



PROJEKT „Eriplaneeringu koostamise ja mõjude hindamise aluseks olevate uuringute tellimine“

PROJEKTI OSA: REAKTORISEKTSIOONIDE LIKVIDEERIMISEKS VAJALIKUD UURINGUD

TEGEVUSED NR 4–5

Reaktorisektsioonide likvideerimise (dekomissioneerimise) uuringud.

Reaktorisektsioonide dekomissioneerimise alternatiivide võrdlus.

Sobivaima reaktorisektsioonide dekomissioneerimise alternatiiviga seotud tegevused

LÕPPARUANNE



Version 1

CPV-kood: 71240000-2, 71313400-9

Konsultandi lepingu number: Nr 58

Klient: AS A.L.A.R.A.

Äriregistrinumber: DSP-08-5.5-01-EN

Koostamise kuupäev: 27. november 2023



KINNITUSLEHT

	NIMI, ORGANISATSIOON	ALLKIRI	KUUPÄEV
KOOSTAJA	RITA PLUKIENĒ Riiklik Teadus- ja tehnoloogiakeskus		23. november 2023
RETSENSENT	GRIGORIJUS DUŠKESAS Riiklik Teadus- ja tehnoloogiakeskus		24. november 2023
KINNITANUD	STASYS MOTIEJŪNAS UAB EKSORTUS		27. november 2023

LÜHENDID	4
SISSEJUHATUS.....	5
1. INSENERTEHNILISED UURINGUD.....	7
1.1 Paldiski objekti peahoone seisukorra insenertehniline uuring	7
1.2 Radioaktiivsete jäätmete vahehoidla ehitusmaterjalide ja konstruktsiooni insenertehniline uuring	16
1.3 Reaktori sarkofaagide ja reaktoriseksioonide struktuuri uurimine	18
1.4 Reaktoriseksioonide 3D-mudeli koostamine	22
2. RADIOLOOGILISED UURINGUD.....	25
2.1 Paldiski objekti peahoone ja vahehoidla radioloogiline uuring.....	25
2.2 Reaktoriseksioonide radioloogiline uuring.....	38
2.3 Aurugeneraatorite proovide ja betoneeritud vedelate jäätmete setete analüüsid ...	53
2.4 Tammiku rajatise betoonkonteinerite kiirgusallikate gammaspektromeetriline iseloomustus.....	55
2.5 Reaktorite kontrollvardaid sisaldavate betoonkonteinerite gammaspektromeetriline iseloomustamine.	56
2.6 Paldiski objekti radioloogiline uuring.....	57
2.7 Erikanalisatsioonikaevu ümbruse radioloogiline uuring	67
3. DEKOMISSIONEERIMISE ALTERNATIIVIDE UURING.....	69
3.1 Nullalternatiiv	69
3.2 Alternatiivide võrdlus.....	74
4. ESIALGNE DEKOMISSIONEERIMISE PLANEERIMINE	79
4.1 Dekomissioneerimise ülesanded, nende järjestus ja vastastikune mõju	79
4.2 Dekomissioneerimise käigus tehtavad tööd ja kasutatavad meetodid.....	81
4.3 Keskkonna- ja kiirgusseire	88
5. DEKOMISSIONEERIMISE OHUTUSE UURING.....	97
5.1 Ohutuse hindamine.....	97
5.2 Dekomissioneerimise võimalik mõju naaberriikidele	106
5.3 Riskianalüüs.....	117
5.4 Järeldused.....	126
6. KOMMENTEERITUD KOKKUVÕTE.....	127

LÜHENDID

IAEA	Rahvusvaheline Aatomienergia agentuur
MAUT	Mitme muutujaga kasulikkuse analüüs
TLD	Termoluminestsentsdosimeeter

SISSEJUHATUS

Tegemist on lõpparuandega, mille eesmärk on teha kokkuvõtte uuringute kohta, mis viidi läbi tegevuses 4 „Reaktoriseksioonide likvideerimise (dekomissioneerimise) uuringud“, sealhulgas alltegevustes 4.1–4.11, tegevuses 5 „Reaktoriseksioonide dekomissioneerimise alternatiivide võrdlus. Kõige sobivama reaktoriseksiooni dekomissioneerimise alternatiiviga seotud tegevused“, sealhulgas alltegevustes 5.1–5.3 ja alltegevuses 2.24 „Radioaktiivsete jäätmete koguste täiendav hindamine ja jäätmete täiendav iseloomustamine“, mis on osa tegevusest 2 „Kolme lõppladustuspaiga uuringud“ ja olid ette nähtud projekti „Uuringute tellimine määratud eriplaneeringu koostamiseks ja mõju hindamiseks“ tehnilises kirjelduses.

Alltegevused hõlmasid järgmisi uuringuid:

Alltegevus 4.1: uuring tehti, et anda hinnang Paldiski objekti peahoone konstruktsiooni kohta, et määrata kindlaks vaadeldava hoone kütte-, ventilatsiooni-, torustiku- ja elektrisüsteemide seisund ja hinnata nende potentsiaali tulevaseks kasutamiseks ning hinnata hoone vastavust olulistele tuleohutusnõuetele (vt Lisa 1).

Alltegevus 4.2: uuring, mis viidi läbi Paldiski objekti radioaktiivsete jäätmete vahehooldla ehitusmaterjalide ja konstruktsiooni hindamiseks (vt Lisa 2).

Alltegevus 4.3: Paldiski objekti radioloogiline uuring peahoone kohta (vt Lisa 3).

Alltegevus 4.4: Paldiski objekti reaktoriseksioonide radioloogiline uuring (vt Lisa 4).

Alltegevus 4.5: läbiviidud uuring hindas Paldiski objekti reaktoriseksioonide ja reaktoriseksioonide konstruktsioone, määras kindlaks vaadeldavate rajatiste kütte-, ventilatsiooni-, torustiku- ja elektrisüsteemide seisund ning hinnati nende kasutamise potentsiaali tulevikus (vt Lisa 5).

Alltegevus 4.6: Paldiski objekti radioloogiline uuring (vt Lisa 6).

Alltegevus 4.7: Paldiski objekti reaktoriseksioonide 3D-mudelite väljatöötamise uuring (vt Lisa 7).

Alltegevus 4.8: kahe Paldiski objekti-sse paigaldatud mereväe treeningreaktori dekomissioneerimise ohutushinnang. Ohutushinnangus kirjeldatakse peahoone dekomissioneerimistehnoloogiat, selle sisemisi struktuure, süsteeme ja komponente, sealhulgas reaktoriseksioonid, ning selle tehnoloogia ohutusanalüüs (vt Lisa 8).

Alltegevus 4.9: uuring on ette nähtud reaktoriseksioonide dekomissioneerimise seireprogrammide koostamiseks. See hõlmab seireprogramme, et tagada töötajate, elanikkonna ja keskkonna kiirgusohutus MB dekomissioneerimise ajal (vt Lisa 9).

Alltegevus 4.10: Paldiski objektis asuvate reaktoriseksioonide dekomissioneerimise riskianalüüsi ja -hindamise uuring viidi läbi, et: tuvastada hädaolukorrad ja hinnata nende tagajärgi reaktoriseksioonide dekomissioneerimisele; määrata kindlaks ennetavad meetmed riskide mitmekesistamiseks (vt Lisa 10).

Alltegevus 4.11: uuring, mille eesmärk on hinnata radionukliidide piiriülest levikut, mis võivad sattuda atmosfääri kiirgusõnnetuste tagajärjel FPNC-sse paigaldatud reaktoriseksioonide dekomissioneerimise käigus, ning mille eesmärk on tõestada kavandatud tööde kiirgusohutust (vt Lisa 11).

Alltegevus 5.1: uuring, mille eesmärk on analüüsida „nullalternatiivi“, st likvideeritud reaktorisektsioonide säilitamise ja radioaktiivsete jäätmete vahehoidla majanduslikke, kiirgusohutuse ja muid selliseid aspekte ning anda ülevaade „nullalternatiivi“ rakendamisega kaasnevatest võimalikest puudustest ja eelistest võrreldes reaktorisektsioonide dekomissioneerimisega (vt Lisa 12).

Alltegevus 5.2: uuring, mille eesmärk on esitada esialgne analüüs, mis põhineb reaktorisektsioonide dekomissioneerimise alternatiivide majanduslikel, kiirgusohutuse ja muudel sellistel aspektidel, ning anda ülevaade erinevate dekomissioneerimise alternatiivide rakendamisega kaasnevatest võimalikest puudustest ja eelistest (vt Lisa 13).

Alltegevus 5.3: uuring, mis viidi läbi dekomissioneerimisplaani koostamiseks ja kõige sobivama reaktorisektsiooni dekomissioneerimise alternatiivi ohutuse tagamiseks (vt Lisa 14).

Alltegevus 2.24: uuring, mis viidi läbi reaktorite käitamisel tekkinud jäätmete (aurugeneraatorid ja vedeljäätmete betoneeritud setted) lisahindamiseks ja täiendavaks iseloomustamiseks; Tammiku radioaktiivsete jäätmete hoidlast eemaldatud kiirgusallikaid sisaldavad kastid; reaktorite kontrollvardaid sisaldavad betoonkonteinerid; ja Paldiski objekti territooriumil asuva endise erikanalisatsiooni vaatluskaevu ümbruse saastunud ala (vt Lisa 15).

1. INSENERTEHNILISED UURINGUD

1.1 Paldiski objekti peahoone seisukorra inseneritehniline uuring

1.1.1 Üldteave

Peahoone seisukorra inseneritehniline uuring viidi läbi alltegevuse 4.1 raames.

Praegusel kujul võib peahoone jagada kahte ossa. MB vaheladustuspaiga kavandatud mõõtmed on 140 × 20 m, millele lisandub administratiivne osa, kavandatud mõõtmetega 90 × 12 m. Peahoone oli osa Nõukogude Liidu mereväe tuumaallveelaevade meeskondade maismaal asuvast õppekeskusest, mille ehitustööd algasid 1960. aastate alguses ning mis oli varustatud tuumaallveelaeva ja töötavat tuumareaktorit simuleerivate õppetendidega. 1968. aasta aprillis käivitati esimese põlvkonna Nõukogude Liidu tuumaallveelaeva simulaatori õppetend koos toimiva tuumareaktoriga (Echo II klass, projekt 658). 1983. aastal käivitati teise põlvkonna reaktoriga stend (Delta I-IV klass, projekt 667).

Hoone lammutati osaliselt ja ümberkaudsed konstruktsioonid ehitati uuesti üles. Peahoones asub praegu reaktorisektsioonide ümber ehitatud sarkofaagi ning RW vahehoidla.

Hoone ehitati mitmes etapis ja praegusel kujul on selgelt eristatavad kaks etappi: hoone vana osa (ka hoone nr 301), mis projekteeriti 1963. aastal ja valmis paar aastat hiljem, ja peahoone uus osa (viidatud ka kui hoone nr 302), mis projekteeriti 1974. aastal ja valmis paar aastat hiljem (vt joonis 1.1.1, joonis 1.1.2). Praeguses seisukorras on hoone kasutamise eesmärk tagada sarkofaagide ja vahehoidla kaitse ja isoleerimine ilmastikutingimuste eest. Lisaks sellele on hoones erinevaid ruume töötajatele ja radioaktiivsete jäätmete käitlemiseks. Peahoonet kasutatakse aastaringselt, kuigi selles puudub võimalus reguleerida sisekliimat.



Joonis 1.1.1 Peahoone üldvaade



Joonis 1.1.2 Peahoone skeem (uus (302) ja vana (301) osa)

1.1.2 Geoloogilised ja hüdrogeoloogilised tingimused

Pakri poolsaare aluspinnas on lubjakivi. Lubjakivi üheteljeliseks tugevuseks on mõõdetud 56,8 MPa, olles võrreldav betooniga. Seetõttu on lubjakivi suurepärase alus vundamentide jaoks. Geotehnilised uuringud lähedal asuvates kohtades näitavad, et lubjakivi paikneb üsna kõrgel, 1,00 kuni 2,30 m allpool maapinda. Põhjavee tasemeks on seevastu mõõdetud 2 kuni 12 m allpool maapinda, sealjuures kõrgeim väärtus on mõõdetud kevadel, kui põhjavesi on looduslikult kõrgem.

1.1.3 Varem teostatud renoveerimised ja rekonstrueerimised

Hoone on aja jooksul osaliselt lammutatud ja perimeetri konstruktsioonid on ümber ehitatud. Enamasti on hoonet ümbritsevad osad lammutatud, vaheladustamiseks mõeldud osa on jäetud puutumata. Hoone kaguosa on samuti lühendatud kaheksa teljevahe võrra, st umbes 48 m. Nii on saavutatud hoone kavandatud kasutuse jaoks optimaalne suurus. Praeguseks allesjäänud administratiivne osa oli algselt samuti kõrgem ja ka seda on vähendatud optimaalse suuruseni. Hoone perimeetri konstruktsioonid on ümber ehitatud. Ülejäänud seinad on soojustatud ja plekkvooderdusega viimistletud ning algsele katusele, millel oli sisemine äravool, on ehitatud välise äravooluga plekk-katus. Kuna osa hoonest on lammutatud, on säilinud ainult hoone ülejäänud osaga ühised seinad, kusjuures tellisseinte stabiilsuse suurendamiseks on paigaldatud spetsiaalsed metallelemendid.

1.1.4 Ehituskonstruktsioonid

Üldine ehituslahendus

Hoone kandekarkass on ehitatud 6 m kõrgustest karkassidest, mis koosnevad katusetarinditest ja topeltraudbetoonpostidest, mis on tõenäoliselt paigaldatud sokkel-tüüpi aluspõhjale. Katusetalad on talad 1 Б8-18-2 (või nende analoogid), ulatusega 18 m, mis kannavad erinevaid katusepaneele ПНС-1/3 x6 ja ПНС-10/1,5 x6 (või nende analooge). Tööstushoone karkassi geomeetriline konstruktsioon põhineb põhimõttel, et kõik kandekonstruktsiooni elemendid – postid, talad ja katusepaneelid – jäävad vertikaalsete moodulplaatidega piiratud riskülikusse. Selle tulemusena on hoone postid paigutatud telgede suhtes kahel erineval viisil: hoone kogupikkuses on kõige välimised postid paigutatud ühe servaga telje peale (nn „null-sidumine“) ja hoone lühikesel küljel asuvad postid on telje suhtes 50 cm võrra nihkes. Selline konstruktsioon võimaldab ehitusplokke vabalt ühendada ja seega projekteerida piiramatu ulatusega hooneid, mille kandekonstruktsioon on jagatud mitmeks temperatuuriplokiks.

Ehitise pöikjäikus on tagatud taladest ja postidest moodustatud jäikade raamide abil, kusjuures jäikus saavutatakse postide jäiga ja momendikindla kinnitamisega vundamendile. Samuti on posti sektsiooni moodul pöikisuunas oluliselt suurem kui pikisuunas, mis on tingitud sellest, et postid paiknevad üksteisest kaugel. Hoone üldine pikisuunaline jäikus, st katusetalade suhtes pöikisuunas, tagatakse diagonaalsete terrasside ja raudbetoonist sidumiselementidega hoone kogu pikkuses. On andmeid, et tegemist on tugevdatud raamiga tööstushoonega, mis on kavandatud vastu pidama maavärinale kuni 6 magnituudi Richteri skaala järgi.

Tegelike koormuste tüübid ja suurused

Hoone koormused jagunevad nende kestuse kohaselt püsikoormusteks ja muutuvateks koormusteks.

Seinte ja algse katusekorruse püsikoormust on veidi suurendanud hoone ilmastikukindlaks muutmine, mille käigus ehitati lamekatuse kohale viilkatus ning seinad kaeti soojustusmaterjali ja plekiga. Täiendavad survekoormused on siiski suhteliselt väikesed. Muutuvad koormused mõjuvad peamiselt pörandatele ning kraana kaudu ka kraanarööbastele ja -postidele. Kraanade tõstevõime on praegu piiratud 30 tonnini, kuid seda oleks võimalik taastada algse 50 tonnini. Lumekoormuse osas asub Pakri poolsaar piirkonnas, kus normatiivne lumekoormus maapinnale on $1,5 \text{ kN/m}^2$. Kuna kraana liigub äärmiselt aeglaselt, liigitatakse see pigem püsikoormuseks.

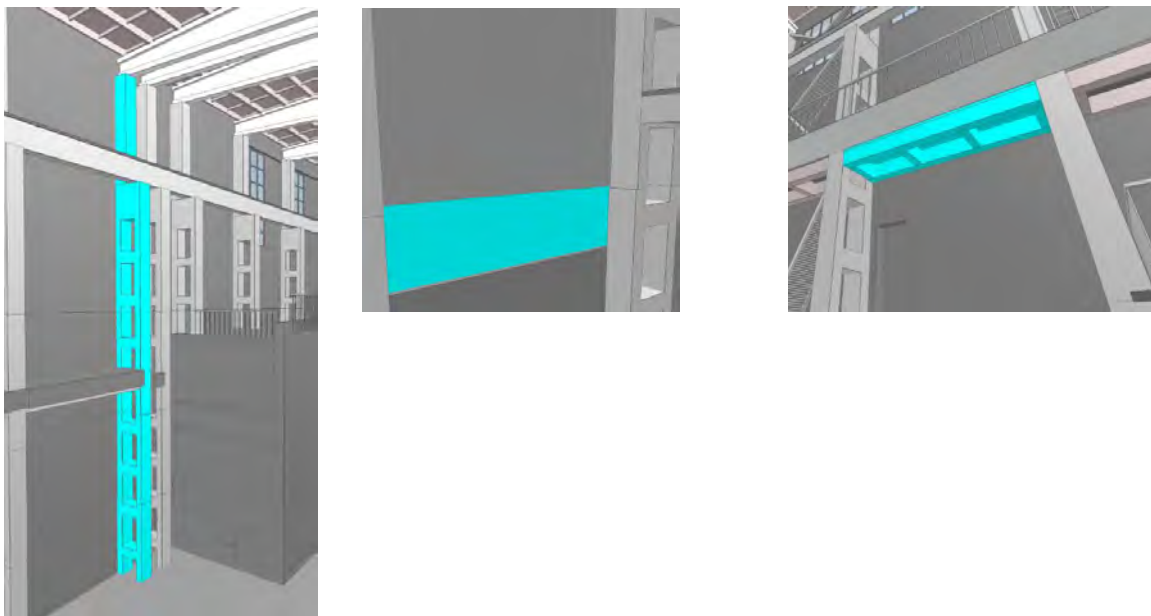
Hoone kasutajalt saadud teabe kohaselt ei jää praktikas enamasti katusele lund, sest avatud ruumi ja kõrge hoone kombinatsioon tähendab, et tuul puhub lume katusele ära. Avatud ruumi ja kõrge hoone kombinatsioon tähendab samas seda, et hoone paikneb maastikutüübis 0 ning umbes 20 m kõrge hoone puhul on tuule kiirus 21 m/s baaskiirusel umbes 1 kN/m^2 .

Kasutatud ehitusmaterjalid

Hoone ehitamisel kasutati erinevaid sellel ajal kättesaadavaid materjale, kuid peamiselt raudbetooni, eelkõige tehases toodetud raudbetoonielemente. Võib oletada, et kuna hoone oli algusest peale ehitatud sõjaliseks otstarbeks, siis oli kasutatud tugevamat betooni. Hoones on kasutatud ka kohapeal valatud betooni, näiteks reaktorisektsioonide pörandate ja vajalike vundamentide ehitamiseks. Välisseinte ehitamisel on kasutatud kergbetoonist valmistatud paneele, mis on valmistatud räbubetoonist. Terast on kasutatud hoone üldise jäikuse tagamiseks, sidumiselementide, kõnniteede ja treppide valmistamiseks ning uue kaldkatuse kandekonstruktsiooni valmistamiseks.

Kõige tavalisemad seinte konstruktsioonelemendid on (vt joonis 1.1.3):

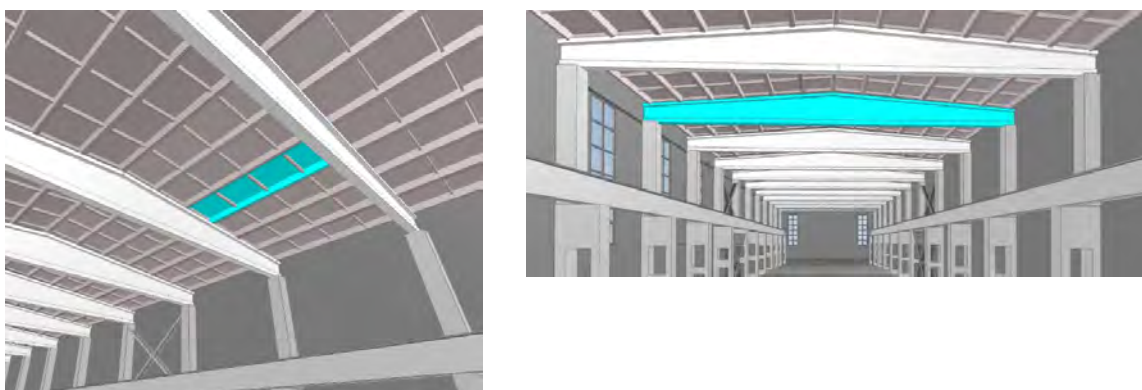
- topelt post;
- välisseina paneel;
- vahepealne pörandapaneel/sidumiselement.



Joonis 1.1.3 Peahoone seinte konstruktsioonelemendid

Kõige tavalisemad katuse konstruktsioonelemendid on (vt joonis 1.1.4):

- katuse laetala (18 m ulatusega katusetalad 1 Б8-18-2 või selle analoog);
- katusepaneel (ПНС-10/1,5 x6 või nende analoogid).



Joonis 1.1.4 Peahoone katuse konstruktsioonelemendid

Konstruktsioonide hindamine

Kõik konstruktsioonid olid seestpoolt vaadeldavad, kuid väljastpoolt mitte. Konstruktsioonide hindamisel teostati visuaalne kontrollimine, mittepurustav katsetamine kohapeal ja purustav katsetamine laboris. Kohapeal kasutati katsetamiseks järgmisi seadmeid:

- fotokaamera;
- Hilti PS 1000 X-Scan betooniskanner;
- Silver Schmidt OS8200;
- fenoolftaleiini 1%-line lahus;
- ASR Detect I-AS-3000;

- Proceq Profoscope +
- Proceq Resipod;
- Proceq Pundit Lab ultraheli instrument;
- Proceq Equotip Piccolo 2.

Laboris kasutati katsetamiseks järgmisi seadmeid:

- hüdrauliline press.

Visuaalne kontroll koos mittepurustavate katsetega kohapeal ja purustavate katsetega laboris annab usaldusväärse hinnangu, kuid asjaolu, et kõik konstruktsiooni küljed ei olnud ligipääsetavad ja nähtavad, ei vähenda üldist usaldusväärust, kuna see puudutas peamiselt välisseina elemente ja müüritise konstruktsioone, samas olid peamised kandekonstruktsioonid ligipääsetavad ja nähtavad.

Konstruktsioonide ehitustehniline seisund

Hoone postid ja katusetalad on heas seisukorras. Olulised kahjustused puuduvad. Katuse laepaneelid on veidi kehvemas ja välisseina paneelid on kõige halvemas seisukorras, nende visuaalsel kontrollimisel selgus, et mõnes kohas on armatuur korrodeerunud.

Terasprofiilidest valmistatud konksude, mida kasutati välisseina paneelide topelt posti kinnitamiseks ankurdusplaatide külge, pealispind oli kaetud roostekihiga, kuid läbivat roostet ei olnud. Veendumaks, et välised koormused ei anna liitekohas järele, paigaldati kolme kohta krohvitudid.

Suurimaks probleemiks on seinapaneelid. Nende betoon on väga ebaühtlase kvaliteediga ja pind on kohati pragunenud. Need seinaelemendid ei mängi väga olulist rolli hoone kui terviku kandevõime seisukohalt, kuid kaitsekihi murenemine võib olla ohtlik eelkõige hoonetes viibijatele. Olemasolevate kahjustuste tõttu ei pruugi mitme paneeli järelejäänud kasutusiga ületada 10 aastat. Siiski tuleb arvestada, et suure tõenäosusega on need kahjustused tekkinud suures osas juba viimasele suuremale remondile eelnenud perioodil, mil esinesid ulatuslikud lekkesid.

Samuti on mõnel katusepaneelil nähtavaid kahjustusi, mis ei ole ulatuslikud ega suured. Need pärinevad enne viimaste lekete tekkimist. Näiteks on need hoonesiseste drenaažitorude ja katuse väljalaskeavade ümber. Samas on viilkatuse aluskonstruktsioon laepaneelide koormust vähendanud, kuna see võimaldab lumekoormuse koondumist laetaladele.

Müüritises on soola- ja niiskuskahjustusi, mis pärinevad samuti enne remondi- ja lammutustöid, siis kui hoonel olid veel kõrval paiknevad osad. Need ühenduskohad (käesolevas auditis kirjeldatud hoonega ühendamiseks) olid tõenäoliselt lekkekohtadeks. Krohv on seintelt maha kukkunud ja müüri segu survetugevus on vähenenud. Olukorda on parandatud raamipostidele lisaankrute paigaldamisega.

Vundamendi vajumise märke ei olnud näha, kuid arvestades, et vundament toetub lubjakivile, on see pigem ootuspärane, sest pinnas ei saa tiheneda.

Hoone välispiire ja energiatõhusus

Kuna kogu hoonetele on paigaldatud uus katus ja välisseinad on kaetud uute materjalidega, võib öelda, et hoonel on uus välispiire, mis on nüüdseks üle 15 aasta vana. Need renoveerimistööd

on oluliselt vähendanud ja isegi kõrvaldanud teatavate ilmastikumõjude ja koormuste mõju algsele hoone välispiirdele:

- katuse laepaneelide koormustingimused on paremad tänu sellele, et neid ei mõjuta enam lumekoormus;
- algset lamekatust vihm ei mõjuta;
- modernsed aknad ja uksed.

Hoone ei vasta praegustele energiatõhususe nõuetele, kuid on sobiv sellele seatud eesmärkide täitmiseks.

Hoone välispiirde ehitustehniline seisund

Kuigi hoone välispinnad on kaetud hiljuti toodetud materjalidega, esineb siiski teatud probleeme. Näiteks on katusel auk, mis tuleb ära parandada. Roostetanud on ainult katusekruvide ülemine pealispind, ülejäänud osa mitte. Probleemiks on õhulekked avade täitematerjalide ümbert ning põranda ja seinaga nurgast. Konstruktsioonis on ka kohti, kus isolatsioonis esineb defekte. Mõnes administratiivse osa kohas tuleb jälgida, et piirde sisepindadele ei tekiks hallitust. Hallituse kahjulik mõju kujutab nendes ruumides töötavatele inimestele ohtu, kuid see ei mõjuta betooni omadusi.

1.1.5 Kütte-, ventilatsiooni-, vee- ja kanalisatsioonisüsteemid

Kütte- ja ventilatsioonisüsteemid

Hoone administratiivse osa kütmine on kavandatud elektriradiaatoritega. Olemas on 11 ventilatsioonisüsteemi, millest kaks on administratiivsete ruumide õhu sissepuhkesüsteemid ja kaks väljatõmbesüsteemid, ülejäänud on mitmesugused kohalikud väljatõmbesüsteemid.

Kooskõlas projektiga oli ette nähtud plaatsoojusvahetiga ventilatsioonisüsteem mõne administratiivse ruumi jaoks, kuid paigaldatud on eraldi sissepuhkeventilaator koos elektrilise kalorifeeriga ja eraldi väljatõmbeventilaator, millel puudub soojustagastus väljatõmbeõhust sissepuhkeõhule.

Administratiivse ala ventilatsioonisüsteemid on varustatud kiiruse regulaatoritega.

Torustik on valmistatud galvaniseeritud spiraalvaltsiga terastorudest. Riputitena kasutatakse perforatsiooniga teraslinti. Visuaalse kontrolli käigus avastati, et hoone fassaadi väljatõmbetorustiku kinnitused on tugevalt korrodeerunud.

Ventilatsioonikambri seinte läbipääsude õhukanalid on enamasti varustatud tuletõkkeklappidega, kuid mõnes torus need siiski puuduvad. Ventilatsioonikanalite tulekindlus ja läbiviikude tihendamine on ebapiisav ja ei vasta kehtivatele nõuetele.

Ventilatsioonikambrite ja külma pööningu torustik on isoleeritud fooliumiga kaetud klaasvillast isolatsiooniga. Isolatsiooniühendused on enamasti teibitud selleks sobimatu halli ehitusteibiga, mille liim on paljudes kohtades degradeerunud ja isolatsioon torude ümbert lahti tulnud või on üldse eemaldunud. Halb isolatsiooni kvaliteet ja lahine isolatsioon põhjustavad märkimisväärseid soojuskadusid. Praeguses olukorras ei vasta ventilatsioonikanalite isolatsioon kehtivatele nõuetele.

Personali esindajalt saadud teabe kohaselt on ülejäänud ventilatsioonisüsteemid kasutusel ja toimivad.

Hindamise kohaselt on ventilatsioonisüsteemide hooldust teostanud kohapealne personal varem maksimaalselt kaks korda ja seejärel üks kord aastas. Hooldustööde kohta ei ole koostatud asjakohast dokumentatsiooni.

Ventilatsioonisüsteemid on üldiselt heas seisukorras ja toimivad. Süsteeme ei ole vaja ajakohastada ja nende eeldatav eluiga vastab praegustes tingimustes 50 aastale, mis on tavaliselt nõutav alates paigaldamise kuupäevast, st ligikaudu aastani 2050. Selleks, et tagada süsteemide kasutusiga kuni aastani 2050, tuleb väljatõmbetorude kinnitused fassaadil asendada sobiva kattega kinnitustega ning hinnata regulaarselt seadmete ja elektrisüsteemi komponentide ning perforeeritud lindiga torukinnituste seisukorda ja vajaduse korral need asendada. Kuna ventilaatorid sisaldavad liikuvaid osi, võib osutada vajalikuks nende väljavahetamine järgneval perioodil süsteemides S1, V1, S2, V2 ja V8.

Vee- ja kanalisatsioonisüsteem administratiivses osas

Selles hooneosas on teenindavale personalile mõeldud külma ja sooja veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteem. Süsteemid paigaldati hoone renoveerimisel 1997. aastal.

Üldiselt on veevarustus- ja kanalisatsioonisüsteem rahuldavas seisukorras. Süsteemide toimimise perspektiiv kuni aastani 2040 on rahuldav. Süsteemides olevad seadmed, näiteks kuumaveekatlad, mahutid või torustikud võivad selle aja jooksul vajada väljavahetamist.

1.1.6 Elektripaigaldise kontrollimine

Teostatud on järgmiste elektripaigaldise osade kontrollimine:

- hoonekompleksi peamised vooluahelad;
- hoone energiajaotussüsteem;
- kõrgepingeosa sisemine juhtmestik;
- nõrkvoolukaabeldus;
- valgustus- ja elektriseadmed;
- piksekaitsesüsteem;

Elektripaigaldise kontrollimise kokkuvõtte on järgnev.

1. Objekti sisemine elektripaigaldis on üldjoontes kooskõlas ehitamise ajal kehtinud elektriohutusseadusega (vastu võetud 24.01.2007, kehtis kuni 01.07.2015) ning olulisi vastuolusid alates 01.07.2015 kehtiva seadme ohutuse seadusega ja selle rakendussätetega ning elektripaigaldiste ehitamise standardite nõuetega ei ole.
Potentsiaaliühtlustussüsteem ja elektriseadmete märgistus vajavad täiendavat kontrolli/reguleerimist.
2. Elektripaigaldist on auditeerinud AS KH Energia-Konsult 19.06.2020. 19.06.2020 auditi akti nr KH-20-00081 kohaselt vastab elektripaigaldis kehtestatud ohutusnõuetele ja on sihtotstarbeliselt kasutatav.
3. Piksekaitsesüsteemis on mõningaid vastuolusid:
 - kontrolliaruande lk 2 (10) kohaselt on katusekate valmistatud kivikattega bituumenrullmaterjalist. *Tegelikuses on see metallkatus;*
 - kontrolliaruande lk 2 (10) kohaselt on katusele ehitatud kuumtsingitud ümmargusest terasest piksekaitsevõrk, mille võrgusilma suurus on 15 × 15 m, millel on 22 allaviiku ja allaviikude vaheline kaugus on 15 m. *Tegelikuses ei ole*

piksekaitsevõrk katusel nähtav. Maanduse allaviigid on kinnitatud katusekatte külge. EVS-EN 62305-3:2011 punkti 5.2.5 tab.3 kohaselt tuleb selgitada, kas sellisel juhul on sobiv lahendus kasutada alla 1 mm paksusest lehtmaterjalist katusekatet, mida väik võib läbistada;

- kontrolliaruande leheküljel 2 (10) on piksekaitseüsteemi kaitseklass II. – *Standardi EVS- EN 62305-3 kohaselt: 2011 klausli 5.2.2 tab.2 kohaselt kuulub piksekaitsevõrk, mille võrgusilma suurus on 15 × 15m, III (kolmandasse) klassi, mitte II klassi. Lisaks sellele ei ole katusel võrku näha.*

1.1.7 Tuleohutus

Hoone ohutuse hindamisel lähtutakse kehtivatest tuleohutusnõuetest ning hoone on käsitletav tööstushoonena. Hoone ei vasta olulistele tuleohutusnõuetele järgmistes punktides.

1. Piiriala konstruktsiooni (laoruumi ja kontoriosa) vaheline sein ei taga nõutavat tulepüsivust EI90, sest konstruktsiooni läbiviigid/avad ei ole tulekindlalt isoleeritud.
2. Piiriala konstruktsioon (lagi laoruumi ja pööningu vahel) ei taga nõutavat tulepüsivust EI90, sest läbiviikude/avade isolatsioon ei ole tulekindel, sealhulgas puudub tulekindel pööninguluuk.
3. Kontoriosa ja pööningu vaheline lagi ei taga osaliselt nõutavat tulepüsivust EI30, konstruktsioon ei ole tulekindlalt isoleeritud, sest puuduvad tulekindlad ventilatsioonitorustikud jms/avad, sh tuletõkkeksed.
4. Piiriala konstruktsiooni (laoruum ja jaotuskilbi ruum) vaheline sein ei taga nõutavat tulepüsivust EI90, sest konstruktsiooni läbiviikudel/avadel puudub tulekindel isolatsioon.
5. Mõned hoone ruumid, kus peab olema suitsuandur, ei ole sellega varustatud.
6. Mõned varuväljapääsud ei ole varustatud vastava märgistusega.
7. Mõned hoone ruumid, kus peab olema paanikavastane valgustus, ei ole sellega varustatud.
8. Kinnistul asuva tuletõrjeveemahuti mahutavus on 700 kuni 1000 m³ ja praegu on selles umbes 50 m³ vett, mis ei vasta nõuetele.
9. Veevõtukoht on märgistamata kooskõlas siseministri 18. veebruari 2021. aasta määrusega nr 10 „Veevõtukohta rajamise, katsetamise, kasutamise, korrashoiu, tähistamise ja teabevahetuse nõuded, tingimused ning kord“.

1.1.8 Sildkraanad

Hoone vaheladustamise sektsioonis kasutatakse kahte kraanat koos kraanateedega. Kraanatalad moodustavad kraanateede aluse ja kannavad kraanade nii vertikaalseid kui ka horisontaalseid koormusi. Kraanatalad on projekteeritud suhteliselt tugevatena, et koormuse vastuvõtmisel ei tekiks liigseid läbipaindeid, mis võiksid kraana tööd häirida.

Hoones kasutatavad kraanad on elektriajamiga ja need on mõeldud kasutamiseks keskmise ja raske koormusega tõstmistöodel. Kaks sildkraanat liiguvad kraanataladel. Esimene neist

paigaldati aastal 1964. Selle tõstekõrgus on 17,5 m ja põhitelferi tõstevõime on 50 tonni; abitelferi tõstevõime on 10 tonni.

Teine kraana paigaldati aastal 1976. Selle tõstekõrgus on 17,5 m ja põhitelferi tõstevõime on 50 tonni; abitelferi tõstevõime on 10 tonni.

Praegu on aga mõlema kraana põhitelferi lubatud tõstevõime piiratud 30 tonniga, sest katsetamiseks ei olnud piisavalt raskeid koormusi.

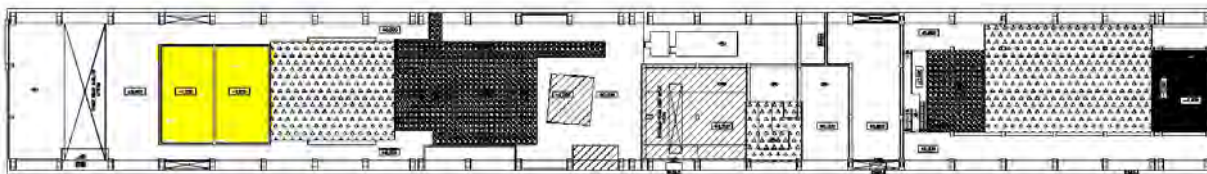
Kraanad läbivad regulaarset kontrolli ja katsetusi sõltumatu kontrollija poolt. Samuti tuleb kraanasid korrapäraselt hooldada, näiteks trosse vahetada.

1.2 Radioaktiivsete jäätmete vahehoidla ehitusmaterjalide ja konstruktsiooni insenertehniline uuring

1.2.1 Üldteave

Vahehoidla insenertehniline uuring teostati alltegevuse 4.2 raames.

1997. aastal ehitati peahoonesse RW vahehoidla. Vahehoidla asub peahoone loodeosa lähedal, umbes telgede K ...Ж/104 ...106 vahel. Vahehoidla asukoht peahoones on näidatud joonisel Joonis 1.2.1 ning on tähistatud kollase värviga. Selle netopind on 139 m² ja 250 mm paksuste seinte mõõtmed on 13,2 m × 11,7 m. Konstruktsiooni kogukõrgus on 11,0 m, millest 1,60 m asub peahoone põrandast allpool ja 8,4 m peahoone põrandast kõrgemal. See on vaheseinaga pooleks jagatud, mõlemasse sektsiooni mahub 360 jäätmekonteinerit mõõtmetega 1,2 × 1,2 × 1,2 m. Vahehoidla kavandamisel võeti arvesse, et sinna on võimalik paigutada kõik Paldiski objekti dekomissioneeritavate tuumarajatiste jäätmekonteinerid, välja arvatud reaktorisektsioonid.



Joonis 1.2.1. Vahehoidla asukoht peahoones on tähistatud kollasega

1.2.2 Niiskus- ja temperatuurirežiimid

Kuna vahehoidla asub peahoones, on selle väline niiskus- ja temperatuurirežiim suures osas sama, mis peahoones. Temperatuur ei lange kunagi miinuskraadideni ja õhuniiskus on vastuvõetavas vahemikus.

1.2.3 Ehituskonstruktsioonid

Konstruktsiooniline lahendus, koormused ja materjalid

Vahehoidla on valmistatud kohapeal valatud betoonist, klass B15. Selle seinad on 250 mm paksud ja 11 m kõrged, põrand on 300 mm paksune, põranda pindala on 154 m². Seinad ja põrand on tugevdatud 12 mm läbimõõduga armatuurraudadega, mis on paigutatud kahesuunaliselt, moodustades 200 × 200 avaga võrgusilma. Võrgud asuvad nii seina välis- ja sisepinnal kui ka põrandaplaadi ülemisel ja alumisel pinnal.

Konstruktsioonile mõjuvad tegelikud koormused on survekoormused, ladustamiskoormused ja võimalikud koormused konteinerite ümberpaigutamisest. Põrand on projekteeritud kuni 320 kN/m² koormusele ja seinad on projekteeritud nii, et nad peavad vastu konteinerite ümberpaigutamisest põhjustatud löökidele.

Konstruktsioonide hindamine ja kontrollimine

Konstruktsioon oli nähtav kolmest küljest ja pealt. Neljas külg on valatud vastu sarkofaagi nr 2 ja seetõttu ei olnud see nähtav. Kuna konstruktsiooni käsitletakse saastunud piirkonnana, ei olnud võimalik konstruktsiooni sisemusele ligi pääseda.

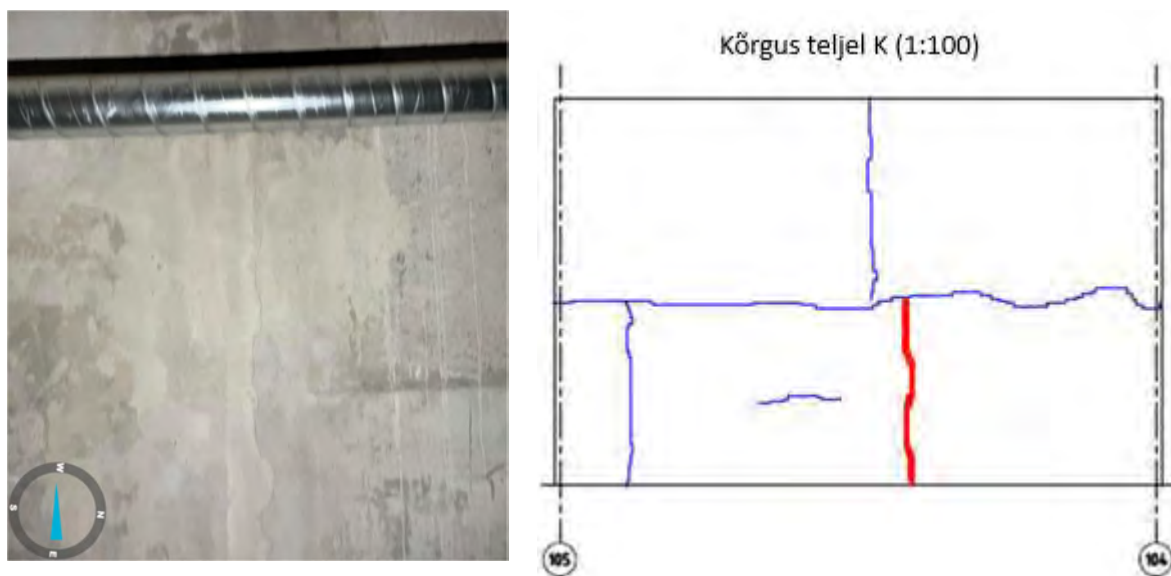
Konstruksioonide hindamisel teostati visuaalne kontrollimine, mittepurustav katsetamine kohapeal ja purustav katsetamine laboris. Testimiseks kasutati samu seadmeid, mida kasutati peahoone auditeerimisel.

Konstruksioonide ehitustehniline seisund

Visuaalselt oli üldine konstruksioonide kvaliteet hea. Konstruksioon on püstitatud nüüdisaegse raketise ja moodsa tehnoloogia abil. Betooni karboniseerimise sügavus on ligikaudu 1 cm, mis on vastuvõetav, sest terasarmatuuri kaitsekiht on 2 kuni 4 cm ja seega ei ole karboniseerumine jõudnud armatuurini. Vasaraga määratud betooni survetugevusklass jääb vahemikku C40/50 kuni C50/60, mida võib käsitleda väga hea näitajana. Laboris mõõdetud survetugevus oli 45 MPa, mis on samuti väga hea, sest betooni projekteerimisväärtus oli B25. Elektritakistuse mõõtmine ei näidanud, et armatuur oleks märkimisväärselt korrodeerunud ning seda toetab ka armatuuriproov. Katsetati ka proovi tõmbetugevust ja keskmine väärtus oli 369 MPa, mis on veidi madalam kui kavandatud 390 MPa.

Materjalide ja konstruksioonide kahjustused

Seinas on märkimisväärne vertikaalne pragu, mida ei ole parandatud ja mille sügavus on ultraheliseadmega mõõdetuna vähemalt 20 cm (vt joonis 1.2.2). Teised praod järgivad ühenduskohti.



Joonis 1.2.2 Praod vahehoidla seinal (olemasolev pragu on märgitud punasega, parandatud praod sinisega).

Küte ja ventilatsioon

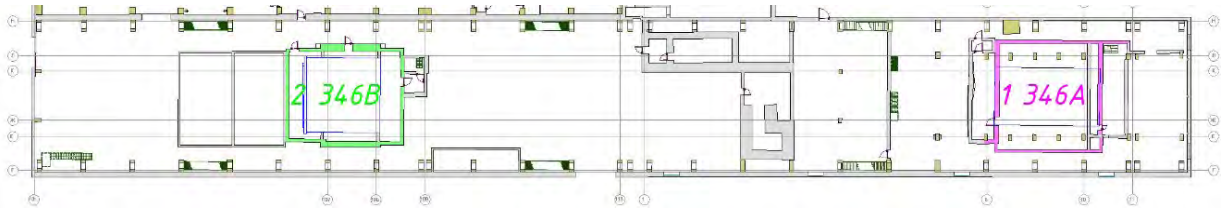
Mõlemad ruumid on varustatud oma õhukuivatussüsteemiga ja täiendava kanaliventilaatoriga. DT 400 õhukuivatid on tootjalt DehuTech AB. Kuivatussüsteemid on heas töökorras.

1.3 Reaktori sarkofaagide ja reaktorisektsioonide struktuuri uurimine

1.3.1 Üldteave

Reaktori sarkofaagi ja reaktorisektsioonide tehniline uuring teostati alltegevuse 4.5 raames.

Praegusel kujul on sarkofaagide eesmärk eraldada reaktorisektsioone ülejäänud hoonest. Tegemist on kahestmelise isolatsiooniga, kus radioaktiivne materjal on terasesektsioonis ja see on raudbetoonist sarkofaagis. Sarkofaagide asukohad peahoones on esitatud joonisel 1.3.1.



Joonis 1.3.1 Sarkofaagide asukohad hoones

1.3.2 Konstruktsioonide hindamine

Kõiki konstruktsioone oli võimalik näha seestpoolt. Kuna ülaosale oli paigaldatud betoonist kattekiht, mis tõenäoliselt ei ole osa kandekonstruktsioonist, võib öelda, et kandekonstruktsiooni ei olnud võimalik ülaltpoolt vaadelda. Samuti on sarkofaagi nr 2 loodesein ehitatud vahehoidlaga kokku ja seetõttu ei olnud seda võimalik väljastpoolt vaadata. Testimiseks kasutati samu seadmeid, mida kasutati peahoone auditeerimisel.

1.3.3 Visuaalne kontroll koos mittepurustavate katsetega kohapeal ja purustavate katsetega laboris annab usaldusväärse hinnangu, samas ei olnud kõik ehitise küljed ligipääsetavad. Reaktori sarkofaagi nr 1 ja reaktorisektsiooni nr 1 ehituskonstruktsioonid

Reaktori sarkofaagi nr 1 üldine konstruktsiooniline lahendus ja koormused

Sarkofaag nr 1 on osaliselt valmistatud monteeritavatest raudbetoonelementidest ja osaliselt kohapeal valatud betoonist. Vertikaalsed kandvad elemendid on raudbetoonist tugipostid, millel on kandealused. Raudbetoonist postide vahele on valatud monoliitbetoonist seinasektsioonid. Peatalad toetuvad raudbetoonist postidele ja nende vahel olevatele tugitaladele. Täpsemalt ei ole võimalik kindlaks teha, kas pea- ja tugitalad on valatud *kohapeal* või on need eelnevalt toodetud. Sarkofaagi lagi on osaliselt ehitatud monteeritavatest vahepaneelidest ja suures osas monoliitbetoonist. Lae kandekonstruktsiooni peale on valatud 20 cm paksune täiendav betoonikiht. Selle eesmärk on ilmselt lahendada võimalikke kandelaetihendusprobleeme ja suurendada betoonikihti. Praegu on olemas ainult survekoormusest tingitud püsikoormused, sest muudest välistest mõjudest tingitud koormused puuduvad.

Sarkofaag nr 1 asub väljaspool kontrolliala, mistõttu pole juurdepääsuks vaja kaitsevarustust kanda. Sarkofaagi nr 1 saab siseneda läbi selle mõlemas otsas asuvate uste. Konstruktsioonide ehitustehniline seisund

Sarkofaagi kandekonstruktsioonid on heas seisukorras. Sisepinnad on viimistletud värviga.

Betooni karboniseerumine sisepindadel on vahemikus 2 kuni 13 mm ja ei ole jõudnud armatuurvarrasteni (kaitsekiht: 28 kuni 67 mm). Sarkofaagi lae välispinna karboniseerumise sügavuseks mõõdeti 38 mm, kuid see on kaugel ohtlikust piirväärtusest.

Löökvastaraaga määratud betooni survetugevusklass sisepindadel on C20/25 (seinte ja talade puhul), mida võib käsitleda keskmise väärtusena. Sarkofaagi lae ülemisest pinnast mõõdetud tugevusklass oli selgelt erinev, mis oli C16/20.

Elektritakistuse mõõtmine näitas, et armatuurivardad ei olnud korrodeerunud.

Sarkofaagi laes on näha pragusid, mis on 20 cm sügavused, mõõdetuna ülevalt ultraheli abil.

Kaasaskantava metalli kõvadusanalüsaatori abil määratud armatuurterase tõmbetugevuse klass on A-II (A300).

Materjalide ja konstruktsioonide kahjustused

Kontrollimisel ei olnud suuremaid kahjustusi näha. Väike tükk betooni on ühe põhitala küljest lahti tulnud ja armatuurivarras on paljastunud. See on kaetud värvikihiga. Kaguseina ülemise osa välisküljel on näha halva kvaliteediga betoonitüki.

1.3.4 Reaktori sarkofaagi nr 2 ja reaktorisektsiooni nr 2 ehituskonstruktsioonid

Reaktori sarkofaagi nr 2 üldine konstruktsiooniline lahendus ja koormused

Sarkofaag nr 2 on ehitatud valdavalt kohapeal valatud betoonist ja lagi monteeritavatest elementidest.

