



# VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

## FAKULTA CHEMICKÁ

FACULTY OF CHEMISTRY

## ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

## VLIV MIKROPLASTŮ BIODEGRADABILNÍCH POLYMERŮ NA VLASTNOSTI PŮDNÍ ORGANICKÉ HMOTY

INFLUENCE OF BIODEGRADABLE POLYMERS MICROPLASTICS ON PROPERTIES OF SOIL ORGANIC  
MATTER

### BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

### AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Pavla Denková

### VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

doc. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.

BRNO 2020

## Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1457/2019 Akademický rok: 2019/20  
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí  
Studentka: **Pavla Denková**  
Studijní program: Chemie a chemické technologie  
Studijní obor: Chemie a technologie ochrany životního prostředí  
Vedoucí práce: **doc. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.**

### Název bakalářské práce:

Vliv mikroplastů biodegradabilních polymerů na vlastnosti půdní organické hmoty

### Zadání bakalářské práce:

1. Vypracování literární rešerše na téma vliv mikroplastů na půdu a její funkci.
2. Příprava modelových směsí o různých koncentracích.
3. Stanovení vlivu mikroplastu na půdní organickou hmotu metodami termické analýzy.
4. Vyhodnocení dat, diskuze výsledků.

### Termín odevzdání bakalářské práce: 31.7.2020:

Bakalářská práce se odevzdává v děkanem stanoveném počtu exemplářů na sekretariát ústavu. Toto zadání je součástí bakalářské práce.

---

Pavla Denková  
student(ka)

doc. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.  
vedoucí práce

doc. Ing. Jiří Kučerík, Ph.D.  
vedoucí ústavu

V Brně dne 31.1.2020

---

prof. Ing. Martin Weiter, Ph.D.  
děkan

## **ABSTRAKT**

Problematika kontaminace životního prostředí mikroplasty se dotýká všech jeho složek. V současné době je zřetelný trend využívat místo syntetických polymerů tzv. biodegradabilní polymery, u kterých se očekává, že se v přírodních systémech rychle rozloží díky přítomným mikroorganismům. Tento předpoklad ale nemusí odpovídat realitě. Biodegradace může v reálných podmínkách probíhat pomalu nebo vůbec a mikročástice biodegradabilního polymeru tak mohou v půdě setrvávat velmi dlouho, podobně jako částice syntetických polymerů. Jejich vliv na půdní biotu je již nějakou dobu předmětem studia, vliv na vlastnosti půdy a vody v půdě však doposud zkoumán nebyl.

Tato práce se zabývá vlivem mikročástic biodegradabilních plastů na fyzikálně-chemické vlastnosti půdní organické hmoty, zejména na chování vody v půdním systému za aridních a semiaridních podmínek. Jako modelový biodegradabilní polymer byly použity mikročástice poly(R-3-hydroxybutyrátu), zkráceně P3HB, který byl zanášen do půdy v různých koncentracích. Využita byla metoda DSC, která umožňuje stanovit výparnou entalpii vody a stabilitu vodních můstků, které ovlivňují (stabilizují) fyzikální a chemickou strukturu půdní organické hmoty. Zároveň bylo změřeno množství vody zadržované půdní organickou hmotou.

Bylo zjištěno, že mikroplasty P3HB za experimentálních podmínek snižují výparnou entalpii, což usnadňuje vysychání půdní organické hmoty, nicméně na celkovou zádrž vody organickou hmotou mají pouze malý vliv. Zároveň bylo pozorováno ovlivnění stability vodních molekulových můstků, které spojují segmenty půdní organické hmoty. Mikročástice P3HB by tedy mohly v půdě představovat riziko, díky ovlivnění mechanismu zádrže vody za aridních a semiaridních podmínek.

## **KLÍČOVÁ SLOVA**

Mikroplasty, biodegradabilní plasty, polyhydroxybutyrát, půda, půdní organická hmota, vodní molekulové můstky, vypařování vody, diferenční kompenzační kalorimetrie.

## **ABSTRACT**

The microplastics contamination is an issue observed in all environmental compartments. Currently, the trend is to replace the synthetic polymers by biodegradable ones, which are expected to degrade faster due to omnipresent microorganisms. However, this assumption may not correspond with the reality. In nature, biodegradation can last long or not whatsoever and the microparticles of biodegradable polymers can remain in soil the same way as particles of synthetic polymers. The effect of microparticles of biodegradable polymers on soil's biota has already been studied, but the effect on the properties of soil and water in the soil has not been elucidated yet.

This thesis deals with the influence of microparticles of biodegradable plastics on the physico-chemical properties of soil organic matter, especially on the behavior of water in the soil system under arid and semiarid conditions. Microparticles of poly(*R*-3-hydroxybutyrate), abbreviated as P3HB, were used as a model biodegradable polymer and were introduced into the soil in various concentrations. To determine the evaporation enthalpy of water and stability of water bridges that affect (stabilize) the physical and chemical structure of soil organic matter Differential Scanning Calorimetry (DSC) was used. Simultaneously was also measured their effect on water holding capacity of soil organic matter.

Under experimental conditions, P3HB microplastics were found to reduce evaporation enthalpy, which facilitates drying of soil organic matter. Nevertheless, their effect on final water holding capacity was relatively low. Besides, we observed a negative effect on the stability of water molecule bridge that connect segments of soil's organic components. Thus, P3HB microparticles in soil could pose a risk due to their influence on the water retention mechanism in soil under arid and semiarid conditions.

## **KEYWORDS**

Microplastics, biodegradable plastics, polyhydroxybutyrate, soil, soil organic matter, water molecule bridge, evaporation of water, differential scanning calorimetry.

## **BIBLIOGRAFICKÁ CITACE**

DENKOVÁ, Pavla. *Vliv mikroplastů biodegradabilních polymerů na vlastnosti půdní organické hmoty* [online]. Brno, 2020 [cit. 2020-07-16]. Dostupné z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/123891>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí . Vedoucí práce Jiří Kučerík.

## **PROHLÁŠENÍ**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma **Vliv mikroplastů biodegradabilních polymerů na vlastnosti půdní organické hmoty** vypracovala samostatně a že jsem všechny použité literární zdroje správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být použita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

-----  
Datum

-----  
Podpis studenta

## **PODĚKOVÁNÍ**

Děkuji tímto vedoucímu mé bakalářské práce doc. Ing. Jiřímu Kučeríkovi, Ph.D. za vstřícnost, podporu, materiály, cenné rady a čas, který mi věnoval při vypracování bakalářské práce. Rovněž děkuji svému konzultantu Ing. Jakubu Fojtovi za podporu, čas a rady, které mi poskytl. Na závěr bych chtěla poděkovat své rodině, přáteli a kamarádům za nesmírnou podporu během celého studia.

## **OBSAH**

|  |           |
|--|-----------|
| <b>ÚVOD</b> .....  | <b>9</b>  |
| <b>TEORETICKÁ ČÁST</b> .....                                 | <b>10</b> |
| <b>1 POLYMERY</b> .....                                      | <b>10</b> |
| <b>2 NAKLÁDÁNÍ S PLASTOVÝM ODPADEM</b> .....                 | <b>12</b> |
| 2.1 Skládkování.....   | 12        |
| 2.2 Recyklace .....  | 13        |
| 2.3 Energetické využití .....                                | 13        |
| <b>3 BIOPLASTY</b> .....                                     | <b>14</b> |
| 3.1 Bio-based.....   | 14        |
| 3.2 Biodegradabilní plasty .....                             | 14        |
| 3.2.1 Polyhydroxyalkanoáty .....                             | 15        |
| 3.2.2 Poly(R-3-hydroxybutyrát) .....                         | 15        |
| 3.2.3 Biodegradace .....                                     | 16        |
| <b>4 MIKROPLASTY</b> .....                                   | <b>17</b> |
| 4.1 Primární mikroplasty.....                                | 17        |
| 4.2 Sekundární mikroplasty .....                             | 17        |
| <b>5 PŮDA</b> .....  | <b>18</b> |
| 5.1 Procesy probíhající v půdě .....                         | 19        |
| 5.1.1 Přirozené procesy .....                                | 19        |
| 5.1.2 Antropogenní procesy .....                             | 19        |
| 5.2 Struktura půdy.....                                      | 20        |
| 5.3 Půdní organická hmota .....                              | 21        |
| <b>6 VLIV MIKROPLASTŮ NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ</b> .....         | <b>23</b> |
| 6.1 Mikroplasty v půdě .....                                 | 24        |
| <b>7 TERMICKÁ ANALÝZA</b> .....                              | <b>25</b> |
| 7.1 Diferenční kompenzační kalorimetrie .....                | 25        |
| 7.2 Diferenční kompenzační kalorimetrie při studiu půdy..... | 27        |
| <b>CÍL PRÁCE</b> .....                                       | <b>28</b> |
| <b>EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST</b> .....                             | <b>29</b> |
| <b>8 POUŽITÉ PŘÍSTROJE, CHEMIKÁLIE A POMŮCKY</b> .....       | <b>29</b> |
| <b>9 PŘÍPRAVA VZORKŮ</b> .....                               | <b>29</b> |
| 9.1 Příprava mikročástic P3HB.....                           | 29        |
| 9.2 Příprava rašeliny .....                                  | 29        |
| 9.3 Příprava směsí .....                                     | 30        |



|           |   |           |
|-----------|---|-----------|
| <b>10</b> | <b>DIFERENČNÍ KOMPENZAČNÍ KALORIMETRIE .....</b>          | <b>30</b> |
| 10.1      | Příprava vzorků na měření .....                           | 30        |
| 10.2      | Měření stability vodních molekulových můstků (WaMB) ..... | 30        |
| 10.3      | Stanovení výparné entalpie a množství volné vody .....    | 30        |
| <b>11</b> | <b>VYHODNOCENÍ.....</b>                                   | <b>31</b> |
| 11.1      | Stabilita vodních molekulových můstků .....               | 31        |
| 11.2      | Výparná entalpie .....                                    | 32        |
| 11.3      | Množství vody ve vzorku .....                             | 32        |
|           | <b>VÝSLEDKY .....</b>                                     | <b>33</b> |
| <b>12</b> | <b>STABILITA VODNÍCH MOLEKULOVÝCH MŮSTKŮ .....</b>        | <b>33</b> |
| <b>13</b> | <b>VÝPARNÁ ENTALPIE .....</b>                             | <b>36</b> |
| <b>14</b> | <b>MNOŽSTVÍ VODY VE VZORKU .....</b>                      | <b>39</b> |
|           | <b>DISKUZE .....</b>                                      | <b>42</b> |
|           | <b>ZÁVĚR.....</b>   | <b>44</b> |
|           | <b>SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ .....</b>                      | <b>45</b> |
|           | <b>SEZNAM ZKRATEK .....</b>                               | <b>54</b> |
|           | <b>SEZNAM OBRÁZKŮ .....</b>                               | <b>55</b> |
|           | <b>SEZNAM TABULEK .....</b>                               | <b>56</b> |
|           | <b>PŘÍLOHY .....</b>                                      | <b>57</b> |

## ÚVOD

Plasty jsou v současné době hojně využívaným materiálem. Nárůst používání plastů je dán jejich vlastnostmi jakými jsou stabilita, mechanické vlastnosti a specifická hmotnost. Po použití se plast stává odpadem, který je nutné zpracovat, přičemž možnosti jsou různorodé, vyvíjí se nové technologie recyklace, ale prozatím nedochází k jejich využití ve větším měřítku. Při používání i recyklaci vzniká riziko tvorby mikroplastů, které mohou kontaminovat životní prostředí.

Špatná recyklovatelnost a vznik mikroplastů vyvolávají diskuzi o nahrazování syntetických polymerů polymery biodegradabilními. Předpona „bio“ přitom navozuje pocit, že se jedná o přírodní, ekologický produkt, který je šetrný k životnímu prostředí. Tato informace ale může být zavádějící, protože i biodegradabilní plasty nesou rizika tvorby mikroplastů a špatné recyklovatelnosti.

Biodegradabilní plasty nacházejí své místo na trhu, ale Česká republika zatím není připravena na jejich masivní využívání a následné zpracování. Je nutné zpracovat na systému jejich sběru a likvidace. Prozatím není ani dostatečný počet studií, které by se věnovaly vlivu těchto materiálů na životní prostředí. Proto se tato bakalářská práce zaměřuje na studium vlivu mikroplastů biodegradabilních polymerů na vybrané vlastnosti půdní organické hmoty.

# TEORETICKÁ ČÁST

## 1 POLYMERY

Polymery jsou materiály charakteristické vysokou molekulovou hmotností. Jsou to makromolekuly, v jejichž struktuře se řetězovitě opakuje základní konstituční jednotka, která se nazývá mer. Předpona poly- (z řeckého polys) znamená mnoho. Slovo polymer tedy popisuje strukturu, která se skládá z většího množství merů [1]. Nejčastěji obsahují ve své struktuře uhlík, vodík, kyslík, dusík, chlor, méně často pak i jiné prvky [2]. Polymery mají různorodé mechanické vlastnosti, jež umožňují využití v různých odvětvích: ve zdravotnictví, textilním průmyslu, gumárenském průmyslu, chemickém průmyslu [3]. Vlastnosti polymerů závisí na jejich složení, druhu a uspořádání monomerů. Mohou vykazovat odolnost vůči chemickým látkám, což je důvodem, proč jsou čistící prostředky v plastových nádobách. Lze je používat také jako tepelné a elektrické izolanty. Proto jsou kabely, zásuvky a spotřebiče vyrobeny nebo pokryty polymerními materiály. Mají nízkou specifickou hmotnost, ale přesto jsou pevné. Zpracovávat se dají různými způsoby, což rozšiřuje rozsah jejich aplikací [4].

Rozdělují se na základě několika kritérií:

- a. Rozdělení podle původu
  - Přírodní polymerní materiály
  - Syntetické polymerní materiály.
- b. Rozdělení podle chemické reakce, kterou vznikly
  - Polymery připravené polymerací
  - Polymery připravené polykondenzací
  - Polymery připravené polyadící.
- c. Rozdělení na základě elasticko-plastických vlastností
  - Plasty
    - Termoplasty
    - Reaktoplasty
  - Elastomery [5; 2].

Do kategorie **přírodních polymerů** patří bílkoviny, celulóza, DNA, přírodní kaučuk a mnoho dalších zástupců. Vyskytují se v podstatě od vzniku života, jsou součástí každého organismu [6].

