

Principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

Bertil Grundfelt, Kemakta Konsult AB

December 2010

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co

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



ISSN 1402-3091

SKB R-10-12

Principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

Bertil Grundfelt, Kemakta Konsult AB

December 2010

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

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

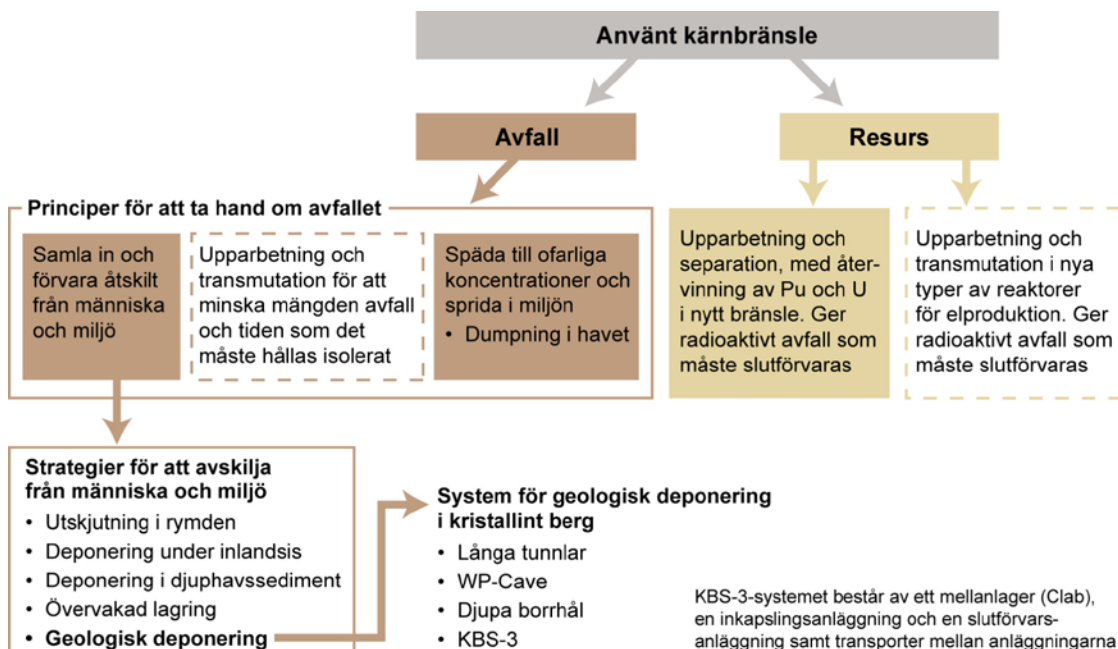
Sammanfattning

I denna rapport redovisas den aktuella statusen för olika principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Olika principer och strategier för omhändertagande av det använda kärnbränslet började studeras när en storskalig användning av kärnkraft för elproduktion drogs igång under 1960- och 1970-talet. Framförallt i USA genomfördes omfattande studier av samtliga de strategier som beskrivs i denna rapport. Figuren nedan visar de principer, strategier och system som diskuteras i rapporten.

Den första breda svenska utredningen av hur det använda bränslet och det radioaktiva avfallet från kärnkraften skulle omhändertas var den så kallade Aka-utredningen som regeringen tillsatte 1972, det vill säga samma år som det första svenska kärnkraftverket (Oskarshamn I) togs i drift. Utredningens rapport lades fram 1976. Utredningen föreslog att projekteringen av en svensk upparbetningsanläggning skulle inledas samtidigt med förstudier för geologisk slutförvaring av upparbetningsavfallet och för direktdeponering av använt kärnbränsle. Det senare skulle ske inom ramen för ett omorganiserat Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, SKBF (sedermera Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB).

Efter krav från den borgerliga koalitionsregeringen som hade tillträtt hösten 1976 startade reaktorägarna genom SKBF det så kallade Projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS-projektet. Inom projektet togs först en rapport rörande slutförvaring av förglasat högaktivt avfall från upparbetning av använt kärnbränsle fram. Denna rapport har senare benämnts KBS-1-rapporten. Utformningen av ett system för hantering och slutförvaring av förglasat högaktivt avfall togs fram delvis efter fransk förlaga.

I en bilaga till KBS-1-rapporten skisserades även möjligheterna till slutförvaring genom direktdeponering av använt kärnbränsle, det vill säga utan föregående upparbetning. Fortsatt utredningsarbete inom KBS-projektet ledde till publiceringen av den så kallade KBS-2-rapporten. I denna rapport redovisades principiella anläggningsutformningar för direktdeponering av använt kärnbränsle. Efter årsskiftet 1978–79 omvandlades KBS-projektet till en avdelning inom SKBF som bland annat tog fram KBS-3-rapporten våren 1983. I den rapporten lades grunden till dagens KBS-3-system.



Figur S-1. Principer, strategier och system för omhändertagande av använt kärnbränsle. Principerna i de streckade rutorna bedöms i dagsläget inte vara genomförbara.

Aka-utredningens förslag att påbörja arbetet med att utveckla geologisk slutförvaring av förglasat högaktivt avfall från upparbetning låg väl i linje med den internationella konsensus som då hade utvecklats. Vissa andra strategier för slutligt omhändertagande fortsatte visserligen att utredas även efter denna tidpunkt. Så till exempel studerade man uppskjutning i rymden i USA en bit in på 1980-talet. Deponering i djuphavssediment och under havsbotten studerades inom dåvarande EG:s ramprogram för forskning och utveckling in till mitten av 1990-talet, då 1996 års tilläggsprotokoll till Londonkonventionen förbjöd sådan deponering.

Frågan om alternativa metoder för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle har, i enlighet med kärntekniklagens krav på en allsidig forskning, bearbetats av SKB under hela den tid som programmet har fortgått. Denna bearbetning finns beskriven i de så kallade Fud-programmen (Forskning, utveckling och demonstration) som SKB har publicerat vart tredje år sedan 1986. I denna rapport sammanfattas hanteringen av alternativa metoder i Fud-programmen varvid även slutsatserna från de granskande myndigheterna och de direktiv till SKB som regeringen gett i sina beslut med anledning av Fud-programmen redovisas.

I rapporten beskrivs samtliga de principer och strategier för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle som visas i figur S-1. Principerna och strategierna utvärderas sedan mot de krav som ställs i Sverige på strategier och system för det slutliga omhändertagandet. Det konstateras att de strategier som har aktualitet i dag är separation och transmutation, övervakad lagring och geologisk deponering.

En förlängd övervakad lagring är i och för sig möjlig. Denna strategi kräver övervakning och underhåll av lagringsanläggningen under hela lagringstiden. Det är orimligt att tänka sig en övervakad lagring under hela den tid som krävs för att radioaktiviteten i det använda kärnbränslet ska avklinga till ofarliga nivåer. En långvarig övervakad lagring är således inte en strategi för ett slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet utan skjuter över ansvaret för detta på kommande generationer.

Separation och transmutation är en strategi som är avsedd att minska mängden långlivade radioaktiva ämnen som behöver slutförvaras och tiden dessa behöver hållas isolerade, varvid man även får ett effektivare utnyttjande av natururanet än med dagens teknik. Separation och transmutation innebär att de ämnen som ska transmutteras, främst aktinider med högre atomnummer än uran, så kallade transuraner, renframställs för att ingå i bränsle som bestrålas i reaktorer som utformats särskilt för transmutation av dessa ämnen. Separation och transmutation kan endast genomföras inom ramen för en långsiktig satsning på kärnenergi – mer än 100 år.

Separation och transmutation är i dag ett aktivt forskningsområde där forskningen syftar till att ta fram effektiva separationsprocesser för de aktinider som ska transmutteras, utveckla transmutionsreaktorer och utveckla lämpliga bränslen till dessa. Samstämmiga bedömningar gör gällande att det återstår flera decenniers utvecklingsarbete innan demonstrationsanläggningar för separation och transmutation kan byggas. Tekniken är således inte tillgänglig i dag varför en ensidig satsning på separation och transmutation skulle skjuta över ansvaret för det använda kärnbränslets slutliga omhändertagande på kommande generationer. Vid separation och transmutation uppstår radioaktivt avfall som måste slutförvaras under lång tid varför denna strategi ensam inte utgör en strategi för slutligt omhändertagande.

De system för geologisk deponering som beskrivs i rapporten är KBS-3, WP-Cave, Långa tunnlar och Djupa borrhål. WP-Cave och Långa tunnlar har sorterats bort i tidigare genomförda utvärderingar då de har bedömts ha sämre förutsättningar för att uppfylla de krav som ställs på ett system för geologisk deponering. De system som återstår är således KBS-3 och Djupa borrhål. En jämförelse mellan dessa system görs i en parallell studie. En strikt värdering av dessa båda system utgående från ställda krav är inte möjlig eftersom de befinner sig på mycket olika kunskapsnivå. Icke desto mindre har SKB lagt ner väsentliga resurser på att föra en värdering av deponering i djupa borrhål så långt det går baserat på nuvarande kunskapsnivå.

Det är SKB:s uppfattning att ett slutförvar enligt KBS-3-metoden kan uppföras, drivas och förslutas på ett i alla led kontrollerat sätt. De säkerhetsredovisningar som man gjort har visat att KBS-3-metoden kan uppfylla, de säkerhets-, strålskydds- och miljökrav som ställs. Vid deponering i djupa borrhål finns dock ett antal osäkerheter som vid nuvarande kunskap medför att uppförande, deponering och förslutning av ett slutförvar inte kan genomföras med den grad av kontroll som krävs. Att väsentligt öka kunskapen om deponering i djupa borrhål kräver stora resurser och tar lång tid. Eftersom det dessutom inte är sannolikt att en sådan insats leder till ett koncept som har väsentligt bättre förutsättningar att uppfylla kraven än KBS-3-metoden har SKB inte funnit anledning att överge KBS-3-metoden som planeringsförutsättning.

Summary

In this report an up-to-date account is made of the status of different principles, strategies and systems for the management and disposal of spent nuclear fuel. As large scale use of nuclear power for the production of electricity began in the 1960s and 1970s, studies of various principles and strategies for the management of the spent nuclear fuel were initialised. In particular in the USA, comprehensive studies were conducted of all strategies described in this report. The figure below gives an overview of the principles, strategies and systems discussed in the report.

The first broad Swedish investigation of how the radioactive waste from nuclear power should be managed was the so called Aka commission that was initiated by the Government in 1972, i.e. the same year as the first Swedish nuclear reactor (Oskarshamn I) was taken into operation. The final report of the commission was published in 1976. The commission suggested that the planning for a Swedish reprocessing plant for spent nuclear fuel should be imitated in parallel with pre-studies for geological disposal of the waste from the reprocessing and for direct disposal of spent nuclear fuel. The latter was suggested to be carried out by the Swedish Nuclear Fuel Supply Co., SKBF (later renamed the Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., SKB), that would be reorganised for this purpose.

Following requirements from the Bourgeois coalition government that took over power in the autumn of 1976, the nuclear utility companies, through their subsidiary company SKBF, started the so called Project Nuclear Fuel Safety, the KBS project. Within the project report describing a system for disposal of vitrified high-level waste from reprocessing of spent nuclear fuel was first produced. This report has later been called the KBS-1 report. The design of the system was partly made from a French model.

In an appendix to the KBS-1 report, the possibility of disposing of spent nuclear fuel without prior reprocessing was drawn up. Continued investigations within the KBS project led to the publication of the so called KBS-2 report showing containing conceptual designs of facilities for direct disposal of spent nuclear fuel. After the turn of the year 1978–79 the KBS project was converted into a department within SKBF. This department in the spring 1983 produced the KBS-3 report. That report laid the foundation for today's KBS-3 system.

The suggestion from the Aka commission to start working on the development of geological disposal of vitrified high-level waste was well in agreement with the international consensus that had been developed at the time, although certain other strategies continued to be investigated also after this point

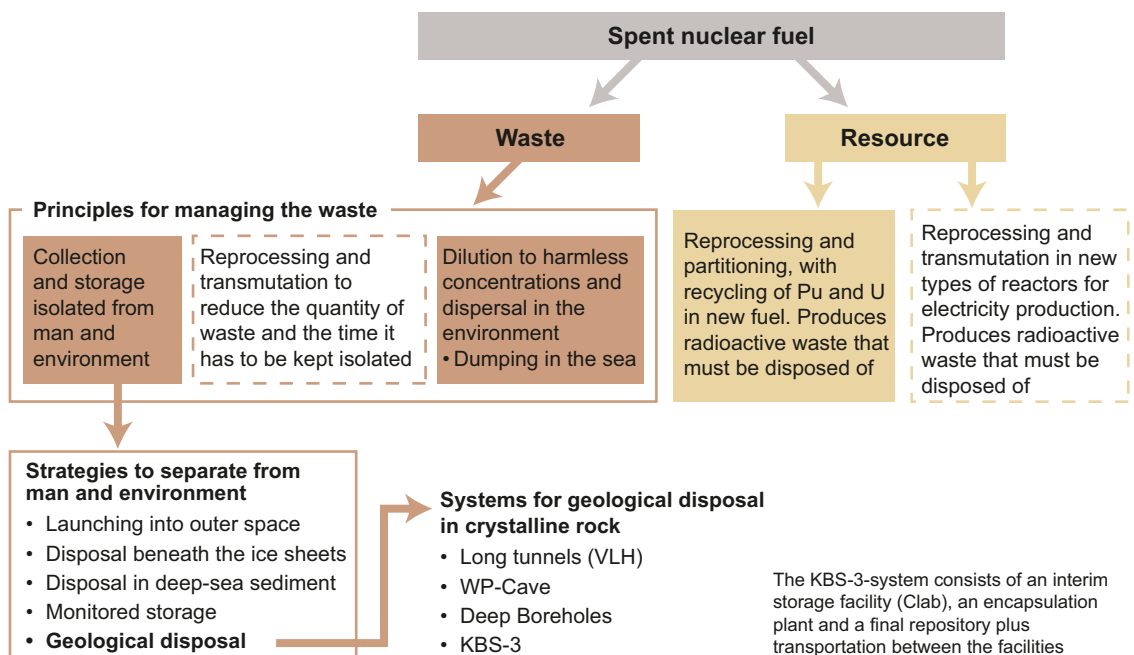


Figure S-1. Principles, strategies and systems for the management and disposal of spent nuclear fuel. The principles in broken-line frames are currently judged to be not feasible.

in time. Launching the waste into space, for example, was investigated in the USA into the 1980s. Disposal in deep sea sediments and sub seabed disposal were investigated within the EC framework programme for research and development until mid 1990s, when the 1996 Protocol to the London Dumping Convention made such disposal illegal.

The topic of alternative methods for the management and disposal of spent nuclear fuel has been investigated throughout the course of the Swedish nuclear waste management programme, in agreement with the requirement on the reactor owners, in the act on nuclear activities, to conduct a versatile research programme. SKB's efforts and plans in this respect have continuously been described in the RD&D programmes (Research, Development and Demonstration) that SKB has issued every third year since 1986. A summary of the treatment of alternative methods in the RD&D programmes is presented in this report along with summaries of the review comments made by the reviewing authorities and the directions to SKB given in the Government's decisions on the RD&D programmes.

This report gives a description of all principles and strategies for management and disposal of spent nuclear fuel shown in Figure S-1. The principles and strategies are evaluated against the Swedish requirements on strategies and systems for management and disposal of spent nuclear fuel. It is concluded that the strategies that are of current interest today are partitioning and transmutation, extended monitored storage and geological disposal.

Extended monitored storage is in principle a possible strategy. This strategy requires supervision and facility maintenance during the whole storage period. It is not reasonable to consider monitored storage for the whole period until decay of the radionuclides has rendered the spent fuel harmless. Therefore, an extended monitored storage is not a strategy for final management and disposal of the spent fuel. Hence, the responsibility for the final management and disposal will be laid upon coming generations.

The strategy partitioning and transmutation is intended to reduce the amount of long-lived radioactive substances to be disposed of. In addition, partitioning and transmutation increases the efficiency in the use of natural uranium compared with the reactor technology of today. Partitioning and transmutation involves separation from the spent fuel of the substances to be transmuted, mainly actinides with a higher atomic number than uranium, and incorporation of these substances in fuel that is irradiated in special transmutation reactors. Partitioning and transmutation can only be carried out within the framework of a long-term engagement in nuclear power – at least 100 years.

Partitioning and transmutation is today an area of active research. The aims of the research are to develop effective methods for the partitioning of the actinides to be transmuted, to develop transmutation reactors and to develop fuel suitable for these reactors. Coherent assessments conclude that several decades of development efforts remain before a demonstration transmutation facility can be built. The technology is thus not available at present. This means that if transmutation is selected as the only way forward, the responsibility for the final management and disposal of the spent nuclear fuel will be transferred to coming generations. In addition, partitioning and transmutation will lead to the formation of radioactive waste that must be isolated for a long period of time. Therefore, this strategy alone cannot be a strategy for the ultimate management of the spent nuclear fuel.

The systems for geological disposal described in the report are KBS-3, WP-Cave, Very Long Tunnels and Very Deep Boreholes. WP-Cave and Very Long Tunnels have been screened out in previous assessments on the basis that they have poorer prospects for satisfying the requirements on a system for geological disposal. Hence, the remaining systems are KBS-3 and Very Deep Boreholes. A comparison of these two systems is being performed by SKB in a parallel study. A strict assessment of these two systems based on the requirements is not possible, since the level of knowledge about the two systems are very different. Nonetheless, SKB has put a significant effort into assessing the concept Very Deep Boreholes as far as possible at the present level of knowledge.

It is the view of SKB that a repository based on the KBS-3 method can be built, operated and sealed with adequate control in all phases. The safety assessments performed have shown that the KBS-3 system can fulfil the appropriate safety, radiation protection and environmental protection requirements. However, there are several uncertainties about disposal in Very Deep Boreholes at the current state of knowledge that imply that construction, operation and sealing cannot be performed with the degree of control required. To significantly increase the knowledge about disposal in Very Deep Boreholes would require substantial resources and take long time. As it is improbable that such an effort will lead to a system with significantly better prospects for fulfilling the requirements than the KBS-3 method, SKB has not seen a reason to abandon the KBS-3 method as a planning prerequisite.

Innehåll

1	Rapportens syfte och omfattning	9
1.1	Syfte och allmän bakgrund	9
1.2	Centrala begrepp	9
1.3	Omfattning	9
2	Bakgrundsfakta	11
2.1	Krav och utgångspunkter för slutligt omhändertagande	11
2.2	Tidsperspektiv för slutligt omhändertagande	11
2.3	Svenskt utvecklingsarbete för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle	12
2.3.1	Översikt	12
2.3.2	Allmänna utgångspunkter	14
2.3.3	FoU-program 86	14
2.3.4	FoU-program 89	14
2.3.5	Fud-program 92	15
2.3.6	Fud-program 95	16
2.3.7	Fud-program 98	16
2.3.8	Fud-K år 2000	17
2.3.9	Fud-program 2001	20
2.3.10	Fud-program 2004	20
2.3.11	Fud-program 2007	21
2.3.12	Fud-program 2010	21
3	Olika principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle	23
3.1	Bränslet som resurs/råvara	24
3.1.1	Återanvändning som Mox-bränsle	25
3.1.2	Separation och transmutation	28
3.1.3	Användning i fjärde generationens reaktorer	33
3.2	Dumpning i havet	35
3.3	Utskjutning i rymden	35
3.4	Deponering under inlandsisar	38
3.5	Deponering i djuphavssediment	38
3.6	Övervakad lagring	42
3.7	Geologisk deponering	47
3.7.1	Slutförvar enligt KBS-3-metoden	49
3.7.2	Djupa borrhål	50
3.7.3	Långa tunnlar och WP-Cave	53
4	Högaktivt avfall i andra länder	57
4.1	Inledning	57
4.2	Kärnkraft och kärnavfall	57
4.3	Internationella studier av principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle	58
4.4	Hantering av högaktivt avfall i andra länder	62
4.4.1	Finland	62
4.4.2	Frankrike	62
4.4.3	Japan	64
4.4.4	Kanada	65
4.4.5	Kina	66
4.4.6	Sydkorea	67
4.4.7	Ryssland	67
4.4.8	Schweiz	68
4.4.9	Spanien	68
4.4.10	Storbritannien	69
4.4.11	Tyskland	70
4.4.12	USA	70

5	Krav som ställs i Sverige på strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle	71
5.1	Utgångspunkter	71
5.2	Regelsystemet för omhändertagande av använt kärnbränsle	71
5.3	Krav på principer och strategier för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle	73
5.3.1	Övergripande krav	73
5.3.2	Säkerhetskrav	74
5.3.3	Strålskyddskrav	74
5.3.4	Krav på fysiskt skydd och kärnämneskontroll	75
5.3.5	Miljökrav	75
6	Förutsättningarna för olika principer, strategier och system att uppfylla kraven	77
6.1	Separation och transmutation	78
6.2	Övervakad lagring	79
6.3	Geologisk deponering i djupa borrhål	79
6.4	Geologisk deponering enligt KBS-3-metoden	81
7	Diskussion och slutsatser	83
8	Förkortningar	85
9	Referenser	87

1 Rapportens syfte och omfattning

1.1 Syfte och allmän bakgrund

År 2000 redovisade SKB sina bedömningar av olika strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle /SKB 2000a/. Rapporten avslutades med en samlad bedömning och en redovisning av skälen varför man valt att gå vidare med att utveckla ett system byggt på KBS-3-metoden.

SKB har under åren mellan 2002 och 2008 bedrivit platsundersökningar inom Östhammars och Oskarshamns kommuner med syftet att klarlägga de undersökta platsernas lämplighet som förläggingsplats för ett slutförvar baserat på KBS-3-metoden. I juni 2009 beslöt SKB att utveckla ansökningar om tillstånd att få uppföra ett slutförvar enligt KBS-3-metoden vid Forsmark i Östhammars kommun.

Mot denna bakgrund har SKB nu funnit det vara lämpligt att ta fram en ny rapport i ämnet för att redovisa de nya rön och den tekniska utveckling som skett och som alltjämt pågår.

1.2 Centrala begrepp

I rapporten används begreppen principer, strategier, system och systemvariant (för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle) i samma betydelse som i rapporten från år 2000. Innebörden av dessa begrepp är således:

- **Princip:** En allmän principiell inriktning för att lösa det aktuella problemet eller uppgiften, till exempel ”att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö”.
- **Strategi:** Ett tekniskt tillvägagångssätt för att genomföra en princip, till exempel ”geologisk deponering”.
- **System:** En uppsättning samverkande anläggningar som krävs för att praktiskt tillämpa en strategi.
- **Systemvariant:** Alternativa utformningar av de anläggningar som tillhör ett visst system, till exempel kan kapseln deponeras vertikalt eller horisontellt enligt KBS-3-metoden.

Det system som väljs ska förverkliga den valda strategin. Inom ramen för ett visst system kan det finnas systemvarianter.

I allmänt språkbruk används ofta begreppet *alternativa metoder*, utan att det klart framgår huruvida de olika metoderna utgör resultatet av tillämpning av helt olika strategier eller om de utgör olika system som ryms inom ramen för en och samma strategi. Det förekommer också att begreppet ”metod” används i den betydelse som begreppen ”system” och ”systemvariant” getts i föregående stycken.

1.3 Omfattning

Denna rapport är en genomgång och redovisning av aktuella bedömningar när det gäller främst strategier och system som kan komma i fråga vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. För vissa av de strategier som ingår har ingen eller endast marginell utveckling förekommit sedan publiceringen av studien från år 2000. För andra har kunskaperna vidgats, varför texten har aktualiserats i väsentlig omfattning.

Målsättningen har varit att beskrivningarna av de olika strategierna ska vara likvärdiga i detaljeringsgrad och möjliggöra en analys av hur strategierna svarar mot ställda krav och jämförelsegrunder. Eftersom de olika strategierna och systemen befinner sig på olika nivå när det gäller utveckling och kunskapsläge är det dock ofrånkomligt att vissa beskrivningar är mer översiktliga än andra.

Rapporten har byggts upp kring ett antal teman som vart och ett tillägnats ett kapitel. Den avslutas med en redovisning av de skäl som lett SKB till att arbeta vidare på ett system byggt på KBS-3-metoden. Följande teman redovisas:

- Bakgrundsfakta.
- Beskrivning av olika principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle.
- Internationellt arbete med slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle.
- Krav som ställs i Sverige på slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle.
- Förutsättningarna för olika principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle att uppfylla ställda krav.
- Diskussion och slutsatser.

2 Bakgrundsfakta

2.1 Krav och utgångspunkter för slutligt omhändertagande

Utformning av slutförvarsanläggningen grundar sig på de övergripande krav och förutsättningar för hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle som samhället formulerat i svensk lagstiftning och ingångna internationella överenskommelser. De viktigaste kraven i svensk lagstiftning är miljökraven i miljöbalken, säkerhetskraven i kärntekniklagen, med tillhörande föreskrifter, och strålskyddskraven i strålskyddslagen, med tillhörande föreskrifter. Med utgångspunkt från dessa krav har SKB definierat att ändamålet med slutförvaret för använt kärnbränsle är att skydda människors hälsa och miljön mot skadlig verkan av joniserande strålning från det använda kärnbränslet.

Förutsättningarna för utformningen av anläggningen är att olovlig befattning med kärnbränsle ska förhindras, både före och efter förslutning. Efter förslutning ska slutförvaret förbli säkert utan underhåll eller övervakning. Den långsiktiga säkerheten ska baseras på ett system av passiva barriärer.

Slutförvaret är avsett för använt kärnbränsle från de svenska reaktorerna och ska skapas inom Sveriges gränser. SKB:s utgångspunkt är att lokaliseringen ska ske med frivillig medverkan av berörda kommuner och att slutförvaret ska etableras av de generationer som dragit nytta av den svenska kärnkraften.

Inkapslingsanläggningen behövs för att kapsla in använt kärnbränsle inför en slutlig förvaring i berggrunden. I befintligt centralt mellanlager för använt kärnbränsle (Clab) mellanlagras använt kärnbränsle från svenska kärnkraftverk innan det kapslas in och förs till slutförvarsanläggningen.

I korthet kan internationella överenskommelser och svensk lagstiftning sammanfattas såsom att:

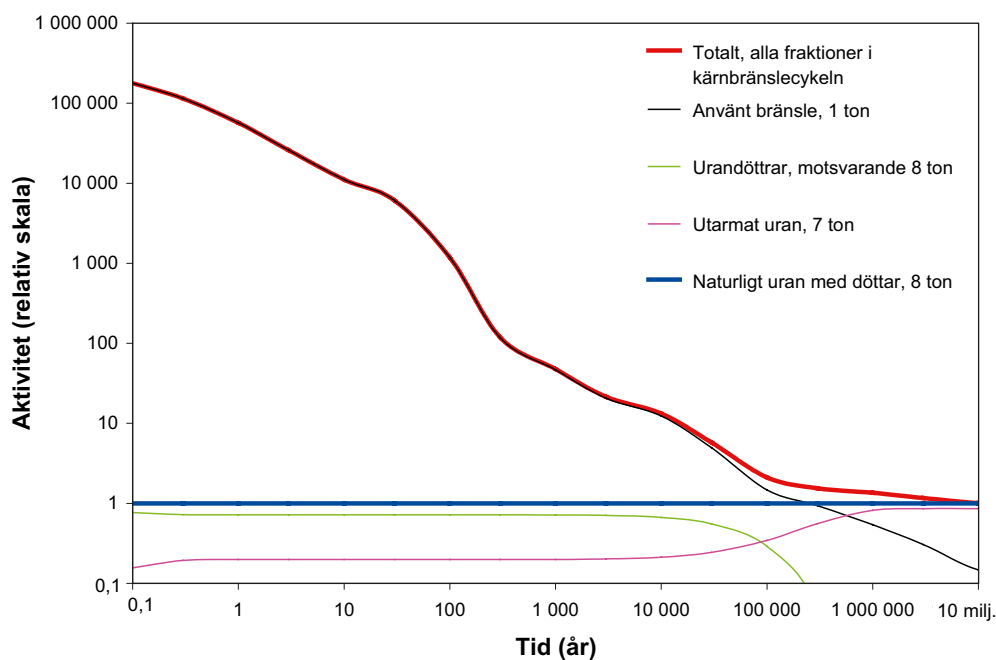
- Ägarna till kärnkraftverken ansvarar för att kärnavfall slutförvaras på ett säkert sätt.
- Avfallet ska tas om hand inom landet, om det kan ske på ett säkert sätt.
- Havet och havsbotten utanför landets gränser får inte utnyttjas.
- Systemet ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras.
- Säkerheten ska vila på flerfaldiga barriärer.
- Slutförvaring ska inte kräva övervakning och underhåll.
- Man ska sträva mot att undvika att lägga otillbörliga bördor på kommande generationer.

Kapitel 5 är en ingående genomgång av de krav som ställs på strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle i Sverige.

2.2 Tidsperspektiv för slutligt omhändertagande

Det använda ämnet innehåller radioaktiva ämnen, radionuklider. Dessa sönderfaller under avgivande av joniserande strålning. Sönderfallet innebär samtidigt att strålningen från och därmed det använda bränslets farlighet minskar med tiden. Ett sätt att definiera den tidsrymd som det använda kärnbränslet är farligt är att jämföra dess farlighet med farligheten av i den mängd uranmalm som man måste utvinna för att tillverka bränslet. Man kan då till exempel jämföra radioaktiviteten för de två fallen att a) Uranmalmen lämnas obrutet i berggrunden respektive att b) Malmen bryts, uranet avskiljs, anrikas och används som bränsle i kärnreaktorer. I fall a) förblir uranmalmen på plats i berggrunden och avger strålning motsvarande det naturliga uranets radioaktivitet. Användningen av uranmalmen i fall b) ger upphov till olika materialfraktioner med varierande grad av radioaktivitet.

I Figur 2-1 visas hur radioaktiviteten utvecklas med tiden för fall a) (grov blå linje) och fall b) (grov röd linje) /SKB 2007a/. De tunna linjerna visar radioaktiviteten i olika avfallsfraktioner i fall b). Skalorna är logaritmiska för att göra diagrammet läsbart med de stora aktivitetsvariationerna och den långa tidsskalan. I diagrammet har, för att tydliggöra jämförelser, radioaktiviteten i naturligt uran satts till värdet ett. Aktiviteten 100 i diagrammet betyder således att aktiviteten är 100 gånger högre än i den mängd naturligt uran som är ursprung till det radioaktiva materialet.



Figur 2-1. Radioaktivitet i använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWd/kg U relativt radioaktiviteten i motsvarande mängd uranmalm. De olika fraktionerna utgörs av det använda bränslet, det utarmade uranet och de urandöttrar som avskiljs i uranverket. OBS att skalorna är logaritmiska. /SKB 2007a/

I fall a) är aktiviteten i det närmaste konstant under tider som är kortare än halveringstiden hos uran-238 (4,5 miljarder år). I fall b) är aktiviteten från början betydligt högre och avtar stadigt för att efter cirka 100 000 år ha minskat till ett värde nära fall a). Under dessa 100 000 år dominerar aktiviteten i fall b) helt av bidraget från det använda kärnbränslet. Efter 100 000 år avtar aktiviteten långsammare och ligger hela tiden i närheten av fall a).

Kärnbränslecykeln ger alltså totalt sett upphov till betydligt förhöjd radioaktivitet under cirka 100 000 år. Under de första hundratalen år dominerar klyvningsprodukterna det använda bränslets radioaktivitet och farlighet. Vid längre tider är det aktiniderna som dominerar. Vissa strategier för omhändertagande av det använda bränslet går ut på att separera ut en del eller alla aktiniderna och återanvända dessa i nytt bränsle varvid ett högaktivt avfall uppstår som restprodukt vid separationsprocessen. Huvuddelen av detta högaktiva avfall består av klyvningsprodukterna och små restmängder (~0.1 %) av aktiniderna. På detta sätt utnyttjas bränslets resurser i form av klyvbara ämnen effektivare, samtidigt som man kortar av den tid som avfallet måste slutförvaras från i storleksordningen 100 000 år till 1 000-tals eller 10 000-tals år. Denna tid är dock fortfarande lång i förhållande till samhällets förväntade förmåga att upprätthålla den kontinuitet som krävs för att möjliggöra en övervakad lagring som alternativ till slutförvaring.

2.3 Svenskt utvecklingsarbete för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

2.3.1 Översikt

Det svenska kärnavfallsprogrammet tog sin avstamp i Aka-utredningen som publicerades våren 1976 /Industridepartementet 1976/ och som föreslog att projekteringen av en svensk upparbetningsanläggning skulle inledas samtidigt med förstudier för geologisk slutförvaring av upparbetningsavfallet. Det senare skulle ske inom ramen för ett omorganiserat Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, SKBF (sedermera Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB).

Efter krav från den borgerliga koalitionsregeringen som hade tillträtt hösten 1976 startade reaktorägarna genom sitt dotterbolag SKBF det så kallade Projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS-projektet /SKBF 1977a/, för att utveckla ett system för slutförvaring av förglasat högaktivt avfall från upparbetning av använt kärnbränsle. Utformningen av ett system för hantering och slutförvaring av förglasat högaktivt avfall togs fram i samarbete med det franska företaget Saint Gobain Techniques Nouvelles /SKBF 1977b/.

I en bilaga till den första rapporten, KBS-1, skisserades även möjligheterna till slutförvaring genom direktdeponering av använt kärnbränsle, det vill säga utan föregående upparbetning. Fortsatt utredningsarbete ledde till publiceringen av KBS-2- och KBS-3-rapporterna /SKBF 1978, SKBF 1983/. I dessa rapporter redovisades principiella anläggningsutformningar som senare vidareutvecklats till dagens KBS-3-system.

Dåvarande SKBF presenterade i en rapport år 1983 den så kallade KBS-3-metoden för slutförvaring i Sverige av använt kärnbränsle. I ansökningar till regeringen om tillstånd enligt den då gällande villkorslagen att få starta de två sista reaktorerna i det i det nuvarande kärnkraftsprogrammet (Forsmark 3 och Oskarshamn 3), åberopade reaktorägarna denna rapport. I början av år 1984 ersatte den nu gällande kärntekniklagen bland annat bestämmelserna i villkorslagen. Regeringens tillstånd i juni 1984, att tillföra de båda reaktorerna kärnbränsle fattades med hänvisning till övergångsbestämmelser i den nya lagen /Regeringen 1984/.

Av regeringsbeslutet framgick att regeringen funnit att KBS-3-metoden för slutförvaring av det använda kärnbränslet vid en samlad bedömning ”i sin helhet i allt väsentligt befunnits kunna godtas med hänsyn till säkerhet och strålskydd”, även om påpekanden hade gjorts om enskildheter. Regeringen erinrade samtidigt om att bestämmelserna i 1984 års kärntekniklag innebar att reaktorägarna vart tredje år med början år 1986 skulle utarbeta ett program för det allsidiga forsknings- och utvecklingsprogram och övriga åtgärder, som behövs för att på ett säkert sätt ta hand och slutförvara bland annat det använda kärnbränslet samt att programmet skulle granskas av regeringen. Vidare påpekade regeringen ”att slutlig ställning i fråga om hanteringsmetod för använt kärnbränsle kommer att tas först sedan erfarenheter vunnits och slutsatser kunnat dras från den kunskap och förbättrade teknik som svenskt och internationellt utvecklingsarbete ger”.

Parallellt med utvecklingen av KBS-3-systemet har andra system studerats. En statlig myndighet, Nämnden för hantering av använt kärnbränsle, NAK, startade under första halvan av 1980-talet studier av ett koncept som kallades WP-Cave. Konceptet hade i sina huvuddrag tagits fram av företaget WP-System (därav namnet, senare ombildat till Boliden WP Contech). NAK ombildades sedermera till Statens kärnbränslenämnd, SKN, som något år senare (1985) publicerade en rapport om konceptet samt överlät åt SKB att värdera konceptet i förhållande till KBS-3.

Inom ramen för redovisning och granskning av Fud-programmen har SKB bedrivit ett antal studier av olika system för omhändertagande av använt kärnbränsle inklusive WP-Cave /SKB 1989b/, deponering i djupa hål, i långa tunnlar och i medellånga tunnlar /Juhlin och Sandstedt 1989, Sandstedt et al. 1991, SKB 1992a, Juhlin et al. 1998, Ekendahl och Papp 1998, Smellie 2004, Grundfelt och Wiborgh 2006, Marsic et al. 2006/ samt transmutation /Dufek et al. 2006, Grundfelt och Lindgren 2006, Ahlström (ed) et al. 2007/.

SKB har, baserat på genomförda studier, dragit slutsatsen att av de utvärderade metoderna har KBS-3-metoden bäst förutsättningar att ge ett säkert omhändertagande av det använda kärnbränslet. Denna metod innebär att det använda bränslet kapslas in i lastbärande och täta kapslar och slutförvaras på ett djup av 400–700 meter i det svenska urberget. Metoden har av regeringen godtagits som planeringsförutsättning för de plats undersökningar som pågick 2002–2007. SKB har i en särskild studie /Söderberg 2010/ låtit belysa arbetet med att utveckla KBS-3-systemet.

Regeringen begärde i november 2009 att SKB skulle redovisa kunskapsläget vad gäller alternativa slutförvaringsmetoder såsom bland annat djupa borrhål. SKB överlämnade i mars 2009 den begärda redovisningen till Strålsäkerhetsmyndigheten /SKB 2009/.

2.3.2 Allmänna utgångspunkter

SKB har sedan år 1986 upprättat nio program enligt kärntekniklagen, nämligen åren 1986, 1989, 1992, 1995, 1998, 2001, 2004, 2007 och 2010. Därutöver har SKB kompletterat tre av dessa program enligt särskilda beslut av regeringen (kompletteringar åren 1994, 2000 och 2009). I samtliga redovisningar har SKB bedömt att KBS-3-metoden är den metod som är lämpligast att genomföra i Sverige. Alternativ har redovisats och diskuterats, men olika ingående vid olika tillfällen

I det följande sammanfattas de redovisningar av alternativ till KBS-3-metoden som SKB har presenterat i de nämnda programmen (inklusive kompletteringarna) samt uttalanden om programmen av granskande myndigheter och av regeringen. I beskrivningen har 1994 års komplettering av Fud-program 1992 utelämnats, då kompletteringen inte innehöll någon information om alternativa metoder. Noteras kan att även KBS-3-rapporten – liksom de tidigare KBS-1- och KBS-2-rapporterna – innehöll redovisningar om alternativa slutförvaringsmetoder.

2.3.3 FoU-program 86

I SKB:s FoU-program 86 /SKB 1986a/ redovisades sex principer för slutförvaring av högaktivt kärnavfall som förekommit i den internationella diskussionen, nämligen

- placering på stort djup i kontinentala geologiska formationer,
- placering i ytliga jord- eller berglager,
- placering under havsbotten i djuphavssediment,
- dumpning i havet,
- placering i eller under större inlandsis (till exempel Antarktis),
- utskjutning i rymden.

SKB bedömde att den förstnämnda principen var den enda som inom överskådlig tid var tillgänglig och genomförbar för svenskt vidkommande. Forskningsprogrammet hade därför inriktats mot att ”slutförvaringen av det använda kärnbränslet skall ske djupt ner i svensk berggrund”. I en underlagsrapport till FoU-program 86 /SKB 1986b/ diskuterades alternativ till ett slutförvar av KBS-3-typ. De alternativ som uppmärksammades särskilt var ett luftkyllt förvar som förlades på minst 400 meters djup men över grundvattennivån, deponering i 5–10 km djupa hål samt det så kallade WP-Cave konceptet. I detta skulle en större mängd använt bränsle placeras i en hydraulisk bur i berggrunden, till en början kylas med luftcirkulation via värmeväxlare, varefter förvaret efter cirka 100 år skulle tillåtas bli vattenfyllt. SKB redovisade för- och nackdelar med dessa tre alternativ i förhållande till KBS-3-lösningen.

Statens kärnbränslenämnd var den myndighet som hade uppgiften att genomföra en granskning av FoU-program 86 och att redovisa resultatet av granskningen till regeringen. Efter ett omfattande remissförfarande blev nämndens slutsats att låg prioritet borde ges åt fortsatt arbete med system för förvaring över grundvattennivån, men att SKB borde fortsätta studierna av WP-Cave och deponering i djupa borrhål /SKN 1986/. Regeringen ställde sig, i sitt beslut den 26 november 1987, allmänt bakom vad Kärnbränslenämnden påpekat vid sin granskning av programmet, men uttalade sig inte specifikt om forsknings- och utvecklingsarbetet kring olika alternativa metoder för slutförvaring /Regeringen 1987/.

