

AS A.L.A.R.A.

**Looduslikke radionukliide sisaldavate materjalide puhastamine
ning hinnang selle efektiivsusele**

Töö on valminud tellimiskirja 05.11.2010. a. nr 5-2.1/8359-1 alusel

Paldiski 2010

Töö eesmärk

Töö eesmärgiks on katsetada erinevaid puhastusmeetodeid looduslikke radionukliide sisaldavatel ja nendega saastunud materjalidel ning anda hinnang kas puhastatud materjale oleks võimalik hiljem taaskasutada.

Töö tulemus

Töö tulemusena valmib hinnang looduslike radionukliididega saastunud esemete puhastamise efektiivsusest. Hinnangu abil on võimalik teha edasisi otsuseid selliste jäätmete käitlemiseks Eesti Vabariigis.

Töö üleandmine

Töö antakse elektrooniliselt üle Keskkonnaministeeriumi peaspetsialist Evelyn Pesurile e-kirjaga (evelyn.pesur@envir.ee).

Sisukord

1. SISSEJUHATUS.....	4
2. PROBLEEMI PÜSTITUS.....	6
3. MAAILMAS LEVINUD PUHASTAMISE MEETODID.....	7
3.1. MEHAANILISED MEETODID.....	7
3.2. KEEMILISED MEETODID.....	8
3.3. KOMBINEERITUD MEETODID.....	9
3.4. SULATAMINE.....	9
4. AS-S A.L.A.R.A. HOITAVAD LRS - JÄÄTMED.....	10
5. PRAKTIINE OSA, PINNASAASTUSE MEHAANILINE PUHASTAMINE.....	11
6. JÄRELDUSED.....	13
7. KOKKUVÕTE.....	15
KASUTATUD KIRJANDUS:	17

1. Sissejuhatus

Looduslikke radionukliide sisaldavad materjalid (*Naturally Occuring Radioactive Material* - edaspidi NORM) esinevad mitmetes loodusvarades ning need materjalid on olnud maakera lahutamatu osa juba tema tekke algusest saadik (ca $4,54 \times 10^9$ aastat tagasi).

NORM materjalid sisaldavad peamiselt radionukliide nagu uraan-238 (U-238) ja toorium-232 (Th-232) koos nende lagunemisritta kuuluvate tütar-radionukliididega ning kaalium-40 (K-40). Neile radionukliididele nagu ka mõnede tütar-radionukliididele (näiteks Ra-226) on iseloomulik väga pikk poolestusaeg ja radioaktiivsel lagunemisel tekkiv alfakiirgus.

Enamlevinud looduslike radionukliidide poolestusajad on alljärgnevad:

- U-238 - 4.47×10^9 aastat;
- Th-232 - 1.41×10^{10} aastat;
- Ra-226 - 1.6×10^3 aastat;
- K-40 1.28×10^{10} aastat.

U-238, Th-232 ja Ra-226 radioaktiivsel lagunemisel tekib alfakiirgus ehk positiivselt laetud heeliumi aatomi tuumad. Kuna alfa-osakesed on suhteliselt suure massi ja väikese kiirusega, siis mõjutavad nad oluliselt enda vahetus läheduses olevaid aatomeid ning kaotavad seetõttu kiirelt oma energia. Näiteks õhus neeldub alfakiirgus juba 2-3 cm kaugusel allikast. Seetõttu ei ole alfakiirgus väliselt inimesele kahjulik, sest riided ja nahk on piisav kaitse selle eest. Ohtlikuks muutub alfa-osake siis, kui see satub organismi koos söögi või joogiga ning saab nii vahetult mõjutada kaitsmata organeid.

Kuna looduslikud radionukliidid on väga pika poolestusajaga, siis on nende puhul välistatud isegi väga madalate aktiivsuste juures radioaktiivse lagunemise ootamise taktika. Sellised jäätmed tuleb võimalusel puhastada, paigutada teatud tingimustel tavajäätmehooldlasse (kui seadusandlus seda võimaldab) või radioaktiivsete jäätmete lõppladustuspaika.

