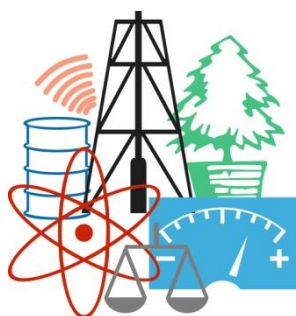


WASTE FORUM



ELECTRONIC PEER-REVIEWED 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 2022

No. 3

Pages 149 – 249

Patron of the issue / Patron čísla

wast **en**

CENTRUM EXPERTU

www.expert.wasten.cz



Czech Environmental Management Center 2022

OBSAH / INDEX

Úvodní slovo šéfredaktora / Editorial	151
Pro autory / For authors	152
Tin recovery and solidification of sludge from mirror grinding Recyklace a solidifikace cínu z odpadního kalu z výroby zrcadel <i>Barbora VACHOVÁ, Štěpán VINTER, Vratislav BEDNAŘÍK, Martina KOPOVÁ</i>	153
Changes in households' stances on wasting food during the COVID-19 pandemic Změny v postojích domácností k plýtvání potravinami během pandemie Covid-19 <i>Martina MORÁVKOVÁ, Lucie VESELÁ, Lea KUBÍČKOVÁ</i>	161
The time difference of printer cartridge production in the circular and linear economy in the context of climate change and employment policy Časová diference lokální produkce tiskových kazet cirkulárního a lineárního hospodářství v kontextu klimatických změn a politiky zaměstnanosti <i>Pavel HRDLÍČKA, Lucie SEVEROVÁ</i>	179
An assessment of Poultry Farms for Poultry Litter Production, Disposal and Its Use as a Fertilizer Posouzení drůbežáren na produkci, likvidaci drůbežího steliva a jeho využití jako hnojiva <i>Adila BASHIR, Mohammad NAFEEES, Nazish Huma KHAN</i>	197
Economic and Environmental Benefits of Waste Incinerators Comparing to Conventional Electric Generators Ekonomické a ekologické přínosy spaloven odpadu ve srovnání s konvenčními elektrickými generátory <i>Josef AL ASMAR</i>	205
Výzvy pro nastavení odpadního toku bioplastů Challenges for setting the waste flow of bioplastics <i>Roman KOVÁŘ, Vladimír KOČÍ</i>	213
Problematika vstupů na pozemky a do objektů v rámci terénních prací environmentálních projektů realizovaných ve veřejném zájmu The issue of access to land and buildings within field works of environmental projects implemented in the public interest <i>Zdeněk SUCHÁNEK</i>	222
Potenciál a ekonomické aspekty přechodu na oběhové hospodářství obcí ČR – případová studie čtyř měst Jihomoravského kraje Potential and economic aspects of the transition to the circular economy of Czech municipalities - a case study of four municipalities in the South Moravian Region <i>Dominika TÓTHOVÁ Jana SOUKOPOVÁ, Stanislav ČURDA</i>	238
Komerční prezentace / Commercial presentation	
WASTen centrum expertů Klastř inovativních firem	249

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

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

Ročník 2022, číslo 3

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

Web-master: Ing. Vladimír Študent

Redakční uzávěrka: 8. 7. 2022. Vychází: 8. 9. 2022

Patronem tohoto čísla je WASTen Centrum expertů – www.expert.wasten.cz



Úvodní slovo šéfredaktora

Vážení čtenáři,

jak nejspíš všichni víte, tento časopis je od roku 2017 indexován v databázi SCOPUS. Nebylo to jednoduché, ale na druhý pokus se to podařilo. Hlavní problém byl v tom, že mezi autory dominovali ti z Česka a Slovenska, a že se časopis zabývá tématy lokálního významu.

Tu druhou výtku se mi podařilo vyvrátit pomocí statistiky stahování jednotlivých čísel, kdy (tehdy) převládali stahující z USA, Ruska, Číny a Ukrajiny. Češi a Slováci byli až na pátém i dalších místech.

To první byla pravda, z institucí sídlících mimo ČR nebo SR bylo tehdy jen pár spoluautorů. V současnosti se situace trochu zlepšila. V průměru v každém čísle má čtvrtina či pětina článků prvního autora z institucí mimo bývalé Československo. A to ještě část příspěvků neprojde pro nepříznivý recenzní posudky.

Pro časopis to nejspíš je pozitivní posun, pro redakci již méně. S těmito příspěvky je nesrovnatelně více práce, a protože se převážně jedná o příspěvky autorů z chudých rozvojových zemí, je ekonomický přínos pro vydavatele minimální. Přesto tento trend vítám a budu pokračovat ve snaze dostat časopis do Databáze open-access časopisů (DOAJ), stejně jako do WoS.

Přesto se můžete ptát, proč publikovat v časopise WASTE FORUM, když nemá impakt-faktor? Protože open-access časopisů zaměřených na publikování výsledků aplikovaného výzkumu na světě moc není, ale hlavně: Pokud váš článek bez problémů projde recenzí, bude publikován do 10 týdnů od redakční uzávěrky. A to je pro některé řešitele projektů významné plus!

Editorial

Dear readers,

Wondering why to publish in the WASTE FÓRUM magazine, which is in SCOPUS but does not have an impact factor? It's because:

1. The paper, if it is of good quality and passes the review, is published no later than 10 weeks after the editorial deadline;

2. The journal is Open access, which means that it can be accessed by your colleagues from all over the world and we have verified that this is indeed the case. Regularly, most downloads of all issues are from readers from the largest countries in the world, here the USA, Russia, Ukraine and China.

Finally, I would like to remind you that 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](#) on www.WasteForum.cz.

Regards

Ondřej Procházka

Pro autory

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

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

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

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

Uzávěrka nejbližšího čísla časopisu WASTE FORUM je 8. října 2022, další pak 8. ledna 2023.

For authors

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

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

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

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

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

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

The deadline of the next issue is on October 8, 2022, more on January 8, 2023.

Tin recovery and solidification of sludge from mirror grinding

Barbora VACHOVÁ, Štěpán VINTER, Vratislav BEDNAŘÍK, Martina KOPOVÁ

Department of Environmental Protection Engineering, Tomas Bata University in Zlin, Faculty of Technology, Vavreckova 5669, 760 01, Zlin, Czech Republic,
e-mail: vinter@utb.cz , bednarik@utb.cz

Abstract

This study aims on tin recovery and solidification of mirror-grinding sludge. To extract tin from sludge, different hydroxide solutions (0.1 – 10M) are used. The sludge is also treated using the stabilization and solidification technique using ordinary Portland cement as a binder. Samples were evaluated using x-ray fluorescence analysis, leaching tests and compressive strength in the case of solidified samples. The results showed that nearly 57 % of tin was recovered as a precipitate in case of extraction in 10M sodium hydroxide. The 50 % of ordinary Portland cement was the optimal content for the solidification of sludge. The influence of active carbon addition into solidification mixtures was also evaluated. In conclusion, the mirror-grinding sludge was suitable for tin recovery, and its solidification resulted in non-hazardous waste.

Keywords: tin recovery, solidification, sludge, mirror grinding, x-ray fluorescence, compressive strength, active carbon

1. Introduction

In 2019, the production of tin was 306,000 tonnes¹. This source also indicates that at the end of 2019, tin reserves of about 15.4 million tons were calculated, which means that these reserves should be sufficient for about 50 years. However, mining is expected to be more expensive in the future, and the price of the metal will rise. For this reason, it is appropriate to consider recycling tin from wastes that contain it, even in small quantities, such as sludge from mirror grinding. Although the content of tin in some wastes is low, in tin ores, its content is even lower, ranging from 0.01 to 5%.¹

The possibilities of tin regeneration from various materials are wide. Particular attention is paid to the recovery of tin from printed circuits in electronics, where metallic tin is used in the form of alloys for soldering. Tin can be recovered by pyrometallurgy, where the waste material is heated in a vacuum to temperatures around 400 °C, for example, studies Zhou, 2010² and Park, 2015³. Tin can also be regenerated from printed circuits using hydrometallurgical methods, in which tin is released from the waste in the form of insoluble SnO₂^{4,5}. In addition, hydrometallurgical methods possess high recovery rates, up to 100%¹⁻³. Another suitable material for tin regeneration can be LCD displays, where tin is used in colour-filters and thin-film transistors in the form of iridium-tin oxides (ITO). The ITO is first regenerated from the display, for example, by dry methods such as grinding and separation⁶. The tin can then be obtained, for example, by super-critical water treatment⁷ or by acid leaching⁸.

Some authors stabilized and solidified industrial sludges containing amphoteric elements such as zinc, lead, and tin⁹⁻¹¹. One utilization of solidified industrial waste sludge from the production of mirrors can be manufacturing building materials such as blocks or tiles^{12,13}. Zinc-containing wastes are stabilized mainly by the addition of phosphates¹⁴, and hydroxyapatite¹⁵. However, other binders such as fly ash, bauxite or red mud are very common in treatment, too^{9,16}. Lead-containing wastes are stabilized mainly by the addition of cement^{17,18} or hardened slag¹⁹. The toxicity of tin and its common compounds is low; therefore, tin is not among the parameters commonly observed in hazardous waste²⁰.

The aim of this study is to obtain tin by extraction from mirror-grinding sludge and solidify this waste using ordinary Portland cement. Similar types of wastes were treated using clay or lime with recycled glass^{12,13}.

2. Experimental part

2.1 Materials

The sample of waste was obtained from a factory that produces various types of glasses and mirrors. The waste is collected from the cleaning of wastewater produced during the manufacturing process. The amount of inorganic sludge is 30 tonnes annually. The preliminary analysis revealed that the amount of tin in waste was 16 – 21% in dry mass. In this study, ordinary Portland cement (OPC) was used as a binder with a specification CEM III/A 32,5 R, and it is produced by Turňa cement company (Slovak Republic). The elemental characterization of all materials was carried out using X-ray fluorescence (XRF).

2.2 Analytical methods

Dry matter content and loss on ignition were determined by heating to a constant weight at 105 or 1000 °C, respectively, in accordance with the European standard BS EN 15935:2021²¹. The elemental composition of the waste was characterized by XRF analysis using an energy dispersive ElvaX spectrometer (Elvatech, Ukraine). The samples were measured as untreated powders in special sample containers made from polypropylene with a diameter of 30 mm and a height of 20 mm.

2.3 Tin extraction procedure

The tin concentration in the leachates of untreated waste and test solids was determined using atomic absorption spectroscopy (AAS). The instrument GBC 933 AA (GBC Scientific Equipment Australia) with a graphite furnace for electrothermal atomization was used (GBC Scientific Equipment Australia), and the settings were the following: pyrolysis temperature 800 °C and atomization temperature 2400 °C. The calibration standards were prepared from a stock solution of 1 g/l in the range from 0 to 100 µg/L.

The regeneration of tin from the inorganic sludge involved the following steps:

- The amount of 10 g of wet inorganic sludge was leached in the 40 mL of solutions of potassium hydroxide (0.1 – 5M) or sodium hydroxide (5-10M) for 24 hours.
- These suspensions were then filtered (50 µm glass-fibre filter). The tin content in extracts was determined by AAS.
- Tin was precipitated from 50 ml of extracts by neutralization using 5M hydrochloric acid.
- The obtained suspensions were centrifuged at 4600 RPM for 20 minutes and washed with distilled water four times. The obtained precipitates were dried at 105 °C, and elemental composition was measured using XRF.

2.4 Solidification using ordinary Portland cement

Wet sludge and cement binder were mixed in different ratios (see **Table 1**), and no additional water was added to the mixture. In some cases, a small amount of activated carbon was added to sorb organic compounds (samples 9-12). Then the mixtures were homogenized for 10 minutes using an overhead stirrer in a plastic cup with a height of 80 and a base diameter of 70 mm. Then the mixtures were poured into cylindrical plastic moulds (30 x 50 mm). To remove air bubbles from the mixtures, the mixtures were shaken on the vibrating table for 5 minutes. The prepared samples were left at ambient conditions for 28 days without cover from day 7. After that, the compressive strength (CS) of solidified waste specimens was measured according to European standard EN 196-1²². As a result, 12 samples were prepared with different water to solid ratios.

Table 1: Stabilization/solidification mixtures prepared using OPC

Mixture	Binder/dry waste ratio	Water/solid ratio	Sorbent/dry waste ratio
1	15:85	1.13	-
2	20:80	1.06	-
3	25:75	0.99	-
4	30:70	0.93	-
5	40:60	0.80	-
6	45:55	0.73	-
7	50:50	0.66	-
8	60:40	0.53	-
9	50:50	0.66	0.5:50
10	50:50	0.66	1:50
11	45:55	0.73	0.5:45
12	45:55	0.73	1:45

2.5 Leaching tests

In addition, the samples were leached in distilled water according to European standards 12457-4 at the liquid to solid ratio of 10:1, using the vibration shaker at the shaking frequency of 120 rpm for 24 hours [16]. The leachates were filtered through the glass-fibre filter (paper glass microfiber type Z, $\varnothing = 50$ mm, pore size 5 μm , manufacturer Papirna Pernstejn Ltd., Czech Republic) and the following parameters: tin concentration, pH, and conductivity were measured. Furthermore, the dissolved organic carbon (DOC) was measured in selected samples, which were adjusted to pH =7 using 2M or 0.2M HCl. Triplicate specimens were used at each ratio.

3. Results and discussion

3.1 Basic characterization of sludge

The basic analytical procedures were carried out to characterize essential parameters of dry sludge. The dry mass analysis determined that the solid content in the sample was 43.4 %. Furthermore, the value of a loss on ignition (LOI) of dried sludge at 1000 °C was 17 %. The XRF analysis of dry sludge showed that the main elements were tin (Sn), silicon (Si), aluminium (Al), calcium (Ca), iron (Fe), sulphur (S), and titanium (Ti), as is shown in **Figure 1**. As a result, the approximate composition of dry sludge was evaluated, which is shown in **Table 2**. The tin content expressed as SnO_2 in the dry mass of sludge was near 19%, which is much higher than the normal presence of tin in ores.

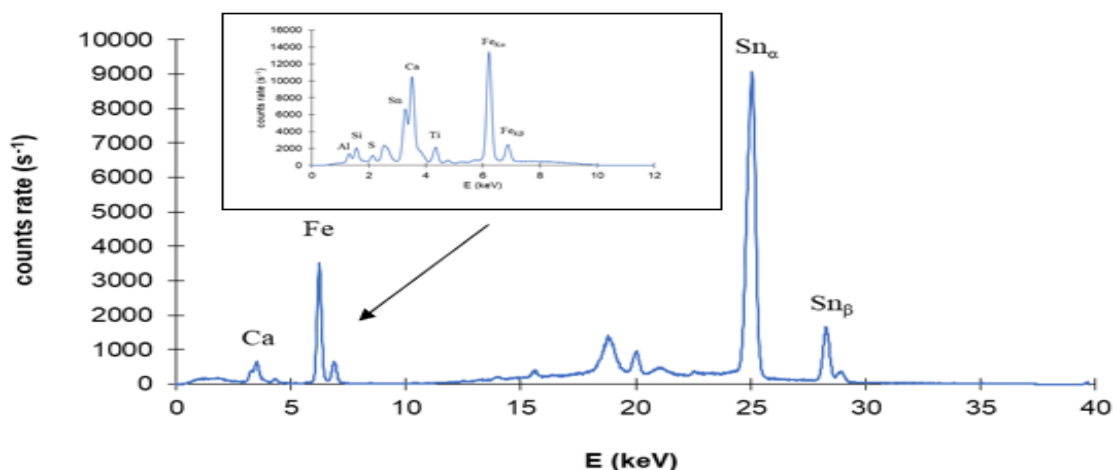


Figure 1: XRF spectrum of dried sludge

Table 2: The XRF analysis of dry sludge

Waste composition	%wt.
Al ₂ O ₃	20.25
SiO ₂	23.61
SO ₃	2.99
SnO ₂	18.78
CaO	7.39
TiO ₂	1.37
Fe ₂ O ₃	8.60
LOI ₁₀₀₀	17.01

3.2 Hydroxide leaching of sludge

Because tin is an amphoteric metal, it is favourable to extract it in an alkaline environment. Extraction in an acid environment would release unwanted elements such as iron. Thus, the sludge was leached in the different potassium hydroxide solutions (from 0.1 to 5M) to obtain the maximum tin amount. Potassium hydroxide was used because it is a stronger base than sodium hydroxide. The tin concentrations and weight of leached tin from the sludge are summarized in **Table 3**. From the results, it is obvious that the tin concentration was the highest in the most concentrated potassium hydroxide solution (5M). It was also confirmed by the amount of tin leached from 100 g waste, which was near 18 % in the 5M solution from 19 % as part of untreated waste. In fact, the tin concentration was the highest of all leaching mediums tested.

Table 3: Tin concentrations in the different hydroxide leachates

c _{KOH} [mol/L]	c _{Sn} [mg/L]	%wt. Sn [%]
0.1	535	0.18
0.5	1363	0.45
1	3996	1.33
2	8998	3.00
5	53511	17.84

Sodium hydroxide is less expensive than potassium hydroxide for technical use, so the leaching experiment was also repeated with sodium hydroxide. However, higher hydroxide concentrations had to be used to obtain similar results (5-10M). The colour obviously changed from brown to grey in solutions with the highest hydroxide concentrations after 24 hours of leaching, which might be caused by iron leaching. Tin compounds were separated from solutions by precipitation by adding 5M hydrochloric acid. The precipitates were dried out and weighted to estimate the recovery value of the process. Nearly 57 % of tin contained in sludge was recovered by this procedure in 10M NaOH.

To evaluate the effectiveness of hydroxide leaching, a comparison of XRF spectra between an untreated sample of waste and precipitate which emerged during leaching in 10M NaOH was carried out. The aim was to observe if the tin is leachable in this medium. As a result, a decrease in tin and aluminium counts rate was observed, as shown in **Figure 2**. It is obvious that mainly amphoteric metals such as tin and aluminium were transferred from sludge to the precipitate in the alkaline solution. Iron, sulphur, and titanium remained predominately in the sludge, which is favourable from the point of view of tin recycling.

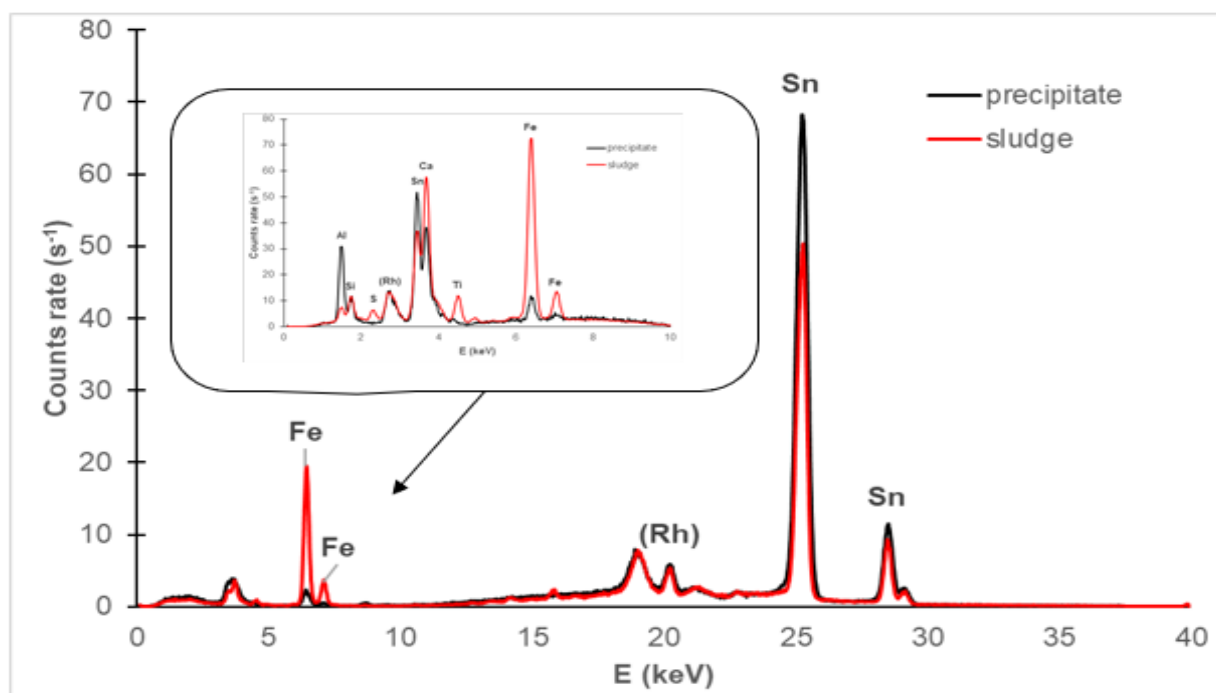


Figure 2: The normalized (rhodium peak) XRF spectra of untreated sludge and precipitate

3.3 Stabilization and solidification using ordinary Portland cement

A different approach of treating tin sludge was solidification using ordinary Portland cement. Generally, the tested solids showed grey or dark grey (the addition of active carbon) colour except for the ratio (dry sludge to waste 40:60), in which the colour was white. The CS was measurable from the ratio of 65:35. Other test solids containing a large percent of dry sludge were crushed immediately or slowly crumbled during the time. Another common characteristic of test solids was the softness, which was not required. The results of solidified sludge testing are shown in **Table 4**, which presents measured values of tin concentration, pH, and dissolved carbon content. Samples 1-5 and 8 did not solidify sufficiently, so they were not tested. The values were marginal, and, in some cases, the test solids have broken themselves without using force.

In the case when the sample contained 45 % of cement, the CS was negligible. This effect was also valid for all additions of activated carbon. The test solids which contain 50 % of cement showed low CS value, which was not the goal of our study because the cement manufacturer declares that after 28 days of curing, the minimal value of CS is 32.5 MPa according to the European norm 197-1²³. Therefore, the CS of test solids was significantly influenced by the addition of dry sludge to the mixtures, which was characterized by strong adhesion.

As can be seen in **Table 4**, the negligible CS was measured for samples which contained 55 % of dry sludge, 11, 12, and 6. The samples with a dry mass content of 50 % showed CS around 1.9. Moreover, the addition of activated carbon to the mixture resulted in increasing the CS to 3.8 and 4.4 MPa for mixtures 9 and 10. Furthermore, leaching tests were carried out according to chapter 1.5. All leachates were pure and transparent. The tin concentration ranged from 16 µg/L to 70 µg/L with pH from 11.27 to 11.68, which is a significant decrease in tin leachability compared with untreated waste.

Table 4: The measured values of tin concentration, pH, DOC, and CS for the selected samples

Mixture	pH [1]	c _{Sn} [µg/l]	DOC [mg/l]	σ [MPa]
6	11.68	16.9	4.67	-
7	11.38	70.4	4.74	1.9
9	11.66	32.0	3.84	3.8
10	11.55	43.4	5.08	4.4
11	11.61	18.6	4.64	-
12	11.27	17.3	4.22	-
sludge	3.7	95.0	-	-

The addition of activated carbon seemed to be effective for the test solids with a content of 50 % dry mass of sludge. The tin concentration without addition was only 70 µg/l, whereas the tin concentration with addition decreased to 32 µg/L (0.5 grams) respective 43 µg/L (1 gram). The presence of activated carbon also influenced the concentration of dissolved organic carbon in the samples. A decrease was noticed. This phenomenon showed that the AC absorbed some amount of organic mass in the samples, which was observable for sample 9^{24,25}. Overall, the tin concentration was marginal for the samples containing 45 % dry mass of sludge (17 µg/L), which significantly improved the binding of tin into cementitious matrix. Moreover, the DOC concentrations were around 4 mg/L in the prepared samples. Due to the Czech law about waste (541/2020 Coll.) and decree 273/2021 Coll., the landfill limit for IIa leachate class is set to 80 mg/L^{26,27}. This criterion was met by all prepared tested solids. This was also valid for pH limit values (≥6). In fact, no limit values for tin concentrations are presented in landfill restrictions due to the low toxicity of tin and its compounds. The cementation procedure showed that the enhanced fixation of pollutants was observed for the samples prepared with cement as a binder, which also correlated with the pH of leachates.

4. Conclusions

The results showed that the sludge contained mainly compounds of Al, S, Si, Ti, Ca, Fe, and Sn. The tin content was determined to be close to 19 % (%wt.) of the dry mass of sludge. The most effective solution for the tin extraction from sludge was 5M KOH. It is easy to separate tin as a solid compound from alkaline solution using neutralization by hydrochloric acid. The tin recovery was above 50 % of the total tin content in the sludge.

The solidification using Portland cement proved as an acceptable option. The compressive strength was only measurable for three tests of solidified solids with 50 % of Portland cement. The addition of activated carbon showed the capability of organic mass absorption and CS improvement. Tin concentrations were very low in the leachates of solidified samples (in the order of micrograms per litre). The solidified sludge can be disposed of as non-hazardous waste.

List of symbols

XRF	X-ray fluorescence
DOC	Dissolved organic carbon
OPC	Ordinary Portland cement
CS	Compressive strength
AAS	Atomic absorption spectrometry
ITO	iridium-tin oxides

Acknowledgement

This research was supported by an internal grant from Tomas Bata University in Zlin, no. IGA/FT/2022/006

References

1. ITA. Global Resources & Reserves. *Int Tin Assoc.*, <https://www.internationaltin.org/>
2. Zhou Y, Wu W, Qiu K. Recovery of materials from waste printed circuit boards by vacuum pyrolysis and vacuum centrifugal separation. *Waste Manag.* 2010;30(11):2299 – 2304. doi:10.1016/j.wasman.2010.06.012
3. Park S, Kim S, Han Y, Park J. Apparatus for electronic component disassembly from printed circuit board assembly in e-wastes. *Int J Miner Process.* 2015;144:11 – 15. doi:10.1016/j.minpro.2015.09.013
4. Mecucci A, Scott K. Leaching and electrochemical recovery of copper, lead and tin from scrap printed circuit boards. *J Chem Technol Biotechnol.* 2002;77(4):449 – 457. doi:10.1002/jctb.575
5. Jha MK, Kumari A, Choubey PK, Lee JC, Kumar V, Jeong J. Leaching of lead from solder material of waste printed circuit boards (PCBs). *Hydrometallurgy.* 2012;121 – 124:28 – 34. doi:10.1016/j.hydromet.2012.04.010
6. Wang Y, Liu B, Sun H, Huang Y, Han G. Selective extraction and recovery of tin from hazardous zinc-leaching residue by oxalic acid/sulfuric acid mixture leaching and hydrolytic precipitation. *J Clean Prod.* 2022;342(January):130955. doi:10.1016/j.jclepro.2022.130955
7. Yoshida H, Izhar S, Nishio E, Utsumi Y, Kakimori N, Feridoun SA. Application of sub-critical water for recovery of tin and glass substrates from LCD panel E-waste. *Detritus.* 2018;4(December):98 – 103. doi:10.31025/2611-4135/2018.13738
8. Li Y, Liu Z, Li Q, Liu Z, Zeng L. Recovery of indium from used indium-tin oxide (ITO) targets. *Hydrometallurgy.* 2011;105(3 – 4):207 – 212. doi:10.1016/j.hydromet.2010.09.006
9. Erdem M, Özverdi A. Environmental risk assessment and stabilization/solidification of zinc extraction residue: II. Stabilization/solidification. *Hydrometallurgy.* 2011;105(3 – 4):270 – 276. doi:10.1016/J.HYDROMET.2010.10.014
10. Sukandar, Padmi T, Tanaka M, Aoyama I. Chemical stabilization of medical waste fly ash using chelating agent and phosphates: Heavy metals and ecotoxicity evaluation. *Waste Manag.* 2009;29(7):2065 – 2070. doi:10.1016/j.wasman.2009.03.005
11. Jung CH, Matsuto T, Tanaka N, Okada T. Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan. *Waste Manag.* 2004;24(4):381 – 391. doi:10.1016/S0956-053X(03)00137-5
12. Kazmi SMS, Abbas S, Nehdi ML, Saleem MA, Munir MJ. Feasibility of Using Waste Glass Sludge in Production of Ecofriendly Clay Bricks. *J Mater Civ Eng.* 2017;29(8):04017056. doi:10.1061/(asce)mt.1943-5533.0001928
13. Nandi VS, Raupp-Pereira F, Montedo ORK, Oliveira APN. The use of ceramic sludge and recycled glass to obtain engobes for manufacturing ceramic tiles. *J Clean Prod.* 2015;86:461 – 470. doi:10.1016/j.jclepro.2014.08.091
14. Cao X, Wahbi A, Ma L, Li B, Yang Y. Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid. *J Hazard Mater.* 2009;164(2 – 3):555 – 564. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.08.034
15. Song YC, Sivakumar S, Nguyen TT, Kim SH, Kim BG. The immobilization of heavy metals in biosolids using phosphate amendments-Comparison of EPA (6010 and 3051) and selective sequential extraction methods. *J Hazard Mater.* 2009;167(1 – 3):1033 – 1037. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.089
16. Çoruh S, Ergun ON. Use of fly ash, phosphogypsum and red mud as a liner material for the disposal of hazardous zinc leach residue waste. *J Hazard Mater.* 2010;173(1 – 3):468 – 473. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.08.108
17. Lin SL, Cross WH, Chian ESK, Lai JS, Giabbai M, Hung CH. Stabilization and solidification of lead in contaminated soils. *J Hazard Mater.* 1996;48(1 – 3):95 – 110. doi:10.1016/0304-3894(95)00143-3
18. Gollmann MAC, da Silva MM, Masuero AB, dos Santos JHZ. Stabilization and solidification of Pb

- in cement matrices. *J Hazard Mater.* 2010;179(1 – 3):507 – 514. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.03.032
19. Rha CY, Kang SK, Kim CE. Investigation of the stability of hardened slag paste for the stabilization/solidification of wastes containing heavy metal ions. *J Hazard Mater.* 2000;73(3): 255 – 267.
 20. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for tin.
 21. EN 15935:2001. Soil, waste, treated biowaste and sludge - Determination of loss of ignition. Brussel: European Committee for Standardization, 2021.
 22. EN 196-1. Methods of testing cement - Part 1: Determination of strength.
 23. EN 197-1:2011. Cement - Part 1: Composition, specifications and conformity criteria for common cements.
 24. Yousuf M, Mollah A, Hess TR, Tsai YN, Cocke DL. An FTIR and XPS investigations of the effects of carbonation on the solidification/stabilization of cement based systems-Portland type V with zinc. *Cem Concr Res.* 1993;23(4):773 – 784. doi:10.1016/0008-8846(93)90031-4
 25. Zhang H, Wang B, Dong X, Feng L, Fan Z. Leachability of heavy metals from solidified sludge. *Sci China, Ser E Technol Sci.* 2009;52(7):1906 – 1912. doi:10.1007/s11431-009-0124-2
 26. Zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech, v platném znění [Czechia, Act No. 541/2020 Coll., on waste, as amended]
 27. Vyhláška č. 273/2021 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění [Czechia, Proclamation No. 273/2021 Coll., Proclamation on details of waste management, as amended]

Recyklace a solidifikace cínu z odpadního kalu z výroby zrcadel

Barbora VACHOVÁ, Štěpán VINTER, Vratislav BEDNÁŘÍK, Martina KOPOVÁ

Ústav inženýrství ochrany životního prostředí, Univerzita Tomáše Bati, Fakulta technologická, Vavrečkova 5669, 760 01 Zlín e-mail: vinter@utb.cz

Souhrn

Tato studie se zaměřuje na získávání cínu a solidifikaci kalu ze zrcadlového broušení. K extrakci cínu z kalu se používají roztoky hydroxidů o různé koncentraci (0,1 – 10M). Kal je dále upravován technikou stabilizace a solidifikace s použitím běžného portlandského cementu jako pojiva. Vzorky byly hodnoceny pomocí rentgenové fluorescenční analýzy, vyluhovacích zkoušek a pevností v tlaku v případě solidifikovaných vzorků. Výsledky ukázaly, že v případě extrakce v 10M hydroxidu sodném bylo získáno téměř 57 % cínu jako sraženina. Optimální obsah pro solidifikaci kalu byl obsah 50 % cementu. Dále byl hodnocen vliv přídavku aktivního uhlí do solidifikačních směsí. Závěrem lze říct, že kal ze zrcadlového broušení se ukázal jako vhodný pro získávání cínu a solidifikovaný odpad lze považovat za odpad, který není nebezpečný.

Klíčová slova: recyklace, cín, solidifikace, rentgenová fluorescence, pevnost v tlaku, aktivované uhlí

Changes in households' stances on wasting food during the COVID-19 pandemic

Martina MORÁVKOVÁ, Lucie VESELÁ, Lea KUBÍČKOVÁ

Department of Marketing and Trade, Faculty of Business and Economics, Mendel University in Brno, Zemědělská 1665/1, 613 00 Brno,
e-mail: lucie.vesela@mendelu.cz

Abstract

In developed countries in Europe, households, meaning consumers, are part of the links of the food chain that contribute the most to overall food waste. This results in considerably adverse economic, social, and also environmental impacts. The COVID-19 pandemic, which erupted at the beginning of 2020, brought with it unprecedented changes on a global scale that deepened concerns regarding resources and led to an even greater effort to reduce food waste. Although the research that has already been performed shows results that are not united in view of the real change to the amount of consumer food waste caused by the pandemic, the results do agree that, during the pandemic, consumers began to contemplate food waste more, at least tried to reduce the amount of food they wasted, and also started to cook more at home.

This article looks at how the COVID-19 pandemic influenced the subjective stances and habits of Czech households when handling and wasting food, as well as the actual changes seen in this area during the pandemic. The results are based on an analysis and comparison of primary data (the Mann-Whitney U test was used) achieved via two questionnaire surveys amongst Czech households, which were held during the pandemic's first (395 respondents) and second outbreaks (442 respondents).

In the subjective estimates of the amount of households' food waste, a shift may be seen towards higher estimates of the amount of food wasted. Before the pandemic, this estimate was set at 12.27 kg/person/year, however, it rose to 15.43 kg/person/year during the pandemic. Statistically significant changes may also be found in the causes of food waste in households. Although food spoiling and exceeded use-by and best before dates are still the main causes of food waste, we can track an increase in the number of households that also throw out food because they purchase packages that are too large and are unable to consume them in time. During the pandemic, more households started to purchase food regularly, inspect the condition of their supplies before going shopping, and purchase large packages of food. More households also admitted that, during the pandemic, it was more difficult for them to plan when to prepare and consume at home so that nothing would be thrown away and that shopping for food to prepare and consume immediately ended up costing more than before the pandemic. In terms of the individual categories of food, this primarily resulted in a reduced frequency of fruits and vegetables being thrown out, however, the opposite is true for meat products, home-cooked meals, and ready-made meals brought home from restaurants. No statistically significant change was observed for bakery products during either period, even though bakery products are similar to fruits and vegetables in that they remain the most often wasted type of food.

Keywords: food waste, households, changes due to pandemic, subjective opinion

Introduction

The issue of food waste is a society-wide problem. Food waste occurs throughout the entire food chain, and, unfortunately, households are largely involved^{1,2,3,4}. In developed countries, households (consumers) are responsible for an estimated 53% of food waste⁵. Food waste is a phenomenon with significant economic and, above all, social impacts; food waste also bears considerable environmental demands^{6,7}. The most avoidable food waste is actually produced at the household level, i.e., food waste

that is preventable and has the greatest potential in terms of the options available for its reduction and its contribution to solving environmental problems⁸. Households are part of the links in the food chain with the threats to increase waste⁵, even though the majority of people consider wasting food to be an undesirable effect, and if they do end up wasting food, it makes them feel bad⁹. Therefore, learning the subjective stances and opinions of households towards wasting food is important so that their behaviour may be influenced towards desirable actions, meaning a reduction of food wasted at the household level, i.e., the consumer level.

Behaviour related to wasting food is a relatively frequent topic for scientific articles. Multiple authors focus on the question of whether a link exists between the properties of the food (influencing purchasing decisions) and the behaviour related to wasting¹⁰. An intriguing discovery can then be seen in the fact that, technically speaking, consumers can be divided into two groups (labelled by the authors as 'homo economicus' and 'homo moralis'). The behaviour of homo moralis (here one can refer to behavioural theories emphasising the 'altruistic motive' of pro-environmental action) may be significantly impacted by moral appeal and providing information on the negative effects of wasting¹⁰. For homo economicus (appropriately fitting into behavioural theories emphasising the egoistic motive of action), however, this strategy isn't so unequivocally effective, but at the same time, no consistent association with waste may be observed – the authors emphasise that disposable income presumably has a significant influence here (if expenses for food are comparatively marginal overall, these actors consider them to be trivial and they won't pay them more significant attention)¹⁰. Technically speaking, it also stands that consumers who are better informed about food and nutritional values have less of a tendency to waste¹⁰. The actual act of wasting doesn't have to come from purely rational behaviour, as it's accompanied by high economic costs of waste. For instance, in the UK, the household costs of waste make up approx. 15% of the costs for food¹¹; in the USA, these costs are estimated to be over 900 USD per year¹². In this context, the discovery that the COVID-19 pandemic had a fundamental effect on households' food waste is quite interesting; households tried to waste food less¹³.

In the Czech Republic, various surveys of consumers emerged that aimed to uncover the reasons for food waste, the options for preventing waste, etc. These were studies founded on verifying consumers' stances on various partial topics related to the issue of food waste; for instance, the study completed by the agency IPSOS – PotravinyPomahaji.cz¹⁴, or research from The Public Opinion Research Centre¹⁵, etc.

Some authors monitored various case studies focused on food waste at the household level and identified diverse factors that could impact the amount of food wasted¹⁶. In particular, these factors include the size and composition of the family (e.g., there is a difference between food waste according to the number of family members; there is a larger amount of waste for families with children than for those without; even the age of the children plays a role), household income (low-income households waste less), the composition of the household according to age (younger members of the household waste more than older ones), and culture⁴. According to some authors, purchasing habits are also an important factor in wasting food when the intention to not waste serves as a significant predictor of spending patterns; other significant factors include the perceived ability to influence the result (perceived control)¹⁷. Other authors then pursued the relation between the production of food waste and other factors, such as the settlement pattern (countryside x city), type of home (single-apartment homes, multi-apartment homes), and distance from the city where the separating receptacles for biowaste are located¹⁸. The results of the completed case studies displayed a higher rate of generated food waste in cities than in villages and multi-apartment homes¹⁸.

Furthermore, research dealing with food waste at the household level also strives to discover what type of food is wasted the most. The most significant source of food waste is foods that spoil quickly – this most frequently refers to fresh fruits and vegetables, bakery products, dairy products, meat, and fish¹⁶. This waste then often relates to the consumer behaviour of the household. In the research on food waste at the retail and consumer level, three basic groups of food were identified that frequently result in the greatest losses: meat, vegetables, and dairy products¹².

The worldwide COVID-19 pandemic bore unprecedented turbulence to social and economic systems all over the world and therefore it is possible to monitor resource concerns the same as it is possible to

monitor the efforts to reduce waste¹⁹. The question is how are these changes displayed, especially in the area of food waste, because the COVID-19 pandemic brought with it fundamental changes in consumer behaviour. The authorial collective Aldaco et al. states that, according to the report of the Spanish Ministry of Agriculture, the consumption of food has significantly increased across all categories²⁰. The pandemic has effectively offset a series of demand- and supply-side shocks that have enormously disrupted food supply chains²¹. From the perspective of demand, the coronavirus crisis impacted the way in which citizens purchase and consume food (panic buying at the start of the epidemic, subsequent fear of shopping, and larger, one-time purchases), which lead many households to waste more food due to a lack of forethought, while other households reduced their food waste because of how they utilised food due to concerns of making repeated purchases²⁰. It was observed that the COVID-19 pandemic actually positively influenced consumer behaviour, i.e., household behaviour, in many regards when managing food, and it did so in such a way that consumers began contemplating food waste more, trying to waste less, and also began cooking more at home²². Not all of the research, however, agrees on whether or not consumers reduced or increased their subjective estimates in regard to the amount of food waste. It can be observed in the research performed in Italy²³, Mexico²⁴, and New Zealand²⁵ that, during the pandemic, consumers were of the opinion that they wasted food less. On the contrary, research performed in Serbia, i.e., expanding to the Balkan countries, showed that consumers increased their estimates of the amount of wasted food²⁶. There is even some research (e.g., in Portugal) that shows that the majority of people believe that the volume of food waste in their household did not change during the pandemic²⁷. A discrepancy can also be documented in the effect of the respondent's age on the change in their estimated amount of food waste during the pandemic. According to some, primarily young people reduced their food waste as well as those who started to focus more on food management in the household²³, while according to others, older people, part-time workers, and people without children wasted food less²⁵.

However, an agreement can be observed in the change in the frequency of purchasing food, where, generally speaking, there was a decrease in the frequency with which households shopped for food during the pandemic^{23,28,29}. At the same time, the size of individual instances of purchasing food grew²⁶. Consumers also began purchasing food in local stores more often²⁷. Additionally, households were aware that their expenses for purchasing food increased^{23,24,30}. During the pandemic, changes were also observed in the wasting of individual types of food. The wasting of bakery products grew the most, which households threw out more often during the pandemic than before^{30,31}, as well as in greater amounts³⁰. As for fruits and vegetables, several studies claim that the frequency at which they were thrown out decreased³¹, as did the amounts²⁷, even though they still remain amongst the types of food that are quite frequently wasted. Some studies affirm, however, that an increase in food was observed in this category³⁰. Other studies add dairy products³², as an important category that also belongs amongst the most often wasted foods during the pandemic, and the category of leftovers from home-cooked meals is also significant as its amount of food waste increased during the pandemic³⁰.

Amongst the most often provided causes as to why food was wasted in households during the pandemic was the amount of cooked food being too large³¹, expiration dates²⁹, and purchasing too much food (poor food management), which the households are unable to consume, leaving the food to spoil³². Nevertheless, the pandemic had a positive impact on a number of aspects of consumer behaviour when purchasing food. For instance, households started inspecting the condition of their supplies at home more often before going shopping for food^{29,31}, they plan more what they are going to cook and purchase what they need according to that plan²⁷, and make shopping lists more often, which they then adhere to while shopping^{27,29}.

Materials and methods

With the aim of discovering the households' (i.e., consumers') subjective stances and opinions on food waste, a collection of primary data was performed using the questionnaire survey method. The questionnaire surveys were held in two periods. The first survey took place at the end of 2019 and the beginning of 2020, i.e., the period that preceded the eruption of the worldwide COVID-19 pandemic, and the second survey took place throughout 2021, during which society-wide life had already been significantly impacted by the measures related to the on-going COVID-19 pandemic. In accordance with the goal of the Technology Agency of the Czech Republic project, within the bounds of which both

questionnaire surveys were performed, the respondents were households from the city of Brno and its surroundings. The surveys were always filled out by representatives of the household (i.e., consumers), and their answers pertained to the entire household in which they live. The surveys included meritorious questions focused on the stances, opinions, and behaviours of the household in relation to food waste, as well as questions regarding the number of household members (economically active and non-active), their average monthly income, their average expenses for purchasing food for immediate consumption and preparation, and the type of residential area of which the household is a part (housing estate, rural, villa).

