 4-1 visas volymen vatten som behövs för att späda ut inventariet i en fylld kopparkapsel till bakgrundshalten av ämnen i ytnära och djupt grundvatten. Till exempel, för koppar krävs $2,8 \cdot 10^{12}$ liter vatten för att nå bakgrundshalten $2,7 \mu\text{g/l}$ i ytnära grundvatten och för järn krävs $1,1 \cdot 10^{10}$ liter vatten för att nå bakgrundshalten på $1,3 \text{ mg/l}$. Koppar kräver den största vattenvolymen för både ytnära och djupt grundvatten. Detta beror på den stora mängden koppar i inventariet, samt en relativt låg bakgrundshalt av koppar i miljön. Järn, som finns i störst mängd av alla ämnen i inventariet, behöver inte spädas ut lika mycket beroende på att bakgrundshalten är relativt hög.

I figur 4-2 och figur 4-3 redovisas mängden ämnen i en fylld kopparkapsel och deras bakgrundshalter i ytnära respektive djupt grundvatten. Diagrammen visar att uran och zirkonium, som även finns i stora mängder i en kapsel, har relativt låga bakgrundshalter (zirkoniumhalten i djupt grundvatten ligger under rapporteringsgränsen). Nickel och krom och mangan finns i relativt stora mängder i inventariet (cirka 100 kilo per kapsel). Nickel och krom behöver stora vattenvolymer för utspädning till halten i ytnära grundvatten och krom behöver stora vattenvolymer för utspädning till halten i djupt grundvatten eftersom bakgrundshalterna är relativt låga. Däremot kräver mangan mindre vattenvolymer eftersom bakgrundshalten är högre.

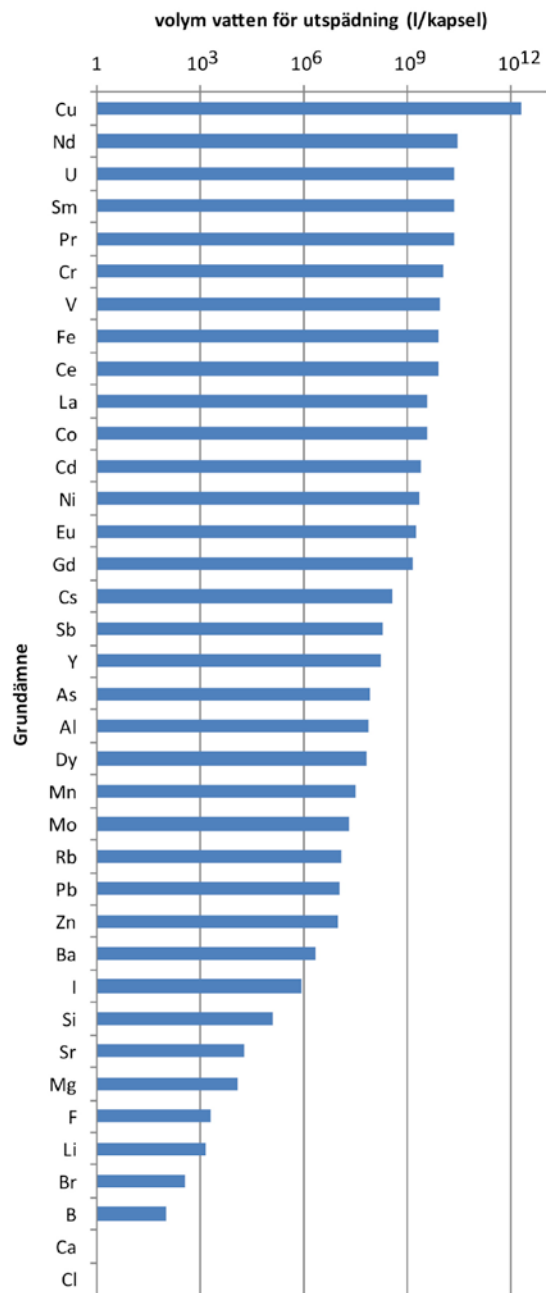
Andra ämnen som behöver stora volymer vatten för att spädas ut till bakgrundshalter i ytnära grundvatten finns endast i måttliga eller små mängder i inventariet, men kräver stora utspädningsvolymer eftersom bakgrundshalterna är låga (cirka $1 \mu\text{g/l}$ eller mindre). Neodym, cesium, samarium, kadmium, cerium, lantan, molybden, praseodym, vanadin, europium, kobolt, niob, antimon, gadolinium och hafnium behöver utspädningsvolymer större än en miljon kubikmeter. Andra ämnen som finns i måttliga mängder i inventariet, till exempel barium, magnesium, kisel och strontium, kräver lägre utspädningsvolymer eftersom bakgrundshalterna är högre.

I figur 4-4 visas volymen vatten som behövs för att späda ut inventariet i en fylld kopparkapsel till bakgrundshalter i sjöar och vattendrag i Forsmarksområdet, samt i en havsvik utanför Forsmark. I figur 4-4 ses ett liknande mönster som i figur 4-1, att ämnen som finns i stora mängder i inventariet (koppar, zirkonium och uran), behöver spädas ut med stora volymer för att nå bakgrundshalter i ytvatten på grund av relativt låga bakgrundshalter i dessa vatten. Även nickel och krom, som finns i ganska stora mängder i inventariet, kräver ganska stora vattenvolymer för utspädning till låga bakgrundshalter. Däremot behövs mycket mindre vattenvolymer för utspädning av järn och mangan till bakgrundshalterna, eftersom bakgrundshalterna är minst en tiopotens högre. För andra ämnen som behöver stora volymer vatten för utspädning till sina respektive bakgrundshalter, beror den stora volymen på låga bakgrundshalter. Dessa ämnen är ungefär samma ämnen som för utspädning till grundvattenhalter; cesium, niob, praseodym, neodym, samarium, cerium, kobolt, europium, kadmium, lantan, gadolinium och molybden behöver utspädningsvolymer på mer än tio miljoner kubikmeter.

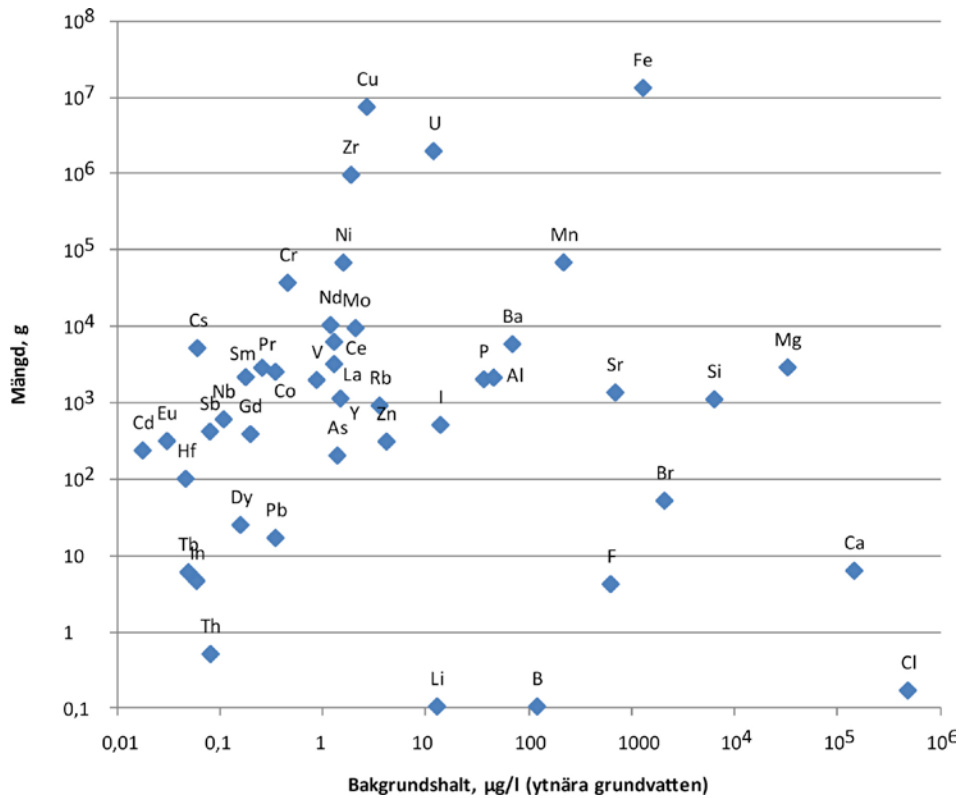
Ytnära grundvatten



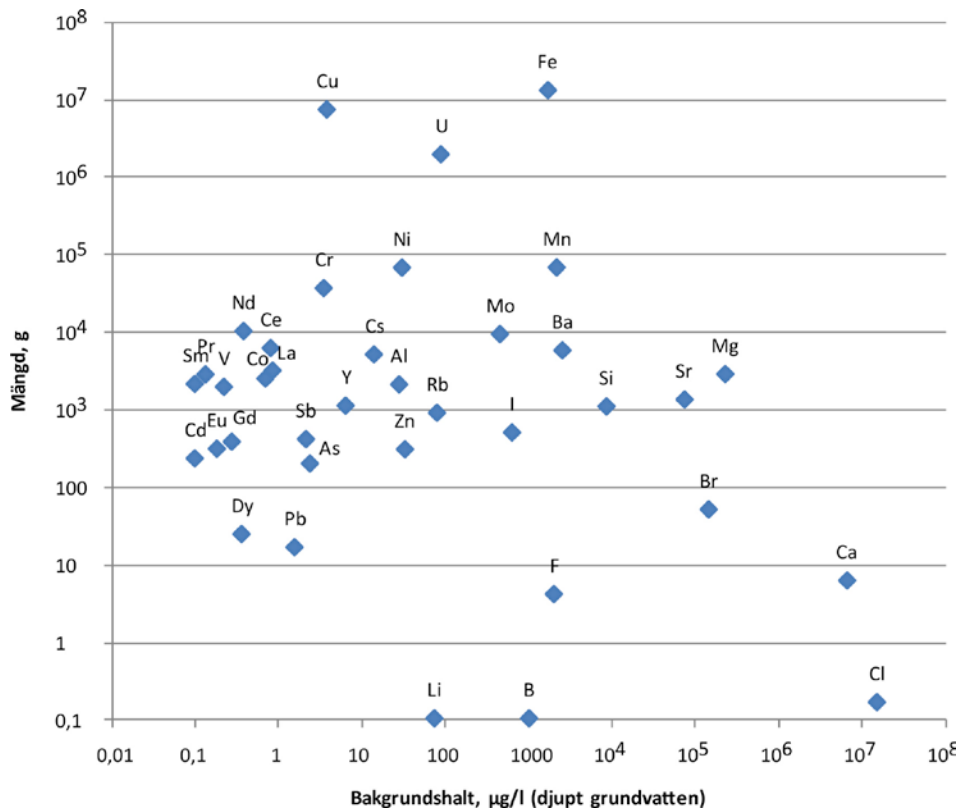
Djupt grundvatten



Figur 4-1. Volymen vatten som behövs för utspädning av ämnena i en fylld kopparkapsel till respektive ämnes bakgrundshalt i ytnära och djupt grundvatten i Forsmarksområdet. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

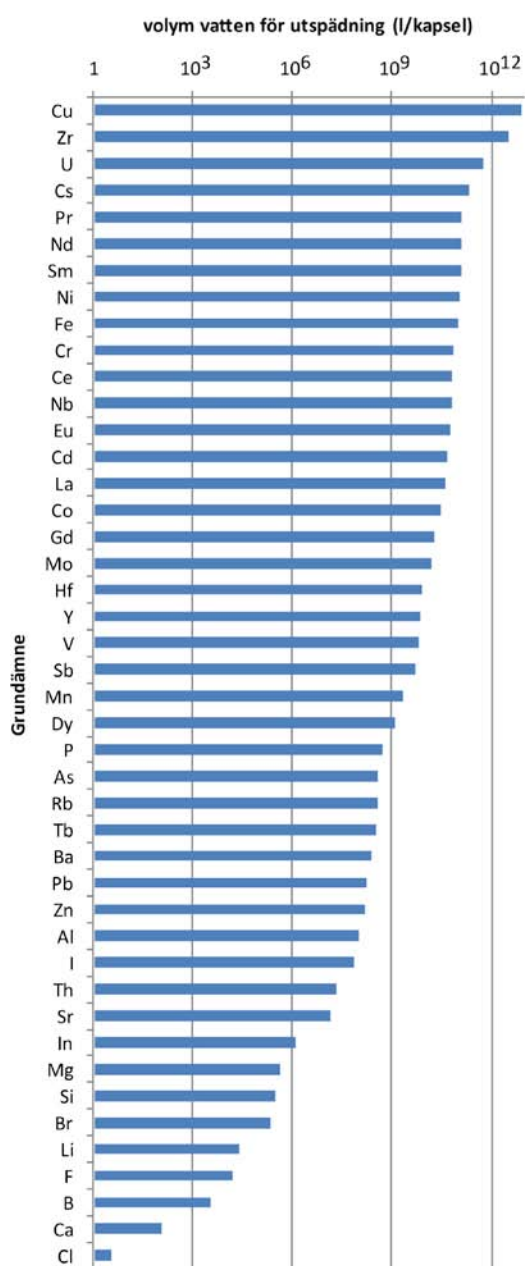


Figur 4-2. Bakgrundshalter för ämnen i ytnära grundvatten (mikrogram per liter) i Forsmark, mot mängden av ämnet i en kapsel vid deponering (gram per fylld kapsel). (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

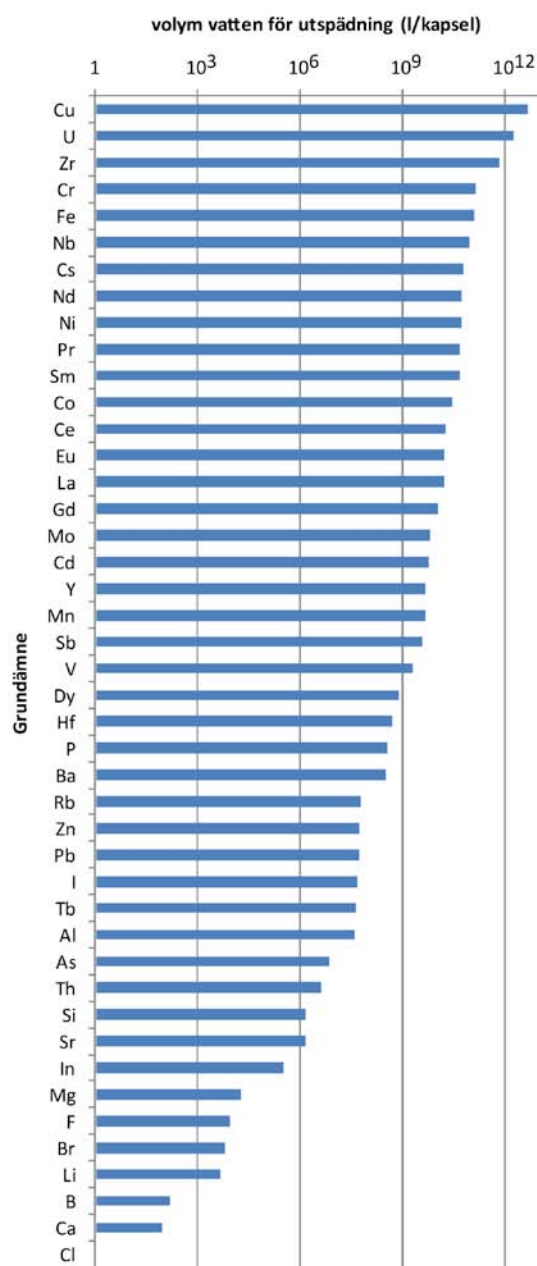


Figur 4-3. Bakgrundshalter för ämnen i djupt grundvatten (mikrogram per liter) i Forsmark, mot mängden av ämnet i en kapsel vid deponering (gram per fylld kapsel). (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Sjöar och vattendrag



Hav

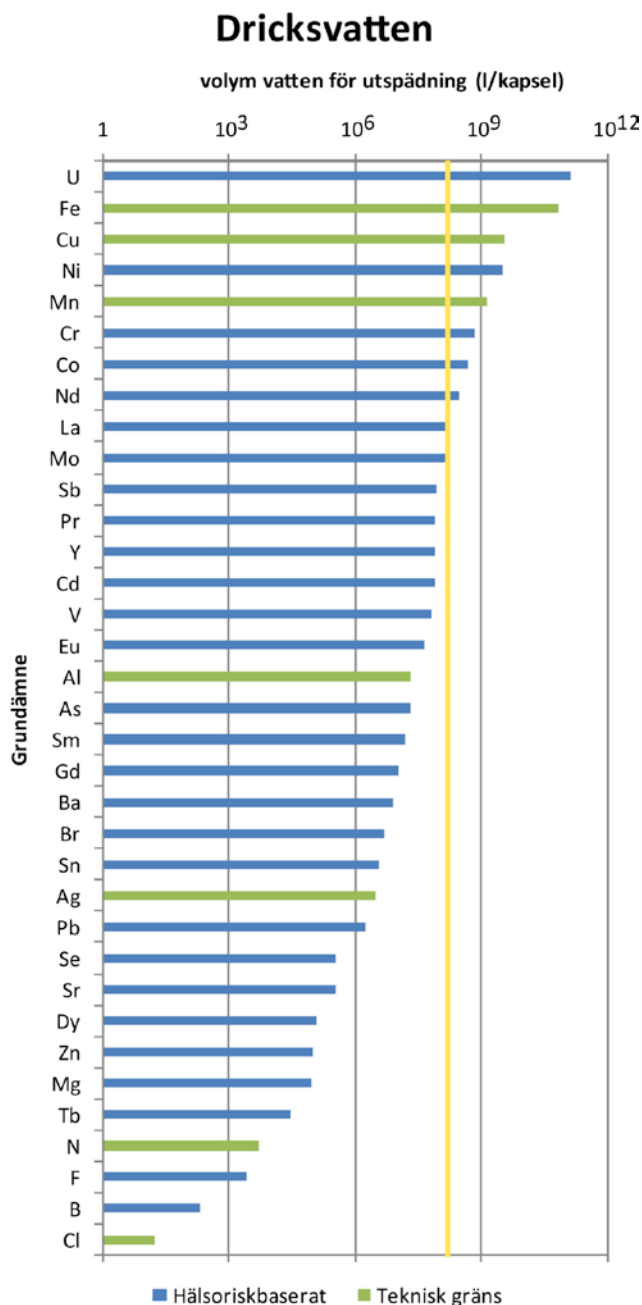


Figur 4-4. Volymen vatten som behövs för utspädning av ämnena i en fylld kopparkapsel till respektive ämnes bakgrundshalt i ytvatten, det vill säga sjöar och vattendrag samt hav i Forsmarksområdet. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

4.2 Potentiell kemisk toxicitet – hälsoriskbaserat

Den potentiella kemiska toxiciteten av ämnena i en fylld kopparkapsel bedöms utifrån volymen vatten som behövs för att späda ut mängderna av ämnena till koncentrationer som svarar mot dricksvattennormerna. Ingen hänsyn tas till bakgrundshalter av ämnena i Steg 1, där endast en prioritering av ämnen för vidare utredning görs. Hänsyn till bakgrundshalterna tas i Steg 2. I figur 4-5 visas volymerna vatten som krävs för utspädning till dricksvattennormen för olika ämnen. Figuren visar även vattenvolymen som bedöms omsättas under ett år i en brunn i Forsmarksområdet, se avsnitt 3.2. Denna omsättningsvolym har använts för att indikera när volymen vatten som behövs för utspädning är stor.

Figur 4-5 visar att om en kapsel upplöses fullständigt skulle den volym vatten som årligen omsätts i en brunn i Forsmarksområdet räcka för att späda många ämnen till halter som underskrider dricksvattennormen. För några ämnen skulle större vattenvolymen behövas. Ämnen som finns i de största mängderna i kapseln behöver de största utspädningsvolymerna: uran, järn, koppar, nickel, mangan och krom. Övriga ämnen som behöver större utspädningsvolym än en årsomsättning i en brunn är kobolt, neodym, lantan och molybden. De mängder uran och järn som finns i en kapsel skulle behöva spädas ut i en vattenvolym som motsvarar cirka 1 000 års vattenomsättning i brunnen. Mängden koppar behöver spädas i några tiotals års vattenomsättningar för att halten skulle underskrida dricksvattennormen. Observera att dricksvattennormerna för järn, koppar och mangan är baserade på tekniska krav, inte hälsomässiga.