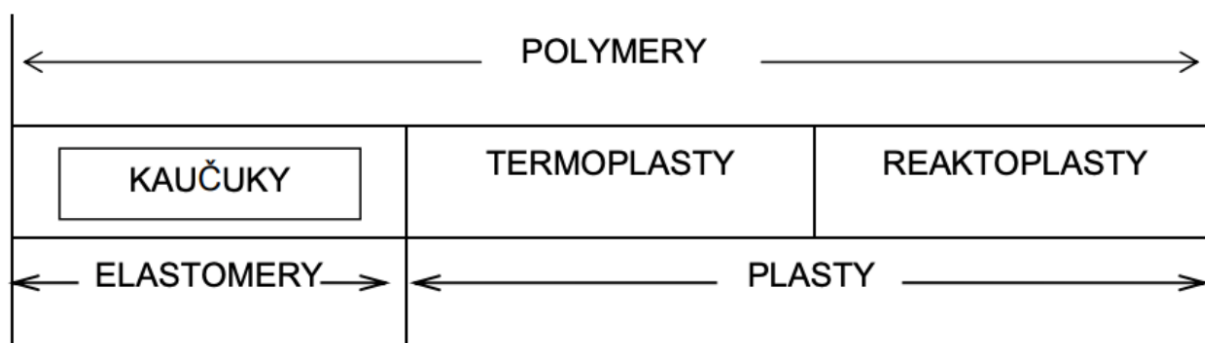
Historie **syntetických polymerů** naopak nesahá příliš daleko. K největšímu nárůstu jejich produkce došlo až ve 20. století [2]. V této době došlo k rychlému vývoji různých typů syntetických polymerů: Spandex, Nylon, Dacron apod. [6].

Polymery lze rozdělovat i podle výstavbové reakce. Při **polymeraci** vytváří nenasycené monomery makromolekulární řetězec. Dochází k otevírání násobných vazeb aniž by se uvolňoval vedlejší produkt. Zastoupení prvků v monomeru a polymeru, který vznikl polymerací, je stejné. Reakci zahajuje iniciátor a tato etapa se nazývá iniciace. Následuje narůstání řetězce označované jako propagace. Poslední část, kdy dochází k ukončení růstu polymeru je terminace. Polymerací se vyrábí např. polystyren, polyethylen, polyvinylchlorid, polymethylmethakrylát.

**Polykondenzace** je reakce, při které musí monomery nést nejméně dvě funkční skupiny (hydroxylové skupiny – OH, karboxylové skupiny – COOH, amino skupiny – NH<sub>2</sub>, halogenidové skupiny Cl apod.). Monomery spolu reagují a dochází k uvolnění vedlejšího produktu (např. amoniak, voda). Mezi produkty polykondenzace patří polyamidy, polyimidy, polyestery a polykarbonáty.

**Polyadice** probíhá také reakcí funkčních skupin monomerů, ale nedochází k uvolňování vedlejšího produktu. Dochází k přesmyku atomu vodíku z jednoho monomeru na druhý. Polyadicí vznikají polyuretany (obchodní název molitan) a silikony [5; 7].

Polymery lze dělit podle jejich elasticko-plastických vlastností na elastomery a plasty (viz Obrázek 1).



Obrázek 1: Klasifikace polymerů dle elasticko-plastických vlastností [2]

**Elastomery** jsou elastické polymery, které vykazují vratnou deformaci, což znamená, že obnovují svůj původní tvar a rozměry. Kaučuky jsou podskupinou elastomerů a vulkanizací se z nich vyrábí pryž.

**Plasty** jsou polymery, jejichž deformace je nevratná (zůstávají zdeformovány i ve chvíli, kdy na ně přestane působit deformující síla). Za normálních podmínek jsou tvrdé a mnohdy i křehké. Podle chování při zahřívání je dále dělíme na termoplasty a reaktoplasty [2; 1].

**Termoplasty** přechází do plastického stavu při zahřátí nad teplotu tání, po ochlazení se vrací do tuhého stavu. Tato změna je vratná a má pouze fyzikální charakter [2; 5]. Do kategorie termoplastů můžeme zařadit polyethylen, polypropylen, polyvinylchlorid, polyethylentereftalát, polystyren [8].

**Reaktoplasty** prochází chemickou reakcí a jejich změna je nevratná [2]. Příkladem těchto materiálů jsou polyuretany, silikony, epoxidové pryskyřice [8].

Plasty a elastomery jsou upravené polymery, které obsahují přidaná aditiva, jejichž účelem je úprava vlastností [4]. Mezi tyto přísady patří např. ztužovadla (zlepšují mechanické vlastnosti), stabilizátory (zpomalují stárnutí polymerů), retardéry hoření (zvyšují odolnost proti vzniku plamene) a pigmenty (ovlivňují zbarvení) [9; 10].

## 2 NAKLÁDÁNÍ S PLASTOVÝM ODPADEM

Plasty jsou důležité materiály, které lze recyklovat a nebo využít jako zdroj energie ve spalovnách. Z plastových odpadů vyprodukovaných v Evropě je 32,5 % recyklováno (z toho 81 % v EU, 19 % mimo EU), 42,6 % využíváno jako zdroj energie a 24,9 % umístěno na skládky. V České republice skončilo na skládce 40 % plastových odpadů, zrecyklováno bylo 37 % a zbytek posloužil jako zdroj energie (data za rok 2018) [8].

Ideální by bylo snížit produkci odpadu a vyprodukovaný odpad naplno využívat k recyklaci. Tato myšlenka bohužel v současné době není reálná, protože dochází k nárůstu počtu obyvatel a zároveň se zvyšuje množství vyprodukovaného plastového odpadu. Pro druhotné využití plastů je důležité, aby byly pečlivě vytrženy již v domácnostech, což snižuje náklady spojené s recyklací [11]. Jednotlivé státy Evropské unie zvolily různé strategie v nakládání s plastovým odpadem. Zeleně jsou zvýrazněny státy, které jsou v dané oblasti nejúspěšnější. Červeně zvýraznění značí naopak negativní výsledek (*Tabulka 1*).

*Tabulka 1: Nakládání s plastovým odpadem v EU. Dle [8].*

| Stát            | Recyklace | Zdroj energie | Skládkování |
|-----------------|-----------|---------------|-------------|
| Švýcarsko       | 29 %      | 71 %          | 0 %         |
| Rakousko        | 30 %      | 70 %          | 0 %         |
| Nizozemsko      | 33 %      | 67 %          | 0 %         |
| Finsko          | 21 %      | 77 %          | 2 %         |
| Norsko          | 45 %      | 51 %          | 4 %         |
| Španělsko       | 42 %      | 19 %          | 39 %        |
| Česká republika | 37 %      | 23 %          | 40 %        |
| Řecko           | 23 %      | 2 %           | 75 %        |
| Malta           | 23 %      | 0 %           | 77 %        |

### 2.1 Skládkování

Plasty jsou velmi odolnými materiály, které ani po dlouhé době nepodléhají biologickým a oxidačním procesům. Těmto procesům je zabráněno přidávkou aditiv, které stabilizují jejich vlastnosti. Odolnost polymerů způsobuje, že skládkování je nevhodný proces pro zpracování plastového odpadu [2]. I přes tento fakt jsou skládky běžným místem, kde plastový odpad končí. V současné době se tímto problémem zabývají orgány Evropské unie a snaží se o omezení skládkování [12]. Téměř nulovým skládkováním plastových odpadů může pyšnit Švýcarsko, Rakousko a Nizozemsko. Naopak nejhorší bilanci v Evropské unii mají tyto státy: Malta, Řecko, Kypr, Bulharsko a Chorvatsko [8] (*Tabulka 1*).

Ze skládkování plastů plynou také rizika uvolnění aditiv a plastifikátorů do životního prostředí, což může představovat nebezpečí pro živočichy. Nejčastěji dochází k narušení hormonálního systému organismu (na tyto sloučeniny jsou obzvláště citliví měkkýši, korýši a obojživelníci) [13]. V současné době jsou skládky opatřeny přepážkou, která zabraňuje kontaminaci okolního prostředí látkami unikajícími ze skládky [11].

Skládkování veškerého odpadu bylo populární v minulém století, kdy se v roce 1991 nacházelo na území České republiky 8536 skládek. Poté docházelo k jejich výrazné redukci, protože skládky nesplňovaly právní předpisy [11]. V současné době je na našem území 180 skládek, jež se dělí na různé typy, dle odpadu, který na danou skládku patří [14].

## 2.2 Recyklace

Rozvoj recyklačních metod a zvýšení využití recyklace je důležitým krokem v oblasti nakládání s plastovým odpadem. Jedná se o využití odpadů, kdy je odpad znovu zpracován na materiály a výrobky [15]. Umožňuje šetřit obnovitelné i neobnovitelné zdroje, snižuje potřebu těžit nové suroviny, využívá odpad místo jeho uložení na skládku, čímž se snižuje zátěž na životní prostředí.

Existuje několik druhů recyklace:

- materiálová recyklace
- surovinové využití
- chemická recyklace [16].

Při materiálové recyklaci dochází ke zpracování plastu na výrobek, který má stejné vlastnosti jako původní produkt. Pokud se plast využije jako surovina, vznikne produkt, který má odlišné vlastnosti od původního produktu. Chemická recyklace umožňuje získat z polymeru monomery. Nejznámějšími metodami chemické recyklace jsou: chemolýza, pyrolýza, fluidní katalytické krakování, vodíkové techniky a zplynování. Vodíkové techniky (angl. Hydrogen techniques) jsou technologie probíhající s přidávkou vodíku. Do těchto technik se řadí hydrokrakování (oproti fluidnímu katalytickému krakování je přidán vodík) a integrovaná hydropyrolýza a hydrokonverze (zkratka IH<sub>2</sub> z angl. Integrated hydropyrolysis and hydroconversion) [17].

Materiálová recyklace by mohla snížit emise spojené s těžbou fosilních paliv, ze kterých se plasty vyrábí. Zároveň by docházelo k úspoře primárních zdrojů. Nevýhodou materiálové recyklace plastů je ale fakt, že je dražší než výroba nového materiálu. Postupně dochází ke snížení kvality recyklovaného výrobku v porovnání s novým plastem.

Recyklace je důležitým bodem v dokumentu, který byl v roce 2018 vydán Evropskou komisí: Evropská strategie pro plasty v oběhovém hospodářství. Cílem je produkovat plasty, které půjdou efektivně zrecyklovat. Rozvoj recyklace je spojený i s rozšířením a modernizací pracovišť. Větší recyklace plastů by pomohla snížit spotřebu fosilních paliv a omezit emise oxidu uhličitého. Důležité je také zaměřit se na výrobce plastových výrobků. V současné době je nic nenutí vytvářet produkt, který by byl vhodný k recyklaci – vznikají tedy produkty, které obsahují různé příměsi, materiály jsou různě barevné. Tato různorodost komplikuje proces recyklace. Překážkou v rozšíření recyklace je i fakt, že je nízká poptávka po recyklovaných plastech [18].

## 2.3 Energetické využití

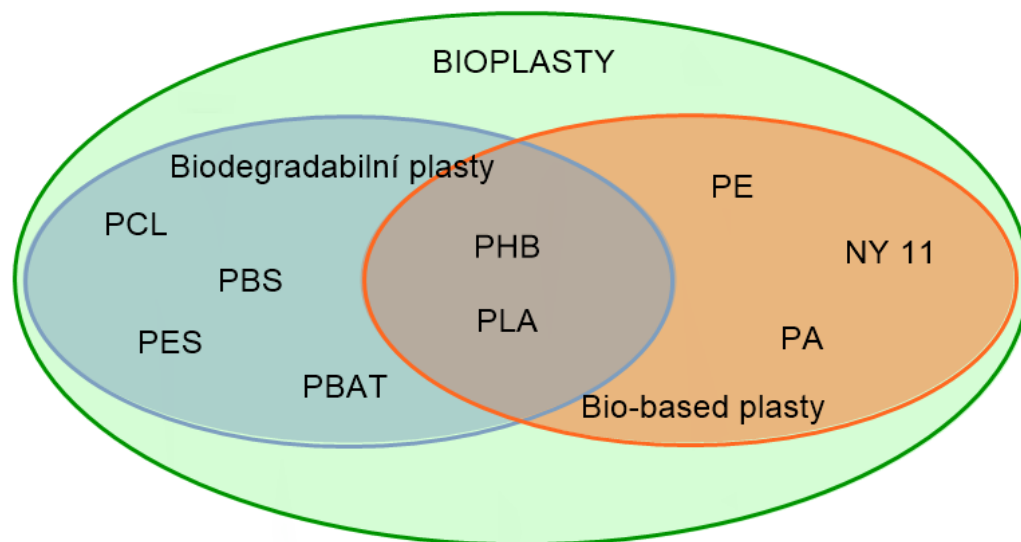
Podle některé literatury se spalování plastů za současného získání energie řadí mezi recyklační metody [16]. Dle Zákona č. 185/2001 Sb. O Odpadech se nejedná o recyklaci, ale o samostatnou kategorii nakládání s odpadem [15].

Odpad v sobě ukrývá chemicky vázanou energii, která se dá přeměnit na elektrickou a tepelnou energii. Po spálení vznikne kromě energie popel (jedná se asi o 1/10 vstupního množství odpadu) a odseparovaný kov, který se dále využívá. Energetické zpracování se hodí hlavně pro plasty, které již dále nejdou zrecyklovat [19].

Výroba a spalování plastů jsou spojeny s každoročním uvolněním asi 400 milionů tun oxidu uhličitého. Při spalování odpadu může dojít k uvolňování toxických látek do atmosféry, ale riziko je zde minimální [20]. V České republice fungují 4 spalovny odpadu - Praha, Brno, Liberec, Plzeň. Evropskou velmocí ve zpracování plastů energetickým způsobem je Finsko [8].

### 3 BIOPLASTY

Plastové materiály lze vyrábět z různých zdrojů. Surovina může být fosilního původu (ropa, plyn atd.) nebo se může jednat o obnovitelný zdroj (např. cukrová třtina, škrob, rostlinné oleje) [8]. Plastový materiál je definován jako bioplast, pokud je buď biologicky rozložitelný, vyrobený z přírodních zdrojů, nebo splňuje obě vlastnosti (Obrázek 2) [21].



Obrázek 2: Rozdělení bioplastů [23; 21]

(PCL – polykaprolakton, PBS – polybutylensukcinát, PES – polyethersulfon, PBAT – polybutylen tereftalátadipát, PHB – poly(R-3-hydroxybutyrát), PLA – polymléčná kyselina, PE – polyethylen, NY 11 – nylon11, PA – polyamid).

#### 3.1 Bio-based

Plasty vyráběné z obnovitelných přírodních zdrojů označujeme jako „biobased“, prozatím se neustálil žádný český ekvivalent. Tento pojem označuje původ materiálu, ale nemá vztah k potenciální biodegradabilitě materiálu. Biomasa použitá pro tyto materiály může pocházet z kukuřice, cukrové třtiny nebo celulózy. K výrobě se nepoužívají fosilní paliva, které patří mezi neobnovitelné zdroje [22; 21].

