Chemické Listy

Původní a metodické práce

www.chemicke-listy.cz

RECYKLACE A STABILIZACE STAVEBNÍHO A DEMOLIČNÍHO ODPADU Z JADERNÝCH ZAŘÍZENÍ

Jan Hadrava a Lumír Nachmilner

Centrum výzkumu Řež, Hlavní 130, Řež, 250 68 Husinec, Česká republika
jan.hadrava@cvrez.cz

Došlo 10.10.25, přijato 3.11.25.

Blížící se ukončení provozu jaderných zařízení vyžaduje mimo jiné plánování způsobu nakládání se vzniklými stavebními odpady. Některé z nich mohou být kontaminovány radionuklidy a jejich využití je podmíněno průkazem, že neohrožují bezpečnost životního prostředí, jiné lze bez omezení recyklovat. Rozhodnutí o konečném zneškodnění jednotlivých kategorií stavebního a demoličního odpadu (SDO) je založeno na postupech stanovených legislativními dokumenty vydávanými Státním úřadem pro jadernou bezpečnost. Článek indikuje typy SDO, které mohou vznikat při demontáži jaderných reaktorů, a radionuklidy, které je mohou kontaminovat. Zahraniční zkušenosti ukazují, že většinu odpadů lze využít bez omezení, u zbytku je třeba zjistit, zda mohou být využity v omezeném rozsahu pro vybrané typy staveb, nebo zda musí být umístěny do úložišť radioaktivních odpadů. Příklady jejich využití zahrnují vyplnění volných prostor v úložištích, popř. použití do základů nových staveb. Jiné druhy odpadu lze poté efektivně stabilizovat v pokročilých matricích, které jsou předmětem této práce. V pozdějších letech však bude tato možnost postupně nahrazena recyklačními technikami.

Klíčová slova: recyklace, stavební a demoliční odpad, radioaktivní odpady, stabilizace

Úvod

Jaderná zařízení, zejména energetické reaktory, jsou zpravidla robustní betonové stavby. Při jejich vyřazování z provozu vznikají řádově desetitisíce až statisíce tun stavebních a demoličních odpadů (SDO), které je nutné odpovídajícím způsobem zpracovat. Optimálním způsobem, preferovaným i Evropskou komisí, je jeho opětovné využití. Nehledě k tomu, že tyto odpady bude zakázáno ukládat od roku 2030 na skládku, protože je možné je za stávajícího stavu vědeckého a technického pokroku účelně recyklovat[1], jsou ekonomické výhody recyklace evidentní: kromě administrativního tlaku, jímž je zavádění poplatků za skládkování, popř. zdražování této služby, je upravený stavební materiál vítanou náhradou přírodních plniv betonů, jejichž zdroje jsou omezené. Stávající těžební lokality lze jen obtížně rozšiřovat z technických nebo územně plánovacích důvodů a nezanedbatelným prvkem je i odpor místních komunit, které se často extenzifikaci těžby brání.

Z pohledu veřejnosti je využití stavebního odpadu z likvidovaných jaderných provozů zatíženo nedůvěrou: nemůže být recyklovaný materiál radioaktivní? Tento problém se již ostatně řešil v souvislosti s využitím kameniva z odvalů příbramských uranových dolů při stavbě dálnice D4, kde navíc svou roli hrála ekologická rizika, jako je prašnost při těžbě a dopravě suroviny a poškození flóry, jež se od ukončení provozu šachet na haldách vytvořila.

Typy odpadů

V dalším textu se budeme zabývat SDO vznikajícím při vyřazování jaderných reaktorů: ostatní jaderná zařízení sice mohou také produkovat tyto odpady, ale v podstatně omezenějším rozsahu. Přitom principy nakládání s odpadem zůstávají stejné.

Stavební suť z jaderných reaktorů může obsahovat dvě skupiny radionuklidů. Do první patří ty, které vznikají v důsledku interakce neutronů s prvky obsaženými v tzv. biologické ochraně: její funkcí je zabránit průniku záření od zdroje do okolí. Hlavní roli přitom má železobeton, jehož stínící vlastnosti jsou zvyšovány přídavkem drceného barytu, popř. různých železných rud nebo litinové drti, sekanými kousky nebo kuličkami železa[2].

Spektrum radionuklidů, které přitom vznikají, se pak liší podle složení betonu a jeho výplně[3], může zahrnovat ^{3}H, ^{14}C, ^{41}Ca, ^{45}Ca, ^{54}Mn, ^{55}Fe, ^{59}Fe, ^{59}Ni, ^{60}Co, ^{64}Ni, ^{65}Zn, ^{95}Zr, ^{133}Ba, ^{134}Cs, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{166}Ho a ^{182}Ta, ale většina z nich má krátký poločas rozpadu. Bylo zjištěno, že indukované radionuklidy se mohou nacházet až do hloubky 50 cm betonové konstrukce. Avšak tam, kde byly do stínící vrstvy zabudovány materiály omezující průnik neutronů (neutronový štít), je vrstva obsahující indukované radionuklidy minimální.

Druhou skupinu radionuklidů tvoří ty, které unikly při provozu a při údržbě ze zdroje a povrchově kontami-

novaly přilehlé konstrukce: u reaktorů jsou typickými kontaminanty ^{90}Sr a ^{137}Cs, mohou tam ale být i jiné štěpné produkty, při nehodách se mohou mezi kontaminanty vyskytovat i transurany. Pro omezení kontaminace jsou betony v okolí zdroje pokryty nátěry zabraňujícími průniku kontaminantů do betonů a usnadňujícími dekontaminaci zasažených ploch. Někdy se také používají ocelové obklady, které rovněž snižují riziko kontaminace. Praxe ale ukazuje, že kontaminace se neomezuje jen na povrch konstrukcí, díky porozitě betonu může proniknout do hloubky až 10–15 cm.