In the following Table 1, the basic characteristics of the respondents from both questionnaire surveys are given based on the identifying questions. The total number of respondents from the first survey, whose results will hereinafter be referred to as “before the pandemic”, was 395 households ($n_1=395$). The total number of respondents from the second survey, whose results will hereinafter be referred to as “during the pandemic”, was 442 households ($n_2=442$).

Table 1: Basic characteristics of the respondents from both questionnaire surveys

Variable	1. questionnaire survey ($n_1=395$)		2. questionnaire survey ($n_2=442$)	
Gender	Absolute frequency	Relative frequency	Absolute frequency	Relative frequency
Woman	299	75,7 %	344	77,8 %
Man	96	24,3 %	98	22,2 %
Age	Absolute frequency	Relative frequency	Absolute frequency	Relative frequency
18 – 29 years	191	48,4 %	241	54,5 %
30 – 49 years	150	38,0 %	160	36,2 %
50 – 64 years	40	10,1 %	33	7,5 %
65 and more years	14	3,5 %	8	1,8 %
Prevailing economic activity	Absolute frequency	Relative frequency	Absolute frequency	Relative frequency
Self-employed	22	5,6 %	25	5,7 %
Employee	230	58,2 %	178	40,3 %
Student	103	26,1 %	182	41,2 %
Maternity leave	16	4,1 %	40	9,0 %
Pensioner	12	3,0 %	11	2,5 %
Unemployed	5	1,3 %	3	0,7 %
Other	6	1,5 %	3	0,7 %
Farmer	1	0,3 %	0	0,0 %
Type of residential area	Absolute frequency	Relative frequency	Absolute frequency	Relative frequency
Housing estates	268	67,85 %	327	73,98 %
Family house – private villas	97	24,56 %	66	14,93 %
Family house – rural houses	30	7,59 %	49	11,09 %
Net monthly household income	Absolute frequency	Relative frequency	Absolute frequency	Relative frequency
Less than 30 000 CZK	108	27,3 %	127	28,7 %
30 001 – 45 000 CZK	115	29,1 %	106	24,0 %
45 001 – 60 000 CZK	82	20,8 %	103	23,3 %
60 001 – 75 000 CZK	37	9,4 %	56	12,7 %
More than 75 000 CZK	53	13,4 %	50	11,3 %

The data received from the questionnaire surveys were evaluated using basic methods of descriptive statistics (means, medians, modes, quartiles, and absolute and relative frequencies). To discover changes in the households' stances during the pandemic compared to the stances held by households before the pandemic, the Mann-Whitney U test was implemented, which is suitable for assessing the sameness/differentness of the medians for the two independent selections (they may be largely unequal) and for ordinal data. Therefore, it is suitable if the normal distribution assumption is violated³³.

The Mann-Whitney U test was implemented to assess the sameness/differences in the respondents' answers to a range of questions (10-point scales) before (1st selection) and during the pandemic (2nd selection), and therefore, they helped to determine whether the discovered changes in the answers can be considered statistically significant. H_0 tells that the medians of both selections are the same. By means of comparison, the alternative hypothesis H_A tells that the medians of both selections are different. The test is based on the test statistics U (1) for each of the two selections:

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - \sum R_1, \quad U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2(n_2+1)}{2} - \sum R_2 \quad (1)$$

where n_1 is the number of values in the first selection, n_2 is the number of values in the second selection, R_1 is the sum of the ranks of the values in the first selection, and R_2 is the sum of the ranks of the values in the second selection. If the minimum $\{U_1, U_2\}$ is less or equal to the tabulated critical value at the chosen significance level (a significance level of 5% was used), then H_0 can be rejected, and H_A ³⁴ accepted.

For the graphical depiction of the discovered differences in the households' stances towards food waste and their behaviour before and during the pandemic, box plots were used based on the medians, the upper and lower quartiles, and the maximum and minimum value of the monitored quantity.

Results

Learning the households' subjective stances and opinions on food waste is important so that their conduct may be influenced towards a desirable method of behaviour, which is to reduce the amount of food waste at the household level, i.e., the consumer level. First, it is necessary to pay attention to how much food consumers estimate that they waste, and compare their estimates to reality, meaning the true amount of food waste.

Subjective estimate of food waste in the household

Figure 1 displays the subjective estimates of the average amount of food waste for one week in the household before and during the pandemic. Before and during the pandemic, the fact remains that households most often estimate their weekly amount of wasted food at 0.5 kg. Nevertheless, it can be seen in Figure 1 that the number of households that throw out 0.5 kg of food per week decreased overall during the pandemic (by 15 pp). Contrarily, the number of households that estimated that they throw out between 0.5 kg and 1 kg of food grew (by 8 pp), as did the number of households that estimated that they throw out more than 1 kg of food per week (by 7 pp). Thus, the shift is unequivocal: during the pandemic, consumers began to admit more often that food waste in their households had actually come to be.

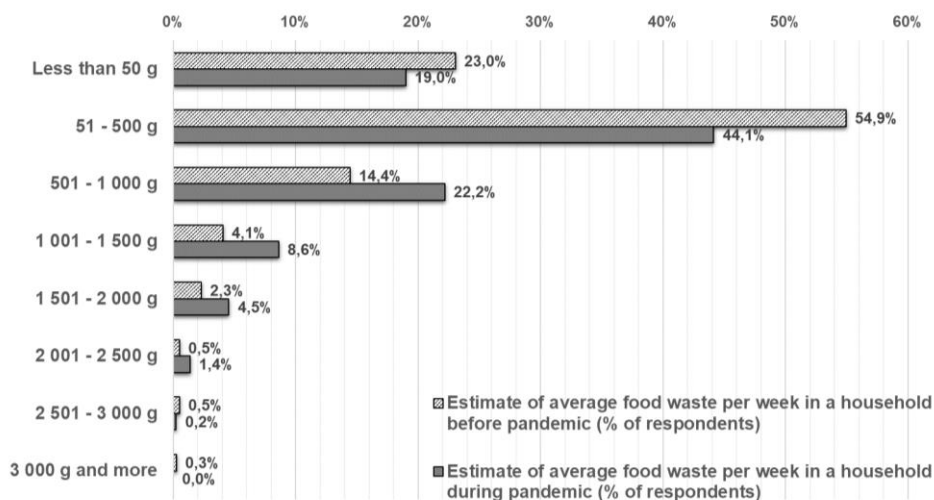


Figure 1: Estimates of the food waste amount (per week/household) before and during pandemic

Furthermore, this subjective estimate of food waste per week, per household, can be re-calculated to the subjective estimate of food waste in kg per person, per year (for this re-calculation, the average number of household members in the South Moravian Region in the years 2019 and 2021 was used in accordance with the data from the Czech Statistical Office). Before the pandemic, this estimate was 12.27 kg/person/year. During the pandemic, however, the estimate increased to 15.43 kg/person/year.

In order to assess whether the consumers' subjective estimate correlates to reality, i.e., whether the consumers can estimate correctly how they are behaving, it was necessary to compare this data with the real data on food waste at the consumer level. From the analysis of the mixed municipal waste, which ran as part of the same Technology Agency of the Czech Republic project as the questionnaire surveys, it was discovered that, on average, the inhabitants of Brno throw out 37.4 kg of food per person, per year³⁵ (measured in 2019/2020), and in the following period, which had already seen society distinctly impacted by the pandemic, the average rate was 33.3 kg of food per person, per year (measured in 2020/2021).¹ In addition, these numbers do not include food waste that the inhabitants of Brno can liquidate in other ways (composting, feeding animals, etc.). Therefore, a definite discrepancy exists between how consumers perceive their behaviour and how they actually behave. In the first monitored period, their estimates accounted for approximately 1/3rd of reality. In 2021, the division between the consumers' estimate and reality shrunk, given that the consumers' subjective estimate made up less than half (46%) of the actual amount of food waste. Even though consumers continue to severely underestimate their food waste, it can be stated that they've become more aware of it more often, which is why their estimate saw a slight increase.

The fact that consumers prefer to view their behaviour in a good light is also shown by the evaluation of the subjective perception of the amount of food waste in the household, which was valued on a scale from 1 (the least) to 10 (the most). The results from both questionnaire surveys show that consumers perceive food waste in their households to be low; the value chosen most often before the pandemic (modus) was 2 out of 10. During the pandemic, a slight change was observed, however, only increasing the value to 3 (modus), which still indicates a lower estimate of the amount of food waste in the households. Nevertheless, the median evaluation remains at 3 for both periods, and the Mann-Whitney U test (see Table 2) shows that a statistically significant change in the consumers' perceived amount of food waste in the household before and during the pandemic did not take place (H_0 cannot be rejected).

Table 2: Mann-Whitney U test (A change in the perceived degree of household food waste)

Variable	Mann-Whitney U Test								
	Grouping variable: Period before the pandemic (1) and during the pandemic (2) Marked tests are significant at the p < 0.05 level								
	Sum of ranks in group (1)	Sum of ranks in group (2)	U	Z	p-value	Z	p-value	Number of valid values (1)	Number of valid values (2)
Perception of household food waste deegree	159713,5	190989,5	81503,5	-1,6585	0,0972	-1,6955	0,0899	395	442

Causes of food waste in the household (basic statistics)

Before and during the pandemic, consumers considered *food spoiling when stored (1)*, *food with an expired 'use-by' date (2)*, or *food with expired 'best before' date (3)* to be amongst the most frequent causes of food waste in households. On a 10-point scale, starting from 1 (the least frequent cause) to 10 (the most frequent cause), consumers rated the stated causes with an average value ranging from 3.9 to 6.6 (before the pandemic) and 4.5 to 6.1 (during the pandemic), i.e., frequent causes of food being

¹ A detailed description of the method used in the analysis of the mixed municipal waste for the purpose of discovering the amount of food waste is further explained and described in the article "Kubíčková L., Veselá L., Kormaňáková M.: *Food Waste Behaviour at the Consumer Level: Pilot Study on Czech Private Households*. Sustainability 13(20), 11311 (2021). doi: 10.3390/su132011311."

thrown out in households. For more detailed results, see Table 3, where the individual causes are ranked in descending order from the most frequent to the least frequent according to the mean achieved in the period before the pandemic.

Table 3: Causes of food waste in the household (basic statistics)

Causes of household food waste	1. questionnaire survey (before pandemic)				2. questionnaire survey (during pandemic)			
	Mean	Median	Lower quartile	Upper quartile	Mean	Median	Lower quartile	Upper quartile
The food spoils during storage. (1)	6,6	7	4	9	6,1	7	4	9
Exceeding the 'use by' date. (2)	4,3	3	1	7	5,1	5	2	8
Exceeding the 'best before' date. (3)	3,9	3	1	6	4,5	4	2	7
The purchased food is not of adequate quality. (4)	3,4	2	1	5	3,3	2	1	5
There is too much cooked food, it is impossible to consume it. (5)	3,2	2	1	4	3,6	3	1	5
It doesn't taste good to me. (6)	2,6	2	1	3	2,9	2	1	4
A large crop of our own production that we cannot process. (7)	2,3	1	1	3	2,2	1	1	3
I don't like the look of the food. (8)	2,3	1	1	3	2,3	1	1	3
A large package of purchased food. (9)	2,1	1	1	2	2,5	2	1	3
The product has a damaged packaging. (10)	2,1	1	1	2	2,1	1	1	3
The food spoils before I can get it home. (11)	1,6	1	1	1	2,0	1	1	2

Using the Mann-Whitney U test, further research was performed regarding which causes resulted in a statistically significant change in the consumers' evaluation during the pandemic compared to the period before the pandemic. The results are depicted in Table 4. The highlighted tests are significant at a 5% significance level, and for these causes, the H_0 may be rejected.

Table 4: Mann-Whitney U test (Changes in evaluating the causes of food waste in the household)

Causes of household food waste	Mann-Whitney U Test Grouping variable: Period before the pandemic (1) and during the pandemic (2) Marked tests are significant at the $p < 0.05$ level								
	Sum of ranks in group (1)	Sum of ranks in group (2)	U	Z	p-value	Z	p-value	Number of valid values (1)	Number of valid values (2)
The food spoils during storage. (1)	172252,5	174275,5	77255,5	2,60	0,0094	2,61	0,0090	392	440
Exceeding the 'use by' date. (2)	148892,0	193486,0	73037,0	-3,54	0,0004	-3,58	0,0004	389	438
Exceeding the 'best before' date. (3)	149992,5	191558,5	74526,5	-3,05	0,0023	-3,10	0,0020	388	438
The purchased food is not of adequate quality. (4)	165437,5	179427,5	83286,5	0,74	0,4577	0,76	0,4448	392	438
There is too much cooked food, it is impossible to consume it. (5)	156500,0	188365,0	80255,0	-1,61	0,1076	-1,65	0,0999	390	440
It doesn't taste good to me. (6)	155237,0	186314,0	79382,0	-1,64	0,1010	-1,71	0,0878	389	437
A large crop of our own production that we cannot process. (7)	158723,0	181177,0	83645,0	-0,27	0,7887	-0,31	0,7588	387	437
I don't like the look of the food. (8)	160456,0	181922,0	84990,0	-0,05	0,9592	-0,06	0,9554	388	439
A large package of purchased food. (9)	149872,5	191678,5	74406,5	-3,09	0,0020	-3,33	0,0009	388	438
The product has a damaged packaging. (10)	157156,5	185221,5	80911,5	-1,25	0,2096	-1,38	0,1672	390	437
The food spoils before I can get it home. (11)	151054,5	191323,5	75588,5	-2,79	0,0052	-3,44	0,0006	388	439

Therefore, it can be stated that statistically significant changes occurred during the pandemic only in the causes of food spoiling when stored (1), expired 'use-by' dates (2), expired 'best before' date (3), large packages of purchased food (9), and food spoiling even before it's stored (11). The changes are shown graphically using box plots in Figure 2, which capture the medians, upper and lower quartiles, and the maximum and minimum evaluation of the given cause in both periods, i.e., before and during the pandemic.

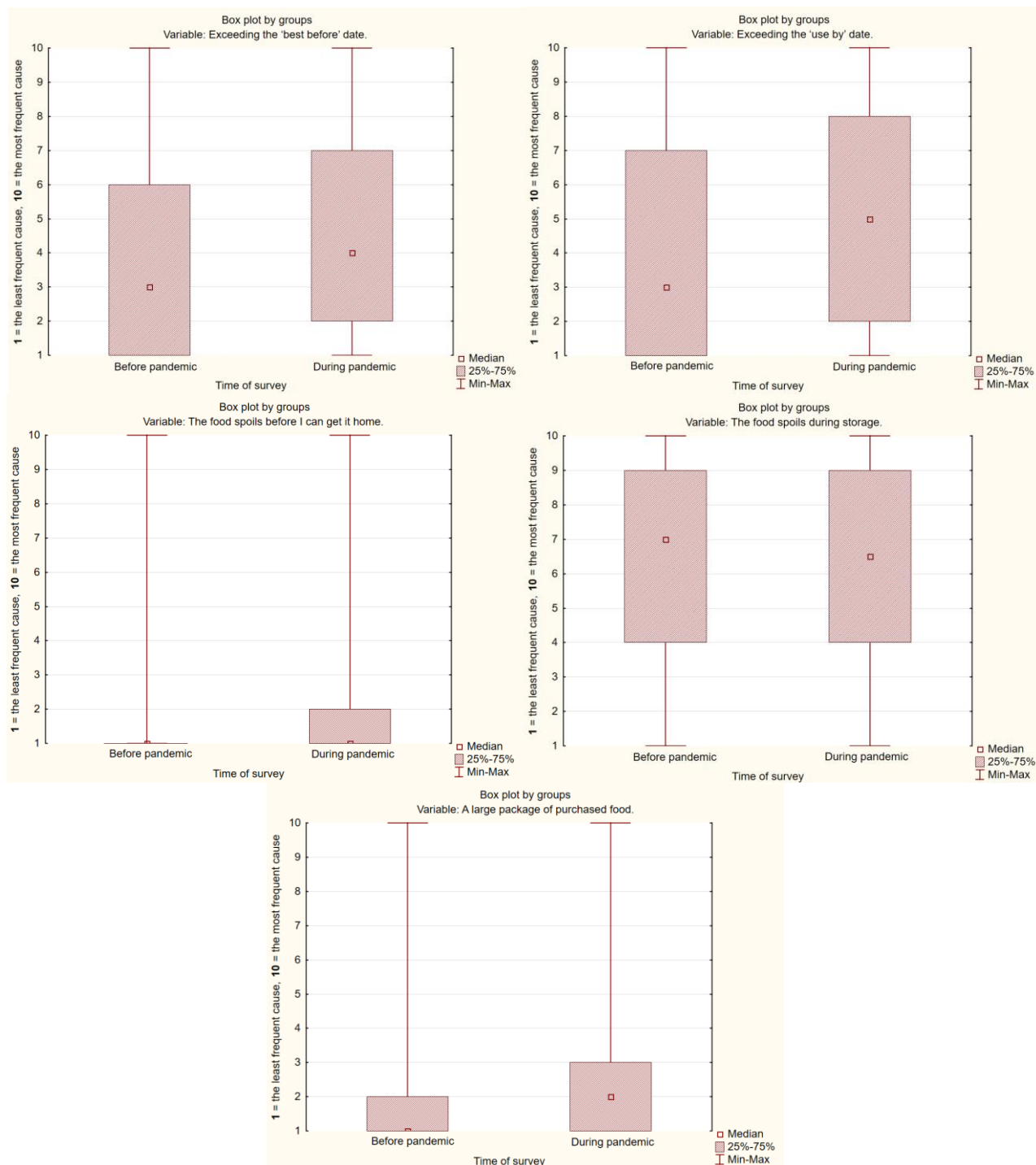


Figure 2: Changes in evaluating the causes of food waste in households during the pandemic

Generally speaking, it's true that consumers are throwing out food less often during the pandemic due to the food spoiling when stored (1) than before the pandemic. Food spoiling when stored, however, still remains the main cause for consumers to waste food. Furthermore, it can be said that consumers are

contrarily throwing out food due to expired 'use-by' dates (2) and expired 'best before' dates (3) more often during the pandemic than before. Also, during the pandemic, consumers are throwing away food more often because they purchased packages of food that are too large and are unable to consume them in time (9), or because the food spoils sooner than they are able to bring them home, i.e., before they are even stored (11). Nevertheless, it can still be said that this takes place less often, meaning both causes are less significant. As for the other causes of food waste, no statistically significant changes may be observed during the pandemic compared to before the pandemic.

Households' characteristic behaviour in relation to food waste

A number of statements given in Table 5 were used to describe the behaviour of households when purchasing and consuming food, as well as to learn their opinions regarding the issue of food waste. Here respondents expressed their degree of agreement on a scale from 1 (I absolutely disagree) to 10 (I absolutely agree). The statements are arranged in the table in descending order according to the average degree of agreement expressed in the 1st questionnaire survey (before the pandemic), starting with what the consumers agree with most, to what they agree with least. For the following textual comments, the 10-point scale was converted into a 5-point scale with the following indications: 1,2 = I absolutely disagree; 3,4 = I disagree; 5,6 = neutral view; 7,8 = I agree; 9,10 = I absolutely agree.

More than half of households affirmed that they *go shopping for food regularly* (54.7% before the pandemic, 59.8% during the pandemic), *inspect the condition of their supplies before going shopping* (66.3% before the pandemic, 72.8% during the pandemic), *adhere to the shopping list they made in advance* (54.5% before the pandemic, 54.5% during the pandemic), *do not see any challenges in planning their purchases and preparing food so that nothing is wasted* (55% before the pandemic, 47.2% during the pandemic), and *don't give preference to purchasing large packages of food* (51.6% before the pandemic, 45.3% after the pandemic). In addition, nearly half of households affirm that they *do not consider the price an important factor when purchasing food* (46.9% before the pandemic, 42.1% during the pandemic) and *do not utilise discounts or purchase food on sale* (47.2% before the pandemic, 45.8% during the pandemic). Even here an unequivocal discrepancy may be observed between how consumers subjectively evaluate their behaviour and how they actually behave, and that's because other studies show the opposite, that the typical Czech consumer is quite sensitive to prices and gives preference to shopping for items on sale³⁶. Another important discovery is that more than 3/4th of consumers are aware of the severity and topicality of the issue of food waste and agree that *the issue of food waste is very topical* (85.3% before the pandemic, 82.5% during the pandemic) and that *food waste represents a large threat for us in the future* (77.5% before the pandemic, 75.8% during the pandemic).

Table 5: Households' behaviour in relation to food waste (basic statistics)

Household behavior in relation to food waste	1. questionnaire survey (before pandemic)				2. questionnaire survey (during pandemic)			
	Mean	Median	Mean	Median	Mean	Median	Mean	Median
<i>The issue of food waste is topical. (1)</i>	8,3	9	8	10	8,2	9	8	10
<i>Food waste is a big threat to us in the future. (2)</i>	7,8	9	7	10	7,8	9	7	10
<i>Before I go grocery shopping, I go through the food I have at home. (3)</i>	7,1	8	5	9	7,4	8	6	10
<i>I consume all the food I buy. (4)</i>	6,5	7	5	8	6,3	7	4	8
<i>I go grocery shopping regularly. (5)</i>	6,2	7	3	9	6,7	7	5	9
<i>I shop according to a pre-prepared list that I stick to. (6)</i>	6,1	7	4	8	6,3	7	4	9
<i>I shop less often and make larger purchases. (7)</i>	5,1	5	2	7	5,1	5	2	8
<i>Price is the most important factor for me when buying food. (8)</i>	4,8	5	3	7	5,0	5	3	7
<i>I take advantage of discounts and often buy foods that are on sale, even if I don't need them at the moment. (9)</i>	4,8	5	2	7	5,1	5	3	7
<i>It is very difficult to plan shopping and food preparation so that nothing is wasted. (10)</i>	4,5	4	2	7	5,1	5	2	8
<i>I prefer buying large packages of food, as they are cheaper per piece.(11)</i>	4,4	4	2	6	4,9	5	3	7

Also using the Mann-Whitney U test, it was discovered that, for several statements, a statistically significant change in the consumers' evaluation came to be during the pandemic compared to the period before the pandemic. The results are depicted in Table 6. The highlighted tests are significant at a 5% significance level, therefore, for these statements, it is possible to reject H_0 and accept H_A regarding the change in the period of the pandemic.

Table 6: Mann-Whitney U test (Changes in households' behaviour in relation to food waste)

Household behavior in relation to food waste	Mann-Whitney U Test								
	Grouping variable: Period before the pandemic (1) and during the pandemic (2) Marked tests are significant at the $p < 0.05$ level								
	Sum of ranks in group (1)	Sum of ranks in group (2)	U	Z	p-value	Z	p-value	Number of valid values (1)	Number of valid values (2)
The issue of food waste is topical. (1)	168518,0	180512,0	83051,0	1,10	0,272	1,14	0,252	394	441
Food waste is a big threat to us in the future. (2)	164711,0	183484,0	85581,0	0,30	0,762	0,31	0,758	392	442
Before I go grocery shopping, I go through the food I have at home. (3)	153046,0	191819,0	77191,0	-2,49	0,013	-2,53	0,012	389	441
I consume all the food I buy. (4)	167569,5	181460,5	83557,5	0,95	0,344	0,96	0,339	393	442
I go grocery shopping regularly. (5)	153865,5	190999,5	78010,5	-2,25	0,024	-2,27	0,023	389	441
I shop according to a pre-prepared list that I stick to. (6)	158762,0	186934,0	82907,0	-0,89	0,375	-0,89	0,372	389	442
I shop less often and make larger purchases. (7)	161481,0	185047,0	85236,0	-0,28	0,783	-0,28	0,782	390	442
Price is the most important factor for me when buying food. (8)	157070,5	189457,5	80825,5	-1,55	0,121	-1,56	0,119	390	442
I take advantage of discounts and often buy foods that are on sale, even if I don't need them at the moment. (9)	155314,0	189551,0	79848,0	-1,71	0,087	-1,72	0,085	388	442
It is very difficult to plan shopping and food preparation so that nothing is wasted. (10)	153154,0	193374,0	76518,0	-2,80	0,005	-2,82	0,005	391	441
I prefer buying large packages of food, they are cheaper per item. (11)	155847,0	194019,0	78032,0	-2,59	0,009	-2,61	0,009	394	442

Thus, it can be stated that statistically significant changes arose during the pandemic but only for the statements that households check the food that they have at home before going grocery shopping (3), they go shopping regularly (5), it is difficult for them to plan purchases and food preparation in such a way that nothing is wasted (10), and they give preference to purchasing large packages of food because, in this way, they are cheaper per item (11). The changes are represented graphically using box plots in Figure 3, which capture the medians, the upper and lower quartiles, and the maximum and minimum value of the given statement both before and during the pandemic.

In general, during the pandemic, households are purchasing food regularly to a greater extent, they are also more aware that it is difficult to plan the purchase and preparation of food in such a way that nothing is wasted, furthermore, more households are checking what food they already have at home before going shopping and are purchasing more large packages of food because they are cheaper per item. On the other hand, during the pandemic, no statistically significant change was observed in the evaluation of price as an important factor when purchasing food, despite the fact that households are aware that they spend more money on purchasing food for immediate consumption and preparing food during the pandemic.

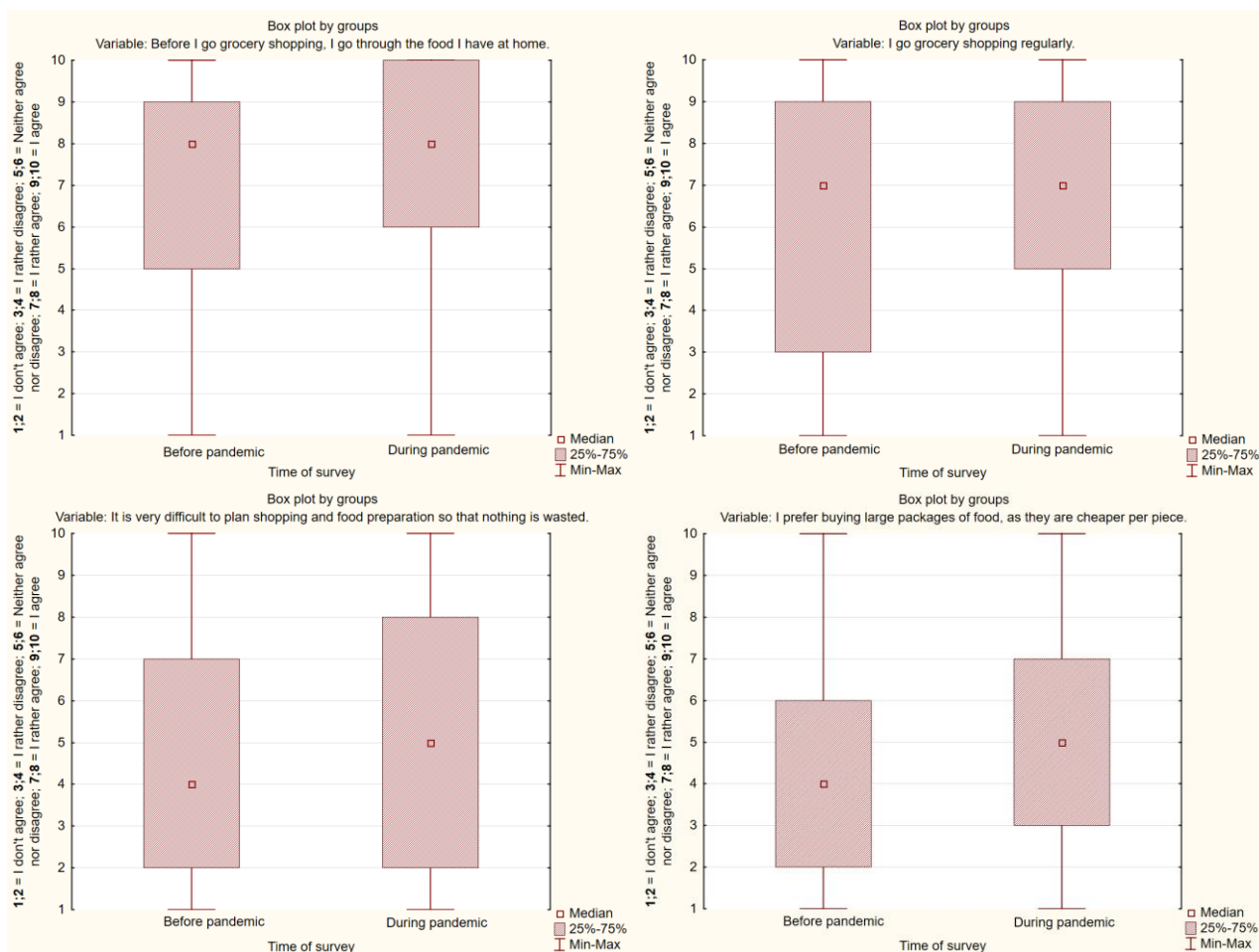


Figure 3: Changes in households' behaviour in relation to food waste during the pandemic

A change in household expenses for purchasing food

Both before and during the pandemic, households most frequently paid 4,000 – 6,000 CZK per month when purchasing food for immediate consumption and preparing food. In addition, before the pandemic, 38% of households spent more than 6,000 CZK per month on food, whereas, during the pandemic, this number rose to more than 46% of the surveyed households (see Figure 4). This is unequivocal evidence that households' monthly expenses for purchasing food increased. To a certain extent, this may be caused by larger purchases of food meant for cooking during periods when restaurants and canteens were closed, as well as by the gradual increase in food prices.

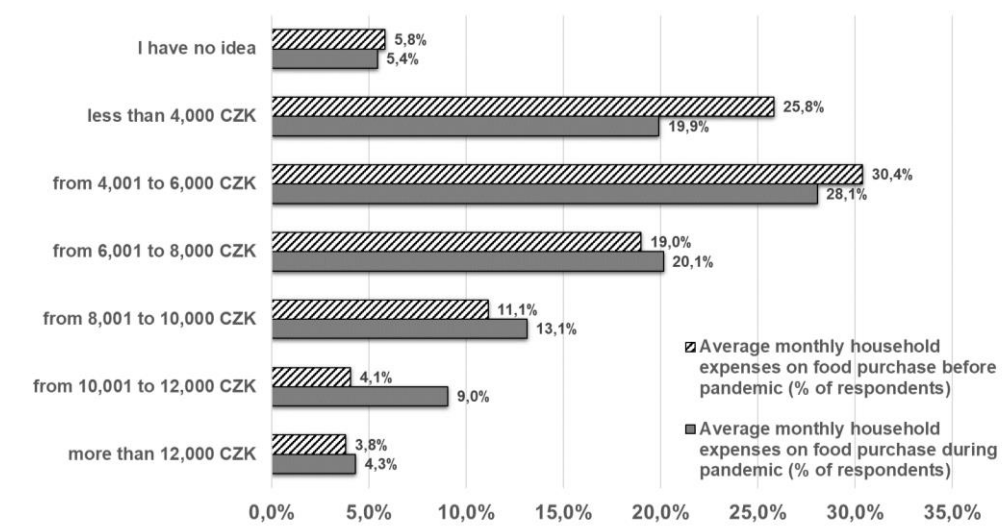


Figure 4: Average monthly household expenses on food purchases before and during pandemic

Using the Mann-Whitney U test, it was investigated whether the difference in the amounts spent on purchasing food before and during the pandemic can be considered statistically significant (see Table 7). The result of the test is statistically significant at a 5% significance level. Therefore, there are clearly differences in the amount of average monthly expenses when purchasing food for immediate consumption and preparing food between the period before and during the pandemic. Both before and during the pandemic, households most often spent between 4,000 – 6,000 CZK on food. Nevertheless, during the pandemic, the number of households that spent more than 6,000 CZK on food per month increased (by 8.5 p.b., by 22.4%) (see Figure 5).

Table 7: Mann-Whitney U test (A change in household expenses when purchasing food)

Variable	Mann-Whitney U Test								
	Grouping variable: Period before the pandemic (1) and during the pandemic (2) Marked tests are significant at the $p < 0.05$ level								
	Sum of ranks in group (1)	Sum of ranks in group (2)	U	Z	p-value	Z	p-value	Number of valid values (1)	Number of valid values (2)
Average monthly household expenses on food purchase	155851,0	194852,0	77641,0	-2,76	0,0057	-2,83	0,0046	395	442

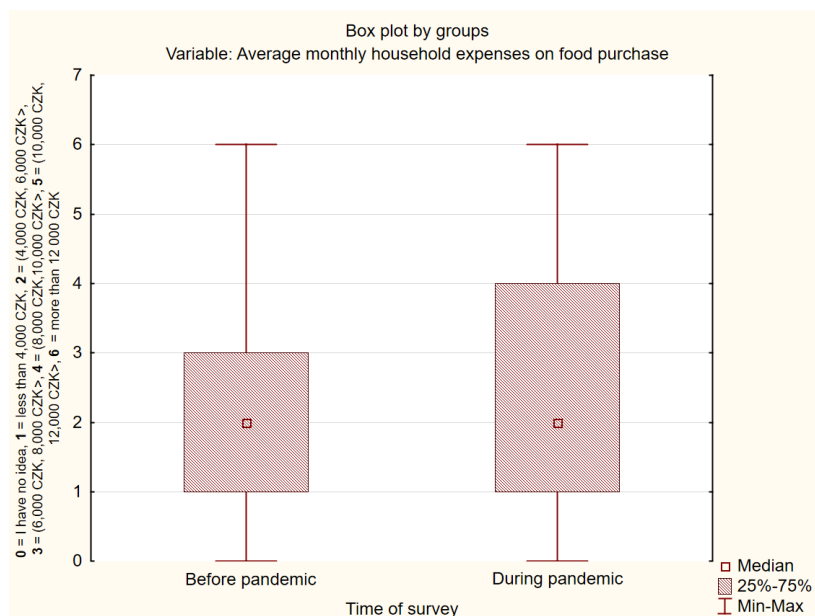


Figure 5: Changes in household expenses on food purchases during the pandemic

Wasting various categories of food

In addition to finding out the total amount of food the consumer wastes, it's also important to know what the structure of wasted food is, i.e., which categories of food the consumer wastes most often or the most. Due to the data collection method used, however, it was not possible to determine the exact amount of food thrown away in individual categories (for this, it would be better to carry out diary surveys in specific households, for example). Instead, how often households throw out individual categories of food before and during the pandemic was discovered. The results are depicted in Table 8, where the relative frequencies of individual responses are given. The value in each cell, therefore, expresses the percentage of households that throw away a given category of food with a given frequency. Values marked in bold represent the most frequently reported frequency of throwing away the given food category. Thus, it is evident that households most often waste **bakery products** and **fruit and vegetables**. Next, less often households waste dairy and meat products as well as home-cooked meals. Very rarely do they throw out perishable food, ready-made meals brought home, and raw meat or fish.

Using the Mann-Whitney U test, it was investigated which categories of food display a statistically significant difference between the frequency of food waste before and during the pandemic. The results are depicted in Table 9. The highlighted tests are significant at a 5% significance level, and for these categories of food, it is possible to reject H_0 and accept H_A regarding the change in frequency of their waste during the pandemic. Therefore, these differences are observed for fruits and vegetables, meat products, home-cooked meals, and read-made meals brought home (from the restaurant, canteen, etc.).

During the pandemic, households report that they are throwing away fruit and vegetables less often than before the pandemic. On the contrary, meat products and home-cooked meals are thrown away slightly more often during the pandemic than before, although the most frequently reported value for meat products is still 'never' (the modus during and before the pandemic). Households also throw away meals that they bring home (from restaurants, etc.) more often than in the period before the pandemic. This can be explained by the fact that people took home much more food to eat at a time when they often worked from home and food services were closed when compared with the period before the pandemic. However, even during the pandemic, the fact that most consumers never throw away this food or throw it away very little (see Table 8) remains true.

Table 8: Frequency of wasting various categories of food before and during the pandemic

Food category	Frequency of food waste before pandemic (1. questionnaire survey)						
	Never	Less than 1 time per quarter	1 time per quarter	1 time per month	2 to 3 times per month	1 to 2 times per week	3 or more times per week
Fresh fruit	20,8%	19,3%	15,2%	25,9%	15,2%	3,6%	0,0%
Fresh vegetables	16,8%	19,1%	16,3%	27,3%	17,3%	3,1%	0,0%
Dairy products	26,1%	29,4%	15,0%	19,8%	9,6%	0,0%	0,0%
Meat products	41,5%	25,7%	13,0%	13,2%	6,1%	0,5%	0,0%
Meat and fish (raw)	65,3%	23,0%	5,8%	4,6%	0,8%	0,5%	0,0%
Bakery products	17,1%	14,3%	11,5%	17,4%	25,6%	12,3%	1,8%
Perishable foods	75,0%	20,4%	1,8%	2,3%	0,5%	0,0%	0,0%
Home-cooked meals (exclud. side dishes)	32,7%	25,8%	11,6%	15,7%	11,1%	2,3%	0,8%
Home-cooked side dishes	27,5%	21,6%	16,5%	15,8%	13,5%	4,3%	0,8%
Ready-made meals brought home	73,1%	17,3%	5,8%	2,3%	0,8%	0,3%	0,5%
Food category	Frequency of food waste during pandemic (2. questionnaire survey)						
	Never	Less than 1 time per quarter	1 time per quarter	1 time per month	2 to 3 times per month	1 to 2 times per week	3 or more times per week
Fresh fruit	25,3%	26,9%	14,9%	17,6%	12,0%	2,9%	0,2%
Fresh vegetables	23,5%	25,3%	14,7%	21,5%	12,0%	2,5%	0,5%
Dairy products	22,2%	25,6%	20,6%	19,9%	8,8%	2,7%	0,2%
Meat products	35,3%	26,5%	14,9%	12,2%	7,9%	2,7%	0,5%
Meat and fish (raw)	63,3%	21,7%	8,6%	3,4%	1,4%	1,6%	0,0%
Bakery products	17,0%	15,2%	11,3%	14,1%	22,2%	17,7%	2,5%
Perishable foods	78,7%	15,6%	2,7%	1,8%	0,9%	0,2%	0,0%
Home-cooked meals (exclud. side dishes)	27,7%	25,2%	14,1%	14,7%	11,6%	5,9%	0,9%
Home-cooked side dishes	20,6%	23,8%	16,3%	14,5%	15,2%	8,8%	0,9%
Ready-made meals brought home	60,6%	21,0%	7,5%	5,2%	2,9%	1,6%	1,1%

In addition, it was discovered (surveyed in the period before the pandemic at the end of 2019 and the beginning of 2020) that the most common choice of households for the disposal of all the listed categories of food is to **throw them in mixed municipal waste**. For fresh fruit and vegetables, households also often choose to **compost** these items (approx. 20% of households). Home-cooked meals, as well as side dishes and dairy products, are also quite often thrown away as **waste – into the sewer system** (approx. 11% of households choose this method for home-cooked meals, approx. 6% of households do the same for home-cooked side dishes, and approx. 9% of households for dairy products). On the contrary, households often dispose of bakery products by **feeding them to animals** (approx. 27% of households); for other categories of food, only 5% of households choose feeding them to animals as a method of food disposal. Throwing food into the **organic bin** seems to be a minority choice for all categories of food so far; the most significant was observed in fresh fruit and vegetables (1.5% and 1.8% of households, respectively).

Table 9: Mann-Whitney U test (A change in the frequency of wasting various categories of food)

Frequency of waste in different food categories	Mann-Whitney U Test								
	Grouping variable: Period before the pandemic (1) and during the pandemic (2) Marked tests are significant at the $p < 0.05$ level								
	Sum of ranks in group (1)	Sum of ranks in group (2)	U	Z	p-value	Z	p-value	Number of valid values (1)	Number of valid values (2)
Fresh fruit	175726,0	174140,0	76237,0	3,11	0,0019	3,18	0,0015	394	442
Fresh vegetables	176097,5	172097,5	74194,5	3,58	0,0003	3,66	0,0003	392	442
Dairy products	158466,5	191399,5	80651,5	-1,84	0,0654	-1,89	0,0589	394	442
Meat products	157157,5	191872,5	79736,5	-2,05	0,0408	-2,13	0,0331	393	442
Meat and fish (raw)	163023,0	187680,0	84813,0	-0,71	0,4773	-0,84	0,4032	395	442
Bakery products	160020,0	186508,0	83384,0	-0,82	0,4132	-0,83	0,4060	391	441
Perishable foods	166520,0	181675,0	83772,0	0,82	0,4102	1,12	0,2616	392	442
Home-prepared meals (exclud. side dishes)	158728,0	191138,0	80518,0	-1,89	0,0591	-1,94	0,0527	395	441
Home prepared side dishes	156018,5	193011,5	78597,5	-2,37	0,0177	-2,42	0,0156	393	442
Prepared meals brought home	152708,0	197158,0	74893,0	-3,49	0,0005	-4,18	0,0000	394	442

Conclusions

Consumer behaviour in relation to food changed during the pandemic, what was predicted by many researchers. However, it's interesting to look at how studies differ in their conclusions. While some point to less food waste in households^{23,24,25}, others to increased food waste²⁶. Therefore, this article focuses on the Czech consumers and compares their stances on food waste, as well as their behaviour in food handling before and during the pandemic. From the measurement of the real amount of food waste in mixed municipal waste, it is clear that, during the lockdowns, this number decreased by 11%. So how has household food management changed in this period, and does this new experience have an effect on changing consumers' stances?

We can state that over the years there has been a deepening of awareness of the issue of food waste, and consumers are increasingly aware of the need to change their behaviour towards sustainable consumption. In the subjective estimates of the amount of wasted food from consumers, the opposite trend can be seen than what the real data from waste analyses show. In 2019, their estimate was roughly 1/3rd of the reality. In 2021, the gap between the estimation and reality narrowed, as consumers' subjective estimate accounted for less than half (46%) of the actual amount wasted, which can be explained by the fact that consumers had more insight into the amount of their food supply during pandemic, and thus, they spent most of their time at home and were more aware of food waste. However, they still see themselves in a better light (almost half say that price is not the most important factor and that they don't shop sales).

During the pandemic, consumers more often indicate exceeding the 'use-by' or 'best before' date as the most common cause. This can also be caused by a change in the frequency of shopping, although the purchases are regular, but for a longer period. Consumers plan their purchases more, and they also check their food stocks more, however, due to the limitation of frequency, they prefer large packages of food. A statistically significant difference was also measured in people's perception of the difficulty of planning and preparing food to avoid waste. This issue is becoming more and more pressing for households, as household expenses on food purchases continues to rise. We can also observe a smaller increase in discarded ready-made meals, although it is still the category of food that is wasted the least, along with meat. This reinforces the idea that planning the right amount of food for a family who eats at home is a difficult task. Therefore, it would be appropriate to lend a helping hand to households in the form of assisting with planning the appropriate amount of food (per person, per day), proper education regarding the storage of individual types of food, and by offering specific advice and tips on how to process any surpluses.

