

Ansökan enligt kärntekniklagen

Toppdokument

Begrepp och definitioner

Bilaga SR
Säkerhetsredovisning för slutförvaring av använt kärnbränsle

Bilaga AV
Preliminär plan för avveckling

Bilaga VP
Verksamhet, organisation, ledning och styrning
Platsundersökningsskedet

Bilaga VU
Verksamhet, ledning och styrning
Uppförande av slutförvarsanläggningen

Bilaga PV
Platsval – lokalisering av slutförvaret för använt kärnbränsle

Bilaga MV
Metodval – utvärdering av strategier och system för att ta hand om använt kärnbränsle

Bilaga MKB
Miljökonsekvensbeskrivning

Bilaga AH
Verksamheten och de allmänna hänsynsreglerna

Bilaga SR-Drift
Säkerhetsredovisning för drift av slutförvarsanläggningen

Bilaga SR-Site
Redovisning av säkerhet efter förslutning av slutförvaret

Kapitel 1
Introduktion

Kapitel 2
Förläggningsplats

Kapitel 3
Krav och konstruktionsförutsättningar

Kapitel 4
Kvalitetssäkring och anläggningens drift

Kapitel 5
Anläggnings- och funktionsbeskrivning

Kapitel 6
Radioaktiva ämnen i anläggningen

Kapitel 7
Strålskydd och strålskärning

Kapitel 8
Säkerhetsanalys

Repository production report

Design premises KBS-3V repository report

Spent fuel report

Canister production report

Buffer production report

Backfill production report

Closure production report

Underground opening construction report

Ramprogram för detaljundersökningar vid uppförande och drift

FEP report

Fuel and canister process report

Buffer, backfill and closure process report

Geosphere process report

Climate and climate related issues

Model summary report

Data report

Handling of future human actions

Radionuclide transport report

Biosphere analysis report

Site description of Forsmark (SDM-Site)

Comparative analysis of safety related site characteristics

Samrådsredogörelse

Metodik för miljökonsekvensbedömning

Vattenverksamhet Laxemar-Simpevarp

Vattenverksamhet i Forsmark I Bortledande av grundvatten

Vattenverksamhet i Forsmark II Verksamheter ovan mark

Avstämning mot miljömål

Metodik för miljökonsekvensbedömning

Anna Malmlund
Structor Miljöbyrå Stockholm 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 1651-4416

SKB P-10-32

Metodik för miljökonsekvensbedömning

Anna Malmlund
Structor Miljöbyrå Stockholm AB

December 2010

Nyckelord: SKBdoc 1240749.

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

Innehåll

1	Inledning	7
2	Syfte	7
3	Avgränsning	9
4	Generella bedömningsgrunder	11
5	Naturmiljö	13
5.1	Underlagsrapporter som omfattar naturmiljö	13
5.2	Metodik	13
5.2.1	Insamling av data och fältbesök	14
5.3	Bedömningsgrunder	15
5.3.1	Klassning	16
5.3.2	Konsekvensbedömning	16
5.4	Osäkerheter	18
6	Kulturmiljö och arkeologi	19
6.1	Underlagsrapporter som omfattar kulturmiljö	19
6.2	Metodik	19
6.3	Bedömningsgrunder	20
6.4	Osäkerheter	20
7	Landskap	21
7.1	Underlagsrapporter som omfattar landskap	21
7.2	Metodik	21
7.3	Bedömningsgrunder	22
7.4	Osäkerheter	22
8	Rekreation och friluftsliv	23
8.1	Underlagsrapporter som omfattar rekreation och friluftsliv	23
8.2	Metodik	23
8.3	Bedömningsgrunder	23
8.3.1	Klassning av områdets värde	23
8.3.2	Klassning för konsekvensbedömning	24
8.4	Osäkerheter	25
9	Transporter	27
9.1	Underlagsrapporter som omfattar transporter	27
9.2	Metodik	27
9.3	Bedömningsgrunder	28
9.4	Osäkerheter	28
10	Buller	29
10.1	Underlagsrapporter som omfattar buller	29
10.2	Metodik	29
10.3	Bedömningsgrunder	30
10.3.1	Riktvärden för vägtrafikbuller	30
10.3.2	Riktvärden för byggverksamhet	30
10.3.3	Riktvärden för industriverksamhet	31
10.3.4	Riktvärden för lågfrekvent ljud	31
10.4	Osäkerheter	31
11	Vibrationer	33
11.1	Underlagsrapporter som omfattar vibrationer	33
11.2	Metodik	33

11.3	Bedömningsgrunder	33
11.3.1	Gränsvärden på sprängningsinducerade vibrationer	33
11.3.2	Ovanjordssprängning för slutförvarsanläggningens driftområde	34
11.3.3	Underjordssprängning för slutförvarsanläggningen	34
11.4	Osäkerheter	34
12	Utsläpp till luft	35
12.1	Underlagsrapporter som omfattar luft	35
12.2	Metodik	35
12.2.1	Metodik för emissionsberäkning	35
12.2.2	Metodik för spridningsberäkning	36
12.3	Bedömningsgrunder	36
12.3.1	Miljö kvalitetsnormer	36
12.3.2	Nationella miljömål	38
12.3.3	Kritisk belastningsgräns för kväve	39
12.4	Osäkerheter	39
13	Utsläpp till vatten	41
13.1	Underlagsutredningar som omfattar vatten	41
13.2	Metodik	41
13.2.1	Beräkningsmetodik dagvatten	41
13.3	Bedömningsgrunder	42
13.4	Osäkerheter	42
14	Miljöriskanalys	43
14.1	Underlagsrapporter som omfattar miljöriskanalys	43
14.2	Metodik	43
14.3	Bedömningsgrunder/Värdering	43
14.3.1	Sannolikhet	43
14.3.2	Konsekvens	44
14.4	Osäkerheter	45
14.4.1	Identifiering	45
14.4.2	Ansatta konsekvenser och sannolikheter	45
14.4.3	Statistiska osäkerheter	45
15	Kemisk toxicitet	47
15.1	Underlagsrapporter som omfattar kemisk toxicitet	47
15.2	Metodik	47
15.3	Bedömningsgrunder	48
15.3.1	Bakgrundshalter	48
15.3.2	Kriterier för hälsorisker	49
15.3.3	Kriterier för miljörisker	50
15.4	Osäkerheter	51
16	Radon	53
16.1	Underlagsrapporter som omfattar radon	53
16.2	Metodik	53
16.3	Bedömningsgrunder	53
16.3.1	Strålning	53
16.3.2	Radon	54
16.4	Osäkerheter	54
16.4.1	Uranhalt i berg	54
16.4.2	Inläckande grundvatten	55
16.4.3	Radonhalter i grundvatten	55
16.4.4	Ventilation	55
17	Ekosystemets påverkan av radiologiska utsläpp	57
17.1	Underlagsrapporter som omfattar ekosystemets påverkan av radiologiska utsläpp	57

17.2	Metodik	57
17.2.1	Utsläpp och spridningsberäkningar	57
17.2.2	Val av typområden och arter	57
17.2.3	Biosfärsmodellering	58
17.2.4	Litteraturstudie	59
17.3	Bedömningsgrunder	59
17.4	Osäkerheter	59
18	Hälsokonsekvenser	61
18.1	Underlagsrapporter som omfattar hälsokonsekvenser	61
18.2	Metodik	61
18.3	Bedömningsgrunder	61
18.4	Osäkerheter	61
19	Icke-radiologisk miljöpåverkan från inkapslingsanläggningen	63
19.1	Underlagsrapporter som omfattar icke-radiologisk miljöpåverkan	63
19.2	Metodik	63
19.3	Bedömningsgrunder	63
19.4	Osäkerheter	64

1 Inledning

Denna rapport är en underbilaga till ”Miljökonsekvensbeskrivning Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle”. Rapporten sammanställer metodik och bedömningsgrunder i de underlagsutredningar och konsekvensbedömningar som ligger till grund för miljökonsekvensbeskrivningen (MKB). Rapporten omfattar inga resultat från eller analyser av de utförda utredningarna. Detta redovisas i MKB:n och underlagsrapporterna.

Arbetet med att ta fram underlagsrapporterna har varit en iterativ process. Aktuella lokaliseringsalternativ har konsekvensbedömts och resultaten har sedan arbetats in i den fortsatta projekteringen. För slutförvarsanläggningen har utredningar gjorts på samma detaljningsnivå för den sökta verksamheten i Forsmark i Östhammars kommun som för det övervägda alternativet i Laxemar i Oskarshamns kommun. Detsamma gäller de utredningar som gjorts rörande inkapslingsanläggningen. I de flesta fall har samma konsult inom respektive sakområde använts för båda platserna och metodiken är därmed den samma.

De utredningar som refereras till i denna rapport är de senaste inom respektive område eftersom det är dem miljökonsekvensbeskrivningen baseras på och refererar till.

2 Syfte

Bilagan syftar till att redovisa metodik och bedömningsgrunder som använts i underlagsutredningarna för att genomföra konsekvensbedömningar.

3 Avgränsning

I denna rapport redovisas metodik och bedömningsgrunder som använts i underlagsutredningar och konsekvensbedömningar som miljökonsekvensbeskrivningen refererar till. Metodik och bedömningsgrunder som redovisas på annan plats i ansökningarna enligt kärntekniklagen och miljöbalken om mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle omfattas inte av denna rapport. Exempel på andra dokument som redovisar metodik och bedömningsgrunder är analysen av den långsiktiga säkerheten (SR-Site) och redovisningen av säkerheten under drift (SR-Drift, PSAR), som är bilagor till ansökningarna. Redovisning av metodik görs även i andra underbilagor till MKB:n, såsom bilagorna om vattenverksamhet.

De årtal som anges i underlagsutredningarna är exempel på typår för projektets olika skeden och är beroende av när tillstånd ges för att uppföra och driva anläggningen. Det gör att den uppskattade påverkan kan komma att inträffa vid en annan tidpunkt, beroende på projektets fortskridande. År 2015 speglar ett år under uppförandeskedet med lägre intensitet för slutförvaret och högre intensitet för inkapslingsanläggningen, medan år 2018 speglar ett år med högre intensitet för slutförvaret och lägre intensitet för inkapslingsanläggningen. Åren 2030 samt åren 2070 och 2075 speglar driftskedet respektive avvecklingsskedet (olika typår för avvecklingsskedet har använts i olika rapporter, därav två typår för detta skede).

Den geografiska avgränsningen för rapporten överensstämmer med den i MKB:n. Lokaliseringsområdet är det område där anläggningarna placeras samt de omgivande markområden där det finns risk för direkt fysisk störning i samband med anläggningsarbetena. Påverkansområdet definieras som området där störningar av olika slag (grundvattensänkning, buller, vibrationer, ljussken, utsläpp till luft och vatten) kan påverka omgivningen. Påverkansområdet är olika stort för olika typer av påverkan och varierar därmed i geografisk omfattning för varje utredning.

4 Generella bedömningsgrunder

För flera av de miljöaspekter som tas upp har de nationella miljö kvalitetsmålen och miljö kvalitetsnormerna använts som bedömningsgrunder. Nedan anges dessa övergripande. Närmare mål och riktvärden redovisas under respektive aspekt för de fall de nyttjats.

Miljö kvalitetsmål

Riksdagen har antagit sexton nationella mål för miljö kvalitét. Målen ska i huvudsak vara uppnådda till år 2020.

De sexton nationella miljö kvalitetsmålen är:

- Begränsad klimatpåverkan.
- Frisk luft.
- Bara naturlig försurning.
- Giftfri miljö.
- Skyddande ozonskikt.
- Säker strålmiljö.
- Ingen övergödning.
- Levande sjöar och vattendrag.
- Grundvatten av god kvalitet.
- Hav i balans, levande kust och skärgård.
- Myllrande våtmarker.
- Levande skogar.
- Ett rikt odlingslandskap.
- Storslagen fjällmiljö.
- God bebyggd miljö.
- Ett rikt växt- och djurliv.

Varje miljö kvalitetsmål har ett antal delmål. Miljö kvalitetsmålen definierar det tillstånd som miljö arbetet ska sikta mot att uppnå, medan delmålen anger inriktning och tidsperspektiv i det konkreta miljö arbetet. Avstämning mot miljö kvalitetsmål görs i en separat bilaga till MKB:n.

Miljö kvalitetsnormer

I dag finns det miljö kvalitetsnormer för:

- Olika föroreningar i utomhusluften (SFS 2001:527).
- Olika kemiska föreningar i fisk- och musselvatten (SFS 2001:554).
- Omgivningsbuller (SFS 2004:675).

För närvarande (maj 2010) arbetas även fram miljö kvalitetsnormer om vattenförvaltning (SFS 2004:660).

Vattendrag eller vattenområden i området kring Forsmark har inte genomgått en ekologisk statusbedömning ännu men SKB följer detta arbete.

5 Naturmiljö

5.1 Underlagsrapporter som omfattar naturmiljö

Följande rapporter har huvudsakligen refererats till i MKB:n:

- /5a/ **Allmér J, 2010.** Konsekvensbedömning av påverkan på naturvärden av anläggande och drift av slutförvar för använt kärnbränsle – Forsmark. SKB P-10-15, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /5b/ **Nilsson M, 2010.** Konsekvensbedömning av påverkan på naturvärden vid mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle i Oskarshamn-Laxemar. SKB P-10-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /5c/ **Hamrén U, Collinder P, 2010.** Vattenverksamhet i Forsmark: Ekologisk fältinventering, naturvärdesklassificering samt beskrivning av skogsproduktionsmark. SKB R-10-16, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /5d/ **Hamrén U, Collinder P, 2010.** Vattenverksamhet i Laxemar-Simpevarp: Ekologisk fältinventering, naturvärdesklassificering samt beskrivning av produktionsmark. SKB R-10-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /5e/ **Hamrén U, Collinder P, Allmér J, 2010.** Bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen i Forsmark – beskrivning av konsekvenser för naturvärden och skogsproduktion. SKB R-10-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- /5f/ **Hamrén U, Collinder P, Allmér J, 2010.** Bortledande av grundvatten från en slutförvarsanläggning i Laxemar – beskrivning av konsekvenser för naturvärden och produktionsmark. SKB R-10-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Utredningen /5a/ utfördes innan /5c/ varför den förra ligger till grund för och används till vissa delar i /5c/.

Utöver dessa gjordes även på ett tidigt stadium ytterligare utredningar som refererats till i liten grad i MKB:n:

- /5g/ **Wahlman H, Ramstedt H, Lundkvist E, 2006.** Bedömning av en inkapslingsanläggnings konsekvenser för naturmiljön. Oskarshamn och Forsmark. SKB P-06-109, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

5.2 Metodik

För utredningarna /5e–5f/ har sammanfattningsvis följande metodik använts.

Konsekvensbedömning har gjorts för biotoper och skyddsvärda arter samt för påverkan på riksintresse. För skyddsvärda biotoper har konsekvensbeskrivningen genomförts i följande steg:

- Bedömning av biotopens naturvärde (se 5.3.1).
- Bedömning av biotopens känslighet för grundvattenytensänkning (se 5.3.2).
- Bedömning av påverkan för grundvatten ytans avsänkning (se 5.3.2).
- Bedömning av konsekvens (se 5.3.2).

Stegen beskrivs i nedanstående metodikbeskrivning. Inom parentes har hänvisning till metodikbeskrivning för respektive steg gjorts.

5.2.1 Insamling av data och fältbesök

För samtliga utredningar har som huvudsakligt underlag använts SKB rapporter omfattande tidigare platsundersökningar, naturmiljöbedömningar samt anläggningsbeskrivningar och digitalt kartmaterial (GIS). Även andra inventeringar, som nyckelbiotopsinventeringen, samt annan information från länsstyrelser och liknande, har utnyttjats. Detta har sedan kompletterats med egna undersökningar och kontakter med artspecialister. Samtliga objekt i inventeringarna har lagts in digitalt i SKB:s GIS-system.

Beskrivning av Ekologigruppen AB:s metodik

Ekologigruppen AB (Ekologigruppen) besökte i samband med utredningen /5a/ undersökningsområdet i Forsmark vid två tillfällen under sommaren 2008. För skogsmiljöer gjordes även ett besök i september samma år för att inventera marklevande svampar. Vid inventering sker eftersök av arter som indikerar värdefulla miljöer, till exempel rikkärrarter, signalarter för skogliga nyckelbiotoper, rödlistade arter m m. Värdefulla miljöer avgränsas på karta och beskrivs med avseende på naturvärde och påträffade arter. Ingen fastställd inventeringsmetodik med hjälp av utlagda rutor eller transekter har använts i detta skede. Utöver den allmänna inventeringen av områdets naturvärden gjordes även riktade inventeringar för fågel, landmollusker och trollsländor i det aktuella undersökningsområdet. Även en inventering av de fyra små sjöarna som ligger inom undersökningsområdet har genomförts.

Ekologigruppen genomförde en ekologisk fältinventering och naturvärdesklassificering /5c-d/ i Forsmark och Laxemar enligt nedan. Metodiken är huvudsakligen hämtad ur /5c/, med viss plats-specifik beskrivning för Laxemar.

