

Rapport

R-15-03

November 2015



Dekontamineringshandbok – Volym 2

Dekontaminering vid avveckling

SVENSK KÄRNBRÄNSLEHANTERING AB

SWEDISH NUCLEAR FUEL
AND WASTE MANAGEMENT CO

Box 250, SE-101 24 Stockholm
Phone +46 8 459 84 00
skb.se

SVENSK KÄRNBRÄNSLEHANTERING

ISSN 1402-3091

SKB R-15-03

ID 1493605

November 2015

Dekontamineringshandbok – Volym 2

Dekontaminering vid avveckling

Svensk Kärnbränslehantering AB

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

© 2015 Svensk Kärnbränslehantering AB

Innehåll

1	Introduktion	5
2	Avfallshantering och slutförvarsfrågor	7
2.1	Sammanfattning	7
2.2	Krav för friklassning	7
2.2.1	Krav i Sverige	7
2.2.2	Krav i Finland	8
2.3	Krav som ställs på avfallet inför slutförvaret	10
2.3.1	Krav i Sverige	10
2.3.2	Krav i Finland	12
2.4	Krav som påverkar val av dekontamineringsmetod	14
2.4.1	Komplexbildare	14
2.4.2	Cellulosa	14
2.4.3	Möjligheter att behandla sekundäravfallet så att slutförvarskraven uppfylls	15
3	Dekontaminering av metall	17
3.1	Sammanfattning	17
3.2	Syfte	17
3.3	Vad skiljer skrotdekontaminering från dekontaminering för återanvändning i kärnkraftverk	17
3.4	Systemdekontaminering inför avveckling	18
3.5	Tillgängliga metoder	19
3.5.1	Kemiska dekontamineringsmetoder	20
3.5.2	Mekaniska dekontamineringsmetoder	29
3.5.3	Smältning	32
3.5.4	Nya metoder	33
3.6	Avfallsaspekter	36
3.7	Referensprojekt	38
3.7.1	Referensprojekt Big Rock Point	38
3.7.2	Referensprojekt Maine Yankee	39
3.7.3	Referensprojekt Barsebäck	43
4	Dekontaminering av betong	49
4.1	Sammanfattning	49
4.2	Syfte	49
4.3	Var finns betongen som ska dekontamineras?	49
4.3.1	Radiologisk kartläggning	49
4.3.2	Förekomst av kontamination och aktivering	53
4.4	Dekontaminering av våt och torr betong	58
4.4.1	Kontamination och aktivering	58
4.4.2	Val av dekontamineringsmetod	58
4.5	Tillgängliga metoder	59
4.5.1	Våta metoder	59
4.5.2	Torra metoder	60
4.5.3	Nya metoder	70
4.6	Avfallsaspekter dekontaminerad betong	74
4.7	Slutförvarsalternativ för avfall efter betongdekontaminering	76
4.8	Referensprojekt	76
5	Dekontaminering av andra fasta material	79
5.1	Sammanfattning	79
5.2	Avgränsning	79
5.3	Galvaniserat och förzinkat material	79
5.3.1	Materialbeskrivning	79
5.3.2	Bra att känna till	79
5.3.3	Dekontamineringsmetoder	79

5.4	Kablage	80
5.4.1	Materialbeskrivning	80
5.4.2	Bra att känna till	80
5.4.3	Dekontamineringsmetoder	80
5.5	Glasfiber	81
5.5.1	Materialbeskrivning	81
5.5.2	Bra att känna till	82
5.5.3	Dekontamineringsmetoder	82
5.6	Lysrör och belysningsarmaturer	83
5.6.1	Materialbeskrivning	83
5.6.2	Bra att känna till	83
5.6.3	Dekontamineringsmetoder	83
5.7	Plaster	83
5.7.1	Materialbeskrivning	83
5.7.2	Bra att känna till	85
5.7.3	Dekontamineringsmetoder	86
5.8	Fördjupad läsning	86
6	Avfallshantering av icke fasta material	87
6.1	Översikt	87
6.2	Behandling av icke-fasta material	88
6.2.1	Översikt	88
6.2.2	Jonbytare	88
6.2.3	Indunstning	90
6.2.4	Filtrering	91
6.2.5	Absorption med aktivt kol	93
6.2.6	Sedimentering	93
6.2.7	Centrifugal separering	94
6.3	Konditionering av icke-fasta material	94
6.3.1	Immobilisering	96
6.3.2	Termisk behandling	96
	Referenser	99

1 Introduktion

Dekontamineringshandbok Vol. 2 riktar in sig på dekontaminering under avveckling. Den täcker också avfallshantering och slutförvaring. Dekontaminering av metall, betong och andra material behandlas i separata kapitel som även innefattar verktyg och metoder för varje enskilt material. Vidare finns även referensfall beskrivna.

Världens kärnkraftverk åldras, cirka 80 % är mer än 20 år gamla och ca 50 % är mer än 30 år gamla. Deras drifttid börjar lida mot sitt slut och därför anses inte reparationer och/eller modernisering längre vara ekonomiskt försvarbara.

Tack vare effektiva behandlings- och konditioneringsmetoder för driftavfall reduceras mängderna avfall generellt, även i äldre anläggningar. På grund av detta blir mängden metall- och betongavfall vid demontering en tiopotens större än mängden avfall som producerats under anläggningens drifttid. Till exempel uppskattar OECD/NEA att ca 30 miljoner ton radioaktivt avfall i form av kontaminerad metall kommer att produceras under de nästa femtio åren; från avvecklade kärntekniska anläggningar.

Merparten av anläggningarna, t ex byggnader, är rena från kontamination och kan friklassas. För aktivt material (t ex interndelar) och kontaminerat material (t ex systemdelar och lös utrustning) krävs behandling och/eller slutförvaring. Mängden aktiverat och kontaminerat material beror till stor del på vilken typ av reaktor det är. Förutom reaktortyp är drifhistorik inklusive vilka rutiner som har använts viktiga faktorer, dessa kan t ex vara bränsleskador, rörläckage och dekontaminering under revisionsavställning.

Efter det att det använda bränslet har transporterats bort från anläggningen finns merparten av den resterande radioaktiviteten i de aktiverade delarna, som består av både metall och betong, i reaktorns närhet. För närvarande förutsätter de flesta avvecklingsplanerna förvaring av aktiverade komponenter som är intakta eller efter segmentering. En stor del av avfallet, metall och betong, innehåller låga koncentrationer radioaktivitet. Detta avfall kan via olika typer av behandling sorteras i en radioaktiv del och del som kan friklassas. Detta medför att mängden avfall till slutförvar minimeras. Det finns olika typer av kontaminering som kräver olika typer av dekontamineringsinsatser och metoder, från enkel avtorkning till elektrokemiska bad och avlägsnande av ytan från det kontaminerade objektet. Att skära av den kontaminerade/aktiverade delen från den del som inte är radioaktiv kan också tas under övervägande.

Syftet med att använda dekontaminering är att:

- Underlätta tillgänglighet till arbetsområden och hantering av komponenter och utrustning som ska avvecklas.
- Minska radioaktiviteten i anläggningen för att underlätta kapning.
- Uppfylla de krav som gäller för slutförvaring av avfallet.
- Friklassa materialet.

Vid dekontaminering för avveckling finns, till skillnad från dekontaminering under drift, det inte några krav på de dekontaminerade komponenterna förutom en låg strålningsnivå. Detta möjliggör att mer aggressiva och destruktiva metoder, med högre dekontamineringsfaktor, kan användas för att nå friklassningsnivå. I vissa fall kan det också vara fördelaktigt att nå en lägre avfallsklassificering (ILW \Rightarrow LLW \Rightarrow VLLW), men i dessa fall kan kostnaden och mängden genererat sekundäravfall lätt överstiga den eventuella nyttan av den nya avfallsklassen. Den bästa lösningen kan vara att deponera radioaktiva komponenter utan dekontaminering särskilt om det redan finns lämpliga slutförvarsanläggningar med tillgängligt utrymme eller om utbyggnaden av slutförvaringsanläggningen är enkel.

Den befintliga dekontamineringsutrustningen kan också användas för dekontaminering under avveckling. Antingen i befintligt skick eller med mindre modifieringar, till exempel starkare syror i kemiska bad eller annat blästermaterial.

I den här handboken presenteras många metoder för dekontaminering under avveckling; varje metod har sina för- respektive nackdelar. När dekontamineringsmetoder för ett visst projekt ska väljas, bör projektets specifika egenskaper (till exempel plats, mängd, typ av kontamination och det kontaminerade materialet) beaktas. Det krävs noggrann planering för att bestämma den optimala lösningen. Eftersom ett avvecklingsprojekt normalt pågår under flera år kan nya bättre metoder bli tillgängliga under projektets gång. Utvecklingen av sådan ny teknik måste följas noggrant.

2 Avfallshantering och slutförvarsfrågor

2.1 Sammanfattning

Vid planering inför ett dekontamineringsprojekt måste man redan i starten beakta avfallshanterings- och slutförvaringsfrågorna. Avfallshantering, friklassning och slutförvarskrav varierar och är fast knutna till varandra. De flesta krav är nationella och varierar därför mellan olika länder.

I de följande avsnitten redovisas krav för avfallet efter behandling och slutförvar liksom för friklassning. Kraven baseras både på finsk och svensk lagstiftning. I grund och botten är de finska och svenska slutförvaringsteknikerna mycket lika; nivån på lagstiftningen är densamma i de båda länderna. Dock skiljer en del detaljer och därför redovisas både och när det är nödvändigt.

2.2 Krav för friklassning

2.2.1 Krav i Sverige

Allmänna krav

I Sverige regleras friklassning av material, lokaler, byggnader och mark av SSM:s föreskrift SSMFS 2011:2. Föreskriften beskriver de krav som myndigheten ställer på tillståndshavare för att visa att material eller dylikt som ska friklassas kan undantas från vidare myndighetsreglering ur strålsäkerhetskänseende.

Varje tillståndshavare som bedriver friklassning ska anmäla ett kontrollprogram till SSM som beskriver den metodik, ledning och styrning, kontroll (mätning), kvalitetssäkring och dokumentation som man avser använda för att uppfylla föreskriftens krav vid friklassningsarbetet.

Allt material, eller dylikt, som ska friklassas måste kontrolleras, främst genom mätning, så att det uppfyller de gränsvärden avseende ytkontamination och nuklidspecifikt innehåll som anges i föreskriften. Aktivitetsbestämning kan göras på en mängd olika sätt beroende på nuklidinventarium, materialets beskaffenhet eller storlek. Nuklidvektorer, som verifieras genom mätningar, kan användas.

Friklassningsnivåerna är nuklidspecifika och baseras på ansatsen att ingen person ska behöva exponeras för ett årligt dostillskott på mer än 10 µSv. Friklassningsnivåerna för respektive nuklid varierar beroende på om det är material, och de lokaler eller byggnader som ska friklassas för fri användning eller om de ska rivas eller omhändertas som farligt avfall. Friklassningsnivåerna för material, lokaler, byggnader redovisas i bilagor till föreskriften.

För att samordna friklassningsarbetet i Sverige har de kärntekniska tillståndshavarna tagit fram en handbok (Friklassningshandboken, SKB R-11-15) som etablerar en branschgemensam praxis om hur föreskriftkraven ska tolkas och hur friklassningsarbetet ska bedrivas för att uppfylla dessa krav.

Material

Det som avgör om ett material kan friklassas är två kriterier:

- att man ej överstiger gränsvärdena för ytkontamination,
- att kvoten av totalaktiviteten per massenhet eller ytenhet, omräknat till inteckning, är mindre än 1.

För ytkontamination gäller gränsvärdena 4 kBq/m² för alfastrålande nuklider och 40 kBq/m² för beta/gammastrålande nuklider, utvärderat som ett medelvärde på en yta om högst 0,03 m².

Högsta tillåtna koncentration av radioaktiva ämnen anges nuklidspecifikt, med en summaformel för hur sammanvägning ska göras då fler än en nuklid finns. Denna inteckning beräknas enligt följande formel:

$$\text{Inteckning} = \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{c_{FNi}} \quad 2-1$$

Där:

c_i är den totala aktiviteten av nuklid i per massenhet eller ytenhet (Bq/g eller kBq/m²), c_{FNi} är friklassningsnivån för nuklid i , och n är antalet förekommande nuklider.

För material beror c_{FNi} på om materialet ska friklassas för fri användning eller om materialet ska förbrännas eller hanteras som farligt avfall. I det senare fallet är friklassningsnivåerna för de flesta nuklider en storleksordning högre.

Lokaler och byggnader

För byggnader och lokaler gäller samma villkor som för material rörande ytkontamination och aktivitetskoncentration. Friklassningsnivåerna för enskilda nuklider, c_{FNi} , varierar dock beroende på om lokalen eller byggnaden ska användas efter friklassning eller om den ska rivras.

Mark

I Sverige finns det inga generella gränsvärden för friklassning av mark. Friklassningsnivåer avgörs av SSM från fall till fall utgående från dos- och spridningsberäkningar som tar hänsyn till aktuellt aktivitetsinventarium och t ex geologiska eller hydrologiska förhållanden på platsen.

2.2.2 Krav i Finland

I stort sett gäller samma regler för friklassning av kärntekniskt avfall under drift som under avvecklingsfasen för ett kärnkraftverk. Förutom friklassning av driftavfall, kommer även byggnader och område att friklassas under avvecklingsfasen.

Friklassning av material och föremål

De grundläggande strålsäkerhetskraven för friklassning av radioaktivt avfall (material som uppkommit under drift eller nedmontering av en enda kärnkraftreaktor eller annan nukleär anläggning) är att årsdosen till någon person i allmänheten inte överstiger gränsen 0,01 mSv och att strålningsexponeringen följer ALARA-principen.

Radioaktivt avfall kan undantas från myndighetskontroll (friklassas) genom att följa en allmän eller projektspecifik metod. Med en allmän friklassningsmetod behöver inte destinationen för det friklassade materialet anges alternativt räcker det med att ange hur det ska förvaras. I dessa fall är aktivitetsnivåer som ska tillämpas redan fastställda. För en projektspecifik friklassningsprocess måste mottagare av avfallet och behandlingsmetod definieras. Aktivitetsnivåer kommer att införas baserat på överväganden från fall till fall.

I de fall där avfall friklassas med den allmänna metoden utan generella begränsningar ska de nuklid-specifika aktivitetsnivåerna som listas i myndighetsföreskriften YVL D.4 (STUK 2014a, Annex A) följas. Om den årliga mängden avfall som ska friklassas från en kärnteknisk anläggning inte överskrider 100 ton, kan aktivitetsnivåer specificerade STUK (2014a, Annex B) användas för avfall som deponeras på en kommunal markdeponi eller skickas för smältning som återvinningsbar metall.

Tabell 2-1. Specifikaktivitet och ytkontaminationsnivåer för friklassning av avfall (max. 100 ton/år) per nuklidgrupp.

Nuklidgrupp	Specifik aktivitet medelvärde för maximalt 500 kg avfall	Ytkontamination medelvärde för maximalt 0,1 m ²
Alfastrålare	0,1 Bq/g	0,4 Bq/cm ²
Högenergetisk gamma och beta*	1 Bq/g	4 Bq/cm ²
Lågenergetisk gamma och beta**	10 Bq/g	40 Bq/cm ²

* Till exempel ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹¹⁰mAg, ¹²⁴Sb, ¹²⁵Sb, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce och nuklider som har liknande strålningsenergi.

** Till exempel ³H, ¹⁴C, ⁵¹Cr, ⁵⁵Fe, ⁶³Ni och nuklider som har liknande strålningsenergi.

När den angivna aktivitetsnivån tillämpas på flera nuklider, ska summan av kvoterna mellan varje nuklids uppmätta specifika aktivitet och dess friklassningsnivå bli mindre än ett.

$$\sum_{i=1}^n \frac{a_i}{a_{vi}} \leq 1$$

2-2

där:

a_i = aktivitetskoncentration/ytkontamineringsaktivitet för en nuklid i (Bq/g eller Bq/cm²),

a_{vi} = angiven aktivitetsgräns för friklassning av nuklid i (Bq/g eller Bq/cm²),

n = antal olika nuklider som identifierats i avfallet.

Den generella friklassningsmetoden är inte användbar för avfall som är flyktigt eller brandfarligt eller kan förorsaka strålningsexponering.

Med en projektspecifik friklassning ska aktivitetsnivåerna som godkänts av STUK uppfyllas för varje fall samt vara förenliga med bestämmelserna i Nuclear Energy Decree. Totalaktiviteten för radioaktivt avfall hos avfallsägaren ska vara lägre än 1 GBq och alfaaktiviteten lägre än 10 MBq och årsdosen till någon person i allmänheten som orsakas av det friklassade radioaktiva avfallet ska inte överstiga 0,01 mSv. Dessutom, som för allt som rör kärnkraftsindustrin, ska strålningsexponeringen som orsakas av det överförda radioaktiva avfallet vara så låg som rimligen är möjligt.

Aktivitetskoncentrationerna för avfallet eller annat material som ska friklassas ska vara under nivåerna som anges i myndighetsföreskriften ST 1.5 (STUK 2014b). Materialet som ska friklassas får inte innehålla något nukleärt material från nukleär användning.

Friklassning av område (site) och byggnader

För friklassning av byggnaderna och område vid en kärnteknisk anläggning gäller att årsdosen vid användning av det friklassade området och byggnaderna inte överstiger 0,01 mSv till mest utsatta person. Vid en projektspecifik friklassningsmetod där tillåten framtida användning av området och byggnaderna är begränsad, kan en årsdos upp till 0,1 mSv tillåtas för en individ baserat på strålsäkerhetsoptimering.

Platsen för en nedlagd kärnteknisk anläggning och eventuella byggnader som lämnats intakta kan undantas från myndighetskontroll enligt det allmänna eller projektspecifika metoden. Den allmänna metoden utan restriktioner kan användas om den genomsnittliga ytspecifika aktiviteten på väggar, golv och innertak är mindre än 0,4 Bq/cm². Dessutom ska ytkontaminationen på ett område av en m² vara lägre än 10 kBq. De här friklassningsnivåerna kan tillämpas på nuklidsammansättningar som vanligen förekommer på kärnkraftverk. För projektspecifik friklassning ska framtida användning av platsen för den kärntekniska anläggningen och alla byggnader som lämnats intakta definieras med nödvändiga restriktioner och de resulterande doserna till kritisk grupp ska bedömas.

Aktivitetsbestämning

Aktiviteten i material, konstruktioner eller områden som ska friklassas ska mätas eller på annat sätt uppskattas. Instrumentfel och mänskligt felhavande ska tas med i beräkningen genom att använda redundanta metoder. Vid val av metoder och omfattningen av mätningarna ska hänsyn tas till avfallens ursprung, typ och nuklidsammansättning samt aktivitetsfördelningen i materialet.

Dosrats- och ytkontaminationsmätningar är lämpliga som redundanta metoder eller när nuklidsammansättningen i föremålet är välkänd. Gammaspectrometriska mätningar ska användas på föremål med ojämn aktivitetsfördelning och/eller varierande nuklidsammansättning. I fallet med svag eller ingen gammastrålning ska nuklidspecifika aktiviteter uppskattas genom indirekta metoder. Provtagning och analys är lämplig där fördelningen av radioaktiva ämnen är tillräckligt jämn eller vars aktivitetsfördelning är känd på förhand. Om ursprunget och nuklidsammansättningen avfallsströmmen förblir mer eller mindre konstant, kan aktivitetsbestämning göras baserat på en statistiskt representativ del av avfallskollina. De nuklidspecifika aktiviteterna för andra avfallskollin kan då baseras på uppmätta dosrater korrelerat till den uppmätta nuklidsammansättningen.

Aktivitetsbestämningarna gällande friklassning ska dokumenteras. Årsrapport ska lämnas där aktivitetsdata för varje batch framgår.

2.3 Krav som ställs på avfallet inför slutförvaret

2.3.1 Krav i Sverige

I Sverige är den generella principen att radioaktivt avfall antingen ska friklassas eller deponeras i ett geologiskt slutförvar. Såsom SSM:s föreskrifter är formulerade finns det dock möjlighet att anpassa omhändertagandet av specifika avfallsfraktioner beroende på om regelverket kan upprätthållas. Detta har i vissa fall möjliggjort andra lösningar, som t ex deponering på deponi för farligt avfall eller andra markdeponier.

2.3.1.1 Acceptanskriterier SFR

Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall, SFR, ligger i Forsmark utanför Östhammar, anläggningen började byggas 1983 och togs i drift 1988, och ägs och drivs av SKB, anläggningen ligger cirka 60 m under havsbotten och avfallet förvaras i bergrum på mellan 50 och 120 m djup. Förutom låg- och medelaktivt radioaktivt driftavfall från de svenska kärnkraftverken tar SFR också hand om låg- och medelaktivt avfall från industrier och institutioner, s.k. IKA.

Lagringskapaciteten är 63 000 m³, fördelade på fyra bergrum och en silo. De olika förvarsdelarna har varierande acceptanskriterier, vilka inkluderar både vikt, kollityp, ytdosrat och total aktivitet av vissa angivna långlivade nuklider. Acceptanskriterierna i sin helhet finns angivna i SKB:s Avfallshandbok. SFR tar årligen emot ungefär 1 000 m³ låg- och medelaktivt avfall.

Avfallskollit ska kunna hanteras i det system som finns för transport och slutförvaring. Aktiviteten och materialet i avfallskollit ska anpassas till de tekniska barriärer som finns så att förvaret är säkert efter förslutning.

Ett projekt pågår för att bygga ut SFR för att kunna ta emot avfall från främst rivning av kärnkraftverk, se figur 2-1. Uppskattningsvis behöver den utbyggda anläggningen ha en total kapacitet på 200 000 m³. En ansökan om att få bygga ut SFR har inlämnats av SKB till SSM.

2.3.1.2 Avfallshandboken

Avfallshandboken, som ges ut av SKB, är det styrande dokument som anger vilka acceptanskriterier som gäller för de olika förvarsdelarna i SFR samt vilken administrativ hantering som är nödvändig i samband med överlämning av avfall till SKB:s förvar.

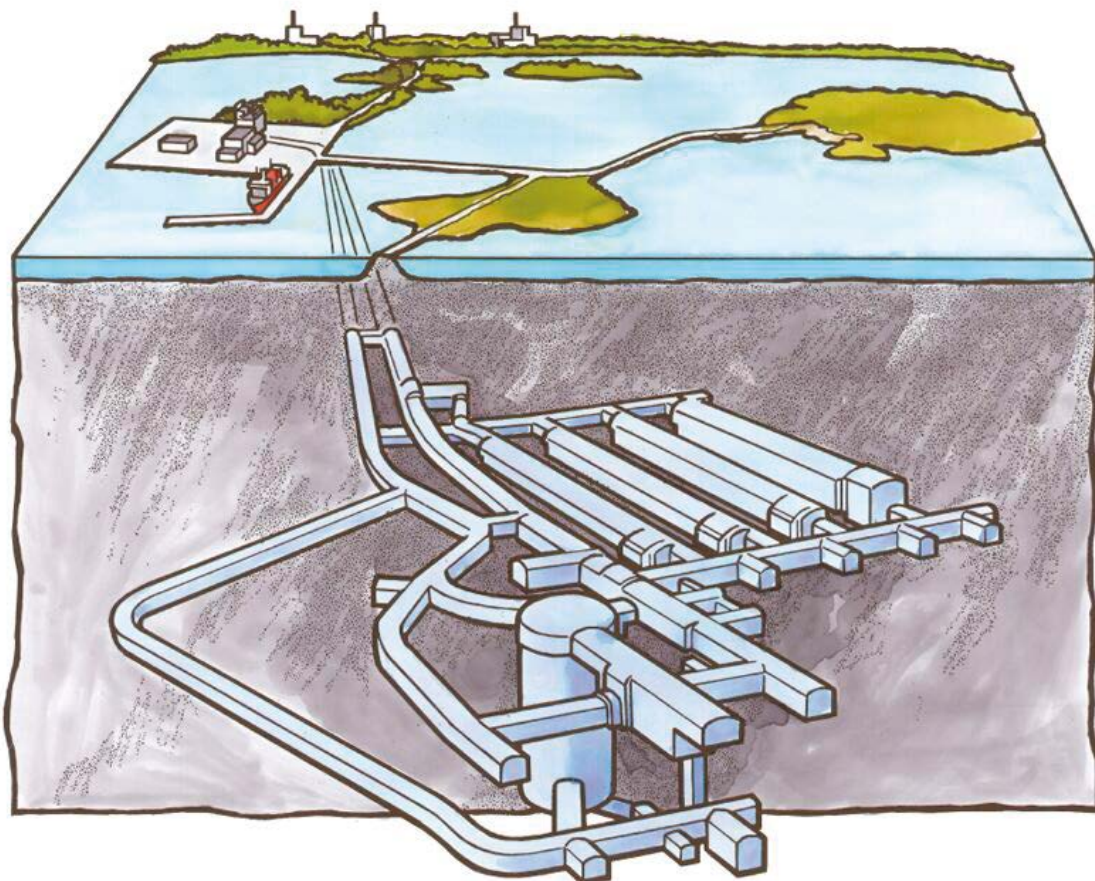
Hur avfallshandbokens krav uppfylls redovisas i en typbeskrivning vilken ska godkännas av SSM och SKB innan avfallskollin enligt denna får tillverkas och deponeras.

Ett slutförvar för kärnavfall eller använt kärnbränsle ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar under drift samt efter förslutning blir högst 10⁻⁶ (motsvarande cirka 10 µSv/år) för kritisk grupp.

Acceptanskriterierna för SFR ska säkerställa att ovanstående kriterium uppfylls.

2.3.1.3 Typbeskrivningar

Innan deponering av en viss avfallstyp måste det finnas en typbeskrivning som är godkänd både av SKB och av SSM. Detta godkännande innebär att typbeskrivningen på ett tillfredsställande sätt beskriver hur de olika acceptanskriterierna uppfylls, och att de kontrollåtgärder som beskrivs har tillräcklig omfattning. Typbeskrivningen utgör en del av säkerhetsredovisningen (SAR) både hos avfallsproducenten och för SFR.



Figur 2-1. Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall, SFR, i Forsmark.

Typbeskrivningen beskriver dels de olika hanteringsstegen, från tillverkning, mellanlagring, transport till SFR, hantering vid SFR till slutförvaringskedet. Typbeskrivningen beskriver även vilka acceptanskriterier som är aktuella för avfallstypen, samt hur dessa krav uppfylls. Uppfyllande av acceptanskriterier kan både vara fysiska verifieringar och administrativa rutiner.

2.3.1.4 Förväntningar på SFL

Slutförvaret för långlivat låg- och medelaktivt avfall, SFL, är i dagsläget inte byggt och de slutliga acceptanskriterierna är inte fastställda. Planerna för SFL:s driftsättning sammanfaller med avvecklingen av befintliga reaktorer vid de svenska kraftverken, vilket innebär att förvaret kommer att tas i drift först omkring år 2050. Det är Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) som kommer att äga och driva SFL.

Avfall som är aktuellt för SFL är låg- och medelaktivt avfall som innehåller signifikanta mängder långlivade radionuklider, dvs med en halveringstid > 31 år. Det finns fyra kategorier av avfall som är aktuella för SFL:

Avfall från det svenska kärnforskningsprogrammet under 1960-talet och det tidiga 1970-talet, vilket administreras av SVAFO och lagras i dagsläget på Studsviksområdet. Denna kategori omfattar ca 40 % av den beräknade avfallsvolymen till SFL.

Neutronaktiverade(härdsnära) reaktordelar uttagna både vid underhåll och rivning av de svenska kärnkraftverken samt styrstavar från driften av de svenska reaktorerna. Dessa två kategorier omfattar ca 99 % av den beräknade radioaktiviteten som kommer att deponeras i SFL.

Den sista, och till omfattningen minsta, kategorin består av avfall med annat ursprung, t ex industrier, sjukhus, forskningsanläggningar. Här ingår även visst driftavfall från forskningsverksamhet på Studsvikområdet.

Den totala avfallsvolymen till SFL uppskattas till ca 16 000 m³, av vilket ca 8 500 m³ har producerats i dagsläget.

Eftersom det ännu inte finns fastställda acceptanskriterier måste avfall som idag tillverkas för SFL vara möjligt att återta för omkonditionering om behov uppstår.

2.3.1.5 Markdeponier

I Sverige finns det ingen central deponi för mycket lågaktivt kortlivat avfall (VLLW). För att underlätta avfallshanteringen har dock lokala markdeponier etablerats för fast kortlivat lågaktivt driftavfall (300 kBq/kg) på kärnkraftverken i Ringhals, Forsmark och Oskarshamn och på Studsviksområdet. Varje deponi får innehålla en total aktivitet på 100–200 GBq. Den högsta nivån enligt lagstiftning är 10 TBq, varav högst 10 GBq får utgöras av alfaaktiva ämnen. Årligen läggs uppskattningsvis 1 000 m³ avfall av denna kategori på markdeponier på de svenska kärnkraftverken.

2.3.1.6 SAKAB/Farligt avfall

För att det ska vara aktuellt att deponera avfall från kärntekniska anläggningar på en deponi för farligt avfall i Sverige måste avfallet vara friklassat, enligt SSMFS 2011:2, då deponin inte är ett slutförvar för radioaktivt avfall.

För en känd begränsad mängd avfall med något högre specifik aktivitet kan dispens sökas hos SSM. För att få beviljad dispens krävs att deponerande avfallsproducent kan visa särskilda skäl till varför det är lämpligt att deponera avfall på en deponi för farligt avfall samt visa att man inte utsätter omgivningen för skadeverkningar efter deponering. I praktiken används samma riskkriterium som för de svenska slutförvar, dvs att avfallsproducenten genom en dos- och spridningsberäkning kan visa att risken för kritisk grupp blir högst 10⁻⁶ (motsvarande ca 10 µSv/år). Om en villkorad dispens medges måste även avfallsproducenten anmäla ett, eller komplettera existerande, kontrollprogram till SSM för att visa hur villkoren uppfylls.

I Sverige har dispens beviljats för t ex urankontaminerat avfall från avvecklingen av anläggningen i Ranstad, där man använt SAKAB:s deponi för farligt avfall utanför Kumla som mottagande anläggning.

2.3.2 Krav i Finland

År 1994 ändrades kärnenergilagen så att allt radioaktivt avfall som produceras i Finland måste tas om hand i Finland. Lagen förbjuder också import av radioaktivt avfall till Finland. I de fall radioaktivt avfall behandlas i ett annat land, måste all aktivitet som finns i avfallet transporteras tillbaka till Finland för slutförvaring.

2.3.2.1 Slutförvar

Slutförvarsanläggningarna för låg- och medelaktivt kärntekniskt avfall har byggts i berggrum på ca 60–100 m djup under havsnivån. I Olkiluoto har förvarsanläggningen för låg och medelaktivt avfall varit i drift sedan 1992 och den i Loviisa sedan 1998. De tekniska barriärerna väljs med hänsyn till radiologiska och andra säkerhetsrelaterade egenskaper för varje typ av avfall.

Förberedelser för slutförvar av använt kärnbränsle startade på tidigt 80-tal. Detta forsknings-, utvecklings- och planeringsarbete bedrivs av Posiva Oy, ett bolag som bildats gemensamt av TVO och Fortum (ägare till Olkiluoto och Loviisa kärnkraftverk). Använda bränsleelement ska kapslas in och förvaras i en anläggning som ska byggas på ett djup av ca 500 m i berget vid Olkiluoto, Eurajoki. Posiva ansökte om bygglov för kapslingsanläggning och förvarsanläggning för använt kärnbränsle i december 2012. Posiva väntas ansöka om drifttillstånd 2020.

Avvecklingsavfall och aktiverade metallkomponenter genererade under drift av kärnkraftverken kommer att deponeras i underjordiska förvar i anslutning till dem för låg- och medelaktivt driftavfall (LILW) vid kärnkraftanläggningarna. Avvecklingsplanerna förutsätter att stora komponenter, som reaktortank och ånggeneratorer, placeras i avfallsschakt eller berggrum som de är, utan att skära dem

i mindre bitar. Dessutom kommer mindre aktiverade komponenter, t ex moderatortank med tillhörande kringutrustning, ångseparatorer/fuktavskiljaren och styrstavar, att placeras inuti reaktortanken före slutförvaring.

Som ett exempel ses i följande bild systemet för slutförvaringsanläggningar i Olkiluoto inklusive framtida utbyggnadsbehov. Befintliga anläggningar omfattar två silor för LILW-driftavfall från de två reaktorerna i drift OL1 och OL2 (KAJ-käyttö 1 för medelaktivt avfall och MAJ-käyttö 1 för lågaktivt avfall) med tillhörande kontroll-/åtkomstbyggnad, kör- och byggtunnlar och förvaringshall (markerad i mörkgrått).

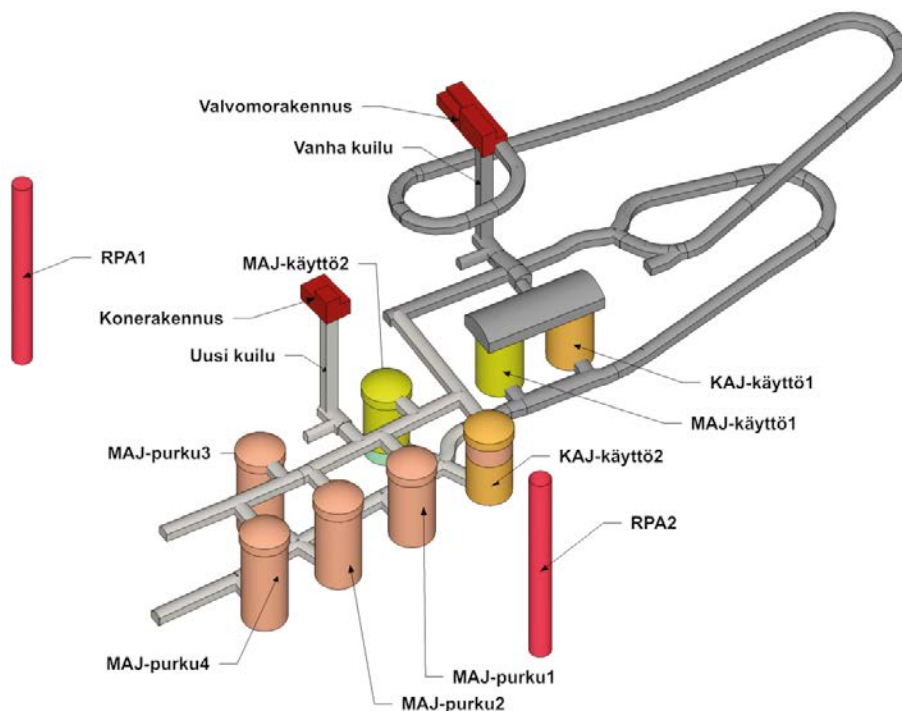
För framtida behov planeras att utvidga anläggningen att omfatta ytterligare två silor för driftavfall från de två nya reaktorerna OL3 och OL4 (KAJ-käyttö 2 för medelaktivt avfall och MAJ-käyttö 2 för lågaktivt avfall). Ytterligare fyra silor kommer att behövas för framtida lågaktivt rivningsavfall från alla fyra enheterna OL1–OL4 (MAJ-purku 1–4). Reaktortankar planeras att deponeras i separata schakt. Två reaktortankar (fyllda med mindre aktiverade komponenter) kommer att deponeras i varje schakt (RPA1 för OL1 och OL2 RPVs och RPA2 för OL3 och OL4 RPVs).