S ohledem na uvedené charakteristiky můžeme definovat následující skupiny odpadů:

a) Povrchová vrstva betonů opatřená nátěry, která je nepoužitelná k recyklaci bez ohledu na to, zda obsahuje nadlimitní množství radionuklidů či ne. Přítomnost nátěrových hmot totiž brání homogennímu zabudování drti do cementové záměsi a nepřijatelně zhoršuje její mechanické vlastnosti. Tyto odpady musí být zavezeny do úložiště radioaktivních odpadů (RAO) nebo na skládku, podle toho, do jaké míry jsou kontaminovány radionuklidy.
b) Vrstva obsahující indukovanou radioaktivitu, popř. kontaminovaný beton. Tu lze využít pro recyklaci, pokud se prokáže, že obsah radionuklidů nepřekračuje zákonné limity. Pro rozhodnutí o možnosti jejich využití nebo nutnosti uložení jako RAO je nutné důsledně proměřit všechen zpracovávaný materiál. Vlastní demolici konstrukcí a úpravě získaného materiálu zpravidla předchází testovací a monitorovací program (vrtná jádra, měření aktivity), který cílí na určení míry aktivity a hloubky kontaminace betonů. Získané poznatky umožňují použít efektivní demoliční postupy a omezit tvorbu RAO.
c) Beton, který prokazatelně nemůže obsahovat radiokontaminanty, je uvolněn k neomezenému využití a může být plně recyklován.

O tom, kolik odpadu vznikne v jednotlivých uvedených skupinách a kterými radionuklidy bude nadlimitně kontaminován, rozhoduje řada faktorů:

a) velikost a typ reaktoru – množství odpadů neroste lineárně s jeho výkonem, podstatnější vliv má volba typu reaktoru kvůli rozsahu pomocných provozů,
b) konstrukce reaktoru – je známo, že při stavbě VVER reaktorů (ty stojí v Dukovanech a Temelíně) je spotřebováno více betonu ve srovnání s jinými obdobnými typy,
c) materiály konstrukce – obsahují různá množství prvků, jejichž aktivací vznikají radionuklidy,
d) délka provozu – ovlivňuje jak povrchovou kontaminaci, tak množství aktivovaných radionuklidů,
e) historie provozu – nestandardní situace zvyšují stupeň povrchového znečištění staveb, extrémem jsou havárie (Černobyl, Fukušima, Jaslovské Bohunice A1),
f) četnost a způsob provádění údržby (odstávky, výměna paliva, výměna opotřebovaných nebo poškozených součástí reaktoru).

Pro odhad množství SDO z domácích jaderných elektráren lze využít praktické údaje a odhady ze zahraničních programů. V Greifswaldu (Německo) bylo vyřazeno z provozu 5 reaktorů VVER-440 (cit.[6]). Celkové množství odpadů (vztaženo na 1 reaktor) bylo 360 000 t, z čehož 247 000 t bylo přímo uvolněno k recyklaci: tyto odpady pocházely především ze stavebních konstrukcí. 100 000 t těchto materiálů bylo kontaminováno, ale pouze 3 300 t bylo nutné umístit v úložišti RAO.

Slovenská studie[4] předpokládá, že při likvidaci dvou reaktorů VVER-440 v Jaslovských Bohunicích vznikne 560 000–660 000 t neaktivních SDO, zatímco 2900–3350 t bude nutno umístit do úložiště RAO.

Ve Španělsku je tvorba neaktivních SDO z reaktorů podobného typu, jako je v Temelíně, odhadována na cca 500 000 t, RAO bude cca 11 500 t (cit.[7]).

Pokusíme-li se shrnout předchozí údaje, lze očekávat, že objem betonů a stavebních materiálů, které vzniknou při vyřazování reaktorů typu VVER, se bude pohybovat v následujících mezích:

– nízké tisíce m^3 odpadů určených do povrchového úložiště (nízkoradioaktivní odpady – NAO a velmi nízkoradioaktivní odpady – VNAO),
– cca 10 tisíc m^3 podmíněně uvolnitelných odpadů (lze je uložit v konvenčních skládkách nebo recyklovat s omezeným využitím),
– několik set tisíc m^3 neaktivních materiálů, které lze neomezeně recyklovat.

Radioaktivní nebo uvolnitelné stavební a demoliční odpady?

Cílem nakládání s vybouraným betonem a stavebními materiály je dosáhnout vysoké míry recyklace takto získaných materiálů a maximálně omezit nutnost jejich ukládání jak na konvenční skládky, tak do úložišť radioaktivních odpadů (ÚRAO). Pro rozhodnutí, zda SDO lze znovu využít přímo, s určitým omezením, nebo zda musí být umístěn do ÚRAO, máme účinné legislativní nástroje. Zejména se jedná o následující dokumenty.

– Zákon č. 263/2016 Sb., Atomový zákon[8], který stanovuje rámec všech činností týkajících se nakládání s radioaktivními materiály, zejména radiační ochrany. Jeho požadavky jsou konkretizovány prováděcími vyhláškami.
– Vyhláška SÚJB č. 377/2016 Sb., o požadavcích na bezpečné nakládání s radioaktivním odpadem a o vyřazování z provozu jaderného zařízení nebo pracoviště III. nebo IV. kategorie[9] konkretizuje některé požadavky Atomového zákona: zabývá se nakládáním s radioaktivním odpadem před i při jeho ukládání a stanovuje požadavky na vyřazování z provozu jaderného zařízení nebo pracoviště.
– Klíčem pro rozhodnutí o volném využití získaných stavebních materiálů je míra jejich specifické aktivity: ta nesmí překročit tzv. uvolňovací úrovně. Hodnoty těchto limitů platné v ČR jsou pro všechny radio-

nuklidy tabelovány v příloze 7 Vyhlášky 422/2016 o radiační ochraně[10]; ty vycházejí z doporučení MAAE, ICRP, NEA a EC (cit.[11–15]). Tabulka I uvádí tyto údaje pro nejběžnější radionuklidy, které se ve stavebním rumu pocházejícím z vyřazování JE vyskytují.

Základním požadavkem je oddělit materiály kontaminované radionuklidy od těch, které nepředstavují žádnou hrozbu z radiačního hlediska. Pro tento účel byla vypracována řada postupů k identifikaci stupně kontaminace již před zahájením demoličních činností i při kontrole aktivity vybouraných materiál; znalost stupně kontaminace je důležitá pro výběr metod a postupů demolice betonů a způsobu jejich úpravy pro konečné určení (recyklace, uložení).

Demolice betonu a staveb ve vyřazovaných jaderných zařízeních má čtyři základní etapy:

a) odstranění technologického zařízení, vč. potrubí a rozvodů sítí (elektro, voda, kanalizace),
b) mapování míry kontaminace a aktivace likvidovaných staveb,
c) dekontaminace zamořených povrchů,
d) rozrušení konstrukcí a separace vzniklého odpadu podle jeho konečného určení (uvolnění, zproštění, uložení jako RAO).

