

Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall

ANNIKA TOVEDAL, TORBJÖRN NYLÉN,
OSCAR BJÖRNHAM, HÅKAN GRAHN



Annika Tovedal, Torbjörn Nylén, Oscar Björnham,
Håkan Grahm

Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall

Titel	Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall
Title	Drinking water from open sources of supply after radioactive fallouts
Rapportnr/Report no	FOI-R--4930--SE
Månad/Month	Februari
Utgivningsår/Year	2021
Antal sidor/Pages	55
ISSN	1650-1942
Kund/Customer	MSB
Forskningsområde	CBRN-frågor
FoT-område	CBRN
Projektnr/Project no	E4530
Godkänd av/Approved by	Niklas Brännström
Ansvarig avdelning	CBRN-skydd och säkerhet
Exportkontroll	Innehållet är granskat och omfattar ingen information som är underställd exportkontrollagstiftningen

Bild/Cover: Annika Tovedal, FOI

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Riskerar vårt dricksvatten att bli otjänligt efter ett radioaktivt nedfall? Fyra teoretiska modeller anpassades och kopplades samman för att beräkna kontaminationen av radioaktiva ämnen i dricksvatten från en ytvattentäkt. Källtermen, spridningen i atmosfären, processerna i en ytvattentäkt och reningseffekten av olika beredningssteg i ett vattenverk beräknades och simulerades. Scenarierna var ett utsläpp till följd av en allvarlig kärnreaktorolycka samt en kärnladdningsexplosion.

Aktivitetskoncentrationerna (Bq/l) i dricksvattnet beräknades för relevanta radionuklider, normerades mot olika depositions nivåer av cesium-137 och jämfördes med Europeiska unionens råds gränsvärden för radioaktiva ämnen i dricksvatten efter ett stort utsläpp. Simuleringarna visar att det, vid depositions nivåer på över 100 kBq/m² cesium-137, finns risk att EU:s gränsvärden för jodisotoper överskrids de första dygnet efter ett svårt reaktorhaveri. I kärnvapenscenariot, vid samma depositions nivå, beräknades aktivitetsnivåerna för såväl jodisotoper som strontiumisotoper och radionuklider med en halveringstid längre än 10 dygn, överskrida gränsvärdena under de första veckorna och upp till 3-4 månader efter nedfallet, beroende på vattenverkets beredningsprocess. Slutligen validerades modellen med mätdata från kärnkraftsolyckorna i Tjernobyl och Fukushima. De beräknade resultaten visar på en god överensstämmelse med verkligheten.

Nyckelord: dricksvatten, radioaktivt nedfall, reaktorhaveri, kärnladdningsexplosion

Summary

Will the drinking water become unfit for human consumption following a radioactive fall-out? Four theoretical models were adjusted and linked to calculate the contamination of radionuclides in drinking water from radioactive fallout. The source term, the dispersion in the atmosphere, the processes in a surface water source, and the effect of the different purification steps in waterworks were calculated and simulated. The scenarios studied were nuclear fallouts following a serious nuclear power plant accident and a nuclear explosion respectively. The activity concentration (Bq/l) for the relevant radionuclides in drinking water was calculated and normalised to different deposition levels of cesium-137, and then compared to the maximum permitted levels set by the Council of the European Union. At a deposition of 100 kBq/m² cesium-137, the limits for the iodine isotopes might be exceeded for the first days following a nuclear power plant accident. Considering a fallout of more than 100 kBq/m² cesium-137 following a nuclear explosion, the EU limits for iodine isotopes, strontium isotopes and radionuclides with half-lives longer than 10 days, would become exceeded for 3-4 weeks up to 3-4 months, depending on the purification steps in the waterworks. Finally, validation of the model using data from the accidents at Chernobyl and Fukushima showed good agreement between calculated data and reality.

Keywords: drinking water, nuclear fallout, nuclear accident, nuclear weapons explosion

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	6
2	Inledning	7
3	Källtermer	9
3.1	Reaktorhaveri	9
3.2	Kärnladdningsexplosion	10
4	Spridning och deposition	12
4.1	Reaktorhaveri	12
4.2	Kärnladdningsexplosion	12
4.3	Exempel på nedfallets utspridning	12
5	Processer i ytvattentäkten	14
6	Ytvattenverk och beredning	16
7	Gränsvärden	17
8	Resultat och diskussion	18
8.1	Aktiviteten i dricksvatten vid depositionen 100 kBq/m ² cesium-137	18
8.2	Deposition vid gränsvärdet	21
8.3	Kärnkraftsolyckan i Fukushima Daiichi	23
8.3.1	Halter i Dricksvattnet	23
8.3.2	Ytdepositionen	23
8.3.3	UtK-modellen testad på mätvärden från Fukushima	24
8.4	Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl	24
8.4.1	Halter i dricksvatten	24
8.4.2	Ytdepositionen	24
8.4.3	UtK-modellen testad på mätvärden från Tjernobyl	24
9	Slutsatser och förslag på åtgärder	26
10	Fortsatt arbete	27
11	Referenser	28
	Bilaga A Reducerad källterm	30
	Bilaga B Sjömodell - teknisk beskrivning	33
	Bilaga C Beräknade aktivitetskoncentrationer i dricksvatten från ytvattenverk	39
	Bilaga D - Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall – en sammanfattning (Memo 7017)	52
	Referenser	55

1 Bakgrund

Radioaktivt nedfall efter en kärnteknisk olycka eller en kärnladdningsexplosion kan kontaminera vattentäkter och riskera att göra dricksvattnet otjänligt. Denna rapport utgör nummer tre i en serie som avhandlar antropogena radioaktiva ämnen i dricks- och bruksvatten, med målsättningen att förbättra förmågan att hantera sådana situationer. Projektet har genomförts med den nationella expertgruppen för sanering (NESA) som referensgrupp och finansierats av Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM 2014-1882, SSM2017-1425 via MSB 2:4 anslag för krisberedskap (MSB 2013-1556).

Arbetet var inriktat mot ytvattentäkter som är den typ av vattentäkt som initialt kan kontamineras vid ett nedfall. Risken för kontamination av grundvattentäkter uppstår betydligt senare och inte alls i samma omfattning [Bugai 1996].

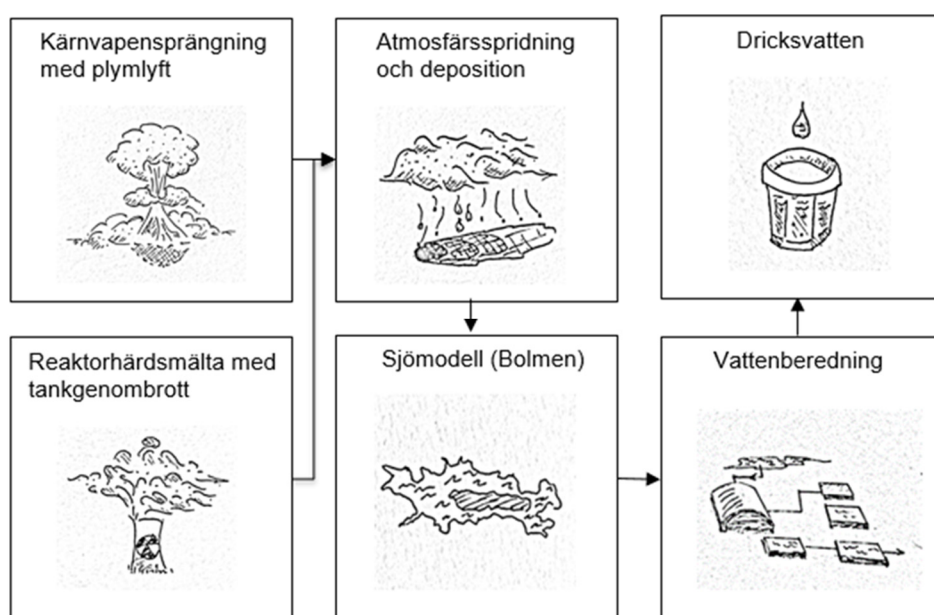
I första delen av projektet gjordes en sammanställning av svenska ytvattenverk och dess beredningsprocesser. Resultaten visade att ca hälften av Sveriges befolkning får sitt vatten från ytvattenverk och att de dominerande beredningsstegen är sandfiltrering, föralkalisering, kemisk fällning, och aktivt kol. Dessa beredningssteg används i ett flertal olika kombinationer (beredningsprocesser), där de fyra vanligaste processerna producerar 80 % av dricksvattnet från svenska ytvattentäkter. Vidare gjordes en litteraturgenomgång för att sammanställa de olika beredningsstegens påverkan på koncentrationen av lösta (inte partikelbundna) radionuklider i råvattnet. De radionuklider som där berördes var ett urval baserat på erfarenheter från provsprängningar av kärnladdningar och kärntekniska olyckor. Utöver detta behandlades även effekten av rening av brunnsvatten, effekten av utrustning för rening av kranvatten i enskilda hushåll, och distributionssystemens påverkan på koncentrationerna av radionuklider. Resultaten av detta arbete finns rapporterat i delrapport 1 [Nygren 2015].

I del två av projektet genomfördes en utredning om radioaktivt nedfall och kontamination av bruksvatten [Karlsson 2016]. Rapporten ger information om den mängd enskilt ytvatten som används för bevattning, vattenutfodring av djur och vid behandling av livsmedel. Informationen är tänkt att användas för beräkningar av kontaminationen av radioaktiva ämnen i vegetation (t.ex. betesvall), husdjur och livsmedel.

Projektets sista del redovisas i denna rapport och syftar till att uppskatta vilka aktivitetskoncentrationer av olika radionuklider som kan bli aktuella i dricksvatten vid ett radioaktivt nedfall. Ett flertal befintliga teoretiska modeller, var av några modifierades, kopplades samman till en beräkningsmodell som använts för att beräkna aktivitetskoncentrationen (figur 1).

2 Inledning

Beräkningsmodellen (Utsläpp till konsument – dricksvatten, UtK) beskriver hela förloppet från utsläppet av radioaktiva ämnen till aktivitetskoncentrationer i dricksvatten från ytvattenverk. Två inhemska scenarier som inträffar under sommarhalvåret har använts. Dels ett reaktorhaveri med utsläpp i samband med en tankgenomsmältning, där det utsläpps begränsande systemet inte fungerar och dels en kärnladdningsexplosion i marknivå med en sprängstyrka motsvarande ca 100 kton trotyl. Källtermer i form av radionuklidsammansättning och frigjord radioaktivitet (Bq) beräknades och reducerades genom att utesluta de radionuklider som inte beräknades bidra signifikant till interndosen. Spridning av radionukliderna i atmosfären och depositionen över en ytvattentäkt simulerades. Samma väder användes i båda fallen och sjön Bolmen med tillrinningsområden användes som modell för ytvattentäkten. Det kontaminerade råvattnet passerade fyra olika beredningsprocesser (de vanligast förekommande i svenska ytvattenverk) för att renas till dricksvatten (figur 1).



Figur 1. Principskiss för UtK-modellen (Utsläpp till konsument – dricksvatten)

Någon fördröjning från ytvattentäkten till konsumenten, i form av lagring, beredning eller transporttider, beaktades inte. Förutom beredningsprocesserna är samtliga teoretiska modeller som använts dynamiska, vilket betyder att de radioaktiva ämnens koncentration i luft och vatten förändras utifrån radionuklidernas sönderfallshastigheter och av processer i atmosfären och i sjön.

Källtermernas radioaktiva sönderfall och inväxt av dotternuklider beräknades med Nucleonica [Nucleonica 2017] och svampmolnets initialtillstånd med NWSwamp [Ljung och Nyrén 1994]. Spridning i atmosfär och deposition beräknades med atmosfärsspridningsprogrammet PELLO [Lindqvist 1999]. Processer och omlagring av radionuklider samt resulterande aktivitetskoncentrationer i vattentäkten beräknades med en modifiering av en befintlig sjömodell [Smith 1997]. Slutligen beräknades avskiljningen av radionuklider via beredningsprocesserna i vattenverket utifrån resultatet i rapporten *Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers påverkan på kontaminerat dricksvatten* [Nygren 2015]. Resultaten redovisas som aktivitetskoncentrationer i dricksvatten (Bq/l) kopplade till depositionsnivåer och aktuella gränsvärden, samt jämförs med tillgängliga mätdata från olyckorna i Tjernobyl och Fukushima. Resultaten från varje del i UtK-modellen redovisas under respektive kapitel.

De viktigaste delarna i denna rapport är sammanfattade i bilaga D, med avsikten att ge handläggare på berörda myndigheter en mer kortfattad information.

3 Källtermer

Med källterm avses här den radioaktiva plymens initiala nuklidsammansättning och storlek. Nuklidsammansättningen i ett nedfall från en kärnladdningsexplosion eller ett reaktorhaveri består av en blandning av fissionsprodukter, aktiveringsprodukter och klyvbart material. Nuklidsammansättningen förändras över tid. Dels sönderfaller radionukliderna med olika halveringstider till andra nuklider (stabila eller radioaktiva), dels förändras sammansättningen p.g.a. ämnenas olika kemiska och fysikaliska egenskaper. T.ex. är ädelgaserna så lättflyktiga att de sannolikt inte kommer att kontaminera ytvatten i någon nämnvärd omfattning. I detta arbete har vi antagit att inga ädelgaser når ytvattnet och har därför uteslutit dem från källtermen. Vi har tagit hänsyn till och beräknat radionuklidernas sönderfall och bildandet av dotternuklider, men i övrigt har nuklidsammansättningen antagits vara densamma när nedfallet deponerar på ytvattentäkten som det var vid utsläppstillfället respektive explosionen. För att ytterligare reducera och anpassa källtermen till vad som kan anses vara relevant för dricksvatten har de nuklider som inte beräknas bidra nämnvärt till interndosen rensats bort utifrån de kriterier som redovisas nedan.

3.1 Reaktorhaveri

Strålsäkerhetsmyndigheten har fastställt två dimensionerande händelser för reaktorhaverier och utsläpp från kärnkraftverk: händelse med respektive utan fungerande konsekvenslindrande system. Händelserna ligger till grund för förslag på beredskapszoner och planeringsavstånd kring kärnkraftverken [Johansson 2017]. Den reducerade källtermen för reaktorhaverier (tabell 1) baseras på det svåraste av de två fallen, händelse utan fungerande konsekvenslindrande system, och representerar ett svårt haveri med hardsmälta och tankgenomsmältning där reaktorinneslutningens täthet går förlorad. Utsläppet beräknas pågå under två dagar och scenariot är att betrakta som ett värsta fall. Den ursprungliga källtermen [Johansson 2017, tabell 5] reducerades genom att utesluta ädelgaserna samt att välja ut de radionuklider som beräknades ha störst påverkan på interndosen under de första fem åren efter utsläppet. Reduceringen av källtermen beskrivs i detalj i bilaga A.

Tabell 1. Reducerad källterm för reaktorhaveri, anpassad till påverkan på dricksvatten. Den reducerade källtermen baserades på Strålsäkerhetsmyndighetens dimensionerande händelser för reaktorhaveri, händelse utan fungerande konsekvenslindrande system.

Nuklid	Aktivitet (Bq)
⁸⁹ Sr	1,4 10 ¹⁵
⁹⁰ Sr	1,3 10 ¹⁴
¹³¹ I	1,8 10 ¹⁷
¹³² I	2,5 10 ¹⁷
¹³³ I	2,5 10 ¹⁷
⁹⁹ Mo	9,6 10 ¹⁶
¹³² Te	9,0 10 ¹⁶
¹³⁴ Cs	2,6 10 ¹⁶
¹³⁷ Cs	1,9 10 ¹⁶

3.2 Kärnladdningsexplosion

Vid en kärnladdningsexplosion kommer många olika parametrar att påverka källtermen, främst laddningens konstruktion och sprängstyrka, graden av utbränning och explosionshöjden. I detta arbete har den sammansättning av fissionsprodukter som fås vid fission av uran-235 med snabba neutroner [Nucleonica 2017] valts som källterm, vilket kan antas vara en godtagbar approximation [Goliath 2019]. Det innebär att varken neutronaktiveringsprodukter eller klyvbart material finns med i källtermen.

Det finns skillnader i fissionsutbytena beroende på den nuklid som klyvs (uran-235 eller plutonium-239) och neutronernas energier, men dessa skillnader ger variationer som bedöms vara relativt små i förhållande till övriga osäkerheter i beräkningen av aktivitetsskoncentrationer i dricksvatten. När det gäller aktiveringsprodukter är deras bidrag till källtermen svårbedömt och kan förväntas variera i betydligt högre grad än bidraget från fissionsprodukterna, beroende på typ av sprängning. De alfastrålande nuklider som kan finnas i ett radioaktivt nedfall efter en kärnladdningsexplosion är dels rester från vapenmaterialet: i huvudsak plutonium-239 eller uran-235 samt uran-238, dels radionuklider som bildats vid neutronbestrålning av dessa (t ex plutonium-239 och plutonium-240). Enligt UNSCEAR [UNSCEAR 2008] kommer de alfastrålande radionukliderna i det globala nedfallet främst bidra till interndos via inhalation. Också Glasstone och Dolan [Glasstone och Dolan 1977] anser att dosbidraget från dessa främst kommer från inhalation och att deras dosbidrag i övrigt (extern- och interndos) kommer att vara försumbart jämfört med stråldosen från fissionsprodukterna. Huruvida det ändå finns en risk att gränsvärdet för alfastrålande nuklider i livsmedel överskrids vid en kärnladdningsexplosion har inte kunnat utredas i detta arbete.

Det bildas flera hundra radionuklider vid fission av uran-235. För att göra källtermen hanterbar samt relevant för våra beräkningar sorterades först ädelgaserna bort, och därefter valdes de nuklider ut som beräknas ge det största bidraget till interndosen under tidsperioden tolv timmar till fem år efter explosionsögonblicket. Aktivitetsmängden beräknades utifrån en kärnladdning av fissionstyp med en laddningsstyrka motsvarande 100 kton trotyl, där allt uran antas ha fissionerat. Ett vapen med sådan laddningsstyrka skulle i dag sannolikt vara av fusionstyp men historiskt sett har även vapen med fissilt material motsvarande 100 kton förekommit. Typen av laddning påverkar inte slutresultatet i modellen utan tjänar här som ett exempel för att beskriva ett nedfall. Aktiviteten som anges i tabell 2 är den som gäller 12 timmar efter explosionen. Vissa radionuklider växer in över tiden och i de fallen anges även maxaktivitet och vid vilken tidpunkt den nås. Hur källtermen har beräknats och reducerats beskrivs i detalj i bilaga A.

Tabell 2. Reducerad källterm anpassad till påverkan på dricksvatten. Aktivitetsmängden motsvarar en kärnladdningsexplosion (fissionsladdning) på 100 kton trotyl 12 timmar efter explosionen.

Nuklid	A (Bq), t = 12 h
⁸⁹ Sr	1,0 10 ¹⁷
⁹⁰ Sr	5,8 10 ¹⁴
¹³¹ I	4,0 10 ¹⁷
¹³³ I	6,1 10 ¹⁸
⁹¹ Y*	5,8 10 ¹⁶
⁹³ Y	7,4 10 ¹⁸
⁹⁵ Zr	1,1 10 ¹⁷
⁹⁵ Nb*	1,1 10 ¹⁵
⁹⁷ Zr	6,1 10 ¹⁸
⁹⁹ Mo	2,2 10 ¹⁸
¹³² Te**	1,5 10 ¹⁸
¹⁴⁰ Ba	5,3 10 ¹⁷
¹⁴⁰ La*	1,0 10 ¹⁷
¹⁴⁴ Ce	2,1 10 ¹⁶
¹³⁷ Cs	6,2 10 ¹⁴

*) Dessa nuklider växer in och når sin maxaktivitet senare: ⁹¹Y (1,0 10¹⁷ Bq, t = 3 d), ⁹⁵Nb (5,5 10¹⁶ Bq, t = 61 d), ¹⁴⁰La (4,0 10¹⁷ Bq, t = 6 d).

**) sönderfaller till ¹³²I i radioaktiv jämvikt, men ¹³²I sorterades bort ur källtermen utifrån givna kriterier om dosbidrag.