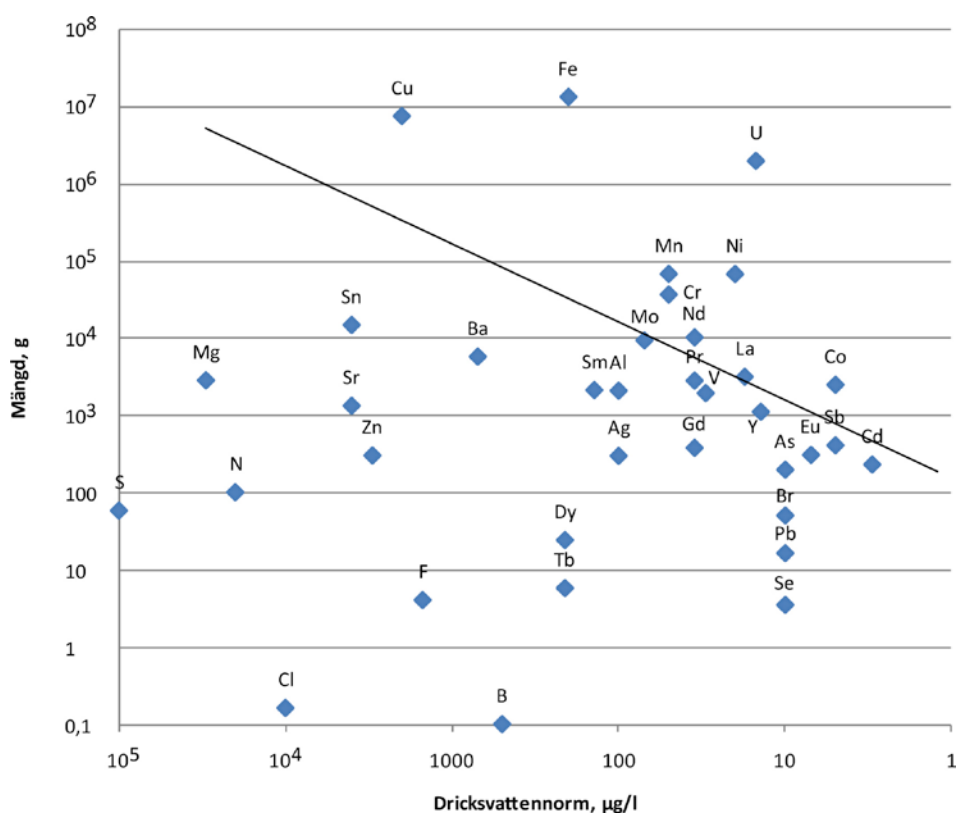
Figur 4-5. Volymen vatten som behövs för utspädning av ämnen i en fylld kopparkapsel till koncentrationer som svarar mot dricksvattennormer. Det gula strecket visar volymen vatten som bedöms omsättas i en brunn i Forsmarksområdet under ett år. Ämnen med dricksvattennormer som är hälsoriskbaserade visas i blått. Ämnen med dricksvattennormer som är baserade på tekniska krav visas i grönt. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Ett diagram över ämnenas toxicitet och mängden ämnen i en kapsel finns i figur 4-6. Dricksvattennormer används som en indikation på ämnenas toxicitet. Figuren visar att molybden och neodym finns i måttliga mängder i inventariet och dricksvattennormerna är måttligt höga (i samma storleksordning som nickel och mangan). Lantan och kobolt finns i mindre mängder, men har samtidigt lägre dricksvattennormer. Andra ämnen som behöver utspädningsvolymen i samma storleksordning som en årsomsättning i en brunn är antimon, praseodym, yttrium, kadmium, vanadin och europium. Dessa ämnen finns i måttliga mängder i inventariet, och har relativt låga dricksvattennormer.

4.3 Potentiell kemisk toxicitet, miljöriskbaserat

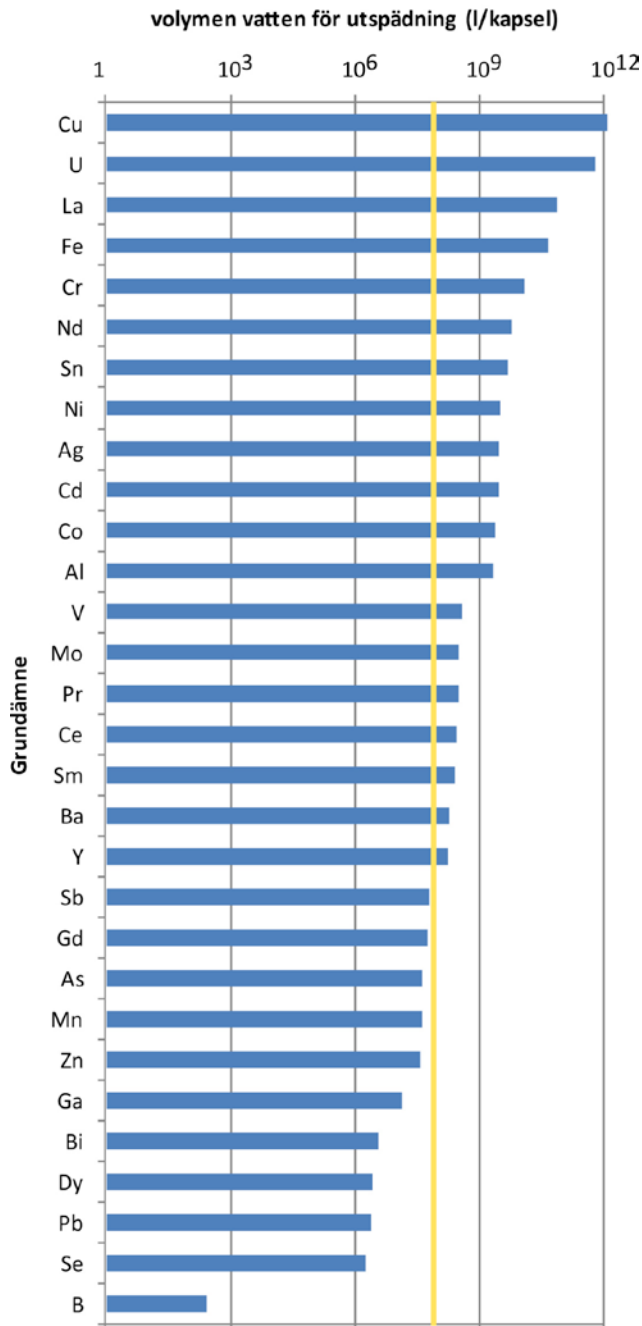
Potentiella miljörisker för ämnena i en fylld kopparkapsel bedöms med hjälp av volymen vatten som behövs för att späda ut mängderna till koncentrationer som svarar mot miljöriskbaserade haltkriterier. Figur 4-7 visar volymen vatten som behövs för utspädning till miljöriskbaserade haltkriterier för sötvatten. Figuren visar även den vattenvolym som årligen bedöms omsättas i en sjö i Forsmarksområdet, se avsnitt 3.2. Denna omsättningsvolym har använts för att indikera när volymen vatten som behövs för utspädning är stor.

Figuren visar att om en kapsel upplöses fullständigt skulle den volym vatten som årligen omsätts i en sjö i Forsmarksområdet räcka för att späda ut några av ämnena till halter som underskrider de miljöriskbaserade haltkriterierna för sötvatten, men att större mängder vatten krävs för de flesta ämnena. Mängden koppar och uran i en kapsel skulle behöva spädas ut med volymen vatten som omsätts i en sjö under cirka 10 000 år, och mängden lantan och järn skulle behöva spädas ut med volymen vatten som omsätts under cirka 1 000 år. Ett antal ämnen; krom, neodym, tenn, nickel, silver, kadmium, kobolt och aluminium skulle behöva spädas ut med cirka 100 års omsättningsvolym och ämnen som skulle behöva spädas ut med 10 års omsättning är vanadin, molybden, praseodym, cerium, samarium, barium och yttrium.



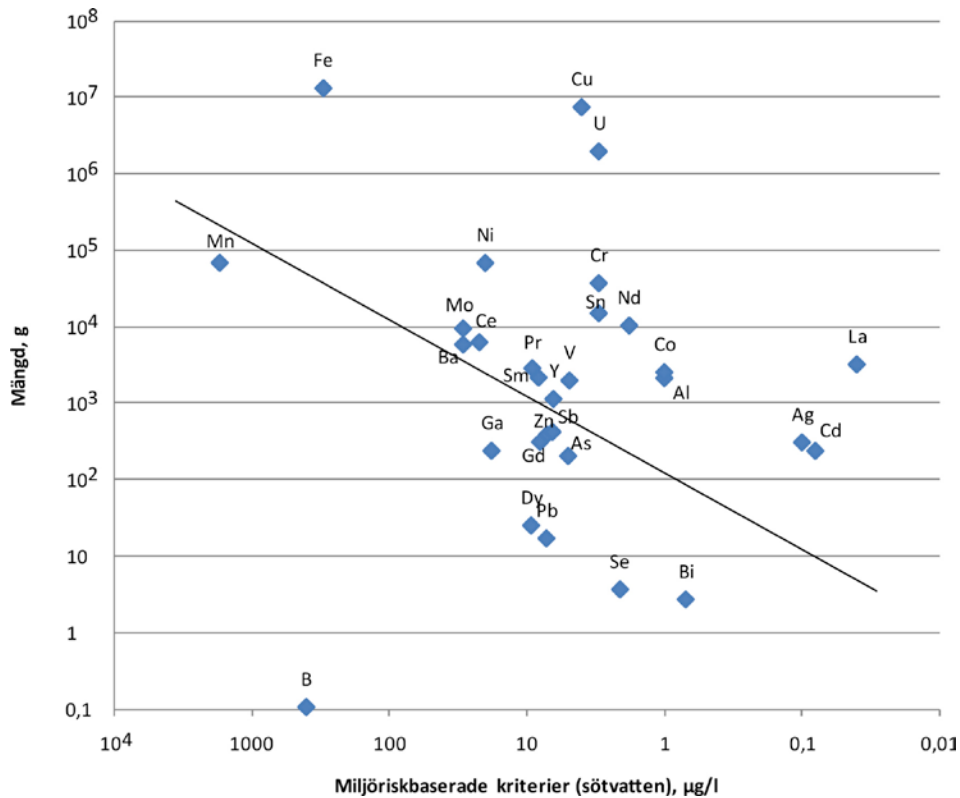
Figur 4-6. Toxiciteten av ämnen (mikrogram per liter), enligt dricksvattennormen, och mängden av ämnena i en fylld kopparkapsel (gram). Observera att ämnen med hög toxicitet har låga dricksvattennormer. Linjen visar sambandet mellan mängd och haltkriterier för volymen vatten som omsätts i en brunn varje år. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Miljörisk, sötvatten



Figur 4-7. Volymen vatten som behövs för utspädning av ämnen i en fylld kopparkapsel till koncentrationer som svarar mot miljöriskbaserade haltkriterier för sötvatten. Det gula strecket visar volymen vatten som bedöms omsättas i en sjö i Forsmarksområdet under ett år. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

De ämnen som finns i stora mängder i en fylld kopparkapsel (koppars, uran, järn, krom, nickel) kräver generellt sett stora volymer vatten för utspädning ner till haltkriterierna för sötvatten. I figur 4-8 redovisas ämnens miljöriskbaserade haltkriterier för sötvatten och mängden av ämnena i en kapsel. En stor utspädningsvolym behövs för järn, trots att ekotoxiciteten av järn anses vara ganska låg. Koppars, uran och krom har liknande haltkriterier för sötvatten, medan nickel antas vara mindre ekotoxiskt i sötvattenmiljöer. Det behövs ingen stor utspädningsvolym för mangan, eftersom ekotoxiciteten av mangan i sötvatten anses vara lägst av alla ämnen med haltkriterier.

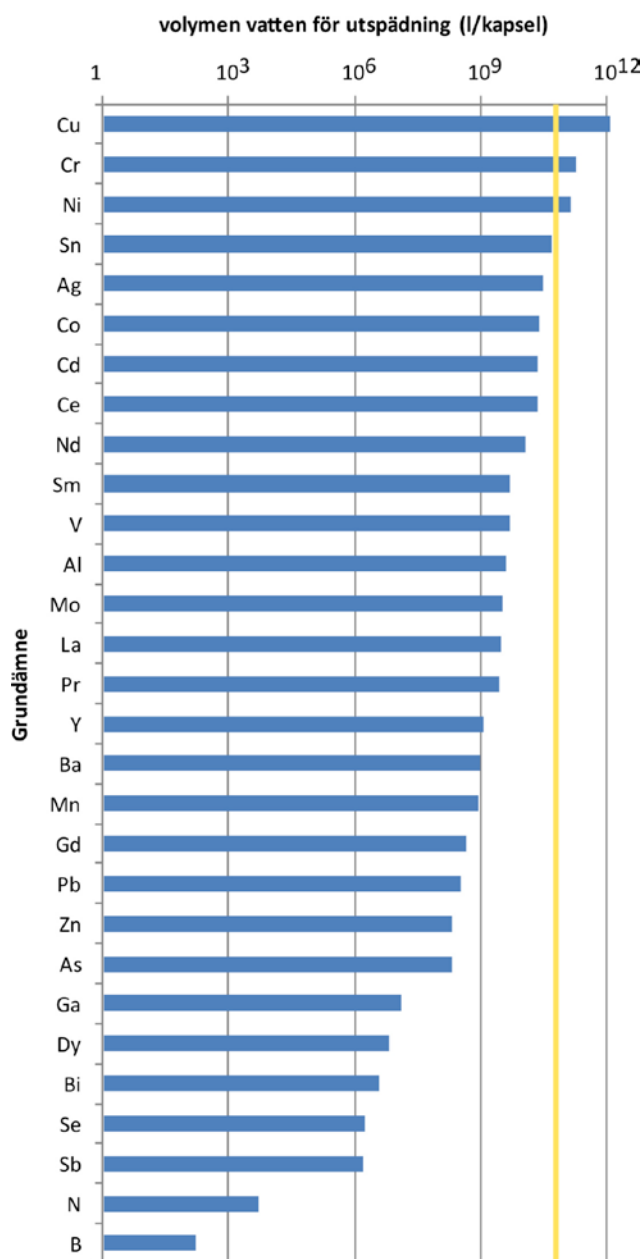


Figur 4-8. Ett diagram över ekotoxiciteten för ämnen (mikrogram per liter), enligt miljöriskbaserade haltkriterier för sötvatten och mängden av ämnena i en fylld kopparkapsel (gram). Observera att ämnen med hög toxicitet har låga haltkriterier. Linjen visar sambandet mellan mängd och haltkriterier för volymen vatten som omsätts i en sjö i Forsmarksområdet varje år. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Ämnena lantan, kadmium, silver, aluminium, kobolt, neodym och tenn har lägre haltkriterier än uran, det vill säga är lika eller mer ekotoxiskt. Ämnena vanadin, molybden, praseodym, cerium, samarium, barium och yttrium har haltkriterier som är större än de för uran och koppar, det vill säga ämnena anses vara mindre toxiska.

Figur 4-9 visar volymen vatten som behövs för utspädning till koncentrationer som svarar mot miljöriskbaserade haltkriterier för saltvatten. En bedömning av vattenomsättningen i en havsvik under ett år i Forsmarksområdet visas för jämförelse. Figuren visar att om kapseln upplöses fullständigt skulle den volym vatten som årligen omsätts i en havsvik i Forsmarksområdet räcka för att späda de flesta av ämnena till halter som underskrider miljöriskbaserade haltkriterier för saltvatten. Större vattenvolym behövs endast för ämnena koppar, krom och nickel, som finns i stora mängder i en fylld kopparkapsel. Det finns dock inga haltkriterier för uran eller järn i havsvatten. Rangordning av ämnena enligt deras ekotoxicitet i saltvatten visar samma mönster som för sötvatten. Däremot är vattenomsättningen i en havsvik mycket större än i en sjö. På grund av den större utspädningen av grundvatten i en havsvik, är effekter i saltvattenmiljön inte styrande för bedömningen av potentiella kemiska risker från inventariet i ett slutförvar.

Miljörisk, saltvatten



Figur 4-9. Volym vatten som behövs för utspädning av ämnen i en fylld kopparkapsel till koncentrationer som svarar mot haltkriterier för saltvatten. Det gula strecket visar volymen vatten som bedöms omsättas i en havsvik i Forsmarksområdet under ett år. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

4.4 Prioritering av ämnen med hänsyn till deras potentiella kemiska toxicitet

Figurenerna i avsnitt 4.1 till avsnitt 4.3 visar att det rör sig om förhållandevis begränsade volymer vatten som krävs för utspädningen av ämnena i en kapsel trots att mycket försiktiga antaganden gjorts, såsom att en kapsel med innehåll upplöses omedelbart och hela innehållet kommer till en recipient (brunn, sjö eller havsvik). I verkligheten är korrosionsprocesser långsamma förlopp, samtidigt som transporten av upplösta ämnen kommer att fördröjas på grund av fastläggning med mera.

En lista över försiktiga antaganden som görs i Steg 1 finns i tabell 4-1. För jämförelse visas de antaganden som gjordes i SR-Can.

Tabell 4-1. Sammanställning av antaganden gjorda i Steg 1 jämfört med antaganden i SR-Can.

	Antagande i Steg 1	Antagande i Säkerhetsanalysen
Korrosion av kopparhölje och insats.	En kapsel upplöses momentant.	Tio kapslar antas skadas i ett miljonårsperspektiv. Mycket långsamt förlopp.
Upplösning av använt kärnbränsle.	Innehållet i en kapsel upplöses momentant.	Mycket långsamt förlopp som begränsas av urans löslighet i vatten.
Transport av upplösta ämnen genom buffert.	Ingen fastläggning i bufferten.	Bufferten fördröjer flertalet ämnen.
Transport av upplösta ämnen till recipient.	Obegränsat vattenflöde genom bufferten.	Bufferten begränsar vattenflödet runt kapseln.
	Ingen fördröjning av ämnena i berget.	Fördröjning av ämnena i berget.
	Ingen hänsyn till tiden för vatten-transport genom berget.	Berget har en begränsad vattengenomsläpplighet och transport sker därför över lång tid.
Halt i recipient av upplösta ämnen.	Hela innehållet i en kapsel späds i den volym vatten som omsätts under ett år.	Långsamt transportförlopp och fördröjning i berg sprider ut transporten av ämnen över många år, och därför sker utspädning i en volym motsvarande flera års omsättningar.

I Steg 1 har momentant upplösning av en kapsel antagits. Förvaret kommer att innehålla cirka 6 000 kapslar. I huvudscenariot av SR-Site antas tio kapslar vara skadade en miljon år efter förslutning av förvaret. Det är alltså innehållet i endast tio kapslar som skulle kunna korrodera och därefter spridas med grundvattnet i ett miljonårsperspektiv. Det rimligt att anta att utsläpp endast sker från en kapsel i taget. Därför har en kapsel valts som utgångspunkt i denna studie.

Säkerhetsanalysen av slutförvaret (SR-Site) som gjorts med avseende på risker från radionuklider omfattar även ackumulation av radionuklider i sediment och våtmarker. I denna förenklade utredning tas ingen hänsyn till ackumulationsprocesser i sediment och våtmarker, eftersom haltkriterier för dessa miljöer endast finns för mycket få ämnen. Säkerhetsanalysen tar även hänsyn till intag av radionuklider i föda, vilket inte omfattas av denna studie. Intag av ämnen i dricksvatten är generellt en viktigare exponeringsväg än intag av ämnen i föda när exponering sker i första hand för ämnen i grundvatten. De försiktiga antaganden som har gjorts vad gäller utspädning av vatten vid förvarsdjupet och korrosion och upplösning av ämnena bedöms kompensera för eventuell ackumulering av ämnen i sediment och eventuellt intag av ämnen i föda.

Figur 4-5 visar att om en kapsel upplöses fullständigt skulle en årsomsättning av vatten i en brunn i Forsmarksområdet räcka för att späda de allra flesta ämnena till halter som underskrider dricksvattennormen. För några ämnen skulle en större vattenvolym behövas, till exempel skulle de mängder uran och järn som finns i en kapsel behöva spädas ut under cirka 100 år.