Důležitým krokem před zahájením demontáže stavebních prvků je zmapování jejich zamoření, ať už aktivovanými nuklidy nebo vnější kontaminací. Např. při přípravě plánu demontáže reaktorů z V-1 v Jaslovských Bohunicích[16] bylo provedeno 8 vrtů do hloubky 20–40 cm. Hlavní nalezené aktivační nuklidy byly ^{55}Fe, ^{3}H, ^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{134}Cs, ^{133}Ba, ^{59}Ni, ^{64}Ni, ^{14}C a beton byl také kontaminován ^{137}Cs. Na základě toho byl stínící beton rozdělen do 9 vrstev podle jejich způsobu odstranění, zpracování a konečného určení.

Při charakterizaci staveb je užitečné posoudit řadu aspektů[17], např.:

– radiologické a kontaminační podmínky pracovního prostoru,
– úrovně povrchové kontaminace a hloubka průniku radionuklidů do konstrukce,
– přítomnost neradioaktivních nebezpečných odpadů,
– chemické a fyzikální vlastnosti vznikajících odpadů,
– konfiguraci a přístupnost stavebních prvků.

Dekontaminace povrchů v likvidovaných provozech je klíčová z několika hledisek: snižuje aktivitu materiálů staveb, a tím i dávkové příkony osob provádějících likvidaci, odstraňuje snadno uvolnitelné radionuklidy, zvyšuje množství odpadů, které bude možno uvolnit či zprostit do ŽP, snižuje množství sekundárních odpadů vznikajících při demoličních činnostech apod. Je třeba poznamenat, že dekontaminace je určena pro ošetření povrchů, ale radiokontaminanty pronikají do konstrukčních materiálů díky jejich porozitě; to také snižuje účinnost odstraňování ze stavebních konstrukcí. Existuje řada dekontaminačních technik, jejichž volba závisí na ošetřovaném materiálu a míře jeho znečištění. Lze je rozdělit do dvou skupin:

a) chemická dekontaminace pomocí kyselin, pěn, gelů, oxidačních a redukčních činidel a chemické extrakce,
b) fyzikální dekontaminace včetně použití snímatelných povlaků, tryskání, broušení, otloukání a odlupování betonu, otryskávání ledem, suché vysávání, elektrohydraulické opracování, robotické otloukání stěn, otryskávání pískem nebo vysokotlakou vodou, čištění měkkými materiály (otryskávání houbou), parní vysávání a pístové nárazové leštění.

Některé z uvedených dekontaminačních technik nacházejí uplatnění i při rozrušování betonů a konstrukcí. Navíc se předpokládá, že plastové povrchy (epoxidové, polyuretanové nebo polyesterové lité podlahy a nátěry stěn, jejichž tloušťka je několik mm), jež jsou zpravidla významně kontaminovány, budou v této fázi odstraněny. Tyto materiály nemohou být recyklovány kvůli jejich chemické podstatě, proto většinou končí v úložištích RAO, v lepším případě na konvenčních skládkách. Podrobnější popis dekontaminačních metod lze nalézt v dokumentu MAAE (cit.[18]).

Možnosti recyklace stavebních a demoličních odpadů

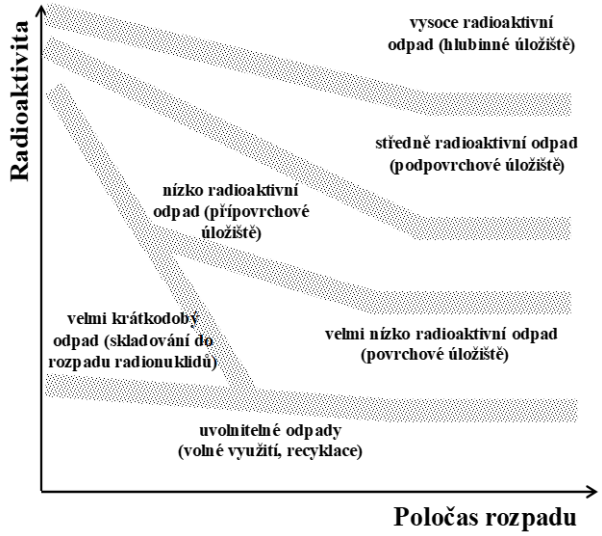
Při vyřazování jaderné elektrárny z provozu vznikne velké množství neradioaktivního betonového odpadu. Ten lze zpracovat konvenčními postupy a zařízeními bez ohledu na to, že pochází z jaderných provozů. Zkušenosti ukazují, že takto lze využít cca 90 % všeho stavebního odpadu. Beton se zpracuje jako běžná stavební suť a odpovídajícím způsobem se recykluje.

Radioaktivní beton musí být v prvním kroku kategorizován na základě jeho specifické aktivity. Pomůckou pro rozhodování o tom, kde má skončit, je diagram na obr. 1 (cit.[13]).

Tabulka I
Uvolňovací a zprošťovací úrovně[a] pro vybrané radionuklidy v ČR (cit.[16])

Nuklid	^{3}H	^{14}C	^{55}Fe	^{59}Ni	^{60}Co	^{131}Ba	^{134}Cs	^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu
kBq kg^{-1}	100	1	1000	100	0,1	10	0,1	0,1	0,1	1,1

[a] **Uvolnění z kontroly** – vyloučení materiálů nebo předmětů v autorizovaných zařízeních a činnostech z další kontroly dozorných orgánů (tj. RAO, které mají nižší aktivitu, než jsou uvolňovací úrovně a nejsou již považovány za radioaktivní a nakládání s nimi nepodléhá kontrole dozorných orgánů). **Zproštění kontroly** – rozhodnutí, že na určité zdroje, zařízení a činnosti nemusí být uplatňována kontrola dozorných orgánů (tzn., že se nepředpokládá vznik RAO).



Obr 1. **Schématické znázornění kategorií RAO a jejich předpokládaného umístění**[18]

V podstatě jsou čtyři varianty nakládání s ním podle míry kontaminace:

a) odpadní materiál po přeměření splňuje kritéria pro jeho uvolnění a bude dále zpracováván konvenčními postupy,
b) betony a stavební suť vykazují mírně nadlimitní zamoření krátkodobými nuklidy a bude jej možno po krátkodobém skladování uvolnit k neomezenému použití: jedná se o velmi krátkodobý odpad,
c) betony a stavební suť vykazují mírně nadlimitní zamoření s obsahem dlouhodobých nuklidů a bude jej nutno umístit do úložiště velmi nízko radioaktivních odpadů. Alternativně je možno tyto odpady využít pro stavby nebo konstrukce, jež jsou stále pod kontrolou jaderného dozoru: nejčastěji budou zabudovány do základových vrstev,
d) betony a stavební suť vykazují nadlimitní zamoření a bude je nutno umístit do úložiště nízko nebo – výjimečně – středně radioaktivních odpadů. V některých případech však NAO bude možné využít u specifických konstrukcí jaderných zařízení: uvažuje se o jejich použití při výrobě betonových kontejnerů na radioaktivní odpady, popř. při výplni volných prostor úložišť, kde se zatím používá neradioaktivní beton.