Vertikaalne kandekonstruktsioon on monoliitne raudbetoonsein. Monoliitseinad toetavad kahte kombineeritud terastala, millest kumbki on 6 m kaugusel otsaseinast ja umbes 1,5 m kaugusel teineteisest. Ribipaneelid ja laepaneelid, osaliselt monoliitsed laeosad toetuvad samuti kombineeritud taladele ja seintele. Lae kandekonstruktsiooni peale on valatud 20 cm paksune täiendav betoonikiht. Selle eesmärk on ilmselt lahendada võimalikke kandelaetihendusprobleeme ja suurendada betoonikihti.

Praegu on olemas ainult survekoormusest tingitud püsikoormused, sest muudest välistest mõjudest tingitud koormused puuduvad.

Konstruktsioonide ehitustehniline seisund

Sarkofaagi kandekonstruktsioonid on heas seisukorras. Sisepinnad on viimistletud värviga. Betooni karboniseerumine on vahemikus 3 kuni 10 mm ja see ei ole jõudnud armatuurvarrasteni (kaitsekiht: 23 kuni 88 mm).

Löökvastaraaga määratud betooni survetugevusklass on väga hea ehk C30/37 kuni C40/50. Sarkofaagi lae ülemisest pinnast mõõdetud tugevusklass oli jällegi erinev, olles C20/25.

Elektritakistuse mõõtmine näitas, et armatuurivardad ei olnud korrodeerunud. Kaasaskantava metalli kõvadusanalüsaatori abil määratud armatuurterase tõmbetugevuse klass on A-II (A300).

Materjalide ja konstruktsioonide kahjustused

Kontrollimisel ei olnud suuremaid kahjustusi näha. Ühest ribipaneeli ribist on välja tulnud tükk, kuid liitekohad ei ole avatud. Üks ribipaneelidest on tõenäoliselt sellest kohast

ülekoormatud, nii et õhuke betoonikiht on purunenud. Tõenäoliselt on seda parandatud betoonkattega ja edasisi kahjustusi ei olnud pealispinnal näha.

Reaktori sarkofaagi ja sektsioonide ehitustöödega seotud probleemid

Peamised probleemid on seotud sarkofaagide lagede ülemiste pindadega. Seal on survetugevus suhteliselt madal ja lisaks sellele on hoone vanas osas sarkofaagi nr 1 lae ülemisel pinnal näha pragusid. Tundub, et tegemist on tasanduskihiga, millel on ilmne kahanemispragu, seega ei tohiks see kahjustus mõjutada kandevõimet. Siiski on soovitatav täita praod ja jälgida nende võimalikku edasist arengut.

1.3.5 Reaktorisektsioonid

Proovid võeti mõlemast sektsioonist (nr 1 ja nr 2) ja katsetati: katseproov 1, reaktorisektsiooni nr 1 ja katseproov 2, reaktorisektsiooni nr 2.

Katsetatud terastest on katsekehal 1 suurem tõmbetugevus R_m (774 MPa vs. 568 MPa) ja kõvadus HBW (540 vs. 424) kui katsekehal 2, kuid väiksem plastilisus A (17% vs. 24%). Katsekeha 1 vooskeem näitab ka platvormi voogu (kuigi mitte väga pikalt). Platvormi voo puudumine katsekehal 2 viitab termomehaanilisele valtsimisele teraslehe tootmisel, mis suurendab tugevust. Katsekehade erinevus seisneb terase keemilises koostises, millest kõige olulisemad on katsekeha 1 ja katsekeha 2, vastavalt C (0,16 vs. 0,09%), Ni (2,87% vs. 0,50%), Cu (0,17% vs. 0,46%), Si (0,36% vs. 0,69%). Viimast elementi kasutati ka terase redutseerijana ja seetõttu on mõlemad terased Si-redutseeritud karastamata terased. Tõmbetugevuste põhjal ja СНП II-B.3-72 spetsifikatsioonide kohaselt kuulub reaktorisektsioon nr 1 teras klassi C 70/60 ja reaktorisektsioon nr 2 teras klassi C 52/40.

1.3.6 Uksed ja luugid

Sarkofaagidesse sisenetakse modernsete terasuste kaudu, mis on varustatud biomeetrilise juurdepääsusüsteemiga. Mõlemal sarkofaagil on kaks järjestikust ust. Uksed on varustatud pinnale paigaldatud ukseulguritega. Sarkofaagil nr 1 on ka teine uks, mis viib sarkofaagi teise otsa. Sarkofaagidesse on võimalik siseneda ka mõlema sarkofaagi ülaosas paiknevate luukide kaudu. Samuti on olemas võimalus pääseda sektsioonide all asuvasse ruumi. Kuna tegemist on kõrgendatud doosikiirusega piirkonnaga, peavad ukсед olema kiirguskindlad ja valmistatud paksust metallist. Nüüdisaegsed terasused on heas seisukorras ja töötavad korralikult. Paksud metallused on raskesti avatavad, kuid kuna nende vaikimisi asend on suletud, ei saa seda puudulikuks pidada. Siiski võib märkida, et sarkofaagi nr 1 kaguosas asuva ukse lukud on läbi löigatud ja seetõttu on ukse kinni hoidmine keeruline. Luugid on heas seisukorras. Tõmbetugevuse alusel ja СНП II-B.3-72 spetsifikatsioonide kohaselt kuulub sarkofaagi nr 1 uste teras klassi C 52/40 ja sarkofaagi nr 2 uste teras klassi C 60/45.

1.3.7 Kütte-, ventilatsiooni-, vee- ja kanalisatsioonisüsteemid

Mõlemasse sarkofaagi on paigaldatud kaks kuivatussüsteemi ja kaks väljatõmbesüsteemi, üks sarkofaagi ruumi ja teine allveelaeva sektsiooni alumisse tugisektsiooni kambri. Kuivatussüsteem töötab katkematult, väljatõmbesüsteem töötab hädaolukorras.

Torustik on valmistatud galvaniseeritud spiraalvaltsiga terasplekist ventilatsioonikanalitest. Sarkofaagide torustik on ebakorrapäraselt kinnitatud perforeeritud terasliindiga. Laoruumi torustik on korrektselt ja nõuetekohaselt kinnitatud. Torude kinnitused ei vasta kehtivatele nõuetele.

Süsteemid on varustatud HEPA-filtritega. DT 450 õhukuivatid on tootjalt DehuTech AB. Kuivatussüsteemid on heas töökorras. Töötajate kinnitusel on väljatõmbesüsteem töökorras. Ventilatsioonisüsteemid on üldiselt heas seisukorras ja toimivad. Sarkofaagiruumis on soovitatav, et torustik oleks paremini ja korrektselt toetatud.

Üldiselt ei ole vaja süsteeme ajakohastada ja nende eeldatav eluiga vastab praegustes tingimustes 50 aastale, mis on tavaliselt nõutav alates paigaldamise kuupäevast, st ligikaudu kuni aastani 2055. Kuna pidevas kasutuses olevad õhukuivatid sisaldavad liikuvaid ja elektrilisi osi, võivad need aja jooksul vajada väljavahetamist. Õhukuivatite ja ventilaatorite tehnilist seisukorda tuleb hinnata pidevalt ja regulaarselt.

1.3.8 Elektrivarustus

Sarkofaagi sisesed valgustus- ja jaotusseadmed vastavad standardi EVS-HD 60364 „Elektriseadmete valik ja paigaldamine“ nõuetele. Kasutatud on pinnapealset paigaldusmeetodit, tugevvoolu osa kaablid on PPJ- ja MMJ-tüüpi kaablid. Pistikupesadele edastatakse voolu läbi jaotuskilbis asuvate kaitselülitite. Kaitseklass IP44 sobib sarkofaagi siseruumides ümbritsevale keskkonnale.

1.4 Reaktorisektsioonide 3D-mudeli koostamine

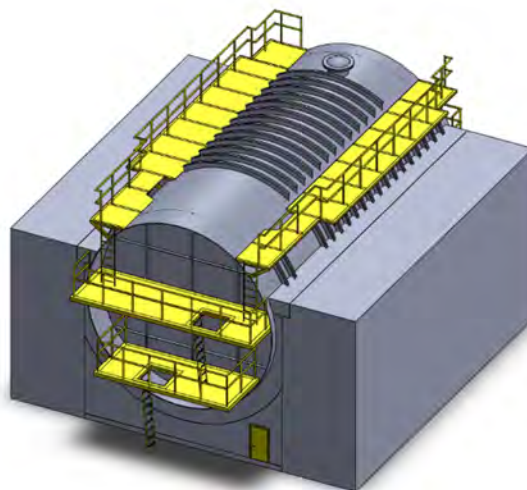
Reaktorisektsioonide demonteerimiskava väljatöötamiseks loodi reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 3D CAD-mudelid, kasutades arvutiprogrammi SolidWorks 2013. aasta versiooni (<https://www.edrawingsviewer.com>). Mudeli allikaks on kõik AS A.L.A.R.A. poolt esitatud seadmete ja komponentide 2D joonised. See töö tehti alltegevuse 4.7 raames.

1.4.1 Reaktorisektsiooni nr 1 3D-mudel

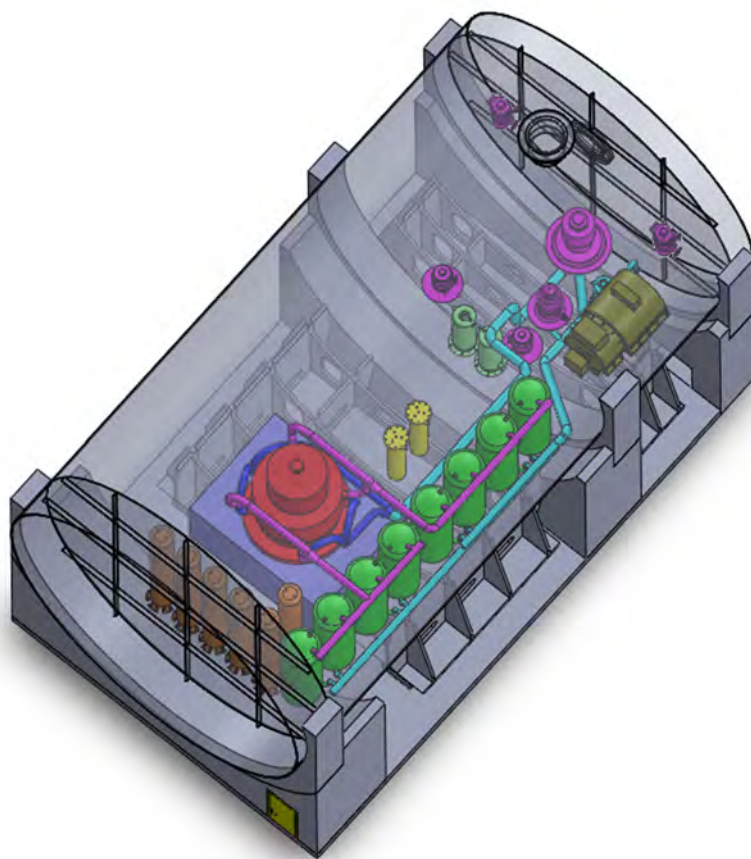
Reaktori nr 1 üldvaade on esitatud joonisel 1.4.1. Mudel sisaldab reaktorisektsiooni varjestust, sisemisi komponente ja valatud betooni sektsioonide sees, sektsioonide juurdepääsutreppe ja -platvorme, betoonist kaitseseinu jne. Reaktorisektsiooni sisemisi komponente on kujutatud joonisel 1.4.2. Sellel pildil on mõned mudeli osad, nagu varjestusseinad, konstruktsioonelemendid, vaheseinad, valatud betoon ja muud, peidetud, et paremini kujutada reaktori peamised jahutusahela komponente. Mudeli sisemiste komponentide loetelu sisaldab järgnevat:

1. reaktor,
2. aurugeneraatorid (8 tk),
3. surveadmed (6 tk),
4. peamine tsirkulatsioonipump,
5. lisatsirkulatsioonipump,
6. aktiivsusefiltrid (2 ühikut),
7. külmikud (2 ühikut),
8. soojusvahetid (2 ühikut),
9. tsirkulatsioonipumbad (4 ühikut),
10. voolumuundur.

Lisaks nimetatud komponentidele sisaldab 3D-mudel ka mõningaid torustikke, mis kujutavad põhikomponentide ühendamise järjekorda, kambrite tugikonstruktsioone, vaheseina, reaktori varjestusanumaid, radioaktiivsete komponentide peale valatud betooni jne.



Joonis 1.4.1 Reaktorisektsiooni nr 1 3D-mudeli üldvaade



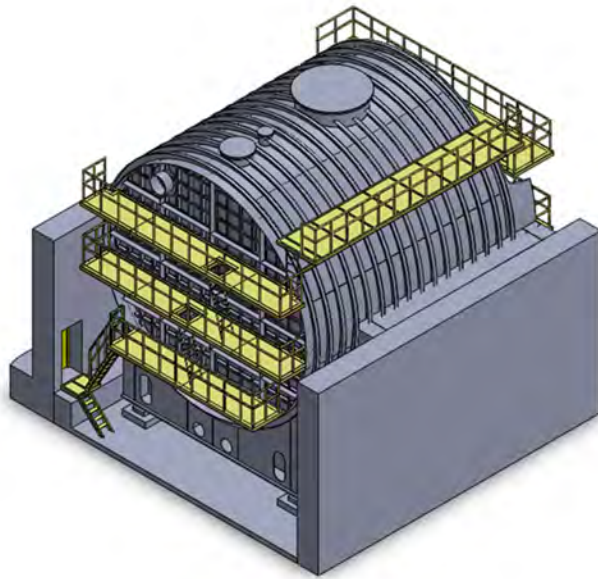
Joonis 1.4.2 Reaktorisektsiooni nr 1 3D-mudeli sisemiste komponentide vaade

1.4.2 Reaktorisektsiooni nr 2 3D-mudel

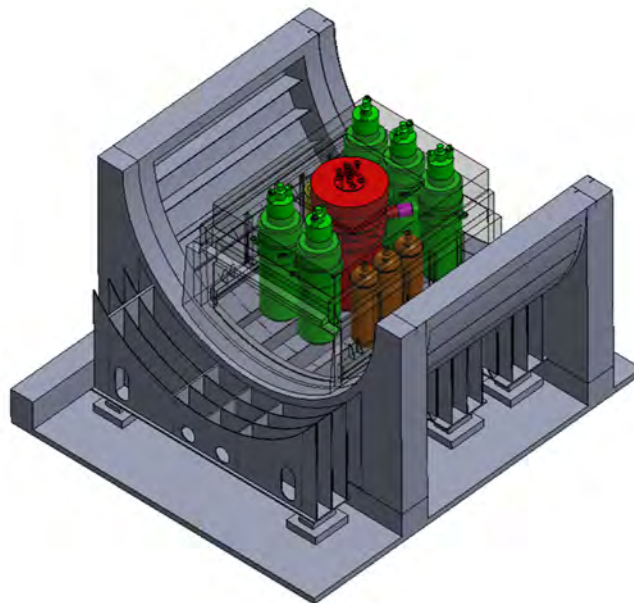
Reaktorisektsiooni nr 2 üldvaade on esitatud joonisel 1.4.3. Mudel sisaldab reaktorisektsiooni varjestust, sisemisi komponente ja valatud betooni sektsiooni sees, sektsioonide juurdepääsutreppe ja -platvorme, betoonist kaitseseinu jne. Reaktorisektsiooni sisemisi komponente on kujutatud joonisel 1.4.4. Sellel pildil on mõned mudeli osad, nagu varjestusseinad, konstruktsioonielemendid, vaheseinad, valatud betoon, bioloogiline kilp ja muud, peidetud, et kujutada paremini reaktori peamiseid jahutusahela komponente. Mudeli sisemiste komponentide loetelu on järgmine:

1. reaktor,
2. aurugeneraatorid - peamise vooluahela pumbad (5 tk),
3. surveadmed (3 tk),
4. esmane tsirkulatsiooni filter,
5. filtri jahuti.

Lisaks nimetatud komponentidele hõlmab 3D-mudel ka sektsioonide tugikonstruktsioone, vaheseinu, reaktori varjestuspaake, radioaktiivsete komponentide peale valatud betooni, bioloogilist varjestust jne.



Joonis 1.4.3 Reaktorisektsiooni nr 2 3D-mudeli üldvaade



Joonis 1.4.4 Reaktorisektsiooni nr 2 3D-mudeli sisemiste komponentide vaade

2. RADIOLOOGILISED UURINGUD

2.1 Paldiski objekti peahoone ja vahehoidla radioloogiline uuring

2.1.1 Radioloogilise uuringu läbiviimine

Peahoone ja vahehoidla radioloogiline uuring teostati alltegevuse 4.3 raames.

Paldiski objekti peahoone ja vahehoidla radioloogiline uuring sisaldab:

- analüüsi, kuidas mõjutab käimasolev jäätmekäitlustegevus peahoone ja vahehoidla radioloogilist olukorda,
- peahoone ja vahehoidla gammakiirguse doosikiiruse ja radioaktiivse saastatuse olemasolevate mõõtmistulemuste analüüsi,
- peahoone ja vahehoidla konstruktsioonides kasutatavate peamiste materjalide tiheduse ja looduslike radionukliidide inventuuri mõõtmist,
- peahoone ja vahehoidla ala esialgset liigitamist olemasolevate andmete põhjal võimalikust saastumisest mõjutatud või mittemõjutatuks, tuginedes ajaloolistele andmetele ja käimasoleva jäätmekäitlustegevuse analüüsi tulemustele,
- peahoone ja vahehoidla radioloogilise uuringu programmi koostamist.

Radioloogilise uuringu meetodikat, mis on esitatud Paldiski objekti ja vahehoidla peahoone radioloogilise uuringu programmis. Radioloogiline uuring viidi läbi kahes etapis. Esimene etapp andis esialgsed andmed radioaktiivse saastumise liikide kohta. Teine etapp oli suunatud esialgsete tulemuste kinnitamisele ja saastunud ala iseloomustamisele.

2.1.2 Saastunud alade kindlaksmääramine

Gammakiirguse taseme uuring kontrollialas

Esimene etapp viidi läbi kahes faasis. Esimese sammuna teostati täielik skaneerimine, mõõtes gammakiirguse doosikiirust, et leida väärtusi, mis on suuremad kui $0,2 \mu\text{Sv/h}$, kaasaskantavate käsiseadmetega (vt Paldiski objekti peahoone ja vahehoidla radioloogilise uuringu programmi, kus on esitatud andmed seadmete ja mõõtemetoodika kohta) kõikidel kergesti redelita ligipääsetavatel pindadel. Esimese uuringu tulemused kinnitasid peahoone ja vahehoidla piirkonna esialgse liigitamise tulemusi ja neid kasutati järgmiste uuringute optimeerimiseks. Määrati kindlaks ainus piirkond, kus on suurenenud doosikiirus kasutatud tuumkütuse käitlemisest tekkinud saastumise tõttu. Teises etapis on teostatud täpsemad gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised. Suurenenud gammakiirguse doosikiirusega piirkondades, kus mõõtmised esimeses etapis näitasid gammakiirguse doosikiirust alla $0,2 \mu\text{Sv/h}$, kaardistatakse piirkondade ja kohtade paremaks määramiseks ala $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ ruudustikuga ja teostatakse mõõtmised iga punkti ümber, kus $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ ruudustiku jooned lõikuvad.

Kolmandas etapis teostati kollimeeritud plii varjestusega mõõteseadmetega gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised piirkondades, kus doosikiirus oli suurem kui $0,2 \mu\text{Sv/h}$, et määrata suurema saastumisega piirkonnad. Pärast seda mõõdeti teise faasi käigus gammakiirguse doosikiirust raskesti ligipääsetavatel kõrgetel pindadel, kasutades selleks redelit, 24 meetri kõrgust liikutavat tõstukat ja peahoonesse paigaldatud kraanade platvorme.

Peahoone kontrolliala skeemi on kujutatud joonisel 2.1.1. Uuringu tulemuste paremaks esitamiseks on skeemil märgitud kolm tsooni (F-1, F-2 ja F-3), seinad (A, B, C, D) ja sambad (1 kuni 28).



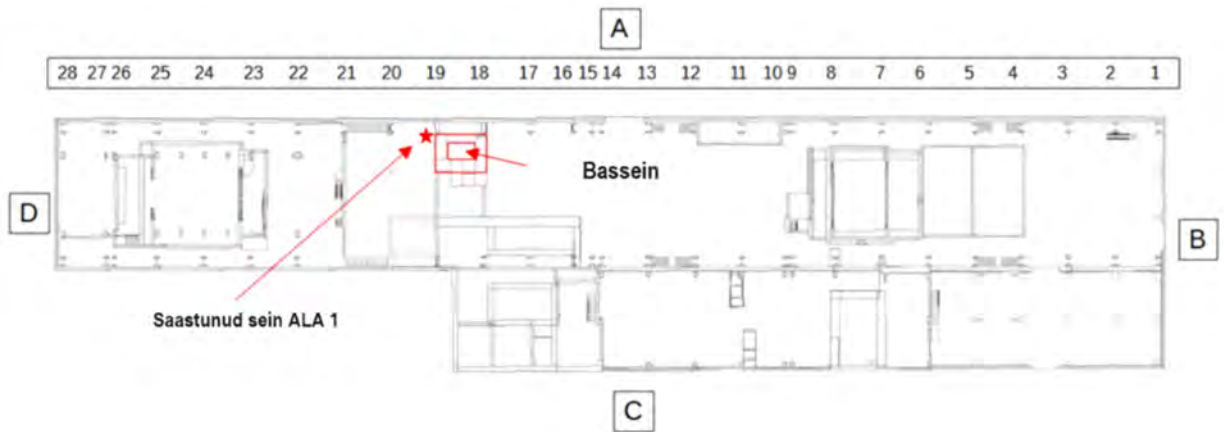
Joonis 2.1.1 kontrolliala skeem

Mõõtmisetappide käigus koguti andmed gammakiirguse keskmiste doosikiiruste ($\mu\text{Sv/h}$) kohta näidatud kontrolliala punktides. Mõõtemääramatus on väiksem kui 20 protsenti.

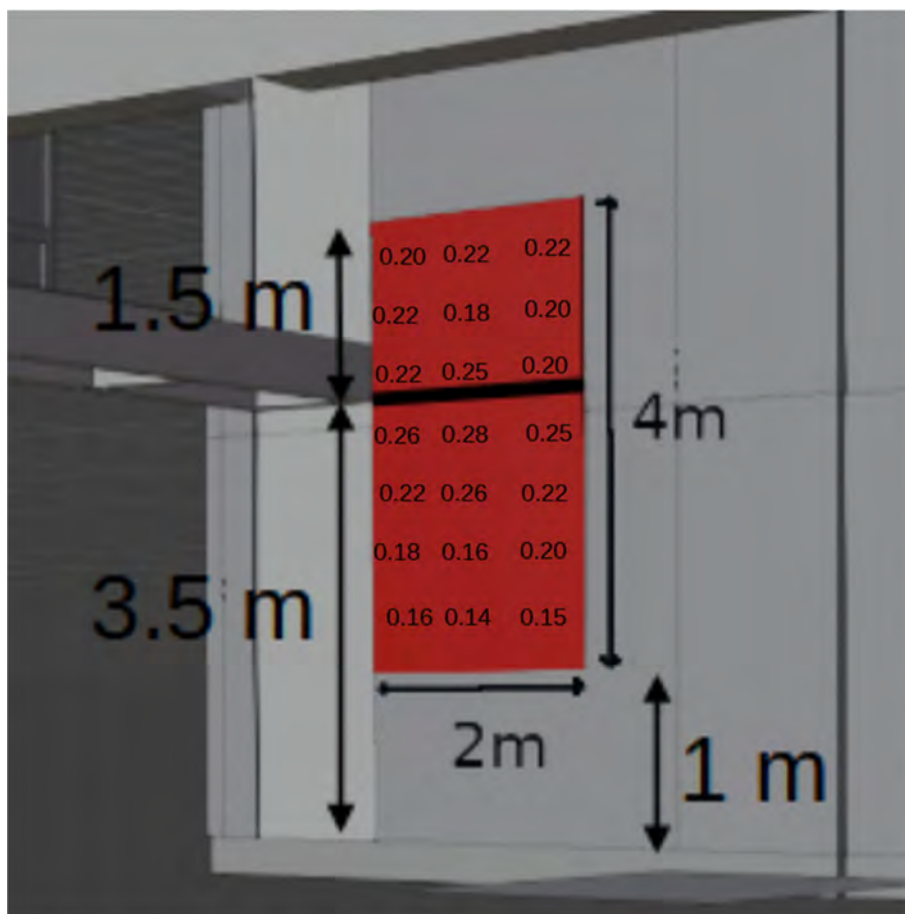
Doosikiirust mõõdeti MB sees olevatel seintel erinevatel fikseeritud kõrgustel põrandast (tavaliselt 1 m, 2 m ja 4 m kõrgusel põrandast). Sarkofaagi nr 1 välisseinte kõikidel mõõdetud pindadel jäid väärtused vahemikku $0,08 \mu\text{Sv/h}$ kuni $0,13 \mu\text{Sv/h}$. Veidi suuremad doosikiirused tuvastati sarkofaagi nr 1 põhjapoolsel küljel. Sarkofaagi nr 1 ümbruses ei täheldatud doosikiiruse järsku suurenemist. Sarkofaagi nr 1 seintel põrandast arvestatuna on iga 5 m järel erinevatel kõrgustel mõõdetud doosikiirused toodud alltegevuse 4.3 aruandes.

Sarkofaagi nr 2 ümbritsevatelt välisseintel mõõdetud gammakiirguse doosikiiruse varieeruvus oli võrreldes sarkofaagiga nr 1 suurem. Sarkofaagi nr 2 seintel oli doosikiirus mõnes punktis koguni $0,22\text{--}0,25 \mu\text{Sv/h}$.

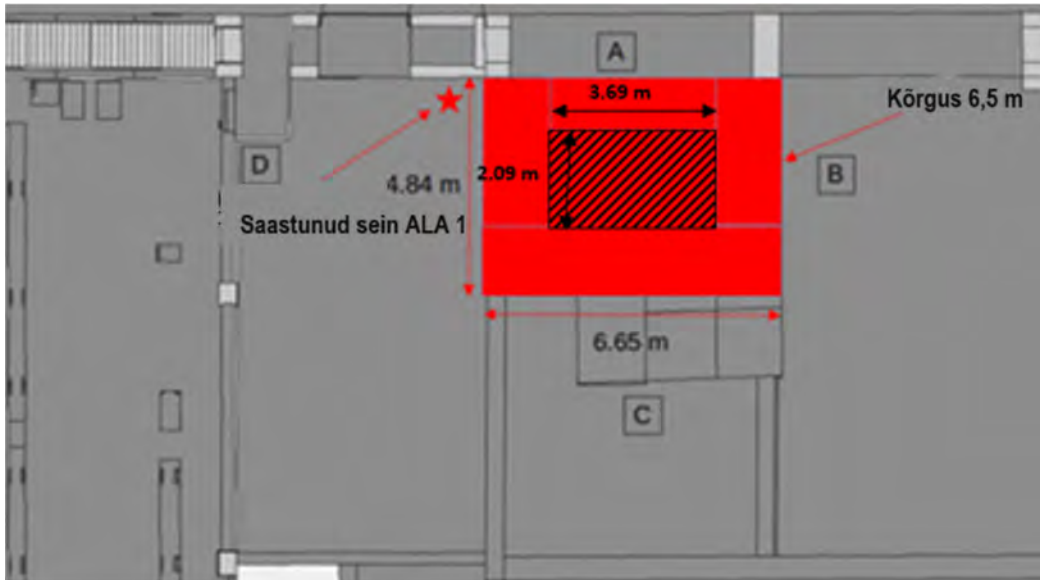
Vahehoidla lähedal on samuti suurenenud doosikiirus, mis tuleneb hoidlas asuvatest jäätmetest. Neid kinnitasid doosikiiruse mõõtmised plii varjestusega kollimeeritud mõõteriistadega. Varjestatud seadmeid kasutades oli doosikiirus kõikides punktides alla $0,2 \mu\text{Sv/h}$. Doosikiiruse suurenemine on mõnes kohas põhjustatud radioaktiivseid jäätmeid sisaldavatest konteineritest. Varjestatud mõõtevahenditega tehtud mõõtmised kinnitasid saastunud ala olemasolu. Saastunud ala (ALA 1) asub tuumkütuse basseini seinal, reaktorisektsiooni nr 1 lähedal. Saastunud ala asukoht ja mõõtmed on esitatud joonistel 2.1.2 ja 2.1.3. Suurim gammakiirguse tase saastunud piirkonnas on $0,28 \mu\text{Sv/h}$. Tuumkütusebasseini asukoht ja mõõtmed on esitatud joonisel 2.1.4. Gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised tuumkütusebasseini sees andsid põhja lähedal tulemuseks kuni $1,8 \mu\text{Sv/h}$ (vt jooniseid 2.1.5, 2.1.6).



Joonis 2.1.2 Saastunud ala (ALA 1) peahoones.

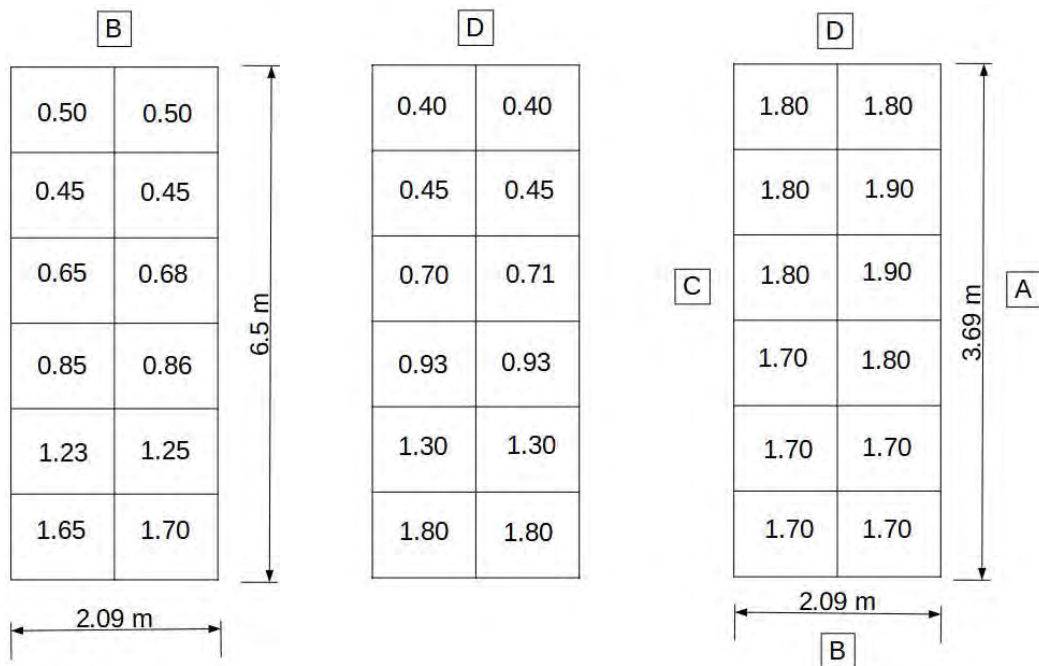


Joonis 2.1.3 Gammakiirguse doosikiirus ($\mu\text{Sv/h}$) peahoone saastunud piirkonnas (ALA 1).

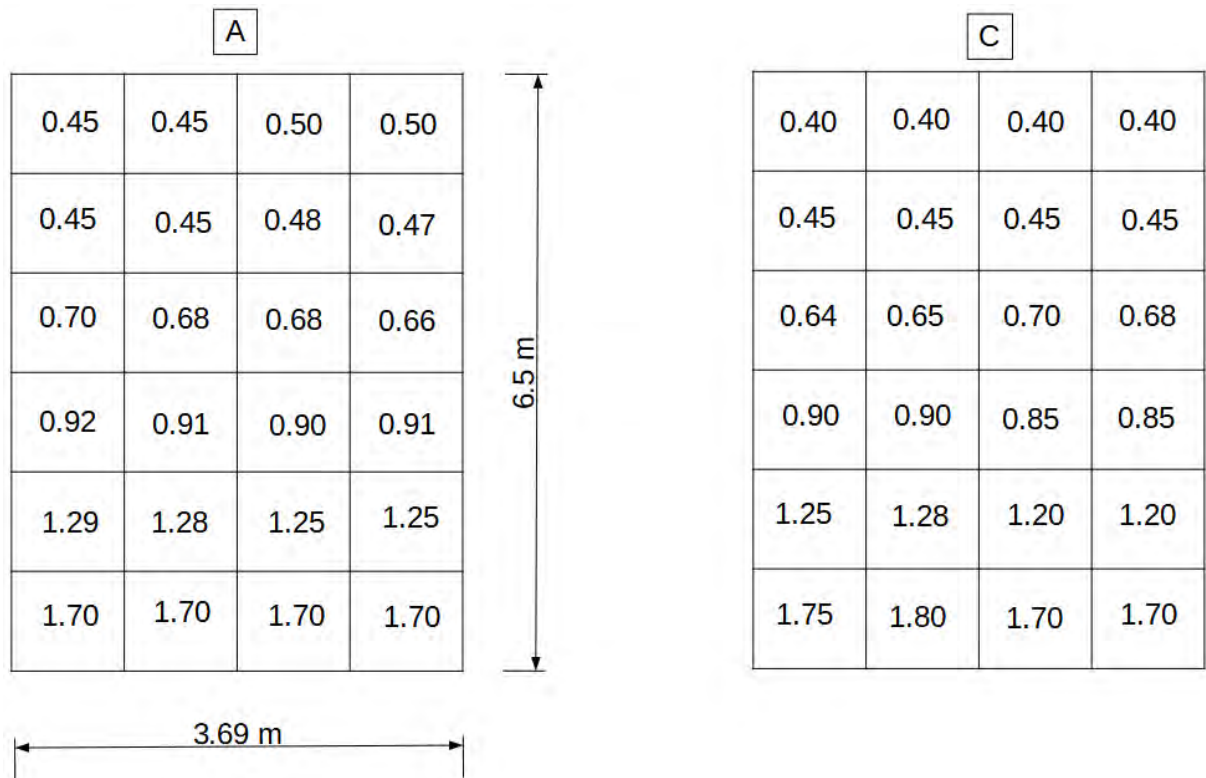


saastunud seinad koos ümbrusega
 – saastunud põrand

Joonis 2.1.4. Saastunud tuumkütuse basseini asukoht ja mõõtmed



Joonis 2.1.5 Gammakiirguse doosikiirus ($\mu\text{Sv/h}$), mis on mõõdetud tuumkütuse basseini põrandal ning B ja D seintel.

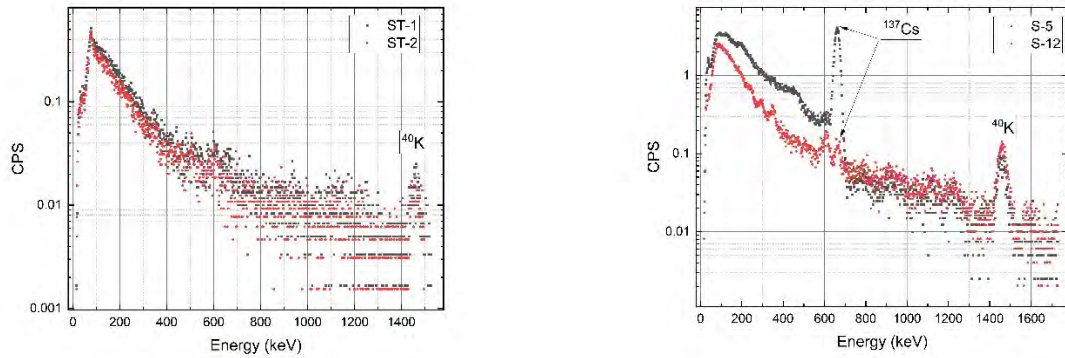


Joonis 2.1.6 Gammakiirguse doosikiirus ($\mu\text{Sv/h}$), mis on mõõdetud tuumkütuse basseini C ja A seintel.

Gammakiirguse aktiivsuse määramine *in situ*

Gammaspektromeetrilised *in situ* mõõtmised on tehtud selleks, et saada lisateavet peahoones ja vahehoidlas olevate gammakiirgust kiirgavate radionukliidide kohta. Spektromeetrilised *in situ* mõõtmised on tehtud CeBr_3 detektoriga gammaspektromeetriga. 27 mõõtmist tehti alal, kus saastumist ei leitud, ja üks mõõtmine tehti saastunud alal (ALA 1).

Peahoone ja vahehoidla gammaspektromeetiline uuring näitas, et seal leiduvad ainult looduslikult esinevad radionukliidid (peamiselt K-40), mõõdetud alad võis liigitada puhtaks (joonis 2.1.7, vasakpoolne graafik, peahoone lae näidisgraafik). Erandlik koht on S-12 sarkofaagi nr 2 välisseinas. Kuna antud palalt võetud proovid ei näita mingit saastumist, siis pärineb mõõdetud Cs-137 kiirgus kõrvalasuvas piirkonnas asuvatest jäätmekonteineritest. Seetõttu tuleks see ala määrata saastumata piirkonnaks.



Joonis 2.1.7 *In situ* mõõtmiste spektrid: puhas lagi (vasakul) ja saastunud seinapiirkonnad (paremal).

Kahes piirkonnas on täheldatud Cs-137 suurenenud aktiivsust (joonis 2.1.7, graafik paremal). Saastunud piirkonna S-5 (ALA 1) aktiivsus on määratud Cs-137 gammaaktiivsuse järgi ning see on põhjustatud radioaktiivse aine lekke tagajärjel, mida kinnitavad ka laboris tehtud proovimõõtmised. Sarkofaagi nr 2 (S-12) läheduses on täheldatud Cs-137 suurenenud sisaldust. Sellest piirkonnast võetud proovid näitavad mõningast radionukliidide aktiivsust, kuid see on siiski alla vabastamistaseme.

Gamma-, beeta- ja alfa-pinna saastatuse määramine

Pindade summaarse α - ja β/γ -saastatuse mõõtmine teostati kaasaskantava seadmega Thermo Scientific™ FHT 111 CONTAMAT Contamination Monitor (mõõtmismetoodika on esitatud Paldiski objekti ja vahehoidla peahoone radioloogilise uuringu programmis) põrandatel, seintel ja lagedel. Lisaanalüüs, mis hõlmas *in situ* mõõtmist koos pühkmeproovi võtmisega, viidi läbi juhuslikult valitud punktides, et hinnata saastumise kergesti eemaldatavat osa. Uuring hõlmas mitmeid etappe: 1) pinnasaaste mõõtmine *in situ* Contamat FHT 111M abil; 2) tolmu eemaldamine pinnalt, võttes märgistatud kohast pühkmeproov; 3) pinnasaaste mõõtmine *in situ* Contamat FHT 111M abil samas kohas pärast pühkmeproovi võtmist; 4) pühkmeproovi mõõtmine laboris, et määrata gammakiirgust kiirgavate radionukliidide sisaldus ja nende pindaktiivsuse kontsentratsioon. Gammaspektromeetria kinnitas Cs-137, Ra-226 ja Am-241 esinemist mõõdetud pühkmeproovides.

Pühkmeproovi mõõtmistulemustest on järeldatud, et aktiivsus on seinapindadel kuni kaks korda madalam kui muudes kohtades (punkt S-12). Tüüpiline eemaldatav Cs-137 osa on 0,4–0,5% kuni 2%, kuid võib väga madala aktiivsusega piirkonnas olla ka kuni 60%. Oluline on märkida, et kõik tuvastatud tasemed on tunduvalt madalamad kui vabastamistasemed ja neid võib käsitleda puhtana. Ka tuumkütuse basseini sisemised pühkmeproovid ei näidanud, et pinnad oleksid saastunud.

Radionukliidide eriaktiivsuse määramine proovides

Proovide võtmine

Peahoone proovivõtukohtade määramiseks on kasutatud gammakiirguse doosi ja spektroskoopiliste mõõtmiste tulemusi. Igast seinast võeti 87 pühkmeproovi ja 51 mahuproovi peahoone eri kohtadest, et määrata laboris raskesti mõõdetavate radionukliidide kontsentratsioone. Proovide täpne asukoht ja kirjeldus on esitatud alltegevuse 4.3 aruandes.

Radionukliidide eriaktiivsus proovides

Pühkme- ja mahuproovide puhul on kohaldatud spetsiaalseid eeltötlusprotseduure. Tahked mahuproovid homogeniseeriti. Hiljem valmistati proovid ette kooskõlas alfa- ja beetaspektromeetria mõõtmistega. Gamma-, beeta- ja alfa-aktiivsuse mõõtmiseks on kasutatud tuumaspektroskoopia meetodeid (gamm-spektromeetrid, vedelik-stsintillatsiooniloendur, alfa-spektromeeter ja ICPMS-massispektromeeter). Kõikide proovide puhul mõõdeti kõigi gammakiirguse kiirgajate aktiivsuskontsentratsioone. Määrati pikaajalise kiirgusohutuse seisukohalt oluliste raskesti mõõdetavate nukliidide aktiivsuskontsentratsioonid.

Saastunud piirkonnast (ALA 1) ja tuumkütuse basseinist võetud proovide purustava analüüsi tulemusi kasutati NV (nukliididevektor) määramiseks, sest nukliidide aktiivsuse suhtarvud näitavad reaktorist pärinevat saastumist. Ülejäänud kontrolliala võib liigitada puhtaks, sest nende aktiivsuskontsentratsioonid jäävad alla väljaarvamise- ja vabastamistasemete kõikide võetud proovide puhul.

Peahoone radionukliididega saastumise iseloomustamine põhineb mõõtmistel peahoone eri kohtades, nagu on kirjeldatud eespool. Saadud nukliidide eriaktiivsuse keskmisi, maksimaalseid ja minimaalseid väärtusi on hinnatud vastavalt tabelis 2.1.1 ja tabelis 2.1.2 esitatud pühkme- ja mahuproovidele. Kõik mõõdetud pindaktiivsuse (Bq/m^2) ja eriaktiivsuse (Bq/kg) väärtused, välja arvatud saastunud ala, nagu on näha tabelitest 2.1.1, 2.1.2, on tunduvalt madalamad kui radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonide vabastamistasemeid hoone taaskasutamiseks või ringlusse võtmiseks kõikides proovides, välja arvatud tolmuproovi väärtused (kergesti eemaldatav pinnasaaste). Tolmuproov jäeti Grubsi katse kohaselt kõrvale kui lahtine saaste, mis oli seotud peahoones toimuva jäätmekäitlustegevusega. Keskmisi väärtusi ning maksimaalseid ja minimaalseid tuvastatud eriaktiivsuse väärtusi on hinnatud ka saastunud ala mahuproovide puhul, nagu on esitatud tabelis 2.1.3.

Tabel 2.1.1. Nukliidide pindaktiivsus (Bq/m²) kontrollialalt võetud pühkmeproovides

Nukliid	RRL (taaskasutusse või ringlusse võtmise tase)	Keskmine	Max	Min
Co-60	1,0E + 04	3 ± 0,5	8 ± 1	0,8 ± 0,1
Cs-137	1,0E + 04	62 ± 9	580 ± 90	0,6 ± 0,1
Pu-238	1,0E + 04	3 ± 0,5	6 ± 1	0,5 ± 0,1
Pu-239/240	1,0E + 03	8 ± 1,2	16 ± 2	2,8 ± 0,4
Am-241	1,0E + 04	22 ± 3	450 ± 70	0,7 ± 0,2
Ni-63	1,0E + 08	22 ± 3	27 ± 4	16 ± 2
Sr-90	1,0E + 06	725 ± 109	2000 ± 300	100 ± 15
Pb-210	1,0E + 04	61 ± 9	660 ± 99	5,3 ± 0,8
Ra-226	1,0E + 04	95 ± 14	580 ± 87	9 ± 1

Tabel 2.1.2 Eriaktiivsused (Bq/kg) kontrolliala mahuproovides

Aktiivsus	Cs-137	Am-241	Ra-226
Väljaarvamis- ja vabastamistase	1,0E + 02	1,0E + 02	1,0E + 03
Taaskasutusse või ringlusse võtmise tase	1,0E + 03	1,0E + 02	1,0E + 03
keskmine	40 ± 6	19 ± 3	72 ± 11
max	280 ± 40	40 ± 6	340 ± 50
min	0,3 ± 0,1	11 ± 2	3 ± 0,5
Proov nr 971 (tolm) – eemaldatav saaste proov	210 ± 30	1950 ± 300	260 ± 40

Tabel 2.1.3. Nukliidide eriaktiivsused (Bq/kg) saastunud aladelt võetud mahuproovides

Nukliid	Väljaarvamis- ja vabastamistase	Taaskasutusse või ringlusse võtmise tase	Keskmine	Max	Min
Co-60	1,0E + 02	1,0E + 02	70 ± 10	140 ± 20	0,6 ± 0,1
Cs-137	1,0E + 02	1,0E + 03	(1,5 ± 0,2) E + 04	(8 ± 1) E + 04*	430 ± 50
C-14	1,0E + 03	1,0E + 04	(1,8 ± 0,3) E + 04*		
Pu-239/240	1,0E + 02	1,0E + 02	0,20 ± 0,03	0,40 ± 0,06	0,04 ± 0,01
Pu-238	1,0E + 02	1,0E + 02	0,30 ± 0,04	0,66 ± 0,10	0,02 ± 0,004
Am-241	1,0E + 02	1,0E + 02	0,50 ± 0,07	1 ± 0,2	0,01 ± 0,003
Ni-63	1,0E + 05	1,0E + 06	7 ± 1	15 ± 3	2,3 ± 0,5
Sr-90	1,0E + 03	1,0E + 03	33 ± 5	87 ± 15	5,4 ± 1
Ra-226	1,0E + 03	1,0E + 03	90 ± 10	260 ± 30	15 ± 2
Ka-40	1,0E + 04	1,0E + 04	150 ± 25	160 ± 30	130 ± 20

* C-14 mõõtmistulemusi on peahoone saastunud aladelt ainult üks. Teised mõõtmised näitavad väärtusi, mis jäävad alla tuvastamispiiri.

2.1.3 Nukliidivektori määramine

Saastunud piirkonnas, kus on täheldatud suurenenud doosikiiruse väärtusi, viidi läbi ulatuslikud uuringud, sealhulgas gammasperki mõõtmine seina erinevatel külgedel ja proovide mõõtmine laboris, kasutades alfa-, beeta- ja gammasperktromeetriat. Saastunud piirkonna radionukliidide, sealhulgas raskesti mõõdetavate nukliidide (DTM) täpsemaks iseloomustamiseks kasutati NV-meetodit. Esiteks tehti saastunud piirkonna proovide eriaktiivsuse tulemuste võrdlus Pu-isotoopide suhtarvude võrdlemisel samade suhtarvudega reaktorisektsiooni tsoonides ja saastunud kohtades Paldiski objekti territooriumil (ALA 2). Leiti, et peahoone saastunud piirkonna (ALA 1) proovid on seotud reaktorist pärit saastumisega. See järeldus võimaldas töötada välja ühe NV kõigi saastunud piirkondade deklareeritud nukliidide jaoks, sisaldades sealhulgas Paldiski objekti reaktorite nukliidide tekke simulatsiooni andmeid. Cs-137 on määratud põhinukliidiks, mis sobib kogu saaste (reaktorite ja jäätmekäitluse saaste) iseloomustamiseks kõigis piirkondades (sealhulgas reaktorisektsioonid, radioaktiivsed alad peahoone ja Paldiski objekti territooriumil). NV määramise meetodika on esitatud alapeatükis 2.2.

2.1.4 Peahoone ja vahehoidla iseloomustamine vastavalt saastetasemele

Saastunud ala (ALA 1) ja tuumkütuse basseini on kindlaks määratud peahoones ja vahehoidlas. Gammakiirguse doosikiirus on ligikaudu $0,24 \mu\text{Sv/h} \pm 0,03 \mu\text{Sv/h}$ ALA 1 piirkonnas ja võib tuumkütusebasseinis ulatuda kuni väärtuseni $1,8 \mu\text{Sv/h}$. Gammakiirguse doosikiiruse väärtused kõikides teistes kontrolliala kohtades olid $0,2 \mu\text{Sv/h}$, kui mõõtmised tehti kollimeeritud varjestatud seadmetega ja välistati peahoones ja vahehoidlas paiknevate kiirgusallikate mõju. Tabelis 2.1.4 on esitatud saastunud piirkonna (ALA 1) keskmised ja konservatiivsed (ülempiir) aktiivsuskontsentratsioonid aastaks 2041.