Acknowledgement

The study was performed as part of TACR project no. TL02000092, named the 'Pro-environmental behavior of households and incentives for behavioral change in food waste production'.

References

1. Katsarova, I. Tackling Food Waste: *The EU's Contribution to a Global Issue*. EPRS, European Parliamentary Research Service, Strasbourg 2016.
2. Stenmarck Å. and 14 coauthors: *Estimates of European Food Waste Levels*; Research report FUSIONS. IVL Swedish Environmental Research Institute, Stockholm. 2016. doi:10.13140/RG.2.1.4658.4721.
3. Aschemann-Witze I.J., de Hooe I., Amani P., Bech-Larsen T., Gustavsson, J.: *Consumers and Food Waste-a Review of Research Approaches and Findings on Point of Purchase and in-Household Consumer Behaviour*. EAAE-AAEA Joint Seminar 'Consumer Behavior in a Changing World: Food, Culture, Society'. 2015 March 25-27, Naples, Italy. Agricultural and Applied Economics Association.
4. Ilakovec B., Voca N., Pezo L., Cerjak M.: *Quantification and Determination of Household Food Waste and Its Relation to Sociodemographic Characteristics in Croatia*. Waste Manag.102, 231 (2020). doi:10.1016/j.wasman.2019.10.042.
5. Östergren K. and 21 coauthors: *FUSIONS Definitional Framework for Food Waste – Full Report*, Project Report FUSIONS, 2014. ISBN 978-91-7290-331-9.
6. Papargyropoulou E., Lozano R., Steinberger J.K., Wright N., bin Ujang Z.: *The Food Waste Hierarchy as a Framework for the Management of Food Surplus and Food Waste*. J. Cleaner Prod. 76, 106 (2014). doi: 10.1016/j.jclepro.2014.04.020.
7. Notarnicola B., Sala S., Anton A., McLaren S.J., Saouter E., Sonesson U.: *The Role of Life Cycle Assessment in Supporting Sustainable Agri-Food Systems: A Review of the Challenges*. J. Cleaner Prod. 140(2), 399 (2017). doi: 10.1016/j.jclepro.2016.06.071.
8. Beretta C., Stoessel F., Baier U., Hellweg S.: *Quantifying Food Losses and the Potential for Reduction in Switzerland*. Waste Manag. 33(3), 764 (2013). doi: 10.1016/j.wasman.2012.11.007.
9. Evans, D.: *Food Waste: Home Consumption, Material Culture and Everyday Life*. Bloomsbury Publishing, 2014.
10. Herath D., Felfel A.: *Determinants of consumer food waste behaviour: Homo Economicus vs. Homo Moralis*, 2016 Annual Meeting, July 31-August 2, Boston, Massachusetts 236260, Agricultural and Applied Economics Association. doi: 10.22004/ag.econ.236260.
11. WRAP - Quested T., Johnson H.: *Household Food and Drink Waste in the UK*. Report prepared by WRAP (Waste and Resources Action Programme), Banbury. 2009.
12. Buzby J.C., Hyman J.: *Total and per Capita Value of Food Loss in the United States*. Food policy, 37(5), 561 (2012). doi: 10.1016/j.foodpol.2012.06.002.
13. Accenture: *How COVID-19 will permanently change consumer behavior*. [online]. 2020. [cit.2022-06-16]. Available at: https://www.accenture.com/_acnmedia/pdf-123/accenture-covid19-pulse-survey-research-pov.pdf.
14. IPSOS: *Návyky české společnosti se nemění – plýtvání potravinami pokračuje*. [online]. 13. 10. 2015 [cit.2022-06-20]. Available at: <https://www.ipsos.com/cs-cz/navyky-ceske-spolecnosti-se-nemeni-plytvani-potravinami-pokracuje>.
15. CVVM SOÚ AV ČR - Hanzlová R.: *Plýtvání potravinami, nákupní a spotřební chování českých domácností – Potraviny 2021*, press release [online]. Praha, 19. 11. 2021 [cit. 2022-06-20]. Available at: <https://cvvm.soc.cas.cz/cz/tiskove-zpravy/ostatni/ostatni-ruzne/5499-plytvani-potravinami-nakupni-a-spotrebni-chovani-ceskych-domacnosti-potraviny-2021>.

16. Parfitt J., Barthel M., Macnaughton S.: *Food Waste within Food Supply Chains: Quantification and Potential for Change to 2050*. Philos. Trans. R. Soc., B: Biological Sciences 365(1554), 3065 (2010). doi: 10.1098/rstb.2010.0126.
17. Stefan V., van Herpen E., Tudoran A.A., Lähteenmäki L.: *Avoiding food waste by Romanian consumers: the importance of planning and shopping routines*. Food Qual. Prefer. 28(1), 375 (2013). doi: 10.1016/j.foodqual.2012.11.001.
18. Lebersorger S., Schneider F.: *Discussion on the Methodology for Determining Food Waste in 816 Household Waste Composition Studies*. Waste Manag. 31(9-10), 1924 (2011). doi: 10.1016/j.wasman.2011.05.023.
19. Neumeyer X., Ashton W.S., Dentchev N.: *Addressing resource and waste management challenges imposed by COVID-19: An entrepreneurship perspective*. Resour., Conserv. Recycl. 162, 105058 (2020). doi: 10.1016/j.resconrec.2020.105058.
20. Aldaco R. and 12 coauthors: *Food Waste Management during the COVID-19 Outbreak: A Holistic Climate, Economic and Nutritional Approach*. Sci. Total Environ. 742, 140524 (2020). doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140524.
21. Hobbs J.E.: *Food Supply Chains during the COVID-19 Pandemic*. Canadian Journal of Agricultural Economics 68(2), 171 (2020). doi: 10.1111/cjag.12237.
22. Qian K., Javadi F., Hiramatsu M.: *Influence of the COVID-19 Pandemic on Household Food Waste Behavior in Japan*. Sustainability 12(23), 9942 (2020). doi: 10.3390/su12239942.
23. Principato L., Secondi L., Cicatiello C., Mattia G.: *Caring more about food: The unexpected positive effect of the Covid-19 lockdown on household food management and Waste*. Socio-Economic Planning Sciences 82(A), 100953 (2022). doi: 10.1016/j.seps.2020.100953.
24. Vargas-Lopez A., Cicatiello C., Principato L., Secondi L.: *Consumer expenditure, elasticity and value of food waste: A Quadratic Almost Ideal Demand System for evaluating changes in Mexico during COVID-19*. Socio-Economic Planning Sciences 82(A), 101065 (2022). doi: 10.1016/j.seps.2021.101065.
25. Sharp E.L., Haszard J., Egli V., Roy R., Te Morenga L., Teunissen L., Decorte P., Cuykx I., De Backer C., Gerritsen S.: *Less Food Wasted? Changes to New Zealanders' Household Food Waste and Related Behaviours Due to the 2020 COVID-19 Lockdown*. Sustainability 13(18), 10006 (2021). doi: 10.3390/su131810006.
26. Berjan S., Vaško Ž., Ben Hassen T., El Bilali H., Allahyari M.S., Tomić V., Radosavac A.: *Assessment of household food waste management during the COVID-19 pandemic in Serbia: a cross-sectional online survey*. Environ. Sci. Pollut. Res. 29(8), 11130 (2022). doi: 10.1007/s11356-021-16485-8.
27. Pires, I.M., Fernandez-Zamudio M.A., Vidal-Mones B., Martins R.B.: *The impact of COVID-19 lockdown on Portuguese households' food waste behaviors*. Human Ecology Review, 26(1), 59 (2021). doi: 10.22459/HER.26.01.2020.06.
28. Vittuari M., Masotti M., Iori E., Falasconi L., Gallina Toschi T., Segrè A.: *Does the COVID-19 external shock matter on household food waste? The impact of social distancing measures during the lockdown*. Resour., Conserv. Recycl. 174, 105815 (2021). doi: 10.1016/j.resconrec.2021.105815.
29. Nicewicz R., Bilska B.: *Analysis of Changes in Shopping Habits and Causes of Food Waste Among Consumers Before and During the COVID-19 Pandemic in Poland*. Ochrona Srodowiska i Zasobów Naturalnych 32(3), 8 (2021). doi: 10.2478/oszn-2021-0010.
30. Çavuşa O., Bayhan I., Ismail B.B.: *An Overview of the Effect of Covid-19 on Household Food Waste: How Does the Pandemic Affect Food Waste at the Household Level?* International Journal on Food System Dynamics 13(1), 1 (2022). doi: 10.18461/ijfsd.v13i1.A1.
31. Muresan I.C., Harun R., Andreica I., Chiciudean G.O., Kovacs, E., Oroian C.F., Brata A.M., Dumitras D.E.: *Household Attitudes and Behavior towards the Food Waste Generation before and during the COVID-19 Pandemic in Romania*. Agronomy 12(3), 746 (2022). doi: 10.3390/agronomy12030746.

32. Bogevska Z., Berjan S., El Bilali H., Sadegh Allahyari M., Radosavac A., Davitkovska M.: *Exploring food shopping, consumption and waste habits in North Macedonia during the COVID-19 pandemic*. Socio-Economic Planning Sciences 82(A), 101150 (2022). doi: 10.1016/j.seps.2021.101150.
33. Bors, D.: *Data analysis for the social sciences*, SAGE Publications, London 2018.
34. Budíková M., Králová M., Maroš B.: *Průvodce základními statistickými metodami*, Grada Publishing, Praha 2010.
35. Kubíčková L., Veselá L., Kormaňáková M.: *Food Waste Behaviour at the Consumer Level: Pilot Study on Czech Private Households*. Sustainability 13(20), 11311 (2021). doi: 10.3390/su132011311.
36. GfK: *Slevové akce: fenomén trhu i v době ekonomického růstu*. (2019). <https://www.gfk.com/press/slevove-akce-fenomen-trhu-i-v-dobe-ekonomickeho-rustu>, staženo 23. 6. 2022.

Změny v postojích domácností k plýtvání potravinami během pandemie Covid-19

Martina MORÁVKOVÁ, Lucie VESELÁ, Lea KUBÍČKOVÁ

Ústav marketingu a obchodu, Provozně ekonomická fakulta, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1665/1, 613 00 Brno

Souhrn

Domácnosti, tedy spotřebitelé, patří ve vyspělých zemích Evropy mezi ty články potravinového řetězce, které se největší měrou podílejí na celkovém potravinovém odpadu. To má za následek velké ekonomické, společenské a také environmentální negativní dopady. Pandemie COVID-19, která vypukla na začátku roku 2020, přinesla bezprecedentní změny v celosvětovém měřítku, které prohloubily obavy o zdroje a vedly k ještě větší snaze o snížení plýtvání potravinami. Ačkoliv výsledky již provedených výzkumů nejsou jednotné v pohledu na reálnou změnu v množství vyplývaných potravin u spotřebitele vlivem pandemie, shodují se v tom, že spotřebitelé během pandemie začali o plýtvání potravinami více uvažovat, alespoň se snažili o snížení plýtvání potravinami a také začali v domácnostech více vařit.

Článek se zabývá tím, jak pandemie Covid-19 ovlivnila subjektivní postoje a návyky českých domácností při nakládání a plýtvání s potravinami a tím, k jakým skutečným změnám během pandemie v této oblasti došlo. Výsledky vycházejí z analýzy a porovnání primárních dat (byl využit Mann-Whitneyův test) získaných prostřednictvím dvou dotazníkových šetření mezi českými domácnostmi, jež proběhla v období před vypuknutím pandemie (395 respondentů) a během pandemie (442 respondentů).

V subjektivních odhadech množství vyplývaných potravin domácnostmi je možné zaznamenat změnu směrem k vyšším odhadům množství vyplývaných potravin. Zatímco před pandemií činil tento odhad 12,27 kg/osoba/rok, během pandemie se zvýšil na 15,43 kg/osoba/rok. Také u příčin plýtvání potravinami v domácnostech lze nalézt statisticky významné změny. I přesto, že stále platí znehodnocení potravin během jejího uskladnění, překročení data použitelnosti i trvanlivosti k hlavním příčinám vyhazování potravin, můžeme vysledovat nárůst počtu domácností, které potraviny vyhazují také proto, že nakoupí příliš velké balení a nestihnou ho spotřebovat.

Během pandemie začalo více domácností dělat nákupy potravin pravidelně, zjišťovat stav svých zásob před samotným nákupem a nakupovat velká balení potravin. Také více domácností připouští, že během pandemie je pro ně obtížnější naplánovat přípravu a konzumaci jídel doma tak, aby se nic nevyhodilo a že za nákup potravin pro přímou spotřebu a přípravu jídel vydávají více peněz než před pandemií. Z hlediska jednotlivých kategorií potravin došlo hlavně u ovoce i zeleniny ke snížení frekvence, s jakou jsou v domácnostech vyhazovány, u masných výrobků, doma uvařených příloh a přinesených hotových jídel z restaurací je to ale naopak. U pečiva nebyla pozorována žádná statisticky významná změna v obou obdobích, i když pečivo spolu s ovocem a zeleninou stále zůstává nejčastěji plýtvaným druhem potravin.

Klíčová slova: plýtvání potravinami, domácnosti, změny vlivem pandemie Covid-19, subjektivní postoje

The time difference of printer cartridge production in the circular and linear economy in the context of climate change and employment policy

Pavel HRDLIČKA, Lucie SEVEROVÁ

Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Economics and Management, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6, e-mail: hrdlicka@pef.czu.cz

Summary

The paper deals with the time difference of printer cartridges production using the basic principles of circular and linear economy in the context of climate change. The contribution determines the time difference in the production of an average toner cartridge originating from the circular economy as part of a national economy compared to the toner cartridge produced within the principles linear economy and imported into the national economy.

The paper further presents an example of the application of the primary research objective by providing an estimate of the number of domestic jobs created through the introduction of measures preventing the import of disposable toner cartridges that do not allow for the renovation process.

The refurbishment of one unit of an average toner cartridge was found to contribute an extra 37 minutes of labour to the local economy. This finding is of key importance for modelling the benefits yielded by the cartridge refurbishment industry with respect to domestic production and the generation of local jobs. The obtained results are key to facilitating the development of studies related to the cartridge refurbishment sector. The estimate of the number of domestic jobs created through the introduction of measures preventing the import of disposable toner cartridges to the Czech Republic was found to have the potential to generate more than 1,200 local jobs.

Keywords: *circular economy, climate, climate change, environmental protection, employment, greenhouse gases, import, linear economy, print cartridges, production, toner cartridges, vineyards, waste, waste reduction, unemployment, wine.*

Introduction

In 2016, 242 million tons of plastic waste was generated globally, corresponding to 12 percent of all municipal solid waste. If the current waste management trajectory continues unchecked, the volume of plastic waste production will exceed 400 million tonnes by 2050. ⁽¹⁾

Plastic production and plastic waste processing are associated with the emission of greenhouse gases, which contribute to the creation of the greenhouse effect. ⁽²⁾

The vast majority of the world's scientists admit that the increase in the Earth's average surface temperature and global warming due to human activity are real and will have a catastrophic impact on the ecosystem and the environment unless there is a fundamental shift in consumption habits. ⁽³⁾ The greenhouse effect represents a significant factor with respect to global warming. ⁽²⁾

The effects of global warming can be seen not only within the global ecosystem, but also in individual sub-sections and marginal parts of the ecosystem. ⁽⁴⁾

The major impacts of climate change can be seen in Agricultural Systems. The impacts of climate change may not only be direct, but the impacts of climate change may be indirect, inter alia through changes in human land use. For example, the area suitable for viticulture decreases 25% to 73% in major wine producing regions by 2050. Human-induced climate change may cause establishment of

vineyards at higher elevations. Establishment of vineyards at higher elevations will increase impacts on upland ecosystems. The establishment of vineyards at higher elevations thus can lead to a reduction in natural vegetation and a reduction in species diversity.⁽⁵⁾ However, climate change, in the example of wine production, is not only the impact caused by changes in wine production, but climate change also has an impact on the quality of the wine itself. Climate change is altering the chemistry of wine.⁽⁶⁾

In September 2020, the European Commission introduced a plan to reduce greenhouse gas emissions in the European Union by at least 55% compared to 1990 by 2030. The overarching aim is to make Europe climate neutral by the year of 2050. A part of the plan is to identify the necessary legislative changes to be adopted over the course of 2021.⁽⁷⁾

Members of the European Parliament wish to increase this target further, effectively reducing greenhouse gas emissions within the European Union by at least 60% compared to 1990 by 2030. In keeping with this proposal, all EU member states would have to be climate-neutral by 2050, which will require negative emissions throughout the European Union thereafter. MEPs have called on the European Commission to submit a specific proposal by 31 May 2023 on how to achieve climate neutrality, including the setting of a 2040 checkpoint and the establishment of a new authority to address climate change issues, namely the European Climate Change Council.⁽⁸⁾

European Union industry produces approximately 20% of the EU's greenhouse gas emissions. The current EU industry is dependent on the consumption of new materials. Of the total consumption of European industry materials, only 12% of materials came from recycling. The European industry is linear in that it does not utilize the given resources repeatedly.⁽⁹⁾ Resources in a linear economy are used for the production of products which are subsequently treated as waste.⁽¹⁰⁾ Transition to a circular economy is an integral part of the transformation of the European Union's economy.⁽⁹⁾

The origin and main characteristics of a circular economy

A circular economy is based on the principle of circularity. There are a number of identifiable basic principles. Circularity is one of the fundamental components of nature. Natural resources essentially circulate in a continuous loop with a varying number of intermediate steps and fluctuating frequency of circulation.

The early form of circular economy was based on the reuse of manufactured articles and ongoing repair cycles of manufactured tools and various items. The high level of circularity was mainly due to the scarcity of different products, exclusively manual production and the related enormous complexity of production.⁽¹⁴⁾

Industrial manufacturing and automation brought about a rapid shift from circular to linear production. In a linear economy, raw materials are obtained, collected and moved through the production cycle to be subsequently transformed into final consumption products destined to be used and disposed of as waste. In the linear economy system, value is created by the production and consumption of the maximum amount of disposable products the market can utilize.⁽¹⁰⁾

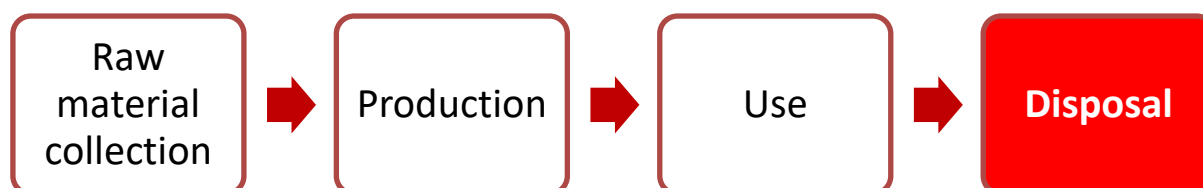


Chart 1: Basic principles of a linear economy

The first attempts to move away from the concept of a linear economy date back to the 1970s. This period sees the emergence of ecological movements that slowly gain in popularity and the advancement of the 3R (Reduce-Reuse-Recycle) Concept. This concept is based on the promotion of the principles of consumption reduction, product reuse and product recycling after use.⁽¹⁶⁾ The theoretical approach is applied in practice, with particular emphasis on waste management rather than on waste prevention. This leads to a substantial increase in the volume of recycling. In this phase, no link between input requirements and output requirements can be said to exist. The emphasis is not placed on a closed cycle, but rather on the recycling of consumed products.⁽¹⁷⁾ The use of salvage car components in various forms of construction is a good example of this.⁽¹⁸⁾

In the next phase, the concept of assessing the overall impact of consumption on the environment is introduced and developed, linking the input and output of production. At the same time, the model of prevention of negative impacts of production on the environment is being promoted.⁽¹⁹⁾ The concept of linking inputs and outputs initiates a gradual paradigm shift in thinking – **elimination of the negative effects of production and consumption on the natural environment does not necessarily have to represent a threat to the economy. On the contrary, it may become an opportunity for economic development and long-term economic stability.**⁽²⁰⁾

The current view of the circular economy regards it as a social and economic concept that is an integral part of sustainable development. As part of the circular economy concept, **the environmental and social perspectives merge into one whole**, bringing a solution to the sustainable concept of consumption.⁽¹²⁾

Basic principles of a circular economy

In a circular economy, the used materials are separated into two independent material cycles. The first flow cycle is represented by substances of organic origin. These materials are readily degradable and can be returned to the biosphere. The second cycle involves substances of synthetic origin. Within a circular economy, these materials are input in a way that allows for the complete separation and subsequent recycling of all products after their use.⁽¹⁾ The circular economy focuses on methods of industrial production that minimize negative environmental impacts and, at the same time, improve the quality of human life by increasing production efficiency.⁽¹¹⁾ The basic principle of a circular economy lies in the ability to reuse a product as a whole or its individual material components.⁽¹²⁾

Each product must be designed so that its individual components can be separated, dismantled and converted back into a source raw material from which a product of a quality comparable to the original can be produced.⁽¹³⁾

Such product design is part of ecodesign. Ecodesign can be defined as a process of product design and development that emphasizes the minimization of the product's negative impacts on the environment throughout the entire product life cycle while maintaining its required functionality, safety, ergonomic performance, quality, aesthetics and cost adequacy. The life cycle of each product includes all of its phases, namely processing, production, use and disposal. This entails all phases of raw material acquisition and processing, including logistics, all phases of production, distribution to customers, use of the product and the methods of its disposal after use.^{(21) (22)}

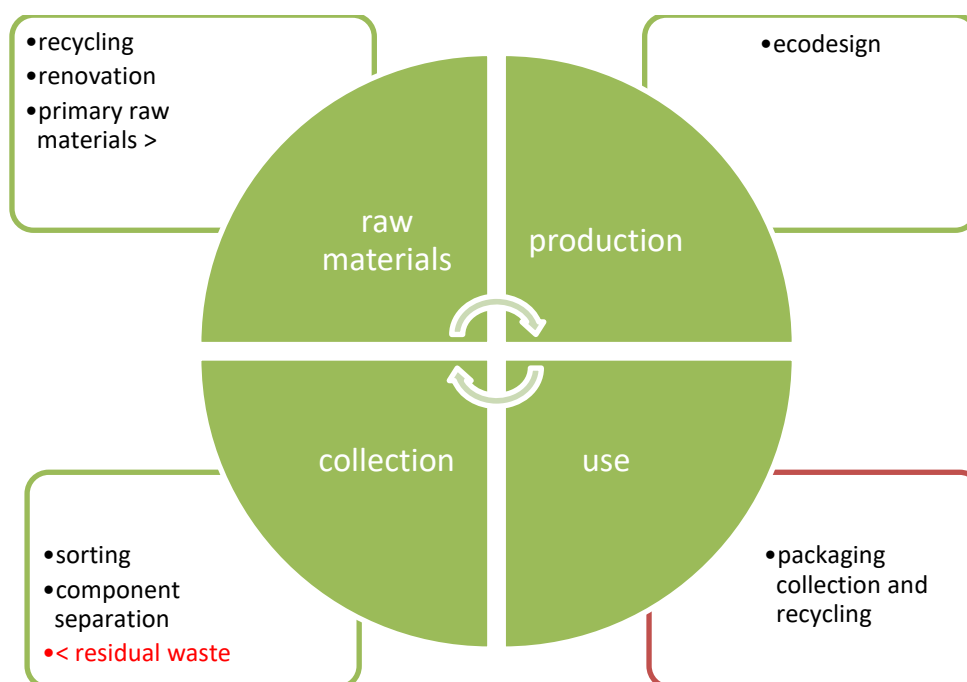


Chart 2: The basic principle of a circular economy

The macroeconomic and social impacts of an applied circular economy

The Cambridge Econometrics, Trinomics, and ICF study, aimed at identifying the macroeconomic and social impacts of circular economy policies in practice, divides the economy into a range of sectors. With respect to the electronics and electronic equipment sector, it forecasts that the introduction of the circular economy will have a positive impact on the total GDP of individual EU countries, projecting a growth between 0.03% and 0.11% by 2030 compared to the initial level in 2017. The study also anticipates a corresponding increase in employment within the sector, ranging from 0.01% to 0.03% by 2030. The impacts of the growth in the level of employment have not been forecast for the entire economy. An increase in the number of jobs is expected in segments related to recycling, renovation and repairs, while jobs in the area of primary material acquisition are expected to decrease. The overall impact is expected to increase slightly, with 700,000 new jobs created in all sectors. Cambridge Econometrics expects a decline in the volume of imports to EU countries and a marginal decrease in consumer prices in connection with the introduction of the circular economy. ⁽²³⁾ The Meyer B. et al. describes structural changes related to the introduction of the circular economy. The importance of the electronics, electronic and optical devices sector will gradually decline. While in 2009 the proportion of all time worked in EU countries in the electronics, electronic and optical equipment sector was 1.6%, this number is expected to decrease to 1.4% by 2030, with a further decline down to 1.2% thereafter. And whereas the share of GDP of EU countries in 2009 amounted to 2.6%, it is projected to increase to 3.4% by 2030 and, subsequently, up to 20 % by 2050. The average time of the actual use of consumer electronics in households is expected to increase as the related demand for these goods will fall by around 5% to 15%. At the same time, however, there is an expected increase in demand for repair services, including the gradual upgrading of consumer electronics by way of repairs. The rise in demand for repair services is expected to rise by up to 100% by 2050 compared to the reference year 2015. ⁽²⁴⁾

Scientific studies indicate a prevailing positive socio-economic impact achieved by the introduction of the circular economy, accompanied by the transformation of individual sectors. The progressive loss of jobs in sectors related to raw material extraction, land filling and waste disposal will be replaced by the emergence of new jobs in the field of recycling, renovation and repair of products. We can expect a discernible shift towards jobs with higher added value and greater demand on knowledge and skills. From the perspective of EU countries, the prevailing conclusion is that there will be a partial slowdown in imports of final consumer products and input raw materials accompanied by a significant boost in local

production through recycling, renovation and repairs. The low-skilled workforce from third world countries will be replaced by European production. This will contribute to and outweigh the economic downturn caused by the reduction in the production of new final consumer products and will facilitate economic growth and social stability in EU countries. ^{(25) (26) (27)}

However, according to Patricia van Loon, there is **a notable lack of studies assessing specific products and the real impact of their production within the circular economy, further diminishing the credibility of environmental assessments quantifying the real impacts of circular production and the real benefits of environmentally responsible consumer behaviour.** The results of the presented study show the urgent need to carry out additional studies that would properly assess the future life cycle of specific circular products. ⁽²⁸⁾ This lack tends to be more pronounced in post-communist countries. ⁽²⁹⁾

This study **contributes to expanding the number of studies assessing the impacts of the circular economy on specific products** for the creation of local jobs, the development of domestic production and global environmental savings with respect to resources and greenhouse gas emissions.

Subject of the research

The research focuses on toner cartridges, a printing consumable used in printers operating on the principle of exposure to a photosensitive drum, generally referred to as laser printers. There are two basic types of toner cartridges as seen from the perspective of a circular versus linear economy. Refurbished toner cartridges are produced by refurbishing previously used toner cartridges. Only toner cartridges that have no technological or legislative restrictions can be refurbished. Refurbished toner cartridges are commonly produced in national economies. The second type are toner cartridges imported from abroad (typically from China). These are products of the linear economy. As such, these cartridges are not suitable for the refurbishment process and are disposed of as waste after their one-time use. See the **Definitions** chapter below for a precise definition of toner cartridge types.

Objective

This paper aims to accurately determine the time difference in the production of an average toner cartridge originating from the principles of circular economy as part of a national economy compared to the toner cartridge produced within the principles of linear economy and imported into the national economy.

The established time difference, representing the creation of a job position within the domestic economy with respect to each used refurbished toner cartridge produced by the national manufacturer, serves as the basic input for modelling the benefits of the refurbished toner cartridge industry for the national economy.

The secondary goal is to present an example of the application of the primary research objective by providing an estimate of the number of domestic jobs created through the introduction of measures preventing the import of disposable toner cartridges that do not allow for the renovation process.

Research methodology

The average time allowance for all process steps **unique to the production of a refurbished toner cartridge within the national economy will be determined.** The applicable values will be determined based on direct experiment. The employed method involves measuring the time allowance for all process steps unique to the refurbished toner cartridges required in all phases of production, extending from the entry of the collected toner cartridge into the production facility to the exit of the refurbished toner cartridge from the facility. Time allowances common to the production of refurbished toner cartridges within the national economy and the import of toner cartridges originating from the linear economy into the national economy will not be included.

The research will be carried out at the leading toner cartridge refurbishing company in the Czech Republic, KMP Bürotechnik s.r.o. This manufacturer uses the maximum proportion of technologically available machine production. Annual toner cartridge production capacity of the company is more than 500,000 units.

For each type of the toner cartridge, the experiment will be repeated for 3 passes ($sm_1; sm_2; sm_3$) through the entire production cycle, determining the average production cycle time (system operation) for the given cartridge type ($\overline{sm}$).

$$\overline{sm} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 sat_i$$

The average time allowance for the system steps involved in the refurbishment of all types of toner cartridges included in the experiment will be determined in the next phase of the calculation using a weighted average. The weight values will be identified based on the proportionate representation of the cartridge type volume in the production of 30 types of toner cartridges with the highest production volume ($\overline{satt}$).

$$\overline{satt} = \frac{\sum_{i=1}^{30} \overline{sm}_i * w_i}{\sum_{i=1}^{30} w_i}$$

The time allowance will be given in seconds. Overall, the time allowance will be determined for 90 units of production.

During the production, a number of production stages are completed simultaneously for multiple cartridges. Where this is the case, the time allowance for the production stage including multiple cartridge units (stg) will be determined for the entire volume (sg) and then divided by the number of cartridges processed as part of the combined production stage. The (stg). value will be included in the calculation as the input value of the time allowance for the production process of each cartridge type. In order to maintain calculation uniformity and consistency, the methodology will be equally applied to production stages involving a single cartridge ($sg = 1$).

$$sat = \frac{stg}{sg}$$

The storage and shipping stage will not be included, as this process stage corresponds to the stage wherein the toner cartridges are imported from the linear economy. Moreover, the calculation will not include process stages related to the acquisition and storage of cartridge replacement parts, which essentially correspond to the acquisition and storage of toner cartridges originating from the linear economy.

The processing of toner cartridges once they enter the production facility involves production stages which are not inherently consistent with the methodology established above (non-system operation). This applies to the initial stage in the sorting of toner cartridges into units allocated for refurbishment and units destined for disposal as waste. The time allowance required for the identification of one toner cartridge to be refurbished will also be determined. For each type of the toner cartridge, the experiment will be repeated for 3 passes ($nm_1; nm_2; nm_3$) through the entire production cycle, determining the average production cycle time for the given cartridge type ($\overline{nm}$).

$$\overline{nm} = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^3 nat_i$$

The average time allowance for the non-system stages related to all types of toner cartridges included in the experiment will be determined in the next phase of the calculation using a weighted average of 30 types of toner cartridges with the highest production volume ($\overline{natt}$).

$$\overline{natt} = \frac{\sum_{i=1}^{30} \overline{nm}_i * w_i}{\sum_{i=1}^{30} w_i}$$

The following step will be to establish the average time allowance for the production of a refurbished toner cartridge with respect to supporting jobs ($\overline{oatt}$). These are jobs related to technical, administrative and organizational activities. Business, sales and management jobs will not be included. The reason being is that similar jobs will be required even in cases where products originating from the linear economy are imported. The total time allowance applicable to all technical - administrative jobs and the average time allowance for one refurbished product will be determined. In addition, we will identify all jobs involved in the development, testing and production of toner cartridges as well as all technical and administrative jobs related to the production of refurbished toner cartridges (j). The total time allowance for all related jobs ($\overline{att}$) will be established as the product of the number of these jobs and the number of working days in 2020 (wd) converted to seconds of work

$$\overline{att} = j * wd * 8 * 60 * 60$$

The average time allowance for the production of a refurbished toner cartridge in relation to support jobs ($\overline{oatt}$) will be determined as the ratio of the total time allowance for all related jobs ($\overline{att}$) to the total production of refurbished toner cartridges in 2020 (tp)

$$\overline{oatt} = \frac{\overline{att}}{tp}$$

The total average time allowance for the production of one toner cartridge ($\overline{att}$) will be determined as the sum of the average time allowances for system operations ($\overline{satt}$), the average time allowances for non-system operations ($\overline{natt}$) and the average time allowance for support time positions.

$$\overline{att} = \overline{satt} + \overline{natt} + \overline{oatt}$$

Research details

Definitions

A toner cartridge is the replaceable, consumable component of printing equipment using laser printing technology, consisting of a container with toner powder that is transferred to paper via an electrostatically charged drum unit, a wiper blade to wipe excess toner from the photosensitive drum, and a waste hopper for excess powder storage.

The toner cartridge as defined above corresponds to conventional toner cartridges used in printing and multifunction laser printers operated in small and medium-sized offices and homes. This type of toner cartridge is not used in large copying machines with components that can be replaced separately.

An original (OEM) toner cartridge is a toner cartridge supplied under a trademark identical to the trademark of the printer for which it has been designed.

A refurbished/remanufactured toner cartridge is an original toner cartridge that has been used at least once and collected from the user, completely dismantled in a refurbishment facility to allow for separation of the toner hopper, the photosensitive drum, the excess toner wiper blade and the waste hopper, full removal of any residual toner powder, replacement of the photosensitive drum, reassembly of the cartridge, and refilling of the unit with toner powder in a quantity equal to the quantity used in the same type of a new original cartridge.

A compatible toner cartridge is a cartridge supplied under a trademark different from the trademark of the printer for which it has been designed.

The quality standard of toner cartridges is represented by original (OEM) toner cartridges. If the toner cartridges are properly refurbished in accordance with DIN 33870-1 and/or DIN 33870-2 standard, the print quality and yield of the print cartridges fully correspond to the original (OEM) toner cartridge and there is no negative impact on the life of the printers. DIN 33870-1 and DIN 33870-2 standards are designed to guarantee the full similarity of refurbished toner cartridges with new original (OEM) toner cartridges. In contrast, the quality of newly manufactured compatible toner cartridges is highly variable and there is no way to verify the actual quality. There is no usable quality standard. Independent tests

have shown that compatible toner cartridges may pose health risks to printer users, (due to the high content of hazardous substances that they are such as Benzen, Styren, TVOC). (15)

Refurbishment process and automation options

The initial step in the refurbishment process is to collect used toner cartridges. Toner cartridge remanufacturers (refurbishing facilities) operate their own collection systems or purchase collected toner cartridges from used cartridge vendors. They obtain them through their own collection or purchase systems directly from consumers or businesses. Independent collection systems are used as standard.

Cartridges are collected in paper boxes located in publicly accessible locations with a capacity of approximately 100 cartridge units. Shipping companies transport the cartridges to the production plant where they are first separated based on their type. This initial process stage involves both system and non-system operations. Each collected toner cartridge is physically inspected and identified as original, refurbished original or compatible. Compatible toner cartridges are placed in a container destined for disposal. Original and previously refurbished original cartridges are identified as to their type and existence in the production program. Cartridges listed and/or to be listed in the production program are checked for their physical condition. All damage-free cartridges are then physically received, i.e. physically placed in the respective storage box and listed in the warehouse system database. These steps constitute system process activities. Non-system process activities are created by separating out toner cartridges that cannot be refurbished. Process activities are completed once the cartridges are separated out and handed over for disposal. This set of activities does not allow for a greater level of automation and robotics due to current technology limitations.

The cartridges are stored until a request for the production of refurbished cartridges is received. The technological prerequisite for a production request to be accommodated is a minimum of 50 cartridges in stock. The cartridges are released from the warehouse and transported to the production facility. Robotic automation of the stock-out and transport process would involve very high investment and operating costs. The initial production phase consists of removing the OEM trademarks from the cartridges. This production phase is skipped for previously remanufactured/refurbished toner cartridges of an identical remanufacturer. However, this situation did not occur in the examined sample of cartridges. OEM trademarks are removed using automated CNC machines and thermal robotic arms. Human labour is only required to operate these machines. Under the patent law in force, failure to remove the OEM trademarks from refurbished products constitutes an infringement of the OEM intellectual property. Elimination of this process step is possible through an amendment to the patent law adding a different interpretation applicable to refurbished products.

The next production step involves the complete disassembly of the toner cartridge, which is carried out in special boxes fitted with an automated toner powder suction system. The disassembly is completed using electric and air-operated tools. Given the variety of disassembly procedures for different types of cartridges, this production phase cannot be automated any further. The complete disassembly and removal of all residual toner powder is followed by the transfer of the units to the respective assembly stations using transport trucks. This step can be automated if robotic trucks are used. The entire assembly process is highly specific for each type of toner cartridge. Some toner cartridges of the same type undergo technological modifications during the life cycle of their mechanical components, especially in terms of their mounting methods. Identical types of toner cartridges may be compatible with multiple sets of replacement parts, depending on their internal design. Accordingly, replacement part requests are submitted only after the exact version of the cartridge type has been determined. Replaceable parts are released from the warehouse and delivered using hand-operated pallet trucks. This phase can be readily automated using a suitable warehouse automation system, including robotic trucks. Due to the considerable specificity of the procedures applied to the cartridge assembly, further automation is not technologically feasible. The toner cartridges are refilled in a semi-automatic process. The filling machine automatically determines the exact dose and type of the toner powder based on the toner cartridge code. Operating personnel are only required to move the cartridges to the filling head of the semi-automatic machine. This process can be streamlined by a greater level of automation using a robotic arm. The transportation of products during production can be facilitated by the use of a robotic truck.

In the next phase of production, the print set is tested. Once the cartridge is manually inserted into the printer, the print report starts automatically. The print set is then transferred to an optical print inspection device. If the sample printout meets the quality requirements, the set is secured with transport tape to prevent the toner powder from being released during shipment and the toner cartridge proceeds to the packaging and storage phase. As these production steps are also performed for compatible toner cartridges originating from the linear economy, they are not included in the calculation. In the monitored sample, no toner cartridges were rejected due to non-compliance with print quality requirements.

Table 1: Direct process steps of a toner cartridge remanufacturer in units of seconds

System operations	stg ₁	sg ₁	sat ₁	stg ₂	sg ₂	sat ₂	stg ₃	sg ₃	sat ₃	sm
Separation of cartridges suitable for refurbishment	24	1	24	28	1	28	23	1	23	25
Cartridge listing in the storage system	19	1	19	14	1	14	12	1	12	15
Distribution of cartridges for storage	54	8	6,75	69	3	23	58	2	29	19,6
Cartridge placement in storage	5	1	5	6	1	6	6	1	6	5,67
Production request	14	1	14	13	1	13	18	1	18	15
Request acceptance and delivery for production	1436	50	28,7	2743	100	27,4	1539	50	30,8	29
Removal of OEM trademarks	129	1	129	132	1	132	117	1	117	126
Physical transfer during production	323	50	6,46	351	50	7,02	318	50	6,36	6,61
Disassembly using a suction system	425	1	425	398	1	398	412	1	412	412
Removal of residual toner powder by suction	12	1	12	13	1	13	9	1	9	11,3
Removal of waste toner powder by suction	14	1	14	17	1	17	13	1	13	14,7
Transfer during production	53	15	3,53	66	15	4,4	62	15	4,13	4,02
Installation of the drum and other replacement components	25	1	25	22	1	22	24	1	24	23,7
Completion	761	1	761	783	1	783	830	1	830	791
Chip replacement	57	1	57	53	1	53	68	1	68	59,3
Transfer during production	73	50	1,46	81	50	1,62	77	50	1,54	1,54
Toner powder filling	45	1	45	39	1	39	42	1	42	42
Sealing	19	1	19	23	1	23	16	1	16	19,3
Transfer during production	72	50	1,44	87	50	1,74	81	50	1,62	1,6
Print set testing	19	1	19	23	1	23	15	1	15	19
Printout inspection	81	1	81	72	1	72	67	1	67	73,3
Transfer during production	323	50	6,46	312	50	6,24	374	50	7,48	6,73
<i>satt</i>	1721,395556									
Non-system operations	ntg ₁	ng ₁	nat ₁	ntg ₂	ng ₂	nat ₂	ntg ₃	ng ₃	nat ₃	nm
Separation of cartridges that cannot be refurbished	75	1	75	128	1	128	82	1	82	95
<i>natt</i>	1816,395556									

Source: own research by the author

This procedure was repeatedly carried out for 30 different types of toner cartridges. These 30 toner cartridge types represent a representative sample of refurbished toner cartridge production. The internal marking of the manufacturer of the refurbished toner cartridges will be used in the calculation model to preserve the possibility of identification. The individual tables will be omitted. The following table shows the $\overline{satt}$ and $\overline{natt}$ values for each cartridge type.

Table 2: Direct process steps of a toner cartridge remanufacturer for different toner cartridge types in units of seconds

Type of toner cartridges	Mass kg	$\overline{sm}$	$\overline{nm}$	$\overline{satt}$	$\overline{natt}$	$\overline{satt + natt}$
H-T193	0,1287	1721,4	95	221,544	12,2265	233,77
H-T14	0,09867	1663,74	112,453	164,162	11,0957	175,257
SA-T75	0,0858	1792,57	89,53	153,803	7,68168	161,485
H-T117	0,06864	1845,73	100,645	126,691	6,90828	133,599
H-T244	0,06006	1819,75	103,632	109,294	6,22414	115,519
H-T112	0,0429	1965,49	98,542	84,3197	4,22746	88,5471
SA-T68	0,03861	1584,46	91,654	61,1761	3,53876	64,7149
B-T56	0,03647	2374,57	103,154	86,5888	3,76151	90,3503
H-T155	0,03432	1794,73	94,653	61,5953	3,24849	64,8438
C-T19	0,03346	1853,58	99,43	62,0247	3,32713	65,3518
H-T235	0,03175	1792,73	98,624	56,9122	3,13092	60,0431
SA-T61	0,03003	1495,65	103,333	44,9145	3,10309	48,0176
H-T171	0,02574	1735,84	96,542	44,6806	2,48499	47,1656
H-T172	0,02445	1932,66	91,533	47,2593	2,23826	49,4976
H-T249	0,0236	1864,45	101,126	43,9918	2,38607	46,3779
H-T6	0,02274	1423,74	105,511	32,3716	2,39901	34,7706
C-T20	0,02145	1854,54	101,654	39,7798	2,18048	41,9603
C-T22	0,01973	1953,53	93,521	38,551	1,84555	40,3965
SA-T44	0,01888	1396,54	98,653	26,361	1,86218	28,2232
B-T86	0,01716	2634,62	96,234	45,2101	1,65138	46,8615
C-T15	0,01673	1754,64	93,643	29,357	1,56674	30,9237
H-T152	0,01587	1863,64	97,432	29,5816	1,54654	31,1282
H-T170	0,01544	1953,05	102,453	30,163	1,58229	31,7453
K-T66	0,01502	2952,63	104,453	44,3338	1,56836	45,9022
SA-T42	0,01416	1643,61	92,543	23,2686	1,31013	24,5788
SA-T92	0,0133	1512,53	97,533	20,1152	1,29709	21,4122
B-T116	0,01287	2452,01	99,115	31,5573	1,27561	32,833
C-T21	0,01201	1694,52	102,75	20,3546	1,23423	21,5888
C-T27	0,01115	1821,64	102,33	20,3186	1,14139	21,46
C-T40BX	0,0103	1791,05	95,634	18,4407	0,98465	19,4253
Checksum	1	Sum of lines		1818,72	99,0287	1917,75

Source: own research by the author

The average time allowance for the system stages in the refurbishment/remanufacturing of all types of toner cartridges included in the experiment, determined based on the weighted average of 30 types of toner cartridges with the highest production volume ($\overline{satt}$), is 1818.72 seconds. The average time allowance for the non-system stages in the refurbishment/remanufacturing of all types of toner cartridges

included in the experiment, determined based on the weighted average of 30 types of toner cartridges with the highest production volume ($\overline{natt}$), is 99.0287 seconds.

