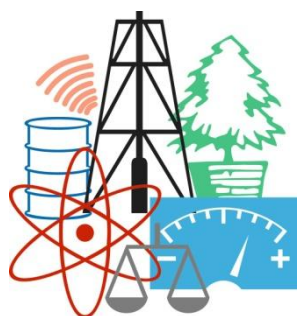


WASTE FORUM



ELECTRONIC PEER-REVIEWED JOURNAL ON ALL TOPICS
OF INDUSTRIAL AND MUNICIPAL ECOLOGY

RECENZOVANÝ ČASOPIS PRO VÝSLEDKY VÝZKUMU A VÝVOJE
Z OBLASTI PRŮMYSLOVÉ A KOMUNÁLNÍ EKOLOGIE

YEAR 2023

No. 4

Pages 230 – 274

Patron of the issue / Patron čísla

**ODPADOVÉ
FÓRUM**

odborný měsíčník pro cirkulární ekonomiku

www.odpadoveforum.cz



Czech Environmental Management Center 2023

OBSAH / INDEX

Úvodní slovo šéfredaktora / Editorial	232
Pro autory / For authors	233
Příklad využití látek PPCPs jako stopovačů na lokalitě skládek komunálního odpadu různého stáří	234
An example of the use of PPCPs as tracers at the site of municipal waste landfills of various ages <i>Pavel ECKHARDT, Dagmar VOLOŠINOVÁ, Lenka SMETANOVÁ</i>	
Vlastnosti čerstvých malt obsahujících fluidní popílek pro 3D tisk	244
Properties of fresh mortars containing FBC ash for 3D printing <i>Michal KOVÁŘÍK, Rostislav ŠULC, Martina ŠÍDLOVÁ, Klára PULCOVÁ</i>	
Medical Waste in the Czech Republic: Current Trends and Future Challenges	252
Odpad ze zdravotní péče v České republice: Současné trendy a budoucí výzvy <i>Julie MOKRA, Jana LOOSOVA, Petr GRUSMAN</i>	
Analysis of mixed municipal waste in selected municipalities and towns in Slovakia	264
Analýza zmesového komunálneho odpadu vo vybraných obciach a mestách na Slovensku <i>Ivan ILKO, Viera PETERKOVÁ</i>	
Pozvánky a nekomerční prezentace / Invitations and non-commercial presentation	
ODPADOVÉ FÓRUM – měsíčník pro cirkulární ekonomiku	274

WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro průmyslovou a komunální ekologii
ISSN: 1804-0195; www.WasteForum.cz. Vychází čtvrtletně.

Vychází od roku 2008, od roku 2017 je indexován v databázi SCOPUS.

Ročník 2023, číslo 4

Vydavatel: CEMC – České ekologické manažerské centrum, z.s., IČO: 45249741, www.cemc.cz

Adresa redakce: CEMC, ul. 28. pluku 524/25, 101 00 Praha 10, ČR, fax: (+420) 274 775 869

Šéfredaktor: Ing. Ondřej Procházka, CSc., tel.: (+420) 723 950 237, e-mail: prochazka@cemc.cz

Redakční rada: Ing. Vratislav Bednařík, CSc.; doc. Ing. Vladimír Čablík, Ph.D.; prof. Dr. Ing. Miroslav Černík, CSc.; prof. Ing. Tomáš Havlík, DrSc.; prof. Ing. František Hrdlička, CSc.; Ing. Slavomír Hredzák, CSc.; doc. Ing. Emília Hroncová, Ph.D.; prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D.; prof. Ing. František Kaštánek, CSc.; prof. Ing. Mečislav Kuraš, CSc.; prof. Mgr. Juraj Ladomerský, CSc.; prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc.; prof. Norbert Miskolczi; prof. Ing. Lucie Obalová, Ph.D.; Ing. Miroslav Punčochář, CSc., DSc.; Ing. Klára Slezáková, Ph.D.; Ing. Lenka Svecova, Ph.D.; doc. Ing. Miroslav Škopán, CSc.; prof. Ing. Lubomír Šooš, Ph.D.; prof. dr. hab. inž. Barbara Tora, Ing. Hana Urbancová, Ph.D., doc. Ing. Pavla Vrabcová, Ph.D.

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Redakční uzávěrka: 8. 10. 2023. Vychází: 30. 11. 2023



Úvodní slovo šéfredaktora

Vážení čtenáři,

číslo časopisu, které se k vám nyní dostává, je poněkud chudší, pouze 4 příspěvky. Není to tím, že by byl tak malý zájem v časopise WASTE FORUM publikovat, ale tím, že jsem byl nucen dalších šest článků na základě doporučení recenzentů buď přímo odmítnout, nebo požádat autory o jejich přepracování. To se mi ještě nestalo, přisuzuji to tomu, že někteří autoři, hlavně studenti, potřebují do konce roku honem ještě opublikovat výsledky své práce a říká se: Práce kvapná... Druhým faktorem je to, že si náš časopis oblíbila skupina výzkumníků ze zemí Středního

východu. Mělo by nás na jednu stranu těšit, že povědomí o časopisu WASTE FORUM a zájem publikovat v něm se šíří po světě, jenže komunikace s těmito autory bývá obvykle komplikovaná a výsledek v počtu nakonec opublikovaných článků neodpovídá s tím strávenému času. Ale obraťme list!

Volba vydavatele, aby patronem tohoto čísla byl měsíčník ODPADOVÉ FORUM, mne potěšila. To proto, že jsem v něm řadu let působil jako odborný redaktor a v rámci této práce vymyslel stejnojmenné symposium, jehož 17. ročník úspěšně proběhl v říjnu, a také tento časopis. Důvodem bylo to, že poté, co jsem prvních 20 let po škole (VŠCHT v Praze) působil v základním výzkumu (UMCH ČSAV) a vědu opustil proto, že má práce tam mě přestala uspokojovat. Jenže po čase se mi začalo po vědě trochu stýskat. Vedle toho jsme do redakce dostávali i vědecké články, které se svým rozsahem a mnohdy i zaměřením do toho časopisu nehodily. Při jejich odmítnutí jsme slyšeli nářky autorů, že nemají kde jinde je opublikovat. Díky mému dřívějšímu působení ve výzkumu jsem pro ně měl pochopení a tak jsem vymyslel a u zaměstnavatele a nynějšího vydavatele tohoto časopisu prosadil jak pořádání symposia, tak tohoto časopisu. Po dalších zhruba 20 letech jsem redigování Odpadového fora přenechal mladším (a ponechal si jen symposium a WASTE FORUM), ale stále mám k němu silný citový vztah. Toť vše.

Užijte si pěkně Vánoce, řádně přivítejte nový rok a vezte že příští redakční uzávěrka je 8. ledna 2024.

Ondřej Procházka

Editorial

Dear readers,

Do you know that your paper, if it passes the peer-review without a problem, will be published within 10 weeks after editorial deadline?

All papers submitted for publication must be the author's own work and may not have been previously published elsewhere or sent to another publisher at the same time. For more, see [Publication Ethics](http://www.WasteForum.cz) on www.WasteForum.cz.

Regards

Ondřej Procházka

Pro autory

WASTE FORUM je časopis určený pro publikování původních vědeckých prací souvisejících s průmyslovou a komunální ekologií. Tj. nejen z výzkumu v oblasti odpadů a recyklace, jak by mohl naznačovat název časopisu, ale i odpadních vod, emisí, sanací ekologických zátěží atd. Vychází pouze v elektronické podobě a čísla jsou zveřejňována na volně přístupných internetových stránkách www.WasteForum.cz.

Do redakce se příspěvky zasílají v kompletně zalomené podobě se zabudovanými obrázky a tabulkami, tak zvaně „*printer-ready*“. Pokyny k obsahovému členění a grafické úpravě příspěvků spolu s přímo použitelnou **šablonou grafické úpravy** ve WORDu jsou uvedeny na www-stránkách časopisu v sekci [Pro autory](#). Ve snaze dále rozšiřovat okruh možných recenzentů žádáme autory, aby současně s příspěvkem napsali tři tipy na možné recenzenty, samozřejmě z jiných pracovišť než je autor či spoluautor. Je vždy dobré mít rezervu.

Publikační jazyk je čeština, slovenština a angličtina. Preferována je angličtina a v tom případě je nezbytnou součástí článku na konci název, kontakty a abstrakt v českém či slovenském jazyce, přičemž rozsah souhrnu není shora nijak omezen.

Vydávání časopisu není nikým dotované. Proto, abychom příjmově pokryli náklady spojené s vydáváním časopisu, vybíráme publikační poplatek ve výši 500 Kč za každou stránku (bez DPH). V případě nepublikování příspěvku v důsledku negativního výsledku recenzního řízení je tato částka poloviční.

Uzávěrka nejbližšího čísla časopisu WASTE FORUM je 8. ledna 2024, další pak 8. dubna 2024.

For authors

WASTE FORUM is an open access electronic peer-reviewed journal that primarily publishes original scientific papers from scientific fields focusing on all forms of solid, liquid and gas waste. Topics include waste prevention, waste management and utilization and waste disposal. Other topics of interest are the ecological remediation of old contaminated sites and topics of industrial and municipal ecology.

WASTE FORUM publishes papers in English, Czech or Slovak. Papers submitted for publication must be the author's own work and may not have been previously published elsewhere or sent to another publisher at the same time. For more, see [Publication Ethics](#).

Manuscripts for publication in the journal WASTE FORUM should be sent only in **electronic form** to the e-mail address prochazka@cemc.cz. Manuscripts must be fully formatted (i.e. printer-ready) in MS WORD. The file should have a name that begins with the surname of the first author or the surname of the corresponding author.

All articles submitted for publication in WASTE FORUM undergo assessment by two independent reviewers. The reviews are dispatched to authors anonymously, i.e. the names of the reviewers are not disclosed to the authors. **The paper, if it is of good quality and passes the review, is published no later than 10 weeks after the editorial deadline.**

All papers that was not subjected to a peer-review are labeled in a header of each page by the text ***Not peer-reviewed and commercial papers***.

Revenue to cover at least the costs associated with the issuance of the magazine, we select a publication fee **500 CZK per each new page of the paper**.

The deadline of the next issue is on January 8, 2024, more on April 8, 2024.

Příklad využití látek PPCPs jako stopovačů na lokalitě skládek komunálního odpadu různého stáří

Pavel ECKHARDT, Dagmar VOLOŠINOVÁ, Lenka SMETANOVÁ

Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i., Podbabská 30, 160 00 Praha 6,
e-mail: pavel.eckhardt@vuv.cz, dagmar.volosinova@vuv.cz

Souhrn

V blízkosti skládky komunálního odpadu v České republice došlo k havarijnímu vývěru kontaminovaných podzemních vod. Nebylo jasné, zda kontaminace pochází z provozované zabezpečené skládky komunálního odpadu, nebo z kontaminovaných míst staré uzavřené skládky, kam byl odpad ukládán dříve. Vody staré i nové skládky komunálního odpadu obsahovaly obdobné běžné makropolutanty, jako kontaminované vody podzemní. Pro ověření stáří kontaminace byla vyzkoušena metoda, založená na základě analýz koncentrací mikropolutantů typu PPCPs (Léčiva a přípravky osobní péče) jako stopovačů. Metoda ověřila přítomnost desítek těchto látek jak v podzemní vodě, tak i ve skládkových vodách jednotlivých různě starých částí skládky komunálního odpadu. Vzhledem k postupnému vnosu jednotlivých látek typu PPCPs do životního prostředí České republiky bylo možno identifikovat stáří jednotlivých látek a tím prokázat i původ kontaminace vod.

Klíčová slova: Skládka komunálního odpadu, ekologická zátěž, kontaminovaná místa, skládkové vody, podzemní voda, mikropolutanty

1 Úvod

K nejběžnějším typům kontaminovaných míst patří skládky komunálního odpadu, případně obdobné lokality, které skládkováním komunálního odpadu vznikly v minulosti. V blízkosti skládky komunálního odpadu ve Středočeském kraji došlo k havarijnímu vývěru kontaminovaných podzemních vod. Nebylo jasné, zda kontaminace pochází z provozované¹, izolací zabezpečené skládky komunálního odpadu, nebo z kontaminovaných míst staré skládky, kam byl odpad na stejné lokalitě ukládán dříve. Vody staré i nové skládky komunálního odpadu obsahovaly obdobné běžné makropolutanty, jako kontaminované vody podzemní.

Pro ověření těsnosti stávající provozované skládky bylo uvažováno použití geofyzikálních metod nebo aplikace speciálních látek jako stopovačů. Mimo jiné i vzhledem k nízkému rozpočtu na uvedené práce a potřebě mít výsledky relativně brzo k dispozici byla k určení původu kontaminace vyzkoušena experimentální metoda, založená na základě analýz koncentrací mikropolutantů typu PPCPs (Pharmaceutical and personal care products – léčiva a přípravky osobní péče) jako stopovačů ve skládkových a podzemních vodách. Vycházeli jsme z úvahy, že jednotlivé látky PPCPs byly do prostředí zaváděny postupně a různě staré skládky komunálního odpadu či jejich části by mohly obsahovat různé mikropolutanty.

Látky typu PPCPs se vyskytují ve vodách v životním prostředí, ovšem většinou pouze v koncentracích řádu desítek až stovek nanogramů na litr. Až pokrok v citlivosti analytických metod v posledních letech umožnil velmi nízké koncentrace těchto látek detekovat a kvantifikovat jejich přítomnost. Běžné jsou výzkumy koncentrací látek PPCPs v odpadních vodách, odkud se šíří do povrchových vod. Srovnání koncentrací látek PPCPs ve vybraných evropských řekách uvádí m.j. Hrkal a Pastuszek². Také pitné vody jsou látkami typu PPCPs v některých případech zasaženy, ovšem většinou ve výrazně nižší míře, než vody povrchové^{3,4}. Některé práce se zabývají i chováním jednotlivých látek typu PPCPs v horninovém prostředí, například v rámci infiltrace odpadních vod². Látky typu PPCPs (například některá léčiva, Bisfenol A ap.) jsou analyzovány a nalézány i v české pozorovací síti podzemních vod⁵.

Odborné publikace, týkající se látek PPCPs ve skládkách, jsou méně zastoupené. Například v rámci rešerše polského výzkumu ohledně látek PPCPs bylo nalezeno přes 50 prací, které se většinou zaměřovaly na odpadní a povrchové vody, pouze několik se týkalo výluhů ze skládek. V těchto výlužích byly nalezeny extrémně vysoké koncentrace Bisfenolu A (až 2,2 mg/l) a Diclofenaku (přes 0,108 mg/l)⁶. Látky typu PPCPs jsou vyhazovány do smíšeného komunálního odpadu, chybí však jejich globální a komplexní hodnocení ve výlužích ze skládek. Poznatky o látkách PPCPs ve výlužích skládek a metodách jejich eliminace uvádí Laiju et al.⁷. Nebezpečný odpad z domácností tvoří obecně jen 1 až 4 % komunálního odpadu, ale jeho potenciální rizika pro zdraví a životní prostředí jsou neúměrná tomuto zastoupení, zejména jako úniky ze skládek. Je proto nezbytné zajišťovat separovaný sběr tohoto nebezpečného odpadu⁸. Výluhy vznikající při zpracování a likvidaci smíšeného komunálního odpadu mohou být významným zdrojem látek PPCPs. Zkoumáno bylo 49 těchto látek ve výlužích smíšeného komunálního odpadu a výlužích potravinářského odpadu v Číně. Výluhy smíšeného komunálního odpadu obsahovaly vyšší koncentrace PPCPs než výluhy potravinářského odpadu, převládala v nich makrolidová antibiotika⁹. Výluhy ze skládek byly identifikovány jako významný zdroj látek PPCPs. Bylo zkoumáno 18 látek typu PPCPs ve vodním prostředí poblíž největší skládky v Číně. Složení PPCPs v okolní podzemní vodě bylo podobné, jako ve výluhu ze skládky, jejich koncentrace v podzemní vodě se vzdáleností od skládky klesaly¹⁰. Zdroje látek PPCPs ve vodním prostředí byly zkoumány pomocí indikátorových PPCPs v deltě řeky Jang-c'-ťiang v Číně, analyzováno bylo 70 látek typu PPCPs. Ve výlužích ze skládek dosahovalo nejvyšší koncentrace antiparazitikum Albendazol (až 61 600 ng/l)¹¹.

2 Experimentální část

V blízkosti skládky komunálního odpadu, umístěné v České republice ve Středočeském kraji, došlo v roce 2018 k havarijnímu vývěru kontaminovaných podzemních vod. Bylo třeba ověřit, zda kontaminace pochází z provozované skládky komunálního odpadu, nebo jen z nezabezpečených kontaminovaných míst starých částí skládky, kam byl odpad skládkován dříve.

2.1 Přírodní poměry a historie lokality skládky

Zájmová lokalita leží z morfoloického hlediska na terénní elevaci, podzemní i povrchová voda odtud generálně pouze odtéká. Z hydrogeologického hlediska je hlubší podloží lokality většinou málo propustné – tvoří ho ordovické břidlice a droby. Na nich se vyskytuje výrazně propustnější denudační relikt neogénních lakustrijských a fluviolakustrijských štěrků, písků a jílů. Povrch je kryt jen slabší vrstvou kvartérních sedimentů. Na lokalitě byly vyčleněny dvě zvodně – mělčí ve víceméně vodorovně uloženém průlinovém kolektoru neogénních štěrků a písků, a hlubší v přípovrchově rozpukané zóně skalních hornin ordoviku.

Lokalita byla původně využívána jako těžebna štěrku. Do těžbou vytvořené terénní deprese byly bez jakýchkoli izolačních prvků od sedmdesátých let minulého století z blízkého města naváženy zejména komunální odpady. V devadesátých letech skládkování odpadů pokračovalo, proběhly pokusy o izolaci skládky od podloží. Rozhodným rokem byl rok 2003, kdy byly veškeré starší fáze skládky zakryty, a pokračovalo skládkování komunálního odpadu na zabezpečené skládce, od podloží již izolované. Izolace „nové“ skládky byla provedena těsnícím souvrstvím podle platné ČSN. Skládková voda z jednotlivých tří etap této „nové“ od podloží izolované skládky byla zachycována do nepropustných betonových jímek a odvážena k likvidaci na čistírnu odpadních vod.

Vody „staré“ i „nové“ části skládky komunálního odpadu obsahovaly obdobné makropolutanty, běžné u skládek komunálního odpadu (vysoký obsah amonných iontů, chloridů, rozpuštěných látek, sodíku, zvýšená byla chemická spotřeba kyslíku a další parametry), jako kontaminované vody podzemní. Úroveň kontaminace vybraných makropolutantů ve skládkové vodě „nové“ skládky (konkrétně „3. etapa“) a v podzemní vodě mělké zvodně ukazuje tabulka 1 (výsledky jednorázové analýzy).

Tabulka 1: Obsahy vybraných makropolutantů ve skládkových a podzemních vodách zájmové lokality (Zdroj: ČIŽP - archivní analýza z dubna roku 2022)

Základní chemická analýza			Poměr skládková/ podzemní
Stanovení	Skládková voda [mg/l]	Mělká zvodněň [mg/l]	
Amonné ionty	650	800	0,81
Chloridy	1670	1990	0,84
Železo	3,1	25	0,12
Dusičnany	198	455	0,44
Rozpuštěné látky	5720	6930	0,83
Sodík	1000	1200	0,83
CHSK Mn	280	400	0,70
TOC	320	410	0,78

Mělké podzemní vody lokality byly prokazatelně prvotně kontaminovány „starším“ komunálním odpadem ze sedmdesátých až devadesátých let minulého století z „původní“ staré skládky. Z mělké zvodně pronikla kontaminace i do hlubší zvodně. Otázkou zůstávalo, zda se na kontaminaci podzemních vod podílí i „nová“ skládka komunálního odpadu.