I dagsläget finns dock inget formellt beslut att bygga OL4 varför denna plan får ses som preliminär.

2.3.2.2 Acceptanskriterier

Enligt samma princip som vid friklassning gäller att samma regelverk ska tillämpas för att konditionera och deponera radioaktivt avfall från drift som från avveckling av kärnkraftverk. Förutom konditionering av driftavfall tillkommer under avvecklingsfasen stora skrymmande komponenter som reaktortank att deponeras.

Som beskrivits tidigare, väljs tekniska barriärer med hänsyn till radiologiska och andra säkerhetsrelaterade egenskaper för varje typ av avfall. Förutom de allmänna acceptanskriterier som fastställts för det avfall som ska deponeras görs säkerhetsanalyser för varje typ av avfall, inklusive förväntat aktivitetsinnehåll både generellt och för individuella kollin. Endast analyserade och licensierade avfallstyper kan deponeras. Om nya avfallstyper ska introduceras måste säkerhetsanalyser genomföras både för driftsfasen och för den långtida säkerheten genomföras för att få tillstånd för deponering från myndigheterna.



Figur 2-2. Slutförvarsanläggning i Olkiluoto med framtida utbyggnadsbehov [TVO].

Det finns få generella grundkrav uppsatta för att få deponera i låg- och medelaktivt avfall. På grund av de okända egenskaperna hos miljön i förvaret får avfallet inte innehålla några komplexbildande ämnen, såsom EDTA eller liknande. Flytande eller blött avfall ska stabiliseras för att bilda en homogen fast eller seg produkt, t ex genom att blandas med ett bindemedel, torkas eller absorberas i ett lämpligt material. I de fall avfallet är fast ska ansträngningar göras för att volymreducera avfallet genom sortering, kompaktering eller sönderdelning. För slutförvaringsändamål ska fast/solidifierat avfall packas i containrar som möjliggör överflyttning, förhindrar spridning av radioaktiv kontamination och reducerar den möjliga brandrisken. Dessutom måste man beakta strålsäkerheten när avfallet konditioneras och packas.

2.3.2.3 Möjligheten att förvara i Farligt avfallsdeponier eller andra Markdeponier

Konventionella markförvar, anläggningar för hantering av farligt avfall och avfallsanläggningar kan användas enbart för friklassat avfall. Friklassningsmetoder beskrivs i avsnitt 2.2.

2.4 Krav som påverkar val av dekontamineringsmetod

Vid valet av dekontamineringsmetod är det, förutom en analys om huruvida metoden tekniskt är lämplig, viktigt att hanteringen av sekundäravfallet beaktas. Principiellt är sekundäravfallet att betrakta som vilket annat avfall som helst och måste därför kunna omhändertas, antingen genom friklassning, eller genom vidare avfallsbehandling för att uppfylla de krav som ställs på avfall som ska slutförvaras.

2.4.1 Komplexbildare

Vid val av dekontamineringsmetod måste faktorer som påskyndar transportprocesserna av radionuklider och därmed den långsiktiga säkerheten i slutförvaren beaktas.

Det är av yttersta vikt för ett förvars långsiktiga säkerhet att de kemiska och tekniska barriärer som finns bibehåller sin fördröjande förmåga med avseende på radionuklider och andra kemotoxiska ämnen. Komplexbildande ämnen bildar stabila, vattenlösliga, föreningar med metalljoner och kan därmed bidra till ökad uttransport från ett slutförvar genom minskad sorption.

Exempel på komplexbildare (Källström K, 2010)¹ som inte är lämpliga för deponering är:

- N-karboxylerade diaminer, t ex EDTA.
- N-karboxylerade triaminer, t ex DTPA.
- N-karboxylerade aminosyror, t ex NTA.
- Trikarboxylsyror, t ex citronsyra.
- α -hydroxy karboxylsyror, t ex glykonsyra.
- Dikarboxylsyror, t ex oxalsyra.
- Karbonater.

Många av dessa kemikalier förekommer som tillsatser i skurmedel, rengöringsmedel, tvättmedel och som ingående komponenter i dekontaminationsprodukter samt vid rening av vatten. Om komplexbildare används vid rengöring eller dekontaminering är det således nödvändigt att avlägsna eller destruera dessa innan sekundäravfallet kan slutförvaras, genom t ex fotokemisk nedbrytning.

Liknande svenska begränsningar är komplexbildare förbjudna även i finska förvar eftersom de misstänks öka de radioaktiva ämnenas rörlighet.

¹ Internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

2.4.2 Cellulosa

Mängden cellulosa, t ex papper, trasor och trä, i SFR har vid förslutningen förutsatts bli maximalt 20 ton för SILO, 64 ton för BMA, 20 ton för BTF och 1000 ton för BLA.

Över dessa gränser riskerar nedbrytningen av cellulosa att bilda isosackarinat (isosacarinsyra), som är starkt komplexbildande, och därför på sikt kan innebära en ökad transport av radioaktiva ämnen ut från slutförvaren. Nedbrytning av cellulosa genom mikrobiologisk aktivitet genererar dessutom gaser, vilket måste beaktas när man analyserar långsiktiga säkerhetsaspekter för slutförvaren (Källström 2010). Följaktligen bör man vid val av dekontamineringsmetod, samt vid genomförande av dekontamineringar, försöka att minimera mängden cellulosa innehållande avfall som genereras.

Som diskuterat ovan, misstänks komplexbildare och ligander öka de radioaktiva ämnenas rörlighet. Den vanligaste komplexbildaren i förvarsutrymmet är isosackarin (ISA) som härstammar från nedbrytning av cellulosa. I betongmiljö kan ISA påverka de kemiska förhållandena och minska upptag av radioaktiva ämnen i betongmatrisen. Americium- och plutoniumnuklider påverkas mest. Enligt den finska metoden, där avfallsklassificering baseras på fysiska, kemiska och radiologiska egenskaper, deponeras radioaktivt avfall som innehåller cellulosa i avfallssilo för lågaktivt avfall, där transuraner är sällsynta, och den totala koncentrationen av radioaktiva nuklider är låg. Därför förväntas inte ISA förorsaka några större problem med åren.

Nedbrytning av cellulosa genom mikrobiologisk aktivitet genererar dessutom gaser. Därför måste mängden cellulosa, som genererar gas, och annan generering av gas i förvaret tas med i beräkningen när man analyserar långsiktiga säkerhetsaspekter.

2.4.3 Möjligheter att behandla sekundäravfallet så att slutförvarskraven uppfylls

I det svenska regelverket skiljer sig inte möjligheterna att behandla sekundäravfall från möjligheterna att behandla annat avfall så att slutförvarskraven uppfylls.

Fast sekundäravfall kan exempelvis bestå av trasor efter avtorkning av ytor eller materialrester från mekanisk bearbetning av ytor. Likt annat fast avfall beror vidare hantering på sekundäravfallens specifika karaktär, t ex dosrat, nuklidsammansättning eller kemiska egenskaper. Det kan därför bli aktuellt att packa sekundäravfallet direkt i slutförvarskollin, skicka brännbara fraktioner till förbränning för volymsreducering och minska mängden cellulosa och andra organiska föreningar, eller annan vidare behandling.

Vätskeformigt sekundäravfall kan med fördel renas så att det är möjligt att släppa ut en viss andel till vattenrecipient. Komplexbildare kan avlägsnas med t ex fotokemiska reaktioner eller förbränning. Indunstarkoncentrat och jonbytarmassa gjuts in i slutförvarskollin, på samma sätt som annat vätskeformigt avfall hanteras.

Finska föreskrifter rekommenderar dekontaminering innan avfallet deponeras. Innan dekontaminering sker ska en analys som belyser både för- och nackdelar göras. Samma restriktioner gäller för sekundäravfall, avfall från dekontamineringen, som för primäravfallet, dvs man måste beakta sekundäravfallens aktivitetskoncentrationer och kemiska sammansättning. Därutöver måste dosbelastningen under dekontamineringen och hanteringen av sekundäravfallet beaktas med hänsyn tagen till volymreduktion av avfall för slutförvar mot en högre dosbelastning.

3 Dekontaminering av metall

3.1 Sammanfattning

Dekontaminering definieras som att avlägsna radioaktiva föroreningar från ytor på anläggningar eller utrustning genom tvättning, värme, kemiska eller elektrokemiska metoder, mekanisk rengöring, eller andra tekniker. I detta kapitel redogörs för merparten av de tekniker och metoder som i dag används inom Norden.

3.2 Syfte

Vid nedmontering av kärnkraftverk skiljer sig syftet med dekontaminering under olika skeden.

Snarast efter avstängning, medan aktuella system är driftklara, bör en systemdekontaminering i fullskala genomföras för att minska dosraterna på de mest aktiva systemen till ett minimum. Här kan man använda betydligt aggressivare metoder än man gör för dekontaminering under drift eftersom inga krav på återanvändning finns.

Inför start av nedmontering är största fokus aktivitetskategorisering av anläggningen för att senare under nedmontering kunna ha fokus på dosreducering (ALARA) samt begränsning av aktivitetsspridning.

Under nedmontering är målet att minska volymen av utrustning och material som kräver lagring i licensierade slutförvaringsanläggningar. Dekontaminering görs för friklassning alternativt för slutförvaring i enklare billigare slutförvar samt även dosreducering inför fortsatt avfallskonditionering av enskilda komponenter.

Det finns tre huvudsakliga skäl för användning av olika dekontamineringstekniker.

- Det första skälet är att det är viktigt att ta bort föroreningar från komponenter eller system för att minska dosnivåer i installationerna. Tillgång till installationerna underlättas på detta sätt så att det blir möjligt att använda manuella praktiska tekniker för demontering i stället för dyrare, och i de flesta fall, mer tidsödande användning av robottekniker eller manipulatorer.
- Ett andra skäl är att minimera risken för spridning av kontamination under nedmontering, särskilt när det handlar om system som innehåller mycket radioaktiva partiklar.
- Det tredje skälet är möjligheten att reducera kontamination på komponenter o system till sådana nivåer att de kan tas om hand på en kontaminationsmässigt lägre nivå, och därmed ett mer ekonomiskt sätt. I bästa fall kan avfallet kategoriseras för fri användning och återvinnas eller återanvändas i konventionell industri alternativt deponeras som konventionellt avfall undantaget från myndighetens föreskrifter.

3.3 Vad skiljer skrotdekontaminering från dekontaminering för återanvändning i kärnkraftverk

Den stora skillnaden mellan skrotdekontaminering och dekontaminering för återanvändning är vilka metoder/tekniker som kan användas. För återanvändning under drift är det viktigt att metoden inte har någon eller mycket liten påverkan på basmaterialet. För underhållsarbete eftersträvas den högsta graden av dekontaminering utan att skador på komponenter och material uppstår. Detta för att service och återinsättning ska vara möjligt.

För skrotdekontaminering vid nedmontering behöver man inte ta någon hänsyn till vilken påverkan dekontamineringen har på material och komponenter. Här kan man använda aggressiva metoder för att uppnå högsta möjliga dekontamineringsfaktor och därmed låga dosrater och kontaminationsnivåer. Ingen hänsyn behöver tas till avverkning av basmaterial.

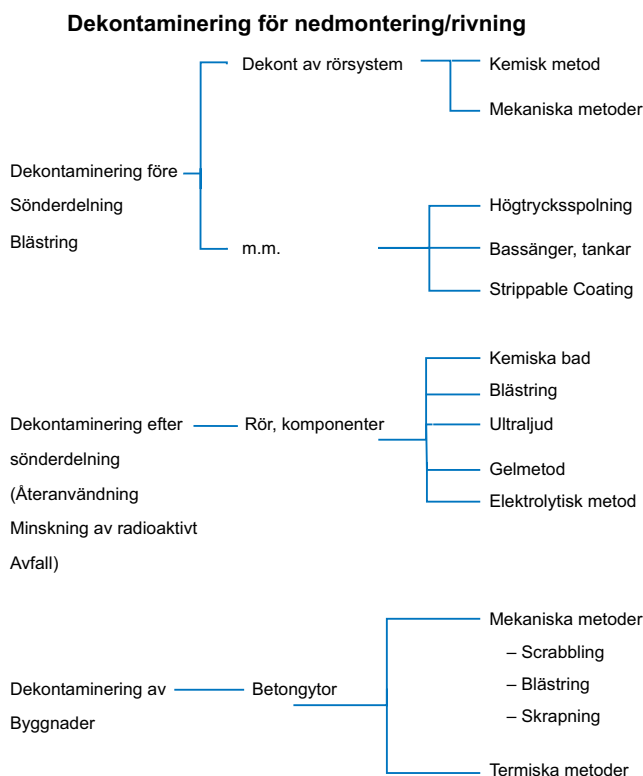
För avveckling är huvudsyftet med dekontaminering att avlägsna så mycket aktivitet som möjligt, inte bara för att nå en lägre avfallskategori, utan främst för att nå friklassningsnivå så att materialet kan återanvändas eller deponeras utan radiologiska restriktioner. I många fall kommer det vara nödvändigt att avlägsna alla oxider samt ett tunt skikt av konstruktionsmaterial för att uppnå detta mål. Radionuklider tenderar att koncentreras i de intergranulära regionerna tillsammans med andra aktiverade partiklar som ackumulerats under tillväxten av oxidskiktet. Därför krävs mer aggressiva dekontamineringsmetoder än de som används inför servicearbeten under drift. För dekontaminering under avveckling är det främst användningen av mera destruktiva metoder som gör det möjligt att uppnå gränsvärden för fri användning eller lägre avfallskategori för deponering i enklare slutförvar.

Flera dekontamineringsmetoder har utvecklats för att stödja underhållsarbete i kärntekniska anläggningar. Med viss framgång har samma metoder även använts för avveckling av kärntekniska anläggningar och komponenter. Metoderna skiljer sig dock åt beroende på vad som ska dekontamineras. (se figur 3-1 nedan)

3.4 Systemdekontaminering inför avveckling

I början av processen för att bestämma lämplig dekontamineringsmetod för avveckling är det viktigt att göra en kostnad/nytta analys för att se om det verkligen är värt att dekontaminera komponenten eller systemet.

För dekontaminering av metall inför avveckling kan de olika metoderna delas in i kemiska, elektrokemiska samt mekaniska, se översikt enligt tabell 3-1. Information kring de metoder i tabellen som inte finns med i dekontamineringshandbok volymerna 1 och 2 kan läsas i ”NEA report – Decontamination Techniques Used in Decommissioning Activities”.



Figur 3-1. Dekontaminering för nedmontering/rivning.

Tabell 3-1. Översikt av dekontamineringsmetoder för avveckling.

Metalldekontaminering	Slutna system	Öppna system
Kemiska metoder		
Oxiderande metoder		
ODP/SODP	X	
Cerium/Svavelsyra		X
Cerium/Salpetersyra		X
Oxiderande/Reducerande metoder		
APCE/NPOX	X	X
TURCO	X	X
CORD	X	X
CANDEREM, CANDECON		X
CONAP		X
AP/NP + LOMI för PWR	X	
EMMA	X	
LOMI för BWR	X	
Fosforsyrabaserade metoder		
Skum	X	
Diverse reagens		
HNO ₃		X
HNO ₃ + HF	X	X
HNO ₃ /NaF	X	X
HCl	X	X
DECOHA	X	X
Elektrokemiska metoder		
Fosforsyra		X
Salpetersyra		X
Salpetersyra – Galvanisering		X
Natriumsulfat – ELDECON Proc.		X
Oxalsyra		X
Citronsyra		X
Svavelsyra		X
Andra elektrolyter		X
Mekaniska metoder		
Ultraljudstvätt		X
Vatten med högt tryck		X
CO ₂ – Isblästring		X
Isvatten		X
Freonsubstitut		X
Våta slipmedel	X	X
Torra slipmedel		X
Slipning/Hyvlning		X
Kombinerade mekaniska/kemiska metoder		
Pasta + Högtryckstvätt		X
Skum/Gel/Högtryckstvätt		X
Vacuum Rengöring (Torr/Våt)		X

3.5 Tillgängliga metoder

I följande avsnitt görs en indelning mellan kemiska, mekaniska samt nya metoder för dekontaminering inför avveckling. Kapitlet innehåller också en beskrivning av metoderna. Avfallsaspekter samt referensprojekt finns även med som en del i kapitlet.

3.5.1 Kemiska dekontamineringsmetoder

I detta kapitel beskrivs de kemiska metoderna DfD, CORD, LOMI och SODP.

3.5.1.1 DfD/DfDx

DfD, Decontamination for Decommissioning, och tillägget X står för jonbytar-/elektrokemisk rening av dekontamineringslösningen.

DfD är en metod utvecklad av Bradtec i Storbritannien på uppdrag av EPRI. Samma team utvecklade LOMI-processen som används på system för återanvändning och beskrivs i Dekontamineringshandbok Volym 1.

Kemi

Kemin är en alternerande kemi med:

- Fluorborvätesyra, HBF_4 , till pH 2.
- NP/Oxalsyra enligt EPRIs recept.

Principen för DFD

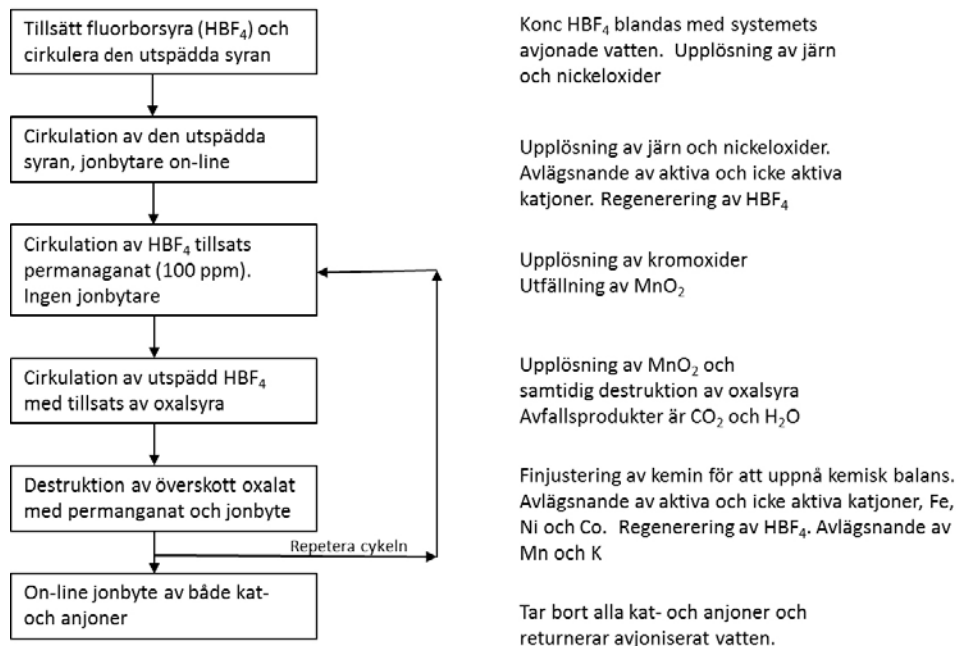
Följande beskrivning av kemin är hämtad från EPRI (1998).

Följande generella procedur är lämplig för dekontaminering av austenitiska rostfria stål. Man börjar med att fylla systemet med avjoniserat vatten och cirkulerar detta den valda flödesvägen. Systemet värms till ca 95 °C.

- 1 När temperaturen och flödet är stabilt tillsätts fluorborsyra till en koncentration av 10 mM (0,88 g/liter). pH ska hållas stabilt i spannet 2,0–2,4 till den slutgiltiga reningen av lösningen. Lösningen cirkuleras.
- 2 Flödet över katjonbyttarkolonnen är öppen för att ta upp den metall och radioaktivitet som lossnar initialt då de första kemikalierna tillsätts
- 3 När det här steget är klart kopplas flödet över jonbyttarkolonnen bort och kaliumpermanganat (KMnO_4) tillsätts. Vanligen väger man upp en mängd motsvarande 300 ppm, eller mindre, som tillsätts systemet gradvis så att en koncentration av 100 ppm upprätthålls. Steget fortsätter tills det inte längre finns något permanganat kvar i systemet. Permanganatet håller längre i de senare cyklerna när ytorna blivit renare.
- 4 Oxalsyra tillsätts och flödet över katjonbytaren öppnas. Mängden oxalsyra bör vara 10 % över vad som krävs för att lösa upp manganoxiden (brunstenen) som bildas vid reduktionen av den tillsatta kaliumpermanganaten.
- 5 Eventuellt överskott av oxalsyra destrueras genom att tillsätta den mängd kaliumpermanganat som behövs för att omvandla oxalsyran till koldioxid. Flödet över jonbytaren fortsätter för att avlägsna metalljoner, inklusive kalium, mangan och radionuklider. Detta fortsätter till mätningar av pH och aktivitet i lösningen visar att steget är klart. Stegen 3, 4 och 5 upprepas nu till dess antalet cykler som krävs genomförts. Typiskt kommer det att behövas åtta cykler för att uppnå friklassning. Tiden för varje cykel beror på systemparametrar men vanligen tar en cykel 6 timmar. Om dekontamineringen är klar bestäms utifrån en kombination av direkta dosratmätningar, radioaktivitet i lösning eller undersökningar av systemytor eller insatta provbitar.
- 6 Fluorborsyra avlägsnas från lösningen då vattnet renas på anjon eller blandjonmassa.

För andra metaller, som t ex kolstål, kan dekontamineringen utföras med mildare kemi, särskilt kan temperaturen under utförandet sänkas till rumstemperatur.

Metoden, DfD, har använts för fullsystemdekontamineringar på ett flertal kärnkraftverk, bl.a. Maine Yankee och Big Rock Point, i USA och José Cabrera i Spanien.



Figur 3-2. Principen för en DfD-dekontaminering.

Dekontamineringen av José Cabrera, Westinghouse 1-loop PWR 160 MW, 1969–2006, var annorlunda än andra fullsystemdekontamineringar eftersom den gjordes i tre steg med två olika kemier samt att reaktortanken och alla interndelar i tanken var inkluderade. De två kemierna som alternerade var DfD och NITROX. De tre dekontamineringarna utfördes mellan nov 2006 och juli 2007. Totalt togs ca 30 TBq bort från reaktorsystemet.

Dekontamineringarna av Maine Yankee och Big Rock Point finns beskrivna nedan.

DfDx är samma kemi som DfD men ytterligare ett steg har lagts till för att minimera den slutliga avfallsmängden.

Detta steg består av att man regenererar jonbytaren, främst katjonbytaren, med en stark syra så att alla metalljoner ansamlas i en liten vätskevolym. Denna vätska cirkuleras därefter genom en elektrokemisk cell och metalljonerna reduceras till metall. Det går även att använda den elektrokemiska cellen direkt på dekontamineringslösningen. Det finns flera varianter på elektrokemiska celler, en variant har t ex en porös kolfilt på vilken metallen samlas.

Detta medför att avfallsmängden minimeras eftersom de katjoniska metallerna kommer att slutförvaras i metallisk form istället för på jonbytermassa (EPRI 2006).

Fördjupad läsning

Följande EPRI-rapporter beskriver DfD- och DfDx-kemin och deras utveckling samt de tester som gjorts och till viss del beskrivning av de applikationer där metoden har använts. Rapporterna är öppna och kan hittas via webben.

- Review of Experiences with the EPRI DfD Process, EPRI report no TR-109036.
- Experience in the Testing and Application of the EPRI DfD Process TR-112877.
- Decontamination for Decommissioning, EPRI DfD Process, EPRI report no TR-106386.
- Development of the DFDX Chemical Decontamination Process, EPRI report no 1003425.
- Application of the DFDX Chemical Decontamination Process, EPRI report no 1003720.
- Pilot Demonstration of the DFDX Chemical Decontamination Technology, EPRI report no 1009572.

3.5.1.2 CORD

CORD står för Chemical Oxidation Reduction Decontamination och är en metod som utvecklats av AREVA. Metoden används för dosreducering vid underhållsarbeten såväl som FSD (Full System Dekontaminering) inför avveckling/rivning. Metoden kan anpassas efter vilket resultat som eftersträvas genom antalet cykler som körs.

Dekontamineringsutrustning

OKGs AMDA (automated mobile decontamination appliance) är anpassad för metoden. Utrustningen består bl.a. av beredningstank för kemikalier, doseringstank för dosering till systemet, mätbrygga för övervakning av processen, UV-modul för nedbrytning av oxalater samt jonbytare för rening av dekontamineringslösningen. (se även avsnitt 6.8.2.1 Dekontamineringshandbok Volym 1)

Utförande

Dekontamineringen går till på följande sätt. Man kopplar upp sig mot systemet på lämpligt sätt så att dekontamineringsvätskan kan pumpas runt med maximalt flöde. Därefter fyller man systemet med avjoniserat vatten och värmer till 95 °C.

Kemikalier som används:

- Permangansyra.
- Oxalsyra.
- Väteperoxid.

Processen körs vid 95 °C och pH 2.

Dekontamineringskemikalierna tas om hand direkt i processen vilket innebär minskad mängd avfall.

Primärt körs tre dekontamineringscykler. Under processens gång görs kemiska analyser av radioaktivitet (nuklidspecifik gamma) samt analys av metalljoner. Dosratmätningar görs på systemet för att följa dekontamineringen, se figur 3-3.

Varje dekontamineringscykel innehåller följande steg:

A Oxidation.

- Permangansyra tillsätts, ca 300 ppm.
- Löser upp krom genom att Cr(III) i form av olösliga kromoxider oxideras till Cr(VI) som blir lösliga kromatjoner.

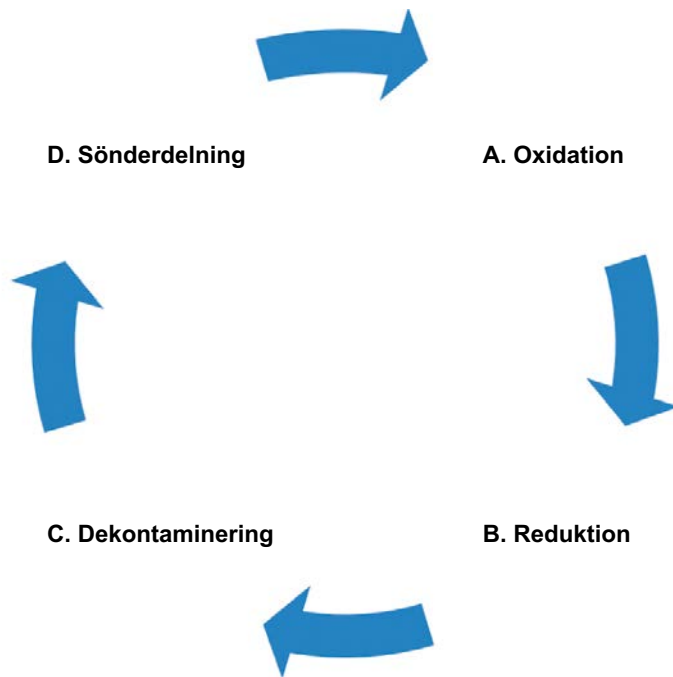
B Reduktion.

- Oxalsyra tillsätts, ca 2 000 ppm (överskott).
- Den permangansyra som är kvar från oxidationssteget reduceras.

C Dekontaminering.

- Kvarvarande oxalsyra åstadkommer själva dekontamineringen.
- Metalloxider löses upp och positiva metalljoner Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} tas upp på katjonbytarmassa.

D Sönderdelning.



Figur 3-3. Principen för en CORD-dekontaminering.

Efter själva dekontamineringen är det oxalsyra kvar i kretsen som måste tas omhand. Detta görs genom att vätska får passera genom en UV-lampa med en våglängd < 200 nm och genom en tillsats av väteperoxid som medverkar till nedbrytningen av oxalsyran.

Oxalsyran har också komplexbundna joner av krom och järn. UV-ljuset i kombination med väteperoxiden bryter ner oxalsyran och frigör komplexbundna metalljoner som när oxalsyrakoncentrationen är under 50 ppm kan renas på jonbytare.

Nedbrytningen av oxalsyran till låga koncentrationer görs för att eliminera upptaget av oxalatjoner i anjonbytaren då dessa är komplexbildande och kan orsaka problem i slutförvaret genom ökad mobilitet.

Tabellerna på följande sidor visar resultatet av de systemdekontamineringar som genomförts med CORD-UV på OKG, Barsebäck och Forsmark sedan 1990 och fram till 2014. De stora skillnader som kan ses när det gäller DF kan ha flera orsaker men man kan anta att det har ett stort samband med vilket flöde man haft i kretsen samt vilken tid man fått tilldelad för dekontamineringen. Det är av stor vikt att ett tillräckligt högt flöde skapas i den inkopplade kretsen för att uppnå optimalt resultat. Under revisionsavställningar är det ibland svårt att få tid tilldelad för att köra tillräckligt antal cykler och därmed uppnå maximal dekontaminering. Kraftigt flöde och maximalt antal cykler är lika med bra resultat. Man kan konstatera att metoden fungerar bra och har bidraget till stora dosbesparingar för den personal som utfört underhållsarbeten.

Tabell 3-2. Oskarshamn 1.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)			Aktivitetsoutput (GBq)					Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Cr-51	Co-58	Co-60	Zn-65	Total	Anjon	Katjon	Totalt	
1990	331, vvx samt filter	480	1,9	0,6	2,0	< 0,1	1 000	10	50	140	1 200	150	350	500	DF 4
1991	331, vvx	390	1,9	0,7	1,1	0,06	1 200	8	47	193	1 499	150	250	400	DF 5
1993	312/315/321/331	895	14,5	4,9	1,5	0,11	4	2	256	69	346	300	1 200	1 500	DF 17
1994	211, 313, 321/331, 354, 312	1 350	156	16,9	5,1	3,1			2 140	110	2 250	300	3 400	3 700	DF 22-100
1996	321/331	74	3,2	1,4	0,14	0,22	90	52,5	200		361	25	50	75	DF 24
	313 krets 1	29	4,1	0,6	0,18	0,07	13	15,8	47		89	15	25	40	DF 60
	314 krets 2	18	2,5	0,14	0,02	0,006					29,2	15	25	40	DF 13
	315 krets 3	18	2,5	0,11	0,01	0,006					34	15	25	40	DF 19
	316 krets 4	29	4,1	0,2	0,02	0,02					73	15	25	40	DF 60
1998	313 krets 2	29	4,1	1,39	0,46	0,16	2,5	15,6	56,7		74,8	25	50	75	DF 23
2002	313 P1-P2	36	5	563	91	83					292	25	100	125	DF 4
	313 P3-P4	36	5	3 122	586	424					349	50	150	75	DF 5
	326	17	0,6												DF 40
2010	321/331	84	6,0	4 396	299	314	100	180	890	30	1 240	200	1 200	1 400	DF 20

Referenser

Sammanställning av OH-bilder över OKG-dekonter, MDM 1990-1998.
OKG rapporter 2002-02428 samt 2010-23014.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-3. Oskarshamn 2.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)			Aktivitetsoutput (GBq)					Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Cr-51	Co-58	Co-60	Övriga	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
1991	313 krets x, stängda huvudventiler	15	3,5	0,33	0,03	0,07	3,3	47	58	1,9	111,2	95 inert + 20 pulver			DF 8
1995	321 trycksidan	30	5,5	0,65	0,08	0,1	109	69	111		289				DF 10
1996	321/331/312	500	42,5	9,65	3,2	0,71	235	1 080	1 490		2 900	300	800	1 100	DF 15
	313 krets 1	29	4,1	0,36	0,1	0,12	41	275	272		620				DF 7
1997	313 krets 1	15	3,5	0,99	0,3	0,1	60	100	55		215	25	50	75	DF 21
1998	312, 313 P1, 321/331, 327	681	21,3	3,82	5,12		2 026	1 167	979		4 373	200	800	1 000	DF 9
2003	321	450	14	4,4	2,4	1,3	2 300	520	1 400	190	4 410	500	1 250	1 750	DF 63
	331	644	16												DF 34
	313	340	34	3,2	0,53	0,75	200	560	2 600	142	3 502				DF 31
	326	13	0,5												DF 10
	324 E3	352	2,1	0,1	0,042	0,016					14	15	25	75	DF 13
2013	321	450	14									500	1 700	2 200	DF 41
	331	644	16												

Referenser

Sammanställning av OH-bilder över OKG-dekonter 1991–1998.

OKG-rapporter: 96-10632, 97-08008, 98-13058, 2003-12270, 2003-08338.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-4. Oskarshamn 3.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)			Aktivitetsoutput (GBq)					Förbrukad jonbytmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Cr-51	Co-58	Co-60	Övriga	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
1996	321		2,6	0,23	0,021	0,038	1,2	16,7	79,8	5	102,7			80	DF 5
1999	321/331	130	5,5	5,94	1,91	0,88	4,7	59,6	50,8		335,1	100	300	400	DF 63
2009	312			Endast sköljning			Endast sköljning					Endast sköljning			
2014	321/331	1 520	16	4,8	0,5	0,20					840	600	1 900	2 500	DF 10

Referenser

OKG-rapport 97-04248.

OKG-rapport 99-09121, 3/P10/396, 3/P20/396.

OKG rapport 2014-17740.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-5. Barsebäck 1.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)					Aktivitetsoutput (GBq)				Förbrukad jonbytmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Zn	Mn	Cr-51	Co-58	Co-60	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
2008	FSD 211, 313 321, 331 312/327 326, 352 354	1 792	176,4	100,5	7,5	9,9	–	29,6			1 090	1 290	412	3 131		DF 298

Referenser

OKG-rapport 2008-18011.

