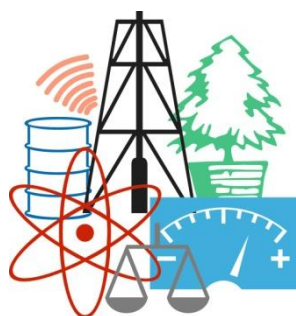


WASTE FORUM



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

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

YEAR 2026

No. 2

Pages 42 – 154

Patron of the issue / Patron čísla

[TECHNIKA OCHRANY PROSTŘEDIA TOP 2026 \(13. – 15. 10. 2026, Piešťany\)](#)
Medzinárodná vedecká konferencia



Czech Environmental Management Center 2026

OBSAH / INDEX

Úvodní slovo šéfredaktora / Editorial	44
Pro autory / For authors	45
Harnessing Fly Ash and Foundry Sand Waste Potentials for Sustainable Concrete Towards Building a Greener Future: A Case of South Africa	46
Využití potenciálu popílku a odpadního slévárenského písku pro výrobu udržitelného betonu pro environmentálně příznivou budoucnost: případová studie z Jihoafrické republiky <i>Opeoluwa R. DADA, Fitz M. YEMBA, Bolanle D. IKOTUN, Makungu M. MADIRISHA, Patrick K. GEVERA</i>	
Bioconversion of Lettuce, Potato and Pasta by Black Soldier Fly Larvae (<i>Hermetia illucens</i>) into high value insect biomass	62
Biokonverzia šalátu, zemiakov a cestovín larvami vojačika čierneho (<i>Hermetia illucens</i>) na hodnotnú hmyziu biomasu <i>Filip TAKÁCS, Igor BODÍK</i>	
Evaluation of the impact of recycled automotive waste in particleboard on water quality	72
Hodnotenie vplyvu recyklovaného automobilového odpadu použitých v drevotrieskových doskách na kvalitu vody <i>Helena HYBSKA, Dagmar SAMEŠOVÁ, Iveta ČABALOVÁ, Jozef KRILEK, Lýdia SOBOTOVÁ, Alexandra VIERGOVÁ</i>	
Význam vrstvenej štruktúry pri aplikácii recyklovaných automobilových plastov do drevotrieskových dosiek	85
The Importance of the Layered Structure in the Application of Recycled Automotive Plastics into Particleboards <i>Iveta ČABALOVÁ, Jozef KRILEK, Anna DARABOŠOVÁ, Vladimír MANCEL</i>	
Mechanical and Thermo-Mechanical Recycling of Polyurethane Waste Generated during CNC Machining of Tooling Boards	98
Mechanická a termo-mechanická recyklace polyuretanového odpadu vznikajícího při CNC obrábění modelářských desek <i>Filip HAVLÍČEK, Islam GIMADIEV, Petr MOHYLA, Marek HAROK, Marek BESEDA, Jan RYSEL, Pavel KLAUS, Michal WEISZ</i>	
Transformace nebezpečného azbestocementového odpadu na bezpečné funkční produkty	109
Transformation of hazardous asbestos-cement waste into safe functional products <i>Theodor STANĚK, Martin NGUYEN, Michaela KREJČÍ KOTLÁNOVÁ, Jiří HOLUB, Zdeněk KREJZA</i>	
Vliv zanášivých vlastností popílku na návrh ohniště kotle pro zařízení na energetické využití neušlechtilých paliv na bázi spalitelného odpadu a biomasy	121
Influence of fly ash fouling properties on boiler furnace design for low-grade fuels based on waste and biomass <i>Jan ZABLOUDIL, Zdeněk JEGLA, Petr SKÁLA</i>	
Srovnávací hodnocení životního cyklu obalových systémů pracích prostředků: Analýza dopadu šesti komerčních formátů na životní prostředí na evropském trhu	135
Comparative Life Cycle Assessment of Detergent Packaging Systems: Analysis of the Environmental Impact of Six Commercial Formats on the European Market <i>Roman KOVÁŘ, Vladimír KOČÍ</i>	
Evaluation of the state of recycling of photovoltaic panels and batteries in the context of the circular economy in five European countries	144
Zhodnocení stavu recyklace fotovoltaických panelů a baterií v kontextu cirkulární ekonomiky v pěti evropských státech <i>Vilém GABRHEL, Lenka WIMMEROVÁ, Olga ŠOLCOVÁ</i>	
Pozvánky a nekomerční prezentace / Invitations and non-commercial presentations	
Konference Technika ochrany prostředí TOP 2026 (13. – 15. 10. 2026, Piešťany, Slovensko)	154
Pozvánka na mezinárodní vědeckou konferenci	

WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro průmyslovou a komunální ekologii
WASTE FORUM – electronic peer-reviewed and open-access journal on all topics of industrial and municipal ecology
ISSN: 1804-0195; www.WasteForum.cz. Vychází čtvrtletně.

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

Ročník 2026, číslo 2

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: Doc. Bc. Ing. Dana Adamcová, Ph.D.; Ing. Libor Ansoerge, Ph.D.; Dr.h.c. mult. prof. Ing. Miroslav Badida, Ph.D.; doc. Ing. Vratislav Bednařík, Ph.D.; doc. Ing. Vladimír Čablík, CSc.; doc. Ing. Vít Černý, Ph.D.; doc. Ing. Hana Doležalová, Ph.D.; doc. Ing. Miroslav Hájek, Ph.D.; Ing. Jiří Hendrych, Ph.D.; prof. Ing. Michal Holubčík, Ph.D.; Ing. Slavomír Hredzák, Ph.D.; doc. Ing. Emília Hroncová, Ph.D.; doc. Ing. Helena Hybská, Ph.D.; prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D.; prof. Ing. František Kašťánek, DrSc.; prof. Dr. Ing. Martin Kubal; prof. Ing. Jozef Martinka, Ph.D.; prof. Ing. Petr Mikulášek, CSc.; prof. Norbert Miskolczi; prof. Ing. Lucie Obalová, Ph.D.; doc. Ing. Dušan Oráč, Ph.D.; doc. Ing. Jana Soukopová, Ph.D.; prof. RNDr. Ivona Škultétyová, Ph.D.; doc. Ing. Radovan Šomplák, Ph.D.; prof. Ing. Lubomír Šooš, Ph.D.; Ing. Pavel Švehla, Ph.D.; Ing. Michal Šyc, Ph.D.; prof. Ing. Pavel Tesárek, Ph.D.; prof. dr. hab. inž. Barbara Tora; doc. Ing. Hana Urbančová, Ph.D. DBA; doc. Ing. Pavla Vrabčová, Ph.D.

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Redakční uzávěrka: 8. 4. 2026 **Vychází:** 15. 6. 2026



Úvodní slovo šéfredaktora

Vážení čtenáři,

v minulém čísle jsem na tomto místě napsal: „Není každý den je posvácení. Platí to i pro tento časopis. V minulém čísle bylo 16 příspěvků a v tomto jen tři.“ Platí to i pro toto číslo. Ne, že by bylo přímo posvácení, ale devět článků také není špatné. Zdá se, že některé termíny redakčních uzávěrek autorům více vyhovují, než jiné.

Tato nevyrovnanost nedělá na čtenáře dobrý dojem! Co s tím? Poradíme se na podzim na redakční radě, jestli třeba nezměnit periodicitu na dvě čísla v roce. Uvidíme!

Minule jsem informoval o novém složení redakční rady. Již od některých členů jsem obdržel náměty ke zlepšení

fungování časopisu a redakce, další nepochybně vzejdou z podzimního jednání redakční rady. Ty snadněji realizovatelné se týkají webových stránek časopisu, tak na jejich obsahu jsem již začal pracovat.

Patronem tohoto čísla je spřátelená slovenská konference Technika ochrany prostředí TOP 2026, jejíž jubilejní 30. Ročník se bude konat 13. až 15. 10. 2026 v Piešťanech. Také se tam chystám! S pořadateli konference ze Strojnické fakulty STU v Bratislavě spolupracuji (a dalo by se říci i přátelím) již od jejího 2. ročníku. Přednášející z konference zase budou mít možnost publikovat své příspěvky v tomto časopise, samozřejmě při dodržení publikační etiky.

Ondřej Procházka

Editorial

Dear readers,

There were 3 papers in the last issue, 16 ones in the previous, and nine in this issue. Some editorial deadline dates seem to suit authors better than others.

This unevenness does not make a good impression on the reader! What about that? We will discuss at the editorial board in the fall whether we should change the periodicity to two issues a year. We'll see!

Last time I reported on the new composition of the editorial board. I have already received suggestions from some members to improve the functioning of the journal and the editorial office, others will undoubtedly emerge from the autumn meeting of the editorial board. The easier ones to implement relate to the journal's website, so I have already started working on their content.

The patron of this issue is the international conference Environmental Protection Technology TOP 2026, whose jubilee 30th anniversary will be held from 13 to 15 October 2026 in Piešťany, Slovakia. Speakers from the conference will have the opportunity to publish their contributions in this journal, of course, in compliance with publication ethics.

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 1000 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. července 2026, další pak 8. října 2026.

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 ***Invitations and non-commercial presentations***.

Publication of the journal is not subsidized by anyone. Therefore, in order to cover the costs associated with publishing the magazine, we charge a publication fee of CZK 1,000 or 50 USD per page (excluding VAT). If the contribution is not published due to a negative result of the review process, this amount is halved.

The deadline of the next issue is on July 8, 2026, more on October 8, 2026.

Harnessing Fly Ash and Foundry Sand Waste Potentials for Sustainable Concrete Towards Building a Greener Future: A Case of South Africa

Opeoluwa R. DADA^a, Fitz M. YEMBA^a, Bolanle D. IKOTUN^a, Makungu M. MADIRISHA^{ba}, Patrick K. GEVERA^a

^a Department of Civil and Environmental Engineering and Building Science, College of Science, Engineering and Technology, University of South Africa, Florida, 1709, Johannesburg, South Africa,
e-mail: dadaopeoluwa@gmail.com & dadaor@unisa.ac.za

^b Chemistry Department, College of Natural and Applied Sciences, University of Dar es Salaam, P.O Box 35061, Dar es Salaam, Tanzania.

Abstract

The effective reuse of waste resources across sectors has contributed to sustainable solid waste management, the development of new products, and advances in materials science. This study investigated the feasibility and effectiveness of incorporating industrial waste streams, specifically Type F Fly Ash (FA) and Foundry Sand Waste (FSW), into concrete mixes to promote sustainability in the African construction sector. The research assessed the effects of these secondary materials on the mechanical properties of concrete and evaluated their potential for practical use in infrastructure projects. A comprehensive characterization approach, including determination of the Fineness Modulus, Scanning Electron Microscopy (SEM), X-ray Diffraction (XRD), and X-ray Fluorescence (XRF) analyses, was employed to characterise the physical and chemical properties of FSW. Concrete samples were prepared with FSW replacement levels of 25% and 50%, while maintaining a constant 30% FA substitution, and were tested for compressive strength, split tensile strength, and water absorption at 7, 14, and 28 days of curing. The results showed that as more FSW was added, concrete strength decreased, but it remained within acceptable standards and was suitable for use on lightly trafficked roads and low-load-bearing structures.

Keywords: Circular Economy, Concrete, Fly Ash, Foundry Sand Waste, Sustainable Construction

1.0 Introduction

In recent years, due to the increasing volume of waste produced by industrial operations and the rising costs of its disposal, especially for foundry sand waste, there is a need to reconsider waste management strategies with environmental sustainability in mind. Many industrial by-products can harm land, water, and air quality. Consequently, researchers are exploring ways to reuse, repurpose, and recycle this waste for both economic and environmentally friendly applications. Among these wastes, which are generated in large quantities, are Fly Ash (FA), a byproduct of coal combustion in power plants during energy production, and Foundry Sand Waste (FSW), a byproduct of metal casting processes in foundries during the manufacture of ferrous and nonferrous metals. Fly ash results from burning pulverised coal, collected via electrostatic and mechanical separators in thermal power plants^{1,2}. Also called “pulverised fuel ash,” it accounts for approximately 85% of the total ash produced during electricity generation³. Globally, it is estimated that over 900 million tonnes of FA are produced, but only a tiny fraction is utilized⁴. Due to the large volume of waste generated by Eskom plants, as shown in **Figure 1**, it is urgent to find a pathway for its utilization; therefore, one of the main sectors to utilize this resource is civil and road construction⁵.



Figure 1: Fly Ash generated from the Eskom coal-fired plant in South Africa

However, another type of ash produced by coal-fired thermal power stations is bottom ash, which is coarser-textured and typically collected from the bottoms of furnaces. Additionally, other coal ash by-products include boiler slag and flue gas desulfurization materials. Fly ash, a fine powder, is used as a secondary cementitious binder in Portland cement and as the main binder in alkali-activated systems. It consists of amorphous, spherical, glassy particles, which enhance its usability as a supplementary material in various applications. For decades, due to its high production volume, availability, and environmental benefits for product performance, FA has been regarded as a suitable mineral admixture or additive for partial replacement in the manufacture of Portland cement and concrete. The benefits of utilizing FA generally include conserving natural resources and materials, reducing greenhouse gas emissions, conserving energy in cement manufacturing, and decreasing the water and energy needed to produce concrete. Furthermore, FA has been successfully utilised for road embankments, soil and asphalt stabilisation, land reclamation, and flowable fill. In concrete technology, the use of FA is not unusual because it contains calcium oxide (CaO), the primary constituent of Portland cement. CaO imparts pozzolanic properties to cement, contributing to its widespread acceptance and application in the construction industry, particularly in concrete production and cement manufacturing, provided the loss of ignition (LOI) does not exceed 7%. Generally, FA is categorised into two types based on its sources and composition, viz: Class C and Class F. Class C fly ash originates from lignite coal combustion and is both pozzolanic and cementitious due to its CaO content, which is usually greater than 10%. Conversely, Class F ashes are derived from anthracite and are also pozzolanic but have a CaO content below 10%.

Similarly, foundry green sand is an essential part of the metal casting process because it can withstand the high melting temperatures of metals and alloys. It can accommodate any casting regardless of size, shape, or volume. Foundry sand waste (FSW), an industrial by-product of this manufacturing process, is produced in large quantities, as shown in **Figure 2**. After several cycles of use in the casting process, some of it is replaced with new sand to maintain its mechanical properties and prevent casting defects. FSW from foundries is practically unavoidable because the moulds and cores used for castings lose their physical and mechanical properties due to thermal stress and repeated cycles, which is why the “weak sand” must be replaced and discarded from the casting process.



Figure 2: Foundry sand waste from a ferrous foundry

Globally, millions of tonnes of this waste are produced annually by both ferrous and non-ferrous foundries. However, the composition of FSW varies depending on its origin, due to factors such as the type of castings produced, the types of sand used for moulds, the binder and additives, among others. A typical composition of green foundry sand is shown in **Table 1**.

Table 1: Typical Composition of Foundry Green Sand^{6,7}

Constituents	Silica Sand	Bentonite Clay	Additives	Trace elements
% Composition	85 – 95%	4 – 10%	2 – 10%	< 1%

Foundry sand waste has become an important secondary material in recent years, especially in the construction industry, due to its wide use as a construction material. It has been used as a replacement for crusher sand or riverbank sand in making concrete, mortar, and grout in masonry construction; in the production of asphalt pavement to improve stability and skid resistance; and in the manufacture of bricks and ceramic tiles. Additionally, it serves as a flowable fill for backfilling excavations and as a road base and sub-base for laying foundations for roads, parking lots, and pedestrian walkways^{8,9,10}. Furthermore, another significant area of high-volume consumption is in geotechnical applications. Over the years, FSW has been utilised for soil amendment, reinforcement, or stabilisation to improve soil engineering properties, especially in clay soils, by increasing shear strength and reducing plasticity^{11,12}. Moreover, despite global efforts to prevent FSW from being disposed of in landfills, it still finds applications there, such as in landfill liners and cover materials, due to its physical and mechanical properties, including its granular shape and low permeability. Lastly, in the manufacture of cement, glass, and ceramics, FSW significantly reduces the use of fresh materials like sand. For example, FSW has been identified as a suitable source of silica sand for producing Portland cement clinker and as a raw material for glass and ceramic production because of its high silica (SiO₂) content^{13,14,15,16}.

Concrete with partial cement replacement by FA and sand replacement by FSW can match or surpass the strength of conventional concrete when FSW is kept at or below 25 – 34% and FA at around 20 – 30%^{14,17,18}. Strength and durability improve primarily because FA's pozzolanic reaction and the fine particles of both materials refine the pore structure and make the interfacial transition zone denser, thereby reducing harmful pores, water sorptivity, and chloride permeability compared with plain cement concrete^{14,19,20}. Despite known international work on FA and FSW^{14,17,18}, there is a lack of data on concretes produced with African FA and ferrous-foundry FSW, whose composition and fineness differ from those in other regions, limiting the ability to define safe replacement levels for local infrastructure.

Therefore, to harness the many advantages of using FSW, which is abundantly and locally available as a secondary material under various conditions, it is important to segregate and characterize the material before use, as it often contains contaminants and impurities due to its disposal location within

the foundry premises. Specifically, in this study, we characterise the physical and chemical properties of foundry sand waste; evaluate compressive and split tensile strengths and water absorption at 7, 14, and 28 days; and identify replacement levels that meet minimum strength requirements for low-load African infrastructure. In conclusion, this research further emphasises the numerous benefits of adopting FSW and FA, including waste reduction, a lower construction carbon footprint, cost savings, job creation, circular-economy opportunities, and the sustainable production of concrete for local needs within the African continent.

2.0 Methodology

For this work, the primary materials used to produce concrete include coarse aggregate, ordinary Portland cement (PPC CEM I 52.5N), crusher sand, and water. Waste resources used as secondary materials incorporated into the concrete mix include Fly Ash class F (produced by AFRISAM) and foundry sand waste (from a ferrous foundry specialized in grey iron casting). These materials were further characterised using sieve analysis to determine the fineness modulus (FM) of the crusher sand and FSW. Additionally, X-ray diffractometry (XRD) and X-ray fluorescence (XRF) were employed to identify the mineralogical phase and chemical composition of the FSW, respectively, while Scanning Electron Microscopy (SEM) was used to examine the morphology of the FSW and FA. Furthermore, the FSW was subjected to a Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) to assess the sand's potential to release metals under acidic conditions and to determine whether it meets the toxicity characteristic leaching procedure (TCLP) compliance requirement for construction sand.

For concrete production, a C25-grade mix design was prepared using a 1:2.07:3.11 (cement: sand: coarse aggregates) mix ratio to determine the optimal mix that yields concrete with good mechanical properties. The mix design is presented in **Table 2**. Samples were tested in triplicate to obtain the average value. The FA content was kept constant at 30% by weight, while the FSW content was varied. The following mix design was adopted to incorporate secondary materials, i.e., FA and FSW, as partial replacements for cement and crusher sand, respectively, with a nominal maximum size of 20mm for the coarse aggregate. The three-batch mix used includes: (i) control samples, i.e., concrete produced without the addition of FA and FSW; (ii) concrete produced with 30% FA, 70% OPC, 25% FSW, and 75% crusher sand; (iii) concrete produced with 30% FA, 70% OPC, 50% FSW, and 50% crusher sand. The concrete constituents were accurately weighed and mixed in a rotary concrete mixer to achieve a homogeneous mixture with an optimal water-to-cement ratio of 0.45, ensuring good compaction. Subsequently, each concrete batch was scooped into 100 x 100 x 100 mm plastic moulds and placed on a vibratory table for 1 minute to enhance durability. The concretes were covered with polythene overnight, then demoulded and placed in a curing tank to cure for 7, 14, and 28 days, with the water temperature maintained at 22 °C. After each curing period, three (3) samples from the same batch were tested in accordance with SANS 5863:2006 and SANS 6253:2006, which provide guidance for compressive and split tensile strength tests, respectively. This was done to determine the average strength of each design mix using a calibrated Toni Technik universal testing machine (model 1543) with a maximum load capacity of 300 kN.

Table 2: Concrete Mix Design

Component	Quantity (kg per m ³ of concrete)	Ratio (by weight)
Cement (PPC CEM I 52.5N+FA)	347	1.00
Sand (FSW+ Crusher)	719	2.07
Coarse Aggregate (Stone)	1079	3.11
Water	197	0.45

3.0 Results and Discussion

This section presents and discusses the results obtained from the characterization of the foundry sand waste, Fly Ash and the mechanical strength properties of the concrete produced from the inclusion of FA and FSW into different batch mixes.

3.1 Fineness Modulus of Crusher Sand and FSW

The fineness modulus was determined for both FSW and crusher sand by pouring the dry mass of each sample into a vibratory sieve shaker to determine the fineness modulus, as the particle sizes of the materials used in concrete contribute to its mechanical strength and texture. The result obtained is presented in **Table 3**.

Table 3: Fineness Modulus for Crusher sand and Foundry sand waste

a) Crusher Sand, Dry Mass 957.6 g

Sieve size (mm)	Mass retained (g)	Percentage retained (%)	Cumulative percentage retained (%)	Percentage passed (%)
10	0.000	0.000	0.000	100.000
7.1	4.100	0.428	0.428	99.572
5	64.600	6.746	7.174	92.826
2	224.100	23.402	30.576	69.424
1	163.300	17.053	47.629	52.371
0.6	113.400	11.842	59.472	40.528
0.3	130.400	13.617	73.089	26.911
0.15	96.000	10.025	83.114	16.886
0.075	57.400	5.994	89.108	10.892
Pan	6.000	0.627	89.735	10.265
FM	3.01			

b) FSW, Dry Mass 768.1 g

Sieve size (mm)	Mass retained (g)	Percentage retained (%)	Cumulative percentage retained (%)	Percentage passed (%)
10	0.000	0.000	0.000	100.000
7.1	0.000	0.000	0.000	100.000
5	0.300	0.039	0.039	99.961
2	3.800	0.495	0.534	99.466
1	3.200	0.417	0.950	99.050
0.6	19.400	2.526	3.476	96.524
0.3	337.900	43.992	47.468	52.532
0.15	351.300	45.736	93.204	6.796
0.075	41.000	5.338	98.542	1.458
Pan	6.900	0.898	99.440	0.560
FM	1.46			

The fineness modulus analysis shows that crusher sand has a fineness modulus of 3.01, whereas FSW has a value of 1.46. This indicates that crusher sand is coarser than FSW. Given the process used to break down sand moulds after casting, and because FSW is recycled and reused multiple times in the casting process before it is finally discarded, the spent sand is expected to be finer than when it was initially used for mould making. Additionally, the additives and binders used in mould production contribute to the sand's finer texture. Nonetheless, blending these two types of sand, i.e., crusher sand and FSW, helps achieve better grading, thereby enhancing the mechanical strength properties of the resulting concrete.

3.2 Characterization of Fly Ash

3.2.1 Fly Ash Fineness Modulus

The fineness of the fly ash sample was determined by wet sieving in accordance with ASTM C311. This method is preferred over dry sieving for fine materials such as fly ash, as it disperses particles and prevents agglomeration, yielding a more accurate measurement of the mass retained on a 45-µm (No. 325) sieve. As shown in **Table 4**, only 12.4% of the sample is retained, well below the maximum allowable limit of 34% specified by ASTM C618 for Class F fly ash used in concrete.

Table 4: Fly Ash Fineness Modulus

Parameter	Result	Unit	ASTM C618 Limit (Class F)
Material retained on 45 µm (No. 325) sieve	12.4	% by mass	≤ 34%

In summary, the wet-sieving result of 12.4% retention on the 45-µm sieve confirms that the tested fly ash meets ASTM C618 fineness requirements. This fineness promotes effective pozzolanic reactivity while posing a low risk of impairing workability.

3.2.2 Fly Ash Particle Size Distribution

The laser diffraction results presented in **Table 5** indicate a median particle size (D50) of 14.6 µm, typical of moderately fine fly ash and within the typical range (12–20 µm) for Class F ash used in concrete. This median suggests that half the particles are finer than 14.6 µm, providing adequate specific surface area for pozzolanic reactions without unduly increasing water demand. Furthermore, the D90 value of 58.3 µm is significant because it indicates that only 10% of the particles by volume are larger than approximately 58 µm, confirming a limited amount of coarse material. A low proportion of coarse particles (>45 µm) is desirable, as coarse fractions tend to be less reactive and may act as inert fillers or even weaken the cementitious matrix. Together, the D50 and D90 values indicate a well-graded, predominantly fine ash that is likely to exhibit good reactivity, satisfactory workability, and consistent performance in blended cement systems.

Table 5: Fly Ash Particle Size Distribution

	Particle Size (µm)	Typical Range for Class F
D10 (10% finer)	2.1	1 – 4 µm
D50 (median)	14.6	12 – 20 µm
D90 (90% finer)	58.3	50 – 80 µm

3.2.3 Fly Ash Grain Size Distribution

The cumulative particle size distribution indicates a well-graded fly ash with a broad range of particle sizes, from submicron (0.5 µm) to 150 µm. At the fine end, 3.2% of particles are smaller than 0.5 µm, and 8.5% are below 1.0 µm. The presence of these ultrafine particles is beneficial for early pozzolanic reactivity, as they provide a large specific surface area for rapid reaction with calcium hydroxide. However, the proportion of such ultrafine particles is modest, which helps avoid excessive water demand. The fly ash grain size distribution is presented in **Table 6**. The distribution climbs steadily, with 28.4% passing 5 µm and 41.2% passing 10 µm, indicating that nearly half of the ash mass consists of particles finer than 10 µm, a fraction known to be highly reactive. The median particle size (D50) lies between 10 µm (41.2% passing) and 20 µm (62.8% passing); interpolation yields approximately 14 – 15 µm, consistent with typical moderately fine fly ash. This median value balances reactivity and workability: sufficient fineness to promote strength gain without causing an overly sticky mix.

Table 6: Fly Ash Grain Size Distribution

Particle Size (µm)	0.5	1.0	2.0	5.0	10.0	20.0	45.0	75.0	100.0	150.0
% Passing (Cumulative)	3.2	8.5	16.7	28.4	41.2	62.8	87.6	95.3	98.1	99.5

A key observation is the 87.6% passing at 45 µm. This indicates that only 12.4% of the ash is retained on a 45-µm sieve, well within the ASTM C618 maximum retention limit of 34%. Such a low coarse fraction strongly indicates good combustion efficiency and minimal unburned or inert coarse material. Furthermore, the data show 95.3% passing at 75 µm, 98.1% at 100 µm, and 99.5% at 150 µm, confirming that virtually the entire sample is finer than 150 µm. The near-absence of particles above 150 µm eliminates the risk of oversized, unreactive agglomerates that could impair the finish or durability. Overall, the distribution is continuous and well graded, without abrupt steps or bimodal features that might suggest poor grinding or incomplete combustion. The combination of a moderate D50, low 45-µm retention, and negligible material above 100 µm supports the classification of this fly ash as a high-quality pozzolan suitable for concrete, soil stabilization, and other cementitious applications where fineness and uniformity are critical for performance.

3.2.4 Fly Ash Microstructural Analysis

Scanning Electron Microscopy (SEM) was used to investigate the microstructural properties of the fly ash, and the micrograph reveals a heterogeneous morphology comprising spherical particles, irregular agglomerates, porous textures, and layered crystalline structures. These microstructural characteristics strongly influence the physical, chemical, and pozzolanic behaviour of fly ash when used in cementitious materials such as concrete, mortar, and geopolymer systems.

As shown in **Figure 3, Image A**, the shape of fly ash particles is irregular and angular, with partially fused structures and flaky, plate-like formations. Some particles appear rough and porous, indicating incomplete combustion of coal and the presence of unburnt carbon residues. The rough surface texture increases the specific surface area of the fly ash particles, which can enhance water demand during mixing. At the same time, these irregular particles contribute to mechanical interlocking within the cement matrix, improving bond characteristics. The layered and flaky morphology may also indicate the presence of aluminosilicate glass phases and crystalline minerals such as quartz or mullite. These phases are important because amorphous aluminosilicate content contributes significantly to pozzolanic reactivity.

Image B shows a highly porous, sponge-like microstructure with loosely packed agglomerates. The porosity suggests that the fly ash contains cenospheres or partially burned carbonaceous materials. Such porosity can enhance internal curing by retaining water within the matrix, thereby supporting long-term hydration in concrete systems. However, excessive porosity may also increase water absorption and reduce density. The fibrous, wrinkled texture around the particles indicates the formation of reaction products or thermally altered mineral phases. This morphology may enhance surface reactivity, as the irregular texture provides more active sites for chemical reactions with calcium hydroxide during hydration.

The SEM **Image C** shows smooth, spherical fly-ash particles (cenospheres) mixed with irregular ash fragments. These cenospheres vary in size, improving packing density and reducing voids in the hardened cement matrix. Their smooth, glassy surface provides a “ball-bearing effect,” lowering internal friction, reducing water demand, and improving workability, compaction, and rheological behaviour. The presence of both large and fine spheres indicates a wide particle-size distribution that further enhances packing and the microstructure.

The spherical particles also indicate the presence of amorphous, silica-rich phases that formed during the rapid cooling of molten material. This amorphous content is reactive and supports pozzolanic reactions, in which silica and alumina react with calcium hydroxide to form additional C–S–H gel, thereby improving strength, densifying the microstructure, and enhancing durability (e.g., resistance to sulphate attack and chloride penetration).

Additionally, fine particles agglomerate around larger ones, indicating ultrafine fractions that fill microvoids, reduce pore connectivity, and refine the interfacial transition zone (ITZ), thereby generally lowering permeability and improving mechanical performance. Overall, the SEM results confirm that fly ash exhibits beneficial physical filler effects and chemical pozzolanic activity, resulting in a denser, more durable cementitious matrix suitable for use as a supplementary cementitious material.

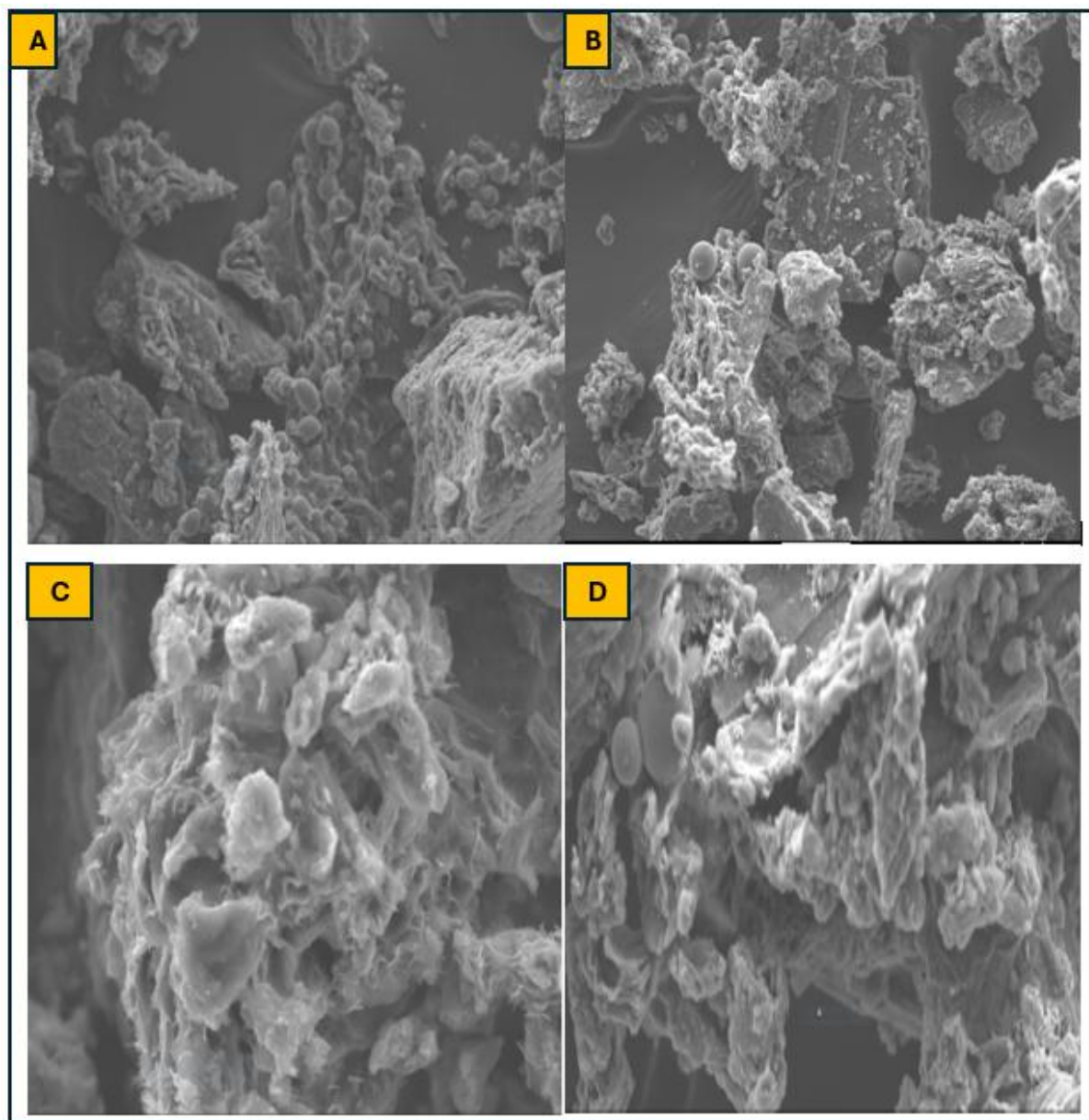


Figure 3: Fly Ash SEM Micrograph

3.3 FSW Toxicity Characteristics Leaching Procedure (TCLP)

To determine the TCLP of the FSW, 100g of the received sample was poured into a leaching solution prepared at a liquid-to-solid ratio of 20:1 and agitated for 18 hours in accordance with USEPA protocol. The leachate was then examined under Atomic Absorption Flame Spectrometry to determine its metallic composition. The result obtained is presented in **Table 7**.

The metals identified in the TCLP result from the casting process, as the raw sand is free of these elements. However, they are present in trace amounts, thereby complying with the **SANS 5832:2006** standard for determining organic impurities in fine aggregates used for concrete and mortar.

Table 7: TCLP for FSW

Cast Alloy (Grey Iron)		
Analysis	FSW (mg/L)	Raw sand (mg/L)
Al	7.12	0.60
Cr	0.00	0.04
Fe	2.71	0.55
Ni	0.10	0.00
Mn	0.00	0.00
Zn	0.00	0.00
Cu	0.00	0.00

3.4 FSW Chemical Composition – (X-ray Fluorescence)

To determine the chemical composition of the foundry sand waste used in concrete production, a sample of the material was analysed using an X-ray Fluorescence (XRF) machine, and the results are presented in **Table 8**.

Table 8: FSW Chemical Composition

Component	Result (%)
Na ₂ O	1.1355
MgO	1.2704
Al ₂ O ₃	7.6099
SiO ₂	83.5309
SO ₃	0.9959
K ₂ O	1.1790
Fe ₂ O ₃	2.9882
CaO	0.5219
Cr ₂ O ₃	0.1069
NiO	0.1611
TiO ₂	0.2531

From the XRF data, it can be deduced that the main component of FSW is quartz (SiO₂) at 83.5309%, while other minerals such as Fe₂O₃, Al₂O₃, MgO, Na₂O, and K₂O also constitute a significant portion of the material.

3.5 FSW mineral phase identification – (X-ray Diffraction)

X-ray Diffraction (XRD) helps identify crystalline phases and their relative proportions in the FSW, providing greater insight into the material's characteristics. The X-ray diffractogram obtained for the FSW used is shown in **Figure 4**.

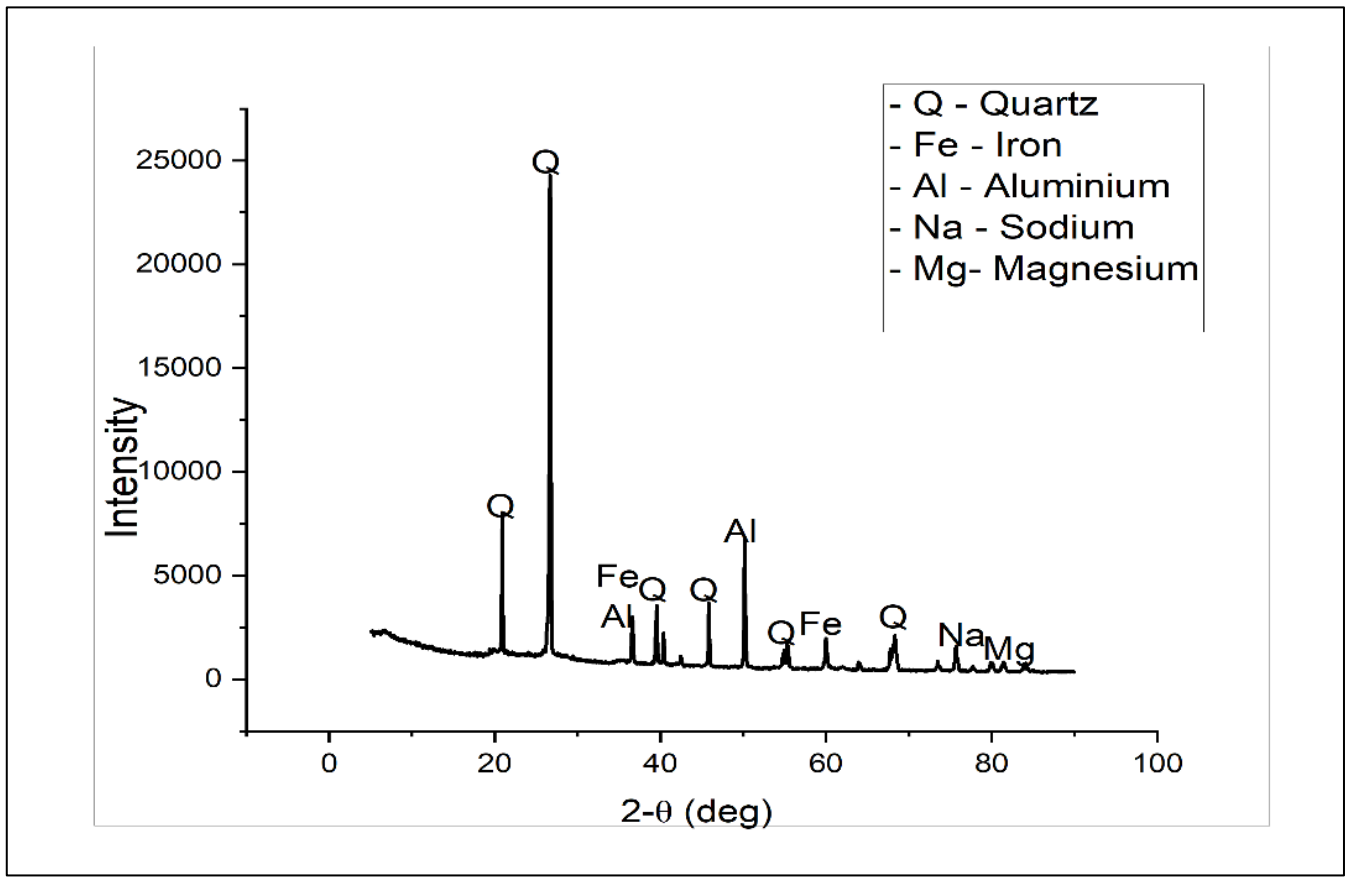


Figure 4: X-ray diffractogram of FSW

The X-ray diffractogram once again confirms that quartz (SiO_2) is the most dominant mineral in the FSW, consistent with the results of the chemical composition analysis shown in **Table 4**. A prominent quartz peak at 26.6 ($2-\Theta$ degrees), together with other minor peaks, indicates the relative proportions of quartz among other minerals and confirms the crystallinity and active state of the SiO_2 in the foundry sand waste.

3.6 Scanning Electron Microscopy with Energy-Dispersive X-ray Spectroscopy (SEM-EDS)

The FSW was examined using SEM-EDS to determine its elemental composition and analyse the microstructural features of the material, including crystal structure, surface morphology, particle sizes, grain boundaries, and other crystallographic characteristics. The SEM-EDS micrograph of the FSW is shown in **Figure 5**.

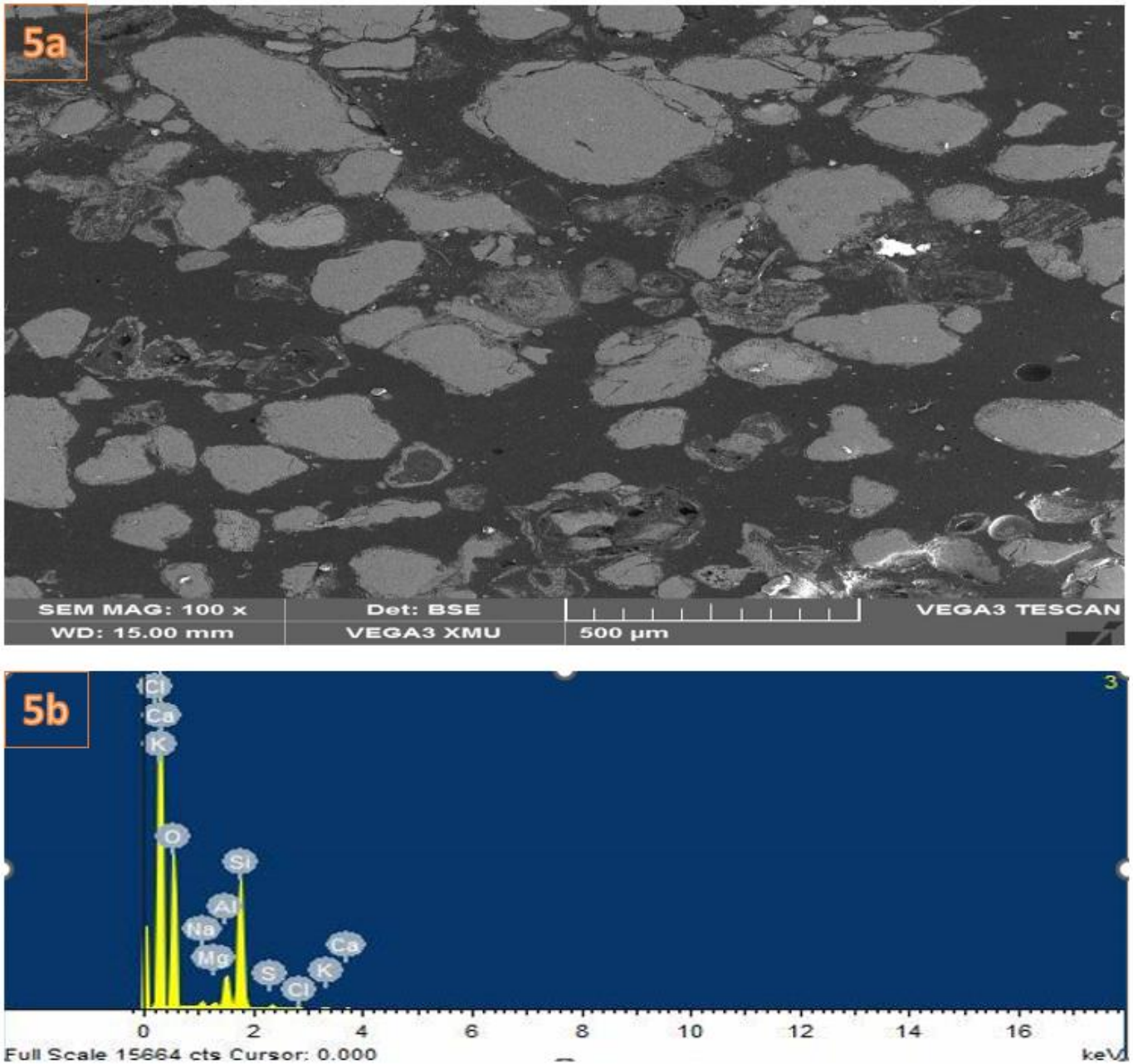


Figure 5: FSW micrograph showing surface morphology (SEM) and chemical composition (EDS)

Based on the SEM analysis presented, the interfacial phases, voids, and particle shapes of the FSW appear to exhibit a high specific surface area. The shape of the grains of the FSW could be said to be semi-round to angular, with many voids. Additionally, the presence of other materials, such as bentonite clay and coal dust, in the FSW accounts for the large interparticle spacing. Furthermore, the EDS provides a more detailed mineral composition of the material, consistent with XRD and XRF, and indicates a high presence of Chlorine (Cl), Calcium (Ca), and Potassium (K).

3.7 Concrete Compressive Strength

The concrete samples were tested under compression to determine the maximum axial load they could bear before deformation or failure at the end of each curing period. The result obtained is presented in **Figure 6**.

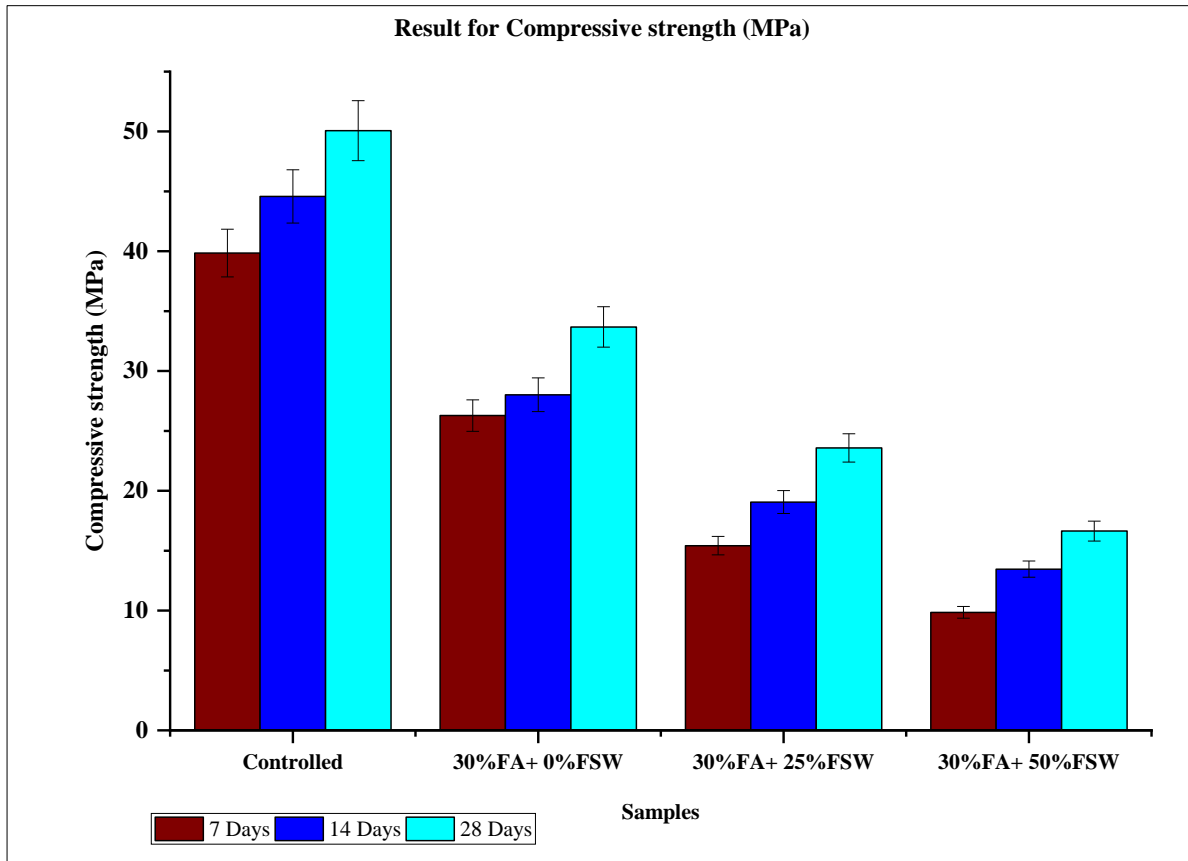


Figure 6: Compressive strength result after 7, 14 and 28 days of curing

From the compressive strength tests, it can be deduced that the compressive strength of each concrete increases over the curing period. Furthermore, the control mix demonstrated higher compressive strength than concretes containing FA and FSW. This is expected given the high content of non-replenishing materials used; however, these materials are not sustainable, and the higher consumption of cement in concrete production does not promote environmental sustainability and green construction because of the significant energy required, especially in heating cement kilns, and the levels of carbon dioxide (CO₂) emitted during the process. Nonetheless, concrete with only 30% FA still achieved good compressive strength (33.68 MPa) at 28 days of curing. Since the aim was to utilise both industrial waste by-products, it was observed that increasing the amount of FSW added to concrete reduced its mechanical properties and resistance to carbonation, which aligns with the findings of ⁷.

Therefore, the literature indicates that the partial replacement of natural or crusher sand with FSW in concrete should not exceed 20 – 30% by weight^{19,21,22,23}.

3.8 Split tensile strength test

For all concretes, a split tensile strength test was performed to assess tensile strength, providing insight into concrete durability and ensuring safety in concrete structures. The results obtained for each concrete tested under tension are shown in **Figure 7**.