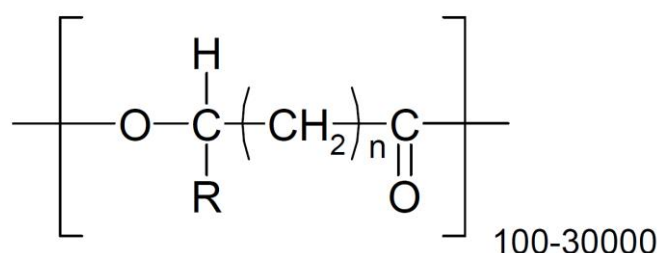
#### 3.2 Biodegradabilní plasty

Jedná se o materiál, který podléhá degradaci vlivem mikroorganismů nebo jejich enzymů [21]. Produkty rozkladu jsou voda, oxid uhličitý a organická hmota. Pokud je v polymeru obsažen dusík, uvolňuje se amoniak. Za nepřístupu vzduchu dochází ke vzniku vody, methanu a biomasy [23]. Biologická odbouratelnost závisí na chemické struktuře materiálu, fyzikální struktuře (teplota tání, teplota skelného přechodu, krystalinita), ale také na okolních podmínkách (teplota, vlhkost, přístup vzduchu). Výrobky jsou proto vhodné k průmyslovému kompostování, kde budou zajištěné ideální podmínky. Jako prostředí vhodné k rozkladu se využívá i kal z čistíren odpadních vod. Materiál není vhodný pro rozklad v přírodě, kdy k němu vůbec nemusí dojít nebo může trvat delší dobu. Biodegradabilní plasty mohou být nejen přírodního původu, ale rozložitelný plast lze vytvořit i z fosilních zdrojů – např. polybutylen tereftalát adipát (PBAT) a polykaprolakton (PCL). Mezi přírodní biodegradabilní polymery se řadí cukry, lipidy a proteiny. Do této kategorie spadají i bakteriální polyestery, kam se řadí skupina polyhydroxyalkanoátů [21; 23].

### 3.2.1 Polyhydroxyalkanoáty

Polyhydroxyalkanoáty (PHA) jsou velkou podskupinou biodegradabilních polymerů, jedná se o polyestery hydroxyalkanových kyselin. Tyto látky jsou vytvářeny buňkami bakterií, které je využívají jako zdroj energie a uhlíku v případě, že dojde k vyčerpání externích zdrojů. V bakteriálních buňkách se PHA ukládá ve formě granulí, na nichž je vrstva fosfolipidů a proteinů [24]. Je známo více než 150 monomerů polyhydroxyalkanoátů [25]. Vznikající typ PHA závisí na použitém mikrobiálním kmenu, surovině, její koncentraci a délce kultivování [24]. Degradace PHA může probíhat za anerobních i anaerobních podmínek.

Monomer je tvořen 3-hydroxy-substituovanou mastnou kyselinou (Obrázek 3). U komerčně využívaných polymerů má  $n$  hodnotu 1,  $R$  může být vodík nebo uhlovodíkový řetězec o délce až 15 uhlíků [26]. Skladba monomerních jednotek určuje mechanické vlastnosti biopolymeru.

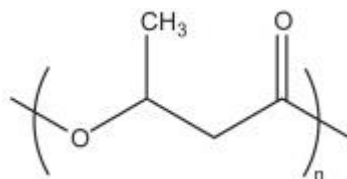


Obrázek 3: Obecná struktura polyhydroxyalkanoátu [24].

Výroba PHA se skládá ze dvou kroků – nejprve dojde ke kultivaci, v druhém kroku je látka izolována a dochází k purifikaci produktu [24].

### 3.2.2 Poly(R-3-hydroxybutyrát)

Zkráceně se označuje P3HB nebo PHB. Tato látka se řadí mezi polyhydroxyalkanoáty s krátkým řetězcem (slc-PHA), do této skupiny spadají polymery, které obsahují monomer o délce 3-5 uhlíků. Monomerní jednotkou P3HB je 3-hydroxybutanová kyselina (Obrázek 4). Vlastnosti P3HB jsou dány právě jeho strukturou, která obsahuje chirální uhlík, což umožňuje vznik různých konformací. Poprvé byl poly(R-3-hydroxybutyrát) izolován v roce 1926 z bakterie *Bacillus megaterium* [24].



Obrázek 4: Strukturální vzorec poly(R-3-hydroxybutyrátu) [27].

Pro jeho získání se využívají bakterie spadající do těchto řádů: *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Azobacter*, *Pseudomonas*. Nejhojněji využívaný organismus je *Alcaligenes eutrophus*, protože má vysokou rychlost reprodukce [28; 29]. Bakterie řádů *Azobacter* a *Alcaligenes* mohou obsahovat až 90 % P3HB [30]. Zdroje uhlíku mohou být různorodé – odpady ze zemědělské výroby, odpadní průmyslové vody, živočišné tuky a rostlinné oleje z přípravy jídel [31; 32; 28].

PHB je stereoregulární, vysoce krystalický, poměrně tvrdý a křehký s bodem tání kolem 180 °C. Teplota rozkladu je asi 200 °C [24].

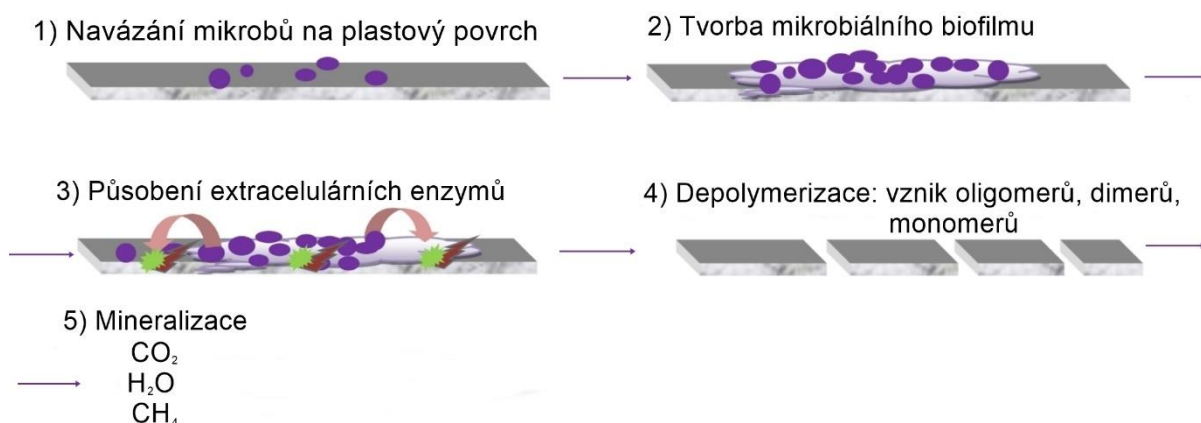
Mikročástice poly(R-3-hydroxybutyrátu) byly využity jako modelový biodegradabilní polymer v experimentální části této práce.



### 3.2.3 Biodegradace

Biodegradace je rozkladný proces, dochází k degradaci mikrobiologicky rozložitelných substrátů, v našem případě plastů. Chemické i fyzikální vlastnosti plastů ovlivňují mechanismus biodegradace. Závisí na vlastnostech povrchu (plocha, zda jsou hydrofilní nebo hydrofobní), dále na chemických vlastnostech (molekulární hmotnost, její distribuce, chemická struktura). Obecně jsou polyestery s postranními řetězci méně rozkládány než polyestery bez postranních řetězců. Molekulová hmotnost je důležitá pro biologickou rozložitelnost, její zvýšení způsobuje snížení odbouratelnosti polymeru [23].

Mechanismus biodegradace polymerů je zahájen navázáním mikrobů a tvorbou mikrobiálního biofilmu na povrchu polymeru (Obrázek 5). Tento biofilm obsahuje mikrobiální komunity, které povrchově degradují plast. Po vytvoření biofilmu následuje fáze tzv. biodeteriorace, na polymery působí extracelulární enzymy, které jsou vylučované mikrobiální populací, a dochází k depolymerizaci řetězce na monomery, dimery a oligomery. Konečným krokem v biologické degradaci plastů je mineralizace, kdy jsou polymery úplně degradovány, což vede k uvolňování konečných produktů [33]. V aerobním prostředí vzniká oxid uhličitý, voda a mikrobiální biomasa. V případě anaerobního prostředí se uvolňuje methan, oxid uhličitý, voda a mikrobiální biomasa [30].



Obrázek 5: Schéma biodegradace. Převzato z [33] a upraveno.

Obecně lze říct, že čím více je polymerní struktura podobná přírodní molekule (tj. takové, která se přirozeně vyskytuje v živočišných i rostlinných organismech), tím snadněji podléhá degradaci a mineralizaci. Polymery jako celulóza, chitin a P3HB jsou syntetizovány biologicky a mohou být rychle biodegradovány mikroorganismy v širokém rozsahu přírodního prostředí [30].

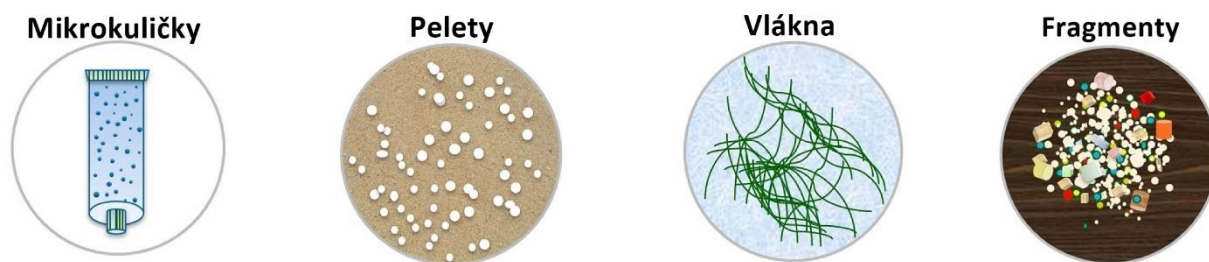
## 4 MIKROPLASTY

Mikroplasty jsou drobné částice plastů, které mohou kvůli jejich fyzikálním a chemickým vlastnostem mohou vykazovat ekotoxické účinky [34]. Mikroplasty se uvolňují buď při degradaci plastových materiálů (sekundární mikroplasty), nebo jsou přidávány do produktů úmyslně – např. kosmetický průmysl (primární mikroplasty) [35]. Degradaci plastů mohou urychlovat další faktory jako je UV nebo mikrobiologická aktivita. Kontaminace životního prostředí primárními i sekundárními mikroplasty představuje riziko pro živočichy, kteří v daném ekosystému žijí. Ve vodním prostředí dochází k pronikání mikroplastů do zažívacího ústrojí organismů [36]. Mikroplast může působit jako transportní médium pro znečišťující toxické látky (např. DDT, hexachlorbenzen) a nakonec skončí v těle živého organismu, který ho konzumuje [37].

Definovat mikroplasty dle velikosti je obtížné, jednotlivé studie se terminologicky odlišují. Podle některých autorů se tímto termínem označují plastové částice, které mají menší velikost než 5 mm [38; 39; 40; 41]. Dle jiné definice je to částice menší než 1 mm [42; 43; 41].

Jako nanoplasty bývají nejčastěji označovány jednotky s rozměry menšími než 1  $\mu\text{m}$ . Jsou charakterizovány velkým povrchem, díky kterému mohou absorbovat větší množství kontaminantů (např. organické polutanty) [34; 41].

Mikroplasty v životním prostředí mohou být dle tvaru rozděleny do několika kategorií (Obrázek 6).



Obrázek 6: Kategorie a zdroje mikroplastů v životním prostředí. Převzato z [44] a upraveno.

Mikrokuličky se využívají v kosmetice. Pelety jsou produkty, které se následně využívají v průmyslové výrobě. Vlákna se uvolňují z oblečení a jedná se o nejrozšířenější typ mikroplastů v životním prostředí. Poslední kategorií jsou fragmenty, které vznikají degradací makroplastu [44].

### 4.1 Primární mikroplasty

Jedná se o mikroplasty, které byly cíleně vyrobeny. Významným zdrojem jsou malé plastové pelety, které se následně využívají jako surovina pro výrobu nových plastových výrobků [44; 40]. Dalším zdrojem znečištění jsou mikroplasty, které se přidávají do produktů osobní péče, jako jsou pasty na zuby a tělové peelings [35; 44]. Pokud jsou částice mikroplastů po použití smyty, putují do čistírně odpadních vod, kde jsou z velké části zadržovány. Do vodního prostředí proniká méně než 10% mikroplastů [45]. Pokud se poté odpadní kal aplikuje na zemědělskou půdu, dochází k její kontaminaci [46].