Tabel 2.1.4. Aktiivsuskontsentratsioonid (Bq/kg) saastunud piirkonnas (ALA 1)

Nukliid	Keskmine	Ülempiir	Väljaarvamis- ja vabastamistase	Taaskasutuse ja ringluse võtmise tase
C-14	8,4E + 02	1,4E + 03	1,0E + 03	1,0E + 04
Ni-59	4,6E – 01	1,1E + 02	1,0E + 05	1,0E + 06
Co-60	7,3E – 02	1,0E - 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Ni-63	3,6E + 01	8,7E + 03	1,0E + 05	1,0E + 06
Sr-90	7,3E + 01	2,1E + 02	1,0E + 03	1,0E + 03
Nb-94	4,3E – 02	1,0E + 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Cs-137	9,8E + 03	1,3E + 04	1,0E + 02	1,0E + 04
Eu-152	4,4E + 00	1,0E + 03	1,0E + 02	1,0E + 02
Eu-154	5,8E – 01	1,4E + 02	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-238	3,4E – 01	5,5E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-239	3,4E – 01	1,2E + 00	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-240	9,7E – 02	3,4E - 01	1,0E + 02	1,0E + 02

Am-241	5,0E – 01	6,9E - 01	1,0E + 02	1,0E + 02
--------	-----------	-----------	-----------	-----------

Tabelis 2.1.4 esitatud keskmised aktiivsuskontsentratsiooni väärtused on madalamad kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed. Nukliidide C-14, Eu-152 ja Eu-154 konservatiivsed aktiivsuskontsentratsioonide väärtused (ülempiir) on siiski ka kõrgemad kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed. Nukliidide Cs-137, Eu-152 ja Eu-154 ülempiir on kõrgem kui radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonid hoone taaskasutamiseks või ringlusse võtmiseks.

Tuumkütusebasseini sisepind oli saastest puhastatud. Suurem osa pinnast on pükmeproovide kohaselt puhas. Enamiku proovide aktiivsuskontsentratsioon on madalam kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed. Teiste pinnaproovide aktiivsuskontsentratsioonid ei ole palju suuremad kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed. Üldiselt ei ole pinnaproovid piisavad, et hinnata sisemist saastumist. Kõrge gammakiirguse doosikiiruse tase tuumkütuse basseini sees viitab siiski sellele, et tegemist on sisemise saastumisega. Joonisel 2.1.5 on näha, et doosikiiruse varieerumine ei ole suur, eriti kui võtta arvesse geomeetrilist tegurit (ülemises osas ei ole saasteallikat) ja et tuumkütuse basseini ei saanud olla maksimaalselt veega täidetud. See võimaldab simuleerida gammakiirgajate kontsentratsiooni konservatiivseks hindamiseks. Peamine gammakiirguse allikas on Cs-137, nagu on näha mõõtmistulemustest, mis on saadud proovidest ALA 1 ja ALA 2 (vt alapeatükk 2.3), mida ei ole saastatusest puhastatud. Tuumkütusebasseini gammakiirgusevälja simulatsiooniks kasutati Microshieldi arvutiprogrammi. Konservatiivselt eeldati, et Cs-137 tekitab maksimaalse mõõdetud gammakiirguse doosikiiruse. Tabelis 2.1.5 on esitatud arvutatud Cs-137 aktiivsuskontsentratsioon koos teiste nukliidide aktiivsuskontsentratsioonidega aastaks 2041, mis on arvutatud NV abil.

Tabel 2.1.5. Tuumkütusebasseini saaste aktiivsuskontsentratsioonid (Bq/kg).

Nukliid	Keskmine	Ülempiir	Väljaarvamis- ja vabastamistaseme	Taaskasutusse või ringlusse võtmise tase
C-14	3,8E + 02	6.6E + 02	1,0E + 03	1,0E + 04
Ni-59	2,1E – 01	5,0E + 01	1,0E + 05	1,0E + 06
Co-60	3,3E – 02	4,7E – 02	1,0E + 02	1,0E + 02
Ni-63	1,7E + 01	4,0E + 03	1,0E + 05	1,0E + 06
Sr-90	3.4E + 01	9,5E + 01	1,0E + 03	1,0E + 03
Nb-94	2,0E – 02	4,7E + 00	1,0E + 02	1,0E + 02
Cs-137	4,5E + 03	6,0E + 03	1,0E + 02	1,0E + 04
Eu-152	2,0E + 00	4.8E + 02	1,0E + 02	1,0E + 02
Eu-154	2,7E – 01	6,3E + 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-238	1,5E – 01	2,5E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-239	1,5E – 01	5,5E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-240	4.4E – 02	1,6E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Am-241	2,3E – 01	3,1E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02

Tabelis 2.1.5 esitatud keskmised aktiivsuskontsentratsioonide väärtused, mis on tuletatud kõikide pikaajalise kiirgusohutuse seisukohalt oluliste radionukliidide arvutustest, on madalamad kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed. Siiski on radionukliidide Cs-137 ja Eu-152 konservatiivsed aktiivsuskontsentratsiooni väärtused (ülempiir) kõrgemad kui väljaarvamis- ja vabastamistase. Eu-152 ülempiir on kõrgem kui radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonid hoone taaskasutamiseks või ringlusse võtmiseks.

Kõik muud peahoone piirkonnad võib pärast praeguse jäätmekäitlustegevusega seotud radioaktiivsete jäätmete eemaldamist 2041. aastal liigitada saastumata piirkondadeks.

2.1.5 Peahoone ja vahehoidla dekomissioneerimisel tekkivad jäätmevood

Aastal 2041 tekib kaks jäätmevoogu seinte lammutamisel ALA 1 saastunud tuumkütuse basseini ja selle all olevast alast (hõlmab ülemist osa ALA 1 paksu joone kohal joonisel 2.1.3). Tehti kindlaks, et saastunud alade pinnal ei ole kergesti eemaldatavat saastet.

Võib oletada, et tuumkütusebasseini ei ole kunagi täielikult veega täidetud. Tuumkütusebasseinid on tavaliselt täidetud veega kõrguseni, mis jääb umbes 0,5 m ülemisest servast allapoole. Seetõttu on otsustatud vähendada saastunud seinte kõrgust 0,5 m võrra. Gammakiirguse doosikiirused on tuumkütuse basseini ülaosas mõned korrad madalamad kui põrandal (vt joonis 2.1.5). Suurenenud mõõdetavad doosikiirused tuumkütusebasseini ülaosas võivad olla põhjustatud selle saastunud osadest, mis asuvad ülaosast allpool. See toetab hüpoteesi, et 0,5 m kõrgune seiniosa tuumkütuse basseini ülaosas ei ole saastunud. Saastunud konstruktsioonide mahuarvutused on toodud tabelis 2.1.6.

Tabel 2.1.6. Saastunud piirkondade maht

Kõrgus*, m	Pikkus, m	Saaste sügavus, m	Maht, m ³	Konstruktsioon	Asukoht peahoones (vt joonis 2.1.4)
7,50	6,69	1,50	75,27	tuumkütuse basseini sein	A
7,50	6,69	1,50	75,27	tuumkütuse basseini sein	C
7,50	2,09	1,50	23,52	tuumkütuse basseini sein	B
7,50	2,09	1,50	23,52	tuumkütuse basseini sein	D
2,09**	3,69	1,50	11,57	tuumkütusebasseini korrus	Kõrgus 3,5 m põrandast
Tuumkütusebasseini konstruktsioonide kogumaht			209,15		
2,5	2,0	1,5	7,5	ALA 1 osa allpool tuumkütuse basseini	ALA 1 kuni tasemeni 3,5 m
ALA 1 osa allpool tuumkütuse basseini kogumaht			216,65		

* Kõrgus = saastunud tuumkütuse basseini kõrgus 6,00 + saastunud betoon allpool tuumkütusebasseini 1,50 m.

** Tuumkütusebasseini laius

Mõjutatud alade mahu konservatiivne hindamine eeldab, et kogu konstruktsiooni põhiosa saastunud pinna all on sama palju saastunud kui pind. Seega annab konservatiivne lähenemisviis tulemuseks umbes 217 m³ saastunud materjali. Pärast seinamaterjali proovide (mitu proovi) mõõtmist on saastunud betoonseina tüki tihedus hinnanguliselt (2400 ± 200) kg/m³. Seega võib saastunud betoonkonstruktsiooni massiks hinnata umbes 521 000 kg. *In situ* ja laboratoorsete mõõtmiste tulemused ning radionukliidide tekke simulatsioonid reaktorites näitavad, et saaste pärineb reaktorist. Seetõttu saab arvatud NV-d (vt tabel 2.1.4) kasutada selleks, et iseloomustada lammutamisel tekkivate jäätmete hulka, mis tekivad ALA 1 osas tuumkütuse basseinist allpool. ALA 1 osa mass allpool tuumkütuse basseini põhja on 18 000 kg. Tabelis 2.1.7 on esitatud nukliidide aktiivsus 2041. aastal, mis põhineb keskmistel ja konservatiivsetel (ülempiir) NV väärtustel jäätmevoos, mis on tekkinud saastunud piirkonnas (ALA 1, mis paikneb tuumkütusebasseini põhja all) asuva seina lammutamisel.

Tabel 2.1.7. Nukliidide aktiivsus (Bq) saastunud seina lammutamisel tekkivas jäätmevoos.

Nukliid	Aktiivsus, keskmine	Aktiivsus, ülempiir
C-14	1,51E + 07	2,52E + 07
Ni-59	8,28E + 03	1,98E + 06
Co-60	1,31E + 03	1,80E + 03
Ni-63	6,48E + 05	1,57E + 08
Sr-90	1,31E + 06	3,78E + 06
Nb-94	7,74E + 02	1,80E + 05
Cs-137	1,76E + 08	2,34E + 08
Eu-152	7,92E + 04	1,80E + 07
Eu-154	1,04E + 04	2,52E + 06
Pu-238	6,12E + 03	9,90E + 03
Pu-239	6,12E + 03	2,16E + 04
Pu-240	1,75E + 03	6,12E + 03
Am-241	9,00E + 03	1,24E + 04

Tuumkütusebasseini jäätmete koguse iseloomustamiseks kasutatakse arvatud NV-d (vt tabel 2.1.5). Tabelis 2.1.8 on esitatud nukliidide aktiivsus 2041. aastal, mis põhinevad tuumkütuse basseinist tuleneva jäätmevoos keskmistel ja konservatiivsetel (ülempiir) NV väärtustel.

Tabel 2.1.8. Nukliidide aktiivsus (Bq) tuumkütuse basseini lammutatud konstruktsioonides

Nukliid	Aktiivsus, keskmine	Aktiivsus, ülempiir
C-14	1,66E + 08	288E + 08
Ni-59	9,18E + 04	2,19E + 07
Co-60	1,44E + 04	2,05E + 04
Ni-63	7,43E + 06	1,75E + 09
Sr-90	1,49E + 07	4,15E + 07
Nb-94	8,74E + 03	2,05E + 06
Cs-137	1,97E + 09	2,62E + 09
Eu-152	8,74E + 05	2,10E + 08
Eu-154	1,18E + 05	2,75E + 07
Pu-238	6,56E + 04	1,09E + 05
Pu-239	6,56E + 04	2,40E + 05
Pu-240	1,92E + 04	6,99E + 04
Am-241	1,01E + 05	1,35E + 05

2.2 Reaktorisektsioonide radioloogiline uuring

Reaktorisektsioonide radioloogiline uuring viidi läbi alltegevuse 4.4 raames.

Reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu meetodika on esitatud reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu programmis. Sarkofaagide saastunud piirkondade määramiseks kasutati järgmisi meetodeid.

- Gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised kõikides sarkofaagide ruumides, et määrata kindlaks doosikiiruse jaotumine ruumide kõikidel pindadel.
- Gammaspektromeetrilised mõõtmised reaktori all olevates ruumides.
- Kogu gamma- ja beeta- ning kogu alfa-kiirguse *in situ* mõõtmised ruumide kõikidel pindadel.
- Nukliidide eriaktiivsuse määramine võetud proovides.

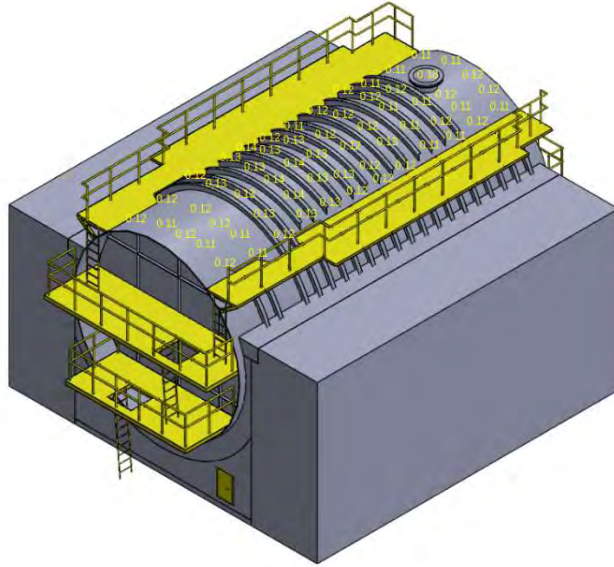
Reaktorisektsioonide radioloogilist uuringut on teostatud kolmes etapis. Esimene etapp oli sarkofaagide piirkonna esialgne uuring, mis andis andmeid võimaliku radioaktiivse saastumise tüüpide kohta. See hõlmas kogu Reaktorisektsioonide piirkonna skaneerimist (mis on mõõtmistehnika abil kättesaadav ilma täiendavate meetmeteta), uurides reaktorisektsioonide iga konstruktsiooni osa. Reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 uuring, ilma reaktori all asuvatesse ruumidesse sisenemata, viidi läbi kaasaskantavate doosikiiruse käsimõõteseadmetega (mõõteseadmete ja meetodika on esitatud reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu programmis), et määrata kindlaks alad, mille doosikiirus on suurem kui 0,20 $\mu\text{Sv/h}$ (võimalikud saastunud piirkonnad). Suurema doosikiirusega punktides on nukliidide koostise määramiseks võetud kergesti eemaldatavate ehitusmaterjalide proove (näiteks 7 värvi proovi) ja pühkmeproove (17 proovi).

Teise etapi käigus tehti gammaspektromeetrilised mõõtmised reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 suurema doosikiirusega aladel, võeti täiendavad ehitusmaterjali proovid (25 proovi) spetsiaalsete seadmetega nukliidide koostise määramiseks ning täiendavad pühkmeproovid (20 proovi).

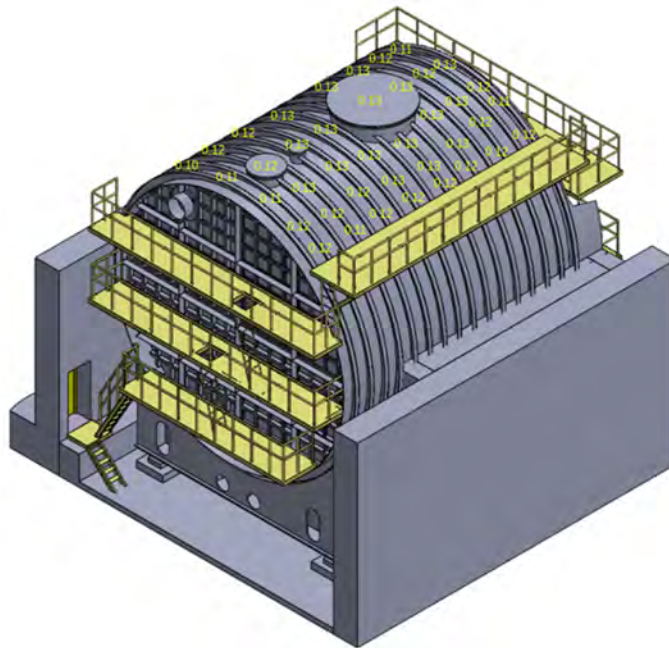
Kolmanda etapi käigus võeti täiendavad pühkmeproovid (7 proovi) reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 seintelt ning reaktorite all asuvatest ruumidest. Tehti täpsemaid gammaspektromeetrilisi mõõtmisi, kasutades vajaduse korral kollimaatoreid, et vältida teiste radioaktiivsete jäätmete kiirgusfooni.

2.2.1 Gammakiirguse doosikiiruste uuring

Doosikiirused mõõdeti reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 seintelt, põrandalt ja laest ning ruumide metallvarjestuse pinnalt. Mõlema sarkofaagi kõikidel sisepindadel ei täheldatud doosikiiruse järsku suurenemist (välja arvatud reaktorite all olevates ruumides, kus mõõdeti suuremaid doosikiiruseid). See lubab järeldada, et sarkofaagide siseseintel ei ole radioaktiivse saastega piirkondi. Doosikiiruste kaardid reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 konstruktsioonide peal on esitatud vastavalt joonisel 2.2.1 ja joonisel 2.2.2. Joonistel 2.2.3 ja 2.2.4 on esitatud gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised vastavalt reaktorisektsioonide nr 1 ja reaktori nr 2 all olevates ruumides.



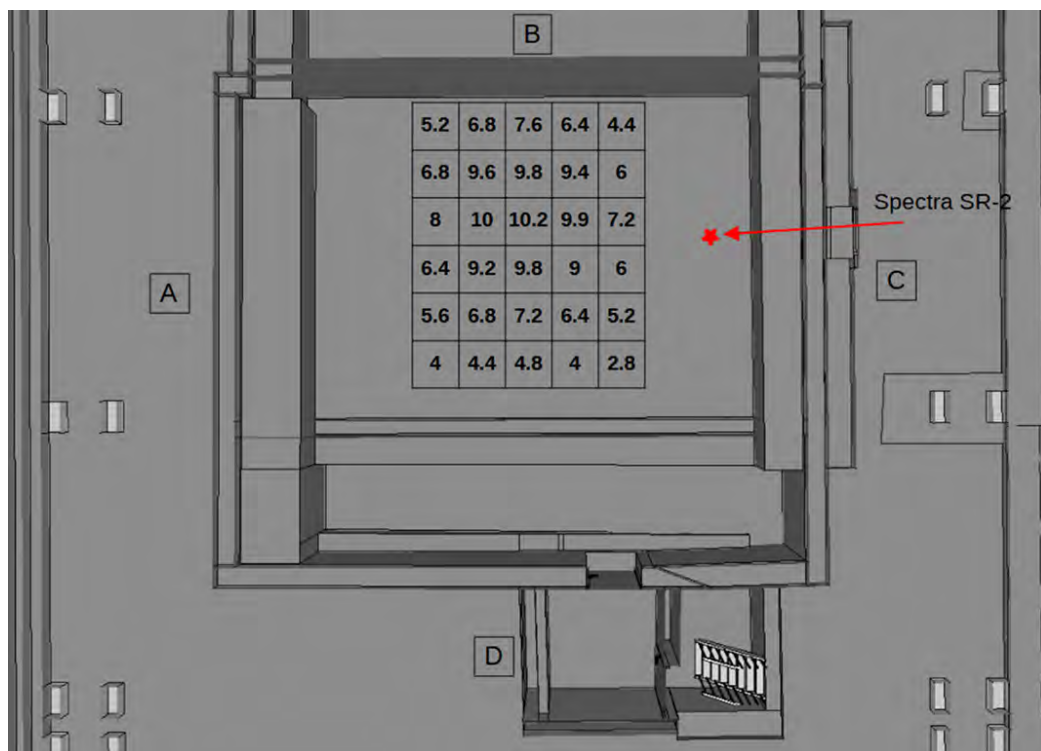
Joonis 2.2.1 Gammakiirguse doosikiirused ($\mu\text{Sv/h}$) reaktorisektsiooni nr 1 konstruktsioonide peal.



Joonis 2.2.2 Gammakiirguse doosikiirused ($\mu\text{Sv/h}$) reaktorisektsiooni nr 2 konstruktsioonide peal.



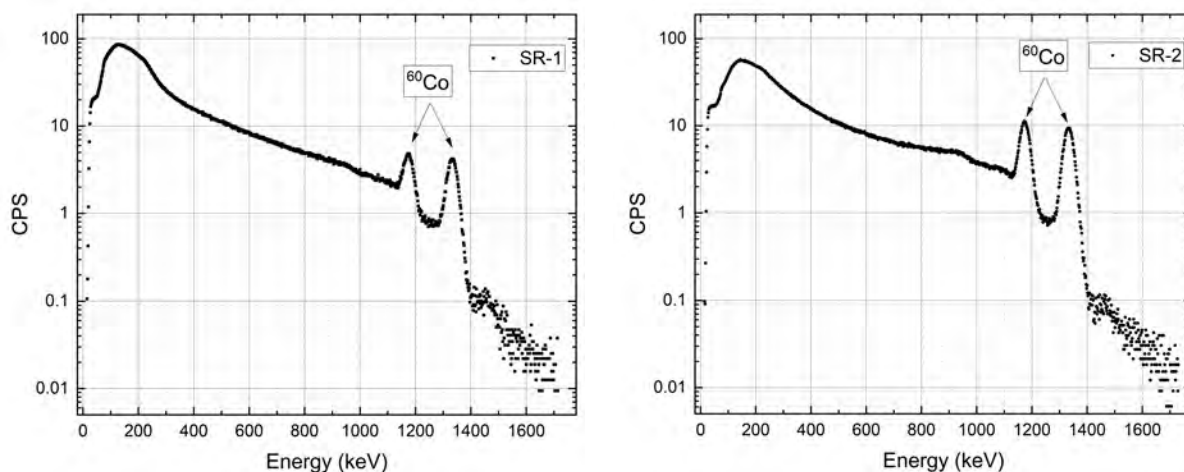
Joonis 2.2.3 Gammakiirguse doosikiirused ($\mu\text{Sv/h}$) reaktorisektsiooni nr 1 all asuvas ruumis 1 m kõrgusel põrandast.



Joonis 2.2.4 Gammakiirguse doosikiirused ($\mu\text{Sv/h}$) reaktori nr 2 all asuvas ruumis 1 m kõrgusel põrandast.

Keskmine mõlema sarkofaagi lae doosikiirus oli $0,11 \pm 0,02 \mu\text{Sv/h}$. Dosimeetriselised mõõtmised ei anna hinnangut reaktorisektsioonide (välis)pindade saastumise kohta – keskmine „taustafoon“ ($0,13 \pm 0,02$) $\mu\text{Sv/h}$ on tüüpiline nii nende ruumide kui ka ruumide metallvarjestuse puhul.

Reaktorite all asuvates ruumides mõõdeti välja kõrgem doosikiiruse tase. Gammakiirguse doosikiiruse maksimaalne väärtus reaktorisektsiooni 2 all asuvas ruumis oli 16. mail 2022. aastal 10,5 $\mu\text{Sv/h}$. Suurim gammakiirguse doosikiirus oli 16. mail 2022 reaktorisektsiooni 1 all asuvas ruumis 0,4 mSv/h. Reaktorite all asuvate ruumide saastumise taseme hindamiseks on gammaspektri mõõtmiseks kasutatud CeBr_3 spektromeetrit, et määrata gammakiirgajate radionukliidide sisaldus (joonis 2.2.5). Tulemused näitavad, et gammakiirguse doosikiiruse suurenemine ruumides on põhjustatud Co-60 kiirgusest ja radionukliidi Cs-137 mõõdetavat aktiivsust ei ole tuvastatud. Alad, kus puudub reaktorist pärinev saaste (Cs-137), võib eeldada puhtaks. Seda kinnitati laboris tehtud pühkmeproovide alusel.



Joonis 2.2.5 Gammaspektrid reaktorite all olevates ruumides: vasakul – reaktorisektsioon nr 1; paremal – reaktorisektsioon nr 2.

2.2.2 Pinna alfa- ja beetasaaste mõõtmistulemused

Sarkofaagides hinnati pinnasaastet alfa- ja beetasaastega, kasutades portatiivset seadet Thermo Scientific™ FHT 111 CONTAMAT Contamination Monitor (üksikasjad mõõtmismetoodika kohta on esitatud reaktorisektsiooni radioloogilise uuringu programmis) reaktorisektsioonide seintel. Mõõtmised viidi läbi juhuslikult valitud punktides, mis asusid doosikiiruse mõõtepunktide lähedal. Täiendav katse, mis hõlmas otsemõõtmist koos pühkmeproovi võtmisega, viidi läbi mõnes valitud punktis, et hinnata saaste kergesti eemaldatavat osa. Võib järeldada, et saastatuse aktiivsustase seinapindadel varieerus alfa- ja beetakiirguse puhul vastavalt 0 Bq kuni 0,2 Bq ja 0 Bq kuni 1 Bq. See kinnitab, et mõlemad sarkofaagid on tõhusad, et vältida radioaktiivse aine levikut radioaktiivsete jäätmete käitlemisel peahoones.

2.2.3 Radionukliidide eriaktiivsuse määramine proovides

Esindatud proovivõtukohtade määramiseks reaktorisektsioonides on kasutatud gammakiirguse taseme ja spektroskoopiliste mõõtmiste tulemusi. Igast reaktorisektsiooni seinast on võetud erinevatest kohtadest 42 pühkmeproovi ja 32 ehitusmaterjali proovi, et saaks laboris määrata raskesti mõõdetavate radionukliidide kontsentratsioone. Radionukliidide eriaktiivsuse määramise meetodikat laboratooriumides on kirjeldatud reaktorisektsioonide radioloogiliste uuringute programmis.

Sarkofaagide juurdepääsetavate osade pikaajalise radioloogilise saastumise allikad on samad, mis peahoones ja vahehoidlas. Seetõttu eeldatakse, et reaktorisektsioonide pinnad on saastunud ainetega C-14, Co-60, Ni-59, Ni-63, Sr-90, Nb-94, Cs-137, Eu-152, Eu-154, Ra-226, Th-232, Pu-238, Pu-239 ja Am-241. Reaktorisektsioonide metallvarjestuse sees on tüüpilised loodusliku radioaktiivsuse esindajad ehk Pb-210 ja Ra-226 (esindab U-238 lagunemisahelat).

2.2.4 Ehitusmaterjalide loodusliku aktiivsuse määramine

Ehitusmaterjalide taustafooni hindamiseks kunstlike radionukliidide abil on betooniproovid võetud erikujuliste ja tugevate puuridega puurimisseadmete abil. See võimaldas võtta peahoones paiknevatest betoonist materjalidest, nagu seintest, põrandast ja tellistest puisteproove. Teist tüüpi puure kasutati selleks, et eraldada analüüsimiseks vajalik ja samal ajal piisav kogus reaktorisektsioonide metallkonstruktsiooni materjali. Võib järeldada, et Co-60 väärtust saab aktiivsuskontsentratsiooniga metallkonstruktsioonides mõõta kuni 140 Bq/kg. Metallkonstruktsioone, milles on mõõdetavad Co-60 aktivatsiooniproductide tasemed, võib leida reaktorisektsioonide kõige madalamas osas, vahetult reaktorite all.

2.2.5 Radionukliidide koostise simulatsioon

Raskesti mõõdetavade radionukliidide hindamiseks kohaldatakse reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 puhul skaleerimisfaktori meetodit. Kasutatud tuumkütuse modelleerimist kasutati lisateabena jäätmete analüüsimisel, et kinnitada proovide saaste iseloomu.

VM-A (70 MW) ja VM-4 (90 MW) reaktorite kiiritatud kütuse radionukliidide koostise arvutamine reaktorisektsioonide radioaktiivse saastumise hindamiseks

Arvutuste eesmärk oli saada kahe reaktori VM-A ja VM-4 kiiritatud tuumkütuse radionukliidi inventuur, mille esialgne rikastamine oli 20% U-235 suhtes, kasutades koodi SCALE6.2.3. Arvutatud radionukliidide inventuuri kasutati selleks, et hinnata nukliidide vahetada kütuses ja neutronitega aktiveeritud reaktorite metallkonstruktsioonides, mida kasutati Paldiski objektil alates 1968. aastast kuni 1989. aastani. Arvutuskäiku on selgitatud reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu programmi A lisas. Kuna reaktorite tegelik võimsuse ajalugu ei olnud kättesaadav, teostati erinevatest töörežiimidest tingitud tundlikkusanalüüs, et saada võetud mõõdetud proovide isotoopide suhte võimalikud väärtused.

Tundlikkusanalüüs erinevatest võimsusrežiimidest viidi läbi VM-A (70 MW) ja VM-4 (90 MW) puhul:

- reaktori keskmine võimsus tööperioodi jooksul (olukord I: 9,16 MWth - 12 aastat, olukord II: 6,2 MWth – 9 aastat ja olukord III 9 MWth – 6 aastat);
- reaktori nimivõimsuse lühike periood ja lagunemine (olukord Ia: 70 MWth – 1 kuu igal aastal 12 aasta jooksul, olukord IIa: 70 MWth – 1 kuu igal aastal 9 aasta jooksul ja juhtum IIIa 90 MWth – 1 kuu igal aastal 6 aasta jooksul, lisaks 2D-arvutus, olukord IIIa);
- reaktori nimivõimsus (olukord Ib: 70 MWth – 574,21 p, olukord IIb: 70 MWth – 293,33 p ja olukord IIIb 90MWth – 222,22 p).

Reaktori keskmise võimsuse arvutuste tulemused

Nukliidide isotoopide vahetada hindamise tundlikkusanalüüsi jaoks on esitatud ammendatud kütuse radionukliidide koostis massina (m, g) ja aktiivsusega (A, Bq) VM-A ja

VM-4 puhul, mis töötavad reaktori keskmisel võimsusel tööperioodil, mis on arvatud 2022. aastal, järgmistel juhtudel:

- olukord I: 9,16 MWth – 12 aastat,
- olukord II: 6,2 MWth – 9 aastat,
- olukord III 9 MWth – 6 aastat.

Reaktori nimivõimsus lühikese tööperioodiga igal aastal ja lagunemise arvutuste tulemused

Nukliidide isotoopide vahetunde hindamise tundlikkusanalüüsi jaoks on esitatud ammendatud kütuse radionukliidide koostis massina (m, g) ja aktiivsusega (A, Bq) VM-A ja VM-4 puhul, mis töötavad reaktori nominaalsel võimsusel lühikesel tööperioodil, mis on arvatud 2022. aastal:

- olukord Ia: 9,16 MWth - võimsus 48 p ja 317 p lagunemine igal aastal 12 aasta jooksul, lagunemine 15647 p pärast,
- olukord IIa: 6,2 MWth - võimsus 33 p ja 332 p lagunemine igal aastal 9 aasta jooksul, lagunemine 12377 p pärast,
- olukord IIIa: 9 MWth - võimsus 37 p ja 328 p lagunemine igal aastal 6 aasta jooksul, lagunemine 12338 p pärast ja lisaks sama IIIa 2D olukorras.

Reaktori nimivõimsuse arvutamine

Nukliidide isotoopide vahetunde hindamise tundlikkusanalüüsi jaoks on esitatud ammendatud kütuse radionukliidide koostis massina (m, g) ja aktiivsusega (A, Bq) VM-A ja VM-4 puhul, mis töötavad reaktori nimivõimsuse juures ja mis on arvatud 2022. aastal:

- olukord Ib: VM-A 70 MWth – 574,21 p,
- olukord IIb: VM-A 70 MWth – 293,33 p,
- olukord IIIb: VM-4 90 MWth – 222,22 p.

Nukliidide isotoopide suhete tundlikkuse analüüs vastavalt ammendatud kütuse radionukliidide koostisele massis (m, g) ja aktiivsuses (A, Bq) VM-A ja VM-4 reaktorite erinevatel töörežiimidel on esitatud järgmistel olukordades:

- I keskmine olukord VM-A 70 MWth puhul (574,21 p töötamisel vastavalt eri nimivõimsuse, keskmise võimsuse ja reaktori nimivõimsuse korral lühikese tööperioodi jooksul igal aastal ja lagunemisrežiimidel),
- II keskmine olukord VM-A 70 MWth puhul (293,33 p töötamisel vastavalt eri nimivõimsuse, keskmise võimsuse ja reaktori nimivõimsuse korral lühikese tööperioodi jooksul igal aastal ja lagunemisrežiimidel),
- III keskmine olukord: VM-4 90 MWth (222,22 p töötamisel vastavalt eri nimivõimsuse, keskmise võimsuse ja reaktori nimivõimsuse korral lühikese tööperioodi jooksul igal aastal ja lagunemisrežiimidel).

Nagu tabelis 2.2.1 esitatud mõõtmistulemustest võib näha, sobivad peaaegu kõik Pu-240/Pu-239 massi- ja aktiivsussuhted (välja arvatud proov 104) ja Pu-238/Pu-239 + 240 aktiivsussuhted täielikult arvatud massi- ja aktiivsussuhete vahemikesse, kui võtta arvesse erinevaid reaktori/töötamise režiime. Seevastu Am-241/Pu-239 + 240 aktiivsuse suhtarvude puhul ei ole selgust – seda tõenäoliselt mõjutab Am-241 lisaallikas, sama tendents on

täheldatav ka Am-241/Cs-137 puhul, kus saadakse 3–17 korda suuremad väärtused võrreldes maksimaalse modelleerimisväärtusega (välja arvatud proovi 1039 puhul, kus tundub, et reaktori saastumine on kõikide mõõdetud suhtarvude põhjal tuvastatav), Sr-90/Cs-137 suhe on samuti liiga suur võrreldes modelleeritud suhtarvuga, tõenäoliselt on saastumine tekkinud täiendavast Sr-90 allikast.

*Tabel 2.2.1. Eksperimentaalselt saadud massi- ja aktiivsussuhted erinevate Paldiski objekti proovide puhul**

Proovi märg	965	1077	1093	1096	109	104	keskmine
Massi suhe							
Pu-240/Pu-239	0,14	0,13	0,09	0,10	0,14	0,57	0,19
Aktiivsuse suhe							
Pu-238/Pu-239 + 240	0,6	0,5	0,4	0,4	0,2	1,4	0,57
Am-241/Pu-239 + 240	100	173	72	195	119	164	137,28
Am-241/Cs-137	0,16	0,65		0,80	0,31	0,14	0,35
Sr-90/Cs-137	1,85	50	1,4	3,1	< 0,42	< 0,4	9,53

* Andmed peahoone (ALA 1) ja Paldiski objekti territooriumil (ALA 2) asuvast saastunud alast pärinevad samast reaktorist.

2.2.6 C-14 hindamine metallkonstruktsioonis

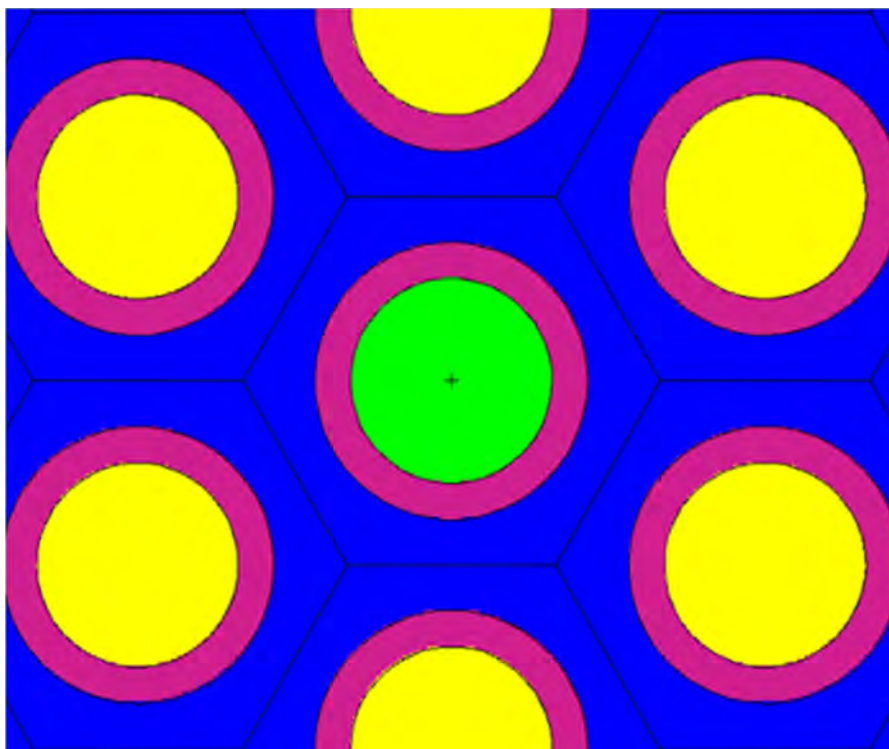
Reaktorianuma ja muu metallilise objekti aktiveerumise simulatsioonide kohta ei ole piisavalt andmeid, et saavutada varasemates aruannetes esitatud täpsust. C-14 koguse hindamiseks arvutati C-14 moodustumise suhe võrreldes Ni-63 moodustumisega. VM-A ja VM-4 metallkonstruktsiooni aktiveerimise lihtsustatud lähenemisviisis kasutati kütuseelementide mittestandardse geomeetriaga 2D-konfiguratsiooni SCALE 6.2.3 simulatsiooni geomeetria koos SS304 katematerjali aktiveerimisega, et hinnata suhtelist C-14/Ni-63 aktiveerimist. Materjali lisandite puhul võeti arvesse samu lisandeid nagu reaktorianuma materjali puhul (teras 1,6310), lisand N moodustab 0,013 (massiprotsenti). Paldiski objekti reaktorite tüüpilise terasekoostise kohaselt on C-14/Ni-63 aktiivsuse suhe (0,5 kuni 5) $\cdot 10^{-4}$. Kirjanduses kättesaadavate andmete kohaselt on Ni-63 aktiivsus reaktorianumas suurusjärgus 10^{13} Bq. Siis on C-14 aktiivsus umbes 10^9 Bq ja eriaktiivsus on umbes 3×10^4 Bq/kg, see on väiksem kui C-14 väljaarvamise- ja vabastamistase 10^5 Bq/kg.

Vastavalt IAEA-TECDOC-938 eeldustele ei moodusta radiosüsinik struktuurimaterjalide indutseeritud aktiivsuse üldine jääk rohkem kui 0,01% kuni 0,001% kogu indutseeritud aktiivsusest. Kui need andmed teisendatakse keskmiseks eriaktiivsuseks, saadakse C-14 sisaldus reaktorianuma metallis: $3,7 \times 10^4$ kuni $9,3 \times 10^5$ Bq/kg (10 laeva reaktori keskmised andmed). Paldiski objekti reaktorite puhul oli energiatootmine suhteliselt väike, seega on C-14 akumulatsioon väiksem ja hinnanguline eriaktiivsus 3×10^4 Bq/kg on üsna konservatiivne.

2.2.7 VM-A ja VM-4 metallkonstruktsiooni aktiveerimise simulatsioon

Paldiski objekti proovides mõõdetud neutronite aktivatsioonimaterjalide jälgede mõõtmiste hindamiseks loodi lisaks VM-4 MCNP6 geomeetria (võttes arvesse reaktori OK-150 geomeetria) peamiste aktivatsiooniproduktide reaktsiooniiruste arvutamiseks (peamiselt

Co-60, Ni-63, Fe-55). Joonisel 2.2.6 on esitatud MCNP6 mudeli abil kirjeldatud väikese reaktorisüdamiku fragmendi geometria. Seda kasutati kütuse, Eu_2O_3 kontrollvarraste (absorbeerija) ja katematerjalide (SS304) voogude ja reaktsioonikiiruste määramiseks.



Joonis 2.2.6 OK-150-põhise VM-4 geometria fragment peamiste aktiveerimisproduktide reaktsioonikiiruse arvutamiseks kütuse (kollane), Eu_2O_3 absorbeerija (roheline) ja katematerjalide (SS304 punane) puhul.

2.2.8 Transuraani isotoopide suhtarvude simulatsioon SCALE6.2.3 koodipaketiga

Võttes arvesse tuumkütuse ammendumise arvutustulemusi reaktorites modelleerimise ja neutronide aktivatsiooni arvutuste käigus, on saadud mõõtmistegurid on esitatud tabelis 2.2.2, eksperimentaalselt tuvastatavate nukliidide ja Pu-239 + 240 suhted on esitatud tabelis 2.2.3.

Tabel 2.2.2. Reaktorite tuumkütuse ammendumise simulatsiooniga määratud mõõtmistegurid

Nukliidide suhe	Määramise suhe	Arvutuskood
Co-60/Cs-137	1,86E – 04	MCNP
C-14/Cs-137	0,03	MCNP
Pu-239 + 240/Cs-137	0,014	SCALE6.2.3
Pu-238/Cs-137	0,011	SCALE6.2.3
Am-241/Cs-137	0,02	SCALE6.2.3
Sr-90/7Cs-137	0,89	SCALE6.2.3
Ni-63/Cs-137	0,53	SCALE6.2.3

Eu-154/Eu-152	0,23	MCNP
Ni-63/Co-137	6,21	Vastavalt IAEA-TECDOC-938
Ni-59/Ni-63	0,01	MCNP
Eu-152/Ni-63	0,27	Vastavalt IAEA-TECDOC-938

Tabel 2.2.3. Eksperimentaalselt tuvastatavate nukliidide ja Pu-239 + 240 suhted

Nukliid	Pu-239 + 240 määramise suhe
Ni-63	39
Sr-90	67
Cs-137	75
Eu-152	0,01
Eu-154	0,15
Pu-238	0,76
Pu-239	0,78
Pu-240	0,22
Pu-241	7,0
Am-241	1,5

2.2.9 Nukliidide vektori määramine

NV määramise meetodika on esitatud IAEA tuumaenergia sarjas nr NW-T-1.18. Leiti, et Cs-137 on sobiv võtmekülm, mis sobib Paldiski objekti territooriumil kõikide saastunud piirkondade kogu saastatuse (reaktorite ja jäätmekäitluse saastatus) iseloomustamiseks. Kõigi deklareeritud radionukliidide, mille aktiivsust on võimalik mõõta, puhul viidi läbi korrelatsioonianalüüs, kasutades mõõtmiste käigus määratud kontsentratsioonide väärtusi. Kui raskesti ja kergesti mõõdetavate nukliidide eriaktiivsuste vahel leiti piisav korrelatsioon ($R > 0,5$), viidi läbi lineaarne regressioon logaritmidest ja määrati nukliidide kontsentratsioonide skaleerimistegur. Kui raskesti ja kergesti mõõdetavate nukliidide eriaktiivsuste kontsentratsioonide vahel leiti ebapiisav korrelatsioon ($R < 0,5$), määrati raskesti ja kergesti mõõdetavate nukliidide eriaktiivsuste suhtarvude kaalutud aritmeetiline keskmine. Muude radionukliidide, mille aktiivsust ei olnud võimalik mõõta, aktiivsuseväärtused ja skaleerimistegurid määrati teoreetiliselt vahepealsete põhinukliidide suhtarvude alusel. Tabelis 2.2.4 on esitatud saastunud proovide eriaktiivsuse mõõtmistulemuste põhjal saadud nukliidide ja Cs-137 eriaktiivsuse vahelised skaleerimistegurid aastaks 2041.

Tabel 2.2.4. Cs-137 eriaktiivsuse alusel arvatud skaleerimistegur (K) aastaks 2041

Nukliid	K	K , ülempiir
C-14	$8,5E - 02$	$1,5E - 01$

Ni-59	4,7E – 05	1,1E – 02
Co-60	7,4E – 06	1,1E – 05
Ni-63	3,7E – 03	8,8E – 01
Sr-90	7,4E – 03	2,1E – 02
Nb-94	4,4E – 06	1,0E – 03
Cs-137	1,0E + 00	–
Eu-152	4,4E – 04	1,1E – 01
Eu-154	5,9E – 05	1,4E – 02
Pu-238	3,4E – 05	5.6E – 05
Pu-239	3,4E – 05	1,2E – 04
Pu-240	9,8E – 06	3,5E – 05
Am-241	5,1E – 05	7,0E – 05

Need skaleerimistegurid kehtivad reaktorisektsioonide ja muude reaktorist pärit jäätmete iseloomustamiseks, sealhulgas jäätmete käitlemise käigus toimunud radionukliidide lekke tõttu suurenenud doosikiirused/aktiivsused peahoones ja keskkonnas, kui mõõdetud radionukliidide suhe tõestab radioaktiivsuse pärinemist reaktorist.

2.2.10 Reaktorisektsioonide iseloomustamine vastavalt saastumise tasemele

Kuigi gammakiirguse doosikiiruse mõõtmise tulemused näitavad olulist tõusu reaktori all asuvas ruumis reaktorisektsioonides nr 1 ja nr 2, ei näidanud ruumi seinte ja põranda pindade summaarse gamma-, beeta- ja alfa-aktiivsuse *in situ* mõõtmised, eriaktiivsuse mõõtmine ruumi pindadelt võetud pühkmeproovidest, et aktiivsus oleks kõrgem kui väljaarvamise ja vabastamise tasemed. *In-situ* gammaspektromeetria mõõtmised annavad mõistliku selgituse sellele, et suurenenud gammakiirguse doosikiiruse kiirguse põhjuseks on radionukliidi Co-60 kiirgus, mille olemasolu eeldatakse aktiveeritud reaktori konstruktsioonides. Selle tulemusena võib kõiki sarkofaagide sees olevaid piirkondi, millele on juurdepääs ilma allveelaeva metallkesta hävitamata, käsitleda saastumata piirkondadena.

2.2.11 Reaktorisektsioonide dekomissioneerimisel tekkivad jäätmevood

Reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu tulemused näitasid, et kogu sarkofaagi sees olev ala, kuhu pääseb ilma allveelaeva metallkesta hävitamiseta, ei ole saastunud. Selle tulemusena ei ole oodata, et väljaspool allveelaeva kesta asuvate reaktorisektsioonide konstruktsioonide dekomissioneerimisel võib tekkidajätmevoog. Kõik reaktorisektsioonide dekomissioneerimisest tulenevad jäätmevood tekivad allveelaevade lammutamisel.

Allveelaeva kesta sees on nelja liiki jäätmeid: betooni valatud eraldi jäätmetükid ja -kotid, betooni valatud kinnised kasutatud kiirgusallikatega kastid, aktiveerunud reaktori konstruktsioonimaterjalid ja jahutusvedelikuga saastunud materjalid.

Puuduvad andmed radionukliidide sisalduse kohta üksikutes jäätmetes ja betooni sisse asetatud kottides. Olemasoleva teabe analüüs jäätmete saastumise ajaloo ja gammakiirguse doosikiiruse kohta pinnal näitab, et mõlema stendi betoonis sisalduvad jäätmed, välja arvatud kasutatud kinnised kiirgusallikad, kuuluvad praegu lühiajaliste väga madala radioaktiivsusega jäätmete kategooriasse, mille eriaktiivsus jääb 2039. aastal alla väljaarvamis- ja vabastamistaseme.

Reaktorinumad kõrvaldatakse terviklikult, neid ei tükeldata. Kõik ülejäänud demonteeritud seadmed lõigatakse väikesteks tükkideks. Mõne seadme puhul puuduvad andmed radionukliidide koostise kohta, esitatud on ainult summaarne aktiivsus. Seetõttu teostati konservatiivsed hinnangud.

Reaktorisektsiooni nr 2 primaarahela torustike demonteerimisel tekkivate jäätmete kogus määrati sama suurena kui reaktorisektsiooni nr 1 primaarahela torustike puhul. Primaarahela filtri peamiste korrosiooniproduktide spetsiifiline aktiivsus määrati ka reaktorisektsiooni nr 2 primaarahela torustikele. Reaktorisektsiooni nr 1 pinnasaaste ja indutseeritud aktiivsuse suhet kohaldati reaktorisektsioonile nr 2. Reaktorisektsiooni nr 1 aurugeneraatorite pinna ja indutseeritud aktiivsuse suhet kohaldati reaktorisektsiooni nr 2 seadmetele. Peamiste korrosiooninukliidide koostise määramiseks reaktorisektsiooni nr 2 seadmete pinnal kasutati samuti reaktorisektsiooni nr 1 koostist.

Tabelis 2.2.5 ja tabelis 2.2.6 on esitatud vastavalt reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 betooni paigaldatud metallseadmete skaleeritud omadused aastaks 2039.

Tabel 2.2.5. Reaktorisektsiooni nr 1 betooni paigaldatud seadmete omadused aastaks 2039

Seadmed	Mass, kg	Summaarne pinnasaaste, Bq	Summaarne indutseeritud aktiivsus, Bq	Summaarne eriaktiivsus, Bq/kg				
				Co-60	Ni-59	Ni-63	Eu-152	Eu-154
<u>Aurugeneraator</u>	21 600	5,98E + 09	7,70E + 10	1,02E + 04	6,55E + 04	3,76E + 06		
<u>Survesead</u>	7200	3,09E + 08	1,00E + 06*	1,09E + 02	6,72E + 02	4,23E + 04		
<u>Reaktori jahutusvedeliku pump GCEN-146</u>	4600	9,58E + 07	1,00E + 06*	5,31E + 01	3,29E + 02	2,07E + 04		
<u>Reaktori abijahutusump VCEN-147</u>	1800	7,66E + 07	1,00E + 06*	1,09E + 02	6,73E + 02	4,23E + 04		
<u>Jahuti HGCEN-601</u>	301	1,77E + 08	1,00E + 06*	1,49E + 03	9,23E + 03	5,81E + 05		
<u>Jahuti HGCEN-146M</u>	115	1,02E + 08	1,00E + 06*	2,26E + 03	1,40E + 04	8,79E + 05		
<u>Jahuti XVCEN-147M</u>	52	3,83E + 07	1,00E + 06*	1,91E + 03	1,18E + 04	7,42E + 05		
<u>Raud-vee varjestuspaak</u>	52 000	–	7,99E + 11	7,02E + 02	4,35E + 03	2,74E + 05		
<u>Aktiivsusfiltrid</u>	1130	1,56E + 08	1,00E + 06*	1,14E + 02	7,08E + 02	4,43E + 04		
<u>Soojusvaheti VP2-1-0</u>	450	1,93E + 07	1,00E + 06*	3,56E + 02	2,21E + 03	1,39E + 05		
<u>Primaarahela torustikud**</u>	3000	4,23E + 08	1,00E + 06*	1,09E + 02	6,72E + 02	4,23E + 04		
<u>Reaktori all olev kere***</u>	2700	–	2,84E + 07	2,79E + 01	1,80E + 02	1,03E + 04		
<u>Betoonplokid***</u>	66 750	–	2,32E + 08	3,40E + 00			3,43E + 03	4,59E + 01

* – Teiste seadmete maksimaalne indutseeritud eriaktiivsus.

** – Summaarne pinnasaaste, mis on arvatud summaarse eriaktiivsuse alusel.

*** – Summaarne indutseeritud aktiivsus, mis on arvatud summaarse eriaktiivsuse alusel.

Paksus kirjas ja allajoonitud käsitletakse radioaktiivse jäätmena.