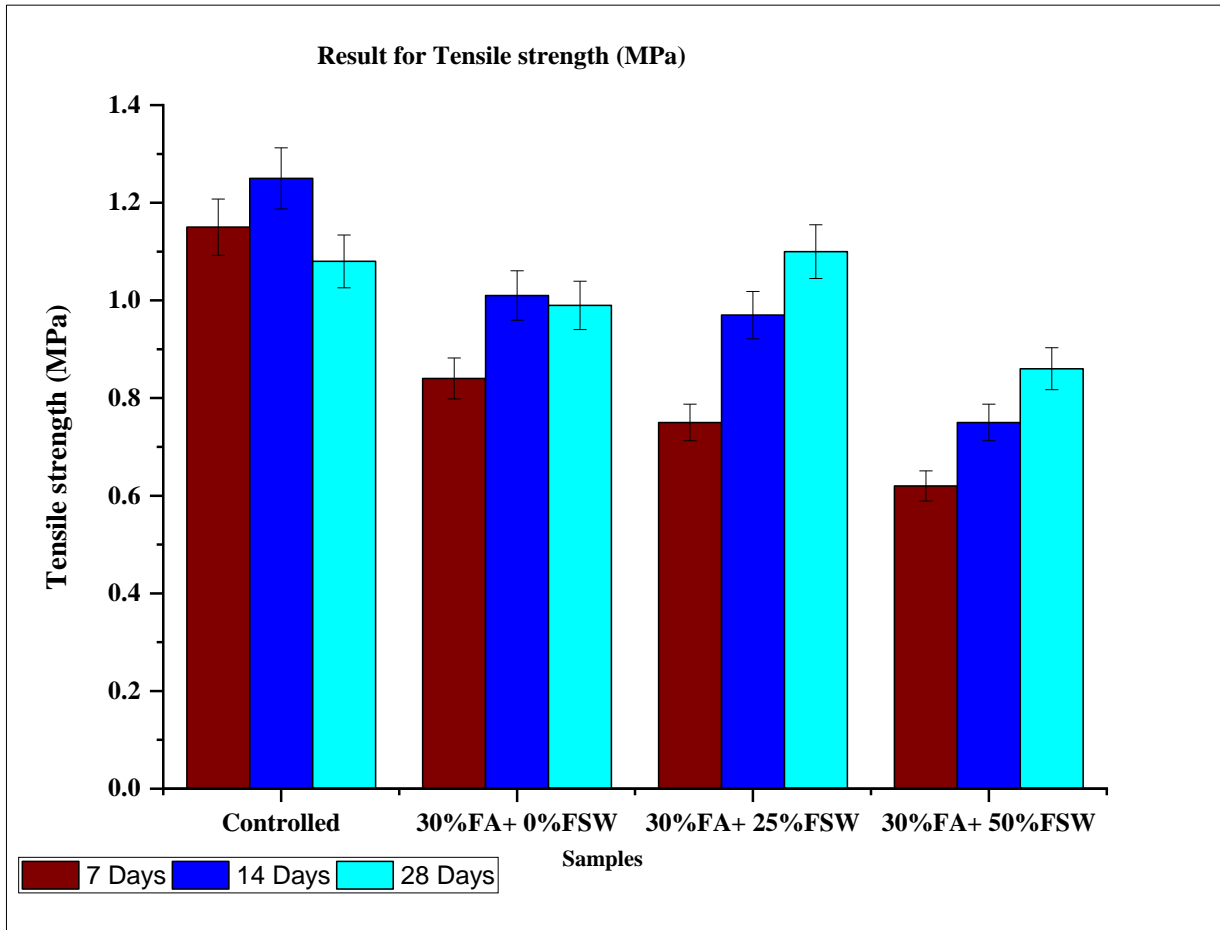


Figure 7: Split tensile result after 7, 14 and 28 days of curing

The trend observed in the split tensile tests closely mirrors that of compressive strength, indicating that the split tensile strength of the control sample exceeds that of concrete containing FA and FSW. Although concrete is generally weaker in tension than in compression, this test is important because it indirectly evaluates the bond strength between concrete components and assesses the concrete's resistance to cracking. Split tensile strength increased across all mix designs as the curing period lengthened; however, adding ordinary steel fibre or polypropylene fibre, even at 0.5% or 1%, or supplementary cementitious materials such as slag, silica fume, and silica-based activators, can significantly enhance split tensile strength.

4.0 Conclusion

The use of industrial waste materials, such as fly ash and foundry sand waste, in Africa's construction sector is highly beneficial and encouraged because it helps reduce the consumption of depleting non-renewable resources. The TCLP of FSW indicates that the material is not toxic in accordance with **SANS 5832:2006** and complies with **SANS 1083**, which relates to the use of aggregates in concrete. Furthermore, chemical analysis of FSW showed that the combined content of SiO₂, Al₂O₃, and Fe₂O₃ exceeds 90%, and, according to **ASTM C618**, these elements can be carefully classified as Class F pozzolan. Therefore, it is expected to exhibit high bond strength, and the FA should improve binder

efficiency; however, due to the high content of non-reactive silica (SiO_2), this is not entirely the case. Nonetheless, this research demonstrates that incorporating only fly ash into a concrete mix design can yield a compressive strength of 33.68 MPa and a split tensile strength of 1 MPa after 28 days of curing. When FSW is incorporated, the compressive strength decreases to 23.58 MPa, but there is a slight increase in the split tensile strength after curing for 28 days. However, the inclusion of these two waste materials in concrete production still produces concrete with good mechanical properties, which are within the South African National Standards (SANS) acceptable standard of approximately 16 – 21 MPa, particularly suitable for infrastructure with low load-bearing requirements, while also addressing environmental issues caused by the large volume of waste generated. To further enhance the mechanical properties of concrete made with these waste materials, especially when used in large proportions, it is advisable to reinforce the concrete with steel or polypropylene fibres or other supplementary cementitious materials and to conduct additional testing to determine the durability index after an extended curing period.

Acknowledgements

The authors would like to thank Auto Industrial Foundry South Africa for providing the foundry sand waste and the University of South Africa for its financial support.

References

1. Behl V., Singh V., Dahiya V., Kumar A.: In: *Materials Today: Proceedings*. Elsevier Ltd. 941 – 5 (2021).
2. Rivera F., Martínez P., Castro J., López M.: *Cem Concr. Compos.* 63 (104 – 12),1 (2015).
3. Eskom. *Ash Management in Eskom*. South Africa, 2021.
4. Herath C., Gunasekara C., Law D.W., Setunge S.: 1(43), (2021).
5. Alterary S.S., Marei N.H.: *J. King Saud Univ.* 33(6), 101536 (2021).
6. Bhardwaj B., Kumar P.: *Constr. and Build. Mat.* 661 – 74 (2017).
7. Aissaoui C., Diliberto C., Mechling J.M., Aranda L.: *Environ. Technol.* 46(3), 336 – 348 (2025).
8. Dada O.R., Ikotun B.D.: *Civil Eng. and Arch.* 12(5), 3426 – 40 (2024).
9. Doğan-Sağlamtimur N.: *Adv in Civil Eng.* 2018; 1-10 (2018).
10. Khattra S.K., Kumar Sarvesh.: *Ind. J. Pure App. Biosci.* 12(3):72 – 80 (2024).
11. Altaf S., Sharma A., Singh K. A.: *Bull Eng Geol Environ.* 83(143), 1 – 14 (2024).
12. Patel M.D., Chauhan A.R.: *Int. Res. J. Eng. Technol.* 07(05) 5675 – 5680 (2020).
13. Da Silva Magalhães R., Dos Santos L.F., De Almeida Santos G.T., Pereira L.A.S., Fernandes J.D., De Souza Albas A.E., Teixeira S.R. *Mat.: Res.* 26 (Suppl. 1) (2023).
14. Liu S., Zheng W., Wang Y.: *J Clean Prod.* 433, 139872 (2023).
15. Mehta V.: *Environ Sci and Poll Res.* 31(16), 23435 – 61 (2024).
16. Sgarlata C., Ariza-Tarazona M.C., Paradisi E., Siligardi C., Lancellotti I.: *App. Sci.*13(8) (2023).
17. Reshma T V., Manjunatha M., Sankalpasri S.: In: *Materials Today: Proceedings*. Elsevier Ltd. 3625 – 32 (2021).
18. Gholampour A., Zheng J., Ozbakkaloglu T.: *Constr Build Mater.* 18, 267 (2021).
19. Ohwofasa J.O., Ikumapayi C.M., Arum C.: *J. App. Sci. Environ Mgt.* 27(11), 2597 – 610 (2023).
20. Saha AK.: *Sustain Environ. Res.* 28(1), 25–31 (2018).
21. Makul N., Sua-lam G.: *J Clean Prod.* 199, 305–20 (2018).
22. Ahmad J., Aslam F., Zaid O., Alyousef R., Alabduljabbar H.: *Struc. Conc.* 22(5), 2775 – 90 (2021).
23. Makul N., Sokrai P. J.: *Buil. Eng.* 20, 544 – 58 (2018).

Využití potenciálu popílku a odpadního slévárenského písku pro výrobu udržitelného betonu pro environmentálně příznivou budoucnost: případová studie z Jihoafrické republiky

Opeoluwa R. DADA^a, Fitz M. YEMBA^a, Bolanle D. IKOTUN^a, Makungu M. MADIRISHA^b, Patrick K. GEVERA^a

^a Department of Civil and Environmental Engineering and Building Science, College of Science, Engineering and Technology, University of South Africa, Florida, 1709, Johannesburg, South Africa, e-mail: dadaopeoluwa@gmail.com & dadaor@unisa.ac.za

^b Chemistry Department, College of Natural and Applied Sciences, University of Dar es Salaam, P.O Box 35061, Dar es Salaam, Tanzania.

Abstrakt

Efektivní opětovné využití odpadních zdrojů napříč odvětvími přispělo k udržitelnému nakládání s minerálními odpady, k vývoji nových produktů a pokroku v materiálovém inženýrství. Tato studie se věnovala posouzení proveditelnosti a účinnosti využití průmyslových odpadních toků, konkrétně úletového popílku typu F (FA) a odpadního slévárenského písku (FSW), do betonových směsí s cílem podpořit udržitelnost v africkém stavebnictví. Výzkum posoudil vliv těchto druhotných materiálů na mechanické vlastnosti betonu a vyhodnotil jejich potenciál pro praktické využití v infrastrukturních projektech. K charakterizaci fyzikálních a chemických vlastností FSW byl použit komplexní charakterizační přístup, zahrnující stanovení modulu jemnosti, analýzy pomocí skenovací elektronové mikroskopie (SEM), rentgenové difrakce (XRD) a rentgenové fluorescence (XRF). Byly připraveny vzorky betonu s 25% a 50% uplatněním FSW jako náhrady standardního písku a s uplatněním konstantní 30% náhrady cementu pomocí FA. Beton byl testován na pevnost v prostém tlaku, pevnost v tahu za ohybu a nasákavost po 7, 14 a 28 dnech zrání. Výsledky ukázaly, že s rostoucím podílem FSW pevnost betonu klesala, ale zůstávala v přijatelných mezích a beton byl vhodný pro použití v konstrukci vozovek s nízkým dopravním zatížením a v konstrukcích s nízkým zatížením.

Klíčová slova: oběhové hospodářství, beton, popílek, slévárenský písek, udržitelné stavebnictví

Bioconversion of Lettuce, Potato and Pasta by Black Soldier Fly Larvae (*Hermetia illucens*) into high value insect biomass

Filip TAKÁCS, Igor BODÍK

Department of Environmental Engineering, Faculty of Chemical and Food Technology, Slovak University of Technology in Bratislava, Radlinského 9, Bratislava, 812 37, Slovakia
e-mail: filip.takacs@stuba.sk

Abstract

The growing demand for sustainable alternative protein sources and effective food waste management highlights the potential of Black Soldier Fly Larvae (BSFL, *Hermetia illucens*). This study investigates the growth and bioconversion efficiency of BSFL reared on three substrates - lettuce, potatoes, and pasta. These substrates were subjected to pre-treatment methods such as slicing, blending and boiling. Larval performance was evaluated through wet and dry weight, length, and bioconversion rate (BCR). Pasta supported the highest insect biomass yield, with blending increasing larval weight to 77.6 mg and BCR to 14.8%, compared to 48.6 mg and 8.9% for whole pasta. Potatoes resulted in moderate growth, with boiling enhancing BCR from 7.4% to 9.2%. Lettuce, characterized by low nutrient content and high moisture, produced the poorest results, and blending slightly negatively affected BCR. The findings underline that both nutrient composition and pre-treatment of substrates are critical factors for maximizing BSFL growth and bioconversion outcomes.

Keywords: BSFL; food waste; substrate pre-treatment; bioconversion; *Hermetia illucens*

Introduction

The rapid growth of the world population is increasing the demand for food while simultaneously intensifying the problem of organic waste generation. Large amounts of food, 1.3 billion tons, are wasted annually, creating environmental and economic challenges¹. To feed the world population, the search for sustainable protein sources is essential. Insects, particularly Black Soldier Fly Larvae (BSFL), represent a promising solution of bio-waste management. The larvae can efficiently convert organic waste into protein- and fat-rich biomass that can be used in food production².

BSF larvae are capable of massively increasing their weight by the end of their growth process³. The bioconversion is however dependent on the varied nutritional value of the feeding substrate⁴. Most common BSFL diets consist of manure (poultry, swine, cow), kitchen waste, human feces, sludges and agricultural byproducts^{5,6}.

Once the waste processing is complete, the mature BSF larvae become a valuable product, as they can be used as feed for poultry, fish, and various commonly farmed animals. According to some estimates, such feed could partially replace fish meal thereby contributing to the restoration of natural fish populations in the oceans and simultaneously having a significantly positive effect on CO₂ emissions. This technology is suitable for both centralized and decentralized waste management systems^{3,4}. The larvae can be processed using various technologies (roasting, cooking, drying, grinding, pelletizing), which also extend their shelf life^{3,7}. The larvae are a high-quality source of proteins and fat, and can be processed into biopolymers and biofuels such as biodiesel^{8,9}. The BSFL processing of biowaste produces also a byproduct - frass. This can however be used as a fertilizer in agriculture, boosting organic matter, nitrogen and phosphorus in soil^{10,11}. Chitin in the frass even increases plant resistance against pathogens⁷.

In this study, lettuce, potatoes, and pasta were selected as representative feeding substrates for BSFL. These foods are among the most discarded food wastes due to their high consumption and perishability¹²⁻¹⁵. They also differ in nutritional composition. Lettuce is low in protein and energy density, and high in moisture¹⁶. Potatoes are starch-rich with low protein and moderate energy density, and pasta has a relatively higher protein content and energy density¹⁷⁻¹⁹. Each substrate allows also evaluation of how pre-treatment methods such as slicing, boiling, or blending affect BSFL growth. These substrates provide a relevant model system for assessing BSFL performance on common urban food waste streams.

Experimental part

Materials and Methods

The BSFL and experimental design

The BSF Larvae (*Hermetia illucens*) were sourced from the company Grinsect. The larvae were delivered as 5-DOLs (5-day-old larvae). The experiments were conducted in the summer of 2024. Each feeding tray was initially filled with approximately 10 000 5-DOL BSF larvae. The feeding trays were made of dark polypropylene (PP) plastic (size 60x40x12 cm). Feed substrate was added to the containers with BSFL usually every other day ensuring the container was filled to an acceptable level. To maintain the moisture of the feed and prevent the larvae from escaping the containers, a small amount of coconut fiber was always added on top of the feed. Each feeding substrate was tested in triplicate, with three independent trays prepared under identical conditions. The larvae were kept in a room without sunlight, with stable humidity (50% ± 20%), temperature of 23 ± 2 °C and non-stop air circulation. The experiment lasted until the point when pupating individuals (prepupae) first appeared in a container (after 20 days). At that point, the experiment was concluded.

Larvae were sampled regularly to determine their wet and dry weight. Measurements were performed gravimetrically. Fifteen randomly selected BSF larvae (5 from each tray) were taken from the containers, washed with distilled water and dried with paper towels. Their wet weight and dry weight were recorded with analytical scales. At the end of the experiment larvae were collected and photographed. Length of the larvae was measured with a software program ImageJ.

Bioconversion rate was calculated from total larval dry weight at the end of the experiment and the total dry weight of the feed substrate using the following formula:

$$BCR(\%) = \frac{\text{Total final larval weight (g, DM)}}{\text{Weight of feed substrate (g, DM)}} \times 100 \%$$

The larvae were sifted through meshes at the end of the experiment to separate them from most of the frass. Afterwards they were dried and weighed. The drying process occurred always at 105 °C for 4 hours.

Feed substrate

Each tray with BSFL was filled with feed substrate at the beginning of the experiment. Afterwards, the substrate was added to the trays when the old substrate disappeared, or the larvae did not feed on it anymore.

The feed substrates were lettuce, potatoes and pasta. These substrates were always purchased from a selected retail chain. The lettuce was prepared in two ways. The first method involved cutting it into pieces approximately 2×4 cm in size. The second method involved blending it in a smoothie blender until it was completely pureed.

The potatoes fed to the larvae were also prepared in two ways. In both cases, they were cut into pieces approximately 1×2×2 cm. In the first case, the potatoes were raw. In the second case, they were processed by being submerged in boiling water for 15 minutes, then cut to the desired size at room temperature.

The pasta used as feed was prepared in two ways. In the first case, it was boiled in water for 9 minutes. In the second case, it was boiled and then blended in a smoothie blender into a mash with consistency similar to mashed potatoes. The nutritional composition of the three substrates used (lettuce, potatoes, and pasta) is summarized in Table 1.

Table 1: Nutritional values of each feeding substrate.

Substrate	Protein (g/100 g)	Carbohydrates (g/100 g)	Fat (g/100 g)	Energy (kcal/100 g)	Fiber (g/100 g)	Moisture content (%)
Lettuce ¹⁶	1	2.1	0	14	1.1	96
Potatoes (raw) ¹⁷	2.1	17.5	0.09	77	2.1	79
Potatoes (boiled) ¹⁸	1.9	20.1	0.1	87	1.8	78
Pasta (boiled) ¹⁹	5.8	30.9	0.93	158	1.8	62

Statistical analysis

Results for final larval wet and dry weight, bioconversion rate, and larval length are presented as Mean \pm Standard deviation (SD). Prior to statistical analysis, normality of the data was assessed using the Shapiro–Wilk test and homogeneity of variances was evaluated using Levene's test. The assumptions required for ANOVA were considered satisfied for dry and wet weight, BCR, and length measurements ($p > 0.05$). Differences among feed substrates and treatments were evaluated using one-way analysis of variance (ANOVA). When significant differences were detected, Tukey's honestly significant difference (HSD) post-hoc test was applied for pairwise comparisons. Statistical significance was accepted at $p < 0.05$. Different letters for groups in Tukey's HSD indicate statistically significant differences between feed substrates and treatments. Statistical analyses were performed using OriginPro 2024 software. Intermediate wet and dry weight measurements were obtained from pooled larval samples collected from the three replicate trays and are therefore presented descriptively without statistical testing (Figure 1 and Figure 2).

Results

Final dry weight differed significantly among feeding substrates and substrate pre-treatments (one-way ANOVA, $F_{5,12} = 204.60$, $p < 0.0001$). The increase in larval dry weight over time across feeding substrates is shown in Figure 1. BSFL fed with pasta had the fastest increase in dry weight among the tested feed materials. They were followed in growth rate by larvae fed with potatoes, while the slowest dry weight increase was observed in larvae fed with lettuce. Tukey's HSD test separated the treatments into four statistical groups, with blended pasta $>$ whole pasta $>$ potatoes $>$ lettuce ($p < 0.05$) as shown in Table 2.

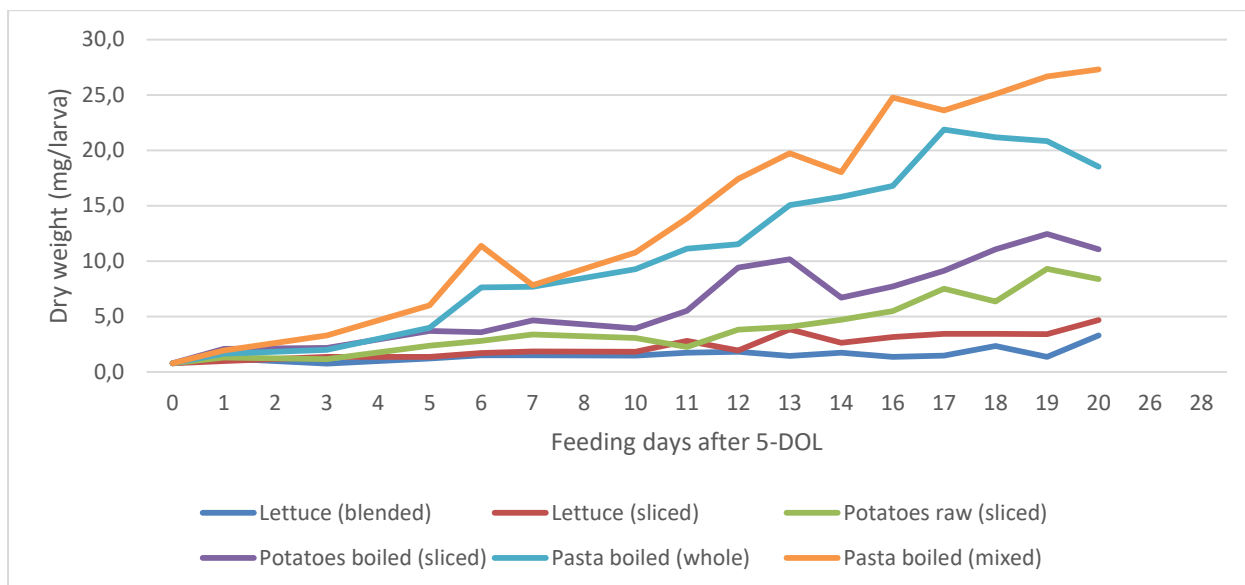


Figure: 1 Measured dry weight of BSF larvae fed with different substrates in time

Final wet weight also differed significantly among treatments (one-way ANOVA, $F_{5,12} = 55.39$, $p < 0.0001$). The same trend was observed as for dry weight, with the highest values for larvae fed with pasta (Figure 2). The highest wet and dry weight of BSFL at the end of the experiment was 77.6 mg/larva and 27.3 mg/larva for blended pasta, and the lowest was for blended lettuce at 21.4 mg/larva and 3.3 mg/larva. Larvae fed sliced lettuce reached 31.7 mg in wet weight. Those fed raw or boiled potatoes reached 47.7 mg and 43.5 mg, respectively, while larvae provided whole pasta reached 48.6 mg. Tukey's HSD test identified significant differences among the treatment groups ($p < 0.05$) as shown in Table 2.

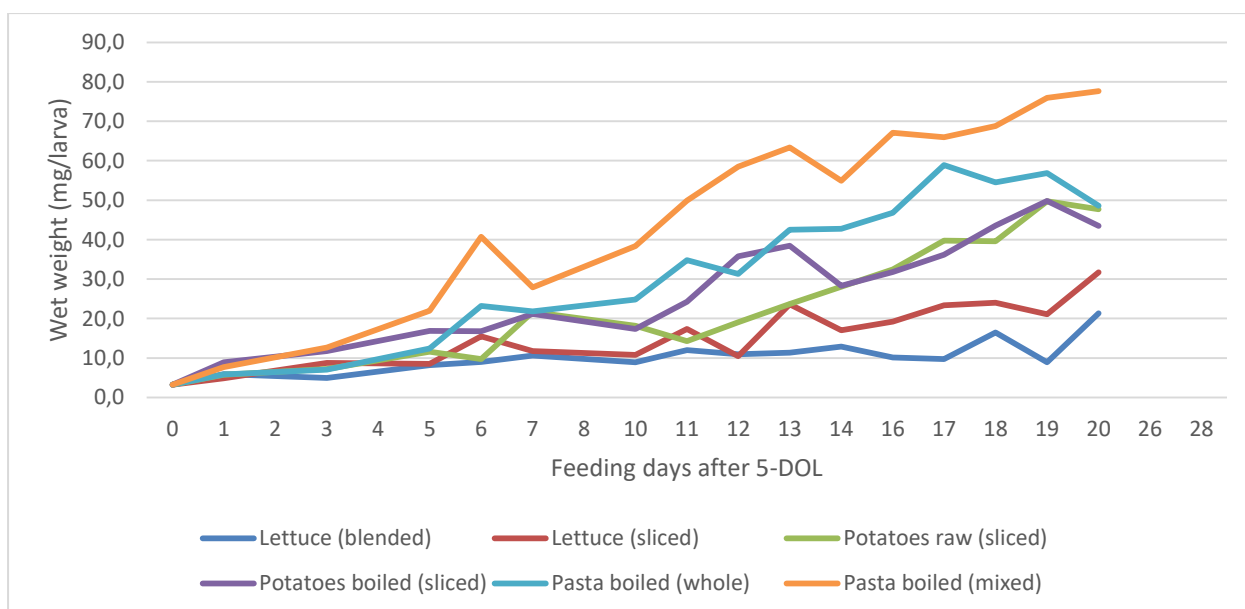


Figure: 2 Measured wet weight of BSF larvae fed with different substrates in time

The dry and wet weight at the beginning of the experiment and at the end are shown in Table 2 for each feed substrate with the groups from Tukey's HSD tests.

Table 2: Dry weight and wet weight at the beginning and at the end of the experiment (Mean ± SD) and their significance letters based on Tukey's HSD test.

	Initial	Final					
		Lettuce		Potato		Pasta	
		Blended	Sliced	Raw sliced	Boiled sliced	Boiled whole	Boiled blended
Dry weight (mg/larva)	0.8 ± 0.1	3.3 ± 0.6	4.7 ± 0.9	8.4 ± 0.8	11.1 ± 1.2	18.5 ± 0.8	27.3 ± 1.9
Groups (Tukey HSD)	-	A	A	B	B	C	D
Wet weight (mg/larva)	3.2 ± 0.3	21.4 ± 3.2	31.7 ± 5.6	47.7 ± 4.8	43.5 ± 4.8	48.6 ± 2.7	77.6 ± 4.9
Groups (Tukey HSD)	-	A	A	C	B	C	D

The ratio of dry to wet weight over time is shown in Figure 3, indicating that the percentage of dry matter in larval biomass was highest in larvae fed with pasta (33.7% and 30.0%), followed by potatoes (18.4% and 23.2%), and lowest in larvae fed with lettuce (15.3% and 15.9%). Overall, the share of dry matter in the biomass ranged between 11.0% and 38.9%. The larvae fed with lettuce did not grow as well as those fed with potatoes or pasta. Larvae fed with blended and sliced lettuce grew to 4.1 and 5.9 times their initial dry weight (DW), respectively. Those given raw potatoes and boiled potatoes grew to 10.5 and 13.9 times their initial DW, respectively. BSFL that were fed whole pasta grew to 23.1 times their initial DW and those fed with blended pasta grew the most, to 34.1 times their initial DW.

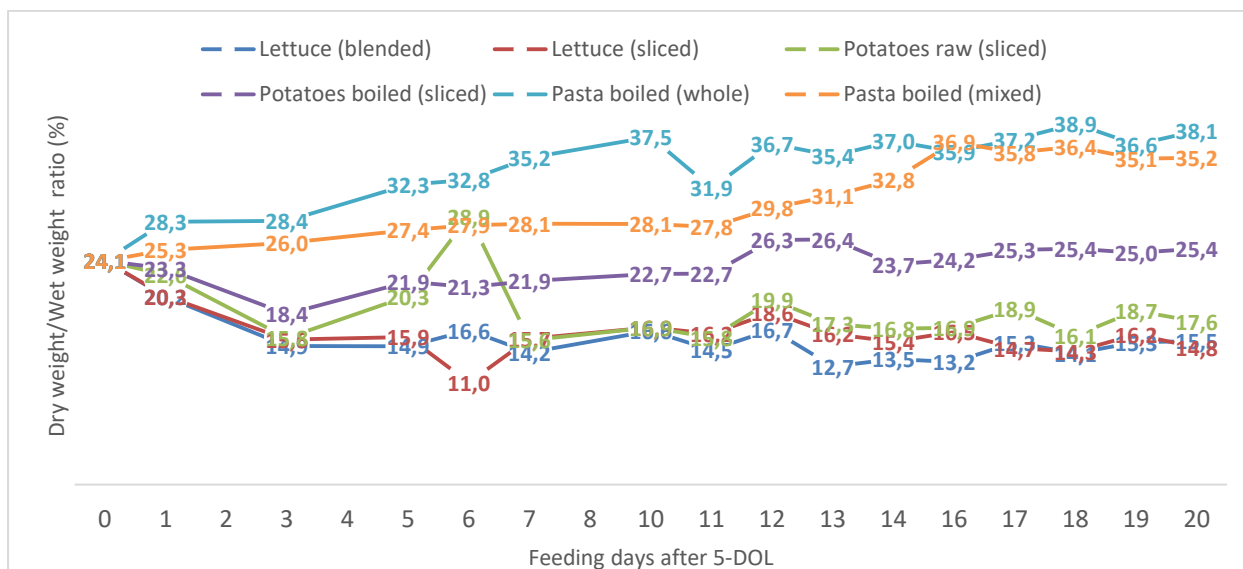


Figure: 3 Dry weight to wet weight ratio of BSF larvae fed with different substrates in time

Bioconversion rate (BCR)

The bioconversion rate of BSFL fed with different substrates is presented in Figure 4. It ranged for BSFL fed on different substrates from 7.4% to 14.8%. The highest BCR was achieved with blended pasta (14.8%), reflecting its higher protein and carbohydrate content. Blending the pasta improved

accessibility of the substrate to the larvae, which improved the BCR significantly from 8.9% to 14.8%. In contrast, raw potatoes had the lowest BCR, only 7.4%. Boiling increased the BCR to 9.2%. Lettuce resulted in intermediate BCR values of around 12% despite poor larval growth.

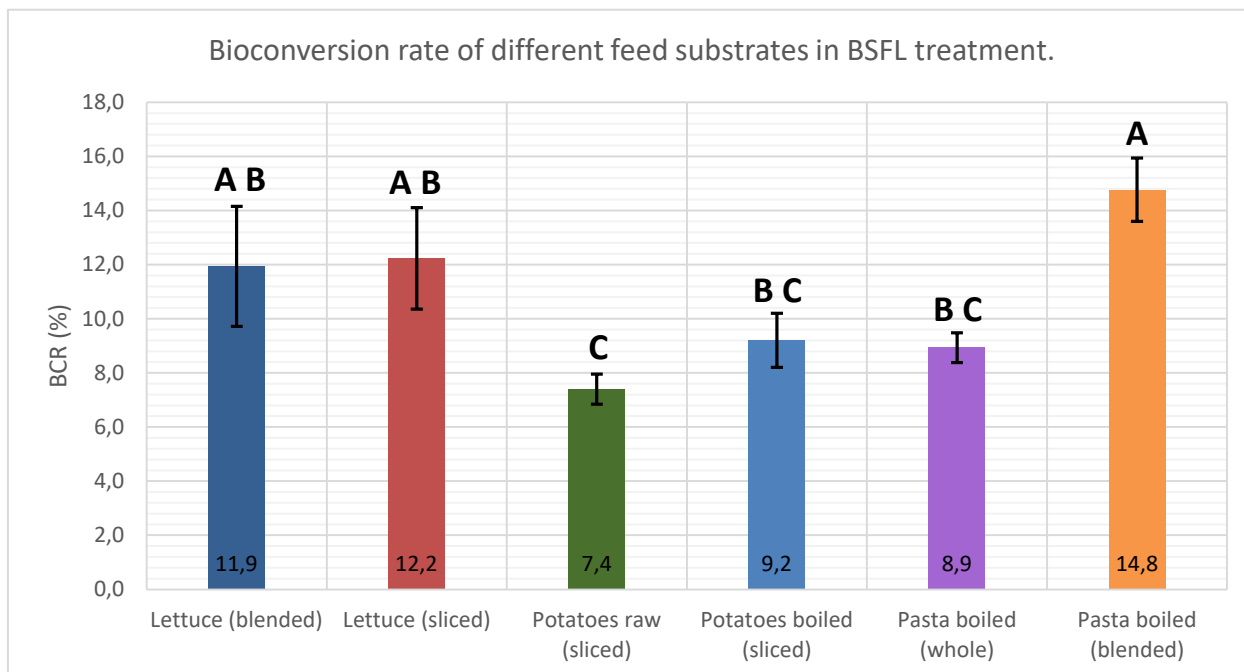


Figure: 4 Bioconversion rate of different feed substrates in BSFL treatment (mean, range, Tukey's HSD groups)

Length of the BSFL

The average final length of BSFL reared on each substrate is shown in Figure 5. Final length of the larvae ranged between 8.26 mm and 14.2 mm, depending on the feed substrate. On average, the smallest larvae were those fed with lettuce, then those with potatoes, and the largest were those fed with pasta.

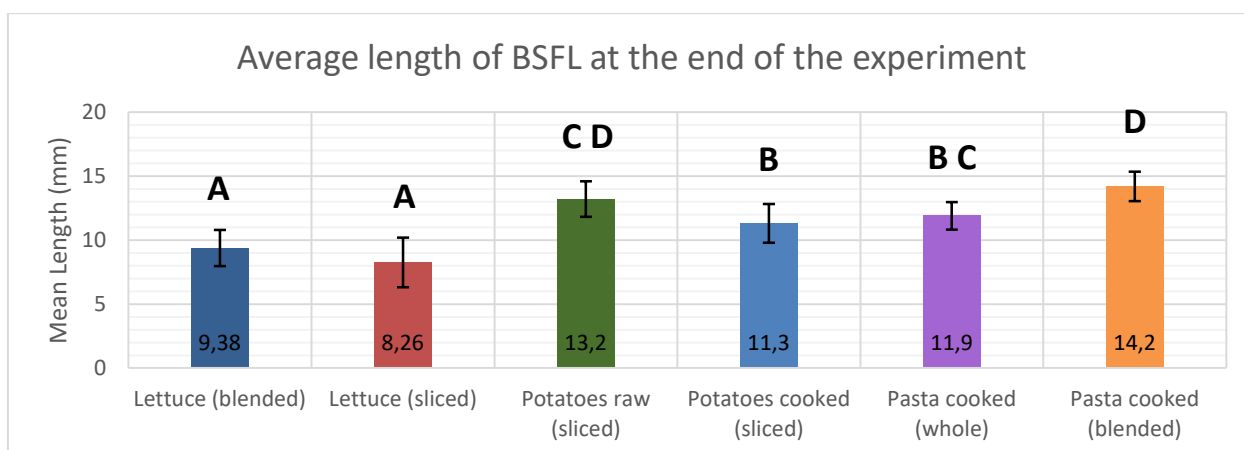


Figure: 5 Average length of BSF larvae at the end of the experiment (mean, range, Tukey's HSD groups)

Discussion

Previous studies identified that generally BSFL grown on substrates higher in proteins have a higher larval weight^{4,20}. This aligns with the results of our study. Our results confirm that the nutritional composition of the feeding substrate has a decisive effect on BSFL growth. Larvae fed with pasta which has the highest protein content of the three feeding substrates, grew the most in weight. On the other hand, larvae fed with lettuce characterized by low protein and high moisture grew the least in weight. The bioconversion rate further highlighted these differences.

Blending pasta increased the larval weight (48.6 mg to 77.6 mg) and BCR substantially (from 8.9% to 14.8%), indicating that substrate accessibility is an important factor for BSFL conversion efficiency. Boiling potatoes also improved the BCR from 7.4% to 9.2%, which indicates that thermal processing of potatoes enhances starch digestibility for the larvae. Lettuce resulted in intermediate BCR values (approximately 12%) despite the poor growth performance of BSFL. Although the fresh weight of lettuce provided to the larvae was comparable to that of pasta and potato, its substantially higher moisture content resulted in a much lower dry matter input. Since BCR was calculated on a dry matter basis, the relatively low amount of dry matter supplied by lettuce may explain why intermediate BCR values were obtained despite limited larval biomass production. The BCR values fall mostly within the range of approximately 2 to 33%^{1,21} and confirm that substrate composition and pre-processing have a strong influence on the efficiency of bioconversion.

Mechanical pretreatment is a widespread technology used in biogas production and composting. Reduced substrate particle size has previously positively correlated with biogas and methane yield^{22, 23}. However, a study²⁴ showed that the mechanical pretreatment of feeding substrate for BSFL, in their case decreasing almond hull particle size from 6 to 4 mm, decreased larval mass by 10%. The authors concluded that smaller particle size, and thus increased surface area of the substrate, could improve access to nutrients, but BSFL may benefit from better aeration due to the larger particle size. In our study the decreased particle size for lettuce might have hindered aeration of the BSFL and feed mixture, having a negative effect on larval growth. This could have been exacerbated by the water released from the blended lettuce, as indicated in a study²⁵. On the other hand, blending pasta had positive effect on larval growth. It shows that the positive effect of mechanical pre-treatment on larval growth is substrate dependent.

The main goal of thermal pre-treatment such as boiling of the substrate is to increase the solubility of the organic matter and improving biodegradability²⁵. This was confirmed in our study for potatoes as substrate.

These findings highlight both opportunities and constraints for BSFL bioprocessing. While pasta and potatoes are representative of carbohydrate-rich food residues that are frequently discarded by households, restaurants, and the food industry. Lettuce, on the other hand, represents high-moisture, low-nutrient vegetable waste. The poor performance of BSFL on lettuce alone suggests that such residues might be best used in combination with more nutrient-rich wastes to balance diet quality and moisture content.

A limitation of this study is that only three substrates were tested individually under controlled laboratory conditions. In practice, food waste is heterogeneous and mixed, and BSFL are known to perform differently on composite waste streams. Future work might thus address the BSFL performance fed with mixed substrate from the studied substrates.

Conclusions

This study demonstrated that BSFL growth depends on the nutritional quality and pre-processing of food substrates. Among lettuce, potatoes, and pasta, larvae fed with pasta achieved the highest biomass yield, followed by potatoes, while lettuce supported the lowest growth. Substrate pre-treatment also influenced outcomes: boiling improved the digestibility of potatoes, and blending increased the accessibility of nutrients in pasta but not in lettuce. These results suggest that carbohydrate- and protein-rich food residues such as pasta or potatoes can serve as effective substrates for BSFL biomass

production, while watery, nutrient-poor wastes like lettuce may require co-feeding with higher-quality substrates (higher energy density and protein content). By identifying the relationship between substrate composition, processing, and BSFL growth, this work contributes to the optimization of insect-based bioconversion strategies for sustainable waste management and protein production.

Acknowledgment

This work was created with the support of the Grant scheme for the support of the Young Researchers under the conditions of the SUT in Bratislava, and by the Slovak Research and Development Agency under the contract No. APVV-22-0292.

Author Contributions

F.T.: Conceptualization, methodology, data curation, investigation, formal analysis, writing - original draft, visualization, project administration, funding acquisition; I.B.: conceptualization, supervision, writing - review and editing, project administration, funding acquisition.

Corresponding Author

Filip Takács - Department of Environmental Engineering, Faculty of Chemical and Food Technology, Slovak University of Technology in Bratislava, Radlinského 9, Bratislava, 812 37, Slovakia. <https://orcid.org/0009-0008-4306-4297> ; email: filip.takacs@stuba.sk

Authors

Igor Bodík - Department of Environmental Engineering, Faculty of Chemical and Food Technology, Slovak University of Technology in Bratislava, Radlinského 9, Bratislava, 812 37, Slovakia; <https://orcid.org/0000-0002-7410-7789>

References

1. Mishra A., Suthar S., (2025) Conversion of wheat straw and food waste employing insect (*Hermetia illucens*) larvae into biomanure and protein-lipid-rich animal feed. Sustainable Chemistry for the Environment, 10, <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2025.100260>
2. Dharani N., Shriranjani K., Saranya R., et al (2025) Commercialising potential of protein powder extracted from black soldier fly larvae. IOP Conference Series Earth and Environmental Science, 1519, <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1519/1/012010>
3. Dortmans B.M.A., Egger J., Diener S., Zurbrugg C., (2021), Black Soldier Fly Biowaste Processing – A Step-by-Step Guide, Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Switzerland, 2021, ISBN 978-3-906484-75-4.
4. Gold M., Tomberlin J.K., Diener S., et al (2018) Decomposition of biowaste macronutrients, microbes, and chemicals in black soldier fly larval treatment: A review. Waste Management, 82, 302 – 318, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.10.022>
5. Liu T., Klammsteiner T., Dregulo A.M., et al (2022) Black soldier fly larvae for organic manure recycling and its potential for a circular bioeconomy: A review. Science of The Total Environment, 833, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155122>
6. Parodi A., Gerrits W.J.J., Van Loon J.J.A., et al (2021) Black soldier fly reared on pig manure: Bioconversion efficiencies, nutrients in the residual material, greenhouse gas and ammonia emissions. Waste Management, 126, 674 – 683, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.04.001>
7. Amrul N.F., Kabir Ahmad I., Ahmad Basri N.E., et al (2022) A Review of Organic Waste Treatment Using Black Soldier Fly (*Hermetia illucens*). Sustainability, 14, <https://doi.org/10.3390/su14084565>

8. Li Q., Zheng L., Qiu N., et al (2011) Bioconversion of dairy manure by black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) for biodiesel and sugar production. *Waste Management*, 31, 1316 – 1320, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.005>
9. Siddiqui S.A., Ristow B., Rahayu T., et al (2022) Black soldier fly larvae (BSFL) and their affinity for organic waste processing. *Waste Management*, 140, 1 – 13, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.044>
10. Song S., Ee A.W.L., Tan J.K.N., et al (2021) Upcycling food waste using black soldier fly larvae: Effects of further composting on frass quality, fertilising effect and its global warming potential. *Journal of Cleaner Production*, 288, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125664>
11. Jiang S-Y., Shen K-W., Brandón M.G., et al (2025) Using black soldier fly larval frass to restore soil health. *Bioresource Technology*, 432, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.132701>
12. Conrad Z., Niles M.T., Neher D.A., et al (2018) Relationship between food waste, diet quality, and environmental sustainability. *PLOS ONE* 13, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195405>
13. Pudner V., Peacock E., Ridgwell S., et al (2025) Household food and drink waste in the United Kingdom 2022. WRAP
14. Buzby J.C., Bentley J.T., Padera B., Campuzano J., Ammon C. (2016) Updated Supermarket Shrink Estimates for Fresh Foods and Their Implications for ERS Loss-Adjusted Food Availability Data. EIB-155, U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service, June 2016.
15. Waring L., Sreeraj P., Roberts M. (2025) UK Household Food Management Survey – Key Findings. WRAP
16. (2024) Australian Food Composition Database. In: Foodstandards.gov.au. <https://afcd.foodstandards.gov.au/fooddetails.aspx?PFKID=F005192> . Accessed 20 Sep 2025
17. (2024) Nutrition Facts for Potatoes, flesh and skin, raw. In: My Food Data. <https://tools.myfooddata.com/nutrition-facts/170026/100g/1> . Accessed 20 Sep 2025
18. (2025) Nutrition Facts for Boiled Potatoes. In: My Food Data. <https://tools.myfooddata.com/nutrition-facts/170438/100g/1> . Accessed 20 Sep 2025
19. (2025) Nutrition Facts for Cooked Pasta (Unenriched). In: My Food Data. <https://tools.myfooddata.com/nutrition-facts/168928/100g/1> . Accessed 20 Sep 2025
20. Tinder A.C., Puckett R.T., Turner N.D., et al (2017) Bioconversion of sorghum and cowpea by black soldier fly (*Hermetia illucens* (L.)) larvae for alternative protein production. *Journal of Insects as Food and Feed*, 3, 121 – 130, <https://doi.org/10.3920/jiff2016.0048>
21. Rehman K. ur, Hollah C., Wiesotzki K., et al (2022) Black soldier fly, *Hermetia illucens* as a potential innovative and environmentally friendly tool for organic waste management: A mini-review. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 41, <https://doi.org/10.1177/0734242x221105441>
22. Victorin M., Davidsson Å., Wallberg O. (2020) Characterization of Mechanically Pretreated Wheat Straw for Biogas Production. *BioEnergy Research*, 13, 833–844, <https://doi.org/10.1007/s12155-020-10126-7>
23. Menardo S., Airoidi G., Balsari P. (2012) The effect of particle size and thermal pre-treatment on the methane yield of four agricultural by-products. *Bioresource Technology* 104, 708–714, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.10.061>
24. Palma L., Fernandez-Bayo J., Niemeier D., et al (2019) Managing high fiber food waste for the cultivation of black soldier fly larvae. *npj Science of Food*, 3, <https://doi.org/10.1038/s41538-019-0047-7>
25. Peguero D.A., Gold M., Vandeweyer D., et al (2022) A Review of Pretreatment Methods to Improve Agri-Food Waste Bioconversion by Black Soldier Fly Larvae. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 5, <https://doi.org/10.3389/fsufs.2021.745894>

Biokonverzia šalátu, zemiakov a cestovín larvami vojačika čierneho (*Hermetia illucens*) na hodnotnú hmyziu biomasu

Filip TAKÁCS, Igor BODÍK

Oddelenie environmentálneho inžinierstva, Fakulta chemickej a potravinárskej technológie, Slovenská technická univerzita v Bratislave, Radlinského 9, Bratislava, 812 37, Slovensko
e-mail: filip.takacs@stuba.sk

Souhrn

Rastúci dopyt po udržateľných alternatívnych zdrojoch bielkovín a efektívnom nakladaní s potravinovým odpadom poukazuje na potenciál lariev muchy *Hermetia illucens* (BSFL). Táto štúdia skúma rast a efektívnosť biokonverzie BSFL chovaných na troch substrátoch – šaláte, zemiakoch a cestovinách. Tieto substráty boli predupravené metódami, ako je krájanie, mixovanie a varenie. Výkonnosť procesu spracovania substrátu larvami bola hodnotená na základe mokrej a suchej hmotnosti, dĺžky a miery biokonverzie (BCR). Cestoviny vykazovali najvyšší nárast biomasy, pričom mixovanie zvýšilo hmotnosť lariev na 77.6 mg a BCR na 14.8 % v porovnaní s 48.6 mg a 8.9 % pri celých cestovinách. Zemiaky ako substrát viedli k strednému rastu, pričom varenie zvýšilo BCR zo 7.4 % na 9.2 %. Šalát, charakteristický nízkym obsahom živín a vysokou vlhkosťou, vykazoval najmenší nárast hmyzej biomasy, pričom mixovanie mierne negatívne ovplyvnilo BCR. Zistenia ukazujú, že nutričné zloženie aj predúprava substrátov sú kľúčovými faktormi pre maximalizáciu rastu BSFL a výsledkov biokonverzie.

Kľúčová slova: BSFL; potravinový odpad; predúprava substrátu; biokonverzia; *Hermetia illucens*

Evaluation of the impact of recycled automotive waste in particleboard on water quality

Helena HYBSKÁ^a, Dagmar SAMEŠOVÁ^a, Iveta ČABALOVÁ^b, Jozef KRILEK^c, Lýdia SOBOTOVÁ^d, Alexandra VIERGOVÁ^a

^aDepartment of Environmental Engineering, Faculty of Ecology and Environmental Sciences; Technical University in Zvolen, Študentská 26, 96001 Zvolen, Slovakia, e-mail: hybska@tuzvo.sk

^bDepartment of Chemistry and Chemical Technologies, Faculty of Wood Sciences and Technology, Technical University in Zvolen, T. G. Masaryka 24, 96001 Zvolen, Slovakia

^cDepartment of Environmental and Forestry Machinery, Faculty of Technology, Technical University in Zvolen, Študentská 26, 96001 Zvolen, Slovakia

^dInstitute of special engineering processes, Faculty of Mechanical Engineering, Technical University in Košice, Letná 9, 042 00 Košice, Slovakia

Abstract

This article assesses the environmental impacts of three-layer wood-based composites containing automotive industry waste (incorporated into the core layer) on aquatic environments. Water leachates from the composite samples were evaluated using ecotoxicological biotests with the test organisms Lemna minor, Sinapis alba, and Daphnia magna. Physicochemical parameters, specifically pH and chemical oxygen demand (COD), were determined to represent the total amount of organic substances leached into the water. A particleboard without automotive waste served as the control sample. The results indicate that incorporating automotive waste into wood-based materials is a viable recycling method, and the use of bioassays proves to be an effective tool for evaluating their environmental safety. The findings suggest the need to optimize the quantity of waste in production to minimize inhibitory effects on test organisms in aquatic environments while maintaining the required physical and mechanical properties of the composites.

Keywords: waste, plastic, water leachate, automotive industry, chipboard, ecotoxicity

Introduction

The automotive industry is one of the most resource-intensive sectors of the economy in every developed nation. Coupled with its rapid advancement, a challenge arises regarding the constant increase in waste materials from both production and the disposal of end-of-life vehicles¹. The average weight of a car is approximately 1.2 tons, representing 102.5 million tons of processed materials—including scrap iron, tires, non-ferrous metals, glass, polyurethane foam, car batteries, electronic waste, textiles, insulating materials, and, significantly, a vast number of plastic components².

Secondary raw materials that undergo further recycling include used tires and rubber parts, plastic components, waste glass, ferrous and non-ferrous metal waste, liquids, electrical equipment, and waste from oil filters^{3,4}. The recycling of automotive plastics is crucial for achieving overall sustainability targets. Their primary environmental benefit lies in reducing the volume of plastic and wood waste, which helps preserve natural resources and decrease landfill utilization⁵.