Rikkärrsinventering

Rikkärrsinventeringen följer en modifierad VMI-metodik (Våtmarksinventeringen, Naturvårdsverket). Rikkärren identifieras, avgränsas och beskrivs, deras artinnehåll blir känt och naturvärdena klassificeras. Vissa variabler, som kan förenkla genomförandet av eventuella framtida åtgärder och miljöövervakning, ska också skattas. Tonvikten vid fältinventeringarna är rikkärrsindikatorer bland mossor och kärlväxter. Samtliga rikkärr som är minst 0,5 ha (samt rika källor) ska på sikt ingå i inventeringen. Även objekt som är mindre än 0,5 ha med kända förekomster av rödlistade arter, utgörs av rika källor eller som ligger i södra Sveriges odlingslandskap bör ingå. Alla kärr inventerades dock inte med denna metodik eftersom den är mycket tidskrävande. Istället inventerades olika typer av kärr för att skapa ett underlag för att kunna värdebedöma andra kärr med ett enklare eftersök av indikatorarter.

Inventering av skogliga värden

Inventering av skogliga naturvärden skedde i stort sett enligt den nyckelbiotopsinventeringsmetodik som utarbetats av Skogsstyrelsen. I korthet går metodiken ut på att leta strukturer för ovanliga skogstyper och leta indikatorarter. Områden med liknande förutsättningar avgränsas sedan. Dessutom gjordes en specialinventering för marksvampar och särskilt kalkgynnade svampar.

Inventering av artgrupper

Landmollusker

Det viktigaste ansågs vara att få fram de kvalitativa aspekterna, det vill säga att täcka in faunan så fullständigt som möjligt i de undersökta biotoperna. En tidsbegränsad (30 minuter) kvalitativ plockinsamling genomfördes också för att få ett grovt mått på arternas abundans. Denna går till så att man i biotopen för hand eftersöker snäckorna på de punkter där man erfarenhetsmässigt vet att de kan förekomma. Dessutom sker insamling genom att snäckorna bankas ut ur förna, mossor och annan markvegetation i en plåtbunke. Sötvattenssnäckor insamlas likaledes genom direktplock i biotopen och genom vattenhävning med finmaskig håv. Efter avslutad provtagning görs en noggrann beskrivning av undersökningspunktens geomorfologi, vegetation, förna etc. Varje besökt lokal koordinatsätts med GPS. Snäckorna artbestäms, sorteras på döda och levande exemplar samt åldersklassificeras med hjälp av en stereolupp. Sniglarna har behandlats separat från snäckorna eftersom de allmänt är mer väderberoende och svårare att påvisa. Deras signal- och indikatorvärde bedöms som mindre än snäckornas.

Trollsländor

En bedömning gjordes att inventering av vuxna trollsländor skulle ge en tillräckligt god bild av lokalernas kvalitet, trots att ytterligare arter säkert skulle kunna påträffas vid vattenhävning av larver. Trollsländor inventerades inom området genom att en rad lämpliga biotoper (cirka tio stycken objekt av kalkgölar och rikkärsmiljöer) besöktes. Under en viss bestämd tidsrymd, cirka 30 min per lokal, genomsöktes lokalen okulärt samt via lufthävning. Samtliga förekommande arter registrerades.

Bottenfauna, vattenvegetation och fisk

Fyra, tidigare ej inventerade, små sjöar inventerades. Sjöarnas strandvegetation karterades översiktligt. De flesta växterna artbestämdes omgående och de mer ovanliga, till exempel kransalgerna, togs till laboratorium och konserverades för expertkonsultation. Bottenfaunaprovtagning genomfördes i strandzonerna. Bottenfaunaprover från sjöarnas centrala delar togs med Ekmanhämtare och sållades på plats i såll med 0,5 mm maskvidd. Efter artbestämning sammanslogs alla arter till en gemensam artlista för varje sjö, vilket innebar att inventeringarna var entydigt kvalitativa. Dominerande arter angavs dock för varje enskild sjö. Fiskbestånden undersöktes med hjälp av provfiskanät. I samband med inventeringsarbetet kontrollerades eventuell förekomst av vattensalamandrar och grodor. Dock utfördes ingen specifik inventering av dessa arter, till exempel genom lysning med lampa på natten.

Marksvampar

Hela undersökningsområdet genomkorsades, med fokus på sluttningar och låglänta partier av örtrika barrskogar. Ett riktat eftersök av rödlistade arter och signalarter genomfördes, men även övriga intressanta arter noterades. Vidare noterades i vilket naturvärdesobjekt som arterna påträffades, detta för att kunna utgöra en del av bedömningen av naturobjektens naturvärden.

Skogsproduktion

Skogsproduktionen i Forsmark undersöktes med målet att erhålla underlag för bedömning av en prognostiserad grundvattensänknings påverkan på produktionen. Data på gran- och tallproduktion (bonitet = m³sk/ha, år, vilket är ett mått på den virkesproducerande förmågan) och markfuktighetsklasser togs fram och beräknades för östra Uppland i syfte att dokumentera huruvida skogliga förhållanden i Forsmark avviker från det generella mönster som kännetecknar regionen östra Uppland. De regionala värdena för gran- och tallbonitet samt markfuktighetsklasser beräknades med hjälp av Riksskogstaxeringens databas (SLU) för åren 1993–2002.

Ekologigruppen besökte i samband med utredningen /5b/ området vid Laxemar vid ett tillfälle, under fyra dagar försommaren 2008. Dessutom har området besökts av Ekologigruppen 2007 och 2008 i samband med konsekvensbedömning av grundvattensänkning. Inom undersökningsområdet utfördes en ekologisk inventering och en okulär bedömning av påverkan på naturmiljön från anläggningen och verksamheten gjordes. Även kända naturvärden i närheten har fältbesökts för att få grepp om befintliga ekologiska samband, helhetsområden och för att kunna bedöma effekter och konsekvenser.

5.3 Bedömningsgrunder

För de olika utredningarna har följande bedömningsgrunder använts. Samtliga bedömningsgrunder har använts men inte i alla utredningar.

- Riksintressen för naturvård, kulturmiljövård eller för friluftsliv.
- Natura 2000.
- Naturreservat.
- Nyckelbiotoper.
- Hotade och rödlistade arter.
- Nationella miljökvalitetsmålen.
- EU:s fågeldirektiv eller Rådets direktiv 79/409/EEG av den 2 april 1979 om bevarande av vilda fåglar.
- EU:s habitatdirektiv som omfattas av åtgärdsprogrammet för hotade arter.

5.3.1 Klassning

Nedan följer redovisning av Ekologigruppens klassningsmetodik

Naturvärden och konsekvenser har klassats enligt Ekologigruppens klassningsmetodik som utgår från Naturvårdverkets klassning när det gäller naturvärdesbedömning av naturobjekt:

- Klass 1, högsta naturvärde, nationellt intresse.
- Klass 2, högt naturvärde, regionalt intresse.
- Klass 3, högt naturvärde, kommunalt intresse.

Till Naturvårdverkets tre klasser brukar Ekologigruppen tillfoga en fjärde klass, klass 4, naturvärden av lokalt intresse.

Vid värdeklassificeringen görs en bedömning med hjälp av följande parametrar:

- Naturtypens ovanlighet/sällsynthet.
- Förekomst av Natura 2000 naturtyper tas med i bedömningen av ett områdes naturvärde.
- Förekomst av habitatarter (enligt EU:s art- och habitatdirektiv) och deras livsmiljöer klassas normalt som minst kommunalt, ofta regionalt värdefulla, beroende på naturtyp.
- Objektets storlek, samt kontinuitet.
- Ekologiska samband med intilliggande miljöer.
- Ekologiskt viktiga strukturer, funktioner eller småmiljöer.
- Förekomst av hotade/rödlistade arter.
- Förekomst av signalarter för skog och öppen mark.
- Förutsättningar för bibehållande av värde. Skogliga nyckelbiotoper utpekade av Skogsstyrelsen.

5.3.2 Konsekvensbedömning

Definition av konsekvensklasser

Konsekvenserna som bedöms i /5a, 5b, 5e, 5f/ härrör från den fysiska exploateringen, såsom ianspråktagande av mark, sänkning av grundvattennivåer, buller från uppförande, drift och trafik, samt utsläpp till luft och vatten. Det finns i dagsläget ingen nationell formell klassning av miljökonsekvenser. Nedanstående indelning grundar sig på Ekologigruppens mångåriga erfarenheter av konsekvensbeskrivningar.

Inga konsekvenser:

- Inga konsekvenser.

Obetydliga konsekvenser:

- Mycket liten eller marginell påverkan på naturvårdsobjekt.
- Risk för liten påverkan som dock ej får vara av mätbar storlek på den biologiska mångfalden inom ett riksobjekt eller objekt med klassningen "högsta naturvärde", klass 1 (nationellt intresse).

Små konsekvenser:

- Utsläckande av naturvårdsobjekt med lokalt värde (klass 4).
- Begränsat ingrepp i kommunalt skyddsvärt objekt/art eller mycket liten påverkan på objekt med högre värden.
- Risk för mätbar påverkan alternativt en liten men ej mätbar påverkan på den biologiska mångfalden inom ett riksobjekt eller objekt med klassningen "högsta naturvärde", klass 1 (nationellt intresse).

Märkbara konsekvenser:

- Utsläckande av värde på objekt/art av kommunalt intresse (klass 3).
- Ingrepp i regionalt skyddsvärt objekt/art, där endast delar av objektets naturvärden utsläcks.
- Liten, men mätbar, påverkan på huvudsakligt värde på riksobjekt eller objekt med klassningen ”högsta naturvärde”.

Stora konsekvenser

- Betydande påverkan på naturvårdsobjekt av regionalt intresse (klass 2) med mycket höga värden.
- Tydlig påverkan på värden som utgör värdegrunden för riksobjekt eller motsvarande värdekategori, exempelvis utplånande av skyddsvärd art eller biotop.

Mycket stora konsekvenser

- Utsläckande av något av de värden som utgör värdegrunden för objektet.
- Påverkan på naturvärden av nationellt intresse (högsta naturvärde, klass 1), riksintresse eller internationellt skyddsvärda objekt (CW-listan Convention on Wetlands, Sverige har 51 områden upptagna) etc.

Bedömning av naturtypers känslighet för grundvattensänkning enligt Ekologigruppen

Det finns en långtgående, erfarenhetsbaserad kunskap om vid vilka grundvattendjup en viss vegetationstyp uppstår, vilken har lett till en indelning i markfuktighetsklasser. Dessa kan korreleras till dominerande högsta grundvattennivåer (djup under markytan) under växtsäsong:

- Blött: 0–0,05 m.
- Fuktigt: 0,05–1 m.
- Friskt: 1–2 m.
- Torrt: > 2 m.

Markens känslighet för grundvattensänkning

Fastmarkens vegetationstypers känslighet för grundvattensänkning är beroende av ett flertal faktorer, såsom grundvattenytans tidigare läge, dess fluktuation, om grundvattnet är stillastående (stagnant) eller rör sig i sidled (horisontellt), eller upp och ned (vertikalt). Sammanfattningsvis kan följande samband mellan träd och andra kärlväxter och grundvatten beskrivas:

- Om högsta grundvattennivån legat djupare än fyra meter kan ingen förändring förväntas av en ytterligare sänkning.
- Ytligt, rörligt grundvatten i sidled skapar en mer känslig vegetation än om vattnet rör sig vertikalt (upp och ned).
- Pendlar grundvattnet i höjdlid är vegetationen mer anpassad till att tidvis ha kontakt med grundvattnet, tidvis stå med rötterna i vattnet, och tidvis vara utan grundvattenkontakt.
- Stillastående högt grundvatten, särskilt på tätare, mer finkorniga och vattenhållande jordar, skapar syrefattiga förhållanden. Om grundvattnet tidigare varit högt och med små fluktuationer, jorden har en låg vattenhållande förmåga (sandig-grusig med låg humushalt), och sänkningen är snabb och avsevärd, kan teoretiskt sett en omfattande trädöd inträffa.
- Generell känslighet i fallande ordning: rikkärr, öppna småvatten med grundvattenkontakt, sjöar, sumpskog (fuktig mark), skog på frisk mark, skog på torr mark.

Forsmarksområdet är speciellt då det förekommer stor andel värdefulla naturtyper som är grundvattenberoende /5c/. Med känslighet för grundvattenavsänkning avses att naturtypen när grundvattnet sänks övergår i en annan naturtyp med lägre naturvärden. Följande känslighetsindelning har gjorts:

- 1 = mycket stor känslighet. Kärr/gölar utan täta sediment. Stora konsekvenser kan uppstå vid en grundvattensänkning av < 0,1 m.
- 2 = stor känslighet. Kärr/gölar med sediment, grunda sjöar, fuktig skogsmark. Stora konsekvenser kan uppstå vid en grundvattensänkning av 0,1–0,3 m.
- 3 = känsligt. Fuktig skogsmark, fuktängar och sjöar. Stora konsekvenser kan uppstå vid en grundvattensänkning av 0,3–1 m.
- 4 = mindre känsligt. Frisk skogsmark. Stora konsekvenser kan uppstå vid en grundvattensänkning av 1–2 m.
- 5 = ej känsligt. Torr skogsmark och havsstrandäng. Inga konsekvenser av en grundvattensänkning > 2 m.

Påverkan på grundvattenytan

För varje värdefullt och känsligt naturobjekt har det beräknats var det ligger i förhållande till påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Följande klasser har använts:

Objekt som ligger i områden med risk för avsänkning

- 6 = Objekt som ligger i område med > 2 m avsänkning.
- 5 = Objekt som ligger i område med 0,5–2 m avsänkning.
- 4 = Objekt som ligger i område med 0,1–0,5 m avsänkning.

Objekt som ligger inom 300 m från avsänkta områden (områden med risk för vattenbalansförändringar).

- 3 = Objekt som ligger mellan 0 m och 100 m från avsänkingsområdet.
- 2 = Objekt som ligger mellan 100 och 200 m från avsänkingsområdet.
- 1 = Objekt som ligger mellan 200 och 300 m från avsänkingsområdet. Påverkan ”1” har också ansatts den buffertzonen om 100 m som omringar de perifera områden som har mindre sänkning än 0,3 m.

Skalan går från klass 6 innebär stor beräknad grundvattensänkning till klass 1 som innebär liten risk för påverkan av förändrade grundvattenströmmar.

5.4 Osäkerheter

Av utredningarna /5a–d/ framgår följande osäkerheter:

Naturvärdesbedömning: Då inventeringarna skedde under en begränsad period finns viss risk för att vissa arter förbisetts. Generellt sett finns dock ett mycket gott underlag i form av platsbeskrivningsmaterial och andra underlag. Tidsbegränsningen av inventeringarna bör således inte påverka resultatet och slutsatserna i bedömningarna på något betydande sätt.

Konsekvensbedömning: Den långa tidsperioden som ska bedömas innebär en osäkerhet i konsekvensbedömningarna för de objekt som inte direkt berörs av ianspråktagande av mark. Under denna tidsperiod sker en rad naturliga processer som till exempel landhöjning och klimatförändring. Detta ändrar kontinuerligt förutsättningarna.

6 Kulturmiljö och arkeologi

6.1 Underlagsrapporter som omfattar kulturmiljö

Följande rapporter har huvudsakligen refererats till i MKB:n:

/6a/ **Ternström C, 2008.** Kulturmiljöutredning fas 2. Området Forsmark Östhammars kommun i Uppsala län. SKB P-08-63, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/6b/ **Ternström C, 2008.** Kulturmiljöutredning fas 2. Området Simpevarp/Laxemar Oskarshamns kommun i Kalmar län Clas Ternström. SKB P-08-56, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Utöver dessa gjordes även på ett tidigt stadium ytterligare utredningar som refererats till i liten grad i MKB:n:

/6c/ **Lundqvist L, 2005.** Inkapslingsanläggning på Simpevarpshalvön – Arkeologisk utredning etapp 1. SKB P-05-258, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

6.2 Metodik

Kulturmiljö

Kulturmiljöanalysen /6a–b/ har utförts inom ett avgränsat område, kallat analysområde. Den geografiska avgränsningen har lagts så att det område som SKB:s planerade anläggningar kan komma att beröra omfattas samt ett område kring detsamma. Kulturmiljöanalysen har behandlat ett vidare område i den mån det behövs för att förklara analysområdets kulturhistoriska värden. Inom analysområdet har befintlig kunskap om kulturhistoriska objekt och miljöer sammanställts, kartlagts och översiktligt besiktigats. I huvudsak har information från redan utförda arbeten med anknytning till SKB:s verksamhet använts. Hela området har även översiktligt studerats i fält. I vissa avseenden har arbetet fokuserats till det område där projekteringen främst sökte lokaliseringalternativ. Bakgrundsanalyserna baseras på det arbete som utförts av en arbetsgrupp som representerar arkeologi, kulturgeografi, landskapsbildsanalys, bebyggelsekompetens samt MKB-kompetens. Det grundläggande arbetet har i hög grad genomförts individuellt och därefter diskuterats i arbetsgruppen. Resultatet av denna diskussion har sedan legat till grund för en samlad analys som dokumenterats /6a–b/.