2.3.4 FoU-program 89

SKB:s FoU-program 89 innehöll en redogörelse för resultatet av SKB:s studier kring WP-Cave och deponering i djupa borrhål /SKB 1989a/. En jämförelse mellan KBS-3 och WP-Cave utmynnade i slutsatsen att båda systemen kunde ge acceptabel säkerhet, att båda var genomförbara men att WP-Cave krävde väsentligt mer utvecklingsinsatser, att det inte kunde bedömas om det skulle vara lättare att finna lämplig förläggningsplats för det ena eller det andra systemet samt att genomförande av WP-Cave skulle bli avsevärt dyrare. Med hänvisning härtill förklarade SKB att man inte avsåg fortsätta studierna med WP-Cave som ett sammanhållet system.

När det gällde deponering i djupa borrhål förklarade SKB att det inte fanns något underlag för att tillåta en klar jämförelse med KBS-3. Studierna kring djupa borrhål skulle därför fortsätta.

SKB lanserade i Fud-program 89 också en idé som innebar att deponeringen skulle ske i långa tunnlar som skulle dras ut under Östersjön. Man förklarade att denna idé dock krävde ett geologiskt bedömningsunderlag som inte kunde föreligga tidigare än i slutet av år 1992.

Statens kärnbränslenämnd var också vid detta tillfälle den myndighet som hade uppgiften att genomföra en granskning av FoU-programmet och att redovisa resultatet av granskningen till regeringen. Efter ett omfattande remissförfarande blev nämndens slutsats att studierna av deponering i djupa borrhål och i långa tunnlar under Östersjön borde fortsätta. Kärnbränslenämnden betecknade idén om deponering i långa tunnlar som ”intressant” och utgick då ”från att tunnarna lokaliseras i ett område där urberget överlagras av sedimentära bergarter och där landhöjningen förväntas bli så obetydlig att förvaret förblir havsvattentäckt under återstoden av den återstående mellanistiden”. I fråga om WP-Cave avsåg nämnden återkomma /SKN 1990/.

I beslut den 20 december 1990 erinrade regeringen om att ”forskningsarbetet bör omfatta en redovisning och en uppföljning av alternativa hanterings- och förvaringsmetoder som framkommer under den fortsatta forskningen” och betonade ”att någon bindning till en viss bestämd hanterings- eller förvaringsmetod inte bör ske förrän de säkerhets- och strålskyddsproblem som kan föreligga kan överblickas” samt framhöll ”att de alternativ med djupa borrhål och långa deponeringstunnlar under Östersjöns botten som SKB studerar, enligt regeringens uppfattning framstår som mindre lämpliga som slutförvar” /Regeringen 1990/.

2.3.5 Fud-program 92

SKB:s studier kring alternativa slutförvarssystem hade sedan år 1990 bedrivits inom ramen för det så kallade Projekt AlternativStudier för Slutförvar (Pass). Slutrapporten från detta projekt kom att utgöra bas för de resonemang i alternativfrågan som presenterades i SKB:s Fud-program 92 /SKB 1992a, b/. SKB formulerade i Fud-programmet tre grundprinciper för hantering av det använda kärnbränslet och menade att en bred politisk och allmän opinion i Sverige var överens om dessa. De tre principerna kan sammanfattas som följer /SKB 1992a/:

- Det kärnavfall som redan finns måste tas om hand på ett säkert sätt i vårt eget land.
- Framtida säkerhet bör baseras på en förvaringsmetod som inte förutsätter tillsyn eller underhåll.
- Samtidigt som man arbetar konkret och målmedvetet mot att förverkliga slutförvaring av allt använt kärnbränsle, bör man så långt möjligt behålla handlingsfriheten med tanke på om alternativa och bättre lösningar kommer fram eller om man omvärderar nuvarande inställning till uppbyggnad.

Inom Pass-projektet hade man arbetat både med alternativa slutförvaringsmetoder och med olika kapselalternativ inom ramen för dessa olika metoder. Slutsatsen av studien var – och som Fud-program 92 baserades på – att KBS-3-metoden skulle behållas som så kallat referenssystem.

I Fud-program 92 presenterades dels WP-Cave-alternativet – som SKB redan år 1989 hade lagt åt sidan – dels tre andra alternativ till KBS-3-metoden. Dessa benämndes Djupa borrhål, Långa tunnlar och Medellånga tunnlar. Långa tunnlar avsåg nu inte den idé om långa tunnlar ut under Östersjön som regeringen i december 1990 tagit avstånd från. Istället avsågs att stora kapslar (omgivna av bentonitblock) skulle deponeras horisontellt i långa (4–5 km) tunnlar som borrar på cirka 600 meters djup i olika riktningar med utgångspunkt från en plats rakt under det industriområde dit kapslarna först skulle föras. Medellånga tunnlar definierades som ”en utformning med horisontellt deponerade kapslar av KBS-3-storlek i rad med borrhålsorter”.

De fyra alternativen jämfördes med avseende på teknik för bergarbeten och deponering, långsiktig funktion och säkerhet samt kostnader. Alternativet Djupa borrhål fick vid denna jämförelse den lägsta placeringen, därefter alternativet Långa tunnlar. Alternativet Medellånga tunnlar ansågs mer lovande, men tekniska fördelar med KBS-3 bedömdes ha ett större värde än den ekonomiska vinstpotentialen för detta alternativ.

Uppgiften att granska SKB:s Fud-program och att överlämna det till regeringen hade nu övertagits av Statens kärnkraftinspektion. Parallellt med den granskningen skulle även Statens råd för kärnavfallsfrågor, KASAM, företa en fristående bedömning. Både Kärnkraftinspektionen och Kärnavfallsrådet diskuterade ingående de bedömningar som SKB nu redovisade och framförde kritik. Visserligen ansåg de fortfarande att starka skäl talade för att SKB skulle arbeta vidare med KBS-3-metoden, men de skäl som SKB hade anfört för att lägga andra alternativ åt sidan ansåg de inte vara tillräckligt genomarbetade för en sådan slutsats /SKI 1993, KASAM 1993/.

I beslut den 16 december 1993 föreskrev regeringen att SKB i nästa Fud-program skulle redovisa sin ”bedömning av kunskapsläget beträffande de alternativ som kan komma ifråga för slutförvaring av använt kärnbränsle och långlivat avfall i Sverige” /Regeringen 1993/.

2.3.6 Fud-program 95

I Fud-program 95 upprepade SKB de tre grundprinciper för hantering av det använda kärnbränslet som slagits fast i Fud-program 92 /SKB 1995a/. SKB förklarade att man avsåg genomföra en ”djupförvaring” enligt KBS-3-konceptet med sikte på att år 2008 kunna påbörja deponering av en mindre del av det använda kärnbränslet (cirka 800 ton). Parallellt med denna huvuduppgift avsåg SKB ”att följa och i begränsad utsträckning stödja FoU på alternativa utvecklingslinjer som huvudsakligen dock drivs i andra länder”. Under rubriken ”Alternativa metoder” redovisades i första hand utvecklingsarbetet i andra länder kring Separation och transmutation. Slutsatsen var att detta utvecklingsarbete ”möjligen på lång sikt kan bli av intresse för det svenska kärnavfallsprogrammet”. SKB avsåg därför att fortsätta ge visst stöd till inhemsk forskning som syftar till djupare förståelse av detta koncept. SKB nämnde också alternativet Djupa borrhål och förklarade att bland annat utvecklingen av borrhållsteknik skulle bevakas.

Statens kärnkraftinspektion fann vid sin granskning att ”KBS-3-metoden även fortsättningsvis bör vara huvudinriktningen för SKB:s fortsatta arbete” /SKI 1996/. Alternativ till KBS-metoden behövde dock enligt inspektionen ”redovisas och belysas ytterligare, särskilt det så kallade nollalternativet...” Inspektionen bedömde vidare att transmutation ”för närvarande inte framstår som ett realistiskt alternativ för svensk del”. Vad SKB hade uttalat om Djupa borrhål kommenterades inte. Statens råd för kärnavfallsfrågor berörde inte alternativfrågan i sitt yttrande /KASAM 1996/.

Regeringen framhöll i sitt beslut den 19 december 1996 /Regeringen 1996/ bland annat ”att även om KBS-3-metoden skulle vara ett rimligt val för demonstrationsdeponering bör SKB inte binda sig för någon specifik hanterings- och förvaringsmetod innan en samlad och ingående analys av tillhörande säkerhets- och strålskyddsfrågor redovisats. Enligt regeringens uppfattning krävs det att SKB samlat och på ett mer utförligt sätt redovisar de alternativa lösningar till KBS-3-metoden som redovisats i tidigare forskningsprogram. Även olika varianter av KBS-3-metoden bör därvid redovisas. Särskilt konsekvenserna för det fall det planerade slutförvaret inte alls kommer till stånd (nollalternativet) bör belysas på ett mer ingående sätt än vad som hittills har skett. Det fortsatta arbetet med transmutation bör redovisas.”

2.3.7 Fud-program 98

SKB:s Fud-program 98 innehöll utförligare översikter än i tidigare program över arbetet med dels KBS-3-metoden, dels andra metoder /SKB 1998/. SKB bad uttryckligen att genom granskningen få klarlagt ”om djupförvaring enligt KBS-3-metoden även i fortsättningen ska vara den som prioriteras”. Framställningen i Fud-program 98 om olika metoder baserades bland annat på en särskild underlagsrapport som hade tagits fram om alternativa metoder /Ekendahl och Papp 1998/ och på en ny geovetenskaplig forskningsrapport om djupa borrhål /Juhlin et al. 1998/.

I ett kapitel i Fud-program 98 med rubriken Metodval identifierades först tre ”principer” för hantering av farligt avfall, nämligen

- spridning och utspädning,
- omvandling till mindre farliga ämnen,
- isolering.

Det konstaterades att den sistnämnda principen är den som framför allt diskuterades för radioaktivt avfall världen över. Vidare identifierades fem olika ”strategier” för att ta hand om använt kärnbränsle. Dessa strategier var:

1. Övervakad lagring.
2. Direktdeponering i djupförvar.
3. Upparbetning och därefter deponering av uppberedningsavfallet i djupförvar,
4. Upparbetning, transmutation och därefter deponering av avfallet från dessa processer i djupförvar.
5. Kvittblivning.

I en tabell sammanfattades för- och nackdelar med dessa fem strategier. SKB menade att alternativen 3 och 4 inte var aktuella för svensk del, alternativ 5 verkade tekniskt ogenomförbart och alternativ 1 skulle lägga ansvaret på säkerheten på framtida generationer. Slutsatsen var att alternativ 2, som också kallades geologisk deponering, var den enda rimliga strategin.

Fud-program 98 innehöll också redovisningar av på vilket sätt SKB avsåg att följa och stödja pågående forskning om separation och ett omnämnande av den tidigare nämnda geovetenskapliga forskningsrapporten om djupa borrhål.

Både Statens kärnkraftinspektion och Kärnavfallsrådet diskuterade i sina respektive yttranden ingående den så kallade alternativfrågan och drog båda slutsatsen att strategin med geologisk förvaring var den enda rimliga för svensk del /SKI 1999, KASAM 1999/. Kärnkraftinspektionen menade att ”hittills föreliggande underlag” talade för att KBS-3-metoden är tekniskt realiserbar, även om mycket utvecklings- och utprovningsarbete återstår. Men SKB borde, ansåg inspektionen, komplettera analysen av alternativa systemlösningar, inklusive nollalternativet. Syftet härmed skulle vara att ”verifiera på ett tydligare sätt att väsentligt bättre metod än KBS-3 inte rimligen står till buds för svenskt vidkommande”.

Kärnavfallsrådets resonemang utmynnade i fyra slutsatser. Dessa var sammanfattningsvis följande:

1. Nollalternativet är inte en slutlig lösning, det är inte försvarbart att förlita sig på att ”den internationella utvecklingen inom vetenskap och metodik kan leda till bättre lösningar än dem som nu är inom räckhåll”.
2. Det är inte meningsfullt att SKB driver egna utvecklingsarbeten, annat än inom ramen för slutförvaring i svensk berggrund. En sammanställning av det internationella kunskapsläget i fråga om transmutation bör dock ingå i framtida Fud-program.
3. Ett bestämt förord ges för alternativ som innebär ett byggt förvar inom ramen för den översta kilometern av berggrunden framför Djupa borrhål.
4. Eftersom KBS-metoden, alltsedan arbetet påbörjades i slutet av 1970-talet, har ifrågasatts av många, så ”kan knappast SKB underlåta” att redovisa en alternativ metod. SKB borde därför utreda omfattning och innehåll i ett sådant forsknings- och utvecklingsprogram som behövs för att det ska vara möjligt att jämföra alternativet Djupa borrhål med KBS-metoden.

Regeringens beslut den 24 januari 2000 /Regeringen 2000/ innebar att SKB skulle komplettera analysen av alternativa systemutformningar och i första hand belysa innebörden av nollalternativet. Vidare skulle Djupa borrhål belysas med inriktning på omfattning och innehåll i det forsknings- och utvecklingsprogram som behövs för att denna metod skulle kunna jämföras med KBS-3-metoden på likvärdiga grunder.

2.3.8 Fud-K år 2000

Den komplettering av forsknings- och utvecklingsprogrammet som regeringen hade begärt redovisade SKB i december 2000. Det skedde i dokumentet ”Samlad redovisning av metod, platsval och program inför platsundersökningsskedet”, ofta benämnt ”Fud-K” /SKB 2000d/. Den kompletterande analysen av alternativa systemutformningar byggdes upp kring genomgångar av internationella och svenska grundläggande krav på ett omhändertagande av använt kärnbränsle och av tänkbara strategier med utgångspunkt från dessa krav samt en diskussion om vilka av dessa strategier som var rimliga att

diskutera vidare utifrån det svenska kärnkraftsprogrammet. Grunden för denna framställning utgjordes av en separat rapport som SKB hade tagit fram /SKB 2000a/. SKB:s slutsats var att fokusera den fortsatta diskussionen kring tre alternativa handlingsvägar, nämligen upparbetning och transmutation, övervakad lagring samt geologisk deponering. SKB:s bedömningar av de principer och strategier som hade studerats sammanfattades enligt tabell 2-1.

SKB menade att det så kallade nollalternativet hade innebörden att förvaringen i det centrala lagret för använt kärnbränsle (Clab) förlängdes för en obestämd framtid och att endast åtgärder vidtogs för fortsatt drift och underhåll av Clab. Man hade därför låtit göra utredningar om de tekniska möjligheterna att förlänga lagringen där till 100–200 år samt om konsekvenserna av om Clab måste överges som följd av krig eller en miljökatastrof. En slutsats var att Clab, med vissa renoverings- och moderniseringsinsatser, skulle kunna drivas vidare under 100 år eller mer ”så länge vi har det samhälle som vi har idag”. Om övervakningen och kontrollen av Clab upphör av någon anledning, skulle konsekvenserna kunna bli allvarliga. SKB avstyrkte denna handlingslinje och hänvisade bland annat till följande bedömning som Statens råd för kärnavfallsfrågor hade gjort vid dess granskning av Fud-program 98 /KASAM 1999/:

Redan en förlängd mellanlagring i avvaktan på att nya kunskaper och ny teknologi skall leda till bättre metoder kan få en allvarlig konsekvens. Utvecklingen av en fruktbar idé till en mogen, utprovad teknik tar decennier, när tekniken skall fylla de anspråk som ställs på hantering och slutförvaring av högaktivt avfall. Under tiden hinner den kompetens inom kärnavfallsområdet som nu finns hos myndigheter, kärnkraftföretag, SKB, universitet och konsulter att skingras. Om dessutom kärnkraften avvecklats under tiden och avfallsarbetet satts på sparlåga blir arbetsområdet ointressant och får ingen nyrekrytering. Engagemang, överblick och detaljkunskaper finns nu. Att riskera att avveckla denna resurs är ett dåligt alternativ.

SKB:s diskussion av strategin Upparbetning och transmutation utgick från att ett övergripande syfte var att utnyttja uranråvaran effektivt och att omvandla långlivade radioaktiva ämnen i använt kärnbränsle till kortlivade och stabila ämnen. Tre olika alternativa system för upparbetning och transmutation beskrevs. I de tre systemen lades olika vikt på skilda delar i det övergripande syftet.

I fråga om strategin Övervakad lagring hänvisade SKB till att ”övervakad lagring under lång tid, flera tusen år” hade föreslagits av remissinstanser i samband med granskningen av Fud-program 98. SKB framhöll att erfarenheter av och forskning om övervakad lagring under så långa tidsrymder saknas. Däremot fanns erfarenheter från och studier kring mellanlagring i form av både våt (som i Clab) och torr lagring under en begränsad tid. Den variant av torr lagring som förts fram i debatten under benämningen DRD-metoden (Dry Rock Deposit, se vidare avsnitt 3.6) var avsedd för lagring

Tabell 2-1. SKB:s bedömning i Fud-K /SKB 2000d/ av alternativa principer och strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Strategi	SKB:s bedömning
Havsdumpning, deponering i djuphavssediment, deponering under inlandsis	Strider mot internationella överenskommelser.
Övervakad lagring	Ansvar överläts på kommande generationer. Uppfyller inte säkerhets- och strålskyddskraven på lång sikt.
Utskjutning i rymden	Resurskrävande, kostsamt.
Upparbetning och transmutation	Förutsätter upparbetning. Kräver ett komplicerat kärntekniskt system inklusive nya reaktorer. Omfattande forskning behövs. Avfall måste tas om hand på liknande sätt som använt kärnbränsle. Har kopplingar till framtidens energisystem. Ekonomiskt och politiskt inte aktuellt i Sverige.
Geologisk förvaring	Kan uppfylla alla krav. Kan genomföras i dag. Framtida generationer har möjlighet att återta avfallet.

under flera tusen år. Med hänvisning till redan identifierade osäkerheter kring torr mellanlagring under mer än några hundra år (möjliga förändringar i behållarnas täthet som följd av inverkan av kombinationen av hög temperatur och hög strålning) avvisade SKB DRD-metoden, med hänvisning till att den är behäftad med alltför stora osäkerheter.

Inom ramen för strategin Geologisk förvaring redovisade SKB en sammanfattande värdering och jämförelse mellan alternativen KBS-3, Mycket långa tunnlar, WP-Cave och Djupa borrhål. Värderingen skedde mot dels ett antal definierade krav, dels kostnadsaspekter och utmynnade i följande slutsats:

”KBS-3-metoden är väl utvecklad och mogen att gå över i en genomförandefas... Det är framför allt strålskydd och säkerhet, såväl långsiktigt som under drift, som ger KBS-3 ett försteg framför de andra alternativen.”

Mycket långa tunnlar är till stora delar likvärdig med KBS-3 och har en del miljömässiga fördelar. KBS-3 bedöms dock erbjuda bättre säkerhet under drift. Alternativet WP-Cave har tydliga nackdelar jämfört med KBS-3.

För att kunna klarlägga teknik och utformning och analysera säkerheten för alternativen WP-Cave och Djupa borrhål krävs det omfattande kunskapsuppbyggnad och teknikutveckling. Även om ett sådant arbete skulle vara framgångsrikt framstår dessa alternativ inte, vid en samlad bedömning, som mer intressanta än KBS-3. Båda alternativen är förknippade med betydande osäkerhet om och när ett förvar skulle kunna byggas. Risker finns därmed att omhändertagandet av det använda kärnbränslet blir en fråga för kommande generationer.

SKB redovisade vidare resultatet av en särskild utredning om Djupa borrhål som man låtit göra under år 2000 /SKB 2000c/. SKB:s sammanfattande bedömning om detta alternativ var följande /SKB 2000d/:

”Väsentliga osäkerheter måste klarläggas för att en deponering i djupa borrhål skulle kunna jämföras med KBS-3 på likvärdig grund. Osäkerheterna gäller främst berg- och grundvattenförhållandena i den djupa berggrunden och tekniken för deponering och återfyllning av hålen.

Den jämförande analysen mellan olika metoder ... visar att det sammantaget inte finns något som talar för att ett förvar i djupa borrhål, om det kan visas leva upp till alla krav, skulle öka säkerheten eller minska kostnaden för att slutförvara det använda kärnbränslet. SKB planerar därför inte att genomföra Fud-programmet för djupa borrhål utan koncentrera resurserna på att i en relativt nära framtid realisera ett förvar baserat på KBS-3-metoden. SKB kommer även i fortsättningen att följa den internationella utvecklingen på området.”

Inom ramen för KBS-3-metoden belyste SKB ett antal så kallade varianter. De varianter som presenterades gällde dels deponeringshålets utformning (vertikala med en eller två kapslar, horisontella med en kapsel samt ”medellånga” horisontella hål med flera kapslar), dels utformningen av de tekniska barriärerna som till exempel kopparkapselns tjocklek samt buffertens tjocklek och kvalitet.

Efter ingående granskningar av Fud-K fann både Statens kärnkraftinspektion och Statens råd för kärnavfallsfrågor att regeringen nu borde klart uttala att KBS-3-metoden kunde utgöra planeringsförutsättning för de platsundersökningar som SKB avsåg genomföra /SKI 2001, KASAM 2001/.

I ett beslut i november 2001 fann regeringen ”utan att föregripa ställningstaganden till framtida tillståndsansökningar” att SKB borde använda ”KBS-3-metoden som planeringsförutsättning för de platsundersökningar som nu avses” /Regeringen 2001/. Vidare borde SKB ”även fortsättningsvis” inom ramen för Fud-programmen bevaka teknikutvecklingen avseende olika alternativ för omhändertagande av kärnavfall. Regeringsbeslutet innehöll även ett avsnitt med redovisning av skälen för regeringens beslut och bedömning. Här uttalade regeringen bland annat följande:

Regeringen delar Kärnkraftinspektionens bedömning att redovisningen av metodalet förbättrats avsevärt jämfört med Fud-program 98. Redovisningen ger ytterligare stöd för regeringens bedömning (se regeringsbeslut den 24 januari 2000) att någon form av slutförvaring i berggrunden är den mest ändamålsenliga strategin för slutförvaring av använt kärnbränsle.

I fråga om nollalternativ poängterar såväl Kärnkraftinspektionen som Statens råd för kärnavfallsfrågor och Strålskyddsinstitutet att detta, med utgångspunkt från 10 § kärntekniklagen, aldrig kan utgöra ett genomförandealternativ. Regeringen delar den uppfattningen.

Det material som bolaget nu redovisar är enligt såväl Kärnkraftinspektionen och Strålskyddsinstitutet som Statens råd för kärnavfallsfrågor tillräckligt för att regeringen nu bör ange KBS-3-metoden som en planeringsförutsättning.

Regeringen bedömer att bolaget bör använda KBS-3-metoden som planeringsförutsättning för de platsundersökningar som nu avses. Regeringen understryker dock att ett slutligt godkännande av viss metod för slutförvaring inte kan göras förrän i samband med ett framtida ställningstagande till ansökningar om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Regeringen erinrar om tidigare påpekanden, senast i regeringsbeslutet den 24 januari 2000, att bolaget bör fortsätta att bevaka teknikutvecklingen avseende olika alternativ för omhändertagande av kärnavfall inom ramen för Fud-programmen. Regeringen erinrar vidare om de bestämmelser om alternativredovisning i samband med att en miljökonsekvensbeskrivning upprättas som finns i 6 kap. 7 § 4. miljöbalken. Regeringen förutsätter att frågor om vilka alternativ som skall redovisas i miljökonsekvensbeskrivningen blir föremål för ingående överväganden i samband med det föreskrivna samrådet.

2.3.9 Fud-program 2001

Vid den tidpunkt, september 2001, som SKB hade att redovisa Fud-program 2001 /SKB 2001/, förelåg ännu inte regeringens beslut med anledning av Fud-K. SKB valde att koncentrera programmet på frågor som relaterade till forskning och teknikutveckling kring KBS-3-metoden. SKB redovisade också hur man följde utvecklingsarbetet kring dels strategin Separation och transmutation, dels metoden Djupa borrhål. Framställningen om Separation och transmutation baserades på en genomgång av drygt 15 olika rapporter som hade publicerats under den närmast föregående treårsperioden. Redovisningen om Djupa borrhål återknöt till vad SKB hade presenterat i december 2000 i Fud-K.

Både Statens kärnkraftinspektion och Statens råd för kärnavfallsfrågor anknöt i sina granskningsyttranden till regeringens uttalande i november 2001 om, att frågor om vilka alternativ som ska redovisas i kommande miljökonsekvensbeskrivningar borde diskuteras under de samråd SKB ska genomföra /SKI 2002, KASAM 2002/. Kärnkraftinspektionen menade att SKB borde fortsätta sitt program avseende olika alternativ för omhändertagande av kärnavfall med i huvudsak samma inriktning och omfattning som tidigare. Statens råd för kärnavfallsfrågor hade en likartad uppfattning, men ansåg för sin del att alternativet Djupa borrhål inte var en sådan realistisk metod som förutsattes i en alternativredovisning enligt miljöbalken.

Regeringen erinrade i sitt beslut i december 2002 om tidigare påpekanden som innebar att SKB borde "fortsätta att bevaka teknikutvecklingen avseende olika alternativ för omhändertagande av kärnavfall inom ramen för Fud-programmen" samt om bestämmelserna om alternativredovisning vid upprättande av miljökonsekvensbeskrivningar enligt miljöbalken. Vidare uttalade regeringen att den "förutsätter att frågor om vilka alternativ som ska redovisas i miljökonsekvensbeskrivningen blir föremål för ingående överväganden i samband med det föreskrivna samrådet" /Regeringen 2002/.

2.3.10 Fud-program 2004

I Fud-program 2004 framhöll SKB att vi i Sverige i praktiken har prioriterat geologisk deponering och följer "en huvudlinje med ett system som baserar sig på djupförvaring enligt KBS-3-metoden" /SKB 2004/. SKB hänvisade till den utförliga redovisningen av alternativ till detta system som hade analyserats och presenterats under år 2000 /SKB 2000a, c/. Samtidigt framhöll SKB att företaget kommer "att fortsätta följa och stödja utvecklingen av alternativa metoder till huvudlinjen". SKB noterar att två alternativ "för närvarande" tilldrar sig mest intresse, nämligen Separation och transmutation samt Djupa hål. Aktualiserade redogörelser för kunskapsläget kring båda dessa alternativ ingick i Fud-programmet.

Statens kärnkraftinspektion menade att vi i Sverige, för att kunna följa den internationella utvecklingen och för att bibehålla och utveckla vetenskaplig och teknisk kompetens inom områden av betydelse för kärnsäkerheten, måste kunna upprätthålla kompetens inom området Separation och transmutation på nuvarande nivå /SKI 2005a/. Fortsatta satsningar av SKB var därför befogade, även om denna strategi inte kunde anses vara ett realistiskt alternativ för svenskt vidkommande. Redovisningen av Djupa borrhål ansåg Kärnkraftinspektionen vara alltför kortfattad. Den behövde därför förtydligas inför det slutliga valet av metod och inför miljöbalksprövningen. Kärnavfallsrådet redovisade en med Kärnkraftinspektionen likartad syn på området Separation och transmutation, men menade att Djupa borrhål inte var en realistisk metod samt upprepade tidigare ställningstaganden av innebörd att SKB därför borde söka alternativ till KBS-3-metoden ”inom kategorin byggda förvar inom den översta kilometern i berg” /KASAM 2005/.

I beslut den 1 december 2005 upprepade regeringen sitt uttalande från december 2002 om att SKB bör fortsätta att bevaka teknikutveckling när det gäller olika alternativ för omhändertagande av kärnavfall inom ramen för Fud-programmen /Regeringen 2005/. I beslutet uttalade regeringen vidare att den anslöt sig till Kärnkraftinspektionens och Strålskyddsinstitutets bedömning att SKB borde förtydliga redovisningen av alternativa metoder inför miljöbalksprövningen. Något explicit uttalande om Djupa borrhål finns inte i regeringsbeslutet.

2.3.11 Fud-program 2007

Liksom Fud-program 2004, innehöll SKB:s Fud-program 2007 aktualiserade kunskapsöversikter för områdena Separation och transmutation samt Djupa borrhål /SKB 2007c/. I fråga om det sistnämnda alternativet upprepade SKB sin bedömning från åren 2001 och 2004 att ”ingenting talar för att deponering i djupa borrhål skulle kunna öka säkerheten eller minska kostnaderna för det slutliga omhändertagandet av den använda kärnbränslet”. Samtidigt underströk SKB att motiven för denna bedömning skulle komma ”att avrapporteras senast i samband med ansökningstillfället för slutförvarssystemet i en översiktlig jämförelse mellan KBS-3-metoden och djupa borrhål...”. SKB avsåg att fortsätta följa utvecklingen inom detta område, även om motiv saknades för att genomföra något forskningsprogram för Djupa borrhål.

Några invändningar mot SKB:s resonemang kring alternativfrågan i Fud-program 2007 framkom varken i Kärnkraftinspektionens eller i Kärnavfallsrådets granskningsyttranden /SKI 2008, Kärnavfallsrådet 2008/. Regeringen begärde emellertid en redovisning av ”kunskapsläget vad gäller alternativa slutförvaringsmetoder såsom bland annat djupa borrhål” /Regeringen 2008/. Denna redovisning ingår i den komplettering av Fud-program 2007 som SKB lämnade in i mars 2009 /SKB 2009/.

I sitt yttrande över kompletteringen av Fud-program 2007 framför Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) synpunkter på redovisningen av alternativa metoder. SSM anser, i likhet med flera remissinstanser, att SKB bör ta fram ett fördjupat underlag om deponering i djupa borrhål. Man efterlyser dels en fördjupad expertbedömning kring genomförbarhet (borrteknik och deponering), dels en utförligare analys av osäkerheterna kring grundvattnets stabilitet på stora djup. SSM menar att dessa ytterligare utredningar är nödvändiga för att kunna göra en systematisk jämförelse av deponering i djupa borrhål med KBS-3-metoden.

2.3.12 Fud-program 2010

Liksom Fud-program 2007, innehöll SKB:s Fud-program 2010 aktualiserade kunskapsöversikter för områdena Separation och transmutation samt Djupa borrhål /SKB 2010/. I fråga om det sistnämnda alternativet framför SKB att bedömningen från tidigare Fud-program kvarstår, det vill säga att deponering i djupa borrhål inte är en realistisk metod för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Samtidigt underströk SKB att motiven för denna bedömning skulle komma ”att, tillsammans med övrig dokumentation som motiverar SKB:s val av KBS-3-metoden, att presenteras i samband med ansökningstillfället för slutförvarssystemet.” SKB avsåg att fortsätta följa utvecklingen inom ämnesområdena borrhål och deponering i djupa borrhål.

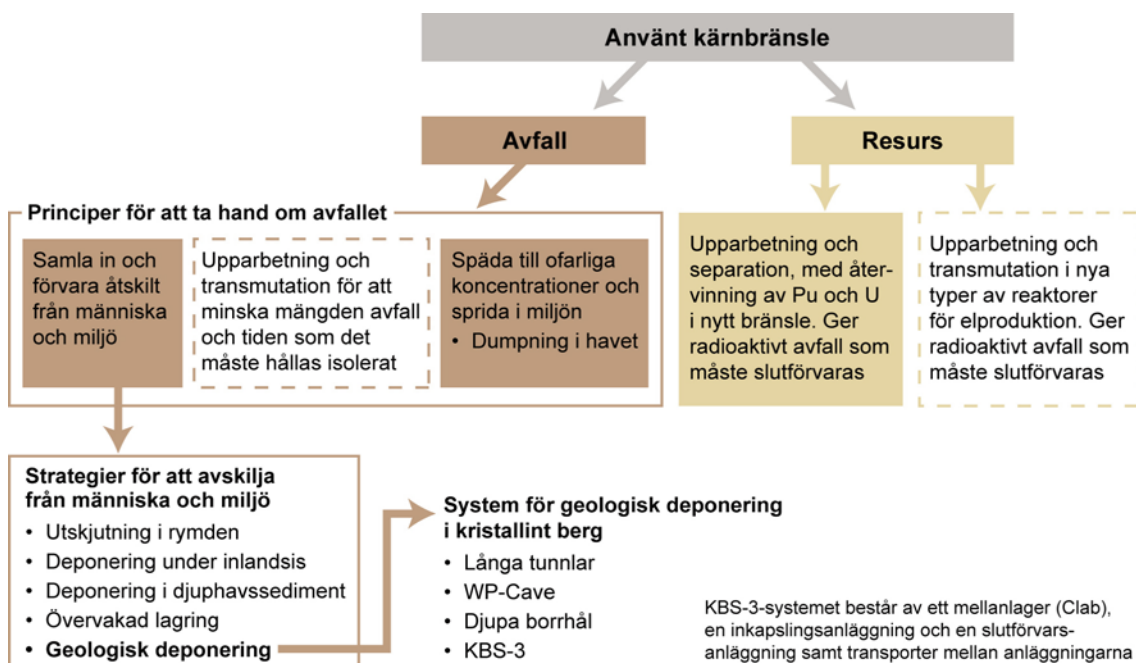
3 Olika principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

I detta kapitel beskrivs olika principer, strategier och system för att omhänderta använt kärnbränsle. I kapitel 6 görs sedan en värdering av vilka som bäst uppfyller de krav som redovisas i avsnitt 5.3 och som därför analyseras vidare. Figur 3-1 illustrerar alternativa principer och strategier för slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet från de svenska kärnkraftverken. Använt kärnbränsle kan antingen betraktas som ett avfall eller som en resurs. Skälet till att det använda bränslet kan betraktas som resurs är att det innehåller ämnen som efter separation kan återanvändas för energi-produktion.

SKB:s huvudlinje är att betrakta det använda kärnbränslet som ett avfall och deponera det för slutförvaring det svenska urberget enligt den så kallade KBS-3-metoden. Som redovisas i kapitel 4 planeras för direktdeponering av använt kärnbränsle även i andra länder. Användning det använda kärnbränslet som resurs genom upparbetning och återcirkulering av klyvbara ämnena utgör huvudalternativ i många länder, medan transmutationstekniken fortfarande befinner sig på forskningsstadiet.

Ingen av de tillgängliga eller utvecklade upparbetnings- och separationsteknikerna kan ge en fullständig återanvändning, utan rester av långlivade radioaktiva ämnen kommer alltid att hamna i olika avfallsströmmar som måste omhändertas på ett säkert sätt. Även om avfallets form efter upparbetning och transmutation är en annan, skiljer sig strategierna för att omhänderta avfallet inte från dem som kan tillämpas vid direkt deponering av använt kärnbränsle.

De principer som bygger på upparbetning och återanvändning och/eller transmutation syftar till att reducera avfallets mängd och tiden för slutförvaring. En alternativ princip för att minska tiden vore att förkorta de olika radionuklidernas halveringstid. En gängse uppfattning inom kärnfysiken är att detta inte är möjligt. En forskargrupp från Ruhruniversitetet i Bochum har lanserat en metod att djupfrysa radionuklider i syfte att förkorta avfallets livslängd och därmed förenkla det slutliga omhändertagandet /Kettner et al. 2006/. Metoden går ut på att radionuklider bäddas in i en metall och kyls ner till nära absoluta nollpunkten, vilket sägs medföra att de fria elektronerna i metallen dras närmare de radioaktiva kärnorna varvid utstötningen av positivt laddade partiklar från kärnorna



Figur 3-1. Principer, strategier och system för omhändertagande av använt kärnbränsle. Principerna i de streckade rutorna bedöms i dagsläget inte vara genomförbara.

underlättas medan utstötningen av negativt laddade partiklar motverkas. Detta menar gruppen medför att halveringstiden för α - och β^+ -sönderfallande nuklider minskar medan den tvärtom ökar för β^- -sönderfallande nuklider. /Raiola et al. 2007/ redovisar försök i vilka man mätt en reduktion av halveringstiden för ^{210}Po (α -sönderfallande) i en kopparmatris med $6,3 \pm 1,4$ procent vid temperaturen 12 K (-261 °C). I artikeln redovisas referenser till flera andra mätningar av förändrade halveringstider. De uppmätta förändringarna sägs generellt vara åt rätt håll (ökning eller minskning) men mycket mindre i jämförelse med vad som förutsägs av den teoretiska modellen. Det finns även artiklar i vilka man redovisar att inga förändrade halveringstider har uppmätts, se till exempel /Kumar et al. 2008, Ruprecht et al. 2008/.

Nedan beskrivs först de tekniker som finns i drift eller håller på att utvecklas för att utnyttja bränslet som resurs. Därefter beskrivs olika vägar som undersökts eller utretts för att slutligt omhänderta det använda bränslet eller det radioaktiva avfall som uppstår vid upparbetnings- och separationsprocesser.

3.1 Bränslet som resurs/råvara

I våra svenska reaktorer byts bränslet ut när sammansättningen har förändrats så att reaktorn inte längre kan ge önskad effekt. Det använda kärnbränslet som då tas ut ur reaktorn innehåller dock fortfarande klyvbara ämnen, som kan återvinnas och renframställas i kemiska processer och sedan återanvändas. Vilka ämnen som kan återanvändas beror på i vilken reaktor man vill återanvända dem. I en lättvattenreaktor med långsamma, så kallade termiska, neutroner är främst nukliderna uran-235, plutonium-239 och plutonium-241 klyvbara, medan i en reaktor med snabba neutroner även andra nuklider är klyvbara.

Återanvändning av det använda kärnbränslets innehåll av klyvbara ämnen kräver upparbetning. Den process som i dag används kommersiellt för detta ändamål, PUREX-processen (från engelskans plutonium uranium redox extraction), utvecklades ursprungligen efter det andra världskriget som en del av det så kallade Manhattanprojektet. Vid upparbetningen avskiljs uran och plutonium från det använda bränslet. Transuranerna utöver plutonium (till exempel neptunium, americium, curium) och de flesta klyvningsprodukterna (ett 40-tal olika grundämnen) bildar tillsammans högaktivt avfall. På grund av det använda bränslets starka radioaktivitet sker upparbetningen i anläggningar där hanteringen är fjärrstyrd och strålskärmd.

I upparbetningsprocessen kapas kärnbränslet först i små bitar och löses sedan upp i salpetersyra. En del av de flyktigare klyvningsprodukterna (till exempel krypton och jod) avgår härvid, för närvarande släpps de ut i luften respektive i havet. Syralösningen förs över till en vätskeextraktionsanläggning. Där separeras först uran och plutonium från klyvningsprodukter och övriga transuraner, och sedan från varandra. Uran och plutonium kan efter rening och kemisk bearbetning återanvändas som bränsleråvara i Mox-bränsle, medan övriga aktinider och klyvningsprodukter bildar högaktivt avfall. Hur stora mängder uran och plutonium som ingår i det radioaktiva avfallet beror på hur fullständig den kemiska separationen kan göras. I detta avseende har det skett ett omfattande utvecklingsarbete under många år. Dagens upparbetningsteknik är så effektiv att endast en mycket liten del, i storleksordningen 0,1 procent, av uran och plutonium från det använda bränslet återfinns i avfallet.

Upparbetning ger nya avfallsformer såsom högaktivt avfall med inslag av aktinider, låg- och medelaktivt avfall som även det kan innehålla aktinider och metalliska kapslingrester som kräver särskild behandling. Man behöver anläggningar för att bearbeta dessa avfall till en form som är lämplig för slutförvaring. Vidare krävs mellanlager och slutförvar för de olika avfallstyperna.

Anläggningar för upparbetning av använt kärnbränsle från lättvattenreaktorer finns i Frankrike (La Hague), Storbritannien (Sellafield), Ryssland (Mayak) och Japan (Rokkasho)¹. USA har haft en kommersiell anläggning för upparbetning av kärnbränsle (West Valley, NY) och har i dag anläggningar för upparbetning av kärnbränsle från forskningsreaktorer och från försvarsanläggningar. Indien och Kina har också upparbetningsanläggningar. Flera andra länder, som har valt att upparbeta sitt använda kärnbränsle, har tecknat avtal om upparbetningstjänster med länder som förfogar över

¹ <http://www.world-nuclear.org/info/inf69.html> (september 2008).

upparbetningsanläggningar. Den totala kapaciteten i världen för upparbetning av lättvattenreaktorbränsle anges till 3 800 ton uran per år (denna kapacitet är dock inte i drift i sin helhet) att jämföras med den totala produktionen av kärnbränsle som uppgår till cirka 14 000 ton uran per år².

Utvinning av klyvbara ämnen och återanvändning av dessa effektiviserar användningen av det uran som bryts i urangruvor och reducerar därmed behovet av uranbrytning. Återanvändningen påverkar även mängden och sammansättningen av det avfall från anläggningarna i kärnbränslecykeln som måste omhändertas. Följande system kan urskiljas:

- Upparbetning och återanvändning av plutonium i lättvattenreaktorer, så kallat Mox-bränsle (Mixed Oxide Fuel).
- Reduktion av innehållet av långlivade nuklider genom separation och transmutation.
- Användande av fjärde generationens reaktorer.

Upparbetning och återanvändning av plutonium i form av Mox-bränsle är en pågående praxis i vissa länder medan de båda systemen separation och transmutation respektive fjärde generationens reaktorer ännu befinner sig på forskningsstadiet och inte förväntas kunna vara i drift förrän om flera decennier. Nedan beskrivs dessa system med speciell fokus på inverkan på det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle.