One method of recycling plastic waste and rubber is their incorporation into particleboards (PB), which are molded wood-based panels produced by hot-pressing wood particles with an added adhesive. Their quality is determined by physical and mechanical property values, which are influenced by the input raw materials and technical factors⁶. Non-wood materials, such as automotive industry waste, are also added

to particleboards to utilize this waste, reduce raw wood consumption, and achieve new material properties. To maintain the appearance of the particleboards, the composition of the surface layers is always kept unchanged^{7,8}. This approach reduces landfill waste and resource extraction. Compared to traditional alternatives, wood-plastic panels offer significant environmental advantages due to the use of recycled materials, the reduction of harmful emissions, and a lower overall carbon footprint. In the present article, we assess the environmental impacts on the aquatic environment of three-layer particleboards—where the core layer is manufactured from automotive plastic waste—using ecotoxicological testing. Bioassays are significant ecotoxicological indicators of environmental pollution and can play a vital role in enhancing environmental monitoring and determining the hazardous nature of substances.

EXPERIMENTAL

Materials and methods

The experiment focused on evaluating the impacts of particleboards manufactured with various automotive plastic and rubber waste contents on the aquatic environment. The procedure involved the preparation of water leachates, in which the following parameters were determined: pH, COD_{Cr} (chemical oxygen demand using potassium dichromate), and ecotoxicological bioassays.

Three-layer wood-based composite materials were produced by incorporating polymers from automotive waste into the particleboards. The boards were manufactured using wood particles derived from spruce logs processed at Kronospan s. r. o. in Zvolen, Slovakia. The wood particles used in the core layer ranged from 0.25 mm to 4.0 mm in size, while the particles used in the surface layers were finer, between 0.25 mm and 1.0 mm. Automotive plastic waste was supplied by ALUEX s. r. o. in Zvolen, Slovakia. This plastic waste was cut into smaller pieces, cleaned, and subsequently processed into granules using plastic crushing equipment at the Technical University in Zvolen. Granulation was performed using a DP 11–240/350 plastic crusher (Profing, Slovakia) and an ABS 1080 dust extractor (Holzmann Maschinen, Austria). The granules (1 mm to 4 mm in size) were sieved using an AS 200 digit cA analytical sieve shaker (Retsch, Germany) to ensure uniform particle size. The size of the resulting granulates ranged from 1.0 to 4.0 mm. A urea-formaldehyde (UF) resin (Kronores CB 1100 F) was used as a binder, containing 67.1% solids, with a viscosity of 460 mPa·s, a gel time of 55 seconds, and a pH of 8.6. To facilitate the curing process, ammonium nitrate (NH₄NO₃, 47% concentration) was used as a hardener, along with a 30% paraffin emulsion to enhance the water resistance and durability of the final product. The manufacturing process followed standard particleboard production technology. The entire production methodology adhered to the procedures specified in Utility Models No. 10248 and No. 10249^{9, 10}. The particleboards used in the experimental section (Figure 1) had dimensions of 350 x 350 x 18 mm, and the granulate content in the samples was 10% (Table 1). Testing higher concentrations of the incorporated waste in PB production led to a degradation of mechanical, physical, and fire-retardant properties; consequently, a 10% substitution of wood mass with plastic waste was established. The fabrication of single-layer PBs with varying volume percentages (10%, 15%, and 20%) of the aforementioned plastics serves as a preliminary step toward optimizing the production of three-layer PBs. Research findings concerning single-layer PBs indicated that a 10% polymer particle content is optimal. For this reason, subsequent research focused exclusively on the production of three-layer PBs with a 10% plastic fraction.

An increase in wood fiber content from 20% to 30% resulted in a rise in flexural strength from 44.88 MPa to 59.06 MPa, attributed to efficient stress transfer and favorable interfacial interaction between the matrix and the reinforcement. Conversely, further increasing the fiber content to 40% caused a decline in strength, as the higher reinforcement concentration prevented adequate fiber encapsulation by the polymer, leading to impaired interphase adhesion. Three-layer particleboards with 10% plastic filler exhibited superior mechanical properties compared to single-layer boards with the same plastic content, confirming the positive influence of the layered structure on stress transfer and the overall mechanical integrity of the material^{11,12}.

Table 1: Composition and designation of experimental samples

Sample designation	Composition of particleboards
PB	Pure particleboard
P10	PB containing granulate from waste tires
TK10	PB containing granulate from waste seals and carpets
LN10	PB containing granulate from waste painted bumpers
NN10	PB containing granulate from waste unpainted bumpers
PN10	PB containing granulate from waste fuel tanks
KVN10	PB containing granulate from waste non-flammable cables
KSH10	PB containing granulate from waste flammable cables
P10G10	PB containing granulate from waste tires and graphite
TK10G10	PB containing granulate from waste seals, carpets, and graphite



Figure 1: Three-layer particleboard with incorporated polymer (Photo: V. Mancel)

Preparation of water leachates

The quantity of the leachant (demineralized water) was calculated while maintaining a sample surface area to leachant ratio of 1:5. The leaching period was 24 hours; following this duration, the leachates were filtered and the resulting extracts were used for testing (Figure 2)¹³.



Figure 2: Leachates prepared by 24-hour leaching (Photo: H. Hybská)

pH determination

Measured using an inoLab pH Level 1 pH meter (WTW, Germany) and a StirrOx G combination electrode¹⁴.

Determination of chemical oxygen demand using potassium dichromate (COD_{Cr})

The oxygen demand determines the amount of oxidizing agent consumed for the oxidation of organic substances. Potassium dichromate was used as the oxidizing agent. The oxidation process took place in a strongly acidic sulfuric acid medium during a two-hour reflux (boiling). The amount of unconsumed potassium dichromate was determined titrimetrically. After adding the ferroin indicator, the solution is titrated with a standard solution of ferrous ammonium sulfate (FAS) until the first color change from blue-green to reddish-brown occurs¹⁵.

Ecotoxicological testing of leachates

Preliminary tests were conducted with a minimum of six replicates. The following biotests were used:

Growth inhibition (stimulation) test of common duckweed (*Lemna minor*) – producent^{16, 17} (Table 2).

Table 2: Test conditions for the test organism *Lemna minor*

Parameter	<i>Lemna minor</i>
Bioassay conditions	25°C ± 2°C, day/night simulation; continuous illumination with min. intensity of 6,500 lux
Control sample	Z-medium (nutrient solution from CCALA, Třeboň, Czech Republic)
Reference substance	3,5-dichlorophenol, EC ₅₀ = 3.1 mg/l (limit 2.2 – 3.8 mg/l)
Sample volume	1 mL / 1 well
Exposure duration	3 days
Preliminary test	1 frond per 1 mL of sample under the same conditions
Validity criteria	Average number of fronds in the control at the end of the test > eight times the initial count; pH at the end of the test < 1.5 units difference compared to initial pH
Monitored response	Evaluated frond count; visual assessment – necrosis, chlorosis; growth rate μ and growth inhibition I_{μ} (%) compared to control

From such obtained values of μ inhibition (stimulation) of growth I_{μ} shall be calculated for every tested concentration

$$I_{\mu_i} = \frac{(\mu_k - \mu_i) \cdot 100}{\mu_k}$$

where I_i = inhibition (stimulation, when I_{μ_i}) of growth in % determined on the basis of comparison of growth velocities,

μ_i = growth velocity for tested concentration,

μ_k = growth velocity in control.

Acute toxicity test on daphnids (*Daphnia magna*) – consumer^{18, 19, 20} (Table 3).

Table 3: Test conditions for the test organism *Daphnia magna*

Parameter	<i>Daphnia magna</i>
Test organism	<i>Daphnia magna</i> Straus (Cladocera, Crustacea), neonate individuals from parthenogenetic culture
Bioassay conditions	21°C ± 2°C; 7.8 ± 0.2 (pH); laboratory environment
Control sample	Dilution water prepared from analytical grade (p.a.) solutions of CaCl ₂ ·2H ₂ O (1), MgSO ₄ ·7H ₂ O (2), NaHCO ₃ (3), KCl (4); by adding 10 ml of each solution (1)-(4) and filling with demineralized water to a volume of 1 liter
Reference substance	K ₂ Cr ₂ O ₇ , EC ₅₀ = 0.85 mg/l (limit 0.3 – 1.5 mg/l)
Sample volume	Min. 5 ml per individual, maintaining a solution column height of min. 3 cm
Exposure duration	48 hours
Preliminary test	5 daphnids per undiluted sample, identical conditions for control
Validity criteria	Immobilization ≤ 10 %, change in dissolved O ₂ concentration ≤ 2 mg/l
Monitored response	% immobilization and mortality of individuals, dissolved oxygen, EC ₅₀

Determination of % immobilization

$$\text{Immobilization (\%)} = 100 - \left(\frac{A_v}{A_z} * 100 \right), \text{ where:}$$

A_v – number of individuals that are survivors at the end of testing,

A_z – number of individuals that are survivors at the beginning of testing (number of daphnia used).

Root growth inhibition test of a higher vascular plant (*Sinapis alba*) – producer²¹ (Table 4)

Table 4: Conditions of the preliminary test using *Sinapis alba* seeds

Parameter	<i>Sinapis alba</i>
Test organism	White mustard (<i>Sinapis alba</i>), variety – Mega, Pstruša; color: ochre-yellow, size: 1.5 – 2 mm, germination rate: 99%
Temperature	20°C ± 1°C, TS 606 CZ/2-Var incubator (WTW, Germany)
Control	Dilution water
Exposure duration	3 days
Preliminary test	10 seeds per 20 mL of sample, with an identical setup applied to the control
Validity criteria	Individual IC ₅₀ values must not differ by more than 30%
Monitored response	Root growth inhibition compared to control – IC (%)

Inhibition (stimulation) I_i of the growth of root of higher plants should be calculated using the equation:

$$I_i = \frac{L_k - L_v}{L_k} \cdot 100,$$

where L_v is the average length of root in the tested concentration of aqueous leachate in cm, L_k is the average length of root in control in cm.

Results and discussion

Physicochemical Characterization

The pH value serves as a fundamental indicator of the system's chemical equilibrium and exerts a significant influence on the progression of chemical and biological processes, including solute solubility, contaminant mobility, and microbial activity²⁰. The pH and COD (Chemical Oxygen Demand) values determined in the leachates following a 24-hour leaching period are presented in Table 5.

Table 5: pH and COD values

Sample	PB	P10	TK10	LN10	NN10	PN10	KVN10	KSH10	P10G10	TK10G10
pH	6.07	6.31	7.29	6.05	6.20	5.54	5.96	5.86	5.57	5.56
COD mg/l	936.70	1133.90	1084.60	1281.80	345.10	493.00	542.30	591.60	443.70	443.80

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

pH evaluation

The pH values presented in Table 5 range from 5.54 to 7.29, indicating a spectrum from weakly acidic to slightly alkaline. The lowest pH value was recorded for the leachate from the sample containing 10% fuel tank granulate (PN10). Conversely, the leachate from the particleboard (PB) containing 10% waste seal and carpet granulate (TK10) exhibited an alkaline pH of 7.29. No significant differences in pH were observed among the remaining leachates. In previous studies, authors^{23, 24} reported a pH of 3.66 for single-layer neat PB, whereas the pH of three-layer neat PB was 6.07. In the present experiments, the pH of all single-layer PB samples containing 10% waste granulate (including unpainted and painted bumpers and fuel tank granulate) remained acidic. These findings are consistent with the results of²⁵, who also reported acidic pH values for all samples (containing seal granulate, tire rubber, and neat PB). Sackey et al.²⁶ determined the pH of leachates from various wood species and identified the influence of leaching duration on pH variations. They observed that alkalinity increased with leaching time, which is presumably attributable to the release of hydroxide ions into the solution due to oxidation. The pH values obtained after 24 hours of leaching were comparable to those of the spruce wood utilized in our experiments.

Chemical Oxygen Demand Evaluation

Chemical Oxygen Demand (COD) represents the amount of oxygen required for the chemical oxidation of organic and inorganic reducing substances present in water using a strong oxidizing agent. This indicator serves as a critical parameter for assessing the degree of water pollution, where higher COD values signify a greater concentration of oxidizable substances and a potentially higher environmental burden on the aquatic ecosystem²⁷. Primarily, COD reflects the extent of organic contamination, specifically compounds susceptible to chemical oxidation, such as various soluble organic compounds, polymer residues, plastic additives, and degradation products of lignocellulosic materials.

In the context of aqueous leachates from particleboards (PB) containing plastic waste, the COD value primarily reflects the quantity of released organic substances derived from the wood components (e.g., lignin, hemicelluloses, and extractives) as well as plastic-related additives (e.g., plasticizers, stabilizers, or low-molecular-weight degradation products). Consequently, elevated COD levels indicate a higher degree of organic contamination in the leachate and a potentially increased environmental impact upon contact with aquatic environments.

As indicated in Table 5, the COD of the neat particleboard (control sample) was 936.70 mg/L. The maximum COD value of 1281.80 mg/L was recorded in the leachate from PB containing 10% waste painted bumper granulate (LN10); in contrast, the value for the sample with 10% unpainted bumper granulate (NN10) was approximately four times lower. This disparity is presumably attributable to the leaching of organic compounds from the paint into the aqueous phase. In leachates from single-layer PB with 10% unpainted bumper granulate²⁴, the COD value was approximately 3.5 times higher than that observed in our experiments with three-layer PB. Similarly, for PB containing 10% fuel tank granulate, the literature value was 863.4 mg/L greater than our current results. Regarding PB with 10% painted bumper granulate, the COD for the single-layer variant²⁸ was approximately 200 mg/L higher than the three-layer sample with the same waste type and proportion. Comparable values were determined for leachates from PB containing 10% waste seals and 10% waste tire rubber²⁵. Regarding the COD indicator, the difference between single-layer and three-layer PB containing seals and tire rubber is essentially negligible. For neat single-layer PB, COD values reported in^{23, 25} were identical; however, the value for the three-layer neat PB used in our experiment was approximately 1310 mg/L lower (likely due to the greater amount of material utilized in its production). It should be noted that the relationship between COD values and the observed ecotoxicological effects is not necessarily direct. While COD represents the total amount of oxidizable organic substances present in the leachate, it does not provide information about the specific chemical composition or toxicity of individual compounds.

In the present study, some samples with relatively lower COD values still exhibited high levels of biological inhibition. This may be explained by the presence of specific toxic substances, such as low-

molecular-weight organic compounds, plastic additives, or degradation products, which can exert significant biological effects even at low concentrations.

Therefore, COD should be interpreted as a general indicator of organic load rather than a direct predictor of ecotoxicity. These findings underline the importance of combining chemical and biological assessment methods when evaluating the environmental impact of composite materials containing recycled waste.

Wood is a complex natural polymeric composite primarily composed of carbon, oxygen, hydrogen, and trace amounts of nitrogen. Its principal constituents include cellulose (approx. 40 – 50%), hemicelluloses (20 – 30%), and lignin (20 – 30%), supplemented by extractives and ash content. During the 24-hour leaching process, water-soluble extractives (such as tannins, pigments, and sugars) were released from the wood structure into the aqueous medium. Therefore, Chemical Oxygen Demand (COD) was employed as a parameter to quantify the amount of leached organic substances in the water.

Ecotoxicological Characterization

Lemna minor Growth Inhibition (Stimulation) Assay

The objective of this assay was to quantify the effects of the aqueous leachates on the vegetative growth of the plants throughout the experimental period. Table 6 summarizes the primary results concerning the growth rate inhibition (I_{μ}) of *Lemna minor* across the individual leachate samples, while the corresponding graphical representation is provided in Figure 3.

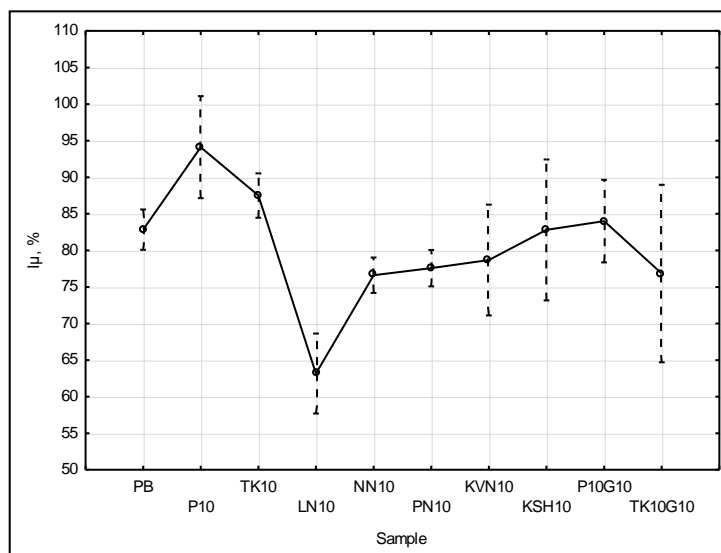


Figure 3: Graphical representation of growth inhibition (I_{μ} , %) of *Lemna minor* in leachates from wood composite samples

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

According to^{16, 17}, a preliminary test is classified as positive if the growth inhibition of the algal culture is $\geq 30\%$ or if growth stimulation reaches $\geq 75\%$ relative to the control. The obtained results indicate that all growth rate inhibition (I_{μ}) values in this assay were positive. The lowest I_{μ} percentage was recorded in the leachate from the sample containing 10% waste painted bumper granulate (LN10). Conversely, the highest inhibition was observed in the sample containing 10% waste tire granulate (P10). Authors in²⁴ reported I_{μ} values of 81.56% for samples with 10% painted bumper granulate, 70.08% for unpainted bumpers, and 83.40% for fuel tanks. The inhibitory effect of the leachates from three-layer boards on the *Lemna minor* test organisms was more pronounced than the results obtained from single-layer PB leachates²⁴. According to²³, the inhibitory effect on *Lemna minor* growth for the control single-layer PB sample was comparable to the value determined for the three-layer neat PB leachate.

Table 6: Basic statistical characteristics for Lemna minor

Sample	μ , %				Repetitions
	Average	STDEV	Confidence interval		
			-95.00%	95.00%	
PB	82.84	0.64	80.08	85.59	4
P10	94.11	1.62	87.13	101.09	4
TK10	87.50	0.71	84.46	90.54	4
LN10	63.16	1.27	57.69	68.64	4
NN10	76.60	0.56	74.18	79.02	4
PN10	77.58	0.58	75.09	80.06	4
KVN10	78.68	1.76	71.10	86.25	4
KSH10	82.80	2.24	73.16	92.44	4
P10G10	84.00	1.31	78.35	89.65	4
TK10G10	76.84	2.82	64.71	88.98	4

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

Sinapis alba Root Growth Inhibition Assay of a Higher Vascular Plant

The primary advantages of these bioassays include their inherent simplicity, versatility, and low material and economic requirements. Table 7 presents the root growth inhibition percentages (IC %) for the higher plant species—white mustard (*Sinapis alba*)—following exposure to the 24-hour leachates of the individual samples, while the corresponding graphical comparison is illustrated in Figure 4.

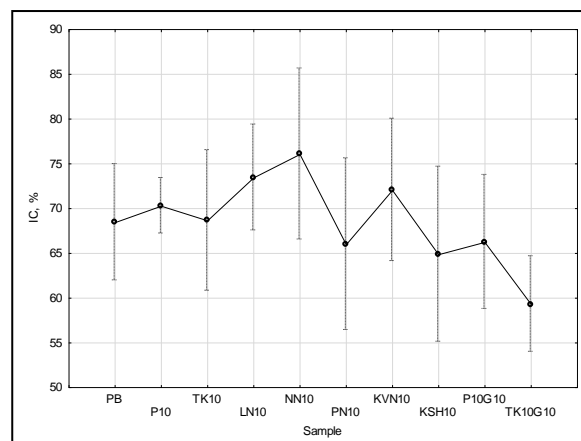


Figure 4: Graphical representation of root growth inhibition (μ , %) of *Sinapis alba* in leachates from wood composite samples

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

Table 7: Basic statistical characteristics for *Sinapis alba*

Sample	IC, %				Repetitions
	Average	STDEV	Confidence interval		
			-95.00%	95.00%	
PB	68.43	2.04	61.93	74.93	4
P10	70.27	0.97	67.17	73.37	4
TK10	68.63	2.47	60.77	76.49	4
LN10	73.43	1.86	67.51	79.35	4
NN10	76.05	3.00	66.50	85.61	4
PN10	65.98	3.01	56.39	75.57	4
KVN10	72.04	2.50	64.09	79.98	4
KSH10	64.85	3.07	55.07	74.63	4
P10G10	66.23	2.35	58.74	73.72	4
TK10G10	59.29	1.68	53.95	64.63	4

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

According to²¹, the results of the preliminary assay are considered positive if the root growth inhibition is $\geq 30\%$. The determined values indicate that all leachates from the tested samples yielded positive results. The maximum root growth inhibition for white mustard was recorded in the leachate from the sample containing 10% unpainted waste bumper granulate (NN10). In contrast, the lowest value was observed for the sample containing 20% waste seal, carpet, and graphite granulate (TK10G10). As shown in Table 7, the leachates prepared from the experimental samples exhibited a potent inhibitory effect on root growth. Previous findings by²⁴ indicated lower IC values for single-layer PB compared to the values obtained from the three-layer PB leachates in the present study. Regarding samples containing painted and unpainted bumpers, the assay was negative according to²⁵, which contrasts with the results obtained for the three-layer PB. For samples containing fuel tank granulate, the test was positive, a finding that was also confirmed for the three-layer PB leachates. Authors in²³ reported IC values of 46.26% for single-layer PB samples with 10% waste seal granulate and 51.21% for those with waste tire rubber; however, the three-layer PB leachates in this study demonstrated a more pronounced inhibitory effect on *Sinapis alba* root growth relative to the control. In the control sample investigated by Hybská et al.²³, the IC was determined to be 58.77%, whereas the value recorded in the three-layer board experiment was 10% higher.

***Daphnia magna* Acute Toxicity Assay**

The *Daphnia magna* toxicity assay is based on monitoring the behavior and survival of the organisms, specifically targeting immobilization—defined as the macroscopically observable inability to move independently within the water column. *Daphnia magna* exhibit high sensitivity to a broad spectrum of pollutants, making them an ideal model for ecotoxicological assessment. The immobilization percentage was calculated from the number of immobilized individuals; the resulting values after 24 and 48 hours of exposure are summarized in Table 8.

According to^{18, 19, 20}, the preliminary assay is classified as:

- **Positive** if mortality or immobilization reaches $\geq 50\%$ relative to the control during the exposure period. In such cases, the EC50 must be determined through range-finding and definitive tests.
- **Negative** if mortality or immobilization is $< 50\%$ relative to the control, necessitating a limit test for verification.

The observed survival rates allowed the assay to proceed for an additional 24 hours (Table 8). Except for samples PN10 and TK10G10, the results were negative. All experimental conditions were strictly maintained, and the dissolved oxygen levels in the leachates met the established validity criteria for the assay.

Table 8: Percentage immobilization of *Daphnia magna* after 24 and 48 hours of exposure

Exposure Period	Observed Response	Sample									
		PB	PK10	TK10	LN10	NN10	PN10	KVN10	KSH10	P10G10	TK10G10
After 24 hours	Immobilization (%)	25	25	40	50	20	65	15	20	20	80
After 48 hours		25	40	65	75	20	85	20	25	50	90

Notes: PB – neat particleboard; PB containing: P10 – waste tire rubber granulate; TK10 – granulate from waste seals and carpets; LN10 – granulate from waste painted bumpers; NN10 – granulate from waste unpainted bumpers; PN10 – granulate from waste fuel tanks; KVN10 – granulate from waste flame-retardant cables; KSH10 – granulate from waste flammable cables; P10G10 – waste tire rubber granulate and graphite; TK10G10 – granulate from waste seals, carpets, and graphite.

As indicated in Table 8, the number of immobilized individuals for the neat PB and NN10 samples remained constant at the 48-hour mark, with no additional immobilization observed. Conversely, an increase in immobilization was recorded for all other samples after 48 hours of exposure. The highest immobilization rate occurred in the leachate derived from the particleboard containing waste seal, carpet, and graphite granulate (TK10G10). Following the 48-hour exposure period, the assay yielded positive results for samples TK10, LN10, PN10, P10G10, and TK10G10. Authors in²⁴ reported immobilization rates of 63% and 65% after 48 hours for leachates containing 10% painted and 10% unpainted bumper granulate, respectively. In their study, only the leachate containing 10% fuel tank waste yielded a negative result (41%). It has been noted²³ that the preliminary assay for aqueous leachates from shredded tires was negative, whereas granulated tire samples yielded positive results (80% immobilization); this suggests a significant influence of particle size on the resulting leachate toxicity. Sackey et al.²⁶ conducted 48-hour assays with *Daphnia magna* for leachates from various wood species, observing immobilization across all samples. Furthermore, a team of researchers²⁸ evaluated 12 different tire types, concluding that all were toxic to *Daphnia magna* and consistently exhibited increased toxicity after 48 hours of exposure.

Conclusion

The release of substances from automotive waste into the environment can be mitigated through minimization, reuse, recovery, and recycling, pursuant to the Waste Act No. 79/2015 Coll. One viable recycling pathway involves utilizing these wastes as wood substitutes in the production of particleboards (PB).

Experimental findings indicate that the manufacture of three-layer PB containing automotive waste is a technologically feasible recycling method. However, environmental impact assessments conducted via ecotoxicological assays highlight the necessity of optimizing the specific types and proportions of wood replacement. This optimization is essential to maintain the physical and mechanical properties of the PB while minimizing adverse effects on environmental components.

Based on these results, it can be concluded that the most significant difference between single-layer and three-layer PB was observed in the *Daphnia magna* immobilization assay. The leachate from the three-layer PB exhibited significantly lower toxicity toward *Daphnia magna* compared to single-layer PB^{21, 22}. This is a positive outcome, as *Daphnia magna* is recognized as one of the most sensitive bioindicators, a fact corroborated by numerous studies^{29, 30, 31, 32}.

Furthermore, the results suggest a need to re-evaluate the 10% waste loading in particleboard production to further reduce inhibitory effects on aquatic test organisms. Aligning with COD values—representing the total organic content—the highest inhibitory effects were observed in leachates from PB containing painted bumper granulate (LN10), waste tires (P10), and waste seals and carpets (TK10).

Ultimately, the application of ecotoxicological assays across multiple trophic levels serves as an effective tool for assessing the environmental impacts of materials on the aquatic ecosystem.

Unlike conventional WPC materials, particleboards containing polymer waste represent a separate category of materials combining bonded lignocellulosic particles and heterogeneous polymer fractions, for which ecotoxicological data are still insufficiently investigated.

Acknowledgements

We would like to express our gratitude for the support provided under the ESFRI grant from the Ministry of Education, Research, Development and Youth of the Slovak Republic for the year 2025, which was implemented through the national research platforms UNIVNET and SKEBA and APVV-22-0034: Valorization of waste polymers from the automotive industry for the production of industrially interesting composites with improved properties. This support significantly contributed to the creation and processing of this output.

References

1. M. Jámbořová, E. Lumnitzer, Design solution for processing selected types of waste commodities from car recycling, in *Proceedings of the VI. International Conference* (2016). http://www.sszp.eu/wp-content/uploads/2016_conference_GER_p-81_J%C3%A1mbořov%C3%A1_Lumnitzer__f4.pdf
2. P. Singh, V.P. Sharma, Integrated Plastic Waste Management. Environmental and Improved Health Approaches. *Procedia Environ. Sci.* (2016). <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.068>
3. E. Hallack et al., Systematic design for recycling approach – automotive exterior plastics. *Procedia CIRP* **105**, 204 – 209 (2022). <https://doi.org/10.1016/j.procir.2022.02.034>
4. M. Badida et al., Development of technologies and techniques for waste recovery into sound and heat insulation products, in *Progressive Waste Recovery Technologies in the Automotive Industry*, Bratislava, UNIVNET (2021)
5. Guo, W. et al. A sustainable recycling process for end-of-life vehicle plastics: A case study on waste bumpers. *Waste Management*. Vol 154,p. 187 – 198, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.10.006>
6. V. Mancel et al., Fire Resistance Evaluation of New Wooden Composites Containing Waste Rubber from Automobiles. *Polymers* **14**(20), 4465 (2022). <https://doi.org/10.3390/polym14204465>
7. Vojta, A. et al., Optimizing the use of lower quality wood raw materials in Slovakia. *Research Report* (2018). http://www.vupc.sk/images/pdf/2018Vojta_01.pdf
8. A. Bacigalupe, M. Escobar, Soy Protein Adhesives for Particleboards Production: A Review. *Polym. Environ.* **29**(7), 2033 – 2045 (2021).
9. A. Darabošová et al., Mechanical Properties, Physical Properties and VOC Emissions of Three-Layer Particleboards with Recycled Automotive Plastics in the Core Layer. *Polymers* **17**(11), 1438 (2025). <https://doi.org/10.3390/polym17111438>
10. V. Mancel et al., Utilization of Waste Rubber Materials After the End of Their Life Cycle in the Production of Three-Layer Particleboards—Physical and Mechanical Properties. *Polymers* **17**(7), 998 (2025). <https://doi.org/10.3390/polym17070998>
11. Čabalová, I., Darabošová, A., Zachar, M., Krilek, J., Mancel, V., Osvaldová, M., Réh, R.: Požiarne vlastnosti nových drevných kompozitov obsahujúcich odpadové plasty z automobilov. *Waste forum*, 99 – 104. (2024).
12. Čabalová, I., Krilek, J., Bubeníková, T., Ružiak, I., Němec, M., Lee, S.H., Lubis, M.A.R., Darabošová, A., Mancel, V., Krišťák, Ľ., Todaro, L., Lo Giudice, V.: Utilization of waste tire and rubber from automobiles in the manufacturing of particleboards and evaluation of its properties. *European journal of wood and wood products*, **83**, 2. (2025).

13. TNI CEN/TR 17105:2017, Construction products – Assessment of release of dangerous substances – Guidance on the use of ecotoxicity tests applied to construction products (European Committee for Standardization, Brussels, Belgium)
14. STN EN ISO 10523: 2010. Water quality. pH determination (ISO 10523)
15. STN ISO 15705:2005 Water quality - Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD)
16. STN EN ISO 20079:2008, Water quality. Determination of the toxic effects of water and wastewater components on *Lemna minor* (frondwort). Growth inhibition test
17. OECD 221: *Lemna sp. Growth Inhibition Test* (2006). <https://doi.org/10.1787/9789264016194>
18. STN EN ISO 6341:2013, Water quality. Determination of motility inhibition of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Acute toxicity test
19. STN ISO 10706:2004, Water quality. Determination of long-term toxicity of substances to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)
20. OECD 202 I.: *Daphnia sp. Acute Immobilisation Test* (2004). <https://doi.org/10.1787/9789264069947>
21. STN 83 8303:1999, Testing of hazardous properties of waste. Ecotoxicity. Acute toxicity tests on aquatic organisms and tests of inhibition of growth of algae and higher cultivated plants
22. Saalidong BM, Aram SA, Otu S, Lartey PO (2022) Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. PLOS ONE 17(1): e0262117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0262117>
23. H. Hybská et al. Ecotoxicological effects of the leachate from the waste tires on the environment. Waste Forum, 166-175 (2021). https://www.wasteforum.cz/cisla/WF_3_2021_p166.pdf
24. H. Hybská et al., Assessment of the environmental impacts of wood plastic. *Waste Forum* 2, 132–137 (2024). https://www.wasteforum.cz/cisla/WF_2_2024_p57.pdf
25. H. Hybská et al., Ecotoxicological tests of the particleboards containing rubber waste. *Wood Res.* 68(4), 758 – 767 (2023).
26. Sackey et al., Ecotoxicological Effect of Aged Wood Leachates to Aquatic Organisms. *Water* 12(8), 2091 (2020). <https://doi.org/10.3390/w12082091>
27. Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., & Lyu, J. (2018). Analytical Approaches for Determining Chemical Oxygen Demand in Water Bodies: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 48(1), 47 – 65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
28. Samešová, D. et al. Determination of aerobic and anaerobic biological degradability of waste tyres. *Environ Sci Eur* 35, 19 (2023). <https://doi.org/10.1186/s12302-023-00723-6>
29. Wik, A. and Dave, G. Environmental labeling of car tires—toxicity to *Daphnia magna* can be used as a screening method, *Chemosphere*, Vol. 58, Issue 5, 2005, Pages 645-651, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.103>.
30. L. Guilhermino et al., Acute Toxicity Test with *Daphnia magna*: An Alternative to Mammals in the Prescreening of Chemical Toxicity? *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46(3), 357 – 362 (2000). <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.1916>
31. A. Tkaczyk et al., *Daphnia magna* model in the toxicity assessment of pharmaceuticals: A review. *Sci. Total Environ.* 763, 143038 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143038>
32. P. Sanpradit et al., Combined effects of nanoplastics and elevated temperature in the freshwater water flea *Daphnia magna*. *J. Hazard. Mater.* 465, 133325 (2024). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133325>

Hodnotenie vplyvu recyklovaného automobilového odpadu použitých v drevotrieskových doskách na kvalitu vody

Helena HYBSKÁ^a, Dagmar SAMEŠOVÁ^a, Iveta ČABALOVÁ^b, Jozef KRILEK^c, Alexandra VIERGOVÁ^a, Lýdia Sobotová^d

^aKatedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky; Technická univerzita vo Zvolene, Študentská 26, 96001 Zvolen, Slovensko, hybska@tuzvo.sk

^bKatedra chémie a chemických technológií, Drevárska fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 96001 Zvolen, Slovensko

^cKatedra environmentálnej a lesníckej techniky, Technická fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, Študentská 26, 96001 Zvolen, Slovensko

^dÚstav špeciálnych inžinierskych procesológií, Strojnícka fakulta, Technická univerzita v Košiciach, Letná 9, 042 00 Košice, Slovensko

Súhrn

Článok sa zaoberá hodnotením environmentálnych vplyvov trojvrstvových drevných kompozitov (DTD) vyrobených s použitím odpadu z automobilového priemyslu v jeho strednej vrstve na akvatické prostredie. V rámci experimentálnej časti sa pripravili zo vzoriek DTD vodné výluhy, ktoré sa testovali pomocou ekotoxikologických testov s využitím testovacích organizmov *Lemna minor*, *Sinapis alba* a *Daphnia magna*. Boli stanovené vybrané ukazovatele hodnoty pH a CHSK (ako suma organických látok vylúhovaných do vody). Ako kontrolná vzorka bola použitá drevotriesková doska bez obsahu odpadu. Na základe získaných výsledkov môžeme konštatovať, že použitie odpadov z automobilového priemyslu je jedným zo spôsobov recyklácie odpadov do nových výrobkov a využitie biotestov vhodným nástrojom na posúdenie vplyvov na životné prostredie. Z výsledkov získaných pri posudzovaní environmentálnych vplyvov vyplýva potreba prehodnotiť množstvo použitých odpadov pri výrobe DTD tak, aby sa znížil inhibičný účinok na testovacie organizmy v akvatickom prostredí a pritom boli zachované fyzikálne a mechanické vlastnosti vyrobených DTD.

Kľúčové slová: plast, vodný výluh, automobilový priemysel, odpady, drevotrieskové dosky, ekotoxicita

Význam vrstvenej štruktúry pri aplikácii recyklovaných automobilových plastov do drevotrieskových dosiek

Iveta ČABALOVÁ^a, Jozef KRILEK^b, Anna DARABOŠOVÁ^a, Vladimír MANCEL^b

^aKatedra chémie a chemických technológií, Drevárska fakulta, Technická univerzita vo Zvolene, T.G. Masaryka 24, 96001 Zvolen;
e-mail: cabalova@tuzvo.sk

^bKatedra environmentálnej a lesníckej techniky, Fakulta techniky, Študentská 26, 96001 Zvolen

Súhrn

Práca sa zaoberá analýzou správania sa drevotrieskových dosiek s obsahom recyklovaných plastov z automobilového priemyslu v závislosti od ich konštrukčného usporiadania. Porovnávané sú jedno- a trojvrstvové dosky z hľadiska ich mechanickej pevnosti a fyzikálnych vlastností súvisiacich s pôsobením vlhkosti. Výsledky poukazujú na rozdielne rozloženie napätí v materiáli a na význam vrstvenej štruktúry pri optimalizácii vlastností drevo-plastových kompozitov. Práca prispieva k rozšíreniu poznatkov o využití sekundárnych surovín pri výrobe aglomerovaných materiálov.

Kľúčové slová: drevotrieskové dosky, vrstvená štruktúra, recyklované plasty, mechanické vlastnosti, fyzikálne vlastnosti.

Úvod

Pri výrobe drevných kompozitov je potrebné brať do úvahy, že drevo má viacero nevýhod, ako je zlá rozmerová stabilita, napučiavanie pri absorpcii vlhkosti a ľahké napadnutie hubami a hmyzom, čo obmedzuje jeho široké uplatnenie¹. Drevné vlákna môžu byť v kompozitoch čiastočne nahradené syntetickými plnidlami, aby sa dosiahlo zlepšenie niektorých vlastností kompozitov. Kompozity s obsahom plastov majú vyššiu odolnosť voči poveternostným vplyvom a biologickú odolnosť². Polyetylentereftalát (PET), polypropylén (PP)³, polyetylén (PE)⁴, kyselina polymliečna (PLA)⁵, polyvinylchlorid (PVC) a polyuretán (PU)⁶ sa bežne používajú ako polymérne plnidlo pri výrobe drevo-plastových kompozitov. Takéto doskové materiály sa potom môžu využívať v rôznych odvetviach priemyslu, napríklad pri výstavbe budov⁷. Keďže drevo je anizotropný materiál, rozhranie medzi plastom a drevom môže byť vystavené značnému namáhaniu, ktoré môže viesť k jeho zlyhaniu, čo spôsobí, že kompozit stratí svoju mechanicú integritu⁸.

Cieľom tejto práce je posúdiť možnosti materiálového zhodnotenia plastových odpadov z automobilového priemyslu prostredníctvom ich aplikácie do jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek (DTD) a porovnať vplyv vrstvenej štruktúry na mechanické a fyzikálne vlastnosti týchto kompozitných materiálov.

Práca prináša nové poznatky v oblasti vývoja drevo-plastových kompozitov na báze drevotrieskových dosiek, predovšetkým:

- Systematické porovnanie jedno- a trojvrstvej štruktúry drevotrieskových dosiek obsahujúcich odpadové plasty z automobilového priemyslu, čo je v dostupnej literatúre zatiaľ málo spracovaná problematika.
- Experimentálne overenie vplyvu plastovej zložky na mechanické (pevnosť v ťahu a ohybová pevnosť) a fyzikálne vlastnosti (nasiakavosť, hrúbkové napučiavanie) dosiek v závislosti od ich konštrukčného usporiadania.
- Rozšírenie poznatkov o kompatibilite drevnej a plastovej zložky v klasických drevotrieskových doskách bez nutnosti zásadných zmien výrobného procesu.

- Identifikáciu výhod a limitov vrstvenej štruktúry pri aplikácii sekundárnych plastových surovín, čo môže slúžiť ako podklad pre optimalizáciu zloženia dosiek.
- Príspevok k materiálovému zhodnoteniu automobilových plastových odpadov, čím práca reaguje na aktuálne environmentálne a legislatívne požiadavky obehového hospodárstva.

Jedno- a trojvrstvé drevotrieskové dosky s obsahom recyklovaných automobilových plastov možno použiť vo viacerých oblastiach, ako v nábytkárskom (nábytok, police, pričom je možná povrchová úprava materiálu), či stavebnom (obkladové, výplňové dosky v suchých a mierne vlhkých interiéroch, nenosné konštrukčné prvky) priemysle, alebo ako technické či obalové materiály.

Experimentálna časť

Materiál

- Plastový materiál: lakované, nelakované nárazníky, a palivové nádrže boli dodané spoločnosťou ALUEX s.r.o. vo Zvolene na Slovensku. Čo sa týka druhu materiálu, lakované aj nelakované nárazníky boli vyrobené z polypropylénu (PP), a palivové nádrže z polyetylénu s vysokou hustotou (HDPE). Tieto odpadové plasty boli narezané na menšie kúsky, vyčistené a následne zomleté pomocou zariadenia na drvenie plastov (DP 11 – 240/350, Profing, Slovensko, odsávač prachových častíc ABS 1080, Holzmann Maschinen, Rakúsko) na Technickej univerzite vo Zvolene. Častice sa preosiali pomocou analytického sita AS 200 digit cA (Retsch, Nemecko), aby bola dosiahnutá frakcia od 1 mm do 4 mm.

- Drevné častice, pripravené z čerstvej smrekovej guľatiny, boli v experimente spracované v spoločnosti Kronospan s.r.o, Zvolen, SR.

- Jednovrstvové DTD: Boli použité rozmery častíc bežne používaných pre stredovú vrstvu od 0,25 mm do 4,0 mm.
- Trojvrstvové DTD: Drevné častice použité v jadrovej vrstve mali veľkosť od 0,25 mm do 4,0 mm, zatiaľ čo častice použité v povrchovej vrstve boli jemnejšie, od 0,25 mm do 1,0 mm.

Všetky drevné častice boli pred použitím vo výrobnom procese vysušené na dosiahnutie obsahu vlhkosti 4 %.

- Ako pojivo sa použila močovinoformaldehydová (UF) živica (Kronores CB 1100 F), ktorá obsahuje 67,1 hm.% pevných látok a má viskozitu 460 mPa.s a čas gélovania 55 sekúnd s pH 8,6. Na uľahčenie procesu vytvrdzovania sa ako tvrdidlo použil dusičnan amónny (NH_4NO_3 , 47 %) spolu s 30 hm.% parafínovou emulziou na zlepšenie odolnosti voči vode a trvanlivosti konečného produktu.

Je nutné poznamenať, že UF lepidlo je charakteristické tým, že má nízku odolnosť voči pôsobeniu vody a vlhkosti. Pri kontakte s vodou dochádza k hydrolytickému rozkladu metylénových a éterových väzieb vytvorených počas vytvrdzovania živice. Následkom je oslabenie adhézných spojov medzi drevnými časticami⁹. Z toho dôvodu sú takéto dosky určené prevažne do suchého prostredia.

Metodika

Výroba jednovrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastov

Jednovrstvové drevené dosky s prídavkom drveného plastu (v objeme 10, 15 a 20 %) s rozmermi 360 mm × 280 mm × 15 mm (šírka × dĺžka × hrúbka) boli pripravené v laboratóriách Technickej univerzity vo Zvolene.

Drevotrieskové dosky boli pripravené bežnou technológiou, t. j. najprv studeným predlisovaním drevotrieskových rohoží pod tlakom 1 MPa, po ktorom nasledovalo lisovanie za tepla pod tlakom pomocou laboratórneho lisu CBJ 100–11, TOS (Rakovník, bývalé Československo). Drevné častice, plastové častice a adhézna zmes boli zmiešané v laboratórnom aplikačnom bubne. Výroba dosiek zahŕňala špecifické pomery materiálov (tabuľka 1):

Tabuľka 1: Zloženie jednovrstvovej drevotrieskovej dosky. Obsah každej zložky je uvedený pre jeden panel.

Objemová hmotnosť plastových častíc (%)	Drevné častice (g)	Lepidlo (g)	Parafínová emulzia (g)	Tvrdidlo (g)	Plastové častice (g)
10	950,4	122,7	22	7,8	105,6
15	897,6	122,7	22	7,8	158,4
20	844,8	122,7	22	7,8	211,2

Zmes bola umiestnená do hydraulického predlisu na približne 2 minúty. Po fáze predlisovania nasledovala fáza lisovania za tepla pod hydraulickým tlakom 30 MPa, 15 MPa a 7,5 MPa v rôznych časových intervaloch. Celkový čas lisovania bol približne 6 minút pri teplote 230 °C. Táto teplota lisovania bola použitá na základe našich predchádzajúcich skúseností a snažili sme sa priblížiť k podmienkam lisovania v praxi. Bolo vyrobených 6 dosiek z každého druhu, pričom bola vytvorená aj referenčná DTD bez obsahu plastového plnidla (Tab. 3)¹⁰.

Výroba trojvrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastov

Trojvrstvové drevené dosky s prídavkom drveného plastu (v objeme 10 %) s rozmermi 360 mm × 280 mm × 18 mm (šírka × dĺžka × hrúbka) boli pripravené v laboratóriách Technickej univerzity vo Zvolene. Výrobný proces sa riadil štandardnou technológiou výroby DTD. Prvým krokom bola príprava drevotrieskových rohoží, ktoré boli najprv lisované za studena pri tlaku 1 MPa. Následne boli rohože lisované za tepla pomocou laboratórneho lisu CBJ 100–11 (TOS Rakovník, Československo). Povrchové vrstvy dosiek boli vytvorené zmiešaním drevených častíc s lepidlom, zatiaľ čo jadrová vrstva bola zložená z kombinácie drevených častíc, drvených plastových častíc a lepidla. Tieto materiály boli dôkladne premiešané, aby sa zabezpečilo rovnomerné rozloženie plastov v jadre.

Výroba dosiek zahŕňala špecifické pomery materiálov: 396 g zmesi povrchovej vrstvy bolo umiestnených do formy, po ktorej nasledovalo 1110 g zmesi jadrovej vrstvy. Posledným krokom bolo umiestnenie ďalších 396 g materiálu povrchovej vrstvy navrch. Zloženie trojvrstvovej drevotrieskovej dosky je popísané v tabuľke 2:

Tabuľka 2: Zloženie trojvrstvovej drevotrieskovej dosky. Obsah každej zložky je uvedený pre jeden panel.

Vrstva	Drevné častice (g)	Lepidlo (g)	Parafínová emulzia (g)	Tvrdidlo (g)	Plastový granulát (g)
Povrch	670	103,9	14,5	4,4	0
Jadro	888,3	99,1	16,3	8,4	98,7

Pozn.: obsah každej zložky je uvedený pre jeden panel

Táto zostava formy bola potom predlisovaná za studena počas 2 minút, po čom nasledovalo lisovanie za tepla pri rôznych úrovniach tlaku: 20 MPa, 10 MPa a 5 MPa, v rôznych intervaloch, počas celkového času lisovania 5 minút pri teplote 230 °C¹¹. Výsledné trojvrstvové drevotrieskové dosky boli vyrobené s tromi rôznymi typmi plastových plnidiel, lakovaných nárazníkov, nenalakovovaných nárazníkov a palivových nádrží. Hustota DTD bola približne 700 kg/m³. Každý typ plnidla bol pridaný v množstve 10 %. Okrem toho bola vyrobená aj trojvrstvová drevotriesková doska bez plastového plnidla, ktorá slúži ako referenčná doska na porovnanie. Označenia všetkých vzoriek sú uvedené v tabuľke 3.

Tabuľka 3: Označenie vzoriek kompozitov

1 - DTD	Jednovrstvová drevotrieková doska bez pridaného plnidla
3 - DTD	Trojvrstvová drevotrieková doska bez pridaného plnidla
1 - DTD - 10 - LN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom lakovaných nárazníkov
1 - DTD - 15 - LN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 15 %-ným obsahom lakovaných nárazníkov
1 - DTD - 20 - LN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 20 %-ným obsahom lakovaných nárazníkov
3 - DTD - 10 - LN	Trojvrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom lakovaných nárazníkov
1 - DTD - 10 - NN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom nelakovaných nárazníkov
1 - DTD - 15 - NN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 15 %-ným obsahom nelakovaných nárazníkov
1 - DTD - 20 - NN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 20 %-ným obsahom nelakovaných nárazníkov
3 - DTD - 10 - NN	Trojvrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom nelakovaných nárazníkov
1 - DTD - 10 - PN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom palivových nádrží
1 - DTD - 15 - PN	Jedno-vrstvová drevotrieková doska s 15 %-ným obsahom palivových nádrží
1 - DTD - 20 - PN	Jednovrstvová drevotrieková doska s 20 %-ným obsahom palivových nádrží
3 - DTD - 10 - PN	Trojvrstvová drevotrieková doska s 10 %-ným obsahom palivových nádrží

Výrobu jednovrstvových DTD s rôznym objemovým percentom (10, 15 a 20 %) spomínaných plastov možno považovať za prvý krok k optimalizácii výroby trojvrstvových DTD. Viaceré výsledky výskumu jednovrstvových DTD poukázali na to, že najoptimálnejší percentuálny podiel polymérnych častíc v DTD je 10 %^{12,13}. Z toho dôvodu boli v ďalšom výskume vyrobené trojvrstvové DTD iba s 10 %-ným podielom plastov.

Pre testovanie jednotlivých vlastností boli z DTD vyhotovené telieska v súlade s uvedenými normami v počte kusov 10 pre každý typ skúšky.

Stanovenie hustoty

Hustota jednotlivých vzoriek bola stanovená gravimetrickou metódou v súlade s normou STN EN 323¹⁴. Z každého typu drevotriekovej dosky bolo analyzovaných šesť skúšobných telies s nominálnymi rozmermi 50 × 50 × 18 mm (šírka × dĺžka × hrúbka) a priemernej vlhkosti skúšobných telies ≈ 6%. Skutočné rozmery vzoriek boli stanovené pomocou digitálneho posuvného meradla s cieľom presného určenia ich objemu. Hmotnosť každej vzorky bola následne zistená vážením na laboratórnych váhach s primeranou presnosťou. Hustota (ρ) bola vypočítaná ako podiel hmotnosti vzorky (m) a jej objemu (V) podľa vzťahu:

$$\rho = m / V$$

kde ρ je hustota ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$), m je hmotnosť vzorky (g) a V je objem vzorky (cm^3).

Výsledná hodnota hustoty pre každý typ materiálu bola stanovená ako aritmetický priemer zo šiestich meraní.