Tabel 2.2.6. Reaktorisektsiooni nr 2 betooni asetatud seadmete omadused aastal 2039

Seadmed	Mass, kg	Summaarne indutseeritud aktiivsus, Bq	Summaarne pinnasaaste, Bq	Summaarne eriaktiivsus, Bq/kg			
				Co-60	Ni-59	Ni-63	Nb-94
<u>Aurugeneraatori sektsioon – primaarahela pump</u>	71000	1,20E + 09	9,32E + 07	2,00E + 02	2,32E + 01	1,68E + 04	
<u>Jahuti primaarahela filter</u>	2780	7,97E + 08	6,18E + 07	2,97E + 03	3,40E + 03	3,02E + 05	
<u>Surveseade</u>	6000	1,94E + 07	1,50E + 06	2,56E + 01	4,22E + 01	3,41E + 03	
<u>Primaarahela filter</u>	1980	7,96E + 07	6,18E + 06	4,02E + 02	4,58E + 02	4,25E + 04	
<u>Elektriline jahutuspump</u>	750	8,27E + 06	6,42E + 05	1,01E + 02	1,37 + 02	1,16E + 04	
<u>Primaarahela torustikud</u>	3000	1,21E + 08	4,02E + 04	3,94E + 02	4,09E + 02	3,94E + 04	
<u>Varjestuspaak</u>	66 180	3,10E + 11	–	9,00E + 03	6,20E + 04	4,50E + 06	4,99E + 03
<u>Betoonist varjestusplokid (reaktorile kõige lähemal)</u>	38 100	1,20E + 06	–	5,51E – 01	3,94E – 01	3,15E + 01	

Paksus kirjas ja allajoonitud käsitletakse radioaktiivse jäätmena.

Nagu tabelites 2.2.5 ja 2.2.6 esitatud tulemustest nähtub, tekib lühiealiseid madalaktiivseid jäätmeid reaktorisektsiooni nr 1 surveseadmete, reaktori jahutusvedeliku lisapumba VCEN 147, soojusvaheti VP2-1-0 ja betoonplokkide fragmenteerumise tõttu, reaktorisektsiooni nr 2 aurugeneraatori ploki – primaarahela pumba, primaarahela filtri, elektrilise jahutuspumba ja primaarahela torustike tõttu. Pikealiseid madal- ja keskaktiivseid jäätmeid tekib reaktorisektsiooni nr 1 aurugeneraatorite ja ühendatud torustike, jahuti HGCEN 601, jahuti HGCEN-146M, jahuti XVCEN 147M, aktiivsusfiltrite, primaarahela torustike, raud-vee varjestuspaagi ja reaktorisektsiooni nr 2 primaarahela filtrijahuti, varjestusanuma fragmenteerimise tõttu.

Varasemates projektides hinnati reaktorite seadmete saastumist ainult mõne korrosiooni radionukliidi suhtes. Jäätmete puuduvate omaduste hindamiseks kasutati NV-d. Võttes arvesse, et nikli kogust reaktorianuma materjalis oli võimalik hinnata suurusjärgu piires, kasutati ümberarvutatud NV kohaldamisel põhinukliidina Ni-63 radionukliidi. Tabelis 2.2.7 on

kokkuvõtlikult esitatud kõikide allveelaeva kestade sees olevate seadmete demonteerimise järel tekkivate jäätmevoogude omadused.

Tabel 2.2.7. Jäätmevood aastaks 2039

Jäätmeliik	Maht, m ³	Mass, kg	Nukliid	Aktiivsus, Bq
Lühiealine madalaaktiivne radioaktiivne jääde	89,36	1,53E + 05	Co-60	1,89E + 07
			Ni-59	2,51E + 07
			Ni-63	1,80E + 09
			C-14	3,07E + 08
			Sr-90	1,18E + 07
			Nb-94	5,63E + 05
			Cs-137	5,63E + 08
			Eu-152	2,88E + 08
			Eu-154	1,35E + 07
			Pu-238	3,16E + 04
			Pu-239	6,76E + 04
			Pu-240	1,97E + 04
			Am-241	3,94E + 04
Pikaealine madal- ja keskaktiivne radioaktiivne jääde	147,13*	2,28E + 05	Co-60	4,26E + 11
			Ni-59	1,34E + 12
			Ni-63	7,98E + 13
			C-14	1,16E + 13
			Sr-90	1,76E + 09
			Nb-94	4,14E + 08
			Cs-137	8,38E + 10
			Eu-152	1,51E + 12
			Eu-154	4,81E + 11
			Pu-238	4,69E + 06
			Pu-239	1,01E + 07
			Pu-240	2,93E + 06
			Am-241	5,87E + 06

* – Fragmenteeritud seadmete ruumala on 108,25 m³ (ilma reaktoriteta) ja kaal on 1,47E + 05 kg.

Eeldatakse, et vähemalt 0,58 m³ jäätmeid saab lisada 1 m³ betoonkonteinerisse, mille väline ruumala on 1,728 m³. Umbes 226 m³ {28,0 (kasutatud kinnised kiirgusallikad betoonis + väga madala radioaktiivsusega jäätmed betoonis) + 89,36 (lühiealised madalaktiivsed jäätmed) + 108,25 (pikaealised madal- ja keskaktiivsed jäätmed)} töötlemata jäätmete jaoks on vaja 390 konteinerit, mille väline ruumala on umbes 673 m³. Kahe reaktori puhul on konteinerite maht 70 m³ (2 × 35 m³). Varasemates uuringutes (2014–2015) oli reaktoritega (2 × 35 m³) reaktorite dekomissioneerimisest tulenev hinnanguline maht 987 m³. Praeguste uuringute põhjal, mis

hõlmavad ka reaktoreid, on lõppladustamise maht hinnanguliselt 743 m³ (673 + 70), st 24,7% vähem kui 2014–2015. aasta uuringutes.

2.3 Aurugeneraatorite proovide ja betoneeritud vedelate jäätmete setete analüüsid

Aurugeneraatoritest ja betoneeritud vedelate jäätmete setetest võetud proovides määrati laboratoorselt gammaaasteainete Co-60, Nb-94, Ag-108^m, Cs-137, Am-241, beetasaasteainete C-14, Ni-63, Sr-90 ja alfasaasteainete Pu-238, Pu-239 ja Pu-240 (Pu-239 + 240) aktiivsuskontsentratsioonid alltegevuse 2.24 raames. Tulemused radionukliidide aktiivsuskontsentratsiooni kohta proovides on esitatud tabelites 2.3.1 kuni 2.3.2.

Tabel 2.3.1. Gammakiirguse kiirgajate määramine betoon- ja metalliproovides

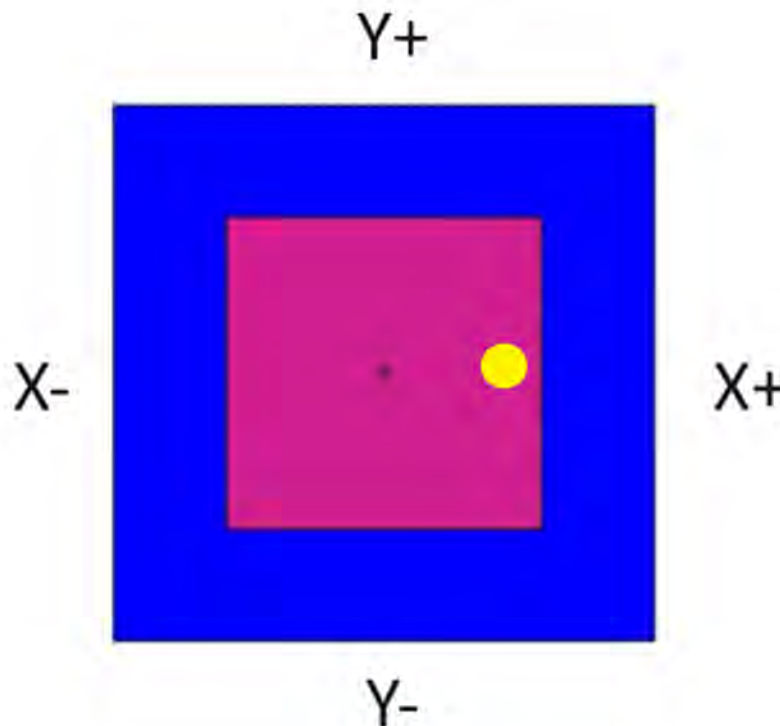
Proovi nr	Aktiivsuskontsentratsioon, Bq/kg				
	Co-60	Nb-94	Ag-108 ^m	Cs-137	Am-241
1	460 ± 28	12,4 ± 0,9	< 30	317 000 ± 20 000	< 200
2	523 ± 32	17,5 ± 1,2	< 30	271 000 ± 17 000	< 200
3	193 ± 12	5,3 ± 0,8	< 30	103 000 ± 7000	< 200
4	668 ± 40	22,4 ± 1,5	< 30	169 000 ± 11 000	< 200
5	763 ± 47	23,5 ± 1,5	< 30	206 000 ± 13 000	< 200
6	589 ± 37	20,6 ± 1,4	< 30	132 000 ± 8000	< 200
7	445 ± 28	14,0 ± 1,2	< 30	133 000 ± 8000	< 200
8	35,8 ± 4,7	< 2,0	< 30	65 700 ± 4000	< 200
9	273 ± 18	9,4 ± 0,7	< 30	28 000 ± 1700	< 200
10	97,3 ± 6,0	3,4 ± 0,6	< 30	15 800 ± 950	< 200
11	66,2 ± 4,1	3,1 ± 0,6	< 30	29 000 ± 1800	< 200
12	94,4 ± 5,8	3,0 ± 0,6	< 30	6370 ± 390	< 200
13	404 ± 25	12,3 ± 0,9	< 30	12 200 ± 750	< 200
14	872 ± 53	25,0 ± 1,6	< 30	16 400 ± 990	< 200
15	317 ± 20	9,1 ± 0,7	< 30	9800 ± 590	< 200
16	758 ± 47	22,3 ± 1,5	< 30	28 200 ± 1700	< 200
17	24 300 ± 1500	1730 ± 110	700 ± 50	8900 ± 540	400 ± 25
18	40,0 ± 2,5	< 2,0	< 30	134 ± 12	< 200
19	39 300 ± 2400	216 ± 15	< 30	1000 ± 70	340 ± 21
20	246 000 ± 15 000	1120 ± 80	< 30	3070 ± 200	1270 ± 80

Tabel 2.3.2. Beeta- ja alfa-kiirguse määramine betoon- ja metalliproovides

Proovi nr	Aktiivsuskontsentratsioon, Bq/kg				
	C-14	Ni-63	Sr-90	Pu-238	Pu-239 + 240
1	92 600 ± 10 800	8300 ± 1900	27 700 ± 6500	12,6 ± 0,9	9,1 ± 0,6
2	66 100 ± 7700	6300 ± 1400	13 200 ± 2900	7,2 ± 0,5	7,0 ± 0,5
3	29 600 ± 3600	2200 ± 500	735 ± 170	3,1 ± 0,2	2,7 ± 0,2
4	57 600 ± 6700	9500 ± 2100	5000 ± 1100	4,4 ± 0,3	3,2 ± 0,2
5	63 400 ± 8000	13 000 ± 2900	12 000 ± 2700	5,5 ± 0,4	4,0 ± 0,3
6	47 600 ± 6000	9400 ± 2070	4100 ± 900	5,3 ± 0,4	3,8 ± 0,3
7	43 400 ± 5400	7700 ± 1700	3600 ± 810	3,5 ± 0,2	2,5 ± 0,2
8	37 500 ± 4700	89 ± 21	1850 ± 420	2,4 ± 0,2	2,0 ± 0,1
9	35 100 ± 4400	2980 ± 680	348 ± 77	< 2	< 2
10	73 500 ± 9500	1200 ± 280	270 ± 62	< 2	< 2
11	57 300 ± 6700	530 ± 120	135 ± 30	< 2	< 2
12	121 000 ± 14 200	1300 ± 300	220 ± 49	< 2	< 2
13	55 400 ± 6900	6500 ± 1500	293 ± 64	< 2	< 2
14	86 400 ± 11 000	13700 ± 3100	312 ± 70	< 2	< 2
15	126 000 ± 15 800	4200 ± 1000	206 ± 48	< 2	< 2
16	122 000 ± 14 400	11 900 ± 2600	437 ± 98	< 2	< 2
17	175 000 ± 22 000	5500 ± 1300	510 ± 120	203 ± 14	246 ± 17
18	900 ± 200	< 30	< 20	< 2	< 2
19	142 000 ± 17 800	8600 ± 1900	166 ± 37	152 ± 11	206 ± 14
20	404 000 ± 47 000	49 000 ± 11 000	334 ± 78	530 ± 37	790 ± 55

2.4 Tammiku rajatise betoonkonteinerite kiirgusallikate gammaspektrometriline iseloomustus

Tammiku jäätmeoidlast eemaldatud kinniseid kiirgusallikaid sisaldavate kastidega betoonkonteinerite BE 251 ja BE 252 gammakiirgusspektrite mõõtmine on teostatud kaasaskantava spektromeetriga (Ortec'i seade ISO-Cart-85). Töö teostati all-tegevuse 2.24 raames. Mõõtmised näitasid, et nii keskkonna doosikiiruse kui ka loenduskiiruse määrad gammakiirguse spektri piikidesvarieeruvad teataval määral. See kinnitab aktiivsusjaotuse ebaühtlust ja varjestuse kvaliteedi varieeruvust konteinerite sees, mis põhjustab kiirguse erinevat nurgakõrguse sumbumist. Seetõttu teostati konteinerite gammaspektri simulatsioon MCNP6.2 koodipaketiga, varieerides konteinerite sees oleva kiirgusallika asukohta (vt joonis 2.4.1), konteinerite seina betooni tihedust ja konteineri jäätmetega täitumise tihedust.



Joonis 2.4.1 Betoontonteineri, mille ühe seina lähedale on paigutatud homogeenselt jaotatud radioaktiivne kiirgusallikas (kollase värviga), horisontaalne ristlõige.

Võrreldes konteineri BE 251 mõõtetulemusi simuleeritud jaotustega, vastab lähim konfiguratsioon seina betooni tihedusele $2,2 \text{ g/cm}^3$, jäätmetega täitumise tihedusele $0,5 \text{ g/cm}^3$ ja konteineri keskmest 15 cm kaugusel küljel paiknevale Cs-137 allikale. See vastab konservatiivselt Cs-137 algaktiivsusele 1000 GBq. Konteineri BE 252 puhul annab sarnane allika jaotumine 30 GBq Co-60 allika aktiivsust ja 35 000 GBq Cs-137 aktiivsust

2.5 Reaktorite kontrollvarraid sisaldavate betoonkonteinerite gammaspекtrometriline iseloomustamine.

Dekomissioneeritud kontrollvarraste peamiste gammakiirgajate aktiivsuse määramiseks viidi läbi neutronspektri modelleerimine MCNP6.2 abil, et saada võimalik radionukliidide nimekiri aktiveeritud Eu_2O_3 kontrollvarrastest kõrge rikastusega tuumkütuse (20% esialgne rikastamine U-235-ga) reaktoris VM-A. See töö tehti all-tegevuse 2.24 raames.

Hiljem viidi kontrollvarraid (Eu_2O_3) sisaldavate konteineritega läbi teine MCNP6.2-modelleerimine, et simuleerida gammadetektori reageerimist kalkuleeritud aktiveeritud Eu allikast. Radionukliidide inventuuri, eelkõige Eu-152/Eu-154 suhet, kasutati selleks, et hinnata gammaspекtri omadusi väljaspool betoonkonteinerit. Arvutatud gammaspекtrit võrreldi katseliselt saadud spektriga, hinnati dekomissioneeritud kontrollvarraste peamiste gammakiirgajate aktiivsuse määramise tehtud eeldusi ja tehti ettepanek ümberhinnata Eu isotoopide aktiivsuse väärtused.

Varem mõõdetud gammaspекtreid on analüüsitud automatiseeritud ISO-CART protseduuri abil ja tõenäoliselt on analüüs tehtud kõrgeima gammasaagisega, kuid madalate gammaenergia piikide põhjal. Kui võtta arvesse suurema energiaga gammajooni, mis väljuvad konteinerist ja on spektris nähtavad, saab Eu-152 aktiivsust täpsemalt määrata.

Radionukliidide Eu-152 ja Eu-154 uus summaarne aktiivsus määrati olemasolevast väiksema määramatusega, simuleerides radionukliidide teket reaktoris ja gammakiirguse neeldumist konteinerites. Eu isotoopide aktiivsuse A praegused uued väärtused on esitatud tabelis 2.5.1.

Tabel 2.5.1. Isotoopide aktiivsuse uued väärtused seisuga 01.12.2023

Nukliid	Konteiner			
	CRC-1	CRC-2	CRC-3	CRC-4
	A, TBq	A, TBq	A, TBq	A, GBq
Co-60	0.05 ± 0.02 TBq	0.2 ± 0.1 TBq	0.1 ± 0.05 TBq	0.14 ± 0.06 GBq
Cs-137	0.2 ± 0.1 TBq	5.1 ± 3.3 TBq	0.66 ± 0.44 TBq	43 ± 14 GBq
Eu-152	4,6 ± 1,6	31 ± 11	6,8 ± 2,8	0,2 ± 0,1
Eu-154	0,6 ± 0,2	3,1 ± 1,4	1,0 ± 0,4	< 0,05

2.6 Paldiski objekti radioloogiline uuring

Paldiski objekti radioloogiline uuring viidi läbi alltegevuse 4.6 raames.

2.6.1 Pakri poolsaare looduslik kiirgusfoon

Esialgset mõõtmised on näidanud, et vähemalt mõnes Paldiski objekti territooriumi osas on pinnase Cs-137 eriaktiivsus (5 Bq/kg) isegi väiksem kui Paldiskist umbes 50 km kaugusel asuval Eesti maapinnasel (11 Bq/kg).

Analüüsitud on kirjanduse ja kaartide andmeid, et leida Pakri poolsaarel kaks sarnaste geomorfoloogiliste omaduste ja elustikuga asustamata ala. Välja valiti kaks proovivõtukohta: üks (idapoolne võrdluskoht) asub umbes 2 km kaugusel idasuunas (koordinaatidega 59,349 N, 24,156 E) Paldiski objektist (joonisel 2.6.1 tähistatud proovivõtukohtade 181–184 ümber; eraldi veeproovi võtmise koht nr 184 valiti seetõttu, et seal ei ole pinnavett), teine proovivõtukoht (põhjapoolne võrdluskoht) asub põhja suunas (59,373 N, 24,115 E) umbes 1 km kaugusel Paldiski objektist (tähistega 185–188 tähistatud proovivõtukohtade ümber). Kohapealse visuaalse kontrolli järelkinnitati need kohad sobivateks võrdluskohtadeks loodusliku kiirgusfooni määramiseks.



Joonis 2.6.1 Proovivõtukohtade asukoht Paldiski objekti lähedal asuval võrdluskohtadel

Gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised on tehtud mõlemas asukohas mitmes umbes 100 m² alal, et välistada foonimõõtmiste erinevused. Tüüpilised ümbritseva keskkonna doosikiiruse väärtused jäid mõlemas kohas vahemikku 0,10 µSv/h kuni 0,12 µSv/h.

Esinduslike proovivõtukohtade määramiseks võrdluskohtades on kasutatud gammakiirguse doosi ja spektroskoopiliste mõõtmiste tulemusi. Igast kohast võeti 5 pinnaseproovi eri sügavustest, 2 rohuproovi ja 2 veeproovi gammakiirgajate (Be-7, K-40, Cs-137, Ra-226, Pb-

210) aktiivsuskontsentratsioonide mõõtmiseks ja raskesti mõõdetavate radionukliidide kontsentratsioonide määramiseks laboris.

Mõõtmistulemuste analüüs näitab, et gammakiirgajate suurim eriaktiivsus mõlemas võrdluskohas erineb vähem kui 3 korda ja see jääb kaugelt alla vabastamistasemetele. Teiste gammaaasteainete ning alfa- ja beetasaasteainete aktiivsus proovides oli alla määramispiiri (C-14 < 1,5 Bq/kg, Co-60 < 0,5 Bq/kg, Ni-63 < 1,8 Bq/kg, Sr-90 < 0,9 Bq/kg, Nb-94 < 0,5 Bq/kg, Am-241 (gamma) < 8 Bq/kg, Pu-238 < 0,005 Bq/kg, Pu-239 + 240 < 0,005 Bq/kg). Seega võib järeldada, et mõõtmised nendes kohtades annavad Pakri poolsaare looduslikust kiirgusfoonist piisava ülevaate.

2.6.2 Paldiski objekti kiirgusuuring

Paldiski objekti territooriumil eristati kaks uuritavat üksust pärast objektil toimunud ajalooliste tegevuste andmete analüüsimist. Joonisel 2 näidatud metalli- ja betoonpiirdega piiritletud ala (punaste joonte vaheline ala) liigitati esialgu saastumata piirkonnaks ja see moodustas uuritava üksuse nr 1. Joonisel 2.6.2 näidatud metalli- ja betoonpiirdega piiritletud piirkond (punaste joonte vahel) liigitati esialgu võimaliku saastega piirkonnaks ja see moodustas uuritava üksuse nr 2.



Joonis 2.6.2 Paldiski objekti saastumata ala (vasakul, 20,82 ha) ja võimalik saastunud ala (paremal, 8,359 ha).

Paldiski objekti territooriumi radioloogiline uuring hõlmas kogu territooriumi (juurdepääsetav kõndides uuritavasse üksusesse nr 1, ilma noorde metsa sisenemata, ja uuritavasse üksusesse nr 2). Gammafooni mõõtmiseks läbiti neid aeglaselt ja peatumata kõndides (liikumiskiirus on u 0,5 m/s) kaasaskantavate mõõteriistadega, et määrata kindlaks piirkonnad, mille gammakiirguse tase on suurem kui 0,20 $\mu\text{Sv/h}$ (mõjutatud piirkonnad). Käimiseks kasutatud paralleelsete joonte vaheliseks kauguseks seati 5 m.

Uuritava üksuse nr 1 territooriumi skaneerimise ajal (joonisel 2.6.3 on näidatud rajad) teostati gammakiirguse doosikiiruse täiendavad mõõtmised, peatudes iga 50 m järel mõnes rajajoone

punktis. Kuna enamikku noore metsa osadest ei olnud võimalik skaneerida, on mõõtmised teostatud piki selle perimeetrit. Mõõtmiskohtade vaheline kaugus on antud juhul olnud umbes 5 m. Keskmine kiirguse tase uuritavas üksuses nr 1 oli $0,13 \pm 0,02 \mu\text{Sv/h}$. Üheski piirkonnas ei ole doosikiiruse väärtus suurem kui $0,20 \mu\text{Sv}$.

Uuritavas üksuses nr 2 (rajajooni on näidatud joonisel 2.6.4) oli kokku 42 paralleelset joont. Paralleelsete joonte pikkus varieerus vahemikus 90 m kuni 450 m sõltuvalt skaneeritavast asukohast. Uuringuüksuse nr 2 territooriumi on skaneeritud aeglaselt paralleelsete rajajoontega, peatudes iga 5 m järel, et registreerida gammakiirguse doosikiiruse mõõtmise tulemus peatumiskoha ümber. Mõõtmistulemused on keskmistatud igal paralleelsel rajajoonel, arvatud on standardhälve ja suhteline viga. Väliskeskonna doosikiiruse mõõtmistulemused on kokkuvõtlikult esitatud tabelis 2.6.1.



Joonis 2.6.3 Territooriumi skaneerimisradade asukoht üksuses nr 1



Joonis 2.6.4 Territooriumi skaneerimisradade asukoht üksuses nr 2

Tabel 2.6.1. Paralleelsete rajajoonte keskkonna doosikiirus uuritavas üksuses nr 2.

Joone nr.	Näitude arv joone kohta	Gammakiirguse doosikiirus		
		Keskmine, $\mu\text{Sv/h}$	Standardhälve, $\mu\text{Sv/h}$	Mõõtemääramatus, % ($k = 2$)
1	19	0,132	0,004	8,7
2	19	0,132	0,005	9,8
3	19	0,128	0,003	8,2
4	19	0,132	0,004	9,0
5	19	0,130	0,004	9,1
6	19	0,129	0,004	8,8
7	76	0,130	0,004	8,8
8	76	0,132	0,005	9,3
9	76	0,130	0,004	8,8
10	76	0,130	0,004	8,8
11	76	0,129	0,004	8,5
12	76	0,139	0,010	15,2
13	76	0,141	0,010	15,0
14	47	0,132	0,005	9,0
15	47	0,132	0,005	9,3
16	47	0,132	0,004	8,7
17	47	0,132	0,005	9,2

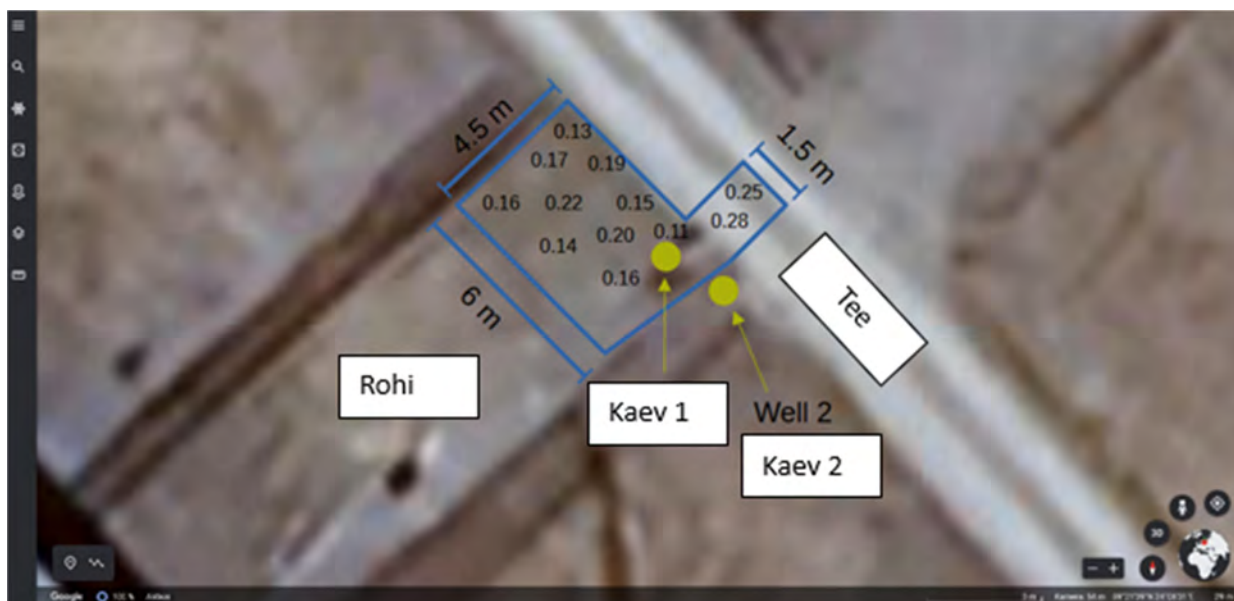
18	47	0,132	0,005	9,0
19	58	0,132	0,004	8,5
20	58	0,132	0,005	9,3
21	76	0,131	0,005	9,4
22	76	0,132	0,010	16,1
23	69	0,135	0,024	36,7
24	69	0,132	0,004	9,3
25	83	0,132	0,004	9,0
26	90	0,132	0,005	9,4
27	90	0,129	0,005	10,5
28	90	0,129	0,004	8,8
29	90	0,131	0,004	8,5
30	90	0,131	0,004	8,4
31	90	0,130	0,003	7,8
32	88	0,132	0,004	8,8
33	88	0,132	0,004	8,7
34	90	0,132	0,005	9,3
35	90	0,132	0,005	9,3
36	90	0,132	0,005	9,3
37	90	0,131	0,005	9,5
38	90	0,132	0,005	9,4
39	90	0,132	0,005	9,4
40	90	0,132	0,005	9,4
41	90	0,131	0,004	8,9
42	90	0,132	0,005	9,4
Kokku	2896			

Mõnes peahoone lähedal asuvas kohas määrati väliskeskkonna doosikiiruse mõningane tõus kuni 0,15-0,16 $\mu\text{Sv/h}$, mis on suure tõenäosusega põhjustatud peahoonest lähtuvast kiirgusest. Sarnast mõju võib täheldada rajajoontel, mis läbisid saastunud ala (ALA 2), puhul. ALA 2 on ainus saastunud ala territooriumil. ALA 2 skaneerimise tulemus ületas väärtust 0,20 $\mu\text{Sv/h}$. ALA 2 asub peahoonest umbes 30 m kaugusel põhja suunas (vt joonis 2.6.5). Saastunud piirkond on joonisel 2.6.5 tähistatud kahe värviga: roheline ja kollane. Kollase märgistusega on tähistatud koht asfaltkattega teel, rohelisega on tähistatud koht murul, kus on tuvastatud suurem kiirguse tase. ALA 2 hõlmab ka vihmavee kanalisatsioonikaevu (joonisel 2.6.6 kaev 1). Saastunud ala täpsemaks määramiseks tehti täiendavad gammakiirguse doosikiiruse ja *in situ* gammaspektrometria mõõtmised. Doosikiirus ALA 2 murupinnal varieerus vahemikus 0,11 $\mu\text{Sv/h}$ kuni 0,22 $\mu\text{Sv/h}$ (joonis 2.6.6). See näitab, et ALA 2 saastatus ei ole homogeenne,

suuremal alal on väiksemaid alasid, kus saastatus ei ole kõrgendatud tasemega, mis väljendub murupinnal kuni kahekordse loodusliku fooni tasemes. Lisaks oli suurim doosikiirus, mis mõõdeti asfaltkattega teel asuvas kohas 0,24 $\mu\text{Sv/h}$. Saastunud ala suurus on kokku kuni 30 m^2 .



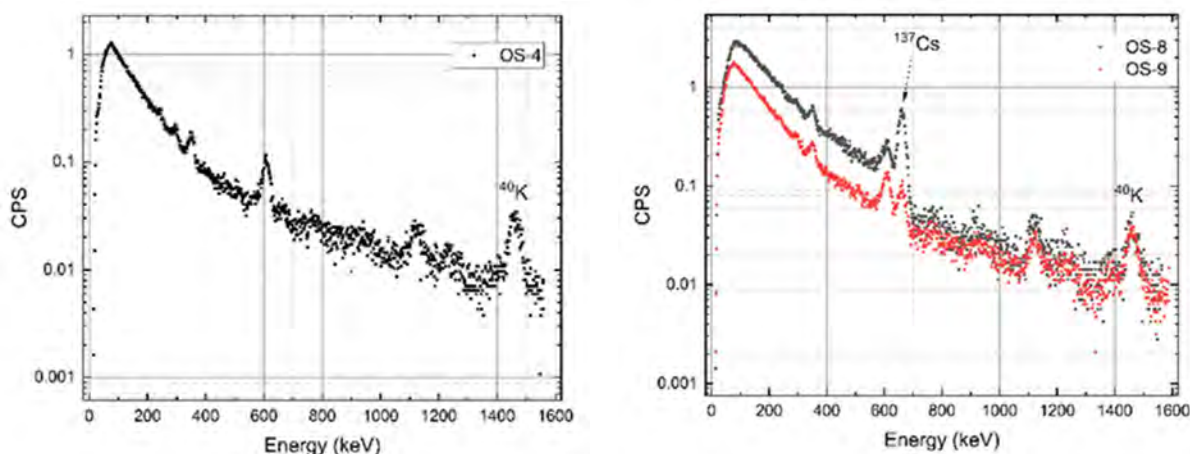
Joonis 2.6.5 Saastunud piirkond (ALA 2) Paldiski objekti territooriumil.



Joonis 2.6.6 Saastunud piirkond (ALA 2) Paldiski objekti territooriumil, gammakiirguse doosikiirus

Keskmine doosikiirus uuritavas üksuses nr 2 oli $0,13 \pm 0,02 \mu\text{Sv/h}$. Täheldatud doosikiiruse suurem varieeruvus oli tingitud kõrgendatud tasemetest mitmes kohas, kus määrati massiivsetest kividest tulenev looduslik radioaktiivsus. Näiteks mõõdeti mõne kivi pinnal doosikiiruse väärtuseks 0,6–0,7 $\mu\text{Sv/h}$.

Teine mõõtmiste kampaania oli suunatud esialgsete tulemuste kinnitamisele ja saastunud piirkonna üksikasjalikumale iseloomustamisele. Gammaspetsimeetrilised *in situ* mõõtmised tehti CeBr_3 detektoriga varustatud gammaspetsimeetriga, saamaks lisateavet gammakiirgajate kohta. Spektromeetrisi mõõtmisi tehti eri sügavustel kaevus 1. 4 spektromeetrisi mõõtmist tehti piirkonnas, kus saastumist ei leitud, ja 4 mõõtmist piirkonnas ALA 2. Oluline on märkida, et need mõõtmised olid kvalitatiivsed, spetsiaalselt mõeldud gammakiirgajate jaoks, mis määravad esmajärjekorras doosikiiruse. Hiljem teostati proovide kvantitatiivsed mõõtmised nii destruktiivsete kui ka mittepurustavate meetoditega. Mõõdeti loodusliku fooni ja saastunud piirkonna ALA 2 lähedal asuva kaevu normaliseeritud *in situ* gammaspetsimeetrid (joonis 2.6.7).



Joonis 2.6.7; Loodusliku fooni kiirguse normaliseeritud *in situ* gammaspetsimeetrid (vasakul) ja saastunud ala gammaspetsimeetrid (paremal).

2.6.3 Proovide võtmine

Esinduslike proovivõtukohtade määramiseks on kasutatud doosikiiruste ja spektroskoopiliste mõõtmiste tulemusi. Maa-alad, millel on sarnane gammakiirguse doosikiirus ja sarnane nukliidide aktiivsus, ühendati ühte proovivõtuüksusse. Kasutati spetsiaalseid proovivõtuvahendeid, näiteks puure. Radioloogiliseks analüüsiks võeti 42 proovi. Pinnaseproovid võeti maapinnalt ja kuni 30 cm sügavuselt (0–10 cm, 10–20 cm ja 20–30 cm).

Kolm pinnaseproovi on võetud muruplatsilt, kus kiirguse tase ulatus väärtuseni 0,2 $\mu\text{Sv/h}$ saastunud piirkonna ALA 2 juures, asfalttee lähedal. Tulemused näitasid, et Cs-137 aktiivsuskontsentratsioon suureneb sügavusega ja doosikiirus suureneb vastavalt nimetatud kihtides: (

0-10 cm: 427 ± 52 Bq/kg ja (0,2–0,3) $\mu\text{Sv/h}$;

10-20 cm: (2660 ± 320) Bq/kg ja (0,6–0,7) $\mu\text{Sv/h}$;

20-30 cm: $(11\,450 \pm 1380)$ Bq/kg ja (1,4–1,6) $\mu\text{Sv/h}$.

2.6.4 Nukliidide aktiivsuskontsentratsiooni määramine

Kõikide gammakiirgajate aktiivsuskontsentratsioonid proovides on määratud laboris. Gammakiirguse kiirguse eriaktiivsuse mõõtmise tulemused proovides, mis on võetud Paldiski objekti territooriumil asuvatest kohaliku saaste poolt mõjutamata piirkondadest, näitavad, et Paldiski objekti proovide eriaktiivsus on tüüpiline Pakri poolsaare üldisele olukorrale.

Erinevate Pu-isotoopide eriaktiivsuse suhtarvude võrdlus tuumkütuse Pu-isotoopide eriaktiivsuse simulatsiooni tulemustega (simulatsiooni tulemused on esitatud alapeatükis 2.2) näitab, et piirkonna ALA 2 saastumine pärineb reaktorist. Seda järeldust toetab asjaolu, et saastunud piirkonna all on toru, mida kasutati saastunud vee transportimiseks reaktoritest vedeljäätmete käitluskompleksi. Saastumise sügavusprofiil (tehislike radionukliidide eriaktiivsuse suurenemine sügavuse kasvades) näitab samuti ALA 2 saastumise seotust selle all oleva toruga.

2.6.5 Nukliidide koostise määramine

Paldiski objekti territooriumi radioloogiline uuring näitas, et kogu uuritava üksuse nr 1 territoorium ja peaaegu kogu uuritava üksuse nr 2 territoorium, välja arvatud umbes 30 m² suurune piirkond (ALA 2), ei ole saastunud. Radionukliid Cs-137 on ainus gammakiirgaja mida täheldati piirkondades, mida kohalik saaste ei ole mõjutanud ja mis on seotud uraani ja plutooniumi isotoopide lõhustumisega. Tüüpiliselt on Cs-137 saastesellistes piirkondades pärit globaalsest radioaktiivsest sadestumisest (radioaktiivsete aerosoolide sadestumine atmosfäärist pärast tuumarelvakatsetusi või sadestumine pärast tuumaelektrijaamade õnnetusi). Loodusliku radioaktiivsuse tüüpilised esindajad on Pb-210, Ra-226 (esindab U-238 lagunemisahelat), As-228 (esindab Th-232 lagunemisahelat) ja K-40. Aktiivsuse mõõtmistulemused näitavad, et nukliidide kontsentratsiooniväärtused Paldiski objekti mõjutamata piirkondades vastavad Pakri poolsaare taustafoonile ja on tunduvalt madalamad kui vabastamistasemed.

Kuna saastumise allikaks piirkonnas ALA 2 on pärit reaktoritest, määrati kõikide saastunud piirkondade jaoks ühine nukliidide vektor (esitatud alapeatükis 2.2). Võtmekliid Cs-137 sobib FPNC territooriumil kõikide teiste saastunud alade (sealhulgas reaktorite sektsioonide ja MB saastunud ala) kogu saaste (reaktoritest ja jäätmekäitlusest tingitud saastatuse) iseloomustamiseks.

Tabelis 2.6.2 on esitatud radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonid (keskmised, maksimaalsed ja minimaalsed tuvastatud väärtused) ALA 2 pinnaseproovides ning võrdluseks väljaarvamise ja vabastamise aktiivsuskontsentratsioonid ning aktiivsuskontsentratsioonid hoone taaskasutamise või lammutamise korral. Tabelis 2.6.3 on esitatud mõõdetud Cs-137 aktiivsuskontsentratsioonist nukliidide vektori abil tuletatud keskmised aktiivsuskontsentratsioonide väärtused kõikide pikaajalise kiirgusohutuse seisukohalt oluliste radionukliidide jaoks, (välja arvatud Cs-137 ise), . Radionukliidide Cs-137, Eu-152 ja Eu-154 ülempiirid on kõrgemad kui radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonide vabastamistase hoone taaskasutamiseks või lammutamiseks. Cs-137 aktiivsuskontsentratsioon ületab hoone taaskasutamise või lammutamise tasemeid 5-kordselt, samuti ületab Eu-isotoopide ülempiir taaskasutamise või lammutamise tasemeid 2-kordselt (Eu-154 puhul) ja 8-kordselt (Eu-152 puhul), kui võtta arvesse konservatiivset lähenemisviisi.

Keskmised ja konservatiivsed (ülempiir) aktiivsuskontsentratsioonid Paldiski objekti territooriumi saastunud piirkonnas (AREA 2), mis põhinevad nukliidide vektoril, on esitatud tabelis 2.6.3.

Tabel 2.6.2. Radionukliidide aktiivsuskontsentratsioonid (Bq/kg) ALA 2 proovides

Nukliid	Keskmine väärtus	Max	Min	Vabastamistase
Co-60	0,6 ± 0,04			1,0E + 02
Cs-137	(4,9 ± 0,8) · 10 ³	(1,8 ± 0,3) · 10 ⁴	430 ± 50	1,0E + 02
C-14	40 ± 9			1,0E + 03
Pu-239/240	0,06 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,04 ± 0,01	1,0E + 02
Pu-238	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,02 ± 0,004	1,0E + 02
Am-241	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,02	0,01 ± 0,003	1,0E + 02
Ni-63	7 ± 1	15 ± 3	2,3 ± 0,5	1,0E + 05
Sr-90	33 ± 5	87 ± 15	5,4 ± 1	1,0E + 03
Ra-226	150 ± 20	260 ± 30	86 ± 12	1,0E + 03
Pb-210	5 ± 1	7 ± 0,4	3,3 ± 0,2	1,0E + 03

Tabel 2.6.3. Nukliidide aktiivsuskontsentratsioonid (Bq/kg) saastunud piirkonnas nukliidide vektori põhjal

Nukliid	Keskmine	Ülempiir	ECL	RRL
C-14	2,7E + 02	4,7E + 02	1,0E + 03	1,0E + 04
Ni-59	1,5E – 01	3,5E + 01	1,0E + 05	1,0E + 06
Co-60	2,6E – 01	3,7E – 01	1,0E + 02	1,0E + 04
Ni-63	1,3E + 01	3,1E + 03	1,0E + 05	1,0E + 06
Sr-90	3,7E + 01	1,1E + 02	1,0E + 03	1,0E + 03
Nb-94	1,4E – 02	3,3E + 00	1,0E + 02	1,0E + 02
Cs-137	4,9E + 03	6,5E + 03	1,0E + 02	1,0E + 03
Eu-152	3,6E + 00	8,4E + 02	1,0E + 02	1,0E + 02
Eu-154	8,1E – 01	1,9E + 02	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-238	1,3E – 01	2,0E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-239	1,1E – 01	3,9E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Pu-240	3,2E – 02	1,1E – 01	1,0E + 02	1,0E + 02
Am-241	2,0E + 01	2,7E + 01	1,0E + 02	1,0E + 02

2.6.6 Paldiski objekti iseloomustus vastavalt saastatuse tasemele

Paldiski objekti territooriumi iseloomustamise tulemused vastavalt saastatuse tasemele on esitatud joonisel 6. Suurema osa territooriumi iseloomustamiseks, välja arvatud noore metsa piirkond, on kasutatud statistiliselt usaldusväärseid mõõtmistulemusi. Noore metsa piirkonna saastatust on hinnatud selle läheduses tehtud mõõtmistulemuste ekstrapoleerimise teel.

Kõik metalliaia ja betoonist aia vahelised alad (uuritav üksus nr 1), nagu on näidatud joonisel 2.6.8, ning metallist tara sees olev ala (uuritav üksus nr 2) on klassifitseeritud mõjutamata aladeks, välja arvatud punase ringiga märgitud saastunud ALA 2. ALA 2 asub asukohapunkti 59,360902 N ja 24,108692 E ümber. Saastunud ala suurus on umbes 30 m². Gammakiirguse tase saastunud piirkonna maapinnal varieerub vahemikus 0,11 µSv/h kuni 0,24 µSv/h, mis näitab saastatuse mittehomoogeenset iseloomu. Saastunud pinnase sügavus ületab 4 m. Sügavamad kihid on saastunud rohkem kui pinnakihid.



ALA 2

Joonis 2.6.8 Paldiski objekti iseloomustus vastavalt saastatuse tasemele

2.7 Erikanalisatsioonikaevu ümbruse radioloogiline uuring

Saastunud ala üksikasjalikuks iseloomustamiseks puuriti all-tegevuse 2.24 raames puuraugud. Saastunud piirkonna pinnas on üsna keerulise iseloomuga ning sisaldab erineva päritoluga takistusi (kivid, varasemate ehitiste jäänused jne), mis takistavad tavapärasest puurimist ehk puuri tungimist vajalikule sügavusele (tavaliselt kuni 4–5 m), mis võimaldab saastatuse ulatust tõhusalt hinnata.

Kui puurimine sügavamale kui 1 m ei õnnestunud, valiti puurimiseks teine asukoht. Kokku tehti valitud kohtades maapinda aukude puurimiseks 11 katset. Peaaegu kõikidel juhtudel võeti kivimiproovid.

Igasse puuritud auku sisestati 113 mm PVC-toru (siseläbimõõt 103 mm). Gammasektrid võeti puuraugu eri sügavustel $CeBr_3$ gammadetektoriga. Leiti, et Cs-137 on gammakiirgaja, mille aktiivsus ületab kõikides puuraukudes kõiki teisi tehiskäite saasteaineid.

SCIONIX $CeBr_3$ stsintillatsioonidetektoriga teostatud gammasektrimeetria tulemuste tõlgendamisel kasutati MCNP6 koodipaketti puuraugu sees oleva kivimi Cs-137 aktiivsuskontsentratsiooni simuleerimiseks. Arvutusmudel sisaldas $CeBr_3$ detektorit koos kaitsega, plasttoru ja 50 cm paksust kivikihti. Plastikmaterjalina kasutati PVC, kivimaterjalina ränidioksiidi SiO_2 ning detektori kaitseks teflonit ja alumiiniumit. Simulatsioon näitas, et detektor suudab registreerida gammakvante ligikaudu kuni 50 cm paksusest kivimikihist.

Igast puuraugust võeti vähemalt kaks proovi, mida analüüsiti laboris radionukliidide kontsentratsiooni määramiseks. Kokku uuriti 24 proovi.

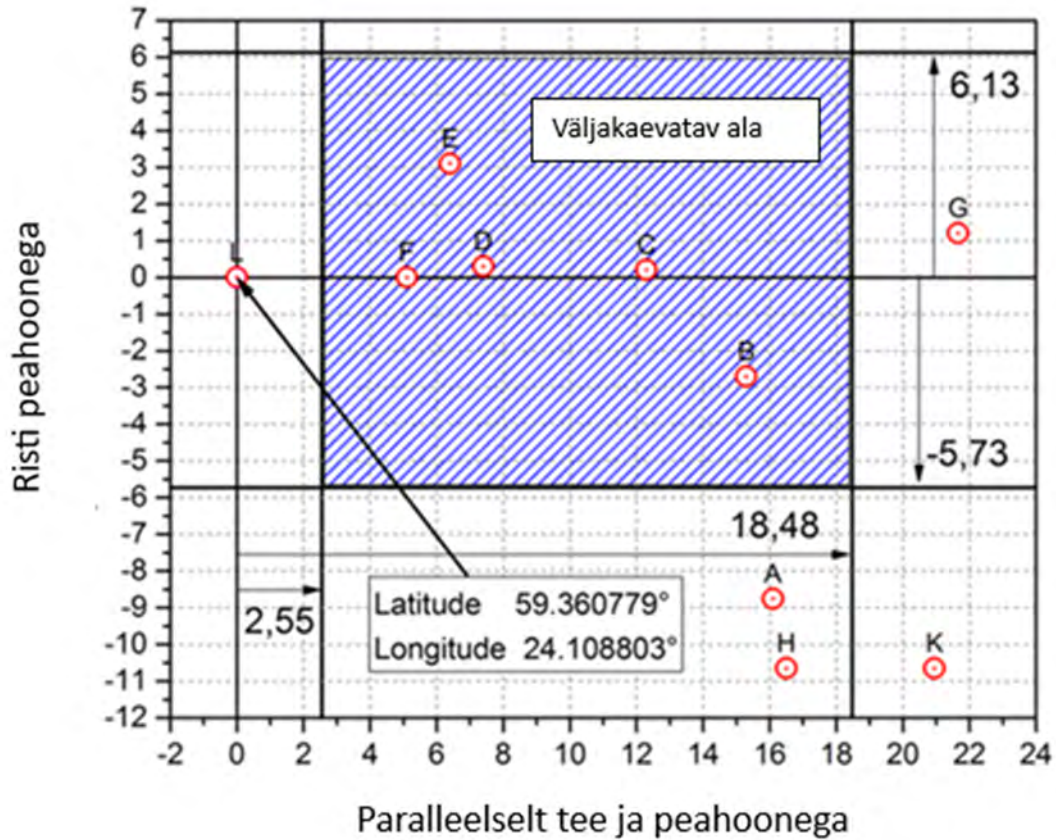
Kui proovis on tuvastatud gammakiirgajad, siis määrati 12 proovis lisaks gammakiirgajatele ka beetakiirgajate C-14, Ni-63, Sr-90 ja alfakiirgajate Pu-238, Pu-239 + 240 aktiivsuskontsentratsioonid. Ainus nukliid, mille aktiivsuskontsentratsioon proovides ületab materjalide vabastamise väärtuseid on Cs-137.

Võttes arvesse teavet kivimiproovide aktiivsuskontsentratsiooni kohta, saab ligikaudselt kindlaks määrata saastunud ala suuruse. Saastunud ala asukoht ja esialgsed mõõtmed konservatiivse hinnangu alusel on esitatud joonisel 2.7.1. Kaevandatava piirkonna mõõtmed on järgmised: pikkus (paralleelselt asfalttee ja MB-ga) – 15,93 m; laius (risti asfalttee ja MB-ga) – 11,86 m.

Saadud pinnase maht on: $15,93 \text{ m} \times 11,86 \text{ m} \times 5 \text{ m} = 944,65 \text{ m}^3$.

IAEA ohutusnormide seeria dokument GSR 3. osa nõue nr 48 ütleb, et „parandus- ja kaitsemeetmed peavad olema põhjendatud ning kaitse ja ohutuosimeeritud“. „Eeldatakse, et parandus- või kaitsemeetmed toovad piisavalt kasu, et kaaluda üles nende rakendamisega seotud kahjulikud tagajärjed, sealhulgas kahjulikud tagajärjed kiirgusohu näol. Parandusmeetmete rakendamine ei tähenda kogu radioaktiivsuse või kõikide radioaktiivsete ainete jälgede kõrvaldamist. Optimeerimisprotsess võib viia ulatuslike parandusmeetmeteni, kuid mitte tingimata saastumise eelse olukorra taastamiseni.“

Seetõttu on soovitatav hinnata olukorda tulevikus ning otsida sobivat ja põhjendatud lahendust.