Barsebäck 1 och 2 – Slutrapport – Fullsystemdekontaminering inför servicedrift.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-6. Barsebäck 2.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)					Aktivitetsoutput (GBq)				Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Zn	Mn	Cr-51	Co-58	Co-60	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
2002	312/321	450	14	10,2	3,8	1,6	0,6	10,4				3 000	500	1 050	1 550	DF 80
	331	644	16													
	313	340	34									1 380				DF 12
	326	13	0,5													
2007	FSD 211, 313 321, 313 312/327 326, 352 354	1 792	176,4	52,9	5,9	5,4		31,5			2 110	2 140	314	2 238		DF 93

Referenser

OKG-rapport 2002-11248.

OKG-rapport 2008-18011.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-7. Forsmark 2.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)					Aktivitetsoutput (GBq)				Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Zn	Mn	Cr-51	Co-58	Co-60	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
2012	321/331	1 520	14	4,2	1,0	0,4	-	-				930	400	1 700	2 100	DF 321 40 DF 331 9

Referens

OKG rapport 2012-25752.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-8. Forsmark 3.

År	System	Yta (m ²)	Volym (m ³)	Borttagna metaller (kg)					Aktivitetsoutput (GBq)				Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Ni	Zn	Mn	Cr-51	Co-58	Co-60	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
2011	321/331	1 520	14	4,7	0,4	0,4	-	-	-	-	-	840	425	1 700	2 125	DF 321 100 DF 331 56

Referens

OKG rapport 2012-01324.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

Tabell 3-9. Interna delar, OKG.

År	System	Yta	Volym	Borttagna metaller (g)				Aktivitetsoutput (Bq)		Förbrukad jonbytarmassa (l)			Anm
				Fe	Cr	Zi	Ni	Co-60	Totalt	Anjon	Katjon	Totalt	
1998	312, MaVa fördelare O3 3 st	-	-	-	-	-	-	1,26E+10	1,26E+10			300*	DF=234
				-	-	-	-	1,37E+10	1,37E+10				DF=286
				-	-	-	-	1,12E+10	1,12E+10				DF=196
1998	312, MaVa fördelare O2 1 st	-	-	-	-	-	-	1,20E+09	1,20E+09		*	DF=84	
2008	Ång-separator-grupp O2 312 MaVa- fördelare O1 6 st 312 MaVa- fördelare O3 1 st			2 044	164	-	268	8,74E+10	8,74E+10				

* Jonbytarmassaförbrukningen gäller för samtliga 4 segment.

Referenser

OKG rapport 98-05926.

OKG rapport 2008-06892.

Refererande rapporter är internt material, kan lämnas ut vid förfrågan.

3.5.1.3 LOMI

LOMI står för Low Oxidation state Metal Ion och är en metod utvecklad av Central Electricity Generating Board i U.K. Metoden ägs idag av Electric Power Research Institute (EPRI). LOMI använder en starkt reducerande lösning där de aktiva specierna består av vanadinjoner (reducerande ämne) och pikolinsyra (komplexbildare). Metoden körs ofta ihop med NP-Nitric Permanganate som då är det oxiderande steget. NP är mer effektivt på kromoxider och LOMI är mer effektivt på järnoxider samt nickeloxider. Metoden kan användas både för dekontaminering inför avveckling och dekontaminering för underhåll.

För utförligare beskrivning av metod se även avsnitt 6.8.7 i Dekontamineringshandboken Volym 1.

3.5.1.4 SODP

SODP står för Strong Ozone Decontamination Process och är en metod utvecklad av Studsvik RadWaste AB, främst för PWR-oxider.

Metoden bygger på cerium, som + 4-jon, i en salpetersur lösning. Metoden är oxiderande och under applikationen reduceras Ce^{+IV} till Ce^{+III} och det är ozonets funktion att återoxidera Ce^{+III} till Ce^{+IV} . Lösningens pH är 0,6 och ceriumkoncentrationen 2,4 g/l.

Lösningen appliceras på den komponent eller det system som ska dekontamineras vid rumstemperatur. Metoden är en enstegsprocess när den appliceras på PWR-komponenter, t ex ånggeneratorer. Metoden har inte testats på BWR-tytor annat än på testbitar i lab.

Metoden har använts på två ånggeneratorer, 1992–1993, från det nedlagda kärnkraftverket i Ågesta. Båda dessa ånggeneratorer dekontaminerades under ca 72 timmar vardera, och metallen kunde friklassas direkt eller efter avklingningslagring. Metoden har också utvärderats på ett stort antal tuber från ånggeneratorer från reaktorer i andra länder med utmärkta resultat.

Under Ågesta projektet dekontaminerades en 3 dm lång bit av en ÅG-tub från Ringhals 3.

Tabell 3-10. Resultat av dekontaminering av en ÅG-tubbit från R3.

Steg	^{60}Co Bq/g	Andra identifierade nuklider
Före dekontaminering	$2,90 \times 10^4$	^{54}Mn , ^{125}Sb
Efter dekontaminering	$1,25 \times 10^2$	
Tvättad	4,69	
Tvättad och rengjord på utsidan	2,20	

Tvättad betyder att den sköljdes extra och borstades lätt med en mjuk borste. Anledningen var att tubbiten satt i en egen liten loop parallellt med ånggeneratorn och denna krets hade ett mycket lågt flöde. Tubbiten sköljdes därför separat varvid den oxid som inte kunde lyftas bort med det vattenflöde som dekontamineringslösningen togs bort från den inre ytan. Detta var en speciallösning som inte gjordes med Ågesta-ÅG:arna; de sköljdes som del av dekontamineringen. För att få reda på hur ren tuben var på insidan svarvades utsidan bort då denna var kontaminerad.

Metoden har många likheter med MEDOC vilken använder svavelsyra istället för salpetersyra.

3.5.2 Mekaniska dekontamineringsmetoder

Mekanisk dekontaminering för metall kan utföras med både våta och torra metoder. Nedan beskrivs de vanligaste metoderna som används idag samt några metoder som kan bli intressanta i framtiden.

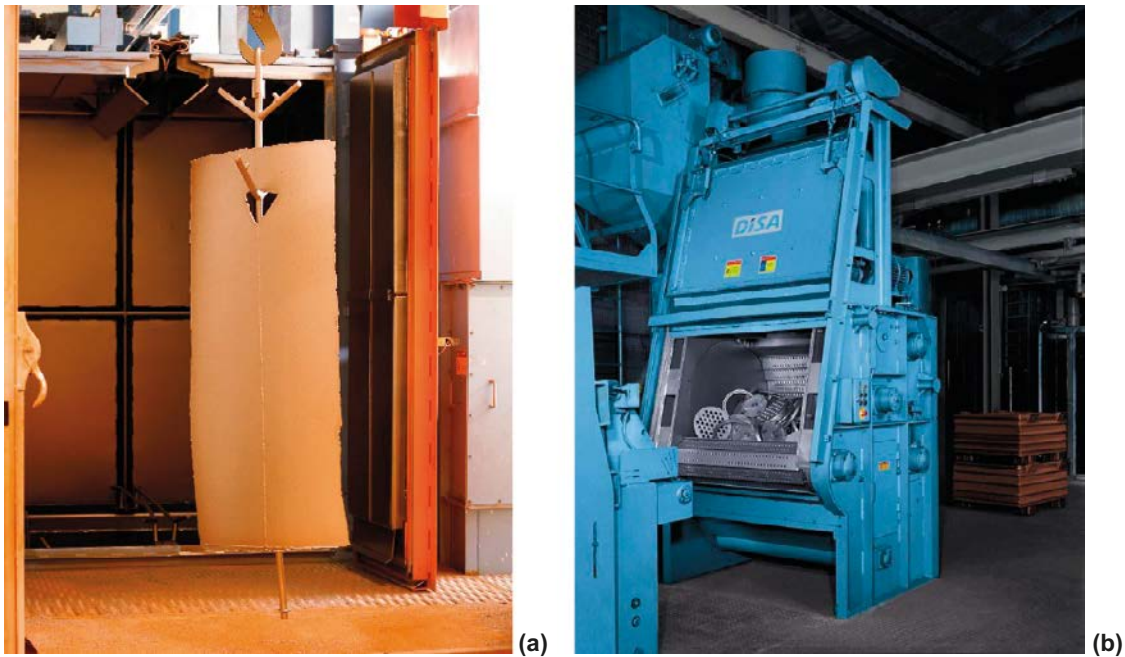
3.5.2.1 Blästring

Blästring av metaller görs för att ta bort oxiden och ytan därunder i syfte att kunna friklassa metallen, i form av göt efter smältning. Blästringen görs utan vatten.

Blästring kan göras med olika media, t ex stålgrit, stålkulor eller aluminiumoxid. Val av blästermedia beror på vilken metall som ska blästras samt hur mycket av ytan man vill avlägsna.

Applikationstiden beror på tjockleken på oxiden samt hur mycket av basmetallen man vill avlägsna. Vidare måste man också ta hänsyn till tjockleken på det material som ska blästras när man bestämmer blästringstiden.

Studsvik Nuclear AB har i över 15 år blästrat både stål och aluminium med just stålgrit vilket gett goda resultat vad gäller friklassning av metallen. När man ska blästra aluminium gäller det att man har ett säkerhetssystem vad gäller dammexplosioner då aluminiumdammet kan självantända.



Figur 3-4. Hängbanebläster (a) och trumbläster (b).



Figur 3-5. Rörläster.

Blästring kan göras i både trumbläster, i vilken mindre bitar av metall blästras, eller i en hängbanebläster vilken kan ta större metallbitar. Den hängbanebläster som används på Studsvik Nuclear AB tar metall bitar med ungefär samma dimensioner som en vanlig dörr.

Man kan även blästra insidan av tuber i t ex en ånggenerator vilket då görs med en tub- eller rörbläster.

3.5.2.2 Rengöring av metaller med vatten, vid olika tryck

Det råder viss begreppsförvirring mellan de olika benämningarna vattenblästring och vattenbilning och vid vilka tryck de arbetar. Det verkar dock som att de flesta anser att vattenblästring används på metall och vattenbilning på betong. Vid vilka tryck är som sagt däremot något varierande.

Tabell 3-11.

	Def enligt lev 1	Def enligt SSPC	Def enligt lev 2
Lågtryckstvätt (LPWC)	< 68 bar	< 340 bar	
Högtryckstvätt (HPWC)	68–680 bar	340–680 bar	< 700 bar
Vattenblästring (HPWJ)	680–1 700 bar	680–1 700 bar	> 700 bar
Vattenbilning (UHPWJ)	> 1 700 bar	> 1 700 bar	> 1 700 bar

Att jobba med tryck > 200 bar kräver speciell utbildning i höga tryck.

Vattenblästring med tryck upp till 2 500 bar kan användas för bl.a. avlägsnande av gummibeläggningar, epoxi, cementfogar, rost på stål, etc.

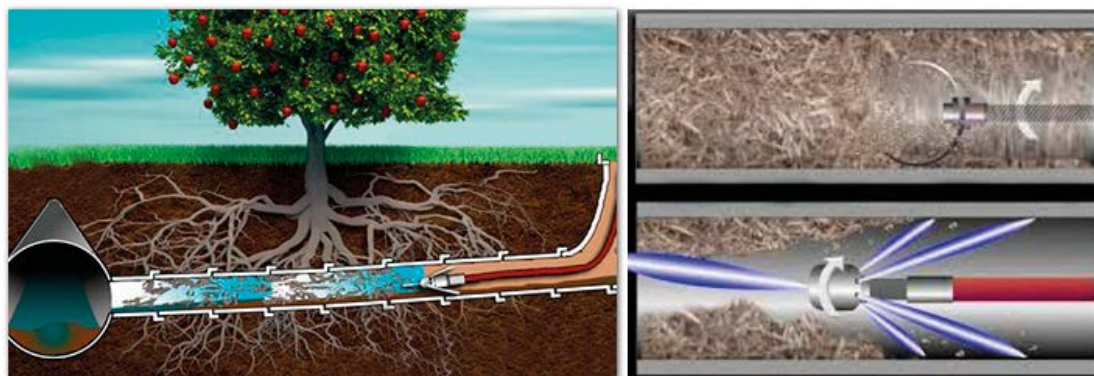
Vattenblästring profilerar inte stål som torrblästring gör, men har en utmärkt förmåga att tränga in i porer för att avlägsna salter, klorider osv.

Att använda någon av dessa metoder vid en systemdekontaminering kan vara svårt på grund av åtkomlighet om man inte använder robot. Man kan dock använda roterande dysor som ”äter” sig in i rörsystem i begränsade områden.

För rör med stor dimension och stora komponenter kan högtryckstvätt inifrån vara ett alternativ till kemisk dekontaminering. En bedömning ur ett ALARA-perspektiv måste göras inför varje sådant tillfälle.

Hur högt tryck som behövs är givetvis beroende av hur hårt föroreningar eller oxidskikt sitter. Många gånger kan det räcka med 200 bar (HPWC) för att få loss lös kontamination och på så sätt reducera dosrater. Men för att blästra loss hårt sittande oxidskikt behövs högre tryck > 700 bar (HPWJ).

Inför varje dekontaminering måste man göra en bedömning vilken metod som är bäst att använda vid varje givet tillfälle t ex om en komponent kan högtryckstvättas eller vattenblästras i stället för kemisk dekontaminering kan det vara att föredra.



Figur 3-6.

3.5.3 Smältning

Smältning av metall kan ha flera syften t ex kan man dekontaminera vissa metaller under smältning. Smältning av radioaktiva metaller utförs idag på flera ställen i världen och i Sverige av Studsvik Nuclear AB. De metaller som smälts är kolstål, rostfritt stål, aluminium, koppar, mässing och bly. Metallerna smälts var för sig och i kundvisa batcher. Enligt svensk lag är det inte tillåtet att blanda material mellan olika kunder eller att tillsätta rent material för att uppnå friklassning.

Syftet med att smälta materialet kan vara:

- Friklassning.
- Homogenisering för analys.
- Minimering av ytor inför slutförvar.
- Dekontaminering.

Material som inkommer för behandling ska åtföljas av den vanliga transportdokumentationen samt en av myndigheterna godkänd nuklidvektor. Nuklidvektorn används för att tillsammans med mätningar av radioaktiviteten i metallen efter smältning bestämma det totala aktivitetsinnehållet antingen för friklassning av metallen eller för slutförvar.

Innan materialet smälts förbehandlas det. Förbehandlingsstegen består av:

- Kapning/segmentering av stora komponenter eller större bitar.
- Blästring av material för att avlägsna radioaktivitet, färg eller andra oönskade ytbeläggningar.
- Sortering och kontroll för att säkerställa att det inte finns några slutna utrymmen i det inkommande materialet som kan orsaka explosioner när materialet tillsätts i smältan.

Vid smältning i en induktionsugn homogeniseras materialet och endast ett prov behövs för att bestämma aktivitetsinnehållet på all metall som utgör en smältbatch, smälta. Detta underlättar för friklassning, framför allt när det gäller små komponenter med stora ytor och liten vikt då det annars skulle ta lång tid att mäta och ta fram friklassningsunderlag för alla ytor på alla komponenter.

Vissa nuklider kan dekontamineras under smältning, antingen som en spontan process eller som en aktiv process med speciella tillsatser. Den spontana dekontamineringsprocessen gäller främst nuklider med låg kokpunkt t ex tritium (^3H) och kol-14 (^{14}C) vilka går till off-gaserna från smältningen. Cesium kommer att vid stålsmältning återfinnas främst i slagg och filterstoff. Även transuraner dekontamineras spontant till slaggen vid smältning av stål dock är effekten inte lika förutsägbar som för cesium, tritium eller kol-14.

För bly, som smälts vid låga temperaturer ca 400 °C, kommer det mesta av eventuella oxider och annan ytkontamination att återfinnas i slaggen. Undantaget från detta är aktiverat silver, främst $^{108\text{m}}\text{Ag}$, som då det inte sitter på ytan inte heller kan dekontamineras.

Urkontaminerat stål, både kolstål och rostfritt, kan dekontamineras under smältning genom tillsatser av slaggbildande ämnen. Metoden är repetitiv och kan appliceras flera gånger på samma smälta. Om stålet gjutits för att sedan vid analys upptäcka att friklassningsnivån inte nåtts kan materialet smältas om och metoden appliceras igen med gott resultat. Metoden kan inte användas på aluminium eller kopparbaserade metaller.

Från främst stål måste vissa nuklider avlägsnas innan smältning, genom att dekontaminera ytan från oxid, eftersom de inte kan separeras under smältprocessen utan risken är att de reduceras och inkorporeras i metallen. De metaller det gäller är radioaktiva isotoper av förutom stålmetsallerna, inklusive kobolt, främst legeringsmetaller som används i stål t ex mangan och niob.

Vad gäller direkt slutförvar av material med aktivitetsnivåer över de gällande friklassningsnivåerna kan smältning fortfarande vara en fördel då densiteten på det material som ska slutförvaras ökar, volymen minskar. För vissa metaller, främst aluminium men även stål, är resultatet från smältning att ytan minskar vilket är fördelaktigt ur slutförvarssynpunkt i Sverige eftersom SFR har begränsningar på ytan av deponerat aluminium.

3.5.4 Nya metoder

Kapning av metall är ett vanligare användningsområde för laser och plasma än dekontaminering, men metoderna kan också användas för dekontaminering. Huvudprinciper för båda dessa tekniker är att de applicerar energi på ytan som både kemiskt och mekaniskt tar bort kontamination.

3.5.4.1 Laser

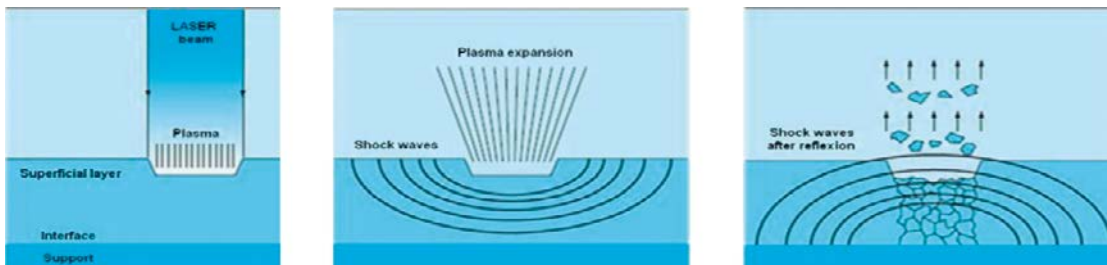
Försök att använda laser för dekontaminering har gjorts så tidigt som på 80-talet och laser används allmänt inom konventionell industri. De två huvudtyperna av laser som används är excimer laser (Gas-UV) och solid-state-laser (YAG eller Fiber). Solid-state-lasern är vanligast nuförtiden på grund av högre repetitionsfrekvens och högre optisk fiberlängd utan effektförlust. Baserat på litteraturen behövs 2,5–3 J/cm² energi för dekontaminering (Moggia et al. 2012).

Dekontaminering med laser baseras på växelverkan mellan laserstrålen och det översta lagret av föremålet som ska dekontamineras (oxidlager, färg). Växelverkan har två steg. För det första orsakar laserstrålens energi att ytan hettas upp snabbt och bildar plasma. För det andra kommer plasmat att utvidgas och orsaka mekaniska vågor som leder till sprickor i ytan och att partiklar avgår (se figur 3-7). När ytan är ren kommer merparten av laserstrålen att reflekteras bort från ytan och processen stannar (Moggia et al. 2012).

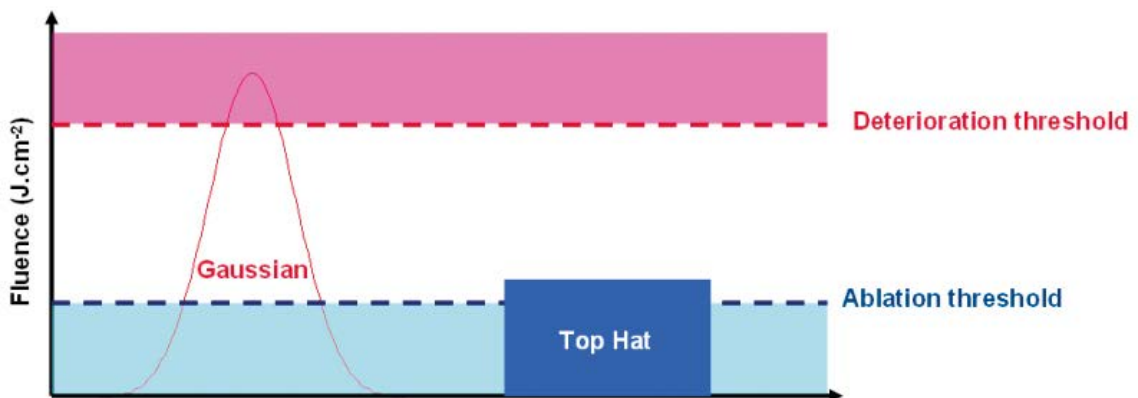
Huvudparametrar som påverkar slutresultatet vid laserdekontaminering är:

- laserstrålens profil,
- fluens,
- pulslängd,
- effekt.

Det finns två möjliga profiler för laserstrålen, Gaussisk och Top Hat (se figur 3-7). Den Gaussiska fördelningen är icke-homogen, effektivast i mitten, och Top Hat är en homogen fördelning, jämn energi för alla delar av strålen.



Figur 3-7. Grundprincipen för laserdekontaminering (Moggia och Lecardonnel 2013).



Figur 3-8. Laserstråleprofiler (Moggia och Lecardonnel 2013).

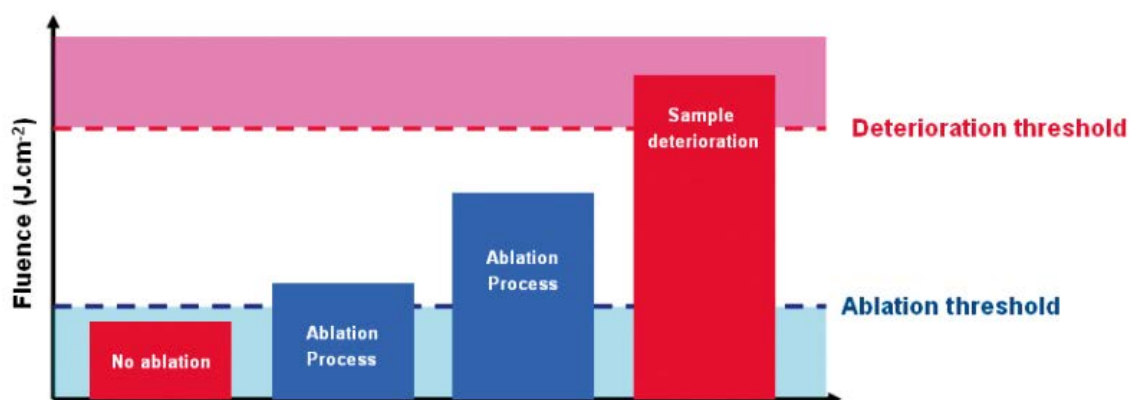
Fluens är den applicerade energin per ytenhet. Som framgår av figur 3-9 finns det tre möjligheter, "no ablation", "ablation" and "deterioration". "Ablation" innebär att ytan på metallen avlägsnas utan att påverka basmetallen medan vid "deterioration" har laserstrålen så pass hög energi att även delar av basmetallen avlägsnas. Beroende på vilket resultat man vill ha får man använda sig av olika fluenser, dvs "ablation" eller "deterioration", för att nå önskat resultat. Pulslängd hänger tätt samman med fluensen eftersom den bestämmer hur djupt uppvärmningen når och därigenom processens effektivitet. Pulslängden varierar normalt mellan tio och hundra nanosekunder. Efter att ablationsdjupet har uppnåtts, medför ökad effekt ökad produktionstakt.

För praktiska tillämpningar används två verksamhetsprinciper, manuella (handhållna, se figur 3-10) eller automatiska (på distans).

Laserdekontaminering är en torr process och därför bildas inget sekundäravfall i form av kemikalier eller vätskor. Då gasformiga partiklar och ångor avges krävs vanligen inneslutning och lokala ventilationsanordningar. Processen kan automatiseras vilket möjliggör fjärrmanövrering och därför mindre arbetsinsats och ökad produktivitet. Till skillnad från manuell drift är det dock svårt att anpassa automatiserad drift till föremål med komplex geometri. Till skillnad från användning av mekaniska handverktyg behövs ingen direkt kontakt mellan verktyget och ytan.

3.5.4.2 Plasma

Dekontaminering med plasma innebär att orenheter inklusive kontamination avlägsnas från ytan via applicering av plasma. Vanligen används gaser såsom argon, syre men också blandningar som luft eller väte-/kväveblandningar. Plasma används allmänt i den konventionella industrin för skärande bearbetning eller ytbehandling av metall. Ett användningsområde som också används inom kärnkraftsindustrin är plasmaupphettad smältning och plasmabaserade förbränningsugnar.



Figur 3-9. Olika fluensnivåer (Moggia och Lecardonnell 2013).



Figur 3-10. Handhållen laserdekontaminering (AREVA).

Det finns ett flertal typer av verktyg, beroende på vilken gas/gaser som används för att åstadkomma plasmat. I plasma, finns en stor mängd positiva eller negativa partiklar, som gör den mycket reaktiv. Plasma fungerar liknande gaser, eftersom det sprider sig i det tillgängliga utrymmet. Till skillnad från de flesta gaser, kan plasma kontrolleras med magnetfält för att skapa strukturer som filament eller strålar.

Förutom flera ämnen som kan användas för att generera plasmat, finns det också flera metoder för att skapa plasmastrålen eller filament t ex elektroncyklotronresonans (ECR), urladdning av corona, högspänning och laser. Det resulterande plasmat kommer att ha olika egenskaper (Tatenuma et al. 1999).

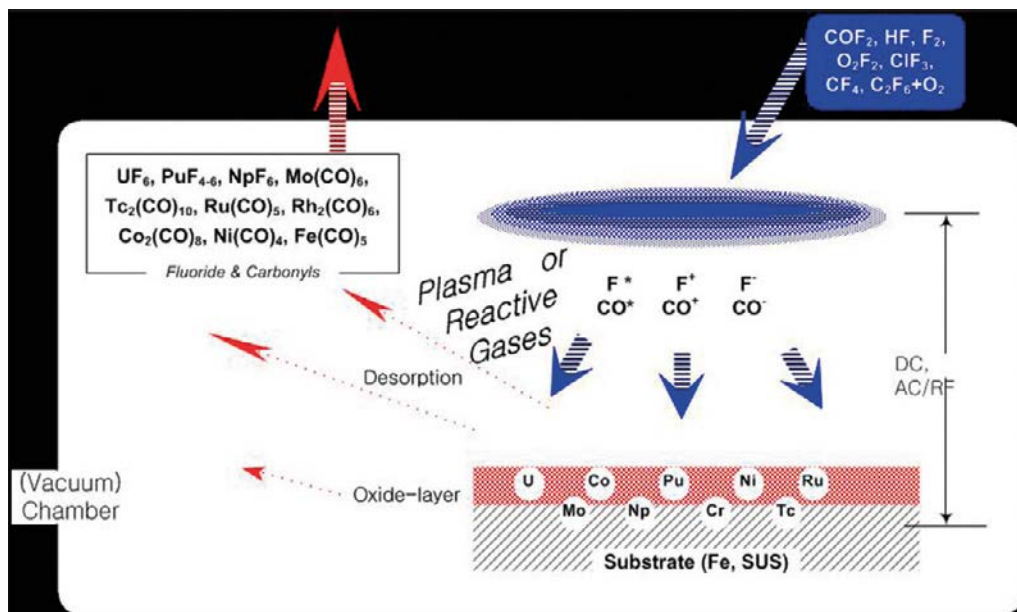
Dekontaminering med plasma baseras antingen på värmeöverföring eller på kemiska reaktioner mellan plasmajoner och kontaminationen. En metod som har visat sig vara ganska effektivt mot alla typer av kontamination, är en metod som baseras på gasformiga reaktioner som utnyttjar flyktiga egenskaper hos karbonyl- och fluorföreningar på det behandlade materialets yta (Kim 2012).

Karbonylföreningar med korrosionsprodukter (dvs ^{58}Co , ^{60}Co , ^{63}Ni , etc.) och fissionsprodukter (^{99}Te ^{106}Ru , etc.) har flyktiga egenskaper. Även fluorföreningar av fissionsprodukter och transuraner (U, Pu, Np) är flyktiga. Detta leder till att kemiska föreningar bildade mellan karbonyl- eller fluorplasma och kontaminationen har termiska egenskaper som ger dem en låg smältpunkt, låg kokpunkt och/eller låga sublimeringspunkter. Detta gör att dessa föreningar kan bli gasformiga eller flyktiga redan vid så låga temperaturer som rumstemperatur (Kim 2012).

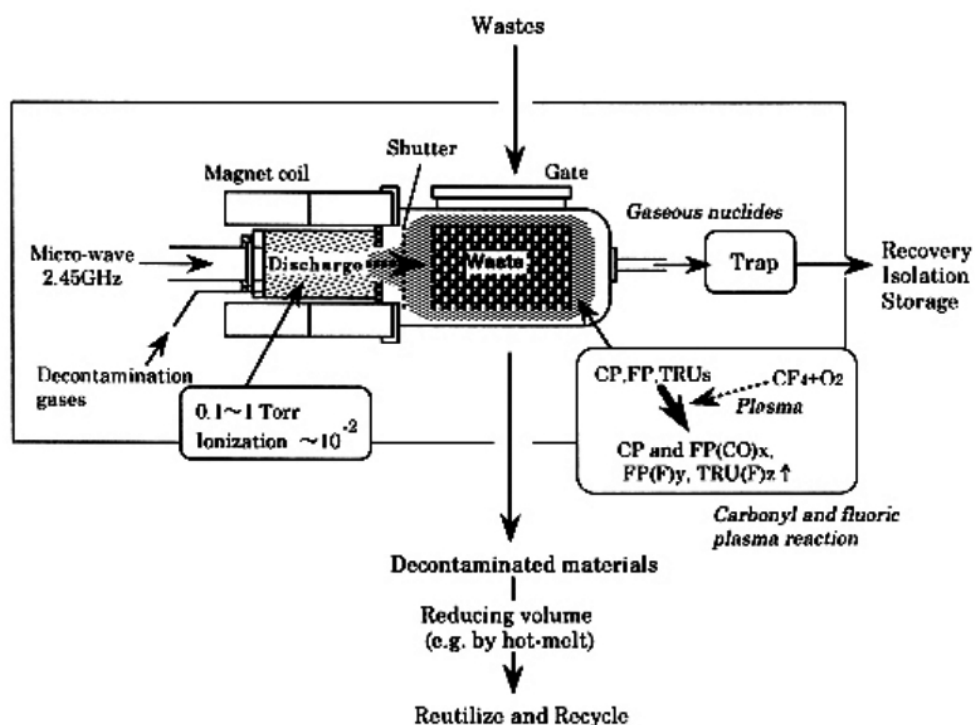
Principen för processen visas i figur 3-11. Det föremål som ska dekontamineras placeras inuti en vakuumkammare och återstående luft avlägsnas från kammaren. Sedan förs plasma in i kammaren genom att med en vald effektkälla föra in plasmagaserna (Kim 2012).

Schematisk bild av möjlig praktisk utrustning för dekontaminering med gasfasplasma visas i figur 3-12. Den främsta fördelen med plasmadekontaminering är att processen är lätt att hantera och kontrollera samt att små mängder sekundäravfall genereras. Utrustningen är också relativt liten och lämpar sig därför för användning i små applikationer.

Metoden har visat sig vara effektiv för avlägsnande av kobolt och uran (reningsgrad upp till 97 % respektive 99 %). Vissa nuklider såsom ^{137}Cs har dock visat sig vara utmanande med dekontamineringsgrad under 10 %. Därför måste arbete läggas ner på att ta fram optimala behandlingsmetoder och förhållanden för dessa nuklider innan metoden kan användas för metalldekontaminering i full skala.



Figur 3-11. Koncept för plasmabehandling med kemisk reaktion (Tatenuma et al. 1999).



Figur 3-12. Koncept för utrustning för praktisk plasmadekontaminering (Tatenuma et al. 1999).

Fördjupad läsning

Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-Operation And Development (OECD-NEA), 2002: "The Decommissioning and Dismantling of Nuclear Facilities – Status, Approaches, Challenges. Available: www.oecd-nea.org/rwm/reports/2002/3714-decommissioning.pdf.

3.6 Avfallsaspekter

Innan beslut om dekontaminering måste en värdering göras av vad åtgärden innebär för vidare hantering av dekontaminerat material samt det sekundäravfall som uppstår i samband med dekontamineringen. De metoder som används för dekontaminering bör inte ge upphov till stora mängder sekundäravfall. Sekundäravfallet får heller inte överskrida de acceptanskriterier som anges för respektive slutförvarskollis godkända typbeskrivning eller generella acceptanskriterier som finns för slutförvaret som t ex komplexbildare och cellulosa, se kapitel 2.4. Ytterligare radiologiska, kemiska, mekaniska samt allmänna krav måste också vara uppfyllda. Behandling och omhändertagande ska inte heller leda till alltför stora krav på arbetsinsatser för att sortera och konditionera avfallet inför slutförvaring och därigenom orsaka ytterligare dosbelastning. Här är även kostnadsaspekten en viktig faktor att ta med vid val av metod.

Om man använder en kemiskt aggressiv dekontamineringsmetod för att åstadkomma låga dosrater inför rivningsarbete kan ett kemiskt svårhanterligt sekundäravfall uppstå. För lågaktivt avfall där syftet är friklassning finns det ingen anledning att använda metoder som skapar sekundäravfall i större mängder. Här räcker det oftast med en mild metod som inte genererar ytterligare mängder sekundäravfall.

Möjligheten att reducera kontamination på komponenter och system till sådana nivåer att de kan tas om hand som avfall med en lägre klassificering och därmed på ett mer ekonomiskt sätt. Den totala kostnaden ska värderas baserat på kostnad för dos, behandling, uppkommet sekundäravfall och slutförvar. I bästa fall kan behandlat avfall kategoriseras för fri användning och återvinnas eller återanvändas i konventionell industri alternativt deponeras som konventionellt avfall undantaget från myndighetens föreskrifter. Nedan redogörs för de definitioner som gäller för respektive slutförvarsalternativ (se tabell 3-12).

Tabell 3-12. Definitioner av friklassat material, mycket låg-, låg- och medelaktivt kortlivat avfall, långlivat låg- och medel aktivt avfall samt högaktivt avfall.