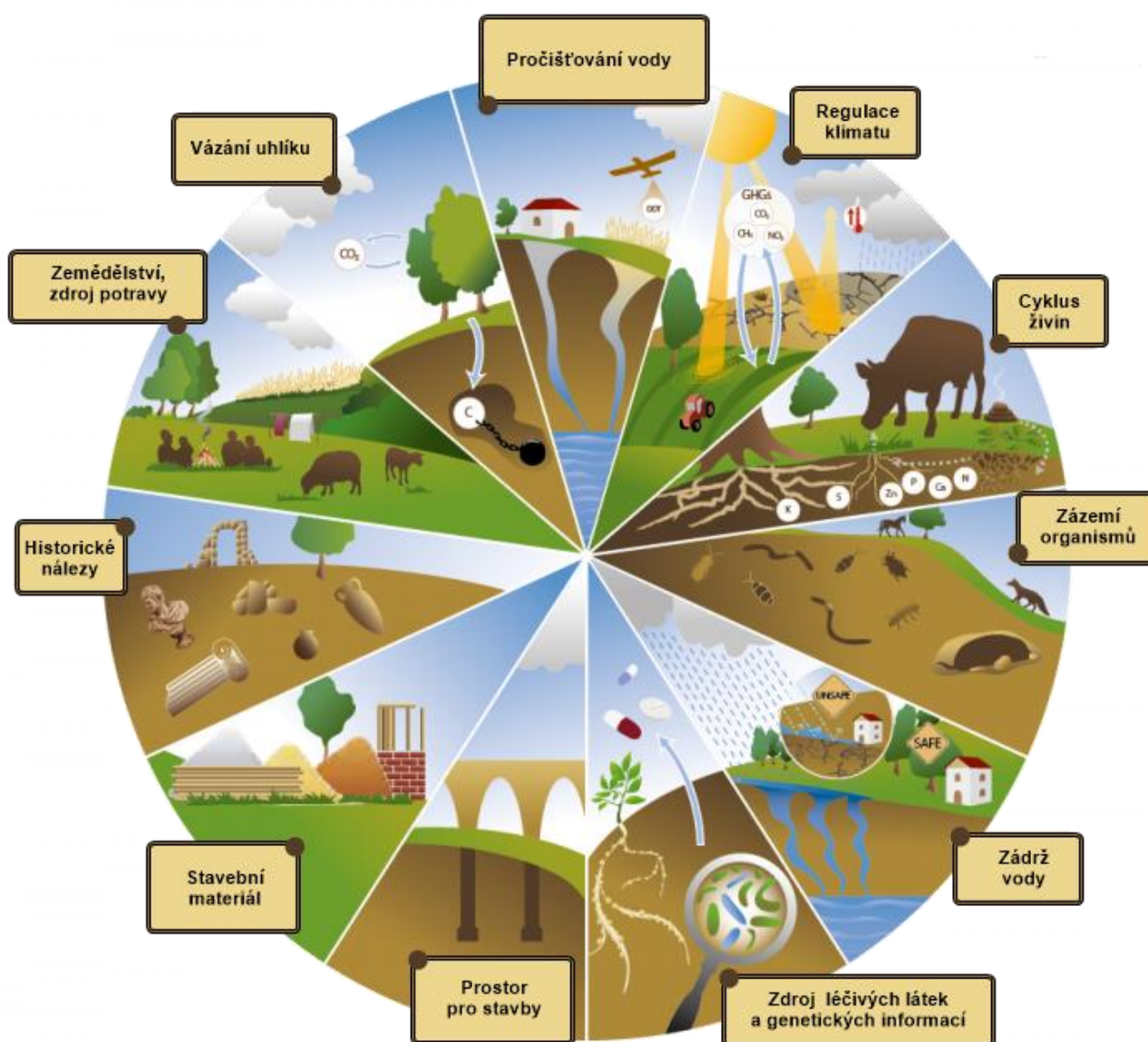
### 4.2 Sekundární mikroplasty

Do této kategorie jsou zařazovány částice, které vznikly sekundárně v důsledku degradace větších kusů plastů. K uvolňování mikroplastů dochází také z pneumatik, otěrem barviv nebo při praní oděvů, které jsou vyrobeny hlavně z polyamidu (PA), akrylátu a polyesterových vláken (PES). Koncentrace může dosáhnout hodnoty více než 100 vláken na jeden litr odpadní vody [47; 44].

## 5 PŮDA

Půdu lze definovat jako přírodní substrát, který vznikl na zemském povrchu důsledkem mechanického i chemického zvětrávání hornin [48]. Složení půdy je dáno působením klimatu, ale závisí i na biotě, topografii, časovém horizontu a antropogenní aktivitě. Obsahuje různé množství organických látek. Každá půda je vytvořena z původního matečného materiálu, což je jeden z faktorů ovlivňujících tvorbu půdy [49; 50].

Půda je důležitou součástí životního prostředí a má velké množství funkcí (viz *Obrázek 7*). Představuje životní prostor pro půdní organismy, slouží k pěstování kulturních rostlin, které se využívají k produkci potravin a vláken, zadržuje vodu v krajině, pročišťuje ji a je její zásobárnou. Reguluje biochemické cykly, především sekvestraci uhlíku (fotosyntéza suchozemských rostlin) [48; 51] a představuje největší zásobník uhlíku na planetě. Zároveň se jedná o matici, která je lidskou činností snadno narušitelná. Její narušení má vliv na klimatický systém [52; 53]. Má také kulturní funkci – dokládá historii lidstva archeologickými a paleontologickými nálezy. Poskytuje lidstvu stavební materiály a zároveň poskytuje prostor pro stavby [51].



Obrázek 7: Funkce půdy. Převzato z [51] a upraveno.

## 5.1 Procesy probíhající v půdě

Funkce půdy jsou ovlivňovány procesy, které v půdě probíhají. Lze rozlišit procesy přirozeného a antropogenního původu. Některé procesy jsou přirozené, ale k jejich posílení přispívá činnost člověka.

### 5.1.1 Přirozené procesy

**Půdotvorba:** jedná se o dlouhodobý proces, který probíhá vlivem působení biotických i abiotických faktorů. V počátečním stádiu tvorby půdy hrají větší roli abiotické faktory (chemické a fyzikální zvětrávání), postupně se zvyšuje působení biologických faktorů (biologické zvětrávání). Fyzikální zvětrávání je mechanické rozměňování horniny na drobnější částice působením větru, vody a změn teplot. Rozklad za působení rozpuštěných solí, kyselin a atmosférického kyslíku je označován jako chemické zvětrávání. Biologické zvětrávání označuje procesy spojené s rostlinnými a živočišnými organismy [50].

**Vodní režim půdy:** tímto pojmem je označováno časové a prostorové uspořádání vody v půdě. Zahrnuje vnikání vody do půdy, její pohyb a zadržování v půdě.

**Infiltrace:** je to způsob, jakým voda vniká do půdy. Dochází k jejímu vsaku (voda se nestala součástí povrchového nebo podzemního toku). Množství vsáknuté vody závisí na době trvání infiltrace, na počáteční vlhkosti, vlastnostech svrchního horizontu půdy, přítomnosti a druhu porostu.

**Filtrace vody:** dochází k zachycení kontaminantů, voda se obohacuje o minerální látky.

**Retence vody:** jedná se o zádrž vody v krajině, která může být zadržena jak na povrchu rostlin, ve vodních nádržích, tak v půdním profilu.

**Akumulace:** půda ukládá živiny (např. dusík, fosfor, draslík, hořčík), které slouží jako zásoba pro rostliny, ale také jak ochrana vodních toků před eutrofizací.

**Transport:** půda zajišťuje migraci látek v půdě a krajině jako celku, umožňuje transport mezi pedosférou, hydrosférou a atmosférou [54].

**Eroze půdy:** jedná se o proces, kdy dochází k degradaci půdy, který způsobuje snížení úrodnosti. Je to přirozený proces, který je způsobován vodou, větrem, sněhem, mrazem [55]. Jeden centimetr půdy se tvoří stovky až tisíce let (záleží na místních podmínkách), ale k odnosu stejného množství půdy může dojít během jednoho prudšího deště. Eroze půdy by mohla být považována i za antropogenní proces. Zemědělská výroba erozi podstatně zrychluje, hlavně spojováním pozemků do velkých celků, pěstováním monokultur, nešetrným obhospodařováním polí, jež nebere ohled na svažitost pozemků [56].

### 5.1.2 Antropogenní procesy

**Utuzování půdy:** půda je ztužována hlavně kvůli využívání těžké zemědělské techniky. Jednotlivá zrna půdy jsou stlačována blíže k sobě a zmenšuje se pórovitý prostor [55].

**Zasolování (salinizace):** tímto pojmem se označuje jev, při němž dochází k akumulaci solí v půdě. Probíhá hlavně za aridních podmínek [54]. Problém zasolování půd může být způsoben zvýšeným používáním minerálních hnojiv, solením silnic v zimním období. Celková rozloha zasolené půdy je kolem 1 miliardy hektarů [57].

**Acidifikace:** jedná se o proces, při kterém dochází k okyselování půdního substrátu vodíkovými ionty. Tyto ionty se do půdy dostávají atmosférickou depozicí. Hlavními acidifikujícími látkami jsou oxid siřičitý, oxidy dusíku a sulfan, jež se při rozpuštění ve vodě transformují na kyseliny [58].

## 5.2 Struktura půdy

Struktura půdy je dána velikostí a tvarem půdních částic, mezi kterými se nachází volné prostory označované jako póry. Mezery mezi částicemi zaplňuje půdní vzduch a půdní roztok, dohromady tvoří několik desítek procent objemu půdy. Podíl těchto složek je určen aktuální vlhkostí půdy a typem půdy [50]. Velikost půdních částic určuje tzv. zrnitost, která ovlivňuje například vsakovací schopnost vody, náchylnost k erozi, zadržování vody. Rozlišujeme různé barvy půd, jejichž zbarvení je dáno přítomností barvitých sloučenin (např. železo ve formě  $\text{Fe}^{3+}$  zabarvuje půdu do červena; uhličitan vápenatý a kaolinit - bílá, šedá, žlutá; tmavě hnědá až černá indikuje vyšší obsah organické hmoty) [59].

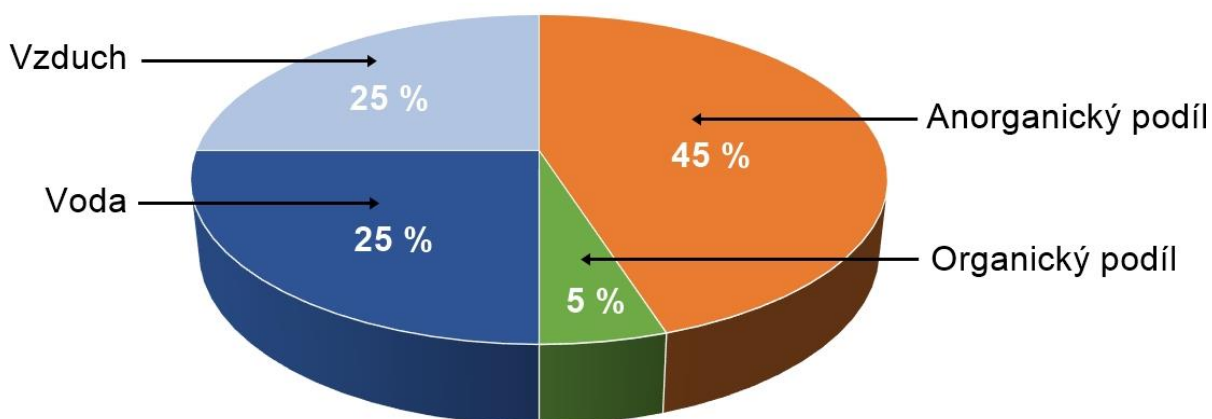
**Anorganický podíl** půdy je určen matečnou horninou, která udává její složení a rychlost zvětrávání. Množství jednotlivých složek závisí na konkrétním typu půdy, v modelech půdy bývá uváděno, že tvoří 45 % hmotnosti půdy.

**Organický podíl** činí u minerálních půd obvykle méně než 5 % hmotnosti půdy. Obsah organické hmoty závisí na typu půdy, kdy písčité obsahují méně než 1 hmotnostní procento. Do této kategorie patří neživá organická hmota, která se nachází v různém stupni rozkladu, a živé organismy. Největšími zástupci organismů jsou mikroorganismy – bakterie, houby [50] V případě organických půd (např. rašeliny) je obsah organického podílu vyšší (až 100 %). Tyto půdy vznikly za anoxických podmínek, na rozdíl od minerálních půd, které vznikly za přístupu kyslíku [60].

**Voda** je důležitou součástí půdy, protože v ní dochází k průběhu všech životních pochodů. Jedná se o rozpouštědlo živin. Voda je v půdě zadržovaná absorpcí a kapilárními silami. Síla vazby je tím vyšší, čím jsou menší póry a půdní částice. Schopnost půdy zadržovat vodu narůstá se zvyšujícím se obsahem organické hmoty.

**Vzduch** v půdě má obdobné složení jako atmosférický vzduch, ale koncentrace oxidu uhličitého je asi 10x vyšší. V půdě se mohou hromadit plyny, koncové produkty biologických procesů, které způsobují větší proměnlivost složení půdního vzduchu [50].

Níže je zobrazen ilustrativní poměr jednotlivých složek půdy, složení u reálných půd se liší dle jejich typu (Obrázek 8).



Obrázek 8: Základní složky půdy a jejich typický poměr (v hmotnostních procentech).



### 5.3 Půdní organická hmota

Půdní organická hmota (SOM – z angl. soil organic matter) zodpovídá za celou řadu ekologických funkcí půdy [61], skládá se především z uhlíku, vodíku, kyslíku, dusíku, fosforu a síry. Jedná se o největší zásobárnu uhlíku na Zemi. Ovlivňuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy, zadržuje vodu v půdě [62]. Zajišťuje absorpci a retenci znečišťujících látek, stabilizuje pH půdy.

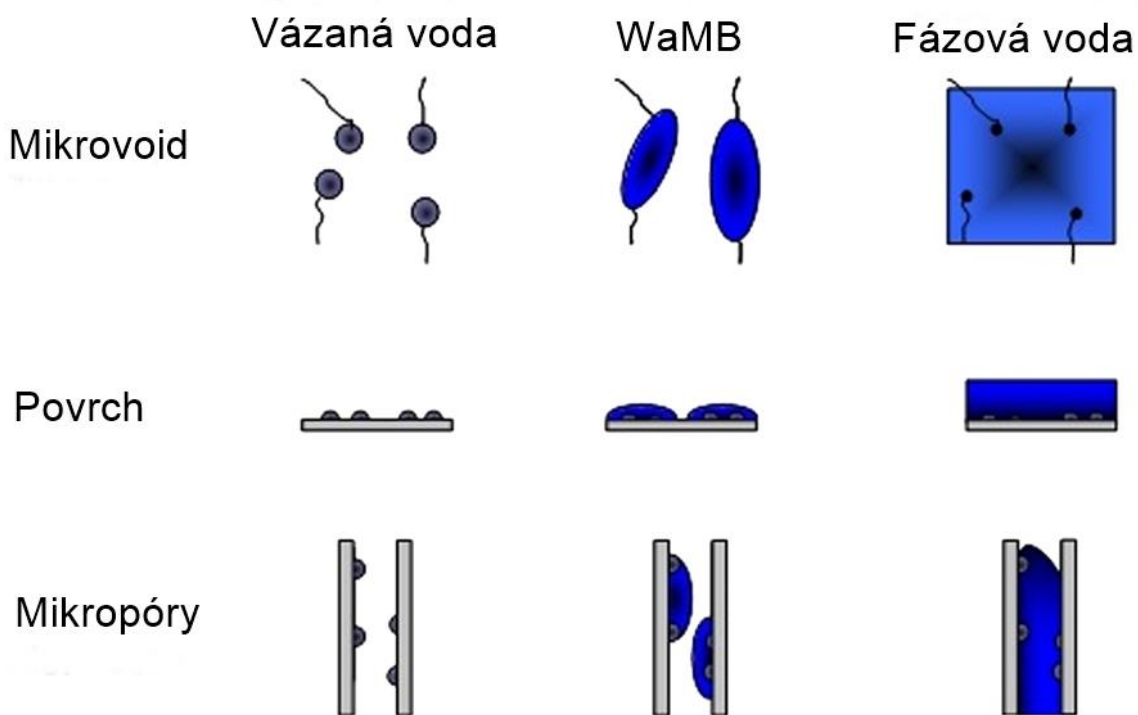
Vznik půdní organické hmoty zajišťují půdní organismy, jež štěpí veškerý organický materiál vstupující do půdy (odumřelé zbytky rostlin, mrtvá těla organismů a kořenové exudáty). Při těchto procesech je nejdůležitější mikrobiální degradace, přičemž půdní podmínky (teplota, pH, vlhkost, provzdušení) ovlivňují rychlost rozkladu [50]. Výsledkem rozkladu je anizotropní, chemicky i fyzikálně heterogenní a vysoce porézní systém, který je složen z velkého množství různorodých molekul, fragmentů původní biomasy. Celý systém má nerovnoměrně distribuované funkční skupiny, SOM obsahuje jak hydrofilní tak i hydrofobní domény [63].