Stanovenie mechanických vlastností

Mechanické vlastnosti vzoriek sa hodnotili stanovením ich pevnosti v ťahu a v ohybe. Testovanie sa uskutočnilo pomocou univerzálneho testovacieho stroja Shimadzu AG-IC 20/50 KN STD (Star Teknik Elektronik Cihazlar Sanayi, Ticaret, Turecko).

Pevnosť v ťahu sa stanovila podľa normy EN 319¹⁵ na ôsmich vzorkách. Vzorky boli spojené s blokmi pomocou vhodného lepidla a vystavené zvyšujúcemu sa zaťaženiu, až kým nedošlo k porušeniu kolmo na rovinu materiálu. Maximálne zaťaženie sa dosiahlo do 60 sekúnd a pevnosť sa vypočítala na základe maximálnej sily pôsobiacej na povrch vzorky, pričom ako vstupné parametre sa použila priemerná plocha prierezu a hrúbka dosky.

Ohybová pevnosť sa merala podľa normy EN 310¹⁶, pričom šesť vzoriek bolo umiestnených na dvoch podperách a vystavených centrálnemu zaťaženiu. Ohybová pevnosť sa vypočítala ako pomer ohybového momentu pri medznom zaťažení k modulu prierezu, pričom vstupné parametre zahŕňali priemernú šírku v bode zaťaženia a hrúbku.

Stanovenie fyzikálnych vlastností

Na stanovenie nasiakavosti vody a napučievania po 24 hodinách od ponorenia sa použila norma EN 317¹⁷. Merania sa vykonali na ôsmich vzorkách z každého typu DTD. Vzorky boli ponorené najmenej 25 mm pod hladinu vody do vodného kúpeľa (Nüve BM 402) naplneného čistou vodou udržiavanou na teplote 20 °C, pričom sa zabezpečilo, že zostanú oddelené od seba navzájom a od stien nádoby. Voda sa po každom teste vymenila. Po 24 hodinách sa vzorky vybrali a zmerala sa ich hrúbka a hmotnosť. Napučevanie sa zaznamenalo ako zmena hrúbky, zatiaľ čo nasiakavosť sa určila na základe zmeny hmotnosti, pričom sa ako referenčné hodnoty použili počiatočná hrúbka a hmotnosť.

Výsledky a diskusia

V tejto práci sa vykonávala analýza vplyvu zloženia jedno- a trojvrstvových DTD s obsahom odpadových plastov z automobilov na ich mechanické a fyzikálne vlastnosti.

Hustota drevotrieskových dosiek s obsahom automobilových plastov

Tabuľka 4 ukazuje, že hustota jednovrstvových drevotrieskových dosiek (1-DTD) sa pohybuje v úzkom intervale 0,816 – 0,825 g·cm⁻³, pričom referenčná doska bez prídavku granulátu dosiahla hodnotu 0,818 g·cm⁻³. Prídavok recyklovaného plastového plnidla v rozsahu 10 – 20 % nemal výrazný vplyv na hustotu, keďže zaznamenané rozdiely medzi jednotlivými typmi plastu (LN, NN, PN) boli minimálne. Mierne vyššie hodnoty hustoty boli pozorované pri 15 % a 20 % podiele typu NN (0,824 a 0,825 g·cm⁻³), čo môže súvisieť s rozdielnou objemovou hmotnosťou alebo štruktúrou použitého plastu. Naopak, trojvrstvé dosky (3-DTD) vykazovali výrazne nižšie hodnoty hustoty v porovnaní s jednovrstvovými doskami, pričom referenčná hodnota dosiahla 0,72 g·cm⁻³. Pri trojvrstvových doskách s 10 % obsahom granulátu hustota mierne kolísala v závislosti od typu plastu (0,701 – 0,72 g·cm⁻³), čo naznačuje, že konštrukčná skladba dosky má významnejší vplyv na výslednú hustotu než samotný typ recyklovaného plnidla. Hustota pritom predstavuje jeden z kľúčových faktorov ovplyvňujúcich pevnostné vlastnosti drevoplastových kompozitov¹⁸.

Tabuľka 4: Priemerná hustota vzoriek drevotrieskových dosiek s obsahom plastov z vyradených automobilov

Materiál	Podiel granulátu (%)	Priemerná hustota ± smerodajná odchýlka (g·cm ⁻³)
1-DTD	0	0,818 ± 0,009
1-DTD - LN	10	0,820 ± 0,011
1-DTD - LN	15	0,816 ± 0,010
1-DTD - LN	20	0,822 ± 0,009
1-DTD - NN	10	0,818 ± 0,009
1-DTD - NN	15	0,824 ± 0,006
1-DTD - NN	20	0,825 ± 0,009
1-DTD - PN	10	0,818 ± 0,012
1-DTD - PN	15	0,822 ± 0,010
1-DTD - PN	20	0,819 ± 0,009
3-DTD	0	0,720 ± 0,030
3-DTD-10-LN	10	0,701 ± 0,020
3-DTD-10-NN	10	0,712 ± 0,030
3-DTD-10-PN	10	0,720 ± 0,030

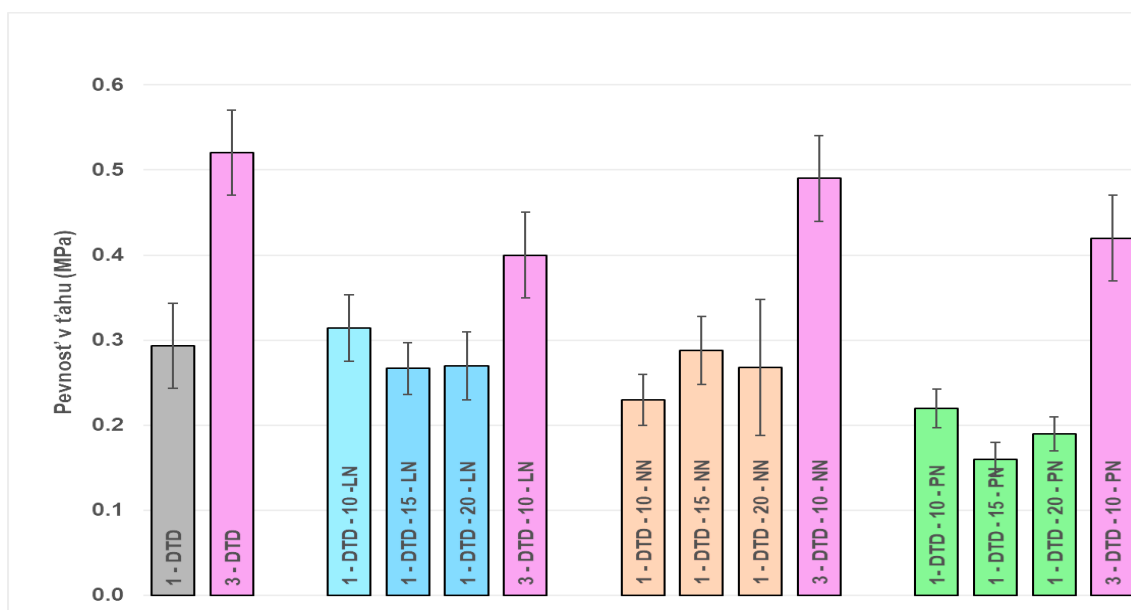
Pri lisovaných drevných materiáloch sa v dôsledku zhutnenia štruktúry bežne dosahuje zvýšenie hustoty o 5 až 40 %¹⁹ (Deppe, Ernst, 2000). K výslednej hustote sledovaných kompozitov prispieva aj

prítomnosť recyklovaného plastu z automobilového priemyslu, najmä HDPE a PP, ktorých hustota je relatívne vysoká ($0,954 - 0,96 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, resp. $0,90 - 0,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$)²⁰. Vzhľadom na tieto hodnoty plastová zložka prirodzene ovplyvňuje objemovú hmotnosť výsledného materiálu a môže sa podieľať na zmene jeho mechanického správania.

Drevná múčka používaná v drevoplastových kompozitoch, kde plast tvorí maticu, môže dosahovať hustotu v širokom rozmedzí $0,4$ až $1,35 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ v závislosti od pôvodu a spôsobu spracovania²¹. Wang a Sun²² vyrobili kompozitné dosky z pšeničnej slamy a kukuričného pithu a preukázali, že pevnostné vlastnosti možno dosiahnuť aj pri relatívne nízkej hustote materiálu ($0,34 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), pričom významnú úlohu zohráva aj optimalizovaná vlhkosť suroviny.

Pevnosť v ťahu drevotrieskových dosiek s obsahom automobilových plastov

Obrázok 1 znázorňuje vplyv obsahu a typu recyklovaného plastového plnidla na pevnosť v ťahu kolmo na rovinu jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek. Výsledky ukazujú, že prítomnosť plastového plnidla vo všeobecnosti ovplyvňuje súdržnosť štruktúry dosky, pričom tento efekt je výraznejší pri jednovrstvových doskách. So zvyšujúcim sa podielom plastov v jednovrstvových doskách dochádza k postupnému poklesu pevnosti v ťahu, čo možno pripísať zníženiu efektívneho kontaktu medzi drevnými časticami a obmedzenej adhézii medzi drevom a polymérnou fázou. V literatúre sa uvádza, že mechanické vlastnosti kompozitov je možné významne zlepšiť použitím kompatibilizátorov, napríklad maleátovaného polyetylénu, ktorý zvyšuje pevnosť v ťahu v dôsledku lepšej medzifázovej adhémie medzi drevnou a polymérnou zložkou, hoci modul pružnosti sa výrazne nemení²³.



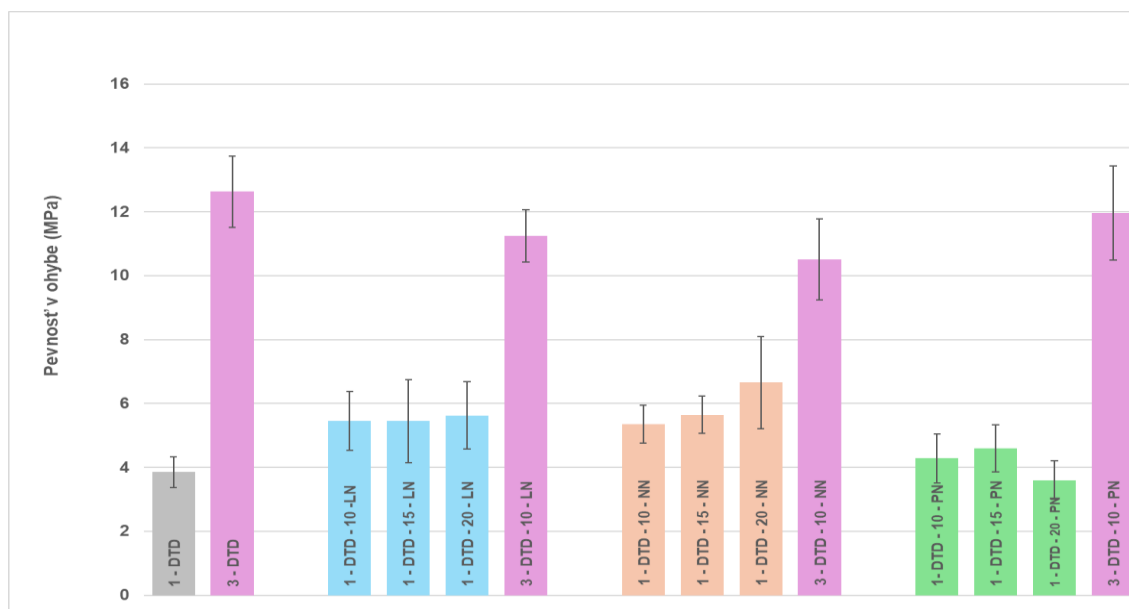
Obrázok 1: Pevnosť v ťahu jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastového plnidla; 10, 15 a 20 – percentuálny podiel plastového plnidla; LN- lakované nárazníky, NN- nelakované nárazníky, PN- palivové nádrže. Hodnoty sú uvedené ako priemer \pm smerodajná odchýlka.

Tento poznatok naznačuje, že pokles pevnosti pozorovaný v našej práci môže súvisieť s absenciou kompatibilizačných prísad, čo obmedzuje efektívny prenos napätia medzi jednotlivými fázami kompozitu. Výraznejší pokles bol pozorovaný pri vyšších podieloch plastového plnidla. Typ plastu má taktiež významný vplyv, pričom dosky s obsahom palivových nádrží (HDPE) vykazujú spravidla nižšie hodnoty pevnosti v porovnaní s doskami obsahujúcimi polypropylénové nárazníky. Lakované nárazníky môžu negatívne ovplyvniť adhéziu v dôsledku prítomnosti zvyškov povrchových úprav, ktoré pôsobia ako separačná vrstva. Naopak, nelakované nárazníky vykazujú mierne priaznivejší vplyv na pevnosť v ťahu. Trojvrstvové dosky s 10 % obsahom plastu dosahujú vyššie hodnoty pevnosti v porovnaní

s jednovrstvovými doskami s rovnakým podielom plnidla. Tento jav možno vysvetliť priaznivejším rozložením napätí vďaka jemnejším časticiam v povrchových vrstvách, koncentráciou plastového plnidla v jadre dosky a v neposlednom rade rozdielnou hustotou DTD. Vrstvená štruktúra tak znižuje negatívny vplyv plastovej zložky na túto pevnosť. Výsledky potvrdzujú, že konštrukčné usporiadanie dosky zohráva kľúčovú úlohu pri zachovaní jej mechanickej integrity. Z hľadiska aplikácií sú trojvrstvové dosky s nižším obsahom plastového plnidla mechanickejšou stabilnejším riešením. Podobné zistenia uvádzajú aj Gozdecki et al.²⁴, ktorí skúmali využitie recyklovaných drevných častíc získaných z frézovania trojvrstvových drevotrieskových dosiek pri výrobe drevo-plastových kompozitov na báze polypropylénu. Zistili, že napriek odlišnej morfológii častíc (kratšia dĺžka a nižší pomer dĺžky k hrúbke) nevykazovali výsledné kompozity štatisticky významné rozdiely v mechanických ani fyzikálnych vlastnostiach v porovnaní s kompozitmi vyrobenými z priemyselných drevných častíc alebo drevej múčky. Tieto výsledky naznačujú, že samotná prítomnosť recyklovanej zložky nemusí nevyhnutne viesť k zhoršeniu mechanickej integrity kompozitu, pokiaľ je zabezpečená dostatočná homogenita systému. Zároveň však autori poukazujú na potrebu ďalšieho výskumu zameraného na objasnenie úlohy močovinoformaldehydovej živice prítomnej v recyklovaných časticiach, ktorá môže ovplyvňovať medzifázové interakcie medzi drevnou a polymérou zložkou²⁴.

Pevnosť v ohybe drevotrieskových dosiek s obsahom automobilových plastov

Obrázok 2 zobrazuje závislosť ohybovej pevnosti jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek od typu a množstva plastového plnidla. Vo všeobecnosti je možné pozorovať, že jednovrstvové dosky vykazujú s rastúcim obsahom plastu nárast ohybovej pevnosti. Najvýraznejší pokles pevnosti je zaznamenaný pri 20 % obsahu palivových nádrží. Dosky s obsahom palivových nádrží vykazujú nižšiu ohybovú pevnosť v porovnaní s doskami s nárazníkmi, čo môže súvisieť s vyššou pružnosťou HDPE a nižším modulom elasticity. Lakované nárazníky majú mierne nepriaznivejší vplyv na ohybovú pevnosť než nelakované, pravdepodobne v dôsledku zhoršenej väzby medzi časticami. Trojvrstvové dosky s 10% obsahom plastu však vykazujú porovnateľné alebo len mierne nižšie hodnoty ohybovej pevnosti v porovnaní s referenčnými doskami bez plastu.



Obrázok 2: Pevnosť v ohybe jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastového plnidla; 10, 15 a 20 – percentuálny podiel plastového plnidla; LN- lakované nárazníky, NN- nelakované nárazníky, PN- palivové nádrže. Hodnoty sú uvedené ako priemer ± smerodajná odchýlka.

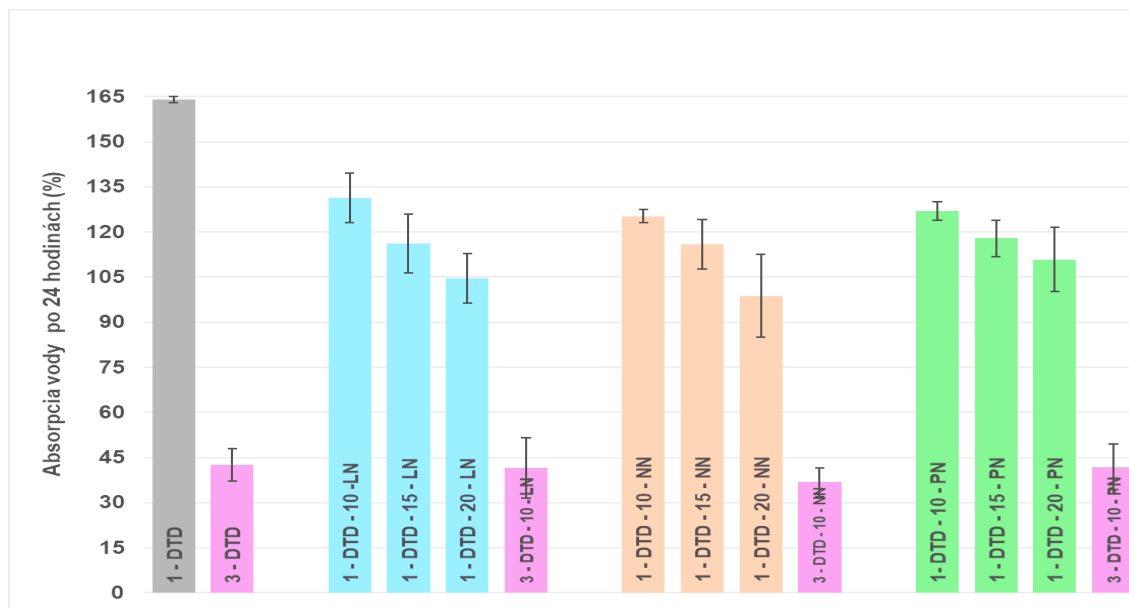
Tento jav poukazuje na pozitívny vplyv vrstvenej štruktúry, kde povrchové vrstvy z jemných drevných častíc efektívne prenášajú ohybové napätia. Plastové plnidlo umiestnené v jadre má v tomto prípade menší negatívny vplyv na celkovú pevnosť. Výsledky potvrdzujú, že optimalizácia konštrukčného

usporiadania dosky je kľúčová pre zachovanie ohybových vlastností. Mechanizmus zmien ohybovej pevnosti možno vysvetliť aj na základe poznatkov z výskumu drevo-plastových kompozitov, kde sa preukázalo, že existuje optimálny pomer medzi výstužnou drevnou zložkou a polyméromou maticou. Al-Magdasi et al.²⁵ uvádzajú, že zvýšenie obsahu drevných vlákien z 20 % na 30 % v drevoplastových kompozitoch viedlo k nárastu ohybovej pevnosti z 44,88 MPa na 59,06 MPa v dôsledku efektívneho prenosu napätia a priaznivej medzifázovej interakcie medzi plastovou maticou a výstužou.

Naopak, ďalšie zvýšenie podielu vlákien na 40 % spôsobilo pokles pevnosti, keďže vyššia koncentrácia výstuže znemožnila dostatočné obalenie vlákien polymérom a viedla k zhoršenej adhézii medzi jednotlivými fázami²⁶. Tento princíp je aplikovateľný aj na skúmané drevotrieskové dosky s plastovým plnidlom, kde zmena pomeru drevej a plastovej zložky ovplyvňuje schopnosť matrice efektívne prenášať napätie. Výsledky naznačujú, že existuje optimálny podiel plastového plnidla, pri ktorom dochádza k zachovaniu alebo miernemu zlepšeniu ohybovej pevnosti, zatiaľ čo jeho nadmerné množstvo môže viesť k oslabeniu medzifázovej súdržnosti. Z praktického hľadiska sú trojvrstvé dosky vhodnejšie pre aplikácie, kde je ohybová pevnosť rozhodujúcim parametrom.

Absorpcia vody a hrúbkové napučovanie drevotrieskových dosiek s obsahom automobilových plastov

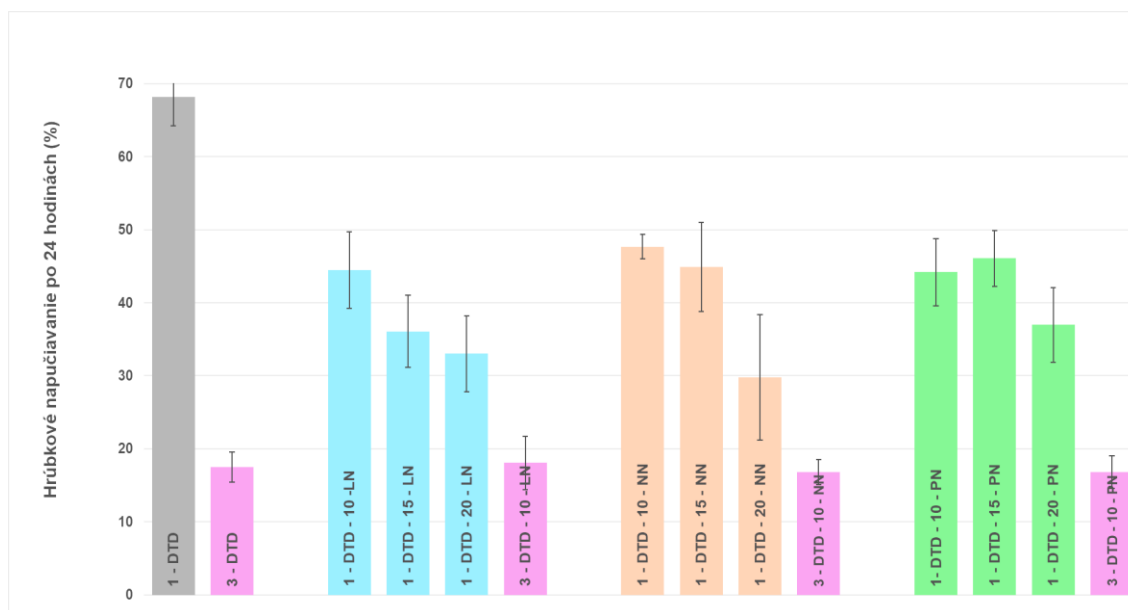
Obrázok 3 znázorňuje vplyv plastového plnidla na absorpciu vody po 24 hodinách u jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek. Z výsledkov je zrejmé, že prídavok plastov vedie vo všeobecnosti k zníženiu nasiakavosti v porovnaní s referenčnými doskami bez plastu. Tento efekt je spôsobený hydrofóbnym charakterom polymérnych materiálov, ktoré obmedzujú prenikanie vody do štruktúry dosky. V jednovrstvových doskách je pokles absorpcie vody výraznejší so zvyšujúcim sa obsahom plastového plnidla, pričom najnižšie hodnoty sú dosiahnuté pri 20 % obsahu plastu.



Obrázok 3: Absorpcia vody po 24 hodinách jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastového plnidla; 10, 15 a 20 – percentuálny podiel plastového plnidla; LN- lakované nárazníky, NN- nelakované nárazníky, PN- palivové nádrže. Hodnoty sú uvedené ako priemer ± smerodajná odchýlka.

Typ plastu má významný vplyv, pričom dosky s obsahom palivových nádrží (HDPE) vykazujú najnižšiu nasiakavosť, čo súvisí s vysokou odolnosťou tohto polyméru voči vode. Polypropylénové nárazníky vykazujú mierne vyššiu absorpciu, avšak stále nižšiu než referenčné dosky. Lakované nárazníky môžu lokálne znižovať prienik vody, avšak ich nehomogénne rozloženie môže viesť k väčšej variabilite výsledkov. Trojvrstvé dosky dosahujú nižšiu absorpciu vody v porovnaní s jednovrstvovými

doskami s rovnakým podielom plastu. Tento jav možno vysvetliť hustejšími a jemnejšími povrchovými vrstvami, ktoré pôsobia ako bariéra proti prenikaniu vody. Kombinácia vrstvenej štruktúry a plastového plnidla sa tak javí ako účinný spôsob zlepšenia vlhkosťnej odolnosti DTD. Výsledky naznačujú, že takéto kompozitné dosky sú vhodnejšie pre použitie v prostrediach so zvýšenou vlhkosťou. Pri výrobe drevo-plastových kompozitov sa uvádza optimálne teplotné rozmedzie spracovania termoplastov približne 170 – 205 °C, čo zabezpečuje dostatočné premiešanie plastovej matrice s drevnými časticami²⁷. V tejto práci bola použitá teplota 230 °C, ktorá pravdepodobne umožnila čiastočné natavenie plastových častíc a ich redistribúciu v štruktúre dosky, čo mohlo prispieť k zníženiu nasiakavosti a hrúbkového napučievania.



Obrázok 4: Hrúbkové napučíavanie po 24 hodinách jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek s obsahom plastového plnidla; 10, 15 a 20 – percentuálny podiel plastového plnidla; LN- lakované nárazníky, NN- nelakované nárazníky, PN- palivové nádrže. Hodnoty sú uvedené ako priemer ± smerodajná odchýlka.

Obrázok 4 znázorňuje vplyv typu plastového plnidla, jeho objemového podielu a konštrukčného usporiadania dosiek na hrúbkové napučíavanie po 24-hodinovom ponorení do vody. Štatistické modely regresnej analýzy publikované v literatúre preukázali, že typ použitého termoplastu má štatisticky významný vplyv na hrúbkové napučíavanie kompozitov ($p < 0,05$), pričom koeficient determinácie potvrdil silnú závislosť medzi druhom polyméru a rozmerovou stabilitou materiálu²⁸. Referenčné drevotrieskové dosky bez obsahu plastu vykazovali najvyššie hodnoty napučíavania, čo potvrdzuje výraznú citlivosť klasických DTD na pôsobenie vlhkosti. Prídavok recyklovaných plastov v jedno-vrstvových doskách viedol k zreteľnému zníženiu hrúbkového napučíavania, pričom tento efekt sa zvyšoval so stúpajúcim obsahom plastového plnidla z 10 % na 20 %. Plastové častice pôsobili v štruktúre dosky ako bariéra proti prenikaniu vody a obmedzovali rozmerové zmeny drevej zložky. V kompozitoch na báze PP a HDPE boli v literatúre zaznamenané veľmi nízke hodnoty hrúbkového napučíavania, napr. 0,18 – 0,29 % pri HDPE kompozitoch so 40–60 % drevej múčky bez aditív²⁹ a približne 0,7 – 1,6 % pri kompresne lisovaných HDPE kompozitoch s vyšším podielom drevej zložky^{30,31}. Tieto výsledky potvrdzujú, že polymérna matrica výrazne obmedzuje prenikanie vody do kompozitnej štruktúry a zlepšuje jej rozmerovú stabilitu. Najnižšie hodnoty napučíavania boli zaznamenané pri doskách s obsahom lakovaných nárazníkov (LN). Dosky s 10 a 15 % nelakovaných nárazníkov a palivových nádrží dosahovali porovnateľné hodnoty napučíavania, pričom rozdiely medzi nimi neboli výrazné. Trojvrstvové drevotrieskové dosky s 10 % plastového plnidla vykazovali nižšie hrúbkové napučíavanie v porovnaní s jednovrstvovými doskami s rovnakým obsahom plastu. Tento jav možno pripísať hustejším a kompaktnjším povrchovým vrstvám, ktoré znižujú prienik vody do jadra dosky. Vrstvená štruktúra zároveň prispieva k rovnomernejšiemu rozloženiu vnútorných

napätí vznikajúcich pri zvlhčovaní materiálu. Výsledky potvrdzujú, že kombinácia vrstvenej štruktúry a prídavku recyklovaných plastov má pozitívny vplyv na rozmerovú stabilitu drevotrieskových dosiek. Z hľadiska praktického využitia predstavuje znížené hrúbkové napučíavanie významný faktor pre aplikácie v prostredí so zvýšenou vlhkosťou. Podľa štúdií zameraných na konvenčné drevotrieskové dosky sa predpokladá, že so zvyšujúcou sa hustotou môže dochádzať k zvýšeniu hrúbkového napučíavania v dôsledku vyššieho vnútorného napätového stavu materiálu³². V prípade drevo-plastových kompozitov však tento vzťah nemusí byť jednoznačný. V našej práci vykazovali jednovrstvové dosky vyššiu hustotu než trojvrstvové, napriek tomu dosahovali vyššie hodnoty hrúbkového napučíavania. Tento výsledok naznačuje, že samotná hustota nebola rozhodujúcim faktorom rozmerovej stability, ale významnú úlohu zohralo konštrukčné usporiadanie dosky a prítomnosť termoplastickej fázy, ktorá obmedzuje prenikanie vody do štruktúry materiálu a redukuje uvoľňovanie vnútorných napätových síl počas zvlhčovania³¹.

Záver

V tejto práci bol hodnotený vplyv recyklovaných plastov z automobilového priemyslu na mechanické a fyzikálne vlastnosti jedno- a trojvrstvových drevotrieskových dosiek. Výsledky poukázali na to, že konštrukčné usporiadanie dosiek a podiel plastového plnidla ovplyvňujú jednotlivé sledované vlastnosti rozdielnym spôsobom.

Pri pevnosti v ťahu kolmo na rovinu dosky (IB) sa pri jednovrstvových doskách pozoroval mierny pokles hodnôt so zvyšujúcim sa obsahom plastového plnidla. Jednovrstvové dosky pritom vo viacerých prípadoch nedosiahli požiadavky normy pre daný typ materiálu. Trojvrstvové dosky s 10 % obsahom plastu vykazovali porovnateľné hodnoty IB s referenčnými doskami, pričom rozdiely medzi jednotlivými typmi plastov neboli výrazné. Výsledky naznačujú, že vrstvená štruktúra čiastočne eliminuje negatívny vplyv plastového plnidla na vnútornú súdržnosť dosiek.

Pri ohybovej pevnosti (MOR) sa pri jednovrstvových doskách prejavil nárast hodnôt pri vyššom obsahu plastového plnidla, pričom pri niektorých variantoch dosahovalo zvýšenie približne 50 % oproti referenčnej doske. Napriek tomu časť jednovrstvových dosiek nedosiahla požiadavky normy. Trojvrstvové dosky vykazovali hodnoty ohybovej pevnosti porovnateľné s referenčnými doskami a vo väčšine prípadov spĺňali požiadavky pre daný typ dosiek. Rozdiely medzi jednotlivými typmi plastov však neboli výrazné.

Z fyzikálnych vlastností sa potvrdil priaznivý vplyv plastového plnidla na zníženie absorpcie vody a hrúbkového napučíavania. Tento efekt bol výraznejší pri jednovrstvových doskách s vyšším obsahom plastu. Trojvrstvové dosky vykazovali nižšie hodnoty absorpcie vody a hrúbkového napučíavania v porovnaní s referenčnými doskami, pričom rozdiely medzi jednotlivými typmi plastov boli relatívne malé. Pri hrúbkovom napučíavaní dosiahli trojvrstvové dosky hodnoty blízke požiadavkám pre dosky typu P3, čo naznačuje pozitívny vplyv kompaktnějších povrchových vrstiev na rozmerovú stabilitu materiálu.

Na základe dosiahnutých výsledkov možno konštatovať, že aplikácia recyklovaných plastov do drevotrieskových dosiek predstavuje perspektívny spôsob materiálového zhodnotenia automobilových plastových odpadov. Výsledky zároveň ukázali, že z pohľadu vyváženosti mechanických a fyzikálnych vlastností sú vhodnejším riešením trojvrstvové drevotrieskové dosky s nižším podielom plastového plnidla, predovšetkým pri požiadavke na zachovanie mechanickej stability materiálu.

Z aplikačného hľadiska sa vyvinuté drevotrieskové dosky javia ako perspektívne najmä pre využitie v nábytkárskom priemysle (korpusový nábytok, police, deliace prvky), v stavebníctve (výplňové a obkladové dosky, nenosné konštrukčné prvky v suchých a mierne vlhkých interiéroch) a v oblasti technických a obalových materiálov. Významným prínosom je aj možnosť materiálového zhodnotenia plastových odpadov z automobilového priemyslu bez potreby zásadných zmien existujúceho výrobného procesu drevotrieskových dosiek, čo podporuje princípy obehového hospodárstva a udržateľného využívania sekundárnych surovín.

Pod'akovanie

Táto práca vznikla v rámci projektov a finančnej podpory Agentúry na výskum a vývoj na základe zmluvy č. APVV-22-0034, vedeckej grantovej agentúry Ministerstva školstva, výskumu, vývoja a mládeže SR VEGA 1/0027/24, v rámci projektu združenia univerzít, UNIVNET č. zmluvy 0201/0082/19 a jeho finančnej podpory, financované Ministerstvom školstva, výskumu, vývoja a mládeže SR a v rámci dotácie ESFRI z Ministerstva školstva, výskumu, vývoja a mládeže Slovenskej republiky SR na rok 2025, ktorá bola realizovaná prostredníctvom národných výskumných platforiem UNIVNET a SKEBA.

Autori ďakujú prof. Ing. Romanovi Réhovi, CSc. za odbornú pomoc pri lisovaní kompozitov.

Literatúra

1. Terzi, E., Köse, C., Büyüksarı, Ü., Avci, E., Ayrilmiş, N., Kartal, S.N.: Evaluation of possible decay and termite resistance of particleboard containing waste tire rubber, *Int. Biodeter. Biodegr.*, 2009, 63(6), 806-809. DOI: 10.1016/j.ibiod.2009.01.010.
2. Xu, X., Tian, F., Li, X.: Regenerated waste tire powders as fillers for wood fiber composites. *BioRes.*, 2020, 15(2), 3029 – 3040.
3. Gill, Y.Q., Abid, U., Irfan, M.S., Saeed, F., Shakoore, A., Firdaus, A.: Fabrication, Characterization, and Machining of Polypropylene/Wood Flour Composites. *Arab. J. Sci. Eng.*, 2021, 47, 5973–5983.
4. Diouf, P.M., Thiandoume, C., Abdulrahman, S.T., Ndour, O., Jibin, K.P., Maria, H.J., Thomas, S., Tidjani, A.: Mechanical and rheological properties of recycled high-density polyethylene and ronier palm leaf fiber based biocomposites. *J. Appl. Polym. Sci.*, 2022, 139, 51713.
5. Ilyas, R.A., Zuhri, M.Y.M., Aisyah, H.A., Asyraf, M.R.M., Hassan, S.A., Zainudin, E.S., Sapuan, S.M., Sharma, S., Bangar, S.P., Jumaidin, R., et al.: Natural Fiber-Reinforced Polylactic Acid, Polylactic Acid Blends and Their Composites for Advanced Applications. *Polymers*, 2022, 14, 202.
6. Mirowski, J., Oliwa, R., Oleksy, M., Tomaszewska, J., Ryszkowska, J., Budzik, G.: Poly(vinyl chloride) Composites with Raspberry Pomace Filler. *Polymers*, 2021, 13, 1079.
7. Xu, K., Du, G., Wang, S. Wood Plastic Composites: Their Properties and Applications. DOI: 10.5772/intechopen.98918, In: *Engineered Wood Products for Construction*, Gong, M. (Ed.), IntechOpen. 2022. DOI: 10.5772/intechopen.92960.
8. Mazzanti, V., Fortini, A., Malagutti, L., Ronconi, G., Mollica, F.: Tribological Behavior of a Rubber-Toughened Wood Polymer Composite. *Polymers*, 2021, 13(13), 2055. DOI: 10.3390/polym13132055.
9. Byung-Dae, P., Ho-Won, J.: Hydrolytic stability and crystallinity of cured urea–formaldehyde resin adhesives with different formaldehyde/urea mole ratios, *International Journal of Adhesion and Adhesives*. 2011, 31(6), 524 – 529.
10. Krilek, J., Čabalová, I., Réh, R., Melicherčík, J., Mancel, V.: Drevotriesková kompozitná doska na báze plastu a spôsob jej výroby: patent č. 289336. 2025a.
11. Krilek, J., Čabalová, I., Mancel, V., Réh, R.: Trojvrstvová drevotriesková doska s prídavkom plastu: úžitkový vzor č. 10248. 2025b.
12. Čabalová, I., Krilek, J., Bubeníková, T., Ružiak, I., Němec, M., Lee, S.H., Lubis, M.A.R., Darabošová, A., Mancel, V., Krišťák, L., Todaro, L., Lo Giudice, V.: Utilization of waste tire and rubber from automobiles in the manufacturing of particleboards and evaluation of its properties. *European journal of wood and wood products*, 2025, zv. 83, č. 2
13. Čabalová, I., Darabošová, A., Zachar, M., Krilek, J., Mancel, V., Osvaldová, M., Réh, R.: Požiarne vlastnosti nových drevných kompozitov obsahujúcich odpadové plasty z automobilov. *Waste forum*, 2024, s. 99 – 104. ISSN 1804-0195
14. STN EN 323, 1996: Dosky z dreva. Zisťovanie hustoty. Brastislava, Slovakia: Slovenský ústav technickej normalizácie.
15. EN 319/2005: Particleboards and Fibreboards. Determination of Tensile Strength Perpendicular to the Plane of the Board.

16. EN 310/2005: Wood-Based Panels. Determination of Modulus of Elasticity in Bending and of Bending Strength.
17. EN 317/2005: Particleboards and Fibreboards. Determination of Swelling in Thickness after Immersion in Water.
18. Ashori, A.: Wood–plastic composites as promising green-composites for automotive industries. *Bioresource Technology*. 2008, roč. 99, č. 11, s. 4661 – 4667. ISSN 09608524. Dostupné na: doi:10.1016/j.biortech.2007.09.043
19. Deppe, H.-J. & Ernst, K.: Taschenbuch der Spanplattentechnik. 4. überarbeitete und erweiterte Auflage. DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen, 552 s. , 2000.
20. Piringer, O. G. Baner, A. L.: Plastic Packaging Materials for Food: Barrier Function, Mass Transport, Quality Assurance, and Legislation. John Wiley & Sons. 2008, ISBN 978-3-527-61329-8.
21. Zweifel, H., Maier, R. D., Schiller, M.: *Plastics Additives Handbook*. Hanser. 2009, ISBN 978-3-446-40801-2.
22. Wang, D., Sun, X. S. Low density particleboard from wheat straw and corn pith. *Industrial Crops and Products*, 15(1), 43–50, 2002, doi:10.1016/S0926-6690(01)00094-2
23. Sutivisedsak, N., Cheng, H.N., Burks, C.S., Johnson, J.A., Siegel, J.P., Civerolo, E.L., Biswas, A.: Use of nutshells as fillers in polymer composites. *Journal of Polymers and the Environment* 20, 2012, 305 – 314.
24. Gozdecki, C., Wilczyński, A., Kociszewski, M., Zajchowski, S.: Properties of wood–plastic composites made of milled particleboard and polypropylene. *European Journal of Wood and Wood Products*. 73. 87 – 95, 2014, 10.1007/s00107-014-0852-2.
25. Al-Maqdasi, Z., Gong, G., Nyström, B., Joffe, R.: Wood fiber composites with added multi-functionality. In: 18th European Conference on Composite Materials (ECCM18), 24–28 June 2018, Athens, Greece
26. Idrus, M.A.M.M., Hamdan, S., Rahman, M.R., Islam, M.S.: Treated tropical wood sawdust-polypropylene polymer composite: mechanical and morphological study. *Journal of Biomaterials and Nanobiotechnology*. 2011.
27. Clemons, C.: Elastomer modified polypropylene-polyethylene blends as matrices for wood flour-plastic composites. *Compos. Part. A Appl. Sci. Manuf.* 2010, 41, 1559 – 1569.
28. San, H.P., Nee, L.A., Meng, H.C.: Physical and bending properties of injection molded wood plastic composites boards. *J. Eng. Appl. Sci.* 2008, 3, 13 – 19.
29. Villablanca, C.M., Wilson, H.P., Hurtado, L.V.: Propiedades físicas y mecánicas de compuestos de polietileno reciclado y harinas de corteza y madera de *Pinus radiata* fabricados mediante moldeo por inyección. *Maderas Cienc. Y Tecnol.* 2012, 14, 13 – 28.
30. Adhikary, K.B., Pang, S., Staiger, M.P.: Long-term moisture absorption and thickness swelling behaviour of recycled thermoplastics reinforced with *Pinus radiata* sawdust. *Chem. Eng. J.* 2008, 142, 190 – 198.
31. Lopez, Y.M., Paes, J.B., Gustave, D., Gonçalves, F.G., Méndez, F.C., Nantet, A.C.T.: Production of wood-plastic composites using *Cedrela odorata* sawdust waste and recycled thermoplastics mixture from post-consumer products—A sustainable approach for cleaner production in Cuba. *J. Clean. Prod.* 2020, 244, 118723.
32. Villablanca, C.M.: *Compuestos Lignocelulosico-Plástico Obtenidos a Partir de Harina de Madera o Corteza de Pinus radiata Y Polietileno Reciclado Fabricado Mediante Moldeo Por Inyección*. Ph.D. Thesis, Universidad de Concepción, Concepción, Chile, 2011.

The Importance of the Layered Structure in the Application of Recycled Automotive Plastics into Particleboards

Iveta ČABALOVÁ, Jozef KRILEK, Anna DARABOŠOVÁ, Vladimír MANCEL

Faculty of Wood Sciences and Technology, Faculty of Technology, Technical University in Zvolen, T.G. Masaryka 24, 96001 Zvolen, Slovak Republic

Summary

This paper deals with the analysis of the behavior of particleboards containing recycled plastics from the automotive industry depending on their structural arrangement. Single- and threelayer boards are compared in terms of their mechanical strength and physical properties related to the influence of moisture. The results point to a different distribution of stresses in the material and the importance of the layered structure in optimizing the properties of wood-plastic composites. The work contributes to the expansion of knowledge about the use of secondary raw materials in the production of agglomerated materials.

Keywords: *particleboard, layered structure, recycled plastics, mechanical properties, physical properties.*

Mechanical and Thermo-Mechanical Recycling of Polyurethane Waste Generated during CNC Machining of Tooling Boards

Filip HAVLÍČEK^a, Islam GIMADIEV^a, Petr MOHYLA^b, Marek HAROK^a, Marek BESEDA^a, Jan RYGEL^a, Pavel KLAUS^a, Michal WEISZ^a

^a VSB – Technical University of Ostrava, Faculty of Materials Science and Technology, Ostrava, Czech Republic, e-mail: : filip.havlicek@vsb.cz

^b VSB – Technical University of Ostrava, Faculty of Mechanical Engineering, Ostrava, Czech Republic

Summary

Polyurethane (PU) tooling boards generate clean pre-consumer waste during CNC machining, but crosslinked PU cannot be remelted like thermoplastics. This preliminary proof-of-concept study evaluates two simple recycling routes for chips from rigid SB-0140 and SB-0600 boards: thermo-mechanical hot pressing without binder and cold pressing with binder followed by optional epoxy sealing. The exploratory matrix was not statistically replicated; therefore, the results are reported as qualitative observations of compactness, apparent porosity, machinability and surface integrity. Hot pressing gave the most coherent blocks, while cold pressing was feasible mainly at higher nominal pressure and with crushed feedstock. Epoxy sealing improved the surface of cold-pressed blocks. The results indicate possible internal recovery of clean PU tooling-board waste as non-structural semi-finished blocks, but not certified material-property data. Further work should quantify density, porosity, mechanical properties, dimensional stability and surface durability on replicated specimens.

Keywords: polyurethane waste; tooling boards; mechanical recycling; compression moulding; epoxy sealing

Introduction

Polyurethanes are widely used in tooling, transport, automotive and building applications because their density, stiffness and thermal behaviour can be tailored for many products^{1, 2}. Their end-of-life management is nevertheless difficult, particularly for crosslinked foams and rigid tooling boards, which cannot be remelted and reshaped like thermoplastics^{1, 2, 9}. PU waste can be treated by disposal, energy recovery, mechanical recycling or chemical recycling. Chemical routes such as glycolysis can recover polyol-rich fractions, but their usefulness depends on waste purity, formulation and logistics^{2, 3, 9, 10}. Mechanical recycling is simpler and is especially relevant for clean pre-consumer streams with limited sorting and contamination issues^{1, 3, 4}.

Mechanical routes usually include size reduction, densification, rebonding with a binder, adhesive pressing or compression moulding^{1, 4, 7, 9}. Product quality is affected mainly by particle size, bulk density, binder distribution, temperature and compaction pressure⁴⁻⁷, which is important because PU foam waste has low bulk density and high transport volume. Most published work concerns flexible foams, insulation products or mixed PU waste^{3, 5, 6, 8}. Less attention has been paid to clean chips from rigid polyurethane tooling boards used for models, patterns and moulds. This stream is generated on site, has a relatively stable composition and could be returned to the same workshop as secondary semi-finished material. This work therefore focuses on dry chips from two rigid PU board grades, SB-0140 and SB-0600. The waste was crushed where needed and processed by cold pressing with binder, thermo-mechanical compression moulding and optional epoxy surface sealing. Typical source chips are shown in Figure 1.

The aim was to assess, at proof-of-concept level, whether internal PU tooling-board waste can be converted into machinable semi-finished blocks. Particle size, processing route, board grade and epoxy sealing were considered as qualitative factors. The study was not a replicated optimization or standardized material characterization; it identifies feasible routes and limitations for follow-up testing.



Figure 1: Chips from CNC machining of PU tooling boards.

Materials and Methods

Source material and waste preparation

The input material consisted of chips and fragments from rigid PU tooling boards SB-0140 and SB-0600, which differ in density and mechanical performance and are used mainly for models, patterns and moulds. The waste contained fine dust, loose particles and coarse chips. Before pressing, it was sieved and, where needed, crushed to improve mould filling and compaction. Part of the SB-0140 waste was kept as coarse non-crushed chips to assess the qualitative influence of particle size during cold pressing.

The feedstock was therefore evaluated in two practical categories: coarse non-crushed chips and crushed feedstock. Detailed particle-size distribution, including fines, remains a parameter for future optimization. The processing variants were prepared to verify feasibility and obtain comparative technological observations. They were not produced in a statistically evaluable number of replicates; therefore, no variability or confidence intervals are reported. Terms such as better or improved refer only to qualitative comparison within this material set.

This preparation is important because particle size affects bulk density, interparticle contact, binder distribution and final porosity⁴⁻⁶. The crushed feedstock is shown in Figure 2.



Figure 2: Crushed PU feedstock: SB-0600 (left) and SB-0140 (right).

Final machining of recycled blocks

After pressing and, where applicable, epoxy sealing, the blocks were machined to assess machinability, edge stability and surface integrity. The conditions in Table 1 refer to this final machining step, not to generation of the original PU chip waste. The source waste originated from routine dry CNC machining, but the original cutting conditions were not reconstructed as controlled variables; therefore, their effect on recyclability cannot be evaluated here.

Table 1: Cutting conditions for final machining of pressed PU blocks.

Tool	Board	ap (mm)	ae (mm)	Vc (m/min)	fz (mm/tooth)
Toroidal end mill D20 R4	SB-0140	15	8	500	0.30
Toroidal end mill D20 R4	SB-0600	15	6	600	0.30
Ball-nose end mill D12	SB-0140	15	0.5	600	0.25
Ball-nose end mill D12	SB-0600	15	0.5	700	0.20
Flat end mill D16	SB-0140	15	5	600	0.30
Flat end mill D16	SB-0600	15	5	700	0.20

These values are representative settings for the post-pressing machining assessment. They improve transparency of the machinability evaluation but were not systematically varied and were not used to produce the original chip waste.

Hot pressing without binder

For thermo-mechanical recompression, crushed PU feedstock was placed into a steel mould of approximately 100 × 100 × 150 mm (Figure 3). The mould was heated in a laboratory furnace and compacted using a hydraulic press. Trials were performed at about 220 °C for SB-0140 and 300 °C for SB-0600, followed by compaction during cooling. These exploratory, grade-specific temperatures were not optimized or directly compared.

Because elevated temperature was used, this route is better described as thermo-mechanical compression moulding. No depolymerization or reactive recycling agent was intentionally applied, but thermally induced interfacial changes cannot be excluded without FTIR, DSC or TGA. The absence of a common temperature matrix for both grades is a limitation.

This route corresponds to compression moulding of recycled polyurethane, where temperature and pressure may support interparticle bonding without added binder^{4,7}. Representative blocks are shown in Figure 4.

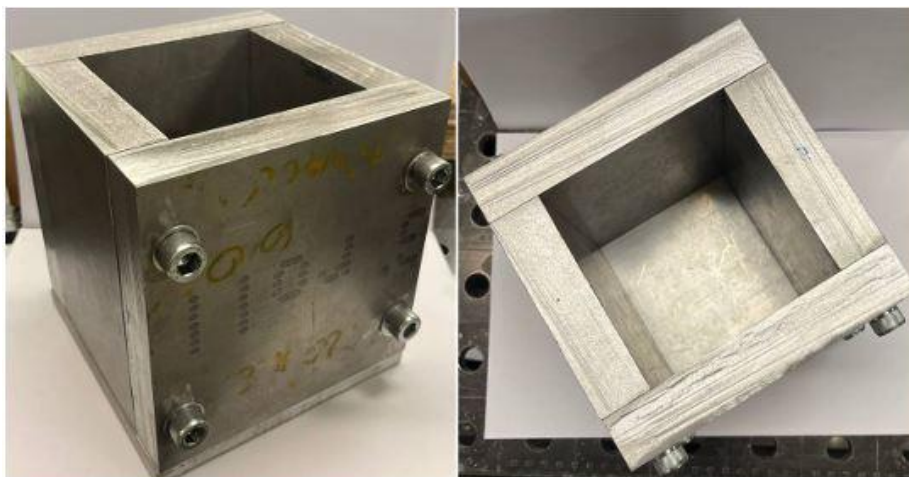


Figure 3: Steel mould for recycled blocks.