Schéma skládky znázorňuje obrázek 1. Z něj je patrné, že na lokalitě původního odpadu v těžebně („stará“ nezabezpečená skládka) byly postupně vytvořeny 3 etapy „nové“ skládky, jejichž skládková voda je zaústěna do jímek. Srážková voda vsakem proniká do mělké zvodně monitorované studnou a dále do hlubší, plošně rozšířené zvodně, monitorované vrtem.

2.2 Vzorkování a analýzy vod

Pro určení původu kontaminace podzemních vod byly v roce 2022 odebrány čtyři vzorky vod na stanovení látek typu PPCPs. Jednalo se o dva vzorky skládkové vody provozované skládky ze dvou různě starých oddělených částí skládky komunálního odpadu. Typ odběru byl volen podle aktuální situace na lokalitě. Vzorek skládkové vody z mladší části „nové“ skládky („3. etapa“) byl odebrán přímo z výtoku skládkové vody trubkou (ústící do záchytné jímky na východní straně skládky). Vzorek skládkové vody ze starší části „nové“ provozované skládky („1. etapa“) byl pro nepřítomnost přímého výtoku skládkové vody odebrán ze záchytné betonové jímky pod touto částí skládky. Dále byly odebrány dva vzorky vody podzemní z objektů pod mladší částí skládky, a to ze dvou různých zvodní. Vzorek z mělké zvodně byl odebrán z hadice čerpadla po odčerpání většího objemu kontaminované podzemní vody ze studny. Vzorek z hlubší zvodně byl odebrán hlubinným odběrákem ze střední části vodního sloupce blízkého hydrogeologického vrtu.

Vzorky vod byly odebrány do originálních vzorkovnic, dodaných laboratoří. Všechny čtyři odebrané vzorky vod měly tmavě hnědý zákal a zapáchaly. Sensoricky byl silnější zákal zaznamenán u skládkové vody mladší fáze skládky a podzemní vody mělké zvodně. Hladina podzemní vody mělké zvodně se pohybovala v hloubce cca 2 metry pod terénem, u hlubší zvodně okolo 5 metrů pod terénem. V rámci odběru byly měřeny základní parametry vod, výsledky terénního měření konduktivity a teploty vody shrnuje tabulka 2.

Vzorky vod byly bezprostředně po odběru transportovány v uzavřené chlazené příruční lednici do laboratoře. Analyzovány byly v akreditované laboratoři Povodí Vltavy, s.p., na 116 látek typu PPCPs, zejména na obsah různých léčiv, jejich metabolitů, umělých sladidel, součástí plastů, kofeinu, repelentních látek proti hmyzu a podobně. Metoda analýzy kombinuje fyzikální separaci pomocí kapalinové chromatografie s hmotnostní spektrometrií (LC-MS/MS). Část mezí stanovitelnosti jednotlivých analyzovaných látek je patrná z tabulky 3.

Tabulka 2: Výsledky terénního měření odebíraných skládkových a podzemních vod

Výsledky terénních měření vzorků vod		
Název vzorku	Konduktivita	Teplota vody
	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]	[$^{\circ}\text{C}$]
Skládková voda 1.etapa	6540	16,1
Skládková voda 3.etapa	12190	20,2
Mělká zvodeň - studna	9630	13,4
Hlubší zvodeň - vrt	4807	12,9

2.3 Vnos látek typu PPCPs do životního prostředí ČR

Jednotlivé látky typu PPCPs byly do životního prostředí České republiky vnášeny postupně. Některé uvedené látky jsou přírodního původu (například kofein nebo nikotin), jejich významnější vnos do prostředí bude tedy závislý na rozšíření jejich užívání (v uvedeném případě užívání kávy nebo tabáku).

Aktuálně široce využívanými látkami typu PPCPs jsou například umělá sladidla. Z nich sacharin byl vynalezen již roku 1879, acesulfam byl objeven v roce 1967, cyklamát byl pro toto využití objeven v roce 1937, sukralóza byla vynalezena v roce 1976. Ovšem od vynálezu dané látky do jejího povolení, následného rozšíření užívání a z toho plynoucího pozdějšího ukládání na skládky, existuje většinou ještě delší časový úsek. Například sladidlo acesulfam bylo schváleno pro použití v EU až v roce 1983, sukralóza byla povolena k použití v EU až v roce 2003 (cit ¹²).

Nejvíce typů aktuálně analyzovaných látek PPCPs představují léčiva a jejich metabolity. Léčivé přípravky podléhají před uvedením na trh v ČR registraci, tu vykonává Státní ústav pro kontrolu léčiv (SÚKL). Příkladem postupně zaváděných léčiv jsou antibiotika (využívána k prevenci a zastavení bakteriálních infekcí). První antibiotikum objevil v roce 1928 Alexander Fleming. Moderní éra antibiotik však byla zahájena až ve 40. letech dvacátého století, kdy byl nalezen způsob, jak vyrábět velká množství čistého penicilinu. Následně, zejména v 60. letech dvacátého století, se podařilo připravit celou řadu dalších antibiotik¹³.

Z hlediska zaměření výzkumu nás zejména zajímaly látky, které byly zavedeny do všeobecného užívání až po roce 2003. Takovými látkami byla například některá léčiva na snížení krevního tlaku, jmenovitě Eprosartan, Valsartan a Irbesartan, která ještě v roce 2007 nebyla na českém trhu dostupná¹⁴.

2.4 Uvažovaná schémata šíření látek PPCPs na lokalitě

Vzhledem k charakteru hydrogeologického prostředí a charakteru skládek na lokalitě bylo očekáváno, že v případě prokázání koncentrací látek typu PPCPs ve vodách může dojít ke dvěma základním stavům:

V prvním modelovém případě bude vše v pořádku – provozovaná skládka bude těsná, skládkové vody byly řádně likvidovány a nepronikly tedy do okolního horninového prostředí. V tomto případě mohou skládkové i podzemní vody obsahovat některé „starší“ mikropolutanty typu PPCPs, které byly schváleny k použití či používány před rokem 2003. Naopak „mladší“ mikropolutanty, které byly schváleny či se začaly používat až po uvedeném roce, budou přítomny pouze ve skládkové vodě.

V druhém uvažovaném modelovém případě budou prakticky veškeré analyzované látky typu PPCPs zastoupené ve skládkových vodách, nalezeny i ve vodě podzemní. To by indikovalo průnik skládkových vod do vod podzemních i po izolaci skládky od podloží.

Obrázek 1: Schéma skládky na zájmové lokalitě



3 Výsledky a diskuse

3.1 Výsledky chemických analýz vod

Odebrané vzorky skládkové a podzemní vody lokality byly shodně analyzovány na 116 látek typu PPCPs. V odebraných vzorcích vod bylo zastiženo 65 látek typu PPCPs nad mezí stanovitelnosti analytických stanovení. Z toho celkem 43 mikropolutantů bylo zjištěno nad úrovní meze stanovitelnosti ve všech čtyřech odebraných vzorcích vod. Výběr z výsledků analýz uvádí tabulka 3.

Co se týče jednotlivých skupin látek, tak na zájmové lokalitě byla nalezena antibiotika, léky na snižování krevního tlaku, antidepresiva, antiepileptika, betablokátoři, diuretika, léky proti bolesti, nesteroidní protizánětlivé léky, umělá sladidla, ostatní léčiva, látky pro výrobu plastů, repelentní látky a další mikropolutanty. Naopak nad mezí analytické stanovitelnosti nebyly zaznamenány fibráty, antimikrobiální látky, rentgenkontrastní látky a veterinární léčiva.

Nejvyšší koncentrace byla zjištěna u Bisfenolu A – v mělkých podzemních vodách přesáhla 2 mg/l, v odpadních vodách „3. etapy“ byla jeho koncentrace jen o něco nižší, dosáhla 1,46 mg/l. To odpovídá uváděné extrémní hodnotě skládkového výluhu z Polska⁶. Řádově až v desítkách mikrogramů na litr se pohybovaly koncentrace dalších deseti látek: Ibuprofenu, Ibuprofenu-2-hydroxy, Ibuprofenu-carboxy, Gabapentinu, Acesulfamu, Bisfenolu S, DEET, Cyclamátu, Sukralózy a Venlafaxin(e) O-desmethyl.

Ostatní zaznamenané koncentrace analyzovaných látek PPCPs se pohybovaly od jednotek mikrogramů na litr až po deset nanogramů na litr. Například koncentrace Diclofenaku dosahovala ve skládkové vodě i mělké podzemní vodě zájmové skládky maximální koncentrace mírně přes 2400 ng/l, což je 44x méně, než uváděná extrémní hodnota skládkového výluhu z Polska⁶. Makrolidová antibiotika, která převažovala ve výluzích komunálního odpadu v Číně⁹, měla v našich výsledcích koncentrace řádově nižší (například Clarithromycin do 100 ng/l), nebo dokonce pod mezí stanovitelnosti (například Erythromycin, Roxithromycin a Azithromycin pod 10 ng/l).

Stručná charakteristika koncentracemi nejvíce zastoupených stanovených PPCPs látek ve vodách zájmové lokality skládky komunálního odpadu je následující: Bisfenol-A se používá při výrobě plastů, obdobně i Bisfenol-S se používá v plastech, například na povrch termopapíru. Ibuprofen patří mezi nesteroidní protizánětlivé látky, volně prodejný léčivý přípravek, který se užívá na zmírnění bolesti, zmírnění zánětů a tlumení horečky. Ibuprofen-2-hydroxy a Ibuprofen-carboxy jsou metabolity Ibuprofenu. Gabapentin je léčivý přípravek původně vyvinutý pro léčbu epilepsie, v posledních letech se ale používá i pro zmírnění bolesti, demence a roztroušené sklerózy. Acesulfam, Cyclamát a Sukralóza představují umělá sladidla. DEET neboli Diethyltoluamid je aktivní složkou v repelentech proti hmyzu. Venlafaxin(e) O-desmethyl je derivát Venlafaxinu, což je antidepresivum.

Tabulka 3: Vybrané výsledky analýz skládkových a podzemních vod lokality na látky typu PPCPs

Koncentrace [ng/l]	Název vzorku			
	1. etapa	3. etapa	Vrt	Studna
Bisfenol A	1400	1460000	312000	2040000
Karbamazepin	145	159	18,4	116
Ibuprofen	2900	71800	25200	83300
Diclofenac	1290	2460	990	2430
Atenolol	57,3	16,8	<10,0	54,1
Coffein	219	<100	<100	<100
Ketoprofen	1330	3780	1070	4990
Metoprolol	83,2	166	11,3	333
Sulfamethazin	196	814	246	2380
Sulfapyridin	161	243	33,2	211
Furosemid	1560	3310	1050	3280
Chloramphenicol	<20,0	25,3	<20,0	24,0
Warfarin	157	94,1	38,7	72,7
Sacharin	2000	1720	<50,0	1720
Gabapentin	17700	4110	1620	1960
Tramadol	84,2	232	32,2	615
Paracetamol	258	658	113	821
Sulfanilamid	418	400	241	641
Clarithromycin	44,1	97,9	<10,0	98,9
Karbamazepin-DHH	<10,0	20,7	<10,0	12,4
Ibuprofen-2-hydroxy	12400	44800	7950	29300
Ibuprofen-carboxy	2040	26400	3050	10200
Diclofenac-4-hydroxy	64,9	79,0	<20,0	43,4
Naproxene-O-desmeth.	860	1910	118	691
Venlafaxine	29,5	<10,0	<10,0	<10,0
Sertraline	<10,0	10,1	<10,0	<10,0
Karbamazepin-2-hydr.	<10,0	<10,0	<10,0	13,9
Cotinín	940	5220	2150	2850
Acesulfam	6180	17700	3560	10200
Bisfenol S	8810	34600	6120	35500
Oxypurinol	114	1150	391	551
Acebutolol	13,0	<10,0	<10,0	24,6
Bisoprolol	<10,0	<10,0	<10,0	29,4
Clindamycin	168	58,6	30,2	284
Fluconazol	361	199	23,9	182
Lamotrigin	13,3	24,2	15,7	14,0
Memantin	24,8	<20,0	<20,0	21,4
Mirtazapin	<10,0	<10,0	<10,0	11,3
Phenazon	513	612	69,0	754
Primidon	291	650	540	941
Propyphenazon	1380	2660	564	3550
Telmisartan	32,5	24,1	<20,0	31,5
Valsartan	613	1120	615	2210
Metformin	935	333	<20,0	140
DEET	127	12600	2120	9420
PFOS	30,3	40,1	25,4	44,8
PFOA	138	816	313	697
Benzotriazol	1070	2530	286	3160
Benzotriazol 5-methy	1490	1840	130	1540
Benzotriazol 1-methy	151	241	<50,0	199
4-formylaminoantipyr	418	344	80,6	484
Atorvastatin	13,5	<10,0	<10,0	<10,0
Cyclamat	499	5180	679	11200
Propylparaben	<20,0	<20,0	<20,0	31,0
Salbutamol	18,4	22,4	<10,0	36,2
Sucralosa	15400	25600	<1000	8060
Valsartan acid	597	413	155	389
Eprosartan	22,8	436	22,3	142
Lincomycin	218	303	53,9	323
Losartan	46,6	287	17,8	277
Venlafaxine O-desmet	915	23600	1950	13600
4-acetamidoantipyrin	1550	2700	673	1410
Cetirizin	44,6	98,5	23,5	458
Sitagliptin	19,1	<10,0	<10,0	<10,0
Sulfadiazin	41,6	185	68,7	589

3.2 Porovnání jednotlivých vzorků vod a jejich interpretace

Co se týká míry kontaminace ze čtyř analyzovaných vzorků má nejvyšší koncentraci jednotlivých mikropolutantů nejčastěji podzemní voda mělké zvodně (28 případů), pak mladší skládková voda 3. etapy (24 případů) a starší skládková voda 1. etapy (13 případů). Podzemní voda hlubší zvodně měla u všech analyzovaných mikropolutantů stanovených nad mez stanovitelnosti nižší hodnotu koncentrace než alespoň jeden z ostatních vzorků.

Nejméně byla kontaminována podzemní voda hlubší zvodně. V devíti případech neobsahovala stanovené látky (resp. obsahovala je pod mezí stanovitelnosti analytické metody) tam, kde ostatní 3 vzorky tyto látky prokazatelně obsahovaly. Při srovnání hlubší podzemní vody vrtu a mělké podzemní vody studny vychází, že ve všech případech (kromě jediné drobné výjimky - Lamotriginu) jsou koncentrace ve studni vyšší (1,2 až 29krát, průměrně 6,75x), než koncentrace v podzemní vodě vrtu. Obecně tedy platí úvaha, že mělká zavěšená zvodně bezprostředně pod skládkou (charakterizovaná mj. vodou studny) je výrazně kontaminovanější, než hlubší zvodně, charakterizovaná vrtem. Můžeme tedy přijmout logickou hypotézu, že kontaminace omezeně proniká z mělké zavěšené zvodně do hlubší zvodně. Hlouběji umístěná zvodně je lépe chráněna. Dochází zde bezpochyby k procesům přirozené atenuace, jako je sorpce, biodegradace a ředění pozadřovou podzemní vodou.

Vztah obou skládkových vod, tedy vzorku vody „1. etapy“ a „3. etapy“ je jiný. Existuje 5 látek, u kterých byla kontaminace nad mezí stanovitelnosti zjištěna pouze ve skládkové vodě, ovšem ani v jednom případě se nejednalo o oba vzorky současně. Ve čtyřech případech byla daná sloučenina nalezena pouze ve vodě 1. etapy, v jednom případě pouze ve vodě 3. etapy. Tam, kde existují hodnoty pro obě skládkové vody, jejich poměr silně kolísá, a to oběma směry (od 0,23násobek u Gabapentinu po 1043násobek u Bisfenolu A) při převažující kontaminaci ve vodě 3. etapy. Skládková voda jímkou 1. etapy je v průměru méně kontaminovaná, příčinou může být vyšší stáří této části skládky. Určitou roli může hrát i jiný typ odběru – v otevřené jímkce na skládkovou vodu může docházet k ředění srážkovou vodou a degradaci některých látek slunečním zářením. Celkově lze konstatovat, že obě skládkové vody jsou značně rozdílné, podle analýzy obsahů PPCPs nedochází k jejich vzájemnému mísení.

Také poměr obsahu mikrokontaminantů ve vzorcích starší skládkové vody 1. etapy a mělké podzemní vody studny silně kolísá (od 9tinásobku do 0,0007krát), obě vody jsou velmi rozdílné. Lze konstatovat, že nedochází ani nedocházelo k výraznějšímu průniku skládkové vody z 1. etapy do podzemních vod studny. Totéž lze konstatovat u teoretického průniku vod 1. etapy do hlubších podzemních vod vrtu, obě vody jsou také velmi rozdílné (poměr koncentrací polutantů 0,0045krát až 11,5krát).

Vztah hlubší podzemní vody vrtu a vzorku mladší skládkové vody 3. etapy je takový, že podzemní voda vrtu má vždy nižší koncentrace analyzovaných mikropolutantů (často velmi výrazně), než skládková voda 3. etapy, a to nad mezí stanovitelnosti daných látek v poměru od 1,2násobku po 16,2násobek (průměrně 5,98krát). Určitý vnos kontaminace ze skládkových vod 3. etapy do podzemních vod vrtu nelze vyloučit, je silně pravděpodobný.

Zásadní je vztah mělké podzemní vody studny a mladých skládkových vod 3. etapy, jde o dva nejsilněji kontaminované vzorky. U čtyř jednotlivých mikropolutantů se obsah nad mezí stanovitelnosti vyskytuje jen v podzemní vodě studny. Naopak pouze ve skládkové vodě 3. etapy se vyskytuje nad mezí stanovitelnosti pouze jedna látka (Sertralin), a to jen ve velmi nízké koncentraci. Tento fakt nevylučuje průsak skládkových vod 3. etapy do podzemních vod studny. Poměr koncentrací mikropolutantů obou vod je průměrně 1,19násobek ve prospěch vyššího obsahu ve skládkových vodách 3. etapy (0,21krát až 3,2krát). Výsledek je tedy v průměru mírně odlišný, než u archivní analýzy makropolutantů (viz tabulka 1).

Je velmi pravděpodobné, že minimálně v minulosti došlo k průniku skládkové vody 3. etapy do podzemních vod lokality. To dokladují i obsahy některých mikropolutantů, zavedených do všeobecného využití v ČR poměrně pozdě, například Sukralózy, Valsartanu a Eprosartanu (viz tabulka 3). Jejich obsah v podzemních vodách lokality indikuje vliv nové skládky na tyto vody.

Pokud bychom například porovnávali obsahy Sukralózy a Eprosartanu ve skládkové vodě 3. etapy a podzemní vodě studny, dostaneme přibližně poměr ředění nové zátěže ve výši 1 ku 3. Sukralóza do hlubší zvodně vrtu nad mezí stanovení zatím nepronikla, u Eprosartanu je teoretický poměr ředění skládkové vody 3. etapy vzhledem k hlubší podzemní vodě cca 1 : 20.

3.3 Nejistoty

Určité nejistoty pocházejí z různého typu odběrů vod, které byly dány situací na lokalitě a možností odebrání reprezentativních vzorků. Například na odebranou skládkovou vodu z otevřené jímky (1. etapa skládky) může působit do jisté míry ředění srážkami a sluneční záření, které může způsobit rozklad části látek. Nejistotu zvyšuje také zatím malý počet odebraných vzorků a provedených analýz.

Nejistoty analytických metod byly pro jednotlivá stanovení uvedeny v protokolech o provedených zkouškách, dodaných laboratoří. Nejistota stanovení chemických analýz byla často poměrně vysoká, pohybovala se většinou mezi 30 až 40 %.