4 Spridning och deposition

4.1 Reaktorhaveri

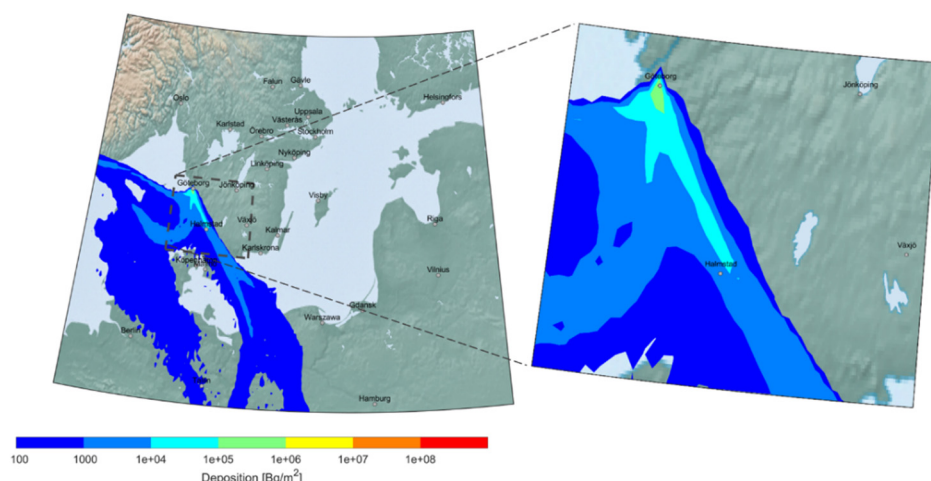
De delar av reaktorinnehållet som frigörs vid ett reaktorhaveri kan spridas lång väg. Nuklidsammansättningen, mängden aktivitet och hur långt utsläppet sprids, påverkas av kärnbränslets utbränningsgrad, olika säkerhetssystem och hur temperaturen i kraftverket förändras med tiden. Vid ett lindrigt utsläpp kan man anta att den plym som bildas vid olyckan främst innehåller ädelgaser och ämnen som lätt förångas. Vid en mer omfattande olycka, härdsmälta eller explosion, kan mer svårflyktiga ämnen och till och med bränslefragment släppas ut [Persson 1986]. Den radioaktiva plymen består då av gaser och radioaktiva partiklar som färdas med vindarna för att så småningom falla till marken. Torrdepositionen (den del av plymen som i huvudsak deponerar på grund av gravitationen) minskar generellt med avståndet från olycksplatsen, bland annat eftersom de större partiklarna faller ner närmare haveriplatsen. På stora avstånd sker torrdepositionen av återstående och relativt små partiklar i huvudsak genom att de fastnar på t.ex. vegetationsytor när luftpaketet passerar genom vegetationen. På stora avstånd är torrdepositionen endast en liten andel jämfört med eventuell våtdeposition (den del av plymen som deponerar via nederbörd). Om den radioaktiva plymen passerar ett område med kraftig nederbörd kan nedfallet där bli högt, vilket var fallet när den radioaktiva plymen från Tjernobyl passerade Gävle 1986.

4.2 Kärnladdningsexplosion

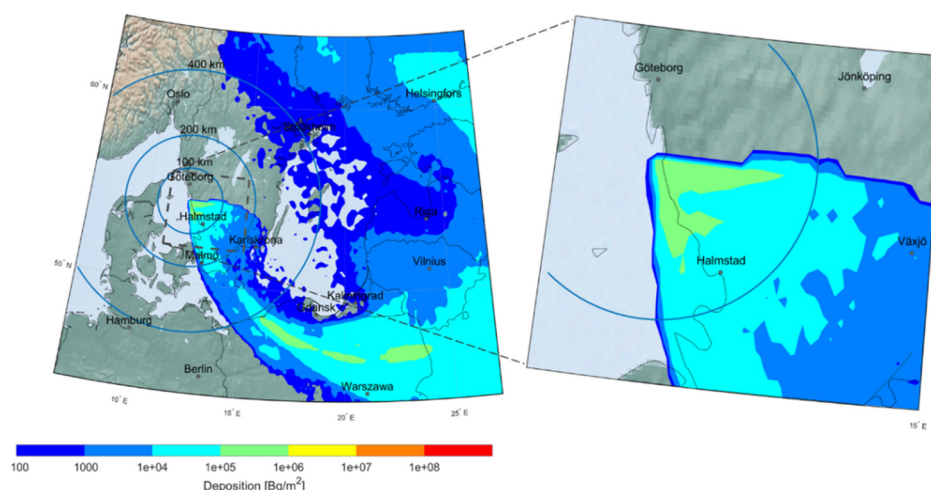
I denna rapport används ett scenario där kärnladdningen exploderar i marknivå. Kärnsprängningens eldklot breder ut sig i marken och förgasar delar av denna. Eldklotet stiger sedan hastigt upp i atmosfären och kyls. Material från omgivande mark som inte förgasats sugas upp i svampmolnet och blandas in i molnet som därför kommer att innehålla betydligt fler och större radioaktiva partiklar än i ett fall med luftexplosion, där eldklotet inte når marken. Efter några minuter, när eldklotet kylts ner, stabiliseras svampmolnet och de radioaktiva partiklarna. Gaserna fördelas i svampmolnet, som vid en sprängstyrka på ca 100 kton når upp till ca en kilometers höjd [Glasstone and Dolan 1977]. Därefter sprids partiklarna och gaserna i atmosfären med rådande vindar, vilka kan variera i riktning och styrka. Antalet radionuklider kommer att vara avsevärt fler än i reaktorfallet och deras relativa förekomst kommer att vara annorlunda. Man beräknar att ungefär 60 % av den totala mängden radioaktiva ämnen kommer att nå marken som ett lokalt nedfall [Glasstone and Dolan 1977, kap 9.122] och där generera ett starkt strålfält. Områden som i övrigt inte har påverkats av explosionen kan alltså drabbas hårt av det lokala radioaktiva nedfallet. Vidare kommer väder och vind att ha stor inverkan på hur nedfallet fördelas, vilket till exempel innebär att nederbörd kan ge omfattande nedfall lokalt.

4.3 Exempel på nedfallets utspridning

För att illustrera hur depositionsområdena kan se ut i de två scenarierna simulerades utsläpp och deposition. I kärnvapenscenariot simulerades en sprängning av en kärnladdning motsvarande 100 kton trotyl (100 % fission antogs) vid markytan i Göteborg. Reaktorscenariot är ett reaktorhaveri intill Varberg. Scenarierna beskrivs mer detaljerat i kapitlet ovan om källtermer. Samma vädersituation användes i båda fallen. I figur 2 och 3 visas depositionskartor för cesium-137.



Figur 2. Depositionskarta för cesium-137 efter en fiktiv kärnladdningsexplosion på markknäva i Göteborg

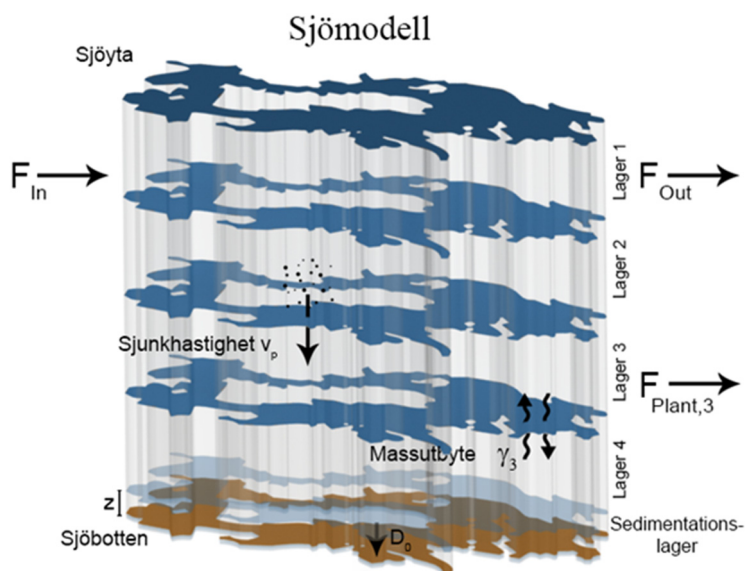


Figur 3. Depositionskarta för cesium-137 efter ett fiktivt reaktorhaveri i närheten av Varberg

Kartorna visar att i båda scenarierna drabbas stora områden av nedfallsnivåer på upp till 1 MBq/m² cesium-137. Skillnaden i nedfallsområdet mellan de två scenarierna beror inte enbart på att mängden radioaktivitet och nuklidsammansättning är olika. I reaktorscenarioet pågår utsläppet under två dagar och plymen befinner sig i de nedre delarna av troposfären samtidigt som den består av radioaktiva partiklar med ungefär samma storlek som den ambienta bakgrundaerosolen, som alltid finns i atmosfären [Martin 2019]. Dessa partiklar kan transporteras långt med vinden. I kärnladdningsexplosionen sker utsläppet momentant men vertikalt utspritt flera kilometer, och partiklarna är i medeltal mycket större än de som annars finns i luften [Rolpha 2014]. Torr- eller våtdeponeringen sker därför normalt närmare nollpunkten. I samband med nederbörd kan även områden långt ifrån källan drabbas av stora mängder radioaktivt nedfall. Detta syns tydligt i reaktorscenarioet (figur 3) där nederbördsområden som ligger över norra Polen när plymen passerar, ger områden med lokalt förhöjda depositionsivåer. I kärnvapenscenarioet våtdeponerar enbart en liten andel av nedfallet långt från källan, vilket är förväntat. Andelen partiklar som påverkas av nederbörd (bortsett från nederbörd lokalt nära explosionen) är relativt låg jämfört med ett reaktorscenario. Detta beror på att en stor del av de små partiklarna, som både är luftburna länge och lätt våtdeponerar, transporteras ovanför både frontregn och konvektiva regnmoln (utom de allra största konvektiva molnen, som inte är lika vanligt förekommande) [Shapiro 1986]. I kärnvapenscenarioet (figur 2) går det att urskilja att plymen har mötts av olika vertikala skikt i atmosfären, som i det här fallet har spridit den i tre olika huvudriktningar och på så sätt fördelat nedfallet över ett större område jämfört med ett scenario där det inte förekommer tydliga skikt i atmosfären.

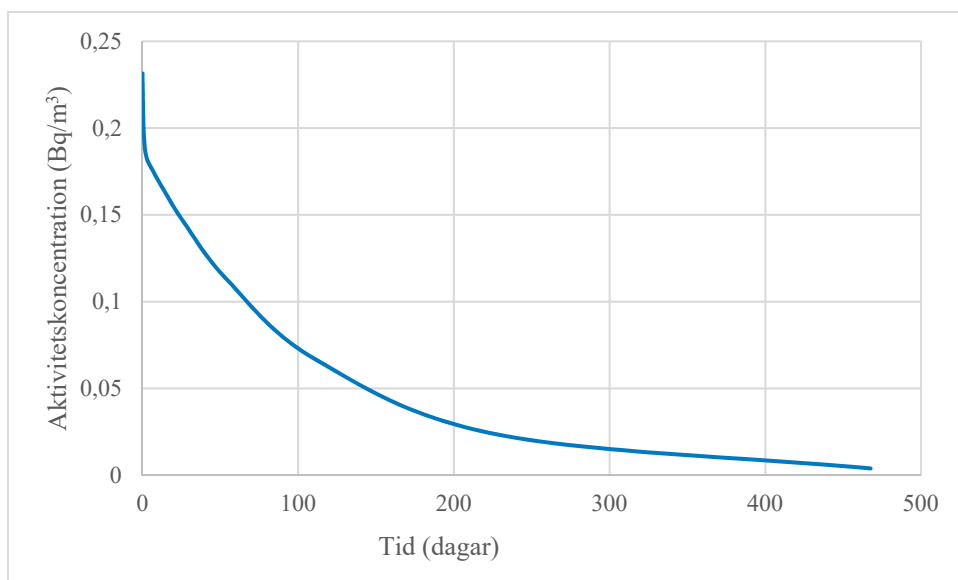
5 Processer i ytvattentäkten

I UtK-modellen har nedfallet hamnat på en sjö och på omgivande tillrinningsområden. Detta innebär en momentan injektion av radioaktivitet följt av ett lägre kontinuerligt tillflöde av radionuklider från omgivningen. En matematisk beskrivning [Smith 1997] applicerades på sjön Bolmen som med sjöspecifika parametervärden utgör ytvattentäkten i modellen. Sjön har i modellen ett inflöde och ett utflöde av kontaminerat vatten som tillsammans med diffusion av löst material samt gravitationella effekter av partiklar och sedimentationsprocesser reglerar den tillgängliga andelen av nedfallet. De senare processerna leder till att radioaktivt material samlas på sjöbotten och agerar som en sänka av sjöns totala aktivitet. Radioaktiva partiklar lämnar sjön via utloppet samtidigt som vatten med lägre aktivitetskoncentration tillförs. Sjöns vatten antas vara välblandat i ett antal vertikala lager. Utbyte av vatten och radioaktivt material sker mellan angränsande lager. Inflöde och utflöde sker enbart via det översta lagret medan uttaget till vattenverk kan placeras på valfritt lager. Sedimentation sker enbart från det nedersta lagret vilket angränsar nedåt mot sjöbotten. Figur 4a visar sjön Bolmen och hur modellen är uppbyggd, i detta exempel finns fyra vertikala lager. Sjömodellen verifierades mot tre sjöar med gott resultat. Läs mer om sjömodellen Bolmen i bilaga B.



Figur 4a. Sjön är uppdelad i multipla vertikala lager över vars gränser det sker utbyten med omgivningen, såsom inflöde, utflöde, uttag till vattenverk och sedimentation, på specifika lager. Kontakt finns enbart mellan angränsande lager med massutbyte och partikulärt material som kan sjunka nedåt. Det ljusa området i mitten av sjön Bolmen är en stor ö.

Sjön Bolmen utgör ett exempel på hur halterna i vatten späds ut efter ett nedfall (figur 4b). I det verkliga fallet kommer olika ytvattensystem att bete sig på olika sätt. Nedfall under vintertid med isbelagda sjöar kommer att fördröja kontaminationen av dricksvatten och de kortlivade radionukliderna kan hinna sönderfalla. Halterna i rinnande vattendrag, t.ex. älvar, kan ha ett annat tidsförlopp än denna modellsjö. Grunda sjöar kommer att ha högre halter än djupa, men detta kan påverkas av temperaturskikt i vattnet som kan uppstå särskilt sommartid. Det är därför viktigt att skaffa information om de ytvatten som används lokalt.



Figur 4b. Beräknad utspädning av ett nedfall (enhetsvärdet 1 Bq/m²), under drygt ett års tid, i sjömodellen Bolmen.

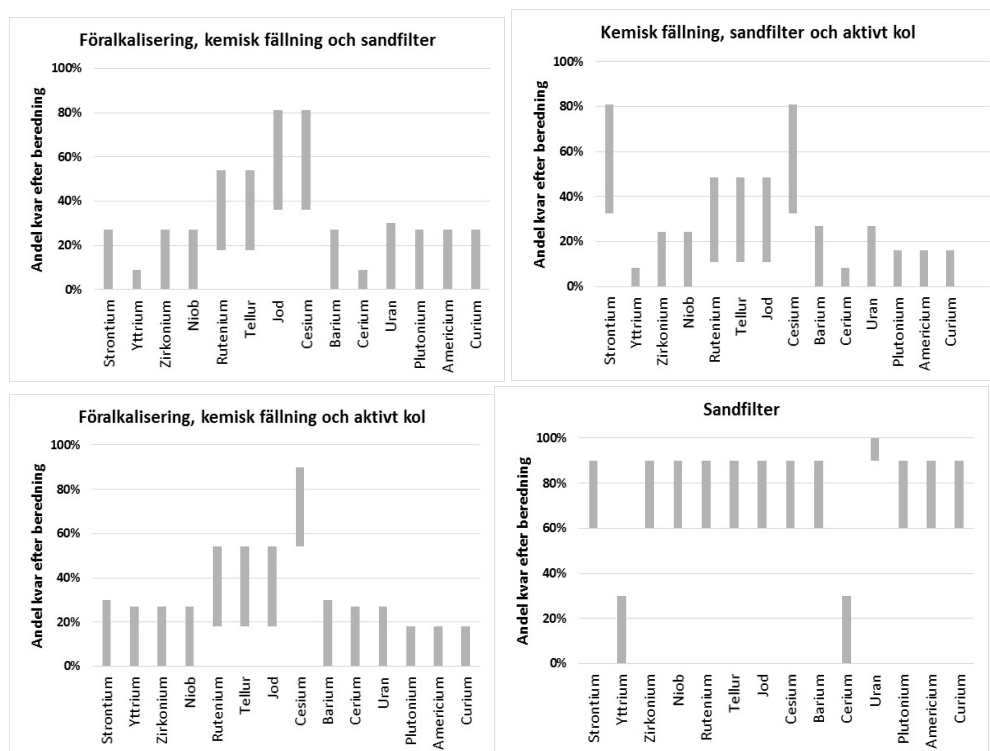
6 Ytvattenverk och beredning

Cirka hälften av Sveriges befolkning får sitt dricksvatten från ytvattenverk. Råvattnet bereds med olika metoder för att avskilja oönskade ämnen från det blivande dricksvattnet. I rapporten *Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers påverkan på kontaminerat dricksvatten* [Nygren 2015] redovisas uppreningseffektiviteten för olika beredningssteg och grundämnen.

De fyra vanligaste beredningsprocesserna i svenska ytvattenverk (80 % av det producerade dricksvattnet från ytvattentäkter bereds med någon av dessa processer) är:

- föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter
- kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol
- föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol
- sandfilter.

För att kunna uppskatta de halter av radionuklider som kan finnas i dricksvatten efter ett storskaligt nedfall har uppreningseffektiviteten för dessa beredningsprocesser beräknats för respektive ämne. Eftersom uppreningseffektiviteten anges som ett intervall beräknades ett max- och min-värde för koncentrationen efter beredning. I figur 5 visas hur stor andel av den initiala koncentrationen som beräknas finnas kvar efter vardera av de fyra beredningsprocesserna.



Figur 5. Effekten av rening av olika ämnen i de fyra vanligaste beredningsprocesserna. Staplarna visar intervallet mellan den lägsta och den högsta andelen som beräknas finnas kvar i vattnet efter beredningen.

7 Gränsvärden

Vid ett stort utsläpp träder Europeiska Unionens råds (rådets) gränsvärden för saluförda livsmedel (benämns härnäst EU:s gränsvärden) i kraft. Radionukliderna delas in i olika grupper och har olika gränsvärden beroende på vilken interndos de beräknas ge. Även livsmedlen är indelade i olika grupper och dricksvatten tillhör gruppen flytande livsmedel. Vid ett nedfall kommer gränsvärdena i tabell 3 införas och gälla fram till dess att nya gränsvärden som är anpassade till nedfallets omfattning och innehåll beräknats och beslutats. I rapporten *Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel* [Johansson 2009] ges en bakgrund till våra nationella respektive EU:s gränsvärden vid ett nytt nedfall eller vid import från tredje land.

Tabell 3. Gränsvärden för radioaktivitet i saluförda livsmedel inom EU efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation (Bq/kg). Notera att hänvisningar i fotnoterna avser originaldokumentet [EU2016].

Isotopgrupp/Livsmedelsgrupp	Livsmedel (Bq/kg) ¹			
	Spädbarnsmat ²	Mjölkprodukter ³	Andra livsmedel förutom mindre viktiga ⁴	Flytande livsmedel ⁵
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	75	125	750	125
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	150	500	2 000	500
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	1	20	80	20
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137 ⁶	400	1000	1 250	1000

1) Värdena för koncentrerade eller torkade produkter ska beräknas på grundval av den rekonstituerade konsumtionsfärdiga produkten. Medlemsstaterna får utfärda rekommendationer om villkoren för utspädning för att säkerställa att gränsvärdena i denna förordning respekteras.

2) Spädbarnsmat definieras som livsmedel avsedda för spädbarn under de första tolv levnads månaderna, vilka till fullo uppfyller näringskraven för denna människogrupp och saluförs i detaljhandeln i förpackningar som är tydligt märkta som sådana.

3) Mjölkprodukter definieras som produkter som faller under följande KN-nummer, inklusive i förekommande fall senare justeringar: 0401 och 0402 (utom 0402 29 11).

4) Mindre viktiga livsmedel och de tillämpliga motsvarande värdena anges i bilaga II.