3.1.1 Återanvändning som Mox-bränsle

Vid konventionell upparbetning separeras uran och plutonium ur använt kärnbränsle, medan de övriga radioaktiva ämnena bildar ett högaktivt avfall. Av uran och plutonium tillverkas Mox-bränsle, som kan förbrännas i konventionella lättvattenreaktorer och/eller reaktorer med snabba neutroner. Ett system för upparbetning och återcyklning av uran och plutonium omfattar anläggningar för:

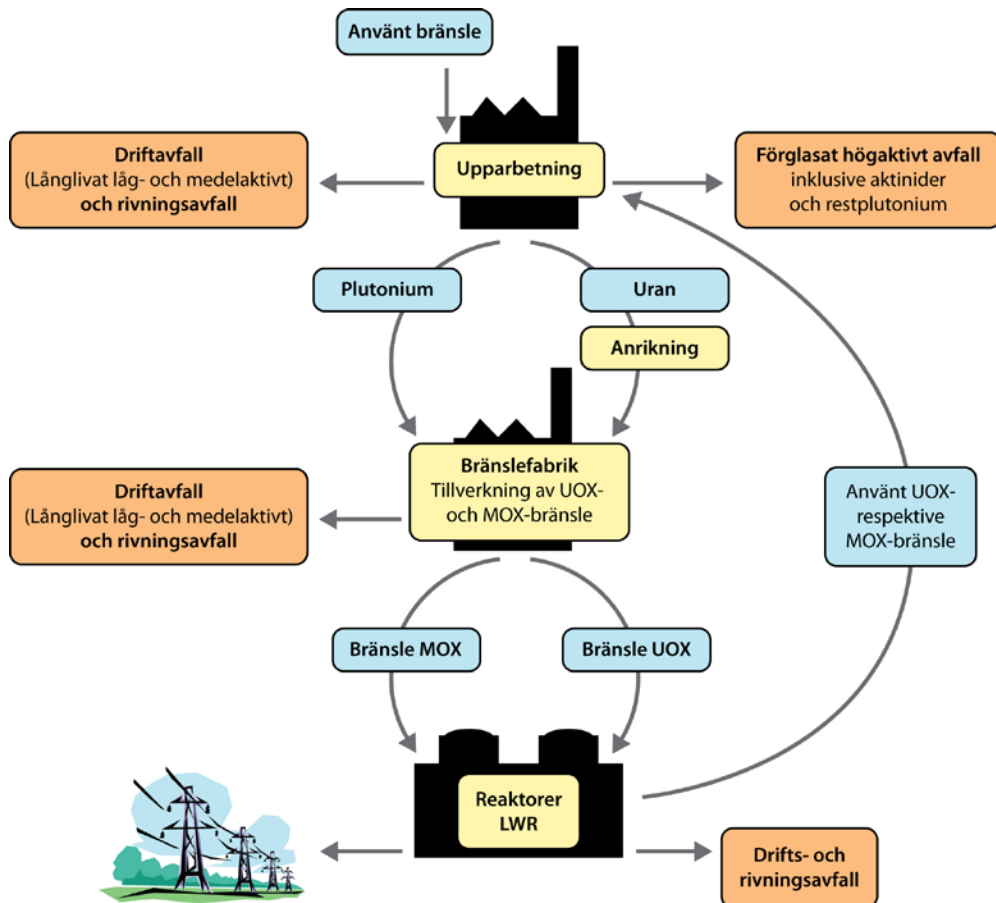
- mellanlagring,
- upparbetning,
- anrikning av upparbetat uran,
- tillverkning av Mox-bränsle,
- förbränning av Mox-bränsle,
- förglasning, mellanlagring och slutförvaring av högaktivt avfall,
- behandling, mellanlagring och slutförvaring av långlivat låg- och medelaktivt avfall,
- transport av Mox-bränsle och högaktivt avfall.

Dessutom krävs ett system för omhändertagande av det övriga radioaktiva avfallet (låg- och medelaktivt) som uppkommer vid hanteringen. En överblick över de anläggningar som ingår i ett system för upparbetning och återcyklning av uran och plutonium, samt de olika avfallstyper som genereras ges i Figur 3-2.

För varje varv cykeln kan genomlöpas, omvandlas använt kärnbränsle till högaktivt förglasat avfall samt råvaror för tillverkning av Mox-bränsle. Förutom det högaktiva förglasade avfallet ger upparbetning och tillverkning av Mox-bränsle upphov till långlivat låg- och medelaktivt avfall.

I lättvattenreaktorer är det isotoperna plutonium-239 och plutonium-241 som kan användas som bränsle. När bränslet bestrålas i en reaktor växer även andra plutoniumisotoper in, som inte är klyvbara i en lättvattenreaktor. Typiskt kommer omkring en tredjedel av energin från en lättvattenreaktor som drivs med uranbränsle från klyvning av plutonium. Det bränsle som tas ut ur reaktorn består till cirka en procent av plutonium, varav omkring två tredjedelar utgörs av de klyvbara isotoperna (50 procent plutonium-239 och 15 procent plutonium-241).

² <http://www.wise-uranium.org/efac.html>, uppdaterad 3 juni 2010.



Figur 3-2. Upparbetning och återcyklning av uran och plutonium som Mox-bränsle. (UOX = bränsle tillverkat av urandioxid, MOX = bränsle tillverkat av plutoniumoxid och uranoxid (Mixed Oxid Fuel), LWR = lättvattenreaktor (Light Water Reactor).)

På grund av inväxningen av andra plutoniumisotoper än de klyvbara, försämras möjligheterna att använda det återcyklade plutonet som bränsle i lättvattenreaktorer för varje varv som cykeln genomlöps. För att bibehålla reaktiviteten måste man därför öka inblandningen av plutonium i bränslet. Detta begränsar i praktiken antalet varv som Mox-bränsle kan genomlöpa i cykeln. Det är i dagsläget osäkert hur många varv som är teoretiskt och praktiskt möjliga. I tidigare studier har det antagits att man kan genomlöpa cykeln i tre varv /Dufek et al. 2006, Grundfelt och Lindgren 2006/. Även om upparbetning av använt Mox-bränsle har genomförts i industriell skala (cirka tio ton med en utbränning på 35 GWd_{th}³ per ton) vid upparbetningsanläggningen vid la Hague i Frankrike⁴, används Mox-bränsle i nuläget bara en gång. Det använda Mox-bränslet lagras istället i avvaktan på eventuell användning i fjärde generationens reaktorer.

I juli 2008 utgjordes cirka två procent av det bränsle som används i världens reaktorer av Mox-bränsle⁴. Denna andel förväntas växa till fem procent fram till 2010. Genom upparbetning och återföring av uran och plutonium kan behovet av naturligt uran till bränsle minskas med 10–30 procent om ”förbränningen” sker i lättvattenreaktorer /Ekendahl och Papp 1998/. World Nuclear Association⁴ redovisar ett exempel i vilket återanvändning av plutonet en gång, ökar energiuttaget från den ursprungliga uranmalmen med tolv procent och om även uranet återvinns fås en ökning med 22 procent⁵. Den mängd upparbetad uran och plutonium som i dag finns lagrad, motsvarar energimässigt cirka tre års brytning av uranmalm i världens gruvor.

³ Index th på energimått anger termisk energi och index e anger elektrisk energi.

⁴ <http://www.world-nuclear.org/info/inf29.html>

⁵ Baserat på en utbränning på 45 GWdth/ton U.

Mox-bränsle tillverkas normalt genom att plutoniumoxid blandas med oxid av det utarmade uranet som fås som restprodukt vid anrikningen av uran. Små mängder av upparbetat uran kan blandas in i bränslet även om detta kan leda till behov av extra skärmning mot gammastrålning. För att Mox-bränslet ska få likartade egenskaper som rent uranbränsle krävs en inblandning av 7–9 procent återcyklad plutonium från kraftreaktorer.

Normalt strävar man efter att återanvända plutoniet i bränsle så snabbt som möjligt för att undvika problem med radioaktivt sönderfall av kortlivade plutoniumisotoper. Sönderfallet av plutonium-241 (halveringstid cirka 14 år) leder till en bildning av americium-241 som, genom att den sönderfaller till uran 237 som är en gammastrålar, kan ge upphov till arbetsmiljöproblem. Eftersom plutonium-241 är klyvbar minskar sönderfallet plutoniumets värde som bränsleresurs när den sönderfaller. Även sönderfallet av plutonium-238 (halveringstid 86 år) kan ge upphov till arbetsmiljöproblem, på grund av att denna isotop är en stark alfastrålar och dessutom avger neutroner genom spontan klyvning.

Mox-bränsle användes på försök första gången år 1963. Kommersiellt har Mox-bränsle använts sedan 1980-talet. Användningen av Mox-bränsle är i dag utbredd i Europa och planeras i Japan. Över 40 europeiska reaktorer har i dag tillstånd att använda Mox-bränsle (Belgien, Schweiz, Tyskland och Frankrike) och mer än 30 reaktorer utnyttjar sitt tillstånd. Planerna i Japan omfattar användning i upp till 20 reaktorer.

I Sverige har Oskarshamns kärnkraftverk fått tillstånd från regeringen att använda Mox-bränsle i reaktorerna två och tre /SKI 2005b/. Plutoniumet härrör från upparbetning av 140 ton använt bränsle som under tiden 1969–1984 skeppades till upparbetningsanläggningen i Sellafield i England. I Clab finns i dag cirka 24 ton använt Mox-bränsle från Tyskland, som har bytts mot uranbränsle från Barsebäck och Ringhals innehållande en ekvivalent mängd plutonium som har sänts till upparbetningsanläggningen i La Hague. Enligt planerna kommer det tyska utbytesbränslet att slutförvaras i Sverige. Mindre mängder Mox-bränsle har använts i försöksverksamhet i den nedlagda Ågestareaktorn och i reaktor 1 vid Oskarshamnsverket.

Det vanligaste användningssättet är att cirka en tredjedel av härden utgörs av Mox-bränsle, men upp till 50 procent förekommer. På denna nivå behöver lättvattenreaktorerna modifieras endast i begränsad omfattning. Bland annat behöver man fler styrstavar. Om man ökar Mox-andel utöver 50 procent behöver man dock göra mer omfattande ingripanden i reaktorkonstruktionen.

Det finns i dag två anläggningar i världen som producerar Mox-bränsle i kommersiella kvantiteter, Melox i Marcoule i Frankrike och Sellafield i Storbritannien. I Japan planerar man starta driften i en anläggning vid Rokkasho år 2012. Produktionskapaciteten är för närvarande omkring 200 ton per år av Mox-bränsle varvid 15–18 ton plutonium används. Den mängd plutonium som utvinns vid upparbetningen överstiger i dag Mox-användningen, varför den lagrade mängden av renframställt plutonium växer. Enligt uppskattningar⁶ förväntas mängden lagrat plutonium i världen nå ett maximum på cirka 250 ton ungefär år 2010 för att sedan minska på grund av ökad användning av Mox-bränsle.

Små mängder uran och plutonium ingår i det radioaktiva avfallet från upparbetningen. Hur stor denna andel är beror på hur fullständig den kemiska separationen kan göras. I detta avseende har det skett ett omfattande utvecklingsarbete under många år. Som nämnts ovan är dagens upparbetningsteknik är så effektiv att endast en mycket liten del, i storleksordningen 0,1 procent, av uran och plutonium från det använda bränslet återfinns i avfallet.

Det normala sättet att bearbeta det högaktiva avfallet från upparbetningen inför slutförvaringen är att förglasa det. Utöver det högaktiva avfallet uppstår låg- och medelaktivt avfall vid upparbetningen, vid tillverkningen av bränsle och vid rivningen av reaktorerna. /Grundfelt och Lindgren 2006/ redovisar en uppskattning av de avfallsmängder som skulle uppstå i det hypotetiska fallet att det använda bränslet från dagens svenska reaktorer upparbetades och återcyklas tre gånger som Mox-bränsle i dagens reaktorer. I tabell 3-1 redovisas en jämförelse av totalt genererade avfallsmängder för de två fallen liksom avfallsmängden per TWh_e. I tabellen har resturanet från upparbetningen utelämnats då sammansättningen på detta endast marginellt avviker från natururan.

⁶ <http://www.world-nuclear.org/>

Tabell 3-1. Uppskattade avfallsmängder vid återcyklning av plutonium från det svenska kärnkraftsprogrammet som Mox-bränsle jämfört med direktdeponering /Grundfelt och Lindgren 2006/.

	Totala mängder		Mängder per TWh _e	
	Mox i LWR, 3 cykler	Direktdeponering av använt uranbränsle från nuvarande reaktorer	Mox i LWR, 3 cykler	Direktdeponering av använt uranbränsle från nuvarande reaktorer
Förglasat HLW	4 669 ton	–	1,38 ton	–
LILW från uppberedning och bränsletillverkning	30 000 m ³	5 600 m ³	8,9 m ³	2,0 m ³
LILW från reaktordrift	40 700 m ³	36 900 m ³	12,1 m ³	13,1 m ³
Rivningsavfall från reaktorer	270 000 ton	270 000 ton	80 ton	95 ton
Direktdeponerat bränsle	211 ton HM	9 350 ton HM	0,062 ton HM	3,3 ton HM

LWR = lättvattenreaktor, Light Water Reactor.
HLW = högaktivt avfall, High-Level Waste.

HM = tungmetall, Heavy Metal.
LILW = låg- och medelaktivt avfall, Low and Intermediate-Level Waste.

Av tabellen framgår att Mox-scenariet ger större mängder av låg- och medelaktivt avfall från uppberedning, bränsletillverkning och reaktordrift. Eftersom energiproduktionen är cirka 20 procent högre i detta scenario än i direktdeponeringsscenarioet, blir skillnaderna mindre per genererad TWh_e. Mängden använt kärnbränsle som behöver deponeras minskar väsentligt i Mox-scenariet, men istället fås förglasat högaktivt avfall. Även om det förglasade avfallet innehåller väsentligt mindre av uran och plutonium och därmed avklingar snabbare än det direktdeponerade bränslet, måste det omhändertas på ett säkert sätt under tidsperioder som är mycket långa ur ett samhällsligt perspektiv.

3.1.2 Separation och transmutation

Förutsättningar för separation och transmutation

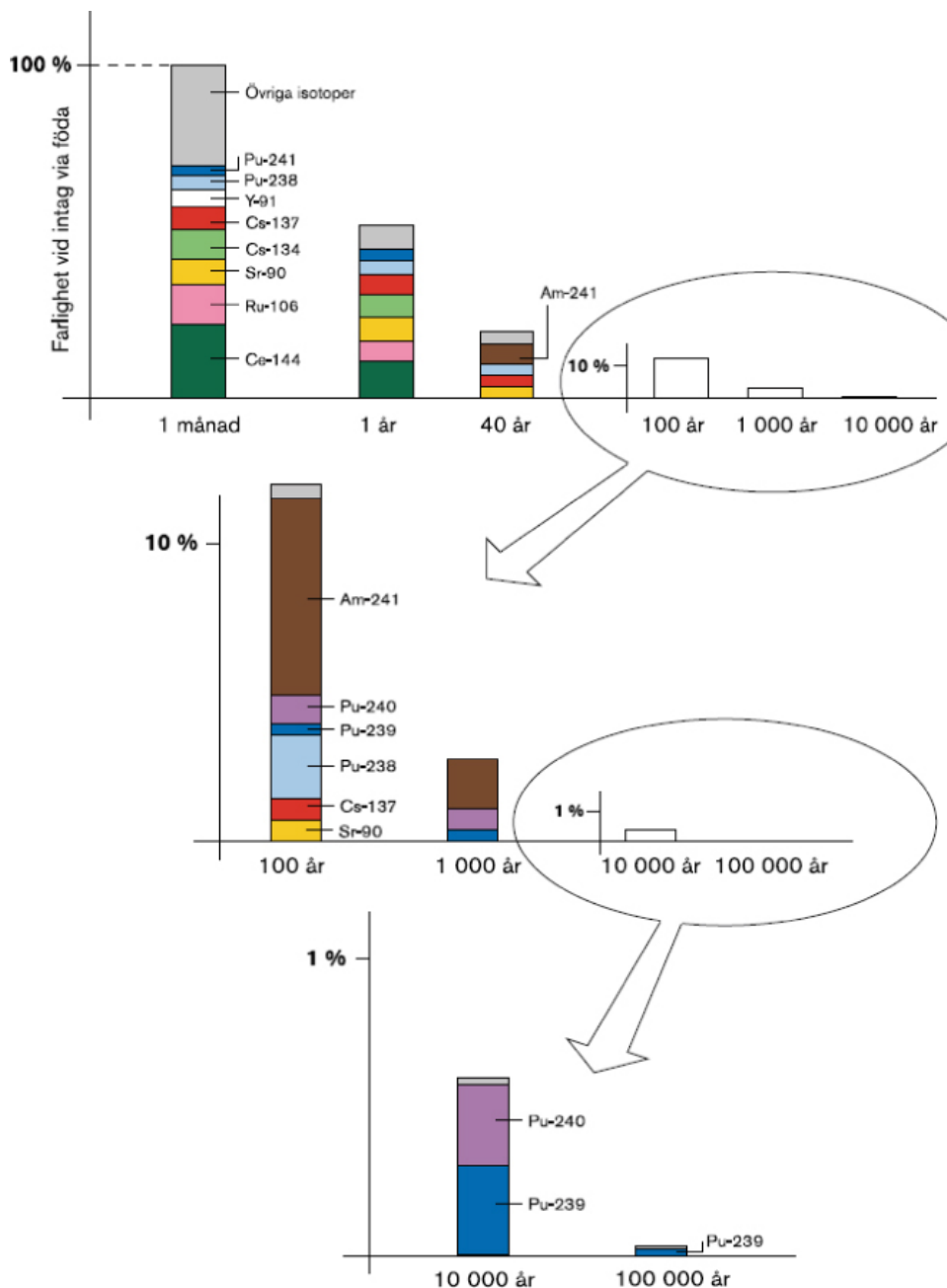
Separation och transmutation är en tillämpning av principen att återvinna och återanvända klyvbart material som finns oförbrukat i det använda kärnbränslet. Transmutation av ett grundämne innebär att det genom en kärnreaktion – till exempel kärnklyvning eller radioaktivt sönderfall – övergår till ett annat grundämne. Energiutvinningen genom bestrålning av uranbränsle i en lättvattenreaktor är således en sorts transmutationsprocess. När man talar om separation och transmutation avser man dock i allmänhet renframställning av långlivade ämnen i använt kärnbränsle utöver själva uranet och transmutering av dessa, med det huvudsakliga syftet att omvandla långlivade radioaktiva ämnen till mer kortlivade eller stabila ämnen.

Utvecklingen av det använda uranbränslets farlighet i tiden visas i Figur 3-3 /Hedin 1997/. För att underlätta en jämförelse har i diagrammet farligheten satts till 100 procent en månad efter uttaget ur reaktorn. För korta tider dominerar kortlivade nuklider farligheten, de sönderfaller på kort tid, och radioaktiviteten under den korta livslängden är hög. De kortlivade ämnen som dominerar farligheten den inledande tiden är klyvningsprodukter (fissionsprodukter). I takt med att dessa sönderfaller och försvinner kommer farligheten att domineras av mer långlivade ämnen, varav de flesta tillhör gruppen aktinider. Utöver aktiniderna finns dock även flera klyvningsprodukter som har lång halveringstid. Ett ton använt uranbränsle innehåller cirka 11 kilogram transuraner⁷, varav cirka 10 kilogram är plutonium, och cirka 35 kilogram klyvningsprodukter. De flesta klyvningsprodukterna är inte radioaktiva.

Plutonium går att använda som råvara för tillverkning av kärnbränsle. Det är plutonium och dess döttrar, framförallt americium-241, som dominerar radiotoxiciteten i använt uranbränsle från cirka 100 år och hundratals år framåt i tiden. På riktigt lång sikt domineras farligheten av radium-226. En del av detta radium kommer till en början från plutonium-238 som sönderfaller via uran-234 och thorium-230 men huvuddelen på lång sikt är en dotterprodukt till uran-238. Det är alltså viktigt att separera ut och förbränna plutoniumet om man vill minska farligheten på lång sikt. Kan man återvinna och transmutera allt plutonium minskar också mängderna americium och radium väsentligt längre fram. Även om mängderna minskar blir de inte noll så länge uran-238 finns kvar.

Transmutation är i sig inte ett alternativ till slutförvaring. I hela processkedjan uppstår olika typer av avfall som måste omhändertas. Transmutation förutsätter ett samhälle som fortsatt har kärnkraft som en väsentlig energikälla.

⁷ Transuraner är grundämnena som är tyngre än uran.



Figur 3-3. Farlighet vid oralt intag för använt bränsle (typ SVEA 64, utbränningsgrad 38 MWd/kg uran). Farligheten är uttryckt som procent av farligheten en månad efter drift. Den första tiden då den totala farligheten är som störst dominerar kortlivade nuklider, efter några tiotals år och mer än 1 000 år framåt dominerar farligheten av americium-241 (Am-241) som bildas vid sönderfall av plutonium-241 (Pu-241), därefter dominerar de långlivade isotoperna Pu-240 och Pu-239 det använda bränslets farlighet /Hedin 1997/.

I Sverige bedrivs forskning inom området separation och transmutation främst vid Chalmers tekniska högskola, Kungliga tekniska högskolan och Uppsala universitet. SKB har en referensgrupp som följer forskningen i Sverige och internationellt. Den svenska forskningen finansieras av SKB med 6,5 miljoner kronor per år och med cirka 3,5 miljoner kronor från EU och andra källor. Härutöver beviljade Vetenskapsrådet i oktober 2009 på direktiv av regeringen ett anslag på 36 miljoner kronor till det treåriga projektet GENIUS (GENERation IV-forskning I UniversitetsSverige) /Blomgren (ed) et al. 2010/. Eftersom den första tillämpningen av fjärde generationens reaktorer allmänt anses kunna vara transmutation av använt bränsle från dagens kärnkraft innebär Vetenskapsrådets anslag en ökning av aktiviteten inom svensk transmutationsforskning.

Internationell utveckling

Separation och transmutation är i dag ett aktivt forskningsområde där forskningens tyngdpunkt, på grund av det stora resursbehovet, ligger hos stora länder och hos internationella organisationer. Således bedrivs huvuddelen av forskningen i USA, Ryssland, Japan och Korea samt inom EU:s ramprogram. EU:s insatser inom området ökade starkt under en period. Till exempel ökade EU:s bidrag från 4,8 miljoner Euro i det tredje ramprogrammet (1990–1994) till 43,5 miljoner Euro i det sjätte (2002–2006) /Bhatnagar och van Goethem 2006/. Denna ökning har sedan stagnerat så att EU inom det sjunde ramverksprogrammet förutser en budget på cirka 44 miljoner Euro för forskning inom separation och transmutation /Blomgren (ed) et al. 2010/. /Jackson och Dormuth 2008/ listar tio projekt inom EU:s sjunde ramprogram med anknytning till upparbetning, separation och transmutation. Den sammanlagda budgeten för dessa tio projekt anges till 92,9 miljoner Euro varav EU-kommissionen bidrar med 44 miljoner Euro.

IAEA:s insatser inom området snabba reaktorer och transmutation ligger inom projektet Technology Advances in Fast Reactors and Accelerator-driven Systems⁸. Inom projektet finns det en permanent arbetsgrupp som går under namnet Technical Working Group on Fast Reactors (TWG-FR) som har som mål att stödja och underlätta internationellt informationsutbyte och olika former av samarbetsprojekt av forsknings- och utvecklingskaraktär. Vidare drivs inom projektet ett antal så kallade Co-ordinated Research Programmes (CRP), liksom även utbildningsinsatser och framtagning av tekniska dokument /Stanculescu 2006/.

Ett samordnat forskningsprojekt (Coordinated Research Project, CRP) inom IAEA, ”Study of process losses in separation process of partitioning and transmutation systems in view of minimising long-term environmental impact” har visat att pyrokemisk separation spelar en stor roll när gäller återcyklning av aktinider för att minska radiotoxiciteten långsiktigt. IAEA planerar att under 2010–12 ta fram ett så kallat Technical Document som beskriver nuläge och trender vad avser avancerade separationsmetoder.

Tekniskt genomförande

Transmutationen sker via neutronbestralning i reaktorer. Eftersom transmutationen bara blir partiell vid en bestrålning, krävs ett större antal återcyklningar. Mellan återcyklningarna krävs någon form av separation eller renframställning av de ämnen som ska transmutteras och tillverkning av nytt bränsle. Man talar därför om separation och transmutation som ett begrepp. Hur långt transmutationen kan drivas beror både på effektiviteten i separationen av de ämnen som ska transmutteras och på effektiviteten i transmuteringen. Man brukar ange att om 99 procent av transuranerna ska transmutteras måste processförlusterna i varje cykel understiga 0,1 procent.

Eftersom transmutationen aldrig kan göras fullständig kommer en del oförbrukade aktinider att bli kvar. Dessutom är majoriteten av klyvningsprodukterna inte möjliga att separera och transmuttera. Dessa kommer därför alltid att utgöra radioaktivt avfall. Vid separation, bränsletillverkning och transmutation av de återcirkulerade ämnena bildas dessutom nya typer av radioaktivt avfall.

Forskningen kring transmutation har fokuserats kring underkritiska så kallade ADS-reaktorer (Accelerator Driven System). Systemet bygger på att protoner accelereras upp till energinivåer i GeV-skala i ett elektromagnetiskt fält för att bringas att kollidera med en spallationskälla bestående av tunga atomer, till exempel bly eller en blandning av bly och vismut. Vid kollisionen splittras de träffade atomkärnorna varvid ett antal neutroner frigörs som kan användas för att klyva atomkärnor i bränslet. För att transuranerna ska kunna klyvas krävs snabba neutroner. Av denna anledning kan inte vatten användas som kylmedel i reaktorn eftersom vattnet skulle bromsa uppneutronerna till så kallade termiska energinivåer på samma sätt som sker i en lättvattenreaktor. ADS-reaktorerna antas därför kylas med flytande bly alternativt ett eutektikum⁹ av bly och vismut. ADS-reaktorer befinner sig i dagsläget på forskningsstadiet. Det är en allmän uppfattning att det kommer att ta flera decennier innan tekniken nått sådan mognad att en demonstrationsanläggning kan uppföras.

⁸ <http://www.iaea.org/inis/aws/fnss/>

⁹ Eutektisk sägs sammansättningen hos en legering vara, då legeringsämnenas proportioner är så valda att lägsta möjliga smältpunkt fås.

En viktig faktor för att uppnå en hög transmutationsgrad är att man lyckas hålla den avklingningstid som krävs, innan det använda ADS-bränslet kan upparbetas och nytt bränsle tillverkas av de kvarvarande transuranerna, kort. Detta kräver att lämplig separationsteknik används. Forskning pågår avseende såväl våtkemiska som pyrokemiska metoder. De extraktionsmedel som förutses komma till användning i våtkemiska processer är strålningskänsliga och kräver därför förhållandevis lång avklingningstid innan bränslet matas in i processen. De pyrokemiska processerna anses allmänt tillåta kortare avklingningstider, men det är istället mer osäkert när och om nödvändig separations-effektivitet kan uppnås i sådana processer.

När transuranerna har renframställts ska dessa ingå i kärnbränsle till ADS-reaktorer. Det pågår i dagsläget forskning som syftar till att få fram lämpliga bränsletyper för detta ändamål. Viktiga faktorer är bränslets värmetekniska egenskaper samt förutsättningarna för att lösa upp bränslet i någon syra i samband med upparbetning. Huvudintresset riktas mot oxid- eller nitridbaserat bränsle alternativt bränsle i en metallmatris.

Det transuranbaserade ADS-bränslet är betydligt mer radioaktivt än det uranbränsle som tillförs lättvattenreaktorer. Detta innebär att all hantering måste ske strålningskärrmat och fjärrstyrt. Transporter måste vidare ske i transportbehållare som liknar de som i dag används för transport av använt kärnbränsle. ADS-bränslet kräver dock sannolikt att dessa transportbehållare kompletteras med ett förbättrat skydd mot neutronstrålning.

Bildat avfall vid separation och transmutation

I en tidigare studie som bygger på data som tagits fram av en forskargrupp vid KTH och av OECD:s Nuclear Energy Agency har uppskattningar gjorts av de avfallsmängder som uppstår och behöver omhändertas i olika transmutationsscenarier (Grundfelt och Lindgren 2006, Dufek et al. 2006, NEA 2006). Förutsättningen för de scenarier som redovisas är att kärnkraften fasas ut och att därför transmutationen bedrivs med reduktion av avfallets livslängd som enda motiv. Med detta antagande som grund formulerades följande scenarier (Grundfelt och Lindgren 2006/ redovisar även ett scenario där plutoniet återcyklas som Mox i tre cykler, redovisas i avsnitt 3.1.1) för transmutation av det använda kärnbränslet som förväntas uppstå i det nuvarande svenska reaktorprogrammet:

- ADS – ADS-reaktorer drivs under 50 år på den maximala effekt som kan fås med hänsyn till tillgången på ADS-bränsle. Tillgången begränsas av att det använda ADS-bränslet måste avklinga en viss tid innan det kan upparbetas och ingå i nytt ADS-bränsle. Avklingningstiden har satts till tio, tre eller två år.
- ADS – ”Realistiskt scenario” i vilket initialt fem ADS-reaktorer drivs. Drifttiderna för dessa reaktorer varierar mellan 42 och 72 år. Efter 55 år tas en sjätte ADS-reaktor i drift och drivs i 45 år. Avklingningstiden mellan cyklerna har i detta fall satts till tre år.

För vart och ett dessa scenarier uppskattades de avfallsmängder som uppkommer vid upparbetning, vid bränsletillverkning, vid reaktordrift och vid rivning av de reaktorer som ingår i systemet. Dessutom uppskattades den mängd använt kärnbränsle som till slut återstår och måste slutförvaras. De uppskattade avfallsmängderna jämfördes sedan med de avfallsmängder som beräknas uppstå vid driften av nuvarande reaktorer. De uppskattade avfallsmängderna framgår av tabell 3-2. Den totala mängden producerad elenergi är större i transmutationsscenarierna än vad som fås i scenariet ”nuvarande reaktorer”. I tabell 3-3 redovisas därför de beräknade avfallsmängderna per producerad mängd elenergi. I tabellerna har det resturan som fås från upparbetningen av bränslet från dagens reaktorer (cirka 9 000 ton eller cirka 2,6 ton/TWh_e) utelämnats då sammansättningen på detta uran endast marginellt avviker från natururan.

Som framgår av tabell 3-2 medför transmutation att den totala mängden avfall som genereras ökar. Framför allt ökar mängden rivningsavfall. Dessutom tillkommer låg- och medelaktivt avfall, LILW liksom LILW från tillverkning av ADS-bränsle. Tabell 3-3 visar att mängden avfall per TWh_e inte påverkas lika mycket för de flesta avfallskategorierna. Rivningsavfall från reaktorerna utgör undantaget, eftersom den ökade energiproduktionen sker i nya reaktorer. Likaså blir mängden restbränsle större vid direktdeponering, medan transmutationsscenarierna istället ger upphov till förglasat högaktivt avfall (HLW) och mer avfall från upparbetning/bränsletillverkning.

Tabell 3-2. Beräknade avfallsmängder för några olika transmutationsscenarioer jämfört med de avfallsmängder som förväntas uppstå i de nuvarande svenska reaktorerna /Grundfelt och Lindgren 2006/.

	ADS, 10 års avklingning	ADS, 3 års avklingning	ADS, 2 års avklingning	ADS, Realistiskt scenario	Direktdeponering av använt uranbränsle från nuvarande reaktorer
Förglasat HLW, ton ¹⁾	4 715	4 491	4 454	4 312	–
LILW från uppberedning och bränsletillverkning, m ³	25 300	25 900	26 000	26 200	5 600
LILW från reaktordrift, m ³	39 800	41 000	41 200	41 900	36 900
Rivningsavfall från reaktorer, ton ²⁾	370 000	395 000	395 000	420 000	270 000 ³⁾
Restbränsle för deponering, ton tungmetall	53	23	16	27	9 350 ⁴⁾

¹⁾ Varav 4 200 ton härrör från uppberedning av det använda bränslet från nuvarande reaktorer.

²⁾ Osäkerheten i mängden rivningsavfall är minst 25 %, främst på grund av en förväntad utveckling av acceleratortekniken.

³⁾ Bygger på en beräknad erforderlig slutförvarsvolym på 178 700 m³ och en antagen skrymdensitet på 1 500 kg/m³/SKB 2005/.

⁴⁾ Varav 100 ton transuraner, 200–300 ton klyvningsprodukter och resten uran.

Det avfall som genereras i transmutationsscenarioerna innehåller mindre mängder av långlivade transuraner än det använda uranbränsle som i det nuvarande programmet avses direktdeponeras. I inget av de redovisade scenarioerna når man dock målet att transmutera minst 99 procent av transuranerna. Det ur denna synvinkel bästa scenariet är ADS-reaktorer med två års avklingningstid mellan cyklerna där restmängden transuraner utgörs av 16 ton, vilket motsvarar transmutation av 84 procent av det ursprungliga uranbränslets innehåll. Detta scenario förutsätter att man utvecklar de pyrokemiska separationsmetoderna så att en avskiljningsgrad på 99,9 procent av de ämnen som ska transmuteras uppnås. Det är i dag osäkert hur långt man kan nå med denna utvecklingsprocess.

När transuranerna transmuteras bildas klyvningsprodukter med kortare halveringstid än transuranerna. Detta medför att den totala radioaktiviteten ökar på grund av transmutationen, jämfört med radioaktiviteten i det använda uranbränslet som utgör råvara. Klyvningsprodukternas kortare halveringstider medför givetvis också att deras radioaktivitet avtar snabbare än vad transuranernas radioaktivitet gör. Man brukar ange att den tid det tar för det högaktiva avfallets radiotoxicitet att minska till en nivå som motsvarar toxiciteten av den mängd naturligt uran som gett upphov till avfallet, minskar från drygt 100 000 år för dagens använda uranbränsle till mellan 500 och 5 000 år för det avfall som fås från transmutationsreaktorerna, se till exempel /IAEA 2004/. Även avfallet från transmutation måste således hållas isolerat från människan och miljön under lång tid ur ett samhällligt perspektiv. Det råder en enighet om att detta lämpligen sker med slutförvaring i ett geologiskt medium.

Tabell 3-3. Avfallsmängder per producerad TWh_e energi för några olika transmutationsscenarioer /Grundfelt och Lindgren 2006/.

	ADS, 10 års avklingning	ADS, 3 års avklingning	ADS, 2 års avklingning	ADS, Realistiskt scenario	Direktdeponering av använt uranbränsle från nuvarande reaktorer
Totalt producerad energi, TWh _e	3 250	3 427	3 462	3 556	2 820
Förglasat HLW, ton/TWh _e	1,45	1,31	1,29	1,21	–
LILW från uppberedning och bränsletillverkning, m ³ /TWh _e	7,8	7,6	7,5	7,4	2,0
LILW från reaktordrift, m ³ /TWh _e	12,2	12,0	11,9	11,8	13,1
Rivningsavfall från reaktorer, ton/TWh _e	114	115	114	118	95
Restbränsle för deponering, ton tungmetall/TWh _e	0,016	0,007	0,005	0,008	3,3

Det inom EU:s sjätte ramverksprogram för forskning, utveckling och demonstration finansierade projektet Red-Impact har haft som syfte att utvärdera påverkan från separation och transmutation på det slutliga omhändertagandet av radioaktivt avfall ur ett ekonomiskt, miljömässigt och samhällligt perspektiv. Några av de viktigaste slutsatserna från projektet /Greeneche et al. 2007/ med avseende på slutligt omhändertagande av radioaktivt avfall kan sammanfattas som följer:

- Slutförvaring i ett djupt geologiskt förvar är oundviklig, även vid separation och transmutation.
- Den minskning av den långlivade aktinidaktiviteten som fås vid separation och transmutation minskar riskerna i samband med mänskligt intrång i slutförvaret men har en marginell effekt på den långsiktiga säkerheten, eftersom aktiniderna har så låg löslighet att de inte bidrar signifikant till risken.
- Separation och transmutation kan minska värmeutvecklingen från det deponerade avfallet och därigenom medge en mer kompakt deponering.
- Separation och transmutation ger upphov till strömmar av långlivat medelaktivt avfall och avfall med ett innehåll av flyktiga radionuklider som kräver särskild uppmärksamhet.

3.1.3 Användning i fjärde generationens reaktorer

De reaktorer som är i drift i dag räknas i allmänhet till den andra eller tredje generationens reaktorer, medan den första generationens reaktorer har tagits ur drift eller är på väg att tas ur drift. Till den fjärde generationens reaktorer räknas ett antal reaktortyper som för närvarande befinner sig på forskningsstadiet. De flesta av dessa reaktortyper beräknas vara i drift först cirka år 2030. Undantaget utgörs av en typ av högtemperaturreaktorer som brukar gå under beteckningen VHTR (Very High Temperature Reactor), även kallad NNGP (Next Generation Nuclear Plant), som beräknas kunna vara i drift i början av 2020-talet.

Forskningen omkring den fjärde generationens reaktorer startades av Generation IV International Forum (GIF), ett forskningssamarbete mellan tio parter med syftet att ta fram en ny generation reaktorer som bättre svarar mot 2000-talets krav på en hållbar utveckling /GIF 2007/. De deltagande parterna är Argentina, Brasilien, Euroatom, Frankrike, Kanada, Japan, Storbritannien, Sydkorea, Sydafrika och USA.

Några av reaktortyperna kan utnyttja nuklider som normalt inte är klyvbara som bränsle på grund av reaktorernas reaktor fysikaliska egenskaper, medan andra typer har fördelen att genom en högre verkningsgrad, utnyttja uranet effektivare och därmed minska behovet av nybrutet uran. Vissa av koncepten kan även utnyttjas till att generera nya klyvbara nuklider från nuklider som normalt inte är klyvbara, så kallade bridreaktorer. Gemensamt för samtliga koncept är att de för samma mängd genererad energi ger mindre mängd avfall och i vissa fall avfall med kortare halveringstider än vad som fås i dagens system. I ett par av koncepten kan höga drifttemperaturer användas för att bilda vätgas från vatten i termokemiska processer. Vätkäslan kan sedan användas, till exempel, i bränsleceller.

I Tabell 3-4 Visas en sammanställning av de sex reaktortyper som brukar hänföras till den fjärde generationens reaktorer. De tre första reaktortyperna bygger på ett i huvudsak termiskt neutronspektrum, SCWR och MSR studeras även i utföranden med snabba neutroner, medan de tre senare bygger på snabba neutroner. Nedan görs en kortfattad sammanfattning av de olika reaktortypernas egenskaper.

- **Högtemperaturreaktorer:**
Grafitmodererade reaktorer (prismatiska block eller grafitkylor, så kallade pebble bed reactor). Bygger på en uranbaserad bränslecykel där uranet inte återanvänds. Den höga temperaturen kan användas till exempel vätkäslaproduktion enligt den så kallade jod-svavelprocessen /Mathias och Brown 2003/. Högtemperaturreaktorerna är passivt säkra.
- **Reaktorer som kyls av vatten vid superkritiskt tryck:**
Denna reaktortyp är vattenmodererad. Genom kylvattnet/moderatoren har superkritiskt tryck kan reaktorn drivas vid högre temperatur än vanliga lättvattenreaktorer varigenom en högre verkningsgrad fås (~45 % mot ~33 % i dagens lättvattenreaktorer). Konceptet bygger på teknik som redan tillämpas i fossilbränsleeldade kraftverk.

- **Saltsmältareaktorer:**
Det finns flera reaktorkoncept som bygger på kylning med smält salt. I en variant är uranet upplöst som urantetrafluorid i en smälta av ett fluoridsalt. Smältan uppnår kriticitet när den får rinna genom en grafitmoderator. I andra koncept är bränslet utspritt i en grafitmoderator som kyls med en saltsmälta.
- **Gaskylda snabba reaktorer:**
I detta reaktorkoncept kyls reaktorn med helium vid en temperatur av 850 °C. I en sådan reaktor kan nuklider som inte själva är klyvbara utnyttjas som bränsle genom att de absorberar neutroner och bildar klyvbara nuklider. Detta kan användas för att utnyttja till exempel uran-238 och högre aktinider som bränsle. För att öka effektiviteten i omvandlingen av värme till elektricitet utnyttjas gasturbiner. Den höga temperaturen ställer krav på bränslets integritet, varför till exempel kompositkeramer studeras.
- **Natriumkylda snabba reaktorer:**
Denna reaktortyp bygger på två existerande reaktortyper (Liquid Metal Cooled Fast Breeder Reactor och Integral Fast Reactor). Kylmediet är flytande natrium och reaktorn kan utnyttjas till att bränna långlivade aktinider liksom till att generera nytt bränsle, främst plutonium, från icke klyvbara nuklider (breeding). Hanteringen av stora mängder natrium är en säkerhetsmässig komplikation.
- **Blykylda snabba reaktorer:**
Denna reaktortyp kyls antingen med flytande bly eller av ett eutektikum¹⁰ av bly och vismut. Kylmediets temperatur ligger på 550 °C med möjligheter att komma upp till 800 °C. Detta möjliggör produktion av vätgas på samma sätt som i den ovan nämnda termiska högtemperaturreaktorn.