I tabell 4-2 listas ämnena som har prioriterats i Steg 1. Oavsett om utspädningsvolymen jämförs med hälsoriskbaserade kriterier (dricksvattennormer) eller miljöriskbaserade kriterier, är koppar och uran prioriterade för vidare undersökning i Steg 2, eftersom de förekommer i mycket stora mängder i en fylld kopparkapsel. (Observera att uran inte finns på listan över ämnen som prioriteras enligt jämförelse med miljöriskbaserade kriterier för saltvatten, på grund av att det inte finns några haltkriterier). Även nickel och krom är prioriterade för vidare undersökning enligt alla tre jämförelserna med haltkriterier. Järn, koppar och mangan är prioriterade endast på grund av tekniska krav på dricksvattnet.

Kobolt, neodym och lantan prioriteras med hänsyn till dricksvattennormer och haltkriterier för sötvatten. Ytterligare ett stort antal ämnen prioriteras med hänsyn till potentiella effekter i sötvatten.

Det finns inga hälso- eller miljöriskbaserade kriterier för ämnet zirkonium, som kräver stora volymer vatten för utspädning till bakgrundshalter i grundvatten, sjöar och havsvikar. Zirkonium förekommer naturligt i stora mängder i miljön, främst i berg och mineraler, och är det tjugonde vanligaste ämnet i naturen. Generellt bedöms zirkonium i löst form ha en låg toxicitet för däggdjur och för andra djur och växter i miljön /Couture m fl 1989, Schroeder m fl 1968, 1969, 1970/. Därför har zirkonium inte prioriterats för vidare undersökning i Steg 2.

4.4.1 Jämförelse med en kapsel för PWR-bränsle

Utifrån den uppskattade mängden kemiska ämnen i en kapsel för PWR-bränsle, se avsnitt 2.1, har en överslagsberäkning gjorts för att kontrollera om flera ämnen skulle prioriteras för vidare undersökning om en kapsel för PWR-bränsle antas lösas upp i vatten. Det finns större mängder järn, nickel och krom i en kapsel med PWR-bränsle jämfört med en kapsel med BWR-bränsle, men dessa ämnen är redan prioriterade för vidare undersökningar. Det finns även större mängder zirkonium, men detta ämne prioriteras inte för vidare undersökningar, se ovan.

Större mängder av silver och kadmium i en kapsel med PWR-bränsle leder till att volymen vatten som behövs för utspädning till dricksvattennormerna överskrider ett års omsättning i en brunn i Forsmarksområdet. Dessa ämnen undersöks i Steg 2 med avseende på hälsorisker. Båda dessa ämnen prioriterades redan med hänsyn till undersökning av miljöriskerna. Volymen vatten som behövs för utspädning av mängden vismut i en kapsel med PWR-bränsle är större än ett års omsättning i en sjö i Forsmarksområdet, därför prioriteras vismut med hänsyn till undersökning av miljöriskerna. Det finns ingen dricksvattennorm för vismut. Även indium och tantal finns i större mängder i en kapsel med PWR-bränsle. För dessa ämnen finns varken hälso- eller miljöriskbaserade kriterier.

Några ämnen finns i mycket små mängder i såväl kapslar med BWR-bränsle som kapslar med PWR-bränsle, exempelvis germanium och rhenium. För andra ämnen, till exempel arsenik, cerium, niob, är ökningen så liten jämfört med den totala mängden i kapseln att prioriteringen inte ändras.

Steg 2 av riskuppskattningen utgår ifrån mängden ämnena i en BWR-kapsel, (se avsnitt 2.3), förutom för silver, kadmium och vismut, där mängden av ämnen i en PWR-kapsel används. Mängderna av dessa ämnen som antas i Steg 2 och vilken del av kapseln ämnena huvudsakligen finns i, visas i tabell 4-3.

Tabell 4-2. Ämnen som prioriteras för vidare undersökning i Steg 2.

Dricksvattennormer	Miljöriskbaserade	
	Sötvatten	Saltvatten
U	Cu	Cu
Fe *	U	Cr
Cu *	La	Ni
Ni	Fe	
Mn *	Cr	
Cr	Nd	
Co	Sn	
Nd	Ni	
La	Ag	
Ag *#	Cd	
Cd #	Co	
	Al	
	V	
	Mo	
	Pr	
	Ce	
	Sm	
	Ba	
	Y	
	Bi #	

* Dricksvattennormer baserade på tekniska krav.

Prioriteras med hänsyn till mängden i en kapsel för PWR-bränsle (se avsnitt 4.3)
(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Tabell 4-3. Mängderna silver, kadmium och vismut i en kapsel som antas i Steg 2.

Ämne	Mängd (g)	Del av kapseln
Silver, Ag	41428	Styrstav
Kadmium, Cd	2807	Styrstav
Vismut, Bi	713	Insatsen

4.4.2 Inventariet i framtiden

Ändringar i inventariet i en kapsel med tiden beror främst på fortsatt sönderfall av radionuklider i bränslematrisen, och bildning av dotternuklider. En jämförelse av mängden av ämnena i bränslematrisen i en kapsel fylld med BWR-bränsle och en kapsel fylld med PWR bränsle vid tidpunkterna 100 år, 1000 år, 10 000 år och 100 000 år efter bränslet tas ut från reaktorn har gjorts. Mängden av många ämnen i bränslematrisen minskar med tiden på grund av sönderfall, men vissa ämnen ökar på grund av bildning av dotternuklider. Dessa ämnen listas i tabell 4-4, ordnat enligt viktökningens storlek. Av samtliga ämnen har uran den största viktökningen.

Över en period av 100 000 år är ökningen i mängd av många av dessa ämnen mycket liten. I BWR-bränslematrisen är ökningen mindre än 10 gram för gadolinium, erbium, rubidium, kväve, antimon, protaktinium, xenon, radon och silver. Endast torium, helium, rutenium, neptunium och uran ökar med över 100 gram. Viktökningen är störst för neptunium (2,4 kg) och uran (16,0 kg). För många ämnen är ökningen mycket liten i relation till den totala mängden som finns i bränslematrisen vid deponering, till exempel ökar mängden uran och zirkonium med mindre än en procent respektive 0,3 procent av den totala mängden. För andra ämnen är viktökningen i bränslematrisen liten jämfört med mängden i andra komponenter i en kapsel, till exempel niob och tellur ökar med cirka 10 procent respektive 0,02 procent av den totala mängden i en kapsel.

Ämnen i en kapsel (med använt BWR- eller PWR bränsle) som ökar i mängd med mer än 5 procent av det totala inventariet, och där ökningen är mer än 100 gram, är rutenium, neptunium, helium och torium. Helium är en ädelgas, som inte är toxisk. Det finns inga hälso- eller miljöriskbaserade kriterier för rutenium, men mängden rutenium ökar med endast 10 procent av det totala inventariet. Det finns inte heller några hälso- och miljöriskbaserade kriterier för torium och neptunium. Båda dessa ämnen förekommer som radioisotoper, och potentiella radiologiska effekter från dessa ämnen är större än deras potentiella kemisk toxicitet. Dessa ämnen beaktas i säkerhetsanalysen för slutförvaret. Dessutom ökar mängden torium med endast 180 gram.

Den övergripande slutsatsen är att ändringar i mängden av ämnen i en kapsel med tid inte leder till en ökad sannolikhet för kemiskt toxiska effekter på människor eller miljön jämfört med sannolikheten vid deponering. Prioritering av ämnena för undersökning i Steg 2 behöver därför ingen justering med avseende på ändringar i mängden ämnen i framtiden.

Tabell 4-4. Ämnen i en kapsel som ökar i mängd över 100 000 år.

Ökning i mängd	Kapsel med BWR-bränsle	Kapsel med PWR-bränsle
0,02 g	Gd	Rb
	Er	Er
	Rb	N
	N	Sb
	Sb	Pa
	Pa	Xe
	Xe	Ra
	Br	Ag
	Ra	Eu
	Ag	Bi
	Eu	Te
	Bi	Zr
	Te	Pb
	Zr	Nb
	Pb	Th
	Nb	He
	Th	Ru
	Ba	Np
	He	U
	Ru	
	Np	
16 kg	U	

(Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

5 Steg 2 – Ämnenas löslighet

Antagandet i kapitel 4 om att alla ämnen momentant går i lösning är orealistiskt, men ger en bild av den relativa kemiska toxiciteten av de olika ämnena i slutförvaret. I detta kapitel görs en bedömning av frigörelse av ämnen från kapseln genom korrosion av kopparhöljet, insatsen, bränsleboxen och övriga komponenter samt upplösning av det använda kärnbränslet.

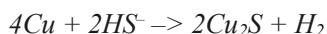
För att korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter, samt upplösning av det använda kärnbränslet ska kunna ske måste kopparhöljet vara skadat. I SR-Can för slutförvaret genomfördes modellberäkningar av kapselskador till följd av korrosion. I huvudscenariot antogs att tio kapslar utav totalt 6 000 kapslar kan vara skadade en miljon år efter förslutning av förvaret /SKB 2007/.

5.1 Korrosion av kopparhölje

Koppar är ett material som är mycket motståndskraftigt mot korrosion i den syrefria miljö som råder i ett slutförvar. Koppar korroderar inte i rent vatten då det krävs att det finns korrosiva ämnen i vattnet. Normalt är grundvattnet fritt från syre på förvarsdjup. Däremot finns det andra ämnen lösta i grundvattnet. Av de övriga ämnena är det bara sulfid- och kloridjoner som under vissa omständigheter orsakar korrosionsangrepp på kapseln och den viktigaste processen är sulfidkorrosion.

Tillgången på sulfid begränsar mängden koppar som kan lösas ut från kopparhöljet på förvarsnivån. Uppskattningar gjorda av koncentrationen av sulfid i Forsmark direkt efter förslutning och vattenmättnad respektive efter 10 000 år uppgår till mellan 0 och $3 \cdot 10^{-7}$ mol per liter (mol/l) respektive 0 och $3 \cdot 10^{-5}$ mol/l. Enheten mol/l anger ett ämnes koncentration i antal mol ($6 \cdot 10^{23}$ molekyler) per liter vätska. I Forsmark har sulfidkoncentrationer i storleksordningen 10^{-7} mol/l uppmätts. Ett mycket försiktigt antagande på den övre begränsningen av sulfidkoncentration bedöms därför vara $5 \cdot 10^{-5}$ mol/l /SKB 2006a/.

Korrosion av koppar med bildandet av kopparsulfid och molekylärt väte kommer att fortgå enligt följande reaktion /SKB 2006b/:



Sambandet mellan lösligheten av kopparsulfid och pH beskrivs i /King 2002/. Den maximala lösligheten av koppar vid sulfidkoncentrationerna 10^{-5} mol/l respektive 10^{-3} mol/l uppges till cirka 10^{-10} mol/l respektive 10^{-8} mol/l. Den maximala lösligheten uppstår vid låga till neutrala pH.

Baserat på den maximala lösligheten 10^{-8} mol/l för kopparsulfid vid en sulfidkoncentration på 10^{-3} mol/l (det vill säga betydligt högre sulfidkoncentration än den maximala sulfidkoncentration som förväntas vid förvaret) beräknas den maximala kopparkoncentrationen till cirka $1,3 \mu\text{g/l}$ (c_{koppar}).

För att beräkna koncentrationen av övriga i kopparhöljet ingående ämnen antas att de upplöses kongruent med kopparn, det vill säga halterna av övriga ämnena står i proportion till deras viktsandel ($m_{\text{ämne}}$) relativt mängden koppar (m_{koppar}) i höljet. Koncentrationen av ett specifikt ämne ($c_{\text{ämne}}$) beräknas enligt följande:

$$c_{\text{ämne}} (\mu\text{g/l}) = c_{\text{koppar}} (\mu\text{g/l}) \times (m_{\text{ämne}} (\text{g}) / m_{\text{koppar}} (\text{g}))$$

Viktsandelen relativt koppar är baserad på den information som finns om respektive ämne, som redovisas i kapitel 2 om inventariet av kemiska ämnen.

Den beräknade kopparhalten motsvarar den halt som maximalt kan erhållas på förvarsdjup vid de kemiska förhållanden som råder där. Eftersom miljö- och hälsokriterier gäller för ytnära system antas förenklat att samma koncentration även erhålls vid ytan efter transport från förvarsdjup, via grund- och ytvatten till ytnära recipienter. Antagandet är försiktigt ur risksynpunkt då det djupa grundvattnet, i de fall då grundvattenströmning sker mot ytligare grundvatten, späds med opåverkat vatten.

Med hänsyn tagen till ämnenas tillgänglighet, har möjliga koncentrationer beräknats för de ämnen som har prioriterats i Steg 1. Det vill säga, beräkningar har gjorts för de ämnen som kräver störst volymer vatten för att spädas till koncentrationer som svarar mot toxicitetsgränser eller bakgrundshalter.

I figur 5-1 och bilaga 3 redovisas resultatet av beräknade maximala koncentrationer i vatten på grund av korrosion av kopparhöljet.

För koppar ligger haltkriteriet för dricksvatten på 2 000 µg/l, för sötvatten på 4 µg/l och för havsvatten på 0,3 µg/l. Kriteriet för havsvatten ska dock jämföras med det beräknade medelvärdet för bakgrundshalter uppmätta i havsvatten utanför Forsmark, vilken ligger på 1,6 µg/l (se tabell 3-5). Maximal kopparkoncentration på förvarsdjup överskrider endast haltkriteriet för havsvatten.

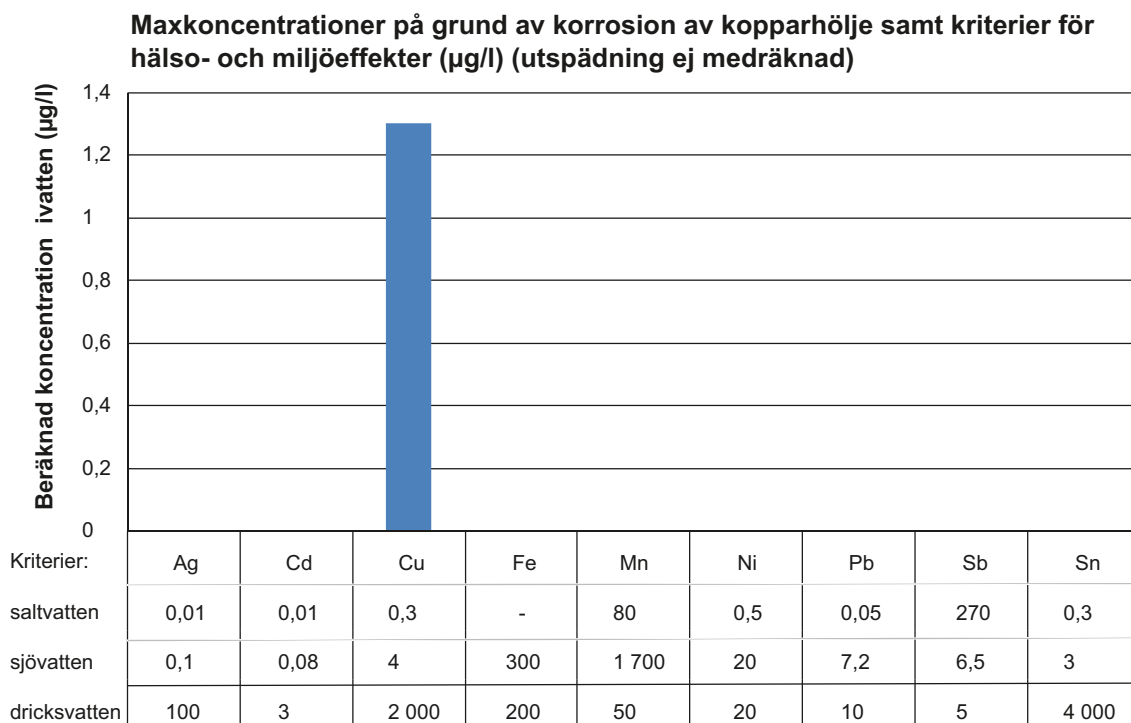
På grund av de små mängderna av övriga ämnen i kopparhöljet konstateras att koncentrationerna, som beräknats med hänsyn till ämnernas tillgänglighet ligger betydligt lägre än de hälso- och miljöriskbaserade kriterierna för dessa ämnen.

Det kan således konstateras att samtliga beräknade halter ligger lägre än valda haltkriterier eller uppmätta bakgrundshalter. Eftersom beräkningarna inte tar hänsyn utspädningen är de beräknade halterna dessutom att betrakta som betydligt överskattade.

Med avseende på utspädning till brunnar kan en betraktelse göras av tidigare beräkningar gjorda i samband med säkerhetsanalysen SKB 91 för Finnsjön, i närheten av Forsmark. I beräkningarna antas ett totalt grundvattenflöde på fem kubikmeter per år, motsvarande ett flöde på en liter per år och kapsel, genom ett tänkt förvar. Vidare antas att det genom förvaret flödande grundvattnet samlas upp i en bergborrad brunn i närområdet. Med en brunnskapacitet på sex kubikmeter per dygn, beräknas en utspädning på minst 400 gånger /Axelsson m fl 1991/.

Vidare har hydrologiska beräkningar genomförts för att uppskatta grundvattenflöden vid SFR och producera indata till den kvantitativa säkerhetsanalysen för SFR. Beräkningar har gjorts för olika brunsscenarioer där utspädning av grundvatten från deponeringstunnlar analyserats. För ett fall där en brunn med kapaciteten 1,1 m³/dygn är belägen i grundvattenmagasinet i berget nära en nedfartstunnel i anslutning till SFR-förvaret beräknades en utspädning på 5 000 gånger /Holmén 2001/.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det trots försiktigt beräknade utspädningsfaktorer, det vill säga liten utspädning, erhålls halter i grundvattnet som väl understiger kriterierna för dricksvatten.



Figur 5-1. Beräknade maxkoncentrationer i vatten på förvarsdjup vid korrosion av kopparhöljet samt kriterier för hälso- och miljörisker (mikrogram per liter). Beräkningar baseras på kongruent upplösning där övriga ingående ämnen är proportionell mot massfraktionen relativt koppar. Utspädnings effekter ej medräknade. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

5.2 Korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter

Upplösning av insatsen på förvarsdjup i den syrefria miljö som råder där bedöms ske långsamt. Bränsleboxen och andra komponenter består bland annat av zirconiumlegeringar vars löslighet är mycket låg i vatten, vilket innebär en mycket långsam upplösning. Korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter kan endast ske om kopparhöljet skadats, vilket i SR-Can bedöms kunna inträffa för ett fåtal kapslar i ett miljonårsperspektiv /SKB 2007/.

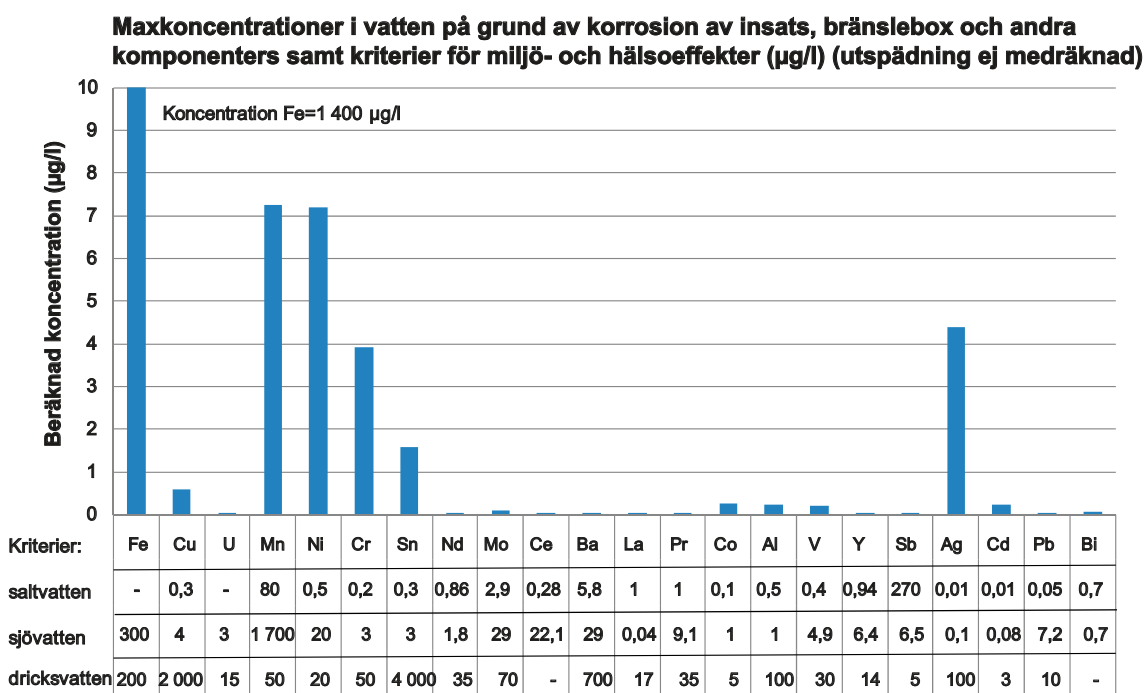
Med avseende på ämnens tillgänglighet betraktas insats, bränslebox och andra komponenter gemensamt. Styrande för vilken koncentration som erhålls vid en eventuell korrosion av dessa bedöms vara järn, som är det dominerande ämnet. Övriga ingående ämnen antas upplösas kongruent med järn, vilket medför att halterna av dessa ämnen står i proportion med deras viktsandel relativt mängden järn.