Joonis 2.7.1 Saastunud kivimi kaevandamise piirkonna lokaliseerimine

Saastunud pinnase keskmine aktiivsuskontsentratsioon kaevandamise piirkonnas on 1294 Bq/kg (Cs-137), maksimaalne mõõdetud aktiivsuskontsentratsioon on 7300 Bq/kg (Cs-137). Tabelis 2.7.1 on esitatud kokkuvõtte kaevandatava kivimi aktiivsuse arvutamise tulemustest.

Tabel 2.7.1. Saastunud piirkonnast kaevandatava kivimi Cs-137 aktiivsus

Kivimi omadused			Aktiivsuskontsentratsioon, Bq/kg		Summaarne aktiivsus, Bq	
Maht, m ³	Tihedus, kg/m ³	Mass, kg	Keskmine	Maksimaalne	Keskmine	Maksimaalne
944,65	1600	1,51E + 06	1294	7300	1.96E + 09	1,10E + 10

3. DEKOMISSIONEERIMISE ALTERNATIIVIDE UURING

3.1 Nullalternatiiv

3.1.1 Nullalternatiivi valikuvõimaluste läbivaatamine

Nullalternatiivi, s.t kasutuselt kõrvaldatud reaktorisektsioonide säilitamist ja pakendatud radioaktiivsete jäätmete ladustamist Paldiski objektis asuvas vahehooldas analüüsiti alltegevuse 5.1 raames.

Seda kontseptsiooni peetakse alternatiiviks reaktorisektsioonide dekomissioneerimisele. Nullalternatiivi valik tehakse järgmiste võimalike valikute hulgast:

- 1. valik: reaktorite ohutu hoiustamise pikendamine täiendavaks ajaks ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine;
- 2. valik: reaktorite lõplikult demonteerimata jätmine, st pikaajaline ladustamine, oodates, kuni vabastamistasemed on saavutatud;
- 3. valik: lõpladustamine kohapeal (matmine).

3.1.2 1. valik. Reaktorite ohutu sulgemise pikendamine täiendavaks ajaks ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine

Rahvusvaheliste kogemuste kohaselt on edasilükkunud demonteerimise peamine põhjus lühiealiste nukliidide lagunemise ootamine. On hästi teada, et ohutu hoiustamise valiku peamine (või isegi ainus) eelis on radioaktiivsuse vähenemine ajas. Lühiealiste radionukliidide lagunemise tulemuseks on:

- dooside märkimisväärne vähenemine demonteerimise ajal;
- jäätmete koguse vähenemine ja lõpladustamise rajatise suuruse vähendamine;
- demonteerimisprotsessi lihtsustumine (ei ole vaja roboteid ega kaugjuhitavaid tööriistu, kuna doosikiirused on mõõdukad);
- jäätmekäitlusprotsessi lihtsustamine.

Peamine küsimus on, mil määral on otstarbekas pikendada reaktorisektsioonide hoiustamist. Samas on selge, et ooteaja pikendamine ei mõjuta kuidagi kasutatud kinniste kiirgusallikate aktiivsuse olulist vähenemist. Peamine doosi tekitav nukliid personali välise kokkupuute korral on Co-60. Kui Co-60 koguaktiivsus sektsioonis nr 1-s on 1,93 E+11 Bq (aastal 2039), väheneb personali välise kokkupuute doos demonteerimistööde ajal 60 hoiustamise aasta jooksul enam kui 4000 korda, mis võimaldab enamiku tööde teostamist ilma kaugjuhitavate seadmeteta. Seetõttu käsitletakse reaktorisektsioonide hoidmisperioodi 1. valiku puhul kuni aastani 2100.

Kogu käitamisperioodi jooksul (nullalternatiivse perioodi jooksul kuni 2100. aastani pluss 10 aastat demonteerimistöödeks) täidab peahoone ettenähtud funktsioone ja säilitab vajalikud omadused. Need on järgmised:

- tagada inimeste tervise, elu, vara ja keskkonna ohutus;
- säilitada rajatise ja selle peamiste osade terviklikkus ning täita muid nõudeid, mis tagavad rajatise kasutamise ettenähtud otstarbel ja tehnoloogilise protsessi

normaalse toimimise, sealhulgas nõudeid ehituskonstruksioonide ja vundamentide töökindlusele, nende soojus- ja heliisolatsiooniomadustele;

- tagada rajatise võimalik edasine areng ja selle kohandamine muutuvate tehniliste, majanduslike või sotsiaalsete tingimustega;
- luua kasutajatele ja teenindavale personalile vajalik mugavuse ja heaolu tase, sealhulgas nõuded ruumide kliimarežiimi säilitamiseks (õhuvahetus, temperatuur, niiskus, valgustuse tase jne), samuti ligipääsetavus kontrollimiseks ja remondiks, tagada üksikute elementide asendamise ja uuendamise võimalus;
- riskitaseme haldamine, täites nõudeid tuleohutusele, kaitseseadmete tõrgeteta toimimisele, tehnovõrkude töökindlusele, ehituskonstruksioonide elujõulisusele.
- peahoone konstruksioonid, sarkofaagid ja vahehoidla struktuurid toimivad radioaktiivsete ainete võimaliku leviku tõketena ja tagavad hoone kui terviku ohutu toimimise.

Sarnaste ehituskonstruksioonide vastupidavuse hindamise kogemusele tuginedes on raudbetoonkonstruksioonidest ehitatud tööstushoonete puhul soovituslik kestus konstruksiooni ehitamise hetkest selle ressursside ammendumiseni hinnanguliselt umbes 100 aastat.

Peahoone ehitati 1960. aastate alguses. 2022. aasta uuringu ajal oli konstruksioonide vanus hinnanguliselt umbes 60 aastat.

Võttes arvesse 2000. aastate alguses lõpetatud peahoone täieliku rekonstrueerimise tööd ja võimalust pikendada rajatise projekteeritud kasutusiga, eeldatakse konservatiivselt, et peahoone kasutusiga lõpeb nullalternatiivi korral aastal 2100 (100 aastat alates täieliku rekonstrueerimise kuupäevast).

Kui kaalutakse kavandatava eluea pikendamist üle 100 aasta, tuleks arvesse võtta hoone konstruksioonide ja kogu hoone kui terviku jääkressursi põhjalikku uuringut ja hindamist hoone kavandatava eluea lõpus.

3.1.3 2. valik. Reaktoritehopikaajaline lhoiustamine, oodates, kuni vabastamistasemed on saavutatud.

2. valikus tehakse ettepanek säilitada *status quo* nii kaua, kui on vaja radionukliidide aktiivsuse vähenemiseks regulatiivse kontrolli alt vabastamise tasemeteni.

Selleks, et hinnata aega, mis on vajalik vabastamistasemete saavutamiseks, vaadeldakse allpool peamisi objektidel kogunenud radioaktiivseid jäätmeid:

- reaktorisektsioonide seadmed;
- kasutatud kinnised kiirgusallikad, mis paigutati reaktorisektsiooni nr 1 konserveerimistöõde käigus;
- vahehoidlasse paigutatud jäätmed.

Peaaegu kogu (99%) radionukliidide aktiivsus reaktorisektsioonis asub reaktorites ja reaktorite sisemuses. Kuna seadmete mass on teada ja seadet ennast vaadeldakse tervikuna, saab Eesti määrusega kehtestatud radioaktiivsete ainete väljaarvamise ja vabastamise tasemed võtta vabastamise kriteeriumiks.

Vaadates reaktorites olevaid nukliide ja aktiivsusi ei saa Paldiski objektile asuvaid reaktoreid hoomatavas lähitulevikus regulatiivse kontrolli alt vabastada. Sektsioone tuleks hoiustada kümneid tuhandeid aastaid enne vabastamistasemet saavutamist, mis välistab selle alternatiivi edasisest analüüsist.

3.1.4 3. valik. Lõppladustamine objektile (matmine)

3. alternatiiv näeb ette olemasoleva hoone ümberehitamise koos reaktorisektsioonidega radioaktiivsete jäätmete lõppladustamispaigaks. Peahoone, kus asuvad jäätmed ja reaktorid, on maapinnal asuv rajatis. Vahehoidlas paiknevad jäätmed, reaktorisektsioonid koos seadmete, materjalide ning kasutatud kinniste kiirgusallikad sisaldavad pikaealisi radionukliide.

Vastavalt IAEA radioaktiivsete jäätmete klassifikatsioonile (GSG-1): keskaktiivsed radioaktiivsed jäätmed (ILW) on jäätmed, mis oma sisu tõttu, eelkõige pikaealiste radionukliidide tõttu, nõuavad tugevamat varjestamist ja isolatsiooni kui maapinnalähedane lõppladustamine. Siiski ei tule ILW puhul ette näha või tuleb ainult piiratud määral ette näha soojuse hajutamist ladustamise ja lõppladustamise ajal. ILW võib sisaldada pikaealisi radionukliide, eelkõige alfa-kiirgusega radionukliide, mis ei lagune maapinnalähedaseks lõppladustamiseks vastuvõetava aktiivsuskontsentratsiooni tasemeni ajal, mille jooksul on võimalik tugineda institutsioonilisele järelevalvele. Seetõttu tuleb selle klassi jäätmeid lõppladustada suuremas sügavuses, suurusjärgus mitmekümne kuni paarisaja meetri sügavusel.

Kuna pikaealiste jäätmete lõppladustamist maapinnalähedastes lõppladustamisrajatistes peetakse ohtlikuks, on see võimalus kaalutlusest välja jätud.

3.1.5 1. valiku „Reaktorite ohutu sulgemise pikendamine täiendavaks ajaks (aastani 2100) ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine“ valikut mõjutavate tegurite analüüs (nullalternatiiv)

Majanduslike tegurite hindamine

Selle variandi majanduskulude analüüsil eeldati, et radioaktiivsete jäätmete käitlemise taristusse ei tehta olulisi investeeringuid (ei rajata käitluskeskust ega lõppladustuspaika. Sisuliselt kirjeldab see stsenaarium olukorda, kus objekt jätkab tööd nagu täna, olukorda ei sekkuta ja peahoone kasutamist jätkatakse nagu praegu. Finantsilisest seisukohast võib see stsenaarium tunduda atraktiivsem kui baasstsenaarium (dekomissioneerime ning jäätmete lõppladustamine alatest aastast 2040). Vähemalt kuni aastani 2100 tuleb katta ainult tegevuskulud, et hoida hoone ja tugisüsteemid töökorras. Arvestades, et nii ehitisi kui ka tehnoloogilised süsteemid ei suuda tagada jäätmete pikaajalist ohutut ladustamist (kuni vabastamiseks vajalikud tingimused on täidetud), tuleb demonteerida reaktorisektsioonid ja peahoone, rajada radioaktiivsete jäätmete käitluskeskus kogunenud jäätmete käitlemiseks ja jäätmete lõppladustamiseks.

Nullalternatiivi rakendamise majanduslikud tegurid hõlmavad järgmisi komponente:

- Tegevuskulud ajavahemikul 2040–2110 (nullalternatiivse perioodi jooksul kuni 2100. aastani pluss 10 aastat demonteerimistöödeks);
- peahoone renoveerimine reaktorisektsioonide ja radioaktiivsete jäätmete ohutuks ladustamiseks.

Peahoone ja tehnosüsteemide hoolduse tegevuskulud 60 aasta jooksul on hinnanguliselt kuni 39 miljonit eurot (arvestades praegust aastaeelarvet umbes 650 000 eurot). Kulud hõlmavad insener-tehnilisi uuringuid, korrapäraseid remonditöid, tehnosüsteemide korrashoidu ning tööjõukulusid.

Lisaks on vaja 75 miljonit eurot peahoone mahukateks remonditöödeks ja renoveerimiseks, et tagada reaktoriseksioonide ja radioaktiivsete jäätmete ohutu hoiustamine.

Kulud reaktoriseksioonide ja peahoone demonteerimiseks, konteinerite eemaldamiseks ladustamispaigast ning nende lõppladustamiseks on hinnanguliselt 154 milj. eurot 2023.a hindades. Pärast aastat 2100 teostatavate tööde maksumuse puhul on oluliseks teguriks lisanduv inflatsioon.

Nullalternatiivi rakendamisel võib lõppladustatavate jäätmete kogus väheneda 2100. aastaks mitte rohkem kui 20% võrra, sest neutronkiirguse poolt aktiveeritud reaktoriseksioonid (reaktorianumad, varjestuspaagid jne) sisaldavad pikaajalisi nukliide, mida tuleb lõppladustada maakoore sügavamates kihtides.

Kiirgustegurite hindamine

Eeldades, et kiirgusohutuse kriteeriumeid täidetakse aastani 2040, kasutades spetsiaalset töötehnoloogiat, säilitades ohutustõkkeid ja jälgides olukorda kiirgusseiresüsteemi abil ning vajadusel rakendades vastumeetmeid. Tavapäraustes töötingimustes ei ole oodata elanikkonna ja keskkonna täiendavat kiirgusega kokkupuudet. Kui aga rakendatakse pikaajalist nullalternatiivi (hoiustamine aastani 2100), ei ole reaktoriseksioonides olevad jäätmed pikema aja jooksul ohutult pakendatud. See võib põhjustada keskkonnareostust ja ületada elanikkonna lubatud kiirgustasemeid, sest olemasolevad tehnilised tõkked võivad järgi anda.

Planeeritud arengu puhul on personali kokkupuute seisukohast kõige ohtlikum töö reaktoriseksioonide seadmete demonteerimine ja sellest tulenevate jäätmete käitlemine. Aastase doosi piirmäära ületamise vältimine tagatakse tööde planeerimise, kokkupuuteaja piiramise ja täiendavate kaitsevarjustuse kasutamisega. Paralleelselt toimub doosikiiruse ja saaste kontroll töökohtadel ja töötajate individuaalne dosimeetriline kontroll. Võttes arvesse Co-60 aktiivsuse märkimisväärset vähenemist aastaks 2100, ei ületa kollektiivne doos hinnanguliselt väärtust 140 inim- μ Sv juhul, kui rakendatakse pikaajalist nullalternatiivi. Põhiline doos saadakse jäätmete väljavõtmisel vaheladustuspaigast ja peahoonest ning reaktoriseksioonide dekomissioneerimisest.

Ohutusega seotud määramatus on suur, sest info reaktoriseksioonide kohta on suhteliselt piiratud. Näiteks võivad pikaajalise ladustamise ajal võimalikud korrosiooniprotsessid reaktoriseksioonides põhjustada radioaktiivsete ainete keskkonda lekkimise ohtu. Sellise õnnetuse tagajärgede kõrvaldamine toob kaasa personali täiendava kokkupuute kiirgusega.

Mitteradioaktiivsete tegurite hindamine

Tuleb märkida, et kiirgusega mitteseotud tegurite negatiivne mõju keskkonnale puudub, sest pikendatud hoiustamise nullalternatiivi kontseptsiooni rakendamine ei eelda kiirgusega mitteseotud jäätmete tekkimisega seotud lisategevusi.

Pikaajalise nullalternatiivi korral hoitakse ehitised töökorras ilma igasuguste demonteerimistöödeta kogu ajavahemiku jooksul kuni aastani 2100 ning ilma täiendavate heitkoguste ja heitmeteta tavapärase tegevuse ajal.

Vastavus õigusaktidele

Pikaajalise nullalternatiivi valiku kaalumisel tuleb arvesse võtta erinevaid IAEA ohutusjuhendites kirjeldatud tuumarajatiste dekomissioneerimise võimalusi. Vastavalt IAEA soovitudele ei peeta lõppladustamise võimalust, mille käigus kogu tuumarajatis või selle osa ümbritsetakse konstruktsiooniliselt tugevate materjalidega, dekomissioneerimis strateegiaks ja see ei ole heakskiidetav võimalus kavandatud sulgemise korral. Seda võib pidada võimalikuks lahenduseks ainult erandlikel asjaoludel (nt pärast rasket õnnetust).

Reaktorisektsioonide ja vahehoidla radioaktiivsete jäätmete analüüs näitab, et vastavalt Eestis praegu kasutatava jäätmete klassifikatsioonile sisaldavad need märkimisväärset kogust madal- ja keskaktiivseid pikaajalisi radioaktiivseid jäätmeid. IAEA soovitude (GSG-1) kohaselt ei ole pikaajalisi radionukliide suures koguses sisaldavate jäätmete puhul maapinnalähedane lõppladustamine lahendus ning need tuleb ladustada mitmekümne kuni mitmesaja meetri sügavusele. Järelikult ei saa sellist dekomissioneerimisvõimalust aktsepteerida siis, kui ei demonteerita konstruktsioone ning ei eemaldata ja käidelda nõuetekohaselt kõiki radioaktiivseid jäätmeid, mis ei vasta maapinnalähedase lõppladustamise nõuetele.

Nullvariandi rakendamine koos reaktorite ohutu sulgemise pikendamisega eeldab, et Paldiski objekt on pikka aega (üle 60 aasta) kiirgusohtlik objekt.

Tänapäevane kogemus näitab, et rahvusvaheline olukord maailmas on viimase 20 aasta jooksul oluliselt muutunud. Tuumarajatised võivad muutuda terroriakti või teiste riikide sõjaliste rünnakute sihtmärgiks. Keskkonnale, personalile ja elanikkonnale tekkiv oht on tervikliku hoone puhul oluliselt suurem kui pakendatud ja lõppladustatud jäätmete puhul.

Samuti tuleb meeles pidada, et ilma jäätmete ohutu lõppladustamise küsimust lahendamata või sellise otsuse langetamist pikalt edasi lükates on pikaajaline nullalternatiiv otseselt vastuolus IAEA soovitudega ja Eesti eesmärkidega seoses kasutatud tuumakütuse ja radioaktiivsete jäätmete ohutu käitlemise ühendkonventsiooni raames võetud kohustustega - vältida tuleb tulevaste põlvkondade liigset koormamist.

3.2 Alternatiivide võrdlus

3.2.1 Dekomissioneerimise võimalused

Alltegevuse 5.2 raames võrreldi Paldiski objekti reaktorisektsioonide kahte dekomissioneerimisvõimalust. Need valikud on järgmised.

- Valik A: reaktorisektsioonide, sealhulgas seadmete ja konstruktsioonide demonteerimine; seadmete tükeldamine väikesteks fragmentideks. Sellisel juhul eeldatakse, et reaktorinumad tükeldatakse väikesteks osadeks ja neid veetakse/transporditakse lõppladustamiseks tavapärastes konteinerites;
- Valik B: reaktorisektsioonide ja konstruktsioonide demonteerimine; saadud komponentide tükeldamine väikesteks fragmentideks. Sellisel juhul reaktorinumaid ei tükeldata, vaid need saadetakse lõppladustamiseks tervetena spetsiaalsetes konteinerites.

3.2.2 Dekomissioneerimisvõimaluste kirjeldus

Valik A – reaktorinumade demonteerimine ja tükeldamine

Valiku A kohaselt toimub Paldiski objekti reaktoriseadmete dekomissioneerimine mitmes etapis, sealhulgas lõplik sulgemine, konserveerimine, hoidmisperiood ja demonteerimine.

Praeguseks on lõpetatud lõpliku sulgemise ja konserveerimise etapid. Reaktorisektsioonid on pikaajalisel hoiustamisel.

Hoidmisperioodi jooksul väheneb kõige radioaktiivsemate komponentide jääkaktiivsus märkimisväärselt, mis võimaldab sektsioonide demonteerimist ilma personali märkimisväärsede kiirgusdoosidega ja ilma kulukaid roboteid kasutamata.

Demonteerimise alustamiseks tuleb rajada radioaktiivsete jäätmete käitluskeskus. Selleks ajaks tuleks rajada ka lõppladustuspaik kuhu lõppladustatakse reaktorisektsioonide demonteerimisel tekkinud ja peahoones hoiustatud konditsioneeritud jäätmekonteinerid. Käitluskeskusesse tuleb paigaldada saaste eemaldamise, konditsioneerimise ja pakendamise seadmed.

Demonteerimise etapis tuleb objektilt eemaldada olemasolevad hooned ja rajatised ning viia ala roheala valmidusse. Hoonete demonteerimise käigus teostatakse järgmised tööd:

- olemasolevad jäätmepakendid, mida praegu peahoones säilitatakse, võetakse välja ja saadetakse lõppladustamispaika;
- seadmed ja konstruktsioonid (saastunud ja saastumata), sealhulgas reaktorisektsioonid, ning olemasolevates hoonetes asuvad abiseadmed demonteeritakse;
- radioaktiivsed jäätmed käideldakse ja saadetakse lõppladustamisele;
- mitteradioaktiivsed jäätmeid käideldakse ja saadetakse edasi taaskasutamiseks või utiliseerimiseks;
- olemasolevad hooned ja rajatised: peahoone, ventilatsioonikorsten, pääsla, veehoidla, rooveepuhasti, tehnovõrgud ja piirdeaiad lammutatakse;

- viiakse läbi territooriumi looduslik taastamine.

Demonteerimistöde teostamine eeldab reaktorisektsioonide esialgset demonteerimist, millele järgneb konstruktsioonide ja seadmete tükeldamine väikesteks fragmentideks (koos reaktorianumate tükeldamisega) nii, et jäätmete lõplik maht oleks minimaalne ja kasutada saaks standardseid konteinereid. Sõltuvalt saastemõõtmise tulemustest sorteeritakse ja eraldatakse jäätmed radioaktiivseteks ja mitteradioaktiivseteks jäätmeteks.

Radioaktiivsed jäätmed saadetakse käitluskeskusesse saastest puhastamiseks, tükeldamiseks ja pakendamiseks. Radioaktiivsed jäätmed eraldatakse madala- ja keskmiseaktiivsusega jäätmeteks ning võttes arvesse kehtestatud jäätmete vastavusnäitajaid maapinnalähedaseks lõppladustamiseks. Vältida tuleb erinevate jäätmeteklasside segunemist. Pärast iseloomustamist saadetakse konditsioneeritud (pakendatud) radioaktiivsed jäätmed lõppladustamisele. Mitteradioaktiivsed jäätmed saadetakse pärast regulatiivse kontrolli alt vabastamist töötlemiseks ja taaskasutamiseks või utiliseerimiseks tööstusjäätmetena.

Valik B – demonteerimine ilma reaktorianumaid tükeldamata

Valiku B puhul demonteeritakse Paldiski objektis asuvad reaktorisektsioonid samas järjekorras nagu valiku A puhul. Enne demonteerimise etapi algust tehtavad tööd ja demonteerimise ajal tehtavad tööd on sarnased valikuga A.

Sektsioonide demonteerimist alustatakse konstruktsioonide ja seadmete tükeldamisega väikesteks fragmentideks (ilma reaktorianumaid tükeldamata), et vähendada lõppladustamisele saadetavate jäätmete lõppmahtu.

Vastupidiselt valikule A näeb valik B ette, et pärast varjestuspaagi eemaldamist kessoonist laaditakse reaktorianum tervikuna spetsiaalsesse transpordi/lõppladustamiskonteinerisse.

Tehnosüsteemide, veevarustuse ja kanalisatsioonisüsteemide, ventilatsiooni, elektrivarustuse jne lahendused on sarnased valikule A.

3.2.3 Demonteerimisvõimaluste võrdlus

Peamised tehnilised ja majanduslikud näitajate võrdlus

Tabelis 3.2.1 on pakutud alternatiivide peamised tehnilised ja majanduslikud näitajad.

Tabel 3.2.1. Alternatiivide tehnilised ja majanduslikud näitajad

Näitajad	Valik A	Valik B
Demonteerimise kestus, aastates	8	7
Oodatav doos reaktoriseksioonide demonteerimise ajal	identne	
Reaktorianumate tükeldamisest tingitud oodatav doos, inim- μ Sv	197 402,5	–
Eeldatav doos peahoone ja reaktoriseksioonide käitlemise taristu lammutamisel	identne	
Doos, mis saadakse objektile allesjäänud hoonete, välisvõrkude, teede ja aedade demonteerimisest	identne	
Tööjõukulud, inimese kohta kuus	995,97	919,76
Reaktoriseksioonide demonteerimisel tekkivad jäätmed, sealhulgas:		
– mitteradioaktiivsed jäätmed, kg	identne	
– RW, kg	identne	
– ohtlikud mitteradioaktiivsed jäätmed, kg	identne	
Reaktoriseksioonide demonteerimise maksumus, tuhat eurot	25 544,0	24 138,8
Jäätmekonteinerite maksumus, tuhat eurot	1 355,0	3 457,5

Radioaktiivsete jäätmete käitlemine valikute A ja B puhul on identne, välja arvatud vajadus reaktori surveanumaid tükeldada ning personali doosikiirus nende valikute puhul erineb ainult selle poolest, et võetakse arvesse täiendav töö reaktori surveanumate tükeldamiseks.

Reaktorianumate tükeldamisel suureneb eeldatavasti seadmete ja ehituskonstruktsioonide demonteerimise ajal töötajate kollektiiv doosi ligikaudu 35% võrra.

Analüüsi meetodika

Alternatiivide kaalumisel kasutati võrdlemiseks mitme muutujaga kasulikkuse analüüsi, nn MAUT-i meetodit. See meetodika võimaldab võrrelda kavandatavaid dekomissioneerimisvõimalusi nii kvantitatiivsete kui kvalitatiivsete parameetrite osas, mis on analüüsi ajal kättesaadavad.

Seda meetodikat on soovitatud IAEA tuumaenergia sarja dokumendis nr NP-T-1.1.10 ja kasutatakse tavaliselt tuumaenergiatööstuse arengustrateegiatega ja programmide väljatöötamisel, sealhulgas juhtudel, kui see on vajalik tuumakütusetsükli rajatiste käitumisvalikute (antud juhul dekomissioneerimise) põhjendamiseks.

Optimaalse valiku tegemiseks määrati MAUT-analüüsiga kindlaks kriteeriumide (indikaatorite) rühmad, mis on võrdluse võtmeelemendid. Valitud metoodika kohaselt võrreldakse järgmisi kriteeriumite rühmi, mis iseloomustavad Paldiski objekti dekomissioneerimist:

- asukohast tulenevad kaalutlused K1;
- ohutus K2;
- tehnilised ja muud omadused K3;
- kiirgusohutus K4;
- keskkonnamõju K5;
- objekti turvalisus K6;
- omanikupoolsed teenused K7;
- Tarnijatega seotud probleemid K8;
- projekti ajakava teostatavus K9;
- majandusnäitajad K10.

Iga valiku puhul võeti arvesse järgmist:

- täitmise osakaalu näitaja, mida rakendatakse iga kriteeriumirühma (näitajate) koguväärtusele, st põhielementidele;
- kogu täitmise kaalunäitaja, mis on kogu näitajate kogumile rakendatud kriteeriumide summa;
- eelistatakse kõige kõrgema summeerimisskooriga valikut.

Seejärel võrreldakse iga näitajat tabelis teiste näitajatega koos ekspertide selgitusega.

Dekomissioneerimise võimaluste analüüsi kokkuvõtlikud tulemused

MAUT-i analüüsi tulemuste kohaselt sai maksimaalselt punkte variant, kus reaktorianumat ei tükeldata. Tabelis 3.2.2 on esitatud põhikriteeriumite üksikute rühmade analüüsi kokkuvõtlikud tulemused.

Tabel 3.2.2. Põhikriteeriumite kohased võrdlusanalüüsi tulemused

Kriteeriumi number	Kriteerium	Valik A Tükeldamine	Valik B Reaktorinumit ei tükeldata
K1	Objekti asukohast tulenevad kaalutlused	0,2025	0,2175
K2	Ohutus	1,0375	1,0725
K3	Tehnilised ja muud omadused	0,6405	0,6405
K4	Kiirgusohutus	0,465	0,475
K5	Keskkonnamõju	0,5	0,5
K6	Objekti turvalisus	0,1	0,1
K7	Omaniku poolsed teenused	0,1	0,1
K8	Tarnijatega seotud probleemid	0,094	0,094
K9	Projekti ajakava teostatavus	0,288	0,279
K10	Majandusnäitajad	0,742	0,886
KOKKU		4,17	4,36

Kriteeriumite üksikute rühmade analüüs näitab järgmist.

- **Valik A „Reaktoriumate demonteerimine ja түкeldamine“** on projekti ajakava suutlikkuse seisukohalt parim valik. Siiski on selle valiku väärtused kõikide teiste võrdluskriteeriumite puhul keskmised või halvemad kui valiku B puhul.
- **Valik B „Demonteerimine ilma reaktoriumaid түкeldamata“** on teiste valikute eelistatud, kui võtta arvesse selliseid kriteeriumite rühmi nagu „Objekti asukohapõhised omadused“, „Ohutus“, „Kiirgusohutus“ ja „Majandusnäitajad“. Eelis on tingitud suhteliselt väiksemast transpordi vajadusest, väiksematest doosidest personalile ja väiksematest tööjõukuludest kui valiku A puhul. Samas sai see valik suhteliselt madalad punktid projekti ajakava teostatavuse kriteeriumite osas, sest selle valiku rakendamine sõltub suurte jäätmekonteinerite väljatöötamisest ja litsentseerimistest. Kokkuvõttes sai variantkõrgema punktisumma kui variant A.

Seega on kõikide kriteeriumite rühmade integreeritud hindamise tulemuste kohaselt eelistatud valik B - „Demonteerimine ilma reaktoriumaid түкeldamata“.

4. ESIALGNE DEKOMISSIONEERIMISE PLANEERIMINE

4.1 Dekomissioneerimise ülesanded, nende järjestus ja vastastikune mõju

Präeguseks on Paldiski objektil tehtud tööd seotud „lõpliku sulgemise“ ja „konserveerimise“ etappidega. Reaktorisektsiooni hoiustatakse pikaajaliselt. Hoiustamise jooksul väheneb kõige radioaktiivsemate seadmete aktiivsus märkimisväärselt, mis võimaldab sektsioonide täielikku demonteerimist ilma tööga seotud personali märkimisväärse kokkupuuteta kiirgusega ja ilma kallite robotite kasutamiseta.

Demonteerimise alustamiseks tuleb lõpetada teatavad tegevused, millega valmistatakse ette tekkivate jäätmete käitlemiseks ja lõppladustamiseks vajalik taristu. Tuleb kehtestada nõuded lõppladustuspaiga ehitamiseks, kuhu paigutatakse sektsioonide demonteerimise käigus tekkivad konditsioneeritud jäätmetega konteinerid, ja nähakse ette rajatised radioaktiivsete jäätmete saastest puhastamiseks, konditsioneerimiseks ja pakendamiseks.

Demonteerimise etapis teostatavate tööde käigus tuleb Paldiski objekt puhastada olemasolevatest hoonetest ja rajatistest, millele järgneb territooriumi vastavusse viimine hoonestamata roheala nõuetega. Demonteerimise käigus teostatakse järgmisi töid:

- saastunud ja saastumata seadmete ja rajatiste demonteerimine, sealhulgas reaktorisektsioonide nr 346A (nr 1) ja i nr 346B (nr 2) ning peahoones asuvate abiseadmete demonteerimine;
- radioaktiivsete jäätmete käitlemine koos nende lõppladustamisega;
- mitteradioaktiivsete jäätmete käitlemine koos ja utiliseerimine;
- olemasoleva peahoone lammutamine;
- territooriumi loodusliku koosluse taastamine (peahoone piires).

Peamised ülesanded demonteerimise etapis on kokkuvõtlikult esitatud joonisel 4.1.1.

Reaktorisektsiooni demonteerimine, stand nr 346 B	Reaktorisektsiooni demonteerimine, stand nr 346 A	Hoonete ja rajatiste lammutamine	Territooriumi loodusliku koosluse taastamine
Sarkofaagi demonteerimine (etapid 1 ja 9)	Sarkofaagi demonteerimine (etapid 1 ja 9)	Seadmete ja abivahendite demonteerimine	Objekti puhastamine
Rektorisektsiooni struktuuride demonteerimine (etapid 2-5, 7-9)	Rektorisektsiooni struktuuride demonteerimine (etapid 2, 3, 4, 8, 9)		Saastunud pinnase asendamine puhta pinnasega
Seadmete demonteerimine reaktorisektsioonist (etapp 6)	Seadmete demonteerimine reaktorisektsioonist (etapid 5-7)	Konstruktsioonide ja hoonete demonteerimine	
Radioaktiivsete jäätmete käitlemine (kõikides etappides)	Radioaktiivsete jäätmete käitlemine (kõikides etappides)	Radioaktiivsete jäätmete käitlemine	

Joonis 4.1.1 Peamised ülesanded demonteerimise etapis

Paldiski objekti reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks ja radioaktiivsete jäätmete lõppladustuspaiga rajamiseks tehtud uuringute (tegevuse 3, alltegevuse 4.8 ja alltegevuse 5.3

aruanded) põhjal on koostatud dekomissioneerimistööde esialgne ajakava. Joonisel 4.1.2 on näidatud Paldiski objekti reaktorisektsioonide dekomissioneerimise rakendamise ajakava.

Tegevuse nimetus	Tööde kestus	Periood								
		2016-2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045	2046	2047
Reaktorisektsioonide dekomissioneerimise läbiviimine		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ettevalmistamise etapp	23,0	x								
Tööde teostamise etapp	8,0		x	x	x	x	x	x	x	x
Ettevalmistustööd	2,0		x	x						
Põhitööd	6,0				x	x	x	x	x	x
Sarkofaagi ja reaktorisektsiooni demonteerimine – 346B	1,6				x	x				
Demonteeritud seadmete käitlemine – 346B	2,0				x	x				
Sarkofaagi ja reaktorisektsiooni demonteerimine – 346A	1,8						x	x		
Demonteeritud seadmete käitlemine – 346A	2,0									
Peahoone demonteerimine	1,0								x	
Teiste hoonete ja struktuuride demonteerimine objektil, teede ja aedade demonteerimine, territooriumi taastamine	0,5									x
Ala vabastamine ja roheala taastamine	0,5									x

Joonis 4.1.2 Dekomissioneerimise ajakava

4.2 Dekomissioneerimise käigus tehtavad tööd ja kasutatavad meetodid

Dekomissioneerimine tähendab reaktorisektsioonide demonteerimist koos seadmetega. Alltegevuse 4.8 raames töötati välja üksikasjalik kava sektsioonide dekomissioneerimiseks.

Demonteerimise kontseptsioon näeb ette sektsioonide täieliku demonteerimise ja seadmete tükeldamise suhteliselt väikesteks tükkideks (välja arvatud reaktorianumad). Selle kontseptsiooni eesmärk on tükeldamise, saastest puhastamise, tihendamise ja teiste käitlusmeetodite abil minimeerida lõppladustamist vajavate radioaktiivsete jäätmete kogust.

4.2.1 Reaktorisektsioonide demonteerimine

Tööd algavad reaktorisektsiooni nr 2 demonteerimisega, mis on vähem radioaktiivselt saastunud. Pärast sektsiooni nr 2 seadmete ja rajatiste demonteerimist ja lõppladustamist demonteeritakse sektsioon nr 1.

Eeldatakse, et sektsiooni nr 2 demonteerimistööd viiakse läbi ülevaltpoolt allapoole, kusjuures juurdepääs varjestusmahutisse paigaldatud seadmetele toimub järk-järgult. Töö toimub etappide kaupa järgmises järjekorras.

1. etapp

Sarkofaagi nr 2 raudbetoonlae ja osaliselt betoonseinte demonteerimine, et tagada vaba juurdepääs reaktorisektsiooni silindrilisele korpusele. Monoliitpõrand ja seinasektsioonid lõigatakse fragmentideks ja tõenäoliselt ei ole saastunud.

2. etapp

Silindrilise korpuse ülemise osa demonteerimine kuni sektsiooni kolmanda korruse põrandani. Korpuse metallkonstruktsioonid lõigatakse fragmentideks ja tõenäoliselt ei ole saastunud.

3. etapp

Silindrilise korpuse külgmiste osade demonteerimine kuni sektsiooni teise korruse põrandani, et võimaldada juurdepääs pumbakaevudele. Korpuse metallkonstruktsioonid lõigatakse fragmentideks ja tõenäoliselt ei ole saastunud.

Pärast seda eemaldatakse konserveerimise ajal seadmekambri ülemise ruumi põrandale valatud betoon, et võimaldada juurdepääs reaktorianuma kohal asuvale bioloogilisele kaitsele. See hõlmab kolmanda korruse põrandat, reaktori pealset ja aurugeneraatorite väljaulatuvate osade demonteerimist koos esimese kontuuri pumpade ja jahutusumbaga.

Lõikamise käigus tekkinud ülemise betoonikihi tükid võivad sisaldada radioaktiivseid jäätmeid (tööriistad, laadimisseadmed, elektriseadmed jne), mis paigutati betooni sektsioonide konserveerimise käigus.

4. etapp

Seadmeruumi ülemise ruumi põrandale valatud umbes 31 m³ betooni demonteerimine võimaldab juurdepääsu standardvarjestusele, vabastades seega reaktori kaane ning aurugeneraatorite väljaulatuvad osad koos esimese kontuuri pumpade ja jahutusumbaga.

5. etapp

Kolmanda korruse põranda, standardvarjestuse ja rauast varjestusmahuti kaanele valatud betooni demonteerimine. Selle töö käigus eemaldatakse kõik lisaseadmed ja torustikud (jahutuspump, esimese kontuuri klapid, toitevesi jne), mis asuvad standardvarjestuse ja varjestusmahuti vahel, et võimaldada juurdepääs seadmetele ja torustikele, mis on paigaldatud varjestusmahuti kessoonidesse. Varjestusmahuti peal olev betoon demonteeritakse kihtide kaupa ning seejärel puhastatakse seadmed, mis asuvad varjestusmahuti kessoonides.

6. etapp

Peamiste protsessiseadmete demonteerimine toimub pärast nende vabastamist ülalpool asuvast betoonist ja juurdepääsu võimaldamist kinnitusdetailidele. Tööde hulka kuuluvad reaktorianuma, aurugeneraatorite ja nende pumpade, survevadmete, filtrijahuti ja torustike demonteerimine. Need seadmed puutusid kokku neutronvoogudega ja on aktiveeritud.

Peamiste seadmete demonteerimine toimub järk-järgult, eemaldades need varjestusmahuti kessoonidest. Pärast varjestusmahuti kaane kinnituste avamist pannakse seadmed konteineritesse ja transporditakse radioaktiivsete jäätmete käitluskeskusesse, välja arvatud reaktorimahuti, mis lõppladustatakse tervikuna. Varjestusmahuti kate lõigatakse lahti mööda piirjooni ja aurugeneraatorid lõigatakse kaheks osaks.

Demonteeritud seadmete teisaldamine toimub peahoones kraana abil. Seadmed eemaldatakse sektsioonist vertikaalselt (projekteeritud tööasend), seejärel keeratakse need horisontaalsesse asendisse ja laaditakse konteineritesse.

7. etapp

Silindrilise korpuse külgmiste osade demonteerimine kuni sektsiooni esimese korruse põrandani, et võimaldada juurdepääs varjestuspaagi konstruktsioonidele. Tööde käigus demonteeritakse järgmised konstruktsioonid: pakpoordi ja tüürpoordi pumbaruumi tekiluukidele valatud betoon; teise korruse metallist põrand; trümmis asuvad seadmed ja torustikud; bioloogilised kaitselemendid varjestusmahuti ümber; silindrilise korpuse metallkonstruktsioonid kuni esimese korruse põrandani.

Mahuti ümber asuv standardvarjestus puutus reaktori käitamise ajal kokku neutronvoogudega ja võib olla radioaktiivselt saastunud/aktiveeritud. Reaktori korpuse metall ei ole tõenäoliselt saastunud, sest see paiknes varjestuse taga.

8. etapp

Varjestuspaagi metallkonstruktsioonide demonteerimine nende tükeldamise teel. Varjestusmahuti puutus reaktori töö ajal kokku neutronvoogudega ja võib kohati olla radioaktiivselt saastunud. Enne varjestusmahuti demonteerimist tuleb kontrollida selle seinte radioaktiivsust.

9. etapp

Sektsiooni silindrilise korpuse alumise osa, selle metalltoestuste, raudbetoonist varjestuse ja sarkofaagi seinte demonteerimine. Metallkonstruktsioonid ja raudbetoonkonstruktsioonid lõigatakse tükkideks. Mõned kohad silindrilise korpuse alumise osa metallkonstruktsioonidest, selle metalltugedest ja ka varjestuse raudbetoonist võivad olla saastunud. Sarkofaagi seinad ei ole tõenäoliselt saastunud.

Sektsiooni nr 1 demonteerimine toimub järgmistes etappides:

1. etapp

Raudbetoonist lae ja osa sarkofaagi monoliitsete raudbetoonist seinte demonteerimine, et võimaldada vaba ligipääs sektsiooni silindrilisele korpusele. Põrandate ja seinte monoliitsed sektsioonid lõigatakse fragmentideks ja tõenäoliselt ei ole need saastunud.

2. etapp

Silindrilise korpuse ülemise osa demonteerimine kuni sektsiooni kolmanda korruse põrandani, et võimaldada juurdepääs sektsiooni sisemusse. Kere metallkonstruktsioonid lõigatakse fragmentideks ja tõenäoliselt need ei ole saastunud.

3. etapp

Sektsioonide konserveerimise ajal seadmekambri ülemise ruumi põrandale valatud betooni demonteerimine, et võimaldada juurdepääs reaktorianuma kohal asuvale standardvarjestusele. Selle tulemusel tekib eeldatavasti juurdepääs kolmanda korruse põrandale ja reaktori pealmisele osale. Betooni kihiti eemaldamiseks kasutatakse spetsiaalseid seadmeid, et pääseda ligi kasutatud kinniseid kiirusallikaid sisaldavatele konteineritele ja radioaktiivsetele jäätmetele, mis võivad olla betooni sisse paigutatud.

4. etapp

Pumbakaevude konstruktsioonide demonteerimine teisel ja esimesel korrusel võimaldab juurdepääsu seadmekambri alumise ruumi lõpuosasse (aurugeneraatorite ruum pakpoordis ja tüürpordis ning survesüsteemide ruum ahtriosas), kus asuvad põhiseadmed. Pumbaseadmed puhastatakse betoonist.

Eeldatakse, et U-kujulises korpuses (ristlõikes, vaade otsast) toimuvate demonteerimistööde käigus tekkivad fragmendid võivad sisaldada radioaktiivseid jäätmeid (kaltsud, metallijäätmed, tööriistad jne), mis on betooni paigutatud sektsiooni konserveerimise käigus. Teise ja esimese korruse betooni demonteerimiseks kasutatakse eriseadmeid, et leida kasutatud kinniseid kiirusallikaid sisaldavad konteinereid, mis on sinna paigutatud sektsioonide konserveerimise ajal ja mis on kaetud betooniga.

Demonteerimise ajal pumbatakse sinna allesjäänud vesi sektsiooni süsteemidest välja spetsiaalsesse vedelate radioaktiivsete jäätmete mahutitesse. Pumbaseadmed ja torustikud on saastunud, samas võivad betoonitükid olla saastumata.

5. etapp

Pakpoordis ja tüürpoordis asuvate aurugeneraatorite ruumide demonteerimine, et võimaldada juurdepääs sektsiooni alumisele ruumile, kus asub reaktorianum. Tööde käigus demonteeritakse: survekompensaatori konserveerimise käigus pakpoordipoolse aurugeneraatori ruumi kohal asuvale luugile valatud betoon; ruumid aurugeneraatori ruumide kohal kuni kolmanda korruse põrandani, vertikaalsed metallvaheseinad ja pakpoordipoolse aurugeneraatoriruumi betoonist bioloogilise varjestuse plokid; aurugeneraatorite (8 tk) ja torustike/liitmike demonteerimine pakpoordipoolsest aurugeneraatori korpuse ruumist; serpentiinbetoonplokkide demonteerimine tüürpoordi aurugeneraatorite lähedusest.

Varjestusplokid eemaldatakse sektsioonist , paigutatakse konteineritesse ja viiakse sildkraanaga käitluskeskusesse. Betoonkonstruktsioonide demonteerimine toimub nende lõikamise või purustamise teel. Betooni purustatakse puurvasaratega ning lõigatakse robotile paigaldatud betoonilõikuriga.

Aurugeneraatorite demonteerimine teostatakse ükshaaval. Pärast kinnitusdetailide lõikamist pannakse seadmed spetsiaalsetesse konteineritesse ja transporditakse käitluskeskusesse.

6. etapp

Kuue vööriosas asuva survekompensaatori ja kahe ahtriosas asuva aktiivsusfiltri demonteerimine, et võimaldada vööri- ja ahtriosas juurdepääs seadmekambrile, kuhu on paigaldatud reaktorianum. Need seadmed puutusid kokku neutronvooga ja on saastunud/aktiveeritud. Tööde käigus demonteeritakse: pliiekraan ja kolmanda korruse põrand vööri survekompensaatori ruumi kohal, vööris ja ahtris paiknevad vertikaalsed metallvaheseinad; survekompensaatorite vaheline varjestus (grafiit müüritis); filtrite vahelise „eribetooni“ demonteerimine.

7. etapp

Reaktorianuma demonteerimine toimub pärast seda, kui protsessiseadmed, mis asuvad ümber anuma perimeetri, on demonteeritud ning tagatud on juurdepääs anuma kinnitusdetailidele. Tööde käigus demonteeritakse reaktori kohal olev standardne varjestus ja seadmeid ümbritseva ruumi vertikaalsed metallvaheseinad (reaktori ümbruses). Varjestus puutus reaktori käitamise ajal kokku neutronivooga ja võib olla saastunud.

Reaktorianuma demonteerimine toimub selle eemaldamisega kaitsemahutist. Pärast kinnitusdetailide lõikamist viiakse reaktorianum sektsioonist välja, kasutades selleks sildkraanat. Reaktorianum eemaldatakse sektsioonist vertikaalselt (projekteeritud tööasend), seejärel keeratakse see horisontaalsesse asendisse ja laaditakse lõppladustamis konteinerisse.

8. etapp

Varjestuspaagi metallkonstruktsioonide demonteerimine nende tükeldamise teel. See puutus reaktori töö ajal kokku neutronvooga ja on saastunud.

9. etapp

Sektsiooni silindrilise korpuse alumise osa, selle metalltugede, bioloogilise kaitse, raudbetoonseinte ja sarkofaagi seinte demonteerimine. Metallkonstruktsioonid ja raudbetoonkonstruktsioonid lõigatakse tükkeks. Silindrilise korpuse alumise osa metallkonstruktsioonid, selle metalltoed ning bioloogilise kaitse raudbetoonseinad võivad mõnes kohas olla saastunud. Sarkofaagi seinad ei ole tõenäoliselt saastunud.

Uuringute ajal ei olnud võimalik ligi pääseda kohtades, mis asuvad reaktorisektsiooni sees. Demonteerimistööde käigus tuleb töökohtadel pidevalt läbi viia kiirgusuuringuid, et jälgida kiirgusolukorra muutusi. Saadavate andmete põhjal ajakohastatakse projekt dokumentatsiooni tööde ohutuks teostamiseks.

Raudbetoonkonstruktsioonid lõigatakse fragmentideks, kasutades teemantketassaagi või traatsaagi. Betoon purustatakse puurvasaratega või hüdrovasaraga varustatud

mehhanismide abil. Metallkonstruktsioonid lõigatakse fragmentideks, kasutades kaugjuhitavale elektrohüdraulilisele robotile paigaldatud ketassaagi.

Tööde teostamise ajal on kavas paigaldada mobiilne ventilatsioonisüsteem metalli lõikamisel tekkiva suitsu ja gaasi kogumiseks, filtreerimiseks ning vaakumsüsteem betooni purustamisel tekkivate tahkete jäätmete kogumiseks.

Kuna põhilised seadmed demonteeritakse siis pumbatakse sektsioonis olev jääkvesi välja. Vesi pumbatakse spetsiaalsesse vedeljäätmete mahutisse. Sama mahutit kasutatakse saastunud raudbetoonkonstruktsioonide lõikatismehhanismide töö käigus tekkiva jahutus vee kogumiseks.

Seadmete demonteerimise ajal kasutatakse gammakiirguse fooni vähendamiseks kaitseekraane ja teisi kiirguskaitsevahendeid.

Demonteerimis- ja laadimis-/mahalaadimistöid teostatakse kahe olemasoleva 50-tonnise tõstevõimega sildkraanaga (või uue, umbes 80-tonnise tõstevõimega sildkraanaga, kui olemas olevaid kraanasid ei saa ettevalmistustööde käigus taastada projekteeritud võimsusele, praegune lubatud koormus kuni 30 tonni).

4.2.2 Tahkete jäätmete käitlemise taristu

Tahkete jäätmete käitlemine

Radioaktiivsete jäätmete esmane käitlemine sektsioonide demonteerimise ajal toimub peahoones. Pärast seda toimub jäätmete lõplik käitlemine uues jäätmekäitluskeskuses eraldi hoones, mis ehitatakse enne dekomissioneerimise algust. Tahkete jäätmete käitlemine peahoones võimaldab järgmiste tahkete jäätmete kogumise:

- metallijäätmed;
- ehitus- ja soojusisolatsioonimaterjalid;
- filterelemendid ja ventilatsioonisüsteemi filtrid;
- kombinesoonid, jalatsid ja isikukaitsevahendeid, mida saastest ei puhastata.

Jäätmete eeltöötlemine toimub kohe pärast jäätmete tekkimist ja hõlmab jäätmete kogumist, esialgset iseloomustamist ja sorteerimist, millele järgneb vajaduse korral tükeldamine ja saastest puhastamine.

Radioaktiivsete jäätmete kogumine kohapeal (*in situ*) toimub mitteradioaktiivsetest jäätmetest eraldi. Radioaktiivsete jäätmete segamine mitteradioaktiivsete jäätmetega eriaktiivsuse vähendamiseks ei ole lubatud.