Arkeologi

En mindre litteratur-, kart- och arkivstudie genomfördes enligt utredning /6a/, i syfte att få fram fornlämningsindikerande uppgifter. Fältinventeringen bestod av en översiktlig okulär besiktning av analysområdet och mer detaljerad inventering av lokaliseringsområdet. I detta moment ingick även jordprovstagning med sond för att tolka jordartsskikten och för att eventuellt fastställa typ av lämning/fornlämning. Resultaten av inventering och sondering mättes in med GPS. I analysområdet presenteras natur- och kulturmiljö utifrån tidigare kända källor. Centralt inom analysområdet gjordes en översiktlig fältinventering. Det betyder att utvalda platser stickprovsbesiktigades efter dess potential att hysa forn- och kulturlämningar. Här har kriterier som höjd över havet, berggrund, topografi samt tidigare kända uppgifter från olika källor vägts in.

Den arkeologiska utredningen /6b–c/ genomfördes enligt den praxis som tillämpas inom kulturmiljövärden. Denna praxis innebär att befintligt material som databaser, kartmaterial och litteratur sammanställs och analyseras. Resultatet av denna analys används som bakgrund vid en fältinventering. Dessa båda moment ger ett underlag för bedömningar ett områdes historia och i vilket mån denna historia avsatt spår som skyddas av kulturminneslagen (KML).

6.3 Bedömningsgrunder

Inga specifika bedömningsgrunder avseende kulturmiljö och arkeologi har redovisats av författarna.

6.4 Osäkerheter

Undersökningarna är gjorda utifrån preliminära data som vid utredningsskedet var de mest aktuella. I övrigt har rapporternas författare inte redovisat osäkerheter.

7 Landskap

7.1 Underlagsrapporter som omfattar landskap

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/7a/ **Ternström C, 2008.** Kulturmiljöutredning fas 2. Området Forsmark Östhammars kommun i Uppsala län. SKB P-08-63, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/7b/ **Ternström C, 2008.** Kulturmiljöutredning fas 2. Området Simpevarp/Laxemar Oskarshamn kommun i Kalmar län. SKB P-08-56, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/7c/ **Nyström K, 2005.** Landskapsbildsanalys Forsmark. SKB P-05-257, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Därutöver har en siktanalys gjorts, vars metodik redovisas i 7.2.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

7.2 Metodik

Landskapsbildsanalys

Landskapsbildsanalysen har skett i fyra steg enligt /7a–c/. I steg ett togs naturförutsättningar som finns för området fram och vad som ligger bakom landskapsbildningen. Detta gav en bakgrundsinformation som går att ta till sig utan att ha varit i området. Besök på kommunens webbplats gjordes för att få en bild av hur det aktuella området används, marknadsförs och vilka andra förväntningar som finns i kommunen.

Steg två var besök på platsen där tidigare gjorda inventeringar av natur- och kulturmiljön varit ett stöd för tolkningen av landskapet.

Steg tre var en del av själva analysarbetet. Strukturen är en grund för hur man orienterar sig i landskapet och berättar en del om dess kvalitéer. Metodiken delar upp de orienterande elementen i stråk, knutpunkter, landmärken, enhetliga distrikt och delare eller barriärer. Stråk är leder, vägar och stigar utmed vilka människor rör sig och observerar sin omgivning. Knutpunkter knyter samman stråk och bildar strategiska platser att orientera sig kring. Landmärken är signifikanta och utmärker sig i förhållande till sin omgivning. Enhetliga distrikt är större områden som man kan gå in i och som har någon typ av sammanhållande karaktär som skiljer sig från omgivningen. Delare eller barriär är ofta gräns mellan två distrikt. Distrikten har i denna landskapsanalys kallats typområden.

Som steg fyra i denna analys har även rumsbildningar och riktningar lagts till analysen av landskapets struktur. Landskapsrum är en öppen visuellt avgränsad del av landskapet. Avgränsningarna utgörs oftast av terrängformationer eller vegetationsridåer. Tydliga rumsbildningar är identitetsskapande och storleken på dem säger mycket om skalan i ett naturlandskap. Riktningar upplevs huvudsakligen i smala landskapsrum och kan förstärka avståndsförhållandena. Metodiken lämpar sig att redovisa på kartan och den kartbilden visualiserar förutom orienterbarheten i landskapet också hur den varierar inom området. Denna metodik att beskriva ett landskap utgår helt från en visuell upplevelse. Andra upplevelsevärden i landskapet såsom karaktär, kännemärken och betydelse har bidragit till en uppdelning av analysområdet i typområden.

Siktanalys

En siktanalys identifierar områden i landskapet som är synliga från en viss punkt och viss höjd och därmed också tvärtom, från vilka områden i landskapet en viss punkt av given höjd kan vara synlig.

Analysen kan sammanfattas som en GIS baserad studie. Analysen baseras på höjddata från SKB:s höjdmall (rasterdata) med en upplösning på tio meter. För varje utsiktspunkt (den punkt i landskapet vars synlighet analyseras) utfördes analysen för två fall: ett med antaganden att utöver terrängens egenskaper begränsas sikten av dagens skogstäckning och ett som utgör ett ”värsta fall” då skogen antas finnas kvar enbart inom områden som omfattas av någon typ av lagligt skydd. Analysen utfördes för varje punkt var för sig.

Uppgifterna om skogstäckning hämtades dels från vegetationskarta, dels från lantmäteriets terrängkarta (terrängkartan nyttjades där vegetationskartan inte täckte det aktuella området). Utifrån kartmaterialet kunde utläsas vilka områden som är täckta med skog respektive åker, vatten etc.

Analysen utfördes för ett antal av slutförvarsanläggningens byggnader:

- skiphissbyggnaden (där skipen är placerad) med en relativ höjd av 50 m,
- skipbyggnad (byggnaden runt skipen) med relativ höjd på sju m,
- produktionsbyggnaden (den till ytan största av alla byggnader inom driftområdet) med en höjd på 33 m.

Analysen gjordes också för inkapslingsanläggningen och Clab, där högsta punkten (Clabs skorsten) är 48 m hög och själva inkapslingsbyggnaden 28 m hög. Analysen resulterar i en binär karta som visar vad som blir synligt respektive inte synligt från valda utsiktspunkter.

7.3 Bedömningsgrunder

Landskapsbildanalys

Inga bedömningsgrunder avseende landskap har redovisats av författarna.

Siktanalys

Siktanalysen omfattar inga specifika bedömningsgrunder, däremot modifierades höjdmodellen genom att pixlar representerande lövskog, barr- och blandskog, hygge och hållmarksskog anpassades i höjded. För att modifiera höjdmodellen med skogsridåer användes följande genomsnittliga skogshöjder:

- lövskog 20 m,
- barr- och blandskog 27 m,
- hygge 27 m,
- hållmarkstallskog (om sådan finns) 8 m.

För ett scenario där respektive anläggning är maximalt synlig används gränserna för följande skyddsområden:

- nyckelbiotoper och naturvärden,
- Natura 2000-område,
- naturreservat.

För Forsmark har även gränsen för ekoparken inkluderats.

7.4 Osäkerheter

Inga osäkerheter har redovisats.

8 Rekreation och friluftsliv

8.1 Underlagsrapporter som omfattar rekreation och friluftsliv

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/8a/ **Ottosson P, 2007**. Nulägesanalys samt bedömning av konsekvenser för rekreation och friluftsliv av ett slutförvar i Forsmark. SKB P-07-150, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/8b/ **Dahlström K, 2007**. Nulägesbeskrivning samt bedömning av konsekvenser för rekreation och friluftsliv av slutförvar och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. SKB P-07-151, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

8.2 Metodik

Rapporterna bygger på tidigare genomförda nulägesanalyser som fördjupats och konsekvensbedömts. Av utredning /8a/ framgår att ambitionen har varit att ge en så allsidig bild som möjligt av de möjligheter till friluftsliv som finns att tillgå idag. En mindre fältstudie genomfördes på respektive plats för att få kännedom om och förståelse för området. Nulägesanalysen bygger till största del på intervjuer med initierade personer. De statistiska data som förekommer i rapporten är i första hand framtagna på församlingsnivå och syftar till att ge en uppfattning om områdets karaktär i jämförelse med kommunen och länet som helhet.

8.3 Bedömningsgrunder

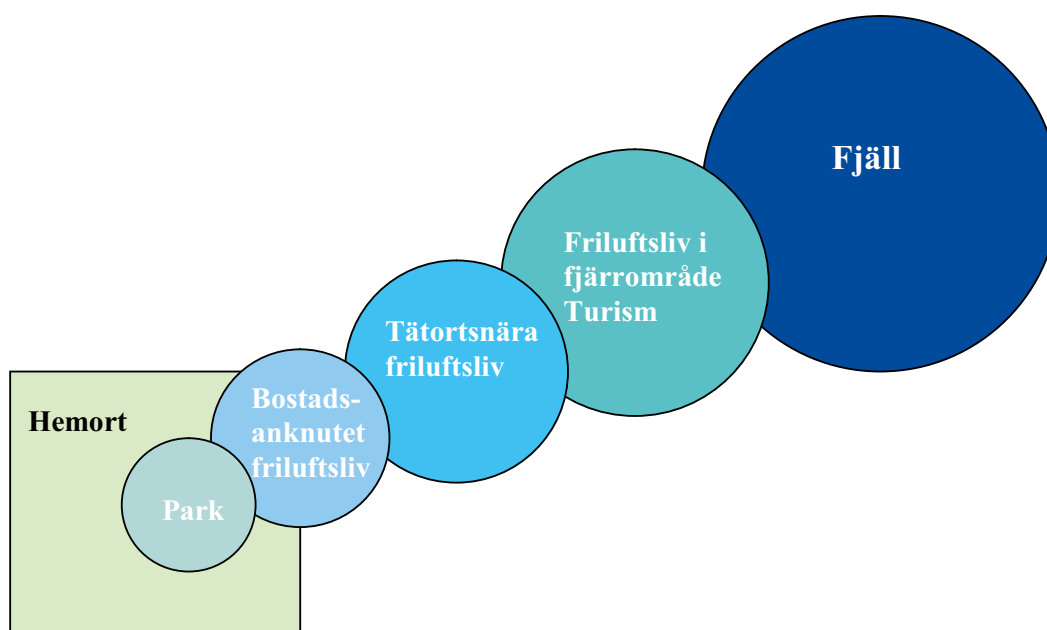
I utredning /8b/ framhålls att det främst är två aspekter som bör tas med vid en bedömning av ett områdes värde för friluftslivet; påverkan på tillgängligheten och kvaliteten av de upplevelser och aktiviteter som ett område ger förutsättningar för. Det totala rekreativa värdet av ett område är således en sammanvägning av kvalitet och tillgång. Med kvalitet menas de upplevelser och aktiviteter ett område ger förutsättningar för. De områdeskvaliteter som undersöks är:

- Storlek, ökad storlek ger ökat värde,
- Upplevelsekvaliteter (till exempel natur, rofylldhet, utsikt), verksamheter/aktiviteter (till exempel löpning, vandring, skidåkning), variation/mångfald,
- Framkomlighet inom området. Ju lättare det är att ta sig fram inom området desto större värde har det.

Med tillgång menas närheten till rekreations- och friluftslivsområden och dess olika kvaliteter. Friluftsliv bygger på tillgång till ren luft, rena vattendrag och tilltalande natur. Ett områdes värde för friluftslivet ökar om området ligger i en region där det är brist på mark- och vattenområden som är lämpliga eller tillgängliga för friluftsliv. Tillgången till större sammanhängande naturområden har särskilt stor betydelse, även tystnad och frånvaro av störningar värdesätts också. Ofta sammanfaller attraktiva områden för friluftsliv med områden av intresse för natur- och kulturmiljövården. Friluftslivets värde beror också på dess läge i förhållande till bland annat närheten till större städer. Beroende på avståndet från bostaden kan friluftsliv indelas i olika geografiska zoner, från bostadsanknutet friluftsliv till friluftsliv i fjärrområde, se figur 8-1.

8.3.1 Klassning av områdets värde

Klassning och värdering bygger på metodik enligt utredning /8b/.



Figur 8-1. Principskiss över friluftslivets indelning i geografiska områden.

Högt värde

Område av nationellt värde som är del i riksintresse för rekreation och friluftsliv och/eller Natura 2000-område, innehåller lagskyddade natur- och kulturmiljöer, rekreationsområde som nyttjas av många människor, område med mycket värdefull landskapsbild.

Måttligt värde

Område som främst nyttjas av människor från regionen, natur- och kulturmiljöer av regionalt intresse, särskilt utpekade områden i översiktsplaner, mindre rekreationsområden. Område med stor variation/mångfald vad gäller rekreativa kvaliteter. Området bör ha vissa unika värden som bedöms som oersättliga, samt vara ostört.

Lågt värde

Område som nyttjas av människor inom kommunen, men främst av boende i dess absoluta närhet, natur- och kulturmiljöer av kommunalt intresse, område som har en eller flera rekreativa funktioner.

8.3.2 Klassning för konsekvensbedömning

Bedömning av en konsekvens görs genom en sammanvägning av det berörda intressets värde och ingreppets eller störningens omfattning. Konsekvenserna graderas/beskrivs som små, måttliga eller stora. Sammanvägningen sker enligt matrisen i tabell 8-1.

Ingreppets/störningens omfattning utgår från Ekologigruppens grund för bedömning enligt utredning /8b/.

Tabell 8-1. Konsekvensbedömningsmatris baserat på påverkan och intressets värde.

Intressets värde	Ingreppets/störningens omfattning		
	Stor	Måttlig	Liten
Högt	Stor – mycket stor	Måttlig – stor	Måttlig
Måttligt	Måttlig – stor	Måttlig	Liten – måttlig
Lågt	Måttlig	Liten – måttlig	Liten – mycket liten

Stor omfattning

Mycket stor negativ påverkan på riksintresse/nationellt värde. Flera av områdets rekreativa kvaliteter förstörs och/eller projektet innebär mycket stora försämringar i utbud och tillgång av kvaliteter kopplade till natur- och friluftsområden. Ett mycket stort antal människor påverkas av förändringen.

Måttlig omfattning

Stor negativ påverkan på regionalt värde eller riksintresse/nationellt värde. En eller flera av områdets rekreativa kvaliteter försämras och/eller projektet innebär stora försämringar i utbud och tillgång av kvaliteter kopplade till natur- och friluftsområden.

Liten omfattning

Liten negativ påverkan på riksintresse/nationellt värde eller begränsad påverkan på kommunalt värde. En eller flera av områdets rekreativa kvaliteter påverkas eller försämringar sker i tillgång och utbud av kvaliteter kopplade till natur- och friluftsområden. Huvuddelen av de rekreativa aktiviteterna har möjlighet att finnas kvar och utvecklas.

8.4 Osäkerheter

Inga osäkerheter har redovisats.

9 Transporter

Transporter är i sig inte en miljökonsekvens utan en del av verksamheten. Rapporterna utgör dock underlag för beräkningar av bland annat buller och utsläpp till luft, varvid metodiken beskrivs här.

9.1 Underlagsrapporter som omfattar transporter

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/9a/ **Fors P, Klingenberg H, 2008.** Slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Material- och persontransporter till och från slutförvarsanläggningen. SKB R-08-49. Svensk Kärnbränslehantering AB.

/9b/ **Fors P, Klingenberg H, 2008.** Slutförvar för använt kärnbränsle i Oskarshamn. Material- och persontransporter till och från slutförvarsanläggningen. SKB R-08-50. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Ovanstående rapporter beskriver enbart transporter till och från slutförvarsanläggningen.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

9.2 Metodik

Uppskattningen av trafiken på de aktuella vägvägnarna enligt utredning /9a–b/ vid Forsmark och Oskarshamn är baserade på Vägverkets databas av stickprovsmätningar, som räknats upp utifrån Vägverkets prognoser för åren 2015, 2018 och 2030.

Underlag saknas för tidsperspektiv bortom år 2040, vilket innebär att enbart trafik alstrad av anläggningen beräknats för avvecklingskedet år 2075. Transportarbetet som uppkommer av hantering av berg- och lermassor baseras på uppskattningar av slutförvarsanläggningens storlek och utformning. För att omsätta beräknade volymer till transporter har i denna utredning antagits att transportfordonen lastar 25 ton och att antalet arbetsdagar uppgår till cirka 200 per år.

Uppskattningen av övrig person- och byggtrafik baseras på antaganden om behov av personal och service vid anläggningen under dess olika skeden. Underlaget medger en grov bedömning av antalet resor (tur och retur) som företas per dygn av andra typer av transporter än av berg- och lermassor. Transporterna är beräknade för angivet skede/årtal och har delats in i arbetsresor (personbil), masstransporter (45–50 tons totalvikt), övriga tunga transporter (> 3,5 ton totalvikt), övriga lätta transporter (< 3,5 tons totalvikt). En första utbyggnad av SFR i Forsmark planeras tidsmässigt ske samtidigt med uppförandet av en slutförvarsanläggning enligt utredning /9a/. Masstransporterna för slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall (SFR) ingår i trafikberäkningarna.