Bakgrundhalten av järn på förvarsdjup ligger i medeltal på 900 µg/l och 90:e percentilen på 1 400 µg/l. För att bedöma vilka maximala koncentrationer av övriga ämnen som kan uppkomma på grund av upplösning av järn antas järnhalten motsvara mätnadskoncentration på förvarsdjup vilket antas vara 1 400 µg/l.

I figur 5-2 och bilaga 3 redovisas resultatet av beräknade maximal koncentrationer i vatten av järn. Utspädningseffekter är inte medräknade. Beräkningarna visar att koncentrationen av järn ligger minst ett par tiopotenser högre än för övriga ingående ämnen. Den antagna koncentrationen av järn (1 400 µg/l) överskrider dricksvattennormen (200 µg/l). Observera att dricksvattennormen för järn inte är hälsoriskbaserad. Om hänsyn tas till utspädning kommer dock järnhalten att underskrida haltkriteriet.

För mangan, koppar, nickel, krom, tenn konstateras att de valda haltkriterierna för dricksvatten ligger på mellan 20 och 4 000 µg/l. För koppar, nickel och krom ligger kriterierna för havsvatten på 0,3, 0,5 respektive 0,2 µg/l. Bakgrundshalterna av koppar, nickel och krom ligger på 1,6, 1,3 och 0,26 µg/l som är högre än respektive haltkriterierna för havsvatten. Det kan konstateras att samtliga beräknade halter är betydligt lägre eller i samma storleksordning som valda haltkriterier eller bakgrundshalter.

Eftersom beräkningarna inte tar hänsyn till utspädningen är de beräknade halterna dessutom att betrakta som betydligt överskattade. Om hänsyn tas till utspädning, exempelvis, i brunnar, enligt avsnitt 5.1, kommer halterna att bli betydligt lägre för samtliga ämnen.



Figur 5-2. Beräknade maxkoncentrationer i vatten på förvarsdjup på grund av korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter samt kriterier för hälso- och miljörisker. Antagande om upplösning av insats utan skyddande kopparhölje. Beräkningar baseras på kongruent upplösning där övriga ingående ämnen är proportionell mot massfraktionen relativt järn. Utspädningseffekter inte medräknade. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

5.3 Upplösning av använt kärnbränsle

Det använda kärnbränslet har i sig själv extremt låg löslighet i vatten och de ingående ämnena har begränsad rörlighet i geologiska miljöer. Både buffertmaterialet och berget har en kemiskt fördröjande effekt på flertalet ämnen som finns i bränslet. Genom jonbyte, utfällning och mineralisering sprids ämnena som lösts i vatten betydligt långsammare än vad som svarar mot vattnets rörelse.

Den huvudsakliga faktorn för upplösning av använt bränsle utgörs av redoxförhållandena, det vill säga tillgången på syre. Baserat på experimentella studier konstateras att bränsleupplösningen sker med en konstant fraktionerad upplösningshastighet, det vill säga den andel av bränslet som löses upp varje år. Upplösningshastigheten uppges till ett intervall där 10^{-8} till 10^{-6} av bränslemängden löses upp per år. En triangulär fördelning med en topp vid 10^{-7} bedöms bäst representera data /SKB 2006a, 2006c/.

Upplösningen av respektive ämne antas förenklat vara proportionellt mot mängden av ämnena, det vill säga det största massflödet från bränsle till vatten erhålls för uran som utgör huvuddelen av bränslet. Mängderna av de i bränsle ingående ämnena redovisas i kapitel 2. Den totala mängden bränsle i slutförvaret som är tillgänglig för bränsleupplösning beror på hur många kapslar som utsätts för buffertförlust respektive kopparkorrosion.

I SR-Can genomfördes modellberäkningar av kapselskador till följd av korrosion för olika antaganden om grundvattensammansättning, grundvattenflöden och bufferterosion. För referensutvecklingen och alltså huvudscenariot antas tio kapslar vara skadade en miljon år efter förslutning av förvaret. Med ”skadad kapsel” avses i modellberäkningarna att korrosionen gått så långt att den orsakat hål i kopparkörlet /SKB 2007/.

Beräkningen av massflödet bygger på att:

- I denna rapport antas förenklat att hela mängden bränsle i kapseln är tillgängligt för upplösning, det vill säga obefintligt skydd ges av både bentonitbuffert och kopparkörlet.
- Ingen hänsyn är tagen till begränsningar av masstransporten på grund av transportmotstånd, fastläggning eller utfällning/löslighetsbegränsning.

Det maximala massflödet som kan uppstå på grund av bränsleupplösning beräknas från upplösningshastigheten och mängden av det i bränslet ingående ämnet.

Massflöde (kg/år) = Bränsleupplösningshastighet (1/år) x mängden av ämnet (kg)

Beräkningar av de maximala koncentrationerna i yt- och grundvatten ($C_{\text{ämne}}$) som kan uppkomma på grund av eventuell bränsleupplösning, under ovan försiktigt antagna förutsättningar, baseras på massflödet för respektive ämne samt vattenflöden i olika recipienter. Utspädning i djupare grundvatten på väg till ytligare recipienter som till exempel dricksvattenbrunnar beaktas inte heller. Även det är ett försiktigt förhållningssätt.

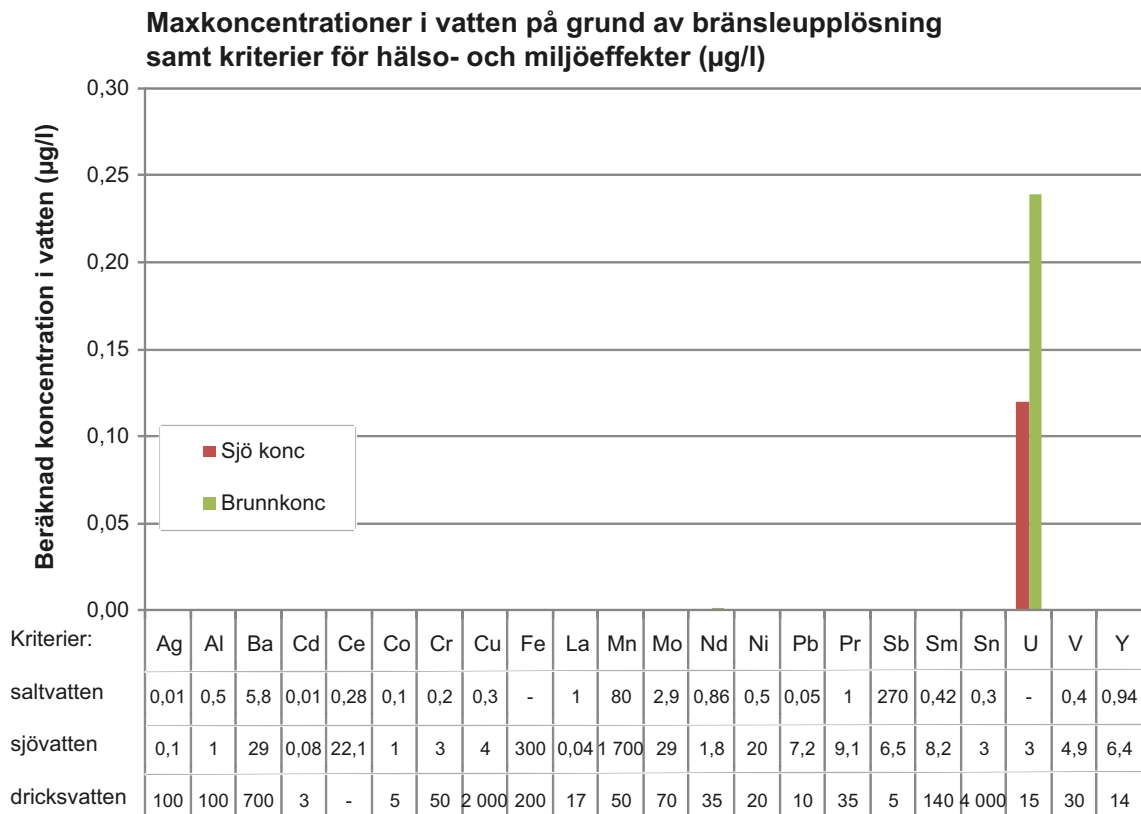
$C_{\text{ämne}}$ ($\mu\text{g/l}$) = Massflöde ($\mu\text{g/år}$) / Flöde i recipient (l/år)

Med antagandet att upplösningen av bränsle motsvarar innehållet i tio kapslar, beräknas maximala koncentrationer i vattendrag, sjöar och brunnar, se figur 5-3 och bilaga 3.

Beräkningarna visar att koncentrationen av uran blir mellan 0,02–0,2 $\mu\text{g/l}$, beroende på typ av recipient, och att koncentrationerna för övriga ämnen i bränslet ingående ämnen blir minst hundra gånger lägre.

Vid ovanstående beräkningar har ingen hänsyn tagits till begränsning av koncentrationer på grund av ämnenas begränsade löslighet. Så kallade RCL – recommended concentration limits – vad gäller lösligheten i vatten har tagits fram för 20 ämnen som finns i bränslematrisen /Duro m fl 2006/. Koncentrationerna avser lösligheter på förvaringsdjup vid de grundvattenförhållanden som råder i Forsmark. För uran uppges RCL till $9,5 \cdot 10^{-9}$ mol/l vilket motsvarar en urankoncentration på 2,3 $\mu\text{g/l}$. Lösligheten av uran på förvaringsdjup ligger dock under den bakgrundshalt på 22 $\mu\text{g/l}$ som uppmätts på förvaringsdjup, se kapitel 3.1.1.

För uran ligger det valda haltkriteriet för dricksvatten på 15 $\mu\text{g/l}$ och för miljörisker i sötvatten på 3 $\mu\text{g/l}$. Den lägsta bakgrundshalten gäller för hav och ligger i medeltal på 1,1 $\mu\text{g/l}$. På grund av de låga maxkoncentrationerna av det i bränslet ingående ämnena konstateras att beräknade koncentrationer ligger betydligt lägre än hälso- och miljöriskbaserade kriterierna. Eftersom beräkningarna inte tar hänsyn till det skyddande kopparkörlet eller utspädningen i berggrundsmagasinet under transport till ytliga recipienter, är de beräknade halterna att betrakta som betydligt överskattade. Det kan således konstateras att samtliga beräknade halter ligger lägre än valda haltkriterier.



Figur 5-3. Beräknade maxkoncentrationer i ytliga recipienter på grund av bränsleupplösning samt kriterier för miljö- och hälsorisker. Antagande om upplösning av bränsle motsvarande tio kapslar utan skyddande kopparhölje. Utspänningseffekter i yt- och grundvatten medräknade. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

5.4 Tillskott av ämnen från slutförvaret till bakgrundshalter

Korrosion av kopparhölje, korrosion av insats, bränslebox och andra komponenter samt upplösning av kärnbränsle ger upphov till ett halttillskott i grund- eller ytvattenmiljön utöver den naturliga bakgrundshalten. I detta avsnitt jämförs den beräknade totalhalten (tillskottet och bakgrundshalten) med de haltkriterier som fastställts för miljö- och hälsorisker i grund- och ytvatten.

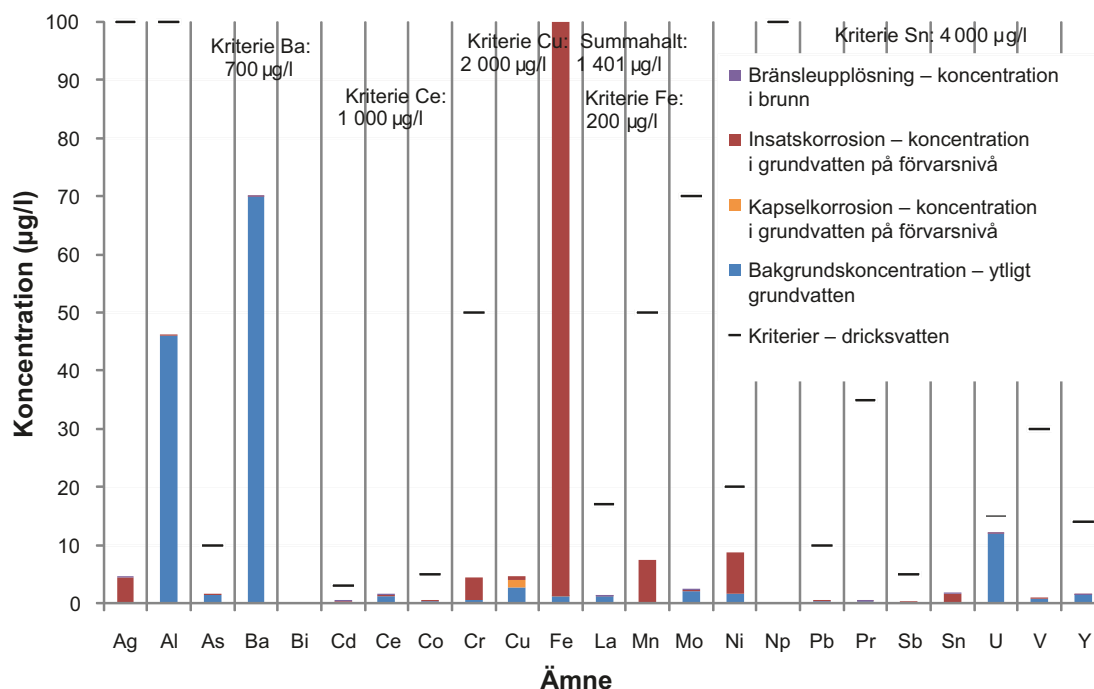
Summan av beräknade halter i grundvatten orsakad av upplösning och korrosion av bränsle, insats, bränslebox och andra komponenter och kopparhölje samt bakgrundshalter för grundvatten jämfört med kriterier för dricksvatten visas i figur 5-4.

För samtliga ämnen, utom järn, underskrider kriteriet för dricksvatten. För många ämnen utgör bakgrundshalten det största bidraget till totalhalten. Bland annat kan konstateras att bidraget av uran från kapseln är litet jämfört med det uran som finns naturligt eftersom bakgrundshalterna är betydligt högre.

Beräkningarna tar ingen hänsyn till någon utspädning för järn, vilket innebär att de beräknade halterna är att betrakta som betydligt överskattade. Om hänsyn tas till utspädning av grundvatten vid transport till brunnar och i brunnarna, kommer halten att bli betydligt lägre och underskrida dricksvattennormen. Detta gäller alla ämnen, där största bidrag till grundvattenhalten kommer från korrosion av insats och kopparhöljet. Dricksvattennormen för järn är baserat på tekniska krav, inte på hälsorisk. Om normen överskrider kan tekniska problem uppstå, till exempel korrosion i vattenledningen, dock inte hälsoeffekter.

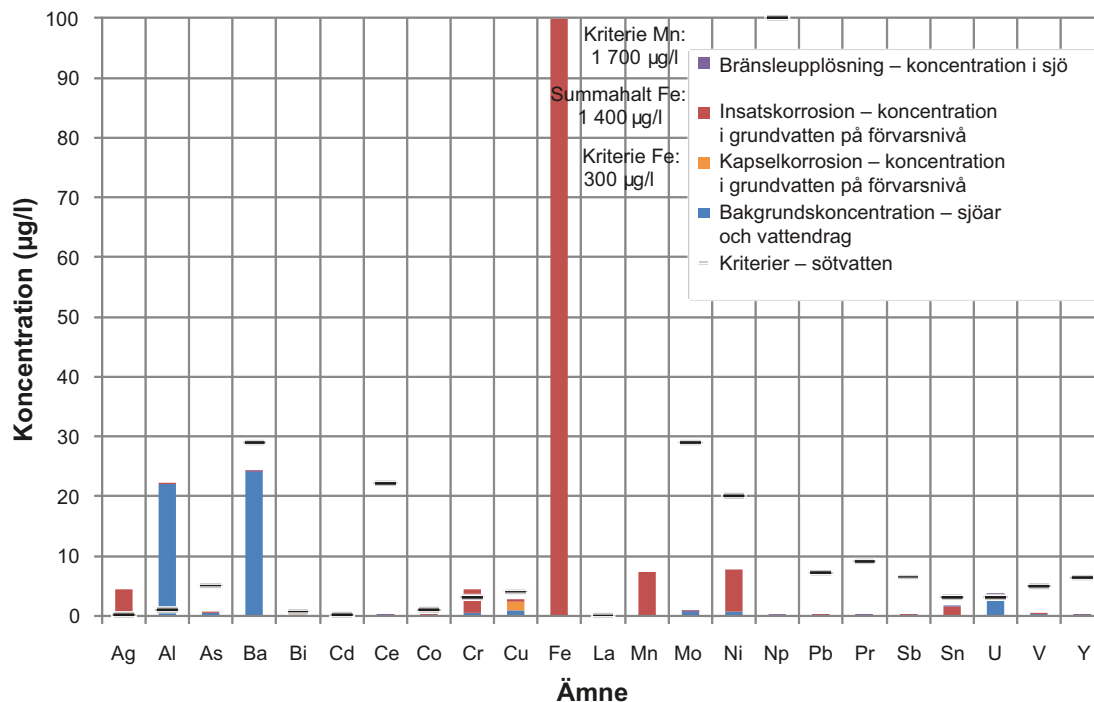
Summan av bakgrundshalten i sötvatten och beräknade halttillskott orsakad av upplösning av bränsle, samt koncentrationerna i grundvatten orsakade av korrosion av insats, andra komponenter och kopparhölje visas i figur 5-5 och jämförs med kriterier för sötvatten.