Některé již uskutečněné nebo zvažované způsoby využití radioaktivních SDO jsou uvedeny v tabulce II.

Experimentální část

V této části práce se zaměříme na možnosti zpracování stavebního odpadu, který je nadlimitně kontaminován a není vhodný k recyklaci. Jednou z možností je jeho stabilizace v pevných matricích prostřednictvím solidifikace, kterou Centrum výzkumu Řež v rámci skupiny ČEZ dlouhodobě podporuje.

Při cementaci je běžným procesem solidifikace použití Portlandských typů cementu. Cement však podléhá chemické degradaci v důsledku působení vody nebo kyselého prostředí, což může způsobit vyplavování vápníku z pevné matrice. Tento jev představuje ohrožení bezpečnosti a udržitelnosti skladování odpadu[20]. To vede ke snahám o zlepšení metody solidifikace pomocí cementu a také k nalezení alternativní metody solidifikace. Jednou z možných cest je použití geopolymerů namísto cementu. Geopolymery jsou anorganické polymery, které jsou považovány za ekologické, protože produkují méně skleníkových

Tabulka II
Možnosti využití radioaktivních stavebních a konstrukčních odpadů (upraveno dle cit.[19])

Typ radioaktivního odpadu [a]	Použití	Realizace	Poznámka
VNAO	základy staveb	Sellafield, UK Korea	
VNAO	výplň volných prostor ÚRAO	Drigg, UK	
VNAO	výplň volných prostor v úložném kontejneru	Rumunsko	návrh
VNAO	nedemolovaná základová deska jako podklad pro novou stavbu	Ranstad, Švédsko	
VNAO	konstrukční prvky úložiště	Korea	návrh
Dekontaminovaná hala	nedemontovaná hala využita pro instalaci nové technologie	Caorso, Itálie	
VNAO/NAO	výplň hlubinného úložiště	ČR	návrh
VNAO/NAO	výplň volných prostor v jímkách povrchového ÚRAO	ČR	návrh

[a] VNAO – velmi nízkoradioaktivní odpady, NAO – nízkoradioaktivní odpady

plynů než cement[21]. Geopolymery se připravují polykondenzační reakcí hlinito-křemičitanového prekurzoru s roztokem alkalického aktivátoru za normální teploty a tlaku. Pro výrobu geopolymerů je k dispozici široká škála hlinito-křemičitanových prekurzorů, jako je metakaolin, vysokopecní struska, popílek atd.[22,23]. Kromě vytvrzování při normální teplotě mají geopolymery další výhody, jako je mimo jiné vysoká odolnost vůči kyselinám a teplu, vyšší odolnost proti vyluhování, vysoká strukturální integrita a mechanická stabilita. Mechanismus tuhnutí geopolymerů je založen na rychlé polymeraci spíše než na hydrataci jako u cementu, a proto je tuhnutí mnohem rychlejší[24]. Tyto charakteristiky naznačují, že geopolymery by mohly být dlouhodobě stabilní, a proto potenciálně použitelným materiálem pro solidifikaci radioaktivního odpadu.

Použité materiály

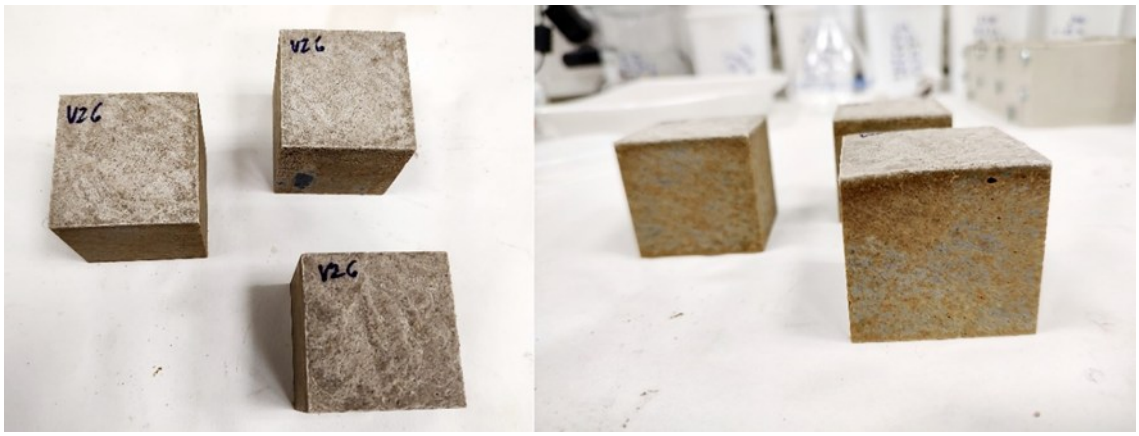
Jako referenční vzorek byla použita betonová suť s vysokým podílem vápenného tmelu bez kovového agregátu pocházející z rekonstrukce odpadních nádrží výzkumného reaktoru v Husinci-Řeži. Vybraný materiál reprezentoval třídu VAO. Jednalo se však o čistý typ vzorku bez kontaminace. V první řadě je nutné sledovat chování matrice bez radiologického vlivu. V současné době však již probíhají práce na vzorcích, kde je tento prvek sledován. Připravená suť byla drcena na velikost zrna 0,2–0,4 cm, což zajišťuje lepší homogenitu matrice. Větší velikost zrna vede k artefaktům v pevnostním profilu a zúžení kritérií WAC. Geopolymery Baucis LK, Baucis LBNa a Baucis LNa použité pro experimenty jsou komerčně dostupné od Českých Lupkových závodů a.s. (https://www.cluz.cz). Baucis LK a LNa se skládají z metakaolinu Mefisto L05 a Baucis LBNa z metakaolinu Mefisto LB05. Chemické složení metakaolinů Mefisto deklarované výrobcem je uvedeno v tabulce III.