En framtida slutförvarsanläggning omfattar även interna transporter med ett stort antal arbetsmaskiner och servicefordon. De olika arbetsmaskinerna och antagna drifttider redovisas för slutförvarsanläggningens olika skeden. Med lokal transport menas att transporten sker inom cirka 35 km. En regional transport motsvarar en transport upp till cirka 50 km. Detta är ett begrepp som enbart gäller dessa båda utredningar.

Baserat på Vägverkets kalkylvärden har en uppräknings av nuvarande trafikflöden genomförts för total årsmedeldygnstrafik (ÅDT) med redovisad andel tung trafik för några valda avsnitt. Valda prognosår är 2015 respektive 2018 och 2030, vilket motsvarar uppförandeskedets etapper 1 och 2 samt driftskedet. Beräkningarna avser förväntade trafikeffekter från masstransporter samt från arbetsresor och övrig trafik.

Vägverket uppskattar den årliga trafikökningen i Sverige till cirka 0,8 procent per år för personbilar fram till år 2040. Den tunga trafiken förväntas årligen öka med cirka 2,5 procent fram till år 2020 och 1,7 procent mellan åren 2020–2040. Ökningen varierar stort över landet.

Beräkningarna bygger också på antagande om framtida personbilsbeläggning (hur många som reser i bilen). Personbilsbeläggningen har enligt VTI (Väg och trafikforskningsinstitutet) varit avtagande i 20 år från 1,6 (1983) till 1,5 (2003) för hela riket. För arbetspendling på korta avstånd i glesbygd är sannolikt beläggningensfaktor lägre än 1,5. Hur beläggningensfaktor för privatbilar utvecklas i framtiden är beroende av bl a hur transportkostnaderna utvecklas. I dessa utredningar har beläggningensfaktor 1,3 använts.

Det alstrade trafikarbetet från slutförvarsanläggningen enligt utredning /9a/ bedöms till största delen fördelas lokalt inom kommunen. Huvuddelen av arbetsresorna, masstransporterna samt övrig trafik antas gå mot målpunkter belägna söder om Forsmark; mot närmaste större tätort (Östhammar) och i viss mån söderut längs riksväg 76 samt vidare längs längsväg 288 mot Gimo och Alunda. Det scenario som redovisas speglar till stor del ett värsta tänkbara scenario eftersom alla transporter antas gå åt samma håll.

Motsvarande resonemang finns i utredning /9b/ avseende Oskarshamn. Det alstrade trafikarbetet från slutförvarsanläggningen bedöms till största delen fördelas lokalt inom kommunen. Huvuddelen av arbetsresorna, masstransporterna samt övrig trafik antas gå mot målpunkter belägna mellan Simpevarp och Oskarshamn.

9.3 Bedömningsgrunder

Inga bedömningsgrunder avseende transportarbeten har redovisats av författaren. Detta är inte av relevans för transportarbetet som sådant då transporterna i sin tur ligger till grund för bedömningar för buller och utsläpp tilluft.

9.4 Osäkerheter

Uppräkningen av trafiken över tid, den antagna trafikfördelningen med antagna målpunkter för masstransporter samt bygg- och persontransporter innehåller betydande osäkerheter som ökar i ett längre tidsperspektiv. Möjligheten att avyttra bergmassor påverkas primärt av efterfrågan och transportkostnader. Framtida transportlösningar kan påverkas av exempelvis åtgärder mot klimatförändringar. Redovisade trafikberäkningar och antagen trafikfördelning av trafikslagen på vägnätet utgör således ett av flera möjliga scenarion.

Den bedömda trafikökningen under slutförvarsanläggningens olika skeden bygger sammantaget på att i stort sett all tillkommande trafik fördelas i riktning söderut från slutförvarsanläggningen samt att de lokala resorna dominerar. Detta leder troligtvis till konservativt beräknade trafikeffekter på vissa vägavsnitt.

Uppräkningen av trafiken baseras på Vägverkets stickprovsmätningar som redovisas som årsmedeldygnstrafik. Det är ett medelvärde som refererar till total dubbelriktad trafik under ett genomsnittligt dygn under ett visst år för ett visst vägavsnitt. Transporter till och från slutförvarsanläggningen redovisas som medeltrafik under vardagsdygn (måndag–fredag), VaDT. Syftet med utredningen är att redovisa alstrad trafik och att översiktligt uppskatta trafikeffekter på allmänna vägnätet. Skillnaden mellan ÅDT och VaDT blir i detta avseende marginell.

10 Buller

10.1 Underlagsrapporter som omfattar buller

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/10a/ **Zetterling T, Hallberg J, 2008.** Anläggning för inkapsling och slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Buller under bygg- och driftskedet. SKB P-08-64, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/10b/ **Zetterling T, Hallberg J, 2009.** Anläggningar för inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle i Oskarshamn. Buller under bygg- och driftskedet. SKB P-08-65, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

10.2 Metodik

Normalt sett baseras en bullerberäkning på mätningar i fält och tidigare mätningar av motsvarande verksamheter (till exempel bergkross). Bullerspridningsmodellerna resulterar i kartor som redovisar hur ljudet rör sig i omgivningen med hänsyn taget till topografi, bebyggelse med mera.

I utredningarna /10a–b/ redovisas ljudnivåer i området runt kärnkraftverket i Forsmark och på Simpevarpshalvön. Redovisningen av framtida förhållanden görs för uppförande och drift av inkapslingsanläggningen och slutförvarsanläggningen. För att fastställa ljudnivåerna för nuläget har en kombination av mätningar och beräkningar genomförts.

Två olika typer av mätningar har genomförts, mätningar nära källan och mätningar på ett större avstånd från källan. Mätningar på nära håll inne på områdena kring Forsmarks respektive Oskarshamns kärnkraftverk har utförts för att ge indata till beräkningarna. Mätningar som utförts på ett större avstånd syftar till att ge kunskap om hur det låter i omgivningarna i dag, utan en slutförvarsanläggning respektive en inkapslingsanläggning. I figur 10-1 illustreras vilka ljudkällor som finns med i mätresultatet när man mäter på ett större avstånd. Exemplet avser kärnkraftverket i Forsmark, men samma metodik används vid Simpevarpshalvön.

Resultat från mätningarna inne på området kring respektive kärnkraftverk har använts för att beräkna hur ljudet sprider sig från anläggningarna. Metodiken gör att man får ett resultat som bara beror av den verksamhet man är intresserad av utan inverkan från kringliggande verksamhet, trafikbuller m m. För att beräkna ljudnivåer från den framtida verksamheten har indata använts från utrustning och anläggning som antas motsvara det som kommer att användas och uppföras.

Beräkningar har även utförts för att fastställa ljudnivån från trafik till och från anläggningarna i dagsläget och i framtiden. Indata till dessa beräkningar utgår ifrån trafikflöde, hastighet och andel tung trafik som har hämtats från Vägverket, samt uppgifter om tillkommande trafik under uppförandeskedet.



Figur 10-1. Illustration av sammansättningen av ljudet vid mätning långt ifrån kärnkraftverket i Forsmark.

Beräkningarna har genomförts enligt Nordisk beräkningsmodell för industribuller respektive vägtrafikbuller. I enlighet med beräkningsmodellerna har markens akustiska egenskaper indelats i hård (reflekterande) och mjuk (absorberande) mark. Hård mark utgörs av i första hand vattenytor men även hårdgjorda ytor i anslutning till kärnkraftverken.

Samtidigt som ljudmätningarna genomfördes noterades även meteorologiska mätdata av SMHI.

Dessa hämtades in från den mast som finns uppställd i anslutning till Forsmarks kärnkraftverk respektive på Äspö, nära Simpevarpshalvön, för kontinuerlig registrering av vindhastighet och vindriktning. Beräkningsresultaten redovisas i färgkartor där gränsen mellan grönt och gult färgfält markerar riktvärdet för respektive verksamhet.

Antalet boende och fastigheter som exponeras för ljudnivåer i olika intervall har sammanställts med beräkningarna för de olika verksamheterna som underlag. Uppgifter om boende och fastigheter har hämtats från Statistiska Centralbyrån (SCB) och Lantmäteriverket.

10.3 Bedömningsgrunder

10.3.1 Riktvärden för vägtrafikbuller

Regeringen har i proposition 1996/97:53 angett riktvärden för vägtrafikbuller. Riktvärdena avser dygnsekvivalent respektive maximal ljudnivå utomhus och inomhus. I tabell 10-1 redovisas en sammanställning av riktvärden för vägtrafikbuller.

10.3.2 Riktvärden för byggverksamhet

Riktvärden som gäller under uppförande av anläggningar redovisas av Naturvårdsverket i NFS 2004:15. Riktvärdena avser ekvivalent respektive maximal ljudnivå under olika tidsperioder på dygnet. I tabell 10-2 redovisas en sammanställning av dessa riktvärden.

Tabell 10-1. Riktvärden för vägtrafik enligt prop. 1996/97:53.

Utrymme	Vägtrafik
Inomhus	
– ekvivalent ljudnivå	30 dBA
– maximal ljudnivå (kl 22–06)	45 dBA
Utomhus (frifältsvärde)	
– vid fasad	55 dBA dygnsekvivalentnivå
– på uteplats	70 dBA maximalnivå

Tabell 10-2. Sammanställning av riktvärden för byggverksamhet enligt Naturvårdsverkets författningssamling, NFS 2004:15.

Område	Riktvärden för buller från byggplatser					
	Helgfri mån–fre		Lör-, sön-, och helgdag		Samtliga dagar	
	Dag 07–19 L _{Aeq}	Kväll 19–22 L _{Aeq}	Dag 07–19 L _{Aeq}	Kväll 19–22 L _{Aeq}	Natt 22–07 L _{Aeq}	Natt 22–07 L _{AFmax}
Bostäder för permanent boende och fritidshus						
Utomhus (vid fasad)	60 dBA	50 dBA	50 dBA	45 dBA	45 dBA	70 dBA
Inomhus (bostadsrum)	45 dBA	35 dBA	35 dBA	30 dBA	30 dBA	45 dBA
Vårdlokaler						
Utomhus (vid fasad)	60 dBA	50 dBA	50 dBA	45 dBA	45 dBA	–
Inomhus	45 dBA	35 dBA	35 dBA	30 dBA	30 dBA	45 dBA
Undervisningslokaler						
Utomhus (vid fasad)	60 dBA	–	–	–	–	–
Inomhus	40 dBA	–	–	–	–	–
Arbetslokaler för tyst verksamhet ¹⁾						
Utomhus (vid fasad)	70 dBA	–	–	–	–	–
Inomhus	45 dBA	–	–	–	–	–

¹⁾ Med arbetslokaler menas lokaler för ej bullrande verksamhet med krav på stadigvarande koncentration eller behov av att kunna föra samtal obesvärat, exempelvis kontor.

10.3.3 Riktvärden för industriverksamhet

Drifttiden vid slutförvarsanläggningen och inkapslingsanläggningen utgör en form av industriverksamhet där riktvärden för buller gäller i enlighet med Naturvårdsverkets allmänna råd RR 1978:5 rev 1983. Riktvärdena avser ekvivalent respektive maximal ljudnivå under olika tidsperioder på dygnet. I tabell 10-3 redovisas riktvärden för industribuller.

För en och samma verksamhet som ger konstant buller gäller alltså olika riktvärden för dag-, kvälls- och nattperioden. Detta medför att riktvärdet kan uppfyllas under dag- och kvällsperioden men överskridas under nattperioden inom samma område. De aktuella riktvärdena genomgår för närvarande (maj 2010) en omarbetning.

10.3.4 Riktvärden för lågfrekvent ljud

I dag finns inga riktvärden för lågfrekvent buller i utomhusmiljön. Lågfrekvent buller mäts i dBC. Om skillnaden mellan ljud angivet som dBC respektive dBA är större än 10–15, kan ljudet upplevas som mer störande än vad dBA-nivån indikerar. Om exempelvis ett riktvärde på 40 dBA uppfylls och det lågfrekventa ljudet samtidigt överskrider 50–55 dBC, kan det därför upplevas som mer störande än vad man kan förvänta sig av dBA-nivån.

För bedömning av lågfrekvent buller som kan uppkomma från trafik, krossanläggning m m finns vägledning i Socialstyrelsens allmänna råd om buller inomhus och höga ljudnivåer (SOSFS 2005:6). Socialstyrelsens råd tillämpas i bostäder, men även i lokaler för undervisning, vård eller annat omhändertagande. För bedömning av lågfrekvent buller inomhus under hela dygnet anges riktvärden för ekvivalent ljudnivå i tersbandsnivåer 31,5–200 Hertz (Hz) enligt tabell 10-4. Riktvärdet innebär att inomhusnivån, orsakad av yttre störningar, inte ska överskrida angiven nivå i något tersband.

10.4 Osäkerheter

Inga osäkerheter har redovisats.

Tabell 10-3. Sammanställning av riktvärden enligt RR 1978:5.

Period	Bostadsområde	Fritidsområde
Ekvivalent ljudnivå		
– dag (kl 07–18)	50 dBA	40 dBA
– kväll (kl 18–22)	45 dBA	35 dBA
– natt (kl 22–07)	40 dBA	35 dBA
Momentan ljudnivå		
– natt (kl 22–07)	55 dBA	50 dBA

Tabell 10-4. Riktvärden för lågfrekvent ljud inomhus enligt SOSFS 2005:6.

Tersband, Hz	Ekvivalent ljudnivå, dB
31,5	56
40	49
50	43
63	41,5
80	40
100	38
125	36
160	34
200	32

11 Vibrationer

11.1 Underlagsrapporter som omfattar vibrationer

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/11a/ **Lind C, 2010.** Prognoser och restriktioner för vibrationer m m från bergschaktning och transporter. Slutförvar för använt kärnbränsle, Forsmark. SKB P-10-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/11b/ **Lind C, 2010.** Prognoser och restriktioner för vibrationer m m från bergschaktning och transporter. Inkapslingsanläggning och slutförvar för använt kärnbränsle, Laxemar. SKB P-10-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

11.2 Metodik

Utredningarna/11a–b/ baseras på följande arbetsmetodik:

- Steg 1. Avgränsning av inventeringsområden samt inventering av byggnader och anläggningar baserat på ritningsunderlag.
- Steg 2. Inventering i fält av byggnader och anläggningar.
- Steg 3. Fastställande av restriktioner utifrån inventeringsunderlag, normer och branschpraxis.
- Steg 4. Upprättande av prognoser för omgivningspåverkan. Prognoserna har sin grund i vedertagen metodik, beräkningssamband samt empiriskt underlag vilka redovisas i resultatdelen.
- Steg 5. Jämförelse av restriktioner mot prognoser och bestämma grad av påverkan och konsekvenser på omgivningen.

11.3 Bedömningsgrunder

11.3.1 Gränsvärden på sprängningsinducerade vibrationer

Byggnader

För byggnader har tillåtna vibrationsnivåer baserats på Svensk Standard SS 460 48 66 Vibration och stöt – Riktvärden för sprängningsinducerade vibrationer i byggnader. Standarden ska tillämpas vid beräkning av riktvärden för bestämning av tillåtna vibrationer för sprängningsarbeten, se formel 11-1. Riktvärdena används som gränsvärden enligt utredning /11a–b/. Gränsvärdena är satta så att skador inte ska uppstå på byggnader och gäller alla typer av sprängningsarbeten ovan och under mark.

$$v = v_0 \times F_k \times F_d \times F_t \quad 11-1$$

v_0 anger okorrigerad svängningshastighet beroende på markslag under byggnaden (berg, morän, respektive lera innebär att v_0 sätts till 70, 35 respektive 18 mm/s).

F_k tar hänsyn till byggnadskonstruktion, byggnadsmaterial, byggnadens skick samt kondition och består av två separata beräkningsfaktorer.

F_d bestäms av avståndet mellan byggnaden och sprängplats (sprängsalva). I praktiken innebär F_d -faktorn att beräknade riktvärden, som används som gränsvärden, reduceras när avståndet ökar. Det beror på att frekvensinnehållet från sprängningsinducerade vibrationer blir lägre med ökande avstånd och därmed ökar risken för skador på byggnader.

F_t avgörs av verksamhetstyp såsom sprängning för vägsärning, tunnel, i bergtäkt eller gruva (kort- eller långvariga sprängningsarbeten). I samtliga beräkningar har F_t konservativt satts till 0,75 på grund av att sprängningsarbeten görs mer än 2 gånger/vecka under flera år.

Beräkningar enligt formel 11-1 för huvudtyper av byggnader inom respektive inventeringsområde visar att gränsvärden med avseende på inventerade byggnader ligger mellan 7 och 13 mm/s.