5) Flytande livsmedel så som de definieras i nummer 2009 och i kapitel 22 i Kombinerade nomenklaturen. Värdena har beräknats med hänsyn till förtäring av kranvatten och samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

6) Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

8 Resultat och diskussion

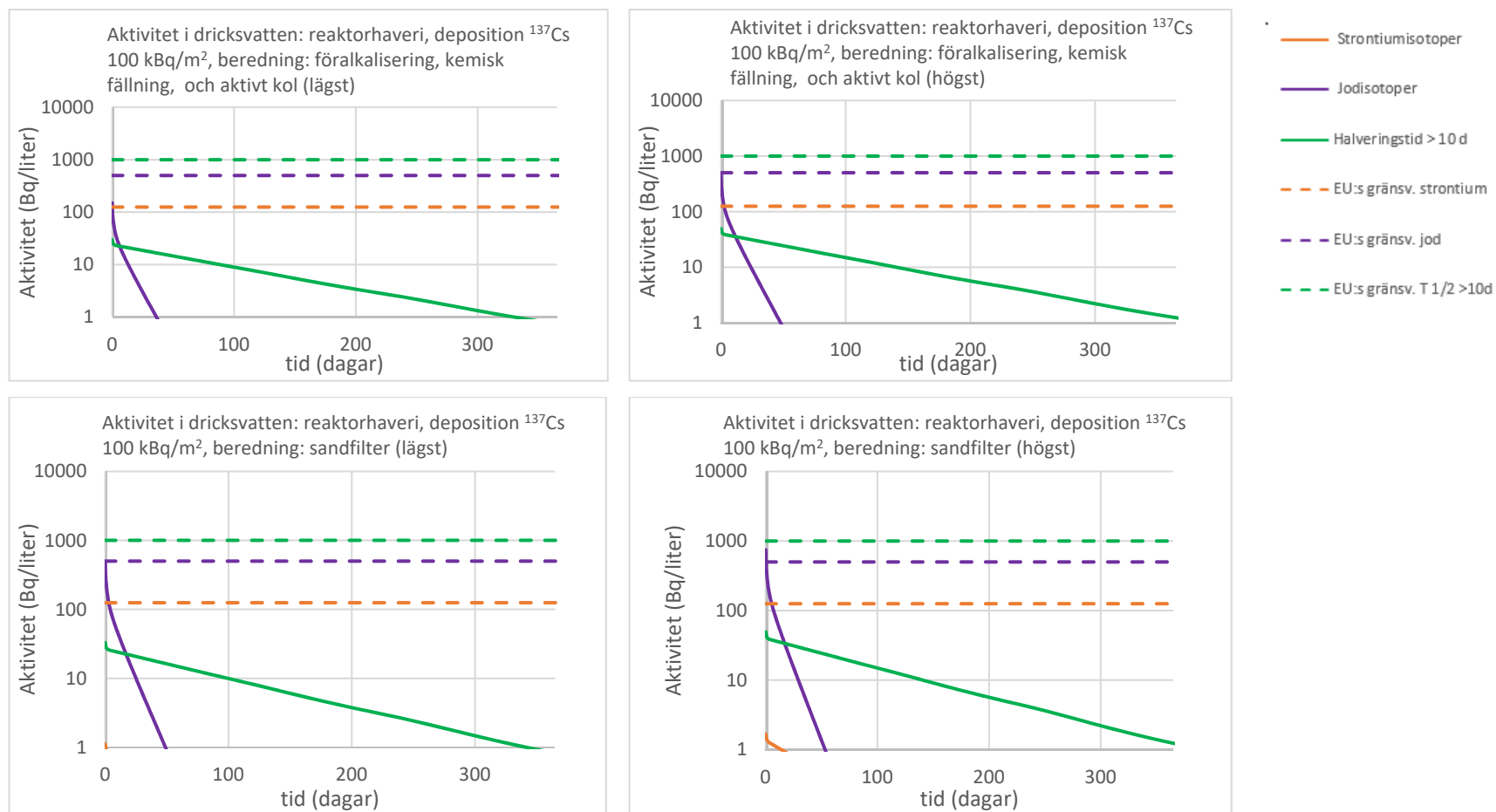
Resultaten från beräkningarna bearbetades och redovisas här på två olika sätt. Dels i diagram som visar aktivitetskoncentrationen (Bq/l) i dricksvatten över tid (figur 6 och 7 samt bilaga C), dels redovisas vid vilka depositions nivåer som respektive gränsvärde riskerar att överskridas (tabell 4). Genom att relatera aktivitetskoncentrationerna i dricksvattnet till depositions nivåer blir modellen inte beroende av utsläppets storlek utan kan under gällande förutsättningar skalas om till andra depositions nivåer. Slutligen görs en jämförelse mellan UtK-modellens resultat och de aktivitetskoncentrationer som mättes efter reaktorhaverierna i Tjernoby 1986 och Fukushima 2011.

8.1 Aktiviteten i dricksvatten vid depositionen 100 kBq/m² cesium-137

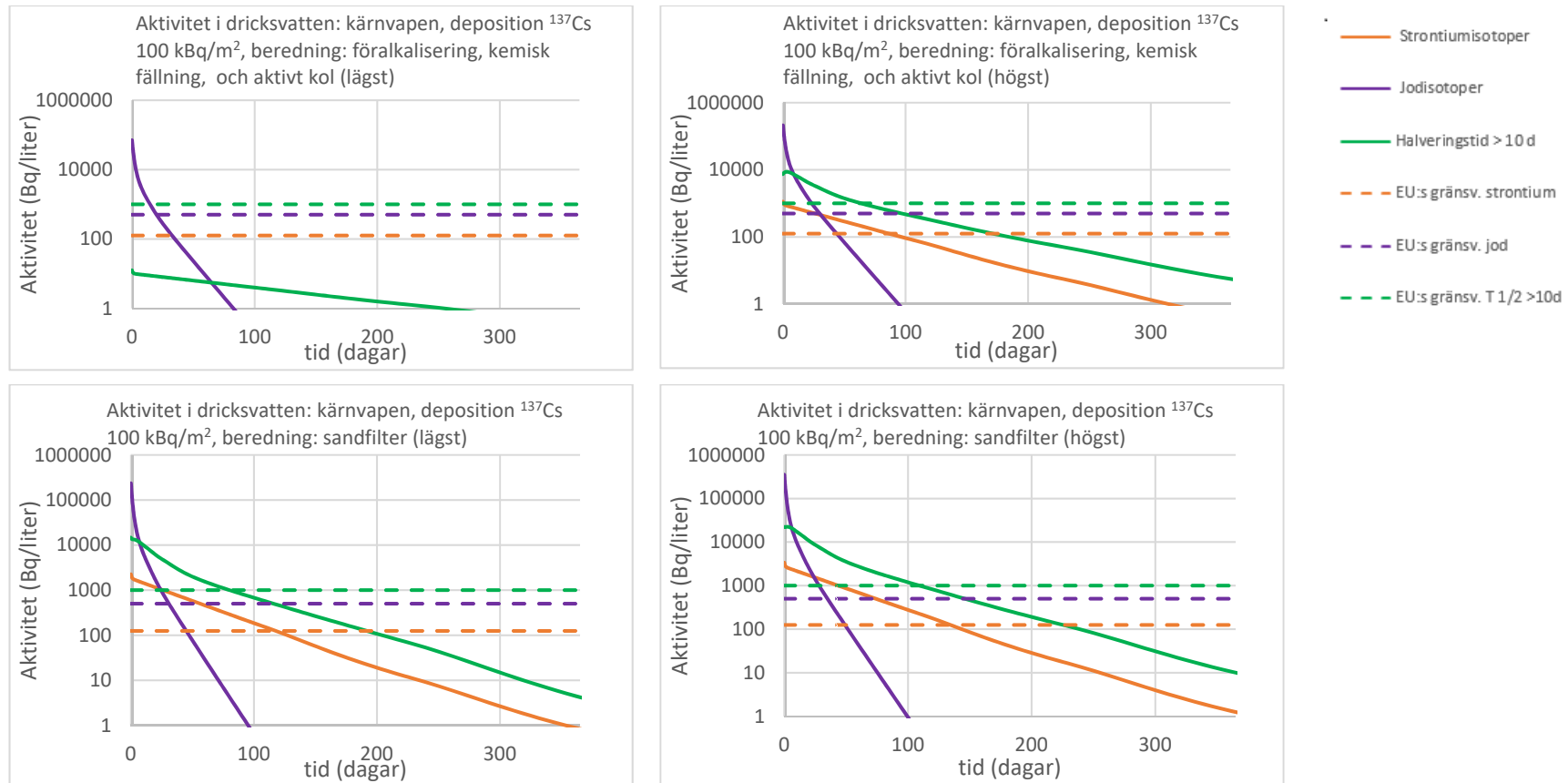
Aktivitetskoncentrationerna i dricksvattnet för varje enskild nuklid beräknades vid depositions nivå 10, 100 och 1000 kBq/m² av cesium-137. Aktivitetskoncentrationerna summerades enligt de nuklidgrupper som finns i EU:s gränsvärdestabell (tabell 3). Resultatet för depositions nivå 100 kBq/m², för reaktor- respektive kärnvapenscenariot, visas i figur 6 och 7. Depositionen motsvarar ungefär det radioaktiva nedfallet i Gävle efter Tjernoby olyckan 1986. I figurerna redovisas de beräknade aktivitetskoncentrationerna per nuklidgrupp upp till ett år efter utsläppet/explosionen, tillsammans med aktuella gränsvärden. I figur 6 och 7 visas resultaten för två av beredningsprocesserna (observera att skalan på y-axeln är olika i bild 6 och 7). Samtliga resultat från alla fyra beredningsprocesserna samt depositions nivåerna 10, 100 respektive 1000 kBq/m², visas i bilaga C.

Hur tidigt utsläppet hamnar i vattentäkten är bland annat beroende av avståndet till utsläppskällan och väderförhållandena (t.ex. nederbörd och vindhastighet). Processtiden från råvattnet i ytvattentäkten till konsumentens dricksvatten varierar. Exempelvis tar det ca åtta dygn för råvattnet i sjön Bolmen att nå Ringsjöverket, medan det i de flesta vattenverk går betydligt snabbare. Typisk beredningstid i vattenverket är två timmar och ett exempel på distributionstid från vattenverket till hushållen är 4 -11 timmar (Uppsala vattenverk). I andra fall kan distributionen till sista kund vara 1- 2 veckor. Redan under det första dygnet kan alltså kontaminerat dricksvatten nå kunden. Aktivitetskoncentrationerna avtar sedan relativt snabbt beroende på utspädningen i vattentäkten i kombination med det radioaktiva sönderfallet. Vid en deposition på 100 kBq/m² cesium-137 är det, i reaktorscenariot (fig. 6), jodisotoperna som riskerar att överskrida gränsvärdet medan strontiumisotoperna och radionuklider med en halveringstid större än 10 dagar, ligger långt under sina respektive gränsvärden. I kärnvapenscenariot (fig. 7) beräknas aktivitetsnivåerna ligga över gränsvärdena den första tiden oavsett vilken beredningsprocess som används. Jodisotoperna faller under gränsvärdet efter några veckor medan de övriga nukliderna beräknas vara ett problem upp till flera månader efter utsläppstillfället. Framförallt strontiumisotoperna utgör ett långvarigt problem.

Som framgår av figurerna 5, 6 och 7 så har, av de vanligaste beredningsstegen, kemisk fällning i kombination med föralkalisering störst potential att rena vattnet från strontiumisotoperna medan jodisotoperna bäst avskiljs med hjälp av aktivt kol. Beredningsprocessen som enbart består av sandfilter ger totalt sett den sämsta reningseffekten.



Figur 6. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med två olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 100 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från ett reaktorhaveri. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurena avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).



Figur 7. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med två olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 100 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från en kärnladdningsexplosion. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurerna avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).

Beredningsstegen omvänd osmos och jonbyte är de mest effektiva för att separera oorganiska joner, men används för närvarande endast i enstaka svenska ytvattenverk med få anslutna [Nygren 2015].

8.2 Deposition vid gränsvärdet

I tabell 4 anges mer specifikt vid vilka depositionsnivåer gränsvärdena riskerar att överskridas. För varje nuklidgrupp används en markörnuklid: jod-131 för jodisotoperna, strontium-90 för strontiumisotoperna och cesium-137 för nuklider med en halveringstid längre än tio dagar. Beräkningarna gäller för tidpunkten ca ett dygn efter utsläppet samt för den sämsta reningseffekten. Om till exempel nedfallet av jod-131 från en kärnladdningsexplosion, i ett område med ett ytvattenverk som renar vattnet med kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol, ett dygn efter explosionen är 310 kBq/m^2 eller högre riskerar gränsvärdet för nuklidgruppen jodisotoper att överskridas.

De nuklider som ingår i respektive nuklidgrupp redovisas i tabell 5. Ett antal nuklider som har en halveringstid kortare än tio dagar hör inte till någon av grupperna. Om man väljer att lägga till dem i gruppen nuklider med en halveringstid längre än tio dagar, kommer depositionsnivåer där gränsvärdena riskerar att överskridas, minskas med en tiopotens i kärnvapenscenariot och halveras i reaktorscenariot.

Beredningsprocessen sandfilter som har den sämsta reningseffektiviteten, kan anses vara ett "värsta fall" och utifrån den beräknades indikativa åtgärdsnivåer för skyddsåtgärder i dricksvattenproduktion på samma sätt som i Strålsäkerhetsmyndighetens rapport 2017:27 *Översyn av beredskapszoner, bilaga 1, kap 8.1* [Johansson 2017]. Siffrorna avrundades nedåt till närmsta tiopotens (tabell 6). Siffrorna för reaktorhaveriet stämmer i stort sett överens med siffrorna i Strålsäkerhetsmyndighetens rapport. Skillnaden beror på att i detta arbete har en mer avancerad modell för utspädningen i vattentäkten använts.

Vid en jämförelse mellan reaktor- och kärnvapenscenariot är de kritiska depositionsnivåerna en eller flera tiopotenser lägre i kärnvapenscenariot. Skillnaderna beror på att övriga nuklider i nuklidgrupperna (strontium-89 i gruppen strontiumisotoper, jod-133 i jodgruppen samt ett flertal nuklider i gruppen halveringstider > 10 dagar) ligger på en högre aktivitetsnivå relativt markörnukliderna, i kärnvapenscenariot jämfört med reaktorscenariot. Vid fission av uran-235 i en reaktor i drift byggs nivåerna av långlivade radionuklider (t ex cesium-137 och strontium-90) upp över tid jämfört med en kärnladdningsexplosion där fissionsprocessen sker momentant. Dessutom frigörs alla radionuklider vid kärnladdningsexplosionen direkt till omgivningen, vilket inte är fallet vid ett reaktorhaveri där utsläppet och den inbördes fördelningen bland annat beror på bränslets utbränningsgrad, härdens temperatur, nuklidernas flyktighet och reaktorinneslutningen.

Det finns också en grupp för alfastrålande nuklider i gränsvärdestabellen (tabell 3), men dessa bedöms inte vara ett problem i rapportens scenarier (se kapitlet om källtermer ovan).

Tabell 4. Depositionsnivå där aktiviteten riskerar att överstiga gränsvärdet för varje nuklidgrupp. Aktiviteten i kBq/m² avser markörnukliden (inom parentes). Beräkningarna gäller för tidpunkten ca ett dygn efter utsläppet.

Strontiumisotoper (⁹⁰Sr, kBq/m²)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	200	13
Kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol	66	4,4
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	180	12
Sandfilter	60	4,0

Jodisotoper (¹³¹I, kBq/m²)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	1300	200
Kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol	2200	310
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	2000	280
Sandfilter	1200	170

Nuklider med halveringstid mer än 10 dagar (¹³⁷Cs, kBq/m²)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	2600 ^a	15 ^b
Kemisk fällning, sandfilter och aktivt kol	2600 ^a	16 ^b
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	2300 ^a	12 ^b
Sandfilter	2300 ^a	4,5 ^b

a) Värdet halveras om gruppen utökas med nuklider med en halveringstid kortare än 10 dagar och som inte ingår i någon annan grupp. b) Värdet minskar med en tiopotens om gruppen utökas med nuklider med en halveringstid kortare än 10 dagar som inte ingår i någon annan grupp.

Tabell 5. Nuklider, från modellens reducerade källtermer, som ingår i respektive nuklidgrupp samt de nuklider med en halveringstid kortare än tio dagar som hamnar utanför grupperna i EU:s gränsvärdestabell men ändå beräknas ge stråldos.

Markörnuklid	Nuklidgrupp	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
¹³⁷ Cs	Nuklider med halveringstid mer än 10 dagar	¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	⁹¹ Y, ⁹⁵ Zr, ⁹⁵ Nb, ¹³⁷ Cs, ¹⁴⁰ Ba, ¹⁴⁰ La ^a , ¹⁴⁴ Ce
¹³¹ I	Jodisotoper	¹³¹ I, ¹³² I, ¹³³ I	¹³¹ I, (¹³² I) ^b , ¹³³ I
⁹⁰ Sr	Strontiumisotoper	⁸⁹ Sr, ⁹⁰ Sr ^c	⁸⁹ Sr, ⁹⁰ Sr
Nuklider som inte ingår i någon av grupperna ovan men som kan bidra till stråldos.		⁹⁹ Mo, ¹³² Te ^d	⁹³ Y, ⁹⁷ Zr, ⁹⁹ Mo

a) ¹⁴⁰La (T_{1/2}= 40 h) står i radioaktiv jämvikt med ¹⁴⁰Ba efter några dygn. b) ¹³²I ingick inte i källtermen utifrån doskriterierna men står i radioaktiv jämvikt till ¹³²Te som därför summerades till denna grupp för att undvika en underskattning av jodisotoperna. c) Dotternukliden ⁹⁰Y ingår i dosberäkningen för ⁹⁰Sr som ligger till grund för gränsvärdena och ingår därför inte som enskild nuklid i någon av grupperna. d) ¹³²Te sönderfaller till ¹³²I.

Tabell 6. Förslag på åtgärdsnivåer för radioaktivitet i ytvattentäkter kopplat till depositionsnivåer av markörnukliderna cesium-137, jod-131 och strontium-90. Beräkningarna gäller för tidpunkten ca ett dygn efter utsläppet.

Markörnuklid	Nuklidgrupp	Deposition (kBq/m ²)	
		Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
¹³⁷ Cs	Nuklider med en halveringstid längre än 10 dagar	1000	1
¹³¹ I	Jodisotoper	1000	100
⁹⁰ Sr	Strontiumisotoper	10	1

8.3 Kärnkraftsolyckan i Fukushima Daiichi

8.3.1 Halter i Dricksvattnet

Enligt IAEA [IAEA 2015, chap 4.1.4.4] började aktivitetskoncentrationen i dricksvatten från olika prefekturer mätas den 17 mars, sex dagar efter olyckan. Den 19 mars gick myndigheterna ut med rekommendationen att inte dricka vatten där halten av radioaktiv jod var högre än 100 Bq/kg (*Provisional Regulation Values* för barn). Samma dag uppmättes 965 Bq/kg jod-131 från ett småskaligt vattenverk i byn Iitate i Fukushima. Det kom att bli det högst uppmätta värdet av jod-131 i dricksvatten. Dricksvatten från ett flertal platser och prefekturer mättes, och under de första tre veckorna efter olyckan överskreds gränsvärdet vid totalt 20 tillfällen i sammanlagt sex olika prefekturer. Den kortlivade isotopen jod-132 detekterades i ett fåtal prover under de allra första dagarna efter att mätningarna påbörjats. Aktivitetskoncentrationerna varierade mellan 50 och 150 Bq/kg. Även cesium-134 och cesium-137 kunde detekteras i ett flertal prover men i nivåer som hela tiden låg under gränsvärdet på 200 Bq/kg. De högst uppmätta värdena av vardera cesiumisotopen var 70-80 Bq/kg. Efter den 29:e mars, knappt tre veckor efter olyckan, låg alla uppmätta värden, inklusive jod-131, under sina respektive gränsvärden. Alla mätningar (cesium-134, cesium-137 och jod-131) på dricksvatten från brunnar och övriga grundvattentäkter låg under respektive detektionsgräns.

8.3.2 Ytdepositionen

Huvuddelen av nedfallet i Iitate, där de högsta nivåerna i dricksvatten uppmättes, skedde på kvällen den 15 mars, två dagar innan man började mäta dricksvattnet. Uppgifter om depositionsnivån varierar men i grova drag var nivån 10 MBq/m² jod-131 och 1 MBq/m² cesium-137 respektive cesium-134 (referensdatum den 15 mars) [Imanaka 2012].