Looduslike nukliididega saastunud metallijäätmed tekivad Eestis eelkõige kasutatud veetorude kujul. Torude kaudu maapõuest välja toodud põhjavesi sisaldab väikestes kontsentratsioonides looduslikke radionukliide. Osa nendest radionukliididest sadenevad veetorude sisepindadele, pöördekohtadesse jne. Sellisel viisil akumulēerub aja jooksul torudesse väljaarvamistasemeid ületavad kogused looduslikke radionukliide. Peale torude kasutusaja lõppu ei pruugi õnnestuda selliseid jäätmeid metallikokkuostjatele ja – käitlejatele üle anda. Metallijäätmeid võib tekkida ka katlamajade tehnosüsteemide demonteerimisel, tööstusseadmete demonteerimisel jne. Eestis on potentsiaalseks looduslike nukliididega saastunud metallijäätmete allikaks ka AS-s Silmet olevate tööstusseadmete demonteerimine. Kuigi ettevõttes on välja töötatud dekontamineerimise tehnikad ei saa välistada, et näiteks sisseseade väljavahetamisel kogu saastunud seadmepark õnnestub puhastada.

AS A.L.A.R.A. hallatavas radioaktiivsete jäätmete vaheladustuspaigas on looduslike radionukliididega saastunud (LRS) jäätmetest 99% metallijäätmed. LRS – jäätmeid on mahuliselt 7-8 m³ ja kaaluliselt ca 7-8 tonni. Metalli mahu/kaalu suhe on ebaharilik selletõttu, et konteineris on mitmeid suuri esemeid, mis võtavad ebaproportsionaalselt palju ruumi. Metalli ladustatakse nn. ISO konteineris Paldiski objekti peahoone suures saalis (konteineri välismõõtmed on 6,05 x 2,44 x 1,35 m, mahuga 16 m³). Kuna AS A.L.A.R.A. valduses on looduslike radionukliididega saastunud materjalidest valdav enamus metallijäätmed, siis keskendutakse käesolevas töös metallijäätmete vabastamisele.

2. Probleemi püstitus

Maailmas on metalljäätmete käitlemisel valdav olukord, kus ühest küljest seadusandlus lubab alates teatud koguaktiivsuse või eriaktiivsuse tasemest hakata metallijäätmeid taaskasutusse võtma, kuid teisest küljest metallikokkuostjad-metallisulatajad selliseid materjale käitlemisse ei võta.

Kuna Eestis metalli ümbersulatamise tehast ei ole, siis enamus siin kogutav metall eksporditakse. Selle tõttu ei ole ka metallijäätmete kogumise olukord Eesti Vabariigis erinev. Kuigi Keskkonnaministri määrus nr 10 15.02.2005 “Kiirgustegevuses tekkinud radioaktiivsete ainete või radioaktiivsete ainetega saastunud esemete vabastamistasemed ning nende vabastamise, ringlusse võtmise ja taaskasutamise tingimused” määrab ära metallijäätmete piirmäärad, millest alates võib jäätmed taaskasutusse ja ringlusse võtta või vabastada Kiirgusseaduse nõuete alt, siis tegelikkuses selliste piirmääradega saadeti jääb metallikokkuostja juures ioniseerivat kiirgust detekteerivasse mõõteväravas “kinni” ning materjal saadetakse omanikule tagasi. Jäätmeseaduse § 21 punkt 2 lõige 1 kohustab jäätmetekke vältimise üldnõudena rakendama loodusvarade ja toorme säästlikuks kasutamiseks parimat võimalikku tehnikat, sealhulgas tehnoloogiat, milles võimalikult suures ulatuses taaskasutatakse jäätmeid. Sama seaduse § 30 p 1 kohustab jäätmeid taaskasutama, kui see on tehnoloogiliselt võimalik ning kui see ei ole muude jäätmekäitlusmoodustega võrreldes ülemääraselt kulukas.

Kuigi Jäätmeseadus ja Keskkonnaministri määrus nr 38 “Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded” ei keela alla vabastustaseme saastunud looduslike radionukliididega metallijäätmete prügilasse ladustamist, ei ole see materjalide taaskasutamise seisukohalt kindlasti parim lahendus.