	Friklassat material	Kortlivat mycket lågaktivt avfall	Kortlivat lågaktivt avfall	Kortlivat medelaktivt avfall	Långlivat låg- och medelaktivt avfall	Högaktivt avfall
Definition	Material med radioaktiva ämnen som understiger gränsen för krav på särskild slutförvaring.	Innehåll av mindre mängd kortlivade radionuklider med $T_{1/2} \leq 31$ år, dosrat på kolli $< 0,5$ mSv/h, långlivade radionuklider med $T_{1/2} > 31$ år kan förekomma	Innehåll av kortlivade radionuklider med $T_{1/2} \leq 31$ år, dosrat på kolli (och oskärmad material) < 2 mSv/h, små mängder långlivade radionuklider med $T_{1/2} > 31$ år	Signifikant innehåll av kortlivade radionuklider med $T_{1/2} \leq 31$ år, dosrat på kolli < 500 mSv/h, mindre mängder långlivade radionuklider med $T_{1/2} > 31$ år	Signifikant innehåll av långlivade radionuklider med $T_{1/2} > 31$ år	(Kärnbränsle) Typisk värmeeffekt > 2 kW/m ³ och innehåll av långlivade radionuklider med $T_{1/2} > 31$ år över gällande begränsning för kortlivat avfall
Övriga egenskaper	–	–	–	Kräver strålskärmning vid transport	Kräver särskild inneslutning vid transport	Kräver kylning och strålskärmning vid mellanlagring och transport
Slutförvaring	Ingen slutförvaring krävs	Markförvar	Slutförvar för radioaktivt drift och rivningsavfall (SFR)	Slutförvar för radioaktivt drift och rivningsavfall (SFR)	Slutförvar för långlivat avfall (SFL)	Slutförvar för kärnbränsle
Exempel på avfall	Icke radioaktivt material från kärnteknisk anläggning som kontrollerats ej innehålla radioaktiva ämnen, eller vara under den gräns som bestämts för friklassning av behörig myndighet	Sopbalar till markförvar	Sopor och skrot i ISO container till BLA förvaret i SFR	Jonbytmassa från reaktorreningsystem till Silo förvaret i SFR	Moderator-tanklock till SFL Styrstavar till Clab/SFL	Kärnbränsle

Referens: Eriksson A 2015.

3.7 Referensprojekt

3.7.1 Referensprojekt Big Rock Point

Big Rock Point (BRP), vare en 70 MWe BWR (kokarvattenreaktor), som drevs av Consumers Energy in Michigan, USA och stängdes i augusti 1997 efter 35 års framgångsrik drift. Planen för avveckling av BRP var att starta avvecklingsarbetet omedelbart. Nio år senare uppnåddes "green field" trots 2 års försening jämfört med den ursprungliga avvecklingsplanen.

Det första steget efter att man avlägsnat bränslet var kemisk dekontainering av systemet för att minska strålfälten i anläggningen. Detta var ett viktigt steg för att uppfylla de krav som US Nuclear Regulatory Commission (USNRC) satt upp för tillåten total persondos under avvecklingen av anläggningen. Dekontamineringsmetoden som användes var EPRI DfD.

Full systemdekontaminering

Systemdekontamineringen av BRP ägde rum bara 4 månader efter avstängningen i januari 1998. Totalvolymen av systemen var 121 m³ med invändig yta på 1 000 m² och omfattade reaktortanken (med interndelarna bortmonterade), huvudcirkulationsrören och huvudcirkulationspumparna och reaktorvattenreningsystemet liksom nödkylningssystemet.

På system av rostfritt stål (typ 304) applicerades dekontamineringsvätska med en temperatur av 95 °C medan dekontamineringslösningen applicerades vid 30 °C på system av kolstål, vattenrenings-systemet och nödkylningssystemet. Den varma appliceringen för rostfritt stål bestod av sex cykler och genomfördes under nio dagar. Den kalla dekontamineringen på kolstål bestod av en enda cykel och tog tre dagar. Efteråt användes en dag för att rengöra alla kretsarna med avsaltat vatten.

Totalt avlägsnades 470 kg järn, 63 kg krom och 42 kg nickel innehållande 15 TBq gammastrålande nuklider. En genomsnittlig dekontamineringsfaktor på 27 uppnåddes och dosraten reducerades med ca en faktor 10. I tabell 3-13 visas uppskattade dosbesparingar i återcirkulationspumprummet som resultat av dekontamineringsarbetet.



Figur 3-13. Kärnkraftverket Big Rock Point. (<http://www.nukeworker.com/pictures/displayimage-114-6116.html>).

Tabell 3-13. Uppskattade dosbesparingar i återcirculationspumprummet.

År	Uppskattad stråldos (mmanSv)		Uppskattad besparing (mmanSv)
	Med decon	Utan decon	
1998	670	1 150	480
1999	340	1 630	1 290
till juni 2000	130	870	740

Avfallet från dekontamineringen bestod av avvattnade jonbytarmassor. Totalt användes 15,2 m³ jonbytarmassor för att absorbera katjoner, inaktiva och aktiva. Efter avvattning var avfallet klart att packas och grävas ner vid en licensierad avfallsdeponi i Barnwell utan vidare konditionering.

Utöver fördelarna med minskad dos bör strålskyddsinsatserna ha minskat märkbart beroende på lägre kontaminationsnivåer. Det har varit möjligt att lätta på kraven på skärmning och bara minimal skärmning har behövts. Dekontamineringsarbetet fortlöpte utan större störningar och har därefter medfört en signifikant besparing av tid, stråldos och pengar i avvecklingsarbetet.

Fördjupad läsning

- Decontamination of Reactor Systems and Contaminated Components for Disposal or Refurbishment: Developments and Experience with the EPRI DFD Chemical Decontamination Process, EPRI, Palo Alto, CA: 2001. 1003026.
- Decontamination Handbook, EPRI, Palo Alto, CA: July 1999. TR-112352.

3.7.2 Referensprojekt Maine Yankee

Maine Yankee var ett kärnkraftverk med en reaktor i Wiscasset, Maine, USA. Reaktorn var en PWR på 900 MW_e som startade december 1972 och levererade el fram till slutet av 1996 och stängdes sedan permanent i augusti 1997.

Som en del av avvecklingen dekontaminerades delar av primärkretsen, dock inte ånggeneratorernas tuber eller reaktortanken. Dekontamineringen gjordes med hjälp av en hel del finurliga förbikopplingar som beskrivs i EPRI (1999).

Dekontamineringen genomfördes vid två tillfällen med omkoppling mellan olika systemdelar, kemin var EPRI Dfd.



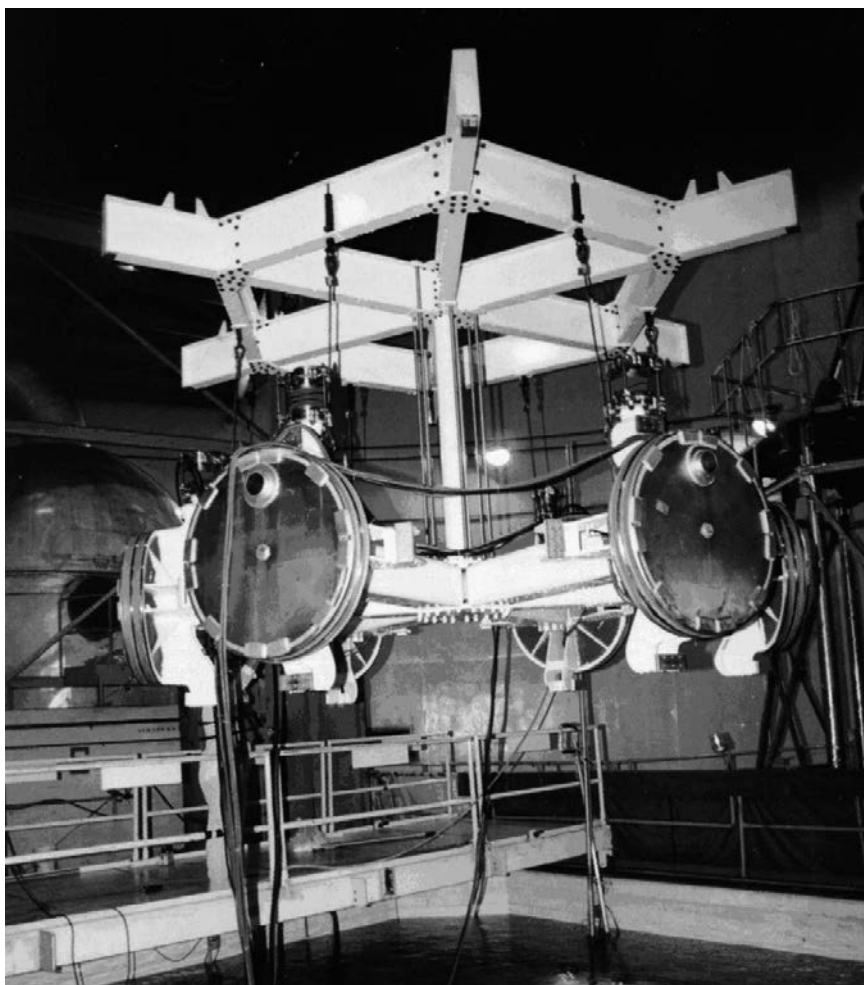
Figur 3-14. Maine Yankee 1998.

Alla större anläggningssystem ingick i dekontamineringen med undantag för reaktortanken och huvuddelen av ånggeneratortuberna. I reaktortanken (i höjd med där härden var placerad) installerades ett "spindelaggregat" både för att koppla förbi reaktortanken och för att få flöde från en kylslinga till en annan (se figur 3-15). Genom att förbikoppla reaktortanken undveks avverkning av aktiverat material i reaktortanken. Det avlägsnade materialet skulle bidra till mängden borttagen radioaktivitet och genererat avfall, men haft liten effekt på reducerad dosexponering.

Genom att koppla förbi ånggeneratortuberna undveks stora kontaminerade Inconelytorna där dekontaminering skulle bidra till en liten utsträckning till reduktion av dosexponeringen eftersom i princip endast de yttre 10 raderna av tuberna bidrog till den externa strålningen. In-situ dekontaminering av ånggeneratortuberna skulle därför ge väldigt liten omedelbar nytta för anläggningen med avseende på dosbelastning.

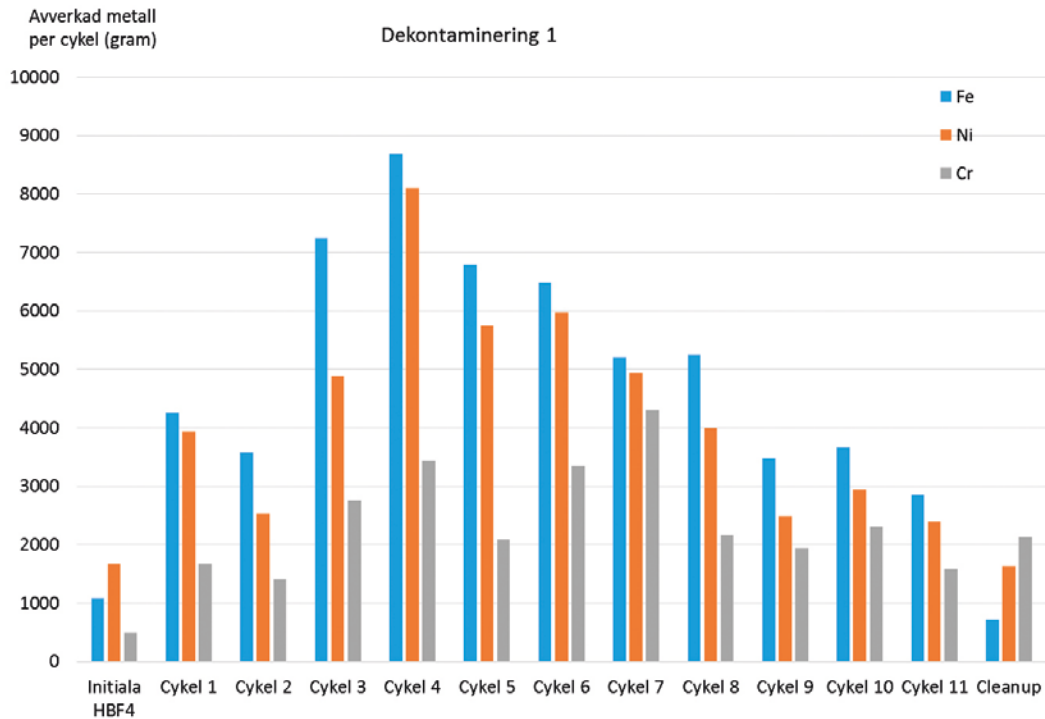
Anläggningen förlitade sig i hög utsträckning på utrustning som tillhandahölls av leverantören när det gällde pumpar, värmare och jonbytkolonner. Det var i stort sett ingen anläggningsutrustning som var i drift under dekontamineringen. Flöde upprätthölls med hjälp av en pump från leverantören. Maximala flödet som kunde erhållas låg inom intervallet 1–2,5 m³/min. Detta visade sig vara en stor nackdel.

Två dekontamineringar genomfördes, men omkoppling mellan olika systemdelar. De första delsystemet dekontaminerades under ca 8 dygn med elva cykler och de andra delsystemen under åtta dygn med tretton cykler. En genomsnittlig dekontamineringsfaktor på 31,5 erhöles. Ytdosraten minskade i snitt från 4,6 mSv/h till 0,2 mSv/h. De mest signifikanta punkterna ur radiologisk synvinkel, var de med ytdosrat överstigande 5 mSv/h, var åtta av 48 punkter. På dessa åtta punkter var dekontamineringsfaktorn i snitt 146. Den genomsnittliga dosreduktionsfaktorn var ca 10.

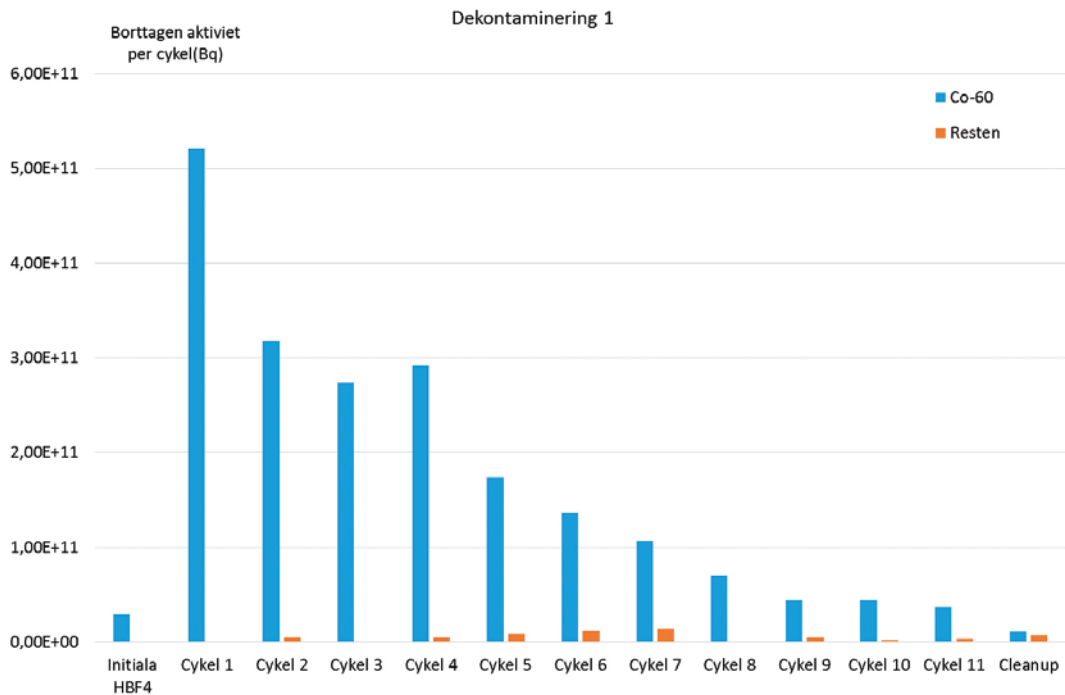


Figur 3-15. "Spindelaggregat" som användes vid Maine Yankee.

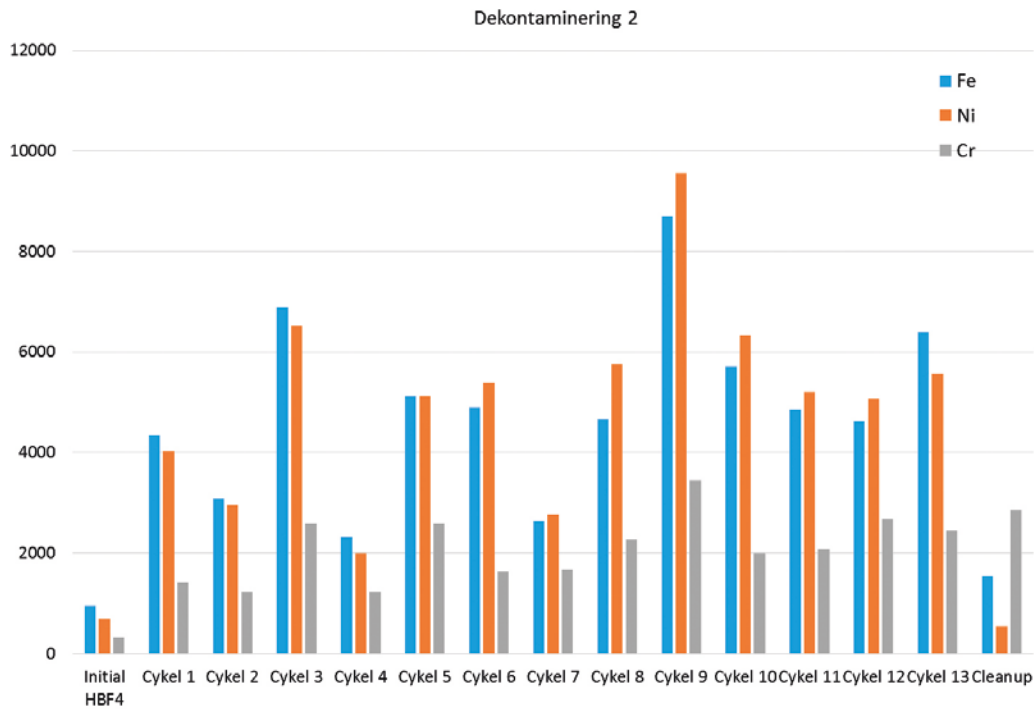
Vid dekontamineringen genererades totalt 18 m³ avfall i form av jonbytarmassa. Totalt 307 kg metall och 3,8 TBq gammastrålande nuklider avlägsnades vid dekontamineringen. Vid en tidigare genomförd dekontaminering av reaktorkylsystemet 1995, innan anläggningen stängdes permanent, avlägsnades omkring 15 TBq radioaktivitet.



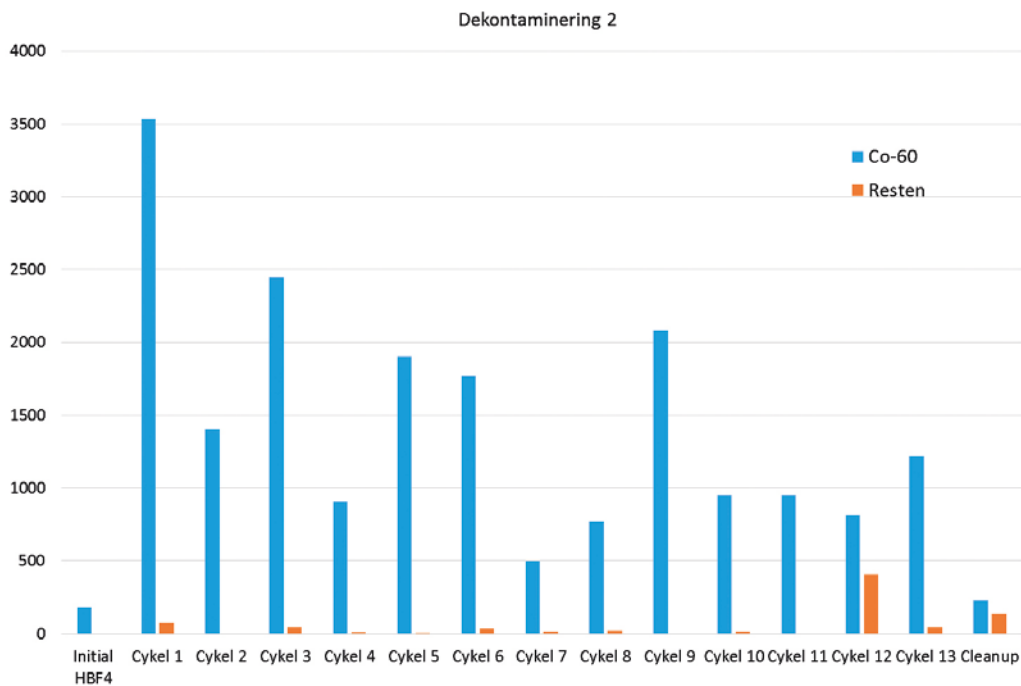
Figur 3-16. Metallavverkning dekontaminering 1.



Figur 3-17. Borttagen aktivitet dekontaminering 1.



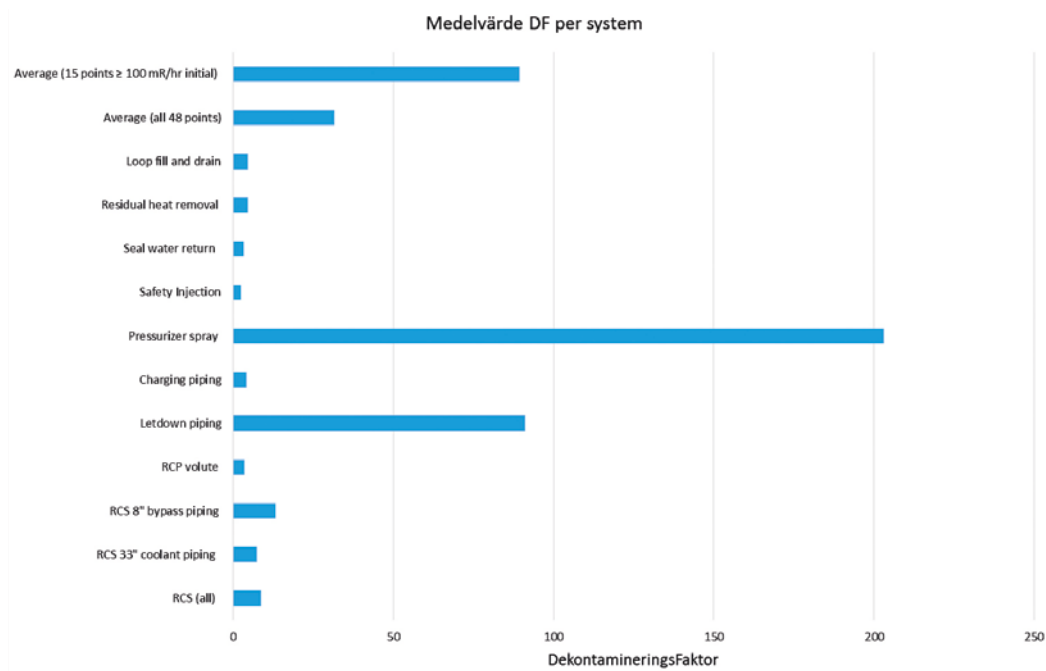
Figur 3-18. Metallavverkning dekontaminering 2.



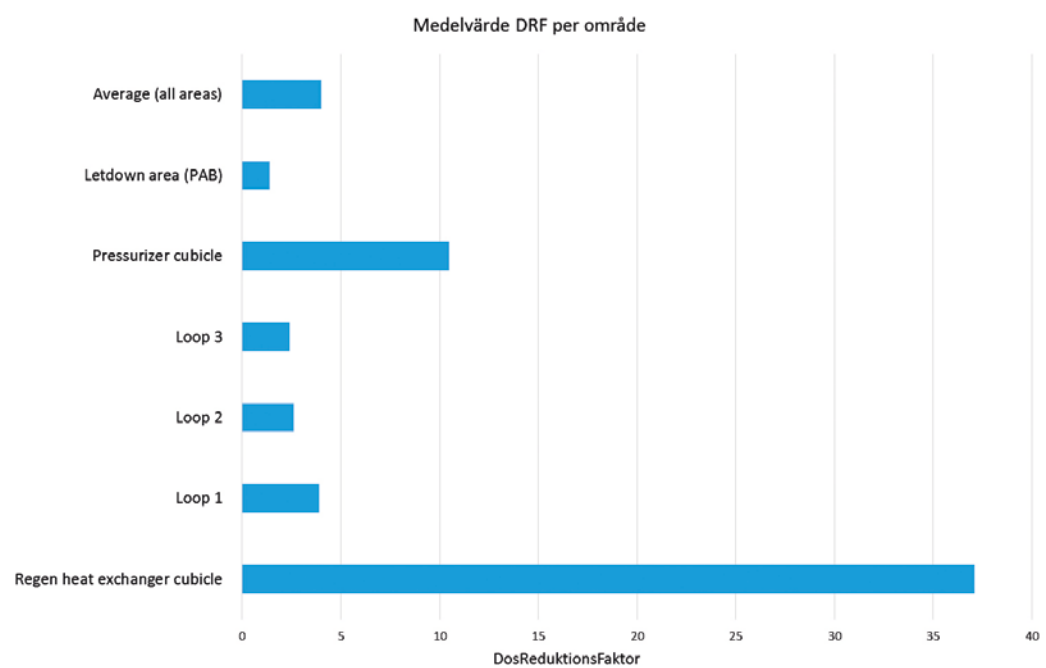
Figur 3-19. Borttagen aktivitet dekontaminering 2.

Fördjupad läsning

- Decontamination Handbook, EPRI, Palo Alto, CA: July 1999. TR-112352.
- Decontamination of Reactor Systems and Contaminated Components for Disposal or Refurbishment, EPRI report no 1003026.



Figur 3-20. Dekontamineringsfaktorer för olika system.



Figur 3-21. Dosreduktionsfaktorer i olika lokaler inom Maine Yankee.

3.7.3 Referensprojekt Barsebäck

Barsebäckens två kokvattenreaktorer togs i drift 1975 respektive 1977 och togs ur drift 1999 respektive 2005, och kraftverket kommer att börja rivas år 2020 enligt plan (2015).



Figur 3-22 Barsebäck 1 och 2 – Fullsystemdekontaminering inför servicedrift.

Sammanfattning

I november 2007 och januari 2008 utfördes en fullsystemdekontaminering (FSD) av nedre delen av reaktortanken och primärsystemen på Block 2 och 1. Det övergripande målet var att minimera stråldosen till personal under servicedriften samt under själva rivningsfasen.

Barsebäck valde att använda AREVA NP's HP/CORD® UV metod. Interna delar i reaktortanken avlägsnades och nedre delen av reaktortanken inkluderades i cirkulationssystemet.

Den totala systemvolymen var 200 m³ med en totalyta av 1 800 m².

3 HP/CORD UV cykler utfördes på Barsebäck 2 och totalt avlägsnades 2,14 TBq och 64 kg korrosionsprodukter. Totalt användes 3 m³ katjonmassa och 1 m³ anjonmassa för rening.

Den genomsnittliga dekontamineringsfaktorn (DF) på Block 2 blev 93.

På Block 1 utfördes också 3 HP/CORD UV cykler. Totalt avlägsnades 1,29 TBq och 118 kg korrosionsprodukter. Totalt användes 4 m³ katjonmassa och 1 m³ anjonmassa för rening.

Den genomsnittliga dekontamineringsfaktorn på Block 1 blev 298.

Beslutet att genomföra en fullsystemdekont grundades på den uppskattade dosbesparingen, vid rivning efter 2017, med en genomsnittlig DF ≥ 50 på alla primärsystem. Den uppskattade dosbesparingen för rivningsfasen ligger i området 6,6 manSv för båda blocken.

Uppskattningen ska ses som ett planeringsverktyg.

Förutsättningar

Reaktortanken var tömd på interna delar.

Både Block 1 och 2 var intakta, dvs pumpar och ventiler kunde köras på samma sätt som vid effektdrift.

Alla reningssystem var intakta och det fanns ett fungerande system för avfallshantering.

Omfattning:

- Reaktortanken, system 211, till en nivå cirka en meter ovanför sugledningen 313.
- System 313, Huvudcirkulationspumparna nyttjades för cirkulation och uppvärmning av processmediet.
- System 321 (RHR), pumparna nyttjades för cirkulation av mediet.
- System 331 (RWCU), för att dessutom erhålla optimal uppreningseffekt av dekontmediat utnyttjades 331-jonbytarna.
- System 312/327, från blandningsdomen in mot reaktortanken.

- System 326 (Sprinklersystem för reaktortanklock).
- System 352 (Dränagesystem för reaktordelen).
- System 354 (Hydrauliskt system för drivdon).

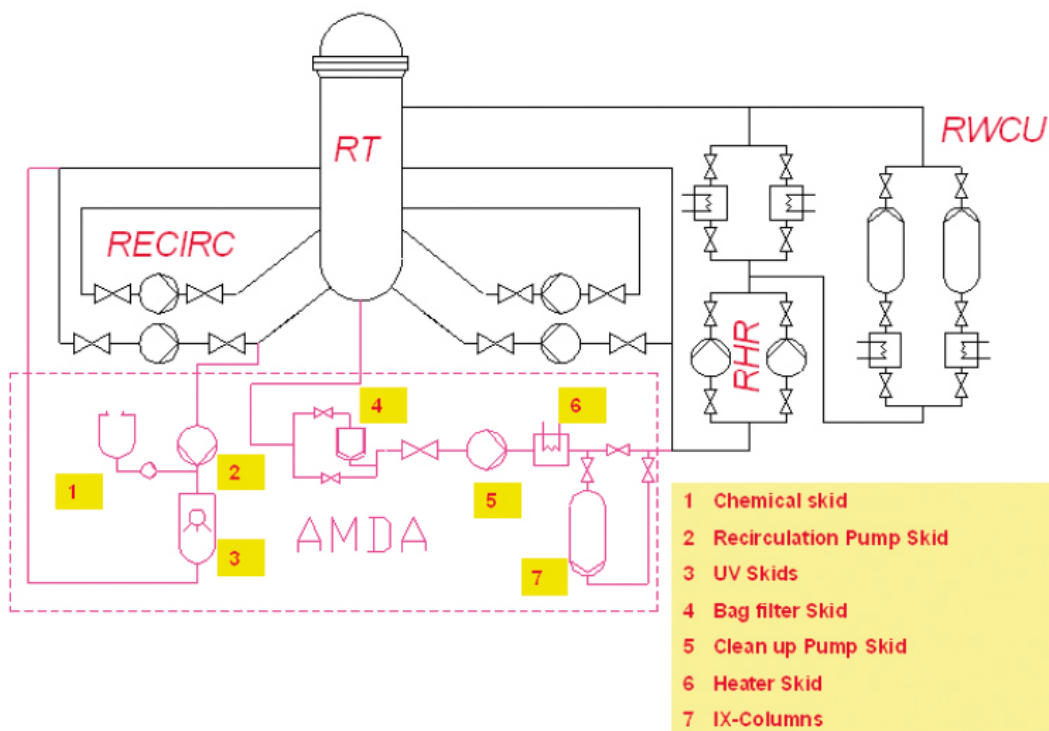
Generellt gällde att man skulle utnyttja mesta möjliga av befintliga system.

Dekontamineringsutrustning

Den dekontamineringsutrustning som användes bestod i princip av:

- Beredningstank med omrörare och värmepatron, för tillblandning av dekontamineringskemikalier, levererades av AREVA.
- Doseringstankar (två), för dosering av dekontamineringskemikalier till systemet, en ingår i OKGs AMDA-utrustning, en levererades av AREVA.
- Mätbrygga för monitoring av processvariabler on-line, ingår i OKGs AMDA-utrustning.
- Tre UV-moduler för destruktions av komplexbildare i nedbrytningssteget, två levererades av AREVA, en ingår i OKGs AMDA-utrustning.
- En pump ingår i OKGs AMDA-utrustning.
- En pump tillhandahölls av AREVA
- Påsfilter för att fånga upp CRUD och dylika fasta föroreningar så att detta inte äventyrar utrustningen.
- Jonbytarna i system 331 användes för rening av dekontamineringslösningen. Dessa kompletterades med ytterligare två jonbytare på vardera 1 m³.
- Fyra huvudcirkulationspumpar för cirkulation samt uppvärmning av processmediet till 90–95 °C.
- Två 321-pumpar för transport av mediet till och från reningskretsen.

Processen styrdes och övervakades ifrån ett sk AMDA-kontrollrum som inrättades utanför reaktorinneslutningens sluss på båda blocken.



Figur 3-23. Schematisk skiss av dekontretsen.



Figur 3-24. AMDA kontrollrum utanför RI.



Figur 3-25. Blandningstank för oxalsyra.

Resultat

B2 dekontaminerades i november 2007 och tog ungefär 11 dagar inklusive uppvärmning till ca 90–95 °C. 3 HP/CORD UV cykler utfördes på Barsebäck 2 och totalt avlägsnades 2,14 TBq och en total massa om 64 kg korrosionsprodukter. Denna massa samlades i 3 m³ katjonmassa och 1 m³ anjonmassa.

Den totala dekontfaktorn (DF) blev 93. Genomsnittlig DF i 313-systemet var 134 och DF 74 för system 321 samt för system 331 blev DF 64.

B1 dekontaminerades i januari 2008 och tog ungefär 11 dagar inklusive uppvärmning till ca 90–95 °C. På Block 1 utfördes också 3 HP/CORD UV cykler. Totalt avlägsnades 1,29 TBq och en total massa av 118 kg korrosionsprodukter. Denna massa samlades i 4 m³ katjonmassa och 1 m³ anjonmassa.

Den totala dekontfaktorn blev 298. Genomsnittlig DF i 313-systemet var 493 och DF 130 för system 321 samt för system 331 blev DF 100.

Total radioaktiv exponering för hela dekontamineringen på båda blocken blev 138,3 mmanSv, strax över den budgeterade på 129,5 mmanSv.

En relativt hög andel av exponeringen fick mek och operatörer vid förberedelsearbetet på båda blocken.

Resultatets inverkan på framtida avveckling

Den uppskattade kollektivdosen för avveckling efter 2017 och motiveringen för att genomföra en fullsystemdekontaminering var baserat på en genomsnittlig DF på > 50 på alla primärsystem. Alla mål uppnåddes eller överträffades. Den genomsnittliga dosraten på båda blocken sjönk från 0,7–0,8 mSv/h till i genomsnitt 0,03 mSv/h.

Avfall

Totalt 7 m³ katjonmassa och 2 m³ anjonmassa genererades från båda blocken. Utöver detta tillkom 12 stycken filterpåsar innehållande CRUD och olösliga partiklar.