Grundvatten – Bakgrundskoncentration samt halttillskott från upplösning av kapsel, insats och bränsle samt kriterier för dricksvatten



Figur 5-4. Summan av bakgrundshalter i grundvatten och beräknade koncentrationer i grundvatten på försvarsnivå orsakade av bränsleupplösning och korrosion av kopparhölje, insats och andra komponenter jämfört med kriterier för dricksvatten. Utan hänsyn till utspädnings effekter. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

Sjö – Bakgrundskoncentration samt halttillskott från upplösning av kapsel, insats och bränsle samt kriterier för sötvatten



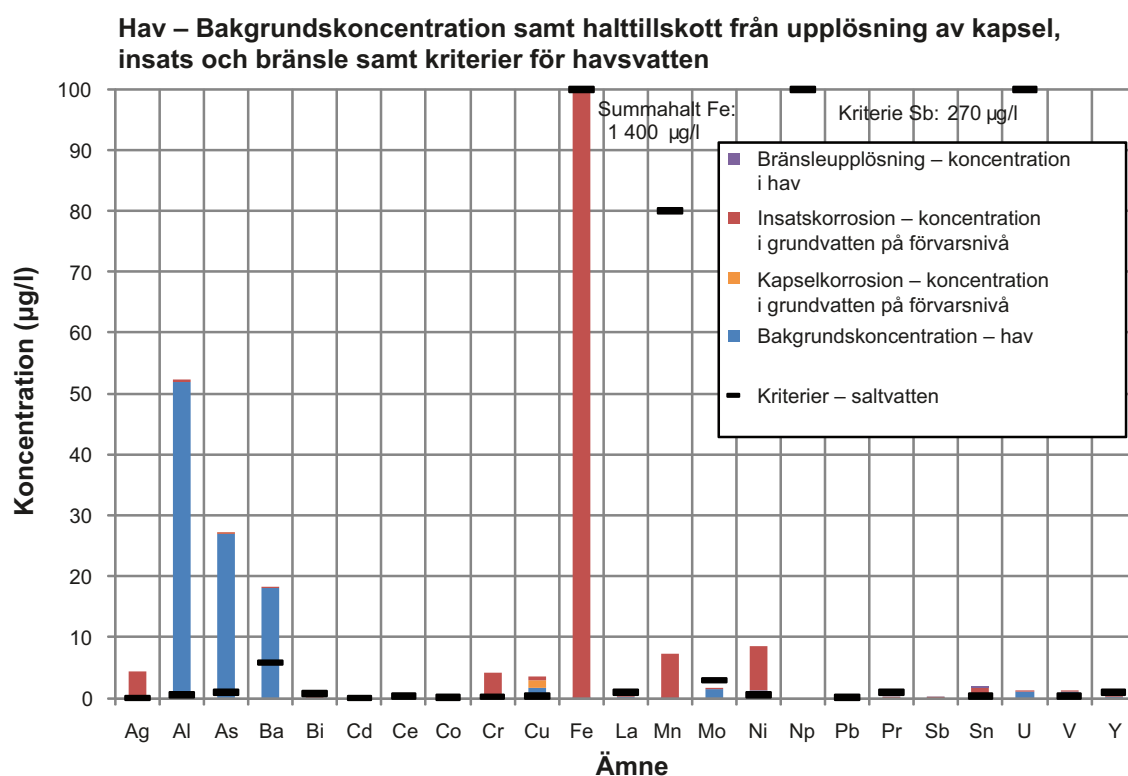
Figur 5-5. Summan av bakgrundshalter i sjövattnet och beräknade koncentrationer i grundvatten på försvarsnivå orsakade av bränsleupplösning och korrosion av kopparhölje, insats och andra komponenter jämfört med kriterier för dricksvatten. Utan hänsyn till utspädnings effekter. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

För samtliga ämnen utom för silver, aluminium, krom, järn och uran underskrids kriteriet för sötvatten. För uran utgör bakgrundshalten det största bidraget till totalhalten, och den totala halten ligger ungefär i samma nivå som haltkriterierna. Även för aluminium är bakgrundshalten det största bidraget till totalhalten, och bakgrundshalten ligger långt över haltkriterium för sötvatten. Tillskottet från slutförvaret är mycket liten i jämförelse. Beträffande silver, krom och järn kan konstateras att huvuddelen av bidraget orsakas av korrosion av insatsen och andra komponenter. Dock tar dessa haltberäkningar inte hänsyn till någon utspädning i sjövattnet vilket innebär att de beräknade halterna är att betrakta som betydligt överskattade. Om hänsyn tas till utspädningseffekten kommer det att resultera i betydligt lägre halter, som underskrider miljöriskbaserade haltkriterium.

Summan av bakgrundshalter i havsvatten och beräknade halter orsakad av upplösning av bränsle samt koncentrationerna i grundvatten orsakade av korrosion av insats, andra komponenter och kopparhölje visas i figur 5-6 och jämförs med kriterier för havsvatten.

För silver, aluminium, arsenik, barium, krom, koppar, järn, nickel och tenn överskrids kriteriet för havsvatten. För aluminium, arsenik och barium dominerar bakgrundshalten över halttillskottet från slutförvaret. För koppar är bakgrundshalten av samma storleksordning som halttillskottet.

Beträffande silver, krom, järn, nickel och tenn kan konstateras att huvuddelen av bidraget orsakas av korrosion av insatsen och andra komponenter. Beräkningarna av halterna i grundvatten från korrosion av insatsen och andra komponenter tar ingen hänsyn till utspädning i havsvatten, vilket innebär att de beräknade halterna är att betrakta som betydligt överskattade. Om hänsyn tas till utspädningseffekten kommer det att resultera i betydligt lägre halter, som underskrider haltkriterierna för havsvatten.



Figur 5-6. Summan av bakgrundshalter i havsvatten och beräknade koncentrationer i grundvatten på förvarsnivå orsakade av bränsleupplösning och korrosion av kopparhölje, insats och andra komponenter jämfört med kriterier för dricksvatten. Utan hänsyn till utspädningseffekter. (Se bilaga 4 för uttolkning av de kemiska beteckningarna.)

6 Slutsats

I Steg 1 av bedömningarna i denna rapport har ämnen som kommer att deponeras i ett slutförvar för använt kärnbränsle rangordnats med hänsyn till deras potentiella hälso- och miljöeffekter. Mängden av de grundämnen som finns i en kapsel med BWR-bränsle har uppskattats, och ämnena har rangordnats efter den volym vatten som behövs för att späda ut respektive ämne till en halt som motsvarar dricksvattennormer eller miljöriskbaserade haltkriterier för grundvatten, sötvatten och havsvatten. Ragnordningen har justerats med hänsyn till de ämnen som förekommer i större mängder i kapslar med PWR-bränsle än BWR-bränsle. Slutsatserna från Steg 2 gäller därför även kapslar med PWR-bränsle. En jämförelse av inventariet vid tidpunkten för deponering med inventariet vid tider upp till 100 000 år, har visat att slutsatserna gäller även för tider långt efter deponering.

Som jämförelsetal för utspädningsvolymen har en årsomsättning i relevanta recipienter använts; en brunn för dricksvatten, en sjö i Forsmarksområdet för sötvatten och en havsvik i Forsmarksområdet för havsvatten.

Metoden som har använts i Steg 1 ger ingen realistisk uppskattning av halterna av grundämnen i recipienterna i framtiden beroende på att:

- Upplösningen antas ske momentant. Ingen hänsyn har tagits till tillgängligheten av ämnena. Vid deponeringen är ämnena bundna i kopparhöljet, stålinsatsen eller bränslematrisen, vilket innebär att ämnena måste lösas upp innan transport eller exponering kan ske.
- Hänsyn har heller inte tagits till transporttiden eller till fastläggning och utspädning av ämnena under transporten till recipienterna. Bakgrundshalter av ämnena i grund- och ytvatten har inte heller beaktats.

Volymen vatten för utspädning är en indikation på de potentiella hälso- och miljöeffekterna, eftersom den är baserad på både den aktuella sammansättningen av deponerat avfall och på toxiska och ekotoxiska effekter av ämnena i avfallet. Resultatet har använts vid prioritering av ämnen för vidare undersökning.

Steg 1 visade att det rör sig om förhållandevis begränsade volymer vatten som krävs för utspädningen, trots att väldigt försiktiga antaganden gjorts. En sammanställning av antaganden som gjorts i Steg 1 finns i kapitel 4, tabell 4-1. Listan över prioriterade ämnen visar att uran och koppar är de högst prioriterade ämnena med hänsyn till både hälso- och miljörisker. Även nickel och krom är relativt högt upp på prioriteringslistan med hänsyn till både hälso- och miljörisker. Järn, koppar, mangan och silver är prioriterade med hänsyn till potentiella hälsoeffekter. Det bör dock observeras att dricksvattenskriterierna för dessa ämnen inte är hälsoriskbaserade, utan baserade på tekniska krav på dricksvattnet. Kobolt, neodym, kadmium och lantan är lägre prioriterade med hänsyn till hälsorisker, men de är med på listan av prioriterade ämnen med hänsyn till miljörisker. Flera av de återstående ämnena prioriteras med hänsyn till miljörisker i sötvatten.

Alla ämnen som prioriterades i Steg 1 utvärderas i Steg 2. Där har de maximala halterna i vatten av ämnena från en kapsel i slutförvaret beräknats med hänsyn tagen till effekter av begränsad upplösning och korrosion av koppar, stål och segjärn samt bränslematrisen. Ämnen som förekommer i små mängder i dessa material har antagits lösas upp i samma takt som materialmatrisen, det vill säga i samma takt som uran för ämnen i bränslematrisen, i samma takt som koppar för ämnen i kopparhöljet och i samma takt som järn för ämnen i stål och segjärnsinsatsen samt övriga komponenter. Försiktiga antaganden har använts vid beräkning av upplösning och korrosion. För korrosion av kopparhöljet och upplösning av järn och stål har hänsyn inte tagits till att grundvattnet späds ut vid transporten mellan förvar och ytsystemet eller brunnen. En lista över antaganden som gjorts i Steg 2 visas i tabell 6-1. Som jämförelse visas antaganden som har gjorts i säkerhetsanalysen SR-Can.

Tabell 6-1. Sammanställning av antaganden gjorda i Steg 2 jämfört med antaganden gjorda i säkerhetsanalysen SR-Can.

	Antaganden i kapitel 5	Säkerhetsanalysen
Korrosion av kopparhölje.	En mycket hög sulfidhalt antas, vilket leder till hög löslighet för kopparsulfid.	Sulfidhalten i grundvatten vid förvaret förväntas vara mycket lägre. Därför kommer halten av koppar och andra upplösta ämnen att vara lägre.
Korrosion av insats.	Halten i grundvatten har antagits vara 1 400 µg/l, vilket är 90-percentilen av järnhalterna som har uppmätts.	Eftersom grundvattnet vid förvaringsdjup redan är mättade med avseende på järn (järn från berget, inte från förvaret), kommer upplösningen av järn i insatserna vara mycket långsam. Därför kommer även halten av andra ämnen vara lägre.
Upplösning av använt kärnbränsle.	Allt bränsle i en skadad kapsel är tillgängligt för upplösning. Upplösningshastigheten är den maximalt uppskattade hastigheten och är därmed ett försiktigt antagande.	Endast del av bränslet är tillgängligt för upplösning. Hänsyn tas till tillgänglighet samt begränsningar på grund av till exempel transportmotstånd och löslighet.
Transport av upplösta ämnen genom buffert.	Ingen fördröjning i bufferten. Obegränsat vattenflöde genom bufferten.	Bufferten fördröjer flertalet ämnen. Bufferten begränsar vattenflödet runt kapseln.
Transport av upplösta ämnen till recipient.	Ingen fördröjning av ämnena i berget. Ingen hänsyn till tiden för vattentransport genom berget.	Fördröjning av ämnena i berget. Berget har en begränsad vattengenomsläpplighet och transport sker därför över lång tid.
Halt i recipient av upplösta ämnen.	Ingen hänsyn till utspädning.	Utspädning sker.

Även utan hänsyn till utspädning underskrider maxhalterna i grundvatten på förvaringsnivå dricksvattennormerna och de miljöriskbaserade haltkriterierna för de flesta ämnena från kopparhöljet och stål- och segjärnsinsatsen. Detta indikerar att det inte finns någon risk för miljö- och hälsoeffekter. Det bör dock observeras att redan bakgrundshalten av koppar i havsvattnet utanför Forsmark överskrider det miljöriskbaserade kriteriet. Den beräknade maximala halten av koppar i grundvatten på förvaringsnivå ligger något under medelhalten för havsvattnet, men överskrider miljöriskkriteriet. En utspädning av minst 400 gånger bedöms ske i brunnsvatten och utspädningen i sjöar och havsvikar kommer att vara ännu större. Det skulle ge i stort sett oförändrade kopparhalter i havsvattnet.

Vid beräkning av halterna av ämnen i vatten vid upplösning av bränslematrisen har en annan metod använts, eftersom det finns data för upplösningshastigheten som kan användas tillsammans med mängden av ämnet för att beräkna massflödet av ämnena i kilo per år. Antaganden att tio stycken kapslar är skadade en miljon år efter deponeringen har gjorts i enlighet med huvudscenariot i säkerhetsanalysen SR-Can för slutförvaret. Hänsyn tas till utspädning av frigjorda ämnen i brunnen och insjö- och havsvatten. Maximala halten uran från bränsleupplösning i brunnsvatten beräknas till 0,2 µg/l, vilket ligger betydligt under dricksvattennormen på 15 µg/l. Maximala halter av övriga ämnen i bränslet uppskattas vara minst 100 gånger lägre. Maximala halten uran från bränsleupplösning i sjövattnet beräknas till 0,12 µg/l, vilket ligger under haltkriteriet för sötvatten av 3 µg/l. Maximala halten uran från bränsleupplösning i havsvatten uppskattas vara betydligt lägre än i sjövattnet, och därmed ligger halten långt under bakgrundshalten av uran i havsvatten i Forsmarksområdet, som har medelhalten 1,1 µg/l. Dessa jämförelser visar att risken för hälso- och miljöeffekter från ämnena i använt bränsle är mycket liten.

En grov uppskattning av den totala halten av ett ämne i grundvatten i en brunn, sötvatten och havsvatten har gjorts genom att beräkna summan av bakgrundshalten och halttillskott från upplösningen av bränslematrisen. Därtill har lagts halttillskott i grundvatten som orsakats av korrosion av kopparhöljet, insatsen och andra komponenter. Halttillskottet från korrosion av kopparhöljet, insatsen och andra komponenter har beräknats utan hänsyn till utspädning med grundvatten vid transport från förvaringsdjup till recipienten och i recipienten. Den totala halten har jämförts med haltkriterierna för respektive vatten, det vill säga dricksvattennormer för brunnsvatten och miljöriskbaserade kriterier för sötvatten och havsvatten.

För brunnsvatten leder inte utsläpp av ämnen från en kapsel i slutförvaret till hälsorisker vid konsumtion som dricksvatten. När hänsyn tas till utspädning med grundvatten vid transport från förvaringsdjup till brunnen och i brunnen underskrids dricksvattennormerna för alla studerade ämnen.

För sötvatten underskrids miljöriskbaserade kriterierna för de flesta ämnen. För uran och aluminium, överskrids kriterierna på grund av hög bakgrundshalt. För dessa ämnen är tillskottet från slutförvaret mycket litet i jämförelse med bakgrundshalten. För tre ämnen; silver, krom och järn, härrör halttillskotten från korrosion av kapselinsatsen och andra komponenter. Om hänsyn tas till utspädning i sjön, underskrids haltkriterierna även för dessa ämnen. Därför leder inte utsläpp av ämnen från en deponerad kapsel i slutförvaret till risker för den akvatiska miljön i en sjö.

Inte heller i havsvatten föreligger det några risker för den akvatiska miljön på grund av utsläpp av ämnen från en kapsel i slutförvaret. För fyra ämnen (aluminium, arsenik, barium och koppar) överskrids miljöriskbaserade haltkriterier för havsvatten på grund av höga bakgrundshalter. För dessa ämnen är halttillskottet från en kapsel i slutförvaret mycket litet i jämförelse med bakgrundshalterna. För silver, krom, järn, nickel och tenn härrör halttillskottet från korrosion av kapselinsatsen och andra komponenter. Om hänsyn tas till utspädning i en havsvik, underskrids haltkriterierna för dessa ämnen.

Uppskattningen av potentiella hälso- och miljöeffekter som har gjorts i denna rapport är förenklad, och generellt har försiktiga antaganden använts för att inte underskatta riskerna. De förenklade metoderna har visat att även med försiktiga antaganden uppskattas sannolikheten för hälsoeffekter och miljöeffekter från ämnen från slutförvaret vara osannolika. De försiktiga antaganden som har gjorts vad gäller utspädning av vatten på förvaringsdjup samt för korrosion och upplösning av ämnena, bedöms kompensera för eventuell ackumulering av ämnen i sediment. Därmed har bedömningen gjorts att det inte är meningsfullt att gå vidare med beräkningar med de transport- och exponeringsmodeller som har utvecklats av SKB för analysen av den långsiktiga säkerheten för slutförvaret för använt kärnbränsle (SR-Site).

7 Referenser

Publikationer utgivna av SKB (Svensk Kärnbränslehantering AB) kan hämtas på www.skb.se/publikationer.

- Andersson E, 2010.** The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- ANZECC, 2000.** Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Aquilionius K, 2010.** The Marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- ATSDR, 2004.** Toxicological profile for Strontium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR, 2005.** Toxicological profile for Tin. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Axelsson C-L, Byström J, Eriksson Å, Holem J, Hitjema H M, 1991.** Hydraulic evaluation of the groundwater conditions at Finnsjön. The effects on dilution in a domestic well. SKB TR-91-54, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- CCME, 2009.** Water quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Couture P, Blaise C, Cluis D, Bastien C, 1989.** Zirconium toxicity assessment using bacteria, algae and fish assays. *Water, Air and Soil Pollution*, **47**, 87–100.
- Duro L, Grivé M, Cera M, Gaona X, Domènech C, Bruno J, 2006.** Determination and assessment of the concentration limits to be used in SR-Can. SKB TR-06-32, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- EC, 1998.** Europeiska rådets direktiv 98/83/EG av den 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten.
- ECB, 2003.** Final draft risk assessment report, cadmium and cadmium metal. European Chemicals Bureau.
- ECB, 2004.** European Union Risk Assessment, vol 42, Zinc metal. European Chemicals Bureau
- ECB, 2005.** European Union Risk Assessment, vol 53 Chromates. European Chemicals Bureau.
- EC/HC, 2000.** Environment Canada and Health Canada, Priority Substances List Assessment Report: Releases of radionuclides from nuclear facilities (Impact on non-human biota). Environment Canada.
- Ek B-M, Thunholm B, Östergren I, Falk R, Mjönes L, 2008.** Naturliga radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar. SSI Rapport 2008:15, Statens strålskyddsinstitut.
- EU, 2000.** Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- EU, 2008.** Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.
- Follin F, Hartley L, Jackson P, Roberts D, Marsic N, 2008.** Hydrogeological conceptual model development and numerical modelling using CONNECTFLOW, Forsmark modeling stage 2.3. SKB R-08-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Foregs, 2009.** Geochemical Baseline Database. Geochemical Atlas of Europe; copyright © 2005 the Association of the Geological Surveys of The European Union (EuroGeoSurveys)/FOREGS (Forum of European Geological Surveys)/the Geological Survey of Finland, <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>.

- Holmén J G, Stigsson M, 2001.** Modeling of future hydrogeological conditions at SFR. SKB R-01-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- IRIS 2009.** Integrated Risk Information System. Database. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>.
- King, 2002.** Corrosion of copper in alkaline chloride environments. SKB TR-02-25. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Lindborg, 2010.** Landscape Forsmark. Indata, methodology and results for SR-Site. SKB TR 10-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Livsmedelsverket, 2005.** Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. SLVFS 2001:30. Innehåller ändringar till och med SLVFS 2005:10.
- Naturvårdsverket, 2008.** Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. NV rapport 5799.
- Nordén S, Söderbäck B, Andersson E, 2008.** The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp, Site descriptive modeling, SDM-Site. SKB R-08-02, Svensk Kärnbränslehantering AB
- OSPAR, 2004.** OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment and biota. Final report. Ospar.
- RIVM, 1997.** Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account. Crommentuijn T, Polder MD and van de Plassche EJ. RIVM report no 601501 001, National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 1998.** Ecological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. RIVM report 711 701 002. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 1999.** Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC. van de Plassche et al. RIVM report no 601501005, National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 2000.** Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for rare earth elements (REE). Sneller FEC, Kalf DF, Weltje L och Van Wezel AP. RIVM report no 601501011. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 2001a.** Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. Baars AG et al. RIVM report no 711701025. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 2001b.** Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds. Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP. RIVM report no, 711701020. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- RIVM, 2005.** Environmental risk limits for nine trace elements, Van Vlaardingen PLA, Posthumus R and Posthuma-Doodeman CJAM. RIVM report 601501029, National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- Schroeder H, Mitchener M, Balassa J, Kanisawa M, Nason A, 1968.** Zirconium, niobium, antimony and fluorine in mice: Effects on growth, survival and tissue levels. *Journal of Nutrition*, **95**, 95–101.
- Schroeder H, Kanisawa M, 1969.** Life term studies on the effect of trace elements on spontaneous tumours in mice and rats. *Cancer Research*, **29**, 892–895.
- Schroeder H, Mitchener M, Nason A, 1970.** Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats: Life term studies. *Journal of Nutrition*, **100**, 59–68.
- SFT, 1997.** Klassifisering av miljökvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03, Statens forurensningstilsyn, Norge.
- SGU, 2005.** Grundvatten 1–2/2005, Sveriges geologiska undersökning.
- SKB, 2006a.** Data report for the safety assessment SR-Can. SKB TR-06-25, Svensk Kärnbränslehantering AB.