8.3.3 UtK-modellen testad på mätvärden från Fukushima

Det finns många osäkerheter i varje steg i UtK-modellen. Uppskattningarna av källtermerna, spridning i luft, deposition, utspädning i vattentäkt och reningen i vattenverken är, var och en, parametrar som kan variera stort i en verklig händelse. Om vi trots alla dessa osäkerheter använder modellen med ingångsdata från olyckan i Japan 2011 (deposition 1 MBq/m² cesium-137 och 10 MBq/m² jod-131), blir den modellerade aktivitetskoncentrationen efter ca två dagar 170 -1400 Bq/l jod-131 respektive 60-170 Bq/kg cesium-137, beroende på beredningsprocess. De uppmätta koncentrationerna i litare på 965 Bq/kg jod-131 respektive 70-80 Bq/kg cesium-137 ligger alltså inom spannet för modellerade data (tabell 7).

8.4 Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl

8.4.1 Halter i dricksvatten

Vecka 19 (5-11 maj), ca en och en halv vecka efter Tjernobylolyckan, togs prov på vatten från ytvattenverken Östby i Kramfors, Öjaren i Sandviken och Stöde i Sundsvall [Mjönes och Giertz 1990]. Aktivitetskoncentrationer på 4-16 Bq/l av cesium-137 respektive 16-83 Bq/l av jod-131 konstaterades. Sex veckor efter olyckan gjordes mätningar i Uppsala (Stabby) och i Stockholm. Inga värden på cesium-137 rapporterades men aktiviteten jod-131 var ca 2 Bq/l [Mjönes och Giertz 1990]. Mätningarna i vattenverken i Kramfors och Sandviken har fortsatt och i Strålsäkerhetsmyndighetens rapport Strålmiljö i Sverige [Andersson 2007, fig 44, s 81] kan man se hur koncentrationen av cesium-137 sjunkit under årens lopp.

8.4.2 Ytdepositionen

Enligt SGU:s flygmätningar från maj till oktober 1986 var depositionsnivån i Kramfors, Sandviken och Sundsvall 40-60 kBq/m² cesium-137 och i Uppsala/ Stockholm 2-20 kBq/m² [Moberg och Persson 1996].

8.4.3 UtK-modellen testad på mätvärden från Tjernobylnedfallet

Med ingångsdata på ytdepositionen 40-60 respektive 2-20 Bq/m² cesium-137 ger modellen aktivitetskoncentrationer i spannet 2-10 Bq/l cesium-137 och 2-60 Bq/l jod-131 respektive 0,1-3 Bq/l cesium-137 och 0,2-4 Bq/l jod-131. Samtliga resultat ligger i samma härad som de faktiska uppmätta värdena (tabell 7).

Tabell 7. En jämförelse mellan beräknade och uppmätta aktivitetskoncentrationer i dricksvatten från ytvattentäkter efter kärnkraftsolyckorna i Tjernoby och Fukushima.

	Depositionsnivå	Utk-modell	Uppmätt	Utk-modell	Uppmätt
	¹³⁷ Cs (kBq/m ²)	¹³⁷ Cs (Bq/l)		¹³¹ I (Bq/l)	
Iltate, Fukushima 2011 (2 dagar efter olyckan)	Ca 1000	60-170	70 - 80	170 - 1400	965
Kramfors/Sandviken/Sundsvall (ca en och en halv vecka efter olyckan)	40 - 60	2 - 10	4 - 16	2 - 60	16 - 83
Stockholm/Uppsala (ca en och en halv vecka efter olyckan)	2 - 20	0,1 - 3	-	0,2 - 4	2

9 Slutsatser och förslag på åtgärder

Utgående från UtK-modellens resultat kan följande generella slutsatser och förslag ges:

- Jodisotoperna kommer att vara gränssättande under den första tiden.
- Depositionsnivåer av cesium-137 som överskrider 100 kBq/m² (reaktorhaveri) respektive 0,1 kBq/m² (kärnladdningsexplosion) riskerar att ge halter av jodisotoper i dricksvattnet som ligger över EU:s gränsvärden.
- I kärnvapenfallet riskerar gränsvärdet att överskridas för alla tre nuklidgrupperna vid depositionsnivåer på ca 10 kBq/m² av cesium-137.
- Effekten av att det saknas gränsvärden för radionuklider med en halveringstid som är kortare än 10 dagar, och inte är jod, bör utredas. Beräkningarna visar att om dessa läggs till i gruppen nuklider med en halveringstid längre än tio dagar, kommer depositionsnivåer där gränsvärdena riskerar att överskridas, minskas med en tiopotens i kärnvapenscenariot och halveras i reaktorscenariot.
- Dricksvattnet från grundvattentäkter kommer inte att vara kontaminerat i ett initialt skede. Finns det vatten från grundvattentäkter att tillgå bör detta användas istället för vatten från ytvattentäkter. Finns det kapacitet att mellanlagra renat eller råvatten från ytvattentäkter några veckor är även detta en stor fördel eftersom de radioaktiva ämnen som har kort halveringstid, t.ex. jod-131, hinner sönderfalla och minska i radioaktivitet (halt) under denna tid.
- Det är viktigt att börja mäta dricksvatten så snart som möjligt efter en olycka. Minst två mättekniker krävs:
 - gammaspektrometri för att mäta jod- och cesiumisotoperna samt de övriga ämnen som ingår i gruppen nuklider med halveringstid > 10 dagar
 - kemiska separationer följt av mätteknik för betastrålning för att mäta strontiumisotoperna.
- Eventuellt bör allmänheten rekommenderas att inte dricka kranvattnet förrän provtagningar och mätningar är under kontroll.
- Även om kranvattnet under en kortare tid kan vara otjänligt att dricka, kommer det att kunna användas till annat som dusch, tvätt och disk.
- Med tiden kommer de radioaktiva ämnena att dels sönderfalla, dels spädas ut till nivåer under gränsvärdena.
- Jonbyte och omvänd osmos är beredningssteg som har potential att ytterligare rena vattnet från radioaktiva partiklar och oorganiska joner. För närvarande används dessa beredningssteg endast i enstaka svenska ytvattenverk med få anslutna.

10 Fortsatt arbete

För att få en uppfattning om hur dricksvattenförsörjningen i Sverige påverkas av ett omfattande radioaktivt nedfall skulle modellen kunna appliceras på de ytvattentäkter med tillhörande vattenverk som finns i Sverige. Arbetet bör då också utökas med en känslighetsanalys av hur mycket modellens olika parametrar inverkar på resultatet samt en genomgång av parametervärdenas osäkerheter. Vidare bör man beräkna den interna stråldosen från dricksvattenkonsumtionen och den externa stråldosen för personalen i vattenverket. Exempelvis kommer de radioaktiva ämnena i nedfallet att koncentreras i filtren i beredningsstegen och kan därmed orsaka strålskyddsproblem.

11 Referenser

- Andersson 2007 P. Andersson *et al.* *Strålmiljön i Sverige*, SSI Rapport 2007:02
- Bugai 1996 D.A. Bugai, R.D Waters, S.P Dzhepo, A.S. Skal'skij, *Risk from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone*, Health Phys. 71 (1) p. 9-18
- EU 2016 RÅDETS FÖRORDNING (Euratom) 2016/52 av den 15 januari 2016 om gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation och om upphävande av rådets förordning (Euratom) nr 3954/87 och kommissionens förordningar (Euratom) nr 944/89 och (Euratom) nr 770/90
- Glasstone and Dolan 1977 S. Glasstone, P. J. Dolan, *The Effects of Nuclear Weapons, Third Edition*, US Departments of Defence and Energy
- Goliath 2019 M. Goliath, *Kärnvapenfall för totalförsvarsplanering*, FOI Memo 6724
- IAEA 2015 *The Fukushima Daiichi Accident*, Technical Volume 4/5, IAEA
- Imanaka 2012 T. Imanaka *et al.*, *Early radiation survey of Iitate Village, which was heavily contaminated by the Fukushima Daiichi accident, conducted on 28 and 29 March 2011*, Health Phys. 102 (6) p. 680–686.
- Johansson 2009 K. Johansson, S. Bandstein, C. Sandö, T Nylén, *Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel*, FOI Memo 2746
- Johansson 2017 J. Johansson *et al.*, *Översyn av beredskapszoner*, SSM 2017:27
- Karlsson 2016 L. Karlsson, P. Aleljung, T. Nylén, A. Tovedal, *Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 2 – Enskilda ytvattenuttag inom livsmedelskedja*, FOI-R--4254--SE
- Lindqvist 1999 J.Lindqvist, *En stokastisk partikelmodell i ett icke-metriskt koordinatsystem.*, FOA-R—99-01086-862—SE.
- Ljung och Nyrén 1994 P. Ljung, K. Nyrén, *Nuclear fallout simulation using KDFOC3*, Försvarets Forskningsanstalt, UMEA (Sweden),
- Martin 2019 Peter George Martin, Merrick Davies-Milner, John Nicholson, David Richards, Yosuke Yamashiki, Thomas Scott , *Analysis of particulate distributed across Fukushima Prefecture: Attributing provenance to the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident or an alternate emission source*, Atmospheric Environment
- Mjönes och Giertz 1990 L. Mjönes och H Giertz, *Cesium-137 och jod-131 i dricksvatten i Sverige efter Tjernobyl*, SSI-rapport 90-11
- Moberg och Persson 1996 L. Moberg, B. Å. Persson, *Tio år efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl*, SSI 96:01
- Nucleonica 2017 Nucleonica GmbH, Fission Yields and Decay Engine Nucleonica Nuclear Science Portal (www.nucleonica.com), Version 3.0.65, Karlsruhe
- Nygren 2015 U. Nygren, L. Karlsson, T. Nylén, A. Tovedal, *Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter: Delrapport 1 – Beredningsprocessers påverkan på kontaminerat dricksvatten*, FOI-R--4176--SE
- Persson 1986 C. Persson, H. Rodhe, L-E De Geer, *Tjernobylolyckan. En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige*, SMHI, Norrköping
- Rolpha 2014 G.D. Rolpha, F. Nganab, R. Draxlera, *Modelling the fallout from stabilized nuclear clouds using the HYSPLIT atmospheric dispersion model*, Journal of Environmental Radioactivity, Volume 136, October p. 41-55
- Shapiro 1986 Shapiro, C. S., *et al. Radioactive Fallout. The medical implications of nuclear war*. National Academy Press.

Smith 1997

J.T. Smith, D. R. P. Leonard, J. Hilton, P. G. Appleby. *Towards a Generalized model for the primary and secondary contamination of lakes by Chernobyl-derived radiocesium*. Health Phys. 72 (6) p.880-892

Bilaga A Reducerad källterm

Reaktorscenariet

Som källterm för reaktorscenariet användes Strålsäkerhetsmyndighetens representativa källterm för en händelse utan fungerande konsekvenslindrande system [Johansson 2017, tabell 5] som utgångspunkt.

För att göra källtermen relevant för kontamination av dricksvatten reducerades den enligt följande:

1. Alla ädelgaser togs bort
2. Alla nuklider som någon gång under tidsperioden på fem år beräknades bidra till den sammanlagda interndosen (oralt intag) med mer än 5 % valdes ut (Tabell A1). De utvalda nukliderna beräknas sammantaget bidra med minst 70 % av den totala interndosen vid varje enskild tidpunkt.

Tabell A1. Reaktorscenariet. Dominerande nuklider över tid. Var och en beräknas bidra med mer än ca 5 % till interndosen (oralt intag) och tillsammans med ca 70 % eller mer.

1-3 dagar	3-7 dagar	7-14 dagar	14-28 dagar	månad 2	månad 3-12	år 2-5
¹³³ I						
¹³² I/ ¹³² Te						
⁹⁹ Mo						
¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I		
	¹³⁴ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁴ Cs
		¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs

Tabell A2. Reducerad källterm för reaktorhaveri, anpassad till påverkan på dricksvatten. Den reducerade källtermen baserades på Strålsäkerhetsmyndighetens dimensionerande händelser för reaktorhaveri (händelse utan fungerande konsekvenslindrande system).

Nuklid	Aktivitet (Bq)
⁸⁹ Sr	1,4 · 10 ¹⁵
⁹⁰ Sr	1,3 · 10 ¹⁴
¹³¹ I	1,8 · 10 ¹⁷
¹³² I	2,5 · 10 ¹⁷
¹³³ I	2,5 · 10 ¹⁷
⁹⁹ Mo	9,6 · 10 ¹⁶
¹³² Te	9,0 · 10 ¹⁶
¹³⁴ Cs	2,6 · 10 ¹⁶
¹³⁷ Cs	1,9 · 10 ¹⁶

Kärnvapenscenariet

Det skapas $1,45 \cdot 10^{23}$ fissioner per kton sprängstyrka (motsvarar ca 57 g ²³⁵U) och det bildas dubbelt så många atomer ($2,9 \cdot 10^{23}$) eftersom varje fission ger upphov till två nya atomer (fissionsprodukter). En minut efter explosionen av ett kärnvapen med 1 kton sprängstyrka är aktiviteten från fissionsprodukterna i storleksordningen 10²¹ Bq [Glasstone and Dolan 1977, kap 1.45 resp. kap 9.13]

Fissionsutbytet

Fissionsutbytet för ”fast fission” av uran-235 (100 fissioner, 200 atomer) beräknades [Nucleonica 2017] Resultatet normerades till $2,9 \cdot 10^{25}$ atomer (fissionsprodukter) vilket alltså motsvarar sprängverkan 100 kton. . Det ska noteras att ett fissionsvapen med en sprängverkan på 100 kton idag inte anses vara särskilt sannolikt, utan får här tjäna som ett exempel.

Beräkning av aktiviteten och interndos

Fissionsutbytena användes för att beräkna aktiviteten för varje enskild nuklid (ca 960 st varav ca 180 st var stabila) under en tidsperiod på fem år [Nucleonica 2017, JEFF 3.1]. Interndosen (oralt intag) från varje nuklid beräknades genom att multiplicera aktiviteten med respektive interndoskoefficient [Nucleonica 2017, ICRP 72]. För varje tidpunkt beräknades sedan de enskilda nuklidernas relativa bidrag till interndosen.

Reducerad källterm

För att göra källtermen relevant för kontamination av dricksvatten reducerades den enligt följande:

1. Alla stabila nuklider togs bort
2. Alla ädelgaser togs bort
3. Alla nuklider som någon gång under tidsperioden på fem år beräknades bidra till den sammanlagda interndosen med mer än 7 % valdes ut (Tabell A3). De utvalda nukliderna (15st) bidrog sammantaget med minst 70 % av den totala interndosen vid varje enskild tidpunkt.

Tabell A3. Kärnvapenscenariet. Dominerande nuklider över tid. Var och en beräknas bidra med mer än ca 7 % till interndosen (oralt intag) och tillsammans med ca 70 % eller mer.

1-3 dagar	3-7 dagar	7-14 dagar	14-28 dagar	månad 2	månad 3-12	år 2-5
⁹³ Y						
⁹⁷ Zr						
¹³³ I	¹³³ I					
¹³² Te	¹³² Te					
⁹⁹ Mo	⁹⁹ Mo	⁹⁹ Mo				
¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I	¹³¹ I		
		¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La	¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La	¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La		
				⁸⁹ Sr	⁸⁹ Sr	
				⁹¹ Y	⁹¹ Y	
				⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb	⁹⁵ Zr/ ⁹⁵ Nb	
				¹⁴⁴ Ce	¹⁴⁴ Ce	¹⁴⁴ Ce
						⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y
						¹³⁷ Cs

Tabell A4. Reducerad källterm anpassad till påverkan på dricksvatten. Aktivitetsmängden motsvarar en kärnladdningsexplosion på 100kton trotyl (där 100% av det fissila materialet, ²³⁵U, fissionerat) 12 timmar efter explosionen.

Nuklid	A (Bq), t=12 h
⁸⁹ Sr	1,0 10 ¹⁷
⁹⁰ Sr	5,8 10 ¹⁴
¹³¹ I	4,0 10 ¹⁷
¹³³ I	6,1 10 ¹⁸
⁹¹ Y*	5,8 10 ¹⁶
⁹³ Y	7,4 10 ¹⁸
⁹⁵ Zr	1,1 10 ¹⁷
⁹⁵ Nb*	1,1 10 ¹⁵
⁹⁷ Zr	6,1 10 ¹⁸
⁹⁹ Mo	2,2 10 ¹⁸
¹³² Te**	1,5 10 ¹⁸
¹⁴⁰ Ba	5,3 10 ¹⁷
¹⁴⁰ La*	1,0 10 ¹⁷
¹⁴⁴ Ce	2,1 10 ¹⁶
¹³⁷ Cs	6,2 10 ¹⁴

*) Dessa nuklider växer in och når sin maxaktivitet senare: ⁹¹Y (1,0 10¹⁷ Bq, t = 3 d), ⁹⁵Nb (5,5 10¹⁶ Bq, t = 61 d), ¹⁴⁰La (4,0 10¹⁷ Bq, t = 6 d).

**) Sönderfaller till ¹³²I i radioaktiv jämvikt, men ¹³²I sorterades bort ur källtermen utifrån givna kriterier om dosbidrag.

Bilaga B Sjömodell - teknisk beskrivning

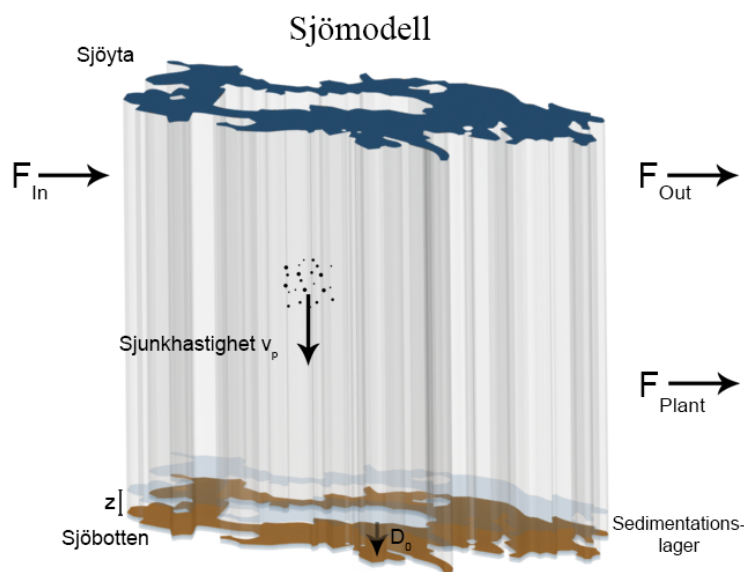
Modellbeskrivning

Modellen är konstruerad för att hantera radioaktivt material till följd av ett momentant nedfall. Modellen är utvidgning av [Smith et al. 1997]. Nedfallet sker jämnt fördelat över både sjöns yta och dess täckningsområde. Detta innebär en kombination av en omedelbar injektion av radioaktivt material samt ett kontinuerligt tillflöde med tiden. Den initiala koncentrationen av deponerat material betecknas D och har enheten (Bq/m^2).

Modellen bygger på tre huvudsakliga antaganden:

- 1) Sjön kan beskrivas med vertikalt isotropisk geometri.
- 2) Sjön kan beskrivas som välblandad.
- 3) Förhållandet mellan partikulära och upplöst aktivitet är konstant.

Sjön har ett inflöde, F_{In} , och ett utflöde, F_{Out} , som mäts i [m^3/dag]. Dessutom kan vattenuttag till ett vattenverk inkluderas, F_{Plant} . Dessa tre faktorer påverkar alla den totala volymen av vatten i sjön vilket kan hanteras med två olika metoder. Den första metoden håller sjöns volym konstant genom att sätta sjöns utflöde till inflödet minus vattenverkets uttag. Den andra metoden tillåter vattennivån på sjön att variera och låter utflödet bero på/av? denna höjd. En schematisk illustration på sjön ges i figur B1.



Figur B1. Sjömodellen består av tre olika flöden av vatten. Dessutom inkluderas fysiska effekter av sedimentation genom diffusion av upplöst materia och genom gravitationella effekter på partikulärt materia.

Modellen delar upp det radioaktiva materialet i sjön i tillstånden upplöst och partikulärt. Andelen aktivitet från materia i partikulärt tillstånd benämns med f_p .

$$f_p \equiv \frac{\text{Aktivitet i partikulärt tillstånd}}{\text{Total aktivitet}}$$

Sedimentation sker genom diffusion av löst material samt gravitationella effekter av partiklar. Både dessa processer är inkluderade i modellen och leder till att radioaktivt material samlas på sjöbotten. Denna sedimentering agerar som en sänka av sjöns totala aktivitet.