Slutsatser

FSD:n på båda blocken på Barsebäck kommer att ge en avsevärd reduktion av kollektivdosen under avvecklingsfasen. Den uppskattade dosbesparingen för rivning baserat på uppnått resultat ligger i området 6,6 ManSv för båda blocken. Kollektivdosen för förberedelser samt genomförande av dekontamineringen blev 138,3 mManSv, vilket var strax över dosbudget. Alla mål uppnåddes eller överträffades.

Erfarenheten visar också på att en FSD bör utföras när personal med god kännedom om anläggningen fortfarande finns på plats. Detta ger en begränsad tid att genomföra FSD efter slutlig avstängning.

Länk till presentation på internet:

http://www.isoe-network.net/index.php/component/docman/doc_view/998-basu2008.pdf.raw?tmpl=component.

4 Dekontaminering av betong

4.1 Sammanfattning

I detta kapitel görs en generell översikt över dekontaminering av betong i kärntekniska anläggningar. Givetvis har tyngdpunkten lagts med tanke på avveckling, men vissa av metoderna kan också användas under drift.

I detta kapitel ges en överblick över hela dekontamineringscykeln. I kapitlet behandlas allt från var betongen som ska dekontamineras finns, hur den ska mätas och karakteriseras till avfallsaspekter och slutförvarsalternativ.

I kapitlet behandlas också de olika metoder som finns för dekontaminering av betong. Här beskrivs också våta och torra metoder som har använts för dekontaminering av betong på kärntekniska anläggningar, men också nya metoder såsom laser och plasma behandlas. Referensprojekt och erfarenheter beskrivs också kort.

4.2 Syfte

Syftet med dekontaminering är att avlägsna kontamination. Det finns två huvudanledningar för dekontaminering av betong. Främst för en säker arbetsmiljö genom att minska allmänna aktivitetsnivåer och därmed dos till personalen. För det andra för att reducera mängden avfall som kräver slutförvar, genom friklassning.

Frånsett sanering efter händelser under drift, t ex läckage och utsläpp, genomförs dekontaminering av betong vanligen som en del i nedmontering av betongkonstruktionerna. Till skillnad från dekontaminering av metall, där det är möjligt att bara ta bort ytkontaminationen (oxidlager), kräver vanligtvis dekontaminering av betong borttagning av grundmaterialet. Detta beror på att det finns porer och sprickor i betongen.

Beroende på möjlig framtida användning av anläggningen kan det finnas begränsningar på ytans struktur efter dekontaminering, men bortsett från det är i det närmaste alla dekontamineringsmetoder mer eller mindre förstörande genom att man avlägsnar basmaterial där radioaktivitet kan ha trängt in.

4.3 Var finns betongen som ska dekontamineras?

Det finns två huvudtyper av betong som behöver dekontamineras: kontaminerad och aktiverad. Kontaminerad betong har kommit i kontakt med radioaktiva ämnen, vanligtvis vätskor men även damm och aerosoler kan kontaminera betong. Kontaminerad betong kan normalt finnas var som helst där radioaktiva material hanteras. Dekontaminering är vanligtvis enkel och kräver borttagning av den kontaminerade ytan. Vanligtvis räcker det med att avlägsna några få millimeter. Sprickor, skarvar och andra ojämnheter kan leda till att kontaminationen når djupare ner i betongen. Komponenter i betongen (speciellt armering) kan bli aktiverade om de är utsatta för högt neutronflöde, t ex den biologiska skärmen. Beroende på neutronflödet kan aktivering ske från ett fåtal upp till åtskilliga decimeter in i materialet. Dekontaminering av aktiverade delar kräver vanligen rivning och demolering av betongen.

4.3.1 Radiologisk kartläggning

Det är väsentligt att känna till de radiologiska och strukturella egenskaperna hos betongen för att fastställa var kontaminationen förekommer så att dekontaminering kan inriktas bara på dessa områden. Generellt, utom för några av de äldre anläggningarna, är kärnkraftverkens grundkonstruktion vanligtvis någorlunda väldokumenterad. Emellertid kan radiologiska förhållanden vara svåra att kartlägga baserat på de här uppgifterna eftersom journaler över icke-specifika händelser ur säkerhetssynpunkt (t ex underhåll, småläckage på servicesystem) inte nödvändigtvis förts eller inte är tillräckligt noggranna, men de kan vara betydelsefulla när det gäller kontamination.

Under kärnkraftverkets livstid kan underhåll ha utförts på kontaminerade ytor varvid kontaminationen i materialet eller under ytbeläggningen kapslats in. Gammastrålade partiklar är lätta att detektera medan beta- och speciellt alfastrålade radionuklider är svåra eller nästintill omöjliga att detektera om de skärmas av t ex målarfärg eller annan ytbeläggning. Eftersom de inte utgör radiologisk risk under drift är de inte signifikanta, men måste tas med i beräkningen vid nedmontering för att möjliggöra friklassning.

Det finns flera tillvägagångssätt för radiologisk kartläggning lämpliga för olika användningsområden och situationer. De vanligaste alternativen presenteras nedan.

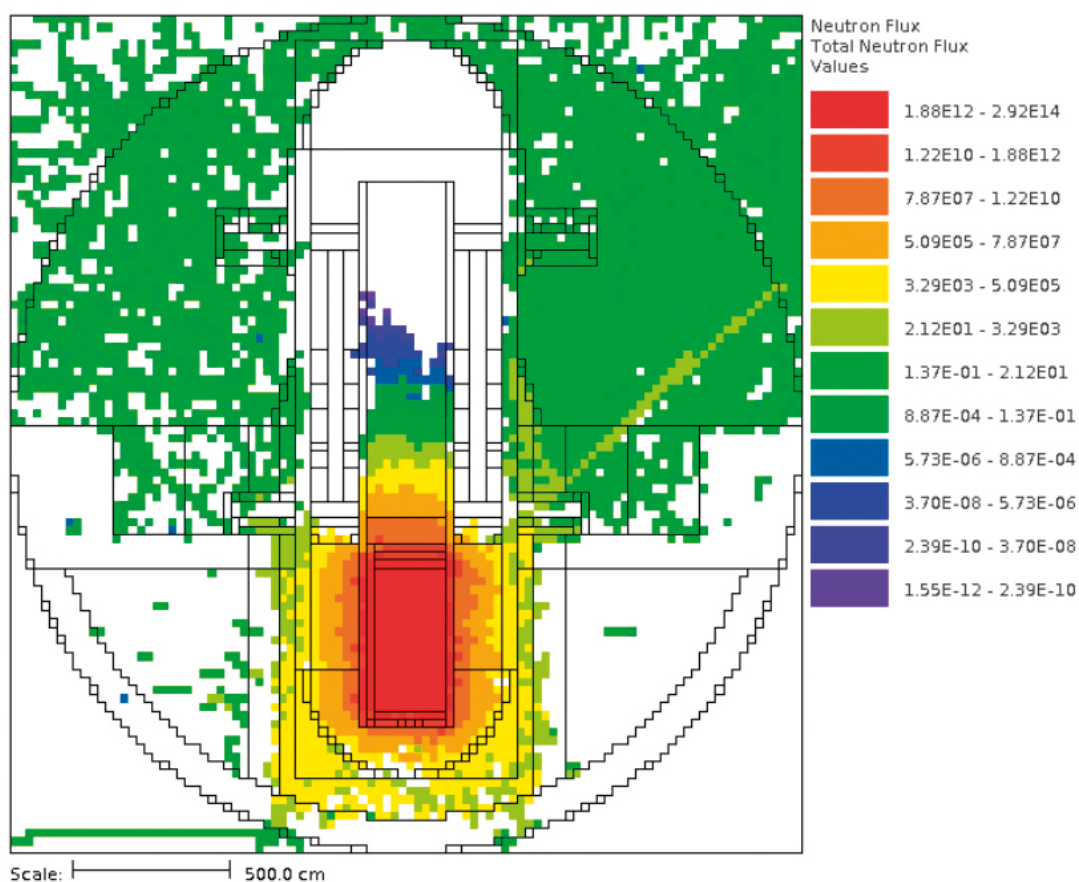
4.3.1.1 Teoretiska beräkningar

För en första klassificering av aktivitetsnivåer och en uppskattning av aktivering används ofta teoretiska beräkningar. Emellertid kan kontaminationsnivåerna inte beräknas på detaljnivå, eftersom det finns allt för många variabler. Beräkningarna baseras på geometri, materialsammansättning och drifhistorik för att bestämma mängd och grad av aktivering.

Beräkningarna baseras på två huvudsteg :

- Beräkning av den spatiella distributionen samt energidistributionen av neutronflödet, vilket kräver uppgifter om reaktorgeometrin, material och bränsleegenskaper.
- Beräkning av aktivering i betongen från neutronflödesfördelningen, vilket kräver bestålningshistorik och materialsammansättning inklusive koncentration av spårelement.

Beräkningarna görs vanligen med datormodeller (t ex MCNP Monte Carlo N-Particle, TRIPOLI, CINDER'90) och de genererar vanligtvis antingen 2D- eller 3D-modeller av beräknade aktivitetsnivåer (se figur 4-1).



Figur 4-1. Exempel på resultat från Monte Carlo-beräkning av neutronaktivering av betong.

Beräkningar är ett passande verktyg för att begränsa undersökningar och för att undvika att använda resurser och onödig dosbelastning till personalen för att försöka mäta något som kanske inte ens finns. Följaktligen, det är användbart för inledande rivningsstudier (förstudieanalys, planering och kostnadsuppskattning). Problemet med beräkningarna är stora variationer i resultat baserade på antaganden och eventuellt ofullständiga eller bristfälliga källtermer. Resultaten behöver verifieras och valideras mot prov- och mätdata för att försäkra noggrannhet. En upprepad process med användande av beräkningar och mätdata ökar resultatens tillförlitlighet.

4.3.1.2 Dosratsmätningar

Om nuklidvektorn är känd kan nuklidinventariet bestämmas utifrån dosratsmätningar. Mätnoggrannheten påverkas av ytgeometri, aktivitetsfördelning, bakgrundsstrålning och närvarande isotoper. Dessutom kan mätproceduren ha stor betydelse för resultaten (t ex avstånd från källan, antal mätpunkter, detektorposition).

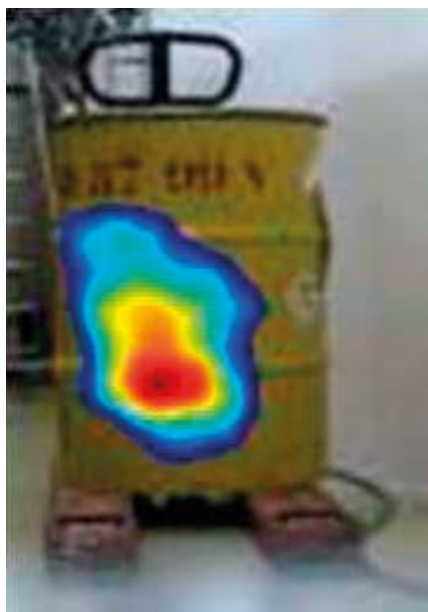
Dosratmätning är en bra metod för att hitta möjliga ”hot spots”, utom för lågenergetisk beta- eller alfastrålare. Att bara mäta stråldos ger inte information om strålningens ursprung eller mängden radioaktiva isotoper. Om dosratsmätningar utförs tillsammans med mätning av ytkontamination, i form av strykprov, så är det möjligt att identifiera om externa strålkällor stör dosratmätningarna. Alternativt om mätningarna inte behöver utföras in-situ kan mätningarna med fördel utföras inom ett område med låg bakgrundsstrålning.

En tillämpning av dosratmätning är ett gamma-bild-system, ”gammakamera”, som mäter dosrat med en hålkameraprinzip som visar en färgad ”karta” av strålfältet (se figur 4-2).

4.3.1.3 Ytkontaminationsmätningar

Det finns två huvudmetoder för att fastställa ytkontamination, strykprov och scintning. Lös ytkontamination kan detekteras genom strykprovtagning och analys. Vid strykprovtagning antas en viss del av aktiviteten föras över till papperet som sedan mäts. Ett exempel på mätinstrument ses i figur 4-3. Om man vill ta bort mer av ytan för mätning kan mekaniska eller kemiska metoder användas. Kombinerat med analys kan metoden användas för att ta fram ett nuklidspektrum. Tyvärr är obehandlade betongytor för grova för noggrann strykprovsmätning, och metoden ger ingen information om kontamination längre in i betongen.

En bättre metod för mätning av kontamination på betongytan är skanning med ett scintillationsinstrument (figur 4-4).



Figur 4-2. En bild framtagen med gammakamera.



Figur 4-3. Nutronic NT200 analyser.



Figur 4-4. ELECTRA och prob för kontaminationsdetektion.

Hastigheten är beroende på detektorns storlek och känslighet, normalt ett fåtal centimeter per sekund. Ett annat sätt är att använda fast utrustning som gör mätningar av ytan från en fast uppställning. Dessa mätningar är mer exakta men tar givetvis längre tid. Scintning är enkel att använda och har relativt låga detektionsgränser. Problem är att detektorn behöver ha kontakt med eller vara mycket nära objektet. Därför är mätning svårt på oåtkomliga ställen såsom höga väggar och tak.

4.3.1.4 Gammalspektrometri

Spektrometri behövs för detaljerad analys av radionuklider. Gammalspektrometri är den vanligaste för in situ-mätning. Med passande algoritmer kan uppmätt spektrum omvandlas till information om nuklidspecifik kontamination. Spektrometrins noggrannhet beror till stor del på tolkningen av

spektrumet och på använd mätmetod. Gammasppektrometri kan göras på avstånd och passar därför för mätning av stora ytor. Speciellt utbildad personal tolkar resultatet baserat på antaganden rörande spatiell utbredning av strålfältet. De äldre högeffektiva detektorerna behöver kylning med flytande kväve. Det finns numera alternativ som använder sig av elektrisk kylning. Systemet kräver vanligen användning av en kollimator som är tung vilket medför stora svårigheter att mäta områden som är svåra att nå. Mätningar kan göras utan tunga kollimatorer men detta kan leda till överskattning, och ytterligare mätningar kan behöva utföras för att korrigera resultaten.

4.3.1.5 Förstörande provning

Trots utvecklingen av in-situ-mätningar är provtagning och förstörande analys ofta det enda praktiska alternativet för betonganalys eftersom det tillförlitligt kan:

- Bestämna förekomst och innehåll av alla signifikanta radionuklider.
- Ta fram skalningsfaktorer (nuklidvektorer) för svärmätbara nuklider.
- Utvärdera kontaminationsdjup.
- Bestämna kemisk sammansättning av aktiverade konstruktioner.
- Verifiera beräkningar av aktivering.

Tyngdpunkt ska också läggas på bestämning av förekomsten av långlivade nuklider vilka kan ha stor inverkan på kategorisering av avfall för slutförvar och slutförvarsalternativ. Förstörande analys är mycket känslig och är den enda metoden som tillförlitligt kan kvantifiera svärmätbara nuklider i betong (Pu- och U-isotoper ^3H , ^{14}C , ^{63}Ni , ^{90}Sr , ^{55}Fe , etc.). Provtagning med borkärnor ger tillsammans med förstörande analys den optimala informationen rörande aktiveringsdjup och/eller kontamination.

Metoden är tidskrävande, kräver utbildad och kvalificerad personal samt certifierat laboratorium. Generell noggrannhet begränsas av antal tillgängliga prover och deras kvalitet.

4.3.2 Förekomst av kontamination och aktivering

På kärnkraftverk är neutronaktivering begränsad till områden med högt neutronflöde, dvs främst reaktorns interndelar, reaktortanken och den biologiska skärmen. Som nämns i tidigare kapitel kan aktiveringens läge och mängd beräknas. För noggrann information behövs förstörande provning (borkärna) men det bör observeras att den radiologiska kartläggningen kan begränsas av tillgången av prover från vissa otillgängliga delar av byggnaderna före nedmontering.

Användning av områden under drift samt historiska händelser (om data finns tillgängliga) kan användas för att göra uppskattningar, tidigt i processen, för att avgöra var de kontaminerade områden är belägna. De kontaminerade områdena är specifika för varje anläggning och måste utvärderas från fall till fall. På grund av betongens beskaffenhet bör speciellt exponering för kontamination i flytande form tas i beaktande, men även luftburen kontamination kan tränga in i betongen. Typiska områden för sådan kontamination är:

- Golv, speciellt områden som kan ha utsatts för utsläpp eller har tät trafik som filterbyte.
- Väggar kan ta upp damm, stänk, ångläckage.
- Avloppsledning och avloppsbrunnar som kommer i kontakt med vätskor.
- Andra horisontella ytor som kan samla damm.
- Innertak kan kontamineras av läckage på rörledning eller luftburen kontamination.

4.3.2.1 Exempel Belgian Reactor 3 (BR3), fastställa kontamination och aktivitet

Reaktorn var en PWR som var i drift under lång tid. Incidenter bl.a. i form av läckage eller andra tillbud i olika delsystem har medfört kontamination av varierande aktivitet och inträngningsdjup i byggnadens infrastruktur.

Den biologiska skärmen har exponerats för högt neutronflöde och förväntas därför vara aktiverat.

Beroende på den preliminära undersökningens noggrannhet behövs mer eller mindre tillkommande kontroll/dekontamineringscykler för att nå friklassningsnivåer. Preliminär kategorisering (se figur 4-5) baseras främst på:

- Utrymmets historik.
- Identifierade kontaminationsrisker.
- Rapporterade händelser.
- Använda processer under drift.

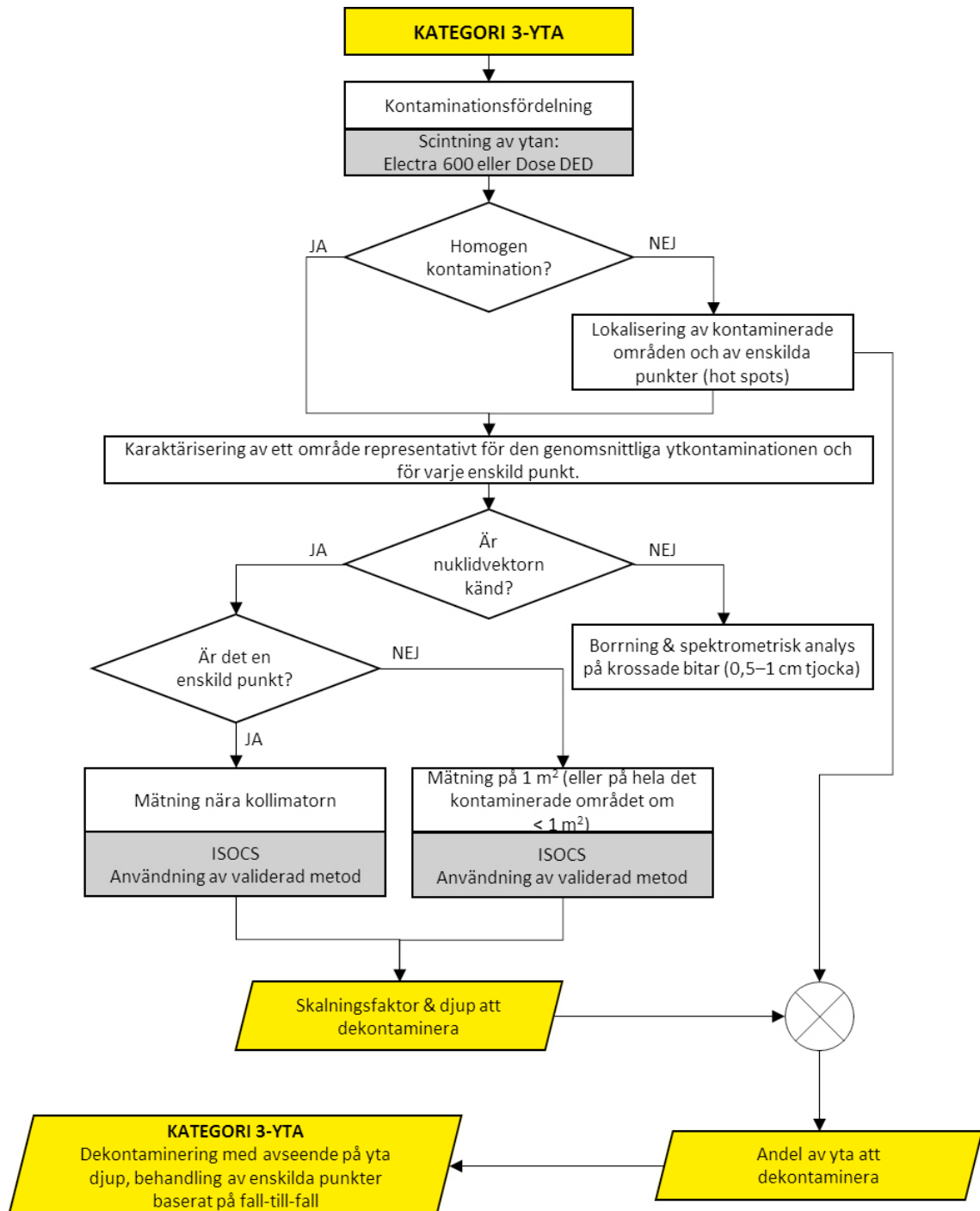
Huvudmålet för den preliminära kategoriseringen var att fastställa kontaminationens djup för att kunna välja den mest effektiva dekontamineringsmetoden. För olika stålningssituationer behövde olika karaktäriseringsmetoder implementeras. Metoderna baserades på en kombination av mät- och/eller provtagningsutrustningar. Traditionella karaktäriseringsmetoder så som scintning, förstörande analys av borrhärdar, provbehandling och gammadetektorer, tillämpades. Icke förstörande provning av aktiveringsdjup gjordes också med hjälp av ISOCS (In Situ Object Counting System) och en nuklidspecifik analys av spektrum. Figur 4-5 presenterar metoden för val av undersökningsmetod för ”kategori 3”-yta (figur 4-6). Alla radiologiska data samlades i en databas för enkel spårbarhet av mätningarna och framtida planering av projektet.

Ytan av kontrollerat område i anläggningen var ca 14 000 m². Baserat på det radiologiska inventariet beräknas mängden kontaminerad betong vara 65 m³ och aktiverad betong 150 m³. Aktiverade områden i reaktorinneslutningen presenteras i figur 4-7. Enligt den definierade metoden togs 28 prover, och 19 ISOCS-mätningar genomfördes.

Vid dekontaminering användes tryckluftsborr, golvslipmaskin (”scabbler”), krossning och blästring. Efter att detta gjorts, återstod endast några radioaktiva områden (främst ¹³⁷Cs som hade penetrerat förvånansvärt djupt långt ned på några väggar), som krävde extra arbete.

0 "Kall"	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Plats: Utanför kontrollerat område ➤ Kontaminationsrisk: Utesluten ➤ Dekontaminering (& Karaktärisering): Ej nödvändig 	0 mm
1 "Misstänkt"	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Plats: Innanför eller utanför kontrollerat område ➤ Kontaminationsrisk: Aerosoler eller stoft (inte bekräftat) ➤ Dekontaminering: Borttagning av beläggning eller grundmaterial 	1 mm
2 "Kontaminerad"	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Plats: Inom kontrollerat område ➤ Kontaminationsrisk: Aerosoler eller stoft (bekräftat), ingen migration ➤ Dekontaminering: Borttagning av grundmaterial 	~5 mm
3 "Kraftigt kont."	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Plats: Inom kontrollerat område ➤ Kontaminationsrisk: Vätskor, möjlig migration ➤ Dekontaminering: Fall till fall 	~20 mm
4 "Aktiverad"	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Plats: Nära reaktorkärlet ➤ Kontaminationsrisk: Aktivering ➤ Dekontaminering: Fall till fall 	Åtskilliga dussin mm

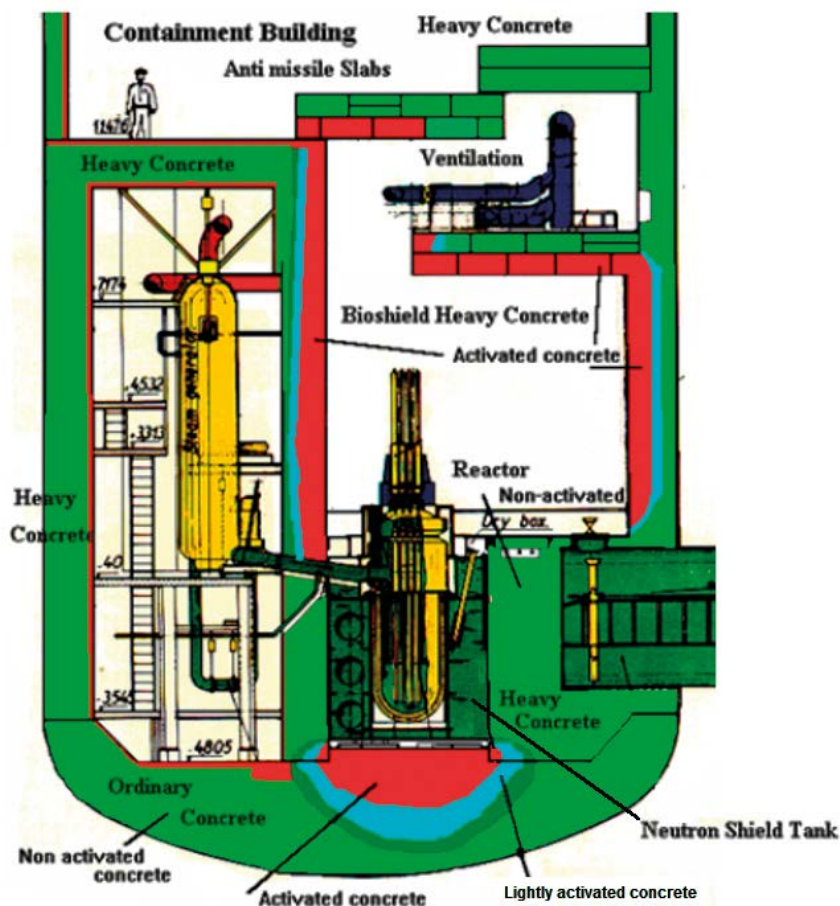
Figur 4-5. Kategoriseringsnivåer vid BR 3.



Figur 4-6. Karaktärisering av kategori 3-yta vid rivning av BR 3.

4.3.2.2 Exempel "CLInk", kontaminationsuppskattning i pool för bränslelager

"CLInk" står för hela anläggningen bestående av mellanlagret för använt kärnbränsle Clab och den planerade inkapslingsanläggningen "Ink". Clab har varit i drift sedan 1985 och Ink planeras att tas i drift 2025. En del av rivningsplanen var att uppskatta den totala aktiviteten, mängden rivningsavfall, samt aktivitetsnivåer och kontamination i anläggningarna. Här redovisas hur kontaminationsuppskattning i Clabs förvaringsbassänger gjorts.



Figur 4-7. Aktiverade delar i BR3 reaktorinneslutning.

Metoden som valts för att uppskatta mängden aktivitet i kontaminerad betong bestod i att uppskatta antalet läckor och mängden läckage i anläggningen under drifttiden. Mängden angripen/påverkad betong och absorberad aktivitet uppskattades också. En del tillkommande konservatism inkluderades i utvärderingen genom att inkludera en osäkerhetsfaktor.

Ytkontaminationen kunde uppskattas genom den generella radioaktivitetsnivån och vattenkemin i de olika bassängerna. Förvaringsbassängerna vid Clab är klädda/belagda med rostfritt stål, en s.k. liner. Ytmaterialet antogs vara lätt att dekontaminera och rengjordes ibland också under drift. Delar av betongen antogs vara kontaminerade på grund av läckage.

Bakom linern finns kanaler för att kunna detektera läckage som också leder ut och samlar upp läckagevatten. Det är högst sannolikt att läckagen också har kontaminerat betongen runt läckan. Baserat på aktuella drifterfarenheter har åtminstone en av bassängerna haft ett läckage. Om detta extrapoleras till Clab:s hela beräknade drifttid, skulle det totala antalet läckage bli 3,3. Eftersom inte alla läckor nödvändigtvis upptäcks, eller att läckor kan bli vanligare när anläggningen åldras uppskattades att totalt fem läckor skulle kunna inträffa under Clab:s drifttid. Det antas också att alla läckorna inträffar i olika bassänger.

Läckindikeringsystemet kan inte fastställa ytan som har blivit kontaminerad. Därför antogs, med användande av ett visst mått av konservatism, att för varje läcka blev hela bassängens botten och hela långsidan upp till vattennivån kontaminerad. I verkligheten skulle läckageindikeringskanalerna förhindra kontaminationsspridning till ett mer begränsat område. Med hänsyn till förvaringsbassängernas storlek i relation till andra bassänger och kanaler i anläggningen antas att fem läckor i fem förvaringsbassänger är representativt för hela mängden kontaminerad betong i anläggningen. Kontaminationsdjupet antogs vara ca 10 cm, för att vara konservativ antogs att 10 cm betong tas bort. Detta blir den mängd som ska skickas till slutförvar. Tabell 4-1 visar mängden för varje förvaringsbassäng. Om man använder densiteten 2 400 kg/m³ för icke-arterad betong som slipats av uppgår den totala mängden för slutförvar till 110 ton.

Tabell 4-1. Storlek och uppskattad mängd kontaminerad betong i CLAB förvaringsbassänger.

Pool nr	Längd (m)	Bredd (m)	Djup (m)	Kontaminerad betong djup (m)	Kontaminerad yta (m ²)	Kontaminerad volym (m ³)
11	18,2	13,8	12,5	0,02	479	9,6
12	18,2	13,8	12,5	0,02	479	9,6
13	13,8	13,8	12,5	0,02	479	9,6
14	18,2	13,8	12,5	0,02	479	9,6
15	18,2	13,8	12,5	0,02	479	9,6
Total					2 279	46

Vid tidigare studier på kontaminerad och aktiverad betong vid Barsebäck genomfördes de huvudsakliga mätningarna på den biologiska skärmen och kunde därför inte användas direkt som referensdata. Som tur var genomfördes även ett test på betongen i kondensationsbassängen i Barsebäck. I kondensationsbassängen finns betong som varit i direktkontakt med kontaminerat vatten. Källtermerna för ⁶⁰Co och ¹³⁷Cs i kontaminerad betong (för svenska rivningsstudier) baseras på dessa data och aktivitetsnivåer i Clab när långtidsvariationer som utvärderas ska jämföras. Därför bedömdes dessa data lämpliga för utvärderingen för Clab.

Beräknad aktivitet per ytenhet (med hänsyn till kontaminationsdjup) sattes till 1 MBq/m² för ⁶⁰Co och 0,1 MBq/m² för ¹³⁷Cs. Tillsammans med den totala ytan ger detta den totala aktiviteten ⁶⁰Co och ¹³⁷Cs i betongen. Aktivitetsnivåerna för aktiverade korrosionsprodukter och aktinider beräknas baserat på nuklidvektorerna för vattnet i vattenkylnings- och reningssystemet. I tabell 4-2 redovisas aktiviteten i betong efter 30 års avklingning innan rivningen påbörjas. Det framgår klart att ¹³⁷Cs, ⁶³Ni och ⁶⁰Co står för 95 % av det totala aktivitetsinnehållet.

Tabell 4-2. Uppskattade aktivitetsnivåer i betongen.

Isotop	Aktivitet (Bq)
¹³⁷ Cs	1,1E+08
⁶³ Ni	9,1E+07
⁶⁰ Co	4,4E+07
Övriga	1,4E+07
Total	2,6E+08

Det finns en del osäkerheter i uppskattningen. Den viktigaste osäkerheten kommer från avsaknaden av aktivitetsmätning på kontaminerad betong. Barsebäckskondensationsbassäng kanske inte är representativ för värsta scenariot av kontamination. Detta kan medföra en underskattning av kontaminationsdjup, vilket i sin tur har stor inverkan på hur mycket dekontaminering som behövs och genererad mängd avfall.

Fördjupad läsning

Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD-NEA), Radioactive Waste Management Committee. 2011. "The NEA Co-Operative Programme On Decommissioning Decontamination And Demolition Of Concrete Structures". Available: <https://www.oecd-nea.org/rwm/docs/2011/rwm-r2011-1.pdf>.

J. McKillop. 2009 "Reducing The Activation Of The IRIS Reactor Building Using The Scale/Mavric Methodology". Thesis. Georgia Institute of Technology. Available: https://smartech.gatech.edu/bitstream/handle/1853/37209/mckillop_jordan_m_200912_mast.pdf.

F. Carrel, M. Gmar, V. Schoepffgampix: "A New Generation of Gammacamera". Available: www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/WTS-Networks/IDN/idnfiles/Characterization&Visualization/04-New_gamma_imaging_GAMPIX.pdf.

Nutronic. <http://www.nutronic.se/bilder/NT200%20Brochure.pdf>.

Thermo Scientific. <http://www.thermoscientific.com/en/product/electra-selectra-survey-meters.html>.

E. Cantrel. S. Boden. 2005. "Pre Decommissioning Radiological Survey Of BR3 Infrastructures". Scientific Report. Available: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/37/092/37092374.pdf.

M. Vincent. SCK CEN. 2013. "Decontamination for decommissioning Decontamination of buildings and concrete". Available: http://www.eu-decom.be/network/eundetrafpdf/Session9_Decontamination%20Techniques%20%28concrete%29_presentationSCK.pdf

L. Oliver. J. Finne. Westinghouse Electric Sweden AB. 2013. "Activity Model And Surface Contamination Assesment For Clink Decommissioning Study". Available: https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/Slutf%C3%B6rvar/Komplettering%20150120/4Activity_model_and_surface_contamination.pdf.

4.4 Dekontaminering av våt och torr betong

4.4.1 Kontamination och aktivering

De flesta betongytor som är föremål för kontamination skyddas antingen av färg, andra typer av beläggning eller metallplåt (liner). Under drift kan dessa spricka, nötas av eller läcka som gör att partiklar kan tränga in i den underliggande betongen. Damm och andra fasta partiklar fastnar på betongytan och är vanligtvis lätta att avlägsna. Den råa betongytan (porös och med sprickor) kan dra åt sig partiklar, därför är det oftast ett bra alternativ att avlägsna det översta skiktet av betongen.