Looduslike radionukliidide puhul on seadusandluses kehtestatud piirmäärad järgmised:

Radionukliid	Vabas- tamine, Bq/g	Metall, Bq/cm ²		Ehitusjäätmel, Bq/cm ²	
		Ringlusse võtmine	Taaskasutus	Taaskasutus	Lammutamine
U-238	1	1	1	1	10
Th-232	0,01	0,1	0,1	0,1	1
Ra-226	0,01	0,1	0,1	1	1
K-40	1	100	10	10	10

Märkused:

ringlusse võtmine – piirmäär kehtib ainult juhul, kui metalli käideldakse edaspidi ümbersulatamise teel;

taaskasutamine – toote korduv kasutamine samaks otstarbeks.

3. Maailmas levinud puhastamise meetodid

Radioaktiivse pinnasaastuse puhastamise meetoditest kasutatakse enim mehaanilisi, keemilisi ja kombineeritud meetodeid. Alternatiivina kasutatakse ka metallide sulatamist.

Kasutatava puhastusmeetodi valik sõltub saaste iseloomust ja puhastatava objekti geomeetriast. Kui saaste asub kergesti eemaldataval pinnal, siis on otstarbekas kasutada mehaanilisi meetodeid.

Üldjuhul on saasteärastuseks vajalik läbida mitu erinevat puhastuse etappi. Esimese etapiga eraldatakse harilikult suurim osa saastest. Iga järgneva etapiga saaste ärastuse efektiivsus väheneb.

3.1. Mehaanilised meetodid

Enimkasutatavad mehaanilised meetodid on survepesu, vaakumiga puhastamine, harjamine ja kuivtöötlus. Lisaks eelpool nimetatutele kasutatakse saaste ärastuseks veel freesimist või liivapritsi.

Survepesu sobib õrnalt kinnitunud saate eraldamiseks pinnalt. Kasutatava vee temperatuur on kuni 80°C. Tema eeliseks on odavus, lihtsus ja kättesaadavus. Samuti

vähene lahtise tolmu teke. Puudusteks suure koguse vedeljäätmete teke (ca 110 l/m³), spetsiaalsete kaitseülikondade vajadus ning protsessi madal efektiivsus.

Eesti oludesse on tema sobivus küsitav, kuna peale betoneerimise vedeljäätmete käitlemise muud võimalused sisuliselt puuduvad. Vastavalt Keskkonnaministri määrusele nr 10 võib ühest kiirgustegevuskohast juhtida aastas keskkonda summaarselt kuni 1 MBq Ra-226 ja Th-232 vedelheitmeid. Lõpliku hinnangu sellise meetodi sobivuseks saab anda teades olemasolevate jäätmete pinnasaastuse taset, mis võimaldab hinnata tekkivate vedelheitmete aktiivsusi ja koguseid. Protsessi maksumuseks hinnatakse 25 €/kg.

Vaakumiga puhastamine sobib Eesti tingimustesse ning seda hetkel AS A.L.A.R.A. ka kasutab. Meetod on lihtne ja odav kuid madala efektiivsusega (madalam kui survepesul).

Harjamine on lihtne ja odav ning efektiivsem kui vaakumiga puhastamine. Puuduseks on tolmu teke. Saaste leviku tõkestamiseks on vajalik kinnist tööruumi korraliku kaitseriietuse, ventilatsiooni ja filtritega.

Metallpinna kuivtöötlus kujutab endast pinna puhastamist surve all liiva või metalligraanulite abil. Mõlemad meetodid on suhteliselt odavad ja kättesaadavad. Metalligraanulitega puhastamise eeliseks on suur efektiivsus ja väike sekundaarsete jäätmete teke (0,26 kg/kg). Puuduseks on suure hulga tolmu teke ja kallid (kuni 10 000 €) kaitseülikonnad. Protsessi hinnaks on 100 €/m². Liivapritsi efektiivsus on väiksem kui metalligraanulite kasutamine, kuid saastunud liiva saab kasutada hilisemal jäätmete betoneerimisel.

Mehaanilised kuivpuhastamise meetodid ei sobi LRS – jäätmetele, kuna tekitavad suures koguses tolmu mille tõttu saasteleviku tõenäosus on väga suur. Märghpuhastamismeetodite efektiivsus korrodeerunud pindade puhastamisel on väike.