- SKB, 2006b.** Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main report of the SR-Can project. SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006c.** Fuel and canister process report for the safety assessment report for the safety assessment SR-Can. SKB TR-06-22, Svensk Kärnbränslehantering AB
- SKB, 2007.** Långsiktig säkerhet för slutförvar för använt kärnbränsle vid Forsmark och Laxemar – en första värdering. Förenklad svensk sammanfattning av säkerhetsanalysen SR-Can. SKB R-07-24, Svensk Kärnbränslehantering AB
- SKB, 2010a.** (Kapsellinjerapporten). Design, production and initial state of the canister for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB 2010b.** (Bränslelinjerapporten) Spent nuclear fuel for disposal in the KBS-3 repository. SKB TR-10-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- TERA, 1999.** Development of reference doses and reference concentrations for lanthanides. Toxicology Excellence for Risk Assessment. Prepared for the US Bureau of Land Management, National Applied Resources Centre.
- Tröjbom M, Björn Söderbäck, Per-Olof Johansson, 2007.** Hydrochemistry in surface water and shallow groundwater, Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-07-55, Svensk Kärnbränslehantering AB
- USEPA, 2009.** National Primary Drinking Water Regulations and National Secondary Drinking Water Regulation. EPA 816F-09-004, May 2009. United States Environmental Protection Agency.
- WHO, 2006.** Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition, incorporating first addendum, Volume 1, Recommendations, 2006. World Health Organisation, Geneva.

Uppskattning av mängder av ämnen i en fylld kopparkapsel

- Tabell B1-1. Halter av ämnen i prov av segjärnsinsats och stålskanalrör i insatsen, samt beräknade mängder av ämnena i segjärnsinsats, stålskanalrör och lock
- Tabell B1-2. Mängder av ämnen i bränslebox och andra komponenter
- Tabell B1-3. Totalmängder av ämnen i en fylld kapsel
- Tabell B1-4. Skillnaden mellan totalmängder ämnen i en fylld BWR-kapsel och en fylld PWR-kapsel

Tabell B1-1. Halter av ämnen i prov av segjärnsinsats och stålkanalrör i insatsen, samt beräknade mängder av ämnena i segjärnsinsats, stålkanalrör och lock.

Provmärkning:	Insats för BWR bränsle – Segjärn					Insats för BWR bränsle – Stålrör och stållock				
	Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)		Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)	
	Provmärkning			medel		Provmärkning			medel	
	I55 Segjärn	I56 Segjärn	I57 Segjärn			I55 Kanalrör stål	I56 Kanalrör stål	I57 Kanalrör stål		
Aluminium, Al	120	140	110	123	1 303	220	220	220	220	685
Antimon,Sb	40	30	35	35	370	7	6	7	7	21
Arsenik, As	13	10	10	11	116	20	18	19	19	59
Barium, Ba	1,6	2,3	1	1,6	17	0,2	0,3	0,2	0,2	0,7
Beryllium, Be	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Bly, Pb	1,1	0,6	0,7	0,8	8,5	1,7	1,8	1,6	1,7	5,3
Bor, B	<5	<5	<5	nd	0	<5	<5	<5	nd	0
Brom, Br	<20	<20	<20	nd	0	<20	<20	<20	nd	0
Cerium, Ce	20	20	20	20	211	0,02	0,03	0,03	0,03	0,08
Cesium, Cs	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Dysprosium, Dy	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Erbium, Er	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Europium, Eu	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Fosfor, P	100	120	150	123	1 303	60	50	60	57	176
Gadolinium, Gd	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Gallium, Ga	12	15	15	14	148	28	30	28	29	89
Germanium, Ge	1	0,5	1	0,8	8,8	1	1	1	1	3
Guld, Au	<1	<1	<1	nd	0	<1	<1	<1	nd	0
Hafnium, Hf	0,4	0,3	0,4	0,4	3,9	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Holmium, Ho	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Iridium, Ir	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Jod, I	<1	<1	<1	nd	0	<1	<1	<1	nd	0
Järn, Fe	960 000	960 000	940 000	953 333	10 069 107	970 000	990 000	980 000	980 000	3 050 740
Kadmium, Cd	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0
Kalcium, Ca	<20	<20	<20	nd	0	<20	<20	<20	nd	0
Kalium, K	<20	<20	<20	nd	0	<20	<20	<20	nd	0
Kisel, Si	<1 000	<1 000	<1 000	nd	0	<1 000	<1 000	<1 000	nd	0

Provmärkning:	Insats för BWR bränsle – Segjärn					Insats för BWR bränsle – Stålrör och stållock				
	Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)		Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)	
	Provmärkning	medel				Provmärkning	medel			
	I55 Segjärn	I56 Segjärn	I57 Segjärn			I55 Kanalrör stål	I56 Kanalrör stål	I57 Kanalrör stål		
Kobolt, Co	170	220	200	197	2 077	130	130	130	130	405
Koppar, Cu	420	500	280	400	4 225	340	330	350	340	1 058
Krom, Cr	380	380	360	373	3 943	320	320	330	323	1 007
Kvicksilver, Hg	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Lantan, La	11	10	10	10	109	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Litium, Li	<1	<1	<1	nd	0	<1	<1	<1	nd	0
Lutetium, Lu	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Magnesium, Mg	290	280	250	273	2 887	1	1	1	1	3
Mangan, Mn	1 500	1 900	1 900	1 767	18 660	15 000	16 000	15 000	15 333	47 733
Molybden, Mo	50	25	40	38	405	50	50	50	50	156
Natrium, Na	<20	<20	<20	nd	0	<20	<20	<20	nd	0
Neodym, Nd	5	5	5	5	53	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Niob, Nb	15	20	35	23	247	80	80	80	80	249
Nickel, Ni	4 100	3 900	4 100	4 033	42 600	530	530	540	533	1 660
Osmium, Os	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Palladium, Pd	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0
Platina, Pt	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Praseodym, Pr	1,7	1,7	1,7	1,7	18,0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Rhenium, Re	0,012	0,006	0,01	0,01	0,10	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03
Rodium, Rh	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Rubidium, Rb	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0
Rutenium, Ru	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Samarium, Sm	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Selen, Se	<10	<10	<10	nd	0	<10	<10	<10	nd	0
Silver, Ag	0,3	0,3	0,2	0,3	2,8	0,2	0,3	0,3	0,3	0,83
Skandium, Sc	<0,1	<0,1	<0,1	nd	0	<0,1	<0,1	<0,1	nd	0
Strontium, Sr	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0	<0,5	<0,5	<0,5	nd	0
Svavel, S	<100	<100	<100	nd	0	<100	<100	<100	nd	0

Provmärkning:	Insats för BWR bränsle – Segjärn					Insats för BWR bränsle – Stålrör och stållock				
	Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)		Halter (mg/kg)			mängd/kapsel (g)	
	Provmärkning			medel		Provmärkning			medel	
	I55 Segjärn	I56 Segjärn	I57 Segjärn			I55 Kanalrör stål	I56 Kanalrör stål	I57 Kanalrör stål		
Tantal, Ta	0,2	0,2	0,3	0,2	2,5	<0,05	0,1	<0,05	0,10	0,31
Tellur, Te	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Tallium, Tl	<0,02	<0,02	<0,02	nd	0	<0,02	<0,02	<0,02	nd	0
Tenn, Sn	25	20	17	21	218	23	24	23	23	73
Terbium, Tb	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Titan, Ti	110	130	130	123	1 303	170	170	170	170	529
Thorium, Th	0,03	0,03	0,03	0,03	0,32	<0,01	<0,01	<0,01	nd	0
Tulium, Tm	<0,01	<0,01	<0,01	nd	0	<0,01	<0,01	<0,01	nd	0
Uran, U	0,02	0,03	0,03	0,03	0,28	<0,01	<0,01	<0,01	nd	0
Vanadin, V	150	160	190	167	1 760	68	70	67	68	213
Vismut, Bi	0,02	0,02	0,02	0,02	0,21	0,13	0,12	0,12	0,12	0,38
Volfram, W	8	8	9	8	88	3	3	3	3	9
Ytterbium, Yb	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Yttrium, Y	0,2	0,2	0,2	0,2	2,1	<0,05	<0,05	<0,05	nd	0
Zink, Zn	22	17	22	20	215	14	13	13	13	42
Zirkonium, Zr	5	6	6	6	60	0,2	0,3	0,2	0,2	0,7

nd = Under detektionsgränsen i samtliga prov

Tabell B1-2. Mängder av ämnen i bränslebox och andra komponenter.

Komponent	Kapsling	Spridare	Fjädrar, dellånga stavar	Fjädrar, hellånga stavar	Topplatta, med handtag	Bottenplatta	Bränslebox	Bränslebox, bottendel	Total ett element	Total en kapsel (12 element)
Material	Zircaloy-2	Inconel-750	Rostfritt stål	Rostfritt stål	Rostfritt stål	Rostfritt stål	Zircaloy-2	Rostfritt stål		
Vikt (kg)	49,3	0,86	0,088	1,26	2,6	0,96	31,5	8,4		
Mängd (g)										
Ämne										
C	7,4	0,3	0,1	0,9	1,0	0,2	4,7	1,7	16,2	194,8
N	2,0	0,1	0	0,5	1,0	0,4	1,3	3,4	8,6	103,7
O	69,0	0,1	0	0,1	0,3	0,1	44,1	0,8	114,5	1 374,4
Al	2,5	6,0	0	0	0,1	0	1,6	0,2	10,3	123,9
Si	4,9	2,6	0,5	7,6	15,6	5,8	3,2	50,4	90,5	1 086,1
P	0	0	0	0,3	0,5	0,2	0	1,7	2,7	32,5
S	0	0	0	0,2	0,4	0,1	0	1,3	2,0	24,5
Cl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Ti	2,0	21,5	0	0,1	0,3	0,1	1,3	0,8	26,1	312,8
V	0	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0,2	2,6
Cr	49,3	137,6	16,3	233,1	481,0	177,6	31,5	1 554,0	2 680,4	32 164,6
Mn	1,5	1,7	1,1	16,4	33,8	12,5	0,9	109,2	177,1	2 125,8
Fe	74,0	60,2	60,8	870	1 796,1	663,4	47,3	5 804,4	9 376,0	112 512,4
Co	0	0,1	0	0,4	0,8	0,3	0	2,5	4,2	49,9
Ni	24,7	619,1	8,8	126,0	260	96,0	15,8	840	1 990,3	23 883,8
Cu	1,5	0,9	0,1	1,3	2,6	1,0	0,9	8,4	16,6	199,1
As	0	0,4	0	0,1	0,3	0,1	0	0,8	1,8	21,1
Nb	0	7,7	0	0,1	0,3	0,1	0	0,8	9,1	108,8
Mo	0,2	0,4	0,2	2,5	5,2	1,9	0,2	16,8	27,5	329,4
Sn	739,5	0,1	0	0,1	0,3	0,1	472,5	0,8	1 213,4	14 561,0
Sb	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	2,1
Ta	0	0,9	0	0,1	0,3	0,1	0	0,8	2,2	26,3
W	2,5	0,1	0	0,1	0,3	0,1	1,6	0,8	5,5	65,5
Hf	4,9	0	0	0	0	0	3,2	0	8,1	97,0
Zr	48 314,0	0	0	0	0	0	30 870	0	79 184,0	950 208,0
Th	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
U	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,1	1,5

Tabell B1-3. Totalmängder av ämnen i en fylld kapsel.

Ämne	Del av kapseln		Kopparkapsel	Insats	Total
	Bränslematris	Bränslebox och andra komponenter			
Ag	199	–	103	3,6	305
Al	12,6	124	–	1 990	2 120
Am	2 940	–	–	–	2 940
As	–	21,1	6,3	175	203
B	0,1	–	–	0	0,1
Ba	5 830	–	–	18,0	5 850
Bi	1,1	–	1,0	0,6	2,7
Br	52,0	–	–	–	52,0
C	47,0	195	–	0	242
Ca	6,3	–	–	0	6,3
Cd	237	–	0	0	237
Ce	6 050	–	–	211	6 260
Cl	–	0,2	–	–	0,2
Cm	37,0	–	–	–	37,0
Co	1,1	49,9	–	2 480	2 530
Cr	2,1	32 200	–	4 950	37 100
Cs	5 180	–	–	0	5 180
Cu	1,1	199	7 460 000	5 283	7 470 000
Dy	25,0	–	–	0	25,0
Eu	315	–	–	0	3 150
F	4,2	–	–	–	4,2
Fe	10,5	113 000	7,9	13 120 000	13 230 000
Ga	–	–	–	237	237
Gd	388	–	–	0	388
Ge	1,0	–	–	11,9	12,9
H	0,0	–	2,8	–	2,8
He	11,0	–	–	–	11,0
Hf	–	97,0	–	3,9	101
I	510	–	–	0	510
In	4,6	–	–	–	4,6
Kr	859	–	–	–	859
La	3 100	–	–	109	3 210
Li	0,1	–	–	0	0,1
Mg	2,1	–	–	2 890	2 890
Mn	4,2	2 126	0,7	66 400	68 500
Mo	8 580	329	–	561	9 470
N	0,0	104	–	–	104
Nb	–	109	–	496	604
Nd	10 300	–	–	52,8	10 400
Ni	10,5	23 900	5,5	44 300	68 200
Np	1 290	–	–	–	1 290
O	–	1 370	8,4	–	1 380
P	–	32,5	510	1 480	2 020
Pb	1,3	–	1,9	13,7	16,9
Pd	3 740	–	–	0	3 740
Pr	2 840	–	–	18,0	2 860
Pu	20 000	–	–	–	20 000
Rb	915	–	–	0	915
Re	–	–	–	0,1	0,1
Rh	1 150	–	–	0	1 150
Ru	5 820	–	–	0	5 820
S	–	24,5	35,6	0	60,1
Sb	21,0	2,1	5,4	390	419

Ämne	Del av kapseln				Total
	Bränslematris	Bränslebox och andra komponenter	Kopparkapsel	Insats	
Se	2,0	1 090	1,6	0	1 090
Si	21,0	–	–	0	21,0
Sm	2 158	–	–	0	2 158
Sn	142	14 600	0,6	291	15 000
Sr	1 360	–	–	0	1 360
Ta	–	26,3	–	2,8	29,1
Tb	6,0	–	–	0	6,0
Tc	1 970	–	–	–	1 970
Te	1 210	–	0,5	0	1 210
Th	–	0,2	–	0,3	0,5
Ti	21,0	313	–	1 830	2 166
U	1 970 000	1,5	–	0,3	1 970 000
V	0,6	2,6	–	1 970	1 980
W	0,4	65,5	–	97,4	163
Xe	13 600	–	–	–	13 600
Y	1 130	–	–	2,1	1 130
Zn	52,5	–	0,7	256	310
Zr	9 770	950 000	–	60,6	960 000

– = Har inte analyserats.

Tabell B1-4. Skillnaden mellan totalmängder ämnen i en fylld BWR-kapsel och en fylld PWR-kapsel.

Ämne	Skillnad (PWR–BWR) (g)		Bränslestav	Insats	Total
	Bränsle	Övriga komponenter			
Ag	1,0	0,0	41 120,0	1,2	41 122,3
Al	–2,0	5,7	0,3	–560,3	–556,3
Am	248,0				248,0
As		0,7	1,6	63,0	65,3
Ba	–78,0			0,9	–77,1
Bi				710,4	710,4
Br	–1,0				–1,0
C	–2,0	9,8	11,4		19,2
Ca	–1,0	0,3	0,3		–0,4
Cd	0,0		2 570,0		2 570,0
Ce	–116,0	1,5	1,6	461,3	348,4
Cl	3,0	0,0	0,0		3,0
Cm	4,0				4,0
Co		1,3	16,3	–2 055,5	–2 037,9
Cr	0,0	457,0	3 015,5	2 307,2	5 779,7
Cs	–277,0				–277,0
Cu		0,9	16,3	–1 864,0	–1 846,8
Dy	–17,0				–17,0
Er	1,0				1,0
Eu	5,0				5,0
F	0,0				0,0
Fe	–1,0	1 425,4	11 230,7	2 581 822,5	2 594 477,6
Ga				–161,8	–161,8
Gd	–4 251,0				–4 251,0
Ge				20,6	20,6
He	0,0				0,0
Hf		4,0		29,3	33,3

Ämne	Skillnad (PWR-BWR) (g)				Total
	Bränsle	Övriga komponenter	Bränslestav	Insats	
Ho	-2,0				-2,0
I	-8,0				-8,0
In	0,0		7 710,0		7 710,0
Kr	-21,0				-21,0
La	-53,0			-8,3	-61,3
Li		0,0	0,0		0,0
Mg	0,0			1 771,9	1 771,9
Mn	-1,0	24,0	211,9	-12 758,8	-12 523,9
Mo	-159,0	19,7	32,6	390,1	283,4
N	-3,0	2,7	6,5		6,2
Na		0,2	0,2		0,3
Nb		1 163,5	4,9	-428,9	739,4
Nd	-191,0			-26,4	-217,4
Ni	-1,0	465,8	1 630,0	34 691,7	36 786,5
Np	106,0				106,0
O		68,4	1,6		70,1
Os					0,0
P		0,4	3,3	2 813,1	2 816,7
Pb				-1,3	-1,3
Pd	-37,0				-37,0
Pr	-51,0			-5,0	-56,0
Pu	-515,0				-515,0
Rb	-21,0				-21,0
Re				0,1	0,1
Rh	-6,0				-6,0
Ru	-77,0				-77,0
S		0,3	2,4		2,7
Sb	0,0	0,1	0,2	-317,1	-316,9
Se	-2,0	0,6	0,7		-0,7
Si	-2,0	18,0	97,8		113,8
Sm	-60,0				-60,0
Sn	1,0	-890,7	1,6	2,5	-885,6
Sr	-37,0				-37,0
Ta		8,7	1,6	1,6	11,9
Tb	-51,0				-51,0
Tc	-47,0				-47,0
Te	-20,0				-20,0
Th		0,0		7,8	7,9
Ti	-4,0	-2,7	1,6	263,7	258,6
U	-241 272,0	0,1		0,8	-241 271,2
V		0,1	0,2	-355,9	-355,6
W		2,7	1,6	-15,5	-11,2
Xe	-54,0				-54,0
Y	-25,0			0,3	-24,7
Zn	-6,0	1,5	1,6	-38,4	-41,2
Zr	-195,0	48 595,3	0,2	780,2	49 180,7

Bakgrundshalter samt hälso- och miljöriskbaserade kriterier för vatten

B2.1 Bakgrundshalter

Underlag till statistik över bakgrundshalter i djupt grundvatten har hämtats från ett datauttag i Simon av grundvattenkemi från kärnbrorrhål, tillhandahållet 2008-06-22 i filen Forsmark_2_3.xls.

Tabell B2-1. Statistik över bakgrundshalter i djupt grundvatten från Forsmark. Bakgrundshalterna omfattar prov tagna på nivåer mellan -417 och -969 (RHB70) i kärnbrorrhålen KFM01D, KFM02A, KFM03A, KFM06A, KFM08A, KFM09A.