Příprava vzorku

Postup přípravy vzorku byl proveden dle návodu výrobce geopolymerů. Specifikované množství sutiny bylo poté vysušeno a smícháno s metakaolinem v homogenní směsi před přidáním alkalického aktivátoru. Doba míchání metakaolinu nebo směsi metakaolinu a sutiny s alkalickým aktivátorem byla 15 minut. Po uplynutí této doby byla geopolymerní směs odlita do krychlových forem o rozměrech 50×50×50 mm (obr. 2) a klepáním byly odstraněny vzduchové bubliny. Vzorky byly zabaleny do hliníkové fólie a umístěny do plastového sáčku, kde se 7 dnů vytvrzovaly. Po uplynutí stanovené doby byly vzorky vyjmuty z formy a byla provedena analýza pevnosti v tlaku. Pro každou analýzu bylo provedeno více měření vzorků (alespoň dvě) a hodnoty relativní směrodatné odchylky byly menší než 10 %. Pro stanovení hmotnosti směsi byly použity váhy RADWAG, WLC 6/A2. Přesnost vah je ±1,0 g. Očekávaná přiřazená nejistota odpovídá pravděpodobnosti pokrytí 95 % a faktoru pokrytí k = 2. Analýza pevnosti vzorků v tlaku byla provedena na přístroji MTS 300 Exceed® dle české národní normy ČSN

Tabulka III
Chemické složení metakaolinu Mefisto L05 a LB05

Složka	Mefisto L05 [hm.%]	Mefisto LB05 [hm.%]
Al_2O_3	40,10	37,50
SiO_2	54,10	54,40
K_2O	0,80	1,10
Fe_2O_3	1,10	3,50
TiO_2	1,80	1,30
MgO	0,18	0,25
CaO	0,13	0,28



Obr 2. **Vzorky metakaolinu s obsahem betonové sutě**

EN 12390-3 Zkoušení vytvrzeného betonu – Část 3: Pevnost vzorků v tlaku. Rentgenová difrakční analýza (XRD) byla získána na difraktometru PANalytical X´Pert PRO vybaveného rentgenovou trubicí (záření Co-Kα, 40 kV, 30 mA), detektorem PIXcel 3D-Medipix3 (1D režim) a optikou iCore a dCore v primárním a difrakčním paprsku.

Výsledky a diskuse

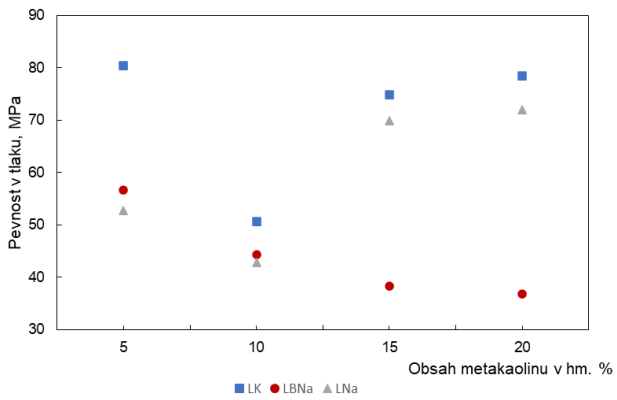
Byly provedeny různé sady experimentů. První experiment spočíval v přípravě vzorků všech tří receptur geopolymerů a přidání specifického množství metakaolinu za účelem určení, který geopolymer má nejlepší pevnost v tlaku. U těchto vzorků bylo do směsi přidáno 5, 10, 15 a 20 hm. % relevantního metakaolinu jako pojiva pro lepší vlastnosti. Tato úprava vyplynula z předchozích experimentů a konzultací. Nejlepších výsledků v pevnosti dosáhl Baucis LK mezi hodnotami 50 až 80 MPa v závislosti na množství přidaného metakaolinu, a proto byl vybrán pro následné experimenty jako nejvhodnější. Vzorek Baucis LNa s 10 hm. % metakaolinu vykazoval pokles pevnosti v tlaku ve srovnání s 5 hm. %, ale vzorky s dalším přídavkem metakaolinu už měly rostoucí trend v pevnosti. Hodnoty pevnosti v tlaku u vzorků Baucis LBNa se s přidáním metakaolinu snížily z 56 na 36 MPa. Srovnání směsí Baucis LK, LBNa a LNa je znázorněno na obr. 3. Rozdílné hodnoty pevnosti v tlaku mezi testovanými geopolymerními směsmi jsou způsobeny především jejich chemickým složením.

Vliv doby vytvrzování

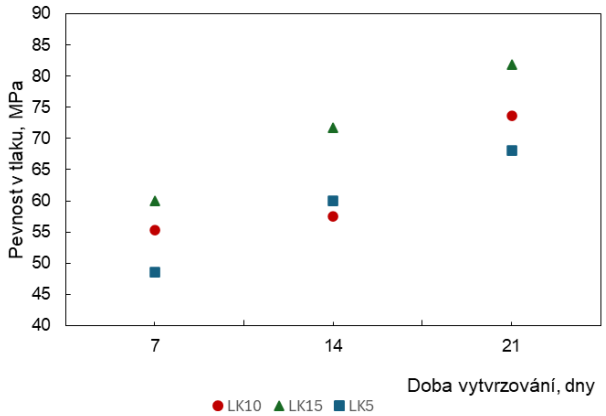
Při zkoumání vlivu doby vytvrzování na pevnost v tlaku byly připraveny tři sady vzorků Baucis LK s přídavkem 5, 10 a 15 hm. % metakaolinu (LK5, LK 10 a LK15), které byly vytvrzovány po různou dobu. Doby vytvrzování byly zvoleny 7, 14 a 21 dní. Jak je vidět na obr. 4, doba vytvrzování pozitivně ovlivnila hodnoty pevnosti v tlaku u všech tří geopolymerních směsí, což je způsobeno kontinuálním polymeračním procesem. Delší doba vytvrzování vedla k vyšší pevnosti v tlaku, podobně jako v jiných studiích[25,26]. Směs LK5 vykazovala menší pevnost v tlaku ve srovnání s LK10 a LK15. Nejvyšší hodnoty pevnosti v tlaku byly naměřeny u LK15 a činily 60, 72 a 82 MPa po 7, 14 a 21 dnech vytvrzování. Lze pozorovat, že přidání metakaolinu zvýšilo hodnoty pevnosti v tlaku. Nicméně vyšší obsah metakaolinu také zvyšuje viskozitu směsi. Přidáním více než 15 hm. % metakaolinu značně komplikuje míchání a zvýšilo pórovitost vzorků, což mělo negativní vliv na výsledné vlastnosti geopolymeru.