3.2. Keemilised meetodid

Keemiliste meetoditega eraldatakse radioaktiivne saaste keemiliste reagentide abil, mis söövitavad saastunud pinnakihi lahti. Kasutatakse nii lahustesse kastmist,

kemikaalidega survepesu kui ka puhastuspastadega töötlemist. Olulised faktorid töötlusel on aeg, temperatuur ja kasutatavate kemikaalide kontsentratsioonid. Tihti kasutatakse koos keemilist ja mehaanilist meetodit. Näiteks survepesu kemikaalidega kõrgendatud temperatuuril.

Keemiliste meetodite puuduseks on kompleksjäätmete teke (keemiline ja radioaktiivne oht), mille edasise käitlemise võimalus Eestis sisuliselt puudub. Selle tõttu ei ole sellise meetodi kasutamine Eestis õigustatud.

3.3. *Kombineeritud meetodid*

Kombineeritud meetodid hõlmavad endas nii keemilisi kui ka mehaanilisi meetodeid. Levinuimad on ultraheli ja elektrolüütiline poleerimine.

Nende meetodite rakendamine Eesti oludes ei ole ilmselt mõistlik, kuna seadmed on kallid ja Eesti jäätmevood liiga väikesed ja madala aktiivsusega.

3.4. *Sulatamine*

Väga efektiivne meetod LRS metallijäätmete mahu vähendamiseks oleks nende töötlemine sulatusmeetodil. Alfa-aktiivsed radionukliidid eralduvad väga hästi (99%) sulamassist ning kogunevad šlakki ja filtritele. Sulatamise tulemusena jääb esialgselt aktiivsusest ainult 1% sulamassi. Kuna Eestis metallisulatuse tehas puudub ning jäätmete kogus on ebapiisav selle rajamiseks, siis tuleks jäätmed saata ümbertöötlemisele riiki, kus vastav võimekus on juba loodud, näiteks Rootsi või Saksamaale. Sulatamise hind Saksamaal oleks ca 6,5 €/kg ehk arvestades AS A.L.A.R.A.-s olevate jäätmega ca 55 000 €, millele lisanduvad jäätmete transpordi ja sulatamisel alles jäävate kontsentreeritud jäätmete tagastamise ja käitlemise kulud. Sulatamise eeliseks on suur jäätmemahu vähenemine, väike sekundaarsete jäätmete teke (35 kg/1000 kg) ja keeruliste geomeetria ebaolulisus ning puudusteks kõrge hind, tagastatavad kontsentreeritud radioaktiivsed jäätmed (räbu, filtrid) ning vajadus suurgabariidilised jäätmed eelnevalt tükeldada.

4. AS-s A.L.A.R.A. hoitavad LRS - jäätmed

AS A.L.A.R.A. poolt ISO konteinerites ladustatavate LRS – jäätmete puhul tuleb märkida, et 99% ulatuses on vastuvõetud jäätmete saastetasemed kõrgemad kui Keskkonnaministri määruses ette nähtud piirmäärad. Seega võib väita, et ettevõttesiseselt ei ole LRS-jäätmetega eelnevalt kirjeldatud probleemi, kus saastetasemed jäävad allapoole piirmäärasid, kuid realselt ei ole võimalik jäätmeid üle anda metallikokkuostjale, kuna nende puhtus ei vasta kokkuostjate poolt kehtestatud nõuetele. Enamus ettevõttes ladustatavaid LRS – metallijäätmed on saastunud Ra-226 isotoobiga.

Vastuvõetud jäätmete puhul ületab paljudel juhtudel kehtestatud piirmäära kogu metallkonstruktsioonist ainult mõni konkreetne saastunud koht. Sellistel jäätmetel määratakse saastunud ala ning eraldatakse mehaaniliselt ülejäänud materjalist. Puhas metall viiakse metallikokkuostja juurde ning saastunud metall paigutatakse ISO konteinerisse.

Samas tuleb tõdeda, et AS-i jäätmete andmebaasis olemasolev info ladustatavate jäätmete kohta on puudulik. Vastavalt rahvusvahelistele nõuetele ja kehtestatud siseeeskirjadele hoitakse LRS – jäätmeid eraldi konteineris, kuid täpsem info materjalide saastetasemete ja isotoobilise koostise kohta on lünklik.