The average time allowance for all process steps directly related to cartridge refurbishment ($\overline{satt} + \overline{natt}$) is 1917.75 seconds. **The refurbishment of a standard toner cartridge requires approximately 37 minutes of labour input.** The time allowance includes support jobs related to technical, administrative and organizational activities.

The support jobs are jobs that directly precede or follow the toner cartridge refurbishment process, as well as jobs related to toner cartridge refurbishment. The first type of support job is associated with the development and testing of new types of toner cartridges. Individual replacement parts of toner cartridges, including toner powder, are purchased from external suppliers; their development does not foster the creation of local jobs. The actual process of development of a new type of toner cartridge essentially entails the design of a time-efficient method of OEM trademark removal, cartridge disassembly, residual toner powder removal, replacement of consumable components, including their acquisition from suppliers, cartridge assembly, cartridge refilling with the appropriate amount of toner powder and subsequent testing of cartridge prototypes. Cartridge testing consists primarily of test printing in accordance with ISO/IEC 19752 for black toner cartridges and ISO/IEC 19798 with respect to colour toner cartridges. The aspects being checked during testing include the continuous print quality and the guaranteed cartridge yield. Furthermore, the print quality is examined using a high-load image method (large full-colour print areas). Any issues regarding the print quality are resolved in cooperation with relevant external suppliers. No product goes into production until it is flawless.

Additional functions include technical and economic job positions. These are mainly jobs related to machinery and production facility maintenance, as well as functions linked to labour force logistics, shift management positions, administration and human resources, payroll accounting and information technology.

The calculation of support jobs does not include jobs common to the processing of toner cartridges from both linear and circular economies. This includes business functions and positions related to company management.

Table 3: List of support jobs

Job position	Number
Development of new cartridge types	4
Technical maintenance	2
Administration / human resources	3
Accounting / payroll	2
Shift management	3
Information technology	1
Total number of support jobs	15

Source: own research by the author

The total number of jobs involved in the development, testing and production of toner cartridges as well as all technical and administrative jobs related to the production of refurbished toner cartridges (j) is 15. There were 251 working days in 2020. The total time allowance for all related jobs ($\overline{att}$) is the product of the number of these jobs and the number of working days in 2020 (wd) converted to seconds of work

$$\overline{att} = 15 * 251 * 8 * 60 * 60$$

$$\overline{att} = 108\,432\,000$$

The total number of identified job positions is 15. The total labour fund of support jobs involved in the production of refurbished toner cartridges in 2020 amounted 30,120 working hours. The 2020 production totalled 375,347 units of refurbished toner cartridges. The average time allowance for the production of

a refurbished toner cartridge in relation to support jobs ($\overline{oatt}$) has been determined as the ratio of the total time allowance for all related jobs ($\overline{att}$) to the total production of refurbished toner cartridges in 2020(tp).

$$\overline{oatt} = \frac{108\,432\,000}{375\,347}$$

$$\overline{oatt} = 288,845$$

The average time allowance for all process steps related to the production of one refurbished toner cartridge is 289 seconds after rounding.

The total average time allowance for the production of one toner cartridge ($\overline{oatt}$) has been determined as the sum of the average time allowances for system operations ($\overline{satt}$), the average time allowances for non-system operations ($\overline{natt}$) and the average time allowance for support time positions.

$$\overline{att} = 1818,72 + 99,0287 + 288,845$$

$$\overline{att} = 2206,5937 \text{ seconds} = 36.78 \text{ minutes.}$$

The total average time allowance for the production of one refurbished toner cartridge was determined at 37 minutes after rounding to the next whole minute.

Results and discussion

The primary objective of this paper was to determine the time difference between the production of a refurbished toner cartridge within the national economy (a local product of a circular economy) and the import of a disposable toner cartridge (a product of a linear economy imported to the domestic market).

The difference in the time allowance for human labour in the automated process of producing an average refurbished toner cartridge relative to the import of a disposable toner cartridge from abroad was determined at 37 minutes. The average refurbished toner cartridge contributes 37 minutes of national production to the national economy.

According to the Czech Toner Remanufacturer Association (Asociace renovátorů tonerů, z.s.), approximately 4,000,000 compatible toner cartridges are imported to the Czech Republic each year. ⁽³⁰⁾ The full substitution of these cartridges for refurbished cartridges would create **1,221 additional jobs** under otherwise identical conditions².

GAIA – the Global Alliance for Incinerator Alternatives – conducted an extensive study entitled Zero Waste and Economic Recovery. The Job Creation Potential of Zero Waste Solutions, concluding that every 10,000 tons of processed waste per year will create 404 additional jobs if the waste is processed via repair and refurbishment, 115 jobs if it is recycled and 55 jobs in the case of remanufacturing, while landfilling or incineration of an equal quantity of waste will create only 2 jobs. ⁽³¹⁾ Considering that the average weight of a compatible used toner cartridge is 907 grams ⁽³²⁾, a total of 2,971,331,605 tonnes of waste would be processed if the toner cartridges were to be refurbished³. 10,000 tons of waste will create 3,365 jobs⁴ if toner cartridges are to be refurbished, which is 8.33 times more⁵. As shown, the refurbishment input comprises a product with a relatively low weight and a large share of human labour in the refurbishment process. Hence, the toner cartridge generates an extraordinary number of jobs.

The European Commission has been heavily involved in promoting the principles of the circular economy. An action plan for gradual implementation of the circular economy was adopted as early as in 2015. The plan included a separate plastic recycling strategy as part of a more circular economy and

² $\text{import of disposable toner cartridges} / \left(\frac{\text{labour seconds in 2020}}{\overline{att}} \right) \rightarrow 4000000 / \left(\frac{251 \cdot 8 \cdot 60 \cdot 60}{2206,5937} \right)$

³ $\frac{\text{labour seconds in 2020}}{\overline{att}} * \text{weight of processed waste} \rightarrow \frac{251 \cdot 8 \cdot 60 \cdot 60}{2206,5937} * 0.000907$

⁴ $\frac{10,000 \text{ tonnes of waste}}{\text{volume of waste processed by one job position in the case of cartridge refurbishment}} \rightarrow \frac{10000}{2.971331605}$

⁵ $\frac{\text{indicated number of generated jobs}}{\text{verified number of generated jobs}} \rightarrow \frac{404}{3365.494441}$

solutions to various plastic recycling issues, especially with respect to plastics containing hazardous substances ⁽³³⁾. One of the tools for achieving the set goals was the establishment of the European Remanufacturing Council (Conseil Européen de Remanufacture), incorporating representatives of leading European companies involved in product refurbishment and repair. ⁽³⁴⁾ The relevant European Union institutions have sanctioned the proposed agreement on the legislative conditions for a circular economy package, a set of laws and measures designed to secure Europe's future based on resource efficiency, two years after its introduction by the European Commission. A separate strategy for plastics management was developed in conjunction with the approved agreement. ⁽³⁵⁾ On 11 March 2020, the European Commission adopted a new circular economy action plan to further expand the scope of the original circular economy plan. The new Circular Economy Action Plan is one of the main building blocks of the European Green Deal ^(36, 37). However, irrespective of the substantial increase in the requirements for refurbishment and recycling capacity and the support voiced by many institutions, this new Circular Economy Action Plan is still considered insufficient. The European Parliament is calling for much stricter rules on consumption and recycling. ⁽³⁸⁾ A number of climatic legal actions have been brought forward to dispute the excessively low intermediate targets. In Germany, the Constitutional Court ruled that the current wording of the Climate Protection Act of 12 December 2019, regulating national climate protection targets and annual emissions up to 2030, is irreconcilable with fundamental human rights because the current generation is allowed higher greenhouse gas emissions under more lenient conditions, while next generations will be faced with many times higher costs associated with their reduction and will be forced to suffer the consequences of the actions of the current generation. One of the arguments put forward is the excessive generality and lack of specific tools to support the circular economy in individual sectors. ⁽³⁹⁾

With respect to cartridge refurbishment support, suitable tools may include the introduction of mandatory minimum public procurement quotas. A similar measure was introduced in Italy in 2014, with its scope extended to all types of public procurement in November 2019. In accordance with the legislation on new minimum environmental criteria for toner and inkjet cartridges (nuovi criteri ambientali minimi per le forniture di toner e cartucce a getto d'inchiostro e per il noleggio o la locazione di stampanti e di multifunzione), all above / below threshold procurement and directly awarded public contracts, including in cases where printing is to be provided in the form of a service, must contain a 30% share of refurbished cartridges, while the print yield and quality must be commensurate with the original print cartridges. ⁽⁴⁰⁾ In 2021, France adopted a similar approach by enacting Regulation No. 2021-254 of 9 March 2021 on the mandatory inclusion of reused goods or recycled materials in public procurement contracts. This regulation stipulates a minimum proportion of refurbished toner and ink cartridges in public procurement contracts, expressed as the share of the total expenditures incurred by each contracting authority in relation to toner and ink cartridges during one calendar year, namely 20%. ⁽⁴¹⁾

Introduction of the right to toner cartridge repair and/or a total ban on the production and import of disposable toner cartridges represent additional measures that may be needed to secure the required support.

On 25 November 2020, the European Parliament moved to address the right to repair by endorsing a document calling on the European Commission to introduce a "consumer right to repair" under the Ecodesign Directive. ⁽⁴²⁾ Professional refurbishment of a toner cartridge in accordance with the technical standard DIN 33870 and its existing variants constitutes a repair. ⁽⁴³⁾ The introduction of an effective and enforceable right to repair, including compliance control mechanisms, would level the playing field between toner refurbishers and producers of disposable compatible toner cartridges.

Given a sufficient political accord, a total ban on the production and import of disposable toner cartridges – similar to the ban on a set of 10 disposable plastic products enacted by the EU Council on 21 May 2019 – can be readily enforced. EU member states have been given 2 years, from the date of publication of the approved Directive in the Official Journal of the European Union, to amend their national legislation. ⁽⁴⁴⁾ The Czech government approved a government bill on the limitation of the environmental impact of selected plastic products, incorporating the rules adopted by the EU Council into the national legislation. ⁽⁴⁵⁾

Conclusions

The goal of the European Union, as defined in the European Green Deal strategy, is to transform the community into a resource-efficient economy in a manner whereby economic growth is independent of the amount of resources consumed. The existing European industry can be described as linear. In order to achieve the set goals, a transition to a circular economy is a must.⁽⁹⁾

Resources in a circular economy are used repeatedly.⁽⁴⁵⁾ One of the principles of circular products is a solution where the refurbishment process, using individual separable components of a given product, generates refurbished products in a quality that is fully comparable to that of new products. The refurbishment process fosters the development of domestic industries and generates local jobs.⁽⁴⁶⁾

The toner refurbishment industry is a good example of this. Individual EU member states already have a functional print cartridge refurbishment industry. This paper aims to precisely determine the time difference between the local production of refurbished toner cartridges and the import of toner cartridge originating from the linear economy in terms of labour time and intensity.

The refurbishment of one unit of an average toner cartridge was found to contribute an extra 37 minutes of labour to the local economy. This finding is of key importance for modelling the benefits yielded by the cartridge refurbishment industry with respect to domestic production and the generation of local jobs. Patricia van Loon (and others) emphasizes the need for additional studies that would assess specific circular products with a view to creating research models of the socio-economic impacts brought about by the introduction of the circular economy.⁽²⁹⁾ The obtained results are key to facilitating the development of studies related to the cartridge refurbishment sector.

The secondary goal was a simplified application of the findings by providing an estimate of the number of domestic jobs created through the introduction of measures preventing the import of disposable toner cartridges to the Czech Republic, as an example of applying the research results. The application was found to have the potential to generate more than 1,200 local jobs. The author is aware of the considerable simplification involved in this model (the results have not been applied to the links to the European single market, to consumer preferences transferring part of consumption to original toner cartridges and to other factors affecting the results. Additionally, no analysis of multiplication effects on other sectors of the national economy was conducted.). For such models, the primary result of the study represents the baseline factor.

Additional options were also discussed, including the possibility of restricting or completely banning the import of disposable toner cartridges to European Union countries through the introduction of the "right to repair" or a regulation of the European Parliament and of the Council that would extend the list of products banned from production in and import to EU countries. These tools were found to exist. A separate study should be carried out to address the possibilities and ways of including toner cartridges in these tools.

The EU's environmental policy is currently the Union's most progressive policy as its actual implementation is becoming crucial for the entire block.⁽⁴⁷⁾ The high pace of its development and the possible adoption of unconventional solutions are prerequisite for introducing a total ban on the use of disposable products, provided there is a compatible substitute, as is the case with toner cartridges. At present, there is enormous room for the transition to a circular economy with only 9% of the world's production carried out based on the circular economy principle, i.e. as much as 91% of global production relies on the linear economy.

Dedication

This work was supported by the Internal Grant Agency of Faculty of Economics and Management, Czech University of Life Sciences Prague - grant number 2020B0002 – "The impact of climate change on the economic performance of the viticulture and wine-making sector in the Czech Republic".

Sources

- (1) KAZA Silpa, YAO Lisa, BHADA-TATA Perinaz, VAN WOERDEN Frank. *What a Waste 2.0. A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. (2018). Washington: World Bank Group, Tokyo Development Learning Center. ISBN: 978-1-4648-1329-0. DOI: 10.1596/978-1-4648-1329-0.
- (2) HILEMAN, Bette *Plastic products trim emissions of greenhouse gases*. (2000). Chemical & Engineering News. 78. 11-12. DOI: 10.1021/cen-v078n010.p011a.
- (3) TUCKETT, Richard. *Greenhouse Gases*. (2018). 10.1016/B978-0-12-409547-2.14031-4.
- (4) SCHEIN, Edgar, SCHEIN, Peter. *Global warming*. (2021). 10.4324/9781003109372-12.
- (5) HANNAH, Lee, ROEHRDANZ, Patrick, IKEGAMI, Makihiko, SHEPARD, Anderson, SHAW M., TABOR, Gary, ZHI, Lu, MARQUET, Pablo, HIJMAN, Robert. *Climate change, wine, and conservation*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. (2013). 110. 10.1073/pnas.1210127110.
- (6) CHROBAK, Ula, ZIMMER, Katarina. *Climate change is altering the chemistry of wine*. Knowable Magazine. (2022). 10.1146/knowable-062222-1.
- (7) European Commission. *State of the Union: Commission raises climate ambition and proposes 55% cut in emissions by 2030*. [online]. (2020). Poslední revize 17. 09. 2020. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/cs/IP_20_1599>.
- (8) European Parliament. *EU climate law: MEPs want to increase 2030 emissions reduction target to 60%*. [online]. (2020). Poslední revize 08. 10. 2020. Dostupné z: <<https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20201002IPR88431/eu-climate-law-meps-want-to-increase-2030-emissions-reduction-target-to-60>>.
- (9) European Commission. *COM (2019) 640 final. COMMUNICATION FROM THE COMMISSION. The European Green Deal*. (2019). [online]. Poslední revize 11. 12. 2019. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1588580774040&uri=CELEX:52019DC0640>>.
- (10) JØRGENSEN, Sveinung, PEDERSEN, Lars Jacob Tynes. *The Circular Rather than the Linear Economy*. (2018). DOI: 10.1007/978-3-319-91971-3_8.
- (11) MCDONOUGH, William, BRAUNGART, Michael. *Cradle to Cradle: Remaking the way we make things*. (2002). 1. vyd. New York: North Point Press, 2002. 193 s. ISBN 978-0-86547-587-8. S. 4.
- (12) SINHA, Mudita, FUKEY, Leena. *Circular Economy*. (2020). DOI: 10.1201/9781003002482-5.
- (13) SUPRIYANKA, Rana, PURANJAN Mishra, REENA Gupta, ZULARISAM, Wahid, LAKHVEER Singh. *Circular economy*. (2020). DOI: 10.1016/B978-0-444-64309-4.00010-6.
- (14) STAHEL Walter.R. *History of the Circular Economy. The Historic Development of Circularity and the Circular Economy*. (2020). Eisenriegler S. (eds) *The Circular Economy in the European Union*. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-030-50239-3_2.
- (15) KUŘINA, Marek. TechFocus. *Tonery do laserových tiskáren od neznámých výrobců mohou obsahovat karcinogen*. [online]. Poslední aktualizace: 16. 11. 2019. Dostupné z: <<https://techfocus.cz/1686-tonery-do-laserovych-tiskaren-od-neznamych-vyrobcu-mohou-obsahovat-karcinogeny.html>>.
- (16) GERTSAKIS, J, LEWIS, H. *Sustainability and the Waste Management Hierarchy*. (2003). Discussion Paper on the Waste Management Hierarchy and Its Relationship to Sustainability. EcoRecycle Victoria, John Gertsakis and Helen Lewis.
- (17) BERGSMA, G.C., VROONHOF, J., BLOM, M.J., ODEGARD, I.Y.R. *Evaluatie Landelijk Afvalbeheerplan (LAP) 1 En 2*. (2014). Delft, the Netherlands. Publicatienummer: 14.2C95.24.
- (18) BADIDA, Miroslav, DZURO Tibor, BADIDOVÁ Anna, MORAVEC Marek, SOBOTOVÁ Lýdia. *The Utilization of Recycled Materials from Automobiles in Noise Barrier Structures*. Waste Forum. [online]. 2019, 12, 1. 12-27. Dostupné z: <http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_1_2019.pdf#page=12>.
- (19) BRUNTLAND, H. Gro. World Commission on Environment and Development. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*.

- (20) LEA, David, LÖFFLER, Ernst, DOUGLAS, Ian. (1989). *Review symposium: Our common future: The world commission on environment and development*. Australian Geographer - AUST GEOGRAPHER. 20. 195-201. DOI: 10.1080/00049188908702992.
- (21) SCHÄFER, Malte, LÖWER, Manuel. *Ecodesign-A Review of Reviews*. Sustainability. (2020). 13. DOI: 10.3390/su13010315.
- (22) YANNOU-LE Bris, Gwenola, SERHAN, Hiam, DUCHAINE, Sibylle, FERRANDI, Jean-Marc, TRYSTRAM, Gilles. *Feedback for Ecodesign and Ecoinnovation*. (2019). DOI: 10.1002/9781119687375.ch4.
- (23) European Commission. *Impacts of circular economy policies on the labour market. Final report and Annexes*. (2018). Cambridge Econometrics, Trinomics, and ICF, May – 2018. ISBN: 978-92-79-86856-6. DOI: 10.2779/574719.
- (24) MEYER, Bernd, DISTELKAMP, Martin, BERINGER, Tim. *Policy Options for a Resource-Efficient Economy. Report about Integrated Scenario Interpretation GINFORS/LPJmL Results*. (2015).
- (25) GLENN A. Aguilar-Hernandez, João F. Dias Rodrigues, TUKKER, Arnold. *Macroeconomic, social and environmental impacts of a circular economy up to 2050: A meta-analysis of prospective studies*. Journal of Cleaner Production, Volume 278, 2021, 123421. ISSN 0959-6526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123421.
- (26) LUCAS, Paul, KRAM, Tom, HANEMAAIJER, Aldert. *Potential Effects of Circular Economy Policies in the EU and The Netherlands on Developing Countries*. (2016). [online]. Poslední revize: 09. 08. 2017.
- (27) PBL Netherlands Environmental Assessment Agency. [online]. Dostupné z: <<http://www.pbl.nl/en/publications/potential-effects-of-circular-economy-policies-in-the-eu-and-the-netherlands-on-developing-countries>>.
- (28) VAN LOON, Patricia, DIENER Derek, HARRIS, Steve. *Circular products and business models and environmental impact reductions: Current knowledge and knowledge gaps*. (2021). Journal of Cleaner Production, Volume 288, 2021, 125627. ISSN 0959-6526. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.125627.
- (29) VACEKOVÁ, Gabriela, PLAČEK, Michal, SOUKUPOVÁ, Jana. *Theoretical and Methodological Aspects of Transition to a Circular Economy*. (2019). [online]. 2019, 12, 4. 300-307. Dostupné z: <http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_4_2019.pdf#page=6>.
- (30) HRDLIČKA, Pavel. *Renovovaná tonerová kazeta ušetří 637 gramů plastového odpadu*. (2018). Odpadové fórum, 9/2018, ročník 19, 30. srpna 2018. ISSN: 1212-7779.
- (31) GAIA – Global Alliance for Incinerator Alternatives – Global Anti-Incinerator Alliance. *Less Waste = More Jobs. Zero waste and economic recovery the job creation potential of zero waste solutions*. (2021). [online]. Dostupné z WWW: <<https://zerowasteworld.org/wp-content/uploads/Jobs-Report-ENGLISH-2.pdf>>.
- (32) Asociace renovátorů tonerů, z.s. *Vracím tonerové kazety*. [online]. Dostupné z: <<https://www.setriprirodu.cz/kolik-usetrim/vracim-tonerove-kazety/>>.
- (33) European Commission. *Closing the loop: Commission adopts ambitious new Circular Economy Package to boost competitiveness, create jobs and generate sustainable growth*. (2015). [online]. Poslední revize 02. 12. 2015. Dostupné z: <http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_en.htm>.
- (34) Conseil Européen de Remanufacture. *European Remanufacturing Council Achievements 2017 – 2019*. (2020). [online]. Dostupné z: <http://www.remanouncil.eu/assets/pdf/Achievements_Report_2017-2019.pdf>.
- (35) PECHARD, Edward. *Resource. Landmark agreement reached on circular economy package*. (2017). [online]. Bristol: Resource Media Limited. Poslední revize 18. 12. 2017. Dostupné z: <<http://resource.co/article/landmark-agreement-reached-circular-economy-package-12311>>.
- (36) European Commission. *Commission to the European Parliament, the Council, the European economic and social committee and the Committee of the regions. A new Circular Economy Action Plan. For a cleaner and more competitive Europe*. (2020). [online]. Poslední aktualizace 11. 03.

2020. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN>>.
- (37) European Commission. *First circular economy action plan*. (2020). [online]. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/environment/topics/circular-economy/first-circular-economy-action-plan_en>.
- (38) European parliament. *Circular economy: MEPs call for tighter EU consumption and recycling rules*. (2021). [online]. Poslední aktualizace 10. 02. 2021. Dostupné z: <<https://www.europarl.europa.eu/news/cs/press-room/20210204IPR97114/circular-economy-meps-call-for-tighter-eu-consumption-and-recycling-rules>>.
- (39) Bundesverfassungsgericht. *Verfassungsbeschwerden gegen das Klimaschutzgesetz teilweise erfolgreich*. (2021). [online]. Poslední aktualizace: 29. 04. 2021. Dostupné z: <<https://www.bundesverfassungsgericht.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/DE/2021/bvg21-031.html>>.
- (40) Gazzetta Ufficiale Della repubblica Italiana. *Anno 160° - Numero 261. Roma - Giovedì, 7 novembre 2019*. (2019). [online]. Poslední aktualizace: 07. 11. 2019. Dostupné z: <<http://www.gazzettaufficiale.it/eli/gu/2019/11/07/261/sg/pdf>>.
- (41) République française. *Décret n° 2021-254 du 9 mars 2021 relatif à l'obligation d'acquisition par la commande publique de biens issus du réemploi ou de la réutilisation ou intégrant des matières recyclées*. (2021). NOR : TRED2023831D. Poslední revize 10. 03. 2021. Dostupný z WWW: <<https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT00004323154616>>.
- (42) European Parliament. *European Parliament resolution of 25 November 2020 Towards a more sustainable single market for business and consumers (2020/2021(INI))*. (2020). [online]. Poslední aktualizace: 25. 11. 2020. Dostupné z: <https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2020-0318_EN.html>.
- (43) Büro- und Datentechnik. *DIN33870*. [online]. Dostupné z: <https://www.prinkto.de/mediapool/84/849337/data/DIN_33870.pdf>.
- (44) Official Journal of the European Union. *Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and of the Council of 5 June 2019 on the Reduction of the impact of certain plastic products on the environment (Text with EEA relevance)*. (2019). [online]. Poslední aktualizace: 12. 06. 2019. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32019L0904>>.
- (45) Parlament České republiky, Poslanecká sněmovna, VIII. volební období. *1155/0. Vládní návrh zákona o omezení dopadu vybraných plastových výrobků na životní prostředí*. (2021). [online]. Poslední aktualizace: 12. 02. 2021. Dostupné z: <<https://www.psp.cz/sqw/text/orig2.sqw?idd=184539>>.
- (46) CHESHIRE, David. (2019). *What is a circular economy?*. DOI: 10.4324/9780429346712-2.
- (47) WEIGEND, Ricardo, POMPONI, Francesco, WEBSTER, Ken, D'AMICO, Bernardino. *The Future of the Circular Economy and the Circular Economy of the Future*. (2020). Built Environment Project and Asset Management. 10. 529-546. DOI: 10.1108/BEPAM-07-2019-0063.
- (48) VIDOVÁ, Jarmila. *Environmental policy and electromobility in European Union*. (2018). [online]. 2018, 11, 4. 503-513. Dostupné z: <http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_4_2018.pdf#page=97>.
- (49) VIDOVÁ, Jarmila. *Households as an important part of the circular economy*. (2019). [online]. 2019, 12, 3. 178-186. Dostupné z: <http://www.wasteforum.cz/cisla/WF_3_2019.pdf#page=5>.

Časová diference lokální produkce tiskových kazet cirkulárního a lineárního hospodářství v kontextu klimatických změn a politiky zaměstnanosti

Pavel HRDLIČKA, Lucie SEVEROVÁ

*Česká zemědělská univerzita v Praze, Provozně ekonomická fakulta, Kamýcká 129, 165 21
Praha 6, e-mail: hrdlicka@pef.czu.cz*

Summary

Příspěvek se zabývá identifikací časového rozdílu výroby náplní do tiskáren s využitím základních principů cirkulární a lineární ekonomiky v kontextu klimatických změn. Příspěvek určuje časový rozdíl ve výrobě průměrné tonerové kazety pocházející z oběhového hospodářství v rámci národního hospodářství oproti tonerové kazetě vyrobené v rámci principů lineární ekonomiky a dovezené do národního hospodářství.

Příspěvek dále uvádí příklad aplikace primárního výzkumného cíle poskytnutím odhadu počtu domácích pracovních míst vytvořených zavedením opatření zamezujících dovozu jednorázových tonerových kazet, které neumožňují proces renovace.

Bylo zjištěno, že renovace jedné jednotky průměrné tonerové kazety přispěla místnímu hospodářství o 37 minut práce navíc. Toto zjištění má klíčový význam pro modelování výhod, které přináší průmysl renovace kazet s ohledem na domácí výrobu a vytváření místních pracovních míst. Získané výsledky jsou klíčové pro usnadnění vývoje studií týkajících se sektoru renovace kazet. Odhad počtu tuzemských pracovních míst vytvořených zavedením opatření bránících dovozu jednorázových tonerových kazet do ČR má potenciál vytvořit více než 1200 místních pracovních míst.

Klíčová slova: *cirkulární ekonomika, dovoz, klima, lineární ekonomika, nezaměstnanost, odpad, ochrana životního prostředí, skleníkové plyny, snižování množství odpadu, tiskové kazety, tonery, vinice, víno, výroba, zaměstnanost.*

An assessment of Poultry Farms for Poultry Litter Production, Disposal and Its Use as a Fertilizer

Adila BASHIR^a, Mohammad NAFEES^a, Nazish Huma KHAN^b

^aUniversity of Peshawar, Department of Environmental Sciences, Peshawar, Pakistan,

^b University of Swabi, Department of Environmental Sciences, Peshawar, Pakistan
e-mail: adilabashir786@gmail.com, nafees36@yahoo.com, humakhan786@gmail.com,

Abstract

The poultry sector is a growing sector that generates a huge quantity of poultry litter (waste) worldwide. This study examined the current status of the poultry activities, litter disposal procedures as well as its effects on wheat production in the Haripur District (Pakistan). In view of this, a questionnaire survey was conducted among 73 poultry concerns and 34 farmers. The respondents to the questionnaire revealed that 82% of the poultry farms raised broilers, while the remaining 18 % were dealing with layers. The poultry farmers used rice hull (94%) and sawdust (6%) as bedding material with an average layer of 6 cm. A total of 802500 birds were raised, generating 618766 kg of poultry waste annually. According to the survey, it was observed that poultry litter was used as fertilizer on agricultural land. Among this waste, 84 % of farm owners sold poultry litter directly (raw litter) to the farmers, while the other 16 % disposed of it (post-storage) in premises of their farms. This investigation concluded that applying post-storage litter as fertilizer led to a 21 % increase in wheat production than raw litter application while open storage produced an unpleasant smell, attraction of flies, released toxic gases and reduction of essential nutrients. It is therefore recommended to alter the method of litter storage and its application to agricultural land, to make poultry waste a safe and effective fertilizer.

Key words: Broiler; Fertilizer; Layer; Poultry industry; Raw Litter.

1. Introduction

A robust growth of the poultry industry has been observed around the world. Poultry farming makes a substantial contribution to economic growth and food production. In Pakistan, the poultry farming is a major agro-based crop growing sector with annual growth rates of 8-10 %¹. Globally, Pakistan is placed 11th among poultry producers². During 2016-2017, poultry industries contribute approximately 1.4 % to the Gross Domestic Product (GDP), 31 % of total meat production, and also engaged 1.5 million people as employment³.

Intensive poultry production generates waste in the form of poultry litter. Poultry litter produced in bulk can pose negative impacts on our environment. Similarly, to meet the needs of the growing population, the dependency on fertilizer is likely increase. The usage of the litter as a fertilizer is one of the options to reduce this dependency⁴.

The literature revealed that poultry litter is the one of the vital source of nutrients which enhances the agriculture production^{4,5}. Poultry litter is also considered as back bone to agriculture and plays a dynamic role in the agriculture sector. Study conducted in Sindh province, Pakistan reported that poultry sector contributes 14.4 % of the agriculture sector^{1,6}. In Pakistan, Wheat is considered the most valuable staple cereal that provides 3 % of the country's GDP⁷. Farmer also uses fertilizer to enhance the production of crop. Currently, poultry litter as organic fertilizer is receiving more attention due to the rising cost of inorganic fertilizers⁸. According to the Crop Statistics Khyber Pakhtunkhwa 2018-19, Wheat is grown on an area of 32507 hectares with the production of 63700 tonnes and 5345 tonnes of

fertilizers was being used in Haripur (Pakistan) ⁹. According to the report on Fertilizer, 20 % of the farmers used organic fertilizer to wheat crop ¹⁰. However, we are still on the way to get maximum production from the wheat crop due to different obstacles and challenges like inadequate and low quality nutrients supply, under dose application, for the production of crop ¹¹.

Poultry litter has detrimental potential harmful impacts on its direct application to agricultural land. These include negative effects on production or growth of crop and metal polluted soil which may become a part of the food chain. But proper management of litter may be beneficial to the farmers ¹². Mostly farmers stored poultry litter in the open air before its application to the cropland. This is one of the good options to utilize poultry litter but it is time-consuming and causing environmental pollution due to loss of nitrogen and other nutrients and leaching of nitrate ^{5, 13}. However, there is need to alter the method of litter disposal and utilization. The application of amended litter enhances the physico-chemical properties of the soil ¹⁴.

The main objective of this study was to quantify the huge waste generated by poultry farms, investigate the disposal procedure of and the effect of poultry litter on a wheat crop as fertilizer in Haripur district (Pakistan). In addition, to search out safe and environment friendly solution for effective application of poultry litter as fertilizer.

2. Research Methodology

The methodology of the study is based on field visits, self-observation, interviews, and questionnaire survey. The nature of the study was both qualitative and quantitative.

2.1. Field Visit. For assessment of poultry farming and collection of preliminary data, **3** field visits were paid i.e. before the start of poultry activity, mid of the cycle and after completion of poultry cycle. To know about the current status of poultry farms, 73 poultry farms (including both broilers and layers) were visited and kept under observation for a complete cycle.

2.2. Questionnaire Survey. The questionnaire consisted of structured and unstructured questions were administered to collect relative information. The questionnaire included various parameters as information about farm area, bedding, number of chicks, litter disposal and its utilization etc.

Figure 1: Sampling Size for Questionnaires

Determine Sample Size Poultry farms	Determine Sample Size Poultry Litter users
Confidence Level: ☒ 95% ☐ 99%	Confidence Level: ☒ 95% ☐ 99%
Confidence Interval: 10	Confidence Interval: 9.6
Population: 299	Population: 50
Calculate Clear	Calculate Clear
Sample size needed: 73	Sample size needed: 34

Source :Creative Research Systems(www.surveysystem.com)

2.3. Sampling Procedure for Questionnaire. To determine sample size i.e. the number of respondents required in a survey, an online sample calculator was used (Figure 1)¹⁵.

In the selected study area (Haripur, Pakistan) 299 poultry farms were reported by ³. A sample size of 73 random respondents was selected according to the calculator. Among these 73, 50 poultry farms concerned were connected with the production of wheat. A confidence level is the probability about the value within a specific range. Thus, the sample size was 34 respondents that were associated with the application of poultry litter. The confidence level was 95 % and 10 % margin error for both poultry farms and farmers (Figure 1).

2.4. Determination of Litter Quantity. The poultry litter production was calculated by using equation 1 as described by ¹⁶. According to their report; the calculation of poultry litter production is based on the live weight of the birds. Furthermore, the value of 17.7 kg of manure for 1000 kg body weights and 0.9 kg/bird live weight was reported for broilers and layers ¹⁶. The quantity of poultry litter was measured in kg/day (dry weight).

$$\text{Poultry litter production} = \frac{\text{Totalbirds} \times \text{live weight of bird} \times 17.7}{1000} \dots\dots\dots \text{(Equation 1)}$$

2.5. Data analysis. The results obtained from questionnaire were subjected to simple descriptive analysis on Microsoft Excel and presented in the simple frequency.

3. Results and Discussion

In view of the field observations, it was found that poultry houses were equipped with water containers, feeders, ventilation systems, cooling fans, and heaters. The buildings of farm houses were opened from the sides for cross ventilation. As a general practice, day-old chicks were brought to the poultry farm. The chicks were very small, soft, and delicate and needed high temperature and more light to search for food. The temperature was measured regularly and adjusted according to the condition of the chicks by the operator. Over time, the temperature and light intensity decreased. The temperature of poultry farms varies with the age of the chicks during the poultry cycle. Poultry farming is a very sensitive business. The first few days were very critical and required extra attention.

3.1. Type and Production of chicks in the selected Poultry Farms. The findings of the survey were presented in Table 1. A total of 73 visited poultry farms, 63 poultry farms were associated with broilers activity, while 10 poultry farms were dealing with layers. A single flock produced a minimum of 500 and a maximum of 4500 broilers. In layer farms, the production in a single flock was 400 to 3000 chicks' minimum and maximum respectively (Table 1). In this survey, the type and production of poultry farms revealed that mostly broiler farms with more production may be attributed to their short cycle, less labor force, less attention and easy management than layer farms.

3.2. Mortality Rate and Flocks Composition. As summarized in Table 1, the average mortality rate was calculated as an average of 6 % and 9 % for broiler and layer farms. Table 1 indicated flock composition for broiler and layer separately across two seasons of the year. During winters, the poultry cycle completes in 40-50 days while in summers; it takes 30-40 days for the broiler. The single flock of layers was completed in 90-120 days in winter and 80-90 days in the summer. An average of 8 flocks per year was raised for broilers and 3 for layers by the selected poultry farms (Table 1).

Different poultry farms showed different mortality rates. The mortality was found higher in the layers in contrast to the broilers because of their delicate nature. These findings are in agreement with observation in Khyber Pakhtunkhwa as revealed by the present study. Similarly, about 8.30 % of birds were lost on every farm in Khyber Pakhtunkhwa ¹⁷ and 10 % mortality in Mansehra ¹⁸.

Table 1: Type, Production, Mortality and Flock Composition in the Selected Poultry Farms

S. No	Type	No.		No. of chicks	Mortality Rate (%)	Flock Completion (days)		Annual flocks
						Winter	Summer	
1.	Broiler	63	Min	500	4	40	30	7
			Max	4500	7	45	40	9
			Avg	1550	6	42	35	8
2.	Layer	10	Min	400	6	90	80	1
			Max	3000	10	120	90	4
			Avg	1500	9	105	85	3

The variation in the number of flocks was reported in the selected poultry farms. The broiler farmers kept an average of five flocks per annum¹⁸. This is at variance with the findings of¹⁷ who reported 4.97 flocks are kept per year in four districts of Khyber Pakhtunkhwa. This variance may be due to the reason that the selected farms were small scale; duration between flocks was very less and also financially affordable in case of loss.

In discussions with poultry concerns, it was observed that the poultry farming is depending on season. During the extreme season of summer (July and August) and winter (December and January), selected layer farms experienced a delay in farm activities. As a result, flocks of layers are being reduced as compared to broilers annually. The recent observation goes in support of¹⁷. They also reported that farm activities suspended in extreme seasons.

3.3. Type and Thickness of Bedding Material. It was found that 95% of the broiler houses used ricehull, while only 5% utilized sawdust as bedding material. 92% of the layer houses used ricehull, while rest of 8% utilized sawdust as bedding material as given in Table 2.

Table 2: Type and Thickness of Bedding Material

S. No	Type of farms	Ricehull (cm)				Sawdust (cm)			
		No of farms	Max	Min	Avg	No of farms	Max	Min	Avg
1.	Broiler	57	08	05	06	03	07	05	06
2.	Layer	12	07	05	06	01	07	05	06

In response to a question related to bedding, poultry farm operators generally use ricehull and sawdust as bedding materials in the selected area. the farmers told that sawdust and ricehull are better for poultry farming as compared to wheat straw and other materials because of their fine texture. Moreover, wheat straw is cheaper and more easily accessible but is hard. Sometimes small chicks ingest this material, which may damage their digestive tracts. Therefore, wheat straw has not been commonly used. The use of sawdust for bedding in Peshawar, Pakistan was also reported by¹⁹. The literature showed that the selection of suitable bedding material is an important aspect to avoid harmful impacts of raw litter²⁰.

In response to a question about the thickness of bedding material, respondents showed that an average of 06 cm layer of bedding material was used in each poultry farm (Table 2). The bedding material was distributed evenly throughout the farm. A layer of 10-15 cm bedding material was reported by²¹. The bedding material was added from time to time in the poultry houses. The poultry farmer told that with time, bedding material becomes hard and creates problems for chick's movement. So, most of the broiler farms added bedding material twice in each flock, whereas in layer farms bedding material added after four weeks in the first month and after two weeks in the next three months.

3.4. Litter Quantity. Findings from the results showed that at the end of each poultry cycle, a total of 112,500 chicks (93,000 broilers and 19,500 layers) were raised per flock by selected poultry farms. In addition, 4650 and 1365 dead broiler and layer were produced respectively (Table 3).

Table 3 revealed that at the end of each poultry cycle, total litter was 56297 kg in 60 broiler farms and 29511 kg in 13 layer farms. Therefore, the total poultry litter production would be 85808 kg from selected farms. Based on these above findings, 60 broiler farms generated 533340 kg and 13 layer farms generated 85426 kg of poultry litter in one year. Thus, total annual poultry litter production would be 618766 kg that was 0.02 kg/chick/day (Table 3).

The results from this study showed that layer farms generated a less amount of litter than broiler farms. The reason may be the less production and late growth of layers as compared to broilers. These finding was comparable to ¹⁴. They assessed the waste generation was less in layers as compared to the broilers. The similar finding was found by ¹⁷ that an average broiler litter production was about 0.02 kg/chick/day. In contrast to this study, 0.1 kg/chick/day of litter production was reported by ²².

Table 3: Production of Chicks and Generation of Poultry Litter in the Selected Poultry Farms

S.No	Type	No.		Total No. of Chicks	No. of Live Chicks	No. of Days	Litter (kg) (dry weight)
1.	Broiler	60	Flock	93000	88350	38	56297
			Annual	744000	706800	360	533340
2.	Layer	13	Flock	19500	18135	95	29511
			Annual	58500	54405	275	85426
3.	Total	73	Flock	112500	106485	133	85808
			Annual	802500	761205	635	618766

3.5. Poultry Litter Disposal and Use. The responses of the respondents about poultry litter disposal were tabulated in Table 4. A huge quantity of raw litter (84 %) was directly purchased by the farmer only a little portion (16 %) was stored and then transported to agriculture land. The direct use of raw litter is considered improper. The literature also reported the potential negative impacts of raw litter after application on agricultural land and the environment ¹. The main reason found behind direct use was the unconsciousness and unawareness of farmers.

Table 4: Comparative Status of Poultry Litter storage Procedures

S. No	Poultry farm		Litter disposal		Storage		Time (months)
	Type	No.	Store	Farm land	Open dump	Specific site	
1.	Broiler	60	8	52	8	0	14
2.	Layer	13	4	09	4	0	18
3.	Total	73	12	61	12	0	14-18

In response to the questions about the storage time, it was revealed that broiler producers typically store litter for 14 months while layer producers store litter for 18 months (Table 4). It was concluded that broiler farms had a huge amount of litter because of space issues they sold out as soon as possible. Whereas the amount of waste was less in layers and their next flock took time to complete, therefore taking longer to store. These findings were in favor of ⁵ that the farmer's stored poultry litter openly for 8 – 12 months before applying it to the agriculture fields.

This study also investigated that there was not even a single farm with appropriate and planned storage. 100 % of poultry litter is stored openly within the premises of farm areas. This finding is consistent with previous report of ²³. According to them, 90 % of the litter was stored openly that was inappropriate and crucial for the environment. The possible effects of open storage of the poultry litter

have been also reported by ^{24, 5}. The open-air storage leads to unpleasant smell, emission of toxic gases and the loss of essential nutrients. The sustainable waste management needs proper storage and treatment facilities to maintain the quality of litter for use as fertilizer and prevent potential environmental hazards ¹².

3.6. Poultry Litter for Crop Production. The results presented in Table 5, the percentage difference showed 35 % increase in the raw litter users than stored litter users. The typical application rates were an average of 4448 kg/hectare for stored poultry litter users and 5436 kg/hectare for raw litter users. 20 % less quantity of stored litter was applied as compared to raw litter. A 21 % increase in the production of the crop was observed with the application of store litter (Table 5).