Vibrationskänslig utrustning

I /11a/ har inget specifikt gränsvärde för vibrationskänslig utrustning angivits i detta skede. Istället har följande preliminära riktvärde avseende accelerationsnivå, a_{rikt} , föreslagits:

$$a_{\text{rikt}} = 2,5 \text{ m/s}^2$$

Inom inventeringsområdet i /11b/ finns cirka 10 stycken transformatorer i anslutning till fastigheterna. För samtliga transformatorer gäller gränsvärdet:

$$a_{\text{till}} = 2g = 20 \text{ m/s}^2$$

11.3.2 Ovanjordssprängning för slutförvarsanläggningens driftområde

Ovanjordssprängning innefattar sprängningsarbeten på driftområdet och utgörs av plan- och pall-sprängning. För att beräkna maximala svängningshastigheter används formel 11-2, som baseras på mätningar från större ovanjordssprängningar, företrädesvis bergtäkter.

$$v_{\text{max}} = 2400 \times \left(\frac{r}{\sqrt{Q_s}} \right)^{-1.65} \quad 11-2$$

v_{max} = maximal prognostiserad svängningshastighet (mm/s).

r = radiellt avstånd mellan sprängsalva och mätpunkt (m).

Q_s = samverkande laddning (kg).

Motsvarande accelerationsnivåer beräknas med formel 11-3:

$$a_{\text{max}} = 2\pi \times f \times v \quad 11-3$$

a_{max} = acceleration (m/s²).

v = svängningshastighet (mm/s).

f = frekvens (Hz).

Dominerande frekvens har antagits till 100 Hz.

11.3.3 Underjordssprängning för slutförvarsanläggningen

Vid underjordsarbeten kommer salvlängderna knappast att överstiga fem meter, längre salvor förekommer i praktiken inte i svenska underjordsprojekt.

Prognoser för vibrationer har beräknats med formel 11-4, vilken baserats på vibrationsmätningar vid byggandet av APSE-tunneln vid Äspölaboratoriet.

$$v_{\text{max}} = 2700 \times \left(\frac{r}{\sqrt{Q_s}} \right)^{-1.67} \quad 11-4$$

11.4 Osäkerheter

Inga osäkerheter har redovisats.

12 Utsläpp till luft

12.1 Underlagsrapporter som omfattar luft

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/12a/ **Fridell E, Haeger-Eugensson M, Jöborn I, Peterson K, Svensson A, 2008.** Miljö- och hälsokonsekvenser av utsläpp till luft. Slutförvar Forsmark (inklusive Clab och inkapslingsanläggning). SKB P-08-66, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/12b/ **Fridell E, Haeger-Eugensson M, Jöborn I, Peterson K, Svensson A, 2008.** Miljö- och hälsokonsekvenser av utsläpp till luft. Slutförvar Oskarshamn (inklusive Clab och inkapslingsanläggning). SKB P-08-67, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

12.2 Metodik

IVL har i utredningarna /12a–b/ gjort en bedömning av den framtida utvecklingen av fordon (inkl. arbetsfordon) och bränslen. Med utgångspunkt från den kunskapen togs emissionsfaktorer för transporter (externa och interna) under typåren för uppförande-, drift- och avvecklingsskede fram. Emissionsfaktorer för dammspridning från bergkross togs fram genom att göra kompletterande mätningar vid en befintlig bergkross.

Framtagna emissionsfaktorer användes därefter för att beräkna utsläppsmängder från interna transporter (arbetsmaskiner), damning från bergkross med upplag och externa transporter till och från planerat slutförvar i Forsmark, samt för interna och externa transporter från mellanlagret Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn. När det gäller transporter redovisas utsläppsmängder av kväveoxider (NO_x), kolmonoxid (CO), kolväten (HC), partiklar (PM₁₀), och koldioxid (CO₂). Även bränsleförbrukningen (FC) har beräknats. När det gäller utsläppsmängder från bergkross med upplag, har endast utsläppsmängder av partiklar redovisats.

Spridningsberäkningar gjordes för hela slutförvarssystemets haltbidrag till utomhusluft av partiklar och kväveoxider. Här ingår spridningsberäkningar vid slutförvarsanläggningen i Forsmark för luftföroreningshalter ovan mark inom anläggningen, vilka baseras både på utsläpp från interna transporter ovan respektive under mark (kanaliserade till markytan via schakt), samt externa transporter från slutförvarsanläggningen. Även emissioner från externa transporter från Clab och inkapslingsanläggning i Oskarshamn ingår i spridningsberäkningarna. Dessa gick dock inte att särskilja då halterna var för låga.

Emmissionsberäkningar gjordes för typår som representerar första och andra halvan av uppförandeskedet, driftskedet samt för avvecklingsskedet. För att få en bra bild av hur högt haltbidraget kan bli, gjordes spridningsberäkningar för slutet av uppförandeskedet, då anläggningsarbetet och transportarbetet kommer att vara som mest intensivt. Verksamheten kommer inte att vara lika intensiv under anläggningens driftskede, men då detta pågår under lång tid har det bedömts intressant att genomföra spridningsberäkningar.

Avslutningsvis jämfördes resulterande haltnivåer mot gällande miljö kvalitetsnormer, berörda miljömål och kritisk belastningsgräns för att bedöma slutförvarssystemets effekter på luftkvaliteten och dess konsekvenser för människors hälsa.

12.2.1 Metodik för emissionsberäkning

Kunskapen om damning och spridning från bergkrossar, grusupplag, byggen med mera är mycket bristfällig. För bestämning av partikelemissionen från denna typ av verksamhet krävdes därför kompletterande mätningar vid en motsvarande verksamhet.

Enligt mätningen varierar partikelhalten och därmed emissionen vid bergupplaget främst med veckodag, vindriktningsklass och nederbörd. Veckodagen visade sig vara viktig då damningen var markant högre under veckodagarna när det förekom verksamhet vid upplaget. Vindriktningen hade betydelse då den vid mätningen avspeglade den längd som vinden passerat genom upplagsområdet innan den nådde mätstationen.

Baserat på beräknade emissionsfaktorer beräknades emissionen för passiv damning från bergkross-upplag. Genom att använda lokal meteorologi samt veckodag och applicera ”rätt” emissionsfaktor för respektive dygn beräknades emissionen för varje dygn under ett helt år. Dessa användes som indata vid spridningsmodelleringen.

12.2.2 Metodik för spridningsberäkning

Haltbidragen till luft av PM₁₀ och NO_x samt depositionen av kväve beräknades med hjälp av två olika typer av spridningsmodeller, dels TAPM (The Air Pollution Model) som använts för byggområdena, dels Miskam (Micro Scale Climate and Propagation Model) som lämpar sig bättre för beräkningar i mindre skala.

Beskrivning av TAPM-modellen

För spridningsberäkningarna användes TAPM (The Air Pollution Model), vilket är en prognostisk modell utvecklad av CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation) i Australien. I TAPM beräknas meteorologiska data från storskaliga synoptiska väderdata (lokalisering av låg/högtryck m m, vilka styr den marknära meteorologin) ner till en skala av cirka 1×1 km. I dessa beräkningar tas även hänsyn till topografi, markbeskaffenhet, havstemperatur m m. På detta sätt får man fram den marknära lokalspecifika meteorologin utan att behöva använda platsspecifika meteorologiska observationer. Resultatet av spridning av föroreningar såväl som meteorologin presenteras dels i form av kartor, dels i form av diagram och tabeller, både som årsmedelvärden och olika percentiler (dygn respektive timmedelvärden).

Beskrivning MISKAM-modellen

För spridningsberäkningarna i lokal till mikroskala användes MISKAM-modellen (Microscale Climate and Dispersion Model). Modellen är utvecklad av Institut für Physik der Atmosphäre of the University of Mainz. MISKAM-modellen är en av de i dag mest sofistikerade modeller som finns för beräkning i mikroskala. Den är en tredimensionell dispersionsmodell som kan beräkna vind- och haltfördelningen med hög upplösning i allt från gaturum och vägavsnitt till kvarter eller del av städer. Modellen simulerar strömningsmönster runt bl a byggnader på ett realistiskt sätt genom att använda tredimensionella rörelseekvationer. Modellen tar även hänsyn till horisontell transport (advektion), samt sedimentation och deposition. Föroreningskällorna kan beskrivas som punkt eller linjekällor. Modellen är speciellt anpassad för att användas i planeringsprocesser av exempelvis nya vägdragningar eller nybyggnation i urbana områden.

12.3 Bedömningsgrunder

Halter i luft och deposition av olika föroreningar kan ställas i relation till olika bedömningsgrunder för luftkvalitet och nedfall. Här redovisas kortfattat aktuella bedömningsgrunder för utsläpp av växthusgaser, halter i luft av kvävedioxid, kväveoxider och partiklar samt deposition av kväve.

12.3.1 Miljökvalitetsnormer

I föreskrifterna om hur mätning av miljökvalitetsnormer ska gå till anges hur kontrollen ska ske genom mätning på platser där människor vistas och där det förmodas vara höga halter.

Till skydd av ekosystem mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft finns dessutom miljökvalitetsnormer för NO_x som gäller i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste storstad eller fem kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg. Gällande miljökvalitetsnormer redovisas i tabell 12-1.

Tabell 12-1. Miljökvalitetsnormer för NO₂, NO_x och PM₁₀ i utomhusluft (µg/m³).

Parameter (µg/m ³)	Årsmedelvärde	90 %-il dygn	98 %-il dygn	98 % timme
NO ₂	40	–	60	90
NO _x ¹⁾	30	–	–	–
PM ₁₀	40	50	30 ²⁾	–

Kväveoxider

Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid i utomhusluft regleras av Förordning om miljökvalitetsnormer för utomhusluft, SFS 2001:527 (tabell 12-2).

Det finns även en miljökvalitetsnorm gällande skydd av ekosystem mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft, tabell 12-3. Normen gäller i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste tätbebyggelse eller fem kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg. Normen skyddar ej de känsligaste lavarna.

Partiklar

Miljökvalitetsnormer

Det första dotterdirektivet (99/30/EG) till EG:s ramdirektiv (96/62/EG) för utvärdering och säkerställande av luftkvaliteten innehåller gränsvärden för bland annat partiklar. Miljökvalitetsnormerna för partiklar regleras av SFS 2001:527, se tabell 12-4.

Tabell 12-2. Miljökvalitetsnormer for kvävedioxid i utomhusluft gällande hälsa.

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
NO ₂	1 timme	90 µg/m ³	Värdet får inte överskridas mer än 175 timmar per år (98 %-percentil för timmedelvärden under ett år)
	1 dygn	60 µg/m ³	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per år (98 %-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
	1 år	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde

Tabell 12-3. Miljökvalitetsnorm för skydd mot direkt effekt av kväveoxider i utomhusluft i områden där det är minst 20 kilometer till närmaste tätbebyggelse eller fem kilometer till annat bebyggt område, industriell anläggning eller motorväg.

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
NO _x	1 år	30 µg/m ³	Får ej överskridas

Tabell 12-4. Miljökvalitetsnorm och övre utvärderingströskeln (OUT) för partiklar (PM₁₀) till skydd av människors hälsa.

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
PM ₁₀ ÖUT	1 dygn	30 µg/m ³ *	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per år (98 %-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
PM ₁₀	1 dygn	50 µg/m ³	Värdet får inte överskridas mer än 35 dygn per år (90 %-percentil för dygnsmedelvärden under ett år)
PM ₁₀	1 år	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde. Värdet får inte överskridas

12.3.2 Nationella miljömål

I utredningarna /12a–b/ jämfördes planerad verksamhets bidragande emissioner av växthusgaser samt halter av luftföroreningar med de nationella miljökvalitetsmålen Begränsad klimatpåverkan respektive Frisk luft. Gällande delmål för utsläpp av växthusgaser redovisas i tabell 12-5 och del- och generationsmål för halter i luft av kvävedioxid och partiklar redovisas i tabell 12-6.

Uppsala län har antagit regionala mål som stämmer överens med de ovanstående nationella delmålen och generationsmålen för Begränsad klimatpåverkan och Frisk luft. När det gäller framtida klimatpåverkan innebär de regionala miljömålen att Uppsala län ska minska sina utsläpp till 1 824 ton koldioxidekvivalenter per år för perioden 2008–2012 och till 1 330 ton koldioxidekvivalenter per år fram till år 2020.

Kväveoxider

Kväveoxider kan orsaka skador på material som plaster, textilier, metaller och sten i till exempel kulturbyggnader och fornminnen. Dessutom är kväveföreningar, tillsammans med flyktiga organiska ämnen, utgångsämne vid bildandet av marknära ozon. I miljömålet Frisk luft finns ett delmål som innebär att år 2010 ska årsmedelhalten av kvävedioxid inte överstiga 20 µg/m³ och timmedelhalten inte överstiga 60 µg/m³ till skydd för människors hälsa, kulturvärden och material. Timmedelvärdet får överskridas högst 175 timmar per år (d v s 98 %-percentil för timmedelvärden under ett år).

Partiklar

Enligt delmål och generationsmål till miljökvalitetsmålet Frisk luft ska inte halten av PM₁₀ överskrida halterna i tabell 12-7.

Tabell 12-5. Delmål och generationsmål för växthusgaser (koldioxidekvivalenter).

Parameter	Tid	Delmål (2008–2012)	Generationsmål (2020)
Växthusgaser	År	4 % lägre än utsläppen år 1990	Minskning med 30 % jämfört med år 1990

Tabell 12-6. Delmål och generationsmål för kvävedioxid och partiklar (µg/m³).

Parameter	Medelvärdestid	Delmål (2010) µg/m ³	Generationsmål (2020) µg/m ³
NO ₂	Årsmedelvärde	20	–
NO ₂	98 %-il timme	60	–
PM ₁₀	90 %-il dygn	35	30
PM ₁₀	Årsmedelvärde	20	15

Tabell 12-7. Delmål gällande halter av partiklar i luft (µg/m³).

Parameter	Medelvärdestid	Värde	Anmärkning
PM ₁₀	Dygnsmedelvärde som får överskridas högst 37 dygn/år	35	Delmål – får ej överskridas 2010
PM ₁₀	Årsmedelvärde	20	Delmål – får ej överskridas 2010
PM ₁₀	Dygnsmedelvärde	30	Generationsmål – får ej överskridas 2020
PM ₁₀	Årsmedelvärde	15	Generationsmål – får ej överskridas 2020

12.3.3 Kritisk belastningsgräns för kväve

Begreppet kritisk belastning definierades i början av 1980-talet och används som riktmärke för vad naturen tål av försurande och/eller övergödande nedfall.

Den kritiska belastningsgränsen för övergödande kväve till skogsmark i närområdet runt Forsmark beräknas vara cirka 0,5–0,6 gN/m²×år. Några mil väster om Forsmark är gränsen något lägre, 0,4–0,5 gN/m²×år, och några mil söderut 0,3–0,4 gN/m²×år.

12.4 Osäkerheter

Transporter

Det finns inga tillgängliga emissionsfaktorer för resuspensionspartiklar för arbetsmaskiner, varför motsvarande emissioner ej kunde beräknas. Uppskattat arbete för interna maskiner och fordon /10a–b/ har gjorts. Emissionsfaktorerna för respektive ämne i g/kWh för dieselmaskiner är genomgående relativt konstanta, varför årsarbetstid och motoreffekt ger en bra uppskattning av de relativa emissionerna. Ett undantag gäller NO_x-emissioner från små arbetsmaskiner där emissionsfaktorn i g/kWh är mycket högre än för större maskiner. Detta har fått till följd att emissionerna av NO_x från de skyliftar som kommer att användas blir mycket stora, trots den låga motoreffekten. För övrigt bidrar lastbilar och servicefordon relativt mycket till de interna emissionerna. De interna emissionerna, speciellt för avvecklingsskedet, är att betrakta som ett övre värde för utsläppen i och med att ingen förbättring i emissionsstandard har antagits för åren mellan drift och avveckling. Det är troligt att användandet av nya energibärare ger betydligt lägre emissioner. Framför allt kommer det CO₂ som släpps ut i mindre grad komma från fossila källor. De externa emissionerna är fördelade på personbilar och lastbilar, där NO_x-utsläppen främst härrör från lastbilar, medan personbilar är den största källan till övriga emissioner. Resuspensionspartikelemissionerna är storleksordningar större än avgaspartikelemissionerna. Det finns inget underlag för att anta att den förra kommer att minska med tiden, även om detta i viss utsträckning antagligen kommer att ske om hälsopåverkan från dessa partiklar verifieras. En åtgärd som diskuteras är förbud av dubbdäck i syfte att minska mängden förslitningspartiklar. Detta är dock mest relevant för storstäder, där det finns problem med höga halter av partiklar, och påverkar därför antagligen inte de aktuella platserna i någon högre utsträckning. Om det trots detta skulle bli ett totalförbud för dubbdäck uppskattas emissionen från resuspension från vägtrafik minska med mellan 40 och 70 procent. Det bör i detta sammanhang påpekas att beräkningar av emissioner av uppvirvlingspartiklar är betydligt mer osäkra än beräkningar av avgasemissioner beroende på dels sämre underlagsmaterial, dels den komplexa naturen av dessa emissioner (beroende av väder, vägbeläggning, däck etc). Tillskottet till emissionerna i g/km på de utvalda vägarna är betydande på småvägarna som ansluter till respektive anläggning och relativt blygsamt på till exempel E22.