Tavalist süsinikterast, pliidi ja tsinki loetakse halvasti puhastatavateks materjalideks. Vask, messing, roostevaba teras ja alumiiniumi sulamid on keskmiselt või hästi puhastatavad materjalid. Väärismetallid nagu kuld, plaatina, kroom ja titaan on väga hästi puhastatavad materjalid. Eestis olemasolevatest LRS - jäätmetest moodustavad 99% süsinikterasest jäätmed ehk siis on tegu halvasti puhastatavate materjalidega.

Aastatepikkused kogemused Paldiski objekti dekomisjoneerimisel on näidanud, et näiteks tehislise radionukliididega saastunud metallpindasid on võimalik suhteliselt edukalt puhastada lihtsate vahenditega juhul, kui need ei ole rooste poolt kahjustatud.

5. Praktiline osa, pinnasaastuse mehaaniline puhastamine

AS A.L.A.R.A. valduses on looduslike radionukliididega saastunud materjalidest valdav enamus metallijäätmed, mistõttu viidi praktiline puhastamine läbi just selliste jäätmetega. Olemasolevate metallijäätmete puhul on tegu ainult pindmiselt saastunud materjalidega.

Praktiliseks tööks valiti välja sileda tasapinnaga Ra-226 isotoobiga saastunud seadme korpuse üks külg. Korpus oli vastuvõetud metallijäätmete kokkuostjalt ja kaetud ca 50% ulatuses roostega. Puhastatav pind oli tasapinnaline riskülik mõõtudega 35x20 cm. Metalli paksus 2 mm.

Saasteärastuseks kasutati AS A.L.A.R.A.-s olemasolevaid mehaanilisi puhastamise vahendeid nagu liivapaber ja terasest käsihari. Puhastamismeetodite valikul lähtuti puhastatava pinna kvaliteedist, saaste iseloomust, inimese ohutusest, saasteleviku ning sekundaarsete jäätmete tekke minimeerimise võimalustest. Selle tõttu ei kasutatud näiteks elektrilisi käsitööriistu, kuna nende kasutamisel on saaste leviku võimalused oluliselt suuremad ning tööriistade puhastamine keeruline et mitte öelda praktiliselt võimatu.

Seadme pinnal määrati spektrometriga Synodys – 100 isotoobiks Ra-226 doosikiirusega kuni 2 $\mu\text{Sv/h}$. Pinnasaastust mõõdeti seadmega Lundlum - Model 12 cpm-des. Üleminekul cpm-dest Bq/cm² kasutati:

- seadme kalibreerimisel määratud koefitsienti 0,03;
- asjaolu, et mõõtmine teostati nurgas 2 pii;
- detektori pindala 70 cm².

Lähte pind-eriaktiivsus saastunud pinnal oli kuni 0,9 Bq/cm² ja eriaktiivsus (terase tihedus 7,87 g/cm³) kuni 0,58 Bq/g. Selline materjal ei vasta Ra-226 vabastamise, ringlusse võtmise ega taaskasutamise piirmääradele. Kõigepealt eemaldati saastunud pinnalt tolmuimeja abil lahtised korrodeerunud metallitükid ja tolm ning pärast seda teostatud mõõtmised andsid pind-eriaktiivsuse kuni 0,7 Bq/cm² ja eriaktiivsuse kuni 0,44 Bq/g. Seejärel kasutati pinna puhastamiseks liivapaberit, mille tulemusena jõuti

saastetasemeteni kuni $0,26 \text{ Bq/cm}^2$ ja $0,17 \text{ Bq/g}$. Pärast seda kasutati veel terasharja ning seejärel tolmuimejat lahtise tolmu eemaldamiseks. Lõpptulemusena jõuti puhastamise käigus Ra-226 pind-eriaktiivsuseni $0,17 \text{ Bq/cm}^2$ ja eriaktiivsuseni $0,11 \text{ Bq/g}$. Need tasemed ületavad Ra-226 vabastamistaset ca 10 kordselt, kuid jõuavad metallijäätmete ringlusse võtmise ja taaskasutamise piirmäära vahetusse lähedusse, kuigi ületavad neid.

Inimressurssi kulus mõõtmiste teostamiseks 30 min ja dekontamineerimiseks 1 h. Mõõtmised teostas ettevõtte insener-tehniline personal.