Table 5: Distributions of Respondents According to Type and Quantity of Litter Users For Wheat Production

S. No	Type of litter	Users	Quantity of litter (Kg) / hectare			Wheat production (Kg) / hectare		
			Min	Max	Avg	Min	Max	Avg
1	Stored Litter User	14	3707	4942	4448	1977	2768	2372
2	Raw Litter User	20	4448	6176	5436	1483	1977	1927
3	Percent Difference	35%	19%	22%	20%	29%	33%	21%

This study investigated that mostly farmer's used raw litter for wheat crop production than stored litter.

They were with the view that raw litter is easily accessible for them as compared to stored litter. The past literature revealed the potential effects for the crop related to raw litter application ⁴. Poultry litter has detrimental potential impacts on the environment but if litter is managed properly it may be an asset to the farmers. The literature also realized that the farmers who depend on stored poultry litter get more crop production than raw litter users. The higher production of wheat as observed in this survey is similar to the findings of ²⁵. Their research showed the importance of stored litter as environmental friendly for increasing production of wheat.

4. Conclusions

Questionnaire survey concluded that majority of the poultry farms were associated with broilers activities rather than layers. A slot was found in data related to the quantity of poultry litter. This study revealed that 618766 kg of poultry litter was generated from 73 poultry houses throughout the year. After the completion of each poultry flock, major portion (84%) of poultry litter directly goes to agriculture sector, while remaining (16%) dumped openly in the farm area. These practices of poultry litter disposal were found to be ineffective. Raw litter may have potential negative impacts on agricultural land and the environment while open storage of poultry litter lead to an unpleasant smell, attraction of flies, released toxic gases and reduction of essential nutrients. This study also revealed an increase in wheat production after application of stored litter than raw litter. However, this productivity could also be enhanced by practicing a more suitable method of poultry litter utilization. This will help in savings resources and economy as well as reduce the waste and dependency on inorganic fertilizer in a sustainable way.

5. Recommendations

The poultry farms needs to be monitored for disposal procedures. It is recommended to elaborate and standardize methods to utilized raw litter and stored poultry litter. Therefore, it is important to encourage the use of stored litter to enhance the wheat productivity and find a scientific way for the storage process for protection and conservation of the nutrients and environment. It is therefore recommended to promote awareness among poultry concerns and farmers in order to make poultry litter as safe and effective fertilizer.

6. Acknowledgement

The authors are thankful to the owners and workers of the poultry farms for assisting the relevant information regarding this survey. The authors are grateful to the Department of Environmental Sciences, University of Peshawar, Pakistan for providing research ground.

7. References

1. Memon I. N., Kumbhar M. I., Noonari S.: Economics of poultry waste use as a fertilizer in Sindh Pakistan. *J. Fish. Livest. Prod.* 4, 2 (2016).
2. Draft Ministry of Research National Food Security Policy, Government of Pakistan Ministry of National Food Security and Research Islamabad. (2017).
3. Poultry Research Institute Livestock and Dairy Development Department Punjab 2014-2017. Performance report. Available online at http://www.9211.com.pk/LiveStockAdmin/uploads/editor_files/performance_report_-_directorate_of_poultry_research_institute_osln.pdf
4. Ksheem A. M., Bennett J. M., Antille D. L., Raine S. R.: Toward a method for optimized extraction of soluble nutrients from fresh and soluble chicken manures. *Waste Management.* 45, 76 (2015).
5. Chaudhry A. N., Naeem M. A., Jilani G., Razzaq A., Zhang D. M., Azeem M., Ahmed M.: Influence of composting and poultry litter storage methods on mineralization and nutrient dynamics. *J. Anim. Plant Sci.* 23, 503 (2013).
6. Sarker B. C., Alam M. A., Rahman M. M., Islam A. F. M. T., Chowdhury M. G. F.: Waste management of commercial poultry farm in Bangladesh. *J. Innov. Dev. Strategy.* 3, 34 (2009).
7. Pakistan Economic Survey 2017-18. Agriculture, livestock and poultry. Ministry of finance, GOP, Islamabad. p. 27 (2020).
8. Oad F. C., Buriro U. A., Agha S. K.: Effect of organic and inorganic fertilizer application on maize fodder production. *Asian J. Plant Sci.* 3, 142 (2004).
9. 9. Fertilizer Review 2010-11. (NFDC) P&D Division, Islamabad. (2011). Available online at <http://www.nfdc.gov.pk/public.html>
10. 10. FAO Report on Small-Scale Poultry Production, Technical Guide Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. p. 4 (2004).
11. 11. Martin, J. H., Waldren R. P., Stamp D. L.: Principles of field crop production, pearson prentice hall, Columbus (2006).
12. Hosnen S., Zia-ul-Haq Nahar B. S.: Assessment of the poultry waste management in Trishal Upazila. *Mymensingh. Res. Agric., livest. Fish.* 2, 293(2015).
13. Hale B. D., Fairchild B., Worley J., Harper L., Ritz C., Czarick M., Rathbun S. L., Naeher L. P., Irvin E. A.: Comparison of ammonia measurement methods inside and outside tunnel-ventilated broiler house. *J. Appl. Poult. Res.* 19, 254 (2010).
14. Hossain M. S., Ashrafuzzaman M., Iqbal M., Hossain M. A., Hoque M. F. A.: Survey on poultry litter management system in different poultry farms of Bangladesh. *Int. J. Biol. Res.* 16, 37 (2014).
15. Creative Systems Available online at: <http://www.surveysystem.com> (assessed 02 June 2019).
16. Adeoye P. A., Hasfalina C. M., Amin M. S. M., Thamer A. M., Akinbile C. O.: Environmental implication of poultry waste generation and management techniques in Minna, semi-arid region of Nigeria. *Annu. Res. Rev. Biol.* 4, 1669 (2014).
17. Farooq M., Shah N. A. I., Hassan A. Nabi K.: Economies of scale in broiler farming in Khyber Pakhtunkhwa. *Sarhad J. Agric.* 29, 119 (2013).
18. Hussain A., Jahanzeb.: Economics of broiler production in Mansehra district. Technical Rep., Technology Transfer Institute, Tarnab, SSD, PARC. (2005).
19. Hafeez A., Suhail S. M., Durrani F. R., Jan D., Ahmad I., Chand N., Rehman A.; Effect of different types of locally available litter materials on the performance of broiler chicks. *Sarhad J. Agric.* 25,

580 (2009).

20. Tamjid-Us-Sakib., Dhar S. A.; An opportunity towards poultry litter management in Bangladesh: poultry litter biochar Asian University for women, Chittagong, Bangladesh various materials proceedings of the 5th International conference on natural sciences and technology. 16 (2018).
21. Amanullah M. M., I Sekar S., Muthukrishnan P.; Prospects and Potential of Poultry Manure. Asian J. Plant Sci., 9 .172 (2010)
22. Waziri M. I., Kaltungo B.Y.: Poultry litter selection, management and utilization in the tropics. *Poultry Science*. 191 (2017).
23. Amin M. A., Rehman A. M. S, Nhowlader M. A. R., Ahmmed M. M.: Disposal of layer dropping reared in case and impact on environmental pollution. *J. Bangladesh agric. Univ.* 7, 281 (2009).
24. Chastain J. P., Camberato J. J., Albrecht J. E.: Clemson University. USA, p. 36 (2001).
25. Sarwar G., Hussain N., Schmeisky Muhammad S.: Use of Compost as Environmental Friendly Technology for Enhancing Rice-Wheat Production in Pakistan. *Pak. J. Bot.* 39, 1553 (2007).

Posouzení drůbežáren na produkci, likvidaci drůbežího steliva a jeho využití jako hnojiva

Adila BASHIR ^a, Mohammad NAFEES ^a, Nazish Huma KHAN ^b

^a University of Peshawar, Department of Environmental Sciences, Peshawar, Pákistán,

^b University of Swabi, Department of Environmental Sciences, Peshawar, Pákistán

e-mail: adilabashir786@gmail.com, nafees36@yahoo.com, humakhan786@gmail.com,

Abstrakt

Odvětví drůbeže je rostoucím odvětvím, které celosvětově vytváří obrovské množství drůbežího trusu (odpadu). Tato studie zkoumala současný stav činností drůbeže, postupy likvidace podestýlky a také její účinky na produkci pšenice v okrese Haripur (Pákistán). S ohledem na to bylo provedeno dotazníkové šetření mezi 73 drůbežářskými podniky a 34 farmáři. Respondenti dotazníku odhalili, že 82 % drůbežích farem chovalo brojler, zbývajících 18 % se zabývalo nosnicemi. Drůbežáři používali jako podestýlku rýžové slupky (94 %) a piliny (6 %) s průměrnou vrstvou 6 cm. Celkem bylo chováno 802 500 ptáků, kteří ročně vyprodukovali 618 766 kg drůbežího odpadu. Podle průzkumu bylo zjištěno, že drůbeží podestýlka se používala jako hnojivo na zemědělské půdě. Z tohoto odpadu 84 % majitelů farem prodávalo drůbeží podestýlku přímo (surová podestýlka) farmářům a dalších 16 % ji likvidovalo (doskladnění) v prostorách svých farem. Toto šetření dospělo k závěru, že použití steliva po uskladnění jako hnojiva vedlo k 21% nárůstu produkce pšenice než použití surového steliva, zatímco otevřené skladování produkovalo nepříjemný zápach, přitahovalo mouchy, uvolňovalo jedovaté plyny a redukovalo základní živiny. Doporučuje se proto změnit způsob skladování steliva a jeho aplikaci na zemědělskou půdu, aby se z drůbežího odpadu stalo bezpečné a účinné hnojivo.

Klíčová slova: brojler; hnojivo; vrstva; drůbežářský průmysl; syrové stelivo

Economic and Environmental Benefits of Waste Incinerators Comparing to Conventional Electric Generators

Joseph AL ASMAR

TICKET Lab., Faculty of Engineering, Antonine University, Hadat-Baabda, Lebanon, e-mail: joseph.asmar@ua.edu.lb

Abstract

Solid waste management is one of the main issues faced by national authorities, especially in the countries and the cities with high population density. One of the most used waste treatment technologies is the incineration, which is a thermal treatment that converts waste into ash, electricity and heat. The use of waste incineration is controversial due to several opinions regarding the economic and the environmental aspects. In this paper, the waste incineration technique is compared, in terms of economic saving and greenhouse gases (GHG) emissions, to the conventional electric generators.

The results show the reduction in carbon dioxide (CO₂) emissions and operating cost when replacing conventional power generators by waste incinerators. The case study is applied to Lebanon. Due to the integration of three waste incinerators of 1000 tons/day into the Lebanese electric grid, the reduced operating cost is then 23.03 million \$ per year and the reduced CO₂ emissions are 286200 tons per year.

Keywords: waste management, waste-to-energy, waste technologies, incineration, electricity

Introduction

The problem of municipal solid waste (MSW) management has become a major social problem¹. Waste disposal must reduce the harmful impact of the solid waste (SW) on the environment with a reasonable cost. MSW incineration (MSWI) plays a role in the MSW management and in energy recovery that can be used as power generator².

Many researchers were interested in the study of the environmental and economic aspects of the MSWI. Economopoulos et al. evaluated the construction and operating costs of various technological operating schemes³. Murphy et al. did a comparison between four MSW technologies: incineration, gasification, generation of biogas and utilization in a combined heat and power (CHP) plant, generation of biogas and conversion to transport fuel by evaluating the technical, economic and environmental aspects⁴. Tsai et al. calculated the mitigation of CO₂ emissions of the MSWI compared to fossil fuels, and the economic gain resulting from selling electricity from MSWI to the electric utility service⁵. Liamsanguan et al. assess the environmental performance of energy from MSW incineration and compare it to conventional power plants and suggest measures for improvement⁶. In⁷, the combustion of coal and MSW in terms of fuel characteristics, combustion technology, emissions, and ash utilization/disposal are compared. Chen et al. compared the thermodynamic and the economic performances of a novel waste incineration power and a coal power plant⁸; the economic performance is considered as the payback period of the system. Mayer et al. compared the environmental benefits and the techno-economic aspects between the different waste-to-energy systems⁹. In¹⁰, the authors studied the case of the Lebanese waste if it is completely incinerated and compared the incinerators emissions with respect to the international standards.

This work provides a novelty based on the comparison between the waste incinerators and the conventional power generators in terms of economic and environmental aspects. The comparison is made by a novel decision-making algorithm when substituting the conventional generators by waste incinerators. The simulation of this latter compares the emissions of CO₂, which is the main greenhouse gas (GHG), and the operating costs of both systems on hourly basis. In section II, the incineration as a waste-to-energy treatment technique is discussed. In section III, the proposed comparative analysis algorithm is developed. Section IV corresponds to a case study. In section V, the results will be discussed.

Waste-to-Energy Treatment Technique: Incineration

MSW results from daily residential and commercial activity. If the waste is not properly handled and treated, it will have a negative impact on the environment like air pollution and surface and ground water pollution, as well as the soil and crops¹¹.

Figure 1 represents the solid waste treatment hierarchy components. MSW incineration technology is mostly used at an advanced level of the waste treatment after the recycling technologies.

Waste incineration is based on the burning of waste in the presence of oxygen at temperatures of 850°C and above, accompanied with heat and energy recovery and mechanisms to clean flue gas, and can receive different types of waste¹². Figure 2 represents the flowchart of the waste-to-energy (WtE) incineration process. MSW incineration is characterized by the volume reduction up to 90% of the initial incinerated volume¹³ in addition to the benefit of producing energy (electrical and thermal).

The waste is moved by a grate through the boiler where it will be combusted. The turbine is turned by the steam pressure that is produced by the water heating in the boiler¹⁰.

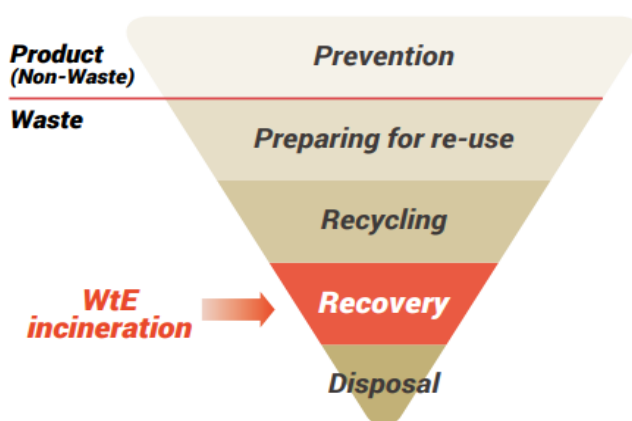


Figure 3. Waste hierarchy for sustainable waste management¹²

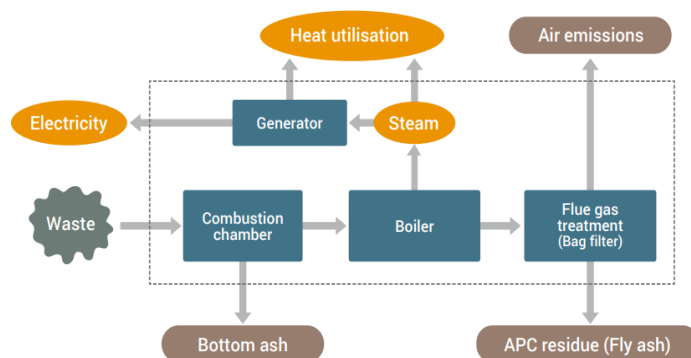


Figure 4. Flowchart of the waste incinerator¹²

The waste incineration facilities must be monitored and controlled to avoid pollution issues such as dust and dioxins, knowing that the latest technologies meet the strict environmental standards especially for the dioxins¹². In fact, the incinerators air pollution control device (APCD) are able to remove two categories of pollutants: particulate matter and acid gases. The particulate (dioxin, furan and mercury) removal is done with fabric filters (baghouses) and electrostatic precipitators with dry powdered activated carbon injection systems. Acid gases such as hydrochloric acid (HCl), sulfur dioxide (SO₂) and nitrogen oxides (NO_x) removal is done with spray dryer absorbers with alkaline-reagent injection, dry-lime injection systems and selective non-catalytic reduction¹⁴.

Knowing that the main GHG, the CO₂, corresponds to approximately 96.5% of the gases emitted by the waste incineration^{15,16}, we will compare the CO₂ emissions of an MSWI to the conventional power generators.

The operating cost of the MSWI is considered expensive¹³, for this reason we will compare it to the operating cost of the conventional generators.

Comparative Analysis Algorithm

To find the economic and environmental benefits of the incinerators comparing to the conventional generators, it is better to use an algorithm that can calculate the emissions reduction and the economic gain simultaneously.

The proposed algorithm is similar to that used in¹⁷, but with some modifications related to the integration of incinerators into the electric grid.

a) General description:

The developed algorithm is used to control the power output of conventional generators and incinerators. It takes into account the electrical demand and the operation of the incinerators integrated in the grid. Its period of operation is a default time and it can be changed by the operator. At the end of each period, the algorithm calculates the operating cost and emissions and their reductions due to the integration of incinerators in the power grid.

This algorithm, which is developed with MATLAB programming language, compares the hybrid case (conventional generators + incinerators) with the conventional case (i.e. without incinerators) in order to satisfy the electrical demand.

b) Inputs and outputs:

The input parameters to this algorithm are:

Hourly based electricity demand; Matrix representing conventional generators in ascending order of importance with their operating cost (\$/hour) and CO₂ emissions (kg/hour); Matrix representing incinerators in ascending order of importance with their operating cost (\$/hour) and CO₂ emissions (kg/hour).

The output parameters of this algorithm are:

Generators matrix; Incinerators matrix; Electricity generated by the incinerators; Electric energy produced by conventional generators; Total electric power supplied to the network; Total operating cost (\$/hour); Reduced operating cost due to the integration of incinerators (\$/hour); Total CO₂ emissions (kg/hour);

Reduced CO₂ emissions due to the integration of incinerators (kg/hour).

c) Operating steps:

The operating steps of the algorithm are as follows:

- Data acquisition
- Selection of incinerators
- Selection of conventional generators
- Calculation of the total operating cost and emissions
- Calculation of the total operating costs and emissions in the conventional case (without incinerators)
- Calculation of the reduced operating cost and reduced emissions due to the integration of incinerators
- Display of the outputs

Figure 3 represents the flowchart of the operating steps of the proposed algorithm.

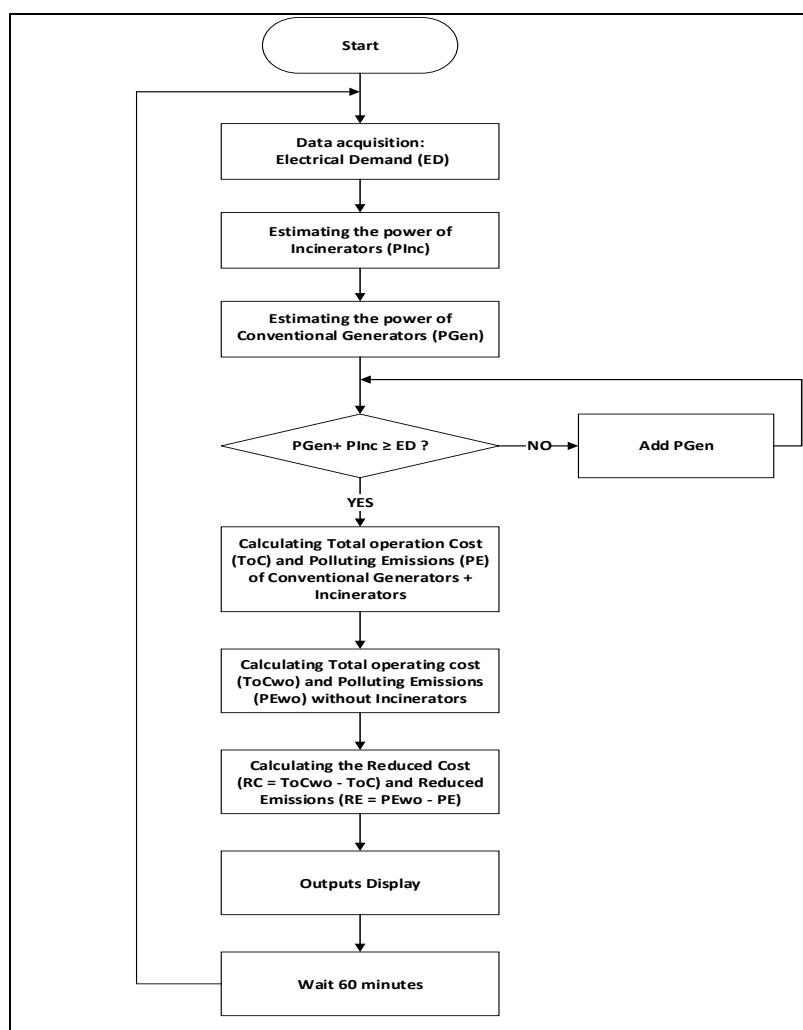


Figure 5. Flowchart representing the operating steps of the algorithm

Case Study: The Lebanese Case

In order to apply this research, we chose the case of Lebanon which has a mismanagement of the SW sector. Lebanon produced 2040000 tons of MSW in 2014 with a generation growth equal to 1.65% per year, this means that in 2020 the waste production is around 6166 tons per day¹⁸. Based on the Lebanese Council of Ministers decision number 3 of August 27, 2019, three thermal disintegration facilities (incinerators) must be constructed. Each incinerator must treat around 1000 tons per day of MSW.

The Lebanese MSW composition has a moisture content of 60%, an average chemical composition of $C_{6.9,393}O_{3.249}N_{0.184}S_{0.013}$ and a calorific value ranging between 7.4 MJ/kg and 9.7MJ/kg¹⁰. We will consider that the average calorific value is 8.55 MJ/kg. The incinerator is considered with 3 boilers as in¹⁰ and operating 300 days per year. The boiler's capacity must be equal to:

$$(\text{Number of tons/day}) \cdot (365/300) / (3\text{Boilers}) = (1000\text{tons/day}) \cdot (365/300) / 3 = 405.56 \text{ tons/day.}$$

Each boiler produces a power equal to:

$$(\text{Boiler capacity in kg/day}) \cdot (\text{Calorific value}) / (1\text{day}/24\text{hours}) \cdot (1\text{hour}/3600\text{seconds}) \cdot (\text{efficiency of the boiler}) \\ = (405.56 \cdot 1000\text{kg}) \cdot (8.55\text{MJ/kg}) \cdot (1/24) \cdot (1/3600) \cdot (80\%) = 32.11 \text{ MW.}$$

Thus each incinerator produces a power equal to $(3 \cdot 32.11 \text{ MW}) = 96.3 \text{ MW}$.

A back-pressure turbine has around 26% of waste to electrical efficiency¹⁰. Therefore, the electric power produced by each incinerator is 25.04 MW. The thermal power will not be considered due to lack of infrastructure in Lebanon, though it can increase the benefits of the incinerators.

The operating cost of an incinerator is equal to 35.7 \$/ton¹⁹. Each boiler's capacity is 405.56 tons; thus, it is equal to 14480 \$/day or 603 \$/hour. Hence the operating cost of an incinerator is 1809 \$/hour.

According to²⁰, we assumed that the emissions value of CO₂ is the highest value, which is equal to 130 g/kWh or 130 kg/MWh. Hence, the CO₂ emissions value per incinerator is 3250 kg/hour. The matrix of the incinerators is given in Table1.

Table 1: Incinerators matrix

Electric Power (MW)	Operating cost (\$/hour)	CO ₂ emissions (kg/hour)
25	1809	3250
25	1809	3250
25	1809	3250

Table 2: Conventional generators matrix (source: Electricité du Liban - EdL)

Plant name	Power (MW)	Operating cost (\$/hour)	CO ₂ emissions (kg/hour)
Zahrani I CCPP	469	53935	309540
Deir Ammar I CCPP	464	53360	306240
Zouk 1 Thermal Power Plant	607	80428	400620
Jieh 1 Thermal Power Plant	343	45448	226380
Zouk 2 ICE Power Plant	198	26235	130680
Jieh 2 ICE Power Plant	78	10335	51480
Additional power plant	75	8625	49500

The electric conventional generators are represented in Table2 with the corresponding operating cost in \$/hour and CO₂ emissions in kg/hour. The data of the generators is provided by the main electricity producer in Lebanon, Electricité du Liban (EdL). The operating cost is calculated after calculating the data provided with the fuel costs of each power plant from²¹. We considered the average values: 0.1325 \$/kWh for Jiyeh and Zouk power plants and 0.115 \$/kWh for Zahrani and Deir Ammar power plants²¹. The additional power plant was added, in order to compare the conventional power production with the power production including the integration of the incinerators. Its power is considered equal to 75 MW which is equal to the total power of the incinerators. The operating cost of the additional power plant is considered as the lowest (0.115 \$/kWh). The CO₂ emissions are equal to 660 kg/MWh.

Results and Discussions

The simulation of the algorithm is done when the electrical demand (load) is given. In order to have a significant comparison, the demand must be chosen in a way to replace the additional power plant by the three incinerators. It must be slightly less than the total power which is 2234 MW so that the algorithm does not choose the additional power plant. For this reason, the electrical demand is considered equal to 2233 MW.

Load =									
2233									
Waste-to-Energy =									
75									
Conventional Generation =									
2159									
Total Production =									
2234									
Generators =									
469	1	53935	53935	3.0954e+05	3.0954e+05	NaN	1	53935	3.0954e+05
464	1	53360	53360	3.0624e+05	3.0624e+05	NaN	1	53360	3.0624e+05
607	1	80428	80428	4.0062e+05	4.0062e+05	NaN	1	80428	4.0062e+05
343	1	45448	45448	2.2638e+05	2.2638e+05	NaN	1	45448	2.2638e+05
198	1	26235	26235	1.3068e+05	1.3068e+05	NaN	1	26235	1.3068e+05
78	1	10335	10335	51480	51480	NaN	1	10335	51480
75	0	8625	0	49500	0	NaN	1	8625	49500
Incinerators =									
25	1	1809	1809	3250	3250				
25	1	1809	1809	3250	3250				
25	1	1809	1809	3250	3250				
Fuel cost (\$/hour)=									
269740									
Reduced cost (\$/hour)=									
3198									
CO2 emissions (kg/hour) =									
1424940									
Reduced CO2 emissions (kg/hour)=									
39750									

Figure 4: Simulation's results

Figure 4 represents the results of the simulation. Knowing that the values 1 or 0 in the second columns of each matrix represent the state of the generator (1=On, 0=Off). The eighth column of the generators matrix represents the state of the generators in the conventional case (i.e. without incinerators). It is remarkable that the last value of the second column of the generators matrix is 0, and that of the eighth column is 1. This means that the three incinerators have replaced the additional power plant of capacity 75 MW.

The obtained reduced operating cost is 3198 \$ per hour, and the reduced CO₂ emissions are 39750 kg (39.750 tons) per hour. In one day, the reduced operating cost is 76752 \$ and the reduced CO₂ emissions are 954 tons. We consider that the yearly operating hours are equal to 7200 hours (300 days) due to the regular maintenance of the incinerators, thus the reduced operating cost is 23.026 million \$ per year and the reduced CO₂ emissions are 286200 tons per year.

Conclusion

Waste incinerators, when used as power plants, have shown benefits in terms of operating cost and GHG emissions comparing to the conventional power plants. They are considered as one of the most efficient waste disposal technique due to their efficiency. However, the optimal mix of waste components and their calorific values must be found in order to get the optimal economic and environmental performances of the incinerator. In addition, many studies can be driven to find the benefits of all the other WtE technologies.

References

1. Zheng, L., Song, J., Li, C., Gao, Y., Geng, P., Qu, B. and Lin, L.: Preferential policies promote municipal solid waste (MSW) to energy in China: Current status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, (2014) pp.135 – 148.
2. Makarichi, L., Jutidamrongphan, W. and Techato, K.A.: The evolution of waste-to-energy incineration: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91 (2018), pp.812 – 821.
3. Economopoulos, A.P.: Technoeconomic aspects of alternative municipal solid wastes treatment methods. *Waste Management*, 30,4 (2010), pp.707 – 715.
4. Murphy, J.D. and McKeogh, E.: Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. *Renewable energy*, 29,7 (2004), pp.1043 – 1057.
5. Tsai, W.T. and Kuo, K.C.: An analysis of power generation from municipal solid waste (MSW) incineration plants in Taiwan. *Energy*, 35, 12 (2010), pp.4824 – 4830.
6. Liamsanguan, C. and Gheewala, S.H.: Environmental assessment of energy production from municipal solid waste incineration. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12,7 (2007), pp.529 – 36.
7. Ruth, L.A.: Energy from municipal solid waste: a comparison with coal combustion technology. *Progress in Energy and Combustion Science*, 24,6 (1998), pp.545 – 564.
8. Chen, H., Zhang, M., Wu, Y., Xu, G., Liu, W. and Liu, T.: Design and performance evaluation of a new waste incineration power system integrated with a supercritical CO₂ power cycle and a coal-fired power plant. *Energy Conversion and Management*, 210 (2020), p.112715.
9. Mayer, F., Bhandari, R. and Gäth, S.: Critical review on life cycle assessment of conventional and innovative waste-to-energy technologies. *Science of the Total Environment*, 672 (2019), pp.708 – 721.
10. Hammoud, A., Kassem, M. and Mourtada, A.: November. Solid waste to energy strategy in Lebanon: Potential, technology and design. In *International Conference on Renewable Energies for Developing Countries*, pp. 75 – 81. IEEE, 2014.
11. World Bank: Municipal solid waste incineration: World Bank technical guidance report. *The World Bank, Washington, DC* (1999).
12. Liu, C. and Nishiyama, T.: CCET guideline series on intermediate municipal solid waste treatment technologies Waste-to-Energy Incineration (2020).
13. Man, K.W.: Implementation of incineration for efficient waste reduction. In *Proceedings of the 2015 International Conference on Advances in Environment Research* (Vol. 87). IPCBEE, 2015.
14. National Research Council: Incineration Processes and Environmental Releases. In *Waste Incineration & Public Health*. National Academies Press (US 2000). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK233629/> doi: 10.17226/5803.
15. United Nations Framework Convention on Climate Change: Greenhouse gas inventory data - Detailed data by party (2017). [http:// unfccc.int/di/DetailedByParty.do](http://unfccc.int/di/DetailedByParty.do).
16. Lee, H., Yi, S.M., Holsen, T.M., Seo, Y.S. and Choi, E.: Estimation of CO₂ emissions from waste incinerators: Comparison of three methods. *Waste Management*, 73 (2018), pp.247 – 255.
17. Asmar, J.A., Kouta, R., Chaccour, K., Assad, J.E., Laghrouche, S., Eid, E. and Wack, M.: Power generation and cogeneration management algorithm with renewable energy integration. *Energy Procedia*, 74 (2015), pp.1394 – 1401.
18. Mayo, T., Rice, E. and Westby, K.: Waste-to-Energy Design Proposal for Red Hook, Brooklyn. (2011), pp.69.
19. Ye, X., Lei, X., Wang, C., Li, Q., Yuan, W. and Li, Z.: Operation Cost Analysis of Typical Power Plant Waste Incineration. In *E3S Web of Conferences*, 118, p. 03027. EDP Sciences, 2019.
20. Eriksson, O. and Finnveden, G.: Energy recovery from waste incineration—the importance of technology data and system boundaries on CO₂ emissions. *Energies*, 10,4 (2017), p.539.
21. Bramley, R., Chojnowska, M. and Lewington, P.: *Lebanon Cost-of-Service and Tariff Design Study* (No. 148578, pp. 1 – 123). The World Bank 2020.

Ekonomické a ekologické přínosy spaloven odpadu ve srovnání s konvenčními elektrickými generátory

Josef AL ASMAR

*TICKET Lab., Technická fakulta, Antonine University, Hadat-Baabda, Libanon,
e-mail: joseph.asmar@ua.edu.lb*

Abstrakt

Nakládání s pevným odpadem je jedním z hlavních problémů, kterým čelí vnitrostátní orgány, zejména v zemích a městech s vysokou hustotou obyvatelstva. Jednou z nejpoužívanějších technologií zpracování odpadu je spalování, což je tepelné zpracování, při kterém se odpad přeměňuje na popel, elektřinu a teplo. Využití spalování odpadů je kontroverzní kvůli některým názorům na ekonomické a ekologické aspekty.

V tomto článku je technika spalování odpadu z hlediska ekonomických úspor a emisí skleníkových plynů (GHG) porovnávána s konvenčními elektrickými generátory. Výsledky ukazují snížení emisí oxidu uhličitého (CO₂) a provozních nákladů při záměně konvenčních generátorů energie za spalovny odpadu. Případová studie je aplikována na Libanon. Díky integraci tří spaloven odpadu o výkonu 1000 tun/den do libanonské elektrické sítě jsou pak sníženy provozní náklady 23,03 milionů \$ ročně a sníženy emise CO₂ jsou 286 200 tun ročně.

Klíčová slova: *odpadové hospodářství, energetické využití odpadu, emise oxidu uhličitého, spalování, elektřina*

Výzvy pro nastavení odpadního toku bioplastů

Roman KOVÁŘ^a, Vladimír KOČÍ^{a,b}

^a České vysoké učení technické v Praze, Fakulta architektury, Thákurova 9, 166 34 Praha 6 – Dejvice, e-mail: KOVARRO2@fa.cvut.cz

^b Ústav udržitelnosti a produktové ekologie, VŠCHT v Praze, Jankovcova 23, 170 00 Praha 7, e-mail: Vlad.Koci@vscht.cz

Souhrn

Článek je zaměřen na význam bioplastů v různých odvětvích hospodářství a na možnosti a limity s jejich nakládáním na konci jejich životního cyklu. Bioplasty nacházejí uplatnění v biomedicině, zemědělství a dalších odvětvích. V současnosti se však nejčastěji o nich diskutuje ve vztahu k obalovému průmyslu, kde nachází uplatnění cca 53% současné produkce bioplastů. V článku jsou uvedeny výhodné vlastnosti nejčastěji používaných bioplastů, ale zároveň i limity jejich udržitelného používání a současných možností jejich recyklace. Závěr článku přichází s návrhy nastavení odpadního toku plastů a bioplastů, tak aby byla možná efektivní separace, která je klíčovou podmínkou pro jejich recyklaci.

Klíčová slova: biologicky odbouratelné plasty BOP, recyklace, separace, odpadní toky

Úvod

Přesto, že o bioplastech začíná společnost intenzivněji diskutovat až v posledních letech, tak má jejich vývoj za sebou už více než 100 let, neboť se na jejich vývoji začalo pracovat již na konci 19. století. V té době byl poprvé syntetizován biologicky rozložitelný plast s názvem Galalith z mléčného proteinu Caseinu. V roce 1912 to byl celofán, který byl patentován švýcarským chemikem Jacquesem E. Brandenbergerem. V roce 1925 byl poprvé syntetizován bioplast PHB z bakterií. Nejrozšířenější bioplast současnosti PLA byl poprvé syntetizován v roce 1932¹.

Od 70. let dvacátého století se vývoj bioplastů rozjel intenzivněji. V současné době existuje přibližně 300 druhů bioplastů. Avšak velká část aplikací těchto bioplastů je prováděna mnohdy pouze z marketingových důvodů a jde proti podmínkám udržitelného nakládání s plasty a energií. Tím máme na mysli především často zcela nevhodné aplikace v obalovém průmyslu. V roce 2019 se objem produkce bioplastů pohyboval přibližně kolem 0,6 % z celkového objemu vyráběných plastů a každým rokem jeho objem narůstá².

Marketing firem zaměřený na environmentální dopady je asi největším důvodem, proč v současnosti slyšíme čím dál více o bioplastech. Avšak pod pojem bioplasty se řadí doopravdy velká skupina materiálů. Jejich původ, složení i správné využití koncový zákazník neumí téměř rozlišit. Mnohdy si tyto souvislosti neuvědomují ani samotné firmy, které toto zboží často jenom nabízejí koncovým zákazníkům. Z marketingu se pak stává greenwashing. Pokud jde o biologicky odbouratelné plasty (BOP), tak pouze 13 % z nich je vyrobeno výhradně z biomasy, dalších 75 % je složeno ze směsi bioplastů a fosilních plastů a dalších 12 % jsou biologicky odbouratelné fosilní plasty (např. Kopolyester). Nejproblematictější skupinou je oněch 75 % bio-fosilních směsí obsahujících 50 – 80 % fosilních plastů³.

Termín biologicky odbouratelné plasty BOP je svým názvem zavádějící, protože budí mylný dojem, že se tyto plasty v přírodě snadno rozkládají. Naopak většina z nich se v přírodních podmínkách rozkládá problematičtěji, a to se týká nejen oněch 75 % bio-fosilních plastů, ale i části produktů vyráběných pouze z biomasy. Takové plasty často nejsou vhodné pro kompostování, ani pro anaerobní digesti (zplynování). Asi nejzásadnějším problémem BOP v současnosti je skutečnost, že v podmínkách odpadového hospodářství komplikují podmínky pro recyklaci fosilních plastů. Problém nastává ve chvíli, kdy se BOP dostane do recyklačního procesu s fosilními plasty. Například nejrozšířenější bioplast v obalovém průmyslu PLA je vizuálními a fyzickými vlastnostmi téměř k nerozeznání od fosilních plastů,

jako je PET, PS nebo PP. Ovšem když se PLA dostane do recyklačního procesu s PET, tak ho nenávratně znehodnotí už při množství 0,1 % z celkového objemu ⁴.

To však neznamená, že bioplasty jsou špatné a fosilní plasty dobré. Vždy záleží na tom, jaký materiál, na co a v jakých souvislostech použijeme. Asi nejdůležitější současný poznatek v oblasti BOP je to, že jestli s nimi máme zacházet udržitelně, tak bychom je už vzhledem k jejich finanční náročnosti na výrobu měli recyklovat. Tyto potřeby nám přináší výzvy v otázkách nastavení odpadního toku bioplastů. Záměrem tohoto článku je přiblížit výjimečné vlastnosti nejrozšířenějších bioplastů, upozornit na nutnost jejich recyklace a navrhnout možnosti nastavení jejich odpadního toku, respektive separace.

Důvody pro používání bioplastů

Následující tři důvody nás obvykle vedou k úvahám o používání bioplastů:

1. Úspora fosilních zdrojů
2. Nízké emise skleníkových plynů
3. Méně plastového odpadu

Jak jsou tyto tři důvody oprávněné? O úsporu fosilních zdrojů by se mohlo částečně jednat, ovšem připomeňme si, že výroba veškerých plastů představuje přibližně 5 – 7 % z globální spotřeby ropy v současnosti. Kdybychom chtěli mluvit doopravdy o úsporách fosilních zdrojů, asi bychom se měli zaměřit na jiná odvětví průmyslu, především palivářský a energetický. Navíc v době, kdy ještě na mnoha místech světa jsou problémy s nedostatkem potravin, tak pěstování kukuřice, sóji, nebo cukrové třtiny za účelem výroby bioplastů ve velkém také nedává smysl. Naštěstí však existují výrobní postupy, kdy lze bioplast vyrábět jak ze zemědělského, tak živočišného odpadu a na tyto by se měly výrobci bioplastů zaměřit ⁵.

Pokud jde o druhou výhodu bioplastů, tedy snížení emisí skleníkových plynů, tak tam je zajímavý potenciál. Nezapomínejme však, že v případě výroby bioplastů z primárních zemědělských surovin může docházet k uvolňování skleníkových plynů samotnou zemědělskou výrobou související s pěstováním surovin potřebných pro výrobu bioplastů. Dále samotný rozklad BOP může v přírodě, nebo i na skládkách vést k emisím methanu, což je také skleníkový plyn ⁶. O zajímavý přístup se v poslední době snaží Berlínský start up „Made of air“, který o svém bioplastu tvrdí, že je zaručeně „carbon negative“. Princip jeho výroby spočívá v tom, že je směsí velkého podílu bio-sazí s bioplastem na bázi cukrové třtiny. Svoje saze nazývají bio-sazemi, protože jsou získávány pyrolýzou zemědělské biomasy, čímž vysvětlují ukládání atmosférického CO₂ do jejich plastu ⁷. Ovšem jak velkou uhlíkovou stopu má jejich pyrolýza zemědělské biomasy startup neudává.

Pokud jde o třetí výhodu bioplastů, tedy „méně plastového odpadu“, tak tato výhoda platí pouze u těch BOP, které jsou stoprocentně vyrobeny z biomasy. Pouze u nich můžeme mluvit o toxické a ekotoxické nezávadnosti. Vzhledem k tomu, že výrobci z marketingových důvodů označují za bioplasty veškeré BOP, tak to znamená, že více než 75 % těchto materiálů, které jsou bio-fosilními kompozity, vytváří plastový odpad ve formě mikroplastů, nejsou-li zpracovány energeticky v ZEVO.

Pokud chceme, aby se výše uvedené tři důvody pro použití bioplastů naplnily, tak bychom se při jejich aplikacích měli vyhýbat bio-fosilnímu kompozitnímu složení a v odpadních tocích plastů najít způsoby pro jejich efektivní separaci. Efektivní separace BOP od fosilních plastů je nutná ze dvou důvodů: Za prvé, aby nebyl znehodnocen fosilní plast určený k recyklaci; za druhé proto, aby byla možná recyklace samotného BOP.

Momentálně není pochyb o nutnosti recyklace bioplastů, které nejsou biologicky odbouratelné a svým chemickým složením jsou stejné jako jejich petrochemické protějšky, jako jsou BioPET, BioPE a BioPP. Prozatím však není úplně jasný scénář pro BOP, u nichž se předpokládá biodegradace za jediný možný způsob konce jejich životního cyklu. Vzhledem k nutnosti ochrany primárních zdrojů je třeba nastavit správné nakládání s odpady i z těchto materiálů. V jejich případě by měla být cílem buďto mechanická nebo chemická recyklace. Z důvodů, že termomechanické vlastnosti většiny BOP nejsou příliš vhodné pro mechanickou recyklaci, tak by se průmysl spojený s bioplasty měl soustředit hlavně na recyklaci chemickou.

Klíčový problém, který prozatím brání recyklaci BOP a navíc mnohdy znehodnocuje recyklační snahy i u konvenčních plastů, je jejich nevyřešený odpadní tok. Níže v textu přicházíme se dvěma návrhy, jak tento klíčový problém řešit.

Druhy bioplastů a možnosti jejich využití

Velikost produkce bioplastů (ale i konvenčních plastů) každoročně stoupá. V roce 2019 bylo vyprodukováno 368 milionů tun plastů⁸. Z toho téměř 40 % bylo použito na obaly, přibližně 20 % bylo využito ve stavebnictví. Pokud jde o jednotlivé druhy plastů, tak nejvíce bylo vyrobeno PE (přibližně 30 %) a PP (přibližně 20 %). Vzhledem k růstu produkce bioplastů je třeba počítat s tím, že tu budou BOP koexistovat s fosilními plasty dlouhá desetiletí. Je proto nutné najít nejlepší způsoby konce životního cyklu pro všechny nejpoužívanější plasty a bioplasty.