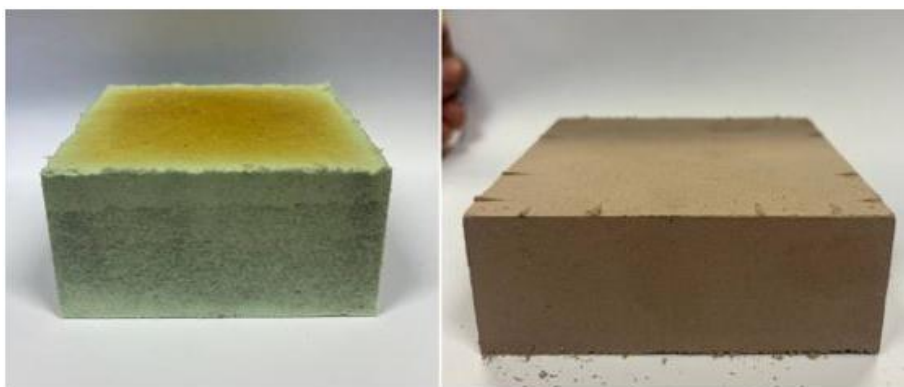


Figure 4: Hot-pressed recycled blocks: SB-0140 (left) and SB-0600 (right).

Cold pressing with binder

In the second route, crushed or uncrushed PU waste was mixed with a commercial penetration/binder system and compacted at room temperature. Pressing variants are reported as nominal pressures calculated from the applied force and the 100×100 mm mould cross-section: 4.9, 9.8 and 14.7 MPa for coarse SB-0140 chips, and 14.7 MPa for crushed SB-0140 and SB-0600 feedstock (Figure 5).

The binder amount was selected practically to wet the particles and enable compaction; dosage, uptake and distribution were not optimized or quantified. The results therefore indicate processability and surface response, not a final formulation. After demoulding, the blocks cured for at least seven days under laboratory conditions. A representative SB-0600 block is shown in Figure 6. This route is related to rebonding and adhesive pressing^{1,4}.

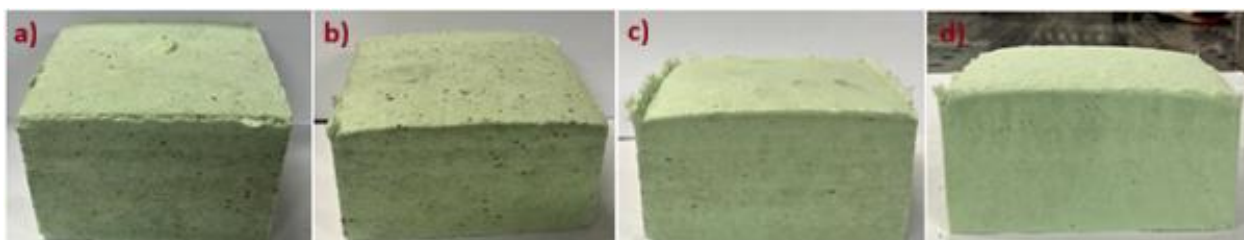


Figure 5: SB-0140 cold pressing with binder: coarse chips at (a) 4.9, (b) 9.8 and (c) 14.7 MPa; crushed chips at (d) 14.7 MPa.



Figure 6: Cold-pressed block from crushed SB-0600 chips with binder.

Epoxy surface sealing

Because cold-pressed samples had a porous and fragile surface, the outer layer was strengthened by epoxy impregnation. LH 288 resin with H 146 hardener was applied in one or two layers, followed by light sanding. A second layer was used where the first coating was absorbed into open pores.

This post-treatment was intended to reduce open porosity and improve surface integrity, not to alter the bulk structure.

Evaluation approach

The observations are qualitative because this phase documented visual compactness, machinability, edge stability and surface appearance rather than standardized material properties. No numerical density, porosity, roughness, strength or durability values were measured. Ratings in Table 2 are comparative within this material set and do not represent certified performance levels.

Results and Discussion

Performance of hot-pressed blocks

Within the tested conditions, hot pressing appeared to provide the most compact bodies. Both foams consolidated into coherent blocks without added binder. SB-0140 showed acceptable machinability and no obvious internal separation, whereas denser SB-0600 appeared more compact and gave better edge stability and a smoother machined surface.

This agrees with reports on compression-moulded PU recyclates, where fine feedstock, temperature and pressure may support dense products^{4, 7}. For clean tooling-board waste, the route is relevant because it avoids added binder, but density, dimensional stability and mechanical properties must still be quantified. Machined products are shown in Figures 7 and 8.

The different temperatures were exploratory. The higher temperature for SB-0600 may reflect its higher density and lower compressibility. Because no temperature matrix was performed, the response of SB-0140 at 300 °C or SB-0600 at 220 °C cannot be concluded.

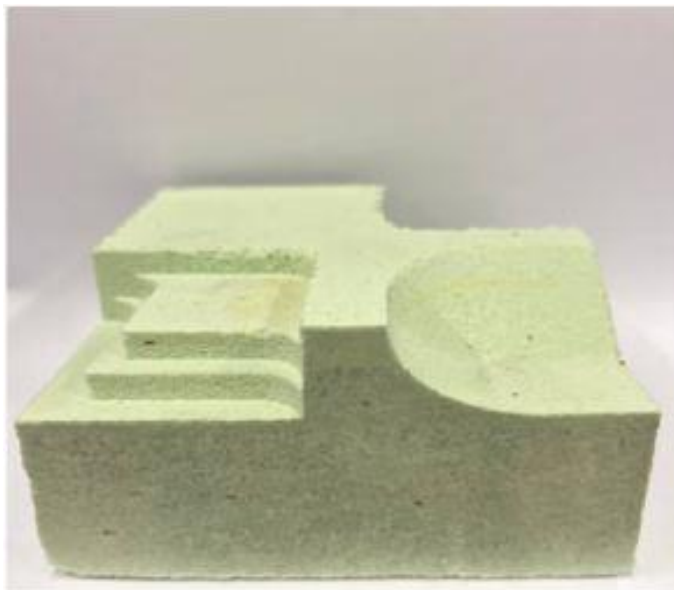


Figure 7: Machined semi-finished product from recycled SB-0140.

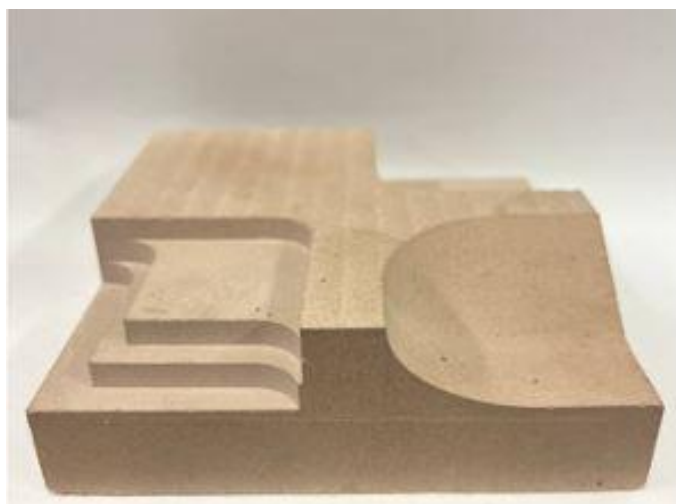


Figure 8: Machined semi-finished product from recycled SB-0600.

Effect of pressure and particle size during cold pressing

Cold pressing with binder also produced coherent blocks, but quality depended on pressure and feedstock morphology. Coarse SB-0140 chips at lower pressure showed more visible voids and local pull-out during machining. Higher pressure improved compactness, while crushed feedstock gave the most uniform SB-0140 structure (Figure 9).

Finer particles can improve packing, contact area and binder coverage. In SB-0140 they may fill voids and reduce macroporosity, improving edge stability. Too many fines, however, may increase binder demand, trap air and create weaker dust- or binder-rich zones. Particle-size distribution should therefore be optimized, not simply minimized^{1, 4, 5}.

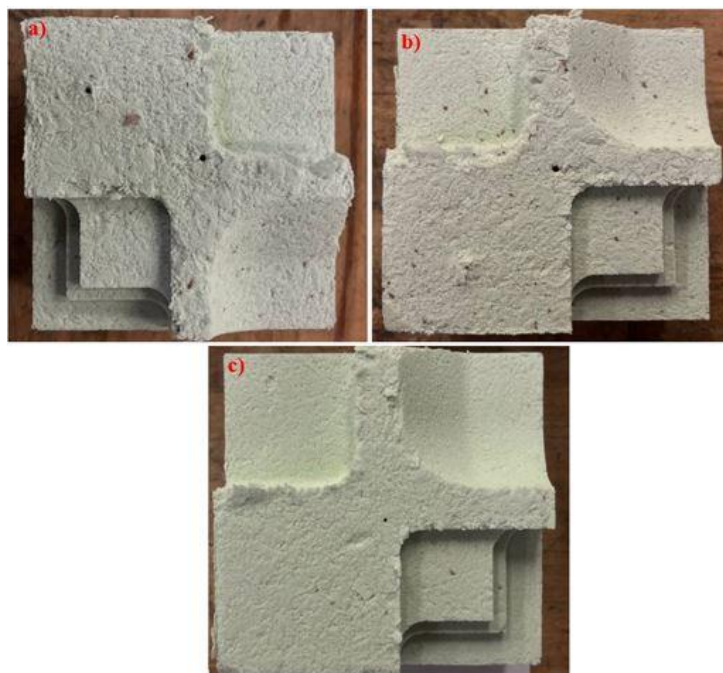


Figure 9: Machined cold-pressed SB-0140 blocks from coarse chips at (a) 4.9, (b) 9.8 and (c) 14.7 MPa.

Influence of input foam grade

Higher-density SB-0600 showed more favourable qualitative behaviour than SB-0140 in both routes. In cold pressing, crushed SB-0600 with binder gave a visually more compact block with lower apparent porosity and better edge integrity than comparable SB-0140 samples. Examples are shown in Figures 10 and 11.

The initial board grade therefore remains important. The better SB-0600 behaviour is probably linked to higher density, more compact particles, lower elastic recovery and improved contact between particles. Lower-density SB-0140 likely retains more internal porosity and larger interparticle voids, especially as coarse chips. Separate recycling streams may therefore be useful.



Figure 10: Machined SB-0140 block pressed at 4.9 MPa.



Figure 11: Machined SB-0600 block from crushed feedstock pressed at 14.7 MPa.

Surface consolidation by epoxy impregnation

Epoxy treatment visibly improved cold-pressed samples. The first coating penetrated the porous surface and a second layer closed residual pores. After curing and sanding, surfaces were smoother, less friable and easier to finish. This should be quantified by roughness, water uptake or abrasion tests.

This is relevant for patterns, temporary moulds and support tooling, where surface quality matters. The additional step and material should be included in future cost and life-cycle assessments.

Practical implications and limitations

The observations suggest that clean internal PU machining waste may be converted into semi-finished blocks instead of mixed polymer waste. This agrees with the view that mechanical recycling can be favourable for clean, homogeneous streams^{1, 3, 8}. Economic and environmental benefits still require cost and life-cycle assessment.

Within the tested variants, SB-0600 appears more suitable for semi-finished products requiring better edge integrity and lower visible porosity. SB-0140 may fit less demanding support or filling applications, especially with crushed feedstock, higher pressure and epoxy sealing.

Recycled blocks should be considered mainly for non-structural, low-load uses such as model-making blanks, temporary patterns, auxiliary tooling, support blocks, fixtures and prototype boards. Precision moulds, thermally loaded moulds, structural parts or long-term service components require validation of density, stability, strength, durability and ageing resistance.

The study remains a proof-of-concept: evidence is qualitative and not statistically replicated. Validation should include density, porosity, compressive and flexural strength, abrasion resistance, dimensional stability and service-cycle durability. Binder dosage, dwell time, hot-pressing temperature and particle-size distribution also need optimization.

Table 2: Qualitative comparison of recycling routes and observed product quality.

Route	Material / condition	Main observations	Rating
Hot pressing	SB-0140; ~220 °C	Coherent block; good machinability; minor residual porosity.	Good
Hot pressing	SB-0600; ~300 °C	Coherent block; stable edges; smoothest machined surface.	Very good
Cold pressing + binder	SB-0140 coarse chips; 4.9 MPa	Coherent but porous; larger voids and local pull-out.	Moderate
Cold pressing + binder	SB-0140 coarse chips; 9.8–14.7 MPa	Higher pressure improved compactness; less uniform than crushed feedstock.	Good
Cold pressing + binder	SB-0140 crushed feedstock; 14.7 MPa	More uniform structure; smaller visible pores; benefits from epoxy sealing.	Good-very good
Cold pressing + binder	SB-0600 crushed feedstock; 14.7 MPa	Low visible porosity; strong edge integrity; one epoxy layer often sufficient.	Very good

Note: ratings are qualitative assessments from visual inspection and machining response. No standardized mechanical testing or statistically evaluable replication was done.

Conclusion

This proof-of-concept study indicates that PU waste from CNC machining of rigid tooling boards can be converted, under the tested exploratory conditions, into coherent semi-finished blocks. Thermo-mechanical hot pressing without binder gave the most favourable qualitative combination of compactness, cohesion and surface quality. Cold pressing with binder was also feasible but more sensitive to particle size and pressure and benefited from epoxy sealing. These observations indicate process feasibility, not quantitative material qualification.

The denser SB-0600 feedstock gave the most promising qualitative products, indicating that source-board density affects recycling performance. The investigated routes may reduce disposal volume and retain some material value of clean PU scrap, especially for non-structural model-making and auxiliary tooling.

Follow-up work should quantify density, porosity, compressive and flexural properties, dimensional stability, surface roughness and machining performance on replicated specimens. It should also compare both grades at identical hot-pressing temperatures and optimize binder dosage, dwell time and particle-size distribution.

Acknowledgment

This article was supported by project CZ.02.01.01/00/22_008/0004631, Materials and Technologies for Sustainable Development, funded by the European Union and the Czech state budget under the Jan Amos Komensky Operational Program.

References

1. KEMONA, A.; PIOTROWSKA, M. Polyurethane Recycling and Disposal: Methods and Prospects. Online. *Polymers*. 2020, vol. 12, no. 8, article 1752. Available from: <https://doi.org/10.3390/polym12081752>. accessed 2026-05-27].
2. ROSSIGNOLO, G.; MALUCELLI, G.; LORENZETTI, A. Recycling of Polyurethanes: Where We Are and Where We Are Going. Online. *Green Chemistry*. 2024, vol. 26, pp. 1132 – 1152. Available from: <https://doi.org/10.1039/D3GC02091F>. [accessed 2026-05-27].
3. SIMÓN, D.; BORREGUERO, A. M.; DE LUCAS, A.; RODRÍGUEZ, J. F. Recycling of Polyurethanes from Laboratory to Industry, a Journey towards the Sustainability. Online. *Waste Management*. 2018, vol. 76, pp. 147-171. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.041>. [accessed 2026-05-27].
4. ŠOOŠ, L.; MATÚŠ, M.; LEGUTKO, S.; BÁBICS, J. Research into Efficient Technology for Material Recovery of Waste Polyurethane Foams. Online. *Recycling*. 2025, vol. 10, no. 3, article 107. Available from: <https://doi.org/10.3390/recycling10030107>. [accessed 2026-05-27].
5. GÓMEZ-ROJO, R.; ALAMEDA, L.; RODRÍGUEZ, Á.; CALDERÓN, V.; GADEA, J.; RODRÍGUEZ, A. Characterization of Polyurethane Foam Waste for Reuse in Eco-Efficient Building Materials. Online. *Polymers*. 2019, vol. 11, no. 2, article 359. Available from: <https://doi.org/10.3390/polym11020359>. [accessed 2026-05-27].
6. SIMONINI, L.; SORZE, A.; MADDALENA, L.; CAROSIO, F.; DORIGATO, A. Mechanical Reprocessing of Polyurethane and Phenolic Foams to Increase the Sustainability of Thermal Insulation Materials. Online. *Polymer Testing*. 2024, vol. 138, article 108539. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2024.108539>. [accessed 2026-05-27].
7. MATÚŠ, M.; ŠOOŠ, L.; BÁBICS, J.; BENIAK, J.; KRIŽAN, P. Mechanical Recycling of Waste Polyurethane Foam by Compression Moulding. *Waste Forum*. 2017, no. 5, pp. 441 – 451.
8. KARRECH, A.; ZHOU, H. A Systematic Review on the Recycling of Polyurethane Products from Offshore Applications. Online. *Circular Economy*. 2025, vol. 4, no. 1, article 100129. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cec.2025.100129>. [accessed 2026-05-27].
9. YANG, W.; DONG, Q.; LIU, S.; XIE, H.; LIU, L.; LI, J. Recycling and Disposal Methods for Polyurethane Foam Wastes. Online. *Procedia Environmental Sciences*. 2012, vol. 16, pp. 167 – 175. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.10.023>. [accessed 2026-05-27].
10. ZIA, K. M.; BHATTI, H. N.; BHATTI, I. A. Methods for Polyurethane and Polyurethane Composites, Recycling and Recovery: A Review. Online. *Reactive and Functional Polymers*. 2007, vol. 67, no. 8, pp. 675 – 692. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2007.05.004>. [accessed 2026-05-27].

Mechanická a termo-mechanická recyklace polyuretanového odpadu vznikajícího při CNC obrábění modelářských desek

Filip HAVLÍČEK^a, Islam GIMADIEV^a, Petr MOHYLA^b, Marek HAROK^a, Marek BESEDA^a, Jan RYGEL^a, Pavel KLAUS^a, Michal WEISZ^a

^aVŠB – Technická univerzita Ostrava, Fakulta materiálově-technologická, Ostrava, Česká republika, e-mail: filip.havlicek@vsb.cz

^bVŠB – Technická univerzita Ostrava, Fakulta strojní, Ostrava, Česká republika

Souhrn

Polyuretanové (PU) modelářské desky vytvářejí při CNC obrábění čistý předspotřební odpad, který nelze kvůli zesítné struktuře znovu tavit jako termoplasty. Tato předběžná koncepční studie hodnotí dvě jednoduché recyklační cesty pro třísky z desek SB-0140 a SB-0600: termo-mechanické lisování za tepla bez pojiva a lisování za studena s pojivem, případně doplněné epoxidovým utěsněním povrchu. Experimentální matice nebyla statisticky opakována, proto jsou výsledky prezentovány jako kvalitativní pozorování kompaktnosti, zdánlivé pórovitosti, obrobiteľnosti a integrity povrchu. Lisování za tepla poskytlo nejkompaktnější bloky, zatímco lisování za studena bylo použitelné hlavně při vyšším nominálním tlaku a s drcenou surovinou. Epoxidové utěsnění zlepšilo povrch bloků lisovaných za studena. Výsledky naznačují možnost interního využití čistého PU odpadu.

Klíčová slova: polyuretanový odpad; modelářské desky; mechanická recyklace; lisování; epoxidové utěsnění

Transformace nebezpečného azbestocementového odpadu na bezpečné funkční produkty

Theodor STANĚK^a, Martin NGUYEN^a, Michaela KREJČÍ KOTLÁNOVÁ^a,
Jiří HOLUB^b, Zdeněk KREJZA^a

^aVýzkumný ústav stavebních hmot, a.s., e-mail: stanek@vush.cz

^bLB Cemix, s.r.o.

Souhrn

Azbestocementové materiály patří mezi nejrozšířenější formy nebezpečného odpadu s obsahem azbestu. Jejich likvidace se obvykle provádí formou skládkování. V současné cirkulární ekonomice však mohou s výhodou sloužit jako surovina pro výrobu stavebních materiálů. Jejich výpalem v šachtové peci bez předchozí úpravy a pomletím po tepelné inertizaci je možné získat hydraulické pojivo. Pojivo je navíc karbonatovatelné a lze jej použít k výrobě prefabrikátů v CO₂ komorách. Tím by vzniklý produkt mohl přispět k velmi aktuálnímu cíli současnosti, kterým je snižování emisí skleníkových plynů. V prvním případě je možné získat hydraulické pojivo typu silně hydraulické vápno s pevností v tlaku po 28 dnech nad 5 MPa. S využitím zrychlené karbonatace se pevnost v tlaku po 2 dnech zvýší 6krát. Při výzkumu byly použity metody rentgenové fluorescenční analýzy, rentgenové difrakce, optické a elektronové mikroskopie a technologické zkoušky podle norem řady EN 196.

Klíčová slova: Nebezpečný odpad, azbestocement, hydraulické vápno, karbonatovatelné pojivo.

Úvod

Azbestové minerály, které patří do skupiny silikátů, se přirozeně vyskytují ve dvou hlavních formách: chryzotil a amfibol (krokydolit, amosit, tremolit, aktinolit)^{1,2,3}. Klíčovou charakteristikou všech azbestových minerálů je jejich vláknitá struktura s délkou, která výrazně přesahuje jejich průřez. Materiály obsahující azbest jsou definovány jako materiály s obsahem azbestu přesahujícím 0,1 hm. %^{2,4}. Přestože je azbest klasifikován jako karcinogenní a mutagenní nebezpečná látka, byl v minulosti široce využíván díky svým výjimečným vlastnostem, včetně nehořlavosti, odolnosti vůči kyselinám a zásadám, pevnosti a ohebnosti. Významnou kategorií představují zejména azbestocementové výrobky, které se hojně používaly ve stavebnictví. V důsledku toho v existujících budovách zůstává značné množství azbestu, což vyžaduje nákladné ukládání na specializovaných skládkách^{2,3,4}. Tyto skládky představují potenciální rizika pro budoucí generace a zdůrazňují potřebu praktických a bezpečných metod likvidace nebo v ideálním případě přepracování azbestu na materiály vhodné pro alternativní aplikace^{5,6,7}. Chryzotil lze dehydroxylovat tepelným ošetřením při teplotách mezi 650 – 750 °C za vzniku forsteritu, a následně enstatitu. Krokydolit se rozkládá na enstatit, hematit a cristobalit při 1050 – 1100 °C. Tremolit se rozkládá při 1050 °C za vzniku diopsidu, enstatitu a cristobalitu. Amosit se transformuje na spinel, hematit, pyroxen a amorfní SiO₂ v teplotním rozmezí od 800 do 1100 °C⁸.

Viani a kol.⁹ zkoumali tepelný rozklad různých azbestových odpadů. Zvolili teplotu 1200 °C a dobu žíhání 15 a 30 minut. Jejich výsledky poskytují základ pro optimalizaci recyklačních procesů těchto materiálů a optimalizaci inertizačních procesů v průmyslovém měřítku⁹. Tepelným zpracováním se azbestocementové materiály mohou transformovat na hydraulické belitické pojivo vhodné pro použití ve stavebnictví¹⁰.

Současné technologie zpracování azbestového odpadu se dělí do pěti kategorií: termické, termochemické, chemické, fyzikálně-chemické a mechanochemické¹¹. Termická metoda, používaná v omezeném a pilotním měřítku v Nizozemsku, se používá k výrobě keramiky a umělého kameniva. Chemická metoda, rovněž v pilotní fázi, se používá především ve Francii k výrobě siliky a hořčíku.

Nevýhodou jsou silně korozivní podmínky při využívání velmi agresivních chemikálií. Termochemická metoda spočívá v přidavku tavidel pro snížení teploty při přepracování odpadu s obsahem azbestu na inertní umělé kamenivo, a uplatňuje se zejména v Austrálii a USA. Mechanochemické zpracování vyžaduje důkladnou filtraci vznikajícího prachu, případně se provádí v kapalném médiu. V Nizozemsku a USA tento přístup poskytuje hydrát křemičitanu vápenatého, který lze použít do cementu, barev a katalyzátorů. Fyzikálně-chemická technologie zahrnuje metodu MID-MIX, která zpracovává azbestový prach a kal s přidavkem páleného vápna za účelem výroby plniva do betonu nebo asfaltu (používá se v Chorvatsku a Nizozemsku). Pro všechna tato řešení byly většinou navrženy speciální technologické linky a procesy. Naproti tomu náš navrhovaný přístup využívá stávající technologii k recyklaci azbestocementového odpadu a vzniká funkční hydraulické nebo karbonovatelné pojivo, aktivní a udržitelný stavební materiál.

Jednou z potenciálních metod neutralizace nebezpečného odpadu s obsahem azbestu je i zrychlená karbonatace, která představuje slibné řešení pro zpracování tohoto odpadu⁶. Metoda může úspěšně přeměnit nebezpečná azbestová vlákna na stabilní uhličitany a účinně neutralizovat jejich škodlivé vlastnosti^{5,6,12}. Zrychlená karbonatace předem upravených azbestocementových kompozitů nabízí jak environmentální, tak ekonomické výhody. Neutralizuje nebezpečná vlákna a zároveň trvale váže CO₂, čímž přispívá ke zmírňování změny klimatu. Uvedený proces je v souladu s principy cirkulární ekonomiky, protože transformuje nebezpečný odpad na bezpečné, opakovaně použitelné materiály pro stavební aplikace, čímž snižuje skládkování a potřebu přírodních surovin. Karbonatace navíc může zvýšit trvanlivost materiálu, což z ní činí udržitelné a praktické řešení pro nakládání s azbestovým odpadem^{12,13,14}.

Cílem příspěvku je poukázat na možnost využití nebezpečného odpadu, azbestocementových výrobků, jejichž vhodné složení umožňuje po tepelné degradaci azbestu získat plnohodnotné hydraulické pojivo. Získané pojivo dosahuje parametrů hydraulického vápna a jeho mechanické vlastnosti lze dále výrazně zvýšit zrychlenou karbonatací, která současně přispívá k vázání CO₂ a snižování uhlíkové stopy.

Experimentální část

Pro experimenty byl použit vzorek eternitových šablon o hmotnosti cca 30 kg uložený v plastovém obalu. Jednalo se o tmavě šedé neztvrdlé šablony s typickým rozměrem 40 x 40 cm a jejich zlomky. Na reprezentativním vzorku byla provedena chemická analýza pomocí rentgenové fluorescence (XRF) za použití spektrometru Bruker S8 TIGER a fázová analýza pomocí rentgenové difrakce (XRD) s vnitřním standardem (20 hm. % CaF₂) na aparatuře Bruker D8 Advance. Měření XRD bylo provedeno s Co anodou v rozsahu 5-100° úhlu 2θ s krokem 0,02° a variabilními divergenčními clonami při reflexní Bragg-Brentano parafokusové geometrii. Pro identifikaci azbestových fází byl vzorek částečně rozpuštěn v 35% HCl a inertní složky byly analyzovány pomocí XRD.

Celý vzorek nebezpečného odpadu, včetně plastového obalu, byl vypálen v peci LAC PK 105/12 o objemu 105 litrů. Výpal probíhal při teplotě 1100 °C s dobou náběhu 12 hodin a dobou výdrže 3 hodiny. Chlazení na 30 °C probíhalo v peci. Výpal simuloval tepelné podmínky šachtové vápenické pece.

Po vypálení byly šablony rozdrčeny v laboratorním čelistovém drtiči a drť pomleta v laboratorním kulovém mlýnu. Rozemletý vzorek byl znovu analyzován pomocí XRD za účelem stanovení jeho výsledného fázového složení. Připravené na povrchu leštěné nábrusy vypáleného vzorku byly leptány parami kyseliny octové a zkoumány v odraženém světle optického mikroskopu Nikon Eclipse LV100. Dále byla pro sledování mikrostruktury využita také skenovací elektronová mikroskopie (SEM) s energiově disperzním analyzátozem (EDS) OXFORD X-Max 80 mm². Vzorky byly pokoveny zlatem a analýzy byly provedeny při urychlovacím napětí 15 kV a proudu 4,5 nA. Vzorky po hydrataci nebo karbonataci byly analyzovány na lomové ploše, která byla přilepena k nosiči uhlíkovou páskou a pokovena zlatem. Odstranění zbytkové vlhkosti bylo provedeno vakuováním v měřicí cele.

Distribuce velikosti částic mletého vypáleného vzorku byla stanovena pomocí laserového granulometru Cilas 920 v prostředí isopropylalkoholu. Doba tuhnutí připraveného pojiva byla stanovena

podle normy ČSN EN 196-3, přičemž jako regulátor tuhnutí byla použita kyselina vinná. Trámečky o rozměrech 40 × 40 × 160 mm byly připraveny se 3 normovými písky v souladu s normou ČSN EN 196-1 (3 díly písků a 1 díl pojiva, vodní součinitel 0,5) a jejich pevnost v tahu za ohybu a v tlaku byla stanovena po 7 a 28 dnech hydratace, což jsou obvyklé termíny pro posuzování kvality hydraulického vápna podle ČSN EN 459-1. Trámečky byly uloženy ve vlhkém uložení při teplotě 20 °C ± 1 °C a relativní vlhkosti minimálně 90 %.

Vypálený a rozemletý vzorek azbestocementu byl dále testován jako karbonatovatelné pojivo. Urychlená karbonatace probíhala v CO₂ komoře Memmert ICO 150 při koncentraci CO₂ 20 %, teplotě 30 °C a relativní vlhkosti 75 % po dobu 2 a 7 dnů. Následně byly stanoveny pevnosti v tahu za ohybu a v tlaku těchto karbonatovaných vzorků. Pro testování karbonatace byly připraveny trámečky o rozměrech 20 × 20 × 100 mm jak z pojivové pasty, tak i z malty se 3 normovými písky v poměrech specifikovaných normou ČSN EN 196-1. Pro každý sledovaný termín byly připraveny 3 trámečky a stanoveny 3 hodnoty pevností v tahu za ohybu a 6 pevností v tlaku. Výsledky byly následně zprůměrovány a vypočtena směrodatná odchylka. Stupeň karbonatace byl orientačně sledován pomocí fenolftaleinového testu¹⁵. Trámeček na lomu byl postříkán roztokem fenolftaleinu. Pokles pH z vysoce zásaditého na téměř neutrální v důsledku karbonatace je doprovázen změnou barvy z tmavě fialové na bezbarvou, což umožňuje odlišit karbonatovanou vrstvu od nekarbonatovaného pojiva.

Výsledky a diskuse

Analýza vzorku rozpuštěného v HCl ukázala, že chryzotil je jediným azbestovým minerálem přítomným v materiálu. Inertní frakce se dále skládala z křemene a lizarditu, přičemž druhý jmenovaný je strukturálně analogický chryzotilu. Naproti tomu vypálený vzorek rozpuštěný v HCl tvořila výhradně rentgen amorfni hmota.

Chemické složení vzorku azbestocementového odpadu (ACW) před výpalem je uvedeno v tabulce 1. Výsledek ukazuje, že složení tohoto materiálu se velmi podobá složení hydraulických malt. Proto byly z výsledků chemické analýzy vypočítány i cementářské základní chemické parametry podle Taylora¹⁶. Lze tedy předpokládat, že procesem výpalu dochází k degradaci nebezpečných azbestových vláken za vzniku hydraulického pojiva. Kvantitativní fázová analýza pomocí metody XRD s vnitřním standardem ukázala, že materiál před výpalem obsahoval přibližně 25 hm. % fází portlandského slínku. Po výpalu se tento podíl zvýšil na přibližně 69 hm. % s převahou belitu (viz tabulka 2). Výsledná mikrostruktura je znázorněna na obrázcích 1 a 2.

Tabulka 1: Chemické složení azbestocementového odpadu ACW a vypočtené základní chemické parametry.

Složka	Z. ž.	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	P ₂ O ₅	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	MnO
Obsah hm. %	18,33	18,14	4,42	2,78	46,80	6,66	1,69	0,07	0,08	0,47	0,23	0,06
Parametr	SLP	Ms	Ma	HM								
Hodnota	80,9	2,52	1,59	1,85								

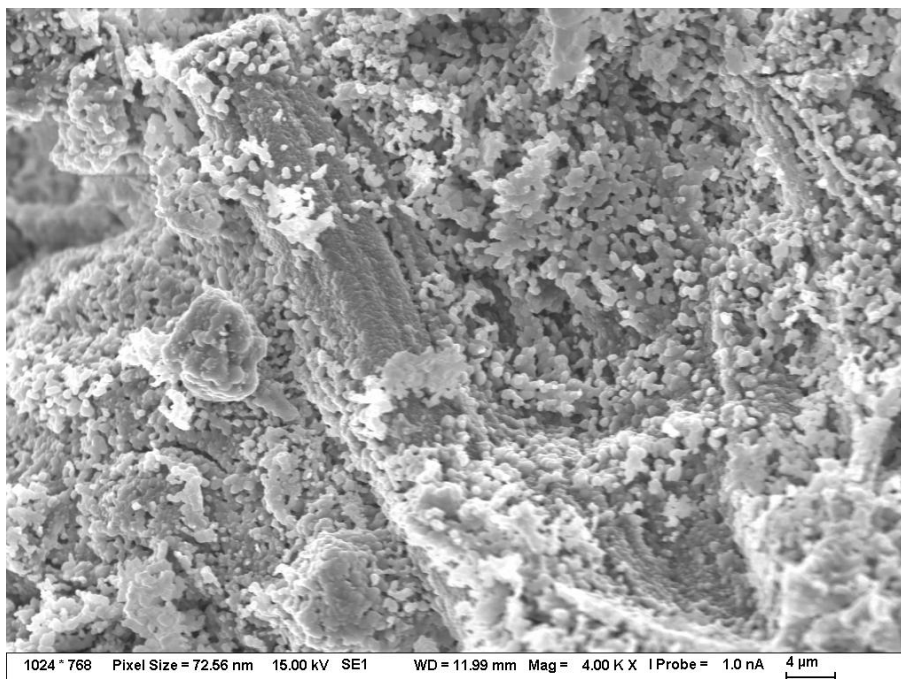
Kde:

$$\text{Sycení vápnem} - \text{SLP} = 100 \cdot \text{CaO} / (2,8 \cdot \text{SiO}_2 + 1,18 \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 + 0,65 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3) \quad (1)$$

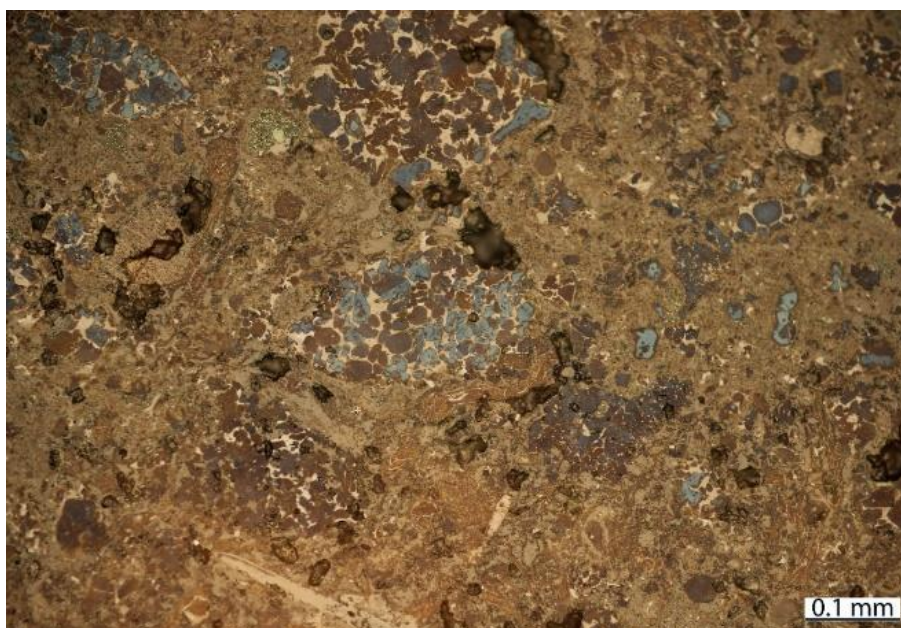
$$\text{Silikátový modul} - \text{Ms} = \text{SiO}_2 / (\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3) \quad (2)$$

$$\text{Aluminátový modul} - \text{Ma} = \text{Al}_2\text{O}_3 / \text{Fe}_2\text{O}_3 \quad (3)$$

$$\text{Hydraulický modul} - \text{HM} = \text{CaO} / (\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3) \quad (4)$$



Obrázek 1: Mikrostruktura vzorku ACW po výpalu: Uprostřed vzorku je patrný transformovaný svazek chryzotilu. Snímek pořízený pomocí SEM v režimu sekundárních elektronů.



Obrázek 2: Mikrostruktura vzorku ACW po výpalu: Jsou patrné zbytky úlomků portlandského slínku. Modré krystaly – alit, hnědá zrna – belit, světlá výplň mezi krystaly a zrna – slínková mezerní hmota (C_3A a C_4AF). Jemnozrná hnědá oblast – sekundárně vytvořený belit. Odražené světlo, nábrus obarvený parami kyseliny octové.

Tabulka 2: Kvantitativní fázové složení azbestocementového odpadu ACW v hm. % před a po výpalu stanovené rentgenovou difrakcí.

Fáze	Vzorec	Před výpalem	Po výpalu
β -C ₂ S	Ca ₂ SiO ₄	8,6	53,0
γ -C ₂ S	Ca ₂ SiO ₄	3,4	1,6
C ₃ S	Ca ₃ SiO ₅	6,0	3,7
C ₄ AF	Ca ₂ (Al,Fe) ₂ O ₅	2,0	8,0
C ₃ A	Ca ₃ Al ₂ O ₆	1,6	1,4
Portlandit	Ca(OH) ₂	3,2	1,3
Kalcit	CaCO ₃	11,2	0,0
Ettringit	Ca ₆ Al ₂ (SO ₄) ₃ (OH) ₁₂ ·26H ₂ O	0,1	0,0
Sádrovec	CaSO ₄ ·2H ₂ O	1,1	0,0
Chryzotil	Mg ₃ Si ₂ O ₅ (OH) ₄	2,5	0,0
Křemen	SiO ₂	0,4	0,0
Diopsid	MgCaSi ₂ O ₆	0,0	1,3
Enstatit	Mg ₂ Si ₂ O ₆	0,0	3,8
Forsterit	Mg ₂ SiO ₄	0,0	0,7
Periklas	MgO	0,0	5,0
Spinel	MgAl ₂ O ₄	0,0	0,6
Anortit	CaAl ₂ Si ₂ O ₈	0,0	4,0
Magnetit	Fe ₃ O ₄	0,5	0,0
Yeelimt	Ca ₄ Al ₆ O ₁₂ (SO ₄)	0,0	1,5
Ternesit	Ca ₅ (SiO ₄) ₂ (SO ₄)	0,0	4,1
Gehlenit	Ca ₂ Al(SiAl)O ₇	0,0	3,9
Merwinit	Ca ₃ Mg(SiO ₄) ₂	0,0	1,5
Amorf	–	59,4	4,6

Vzorek po mletí vykazoval průměrnou velikost částic stanovenou laserovou granulometrií 18,5 μ m. Výsledné pojivo bez přídavku regulátoru tuhnutí velmi rychle tuhlo, což ho činilo nezpracovatelným. Pokusy prodloužit dobu tuhnutí pomocí sádrovce, jak je běžné u průmyslového cementu, se ukázaly jako neúčinné. Proto byla jako regulátor tuhnutí použita kyselina vinná v dávce 0,5 hm. %. Pevnosti v tlaku připravených normových trámečků, uvedené v tabulce 3, odpovídají klasifikaci hydraulického vápna HL 5 podle normy ČSN EN 459-1.

Potenciál tepelně upraveného azbestocementového odpadu jako alternativního pojiva vzhledem k vysokému podílu belitu popisuje i Carneiro a kol.¹⁷ Navrhují však teplotu zpracování pouze 800 °C, která je dostatečná k přeměně chryzotilu na forsterit nebo enstatit, ale nové fáze mohou stále zůstat ve formě respirabilních vláken, jejichž zdravotní riziko není známo. Uvedený problém je také řešen ve studii japonských autorů¹⁸.

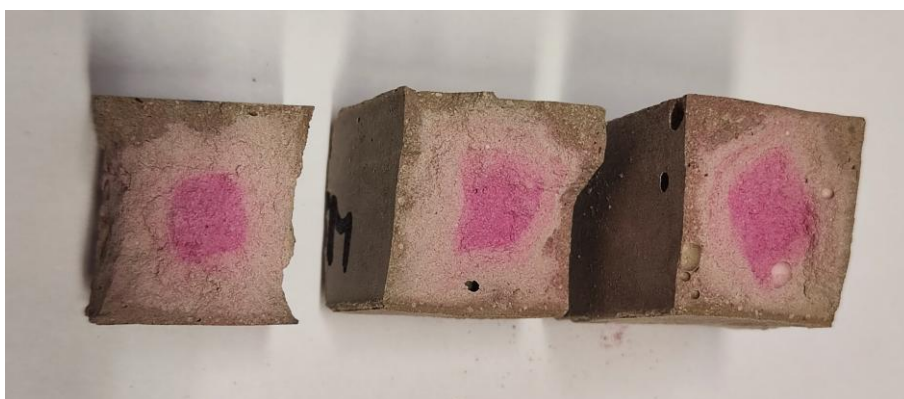
Tabulka 4 uvádí výsledky pevností v tlaku dvou typů trámečků vyrobených z tohoto pojiva (pasta a malta), karbonatovaných v CO₂ komoře. Zatímco pevnosti po hydrataci byly stanoveny ve standardních termínech 7 a 28 dní, pro karbonataci byly zvoleny termíny 2 a 7 dní, protože tento proces probíhá výrazně rychleji a podstatná část pevnostního nárůstu nastává již během prvních dnů. Hloubka karbonatace po 2 dnech je patrná na obrázku 3 a 4.

Tabulka 3: Pevnost v tlaku a v tahu za ohybu pojiva v MPa podle ČSN EN 196-1, objemová hmotnost vzorků v kg/m³.

Vzorek	7 dní			28 dní		
	ohyb	tlak	obj. hmotnost	ohyb	tlak	obj. hmotnost
Malta ACW 1100	1,4±0,1	2,6±0,3	2185±31	1,8±0,3	5,1±0,4	2142±28

Tabulka 4: Pevnost v tlaku a v tahu za ohybu pojiva v MPa po karbonataci v CO₂ komoře, objemová hmotnost vzorků v kg/m³.

Vzorek	2 dny			7 dní		
	ohyb	tlak	obj. hmotnost	ohyb	tlak	obj. hmotnost
Pasta ACW 1100	2,6±0,7	10,4±1,9	1700±10	9,6±0,9	36,0±4,4	1877±15
Malta ACW 1100	6,9±0,7	33,5±4,3	2110±53	9,6±0,6	43,4±3,5	2117±23



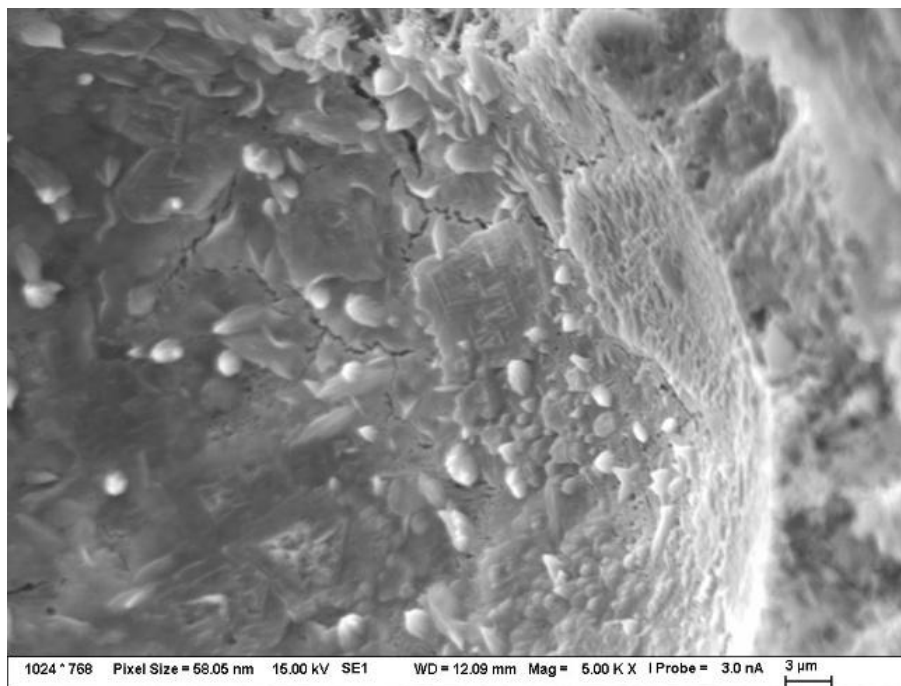
Obrázek 3: Vzhled lomových ploch trámečků z pojivové pasty po fenolftaleinové zkoušce po 2 dnech v CO₂ komoře.



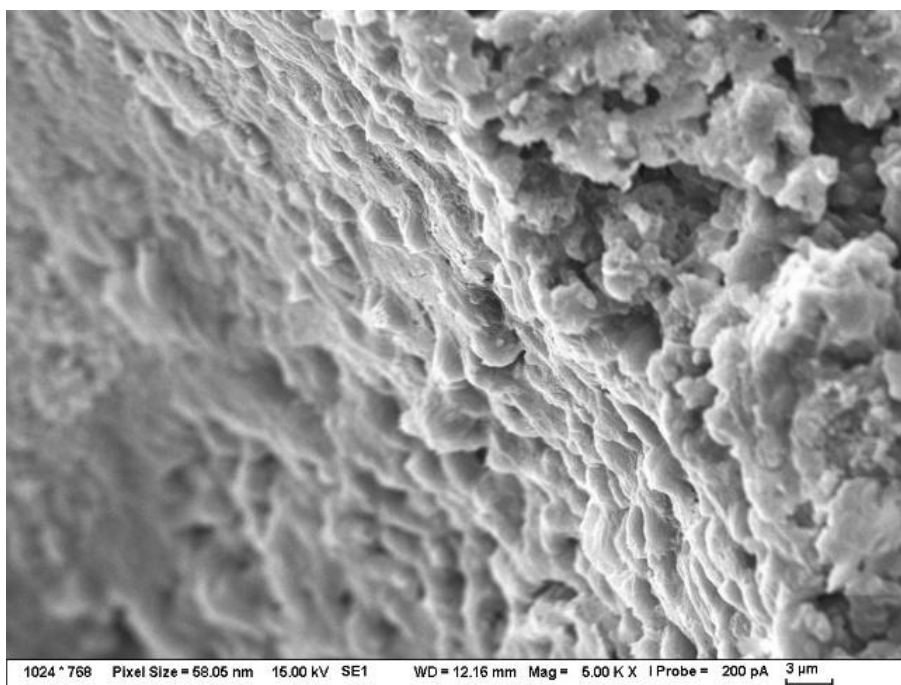
Obrázek 4: Vzhled lomových ploch trámečků z pojivové malty po fenolftaleinové zkoušce po 2 dnech v CO₂ komoře.

Výsledky ukazují, že zrychlená karbonatace výrazně zvyšuje pevnost tohoto pojiva (viz výsledky v tabulce 3 a 4). Trámečky po 2 dnech v CO₂ komoře vykazují 2krát (v případě pasty) a až 6krát (v případě malty) vyšší pevnost v tlaku než trámečky vyrobené z malty po 28 dnech hydratace ve vlhkém prostředí. U malty je vyšší stupeň karbonatace ve srovnání s pastami pravděpodobně způsoben vyšší pórovitostí, která umožňuje lepší pronikání CO₂. Vyšší pevnost malty je pak způsobena vyšším stupněm prorůstání uhličitanu vápenatého.

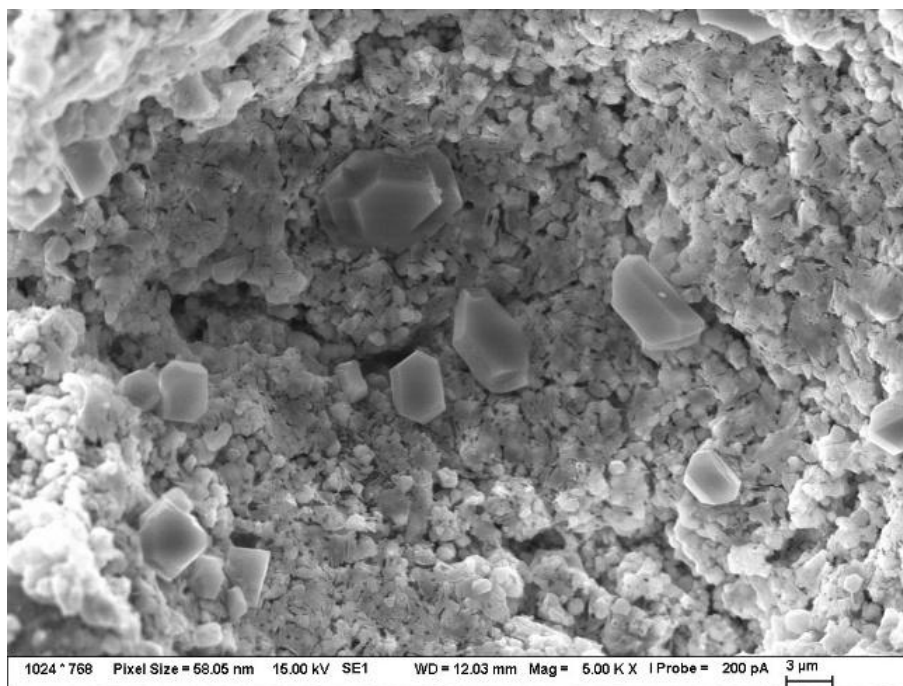
Na obrázcích 5 – 7 jsou patrné příklady mikrostruktury v místě lomu vybraných trámečků po 2 a 7 dnech karbonatace a 7 dnech hydratace. Zda se jedná o krystaly kalcitu nebo portlanditu, bylo určeno podle morfologie krystalů a potvrzeno orientační EDS analýzou, zejména podle obsahu uhlíku a vápníku. Výsledky průměrných analýz z 10 krystalů ve vzorku ACW 1100 po 2 dnech karbonatace a 7 dnech hydratace jsou uvedeny v tabulce 5.