Puhastamisel kasutati standardseid isikukaitsevahendeid (tolmumask, ühekordne paberülikond, peakate). Töö viidi läbi ventileeritavas roostevaba sisepinnaga tõmbekapis. Sekundaarsete jäätmetena tekkis saastunud kasutatud liivapaber, tolmuimeja kott, tööülikond ja vedeljäätmel (kinnaste ja peakatte pesust). Tekkinud sekundaarsete jäätmete kogus oli väike ning väheneb proportsionaalselt veelgi kui töid teostada suuremamahuliselt.

Peale töö lõpetamist puhastati tõmbekapp alfa saastusest tolmuimeja abil ning teostati puhastatud pinna kontrollmõõtmised.

6. Järeldused

Kasutades kõige käepärasemaid mehaanilise saasteärastuse meetodeid, ei olnud võimalik roostes metallpinda puhastada Keskkonnaministri määruses nr 10 ettenähtud vabastamistasemeni ($<0,01$ Bq/g). Seda sellepärast, et tänu korrosioonile oli saaste liikunud sügavamale materjali kihtidesse kui seda oli võimalik olemasolevate vahenditega eemaldada.

Arvestades, et puhastatavat pinda oli $0,07$ m² ja ajakulu oli kokku $1,5$ h, siis oli tööjõu kulu 1 m² puhastatud pinna kohta $21,7$ töötundi. Täiendavad kulud olid $0,5$ m² liivapaberit 1 m² puhastatud pinna kohta ja terashari. Sekundaarseteks jäätmeteks said liivapaber, hari, tolmuimeja kott, tööülikond ja vedeljäätmed (kinnaste ja peakatte pesust). Kuna harja, tolmuimejat ja tolmuimeja kotti saab kasutada ka teiste alfa aktiivsete materjalide puhastamiseks, siis ei ole otstarbekas neid kulutusi ainult antud tööle arvestada.

Puhastamise muutub efektiivseks kui puhastatav pind ei ole korrodeerunud. Sellisel juhul on saaste üldjuhul lokaliseerunud materjali pealmistes kihtides ning teda on võimalik küllalt lihtsate ja odavate meetoditega eemaldada. Sellepärast kasutataksegi potentsiaalselt saastuvates kohtades roostevabasid või värvitud materjale. Paraku tuleb tõdeda, et AS A.L.A.R.A.-s hoiustatavad LRS – metallijäätmete puhul on tegu eranditult korrodeerunud jäätmetega.

Lisaks saaste ärastamise efektiivsusele tuleb sobiva meetodi valikul arvestada ka alfa saastuse levikuga keskkonda. Kuna alfasaastus mõjutab inimest eelkõige tema organismi sattudes, siis on inimese tervise seisukohalt väga tähtis minimeerida saaste levikut. Sisuliselt tähendaks mehaaniline puhastamine spetsiaalse ainult alfa saastuse eemaldamiseks mõeldud hermeetilise töökeskkonna loomist koos kaitseriietuse, ventilatsiooni ning tööriistadega. Kuna vabastamistasemed on sedavõrd madalad, siis tuleb kasutatavaid tööriistasid ja kaitseülikondi suhteliselt sagedasti pesta või vahetada, et töövahend ise ei saastaks puhastatavat pinda. Kõik see tekitab suurel hulgal sekundaarseid jäätmeid, mis muudab küsitavaks jäätmete mahu vähendamise efektiivsuse. Lisaks nõuab alfa saastusega töötamine väga rangete kiirgusohutuse protseduuride kehtestamist ja järelvalvet ning väga kõrget töökultuuri.

Kui arvestada ettevõttes olevate LRS – metallijäätmete mahte, siis ei ole selliste kulutuste tegemine hetkel õigustatud. Kui tulevikus koguneb suurem kogus sarnaseid jäätmeid, siis võib selline puhastamine ning selleks tehtavad kulutused olla põhjendatud.

Eesti oludesse sobiks LRS - metallijäätmete mahu minimiseerimiseks kõige paremini ümbertöötlemine sulatamise abil. Selle abil saavutatakse suurim võit jäätmete mahus ja praktiliselt elimineeritakse saasteleviku võimalus. Ainukeseks puuduseks on sulatamise hind, mis arvestades AS A.L.A.R.A.-s olemasolevaid jäätmeid oleks ca 55 000 €. Lisanduvad veel jäätmete transpordi ja sulatamisel alles jäävate kontsentreeritud jäätmete tagastamise ja käitlemise kulud. Kuna ettevõttes olemasolevad LRS - jäätmete eriaktiivsused ja pind-eriaktiivsused on üle Keskkonnaministri määru nr 10 kehtestatud vabastamise piirmäära ning tegu on väga pikaealiste isotoopidega, siis on sulatamine arvestatav alternatiiv, Sulatamise juures tuleb optimeerida töötlemisele saadetavaid koguseid. Mõistlik oleks saata töötlemisele täiskonteiner saastunud materjali.