Raudbetoonkonstruktsioonide saastest puhastamine

Kui tuvastatakse raudbetoonkonstruktsioonide pinnasaaste, saab neid enne demonteerimist puhastada või puhastada demonteerimise järgselt käitluskeskuses. Betoonkonstruktsioonide puhastamiseks eemaldatakse saaste pinnalt tavapäraste seadmetega. Seade on ette nähtud ehituskonstruktsioonide (värvitud tellised ja) mehaaniliseks puhastamiseks ja samal ajal eraldatud saastunud materjali kogumiseks metallkonteineritesse (200-liitrised vaadid). Seade koosneb mehaanilisest pinnatöötlusmoodulist ja tolmufiltrisüsteemiga vaakumseadmest. Seda saab kasutada erinevate moodulitega nii kuni 10 mm sügavuse saastunud kihiga plaatide saastest puhastamiseks kui ka kuni 25 mm sügavuse saastunud kihiga betoonpõrandate ja -seinte saastest puhastamiseks.

Tolm ja praht, mis tekivad saastest puhastamise käigus, kogutakse tolmuimejasse ja need liiguvad läbi filtreerimissüsteemi konteinerisse, vältides seega saaste levimist keskkonda. Kui konteiner on täidetud, saadetakse see käitluskeskusesse.

Sorteerimine ja tükeldamine

Sorteerimis- ja tükeldamistööd toimuvad töökohas, kus on järgmised seadmed: sildkraana, sorteerimislaud, konteinerite haakimiskoht sorteerimisalalt eemaldatavate konteinerite jaoks, seadmed väikeste komponentide käsitsi lahti võtmiseks, tükeldamisseadmed.

Jäätmekäitlusprotsess töökohal algab jäätmete esialgse radioloogilise iseloomustamisega. Pärast seda tükeldatakse suuremõõtmelised metallijäätmeid.

Kõikide võimalike metallkonstruktsioonide tükeldamiseks kasutatakse järgmisi meetodeid ja seadmeid:

- lintsaa;
- hüdraulilised käärid;
- plasmalõikaja;
- mehaaniline saag;

- manuaalsed hüdraulilised käärid.

Tükeldamistöõde käigus võib tekkida tolmu. Normaalse teo tingimuste tagamiseks peab töökoht olema varustatud õhupuhastusseadmega.

4.2.3 Lõplik dekomissioneerimisplaan

Esiolget dekomissioneerimisplaanit tuleb hiljem ajakohastada, et see sisaldaks ajakohast infot seadmete või protsesside muutuste, ettenägematute sündmuste, kiirgustingimuste ajakohastamise, õigusaktide nõuete muutuste, finantsprognoside muutuste ja dekomissioneerimistehnoloogia täiustamise jms kohta.

Dekomissioneerimisplaanit täiendamine tuleb lõpule viia umbes kolm kuni viis aastat enne hoiustamise lõppu. Lõplik plaan on üksikasjalik ja selle kiidab heaks reguleeriv asutus enne lõpliku dekomissioneerimisstrateegia rakendamist, st saastest puhastamist ja demonteerimist. Plaan on aluseks üksikasjalike tööjuhiste ja protseduuride väljatöötamisele.

4.3 Keskkonna- ja kiirgusseire

Keskkonna- ja kiirgusseire programmid töötati välja alltegevuste 4.9 ja 5.3 raames.

4.3.1 Reaktorisektsioonide dekomissioneerimise seireprogramm

Üldnõuded töötajate kiirgusohutusele

Töötajate ja töökohtade kokkupuute kiirgusohutuse programm ja selle ajakohastamine peab olema heaks kiidetud reguleeriva asutuse poolt. Töötajate ja töökohtade kiirgusseiret kasutatakse selleks, et:

- analüüsida peahoone kiirgusseisundit;
- peahoone vastavust uurimistasemetele;
- analüüsida kiirguse mõju töötajatele ja keskkonnale ning kavandada meetmeid, et vähendada töötajate kiirgusdoosi võimalikult palju ja vältida isikliku doosi piirnormi ületamist.

A-kategooria kiirgustöötajate uurimistasemed tuleb kindlaks määrata lähtudes nende tegelikust potentsiaalsest kokkupuutest kiirgusega vastavalt operatori kiirguskaitseprogrammile ja tagada operatori poolt ettenähtud optimaalsed kaitsevahendid töötajate dooskoormuste vähendamiseks.. Võttes arvesse sarnaste tööde teostamise praktikat, on soovitatav, et uurimistaseme väärtus ei ületaks demonteerimistöde esimese aasta jooksul tabelis 4.3.1 esitatud väärtusi.

Tabel 4.3.1. Uurimistasemed demonteerimistöde esimese aasta jooksul

Nr	Ametikoha nimetus	Kiirgusdoos, mSv	
		Uurimistase	Doosi lävend
1	Töödejuhataja	0,5	0,75
2	Kahveltõstuki juht	0,7	1,0
3	Veokijuht	1,7	2,5
4	Dosimetrist	4,6	7,0
5	Sektsiooni demonteeriv töötaja	2,0	3,0
6	Kraanaoperaator	0,1	0,2

Silmaläätse doosi hindamiseks kasutavad spetsiaalseid dosimeetreid järgmised töötajad: töödejuhataja, dosimetrist ja demonteeriv töötaja. Töökoha kontrolli tasemed on kehtestatud selleks, et määrata kindlaks doosikiiruse, või saaste väärtused pindala- või ruumalaühiku kohta, mille ületamisel tuleb viia läbi uurimine ja selle käigus määrata kindlaks uurimistaseme ületamise põhjused. Töötajate dooside seire viiakse läbi, et registreerida doosid ning hoida töötajate doosid võimalikult madalal (ALARA-põhimõte). Töötajate sisemise ja välise dooside kontrolli viivad läbi isikudosimeetria laboratooriumi töötajad. Töökohtade doosikiiruse kontrollimist teostatakse käitaja dosimeetritega. Käitaja kiirgusohutus spetsialist analüüsib töötajate ja töökoha kiirgusseire tulemusi ning töötab välja meetmed töötajate doosikiiruste vähendamiseks. Teave operatori töötajate ja kolmandate osapoolte töötajate kiiritusdooside kohta esitatakse riiklikusse doosiregistrisse arvestades konfidentsiaalsuse nõudeid.

Töökohaseire tulemused registreeritakse ja tehakse asjaosalistele kättesaadavaks, et operaatori töötajad ja seotud töötajad saaksid nendega tutvuda.

Erinõuded kiirgusohutusele

Mõõdetud väärtused ja mõõtmismeetodid

Töötajate ja töökohtade kiirgusseire käigus mõõdetakse järgmisi väärtusi ja hinnatakse tulemusi:

- töötaja väline ja sisemine kiirgusdoos,
- doosikiirus,
- pindade radioaktiivne saastumine,
- radioaktiivne õhusaaste.

Kiirguse kontrollimise meetodid:

- kontrollialal töid teostavate töötajate väliskiirituse kontroll toimub RADOS süsteemi TLD (põhidosimeeter), KDT-02M komplekti TLD-500K dosimeetritega (hädaolukorra kontroll) ja personaalsete elektrooniliste dosimeetritega;
- radioaktiivsete materjalide ja kiirgusallikatega töötavate töötajate sisekiirituse kontroll toimub HRC gammaspetsimeetrilise mõõtesüsteemi, näiteks 2250 FASTSCAN™ High-Throughput Whole Body Counter või 2280 ACCUSCAN II abil. Kontrolli eesmärk on saada teavet kehasse ja üksikutesse organitesse sattunud radionukliidide koguse kohta, määrata sisekiirituse doos ning tuvastada õigeaegselt olukorrad, kus radionukliidide sisaldus organismis on suurenenud ning vältida ettenähtud doosi piirmäära ületamist;
- gamma- ja neutronkiirguse (vajaduse korral) ekvivalentdoosi perioodiline seire toimub kaasaskantavate seadmetega, mis on varustatud pikendusega välise detektoriga;
- gamma- ja neutronkiirguse (vajaduse korral) ekvivalentdoosi pidev seire toimub statsionaarsete seadmetega;
- lahtise saaste (fikseerimata) alfa- ja beeta-radionukliididega saastumise kontroll toimub pühkmemeetodil, kasutades pühkme mõõtmisel aktiivsusmonitori (laboratoorne seade);
- Kinnitunud saaste (fikseeritud) alfa- ja beeta-radionukliididega saastumise kontroll toimub otsemõõtmise teel kaasaskantavate alfa-, beetakiirguse voo tiheduse mõõtmise seadmetega;
- töö ajal atmosfääri vabanevate aerosoolide mahuaktiivsuse pidev seire toimub statsionaarse alfa-beeta-aerosoolide mahuaktiivsuse ja radooni monitori abil;
- mobiilsed alfa-beeta-aerosoolide mahuaktiivsuse ja radoonimonitorid teostavad perioodilist aerosoolide mahuaktiivsuse seiret ruumides ja kontrollialal;
- Ventilatsiooni väljatõmbe aerosoolide mahuaktiivsuse pidev seire toimub statsionaarse alfa-beeta-aerosoolide mahuaktiivsuse ja radooni monitori abil;
- tööriiete ja töövahendite alfa- ja beeta radionukliidide pinnasaaste kontrollimiseks kontrollialalt lahkumisel kasutatakse statsionaarseid pinnasaaste aktiivsusmonitore;

- gammakiirguse ekvivalentdoosi pidevat seiret teostatakse TLD-ga piki Paldiski objekti territooriumi perimeetrit;
- sõidukite radioloogilist kontrolli Paldiski objekti territooriumilt lahkumisel teostatakse statsionaarne portaalmonitoriga;
- personali radioloogilist kontrolli Paldiski objekti territooriumilt väljumisel teostatakse statsionaarne portaalmonitoriga.

Töötajate ja töökohtade kiirguskontrolli vahendid

Töötajate konkreetsed kiirguskontrolli vahendid määratakse kindlaks töö planeerimise käigus. Töötajate ja töökohtade kiirguskontrolliiks kasutatavaid seadmeid kontrollitakse ja kalibreeritakse IAEA soovitude menetluste („Calibration of radiation protection monitoring instruments“, IAEA, Safety reports series nr 16) ja Eesti õigusaktide kohaselt.

Kiirgusdooside tasemed ja meetmed, mida tuleb rakendada tasemete ületamisel

A-kategooria töötajate doosi piirmäär:

- aastane efektiivdoos – 20 mSv,
- 20 mSv või 100 mSv ekvivalentdoosikiirus silma läätses mis tahes viie järjestikuse aasta jooksul, eeldusel, et ühe aasta doos ei ületa 50 mSv,
- keskmine ekvivalentdoosikiirus 500 mSv 1 cm² naha pindala kohta, võtmata arvesse kiiritatud naha tegelikku pindala,
- ekvivalentdoosikiirus 500 mSv jäsemetes.

A-kategooria töötajad, kes teostavad töid kontrollialal, võivad saada efektiivdoosi kuni 0,2 mSv päevas.

A-kategooria töötajate suhtes kehtivad järgmised piirangud:

- töötajatel, kelle akumulieeritud ja aastase doosi vahe on väiksem kui 3,0 mSv, on lubatud töötamisel saada doos kuni 0,05 mSv/päevas,
- töötajatel, kelle akumulieeritud ja aastase doosi vahe on väiksem kui 1,0 mSv, on lubatud töötamisel saada doos kuni 0,01 mSv/päevas,
- kui töötajal on lubatud saada dooskuni 0,05 mSv/päevas, siis jälgitakse töötaja doosi pideva elektroonilise dosimeetriga (lisaks TLD-dosimeetrile) kuni aruandeaasta lõpuni, olenemata kontrollialal teostatud töö iseloomust,
- kui teostatakse töid, mille kavandatud doos on suurem kui 0,2 mSv/päevas, siis antakse eriluba töötajate ühekordseks suuremaks akumulieeritud doosiks.

Töötajate kavandatud suurem päevane doos võib olla lubatud ainult siis, kui ei ole võimalik rakendada meetmeid, mis hoiavad ära kehtestatud doosi piirmäärade ületamise. Töötajatele võivad suuremad lubatud doosid kehtestada ainult isikud, kellel on selleks õigused. Töötajatel on keelatud ilma eriloata ületada päevast isiklikku doosipiirangut. Seda peetakse kiirguskaitse eeskirjade ja normide rikkumiseks. Päevase doosi piirmäärade ületamise korral selgitatakse välja doosipiirmäära ületamise põhjused ja korraldatakse ennetusmeetmed, et vältida doosipiirmäära ületamist tulevikus. Kui aastast doosi piirmäära ületatakse või kui aastast doosi

piirmäära võidakse ettenägematute asjaolude tõttu ületada, peab kiirgustegevusloa omanik sellest viivitamatult, kuid mitte hiljem kui ühe päeva jooksul, teavitama regulaatorit.

Töökoha ja töötajate kokkupuute kontrollimise tulemuste registreerimine

Töökoha kontrolli tulemuste registreerimine toimub kooskõlas käitaja kehtivate protseduuridega.

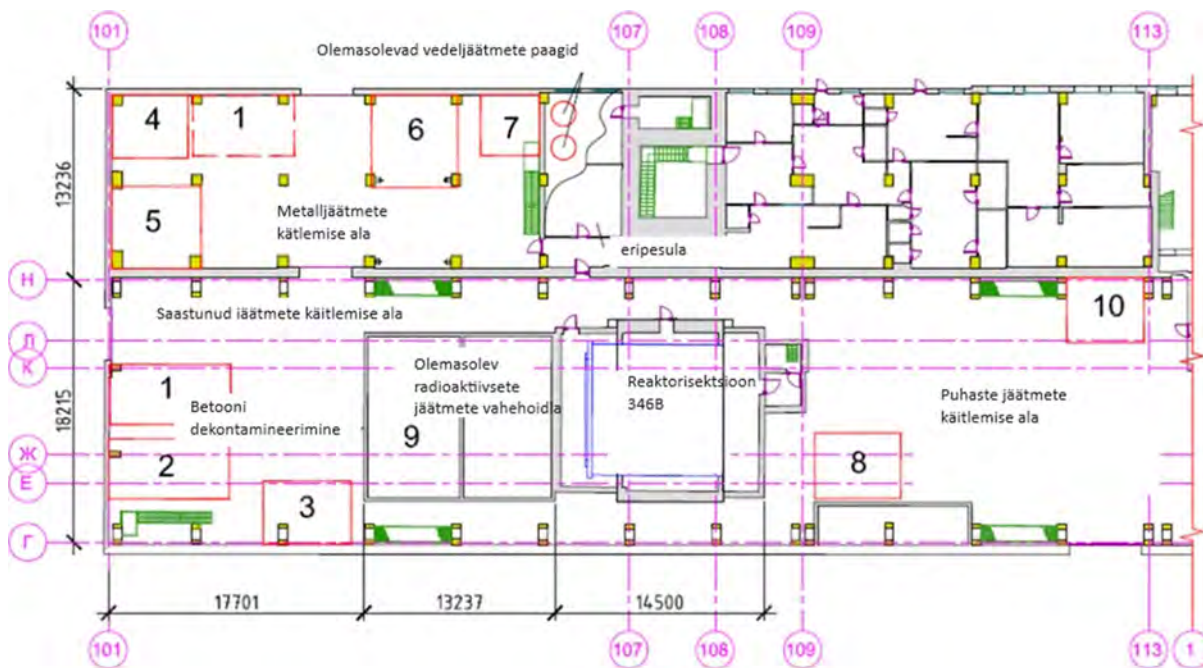
Töötajate individuaalse välise ja sisemise kokkupuute kontrollimise tulemused registreeritakse andmebaasis. Andmebaas kogub, töötleb, haldab ja säilitab andmeid töötajate kokkupuute kohta. Isiklike elektrooniliste dosimeetrite väljastamise ja doosiväärtuste registreerimine ioniseerivas keskkonnas töötamise korral toimub isiklike elektrooniliste dosimeetrite päevikus ja andmebaasis käsitsi või automaatselt. Tööde teostamise alast väljumisel kasutatakse skaneerimiseadet, mis loeb doosi elektrooniliselt dosimeetrilt. Kui töötaja vabastatakse personali dosimeetri kontrolli alt, säilitatakse kiiritusdoosi aruanne dosimeetri kontrolli laboris ja antakse kalendriaasta lõpus hoiule käitaja arhiivi. Aruannete säilitamise tähtaeg käitaja arhiivis on kuni töötaja 75-aastaseks saamiseni (või siis kui ta saaks 75-aastaseks), samuti vähemalt 30 aastat pärast kutsekiiritusega seotud tööde lõpetamist.

Käitaja töötajate kokkupuute kontrollimise korraldamine

Kõikidel käitaja töötajatel ja kolmandatest isikutest organisatsioonidel, kes külastavad kontrollala, teostades alalist, ajutist või ühekordset tööd, peab olema isiklik TLD-dosimeeter ja nad peavad läbima personali dosimeetri kontrolli. Peahoone dekomisioneerimise ajal kasutatakse töötajate kiiritusdooside kontrollimiseks ioniseerivas keskkonnas kooskõlas juhistega tööde teostamisel ja töökoha kiirgusolukorra muutumise tingimustes vahetuse jooksul koos peamise TLD-dosimeetriga lisaks isiklikku elektroonilist dosimeetrit, mis on varustatud akumulieeritud doosi näitajaga, heli- ja valgushäirega välise kiirituse määratud piirmäära ületamise korral. Töötajatel on keelatud kontrollalal viibida ilma isikliku dosimeetrita. Seda loetakse käitaja poolt kohaldatava kiirgusohutuse ja sanitaarkontrolli korra eeskirjade ja nõuete rikkumiseks. Käitaja töötajatele isiklike TLD-de väljastamiseks tuleb ette näha eraldi ruum. Ruum peab olema ette nähtud TLD-de hoidmiseks nende kasutamise pausidel (tööpauside ajal). Pärast tööde teostamist peahoones tagastatakse dosimeetrid ruumi, kust need väljastati. Mõõtmiste perioodilisus toimub vastavalt töökoha kontrolliprogrammile. Elektroonilisi kantavaid dosimeetreid väljastatakse ja tagastatakse samas ruumis, kus väljastatakse TLD-sid. Välise kiirguse efektiivdoosi määramiseks kasutatavat dosimeetrit tuleb kanda isikukaitseülkonna peal rindkere piirkonnas. Silma välise kokkupuute dosimeetrit tuleks kanda silmade kõrgusel võimalikult lähedal kõige rohkem mõjutatud silmale.

Töökohtade kiirguse kontrollimine

Töökohtade kontrollimise meetmeid tuleb reaktoriseksioonide dekomisioneerimise ajal teostada järgmistel objektidel: tsemenditehas (nr 1 joonisel 4.3.1); tihendamistehas (nr 2 joonisel 4.3.1); mõõtmisrajatis radioaktiivsete jäätmete iseloomustamiseks (nr 3 joonisel 4.3.1); lõplikud radioaktiivsete jäätmete pakendid/lahtised radioaktiivsed jäätmekonteinerid (nr 4 joonisel 4.3.1); metalliliste radioaktiivsete jäätmete sorteerimise töökoht (nr 5 joonisel 4.3.1); saastest puhastamise töökoht (nr 6 joonisel 4.1.1); kõrgsurvepesur (nr 7 joonisel 4.3.1); mõõtmisruum radioaktiivsete jäätmete vabastamiseks (nr 8 joonisel 1); tühjade tünnide ja konteinerite ladustamiskoht (nr 10 joonisel 4.3.1).



Joonis 4.3.1 Peahoone osa 302A skeem

Järgmisi väärtusi tuleb kontrollida vajaduse järgi ning kooskõlas kontrollitava objektiga: gamma- ja neutronkiirguse (vajaduse korral) doosikiirus; pindaktiivsus kaapemeetodiga; pindade saastumine alfa- ja beeta kiirgajatega; alfa- ja beeta-aerosoolide ja radooni mahuline aktiivsus; välimise/sisemise kiirguse efektiivdoos; gammakiirguse doos; atmosfääri sadestunud summaarne aktiivsus ; summaarne aktiivsus põhjavees.

Mõõtmiste sagedus: automaatsed pidevad mõõtmised, mille kohta peetakse arvestust andmebaasis; vastavalt konkreetsetele toimingutele, nt iga kord, kui konteiner pannakse hoiule, kui muudetakse konteineri asukohta, kuid vähemalt kord kuus või pärast transpordikonteineri puhastamist.

Mõõtmisseadmed või -meetodid: kiirguskontrollisüsteem; mobiilsed seadmed gammakiirguse, neutronkiirguse (vajaduse korral) doosikiiruse, alfa- ja beetakiirguse voo tiheduse mõõtmiseks; mobiilsed alfa-beeta-aerosooli ja radooni mahuaktiivsuse monitorid; transpordisaaste monitor; käe-jala-kiu monitor; kogu keha saastumise monitor; kiirguse portaalmonitor; RADOS TLD-süsteem; elektrooniline dosimeeter; inimese kiirgusarvesti; kaaped; proovivõtmine küvettidest või statsionaarsetest kaevudest ja laboratoorsed mõõtmised.

Andmed

Peahoone töökoha kontrolli ja kaardistamise tulemused registreeritakse kooskõlas kehtestatud korraga. Töötajate välise ja sisemise kokkupuute isikliku kontrolli tulemused registreeritakse APDCS-i andmebaasis. APDCS-i andmebaas kogub, salvestab, töötleb, haldab ja säilitab andmeid töötajate kokkupuute kohta käitava tegevuse ajal. Andmeid säilitatakse elektroonilisel kujul, turvalisus on tagatud automatiseeritud Personali dosimeetrilise kontrolli süsteemi ASRM2A serveri teenindusnõuetega. Andmete säilitamisperiood piirdub käitaja projekti APDCS-i elueaga. Kõik kirjed peavad olema selged. Kontrollitulemusi sisaldavad

dokumendid registreeritakse ettevõtte kehtestatud korra kohaselt ja säilitatakse kiirgusohutusnõuniku töökohas.

4.3.2 Keskkonnaseire programm reaktoriseksioonide dekomissioneerimiseks

Gammaseire

Ioniseeriva kiirguse intensiivsuse pidevaid mõõtmisi tuleb teostada Paldiski objekti tüüpiliseks näiteks olevates asukohtades ja lähimate elamupiirkondade suunal. Gammaseiresüsteem täidab hädaolukordade korral varajase hoiatuse funktsiooni. Keskkonna gammakiirguse doosikiiruse mõõtmiseks tuleb kasutada automaatseid elektroonilisi seadmeid. Andmed edastatakse keskjaama. Gammaseiresüsteemi tüüpilised omadused on toodud tabelis 4.3.2.

Tabel 4.3.2. Gammaseiresüsteemi pakutavad omadused

	Omadused
Sondi tüüp	Gammasond, mis on kalibreeritud välise doosi ekvivalentühikutes
Mõõtmisvahemik	10 nSv/h kuni 15 mSv/h
Energiavahemik	40 keV kuni 2,5 MeV
Mõõtemääramatus	Alla 15%
Andmed	Reaalajas andmed
Salvestamine	Andmesalvestusmälu

Paldiski objekti peahoone peaks olema ümbritsetud neljast gammaseire jaamast koosneva perimeetriga metallist tara sees. Samuti on tehtud ettepanek paigaldada täiendav jaam territooriumi sissepääsu juurde ja kaks täiendavat jaama lähimate elamupiirkondade suunas. Gammajaamade täpsed asukohad tuleb määratleda reaktoriseksioonide dekomissioneerimise üksikasjalikus projektis. Gammaseiresüsteem tuleks paigaldada ja mõõtmised peaksid algama enne reaktoriseksioonide dekomissioneerimist (eelistatult umbes üks aasta enne seda).

Õhuseire

Gammaseirevõrk peab hõlmama ka õhus olevate radioaktiivsete osakeste ja aerosoolide seiret. Radioaktiivsete ainete vabanemine atmosfääri peab olema alla tavapärase töö ajal gaasiliste ja õhku levivate radioaktiivsete ainete lubatud taseme. Õnnetuste korral võib õhus siiski tuvastada radioaktiivsete saasteainete kõrgemaid kontsentratsioone. Seetõttu tuleb paigaldada peahoone lähedale automaatne õhuseirejaam. Selle jaama asukoha valimisel tuleb arvesse võtta valdavalt tuulesuunda. On leitud (alltegevuse 2.11 raames), et Pakri poolsaare piirkonnas domineerivad lõuna-edelatuuled. Seetõttu on õhuseirejaama jaoks optimaalne suund kirdesuund. Täpne asukoht tuleb määratleda reaktoriseksioonide dekomissioneerimise üksikasjalikus projektis. Õhupumpadega ühendatud aerosoolfiltrid on võimelised koguma osakesi suurtest õhukogustest väikesele pinnale ning nende radioaktiivset sisaldust saab määrata hea mõõtmistõhususega, tagades seega soodsalt madalad avastamiskiirid. Mitteloodusliku radioaktiivsuse olemasolu õhufiltril tuvastatakse alfa-, beeta- ja

gammaloenduse abil. Tehislike nukliidide radioaktiivsete aerosoolide mõõtmiseks vajalik minimaalne tundlikkus on esitatud tabelis 4.3.3.

Tabel 4.3.3. Radioaktiivsete aerosoolide seirejaama tundlikkus

Mõõdetud parameeter	Avastamispiir, Bq/m ³	
	Filtreerimise kestus 1 h	Filtreerimise kestus 24 h
Cs-137 kontsentratsioon	0,7	0,07
Alfaosakeste kontsentratsioon	0,5	0,05
Beetaosakeste kontsentratsioon	0,7	0,07

Õhuseire jaam tuleb paigaldada ja mõõtmised peavad algama umbes üks aasta enne reaktorisektsioonide dekomissioneerimist. Jaam tuleb ühendada automaatse meteoroloogiajaamaga. Järgmisi meteoroloogilisi parameetreid tuleks mõõta kord tunnis:

- õhutemperatuur,
- tuule kiirus,
- tuule suund,
- sademed.

Hädaolukordade prognoosimisel on oluline meteoroloogiliste tingimuste hea tundmine. Piirkonnas on kaks riikliku seirevõrgu meteoroloogiajaama. Paldiski rannikujaam on Paldiski objekti peahoonele lähim. Kaugus Paldiski objekti asukohast kuni jaamani on umbes 2 km. Riikliku meteoroloogiajaama andmeid saab kasutada radionukliidide leviku hindamiseks.

Kuigi meteoroloogiajaam asub Paldiski objekti läheduses, võib sõltumatu jaama paigaldamisel objektile pidada eeliseks õnnetuse korral tõhusa andmeedastuse tagamist.

Põhjavee seire

Riikliku seireprogrammi raames toimub Paldiski objektil juba praegu põhjavee seire. Seirepuuraukude sügavus on kuni 10 m. Proovivõtukoht „Suubla“ esindab Paldiski objektilt voolavat drenaaživett.

Kuni Paldiski objekti radioloogilise seisundi muutumiseni tuleb laboratoorseteks analüüsideks regulaarselt võtta põhjaveeproove. Reaktorisektsioonide dekomissioneerimise ajal tuleb kord kuus mõõta radionukliidide H-3, Co-60, Sr-90 ja Cs-137 eriaktiivsust. Gammakiirguse doosikiiruse, gaasiliste ja õhus levivate radioaktiivsete heitkoguste ebanormaalse suurenemise korral tuleb mõõta radionukliidide H-3, Co-60, Sr-90 ja Cs-137 eriaktiivsust põhjavees. Kui põhjavees tuvastatakse radionukliidide H-3, Co-60, Sr-90, Cs-137 ebanormaalne suurenemine, siis tuleb mõõta ka radionukliidide C-14, Ni-59, Ni-63, Nb-94, Eu-152, Eu-154, Ra-226, Pu-238, Pu-239, Am-241 eriaktiivsust.

Maismaaökosüsteemi seire

Võimalike õnnetuste korral võivad radioaktiivsed sademed saastada ümbritsevat pinnast ja muru. Seetõttu tuleb kontrollida radioaktiivsete ainete kogunemist, võttes proove ja analüüsides neid laboris. Taustasaaste määramiseks alustatakse pinnase ja muru seiret vähemalt üks aasta enne reaktorisektsioonide dekomissioneerimise alustamist.

Proovivõtukoht tuleb valida Paldiski objekti reaktorisektsioonide dekomissioneerimise üksikasjaliku projekti koostamise ajal, võttes arvesse peamist tuulesuunda (st suunda, kuhu radioaktiivsed sademed suurima tõenäosusega langevad). Samast kohast tuleb kord aastas võtta üks rohu- ja üks mullaproov. Suve lõpus tuleb võtta rohuproovid. Rohuproovid tuleb võtta ühelt ruutmeetrit. Proovid tuleb võtta 5 cm paksusest ülemisest pinnasekihist, proovi kogus peaks olema umbes 1,5 kg (võttes arvesse gammaspекtrometri kalibreerimisgeomeetriat). Rohu- ja mullaproovide gammaaktiivsuse mõõtmised tuleb teha vastavalt rahvusvahelisele standardile IEC 61452:2021, kasutades suure eraldusvõimega gammaspекtrometrit, mis on võimeline tuvastama asjakohaseid radionukliide (Co-60, Cs-137, Ra-226, Am-241). Spektrometri energialahutusvõime (täislaius maksimaalselt poole võrra) peaks olema vähemalt 2 keV, samas kui energiavahemik peaks olema 40 keV kuni umbes 2 MeV.

Alfa ja beeta radionukliidid omandavad tähtsust tööõnnetuste korral. Sellistel juhtudel tuleb neid keeruliselt mõõdetavaid radionukliide uurida.

Võimalik võrdlusala

Selleks, et teha kindlaks, kas radioaktiivse saastatuse muutus Paldiski objektil on põhjustatud objektil teostatud dekomissioneerimistöödest või välisest allikast, tuleks kaaluda võrdlusala loomist, millega oleks objekti võimalik võrrelda. See võrdlusala peaks olema Paldiski alale sarnaste geomorfoloogiliste omaduste ja elustikuga. Radionukliidide koostis määratakse rohu- ja pinnaseproovidest. Proove analüüsitakse gammaspекtrometriga. Proovide võtmise sagedus peaks olema vähemalt üks kord aastas, suve lõpus. Sõltuvalt asjaoludest ja vajadusest võib proovide võtmine toimuda sagedamini.

Merekeskkonna ökosüsteemi seire

Merekeskkonna radioaktiivsust jälgitakse juba riikliku seireprogrammi raames. Soome lahes on Paldiski objekti läheduses kaks seirejaama. Igal aastal võetakse regulaarselt proove veest, põhjasetetest ja elustikust, et mõõta tehnilike radionukliidide Sr-90 ja Cs-137 sisaldust. Nendest kahest riikliku seirevõrgu jaamast piisab.

Merekeskkonna seire peab algama enne reaktorisektsioonide dekomissioneerimist ja jätkuma kuni Paldiski objekti radioloogilise oleku muutumiseni.

5. DEKOMISSIONEERIMISE OHUTUSE UURING

Välja töötatud ohutusjuhtum sisaldab põhjalikku ohutusanalüüsi, mis käsitleb dekomissioneerimistegevuse mõju peahoone demonteerimist teostavale personalile, elanikkonnale ja keskkonnale Paldiski objekti ümbruses, mõju naaberriikidele ning riskianalüüsi.

Peamised teemad, mida dekomissioneerimise ohutuse uuringus käsitletakse, on järgmised:

- asjakohaste ohutuskriteeriumite kindlaksmääramine;
- kasutuspiirangud ja -tingimused;
- tavapäraste dekomissioneerimistoimingute ohuanalüüs;
- ebatavaliste sündmuste ja vahejuhtumite ohuanalüüs;
- võimalike tagajärgede hindamine;
- kiirgusega mitteseotud tegurite mõju hindamise tulemused;
- reaktorisektsioonide dekomissioneerimise võimalik mõju naaberriikidele;
- riskihindamine;
- analüüsi tulemuste võrdlus asjakohaste ohutuskriteeriumitega.

5.1 Ohutuse hindamine

Esialgne ohutuse hindamine viidi läbi alltegevuse 4.8 raames ja see viidi lõpule alltegevuse 5.3 raames.

5.1.1 Ohutuse hindamise sisu

Peahoone, selle sisemiste konstruktsioonide, süsteemide ja komponentide, sealhulgas reaktorisektsioonide dekomissioneerimise ohutushinnang viidi läbi IAEA ohutusjuhistes WS-G-5.2, SRS-45 ja SRS-77 esitatud soovitude kohaselt.

Selles ohutushinnangus on kirjeldatud peahoonet, milles paiknevad reaktori sarkofaagid ja analüüsitud on järgmisi etappe:

- reaktorite ja reaktorikomponentide demonteerimine,
- reaktorite kohale ja ümber ehitatud sarkofaagide demonteerimine,
- hoone sisemiste süsteemide demonteerimine,
- hoone enda demonteerimine.

Kavandatava tegevuse (lammutustööd) ohutuse hindamine viidi läbi Paldiski objekti peamise tehnoloogilise hoone konstruktsioonide, süsteemide ja komponentide olemasoleva seisundi tehnilise kirjelduse alusel. Lisaks sellele võeti demonteerimis- ja jäätmekäitlustehnika kohta otsuse tegemisel arvesse tööstuslikul otstarbel tavapärast kasutatavaid seadmeid ja tehnikaid, mis olid teiste tuumarajatiste puhul sarnaste tegevuste teostamisel hästi ennast tõestanud.

See ohutushinnang ei hõlma rajatiseväliseid radioaktiivsete jäätmete lõppladustamise rajatise ega ka üleandmiseks mõeldud pakendatud ja iseloomustatud radioaktiivseid jäätmeid, mis on

paigutatud ajutiseks ladustamiseks peahoone ladustamisrajatisse. Radioaktiivsete jäätmete lõppladustamise taristu tuleb valmis ehitada enne reaktorite demonteerimise alustamist 2039. aastal. Määratud radioaktiivsed paigutatakse lõppladustamiseks asjakohasesse hoidlasse.

Objekti lõplikku seisundit on iseloomustatud järgmiselt:

- rajatise likvideerimine;
- ehitiste täielik demonteerimine ja saastest puhastamine;
- radioaktiivsete jäätmete osaline eemaldamine, ülejäänud radioaktiivsete jäätmete lõppladustamine.

Ohutuse hindamise raames:

- määratleti ohutuse hindamise nõuded ja vastuvõtukriteeriumid;
- esitati Paldiski objekti kirjeldus, sealhulgas rajatiste, hoonete ja konstruktsioonide ajalooline taust ja hetkeseisund;
- töötati välja peahoone ja olemasolevate sisemiste konstruktsioonide dekomissioneerimistegevused;
- hinnati dekomissioneerimisel kasutatavate konstruktsioonide, süsteemide ja komponentide tehnilist sobivust ;
- teostati esitatud dekomissioneerimistehnoloogia ohutusanalüüs, mille tulemusena määrati kindlaks algatussündmuste loetelu ja nende esinemissagedus;
- töötati välja ja analüüsiti nende algatussündmuste rakendamise stsenaariumid ning viidi läbi nende kvalitatiivne sõelumine;
- teostati kiirusohutuse analüüs normaalse käitamise stsenaariumide ja selliste algatussündmuste rakendamise stsenaariumide puhul, mida eelmises etapis ei ole välja sõelatud;
- teostati kiirgusega mitteseotud tegurite ohutushinnang;
- hinnati analüüsitulemuste vastavust regulatiivsetele nõuetele ja vastuvõtukriteeriumitele;
- töötati välja tehnilised ja organisatsioonilised meetmed normaalse käitamise kontrollimiseks ning meetmed õnnetusjuhtumite ennetamiseks ja kõrvaldamiseks peahoones.

Täpsustatud nõuete täitmiseks sisaldab ohutushinnangu aruanne arvulist hinnangut töötajatele ja keskkonnale avalduvate (kiirguslike ja mittekiirguslike) kokkupuutetegurite mõju kohta dekomissioneerimistegevuse tavatingimustes (ilma õnnetusjuhtumiteta) ja õnnetusjuhtumite tingimustes.

5.1.2 Ohutuse hindamisel kohaldatav lähenemisviis

IAEA ohutusjuhendi (WS-G-5.2) kohaselt viidi ohutushinnangu koostamisel läbi järgmised toimingud:

- **põhjendused asjakohastele ohutusnõuetele ja regulaatori kriteeriumidele, mis toetavad kavandatavate dekomissioneerimistegevuste heakskiitmist;**
- **ohtude olemuse, ulatuse ja tõenäosuse ning töötajatele, elanikkonnale ja keskkonnale kiirgusest tulenevate tagajärgede süstemaatiline hindamine seoses kavandatava tegevuse ja õnnetuste tingimustega;**
- **kvantifitseeriti dekomissioneerimise tegevuste jms käigus saavutatav kiirgusohutude kavandatav ja järkjärguline vähendamine.**

Ohutushinnangu aruanne võtab arvesse vastuvõetud dekomissioneerimisstrateegiat, samuti praegust peahoone demonteerimise korralduskava ja tehnilisi lahendusi reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks. Ohutuse hindamine aitab välja töötada lõpliku dekomissioneerimisprojekti, mille käigus on võimalik ajakohastada kavandatud lahendusi projekti arendamise järgmistes etappides.

Likvideerimise käigus toimuvate õnnetuste analüüsimisel kasutati IAEA ekspertide soovitatud deterministlikku lähenemisviisi ohutuse hindamisele. Sellist lähenemisviisi ohutuse hindamisele peetakse kõige tõhusamaks meetodiks töötajate ja elanikkonna kaitsetasemetete sätestamisel tuumarajatiste dekomissioneerimise käigus.

Deterministliku analüüsi puhul kasutatakse arvutikoodide abil ebatavaliste algatussündmuste ja konstruktsioonipõhiste õnnetusjuhtumitega seotud projekteerimisanalüüsi, et hinnata ohutust ja täita arvutuste jaoks rakendatud vastuvõtukriteeriumid. On ilmne, et reaktoriseadmete, millest tuumakütus välja võetakse, dekomissioneerimise etapis on peamine kriteerium, mille alusel tuleb analüüs läbi viia, kiirgusohutuse kriteeriumite täitmine.

Töötajate kiirguskriteeriumite hindamiseks kasutati valideeritud ja kontrollitud arvutikoodi GENII 2.10. Arvutikoodi töötas välja Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington. GENII süsteem sisaldab võimalusi krooniliste ja ägedate kiirgusdooside vabanemise arvutamiseks. Arvesse võib võtta radionukliidide transporti õhu, vee või bioloogiliste tegevuste kaudu. Õhutranspordi valikud hõlmavad nii puhangute kui ka voo mudeleid, mis mõlemad võimaldavad kasutada efektiivset korstna kõrgust või arvutada voo tõusu ujuvuse või impulsi mõju (või mõlema) alusel.

Ohutushinnang viidi läbi rajatiste kirjelduse, kasutatavate süsteemide tehnilise analüüsi ja rajatiste demonteerimise põhjal, mis tuleb teostada kooskõlas kavandatud dekomissioneerimiskavaga. Neid andmeid tuleb kasutada rajatise olemasolevate ja potentsiaalsete ohtude ning käimasolevate dekomissioneerimistöödega seoses tekkida võivate ohtude tuvastamiseks.

Asjakohased ohud kvantifitseeriti ja määrati kindlaks nende võimalikud tagajärjed töötajatele ja elanikkonnale. Seejärel võrreldi eeldatavaid efektiivdoose ja nende ohtudega seotud riske asjakohaste ohutusnõuete ja -kriteeriumitega, et teha kindlaks, kas need ohutusnõuded ja -kriteeriumid on täidetud.

Võimalike õnnetusjuhtumite analüüsi ulatus dekomissioneerimistegevuse ajal sõltub algatussündmuste esinemise tõenäosusest ja võimalikest tagajärgedest. Seetõttu hinnati algatussündmusi üksikasjalikult, et tagada analüüsi täielik seos protsessi parameetrite ja seadmete rikkeid põhjustavate oletatavate häiretega ning nende mõjude vahel.

Potentsiaalsete õnnetuste analüüsis võeti arvesse kõiki dekommissioneerimistegevusega seotud sisemisi ja väliseid algatussündmusi ning inimlikke vigu.

Vaadeldava rajatise eripära kohaselt on algsed õnnetusjuhtumid rühmitatud järgmiselt:

- radionukliidide vabanemine konstruktsioonelementide ja seadmete demonteerimise käigus;
- radionukliidide vabanemine objektil erinevate kategooriate radioaktiivsete jäätmete käitlemisel;
- radionukliidide vabanemine objektil radioaktiivsete jäätmete transportimisel;

Iga algatussündmus liigitati sõltuvalt eeldatavast esinemissagedusest ühte järgmistest kategooriatest:

- ebanormaalne käitamine – kategooria eeldatavatele algatussündmustele, mis võivad esineda vähemalt üks kord rajatise käitamise ajal (st mille eeldatav esinemissagedus on vähemalt 2×10^{-2} 1/aastas);
- konstruktsioonipõhise õnnetusjuhtumi – kategooria ohutussüsteemide projekteerimise aluseks olevate oletatavate algatussündmustele, mille eeldatav sagedus on alla 2×10^{-2} 1/aastas;
- sagedased sündmused P1 sagedusega rohkem kui 10^{-2} 1/aastas;
- tõenäolised sündmused sagedusega $10^{-6} \leq P2 < 10^{-2}$ 1/aastas;
- väheusutavad sündmused $P3 < 10^{-6}$ 1/aastas.

Algatussündmuste sageduse väärtus määrati tõenäosusliku ohutusanalüüsi meetoditega asjakohaste statistiliste andmete olemasolul või eksperdimeetodiga.

Iga algatussündmuse analüüsimiseks kehtestati vastuvõtukriteeriumid. Vastuvõtukriteeriumite valikul võeti arvesse rühma, kategooriat ja algatussündmuse eeldatavaid tagajärgi. Selle valikul arvestati, et kõige väiksema eeldatava esinemissagedusega algatussündmused (IE) võivad olla kõige tõsisemate tagajärgedega.

Disainianalüüside läbiviimiseks valiti algatussündmuste esindajad algatussündmuste üldloetelust. Algatussündmuste esindajad eeldavad selliseid algatussündmusi, mille tagajärjed on võrreldes teiste selle rühma algatussündmuste tagajärgedega kõige ebasoodsamad.

Algatussündmuste esindaja konstruktsioonianalüüsi teostamine hõlmab järgmisi etappe:

- ülesande määratlemine;
- arvutuste teostamine ja tulemuste analüüs;
- analüüsitulemuste dokumenteerimine.

Ülesande määratlemine eeldab alg- ja piirtingimuste kindlaksmääramist, mis määravad üleminekuprotsessi stsenaariumi (st sündmuste eeldatava järjestuse).

Algatustingimused hõlmavad otseselt mõõdetavate (nt rõhk, temperatuur jne) või arvutatavate parameetrite arväärtusi, samuti süsteemide ja seadmete eeldatavaid töötingimusi analüüsitava sündmuse toimumise ajal.

Seda tüüpi rajatiste töötamisaja sündmuste ja konstruktsioonipõhiste õnnetusjuhtumite analüüsimisel kasutatakse algväärtustena parameetrite piirväärtusi, mis jäävad väljapoole tavapärase töö (st töötamisaja piirmäär) jaoks ettenähtud väärtuste vahemikku:

[töötamisaja piirmäär] = [nimiväärtus] ± [kõrvalekalle],

kus [kõrvalekalle] on kõrvalekalle parameetri nimiväärtusest, mis on vastuvõetav normaalseks töötamiseks ning mis on põhjustatud juhtimissüsteemide toimimisest ja/või parameetri jooksva väärtuse mõõtmisveast.

Algatustingimuste valimisel võetakse analüüsis arvesse süsteemide ja seadmete parameetrite väärtusi ja omadusi (töötingimusi), mis põhjustavad analüüsitava algatussündmuse halvimaid tagajärgi ning mida iseloomustab väikseim piirmäär kehtestatud vastuvõtukriteeriumite ületamiseks.

Piirtingimused hõlmavad süsteemide ja seadmete eeldatavat konfiguratsiooni, omadusi ja töötingimusi, samuti töötajate tegevust kõnealuse algatussündmuse toimumise korral.

Dekomissioneerimise ohutuse hindamisel pöörati tähelepanu asjaolule, et aruande koostamise ajal on olemas suur hulk määramatust. Näiteks ei pruugi muudatused regulatiivses raamistikus või lammutamiseks ja demonteeritavate üksuste käitlemiseks kasutatavate seadmete omadustes ja tüüpides olla täpselt määratletud. Käitaja võib täpsustada seadme tüüpi, mis dekomissioneerimise alguses põhineb olemasolevatel tehnoloogiatel. Dekomissioneerimiskavas esitatud stsenaariumid võivad vajada läbivaatamist, lähtudes dekomissioneerimise ettevalmistamise käigus saadud teadmistest.

Arvestades võimalikke määramatusi ohutuse hindamisel, kasutati konservatiivset lähenemisviisi, võttes arvesse ohutushinnangu väljatöötamise ajal olemasolevaid teadmisi ja andmeid.

Nii piir- kui ka algtingimuste valikul tuleks lähtuda konservatiivsuse põhimõtte kohaldamisest. Kõikide konservatiivsete eelduste arvestamine võimaldab saada kõige konservatiivsema tulemuse, mis võimaldab arvestada kõikide määramatute asjaolude mõju analüüsitulemustele.

5.1.3 Kiirgustegurite hindamine tavapäraste tööstsenariumide puhul

Mõju personalile

Reaktorisektsioon nr 1 demonteerimisel on A-kategooria töötajate doosi piirmäära mitte ületamiseks eraldi etappide jaoks vajalik järgmine arv töötajaid:

- 4. etapis on vaja 2 töötajat;
- 7. etapis on vaja 13 töötajat;

Reaktorisektsioon nr 2 demonteerimise 8. etapis on vaja vähemalt nelja töötajat, et täita tingimust, mille kohaselt ei tohi ületada A-kategooria töötajate doosi piirmäära.

Pakendatud radioaktiivseid jäätmeid käitlevatele töötajatele mõjuv maksimaalne doosikiirus ei tohi töökohal ületada 2 mSv/h.

Elanikkonna ja keskkonna mõjutamine

Tavapärastes töötingimustes võib elanikkonna ja keskkonna kiirgusega kokkupuude toimuda ainult gaaside-aerosoolide heitmete sattumisel atmosfääri, sest töö ajal ei toimu

märkimisväärsed heitvee väljavoolu. Lammutustööde tavapärastes tingimustes ei ületa kogu vabanemise aktiivsus $1,1E + 04$ Bq. Vabanemistasemetel võrdluse põhjal võib järeldada, et radioaktiivse vabanemise ulatus ei ületa tavapärastes töötingimustes määru nr 40 „Kiirgustegevuses kasutatavate või tekkivate radioaktiivsete ainete väljaarvamise ja vabastamise tingimused ning väljaarvamise ja vabastamise taotlusele esitatavad nõuded“ sätestatud vabanemise tasemeid.

5.1.4 Ohtude ja algatussündmuste tuvastamine

Ohu tuvastamise protsessi käigus määratakse kindlaks kõik kohad rajatises, kus radioaktiivset materjali esineb (nt radioaktiivsete materjalide ja radioaktiivsete jäätmete tahtlik ja tahtmatu kogunemine, pindade saastumine, saastunud pinnas, radioaktiivsed allikad, aktiveeritud komponendid ja ventilatsioonisüsteemi filtrid). Erilist tähelepanu pöörati radioaktiivsetele materjalidele, mis kavandatud dekomissioneerimistegevuse tulemusena tekitavad uusi kokkupuutepunkte töötajatele, näiteks ventilatsioonisüsteemi muutuse tagajärjel, mis on tingitud isolatsiooni dekompressioonist rajatise või varjestusseina demonteerimisel.

Arvesse võeti ka tulevikus objektil toimuvat materjali kogunemist, näiteks radioaktiivsete jäätmete vaheladusrajatise, mida hakatakse järk-järgult täiendada ja mida tuleb hinnata igal ajahetkel olemasoleva radioaktiivsuse eeldatava maksimaalse taseme alusel.

See protsess võttis arvesse kõiki võimalikke algatussündmusi, millel võib olla kahjulik mõju:

- välised algatussündmused;
- loodusnähtused, nagu ebasoodsad ilmastikutingimused (nt tuul, lumi, vihm, jää, ekstreemsed temperatuur, üleujutus, äike), maavärinad või bioloogilised häired;
- inimtegevusest tingitud sündmused, näiteks õhusõidukiga juhtunud õnnetus (koos või ilma sellele järgneva tulekahjuga), plahvatused, tulekahjud, elektrikatkestus või muude funktsioonide katkemine ja inimsekkumine;
- rajatise või objekti sisemised sündmused, nagu tulekahju, plahvatus, konstruktsiooni kokkuvarisemine, leke või mahavalgumine, ventilatsioonisüsteemi rike, raskete laadungite kukkumine ja kaitsemeetmete (nt varjestuse või isikukaitsevahendite rike) tõrge;
- inimtekkelised algatussündmused, nagu inimlikud vead ja rikkumised ning sündmuste väär tuvastamine, mis viivad ebasobivate tegevusteni.

5.1.5 Ohu sõeluuring

Dekomissioneerimise käigus tekkida võivad ohud kvantifitseeritakse, võtmata arvesse mis tahes kaitsemeetmeid või leevendavaid ohutusmeetmeid rakendatakse rajatise dekomissioneerimise ajal. Siiski võetakse arvesse kasu, mida on võimalik saada rajatisele omastest (passiivsetest) turvaelementidest (nt varjestusseinad, projekteeritud turvaelemendid), kui need püsivad tegevuse ajal töökorras. Ohud, mis võivad põhjustada märkimisväärsed kahjul mis tahes tuvastatud viiside kaudu, või kõrge riskiga ohud, mis on tuvastatud asjakohaste kriteeriumidega võrdlemisel, vajavad täiendavat kaalumist.