3.4 Stručná diskuse metod datování stáří vod a kontaminace vod

Metodu stopování původu vod pomocí látek typu PPCPs by po ověření bylo možné pravděpodobně využít jako efektivní stopovací a datovací metodu kontaminace. Kontaminace vody, obsahující danou chemickou látku, by teoreticky neměla být starší, než rok povolení této látky v ČR.

Stávající datovací metody vod mají určité nevýhody. V podzemních vodách dochází často k mísení vod různého stáří. Výsledkem datování například radiometrickými a dalšími metodami (stanovení tritia, radioaktivního uhlíku, SF₆, freonů apod.) je jednak poměrně široký interval pravděpodobného stáří, z druhé strany se často jedná o určitý vážený průměr stáří jednotlivých částí podzemní vody. Od ukončení atmosférických jaderných testů obsah tritia ve srážkách klesá a postupně se blíží přirozeným koncentracím, je třeba používat citlivé metody stanovení⁹.

Pro kvalitu a zdravotní nezávadnost vod bývá problematický zejména rychlý vnos „mladých“ vod do zvodně. Látky typu PPCPs lze využít jako indikátor podzemních vod ohrožených povrchovou kontaminací⁵.

Mikropolutanty typu PPCPs představují organické látky, které se mohou sorbovat na horninové prostředí, jejich pohyb může být oproti proudění podzemní vody různými procesy zpomalen. Mikropolutanty však mohou datovat pohyb a původ organického znečištění.

3.5 Vyhodnocení výsledků

Z analyzovaných 116 mikropolutantů (látek typu PPCPs) bylo v odebraných vzorcích skládkových a podzemních vod zastiženo 65 jednotlivých mikropolutantů (tedy více než polovina) nad mezí analytického stanovení, z toho 43 mikropolutanty ve všech čtyřech odebraných vzorcích (více než třetina). Z hlediska počtu i koncentrací zastižených látek jde o poměrně překvapující zjištění, neboť jako hlavní zdroj mikropolutantů ve vodním prostředí České republiky byly dosud uvažovány zejména komunální odpadní vody.

Byl posouzen vliv uzavřené a provozované skládky na vody. Nejvyšší kontaminace byla zjištěna u mělké zavěšené zvodně, v kontaminaci podzemních vod má dominantní postavení znečištění ze staré ekologické zátěže, tedy bývalé uzavřené skládky nezabezpečené izolací. Na základě analýz mikropolutantů byl s velmi vysokou pravděpodobností potvrzen průnik skládkové vody z provozované skládky do podzemních vod, a to konkrétně z mladší „3. etapy“ provozované skládky. Na toto propojení ukazuje nejen zastoupení specifických mikropolutantů typu PPCPs a obdobné výše jejich koncentrací, ale i průnik velmi mladých látek do podzemních vod.

Ze získaných výsledků není možné určit, zda ke kontaminaci podzemních vod z nové skládky došlo přímo – například netěsností podloží provozované skládky, nebo nepřímo – například technologickou nekázní. Archivní materiály, kde je zmiňováno přetečení jímky skládkové vody, nebo dokonce cílené vypouštění skládkové vody z jímky na okolní terén, podporují spíše druhou možnost. Rovněž stabilní výrazný přítok skládkové vody do záchytné jímky 3. etapy skládky ukazuje spíše na únik skládkových vod v minulosti a ne na porušené těsnění skládky.

Vlivem přírodních podmínek, zejména nízké propustnosti a nevyužívání podzemních vod v okolí skládky, je kontaminace podzemních vod spíše lokálního charakteru bez významnějšího dopadu do širšího okolí skládky.

4 Závěry

Na lokalitě s různě starými částmi skládky komunálních odpadů bylo třeba vyřešit otázku, zda kontaminace podzemních vod pochází i z dosud provozované skládky. Za tímto účelem byly odebrány, analyzovány a zhodnoceny vzorky skládkové a podzemní vody z lokality na obsah 116 mikropolutantů (látek typu PPCPs). Ukázalo se, že české skládky komunálního odpadu mohou být významným zdrojem kontaminace mikropolutanty, protože v odebraných vzorcích skládkových a podzemních vod bylo detekováno 65 jednotlivých mikropolutantů nad mezí stanovitelnosti analytické metody. Z toho 43 mikropolutantů bylo zastiženo ve všech čtyřech odebraných vzorcích.

Byl posouzen vliv staré a nové skládky na vody. Nejvyšší kontaminace byla zjištěna u mělké zavěšené zvodně, v kontaminaci podzemních vod má zřejmě dominantní postavení znečištění ze staré ekologické zátěže, tedy bývalé staré nezabezpečené skládky. Na základě analýz mikropolutantů byl s vysokou pravděpodobností potvrzen průnik skládkové vody z dosud provozované skládky do podzemních vod.

Použitou experimentální metodu stopování a datování kontaminace na základě obsahů látek typu PPCPs by bylo třeba dále ověřit a upřesnit na dalších lokalitách. Metoda má po dalším ověření podle našeho názoru potenciál stát se rozšířenou stopovací metodou a metodou určování stáří kontaminace vod, pocházejících z komunálních skládek a dalších ekologických zátěží.

Literatura

1. Filip J., Božek F., Kotvicová J.: *Komunální odpad a skládkování*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 2003. s. 63. ISBN 80-7157-712-X
2. Hrkal Z., Pastuszek F.: *Behaviour of PPCP substances in a Fluvial Aquifer after Infiltration of Treated Wastewater*. Applied Sciences (2023) 13:9348.
3. Hrkal Z., Eckhardt P., Hrabánková A., Novotná E., Rozman D.: *PPCP Monitoring in Drinking Water Supply Systems: The Example of Káraný Waterworks in Central Bohemia*. Water, 2018/10, ISSN 2073-4441.
4. Hrkal Z., Adomat Y., Rozman D., Grischek.: *Efficiency of micropollutant removal through artificial recharge and riverbank filtration - case studies Káraný, Czech Republic and Dresden-Hosterwitz, Germany*. Environmental Earth Sciences (2023) 82:155.
5. Marešová D., Juranová E., Sedlářová B., Kodeš V.: *Radiologické metody v hydrosféře 23*. (Petráková Kánská K. ed.), 25. – 26.4.2023, Kutná Hora, Česká republika, s. 22 – 26. ISBN 978-80-88238-27-0.
6. Ślósarczyk K., Jakóbczyk-Karpierz S., Rózkowski J., Witkowski A.J.: *Occurrence of Pharmaceuticals and Personal Care Products in the Water Environment of Poland: A Review*. Water [online]. 2021, roč. 13, č. 16, s. 2283. ISSN 2073-4441. Dostupné z: doi:10.3390/w13162283
7. Lajju A.R., Gandhimathi R., Nidheesh P.V.: *Removal of pharmaceutical and personal care products in landfill leachate treatment process*. Current Opinion in Environmental Science & Health [online]. 2023, roč. 31, s. 100434. ISSN 24685844. Dostupné z: doi:10.1016/j.coesh.2022.100434
8. Slack R.J., Gronow J.R., Voulvoulis N.: *Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate*. Science of The Total Environment [online]. 2005, roč. 337, č. 1 – 3, s. 119 – 137. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2004.07.002
9. Zhang J., Yu X., Wang J., Sui Q., Zhao W.: *Impacts of garbage classification and disposal on the occurrence of pharmaceutical and personal care products in municipal solid waste leachates: A case study in Shanghai*. Science of The Total Environment [online]. 2023, roč. 874, s. 162467. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2023.162467

10. Yu X., Sui Q., Lyu S., Zhao W., Cao X., Wang J., Yu G.: *Do high levels of PPCPs in landfill leachates influence the water environment in the vicinity of landfills? A case study of the largest landfill in China*. Environment International [online]. 2020, roč. 135, s. 105404. ISSN 01604120. Dostupné z: doi:10.1016/j.envint.2019.105404
11. Wu D., Sui Q., Yu X., Zhao W., Li Q., Fatta-Kassinos D., Lyu S.: *Identification of indicator PPCPs in landfill leachates and livestock wastewaters using multi-residue analysis of 70 PPCPs: Analytical method development and application in Yangtze River Delta, China*. Science of The Total Environment [online]. 2021, roč. 753, s. 141653. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141653
12. <https://bezpecnostpotravin.cz/sladidla-a-mezinarodni-legislativa/>, staženo 15. 11. 2023
13. https://www.olecich.cz/uploads/infoLISTY/Infolisty_antibiotika.pdf, staženo 22. 9. 2023
14. <https://www.remedia.cz/archiv-rocniku/rocnik2007/3-2007/antagoniste-receptoru-AT1>, staženo 26. 6. 2022
15. Marešová D., Hanslík E., Juranová E., Sedlářová B.: *Stanovení velmi nízkých objemových aktivit tritia pro potřeby využití tritia jako stopovače*, VTEI, 2018 (60), 4: 4 – 8, ISSN 0322-8916.

An example of the use of PPCPs as tracers at the site of municipal waste landfills of various ages

Pavel ECKHARDT, Dagmar VOLOŠINOVÁ, Lenka SMETANOVÁ

T. G. Masaryk Water Research Institute, p.r.i.

Summary:

An emergency release of contaminated groundwater occurred near a municipal waste dump in the Czech Republic. It was not clear whether the contamination came from an operating secured municipal waste landfill or from contaminated sites of an old closed landfill where waste was previously stored. The waters of old and new municipal waste landfills contained similar common macropollutants as contaminated groundwater. To verify the age of the contamination, a method based on analyzes of concentrations of PPCPs (Pharmaceuticals and Personal Care Products) as tracers was tested. The method verified the presence of dozens of these substances both in the groundwater and in the landfill waters of individual parts of the municipal waste dump of various ages. Due to the gradual introduction of individual substances of the PPCPs type into the environment of the Czech Republic, it was possible to identify the age of the individual substances and thereby prove the origin of water contamination.

Keywords: *Municipal landfill, dump, contaminated site, wastewater, groundwater, micropollutants, contamination*

Vlastnosti čerstvých malt obsahujících fluidní popílek pro 3D tisk

Michal KOVÁŘÍK^a, Rostislav ŠULC^a, Martina ŠÍDLOVÁ^b, Klára PULCOVÁ^b

^a České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra technologie staveb, Thákurova 7, 166 29, Praha 6;

^b Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta chemické technologie, Ústav skla a keramiky, Technická 5, 166 28 Praha 6 – Dejvice

e-mail: michal.kovarik@fsv.cvut.cz, rostislav.sulc@fsv.cvut.cz,
martina.sidlova@vscht.cz, klara.pulcova@vscht.cz

Souhrn

Článek se zabývá využitím sulfáto-vápenatého pojiva Sorfix, jež obsahuje fluidní popílek, pro návrh směsi pro 3D tisk vytlačováním malty. V úvodu shrnuje základní požadavky na malty pro 3D tisk a představuje různé směry vývoje materiálů. V experimentální části jsou definovány chemické a fyzikální vlastnosti použitého sulfáto-vápenatého pojiva Sorfix zahrnující oxidické složení, měrnou hmotnost, měrný povrch, střední velikost částic a fázové složení. Dále jsou představeny dvě směsi pro 3D tisk SFX 450 a SFX 550, kde je pojivem Sorfix. Na čerstvých maltách, vyrobených z SFX 450 a SFX 550, byl ověřen vývoj zpracovatelnosti zkouškou rozlivu na střešacím stolku v čase 15, 30, 45 a 60 minut od smísení složek. Dále byla ve stejných časových úsecích ověřena strukturace směsi zkouškou penetrace na Vicatově přístroji v provedení s jehlou a válečkem. Změna fázového složení čerstvé malty byla sledována na práškovém difraktometru. Bylo experimentálně prokázáno, že ekologické bezcementové sulfáto-vápenaté pojivo Sorfix obsahující fluidní popílek lze s úspěšností použít pro výrobu směsí pro 3D tisk vytlačováním malty se zpracovatelností po dobu 55 minut, umožňujících tisknout objekty výšky až 850 mm z vrstev o výšce 8mm a šířce 25 – 32 mm. Dále bylo ověřeno, že 3D tiskové malty s obsahem Sorfixu jsou z hlediska chování při tisku srovnatelné s komerčně dostupnými materiály na cementové bázi. Experimentálně byla ověřena také vhodnost zkoušky rozlivem pro ověření zpracovatelnosti malty v daném časovém úseku. Zkouška penetrací válečku pro stanovení normální konzistence cementové kaše na Vicatově přístroji prokázala schopnost ověření strukturace a tím i vystavitelnosti materiálu.

Klíčová slova: 3D tisk, malty, SCM, fluidní popílek, SORFIX

Úvod

3D tisk je druh digitální fabrikace, zajišťující převod digitálních 3D modelů do fyzické podoby skrze aditivní výrobní proces. Je založen na vrstvení materiálu dle skriptu pomocí robotického výrobního zařízení, tj. 3D tiskárny. První koncept aplikace technologie ve stavebnictví navrhl Pegna¹, první funkční technologii, založenou na vytlačování cementové malty, představil pod názvem Contour Crafting Khoshnevis². Po roce 2015 nastává v této oblasti prudký nárůst počtu výzkumných projektů, kde většina se zaměřuje na technologii vytlačováním malt a betonů, kdy se ustálil název technologie 3D tisk z betonu (3DCP)³. Protože výrobní proces probíhá v na sebe vertikálně kladených vrstvách, materiál musí v čerstvém stavu splnit řadu požadavků.

Musí vykazovat dostatečnou tekutost, aby mohl být snadno čerpán hadicí do výtlačné trysky, aby následně mohl být vytlačen z trysky ve formě filamentu, musí vykazovat dostatečnou vytlačitelnost⁴. Během fáze čerpání a vytlačování vykazuje visko-plastické chování. Klíčové veličiny ovlivňující tyto vlastnosti jsou mez kluzu τ_c a viskozita μ . V nejkratším možném okamžiku po vytlačení musí materiál vykazovat vystavitelnost⁴, aby mohl vytvářet tvarově i staticky stabilní struktury z na sebe uložených vrstev, aniž by se zhroutily nebo vykazovaly nadměrné deformace^{5, 6}. Jak popsali Roussel⁷, vlivem v čase postupující hydratace a flokulace po vytlačení materiálu dochází vlivem odeznění smykového namáhání

k relaxaci a tvorbě pevné vnitřní struktury materiálu, vyjádřitelné stupněm strukturace A_{thix} . Během strukturace narůstá modul pružnosti ve smyku G spolu s mezí kluzu τ_c , naopak klesá viskozita μ , materiál se stává pevnějším a tužším.

Při návrhu materiálu splňujícího takto protichůdné požadavky je využíváno tixotropie, které je dosaženo optimalizací zrnitostní křivky s využitím jemných příměsí, přísadkami ve formě superplastifikátorů (SP) a modifikátorů viskozity (VMA)^{8, 9}. V literatuře je popsána řada metod pro měření reologie 3D tiskových malt v čerstvém stavu¹⁰.

Novátorská technologie 3D tisku z betonu přináší značný výzkumný potenciál a příležitost z hlediska trvalé udržitelnosti. V porovnání s konvenčními stavebními technologiemi umožňuje 3DCP snížit množství materiálu díky synergii digitální výroby a pokročilých konstrukčních přístupů, jako je topologická optimalizace¹¹. S cílem minimalizovat uhlíkovou stopu materiálů jsou vyvíjeny receptury, snižující obsah uhlíkově velmi nepříznivě působícího cementu ve směsích jeho náhradou různými příměsemi (SCM). Bylo prokázáno, že příměsi jako popílek, vápenec, mikrosilika nebo struska zlepšují reologii 3D tiskových směsí¹². S cílem najít plnou alternativu k cementovým směsím byly vedle toho vyvinuty materiály a technologie pro 3D tisk z geopolymérů¹³. Byly také zkoumány způsoby, jak pro výrobu 3D tiskových materiálů využít odpadů ve formě příměsí stavebního recyklátu¹⁴, recyklovaného skla¹⁵ nebo hlušiny¹⁶. Dalším takovým odpadem, který by mohl být využit pro 3D tisk je fluidní popílek produkovaný uhelnými elektrárnami. Ten, na rozdíl od klasického vysokoteplotního popílku používaného ve stavebnictví vzniká ve fluidních kotlích za současného odsiřování spalin¹⁷. Fluidní popílek tak obsahuje produkty z odsiřování, a to vápno a anhydrit¹⁸. Tento popílek tak nelze využít stejným způsobem jako klasický vysokoteplotní, a proto se hledají nové cesty pro jeho využití¹⁹⁻²¹.

Cílem této práce bylo připravit čerstvé malty pro 3D tisk technologií vytlačování malty ze sulfáto-vápenatého pojiva Sorfix²² a následně studovat jejich chování z pohledu fyzikálních vlastností těchto malt v závislosti na chemických vlastnostech vstupních složek. Součástí práce bylo srovnání těchto vlastností s komerčně dostupným materiálem.

Experimentální část

Chemické a fyzikální vlastnosti použitého sulfáto-vápenatého pojiva Sorfix zahrnující oxidické složení, měrnou hmotnost, měrný povrch, střední velikost částic a fázové složení jsou uvedeny v tabulce 1. Pojivo Sorfix je uváděno na trh společností ČEZ Energetické produkty, s.r.o. Toto pojivo obsahuje fluidní popílek a má podle informací výrobce unikátní složení chráněné čtyřmi patenty²³⁻²⁶. Vlastnosti pojiva specifikuje výrobce v technickém listu²². Prvkové složení vstupních surovin bylo stanoveno pomocí plně automatického sekvenčního XRF spektrometru Performix (Thermo ARL, Švýcarsko), vyhodnocení proběhlo pomocí softwaru UNIQUANT s chybou měření pod 1 hm. %. Pro kvantitativní stanovení fázového složení sulfáto-vápenatého pojiva byl použit přístroj X'Pert PRO. Pro kvantifikaci jednotlivých fází byl k pojivu Sorfix přidán vnitřní standard (10 hm. % ZnO). Pro stanovení distribuce velikosti částic byl použit laserový analyzátor Bettersizer ST (Dandong Bettersize Instruments Ltd., Čína). Měrná hmotnost byla stanovena pomocí heliového pyknometru BELPYCNO (Microtracs MRB, Japonsko) a měrný povrch pomocí Blainova přístroje JIP-TECH (MATEST S.p.A., Itálie), obojí podle normy EN 196-6. Ztráta žiháním (LOI) byla provedena při teplotě 950 ± 5 °C do konstantní hmotnosti vzorku.

Ze sulfáto-vápenatého pojiva (SFX) byly na základě předchozího výzkumu²⁷ připraveny dvě směsi s označením SFX 450 a SFX 550. Tyto směsi obsahovaly spolu se sulfáto-vápenatým pojivem i písek (vše výrobce Sklopisek Střeleč, Česká republika), mletý vápenec (KRVAP, Česká republika), superplastifikátor na bázi polykarboxylátů (SP), přísadu pro udržení viskozity (VMA) a polypropylénová vlákna délky 6 mm (PP). Směs SFX450 obsahovala navíc mletý křemen. Směsi byly připravovány na laboratorní míchačce ToniMIX (Toni Technik, DE). Složení směsí SFX450 a SFX550 spolu s množstvím přidané záměsové vody obsahuje tabulka 2. Suché směsi SFX450 a SFX550 byly připraveny smícháním daných poměrů složek pojiva Sorfix, vápence a kameniva. Čerstvé maltové směsi byly připraveny tak, že do mísicí nádoby byla umístěna záměsová voda spolu s SP a následně byla k vodě přidávána předem připravená daná suchá směs SFX 450 nebo SFX 550 za plynulého otáčení metly míchačky po dobu max. 4 minut. Poté byla přidána dávka VMA. Následovalo míchání další 2 minuty. Připravená kaše se po

smísení nechala 5 minut relaxovat v nádobě a následně byla podrobena jednotlivým fyzikálně-chemickým zkouškám. Jako referenční směs byl použit vícesložkový jemnozrnný kompozit na bázi cementu, dodávaný pod názvem Premix UHPC na trh společností PREMIX servis, spol. s r.o., Česká republika, jehož vlastnosti jsou specifikovány na webu výrobce²⁸. Malta z této směsi byla připravena zamícháním suché směsi do vody se SP, v poměru 130 ml vody na 1 kg suché směsi a množstvím SP 0,5 % po dobu 4 minut na laboratorní míchačce ToniMIX (Toni Technik, DE). Následně byla do směsi přidána složka VMA v množství 0,2 % a zamíchána po dobu 2 minut. Připravená kaše se po smísení nechala 5 minut relaxovat v nádobě a následně byla podrobena jednotlivým zkouškám.