Teine võimalus LRS – metallijäätmetega edasisel tegevusel oleks 0 – stsenaarium ehk jätkata seni kasutatud meetodit, kus mehaanilise lõikamise teel eraldatakse LRS - metall puhtast ning seejärel puhas metall utiliseeritakse metallikokkuostja juures ning saastunud metall ladustatakse ISO konteineris eesmärgiga tulevikus ladustada see lõppladustuspaigas.

Lõplike otsuste tegemisel tuleb kindlasti arvestada ka tehislake nukliididega saastunud metallijäätmetega ehk kaaluda näiteks LRS – jäätmete ja tehislake nukliididega saastunud metallijäätmete käitlemist paralleelselt, mis muudab jäätmete käitlemise maksumuse mahu- või massiühiku kohta kindlasti soodsamaks. Tehislake nukliididega saastunud metallijäätmeid on tekkinud Paldiski objekti dekomisjoneerimistööde käigus ja neid on hinnanguliselt 200 tonni, 200 m³. Sellest kogusest 50% moodustab mustmetall ja 50% roostevaba metall. Mõistlik oleks kaardistada kõigi olemasolevate metallijäätmete saastetasemed ning nendele andmetele toetudes teha edasised otsused, milliseid materjale võiks olla optimaalne puhastada ning milliseid tehnoloogiaid selleks kasutada.

7. Kokkuvõte

- AS ALARA-s ladustatavatest LRS - jäätmetest moodustavad 99% metallijäätmed;
- metallijäätmed on tavalisest süsinikterasest, mis on korrodeerunult halvasti puhastatavad;
- metallijäätmed on ainult pinnasaastusega;
- metallijäätmete kogus on 7-8 m³ kaaluga 7-8 tonni;
- metallijäätmetest 95% ületavad Keskkonnaministri määruses nr 10 kehtestatud vabastamise piirmäärasid;
- praktilises töös kasutati puhastamiseks Ra-226-ga saastunud korrodeerunud seadme korpust eriaktiivsusega kuni 0,58 Bq/g ja pind-eriaktiivsusega kuni 0,9 Bq/m²;
- pärast kolme puhastusetappi jõuti eriaktiivsuseni 0,11 Bq/g ning pind-eriaktiivsuseni 0,17 Bq/cm². Vastavalt Keskkonnaministri määrusele nr 10 ületab puhastatud pind 10 kordselt Ra-226 vabastustaseme ning vähesel määral (0,01 Bq/cm² võrra) ka metallijäätmete ringlusse võtmise ja taaskasutamise piirmäärad. Järelikult puhastatud materjali tuleb edasi käsitleda kui radioaktiivset jäädet;
- kuna puhastatud pinna saastetase ületas 10 kordselt Keskkonnaministri määruses nr 10 kehtestatud Ra-226 saastetaseme, siis ei ole metallijäätmete vabastamine lihtsate mehaaniliste meetodite abil võimalik;
- teostatud töö efektiivsus oli väike, kuna puhastatud materjali ei olnud siiski võimalik puhastada tasemeni, mis oleks võimaldanud materjali vabastada, ringlusse võtta ega taaskasutada. Seejuures tehti keskmistatult 1 m² pinna puhastamiseks 21,7 h tööd (7,2 h insenertehniline+14,5 h lihttööline) ja materjalikulu on 0,5 m² liivapaberit;
- metallijäätmete ringlusse võtmise (sulatamise) ja taaskasutamise piirmäära saavutamine väga lihtsate mehaaniliste meetoditega on raske aga madala saastetaseme puhul võimalik. AS A.L.A.R.A.-s hoitavaid jäätmete puhul saab rääkida ainult jäätmete ringlusse võtmisest ehk sulatamisest. Th-232 ja Ra-226-ga saastunud metalli (mis saastetase jääb alla ringlusse võtmise piirmäärasid) ringlusse võtmine on tõenäoliselt võimalik, kuna kehtestatud piirmäärad on väga madalad;