SOM je poměrně perzistentní a to díky stabilizačním mechanismům, mezi které patří inherentní stabilita některých organických molekul, vzájemná interakce mezi sousedními molekulami organické hmoty (slabé interakce typu vodíkové vazby, CH- $\pi$ ,  $\pi$ - $\pi$  interakce), sorpce na jílové materiály, oxidy železa, kationty kovů a tvorba půdních mikro a makro agregátů [63; 64].

Půdní organické komponenty spolu mohou interagovat také na větší vzdálenost pomocí **vodních molekulových můstků** (WaMB – z angl. water molecule bridge). Vodní můstky jsou v půdě ve formě klastrů jednotek až desítek molekul vody, které jsou stabilizovány slabými interakcemi (hlavně vodíkovými můstky). Se svým okolím interagují buď vodíkovými můstky (polární skupiny půdní organické hmoty) nebo van der Waalsovými silami (hydrofobní kavity) [65; 66]. Vytvoření vodních molekulových můstků závisí na atmosférické vlhkosti, snižuje mobilitu molekul organické hmoty, čímž zvyšuje rigiditu půdy [67]. Vlastnosti WaMB jsou indikátory správného fungování půdní organické hmoty, mohou sloužit jako ukazatele kontaminace půdy [68]. Vodní molekulové můstky také napomáhají sorpci a kondenzaci atmosférické vlhkosti v pórech organické hmoty, ovlivňují osud volatálních látek v půdě [69], a poslední výsledky naznačují, že také mohou stabilizovat chemickou strukturu půdní organické hmoty [70].

Pomocí molekulárního modelování se zjistilo, že WaMB se skládají z desítek molekul vody a tvoří se mezi funkčními skupinami, které jsou vzdálené méně než 2 nm [45].

Za aridních podmínek lze v půdní organické hmotě nalézt tři formy vody: silně vázanou primární sorpční monovrstvu vody, vodní molekulové můstky (sekundární vrstva) a fázovou vodu (volná voda). Interakce mezi vodou a půdní organickou hmotou jsou znázorněny níže (Obrázek 9). Množství fázové vody je řízeno vodními molekulovými můstky [67]. K rozrušení těchto můstků dochází při zvyšování množství volné vody nebo při zvýšené teplotě [71].



Obrázek 9: Formy vody - interakce mezi vodou a půdní organickou hmotou.  
Převzato z [67] a upraveno.

## 6 VLIV MIKROPLASTŮ NA ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Vniknutí mikroplastů do životního prostředí může mít závažný vliv na funkci ekosystémů. Po proniknutí do životního prostředí mikročástice působí přímo na biocenózu, nebo ovlivňují i neživou část ekosystému [72].

Přítomnost mikroplastů v různých složkách životního prostředí vzbuzuje obavy. Důležitým krokem v omezování průniků mikročástic do biotopů jsou čistírny odpadních vod. Pokud nedojde k zachycení mikroplastů v čistírně odpadních vod, dojde k jejich vniknutí do vodního toku, kde mohou způsobovat transport nebezpečných patogenních organismů. Nadměrné množství těchto mikrobů může ohrozit původní vodní biotu [39]. Komunální čistírny odpadních vod zachycují mikroplasty s různou účinností, v případě použití sekundárního a terciárního přečištění lze dosáhnout až 99% odstranění mikroplastů. Mikročástice, které byly identifikované po odtoku z čistírny pocházely nejčastěji z textilií, jednalo se o mikrovlákna [73].

Mikroplasty mohou způsobit problémy také mořským organismům, které je požívají. Mezi vznikající problémy patří mechanické poškození trávicího traktu, ořez sliznic, záněty a úbytek hmotnosti. Mikroplastická kontaminace se také může šířit z organismu na organismus, protože se drobné ryby stávají kořistí pro dravce, kteří je konzumují. Na fragmenty plastů se mohou vázat znečišťující látky, což po jejich požití může způsobovat akumulaci toxinu v organech [74].

Průnik mikroplastů do organismu může probíhat i z ovzduší, kdy může dojít k vdechnutí mikročástice. V tomto případě může docházet ke stejným problémům jako v případě inhalace polévatého prachu – ořez a podráždění sliznic, záchvaty kašle [75].

Rizikovým faktorem jsou také aditivní látky, které se přidávají do plastů za účelem zlepšení mechanických vlastností. Po narušení stability mikroplastů se z něho mohou vylouhovat do vodního prostředí [76]. Mikroplasty ve vodě i v půdě mohou ovlivňovat i výskyt toxických kovů jako je olovo, kadmium, zinek, ale také perzistentních organických sloučenin [77].

Postupující degradaci se vytváří plastové částice menší velikosti, takže se z mikroplastů tvoří nanoplasty. Studie nanomateriálů naznačují, že čím menší částice, tím vzniká větší povrch a roste reaktivita. Nanočástice jsou proto mnohem reaktivnější [78], podobně je tomu i u nanoplastů.

I přes všudypřítomnou přítomnost plastů, tudíž i přítomnost mikroplastů v kontinentálních systémech, je k dispozici málo dlouhodobých a rozsáhlých monitorovacích údajů o výskytu mikroplastů v životním prostředí a jejich vlivu na celý ekosystém. Částečně to je způsobeno nedostatkem a složitostí metod pro měření a dokazování mikroplastů v životním prostředí, což je dáno malou velikostí částic, která se nachází ve velkém objemu matrice. Dalším důvodem je rozsáhlost problematiky, která se dotýká mnoha složitých procesů, zahrnuje různá prostředí výskytu, různé druhy plastů a odlišné způsoby kontaminace životního prostředí.

Evropská komise vydala v roce 2018 dokument s názvem Evropská strategie pro plasty v oběhovém hospodářství, ve které se snaží hledat způsoby čištění již kontaminovaných součástí životního prostředí. Zároveň Evropská komise usiluje o zabraňování dalšímu znečišťování. Zaměřuje se na celý cyklus plastů: od výroby plastů a výrobků z nich, přes používání až po sběr a jejich recyklaci [18].



## 6.1 Mikroplasty v půdě

Studie zabývající se vlivem mikroplastů na životní prostředí se prvotně zaměřovaly na jejich výskyt ve vodě. V poslední době se začíná věnovat větší pozornost výskytu mikroplastů v půdě a postupně se ukazuje, že kontaminace může být 4 – 23 x větší než v oceánu [79]. V půdě je nedostatek světla a kyslíku, což může způsobovat setrvání mikroplastů po více než 100 let. Je pravděpodobné, že mikroplasty interagují s biotou, mohou měnit chemické a fyzikální vlastnosti půdy a jsou toxické pro životní prostředí [39].

Dle studie, která se zaměřila na detekci mikroplastů v půdě v okolí pozemních komunikací a v průmyslových oblastech města Sydney (Austrálie), obsahují půdy v těchto místech 0,03 – 6,7 % mikroplastů [80].

K proniknutí mikroplastů do půdy může dojít v důsledku aplikace odpadního kalu jako hnojiva. Jak již bylo zmíněno, bez použití sekundárního a terciárního přečištění je v čistírně odpadních vod v kalu zadrženo 80 – 90 % příchozích mikroplastů. Kal může i po úpravě obsahovat značné množství mikroplastů [46; 39]. Kaly z čistíren odpadních vod jsou v podstatě odpady, ale využívají se jako hnojiva na bázi kalu, které obsahují cenné živiny [81]. Kontaminace půdy je způsobována mimo jiné i srážkami a spadem částic z ovzduší [82]. Dalším zdrojem mikroplastů mohou být špatně udržované skládky. Tímto způsobem dochází ke vzniku kontaminovaných půd a vod [39].

Půdní organismy mohou mikroplasty pozřít, což má vliv na jejich životní funkce. Pokud se žížala nachází v prostředí kontaminovaném mikroplasty, může docházet k poklesu jejího růstu [83; 84]. Mikroplasty v půdě mají vliv i na růst rostlin. Klíčení semen v půdě obsahující mikroplasty bylo pomalejší než v půdě, která mikroplasty neobsahovala. Snížení klíčivosti by mohlo být způsobeno tím, že mikroplasty blokují póry semen, a tím dochází ke snížení průniku vody. Docházelo ke změně velikosti půdních agregátů a změně pH, což naznačuje ovlivnění stability půdy. Byly využity různé druhy plastů, každý ovlivňoval půdní hmotu jiným způsobem. Vliv může mít i velikost částice mikroplastu [84]. Degradční produkty z biologicky rozložitelných plastů mohou mít vliv na snížení růstu rostliny [85; 84].

Mikroplasty mohou ovlivnit půdu prostřednictvím fyzikálně-chemických změn. Pokud dojde ke změně struktury půdy, má to vliv i na chování vody v půdě. Důsledkem je změna fungování půdního ekosystému. V půdě se vyskytuje mnoho hydrofobních sloučenin (např. hydrofobiny), které regulují ekosystémové procesy a mají důležitou roli ve stabilitě půdních agregátů. Pokud s těmito látkami interagují mikroplasty, může docházet k ovlivnění struktury půdy [39].

## 7 TERMICKÁ ANALÝZA

Termín termická analýza zahrnuje techniky, ve kterých je měřen vybraný fyzikální parametr systému jako funkce teploty nebo času při zvolené teplotě. Mezi nejznámější termoanalytické metody patří diferenční kompenzační kalorimetrie, termogravimetrie, diferenční termální analýza, termodilatometrická analýza, dynamická mechanická analýza a dielektrická analýza (Tabulka 2) [86].

Tabulka 2: Přehled metod termické analýzy včetně měřených vlastností. Dle [86].

| Název metody                        | Zkratka | Měřená vlastnost        |
|-------------------------------------|---------|-------------------------|
| Diferenční kompenzační kalorimetrie | DSC     | Teplota, tepelný tok    |
| Diferenční termální analýza         | DTA     | Teplota                 |
| Termogravimetrie                    | TG, TGA | Hmotnost                |
| Termodilatometrická analýza         | TD      | Objem                   |
| Dynamická mechanická analýza        | DMA     | Viskoelasticita         |
| Dielektrická analýza                | DEA     | Dielektrické vlastnosti |

### 7.1 Diferenční kompenzační kalorimetrie

Jedná se o metodu termické analýzy, která se označuje zkratkou DSC (z angl. Differential scanning calorimetry). Tuto termoanalytickou metodu vyvinuli v roce 1966 Emmett S. Watson a Michael J. O'Neill [87]. Využití nachází v různých oblastech: polymerní studie, potravinářský výzkum, studie biomolekul, léčiv [88].

Principem této metody je měření rozdílu teplot mezi měřeným vzorkem a referencí (obvykle prázdná pánvička), kdy dochází k lineárnímu zvyšování nebo snižování teploty. Teplotní rozdíl poukazuje na spotřebování nebo uvolnění tepla ze vzorku. V případě exotermického děje se teplo uvolňuje – mezi tyto procesy patří krystalizace, kondenzace a rozklad. Pokud dochází ke spotřebě tepla, jedná se o endotermický proces. Příkladem endotermického děje je skelný přechod, tání a vypařování. Například v případě krystalizace, dochází k uvolňování tepla, takže je zapotřebí méně tepla ke zvýšení teploty vzorku v porovnání s referencí [89; 90].

Teplo, které se dodá materiálu nebo se z něho uvolní při výše zmíněných fyzikálních nebo chemických změnách, lze za konstantního tlaku označit jako změnu entalpie:

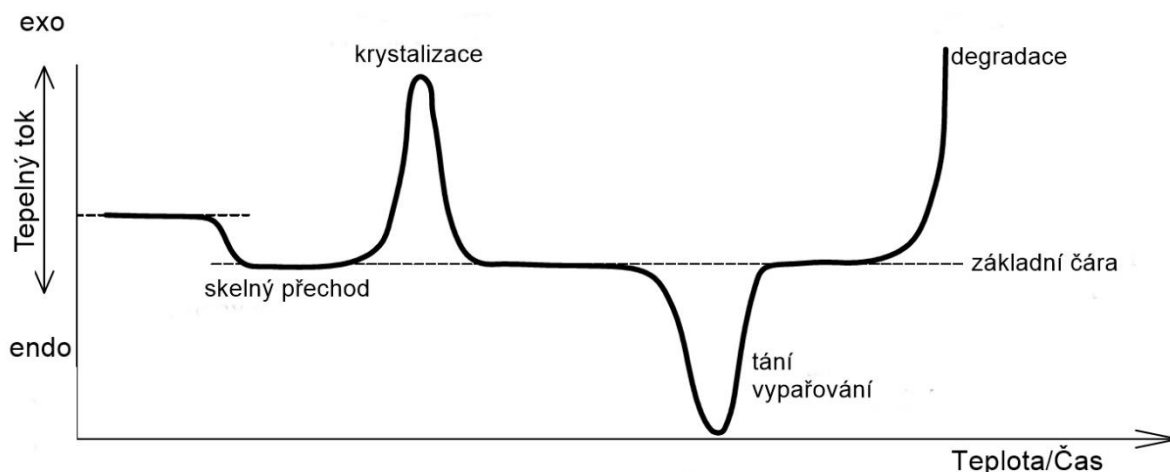
$$\Delta h_{1-2} = \int_{T_1}^{T_2} c_p(T) \cdot dT, \quad (1)$$

$\Delta h$  ... změna měrné entalpie [ $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$ ]

$c_p$  ... měrná tepelná kapacita [ $\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ]

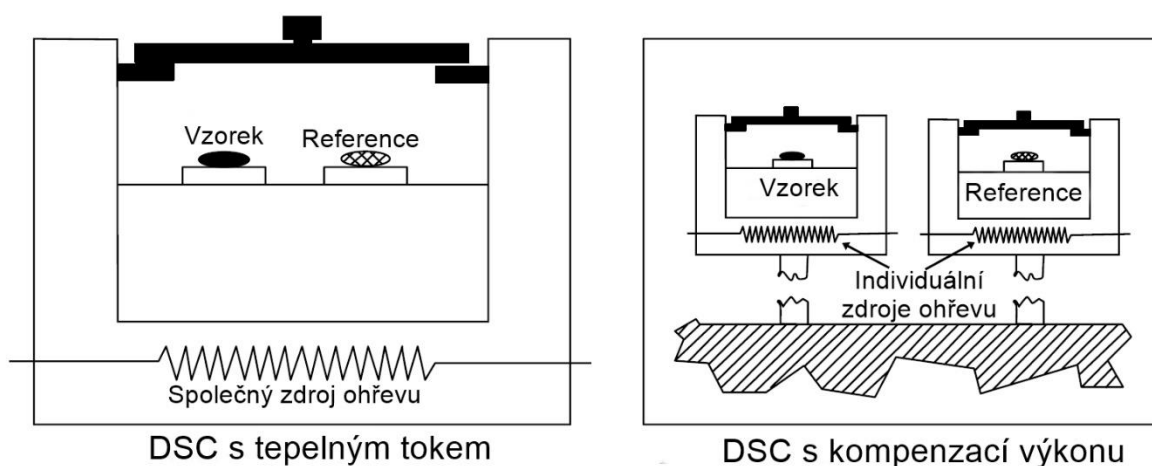
$T$  ... teplota [K] [91].