Det primära syftet med initiativet att utveckla fjärde generationens reaktorer är att få fram reaktorer med förbättrad kärnsäkerhet, bättre säkerhet mot spridning av kärnämnen, minimering av avfall och användning av naturresurser och som medför en reduktion av bygg- och driftskostnader. De olika reaktortyperna har i dessa avseenden olika egenskaper. Eftersom de alla är under utveckling och inte förväntas vara i drift förrän om ett par decennier, är det svårt att i dag få en underbyggd överblick över hur de skulle påverka avfallshanteringen. Det är emellertid väl känt att utnyttjandet av natururan effektiviseras i dessa reaktorkoncept, vilket rimligen leder till en minimering av avfallsgenereringen. Som exempel kan nämnas att om snabba bredreaktorer utnyttjas, kan energiuttaget från det naturliga uran som bryts i gruvor ökas från mindre än en procent – som uppnås vid direkt deponering av använt uranbränslet – och upp till kanske 70 procent av teoretiskt värde /Ahlström 1999/. Det skulle i så fall innebära att natururanförbrukningen per producerad energienhet skulle minska med cirka 99 procent.

Tabell 3-4. Överblick över de reaktortyper som hänförs till fjärde generationen /GIF 2007/.

Reaktortyp	Neutronspektrum	Kylmedium	Drifttemperatur, °C	Bränslecykel	Storlek, MW _e
Högtemperaturreaktorer, VHTR	Termiskt	Helium	900–1000	Öppen	250–300
Vattenkyld reaktor vid Superkritiskt tryck, SCWR	Termiskt/snabbt	Vatten	510–625	Öppen/sluten	300–700, 1000–1500
Saltsmältareaktorer, MSR	Snabbt/termiskt	Fluoridsalter	700–800	Sluten	1000
Gaskyld snabb reaktor, GFR	Snabbt	Helium	850	Sluten	1200
Natriumkyld snabb reaktor, SFR	Snabbt	Natrium	550	Sluten	350–150, 300–1500, 1000–2000
Blykyld snabb reaktor, LFR	Snabbt	Bly	480–800	Sluten	20–180, 300–1200, 600–1000

¹⁰ Eutektisk sägs sammansättningen hos en legering vara, då legeringsämnenas proportioner är så valda att lägsta möjliga smältpunkt fås.

3.2 Dumpning i havet

En uppenbar tillämpning av principen att späda till ofarliga koncentrationer och sprida ut i miljön är havsdumpning. Säkerheten bygger på att utnyttja spädning och spridning i havet. Det använda kärnbränslets låga upplösningshastighet bidrar till att utsläppen sker över lång tid, vilket säkerställer att radionukliderna späds i en stor volym. Londonkonventionen förbjöd dumpning av högaktivt avfall i havet /IMO 1972/. Konventionens parter utsåg FN:s Internationella Atomenergiorgan, IAEA, internationell organisation för frågor som rör deponering av radioaktivt avfall till havs. IAEA:s uppgift innebar bland annat att definiera högaktivt avfall samt att rekommendera de grunder på vilka specialtillstånd för deponering av material som omfattades av konventionens förbud skulle kunna ges. Den senaste definitionen av högaktivt avfall med relevans för Londonkonventionen gavs ut 1986 /IAEA 1986/. Efter att frågan om spridning av radionuklider i haven hade analyserats /IAEA 1993/ antog konventionens parter en resolution /IMO 1994/ som innebar ett totalförbud för dumpning av radioaktivt avfall till havs.

Dumpning av olika former av radioaktivt avfall har genomförts sedan det andra världskriget och fram till förbudet av Belgien, Frankrike, Italien, Japan, Nederländerna, Nya Zeeland, Ryssland, Schweiz, Sovjetunionen, Sverige, Storbritannien, Sydkorea, Tyskland och USA /IAEA 1999/. Huvuddelen har varit låg- och medelaktivt avfall från medicinska, militära och industriella tillämpningar samt från kärnkraftsindustrin. Sovjetunionen har även dumpat 16 kärnreaktorer (varav sex med sitt innehåll av använt kärnbränsle) från uttjänta ubåtar och 60 procent av en härd från en nukleärt driven isbrytare i Norra ishavet. Totalt har avfall med ett aktivitetsinnehåll på cirka 85 PBq dumpats varav en dominerande del i nordöstra Atlanten (42 PBq) och Norra ishavet (38 PBq). De stater som har dumpat största mängderna aktivitet är Sovjetunionen (45 %) och Storbritannien (41 %). Sveriges bidrag anges till 3,2 TBq eller 0,004 procent av den totala aktivitet som har deponerats till havs /IAEA 1999/.

Det finns varken några konkreta förslag till systemutformning eller några egentliga säkerhetsvärderingar gjorda för denna strategi. Huvuddelen av de havsdumpningar som genomförts har gjorts genom deponering från fartyg av avfall i olika typer av förpackningar. En del av avfallet har dumpats i flytande form. En möjlighet är att bränslet placeras i någon form av kapslar som sedan dumpas i havet. Kapslarna kan vara utformade för att förbli täta under längre eller kortare perioder. Strategin bygger på att när/om kapslarna blir otäta och radioaktiva ämnen börjar frigöras från bränslet, blir utspädningen så stor att aktiviteten inte når människan i sådana koncentrationer att den utgör någon fara.

Förbudet mot havsdumpning i Londonkonventionen liksom i OSPAR-konventionen reglerna om skydd av den marina miljön i Nordostatlanten /UD 1994/ utesluter havsdumpning som metod för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle i Sverige.

3.3 Utskjutning i rymden

Den enda strategin som kan sägas innebära att det använda bränslet blir otillgängligt för jordens befolkning för all framtid är utskjutning i rymden. Säkerheten bygger på att bränslet kan skjutas ut till en plats i universum och aldrig mer komma i kontakt med människan och miljön. Strategin studerades i USA under 1970-talet och början av 1980-talet, se till exempel /U.S.AEC 1974/. Dessa studier visar att denna strategi kräver någon form av uppberedning för att separera de högaktiva ämnena från uranet och begränsa vikten på avfallet, eftersom det tekniskt och ekonomiskt blir orimligt att skjuta ut hela mängden använt kärnbränsle i rymden. I 40 år gammalt kärnbränsle representerar de tio farligaste ämnena 99,9 procent av farligheten och endast 0,8 procent, eller åtta kilogram per ton, av vikten (gäller bränsle av typen Svea 64 med utbränningsgrad 38 MWdygn/kg U /Morén 1998/).

Översiktlig systembeskrivning

Ett system för utskjutning i rymden kräver:

- Mellanlager.
- Transportsystem för bränsletransporter på mark.
- Anläggning för separation av de delar av bränslet som ska skjutas ut.
- Anläggning för paketering av de delar av det använda bränslet som ska skjutas ut.
- Rymdbas för utskjutning.
- System för att skjuta ut det paketerade bränslet i rymden.
- Anläggningar för hantering och slutförvaring av det avfall som inte skall skjutas ut i rymden.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid upp-
arbetningen och den övriga hanteringen, inklusive mellanlagring och paketering.

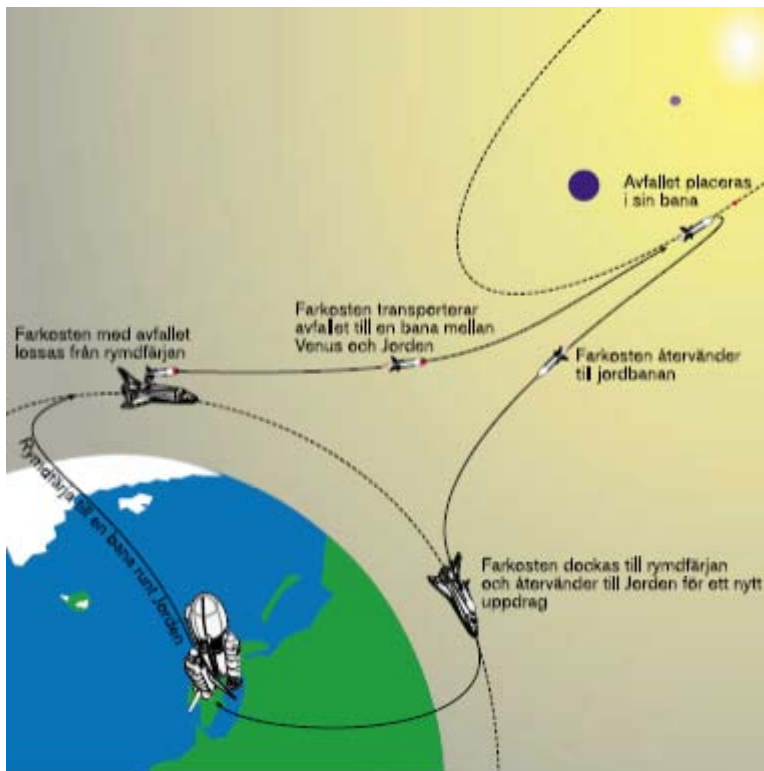
Man föreställer sig att utskjutningen skulle ske i två steg. I ett första steg placeras en rymdfärja i en omlopps bana runt jorden. I det andra steget skjuts en farkost med avfallet ut från rymdfärjan till sin slutliga destination som kan vara en obestämd plats utanför vårt solsystem, en stabil planetarisk bana eller ett något speciellt mål, till exempel solen. I samtliga fall blir det använda bränslet otillgängligt för all framtid. Det skulle gå åt enorma mängder raketbränsle för att transportera det använda kärnbränslet till en avlägsen plats i universum. I amerikanska utredningar av möjligheterna att sända människor till Mars /Musser och Alpert 2000/ räknar man med att det krävs åtminstone ett ton raketbränsle per ton material som transporteras från en bana runt jorden till Mars. Kostnaderna för transporten ut till jordbanan bedöms efter utveckling kunna minska från dagens 20 miljoner till cirka två miljoner dollar per ton använt bränsle. För att begränsa bränsleförbrukning och för att kunna använda transportfarkosterna för flera uppdrag får det valda målet i universum inte vara alltför avlägset.

I de amerikanska studierna från 1970- och 1980-talen beskrevs ett referenssystem för att kunna utvärdera strategins möjligheter /Rice et al. 1980/. Förutom anläggningarna ovan, ingår anläggningar för upp-
arbetning och konditionering av avfallet. Det avfall som i första hand avsågs skjutas ut var högaktivt upp-
arbetsavfall (även militärt avfall studerades). Ett problem är att koncentrerat avfall av radioaktiva ämnen, med syftet att minska volym och vikt samtidigt medför att avfallets strålning och värmeutveckling ökar, vilket kan medföra att det krävs aktiv kylning såväl medan avfallet är kvar på jorden som under transporten ut i rymden. När avfallet väl nått sitt mål i rymden behövs däremot inga skyddssystem för kylning eller strålskärning.

Avfallets form blir ett optimeringsproblem, där man strävar efter att transportera ut så mycket avfall som möjligt vid varje utskjutning från jorden. Ju färre transporter desto mindre kostnader och mindre sannolikhet för att en olycka någon gång ska inträffa. Men stora avfallspaket är svåra att kyla. Man strävar också efter att minimera omfattning och vikt på de kringssystem som krävs under transporten ut i rymden. I referenssystemet planerades det preparerade avfallet lagras under aktiv kylning i tio år före utskjutningen. För att minska kostnaderna studerades även en variant där de radionuklider som bidrar mest till de höga temperaturerna (cesium och strontium) separerades från det avfall som skulle skjutas ut i rymden.

De nuklider som skulle skjutas ut planerades att placeras i järn/nickel baserad cermet, ett kompositmaterial sammansatt av keramiska och metalliska material. Materialet valdes med hänsyn till att radionukliderna skulle kunna packas tätt och för materialets goda förmåga att motstå påfrestningar i samband med olika tänkbara olyckor. För nuklider som inte skulle skjutas ut samt för avfall från upp-
arbetningen planerades geologisk deponering. I det föreslagna systemet packas avfallet i form av cermetcylindrar i en sfärisk stålkonstruktion, som sedan placeras i en behållare som skyddar och strålskärmar avfallet.

Behållaren placeras i en farkost, som sedan förs ut till en bana runt jorden med en rymdfärja. När rymdfärjan nått banan runt jorden, lämnar farkosten färjan och avfallet förs vidare mot sitt mål, en bana runt solen mellan Venus och Jorden. När farkosten placerat avfallet i sin bana återvänder den till banan runt jorden, där dockas den till rymdfärjan och förs tillbaka till jorden för att lastas med en ny avfallsbehållare. En skiss över systemet visas i Figur 3-4. Systemet bedömdes till stora delar kunna utnyttja kunskap som finns i det amerikanska rymdprogrammet. Vad gäller transporten med rymdfärjan föreslogs tillgängliga system utnyttjas. För övriga komponenter som ingår i själva utskjutningen av avfallet, krävdes nya konstruktioner och testning, men ingen utveckling av ny teknik.



Figur 3-4. Skiss över det amerikanska referenssystemet för utskjutning av radioaktivt avfall i rymden.

Utskjutning i rymden bedömdes i första hand vara ett ingenjörsmässigt problem, som till stora delar kunde baseras på befintlig teknologi. Forskning och teknikutveckling krävs dock inom vissa områden såsom upparbetningen, cermetmaterialet och dess egenskaper samt konstruktion av utrustning för att korrigera/hämta tillbaka avfallet vid eventuella olyckor och missöden. Det bedömdes fullt möjligt att utveckla tekniken till ett genomförbart system /Rice et al. 1980/. Det kan noteras att denna bedömning gjordes innan den första rymdfärjan (Columbia) tagits i drift (1981) innan olyckorna med rymdfärjorna Challenger (1986) och Columbia (2003).

Säkerhet vid utskjutning i rymden

Säkerhetsutvärderingar ingick i utformningen av referenssystemet syftet med dem var i första hand att ge konstruktionsförutsättningarna för systemet /Rice et al. 1980/. Om inga olyckor sker förekommer visst utsläpp av radionuklider i samband med upparbetning och beredning av avfallet. Utöver det förväntas inga doser utöver dem till personalen. Vad gäller olyckor bedömdes de flesta potentiella utsläpp av radionuklider kunna undvikas genom en lämplig design. Risker för utsläpp delades in i kortsiktiga och långsiktiga.

På kort sikt skulle utsläpp kunna ske vid olyckor i samband med utskjutningen. Genom lämplig design kan dock utsläpp av radioaktiva ämnen till atmosfären undvikas. Inte ens vid allvarliga olyckor, som om rymdfärjan skulle fatta eld eller explodera, eller om avfallet av misstag skulle återvända till jorden förväntas någon spridning av radioaktiva ämnen till atmosfären. Ett undantag är om avfallsbehållaren skulle vara trasig och avfallet komma in i jordatmosfären i delar, vilket skulle kunna ske efter en kollision i rymden.

När avfallet nått jordytan räknar man med att i de flesta fall kunna återta det. För att lokalisera och hämta upp avfallet från stora djup i havet krävs utveckling av ny teknik och utrustning. I vissa extremfall – till exempel om det landar i en vulkan – kan avfallet inte återtas.

På lång sikt kan utsläpp förekomma från avfall som inte återtagits efter en olycka. Man kan också tänka sig att inplaceringen i banan mellan Venus och Jorden misslyckas, så att det finns risk att avfallet återvänder till jorden lång tid efter utskjutningen, och inte återtas då det nått jordytan. För att minimera denna risk krävs utveckling av nya rymdfarkoster som kan lokalisera och återhämta avfall som kommer på avvägar vid utskjutningen.

Ytterligare en risk är att avfallet träffas av en meteorit då det ligger i sin slutliga bana, att det går i delar och vissa av dem når jorden. Denna risk bedöms dock vara försumbar. Sannolikheten för att avfallet träffas av en meteorit är liten, även om det skulle inträffa skulle de flesta delarna aldrig nå jorden, och de delar som eventuellt når fram, skulle spridas över lång tid.

Systemets säkerhetsmässiga fördelar och nackdelar gentemot geologisk deponering har utvärderats /Rice et al. 1982/. I utvärderingen antogs att cesium och strontium till 90 procent separerats från avfallet som skjuts ut i rymden, och att den geologiska deponeringen sker i en saltformation. Slut-satserna från den studien var att riskerna i samband med utskjutning i rymden är små. De beräknade riskerna vid geologisk deponering är dock så små att utveckling och genomförande av utskjutning i rymden inte är berättigad.

3.4 Deponering under inlandsisar

Deponering under inlandsisar är en tillämpning av principen samla in och avskilja från människa och miljö. Säkerheten bygger på att det använda kärnbränslets egenskaper, i kombination med inlands-isen gör avfallet otillgängligt under mycket lång tid. Inlandsisar förekommer idag på Antarktis samt på Grönland och vissa öar norr om Kanada. Huvuddelen av isen runt nordpolen utgörs dock av havsis.

Då radioaktiva ämnen slutligen kan komma att frigöras förväntas utspädningen och spridningen vara stor. Ett system för deponering under inlandsisar kräver:

- Mellanlager.
- Anläggning där det använda bränslet paketeras.
- Transportsystem.
- System för deponering på/under inlandsisen.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Strategin har endast diskuterats på idéplanet. En utgångspunkt för diskussionerna har varit att ett internationellt slutförvar skulle kunna anläggas på internationell mark på Antarktis, som är vår största istäckta kontinent. Tre utformningar har diskuterats /U.S.AEC 1974/:

1. Kapslar med avfall placeras i 50–100 meters djupa borrhål och får sedan smälta ner genom isen med hjälp av avfallens resteffekt för att slutligen hamna på marken under isen.
2. Kapslarna placeras i borrhål på samma sätt som i 1. Kapslarna förses dock med wire eller kedjor som förankras på isens yta så att kapslarna förblir hängande inuti ismassan.
3. Det inkapslade avfallet förvaras i lagerbyggnader ovanpå isytan. Efter en inledande avkylningsperiod tillåts lagerbyggnaden begravas av den naturliga istillväxten.

Konceptet utformades i sina huvuddrag på 1970-talet, det vill säga innan debatten om den globala uppvärmningen hade tagit fart. På den tiden förutsågs inga hot mot inlandsisarnas existens. Inga analyser av den globala uppvärmningens effekt på konceptet har gjorts. Deponering av radioaktivt avfall på Antarktis strider mot Antarktisfördraget och Lag om Antarktis (SFS 2006:924).

3.5 Deponering i djuphavssediment

Deponering i sediment på djuphavsbotten kan sägas tillämpa principen att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö.

Säkerheten bygger främst på djuphavssedimentens egenskaper, men också på effektiv utspädning och spridning i oceanerna. Avfallet deponeras i kapslar som förväntas hålla de radioaktiva ämnena helt inneslutna i 500 till 1 000 år efter deponering. Havet och de kontinuerliga strömmarna ger en mycket effektiv utspädning och spridning. Radionuklidernas väg från sedimenten tillbaka till mänsklig miljö är lång.

Deponering under havsbotten föreslogs på 1950-talet. Under 1980-talet undersöktes djuphavsdeponering aktivt bland annat av NEA och EU, inom ramen för PAGIS-studien /NEA 1988, Mobbs et al. 1988/. Studierna gäller förglasat uppberedningsavfall, men resultaten är tillämpbara även för direktdeponering av använt kärnbränsle. I det internationella Ocean Drilling Project studerades möjligheterna att borra djupa hål i havsbotten från ytfartyg /ODP 2007/. I USA fanns fram till 1996 "Office of Subseabed Disposal Research" /Ekendahl och Papp 1998/. Sedan dess har inga nationella eller internationella organisationer så vitt känt bedrivit forskning eller utveckling som syftar till deponering av radioaktivt avfall under havsbotten. Deponering i havssediment förbjöds genom 1996 års tilläggsprotokoll till Londonkonventionen.

Systembeskrivning

Ett system för deponering i sediment på havsbotten kräver:

- Mellanlager.
- Anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen.
- Transportsystem.
- System för att deponera det inkapslade bränslet i sedimenten.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Deponering under havsbotten innebär att inneslutet avfall placeras i havssediment på stort djup långt ut till havs.

De översta cirka 100 meter sediment består av tjockt visköst slam, av ungefär lika delar lera och/eller karbonatmineral och vatten. Därunder återfinns ett skikt med petrifierade (konsoliderade och förstenade) sediment, som i sin tur vilar på berggrunden. Djuphavssediment är lätt förutsägbara och exceptionellt stabila över tidsperioder på miljontals år. Det ideala sedimentet är finkornigt och lerhaltigt, med begränsad rörlighet för porvatten. Därmed hindras effektivt transport av de flesta radionuklider. Platsen skulle väljas i en djup del av oceanen (på fyra till sex kilometers djup), långt från tektoniskt eller vulkaniskt aktiva områden.

Primära geovetenskapliga kriterier för utvärdering av tänkbara platser är:

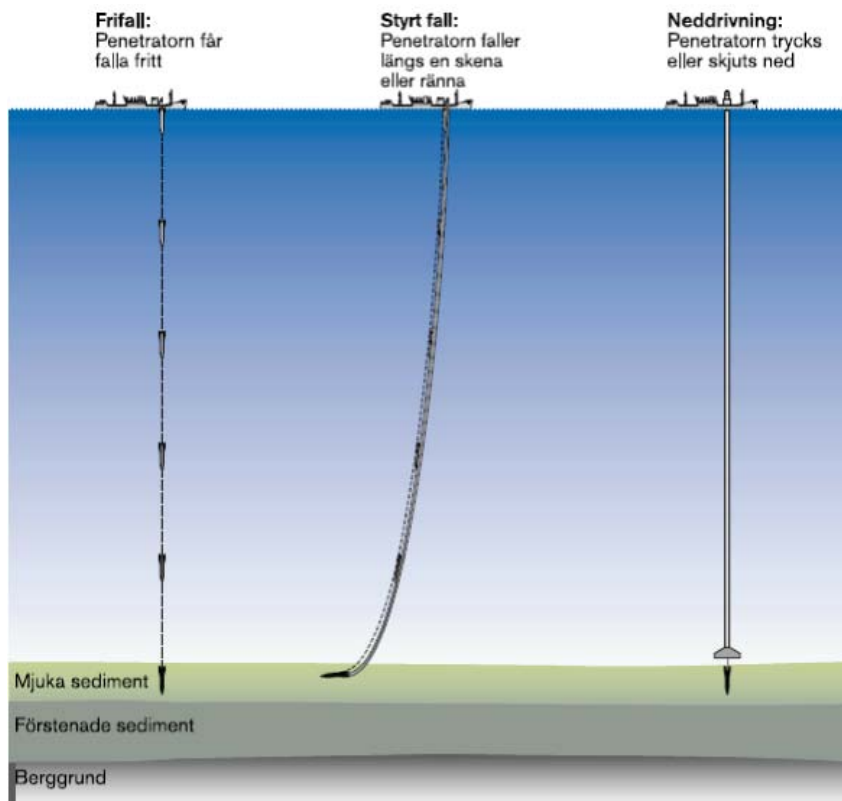
- Geologisk stabilitet (och därmed förutsägbarhet).
- En effektiv sedimentbarriär för radionuklidföreningar.

Både inom NEA- och PAGIS-studien genomfördes geovetenskapliga karakteriseringsstudier på olika platser i Nordatlanten och av NEA även i Stilla havet.

Två principiellt olika deponeringsmetoder har föreslagits, deponering med frifallspenetratorer i de viskösa sedimenten, samt deponering i borrhål i de petrifierade sedimenten. Tänkbara variationer av det borrhåls systemet är deponering i den underliggande berggrunden eller i de övre mjuka sedimenten /Beale 1989/. Deponeringen sker från fartyg. Även deponering från en anläggning på havsbotten är tänkbar.

Systemet med frifallspenetratorer som diskuterades i NEA- och PAGIS-studierna bygger på en stor (8,50 meter lång och 0,65 meter i diameter) torpedliknande penetrator med en vikt på några ton. Inkapslat avfall placeras i penetratorn, och för att tåla de höga trycken på havsbotten fylls hålrummen med en blylegering. Vid deponeringen släpps penetratorn från ett fartyg. På sitt fall genom vattnet får penetratorn tillräcklig rörelsemängd för att tränga ner fullständigt i sedimentet. Vid nedträngningen i bottensedimentet uppstår en kavitationseffekt som garanterar att slammet sluter hålet efter den nedträngande penetratorn. Kapseln med avfallet hamnar helt omgiven av sediment på cirka 50 meters djup i det översta mjuka sedimentskiktet av havsbotten.

Innan deponering påbörjas har ett hjälpfartyg utfört en undersökning av havsbotten och identifierat eventuella hinder på botten. Deponeringen med frifallspenetratorer är sedan enkel. Flera systemvarianter för deponeringen har föreslagits, se figur 3-5. De förberedda penetratorerna hämtas från en anläggning på land. Vid platsen ovanför de förutsedda deponeringspunkterna släpps penetratorerna från nedföringsmekanism i deponeringsfartyget. Deponeringsfartyget rör sig i ett regelbundet mönster



Figur 3-5. Olika systemvarianter för deponering i de mjuka sedimenten med penetrator.

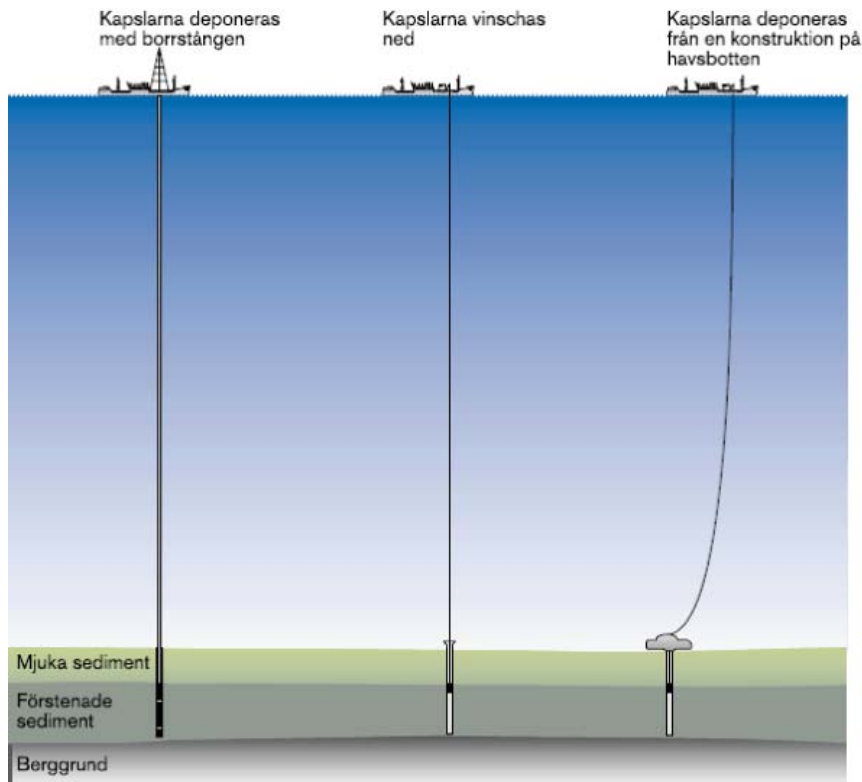
på havsytan och släpper penetratorer med jämna mellanrum. Avståndet väljs så att de termiska fälten inte överlappar varandra. Hjälpfartyget är försett med spårningsutrustning som följer penetratorerna till botten och verifierar exakt deponeringsplats och nedträngningsdjup.

I alternativet med borrhål deponeras kapslarna i cirka 800 meter djupa vertikala borrhål i de undre petrifierade (konsoliderade) sedimenten. Det internationella Ocean Drilling Project har visat att det är möjligt att borra djupa hål i havsbotten från ytfartyg, att fodra hålen och att lokalisera tidigare borrade hål.

Enligt förslaget skulle ett antal kapslar placeras tillsammans i ett långt stålrör, så kallad ”stringer”. De tomma utrymmena i stålröret fylls med betong och ändarna proppas. Flera sådana rör kopplas samman till ett paket och förs ner i borrhålet. Paketet deponeras på 400–800 meters djup under havsbotten. Efter deponeringen återfylls borrhålet med cement. Borrhålets övre delar tätas med material med bättre barriäregenskaper än de omgivande marina sedimenten, till exempel en blandning av cement, pulvriserad aska och bentonit.

Hålen borrar på ett inbördes avstånd av några hundra meter. Det mycket större antalet kapslar per deponeringsplats betyder att en mindre yta av havsbotten tas i anspråk än för penetratoralternativet.

Även för deponering i borrhål finns flera systemvarianter. Olika alternativ vad gäller deponeringsteknik har föreslagits, se figur 3-6. Även deponeringsdjupet kan varieras, och både deponering i de mjuka sedimenten och den underliggande berggrunden är möjlig. Kapslar och återfyllnadsmaterial kan vidareutvecklas och anpassas till den valda tekniken och deponeringsdjupet.



Figur 3-6. Olika systemvarianter för deponering i borrhål. Förutom deponeringstekniken kan deponeringsdjupet varieras.

Säkerhet

Avfallsbehållarna förväntas förbli intakta i flera hundra år, innan avfallet exponeras för porvatten i sedimentet. Frigörelsen av radionuklider är beroende av temperaturen, bränslematrisens löslighet och lösligheten hos radionukliderna i porvattnet. När radionukliderna väl har gått i lösning, kan de transporteras genom sedimentet och ut i havsvattnet via advektion¹¹ eller diffusion. I ostörda havs-sediment rör sig porvattnet extremt långsamt. Porvattenrörelsen drivs av kompaktering på grund av nybildning av sediment på havsbottenytan. Värmen i närzonen kan accelerera porvattnets rörelse, advektionen. De upplösta radionukliderna sorberas av sedimenten och nedbrytningsprodukter från kapselmaterialet. Transporthastigheten för de flesta radionuklider kommer därmed att bli lägre än diffusionshastigheten hos porvattnet i sedimenten. Förr eller senare förväntas dock radionuklider att nå upp till havsbotten och börja spridas i havsvattnet.

Närzonerna i penetratoralternativet och borrhålsalternativet skiljer sig från varandra. Vid deponering i borrhål tillkommer tekniska barriärer och deponeringsdjupet är större. Trots dessa skillnader är de flesta processer som kan frigöra och transportera radionuklider från avfallet gemensamma för båda systemvarianterna /NEA 1988, Mobbs et al. 1988/.

Ett antal aspekter av betydelse för säkerheten vid deponering under havsbotten behandlades inom NEA- och PAGIS-studierna. Exempel på frågor som studerats är:

- Rörelse av frifallsdeponerade penetratorerna uppåt i sedimenten, på grund av uppvärmningens inverkan på sediment och porvatten.
- Biologiska processer i de marina sedimenten med betydelse för radionuklidtransport och materialnedbrytning.
- Transporten av radionuklider från de stora havsdjupen till människan.

¹¹ Advektion eller advektiv transport = transport av ett ämne eller annan egenskap med en vätska eller gas som förflyttas.

Som en del av NEA-studien undersöktes också diffusions- och fördröjningsegenskaperna för radionuklider i marina sediment genom laboratorieexperiment. År 1985 samarbetade NEA och EG i en forskningsexpedition till North Abyssal Plain i Atlanten, som bland annat studerade radionuklidernas transport i sediment på havsbotten /Ekendahl och Papp 1998/.

Såväl NEA- som PAGIS-studierna genomförde omfattande radiologiska beräkningar för penetratorsystemet. Båda studierna inkluderade analyser av såväl ett normalt utvecklingsscenario (referensfall) som ett antal alternativa scenarier, samt utvärderingar av potentiella olyckor. För borrhålsbaserad deponering beräknades stråldoserna för ett normalt utvecklingsscenario. Analyserna visade att deponering i sediment på havsbotten skulle innebära obetydliga risker för den marina och den mänskliga miljön. Doserna från borrhålsdeponering beräknades bli betydligt lägre än vid slutförvaring på land. Även i penetratorsystemet blev doserna lägre än beräknade doser från slutförvar på land.

Studiernas slutsats var att deponering i sediment på havsbotten har potential att erbjuda ett säkert och kostnadseffektivt slutförvaringssystem. Lämpliga platser har identifierats i såväl Atlanten som i Stilla Havet och dagens teknik är adekvat för deponering antingen enligt penetratorsystemet eller enligt det borrhålsbaserade systemet.

Deponering i djuphavssediment är förbjudet enligt Londonkonventionen och kan sannolikt anses stå i strid mot reglerna i OSPAR-konventionen om skydd av den marina miljön i Nordostatlanten. Strategin har inte närmare övervägts i Sverige.

3.6 Övervakad lagring

Övervakad lagring kan sägas vara en tillämpning av principen att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö. På grund av att lagringskapaciteten i reaktorernas bassänger är begränsad ökar behovet i världen av att lagra använt kärnbränsle på annat sätt i väntan på upparbetning eller slutförvaring. Under denna mellanlagring minskar radioaktiviteten och värmeutvecklingen i det använda kärnbränslet, vilket underlättar den fortsatta hanteringen. Längden på den period bränslet mellanlagras kan variera och systemet kan utformas med hänsyn till detta.

Ett system för övervakad lagring kräver:

- En eller flera anläggningar där det använda bränslet lagras.
- Behållare eller speciellt utformade utrymmen som svarar för strålskydd och kylning.
- Transportsystem.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som kan uppkomma vid hanteringen.

Övervakad lagring under en begränsad period ingår av tekniska skäl alltid i hanteringen av använt kärnbränsle och omfattande erfarenheter finns från flera länder. Flera olika system för övervakad lagring finns i drift, de kan delas in i våt respektive torr lagring. Vid våt lagring sker strålskärning och kylning med hjälp av vatten. Vid torr lagring svarar lagringsbehållaren eller lagringsutrymmet för strålskärning medan kylning sker till omgivande luft. Internationellt finns det en trend mot en ökad användning av torr lagring, främst beroende på lägre investerings- och driftkostnader än vid våt lagring /IAEA 2003/. Den vardagliga driften är enklare vid torr lagring än vid våt, men i båda fallen finns ett behov av övervakning. Övervakad lagring är således inte en metod för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle.

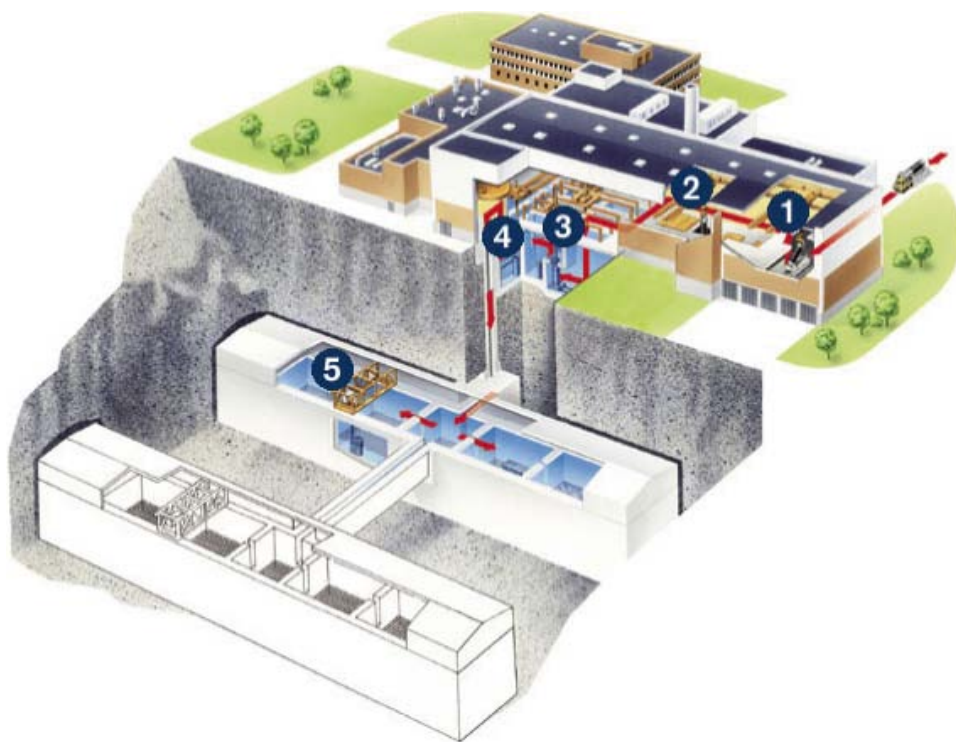
Nedan beskrivs huvuddragen i dessa båda utformningar av strategin övervakad lagring. Ett koncept för torr lagring som brukar benämnas Dry Rock Deposit (DRD), och som av sina förespråkare har lanserats som alternativ till geologisk slutförvaring, behandlas i ett särskilt avsnitt.

Våt lagring

Det använda bränslet förvaras i vattenfyllda bassänger, där vattnet utgör såväl kylmedel som strålskärming av bränslet. För att föra bort restvärmten kyls bassängvattnet genom att det cirkuleras i ett slutet system med värmeväxlare. Bränslekapslingsrören av zirkaloy utgör en barriär mot att radioaktiva ämnen från bränslet löses i vattnet. För att förhindra korrosion av bränslet, kapslingsrören och metallkonstruktioner är kraven på vattenkvalitet höga och bassängvattnet renas kontinuerligt. Vid reningen avskiljs också de radionuklider som kan ha lösts i vattnet. En del av vattnet avdunstar på grund av värmen från bränslet, och måste ersättas med nytt. Våt lagring kräver således system för värmeväxling, rening och vattenförsörjning. För att garantera säkerheten krävs kontinuerlig drift och underhåll av anläggningen.

Erfarenheter från våt lagring finns från flera länder. I det svenska mellanlagret Clab sker lagringen i bassänger belägna i berggrum 20–30 meter under markytan, se figur 3-7. Baserat på svenska och internationella erfarenheter bedöms Clab, med rätt drift och underhåll, kunna drivas i minst hundra år, sannolikt betydligt längre om det skulle behövas /Söderman 1998a, SKB 2000b/. Efter denna tid bedöms omfattande underhåll och renovering av bassängerna krävas för fortsatt säker drift. Även själva berggrummen, till exempel takkonstruktion och bergförstärkningar, behöver då noggrann kontroll och underhåll.

Våt lagring innebär mycket små säkerhetsrisker så länge bränslekapslingen förblir intakt och drift och övervakning fungerar. Säkerhetsanalyser som har granskats och godkänts av myndigheterna, har redovisats i flera länder bland annat i Sverige /SKB 1995b/. De genomsnittliga utsläppen från Clab under de första tio driftåren motsvarar en dos till kritisk grupp på cirka 0,02 μSv per år vilket kan jämföras med strålskyddskravet för anläggningar i drift som är mindre än 100 μSv per år¹². Stråldosen till personalen i Clab beror i hög grad på vilka arbeten som utförs i anläggningen. En pessimistisk uppskattning av kollektivdosen är 0,03 mmanSv per år och ton uran.



Figur 3-7. Våt lagring vid Clab. Den röda linjen visar bränslets väg genom anläggningen: 1) Avlastning av transportbehållaren, 2) Avsugning av transportbehållaren, 3) Överföring av bränslet till transportkassetter, 4) Bränslehiss och 5) Lagringsbassänger.

¹² Om flera anläggningar finns i området ska dosen från anläggningarna tillsammans vara mindre än 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$.

Korrosion av bränslekapslingen vid långtidslagring av kärnbränsle i vattenbassänger har studerats inom det så kallade BEFAST-III projektet /IAEA 1997b/. Slutsatsen från studierna är att det finns goda förutsättningar för våt långtidslagring av använt kärnbränsle utan att kapslingen skadas. Om vattenkemin i lagringsbassängerna hålls inom specificerade toleranser, visar 30 års drifterfarenheter att bränslets täthet inte påverkas av några kända mekanismer. För bränslekapslingens beteende vid bassänglagring i mycket långa tider – många hundra år – finns emellertid inga erfarenheter. Om bränsleelement och höljerör skulle korrodera sönder, frigörs radioaktiva ämnen från bränslet.

En missödesanalys där konsekvenserna av skadade bränsleelement har uppskattats har genomförts /Söderman 1998a/. Analysen visar att konsekvenserna av skadade bränsleelement beror på när i tiden skadan sker, ju senare desto mindre blir konsekvenserna. Det beror på att radioaktiviteten och den därmed sammanhängande resteffekten avtar med tiden.