Tabulka 1: Chemické a fyzikální vlastnosti sulfáto-vápenatého pojiva Sorfix, šarže 02/2022; oxidické složení (hm. %) s chybou < 1 hm. %, ztráta žíháním LOI (hm. %), měrná hmotnost, měrný povrch (m²/kg), střední velikost částic (μm) a fázové složení (hm. %).

XRF	SFX	XRD	SFX
SiO ₂	32,06	amorfní fáze	60
Al ₂ O ₃	24,67	anhydrit	15
Fe ₂ O ₃	4,94	vápno	14
CaO	21,38	křemen	9
TiO ₂	1,83	magnetit	1
SO ₃	7,84	hematit	1
Others	1,97		
LOI	5,30		
Měrná hmotnost [kg/m ³]	2675		
Měrný povrch [m ² /kg]	882		
Střední velikost částic d50 [μm]	20,15		

Tabulka 2: Složení směsí (hm. %)

Směs	SFX	písek	mletý křemen	vápenec	SP	VMA	PP	Voda
SFX 450	37,1	33,0	8,2	4,1	0,7	0,2	0,2	16,5
SFX 550	42,8	31,1	0	3,9	0,5	0,2	0,2	21,4

Vlastnosti čerstvé směsi nutné pro fungování na dané tiskové technologii s délkou tisku 60 minut z jedné dávky materiálu byly ověřeny reologických zkouškami. Za účelem stanovení a porovnání vývoje konzistence malt a tím i jejich zpracovatelnosti po dobu 60 minut byly po 15, 30, 45 a 60 minutách provedeny zkoušky rozlivu ve smyslu normy ČSN EN 1015-3 (cit.²⁹).

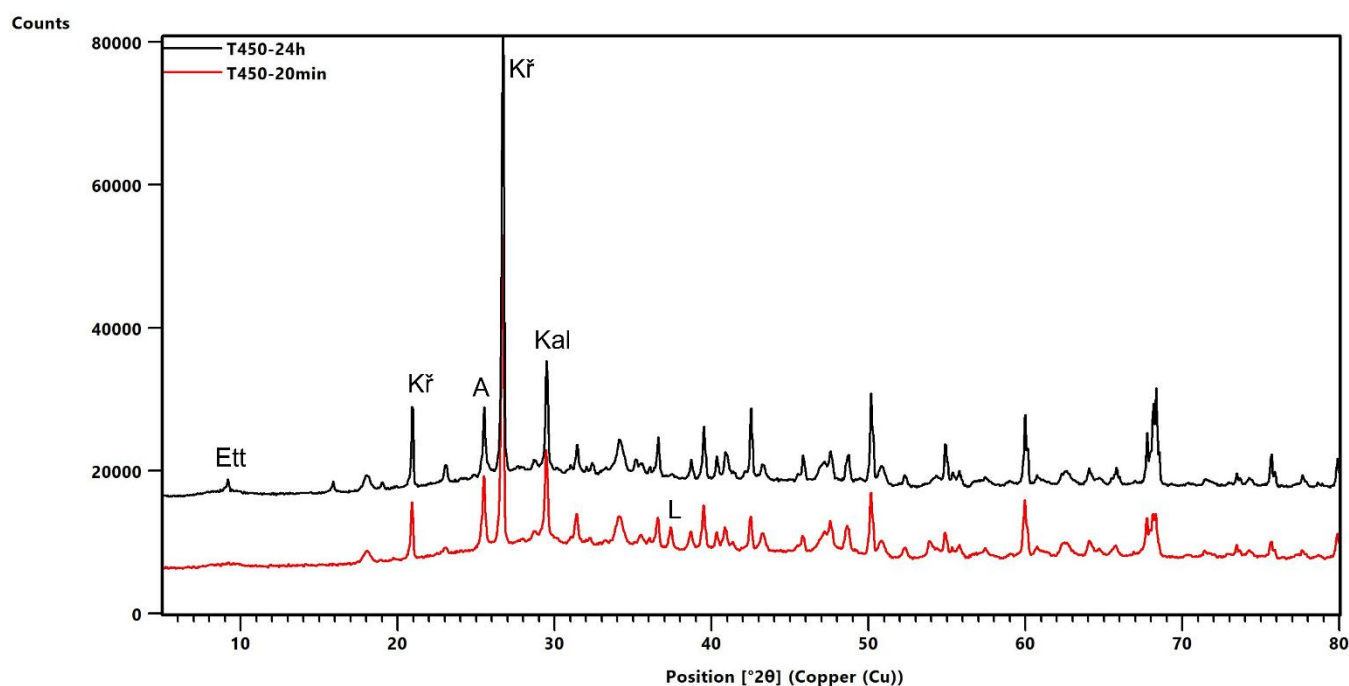
Na čerstvých maltách byly dále provedeny zkoušky penetrace na Vicatově přístroji ve smyslu normy ČSN EN 480-2 (cit.³⁰), upravené pro potřeby dané technologie 3D tisku, kdy byla měřena penetrace po 15, 30, 45 a 60 minutách. Zkouška byla prováděna kromě penetrace normové jehly také ověřovací penetrací válečkem Ø 10 mm pro stanovení normální konzistence cementové kaše ve smyslu normy ČSN EN 196-3 (cit.³¹).

Změna fázového složení čerstvé malty SFX 450 a SFX 550 byla sledována na práškovém difraktometru X'Pert PRO v Bragg-Brentanově parafokusující geometrii s použitím vlnové délky CoK_α záření ($\lambda = 1,7903 \text{ \AA}$, $U = 35 \text{ kV}$, $I = 40 \text{ mA}$). Data byla naskenována pomocí ultrarychlého 1D detektoru X'Celerator v úhlovém rozsahu 5 – 60° (2θ) s krokem měření 0,017° (2θ) a časem čítání 20,32 s krok⁻¹. Vyhodnocení dat bylo provedeno programem HighScore Plus 4.0. Čas měření od zamíchání byl 20 min a 24 hodin pro obě maltové směsi.

Reálné ověření nastavených parametrů směsi probíhalo na tiskové aparatuře, umožňující tisk technologií vytlačování malty. Vážení složek materiálu pro tisk bylo prováděno na váze CAS DB2. Míchání probíhalo s pomocí dvoumetrového míchadla Festool MX 1600/2 EQ DUO DOUBLE. Čerpání zajišťovalo ručně plněné peristaltické čerpadlo Sanax S8 s pomocí hadice DN25. Tisk probíhal na karteziánské 3D tiskárně (Experimentální prototyp) s tiskovým prostorem 1000x1000x1000 mm, řízené systémem Arduino za pomoci rozhraní Pronterface. Rychlost pohybu výtlačné trysky o kruhovém průřezu průměru $d=18\text{mm}$ byla 60 mm/s, vytlačování probíhalo rychlostí 0,35 – 0,45 l/min. Tiskové skripty ve formátu gcode byly generovány v prostředí Rhinoceros 7, s pluginem pro parametrické modelování Grasshopper a pluginem pro 3D tisk Silkworm. Byla tištěna různá zkušební tělesa s vrstvami výšky 8 mm a šířky 25 – 32mm.

Výsledky a diskuse

Fázové složení bylo sledováno ve dvou časech, a to po zamíchání (20 min) a po vytvrzení ve vlhkostní skříni (24 h). Obrázek 1 zobrazuje difraktogramy naměřené pro směs SFX 450, přičemž pro směs SFX 550 bylo dosaženo srovnatelných výsledků s tím rozdílem, že ve směsi SFX 550 byl detekován z pohledu krystalických fází vyšší obsah SiO_2 , což koresponduje se vstupním složením směsi. V souladu s prací Škvára a kol.²⁰ bylo zjištěno, že v zatvrdlém vzorku (24h) došlo ke vzniku nové krystalické fáze ettringitu. Současně došlo ke spotřebování vápna a částečně anhydritu při hydratačních reakcích. Naopak křemen a vápenec (kalcit) se hydratačních reakcí neúčastní.



Obrázek 1: Difraktogram směsi SFX 450 po 20 min a 24 h hydratace; Ett – ettringite, Kř – křemen, A – anhydrite, Kal – kalcit, L - vápno

Hodnoty rozlivu jsou shrnuty v tabulce 3. Nejnížší hodnoty rozlivu byly ve sledovaném intervalu zaznamenány pro komerční směs PREMIX (120 – 105 mm). Nejvyšší hodnoty byly naopak zaznamenány pro směs SFX 550 (170 – 165 mm), jež měla ve srovnání se směsí SFX 450 vyšší vodní součinitel. U směsí SFX 450 a PREMIX hodnoty rozlivu s rostoucím časem klesaly, naopak u směsi SFX 550 byl pokles hodnot rozlivu minimální, v intervalu 30 – 60 min od zamíchání pak byl nulový, což lze vysvětlit nízkou tixotropií této směsi.

Tabulka 3: Rozliv směsí ve smyslu normy ČSN EN 1015-3

Směs	t+15 min	t+30 min	t+45 min	t+60 min	pokles t+15 až t+60
	Rozliv (mm)				
SFX 450	155	145	135	130	16%
SFX 550	170	165	165	165	3%
PREMIX	120	110	110	105	13%

V rámci zkoušek bylo nutno ověřit, že směs dosahuje dostatečného stupně struktury, zajišťujícího vystavitelnost, nutnou pro stabilitu tištěných vrstev, zatížených nadležnými vrstvami během 60 minut tisku. Struktura byla ověřována zkouškou penetrace do směsi na Vicatově přístroji.

Tabulka 4: Penetrace jehlou ve smyslu normy ČSN EN 480-2

Směs	t+15 min	t+30 min	t+45 min	t+60 min
	Penetrace (mm)			
SFX 450	40	40	40	40
SFX 550	40	40	40	40
PREMIX	40	40	40	40

Zkouška v čase 15, 30, 45 a 60 minut po smísení složek nezachytila u žádného zkoušeného materiálu odpor proti pronikání jehly, a tedy ani tuhnutí ve smyslu normy ČSN EN 480-2 (cit.³⁰). Dá se předpokládat, že důvodem je nízká hodnota odporu zkoušených směsí v prvních 60 minutách proti pronikání štíhlé jehly. Směsi přitom opticky i pohmatem vykazovaly značnou tuhost, což se dá v souladu se⁷ přisoudit nárůstu meze kluzu, snížení viskozity, a tedy nárůstu struktury materiálu vlivem relaxace silně tixotropní směsi. V delším časovém horizontu nebylo další měření relevantní z důvodu délky tiskového procesu 60 minut. Pro ověření struktury byla proto provedena ověřovací penetrace válečkem Ø 10 mm pro stanovení normální konzistence cementové kaše ve smyslu normy ČSN EN 196-3 (cit.³¹), tabulka 5. Výsledky i následný tisk ukázaly, že tato modifikace dané metody mnohem lépe ověřuje strukturu nutnou pro vystavitelnost směsi pro danou technologii 3D tisku. Lze konstatovat, že směs SFX 550 měla horší náběh struktury ve srovnání se směsí SFX 450 a PREMIX. Srovnatelných výsledků bylo dosaženo pro vzorky PREMIX a SFX 450, jež dosáhly již po 30 minutách nulové, resp. 2 mm penetrace válečku.

Tabulka 5: Penetrace válečkem Ø 10 mm ve smyslu ČSN EN 196-3

Směs	t+15 min	t+30 min	t+45 min	t+60 min
	Penetrace (mm)			
SFX 450	10	2	1	0
SFX 550	40	19	3	0
PREMIX	2	0	0	0

Srovnáním výsledků stanovení stupně struktury (penetrace válečkem/modifikovanou zkouškou s válečkem) s výsledky zkoušek rozlivu lze konstatovat, že u obou zkoušek bylo dosaženo srovnatelných výsledků. Směs PREMIX vykazovala nejrychlejší náběh struktury, současně ale vykazovala horší zpracovatelnost. Pomalejší náběh pevností směsí s obsahem Sorfixu oproti cementové směsi Premix lze vysvětlit odlišným způsobem hydratace pojiva, kdy u Sorfixu dochází k postupné reakci portlanditu se síranem vápenatým a s jílovitými částmi popílku za vzniku ettringitu, přičemž CSH gel se začíná tvořit až v pozdějších fázích^{20, 32, 33, 34}.

Na základě výše uvedených zkoušek byly připraveny směsi pro 3D tisk v množství 12 kg. V průběhu zkoušky čerpatelnosti a vytlačitelnosti z trysky vykazovaly posuzované směsi SFX450 a SFX550 skvělou čerpatelnost i vytlačitelnost. Po vyladění parametrů tiskového procesu, tj. rychlosti čerpání, rychlosti trysky a rychlosti vytlačování na daný materiál bylo ze směsi SFX450 vytištěno dle tiskového skriptu těleso o rozměrech 200x200x450 mm vrstvou 8x22 mm, obrázek 2a. Tištěné vrstvy dosahovaly vysoké kvality bez trhlin a deformací. Ze směsi SFX550 dle identického skriptu bylo vytištěno srovnatelné těleso, kde bylo z důvodu tekutější konzistence a horší vystavitelnosti nutno tisknout širší vrstvou 8x30mm, obrázek 2b. Kvalita tisku byla oproti SFX450 více ovlivněna deformací vrstev při vytlačování šnekem. Rozdíly ve vystavitelnosti i konzistenci lze přičíst vyššímu obsahu Sorfixu u směsi SFX550, kde musel být navíc zvýšen vodní součinitel a z receptury byla vyjmuta inertní křemenná moučka. Následně byla ověřena zpracovatelnost a vystavitelnost směsi SFX450 tiskem zakřiveného tělesa výšky 850 mm o délce tiskového procesu 55 minut. Směs vykazovala stabilní čerpatelnost i vytlačitelnost, doba zpracovatelnosti tedy dosáhla 55 minut, zároveň umožnila tisk do výšky 850 mm bez deformace nebo kolapsu, tedy vykazovala vysokou vystavitelnost, obrázek 3. Směs SFX450 lze tedy z hlediska tisku považovat za více použitelnou než SFX550.

Srovnávacím testem tisku komerčně dostupné cementové směsi PREMIX bylo vytištěno dle stejného skriptu identické těleso, které bylo kvalitou tisku srovnatelné se směsí SFX450, obrázek 2c.



Obrázek 2: Výtisky z posuzovaných směsí: a) SFX450, b) SFX550, c) PREMIX

Obrázek 3: Výtisk ze směsi SFX450 výšky 850mm

Závěry

Bylo prokázáno, že ekologické bezcementové sulfáto-vápenaté pojivo Sorfix obsahující fluidní popílek lze s úspěšností použít jako pojivo ve směsích pro 3D tisk vytlačováním malty.

Zkouška na Vicatově přístroji ukázala, že pro ověření stupně strukturace u tixotropních směsí pro 3D tisk se jeví jako vhodný penetrační nástroj váleček \varnothing 10 mm pro stanovení normové konzistence cementové kaše namísto jehly pro zkoušku tuhnutí malty.

Výsledky ze zkoušky rozlivem jsou použitelné pro posouzení zpracovatelnosti malty pro 3D tisk a korelují s výsledky upraveného penetračního testu.

Směsi se Sorfixem vykazují pomalejší nárůst počáteční pevnosti oproti referenční cementové směsi z důvodu rozdílného chemismu Sorfixu a cementu.

Poděkování

Tento článek vznikl s podporou grantu Studentské grantové soutěže ČVUT č. SGS23/148/OHK1/3T/11 Zvýšení trvalé udržitelnosti zděných a betonových konstrukcí s využitím robotů.

Literatura

1. Pegna J.: Automation in Construction 5, 427 (1997). doi: 10.1016/S0926-5805(96)00166-5.
2. Khoshnevis B.: Automation in Construction 1, 5 (2004). doi: 10.1016/j.autcon.2003.08.012.
3. Leal Da Silva W. R.: <https://3dconcreteprinting.info>, staženo 10. 9. 2023
4. Le T. T. a 5 spoluautorů: Materials and Structures 8, 1221 (2012).
5. Rehman A. U., Kim J. H.: Materials 14 (2021). doi: 10.3390/ma14143800.
6. Van Overmeir A. L. a 4 spoluautoři: Construction and Building Materials 324 (2022). doi: 10.1016/j.conbuildmat.2022.126411.
7. Roussel N.: Cement and Concrete Research 112, 76 (2018) <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2018.04.005>.
8. Marchon D. a 4 spoluautoři: Cement and Concrete Research 112, 96 (2018). doi: 10.1016/j.cemconres.2018.05.014.
9. Zhang Ch. a 6 spoluautorů: Cement and Concrete Composites 122 (2021). doi: 10.1016/j.cemconcomp.2021.104155.
10. Jayathilakage R., Rajeev P., Sanjayan J.: Buildings. 8 (2022). doi: 10.3390/buildings12081190.
11. Vantuyghem G. a 3 spoluautoři: Automation in Construction 112 (2020). doi: 10.1016/j.autcon.2020.103084.
12. Teixeira J. a 5 spoluautorů: Sustainability 14, 3970 (2022). doi:10.3390/su14073970.
13. Lazorenko G., Kasprzhitskii A.: Additive Manufacturing, 55 (2022). doi:10.1016/j.addma.2022.102782.
14. Rahul A.V. a 3 spoluautoři: Cement and Concrete Composites, 125 (2022). doi:10.1016/j.cemconcomp.2021.104311.
15. Liu J. a 4 spoluautoři: Construction and Building Materials. 314 (2022) doi:10.1016/j.conbuildmat.2021.125561.
16. Ma G., Li Z., Wang L.: Construction and Building Materials 162, 613 (2018). doi:10.1016/j.conbuildmat.2017.12.051.
17. Basu P.: Chemical Engineering Science 54, 5547 (1999). doi:10.1016/S0009-2509(99)00285-7.
18. Šídllová M. a 5 spoluautorů: Waste Forum. 276 (2019)
19. Ohenoja K. a 3 spoluautoři: Sustainability 12 (2020) 1. doi: 10.3390/su12072988.
20. Škvára F. a 3 spoluautoři: Cement and Concrete Composites 93, 118 (2018) doi:10.1016/j.cemconcomp.2018.06.020.
21. Šmilauer V. a 7 spoluautorů: International Conference - Building Materials, Products and Technologies, 29th September - 1st October 2021, Telč - Czech Republic (Výzkumný ústav stavebních hmot, ed.) str. 1205 (2021). doi: 10.1088/1757-899x/1205/1/012004.
22. <https://www.cezep.cz/cs/aktuality/ekologicke-pojivo-sorfix-141806>, staženo 23. 9. 2023
23. Škvára F., Šulc R., Snop R.: CZ 306 484 B6 (2017)
24. Šulc R., Škvára F., Snop R.: CZ 308 486 B6 (2020)
25. Šulc R., Škvára F., Snop R.: CZ 308 584 B6 (2020)
26. Škvára F., Šídllová M., Polonská A.: CZ 308 850 B6 (2021)
27. Kovářik M.: Disertační práce. České vysoké učení technické v Praze, Praha 2023.
28. <https://valucem.cz/#technologie>, staženo 16. 9. 2023