- Jäätmeseadus ja Keskkonnaministri määrus nr 38 “Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded” ei keela vabastatud metallijäätmete ladustamist prügilas. Keskkonnasõbralikkuse seisukohalt on aga siiski õigem selliste materjalide ringlusse võtmine. Antud töö raames puhastatud materjali ei ole võimalik prügilasse ladustada, kuna saastuse tase ületas endiselt Keskkonnaministri määruses nr 10 lubatud vabastamise piirmäära.
- AS A.L.A.R.A. vastav andmebaas LRS - jäätmete kohta on lünklik. Jäätmed vajavad edasiste otsuste langetamiseks saastetasemete täpsemat kaardistamist.
- ei ole mõistlik vastu võtta tehnoloogia valikut puudutavaid otsuseid lähtudes ainult AS A.L.A.R.A.-s olevatest LRS metallijäätmetest. Tuleb arvestada kogu Eesti vajadusi ja kindlasti arvestada ka tehislise radionukliididega saastunud materjalidega, et leida optimaalne ja terviklik lahendus kõigile radioaktiivselt saastunud metallijäätmetele. Pikemas perspektiivis võiks tehnoloogia valikul arvestada ka käideldavate metallijäätmete mahtude suurenemisega näiteks Eestisse tuumajaama rajamisega;
- LRS – jäätmete käitlemise tehnoloogia valikul tuleb kindlasti arvestada saaste leviku minimiseerimisega. Kuna looduslike nukliidide vabastamise, taaskasutamise ja ringlusse võtmise piirmäärad on väga madalad, siis sisuliselt ei ole võimalik kasutada tehnoloogiaid, kus võib tekkida lahtist tolmu;
- sulatamine on arvestatav alternatiiv LRS jäätmete mehaanilisele käitlemisele, kuna on väga efektiivne meetod alfa saastuse eraldamiseks ning saateleviku tõenäosus on minimaalne;
- LRS – metallijäätmete puhul on võimalik jätkata jäätmete käitlemisega nii nagu seni ehk nn. 0 – variant. Jäätmete minimiseerimine toimuks ainult mehhaanilise lõikamise teel, millega eraldatakse metallis saastunud osad. Puhas metall läheb metallikokkuostjale ja saastunud metall ISO konteinerisse eesmärgiga ladustada see hiljem lõppladustuspaigas;
- vaadates väljaarvamistasemete ja vabastamistasemete tuletamise aluseid, tuleb mainida, et väljaarvamistasemel on elaniku oodatav efektiivdoos 0,03 mSv/a ja vabastamistasemete puhul 0,01 mSv/a. Looduslike nukliididega saastunud materjalide puhul võib olla otstarbekas need tasemed ühtlustada.

Kasutatud kirjandus:

1. Keskkonnaministri 15. veebruari 2005. a. määrus nr 10 “Kiirgustegevuses tekkinud radioaktiivsete ainete või radioaktiivsete ainetega saastunud esemete vabastamistasemed ning nende vabastamise, ringlusse võtmise ja taaskasutamise tingimused”;
2. AS A.L.A.R.A. radioaktiivsete jäätmete andmebaas;
3. IAEA TRS 401 – Methods for the Minimization of Radioactive Waste Decontamination and Decommissioning of Nuclear Facilities;
4. Looduslike radionukliide sisaldavate ja looduslike radionukliididega saastunud materjalide käitlemise valikud, Keskkonnaministeerium, 2010;
5. AS A.L.A.R.A. kiirgusohutuse kvaliteedisüsteemi käsiraamat;
6. IAEA TECDOC 1022 – New methods and techniques for decontamination in maintenance or decommissioning operations;
7. SANDIA Report – Radioactive Scrap Metal Decontamination Technology Assessment Report;
8. Keskkonnaministri määrus 29.04.2004. a. nr 38 “Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded”;
9. Jäätmeseadus;
10. Vabariigi Valitsuse määrus 30.04.2004. a. nr 163 „Väljaarvamistasemete tuletamise alused ja radionukliidide väljaarvamistasemed“.