/Pettersson och Grundfelt 2006/ har utrett vilka konsekvenserna skulle bli om Clab av någon anledning, till exempel krig, skulle överges utan möjlighet att vidta skyddsåtgärder. Detta skulle kunna leda till att kylningen av bassängvattnet upphör. I studien konstateras att det i ett sådant fall finns en risk för att bränslet i bassängerna friläggs genom att vattnet kokar bort och att detta leder till en överhettning av bränslet med skador på höljerör som följd. Det tar dock åtminstone någon vecka innan vattnet i bassängerna har värmts till kokpunkten och ytterligare flera månader innan bassängerna har torrkokat. Risken för ett sådant scenario minskar med tiden på grund av den avtagande resteffekten och upphör helt när resteffekten är så låg att den inte förmår förångna det inströmmande grundvattnet. Vid en förlängd lagring i maximalt 100–200 år måste man dock räkna med att risken för torrkokning kvarstår om anläggningen måste överges utan att man har möjlighet att vidta skyddsåtgärder.

Om en torrkokning skulle inträffa kommer strålningsnivån inne i anläggningen att vara betydande och avsevärt försvåra tillträde för reparation och återställande av anläggningen. Likaså riskeras att radionuklider, som sprids via luften från anläggningen, ger upphov till en dosbelastning i anläggningens omgivning som gör det olämpligt att vistas där under längre tid.

Torr lagring

Övervakad torr lagring kan ske efter två olika systemvarianter /Jones och Wiborgh 2006/:

- Det använda bränslet placeras i speciellt utformade behållare av metall eller betong, som lagras utomhus eller i speciella lagerbyggnader. Behållarna utgör strålskärm och förhindrar även spridning av radioaktiva ämnen. Vissa typer av lagringsbehållare är även godkända för transport av använt kärnbränsle.
- Det använda bränslet placeras i tunnväggiga gastäta metallbehållare som förvaras i särskilda betongkonstruktioner. Behållaren fungerar som barriär mot spridning av radioaktiva ämnen. Strålskärmning och skydd mot yttre påverkan ges av den omgivande betongkonstruktionen och byggnaden.

Behållarna av betong eller metall lagras utomhus eller i speciella lagerbyggnader. Kylningen av bränslet sker med luft, antingen genom fri konvektion eller genom styrd ventilation. På grund av att luft har lägre kylkapacitet än vatten, kräver torr lagring en längre avklingning i bassängerna vid reaktorn än våt lagring. En avklingningsperiod på 5–10 år har nämnts /Söderman 1998b/ att jämföras med 0,5–1 års lagring som brukar krävas innan transport till våt lagring. Exempel på utförandeformer på torra mellanlager visas i figur 3-8.

Kylningsbehovet styrs av bränslets resteffekt och acceptabel temperatur på kapslingen. Acceptabel kapslingstemperatur begränsas dels av risken för korrosion, dels av risken för krypning i kapslingsmaterialet. Den senare påverkas av inre övertryck, temperatur och den tid belastningarna varar. För att undvika korrosion byts luften i de gastäta behållarna ofta ut mot inert gas. Torrlagring i heliumatmosfär för lättvattenreaktorbränsle finns licensierad för temperaturer upp till 410 °C i Tyskland och 380 °C i USA. I Kanada och Korea lagras natururanbränsle från Candu-reaktorer i luftatmosfär upp till 160 °C /IAEA 1997b/.



Figur 3-8. Exempel på anläggningar för torr lagring. Överst till vänster: Utomhuslagring vid Point Lepreau Generating Station, källa: NBPower Nuclear. Överst till höger CASTOR®-behållare i lagerbyggnad vid Gorleben i Tyskland /från Vossnacke et al. 2003, källa: IAEA/. Nederst till vänster NUHOMS® vid Susquehanna kärnkraftverk i USA /från Roland et al. 2003, källa: IAEA/. Nederst till höger CANSTOR®-moduler vid Gentilly-2 i Kanada /från NWMO 2004, källa: Hydro Quebec/.

Torr lagring innebär mycket små säkerhetsrisker /Söderman 1998b/. Säkerhetsanalyser för torr lagring av använt kärnbränsle har redovisats samt granskats och godkänts av myndigheterna i flera länder. Det förekommer såväl generell licensiering av behållartyper för lagring, som platsspecifik licensiering av lagringsanläggningar.

Driften är enklare vid torr än vid våt lagring. Förutom eventuell ventilation av lagerutrymmet behövs endast enklare övervakning av lagret. Så länge förvaringsbehållarna är täta kan inga utsläpp av radioaktiva ämnen ske. Höga temperaturer utsätter både det använda bränslet, kapslingsrören och behållarna för påfrestningar. I ett längre tidsperspektiv – flera hundra år – kan termiskt inducerade kemiska och mekaniska processer ge skador på både bränsleelement och behållare. Vid torr lagring är visuell kontroll av bränsleelementen för att upptäcka och förebygga skador svår att genomföra.

Med undantag av de varianter som kräver aktiv ventilation, är driften inte beroende av kontinuitet i specifika funktioner. Bristande kontroll leder därför inte till några direkta radiologiska konsekvenser. Om temperaturen under en längre tid är förhöjd kan bränsle och lagringsbehållare skadas, eventuellt kan radioaktivitet spridas till omgivningen. Om lagret inte övervakas finns risk för olovlig befattning med det använda bränslet. Utformningen av lagringsutrymmena påverkar de personella insatser som krävs för kontroll och löpande underhåll.

Dry Rock Deposit

Dry Rock Deposit (DRD) är ett system avsett för långvarig torr lagring. Långvarig övervakad lagring har i remissgranskningen av SKB:s forsknings och utvecklingsprogram lagts fram som ett alternativ till geologisk deponering /Mörner 1995/. Förslagsställarna anser att mer forskning och utveckling behövs för att säkerställa att det använda kärnbränslet kan slutgiltigt omhändertas på ett säkert sätt samt att det använda kärnbränslet bör förvaras på ett sådant sätt, att det är lätt att övervaka tills denna forskning har givit resultat.

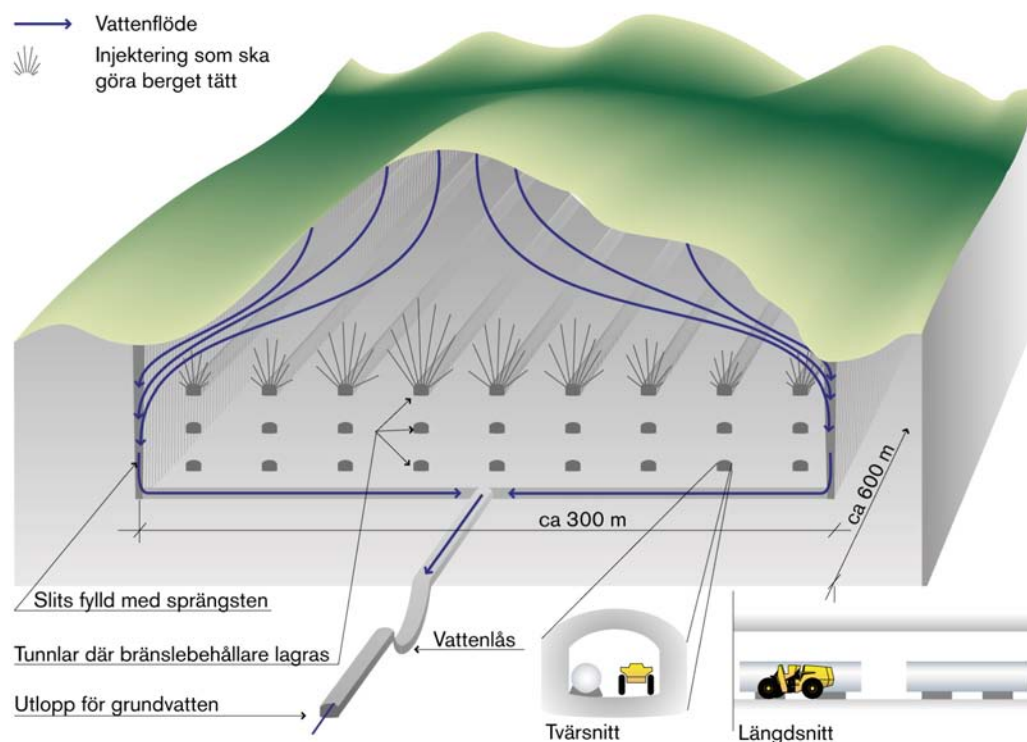
Den huvudsakliga skillnaden mellan DRD och de system för torr lagring som finns i drift är det utrymme som omger lagringsbehållarna. I DRD-konceptet se figur 3-9, placeras bränslet i täta behållare i ett självdränerande bergtrum /Eggert et al. 1993, Mörner 1995, Rustan 2000/. Efter deponering stängs bergtrummet. Inga insatser krävs för läns-pumpning eller kylning. Tanken är att minimera behovet av underhåll och övervakning så att lagringen kan ske under lång tid. Bränslet placeras i någon form av behållare, hur dessa ska utformas finns ej beskrivet. Man får anta att de utformas med hänsyn till temperaturen och luftatmosfären i bergtrummet så, att bränsle och behållare förblir opåverkade under lagringstiden.

Det självdränerande bergtrummet byggs i en bergformation som skjuter upp över omgivande dalsänkor. Bergformationen omgärdas av en vertikal krosszon som dräneras via en svagt lutande horisontell tunnel. Tunneln förses med en stoftfälla där dräneringsvattnet kan kontrolleras. I det ursprungliga förslaget angavs att två spännarmerade plattor skulle gjutas över förvaret så att inget vatten kan tränga in ovanifrån. Senare har denna utformning reviderats och berget görs istället tätt genom injektering.

I DRD-konceptet antas behållarna lagras under lång tid, eventuellt flera tusen år. Kylningen planeras ske genom naturlig cirkulation och lagringsutrymmet antas vara självdränerande.

DRD-konceptet kräver någon form av löpande kontroll, och med jämna mellanrum underhåll av behållare, bergförstärkningar och dylikt. En metod för geologisk deponering som SKB studerat – WP-Cave (se avsnitt 3.7.3) – har vissa likheter med DRD. Där antas att förvaret hålls öppet och luftkyls under en inledande period. Enbart självdrag är med den föreslagna utformningen inte tillräckligt. WP-Cave-förvarets kapslar av stål kan i en säkerhetsanalys av konceptet inte förväntas förbli täta under flera tusen år /SKB 1989b/. Det är därför inte säkert att naturlig cirkulation ger tillräcklig kylning den inledande perioden i DRD-konceptet heller.

Förutsatt att DRD-konceptet kan visas fungera som tänkt, är det möjligen den minst resurskrävande varianten av övervakad lagring vad gäller mänsklig närvaro. Någon form av övervakning behövs dock trots allt, till exempel för att motverka olovlig befatning med det använda kärnbränslet.



Figur 3-9. Dry Rock Deposit (DRD) systemet avsett för långvarig torr lagring.

3.7 Geologisk deponering

Internationell utveckling

I alla länder med kärnkraftsprogram utgör geologisk deponering i ett byggt förvar ("mined cavity") huvudalternativet. De utformningskoncept som diskuteras har naturligtvis anpassats till såväl den tillgängliga geologin som det system som man använder för avfallshanteringen i stort. I tabell 3-5 redovisas mycket kortfattade karakteristika för de slutförvaringsanläggningar för använt kärnbränsle och/eller högaktivt avfall som diskuteras som huvudalternativ i några europeiska länder såsom de beskrivs i NET.EXCEL-projektet /Wiborgh et al. 2004/. Det bör noteras att de tekniska utformningarna som redovisas i tabellen är tagna direkt från den refererade rapporten och därför inte med nödvändighet överensstämmer med de utformningar som respektive organisation i dag förespråkar.

Även utanför Europa utgör geologisk deponering grunden för planering av det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle och högaktivt avfall. Nedan beskrivs kortfattat de planer som finns i USA, Kanada och Japan.

I USA har det sedan andra halvan av 1980-talet funnits planer på att bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle i Yucca Mountain i delstaten Nevada. En ansökan om tillstånd att uppföra anläggningen lämnades i juni 2008 in den amerikanska strålsäkerhetsmyndigheten, Nuclear Regulatory Commission. Processen har emellertid hela tiden kantats av protester och överklaganden från innekvarnare i Nevada och år 2009 tillkännagav Obamaadministrationen att man ämnade avbryta Yucca Mountain programmet. Den vidare hanteringen av kärnavfallsfrågan ska nu utredas av en av energidepartementet tillsatt "Blue Ribbon Committee on America's Nuclear Future".

Tabell 3-5. Slutförvaringssystem som studeras för använt bränsle/högaktivt avfall i olika länder /Wiborgh et al. 2004/.

Land/Organisation	Förvaringsberg och djup	Avfallsförpackning	Buffert	Återfyllnad
Sverige/SKB	Granit, 400–700 m	Koppar med järninsats (SF)	Bentonit	Krossat berg-bentonit
Finland/Posiva	Granit, 400–700 m	Koppar med järninsats (SF)	Bentonit	Krossat berg-bentonit
Spanien/Enresa	Granit, 500–1 000 m Lersediment, ~260 m	Kolstålscapsel (SF) Kolstålscapsel (SF)	Bentonit Bentonit	Krossat berg-bentonit Sand/bentonit
Tyskland/GRS ¹⁾	Permisk bergsalt 800–900 m	Rostfritt stål (SF) Gjutjärnscapsel (HLW)	Ingen buffert	Krossat bergsalt
Frankrike/Andra	Granit, 400–800 m	Kopparscapsel (SF) Stålscapsel (HLW) Betongkonditionerat (ILW)	Bentonit	Krossat berg-bentonit
	Lersediment, 420–650 m	Olegerad eller låglegerad stålscapsel (HLW) Betongkonditionerat (ILW)	Svällande lera eller ingen buffert	Sand/bentonit
Schweiz/Nagra	Granit, 500–1 000 m	Kolstålscapsel (HLW, SF) Betongkonditionerat (ILW)	Bentonit	Sand bentonit Porös betong
	Opalinuslera, 650 m		Bentonit	Sand bentonit
Belgien/Ondraf-Niras	Svagt indurerade leror, Boom clay, ~200–300 m (alt. Ypresian clay)	Kolstål eller låglegerad stålscapsel (HLW, SF) Alt. rostfritt stål	Cement eller lerbaserad	Sandlera eller cement
Storbritannien/Nirex ²⁾	Kompetent sprucket berg, 300–1 000 m	Betongkonditionerat (ILW)	–	Porös cement/Nirex referensåterfyllning

SF = Spent Fuel, dvs använt kärnbränsle.

HLW = High-Level Waste, dvs högaktivt avfall.

ILW = Intermediate-Level Waste, dvs medelaktivt avfall.

¹⁾ GRS deltog i NET.EXCEL-projektet och är uppgiftslämnare till tabellen. Ansvarig för avfallshanteringen i Tyskland är den federala strålskyddsmyndigheten, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS.

²⁾ Nirex har efter projektets avslutande uppgått i National Decommissioning Authority, NDA.

Det kanadensiska programmet för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle siktar på slutförvaring i ett djupt geologiskt förvar antingen i kristallint berg eller i sedimentära bergarter. Vägen dit är indelad i etapper med beslutspunkter avseende till exempel central anläggning för övervakad lagring, undermarksanläggning för karakterisering av berggrunden och uppförande av ett slutförvar. Den slutförvarsutformning som hittills har diskuterats har omfattat deponering i bergtrum ("vaults") på flera hundra meters djup. Kapselutformning och utformning av närzon är ännu inte fastlagda.

Det japanska slutförvarskonceptet bygger på upparbetning av det använda bränslet och förglasning av det högaktiva avfallet från upparbetningen. Det förglasade avfallet ska sedan slutförvaras inkapslat i metallbehållare i en anläggning på mer än 300 meters djup.

Som alternativ till ett byggt förvar har deponering i djupa borrhål studerats. De studier av deponering i djupa borrhål som har genomförts internationellt har i stor utsträckning baserats på den utformning av konceptet som togs fram av SKB i den så kallade Pass-studien, Projekt AlternativStudier för Slutförvar /Juhlin och Sandstedt 1989, SKB 1992a/. Merparten av detta arbete har utförts av SKB medan punktinsatser har gjorts i främst Storbritannien och USA. I de sistnämnda studierna refereras SKB:s arbeten som de mest genomarbetade och kompletta, se till exempel /MIT 2003, Nirex 2004, Beswick 2008/. Inget land planerar i dag för deponering i djupa borrhål som huvudalternativ för omhändertagande av använt kärnbränsle eller högaktivt avfall från kärnkraft. I Storbritannien håller man öppet för att teknikutveckling kan leda till att konceptets trovärdighet ökar och i USA har det övervägts framförallt för höganrikat uran och plutonium från det militära programmet.

System för geologisk deponering

Ett system för geologisk deponering består av:

- Mellanlager.
- Anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen.
- Transportsystem.
- Djupförvar med tunnlar, borrhål, bergtrum etc, där det använda bränslet deponeras.

Slutförvaret kan utformas på flera sätt. I Sverige har följande alternativ föreslagits:

- Avfallet deponeras i ett system av kortare tunnlar på 400–700 meters djup (KBS-3).
- Avfallet deponeras i ett fåtal parallella flera kilometer långa tunnlar på 400–700 meters djup.
- Avfallet placeras tätt i en bergvolym inom vilken vattenomsättningen minskats genom olika ingenjörsmässiga ingrepp (WP-Cave).
- Avfallet deponeras i ett antal tusen meter djupa borrhål.

Dessa olika system för geologisk deponering skiljer sig framförallt vad gäller förvarsdelen. I de tre förstnämnda systemen består förvaret av tunnlar, schakt och andra bergtrum. Gemensamt för de två förstnämnda är att utformningen av förvaret baseras på kravet att temperaturen på kapselytan, med hänsyn till de tekniska barriärernas beständighet, inte får överskrida 100 °C. Det innebär att kapslarna, var och en omgivna av sin egen buffert, måste deponeras på ett visst minimiavstånd från varandra. I WP-Cave-systemet placeras bränslet tätt i en begränsad bergvolym som i sin helhet omges av en buffert. Det medför dels att förvaret måste hållas öppet och luftkylas under en inledande period (100 år antas i /Skagius och Swemar 1989/), dels att kapseln och barriärerna närmast den utsätts för högre temperaturer. Deponering i djupa borrhål skiljer sig från de övriga både vad gäller teknik och säkerhet. Deponeringen sker i borrhål på flera tusen meters djup istället för i tunnelsystem på några hundratals meters djup. Den primära säkerhetsfunktionen för deponering i djupa borrhål är den fördröjning som fås genom att grundvattnet på dessa djup antas vara huvudsakligen stagnant. I ett långt tidsperspektiv har de tekniska barriärerna mindre betydelse än i tunnelalternativen.

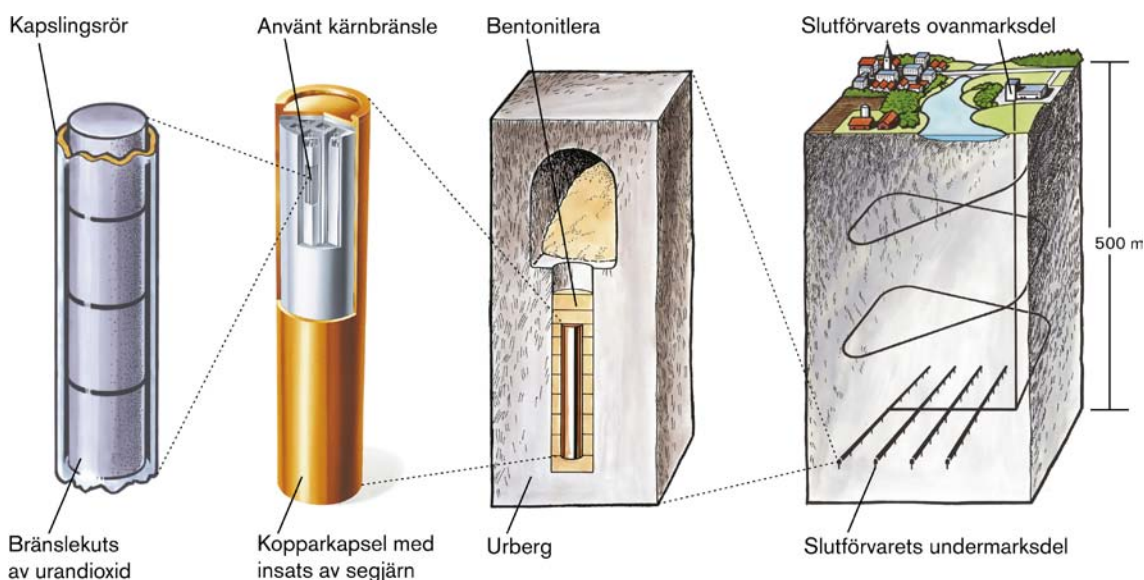
Såväl mellanlager som inkapslingsanläggning och transportsystem bedöms kunna utformas så att ställda krav uppfylls, det gäller oberoende av utformningen av förvarsdelen. Utvärderingen av geologisk deponering som strategi fokuseras därför på själva slutförvaret.

Sedan början av 1990-talet har utvecklingsarbete bedrivits huvudsakligen inom KBS-3-systemet. Därutöver har studier bedrivits beträffande deponering i djupa borrhål. Systemen deponering i långa tunnlar och WP-Cave har av olika skäl inte vidareutvecklats under denna period. Nedan beskrivs de system som har övervägts för slutförvaring i kristallint berg i Sverige. De övriga geologiska medier som nämns i tabell 3-5 är mer plastiska än det svenska kristallina urberget. Även om de förvar som diskuteras i dessa länder bygger på likartade principer, som de som diskuteras i Sverige, har bergens egenskaper påverkat utformningen av dessa anläggningskoncept.

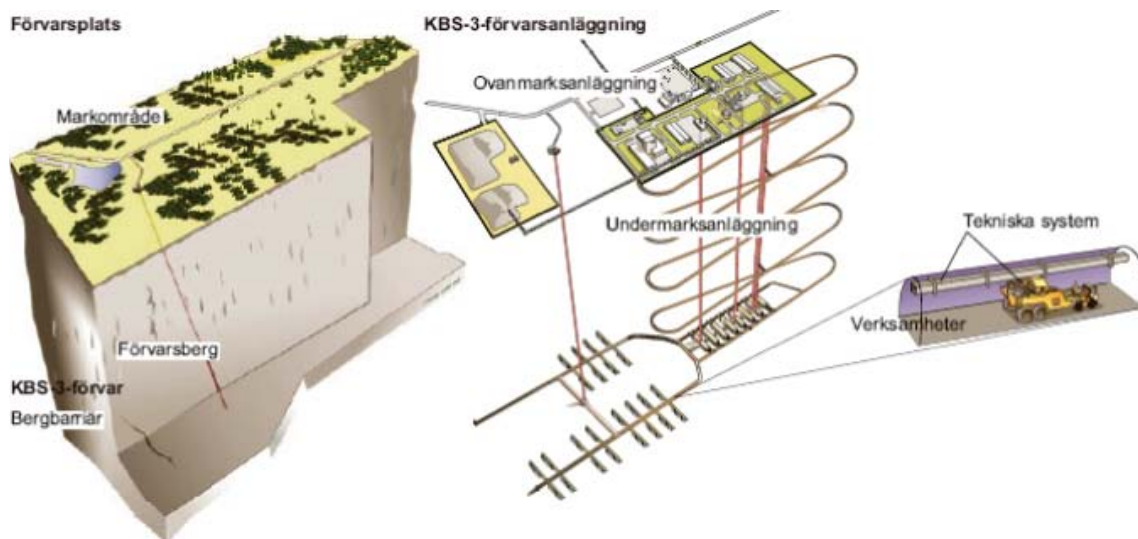
3.7.1 Slutförvar enligt KBS-3-metoden

KBS-3-metoden bygger på att det använda bränslet kapslas in i ett långtidsbeständigt kopparskal. Kapslarna deponeras sedan en och en i deponeringshål som borrar i golvet på tunnlar som anlagts på cirka 500 meters djup. Principen illustreras i figur 3-10. Kapslarna omges i deponeringshålet av en buffert av kompakterad bentonitlera, som har mycket låg vattengenomsläpplighet och som genom sina egenskaper skyddar kapseln mot såväl berg rörelser som korrosionsbefrämjande ämnen i grundvattnet. Tunnlar, schakt och andra förbindelser mellan förvarsområdet och markytan kommer att återfyllas och förslutas på ett sätt som anpassas till förlägningsplatsen och till behovet i varje anläggningsdel.

I Figur 3-11 visas en principiell utformning av ett förvar enligt KBS-3-metoden. Anläggningen består av en ovanmarksdel med ett driftområde som innehåller diverse servicefunktioner, en förvaringsdel under mark och tekniska system. Ovan- och undermarksdelarna förbinds med en transporttunnel, ett skipschakt för transport av massor samt ett hisschakt. Dessutom finns flera ventilationsschakt varav vissa mynnar på markytan utanför driftområdet. I figur 3-12 visas som ett exempel ovanmarksdelen av ett KBS-3-förvar inlagd på undersökningsområdet vid Laxemar. Det bör noteras att denna figur endast tagits fram som ett exempel för jämförelse med beskrivningen av deponering i djupa borrhål i avsnitt 3.7.2 och figur 3-14 nedan.



Figur 3-10. Principerna för slutförvaring av använt kärnbränsle enligt KBS-3-metoden.



Figur 3-11. Principutformning av ett slutförvar enligt KBS-3-metoden. I figuren används beteckningarna Förvarsberg och Bergbarriär för samma formation.



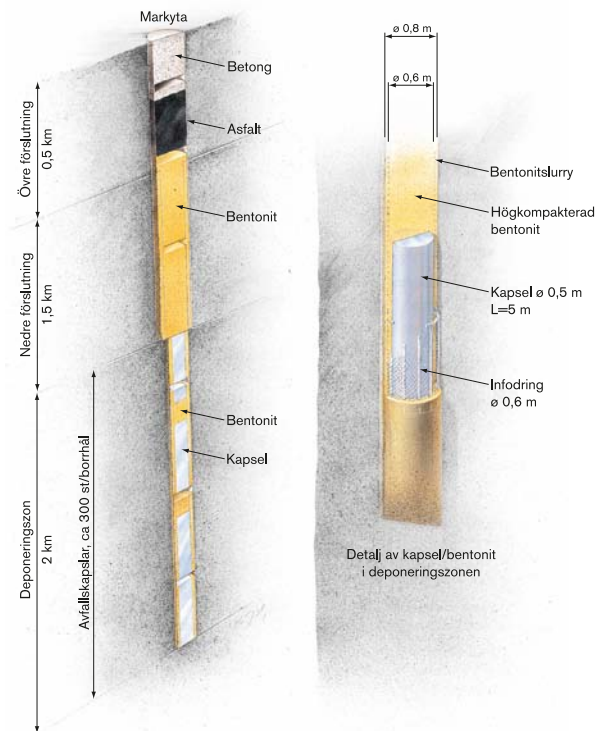
Figur 3-12. Ovanmarksdelen av ett KBS-3-förvar inlagd i terrängen vid Laxemar.

3.7.2 Djupa borrhål

Förvarskonceptet djupa borrhål har utretts i ett antal studier från slutet av 80-talet och framåt, se nedanstående sammanställning av viktigare rapporter i vilka deponering i djupa borrhål belyses ur olika aspekter. Dessa studier sammanfattas i en särskild rapport i vilken deponering i djupa borrhål jämförs med KBS-3-metoden /Grundfelt 2010/.

Deponering i djupa borrhål beskrevs så tidigt som på 1970-talet /U.S.AEC 1974/. Senare utländska studier om djupa borrhål har i stor utsträckning baserats på den utformning av konceptet som togs fram av SKB i Pass-studien år 1992. I studier från USA år 2003 /MIT 2003/ och Storbritannien åren 2004 och 2008 /Nirex 2004, Beswick 2008/ refereras SKB:s arbeten som de mest genomarbetade och kompletta.

Vid deponering i djupa borrhål är det tänkt att inkapslat använt kärnbränsle placeras i vertikala borrhål som borrar från markytan. I de diskussioner som förts kring konceptet har deponeringsdjup mellan två och fem kilometer föreslagits. I det koncept som SKB tog fram i Pass-studien /SKB 1992a/, se figur 3-13, kapslas det använda bränslet in i kapslar med en ytterdiameter av 0,5 meter och staplas ovanpå varandra i deponeringszonen mellan två och fyra kilometers djup. I ett deponeringshål ryms på detta sätt omkring 300 kapslar. Dessa kapslar är mindre än KBS-3-kapslarna



Figur 3-13. Principformning för ett slutförvar enligt konceptet djupa borrhål.

och rymmer en tredjedel så mycket använt kärnbränsle som en KBS-3-kapsel. Detta innebär att det skulle krävas cirka 18 000 kapslar för att kapsla in det använda kärnbränsle som uppstår i referensscenariet för reaktordrift (50 års drift för kraftverken i Forsmark och Ringhals samt 60 års drift för Oskarshamnsverket /SKB 2007b/). Antalet deponeringshål blir således för detta scenario 60.

Kapslarna omges av en buffert bestående av en blandning av bentonit och en deponeringsslurry. Buffertens funktion är att hålla kapslarna på plats, att motverka advektiv transport i borrhålet samt att ge en fördröjning av radionuklider som frigörs från avfallet i kapslar som förlorat sin isolerande funktion. De övre två kilometrarna av hålet, förslutningszonen, fylls sedan med en serie pluggar av bentonit, asfalt och betong. Borrhålets diameter är 0,8 meter i deponeringszonen och drygt en meter i förslutningszonen.

I Pass-studien föreslås en kapsel av titan med en betongfyllning. En rad andra kapselalternativ har diskuterats, men har ansetts vara mindre fördelaktiga eller osäkra. På grund av den aggressiva miljön som råder på stora djup (höga salthalter, högt tryck och hög temperatur) är det osäkert om man kan få långa inneslutningstider även med mer kvalificerade kapslingsmaterial. I /SKB 2000c/ framförs att underlaget i tidigare rapporter är otillräckligt för att man ska kunna rangordna tänkbara kapselmaterial.

Vid varje deponeringshål behövs utrustning för borrhållning och iordningställande av hålet, för hantering av borrhållsvätska, för mellanlagring och strålningsskärmad hantering av kapslar, för nedföring av kapslar i hålet samt för förslutning. Den yta som krävs för denna hantering har uppskattats till cirka en hektar per hål. Det är osäkert hur nära varandra hålen kan ligga. I tidigare studier har ett avstånd av 500 meter antagits vara tillräckligt med hänsyn till risken för ”kollision” mellan borrhål som avviker från vertikal riktning och värmeutvecklingen i det deponerade bränslet. Med detta avstånd skulle ett slutförvar som rymmer avfallet från referensscenariet drift av de svenska kärnkraftverken, 60 hål, kräva en sammanlagd yta av cirka 13 kvadratkilometer. I figur 3-14 visas som ett exempel hur ett slutförvar med 60 deponeringshål, motsvarande referensscenariot med 50 års reaktordrift i Forsmark och Ringhals och 60 års reaktordrift i Oskarshamn /SKB 2008/, skulle kunna placeras ut i Laxemarområde¹³.

¹³ Det bör noteras att genomförda undersökningar i Laxemarområdet är otillräckliga för att utröna om platsen är lämplig för förläggning en anläggning för deponering i djupa borrhål.



Figur 3-14. Exempel på layout för ett slutförvar enligt konceptet djupa borrhål vid Laxemar i Oskarshamns kommun. På bilden har 60 borrhål lagts in vilket är vad som skulle krävas för att rymma det använda bränslet från 50 års drift av reaktorerna i Forsmark och Ringhals samt 60 års drift av reaktorerna i Oskarshamn.

Dagens teknik möjliggör borrhål till cirka fyra kilometers djup i hårt kristallint berg, med en diameter i botten av hålen av cirka 445 millimeter, se /Brady et al. 2009/, /Beswick 2008/ och /Baldwin et al. 2008/. Ett sådant hål kan rymma kapslar som rymmer ett bränsleelement från en kokareaktor (BWR). Ett bränsleelement från en tryckvattenreaktor (PWR) kräver emellertid en kapsel med en ytterdiameter på drygt 400 millimeter vilket i sin tur kräver ett borrhål med en diameter på drygt 500 millimeter. Det är tveksamt om det med dagens teknik är möjligt att borra sådana hål.

Sammanfattningsvis bedöms det möjligt att med dagens borrhåls teknik borra hål som gör det möjligt att deponera ett BWR-element per kapsel. För att hanteringen ska vara någorlunda rationell bör varje kapsel innehålla åtminstone fyra bränsleelement och dessutom måste man kunna deponera PWR-element. För att nå dit måste borrhåls tekniken utvecklas. SKB:s bedömning är att teknik för att borra fyra kilometer djupa hål, med en diameter av 800 millimeter i botten av hålen är möjligt att utveckla, men att det innebär en stor utmaning.

Med modern teknik för aktiv vertikalstyrning av borrhål har man kunnat reducera avvikelserna från vertikallinjen väsentligt. Erfarenheterna av vertikalstyrning från oljeborrhål är mycket goda och började utvecklas för kristallint berg i samband med ett djupborrningsprojekt i södra Tyskland 1990–1994. Det får därför ses som troligt att avståndet mellan hålen skulle kunna minskas jämfört med vad som har antagits i tidigare studier. Med ett avstånd mellan hålen på 200 meter skulle behovet av markyta reduceras till cirka 2–3 kvadratkilometer. Eftersom varje borrhåls-/deponeringsplats kräver en yta på cirka en hektar skulle endast lite orörd mark kunna lämnas mellan borrhålsplatserna vid en så tät förläggning av borrhålen.

För att reducera antalet borrhål och därmed det totala arealbehovet har det föreslagits att borrhålet grenas i ett flertal borrhål på lämpligt djup /Åhäll 2006, Chapman och Gibb 2003/. Tekniken att grena borrhål är vanlig i oljeborrningsindustrin där grenhålen oftast får diametern 6½ tum eller 8½ tum (165 respektive 216 millimeter). Förgreningarna är relativt lätta att åstadkomma i lösa bergarter. I hårdare bergarter ökar svårigheterna att åstadkomma en förgrening eftersom det blir svårt att få tillräckligt tryck på borrkronan. Likaså ökar svårigheterna med ökande håldiameter på grund av att borrhålen blir allt för styva. Grenade hål med diametern 6½ eller 8½ tum kan utföras i granit, men inte med grövre hål än 12¼ tum (311 millimeter). Grenade borrhål bedöms vara olämpliga som deponeringshål för använt kärnbränsle på grund av att:

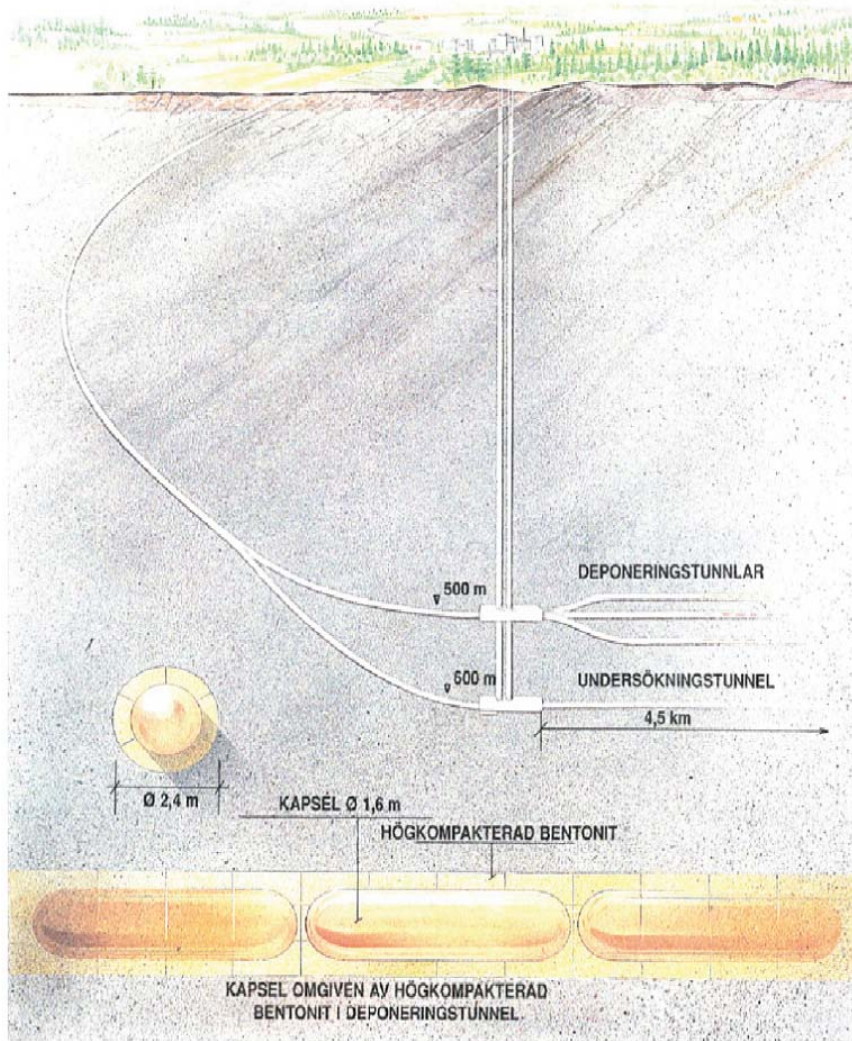
- Deponeringshålen blir för smala eftersom diametern på grenhålen måste göras mindre än stamhålets och vida grenhålen inte låter sig utföras i granit.
- Övergången mellan stamhål och grenhål kan inte förses med foderrör som därför blir känslig för håldeformation och bergutfall.
- Styrningen av deponeringen till rätt gren blir komplicerad med flera grenar och många kapslar.
- Risken för att kapslar ska fastna i hålet under deponering ökar markant vid grenade hål.

Den primära säkerhetsfunktionen för ett slutförvar med djupa borrhål är den fördröjning av radionuklidutsläpp som fås genom att grundvattnet på dessa djup antas vara huvudsakligen stagnant. På grund av de aggressiva kemiska förhållandena (hög temperatur och hög salthalt) och på grund av att det inte går att kontrollera och verifiera de tekniska barriärernas täthet efter genomförd deponering av det använda bränslet kan man inte tillgodoräkna sig någon inneslutningseffekt av de tekniska barriärerna. Även de mekaniska förhållandena på dessa djup (höga bergspänningar) medför att de tekniska barriärernas inneslutande funktion blir svår att tillgodoräkna. Därmed är det osäkert om man kan uppfylla kravet på att ha flera barriärer som skydd mot spridning av radioaktiva ämnen från avfallet.

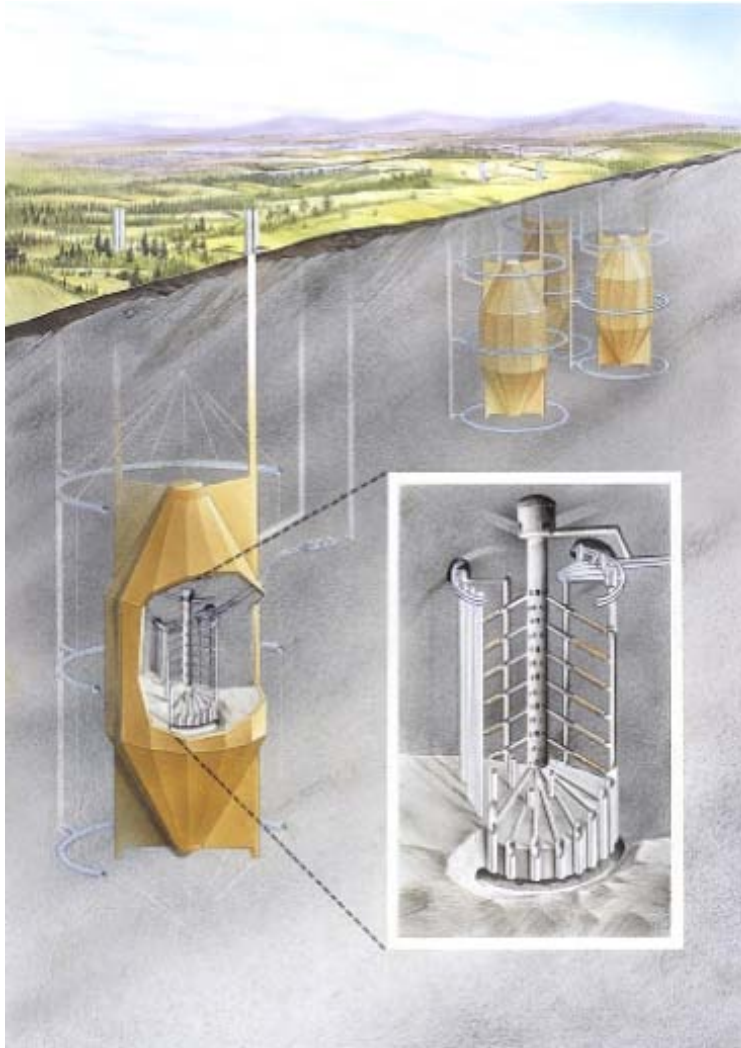
3.7.3 Långa tunnlar och WP-Cave

Med deponering i långa tunnlar avses att stora kapslar (omgivna av bentonitblock) deponeras horisontellt i långa (4–5 km) tunnlar som borrar på cirka 600 meters djup i olika riktningar med utgångspunkt från en plats rakt under ett industriområde, dit kapslarna först skulle föras. För ett slutförvar i långa tunnlar är tekniska barriärer och material desamma som i ett KBS-3-förvar. Till skillnad från i KBS-3 finns inga deponeringshål, utan kapslarna deponeras direkt i långa deponeringstunnlar i horisontellt läge efter varandra se figur 3-15. Det innebär att den volym berg som tas ut är betydligt mindre än i KBS-3, vilket är en resursmässig fördel. Deponering samt kontroll och eventuellt återtag av deponerade kapslar är dock mer komplicerad än i ett KBS-3-förvar /Olsson och Sandstedt 1992/. I en samlad utvärdering har konceptet långa tunnlar bedömts ge en mindre robust hantering under driftskedet och i övrigt vara nära likvärdigt med KBS-3-konceptet /SKB 2000a/.