29. ČSN EN 1015-3 (722400): Zkušební metody malt pro zdivo - Část 3: Stanovení konzistence čerstvé malty (s použitím střešacího stolku) (březen 2000).
30. ČSN EN 480-2 (722325): Přísady do betonu, malty a injektážní malty - Zkušební metody - Část 2: Stanovení doby tuhnutí (leden 2007).
31. ČSN EN 196-3: Metody zkoušení cementu - Část 3: Stanovení dob tuhnutí a objemové stálosti (září 2017).
32. Bensted J.: Cement and Concrete Composites 25, 873 (2003)
33. Pajares I., Martinez-Ramirez S., Blanco-Varela M. T.: Cement and Concrete Composites 25, 861 (2003)
34. Kohler S , Heinz D., Urbonas L.: Cement and Concrete Research 36, 697 (2006)

Properties of fresh mortars containing FBC ash for 3D printing

Michal KOVÁŘÍK^a, Rostislav ŠULC^a, Martina ŠÍDLOVÁ^b, Klára PULCOVÁ^b

^a Czech Technical University in Prague, Faculty of Civil Engineering, Department of Construction Technology, Thákurova 7, 166 29, Praha 6

^b University of Chemistry and Technology, Faculty of Chemical Technology, Department of Glass and Ceramics, Technická 5, 166 28 Praha 6 – Dejvice

e-mail: michal.kovarik@fsv.cvut.cz, rostislav.sulc@fsv.cvut.cz, martina.sidlova@vscht.cz, klara.pulcova@vscht.cz

Summary

This paper deals with the use of Sorfix, a sulphate-calcium binder containing fluidized bed combustion ash, for the design of a mortar mix for extrusion-based 3D printing. In the introduction, it summarizes the basic requirements of mortars for 3D printing and introduces different directions of material development. In the experimental section, the chemical and physical properties of the Sorfix sulphate-calcium binder used are defined, including oxide composition, specific gravity, specific surface area, average particle size and phase composition. In addition, two Sorfix-based 3D printing mixtures, SFX 450 and SFX 550 are presented. The development of workability was verified on fresh mortars SFX 450 and SFX 550 by a flow test at 15, 30, 45 and 60 minutes after mixing the ingredients. Furthermore, the mix structuration was verified at the same time intervals by a penetration test using a needle and a consistency plunger Ø 10 mm on a Vicat apparatus. A change in phase composition of the fresh mortar was monitored on a powder diffractometer. It was experimentally demonstrated that Sorfix, an eco-friendly cement-free sulphate-lime binder containing fluidized bed combustion ash, can be successfully used to produce 3D printing mortar with a workability time of 55 minutes, allowing objects up to 850mm in height to be printed using layers 8mm high and 25-32mm wide. It was further verified that 3D printing mortars containing Sorfix are comparable to commercially available cement-based materials in terms of printing behaviour. The suitability of the flow test to define the workability of the mortar in a given time period was experimentally verified. The penetration test on a Vicat apparatus using a consistency plunger Ø 10 mm demonstrated the ability to verify the structuration and buildability of the material.

Keywords: 3D printing, concrete, mortars, SCM, CFBC fly ash, SORFIX

Medical Waste in the Czech Republic: Current Trends and Future Challenges

Julie MOKRA^a, Jana LOOSOVA^{a,b}, Petr GRUSMAN^c

^aTechnical University of Liberec, Studentska 1402/2, 461 17 Liberec 1

^bRegional Public Health Authority of Liberec Region, Husova 186/64, 460 31 Liberec 5

^cINISOFT Consulting, s.r.o., Rumjancevova 696, 460 01 Liberec 1

e-mail: julie.mokra@tul.cz

Summary

The article deals with the analysis of the current production and management of medical waste (European Waste Catalogue Sub-Chapter 18 01) and reveals trends that reflect the setting of the waste market in the Czech Republic. New legislative changes in the field of waste and health care safety will influence these trends. Furthermore, the article outlines other external environmental factors that will have an impact on healthcare waste management, especially in relation to the requirements for environmentally sound operation of healthcare facilities.

Keywords: medical waste, national waste legislation, environmental responsibility

Introduction

The current field of waste management is changing and this also applies to medical waste and its material flows. The specificity of medical waste lies in the health risks associated with the hazardous properties of the waste, in particular its infectivity, toxicity, carcinogenicity, mutagenicity, ecotoxicity, which are associated with the following types of medical waste: infectious waste, sharps, chemicals, unusable pharmaceuticals, radioactive substances, etc., and therefore the area needs to be addressed not only from an environmental but also from a public health point of view. The above-mentioned types of waste are generated in various types of health and social care facilities, such as hospitals, clinics, outpatient facilities (individual physicians), small facilities (ambulance services), long-care facilities, nursing homes, etc., and other facilities as pharmacies. However, such waste may also be generated by health care provided in the patient's own social environment. The aim of this article is to answer the question of what is the current situation in the Czech Republic with regard to the production of medical waste and how has the production of medical waste been affected by covid-19 pandemic. The second part presents the newly introduced external factors influencing the trends in waste production, i.e. the regulatory legal framework and the waste disposal and recovery infrastructure. The paper concludes this analysis by translating the above external impacts into challenges for the current requirements for environmentally sustainable operation of healthcare facilities.

Methods

The analysis of waste production is based on the data obtained from the Information system of waste management (ISOH) and its public part (VISOH), which is managed by the Czech Environmental Information Agency (CENIA) under the Ministry of Environment. The healthcare facility segmentation is based on data and registries from the Institute of Health Information and Statistics of the Czech Republic (IHIS CR). The information on incinerators performance is based on data from the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI). The chosen period is in some part of the analysis fluctuating between 2012 and 2013 given by the availability of reliable data from the public registries.

The medical waste description corresponds to the European Waste Catalogue (EWC) chapter 18 (Healthcare waste), respectively sub-chapter 18 01 (wastes from natal care, diagnosis, treatment or prevention of disease in humans). In Table 1 is a list of analysed codes for the given period. The authors are aware that other types of wastes are produced within the healthcare facilities (municipal type of waste, packaging etc.) The situation on the medical waste market during the period under consideration (i.e. acceptable costs of hazardous waste disposal) has favoured the observation of trends in the production of medical waste within chapter 18 01 alone.

Table 1: Wastes from natal care, diagnosis, treatment or prevention of disease in humans

EWC code	Description
18 01 01	sharps (except 18 01 03)
18 01 02	body parts and organs including blood bags and blood preserves (except 18 01 03)
18 01 03*	wastes whose collection and disposal is subject to special requirements in order to prevent infection
18 01 04	wastes whose collection and disposal is not subject to special requirements in order to prevent infection (for example dressings, plaster casts, linen, disposable clothing, diapers)
18 01 06*	chemicals consisting of or containing dangerous substances
18 01 07	chemicals other than those mentioned in 18 01 06
18 01 08*	cytotoxic and cytostatic medicines
18 01 09*	medicines other than those mentioned in 18 01 08
18 01 10*	amalgam waste from dental care

Source: European Waste Catalogue, * Hazardous (special) wastes

Even though only the waste originators who exceed the statutory limits (100 tonnes of non-hazardous waste, 100 kg or 600 kg of hazardous waste) report their production to the system, the system also detects the production of waste by those who do not report, from the reports of authorised entities. Waste production was presented in the form of graphs due to the conditions of data provider. This data source was also used to monitor the different ways of medical waste treatments. In this case, the data reported in the annual reports on waste production and management in each year by authorised entities, i.e. operators of waste collection, treatment, recovery or disposal facilities, were used. The individual treatment methods are recorded in the reports by means of so-called "treatment codes". Treatment codes for medical waste are described in Table 2. The codes are based on Eurostat's Manual on waste statistics - a handbook for data collection on waste generation and treatment.

Table 2: Treatment codes for medical waste and their brief description (Eurostat).

Disposal and recovery codes for medical waste (18 01)	
D1	Deposit into or onto land, e.g. landfill
D8	Biological treatment resulting in final compounds or mixtures which are discarded by any of the operations numbered D1 to D12
D9	Physic-chemical treatment resulting in final compounds or mixtures which are discarded by any of the operations numbered D1 to D12, e.g. evaporation, drying
D10	Incineration on land
D13	Blending or mixing prior to submission to any of the operations numbered D1 to D12
D14	Repackaging prior to submission to any of the operations numbered D1 to D13
N3	Transfer to another authorised person (notifier) – excl. transporter
N5	Stock balance as at 31 December of the reporting year
N7	Cross-border transport of waste to an EU Member State from the Czech Republic
R1	Use principally as a fuel or other means to generate energy
R2	Solvent reclamation/regeneration
R4	Recycling/reclamation of metals and metal compounds
R12	Exchange of wastes for submission to any of the operations numbered R1 to R11

Results

The quantity of medical waste generated in the Czech Republic between 2013 and 2021, based on data from the electronic waste register collected at ISOH, which is partly accessible to the public as VISOH, is shown in Figure 1. The ISOH data in combination with the IZIS CR registers allow a segmentation of waste generation by type of facility. For 2020-2021, VISOH data were used to extrapolate the share of each type of facility. The details of the analysis¹ (in Czech only) are available to the public.

The total production increased by 35% from 2013 to 2021 and the growth of this production is practically linear. The impact of the covid-19 pandemic and the shift between the "other non-hazardous" (O) and "hazardous" (N) categories can be observed, despite reductions in some types of health care.

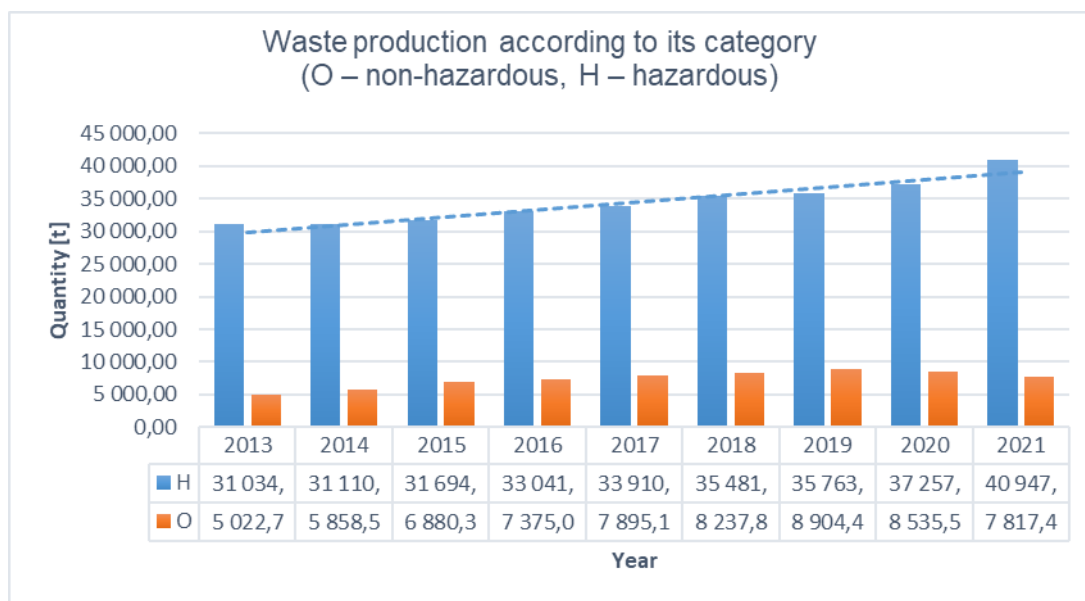


Figure 1: Total waste production of medical waste in the Czech Republic according to its hazard category

Figure 2 shows in more detail the contribution of each type of healthcare facility to the total production of healthcare waste. Hospitals are the largest producers of healthcare waste. They produce more than 55% of all healthcare waste. Other major contributors are long-term care facilities and homes for the elderly (more than 22%). Other healthcare and non-healthcare facilities produce more than 20% of healthcare waste each year. Home care accounts for 1 – 2% of reported generation. In the legend, the item "Other medical waste producers" includes e.g. pharmacies, physiotherapists etc., and the item "Non-healthcare producers of similar waste" refers to tattoo parlours, cosmetic services, pedicure, etc.

For the years 2020 – 2021, the contributions of each type of facility have only been estimated on the basis of historical trends established using data from ISOH up to 2019. The data source for 2020 – 2021 is the public part of the Czech Waste Management Information System - VISOH.

In terms of the share of individual types of medical waste in total production, waste with the catalogue number 18 01 03, i.e. waste whose collection and disposal is subject to special requirements with regard to the prevention of infection, is in the first place. This type of waste represents more than 70% of the total yearly medical waste production.

Waste with the catalogue number 18 01 04, the collection and disposal of which is not subject to special requirements with regard to the prevention of infection, comes second in the ranking. An upward trend can be observed for this type, which was interrupted by the covid-19 pandemic period. The increasing production of waste 18 01 04 can be observed in particular in long-term care facilities and homes for the elderly. This waste is usually disposable health material and absorbent hygienic products which, after the decontamination, is classified under the above catalogue number. An overview of the production of individual waste types in tonnes in the Czech Republic between 2013 and 2021 is shown in Figure 3.

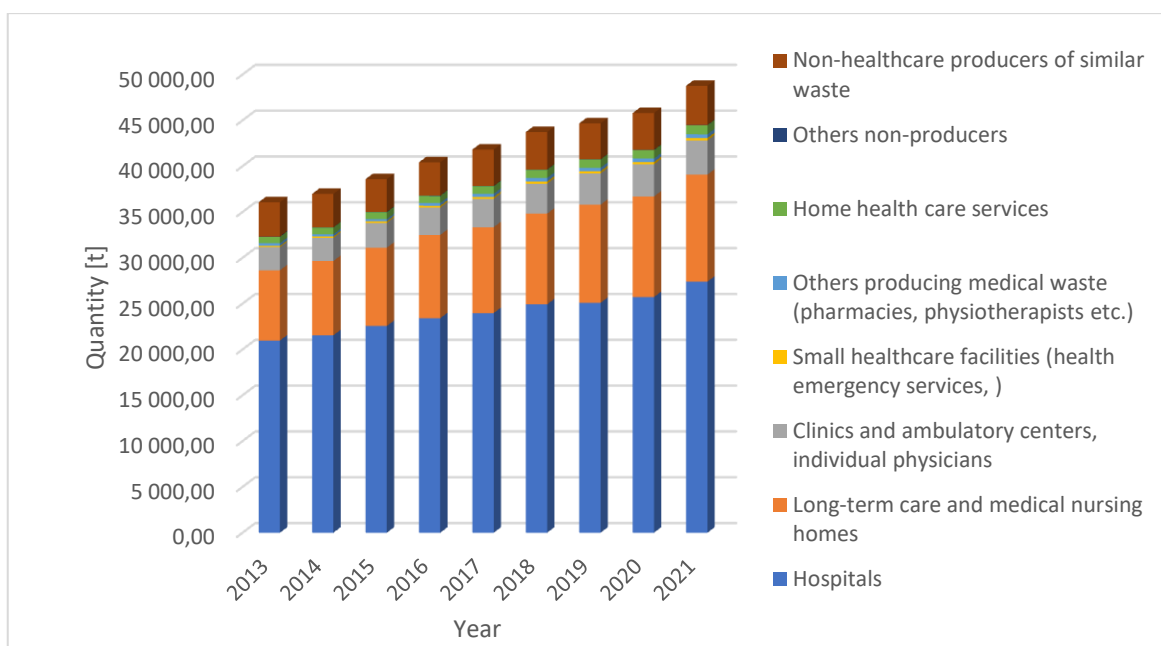


Figure 2: Share of different types of healthcare facilities on the total production of medical waste between 2013 – 2021.

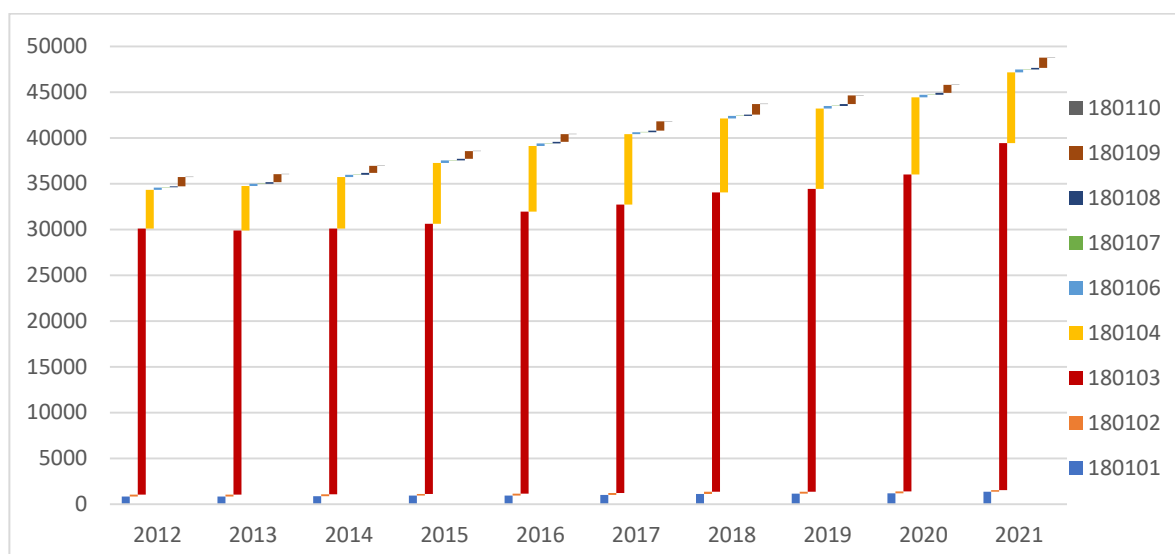


Figure 3: The proportion of each type of waste in the total production of medical waste between 2013 and 2021, according to the number of EWC codes.

Another perspective is to look at the generation of different types of medical waste by the type of health care facility, that was segmented in Figure 2. The hospitals and the long-care centres and homes for elderly were chosen for further visualisation in Figure 4 and Figure 5.

Figure 4 focuses on the share of each type of waste in hospitals, where 18 01 03 waste is clearly dominant. Figure 5 analyses the production of healthcare waste in long-term care facilities and homes for the elderly, where the production of 18 01 04 waste is increasing faster than that of infectious waste with catalogue number 18 01 03.

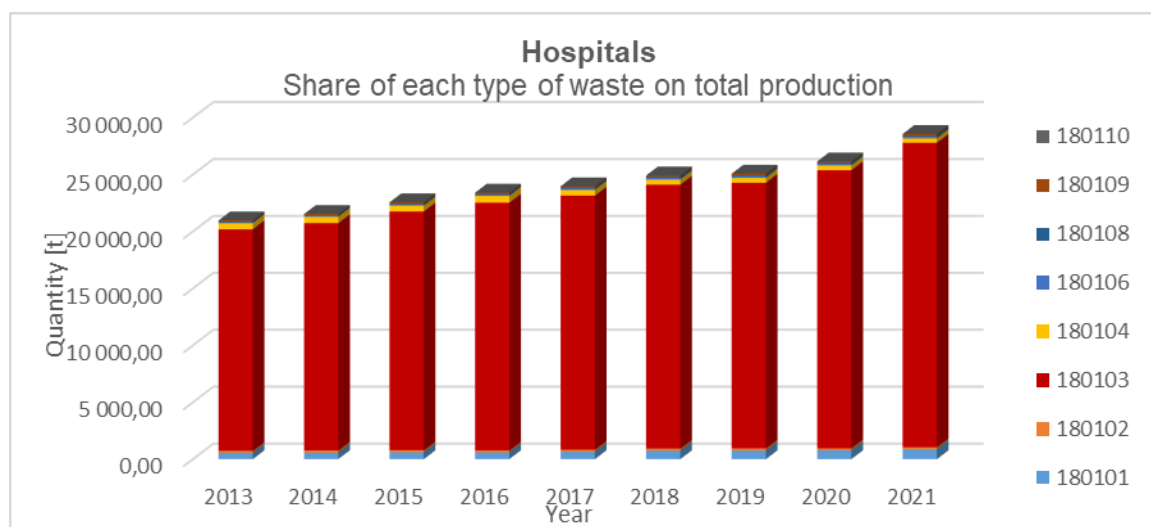


Figure 4: Share of individual waste types by EWC codes in the total production of medical waste in the Czech Republic in hospitals 2013 – 2021.