Změna entalpie mezi vzorkem a referencí se měří pomocí odchylky tepelného toku od základní čáry. Jako základní čára se označuje část záznamu, kdy je tepelný tok konstantní. Výstupem DSC měření je záznam zobrazující závislost tepelného toku na čase nebo teplotě (viz Obrázek 10) [91]. V záznamu jsou znázorněny lokální extrémy, které poukazují na fyzikální nebo chemickou přeměnu – skelný přechod, krystalizace, tání, vypařování, degradace. Lze rozlišit transformace I. druhu, které se v DSC projeví jako pík (např. krystalizace, vypařování), a II. druhu, které se v záznamu projeví jako náhlá změna základní linie (např. skelný přechod) [90].



Obrázek 10: Záznam DSC - závislost teplotního toku na teplotě/čase. Převzato z [91] a upraveno.

V současné době rozlišujeme dva základní typy přístrojů DSC: DSC s tepelným tokem (angl. Heat Flux DSC) a DSC s kompenzací výkonu (angl. Power Compensation DSC). Hlavní rozdíl mezi těmito modely je v typu použité pece (Obrázek 11). V případě DSC s tepelným tokem se využívá jedna pec k ohřevu vzorku i reference, v provedení DSC s kompenzací výkonu jsou dvě samostatné pece, kdy se jedna používá k změně teploty vzorku a druhá ohřívá referenci [89].



Obrázek 11: Schéma zobrazující porovnání měrných cel DSC s tepelným tokem (umístění vzorku a reference v jedné peci) a DSC s kompenzací výkonu (umístění vzorku a reference v oddělených pecích). Převzato z [89] a upraveno.

## 7.2 Diferenční kompenzační kalorimetrie při studiu půdy

Tato metoda se stala nejpoužívanější termickou analytickou technikou pro charakterizaci přírodní organické hmoty (NOM – z angl. Natural Organic Matter; pozn. půdní organická hmota je chápána jako část NOM). Analyzovány byly různé typy půd a sedimenty [92].

DSC našla využití při studiu půdy, kdy byl zkoumán skelný přechod v půdách za různých podmínek. Jako skelný přechod se označuje vratná transformace půdní organické hmoty z tvrdého a relativně křehkého stavu (glassy) do stavu viskózního (rubbery) a naopak, která se také vyznačuje změnou mechanismu adsorpce volatilních látek. Výsledky těchto studií naznačují netypické chování při skelném přechodu ve většině humózních půd. Chování půdy je ovlivňováno množstvím vody. Kinetická povaha přechodu v kombinaci s fyzickým stárnutím znamená, že skelný přechod může být silně ovlivněn tepelnými změnami a historií vzorků. Další faktory ovlivňující sklovitost jsou molekulová hmotnost, obsah sorbentu a vody [93].

Diferenční kompenzační kalorimetrie našla své uplatnění při studiu půdy. Jednou z aplikací je výzkum v oblasti vlastností vody v půdě mezi něž patří stabilita vodních můstků (WaMB) a zádrž vody v půdě [66].

Tato metoda nabízí široké spektrum využití (*Tabulka 3*).

*Tabulka 3: Využití DSC při studiu půdy*

| Studovaná vlastnost                | Reference                      |
|------------------------------------|--------------------------------|
| Kyselina huminová v půdě           | DeLapp et al. (2004) [94]      |
| Tepelné vlastnosti půd a sedimentu | DeLapp and LeBoeuf (2004) [95] |
| Skelné přechody v rašelině         | Schauman (2005) [93]           |
| Rozpuštěná organická hmota         | Provenzano et al. (2006) [96]  |
| WaMB v rašelině                    | Schaumann et al. (2013) [97]   |
| Vliv mikročástic platiny na WaMB   | Komendová et al. (2019) [66]   |

WaMB dynamicky reagují na změny v teplotě [98], na změny relativní vlhkosti [99] a na přítomnost organických chemikálií [68]. WaMB mohou být přerušeny zvýšenou teplotou. Narušení WaMB lze zjistit jako fázová přeměna nebo tepelný přechod, který se projeví jako prudká změna tepelného toku, pozorovatelný diferenční kompenzační kalorimetrií [98]. Tímto lze určit tepelnou stabilitu WaMB [68]. Teplota, při které dojde k narušení WaMB, lze ovlivnit přidáním molekul, které mohou interagovat s půdní organickou hmotou v okolí WaMB [69].

## **CÍL PRÁCE**

Biodegradabilní plasty představují alternativu k používání syntetických polymerů, smysluplné využití nalézají hlavně v kosmetice, medicíně a zemědělství. Většina studií, které byly doposud publikovány, se věnuje mikroplastům ve vodním prostředí, ale riziko mohou představovat i v půdě. Předpokládá se, že biodegradabilní plasty budou v půdě degradovat rychle a kompletně, nicméně v reálných podmínkách je biodegradace pomalá a polymery mohou v půdním substrátu setrávat v podobě mikroskopických a nanoskopických částic. Vlivu těchto částic na půdní biotu je již nějakou dobu věnována pozornost, ale vlivu částic na abiotické složky půdy se doposud nevěnovala větší pozornost.

Cílem této práce je zjistit, zda a jakým způsobem mikročástice biodegradabilního polymeru ovlivňují vlastnosti půdní organické hmoty. Při modelových experimentech byla jako půda využita rašelina, která byla v minulosti úspěšně použita pro podobné typy experimentů. Jako modelový mikroplast byl využit biodegradabilní práškový P3HB a to v různých koncentracích. Experimenty byly prováděny za kontrolovaných vlhkostních podmínek, které napodobují aridní podmínky při nízkých vlhkostech (vody je malé množství a její příjem je převážně z relativní vlhkosti vzduchu) a vyšších vlhkostech (větší množství vody, může docházet k postupné tvorbě volné vody).

Mezi vlastnosti, na které se zaměřuje tato práce, patří ovlivnění vody v půdní organické hmotě, především pak stability vodních molekulových můstků, ovlivnění hodnoty výparné entalpie a množství volné vody. Zjištěné hodnoty umožňují určit, zda se půda po přidávku P3HB snáze vysouší či nikoliv. Ke zjištění těchto vlastností byla použita diferenční kompenzační kalorimetrie.

## EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

### 8 POUŽITÉ PŘÍSTROJE, CHEMIKÁLIE A POMŮCKY

#### Diferenční kompenzační kalorimetrie

- Diferenční kompenzační kalorimetr Discovery DSC 2500 (TA Instrument, USA)
- Tzero press: lis pro hermetické uzavření pánviček s víčkem (TA Instruments, USA)
- Hliníkové pánvičky a víčka Tzero (TA Instruments, USA)

#### Chemikálie

- Uhlíčan draselný (PENTA s.r.o., Chrudim)
- Chlorid sodný (PENTA s.r.o., Chrudim)
- Dusičnan draselný (PENTA s.r.o., Chrudim)

#### Ostatní přístroje a pomůcky

- Analytická síta (velikost ok: 63  $\mu\text{m}$ , 125  $\mu\text{m}$ )
- Ultrasonic compact cleaner UCC 10 (Powersonic)
- Analytické váhy (Scaltec)
- Analytické váhy (Denver Instrument, Germany)
- Běžné laboratorní vybavení

#### Vzorek poly(R-3-hydroxybutyrátu) a rašeliny

- poly(R-3-hydroxybutyrát): Ústav chemie materiálů (Mgr. Radek Přikryl Ph.D.)
- rašelina: z lokality Totes Moor (30 km severozápadně od Hannoveru v Německu)

## 9 PŘÍPRAVA VZORKŮ

### 9.1 Příprava mikročástic P3HB

Nejprve bylo nutné vyseparovat z namletého P3HB částice, které mají rozměry splňující definici mikroplastů.

Testováno bylo několik přístupů: namletý P3HB byl v kádince smíchán s vodou, kádinka byla umístěna do ultrazvuku. Poté byla suspenze protlačena stříkačkou přes filtr, ale docházelo k ucpávání filtru, a proto nemohla být tato metoda využívána. Jako další způsob bylo zvoleno sítování na analytických sítích, ale výtěžnost byla minimální. Bylo předpokládáno, že původní mleté P3HB obsahuje větší množství rozměrnějších částic, které neumožňují aplikaci výše zmíněných metod. Proto byl P3HB dále mlet za současného chlazení kapalným dusíkem. Poté znovu vyzkoušeno protlačení suspenze P3HB přes filtr a sítování za sucha, ale obě metody byly opět neúspěšné.

Vzorek mikročástic P3HB byl nakonec připraven tímto způsobem: 25 g P3HB bylo dispergováno ve 300 ml vody. Tento roztok byl sítován na analytických sítích s velikostí ok 125  $\mu\text{m}$  a 63  $\mu\text{m}$ . Na sítích následně promýváno 500 ml vody. Roztok, který prošel oběma sítí, byl přelit do 1000ml kádinky. Tato kádinka byla umístěna do digestoře, kde se voda nechala 10 dnů odpařovat. Výtěžnost částic P3HB <63  $\mu\text{m}$  byla 57 hmotnostních procent.

### 9.2 Příprava rašeliny

Rašelina byla rozetřena ve třecí misce, poté přesítována přes analytické síto s rozměrem ok 125  $\mu\text{m}$ .

### 9.3 Příprava směsí

Do kádinek byly na analytických vahách naváženy 2 g rašeliny s velikostí částic menších než 125  $\mu\text{m}$ . Do každé kádinky byla přidána suspenze vody (6ml) s mikročásticemi P3HB (Tabulka 4), důkladné promíchání bylo zajištěno ultrazvukem.

Tabulka 4: Množství P3HB pro jednotlivá hmotnostní procenta

| hm. % | Mikročástice P3HB [mg] |
|-------|------------------------|
| 10    | 222,2                  |
| 5     | 105,0                  |
| 1     | 20,2                   |
| 0,5   | 10,0                   |
| 0,1   | 2,0                    |
| 0     | 0,0                    |

Po přidání suspenze k rašelině byl vzorek promíchán, ale rašelina se chovala extrémně hydrofóbně. Vzorky proto byly vloženy do exsikátoru, po týdnu bylo do kádinek přidáno 5 ml vody a vzorek byl zhomogenizován manuálním mačkáním materiálu špachtlí o stěnu kádinky.

Vzorky byly poté umístěny na 3 týdny do exsikátoru, kde byla zajištěna příslušná vlhkost vzduchu kádinkami s přesyceným roztokem a nádobou s krystalickou formou chemikálie, která byla umístěna ve spodní části exsikátoru (Tabulka 5).

Tabulka 5: Exsikátory - zajištění příslušné vlhkosti vzduchu

| Teoretická vlhkost | Chemikálie              | Změřená vlhkost |
|--------------------|-------------------------|-----------------|
| 43 %               | $\text{K}_2\text{CO}_3$ | 43 %            |
| 76 %               | $\text{NaCl}$           | 75 %            |
| 92 %               | $\text{KNO}_3$          | 94 %            |

## 10 DIFERENČNÍ KOMPENZAČNÍ KALORIMETRIE

### 10.1 Příprava vzorků na měření

Vzorky byly před měřením naváženy na analytických vahách do hliníkových Tzero pánviček, hmotnost vzorku byla přibližně 5 mg. Tyto pánvičky byly hermeticky uzavřeny pomocí lisu Tzero press. Z každého vzorku obsahující daná hmotností procenta P3HB byly připraveny 3 pánvičky (tzn. pro každou vlhkost vzduchu celkem 18 vzorkovnic).

### 10.2 Měření stability vodních molekulových můstků (WaMB)

Hermeticky uzavřené pánvičky byly přeneseny do podavače vzorků diferenčního skenovacího kalorimetru. Poté bylo spuštěno měření pomocí DSC. Jako reference byla využita prázdná hermeticky uzavřená hliníková pánvička. Měřicí program obsahoval ochlazení na  $-50\text{ }^\circ\text{C}$  rychlostí  $10\text{ }^\circ\text{C}$  za minutu, následovalo zvyšování teploty na  $110\text{ }^\circ\text{C}$  rychlostí  $5\text{ }^\circ\text{C}$  za minutu. Následně se tento cyklus zopakoval.