Damning

I syfte att förstå de mest verksamma processerna för damning studerades sambandet mellan partikelbelastningen och nederbörd *samt* partikelbelastningen och vindhastighet. Sambandet var tydligt mellan de förstnämnda parametrarna, däremot sågs inte motsvarande samband mellan partikelhalter och vindhastighet.

Det antogs att PM₁₀-bidraget skulle öka vid ökande vindhastighet upp till en viss gräns, varefter utspädningen skulle bli större än tillskottet från uppvirvlingen och haltbidraget därmed skulle minska. I mätningarna från bergkrossen kunde en ökning av halten ses upp till cirka 2,5 m/s. Det fanns dock flera mättillfällen som inte följde detta mönster. Skälet är sannolikt att damningen styrs av flera parametrar, varför det var svårt att erhålla enkla samband mellan en enskild meteorologisk parameter och partikelhalter.

Spridningsberäkning

Beräknade haltbidrag av kväveoxider och partiklar från verksamheterna vid Forsmark och Oskarshamn jämfördes med uppmätta bakgrundshalter, miljö kvalitetsnormer och miljömål. Beräkningarna gjordes dels för ett större område kring verksamheten, dels för ett mindre område längs ett utvalt vägvagnsnitt. Beräkningarna för vägvagnsnittet har en finare geografisk upplösning än beräkningarna för de större områdena kring verksamheten. På grund av dessa skillnader i geografisk upplösning redovisas något högre beräknade haltbidrag för trafiken längs vägvagnsnittet alldeles intill vägarna än för de större områdena.

Spridningsberäkningarna gjordes för beräknade emissioner för verksamheten under uppförande- och driftskedet. Uppmätta halter i bakgrundsluft avser dagens situation. Det är dock inte sannolikt att luftföroreningshalterna kommer att vara lägre om tio respektive tjugo år på basis av redan beslutade åtgärdsförslag. Detta medför eventuellt en viss överskattning i bakgrundshalt och därmed en osäkerhet vid jämförelser mellan uppskattade totalhalter i luft (haltbidrag från SKB:s planerade verksamhet plus bakgrundshalt) och MKN och miljömål, särskilt för driftskedet. Ytterligare en osäkerhetsfaktor är att det finns få platser med mätningar av PM10 i bakgrundsluft i Sverige. Den station som fått representera bakgrundshalter av PM10 i Oskarshamn och Forsmark är Aspvreten, som är belägen drygt 60 km söder om Stockholm.

13 Utsläpp till vatten

13.1 Underlagsutredningar som omfattar vatten

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/13a/ **Ridderstolpe P, Stråe D, 2010.** Vattenhantering vid ett slutförvar i Forsmark-läge Söderviken. SKB P-10-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/13b/ **Stråe D, 2009.** Dagvattenhantering för Clab och inkapslingsanläggning för använt kärnbränsle. SKB P-09-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Nedanstående rapport är referens till 13a och beskriver använd metodik:

/13c/ **Ridderstolpe P, Stråe D, 2007.** Omhändertagande av förorenade vattenflöden från ett slutförvar i Forsmark. SKB P-07-147, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

13.2 Metodik

I utredning /13c/ redovisas metodik för vattenhantering i detalj. De olika förorenade vattnen har beskrivits med avseende på mängd och föroreningsinnehåll, reningsbehov, behandlingsbarhet och vad som bedömts vara rimliga reningsmål. Utredningsarbetet rörande det sanitära avloppsvattnet har följt metodiken ”öppen VA-planering”. Denna metodik studerar tekniska möjligheter från platsgivna förutsättningar och tolkningar av miljöbalkens kravregler. Öppen VA-planering förutsätter att flera alternativ studeras och verksamhetsutövaren deltar i arbetet med att formulera krav, idéer samt bedöma konsekvenser. Detta innebär att bedömningar och slutsatser är väl förankrade som underlag för fortsatt planering (till exempel projektering), men också för ansökan om tillstånd.

Studier av hanteringsalternativ för länshållnings- och lakvatten genomfördes på liknande, men mer traditionellt sätt. Behov och olika möjligheter för behandling har studerats. Miljöpåverkan har bedömts och ställts mot kostnader för behandling. Mycket av denna analys gjordes i en tidigare utredningsfas, där bland annat naturnära biologisk kväverening jämfördes med konventionell biologisk kväverening (SBR eller aktiv-slammetodik) och elektrokemisk rening.

I utredning /13c/ studerades de lokala förutsättningarna för att se om och hur naturnära biologisk kvävereduktion kan åstadkommas. Information inhämtats från kartmaterial, men framförallt genom att områden studerades i fält. Dagvatten hanteras i dag nästan uteslutande med lokalt omhändertagande, LOD. I utredningen beskrivs vilka allmänna principer som bör gälla för LOD vid detaljplanering av driftområde och tillfartsvägar, samt vid byggande och drift. Arbetet har bedrivits i nära kontakt med SKB.

13.2.1 Beräkningsmetodik dagvatten

Beräkning av årliga föroreningsmängder i dagvattnet för Clab och inkapslingsanläggningen enligt /13b/ gjordes utifrån definierad markanvändning. Beräkningarna gjordes för en framtida situation efter etablering utan vidtagna avlastande och renande åtgärder, där både Clab och tillkommande verksamhetsområde för inkapslingsanläggningen definierats som industriområde. Markanvändningsspecifika avrinningskoefficienter och empiriska schablonhalter från dagvattenberäkningsprogrammet StormTac, version 09-2007, användes (tabell 13-1). Som indata för beräkningarna användes uppmätta arealer, se tabell 14-2 och nederbördsdata från mätstationen i Kråkemåla för perioden 1961–1990. Tabellvärdet på 577 mm/år har schablonmässigt justerats för mätfel till 631 mm/år i enlighet med information från SMHI:s hemsida.

Tabell 13-1. Använda schablonhalter och avrinningskoefficienter från dagvattenberäkningsprogrammet StormTac för beräkning av dagvattenföroreningsmängder.

Markanvändning	Avr.koeff.	P mg/l	N mg/l	SS mg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Cd µg/l	Hg µg/l	Olja mg/l	PAH µg/l
Radhus	0,32	0,25	1,5	45	15	25	85	6	7	0,6	0,2	0,6	0,6
Industrier	0,5	0,3	1,8	100	30	45	130	14	16	0,5	0,1	2,5	1
Skog	0,05	0,04	0,8	34	6	6,5	15	0,5	0,5	0,2	0,0		

Tabell 13-2. Ytor för Clink under bygg- respektive driftskede.

Byggskede	Areal, ha
Bef. verksamhetsområde (Clab)	7,3
Etableringsområde (inkapslingsanläggning)	1,9
Tillkommande verksamhetsområde (inkapslingsanläggning)	1,4
Totalt	10,6
Driftskede	Areal, ha
Bef. verksamhetsområde (Clab)	7,3
Tillkommande verksamhetsområde (inkapslingsanläggning)	1,4
Totalt	8,7

13.3 Bedömningsgrunder

Inga bedömningsgrunder avseende vatten har redovisats av författarna.

13.4 Osäkerheter

Inga osäkerheter har redovisats.

14 Miljöriskanalys

14.1 Underlagsrapporter som omfattar miljöriskanalys

Följande rapport har refererats till i MKB:n:

/14a/ **Magnusson M, Pettersson L, Øritsland A, 2010.** Miljöriskanalys för Clab, inkapslingsanläggning och slutförvarsanläggning. SKB P-09-78, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

14.2 Metodik

I utredningen definieras risk som en kombination av sannolikhet och konsekvens för ett oönskat utfall. Stöd för detta finns i många normer om risk, till exempel ISO/IEC Guide 73 där definitionen lyder Risk = Combination of the probability of an event and its consequence.

En sådan kombination av sannolikhet och konsekvens kan göras på olika sätt – ingen metodik är generell vedertagen eller alltid bäst. Den metodik som används är att risken avbildas i en matris där sannolikhet utgör den ena axeln och konsekvens den andra /14a/. Då får man en visuell bild av vilka risker som är ”störst” och kan även se om det beror på hög sannolikhet eller stor konsekvens.

En sådan riskmatris avbildas i figur 14-1. De risker som efter värdering hamnar i det röda området närmast övre högra hörnet är störst – prioritet 1. Risker i det gröna området närmast motsatt hörn är de lägsta – prioritet 3. Däremellan finns det gula området – prioritet 2. Detta resonemang ligger till grund för värdering.

Kvantitativ analysmetodik tillämpades i rimlig omfattning, vilket motiveras med att det är kvantitativ information som efterfrågas. Alternativet är att göra kvalitativa utsagor av typen ”hög sannolikhet” och ”minimal konsekvens”. Generellt tillämpas inte kvalitativa utsagor i utredningen, men resonemang om ”liten”, ”katastrofal” förekommer där innebörden är lätt förståelig eller inte väsentlig. Skalor med en reell innebörd används så långt möjligt.

Som ett förtydligande påpekas att risk i denna betydelse syftar på en händelse (engelska event). Det är alltså ingenting som sker kontinuerligt. Effekten av en verksamhet som hela tiden medför ett utsläpp innefattas inte i denna definition, utan enbart händelser som är en avvikelse från det normala. För att ta ett exempel har en bensinmotor som är igång alltid ett gasutsläpp till luft vilket här inte är en risk, men om bensintanken läcker till mark är det en risk i här använd bemärkelse.

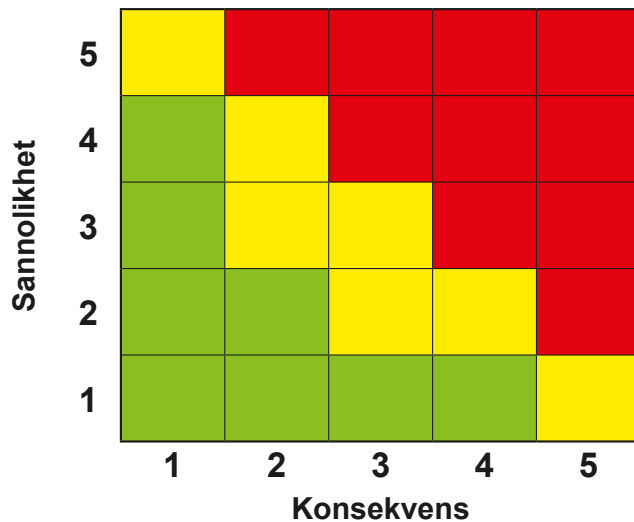
14.3 Bedömningsgrunder/Värdering

Värdering av risker sker utifrån sannolikhet för och konsekvens av oönskad händelse. Dessa två parametrar har uppskattats kvantitativt. Därefter placeras dessa kvantitativa bedömningar in i en grov skala för sannolikhet och konsekvens. För vissa händelser är en kvantitativ uppskattning svår att göra och de har därför placerats in direkt i den grova skalan, vilket är betydligt lättare och kan ske med större säkerhet. Se även figur 14-1.

14.3.1 Sannolikhet

Följande skala användes för sannolikheten att en händelse inträffar under aktuell tidsperiod, cirka 70 år:

- 1 0,1–1 procent sannolikhet för inträffande.
- 2 1–10 procent sannolikhet.
- 3 10–25 procent sannolikhet.
- 4 25–50 procent sannolikhet.
- 5 > 50 procent sannolikhet, det vill säga förväntas inträffa.



Figur 14-1. Riskmatrix. Konsekvensklasser framgår av rutornas färg där prioritetssklass 1, 2 och 3 motsvaras av rött, gult respektive grönt.

14.3.2 Konsekvens

Konsekvens identifieras och beskrivs som den omedelbara effekten av en oönskad händelse. För att kunna värdera effekten har den bedömts som förväntad påverkan på miljön. För att ta ett exempel: en konsekvens är tio kubikmeter olja i ett dike, som har bedömts kunna orsaka ”tidsbegränsad skada på miljön”. Här beaktas också möjligheterna att kunna samla upp oljan igen.

Skala

- 1 Ej mätbar skada på miljön.
- 2 Liten skada på miljön.
- 3 Tidsbegränsad skada på miljön.
- 4 Miljöskada som består under flera år.
- 5 Skada som tar en generation eller mer att återställa (tolkas som > 20 år).

Konsekvenserna indelas i

- Utsläpp på mark av x kg av ämne y.
- Utsläpp i vatten av x kg av ämne y.
- Utsläpp till luft av x kg av ämne y.
- Fysisk eller psykisk personskada. Dessa hanteras av skyddsorganisation och värderas ej i denna analys fränsett att det diskuteras i avsnittet om biltrafik.

14.4 Osäkerheter

I miljörisikanalysen finns ett antal osäkerheter och möjliga felkällor. De viktigaste av dessa kommenteras här kort.

14.4.1 Identifiering

Den största osäkerheten gäller identifiering av händelser eller förhållanden. Finns händelser som helt förbises? Genom den omfattande proceduren med intervjuer bör alla vanligare händelser och de flesta mer osannolika ha kommit fram. Däremot finns alltid händelser som i förväg tycks alltför orimliga för att komma upp i tankarna eller för att nämnas vid en intervju. Några sådana händelser kommer troligen att inträffa, men förmodligen med endast små konsekvenser. Intervjuproceduren söker bland annat identifiera var källor finns till läckage och utsläpp och därigenom leds tankarna in på riskerna just där.

Naturligtvis finns en möjlighet att något helt förbises, men den systematiska metodiken innebär att detta så långt som möjligt undviks.

14.4.2 Ansatta konsekvenser och sannolikheter

Beträffande konsekvenser av en viss händelse är osäkerheterna begränsade. Om en tank läcker vet man hur stor tanken planeras vara. En osäkerhet som finns här är att anläggningarna inte existerar ännu och de slutgiltiga lösningarna kan bli annorlunda än vad man i dag räknar med. Här görs pessimistiska antaganden, såsom att vid ett läckage kommer hela tankens innehåll att spillas ut. Detta är inte troligt. Några händelser finns där konsekvenserna är mer svårbedömda och osäkerheterna därför större, till exempel farliga ämnen glöms bort och frigörs vid rivning.

Osäkerheten är större för använda sannolikhetsbedömningar. För vissa typer av händelser, såsom antal lastbilsolyckor på allmän väg, finns ett bra statistiskt underlag. Sådana händelser har inträffat många gånger och det finns ingenting som talar för att det kommer att avvika drastiskt i detta fall – åtminstone inte åt det negativa hållet. Man kan möjligen tänka sig att antalet olyckor blir lägre i detta fall, eftersom alla vet att uppmärksamheten är hög och kontrollen av entreprenörer och förare därför åtminstone inte är sämre än i normalfallet.

För andra typer av händelser däremot finns mindre underlag och därigenom blir bedömningarna mer osäkra. Riskerna under uppförandeskedet, för icke radiologiska miljöolyckor, är generellt större än under driftskedet, men byggverksamhet är en verksamhet som är välkänd. Trots att slutförvarsanläggningen i vissa avseenden innefattar ny verksamhet är det till mycket stora delar ett normalt byggprojekt, med normala rutiner och normala olycksrisker. Osäkerheten ökar med tiden. Den är relativt låg under uppförandeskedet och, ökar under drifttiden samtidigt som riskerna minskar. Osäkerheten är som störst för tidpunkten för återfyllnad och förslutning av tunnlarna och rivning av anläggningarna. Det ligger så långt framåt i tiden att både samhälle och teknik kan antas ha förändrats. Där stora osäkerheter föreligger kring sannolikheten för en viss händelse (eller dess konsekvens) har gjorts ”rimligt pessimistiska” antaganden.

14.4.3 Statistiska osäkerheter

En annan typ av osäkerhet är den rent matematiska/statistiska. Det ligger i sakens natur. Om en viss händelse korrekt antas inträffa en gång per tio år så finns ändå en möjlighet, med låg sannolikhet, att det inträffar tre gånger samma dygn ”imorgon”. Alla bedömda uppgifter hämtas ur historiska data med antagandet att framtiden ser ut som historien. Om fakta finns som påverkar bedömningen försöker man ta hänsyn till dessa. Därigenom bör bedömningarna vara giltiga över en lång tid, förutsatt att de är baserade på rätt information och förutsättningar, men inte nödvändigtvis på kort sikt.

I utredningen beaktas inte fördelningar av mer eller mindre sned karaktär, utan endast medelvärden (punktskattningar) för sannolikheter. Orsaken är att det inte är värt besväret i detta fall – det ger troligen ingen ny information som leder till ett förändrat beteende och konsekvenserna av dessa olyckor är inte i något fall katastrofala, oavsett hur man definierar detta ord.