I ett WP-Cave-förvar placeras det använda bränslet i kapslar som deponeras tätt i ett system av tunnlar, se figur 3-16. Tunnlarna är försedda med ventilationsschakt och förvaret kan luftkylas. Hela tunnelsystemet omges av en bentonitfylld slits. Utanför slitsen arrangeras en hydraulisk bur, det vill säga ett system av tunnlar och borrhål som leder grundvattnet runt deponeringsområdet. Genom den hydrauliska buren och slitsen arrangeras en bergvolym med gynnsamma hydrologiska, mekaniska och kemiska förhållanden där kapslarna med bränsle deponeras. Trots att kapslarna kan deponeras tätt är den totala volym berg som tas ut större än för ett KBS-3-förvar. Det beror på att slitsen och den hydrauliska buren upptar en stor volym. Konceptets säkerhetsmässiga förutsättningar och utvecklingspotential studerades under andra halvan av 1980-talet /SKB 1989b/. I en jämförelse mellan olika alternativ för geologisk deponering gjordes bedömningen att WP-Cavekonceptet hade säkerhetsmässiga nackdelar i förhållande till KBS-3 /SKB 2000a/.



Figur 3-15. Principskiss av ett slutförvar med långa tunnlar.



Figur 3-16. Principskiss över en WP-Cave. Kapslarna med det använda bränslet lagras i orter som borrats radiellt och något nedåtlutande ut från ett centralt schakt. Förvaret omges av en omslutande sand-bentonit barriär och en hydraulisk bur av borrade hål.

4 Högaktivt avfall i andra länder

4.1 Inledning

Olika principer och strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle har studerats sedan kärnkraft började användas för storskalig elproduktion under 1960- och 1970-talen. I de tidiga studierna arbetade man mycket brett och studerade sådana strategier som utskjutning i rymden, deponering i djuphavssediment, deponering under inlandsisar, etc, se till exempel. /U.S.AEC 1974/. Arbetet med att finna ett sätt att slutligt omhänderta det använda kärnbränslet ledde emellertid redan under 1970-talet fram till en internationell samsyn, att geologisk deponering är den strategi som har störst förutsättning att vara en lösning på problemet. På grund av olika geologiska, sociala och juridiska förhållanden i olika länder måste man anpassa strategin och den tekniska utformningen av de anläggningar som ingår i systemet till den lokala situationen i varje land. I Sverige har denna anpassning lett fram till att SKB har valt geologisk deponering enligt KBS-3-metoden som planeringsförutsättning för det fortsatta arbetet. I kapitel 3 beskrivs de strategier som har studerats.

I praktiken pågår i dagsläget forskning eller utveckling endast för två strategier, geologisk deponering respektive separation och transmutation. Dessa två strategier är också de enda för vilka projekt finansieras inom delområdet avfallshantering inom programmet för Fission och Strålskydd i EU:s sjunde ramprogram för forskning, utveckling och teknisk demonstration /OJ 2006/. Den pågående forskningen och utvecklingen avseende dessa strategier beskrivs i avsnitten 3.1.2 respektive 3.7.

Upparbetning som bland annat syftar till återcirkulering av uran och plutonium tillämpas i flera länder och innebär att klyvbara ämnen separeras och används som råvara vid framställning av nytt kärnbränsle. Strategin upparbetning och transmutation är därmed också en strategi för bränsleförsörjning varvid mer energi utvinns ur det använda bränslet. Beroende på hur långt återanvändningen drivs krävs nyutveckling och nyinvesteringar inom kärnteknikområdet. Sådana investeringar påverkar inte bara omhändertagandet av det använda kärnbränslet, utan även framtidens energisystem. Upparbetning och transmutation är därför också en energipolitisk fråga. Konsekvenser av återvinning och återanvändning av klyvbart material i använt kärnbränsle för energisystem, samhälle och miljö studeras i flera länder till exempel USA, Frankrike och Japan samt av EU.

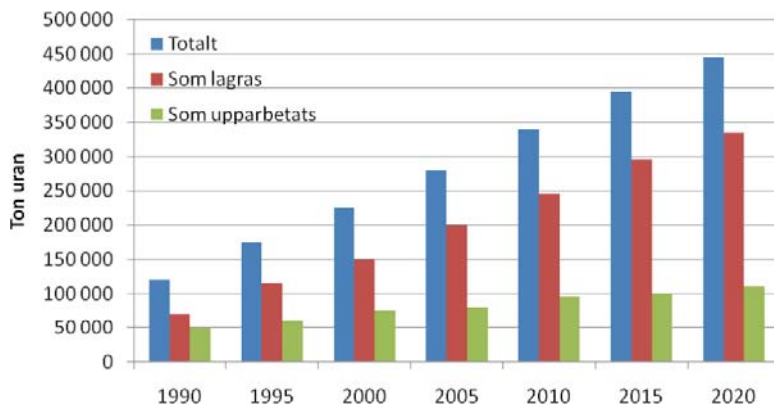
Nedan redovisas först en sammanställning av hur stora mängder använt kärnbränsle som har producerats och beräknas produceras fram till år 2020. Därefter redovisas några utvalda internationella studier av olika principer, strategier och system för omhändertagande av använt kärnbränsle. Slutligen redovisas en sammanställning av hur använt kärnbränsle och högaktivt avfall hanteras eller planeras hanteras i olika länder.

4.2 Kärnkraft och kärnavfall

Det finns cirka 450 kärnkraftsreaktorer i drift i 30 länder runt om i världen. Dessutom finns cirka 280 reaktorer i 56 länder, avsedda för forskning och produktion av material till medicinsk diagnos och terapi. Ännu har inget land ett färdigbyggt system för slutförvaring av använt kärnbränsle eller annat högaktivt avfall. I framkant ligger Finland och Sverige som båda planerar att ha slutförvar enligt KBS-3-metoden i drift omkring år 2020.

År 2004 hade världens kärnkraftreaktorer genererat totalt 268 000 ton använt kärnbränsle¹⁴, varav 90 000 ton hade upparbetats. År 2010 beräknas mängden ha ökat till 340 000 ton och 2020 antas den uppgå till cirka 445 000 ton. År 2008 ökade mängden med 10 500 ton. Den kommersiellt tillgängliga upparbetningskapaciteten uppgick till cirka 5 550 ton per år. Utvecklingen från 1990 till år 2020 illustreras i figur 4-1 /IAEA 2008/.

¹⁴ Ton använt kärnbränsle, beräknat som mängden uran i färskt bränsle.



Figur 4-1. Använt kärnbränsle – mängder totalt, mängder som lagras och mängder som upparbetas 1990–2020 /IAEA 2008/.

4.3 Internationella studier av principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

Nedan redovisas mycket översiktligt ett antal internationella studier där jämförelser eller utvärderingar av olika strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle ingår. Beskrivningen har inte ambitionen att utgöra en fullständig redogörelse för arbetet med alternativa strategier i världen, utan bör betraktas som ett representativt axplock.

EDRAM (International Association for Environmentally Safe Disposal of Radioactive Materials) är en organisation som skapades med målsättningen att främja nationella forskningsprogram och internationellt samarbete avseende radioaktivt avfall. EDRAM medlemmar utgörs av organisationer med ansvar för genomförandet av hanteringen av radioaktivt avfall i elva länder (Belgien, Canada, England, Finland, Frankrike, Japan, Schweiz, Spanien, Sverige, USA och Tyskland). Inom ramen för EDRAM:s arbete har en beskrivning av hanteringen av radioaktivt avfall i tio av medlemsländerna tagits fram /Lidskog och Andersson 2001/. För varje land ges en överblick över programmets status i slutet av år 2001 samt specifika redogörelser för (underrubriksättningen varierar något från land till land):

- Tekniska aspekter.
 - Nuvarande hanteringsmetoder.
 - Forskning och utveckling.
 - Platsvalsprocessen.
 - Tillståndsgivning.
- Ekonomiska aspekter.
- Sociopolitiska aspekter.
 - Politikens roll och opinionsläge.
 - Beslutsprocessen.
 - Trovärdighet i allmänhetens ögon.
 - Kommunikation och informationsspridning.

En övergripande slutsats från studien är att det i EDRAM:s medlemsländer finns en ökande medvetenhet om de sociopolitiska aspekternas betydelse när det gäller att få acceptans för hanteringen av radioaktivt avfall. EDRAM driver frågan om ett flexibelt och stegvis angreppssätt för implementeringen av ett system för hantering av radioaktivt avfall. Man har inte själva definierat vad ett stegvis angreppssätt skulle innebära, men konstaterar att frågan diskuteras utgående från de tre dimensionerna teknik, ekonomi och sociala frågor. Dessa överensstämmer med de komponenter som ingår i FN:s agenda för en hållbar utveckling som den beskrivs efter Rio-konferensen.

United Kingdom Nirex Ltd (numera del av NDA – Nuclear Decommissioning Authority) publicerade år 2002 en genomgång och beskrivning av olika strategier för omhändertagande av radioaktivt avfall som internationellt har utretts /Nirex 2002/. Studien omfattar ingen värdering av de olika strategierna. I rapporten presenteras en tabell med exempel på i vilka länder olika strategier har diskuterats, se tabell 4-1. Tabellen redovisar läget när rapporten skrevs år 2002. Trots att flera år har gått, bedöms informationen alltså vara i huvudsak relevant.

Tabell 4-1. Strategier för långsiktigt omhändertagande av radioaktivt avfall /Nirex 2002/.

Strategi	Exempel på utredning och användning
Långvarig övervakad lagring på markytan.	<ul style="list-style-type: none"> • Har utretts i Schweiz, Frankrike och Storbritannien. • För närvarande inte implementerat eller övervägt någonstans.
Yttnära slutförvaring eller i bergtrum inom 10-talet meter under markytan.	<ul style="list-style-type: none"> • Implementerat för lågaktivt avfall i många länder såsom Storbritannien, Finland, Frankrike, Sverige, Spanien, Japan och USA. • Implementerat i Sverige och Finland för kortlivat medelaktivt avfall.
Geologisk deponering på djup mellan 250 och 1 000 meter.	<ul style="list-style-type: none"> • De flesta länder med radioaktivt avfall har utrett geologisk deponering (inklusive multinationella varianter). • Implementerat i USA för medelaktivt avfall. • Platsval pågår i Sverige och Finland. • Beslut väntas i Frankrike 2006¹⁾. • I Storbritannien granskas gällande policy.
Djupa borrhål (ner till några kilometer).	<ul style="list-style-type: none"> • Har undersökts i Sverige, USA, Ryssland, Danmark, Schweiz, Italien, Storbritannien, Australien. • Har inte implementerats någonstans.
Insmältning i berg.	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i USA, Ryssland och Storbritannien. • Har inte implementerats någonstans. • Laboratorieförsök har genomförts i Storbritannien.
Direkt lagring av flytande avfall i akvifärer.	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i USA och Ryssland. • Har implementerats i Ryssland sedan 40 år. • I USA har utredningarna avslutats till förmån för utredningar om geologisk deponering.
Havsdumpning.	<ul style="list-style-type: none"> • Har praktiserats av Storbritannien, Belgien, Frankrike, Tyskland, Italien, Sverige, Nederländerna, Schweiz, USA, Japan och Sydkorea. • Numera förbjudet genom internationella överenskommelser.
Deponering i havssediment.	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i Storbritannien, Sverige (och andra organisationer såsom OECD/NEA). • Har inte implementerats någonstans. • Numera förbjudet genom internationella överenskommelser.
Deponering i subduktionszoner ²⁾ .	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i USA. • Har inte implementerats någonstans. • Numera förbjudet genom internationella överenskommelser.
Deponering i inlandsis.	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i USA. • Har förkastats av länder som har undertecknat Antarktiskfördraget eller förbundit sig att söka lösningar inom de nationella gränserna.
Deponering i rymden.	<ul style="list-style-type: none"> • Har studerats i USA. • Utredningarna har avslutats på grund av kostnader och katastrofala följder vid misslyckanden.

¹⁾ Beskriver förväntningarna 2002. I juni 2008 begärde det franska miljöministeriet att ANDRA ska starta ett program för att finna en lämplig plats för ett slutförvar för långlivat lågaktivt avfall baserat på kommunal frivillighet /ANDRA 2008/.

²⁾ En subduktionszon eller neddykningszon är ett gränsområde i litosfären där två litosfäriska plattor kolliderar med varandra varpå den ena plattan tvingas ned under den andra och sjunker ned i manteln.

Inom EU-projektet COMPAS (Comparison of alternative waste management strategies for long-lived radioactive wastes) har en jämförelse gjorts av strategier och policier som valts för omhändertagandet av använt kärnbränsle och långlivat radioaktivt avfall i olika länder (England, Finland, Frankrike, Holland, Italien, Rumänien, Schweiz, Slovenien, Slovakien, Spanien, Sverige, Tjeckien, Tyskland och Ungern) /EC 2004/. I samtliga dessa länder är den valda strategin geologisk deponering av använt kärnbränsle och/eller högaktivt förglasat avfall, efter kortare eller längre tids övervakning mellanlagring. I tabell 4-2 /EC 2004/ redovisas diverse strategier för slutligt omhändertagande som har diskuterats, men som inte längre är aktuella på grund av olika tekniska, sociala och juridiska överväganden. Av tabellen framgår att ett flertal av strategierna i kapitel 3 i praktiken övergivits internationellt. Det är uppenbart att informationen i tabell 4-2 i sina huvuddrag överensstämmer med den information som Nirex sammanställde och som återges i tabell 4-1.

Tabell 4-2. Strategier för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle som av olika skäl övergivits /EC 2004/.

Inaktuella strategier	Ej längre aktuell på grund av
Havsdumpning.	I strid med internationella konventioner (LDC 72 ²⁾ och OSPAR ³⁾).
Deponering i djuphavssediment.	I strid med internationella konventioner (LDC 72 och OSPAR) Allmän acceptans, ekonomiska orsaker, tekniska begränsningar.
Utskjutning i rymden.	Strider mot nationella lagar t ex export av avfall. Svårt att klara säkerheten.
Marknära förvar.	Klarar inte uppsatta riskkriterier för långa tider.
Övervakad lagring på obestämd tid.	Inte säker lösning för framtiden.
Deponering i subduktionszoner ¹⁾ .	Strider mot internationella konventioner (LDC 72 och OSPAR).
Deponering under inlandsis.	Strider mot Antarktiskfördraget med tilläggsprotokoll för miljöskydd ⁴⁾ .

¹⁾ En subduktionszon eller neddykningszon är ett gränsområde i litosfären där två litosfäriska plattor kolliderar med varandra varpå den ena plattan tvingas ned under den andra och sjunker ned i manteln.

²⁾ Konventionen om förebyggande av förorening av havet genom dumpning av avfall och andra material /IMO 1972/.

³⁾ Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten (OSPAR) /UD 1994/.

⁴⁾ I Sverige genomfört genom Lag om Antarktis (SFS 2006:924), se avsnitt 5.2.

En av den brittiska regeringen tillsatt kommitté, CoRWM (The Committee on Radioactive Waste Management), fick år 2003 i uppdrag att ta fram rekommendationer för hur den framtida hanteringen av högaktivt avfall skulle utformas med avseende på skydd av människor och miljön samt hur man skulle kunna agera för att få allmänhetens förtroende. En teknisk utvärdering av olika strategier har genomförts, bland annat med hänsyn till etiska aspekter. En bruttolista med 15 strategier som skulle utvärderas sattes upp.

I juli 2006 lämnade CoRWM sina rekommendationer till den brittiska regeringen /CoRWM 2006/. Rekommendationerna sammanfattades i 15 punkter varav två som har särskild relevans för frågan om andra strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle återges översatta i tabell 4-3.

I USA har MIT (Massachusetts Institute of Technology) genomfört en studie om kärnkraftens framtid /MIT 2003/. I studien görs en genomgång av vad som krävs för en fortsatt kärnkraftsbaserad elproduktion med det samtidiga syftet att utsläppen av växthusgaser ska minska. Aspekter som tas upp är bland annat ekonomi, reaktorsäkerhet, avfallshantering och icke-spridning. När det gäller avfallshantering konstateras att den teknologiska lösning som har mest anhängare är deponering i geologiska formationer även om alla länder verkar ha problem med att genomdriva sina program.

Efter flera decenniers arbete med utredningar och analyser har fokus på senare år börjat flyttas mot genomförande av geologisk slutförvaring. Ett uttryck för det är bildning under 2009 av EU-plattformen Implementing Geological Disposal Technology Platform, IDG-TP med visionen att de första geologiska slutförvararna Europa skall vara i säker drift år 2025. Bildningen av IDG-TP bygger på slutsatserna i NET.Excel-projektet /Wiborgh et al. 2004/ och CARD- projektet /CARD 2008/ i EU:s femte respektive sjätte ramverksprogram.

/Baldwin et al. 2008/ presenterar en genomgång av lämpligheten av olika slutförvarssystem för olika geologiska medier. Studien är avsedd att ligga till grund för ett framtida val av utformning av ett slutförvar för använt kärnbränsle och högaktivt avfall i Storbritannien. Av slutsatserna framgår att det för alla de studerade geologiska miljöerna finns flera konceptuella slutförvarsutformningar med en potential att ge en säker slutförvaring. Man konstaterar också att det i det nuvarande skedet av det brittiska platsvalsprogrammet vore olämpligt att välja ut ett enskilt koncept som mer lämpligt än de andra.

Tabell 4-3. CoRWM:s rekommendationer avseende alternativa strategier för omhändertagande av radioaktivt avfall.

Rekommendation 1: Utgående från nuvarande kunskapsläge bedömer CoRWM att geologisk deponering är den bästa tillgängliga strategin för långsiktigt omhändertagande av allt material som klassas som avfall i CoRWMs inventarium när man jämför med risker med andra metoder för omhändertagande. Målet bör vara att så snabbt som möjligt gå vidare till deponering på ett sätt som inger förtroende hos allmänheten och andra intressenter.

En stor majoritet av medlemmarna i CoRWM har tillräcklig tilltro till geologisk slutförvarings långsiktiga säkerhet och dess förmåga att reducera belastningen på kommande generationer för att rekommendera denna metod som prioriterat slutmål. Denna syn tog hänsyn till flera faktorer inklusive experters bedömningar i multikriterieanalys, den starka samsyn som råder bland företrädarna för markvetenskaper liksom även uppskattningar av exponeringen av allmänheten för strålning i en avlägsen framtid efter förslutning av slutförvaret. De flesta medlemmarna gjorde bedömningen att riskerna med geologisk deponering är väsentligt lägre än riskerna från långsiktig lagring, som de bedömde som sårbart för terroristhandlingar, krig, förlust av administrativ övervakning och allvarliga miljöförändringar. En medlem ifrågasatte om man kunde uppnå tillräcklig tilltro i ljuset av de osäkerheter som finns i slutförvarets funktion och menade att de risker som uppstår vid lagring kan motverkas delvis genom utformning och lokalisering av en lagringsanläggning (undvika kustnära förläggning, användande av undermarksbyggnad, med mera).

Rekommendation 5: Åtagandet att säkerställa flexibilitet i beslutsfattandet bör lämna öppet möjligheten att andra långsiktiga strategier för omhändertagande (till exempel borrhålsdeponering) växer fram som praktiska alternativ. Utvecklingen av andra omhändertagandemetoder bör drivas aktivt genom omvärldsbevakning och/eller deltagande i nationella eller internationella FoU-program.

CoRWM noterar att vetenskap och teknik utvecklas snabbt så att praktiskt genomförbara alternativ kan komma att bli tillgängliga inom tiden fram till förslutningen av ett slutförvar. CoRWM rekommenderar därför ett flexibelt förfaringsätt. Det vore fel att förneka framtida generationer möjligheten att utnyttja sig av alternativa metoder på grund av en alltför rigid fokusering på slutmålet geologisk deponering. Som exempel kan nämnas de potentiella fördelar som borrhålsdeponering kan ge i form av förstärkt isolering och säkerhet mot obehörig befattningsmed avfallet. Det finns emellertid inte tillräcklig kunskap för att i dagsläget lägga fram en sådan strategi. CoRWM rekommenderar därför att skäligen insatser görs på forskning och utveckling på alternativa strategier för slutligt omhändertagande.

4.4 Hantering av högaktivt avfall i andra länder

Detta kapitel ger en kortfattad översikt av hanteringen av använt kärnbränsle och högaktivt avfall i tolv länder. Hantering av låg- och medelaktivt avfall behandlas inte.

Översikten omfattar länder med mycket olika kärnkraftpolicy och med mycket olika avfallshanteringsprogram. Såväl länder i Europa som i Nordamerika och Asien behandlas. Några länder (till exempel Finland, Frankrike, Japan och Kina) bygger ut eller planerar att bygga ut kärnkraften medan de flesta länder har ett mer statiskt eller avtagande program. Finland, Sverige och tills helt nyligen USA, har nått längst i arbetet att förverkliga slutförvaring av använt kärnbränsle. Både då det gäller lokaliseringsprocess och val av teknik. Frankrike har ett mycket avancerat och omfattande forsknings- och utvecklingsprogram om metoder för behandling, lagring och slutförvaring av radioaktivt avfall. Även Tyskland, Japan, Kanada och Storbritannien har avancerade forskningsprogram, men man har långt kvar innan konkreta lösningar kan presenteras.

Innehållet i detta kapitel baseras i huvudsak på information från OECD/NEA, bland annat deras faktablad /NEA 2010/, Kärnavfallsrådets kunskapslägesrapport 2004 /Kärnavfallsrådet 2004/ samt World Nuclear Associations hemsida /World Nuclear Association 2010/. Översikter och mer detaljerade redovisningar av ämnet finns i flera rapporter som återfinns i rapportens förteckningen av referenser.

Efter många års omfattande studier av många olika strategier och metoder för slutförvaring av använt kärnbränsle råder i dag det stor enighet om att geologisk förvaring är det säkraste och hållbaraste alternativet för långsiktig hantering av högaktivt avfall och använt bränsle som ska slutförvaras. Detta framhåller exempelvis EU-kommissionen i sin sjätte lägesrapport om hanteringen av radioaktivt avfall och använt kärnbränsle /EC 2008/.

4.4.1 Finland

Finland har (2010) fyra reaktorer i drift, en femte under utbyggnad och ytterligare två –tre under planering. År 2008 producerade kärnkraften cirka 22 terawattimmar (TWh), vilket utgjorde 30 procent av landets elproduktion.

Det högaktiva avfallet mellanlagras i vattenbassänger vid kärnkraftverken. Export av kärnavfall är förbjuden sedan 1997. År 2001 beslutade regering och riksdag att ett slutförvar för använt kärnbränsle, utformat enligt KBS-3-metoden, får anläggas. Förvaret placeras 500 meter ner i berget vid Olkiluoto i sydvästra Finland. Nära Olkiluoto pågår bygget av en forskningstunnel, ONKALO, se figur 4-2, som enligt planerna också ska bli Finlands slutförvar för använt kärnbränsle med planerad driftstart år 2020.

Producenterna ansvarar för hanteringen av det radioaktiva avfallet, liksom för kostnaderna. En avfallsfond etablerades 1988. År 1995 bildade kärnkraftsbolagen Posiva Oy som sköter forskning samt bygge och drift av anläggningarna för slutförvaring av radioaktivt avfall. Posiva och SKB har sedan länge ett nära samarbete.

4.4.2 Frankrike

Frankrike har ett omfattande program för civil användning av kärnkraft. Men ända fram till 1996 hade landet också ett omfattande militärt program. Under perioden 1960–1995 utfördes kärnvapentester och provsprängningar. Dessa upphörde år 1996 när Frankrike ratificerade provstoppsavtalet¹⁵.

Frankrike har 59 reaktorer i drift (2008); alla av PWR-typ. År 2008 producerade dessa nästan 420 TWh el, vilket utgjorde 76 procent av landets elproduktion. Dessutom finns en brydreaktor som används för tester och forskning. Frankrike har också annan kärnkraftrelaterad verksamhet, till exempel anrikningsanläggningen i Tricastin och två uppberedningsanläggningar i La Hague. En tidigare uppberedningsanläggning i Marcoule stoppades 1997 och ett projekt för nedmontering av anläggningen startade snart därefter.

¹⁵ Provstoppsavtalet ”Det fullständiga provstoppsavtalet” (Comprehensive Nuclear Test Ban Treaty, CTBT) förbjuder alla kärnvapensprängningar oavsett om de sker ovan eller under mark, under vatten eller i yttre rymden. Även så kallade kärnsprängningar för fredliga syften förbjuds genom CTBT. CTBT antogs av FN 1996.



Figur 4-2. Tunnelbygge i Olkiluoto i Finland.

Sedan år 1991 ansvarar myndigheten Andra, Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs, för kärnavfallshanteringen i Frankrike.

I Frankrike har inriktningen från allra första början varit att upparbeta det använda bränslet och avskilja uran och plutonium för tillverkning av nytt bränsle. Ungefär 100 ton Mox-bränsle tillverkas årligen och används i 20 av landets kärnkraftreaktorer. Ytterligare fyra reaktorer har tillstånd att använda Mox-bränsle.

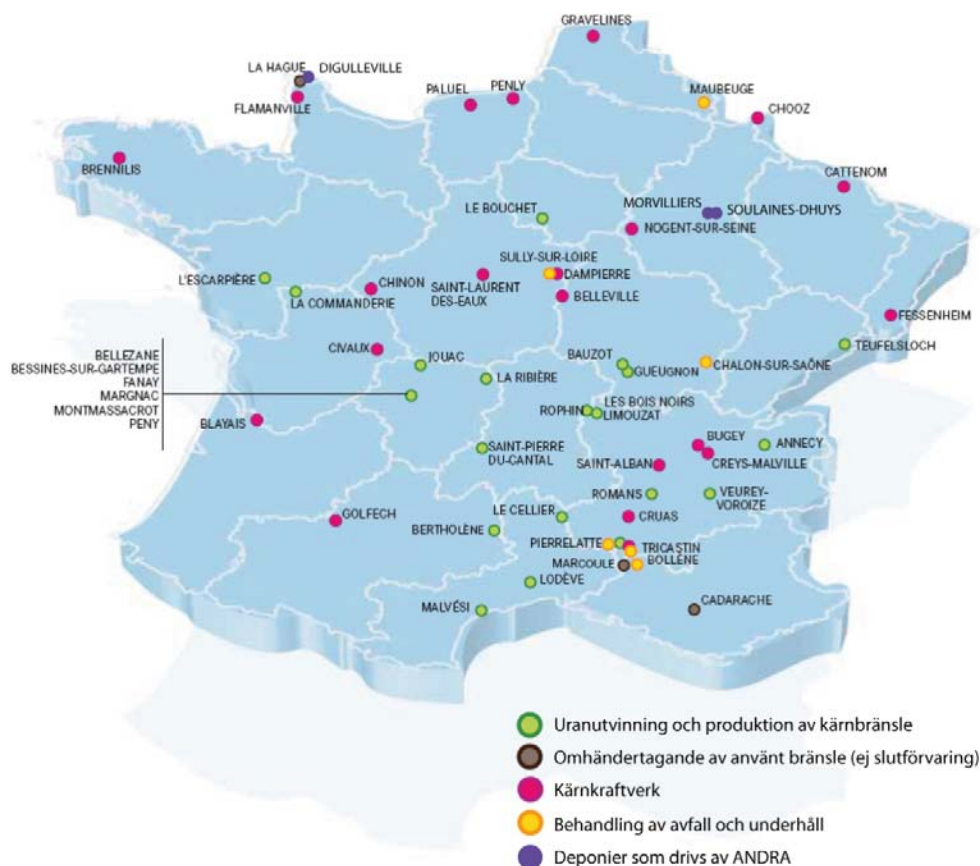
Det använda bränslet kyls i vattenbassänger; först något eller några år vid kärnkraftverken och sedan en tid vid La Hague innan det upparbetas. Restprodukterna, förglasat högaktivt avfall och medelaktivt långlivat avfall, mellanlagras därefter vid upparbetningsanläggningen i väntan på slutförvaring.

Slutförvaringen av det högaktiva avfallet planeras ske i geologiska lerformationer på cirka 500 meters djup. Arbetet är ännu bara i planeringsstadiet, men man siktar på att kunna lämna in tillståndsansökan år 2015 och ta slutförvaret i drift år 2025. Planering, projektering och utbyggnad i steg med möjlighet att ändra inriktning och att återta deponerat bränsle, är en viktig strategi för arbetet med slutförvaret. Ett speciellt inslag i arbetet är återkommande nationella diskussioner, där inriktningen för den kommande perioden läggs fast. Den senaste diskussionsomgången ägde rum år 2006 och nästa ska enligt planerna äga rum 2015.

I Bure, i östra Frankrike, driver Andra ett underjordiskt forskningslaboratorium i en lerformation. Parallellt med arbetet att realisera ett slutförvar, satsar Frankrike resurser på FoU kring avancerad upparbetning, separation och transmutation.

Arbetet med att ta hand om kärnavfallet finansieras dels av kärnavfallsproducenterna, dels av staten. Alla som producerar kärnavfall måste avsätta pengar till den framtida avfallshanteringen.

I figur 4-3 visas de kärntekniska anläggningar i Frankrike som är knutna till elproduktionen. Förutom dessa anläggningar finns en rad forskningsanläggningar samt anläggningar i det militära programmet.



Figur 4-3. Kärntekniska anläggningar i Frankrike knutna till elproduktionen /ANDRA 2010/.

4.4.3 Japan

Japan har 55 reaktorer anslutna till elnätet (2008). Ytterligare reaktorer är under uppförande eller planering. Flera reaktorer är avställda på grund av bland annat tekniska problem. År 2008 producerades 240 TWh kärnkraftsel, vilket utgjorde 25 procent av hela elproduktionen. Japan har en bldreaktor, experimentreaktorn i Monju. Den har nyligen (6 maj 2010) återstartats efter att ha varit avstängd på grund av en olycka med natriumläckage och brand i december 1995.

Det japanska kärnbränsleprogrammet omfattar upparbetning av använt kärnbränsle samt användning av plutonium och anrikat uran, inklusive utveckling av teknik för tillverkning av Mox-bränsle. Tidigare har använt bränsle upparbetats utomlands. Nu sker detta i en pilotanläggning i Tokai och med planerad start år 2010, i anläggningen i Rokkasho. Invid upparbetningsanläggningen i Rokkasho finns också ett lager för högaktivt avfall från upparbetning utomlands. Dessutom finns där en anrikningsanläggning och en Mox-bränslefabrik.

År 2000 antogs en särskild lag för slutförvaring av radioaktivt avfall. I oktober 2000 bildade de japanska kraftbolagen ”Organisationen för kärnavfallshantering” (NUMO). NUMO:s uppgift är att ansvara för arbetet med platsval, konstruktion, drift med mera av ett slutförvar för högaktivt avfall från upparbetning. Ansvaret för forskning och utveckling rörande deponering av högaktivt avfall ligger på en annan organisation, Japan Atomic Energy Agency (JAEA). Det åvilar kärnkraftföretagen att fondera medel för att finansiera upparbetning av använt kärnbränsle och slutförvaring av det högaktiva avfallet.

Studier för slutförvaring av det högaktiva avfallet har utförts i två olika geologiska miljöer. Redan år 1986 inleddes experiment i ett cirka 150 meter djupt schakt i en uranhaltig sandstensformation som täcker en kristallin berggrund. Vid en nedlagd järn/koppargruva pågick arbeten fram till 1998, då avtalet med den berörda kommunen gick ut. Därefter har två nya underjordiska forskningsanläggningar etablerats; en för forskning i kristallint berg i Mizunami och en för forskning i sedimentära bergarter i Honorobe.

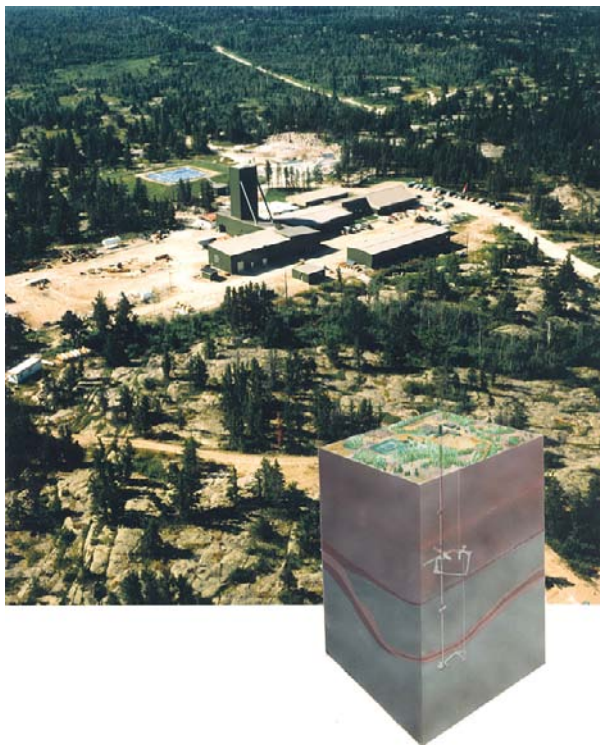
4.4.4 Kanada

År 2008 var 20 kärnkraftreaktorer i drift i Kanada. Dessa producerade 88 TWh el, vilket utgjorde 15 procent av all elproduktion i landet. Reaktorerna ägs och drivs av de delstatliga kraftföretagen Hydro Quebec, New Brunswick Power och Ontario Power Generation Inc. Alla reaktorer är så kallade Candu-reaktorer¹⁶. Dessa drivs med naturligt uran, det vill säga uran som inte anrikats. Det använda bränslet upparbetas inte.

Det högaktiva avfallet mellanlagras i bassänger vid kärnkraftverken i cirka sju år, därefter mellanlagras det i betongbehållare i ett torrförvar. Sedan 1995 har slutförvaringen planerats ske på 500 till 1 000 meters djup i kristallint berg. År 2002 fick tidplanen och arbetssättet ändras på grund av att stöd från allmänheten saknades. Strategin är nu en stegvis process fram till ett slutförvar med återtagbarhet. Inriktningen är fortfarande geologisk förvaring i en djupt liggande bergformation.

Det direkta ansvaret för hanteringen av radioaktivt avfall i Kanada ligger på dem som producerar avfallet. De har också ansvar för finansieringen. År 2002 bildade avfallsproducenterna organisationen NWMO, Nuclear Waste Management Organization, vars uppdrag är att finna en långsiktig lösning för hantering och förvaring av använt kärnbränsle.

I figur 4-4 visas berglaboratoriet URL (Underground Research Laboratory) som drevs av Atomic Energy of Canada Ltd., AECL, mellan 1983 och 2004. I URL genomfördes omfattande forskning och utveckling, liknande den som SKB genomfört vid Stripa och Äspö.



Figur 4-4. Berglaboratoriet URL i östra Manitoba i Kanada.

¹⁶ Candu-reaktor, Canada Deuterium Uranium Reactor, en i Kanada utvecklad typ av kärnreaktor, i vilken tungt vatten används för att bromsa neutronerna. Bränslet är naturligt uran i form av horisontella stavar av urandioxid, försedda med en metallkapsel. Kylmedlet, som också är tungt vatten, strömmar under högt tryck genom rör kring bränslestavarna, medan huvuddelen av det tunga vattnet har normalt tryck. Totalt finns cirka 40 reaktorer av denna typ, varav 20 i Kanada. En avancerad reaktor av denna typ håller på att utvecklas. Den ska ha svagt anrikat uran som bränsle och kylas med vanligt vatten.

4.4.5 Kina

Kina har ett ambitiöst program för kärnkraftsutbyggnad. Programmets nuläge illustreras i figur 4-5. År 2007 producerades 63 TWh kärnkraftsel, vilket motsvarar drygt två procent av all elproduktion i landet (80 procent av Kinas el kommer från kolkraft). Man räknar med att fyra procent av landets elektricitet ska produceras med kärnkraft år 2020. Förutom civil användning av kärnenergi, har Kina ett omfattande militärt program.

Kinas målsättning är att bli självförsörjande inom stora delar av kärnbränslecykeln. Men där är man ännu inte. I dag importerar landet ungefär hälften av allt kärnbränsle. Kina har två anrikningsanläggningar som byggts med rysk hjälp. Enligt planerna ska Ryssland hjälpa till vid utbyggnaden av ytterligare anrikningskapacitet.

Som ett led i Kinas strategi att upparbeta det använda kärnbränslet, har man träffat avtal med det franska företaget Areva om att bygga en upparbetningsanläggning och en anläggning för tillverkning av Mox-bränsle. Vid kärnbränslekomplexet i Lanzou finns en pilotanläggning för upparbetning, som togs i drift 2006. Vid Lanzou finns också ett centralt lager för använt kärnbränsle.

Lokaliseringsarbetet för ett slutförvar påbörjades 1986. Inriktningen är ett geologiskt förvar på cirka 500 meters djup. Arbetet, som beräknas vara klart år 2020, är fokuserat till tre kandidatområden i Beishan-området i Gansu-provinsen. Det fortsatta arbetet är inriktat mot att bygga ett underjordslaboratorium till år 2020 och att ha byggt ett nationellt slutförvar till 2050.

CNNC, China National Nuclear Corporation, ansvarar för hela kärnbränslecykeln inklusive omhändertagandet av det radioaktiva avfallet. BRIUG, Beijing Research Institute of Uranium Geology, arbetar bland annat med platsundersökningar och är ett av flera institut under CNNC. Tillsynsmyndighet för slutförvaringen av det radioaktiva avfallet är the State Bureau of Environmental Protection.



Figur 4-5. Kärntekniska anläggningar i Kina (från www.world-nuclear.org uppdaterad i mars 2010).

4.4.6 Sydkorea

År 1978 började Sydkorea använda kärnkraft för kommersiell elproduktion. År 2008 hade landet 20 kärnkraftreaktorer (fyra Candu-reaktorer och 16 PWR). Ytterligare fem reaktorer är under uppförande. År 2008 producerades 144 TWh kärnkraftsel, vilket utgjorde 37 procent av landets elproduktion. Motivet för att bygga ut och använda kärnkraft är framförallt att minska landets stora beroende av importerad energi.

Det använda bränslet lagras vid de fyra kärnkraftverken, antingen i bränslebassänger eller i torra lager. År 2002 uppgick mängden använt kärnbränsle till cirka 6 000 ton uran för att 2010 ha ökat till cirka 9 800 ton uran. Ungefär halva mängden kommer från Candu-reaktorerna.

Arbetet att hitta en plats för ett centralt lager för det använda bränslet har pågått i över två decennier. Eftersom arbetet inte har varit framgångsrikt skapade staten 1996 en särskild organisation, Nuclear Environment Technology Institute (NETEC), för att ta hand om landets radioaktiva avfall. NETEC utgör en egen enhet inom Korea Electric Power Corporation (KEPCO) som i sin tur sorterar direkt under Industri- och energiministeriet. I början av 2009 bildades The Korea Radioactive Waste Management Co. Ltd (KRWM). Syftet är att öka möjligheterna att lösa frågorna kring avfallshandling och särskilt att nå nationell konsensus om hanteringen av högaktivt avfall.

Sedan 1996 finns ett nationellt program för hantering av radioaktivt avfall. Enligt programmet ska ett centralt mellanlager för använt kärnbränsle tas i drift år 2016. Fullt utbyggt ska lagret ha en kapacitet på 20 000 ton tungmetall. Ännu finns inget beslut om lagret ska utföras som torrt eller vått lager. För att om möjligt skapa lokalt förtroende sker arbetet att finna en plats för mellanlagret i dialog med alla berörda parter. Den plats som tar emot mellanlagret kommer att få olika former av ekonomiskt stöd via lokala och regionala myndigheter.

På sikt behövs också en anläggning för geologisk slutförvaring av det högaktiva avfallet. Om detta ska utföras för direktdeponering av använt bränsle eller för högaktivt avfall efter upparbetning är inte bestämt. Landet har ett samarbetsavtal med USA som bland annat innebär att Sydkorea av hänsyn till risk för spridning av klyvbart material inte får upparbeta sitt använda bränsle. Detta avtal är dock under förhandling då Sydkorea skulle vilja bestämma själva om de ska upparbeta eller inte. Upparbetning utomlands bedöms vara för dyrt, framförallt på grund av kostnader för transporter.