### 10.3 Stanovení výparné entalpie a množství volné vody

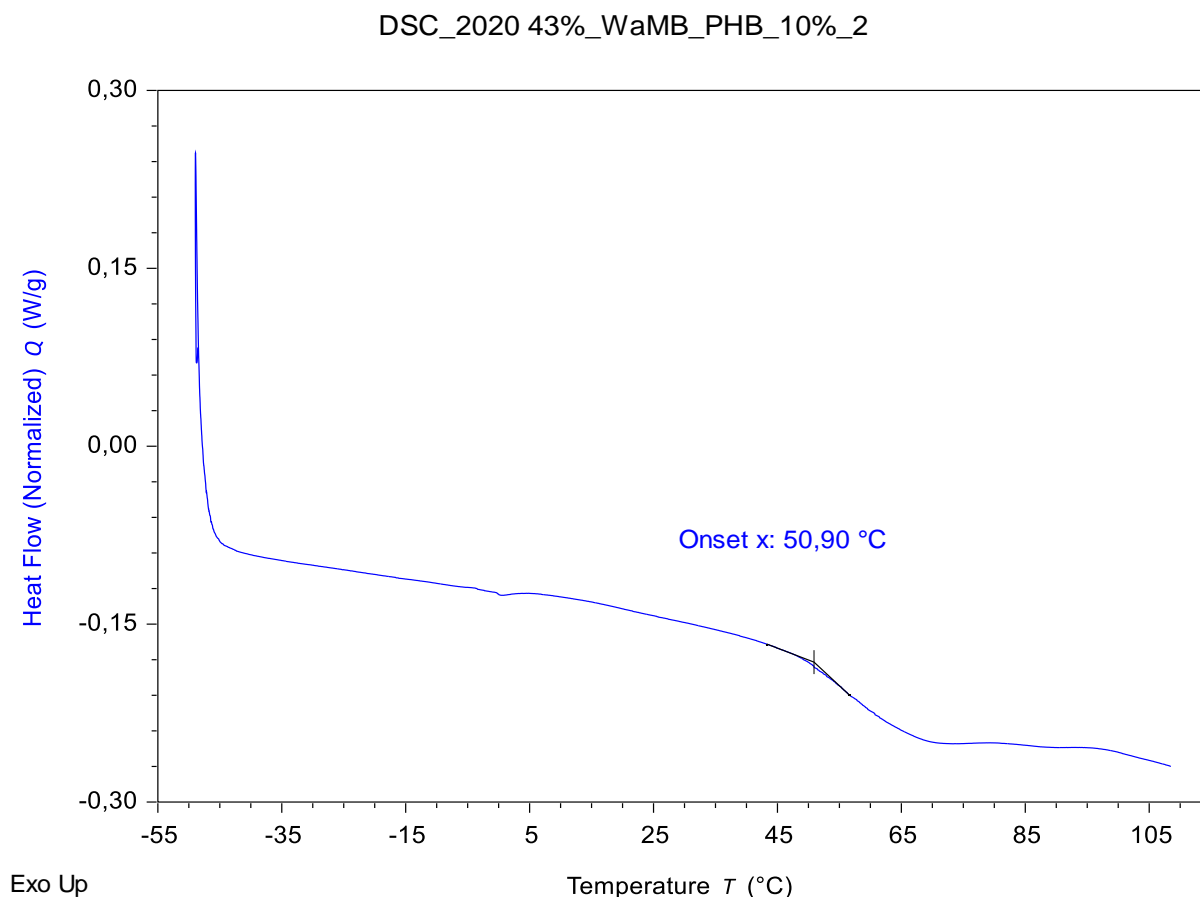
K měření byly využity stejné pánvičky jako při měření stability WaMB. Před měřením byly zváženy a víčko bylo 3x propíchnuto špendlíkem. Vzorkovnice byla bezprostředně po propíchnutí manuálně vložena do měřicí cely přístroje a byl zapnut příslušný měřicí program: ochlazení na  $-30\text{ }^\circ\text{C}$ , následný ohřev rychlostí  $7\text{ }^\circ\text{C}$  na teplotu  $185\text{ }^\circ\text{C}$ . Ihned po ukončení měřicího programu byly pánvičky zváženy na analytických vahách z důvodu zjištění množství odpařené vody.

## 11 VYHODNOCENÍ

### 11.1 Stabilita vodních molekulových můstků

Připravené vzorky obsahující rašelinu a P3HB byly vystaveny atmosféře po dobu 3 týdnů a poté byly změřeny metodou DSC.

Reprezentativní DSC záznam vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročástic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 43 % zobrazuje *Obrázek 12*. Záznam ukazuje náhlou endotermickou změnu základní linie (transformace II. druhu), která je pozorována v závislosti tepelného toku na teplotě. Analýza záznamu byla provedena v programu Trios (TA Instruments). Vyhodnocení bylo provedeno funkcí Onset point, hodnota byla stanovena na 50,9 °C. Při této teplotě dochází k rozrušení nejslabšího vodního molekulového můstku, přičemž další vzrůst teploty vede k rozrušení stabilnějších můstků [67].



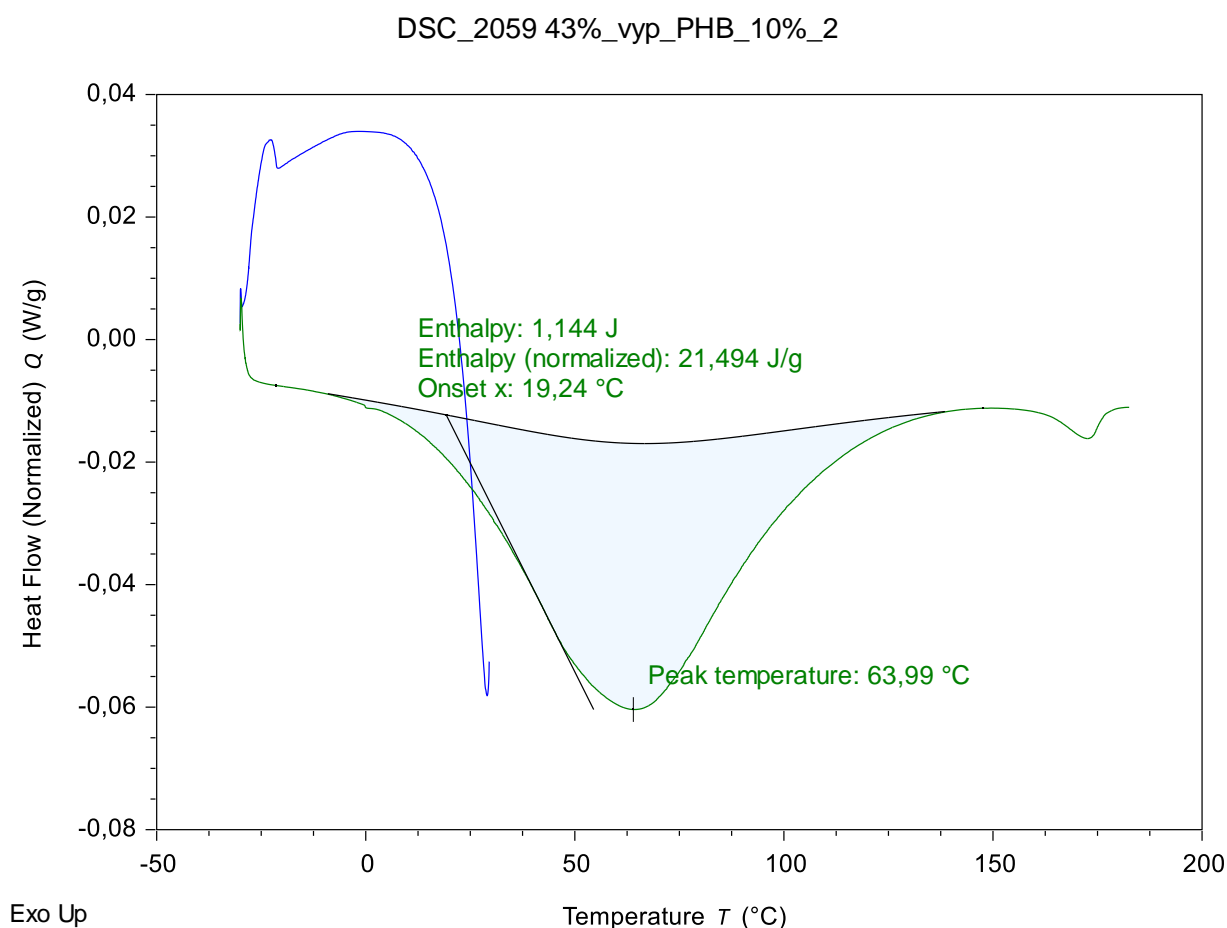
*Obrázek 12: Záznam měření stability WaMB vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročástic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 43 %.*



## 11.2 Výparná entalpie

Vzorky, u nichž byla změřena stabilita vodních můstků, byly ponechány minimálně týden, aby došlo k jejich obnově [65] a poté byla změřena výparná entalpie odpovídající energii, jakou je voda ve vzorku zadržována.

Na DSC záznamu vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročastic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 43 % (Obrázek 13) je zobrazena závislost tepelného toku na teplotě, endotermický pík odpovídá vypařování vody (od ~0 °C do ~120 °C). Záznamy DSC byly vyhodnoceny v programu Trios (TA Instrument) za použití funkce Peak Integration, která integračně stanovila plochu píku, který představuje vypařování veškeré vody. Typ základní čáry byl sigmoidální s možností manuálně nastavit tečny na obou stranách. Výsledná plocha píku odpovídá entalpii procesu vypařování. V záznamu níže (Obrázek 13) je zaznamenána teplota píku 64,0 °C, entalpie 1,144 J. Stanovená hodnota entalpie byla normalizována na hmotnost odpařené vody. Tento podíl pak určuje hodnotu výparné entalpie [J/mg]. Je třeba také poznamenat, že druhý endotermní pík, který je patrný kolem 180 °C, odpovídá tání přítomného P3HB [100].



Obrázek 13: Záznam měření výparné entalpie vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročastic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 75 %.

## 11.3 Množství vody ve vzorku

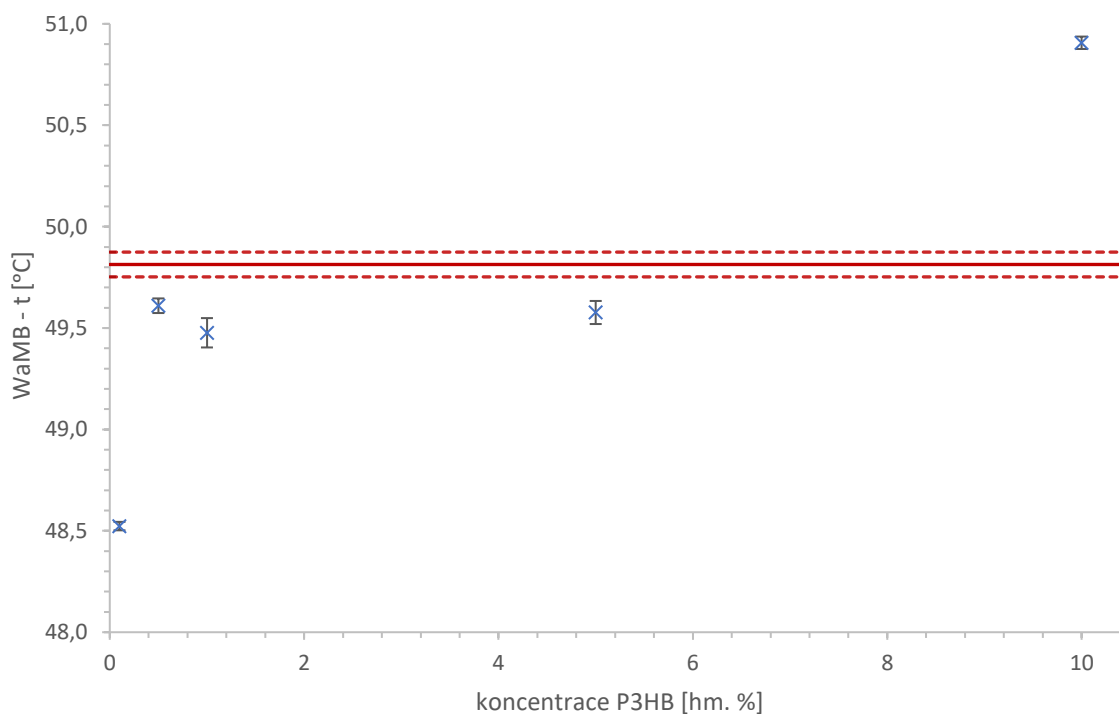
Množství volné vody bylo zjištěno odečtením hmotnosti pánvičky po změření od hmotnosti pánvičky před měřením. Rozdíl těchto hodnot udává hmotnost odpařené vody ze vzorku.

## VÝSLEDKY

### 12 STABILITA VODNÍCH MOLEKULOVÝCH MŮSTKŮ

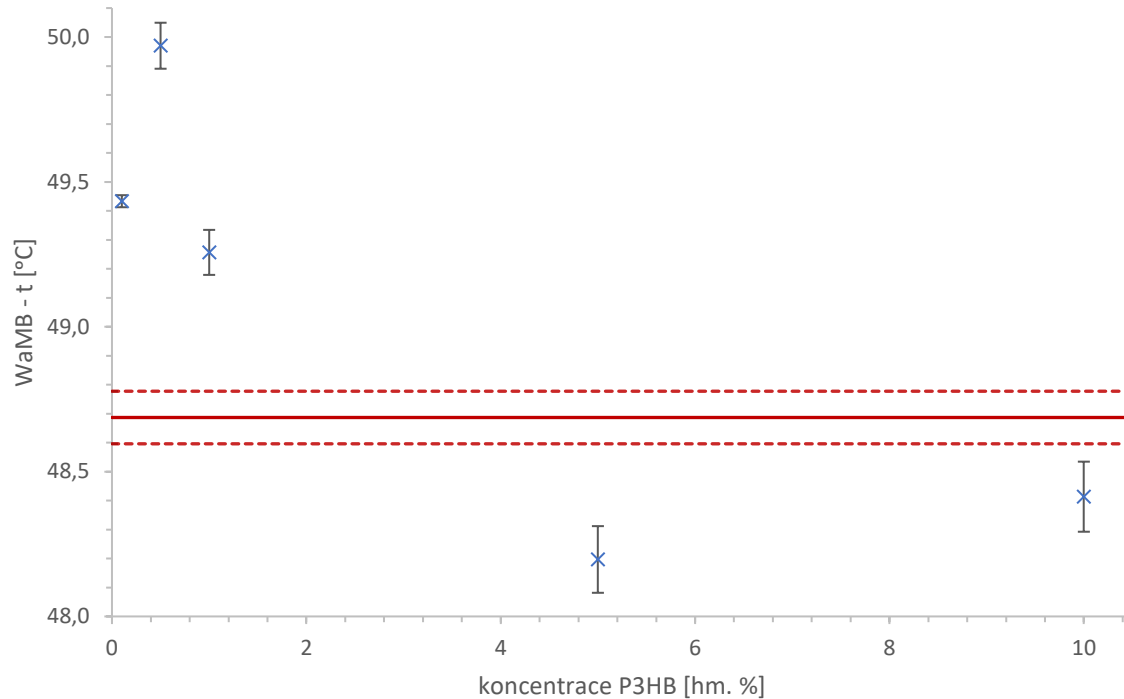
V následujících grafech jsou sumarizovány hodnoty získané měření všech vzorků. Vyneseny jsou teploty a odchylky měření získané při třech opakovaných měřeních (funkce STDEVA v MS Excelu), při nichž dojde k narušení nejslabšího vodního molekulového můstku v závislosti na hmotnostní koncentraci P3HB v rašelině. Hodnota teploty přerušení nejslabšího WaMB v rašelině, která nebyla kontaminovaná mikroplasty P3HB, je v grafech znázorněna červenou plnou linií, přerušovaná čára zobrazuje odchylky měření (Obrázek 14, Obrázek 15, Obrázek 16).