V roce 2019 byla produkce bioplastů 2,11 milionu tun. To je asi 0,6 % celkové produkce plastů². Vyšší cena BOP než u konvenčních plastů a jejich obecně horší termomechanické vlastnosti jsou důvodem tak nízkého podílu na trhu vůči konvenčním plastům⁹. S používáním bioplastů jsou v současnosti spojeny nemalé problémy, které se projevují především v odpadovém hospodářství. Z toho důvodu bychom měli současný malý podíl bioplastů na trhu paradoxně spíše kvitovat.

Když zprůměrujeme historická čísla týkající se recyklace plastů od dob, kdy je společnost začala využívat, tak je vidět, že je před společností ještě velký kus práce pro nastavení správných procesů pro nakládání s plasty. Čísla nám ukazují, že pouze 9 % plastů, které kdy byly vyrobeny, bylo recyklováno. A z tohoto množství recyklovaných plastů bylo recyklováno pouze 10 % vícekrát než jednou¹⁰. To, že společnost svoje zacházení s plasty poslední roky přehodnocuje, se projevilo tím, že od roku 2006 do roku 2018 se objem recyklovaného plastu zdvojnásobil. Nicméně stále v roce 2018 skončilo 25 % produkce plastu na skládkách⁵. Současné předpoklady naznačují, že v přírodě nebo na skládkách se ocitne do roku 2050 12 miliard tun plastového odpadu. Do roku 2015 takto skončilo přibližně 5 miliard tun. Odhaduje se, že od roku 2010 do roku 2025 skončí v mořích 100 milionů tun plastového odpadu, který tu bude postupně degradovat na mikroplasty¹¹.

Vzhledem k tomu, jak média upozorňují na problémy spojené s používáním konvenčních plastů, tak se zdá právě využívání bioplastů jako slibná alternativa, protože přibližně polovinu z nich tvoří BOP a většina z nich je vyrobena z obnovitelných zdrojů¹². Bohužel, ne všechny příklady využití bioplastů dávají smysl. V současné době i z důvodu, že chybí legislativa na efektivní zacházení z bioplastovým odpadem, tak si dovoluujeme říci, že velká část aplikací, pro které používáme bioplasty, je pro planetu Zemi větší zátěží, než kdyby byla vyrobena z konvenčních plastů. Tento problém se týká především nemalé části aplikací v obalovém průmyslu.

Životní cyklus plastů, nehledě na jejich původ (BIO x Fosilní) nebo jejich degradabilitu, může být udržitelný pouze tehdy, když konec jejich životního cyklu bude zahrnovat smysluplnou recyklaci¹³. Nejpreferovanější způsob recyklace, tedy mechanickou recyklaci společnost poslední roky úspěšně aplikuje na čím dál větším podílu odpadu z konvenčních plastů. Bohužel právě s masivnějším příchodem bioplastů si společnost celou situaci zkomplikovala. Jako zásadní problém můžeme popsat to, že doposud nejsou nastavena globálně pravidla pro efektivní nastavení odpadních toků plastů s bioplasty, na jejichž konci by měly být roztrženy téměř se 100 % efektivitou.

Protože do skupiny bioplastů spadá široká škála materiálů s mnohdy odlišnými termomechanickými vlastnostmi, věnujeme následující text přehledu těch nejpoužívanějších bioplastů a jejich třídění.

Základní rozdělení bioplastů do 3 skupin:

1. Biologicky odbouratelné plasty vyrobené z biologických zdrojů.	2. Biologicky odbouratelné plasty vyrobené z petrochemických zdrojů.	3. Biologicky neodbouratelné nebo jenom částečně odbouratelné plasty s monomery na biologické bázi.
Například PLA, PHA, TPS a PBS. Speciální kategorií biologicky odbouratelných plastů jsou biologicky vstřebatelné s použitím ve zdravotnictví.	Například PBAT a PCL. I tato skupina bioplastů tvoří část biologicky vstřebatelných plastů vhodných pro použití ve zdravotnictví	Mnohdy je u těchto plastů část monomerů na biologické bázi a část monomerů na petrochemické bázi, ty označujeme za heteropolymery. Například BioPE, BioPET, BioPP nebo BioPA.

Syntéza biologicky odbouratelných polymerů může být provedena těmito způsoby:

1. Mechanicko-chemickou modifikací přírodního polymeru, jako například celulózy nebo škrobu.
2. Chemickou syntézou z monomeru vyrobeného biotechnologickou přeměnou obnovitelného zdroje (například PLA z kyseliny mléčné vyrobené fermentací cukru) nebo chemickým zpracováním z fosilních zdrojů (například PVA).
3. Bakteriální syntézou polymerů z mikroorganismů (například PHB).

Nejrozšířenější bioplasty a jejich vlastnosti:

PLA – Nejrozšířenější bioplast současnosti je PLA. Lze ho vyrábět z cukrové třtiny, kukuřice, brambor a tapioky¹⁴. Termomechanické vlastnosti jsou podobné PET, ale je křehčí a neodolává dlouhodobě vlhku. Používá se hlavně v obalových aplikacích na jednorázové kelímky, misky a láhve. Také se používá na hygienické produkty, jednorázové přístroje a mulčovací fólie v zemědělství. Existuje také pěnové PLA, které se používá jako izolace, alternativní k pěnovému polystyrenu¹⁵.

PHAs – Biologicky odbouratelné alifatické polyestery. Lze je vyrábět z glukózy, sacharózy a rostlinných olejů pocházejících ze široké škály surovin¹⁶. Nicméně z důvodu použití jiného udržitelného uhlíku bylo uvažováno i o surovinách jako dřevěná štěpka, výřezy lepenky a odpadní plastové láhve a sáčky¹⁷. Při výrobě PHA se používají bakterie. Ve velkém měřítku výroby to zahrnuje prozatím drahé fermentační, izolační a čistící procesy. Proto se větší využití PHAs očekává, až se tyto procesy zefektivní. Podobně jako PLA, tak i PHAs mají uplatnění u jednorázových obalů, ale i v biomedicině. Experimentuje se s jejich využitím pro výrobu bioabsorbovatelných stehů, obvazů na rány, tkáňových podpor a destiček pro fixaci zlomenin⁹. Na rozdíl od PLA je PHBV (PHAs) podstatně rychleji biodegradovatelné.

Plasty na bázi škrobu – Škrob je druhá nejhojnější organická sloučenina na zemi hned po celulóze. Komerčně dostupný škrob se získává především z pšenice, rýže, kukuřice, brambor a ječmenu. Plasty na bázi škrobu přitahují stále větší zájem, protože se biologicky zcela odbourávají, a to relativně rychle. Termoplastický škrob (TPS) se opět hojně využívá na obalové aplikace, např. vakuované tácky. Využití má i v zemědělství pro mulčovací fólie a květináče. Také se používá pro hygienické a kosmetické výrobky¹⁸.

Plasty na bázi celulózy – Celulóza je nejhojnější organická sloučenina na zemi. Je produkována rostlinami jako strukturální polymer. Celulóza je odolnější vůči hydrolýze díky silnějším vodíkovým vazbám. Stejně jako škrob, tak ani celulóza není termoplastický polymer, a proto musí být výrobně upravována. Biologická odbouratelnost derivátů z celulózy se měří na stupnici (DS) v rozmezí 1-3. Čím je číslo nižší, tím se tyto deriváty rychleji rozkládají¹⁹.

Biologicky odbouratelné plasty z petrochemických zdrojů – Obecně syntetické polymery nejsou biologicky odbouratelné. Jejich rozložitelnost však lze docílit přidáním nestabilní (amidové, etherové nebo esterové) vazby. Potom mohou za jistých podmínek podléhat hydrolýze. Tyto plasty tvoří relativně malou skupinu biologicky odbouratelných plastů na fosilní bázi. Používají se hlavně ve směsi s BOP na biologické bázi pro zlepšení jejich termomechanických vlastností. Nejvýznamnějšími polymery z této skupiny jsou PBS, PCL, PVA a PBAT. **PBS** relativně pomalu degraduje a využívá se pro výrobu fólií na balení potravin, nákupní tašky, zemědělské mulčovací fólie, květináče a hygienické výrobky. **PCL** je semi-krystalický polymer s vysokou houževnatostí. Pomalu degraduje a díky tomu našel uplatnění v biomedicině na aplikacích, které potřebují pomalou bio-vstřebatelnost, jako jsou některé druhy stehů a podpor v tkáňovém inženýrství²⁰. **PVA** je biologicky odbouratelný a bio-kompaktní polymer. Je rozpustný ve vodě, ale zároveň je odolný většině organických rozpouštědel. Používá se na výrobu vícevrstvých obalů díky své schopnosti vytvářet film, který funguje jako skvělá kyslíková bariéra. Využívá se také na úpravu vody, barviv, detergentů a dezinfekčních prostředků. Má využití i v zemědělství. PVA vlákna nacházejí uplatnění v biomedicinské oblasti²¹. **PBAT** je biologicky odbouratelný plast, který má vynikající houževnatost a skvělou odolnost proti lomu. Zvládá vysoké napětí při přetržení, ale má nízkou pevnost v tahu. Vyrábějí se z něho kompostovatelné pytle na

organický odpad, mulčovací fólie do zemědělství, ale i obalové fólie a jednorázové nádoby²². Podobně jako PCL, tak i PBAT se využívá pro zlepšení mechanických vlastností jiných bioplastů, jako jsou PLA a PHAs, ale i pro zlepšení vlastností konvenčních plastů jako je polykarbonát⁶.

Biologicky nedegradovatelné plasty na biologické bázi – Komerčně nejatraktivnější nedegradovatelné bioplasty jsou bio-protějšky nejpoužívanějších fosilních plastů, jako jsou PE, PP a PET. Mnohdy se k jejich výrobě používají jak biologické suroviny, tak i petrochemické suroviny. V tom případě je pak nazýváme heteropolymery. Jejich výhodou je, že mají menší ekologickou stopu ve fázi výroby. **BioPE** je chemicky identický se svým petrochemickým protějškem PE. Díky tomu s ním lze i společně recyklovat. Ve velkém se začal BioPE vyrábět poprvé v roce 2010 brazilskou firmou „Braskem“ a k jeho výrobě se používá především cukrová třtina. V dnešní době je 1 kg BioPE cca o 30% dražší než jeho petrochemický protějšek. Udává se, že ekologická stopa BioPE je podstatně nižší než PE. **BioPP** lze získávat z biologických zdrojů fermentací glukosy a následnými postupy. O masivnější výrobu BioPP se poprvé pokusila také Brazilská firma „Braskem“. Výrobní postupy BioPP jsou zatím méně prozkoumané a postup, který používá firma „Braskem“ je stále ještě tajný. Nicméně podle Bioplastics Europe se očekává zvýšení jeho výroby na 6-ti násobek. BioPET a BioPTT patří mezi heteropolymery. To znamená, že pro jejich výrobu jsou použity jak biologické, tak fosilní suroviny. **BioPET** obsahuje přibližně 20 % uhlíku biologického původu a **BioPTT** obsahuje přibližně 27 % biologického uhlíku²³. Od roku 2009 společnost Coca-Cola aplikuje BioPET na část portfolia svých produktů. Přesto, že PET je obecně zařazen mezi nerozložitelné plasty, tak existují enzymy a bakterie, které ho rozložit umí, ovšem velice pomalu²⁴. **BioPA** je vyráběn z kyselin pocházejících z ricinového oleje. Lze ho vyrábět plně nebo částečně z biologických zdrojů. Má vynikající mechanické vlastnosti jako houževnatost, tvrdost a odolnost proti oděru. V roce 2019 tvořil 12 % objemu celosvětové výroby bioplastů.

PAF a PEF, polyestery na bázi 2,5 furandikarboxilátu – Na rozdíl od ostatních nedegradovatelných bioplastů, tyto nemají svůj petrochemický protějšek. Přesto jsou mezi bioplasty považovány za „spícího obra“. **PAF** nabízí slibnou bio-odvozenou alternativu k fosilnímu PAT, zatímco **PEF** nabízí plně bio-odvozenou alternativu k PET²⁵. Oba tyto bioplasty mají uplatnění jak v obalovém, tak i textilním průmyslu, jsou ale vhodné i pro techničtější aplikace s vyšší přidanou hodnotou²⁶.

Možnosti recyklace bioplastů

Skutečně udržitelný cyklus bioplastového odpadu můžeme zajistit pouze tak, že odstraňování jeho odpadu bude zahrnovat recyklaci. Asi všichni se shodují na recyklaci biologicky neobdouratelných bioplastů, protože jejich recyklace je možná společně s jejich petrochemickými protějšky. Avšak existuje mylné přesvědčení, že jediný konec životního cyklu BOP má být jejich kompostování. Přitom většina BOP se velmi špatně rozkládá, dokonce i v kompostárnách, kde k tomu jsou ideální podmínky². **Kompostování** někdy nazýváme také „organická recyklace“. Ve skutečnosti kompostování BOP není vždy ideální způsob recyklace.

Optimálním způsobem je recyklovat BOP tak, aby z nich mohly vzniknout opět bioplastové produkty. To lze zajistit mechanickou (primární, nebo sekundární) recyklací a chemickou (terciární) recyklací. Jako příklad primární mechanické recyklace můžeme uvést výrobu PLA nápojových kelímků technologií vakuování, kdy je odpadní materiál vzniklý ostřihem kelímků využit znovu k výrobě polotovaru (fólie). Z tohoto polotovaru se ty samé kelímky opět vyrábějí. Nutno si uvědomit, že v takovém případě může být poměr recyklátu vůči panenskému PLA relativně malý. Sekundární mechanická recyklace probíhá tak, že recyklát se využívá na méně náročné aplikace, než původní materiál sloužil.

Ačkoli **mechanická recyklace** je nejlevnější způsob recyklace, tak v případě BOP je velmi špatně aplikovatelná. Protože například PLA může být mechanicky recyklováno při přidání 70% panenského PLA pouze šesti cykly⁴. Ostatní BOP na tom nejsou lépe. V poměru s fosilním PE, který může být recyklován až padesáti cykly je zřejmé, že mechanická recyklace v případě BOP není úplně ideální. Proto v případě BOP se jeví perspektivně právě chemická recyklace. Z chemicky recyklovaného bioplastu se zpětně získávají cenné monomery využitelné k opětovné výrobě panenského bioplastu nebo pro výrobu jiných chemikálií. Jak pro sekundární mechanickou, tak pro terciární chemickou recyklaci je nutné umět efektivně rozřadit jednotlivé druhy plastů, což je prozatím kámen úrazu pro

konkurenceschopnost na trhu se sekundárními bioplasty. Navíc celou situaci komplikuje částečné využívání vícevrstvých (kompozitních) materiálů. Separaci jednotlivých druhů bioplastů lze provádět ručně, nebo strojově. Pro strojovou separaci se využívají jak rozdíly v hustotě jednotlivých materiálů, tak optické systémy krátkého infračerveného záření (NIR) nebo rozpouštědla. Zmíněné způsoby však nejsou dostatečně efektivní. Prozatím jediný efektivní způsob separace počítá se zapojením výrobců plastových obalů, kteří by při jejich výrobě používali technologii „Digimarc barcode“, čímž by byl obal po celém povrchu defacto neviditelným způsobem označen a umožnil by přesnou strojovou separaci²⁷.

Chemická (terciární) recyklace – Chemickou recyklací BOP šetříme především primární zdroje, než že bychom se snažili předcházet vzniku odpadu. Nejběžnějším způsobem chemické recyklace jsou různé druhy solvolýzy. **Solvolýza** je technika depolymerizace plastů pomocí rozpouštědel ve spojení s teplem. Mezi způsoby solvolýzy patří hydrolýza, alkoholýza, glykolýza, metanolýza, acidolýza, aminolýza a amonolýza. Zdánlivě tyto druhy recyklace nedávají pro BOP smysl z hlediska možnosti ukončení životního cyklu, ale dávají velký význam z hlediska ekonomického a ekologického. Například získání kyseliny mléčné z PLA odpadu vyžaduje výrazně méně energie než při její výrobě fermentací biomasy. Udává se, že na výrobu 1 kg kyseliny mléčné z biomasy je potřeba 55 MJ, zatímco hydrolýzou z PLA odpadu to je pouze 14 MJ. Jako další zajímavý způsob chemické recyklace se jeví pyrolýza, která umožňuje zpracovat nekvalitní, heterogenní, degradovaný nebo kontaminovaný plastový odpad. Ta se jeví výhodně k již zmíněným problémům se separací jednotlivých druhů bioplastů. **Pyrolýza** je degradace plastového odpadu, díky jeho zahřátí na 300 – 700 °C v bezkyslíkaté atmosféře. Výsledkem pyrolýzy jsou složky ve třech skupenstvích: plynném, tekutém a pevném. Mezi plynné patří hořlavé látky, které lze během pyrolýzy opětovně použít jako zdroj tepla pro samotnou pyrolýzu. Mezi tekuté patří oleje a kondenzované páry. Tato dvě skupenství tvoří 97 – 99 % depolymerizovaného plastu. Zbýlé 1 – 3 % tvoří pevné skupenství „saze“. Pro optimální výsledek pyrolýzy je nutné používat katalyzátory. **Zplyňování** BOP by mohlo být v budoucnu zajímavé například pro získávání vodíku. Je však otázka, nakolik by to bylo zajímavé z pohledu budoucího objemu vodíkové energetiky. Více reálných zkušeností se zplyňováním BOP v současné době nemáme.

Enzymatická a mikrobiální recyklace – Toto je nový druh recyklace bioplastů, který je v raných fázích vývoje a prozatím tvoří nový způsob. Není zařazen do chemické recyklace. Pro tento způsob recyklace se využívá působení enzymů a mikroorganismů k rozkladu BOP na monomery a jiné cenné chemikálie. Tímto způsobem se zásadně liší od kompostování, které je pouhým ukončením životního cyklu BOP. Nevýhodou enzymatické a mikrobiální recyklace je její časová náročnost, která nejde urychlit zvýšením teploty z důvodů možné degradace enzymů².

Poslední možnosti degradace a odstranění bioplastového odpadu

Na rozdíl od předchozích způsobů recyklace je cílem těchto posledních možností pouhé odstranění odpadu. U konvenčních plastů patří mezi tyto možnosti buďto energetické využití nebo skládkování. Avšak BOP mají možnost tzv. „organické recyklace“. Tu lze provádět domácím nebo průmyslovým kompostováním, anaerobní digesí nebo biodegradací v zemědělské půdě. Rozdíl mezi kompostováním a anaerobní digesí je zásadní v tom, že kompostování probíhá za přítomnosti kyslíku a výslednými produkty jsou CO₂, H₂O, teplo, minerály, biomasa a humus. Naproti tomu anaerobní digestce probíhá bez přítomnosti kyslíku a výslednými produkty je bioplyn, biomasa a digestát. Poslední dva produkty lze využít ke hnojení. To, co mají kompostování a anaerobní digestce společného, je, že mohou probíhat buďto za nízkých teplot cca 35 °C nebo v ideálním případě za vyšších teplot 50 – 60 °C, čímž se celý proces urychluje.

Jenže ne všechny BOP jsou kompostovatelné. Pro BOP dává smysl i energetické využití neboli kvartérní recyklace. Přestože energetické využití je v hierarchii nakládání s odpady níže než klasická recyklace, tak je určitě výhodnější než skládkování bioplastového odpadu. Výhrevnost bioplastů je obdobná jako u fosilních plastů²⁸. Navíc v současné době, kdy ještě nejsou vytvořeny efektivní způsoby separace bioplastů, tak většina tohoto odpadu (především obalů) ani lepší, než energetické využití nemá.

Návrhy pro efektivní nastavení odpadního toku plastů a bioplastů

Na úvod této kapitoly si pojďme připomenout, co brání masivnější recyklaci jak konvenčních plastů, tak bioplastů. Důvodem je, že pro efektivní recyklaci potřebujeme v první řadě ekonomicky efektivní separaci jednotlivých druhů plastů blížící se 100% spolehlivosti. Pojďme se v této kapitole společně zamyslet, jestli technologie pro ekonomicky efektivní separaci jednotlivých druhů plastů má již společnost k dispozici.

Jestliže mluvíme o ekonomické efektivitě, tak rovnou můžeme zapomenout na ruční třídění plastů, které se zmiňuje jako jedna z možností. Pokud jde o strojovou separaci, tak v současné době se využívají principy založené na rozdílu hustoty jednotlivých materiálů nebo optické systémy krátkého infračerveného vidění (NIR), rozpouštědla, nebo fluorescenční barviva². Systém NIR vykazuje při separaci PLA od PET až 97,5 % účinnost. Což je nedostatečné vzhledem k tomu, že recyklovaný PET může být znehodnocen PLA už v koncentraci 0,1 %⁴. Navíc systém NIR je i finančně značně nákladný.

V současné době se vkládá hodně nadějí také do systémů založených na konvoluční neuronové síti (CNN), jejichž záměrem je naučit počítač vidět a rozlišovat předměty obdobně jako to umí člověk. Z těchto systémů je nejzmiňovanější algoritmus strojového vidění nazývaný „recycleye“. Nicméně ani tento systém nevykazuje zdaleka 100 % spolehlivost²⁷.

Asi nejnadějnější systém se začíná používat některými evropskými výrobci v rámci projektu „Holy Grail 2.0“, který je založený na tom, že už samotní výrobci označují své plastové obaly technologií „Digimarc Barcode“, která je lidskému oku neviditelná. Tato technologie doopravdy efektivní strojovou separaci jednotlivých plastů, a to za předpokladu, že by byla použita globálně. Navíc jako nadstavba pro tuto technologii existuje mobilní aplikace „Digimarc Mobile SDK“, která umožňuje i koncovému zákazníkovi naskenovat obal a získat veškeré relevantní informace týkající se plastu, z kterého je obal vyroben²⁹. Kdyby byl tento systém používán v rámci projektu Holy Grail 2.0 využit globálně, tak by bylo možné sběr BOP realizovat ve stejných kontejnerech s konvenčními plasty. Tím bychom se vyhnuli nápisům na obalech z BOP, které oznamují „Nevhazovat do plastu“. Nápis je pro většinu koncových zákazníků velmi matoucí, proto toto upozornění mnohdy nerespektují. To celé by mohlo být podpořeno ještě barevným rozlišením BOP a konvenčních plastů, jenom jako bezpečnostní pojistka.

Co se týče barevného rozlišení jako pojistky, mám tím na mysli, že z konvenčních plastů jsou vhodné k recyklaci (mimo downcyklace) pouze plasty bezbarvé čiré nebo bílé. Zatímco většina BOP je vhodná pouze k chemické recyklaci, tudíž při použití správného pigmentu by jim zabarvení nemuselo vadit. To, že v tomto směru chybí ve většině zemí legislativní pravidla, by se mělo změnit. Potom by nevznikaly tak paradoxní situace, jako u jednoho slovenského výrobce minerálních vod (působícího i v Čechách), který má založený marketing na tom, že jeho láhve jsou vyrobeny ze 100% rPET, přičemž tyto láhve jsou barevné, a tudíž k následné opravdové recyklaci bezcenné.

Závěr

Průměr historických čísel týkajících se recyklace plastů je velmi nepříznivý. V posledních letech se to naše společnost snaží změnit. Avšak masivnějším nástupem bioplastů se celá situace ještě více komplikuje. Z toho důvodu je nutné nastavit efektivní způsoby separace jednotlivých druhů plastů tak, abychom si nekomplikovali svoji narůstající snahu po recyklaci plastů. Navíc je tento krok k nastavení efektivní separace plastů nutný i pro samotnou recyklaci bioplastů. O nutnosti recyklace bioplastů bychom neměli mít pochyb už vzhledem k jejich vyšší cenové náročnosti na výrobu než u konvenčních plastů. Tento článek ve svém závěru přichází s možnými způsoby nastavení odpadního toku plastů a bioplastů a jejich efektivní separace. Přesto, že navrhované způsoby nejsou v současnosti technologicky nijak náročné, tak mohou fungovat pouze budou-li podpořeny mezinárodní legislativou, tedy globálně. Protože, jak bychom jinak mohli chtít v dnešním globalizovaném světě, aby se nám bioplastový odpad, vyrobený například v Asii či Jižní Americe, podařilo efektivně vytrídil v evropském odpadním toku těchto materiálů? Pravděpodobně to jinak nepůjde než nastavit globálně platná pravidla.

Poděkování

Příspěvek vznikl díky institucionální podpoře FA ČVUT v Praze a VŠCHT Praha

Literatura

- 1 T. M. Letcher, *Plastic waste and recycling. Environmental impact, societal issues, prevention, and solutions* / edited by Trevor M. Letcher, Academic Press, Amsterdam, 2020.
- 2 M. Niaounakis, *European Polymer Journal*, 2019, **114**, 464.
- 3 Nakládání s obaly a obalovými odpady, <https://otik.uk.zcu.cz/handle/11025/18749>, (accessed 17 March 2021).
- 4 P. Šalanda, *Biodegradabilní plasty v systému nakládání s odpady*, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, 2017.
- 5 *Bioplastics from Vegetable Waste: A Versatile Platform for the Fabrication of Polymer Films*, 2020.
- 6 Z. C. Lule and J. Kim, *Materials Chemistry and Physics*, 2021, **258**, 123879.
- 7 Atmospheric CO₂ is "our biggest resource" says carbon-negative plastic brand Made of Air, <https://www.dezeen.com/2021/06/24/carbon-negative-plastic-biochar-made-of-air-interview/>.
- 8 *An analysis of European plastics production, demand and waste data*, 2015.
- 9 M. Niaounakis, *Biopolymers. Reuse, Recycling, and Disposal*, Elsevier Science & Technology Books, San Diego, 2013.
- 10 R. Geyer, J. R. Jambeck and K. L. Law, *Science Advances*, 2017, **3**, e1700782.
- 11 J. R. Jambeck, R. Geyer, C. Wilcox, T. R. Siegler, M. Perryman, A. Andrady, R. Narayan and K. L. Law, *Science*, 2015, **347**, 768.
- 12 F. M. Lamberti, L. A. Román-Ramírez and J. Wood, *J Polym Environ*, 2020, **28**, 2551.
- 13 G. Fredi and A. Dorigato, *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research*, 2021, **4**, 159.
- 14 J. B. van Beilen and Y. Poirier, *The Plant Journal*, 2008, **54**, 684.
- 15 L. Fambri, A. Dorigato and A. Pegoretti, *Applied Sciences*, 2020, **10**, 6731.
- 16 M. Niaounakis, *Biopolymers. Processing and products*, William Andrew, Oxford, U.K., Burlington, MA, 2015.
- 17 S. T. Kenny, J. N. Runic, W. Kaminsky, T. Woods, R. P. Babu, C. M. Keely, W. Blau and K. E. O'Connor, *Environmental Science & Technology*, 2008, **42**, 7696.
- 18 *Biodegradation of plastic film based on starch*, 2016.
- 19 Z. Su, S. Huang, Y. Wang, H. Ling, X. Yang, Y. Jin, X. Wang and W. Zhang, *J. Mater. Chem. A*, 2020, **8**, 14082.
- 20 F. Hajiali, S. Tajbakhsh and A. Shojaei, *Polymer Reviews*, 2018, **58**, 164.
- 21 M. Aslam, M. A. Kalyar and Z. A. Raza, *Polym Eng Sci*, 2018, **58**, 2119.
- 22 K.-S. Kim, J. Yoo, J.-S. Shim, Y.-I. Ryu, S. Choi, J.-Y. Lee, H. M. Lee, J. Koo and S.-K. Kang, *Adv Materials Technologies*, 2022, **7**, 2001297.
- 23 M. H. Rahman and P. R. Bhoi, *Journal of Cleaner Production*, 2021, **294**, 126218.
- 24 A. Maurya, A. Bhattacharya and S. K. Khare, *Front. Bioeng. Biotechnol.*, 2020, **8**, 602325.
- 25 J.-G. Rosenboom, D. K. Hohl, P. Fleckenstein, G. Storti and M. Morbidelli, *Nat Commun*, 2018, **9**, 2701.
- 26 N. Pouloupoulou, N. Kasmi, M. Siampani, Z. N. Terzopoulou, D. N. Bikiaris, D. S. Achilias, D. G. Papageorgiou and G. Z. Papageorgiou, *Polymers*, 2019, **11**, 556.
- 27 J. Gasde, J. Woidasky, J. Moesslein and C. Lang-Koetz, *Sustainability*, 2021, **13**, 258.
- 28 E. Worrell and M. A. Reuter, *Handbook of Recycling. State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists*, Elsevier Science & Technology Books, San Diego, 2014.
- 29 EHI WHITE PAPER. Udržitelné chytré prodeje 2021, Řešení digitální udržitelnosti pro maloobchod.

Challenges for setting the waste flow of bioplastics

Roman KOVÁŘ^a, Vladimír KOČÍ^{a,b}

^aČeské vysoké učení technické v Praze, Fakulta architektury, Thákurova 9, 166 34 Praha 6 – Dejvice, Czech Republic, e-mail: KOVARRO2@fa.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:

The article focuses on the importance of bioplastics in various sectors of the economy and on the possibilities and limits of their management at the end of their life cycle. Bioplastics are used in biomedicine, agriculture and other industries, but currently they are most often discussed in relation to the packaging industry, where about 53% of current bioplastic production is used. The article presents the advantageous properties of the most commonly used bioplastics, but also the limits of their sustainable use and current possibilities for their recycling. The article concludes with proposals to set up the waste stream of plastics and bioplastics so that effective separation is possible, which is a key condition for their recycling.

Keywords: biodegradable plastics, recycling, separation, waste streams

Problematika vstupů na pozemky a do objektů v rámci terénních prací environmentálních projektů realizovaných ve veřejném zájmu

Zdeněk SUCHÁNEK

Česká informační agentura životního prostředí, Moskevská 63, 101 00 Praha 10,
e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz

Souhrn

Ve veřejném zájmu jsou prováděny i různé terénní činnosti, což se týká řady přírodovědeckých disciplín. V environmentálních oborech je pozorování přímo na místě, případně odběry vzorků, základním nástrojem sběru informací, které se obvykle zpracovávají do záznamů evidenčních databází. V případě projektu inventarizace kontaminovaných míst není v České republice právo návštěv lokalit a sběr informací na místě nijak specifikované zákonnými předpisy. Naopak, terénní pracovník musí respektovat zákonné požadavky, týkající se ochrany majetku, soukromí i zpracování osobních údajů.

V projektu Národním inventarizace kontaminovaných míst (NIKM) bylo terénní ověřování poměrů na známých nebo podezřelých lokalitách jednou ze základních metod aktualizace a doplnění evidenční databáze kontaminovaných míst. Do terénního ověřování bylo zahrnuto cca 30 tis. lokalit. Projekt NIKM byl dokončen ke konci roku 2021. Následně jsme v prezentované případové studii vyhodnotili rozsah a druhy problémů, které byly spojeny s návštěvami lokalit a analyzovali důvody pro jejich neprozkoumání „in situ“. Vzhledem k tomu, že zápis nenavštívení a/nebo neprovedení rekognoskace lokality na místě není možno v Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) povinně vyplňovat do samostatné rubriky a není ani předepsán nebo vyžadován přesný výrok, který by mohl být použit jako vyhledávací / filtrovací parametr, bylo pro analýzy databáze použito fulltextové vyhledávání v tabulkových exportech ve formátu EXCEL, a to podle různých relevantních výroků, slov a částí slov. V projektu NIKM tvořil podíl 317 případů nenavštívení lokality pouhých 1,1 % z celkového počtu schválených (hodnocených a vyloučených) lokalit a podíl 171 nenavštívených hodnocených lokalit z počtu hodnocených lokalit je 1,7 %. Počet 171 hodnocených lokalit zároveň představuje pouze 0,6 % ze všech schválených lokalit. To jsou hodnoty, které je možno považovat za přijatelné z pohledu kvality záznamů celé databáze SEKM.

Klíčová slova: inventarizace kontaminovaných míst, evidence kontaminovaných míst, databáze kontaminovaných míst, průzkum in situ, nepovolení vstupu na pozemek, nepovolení fotodokumentace, záznam důvodu nepovolení vstupu

Obsah

1. Úvod
2. Případová studie – analýza důvodů nenavštívení některých lokalit pro rekognoskaci in situ v rámci projektu NIKM
 - 2.1. Metodické pokyny pro zápis a zdůvodnění nenavštívení nebo neprovedení fotodokumentace kontaminovaného místa nebo podezřelé lokality
 - 2.2. Podkladové analýzy obsahu SEKM3
 - 2.2.1 Analýza vyloučených lokalit
 - 2.2.2 Analýza vyloučených lokalit
3. Výsledky a diskuse analýz databáze SEKM3 zaměřených na nenavštívené indicie, potenciálně kontaminovaná a kontaminovaná místa
4. Závěry

1. Úvod

Řada subjektů (a jejich zaměstnanců) má za podmínek stanovených zákony právo přístupu, resp. vstupu na pozemky a do objektů a právo dokumentace stavu relevantního stanovenému účelu. Obecný rámec práv občana a povinností státu je dán Ústavou České republiky¹ (čl. 2, čl. 7) a Listinou základních práv a svobod² (mj. čl. 3, čl. 10, čl. 11, čl. 12; čl. 35). Přístup do krajiny je právem stanoveným zákonem o ochraně přírody a krajiny³ a přístup do lesů upravuje zákon o lesích⁴.

Okruh subjektů s právem vstupu na pozemky a do objektů je široký a obecně je toto právo veřejností, institucemi a společnostmi respektováno a chápáno. Příkladem můžou být práva policie, orgánů inspekce (Státní inspekce životního prostředí⁵, obchodní, potravinářská, rostlinolékařská, veterinární, hygienická apod. inspekce), orgánů ochrany přírody, dozorových a kontrolní orgánů⁶, povolovacích orgánů státní správy, složek integrovaného záchranného systému, urgentní lékařské pomoci atd.

Jinak je tomu v případech, kdy ve veřejném zájmu jsou prováděny terénní činnosti nespecifikované zákonnými předpisy. Terénní průzkumy a pozorování na lokalitách jsou základní náplní řady oborů, především přírodovědeckých disciplín. V environmentálních oborech je pozorování přímo na místě, případně odběry vzorků, základním nástrojem sběru informací, které se obvykle zpracovávají do záznamů evidenčních databází. Tak je tomu i v případě evidence kontaminovaných míst – naplňování databáze SEKM (Systém evidence kontaminovaných míst)^{7,8}, vlastněné a provozované Ministerstvem životního prostředí. V evidenčních, resp. inventarizačních projektech k problematice návštěv lokalit a sběru informací pro záznamové databáze přistupuje i povinnost respektovat zákonné požadavky, týkající se ochrany soukromí a zpracování osobních údajů (především problematika tzv. GDPR)^{9,10}.

V projektu Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM)^{11,12} bylo terénní ověřování poměrů na známých nebo vytipovaných podezřelých lokalitách základní metodou aktualizace a doplnění databáze SEKM, resp. její aktuální verze SEKM3. Do terénního ověřování bylo zahrnuto cca 30 tis. lokalit. Po dokončení projektu ke konci roku 2021 můžeme nyní vyhodnotit i množství problémů, které byly spojeny s návštěvami lokalit a důvodů pro jejich neprozkoumání „in situ“ (což automaticky neznamenalo, že tyto lokality byly z dalšího hodnocení vyloučeny). V NIKM a jeho metodice byly problémy v přístupech na lokality a podezřelá místa předvídaná a důvody nepřístupnosti lokalit pro přímé pozorování nebo fotodokumentaci bylo mapérům uloženo zapisovat do záznamu inventarizované lokality v SEKM3. Možné důvody nenávštěvy kontaminovaných míst (KM) a potenciálně kontaminovaných (PKM) in situ a jejich zápis do záznamů SEKM3 byly metodicky podchyceny v projektových dokumentech Metodika plošné inventarizace¹³, Manuál plošné inventarizace¹⁴ a v Příručce mapéra¹⁵.

Problematika vstupů na pozemky a do objektů v problematice environmentálních zátěží je v některých státech, na rozdíl od České republiky, upravena speciálními zákony nebo dalšími předpisy. Ve Slovenské republice, tj. v právním prostředí státu s předpisy navazujícími na předchozí právní prostředí našeho společného státu, je tato oblast upravena zákonem o některých opatřeních na úseku environmentálních zátěží¹⁴. V tomto zákoně je mj. upraveno právo osoby vykonávající státní dozor při výkonu činností podle předmětného zákona vstupovat v nezbytné míře do nemovitostí, ve kterých se nachází environmentální zátěž, nahlížet do provozní dokumentace a dokladů, provádět zjišťování, vč. odběru vzorků, pořizovat fotodokumentaci a videodokumentaci týkající se environmentální zátěže a požadovat potřebné údaje a vysvětlení. Vstupy orgánu státní správy na úseku environmentálních zátěží na cizí pozemky jsou považovány za oprávněné za podmínky nezbytného rozsahu a nezbytného potřebného času, a to na základě předcházejícího oznámení vlastníkovu pozemku. Vlastník, uživatel nebo správce nemovitosti a jiné fyzické osoby jsou povinni strpět činnosti vykonávané ve veřejném zájmu, přičemž mají právo požádat o přiměřenou jednorázovou náhradu za omezení užívání nemovitosti.

2. Případová studie – analýza důvodů nenavštívení některých lokalit pro rekognoskaci in situ v rámci projektu NIKM

Záznamy hodnocených i vyloučených lokalit – indicií kontaminovaných míst získaných s podporou metod dálkového průzkumu Země (DPZ), KM a PKM – byly průběžně ve dvouletém období realizace inventarizace zaznamenávány do databáze SEKM3. Pro zápis informací o problémech se vstupy nebo s fotodokumentací lokalit není v databázi SEKM3 vytvořena speciální povinně vyplňovaná rubrika nebo číselník a návazně na to není vytvořen konkrétní parametr pro vyhledávání v SEKM3. Metodikou projektu požadované zápisy důvodů nenavštívení lokality či odmítnutí vstupu a fotodokumentace (viz níže kapitola 2.1) jsou zachyceny formou poznámek a komentářů k popisu lokality nebo v rubrice *Další důležité informace k zájmovému území*. Počty a důvody odmítnutí rekognoskací in situ byly v průběhu projektu sledovány jen orientačně, přičemž se ukazovalo, že jde o poměrně nemnohé případy. Po ukončení inventarizace, v rámci aktivit udržitelnosti projektu, jsme přistoupili k prezentované podrobnější analýze.

2.1. Metodické pokyny pro zápis a zdůvodnění nenavštívení nebo neprovedení fotodokumentace kontaminovaného místa nebo podezřelé lokality

Důvody nenavštívení KM/PKM in situ a jejich zápis do záznamů SEKM3 jsou popsány a jako metodické instrukce obsaženy v projektových dokumentech Metodika plošné inventarizace (dále „Metodika“)¹⁵, Manuál plošné inventarizace (dále „Manuál“)¹⁵ a v Příručce mapéra č. 6 (dále „Příručka“)¹⁵.

V „Metodice“ je v popisu základní činnosti při vlastní terénní rekognoskaci navštívené lokality stanovena povinnost pořízení fotodokumentace (pokud nebude umožněna, důvod musí být zaznamenán). V popisu činností externí kontroly se uvádí, že fotodokumentace představuje doklad o tom, že dodavatel lokalitu navštívil (předpokládá se povinná fotodokumentace mimo odůvodněné případy - např. areály podniků) a že, pokud nebude provedena fotodokumentace, je nutný zápis do poznámek s uvedením důvodu.

V „Manuálu“ se k povinnosti pořízení fotodokumentace uvádějí další podrobnosti, vč. vzorů poznámek s objasněním důvodů odmítnutí vstupů nebo fotografování - např. „Fotodokumentace nebyla povolena majitelem pozemku“, „Majitel (uživatel) neposkytl informace, odepřen vstup na pozemek“, „Majitel (uživatel) požádal, aby informace nebyly zveřejněny“.

V „Příručce“¹³ byly pro potřeby mapérů shrnuty a upřesněny instrukce pro pořizování fotodokumentace na inventarizovaných lokalitách vč. použití různých druhů záběrů pro různé druhy lokalit – indicií kontaminovaných míst a kontaminovaných míst – s uvedením příkladů fotodokumentace.

Pro pochopení role rekognoskace (a fotodokumentace) lokalit in situ v rámci inventarizace kontaminovaných míst je nutno vzít na vědomí, že podle metodiky inventarizace není nepřístupnost lokality sama o sobě dostatečným důvodem pro vyloučení lokality z posuzování, resp. z hodnocení.

V dalším textu jsou zmiňovány kategorie priorit⁸, které v SEKM3 jsou také jedním z vyhledávacích parametrů. Jsou rozlišovány tři základní kategorie lokalit – lokality kontaminované (A), potenciálně kontaminované (P) anebo nekontaminované (N). Každá z těchto tří základních kategorií je ještě podrobněji členěna. Lokality kategorie A1, nebo A2 či A3 jsou ty, u nichž kontaminace představuje existující a potvrzený problém. U lokalit P1 až P4 je kontaminace problém potenciálním, tzn., že u nich není dostatek informací pro definitivní závěry. Lokality kategorie N0, N1, N2 nevyžadují žádný zásah.

2.2. Podkladové analýzy obsahu SEKM3

2.2.1. Analýza vyloučených lokalit

Analýza 1

Úvodní analýzu jsme provedli u souboru vyloučených lokalit obsažených v databázi SEKM3. Podklad jsme získali exportem seznamu po vyhledání podle parametrů, v tomto případě podle typu lokality – „vyloučená lokalita“. Soubor obsahoval 19 134 lokalit, z toho bylo 1 543 duplicitních lokalit (stejně lokality

vyskytující se pod dvěma identifikačními čísly), získanými fulltextovým vyhledáním výrazu „duplicit“. Následně byl analyzován soubor 17 591 vyloučených lokalit (po odstranění duplicit).

Pro textové vyhledávání jsme připravili tezaurus hledaných výroků, slov a výrazů, které byly vytipovány z typových výroků doporučených metodikou a ze záznamů některých lokalit nashromážděných autorem v průběhu validace vylučování indicií v rámci projektu inventarizace. Takto bylo identifikováno 257 buněk tabulky aplikace EXCEL, které byly postupně pročteny a posouzeny z pohledu relevance k tematice nepřístupnosti lokality nebo neprovedení fotodokumentace na místě. V *tabulkách 1 a 2* jsou shrnuty výsledky vyhledávání.

Po vyloučení věcně nerelevantních lokalit poklesl počet lokalit na 146. Z úvodního počtu 17 591 lokalit představují identifikované nenavštívené či in situ nefotografované lokality 0,83 %.

Tabulka 1: Výroky full textového vyhledávání v SEKM3, vyloučené lokality, analýza 1

Výrok / výraz	Počet buněk	Z toho relevantní případy
zákaz	83	7
nepřístupný	51	41
nebylo umožněno	16	16
fotodokument	52	44
pořízení fotodokumentace	12	12
fotit / vyfotit	9	6
focení	2	2
nepřístupná lokalita	2	2
vstup zakázán	4	4
zákaz fotografování	1	1
nebylo možno	4	4
přístup neumožněn	2	2
nesouhlas	6	3
Policie / PČR	13	2
Celkem	257	146
% z 17 591 lokalit	-	0,83

Pro použití v následných analýzách byl následně sestaven zúžený seznam výroků / výrazů podle jejich četnosti – viz *tabulka 2*. Uvedené výroky se všechny vztahují k nemožnosti pořídit fotodokumentaci na místě.