För att finansiera hanteringen av radioaktivt avfall avsätter kärnkraftföretagen pengar i en särskild fond. Avgiftens storlek baseras på aktuella kostnadskalkyler för avfallshandling och räknas upp årligen utifrån den senaste kalkylen.

4.4.7 Ryssland

Rysslands kärnenergihistoria går långt tillbaka i tiden. De första militära kärnreaktorerna togs i drift redan i slutet av 1940-talet. De hade till uppgift att producera vapenplutonium, inte elektricitet. I Tjeljabinsk (Ozersk) i sydöstra Ural etablerades ett kärntekniskt komplex med militärt fokus. Några år senare påbörjades uppbyggnaden av ett andra militärt kärntekniskt komplex (nära staden Tomsk i mellersta Sibirien) och något år senare ett tredje (sex mil från Krasnojarsk i östra Sibirien). Vid alla tre komplexen finns/fanns upparbetningsanläggningar; den första togs i drift 1948. Vidare har Ryssland fyra anrikningsanläggningar, alla i Sibirien (Novouralsk, Zhelenogorsk/Krasnojarsk, Seversk och Angarsk).

År 1954 tog Sovjetunionen i drift sin första civila kärnreaktor, en grafitmodererad reaktor på fem megawatt lokaliserad strax utanför Moskva. Tio år senare togs de första RBMK- och VVER-reaktorerna¹⁷ i drift och började producera el i stor skala.

År 2009 hade Ryssland 31 kärnkraftreaktorer i drift. Elva av dessa är av RBMK-typ, 15 är VVER-reaktorer, fyra är grafitmodererade BWR-reaktorer och en är en bridreaktor. Fyra reaktorer har

¹⁷ RBMK är en förkortning för ryska Reaktor Bolschoj Moshnosti Kanalnyj (ungefär: Reaktor med hög effekt av kanaltyp); en grafitmodererad och vattenkyld reaktor. Reaktorerna i kärnkraftverket Tjernobyl var av denna typ. VVER är en förkortning för ryska Vodo-Vodyanoi Energeticheskij Reaktor (ungefär vatten-vatten kraftfull reaktor); en ryskkonstruerad tryckvattenreaktor. De finska reaktorerna i Lovisa är av denna typ (i motsats till många ryska reaktorer har de finska reaktorerna nödkylssystem för reaktorn och en gastät reaktorinneslutning).

avvecklats. Vidare har man haft hela 118 forskningsreaktorer i drift, men många av dessa är nu avstängda. År 2007 producerade landets kärnkraftsreaktorer 160 TWh eller 16 procent av all elproduktion. Många reaktorer producerar även fjärrvärme. Flera reaktorer är under uppförande och ytterligare några är på planeringsstadiet. Utbyggnadsplanerna för kärnkraften har ändrats flera gånger de senaste åren, men en bedömning är att den installerade effekten kommer att öka från dagens 22 GW_e till cirka 50 GW_e till år 2020.

Huvudlinjen i Ryssland är att upparbeta det använda kärnbränslet. Av både tekniska och ekonomiska skäl har man dock valt att inte upparbeta RBMK-bränsle. Detta bränsle förvaras tre till fem år i reaktorhallarnas bassänger och förs sedan över till särskilda mellanlagringsbassänger vid kärnkraftverken.

Ryssland har ännu inte något slutförvar för använt kärnbränsle och högaktivt avfall men arbete att finna en plats i granitiskt berg pågår. År 2003 föreslogs att ett centralt lager för använt kärnbränsle skulle lokaliseras till Krasnokamensk (7 000 km öster om Moskva). Fem år senare föreslogs att ett nationellt geologiskt förvar (djupförvar med möjlighet till återtag) skulle lokaliseras till bergmassivet Nizhnekansky i Krasnojarsk. Enligt planerna skulle projektering av förvaret och etablering av ett berglaboratorium påbörjas år 2015 och förvaret vara klart till 2035.

4.4.8 Schweiz

Schweiz har fem kärnkraftreaktorer som tillsammans producerar cirka 26 TWh, vilket utgör cirka 40 procent av landets elproduktion (2008).

Den huvudsakliga inriktningen var länge att upparbeta det använda kärnbränslet. Dessa tjänster köptes i Frankrike och Storbritannien. Avtalen om upparbetning förutsätter att det högaktiva avfallet ska slutförvaras i Schweiz. Under senare år har inriktningen ändrats och fokus ligger nu på att ta hand om använt kärnbränsle utan föregående upparbetning. För närvarande, och fram till 2015 (till dess råder moratorium), är det förbjudet att exportera och importera kärnavfall.

Använt kärnbränsle lagras temporärt i vattenbassänger vid kärnkraftverken. Mellanlager för torr lagring av använt kärnbränsle och högaktivt avfall från upparbetning finns i Würenlingen (Zwilag¹⁸) och vid Beznau kärnkraftverk. Lagren är dimensionerade för att kunna ta emot allt använt kärnbränsle och högaktivt avfall som uppkommer under 50 års drift av Schweiz kärnkraftreaktorer. Avsikten är att avfallet efter mellanlagring, ska slutförvaras i ett geologiskt djupförvar. Frågan om slutförvaring av radioaktivt avfall har utretts i 30 år. Arbetet har lett fram till val av strategi, geologisk deponering, men ännu har ingen plats valts. För att möta allmänhetens krav att avfallet måste vara åtkomligt (återtagbart) har man föreslagit en stegvis process, som inkluderar en fas med övervakning och en högre grad av åtkomlighet, innan man försluter det geologiska förvaret. Enligt planerna ska slutförvaret börja byggas omkring 2040 och tas i drift omkring 2050.

Ansvaret för att ta hand om kärnavfall och för finansieringen ligger hos kraftproducenterna. För att genomföra slutförvaringen har kraftföretagen (97 %) tillsammans med den schweiziska staten (3 %) bildat Nagra¹⁹. Nagra bedriver forskning och utveckling kring slutförvaring i två underjordiska berglaboratorier, i Grimsellaboratoriet i granitiskt berg (i drift sedan 1983) och i Mont Terri-laboratoriet i opalin lera (ett internationellt forskningsprogram startade 1996).

4.4.9 Spanien

Redan i slutet av 1960-talet började Spanien använda kärnkraft för kommersiell elproduktion. Landet har åtta kärnkraftreaktorer i drift (2008). År 2008 producerade dessa 56 TWh el, vilket utgjorde 18 procent av landets elproduktion

Spanien har egna anläggningar för de flesta verksamheter som ingår i en komplett kärnbränslecykel: gruvor med uranbrytning (numera avvecklade; den sista gruvan togs ur drift år 2000), fabrik för framställning av urankoncentrat, bränsletillverkning, kärnkraftverk samt kärnavfallshantering.

¹⁸ Zwilag, Das Zentrale Zwischenlager Würenlingen.

¹⁹ Nagra, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle.

Uranet anrikas utomlands. Mindre mängder använt kärnbränsle har skickats till Frankrike och Storbritannien för upparbetning. Landet har inte någon egen upparbetningsanläggning. Sedan år 1983 lagras allt använt kärnbränsle vid kärnkraftverken.

Utbyggnad av anläggningar för att ta hand om det använda kärnbränslet sker stegvis. Lokaliseringsarbete för ett centralt mellanlager pågår. I slutet av år 2009 fick landets kommuner en förfrågan från regeringen om de var beredda att ta emot det centrala mellanlagret. Regeringen avser att tillämpa en öppen platsvalsprocess vid valet av kommun. Flera kommuner har redan aviserat sitt intresse, vilket lett till protester. Planerna är att bygga ett torrt förvar. Till dess att platsen för mellanlagret har bestämts och lagret har byggts måste lagringskapaciteten vid kärnkraftverken ökas. På sikt ska det använda bränslet slutförvaras i ett geologiskt djupförvar. Förvaring i såväl granitiskt berg som i ler- och saltformationer studeras. För närvarande sker inga platsspecifika studier.

Enresa (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos, S.A.), ett statligt bolag som bildades 1984, har ansvaret för att ta hand om det radioaktiva avfallet och rivningen av kärntekniska anläggningar i Spanien. Företaget driver en anläggning för deponering av kortlivat låg- och medelaktivt avfall, El Cabril, i södra Spanien. Intill El Cabril byggs även en anläggning för deponering av lågaktivt, kortlivat avfall.

Avfallsprogrammet finansieras genom en avgift på all elproduktion. Avgiften placeras i en särskild räntebärande fond.

4.4.10 Storbritannien

Kärnteknisk verksamhet började tidigt i Storbritannien. Redan kort efter andra världskriget inleddes produktion av plutonium för vapenändamål. Den första kraftproducerande reaktorn togs i drift år 1956 (Calder Hall vid Sellafield, världens första kärnkraftverk för kommersiell elproduktion). I Storbritannien var det länge inte någon klar gräns mellan verksamhet med civil eller militär anknytning.

Huvudlinjen för hantering av avfall har varit och är fortfarande att se använt kärnbränsle som en resurs. Upparbetning var därför den valda vägen. Den första upparbetningsanläggningen i Windscale (sedermera Sellafield) var avsedd för bränslet från de engelska Magnox-reaktorerna. Den togs i drift 1964. Magnox-bränsle måste upparbetats relativt snart eftersom det korroderar i vatten. På 1980-talet byggdes Thorp²⁰, en anläggning för upparbetning av bränsle från LWR- och AGR-reaktorer²¹. Den togs i drift 1994. Vid Sellafield upparbetas både inhemskt bränsle och bränsle från andra länder. Även mindre mängder svenskt kärnbränsle har upparbetats i Thorp-anläggningen vid Sellafield.

I Storbritannien finns 19 kärnkraftsreaktorer i drift. År 2008 producerade dessa 58 TWh eller 13 procent av landets elproduktion.

Det använda kärnbränslet mellanlagras vid kärnkraftverken och upparbetas sedan vid Sellafield, där det högaktiva avfallet också mellanlagras i väntan på slutförvaring. Under 1970-talet startade platsundersökningar för ett slutförvar, men 1989 avbröts projektet. Nu har processen startats om och enligt regeringens rekommendationer är inriktningen geologisk slutförvaring vid en plats som redan har kärnteknisk verksamhet. Ramverket för platsvalsprocessen angavs år 2008 av regeringen i ”the White Paper”. Ett län, Cumbria, och två av länets distrikt har uttalat formellt intresse att delta i platsvalsprocessen.

NDA, Nuclear Decommissioning Authority, ansvarar för omhändertagandet och slutförvaringen av det radioaktiva avfallet medan kärnkraftsbolagen är ansvariga för att betala kostnaderna.

²⁰ Thorp, the Thermal Oxide Reprocessing Plant.

²¹ AGR, advanced gas-cooled reactor.

4.4.11 Tyskland

Tyskland har 17 kärnkraftsreaktorer i drift. År 2008 producerade dessa 141 TWh eller 23 procent av landets el. Den tyska energipolitiken har sedan år 2000 varit inriktad på att kärnkraften ska fasa ut successivt fram till början av 2020-talet. Kärnkraftsfrågorna är dock starkt kontroversiella i tysk politik och efter 2009 års förbundsdagsval har röster höjts för en omprövning av utfasningsbeslutet.

Det använda kärnbränslet upparbetades fram till år 2005 i Frankrike och Storbritannien. Sedan dess är upparbetning förbjuden. Numera mellanlagras bränslet vid kärnkraftverken.

Ett huvudalternativ för det högaktiva avfallet var tidigare slutförvaring i en saltformation vid Gorleben. Verksamheten där stoppades år 2000 och nu förs diskussioner om en ”omstart” som innebär att andra geologiska miljöer studeras. Siktet är inställt på att kunna ta ett slutförvar i drift år 2035.

Kraftindustrin ansvarar för lagring och hantering av det använda kärnbränslet medan staten, via den federala strålskyddsmyndigheten, ansvarar för slutförvaringen. Finansiering sker via kraftbolagens egna fonder.

4.4.12 USA

I USA finns (2008) 104 kärnkraftsreaktorer (69 PWR och 35 BWR) som producerar drygt 800 TWh eller cirka 20 procent av landets elektricitet. Sedan år 2007 har ansökningar lämnats in om att bygga 26 nya reaktorer.

Långlivat avfall (transuraner) från militär verksamhet slutförvaras i WIPP (Waste Isolation Pilot Plant) utanför Carlsbad, New Mexico. Producenterna betalar för omhändertagandet av avfallet via en kärnavfallsfond som etablerades år 1982. Ansvaret för att genomföra slutförvaringen av använt kärnbränsle och annat högaktivt (civilt) avfall ligger hos det amerikanska energidepartementet, DOE.

I dag lagras USA:s använda kärnbränsle vid kärnkraftverken. Planerna har länge varit att slutförvaringen av det högaktiva avfallet ska ske i Yucca Mountain, Nevada, 300 meter under markytan och 300 meter ovanför grundvattennivån. Efter cirka 20 års undersökningar av platsen godkändes den år 2002 av presidenten. Platsvalet ratificerades vid omröstningar i både senaten och representanthuset. År 2008 lämnade energidepartementet in ansökan till strålskyddsmyndigheten om tillstånd att bygga förvaret. Processen har kantats av protester och överklaganden från invånarna i Nevada och år 2009 tillkännagav Obamaadministrationen att man avsåg att avbryta Yucca Mountain programmet. Avsikten var att tillsätta en expertgrupp som får i uppgift att utvärdera alternativa angreppssätt för att ta hand om och slutförvara använt kärnbränsle och högaktivt avfall från både kommersiella och militära aktiviteter. Den 29 januari 2010 annonserade Department of Energy (DOE) att man tillsatt en ”Blue Ribbon Commission on America’s Nuclear Future” med uppdraget att genomföra en bred granskning av olika alternativ för hanteringen av kärnbränslecykelns slutsteg.

5 Krav som ställs i Sverige på strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

5.1 Utgångspunkter

De krav som ställs på ett system för omhändertagande av använt kärnbränsle utgår från olika intressenters önskemål om att få ett problem löst och lagstiftarens vilja att problemet ska lösas på ett ur olika synvinklar acceptabelt sätt. Utvecklingen av ett system för att lösa ett specifikt problem kan förenklat sägas löpa igenom tre nivåer: problemdefinition, principiell lösning och konkret utformning av ett tekniskt system. Dessa nivåer har sinsemellan olika kravbild vilket illustreras i figur 5-1.

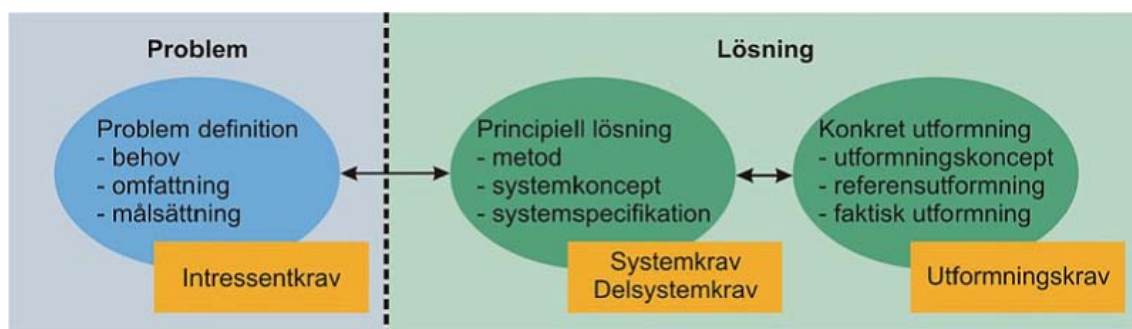
Man strävar efter att formulera kraven så oberoende av den valda tekniska lösningen som möjligt. För att komma vidare till nästa detaljeringsnivå måste man dock fatta vissa beslut på varje lösnings-specifik kravnivå, det vill säga från systemkrav och nedåt i kravhierarkin. I denna rapport behandlas val av principer och strategier, vilket i figur 5-1 motsvarar problemdefinition och principiell lösning. Huvuddelen av kraven på dessa nivåer utgörs av intressentkrav som ställs av ägare och lagstiftare. Det bör redan nu noteras att de olika system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle som beskrivs och utvärderas i denna rapport befinner sig på olika nivå i ovanstående sekvens och att det därför inte går att utvärdera dem på ett likvärdigt sätt.

SKB inledde, i samband med att platsundersökningarna i Östhammars och Oskarshamns kommuner påbörjades år 2001, ett arbete med att sammanställa och utveckla krav och konstruktionsförutsättningar för det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle enligt KBS-3-metoden /SKB 2002/. I senare etapper av arbetet har en databas för systematisk kravhantering byggts upp /Morén och Wikström 2007/. Det är SKB:s utgångspunkt att de krav som ställs på KBS-3-systemet i sina huvuddrag även måste ställas på – och även uppfyllas av – andra alternativa system för omhändertagande av det använda kärnbränslet.

I följande avsnitt beskrivs först det regelsystem som styr omhändertagandet av använt kärnbränsle och sedan de krav som kan härledas från detta regelsystem.

5.2 Regelsystemet för omhändertagande av använt kärnbränsle

Omhändertagandet av använt kärnbränsle styrs av både svenska lagar och internationella överenskommelser som Sverige har ratificerat. Den svenska lagstiftningen påverkas dessutom av Sveriges medlemskap i den Europeiska Unionen (EU), genom skyldigheten att implementera de direktiv som EU beslutar om.



Figur 5-1. Illustration av hur kravbildningen påverkas av i vilket utvecklingsstadium ett projekt befinner sig /Morén och Wikström 2007/.

De nationella lagar som innehåller det för omhändertagandet av använt kärnbränsle centrala regelverket är:

- Lagen om kärnteknisk verksamhet (SFS 1984:3) syftar till att kärnteknisk verksamhet bedrivs på ett sådant sätt att kraven på säkerhet tillgodoses och de förpliktelser uppfylls, som följer av Sveriges överenskommelser i syfte att förhindra kärnsprängningar, spridning av kärnvapen och obehörig befattningsmed kärnämne och sådant kärnavfall som utgörs av använt kärnbränsle.
- Strålskyddslagen (SFS 1988:220) syftar till att skydda människor, djur och miljö från skadlig verkan av joniserande eller icke-joniserande strålning.
- Miljöbalken (SFS 1999:808) syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.

Regeringen tillsatte i slutet av 2008 en särskild utredare med uppdrag att utreda förutsättningarna för en samordnad reglering av verksamheter på kärnteknikens och strålskyddets område. Utredningen ska presentera sitt förslag i ett slutbetänkande i början av 2011.

Mer detaljerade nationella regler om omhändertagande av använt kärnbränsle finns i andra författningar, främst föreskrifter utgivna av de tidigare tillsynsmyndigheterna Statens kärnkraftinspektion och Statens strålskyddsinstitut (numera sammanlagda till Strålsäkerhetsmyndigheten). Huvudinnehållet i dessa föreskrifter redovisas längre fram i detta kapitel.

De internationella överenskommelser som har mest betydelse för formuleringen av krav och konstruktionsförutsättningar när det gäller slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle är:

- 1997 års gemensamma konvention om säkerhet vid hantering av använt kärnbränsle och säkerhet vid hantering av radioaktivt avfall (IAEA-konventionen) /IAEA 1997a/.
- Konvention om förebyggande av förorening av havet genom dumpning av avfall och andra material (Londonkonventionen) /IMO 1972/ med tilläggsprotokoll /IMO 1996/.
- Antarktisfördraget /ATS 1959/ med tilläggsprotokoll för miljöskydd /ATS 1991/.

IAEA-konventionen syftar till att uppnå en hög grad av säkerhet i världen vid hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall, att alla led i hanteringskedjan innehåller effektiva motåtgärder mot strålningens skadliga effekter samt att förebygga olyckor med radiologiska konsekvenser och begränsa eventuella effekter av olyckor som inträffar vid hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Den 19 januari 2009 hade 48 stater anslutit sig till konventionen varav 42 stater, däribland Sverige, också hade ratificerat den.

Syftet med Londonkonventionen är att stödja en effektiv kontroll av alla källor till förorening av haven och att ta praktiska steg för att motverka förorening av haven genom dumpning av avfall eller annat material. I nuläget har 83 stater anslutit sig till konventionen. Londonkonventionen innefattar även dumpning av radioaktivt avfall. År 1983 överenskom de undertecknande parterna ett frivilligt moratorium med avseende på dumpning av radioaktivt avfall i havet. Det hade ifrågasatts om deponering i sediment på havsbotten av avfall förslutet i särskilda behållare var att jämställas med dumpning i havet. I ett tilläggsprotokoll görs år 1996 ett antal förtydliganden vilka bland annat går ut på att deponering i sediment på havsbotten, så kallad ”Sub-Seabed Disposal”, ska klassas som dumpning och därför vara förbjudet i internationell lag. Sverige har ratificerat protokollet och samtidigt deklarerat att protokollet ska gälla även deponering från svenska fartyg och svenskt flyg.

Antarktisfördragets ursprungliga huvudsyfte var att säkerställa att verksamhet i Antarktis enbart bedrivs för fredliga syften och att säkerställa ett internationellt samarbete omkring vetenskaplig forskning på Antarktis. I fördragets artikel 5 förbjuds kärnexplosioner och deponering av radioaktivt avfall på Antarktis. I ett tilläggsprotokoll från 1991 förtydligas miljöskyddssyftet med fördraget. Fördraget har i dagsläget ratificerats av 46 stater. I Sverige är fördraget implementerat genom Lag om Antarktis (SFS 2006:924) och Förordning om Antarktis (SFS 2006:1111). Lagens 5 § lyder: *Det är förbjudet att genomföra atomexplosion eller placera radioaktivt avfall i Antarktis.*

Ytterligare ett antal internationella överenskommelser påverkar utveckling, tillståndsgivning och myndighetskontroll av kärntekniska ämnen, till exempel Icke-spridningsavtalet /IAEA 1970/, Konvention om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang (Esbo-konventionen) /UNECE 1991/, Konvention om tillgång till information, allmänhetens deltagande i beslutsprocesser och tillgång till rättslig prövning i miljöfrågor (Århuskonventionen) /UNECE 1998/, Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten (OSPAR) /UD 1994/ och Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö (Helsingforskonventionen) /Helcom 2004/. Dessa innehåller regler för själva processen att utveckla och konstruera ett system för omhändertagande av använt kärnbränsle mer än att de anger de krav som olika intressenter ställer på systemets utformning och funktion.

5.3 Krav på principer och strategier för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

Utgående från det regelsystem som har beskrivits i föregående avsnitt samt övriga intressenters önskemål och behov kan följande typer av krav på ett system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle härledas:

- Övergripande krav.
- Säkerhetskrav.
- Strålskyddskrav.
- Krav på fysiskt skydd och kärnämneskontroll.
- Miljökrav.

I de följande underavsnitten redovisas vilka krav som ingår under respektive typ. Kravbeskrivningarna har i huvudsak hämtats från /SKB 2000a/.

5.3.1 Övergripande krav

Enligt IAEA:s avfallskonvention /IAEA 1997a/ krävs²² att:

- Radioaktivt avfall ska, om det kan ske på ett säkert sätt, omhändertas inom det land där avfallet alstrats.
- Vid omhändertagande av radioaktivt avfall ska man sträva efter att inte lägga otillbörliga bördor på kommande generationer.

Enligt krav från 1996 års protokoll till 1972 års konvention om förhindrande av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall och annat material /IMO 1996/ gäller²²:

- Deponering av använt kärnbränsle får ej ske i havet eller på havsbotten utanför landets inre vatten.

Enligt Antarktisdördraget /ATS 1959/ och Lag om Antarktis (SFS 2006:924) gäller²²:

- Deponering av radioaktivt avfall i Antarktis är inte tillåtet.

Enligt kärntekniklagen (SFS 1984:3) ska²²:

- Den som har tillstånd att driva kärnteknisk verksamhet se till att uppkommet kärnavfall, eller kärnämne som inte används på nytt, hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt.

Tidigare föreskrev kärntekniklagen att ”Ingen får utarbeta konstruktionsritningar, beräkna kostnader, beställa utrustning eller vidta andra sådana förberedande åtgärder i syfte att inom landet uppföra en kärnkraftsreaktor”. Från och med den 1 juli 2006 ersattes denna paragraf med ett förbud för regeringen att meddela tillstånd för att uppföra en kärnkraftsreaktor. Från och med den 1 januari 2011 är även detta förbud borttaget ur lagen.

²² Kraven är hämtade ur texten i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter men återges inte ordagrant utan har omformulerats för att få en mer lättläslig text.

5.3.2 Säkerhetskrav

De säkerhetskrav som ställs på ett system för omhändertagande av använt kärnbränsle är härledda²³ ur lagen om kärnteknisk verksamhet och föreskrifter kopplade till den (SFS 1984:3, SSMFS 2008:1, SSMFS 2008:21).

Säkerhetsfunktioner och barriärer

- Säkerheten ska vila på flerfaldiga barriärer som är så utformade att genombrott av en barriär endast leder till mycket begränsade omgivningskonsekvenser.
- Störningar och haverier ska i största möjliga utsträckning förebyggas.
- Händelser eller förhållanden som kan påverka systemets barriärer ska identifieras. Likaså ska händelser som kan påverka åtgärder eller förhållanden avsedda att förhindra och/eller mildra konsekvenserna av störningar eller haverier identifieras. Det ska visas att systemet har acceptabel tålighet om dessa händelser eller förhållanden skulle inträffa.
- Det system som används för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara tåligt mot felfunktioner hos ingående delar och ha hög tillförlitlighet.

Konstruktionsprinciper

- En anläggning för slutförvaring av använt kärnbränsle ska vara konstruerad så att efter förslutning av förvaret ska barriärerna ge den säkerhet som erfordras utan övervakning och underhåll.
- I första hand ska beprövade konstruktionsprinciper och konstruktionslösningar användas för utformning av ett system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Om detta inte är möjligt eller rimligt, ska en utprovning och utvärdering ske för att verifiera att funktion och beteende hos ingående system och komponenter är inom de antaganden som görs i säkerhetsanalysen.

5.3.3 Strålskyddskrav

Strålskyddskraven är hämtade ur strålskyddslagen samt föreskrifter kopplade till den (SFS 1988:220, SSMFS 2008:37)²³. De kan ses som ett förtydligande av miljökraven vad gäller skadlig inverkan av strålning.

Strålskydd

- Den joniserande strålningens påverkan på människor och miljön ska beräknas och visa sig vara acceptabel, dels för de olika stegen i det slutliga omhändertagandet, dels i framtiden.
- Ett slutförvar för använt kärnbränsle och kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. Sannolikheten för skadeverkningar på grund av stråldos ska beräknas med de sannolikhetskoefficienter som redovisas i ICRP publikation Nr 60, 1990.
- Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska göras så att biologisk mångfald och hållbart utnyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.

²³ Kraven är hämtade ur texten i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter men återges inte ordagrant utan har omformulerats för att få en mer lättläslig text.

Systemutformning

Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik. Med ”optimering” och ”bästa möjliga teknik” menas följande:

- **Optimering:**
begränsning av stråldoser till människor så långt detta rimligen kan göras med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som samhällseliga faktorer.
- **Bästa möjliga teknik:**
den effektivaste åtgärden för att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen och utsläppens skadliga effekter på människors hälsa och miljön, och som inte medför orimliga kostnader.

5.3.4 Krav på fysiskt skydd och kärnämneskontroll

Med fysiskt skydd av kärntekniska anläggningar avses åtgärder som är ämnade att dels skydda anläggningarna mot otillbörligt intrång, sabotage eller annan sådan påverkan som kan medföra en radiologisk olycka, dels för att förhindra obehörig befattning med kärnämne eller kärnavfall. Utformningen av sådana åtgärder regleras av Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter om fysiskt skydd av kärntekniska anläggningar (SSMFS 2008:12).

Använt kärnbränsle innehåller ämnen (främst plutonium) som i princip kan användas för tillverkning av kärnvapen. Det finns därför internationella överenskommelser för att förhindra och kontrollera att kärnämne och kärnavfall inte kommer på avvägar och eventuellt används för vapentillverkning /IAEA 1970/. Sådan kontroll brukar benämnas *kärnämneskontroll* eller *nuclear safeguards*. Lagen om kärnteknisk verksamhet (SFS 1984:3) innehåller krav på att Sverige ska uppfylla förpliktelserna i internationella överenskommelser. I lagen fastslås att reaktorinnehavare har skyldighet att ge tillträde till anläggningarna för den myndighet som har att utöva bland annat kärnämneskontroll, det vill säga i praktiken Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM, och det Internationella Atomenergiorganet, IAEA.

Utgående från det ovan beskrivna regelverket har följande krav på fysiskt skydd och kärnämneskontroll formulerats²⁴:

- Systemet för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara utformat för att skydda anläggningarna dels mot otillbörligt intrång, sabotage eller annan sådan påverkan som kan medföra radiologisk olycka och dels mot obehörig befattning med kärnämne eller kärnavfall.

5.3.5 Miljökrav

Miljökraven är hämtade ur miljöbalken (SFS 1998:808). Eftersom all mänsklig verksamhet på något sätt påverkar miljön är det ofta svårt att säga om ett system som sådant uppfyller miljökraven. Utvärderingen av miljökraven blir meningsfull först när miljöpåverkan vid tillämpning av olika strategier jämförs med varandra. Följande miljökrav har härletts²⁴ ur miljöbalken:

- En hållbar utveckling ska främjas som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.
- Människors hälsa och miljön ska skyddas mot föroreningar och annan påverkan. Härvid ska bästa möjliga teknik användas.
- Mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.
- Återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.

²⁴ Kraven är hämtade ur texten i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter men återges inte ordagrant utan har omformulerats för att få en mer lättläslig text.

6 Förutsättningarna för olika principer, strategier och system att uppfylla kraven

Av de strategier som beskrivs i kapitel 3 saknar vissa aktualitet idag:

- Strategier som har sorterats bort på grund av tekniska eller säkerhetsmässiga begränsningar.
 - Utskjutning i rymden.
- Strategier som inte utreds vidare då de inte överensstämmer med svensk eller internationell lagstiftning.
 - Havsdumpning.
 - Deponering i djuphavssediment.
 - Deponering under inlandsis.

Uppskjutning i rymden av flera tusen ton använt kärnbränsle är mycket energikrävande. I praktiken krävs därför att man upparbetar det använda kärnbränslet och eventuellt att man även renframställer de riskmässigt viktigaste radionukliderna så att volym och vikt av det material som ska skjutas ut i rymden reduceras. Utskjutning i rymden bedöms vara kostsamt och sannolikt inte det effektivaste sättet att begränsa stråldoser. Utskjutning i rymden övervägs inte och har inte övervägts sedan 1980-talet som strategi för omhändertagande av använt kärnbränsle i något land. Denna strategi behandlas inte ytterligare nedan.

Havsdumpning och deponering i djuphavssediment är, som tidigare nämnts, förbjudet enligt Londonkonventionen med 1996 års tilläggsprotokoll. Det största inlandsisområdet på jorden är Antarktis. Som tidigare nämnts är det enligt Antarktiskfördraget och svensk Lag om Antarktis förbjudet att placera radioaktivt avfall i Antarktis. Dessa strategier kan dessutom inte sägas vara ett sätt att omhänderta det använda kärnbränslet inom landet. Havsdumpning, deponering i djuphavssediment eller deponering under inlandsis uppfyller således inte de övergripande krav som beskrivs i avsnitt 5.3.1 och behandlas därför inte ytterligare i denna rapport.

De övriga strategier som beskrivits i kapitel 3 kan med avseende på deras förutsättningar att uppfylla kraven i kapitel 5 på ett slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet grovt sorteras i följande två grupper:

- Strategier som används eller för vilka det bedrivs aktiv forskning och utveckling, men som inte innebär ett slutligt omhändertagande.
 - Separation och transmutation.
 - Övervakad lagring.
- Strategier som enligt internationell konsensus innebär ett slutligt omhändertagande.
 - Geologisk deponering.

Separation och transmutation syftar till att minska mängden långlivade radionuklider i det använda bränslet och tiden för slutförvaringen så att hanteringen underlättas. Även vid en långt driven uppabetnings- och transmutationsstrategi kommer det dock att finnas radioaktiva restprodukter som kräver kvalificerad slutförvaring.

En förlängd övervakad lagring av det använda kärnbränslet innebär att innehållet av radioaktiva ämnen liksom värmeutvecklingen minskar. Under tidsperioder på upp till några hundratals år sker minskningen med halveringstid på cirka trettio år. Vid längre lagringstider än några hundra år dominerar mer långlivade radionuklider varför avklingningstakten minskar väsentligt. En förlängd övervakad lagring är ingen strategi för ett slutligt omhändertagande utan lagringen måste följas av någon strategi för slutförvaring. En mer ingående utvärdering återfinns nedan.

Geologisk deponering är den enda strategin för ett slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet som kvarstår efter genomgången ovan. Flera olika system för geologisk deponering har studerats genom åren. Det system som SKB har valt och utformat samt kommer att söka tillstånd för uppförande och drift av är KBS-3-metoden. Koncepten långa tunnlar och WP-Cave har under utvärderingarna sorterats bort då de har bedömts ha sämre förutsättningar för att uppfylla de krav som ställs och som redovisas i kapitel 5.

Nedan går förutsättningarna för separation och transmutation samt deponering i djupa hål och KBS-3-metoden igenom mer i detalj.

6.1 Separation och transmutation

Separation och transmutation är som nämnts en tillämpning av principen att se det använda bränslet som resurs. I avsnitt 3.1 redovisas tre strategier som är tillämpningar av denna princip, nämligen återanvändning av plutonium i Mox-bränsle, användning i fjärde generationens reaktorer respektive separation och transmutation.

Återanvändning av plutonium i Mox-bränsle i lättvattenreaktorer är en pågående praxis i flera länder. Möjligheterna till upprepad återanvändning av plutonium i lättvattenreaktorer är dock begränsad. Vid återanvändningen bildas också ytterligare mängder av andra långlivade transuraner (americium, curium och neptunium). Förutsättningarna för den efterföljande slutförvaringen påverkas endast marginellt. Denna strategi diskuteras inte ytterligare här.

Utveckling av den fjärde generationens reaktorer pågår med syftet att få fram reaktortyper med en förbättrad kärnteknisk säkerhet, ökad säkerhet mot spridning av kärnämnen, minimering av avfalls-mängder samt en effektivisering av användningen av natururan. Utvecklingsarbetet syftar till att nya reaktortyper ska finnas tillgängliga att ta i drift omkring år 2030 eller för någon reaktortyp omkring 2020. De typer av den fjärde generationens reaktorer som bygger på snabba neutroner kan ingå som en del i en strategi för separation och transmutation, eftersom de snabba neutronerna medger klyvning av andra ukladier än de som är klyvbara i lättvattenreaktorer (uran-235, plutonium-239, plutonium-241).

Separation och transmutation är i dag ett aktivt forskningsområde. Forskningen rymmer såväl utveckling av separationsteknik för renframställning av de aktinider som ska transmuteras, som utveckling av bränsle och reaktorer för transmutation. Som nämnts i avsnitt 3.1.2 är mycket av transmutationsforskningen fokuserad på så kallade ADS-reaktorer (Accelerator Driven Systems) som kyls med flytande bly eller en eutektisk blandning av vismut och bly. Det kommer att ta flera decennier innan man har kommit så långt i utvecklingen att en demonstrationsanläggning enligt ADS-tekniken kan byggas.

Gemensamt för den fjärde generationens reaktorer och ADS-reaktorer är således att de befinner sig i forsknings- och utvecklingsstadiet samt att det beräknas ta flera decennier innan någorlunda fullskaliga anläggningar kan komma att byggas. I båda fallen uppstår avfall som måste tas om hand och slutförvaras på ett säkert sätt. Det är i dagsläget därför inte möjligt att på ett stringent sätt utvärdera dessa koncept mot de specifika krav på principer och strategier för slutligt omhändertagande som beskrivs i avsnitt 5.3. De system för separation och transmutation som i en framtid kan komma att byggas, måste tillfredsställa kraven på säkerhet, strålskydd, miljöskydd och säker hantering av klyvbara ämnen.

Eftersom det återstår en lång utvecklingstid innan separation och transmutation är en tillgänglig strategi, medför en satsning på denna strategi som enda lösning på kärnavfallsfrågan att framtida generationer kommer att belastas med omhändertagandet av det avfall som skapas i dagens kraftproduktion, vilket strider mot ett av de övergripande kraven i avsnitt 5.3.1. Strategin kräver tillgänglighet av bland annat avancerade utrustningsanläggningar och anläggningar för tillverkning av starkt radioaktivt bränsle. Vidare säkra och strikta metoder för kärnämneskontroll. Det är sannolikt att ett internationellt samarbete om dessa steg blir nödvändigt. En ytterligare faktor är att en användning av separation och transmutation för att effektivt reducera den redan existerande mängden långlivade radionuklider som måste placeras i slutförvar kräver ett långvarigt och uthålligt åtagande att bygga och driva erforderliga anläggningar och system i över 100 år.

Av det ovan sagda följer att separation och transmutation i dag inte kan väljas som enda strategi för det slutliga omhändertagandet av det använda kärnbränslet. Strategin måste kombineras med något system för slutförvaring av det avfall som uppstår. Tekniken är inte tillgänglig för den generation som har att lösa problemet med dagens kärnavfall. Strategin torde endast kunna genomföras inom ramen för en långsiktig och uthållig satsning på kärnenergi.

6.2 Övervakad lagring

Ett övergripande krav, se avsnitt 5.3.1, är att det slutliga omhändertagandet av det använda kärnbränslet ska lösas till alla väsentliga delar av den generation som nyttjar elproduktionen från kärnkraftverken. Ett säkerhetskrav är att en anläggning för slutförvar ska ge den säkerhet som krävs utan övervakning och kontroll. Inget av dessa krav är uppfyllt vid långvarig övervakad lagring över flera generationer.

De anläggningar för övervakad lagring som är i drift är tillståndsgivna enligt gällande lagstiftning och uppfyller krav på säkerhet, strålskydd samt på en god och hälsosam miljö för nuvarande generation. För att även kommande generationer ska tillförsäkras en god miljö krävs att drift och övervakning kan garanteras i ett långt tidsperspektiv. Säkerheten vilar på väl genomarbetade rutiner för drift, underhåll och övervakning i kombination med fysiska barriärer.

De fysiska barriärerna är inte utformade för att förbli beständiga i ett långt tidsperspektiv, flera hundra år. Bristande drift, underhåll och övervakning leder till sämre säkerhet. Behovet av drift och underhåll är större vid våt lagring än vid torr. De radiologiska konsekvenserna vid bristande övervakning bedöms inträffa snabbare vid våt lagring än vid torr.

Varken personella insatser eller fysiska barriärer går att garantera i ett långt tidsperspektiv. Övervakad lagring kan därför inte sägas uppfylla kravet på bästa möjliga teknik vad gäller den långsiktiga säkerheten. Vid våt lagring leder allvarliga brister i drift och underhåll till icke acceptabla doser. Även vid torr lagring kan brister i drift och underhåll befaras ge icke acceptabla doser.

Vid de anläggningar för övervakad lagring som är i drift i dag förhindras olovlig befattning med kärnämne genom en kombination av fysiska barriärer, redovisningssystem, övervakning, och oanmälda kontroller. De fysiska barriärerna är inte ensamma tillräckliga. Vid eventuellt bortfall av redovisningssystem och/eller övervakning blir skyddet mot olovlig befattning med kärnämne svagt. Insatserna för att övervaka lagret bedöms vara i stort sett likvärdigt för de anläggningar för våt respektive torr lagring som finns i drift i dag och för DRD-lager. Möjligen kan torr lagring i transportbehållare kräva större personella insatser.

Strategin övervakad lagring är tillämpbar både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. För upparbetningsavfall tillämpas i dag torr lagring. System och säkerhetsutvärderingar är väsentligen desamma som för använt kärnbränsle. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

Alla system för övervakad lagring kräver just övervakning, de uppfyller därför inte kravet på att vid slutförvaring ska barriärerna ge den säkerhet som krävs utan övervakning och underhåll. Vid övervakad lagring löses inte avfallsfrågan av den generation som utnyttjar kärnkraften. Övervakad lagring av det använda kärnbränslet är inte en strategi för slutligt omhändertagande.

6.3 Geologisk deponering i djupa borrhål

Som redovisats i avsnitt 3.7.2 har deponering i djupa borrhål varit föremål för ett flertal studier. Den principutformning som har legat till grund för samtliga dessa studier togs ursprungligen fram i den så kallade Pass-studien som redovisades år 1992. I detta avsnitt redovisas analys av konceptets förutsättningar att uppfylla de krav som SKB ställer på ett system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle.