På grund av porerna i betongens struktur, kan kontakt mellan betong och vätskeburen kontamination leda till att kontaminationen sprider sig från ytan djupare in i betongen. Vätskebaserad rengöring är därför inte någon bra metod för dekontaminering av betong. Inträngningsdjup beror främst på partiklarnas sammansättning och på vätskan. Spridningen av olika radionuklider i betong skiljer sig mellan de olika nukliderna, och speciellt syror främjar spridningen i betong. Den tredje huvudorsaken för kontamination är tidsfaktorn. Det är en väldig skillnad mellan t ex ett läckage som omedelbart följs av dekontaminering av betongen eller stillastående vätska, t ex bassängläckage. Generellt sett kan man säga att om kontakttiden varit begränsad så begränsas även kontaminationsdjupet från några få millimeter upp till några få centimeter. I fallet med stillastående vätska och lång kontakttid kan kontaminationen nå in åtskilliga centimeter in i betongen eller i fall med korrosiva vätskor till och med flera tiotals centimeter in i betongen. Förutom inträngning/ spridning, kan också faktorer som sprickor och skarvar föra kontaminationen längre in i konstruktionen.

Betong används ofta som en del av den radiologiska barriären, varför vissa delar är utsatta för hög neutronbestrålning. Komponenter i armeringen (vanligtvis stål) och använda tillsatser (t ex barium, hematit, järngranulat) kan bli aktiverade. Närvaron och mängderna av dessa ämnen är vanligen kända; åtminstone på en ungefärlig nivå. Särskilt äldre betongkonstruktioner kan innehålla spår av andra ämnen som kan bli aktiverade. De här ämnena påverkar inte betongens konstruktionsegenskaper och varierar mellan betongtillverkare och kan inte förutses exakt. Även om kärnkraftreaktorernas neutronflöde i allmänhet är väl känt, är det svårt att förutse aktivering exakt eftersom betongens exponering är svårt att beräkna och att betong är tämligen heterogen.

4.4.2 Val av dekontamineringsmetod

För att välja en lämplig dekontamineringsmetod behöver följande faktorer tas med i beräkningen:

- Säkerhet.
- Effektivitet.
- Kostnadseffektivitet.
- Minimering av avfall.
- Möjlighet till automatisering.

Eftersom säkerheten alltid är viktigt bör vald metod inte öka de radiologiska riskerna. De flesta dekontamineringsmetoder genererar luftburen kontamination, antingen damm för torra metoder eller aerosoler och andra luftburna partiklar för våta. De flesta metoder har lokala utsugs-/skyddsenheter för att samla upp de flesta uppkomna ämnena (större partiklar/slam) på ett kontrollerat sätt men allmän inneslutning och luftfilter behövs oftast fortfarande. Eftersom dekontamineringsmetoder för betong normalt kräver kraftfulla verktyg, måste man även ta hänsyn till konventionella risker samt utbilda personal för att minimera arbetsmiljörisker.

Det är stora variationer i kontaminationsdjup beroende på var betongen sitter i kärnkraftverket. Väggar är främst exponerade för torra ämnen, som damm, medan golven kan vara utsatta för vätskespill och bassänger vara exponerade för kontaminerat vatten under långa perioder. Även om kontaminationsdjupet i betongen kan variera måste dekontamineringsmetoderna i allmänhet vara kraftiga nog för att kunna avlägsna ett tillräckligt tjockt lager av betongen för att avlägsna kontaminationen och att göra det inom rimlig tid.

Vilken typ av betong som använts har inte så stor betydelse för dekontamineringen eftersom alla har liknande egenskaper ur dekontamineringssynpunkt. En stor andel armering eller andra metalldelar kan förhindra användning av vissa metoder medan andra klarar av att skära igenom metalldelar inneslutna i betongen. När det gäller aktiverad betong är dekontamineringsverktygen i allmänhet inte effektiva nog och det är ingen mening med att hyvla/fräsa av millimeter/centimeter från aktiverade delar. I dessa fall är samma metoder som används för rivning av betong, som sågning, bearbetning med slägga och sönderhackning mera lämpliga för att avlägsna de aktiverade delarna.

Kostnadseffektiviteten för olika metoder för betongdekontaminering beror bl.a. på tillgängligheten av andra anläggningar t ex för sekundär avfallshantering. Kostnaden för avfallsbehandling och deponering kan skilja mycket mellan anläggningarna. Vald metod måste lämpa sig för anläggningen där den används. Eftersom det allmänna målet för behandling av radioaktivt avfall är avfallsminimering, är det viktigt att den valda dekontamineringsmetoden genererar så lite sekundäravfall som möjligt. Beroende på storleken på rivningsprojektet bör den valda metoden inte vara arbetskraftsintensiv, besvärlig att hantera eller svår att automatisera.

4.5 Tillgängliga metoder

Det finns både våta och torra metoder för att dekontaminera betong.

Våta metoder beskrivs under kapitel 4.5.1 (Vattenblästring) och torra metoder under kapitel 4.5.2. Till de torra metoderna hör Decongel, Nitrojetting samt Scabbling & Shaving.

4.5.1 Våta metoder

Här beskrivs vattenblästring av betong. Fördelen med vattenblästring är att risken för luftburen aktivitet minskar men å andra sidan måste vattnet tas om hand och avfallsbehandlas.

4.5.1.1 Vattenblästring (HPWJ)

Se även avsnitt 3.5.2.2 ”Rengöring av metaller med vatten, vid olika tryck”.

Vattenblästring eller vattenbilning (enbart vatten under högt tryck utan inblandning av fast blästermedel) efterfrågas framförallt där brand- eller explosionsrisk föreligger eller där damm från traditionell blästring kan medföra ett problem.

Vattenbilning är en miljövänlig metod för att ta bort betong från konstruktioner utan att förstöra armering och underliggande konstruktion.

Utrustning som är toppmodern består av högtrycksutrustning tillsammans med olika typer av robotar och riggar, och kan specialanpassas efter önskemål och behov. Robotutrustningarna klarar att bila även svåråtkomliga ytor. Genom avancerad datastyrning kan man dessutom bestämma precis vilken betongkvalitet som ska tas bort och vilka ytor roboten ska bearbeta.



Figur 4-8. Armerad betong efter vattenbilning.

Vattenbilning är en mycket effektiv och samtidigt skonsam metod att avlägsna gammal skadad betong vid betongrenoveringsarbeten. Det högkoncentrerade vattentrycket avlägsnar betong och rost, men påverkar inte den befintliga armeringen. Man kan med stor precision avlägsna precis det som ska avlägsnas, medan det i konstruktionen som fortfarande fungerar lämnas orört.

Vid vattenbilning används tryck > 1 700 bar.

4.5.2 Torra metoder

Torra dekontamineringsmetoder är t ex traditionella metoder som hyvling/fräsning och scabbling, men även nyare metoder som ”nitrojetting”, laser och plasma har visat sig vara effektiva dekontamineringsmetoder.

En av fördelarna med torra dekontamineringsmetoder är att avfallsvolymen vanligen blir mindre jämfört med våta metoder, vilket beror på att man inte behöver behandla den aktiva vätskan som används i själva dekontamineringsprocessen. När man använder torra metoder måste man dock vara extra uppmärksam på risken för luftburen kontamination i form av stoft som de här metoderna vanligen ger upphov till.

4.5.2.1 Avtagbara beläggningar (strippable coatings)

Beläggningar som går att ta bort är polymerblandningar, såsom vattenbaserade organiska polymerer, som appliceras på ytan med målarpensel, roller eller sprutmunstycke.

När polymeren reagerar drar den åt sig, absorberar och binder kontaminationen kemiskt; sedan, under härdningsprocessen stänger den mekaniskt in kontaminationen i polymermatrisen. Styrkan hos dessa beläggningar kan utökas genom att tillsätta en fiberförstärkning (till exempel bomullsduk) till beläggningen. När beläggningen torkat kan den skalas av från ytan för hand. När det gäller självsläppande beläggningar (t ex Pentek 604) spricker och flagar beläggningen och samlas upp med dammsugare. När beläggningen tas bort följer den lösa ytkontaminationen med beläggningen och ger en torr, hård, icke luftburen avfallsprodukt.

Användningen av avtagbara beläggningar under dekontamineringsprocesser har visat sig vara ett praktiskt alternativ. De här beläggningarna kan användas vid följande tre tillfällen:

- Som en skyddande beläggning när den appliceras på en okontaminerad yta i ett område där det finns kontamination så att när den tas bort är ytan fortfarande ren (okontaminerad).
- Som ett dekontamineringsmedel när den appliceras på en kontaminerad yta så att när den tas bort åstadkommer man en signifikant dekontaminering av lös partikelaktivitet.
- Som ett fixativ eller bindningslager när den appliceras på en kontaminerad yta så att all lös kontamination binds, och på det så sätt motverkar spridning av kontamination under efterföljande hantering.

Beläggningarna kan användas för att avlägsna fast eller lös kontamination både på vertikala och horisontella ytor. En mängd avtagbara beläggningar finns tillgängliga på marknaden. De här produkterna uppvisar en stor spännvidd i prestandaegenskaper och användningsområden.

Till exempel utformades en del avtagbara beläggningar bara för att skydda sprutlackeringsbås eller små verktyg, medan andra kan användas för att dekontaminera fast eller lös kontamination på golv och väggar. Som ett resultat av bristen på fullständiga och jämförbara data för dessa produkter, finns möjligheten att dekontamineringspecialisterna gör val utifrån begränsad information.

Nedan listas några få exempel på avtagbara beläggningar som finns tillgängliga på marknaden, informationen är hämtad från tillverkarna:

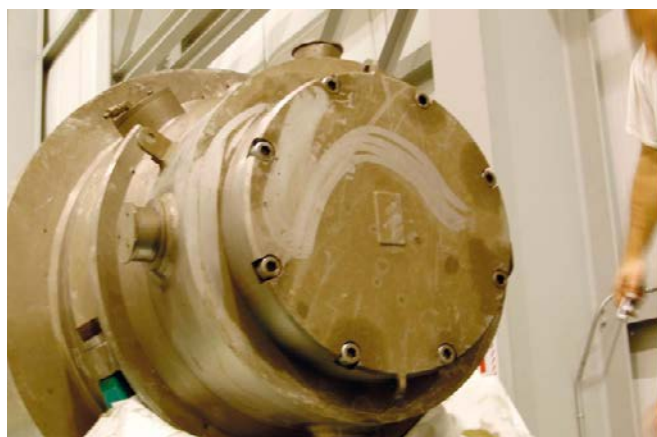
DeconGel 1101

DeconGel för kemisk och radioaktiv rengöring är en praktisk och miljövänlig avtagbar beläggning. Med DeconGel 1101 kan användarna lätt dekontaminera nästan vilken kontaminationskälla som helst genom att bre på eller pensla produkten på kontaminerade ytor. DeconGel erbjuder dekontaminering för alla tillämpningar. DeconGel 1100 gel användas direkt från behållaren och ska inte spädas ut eller blandas ihop innan användning. På grund av dess egenskaper är det möjligt att applicera på nästan vilken yta som helst, inklusive:

- Obehandlad, belagd eller målad betong.
- Aluminium, stål eller bly.
- Gummi, glas, Plexiglas, PVC.
- Trä, porslin, tegel och murbruk.
- Keramiska eller linoleumgolv.

DeconGel är en nästan luktfri blå gel som snabbt och lätt häftar fast på horisontella, vertikala och till och med upp-och-nedvända ytor. DeconGel kapslar snabbt in kontaminationen och låser in den i den torkande gelen. Den mycket starka draghållfastheten hos DeconGel åstadkommer en hård torkad gel som är lätt att skala av utan att den rivs sönder oavsiktligt.

DeconGel är en dekontamineringslösning som täcker i genomsnitt 0,6–2,45 m²/liter, beroende på ytstorlek och egenskaper.



Före



Efter

Figur 4-9. Fett och radioaktiv kontamination på stora komponenter.

Tekniska egenskaper för DeconGel:

- Utseende – Blå vätska.
- Hållbarhet – 5 år.
- Densitet 1,0–1,04 kg/liter.
- Viskositet – 9,000–19,000 cP.
- pH 5–7.
- Dekontaminationsgrad – upp till 100 %.
- Genomsnittligt täckningsområde 0,6–2,45 m²/liter.

DeconGel innehåller komplexbildare, vars sammansättning endast är känd av DeconGel company.

Fördjupad läsning

www.decongel.com.

Alara 1146

Imperial Nuclear-ALARA-1146 är en vattenburen avtagbar beläggning för att dekontaminering av mjuka eller halvskrovliga ytor. Beläggningen kan användas på stål, betong, aluminium, trä och målade ytor. Beläggningen appliceras bäst genom att spraya den på ytan. Efter att beläggningen har torkat kan den dras av från underlaget. Genomsnittlig torktid är 24 timmar, men varierar på grund av relativ fuktighet och temperatur. Beläggningen kan täcka 0,62 m²/liter vid en tjocklek av 25 mm.

Fördjupad läsning

https://www.dndkm.org/DOEKMDocuments/ITSR/DND/ALARA_1146_Strippable_Coating.pdf.

Stripcoat TLC Free

Bartlett – Stripcoat TLC är en enkomponents, vattenbaserad dekontamineringsbeläggning. Den här beläggningen kan användas för att dekontaminera golv och väggar samt utrustning. Beläggningen kan appliceras med industriell sprututrustning, färgroller eller penslar. Efter att beläggningen har torkat kan den dras bort från ytan. Den genomsnittliga torktiden för den här beläggningen är 4 timmar och den kan täcka ca 1,2 m²/liter om den appliceras 25 mm tjockt.



Figur 4-10. Avlägsnande av Alara 1146.



Figur 4-11. Avlägsnande av Stripcoat TLC Free.

Under härdningen fångar Stripcoat kontaminationen mekaniskt och kemiskt. Efter härdningen dras beläggningen bort och lös ytkontamination följer med. Bevisat effektiv, Stripcoat har åstadkommit dekontamineringsfaktorer på flera hundra (där 200 motsvarar borttagandet av 99,5 % av radioaktiv beläggning).

Fördjupad läsning

<http://www.bartlett-nuclear.com/products-technology-contamination-control-coatings-stripcoat-tlc.htm>.

CC Strip

CC Strip tar bort lös kontamination eller annan kontamination som klassas som riskavfall. Produkten har även testas inom den amerikanska kärnvapenindustrin för dekontaminering av beryllium.

CC Strip appliceras med spraymunstycke eller roller. CC Strip används som slutsteget i en två-steps metod att avlägsna kontamination.

Det första steget är att applicera ett fuktämne (CC Wet) som tränger in och fångar upp kontamination i sprickor och porer. När CC Strip appliceras över kontaminationen (som först har sprayats med CC Wet) återfuktas kontaminationen och absorberas in i strip-beläggningen. Användningen av CC Strip ger en kontrollerad dekontamineringsprocess. Den här processen (CC Wet följt av CC Strip) minskar risken för att kontaminationen återförs och oavsiktligt sprids igen. Resultatet av den här processen är en avtagbar beläggning som erbjuder utmärkta dekontamineringsegenskaper och är lätt att ta bort. CC Wet är vattenbaserad, ofarlig och giftfri. Appliceringen av en remsa CC Strip skapar en filt-lik beläggning som inte kapslar in eller tränger igenom sprickor och porer på ytan.

Fördjupad läsning

<http://www.instacote.com/tech/CCStripTech.pdf>.

Electrodecon

Den elektrokemiska rengöringstekniken utvecklad av ADA Technologies är något unikt inom området dekontaminering; den kombinerar de bästa egenskaperna från två dekontamineringsmetoder – elektrorengöring och avtagbara beläggningar. Systemet skapades för att elektrokemiskt applicera en elektrolytgel på ett kontaminerat föremål.



Figur 4-12. CC Strip.

Fördjupad läsning

<http://www.wmsym.org/archives/2003/pdfs/71.pdf>.

Pentek 604

Pentek – 604 – Detta är en ”självflagnande” beläggning som vanligtvis appliceras med pensel eller roller. Beläggningen kan användas på olika typer av material (t ex plast, glas, gummi samt metall förutom kolstål).

Den avtagbara beläggningen är en vattenbaserad polymer som är giftfri och flamsäker. En liter täcker ca 3,5 m². Efter att beläggningen applicerats på ytan kommer den att torka och falla av. Den genomsnittliga torktiden är mellan 3 och 4 timmar; torktiden kan variera beroende på temperatur och fuktighet på det behandlade området. Den här beläggningen är designad för att ta bort lös kontamination.

4.5.2.2 Nitrojetting

Nitrojetting är i princip blästring med flytande kväve. Det finns idag, 2015, ett företag som erbjuder tjänsten, Nitrocision LLC del av IHI Southwest Technologies Inc, San Antonio Texas, <http://www.ihiswt.com/> som , saluförs under namnet NitroJet.

Principen är den samma som när man vattenblästrar men man gör det med flytande kväve istället. Detta ställer andra krav på säkerhet och skyddsutrustning men ger också ett torrt avfall istället för ett som är vattenmättat.

När det gäller säkerhet är det främst temperaturen på vätskan (flytande kväve) och kvävningensrisken (kväve i gasform) som tillkommer förutom att man använder sig av HPJ (high pressure jetting).

Utrustningen som är framtagen har ett vakuumsystem som suger bort både kontaminationen och kvävet. När man blästrar kan man välja om man bara vill avlägsna färg eller om man även vill avlägsna betong, det beror på tryck och flödes hastighet.

Trycket på det flytande kvävet är för NitroJet 600 utrustningen ca 350–3 800 bar och temperaturen på kvävet kan variera från –160 °C till –38 °C vilket betyder att processen kan tillämpas på olika material i olika omgivningar.

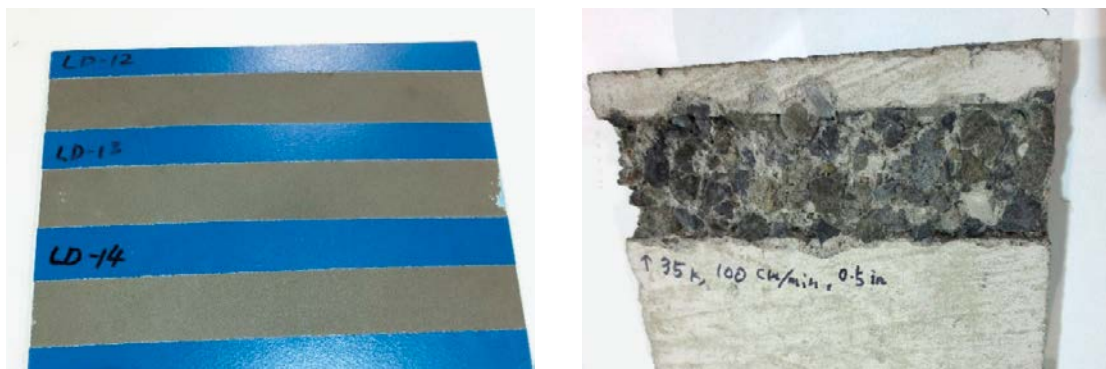
NitroJet-teknologin är mycket effektiv på betong och kan ta bort upp till 25 mm i ett svep, se figur 4-13.

När man använder flytande kväve som blästringsmedium finns det flera effekter som samverkar för att ta bort ytor eller betong, enligt leverantören är dessa:

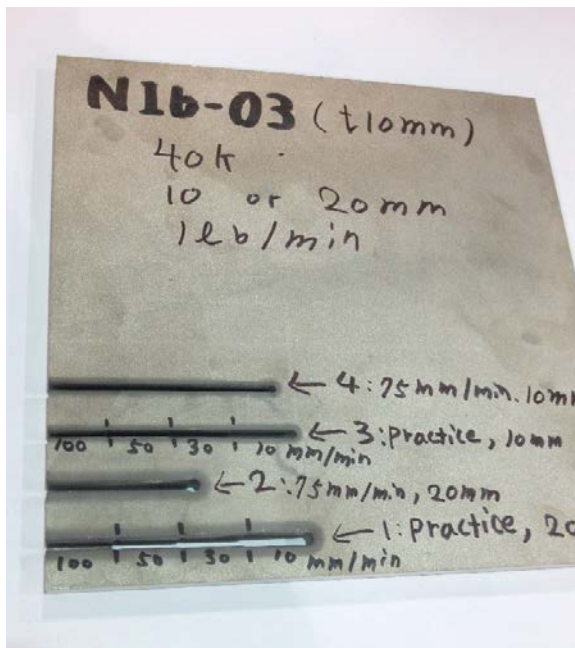
- Temperaturen gör att materialet blir sprött genom att ytspänningen sänks.
- Genom att blästra med en kryogenisk vätska (temperatur $< 150\text{ °C}$) som expanderar upp till 800 gånger när den förångas ökar hastigheten med vilken partiklar avlägsnas från ytan.
- Den höga utflödes hastigheten (MACH 3) av vätska överför kinetisk energi som lyfter bort materialet från ytan.

Enligt leverantörens hemsida går det även att använda metoden för dekontaminering av rör, dock framgår det inte hur långa rör som kan dekontamineras.

Vidare kan man även skära metall om man väljer rätt munstycke.



Figur 4-13. Färg borttagen med nitrojetting samt betong avverkad med nitrojetting.



Figur 4-14. Skärning av metall med nitrojetting.

Tillverkaren listar följande fördelar:

- Torr, inert och sprider inte kontamination och kontaminerar inte ytan med kemikalier.
- Miljövänlig.
- Inga utsläpp.
- Inga lösningsmedel eller kemikalier behövs.
- Inget sekundäravfall utöver borttaget material.
- Kontrollerat avlägsnande av ytbeläggningar.
- Vacuum system för uppsamling tillgängligt.

Applikationer:

- Dekontaminering.
- Betong avverkning.
- Avlägsnande av epoxy.
- Kapning av gummi.
- Avlägsnande av bitumen från t ex golv.

4.5.2.3 Scabbling and Shaving (bilning och hyvling)

Scabbling

Scabbling är en mekanisk metod som verkar genom att slå sönder det yttersta lagret på betongen med ett flertal hårdmetallbelagda slagstift. Det finns små, handhållna verktyg (figur 4-15) såväl som större scabblar som går på hjul (figur 4-16) eller monteras på ram (figur 4-17). Tillgången till verktyg i olika storlekar gör att scabbling lämpar sig såväl till stora som små ytor, så länge det räcker att ta bort 15–25 mm material. Då inga vätskor används blir mängden avfall att ta omhand liten.

Betongens egenskaper påverkar hur effektivt scabbling fungerar, men allmänt kan sägas att den behandlade ytan får en grov och uppruggad struktur. Detta medför att färg eller andra ytbehandlingar generellt får bra fäste på en scabblad yta. Det avlägsnade krossmaterialet blir förhållandevis grovt jämfört med exempelvis shaving (se nedan), men trots det behövs ofta någon form av filtreringssystem kopplat till en dammsugare för att undvika luftburen kontamination. Betongens egenskaper har en stor inverkan på livslängden för stiften, men 100 timmar kan fungera som ett riktvärde.



Figur 4-15. Pneumatiska handhållna scabblar.



Figur 4-16. Scabblar på hjul.



Figur 4-17. Rammonterad och automatiserad scabblar.



Figur 4-18. Väggsabblarhuvud (se Figur 4-17).

Innan en betongyta kan scabblas behöver eventuella brännbara material avlägsnas från den, eftersom slagen från stiften genererar värme. Används en större scabblar för att behandla exempelvis golv, behöver även mindre verktyg användas för att behandla de delar av golvet som befinner sig inom några centimeter från någon vägg. Särskilt för de handhållna scabblarna kan vara ganska påfrestande att jobba länge med på grund av vibrationerna.

Det kan vara svårt att mäta den kvarvarande aktiviteten på en scabblad yta, eftersom strukturen är ganska grov. Detta gäller särskilt mätningar av alfastrålning, eftersom den har så kort räckvidd.

Shaving

Shaving har utvecklats som en alternativ metod till scabbling (se ovan). Likt scabbling är det en helt mekanisk metod, där den huvudsakliga skillnaden är att en shaver har roterande skärblad i stället för de slagstift som återfinns i en scabblar. Även shavers finns i olika storlekar (figur 4-19, 4-20, 4-21), men materialavverkningen blir generellt mindre vid shaving jämfört med scabbling, från 0,1–5 mm, även om det också finns shavers som klarar att avlägsna lager i storleksordningen av centimetrar. Shaving lämpar sig för såväl stora som små plana ytor. Som för scabbling blir avfallsmängden begränsad tack vare att inga vätskor används. Om kontaminationsdjupet är känt kan en shaver ställas in så att den skalar bort ett lagom tjockt lager med god noggrannhet. Detta kan ytterligare minska den aktiva avfallsmängden jämfört med för en scabblar.



Figur 4-19. Shaver med hjul.



Figur 4-20. Vägshaver monterad på rivningsrobot samt gaffeltruck.



Figur 4-21. Ram för rälsstyrd väggshaver.

De roterande bladen (figur 4-22, 4-23) lämnar en förhållandevis jämn yta, som lämpar sig väl för målning eller annan ytbehandling. Det avlägsnade materialet är betydligt finkornigare än det från scabbling, vilket gör att ett filtreringssystem kopplat till dammsugare alltid behövs då shaving utförs. Ofta är ett sådant filtreringssystem integrerat i shavern.

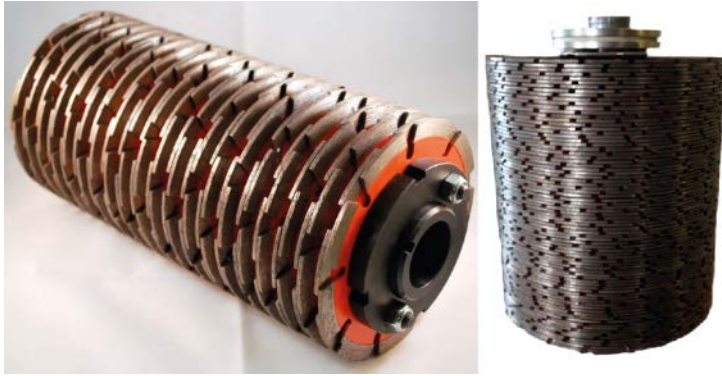
Den jämna ytan gör att aktivitetsmätningar, särskilt alfa-mätningar, blir enklare att genomföra jämfört med en scabblad yta. Beroende på vilken shaver och vilka skärblad som används, kan det även vara möjligt att skära genom bultar och andra metallföremål som finns ingjutna i betongen.

Jämförelse av prestanda för scabbling och shaving

Trots att en scabblar ofta kan avlägsna ett tjockare lager än en shaver (15–25 mm jämfört med 1–5 mm), kan den ojämna materialavverkningen vid scabbling göra att scabblern behöver köras flera gånger eller långsammare över ytan för att garantera att dekontamineringsdjupet blir tillräckligt. En shaver, å andra sidan, är enklare att justera och tar bort allt material ner till det inställda arbetsdjupet.

I en studie utförd av det amerikanska energidepartementet (DOE) 1998 jämfördes en femkolvs handstyrd golvscabblar med en betongshaver. Testproceduren i studien kan sammanfattas som att 3 mm potentiellt kontaminerad betong och 1,5–6 mm blybaserad färg skulle avlägsnas från en yta. I studien fanns shavern ha följande fördelar:

- Jämnare ytstruktur, därmed bättre aktivitetsmätningar för friklassning.
- Snabbare.
- Mindre vibrationer.
- Även ingjutna ståldelar kunde skalas ner.
- Skärbladen visade inget synligt slitage efter att ha avlägsnat 3 mm från 76 m².



Figur 4-22. Skärblad från betongshaver.



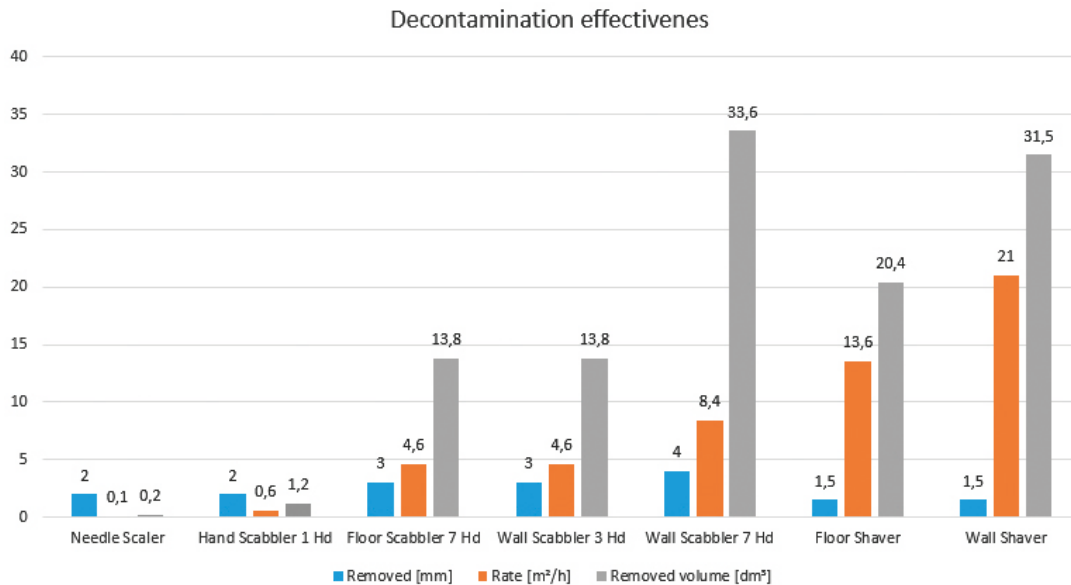
Figur 4-23. Undersidan av en betongshaver.

Uppskattningar från tillverkare indikerar att shavers kan avlägsna 3 mm betong från en yta av 1 800 m², vilket motsvarar c:a tre gånger så långa bytesintervall jämfört med för en scabblers. Även kostnaderna förväntas bli c:a halverade för shaving jämfört med scabbling, till följd av kortare tidsåtgång (12 m²/h jämfört med 2,5 m²/h), längre livslängd för skärbladen i en shaver och mindre avfallsproduktion. Detta varierar givetvis med betongens art och även från anläggning till anläggning (då personalkostnader, verktygskostnader och avfallskostnader kan variera).

En annan jämförelse kan ses i figur 4-24, vilken visar vad som tidigare sagts: att shaving generellt uppnår bättre dekontaminering på kortare tid samt genererar mindre avfall. Endast arbetstid (ej ställtid) är inkluderad i figur 4-24.

4.5.3 Nya metoder

Vid val av dekontamineringsmetod är förutom effektivitet (DF) sekundäravfallsmängderna ett av de kriterier man numera beaktar. Detta har medfört att metoder med mycket eller svårbehandlat sekundäravfall har minskat i användning; sådana metoder kan exemplifieras med vattenblåstring. Det finns dock nya metoder under utveckling vilka inte kräver fysisk kontakt med det kontaminerade objektet. En av de mest lovande metoderna är laserdekontaminering.



Figur 4-24. Dekontaminerings effektivitet för några scabblar och shavarar.

4.5.3.1 Laser

Laserdekontaminering av betong kallas vanligen laserablation (laserborttagning) eller laser scabbling. Laser kan bli ett effektivt verktyg för dekontaminering av betong. Jämfört med de vanliga förekommande teknikerna med mekanisk avverkning och vattenblästring, genererar det mindre mängd sekundäravfall och kräver inte omfattande drift- eller kontrollsystem. Konceptet har testats i laboratorieskala, men inga representativa fullskaletest har genomförts.

Laser är relativt effektivt för att avlägsna få millimeter betong, vilket räcker i vissa fall. För kontamination som har trängt djupare in i betongen är laser dock inte en lämplig metod. Generellt har industrilasrar ansetts vara relativt känsliga system och inte tillräckligt effektiva eller robusta för avvecklingsinsatser på plats, men på senare tid har tekniska framsteg gjort det möjligt att tillverka mer robusta laserenheter med hög effekt (4 kW och uppåt). Dessutom är det möjligt att använda optisk fiber för att överföra strålarna upp till flera hundra meter, med laserenheten i en säker och ren miljö (utanför kontrollerat område). Det bör poängteras att för betongavverkningsprocessen skulle en diodlaser kunna vara en annan bra lösning, med en ännu bättre verkningsgrad än fiberlaser.

Till skillnad från laserskärning, där hög effekttäthet hos strålen är viktig, är det vid betongsanering bättre med relativt låg effekttäthet (större verksamhetsområde). Laserstrålen appliceras på betongens yta, vilken absorberar energi och värms upp snabbt. Snabb uppvärmning gör att kvarvarande vatten förångas och skillnader i dess expansion mellan olika delar av betongmatrisen gör sammantaget att ytan bryts loss.

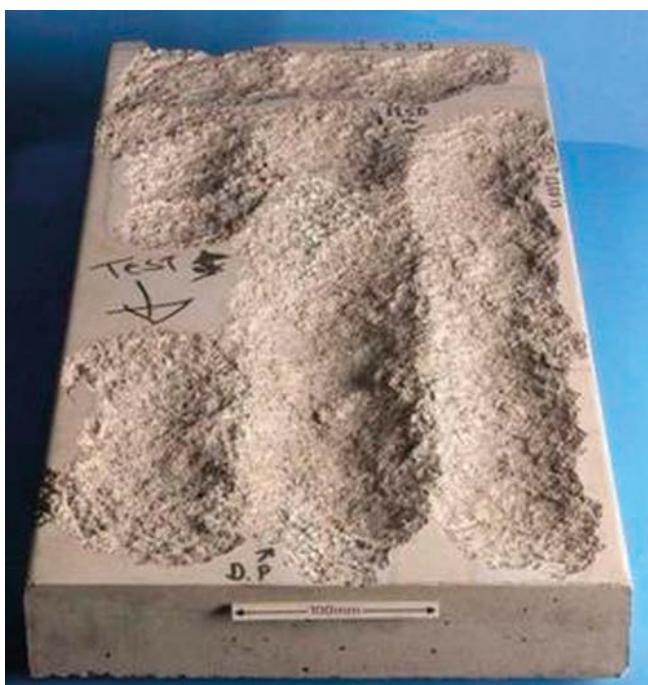
Olika typer av aggregat som använts i betongen, ger olika resultat vid laseravverkning. Till exempel tillsats av kiselföreningar orsakar förglasning på ytan, vilket resulterar i en hård yta som är svår att ta bort (se figur 4-25). För betong med kalkföreningar blir ytan liknande som med mekanisk avverkning (figur 4-26). Vilket aggregat som använts till betongen bör beaktas innan man väljer laseravverkning som dekontamineringsmetod.

Vid användning måste laserstrålen förflyttas längs ytan på betongen och det lösgjorda avfallet måste samlas upp. Ett sätt att uppnå detta är att använda en robotarm för förflyttning och ett vakuumsystem för avfallet. Huvuddelarna i ett sådant system visas i figur 4-27.