15 Kemisk toxicitet

15.1 Underlagsrapporter som omfattar kemisk toxicitet

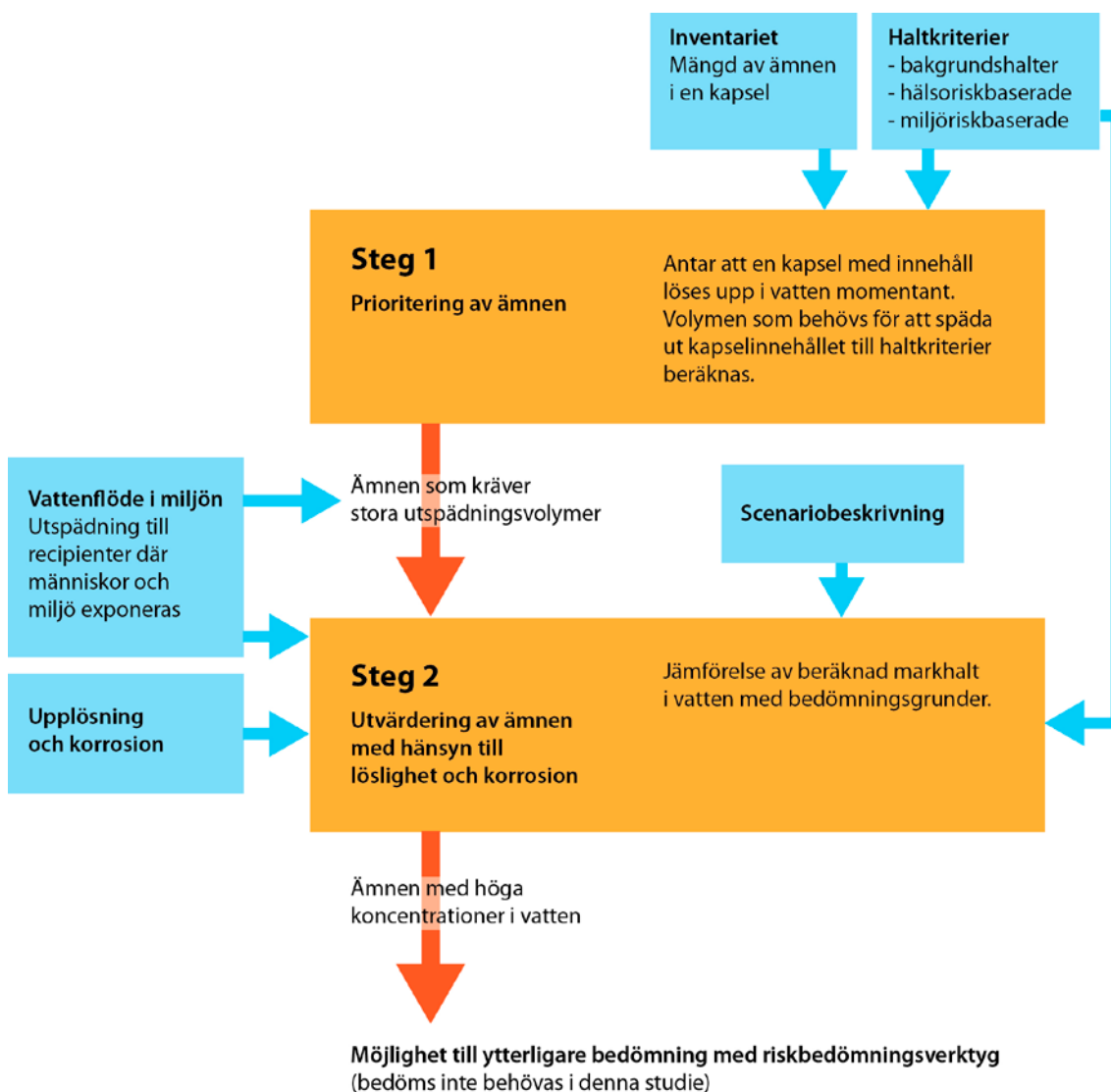
Följande rapport har refererats till i MKB:n:

/15a/ Jones C, Svensson H, Wiborgh M, Yesilova H, 2010. Kemisk toxicitet hos ämnen som deponeras i slutförvaret för använt kärnbränsle. SKB P-10-13, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

15.2 Metodik

En stegvis bedömning av den potentiella toxiciteten av ämnena i en kapsel har gjorts i utredning /15a/, se figur 15-1.



Figur 15-1. Angreppssätt för att bedöma den potentiella kemiska toxiciteten av ämnen som deponeras i ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Steg 1 av bedömningen är en mycket enkel gallring, med försiktiga antaganden för att inte underskatta den potentiella kemiska toxiciteten av ämnena i ett slutförvar. Bedömningen baseras på den sammansättning det använda kärnbränslet har vid tiden för deponering i slutförvaret, det vill säga cirka 40 år efter att bränslet tagits ur reaktorn. En översiktlig bedömning har även gjorts med hänsyn till ändringar i det använda kärnbränslet som sker på grund av fortsatt sönderfall och bildning av dotternuklider.

Steg 2 av bedömningen tar hänsyn till ämnenas tillgänglighet. I steg 1 antas en kapsel med innehåll vara omedelbart tillgängligt för upplösning, men i verkligheten kommer ett eventuellt utsläpp av ämnen från en kapsel ske mycket långsamt och över en lång tidsperiod. Ämnena i bränsleelementen finns i metallkomponenter och i själva bränslematrisen. Korrosion av kopparkapseln och insatsen samt korrosion av metallkomponenter och upplösning av bränslet måste ske innan ämnena frigörs till miljön. Dessa processer kommer att ske mycket långsamt. I steg 2 tas hänsyn till upplösningshastigheten för olika material i kapseln.

Avslutningsvis uppskattas den högsta koncentrationen av ämnen i grundvatten i steg 2. Resulterande koncentration i grundvatten vid kapseln (i ett deponeringshål) har jämförts med de hälsorisk- och miljöriskbaserade kriterier som använts i steg 1 av bedömningen.

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

15.3 Bedömningsgrunder

I detta avsnitt beskrivs underlaget för bedömning av tillskottet av ämnena från slutförvaret till grund- och ytvatten, samt ämnenas toxiska och ekotoxikologiska effekter. Även valet av haltkriterier som har använts vid det första prioriteringssteget redovisas.

15.3.1 Bakgrundshalter

För många ämnen finns inga hälso- eller miljöeffektbaserade kriterier och då har bakgrundshalter använts som referens. Bakgrundshalter har hämtats från den platsbeskrivande modellen över Forsmark.

Djupt grundvatten

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i djupt grundvatten i Forsmark. Bakgrundshalterna omfattar prover tagna i sex stycken kärnborrhål. Halterna från prov tagna på nivåer mellan -417 och -969 m har sammanställts, se tabell 15-1.

Tabell 15-1. Bakgrundshalter i grundvatten på förvarsdjup för några ämnen.

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

*Under rapporteringsgräns för Zr som ligger mellan 0,1 och 0,3 µg/l.

Ytnära grundvatten

Statistik har tagits fram för bakgrundshalter i ytnära grundvatten i Forsmark. Bakgrundshalterna omfattar prover tagna i privata brunnar och källor samt i observationsrör i jord, se tabell 15-2. I huvudsak är grundvattenproverna tagna på ett mindre djup än tio meter.

Ytvatten, sjöar och vattendrag

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i ytvatten i Forsmark, se tabell 15-3. Bakgrundshalter omfattar prover tagna större i sjöar och huvudvattendrag.

Statistik har även tagits fram över nationella bakgrundshalter i Sverige, se tabell 15-4. Proverna är tagna i vattendrag över hela landet.

Havsvatten

Statistik har tagits fram över bakgrundshalter i havsvatten utanför Forsmark, se tabell 15-5. Bakgrundshalterna omfattar till största delen prover tagna i den ytligaste delen (0,5 m djupt) av vattenmassan, enstaka prover finns dock från djupare havsvatten.

15.3.2 Kriterier för hälsorisker

Livsmedelsverket har publicerat dricksvattennormer som tillämpar Europeiska dricksvattendirektivet. Två typer av dricksvattennormer finns:

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

Tabell 15-2. Bakgrundshalter i ytnära grundvatten för några ämnen.

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

Tabell 15-3. Bakgrundshalter i sjöar och vattendrag för några ämnen.

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

Tabell 15-4. Nationella bakgrundshalter i ytvatten för några ämnen.

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

Tabell 15-5. Bakgrundshalter i havsvatten utanför Forsmark för några ämnen.

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

I första hand används dricksvattennormer som gäller i Sverige (Livsmedelsverkets dricksvattennormer). För ämnen där inget värde finns från Livsmedelsverket används dricksvattennormer från World Health Organisation (WHO), eftersom Europeiska dricksvattennormer (och därmed Livsmedelsverkets) är baserade på WHO:s utvärderingar. Där inget WHO-värde är tillgängligt har dricksvattennormer från US Environmental Protection Agency (USEPA) använts. För två ämnen, kadmium och bor, har WHO-normerna använts eftersom dessa värden är lägre än Livsmedelsverkets.

15.3.3 Kriterier för miljörisker

Sötvatten

Ett antal organisationer har tagit fram haltkriterier för skydd av akvatiska miljöer. I första hand används haltkriterier som är baserade på en extrapolering av ekotoxikologiska data för effekter i sötvatten.

Saltvatten

Framtagning av haltkriterier för saltvatten har skett på samma sätt som för sötvatten, se ovan.

Ämnen där haltkriterier saknas

För vissa ämnen saknas dricksvattennormer och/eller haltkriterier i sötvatten eller havsvatten. För vissa ämnen saknas alla haltkriterier, till exempel zirkonium, rutenium, cesium, palladium, tellur och rodium. Av dessa ämnen finns zirkonium i mycket stora mängder i en kapsel. Däremot är zirkonium sannolikt inte toxiskt för människor eller miljön. De andra ämnena finns i mängder mindre än tio kilo i en fylld kopparkapsel. Det finns inte heller haltkriterier för vissa ämnen som förekommer i höga halter naturligt i miljön, så kallade makroämnen, till exempel fosfor, kisel, magnesium och titan. Dessa ämnen har ingen hög toxicitet och tas därför inte upp i uppskattningen av kemiska risker. Xenon, som är en ädelgas, är inte heller toxiskt och inkluderas därför inte i riskbedömningen. Toxiciteten av ämnena plutonium, americium, neptunium och teknetium domineras helt av deras radiotoxicitet. Därför kommer hälsorisker från dessa ämnen att bedömas i säkerhetsanalysen av slutförvaret, och de kemiska riskerna tas inte upp i denna studie.

Vattenomsättning i recipienter

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

För att beräkna de maximala koncentrationerna i yt- och grundvatten som kan uppkomma på grund av frigörelse av ämnen från deponerade kapslar i slutförvaret krävs bland annat vattnets omsättningstider och flöden.

Data har erhållits från underlagsmaterial till rapporter som omfattar beskrivningen av biosfären till säkerhetsanalysen för slutförvaret.

15.4 Osäkerheter

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

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

Uppskattningen av potentiella hälso- och miljörisker i steg 2 är förenklad. För att inte underskatta de potentiella effekterna har försiktiga antaganden använts, bland annat vad gäller utspädning, korrosion, upplösning och fördröjning. De förenklade metoderna har visat att även med försiktiga antaganden uppskattas risken för hälso- och miljöeffekter från ämnen från slutförvaret som osannolik. De försiktiga antaganden som har gjorts vad gäller utspädning av vatten vid förvarsdjupet och korrosion och upplösning av ämnena bedöms kompensera för eventuell ackumulering av ämnen i sediment. Därmed har bedömningen gjorts att det inte är meningsfullt att gå vidare med beräkningar med de transport- och exponeringsmodeller som har utvecklats av SKB för säkerhetsanalysen av slutförvaret för använt kärnbränsle (SR-Site).

16 Radon

16.1 Underlagsrapporter som omfattar radon

Följande rapport har refererats till i MKB:n:

/16a/ **Jelinek C, 2008**. Beräkning av radonhalter och radonavgång från ett slutförvar för använt kärnbränsle. SKB P-08-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

16.2 Metodik

Vid planering av skyddsåtgärder är det viktigt att radonkällornas art och belägenhet är kända, i såväl uppförandeskedet som i det färdiga utrymmet. De faktorer som främst påverkar radonhalten är ventilation, vattentillrinning och förekomsten av radioaktiva mineral i berget. Högre halter än genomsnittet kan förväntas där berget är särskilt trasigt, har högre uranhalter eller där inläckaget av radonförande grundvatten är stort. Beräkningarna av radonhalter i förvaret påverkas av följande parametrar:

- Bergyta i förvaret och volym.
- Ventilation (luftomsättning).
- Mängd krossat berg i förvaret.
- Bärlager (yta, tjocklek).
- Uranhalt i omgivande berg.
- Mängden vatteninläckage.
- Radonhalten i inläckande vatten.
- Omfattningen av täckta bergytor, samt radonavgång från material som ytorna täckts med.

Dessutom påverkas radonavgången av andra faktorer som till exempel bergets sprickighet, som i sin tur beror av sprickzoner i berget, men också av om man spränger eller borrar (där sprängning ger mer sprickor och följaktligen större radonavgång). Nedan redovisas vilka värden på parametrar som använts vid beräkningarna och grunderna för dessa. I vissa fall har antaganden gjorts. Antaganden har gjorts för ett realistiskt fall och ett konservativt fall.

Beräkningar har gjorts enligt Radon i djupförvar – Förstudie Storuman, PR 44-94-039. Formler och antaganden om storlekar på radonavgång vid olika uranhalter är baserade på denna rapport.

16.3 Bedömningsgrunder

16.3.1 Strålning

Enligt 5 § strålskyddslagen (*SFS 1988:220*) avses följande som verksamhet med strålning:

1. tillverkning, införsel, utförsel, transport, saluförande, överlåtelse, upplåtelse, förvärv, innehav och användning av eller annan därmed jämförlig befattning med radioaktiva ämnen,
2. användning av eller annan därmed jämförlig befattning med tekniska anordningar som kan alstra strålning.

En arbetstagares maximala stråldos regleras i Föreskrifter om dosgränser vid verksamhet med joniserande strålning (*SSI FS 1998:4 (numera ersatt av SSMFS 2008:51)*, tabell 16-1). Där anges den dos som arbetstagaren får ta emot, utöver bakgrundsstrålningen.

16.3.2 Radon

Inandning av radon i luft ger en intern stråldos. Radongas kommer att avgå från väggarna i slutförvarsanläggningen, från krossat berg och från grundvatten. Dosen från radon räknas inte in i dosgränsvärdet enligt tabell 16-1. Hälsorisker begränsas istället av Arbetsmiljöverkets föreskrifter om hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar (AFS 2005:17). Enligt tabell 16-2 hämtad ur Arbetsmiljöverkets föreskrifter om bergarbete (AFS 2003:2) finns definition av underjordsarbete och regler för mätning av radon i utrymmen under jord.

Underjordsarbete, enligt AFS 2003:2, är allt arbete under jord i gruvor och liknande arbetsplatser där berg bryts eller bearbetas. För radon i övriga arbetslokaler gäller AFS 2005:17.

Gränsvärdet får även i lokaler ovan jord tillämpas som årsmedelvärde. Omräknat till årsdos (1 800 timmar) motsvarar gränsvärdet 0,9 MBq/m³. Mätning bör utföras enligt Statens Strålskyddsinstitutets rekommendationer.

För färdigställda berggrum, det vill säga centralområdet under driftskedet, gäller gränsvärdet 400 Bq/m³. I de delar av slutförvarsanläggningen där bergarbeten pågår för att gräva ut och färdigställa nya deponeringstunnlar gäller det högre gränsvärdet enligt tabell 16-2.

I AFS 2003:12 står att ventilationssystemet ska dimensioneras så att luftkvaliteten i vistelsezonen blir tillfredsställande (10 §). Radonhalten ska mätas så snart nytt bergutrymme skapats där personer vistas varaktigt, samt vid ändrade förhållanden som kan påverka radon- eller radondotterhalten (21 §). En undersökning enligt 21 § ska innefatta mätning av radon- eller radondotterhalt om det inte klart framgår att radonhalten understiger 400 Bq/m³ luft eller att radondotterhalten understiger 200 Bq/m³ luft. Återkommande mätningar ska därefter utföras med högst ett års mellanrum och mätprotokoll upprättas.

16.4 Osäkerheter

16.4.1 Uranhalt i berg

För förvarsområdet har det antagits att uranhalten är densamma i hela slutförvarsanläggningen. Den antagna ”normalhalten” är troligen en liten överskattning av den medelhalt som kommer att gälla. Vid genomgång av berg med lokalt högre uranhalter blir också radonhalten lokalt högre. I Forsmark beräknas 13–14 procent av bergmassan utgöras av pegmatit, som beräknas ha en uranhalt på 14 ppm. Högsta uppmätta uranhalt i en pegmatit i Forsmark är 62 ppm, så höga halter förekommer dock i mycket begränsade volymer.

Vid beräkningar har inte tagits hänsyn till att stora delar av förvarets bergytter kommer att vara täckta av betong. De täckta ytorna kommer att avge mindre mängd radon än beräknat.

Tabell 16-1. Dosgränser för arbetstagare i verksamhet med joniserande strålning (SSI FS 1998:4).

Period	Högsta effektiva dos (mSv)
1 år	50
Samtidigt gäller under fem på varandra följande år.	100

Tabell 16-2. Gränsvärden för radon i luft på arbetsplatser enligt AFS 2005:17.