Sjödynamik

Förändring i kontaminationen styrs av en differentialekvation som beror på de olika massflödena, de två sedimentationsprocesserna, utvecklingen av tillförseln av radioaktivt material samt dess sönderfall. Den totala aktiviteten M ändras enligt ekv. (1)

$$\frac{dM}{dt} = F_{In} C_{In} - F_{Out} C - \alpha_d f_p C v_p A - \alpha_d (1 - f_p) \frac{1}{z} C D_0 A - \lambda M - F_{Plant} C \quad (1)$$

Uttrycken på högersidan motsvarar, från vänster till höger: inflöde, utflöde, gravitationell sedimentation, sedimentation genom diffusion, sönderfall och uttag till vattenverk. C är volymkoncentrationen av aktivitet i enheten [Bq/m^3]. Uttrycket innehåller ytterligare variabler och parametrar som förklaras nedan.

Inflöde

Inflödet av radioaktivt material beror på koncentrationen i det inkommande vattnet samt massflödet därav. Inflödet av vatten är en konstant som beror av rapporterad omsättningshastighet av vattnet i sjön. Koncentrationen av radioaktivt material i det inkommande vattnet minskar med tiden enligt ekv.(2).

$$C_{In} = \frac{D A_c f_c e^{-k_2 t}}{F_{In}} \quad (2)$$

där A_c är sjöns tillrinningsområde, f_c är den initiala förlustandelen vilken anger hastigheten med vilken det initiala fältet avger radioaktivt material och k_2 beskriver hur den deponerade aktiviteten avtar med tiden. Denna faktor kan delas upp i två termer där den första är ämnets sönderfallshastighet och den andra beskriver hur tillförselhastigheten avtar med tiden på grund av att det radioaktiva materialet binds in i olika marklager och tas upp av växtligheten. Den senare termen kan antas vara oberoende av isotoperna k_{eco} .

$$k_2 \equiv \lambda + k_{eco} \quad (3)$$

Den initiala kontaminationen minskar till en början, främst på grund av vattenomsättningen i sjön, dvs. mer radioaktivt material lämnar än tillförs sjön. Hur stor denna skillnad är avgörs av f_c . Koncentrationsnivån i sjön närmar sig sedan alltmer den hos tillrinningsvattnet vilket ger en långsammare avklingning av koncentrationen radioaktivt material i sjön. Men eftersom mängden radioaktivt material som avges från sjöns tillrinningsområde avtar med tiden fortsätter sjöns kontaminationsnivå ständigt att minska. Faktorn k_2 avgör med vilken takt koncentrationen av radioaktivt material i tillrinningsvattnet minskar, vilket innebär att denna faktor styr den långsiktiga avklingningen av sjöns kontamination.

Sedimentation

Det finns två mekanismer som leder till att radioaktivt material sedimenterar på sjöbotten och därmed minskar sjövattnets koncentration av aktivitet. Partiklar som har en högre densitet än vatten sjunker långsamt nedåt tills det når botten. Sedimentation av löst material sker genom diffusion i ett tänkt diffusionslager närmast botten. Det är inte klarlagt vilken av dessa mekanismer som dominerar även om många modeller endast inkluderar sedimentation av partiklar. Sedimentation tillsammans med utflödet avgör avklingningstakten för sjöns aktivitet i det initiala skedet efter nedfallet. Det finns alltså tre huvudsakliga orsaker till den initiala avklingningen. En skillnad mellan utflödet och de två sedimentationsmekanismerna är hur de skalar mot sjöns djup. Utflödet är oberoende av djupet medan de båda sedimentationsmekanismerna skalar linjärt mot inversen av sjödjupet. Genom att studera den initiala avklingningstakten i sjöar med olika djup kan parametrar för uttrycken kvantifieras. Genom en kurvanpassning kom Smith et al. fram till att

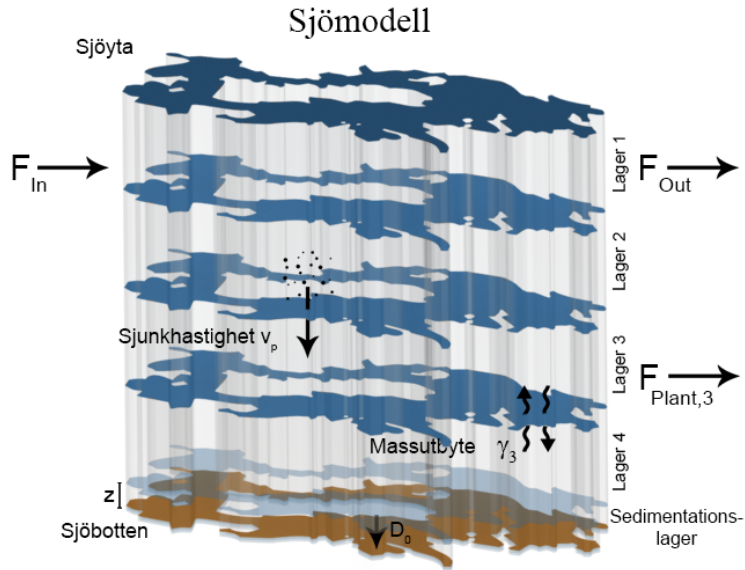
$$f_p v_p + (1 - f_p) \frac{D_0}{z} = 0,041 \text{ m/dag} \quad (4)$$

där den första termen beskriver den partikulära sedimentationen och den andra beskriver sedimentation genom diffusion. De resonerar vidare kring extremfallen med enbart partikulär eller löst materia. Från andra mätningar är det känt att $v_p = 1,0 \text{ m/dag}$ och

$D_0 = 1,3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{dag}$ vilket innebär att $f_p = 0,041$ ger en lösning för det partikulära fallet och att $z = 3,0 \text{ mm}$ ger en lösning för extremfallet med enbart löst materia. Vilken mekanism som dominerar i enskilda sjöar är inte entydigt och anges implicit genom parameteruppsättningen till denna modell. För att behålla ekvivalensen i ekv. (4) samtidigt som parametervärdena för extremfallen används införs en normaliseringsfaktor med värdet 0,5. För att låta modellen vara anpassningsbar till olika sjöar ersätts denna faktor med en sedimentationsfaktor, α_d , vilken kan ändras för att justera den totala sedimentationshastigheten för sjön. Ett bra riktvärde på denna parameter i brist på övrig kunskap är 0,5, vilket beskriver en sjö med medelsnabb sedimentation. Detta innebär att α_d inkluderas som en linjär skalningsfaktor för båda sedimentationsprocesserna. Vid en jämförelse med data från Smith et al. befanns sjöarna Esthwaite, Windermere och Loweswater ha värden på denna parameter i intervallet $0,15 < \alpha_d < 0,86$.

Vertikala lager

Antagandet om att hela sjön är välblandad kan anses vara för grovt. Beroende på sjöns djup och klimatiska förutsättningar, framförallt orsakat av årstider, kan det uppstå vertikala gradienter och varierande omblandningshastigheter. T.ex. uppstår ofta olika skiktningar av temperaturer som försvårar den vertikala omblandningen. För att kunna hantera dessa effekter utvidgas modellen till att inkludera ett godtyckligt antal, N , vertikala lager. Varje vertikalt lager antas vara välblandat på samma sätt som hela sjön var ovan. Utbyte av vatten och radioaktivt material sker mellan angränsande lager. Inflöde och utflöde sker enbart via det översta lagret medan uttag till vattenverk kan placeras på valfria lager. Sedimentation sker enbart från det understa lagret vilket angränsar nedåt mot sjöbotten. Figur B2 visar hur sjömodellen är uppbyggd med fyra lager.



Figur B2. När sjön är uppdelad i multipla vertikala lager sker utbyten med omgivningen, såsom inflöde, utflöde, uttag till vattenverk och sedimentation, på specifika lager. Kontakt finns enbart mellan angränsande lager med massutbyte och partikulärt material som kan sjunka nedåt.

Med uppdelningen av sjön i N vertikala lager omformuleras den matematiska beskrivningen av kontaminationen, ekv. (1) till

$$\begin{aligned} \frac{dM_n}{dt} &= F_{In} C_{In} - F_{Out} C_n - \alpha_d f_p C_n v_p A - \lambda M_n - F_{Plant,n} C_n & n=1 \\ \frac{dM_n}{dt} &= -\lambda M_n - \alpha_d f_p (C_n - C_{n-1}) v_p A - F_{Plant,n} C_n & 1 < n < N \quad (5) \\ \frac{dM_n}{dt} &= -\alpha_d f_p (C_n - C_{n-1}) v_p A - \alpha_d (1 - f_p) \frac{1}{z} C_n D_0 A - \lambda M_n - F_{Plant,n} C_n & n=N \end{aligned}$$

Vattenutbyte sker mellan de olika lagren vilket leder till en utjämning av vertikal heterogenitet. Denna omformulering av modellen kräver att ett massbevarande ekvationssystem för vattenutbytena mellan lagren införs. Utbyteshastigheten styrs av en vektor γ [ms^{-1}] vilken kan ansättas olika beroende på årstid. Förändringen av aktivitet i lagren baserat enbart på massutbytet mellan dem skrivs enligt ekv. (6).

$$\begin{aligned} \frac{dM_n}{dt} &= -A\gamma_n (C_n - C_{n+1}) - C_n \sum_{i=n+1}^N F_{Plant,i} & n=1 \\ \frac{dM_n}{dt} &= A\gamma_{n-1} (C_{n-1} - C_n) - A\gamma_n (C_n - C_{n+1}) + C_{n-1} \sum_{i=n}^N F_{Plant,i} - C_n \sum_{i=n+1}^N F_{Plant,i} & 1 < n < N \quad (6) \\ \frac{dM_n}{dt} &= A\gamma_{n-1} (C_{n-1} - C_n) + C_{n-1} \sum_{i=n}^N F_{Plant,i} & n=N \end{aligned}$$

Ekvationerna (5) och (6) kan sammanfogas till ett styrande ekvationssystem för aktivitetsförändringarna i sjön när samtliga processer är inkluderade, se ekv. 7.

$$\begin{aligned}
\frac{dM_n}{dt} &= F_{In} C_{In} - F_{Out} C_n - G_n - \lambda M_n - A \gamma_n (C_n - C_{n+1}) - F_{Plant,n} C_n - C_n \sum_{i=n+1}^N F_{Plant,i} & n=1 \\
\frac{dM_n}{dt} &= -G_n - \lambda M_n + A \gamma_{n-1} (C_{n-1} - C_n) - & \\
&\quad A \gamma_n (C_n - C_{n+1}) - F_{Plant,n} C_n + C_{n-1} \sum_{i=n}^N F_{Plant,i} - C_n \sum_{i=n+1}^N F_{Plant,i} & 1 < n < N \\
\frac{dM_n}{dt} &= -H - G_n - \lambda M_n + A \gamma_{n-1} (C_{n-1} - C_n) - F_{Plant,n} C_n + C_{n-1} \sum_{i=n}^N F_{Plant,i} & n=N
\end{aligned} \tag{7}$$

Ett par nya termer har introducerats i detta steg för att förkorta uttrycken. Partikulär sedimentation beskrivs av G medan H beskriver sedimentation genom diffusion av löst materia.

$$G_n = \begin{cases} \alpha_d f_p C_n v_p A & \text{for } n=1 \\ \alpha_d f_p (C_n - C_{n-1}) v_p A & \text{for } n>1 \end{cases} \tag{8}$$

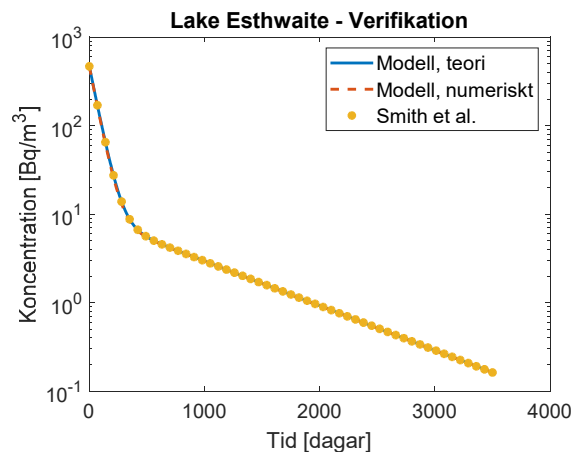
$$H = \alpha_d (1 - f_p) \frac{1}{z} C_N D_0 A \tag{9}$$

En eventuell förändring av sjöns volym avspeglas i det översta lagret. L_{Surf} är höjden på sjöns yta och förändras enligt.

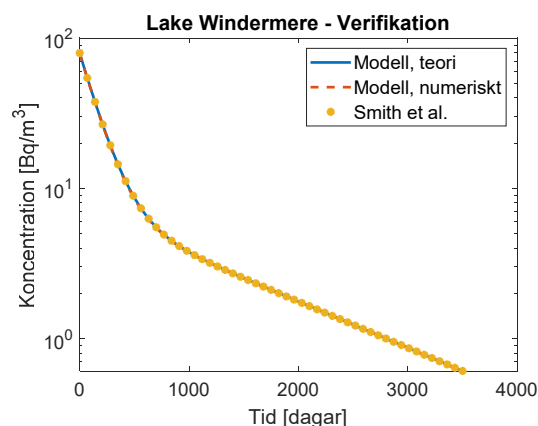
$$\frac{dL_{surf}}{dt} = \frac{1}{A} \left[F_{In} - F_{Out}(L_{surf}) - \sum_{i=1}^N F_{Plant,i} \right]. \tag{10}$$

Verifikation

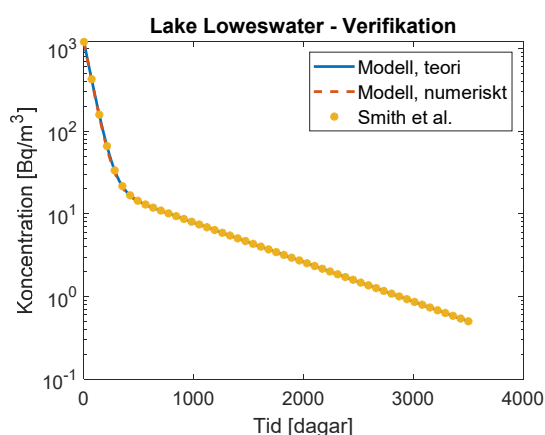
En grundläggande verifikation genomfördes mot resultat publicerat av Smith et al. Sjöspecifika parametrar användes för tre olika fall och resultaten visas i figur B3 a-c. Eftersom metoden som presenteras här följer formuleringarna givna av Smith et al. förväntades resultaten överensstämja till hög grad. Detta var också resultatet vid jämförelsen vilket påvisar att modellbeskrivningen som är presenterad här har blivit korrekt implementerad och är funktionell.



Figur B3a. Jämförelse mellan resultat för modellen som presenteras här och det av Smith et al. publicerade data för sjön Esthwaite.



Figur B3b. Jämförelse mellan resultat för modellen som presenteras här och det av Smith et al. publicerade data för sjön Windermere.



Figur B3c. Jämförelse mellan resultat för modellen som presenteras här och det av Smith et al. publicerade data för sjön Loweswater.

Sjön Bolmen

Modellen som har beskrivits här användes för den svenska sjön Bolmen med följande inställningar. Bolmen har ett medeldjup på 5,4 m vilket delades in i två lager där det översta lagret var 4,32 m djupt och det understa var 1,08 m djupt. Sjöns volym hölls konstant under hela simuleringen.

Tabell B1. De fallspecifika inställningarna som användes för fallstudie med den svenska sjön Bolmen.

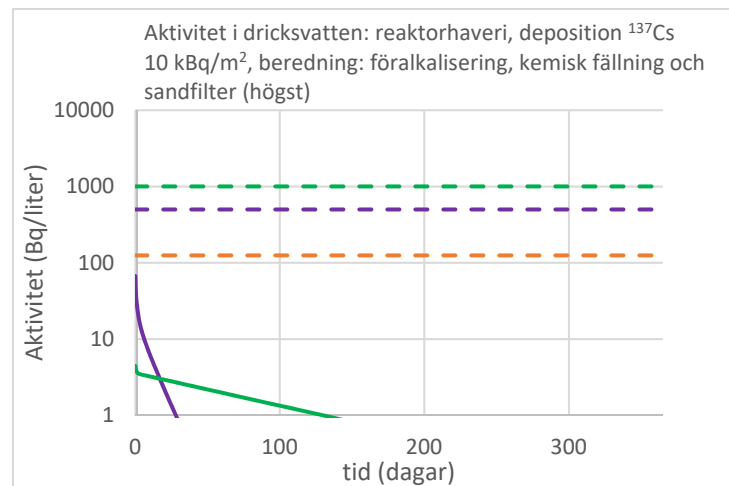
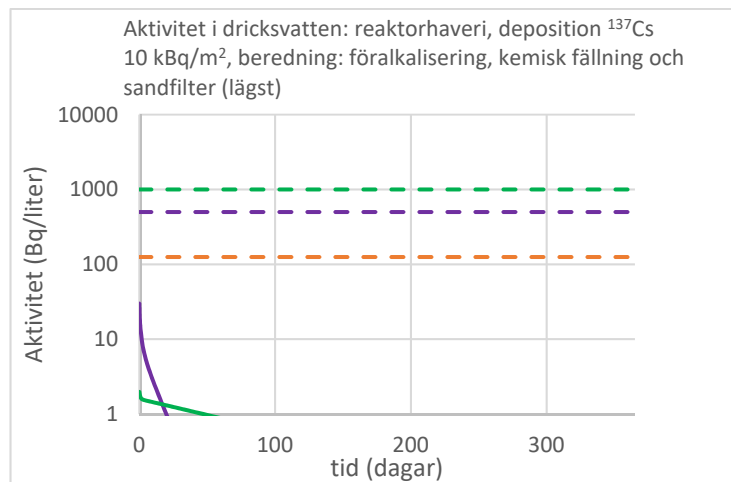
Egenskap	Värde
Sjöarea	$1,84 \cdot 10^8 \text{ m}^2$ (A)
Sjöns tillrinningsområde	$1,64 \cdot 10^9 \text{ m}^2$ (A)
Vattnets omsättningstid	540 dagar (A)
Vertikal utbyteshastighet	$1,0 \text{ m dag}^{-1}$ (Skattat värde)
Initial förlustandel (f_c)	$0,05 / 365 \text{ dag}^{-1}$ (B)
Sedimentationsfaktor (α_d)	0,5 (B)
Miljöns nedbrytning (K_{eco})	$0,001 \text{ dag}^{-1}$ (B)
Andel partikulär aktivitet	0,041 (B)
Uttag till vattenverk	$112,3 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ dag}^{-1}$ i lager 1 (A)

(A) Smith, J., et al., Towards a generalized model for the primary and secondary contamination of lakes by Chernobyl-derived radiocesium. Health Physics, 1997. 72(6): p. 880-892.