Obrázek 5: Lom trámečku ACW 1100 po 2 dnech karbonatace – část póru vyplněná kalcitem (SEM – BSE).



Obrázek 6: Lom trámečku ACW 1100 po 7 dnech karbonatace – krystaly kalcitu na okraji póru s patrnými přírůstkovými zónami (SEM – BSE).



Obrázek 7: Lom trámečku ACW 1100 po 7 dnech hydratace ve vlhkém prostředí – pór s patrným tabulkovitým portlanditem (SEM – BSE).

Tabulka 5: Průměrná prvková analýza krystalů ve vzorku ACW 1100 po 7 dnech hydratace a 2 dnech karbonatace v CO₂ komoře stanovená EDS analyzátořem.

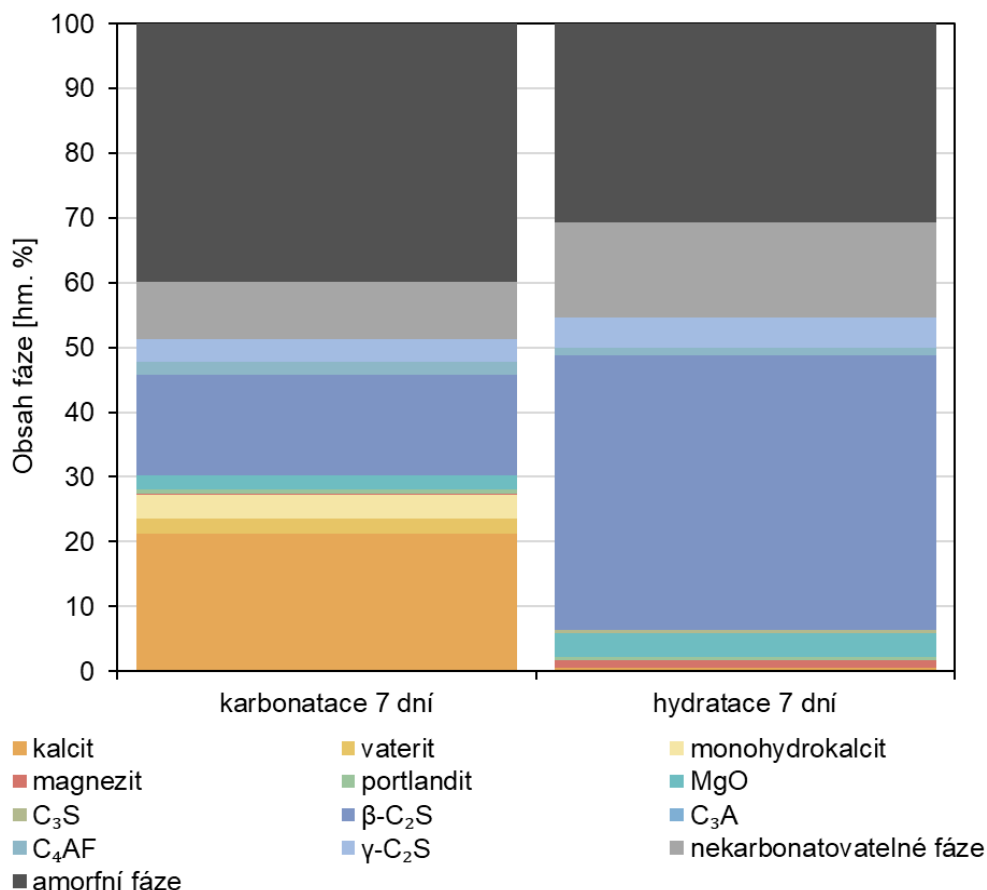
Prvek	Portlandit hydratace 7 dní	Kalcit karbonatace 2 dny
C	4,54	13,93
O	46,57	52,77
Na	0,00	0,13
Mg	1,17	1,27
Al	1,09	1,35
Si	5,34	4,52
S	0,30	0,36
K	0,03	0,36
Ca	39,52	23,98
Fe	1,44	1,26
Suma	100,00	99,93

Změny fázového složení během karbonatace a porovnání s fázovým složením během hydratace jsou patrné na obrázku 8 – 10. Je zřejmé, že kromě karbonatace s tvorbou uhličitánů vápenatých (hlavně kalcitu a v menší míře vateritu) dochází v CO₂ komoře také k hydrataci slínkových fází. Pokles obsahu belitu je po 7 dnech karbonatace vyšší než po 7 dnech hydratace ve vlhkém uložení. Není jasné, zda k tomu kromě zvýšené teploty v komoře (30 °C) přispívá i působení CO₂.

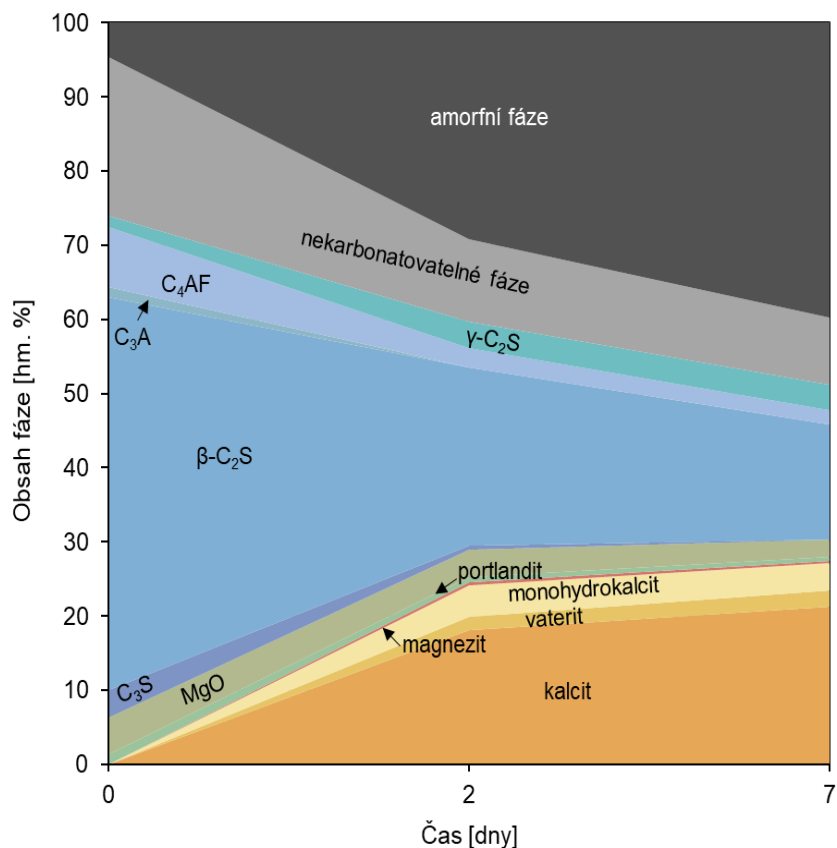
Rentgenová difrakce (XRD) také potvrdila malé množství magnezitu (MgCO₃), který vzniká z hořčíku obsaženého v chryzotilu, jak popisuje Radvanec a kol.¹² Studie zároveň uvádí, že vypal při 650 °C s následnou karbonatací neutralizuje vysoké pH, inertizuje nebezpečný chryzotil a činí tak eternit bezpečným pro likvidaci nebo další použití. Uvedený proces také trvale eliminuje část průmyslových emisí CO₂. V našem případě však lze získat nový produkt použitelný ve stavebnictví. Ve vzorcích sycených oxidem uhličitým po dobu 2 a 7 dnů byl také identifikován monohydrokalcit. Vzniká karbonatací

sloučenin obsahujících vápník v prostředí bohatém na hořčík, což je i příklad tepelného rozkladu chryzotilu v azbestocementovém odpadu a je to v souladu s literaturou popisující jeho krystalizaci čtyřstupňovým procesem z amorfního prekursoru obsahujícího hořčík¹⁹.

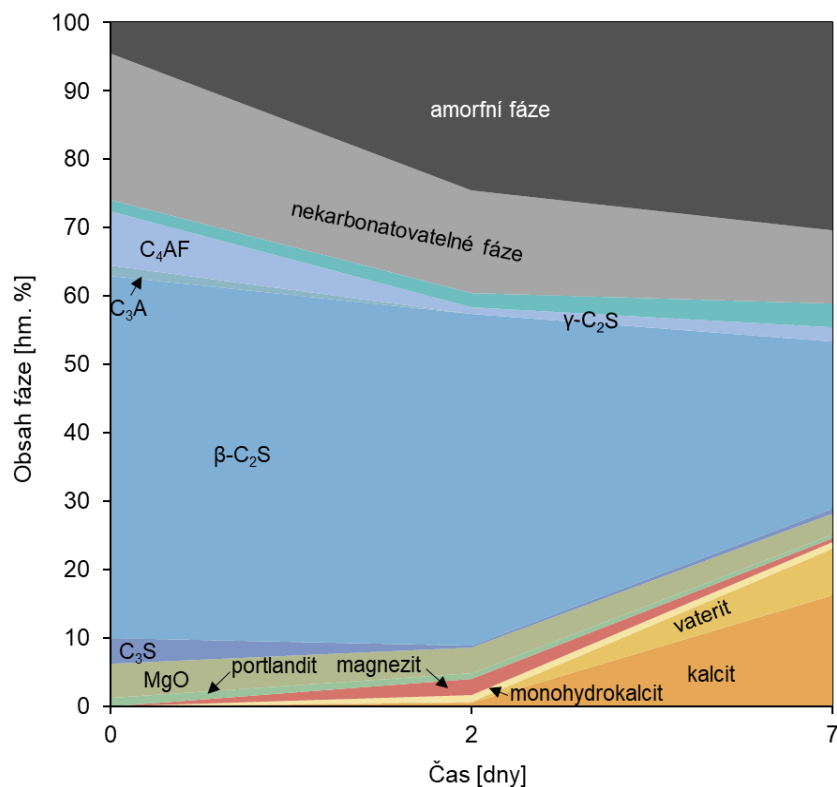
S ohledem na nejvyšší stupeň karbonatace lze konstatovat, že po 7 dnech v CO₂ komoře je pojivo připravené z azbestocementového odpadu schopno vázat až 103 kg CO₂ na 1 tunu hmoty. Hodnota byla stanovena na základě změn fázového složení zjištěných metodou XRD.



Obrázek 8: Porovnání fázového složení pojivové pasty po 7 dnech karbonatace a 7 dnech hydratace.



Obrázek 9: Změny fázového složení mezi původním a karbonatovaným vzorkem pojivové pasty po 2 a 7 dnech uložení v CO₂ komoře (povrch trámečku).



Obrázek 10: Změny fázového složení mezi původním a karbonatovaným vzorkem pojivové pasty po 2 a 7 dnech uložení v CO₂ komoře (střed trámečku).

Závěry

Příspěvek se zabývá likvidací nebezpečného azbestocementového odpadu tepelným procesem s následným využitím vzniklého produktu. Během procesu výpalu procházejí azbestová vlákna fázovými a strukturními transformacemi, čímž vzniká materiál, který je po následném mletí bezpečný a vykazuje vlastnosti hydraulického vápna. Produkt lze použít buď jako samostatné pojivo, nebo v suchých maltových a omítkových směsích. Produkt může také fungovat jako karbonatovatelné pojivo, schopné zachytávat nežádoucí CO₂, a lze jej použít k výrobě prefabrikovaných výrobků ve specializovaných CO₂ komorách. Tento dvojitý přístup řeší dva naléhavé problémy: bezpečnou likvidaci azbestového odpadu a snižování emisí CO₂. Navrhovaná metoda může využívat stávající průmyslovou infrastrukturu, jako jsou vápenické šachtové pece, kde lze azbestocementový odpad zpracovávat společně s vápencem v poměrech přizpůsobených požadovaným vlastnostem výsledného produktu. Pojivo získané z vypálených eternitových šablon vykázalo po 2 dnech karbonatace 6krát větší pevnost v tlaku, než byla pevnost v tlaku po 28 dnech při běžné hydrataci. Kromě toho může pojivo vázat až 103 kg CO₂ na 1 tunu hmoty.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci projektu číslo SS07020041, spolufinancovaného Technologickou agenturou České republiky a Ministerstvem životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život a Národního plánu obnovy z evropského Nástroje pro oživení a odolnost.

Literatura

1. Favero-Longo S.E., Turci F., Fubini B., Castelli D., Piervittori R.: *Int. Biodeter. Biodegr.* 84, 342 (2013).
2. Cilia C., Panigada C., Rossini M., Candiani G., Pepe M., Colombo R.: *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 4, 928 (2015).
3. Fiumi L., Campopiano A., Casciardi S., Ramires D.: *Appl. Geomat.* 4, 55 (2012).
4. Spurny K. R.: *Environ. Res.* 48, 100 (1989).
5. Oskierski H. C., Dlugogorski B. Z., Jacobsen G.: *Chem. Geol.* 358, 156 (2013).
6. Trapasso F., Croci D., Plescia P., Tempesta E.: *Conference Paper of 3rd International Conference on Industrial and Hazardous Waste Management, 12 – 14 September 2012*, (Gidakos E., Cossu R., Stegmann R. ed.) Crete, Greece.
7. Spasiano D., Pirozzi F.: *J. Environ. Manage.* 204, 82 (2017).
8. Gualtieri A.F.: In: *Handbook of recycled concrete and demolition waste* (Pacheko-Torgal F., Tam V.W.Y., Labrincha J.A., Ding Y., de Brito J., ed.), 500, Woodhead Publishing Limited, 2013.
9. Viani A., Gualtieri A.F., Pollastri S., Rinaudo C., Croce A., Urso G.: *J. Hazard. Mater.* 248-249, 69 (2013).
10. Staněk T., Boháč M., Zezulová A., Rybová A.: *Solid State Phenomena* 276, 3 (2018).
11. Akelytė R., Chiabrando F., Camboni M., Ledda C., Vencovsky, D., Butera, S., Dünger O.: *Study on Asbestos Waste Management Practices and Treatment Technologies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg 2024.
12. Radvanec M., Tuček L., Derco J., Čechovská, K., Németh Z.: *J. Haz. Mat.* 252–253, 390 (2013).
13. Gadikota G., Natali C., Boschi C., Park A.H.: *J. Haz. Mat.* 264, 42 (2014).
14. Colangelo F., Cioffi R., Lavorgna M., Verdalotti L., De Stefano L.: *J. Haz. Mat.* 195, 391 (2011).
15. Lo Y., Lee H.M.: *Building and Environment* 37, 507 (2002).
16. Taylor H.F.W.: *Cement Chemistry*, Academic Press, London 1990.
17. Carneiro G.O., Santos T.A., Simonelli G., Ribeiro D.V., Cilla M.S., Dias C.M.R.: *J. Clean. Prod.* 320, 128801 (2021).

Theodor STANĚK, Martin NGUYEN, Michaela KREJČÍ KOTLÁNOVÁ, Jiří HOLUB, Zdeněk KREJZA: *Transformace nebezpečného azbestocementového odpadu na bezpečné funkční produkty*

18. Takata A., Yamauchi H., Yamashita K., Aminaka M., Hitomi T., Toya T., Kohyama N.: *Ind. Health* 63, 14 (2025).
19. Rodrigues-Blanco J.D., Shaw S., Bots P., Roncal-Herrero T., Benning L.G.: *Geochim. Cosmochim. Ac.* 127, 204 – 220 (2014).

Transformation of hazardous asbestos-cement waste into safe functional products

Theodor STANĚK^a, Martin NGUYEN^a, Michaela KREJČÍ KOTLÁNOVÁ^a, Jiří HOLUB^b, Zdeněk KREJZA^a

^aVýzkumný ústav stavebních hmot, a.s., Czech Republic, e-mail: stanek@vush.cz

^bLB Cemix, s.r.o., Czech Republic

Summary

Asbestos-cement materials are among the most widespread forms of hazardous waste containing asbestos. Their disposal is usually carried out in the form of landfilling. However, in the current circular economy, they can advantageously serve as a raw material for the production of building materials. By burning them in a shaft furnace without prior treatment and grinding after thermal inertization, it is possible to obtain a hydraulic binder. In addition, the binder is carbonatable and can be used to produce prefabricated parts in CO₂ chambers. The resulting product could thus contribute to the very current goal of today, which is the reduction of greenhouse gas emissions. In the first case, it is possible to obtain a hydraulic binder of the strongly hydraulic lime type with a compressive strength after 28 days of over 5 MPa. Using accelerated carbonation, the compressive strength after 2 days increases 6 times. The research used methods of X-ray fluorescence analysis, X-ray diffraction, optical and electron microscopy and technological tests according to the EN 196 series standards.

Keywords: Hazardous waste, asbestos cement, hydraulic lime, carbonatable binder.

Vliv zanášivých vlastností popílku na návrh ohniště kotle pro zařízení na energetické využití neušlechtilých paliv na bázi spalitelného odpadu a biomasy

Jan ZABLOUDIL^a, Zdeněk JEGLA^a, Petr SKÁLA^b

^a Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství, Ústav procesního inženýrství, Technická 2, 616 69 Brno, Česká republika
e-mail: 191771@vutbr.cz (Jan Zabloudil)

^b EVECO Brno, s.r.o., Hudcova 660/76d, 612 00 Brno, Česká republika

Souhrn

Článek se zabývá potřebou aktualizace empirických parametrů používaných při návrhu kotlových ohnišť v souvislosti s přechodem od spalování ušlechtilého uhlí k palivům nižší kvality, jako jsou odpady a biomasa. Zaměřuje se na vliv tří parametrů souvisejících s vlastnostmi úletového popílku a jeho zanášivostí v rámci tzv. Gurvičovy metody výpočtu ohniště. Základní citlivostní studie byla provedena na reálném referenčním zařízení porovnáním výsledků tepelných výpočtů s naměřenými výstupními teplotami spalin při různých ustálených provozních stavech. Výsledky ukázaly, že zejména úprava empirického parametru zanesení stěn ohniště (ξ) výrazně zlepšuje shodu mezi výpočtem a měřením. Součástí práce je také představení nově vyvinutého testovacího zařízení pro hodnocení zanášivosti popílku, zejména pro návrh navazujících konvekčních sekcí, ověřeného pro biomasová paliva.

Klíčová slova: zařízení pro energetické využití odpadu, roštové spalování odpadu, roštové spalování biomasy, návrh ohniště, jízková teplota, pevná odpadní paliva, popílkové a částicové zanášení

Obsah

1. Úvod
 - 1.1. Kotle decentralizovaných zdrojů tepla
 - 1.2. Návrh ohniště kotle
2. Studie vlivu parametrů zanášení
 - 2.1. Metodika
 - 2.2. Výsledky a diskuse
3. Aparatura pro zjišťování zanášivosti spalin a dalších horkých proudů
4. Závěr

1. Úvod

V posledních desetiletích je z ekonomických a environmentálních důvodů patrný posun ve složení palivové základny v energetice. Poptávka po teple a elektřině roste společně s populací a objemem průmyslové výroby. V mnoha částech světa, zejména v Evropě, začínají docházet ložiska vysoce ušlechtilých uhlí o velkém energetickém obsahu, což výrazně zvyšuje cenu topného uhlí. Zároveň je zvyšován tlak na snížení environmentální zátěže ustoupením od spalování fosilních paliv. Na významu tak získávají různé energetické mixy na bázi biomasy a spalitelných odpadů^{1,2}. Tato nová, neušlechtilá paliva se vyznačují značně proměnlivými charakteristikami jako je výhřevnost, podíl popeloviny, nebo velikost částic, což vede k vysoké vhodnosti jejich spalování v roštových ohništích^{3,4}.

Výhodou roštového spalování nad fluidními kotli je pro tento typ paliv také možnost velké variability palivových směsí, které je možné spalovat v jednom konkrétním zařízení. Pro srovnání, alternativně užívané fluidní kotle naproti tomu vyžadují důkladnou předpřípravu paliva jednoho daného druhu a jejich účinnost může velmi výrazně kolísat se změnou rozměrů a hustoty částic paliva.

Zaměříme-li se blíže na rozmach získávání energií z neušlechtilých paliv, je vhodné zároveň zmiňovat další z výrazných trendů dnešní energetiky, kterým je decentralizace a stavba menších zařízení o nižších tepelných příkonech (jednotky až desítky MW), zajišťujících tepelné potřeby obcí či podniků. Teplárenské kotelny, ve velkém množství případů s kogenerací tepla a elektřiny, užívané jako palivo štěpku a zbytky z těžby dřeva z lokálních lesů, či nerecyklovatelný výhřevný zbytek z úpravy komunálního odpadu z obce či menšího svazku obcí, v kapacitách spadajících do diskutovaného intervalu jsou na vzestupu. U paliv na bázi dřevní a travní biomasy je pak mimo finanční stránku věcí hlavním hnacím faktorem nízká bilance uhlíkové stopy, u spalitelných komunálních a dalších odpadů je jím pak zejména snaha omezit skládkování výhřevných odpadů, které není možné snadno materiálově znovu využít⁵.

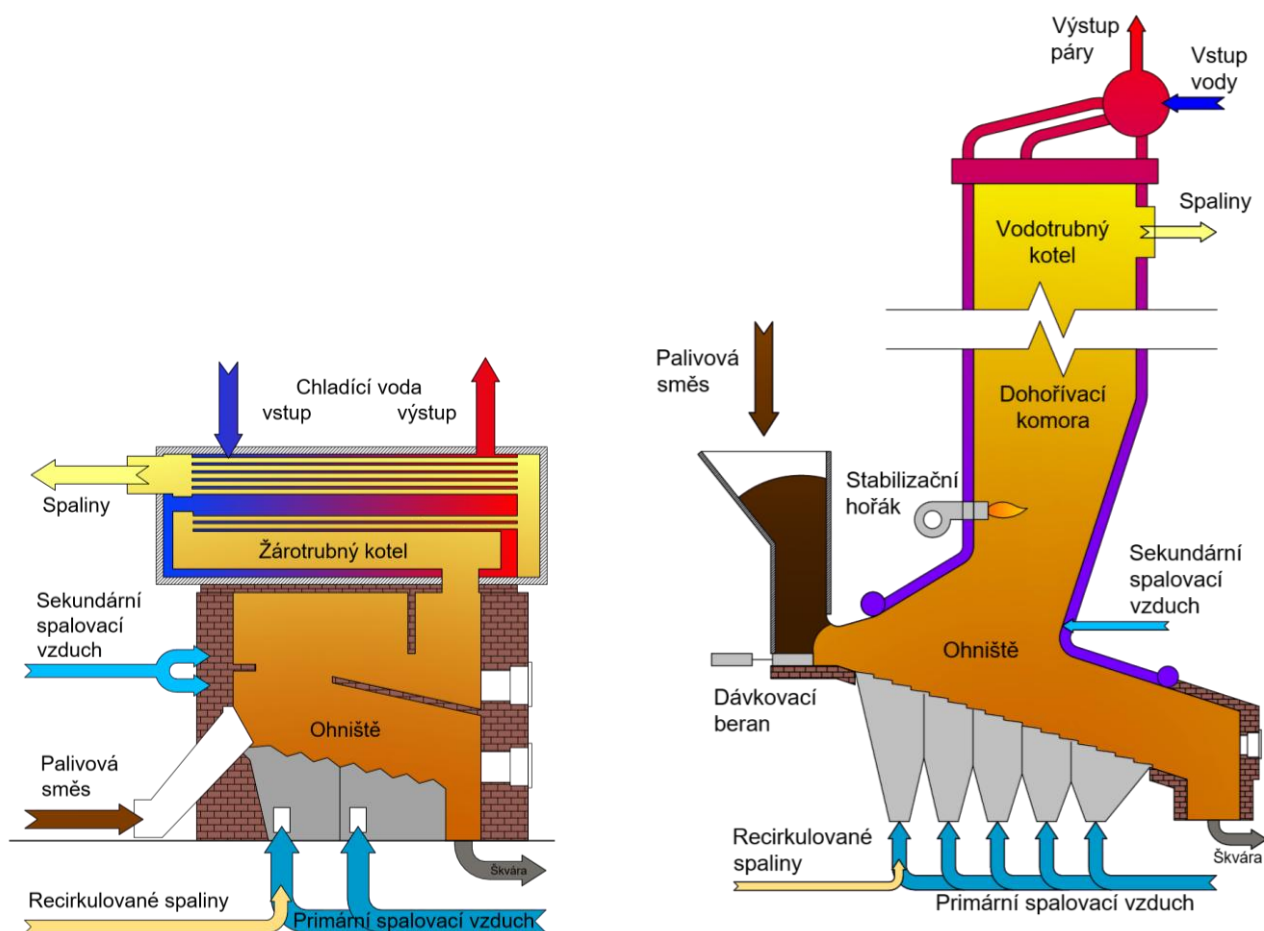
Je záměrné, že je tento článek věnován oběma výše zmíněným skupinám paliv, neboť provozní zkušenosti ze současných kotelem ukazují vhodnost roštových spalovacích zařízení obdobné konstrukce jak pro paliva na bázi biomasy, tak pro spalitelné odpady – není pak výjimkou, když je jedno teplárenské zařízení provozováno s kotlem na směs obou těchto složek. Jako příklady, potvrzující aktuálnost tohoto tvrzení, lze z českého prostředí zmínit například momentálně budovanou teplárenskou kotelnu v Plané nad Lužnicí o projektované zpracovatelské kapacitě 80 kt palivové směsi ročně⁶, nebo připravovanou kotelnu v Třebíčské severní teplárně o kapacitě 20 kt/rok⁷. V obou případech budou kotelny osazeny roštovými kotly na palivovou směs odpadu a biomasy. Pro zjednodušení terminologie budou v tomto článku dále všechna teplárenská zařízení na směsná pevná paliva odpadního a odpado-biomasového charakteru označována jako ZEVO (*Zařízení pro Energetické Využití Odpadu*), je však nutné zde prvně zmínit existenci určitých rozdílů mezi zařízeními spalujícími čistě odpad a zařízeními spalujícími jeho směs s biomasou. Zejména se jedná o legislativně závazné požadavky na emisní limity, v českém prostředí upravené vyhláškou 415/2012 Sb.¹⁰ a které jsou pro kotle na odpady obecně přísnější než pro kotle na biomasu. Pro zařízení na spoluspalování palivových směsí jsou pak emisní limity vypočteny podle vážených hodnot specifických emisních limitů pro složky směsi paliv. S emisními limity jsou u spalování odpadů spojena primární opatření pro snižování produkce emisí, zejména oxidů dusíku a dioxinů, v podobě předepsané zádržné teploty spalin před první konvekční teplosměnnou plochou. Velikost této zádržné teploty se odvíjí od zastoupení chloru v hořlavině paliva a v praxi tak přes reálný objem spalin ovlivňuje jak velikost dohořívacího traktu ohniště, tak možnosti spoluspalování s biomasou z důvodů nevhodných teplot měknutí popílku⁸.

Proto je tento článek zaměřen na problematiku standardního návrhového výpočtu tradičně užívaného při projektování kotlových ohnišť a na diskusi vlivu výše popsaných aktuálních trendů v oblasti palivových mixů na jeho vhodnost a přesnost.

1.1. Kotle decentralizovaných zdrojů tepla

Zásadním rozdílem mezi velkými teplárenskými kotli na neušlechtilá pevná paliva a kotli navrhovanými pro menší, lokální teplárenské provozy na tytéž palivové směsi, je převládající konstrukce (viz obrázek 1).

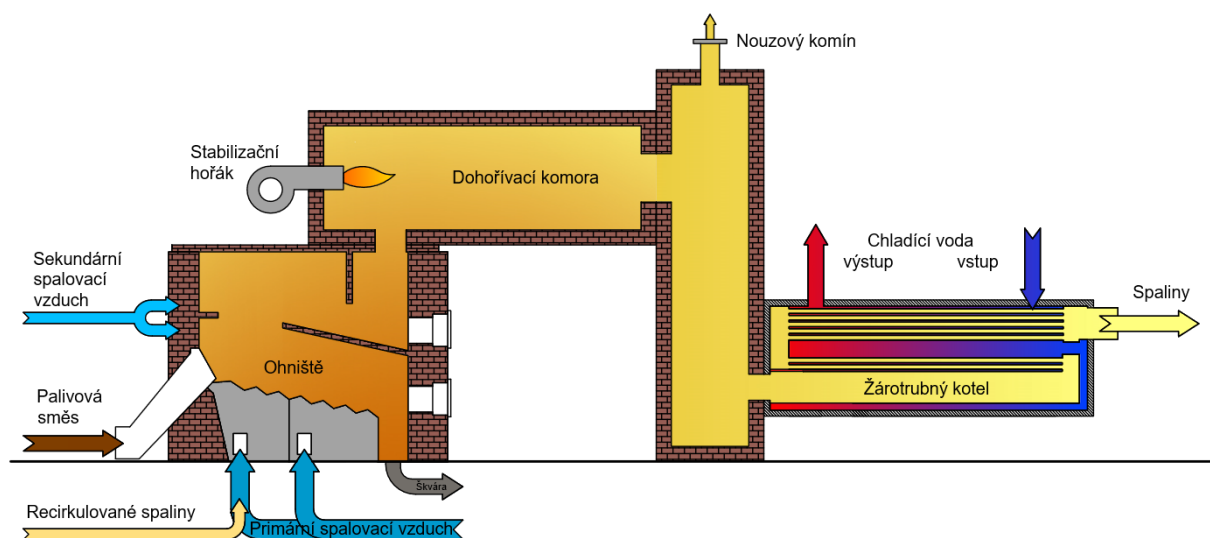
Kotle v centralizovaných ZEVO jsou zpravidla koncipovány jako roštový vodotrubný kotel tak, že obálku prostoru ohniště tvoří vodou chlazené membránové stěny⁸ (viz obrázek 1, vpravo). Tato koncepce umožňuje provoz při vysokých tlacích a teplotách páry, což sice vede k vyšší dosažitelné termické účinnosti systému, nicméně má dostatečnou návratnost pouze u velkých, investičně náročných zařízení. Je proto vhodná pro energetické využití odpadu ve velkém měřítku. Typická kapacita těchto zařízení se pohybuje od desítek do stovek MW tepelného výkonu, přičemž elektrický výkon takového ZEVO bývá řádově jednotky až desítky MWe.



Obrázek 1: Charakteristické řezy roštovými spalovacími komorami – žárotrubného kotle na biomasový odpad (vlevo), standardního u jednotek nižších tepelných příkonů – a vodotrubného kotle (vpravo), standardního u velkých jednotek

U menších kotlů je pak ekonomicky výhodnější držet se na nižších parametrech páry, případně jen horké vody a vhodné tak jsou spíše žárotrubné kotle s nechlazeným ohništěm (viz obrázek 1, vlevo). Primární spalovací komora je zde prostorově oddělena od hlavního vodního objemu kotle, který buď chladí sekundární - tzv. dohořivací - komoru ve formě prvního tahu žárotrubného kotle (u biomasy), nebo je žárotrubný kotel osazen až za vyzdívkanou, nechlazenou dohořivací komoru²².

Druhé zmíněné řešení je typické pro malá ohniště na odpad, kdy nechlazená dohořivací komora umožňuje lepší kontrolu zadržné doby a teploty spalin s ohledem na tvorbu plynných polutantů ve formě oxidů dusíku a dioxinů. Schematický řez tohoto provedení je znázorněn na obrázku 2 spolu s typickým prostorovým uspořádáním těchto zařízení a fotografií typického provedení roštového ohniště. Výkon těchto zařízení je obvykle řádově jednotky až nižší desítky MW tepelného výkonu. Z tohoto důvodu jsou žárotrubné roštové kotle využívány spíše v menších energetických zdrojích nebo průmyslových provozech. Tyto a další rozdíly mají vliv na vypovídající schopnost standardního návrhového výpočtu.



Obrázek 2: Charakteristický řez roštovou spalovací komorou žárotrubného kotle v sestavě pro spalování pevného odpadu (nahore), typické prostorové uspořádání sestavy (vlevo dole), fotografie ohniště s roštem při odstávce (vpravo dole)

1.2. Návrh ohniště kotle

Tradičně spočívá projekční výpočet ohniště zpravidla v semiempirickém výpočtu teploty produkovaných spalin, která musí odpovídat předem stanoveným parametrům. Interval požadovaných teplot pro dané ohniště je pak určen teplotou měknutí popílku pro dané palivo, konstrukcí navazujícího kotle a rosným bodem spalin pro dané palivo, teplotním intervalem přijatelné účinnosti pro případné osazené technologie čištění spalin, legislativními limity atd. Vzhledem ke komplexnímu vlivu geometrie spalovací komory na hledané výstupy, není při tomto standardním přístupu možné odvodit vzorce pro přímý výpočet rozměrů ohniště. Při zpracovávání nového projektu se tak výpočty provádí kontrolním způsobem na vybraném konstrukčním řešení. Zohledňují se zkušenosti příslušného konstruktéra, know-how výrobního podniku a obecná doporučení, jež je v omezené míře možné nalézt v odborné literatuře. Návrhový postup spočívá v iteračních úpravách geometrie a opakovaných kontrolních výpočtech, dokud nejsou dosaženy požadované parametry. Nutno podotknout, že výsledkem tohoto postupu je pouze návrhová dokumentace prototypu, která bezpečně nezaručuje dosažení všech požadovaných parametrů na fyzickém zařízení. Dosahované parametry se potvrdí během provozních zkoušek a jejich hodnoty garantované výrobcem před zhotovením zařízení tak závisí zejména na úrovni zkušenosti výrobce s daným konstrukčním typem z dřívějších realizací. Rozměry spalovacích komor se určují dle zkušeností či doporučených hodnot z příslušné odborné literatury. Základními určujícími parametry jsou přitom přípustné tepelné zatížení (empirické, závisí na užitých materiálech) a výstupní teplota spalin (T_{bw}).

Při výpočtu spalovacích komor menších výkonů je důležitou součástí postupu výpočet potřebné sálavé plochy výměny tepla (jak membránové stěny, tak nechlazené vyzdívky s charakteristickým prostupem tepla do okolí), pro dosažení požadované výstupní teploty. U velkých zařízení je zvykem pokrývat aktivně chlazenou plochou všechny stěny ohniště a zpětně se kontroluje, zda je výstupní teplota dostatečně nízká. Ve zúžené výstupní části ohniště, nad přívodem sekundárního vzduchu, kde dochází k dohoření prchavých složek hořlaviny, tzn. v dohořovací komoře, musí být při spalování paliv na odpadní bázi z legislativních důvodů zádržná doba spalin minimálně $\tau_{SP} = 2 \text{ s}$ ⁸. Studie uvažující tuto zádržnou dobu spíše podle fyzikální podstaty a neuvažují rezervu udávají $\tau_{SP} > 1,5 \text{ s}$ ⁹. Jsou zde zároveň umístěny radiační výhřevné plochy, které snižují reálnou teplotu spalin na předem určenou teplotu. Ta je legislativně vázána nad 850 °C (resp. 1100 °C) dle obsahu chloru a povahy paliva⁸. Vyšší teplota vede ke zvýšené tvorbě termických NO_x. Přesáhnutí teplotního intervalu pak tedy není vhodné pro efektivní použití SNCR technologie pro snižování NO_x a zároveň může způsobit vznik nánosů z měkkého popela.

Zádržná doba se zajistí dostatečným objemem dohořovací komory a tokem spalin příslušnou střední rychlostí. Rychlost spalin a jejich hmotnostní tok pak určí potřebný průřez komory, ze kterého jsou určeny její rozměry. Tepelný výpočet ohniště využívá podobnostní číslo známé jako *Boltzmannovo číslo*. Umožňuje výpočet přibližné teploty spalin ve výstupním okně dohořovací komory v závislosti na geometrii spalovacího zařízení, podílu nechlazené vyzdívky a chlazené membránové stěny tvořící vnitřní povrch ohniště zařízení a několika dalších koeficientech popisujících chování spalin a typ zařízení¹⁰.

Popis výpočetního postupu je možné v různých stupních detailu nalézt v příslušné literatuře^{10–14} a založen na tzv. *Gurvičově* metodě (podle jednoho z autorů), resp. obecněji na tzv. metodě *CKTI* (podle instituce, která je původcem první sjednocené metodologie – „*Centrální Kotleturní Institut*“ v bývalém Sovětském Svazu)¹³. Do výpočtu vstupuje velké množství empirických dat z provozu z doby její definice, zejména uhelných kotlů středních a vyšších výkonů, což v dnešní době znamená nutnost korekcí pro zařízení výrazněji vybočující z této skupiny. Korekce takto publikované v posledních letech zahrnují například úpravu pro fluidní kotle velmi vysokých tepelných příkonů¹².

Postup výpočtu, používaný v průmyslu, se od své první definice výrazně neměnil. V odborné literatuře (např.¹³) lze sledovat změny v dílčích výpočtech, či definicích podobnostních čísel pro zjednodušení, či zobecnění výpočtů. Celkem takto můžeme rozeznat několik sovětských variant výpočtu a v současné době dvě navazující čínské varianty. Jejich aplikovatelnost při různém zatížení kotle, posouzená srovnáním s naměřenými hodnotami, je přehledně analyzována například ve výše zmíněném článku¹³.

Celý prostor ohniště je považován za jednu výpočtovou doménu – zónu. Jde o zjednodušení běžné při projekčních výpočtech. Další, jemnější dělení domény pak může sloužit pro odhad tepelného zatížení po výšce ohniště. To však vyžaduje znalost přibližných výsledků dle první iterace výpočetního postupu a také předpokládaný průběh vyhoření paliva¹³. Jádrem výše zmiňované *Gurvičovy* metody je založeno na následujícím semiempirickém vzorci, popisujícím poměrné zchlazení spalin mezi plamenem a výstupem z ohniště¹⁰:

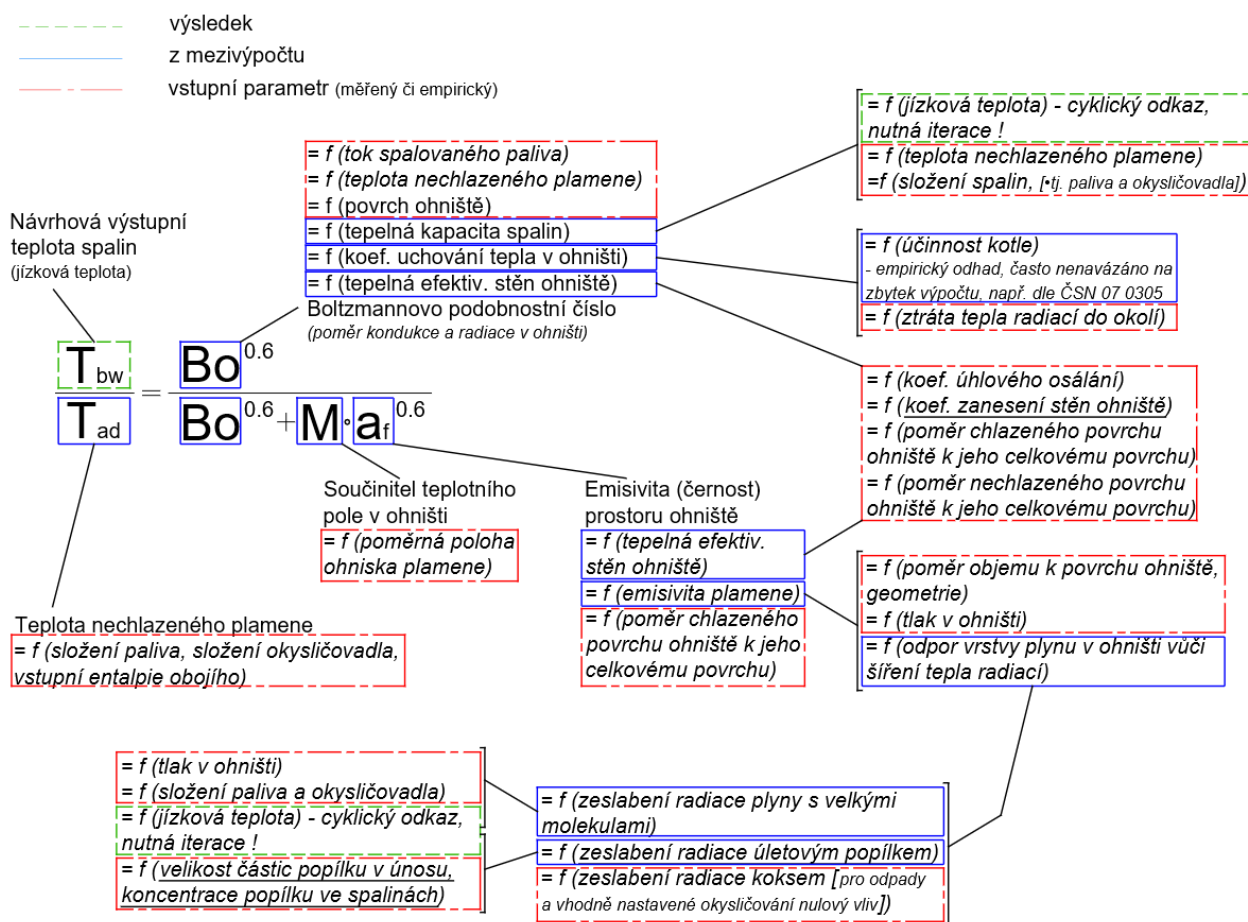
$$\frac{T_{bw}}{T_{ad}} = \frac{Bo^{0,6}}{M \cdot \alpha_f^{0,6} + Bo^{0,6}} \quad \#(1)$$

kde:

- T_{bw} [K] je nastavená a iteračně upřesňovaná teplota spalin na výstupu ze spalovací komory (označení z anglického „bridgewall temperature“; jindy uváděno jako FEGT („furnace exit gas temperature“), nebo v českém prostředí také označovaná a nazývaná jako T_{ok} – teplota ve výstupním okně ohniště, anebo nejčastěji jako „jízková teplota“)
- T_{ad} [K] je analyticky vypočtená adiabatická teplota plamene daného paliva
- Bo [–] je Boltzmannovo podobnostní číslo (závislé na T_{ad} a vyjadřující příspěvek záření k celkovému přenosu tepla ve spalovací komoře)
- M [–] empirický součinitel pozice plamene v ohništi
- α_f [–] charakteristická emisivita prostoru ohniště (občas označována také jako „černost“ ohniště)

Tato metoda je velmi vhodná pro různé typy spalovacích komor (s roštem, s hořákem, fluidní lože atd.) určené pro vyšší výkony, ale u spalovacích komor se středním a nízkým výkonem má tendenci ke

ztrátě přesnosti¹³. Kromě toho však ztrácí přesnost i změnou některých vlastností paliv, která jsou v navrhovaných zařízeních spalována. Mezi empirickými parametry, vstupujícími do návrhového výpočtu, jsou mimo jiné i hodnoty popisující charakteristické chování produkovaného úletového popílku. Jejich vztah k členům rovnice (1) schematicky znázorňuje obrázek 3.



Obrázek 3: Schematické znázornění vzájemných funkčních závislostí vstupních parametrů projekčního výpočtu dle rovnice 1 (identifikované zanášivé parametry jsou podtrženy)

Empirické parametry zanášení vstupující do standardního návrhového výpočtu a identifikované na obrázku 3 jsou pak detailněji popsány v tabulce 1.

Tabulka 1: Parametry popisující zanášivé chování popílku, vstupující do projekčního výpočtu dle rovnice (1)

Param.	Jednotka.	Popis	Ovlivněno (čím)	Ovlivňující (co)
μ	$\frac{g}{m^3_N}$	Koncentrace popílku ve spalinách	Obsah popela v palivu, Objem mokrych spalin	Charakteristická emisivita a_f
ξ	-	Součinitel znečištění stěny pece, nezaměňovat se součinitelem znečištění pro výměníky tepla – zde parametr popisuje vyšším číslem povrch s tendencí absorbovat více tepla	Zvláště z $\xi \in < 0,1; 0,4 >$ (tradiční hodnoty používané pro uhelné kotle)	Charakteristická emisivita a_f , Boltzmannovo číslo Bo
Z_c	hm. %	Popisuje ztrátu mechanickým nedopalem v palivu. Hořlaviny obsažené v unášeném popílkem mají tendenci měnit jeho zanášecí vlastnosti, pokud jsou zastoupeny v dostatečném procentu.	Obsah popela v palivu	Boltzmannovo číslo Bo

Popílek z některých neušlechtilých paliv a mixů vykazuje tak nízkou teplotu měknutí, že je třeba počítat se značným znečištěním i při teplotách nezbytných pro ekonomický provoz kotle. Zejména při spalování nebo spoluspalování travní biomasy se často vyskytuje popel s teplotou měknutí nižší než 700 °C¹⁵. Nánosové vrstvy, zabraňující přenosu tepla, však mohou vznikat i jinými procesy. Je možné se například setkat s frakcemi popílku, které mají tendenci tvořit nánosy převážně mechanickým vázáním.

2. Studie vlivu parametrů zanášení

Byla provedena studie vlivu parametrů uvedených v tabulce 1 zohledňujících vlastnosti produkovaného popílku, resp. zanášivé vlastnosti při spalování daného paliva na referenčním souboru dat získaných provozním měření na zařízení, spadajícím do výše definované kategorie „malých“, tj. lokálních spalovacích zařízení. Jako provozní měření je zde myšlen soubor kontinuálně snímaných veličin systému měření a regulace kotle, nezbytných pro automatický provoz jednotky ZEVO.

Hlavní nominální provozní a konstrukční parametry sledovaného zařízení ve trojici ustálených režimů provozu a srovnání vlivu umělé manipulace sledovaných proměnných s výsledkem rovnice (1) při standardních empirických hodnotách parametrů z tabulky 1 popisuje tabulka 2.

Tabulka 2: Referenční provozní a konstrukční parametry studovaného zařízení v ustálených režimech

Parametr	Popis	Hodnota	Jednotka
		Provozní stav 1 2 3	
Geometrie:	Rozměr spalovací komory	4,6 x 3 x 1,3	m
	Plocha roštu	5,16	m ²
	Sklon roštu	16	°
	Plocha výměn tepla	45,23	m ²
	Plocha vyzdívky	38,43	m ²
Spalovací	Primární/sekundární	Ano	-
Vzduch:	Přebytek vzduchu	2,25 1,78 1,49	-
	Recirkulace spalín	Ne	-
Palivo:	Druh paliva	Nemocniční odpad	-
	Výhřevnost (LHV)	15547 *	kJ/kg
	Průtok	352 319 303	kg/h
	Obsah vlhkosti	34	hm. %
	Obsah popelovin	6,0	hm. %
	Tepelný výkon	1,52 1,42 1,76	MW
Zanášení: (empirické hodnoty)	Koncentrace úletového popílku (μ)	1,84	g/m _N ³
	Součinitel zanesení stěn pece (ξ)	0,1 (vyzdívkované)	-
	Ztráta nedopalem (Z_C)	5,7	hm. %
	Střední velikost částice popílku (d_{cp})	20	μ m
Mezivýpočty:	Adiabatická teplota plamene (T_{ad})	1053,1 1263,8 1439,4	°C
	Boltzmannovo číslo (Bo)	19,0708	-
	Součinitel polohy plamene (M)	0,59	-
	Černost prostoru ohniště (a_f)	0,0434	-
Teploty:	Střední teplota v ohništi	990,4 955,3 969,0	°C
	Jízková teplota (T_{bw}) - měřená	927,6 936,4 1000,7	°C
	Jízková teplota (T_{bw}) - vypočtená	943,0 1084 1183,4	°C

* Návrhová hodnota kotle, založeno na předcházejícím hrubém rozboru složek zneškodňovaného odpadu

2.1. Metodika

Obrázek 3 (výše) znázorňuje vzájemné souvislosti parametrů kotlového ohniště, vstupující do projekčního výpočtu jízkové teploty v ohništi dle rovnice (1). Návrhový výpočet nového ohniště vyžaduje několikanásobnou iteraci výpočtu (implicitně vyjádřená rovnice s cyklickou závislostí hodnoty T_{bw} na sobě sama), kdy jsou mezi iteracemi prováděny změny v geometrii ohniště a na souvisejících teplosměnných plochách ¹⁰⁻¹⁴ – v tomto případě je však výpočet kontrolní, vázaný na existující referenční spalovací zařízení a zejména jeho fixní parametry, což iteraci omezuje pouze na nalezení řešení implicitní rovnice (1). Je použit výpočetní skript v prostředí *Matlab R2020b* pro nalezení řešení rovnice (1), při návrhových parametrech svázaných s referenčním zařízením (např. T_{ad} , geometrické parametry) v několika ustálených provozních stavech a parametrech doporučených dle literatury pro daný typ ohniště (např. M , d_{cp} , ξ , μ), a jeho srovnání s naměřenou jízkovou teplotou ze systému MaR („měření a regulace“) předmětného zařízení.