Vliv množství betonové suti

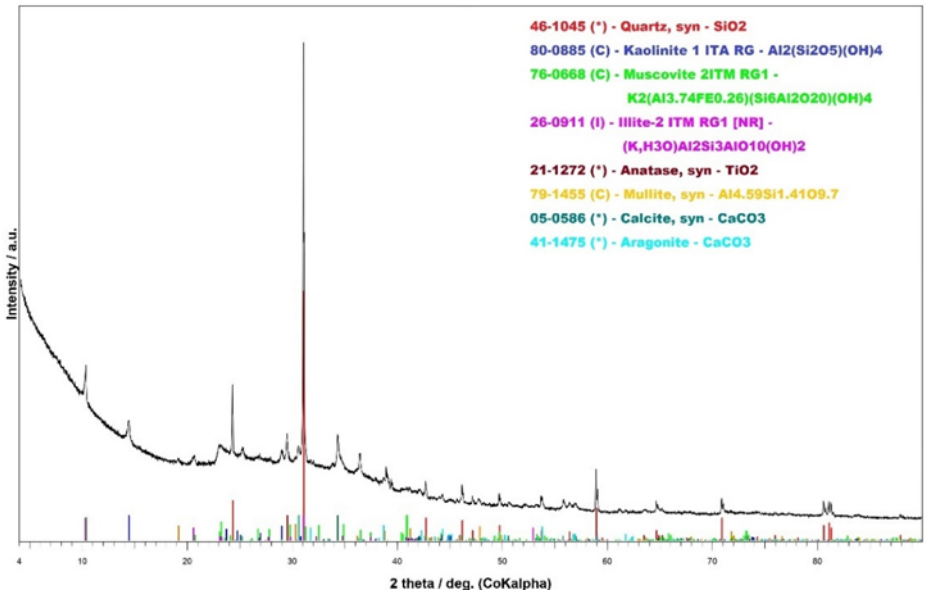
Protože směsi LK10 a LK15 vykazovaly v předchozích testech vyšší hodnoty pevnosti v tlaku, byly následně použity pro experimenty, kde bylo do směsi přidáno stanovené množství betonu místo metakaolinu. Obě geopolymerní směsi měly podobnou hodnotu pevnosti v tlaku při 10, 15 a 20 hm. % betonu. Výrazně vyšší pevnost v tlaku 58 a 59 MPa byla pozorována u vzorků LK10 s 25 a 30 hm. % betonu ve srovnání se vzorky LK15, kde hodnoty činily 23 a 16 MPa. Lze konstatovat, že přidáním většího množství metakaolinu spolu s vyšším množstvím betonu vede k vyšší viskozitě a obtížné mísitelnosti, což pak negativně ovlivňuje pevnostní vlastnosti. Neuspokojivé výsledky směsi LK15 znamenaly, že další zvyšování přídavku metakaolinu spolu s přidáním betonu jako plniva nebylo vhodné. Vzorky metakaolinu a vytvrzené vzorky geopolymeru s přídavkem betonu byly analyzovány na rentgenovém difraktometru za účelem porovnání složení metakaolinu a výsledného geopolymeru s betonem. Rentgenové difrakční spektrum metakaolinu Baucis LK je zná-



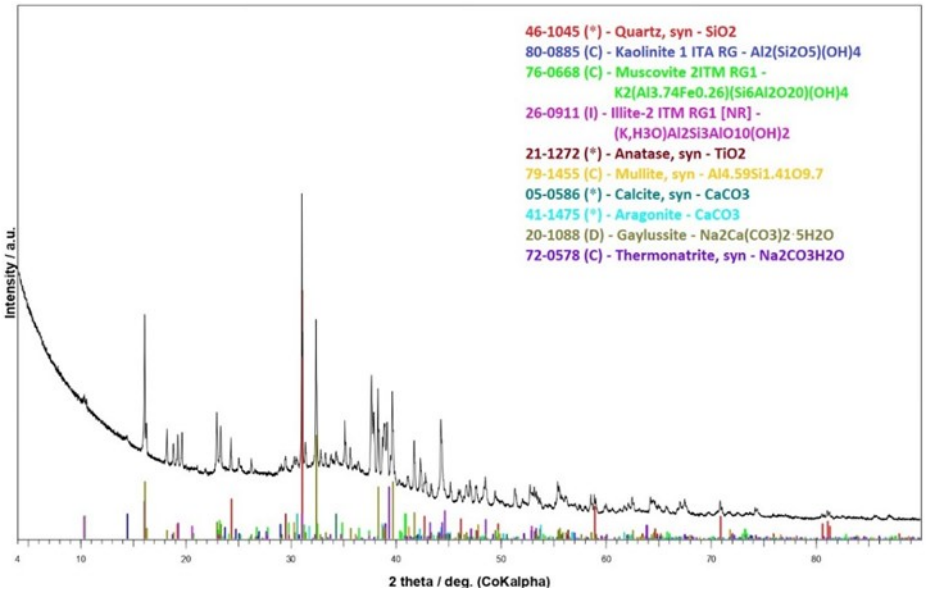
Obr 3. **Závislost pevnosti v tlaku na složení geopolymerů.** LK – metakaolin L05 se sodnodraselným aktivátorem, LBNa – metakaolin LB05 se sodným aktivátorem, LNa – metakaolin L05 se sodným aktivátorem