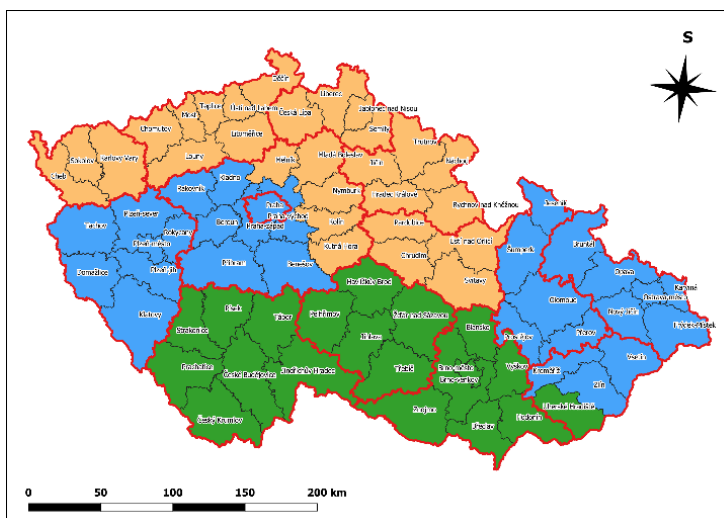
Tabulka 2: Pořadí výroků / výrazů podle počtu buněk, vyloučené lokality, analýza 1

Výrok / výraz	Počet buněk
fotodokument	44
nepřístupný	41
nebylo umožněno	16
pořízení fotodokumentace	12
zákaz	7
fotit / vyfotit	6
nebylo možno	4
vstup zakázán	4
nesouhlas	3
přístup neumožněn	2
focení	2
nepřístupná lokalita	2
Policie / PČR	2
zákaz fotografování	1
Celkem buněk	146

Výstupem analýzy 1 je tedy seznam **146 vyloučených lokalit (0,83 % z celkového počtu 17 591 vyloučených lokalit)**, na které **nebyl možný nebo nebyl umožněn přístup a pořízení fotodokumentace**.

V doplňku k výše uvedené analýze byly v souboru **17 591 schválených vyloučených lokalit** hledány typizované výroky (a jejich varianty) doporučené manuálem plošné inventarizace. Nebyl zaznamenán ani jediný případ přesného použití těchto výroků.

Prozkoumali jsme rovněž distribuci vyloučených lokalit bez rekognoskace in situ – počty v jednotlivých krajích – a to ve vazbě na tři inventarizační týmy – subdodavatele plošné inventarizace. Počty vyloučených lokalit byly normalizovány jako počet na 100 km² plochy území. Cílem bylo zjistit, zda není výrazný metodický rozdíl mezi jednotlivými subdodavateli, který by se statisticky projevil v počtech lokalit, resp. v hustotách – v počtech vyloučených lokalit na 100 km² daného území. Na **obrázku 1** je vyznačeno rozdělení území ČR do krajů a okresů podle jednotlivých subdodavatelů – zde označených jako subdodavatel 1 (modré okresy), subdodavatel 2 – oranžové okresy a subdodavatel 3 – zelené okresy.



Obrázek 1: Rozdělení území ČR mezi subdodavatele plošné inventarizace
Subdodavatelé: 1 (modré okresy), 2 (oranžové okresy) a 3 (zelené okresy). Zdroj: Z. Szurmanová

Tabulka 3: Počty vyloučených lokalit v jednotlivých krajích

Kraj	Plocha kraje v km ²)	Území inventarizované subdodavateli v km ²	Subdodavatel plošné inventarizace v kraji nebo v jeho dominantní části						Celkem Celá ČR	
			1		2		3		Počet	Počet/ 100 km ²
			Počet	Počet/ 100 km ²	Počet	Počet/ 100 km ²	Počet	Počet/ 100 km ²		
Hl. město Praha	496	33 504	1948	392,7					8508	25,4
Středočeský kraj	10 920		2893	26,5						
Plzeňský kraj	7 632		1333	17,5						
Zlínský kraj	3 963		809	20,4						
Olomoucký kra	5 035		666	13,2						
Moravskoslezský kraj	5 458	20 831	859	15,7					4696	22,5
Karlovarský kraj	3 030				775	25,6				
Ústecký kraj	5 339				1561	29,2				
Liberecký kraj	3 163				704	22,3				
Královéhradecký kraj	4 743				709	14,9				
Pardubický kraj	4 556	23 655			947	20,8			4387	18,5
Jihočeský kraj	9 830						1037	10,5		
Kraj Vysočina	6 796						1649	24,3		
Jihomoravský kraj	7 029						1701	24,2		
Celkem	77 990	77 990	8508	25,4	4696	2254,33	4387	5,6	17591	22,6

^{*)} inventarizovaná plocha ČR (bez ploch vojenských újezdů) je 77 990 km²

V **tabulce 3** jsou uvedeny počty a hustoty pro všechny 3 subdodavatele. Jejich přístup k vylučování je statisticky podobný, zvláště když z výpočtu u dodavatele 1 vynecháme atypické hodnoty pro Hlavní město Prahu (HMP), kde na malé ploše je vysoký výskyt KM / PKM i vysoký počet vyloučených lokalit – 392,7 lokalit/100 km². Upravená hodnota (bez HMP) 19,9 vyloučených lokalit na 100 km² u dodavatele 1 je srovnatelná s hodnotami pro další 2 subdodavatele (22,5 a 18,5 lokalit/100 km²).

2.2.2. Analýza hodnocených lokalit

V další části analýzy jsme pracovali se souborem schválených lokalit. Zde je nutno zmínit to, že vyhledávací a filtrovací nástroje SEKM3 tč. neumožňují přímý export „hodnocených lokalit“ (tj. lokalit s vyhodnocenou prioritou a verifikovaným a validovaným obsahem záznamu). Abychom takový seznam získali, je nutno od exportovaného seznamu (tabulky) „schválených lokalit“ (schválené lokality jsou jak lokality hodnocené, tak lokality vyloučené) odečíst „lokality vyloučené“ (ty jsou exportovatelné vyhledáváním podle parametru „typ lokality“, kde v číselníku jsou uvedeny).

Analýza 2

Analýzu jsme zaměřili na schválené lokality, a to na jejich dílčí exportovatelné seznamy. Ty totiž nelze (patrně z důvodů nadměrné velikosti) exportovat ze SEKM3 v celku, ale jen podle přednastavených možností výběru podle kategorií priorit. Výchozí soubor analýzy 2 byl sestaven vyhledáním podle 2 parametrů - „**schváleno**“ a „**priorita menší než A1**“. V tomto exportu ve formátu .xls bylo **15 943 schválených lokalit / záznamů**. V dalším kroku byly ze seznamu schválených lokalit odstraněny vyloučené lokality, a to jak ty, které měly zanesen typ „Vyloučená Lokalita“, tak ty, které ve sloupci „Důvod vyloučení“ měly uveden důvod vyloučení. Zde je nutno přiznat, že bylo nalezeno několik nedůsledností v zápisech – u 12 vyloučených lokalit je sice zapsán důvod vyloučení, ale není přiřazen atribut „Vyloučená lokalita“ (je zapsán jiný typ lokality) a u 99 vyloučených lokalit typu „Vyloučená lokalita“ není uveden ve sloupci důvod vyloučení. Tyto nekorektně zapsané lokality byly rovněž zahrnuty mezi vyloučené lokality. Celkem bylo vykázáno (v daném výběru) **6 327 vyloučených lokalit**. Ty byly ze seznamu schválených lokalit odstraněny a soubor zbývajících **9 616 hodnocených lokalit** byl podroben textové analýze podle připravených výroků, slov či částí slov.

Pro full textové vyhledávání byl seznam hledaných výrazů (rozšířený seznam použitý v analýze 1) postupně redukován na výroky, slova a části slov k použití v této části analýzy: „záka“, „zakázán“, „nepříst“, „fot“, „nebylo umožněn“, „foc“, „vstup“, „nebylo možn“, „přístup“, „nesouh“, „polic“ a „nepovol“.

Ukázalo se, že některé redukované výrazy jako „foc“, „možn“, „přístup“, „nepovol“ (viz první sloupec **tabulky 4**) tvoří součást slov nerelevantních tématu vyhledávání a jsou příliš početné pro procházení textových polí. V tabulce jsou tyto výrazy uvedeny ve světle šedých řádcích. V dalším kroku byly proto konkretizovány – redukovány na výrazy a slova a části slov uvedené v druhém sloupci **tabulky 4**, v níž jsou také uvedeny počty nalezených buněk a výsledné počty relevantních výrazů a slov a částí slov.

Z 9 616 lokalit bylo identifikováno 208 buněk s relevantními výroky. U řady lokalit se nalezené relevantní výrazy vyskytovaly v popisu dvou i tří rubrik záznamu lokality, takže v následném kroku byly tyto multiplicity (počty v předposledním sloupci tabulky) odečteny, a tak dosažen výsledný počet relevantních lokalit – **152, tj. což je 1,58 % z 9 616 lokalit souboru hodnocených lokalit s prioritou menší než A1**.

Tabulka 4: Klíčová vyhledávací slova a části slov a počty relevantních buněk a lokalit v rámci analýzy hodnocených lokalit (priorita menší než A1)

Výrazy / slova / části slov	Konkretizované výrazy, slova a části slov	Počet buněk	Počet buněk	Z toho relevantních výrazů, slov a částí slov	Z toho výskyt ve více rubrikách záznamu lokality (duplicita ...)	Celkem relevantních lokalit
záka	záka	153	153	5	0	5
zakázán	zakázán	42	42	6	4	2
nepříst	nepříst	150	150	52	5	47
fot		560	neanalyzováno			
	Foto_	46	164	7	7	0
	fotograf	51		17	6	11
	fotodokument	67		19	9	10
možn		1322	neanalyzováno			
	nebylo možn	85	113	20	6	14
	nebylo umožněn	28		8	1	7
foc	foc	2	2	1	1	0
vstup_	vstup_	126	126	53	12	41
přístup		935	neanalyzováno			
	přístup_	582	582	12	1	11
nesouh	nesouh	4	4	3	0	3
polic	polic	73	73	2	2	0
nepovol		526	neanalyzováno			
	nepovolen	509	513	2	1	1
	nepovolil	4		1	1	0
celkem			1 922	208	56	152
% z 9 616 lokalit			19,99	2,16	0,58	1,58

Analýza 3

Výchozí soubor analýzy 3 byl sestaven vyhledáním podle 2 parametrů - „**schváleno**“ a „**priorita větší než P4**“ (tj. kat. A3, A2, A1). V tomto exportu ve formátu .xlsx bylo **491 schválených lokalit / záznamů**. V dalším kroku byly ze seznamu schválených lokalit odstraněny vyloučené lokality (obdobně jako v analýze 2). Výsledky analýzy 3 jsou uvedeny v **tabulce 5**. Spolu s výsledky analýzy 2 tak jsou podchyceny všechny hodnocené lokality (tj. KM všech kategorií priorit).

Tabulka 5: Klíčové vyhledávací výrazy, slova a části slov počty relevantních buněk v rámci analýzy hodnocených lokalit (priorita větší než P4)

Výraz / slovo / část slova	Počet buněk	Počet buněk	Z toho relevantních výrazů, slov a částí slov	Z toho výskyt ve více rubrikách záznamu lokality (duplicita ...)	Celkem relevantních lokalit
záka	10	10	0	0	0
zakázán	1	1	0	0	0
nepříst	19	19	4	0	4
foto_	1	11	1	0	1
fotograf	5		3	0	3
fotodokument	5		5	2	3
nebylo možn	6	9	2	2	0
nebylo umožněn	3		3	1	2
foc	1	1	1	0	1
vstup_	9	9	4	0	4
přístup_	16	16	1	0	1
nesouh	4	4	1	1	0
polic	2	2	0	0	0
nepovolen	10	10	0	0	0
nepovolil	0		0	0	0
celkem	92	92	25	6	19
% z 491 lokalit	18,74	18,74	5,1	1,22	3,87

Z 491 lokalit bylo identifikováno 25 buněk s relevantními výrazy. U řady lokalit se nalezené relevantní výrazy vyskytovaly v popisu dvou i tří rubrik záznamu lokality, takže v následném kroku byly tyto multiplicity (počty v předposledním sloupci tabulky) odečteny, a tak dosažen výsledný počet relevantních lokalit – **19, což je 3,87 % z 491 lokalit souboru hodnocených lokalit s prioritou větší než P4**.

Analýza 4

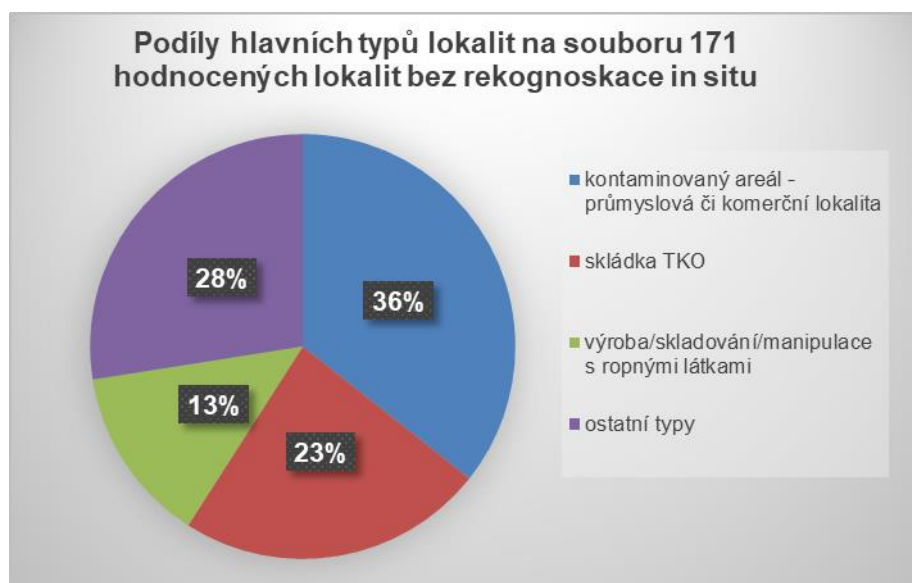
V dalším kroku byl k seznamu **152** schválených (hodnocených) lokalit s “prioritou menší než A1” přidán seznam **19** hodnocených lokalit s“ prioritou větší než P4 (tj. kat. A3, A2, A1). Celý soubor hodnocených lokalit pak obsahuje **171 hodnocených lokalit**, u nichž nebyla provedena rekognoskace in situ (resp. fotodokumentace). Tento počet představuje **1,69 %** ze všech hodnocených lokalit evidovaných v SEKM3.

Soubor 171 hodnocených lokalit jsme následně zkoumali z hlediska typu lokality (viz **tabulka 6** a **obrázek 2**), z hlediska zdrojového úkolu (viz **tabulka 7** a **obrázek 3**), podle kategorií priorit (viz **tabulka 8** a **obrázek 4**) a z hlediska lokalizace v krajích (viz **tabulka 9** a **obrázek 5**).

Tabulka 6: Hodnocené lokality bez rekognoskace (171 KM), roztržiděné podle typu lokality

Typ	Počet lokalit	%
kontaminovaný areál – průmyslová či komerční lokalita	61	35,7
skládky TKO	40	23,4
výroba / skladování/manipulace s ropnými látkami	23	13,5
jiné	11	6,4
průmyslová skládka	11	6,4
střelnice / vojenské výcvikové prostory	10	5,8
výroba / skladování / manipulace s nebezpečnými látkami (mimo ropných)	5	2,9
skladování živočišných odpadů v zemědělství	3	1,8
ukončený hlubinný / povrchový důl	3	1,8
obchodní / logistický areál	2	1,2
havárie ropných látek	1	0,6
odkaliště	1	0,6
Celkem lokality bez in situ rekognoskace	171	100,0
% z 10 193 hodnocených lokalit kategorií A, P a N	1,69 %	-

Roztržidění podle typů lokalit může přispět k pochopení důvodů nenavštívení, resp. nepořízení fotodokumentace některých lokalit – viz tabulka 7 a obrázek 2. Mezi nejvýrazněji zastoupenými typy jsou „kontaminované areály – průmyslové či komerční lokality“ – 35,7 % podíl, skládky TKO – 23,4 % podíl a místa s výrobou / skladováním / manipulací s ropnými látkami – cca 13,5 %. Jen tyto tři typy lokalit tvoří 72,5 % souboru nenavštívených hodnocených lokalit. U většiny uvedených typů lokalit bývá pravidlem oplocení a uzamčení vstupů a u provozovaných areálů i ostraha. Specifickým případem jsou skládky TKO, z nichž velký počet je ilegálních deponií bez zamezeného přístupu. Skládky TKO tvoří cca 46 % ze všech 10193 hodnocených lokalit. Podíl nenavštívených skládek TKO je 23,4 %, tedy cca poloviční, tzn., že byly úspěšněji rekognoskovány in situ než ostatní typy nenavštívených lokalit.

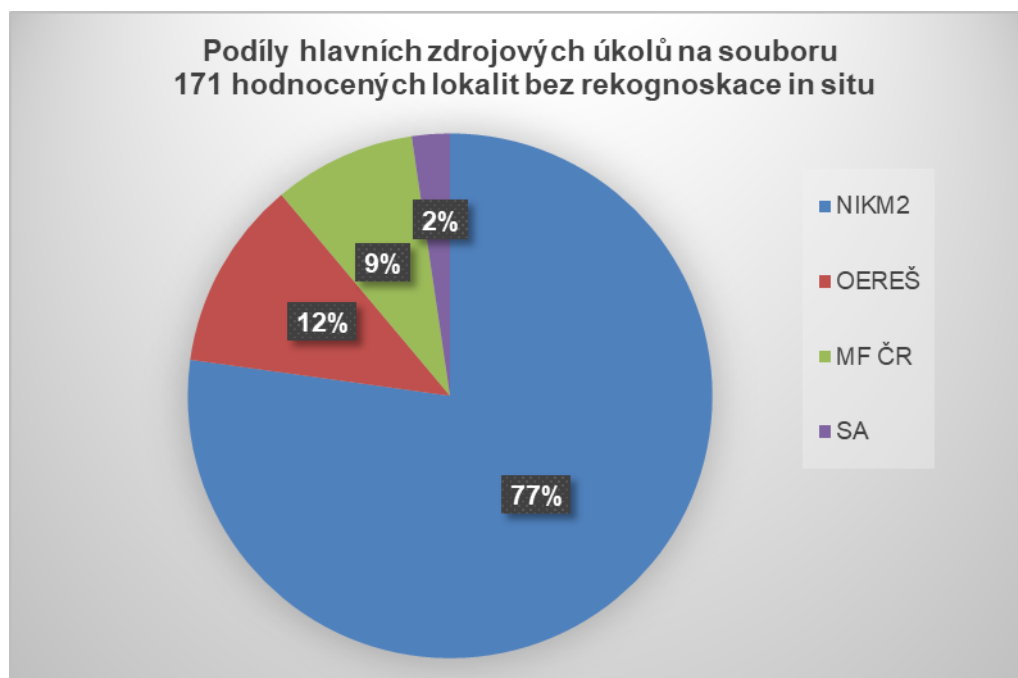


Obrázek 2: Podíly typů lokalit na souboru 171 hodnocených lokalit bez rekognoskace in situ

Posouzení z hlediska zdrojového úkolu (viz **tabulka 7** a **obrázek 3**) nám objasní, u kterých úkolů byly největší problémy s přístupy na lokality. Nepřekvapivě to je úkol NIKM2, ve kterém bylo založeno nebo podstatně aktualizováno (tj. inventarizováno) obdobně vysoké procento - 74 % - z celkového počtu 10 193 inventarizovaných hodnocených lokalit. Dříve založené a evidované lokality historicky starších úkolů MF/OERES/SA jsou obvykle více prozkoumané a dokumentované a vstup na ně buď nebyl nezbytný (tzv. *živé lokality* se in situ nerepoznoskovaly) nebo nepředstavoval pro vlastníky či správce takový problém, jako to bylo u řady lokalit nově evidovaných v projektu (úkolu) NIKM2.

Tabulka 7: Hodnocené lokality bez rekognoskace (171 KM), rozříděné podle úkolu

Úkol evidovaný v SEKM3		Počet lokalit bez rekognoskace	%	% podíl KM na složení SEKM3 ⁷
MF ČR	Ministerstvo financí ČR	15	8,8	11,3
OERES	Odbor environmentálních rizik a ekologických škod MŽP ČR	20	11,7	13,1
SA	Ekologické škody po Sovětské armádě	4	2,3	1,5
NIKM2	Projekt národní inventarizace kontaminovaných míst, 2. etapa	132	77,2	74,1
Celkem lokality bez in situ rekognoskace		171	100,0	



Obrázek 3: Podíly zdrojových úkolů na souboru 171 hodnocených lokalit bez rekognoskace

Z pohledu významnosti chybějící rekognoskace in situ (přestože další informace a poznatky z okolí, které zařazení lokality mezi kontaminovaná místa dostatečně odůvodňují) je přínosné i vyhodnocení souboru pojednávaných hodnocených lokalit podle jim přidělené kategorie priority – potřeby a naléhavosti přijetí nápravných opatření. Tato data jsou vedena v **tabulce 8** a v **obrázku 4**. Dominantní podíl – 80,7 % lokalit – je kategorie P, přičemž nejvíce z podrobných kategorií priorit spadá do podkategorie P4 (cca 65,5 % z celku). Oproti podílu KM kategorie A na databázi hodnocených lokalit SEKM3 ve výši 4,9 % je podíl nenavštívených hodnocených lokalit vyšší – 11,1. To lze vysvětlit tím, že takové nejzávažnější KM se vyskytují v uzavřených a provozovaných areálech, kde zvláště u tzv. „živých“ (převážně tč. sanovaných) lokalit nebyl vstup vyžadován a do záznamu byla zanesena pouze poznámka o nepřístupnosti lokality.

Tabulka 8: Složení souboru hodnocených lokalit bez in situ rekognoskace, roztríděných podle kategorie priority

Kategorie priority	Počet lokalit	%	Počet lokalit bez rekognoskace	%	% podíl KM na složení SEKM37
A3	8	4,7	19	11,1	4,9
A2	4	2,3			
A1	7	4,1			
P4	112	65,5	138	80,7	84,4
P3	12	7,0			
P2	7	4,1			
P1	7	4,1			
N2	9	5,3	14	8,2	10,7
N1	4	2,3			
N0	1	0,6			
Celkem lokality bez in situ rekognoskace	171	100,0	171	100,0	100,0



Obrázek 4: Hodnocené lokality bez in situ rekognoskace v členění podle tří základních kategorií priorit

Z hlediska lokalizace v krajích jsme analyzovali, v analogii k postupu v analýze 1, zda existuje výrazný metodický rozdíl mezi jednotlivými subdodavateli, který by se statisticky projevil v počtech hodnocených lokalit, resp. v hustotách (v počtech vyloučených lokalit na 100 km² daného území). Rozdělení území ČR do krajů a okresů podle jednotlivých subdodavatelů plošné inventarizace je uvedeno v **obrázku 1**.

V **tabulce 9** jsou pro jednotlivé kraje uvedeny počty a hustoty lokalit bez rekognoskace in situ pro všechny 3 subdodavatele. Množství nenavštívených lokalit vyjádřené parametrem hustoty (počet hodnocených lokalit na 100 km²) jsou u subdodavatelů 1 a 2 víceméně podobné. U subdodavatele 3 však máme 3,4 resp. 3,1krát nižší hustotu nenavštívených lokalit, než je tomu u subdodavatelů 1 a 2, což nejspíše svědčí o násobně větším úsilí o získání povolení vstupu na pozemky a do objektů pro účely rekognoskace a fotodokumentace.

Tabulka 9: Počty hodnocených lokalit bez rekognoskace in situ v jednotlivých krajích

Kraj	Plocha kraje v km ²)	Území inventarizované subdodavateli v km ²	Subdodavatel plošné inventarizace v kraji nebo v jeho dominantní části						Celkem	
			1		2		3		Celá ČR	
			Počet	Počet/100 km ²	Počet	Počet/100 km ²	Počet	Počet/100 km ²	Počet	Počet/100 km ²
Hl. město Praha	496	33 504	1	0,20					97	0,29
Středočeský kraj	10 920		22	0,20						
Plzeňský kraj	7 632		41	0,54						
Zlínský kraj	3 963		4	0,10						
Olomoucký kra	5 035		12	0,24						
Moravskoslezský kraj	5 458		17	0,31						
Karlovarský kraj	3 030	20 831			4	0,13			54	0,26
Ústecký kraj	5 339				3	0,06				
Liberecký kraj	3 163				4	0,13				
Královéhradecký kraj	4 743				18	0,38				
Pardubický kraj	4 556				25	0,55				
Jihočeský kraj	9 830	23 655					11	0,11	20	0,08
Kraj Vysočina	6 796						4	0,06		
Jihomoravský kraj	7 029						5	0,07		
Celkem	77 990	77 990	97	0,29	54	0,26	20	0,03	171	0,22

*) inventarizovaná plocha ČR (bez ploch vojenských újezdů) je 77 990 km²

3. Výsledky a diskuse analýz databáze SEKM3 zaměřených na nenavštívené indicie, potenciálně kontaminovaná a kontaminovaná místa

Vzhledem k tomu, že zápis nenavštívení a/nebo neprovedení rekognoskace lokality na místě se v databázi SEKM3 povinně nevyplňuje do nějaké samostatné rubriky (jako je tomu v případě vyloučených lokalit vyplnění rubriky *Důvod vyloučení lokality*), a ani není předepsán přesný typizovaný výrok, který by mohl po úpravách databáze posloužit jako vyhledávací / filtrovací parametr, použili jsme pro naše analýzy **fulltextové vyhledávání** v exportech ve formátu .xlsx ze SEKM3, a to podle různých relevantních výroků slov a částí slov.

Díličmi analýzami 1, 2 a 3 byl prozkoumán celý obsah databáze SEKM3 ve stavu schválených lokalit k 30. 6. 2022. Schválené lokality sestávají z vyloučených lokalit (viz analýza 1) a hodnocených lokalit (viz analýzy 2 a 3). Souhrn dat uvedených analýz je uveden v **tabulce 10**.

Tabulka 10: Souhrn analýz 1, 2 a 3 zaměřený na vyhledání záznamů – nenavštívených indicií, potenciálně kontaminovaných a kontaminovaných míst - v databázi SEKM3

SEKM3		Počet záznamů	Počet záznamů	Počet lokalit non in situ	% podíl	Počet lokalit non in situ	% podíl	Poznámka
Lokality kategorie	Kritérium vyhledávání							
A3, A2, A1	Priorita větší než P4, hodnocené lokality	491	10 107	171	1,69	19	3,87	Analýza 3
P4, P3, P2, P1, N2, N1, N0	Priorita nižší než A1, hodnocené lokality	9 616				152	1,58	Analýza 2
Vyloučené lokality	Typ lokality: vyloučené lokality	17 591	17 591	146	0,83	146	0,83	Analýza 1
Celkem	Stav lokality: schváleno	27 698	27 698	317	1,14	317	1,14	-

Bylo zjištěno **317 schválených lokalit** bez rekognoskace nebo fotodokumentace in situ (1,14 % ze všech schválených lokalit). Z toho je pouze **171 lokalit hodnocených**, tj. **pouze 0,62 %** ze všech schválených lokalit.

Celkový počet schválených lokalit – 27 698 – je nižší, než stav zjistitelný vyhledání v SEKM3 podle stavu záznamu „schváleno“ (29 205 záznamů), neboť při našich analýzách jsme jednotlivé soubory očišťovali o duplicitu, resp. multiplicitu záznamů.

Jak je již uvedeno výše, podíl in situ nenavštívených / nefotodokumentovaných lokalit je **1,14 % z celého souboru záznamů schválených lokalit v SEKM3**. Nejvyšší podíl na počtu lokalit dané kategorie je u lokalit s kategorií priority A (3,87 %, jedná se však o pouhých 19 lokalit), střední je u lokalit kategorie priority P a N a nejnižší je u vyloučených lokalit. 1,14 % záznamů s chybějící fotodokumentací nebo rekognoskací in situ, tedy deficit jednoho z řady aspektů (a poznatků) o lokalitě podle autora neznamena snížení věrohodnosti obsahu databáze. Z pohledu podílu hodnocených lokalit bez in situ rekognoskace na celkovém počtu schválených lokalit jde o ještě nižší podíl (0,66 %) a představuje ještě menší „nedostatek“, ostatně odstranitelný následnými aktivitami zhotovitele projektu NIKM 2 v pětileté době udržitelnosti výsledků projektu.

Výsledek je třeba chápat z jednoho pohledu jako minimální seznam, neboť další případy se možná dají identifikovat i jinými, námi doposud nepoužitými klíčovými slovy / výrazy / slovy / částí slov, z jiného pohledu pak jako větší než realita, neboť u některých lokalit je zmiňována nepřístupnost lokality (oplocení, uzamčení – což může být bráno jen jako popis technického zabezpečení), což ale neznamena nenavštívení nebo odmítnutí přístupu (resp. nenavštívení není explicitně zmíněno).

Analýzy se opírají především o případy, kdy povinná fotodokumentace byla explicitně majitelem nebo provozovatelem lokality či zařízení odmítnuta (spolu s prohlídkou), nebo povolena jen prohlídka s nepovolením fotografování (několik případů). Podle metodiky NIKM jsou obvykle takové důvody poznamenány v komentáři rubriky *Další důležité informace k zájmovému území*. U řady záznamů in situ nenavštívených lokalit bohužel chybí informace, zda a jak byl majitel / provozovatel o vstup požádán. Metodika inventarizace povinnou administraci / dokumentaci (např. v pracovních denících) takových žádostí bohužel nevyžaduje.

U několika dalších lokalit je zmiňována nepřístupnost z důvodu husté vegetace, neprůchodného nebo nebezpečného terénu (vč. poddolovaných míst). Tyto lokality byly v případě konstatace vyšší míry rizika do seznamu také přidány. U 19 kontaminovaných míst kategorie priority A je snesena řada informací a údajů obvykle již dobře prozkoumaných, anebo již sanovaných či rekultivovaných lokalit. Do našeho seznamu byly tyto lokality zařazeny, neboť do záznamu lokality byl vložen zápis o běžné nepřístupnosti lokality a chybí komentář o návštěvě lokality v rámci inventarizace. Důvody nepřístupnosti nebo nepořízení fotodokumentace jsou v přehledu uvedeny v **tabulce 11**.

Tabulka 11: Přehled kombinací zaznamenané nepřístupnosti nebo nepořízení fotodokumentace KM nebo PKM, nebo indicie KM zjištěné pomocí DPZ

	Charakter přístupnosti lokality	Pořízena fotodokumentace in situ	Majitel/provozovatel požádán o vstup	Majitel/provozovatel odmítl povolit vstup
Nepřístupné a nenavštívené lokality	Oplocené, zamčené, hlídání, provozované lokality, zahrady, dvory, obydlí a areály bez přístupu veřejnosti, se zákazem vstupu (střelnice, voj. objekty, lomy ...)	NE	?	?
	Majitel/provozovatel nedal souhlas /zakázal vstup	NE	ANO	ANO
	Majitel/provozovatel nedal souhlas /zakázal fotografování	NE	ANO	ANO
	Majitel/provozovatel dal souhlas ke vstupu, ale zakázal fotografování	NE	ANO	NE
	Lokalita je nepřístupná pro neprostupnou vegetaci	NE	-	-
	Lokalita nepřístupná pro nebezpečí úrazu, se zákazem vstupu	NE	-	-

Tři z mnohých situací provádění rekognoskací in situ jsou níže ilustrovány v **obrázcích 5, 6 a 7.**



Obrázek 5: Omezení pro rekognoskaci in situ – oplocení s tabulí “Soukromý pozemek, Vstup zakázán”. Fotografie v databázi SEKM3, autor fotografie M. Vacek



Obrázek 6: Omezení pro rekognoskaci in situ – oplocený areál bez přítomnosti majitele nebo provozovatele. Fotodokumentace z okolí. Autor fotografie R. Pavlík



Obrázek 7: Rekognoskace in situ – přístupná skládka. Fotodokumentace na místě.
Autor fotografie R. Pavlík

4. Závěry

V případě, že nejde o nárok na vstup daný právními předpisy, je třeba v mapovacích, inventarizačních či evidenčních projektech se vždy snažit o dohodu se subjektem, který má chráněné právo na nepovolení vstupů, prohlídky, fotografování nebo zaznamenání osobních údajů.

V projektech nebo činnostech, které rekognoskaci na místě potřebují, je třeba metodicky nastavit podmínky pro případy neumožnění prohlídky ze strany vlastníků nebo provozovatelů, vč. požadavku na zaznamenání důvodů jejího neprovedení.

V projektech typu NIKM, kdy k evidenci podezřelé nebo kontaminované lokality slouží i další indicie (dokumentace, vyhodnocení dálkovým průzkumem, pozorování z okolí, resp. hranice lokality, informace od veřejné správy nebo od veřejnosti), není návštěva přímo na lokalitě bezpodmínečně nutná. Tyto případy však musí být minimalizovány. Nenavštívení lokality přímo na místě není dostatečným důvodem pro vyloučení podezřelé nebo kontaminované lokality z celkového hodnocení a evidence.

Z pohledu kvality dat evidenční databáze (v našem případě SEKM3) nebo výstupu z inventarizační akce (v našem případě NIKM) je třeba počty a důvody nenavštívení lokalit průběžně sledovat a vyhodnocovat. Z praktického hlediska provádění inventarizační akce je snaha o složité vyjednávání přístupu na lokalitu časovou a logistickou brzdou plynulosti a časového a územního postupu inventarizace. V projektu NIKM byl podíl odůvodněného nenavštívení lokality (317 případů) **pouhých 1,1 % z celkového počtu hodnocených i vyloučených lokalit** a podíl nenavštívených lokalit (171) **z počtu hodnocených lokalit je 1,7 %**. **Počet 171 hodnocených lokalit zároveň představuje pouze 0,6 % ze všech schválených lokalit.** To jsou hodnoty, které je možno považovat za přijatelné z pohledu kvality celé databáze SEKM3.

Počet 171 hodnocených lokalit bude po připravovaném podrobném prostudování záznamů patrně ještě nižší. Pro zvýšení kvality a hodnověrnosti záznamů je jednou z reálných možností provedení následného projektu revize takových lokalit, s adresným administrativním oslovením a přesvědčováním majitelů nebo správců dotčených lokalit či objektů. Uvedení jejich lokalit v evidenci SEKM3 může být pro mnohé z nich podnětem pro strpění prohlídky in situ zvláště tam, kde zařazení potenciálně kontaminované lokality do evidence bylo učiněno z důvodů předběžné opatrnosti a zásad *in dubio pro reo*, resp. *in dubio pro natura* (presumpce pochybností dle § 13 zákona o životním prostředí¹⁷), tj. v našich případech hodnocených lokalit dání přednosti nevyloučení lokality bez pozorování na místě.

Dalším přesvědčovacím argumentem pro umožnění vstupů je možnost podat žádost o dotaci na průzkum, resp. sanaci lokality. O přidělení dotace může žádat jen majitel kontaminovaného pozemku a/nebo objektu, evidovaného v databázi SEKM3 jako hodnocené kontaminované nebo potenciálně kontaminované místo, což je logicky spojeno s umožněním přístupu odborně způsobilých osob na lokalitu za účelem zpřesnění podkladů k lokalitě.

Poděkování

Děkuji České informační agentuře životního prostředí za umožnění publikování tohoto příspěvku vypracovaného za podpory z Dlouhodobé koncepce rozvoje výzkumné organizace CENIA na období 2018–2022.

Podkladové analýzy byly vypracovány v rámci udržování výsledků projektu 2. etapa Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM 2, 2018–2021) spolufinancovaného z fondů Evropské unie – z Fondu soudržnosti – z Operačního programu Životní prostředí (oblast podpory 4.2. - Odstraňování starých ekologických zátěží).

Literatura

1. Ústava České republiky Ústavní zákon č. 1/1993 Sb., Sbírka zákonů České republiky, částka 1/1993.
2. Listina základních práv a svobod. Usnesení č. 2/1993 Sb. předsednictva České národní rady o vyhlášení Listiny základních práv a svobod jako součástí ústavního pořádku České republiky. Sbírka zákonů České republiky, částka 1/1993.
3. Zákon č. 114/1992 Sb., Zákon České národní rady o ochraně přírody a krajiny. Sbírka zákonů České republiky, částka 28/1992.
4. Zákon č. 289/1995 Sb., Zákon o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). Sbírka zákonů České republiky, částka č. 76/1995.
5. Zákon č. 282/1991 Sb. Zákon České národní rady o České inspekci životního prostředí a její působnosti v ochraně lesa. Sbírka zákonů České republiky, částka č. 51/1991.
6. Zákon č. 255/2012 Sb., Zákon o kontrole (kontrolní řád). Sbírka zákonů České republiky, částka 86/2012.
7. Databáze SEKM: <https://www.sekm.cz/>
8. Ministerstvo životního prostředí: *Metodický pokyn MŽP pro práci se systémem SEKM3*. Věstník MŽP, ročník XXXI, leden 2021, částka 1, Metodické pokyny a dokumenty. Praha 2021.
[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/vestnik_mzp_2021/\\$FILE/SOTPR-Vestnik leden 2021-210227.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/vestnik_mzp_2021/$FILE/SOTPR-Vestnik leden 2021-210227.pdf), staženo 30. 6. 2022.
9. Zákon č. 110/2019 Sb. Zákon o zpracování osobních údajů. Sbírka zákonů České republiky, částka č. 47/2019.
10. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) 2016/679 ze dne 27. dubna 2016 o ochraně fyzických osob v souvislosti se zpracováním osobních údajů a o volném pohybu těchto údajů a o zrušení směrnice 95/46/ES (obecné nařízení o ochraně osobních údajů).
11. Szurmanová Z., Hoňková V., Záruba O. et al.: *Plošná inventarizace – dodávka inventarizačních prací v rámci 2. etapy NIKM*. Závěrečná zpráva. Česká republika. Manuskript, prosinec 2021, Projekt NIKM 2. Společnost DEKONTA, VZ Ekomonitor, GEOtest – NIKM 2. Praha 2021.
<https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/03/Zprava-o-inventarizaci-kontaminovanych-mist-na-uzemi-CR.pdf>, staženo 30. 6. 2022.
12. Suchánek Z., Řeřicha J., Szurmanová Z.: Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM) v datech a číslech. Odpadové fórum, roč. 22, č. 12/2021, CEMC – České ekologické manažerské centrum, Praha 2021, s. 16 – 18.
13. CENIA, kol. autorů: Aktualizovaná metodika plošné inventarizace. Projektová dokumentace projektu NIKM2. Česká informační agentura životního prostředí, Praha 2018, s. 1 – 57.
https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/07/Metodika_plosne_inventarizace.pdf, staženo 19. 7. 2022.
14. CENIA, kol. autorů: Manuál plošné inventarizace. Projektová dokumentace projektu NIKM2. Česká informační agentura životního prostředí, Praha 2018, s. 1 – 62.
https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/07/Manual_plosne_inventarizace.pdf, staženo 19. 7. 2022.
15. Suchánek Z., Řeřicha J., Krhovský J.: Fotodokumentace lokality aneb jak správně a právně nenapadnutelně fotodokumentovat indicii DPZ nebo kontaminované místo (se záznamem v SEKM). Příručka mapéra č. 6. Dokumenty projektu NIKM 2, manuskript. Praha, duben 2020, s. 1 – 26.
https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2022/07/6_Prirucka_mapera_NIKM2_-_Fotodokumentace_lokality.pdf, staženo 19. 7. 2022.
16. Zákon č. 409/2011 Z. z. Zákon o niektorých opatreniach na úseku environmentálnej záťaže a o zmene a doplnení niektorých zákonov. Zbierka zákonov Slovenskej republiky, čiastka 127/2011.
17. Zákon č. 17/1992 Sb. Zákon o životním prostředí. Sbírka zákonů České republiky, částka 4/1992.

The issue of access to land and buildings within field works of environmental projects implemented in the public interest

Zdeněk SUCHÁNEK

Czech Environmental Information Agency, Moskevská 63, 101 00 Praha 10, Czech Republic
e-mail: zdenek.suchanek@cenia.cz

Summary

Various field activities are also carried out in the public interest, which concerns a few natural science disciplines. In environmental fields, on-site observation or sampling is the basic tool for collecting information, which is usually processed into records of registration databases. In the case of the contaminated site inventory project, the right to visit sites and collect information on site is not specified by law in the Czech Republic. On the contrary, the field worker must respect the legal requirements regarding the protection of property, privacy, and the processing of personal data. In the National Inventory of Contaminated Sites (NIKM) project, a field verification of conditions at known or suspected sites was one of the basic methods of updating and supplementing the registry database of contaminated sites. About 30,000 locations were included in the field verification. The project NIKM was completed by the end of 2021. Subsequently, in the presented case study, we evaluated the extent and types of problems that were associated with site visits and analyzed the reasons for not examining them "in situ". Since the entry of non-visiting and/or non-reconnaissance of the site cannot be completed in a separate section in the Contaminated Sites Registration System (SEKM) and since there is no prescribed or required exact statement that could be used as a search / filtering parameter, a full-text search in tabular exports in EXCEL format was used for database analyses, according to various relevant statements, words, and parts of words. In the NIKM project, the share of 317 cases of non-visiting the location was only 1.1% of the total number of approved (evaluated and excluded) locations, and the share of 171 unvisited evaluated locations from the number of evaluated locations was 1.7%. At the same time, the number of 171 evaluated locations represents only 0.6% of all approved locations. These are values that can be considered acceptable from the point of view of the quality of the records of the entire SEKM3 database.

Keywords: *inventory of contaminated sites, registration of contaminated sites, database of contaminated sites, in situ survey, denial of entry to land, not allowing photo documentation, record of reason for denial of entry*

Potenciál a ekonomické aspekty přechodu na oběhové hospodářství obcí ČR – případová studie čtyř měst Jihomoravského kraje

Dominika TÓTHOVÁ^a Jana SOUKOPOVÁ^b, Stanislav ČURDA^c

^aMasarykova univerzita, Ekonomicko-správní fakulta, Katedra regionální ekonomie a správy, Lipová 41a, 602 00 Brno, e-mail: dominika.tothova@econ.muni.cz

^bMasarykova univerzita, Ekonomicko-správní fakulta, Institut pro udržitelnost a cirkularitu, Lipová 41a, 602 00 Brno, e-mail: jana.soukopova@econ.muni.cz,

^c Město Znojmo, Odbor životního prostředí, nám. Armády 1213/8, 669 02 Znojmo, e-mail: stanislav.curda@muznojm.cz

Souhrn

Oběhové hospodářství je současným evropským i světovým fenoménem, který zvláště po přijetí oběhových balíčků EU a zákona č. 541/2020 Sb. o odpadech nabývá stále větší pozornosti, a to především ve vztahu ke komunálnímu odpadu. Pro ten stanovuje specifické a ambiciózní dlouhodobé cíle, které jsou právně závazné. Obzvláště pro obce bude plnění těchto cílů velmi obtížné, protože jejich současná praxe v oblasti oběhového hospodářství je značně omezená, a to jak z hlediska množství, tak i struktury komunálního odpadu. Cílem článku je na základě analýzy čtyř vybraných měst Jihomoravského kraje vyhodnotit jejich potenciál ve vztahu k oběhovému hospodářství včetně ekonomických aspektů za rok 2019. Výsledky analýzy ukazují, že ve vztahu k současnému nastavení cílů zákona č. 541/2020 Sb. o odpadech bude plnění těchto cílů značně obtížné a bude mít dopad na ekonomiku obcí.