Definice pomocných výpočtů, vstupujících do řešení rovnice (1), je možné nalézt v odborné literatuře (např. ¹⁰⁻¹⁴) a z důvodu rozsahu článku zde nebudou uváděny.

Trojice referenčních stavů je následně použita jako základ citlivostní studie vlivu vybraných parametrů, spojených se zanášivými vlastnostmi popílku v proudu spalin, u kterých lze očekávat změnu hodnoty ve spojení se změnou použitého paliva, na výsledek rovnice (1).

Pro simulování referenčních stavů jsou použity bodové hodnoty odečtené ve třech různých dnech z řídicího systému ve chvíli, kdy bylo na zařízení sledováno předcházející alespoň půlhodinové držení měřené teploty v intervalu ± 10 °C, bez změn v nastavení regulovaných veličin.

Použité prvky MaR referenčního kotle:

- Měření teploty – Termočlánek do jímky, typ K, SenzoTemp PT22, třída přesnosti 2 dle EN 60584, deklarovaná odchylka $\pm (2,5 \text{ °C} + 0,0075 \times T)$. Měřicí jímka T_{bw} umístěna v hrdle výstupní příruby dohořivací komory.
- Měření průtoku – Nepřímé měření z rozdílu tlaků na Prandtlově sondě AirFlow AL-V650 T2A6, deklarovaná odchylka měření rychlosti $\pm (0,2 \text{ m/s} + 3 \text{ \% z měřené hodnoty})$. Měření průtoku spalovacího vzduchu umístěno na rovných úsecích výtlačku ventilátorů spalovacího vzduchu.
- Tlak v ohništi – Diferenční snímač tlaku SenzoDelta PRE-50G, deklarovaná odchylka $\pm 0,25 \text{ \%}$
- Dávkování paliva – Tenzometrická váha na vstupu do plnicího zařízení (deklarovaná odchylka $\pm 0,5 \text{ kg}$) + časový záznam o plnění, průměrováno za 1 hodinu

Geometrické parametry referenčního zařízení byly získány z provozní dokumentace zařízení, kterou není možné sdílet. Přebytek spalovacího vzduchu byl vyjádřen ze stechiometrie hoření vůči předpokládanému chemickému složení paliva – použito návrhové složení paliva u daného kotle, u odpadu však může být reálné složení v průběhu času výrazně kolísající.

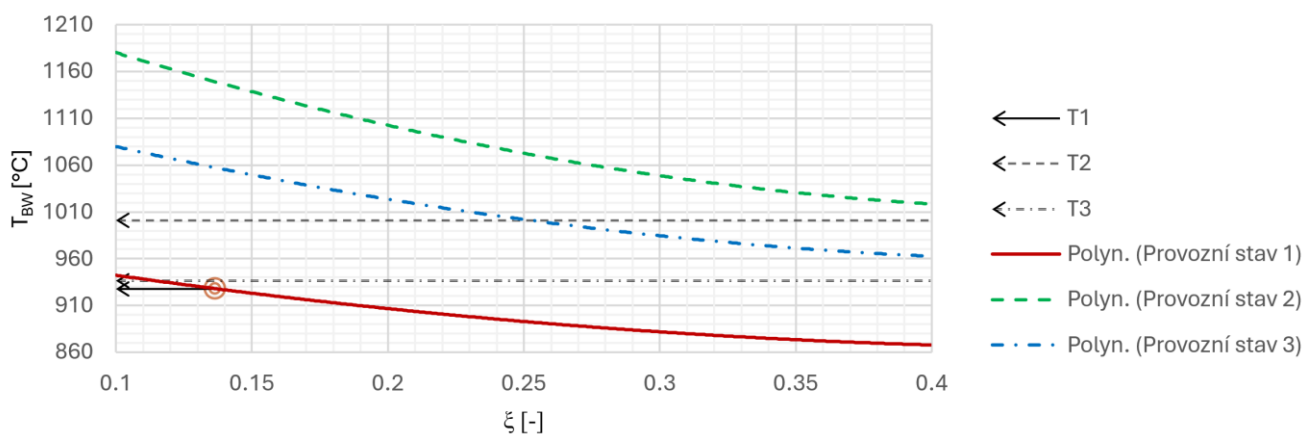
V našem případě je referenčním zařízením kotel spalující nemocniční odpad, který vzhledem ke své nebezpečné povaze neumožňuje rutinně provádět elementární rozboru svého složení ⁸. Pro odhad složení paliva, nutný při návrhovém výpočtu ohniště je k dispozici omezené množství elementárních rozborů výhřevného nemocničního odpadu v literatuře (např. ¹⁹), ale dle zaměření nemocnice či oblasti se mohou výrazně odlišovat. Je však možné provést alespoň hrubé zjištění hmotnostního zastoupení hlavních přípustných skupin materiálů ve spalované směsi (papír, plasty, kovy, ...) a nutná data jako je výhřevnost, bilance spalin, atd. odhadnout na základě váženého poměru složek (přístup např. dle ²⁰). Spolu s uvedenými nepřesnostmi jednotlivých prvků MaR to prakticky znamená, že níže diskutované výsledky je nutné považovat za nepřesné a zaměřit se pouze na informaci o poměrné velikosti změny jejich hodnot, nikoli samotné jejich číselné hodnoty.

2.2. Výsledky a diskuse

Hrubou citlivostní analýzou parametrů zanášení vstupujících do rovnice (1) v rozsahu technicky dosažitelných hodnot – tj. buď přímou manipulací se zkoumaným parametrem, nebo s charakteristikou paliva, která jej ovlivňuje – bylo zjištěno, že ani koncentrace popílku ve spalinách (μ), ani tepelné ztráty zbytkovou hořlavou látkou v něm obsaženou (Z_c) nemají tak významný vliv na změnu T_{bw} jaký má součinitel znečištění povrchu pece (ξ) v současné výpočtové struktuře. Teplotní rozdíly způsobené parametry μ a Z_c faktory byly zjištěny jako nepatrné za podmínek, které by mohly vést až k takovým stavům, jako jsou nepřijatelné emise. V případě ξ bylo vyčíslení provedeno přes interval literaturou doporučovaných přípustných hodnot pro různé druhy nechlazených vnitřních povrchů ohniště, v případě μ byl posuzován celý interval od předpokladu nulové koncentrace úletového popílku po plný proud, v případě Z_c potom vyčíslení proběhlo v intervalu voleném mezi kompletním vyhořením hořlaviny v palivu po zachování cca 1/3 hm.% hořlaviny v úletovém popílku. Vyčíslení je pak provedeno na každém z intervalů v minimálně 5 ekvidistantních bodech, při zachování všech ostatních neovlivněných parametrů na konstantní hodnotě. Zobrazené závislosti jsou proložením výsledků polynomy druhého stupně, s koeficientem determinace ve všech případech $R^2 > 99\%$.

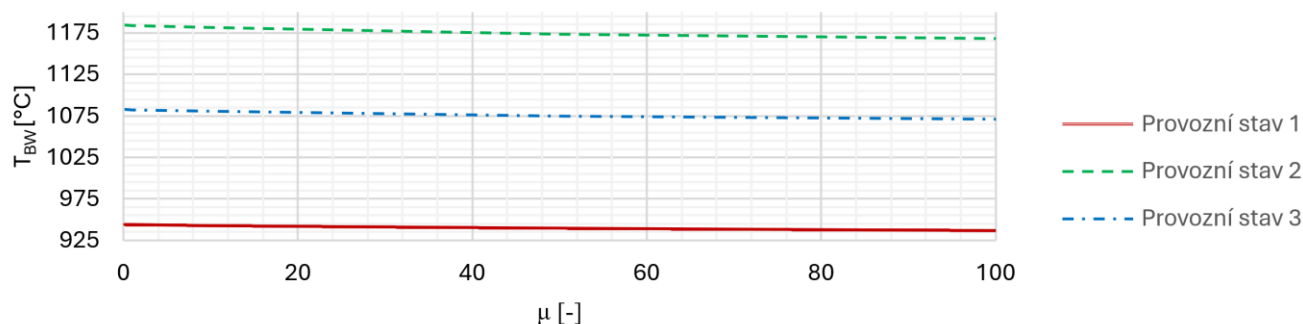
Popílký z různých paliv mají různé vlastnosti znečištění. Je proto zřejmé, že například vysoce znečišťující popílek ze spalování biomasy nebo popílek z určitých složek hořlavého pevného odpadu může vést k zanesení vnitřního prostředí ke změně skutečné hodnoty parametru ξ .

Obrázek 4 jasně ukazuje, že rozdíl v T_{bw} zjištěný ve studovaném ohništi je možné (pokud vynecháme další možné zdroje chyb) pokrýt – úplně, nebo z téměř úplně – změnou hodnoty návrhového parametru ξ . U referenčního provozního stavu 1 vychází plné pokrytí chyby změnou hodnoty ξ pro vnitřní povrch prostoru ohniště z 0,1 na 0,136, což je stále v mezích jeho přijatelných hodnot. U referenčních provozních stavů 2 a 3, charakteristických vyššími naměřenými hodnotami T_{bw} oproti stavu 1, je viditelné nedokonalé pokrytí odchylky i při uvažování hodnoty ξ na úrovni vodou chlazené stěny bez snížené účinnosti pokrývající kompletně celý povrch prostoru ohniště.



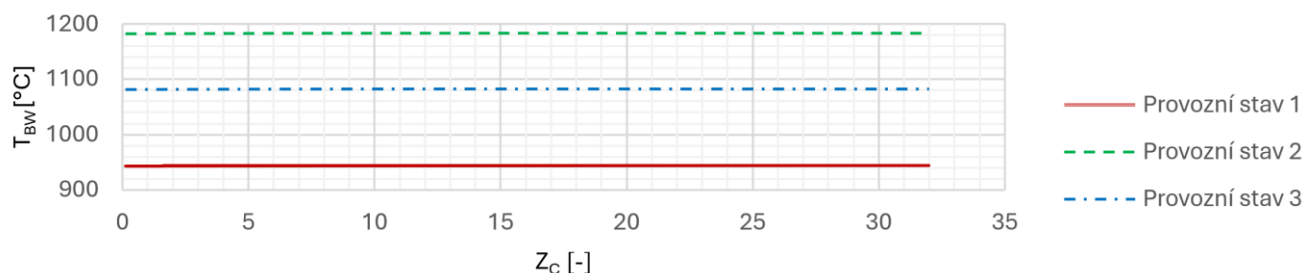
Obrázek 4: Závislost vypočtené jízkové teploty spalin na parametru ξ (součinitel zanesení stěny ohniště); T1-3 značí měřenou hodnotu T_{bw} pro daný referenční provozní stav

Z obrázku 5 je patrné, že současný výpočetní aparát pro spalovací komory není koncipován tak, aby se parametr koncentrace popílku ve spalinách μ nepromítal do spočtené jízkové teploty spalin mimo fyzikálně možný interval (tj. není možné, aby byl proud spalin reálně tvořen 100 % hmotou popílku, ačkoli zjednodušený model to dovoluje). Zároveň je ale patrná nízká závislost jízkové teploty na vlivu hodnoty této koncentrace a není tak možné pouze tímto parametrem vysvětlit zaznamenaný rozdíl v T_{bw} .



Obrázek 5: Závislost vypočtené jízkové teploty spalin na parametru μ (koncentrace úletového popílku ve spalinách)

Citlivost standardního projekčního výpočtu ohniště na parametru mechanického nedopalu Z_c je, jak ukazuje následující obrázek 6, prakticky nulová. Stechiometrie složek paliva a spalovacího vzduchu je totiž standardně sledována ve spalovacích výpočtech mimo samotný *Gurvičův* model, a to při posuzování toku, složení spalin a entalpie jimi nesené. Tyto hodnoty do rovnice (1) vstupují už jen jako teplota T_{ad} . Zároveň množství spalovaného paliva vstupující do výpočtu Bo je očištěno o nedopal a vyjadřuje reálně pálené množství. Do Bo se tak Z_c propisuje pouze okrajově v hodnotě odhadované termické účinnosti kotle.



Obrázek 6: Závislost vypočtené jízkové teploty spalin na parametru Z_c (mechanický nedopal)

Je nutno zdůraznit, že výše udané číselné hodnoty jsou platné pouze pro uskutečněnou případovou studii konkrétního ohniště. Obecné trendy prezentovaných závislostí a skutečnost, zda byl zaznamenán praktický vliv daného parametru, který může vysvětlovat odlišnost naměřených a vypočtených hodnot, však lze považovat za všeobecně platné.

Protože volba hodnoty Z_c má zanedbatelný vliv na přesnost výpočtu rovnice (1), je zřejmé, že pozornost je potřeba upřít na parametry ξ a μ , jejichž vliv na přesnost výpočtu rovnice (1) je znatelný. Oba tyto parametry přitom souvisí se zanášivostí spalin, tj. s velikostí a vlastnostmi částic unášeného úletového popílku v nich.

Provozní data z referenčního zařízení byly odečteny během běžného provozu, pro již znečištěné zařízení. Předmětné zařízení není vybaveno kontinuálním sledováním stavu zanesení vnitřního prostoru ohniště (možné sledovat vzhledem ke změnám teplotního pole, což popisuje např. článek ²¹), není tedy k dispozici soubor dat o odpovídajícím stavu zanesení spalovací komory a kotle.

3. Aparatura pro zjišťování zanášivosti spalin a dalších horkých proudů

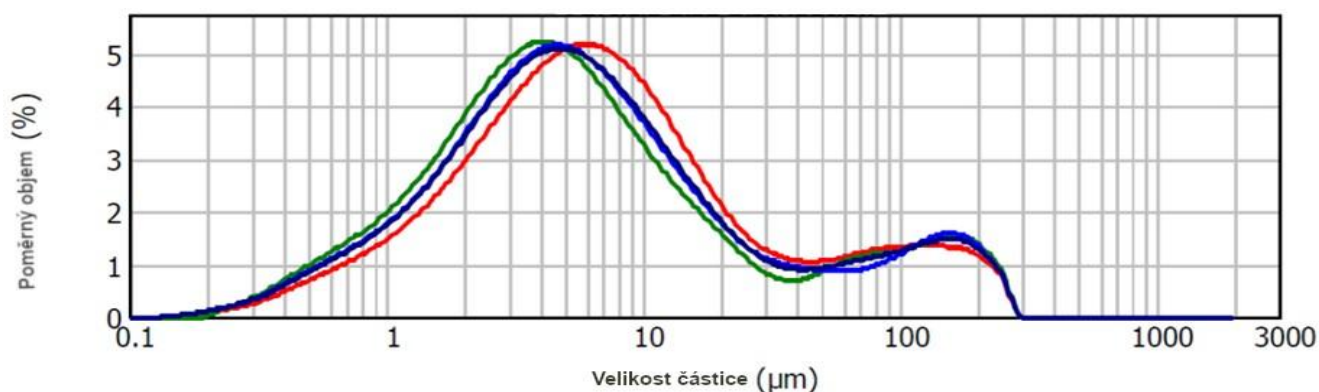
Doposud diskutované vlivy zanášivých parametrů byly uvažovány pouze v rozsahu domény samotné spalovací komory – tedy ohniště a případného prostoru membránové stěny kotle. Zásadním krokem při návrhu kotle je ale také návrh navazujících konvekčních teplosměnných ploch kotle a správná volba jejich základních geometrických parametrů. Tyto konvekční teplosměnné plochy jsou, stejně jako radiační membránová stěna, kontinuálně zanášeny úletovým popílkem⁹. Proměnlivá povaha zanášení vlivem úletového popílku produkovaného daným palivem vyžaduje zařízení, které inženýrům umožní předem a co nejpřesněji určit vlastnosti znečištění daného proudu spalin, aby bylo možné navrhnout vhodné povrchy pro výměnu tepla pro využití vyrobeného tepla. V případě aplikací provozovaných v podmínkách znečištění však obvykle není známo, která konkrétní geometrie bude odolná vůči znečištění a která bude fungovat spíše špatně. Míra a princip zanášení těchto teplosměnných svazků jsou pevně spjaty s chováním popílku produkovaného v předřazeném ohništi daného kotle, během vývoje a ranné aplikace tohoto zařízení proto byly zjištěny některé skutečnosti doplňující data popisovaná v předcházející kapitole.

Na obrázku 7 je znázorněna mobilní aparatura nedávno vyvinutá na pracovišti autorů tohoto článku pro zjišťování zanášivého chování spalin a horkých plynných proudů na různých geometriích teplosměnných ploch a pro získávání vzorků tvořících se nánosů. Bližší popis principu a konstrukce této aparatury je možné nalézt v předcházející publikaci autorů¹⁶.



Obrázek 7: Řez sestavou vyvinuté aparatury pro sledování zanášivých vlastností spalin a plynných proudů nesoucích zbytkové teplo (vlevo). Pohled na zanesený trubní svazek aparatury po krátkodobém sledování tvorby nánosů úletového popílku z již ochlazených spalin z dřevní biomasy (uprostřed) a z odpadního horkého plynného proudu cementárny (vpravo)

V rámci projektu, ve kterém byl aparát vyroben a ozkoušen, ani následujícího období, nebyl proveden žádný test na popílku z paliva srovnatelného s nemocničním odpadem. Byly však zaznamenány odchylky velikosti střední frakce částic úletového popílku v analyzovaných nánosech ze spalování paliva na bázi dřevní biomasy od standardních návrhových hodnot uvažovaných pro pevná paliva, což se může dále promítnout do procesu tvorby nánosů na konvekčních teplosměnných plochách²³, ale také má marginální dopad zpětně ve výše diskutovaném návrhovém výpočtu kotlového ohniště svým vlivem na velikost zeslabení radiačního tepelného toku v prostoru spalovací komory¹⁵.



Obrázek 8: Distribuce velikosti částic úletového popílku odebraného ze zařízení na spalování dřevní biomasy a komunálního odpadu (výsledky měření na trojici odebraných vzorků)

Velikost a distribuce velikosti částic úletového popílku ze spalovacího zařízení na směs dřevní štěpky a odpadu (odběr vzorků proveden při 100% spalování dřevní štěpky), byla zjišťována metodou laserové difrakce. Výsledky analýzy distribuce velikosti částic provedené na měřicím zařízení *Malvern Instruments Mastersizer 2000* jsou patrné níže z obrázku 8. Laserová difrakce odhalila dvě lokální maxima v zastoupení částic, první globální maximum okolo 5 μm, druhé mnohem méně výrazné lokální maximum okolo 170 μm.

Parametr d_{cp} [μm] je střední efektivní průměr částice popílku v úletu, do návrhu spalovací komory vstupuje během odhadu zeslabení radiačního tepelného toku v prostoru ohniště¹⁵. Při výpočtu se přitom dosud standardně používá empirická střední hodnota $d_{cp} = 20 \mu\text{m}$ ¹⁰ pro všechny druhy pevných paliv spalovaných na roštu. Tato hodnota vychází z historických analýz popílků ze spalování uhlí a jak je patrné z ukázky naměřených dat na obrázku 8, pro popílek ze současných odpadových paliv může mít zásadně odlišné hodnoty. Jelikož se jedná o specificky úletový popílek, může se na jeho odlišné velikosti střední frakce v odebraných vzorcích, mimo složení paliva, projevat i odlišné dávkování spalovacího vzduchu (značně vyšší poměr vzduchu je dávkován jako sekundární) a spojené změny v proudění odcházejících spalin – to je však opět rozdíl spojený s konstrukcí ohniště pro daný druh palivové směsi.

4. Závěr

Článek se zabývá problematikou tepelného návrhového výpočtu kotlového ohniště standardní, tzv. *Gurvičovou* metodou, a vlivu změn v empirických parametrech, popisujících zanášivé chování produkovaných spalin současných ohnišť spalujících alternativní odpadové palivové mixy a biomasu. Tato problematika v sobě odráží současný trend přechodu od uhelných paliv k alternativním pevným palivům majícím odlišné spalovací vlastnosti a vyžadujícím tak korekce v návrhovém výpočtu kotlového ohniště. Případová studie na datech z provozu referenčního zařízení na termické zpracování nemocničního odpadu s roštovou spalovací komorou o maximálním výkonu 1,8 MW a následující citlivostní analýza vlivu konkrétních zásadních identifikovaných parametrů výpočtové metody nachází možnost zpřesňující korekce zejména v parametru zanesení povrchu ohniště (ξ) a malý vliv pak v parametru koncentrace úletového popílku ve spalinách (μ), které ovlivňují radiační tok tepla ohništěm. Tyto parametry bude v budoucnu navíc prakticky možné zpřesňovat pomocí dat měřených s užitím vyvinuté mobilní testovací aparatury pro testování zanášivých vlastností spalin, kterou lze instalovat na provozované realizace kotlových ohnišť. Lepší porozumění vlivu volby hodnot koeficientu ξ pak takto může v budoucnu pomoci při návrhu nových kotlových ohnišť na alternativní paliva. Oba parametry jsou také spojené se střední hodnotou velikosti unášených částic popílku. Tato hodnota byla u popílku odebraného na zařízení spalujícím alternativní palivo laboratorně určena jako zásadně odlišná od dosud standardně doporučovaných výpočtových hodnot pro návrhový tepelný výpočet kotlových ohnišť. Testovací aparaturu je plánováno do budoucna využít na další dostupné popílky.

Poděkování

Části této práce vznikly za finanční podpory Technologické agentury České republiky v rámci výzkumného projektu č. TK05020076 „Vývoj mobilního testeru pro bezpečné a spolehlivé využití tepla ze znečišťujících spalín a generátoru amoniaku k jejich čištění“, GA VUT v rámci výzkumného projektu č. FSI-S-26-8968, projektu EU Strategické partnerství pro environmentální technologie a výrobu energie, financovaného jako projekt č. CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_026/0008413 z Operačního programu Výzkum, vývoj a vzdělávání České republiky. Dále patří díky firmě EVECO Brno s.r.o. za poskytnutí provozních dat z vybraných realizací.

Literatura

1. Ciupek, B., Frąckowiak, A.: *Review of Thermal Calculation Methods for Boilers - Perspectives on Thermal Optimization for Improving Ecological Parameters*. *Energies* 17, (2024). doi: 10.3390/en17246380
2. Yin, C., Li, S.: *Advancing grate-firing for greater environmental impacts and efficiency for decentralized biomass/wastes combustion*. *Energy Procedia* 120, s. 373 – 379, (2017). doi: 10.1016/j.egypro.2017.07.220
3. Obernberger, I.: *Decentralized biomass combustion: state of the art and future development*. *Biomass and Bioenergy* 14, s. 33 – 56 (1998). doi: 10.1016/s0961-9534(97)00034-2
4. Cyranka, M., Jurczyk, M.: *Energy recovery from municipal waste based on moving grate technology*. *Agricultural Engineering* 20, s. 23 – 33 (2016). doi: 10.1515/agriceng-2016-0003
5. Kalak, T.: *Potential Use of Industrial Biomass Waste as a Sustainable Energy Source in the Future*. *Energies* 16, (2023). doi: 10.3390/en16041783
6. EVO Planá - Energie z odpadu Táborska. <https://www.c-energy.cz/evo>, staženo 01.03.2026
7. Výstavba multipalivového kotle EU II. https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_VYS1268?lang=cs, staženo 01.03.2026
8. Neuwahl, F., Cusano, G., Gómez Benavides, J., Holbrook, S., Roudier, S.: *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Incineration: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control)*, EUR 29971 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-12993-6, doi: 10.2760/761437
9. Van Beek, M.C., Rindt, C.C.M., Wijers, J.G., Van Steenhoven, A.A.: *Analysis of Fouling in Refuse Waste Incinerators*. *Heat Transfer Engineering* 22, s. 22-31 (2001). doi: 10.1080/01457630117134
10. Vyhláška č. 415/2012 Sb. ze dne 30.11.2012 o přípustné úrovni znečišťování a jejím zjišťování a o provedení některých dalších ustanovení zákona o ochraně ovzduší. Sbirka zákonů 2012, částka 151
11. Obernberger, I., Brunner, T., Bärnthaler, G.: *Chemical properties of solid biofuels-significance and impact*. *Biomass and Bioenergy* 30, s. 973–982 (2006). doi: 10.1016/j.biombioe.2006.06.011
12. Basu, P., Kefa, C., Jestin, L.: *Boilers and Burners - Design and theory*. Springer, New York 2009. doi: 10.1007/978-1-4612-1250-8
13. Kakaç, S.: *Boilers, evaporators and condensers*. John Wiley & Sons, Hoboken 1991. doi: 10.5860/choice.30-0313
14. Zhang, Y., Li, Q., Zhou, H.: *Heat Transfer Calculation in Furnaces*. Theory and Calculation of Heat Transfer in Furnaces, s. 131–172 (2016). doi: 10.1016/b978-0-12-800966-6.00005-3.
15. Rutkowski, Ł., Szczygieł, I.: *Calculation of the furnace exit gas temperature of stoker fired boilers*. *Arch. Thermodyn.* 42, s. 3 – 24 (2021). doi: 10.24425/ather.2021.138107
16. Gurvic, A. M., Bloch, A. G.: О температуре топочного пространства. *Энергомашиностроение* 11 – 15 (1956).
17. Niessen, W. R.: *Combustion and Incineration Processes - Applications in Environmental Engineering*. Taylor and Francis Group, Boca Raton 2010. doi: 10.1201/EBK1439805039

18. Zabloudil, J., Jegla, Z., Daxner, J., Babička Fialová, D., Freisleben, V., Reppich, M.: *Construction of a Modular Device for Testing High-Temperature Flue-Gas Fouling in Waste-Heat Sources*. 30st Int. Conf. Engineering Mechanics 2024, s. 322 – 325 (2024). doi: 10.21495/em2024-322
19. Li. C., Jenq. F.: *Physical and Chemical Composition of Hospital Waste*. Infection Control and Hospital Epidemiology 3, s. 145 – 150 (1993). doi: 10.2307/30148478
20. Lin. X., Wang. F., Chi, Y., Huang, Q., Yan, J.: *A simple method for predicting the lower heating value of municipal solid waste in China based on wet physical composition*. Waste Management 36, s. 24 – 32 (2015). doi: 10.1016/j.wasman.2014.11.020
21. Zhang. S., Shen. G., An, L., Li, G.: *Ash fouling monitoring based on acoustic pyrometry in boiler furnaces*. Applied Thermal Engineering 84, s. 74 – 81 (2015). doi: 10.1016/j.applthermaleng.2015.03.019
22. ČSN 06 3090: *Zařízení pro termické odstraňování/zneškodňování a energetické využívání odpadů* (březen 2007).
23. Waclawiak, K., Kalisz, S.: *A Practical Numerical Approach for Prediction of Particulate Fouling in PC Boilers*, Fuel 97, s. 38 – 48 (2012) doi: 10.1016/j.fuel.2012.02.007

Influence of fly ash fouling properties on boiler furnace design for low-grade fuels based on waste and biomass

Jan ZABLOUDIL^a, Zdeněk JEGLA^a, Petr SKÁLA^b

^a Institute of Process Engineering, Faculty of Mechanical Engineering, Brno University of Technology; Technická 2; 616 69, Brno; Czech Republic, e-mail: 191771@vutbr.cz (Jan Zabloudil)

^b EVECO Brno, s.r.o., Hudcova 660/76d, Brno; Czech Republic

Summary

The article addresses the need to update empirical parameters used in boiler furnace design due to the transition from high-quality coal to lower-grade fuels such as combustible wastes and biomass. It focuses on the influence of three empirical parameters related to fly ash properties and fouling behaviour within the Gurchich furnace calculation method. A basic sensitivity study was performed on a real reference boiler by comparing calculated results with measured furnace outlet gas temperatures under several steady operating conditions. The results showed that adjusting the empirical furnace wall fouling parameter (ξ) can significantly reduce discrepancies between calculated and measured values. The paper also presents a newly developed experimental device for evaluating fly ash fouling effects on convective heat exchanger surfaces, which has been tested with biomass fuels.

Keywords: waste-to-energy plant, grate waste incineration, grate firing of biomass, furnace design, furnace exit gas temperature, solid waste fuels, fly ash and particulate fouling

Srovnávací hodnocení životního cyklu obalových systémů pracích prostředků: Analýza dopadu šesti komerčních formátů na životní prostředí na evropském trhu

Roman KOVÁŘ^a, Vladimír KOČÍ^{a,b}

^a Ústav designu, Fakulta architektury ČVUT Praha, Thákurova 9, 166 34 Praha 6 – Dejvice, e-mail: kovarro2@fa.cvut.cz

^b Ústav udržitelnosti a produktové ekologie, Fakulta technologie ochrany prostředí, VŠCHT Praha, Jankovcova 23, 170 00 Praha 7, e-mail: vlad.koci@vscht.cz

Souhrn

Tato studie prezentuje srovnávací hodnocení životního cyklu (LCA) šesti komerčně dostupných formátů obalů pracích prostředků na evropském trhu se zaměřením na environmentální dopady samotných obalových systémů. Hodnoceny byly následující formáty: prací prášek v kartonovém obalu, tekutý detergent v HDPE lahvi, koncentrovaný tekutý detergent v LDPE/PET refill sáčku, kapsle v PP obalu, kapsle v kartonovém obalu a prací listy v LDPE obalu. Studie byla provedena v souladu s normami ISO 14040 a ISO 14044 s využitím databáze Ecoinvent 3.10 a metody ReCiPe 2016 midpoint (H). Funkční jednotkou byl jeden standardní prací cyklus pro 4 – 5 kg prádla. Výsledky ukazují významné rozdíly mezi jednotlivými formáty z hlediska spotřeby materiálu i dopadů na životní prostředí. Nejnižší environmentální zátěž vykázaly prací listy, které dosáhly hodnoty 1,967 g CO₂ ekv. na jednu dávku, což představuje snížení dopadu na změnu klimatu o 73,6 % ve srovnání s tekutým detergentem v HDPE lahvi. Nízké dopady byly zaznamenány rovněž u kapslí v kartonovém obalu a koncentrovaných refill systémů. Naopak nejvyšší dopady vykázaly tekuté detergenty v pevných plastových lahvích. Analýza životního cyklu potvrdila dominantní vliv těžby a výroby primárních materiálů obalů, zatímco vysoká míra recyklace kartonových obalů významně snižovala výsledné environmentální zatížení. Studie potvrzuje, že dematerializace obalů, vysoká koncentrace produktu a využití recyklovatelných materiálů představují účinné strategie pro snižování environmentálních dopadů detergentních obalových systémů. Výsledky současně ukazují, že nové formáty, zejména prací listy, mohou představovat významný příspěvek k naplňování cílů evropské politiky oběhového hospodářství a regulace obalových odpadů.

Klíčová slova: LCA, obaly, detergenty, prací prášek, prací koncentrát, prací kapsle, prací listy

1. Úvod

Odvětví domácích čisticích prostředků významně přispívá k celosvětovému množství odpadu z obalů; samotné prací prostředky představují ročně miliony tun plastových a kartonových obalů¹. V Evropské unii se každoročně provádí přibližně 3,5 miliardy pracích cyklů² a environmentální zátěž spojená s obaly pracích prostředků se stala kritickým problémem v kontextu přechodu na oběhové hospodářství³. Trh s pracími prostředky diverzifikoval od tradičních práškových přípravků v kartonových krabicích až po tekuté prací prostředky, koncentrované přípravky, kapsle s jednotkovou dávkou a nejnověji rozpustné prací listy^{4,5}. Každý formát má odlišné požadavky na balení s různými dopady na spotřebu materiálu a scénáře konce životnosti⁴. EU stanovila ambiciózní cíle pro snížení množství odpadu z obalů a zavedení oběhového hospodářství, včetně požadavku, aby všechny obaly byly do roku 2030 recyklovatelné nebo opakovaně použitelné^{6,7}. Posuzování životního cyklu (LCA), standardizované podle norem ISO 14040 a 14044, poskytuje systematický rámec pro kvantifikaci dopadů produktů na životní prostředí^{8,9}. Ačkoli se četné studie LCA zabývaly pracími prostředky, většina se zaměřuje na složení produktu, nikoli na obalové systémy^{10,11}, a mnoho vzniklo před nástupem novějších formátů, jako jsou prací listy¹². Tato studie provádí komplexní srovnávací LCA šesti formátů balení pracích prostředků dostupných na evropském trhu v souladu s ISO 14040/14044, s funkční jednotkou jednoho pracího cyklu.

2. Materiály a metody

2.1. Návrh a rozsah studie

Tato studie použila metodiku srovnávacího LCA v souladu s normami ISO 14040:2006 a ISO 14044:2006^{8,9} k vyhodnocení environmentální výkonnosti šesti formátů obalů pracích prostředků dostupných na evropském trhu. Analýza zahrnuje celý životní cyklus obalových systémů od těžby surovin přes výrobu, distribuci, použití spotřebiteli až po nakládání s odpady. Studie se zaměřuje konkrétně na dopady obalů na životní prostředí a nezahrnuje chemické složení samotných pracích prostředků^{10,11,13}.





2.2. Funkční jednotka a hranice systému

Funkční jednotka je definována jako „jeden standardní prací cyklus pro 4–5 kg prádla se středním stupněm znečištění v evropské HE pračce“¹⁴. Hranice systému zahrnují primární obal, sekundární obal a uzavírací systémy; fáze výroby, přepravy a nakládání s odpady. Fáze používání (provoz pracího cyklu) byla vyloučena, protože je u všech formátů identická.

2.3. Výběr a kategorizace produktů

Bylo vybráno šest formátů: (1) prací prášek v kartonových krabicích; (2) tekutý detergent v HDPE lahvích; (3) refill sáčky s tekutým koncentrovaným detergentem; (4) kapsle v pevných plastových obalech; (5) kapsle v kartonových obalech; (6) prací listy v LDPE fóliových obalech. Produkty byly zakoupeny v září–listopadu 2025 v prodejně DM v Praze.

Přehled porovnávaných pracích prostředků – primární obaly

		
(1) Prací prášek Ariel Aquapuder + Ultra OXI Effect Primární obal: karton 70 dávek / obal	(2) Tekutý prací prostředek Persil Color Gel XXL Primární obal: láhev HDPE Uzávěr: PP 66 dávek / obal	(3) Tekutý konc. prací prostředek Denkmit Primární obal: pouch pack LDPE/PET Uzávěr: PP 23 dávek / obal
		
(4) Detergent ve formě kapslí Persil Universal 4in1 Discs Primární obal: PP + papír 26 dávek / obal	(5) Detergent ve formě kapslí Denkmit Primární obal: karton 22 dávek / obal	(6) Prací papírky Dr. Beckmann Magic Leaves – Colour Protect Primární obal: LDPE 20 dávek / obal

Obrázek 1: Reprezentativní produkty vybrané pro analýzu obalů v pěti kategoriích prostředků.

2.4. Měření poměru obalu k dávce

Poměr obalu k dávce byl stanoven systematickým měřením všech součástí obalu. Kompletní balení bylo zváženo kalibrovanou analytickou vahou ($\pm 0,01$ g) a byla stanovena hmotnost obalu na dávku vydělením celkové hmotnosti obalu počtem dávek. Zveřejněné průmyslové údaje potvrzují konzistentně hmotnost pracích listů přibližně 3 g/list^{15,16,17}, hmotnost dávky prášku 30–85 g¹⁸, tekutého detergentu 37 – 75 g¹⁹ a kapslí 15 – 20 g na kapsli²⁰.

2.5. Metodika posuzování životního cyklu

Údaje LCI pro obalové materiály byly získány z databáze Ecoinvent 3.10²¹. Scénáře přepravy předpokládaly 500 km od výrobního závodu k distribučnímu centru a 150 km k maloobchodní prodejně²². Scénáře konce životnosti byly modelovány dle dat Eurostatu²³: míra recyklace 85 % pro lepenku, 40 % pro HDPE lahve, 25 % pro flexibilní plasty, 35 % pro smíšené tvrdé plasty a 70 % pro papírové obaly. Dopady byly posouzeny metodikou ReCiPe 2016 midpoint (H) v1.1²⁴ v softwaru SimaPro 9.5²⁵, Monte Carlo simulací (1 000 iterací).

2.6. Statistická analýza

K testování statisticky významných rozdílů byla použita jednosměrná ANOVA s Tukeyho post-hoc testem ($\alpha = 0,05$). Veškeré statistické analýzy byly provedeny v programu R verze 4.3.2²⁶.

3. Výsledky

3.1. Analýza poměru obalu k dávce

Poměr obalu k dávce se mezi formáty výrazně lišil. Prací listy vykazovaly nejnižší poměr 0,7 g LDPE + 0,93 g kartonu na dávku, následované kapslemi Persil (3,3 g PP/papír). Tradiční prací prášky vykazovaly 6,8 g kartonu, tekuté detergenty 2,4 g HDPE/PP + 4 g karton.

Tabulka 1: Hmotnost obalu na jednu dávku pracího prostředku v pěti kategoriích formátů.

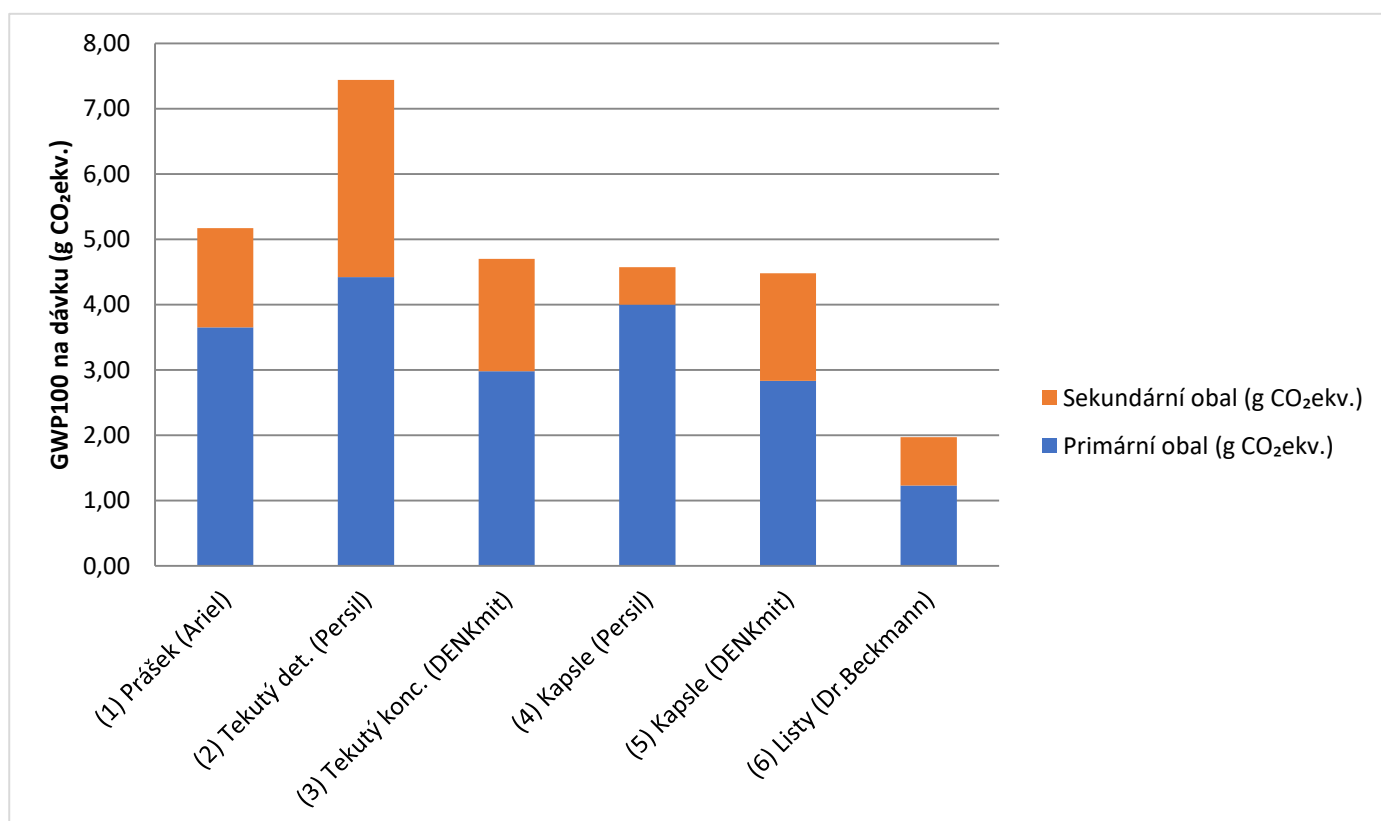
Vstupní data – Naměřené hmotnosti a materiály obalů					
Formát	Značka	Primární obal / dávka (g)	Materiál primární obal / dávka	Sekundární obal / dávka (g)	Materiál sekundární obal / dávka
Prášek	(1) Ariel	4,8	Karton	2	Karton
Tekutý detergent	(2) Persil	2,4	HDPE+PP	4	Karton
Tekutý koncentrát	(3) DENKmit	1,2	PET+PP	2,3	Karton
Kapsle	(4) Persil	2,53	PP+Papír	0,5	PP
Kapsle	(5) DENKmit	3,7	Karton	2,2	Karton
Listy	(6) Dr.Beckmann	0,7	PE	0,93	Karton

3.2. Dopad na změnu klimatu v průběhu životního cyklu

Prací listy (6) Dr.Beckmann vykazovaly nejnižší dopad na klima 1,967 g CO₂ ekv. na dávku, což představuje 73,6% snížení ve srovnání s tekutým detergentem Persil (7,436 g CO₂ ekv. na dávku).

Tabulka 2: Dopad na změnu klimatu (GWP100) obalů pracích prostředků na jednu dávku praní (g CO₂ ekv)

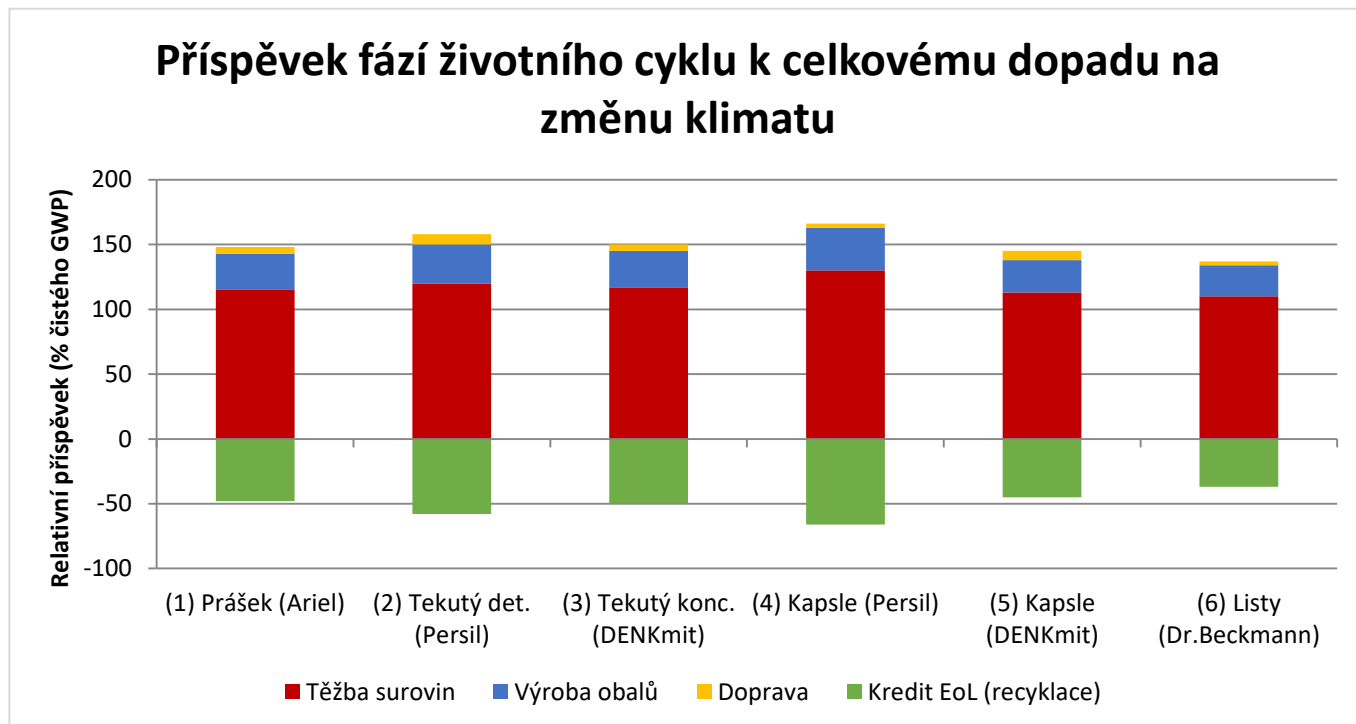
Formát	Značka	Primární obal (g CO ₂ ekv./dávku)	Sekundární obal (g CO ₂ ekv./dávku)	Celkem (g CO ₂ ekv./dávku)	Snížení vs. tekutý (%)
Prášek	(1) Ariel	3,648	1,520	5,168	-30,5 %
Tekutý detergent	(2) Persil	4,396	3,040	7,436	referenční
Tekutý koncentrát	(3) DENKmit	2,950	1,748	4,698	-36,8 %
Kapsle	(4) Persil	3,987	0,580	4,567	-38,6 %
Kapsle	(5) DENKmit	2,812	1,672	4,484	-39,7 %
Listy	(6) Dr.Beckmann	1,260	0,707	1,967	-73,6 %



Obrázek 2: Celkový dopad na změnu klimatu během životního cyklu (g CO₂ ekv. na dávku) u pěti formátů balení pracích prostředků.

3.3. Analýza příspěvku jednotlivých fází životního cyklu

U všech formátů představovaly těžba a zpracování surovin dominantní faktor (110–130 % celkových emisí před odečtením kreditů EoL). Výrobní procesy přispěly 25–32 %, doprava a nakládání s odpady 5 – 8 % a –40 až –67 %. Kartonové obaly ((1)Ariel, (5) DENKmit kapsle) s mírou recyklace 85 % poskytly recyklační kredity kompenzující 47 – 67 % emisí z výroby.



Obrázek 3. Procentuální příspěvek fází životního cyklu k celkovému dopadu na změnu klimatu u každého formátu obalu pracího prostředku.

Tabulka 3: Dopady na životní prostředí v průběhu životního cyklu v různých kategoriích dopadů (na jednu dávku praní, metoda ReCiPe 2016 midpoint H).

Formát (Značka)	Fosilní zdroje (g rop. ekv.)	Spotřeba vody (ml/dávku)	Okyselení půdy (mg SO ₂ ekv.)	Eutrof. sl. voda (mg P ekv.)	Eutrof. moře (mg N ekv.)	Toxicita člověka (mg 1,4-DCB ekv.)	Ekotoxická (mg 1,4-DCB ekv.)
(1) Prášek (Ariel)	3,12	4,8	28,4	2,1	1,8	42,1	18,6
(2) Tekutý det. (Persil)	5,84	9,2	46,2	3,5	3,1	68,3	29,4
(3) Koncentrát tekutý (DENKmit)	3,68	5,6	32,1	2,4	2,1	48,7	21,2
(4) Kapsle (Persil)	4,21	5,0	35,8	2,7	2,3	52,4	22,8
(5) Kapsle (DENKmit)	3,04	4,3	27,6	2,0	1,7	40,2	17,5
(6) Listy (Dr.Beckmann)	1,42	2,1	12,8	0,9	0,8	18,6	8,1

3.4. Další kategorie dopadů na životní prostředí

Ve většině kategorií dopadů vykazovaly listy (6) Dr.Beckmann nejnižší zátěž pro životní prostředí. Výjimku tvoří ekotoxicita sladké vody, kde polyetylenový obal generoval relativně vyšší dopad než kartonové alternativy

4. Diskuse

4.1. Hlavní zjištění a interpretace

Prací listy (6) (Dr.Beckmann) dosáhly 76% snížení hmotnosti obalu na dávku (1,63 g oproti 6,80 g u (1) tradičního prášku). Dopad na změnu klimatu o 73,6% nižší ve srovnání s ((2) tekutým detergentem Persil). (6) Prací listy se ukázaly výhodnější i v porovnání s konvenčními formáty. Tato výhoda vyplývá z minimalistického obalu v kombinaci s ultra koncentrovaným složením. Tekuté koncentráty ((5) DENKmit, 4,698 g CO₂ ekv.) vykazovaly střední výkonnost, kapsle paradoxní výsledky: kapsle DENKmit v kartonu (4,484 g CO₂ ekv.) dosáhly dobrých výsledků, zatímco (4) kapsle Persil v PP (4,567 g CO₂ ekv.) vykazovaly vyšší dopad navzdory strategii opakovaného použití sekundárního obalu. Výběr materiálu – uhlíková intenzita výroby nového plastu – může převážít výhody snížení hmotnosti obalu.

4.2. Srovnání s existující literaturou a výběr materiálu

Poměry obalu k dávce se přiměřeně shodují s hodnotami A.I.S.E.^{2,18}. Naše naměřené dopady na klima jsou nižší než hodnoty Golsteijn et al.¹³ (0,010 – 0,015 kg CO₂ekv./dávku pro rok 2015), což naznačuje pokrok díky inovacím v obalech a zvýšení míry recyklace. Obaly na bázi lepenky vykazovaly nižší dopady (emise při výrobě lepenky 0,70 kg CO₂ekv./kg, recyklace 85 %); obaly z nového polypropylenu naopak vyšší dopad (1,7 kg CO₂ekv./kg PP). Snížení dopadu o 73,6 % u (6) pracích listů^{12,15,17} naznačuje, že formát listů představuje skutečnou inovaci v oblasti udržitelnosti, nikoli postupné zlepšení.