Obr. 4. **Vliv doby vytvrzování na pevnost v tlaku studovaných geopolymerů**



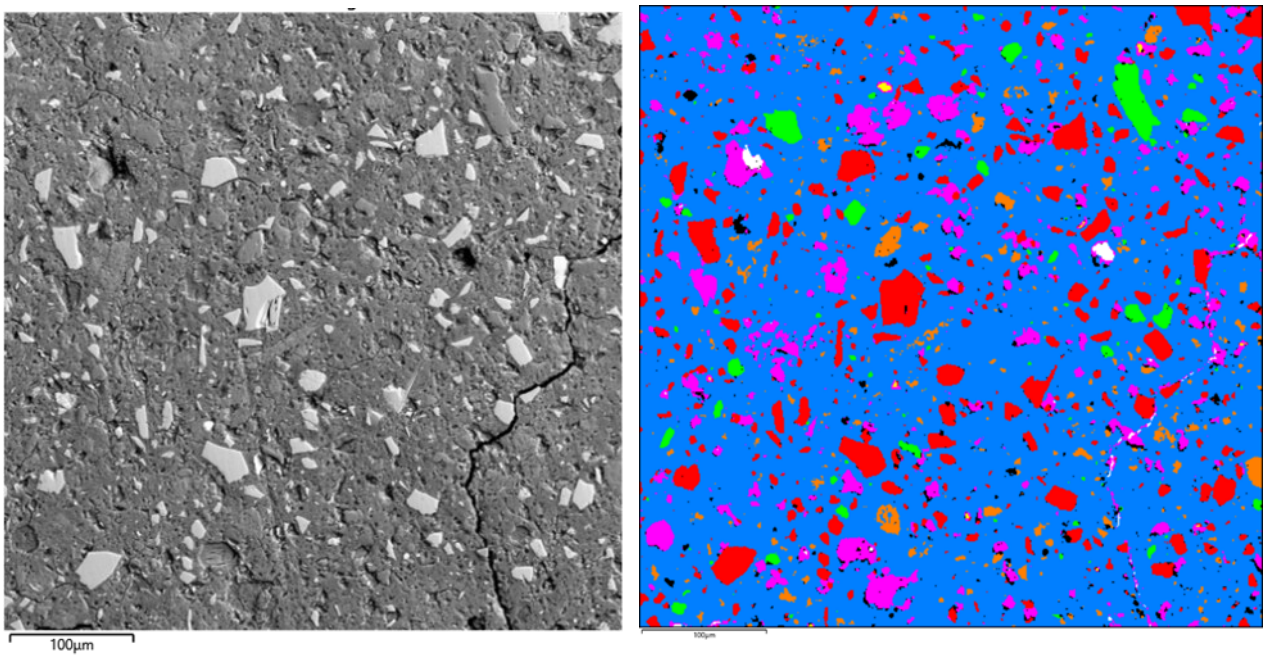
Obr. 5. **XRD analýza LK matrice s metakaolinem**



Obr 6. **XRD analýza baucisu LK s betonovou sutí**

zorněno na obr. 5 a výsledného geopolymeru na obr. 6. Analýza prokázala přítomnost gaylussitu a termonatritu ve výsledném geopolymeru. Termonatrit je evaporit sestávající z uhličitanu sodného a gaylusit je hydratovaná forma uhličitanu sodno-vápenatého, který je obvykle nestabilní a tvoří se v rané fázi aktivované geopolymerní pasty. Poté se pomalu rozkládá na H_2O a dále vzniká $CaCO_3$ jako stabilní kalcit nebo aragonit. Tyto dva minerály jsou obvykle přítomny v geopolymerech, kde je přítomen alkalický aktivátor obsahující sodík.

Obr. 7 ukazuje analýzu BSE (Back Scattered Eelectrons – zpětně odražené elektrony) s fázovým profilem. Geopolymerní matrice obsahovala pouze 78,4 % povrchu obrazu akermatinitu + merwinitu 8,9 %, křemenu 1,8 %, kaolinitu 2,2 % a kalcitu 2,2 % a nestanovená fáze Na-Ca-CO vzrostla na 6,3 %. Toto fázové složení vysvětluje nižší pevnost



Obr. 7. **BSE analýza geopolymeru LK10 s 20 hm. % betonové suti.** Fialové části představují fázi Na-Ca-CO, která pokrývá většinu části směsi

v tlaku vzorků, protože uhličitanová fáze s vysokým efektem bobtnání vykazuje vyšší absorpci vody a hydratace uhličitanu sodného způsobuje zvětšování objemu. Tento efekt způsobuje praskliny v geopolymerní matrici.

Závěr

V tomto textu jsou shrnuty informace o možnostech využití stavebního odpadu z vyřazování jaderných zařízení z provozu. Je vysvětlen proces třídění pro recyklaci a jsou nastíněny možné metody nakládání s různými kategoriemi odpadu. Bylo prokázáno, že převážná většina tohoto odpadu může být znovu použita, a to především v konvenčních recyklačních zařízeních. Ostatní kategorie stavebního odpadu lze stabilizovat a uložit v podzemních úložištích. Dále v tomto textu je popsáno několik experimentů s cílem určit vhodnost použití komerčně dostupných geopolymerů Baucis pro přímou stabilizaci betonové sutě. Po počátečním testování tří různých geopolymerů Baucis LK, LNa a LBNa byl vybrán Baucis LK na základě nejvyšších hodnot pevnosti v tlaku 50 až 80 MPa. Tyto hodnoty naznačují, že výsledný produkt by byl odolný i v případě neočekávané události. Vliv doby vytvrzování byl stanoven tak, že vzorky geopolymeru LK byly vytvrzovány po různou dobu. Pevnost v tlaku se s délkou vytvrzování zvyšovala. V tomto experimentu vzorky LK10 a LK15 vykazovaly vyšší pevnost v tlaku o hodnotách 55, 58 a 74 MPa (LK10) a 60, 72 a 82 MPa (LK15) ve srovnání s LK5 s hodnotami 49, 60 a 68 MPa po 7, 14 a 21 dnech vyzrávání. Směsi LK10 a LK15 byly proto použity pro přímou stabilizaci betonu. V experimentech s přímou stabilizací byl metakaolin nahrazen 5, 10, 15, 20, 25 a 30 hm. % betonové sutě. V případě přidání 5, 25 a 30 hm. % sutě byly vzorky LK10 výrazně odolnější s hodnotami 60, 58 a 59 MPa než LK15 s hodnotami 39, 23 a 16 MPa. V případě 10, 15 a 20 hm. % byly hodnoty pevnosti v tlaku vzorků LK10 a LK15 podobné. Provedené rentgenové difrakční analýzy potvrdily přítomnost gaylussitu po 7 dnech vytvrzování, což by naznačovalo pozitivní vliv na stabilitu geopolymeru, je však nutné jeho přítomnost dále testovat u vzorků s delší dobou vytvrzování. Dále je třeba provést další experimenty spolu s další analýzou vytvrzených vzorků, jako jsou vyluhovací experimenty a testy radiační stability. Dále je třeba sledovat i vliv složení betonu na možnosti stabilizace, kde se především projevuje odlišnost použitého kameniva.

Předkládaná práce byla realizována v rámci institucionální podpory Ministerstva průmyslu a obchodu České republiky a s využitím infrastruktury CICRR, která je finančně podpořena Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy – projekt LM2023041.