Den främsta begränsningsfaktorn för användning av laser är effektiviteten. Figur 4-28 visar sambandet mellan avlägsnad volym och lasereffekt för betong med kalkföreningar (processhastighet 200 mm/min). Vid 5 kW effekt skulle det ta upp till 110 minuter för att avlägsna djup större än 10 mm på en kvadratmeter, vilket är betydligt långsammare än med andra tillgängliga metoder.



Figur 4-25. Laserbehandling på betong som innehåller kiselöreningar.



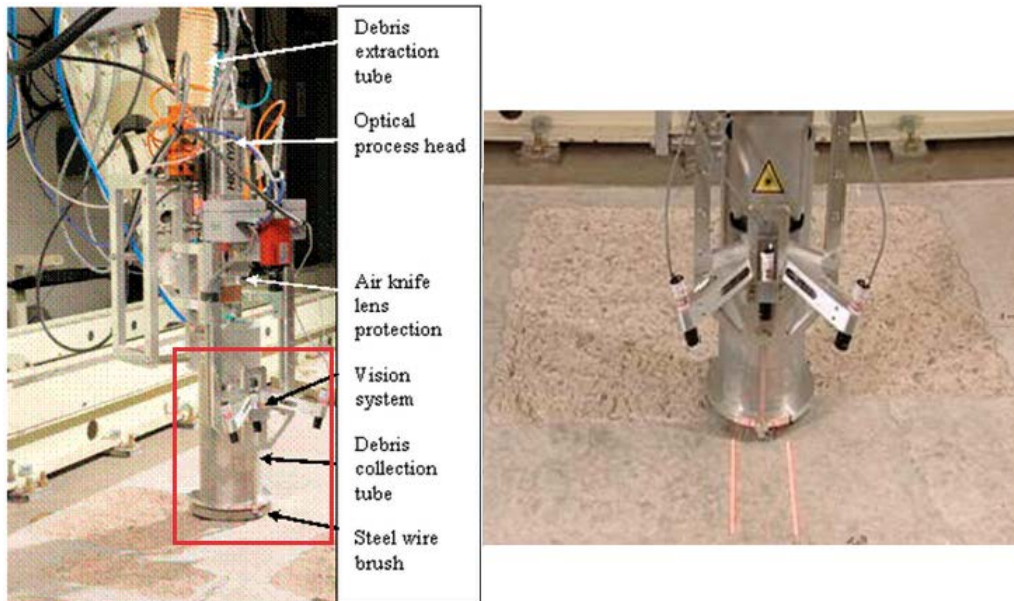
Figur 4-26. Laserbehandling på betong som innehåller kalköreningar.

Fördjupad läsning

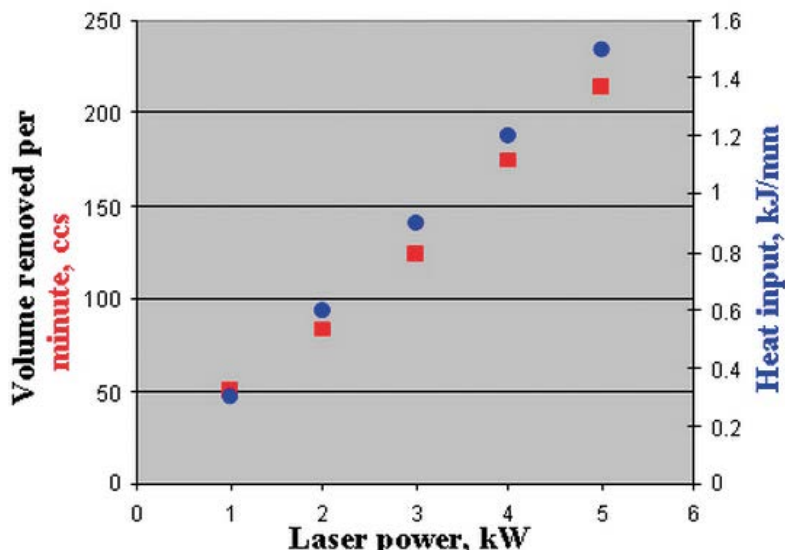
Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-Operation And Development (OECD-NEA), 2002: "The Decommissioning and Dismantling of Nuclear Facilities – Status, Approaches, Challenges. Available: www.oecd-nea.org/rwm/reports/2002/3714-decommissioning.pdf.

P. Hilton, 2010. "Fibre lasers for surface removal of contaminated concrete in the nuclear sector". Paper 1305. ICALEO Proceedings Anaheim, CA, USA. Available: www.twi-global.com/technical-knowledge/published-papers/fibre-lasers-for-surface-removal-of-contaimated-concrete-in-the-nuclear-sector.

F. Moggia, X. Lecardonnel & F. Damerval, 2012: "Surface Decontamination Using LASER Ablation Process". Paper 12032, WM2012 Conference Phoenix, Arizona, USA. Available: www.wmsym.org/archives/2012/papers/12032.pdf.



Figur 4-27. Experimentell laseravverkningsutrustning samt närbild av skärhuvudet.



Figur 4-28. Betongavverknning som en funktion av lasereffekt för kalkföreningar.

4.5.3.2 Plasma

Studier för användning av plasma för metalldekontaminering har utförts medan få studier har gjorts för plasmadekontaminering av betong. Inom den konventionella industrin används plasma och lansar för kapning av betong. Värmeutvecklingen från dessa utrustningar smälter betongen men orsakar samtidigt att vissa komponenter i betongen förångas. Om man skulle använda sig av plasma för betongdekontaminering på samma sätt som man gör för metalldekontaminering, kommer detta att ställa till problem eftersom metalldekontaminering sker i undertryck vilket inte kommer att vara praktiskt då betongen avger större mängder gaser. Undertrycks-kammaren gör det lättare att producera och hantera plasman med gör det svårare att applicera metoden på stora ytor, t ex golv och väggar. Betongen är heller inte elektriskt ledande vilket försvårar användandet av plasma på betong jämfört med på metall.

4.6 Avfallsaspekter dekontaminerad betong

Betongdekontaminering utförs mestadels in situ, det vill säga betongen dekontamineras genom att en viss mängd betong (vanligtvis ytlagret) avlägsnas innan konstruktionen rivs med samma metoder som för andra betongkonstruktioner. Många metoder ger avfall i form av partiklar i olika storlekar och krossmaterial. För strukturer där själva betongen är neutronaktiverad (till skillnad från betong som kontaminerats av något annat som redan är aktiverat), såsom den biologiska skärmen (se avsnitt 4.3), fås avfall ofta i form av större, kontaminerade block. Det förekommer även att delar av kontaminerade strukturer plockas ut utan in situ-dekontaminering för senare dekontaminering i de fall strålmiljön inte tillåter arbete på plats. Figur 4-29 visar hantering av betongblock och mellanstora krossbitar.

Betongavfall kan generellt klassas i följande fyra kategorier:

- Stora betongblock som redan har dekontaminerats in situ, friklassas och hanteras som vanlig betong.
- Aktiverade eller kraftigt kontaminerade block som avlägsnats genom skärande metoder eller där hela blocket varit kraftigt aktivt från början.
- Mellanstora (ej dammsugbara) krossbitar från exempelvis hydrauliska hammare.
- Små (dammsugbara) krossbitar och mindre partiklar.

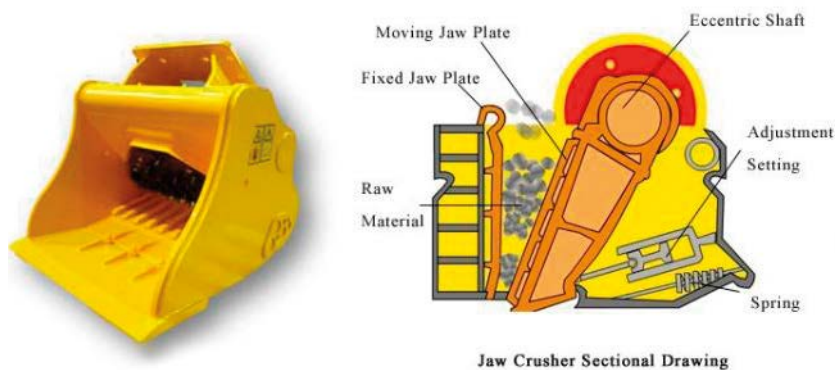
Stora betongblock hanteras vanligtvis med lyftkran eller annan lyft- och transportutrustning, såsom transportband. De håller ofta ganska låga aktivitetsnivåer och kan vid behov förpackas skärmat för att klara transportkrav. Även om betong generellt neutronaktiveras i mindre utsträckning jämfört med metall kan block som skurits från den biologiska skärmen hålla hög aktivitet. Om nödvändigt kan skärning av aktiva betongbitar ske under vatten.

Mellanstora krossbitar avlägsnas med grävskopa. Om en hydraulisk hammare har använts går det i vissa fall att byta hammaren mot en skopa och använda samma maskin. Det finns även skopor med inbyggd krossare, för att minska storleken på krossbitarna (figur 4-30, vänster), för vidare bearbetning som små krossbitar och mindre partiklar enligt följande stycke.

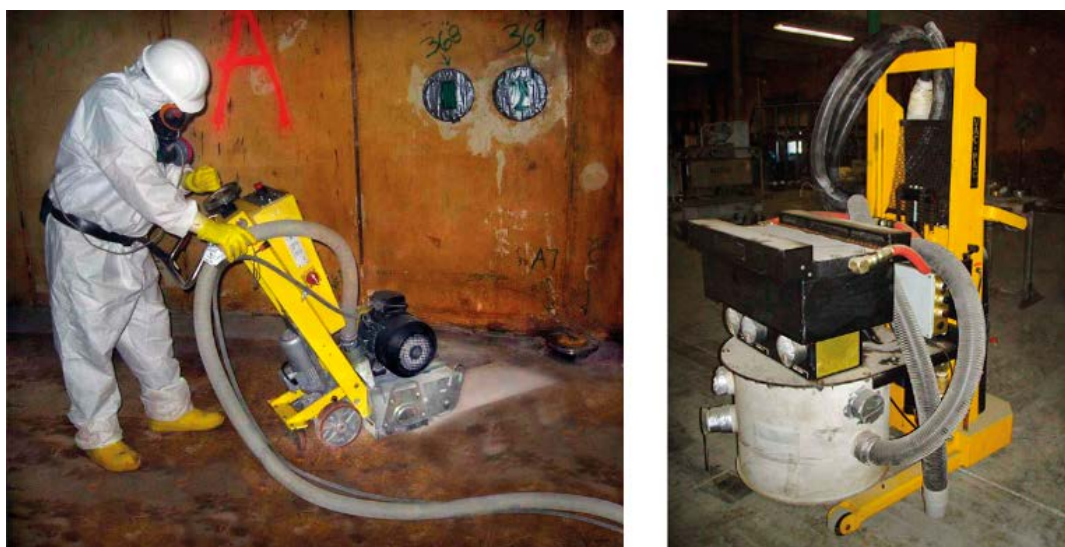
Små krossbitar och mindre partiklar hanteras förhållandevis enkelt genom att de dammsugs och fångas i ett högeffektivt partikeluppsamlingsfilter som klarar klassningen för HEPA (från engelskans high-efficiency particulate arrestance) (figur 4-31). Skärmning mot joniserande strålning, exempelvis blyfilter, kan behöva användas då aktivt material samlas upp i filtret. När filtret blir fullt behöver det förpackas på lämpligt sätt för vidare behandling eller slutförvar, t ex i fat. Det är också möjligt att från början placera filtret i en lämplig behållare, så att avfallet dammsugs på plats i behållaren från början. Då inte ens HEPA-filtret är 100 % effektivt, kan det behövas lokala inneslutningar, beroende på aktivitetsnivå, med ytterligare filter runt området där dammsugaren befinner sig.



Figur 4-29. Transport av aktivt betongblock från biologiska skärmen och betongkross producerat med en hydraulisk hammare.



Figur 4-30. Skopa med integrerad krossanordning (vänster), princip för "Jaw Crusher" (höger).



Figur 4-31. Shaver kopplad till dammsugarsystem för dammuppsamling (vänster), exempel av dammsugarsystem (höger).

Dekontamineringsgel, -pasta eller andra avlägsningsbara beläggningar (se sektion 4.5.2) kan placeras direkt i avfallsbehållare då de efter dekontaminering avlägsnas. Eftersom sådana beläggningar binder damm, kan de även lämnas kvar under transport. I vissa fall kan dammbindning under transport vara den primära funktionen.

En viktig aspekt vid avfallshandling är att hålla kontaminerat och icke-kontaminerat material åtskilda. Detta gäller för betong såväl som för andra material. En annan viktig aspekt för betong är att materialmängden som ska transporteras, förvaras och deponeras kan bli avsevärd. Detta kräver god planering och effektiv hantering. Om exempelvis betongväggar dekontamineras in-situ och korta aktivitetsmätningar indikerar att de håller tillräckligt låg aktivitet för att friklassas, kan det ändå vara nödvändigt att mäta igen efter demolering för att friklassa rivningsmaterialet. Då mätningarna ofta tar längre tid än själva rivningen krävs då korttidsförvaring. Alternativt kan det gå att mäta alla delar av strukturen tillräckligt noggrant för att kunna friklassa dem, och därefter friklassa hela byggnaden innan demolering. Då undviks behovet av mellanlagring mellan rivning och friklassning.

För att effektivisera utnyttjandet av tillgänglig volym i avfallsbehållare, kan det vara en god idé att blanda betongkross med metallskrot (se nästa sektion). För att detta ska bli möjligt krävs planering, så att behållare med metallskrot finns tillgängliga när betongdelar rivs.

4.7 Slutförvarsalternativ för avfall efter betongdekontaminering

Hur aktiv betong slutförvaras beror på den specifika aktiviteten. Betong håller normalt mycket låg, låg eller medelhög specifik aktivitet. Endast en liten del av betongen (t ex från biologiska skärmen) har medelhög specifik aktivitet. Slutförvar av radioaktiv betong diskuteras i kapitel 2, och här tas endast de metoder som inte leder till omedelbart slutförvar av betongkomponenterna upp.

En viktig möjlighet för betong i form av små krossbitar och mindre partiklar som har låg specifik aktivitet och inte kan friklassas är att packa betongen tillsammans med aktivt metallskrot, för att på så sätt öka utnyttjandet av tillgänglig volym i avfallsbehållarna. Betongkrossen fyller då ut de hålrum som annars skulle finnas i en behållare fylld med enbart metallskrot. Detta förfarande kan leda till signifikant minskad avfallsvolym, om möjligheten att använda en superkompaktort inte finns. Vid nedläggningen och rivningen av den belgiska reaktorn BR3, se kapitel 4.3.2.1, studerades möjligheten att använda lågaktiverade delar av den biologiska skärmen för att producera ett murbruk som immobiliserar annat fast, lågaktivt avfall.

En annan möjlighet är att använda lågaktivt betongavfall som fyllnadsmaterial i markförvar och soptippar, i stället för att förpacka det i fat. Det är även möjligt att återanvända materialet inom kärnkraftsindustrin som material till strålskärmar eller avfallsbehållare.

Sekundäravfall, som exempelvis sågblad och andra maskindelar, kan antingen dekontamineras och friklassas, eller behandlas som radioaktivt metallskrot, se kapitel 3.

4.8 Referensprojekt

I slutet av 90-talet pågick ett friklassningsprojekt i Studsvik där ett laboratorium skulle friklassas inför rivning. Bland annat ingick ett grodmansutrymme som tidigare använts för att dekontaminera äldre Pu-kontaminerade handskboxar. Detta medförde att plutonium var en viktig nuklid att ha med i de mätningar som gjordes.

Innan friklassningsgränserna i tabell 4-3 nedan hade fastställts av SSM användes arbetsvärdet på 8 cps över bakgrund totalt för alfa- och beta-/gammastrålande nuklider. Slutmätningen skedde sedan med gammaspktrometri på bl.a. ^{241}Am samt provtagning och mätningar av ^{90}Sr och ^3H . En omräkningsfaktor användes för beräkning av mängden Pu.

Tabell 4-3. Friklassningsgränser för lab-projektet.

Nuklid	Aktivitet (kBq/m ²)
^{60}Co	10
$^{134}, ^{137}\text{Cs}$	100
^{90}Sr	1 000
^3H	100 000
$^{238}, ^{239}, ^{240}, ^{242}\text{Pu}$	10
^{241}Am	10
^{241}Pu	1 000

Betongen i väggar, golv och tak var målad och visade sig vara kontaminerad. Mät- och saneringsmetoden var därför följande:

- Radiologisk kartläggning gjordes med stickvisa strykprov och manuell mätning med scintillationsinstrument.
- Beslut om erforderliga åtgärder:
 - torkning och tvättning med sprit,
 - skrapning med handverktyg,
 - slipning med diamantskiva,
 - bilning med bilhammare,
 - och därefter eventuellt nya mätningar.

Lärdomarna från detta projekt var att det behövs en noggrann radiologisk kartläggning, även på djupet, innan projektstart för att kunna bestämma en tidsplan samt avgöra hur mycket material som ska avlägsnas. Det är inte effektivt att slipa/mäta/slipa/mäta osv. utan att från början känna till inträngningsdjupet. Det kan vara en vinst att använda ett kraftigare, och automatiserat, verktyg för borttagning av betongen vilket dessutom sparar personalens kroppsbelastning (jämfört med handbilning).

Fördjupad läsning

Nuclear Energy Agency (NEA). 2011. Radioactive Waste Management Committee: "The NEA Co-Operative Programme on Decommissioning Decontamination and Demolition of Concrete Structures". NEA/RWM/R(2011)1 Länk: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=NEA/RWM/R\(2011\)1&docLanguage=En](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=NEA/RWM/R(2011)1&docLanguage=En).

Vonarx. Länk: <http://www.vonarx.nl/>.

HSS LiveHire. Länk: <http://www.hsslivehire.com/>.

City Hire. Länk: <http://www.citytoolhire.co.uk/>.

Pentek Inc. Länk: <http://www.pentekusa.com/>.

Nuclear Energy Agency (NEA). 1999. NEA Task Group on Decontamination: "Decontamination Techniques Used in Decommissioning Activities". Länk: <https://www.oecd-nea.org/rwm/reports/1999/decontec.pdf>.

RunYon Surface prep. Länk : <http://www.runyonsurfaceprep.com/>.

Bluegrass. Länk: <http://www.bluegrassbit.com/nuclear.aspx>.

R. Thomas. EPRI. 2000. Final Report. Decommissioning Technology Experience Reports. Länk: <http://www.epri.com/abstracts/Pages/ProductAbstract.aspx?ProductId=00000000001000884>.

United States Environmental Protection Agency (EPA). 2006. "Technology Reference Guide for Radiologically Contaminated Surfaces." Länk: <http://www.epa.gov/rpdweb00/docs/cleanup/402-r-06-003.pdf>.

Argonne National Laboratory. Decontamination & Decommissioning. Länk: <http://www.dd.anl.gov/>

Bluegrass. Diamond Shaving of Contaminated Concrete surfaces. Länk: https://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/IDN/ANL%20Course/Day_9/ShaverEdited.pdf.

Howard Equipment Ltd. Länk: <http://www.howard-equipment.com/crusher-buckets/>.

Zhongyu Heavy Industry. Länk: <http://www.dl-crusher.com/crushing-equipment/jaw-crusher.html>.

United States Department of Energy (DOE). 1998. Deactivation and Decommissioning Focus Area. "Remote Control Concrete Demolition System". Länk: <https://www.dndkm.org/DOEKMDocuments/GetMedia/Technology/128-2100-Remote%20Control%20Concrete.pdf>.

R. Deju. et al. National Institute for Physics and Nuclear Engineering, IFIN-HH Bucharest. 2012. Review on Radioactive Concrete Recycling Methods. Länk: http://www.rrp.infm.ro/2013_65_4/A36.pdf.

5 Dekontaminering av andra fasta material

5.1 Sammanfattning

Kapitlet beskriver förekomsten av andra fasta material inom en kärnteknisk anläggning och de vanligast förekommande dekontamineringsmetoderna för dessa. Kemisk gel, DeconGel 1101™ har visat god effekt för ytdekontaminering av en del icke porösa material. Manuella rengöringsmetoder såsom torkning med rengöringsmedel förekommer ofta samt högtrycksspolning eller liknande metoder som genererar tvättvätskor. För det senare krävs att dessa vätskor kan omhändertas.

5.2 Avgränsning

Endast större komponenter som härrör från olika processer och delar av en kärnteknisk verksamhet har tagits med i detta kapitel. Förbrukningsmaterial såsom plasthandskar och vanligt torkpapper tas om hand med metoder såsom förbränning eller pyrolysning där sekundäravfallet endera kan deponeras eller mellanlagras för vidare behandling.

5.3 Galvaniserat och förzinkat material

5.3.1 Materialbeskrivning

Förzinkning av stål och järn görs vanligen för att skydda mot korrosion.

Galvaniserat stål eller järn tillverkas genom elektroplättering och ger endast ett tunt lager zink. Själva galvaniseringsprocessen går till så att metallföremålet som skall beläggas med zink sänks ner i en jonlösning med zink. Sedan ansluts metallföremålet till en strömkälla, med lämplig pol (dvs motsatt laddning som zinkjonen i det använda saltet). Då dras zinkjonerna i saltlösningen på grund av sin laddning till metallföremålet och bildar en tunn jämn yta. Galvaniserade föremål används huvudsakligen inomhus i inte alltför fuktiga lokaler. Galvanisering kallas även blankförzinkning och förkortas ofta Fzb.

Varmförzinkning sker genom att en metall doppas i flytande 460-gradig zink. Varmförzinkning används där föremålet utsätts för hårdare klimatpåverkan, dvs i allmänhet för utomhusbruk. Varmförzinkning ger tjockare lager och en matt yta.

Troligtvis förekommer båda dessa typer av förzinkade material i och omkring reaktorhallen. Procenthalten zink i det förzinkade materialet kan påverka tillvägagångssätt och kostnad för omhändertagande.

Förzinkat material är vanligt förekommande i gretningplan, kabelstegar och andra typ av ställningar.

5.3.2 Bra att känna till

Zinkbelagt material är känt för att ge ifrån sig giftiga ångor när zinken avlägsnas med termiska metoder som smältning. Detta problem måste omhändertas vid val av dekontamineringsmetod så att arbetarna skyddas från att drabbas av s k zinkfrossa.

5.3.3 Dekontamineringsmetoder

DeconGel™ 1101, se även kapitel 4.5.2.1, har nyligen studerats (Gurau och Deju 2015) för dekontaminering av bl.a. galvaniserat material och visat sig ha god effekt för ytdekontamination av ⁶⁰Co och ¹³⁷Cs. Utvärderingen har gjorts genom att mäta mängden aktivitet som fångats upp av gelen. I studien ingick även försök med att dekontaminera andra material t ex teflon, koppar, bly och aluminium. Fördelarna sägs vara att teknologin kan förbättra arbetssäkerheten och att den ger upphov till minimalt med sekundäravfall som i sin tur kan samlas, neutraliseras och behandlas. Till nackdel nämns att det krävs att gelen appliceras flera gånger och behöver optimeras för att anpassas till respektive verks särskilda behov.

För zinkbelagt material med lätt ytkontamination har det visats fungera att avlägsna kontaminationen genom högtrycksspolning med tillsats av mildt rengöringsmedel. I dessa fall krävs att det finns möjlighet att ta hand om de tvättvätskor som uppstår. Lakning i citronsyra förekommer också, som vid anläggningen Westinghouse Springfields Fuel Ltd (2015-08-20, Kevin Askew, personlig kommunikation).

5.4 Kablage

Kablage omfattar olika former av kablar som syftar till att överföra elektriska signaler eller elektrisk effekt.

5.4.1 Materialbeskrivning

Elektriska kablar uppvisar trots sin generiska uppbyggnad, ledare, isolering samt mantel, en stor variation ifråga om uppbyggnad och materialval. I nukleära sammanhang ställs ofta särskilda krav på miljötålighet (värme, fuktighet, strålning), vilket delvis begränsar mängden använda material. Vanliga förekommande material för isolering och mantel vid nordiska verk sammanfattas i tabell 5-1.

Tabell 5-1. Vanligast förekommande kabelmaterial i nordiska kraftverk.

Miljö	Isolermaterial	Mantel
I reaktorinneslutning	XLPE och EPR	EPR (Ethylene Propylene Rubber) CSPE (Chloros Sulphonated Poly Ethen Rubber) XLPE (Polyethylene and crosslinking agent (cross-linked polyethylene))
Utanför reaktorinneslutning	PVC (Polyvinyl Chloride)	PVC

5.4.2 Bra att känna till

Koppar är en värdefull metall, vilket i icke-nukleära sammanhang har motiverat en hög grad av återvinning. Eftersom kabeln skyddas av sin isolering bör även kabel från relativt kontaminerade miljöer kunna återvinnas, förutsatt att isolermaterialet avlägsnas eller dekontamineras.

Integrerade metoder för återvinning av koppar från kablar härrörande från nukleär verksamhet har utvecklats, där kabel och isolering fragmenteras och därefter avskiljs från varandra i två separata avfallsströmmar. Avfallsströmmarna utgörs av finfördelade spånor av isoler- och mantelmaterial respektive koppar (Meservey et al. 2001).

Erfarenhet från rekvalificering av kablage har visat att även kablar från kraftigt kontaminerade miljöer ofta uppvisar lägre grad av kontaminering än väntat.

5.4.3 Dekontamineringsmetoder

5.4.3.1 Grövre kabel

I samband rekvalificeringsarbeten av kablar har avtorkning använts med acceptabelt resultat. För kablar kontaminerade med uran kan dessa högtryckstvättas och/eller avtorkas med rengöringsmedel. Miljöpåverkan (värme, strålning) kan accelerera åldringen av isoler- och mantelmaterial vilket kan försvåra dekontaminering. I de fall där strålskyddsenheten inte kan säkerställa att friklassningsvillkoren uppfylls kan Studsviks fragmenteringsanläggning användas. Fragmenteringsanläggningen avskiljer koppar från plastmaterial varefter plastmaterialet returneras till avfallsproducenten för förvar på markdeponi alternativt friklassning.

5.4.3.2 Elektronikkabel

För finare kablar, måste nyttan med en dekontaminering vägas mot arbetsinsats och eventuella materialvinster från en senare återvinning. Även för elektronikkabel är avtorkning möjlig, men inte realistisk för större volymer.

5.5 Glasfiber

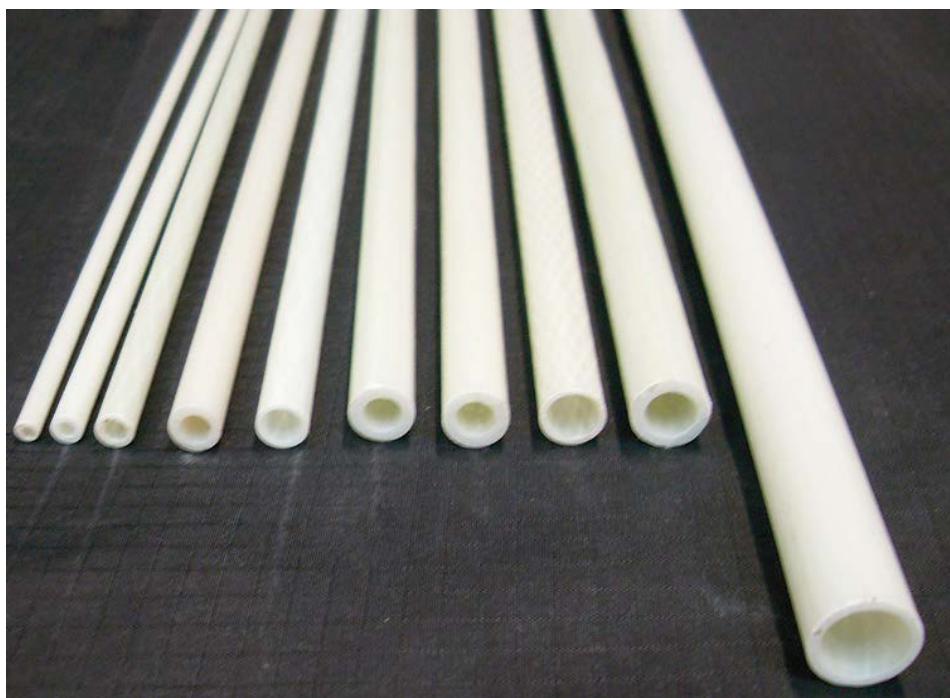
5.5.1 Materialbeskrivning

Glasfiber används ofta för att förstärka andra material. Det är starkt och segt utan att vara vare sig skört eller elastiskt, alltså ett material med mycket styvhet. Glasfiber används ofta som armering i plaster för att öka styvheten genom att en glasfiberväv bestryks med en hårdplast, oftast polyester. I kärnteknisk verksamhet förekommer glasfiberarmerat plast många gånger som tankar och rörledningar då rostfria material inte lämpar sig på grund av mediets pH eller då det finns annan risk att mediet skall reagera med materialet på ett eller annat sätt.

Det finns en mängd produkter som baseras på glasfiber armerad plast.



Figur 5-1. Skärmtak av glasfiber.



Figur 5-2. Rör av glasfiber.

5.5.2 Bra att känna till

Glasfiberarmerad plast slits med tiden och kan från att som nytt material ha en jämn blank yta bli uppruggad och få en större vidhäftningsyta som måste beaktas vid dekontaminering. Glasfiber med en armering av asbest kan förkomma och har för närvarande ingen känd metod för att på ett säkert sätt kunna dekontamineras.

5.5.3 Dekontamineringsmetoder

Rent allmänt gäller att glasfiberplast sågas upp i mindre bitar inför dekontaminering med högtryckstvätt. Med fördel används en cirkelsåg vilken oftast kan anslutas till ett utsug för att inte i onödan sprida damm. Cirkelsågen har även andra arbetsmiljömässiga vinster jämfört med en sticksåg som vibrerar betydligt mer. Storleken på de bitar som sågas ut skall anpassas för att de efter dekontaminering skall kunna packas i någon typ av fat eller låda (Nutronics, 2015-08-19, Lennart Lundgren, personlig kommunikation kring återställningen av de kärntekniska anläggningarna vid Ranstad).

5.5.3.1 Tankar

Innan själva uppsågningen kan med fördel någon form av automatisk avspolning inuti tanken ske med t ex "Aquamatic system" för att begränsa risken för korskontamination då tanken sågas upp. Efter uppsågning lufttorkas delarna och läggs i avsett transport eller förvaringskärl.

5.5.3.2 Plasttak

Plasttak är att betrakta som redan uppsågade tankar.

5.5.3.3 Rörledningar

Rörledningar kan betraktas som mindre tankar och bör om möjligt segmenteras i mindre bitar som spolas med högtryckstvätt innan de kapas upp i mindre bitar och läggs i transport- eller särskilda förvaringskärl.



Figur 5-3. Berglöflåda som kan ha olika dimensioner på mellan 60×60 till 150×15 .

5.6 Lysrör och belysningsarmaturer

5.6.1 Materialbeskrivning

Lysrör är en elektrisk ljuskälla. Lysrören består av ett glasrör med en elektrod i vardera ända. Inuti rören finns kvicksilver och ett lyspulver. När lampan tänds sker en elektrisk urladdning mellan elektroderna som värmer upp och förångar kvicksilvret som finns inuti varvid UV-ljus alstras. UV-ljuset i sin tur omvandlas till synligt ljus via lyspulvret.

Lysrör och lysrörsarmaturer förekommer överallt såväl i reaktorhallen som kringliggande lokaler.

5.6.2 Bra att känna till

Även om lysrör kan dekontamineras för friklassning måste de omhändertas som farligt avfall eftersom de innehåller kvicksilver.

5.6.3 Dekontamineringsmetoder

För lysrör och armaturer används nästan uteslutande manuell dekontaminering genom vattenspolning med eventuell tillsats av mildt rengöringsmedel samt torkning med trasor. Trasorna kan sedan tvättas med salpetersyra såsom det görs vid anläggningen Westinghouse Springfields Fuel Ltd (2015-08-20, Kevin Askew, personlig kommunikation).

5.7 Plaster

5.7.1 Materialbeskrivning

Plaster omfattar ett brett område av polymerer med stor variation gällande kemisk uppbyggnad och funktionella egenskaper. Den generella klassificeringen av plaster skiljer på hårdplaster, termoplaster, och elastomerer.



Figur 5-4. Lysrör.

Plaster kan förekomma som polyvinylklorid (PVC) i rörledningar olika kärl och tankar. Polyetenplast (PE) förekommer som plastpåsar och folier. Polypropen (PP) förekommer i förpackningar och är en genomskinlig plast som tål kemiska påfrestningar. Dessa 3 plaster är de mest förekommande plasterna. I vissa produkter förekommer även polykarbonat (PC) så som ex. vis, skyddsglasögon. Ur dekontaminerings-synpunkt är dock oftast ytans beskaffenhet mer relevant.

Plaster förekommer i de flesta nukleära sammanhang, men tillämpningarna begränsas av diverse miljökrav. I strålningsmiljö undviks om möjligt plaster innehållande halogener. De volymmässigt mest betydande förekomsterna av plastmaterial är golv-, vägg- och apparatskåpsplast vilka materialmässigt domineras av epoxyharts och polyuretan, se tabell 5-2.

Tabell 5-2. Förekomster av plastmaterial.

Komponenttyp	Funktionsparametrar eller -egenskap	Material förekommande i komponenttypen	Funktionsbeskrivning
Tätningar/packningar	Dörrar, dörröppningar, luftslussar	PTFE FKM Fluorpolymerer VAMAC Silikongummi Epxi Nitrilgummi (NBR)	Tätning mellan rum för att säkerställa att rummen är gas och vattentäta.
	Filter, pumpar, ventiler, värmväxlare	EPR EPDM PTFE Fluorpolymerer (Viton, Kalrez) SR NBR (Buna-N) Grafitförstärkt epxi (Komposit) CSPE FKM SBR ACM EC PU	Förhindra läckage av vätska från komponent till omgivning.
	O-ringar	EPDM FKM FPM FFKM NBR NBR CR SBR HNBR SR ACM ECO (Epichloro-hydrin Elastomers) PU	Generellt tätförband.
	Tätning, lagring	Hartsimpregnerad grafit	Drivdonsdetaljer, ventiler
Genomföringar	Reaktor-inneslutning (RI)	PTFE Viton Epxi	Tätning av RI väggen där rör och kablage passerar.
	Utanför RI	Polyolefin (Lycron)	Gastätning mellan utrymmen.