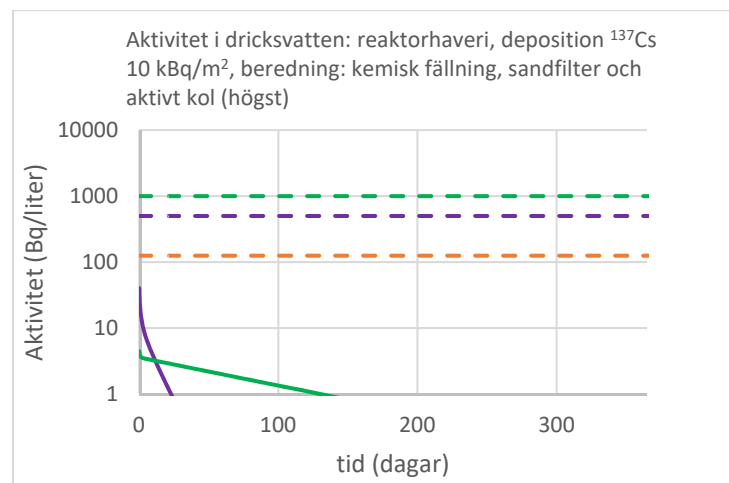
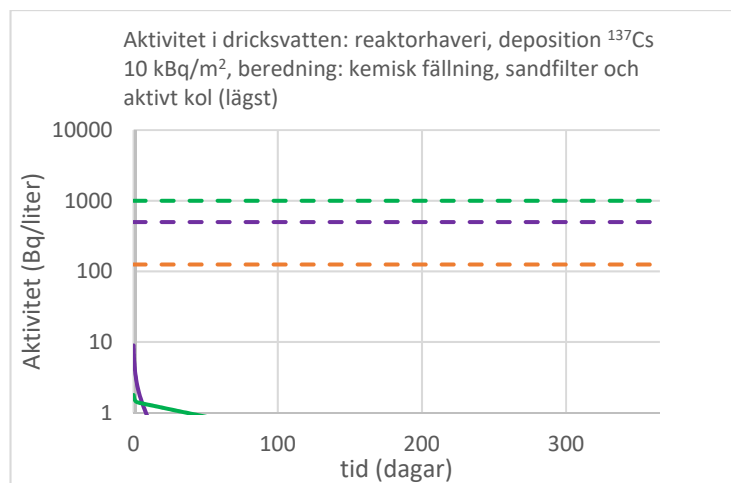
(B) Ekelund, M. Sydsvatten, personlig korrespondens

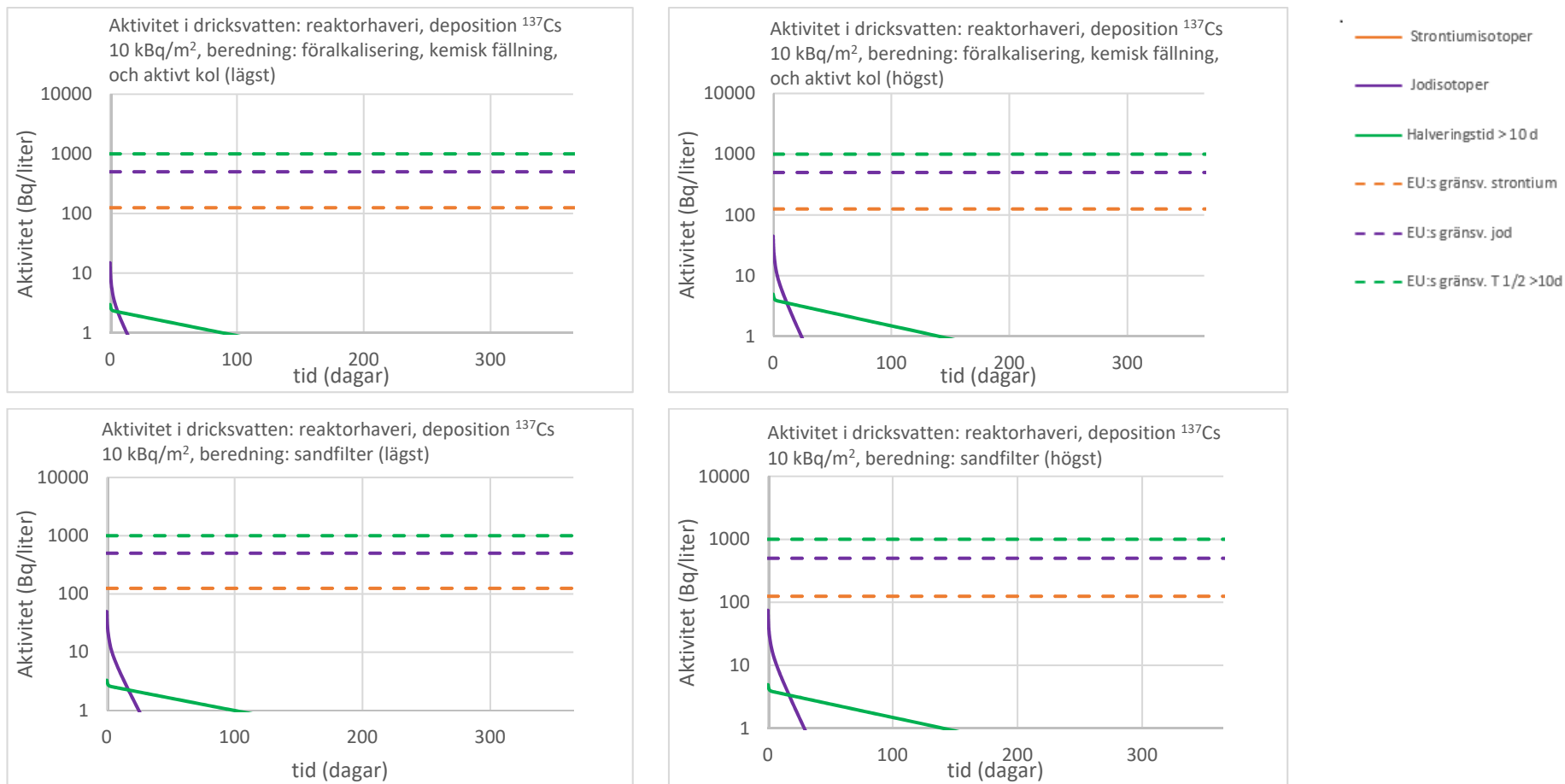
Bilaga C Beräknade aktivitetskoncentrationer i dricksvatten från ytvattenverk

Samtliga resultat för scenarierna reaktorhaveri respektive kärnladdningsexplosion, de fyra vanligaste beredningsprocesserna samt depositionsnivåerna 10, 100 respektive 1000 kBq/m², redovisas i diagram tillsammans med EU:s gränsvärden för flytande livsmedel. Aktivitetskoncentrationerna är beräknade från utsläppets första dag upp till 1 år efter utsläppet/explosionen och är summerade i nuklidgrupper.

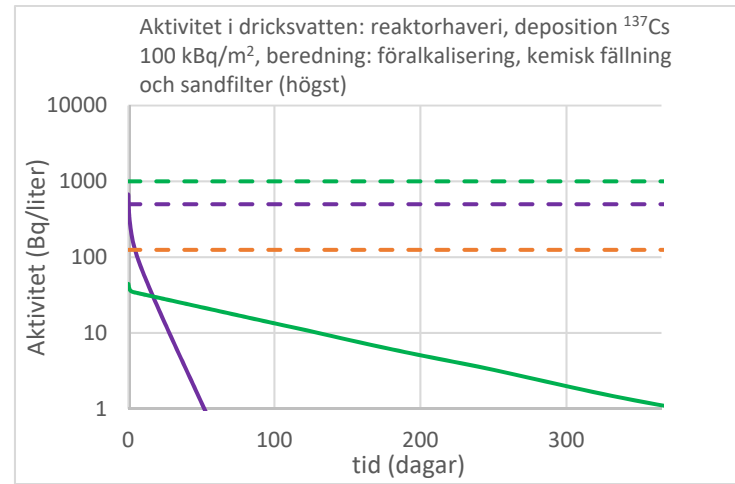
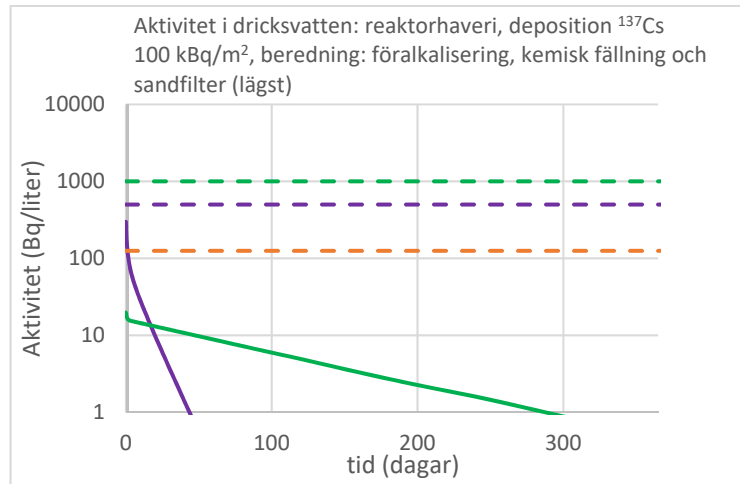


- Strontiumisotoper
- Jodisotoper
- Halveringstid > 10 d
- EU:s gränsv. strontium
- EU:s gränsv. jod
- EU:s gränsv. T 1/2 > 10d

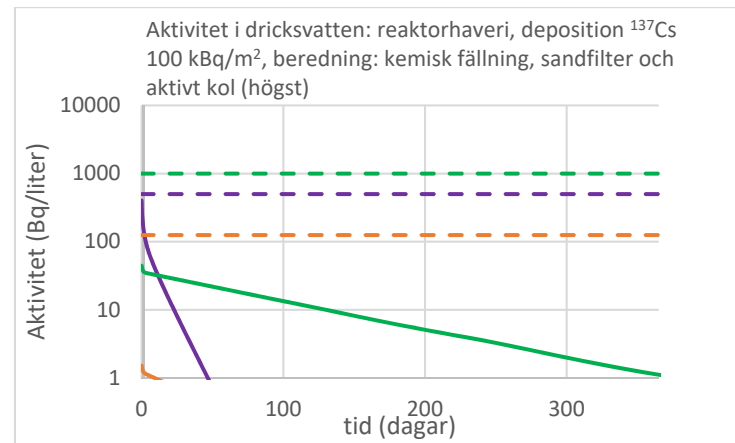
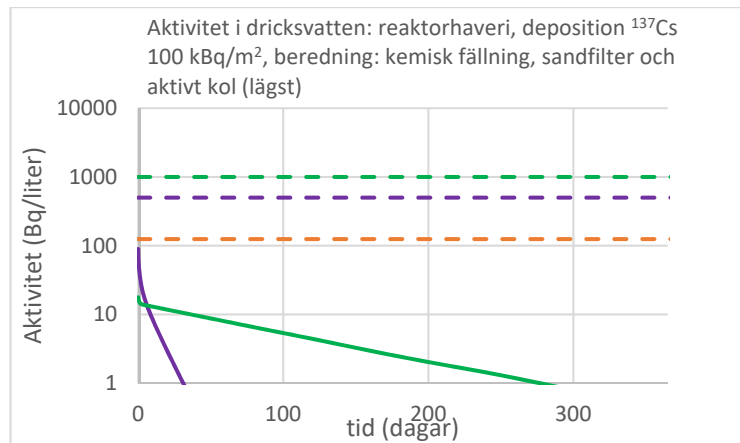




Figur C1. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 10 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från ett reaktorhaveri. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurerna avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).



- Strontiumisotoper
- Jodisotoper
- Halveringstid > 10 d
- EU:s gränsv. strontium
- EU:s gränsv. jod
- EU:s gränsv. T 1/2 > 10d



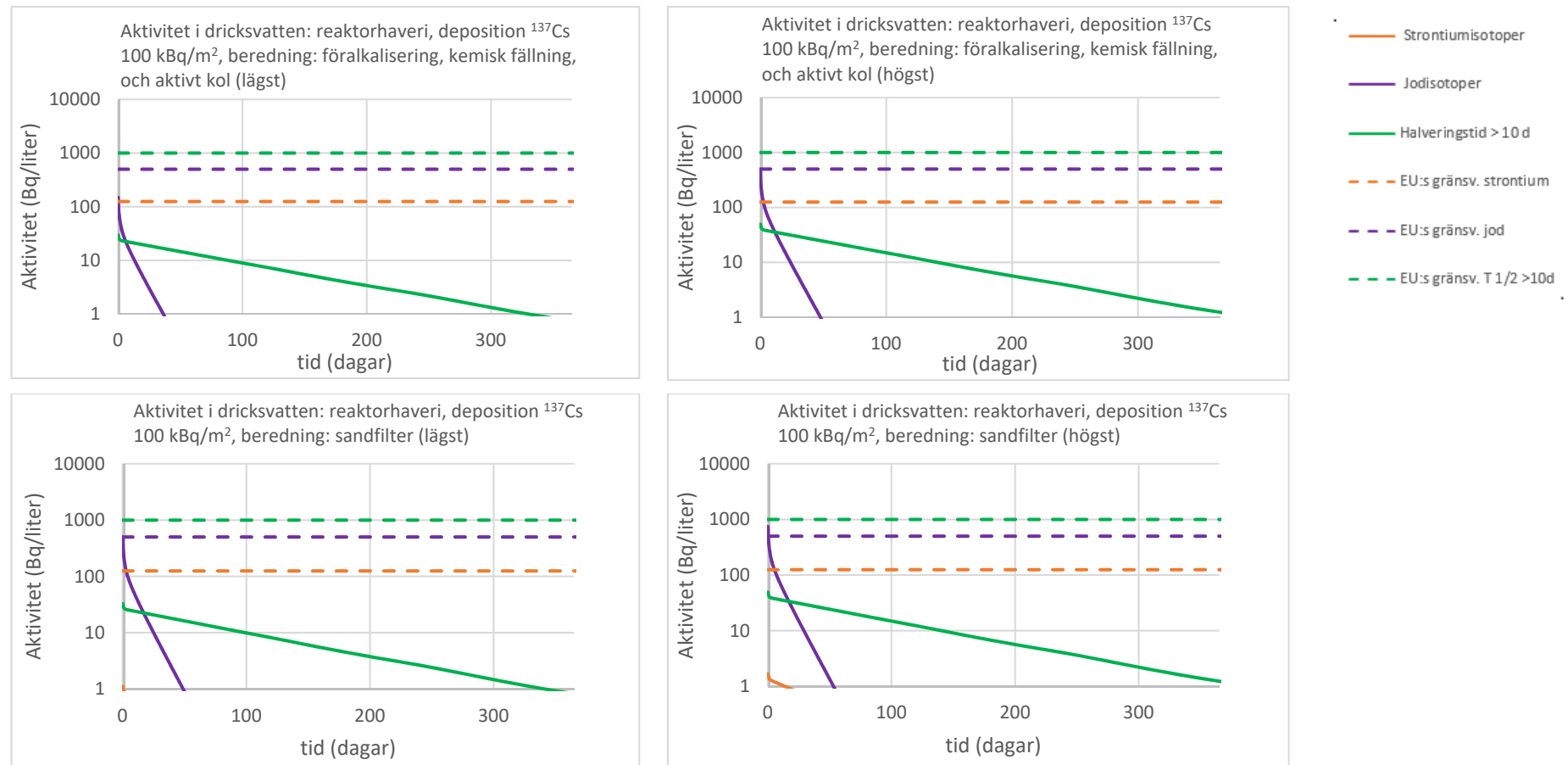
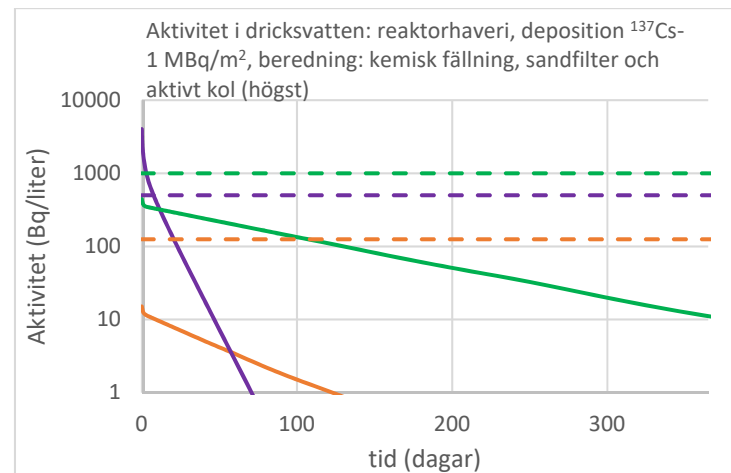
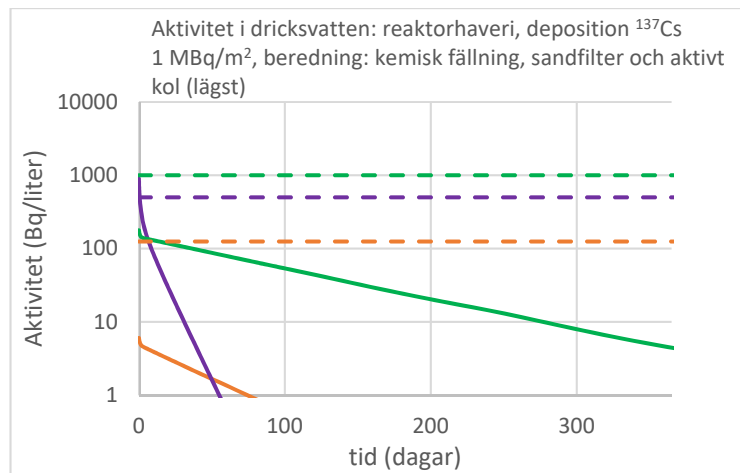
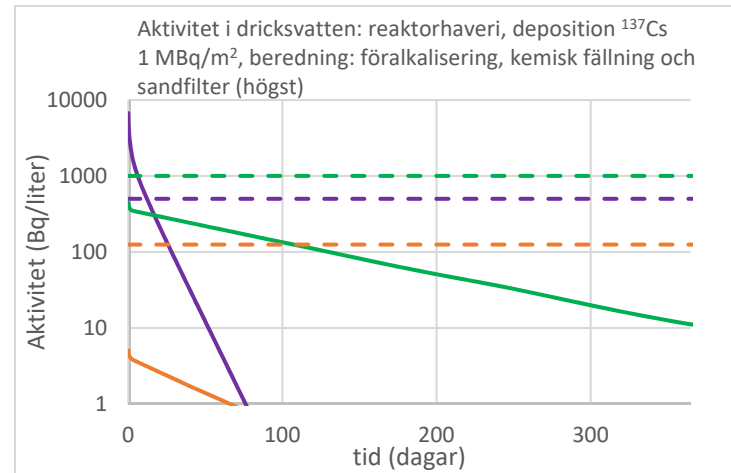
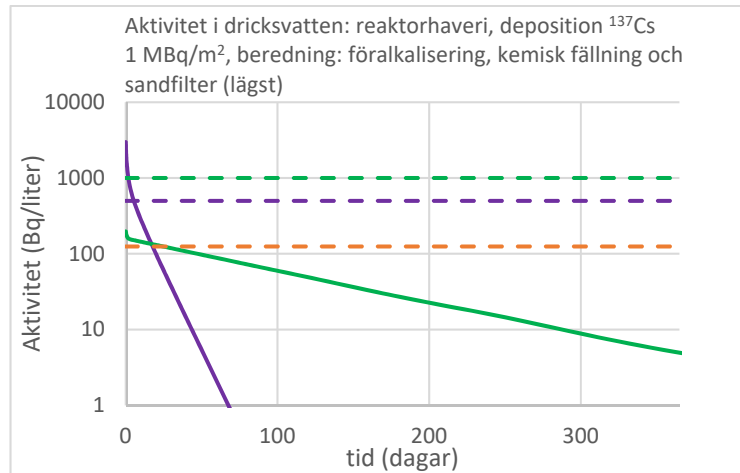
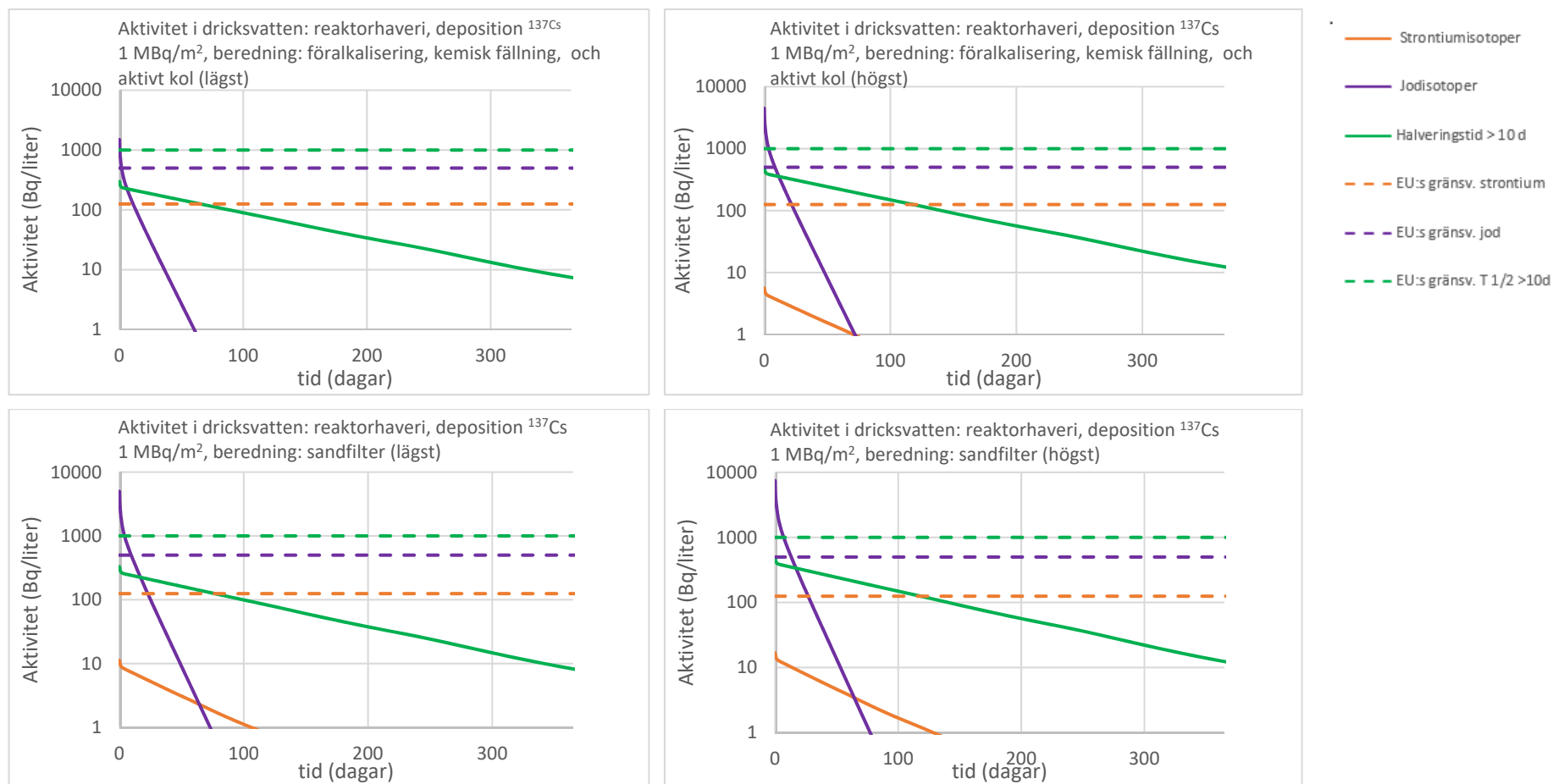