Gäller inom området	Gränsvärde för radongashalt
Arbetsplatser, inomhusluft.	400 Bq/m ³ , får tillämpas som årsmedelvärde.
Arbetsplatser, arbete under jord.	2,5 MBq/m ³ och år, motsvarar 1 500 Bq/m ³ , vid arbete 1 600 h/år.

16.4.2 Inläckande grundvatten

Mängderna grundvatten som läcker in i förvaret är baserade på uppskattningar av grundvattenbildning. Då många ytor kommer att vara täckta kan vatteninläckaget minska, och därmed avgången av radon från inläckande grundvatten. Vid genomgång av vattenförande sprickzoner kan radonhalterna lokalt bli mycket höga innan området hunnit tätas.

16.4.3 Radonhalter i grundvatten

Uppmätta radonhalter i grundvatten i Forsmark varierar mycket. Många rapporterade värden var mycket låga, varför värden under 80 Bq/l sällats bort inför analysen.

Osäkerhet kvarstår dock huruvida rapporterade halter är representativa. Antagna värden baseras på medianhalter och 75:e-percentiler i respektive område och djupintervall. De verkliga halterna kan vara både högre och lägre.

16.4.4 Ventilation

Inflödet av frisk luft är det som påverkar radonhalten allra mest. De beräknade radonhalterna är starkt beroende av de antagna luftflödena.

17 Ekosystemets påverkan av radiologiska utsläpp

17.1 Underlagsrapporter som omfattar ekosystemets påverkan av radiologiska utsläpp

Följande rapport har refererats till i MKB:n:

/17a/ **Hallberg B, Torudd J, Aquilonius K, Skoog S, Huutoniemi T, 2010.** Radiologisk påverkan på djur och växter från Clink under drift. SKB R-10-47, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

17.2 Metodik

En bedömning av eventuella konsekvenser på ekosystemet från radiologiska utsläpp görs i flera steg. Först beräknas faktiska eller förväntade radiologiska utsläpp från Clab/Clink. Sedan beräknas dos till valda organismer som tillhör för platsen typiska ekosystem. Resultaten tolkas med hjälp av forskning i ämnet.

17.2.1 Utsläpp och spridningsberäkningar

Utsläpp

Beräknade utsläpp för inkapslingsanläggningen, hämtade ur säkerhetsanalysen för Clink, används såväl från normal drift som vid störningar och missöden. För Clab används utsläppsdata från normal-drift, och värden från säkerhetsanalysen avseende missöden.

Spridning i luft och nedfall

För normaldrift finns data från beräkningar av spridning i luft och nedfall i ett område på 50 gånger 50 km med centrum på Simpevarpshalvön. Samtliga spridningsberäkningar för utsläpp till luft har utförts med gaussiska spridningsmodeller. För normaldriften har flera års väderstatistik från Simpevarp använts, medan specifika väderfall utnyttjats för missöden. Nedfall har modellerats med nuklidspecifika parametrar.

Spridning i vatten

För normaldrift finns data från beräkningar av spridning och omsättning av radionuklider i vatten via kylvattenplymen. Vattenområdet utanför anläggningen beskrivs med hjälp av en transportmodell där specifika volymer och omsättningstider ansatts för det aktuella området. I modellen ingår även enheter för partikulärt material, ytligt respektive djupare sediment samt biota som utgör exponeringsvägar. Storleken på det aktuella området i recipienten i modellberäkningarna baserar sig på kustlevande fiskars revirstorlek samt studier av kylvattenplymens utbredningsmönster under året.

17.2.2 Val av typområden och arter

För att beakta effekter i olika typer av ekosystem och för olika arter, har det aktuella området i Laxemar/Simpevarp delats in i ett antal olika naturtyper/ekosystem, som skiljer sig avseende biotiska förutsättningar och sammansättning av biota. Dessa naturtyper/ekosystem benämns i följande text typområden. Följande typområden har identifierats i det aktuella området:

Terrestra ekosystem

- Våtmark
- Skog
- Jordbruks- och gräsmark (odlings-/kulturlandskap).

Akvatiska ekosystem

- Havsvik – Borholmsfjärden
- Hav (öppen kust)
- Sjö – Söråmagasinet
- Vattendrag – Laxemarån.

Spridningsberäkningar, baserade på rådande meteorologi i området och Clab:s normaldriftsutsläpp, visar vilka lokaler inom området som får de högsta utsläppen. Informationen har använts för att lokalisera lägena för typområdena inom varje kategori som nås av de största utsläppen.

I analysen av de radiologiska omgivningskonsekvenserna görs det konservativa antagandet att rödlistade/hotade och av andra orsaker speciellt skyddsvärda arter som återfunnits någonstans inom hela platsundersökningsområdet antas befinna sig i något av de aktuella typområdena. De arter som beaktats har varit dels skyddsvärda/rödlistade arter, dels sådana arter som kan sägas inneha en nyckelfunktion inom ett ekosystem eller en miljö, så kallade nyckelarter. Exempel på nyckelarter kan vara ekar och blåstång som utgör substrat, skydd, föda etc för en mängd andra arter. Urvalet av skyddsvärda/rödlistade arter baseras på inventeringar som gjordes i samband med naturmiljöutredningar (se avsnitt 5.1) samt utdrag från Artdatabankens register. Urvalet av nyckelarterna baseras på kunskap och data insamlat under SKB:s platsundersökning i området. Dessa två urvalskategorier sammanfattas i en lista över viktiga organismer för vilka dosberäkningar med verktyget ERICA genomförs.

17.2.3 Biosfärsmodellering

Biosfärsmodellering med beräkning av dos/halter i biota, inklusive metodikbeskrivning, genomförs med det så kallade Ericaverktyget för identifierade områden, vald naturtyp/naturtyper och relevanta indikatorer/fokuserter.

ERICA-verktyget

ERICA-verktyget är uppbyggt kring tre olika nivåer (Tiers) och användaren kan välja att starta sin analys i någon av dessa tre. Den nivå/tier som väljs för att starta analysen beror på hur frågeställningen ser ut, vilket data som är tillgänglig och den typen av resultat som användaren önskar att få ut av beräkningen.

- Tier 1 är den första nivån. Det är den mest användarvänliga nivån som ger de mest konservativa uppskattningarna av dos. Här krävs minst indata av användaren. Först bestäms vilka radionuklider som ska ingå i beräkningarna och sedan väljs ett lämpligt ekosystem. ERICA tar hänsyn till ett stort antal radionuklider och olika ekosystem. Därefter anges aktivitetskoncentrationer för vatten och sediment (akvatiska ekosystem) eller aktivitetskoncentrationer för jord eller luft (terrestra ekosystem). Resultaten presenteras som riskkvoter (RQ), vilket innebär att dosrater för referensorganismerna har dividerats med screening dosraten. Resultatet redovisas som riskkvoter för den/de mest känsliga referensorganismerna. RQ kommer att ligga antingen under eller över värdet 1. Ligger värdet över 1 har man överskridit säkerhetsnivån med rekommendation att förfina undersökningen genom att fortsätta i Tier 2.
- I Tier 2 ges användaren större möjlighet att precisera analysen med mer indata. Möjligheter finns då att välja specifika referensorganismer som ska beräknas, skapa egna organismer med egna vikt och längdmått eller lägga in fler radionuklider. Användaren kan sätta in överföringsparametrar, det vill säga distributionskoefficienter (K_d) och koncentrationsratier (CR). Med dessa definieras nuklidernas överföringsbenägenhet från sediment-vatten, jord-organismer och vatten-organismer. Om empiriska data för CR helt eller delvis saknas kan ERICA-verktyget komplettera luckorna med dess inbyggda bibliotek av generiska data. Vidare kan användaren sätta in aktivitetskoncentrationer från simulerade framtida utsläppsscenarioer. Resultaten presenteras med dosrater och två RQ värden, ett förväntat värde och ett konservativt värde med säkerhetsfaktor.
- Tier 3 är den sista och mest komplexa nivån. Här finns inga enkla ja- eller nej-svar och ingen vägledning för tolkning av resultat. Resultaten redovisas probabilistiskt och inte deterministiskt då användaren i ett tidigare skede kunnat sätta in data med diverse medelvärden och sannolikhetsfördelningar för aktivitetskoncentrationer (även möjligt för CR och K_d). I resultatet redovisas slutligen de simulerade dosraterna som stapeldiagram och tabeller med varians, medel- min- och maxvärden och medianvärden med percentilerna 5, 25, 75 och 95.

17.2.4 Litteraturstudie

Eftersom underlag för egentlig konsekvensbedömning saknas har en litteraturstudie utförts i syfte att kunna spegla aktuell status på området samt utgöra underlag för resonerande slutsatser om eventuell risk för påverkan på biota och konsekvenser av betydelse. I litteraturstudien jämförs och studeras olika resultat av forskning om konsekvenser för djur och växter på grund av strålning i låga doser. Vetenskapliga artiklar och vetenskaplig litteratur används för detta arbete.

17.3 Bedömningsgrunder

Erica-verktyget

Syftet med ERICA-verktyget är utföra dosberäkningar på biota (ej människa) som exponerats för verkliga eller antagna utsläpp av radionuklider. Riskuppskattning av dos till biota bör enligt verktygets rekommendationer relateras till ett givet gränsvärde, en så kallad ”screening dose rate”. I ERICA-verktyget är gränsvärdet satt till $10 \mu\text{Gy h}^{-1}$ då denna dos inte påvisats ge någon skadlig förändring på studerade organismer. För dessa organismer har bland annat reproduktion, mutationer och mortalitet studerats. Verktygets databaser är direkt kopplade till ERICA:s så kallade referensorganismer, som kan betraktas som hypotetiska organismer som har uppgiften att representera verkliga arter.

Utöver ERICA-verktygets gränsvärde och de databaser som verktyget använder för tolkning av resultat kopplas bedömning av konsekvenser från Clinks radiologiska utsläpp till forskning i ämnet. Forskning kring effekter och konsekvenser för ekosystemet vid exponering till låga doser är ett relativt nytt ämne. Litteraturstudien ger därmed möjlighet att tolka resultaten i ljuset av tidigare och pågående forskning i ämnet.

17.4 Osäkerheter

Osäkerheter förekommer på flera nivåer och kan delas in i osäkerheter i data och osäkerheter i metoder/modeller. Data kan vara osäkra på grund av osäkerhet i själva värdet (till exempel mätosäkerhet), eller på grund av osäkerhet i värdets tillämpbarhet i en given situation. Till exempel kan indata till modeller vara beräknade baserat på andra parametrars värde, vilket gör att osäkerheten fortplantas i det fortsatta modelleringsarbetet. Modellers tillämpbarhet är en större källa till osäkerhet än osäkerheter i numeriska beräkningar. Vid modellering är alltid förenklingar nödvändiga.

I det specifika arbetet har lokala data använts i så stor utsträckning som möjligt. I flera fall finns dock inte data för platsen och då har data från liknande platser använts. Om osäkerheter föreligger för en viss parameter kan enkla parameterstudier utföras för att visa hur pass mycket variationer i parametern påverkar slutresultatet. För att hantera osäkerheter i indata används konservativa data för att resultatet inte ska underskattas.

18 Hälsokonsekvenser

18.1 Underlagsrapporter som omfattar hälsokonsekvenser

Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/18a/ **Johansson R, 2008.** Psykosociala effekter av slutförvaret för använt kärnbränsle. En sammanfattning av studier och forskning. SKB P-08-26, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/18b/ **Zetterling T, Hallberg J, 2008.** Anläggning för inkapsling och slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Buller under bygg- och driftskedet. SKB P-08-64, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/18c/ **Zetterling T, Hallberg J, 2009.** Anläggningar för inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle i Oskarshamn. Buller under bygg- och driftskedet. SKB P-08-65, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

18.2 Metodik

Utredningen /18a/ behandlar främst hälsoaspekter, inklusive folkhälsa. Frågor av mer social natur till exempel frågor om turism, näringsliv, framtidstro, identitet och så vidare är inte huvudtema i rapporten. De nämns eftersom de också kan påverka människors psykiska välbefinnande och därför att de – av bland annat detta skäl – behandlas i några av de studier som utgör underlag för denna rapport. Rapporten baseras på genomförda studier med relevans för ämnesområdet, vilka framgår i rapportens referenslista. Någon ny forskning eller nya studier har inte utförts. I arbetet har kompetens inom ämnesområdet konsulterats.

I bilagor till /18b–c/ har de miljömedicinska förutsättningarna studerats med avseende på hälsa. Samhällsbuller, som huvudsakligen omfattar transportrelaterat buller, är främst kopplat till indirekta effekter. Besvärsupplevelse, sömnproblem, samtalsstörningar och försämrade möjligheter till vila och avkoppling är vanligt förekommande. Prestationer och inlärning kan påverkas och psykologiska och fysiologiska stressrelaterade symtom förekommer och kan ge upphov till försämrad livskvalitet. Fysiologisk påverkan på hjärt-kärlsystemet har också satts i samband med större bullerbelastning.

18.3 Bedömningsgrunder

Inga bedömningsgrunder avseende hälsokonsekvenser har redovisats i /18a/.

Utgångspunkten för bedömningen i /18b–c/ är riktvärdena som gäller för buller. Se 10.3.

18.4 Osäkerheter

Rapportens författare har inte angivit några osäkerheter.

19 Icke-radiologisk miljöpåverkan från inkapslingsanläggningen

19.1 Underlagsrapporter som omfattar icke-radiologisk miljöpåverkan

För inkapslingsanläggningen har det tagits fram rapporter som samlar den icke-radiologiska miljöpåverkan som förväntas från den planerade inkapslingsanläggningen. Följande rapporter har refererats till i MKB:n:

/19a/ **Lindstrand O, Norén A, 2006.** Icke-radiologisk miljöpåverkan från inkapslingsanläggningen vid Clab i Oskarshamn. SKB P-06-103, Svensk Kärnbränslehantering AB.

/19b/ **Lindstrand O, Norén A, 2006.** Icke-radiologisk miljöpåverkan från inkapslingsanläggningen vid Clab i Forsmark. SKB P-06-104, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Numrering av underlagsrapporterna har gjorts för att förenkla hänvisningar i texten och därmed underlätta läsning.

19.2 Metodik

I arbetet med utredningarna /19a–b/ gjorde författarna tillsammans med SKB ett flertal antaganden avseende parametrar såsom material, ventilation, transporter och betong för en inkapslingsanläggning vid Clab i Oskarshamn. Med utgångspunkt i dessa gjordes därefter beräkningar och bedömningar.

Beräkningar samt dimensioneringsförutsättningar för en inkapslingsanläggning vid Forsmark bygger till största delen på systembeskrivningar samt projekteringen för inkapslingsanläggningen vid Clab. Material till byggnaden, försörjningssystem i anläggningen samt processutrustningen i Forsmark har antagits utgöra 80 procent av den projekterade anläggningen i Oskarshamn.

19.3 Bedömningsgrunder

Bedömningsgrunder har redovisats för vissa parametrar. För parametrar som inte anges saknas bedömningsgrunder. SKB har i sina bedömningar i MKB:n nyttjat motsvarande bedömningsgrunder som för slutförvarsanläggningen.

Grundvatten

Befintliga grundvattenvariationerna har mätts i borrhål kring Clab. Mätningarna ingår i kontrollprogrammet för Clab etapp 2 och har mätts sedan 1998.

Vibrationer

I SKB:s rapport Inkapslingsanläggning Byggbarhetsanalys av bergschakt, R-04-06 ges rekommendationer för samverkande laddningsmängd vid bergguttag för inkapslingsanläggningen. Beräkningarna har gjorts för Clabs bergtrum 1, mottagningsbyggnaden, bränsleschakt och vibrationskänslig utrustning. Erhållna värden för max samverkande laddning varierar mellan 0,3–9,2 kg. Mest känslig är vibrationskänslig utrustning som ger max samverkande laddningsmängd mellan 0,5 och 2,0 kg beroende på avstånd till sprängplats.

Följande beräkning av vibrationer från vägtrafik är baserat på en artikel publicerad av Transport and Road Research Laboratory, England. Beräknad vibrationsnivå avser RMS-värdet (Root-Mean-Square) av svängningshastighet i byggnadens grund vid körning med fordon över ojämnheter i vägbanan. Ingångsparametrar är:

1. Körbanans ytojämnheter (topp-botten).
2. Fordonshastighet.
3. Fordonsvikt (total).
4. Grundförhållanden.
5. Antal hjulspår med ojämnheter.
6. Avstånd från väggkant till byggnad.
7. Avstånds- och grundberoende faktorer.

19.4 Osäkerheter

Eftersom projekteringen för en inkapslingsanläggning vid rapportens framtagande inte var klar och någon mängdkalkyl därmed inte finns, är de uppskattade mängderna ännu något osäkra. Transportsiffrorna kan komma att förändras när projekteringen av inkapslingsanläggningen är färdigställd. Författarna uppskattar att de framtagna mängder kan komma att skilja sig från de beräknade med cirka 10 procent. Vibrationer för transporter är generellt uppskattade. För att få tillförlitliga värden för platsen är mätning på plats det bästa alternativet.