Komponenttyp	Funktionsparametrar eller -egenskap	Material förekommande i komponenttypen	Funktionsbeskrivning
Membran		NBR EPDM FKM HNBR	Finns i manöverdon till ventiler.
Montagemateriel	“Buntband”	PA	Fixeringsband för instrument-ledningar och kablage.
Vibrationsdämpare		IIR, CIIR, BIIR NBR EPDM ACM	
Filter	Ventilations-system	Glasfiber med polymer som bindemedel	
	Oljerening	Glasfiber-arterad plast	
	Vattenavskiljning	PEN PVC CR	
	Vattenrening	Glasfiber	
Ventilsäten		EPDM POM PTFE PEEK	För ventiler med låg arbets- och konstruktionstemperatur
Bälgar		NBR	Ventilationssystem
Kilrep och kilremmar		Armerad NR SBR	Fläktdrivning
Lager	Glidlager	POM PA PTFE PI PU	Div. pumpar
	Kullager		
Slangar		EPDM PVC IR (Polyisopren-gummi) ACM ECO	
Lack och färger	Korrosions-skydd Brand/Flamskydd Kontaminerings reducering	Epoxyharts	
Liner	Infodring av rör och tankar	NBR EPDM FKM	
Taktätning		EPDM	

5.7.2 Bra att känna till

Även för plaster bestående av grundläggande polymerstruktur, kan tillsatsmedel (stabilisatorer, färgpigment, brandskyddstillägg, antistatmedel, mjukningsmedel, armeringsmaterial, osv) och tillverkningsmetod ha en avgörande inflytande över radiologisk och termisk tålighet och därmed också över framtida dekontamineringsmöjligheter. Vid förbränning av PVC frigörs klor som är korrosivt och kan angripa olika material.

5.7.3 Dekontamineringsmetoder

I likhet med de flesta material måste kostnad för en dekontaminering vägas mot kostnad för markdeponi. För mindre eller enbart tunnare föremål är sällan dekontaminering motiverat. För större föremål med låg kontamination kan avtorkning vara tillräckligt eller högtryckstvätt om så krävs. Även för större strukturer, som golv och väggar, är högtryckstvätt ett alternativ. För mer betydande kontaminering kan även blästring användas, företrädesvis med CO₂.

5.8 Fördjupad läsning

Survey of Decontamination Processes Appl to DOE Nuclear Facilities, ANL-97/19, 1997.

Methods for the Minimization of Radioactive Waste from Decontamination and Decommissioning of Nuclear Facilities (2001).

EC, Decommissioning of Nuclear Installations, EUR-16211 (1995).

Technology Reference Guide for Rad Contam Surfaces, EPA, April 2006, EPA-402-R-06-003.

ASME Decommissioning Handbook – Decontamination Chapter.

OECD NEA/CSNI/R(98)7, Survey on organic components in NPPs.

State of the Art Technology for Decontamination and Dismantling of Nuclear Facilities (1999).

Decommissioning Handbook, DOE/EM-0142P (1994).

6 Avfallshantering av icke fasta material

6.1 Översikt

I allmänhet kan sägas att det kan förenkla om dekontamineringsmetoder som producerar primärt och sekundärt avfall som kan hanteras med befintliga avfallshanteringsanläggningar. Vid tillräckligt stora arbeten kan det dock vara värt att välja en effektivare dekontamineringsmetod även om den kräver investeringar i nya avfallshangeringsanläggningar.

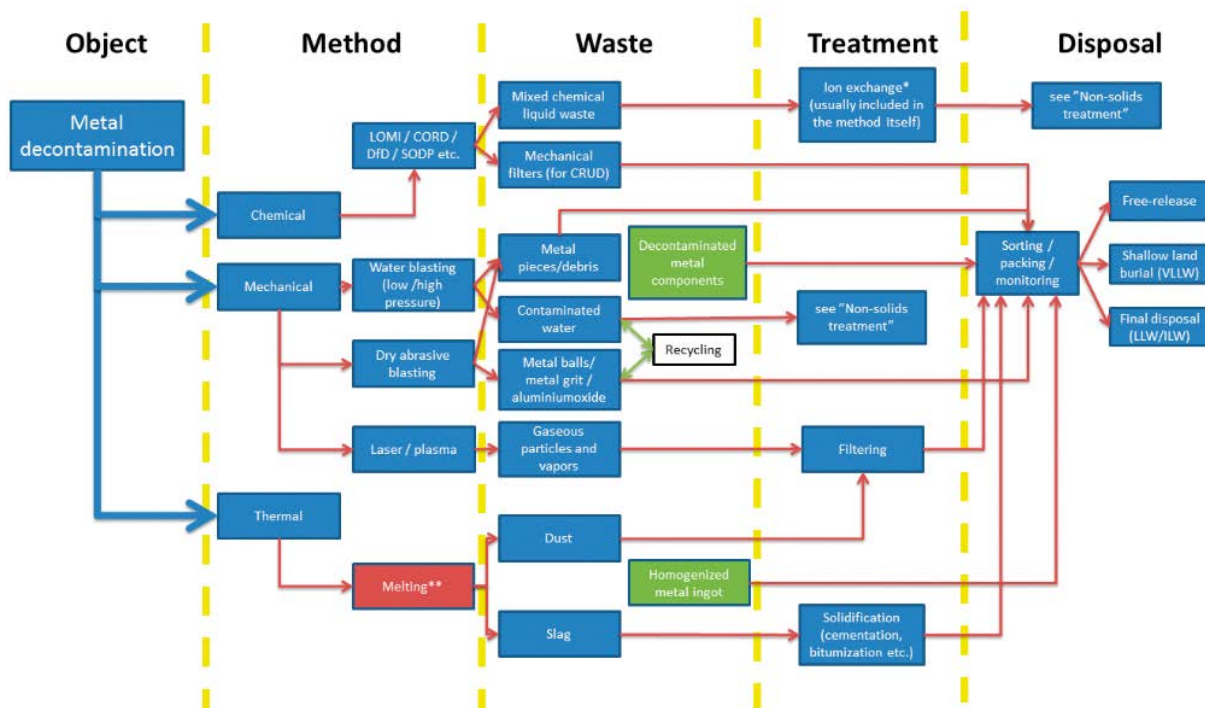
Figur 6-1 visar ett flödesschema för metalldekontaminering och figur 6-2 ett för betongdekontaminering. De icke-fasta materialen kan grovt indelas i följande tre kategorier:

- Vattenlösningar.
- Organiska lösningsmedel.
- Övriga icke-fasta material.

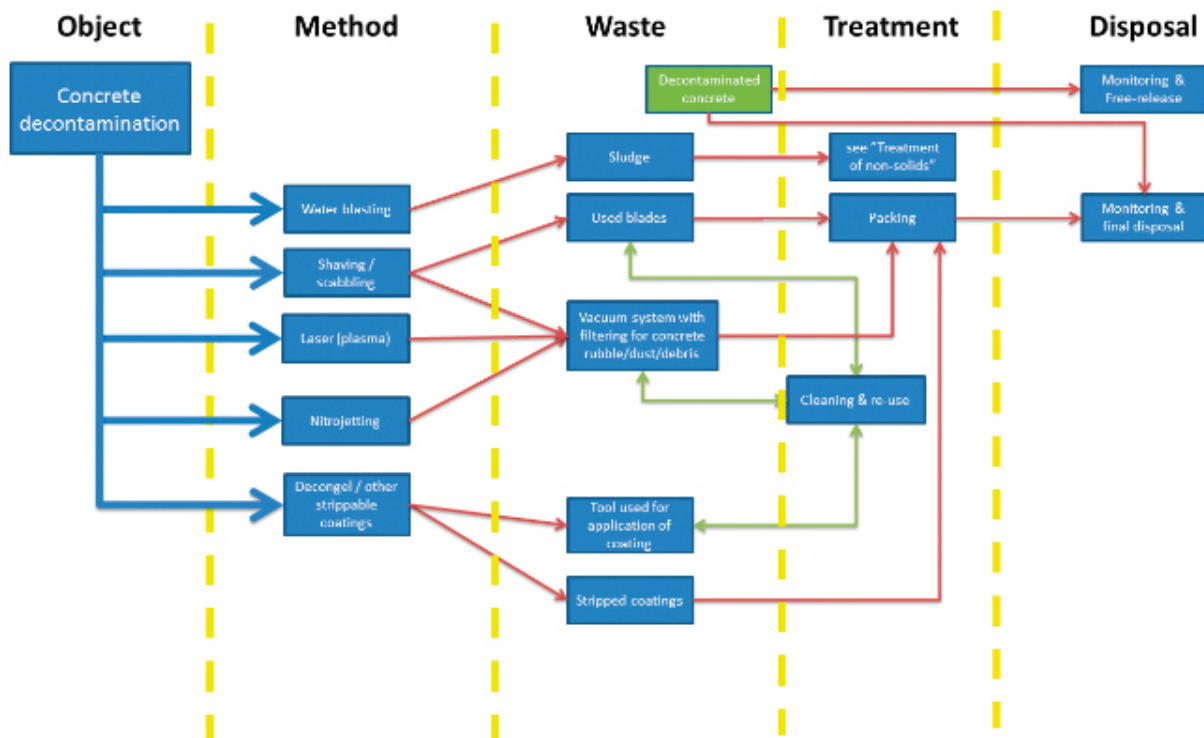
Vattenlösningar fås som avfall från metoder som använder vatten som arbetsmedium eller för kylning, liksom från metoder som utförs under vatten. Sammansättningen på vattenlösningen beror på vad som dekontaminerats, på metoden och innehåller även lösta eller suspenderade radioaktiva ämnen.

Organiska lösningsmedel används brett för rengöring, dekontaminering och avfettning. De har många liknande egenskaper som vatten med avseende på innehåll av kontamination. Den största skillnaden vid behandling av organiska lösningsmedel jämfört med vatten är att de är brandfarliga och kan vara giftiga.

Övriga icke-fasta material inkluderar jonbyttarmassa och slam från andra vätskebehandlingsprocesser.



Figur 6-1. Flödesschema för metalldekontaminering.



Figur 6-2. Flödesschema för betongdekontaminering.

6.2 Behandling av icke-fasta material

6.2.1 Översikt

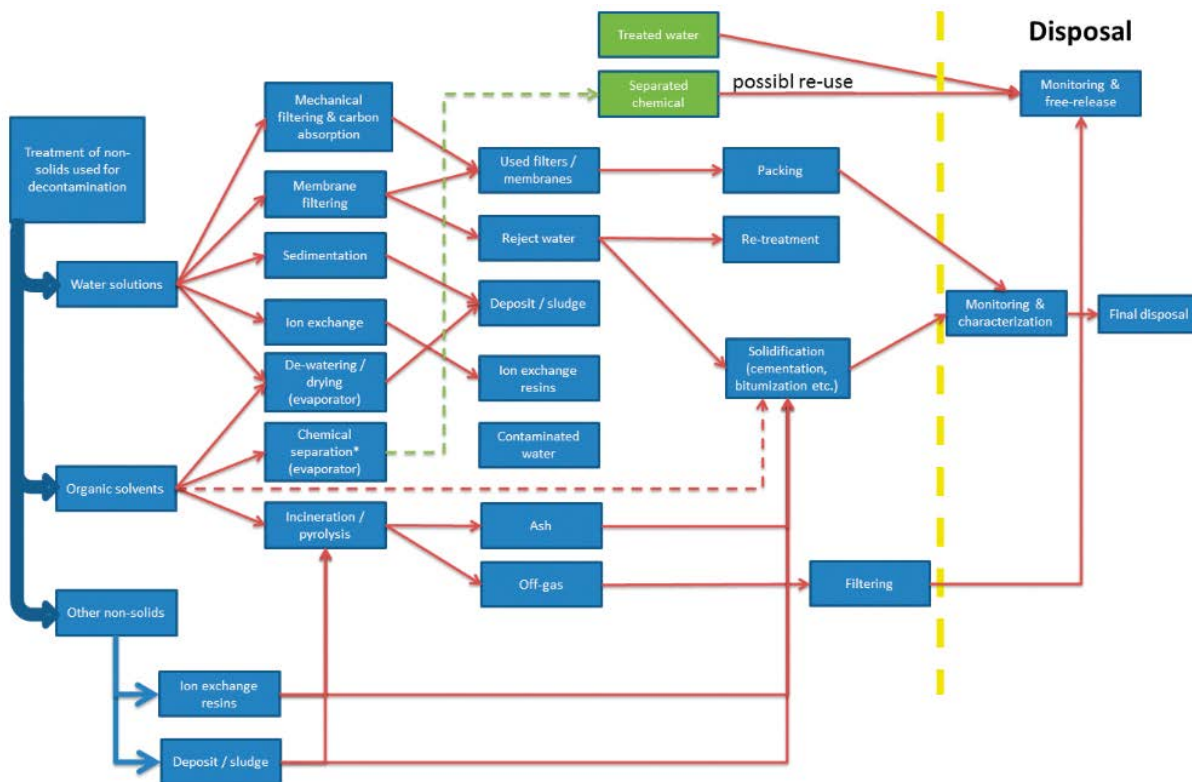
Figur 6-3 ger en överblick över hur olika sorters icke-fast avfall kan klassificeras och hanteras.

Hur icke-fasta material behandlas beror till stor del på vilka föroreningar som finns närvarande och även till mindre del på den önskade renheten på avfallsströmmarna efter processen. Figur 6-4 ger en generell överblick av några behandlingsmetoder och föroreningar de vanligtvis används till. Även andra användningsområden än de som presenteras kan vara möjliga, även om de inte faller under de normalt avsedda användningsområdena för varje metod. Exempelvis kan absorption med aktivt kol även användas för att avlägsna andra föroreningar än organiska föreningar, såsom partiklar. Ett sådant förfarande kan dock negativt påverka metodens egentliga användningsområde. I fallet med partiklar i ett aktivt kolfilter kan de blockera filtrets möjligheter att ta upp organiska föreningar. Nedan följer mer detaljerade beskrivningar av de olika metoderna.

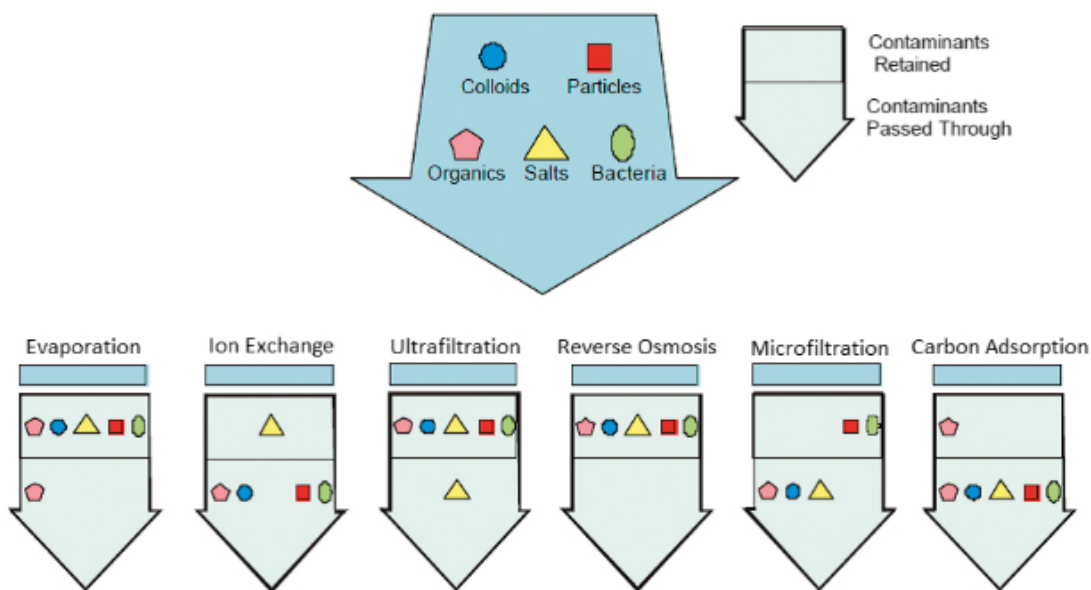
6.2.2 Jonbytare

Figur 6-5 visar ett exempel av en jonbytarutrustning, med jonbytomassa i de blå cylindrarna. En jonbytare består av en massa, ofta i form av granulat, som kan fånga upp katjoner (positivt laddade) och anjoner (negativt laddade). Vid kemisk eller elektrokemisk dekontaminering av metall bildas metallkatjoner och sammansatta anjoner, exempelvis den negativt laddade kromatjonen, vilka utgör exempel på aktivitet som kan renas med en jonbytare.

De joner som man vill få bort från lösningen fångas upp i jonbytomassan som då släpper ifrån sig andra joner, t ex vätejoner eller hydroxidjoner. Processen är reversibel, och jonbytomassan kan alltså återgenereras genom att en stark lösning av utbytesjonen sköljs genom jonbytomassan. Jonbytomassan kan antingen bestå av separata enheter med kat- respektive anjonbytomassa, eller så kan en blandbädd där de två massorna blandats användas.



Figur 6-3. Flödesschema för behandling av icke-fast avfall.



Figur 6-4. Översikt över vatskereningsmetoder och deras tillämpbarhet på några föroreningar.

Jonbyartekniken kan uppnå hög reningsgrad och att det ofta går att vara någorlunda specifik med avseende på vad som fångas upp. Det finns många tillverkare av jonbytare och tekniken är väl beprövad. Det finns såväl manuell som automatisk utrustning att tillgå, och tekniken kan användas till såväl små som stora volymer. Reningsgradens temperaturberoende i intervallet 0–35 °C är generellt liten.



Figur 6-5. Jonbytare.

Jonbytartekniken har begränsningar t ex är den inte helt specifik med avseende på vilka joner som fångas upp. Jonbytarmassan är ofta känslig för organiska föroreningar och det är möjligt att få biologisk tillväxt i den. Olösliga partiklar, kolloider och höga kiselhalter kan orsaka igensättning av porerna i massan (max 50 mg/l kan fungera som ett riktvärde för fast material i suspension).

6.2.3 Indunstning

Figur 6-6 visar en stor indunstare. Indunstning innebär att från en lösning värms vätskan bort och det som var löst, eller i partikelform, i vätskan blir kvar i botten på indunstaren. Såväl aktiva som inaktiva föroreningar blir kvar i indunstaren och koncentreras där då vätskan kokar bort. Typiskt uppnås en koncentreringsfaktor med en faktor 100 till 500.

För att indunstning ska kunna användas måste lösningsmedlet (vatten eller något organiskt ämne) dunsta lättare än föroreningarna, dvs det måste ha signifikant lägre kokpunkt. Om det finns föroreningar med kokpunkter i närheten av eller över lösningsmedlets, kan en mer förfinad destilleringsprocess, eventuellt i flera steg, användas.

Till begränsningarna för indunstning hör höga kostnader på grund av den höga energiåtgången (om inte billig processånga finns att tillgå som värmekälla) och underhållsproblem. Utrustningen i sig är förvisso inte särskilt komplicerad, men den mycket aggressiva miljö som bildas då föroreningarna koncentreras kan leda till problem med korrosion och beläggningar. Även vätskedroppar (förorenade) som följer med den avdunstade gasen (ren) och skumbildning vid kokningen kan utgöra problem som leder till att aktivitet följer med till det reade destillatet. Dessa problem kan nödvändiggöra förbehandling, exempelvis för att bli av med skumbildare. I övrigt måste indunstaren tillverkas av ett tillräckligt tåligt material för att klara den aggressiva kemiska miljön.



Figur 6-6. Indunstare.

6.2.4 Filtrering

6.2.4.1 Mekanisk filtrering

Figur 6-7 visar exempel på pås- och patronfilter. Filtrering av vätska innebär att suspenderade partiklar avskiljs från vätskan. Då suspenderade partiklar i vätskor utgör en stor del av det radioaktiva materialet som behöver tas omhand i ett kärnkraftverk, är detta en vanlig metod. Filtrering kan kombineras med andra metoder antingen som ett första steg för att avlägsna större partiklar eller som ett sista steg för att få bort de sista små partiklarna. Filtrets porstorlek är avgörande för dess egenskaper. Desto finare porer, desto mindre partiklar fångas upp, men desto lättare sätter filtret igen. Ett filter påverkar inte vätskans kemiska sammansättning, så exempelvis aktivitet i jonform fångas inte upp.

Vanligtvis används filter så att all vätska passerar igenom dem (se figur 6-8 a). Återanvändbara filter kan renas genom backspolning, medan engångsfilter ersätts då de blir för igensatta. Använda engångsfilter hanteras som fast avfall (efter att de torkat).

6.2.4.2 Membranfiltrering

Membranfiltrering är en generell term som används för system där vätskan flödar längs med filtret i stället för att tvingas igenom (se figur 6-8 b).

Den vätska som ska renas trycksätts medan vätskan på andra sidan membranet inte är trycksatt. Porerna i ett membranfilter är för små för att det ska vara praktiskt genomförbart att trycka all vätska rakt genom filtret.

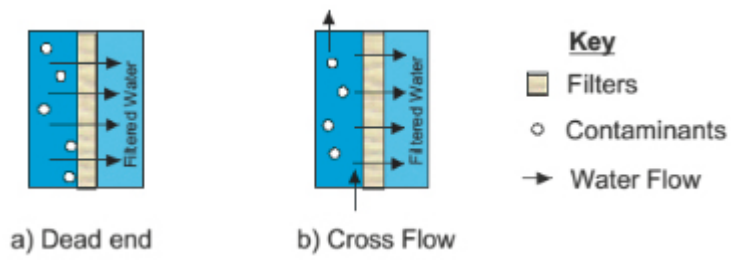
Mikro- och ultrafiltrering

Mikrofiltrering är en korsflödes membranprocess som utförs vid lågt tryck för att separera kolloidala och suspenderade partiklar i storleksordningen 0,05–10 μm . Ultrafiltrering klarar partiklar med en storlek av 0,001–0,1 μm vid halter av under 5 mg/l till över 10 000 mg/l. Mycket höga partikelkoncentrationer (över 30 %) kan erhållas. Figur 6-9 visar en ultrafiltreringsutrustning.

Porerna i ett ultrafilter är tillräckligt stora för att de flesta lösta ämnen, inklusive organiska salt, ska passera genom filtret. Däremot fångas kolloidala och suspenderade partiklar liksom stora organiska molekyler upp. Ultrafiltrering används som ett försteg till omvänd osmos (se nedan).



Figur 6-7. Mekaniska filter.



Figur 6-8. Princip för flöde genom filter.



Figur 6-9. Ultrafiltreringsutrustning.

Omvänd osmos

Figur 6-10 visar en industriell utrustning för omvänd osmos. Omvänd osmos är en sorts filtrering som kan avlägsna många stora molekyler och joner från lösningar genom att trycksätta lösningen mot ett selektivt membran. Det selektiva membranet fungerar i princip som ett filter som släpper igenom lösningsmedlet (vatten) men inte de föroreningar man vill bli av med. På grund av koncentrationsskillnaden bildas ett osmotiskt tryck som gör att vattnet strävar efter att flöda från den rena sidan till den kontaminerade. Det osmotiska trycket motverkas av den mekaniska trycksättningen på den förorenade sidan. Ju större koncentrationsskillnaden blir, desto större blir det osmotiska trycket. När koncentrationen av föroreningarna blir tillräckligt stor blir det osmotiska trycket lika stort som det mekaniskt pålagda, varpå det inte sker någon ytterligare uppkoncentrering av föroreningarna. Som ett riktvärde brukar volymen av den koncentrerade vätskan vara i spannet 2 % till 50 % av den ursprungliga volymen. Omvänd osmos avlägsnar som regel minst 90 % av samtliga lösta oorganiska ämnena och minst 95 % av de flesta lösta organiska ämnen.

Omvänd osmos är en välbeprövad teknik. Den har använts inom kärnteknisk industri i mer begränsad omfattning för att avlägsna radionuklider från lågaktivt vattenbaserat avfall, såsom tvättvatten och processvatten. Omvänd osmos har även använts som ett reningssteg efter att komplexbildning har använts för att binda upp exempelvis Pu och Cs i större komplex, som har svårare att passera genom membranet.

6.2.5 Absorption med aktivt kol

Absorption med aktivt kol används för att avlägsna organiska och ibland även oorganiska föroreningar. Aktivt kol är extremt poröst, vilket innebär att totalarean där föroreningar kan adsorberas är mycket stor. Adsorptionen sker därför att föroreningen har begränsad löslighet i vattnet och större affinitet till kolytan. Som riktvärde kan 0,10–0,95 gram föroreningar fångas upp per gram kol.

Suspenderade fasta ämnen, olja och fett kan sätta igen porerna och därmed minska det aktiva kolets effektivitet. De kan även konkurrera med föroreningarna om adsorptionsytan inne i porerna. Aktivt kol används i patroner liknande dem för vanliga mekaniska filter (se figur 6-11). För vattenrening är pulver eller granulärt aktiverat kol i patron vanligast.

6.2.6 Sedimentering

Sedimentering är en enkel metod för att separera uppslammat material, från en vätska, baserat på densitet. Vätskan får stå orörd, varpå uppslammat material med högre densitet, exempelvis betong- eller metallslamm, sjunker till botten. Därefter tappas den reade vätskan av utan att botten slammet rörs upp. Det är även möjligt att tillsätta kemikalier, såsom polymerer, för att få partiklarna i vätskan att klumpa ihop sig och därmed sjunka snabbare, s.k. flockning.



Figur 6-10. Utrustning för omvänd osmos.



Figur 6-11. Filterpatroner med aktiverat kol.

Utanför den nukleära industrin används sedimentering, genom flockning, för att rena avloppsvatten såväl som dricksvatten. Inom den nukleära industrin används i stället vanligtvis de nedan beskrivna teknikerna centrifugering och hydrocyklonseparering, eftersom de är såväl snabbare som effektivare och inte kräver stora sedimenteringsbehållare.

6.2.7 Centrifugal separering

6.2.7.1 Centrifugering

Centrifugering används för att avlägsna suspenderad kontamination. Separeringen fungerar som för sedimentering (se ovan) med den skillnaden att en betydligt starkare centrifugalkraft ersätter gravitationen. Detta gör att sedimenteringen går mycket snabbare och är effektivare.

Figur 6-12 visar en industriell separator. En separator är en centrifug med inbyggda avtappningskanaler för den tyngre och lättare fasen.

6.2.7.2 Separering i hydrocyklon

Figur 6-13 visar en hydrocyklon. Det är en anordning helt utan rörliga delar, där vätskans hastighet vid kontinuerlig matning gör att en virvel bildas i hydrocyklonen. Vätskan matas längs med omkretsen av en cylinder i hydrocyklonens övre del. Under cylindern övergår hydrocyklonen i en kon. Partiklarna hamnar längst ut vid cylinderns sidor, och sjunker via konens sidor till botten av hydrocyklonen (konens spets) där de avtappas. Den reade vätskan flödar upp från hydrocyklonens toppdel, från mitten av cylinderns topp.

6.3 Konditionering av icke-fasta material

Hantering av både fast och icke-fast avfall från dekontaminering kan producera icke-fast material som kräver konditionering innan slutlagring. Icke-fast material accepteras vanligtvis inte i slutförvar och behöver därför konditioneras till en fast, olöslig form.



Figur 6-12. Separator för vatten, olja och små partiklar.



Figur 6-13. Hydrocyklon.

6.3.1 Immobilisering

Immobilisering är den viktigaste metoden för att konditionera icke-fast radioaktivt avfall, så att det klarar kraven för slutförvar. Både mikro- och makroinneslutning samt de två metoderna i kombination används. Mikroinneslutning innebär att de individuella avfallspartiklarna inkorporeras i en olöslig matris. Vid mikroinneslutning kan avfallet antingen blandas med matrisen direkt i en avfallsbehållare, eller en extern blandare. Portlandcement är en vanlig matris, men även andra typer av cement, bitumen och polymerer används (se tabell 6-1). Det finns även oorganiska geopolymere som har blivit godkända i vissa länder och kombinerar de goda egenskaperna för traditionella polymerer och cement.

Tabell 6-1. Jämförelse mellan olika immobiliseringsmatriser.

Egenskap	Rangordning (låg till hög)
Läckageförhindran	Betong < polymerer < bitumen
Strålningsmotstånd	Polymerer < bitumen < betong
Mekanisk stabilitet	Bitumen < polymerer < betong
Brandsäkerhet	Bitumen och polymerer < betong
Avfallskoncentration	Betong < polymerer och bitumen
Kostnad	Betong < bitumen < polymerer

Makroinneslutning innebär att avfallet täcks med en tjock beläggning som hindrar det från att spridas. Figur 6-14 visar snitt av immobiliserat material i betong och polymer.

6.3.2 Termisk behandling

Termisk behandling kan ske vid olika temperaturer och ger då olika slutprodukter. Förbränning sker normalt vid 900–1 100 °C och är en effektiv teknik för kraftig volymreduktion av organiska föreningar, såsom industrikoncentrat (se 6.2.3) och jonbytarmassa (se 6.2.2). Avfallet (aska) som produceras vid förbränning lämpar sig även bättre för immobilisering (se 6.3.1) och slutförvar än obehandlat organiskt avfall. Om man behandlar avfall vid ca 4 000 °C kallas processen förglasning. Då tillsätts även glasformande ämnen till avfallet och processen sker i en plasmaugn (se figur 6-15). Förglasning används ofta för avfall med högt radioaktivitetsinnehåll och ger en produkt som är mycket svårlakad.



Figur 6-14. Snitt av immobiliserat avfall i betong (vänster) och polymer (höger).



Figur 6-15. Avfall vitrifierat i plasmaugn.

Generellt har förbränning som metod varit mest framgångsrik för lågaktivt avfall, eftersom ugnar för högre aktivitetsnivåer är mer utmanande att bygga. Vanligtvis går det bra med lite vätska närvarande i avfallet vid förbränning, men om det är mycket vatten närvarande, kan någon sorts förbehandling vara nödvändig. Den största nackdelen med teknikerna är att de kräver stora investeringar i anläggningarna.

Fördjupad läsning

AIEA. 2001. Technical Report Series No. 402. "Handling and Processing of Radioactive Waste from Nuclear Applications". Available: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS402_scr.pdf.

AIEA. 2004. Technical Report Series No. 427. "Predisposal Management of Organic Radioactive Waste". Available: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS427_web.pdf.

AIEA. 2001. Technical Report Series No. 402. "Handling and Processing of Radioactive Waste from Nuclear Applications". Länk: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS402_scr.pdf.

AIEA. 2004. Technical Report Series No. 427. "Predisposal Management of Organic Radioactive Waste". Länk: http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS427_web.pdf.

DTS. Available: <http://www.dts9000.com/>.

Filtraguide. Länk : <http://www.filtraguide.com>.

G. Fairhall and J. Palmer. 1997. The Immobilization and Packaging of Radioactive Wastes for Deep Geological Disposal in the UK – An Integrated Approach. Länk: <http://www.wmsym.org/archives/1997/sess33/33-03.htm>.

S. Nathan. 2011, The Engineer. Article. "Nuclear waste is safe and sound with polymer storage" Länk: <http://www.theengineer.co.uk/in-depth/analysis/nuclear-waste-is-safe-and-sound-with-polymer-storage/1008375.article>.

The Filter Store. Länk: <https://www.filterstore.com/carbon.asp>.

GEA. Länk : <http://www.gea.com/>.

Georg Fischer Piping Systems. Länk: <http://www.georgfischer.com/>.

KSB. Länk: <http://www.ksb.com/giw-en/>.

Arbetsgruppen för framtagning av Dekontamineringshandbok volym 2 har huvudsakligen bestått av:

Emma-Stina Pöyhönen, TVO.

Mia Ylä-Mella, Fennovoima Oy.

Joni Niiranen, Loviisa.

Anders Olsson, OKG.

Jimmy Hägg, RAB.

Klas-Göran Sandström, RAB.

Maria Lindberg, SNAB.

William Eek, SNAB.

Robert Hedvall, SVAFO.

Leif Jonasson, SVAFO.

Johan Jensen, FKA.

Jonas Högström, FKA.

Per Gille, FKA.

Thomas Larsson, FKA.

Erika Ledung, WSE.

Lena Oliver, WSE.

Jörgen Gustavsson, WSE.

Referenser

Publikationer utgivna av SKB (Svensk Kärnbränslehantering AB) kan hämtas på www.skb.se/publikationer. Referenser till SKB:s opublicerade dokument finns samlade i slutet av referenslistan. Opublicerade dokument lämnas ut vid förfrågan till dokument@skb.se.

EPRI, 1998. EPRI DFD (Decontamination for Decommissioning) process evaluation. Technical report TR-107707, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.

EPRI, 1999. Evaluation of the decontamination of the reactor coolant systems at Maine Yankee and Connecticut Yankee. Technical Report TR-11292, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.

EPRI, 2006. The EPRI DFDX Process – Final report: a process for the chemical decontamination of nuclear systems and components for disposal or refurbishment. Report 1013280, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.

Gurau D, Deju R, 2015. The use of chemical gel for decontamination during decommissioning of nuclear facilities. *Radiation Physics and Chemistry* 106, 371–375.

Kim Y, 2012. Using plasma processing technology to decontaminate metallic waste. WM2011 Conference, Phoenix, Arizona, 27 February – 3 March 2011.

Meservey R, Conner C, Rosenberger S, 2001. Copper cable recycling system demonstration project. WM'01 Conference, Tucson, Arizona, 25 February – 1 March 2001. Available at: <http://www.wmsym.org/archives/2001/49/49-5.pdf>

Moggia F, Lecardonnell X, 2013. Metallic surfaces decontamination by using LASER light. ASME 2013 15th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Brussels, 8–12 September 2013, Paper 96301.

Moggia F, Lecardonnell X, Damerval F, 2012. Surface decontamination using LASER ablation process. WM2012 Conference, Phoenix, Arizona, 26 February – 1 March 2012, Paper 12032.

STUK, 2014a. Predisposal management of low and intermediate level nuclear waste and decommissioning of a nuclear facility. Guide YVL D.4, STUK, Finland.

STUK, 2014b. Exemption of the use of radiation from the safety licence. Guide ST 1.5, STUK, Finland.

Tatenuma K, Hishinuma Y, Tomatsuri S, 1999. Practical gaseous co-decontamination for CP, FP and TRU based on chemical plasma reactions. WM'99 Conference, Tucson, Arizona, 28 February – 4 March 1999. Available at: <http://www.wmsym.org/archives/1999/63/63-5.pdf>

Opublicerade dokument

Eriksson A, 2015. Avfallshandbok-låg-och medelaktivt avfall. SKBdoc 1195328 ver 4.0, Svensk Kärnbränslehantering.

SKB har som uppdrag att ta hand om och slutförvara radioaktivt avfall från de svenska kärnkraftverken på ett säkert sätt.

skb.se