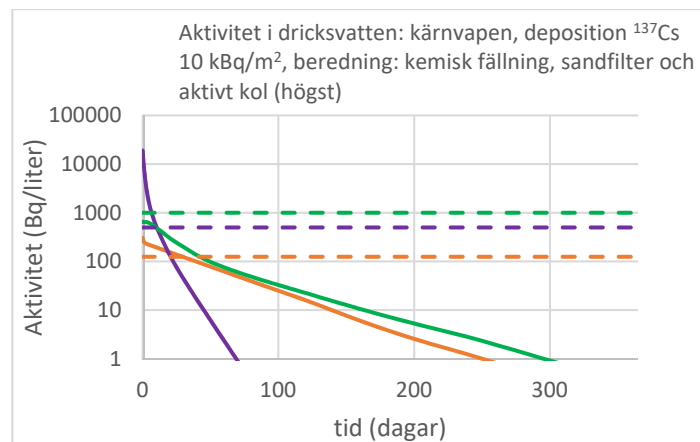
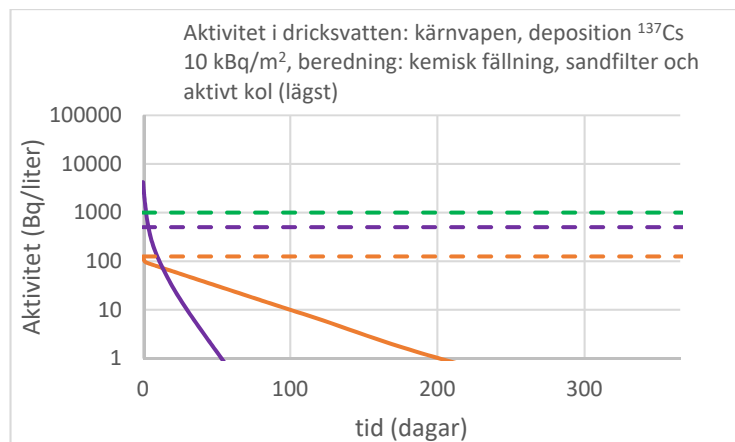
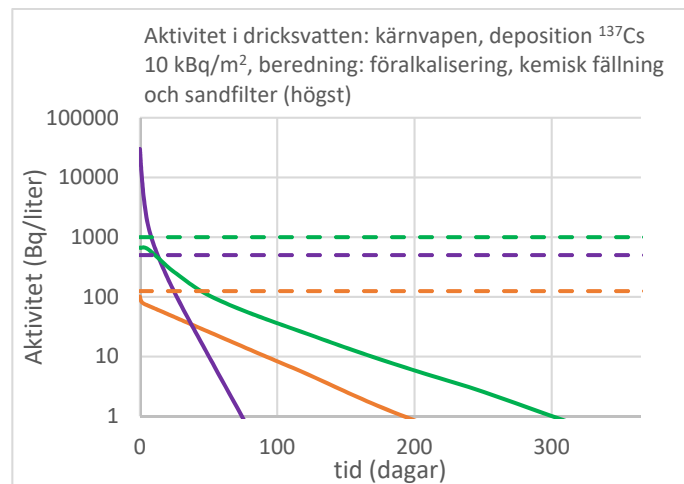
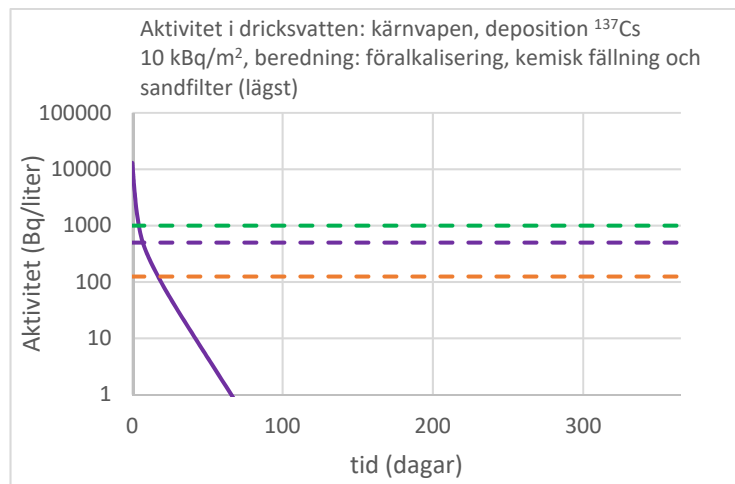
Figure C2. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 100 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från ett reaktorhaveri. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurena avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).

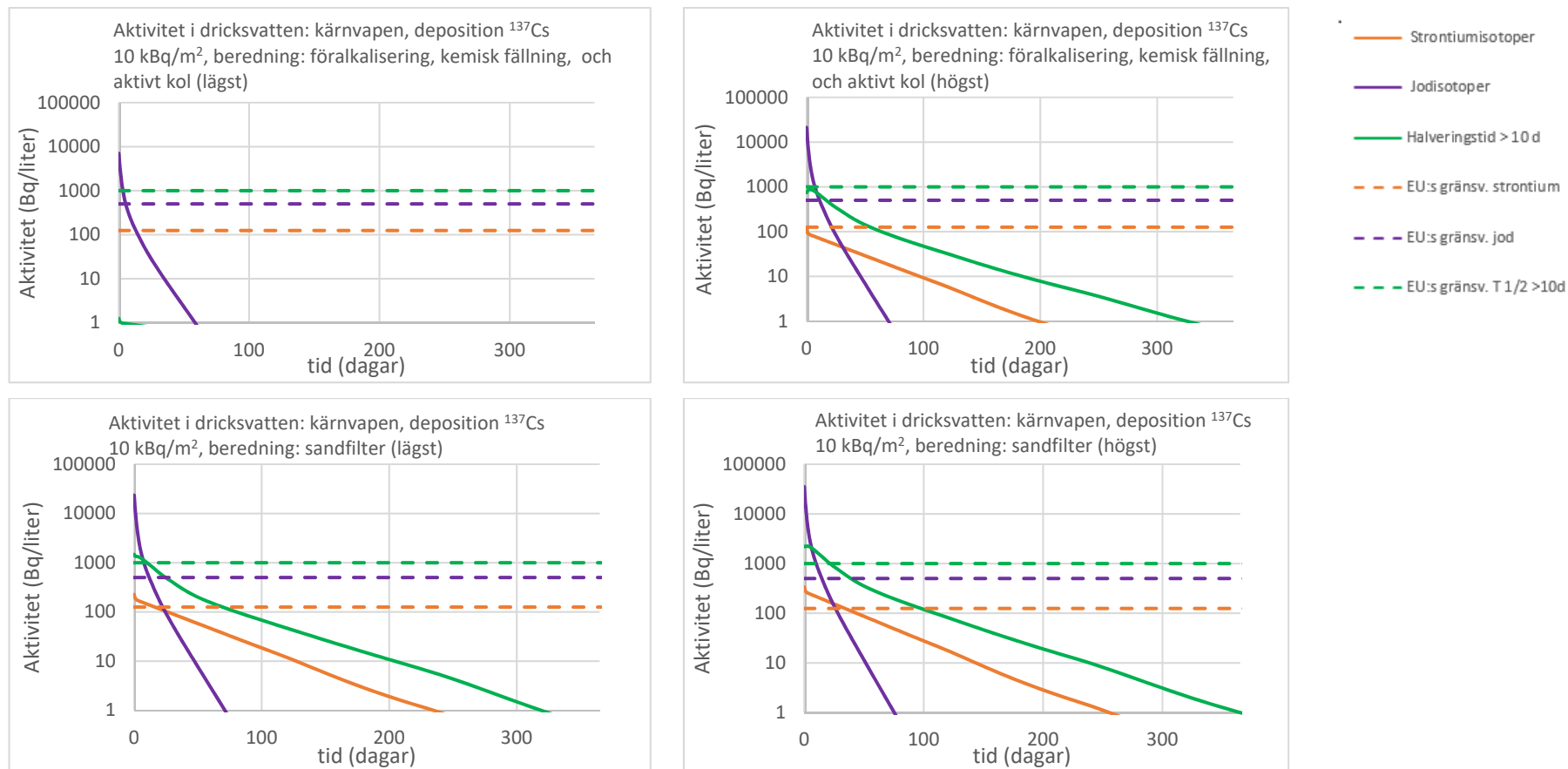


- Strontiumisotoper
- Jodisotoper
- Halveringstid > 10 d
- - - EU:s gränsv. strontium
- - - EU:s gränsv. jod
- - - EU:s gränsv. T 1/2 > 10d

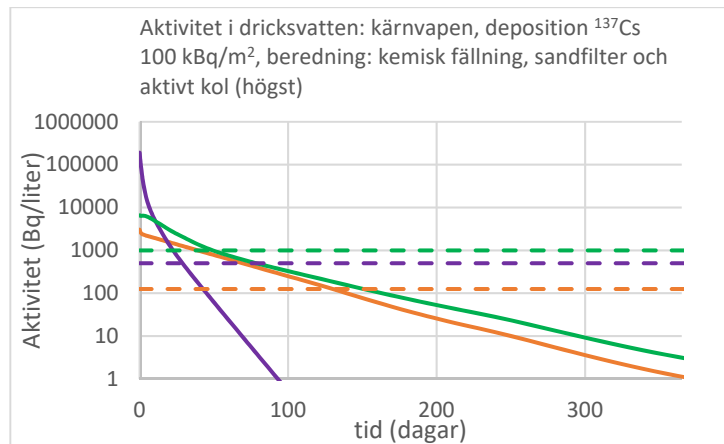
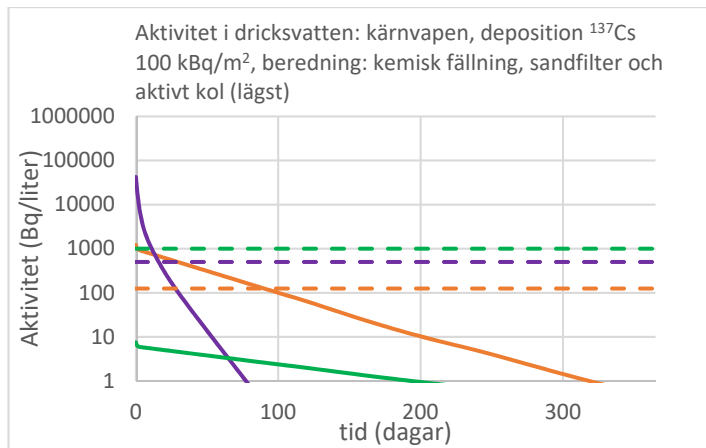
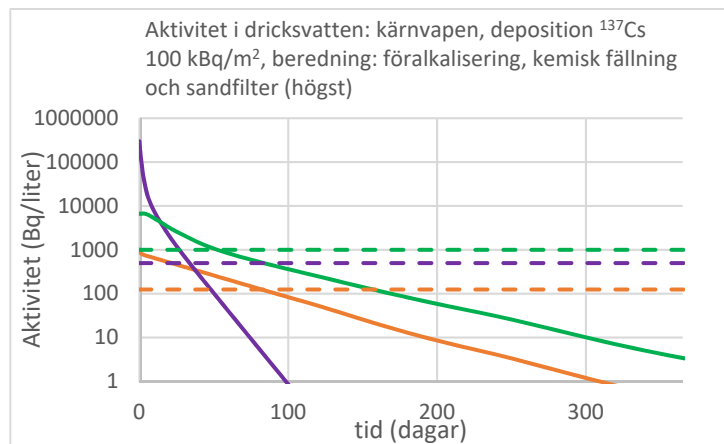
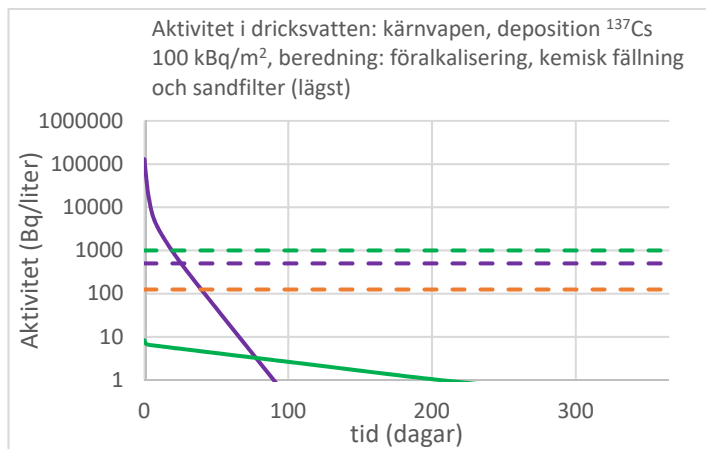


Figur C3. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 1 MBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från ett reaktorhaveri. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurerna avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).





Figur C4. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 10 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från en kärnladdningsexplosion. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurerna avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).



- Strontiumisotoper
- Jodisotoper
- Halveringstid > 10 d
- - - EU:s gränsv. strontium
- - - EU:s gränsv. jod
- - - EU:s gränsv. T 1/2 > 10d

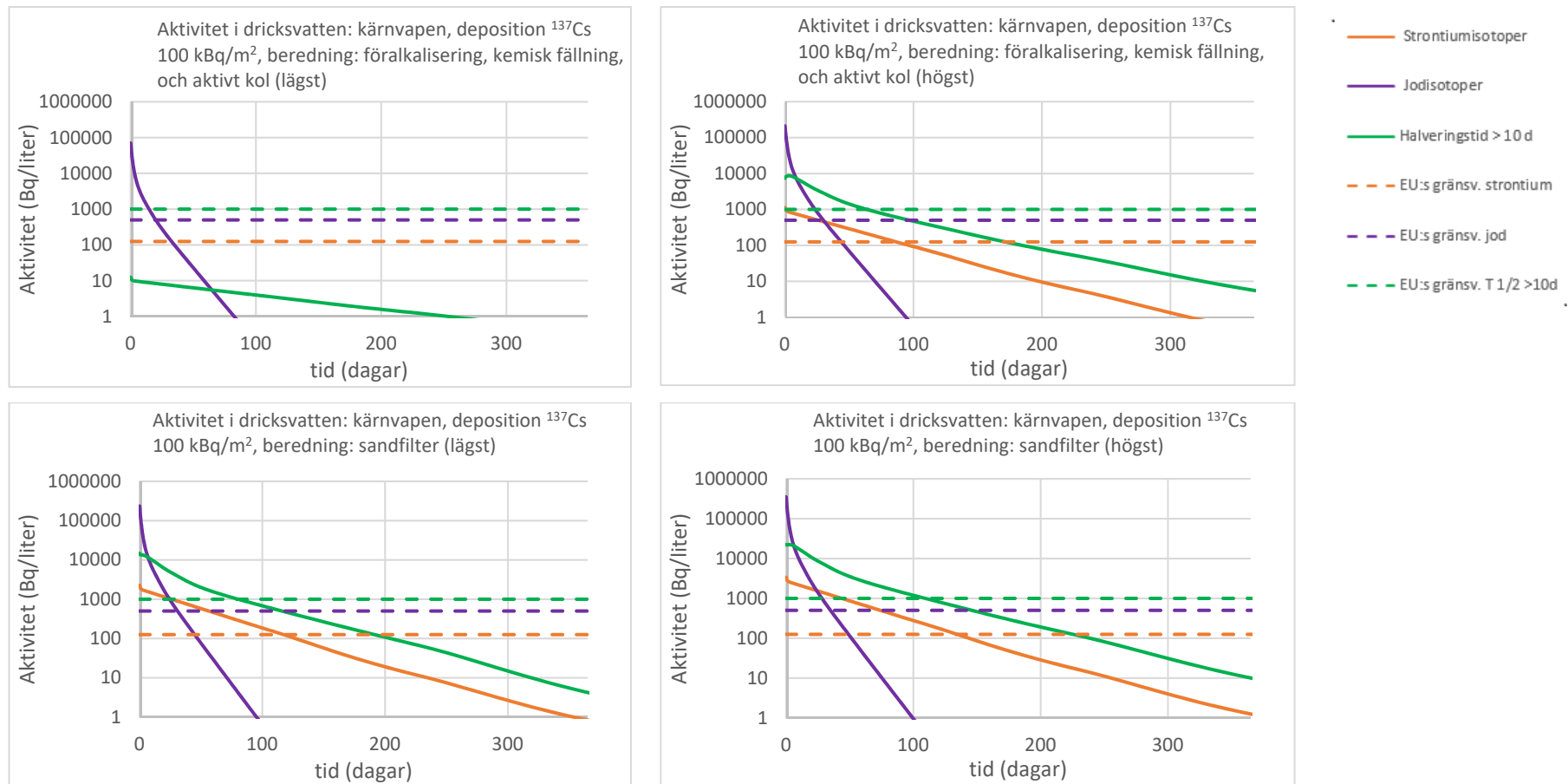
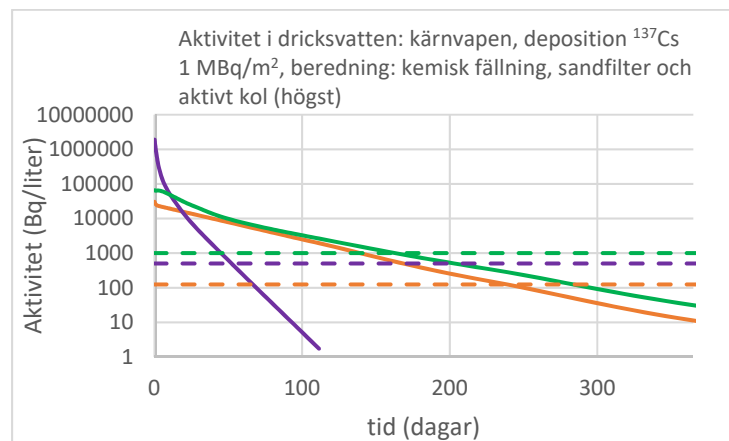
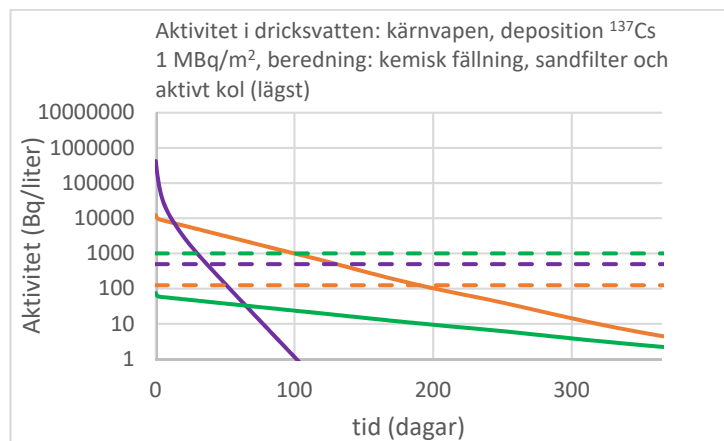
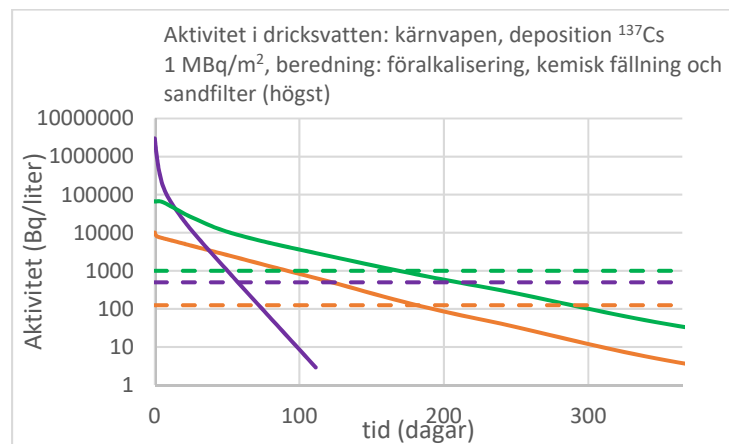
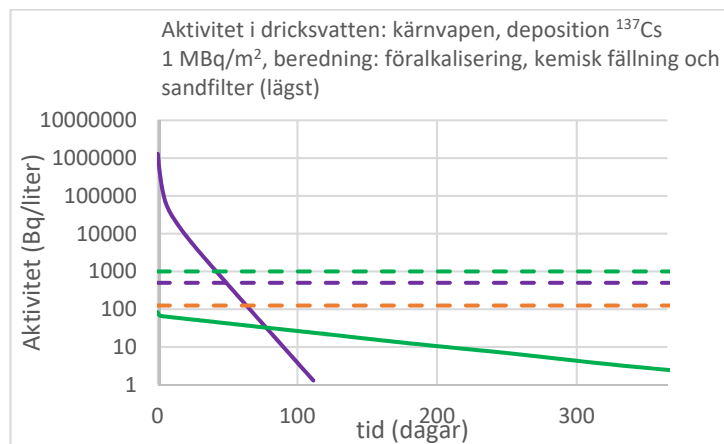


Figure C5. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 100 kBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från en kärnladdningsexplosion. De streckade linjerna är Europeiska rådets gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figuren avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).