Klíčová slova: oběhové hospodářství, komunální odpad, ekonomika obcí

Úvod

Oběhové hospodářství (Circular Economy, CE) je integrální součástí konceptu udržitelného rozvoje a současným evropským i světovým fenoménem. Zabývá se způsoby, jak zvyšovat kvalitu životního prostředí a lidského života pomocí zvyšování efektivity produkce a využívání odpadů jako zdrojů, a jak nahradit stávající tzv. lineární model, ve kterém je použitý výrobek/materiál po ukončení užívání odstraněn, a to zejména skládkováním^{1,2}. Lineární model nevylučuje, ale ani nepodporuje využívání odpadů jako zdrojů. Naproti tomu, oběhové hospodářství má přinést zejména zásadní snížení potřeby odstraňovat odpad díky schopnosti odpad využít materiálově nebo energeticky.

Odpadové hospodářství je na úrovni Evropské unie (EU) řešeno již od 70. let³, v současnosti je jednou z hlavních ekonomických politik EU^{4,5} a stalo se novým ekonomickým modelem⁶. Milníkem pro nakládání s odpady v souladu s principy oběhového hospodářství se stal rok 2015, kdy Evropská komise (EK) představila balíček pro oběhové hospodářství⁷. V roce 2018 byl doplněn o další balíček⁸, na který v roce 2020 navázal nový akční plán pro oběhové hospodářství⁹. Tato legislativa obsahuje řadu cílů pro země EU a návazně také pro obce v oblasti nakládání a řízení komunálního odpadu (KO) (viz Tabulka 1). Ty se týkají předcházení vzniku odpadů, omezení skládkování odpadů a recyklace odpadů a obalových materiálů.

Přechod na principy oběhového hospodářství, který vyžaduje transformaci lineárně organizovaného systému řízení¹¹, se však ukazuje jako velmi nesnadný úkol nejen pro celou ČR, ale také pro obce, a to především z důvodu složitosti systému toků zdrojů, vazeb zúčastněných aktérů a specifičnosti každého

místa^{5,10}. Hlavními překážkami implementace cirkulární ekonomiky napříč EU mohou být kulturní bariéry jako nedostatek zájmu, uvědomění spotřebitelů či váhavá firemní kultura¹². Prozatím se také ukazuje, že iniciativy vlád nebo regionálních správních orgánů na makroúrovni převažují nad samotnou implementací oběhového hospodářství na mikroúrovni¹³.

Tabulka 1: Cíle balíčků oběhového hospodářství EU v oblasti nakládání s odpady

Rok	Cíl EU
2023	Oddělený sběr biologického odpadu
2025	Oddělený sběr textilu a nebezpečného odpadu
	55 % recyklace* KO
	65 % recyklace veškerých obalových odpadů**
2030	60 % recyklace KO
	70 % recyklace veškerých obalových odpadů***
	Zákaz skládkování odpadu vhodného k recyklaci
2035	65 % recyklace KO
	Max. 10 % KO skládkováno

Poznámka: *Recyklací směrnice o odpadech č. 98/2008 rozumí „jakýkoli způsob využití, jímž je odpad znovu zpracován na výrobky, materiály nebo látky, ať pro původní nebo pro jiné účely. Zahrnuje přepracování organických materiálů, ale nezahrnuje energetické využití a přepracování na materiály, které mají být použity jako palivo nebo jako zásypový materiál“.

**S rozdělením podle směrnice ((EU) 2018/852) na plast (50 %), papír a lepenka (75 %), sklo (70 %), železné kovy (70 %), hliník (50 %) a dřevo (25 %).

***S rozdělením podle směrnice ((EU) 2018/852) na plast (55 %), papír a lepenka (85 %), sklo (75 %), železné kovy (80 %), hliník (60 %) a dřevo (35 %).

Z tabulky 1 je zřejmé, že implementace evropské cirkulární legislativy bude pravděpodobně pro obce problematická, a to především v dosahování cílů recyklace a skládkování KO. Navíc země Visegrádské čtyřky patří z hlediska recyklace a využití odpadu a plnění cílů oběhového hospodářství k zaostávajícím zemím¹⁴. Je to dáno nedostatečnou infrastrukturou související s recyklací KO a s energetickým využitím odpadů (ZEVO) a nedostatečně rozvinutou informovaností veřejnosti¹⁵. Ze studie v České republice (ČR) vyplynulo, že navzdory snahám aplikovat nástroje politiky na životní prostředí, jakými jsou např. propagační a vzdělávací kampaně, se tyto ukazují jako částečně vyčerpané, protože míry recyklace u jednotlivých toků odpadů již výrazně nestoupají¹⁶. Jak ukazuje stav současné praxe v ČR, množství a strukturu KO mohou obce ovlivnit pouze částečně, převážně různými motivačními systémy^{17,18}. Z tohoto důvodu bude pro české obce přechod na oběhové hospodářství značně náročný, přestože nabízí také atraktivní ekonomické, sociální a environmentální příležitosti. Na jedné straně lze očekávat některé konkurenční výhody posilující regionální udržitelný rozvoj jako je vytváření nových pracovních míst či pozitivní vliv na blahobyt obyvatel spojený se zlepšenou kvalitou životního prostředí, na druhou stranu může být transformace spojena s přechodnými náklady¹⁹.

Balíčky EU v oblasti oběhového hospodářství zasáhly hlavní směrnice v odpadovém a obalovém sektoru, konkrétně směrnici o odpadech, směrnici o skládkách odpadů a směrnici o obalech. Ty se v ČR promítly do zákona č. 541/2020 Sb. o odpadech²⁰ a zákona č. 545/2020 Sb. o obalech²¹. Zvláště pak zákon č. 541/2020 Sb. o odpadech (dále jen zákon) ukládá obcím v rámci obecního systému (§ 59 zákona) jako původcům odpadu pro příštích 3–13 let povinnosti související s tříděním KO (zajištěním procentního podílu odděleně soustřeďované recyklovatelné složky KO), které budou pro obce značně náročné na plnění. Konkrétní cíle nového zákona o odpadech související s oběhovým hospodářstvím a tříděním KO shrnuje Tabulka 2.

Plnění těchto cílů bude náročné z několika pohledů. Obce v ČR sice mohou ovlivnit způsob nakládání s odpady (způsoby využití nebo odstranění odpadu), ale v mnoha případech je pro ně obtížné ovlivnit míru skládkování KO (zejména směsný KO a objemný KO) místo materiálového či energetického využití.

Druhý pohled ve vztahu vlivu obce na oběhové hospodářství je nastavení systému a působení na občany, které podporuje oddělený sběr odpadu (třídění).

Tabulka 2: Cíle nového zákona č. 541/2020 Sb. o odpadech ČR o třídění odpadu

Rok	Cíl ČR (dle návrhu nového zákona o odpadech)
2025	60 % odděleně soustředovaných recyklovatelných složek komunálního odpadu (vytříděno 60 % z celkového KO)
2030	65 % odděleně soustředovaných recyklovatelných složek KO
2035	70 % odděleně soustředovaných recyklovatelných složek KO

To však může nemalou měrou ovlivnit náklady obcí. Například více třídění nebo odklon od skládkování může pro obce znamenat vyšší náklady spojené s nákupem nádob na tříděný sběr nebo se zřizováním nových sběrných hnízd. Vyšší náklady mohou být také spojené s nákladnějším svozem vytříděného odpadu fakturovaným svozovými společnostmi, které příjmy od EKO-KOM obcím nevykompenzují. Navíc skládkování se pro obce může pořád jevit jako nejlevnější a nejefektivnější varianta z důvodu nižších cen (oproti jiným zařízením typu zařízení na energetické využití odpadu, mechanicko-biologická úprava aj.). To vše pak vede obce k obavám, že se přechod na oběhové hospodářství negativně promítne do jejich rozpočtů, což předpokládají i materiály EU k balíčku oběhového hospodářství⁷⁻⁹.

Cílem tohoto příspěvku je proto zhodnotit dopady přechodu na oběhové hospodářství na ekonomiku obcí a diskutovat možné dopady na obce v ČR na základě případových studií čtyř měst Jihomoravského kraje. Analýza je provedena pro rok 2019, pro který byla zpracovávána pro Jihomoravský kraj v rámci projektu TAČR.

Metodika a data

Dopady přechodu na oběhové hospodářství jsou analyzovány prostřednictvím případových studií čtyř obcí Jihomoravského kraje, které využívají různá řešení z pohledu odpadového hospodářství. Jako obce pro případové studie byly vybrány: Znojmo, Mikulov, Kyjov a Boskovice. Tabulka 3 ukazuje porovnání jejich charakteristik zejména z pohledu odpadového hospodářství.

Město Znojmo je specifické pro svou rozmanitost zástavby (od historického centra až po zahrádkářské kolonie na okraji města). Jeho svozová společnost je založena na partnerství veřejného a soukromého sektoru (Public Private Partnership, PPP), kdy má obec ve svozové společnosti 50% podíl. Svozová společnost provozuje skládku, kompostárnu a dotřídovací linku na papír a plast. Město Mikulov dlouhodobě pracuje s motivačními prvky jako je zapojení do motivačních systémů nakládání s odpady ISNO/MESOH, poskytování úlevy na poplatku (za třídění, efektivní využívání nádob nebo snižování produkce) a dříve také vážení jednotlivých nádob na odpad přímo při sběru. Jeho svozová společnost je ve vlastnictví více obcí (tzv. meziobecní spolupráce) a provozuje překladiště a třídící linku. Město Kyjov je velmi úspěšné v třídění KO, několikrát bylo označeno jako příklad dobré praxe a vyhrálo různá ocenění v soutěžích zaměřených na separaci odpadů. Jeho svozová společnost je ve veřejném vlastnictví v meziobecní spolupráci. Svozová společnost provozuje skládku odpadů, kompostárnu, překladiště a třídící linku pro plasty. Boskovice mají od roku 2020 zavedený motivační systém. Jejich svozová společnost je soukromou nadnárodní společností s velkou svozovou oblastí, která provozuje dvě kompostárny a recyklační deponii dřeva a tři logistická centra s objemovou úpravou odpadu (lisování, drcení) a překladištěm.

Pro zpracování případových studií byla využita následující metodika:

1. Sběr dat
 - množství vybraných toků KO v obci a způsobů nakládání s nimi,
 - výdaje obce na nakládání s vybranými toky KO – směsný komunální odpad (SKO), odpady na bázi plastů, odpady na bázi papíru, odpady na bázi skla, odpady na bázi bioodpadů a ostatní odděleně sbírané složky KO,
 - příjmy obce ve vztahu k oběhovému hospodářství.
2. Identifikace mezer mezi současnou a cílovou úrovní KO a jeho složením, dle cílů EU daných v balíčku pro oběhové hospodářství, a to následně
 - výpočet míry třídění KO,
 - výpočet podílu KO, který je odstraňován skládkováním,
 - vývoj podílu odděleně soustřeďované recyklovatelné (vytříděné) složky KO.
3. Zhodnocení ekonomických aspektů přechodu na oběhové hospodářství se zaměřením na ekonomické nástroje (poplatky a výdaje obcí).

Tabulka 3: Srovnání vybraných obcí v oblasti odpadového hospodářství (2019)

Obec	Znojmo	Kyjov	Mikulov	Boskovice
Počet obyvatel*	33 765	11 185	7 455	11 681
Rozloha (km ²)	65,93	29,88	45,33	27,83
Hustota osídlení (obyv./km ²)	512	374	164	419
Kategorie obce	město	město	město	město
Typ obce	ORP	ORP	ORP	ORP
Okres	Znojmo	Hodonín	Břeclav	Blansko
Svozová společnost	FCC Znojmo, s.r.o.	EKOR, s.r.o.	STKO, s.r.o.	SUEZ CZ, a. s.
Vlastnictví svozové spol.	Znojmo (50 %), FCC Environment**	Dobrovolný spolek obcí Severovýchod	17 obcí**	SUEZ Environment
Svozová oblast v JMK (počet obyvatel)	54 214	79 211	29 590	106 766
Forma vlastnictví	Mix soukromé a veřejné (PPP)	Veřejná	Veřejná	Soukromé
Provozování skládky	Ano	Ano	Ne	Ne
Provozování kompostárny	Ano	Ano	Ne	Ano
Provozování třídící linky	Ano	Ano	Ano	Ano
Provozování překladiště	Ne	Ano	Ano	Ano
Typ poplatku za KO	Místní poplatek	Místní poplatek	Místní poplatek	Místní poplatek
Poplatek za KO	400 Kč*****	250 Kč	600 Kč	400 Kč (690 Kč)****
Motivační systém	Ne	Ne	ISNO/MESOH	MESOH*****
Sběrný dvůr/počet	Ano/2	Ano/1	Ano/1	Ano/1
Počet sběrných hnízd	141	89	72	53

Poznámka: *k 31. 12. 2019

**FCC Environment CEE GmbH - nadnárodní firma (49 %) a FCC Únanov, s.r.o. (1 %)

***Mikulov vlastní dominantní podíl 40,1 %

****MESOH zaveden až od roku 2020

*****od roku 2020

***** Od 1.1.2022 zvýšen na 600 Kč s plánovanými úlevami (nad 65 let – 300 Kč, novorozenci do 1 roku 0 Kč)

Zdroj: Autoři na základě dat z obcí

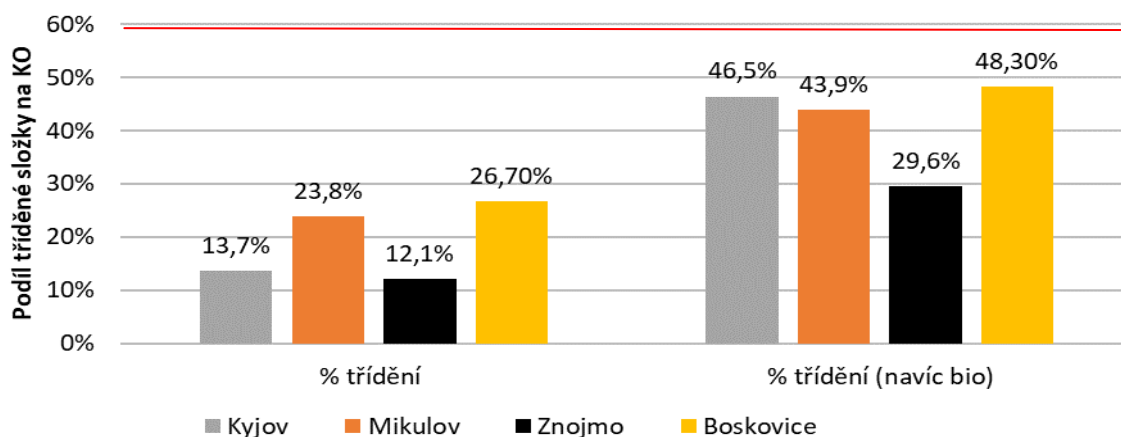
Výzkum se zaměřením na detailní analýzu nákladů a příjmů na třídění vybraných složek odpadů byl proveden pro data za rok 2019. Hlavním zdrojem vstupních dat odpadového hospodářství byly údaje vybraných měst (Znojmo, Mikulov, Kyjov, Boskovice), které mají ze zákona o odpadech povinnost každoročně podávat roční hlášení produkce a nakládání s odpady. Data o množství KO jsou dostupná v Informačním systému odpadového hospodářství (ISOH), který provozuje Česká informační agentura životního prostředí (CENIA).

Pro analýzu nákladových a výnosových položek byla použita data výdajů obcí na odpadové hospodářství z informačního portálu MONITOR, který umožňuje volný přístup k rozpočtovým a účetním informacím ze všech úrovní státní správy a samosprávy. Prezentované informace pocházejí z Integrovaného informačního systému Státní pokladny a jsou pravidelně aktualizovány. Tato data byla doplněna o údaje autorizované obalové společnosti (AOS) EKO-KOM, a. s., která od roku 2001 vyhodnocuje ekonomické údaje obcí související s nakládáním s odpady.

Analýza potenciálu OH se zaměřením na produkci a využití KO a plnění cílů zákona o odpadech a dopady na ekonomiku obcí

První zkoumanou oblastí je potenciál vybraných obcí ve vztahu k oběhovému hospodářství v kontextu plnění cílů zákona o odpadech a balíčků oběhového hospodářství EU. Dva cíle oběhových balíčků obsahují povinnost odděleně soustřeďovat sběr bioodpadu do roku 2023 a zároveň odděleně soustřeďovat textil a nebezpečný odpad do roku 2025. Tyto cíle jsou ukotveny v české legislativě a sběr použitého textilu je zajišťován ve všech analyzovaných městech již několik let. Je tedy možné konstatovat, že dva ze stanovených cílů EU do roku 2023 a 2025 splňují všechna analyzovaná města již nyní.

Mezi hlavní cíle, které zasáhnou do odpadového a následně oběhového hospodářství obcí, patří zvýšení podílu třídění odpadu (konkrétně 60 % odděleně soustřeďovaných recyklovatelných složek komunálního odpadu v roce 2025) a omezení skládkování. Jaký je podíl třídění KO vybraných obcí v porovnání s cíli zákona o odpadech, a jestli tyto cíle už některá z obcí splňuje, popřípadě kolik procent do splnění cílů chybí, znázorňuje graf 1.



Graf 1: Porovnání odděleně soustřeďované recyklovatelné (vytříděné) složky KO v roce 2019 v porovnání s cílem nového zákona o odpadech pro rok 2025

Zdroj: Autoři z evidence odpadů obce (vybraná města)

Graf 1 ukazuje, že bez započtení bioodpadu jsou na tom ze skupiny zkoumaných obcí nejlépe Boskovice s více než 25% podílem třídění KO před Mikulovem s téměř 24 %. To je ovšem ve vztahu k cíli pro rok 2025 (60 %) stále nedostatečné.

Pokud se podíváme na náklady těchto obcí (Tabulka 4), u Mikulova tento výsledek reflektují relativně vysoké náklady na tříděný odpad, u Boskovic je tento podíl dosažen s násobně nižšími náklady. To

naznačuje mnohem vyšší efektivnost v nastavení systému třídění, resp. přístupu obyvatel, nebo možný rozdíl ve způsobu evidování, který by tento nepoměr vysvětlil. V případě Kyjova a Znojma je podíl třídění poloviční – u Kyjova je to reflektováno v mnohem nižších nákladech na třídění, ale ve Znojmě je tento relativně nízký podíl dosažen i přes vynaložení značných finančních prostředků.

Po zahrnutí bioodpadu je na tom Znojmo stále nejhůře. Naopak, významně si polepšil Kyjov, u kterého je díky velkému množství sbíraného bioodpadu podíl třídění nejvyšší v rámci zkoumané skupiny měst. Tomuto nárůstu však neodpovídá objem vynaložených nákladů na třídění KO, který je u Kyjova nejnižší. V případě Boskovic, Mikulova i Znojma pak zahrnutí bioodpadu vede k nárůstu podílu tříděného odpadu o přibližně 20 %, tj. výsledný podíl se prakticky zdvojnásobil. Navíc zde není zahrnuto individuální domácí kompostování, které není nijak evidováno a může také vést k navýšení podílu třídění KO. Třídění bioodpadu z tohoto pohledu tvoří zásadní položku při snaze o dosahování stanovených cílů třídění KO. Nicméně se i tak ukazuje, že cíle stanovené zákonem o odpadech bude pro obce velmi obtížné plnit. Proto je otázkou do diskuse, zda by neměla být v rámci výpočtu procentního podílu zahrnuta také prevence. Pokud bychom předpokládali, že tvoří 10 až 20 %, jak potvrzují některé studie^{22,23}, byly by již dané obce ke stanoveným cílům blíže. Při zahrnutí prevence 15 %, jak doporučuje Willson a Velis²³, by Kyjov i Boskovice cíl pro rok 2025 splnily a Mikulovu by chyběla jen necelá 3 %. U Znojma by plnění cílů bylo náročnější.

Tabulka 4: Srovnání nákladů na systém OH (Kč/obyvatele, 2019)

	Znojmo	Mikulov	Kyjov	Boskovice	JMK*	ČR
Náklady na SKO	627	512	245	510	502	547,5
Náklady na svoz tříděného odpadu	241	432	21	95	125	220,3
Z toho svoz plastů	150	248	19	62	-	-
Z toho svoz papíru	87	152	2	25	-	-
Z toho svoz skla	4	32	0	8	-	-
Náklady na BRKO	51	54	141	2	-	82,9
Náklady na sběrný dvůr	293	254	10	19	-	132,6
Náklady na černé skládky	1	26	0	1	-	10,7
Náklady na svoz odpadkových košů	124	81	0	68	-	-
Náklady celkem (Kč/ob.)	1 336,83	1 531,41	559,04	774,45	820	1031,7

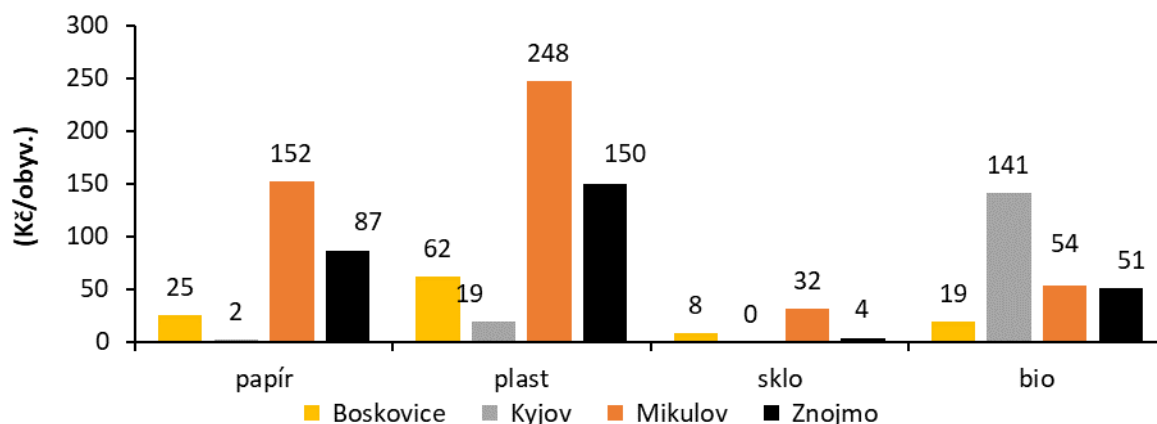
Poznámka: *dostupná data pouze za rok 2018

Zdroj: Autoři na základě informací z dotazníku EKO-KOM a www.ekokom.cz

Z tabulky 4 dále vyplývá, že z pohledu nákladů na KO lze zkoumaná města rozdělit na dvě skupiny: Znojmo a Mikulov s vyššími náklady a Boskovice a Kyjov s relativně nízkými náklady. V případě Kyjova a Boskovic jsou celkové náklady na obyvatele výrazně nižší než průměr Jihomoravského kraje i ČR a prakticky poloviční než výdaje obcí ve druhé skupině. U Boskovic je toto způsobeno hlavně nízkými náklady na tříděný odpad, přičemž náklady na SKO jsou porovnatelné s Mikulovem a Znojmem. U Kyjova jsou pak nízké celkové náklady na obyvatele způsobené jak nízkými náklady na SKO, tak i prakticky marginálními náklady na tříděný odpad. Ve výsledku jsou pak celkové průměrné náklady na KO v Kyjově na úrovni necelých 560 Kč na obyvatele, což je téměř srovnatelné s běžnou výší sazby místního poplatku za odpad, které obce ČR obvykle vybírají. Tyto náklady jsou až nezvykle nízké, což je dáno nízkými účtovanými náklady svozové společnosti a jejím hospodařením. Dle vedení svozové společnosti EKOR, s.r.o. jsou však tyto náklady účtované městu Kyjov na hranici efektivnosti a společnost utrpěla za rok 2019 výraznou ztrátu.

Graf 2 ukazuje porovnání nákladů na jednotlivé složky tříděného sběru na obyvatele v roce 2019 u vybraných měst. V oblasti nákladů na tříděný sběr je mezi zkoumanými městy u jednotlivých položek vidět značný rozdíl, přičemž nejvyšších nákladů dosahoval Mikulov. To se pak projevilo i v celkových nákladech a následně nutnosti města dotovat více než polovinu nákladů na OH. K tomu je ale nutno dodat, že v Mikulově je zavedený motivační systém MESOH, díky kterému je zde velmi komfortní síť

sběrných hnízd, která je ale náročná na svoz. Tento motivační systém má sice pozitivní vliv na třídění obyvatel, ale znamená i vyšší náklady z důvodu většího množství vytríděného odpadu. Významná disproporce je vidět hlavně u nákladů na třídění skla, které byly mnohonásobně vyšší než u ostatních obcí. Výtěžnost vytríděného skla na osobu byla oproti ostatním městům více než dvojnásobná. V roce 2019 vytrídili občané Mikulova 24 kg/obyvatele/rok, zatímco v Kyjově 12,5 kg/obyvatele/rok, v Boskovicích 11,9 kg/obyvatele/rok a ve Znojmě 11,3 kg/obyvatele/rok. Nižší náklady na odpady na bázi skla u ostatních analyzovaných měst mají však logické zdůvodnění, související s přítomností sklárny v Kyjově a recyklačního zařízení pro sklo v Kelčanech. Dále je zřejmé, že velcí dodavatelé skla jako je SUEZ CZ, a. s. či skupina firem FCC (FCC Znojmo, s.r.o.) mají nesrovnatelně výhodnější podmínky oproti společnosti STKO, spol. s r.o.



Graf 2: Porovnání nákladů jednotlivých složek tříděného sběru na jednoho obyvatele (Kč/obyv., 2019)

Zdroj: Autoři z dotazníku EKO-KOM (Znojmo, Mikulov, Kyjov, Boskovice)

U Znojma byly náklady druhé nejvyšší, a to opět primárně kvůli nákladům na papír a plast. Ty vznikly kvůli svozu rozsáhlé sítě 140 sběrných hnízd. V případě nákladů na svoz skla se jedná o nevýznamné částky. Náklady na svoz bioodpadu byly srovnatelné s Mikulovem. U Boskovic byly průměrné náklady na tříděný odpad relativně nízké, kdy se oproti Mikulovu nebo Znojmě jednalo o zlomkové částky u všech zkoumaných složek. Může to být dáno tím, že společnost SUEZ CZ, a. s. razí strategii neprodrazovat svoje služby v oblasti svozu a podporovat oběhové hospodářství. Navíc její služby zlevňují zařízení na třídění odpadu i zpracování určitých frakcí, které má ve svém vlastnictví. SUEZ CZ, a. s. tak preferuje levnější řešení u tříděného odpadu oproti standardním cenám u SKO.

V případě Kyjova byly náklady na tříděný odpad extrémně nízké, konkrétně u papíru a plastů prakticky nulové. Jedinou oblastí s vyššími průměrnými náklady je svoz bioodpadu, kde jsou tyto náklady naopak násobně vyšší oproti dalším analyzovaným městům. Tyto relativně vysoké náklady ale odpovídají průměrnému množství bioodpadu, který se v Kyjově vybírá, a který je v porovnání s Mikulovem nebo Znojmem prakticky dvojnásobný, resp. čtyřnásobný oproti Boskovicím.

Při porovnání bilance nákladů a příjmů v analyzovaných městech jsou výsledky odlišné. Dalo by se předpokládat, že nejlepší bilanci bude mít město Kyjov s velmi nízkými náklady. Praxe je však jiná, viz následující tabulky 5 a 6, které ukazují porovnání celkových nákladů a výnosů za rok 2019 v Kč a v Kč/obyvatele.

Tabulka 5: Srovnání bilance nákladů a výnosů na systém OH u vybraných měst na (Kč, 2019)

	Znojmo	Mikulov	Kyjov	Boskovice	ČR
Výnosy celkem (Kč)	16 961 348	4 878 624	3 905 037	7 822 274	-
Náklady celkem (Kč)	45 137 994	11 416 694	6 252 907	9 046 306	-
Rozdíl V-N (Kč)	-28 176 645	-6 538 069	-2 347 869	-1 224 031	-
Podíl doplácení obcí	62,42 %	57,27 %	37,55 %	13,53 %	28 %

Zdroj: Autoři na základě informací z dotazníku EKO-KOM

Tabulka 6: Srovnání bilance nákladů a výnosů na systém OH u vybraných měst na (Kč/obyvatele, 2019)

	Znojmo	Mikulov	Kyjov	Boskovice	ČR
Výnosy celkem (Kč/obyv.)	502,34	654,41	349,13	669,66	725
Náklady celkem (Kč/obyv.)	1 336,83	1 531,41	559,04	774,45	1031,7
Rozdíl V-N (Kč/obyv.)	-834,49	-877,00	-209,91	-104,79	-306,7

Zdroj: Autoři na základě informací z dotazníku EKO-KOM

Nejlepší bilanci nákladů a výnosů mělo město Boskovice. Zde byl však v roce 2020 zaveden relativně nákladný motivační systém MESOH, u kterého je předpoklad, že v následujících letech systém OH v Boskovicích značně prodraží. A i když byl v Boskovicích zvýšen i poplatek za KO, není možné konstatovat, zda Boskovice tuto velmi dobrou bilanci mezi příjmy a náklady udrží.

Zajímavá je situace u Kyjova, který měl i přes velmi nízké náklady na systém OH bilanci horší a na systém OH doplácet téměř 210 Kč na obyvatele, což je však stále méně než průměr ČR. To bylo dáno hlavně extrémně nízkým poplatkem za KO, který patří k nejnižším nejen v Jihomoravském kraji, ale i celé ČR. Ve Znojmě a Mikulově je bilance obdobná. U Znojma byla negativní bilance dána hlavně relativně vysokými náklady na systém OH, které ale vycházejí z charakteru města i nadstandardních služeb pro jeho obyvatele. U Mikulova byly důvodem především vysoké náklady na svoz a široká síť sběrných hnízd. Mnoho obyvatel také dosáhne na slevy a neplatí místní poplatek v plné výši. Negativně se zde rovněž projevuje fakt, že svozová společnost nevlastní zařízení na zpracování odpadů (kompostárna, aj.), což přináší vyšší náklady na zpracování odpadů.

Pokud sledujeme strukturu příjmů (Tabulka 7), všechny z analyzovaných obcí mají nižší příjmy než průměr ČR. Nejnižší příjmy z poplatku za KO získávají Kyjov a Znojmo, naopak Boskovice mají příjmy z poplatku za KO vyšší než průměr ČR. Příjmy za tříděný sběr od autorizované společnosti EKO-KOM jsou u všech obcí výrazně nižší než průměr ČR, což ukazuje na mezery a možnosti ve zvyšování třídění.

Tabulka 7: Srovnání příjmů systému OH u vybraných měst na (Kč/obyvatele, 2019)

	Znojmo	Mikulov	Kyjov	Boskovice	ČR
Příjmy z poplatku za KO	379,35	475,30	236,48	564,86	501,00
Ostatní příjmy za KO	122,99	179,11	112,66	104,80	224,00
Celkem (Kč/obyv.)	502,34	654,41	349,13	669,66	725,00

Zdroj: Autoři na základě informací z dotazníku EKO-KOM

Závěry a diskuse

Z výsledků analýzy OH vybraných měst vyplývá, že hledat faktory, které ovlivňují příjmovou i výdajovou stránku rozpočtů a jak přechod na oběhové hospodářství ovlivní rozpočty obcí, je velmi obtížné. Je to dáno tím, že obce těžko identifikují konkrétní náklady přímo na dané toky odpadů, a je pro ně téměř nemožné je vykazovat přesně. Proto by ekonomice obcí významně pomohlo, pokud by obce byly schopny přiřadit k jednotlivým tokům odpadů i finanční částky.

Z pohledu plnění cílů zákona č. 541/2020 Sb. o odpadech pro rok 2025, 2030 a 2035 se ukazuje, že obce mají velké mezery mezi současným stavem a cíli zákona. Je zde pak několik možností, jak těmto

výzvám čelit. Jednou z nich je započítání prevence, které by však muselo najít oporu ve změně legislativy a výpočtu procenta třídění. Je otázkou, zda by se taková změna legislativy do termínu plnění prvního cíle zákona o odpadech pro rok 2025 stihla schválit. Nicméně započtení prevence ve výši 15 % by již obcím v plnění cílů zákona o odpadech mohlo pomoci. Další možností je motivovat občany k vyššímu třídění. To však s sebou může přinášet i dodatečné náklady zatěžující rozpočty obcí. Navíc se ukazuje, že s vyšším tříděním souvisí i vyšší náklady na svoz, a to zvláště u plastu, který s sebou nese největší podíl výmetu. Jako efektivní se ukazuje vyšší třídění bioodpadu, které může výrazně zvýšit procenta třídění a přiblížit obce k plnění cílů zákona o odpadech.

U třídění je pak potřeba hledat faktory, které ho ovlivňují. Patří mezi ně například rozdílné kampaně mezi různými socio-demografickými skupinami obyvatel^{24,25}. To koresponduje s dalšími studiemi, podle kterých je pro implementaci nástrojů na místní úrovni potřeba uvažovat také socio-demografické aspekty²⁶. Podle Struka a Soukopové²⁷ je třeba identifikovat, jak se různé skupiny obyvatel chovají z hlediska produkce odpadů, jaké mají tendence k třídění odpadů, a na základě toho nastavit prevenci a komunikaci efektivně. Soukopová a kol.²⁸ ve vztahu k tomu považuje jako účinné využívání různých přístupů k hodnocení nakládání s KO například podle demografické struktury za účelem dosažení úspor v oblasti veřejných výdajů. To poskytuje nové možnosti řízení služeb nakládání s komunálním odpadem v souladu s cíli oběhového hospodářství. Navíc řada studií^{10,13} ukazuje, že přechod na oběhové hospodářství lze usnadnit vládními politikami, infrastrukturou a technologickou dostupností, informovaností, spoluprací zúčastněných stran a integrací dodavatelského řetězce. Vilamová a kol.²⁹ pak vidí hlavní problémy v implementaci stanovené legislativy oběhového hospodářství do praxe, v nejednotnosti metodiky sběru dat a v nedostatečně funkčním motivačním systému.

Jako klíčové se ukazuje provést další výzkum v oblasti zlepšení prevence a recyklace více zdrojů. Důležité je identifikovat faktory, které třídění ovlivňují a také nástroje (komunikační či informační), které jsou pro zvyšování třídění nejefektivnější. Pro obce je podstatné najít způsoby ke snížení nákladů tak, aby byly co nejméně zatíženy jejich rozpočty. Nicméně zefektivnění fungování odpadového a oběhového hospodářství, vytvoření a implementace vlastní strategie přechodu na oběhové hospodářství, která by pomohla obcím v plnění cílů stanovených zákonem o odpadech, se pro obce ukazují jako nevyhnutelné.

Poděkování

Příspěvek byl podpořen z projektu MUNI/A/1481/2021 Řízení obcí, místní veřejné služby a faktory jejich efektivnosti Masarykovy univerzity.

Literatura

1. Bonviu, F.: The European economy: From a linear to a circular economy. Romanian J. Eur. Aff., 14, 78 (2014).
2. McDonough, W., Braungart, M.: *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*. North point press, New York 2010.
3. Bartl, A.: Waste Manage. Res. 36, 309 (2018).
4. Friant, M. C., Vermeulen, W. J., Salomone, R.: Sustain. Prod. Consum. 27, 337 (2021).
5. Marin, J., De Meulder, B.: Sustainability 10, 1310 (2018).
6. Salmenperä, H., Pitkänen, K., Kautto, P., Saikku, L.: J. Cleaner Prod. 280, 124339 (2021).
7. Sdělení komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů o rámci pro sledování oběhového hospodářství, COM(2015), 614 final, Brusel, 2. 12. 2015.
8. Sdělení komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů o rámci pro sledování oběhového hospodářství, COM(2018) 29 final, Štrasburk dne 16.1.2018.

9. Sdělení komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Nový akční plán pro oběhové hospodářství, Čistší a konkurenceschopnější Evropa, COM(2020) 98 final, Štrasburk dne 11.3.2020.
10. Malinauskaite, J. a 14 spoluautorů: *Energy* 141, 2013 (2017).
11. Termeer, C. J. A. M., Metze, T. A. P.: *J. Cleaner Prod.* 240, 118272 (2019).
12. Kirchherr, J., Piscicelli, L., Bour, R., Kostense-Smit, E., Muller, J., Huibrechtse-Truijens, A., Hekkert, M.: *Ecol. Econ.* 150, 264 (2018).
13. Mhatre, P., Panchal, R., Singh, A., Bibyan, S.: *Sustain. Prod. Consum.* 26, 187 (2021).
14. Lacko, R., Hajduová, Z., Zawada, M.: *Energies* 14, 1680 (2021).
15. Smol, M., Duda, J., Czaplicka-Kotas, A., Szoldrowska, D.: *Sustainability* 12, 4561 (2020).
16. Slavík, J., Remr, J., Vejchodská, E.: *Detritus* 1, 144 (2018).
17. Šauer, P., Pařízková, L., Hadrabová, A.: *Waste Manage.* 28, 2772 (2008).
18. Struk, M.: *Resour., Conserv. Recycl.* 122, 155 (2017).
19. Avdiushchenko, A.: *Sustainability* 10, 4396 (2018).
20. Zákon č. 541/2020 Sb. *o odpadech*. Sbírka zákonů 2020, částka 222.
21. Zákon č. 545/2020 Sb., *kterým se mění zákon č. 477/2001 Sb., o obalech a o změně některých zákonů (zákon o obalech), ve znění pozdějších předpisů*. Sbírka zákonů 2020, částka 224.
22. Salhofer, S., Obersteiner, G., Schneider, F., Lebersorger, S.: *Waste Manage* 28, 245 (2008).
23. Wilson, D. C., Velis, C. A.: *Waste Manage. Res.* 33, 1049 (2015).
24. Rybová, K., Slavík, J., Burcin, B., Soukopová, J., Kučera, T., Černíková, A.: *J. Mater. Cycles Waste Manage* 20, 1884 (2018).
25. Knickmeyer, D.: *J. Cleaner Prod.* 245, 118605 (2020).
26. Rybová, K. Slavík, J.: *Smart City Symposium Prague*, str. 1. IEEE, Praha 2017.
27. Struk, M., Soukopová, J. (2016, June). *4th International Conference on Sustainable Solid Waste Management*. Limassol, Cyprus 2016.
28. Soukopová, J., Struk, M., Hřebíček, J.: *J. Environ. Manage.* 203, 655 (2017).
29. Vilamová, Š., Podlasová, A., Piecha, M., Janovská, K., Šikýř, P., Foltan, D., Grosoš, R.: *Acta Montan. Slovaca* 24 (2019).

Potential and economic aspects of the transition to the circular economy of Czech municipalities - a case study of four municipalities in the South Moravian Region

Dominika TÓTHOVÁ^a Jana SOUKOPOVÁ^b, Stanislav ČURDA^c

^aMasaryk University, Faculty of Economics and Administration, Lipová 41a, 602 00 Brno, e-mail: dominika.tothova@econ.muni.cz

^bMasaryk University, Faculty of Economics and Administration, Sustainability and Circularity Institute, Lipová 41a, 602 00 Brno, e-mail: jana.soukopova@econ.muni.cz,

^c City of Znojmo, Department of the Environment, nám. Armády 1213/8, 669 02 Znojmo, e-mail: stanislav.curda@muznojmo.cz

Summary

The circular economy is a current European and global phenomenon, which, especially after the adoption of EU circulation packages and Act No. 541/2020 Coll. on waste is gaining increasing attention, especially in relation to municipal waste, for which it sets specific and ambitious long-term goals that are legally binding. Especially for municipalities, achieving these goals will be very difficult, as their current practice in the field of circular economy is very limited, both in terms of volume and structure of municipal waste. Based on the analysis of four selected cities of the South Moravian Region, the paper evaluates their potential in relation to the circular economy, including economic aspects for 2019, and shows that in relation to the current objectives of Act No. 541/2020 Coll. on waste, meeting these targets will be very difficult and will have an impact on the economy of municipalities.

Keywords: circular economy, municipal waste, economy of municipalities



CENTRUM EXPERTŮ

KONZULTAČNÍ SYSTÉM KLASTRU WASTEN, z. s.
V OBLASTI ODPADOVÉHO HOSPODÁŘSTVÍ

Špičkový experti vám poskytnou své znalosti a cenné rady v oblasti oběhového hospodářství, materiálového i energetického využití odpadů. Zaručujeme špičkové know-how, zahraniční zkušenosti i výsledky moderního výzkumu.

Naše služby

- ON-LINE KONZULTACE
- OSOBNÍ KONZULTACE
- STUDIE A ANALÝZY
- MĚŘENÍ, TESTOVÁNÍ A OVĚŘOVÁNÍ
- SMLUVNÍ VÝZKUM

Výběr konzultačních témat

- Posuzování životního cyklu
- Ekodesign
Doc. Ing. Vladimír Kočí, Ph.D., MBA (VŠCHT Praha)
- Energetika a energetické využití odpadů
- Čistírenské kaly a způsoby jejich zpracování
Ing. Michael Pohořelý, Ph.D. (VŠCHT Praha)
- Termický rozklad a termická depolymerizace materiálů
Doc. RNDr. Miloslav Bačiak Ph.D. (ENRESS s.r.o.)
- Financování investic v oblasti odpadového hospodářství
RNDr. Radek Hořeňovský (Euroforum Group, a.s.)
- Problematika perzistentních organických látek (POP's) v životním prostředí
Ing. Tomáš Ocelka, PhD. (E&H services a.s.)
- Inovativní sanační technologie a environmentální analýza
Ing. Marek Šír, Ph.D. (VŠCHT Praha)

ZEPTEJTE SE EXPERTA NA
<http://www.expert.wasten.cz/>



EVROPSKÁ UNIE
Evropský fond pro regionální rozvoj
OP Podnikání a inovace
pro konkurenceschopnost

KLASTR INOVATIVNÍCH FIREM

v oblasti využití
odpadů



WASTEN, z.s.

Sídlo: Králova výšina 3132/7,
400 01 Ústí nad Labem
Předseda výboru:
RNDr. Radek Hořeňovský
Mob.: +420 732 747 993
E-mail: office@wasten.cz

www.wasten.cz