	N (antal)	N >rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil	rapp. gräns.
Na (mg/l)	11	11	1 560	2 620	1 909	1 850	2 120	
K (mg/l)	11	11	7	34	17	13	27	
Ca (mg/l)	11	11	934	6 520	2 304	1 840	4 110	
Mg (mg/l)	11	11	4	226	77	32	202	
HCO ₃ (mg/l)	11	11	6	126	40	22	97	
Cl (mg/l)	11	11	5 410	14 800	7 090	5 960	10 500	
SO ₄ (mg/l)	11	11	31	498	206	118	472	
SO ₄ -S (mg/l)	11	11	12	156	68	48	148	
Br (mg/l)	11	11	24	143	53	45	94	
F (mg/l)	11	7	1	2,0	1,3	1,2	1,4	
Si (mg/l)	11	11	4	8,5	6,0	5,2	7,8	
Fe (mg/l)	11	11	0,04	1,7	0,8	0,9	1,2	
Fe _{tot} (mg/l)	11	11	0,08	1,9	0,9	0,9	1,4	
Fe ²⁺ (mg/l)	11	11	0,05	1,8	0,8	0,9	1,4	
Mn (mg/l)	11	11	0,08	2,2	0,6	0,3	1,8	
Li (mg/l)	11	11	0,02	0,07	0,04	0,03	0,05	
Sr (mg/l)	11	11	8,0	74	26	21	49	
S ₂ (mg/l)	10	9	0,004	0,8	0,2	0,02	0,7	
I (mg/l)	8	8	0,1	0,6	0,3	0,2	0,6	
PO ₄ -P (mg/l)	7	5	0,001	0,003	0,002	0,001	0,003	
Al (ug/l)	7	7	3,8	28	13	8,2	26	
As (ug/l)	7	3	1,0	2,4	1,3	1,0	2,0	
B (ug/l)	7	7	648	1 010	777	748	910	
Ba (ug/l)	7	7	85	2 530	691	365	1 577	
Cd (ug/l)	7	2	0,04	0,10	0,06	0,05	0,10	
Cr (ug/l)	7	7	0,2	3,5	1,0	0,4	2,3	
Cu (ug/l)	7	6	0,5	3,8	1,3	1,1	2,3	
Co (ug/l)	7	5	0,1	0,7	0,3	0,4	0,7	
Hg (ug/l)	7	2	0,002	0,019	0,006	0,002	0,014	
Mo (ug/l)	7	7	10	453	93	23	236	
Ni (ug/l)	7	6	0,5	30	7,2	2,5	19	
Nb (ug/l)	0	0	0	0				
Pb (ug/l)	7	2	0,1	1,6	0,5	0,3	0,9	
V (ug/l)	7	7	0,04	0,22	0,11	0,12	0,18	
Zn (ug/l)	7	3	2,0	33	8	2,0	18	
Zr (ug/l)	10	0						<0,1-<0,3
U (ug/l)	10	10	0,05	89	22	4,3	50	
Th (ug/l)	10	0						<0,2
Sc (ug/l)	10	2	0,4	0,7	0,5	0,5	0,5	
Rb (ug/l)	10	10	29	80	46	37	67	
In (ug/l)	7	0						<0,2-<1

	N (antal)	N >rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil	rapp. gräns.
Sb (ug/l)	10	8	0,1	2,2	0,6	0,3	1,8	
Cs (ug/l)	10	10	0,6	14	2,6	0,9	5,4	
Y (ug/l)	10	10	0,1	6,4	1,4	0,7	3,0	
La (ug/l)	10	7	0,02	0,86	0,30	0,25	0,60	
Ce (ug/l)	10	6	0,0	0,8	0,3	0,2	0,7	
Pr (ug/l)	10	3	0,02	0,13	0,06	0,05	0,08	
Nd (ug/l)	10	5	0,02	0,38	0,14	0,07	0,25	
Sm (ug/l)	10	2	0,02	0,10	0,05	0,05	0,06	
Eu (ug/l)	10	1	0,02	0,18	0,06	0,05	0,07	
Gd (ug/l)	10	2	0,0	0,3	0,1	0,1	0,1	
Tb (ug/l)	10	0						<0,02--<0,05
Dy (ug/l)	10	2	0,0	0,4	0,1	0,1	0,1	
Ho (ug/l)	10	1	0,02	0,09	0,05	0,05	0,05	
Er (ug/l)	10	2	0,02	0,26	0,07	0,05	0,10	
Tm (ug/l)	10	0						<0,02--<0,05
Yb (ug/l)	10	2	0,02	0,17	0,06	0,05	0,07	
Lu (ug/l)	10	0						<0,02--<0,05
Hf (ug/l)	10	0						<0,02--<0,05
Tl (ug/l)	10	0						<0,03--<0,3

Underlag till statistik över bakgrundshalter i ytnära grundvatten, halter i sjöar och vattendrag samt halter i havsvatten är hämtat från ett datauttag från Sicada, uttaget tillhandahållet som DATA DELIVERY Sicada_09_018,\SVN\SR-Site\Generic\Indata\Element_Specific.

Tabell B2-2. Statistik över bakgrundshalter i ytnära grundvatten från Forsmark.

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Na	(mg/l)	377	0	2,2	1 920	234	41	807
K	(mg/l)	377	0	1,1	86	13	8,3	30
Ca	(mg/l)	377	0	14	1 010	146	115	228
Mg	(mg/l)	379	0	2,7	264	33	14	76
HCO ₃	(mg/l)	374	0	46	870	373	369	500
Cl	(mg/l)	379	0	3,9	4 850	485	51	1 750
SO ₄	(mg/l)	377	7	0,2	427	89	52	227
SO ₄ -S	(mg/l)	369	0	0,25	153	30	17	76
Br	(mg/l)	380	48	0,003	33	2,1	0,28	7,2
F	(mg/l)	367	52	0,2	2,3	0,63	0,61	1
Si	(mg/l)	379	0	0,93	40	6,4	5,8	9
Fe	(mg/l)	183	3	0,0071	18	1,3	0,46	4,2
Mn	(mg/l)	192	0	0,0027	1,5	0,22	0,15	0,37
Li	(mg/l)	379	40	0,001	0,072	0,013	0,0093	0,026
Sr	(mg/l)	379	0	0,035	8,7	0,7	0,27	2
S ₂	(mg/l)	120	17	0,002	1,6	0,097	0,019	0,14
I	(mg/l)	266	6	0,001	0,29	0,014	0,0081	0,027
PO ₄ -P	(mg/l)	1	0	0,071	0,071	0,071	0,071	
P	(mg/l)	14	0	0,00006	0,13	0,037	0,019	0,087
Al	(ug/l)	174	2	0,2	904	46	26	99
As	(ug/l)	85	13	0,01	9	1,4	0,98	1,9
B	(ug/l)	34	1	10	429	122	61	297
Ba	(ug/l)	177	0	8,9	190	70	65	113
Cd	(ug/l)	175	34	0,002	0,1	0,018	0,013	0,039
Cr	(ug/l)	173	3	0,023	43	0,46	0,22	0,45

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Cu	(ug/l)	174	24	0,1	49	2,7	1	6,3
Co	(ug/l)	174	0	0,021	3,2	0,35	0,22	0,54
Hg	(ug/l)	177	149	0,002	0,0079	0,0023	0,002	0,0026
Mo	(ug/l)	174	9	0,05	31	2,1	1,7	4,6
Ni	(ug/l)	170	1	0,11	24	1,6	1	3,5
Nb	(ug/l)	6	0	0,032	0,23	0,11	0,095	0,18
Pb	(ug/l)	174	8	0,01	5,5	0,35	0,11	0,69
Se	(ug/l)	0	0					
V	(ug/l)	176	1	0,05	5,4	0,88	0,45	2,2
Zn	(ug/l)	172	13	0,2	124	4,2	1,2	6,1
Zr	(ug/l)	170	5	0,19	11	1,9	0,94	5,1
U	(ug/l)	170	0	0,017	95	12	5	35
Th	(ug/l)	170	58	0,02	0,8	0,082	0,052	0,2
Sc	(ug/l)	170	65	0,02	0,5	0,12	0,07	0,17
Rb	(ug/l)	170	0	0,74	17	3,6	3	6,1
Y	(ug/l)	170	2	0,018	7,6	1,5	1,1	3,3
In	(ug/l)	82	79	0,05	0,3	0,06	0,05	0,086
Sb	(ug/l)	170	7	0,012	0,35	0,081	0,07	0,13
Cs	(ug/l)	170	128	0,0071	0,3	0,061	0,03	0,069
La	(ug/l)	169	3	0,0097	7,1	1,3	0,67	3,3
Hf	(ug/l)	170	10	0,004	0,29	0,047	0,038	0,11
Tl	(ug/l)	170	133	0,005	0,82	0,066	0,033	0,28
Ce	(ug/l)	170	3	0,0058	10	1,3	0,65	3,6
Pr	(ug/l)	170	5	0,005	1,6	0,26	0,15	0,57
Nd	(ug/l)	169	3	0,0071	13	1,2	0,68	2,4
Sm	(ug/l)	170	9	0,005	1	0,18	0,12	0,4
Eu	(ug/l)	170	29	0,004	0,15	0,031	0,027	0,052
Gd	(ug/l)	170	8	0,0046	1	0,2	0,14	0,44
Tb	(ug/l)	170	55	0,004	0,5	0,05	0,034	0,067
Dy	(ug/l)	170	8	0,0049	0,84	0,16	0,15	0,38
Ho	(ug/l)	170	20	0,004	0,17	0,04	0,035	0,089
Er	(ug/l)	170	11	0,004	0,46	0,11	0,082	0,27
Tm	(ug/l)	170	35	0,0029	0,06	0,02	0,017	0,044
Yb	(ug/l)	170	11	0,004	0,42	0,099	0,063	0,2
Lu	(ug/l)	170	35	0,0032	0,066	0,021	0,018	0,05

Tabell B2-3. Statistik över bakgrundshalter i sjöar och vattendrag från Forsmark.

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Na	(mg/l)	901	0	1,4	786	28	12	82
K	(mg/l)	901	2	0,4	30	3,3	2,7	5,9
Ca	(mg/l)	901	0	10	153	57	53	69
Mg	(mg/l)	901	0	0,72	92	6,6	4,8	14
HCO ₃	(mg/l)	895	0	30	535	173	166	219
Cl	(mg/l)	896	0	0,9	1 490	50	18	151
SO ₄	(mg/l)	895	0	1,1	357	18	16	34
SO ₄ -S	(mg/l)	901	0	0,43	78	6,3	5,9	11
Br	(mg/l)	895	122	0,008	4,9	0,23	0,17	0,55
F	(mg/l)	809	193	0,08	2	0,27	0,26	0,33
Si	(mg/l)	900	3	0,03	11	3,5	4	5,4
Fe	(mg/l)	312	9	0,0031	1,5	0,13	0,11	0,21
Mn	(mg/l)	311	19	0,00029	0,74	0,033	0,025	0,053
Li	(mg/l)	878	541	0,0009	0,05	0,0043	0,0041	0,0049

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns.	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Sr	(mg/l)	900	0	0,011	0,6	0,092	0,085	0,14
S ₂	(mg/l)	10	10	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
I	(mg/l)	701	10	0,001	0,079	0,0073	0,0062	0,011
PO ₄ -P	(mg/l)	0	0					
P	(mg/l)	5	0	0,0019	0,0047	0,0037	0,0034	0,0045
Al	(ug/l)	152	0	0,65	244	22	20	34
As	(ug/l)	50	6	0,05	6	0,52	0,44	0,94
B	(ug/l)	4	0	13	73	31	20	52
Ba	(ug/l)	159	0	7,9	64	24	22	33
Cd	(ug/l)	139	40	0,002	0,047	0,0051	0,0043	0,0079
Cr	(ug/l)	152	1	0,01	34	0,49	0,15	0,46
Cu	(ug/l)	139	0	0,13	3,3	0,96	0,74	1,8
Co	(ug/l)	152	0	0,019	0,33	0,088	0,083	0,13
Hg	(ug/l)	139	100	0,002	0,014	0,0026	0,0025	0,0029
Mo	(ug/l)	152	1	0,05	1,9	0,61	0,51	0,91
Ni	(ug/l)	152	0	0,13	2,8	0,58	0,51	0,84
Nb	(ug/l)	9	0	0,0045	0,014	0,0097	0,011	0,012
Pb	(ug/l)	139	1	0,01	0,64	0,1	0,091	0,18
Se	(ug/l)	0	0					
V	(ug/l)	139	0	0,11	0,69	0,32	0,31	0,41
Zn	(ug/l)	152	0	0,38	20	2	1,9	2,5
Zr	(ug/l)	91	0	0,049	0,85	0,28	0,27	0,4
U	(ug/l)	91	0	0,27	28	3,5	2	3,4
Th	(ug/l)	91	60	0,002	0,056	0,024	0,023	0,027
Sc	(ug/l)	91	69	0,0081	0,054	0,042	0,043	0,05
Rb	(ug/l)	91	0	0,49	5,4	2,5	2,3	3,4
Y	(ug/l)	91	0	0,019	0,44	0,15	0,16	0,21
In	(ug/l)	25	15	0,05	16	3,5	4,1	5,2
Sb	(ug/l)	84	0	0,037	0,15	0,083	0,077	0,11
Cs	(ug/l)	91	70	0,0045	0,032	0,024	0,025	0,03
La	(ug/l)	71	1	0,005	0,27	0,08	0,069	0,13
Hf	(ug/l)	91	25	0,005	0,075	0,012	0,011	0,019
Tl	(ug/l)	91	68	0,0042	0,03	0,024	0,024	0,03
Ce	(ug/l)	91	1	0,005	0,37	0,1	0,082	0,17
Pr	(ug/l)	91	9	0,005	0,073	0,022	0,02	0,032
Nd	(ug/l)	91	0	0,0076	0,27	0,086	0,083	0,12
Sm	(ug/l)	91	9	0,005	0,055	0,018	0,018	0,025
Eu	(ug/l)	91	54	0,0023	0,021	0,0055	0,0051	0,0069
Gd	(ug/l)	82	9	0,005	0,056	0,019	0,019	0,027
Tb	(ug/l)	82	60	0,0013	0,05	0,018	0,015	0,023
Dy	(ug/l)	82	6	0,005	0,092	0,019	0,02	0,029
Ho	(ug/l)	91	45	0,0017	0,023	0,0058	0,0055	0,0072
Er	(ug/l)	91	13	0,005	0,038	0,014	0,015	0,019
Tm	(ug/l)	91	66	0,001	0,021	0,0045	0,0044	0,005
Yb	(ug/l)	91	9	0,005	0,043	0,015	0,016	0,02
Lu	(ug/l)	91	60	0,001	0,12	0,0053	0,0049	0,0055

Tabell B2-4. Statistik över bakgrundshalter i ytvatten, nationell nivå /Foregs 2009/.

Ämne	Enhet	Medel	25-percentil	50-percentil	75-percentil	90-percentil
Na	(mg/l)	3,1	1,3	1,6	3,9	6,8
K	(mg/l)	0,57	0,34	0,47	0,59	1,2
Ca	(mg/l)	7,1	3	4,2	9,3	13
Mg	(mg/l)	1,5	0,72	1,1	1,8	2,8
HCO ₃	(mg/l)					
Cl	(mg/l)	4,3	0,76	1,5	6,1	12
SO ₄	(mg/l)	5,2	1,3	3	5,3	12
SO ₄ -S	(mg/l)					
Br	(mg/l)	0,009	0,005	0,005	0,005	0,005
F	(mg/l)	0,18	0,066	0,12	0,23	0,37
Si	(mg/l)					
Fe (MS)	(mg/l)	0,82	0,29	0,52	1,1	1,9
Mn (MS)	(mg/l)	0,056	0,0017	0,013	0,064	0,16
Li	(mg/l)	0,0013	0,0007	0,0009	0,0015	0,0019
Sr	(mg/l)	0,028	0,012	0,016	0,028	0,072
S ₂	(mg/l)					
I	(mg/l)					
PO ₄ -P	(mg/l)					
P	(mg/l)					
Al (MS)	(ug/l)	194	63	134	259	526
As	(ug/l)	0,49	0,19	0,36	0,62	0,99
B	(ug/l)	4,4	1,6	2,5	6,1	8,1
Ba (MS)	(ug/l)	18	6,4	12	23	36
Cd	(ug/l)	0,016	0,004	0,014	0,026	0,031
Cr	(ug/l)	0,64	0,25	0,43	0,61	0,89
Cu	(ug/l)	0,72	0,27	0,48	0,94	1,2
Co	(ug/l)	0,29	0,04	0,1	0,37	0,86
Hg	(ug/l)					
Mo	(ug/l)	0,17	0,07	0,13	0,23	0,32
Ni	(ug/l)	0,83	0,31	0,52	1	1,2
Nb	(ug/l)	0,015	0,0055	0,013	0,022	0,033
Pb	(ug/l)	0,25	0,034	0,11	0,3	0,58
Se	(ug/l)	0,22	0,065	0,19	0,35	0,42
V	(ug/l)	0,49	0,18	0,42	0,69	0,92
Zn	(ug/l)	4,9	1,9	3,5	7,8	9,9
Zr	(ug/l)	0,26	0,12	0,21	0,37	0,49
U	(ug/l)	0,35	0,061	0,14	0,32	0,69
Th	(ug/l)	0,077	0,036	0,063	0,094	0,18
Sc	(ug/l)					
Rb	(ug/l)	1,3	0,64	1,3	1,8	2,4
Y	(ug/l)	0,97	0,21	0,67	1,3	1,7
In	(ug/l)	0,0011	0,001	0,001	0,001	0,001
Sb	(ug/l)	0,13	0,02	0,05	0,065	0,09
Cs	(ug/l)	0,018	0,0055	0,014	0,022	0,042
La	(ug/l)	0,99	0,23	0,71	1,2	1,8
Hf	(ug/l)	0,012	0,005	0,01	0,016	0,022
Tl	(ug/l)	0,012	0,005	0,01	0,017	0,023
Ce	(ug/l)	1,7	0,33	1,2	2,3	3,4
Pr	(ug/l)	0,27	0,059	0,19	0,3	0,54
Nd	(ug/l)	1	0,24	0,72	1,1	2,2
Sm	(ug/l)	0,19	0,042	0,13	0,22	0,43
Eu	(ug/l)	0,026	0,0065	0,016	0,032	0,063
Gd	(ug/l)	0,18	0,04	0,13	0,21	0,41
Tb	(ug/l)	0,025	0,005	0,017	0,03	0,054
Dy	(ug/l)	0,15	0,03	0,099	0,19	0,27

Ämne	Enhet	Medel	25-percentil	50-percentil	75-percentil	90-percentil
Ho	(ug/l)	0,031	0,006	0,023	0,041	0,056
Er	(ug/l)	0,095	0,019	0,066	0,13	0,17
Tm	(ug/l)	0,014	0,003	0,01	0,02	0,025
Yb	(ug/l)	0,095	0,02	0,064	0,14	0,17
Lu	(ug/l)	0,016	0,004	0,011	0,023	0,03
NO ₃	(mg/l)	0,55	0,02	0,02	0,61	1,5
NPOC*	(mg/l)	14	11	13	19	22
SiO ₂	(mg/l)	7,7	5,1	7,3	9,7	11
Ag	(µg/l)	0,0014	0,001	0,001	0,002	0,002
Be	(µg/l)	0,063	0,014	0,044	0,078	0,12
Bi	(µg/l)	0,0063	0,001	0,004	0,008	0,014
Ga	(µg/l)	0,023	0,006	0,018	0,033	0,047
Ge	(µg/l)	0,015	0,008	0,014	0,019	0,03
Ta	(µg/l)	0,0026	0,001	0,002	0,003	0,006
Te	(µg/l)	0,003	0,0025	0,0025	0,0025	0,0025
Ti	(µg/l)	1,6	0,55	1,1	2,4	3,7
W	(µg/l)	0,019	0,007	0,011	0,016	0,035

* Non-purgable organic carbon.

Tabell B2-5. Statistik över bakgrundshalter i havsvatten vid Forsmark.