Ohud, mis ei kuulu reguleerimisalasse ja/või ei vasta ohutuse hindamise eesmärkidele või ei saa põhjustada tagajärgi, mis ületavad vajalike nõuete künnise, jäetakse välja. Selle tulemusel väheneb nende ohtude loetelu, millele ohutuse hindamine keskendub. Madala ohutaseme või

keerukusega rajatiste puhul või juhul, kui kavandatud dekomissioneerimis tegevused on piiratud, võib tegelikke ohte olla vaid üksikuid, mis vähendab ohutushinnangu ulatust.

Sõelumisprotsessis võetakse arvesse kõiki võimalikke kokkupuuteviise, mille kaudu teatavad ohud võivad töötajatele kahjulikku mõju avaldada, näiteks:

- väline kokkupuude saastumise, konstruktsioonide (komponentide, hoonete, pindade jne) aktiveerimise või muu radioaktiivse materjaliga (nt kinnised kiirgusallikad, jäätmepakendid) kokkupuute tõttu, mis tuleneb otsesest kokkupuutest gammakiirgust kiirgavate radionukliididega;
- sisemine kokkupuude sissehingamise või allaneelamise teel lenduvate ainete (nt gaaside, aerosoolide ja tahkete osakeste) vabanemise tõttu materjali lõikamise (nt termilise ja mehaanilise lõikamise) või saastest puhastamise või tulekahju ajal; keemilistest saastest puhastamise vannidest või mehaaniliste saastest puhastamise meetodite kasutamisest tulenevate aerosoolide tõttu, samuti teiste allikatega kokkupuutumise tõttu;
- kiirgussaaste ja kehvastustuste kombinatsioon (nt haavade saastumine).

Alltegevuse 4.8 alapeatükis 6.1 esitatud algatussündmuste läbivaatamise ning alltegevuse 4.10 jaotiste 4 ja 5 andmete põhjal koostati algatussündmuste loetelu, mille stsenaariumid on määratletud alltegevuse 4.8 alapeatükis 6.3. Lisaks alapeatükis 6.1 esitatud algatussündmustele määratleti veel kolm algatussündmust:

- välgulöök;
- ioniseeriva kiirgusallika avamine demonteerimistöde ajal reaktorisektsiooni nr 1 sees;
- sõjaväe-, sabotaaži- ja luurerühma tegevus või terrorirünnak.

Iga algatussündmuse sagedus määratakse kindlaks alltegevuse 4.8 ja IAEA ohutusaruannete seeria nr 23 tabeli 1 kohaselt. Tulemused on esitatud tabelis 5.1.1.

Töötati välja ja analüüsiti nende algatussündmuste rakendamise stsenaariumid ning viidi läbi nende kvalitatiivne sõelumine.

Tabel 5.1.1. Algatussündmuste loetelu

Algatussündmuse nimi	Kategooria (vt alapeatükk 5.1.2)
Välised algatussündmused	
Maavärin	P1
Orkaanid, tormid, tuul	P1
Üleujutused	P1
Välised tulekahjud	P2
Lumekoormus	P1
Äärmuslikud temperatuurid	P1
Välgulöök	P1
Tsunami	–
Plahvatused kohapeal või läheduses	P2
Õhusõiduki / lendava objekti alla kukkumine	P3
Väline toite kadu	P1
Sisemised algatussündmused	
Kukkuvad laadungid/ülemiste plaatide kokkuvarisemine	P2
Tulekahju peahoones / lekkiva tahket radioaktiivset jäädet sisaldava konteineri tulekahju	P2
vedelate radioaktiivsete jäätmete leke	P1
Ioniseeriva kiirgusallika avamine demonteerimistöde ajal reaktorisektsiooni nr 1 sees	P1
Toiteallika kadumine	P1
Inimlik viga	P1
Sõjaväe-, sabotaaži- ja luurerühma tegevus või terrorirünnakud	P1

5.1.6 Kiirgustegurite mõju hindamine õnnetusjuhtumite stsenaariumide puhul

Mõju personalile

Õnnetusjuhtum „Ioniseeriva kiirgusallika avamine demonteerimistöde ajal reaktorisektsioon nr 1 sees“ loeti konstruktsioonipõhise õnnetusjuhtumina, millel on maksimaalsed kiirgustagajärjed personalile. Kui kiirgusallikas hävitatakse, on doosikiirus 1 m kaugusel 1,1 mSv/h. On eeldatud, et hädaolukorra korral lahkub personal 5 minuti jooksul hädaolukorra piirkonnast ja liigub ohutusse kohta. Sellisel juhul ei ületa individuaalse kokkupuute doos 0,1 mSv.

Õnnetusjuhtumit „Kukkuvad laadungid/ülemiste plaatide kokkuvarisemine“ koos personali hingamisteede isikukaitsevahendite samaaegse rikkega loeti väljaspoole konstruktsioonipõhist õnnetust jäävaks õnnetuseks, millel on maksimaalsed kiirgustagajärjed personalile. Personali 50-aastane eluaegne sisemine kiiritusdoos, võttes arvesse 5-minutilist välist kiiritust reaktorist nr 1, on 60,1 µSv.

Mõju elanikkonnale ja keskkonnale

Elanikkonna ja keskkonna maksimaalne kokkupuude kiirgusega õnnetusjuhtumite korral võib tekkida ainult juhusliku gaasi-aerosooli eraldumise tõttu atmosfääri, sest töö käigus puuduvad olulised veeheite allikad. Analüüsi kahte stsenaariumi: sademetega ja ilma sademeteta.

Õnnetusjuhtumit „Tulekahju peahoones / lekkiva tahket radioaktiivset jäädet sisaldava konteineri tulekahju“ käsitleti kui konstruktsioonipõhist õnnetust, millel on maksimaalsed kiirgustagajärjed elanikkonnale. Summaarne efektiivdoos ei ületa sademetega juhtumi puhul väärtust 2,91E – 08 Sv. Sademeteta stsenaariumi korral ei ületa summaarne efektiivdoos väärtust 2,92E – 10 Sv.

Õnnetus „Õhusõiduki / lendava objekti alla kukkumine“ koos sellele järgneva tulekahju ja paralleelse tööstusliku ioniseeriva kiirgusallika hävimisega loeti väljaspoole konstruktsioonipõhist õnnetust jäävaks õnnetuseks, mille tagajärjed elanikkonnale ja keskkonnale on maksimaalsed. Summaarne efektiivdoos ei ületa sademete korral väärtust 1,644E – 03 Sv. Sademeteta stsenaariumi korral ei ületa summaarne efektiivdoos väärtust 6,30E – 06 Sv.

5.1.7 Võrdlus kiirgusohutuse kriteeriumitega

Tavapärasest töötingimustes, mis on tagatud spetsiaalse töötehnoloogia rakendamise, ohutustõkete säilitamise ja kiirgusseiresüsteemi abil teostatava vastavuskontrolliga, tagatakse elanikkonna ja keskkonna kaitse, piirates radioaktiivsete ainete vabanemist ja heitmeid tasemeni, mis ei ületa määruses nr 40 „Kiirgustegevuses kasutatavate või tekkivate radioaktiivsete ainete väljaarvamise ja vabastamise tingimused ning väljaarvamise ja vabastamise taotlusele esitatavad nõuded“ sätestatud vabastamise tasemeid. Tavapäraste dekomissioneerimistoimingute ning ebatavaliste sündmuste ja vahejuhtumite analüüs näitab, et kiirgusohutuse kriteeriume ei ületata:

- **KIIRGUSSEADUSES JA EESTI VABARIIGI VALITSUSE MÄÄRUSES NR 97 SÄTESTATUD TÖÖTAJATE JA ELANIKKONNA DOOSIDE PIIRMÄÄRASID EI ÜLETATA NII TAVATINGIMUSTES KUI KA ÕNNETUSJUHTUMITE KORRAL;**
- **EESTI VABARIIGI VALITSUSE MÄÄRUSES NR 95 SÄTESTATUD TEGUTSEMISTASEMEID NAGU EVAKUEERIMINE NING ÜMBERASUSTAMINE EI OLE VAJA RAKENDADA.**

Radioaktiivsete tegurite mõju hindamine elanikkonnale ja keskkonnale hädaolukordade stsenaariumite korral, võttes arvesse konservatiivset lähenemist, näitas, et elanikkonna kiirgusdoos territooriumi radioaktiivse saastatuse tagajärjel ei ületa 1,0 mSv/aastas. Seetõttu ei ole vaja uurida radioloogilisi tingimusi, sealhulgas ka kõiki kiirgustüüpe, ning optimeerida kõnealustel territooriumidel kiirguskaitsemeetmeid. Kuna konkreetset kiirgust on võimalik vältida kavandatud kaitsemeetmete ja demonteerimistehnoloogiate abil, ei ole vaja rakendada tavapärasesse avalikku ellu ning majandus- ja sotsiaaltegevusse sekkuvaid kaitsemeetmeid.

5.2 Dekomissioneerimise võimalik mõju naaberriikidele

Alltegevuse 4.11 raames uuriti reaktorisektsioonide dekomissioneerimise võimalikku mõju naaberriikidele.

5.2.1 Metoodika

Radioaktiivse kiirguse vabanemise piiriülese atmosfääri ja merekeskkonna kaudu edasikandumise mõju hindamine radioaktiivse kiirgusõnnetuse korral tuumarajatiste dekomissioneerimise ajal viiakse läbi Soome kui võimaliku kiirguse allikale kõige lähemal asuva riigi jaoks. Keskkonnareostuse ja rahvatervise tagajärgede hindamise objektiks valiti Helsingi linn, kus elab üle 650 tuhande inimese ja mis asub allikast umbes 110 km kaugusel. Kuna Soome on Paldiski objektile lähim riik ja Helsingi on suurim linn, kinnitab konservatiivsete stsenaariumide rakendamine inimeste maksimaalse võimaliku kiiritusdoosi. Konservatiivne stsenaarium sisaldab spetsiaalselt valitud meteoroloogilisi tingimusi, et kinnitada vaadeldavas asulas elavale võrdlusisikule maksimaalne võimalik efektiivdoos radionukliidide vabanemise määra juures. Kauguse suurendamine vabanemiskohast, säilitades samal ajal kõik muud tingimused, võib doosi ainult vähendada. See tähendab, et kui Soome puhul on sellise konservatiivse stsenaariumi kohaselt saadud doos alla lubatud piirmäärade, võib olla kindel, et see jääb alla nende piirmäärade ka kõikide teiste kaugemal asuvate riikide, eelkõige Rootsi (kaugus Paldiski objektist Stockholmi on 340 km), Läti (kaugus riigipiirini on 155 km), Leedu (kaugus riigipiirini on 330 km) ja Venemaa Föderatsiooni (kaugus riigipiirini on 220 km, samas kui kaugus Peterburist on 360 km) puhul.

Paldiski objektil toimuva kiirgusõnnetuse korral toimuva radioaktiivse vabanemise piiriülese edasikandumise tagajärgede hindamisel kasutatakse saasteainete atmosfääris levimise Lagrange'i-Euleri difusioonimudelit LEDI.

Elanikkonna individuaalsete dooside hindamisel võeti arvesse järgmisi elanikkonna kiiritusdoosi kujunemise viise pärast juhusliku radioaktiivse heite vabanemist atmosfääri: väline kokkupuude radionukliidide tõttu atmosfääriõhus ja pinnasesse sadestunud radionukliidide tõttu; sisemine kokkupuude radionukliidide sissehingamise tõttu ja saastunud kohalike maismaasaaduste ja mereandide tarbimise tõttu. Elanikkonna individuaalsed kokkupuutedoosid arvutati Helsingis asuvas võrdluspunktis kahele võrdlusrühmale, „Täiskasvanud“ ja „Üheaastased“. Doosid arvutati eraldi kahe perioodi kohta: 1) õnnetusjuhtumi ägeda perioodi jooksul (esimese päeva jooksul pärast õnnetuse algust) ja 2) esimese aasta jooksul pärast õnnetust.

Erilist tähelepanu pööratakse radionukliidide juhusliku keskkonda vabanemise tõttu veepinnale sadestumise modelleerimisele, nende edasisele migratsioonile Soome lahes ning radioaktiivselt saastunud mereandide tarbimisest tuleneva elanikkonna sisemise kokkupuute dooside osakaalu hindamisele. Selle probleemi lahendamiseks kasutati sektsiooni mudelit POSEIDON-R, mis on osa Euroopa tuumaavariidele reageerimise otsuste tegemise tugisüsteemist RODOS.

5.2.2 Atmosfääri hajumise modelleerimine

Juhusliku radionukliidi vabanemise stsenaariumide kirjeldus

Selleks, et analüüsida juhuslikust atmosfääri vabanemisest tingitud radionukliidide piiriülese ülekandumise tagajärgi, kasutati kahte stsenaariumi, mille puhul arvestati maksimaalset kiirguse mõju elanikkonnale ja keskkonnale.

Õnnetusjuhtumit „Tulekahju peahoones / lekkiva tahket radioaktiivset jäädet sisaldava konteineri tulekahju“ (tulekahju reaktorisektsiooni reaktoriruumis, millega kaasnes soojusisolatsiooni põlemine) peeti kõige raskemaks konstruktsioonipõhiseks õnnetuseks. Õnnetus „Õhusõiduki / lendava objekti alla kukkumine“ koos sellele järgneva tulekahju ja paralleelse tööstusliku ioniseeriva kiirgusallika hävimisega loeti õnnetuseks, mille tagajärjed elanikkonnale on maksimaalsed. Mõlema stsenaariumi puhul eeldati konservatiivse hinnanguna, et vabanemise kestus on üks tund. Tulekahju piirkonna kohal tekkinud konvektiivse tõusuvoolu tõttu hinnati allika efektiivseks kõrguseks 35 m.

Meteoroloogilised stsenaariumid

Moodustati kolm meteoroloogilist stsenaariumi, mis võimaldaksid anda konservatiivseid hinnanguid radionukliidide mahu aktiivsuskontsentratsioonide kohta maapinnalähedases atmosfääris ja radionukliidide sadestumistiheduse kohta Soome territooriumil.

MeteoScenario 1 näitab vabanenud radionukliidide liikumist Helsingi suunas ilma sademeteta, kui tuule kiiruse väärtused atmosfääri alumises osas on väikesed ja atmosfääri alumine osa on stabiilselt kihistunud. MeteoScenario 2 eeldab, et sademete hulk on pideva intensiivsusega 1 mm tunnis kogu heitmete Soome suunas ülekandumise perioodi jooksul.

MeteoScenario 3 eeldas intensiivset kohalikku vihma Helsingi kohal (22,5 mm vihma 15 min jooksul), mis tagab saaste moodustumise kohalikus võrdluskohas.

Atmosfääri ja aluspinna radioaktiivse saastatuse simulatsiooni tulemused

Mudeli tulemused väljaspoole konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral

Tabelis 5.2.1 on esitatud radionukliidide maksimaalne ühetunnine keskmine aktiivsuse mahukontsentratsioon mudelis ja radioaktiivse sadestumise tihedus pärast konstruktsioonipõhist õnnetust Helsingi võrdluspunktis kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.1. Mudeli tulemused konstruktsioonipõhise õnnetuse korral

Nukliid	Nukliidide maksimaalne ühe tunni keskmine mahu aktiivsuskontsentratsioon õhus* (Bq/m ³)			Sadestumise tihedus (Bq/m ²)		
	Meteoroloogiline stsenaarium 1	Meteoroloogiline stsenaarium 2	Meteoroloogiline stsenaarium 3	Meteoroloogiline stsenaarium 1	Meteoroloogiline stsenaarium 2	Meteoroloogiline stsenaarium 3
Co-60	8,78E – 10	2,50E – 10	8,78E – 10	5,32E – 08	3,53E – 08	1,06E – 05
Cs-137	1,08E – 09	3,08E – 10	1,08E – 09	6,56E – 08	4,36E – 08	1,31E – 05
Eu-152	6,17E – 08	1,75E – 08	6,17E – 08	3,74E – 06	2,48E – 06	7,47E – 04
Eu-154	5,46E – 08	1,55E – 08	5,46E – 08	3,31E – 06	2,20E – 06	6,62E – 04

* 14 tundi pärast õnnetuse algust

Isegi ühetunnise keskmistatud Cs-137 mahuaktiivsuse maksimumväärtus on Paldiski objektilt vabaneva radioaktiivse aine piiriülese ülekandumise korral kolme suurusjärgu võrra väiksem kui Soomes täheldatud umbes 10⁻⁶ Bq/m³ taustaväärtused.

Mudeli tulemused väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral

Tabelis 5.2.2 on esitatud radionukliidide maksimaalne ühetunnine keskmine aktiivsuse mahukontsentratsioon mudelis ja radioaktiivse sadestumise tihedus pärast väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist jäävat õnnetust Helsingi võrdluspunktis kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.2. Mudeli tulemused väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral

Nukliid	Nukliidide maksimaalne ühe tunni keskmine mahu aktiivsuskontsentratsioon õhus* (Bq/m ³)			Sadestumise tihedus (Bq/m ²)		
	Meteoroloogiline stsenaarium 1	Meteoroloogiline stsenaarium 2	Meteoroloogiline stsenaarium 3	Meteoroloogiline stsenaarium 1	Meteoroloogiline stsenaarium 2	Meteoroloogiline stsenaarium 3
Co-60	2,80E – 03	7,95E – 04	2,80E – 03	1,69E – 01	1,13E – 01	3,39E + 01
Pu-238	3,00E – 05	8,54E – 06	3,00E – 05	1,82E – 03	1,21E – 03	3,64E – 01
Sr-90	2,15E – 06	6,10E – 07	2,15E – 06	1,30E – 04	8,65E – 05	2,60E – 02

* 14 tundi pärast õnnetuse algust

Maksimaalne Co-60 aktiivsuse mahukontsentratsioon Helsingi maapinnalähedases õhus on ühe tunni jooksul meteoroloogiliste stsenaariumide 1 ja 3 korral keskmiselt 2800 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Sr-90 puhul on see väärtus 2,15 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ja päeva keskmine mahu aktiivsuskontsentratsioon esimesel päeval pärast õnnetust on 0,25 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Mõlemad väärtused ületavad Sr-90 mahu aktiivsuskontsentratsiooni fooni väärtusi Soome maapinnalähedases õhus (mõõtmistulemused jäid 2011. aastal alla avastamispiiri 0,12 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

Merre hajumise modelleerimine

Radionukliidide edasikandumise simulatsiooniks merekeskkonnas, sealhulgas vees ja setetes, nende omastamiseks elustikule ning kiirguse merekeskkonna kaudu inimeste manustatavate dooside hindamiseks, kasutati POSEIDON-R mudelit. See on sektsioonide (kastide) mudel, kus merekeskkonda on kujutatud veesamba, põhjasette ja elustiku sektsioonide (kastide) süsteemina. Radioaktiivsuse vahetust veesamba lahtrite vahel kirjeldavad radionukliidide vood, mis tulenevad adveksioonist, settimisest ja turbulentsetest difusiooniprotsessidest. POSEIDON-R kasutab dünaamilist toiduvõrgustiku mudelit mereorganismide poolt radionukliidide omastamise simuleerimiseks. Mudel hõlmab avaveelisi ja põhjalähedasi toiduahelaid.

NEMO-Nordic mudel kui POSEIDON-R mudeli veeringluse andmete allikas.

Mudeli kohandamiseks on olulised kastide vaheliste veevoogude õiged väärtused, mis arvutatakse olemasolevate 3D-kiirusväljade põhjal. Siinkohal kasutati veebis kättesaadava tsirkulatsioonimudeli NEMO-Nordic 3D-voolusid. NEMO-Nordic mudeli poolt esitatud veekiiruste kontrollimiseks võrreldi neid mõõtmisandmetega nelja Poola ranniku lähedal asuva poi asukohas. Võrdlus näitas, et üldiselt on mudelvoolud mõõtmistega kooskõlas. See tähendab, et POSEIDON-R mudeli kastide vaheliste veevoogude arvutamiseks saab kasutada NEMO-Nordic mudelist saadud hoovusi.

POSEIDON-R kohandamine Soome lahe jaoks

NEMO-Nordic mudeli lahutusvõime on 1/30 laiuskraadi ja 1/18 pikkuskraadi, mis on umbes 3,7 km mõlemas suunas. Selle resolutsiooni alusel on POSEIDON-R mudeli optimaalne kastide suurus 15 × 15 km (4 × 4 arvutussõlme). Sellised sektsioonid loodi Soome lahes Paldiski objekti, Tallinna ja Helsingi vahel. Nende ümber paigutati suuremad kastid, et vältida saaste liigset segunemist suures koguses merevees. Iga kasti maht ja keskmine sügavus arvutati batümeetriliste andmete põhjal. Sügavad kastid jaotati vertikaalselt pinnakihiks (pinnast kuni 25 m sügavuseni) ja põhjakihiks (25 m sügavuselt kuni põhjani), et kirjeldada aktiivsuse kihistumist veesambas.

Kastide vahelised veevoolud arvutati nende külgedel olevate hoovuste 10-aastase perioodi (2009-2018) keskmistamise teel tsirkulatsioonimudelist NEMO-Nordic. Samuti võeti arvesse peamiste jõgede (Neeva, Narva, Kymijoki) sissevoolu, et saada õige domineeriv veevool Soome lahest Läänemerre. Varasematest uuringutest võeti üle vee ja sette vastastikmõju kirjeldavad parameetrid, nagu hõljumi kontsentratsioon ja settimiskiirus, mis on Soome lahe jaoks tüüpilised. Läänemere soolsus on madalam kui ookeani soolsus, mis on tingitud jõgede suurest äravoolust ja vähesest veevahetusest Atlandi ookeaniga. See suurendab radionukliidide (eriti Cs- ja Sr-isotoopide) omastamist mereorganismide poolt, sest

konkureerivate ionide kontsentratsioon väheneb. Kirjanduses kirjeldatud andmete kohaselt muutub mudelis soolsus väärtusest 1,5 Neeva lahes kuni väärtuseni 8 lahe lääneosas.

Andmed mereorganismide tarbimismäärade kohta on vajalikud mereandide tarbimisest inimestele edasikantava doosi hindamiseks. Selles uuringus kasutati ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni andmete kohaselt inimese keskmist kalatarbimist 30,5 kg aastas. Samas hõlmab see väärtus kodumaiste mere- ja mageveeliikide ning imporditud kala tarbimist. Konservatiivseks doosi hindamiseks eeldame, et on olemas võrdlusisik (rühm), kes tarbib ainult Soome lahest pärinevat kala.

Radionukliidide allikad POSEIDON-R mudelis

Uus kastide süsteem integreeriti JRODOS-e süsteemi. Eespool kirjeldatud radionukliidide atmosfäärilise sadestumise väljad interpoleeriti POSEIDON-R kastidele ja lisati JRODOS-e süsteemi. Arvutati igale kastile ladestunud aktiivsus, summeerides ladestumistihedused ning korrutades neid arvutusvõrgustiku pindaladega ruudustiku sõlmede jaoks, mis asuvad selle kasti sees.

Modelleerimise tulemused

Suurim Soome lahe saastumine radionukliididega ja vastavad mereandide tarbimise tõttu inimestele edasikanduvad doosid on stsenaarium juhusliku vabanemise kohta koos atmosfäärisademetega, millega kaasneb radioaktiivse pilve edasikandumine üle lahe (MeteoScenario_2 väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral). Simulatsiooni tulemused näitavad, et radionukliidide suurim kontsentratsioon on Eesti ranniku lähedal Paldiski objekti naabruses. Kuna Co-60 on domineeriv radionukliid, ületab Co-60 kontsentratsioon Sr-90 ja Pu-238 kontsentratsiooni esimestel kuudel pärast atmosfääri sadestumist. Need kontsentratsioonid on siiski üsna väikesed – maksimaalne kontsentratsioon ei ületa väärtust 0,01 Bq/m³. Hiljem muutub iga radionukliidi kontsentratsioon erineval viisil. Kuna Co-60 absorbeerub hästi setetesse, väheneb Co-60 kontsentratsioon vees kiiremini kui teiste radionukliidide puhul. Seetõttu on pärast atmosfääri sadestumist Co-60 kontsentratsioon ühe aasta möödumisel vees kõige madalam. Peamiselt Soome lahest Läänemerre suunduvad veevoolud põhjustavad samuti radionukliidide kontsentratsiooni vähenemist vees, mis on tingitud radionukliidide väljavoolust Soome lahest ja nende lahustumisest merevees.

Co-60 intensiivne sadestumine merepõhjale reostab põhjaseteid rohkem kui teised radionukliidid. Kuid nii nagu ka vee puhul, on kontsentratsioon üsna madal ja ei ületa väärtust 0,1 Bq/kg. Kõige vähem saastab põhjaseteid Sr-90, sest selle võime setteid mõjutada on väike.

Enamik radionukliidide ja raskemetallide puhul on veorganismide troofiliste tasemete ja radionukliidide kontsentratsiooni vahel pöörvõrdeline seos. See tähendab, et radionukliidide suurem kontsentratsioon on madalamate troofiliste tasemete organismides. POSEIDON-R mudelis on need avaveelised ja põhjalähedased mitterövkalad. Radionukliidide kontsentratsioon on nendes suurem kui röövkalaliikides. Kolmest vaatlusalusest radionukliidist on Pu-238 kontsentratsioon suurim avaveeliste kalade puhul, samas kui Co-60 kontsentratsioon on suurim põhjalähedaste kalade puhul. Kalades on kõige madalam Sr-90 kontsentratsioon.

Co-60, Sr-90 ja Pu-238 simuleeritud kontsentratsioonid vees, põhjasetetes ja mereelustikus stsenaariumite MeteoScenario_1 ja MeteoScenario_3 korral väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse puhul olid väga sarnased siin kirjeldatud stsenaariumi MeteoScenario_2 vastavate kontsentratsioonidega. Põhjuseks on atmosfäärilise hajumise mudeli poolt esitatud väga sarnased sadestumistihedused. Simuleeritud Co-60, Cs-137 ja Eu-152, Eu-154 kontsentratsioonid merekeskkonnas olid konstruktsioonipõhise õnnetuse korral kuue suurusjärgu võrra väiksemad, mis on kooskõlas atmosfääri sadestumise tihedusega.

5.2.3 Võimalikest õnnetustest tingitud elanikkonna arvutuslikud kokkupuutedoosid

Elanikkonna kokkupuutedoosid atmosfääri ja maapinna kiiritusradade kaudu

Kasutades õhu radioaktiivse saastatuse ja radionukliidide sadestumise tiheduse modelleerimise tulemusi atmosfääri vabanemise tagajärjel, arutati kiirgusdoosid õnnetuse akuutse perioodi (esimese päeva jooksul pärast õnnetuse algust) ja esimese aasta jooksul pärast õnnetust elanikkonna kategooriate „Täiskasvanud“ ja „Üheaastased“ jaoks Helsingi võrdluspunktis kolme vaadeldava meteoroloogilise stsenaariumi puhul.

Õnnetuse akuutne periood konstruktsioonipõhise õnnetuse korral

Elanikkonna (kahe vanuserühma) kiiritusdoosi arvutamisel konstruktsioonipõhise õnnetuse akuutse perioodi (üks päev pärast õnnetuse algust) jooksul võetakse arvesse välist kokkupuudet radionukliidide tõttu atmosfääriõhus (radioaktiivse pilve immersioon) ja sisemist kokkupuudet, mis tuleneb radionukliidide sattumisest inimkehasse sissehingatava õhuga. Tabelis 5.2.3 on esitatud elanikkonna summaarne efektiivdoos konstruktsioonipõhise õnnetuse korral akuutse perioodi jooksul kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.3. Elanikkonna summaarne efektiivdoos konstruktsioonipõhise õnnetuse korral akuutsel perioodil kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral, μSv

	Täiskasvanu	Üheaastane
MeteoScenario_1	1,79E – 08	7,85E – 09
MeteoScenario_2	4,88E – 09	2,14E – 09
MeteoScenario_3	1,47E – 08	6,44E – 09

Summaarse efektiivdoosi maksimaalsed väärtused saadi meteoroloogilise stsenaariumi 1 puhul. Mõlemas vanuserühmas moodustab sissehingamise kiirgusrada umbes 99%.

Esimene aasta pärast õnnetusjuhtumit konstruktsioonipõhise õnnetuse korral

Arvutatakse elanikkonna (kahe vanuserühma) kokkupuutedoos konstruktsioonipõhise õnnetuse korral esimese aasta jooksul pärast juhuslikku vabanemist kolme vaadeldava meteoroloogilise stsenaariumi korral. Selle aja jooksul on pinnalähedase õhu radioaktiivne saastatus tingitud õnnetuse algperioodil aluspinnale ladestunud radionukliidide resuspensioonist. Arvesse võeti järgmisi elanikkonna kokkupuuteviise:

- väline kokkupuude pinnasesse ladestunud radionukliididega;
- sisemine kokkupuude, mis on põhjustatud radionukliidide sisenemisest inimkehasse resuspensiooni tõttu saastunud õhuga (sissehingamise tee);

- sisemine kokkupuude, mis on põhjustatud saastunud kohalike toiduainete tarbimisest (allaneelamise tee).

Tabelis 5.2.4 on esitatud elanikkonna summaarne efektiivdoos konstruktsioonipõhise õnnetuse korral esimesel aastal pärast õnnetust kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.4. Elanikkonna summaarne efektiivdoos konstruktsioonipõhise õnnetuse korral esimesel aastal pärast õnnetust 3 meteoroloogilise stsenaariumi korral, μSv

	Täiskasvanu	Üheaastane
MeteoScenario_1	2,95E – 07	3,11E – 07
MeteoScenario_2	1,96E – 07	2,07E – 07
MeteoScenario_3	5,90E – 05	6,21E – 05

Väline doos, mis saadakse sadestustest, moodustab täiskasvanute puhul ligikaudu 88% ja üheaastaste laste puhul ligikaudu 84% kogu summaarsest efektiivdoosist. Neelamise teel manustatav osa moodustab täiskasvanute puhul umbes 11% ja üheaastaste laste puhul umbes 16% summaarsest efektiivdoosist ning sissehingamise teel manustatav osa on täiskasvanute puhul umbes 0,4% ja üheaastaste laste puhul umbes 0,2%.

Euroopiumi isotoobid moodustavad mõlema vanuserühma summaarsest efektiivdoosist 95–96%. Nende osakaal täiskasvanute puhul on peaaegu 70% ja üheaastaste laste puhul üle 86% saastunud toidu (ilma mereandide) tarbimisest tingitud sisemise kokkupuute doosist.

Peamine osakaal toidu tarbimisest (ilma mereandideta) tulenevale sisemisele doosile konstruktsioonipõhise õnnetuse korral esimese aasta jooksul pärast õnnetust kõikide vaadeldud meteoroloogiliste stsenaariumide puhul on mõlema vanuserühma puhul määratud juurviljade (31–34%), teravilja (29–31%) ja puuviljade (11–19%) tarbimisega. Suurim erinevus kahe vanuserühma vahel on liha suhtelise tarbimise osakaal (15,0% täiskasvanute puhul ja 1,5% väikelaste puhul). Peamised põhjused on väikelaste vähene liha tarbimine võrreldes täiskasvanutega võrreldes teiste toodetega ning väikelaste oluliselt väiksem (seitse korda) Cs-137 alla neelatava doosi koefitsient võrreldes täiskasvanutega.

Erinevalt konstruktsioonipõhise õnnetuse algperioodist on kriitiliseks rühmaks saanud „Üheaastased“. Üheaastaste laste summaarne efektiivdoos halvima MeteoScenario_3 stsenaariumi korral on $6,21 \times 10^{-5} \mu\text{Sv}$, täiskasvanute puhul $5,90 \times 10^{-5} \mu\text{Sv}$. Need väärtused on oluliselt madalamad kui individuaalse efektiivdoosi kehtestatud piirväärtus $1 \text{ mSv aastas}^{-1}$.

Õnnetuse akuutne periood väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral

Elanikkonna (kaks vanuserühma) kokkupuutedoos arvutatakse väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral akuutse perioodi (üks päev pärast õnnetuse algust) ajal kolme käsitletud meteoroloogilise stsenaariumi puhul, mis tulenevad välisest kokkupuutest radionukliidide tõttu atmosfääriõhus ja sisemisest kokkupuutest, mis tuleneb radionukliidide sissehingamisest. Arvesse võeti Sr-90 radioaktiivse lagunemise tagajärjel tekkinud Y-90 nukliidi osakaal välise kokkupuute ülddoosi väärtustesse, mis tuleneb ladestumisest ja pilve imbumisest. Tabelis 5.2.5 on esitatud elanikkonna summaarne efektiivdoos väljaspool hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust akuutsel perioodil kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.5. Elanikkonna summaarne efektiivdoos väljaspool hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust akuutsel perioodil 3 meteoroloogilise stsenaariumi korral, μSv

	Täiskasvanu	Üheaastane
MeteoScenario_1	4,75E – 03	1,33E – 03
MeteoScenario_2	1,29E – 03	3,62E – 04
MeteoScenario_3	3,89E – 03	1,09E – 03

Mis puutub konstruktsioonipõhise õnnetuse algperioodi, siis elanikkonna kriitiline rühm on vanuserühm „Täiskasvanud“. Summaarse efektiivdoosi maksimaalsed väärtused saadi meteoroloogilise stsenaariumi 1 puhul. Mõlemas vanuserühmas moodustab sissehingamine üle 99% summaarsest efektiivdoosist. Pu-238-nukliidi osa kogu doosist on 90–94%.

Esimene aasta pärast õnnetusjuhtumit konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse korral

Elanikkonna (vanuserühmad „Täiskasvanud“ ja „Üheaastased“) kokkupuutedoos arvutatakse konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse korral esimese aasta jooksul pärast õnnetust kolme käsitletud meteoroloogilise stsenaariumi puhul, võttes arvesse välist kokkupuudet pinnasele ladestunud radionukliidide tõttu ja sisemist kokkupuudet, mis tuleneb radionukliidide jõudmisest inimorganismi resuspensiooni tõttu saastunud õhuga, ning saastunud kohalike toiduainete tarbimisest. Tabelis 5.2.6 on esitatud elanikkonna summaarne efektiivdoos väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral esimesel aastal pärast õnnetust kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral.

Tabel 5.2.6. Elanikkonna summaarne efektiivdoos väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral esimesel aastal pärast õnnetust kolme meteoroloogilise stsenaariumi korral, μSv

	Täiskasvanu	Üheaastane
MeteoScenario_1	1,56E – 02	1,76E – 02
MeteoScenario_2	1,04E – 02	1,17E – 02
MeteoScenario_3	3,12E + 00	3,51E + 00

Väline doos, mis saadakse sadestustest, moodustab täiskasvanute puhul ligikaudu 81% ja üheaastaste laste puhul ligikaudu 72% kogu summaarsest efektiivdoosist. Neelamise teel manustatav osakaal moodustab täiskasvanute puhul umbes 16% ja üheaastaste laste puhul umbes 27% summaarsest efektiivdoosist ning sissehingamise teel manustatav osakaal on täiskasvanute puhul umbes 1,9% ja üheaastaste laste puhul umbes 0,5%.

Co-60 moodustab mõlema vanuserühma puhul 93–97% kogu summaarsest efektiivdoosist. Pu-238 osakaal on täiskasvanute puhul umbes 7% ja laste puhul umbes 3%. Co-60 moodustab peaaegu 68% täiskasvanute sisemise kokkupuute doosist, mis tuleneb saastunud toidu (ilma mereandideta) tarbimisest, ja umbes 90% üheaastaste laste puhul. Pu-238 osakaal on täiskasvanute puhul üle 31% ja laste puhul peaaegu 10%.

Toidutarbimise (ilma mereandideta) peamine osakaal sisemisele doosile väljaspoole hüpoteetilist konstruktsioonipõhist õnnetust jääva õnnetuse korral esimesel aastal pärast juhuslikku vabanemist on mõlema vanuserühma puhul kõigi vaadeldud meteoroloogiliste stsenaariumide puhul määratud juurviljade (31–32%), teravilja (28–29%) ja puuviljade (10–

18%) tarbimise kaudu. Täiskasvanute puhul suureneb toidu tarbimisest tulenev liha osakaal sisemises doosis umbes väärtuseni 24%, samas kui laste puhul on piima osakaal sisemises doosis umbes 11%. Erinevused erinevate toiduainete suhtelises osakaalus kahe juhusliku vabanemise stsenaariumi puhul saadud kogukiirituse doosis on seletatavad nende erineva nukliidide koostisega.

Selle õnnetuse korral on kriitiline rühm „Üheaastased“. Üheaastaste laste efektiivne kogudoos halvima MeteoScenario_3 stsenaariumi korral on 3,51 μSv ja täiskasvanute puhul 3,12 μSv . Need väärtused on oluliselt madalamad kui individuaalsele efektiivdoosile kehtestatud piirväärtus 1 mSv aastas⁻¹.

Populatsiooni kiirgusdoosid merekeskkonna kiirgusradade kaudu

Mereandide tarbimisest tingitud inimeste kiirgusdoosid arvatati POSEIDON-R mudeli abil simuleeritud radionukliidide kontsentratsioonide põhjal mereorganismides. Maksimalne doos saadi MeteoScenario_2 puhul võrdlusliku puhul, kes tarbib söömiseks ainult Soome lahes elavaid kalu. Doosi konservatiivsed hinnangud koostati eeldusel, et võrdluslik tarbib kala Paldiski objektile kõige lähemal asuvast modelleerimiskastist, kus simulatsioonide käigus saadi maksimaalne radionukliidide kontsentratsioon kalades. Tabelis 5.2.7 on esitatud mereandide tarbimisest tulenevad efektiivdoosid rühmas „Täiskasvanud“ kõikide käsitletud radionukliidide poolt ühe aasta jooksul pärast õnnetust.

Tabel 5.2.7. „Täiskasvanu“ efektiivdoosid mereandide tarbimise tõttu kõikidest vaatlusalustest radionukliididest ühe aasta jooksul pärast õnnetust, μSv

	Konstruksioonipõhine õnnetus	Konstruksioonist mitte olenev õnnetus
MeteoScenario_1	$6,2 \times E - 09$	$6,4 \times E - 03$
MeteoScenario_2	$1,0 \times E - 08$	$1,1 \times E - 02$
MeteoScenario_3	$6,2 \times E - 09$	$6,4 \times E - 03$

Maksimalne doos saadi Meteoscenario_2 puhul (kui esinesid sademed), mis on ligikaudu 2 korda suurem kui Meteoscenario_1 ja Meteoscenario_3 puhul.

Kogu elanikkonna kokkupuutedoosid kõikidest kiiritusradadest.

Tabelis 5.2.8 on esitatud täiskasvanute summaarne efektiivdoos kõikidest kiiritusradadest ühe aasta jooksul pärast õnnetust.

Tabel 5.2.8. Täiskasvanute summaarsed efektiivdoosid kõikidest kiiritusradadest ühe aasta jooksul pärast õnnetust, μSv

	Konstruksioonipõhine õnnetus	Konstruksioonist mitte olenev õnnetus
MeteoScenario_1	$3,01 \times E - 07$	$2,20 \times E - 02$
MeteoScenario_2	$2,06 \times E - 07$	$2,14 \times E - 02$
MeteoScenario_3	$5,90 \times E - 05$	3,12

Konstruksioonipõhise õnnetuse ja konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse korral on osakaalud erinevad, sest nendes stsenaariumites vabanevad radionukliidid on erinevad. Konstruksioonipõhise õnnetuse korral moodustavad mereannid 4,9% kuni $< 0,01\%$ kogu doosist sõltuvalt meteoroloogilisest stsenaariumist. Konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse korral varieerub merekeskkonna kiiritusradade osakaal väärtusest 51,4% (MeteoScenario_2, kui saastunud pilve teekonnal on sademeid) väärtuseni 0,2% (MeteoScenario_3, kui Helsingi linna kohal on intensiivsed sademed).

5.2.4 Järeldused

Elanikkonna kokkupuute summaarne efektiivdoos õnnetuse akuutse perioodi ja esimese aasta jooksul pärast õnnetust on Soome puhul (Helsingi võrdluspunktis) oluliselt madalam kui kehtestatud individuaalse efektiivdoosi piirväärtus $1 \text{ mSv} \cdot \text{aastas}^{-1}$. Arvutused õhu, maapinna ja merekeskkonna radioaktiivse saastatuse ning Paldiski objektilt juhuslikult vabanenud radioaktiivsete ainete piiriülese edasikandumise tagajärjel elanikkonnale edastatud dooside kohta ei näidanud olulist negatiivset mõju keskkonnale ja rahvatervisele Soomes. Soome kohta tehtud arvutuste tulemusena saadud järeldused elanikkonna jaoks kehtestatud ohutuskriteeriumide täitmise kohta on veelgi tõenäolisemad teiste riikide, sealhulgas Läti, Leedu, Rootsi ja Venemaa Föderatsiooni puhul.

5.3 Riskianalüüs

Reaktorisektsioonide dekomissioneerimise riskianalüüs viidi läbi alltegevuse 4.10 raames.

5.3.1 Riskihindamise meetodika

Paldiski objektil asuvate reaktorisektsioonide dekomissioneerimise riskianalüüs viidi läbi, kasutades astmelist lähenemist ja olemasolevaid andmeid ning järgides siseministri 19. juuni 2017. aasta määrust nr 28 „Hädaolukorra riski hindamise nõuded ja riskianalüüsi koostamise kord“ (edaspidi „määrus nr 28“). Selle uuringu jaoks võeti kasutusele määruses 28 sätestatud menetlus, mida laiendati tuumarajatiste tõenäosusliku ohutusanalüüsi meetodite ja andmetega, järgides parimaid olemasolevaid rahvusvahelisi tavasid ja soovitusi. Riskianalüüs hõlmas järgmisi etappe:

- hädaolukordade stsenaariumite väljatöötamine;
- hädaolukorra stsenaariumite tõenäosuse hindamine;
- hädaolukorra stsenaariumite tagajärgede hindamine;
- hädaolukordade stsenaariumite riskide kategoriseerimine;
- ülevaate koostamine (sealhulgas riskimaatriksi koostamine) ja järeldused reaktorisektsioonide likvideerimisega seotud riskide kohta.

5.3.2 Üldised eeldused

Selles aruandes esitatud riskianalüüs põhineb järgmisel lähenemisviisil ja eeldustel.

- Teave Paldiski objekti kohta, sealhulgas dekomissioneerimisprotsessi kirjeldus koos kaalutletud hädaolukordade stsenaariumidega saadi alltegevuse 4.8 raames väljatöötatudohutushinnangust.
- Välise hädaolukorra stsenaariumide analüüsiks kasutatud teave piirkonna ja Paldiski objekti omaduste, sealhulgas kliima ja seismoloogia kohta saadi tegevuse 2 „Kolme lõppladustuspaiga uuringud“ aruannetest.
- Iga hädaolukorra stsenaariumi puhul eeldatakse halvimat võimalikku tagajärge.
- Konkreetsed eeldused, kasutatud andmed ja neid toetavad arvutused on esitatud iga hädaolukorra stsenaariumi analüüsis.

5.3.3 Stsenaariumite väljatöötamine

Tabelis 5.3.1 on esitatud riskianalüüsi kuuluvate hädaolukordade loetelu.

Tabel 5.3.1. Riskianalüüsi kuuluvate hädaolukordade stsenaariumite loetelu

Ohutushinnangu stsenaarium	Ohutushinnangust pärinev sagedus, 1/aastas	SAR-ist Ohutushinnangust pärinevad tagajärjed	Stsenaariumi ID ja riskianalüüsi pealkiri
Sisemised hädaolukorra stsenaariumid (IDS)			
Kukkuvad laadungid / ülemiste plaatide kokkuvarisemine	$10^{-6} = < P2 < 10^{-2}$	Personali 50-aastane eluaegne sisemine kiiritusdoos, võttes arvesse 5-minutilist välist kiiritust reaktorist nr 1, on 60,1 μ Sv	IDS-01 Reaktorianuma kukkumine
Tulekahju peahoones / lekkiva tahket radioaktiivset jäädet sisaldava konteineri tulekahju	$10^{-6} = < P2 < 10^{-2}$	Selle stsenaariumi korral ei ületa summaarne efektiivdoos väärtust 2,91E – 08 Sv.	IDS-02 Tulekahju peahoones
radioaktiivsete vedeljäätmete leke	$P1 > 10^{-2}$	Kohalik doosikiirus 5,6 \times 10-2 μ Sv/h	IDS-03 radioaktiivsete vedeljäätmete leke
Ioniseeriva kiirgusallikaga kokkupuutumine demonteerimistööde ajal reaktoriseksioon nr 1 sisemuses	$P1 > 10^{-2}$	Sellisel juhul ei ületa individuaalse kokkupuute doos väärtust 0,1 mSv	IDS-04 ioniseeriva kiirgusallikaga kokkupuutumine
Toite katkemine	$P1 > 10^{-2}$	Seotud kukkuvate laadungitega	IDS-05 Sisemise toite katkemine
Inimlik viga	$P1 > 10^{-2}$	Viib teiste algatussündmusteni, nii sisemiste kui ka väliste sündmusteni.	Panus teistesse stsenaariumitesse IDS-01 kuni IDS-05
Sõjaväe-, sabotaaži- ja luurerühma tegevus või terrorirünnakud	$P1 > 10^{-2}$	Ei ole tuvastatud. Riskianalüüsi puhul eeldatakse selliseid tagajärgi nagu lennuõnnetus.	IDS-06 Terrorirünnak
Välised hädaolukordade stsenaariumid (EDS)			
Maavärin	$P1 > 10^{-2}$	Seotud kukkuvate laadungitega	EDS-01 Maavärin
Orkaanid, tormid, tuul	$P1 > 10^{-2}$	Seotud kukkuvate laadungitega	EDS-02 Äärmuslik tuul

Ohutushinnangu stsenaarium	Ohutushinnangust pärinev sagedus, 1/aastas	SAR-ist Ohutushinnangust pärinevad tagajärjed	Stsenaariumi ID ja riskianalüüsi pealkiri
Üleujutused	$P1 > 10^{-2}$	Seotud radioaktiivsete vedeljäätmete lekkega	EDS-03 Väline üleujutus
Välised tulekahjud	$10^{-6} = < P2 < 10^{-2}$	Tulekahjuga seotud	EDS-04 Väline tulekahju
Lumekoormus	$P1 > 10^{-2}$	Seotud kukkuvate laadungitega	EDS-05 Lumekoormus
Äärmuslikud temperatuurid	$P1 > 10^{-2}$	Tulekahjuga seotud	EDS-06 Äärmuslik temperatuur
Välgulöök	$P1 > 10^{-2}$	Tulekahjuga seotud	EDS-07 Pikselööök
Plahvatused objektil või selle lähedal	$10^{-6} = < P2 < 10^{-2}$	Tulekahjuga seotud	EDS-08 Väline plahvatus
Lennuki/lendava objekti õnnetus	$P3 < 10^{-6}$	Summaarse efektiivdoosi väärtus on väiksem kui $1,644E - 03$ Sv	EDS-09 Õhusõiduki õnnetus
Välise toite kadu	$P1 > 10^{-2}$	Seotud kukkuvate laadungitega	EDS-10 Välise toite kadu

Stsenaarium koosneb kolmest peamisest osast:

- algatussündmus (või algataja, mis käivitab stsenaariumi);
- stsenaariumi või sündmuste jada;
- tagajärjed.

Paljudel juhtudel on erinevate algatajatega stsenaariumitel samad tagajärjed.

5.3.4 Tõenäosuste hindamine

Algatajad on juhuslikud sündmused, mida iseloomustab tõenäosus (või sagedus, st sündmuste oodatav arv teatud ajavahemiku jooksul). Algatajate sageduse esialgsed väärtused võeti ohutushinnangust (vt tabel 1 eespool) ja võimaluse korral täpsustati neid kättesaadavate andmete, näiteks USA riikliku tuumaohutusameti ja IAEA esitatud üldiste usaldusväarsuse andmebaaside, varasemate andmete ja ekspertide hinnangute põhjal. Juhul, kui mitme andmeallika väärtused olid erinevad, kasutati vastavalt konservatiivsele lähenemisviisile kõrgeimaid („halvimaid“) väärtusi.

Saadud väärtused jaotati seejärel viieastmelise skaala alusel, mis põhineb määruse 28 2. lisa esitatud skaalal, kus „A“ vastab madalaimale ning „E“ kõrgeimale tõenäosusele (vt tabel 5.3.2 allpool).

Tabel 5.3.2. Tõenäosuste hindamine

Tähtväärtus	A	B	C	D	E
Väärtus sõnades	väga madal	madal	keskmine	kõrge	väga kõrge
Kriteerium	vähem kui 1	iga 50–100	iga 20–50 aasta	iga 5–20	rohkem kui 1

	kord iga 100 aasta jooksul	aasta järel	järel	aasta järel	kord iga 5 aasta jooksul
Sagedus, sündmusi/aastas	$< 10^{-2}$	$[10^{-2}; 2 \times 10^{-2}]$	$[2 \times 10^{-2}; 5 \times 10^{-2}]$	$[5 \times 10^{-2}; 2 \times 10^{-1}]$	$> 2 \times 10^{-1}$

5.3.5 Tagajärgede hindamine

Hädaolukorra stsenaariumide tagajärgi hinnatakse vaadeldavate stsenaariumide puhul ohutushinnangu alltegevuses 4.8 esitatud arvutuste alusel. Peamine kriteerium, mida kasutati tagajärgede tõsiduse hindamiseks, oli kiirgusdoosi omandamine töötajate või elanikkonna poolt. Täiendav kriteerium oli otsene rahaline kulu.