LITERATURA

1. Ministry of the Environment of the Czech Republic. (2021). *Decree No. 273/2021 Coll., on Details of Waste Management*, Annex 4E. Prague: Ministry of the Environment. https://mze.gov.cz/public/portal/

mze/legislativa, staženo 13. 10. 2025.
2. Beton (2012). *Těžké betony a speciální stínící betony*. www.ebeton.cz/clanky/2012_7_134_tezke-betony-a-specialni-stinici-betony, staženo 13. 10. 2025.
3. International Atomic Energy Agency. *Methodologies for Assessing the Induced Activation Source Term for Use in Decommissioning Applications* (Safety Reports Series No. 95). IAEA, Vienna 2019.
4. Rapant T.: *Bohunice V1 NPP Decommissioning: Removal of Activated and Contaminated Concrete in the Unit 1 and Unit 2 Reactor Shafts*. Presented at the International Conference on Nuclear Decommissioning: Addressing the Past and Ensuring the Future, IAEA, 15.05. – 19.05. Vienna 2023.
5. International Atomic Energy Agency. *Innovative and Adaptive Technologies in Decommissioning of Nuclear Facilities* (IAEA-TECDOC-1602). IAEA, Vienna 2008.
6. International Atomic Energy Agency. *Radiological Characterization of Shut Down Nuclear Reactors for Decommissioning Purposes* (Technical Reports Series No. 389). IAEA, Vienna 1998.
7. Eng T., Pescatore C.: *The Specificity of Decommissioning Waste for Disposal and from Different Facilities*. In Proceedings of the International Symposium on Disposal of Low Activity Radioactive Waste, Córdoba, Spain, 13–17 December 2004.
8. Parliament of the Czech Republic. (2016). *Act No. 263/2016 Coll., Atomic Act*. Prague: Ministry of the Interior. https://sujb.gov.cz/legislativa, staženo 13. 10. 2025.
9. State Office for Nuclear Safety. (2016). *Decree No. 377/2016 Coll., on Requirements for Safe Management of Radioactive Waste and Decommissioning of Nuclear Facilities or Sites of Category III or IV*. Prague: SÚJB. https://sujb.gov.cz/legislativa, staženo 13. 12. 2025.
10. State Office for Nuclear Safety. (2016). *Decree No. 422/2016 Coll., on Radiation Protection*. Prague: SÚJB. https://sujb.gov.cz/legislativa, staženo 13. 10. 2025.
11. International Atomic Energy Agency. *Application of the Concept of Clearance* (IAEA Safety Standards Series No. GSG-18). IAEA, Vienna 2023.
12. International Atomic Energy Agency. *Monitoring for Compliance with Exemption and Clearance Levels* (Safety Reports Series No. 67). IAEA, Vienna 2013.
13. International Commission on Radiological Protection (ICRP). *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection* (ICRP Publication 103). *Annals of the ICRP*, 37(2–4). 2007.
14. European Commission. *Radiation Protection 122 – Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part 1: Guidance on General Clearance Levels for Practices*. Directorate-General Environment, 2000.
15. OECD Nuclear Energy Agency (NEA). *Release of Radioactive Materials and Buildings from Regulatory Control – A Status Report* (NEA No. 6403). OECD Publishing, Paris 2008.
16. Krištofová K., Rapant T., Svitek J.: *Radiological Characterization of V1 NPP Technological Systems & Buildings – Activation*. Presented at the Workshop on Radiological Characterisation for Decommissioning, Studsvik, Sweden, 17–19 April 2012.
17. International Atomic Energy Agency. *Decommissioning of Pools in Nuclear Facilities* (IAEA Nuclear Energy Series No. NW-T-2.6). IAEA, Vienna 2015.
18. International Atomic Energy Agency. *Classification of Radioactive Waste* (IAEA Safety Standards Series No. GSG-1). IAEA, Vienna 2009.
19. OECD Nuclear Energy Agency (NEA). *Recycling and Reuse of Materials Arising from Decommissioning of Nuclear Facilities* (NEA No. 7310). OECD Publishing, Paris 2021.
20. Ulm F. J., Heukamp F. H., Germaine J. T.: Nucl. Eng. Des. *211*, 51 (2002).
21. Vance E. R., Perera D. S., v knize: *Geopolymers Structure, processing, properties and industrial applications* (John L. Provis, Jannie S. J. van Deventer, ed.), kap. 18, str. 401. CRC Press, Boca Raton 2009.
22. Krishna R. S., Mishra J., Zribi M., Adeniyi F., Saha S., Baklouti S., Shaikh F. U. A., Gökçe H. S.: Materialia *20*, 101212 (2021).
23. Mohapatra S. S., Mishra J., Nanda B., Patro S. K.: Mater. Today: Proc. *56*, 440 (2022).
24. Girke N. A., Steinmetz H.-J., Bukaemsky A., Bosbach D., Hermann E., Griebel I., v knize: *Processing of Irradiated Graphite to Meet Acceptance Criteria for Waste Disposal, Results of a Coordinated Research Project*. Companion CD-ROM, International Atomic Energy Agency 2016.
25. Hardjito D., Wallah S. E., Sumajouw D. M. J., Rangan B. V.: Aust. J. Str. Ing. *6*, 77 (2005). doi: 10.1080/13287982.2005.11464946.
26. Albidah A., Alghannam M., Abbas H., Almusallam T., Al-Salloum Y.: J. Mater. Res. Technol. *10*, 84 (2021).

J. Hadrava and L. Nachmilner *(Research Centre Řež, Husinec-Řež, Czech Republic):* **Recycling and Stabilization of Construction and Demolition Wastes from Nuclear Facilities**

The upcoming decommissioning of nuclear facilities requires, among other things, careful planning for the management of resulting demolition waste. Some of this waste may be contaminated with radionuclides, and its reuse depends on clear evidence that it poses no threat to environmental safety. Uncontaminated waste, on the other hand, can be recycled without restrictions. Decisions regarding the final disposal of various categories of construction and demolition waste (CDW) are based on procedures outlined in legislative documents issued by the State Office for Nuclear Safety (SÚJB).

This article identifies the types of CDW that may arise during the dismantling of nuclear reactors, along with the radionuclides that may be responsible for contamination. International experience shows that most of the waste can be reused without restrictions. For the remainder, it is necessary to decide whether it can be used in a limited manner for selected types of construction, or whether it must be placed in radioactive waste repositories. Examples of reuse include filling voids in storage facilities or using as a foundation layer in new constructions. Other types of waste can then be effectively stabilized in advanced matrices, which are the subject of this work. However, in later years this option will be gradually replaced by recycling techniques.

Keywords: recycling, construction and demolition waste, radioactive waste, stabilizations

Užití tohoto díla se řídí mezinárodní licencí Creative Commons Attribution License 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/legalcode.cs), která umožňuje neomezené využití, distribuci a kopírování díla pomocí jakéhokoliv média, za podmínky řádného uvedení názvu díla, autorů, zdroje a licence.