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Na	(mg/l)	286	0	66	1 640	1 302	1 349	1 473
K	(mg/l)	286	0	4,1	64	49	50	59
Ca	(mg/l)	286	0	38	86	71	72	77
Mg	(mg/l)	286	0	10	200	160	165	184
HCO ₃	(mg/l)	310	0	63	223	83	81	90
Cl	(mg/l)	312	0	120	3 020	2 405	2 533	2 750
SO ₄	(mg/l)	312	0	46	792	339	354	399
SO ₄ -S	(mg/l)	286	0	14	153	114	117	135
Br	(mg/l)	309	1	0,5	16	8,1	8,4	9,3
F	(mg/l)	194	116	0,03	1	0,5	0,54	0,75
Si	(mg/l)	286	1	0,09	6,2	0,78	0,69	1
Fe	(mg/l)	96	18	0,0004	1,2	0,1	0,071	0,2
Mn	(mg/l)	95	17	0,00004	0,088	0,015	0,012	0,024
Li	(mg/l)	277	3	0,0027	0,038	0,023	0,024	0,025
Sr	(mg/l)	286	0	0,1	1,3	0,96	1	1,1
S ₂	(mg/l)	1	0	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
I	(mg/l)	214	5	0,0041	0,078	0,01	0,01	0,013
PO ₄ -P	(mg/l)	0	0					
P	(mg/l)	2	0	0,0051	0,006	0,0056	0,0056	0,0056
Al	(ug/l)	68	0	0,98	718	52	46	90
As	(ug/l)	28	13	0,62	100	27	26	34
B	(ug/l)	2	0	680	690	685	685	685
Ba	(ug/l)	74	0	13	24	18	17	19
Cd	(ug/l)	68	34	0,004	0,39	0,042	0,039	0,062
Cr	(ug/l)	68	7	0,04	2,2	0,26	0,25	0,33
Cu	(ug/l)	68	13	0,4	25	1,6	1,5	2
Co	(ug/l)	68	29	0,014	0,76	0,086	0,065	0,17
Hg	(ug/l)	68	63	0,002	0,02	0,0026	0,0025	0,0033
Mo	(ug/l)	68	0	0,63	2,3	1,5	1,6	1,6
Ni	(ug/l)	68	3	0,4	4,2	1,3	1,2	1,8
Nb	(ug/l)	2	1	0,005	0,0071	0,0061	0,0061	0,0061
Pb	(ug/l)	68	29	0,02	3,1	0,31	0,32	0,46

Ämne	Enhet	N (antal)	N <rapp. gräns	Min	Max	Medel	Median	90:e percentil
Se	(ug/l)	0	0					
V	(ug/l)	68	0	0,096	14	0,97	0,45	1,9
Zn	(ug/l)	68	12	0,58	106	5,5	5	9,9
Zr	(ug/l)	51	20	0,013	10	1,4	1,7	2,2
U	(ug/l)	51	0	0,54	2,7	1,1	1	1,6
Th	(ug/l)	51	44	0,02	0,4	0,12	0,13	0,15
Sc	(ug/l)	51	34	0,005	0,8	0,17	0,17	0,25
Rb	(ug/l)	51	0	3,5	22	15	16	17
Y	(ug/l)	51	2	0,021	1,5	0,23	0,18	0,49
In	(ug/l)	26	6	0,1	26	14	13	16
Sb	(ug/l)	45	14	0,074	0,21	0,11	0,11	0,12
Cs	(ug/l)	51	26	0,013	0,3	0,086	0,091	0,12
La	(ug/l)	41	10	0,0084	0,9	0,19	0,13	0,33
Hf	(ug/l)	51	31	0,0022	2	0,2	0,24	0,34
Tl	(ug/l)	51	30	0,0089	0,3	0,074	0,093	0,12
Ce	(ug/l)	50	11	0,0083	3,5	0,33	0,24	0,78
Pr	(ug/l)	50	29	0,005	0,53	0,059	0,048	0,12
Nd	(ug/l)	50	14	0,0089	1,7	0,19	0,14	0,43
Sm	(ug/l)	50	34	0,005	0,33	0,045	0,038	0,085
Eu	(ug/l)	50	40	0,001	0,059	0,018	0,02	0,022
Gd	(ug/l)	44	34	0,005	0,33	0,036	0,036	0,053
Tb	(ug/l)	44	39	0,005	0,5	0,13	0,11	0,19
Dy	(ug/l)	44	34	0,005	0,26	0,033	0,033	0,047
Ho	(ug/l)	50	38	0,0031	0,061	0,019	0,021	0,025
Er	(ug/l)	50	37	0,005	0,14	0,029	0,027	0,047
Tm	(ug/l)	50	42	0,001	0,05	0,015	0,017	0,022
Yb	(ug/l)	50	37	0,005	0,13	0,028	0,027	0,044
Lu	(ug/l)	50	38	0,0012	0,32	0,021	0,018	0,032

B2.2 Hälsa- och miljöriskbaserade haltkriterier

Tabell B2-6. Dricksvattennormer från olika organisationer och val av hälsoriskbaserade haltkriterier.

Tabell B2-7. Haltkriterier för sötvatten från olika organisationer och val av miljöriskbaserade haltkriterier.

Tabell B2-8. Haltkriterier för saltvatten från olika organisationer och val av miljöriskbaserade haltkriterier.

Tabell B2-6. Dricksvattennormer från olika organisationer och val av hälsoriskbaserade haltkriterier. Gula markeringar indikerar kriterier som inte är baserade på hälsorisker, utan på tekniska gränsvärden.

Element	RfD (mg/kg kväll och dag)	Beräknade kriterier (µg/l)	Dricksvattennormer (µg/l)				Valda haltkriterier		
			/Livsmedelsverket 2005/ Otjänligt	Tjänligt med anm	EC /1998/	WHO /2006/	USEPA /2009/	(µg/l)	Källa och typ av haltkriterium
Ag						100	100	100	WHO och USEPA – teknisk gräns, inga hälsoeffekter vid denna nivå
Al				100	200	100	200	100	Livsmedelsverket, teknisk gräns
As			10		10	10	10	10	Livsmedelsverket, hälsorisk
B			1 000		1 000	500		500	WHO, hälsorisk
Ba						700	2 000	700	WHO, hälsorisk – hänsyn till bakgrundshalter
Be							4	4	USEPA, hälsorisk
Br			10		10	10		10	Som bromat. Livsmedelsverket, hälsorisk
Cd			5		5	3	5	3	WHO, hälsorisk (lägre än EC/Livsmedelsverket)
Cl				100 000	250 000	250 000	250 000	10 000	Klorid, Livsmedelsverket, tekniskt (smak)
Co	0,0014	4,9						5,0	Beräknat från tox data /RIVM 2001a/
Cr			50		50	50	100	50	Livsmedelsverket, hälsorisk
Cu			2 000	200	2 000	1 000	1 300	2 000	WHO och USEPA, teknisk gräns
Dy	0,06	210,0						210	Uppskattat, relativt toxicitet La och Eu /TERA 1999/
Er	0,01	35,0						35	Uppskattat, relativt toxicitet La och Eu /TERA 1999/
Eu	0,002	7,0						7	Beräknat från toxicitetsdata /TERA 1999/
F			1 500		1 500	1 500	4 000	1 500	Fluorid, Livsmedelsverket, hälsorisk
Fe				200	200	300	300	200	Livsmedelsverket/EC, tekniskt
Gd	0,01	35,0						35	Uppskattat från relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
Hg			1		1	1	2	1	Livsmedelsverket, hälsorisk
Ho	0,01	35,0						35	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
La	0,005	17,5						17,5	Beräknat från tox data /TERA 1999/
Mg				30 000				30 000	Livsmedelsverket, tj. med anm
Mn				50	50	400	50	50	Livsmedelsverket, tj. med anm
Mo						70		70	WHO
N			50 000	20 000	50 000	50 000	10 000	20 000	Som nitrat. Livsmedelsverket, tj. med anm
Na				100 000	200 000	200 000		100 000	Livsmedelsverket, tj. med anm
Nd	0,01	35,0						35	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
Ni			20		20	20		20	Livsmedelsverket, hälsorisk

Element	RfD (mg/kg kväll och dag)	Beräknade kriterier (µg/l)	Dricksvattennormer (µg/l)				Valda haltkriterier		
			/Livsmedelsverket 2005/		EC /1998/	WHO /2006/	USEPA /2009/	(µg/l)	Källa och typ av haltkriterium
			Otjänligt	Tjänligt med anm					
Pb			10		10	10	15	10	Livsmedelsverket , hälsorisk
Pr	0,01	35,0						35	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
S				100 000	250 000		250 000	100 000	Sulfat, 100 000, teknisk gräns
Sb			5		5	20	6	5	Livsmedelsverket, hälsorisk
Sc	0,005	17,5						17,5	Beräknat från tox data /TERA 1999/
Se			10		10	10	50	10	Livsmedelsverket, hälsorisk
Sm	0,04	140,0						140	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
Sn								4 000	Drinking water guidelines, Florida and Minnesota /ATSDR 2005/
Sr							4 000	4 000	USEPA /ASTDR 2004/
Tb	0,06	210,0						210	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
Tl								2	USEPA – hälsorisk
U						15	30	15	WHO – hälsorisk
V	0,009	31,5						30	Beräknat från tox data /IRIS 2009/
W									
Xe									
Y	0,004	14,0						14	Beräknat från tox data /TERA 1999/
Yb	0,006	21,0						21	Uppskattat, relativt toxicitet, La och Eu /TERA 1999/
Zn						3 000	5 000	3 000	WHO, tekniskt (smak)

Tabell B2-7. Haltkriterier för sötvatten från olika organisationer och val av miljöriskbaserade haltkriterier.

Ämne	Haltkriterier för sötvatten (µg/l)									Valda haltkriterier				
	Miljökvalitets- norm /EU 2008/	Aquatic life /CCME 2009/	EC/HC /2000/	Maximum permissible concentration					Gränsvärden /Naturvårds- verket 2008/	/ECB 2003, 2004, 2005/	/ANZECC 2000/	(µg/l)	Källa	
				RIVM /2000/	RIVM /2001b/	RIVM /1997/	RIVM /2005/	RIVM /1999/						
Ag		0,1							0,082		0,05	0,1	/CCME 2009, RIVM 1999/	
Al		5										1	/ANZECC 2000/ avrundat	
As		5			24	25						13	/CCME 2009/	
B									650			370	400 /ANZECC 2000/ avrundat (även /RIVM 1999/)	
Ba					29	220	130						29	/RIVM 2001/
Be						0,18	0,097					0,13	0,1	/RIVM 2005/ (även /ANZECC 2000/)
Bi												0,7	0,7	/ANZECC 2000/
Cd	0,08		0,12		0,34	0,42				0,19		0,2	0,08	/EU 2008/
Ce				22,1									22,1	/RIVM 2000/
Co					3	2,8	0,69					1,4	1	/RIVM 2005/ avrundat (även /ANZECC 2000/)
Cr			56		36	8,7			3	4,7	3,3	3	3	/Naturvårdsverket 2008/, även /ECB 2005, ANZECC 2000/
Cu					1,1	1,5			4		1,4	4	4	/Naturvårdsverket 2008/
Dy				9,3									9,3	/RIVM 2000/
Fe		300											300	/CCME 2009/
Ga												18	18	/ANZECC 2000/
Gd				7,1									7,1	/RIVM 2000/
Hg	0,05	0,026			0,23	0,24						0,6	0,026	/CCME 2009/
La				10,1								0,04	0,04	/ANZECC 2000/
Mn												1 700	1 700	/ANZECC 2000/
Mo		73			29	290	30					34	29	/RIVM 2001/
Nd				1,8									1,8	/RIVM 2000/
Ni	20	25			1,9	5,1						11	20	/EU 2008/ (även /CCME 2009, ANZECC 2000/)
Pb	7,2	1			11	11						3,4	7,2	/EU 2008/
Pr				9,1									9,1	/RIVM 2000/
Sb						6,5						9	6,5	/RIVM 1997/ (även /ANZECC 2000/)

Ämne	Haltkriterier för sötvatten (µg/l)									Valda haltkriterier			
	Miljökvalitets- norm /EU 2008/	Aquatic life /CCME 2009/	EC/HC /2000/	Maximum permissible concentration					Gränsvärden /Naturvårds- verket 2008/	/ECB 2003, 2004, 2005/	/ANZECC 2000/	(µg/l)	Källa
				RIVM /2000/	RIVM /2001b/	RIVM /1997/	RIVM /2005/	RIVM /1999/					
Se	1				5,3	2,1				11	2,1	/RIVM 2005/	
Sm				8,2							8,2	/RIVM 2000/	
Sn					18	3				3	3	/RIVM 2005/	
Tl	0,8				1,6	0,2				0,03	0,2	/RIVM 2005/	
U	5,5		3					1		0,5	3	/EC/HC 2000/	
V					4,3	4,9				6	4,9	/RIVM 2005/	
Y				6,4							6,4	/RIVM 2000/	
Zn	30			7,3	9,4			8	7,8	8	8	/Naturvårdsverket 2008/ (även /ECB 2004, RIVM 2001b/)	

Tabell B2-8. Haltkriterier för saltvatten från olika organisationer och val av miljöriskbaserade haltkriterier.

Ämne	Haltkriterier för saltvatten							Aquatic life /CCME 2009/	/ANZECC 2000/	Valda haltkriterier	
	klass 1 /SFT 1997/	minEAC /OSPAR 2004/	Maximum permissible concentration				(µg/l)			Källa	
			/RIVM 2000/	/RIVM 1999/	/RIVM 2005/	/RIVM 1998/	/RIVM 2001/				
Ag	0,01			1,2					1,4	0,01	/SFT 1997/
Al									0,5	0,5	/ANZECC 2000/
As	2	1					24	12,5	2,3	1	/OSPAR 2004/ (även /SFT 1997/)
B				650					5 100	650	/RIVM 1999/
Ba					5,8					5,8	/RIVM 2005/
Be					0,008				0,13	0,008	/RIVM 2005/
Cd	0,03	0,01				0,37	0,34	0,017	5,5	0,01	/OSPAR 2004/ (även /SFT 1997/, /CCME 2009/)
Ce			0,28							0,28	/RIVM 2000/
Co					0,1		3		1	0,1	/RIVM 2005/
Cr	0,2	1					36	8,9	77,6	0,2	/SFT 1997/
Cu	0,3	0,005				1,4	1,1	2	1,3	0,3	/SFT 1997/
Dy			3,8							3,8	/RIVM 2000/
Gd			0,85							0,85	/RIVM 2000/
Hg	0,001	0,005				0,23	0,23	0,016	0,4	0,001	/SFT 1997/
La			1,01							1,01	/RIVM 2000/
Mn									80	80	/ANZECC 2000/
Mo					2,9		29		23	2,9	/RIVM 2005/
N								16 000		20 000	/CCME 2009/
Nd			0,86							0,86	/RIVM 2000/
Ni	0,5	0,1					1,9		70	0,5	/SFT 1997/
Pb	0,05	0,5				11	11		4,4	0,05	/SFT 1997/
Pr			1							1	/RIVM 2000/
Sb									270	270	/ANZECC 2000/
Se					2,1				3	2,1	/RIVM 2005/
Sm			0,42							0,42	/RIVM 2000/
Sn					0,3				10	0,3	/RIVM 2005/
Tl					0,016				17	0,016	/RIVM 2005/
V				1	0,41				100	0,4	/RIVM 2005/
Y			0,94							0,94	/RIVM 2000/
Zn	1,5	0,5				7	7,3		15	1,5	/SFT 1997/

Ämnenas tillgänglighet, beräknade koncentrationer

Tabell B3-1. Beräknade maxkoncentrationer i vatten på försvarsdjup på grund av korrosion av koppar i kopparhöljet. Kongruent koncentration av övriga ingående ämnen proportionellt mot massfraktionen relativt koppar. Antagen maximal löslighet på 10^{-8} mol/l för kopparsulfid vid en sulfidkoncentration på 10^{-3} mol/l. Utspädningseffekter inte medräknade.

Ämne	Massa i ett kopparhölje (g)	Massfraktion	Koncentration ($\mu\text{g/l}$)
Ag	103	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$
Cd	0,02	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$
Cu	7 463 328	$1,0 \cdot 10^0$	$1,3 \cdot 10^0$
Fe	7,9	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$
Mn	0,7	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
Ni	5,5	$7,4 \cdot 10^{-7}$	$9,6 \cdot 10^{-7}$
Pb	1,9	$2,6 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-7}$
Sb	5,4	$7,2 \cdot 10^{-7}$	$9,4 \cdot 10^{-7}$
Sn	0,6	$8,4 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$

Tabell B3-2. Beräknade maxkoncentrationer i vatten på försvarsdjup på grund av korrosion av järn i kapselinsats, bränslebox och andra komponenter. Kongruent koncentration av övriga ingående ämnen proportionellt mot massfraktionen relativt järn. Antagen maximal löslighet av järn (total) motsvarande bakgrundshalten på försvarsdjup på 1 400 $\mu\text{g/l}$ (90:e percentil). Utspädningseffekter är inte medräknade.

Ämnen	Massa i en insats inkl. bränslebox och andra komponenter (g)	Massfraktion	Koncentration ($\mu\text{g/l}$)
Fe	13 232 359	$1,0 \cdot 10^0$	$1,40 \cdot 10^3$
Cu	5 482	$4,1 \cdot 10^{-4}$	$5,80 \cdot 10^{-1}$
U	2	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$1,84 \cdot 10^{-4}$
Mn	68 518	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$7,25 \cdot 10^0$
Ni	68 144	$5,1 \cdot 10^{-3}$	$7,21 \cdot 10^0$
Cr	37 114	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$3,93 \cdot 10^0$
Sn	14 852	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,57 \cdot 10^0$
Nd	53	$4,0 \cdot 10^{-6}$	$5,59 \cdot 10^{-3}$
Mo	890	$6,7 \cdot 10^{-5}$	$9,42 \cdot 10^{-2}$
Ce	211	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$2,24 \cdot 10^{-2}$
Ba	18	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$1,90 \cdot 10^{-3}$
La	109	$8,2 \cdot 10^{-6}$	$1,15 \cdot 10^{-2}$
Pr	18	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$1,90 \cdot 10^{-3}$
Co	2 532	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$2,68 \cdot 10^{-1}$
Al	2 111	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$2,23 \cdot 10^{-1}$
V	1 976	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$2,09 \cdot 10^{-1}$
Y	2	$1,6 \cdot 10^{-7}$	$2,23 \cdot 10^{-4}$
Sb	393	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$4,15 \cdot 10^{-2}$
Ag	4	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$3,86 \cdot 10^{-4}$
Pb	14	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,45 \cdot 10^{-3}$

Tabell B3-3. Beräknade maxkoncentrationer i ytvatten och grundvatten på grund av upplösning av bränslematris. Antagen upplösning av bränsle motsvarande 10 skadade kapslar, inget skyddande kopparhölje. Utspädningseffekter medräknade.

Ämne	Massa bränsle 1 kapsel (g)	Massa bränsle, 10 kapslar (g)	Vattendrag max konc (µg/l)	Sjö max konc (µg/l)	Brunn max konc (µg/l)
Ag	199	1 991	$2,3 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$2,4 \cdot 10^{-5}$
Al	13	126	$1,5 \cdot 10^{-7}$	$7,7 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$
Ba	5 830	58 300	$6,8 \cdot 10^{-5}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$7,1 \cdot 10^{-4}$
Cd	236	2 365	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$
Ce	6 048	60 480	$7,1 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-4}$	$7,3 \cdot 10^{-4}$
Co	1	11	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$6,4 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
Cr	2	21	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$
Cu	1	11	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$6,4 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
Fe	11	105	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
La	3 101	31 010	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-4}$
Mn	4	42	$4,9 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-7}$	$5,1 \cdot 10^{-7}$
Mo	8 577	85 765	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Nd	10 316	103 160	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
Ni	11	105	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$
Pb	1	13	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$7,7 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-7}$
Pr	2 843	28 430	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$
Sb	21	210	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$
Sm	2 158	21 581	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$
Sn	142	1 417	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$8,6 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
U	1 970 524	19 705 240	$2,3 \cdot 10^{-2}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$	$2,4 \cdot 10^{-1}$
V	1	6	$7,4 \cdot 10^{-9}$	$3,8 \cdot 10^{-8}$	$7,6 \cdot 10^{-8}$
Y	1 132	11 320	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$6,9 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$

Uttolkning av kemiska beteckningar

Symbol	Grundämne	Symbol	Grundämne	Symbol	Grundämne
Ag	silver	He	helium	Rb	rubidium
Al	aluminium	Hf	hafnium	Re	rhenium
Am	americium	Hg	kvicksilver	Rh	rodium
As	arsenik	Ho	holmium	Ru	rutenium
Au	guld	I	jod	S	svavel
B	bor	In	indium	Sb	antimon
Ba	barium	Ir	iridium	Sc	skandium
Be	beryllium	K	kalium	Se	selen
Bi	vismut	Kr	krypton	Si	kisel
Br	brom	La	lantlan	Sm	samarium
C	kol	Li	litium	Sn	tenn
Ca	kalcium	Lu	lutetium	Sr	strontium
Cd	kadmium	Mg	magnesium	Ta	tantal
Ce	cerium	Mn	mangan	Tb	terbium
Cl	klor	Mo	molybden	Tc	teknium
Cm	curium	N	kväve	Te	tellur
Co	kobolt	Na	natrium	Th	torium
Cr	krom	Nb	niob	Ti	titan
Cs	cesium	Nd	neodym	Tl	tallium
Cu	koppar	Ni	nickel	Tm	tulium
Dy	dysprosium	Np	neptunium	U	uran
Er	erbium	O	syre	V	vanadin
Eu	europium	Os	osmium	W	volfram
F	fluor	P	fosfor	Xe	xenon
Fe	järn	Pb	bly	Y	yttrium
Ga	gallium	Pd	palladium	Yb	ytterbium
Gd	gadolinium	Pr	praseodym	Zn	zink
Ge	germanium	Pt	platina	Zr	zirkonium
H	väte	Pu	plutonium		