Seejärel jaotati tagajärgede raskusaste viieastmelise skaala alusel astmeteks 1 kuni 5, mis põhineb määruse 28 3. lisale, kus 1 vastab madalaimale ja 5 kõrgeimale raskusastmele (vt allpool toodud tabelit 5.3.3).

Tabel 5.3.3. Mõjude hindamine

Raskusaste	1	2	3	4	5
Väärtus sõnades	vähetahtis	väike	raske	väga raske	katastroofiline
I Elu ja tervis					
Surnud (arv)	≤ 5	6–15	16–50	51–200	> 200
Vigastatud või haigestunud (arv)	≤ 15	16–45	46–150	151–600	> 600
Evakueeritud (arv)	≤ 50	51–200	201–500	501–2000	> 2000
II Kinnisvara					
Otsene rahaline kulu (miljonites eurodes)	< 1	1–10	11–50	51–100	> 100

5.3.6 Riskihindamise liigitus

Riskikategooriat R saab väljendada kui „riskiväärtust“ ja see on lihtsalt riski tõenäosuse P ja riski tagajärgede C korrutis: $R = P \times C$.

Määruse nr 28 4. lisas sätestatud nõuete ja kriteeriumide kohaselt määratakse iga hädaolukorra stsenaariumi riskikategooria kindlaks käsitletava stsenaariumi tõenäosuse ja tõsiduse alusel, kasutades 5×5 ruudustikku, mida nimetatakse „riskimaatriksiks“ (vt allpool olevat tabelit 5.3.4).

Tabel 5.3.4. Riskihindamise liigitus

		TAGAJÄRG				
		Ebaoluline (1)	Väike (2)	Raske (3)	Väga raske (4)	Katastroofiline (5)
TÕENÄOSUS	Väga kõrge (E)	keskmine	oluline	kõrge	väga kõrge	väga kõrge
	Kõrge (D)	keskmine	oluline	oluline	kõrge	väga kõrge
	Keskmine (C)	madal	keskmine	oluline	kõrge	kõrge
	Madal (B)	madal	keskmine	oluline	oluline	kõrge
	Väga madal (A)	madal	madal	keskmine	oluline	kõrge

Riskikategooriaid saab seejärel kasutada riskide võrdlemiseks ja riskide ennetusmeetmete rakendamise prioriteetide määratlemiseks.

5.3.7 Riskianalüüs reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks

Ülevaade sisemistest hädaolukordadest tulenevatest riskidest on esitatud tabelis 5.3.5. Tabelis 5.3.6 on esitatud ülevaade välistest hädaolukordadest tulenevatest riskidest. Tabelis 5.3.7 on esitatud riskimaatriks reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks.

Tabel 5.3.5. Sisemiste hädaolukordade stsenaariumite riskikategooriad

ID	Kirjeldus	Tõenäosus	Raskus	Riskikategooria
IDS-01	Reaktorianauma kukkumine	A – väga madal	1 – ebaoluline	MADAL
IDS-02	Tulekahju peahoones	A – väga madal	1 – ebaoluline	MADAL
IDS-03	radioaktiivsete vedeljäätmete leke	D – kõrge	1 – ebaoluline	KESKMINE
IDS-04	ioniseeriva kiirgusallikaga kokkupuutumine	D – kõrge	1 – ebaoluline	KESKMINE
IDS-05	Sisemise toite katkemine	A – väga madal	1 – ebaoluline	MADAL
IDS-06	Terrorirünnak	B – madal	2 – väike	KESKMINE

Tabel 5.3.6. Väliste hädaolukordade stsenaariumite riskikategooriad

ID	Sündmus, mis viib stsenaariumini	Tõenäosus	Raskus	Riskikategooria
EDS-01	Maavärin	A – väga madal	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-02	Äärmuslik tuul	E – väga kõrge	1 – ebaoluline	KESKMINE
EDS-03	Väline üleujutus	B – madal	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-04	Väline tulekahju	C – keskmine	1 – ebaoluline	MADAL

EDS-05	Lumekoormus	C – keskmine	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-06	Äärmuslik temperatuur	C – keskmine	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-07	Välgulöök	B – madal	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-08	Väline plahvatus	B – madal	1 – ebaoluline	MADAL
EDS-09	Õhusõiduki õnnetus	A – väga madal	2 - väike	MADAL
EDS-10	Välise toite kadu	A – väga madal	1 – ebaoluline	MADAL

Tabel 5.3.7. Hädaolukordade stsenaariumite riskimaatriks

		TAGAJÄRG (RASKUSASTE)				
		Ebaoluline (1)	Väike (2)	Raske (3)	Väga raske (4)	Katastroofiline (5)
TÖENÄOSUS	Väga kõrge (E)	EDS-02				
	Kõrge (D)	IDS-03 IDS-04				
	Keskmine (C)	EDS-04 EDS-05 EDS-06				
	Madal (B)	EDS-03 EDS-07 EDS-08	IDS-06			
	Väga madal (A)	IDS-01 IDS-02 IDS-05 EDS-01 EDS-10	EDS-09			

Riskianalüüsi tulemuste, nimelt peamiste riskitegurite, projekteerimise ja käitamise nõrkade kohtade põhjal töötati välja riskiennetusmeetmed vaatlusaluste stsenaariumide jaoks. Riskide ennetamise arendamisel võeti arvesse ka IAEA dokumentides esitatud soovitusi, mida kohaldati reaktorisektsioonide dekomissioneerimisel. Ennetusmeetmete ülevaade on esitatud tabelis 5.3.8.

Tabel 5.3.8. Ennetusmeetmete ülevaade

ID	Stsenaarium	Riskikategooria	Ennetavad meetmed
IDS-01	Reaktorianuma kukkumine	MADAL	1. Kraanaoperaatorite oskused ja koolitus 2. Reaktori korpuse käitlemise üksikasjalik kord 3. Usaldusväärsed tõsteseadmed, mis on dekomissioneerimise projektis ette nähtud
IDS-02	Tulekahju peahoones	MADAL	Tuleohutusmeetmed, mida tuleb demonteerimisprojektis kirjeldada.

ID	Stsenaarium	Riskikategooria	Ennetavad meetmed
IDS-03	Radioaktiivsete vedeljäätmete leke	KESKMINE	Jääkvee pumpamise seadme konstruktsioon, mis takistab radioaktiivsete vedeljäätmete lekke võimalust, sealhulgas: 1. Väljalaskevooliku/toru kindel paigutamine 2. Trumli/konteineri ületäitmise vältimine. 3. Spetsiaalne alus lekete kogumiseks
IDS-04	ioniseeriva kiirgusallikaga kokkupuutumine	KESKMINE	1. Ultraheliskannimise (või muu moodsa tehnoloogia) kasutamine ioniseeriva kiirgusallika asukoha määramiseks. 2. Kõrge kvalifikatsiooni ja kõrge ohutuskultuuri taseme tagamine 3. <i>In situ</i> kiirgusseire 4. Üksikasjalik erimenetlus ioniseeriva kiirgusallika eemaldamiseks
IDS-05	Sisemise toite katkemine	MADAL	1. Toiteallika töökindluse tagamine sõltuvalt seadme ohutusklassist 2. Tehnilised vahendid, mis takistavad laadungi kukkumist toiteallika kadumise korral
IDS-06	Terrorirünnak	KESKMINE	1. Turvameetmed (tara, väravad jne). 2. Kiirusepiirangu seadmed ja rammimiskindlate tõkkepuude seadmed 3. Isikute ja sõidukite läbipääsukontroll
EDS-01	Maavärin	MADAL	Vt IDS-01 (sisemine sündmus „Reaktorianuma kukkumine“) pluss: 1. Seismilisuse mõõtmised/seiresüsteem; 2. Seismiliselt kvalifitseeritud välisseadmed; 3. Ennetavad ettevalmistused.
EDS-02	Äärmuslik tuul	KESKMINE	Vt IDS-01 (sisemine sündmus „Reaktorianuma kukkumine“) pluss: 1. Tuule seiresüsteem; 2. Ennetavad ettevalmistused; 3. Autonoomne toiteallikas.

ID	Stsenaarium	Riskikategooria	Ennetavad meetmed
EDS-03	Väline üleujutus	MADAL	VtIDS-03 (sisemine sündmus „radioaktiivsete vedeljäätmete leke“) pluss: 1. Asjakohane dreanaazisüsteem; 2. Üleujutuste hoiatussüsteem; 3. Ennetavad ettevalmistused.
EDS-04	Väline tulekahju	MADAL	Vt IDS-02 (sisemine sündmus „Tulekahju peahoones“) pluss: 1. Tulekahjust/suitsust teavitamise süsteem; 2. Passiivsed tuletõkked; 3. Suitsu leviku piiramise süsteemid.
EDS-05	Lumekoormus	MADAL	Vt IDS-01 (sisemine sündmus „Reaktorianuma kukkumine“) pluss: 1. Teeradade ja hoone puhastamine; 2. Sisselaskeavade või väljalaskeavade puhastamine.
EDS-06	Äärmuslik temperatuur	MADAL	Vt IDS-02 (sisemine sündmus „Tulekahju peahoones“) pluss: 1. Temperatuuri jälgimine/ennustamine; 2. Äärmusliku temperatuuri ohjeldamine.
EDS-07	Välgulöök	MADAL	Vt IDS-02 (sisemine sündmus „Tulekahju MB-s“) pluss: 1. Pikselöögi leevendamise-/teavitussüsteem; 2. Elektromagnetiliste häirete juhtimine.
EDS-08	Väline plahvatus	MADAL	Vt IDS-01 (sisemine sündmus „Reaktorianuma kukkumine“), IDS-02 (sündmus „Tulekahju peahoones“) pluss: 1. Ennetav kaugus; 2. Plahvatuses teavitamise süsteem.
EDS-09	Õhusõiduki õnnetus	MADAL	Vt IDS-01 (sisemine sündmus „Reaktorianuma kukkumine“), IDS-02 (sündmus „Tulekahju peahoones“) pluss: 1. Lennutõrje-/keelutsoon; 2. Õhusõiduki õnnetuste haldamine.
EDS-10	Välise toite kadu	MADAL	Vt IDS-05 (sündmus „Sisemise toite katkemine“) pluss: 1. Üleliigsed toiteliinid; 2. Avariitoite süsteem.

5.4 Järeldused

Välja töötatud ohutusjuhtum võimaldab järeldada, et Paldiski objekti dekomissioneerimistehnoloogia vastab Eesti ja rahvusvahelistele ohutusstandarditele.

Selleks, et välistada hinnangute ebamäärasus, mis on seotud võimalike muudatustega regulatiivsetes nõuetes, kohapealsete tegevuste rakendamise tingimustes, võttes arvesse teiste sarnaste tööde tulemusena saadud teadmisi teistes rajatistes või tegevuskohtades (sealhulgas rahvusvahelised kogemused) ja võttes arvesse projekteerimise käigus valitavate seadmete omadusi, tuleks ohutushinnang pärast Paldiski objekti lõpliku dekomissioneerimisprojekti väljatöötamist läbi vaadata.

6. KOMMENTEERITUD KOKKUVÕTE

Paldiski objekti peahoone seisundi insener-tehnilises uuringus leiti, et hoone kandekonstruktsioon on piisav, et taluda tegelikke koormusi, mida sellele avaldatakse. Projekteerimis- või konstruktsioonivigu ei avastatud. Hoone välispiirdel on siiski puudusi. Suurimaks probleemide allikaks on seinapaneelid. Nende betoon on väga ebaühtlase kvaliteediga ja pind on kohati pragunenud. Need seinaelemendid ei mängi väga olulist rolli hoone kui terviku kandevõime seisukohalt, kuid kaitsekihi murenemine võib olla ohtlik eelkõige hoonetes viibijatele. Olemasolevate kahjustuste tõttu ei pruugi mitme paneeli järelejäänud kasutusiga ületada 10 aastat. Siiski tuleb arvestada, et suure tõenäosusega on need kahjustused tekkinud suures osas juba viimasele suuremale remondile eelnenud perioodil, mil esinesid ulatuslikud lekked.

Samuti on mõnel katusepaneelil nähtavaid kahjustusi. Need ei ole ulatuslikud ja suured. Need pärinevad ajast enne viimaste lekete tekkimist. Näiteks on need hoonesiseste dreanaažitorude ja katuse väljalaskeavade ümber. Samal ajal on katuse laepaneelide koormustingimused muutunud oluliselt soodsamaks, sest neid ei mõjuta enam lumekoormus, kuna viilkatuse alusstruktsioon võimaldab koormuse koondumist katuse laetaladele. Müüritisel on soola- ja niiskuskahjustusi, mis pärinevad samuti ajast enne remondi- ja lammutustöid, siis kui hoonel olid veel kõrval paiknevad osad. Need hoone ühenduskohad olid tõenäoliselt lekked kohad. Krohv on seintelt maha kukkunud ja müürisegu survetugevus on vähenenud. Olukorda on parandatud raamipostidele lisaankrute paigaldamisega. Vundamendi vajumise märke ei olnud näha, kuid arvestades, et vundamendid toetuvad lubjakivile, on see pigem ootuspärane, sest pinnas ei saa tiheneda.

Tulemuste põhjal võib öelda, et kandekonstruktsioonid on heas seisukorras ja hoone esialgne välispiirde elementide seisund on rahuldav. Kuna algse hoone ümber on praktiliselt ehitatud uus hoone, siis on lagunemine peatunud. Siiski tuleb olukorda regulaarselt jälgida. Seega võib öelda, et nõuetekohase hoolduse korral on hoone vastupidav vähemalt kuni aastani 2040. Samuti saab kraanasid nõuetekohase hoolduse korral kasutada kuni aastani 2040, kuid on vaja, et sertifitseeritud partner saaks neid regulaarselt kontrollida. Dekomissioneerimise puhul tuleb märkida, et kraanade tõstevõime on praegu piiratud 30 tonnini, kuid seda oleks võimalik taastada 50 tonnini, nagu see oli algselt.

Radioaktiivsete jäätmete vahehoidla ehitusmaterjalide ja konstruktsiooni inseneritehniline uuring näitas, et vahehoidla kandekonstruktsioon on piisav, et taluda tegelikke koormusi, mida sellele avaldatakse. Projekteerimis- või konstruktsioonivigu ei leitud. Siiski esinesid nähtavad praod, mis võivad tekkida näiteks betooni kokkutõmbumise tõttu ning need tuleb parandada. Vundamendi vajumise märke ei olnud näha, kuid arvestades, et vundament toetub lubjakivile, on see pigem ootuspärane, sest pinnas ei saa tiheneda. Tulemuste põhjal võib öelda, et betoonkonstruktsioonid on väga heas seisukorras. Arvestades, et konstruktsioon ei ole mõjutatud väliskliimast, võib hinnata, et see peab vastu vähemalt aastani 2040. Regulaarset hooldust vajavad ukseid tuleb aga enne aastat 2040 välja vahetada.

Reaktori sarkofaagi ja reaktorisektsioonide struktuuri uurimisel leiti, et peamised probleemid on seotud sarkofaagi 1 lagede ülemiste pindadega. Seal on survetugevus suhteliselt madal ja lisaks sellele on hoone vanas osas asuva sarkofaagi nr 1 lae ülemisel pinnal näha pragusid. Tundub, et tegemist on tasanduskihiga, millel on ilmne kahanemispragu, seega ei tohiks see kahjustus mõjutada kandevõimet. Siiski on soovitatav täita praod ja jälgida nende võimalikku

edasist arengut. Vundamendi vajumise märke ei olnud näha, kuid arvestades, et vundamendid toetuvad lubjakivile, on see pigem ootuspärane, sest pinnas ei saa tiheneda. Tulemuste põhjal võib öelda, et betoonkonstruktsioonid on heas seisukorras. Arvestades, et konstruktsioon ei allu väliskliimale, võib hinnata, et see peab vastu vähemalt aastani 2040. Uksed võivad samuti vastu pidada kuni aastani 2040, sest nende vaikumisi asend on suletud ja neid kasutatakse harva.

Reaktorisektsioonide nr 1 ja nr 2 3D CAD mudelid loodi arvutiprogrammi SolidWorks versiooni 2013 abil. Mudelid sisaldavad kogu varem koostatud aruannetes ja joonistel olemasolevat teavet seadmete/komponentide geomeetria ja paigutuse kohta.

Paldiski objekti Mpeahoones tehtud radioloogiline uuring hõlmas gammakiirgajate doosikiiruse mõõtmist kontrollialal, gammakiirgajate aktiivsuse spektromeetrilist analüüsi *in situ*, gamma- ja beetakiirgajate kogutaseme mõõtmist, kogu alfa pinnasaaste mõõtmist ja nukliidide eriaktiivsuse määramist proovides. Leiti, et peahoones on kaks saastunud ala reaktorisektsioon nr 1 lähedal, jahutusbasseini kõrval asuv sein ja jahutusbasseini konstruktsioonid. Gammakiirguse doosikiirus on jahutusbasseini sees kuni 1,8 $\mu\text{Sv/h}$ põhja pinnal. Doosikiirus on jahutusbasseiniga külgneval seinal $0,24 \pm 0,03 \mu\text{Sv/h}$ ja ületab kiirgustaset kõigil teistel aladel. Mõõtmised viidi läbi varjestatud seadmetega, et välistada peahoones hoitavate kiirgusallikate mõju. Igast seinast on võetud 87 kaapeproovi ja 51 mahuproovi, et määrata laboris raskesti mõõdetavate radionukliidide kontsentratsioone. Saastunud aladelt võetud proovide destruktiivse analüüsi tulemusi on kasutatud nukliidide vektori määramiseks. Nukliidide aktiivsuse suhtarvude analüüsi tulemused näitavad, et saastumine on pärit reaktorist. Ülejäänud kontrollialast võib liigitada saastumata piirkonnaks, sest aktiivsuskontsentratsioonid jäävad kõikide proovide puhul alla väljaarvamise ja vabastamise taseme. Ajalooliste andmete analüüs, nukliidide eriaktiivsuse mõõtmine ja reaktorites tekkivate nukliidide tekke simulatsioon on näidanud, et 13 nukliidi on pikaajalise kiirgusohutuse seisukohast olulised: C-14, Co-60, Ni-59, Ni-63, Sr-90, Nb-94, Cs-137, Eu-152, Eu-154, Ra-226, Pu-238, Pu-239, Am-241. Saastunud piirkondades on radionukliidide C-14, Cs-137, Eu-152 ja Eu-154 konservatiivsed aktiivsuskontsentratsioonid kõrgemad kui väljaarvamise ja vabastamise tasemed. Mõlema jäätmeveo kogumaht on umbes 216 m³ ja kogumass on umbes 521 000 kg. Kõik muud peahoone alad võib pärast praeguste jäätmekäitlusega seotud radioaktiivsete allikate eemaldamist aastal 2041 liigitada saastumata piirkondadeks.

Reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu puhul kasutati sama lähenemisviisi (meetodid, mõõteriistad), mida kasutati ka peahoone radioloogilise uuringu puhul. Gammakiirguse doosikiirused on mõõdetud reaktorisektsioonide seintel, põrandal, laes ja metallkesta pinnal. Gammakiirguse doosikiiruse mõõtmised näitavad, et väärtus ($0,13 \pm 0,02$) $\mu\text{Sv/h}$ on tüüpiline kõikides sarkofaagide punktides. Reaktorite all asuvates ruumides mõõdeti kõrgeimat gammakiirguse doosikiiruse taset. Reaktori nr 2 all asuvas ruumis oli gammakiirguse doosikiiruse maksimaalne väärtus 10 $\mu\text{Sv/h}$. Suurim gammakiirguse doosikiirus on reaktori nr 1 all asuvas ruumis. Gammakiirguse doosikiiruse maksimaalne väärtus selles ruumis oli 0,4 mSv/h. *In situ* gammaspektromeetria, proovide nukliidide kontsentratsiooni määramine laboris näitas, et gammakiirguse doosikiiruse taseme tõusu ei põhjusta mitte pinnasaaste, vaid aktiveeritud reaktorikonstruktsioonidest lähtuv Co-60 kiirgus.

Reaktorisektsioonide radioloogilise uuringu tulemused näitasid, et kogu sarkofaagi sees olev piirkond, kuhu pääseb ilma allveelaeva metallkesta hävitamiseta, ei ole saastunud. Sellest tulenevalt ei eeldata, et väljaspool allveelaeva kesta asuvate reaktorisektsioonide konstruktsioonide dekomissioneerimisest tekiks jäätmevoogu.

Allveelaevade kestades on ligipääsematuid kohti. Nende kohtade iseloomustamine võib põhineda ainult olemasolevatel ajaloolistel andmetel ja radionukliidi eriaktiivsuse tekkimise simulatsioonil, luues radioloogilise mudeli. Selleks on modelleeritud tuumakütuse amendumine reaktorites SCALE6.2 koodipaketiga ja reaktorikonstruktsioonide aktiveerimise modelleerimine MCNP6 koodiga. Nukliidide vektori määramiseks kasutati radionukliidide aktiivsuse simuleeritud suhteid. Nukliidide vektori rakendati konservatiivseks radionukliidide inventarinimestiku hindamiseks jäätmevoogudes, mis tekivad metallseadmetest ja betoonis leiduvatest radioaktiivsetest jäätmetest. Tabelis 1 on kokkuvõtlikult esitatud kõikide allveelaeva kestade sees olevate seadmete demonteerimise järel tekkivate jäätmevoogude omadused aastaks 2039.

Tabel 1. Reaktorisektsioonide dekomissioneerimisel tekkivate jäätmevoogude omadused

Jäätmeliik	Maht, m ³	Mass, kg	Nukliid	Aktiivsus, Bq
Madalaktiivsed lühiealised jäätmed	89,36	1,53E + 05	Co-60	1,89E + 07
			Ni-59	2,51E + 07
			Ni-63	1,80E + 09
			C-14	3,07E + 08
			Sr-90	1,18E + 07
			Nb-94	5,63E + 05
			Cs-137	5,63E + 08
			Eu-152	288E + 08
			Eu-154	1,35E + 07
			Pu-238	3,16E + 04
			Pu-239	6,76E + 04
			Pu-240	1,97E + 04
Am-241	3,94E + 04			
Madal- ja keskaktiivsed pikaealised jäätmed	147,13*	2,28E + 05	Co-60	4,26E + 11
			Ni-59	1,34E + 12
			Ni-63	7,98E + 13
			C-14	1,16E + 13
			Sr-90	1,76E + 09
			Nb-94	4,14E + 08
			Cs-137	8,38E + 10
			Eu-152	1,51E + 12
			Eu-154	4,81E + 11
			Pu-238	4,69E + 06

			Pu-239	1,01E + 07
			Pu-240	2,93E + 06
			Am-241	5,87E + 06

Eeldatakse, et vähemalt 0,58 m³ jäätmeid saab lisada 1 m³ betoonkonteinerisse, mille väline ruumala on 1,728 m³. Umbes 226 m³ {28,0 (kasutatud kinnised kiirgusallikad betoonis + väga madala radioaktiivsusega jäätmed betoonis) + 89,36 (madalaktiivsed lühiealised jäätmed) + 108,25 (madal- ja keskaktiivsed pikaealised jäätmed) töötlemata jäätmete jaoks on vaja 390 konteinerit, mille väline ruumala on umbes 673 m³. Varasemates uuringutes (2014–2015) oli koos reaktorianumatega (2 × 35 m³) reaktorite dekomissioneerimisest tulenev hinnanguline lõppladustamise maht 987 m³. Praeguste uuringute põhjal, mis hõlmavad ka reaktoreid, on lõppladustamise maht hinnanguliselt 743 m³ (673 + 70), st 24,7 % vähem kui 2014–2015. aasta uuringutes.

Laboratoorselt määrati alfakiirgajate Pu-238, Pu-239 + 240, beetakiirgajate C-14, Ni-63, Sr-90 ja gammakiirgajate Co-60, Nb-94, Ag-108m, Cs-137 ja Am-241 **aktiivsuskontsentratsioonid** 4 reaktorisektsioonist nr 1 eemaldatud aurugeneraatoritest võetud proovis ja ja mõlema reaktori töö käigus tekkinud vedeljäätmete betoneeritud setetest võetud 16 proovis.

Vedeljäätmete betoneeritud setete proovides on kõige aktiivsem gammakiirgaja Cs-137, mille aktiivsuskontsentratsioon on vahemikus 6370 kuni 317 000 Bq/kg, kõige aktiivsem beetakiirgaja on C-14, mille aktiivsuskontsentratsioon on vahemikus 29 600 kuni 126 000 Bq/kg. Alfakiirgajate aktiivsuskontsentratsioon on palju madalam kui väljaarvamise ja vabastamise tasemed.

Aurugeneraatorite proovides on kõige aktiivsem gammakiirgaja Co-60, mille aktiivsuskontsentratsioon on vahemikus 40 kuni 246 000 Bq/kg, kõige aktiivsem beetakiirgaja on C-14, mille aktiivsus on vahemikus 900 kuni 404 000 Bq/kg. Alfa-kiirgajate aktiivsuskontsentratsioon on kolmes proovis kõrgem kui väljaarvamise- ja vabastustasemed, tüüpiline väärtus on võrdne mõnesaja Bq/kg väärtusega.

Praegu vahehoidlas hoitavate Tammiku jäätmehoidlast eemaldatud kasutatud suletud kiirgusallikatega **betoonkonteinerite BE 251 ja BE 252 gammakiirgusspektrite mõõtmine ja analüüs** on tehtud kaasaskantava spektromeetriga (Ortec instrument ISO-Cart-85). Konteinerite gammaspektri simulatsioon on teostatud MCNP6.2 koodipaketiga, võttes arvesse erinevaid kiirgusallika asukohti konteinerite sees, konteinerite seinte betooni tihedust ja jäätmetega täitmise tihedust.

Võrreldes BE 251 konteineri mõõtmisi simuleeritud jaotustega, vastab lähim konfiguratsioon 2,2 g/cm³ betoonseina tihedusele, 0,5 g/cm³ jäätmetega täitmise tihedusele ja konteineri keskmest 15 cm külje poole asetatud Cs-137 allikale. See võib konservatiivselt vastata 1000 GBq Cs-137 allika aktiivsusele. BE 252 konteineri puhul annab sarnane allika jaotumine 30 GBq Co-60 allika aktiivsust ja 35 000 GBq Cs-137 aktiivsust.

Teostatud on uus dekomissioneeritud kontrollvarraste peamiste gammakiirgajate aktiivsuste määramine (Eu-152 ja Eu-154) modelleerimise teel, kasutades MCNP6.2 koodipaketti, ning on teostatud kontrollvarraste konteineritele teostatud gammakiirguse spektri mõõtmiste tulemuste ümberhindamine. Varem mõõdetud gammaspektreid on analüüsitud automatiseeritud ISO-CART protseduuri abil ja tõenäoliselt ei ole analüüsi teostatud mitte kõrgeima gammaaagise, vaid madalate gammaenergia tippude alusel.

Radionukliidide Eu-152 ja Eu-154 uus summaarne aktiivsus määrati varasemate tulemustega võrreldes väiksema määramatustega, simuleerides radionukliidide teket reaktoris ja gammakiirguse neeldumist konteineris.

Eu isotoopide uued aktiivsused praegusel ajal (1.12.2023) on järgmised:

CRC-1:	Eu-152	4,6 ± 1,6 TBq,	Eu-154	0,6 ± 0,2 TBq;
CRC-2:	Eu-152	31 ± 11 TBq,	Eu-154	3,1 ± 1,4 TBq;
CRC-3:	Eu-152	6,8 ± 2,8 TBq,	Eu-154	1,0 ± 0,4 TBq;
CRC-4:	Eu-152	0,2 ± 0,1 GBq,	Eu-154	< 0,05 GBq.

Endise Paldiski tuumaobjekti territooriumi radioloogiline uuring näitas, et kogu territoorium, välja arvatud umbes 30 m² ala, ei ole Paldiski objektil toimunud tegevuse tõttu saastunud. Mõjutamata piirkonna keskmine doosikiirus oli 0,13 ± 0,02 µSv/h. Radionukliid Cs-137 on ainus gammakiirgaja, mis on seotud uraani ja plutooniumi isotoopide lõhustumisega ja mida täheldati piirkondades, mida kohalik saaste ei ole mõjutanud. Tüüpilised Cs-137 allikad sellistes piirkondades on globaalne sadestumine (radioaktiivsete aerosoolide sadestumine atmosfäärist pärast tuumarelvakatsetusi või sadestumine pärast õnnetusi tuumaelektrijaamades ja -seadmetes). Loodusliku radioaktiivsuse tüüpilised esindajad on K-40, Pb-210 (esindab U-238 lagunemisahelat), Ra-226 (esindab U-238 lagunemisahelat) ja As-228 (esindab Th-232 lagunemisahelat). Gammakiirguse doosikiiruse mõõtmise tulemus ületas Paldiski objekti territooriumil asuvas saastunud piirkonnas väärtust 0,20 µSv/h. Saastunud ala asub Paldiski objekti peahoonest põhja suunas, umbes 30 m kaugusel. Saastunud ala hõlmab kohti asfaltkattega teel ja muruplatsil, samuti vihmaveekanaliseerimise kaevu. Täiendavaid gammakiirguse doosikiiruse mõõtmisi ja teisi mõõtmisi viidi läbi selleks, et määratleda mõjutatud ala parema kui 0,5 m mõõtemääramatusega. Doosikiirus rohupinnal varieerus vahemikus 0,11 µSv/h kuni 0,22 µSv/h. See näitab, et piirkonna saastatus ei ole homogeenne, suuremal alal on väiksemaid alasid, kus saastatus ei ole kõrgendatud tasemega, mida võib rohu pinnal hinnata kuni kahekordse loodusliku fooni kiirgustasemeni. Lisaks oli suurim doosikiirus, mis mõõdeti asfaltkattega teel asuvas kohas, 0,24 µSv/h. Otsustati mitte lammutada asfaltteed, et uurida doosikiiruse muutumist saastunud piirkonnas asfaldi all. Selle asemel võeti pinnaseproovid muruplatsilt, kus doosikiirus ulatus väärtuseni 0,2 µSv/h. Erinevate plutooniumi isotoopide eriaktiivsuse suhtarvude võrdlus tuumakütuse plutooniumi isotoopide eriaktiivsuse simulatsiooni tulemustega näitab, et piirkonna saastumine on pärit reaktorist. Seda järeldust toetab asjaolu, et saastunud ala all oli toru, mida kasutati saastunud vee transportimiseks reaktoritest vedeljäätmete töötlemise kompleksi. Saaste sügavusprofiil (tehislise radionukliidide eriaktiivsus suureneb sügavuse kasvades) näitab ka piirkonna saastatuse seotust selle all oleva toruga. Seejärel on teostatud gammaspекtri mõõtmised pinnase ja kaevu eri sügavustel ning proove on analüüsitud laboris alfa-, beeta- ja gammaspекtrometria abil. Saastunud pinnase sügavus ületab 4 m. Sügavamad kihid on saastunud rohkem kui pinnakihid. Radionukliidide Cs-137, Eu-152 ja Eu-154 konservatiivsed aktiivsuskontsentratsiooni väärtused on kõrgemad kui väljaarvamis- ja vabastamistasemed.

Saastunud ala üksikasjalikuks iseloomustamiseks puuriti 11 puurauku. Gammaspекtrit mõõdeti puuraugu eri sügavustel CeBr₃ gammadetektoriga. Spекtrite analüüs näitab, et Cs-

137 on gammakiirgaja, mille aktiivsus ületab kõigis puuraukudes kõiki teisi tehislikke saastajaid. CeBr₃ stsintsillatsioonidetektoriga mõõdetud gammaspektromeetria tulemuste tõlgendamisel rakendati MCNP6 koodipaketi abil Cs-137 aktiivsuskontsentratsiooni simulatsiooni puuraugus asuvas kivimis.

Kokku analüüsiti laboris 24 proovi, mis võeti puuraukude erinevatest sügavustest. Ainus nukliid, mille aktiivsuskontsentratsioon proovides ületab materjalide vabastamise piirmäära, on Cs-137.

Võttes arvesse teavet kivimiproovide aktiivsuskontsentratsiooni kohta, määrati ligikaudselt kindlaks saastunud ala asukoht. Kaevatava saastunud ala maht on umbes 945 m³. Kivimimassi keskmine ja maksimaalne aktiivsus on vastavalt 1,96E + 09 Bq ja 11,0E + 10 Bq.

Analüüsiti mitmeid nullalternatiivi võimalusi:

- 1. valik: reaktorite ohutu hoiustamise pikendamine ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine kuni aastani 2100;
- 2. valik: reaktorite lõplikult lammutamata jätmine, st pikaajaline ladustamine, oodates, kuni vabastamistasemed on saavutatud;
- 3. valik: lõppladustamine kohapeal (matmine).

1. ja 2. valik jäeti edasistest kaalutlustest välja mitmel põhjusel (võimatu täita ohutusnõudeid, mittevastavus rahvusvahelistele standarditele jne). Esialgse analüüsi tulemuste kohaselt valiti üksikasjalikuks analüüsiks stsenaarium „Reaktorite ohutu hoiustamise pikendamine täiendavaks ajaks ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine“.

Valitud valikut tuleks kaaluda selliste tegurite alusel nagu majanduslik komponent, personali ja keskkonnaohu vähendamine dekomissioneerimistööde ajal ning vastavus regulatiivsetele nõuetele.

Tabelis 2 on esitatud ülevaade nullalternatiivi kontseptsiooni peamistest eelistest ja puudustest.

Tabel 2. Nullalternatiivse stsenaariumi analüüs

Arvestatud tegur	Eelised	Puudused
Majanduslik tegur	<p>Rajatiste töökorras hoidmine ja radioaktiivsete jäätmete jälgimine kuni 2100. aastani toob kaasa ainult käitamis- ja renoveerimiskulud. Komplekssete demonteerimistöde teostamise ja radioaktiivsete jäätmete käitlemise rajatise ehitamise kulud võib kanda ajavahemikku pärast aastat 2100.</p>	<p>Hooldustööd on vajalikud, kui arvestada stsenaariumi, mis näeb ette pikaajalise viivitusega tööd, mis on seotud reaktoriseksioonide demonteerimise ja sellele järgneva radioaktiivsete jäätmete käitlemise ja lõppladustamisega (60 aasta jooksul alates 2039. aastast).</p> <p>Sellisel juhul toob lahenduste edasilükkamine pikaks ajaks kaasa tööde maksumuse olulise suurenemise, mis tuleneb raha väärtuse kasvust aja jooksul (inflatsioon, turuhindade kasv jne).</p>
Kiirgusega seotud ja kiirgusega mitteseotud tegurid	<p>Personali kokkupuutedoosid on selle dekomissioneerimise valiku puhul väga väikesed, sest toimub poolestumine ning transportida ja kõrvaldada tuleb väiksem kogus radioaktiivseid jäätmeid.</p>	<p>Peahoones asuvad radioaktiivsed jäätmed sisaldavad keskaktiivseid pikaealisi radionukliide, mille aktiivsus ei vähene lähitulevikus vabastustasemeni. See tähendab, et Paldiski objekti territooriumi täieliku vabastamise kriteeriumid ei ole täidetud.</p> <p>Nii konditsioneeritud kui ka konditsioneerimata betoon- ja teraskonteineritesse kogutud radioaktiivseid jäätmeid tuleb regulaarselt kontrollida ja vajaduse korral uuesti konditsioneerida.</p> <p>Võttes arvesse piiratud teadmisi reaktoriseksioonide sisemise seisundi kohta, on võimalik, et korrosiooni tõttu võivad reaktoriseksioonidest vabaneda radioaktiivsed ained. On palju ohutusega seotud ebakindlust.</p>
Vastavus regulatiivsete nõuetele	–	<p>Jäätmete ohutu lõppladustamise küsimuse lahendamata jätmise või sellise otsuse edasilükkamine kaugesse tulevikku rikub ELi poliitikat ja Eesti kohustusi, mis tulenevad ühendkonventsioonist.</p>
Täiendav risk	–	<p>Tuumarajatised võivad muutuda terroriakti või teiste riikide sõjaliste rünnakute sihtmärgiks. Keskkonnale, personalile ja elanikkonnale avaldatava mõju oht on oluliselt suurem, kui</p>

Arvestatud tegur	Eelised	Puudused
		reaktorite ohutu hoiustamist pikendatakse täiendava aja võrra ja dekomissioneerimistööd lükatakse edasi.

Nullalternatiivse kontseptsiooni analüüs näitas, et valik „Reaktorite ohutu sulgemise pikendamine täiendavaks ajaks ja dekomissioneerimistööde edasilükkamine“, kui ka muud valikud on paljude puudustega: lisakulud peahoone käitamiseks ja reaktorisektsioonide lammutamise rakendamise kulude kasv aja jooksul, raskused insenertehniliste tšokete pikaajalise ohutuse tagamisel ja täiendav risk välise agressiooni ohu tõttu. Samuti ei ole nullalternatiivi rakendamine kooskõlas EL-i poliitika ja IAEA soovitusetega tuumarajatiste dekomissioneerimise võimaluste kohta, mis ei soovi tulevaste põlvkondade liigset koormamist radioaktiivsete jäätmetega. Personali dooside vähendamine dekomissioneerimise ajal ja lõppladustamist vajava radioaktiivsete jäätmete koguse mõningane vähendamine ei mõjuta oluliselt nullalternatiivi kaalumist.

Arvestades paljusid puudusi, ei tohiks seda dekomissioneerimise võimalust pidada vastuvõetavaks valikuks.

Kaaluti kahte järgmist **valikut Paldiski objekti reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks**.

- Valiku A „*Reaktorianumate demonteerimine ja tükeldamine*“ raames demonteeritakse reaktorisektsioonid, sealhulgas reaktori seadmed ja konstruktsioonid, ning saadud komponendid lõigatakse väikesteks tükkideks. Reaktorianum tükeldatakse väikesteks osadeks ja kõrvaldatakse tavalistes konteinerites.
- Valiku B „*Demonteerimine reaktorianumat tükeldamata*“ raames demonteeritakse reaktorisektsioonid, sealhulgas reaktori seadmed ja konstruktsioonid, ning saadud komponendid lõigatakse väikesteks tükkideks. Reaktorianumaid ei tükeldata, vaid viiakse tervikuna spetsiaalsetes konteinerites lõppladustamisele.

Mõlemad kontseptsioonid nõuavad ehituskonstruktsioonide lammutamiseks ja betooni purustamiseks vajalike seadmete hankimist; spetsiaalseid rajatise radioaktiivsete jäätmete saastest puhastamiseks, tükeldamiseks ja tihendamiseks. Valik B näeb siiski ette väiksemaid personali doose võrreldes valikuga A ning arvatakse, et selle tulemusel tekib vähem jäätmeid, mida lõppladustatakse.

Valikute võrdlemisel kasutati formaliseeritud otsustusmeetodit, mida tuntakse mitme näitaja kasulikkuse teooriana. Analüüsi kohaselt on eelistatud valikuks valik B. See sai rohkem punkte kõikides näitajate rühmades, välja arvatud „Projekti ajakava suutlikkus“.

Esialgse **dekomissioneerimiskavas** kirjeldatakse Paldiski objektile paigaldatud kahe treeningreaktori kavandatud dekomissioneerimistegevust ja kirjeldatakse praegust olukorda kõikides tegevusvaldkondades.

Seda esialgset dekomissioneerimiskava tuleks hiljem ajakohastada, et kajastada teavet seadmete või protsesside muutuste, ettenägematute sündmuste, toetusuutlikkuse muutuste, sealhulgas jäätmekäitluse ja radioloogilise seire osas, kiirgustingimuste ajakohastamise, õigusaktide nõuete muutuste, finantsprognoside muutuste ja dekomissioneerimistehnoloogia täiustamise jms kohta.

Dekomissioneerimiskava tuleb kinnitada umbes kolm kuni viis aastat enne ohutu sulgemise etapi lõppu. See lõplik kava on üksikasjalik ja selle kiidab heaks regulaator enne lõpliku saastest puhastamise strateegia rakendamist, st enne saastest puhastamist ja demonteerimist. See kava on aluseks üksikasjalike tööjuhiste ja protseduuride väljatöötamisele.

Kiirguse seireprogramm reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks on mõeldud töötajate ja töökohtade kiirgusohutuse tagamisega seotud kiirguskaitseosakonna töötajatele peahoone dekomissioneerimise ajal ning Paldiski objekti haldavale juhtorganile. Võttes arvesse sarnaste tööde teostamise nüüdisaegset praktikat, esitatakse dekomissioneerimistööde esimese aasta jooksul igakuiselt soovitusel individuaalse personalikontrolli uurimise taseme väärtuste kohta . Kirjeldatakse töötajate ja töökohtade kokkupuute kontrollseadmeid ja mõõteväärtusi. Üksikasjalikult on kirjeldatud dooside piirmäärad ja meetmed, mida tuleb võtta doosi piirmäärade ületamise korral. Esitatakse mõõteväärtused, mõõteseadmed ja mõõtmisagedused Paldiski objekti territooriumil.

Keskkonna radioaktiivsuse seire peab algama enne reaktorisektsioonide dekomissioneerimise algust ja jätkuma kuni tegevuse lõpuni. Seiretulemusi tuleb säilitada kuni Paldiski objekti radioloogilise seisundi muutmiseni.

Keskkonna radioaktiivsuse seire peab katma reaktorisektsioonide dekomissioneerimise tavapärase tegevuse ja ka avariid. Soovitatakse kava korrapäraselt läbivaatust, võttes arvesse järelevalve tulemusi.

Seiresüsteemi paigaldamine ja käitamine ei tohiks luua täiendavaid radionukliidide levikuviise. Kui lõppladustuspaik rajatakse Paldiski alale, saab sama seiresüsteemiga teenindada nii lõppladustuspaika kui ka reaktorite dekomissioneerimist. Sellisel juhul on seega võimalik süsteemi optimeerimine.

Ohutusjuhtum teostati IAEA soovitude kohaselt. Asjakohased ohud kvantifitseeriti ja määrati kindlaks nende võimalikud tagajärjed töötajatele ja elanikkonnale. Dekomissioneerimise käigus toimunud õnnetuste analüüsimisel kasutati ohutuse hindamisel deterministlikku lähenemisviisi.

Reaktorisektsioon nr 1 demonteerimise eraldi etappides on A-kategooria kiirgustöötajate doosi piirmäära mitte ületamiseks vajalik järgmine arv töötajaid.

- Seadmete, reaktorisektsioonis leiduvate ioniseerivate kiirgusallikatega täidetud konteinerite ja radioaktiivsete jäätmete (kaltsud, metallijäätmed, tööriistad jne) demonteerimiseks on vaja kahte töötajat.
- Reaktorianuma demonteerimiseks on vaja 13 töötajat.

Reaktorisektsiooni nr 2 metallkonstruktsioonide demonteerimiseks on vaja vähemalt nelja töötajat, et täita tingimust, mille kohaselt ei tohi ületada A-kategooria töötajate doosi piirmäära.

Pakendatud radioaktiivseid jäätmeid käitlevatele töötajatele mõjuva doosi maksimaalne doosikiirus ei tohi töökohal ületada 2 mSv/h.

Tavapärastes töötingimustes saab elanikkonna ja keskkonna kiirgusega kokkupuude toimuda ainult gaaside-aerosoolheitmete sattumisel atmosfääri, sest töö ajal ei toimu märkimisväärset heitvee väljavoolu. Lammutustööde tavapärastes tingimustes ei ületa kogu vabanemise

aktiivsus $1,1E + 04$ Bq. Vabastamistasemete võrdluse põhjal võib järeldada, et radioaktiivse vabanemise ulatus ei ületa tavapärase töötingimustes määruses nr 40 „Kiirgustegevuses kasutatavate või tekkivate radioaktiivsete ainete väljaarvamise ja vabastamise tingimused ning väljaarvamise ja vabastamise taotlusele esitatavad nõuded“ sätestatud vabanemise tasemeid.

Radioaktiivsete tegurite mõju hindamine elanikkonnale ja keskkonnale hädaolukordade stsenaariumide korral, võttes arvesse konservatiivset lähenemist, näitas, et elanikkonna kiirgusdoos territooriumi radioaktiivse saastatuse tagajärjel ei ületa $1,0$ mSv/aastas. Seetõttu ei ole vaja uurida radioloogilisi tingimusi, sealhulgas ka kõiki kiirgusliike, ning optimeerida kõnealustel territooriumidel kiirguskaitsemeetmeid.

Tavapärase dekomissioneerimistoimingute ning ebatavaliste sündmuste ja vahejuhtumite analüüs näitab, et kiirgusohutuse kriteeriume ei ületata:

- **personali ja elanikkonna dooside piirmäärasid ei ole kiirgusseaduse ja eesti vabariigi valitsuse määruse nr 97 kohaselt ületatud nii tavatingimustes kui ka õnnetusjuhtumite korral;**
- **eesti vabariigi valitsuse määruses nr 95 sätestatud tegutsemistasemeid nagu evakueerimine ning ümberasustamine ei ole vaja rakendada.**

Selleks, et välistada hinnangute ebamäärasus, mis on seotud võimalike muudatustega regulatiivsetes nõuetes, kohapealsete tegevuste rakendamise tingimustes, võttes arvesse teiste sarnaste tööde tulemusena saadud teadmisi teistes rajatistes või tegevuskohtades (sealhulgas rahvusvahelised kogemused) ja võttes arvesse projekteerimise käigus valitavate seadmete omadusi, tuleks ohutushinnang pärast Paldiski objekti lõpliku dekomissioneerimisprojekti väljatöötamist läbi vaadata.

Samuti viidi rahvusvaheliste konventsioonide ja lepingute kohaselt läbi **analüüs reaktorisektsioonide dekomissioneerimise võimaliku mõju kohta naaberriikidele**. Paldiski objektil toimuva kiirgusõnnetuse korral vabanevate radionukliidide piiriülese edasikandumise simulatsioon näitas, et Soome jaoks (Helsingis asuvas võrdluspunktis) on elanikkonna summaarne efektiivdoos õnnetuse akuutsel perioodil ja esimese aasta jooksul pärast õnnetust oluliselt väiksem kui kehtestatud individuaalse efektiivdoosi piirväärtus $1 \text{ mSv} \cdot \text{aastas}^{-1}$.

Õhu, maapinna ja merekeskkonna radioaktiivse saastatuse ja elanikkonna vastavate dooside arvutused Paldiski objektilt juhuslike radioaktiivsete ainete vabanemisel piiriülese edasikandumise tagajärjel ei näidanud olulist negatiivset mõju keskkonnale ja rahvatervisele. Suurim doos, mis saadi konkreetsete meteoroloogiliste tingimuste puhul, kus sademed kaasnesid radioaktiivse pilve edasikandumisega Soome lahe kohal konstruktsioonist mitte oleneva õnnetuse korral, oli $0,01 \mu\text{Sv}$ ühe aasta jooksul pärast õnnetust.

Riskianalüüs ja -hindamine Paldiski objektil asuvate reaktorisektsioonide dekomissioneerimiseks viidi läbi kuueteistkümne hädaolukorra stsenaariumi abil, mis põhinesid ohutushinnangus esitatud hädaolukordade stsenaariumidel, sealhulgas kuus sisemist ja kümme välist stsenaariumi. Enamiku stsenaariumide tõenäosus ja raskusaste on väheoluline, mõnikord mitu suurusjärku allpool määruses nr 28 „Hädaolukorra riski hindamise nõuded ja riskianalüüsi koostamise kord“ sätestatud „väga väikese“ tõenäosuse ja „ebaolulise“ raskusastme kriteeriume.

Märkimisväärse, kõrge või väga kõrge riski kategooriasse ei kuulu ühtegi objektisese või välise hädaolukorra stsenaariumit.

Neli stsenaariumit, millest kolm on sisemised ja üks on väline, kuuluvad „keskmise“ („kollase“) riski kategooriasse. Kaksteist sündmuse stsenaariumit, millest kolm on sisemised ja üheksa on välised, kuuluvad „madala“ („roheline“) riski kategooriasse.

Kahe „keskmisesse“ riskikategooriasse kuuluva sisemise sündmuse stsenaariumi, nimelt „radioaktiivsete vedeljäätmete lekke“ ja „ioniseeriva kiirgusallikaga kokkupuute“ tõenäosus on „kõrge“, mis on tingitud inimlikest vigadest, kuigi nende tõsidusastet hinnati „ebaoluliseks“. Nende stsenaariumite ennetusmeetmete eesmärk on vähendada inimlike vigade tõenäosust. Ühe keskmisesse riskikategooriasse kuuluva sisemise sündmuse stsenaariumi, nimelt „terrorirünnaku“ tõenäosus on „madal“ ja raskusaste „väike“. Veel kolm sisemise sündmuse stsenaariumi, nimelt „Reaktorianuma kukkumine“, „Tulekahju peahoones“ ja „Sisemise toite katkemine“ on väga väikese tõenäosusega ja ebaolulise raskusastmega.

Üks välise sündmuse stsenaarium kuulub „keskmise“ riski kategooriasse, nimelt „Väline tuul“. Ülejäänud üheksa välise sündmuse stsenaariumi on väga väikese, väikese või keskmise tõenäosusega ja ebaolulise tõsidusega ning kuuluvad „madalasse“ („roheline“) riskikategooriasse.

Kõikidele analüüsitud stsenaariumitele pakuti välja riskiennetuse meetmed. Rakendamise puhul eelistatakse kõrgema kategooria riskiennetuse meetmeid.