- Strontiumisotoper
- Jodisotoper
- Halveringstid > 10 d
- EU:s gränsv. strontium
- EU:s gränsv. jod
- EU:s gränsv. T 1/2 > 10d

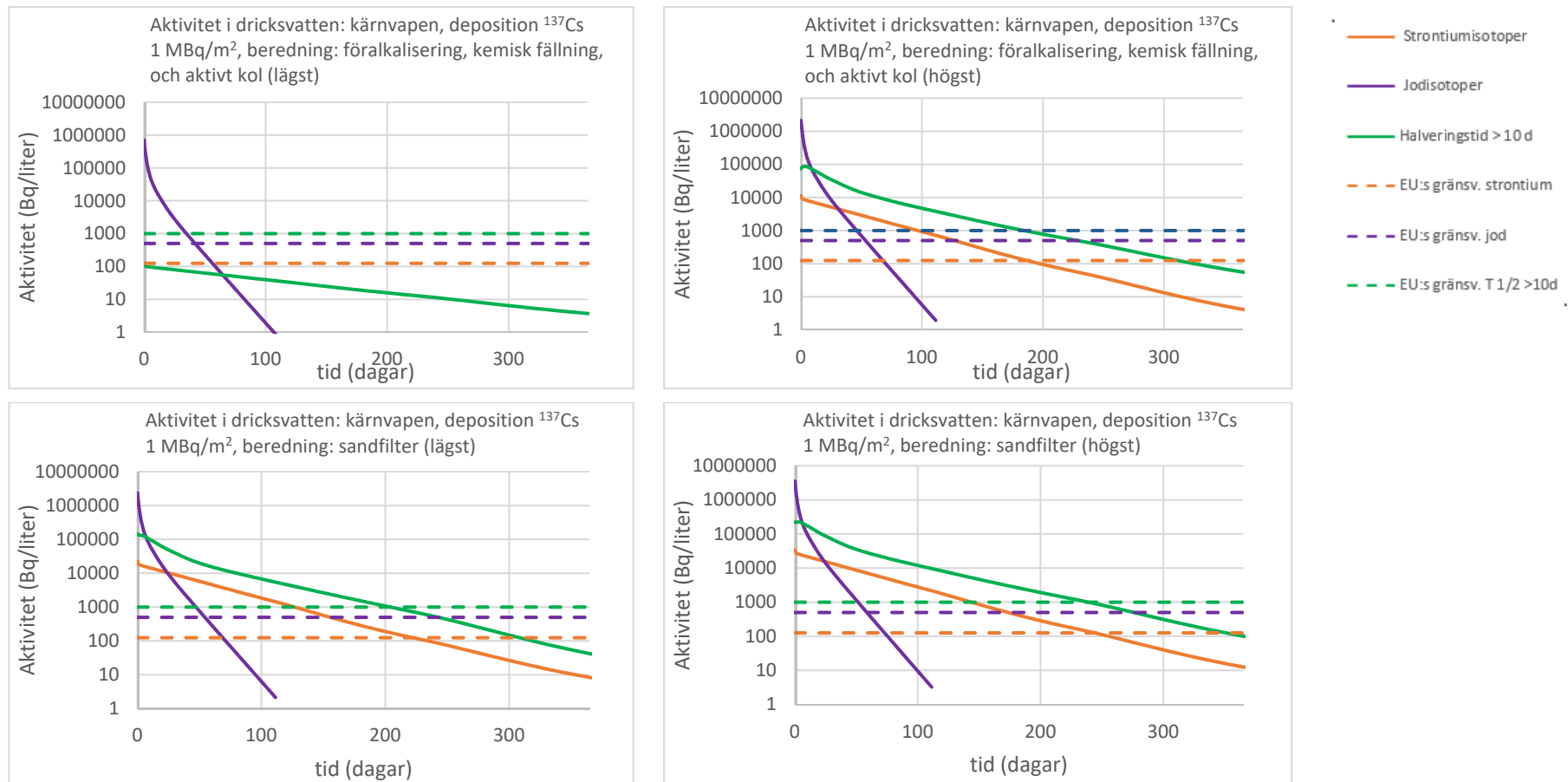


Figure C6. Beräknad radioaktivitet i dricksvatten (Bq/liter) från ytvattenverk med fyra olika beredningsprocesser. Depositionsnivån är 1 MBq/m² av cesium-137 och nedfallet kommer från en kärnladdningsexplosion. De streckade linjerna är EU:s gränsvärden och de heldragna är beräknad aktivitet under det första året efter nedfallet. Beteckningen lägst respektive högst i figurerna avser intervallet i reningseffekten. Lägst står för lägsta aktivitet (bästa reningseffekten) och högst för högsta aktivitet (sämsta reningseffekten).

Bilaga D - Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall – en sammanfattning (Memo 7017)

Inledning och arbetsmetod

Syftet med denna rapport är att ge handläggare på berörda myndigheter en kortfattad information om problematiken kring radioaktiva ämnen i dricksvatten efter ett radioaktivt nedfall. För mer information, se huvudrapporten *Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall* [FOI-R-- 4930--SE]. Cirka hälften av Sveriges befolkning får sitt dricksvatten från ytvattenverk. Dricksvatten från ytvattentäkter riskerar att kontamineras när radioaktiva ämnen sprids i atmosfären och deponeras på mark och vatten. Två olika händelser har studerats. Det ena är en tankgenomsmältning (härdsmläta) i ett kärnkraftverk där det utsläpps begränsande systemet inte fungerar och det andra är en kärnladdningsexplosion i marknivå som motsvarar en explosion av ca 100 kton trotyl. Utsläppet av radioaktiva ämnen, spridningen, depositionen, omfördelningen i vattentäkt och beredning av råvatten i vattenverken har simulerats för att kunna beräkna halterna av de olika radioaktiva ämnena i dricksvatten.

Scenarier och modeller

Sammansättning och aktivitet (Bq) av olika radioaktiva ämnen vid kärnreaktorhaveriet och kärnvapensprängningen har beräknats och de som ger betydande bidrag till stråldoser via dricksvatten har valts ut. Dessa har spridits i atmosfären och succesivt bildat ett radioaktivt nedfall över en ytvattentäkt. Samma väderförhållanden har använts i båda fallen. En mellansvensk sjö (Bolmen) och dess tillrinningsområde har fått utgöra exempel på en ytvattentäkt. Dess volym, flöden och mekanismer för partikeltransport har beskrivits i en modell. Det kontaminerade sjövattnet har sedan passerat de fyra vanligaste typerna av vattenverk för att renas till dricksvatten. I vattenverken bereds råvattnet med olika metoder för att avskilja oönskade ämnen från det blivande dricksvattnet varvid även radioaktiva ämnen till viss del avskiljs.

Vid ett stort utsläpp träder Europeiska rådets gränsvärden för saluförda livsmedel i kraft och gäller under den första tiden (tabell 1). Dricksvatten kan räknas som flytande livsmedel.

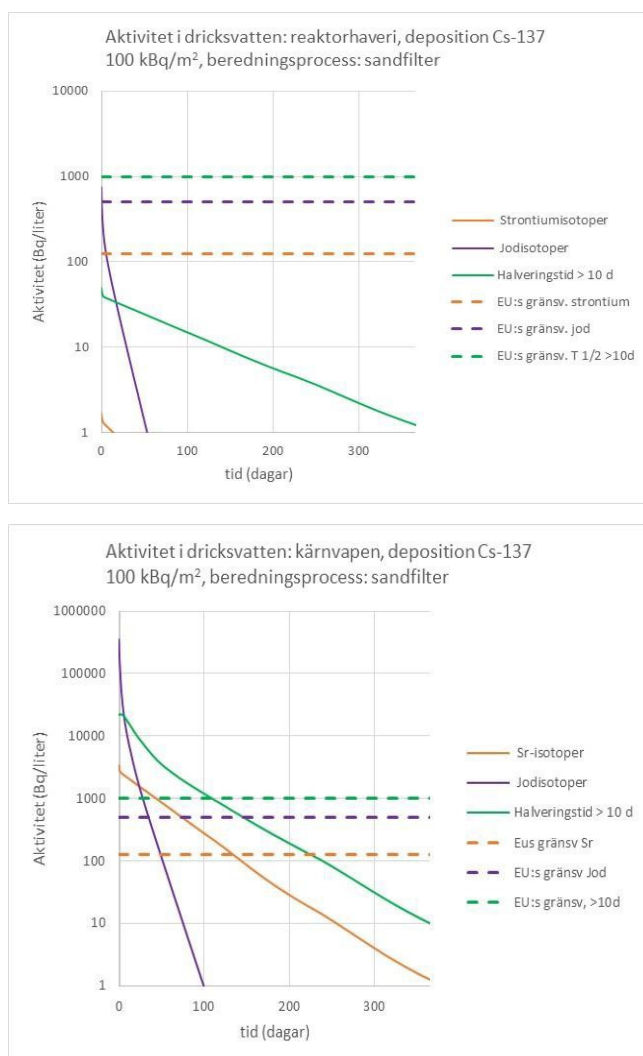
Tabell 1. Gränsvärden för radioaktivitet i saluförda livsmedel inom EU efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation (Euratom 2016/52).

Isotopgrupp/Livsmedelsgrupp	Livsmedel (Bq/kg)			
	Spädbarnsmat	Mjölksprodukter	Andra livsmedel förutom mindre viktiga	Flytande livsmedel
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	75	125	750	125
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	150	500	2 000	500
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	1	20	80	20
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137	400	1000	1 250	1000

Resultat

För varje enskilt radioaktivt ämne beräknades halten (Bq/l) i dricksvattnet vid depositionen 100 kBq/m² av cesium-137. Depositionen motsvarar ungefär det radioaktiva nedfallet i Gävle efter Tjernobylyolyckan 1986 och kan också förväntas i stora områden efter en kärnladdningsexplosion. Halterna summerades sedan i de grupper av radioaktiva ämnen som finns i gränsvärdestabellen (tabell 1). Gruppen med alfastrålande nuklider togs inte med eftersom den inte beräknas bli något problem. Exempel på halter i dricksvatten (Bq/l) där sjövattnet fått passera ett sandfilter visas i figur 1 nedan (heldragna linjer) tillsammans med gränsvärdena (streckade linjer). Fler resultat från olika

depositionsnivåer och andra beredningsprocesser än sandfilter finns att se i rapport [FOI-R-4930--SE]. I reaktorhaveriet riskerar jod att överskrida gränsvärdet medan strontium och summan av övriga radioaktiva ämnen med en halveringstid längre än 10 dagar, ligger långt under sina gränsvärden. I kärnvapenfallet beräknas alla grupper ligga över gränsvärdena den första tiden. Jod når under gränsvärdet efter några veckor medan de övriga radioaktiva ämnen beräknas vara ett problem upp till några månader efter utsläppstillfället. Framförallt radioaktivt strontium utgör ett långvarigt problem i detta kärnvapenscenarium.



Figur 1. Haltförändring (Bq/l) i dricksvatten under första året efter ett radioaktivt nedfall jämfört med EU:s gränsvärden för flytande livsmedel (tabell 1). Det övre diagrammet beskriver halten i dricksvatten efter ett nedfall från ett reaktorhaveri. Det nedre beskriver motsvarande efter en kärnvapenexplosion.

Diskussion

Exemplen ovan ger en fingervisning om nivåer och tidsförlopp för radioaktiva ämnen i dricksvatten. När nedfallsprognoserna för deposition av jod-131, strontium-90 och cesium-137 finns tillgängliga kan tabellerna 2 och 3 användas för att grovt skatta de geografiska områden där gränsvärdena riskerar att överskridas. Varje nuklidgrupp i gränsvärdestabellen (tabell 1) har tilldelats en markörnuklid: jod-131 för jodisotoperna, strontium-90 för strontiumisotoperna och cesium-137 för

övriga nuklider med en halveringstid längre än 10 dagar. I tabell 2a-2c visas den ungefärliga depositionsnivån där respektive nuklidgrupp riskerar att överstiga gränsvärdet. Tidpunkten är ca 1 dygn efter utsläpp och beräkningarna är gjorda för fyra olika beredningsprocesser. Depositionen (kBq/m²) avser markörnukliden.

Tabell 2a. Ungefärlig depositionsnivå där dricksvattnet riskerar att överstiga gränsvärdet under första dygnet efter ett nedfall. Kritiska depositionsnivåer ges för fyra olika beredningsprocesser. Depositionen i kBq/m² avser markörnukliden strontium-90.

Strontiumisotoper(⁹⁰ Sr)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	200 kBq/m ²	13 kBq/m ²
Kemisk fällning, sandfilteroch aktivt kol	66 kBq/m ²	4,4 kBq/m ²
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	180 kBq/m ²	12 kBq/m ²
Sandfilter	60 kBq/m ²	4,0 kBq/m ²

Tabell 2b. Ungefärlig depositionsnivå där dricksvattnet riskerar att överstiga gränsvärdet under förstadygnet efter ett nedfall. Kritiska depositionsnivåer ges för fyra olika beredningsprocesser. Depositionen i kBq/m² avser markörnukliden jod-131.

Jodisotoper (¹³¹ I)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	1300 kBq/m ²	200 kBq/m ²
Kemisk fällning, sandfilteroch aktivt kol	2200 kBq/m ²	310 kBq/m ²
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	2000 kBq/m ²	280 kBq/m ²
Sandfilter	1200 kBq/m ²	170 kBq/m ²

Tabell 2c. Ungefärlig depositionsnivå där dricksvattnet riskerar att överstiga gränsvärdet under första dygnet efter ett nedfall. Kritiska depositionsnivåer ges för fyra olika beredningsprocesser. Depositionen i kBq/m² avser markörnukliden cesium-137.

Nuklidermed halveringstid merän 10 dagar (¹³⁷ Cs)		
	Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
Beredningsprocess		
Föralkalisering, kemisk fällning och sandfilter	2600 kBq/m ²	15 kBq/m ²
Kemisk fällning, sandfilteroch aktivt kol	2600 kBq/m ²	16 kBq/m ²
Föralkalisering, kemisk fällning och aktivt kol	2300 kBq/m ²	12 kBq/m ²
Sandfilter	2300 kBq/m ²	4,5 kBq/m ²

Om det saknas information om vilka beredningsprocesser som används i länet, kan det vara lämpligt att sätta restriktioner som ger större marginal till gränsvärdet. I tabell 3 har sandfilter, som ger sämst rening, använts som ett värsta fall. Siffrorna har avrundats nedåt till närmsta tiopotens, för att ge ytterligare marginal till gränsvärdet. Depositionsnivån kan utgöra en generell åtgärdsnivå [SSM 2017:27].

Tabell 3. Förslag på åtgärdsnivåer för radioaktivitet i ytvattentäkter kopplat till depositionsnivåer. Beräkningarna gäller för tidpunkten ca ett dygn efter utsläppet.

Markörnuklid	Nuklidgrupp	Depositionsnivå	
		Reaktorhaveri	Kärnladdningsexplosion
¹³⁷ Cs	Nuklider med halveringstid mer än 10 dagar	1000 kBq/m ²	1 kBq/m ²
¹³¹ I	Jodisotoper	1000 kBq/m ²	100 kBq/m ²
⁹⁰ Sr	Strontiumisotoper	10 kBq/m ²	1 kBq/m ²

Slutsatser och förslag till åtgärder

- Jodisotoperna kommer att vara gränssättande under den första tiden.
- Depositionsnivåer av cesium-137 som överskrider 100 kBq/m² (reaktorhaveri) respektive 0,1 kBq/m² (kärnladdningsexplosion) riskerar att ge halter av jodisotoper i dricksvattnet som ligger över EU:s gränsvärden.
- I kärnvapenfallet riskerar gränsvärdet att överskridas för alla tre nuklidgrupperna vid depositions nivåer på ca 10 kBq/m² av cesium-137.
- Dricksvattnet från grundvattentäkter kommer inte att vara kontaminerat i ett initialt skede. Finns det vatten från grundvattentäkter att tillgå bör detta användas istället för vatten från ytvattentäkter. Finns det kapacitet att mellanlagra renat eller råvatten från ytvattentäkter några veckor är även detta en stor fördel eftersom de radioaktiva ämnen som har kort halveringstid t ex. jod-131 hinner sönderfalla och minska i radioaktivitet (halt) under denna tid.
- Det är viktigt att börja mäta dricksvatten så snart som möjligt efter en olycka. Minst två mättekniker krävs:
 - Gammalspektrometri behövs för att mäta jod- och cesiumisotoperna samt de övriga ämnen som ingår i gruppen nuklider med halveringstid > 10 dagar.
 - För att mäta strontiumisotoperna krävs radiokemiska separationer följt av mätteknik för betastrålning.
- Eventuellt bör allmänheten rekommenderas att inte dricka kranvattnet förrän provtagningar och mätningar är under kontroll.
- Med tiden kommer de radioaktiva ämnena att dels sönderfalla dels spädas ut till nivåer under gränsvärdena.
- Aktivt kol har hög reningseffektivitet för jod och kan utnyttjas som ytterligare beredningssteg i ytvattenverk samt för att ytterligare rena dricksvattnet i hemmet.

Referenser

FOI-R--4930--SE	<i>Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall</i>	A.Tovedal, O.Björnham, H. Grahn, T.Nylén,
SSM 2017:27	<i>Översyn av beredskapszoner, bilaga 1 – Referensnivåer, doskriterier och åtgärdsnivåer,</i>	J. Johansson <i>et al</i>

FOI är en huvudsakligen uppdragsfinansierad myndighet under Försvarsdepartementet. Kärnverksamheten är forskning, metod- och teknikutveckling till nytta för försvar och säkerhet. Organisationen har cirka 1000 anställda varav ungefär 800 är forskare. Detta gör organisationen till Sveriges största forskningsinstitut. FOI ger kunderna tillgång till ledande expertis inom ett stort antal tillämpningsområden såsom säkerhetspolitiska studier och analyser inom försvar och säkerhet, bedömning av olika typer av hot, system för ledning och hantering av kriser, skydd mot och hantering av farliga ämnen, IT-säkerhet och nya sensorers möjligheter.



FOI
Totalförsvarets forskningsinstitut
164 90 Stockholm

Tel: 08-55 50 30 00
Fax: 08-55 50 31 00

www.foi.se