Övergripande krav

Deponering av använt kärnbränsle i djupa borrhål skulle i princip kunna uppfylla de övergripande krav som redovisats i avsnitt 5.3.1. En anläggning för deponering i djupa borrhål skulle, när tekniken har utvecklats, kunna byggas inom landet. Även om den borrhåsteknik som krävs fortfarande behöver utvecklas, finns det en möjlighet att teknikutvecklingen skulle kunna drivas fram så långt att den generation som har tillgodogjort sig elenergin från det använda bränslet också skulle kunna vara delaktig i uppförandet av en anläggning. SKB har uppskattat att det skulle ta 30 år att öka kunskapen om deponering i djupa borrhål till den nivå som man i dag har om KBS-3-metoden /SKB 2000c/. Det

förtjänar att påpekas att hela utvecklingsarbetet vad gäller tekniken för uppförandet av en anläggning måste bäras av kärnavfallsprogrammet, eftersom det sannolikt inte finns några drivkrafter för andra verksamheter att borra djupa och vida hål i kristallint berg.

Säkerhetskrav

Konceptet deponering i djupa borrhål har svårigheter att klara flera av de grundläggande säkerhetskraven i avsnitt 5.3.2. Det har visats i flera studier att den huvudsakliga säkerhetsfunktionen i ett sådant slutförvar är den naturliga bergbarriären och att de tekniska barriärerna i närzonen inte kan förväntas bidra nämnvärt till den isolering och fördröjning av radionukliderna som krävs. Systemet är således inte ett flerbarriärsystem.

Såväl byggnationen av ett slutförvar med djupa borrhål, som själva deponeringen i ett sådant slutförvar är känslig för störningar. Framställningen av deponeringshålen är en borrhåsteknisk utmaning, och framgången hotas av håldformation, bergutfall, etc. Tekniken för att skapa en närzon runt det deponerade bränslet och för att sedan placera bränslet i denna närzon måste styras från markytan, vilket gör det både svårt att genomföra och omöjligt att kontrollera resultatet av dessa operationer.

Om man på ett nöjaktigt sätt kan visa att de stagnanta grundvattenförhållanden, som krävs för att deponering i djupa borrhål ska vara säkert, är stabila inom ett tillräckligt stort område och under de tidsrymder som krävs, kan sannolikt slutförvaret lämnas utan övervakning och underhåll.

Borrning av djupa deponeringshål och inplacering av kapslar och närzonsbarriärer i dessa deponeringshål är teknik som, som nämnts, måste utvecklas av kärnkraftsindustrin. Den kommer knappast att få någon tillämpning inom något annat område inom överskådlig framtid.

Strålskyddskrav

Det är i dag inte möjligt att avgöra om deponering i djupa borrhål uppfyller strålskyddskraven eller inte, då det inte finns ett tillräckligt vetenskapligt underlag för att göra en underbyggd analys av strålskyddet. För detta krävs att en säkerhetsanalys genomförs. I dagsläget är dock såväl det geovetenskapliga kunskapsläget som kunskaperna om lämpliga hanteringsmetoder för kapslar och närzonsmaterial för bristfälliga för att medge någon meningsfull säkerhetsanalys. I samband med hanteringen och deponeringen har flera moment identifierats, som kan påverka såväl strålskyddet för den personal som driver anläggningen som stråldoserna på lång sikt negativt. Med dagens kunskap om deponeringsteknik kan det till exempel inte uteslutas att kapslar fastnar och skadas under deponeringen och dessa därför måste lämnas på för litet djup och med ett begränsat skydd från närzonsbarriärerna. Sådana missöden kan dessutom ge upphov till kontaminering av borrhålsvätska och deponeringsutrustning, som måste tas om hand på ett strålskyddsmässigt säkert sätt.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Deponering i djupa borrhål har framhållits som ett system som ger ett gott skydd mot intrång och otillbörlig befattning med kärnämne. På grund av det stora deponeringsdjupet är det ett omfattande projekt att ta sig ner till det deponerade kärnbränslet och att göra ett tillgrepp av detta. I ett slutförvar med deponering i djupa borrhål kommer sannolikt varje deponeringshål att betraktas som en separat kärnteknisk anläggning med de krav på åtgärder för fysiskt skydd och kärnämneskontroll som detta medför.

Miljökrav

Den främsta miljöpåverkan från ett slutförvar som bygger på deponering i djupa borrhål kommer från markanvändningen och borrningen (buller och utsläpp till luft) samt hanteringen av borrhålskax, borrhålsvätska och vatten. Efter att deponeringen har avslutats och deponeringshålet förslutits, behöver marken återställas.

Ett slutförvar som bygger på deponering i djupa borrhål tar stora markarealer i anspråk. Varje borrhålsplats är en anläggning som tar cirka en hektar (100 × 100 meter) i anspråk. I SKB:s basscenario (50 års drift för Forsmarks- och Ringhalsverken samt 60 års drift för Oskarshamnsverket) behövs omkring 60 sådana deponeringshål. Med hänsyn till det deponerade bränslets värmeutveckling och

för att ge en marginal för eventuella avvikelser från lodlinjen vid borrningen av deponeringshålen kan dessa inte ligga godtyckligt tätt. Om hela anläggningen förläggs till samma plats kan en areal på cirka 13 kvadratkilometer komma krävas om avståndet mellan deponeringshålen antas vara 500 m.

Volymen av ett deponeringshål är cirka 3 300 kubikmeter, vilket ger omkring 6 500 kubikmeter borrhax per hål. Ett slutförvar med 60 deponeringshål skulle således ge knappt 400 000 kubikmeter borrhax. Det borrhax som kommer upp har sannolikt en kornstorlek som motsvarar silt till sand med inslag av större skärvor. Dessa massor är svåra att finna en byggteknisk avsättning för varför de sannolikt måste deponeras.

Då tekniken för borrning av deponeringshål inte ännu finns utvecklad, är det svårt att bedöma hur borrhax och grundvatten ska hanteras. Vid missöden under deponering av avfallskapslar kan det även uppstå radioaktivt kontaminerat grundvatten och borrhax. Det bör därför finnas en beredskap att hantera detta på lämpligt sätt.

En sammantagen bedömning av miljöpåverkan vid deponering i djupa borrhål är att större volymer av massor behöver deponeras, än i system för geologisk deponering som bygger på tillfart till en underjordisk anläggning genom schakt eller ramper. Mängden uttagna massor i den senare typen av anläggning blir visserligen större, men av en sådan kvalitet att de kan avyttras för byggändamål. De miljökrav som formulerats i avsnitt 5.3.5 är så allmänt formulerade att man endast kan använda dem vid en jämförande analys. Om ett slutförvar för deponering i djupa borrhål skulle byggas skulle får man utgå ifrån att de villkor som ställs vid miljöprövningen är sådana att anläggningens miljöpåverkan blir acceptabel.

6.4 Geologisk deponering enligt KBS-3-metoden

Utvecklingen av KBS-3-systemet började i princip när dåvarande SKBF (nu SKB) i slutet av 1970-talet började studera möjligheterna att direktdeponera använt kärnbränsle utan föregående uppberedning. Utformningen av systemet har sedan modifierats och anpassats till vunna kunskaper om bergbyggnad, materialegenskaper i barriärer, geologi, hydrogeologi, geokemi, etc. Vid ett flertal tillfällen har systemets status testats i säkerhetsanalyser. Dessa har demonstrerat att systemet med marginal klarar de krav som lagstiftning och myndigheter ställer på säkerhetsnivåer och strålskydd. Nedan diskuteras kortfattat hur systemet klarar de krav som redovisas i avsnitt 5.3.

Övergripande krav

KBS-3-metoden har nu utvecklats så långt att ett slutförvar kan uppföras i Sverige. De företag som har tillstånd att driva kärnkraftverk har uppdragit åt sitt gemensamägda bolag, SKB, att utveckla, uppföra och driva de anläggningar som krävs för ett säkert slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet. Sammantaget innebär detta att KBS-3-metoden uppfyller de övergripande kraven på att avfallet ska tas omhand av den generation som har kunnat utnyttja elenergin, att avfallet ska tas omhand i det land där det alstrats och att de företag som har tillstånd att driva kärnkraftverk uppfyller det ansvar för omhändertagandet som lagen ålägger dem.

Säkerhetskrav

Slutförvaring enligt KBS-3-metoden bygger på ett system av tre skyddsbarriärer: kopparkapseln, betongbufferten och berget. I de säkerhetsanalyser som har genomförts och kommer att genomföras, identifieras möjliga förhållanden, händelser och processer som kan påverka dessa barriärers funktion. Vidare analyseras och beräknas konsekvenserna av barriärogenombrott eller nedsatt funktion hos systemets barriärer. Genomförda analyser visar att slutförvaret har en förmåga att utstå dessa förhållanden, händelser och processer med måttliga konsekvenser.

Vid utvecklingen och projekteringen av anläggningar och utrustningar i KBS-3-systemet läggs stor vikt vid tillförlitlighet under förväntade driftförhållanden. I arbetet ingår att identifiera och analysera missödessekvenser samt att utforma motåtgärder mot dessa. Från säkerhetsanalyserna fås slutsatser om konstruktionsförutsättningar som påverkar förvarets långsiktiga säkerhet och frågeställningar som behöver ytterligare belysning. Sådana förutsättningar och frågeställningar tas då in i SKB:s fortsatta arbete.

En grundförutsättning för SKB:s arbete har från starten i mitten av 1970-talet varit att ett slutförvar som fyllts med använt kärnbränsle inte ska kräva någon övervakning eller något underhåll efter förslutningen. De säkerhetsanalyser som har genomförts och som planeras, bygger på denna grundförutsättning.

Stora delar av det planerade KBS-3-systemet bygger på etablerad bergbyggnadsteknik. Inom ett antal områden har SKB själva, eller i samarbete med andra utländska kärnavfallsorganisationer varit, tvungna att utveckla teknik. Inom SKB:s arbete läggs stora resurser på att testa och verifiera sådan teknik. Exempel på anläggningar där sådan testning genomförs är Kapsellaboratoriet och Äspölaboratoriet i Oskarshamn.

Strålskydds krav

De säkerhetsanalyser som har genomförts för KBS-3-systemet, har dels demonstrerat att systemet inte ger högre risker än de gränser och anvisningar som lagstiftning och myndigheter anger, dels använts för att successivt identifiera frågeställningar som behöver särskild uppmärksamhet i SKB:s program för forskning, utveckling och demonstration (Fud-program).

Den erfarenhetsåterföring som fås från säkerhetsanalyser och det arbete som görs för att projektera och konstruera KBS-3-systemets olika delar säkerställer att systemet, när det är klart bygger på optimering och bästa möjliga teknik.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Ett slutförvar enligt KBS-3-metoden har ett fåtal ingångar som behöver bevakas inom ramen för fysiskt skydd och kärnämneskontroll. Det finns inom kärnkraftsindustrin goda erfarenheter av att utforma och organisera sådant skydd. Internationella diskussioner pågår om vilka krav som ska ställas på fysiskt skydd och kärnämneskontroll efter anläggningens förslutning. Utformningen av de anläggningsdelar och de åtgärder som syftar till fysiskt skydd och kärnämneskontroll ska godkännas av Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM).

Miljökrav

En stor anläggning som ett slutförvar medför alltid ett visst ingrepp i naturen. Dess miljöpåverkan består av flera delar:

- Markanvändning och landskapspåverkan.
- Buller och vibrationer.
- Utsläpp till luft och vatten.
- Påverkan på yt- och grundvattennivåer.

Inom SKB pågår ett omfattande arbete att utforma anläggning och skyddsåtgärder så att anläggningens påverkan på miljön uppfyller de krav som kommer att ställas av de tillståndsgivande myndigheterna. I enlighet med kraven i miljöbalken kommer en miljökonsekvensbeskrivning, MKB, att upprättas som beskriver påverkan, effekter och konsekvenser av slutförvarsanläggningen.

Slutförvarets ovanmarksdel beräknas uppta en yta av 20–30 hektar inklusive ett upplag för utsprängda massor.

De dominerande källorna för buller och vibrationer är berghantering, krossning, lastning och transport. Bullernivåerna kommer successivt att minska när arbetena når djupare under ytan. Längs transportvägarna kommer ett ökat transportbuller att uppstå, vilket kommer att belysas i MKB-dokumentet. Vibrationerna beräknas hamna på en nivå långt under vad som skulle kunna ge upphov till skador på byggnader.

En slutförvarsanläggning enligt KBS-3-metoden kommer inte att ge upphov till några stora utsläpp av luftföroreningar. De huvudsakliga källorna till sådana utsläpp är transporter inom och utom anläggningen, damning i samband med hantering av bergmassor samt spränggas. Utsläpp till vatten kommer att ske via sanitärt spillvatten, dagvatten, lakvatten från bergupplaget och länshållningsvatten som pumpas upp från undermarksdelen. Länshållningen kommer även att medföra att grundvattnet ovanför slutförvaret kommer att avsänkas. Avsänkning kan komma att påverka närbelägna brunnar och i vissa fall flora och fauna.

7 Diskussion och slutsatser

Som redovisats i denna rapport återstår efter värdering av studerade strategier mot övergripande krav i princip endast geologisk deponering som realistiskt alternativ. Strategierna förlängd övervakad lagring samt separation och transmutation finns även med som möjliga strategier. Som visats ovan måste dock dessa strategier kompletteras med geologisk deponering för att leda till ett slutligt omhändertagande av det använda kärnbränslet.

SKB stödjer svensk transmutationsforskning finansiellt. Man följer även utveckling av forskningsprogrammet genom en referensgrupp som bland annat publicerar sammanfattningar av forskningsresultaten i SKB:s rapportserier. I ett EU-finansierat forskningsprojekt, RedImpact /Greneche et al. 2007/, har man visat att inverkan av den minskning av långlivade radionuklider som fås vid transmutation av det använda kärnbränslet, har begränsad effekt på den långsiktiga säkerheten vid slutförvaring eftersom utsläppen av aktinider från ett sådant slutförvar är mycket små även utan transmutation. Den minskade mängden långlivad radioaktivitet medför emellertid att skadeverkningsarna av ett eventuellt mänskligt intrång i slutförvaret reduceras. Separation och transmutation förutsätter en långsiktigt hållbar, minst 100 år, satsning på kärnkraft.

En förlängd övervakad lagring är möjlig att genomföra antingen i Clab eller i en ny anläggning. Lagring under mycket långa tider kräver dock ett systematiskt arbete med övervakning och underhåll av anläggningen. När de första cirka tio åren har passerat minskar radioaktiviteten i bränslet förhållandevis långsamt. Detta medför att man för att åstadkomma någon nämnvärd avklingning genom förlängd övervakad lagring måste lagra under mycket lång tid.

De två system för geologisk deponering som har speciellt tagits upp till behandling i denna rapport är deponering i djupa borrhål och KBS-3-metoden. En ingående jämförelse mellan dessa två system är under utarbetande i en parallell studie. En strikt värdering av dessa system utgående från de krav som finns är emellertid inte möjlig eftersom kunskapsnivån om de båda olika systemen är mycket olika. Icke desto mindre har SKB lagt ner väsentliga resurser på att föra en värdering av deponering i djupa borrhål så långt det går baserat på befintlig kunskap.

Vid deponering i djupa borrhål finns ett antal stora osäkerheter som vid nuvarande kunskap medför att uppförande, deponering och förslutning av ett slutförvar inte kan genomföras med den grad av kontroll som krävs. Att väsentligt öka kunskapen om deponering i djupa borrhål kräver stora resurser och tar lång tid. Eftersom det dessutom inte är sannolikt att en sådan insats leder till en metod som har väsentligt bättre förutsättningar att uppfylla kraven än KBS-3-metoden, har SKB inte funnit anledning att överge sina planeringsförutsättningar. Det är SKB:s uppfattning att ett slutförvar enligt KBS-3-metoden kan uppföras, drivas och förslutas på ett i alla led kontrollerat sätt. De säkerhetsredovisningar som man gjort har visat att KBS-3-metoden kan uppfylla de säkerhets-, strålskydds- och miljöskydds krav som ställs.

KBS-3-metoden är den enda nu tillgängliga metod som visats uppfylla såväl ställda säkerhetskrav som andra ställda krav. Andra metoder kan komma att utvecklas men denna utveckling kräver tid, sannolikt flera decennier, och resurser. Det finns dessutom ingenting i dagsläget som visar att en sådan utveckling skulle leda till ett säkrare system än KBS-3-systemet. Tvärtom avvaktan på sådan utveckling leda till att ansvaret för det slutliga omhändertagandet av det använda kärnbränslet sköts över på kommande generationer och möjligen även att det blev svårare att gå tillbaka till KBS-3-systemet på grund av att kunskapen om detta försvunnit.

8 Förkortningar

μSv	Mikrosievert, mått på dosekvivalent.
ADS	Acceleratordrivet system.
AGR	Advanced Gas-Cooled Reactor, Reaktortyp med koldioxidkyllning och grafitmoderering.
BWR	Boiling Water Reactor, Kokarvattenreaktor.
Clab	Central lager för använt bränsle.
DRD	Dry Rock Deposit, concept för lagring i dränerade berggrum.
GeV	Gigaelektronvolt.
GWD	Gigawattdygn.
GWD_e	Gigawattdygn elektrisk energi.
GWD_{th}	Gigawattdygn termisk energi.
GW_e	Gigawatt elektrisk effekt.
HLW	High-Level Waste, Högaktivt avfall.
HM	Heavy Metal, Tungmetall.
IAEA	International Atomic Energy Agency, Internationella atomenergiorganet.
LILW	Low and Intermediate-Level Waste, Låg- och medelaktivt avfall.
LWR	Light Water Reactor, Lättvattenreaktor.
MOX	Mixed Oxide Fuel, kärnbränsle tillverkat av uran- och plutoniumdioxid.
MWd	Megawattdygn.
MW_e	Megawatt elektrisk effekt.
NEA	Nuclear Energy Agency, Organ inom OECD.
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development.
PBq	Petabequerel.
PWR	Pressurised Water Reactor, Tryckvattenreaktor.
SVEA 64	Bränsleelementtyp me 64 bränslestavar avsett för kokarvattenreaktorer.
TBq	Terabequerel.
Thorp	Thermal Oxide Reprocessing Plant, Upparbetningsanläggning vid Sellafield.
TW_e	Terawatt elektrisk effekt.
TWh_e	Terawattimmar elektrisk energi.
UOX	Uranium Oxide Fuel, bränsle tillverkat av urandioxid.

9 Referenser

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

Ahlström P-E, 1999. Plutonium – data, egenskaper med mera. SKB R-99-58, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Ahlström P-E (ed), Blomgren J, Ekberg C, Englund S, Fermvik A, Liljenzin J-O, Retegan T, Skarnemark G, Ericsson M, Seltborg P, Wallenius J, Westlén D, 2007. Partitioning and transmutation. Current developments – 2007. A report from the Swedish reference group for P&T research. SKB TR-07-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

ANDRA, 2008. Sustainable management of radioactive waste: Launching a campaign to find a candidate disposal site for low-level long-lived radioactive waste, Press release from the Cabinet of the Minister of State, Paris, 5 juni 2008 (inofficiell översättning av ANDRA).

ANDRA, 2010. The geographic location of waste. [Online]. Available at: <http://www.andra.fr/radioactive-waste/nuclear-safety-solution.htm>. [13 December 2010]. (Översatt till svenska.)

ATS, 1959. The Antarctic Treaty, Secretariat of the Antarctic Treaty, Buenos Aires, Argentina.

ATS, 1991. Protocol on environmental protection to the Antarctic Treaty, Secretariat of the Antarctic Treaty, Buenos Aires, Argentina.

Baldwin T, Chapman N, Neall F, 2008. Geological Disposal Options for High-Level Waste. Nuclear Decommissioning Authority, UK.

Beale H Sj, 1989. Advances in underwater technology. I: Freeman T J (ed). Deep repository design – offshore concepts. Ocean Science and Offshore Engineering, Volume 18: Disposal of Radioactive Wastes in Seabed sediments, p. 305–316.

Beswick J, 2008. Status of technology for deep borehole disposal, EPS International Contract No NP 01185, Nuclear Decommissioning Authority (Radioactive Waste Management Directorate), Didcot, U.K.

Bhatnagar V P, van Goethem G, 2006. Overview of EU activities in partitioning and transmutation – Research in the Euratom 6th and 7th framework programmes, in Proc. Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation, Ninth Information Exchange Meeting, Nîmes, France 25–29 September 2006, Report NEA No. 6262, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, ISBN 978-92-64-99030-2.

Blomgren J (ed), Karlsson F, Pomp S, Aneheim E, Ekberg C, Fermvik A, Skarnemark G, Wallenius J, Zakova J, Grenthe I, Szabó Z, 2010. Partitioning and transmutation. Current developments – 2010. A report from the Swedish reference group for P&T research. SKB TR-10-35, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Brady P, Arnold B, Freeze G, Swift P, Bauer S, Kanney J, Rechar R, Stein J, 2009. Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratories, New Mexico, US.

CARD, 2008. CARD Project. A Co-ordination Action on Research, Development and Demonstration Priorities and Strategies for Geological Disposal. Final Report May 2008.

Chapman N, Gibb F, 2003. A truly final waste management solution – Is very deep borehole disposal a realistic option for high-level waste or fissile materials?, Radwaste solutions July/August 2003, pp 26.

CoRWM, 2006. Managing our Radioactive Waste Safely – CoRWM's Recommendations to Government. CoRWM Doc 700, Committee on Radioactive Waste Management.

Dufek J, Arzhanov V, Gudowski W, 2006. Nuclear spent fuel management scenarios. Status and assessment report. SKB R-06-61, Svensk Kärnbränslehantering AB.

EC, 2004. The comparison of alternative waste management strategies for long-lived radioactive wastes. EUR 210221, ISBN:92-894-4986-1.

EC, 2008. Sixth situation report on: "Radioactive waste and spent fuel management in the European Union". SEC(2008)2416.

- Eggert U, Johansson A, Kvamsdal O, 1993.** The DRD method. Bilaga till ansökan om forskningsbidrag till Statens kärnkraftinspektion år 1999 (arkiverad hos SKI som Doss 14.9, Dnr 981581).
- Ekendahl A-M, Papp T, 1998.** Alternativa metoder. Långsiktigt omhändertagande av kärnbränsleavfall. SKB R-98-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- GIF, 2007.** Annual report 2007, Generation IV International Forum, OECD Nuclear Energy Agency, Paris.
- GNS, 1996.** Safety analysis report for the transport cask storage facility Ahaus, Germany (Sicherheitsbericht Transportbehälterlager Ahaus). Report No. GNS B 98/95 Rev. 1, Gesellschaft für Nuklear-Service mbH.
- Greneche D, Boucher L, Gonzalez E, Cuñado M, Wallenius J, Zimmerman C, Marivout J, 2007.** RED-IMPACT, Impact of Partitioning, Transmutation and Waste Reduction Technologies on the Final Nuclear Waste Disposal, Synthesis report. FP6 CONTRACT N°: FI6W-CT-2004-002408, European Commission, Bryssel.
- Grundfelt B, 2010.** Jämförelse mellan KBS-3-metoden och deponering i djupa borrhål för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. SKB R-10-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Grundfelt M, Lindgren M, 2006.** Separation och transmutation – Belysning av tillämpning i Sverige. SKB R-06-60, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Grundfelt B, Wiborgh M, 2006.** Djupa borrhål – Status och analys av konsekvenserna vid användning i Sverige. SKB R-06-58, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hedin A, 1997.** Använt kärnbränsle – Hur farligt är det? En delrapport från projektet beskrivning av risk. SKB R-97-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Helcom, 2004.** Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö, SÖ 1996:22, Miljödepartementet, Stockholm.
- IAEA, 1970.** Treaty on the non-proliferation of nuclear weapons, INFCIRC 140, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 1986.** Definition and recommendations for the convention on prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, 1972–1986 Edition, Safety Series No. 78, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 1993.** Risk comparisons relevant to sea disposal of low-level radioactive waste, IAEA-TECDOC-725, International Atomic Energy Agency, Wien
- IAEA, 1997a.** Joint convention on the safety of spent fuel management and the safety of radioactive waste management, INFCIRC/546, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 1997b.** Further analysis of extended storage of spent fuel. Final report of a co-ordinated research programme on the behaviour of spent fuel assemblies during extended storage (BEFAST-III), IAEA-TECDOC-944, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 1999.** Inventory of radioactive waste disposal at sea, IAEA-TECDOC-1105, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 2003.** Storage of spent fuel from power reactors – International conference held in Vienna, 2–6 June 2003 organised by the International Atomic Energy Agency in co-operation with the OECD Nuclear Energy Agency, Wien.
- IAEA, 2004.** Implications of partitioning and transmutation in radioactive waste management, Technical Report Series no. 435, International Atomic Energy Agency, Wien.
- IAEA, 2008.** Spent Fuel Reprocessing Options, IAEA-TECDOC-1587. International Atomic Energy Agency. ISBN 978–92–0–103808–1.
- IMO, 1972.** The convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, International Maritime Organization, London.
- IMO, 1994.** Resolution LC.51(16): Report of the sixteenth consultative meeting of the contracting parties to the convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, LC 16/14, International Maritime Organization, London.

- IMO, 1996.** 1996 Protocol to the convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, Resolution LDC 43(13), International Maritime Organization, London 1996.
- Industridepartementet, 1976.** Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall, Betänkande av Aka-utredningen, SOU 1976:30, Stockholm.
- Jackson D P, Dormuth K W, 2008.** Watching brief on reprocessing, partitioning and transmutation and alternative waste management technology – Annual report 2008, Nuclear Waste Management Organization, Toronto, Kanada.
- Jones C, Wiborgh M, 2006.** Övervakad torr lagring – Beskrivning av metoder och användning i andra länder samt bedömning av förutsättningarna i Sverige. SKB P-06-94, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Juhlin C, Sandstedt H, 1989.** Storage of nuclear waste in very deep boreholes: Feasibility study and assessment of economic potential. Part I Geological considerations. Part II Overall facility plan and cost analysis. SKB TR-89-39, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Juhlin C, Wallroth T, Smellie J, Eliasson T, Ljunggren C, Leijon B, Beswick J, 1998.** The Very Deep Hole Concept: Geoscientific appraisal of conditions at great depth. SKB TR-98-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- KASAM, 1993.** KASAM:s yttrande över SKB:s FUD-program 92 (SOU 1993:67).
- KASAM, 1996.** KASAM:s yttrande över SKB:s FUD-Program 95 (SOU 1996:101).
- KASAM, 1999.** KASAM:s yttrande över SKB:s FUD-Program 98 (SOU 1999:67).
- KASAM, 2001.** KASAM:s yttrande över SKB:s kompletterande redovisning till FUD-program 98 juni 2000. KASAM dnr 14/00.
- KASAM, 2002.** KASAM:s yttrande över SKBs FUD-program 2001. SOU 2002:63.
- KASAM, 2005.** KASAM:s yttrande över SKB:s FUD-program 2004 (SOU 2005:47).
- Kettner K U, Becker H W, Strieder F, Rolfs C, 2006.** High-Z electron screening: the cases $^{50}\text{V}(p,n)^{50}\text{Cr}$ and $^{176}\text{Lu}(p,n)^{176}\text{Hf}$, J. Phy. G: Nucl. Part. Phy. 32 (2006) 489–495.
- Kumar V, Hass M, Nir-El Y, Haquin G, Yungreiss Z, 2008.** Absence of low-temperature dependence of the decay of ^7Be and ^{198}Au in metallic hosts, Physical Review C77, 051304 (2208).
- Kärnavfallsrådet, 2004.** Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2004. SOU 2004:67. Statens råd för kärnavfallsfrågor.
- Kärnavfallsrådet, 2008.** Kärnavfallsrådets yttrande över SKB:s Fud-program 2007 (SOU 2008:70).
- Lidskog R, Andersson A-C, 2001.** The management of radioactive waste – A description of ten countries, The International Association for Environmentally Safe Disposal of Radioactive Materials (EDRAM) och Svensk kärnbränslehantering AB. ISBN-91-973987-3-X.
- Marsic N, Grundfelt B, Wiborgh M, 2006.** Very deep hole concept – Thermal effects on ground-water flow, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Mathias P M och Brown L C, 2003.** Thermodynamics of the Sulfur-Iodine Cycle for Thermochemical Hydrogen Production, Presented at the 68th Annual Meeting of the Society of Chemical Engineers, Japan 23 March 2003.
- MIT, 2003.** The Future of Nuclear Power An Interdisciplinary MIT Study, Massachusetts Institute of Technology, Boston. ISBN 0-615-12420-8.
- Mobbs S F, Charles D, Delow C E, McColl N P, 1988.** Performance assessment of geological isolation systems for radioactive waste (PAGIS): Disposal into the sub-sea bed. Commission of the European Communities, Nuclear Science and Technology Report, EUR 11779, 1988.
- Morén L, 1998.** Använt kärnbränsle – Djupförvarets function och utveckling. En delrapport från projektet ”Beskrivning av risk”. SKB R-97-21, Svensk kärnbränslehantering AB.
- Morén L, Wikström M, 2007.** Systematisk kravhantering för KBS-3-systemet. SKB R-07-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Musser G, Alpert M, 2000.** How to go to mars. Scientific American, March 2000, s 26–33.

- Mörner N-A, 1995.** Remissutlåtande över SKBs Fud-program 95 med appendix 1–8. Doss 50, Dnr 1688/95, Doknr 004, Stockholms universitet.
- NEA, 1988.** Feasibility of disposal of high-level radioactive waste into the seabed. NEA Volyme 1–8.
- NEA, 2006.** Advanced nuclear fuel cycles and radioactive waste management, NEA report 5990, Organisation of Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency, Paris.
- NEA, 2010.** Radioactive Waste Management Programmes in OECD/NEA Member Countries. Country profiles and reports. [Online]. Tillgänglig: <http://www.oecd-nea.org/rwm/profiles/>.
- Nirex, 2002.** Description of long-term management options for radioactive waste investigated internationally. Nirex report No. N/050, UK Nirex Ltd, Harwell, England.
- Nirex, 2004.** A review of the deep borehole disposal concept for radioactive waste, Nirex report no. N/108/, UK Nirex Ltd.
- NWMO, 2004.** The Management of Canada's Nuclear Waste Legacy. Presentation given at the IYNC 2004 Technical Conference av Ginni Cheema, May 2004. Nuclear Waste Management Organisation, Canada.
- ODP, 2007.** Ocean Drilling Program, Final technical report 1983–2007, Consortium for Ocean Leadership, Inc., Lamont-Doherty Earth Observatory, of Columbia University, Texas A&M University, National Science Foundation, Contracts ODP83-17349 and OCE93-08410, <http://www.iodp.org/>.
- OJ, 2006.** COUNCIL DECISION of 18 December 2006 Concerning the Seventh Framework Programme of the European Atomic Energy Community (Euratom) for nuclear research and training activities (2007 to 2011) (2006/970/EURATOM), Official Journal of the European Union L 460 of 30 December 2006).
- Olsson L, Sandstedt H, 1992.** Project on Alternative Systems Study – Pass. Comparison of technology of KBS-3, MLH, VLH and VDH concepts by using an expert group. SKB TR-92-42, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Pettersson M, Grundfelt B, 2006.** Förlängd lagring i Clab. SKB R-06-62, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Raiola F, Spillane T, Limata B, Wang B, Yan S, Aliotta M, Becker H W, Cruz J, Fonseca M, Gianella L, Jesus A P, Kettner K U, Kunze R, Luis H, Ribeiro J P, Rolfs C, Romano M, Schürmann D, Strieder F, 2007.** First hint on a change of the ^{210}Po alpha-decay half-life in the metal Cu. Eur. Phys. J. A 32 (2007), 51–53.
- Regeringen, 1984.** Regeringsbeslut nr 73 och 74, 1984-06-28, Ansökan om tillstånd enligt 6 § lagen (1984:3) om kärnteknisk verksamhet att första gången tillföra kärnreaktor kärnbränsle (nr 73 avseende Forsmark 3 och nr 74 avseende Oskarshamn 3).
- Regeringen, 1987.** Regeringsbeslut nr 28, 1987-11-26, Program för forskning m.m. avseende kärnkraftsavfallens behandling och slutförvaring.
- Regeringen, 1990.** Regeringsbeslut nr 21, 1990-12-20, Program för forskning m.m. avseende kärnkraftsavfallens behandling och slutförvaring.
- Regeringen, 1993.** Regeringsbeslut nr 40, 1993-12-16, Program för forskning m.m. angående kärnkraftsavfallens behandling och slutförvaring.
- Regeringen, 1996.** Regeringsbeslut 1996-12-19, nr 25, Program för forskning m.m. angående kärnkraftavfallens behandling och slutförvaring.
- Regeringen, 2000.** Regeringsbeslut 2000-01-24, nr 1, Program för forskning, utveckling och demonstration för kärnavfallens behandling och slutförvaring, FUD-program 98.
- Regeringen, 2001.** Regeringsbeslut nr 22, 2001-11-01, Komplettering av program för forskning, utveckling och demonstration för kärnavfallens behandling och slutförvaring, FUD-program 98.
- Regeringen, 2002.** Regeringsbeslut nr 7, 2002-12-12, Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall, FUD-program 2001.

Regeringen, 2005. Regeringsbeslut nr 21, 2005-12-01, Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall, inklusive samhällsforskning, Fud-program 2004.

Regeringen, 2008. Regeringsbeslut nr 38, 2008-11-20. Program för forskning utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall.

Rice E E, Miller N E, Yates K R, Martin W E, Friedlander A L, 1980. Analysis of nuclear waste disposal in space – Phase III. NASA CR 161418, Batelle Columbus Laboratories, Columbus, Ohio.

Rice E E, Denning R S, Friedlander A L, Schamburg I L, Priest C C, 1982. Preliminary risk benefit assessment for nuclear waste disposal in spece. IAF'82 33rd congress of the Internationa Astronautical Federation, IAA-82-234.

Roland V, Chiguer M, Guénon Y, 2003. Dry storage technologies: Keys to choosing among metal casks, concrete shielded steel canister modules and vaults. In: Storage of Spent Fuel from Power Reactors. Proceedings of IAEA conference, Wien.

Ruprecht G, Vockenhuber L, Woods R, Ruiz C, Lapi S, Bremmerer D, 2008. Precise measurement of the β decay and electron capture of ^{22}Na , ^{198}Au and ^{196}Au in low-temperature metal hosts, and re-examination of lifetime modifications, Physical Review C77, 065502 (2008).

Rustan A, 2000. Kärnbränsleavfallsfrågan. Nödvändiga strategi- och metodförändringar. Elbranschen 1/2000.

Sandstedt H, Wichmann C, Pusch R, Börgesson L, Lönnerberg B, 1991. Storage of nuclear waste in long boreholes. SKB-TR-91-35, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Skagius K, Swemar Ch, 1989. Performance and safety analysis of WP-Cave concept. SKB TR-89-26, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1986a. FoU- Program 86. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling och övriga åtgärder [Del I Allmän del], Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1986b. Underlagsrapport till FoU-program 86. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Alternativa slutförvaringsmetoder, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1989a. FoU-Program 89. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling och övriga åtgärder [Del I Allmän] och [Del II Program 1990–1995], Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1989b. WP-Cave – assessment of feasibility, safety and development potential. SKB TR-89-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1992a. Pass – Projekt AlternativStudier Slutförvar. Slutrapport. SKB-TR-93-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1992b. FUD-Program 92. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling, demonstration och övriga åtgärder, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1995a. FUD-PROGRAM 95. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för inkapsling, geologisk djupförvaring samt forskning, utveckling och demonstration, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1995b. Clab, Central lager för använt bränsle, Slutlig säkerhetsrapport, allmän del. SKB PM 95-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 1998. Fud-program 98 – Kärnkraftsavfallets behandling och slutförvaring, Program för forskning samt utveckling och demonstration av inkapsling och geologisk deponering, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2000a. Systemanalys – Val av strategi och system för omhändertagande av använt kärnbränsle. SKB-R-00-32, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2000b. Vad händer om det inte byggs något djupförvar? Nollalternativet – förlängd lagring i Clab. SKB R-00-31, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2000c. Förvarsalternativet djupa borrhål. Innehåll och omfattning av Fud-program som krävs för jämförelse med KBS-3-metoden. SKB R-00-28, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2000d. Samlad redovisning av metod, platsval och program inför platsundersökningsskedet [Fud-K]. SKB TR-01-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2001. FUD-program 2001 Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2002. Övergripande konstruktionsförutsättningar för djupförvaret I KBS-3-systemet. SKB R-02-44, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2004. Fud-program 2004 – Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall, inklusive samhällsforskning, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2005. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter. Plan 2005, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2007a. Långsiktig säkerhet för slutförvar för använt kärnbränsle vid Forsmark och Laxemar – en första värdering. Förenklad svensk sammanfattning av säkerhetsanalysen SR-Can. SKB R-07-24, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2007b. Plan 2007 – Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2007c. Fud-program 2007 – Program för forskning, utveckling och demonstration för hantering och slutförvaring av kärnavfall, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2008. Plan 2008 – Kostnader från och med år 2010 för kärnkraftens radioaktiva restprodukter, underlag för avgifter och säkerheter åren 2010 och 2011, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2009. Komplettering av Fud-program 2007, Loma-programmet och alternativa slutförvaringsmetoder, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2010. Fud-program 2010 – Program för forskning, utveckling och demonstration av metoder för hantering och slutförvaring av kärnavfall, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKBF, 1977a. Kärnbränslecykelns slutsteg – Föreglasat avfall från upparbetning. Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKBF, 1977b. Project for the handling and storage of vitrified high-level waste. Teknisk rapport 35, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKBF, 1978. Kärnbränslecykelns slutsteg – Slutförvaring av använt kärnbränsle, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKBF, 1983. Kärnbränslecykelns slutsteg – Använt kärnbränsle – KBS-3, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKI, 1993. SKI:s utvärdering av SKB:s FUD-program 92, SKI Teknisk rapport 93:13, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 1996. SKI:s utvärdering av SKB:s FUD-program 95 – Sammanfattning och slutsatser, SKI-Rapport 96:49, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 1999. SKI:s utvärdering av SKBs FUD-program 98. Gransknings-PM. SKI Rapport 99:16, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 2001. SKI:s yttrande över SKB:s kompletterande redovisning till FUD-program 98. SKI Rapport 01-20, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 2002. SKI:s yttrande över SKB:s redovisning av FUD-program 2001. SKI Rapport 02:09, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 2005a. SKI:s yttrande över SKB:s redovisning av FUD-program. SKI Rapport 2005:31, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 2005b. MOX-bränsle, PM 2005-06-10, Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKI, 2008. SKI:s yttrande och utvärdering av SKB:s redovisning av Fud-program 2007 (SKI Rapport 2008:48), Statens kärnkraftinspektion, Stockholm.

SKN, 1986. Granskning av FoU-program 86. Statens kärnbränslenämnds yttrande till regeringen maj 1987, Statens kärnbränslenämnd, Stockholm.

SKN, 1990. FoU-program 89 – Kärnbränslenämndens utvärdering, Statens kärnbränslenämnd, Stockholm.

Smellie J, 2004. Recent geoscientific information relating to deep crustal studies, SKB R-04-09, Svensk kärnbränslehantering AB.

Stanculescu A, 2006. IAEA activities in the area of partitioning and transmutation, in Proc. Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation, Ninth Information Exchange Meeting, Nîmes, France 25–29 September 2006, Report NEA No. 6262, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, ISBN 978-92-64-99030-2.

Söderberg O, 2010. Utvecklingen av KBS-3-metoden. Genomgång av forskningsprogram, säkerhetsanalyser, myndighetsgranskningar samt SKB:s internationella forskningssamarbete. SKB P-10-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Söderman E, 1998a. Kontrollerad långtidslagring i Clab. SKB R-98-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Söderman E, 1998b. Jämförelse mellan våt och torr lagring av använt kärnbränsle. SKB R-98-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

UD, 1994. Konventionen för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten, Sveriges internationella överenskommelser, SÖ 1994:25, Utrikesdepartementet, Stockholm.

UNECE, 1991. Convention on environmental impact assessment in a transboundary context, United Nations Economic Commission for Europe.

UNECE, 1998. Convention on Access to Information, Public Participation in Decision-making and Access to Justice in Environmental Matters, United Nations Economic Commission for Europe.

U.S.AEC, 1974. High-level radioactive waste management alternatives, U.S. Department of Commerce, National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Vossnacke A, Hoffmann V, Nöring R, Sowa W, 2003. Management of spent fuel from power and research reactors using CASTOR® and CONSTOR® casks and licensing experience in Germany. In: Storage of Spent Fuel from Power Reactors. Proceedings of IAEA conference, Wien.

Wiborgh M, Papp T, Swemar C, 2004. NET.EXCEL – Final Technical Report, Äspö Hard Rock Laboratory. IPR-04-54, Svensk Kärnbränslehantering AB.

World Nuclear Association, 2010. [Online]. Tillgänglig: <http://www.world-nuclear.org>.

Åhäll K-I, 2006. Slutförvaring av högaktivt kärnavfall i djupa borrhål – En utvärdering baserad på senare års forskning om berggrunden på stora djup, Slutförvaring av högaktivt kärnavfall i djupa borrhål, MKG Rapport 1, Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, Göteborg.