4.3. Dopady na politiku a průmysl

Nařízení PPWR^{6,7} stanoví závazné cíle pro snížení množství odpadu. Naše výsledky ukazují, že inovace formátu (ultra koncentrované prací listy) mohou podstatně přispět k těmto cílům. Pro výrobce: dematerializace a nahrazování materiálů by měly probíhat současně. Spotřebitelé: koncentrované formáty obecně nezaručují nízký dopad – rozdíly v rámci kategorií jsou značné (0,0025 – 0,0092 kg CO₂ekv. pro kapsle), proto je nezbytné standardizované označování ekologické stopy^{27,28}.

4.4. Omezení studie a potřeby budoucího výzkumu

Studie použila screeningový přístup LCA s publikovanými emisními faktory; nezahrnuje chemické složení produktů (20 – 40 % celkového dopadu^{10,11}), je omezena na český trh a předpokládá idealizované scénáře recyklace. Budoucí výzkum by měl provést komplexní LCA úrovně 2 zahrnující složení produktů a longitudinální sledování přijímání trhu.

5. Závěr

Srovnávací LCA pěti formátů obalů pracích prostředků dostupných na evropském trhu ukazuje, že prací listy (6) Dr.Beckmann dosáhly nejnižšího environmentálního dopadu ve všech hlavních kategoriích – 73,6% snížení dopadu na klima oproti tekutému detergentu (2) Persil. Výsledky potvrzují, že výběr obalového materiálu a míra koncentrace produktu jsou klíčovými determinanty udržitelnosti obalů pracích prostředků.

Poděkování

Příspěvek vzniknul díky institucionální podpoře FA ČVUT a VŠCHT Praha.

Literatura

- 1 European Commission: Packaging waste. Environment. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/packaging-waste_en, staženo 2. 3. 2026.
- 2 A.I.S.E.: Compaction of household laundry detergents factsheet. International Association for Soaps, Detergents and Maintenance Products, Brusel 2019. <https://aise.eu/app/uploads/2024/04/Compaction-AISE-factsheet-2019.pdf>, staženo 2. 3. 2026.
- 3 European Parliament: New EU rules to reduce, reuse and recycle packaging. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20240419IPR20589>, staženo 8. 3. 2026.
- 4 Expert Market Research: Europe laundry detergents market size & share. <https://www.expertmarketresearch.com/reports/europe-laundry-detergents-market>, staženo 5. 3. 2026.
- 5 Market Data Forecast: Europe laundry detergents market size, share & growth, 2033. <https://www.marketdataforecast.com/market-reports/europe-laundry-detergents-market>, staženo 8. 3. 2026.
- 6 European Union: Regulation (EU) 2025/40 on packaging and packaging waste (PPWR). Official Journal of the European Union. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/packaging-waste/packaging-packaging-waste-regulation_en, staženo 10. 3. 2026.
- 7 EUR-Lex: Packaging and packaging waste (from 2026). <https://eur-lex.europa.eu/EN/legal-content/summary/packaging-and-packaging-waste-from-2026.html>, staženo 11. 3. 2026.
- 8 ISO Standard 14040:2006: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- 9 ISO Standard 14044:2006: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines.
- 10 van Hoof G., Schowanek D., Feijtel T. C. J.: Tenside Surf. Det. 40, 266 (2003).
- 11 Stamminger R., Elschenbroich A., Rummeler B., Broil G.: Hauswirtschaft Wiss. 55, 31 (2007).
- 12 Golsteijn L., Menkveld R., King H., Schneider C., Schowanek D., Nissen S.: Environ. Sci. Eur. 27, 23 (2015). doi: 10.1186/s12302-015-0055-4.
- 13 HeySunday: Greenest laundry detergent: Sheets vs liquid vs pods. <https://www.heySunday.com/blogs/learn/greenest-laundry-detergent>, staženo 11. 3. 2026.
- 14 A.I.S.E.: Consumers' understanding and washing & cleaning habits at home – Summary report. International Association for Soaps, Detergents and Maintenance Products, Brusel 2025. https://aise.eu/app/uploads/2025_AISE-consumer-research_report-summary.pdf, staženo 11. 3. 2026.
- 15 HeySunday: Greenest laundry detergent: Sheets vs liquid vs pods. <https://www.heySunday.com/blog/greenest-laundry-detergent>, staženo 16. 3. 2026.
- 16 Packaging Dive: Refills and plastic alternatives offer a fresh spin on laundry detergent packaging. <https://www.packagingdive.com/news/laundry-detergent-packaging-sheet-pod-refill/708729/>, staženo 16. 3. 2026.
- 17 InPlasticFree: Plastic free laundry detergent: We tested 9 non toxic options. <https://www.implasticfree.com/plastic-free-laundry-detergent/>, staženo 16. 3. 2026.
- 18 A.I.S.E.: Compaction of household laundry detergents factsheet. (Viz citace č. 2.)
- 19 A.I.S.E.: Consumers' understanding and washing & cleaning habits at home. (Viz citace č. 25.)
- 20 Packaging Dive: Refills and plastic alternatives. (Viz citace č. 28.)

- 21 Ecoinvent: Ecoinvent database v3.10. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich 2024. <https://ecoinvent.org/ecoinvent-v3-10/>, staženo 16. 3. 2026.
- 22 European Commission: Study on the average distances travelled by goods vehicles in the EU. Directorate-General for Mobility and Transport, Brusel 2019.
- 23 Eurostat: Packaging waste statistics. European Commission, Brusel 2024. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Packaging_waste_statistics, staženo 18. 3. 2026.
- 24 Huijbregts M. A. J., Steinmann Z. J. N., Elshout P. M. F., Stam G., Verones F., Vieira M., Zijp M., Hollander A., van Zelm R.: *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 138 (2017). doi: 10.1007/s11367-016-1246-y.
- 25 PRé Sustainability: SimaPro 9.5 LCA software. Amersfoort, Netherlands 2024. <https://simapro.com/>, staženo 20. 3. 2026.
- 26 R Core Team: R: A language and environment for statistical computing, Version 4.3.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna 2023. <https://www.R-project.org/>, staženo 20. 3. 2026.
- 27 European Commission: Product Environmental Footprint (PEF). https://environment.ec.europa.eu/topics/circular-economy/green-claims/product-environmental-footprint_en, staženo 3. 4. 2026.

Comparative Life Cycle Assessment of Detergent Packaging Systems: Analysis of the Environmental Impact of Six Commercial Formats on the European Market

Roman KOVÁŘ^a, Vladimír KOČÍ^{a,b}

^a České vysoké učení technické v Praze, Fakulta architektury, Thákurova 9, 166 34 Praha 6 – Dejvice, Czech Republic, e-mail: kovarro2@cvut.cz

^b Ústav udržitelnosti a produktové ekologie, VŠCHT Praha, Jankovcova 23, 170 00 Praha 7, Czech Republic, e-mail: vlad.koci@vscht.cz

Summary

This study presents a comparative Life Cycle Assessment (LCA) of six commercially available laundry detergent packaging formats on the European market, focusing specifically on the environmental impacts associated with packaging systems. The assessed formats included: laundry powder in cardboard packaging, liquid detergent in an HDPE bottle, concentrated liquid detergent in an LDPE/PET refill pouch, detergent capsules in PP packaging, detergent capsules in cardboard packaging, and laundry detergent sheets in LDPE packaging. The study was conducted in accordance with ISO 14040 and ISO 14044 standards using the Ecoinvent 3.10 database and the ReCiPe 2016 midpoint (H) method. The functional unit was defined as one standard washing cycle for 4 – 5 kg of laundry.

The results revealed substantial differences among the evaluated packaging formats in terms of material consumption and environmental impacts. Laundry detergent sheets demonstrated the lowest environmental burden, achieving a climate change impact of 1.967 g CO₂ eq. per washing dose, representing a 73.6% reduction compared to liquid detergent in an HDPE bottle. Low environmental impacts were also observed for cardboard-based capsule packaging and concentrated refill systems. In contrast, liquid detergents packaged in rigid plastic bottles showed the highest impacts across most categories. The life cycle analysis confirmed that raw material extraction and packaging material production represented the dominant contributors to environmental impacts, while high recycling rates of cardboard packaging significantly reduced the final environmental burden.

The study confirms that packaging dematerialisation, product concentration, and the use of recyclable materials are effective strategies for reducing the environmental impacts of detergent packaging systems. The findings further indicate that emerging formats, particularly laundry detergent sheets, may contribute significantly to the objectives of European circular economy policies and packaging waste reduction strategies.

Keywords: LCA, packaging, detergents, laundry detergent powder, laundry detergent concentrate, laundry detergent capsules, laundry detergent sheets

Evaluation of the state of recycling of photovoltaic panels and batteries in the context of the circular economy in five European countries

Vilém GABRHEL^a, Lenka WIMMEROVÁ^a, Olga ŠOLCOVÁ^b

^a Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamýcká 129, 165 00 Praha - Suchbátka, Czech Republic,

^b Institute of Chemical Process Fundamentals of the CAS, Rozvojová 135, 165 02 Praha, Czech Republic,

e-mail: gabrhel@fzp.czu.cz; wimmerova@fzp.czu.cz; solcova@icpf.cas.cz

Summary

The aim of the study was to evaluate the status and development of recycling performance in selected European countries with a focus on photovoltaic panels (PV) and batteries within the context of the circular economy. The analysis is based on Eurostat data for five European countries: Belgium, the Czech Republic, the Netherlands, Germany, and Poland. The most comprehensive data tracking for photovoltaic panels and batteries focused on the recent five-year span from 2019 to 2023, while patents and investments in circular economy sectors were analysed based on data from 2017 to 2021. Monitoring was conducted on the recycling rates of electrical and electronic waste, material flows, processing capacities for PV panels and batteries, as well as socio-economic factors such as employment within the circular economy sectors. In the field of PV panels and batteries for the monitored variables, Germany was the dominant country in terms of the reported amount of waste. Only limited information regarding the processing capacities of batteries and PV panels was typically available, and this data was often specific to individual companies. Employment in circular economy sectors in the EU has been growing for a long time, with the Czech Republic and Poland accounting for the highest share of total employment, while Belgium and the Netherlands showed lower shares.

Keywords: circular economy, photovoltaic panels, batteries, recycling, employment, Eurostat

Introduction

The circular economy (CE) is a broad term and can be represented by up to 221 definitions¹. For example, the circular economy is: 1. 'an industrial system that is restorative or regenerative by intention and design'² or 2. 'a regenerative system in which resource input and waste, emission, and energy leakage are minimized by slowing, closing, and narrowing material and energy loops, which is achieved through long-lasting design, maintenance, repair, reuse, remanufacturing, refurbishing, and recycling'³. The circular economy is associated with sustainable development. In the field of circular economy, photovoltaic panels and batteries belong to the area of technical cycle² or waste management¹, depending on the CE definition applied. Due to the expected increase in PV installations, the subsequent need for energy storage, and the pressure for e-mobility, a significant rise in the volume of end-of-life PV panels and batteries is anticipated⁴.

Monitored Countries and Data Sources

The following five European countries were selected for the study: Belgium, the Czech Republic, the Netherlands, Germany, and Poland. According to the EPI (Environmental Performance Index) report, Belgium, the Netherlands and Germany belong to the category of "Global West" countries, while Poland and the Czech Republic are categorized as countries of 'Eastern Europe'⁵. Poland was selected because it is geographically closest to the Czech Republic, while the other countries were chosen for their strong

performance in circular economy and waste management. While Germany has been listed as a CE leader in general, Belgium and the Netherlands have been consistent leaders in waste management for many years⁶.

This study utilized Eurostat data, focusing on datasets concerning recycling and waste processing, particularly those related to photovoltaic (PV) panels and batteries. For batteries, only the recycling dataset was used, even though data on the recycling input fractions were also available. The reason for that was the fact that this dataset exists only for batteries but not for PV panels. Socio-economic data, the relationship between employment in the circular economy sectors, and data related to patents and investments into recycling, reuse, and repair in waste management sectors were obtained from Eurostat, the data package dedicated to the circular economy. To ensure the use of the most recent data, the Eurostat library was accessed in this study⁷. Data visualization was conducted using the Highcharter library in RStudio (Posit, USA)⁸. Thus, the goal of the data analysis was to select the most recently published data and the most current and relevant five-year period for comparability across years. However, data from other institutions such as the United Nations Environmental Programme (UNEP) or the Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) were also sought⁹, but due to insufficient data or a lack of updates, these data were not used in this study. Waste recycling/processing capacities for photovoltaic panels and batteries, and reports from organizations related to the issue of handling photovoltaic panels and batteries were searched across selected countries using internet search engines or information was obtained from responsible state institutions if these companies are obliged to report this data. Legislative documents issued by the EU were accessed through the Eurlex website. Specific information regarding recycling capacities in the Czech Republic was obtained via direct communication with the Ministry of Environment.

Results and Discussion

The most recent five-year span for photovoltaic panels and batteries individually covers 2019–2023, with 2023 marking the latest published year. Moreover, certain values for 2023 were indicated as provisional. The indicator '*Recycling rate of waste of electrical and electronic equipment (WEEE) separately collected*', which is calculated as the proportion of WEEE waste that is recycled or reused out of the total amount of WEEE waste collected, showed that in the five-year average (2019–2023), Belgium scored 74.5%, the Czech Republic 92.7%, the Netherlands 73.56%, Germany 85.64% and Poland 85.42%¹⁰. Over the observed five-year period, recycling rates increased in Belgium, the Netherlands and Poland. The recycling rate in Germany fluctuated by several percentage points.

Photovoltaic (PV) panels

Eurostat's data does not indicate which specific types of PV panels it covers. Over 2.5 million tons of photovoltaic panels were placed on the market in Germany during the 2019–2023 period (the minimum of 272 thousand tons in 2019, the maximum of 802 thousand tons in 2023). Among the five selected countries, the Czech Republic had the lowest values. In total across all monitored years, it was 109 thousand tons, while for 2019, the lowest value was reported at 2.5 thousand tons. In descending order of the reported values, these were Germany, the Netherlands, Poland, Belgium and the Czech Republic. Notably, most waste PV panels from the Netherlands were processed abroad, but within the EU (95 – 100%). However, the overall development over time shows progress for the Netherlands in the processing of waste PV panels on its territory. The lowest values of PV panel waste treatment in a foreign country are reported by Poland, which, according to the data, processed all the waste generated on its territory. Belgium reported that most photovoltaic panels were processed on its territory with a range of 64 – 99% over the set five-year period. In 2019 and 2021, Czechia processed 100% of waste on its territory. In other years, the share of processed waste in its territory ranged from 24% to 57%. It is not clear whether Germany processes waste panels outside its territory, as such data is not available. Information on the processing of photovoltaic panels in non-EU countries is not available for Germany, other countries report zero (although the meaning of zero is not clearly interpretable). Due to higher values outside the range of values of other countries reported for Germany, Germany was excluded from the chart for clarity, and the

values are described in the text. The lowest amount of recycling for Germany was reported in 2019 with the value of 12 thousand tons, while the maximum was reported for 2022 with a value of 15.2 thousand tons. In other years, the values ranged from 13.3 to 14.4 thousand tons.

The graph below shows the reported amount of recycled PV panels (**Figure 1**). Belgium and Poland reported the highest value of recycling in 2021 within the five-year period, for the country. The conversion of the number of recycled PV panels per capita, commonly used in waste, was not a suitable solution for displaying these data, due to the relatively low reported values of PV recycling in relation to the number of inhabitants.

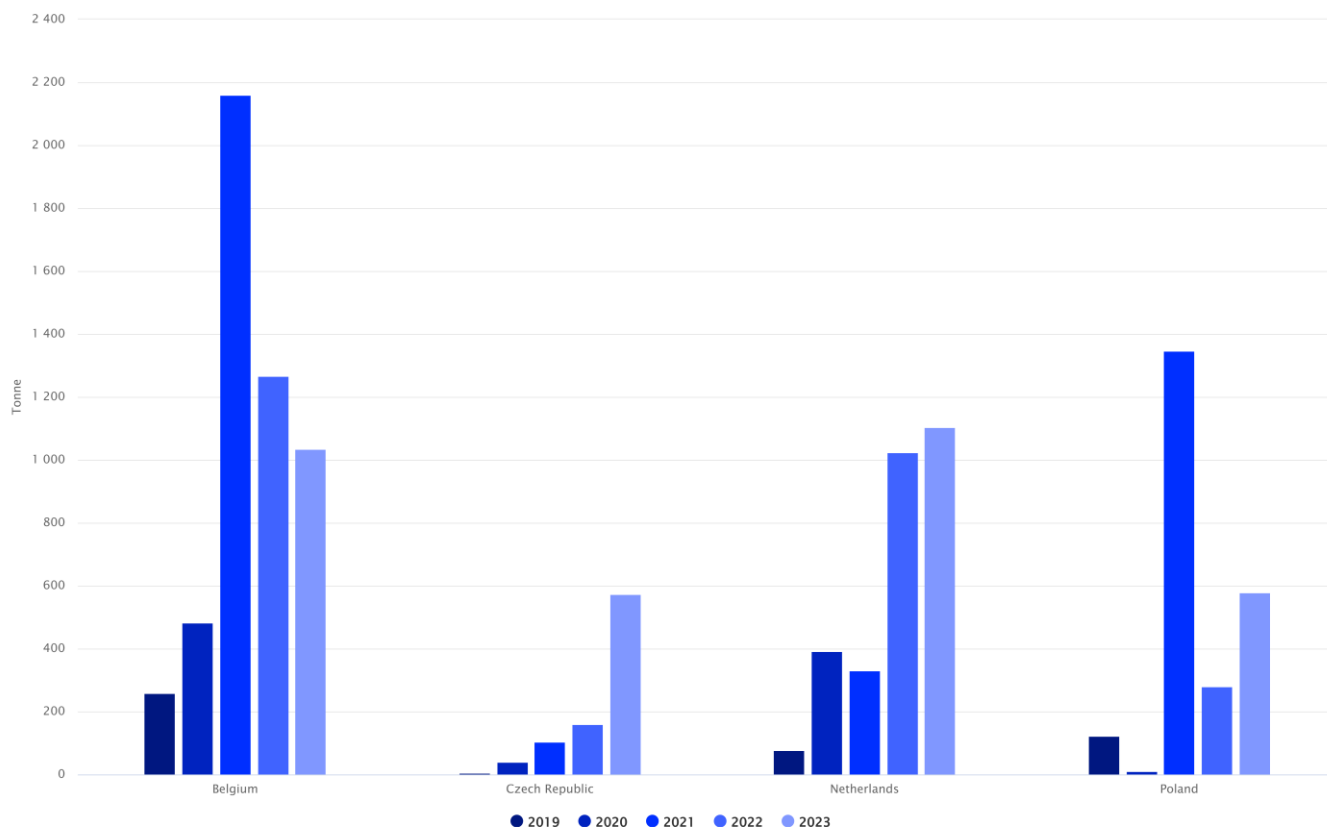


Figure 1: The reported amount (tonnes per year) of recycled PV panels in the 2019–2023 period in Belgium, the Czech Republic, the Netherlands and Poland (Note: colours, chronologically from dark to light, represent a specific year; data source: Eurostat¹¹)

The following details were found about PV processing procedures and available recycling capacities:

Belgium: Approx. 1,464 tonnes of photovoltaic panels are processed in Belgium¹². The traced capacity for processing electrical waste is 60 tonnes/day¹³.

Czech Republic: The capacity of lines processing photovoltaic panels is approximately 5,000 tonnes per year^{14,15}.

The Netherlands: Panels can be processed as part of their reuse. No specific recycling capacity was identified^{16–19}.

Germany: The recycling capacity of PV panels is at least 20–60 thousand tonnes per year²⁰.

Poland: The capacity for processing photovoltaic panels is 2,000 tonnes per year²¹.

Unfortunately, in the Eurostat data there is no information available about the types of PV panels. Thus, it was not possible to identify which PV panels are most frequently collected as well as recycled. In addition to the information on the number of PV panels placed on the market, it would be advisable to also collect data on the number of installed solar panels, including information on panels that were damaged during installation. Currently, Eurostat data do not specify how PV panels are processed or

which types are most or least commonly loaded. Moreover, the information on the recycling or processing capacities of PV panels or batteries for individual countries is not unified (often such information depends on whether the company itself publishes such information). It would be advantageous if such data were available within a single data portal (e.g., in the form of values for individual EU countries). This information could help monitor how processing or recycling capacity changes over time, whether it increases, decreases, or remains unchanged.

Batteries

Four types of batteries were available as follows: Cadmium batteries, Ni-Cd batteries, Lead batteries, and other batteries and accumulators. Data were available as the annual state sum of the amount of input fractions and of batteries processed. Over the entire observed five-year period, Lead batteries were the most represented across countries (81.76 – 99.06%). The second most represented type of batteries was the category of other batteries and accumulators, with the range of 0.50 – 16.54%. The least represented were Ni-Cd batteries (0.20 – 1.70%). Lead batteries were the most recycled in the Czech Republic, while other batteries and accumulators together with Ni-Cd batteries were the most recycled in the Netherlands (**Figure 2**). The dataset also contained the variables 'Cadmium content of batteries' and 'Lead content of batteries'. Cadmium content from Ni-Cd batteries varied from the minimum 1.1% to maximum 37%, ascending by the share values: Poland 1.1 – 1.9%, the Czech Republic 6.9 – 7.1%, Germany 13.8 – 19.2%, Belgium 14.7 – 21.7%, and the Netherlands 36.9 – 37%. The lead content from Lead batteries for the Netherlands for each year corresponded to the share of 65%. For other countries, the share was in the range of 85 – 93%. According to the available literature, it is known that the typical value of lead weight in lead acid batteries is 65%²², while the nickel content in Ni-Cd batteries (AB5 type) is between 15 – 20%²³.

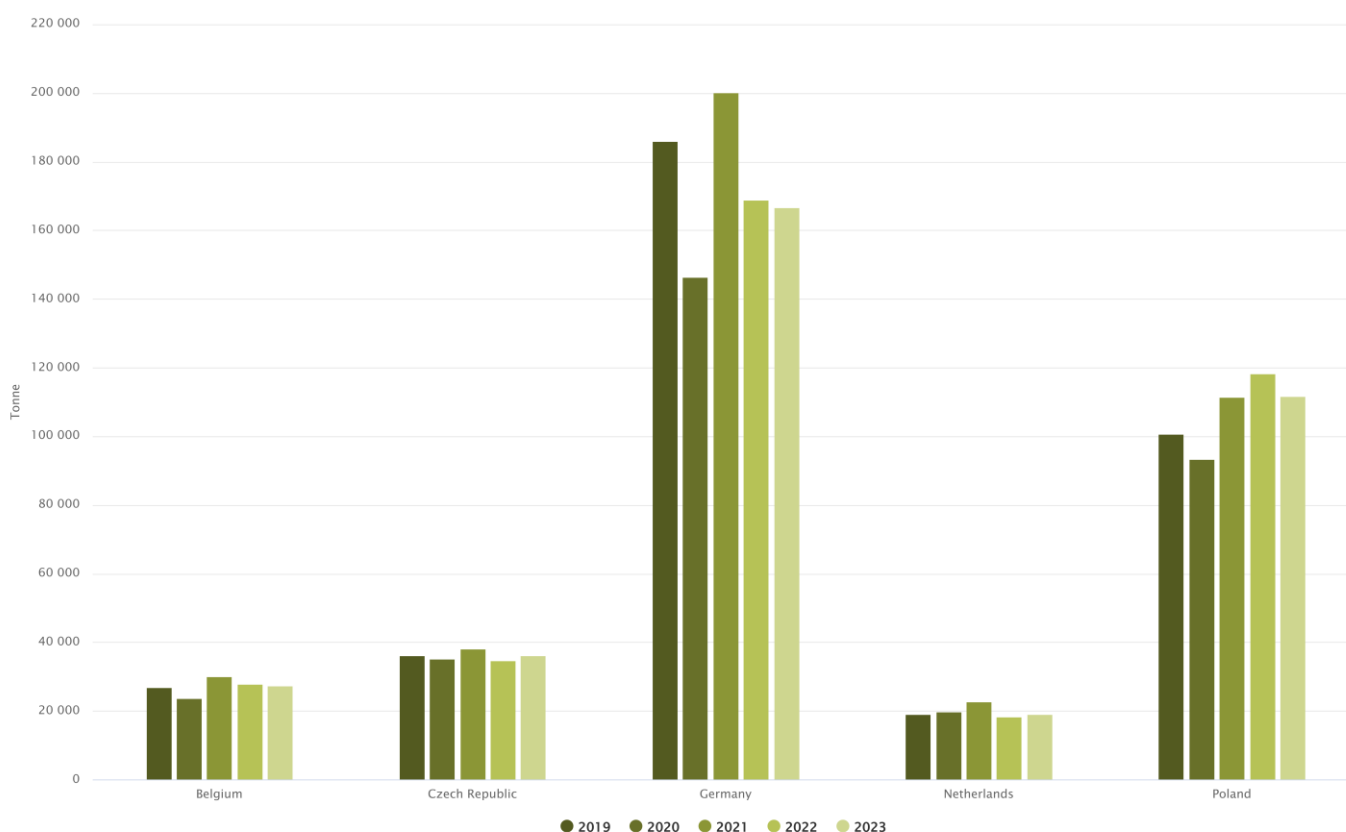


Figure 2: The total sum of recycled batteries (Ni-Cd batteries, other batteries and accumulators, and Lead batteries) in the 2019–2023 period in Belgium, the Czech Republic, Germany, the Netherlands and Poland (Note: Note: colours, chronologically from dark to light, represent a specific year; data source: Eurostat²⁴)

The following information was found about the available battery processing capacities:

Belgium: Processing capacity, specifically for lithium batteries is 7,000 tonnes/year²⁵.

Czech Republic: Information on the processing capacity was not found.

The Netherlands: Processing capacity, specifically for lithium batteries is up to 10,000 tonnes/year²⁶.

Germany: The processing capacity for lithium batteries is approx. 100,000 tonnes per year²⁷.

Poland: Processing capacity, specifically for lithium batteries is approx. 30,000 tonnes/year^{28,29}.

The Eurostat data was only available as the summary values. Thus, it was not possible to determine the amount of lithium battery waste and its management, as such data is not available, although the lithium batteries are often cited as central to the CE^{30–32}. Lithium, battery-grade nickel, and the silicon metal have been also identified as essential as well as strategic raw materials in the EU³³. It is likely that these data will become available in the coming years. Especially because of the new legislative requirement, which states that information on lithium batteries should be collected³⁴. So far it is known that details about lithium battery processing are anticipated to be released in 2028. Another drawback of the currently reported data lies in the time gap, which is mentioned in the metadata of datasets^{35,36}.

Socio-economic data

The share of employment in circular economy sectors in Europe has been growing for a long time³⁷. The total values for the EU (27 countries as of 2020) ranged from 4.4 to 4.7 million people employed in circular economy sectors (full time equivalent – FTE workers) over the observed five-year period.

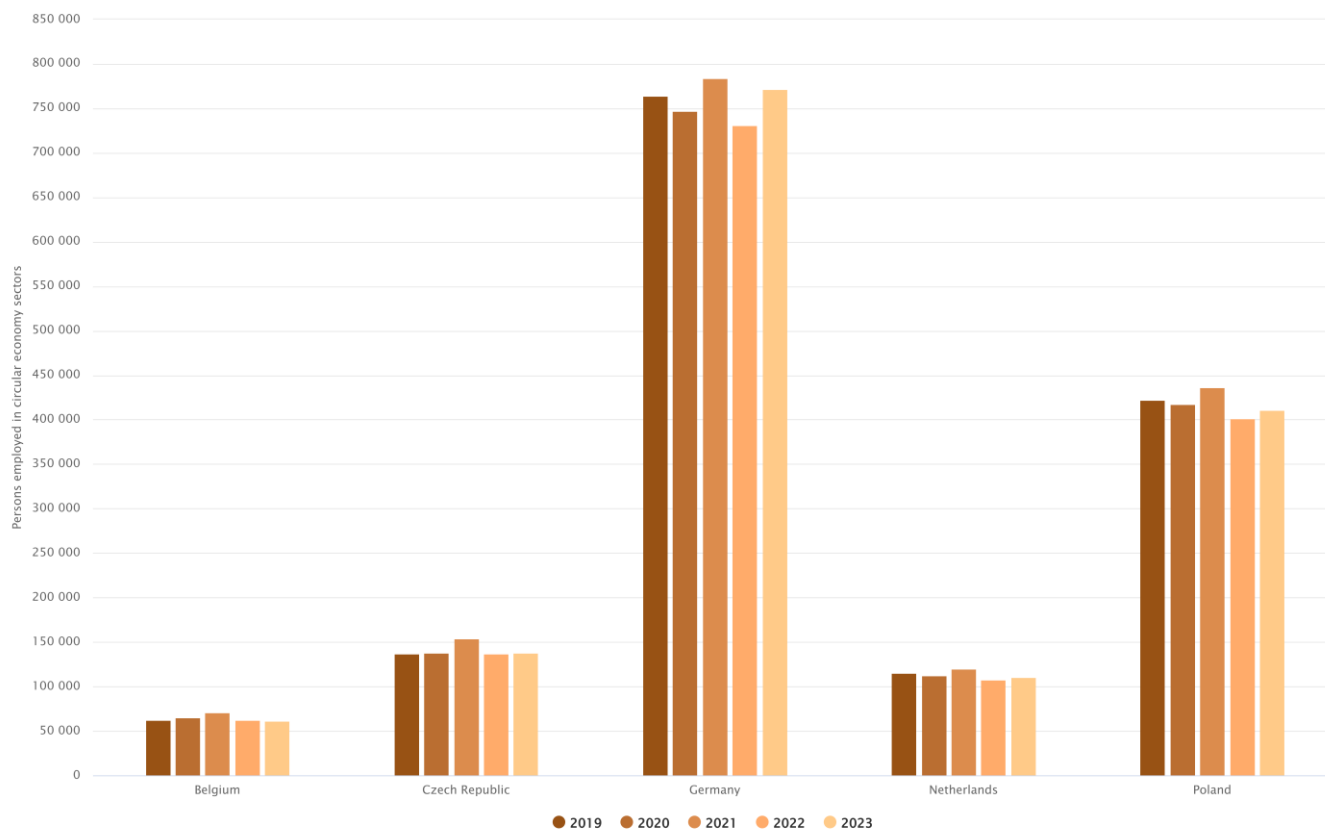


Figure 3: FTE persons employed in the CE sectors in the 2019–2023 period in Belgium, the Czech Republic, Germany, the Netherlands and Poland (Note: colours, chronologically from dark to light, represent a specific year; data source: Eurostat³⁸)

Between 2021 and 2022, the largest changes in the numbers were recorded³⁸, while the highest value was reported in 2021 (4.7 million FTE workers). The following year (2022), EU reported only 4.2 million

FTE workers. The countries, ranked in descending order according to the percentage of persons employed in circular economy sectors in relation to total employment over the five-year period was as follows: the Czech Republic 2.6 – 2.9%, Poland 2.3 – 2.5%, Germany 1.6 – 1.7%, Belgium 1.2 – 1.4% and the Netherlands 1.1 – 1.2%³⁸ (Figure 3).

The relationship between the number of relevant patents (i.e., patents are related to recycling and secondary raw materials) and the FTE number of people employed in CE sectors was analysed. The specific CE sectors in the dataset included the recycling sector, the repair and reuse sectors, the rental and leasing sectors. The dataset on investments was also available for these identical CE sectors. In this case, the most recent five-year period with complete data was 2017–2021 (Figure 4). The five-year average of the investment in ascending order by country was as follows: the Czech Republic €1,605 million, Poland €3,700 million, Belgium €6,954 million, the Netherlands €9,607 million, and Germany €34,417 million³⁹.

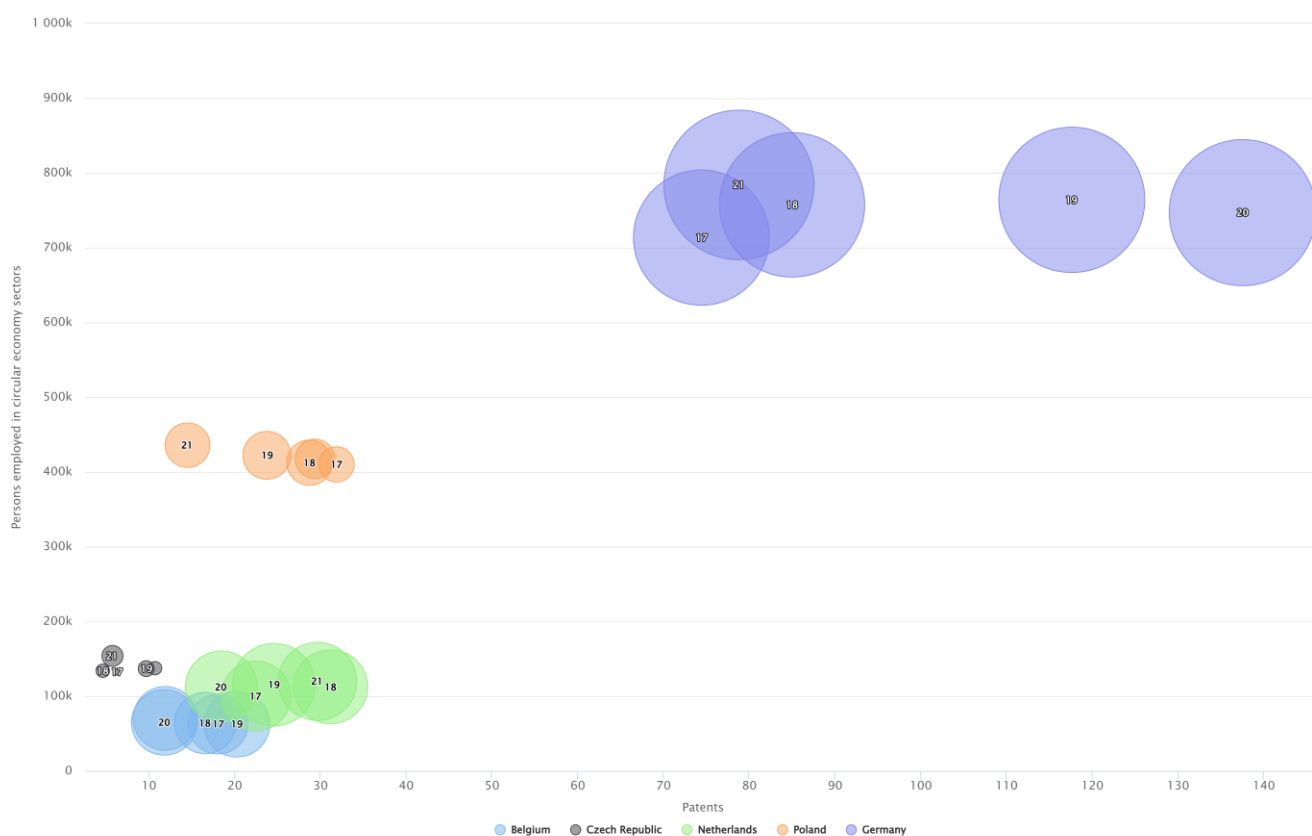


Figure 4: The relationship between the number of patents issued and the FTE people employed in CE sectors in the 2017 – 2021 period in Belgium, the Czech Republic, Germany, the Netherlands and Poland (Note: The centre of the bubble represents a point where these two values intersect; the diameter of the bubble increases with the increased amount of investment; the centre of each bubble displays the reported year, showing only its last two digits; data source: Eurostat^{38–40})

Conclusions

The evaluation of photovoltaic (PV) panel and battery recycling in Belgium, the Czech Republic, the Netherlands, Germany, and Poland showed that the transition toward the circular economy in these technical product streams is progressing but remains uneven across countries. Differences generally reflect national waste management systems and recycling infrastructure. For electronic waste, recycling

rates over 2019–2023 indicated generally effective collection and recycling frameworks, though stability and consistency differed among observed countries.

In the case of PV panels, large disparities were observed in quantities placed on the market and in end-of-life treatment. Germany dominated in absolute volumes of PV panels introduced, while the Czech Republic reported the lowest values. Several countries rely partly on cross-border treatment of PV waste within the EU, most notably the Netherlands, although the gradual increase in domestic processing was also observed. The major limitation of this study is the absence of harmonized data on PV panel types, treatment pathways, and unified reporting of recycling capacities, which constrains cross-country comparison as well as long-term capacity planning. For batteries, Lead batteries overwhelmingly dominated the recycling streams in all countries, while other battery types, e.g., Ni-Cd batteries, represented only minor shares. Available Eurostat data consist solely of aggregated values, which does not assist in the identification of lithium battery waste flows and their management, despite their growing relevance for circular economy and critical raw material security. This represents a significant data gap for batteries. From the socio-economic perspective, employment in circular economy sectors remains highest in relative terms in the Czech Republic and Poland, whereas investment volumes and patent activity are strongly concentrated in the Western European countries, especially Germany. This indicates that while some Eastern European countries show higher workforce intensity in circular economy activities, financial and innovation capacities are still unevenly distributed across EU.

Overall, the findings highlight the need for more detailed, harmonized, and forward-looking data on PV panels and batteries, including panel types, installed capacities, lithium battery flows, and harmonized information on available recycling infrastructure. Improved data integration at the EU level would support better monitoring of circular economy performance and facilitate strategic planning for the management of critical raw materials.

Acknowledgement

The research work was co-financed by the project BIOCIRKL (no. TN02000044) supported from the state budget by the Czech Recovery Plan (NPO) and the Technology Agency of the Czech Republic (TAČR) within the National Centres of Competence Programme.

References

- 1 Kirchherr J., Yang N.H.N., Schulze-Spüntrup F., Heerink M.J., Hartley K. (2023). Conceptualizing the Circular Economy (Revisited): An Analysis of 221 Definitions. *Resour., Conserv. Recycl.* 194:107001. doi:10.1016/j.resconrec.2023.107001
- 2 Ellen MacArthur Foundation (2013). Towards the Circular Economy. Vol. 1. <https://content.ellenmacarthurfoundation.org/m/27265af68f11ef30/original/Towards-the-circular-economy-Vol-1.pdf>
- 3 Geissdoerfer M., Savaget P., Bocken N.M.P., Hultink E.J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *J. Cleaner Prod.* 143:757-768. doi:10.1016/j.jclepro.2016.12.048
- 4 Kastanaki E. (2025). Dynamic assessment of photovoltaic waste streams in the EU-27 countries under the circular economy principles of 'Reduce, Reuse and Recycle.' *Resour., Conserv. Recycl.* 214:108033. doi:10.1016/j.resconrec.2024.108033
- 5 Yale University (2024). Environmental Performance Index 2024. <https://epi.yale.edu/downloads/2024-epi-report-20250106.pdf>
- 6 Castillo-Díaz F.J., Belmonte-Ureña L.J., Diáñez-Martínez F., Camacho-Ferre F. (2024). Challenges and perspectives of the circular economy in the European Union: A comparative analysis of the member states. *Ecological Economics* 224:108294. doi:10.1016/j.ecolecon.2024.108294
- 7 Lahti L., Huovari J., Kainu M., Biecek P. (2017). Retrieval and Analysis of Eurostat Open Data with the Eurostat Package. *The R Journal* 9(1):385. doi:10.32614/RJ-2017-019

- 8 Kunst J. (2022). Highcharter: A Wrapper for the 'Highcharts' Library. <https://jkunst.com/highcharter/>, <https://github.com/jbkunst/highcharter>
- 9 OECD Data Explorer (2025). [https://data-explorer.oecd.org/vis?pg=0&bp=true&snb=5&lc=en&tm=weee&df\[ds\]=dsDisseminateFinalDMZ&df\[dj\]=DSD_EWASTE%40DF_EWASTE&df\[ag\]=OECD.ENV.EPI&df\[vs\]=1.0&dq=AUS.A..T.GEN&pd=2010%2C&to\[TIME_PERIOD\]=false](https://data-explorer.oecd.org/vis?pg=0&bp=true&snb=5&lc=en&tm=weee&df[ds]=dsDisseminateFinalDMZ&df[dj]=DSD_EWASTE%40DF_EWASTE&df[ag]=OECD.ENV.EPI&df[vs]=1.0&dq=AUS.A..T.GEN&pd=2010%2C&to[TIME_PERIOD]=false)
- 10 Eurostat dataset: cei_wm060. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/cei_wm060__custom_19869946/default/table
- 11 Eurostat dataset: env_waseleeos. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_waseleeos__custom_19608799/default/table
- 12 PV Cycle (2024). PVC Belgium Annual Report 2024. <https://pvcycle.be/en/annual-reports/2024-annual-report>
- 13 PV Cycle (2018). BNE Trading & Recycling – Investing in local sustainable recycling. <https://pvcycle.be/en/news/bne-trading-recycling-investing-in-local-sustainable-recycling>
- 14 Dekonta (2025). Recyklace solárních panelů. <https://www.dekonta.cz/cs/recyklace-solarnich-panelu/>
- 15 TECHNOWORLD (2025). Přední zpracovatel solárních panelů v České republice a držitel certifikace WEEELABEX. <https://www.technoworld.cz/#zpracovani>
- 16 Lijzen J., Heens F., Dekker E., van Bodegraven M., Hof M. (2024). *Recycling of Solar Panels. Comparison of Scenarios for a More Circular and Safe Product Chain*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. doi:10.21945/RIVM-2023-0442
- 17 Weee Netherlands (2025). Reuse of electrical appliances for circular economy. <https://www.weee.nl/en/reuse-of-electrical-appliances>
- 18 NL Times (2025). Solar panel recycling faces major hurdles in the Netherlands. <https://nltimes.nl/2025/05/05/solar-panel-recycling-faces-major-hurdles-netherlands>
- 19 TNO (2022). Balancing costs and revenues for recycling end-of-life PV panels in the Netherlands. https://www.stichting-open.org/wp-content/uploads/2022/12/22-12822_tno_rapport_recycling_zonnepanelen_16mvd_hr.pdf
- 20 PVPS (2024): Status of the PV recycling industry in Germany. <https://iea-pvps.org/wp-content/uploads/2024/03/IEA-PVPS-T12-27-Report-PV-Recycling-in-Germany.pdf>
- 21 Iwańczuk A., Krukurka P. (2025). Recycling strategies for decommissioned photovoltaic module panels. *Rocznik Ochrona Środowiska*. 27:421-436. doi:10.54740/ros.2025.035
- 22 May G.J., Davidson A., Monahov B. (2018). Lead batteries for utility energy storage: A review. *J. Energy Storage* 15:145-157. doi:10.1016/j.est.2017.11.008
- 23 Veloso L.R.S., Rodrigues L.E.O.C., Ferreira D.A., Magalhães F.S., Mansur M.B. (2005). Development of a hydrometallurgical route for the recovery of zinc and manganese from spent alkaline batteries. *J. Power Sources* 152:295-302. doi:10.1016/j.jpowsour.2005.03.133
- 24 Eurostat dataset: env_wasbat. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_wasbat__custom_17874377/default/table
- 25 Umicore (2025). Battery recycling solutions. <https://www.umicore.com/en/about/battery-materials-solutions/battery-recycling-solutions/start>
- 26 SK Tes (2024). SK Tes opens new battery recycling facility in Netherlands. <https://www.sktes.com/press-release/sk-tes-opens-cutting-edge-battery-recycling-facility-in-netherlands-to-meet-surging-demand-in-electric-vehicle-market>
- 27 Battery-News (2026). Europa Batterie-Recycling. <https://battery-news.de/batterierecycling>
- 28 Eneris (2026). Recykling baterii i akumulatorów. <https://eneris.pl/recykling-baterii-i-akumulatorow>
- 29 BDO (2025): Registr subjektů. <https://rejestr-bdo.mos.gov.pl/Registry/Index?pageNumber=1&placeType=residenceOrBusinessAddress&t=1770049987501&tables=ActivityScope5Table2>

- 30 Goyal M., Singh K., Bhatnagar N. (2023). Circular economy conceptualization for lithium-ion batteries- material procurement and disposal process. *Chem. Eng. Sci.* 281:119080. doi:10.1016/j.ces.2023.119080
- 31 Harper G.D.J., Kendrick E., Anderson P.A., et al. (2023). Roadmap for a sustainable circular economy in lithium-ion and future battery technologies. *J Phys Energy* 5(2):021501. doi:10.1088/2515-7655/acaa57
- 32 Sheth R.P., Ranawat N.S., Chakraborty A., Mishra R.P., Khandelwal M. (2023). The Lithium-Ion battery recycling process from a Circular Economy perspective—A review and future directions. *Energies* 16(7):3228. doi:10.3390/en16073228
- 33 Regulation (EU) 2024/1252 of the European Parliament and of the Council of 11 April 2024 establishing a framework for ensuring a secure and sustainable supply of critical raw materials and amending Regulations (EU) No 168/2013, (EU) 2018/858, (EU) 2018/1724 and (EU) 2019/1020Text with EEA relevance
- 34 Commission Delegated Regulation (EU) 2025/606 of 21 March 2025 Supplementing Regulation (EU) 2023/1542 of the European Parliament and of the Council by Establishing the Methodology for Calculation and Verification of Rates for Recycling Efficiency and Recovery of Materials from Waste Batteries, and the Format for the Documentation
- 35 Eurostat dataset: env_waspb.
https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/env_waspb_esms.htm
- 36 Eurostat dataset: env_waselee.
https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/env_waselee_esms.htm
- 37 EEA (2024). Employment in the circular economy.
<https://www.eea.europa.eu/en/circularity/thematic-metrics/business/employment-in-the-circular-economy>
- 38 Eurostat dataset: cei_cie_011.
https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/CEI_CIE011__custom_19609227/default/table
- 39 Eurostat dataset: cei_cie012.
https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/cei_cie012/default/table?lang=en
- 40 Eurostat dataset: cei_cie020.
https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/cei_cie020/default/table?lang=en

Zhodnocení stavu recyklace fotovoltaických panelů a baterií v kontextu cirkulární ekonomiky v pěti evropských státech

Vilém GABRHEL^a, Lenka WIMMEROVÁ^a, Olga ŠOLCOVÁ^b

^a Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 00 Praha - Suchdol,

^b Ústav chemických procesů AV ČR, v.v.i., Rozvojová 135, 165 02 Praha, e-mail: gabrhel@fzp.czu.cz; wimmerova@fzp.czu.cz; solcova@icpf.cas.cz

Shrnutí

Cílem studie bylo zhodnotit stav a vývoj recyklace ve vybraných evropských státech se zaměřením na fotovoltaické panely a baterie v kontextu cirkulární ekonomiky. Analýza vychází z dat Eurostatu a je zaměřena na pět vybraných evropských zemí: Belgie, Česká republika, Nizozemí, Německo, Polsko. S ohledem na dostupnost dat bylo sledováno nejvíce současné pětileté období 2019–2023 pro fotovoltaické panely a baterie a období 2017–2021 bylo vybráno pro srovnání patentů a investic v sektorech cirkulární ekonomiky. V rámci studie byly sledovány ukazatele míry recyklace elektroodpadu, materiálové toky, zpracovatelské kapacity (FV panelů a baterií) a socio-ekonomické proměnné (zaměstnanost v sektorech CE). V oblasti FV panelů a baterií za sledované proměnné bylo Německo dominantním státem z pohledu reportovaného množství tohoto odpadu. Z hlediska zpracovatelských kapacit baterií a FV panelů byly však identifikovány často jen dílčí údaje na úrovni jednotlivých firem. Zaměstnanost v sektorech cirkulární ekonomiky v EU dlouhodobě roste, přičemž relativně nejvyšší podíl na celkové zaměstnanosti vykazuje Česká republika a Polsko, zatímco Belgie a Nizozemí dosáhly podílů nižších.

Klíčová slova: cirkulární ekonomika, fotovoltaické panely, baterie, recyklace, zaměstnanost, Eurostat



Medzinárodná vedecká konferencia TECHNIKA OCHRANY PROSTREDIA TOP 2026 – 30. výročie



13. – 15.
október 2026



Hotel Magnólia****
Piešťany, Slovensko



Slovenská technická
univerzita v Bratislave
Strojnícka fakulta



Slovenská asociácia
strojných inžinierov



Združenie
UNIVNET
univnet

ZAMERANIE KONFERENCIE

„Udržateľná priemyselná výroba – sme pripravení?“

HLAVNÉ TÉMY



Udržateľná
priemyselná
výroba



Obnoviteľné
zdroje
energie



Inteligentné
odpadové
hospodárstvo



Materiálového
zhodnocovania
odpadov



Energetické
zhodnocovanie
odpadov



Obehové
hospodárstvo –
Waste-to-
Product

DÔLEŽITÉ TERMÍNY

	14.08.2026	Zaslanie abstraktu (EN) a registrácia
	14.09.2026	Zaslanie príspevku (EN) pre publikovanie vo vybraných časopisoch
	30.09.2026	Registrácia
	10.10.2026	Finálny program konferencie



Registrácia: <https://top-conference.sk/>



POTREBNÉ INFORMÁCIE

Nájdete na: <https://top-conference.sk/>

KONTAKTY

e-mail: info@top-conference.sk

V prípade otázok o platbe kontaktujte Ing. Luciu Ploskuňákovú

e-mail: lucia.ploskunakova@stuba.sk mobil: +421 917 822 007