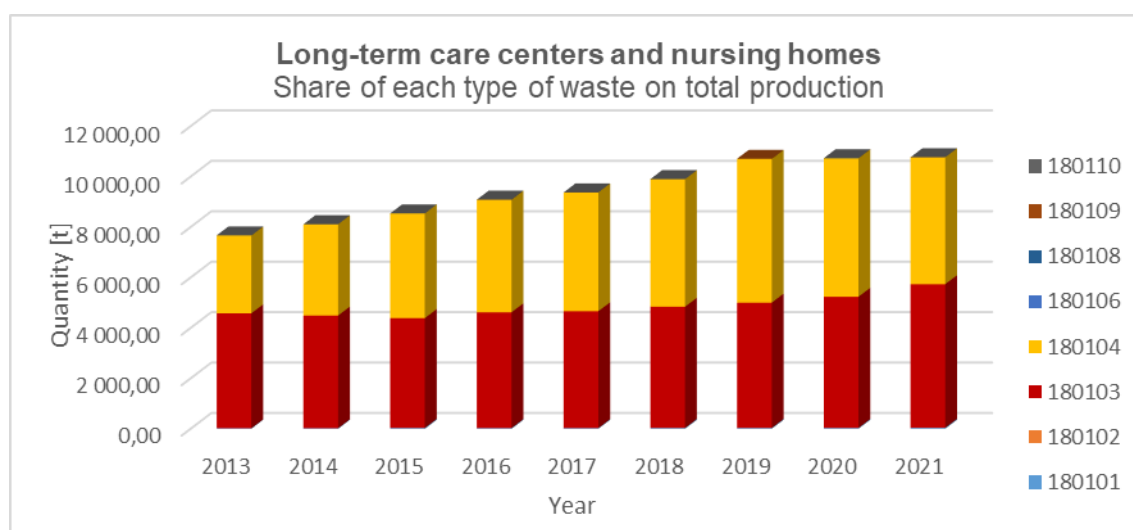


Figure 5: Share of individual waste types by EWC codes in the total production of medical waste in the Czech Republic in long-term care centers and nursing homes between 2013 – 2021.

The waste registered as medical in the national system could be tracked by the national digital waste information system ISOH. All disposal and recovery paths are listed in Table 3 and Table 3a, based on data from ISOH and its public part VISOH respectively, according to Eurostat codes. A description of the selected codes for each of the management operations from Table 3 is given in Table 2. The public part of the VISOH information system does not cover all codes, so not all codes can be observed continuously.

Table 3 shows an analysis of the total quantity of medical waste that was recovered or disposed of in the Czech Republic in the period 2012 – 2019. Most of the waste was incinerated (D10), which accounts for 60 – 70% of the total final treatment of medical waste each year. Waste treatment prior to recovery or disposal accounts for about 7 – 19%. 5 – 11% was used for energy recovery, but the trend is declining. On the other hand, landfilling increased by 9 – 16% each year. The ISOH data in Table 3 show that the total generation of medical waste is increasing at an average annual rate of 3.8%. For these waste transfers, N3, i.e. the handling of waste in connection with transport, storage, etc. by other authorised persons who are obliged to declare the waste (in addition to the generators and the operators of disposal or recovery facilities), is growing at an average rate of about 6.2%. This is practically double the rate. In practice, this means that on average each batch of medical waste is handed over to an authorised person twice before it reaches a facility for final disposal.

Table 3: Management of medical waste in the Czech Republic in tonnes per year, 2013 – 2019

Treatment code	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
D1	3 503.33	3 924.66	4 979.81	5 346.89	6 118.56	6 553.82	6 921.31
D10	24 260.57	25 148.34	26 540.14	27 528.50	28 383.51	28 990.64	26 923.28
D13	13.24	20.25	19.97	17.38		15.60	22.62
D14	3 026.63	2 372.94	2 435.82	3 079.04	2 981.85	3 506.26	611.36
D15	1.34						
D8	60.18	50.71	56.74	52.35			
D9	120.25	88.99	626.98	640.34	734.39	1 227.63	6 470.56
N3	66 084.92	67 942.26	71 154.23	80 513.40	84 333.16	90 397.88	94 561.86
N5	423.35	600.72	871.54	715.07	726.30	776.39	539.32
N53	182.71	74.56	104.10	262.49	211.76	138.88	286.31
N7	1.84	1.45	0.50	1.67	14.97	2.03	0.01
R1	4 283.23	4 654.10	2 900.25	2 718.89	2 330.89	2 639.21	2 298.07
R10		2.35					
R11	0.28						
R12	68.47	227.76	575.51	559.61	1 181.07	579.61	1 426.55
R13		0.04					
R2	1.58	10.25	7.07	1.24	0.08	0.05	
R3		0.00				33.94	

Data source: ISOH

Table 3a adds information on the changes in the management of medical waste according to the information collected in the national VISOH system during the covid-19 pandemic period. It can be seen that the proportion of waste generated from the "other" category decreased and that the generation of "hazardous" waste increased, thus necessitating an increase in the use of disposal methods other than landfilling (D1), in particular incineration (D10) and energy recovery (R1).

Table 3a: Management of medical waste in the Czech Republic in tonnes per year, 2020-2021

Treatment code	2020	2021
D1	6 592.97	4 120.04
D10	28 136.70	33 314.53
D13	14.63	21.02
D14	463.15	295.66
D9	6 406.52	5 529.55
R1	2 441.14	3 301.15
R12	1 593.70	1 858.99
N7	1.67	0.83

Data source: VISOH

Legislative and regulatory framework for medical waste management

The most important legislative change regulating the framework of waste management in the Czech Republic is Act No. 541/2020 Coll. on Waste, as amended, which entered into force on 1 January 2021 (hereinafter also referred to as the Act or the Waste Act).

An entirely new Volume 10 entitled "Waste from Health and Veterinary Care" has been added to this basic act. This includes the obligation to draw up waste management guidelines as part of the operating regulations under the Public Health Act; it deals with waste from home care, the monitoring of waste in pharmacies in the form of waste records, and there is also an emphasis on training in healthcare facilities.

The details are set in implementing decrees. Decree No. 8/2021 on the Waste Catalogue and the Evaluation of Waste Properties (Waste Catalogue) and Decree No. 273/2021 on the Details of Waste Management.

Section 72 of Decree No. 273/2021 Coll. on medical waste deals with the scope of waste sorting, waste sorting equipment, the obligation to remove waste from the workplace on a daily basis, as required by Decree No. 306/2012 Coll. on the conditions for the prevention and spread of infectious diseases and on hygiene requirements for the operation of health care facilities and social care facilities, as amended.

Highly infectious waste must be treated immediately after generation by decontamination using certified technological equipment.

The annexes to the Decrees address the elements of the guidelines for the management of healthcare waste, the categories of personnel for the purpose of training for the management of healthcare waste and the requirements for the content of the training.

The treatment of healthcare waste is covered in more detail in Section 74, which requires that the operating rules of a facility designated for waste management that carries out decontamination of hazardous properties HP9 infectivity must specify the method and frequency of control of the effectiveness of decontamination, including the establishment of physical, chemical and biological indicators. The procedures shall also include the establishment of a method for recording the progress of each decontamination cycle. In addition, this paragraph provides that the operator must continuously check the setting of the technical parameters that affect the effectiveness of the decontamination process and have the facility inspected at least once a year by an authorised service company, recording the checks carried out in the facility logbook and archiving the documents. Finally, effective decontamination is defined by reference to the decontamination efficiency classes in the Annex to this Decree.

Section 75 deals with the management of household medical waste, but is limited to pharmaceutical waste. It specifies the method of collection, the reimbursement of costs to pharmacies by the regional government and the method of reporting this waste.

The expected development of health care in the patient's own social environment due to the demographic situation is so far only reflected in a few principles in Section 89 of the Act.

Thus, in addition to the legislation, the issue of healthcare waste management is covered by the partially updated and expanded "Methodology for the management of waste from medical, veterinary and similar facilities", published in January 2023, which was prepared by the National Institute of Public Health in Prague (NIPH) in 2022² and addresses in more detail the various aspects of the entire process of managing this waste based on the WHO recommended procedures. The extension, entitled "Guidelines for the management of waste from selected health care activities in outpatient health care facilities, activities of epidemiological significance and in the patient's own social environment", defines in more detail the fulfilment of the obligations of the Act in environments where waste falling under cat. no. 18 01 is also generated and managed. The methodology is based on the original methodology certified by the Ministry of Environment in 2016.

Challenges for the environmentally sound operation of healthcare facilities

On the side of the regulation of healthcare supplies and technologies for healthcare providers in the Czech Republic, new challenges are emerging in this respect, which are related not only to the new legislation on responsible procurement (amendment to Act No. 134/2016 Coll.), but also to the legislation on safe and quality medical devices (MDR Regulation, 2017) and cost-effective medical technologies (HTA Regulation, 2021). In this regard, procedural management approaches, robust quality management systems and regular accreditations are always a definite advantage for healthcare providers.

As part of the transition to a circular economy, further legislative measures to regulate the waste market can be expected in the medium term. An analysis by the Ministry of Environment³ shows that prices in the healthcare waste market and waste policies aimed at reducing landfill will significantly change the input economic parameters for assessing the economic viability of selected waste management options.

For example, the conditions that have led to the massive expansion of decontamination and energy recovery facilities in other countries⁴ have been economically, environmentally and health-wise beneficial in the market environment of a given country. In the current situation, such investments need to be carefully reassessed in the context of the transformation of the waste and energy market in the shift towards a low-emission circular economy, avoiding the creation of barriers to new, complex technological solutions at the producer or treatment level, while respecting the waste management hierarchy. However, even here a certain caution in capacity planning is needed, as repeatedly mentioned in the new OECD report⁵ on the transformation of waste management in the Czech Republic.

Discussion

The analysis for the years 2012 – 2019 shows a relatively stable regulatory and market environment. However, future projections, especially the “Business as Usual” (BAU) scenario based on observed trends, could be dominated by several later events. These events are largely beyond the control of health care providers. The resulting combined pressure does not favour a smooth transition towards environmentally sound and sustainable operation of health care facilities. The recent important factors that would shape the medical waste production trends are: the covid-19 pandemic situation between 2020 – 2022, the major change in waste legislation that came into force on 1 January 2021, the phasing out of landfill, including for non-hazardous and decontaminated healthcare waste. The other factors that could have a certain impact on the medical waste is a limited capacity of the infrastructure for the recovery and final disposal of medical waste, as already addressed by previous analysis in 2016 by team from Brno University of technology⁶. In addition, the general conflict between the need for safe solutions for patients in acute care and environmentally sound solutions for public health continues. For example, the new stringent requirements of the Medical Device Regulation (EU) 2017/745 has a mixed impact on waste market. Due to the complex regulatory requirements for entry and operating at the EU market the medical device producers could even more favour single-use devices and disposable materials over reusable and reprocessed ones as could be seen from MedTech Europe survey from 2022⁷.

Looking specifically at the high percentage of 18 01 03 hazardous waste generation, this high percentage may be due to the practice of health care facilities obtaining consent for non-sorting of waste and therefore there was a tendency for facilities to include other waste under this catalogue number. This is no longer allowed under the new legislation. During the covid-19 pandemic period, when we evaluate the outputs, we also see the production during the emergency and therefore the hypothetical maximum production of hazardous waste. We can now expect a decrease in the proportion of hazardous waste, not only because of the above-mentioned legislation, but also because of the increase in prices in the healthcare waste disposal market.

An interesting fact is the increasing trend of waste with catalogue number 18 01 04, non-hazardous waste, whose collection and disposal is not subject to special requirements regarding infection prevention. This change could be explained by the fact that hazardous healthcare waste is prevented

and the waste is treated with various decontamination technologies; another reason for the increase in the production of this type of waste is the legislative awareness that such waste is not segregated as normal mixed municipal waste.

With regard to the future monitoring of production trends in different health care facilities, it is important to be aware of another factor with an impact on data interpretation. Since the 1st of January 2021, healthcare facilities are obligated to report their production if their waste generation exceeds 600 kg of hazardous waste per year. As a result, doctors who operate outpatient facilities that generate less than this threshold limit are no longer required to report the disposal of medical waste. As a consequence, their output will only be addressed indirectly, as mentioned above, through reports submitted by authorised persons.

If we consider the subsequent management of the resulting healthcare waste, apart from the covid-19 pandemic, the new legislation had a significant impact on this management, especially the first version of the Implementing Decree to the new Waste Act No. 273/2021 Coll. on the details of waste management. On 7 August 2021, 16 days after this version came into force, a large number of health care facilities were faced with a major change in the management of waste from waste group 18 01, with a complete ban on landfilling of waste from the "other" non-hazardous category. Compliance with this requirement proved to be very problematic in practice.

The transfer of generated waste to authorised persons, where the waste is not directly treated or recovered, by so-called "mobile facilities" (mainly for waste collection and for some larger healthcare facilities, mandatory digital registration of waste generation and transport) appears to be necessary. With the exception of a few hospitals, the majority of medical waste producers usually do not have their own final waste treatment facilities. However, repeated transport without any treatment suggests some inefficiency in waste logistics, with economic implications for health care facilities and an undesirable increase in the environmental impact of waste transport. The results of the reported treatment method show a twofold increase in the quantity of waste handled, especially for mobile equipment. In absolute terms, the total quantity of medical waste handled each year is more than double the total quantity produced. This trend has only been observed since 2016. This means that there are always one or two more stages, mainly mobile waste collection facilities, between the final medical waste treatment facilities and the waste producer. For some segments i.e. types of health care providers this is necessary and quite understandable, e.g. collection from outpatient facilities, pharmacies, surgeries and small facilities. The trend suggests that this is happening for virtually all medical waste generated, which is inefficient both from an economic point of view and in terms of minimising the impact of medical waste management. It should be noted that this trend is reinforced by the fact that mobile facilities typically provide not only physical transport, but also other administrative and reporting tasks associated with the transport of healthcare waste, which is a popular ancillary service for generators. However, this situation is being addressed by regulating the operation of mobile facilities through the new Waste Act and therefore the effects of this change should be observed in the forthcoming ISOH data. Another approach to analysis is the Stock-Flow Model published by CENIA⁸, which includes the transfer of waste volumes in terms of the home region of the waste generator and the region of the final treatment facility. However, during the course of the project, the data for such an analysis was not available to the public and analysts outside the MoE CR, even for research purposes.

The external dependency of healthcare facilities on the services of off-site facilities for final disposal, decontamination or recovery of waste was at least 87.5% in 2020 and 2021. This is based on data from the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI), in cooperation with the Czech Environmental Inspectorate (CEI), which is compiling and continuously updating a database of waste thermal treatment plants⁹. The database covers the on-site hospital incinerators, too and thus can track the quantity of waste disposed of on-site at healthcare facilities. The other waste treatment facilities are mainly operated and owned by large waste management companies, which adds to the fragility of the medical waste market.

An increase in waste generation can be expected due to new legislation on the safety of medical devices and the resulting pressure on the use of single-use medical devices. At the same time, there is a noticeable fluctuation in the use of thermal disposal of medical waste during the 2020 – 2021 covid-19

pandemic period and, conversely, a decrease in other industrial activities that use hazardous waste incinerators in combination with medical facilities. A significant impact can also be expected as a direct result of changes in waste legislation. In particular, the waste hierarchy will have to be followed since, as mentioned above, landfilling will not be possible in the future and waste will have to be treated in other ways. In this context, it is necessary to point out the current development of suitable thermal disposal capacities, which, due to their ownership structure and technical condition, will not be obliged to accept infectious or, more importantly, other non-hazardous (e.g. decontaminated) healthcare waste in the face of growing demand from a large number of producers of a wide range of other types of waste for which the possibility of landfilling will also end.

In terms of other options for a sustainable approach to the operation of a particular healthcare facility, efforts are limited by the above-mentioned external conditions of the energy, waste and medical device and materials markets, to which need to be the healthcare providers adapted to or made more resilient. These external influences include the ongoing shortage of staff currently responsible for a range of operational tasks related to waste management.

Conclusions

The article presents the long-term trend in medical waste production, including the two years of the covid-19 pandemic. The new legislative framework and the limited capacity of disposal and recovery facilities are sector-specific external factors that would influence the future behaviour of medical waste producers. At the same time, the possibility of segregation of certain material flows from the 18 01 sub-chapter provides scope for hazardous waste reduction within the healthcare facilities. At the same time, the demographic situation calls for structural changes of the health care for the aging population and more of the care might take place in the social environment of the patient or with the assistance of the home care services. Such services would partly decline the non-hazardous medical waste to municipal waste chapter and thus reduce the quantity of medical waste generated by healthcare facilities. However, there will be countervailing pressures on healthcare providers to increase healthcare waste as a result of the new requirements of the Medical Devices Regulation regarding the safety of the healthcare provided.

Due to the factors described above, future research must take into account the fluctuation of medical waste registration to more than one chapter of the EWC within the healthcare facilities when analysing the production trends from the ISOH and similar information systems. A part of the non-hazardous production of medical waste may be out of reach of the current mandatory registration and control, as it becomes regular household waste from home care in the social environment of the patient. The analysis showed the complexity of external factors affecting the management of medical waste at the facility level. The minimisation of healthcare waste is linked to medical material flows that are extensively regulated. In order to provide safe and environmentally sound healthcare, these challenges need to be further discussed and systematically addressed in a sectoral context.

List of Abbreviations

BAU	Business as Usual
CEI	Czech Environmental Inspectorate
CENIA	Czech Environmental Information Agency
CHMI	Czech Hydrometeorological Institute
EWC	European Waste Catalogue
(V)ISOH	(Public) Information System of Waste Management (in Czech: Veřejný informační systém odpadového hospodářství)
IHIS CR	Institute of Health Information and Statistics of the Czech Republic
MDR	Medical Device Regulation (EU) 2017/745

MoE CR	Ministry of Environment of the Czech Republic (In Czech Ministerstvo životního prostředí České republiky)
NIPH	National Institute of Public Health (in Czech: Státní zdravotní ústav)
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
WHO	World Health Organisation

Acknowledgements

Článek vychází z dat získaných v rámci řešení výzkumného projektu SS01010276 „Minimalizace dopadů nakládání se zdravotnickými odpady na zdraví a životní prostředí při zachování ekonomické udržitelnosti“ se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu Prostedí pro život.

The article is based on data obtained within the research project SS01010276 "Minimization of health and environmental impacts of medical waste management while maintaining economic sustainability" supported by the Czech Technology Agency within the Environment for Life Programme.

Resources

1. Mokrá, J.; Loosová, J.; Grusman, P. *Trendy v odpadovém hospodářství a jejich praktická integrace do organizačních procesů ve zdravotnických zařízeních*. INISOFT s.r.o. <https://www.inisoft.cz/poradenstvi-a-skoleni/odborne-clanky/trendy-v-odpadovem-hospodarstvi-a-jejich-prakticka-integrace-do-organizacnich-procesu-ve-zdravotnickych-zarizenich> (accessed 2023-11-16).
2. Zimová, M.; Podolská, Z.; Loosová, J. Metodika pro nakládání s odpady ze zdravotní a veterinární péče. *AHEM* **2022**, 2022 (3). <https://doi.org/10.21101/ahem>.
3. MoE CR. *Podklady pro oblast podpory odpadového a oběhového hospodářství jako součást Programového dokumentu v Operačním programu Životní prostředí 2021–2027*. https://www.mzp.cz/cz/odpadove_obehove_hospodarstvi (accessed 2021-07-22).
4. OECD. *Waste, materials management and the circular economy | OECD Environmental Performance Reviews: Denmark 2019 | OECD iLibrary*. <https://www.oecd-ilibrary.org/sites/d1eaaba4-en/index.html?itemId=/content/component/d1eaaba4-en> (accessed 2021-07-21).
5. OECD. *Towards a National Strategic Framework for the Circular Economy in the Czech Republic, 2021*. <https://www.oecd-ilibrary.org/content/paper/5d33734d-en>.
6. Kropáč, J.; Šomplák, R.; Pavlas, M.; Stiebler, M.; Hýbler, M. *Návrh optimální sítě zařízení pro nakládání se spalitelnými nebezpečnými odpady; Hustopeče, 2016*.
7. MedTech Europe. *MedTech Europe Survey Report Analysing the Availability of Medical Devices in 2022 in Connection to the Medical Device Regulation (MDR) Implementation, 2022*. <https://www.medtecheurope.org/wp-content/uploads/2022/07/medtech-europe-survey-report-analysing-the-availability-of-medical-devices-in-2022-in-connection-to-the-medical-device-regulation-mdr-implementation.pdf>.
8. Sequensová, M. *Stock-flow model vybraných skupin odpadů v rámci odpadového hospodářství ČR, 2021*. https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/05/metodika_2021_08_STOCK_FLOW_MODEL.pdf.
9. Dvorakova, I. *Oddělení emisí a zdrojů - Seznam zařízení pro tepelné zpracování odpadu v ČR*. <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/oez/emise/spalovny/index.html> (accessed 2023-11-16).

Odpad ze zdravotní péče v České republice: Současné trendy a budoucí výzvy

^aJulie MOKRÁ, ^{a,b}Jana LOOSOVÁ, ^cPetr GRUSMAN

^aTechnická univerzita v Liberci, Studentská 1402/2, 461 17 Liberec 1

^bKrajská hygienická stanice Libereckého kraje se sídlem v Liberci, Husova 186/64, 460 31 Liberec 5

^cINISOFT Consulting, s.r.o., Rumjancevova 696, 460 01 Liberec 1

e-mail: julie.mokra@tul.cz

Souhrn

Článek se zabývá analýzou aktuální produkce a nakládáním se zdravotnickými odpady (odpady s katalogovým číslem 18 01) a odhaluje trendy, které poukazují na nastavení trhu s odpady v České republice. Nové legislativní změny z oblasti odpadů, ale i bezpečnosti zdravotní péče budou tyto trendy ovlivňovat. Dále jsou v článku nastíněny další faktory vnějšího prostředí, jež budou mít vliv na oblast nakládání s odpady ze zdravotní péče, především v návaznosti na požadavky na environmentálně odpovědný provoz zdravotnických zařízení.

Klíčová slova: zdravotnický odpad, odpadová legislativa, environmentální odpovědnost

Analysis of mixed municipal waste in selected municipalities and towns in Slovakia

Ivan ILKO, Viera PETERKOVÁ

Department of Biology, Faculty of Education, Trnava University in Trnava,
Priemyselná 4, P. O. BOX 9, 918 43 Trnava,
e-mail: ivan.ilko@truni.sk

Summary

This article analyses mixed municipal waste in 31 municipalities in the Slovak Republic, focusing on the differences between apartment buildings, single-family houses, large cities and small towns. The unit of analysis used is 5% of the total number of mixed waste collection bins in use in the area of interest. Based on the results, it was possible to determine the amount of each type of waste in the mixed municipal waste. By analysing the waste in 31 cities and municipalities in Slovakia, we obtained a cumulative 15135.69 kg of mixed municipal waste, which contained 12 waste components in the municipalities of interest. We sought to demonstrate the difference in the amount of recyclable components of municipal waste obtained from town and village, as well as the difference in the representation of recyclable components of municipal waste originating from individual housing developments and complex housing developments. Statistical processing did not show a difference in the percentage composition of mixed municipal waste between the village and the town. The proportion of plastic and kitchen bio-waste was statistically significantly higher in complex housing and the proportion of garden bio-waste was statistically significantly higher in individual housing. In the mixed municipal waste of the selected municipalities, we found the following shares of individual waste types in Slovakia in 2020: paper 6.28%; plastic 10.49%; glass 5.10%; metal 2.55%; multi-layer combined material 0.92%; kitchen bio-waste 13.69%; garden bio-waste 25.37 %; textiles and footwear 4.34%; nappies 6.09%; hazardous waste 0.98%; construction waste 1.95 %; mixed municipal waste 22.23%. In the current climate of climate change, unsorted mixed waste is a significant problem and is traditionally landfilled or incinerated. Recycling is one of the solutions to reduce mixed municipal waste, but before that, it is necessary to understand what the composition of mixed municipal waste is and why different types of waste are treated in this way. Our work can help to introduce new waste sorting practices and thus contribute significantly to efficient waste management.

Keywords: waste, analysis, municipal waste, municipalities, cities

Introduction

Waste management practices are changing and adapting rapidly in many countries as legislative and economic factors encourage more sustainable options such as reducing landfilling and recovering valuable resources. Accurate knowledge of the composition and generation of waste is needed to set realistic and achievable waste strategy targets, including recycling rates¹. Municipal waste management schemes, recycling charges, waste separation and subsequent recycling are effective tools for reducing the amount of mixed municipal waste. The effectiveness of different municipal waste management tools has been demonstrated in many works^{2,3,4}. The literature agrees that several measures need to be used in parallel to reduce landfilling. The search for mechanisms aimed at achieving long-term sustainable development plays an increasingly important role in the implementation of various strategies. Therefore, along with climate change, waste has become one of the biggest global challenges⁵. The composition of municipal solid waste provides a description of the components of waste and varies widely from place to place⁶. The most striking difference is the difference in organic matter content, which is much higher in low-income areas than in high-income areas, while paper and plastic content is much higher in high-income areas than in low-income areas. In higher income areas, disposables and packaged food are

used in greater quantities. For lower income areas, the use of fresh vegetables is much higher compared to packaged food. This results in a waste composition that has high moisture content, high specific gravity and low calorific value^{7,8}. Many works use waste analysis in introducing appropriate interventions to reduce mixed municipal waste^{9,10,11}. The authors suggest that there is an increasing trend in municipal waste generation in Slovakia, especially since 2016¹². In the long term, the largest volume of municipal waste is produced in Bratislava and Nitra municipal regions. The lowest values were recorded in Trenčín, Prešov and Košice regions. The authors further note that the largest value of municipal waste production increases towards the west of Slovakia. Specifically, European directives state that only 10% of waste can be landfilled from 2035 onwards¹³. Approximately two thirds of municipal waste in Slovakia ends up in landfills. Recycling rates in Slovakia are below average compared to other EU countries¹⁴. The main objective of the Slovak Republic's waste management by 2025 is to move away from landfill disposal, especially for municipal waste¹⁵. Identifying the composition of waste is therefore critical to achieving this goal. It is necessary to know the composition of mixed municipal waste, to identify the shortcomings and causes that lead to its generation and to implement measures to reduce its quantity. In this article, we attempt to increase the knowledge on the composition of municipal waste.

The main objective of this paper was to conduct an analysis of mixed municipal waste in 31 Slovak cities and municipalities in 2020 and to confirm or refute the hypothesis that the representation of recyclable waste components in municipal waste is higher in cities than in villages. We also wanted to verify the hypothesis that in individual housing construction there will be a higher representation of the monitored recyclable components of municipal waste compared to complex housing construction. The exact socioeconomic status of the residents of the study sites was not available, so we did not assess it in the analyses.

The analysed data can be used to develop local waste measures and also as baseline data for comparing the effectiveness of individual measures to reduce the amount of mixed municipal waste.

Material and Methods

Our analysis was based on the legislative guidance of the Ministry of the Environment of the Slovak Republic, which according to § 105 (3) (a) of Act No. 79/2015 Coll. on Waste and on Amendments and Supplements to Certain Acts provides in § 1 Methodology for the analysis of mixed waste. This measure entered into force on 1 July 2020. The analysis of municipal mixed waste (MMW) is its detailed examination in terms of its composition. The aim of the analysis is to determine the representation of the different waste components still present in the mixed waste after the separation of the waste components. The sample size of the mixed waste shall be set at between 5% and 10% of the total number of mixed waste collection bins in use in the area of interest.

The bins shall not come from a single location in the area of interest, for example from a single street, street block, housing estate or urban area, the sample shall be from as large an area of interest as possible, unless the analysis is aimed at analysing the composition of mixed waste from only one location.

In selecting the collection receptacles to be sampled, receptacles containing sub-standard waste or any of the waste components in sub-standard quantities shall be excluded. Data on the weight of the waste components sorted shall be entered in a table by individual waste component sorted in kilograms and the weight of each waste component shall be indicated as a percentage of the total sample.

Our analyses were determined from 5% of the total number of collection bins for mixed waste in 31 towns and municipalities in the Slovak Republic.

The waste bins were randomly selected from the residents of the village and all those involved in carrying out the waste analysis were thoroughly trained on how to sort the waste. The waste sampling took place early in the morning on the day of the waste collection, which is provided for the municipalities by a contracted waste collection company. The survey was carried out between March and October 2020.

The presented research work was focused on the quantitative assessment of the content of the composition of mixed municipal waste. We focused on monitoring the content and quantity of 12 components of mixed waste.

In Figure 1 we present the 31 municipalities in which we carried out analyses of mixed municipal waste, where in some municipalities (11), we distinguished the analysis of waste from individual housing construction (IHC) and complex housing construction (IHC and CHC). We divide individual municipalities into villages (24) and towns (7), with towns (cities) having at least 5000 inhabitants and villages (villages) having less than 5000 inhabitants (Law No. 369/1990 Coll.).

After waste analysis, the sorted waste was handed over to the collection yard and placed in the appropriate sorted waste container. Some specific waste components (rubber, ash, wood) were included under mixed waste. Electrical appliances and small electrical waste were included under hazardous waste.

The dataset obtained from the waste analyses was subjected to statistical evaluation. The parametric T-test, we used only when there was a normal distribution of data in both groups. Nonparametric test (Mann-Whitney U-test), we used only when there was no normal distribution of data in both groups. We set the significance level of statistical tests at 0.05 for a statistically significant difference and 0.001 for a highly significant difference between the data being compared.

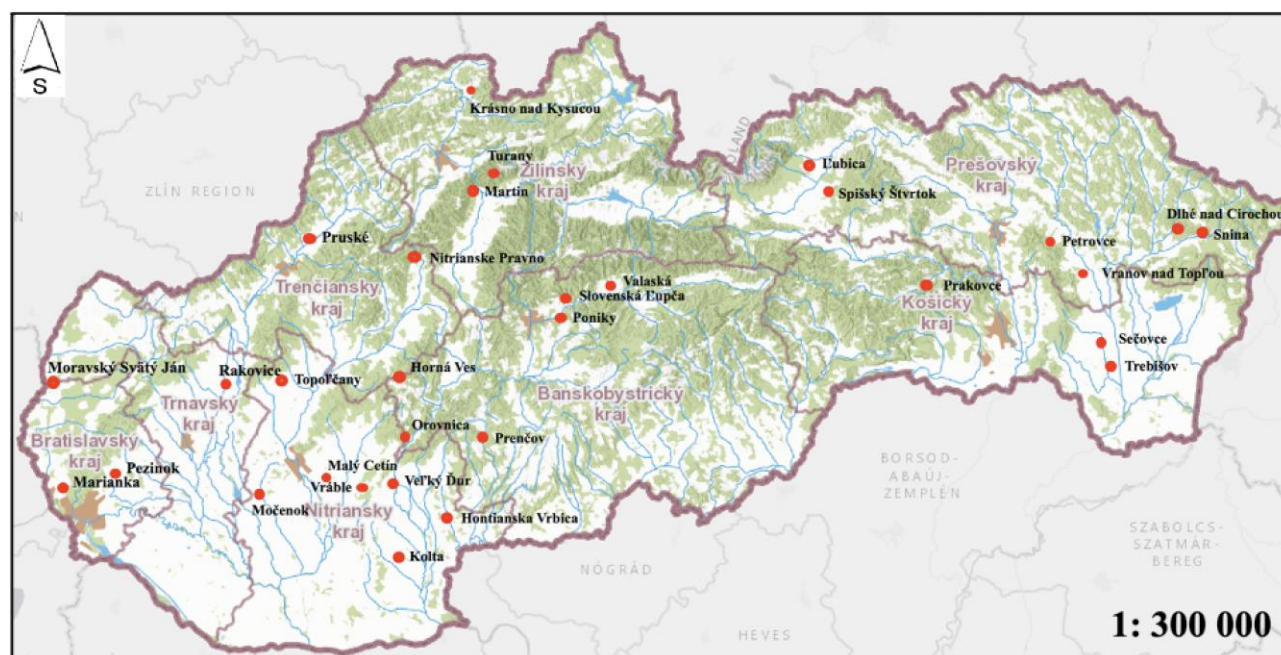


Figure 1: Study area

(Note: Modified map using the map base August, 2023, from <https://www.google.com/maps>)

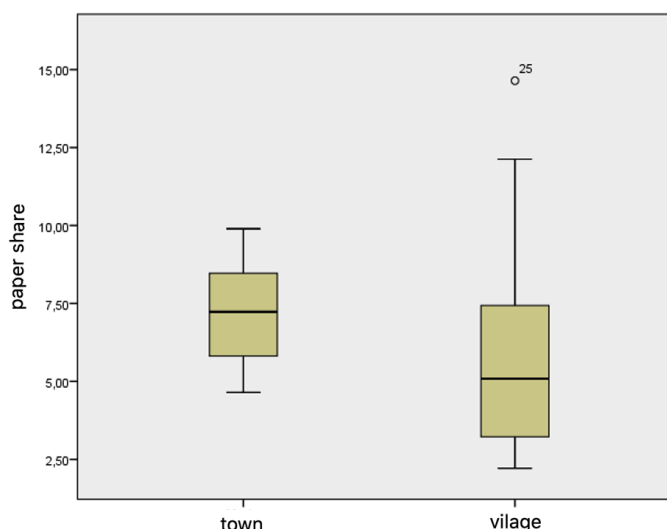
Results

Table 1 shows the amount of mixed municipal waste in kilograms collected from the 31 monitored municipalities. In some municipalities, we distinguished between analyses of waste from individual housing construction (IHC) and complex housing construction (CHC), the quantities of which we also report in the table.

Table 1: Study areas and amount of waste

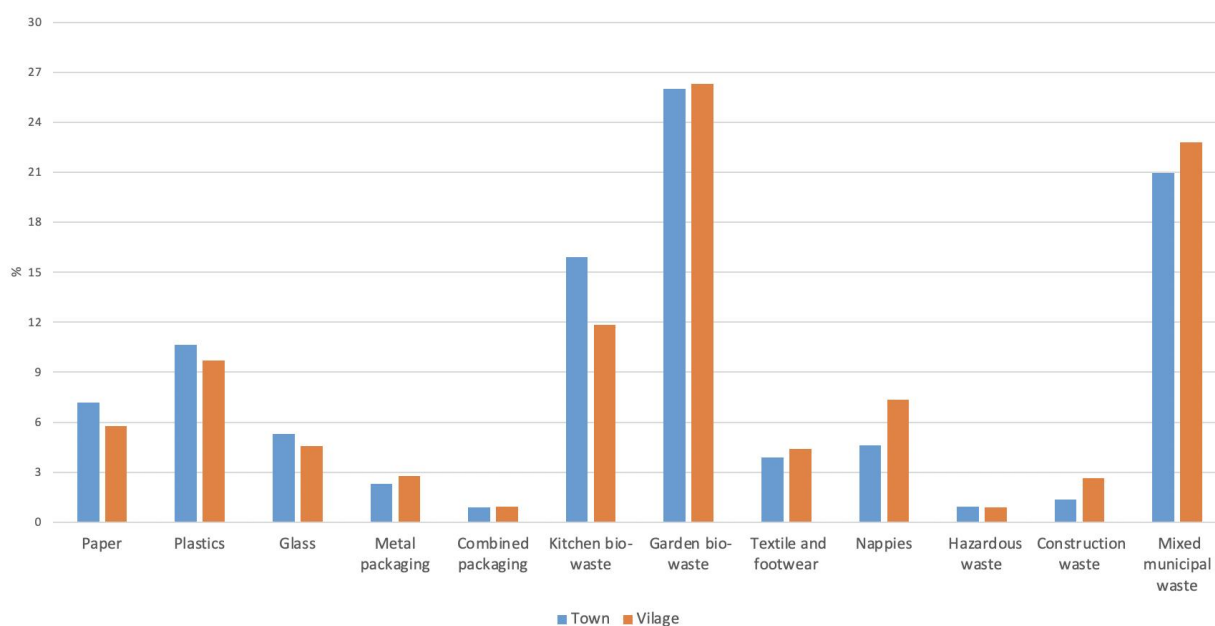
	Village/ Town	MMW [kg]	IHC [kg]	CHC [kg]
Marianka	village	588.45		
Pezinok	town	361.70	223.20	138.50
Rakovice	village	364.50	221.50	143
Moravský Svätý Ján	village	474.78		
Pruské	village	287.20		
Nitrianske Pravno	village	382.90		
Hontianska Vrbica	village	147.80		
Veľký Ďur	village	562.50	523.50	39
Vráble	town	1068.92	648.80	420.12
Malý Cetín	village	232.98	158.18	74.80
Kolta	village	211.24		
Močenok	village	391.90	235.50	156.40
Topoľčany	town	1341.18	174.31	1166.87
Krásno nad Kysucou	town	374		
Bystrička	village	179.39		
Turany	village	164.02		
Poniky	village	182.33		
Slovenská Ľupča	village	447.38	263.68	183.70
Prenčov	village	162.50		
Valaská	village	242.57	40.80	201.77
Petrovce	village	87.17		
Orovnica	village	248.09	167.86	80.23
Horná Ves	village	242.30		
Ľubica	village	218.86		
Spišský Štvrtok	village	104.30		
Dlhé nad Cirochou	village	579.67	324.79	254.88
Snina	village	1247.90	682.30	565.60
Vranov nad Topľou	town	1448.48	984.78	463.70
Prakovce	village	682		
Trebišov	town	909.30	279.50	629.80
Sečovce	town	1199.38	372.38	827
Total	-	15135.69	5301.08	5345.37

In a detailed evaluation of the observed waste components using a non-parametric U-test, we did not find a statistically significant difference in the percentage of any of the observed components between urban and rural areas ($p \geq 0.05$). In the case of paper (Graph 1), the significance level was closest to the statistical significance level ($p = 0.098$).



Graph 1: Evaluation of the difference in the percentage of paper share in municipal waste from the city and the municipality

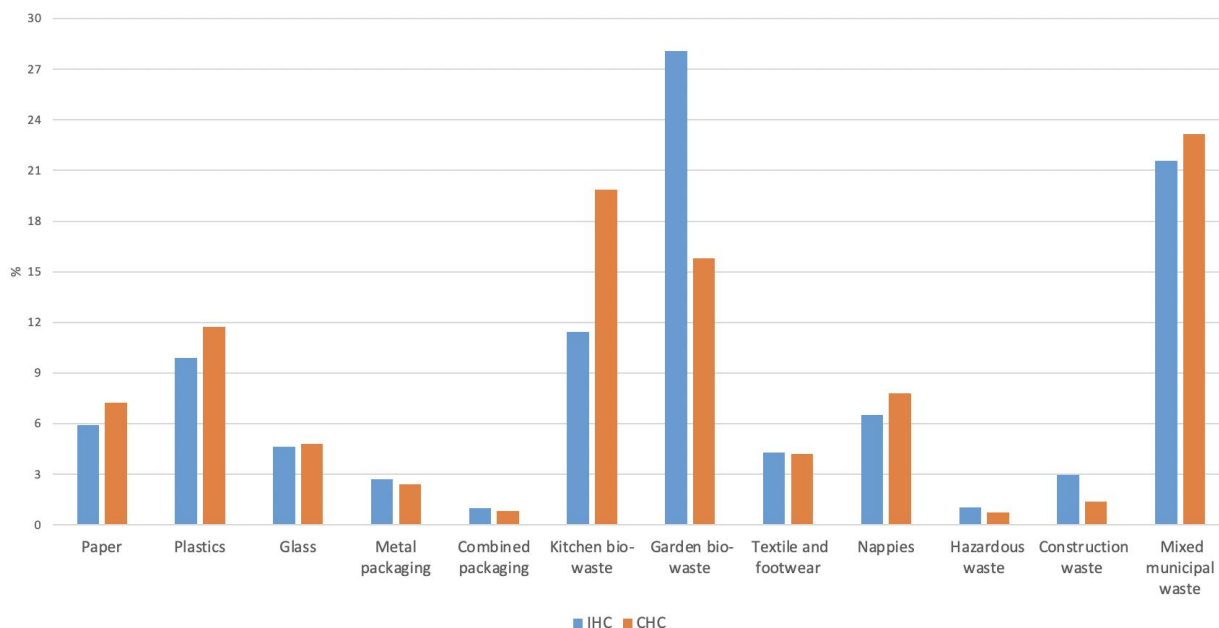
From the analyzed data, we created a cumulative graph comparing the composition of waste in the city and the municipality (Graph 2).



Graph 2: Comparison of waste composition in the city and the municipality

Using the same procedure, we analysed the difference in the shares of the observed waste components in individual housing developments and complex housing developments in 11 municipalities. By parametric T-test we did not show a statistically significant difference in the proportion of glass ($p= 0.795$) and combined packaging ($p= 0.312$). For the proportion of paper, textiles and footwear, nappies, metal packaging, hazardous and construction waste and mixed municipal waste, a U-test was used for the analyses. However, the latter showed no statistically significant difference between IHC and CHC when comparing any of these components ($p \geq 0.05$).

There was a statistically significant difference in the percentage of plastic ($p= 0.048$), kitchen waste ($p= 0.032$) and garden waste ($p= 0.032$). The percentage of plastic kitchen bio-waste is statistically significantly higher in CHC and the percentage of garden bio-waste is statistically significantly higher in IHC. From the analyzed data, we created a cumulative plot comparing the composition of waste in for IHC and CHC (Graph 3).



Graph 3: Comparison of waste composition between IHC and CHC

Discussion

By analysing waste in 31 towns and municipalities in Slovakia, which contained 12 waste components, we showed no difference in the percentage composition of mixed municipal waste between municipalities and towns. The proportion of plastics and kitchen bio-waste was statistically significantly higher in complex housing developments and the proportion of garden bio-waste was statistically significantly higher in individual housing developments. A high proportion of separable components in waste in the municipalities of Sady nad Torysou, Jasenie and Klenovec was also demonstrated by authors¹⁶. The authors further demonstrated that a high proportion of mixed municipal waste is biodegradable waste, which confirms our findings. The comparative analysis showed that bio-waste accounted for approximately 36% of the total amount of mixed waste that ends up in landfill without further use. This trend is not unique. Similar conclusions were reached by authors in Poland¹⁷. In Polish cities, the annual production of household waste ranges from 238 to 309 kg per capita. Biodegradable waste is a significantly predominant component of household waste in Polish cities, followed by paper/cardboard and plastics. In the Czech Republic, the results of study showed that the average Czech consumer throws away 0.566 kg of food waste per week, which amounts to 29.4 kg per year¹⁸. People most often throw away bread and pastries, ready meals and fresh fruit. The results of further analysis in Denmark showed that household residual waste mainly contains food waste¹⁹. The amount of biodegradable waste is expected to increase in the next 25 years due to economic and population growth. It is reported that the annual amount of urban biodegradable waste in Asian countries could increase from 278 to 416 million tonnes from 2005 to 2025. A similar trend is expected in Europe and other parts of the world²⁰. For example, waste in Abu Dhabi City contains approximately 50% of food waste²¹.

Efficient waste management is the basis for improving services to citizens as well as environmental impact²². Approximately 1,4 billion hectares of productive land (28% of the world's agricultural area) is used for food production annually and is being lost or wasted. In addition to wasting food and soil resources, it is estimated that the carbon footprint of food waste contributes to greenhouse gas emissions, releasing approximately 3.3 billion tonnes of CO₂ into the atmosphere annually. Commonly, this food waste, which is part of municipal solid waste, is incinerated^{23,24,25}. Meanwhile, the high rate of landfilling can be reduced through concerted action by the state, municipalities and the citizens themselves. Ljubljana is the so-called first "zero waste" city in Europe. 15 years ago it was one of the biggest polluters, with residents producing high amounts of unrecycled waste that went to landfill. Today,

less than 5% of the waste produced goes there and 68% of the waste is recycled²⁶. A similar trend was observed in the study where authors found that in the municipality of Jasenie, waste production decreased and residents' interest in waste sorting increased after identifying deficiencies in the waste sorting system¹⁶. By properly setting up a waste collection and sorting system, it is possible to reduce the costs incurred by the municipality for the disposal of mixed waste¹⁶.

One of the options to reduce the amount of waste as well as to increase the separation of individual components is the introduction of quantitative collection for municipalities and the implementation of waste sorting analyses. In addition, other factors, such as the frequency of waste collection, also influence waste reduction and have an impact on sorting rates and waste production. The waste generation rate may increase with increasing income²⁷. Other research for example, has shown differences in municipal waste production and separation between different age groups²⁸. Technical conditions in the household, such as sufficient space for sorting in the kitchen, is an important factor²⁹. Furthermore, it is important to inform and reassure citizens that their efforts are meaningful and that the waste they sort is actually used for its declared purpose and does not end up in a landfill or incinerator³⁰. Door-to-door collection system increases the level of waste separation by up to 40% compared to the nest collection system³¹. Municipal waste generation is lower in municipalities that have some form of fee in place than in municipalities that have a flat fee²⁹. If the infrastructure is available and there is sufficient frequency of collection container exports to allow for easy separation, people are willing to invest more effort and time in these activities³². After food waste sorting system is in place, it is important for policy makers to ensure the availability of containers for sorting and to motivate households to sort food waste by raising environmental awareness, providing financial incentives, and minimizing the barriers associated with sorting food waste³³.

Conclusion

By analysing waste in 31 cities and municipalities in Slovakia, we obtained a cumulative 15135.69 kg of mixed municipal waste, which contained 12 waste components in the monitored municipalities.

We were unable to confirm the hypothesis that cities produce higher proportions of recyclable components in municipal mixed waste than municipalities. Neither did we confirm the hypothesis that the proportion of the observed components in mixed waste from individual housing developments would be lower than that from complex housing developments. The statistical differences found are isolated. The proportion of plastic kitchen bio-waste was statistically significantly higher in complex housing developments and the proportion of garden bio-waste was statistically significantly higher in individual housing developments.

Overall, we found high proportions of recyclable components in all the samples we monitored, the average values were as follows: paper 6.28%; plastic 10.49%; glass 5.10%; metal 2.55%; multilayer combined material 0.92%; kitchen bio-waste 13.69%; garden bio-waste 25.37%; textiles and footwear 4.34%; nappies 6.09%; hazardous waste 0.98%; construction waste 1.95%; mixed municipal waste 22.23%. From the above results it follows that the waste sorting system in the Slovak Republic is inadequate and requires an increase in the sorting rate.

For example, biological waste consists of cumulatively amounted to about 36% of the total mixed waste. The amount of biodegradable waste is expected to increase in the next 25 years due to economic and population growth. So its consistent sorting is necessary, as well as the separation of recyclable waste components.

Our analysis can provide the necessary information for future evaluation of the effectiveness and implementation of different practices to minimise the production of mixed waste.

Acknowledgments

The authors would like to thank JRK Slovensko s.r.o. for their cooperation in carrying out the analyses of municipal waste and providing data for research processing. The study was financially supported by grant of the Faculty of Education, University of Trnava, No. 584, Grant No. B10/2022.

References

1. Burnley, S., Ellis, J., Flowerdew, R., Poll, A., Prosser, H. (2007). Assessing the composition of municipal solid waste in Wales. *Resources, Conservation and Recycling*, 49(3), 264–283. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.03.015>
2. Bruvoll, A. (2001). Factors influence solid waste generation and management. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 27(3–4), 156 – 62.
3. Chung, S. S., Poon, C. S. (2001). Characterisation of municipal solid waste and its recyclable contents of Guangzhou. *Waste Management and Research*, 19(6), 473 – 85. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900603>
4. Bandara, N. J., Hettiaratchi, J. P., Wirasinghe, S. C., Pilapiiya, S. (2007). Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135(1–3), 31 – 39. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9705-3>
5. Aldieri, L., Loppolo, G., Vinci, C.P., Tan Yigitcanlar, T. (2019). Waste recycling patents and environmental innovations: An economic analysis of policy instruments in the USA. *Japan and Europe. Waste Manage*, 95, 612–619. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.045>
6. Kuruparan, P., Tubtimthai, O., Visvanathan, C., Tränkler, J. (2003). Influence of tropical seasonal variations operation modes and waste composition on leachate characteristics and landfill settlement. In *Proceedings of the Workshop on Sustainable Landfill Management*, December 3-5, 2003, Centre for Environmental Studies.
7. Dhussa, A.K., Varshney, A.K. (2000). Energy Recovery from Municipal Solid Waste – Potential and Possibility. *Bio Energy News, UNDP*, 4(1): 18 – 21.
8. Klundert A, van de Anschütz J, Scheinberg A (2001). *Integrated Sustainable Waste Management - The Concept -Tools for Decision-makers Experiences from the Urban Waste Expertise Programme*. Available from the website: www.waste.nl
9. Mian, M. M., Zeng, X., Nasry, A. A. N. B., & Al-Hamadani, S. M. (2017). Municipal solid waste management in China: a comparative analysis. *Journal of material cycles and waste management*, 19, 1127 – 1135.
10. Nabegu, A. B. (2010). An analysis of municipal solid waste in Kano metropolis, Nigeria. *Journal of Human Ecology*, 31(2), 111 – 119.
11. Wang, H., & Nie, Y. (2001). Remedial strategies for municipal solid waste management in China. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(2), 264 – 272.
12. Taušová, M., Mihaliková, E., Čulková, K., Stehlíková, B., Tauš, P., Kudelas, D., ... & Domaracká, L. (2020). Analysis of municipal waste development and management in self-governing regions of Slovakia. *Sustainability*, 12(14), 5818. <https://doi.org/10.3390/su12145818>
13. European Environment Agency. (2018). Directive 2018/850 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%2525253A32018L0850>
14. Haluš, M., Dráb, J., Široký, P., Výškrabka, M. (2018). Ako menej skládkovať: Návrh opatrení na zníženie miery skládkovania komunálneho odpadu [How to landfill less: Proposal for measures to reduce municipal waste landfilling]. *Inštitút environmentálnej politiky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky*. https://www.minzp.sk/files/iep/ako_menej_skladkovat.pdf
15. Ministry of the Environment of the Slovak Republic. (2020). Program odpadového hospodárstva Slovenskej republiky na roky 2021-2025 [Waste Management Programme of the Slovak Republic for 2021 – 2025]. *Enviro-portál: informačný portál rezortu MŽP SR*.

<https://www.enviroportal.sk/sk/eia/detail/program-odpadoveho-hospodarstva-slovenskej-republiky-na-roky-2021-2025>

16. Ševčíková, J., Nekyová, J., Midula, P., Drímal, M., Benková, N. (2022). Rozbor produkcie zmesového komunálneho odpadu vo vybraných obciach Slovenska. In Waste Forum (p. 103).
17. Den Boer, E., Jędrzcak, A., Kowalski, Z., Kulczycka, J., & Szpadt, R. (2010). A review of municipal solid waste composition and quantities in Poland. *Waste management*, 30(3), 369 – 377.
18. Hanzlová, R. (2023). Amount and Causes of Food Waste in Households from Perspective of Consumers – the Case Study of the Czech Republic. In WASTE FORUM (p. 195 – 205).
19. Edjabou, M. E., Jensen, M. B., Götze, R., Pivnenko, K., Petersen, C., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2015). Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. *Waste Management*, 36, 12 – 23.
20. Melikoglu, M., Lin, C. S. K., & Webb, C. (2013). Analysing global food waste problem: pinpointing the facts and estimating the energy content. *Central European Journal of Engineering*, 3, 157-164.
21. Qdais, H. A., Hamoda, M., Newham, J. (1997). Analysis of residential solid waste at generation sites. *Waste management & research*, 15(4), 395-406.
22. Baud, I.S.A.; Grafakos, S.; Hordijk, M.; Post, J. (2001). Quality of life and alliances in solid waste management: Contributions to urban sustainable development. *Cities* 2001, 18, 3 – 12.
23. Agarwal, A., Singhmar, A., Kulshrestha, M., Mittal, A. K. (2005). Municipal solid waste recycling and associated markets in Delhi, India. *Resources, Conservation and Recycling*, 44(1), 73 – 90.
24. Talyan, V., Dahiya, R. P., Sreekrishnan, T. R. (2008). State of municipal solid waste management in Delhi, the capital of India. *Waste management*, 28(7), 1276 – 1287.
25. Paritosh, K., Kushwaha, S. K., Yadav, M., Pareek, N., Chawade, A., & Vivekanand, V. (2017). Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. *BioMed Research International*, 2017, 1 – 19. <https://doi.org/10.1155/2017/2370927>.
26. Maleš I., Lorencová D., Bednáriková K.(2020). Analýza odpadového hospodárstva v 8 najväčších mestách Slovenska. Inštitút cirkulárnej ekonomiky, o.z., Bratislava 2020.
27. Pokhrel, D.; Viraraghavan, T. (2005). Municipal solid waste management in Nepal: Practices and challenges. *Waste Manag.* 2005, 25, 555 – 562.
28. Struk, M., Soukopová, J. (2016). Age Structure and Municipal Waste Generation and Recycling - New Challenge for the Circular Economy. In: 4th International Conference on SustainableSolidWasteManagement,23rd – 25thJune2016 Limassol, Cyprus.201.
29. Sauer, P. (2003). Jak (ne)platit za domovní odpad: Příspěvky závěrečného semináře projektu PAYT. Praha: [S.n.]. 176 s. ISBN 80-245-0638-6.
30. Ribič, B., Voča, N., Ilakovac, B. (2017). Concept of sustainable waste management in the city of Zagreb: Towards the implementation of circular economy approach. *Journal of the Air & Waste Management Association* [online]. 2017, 67(2), 241 – 259 [cit. 8. 9. 2023]. Dostupné z: doi: 10.1080/10962247.2016.1229700.
31. Struk, M. (2017). Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. *Resources, conservation and recycling* [online]. Elsevier. July 2017, 122, 155 – 162 [cit. 3. 7 .2023]. Dostupné prostredníctvom Science Direct z: doi: 10.1016/j.resconrec.2017.01.023.
32. Bartelings, H., Sterner, T. (1999). Household waste management in a Swedish municipality: determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environmental and resource economics* [online]. Kluwer Academic Publishers. June 1999, 13(4), 473-491 [cit.8. 9. 2023]. Dostupné z: doi: 10.1023/A: 1008214417099.
33. Veselá, L., Antošová, I., Kubíčková, L., Varšanská, M., Vavreková, D., Voběrková, S., Kovaříková, E., Martínez Barroso, P., Urbanová, M. (2022). Beyond the Bin: Dissecting Factors and Barriers in Food Waste Sorting Among Czech Households. In Waste Forum (p. 183).

Analýza zmesového komunálneho odpadu vo vybraných obciach a mestách na Slovensku

Ivan ILKO, Viera PETERKOVÁ

Trnavská univerzita v Trnave, Pedagogická fakulta, Katedra biologie, Priemyselná 4, P.O.Box 9, 918 43, Trhava, Slovenská republika

e-mail: ivan.ilko@truni.sk

Souhrn

Tento článok sa zaoberá analýzou zmesového komunálneho odpadu v 31 samosprávach v Slovenskej republike, pričom sa zameriavame na rozdiely medzi bytovými domami, rodinnými domami, veľkými mestami a malými mestami. Ako jednotka analýzy sa používa 5 % z celkového počtu zberných nádob určených na zmesový odpad, ktoré sa používajú v záujmovom území. Na základe výsledkov bolo možné určiť množstvo jednotlivých druhov odpadu v zmesovom komunálnom odpade. Analýzou odpadu v 31 mestách a obciach na Slovensku sme získali kumulatívne 15135,69 kg zmesového komunálneho odpadu, ktoré obsahovali 12 zložiek odpadu v sledovaných samosprávach. Snažili sme sa preukázať rozdiel v množstve recyklovateľných zložiek komunálneho odpadu získaného z mesta a dediny, ako aj rozdiel v zastúpení recyklovateľných komponentov komunálneho odpadu pochádzajúceho z individuálnej bytovej výstavby a komplexnej bytovej výstavby. Štatistickým spracovaním sme nepreukázali rozdiel v percentuálnom zložení zmesového komunálneho odpadu medzi obcou a mestom. Podiel plastov a kuchynského bioodpadu bol štatisticky významne vyšší v komplexnej bytovej výstavbe a podiel záhradného bioodpadu bol štatisticky významne vyšší v individuálnej bytovej výstavbe. V zmesovom komunálnom odpade vybraných samospráv sme zistili tieto podiely jednotlivých druhov odpadu na Slovensku v roku 2020: papier 6,28 %; plast 10,49 %; sklo 5,10 %; kov 2,55 %; viacvrstvový kombinovaný materiál 0,92 %; kuchynský bioodpad 13,69 %; záhradný bioodpad 25,37 %; textil a obuv 4,34 %; plienky 6,09 %; nebezpečný odpad 0,98 %; stavebný odpad 1,95 %; zmesový komunálny odpad 22,23 %. V aktuálnej dobe klimatických zmien predstavuje netriedený zmesový odpad významný problém, ktorý sa tradične skládkuje alebo spaľuje. Recyklácia predstavuje jedno z riešení zníženia zmesového komunálneho odpadu, no predtým je potrebné pochopiť, aké zloženie predstavuje zmesový komunálny odpad a prečo sa s jednotlivými druhmi odpadu zaobchádza práve takýmto spôsobom. Nami realizovaná práca môže pomôcť pri zavádzaní nových postupov triedenia odpadu a tým významne napomôcť k efektívnemu nakladaniu s odpadom.

Kľúčová slova: odpad, analýza, komunálny odpad, samosprávy, mestá

Odborný časopis Odpadové fórum partnerem pro popularizaci VaV

- 44 stran inspirativního obsahu
- vychází 11x ročně
- odpad, voda, ovzduší, chemické látky a přípravky, EIA/SEA, IPPC...
- výsledky VaV, technologie, inovace, legislativa, příklady z praxe, vzdělávání, dotace a strategie...
- udržitelnost, ESG, uhlíková stopa...
- distribuce: 2 500 ks tištěně, 7 000 ks elektronicky
- časopis je součástí monitoringu tisku (Monitora a Newton media)

OBJEDNÁVKA



PŘEDPLATNÉ/ČLÁNEK

KONTAKT:

České ekologické manažerské centrum, z.s.

28. pluku 524/25

101 00 Praha 10

tel.: 274 784 417, 602 617 616

email: forum@cemc.cz

www.odpadoveforum.cz