Při vlhkosti 43 % bylo zaznamenáno přerušení nejslabšího WaMB v rašelině, která nebyla kontaminovaná mikroplasty P3HB, v průměru při teplotě 49,8 °C (Obrázek 14). Při nižších koncentracích (0,1 hm.%, 0,5 hm.%, 1 hm.%, 5 hm.%) došlo k mírnému snížení teploty, při níž dojde k narušení WaMB. V případě vyššího obsahu mikroplastů (10 hm.%) došlo naopak ke zvýšení teploty.



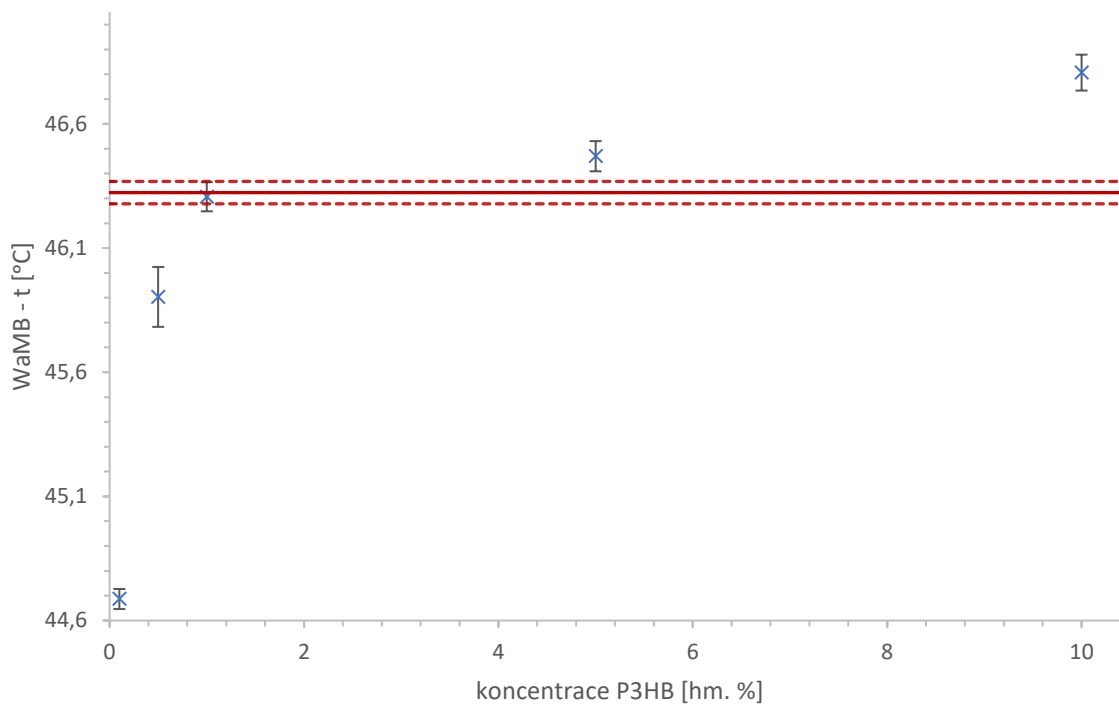
Obrázek 14: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43 %.

Teplota přerušení WaMB pro rašelinu nekontaminovanou mikroplasty při vlhkosti 75 % byla stanovena na 48,7 °C (Obrázek 15). Nárůst teploty v porovnání s linií odpovídající nulovému obsahu mikroplastů byl pozorován u rašeliny s nižší kontaminací mikroplasty P3HB (0,1 hm.%, 0,5 hm.%, 1 hm.%), naopak k poklesu teploty došlo v případě obsahu 5 hm.% a 10 hm.% mikroplastů P3HB.



Obrázek 15: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75 %.

Přerušení nejslabšího WaMB v rašelině, která nebyla kontaminovaná mikroplasty P3HB, bylo zaznamenáno při teplotě 46,3 °C (Obrázek 16). Při nejnižších koncentracích P3HB (0,1 hm.%, 0,5 hm.%) došlo ke snížení teploty, při níž dojde k narušení WaMB. U vzorku obsahujícího 1 hm.% mikroplastů P3HB byla pozorována teplota narušení nejslabšího WaMB v rámci směrodatné odchylky nekontaminované rašeliny. V případě vzorků obsahujících 5 hm.% a 10 hm.% mikroplastů došlo ke zvýšení teploty.

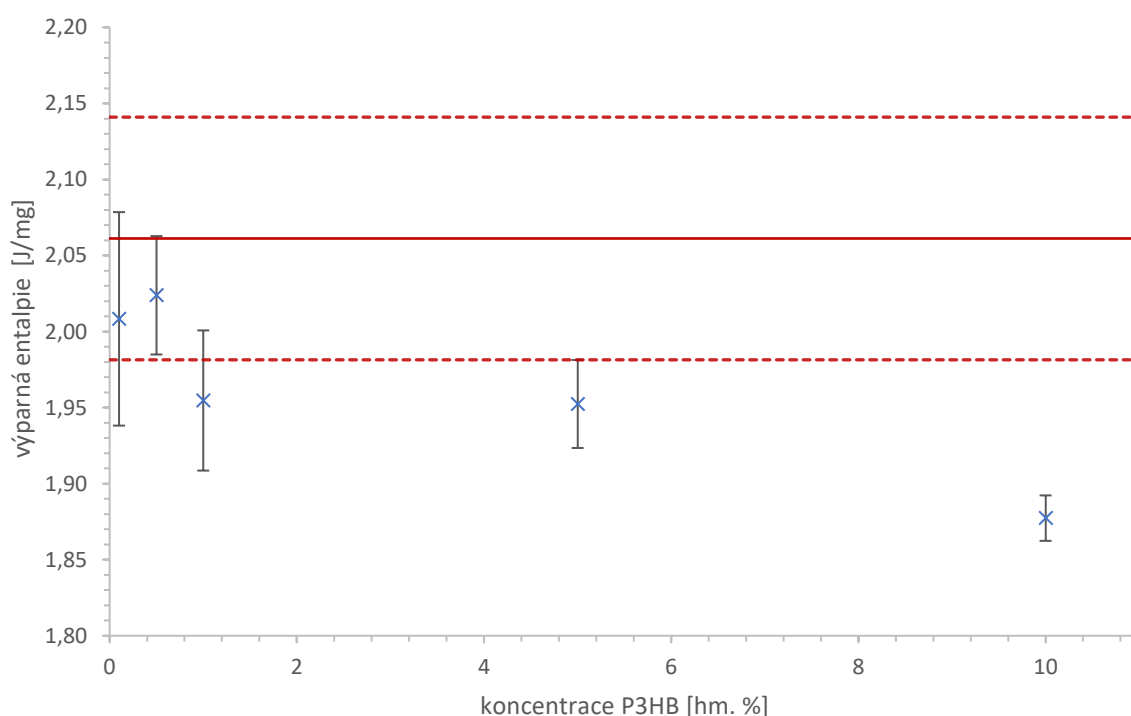


Obrázek 16: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %.

### 13 VÝPARNÁ ENTALPIE

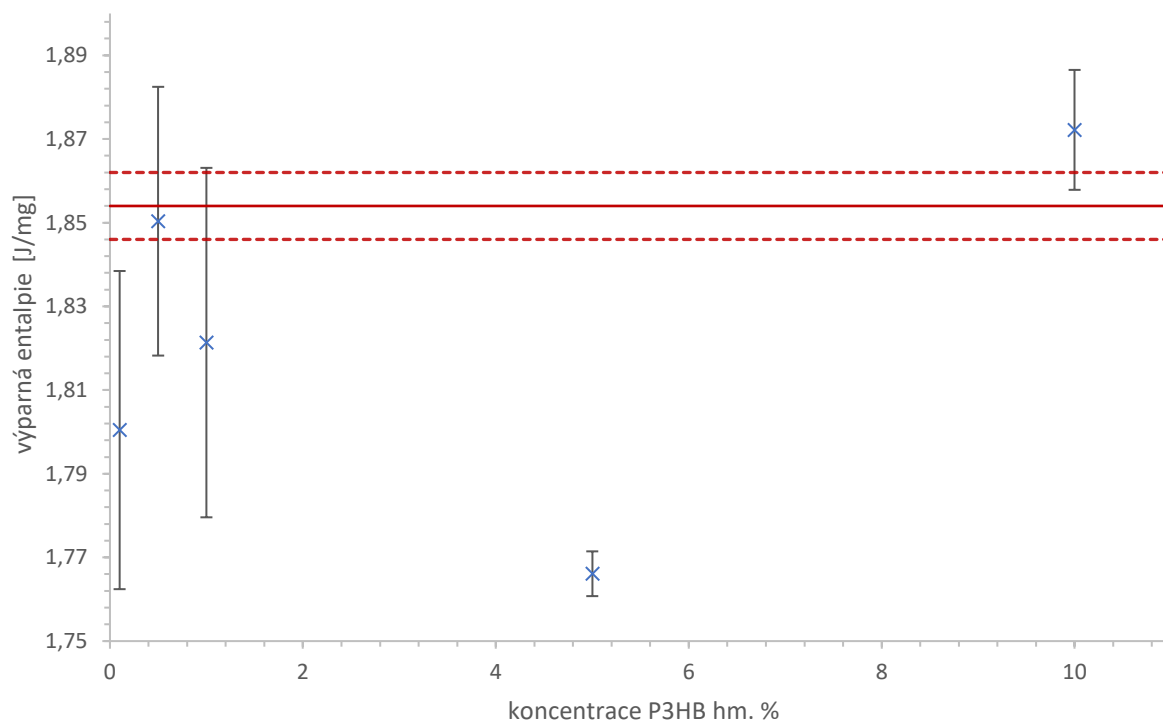
Následující grafy znázorňují závislost výparné entalpie na hmotnostní koncentraci mikroplastů P3HB v rašelině. Výparná entalpie pro rašelinu, která neobsahuje mikroplasty P3HB je v grafech znázorněna plnou červenou čarou, odchylky měření zobrazuje přerušovaná čára (Obrázek 17, Obrázek 18, Obrázek 19).

V grafu závislosti výparné entalpie na hmotnostní koncentraci P3HB při vlhkosti 43 % odpovídá hodnota výparné entalpie pro rašelinu nekontaminovanou mikroplasty hodnotě 2,061 J/mg. V případě nižšího obsahu mikroplastů P3HB v rašelině (0,1 hm.%, 0,5 hm.%, 1 hm.%) dochází ke snížení hodnoty výparné entalpie pouze do oblasti směrodatné odchylky měření nekontaminované rašeliny. V případě vyšší kontaminace mikroplasty (5 hm.%, 10 hm.%) je snížení hodnoty výparné entalpie výraznější. Z grafu je patrný trend snižování hodnoty výparné entalpie se vzrůstajícím obsahem mikroplastů P3HB ve vzorku (Obrázek 17).



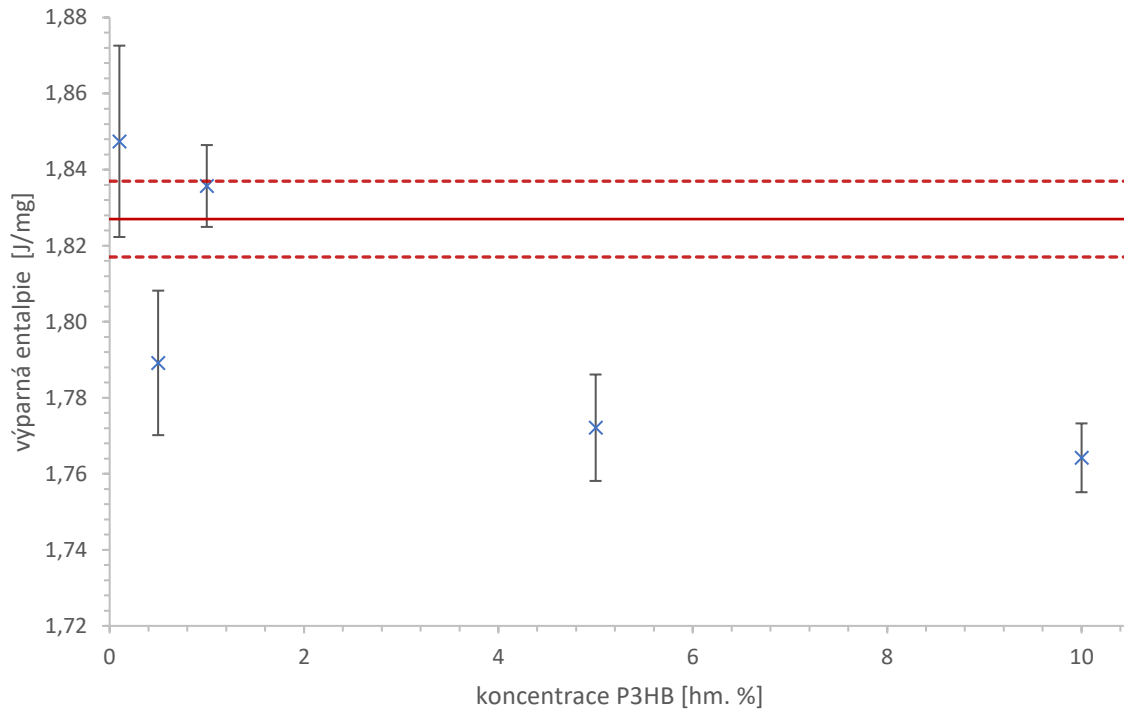
Obrázek 17: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43 %.

V případě vzorků o vzdušné vlhkosti 75 % byla výparná entalpie nekontaminované rašeliny 1,845 J/mg. U půd obsahujících 0,1 hm.% a 5 hm.% mikroplastů došlo ke snížení hodnoty výparné entalpie, u zbylých byla získána hodnota odpovídající směrodatné odchylce nekontaminované půdy (Obrázek 18).



Obrázek 18: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75 %.

Hodnota výparné entalpie u rašeliny, která neobsahovala mikroplasty a byla vystavena vzdušné vlhkosti 94 %, odpovídá hodnotě 1,827 J/mg. Mírné zvýšení hodnoty výparné entalpie lze pozorovat u vzorků obsahujících 0,1 hm.% a 1 hm.% mikroplastů P3HB, ale zvýšení je pouze v oblasti směrodatné odchylky měření. U ostatních vzorků (0,5 hm.%, 5 hm.%, 10 hm.% P3HB) došlo k výraznějšímu snížení hodnoty výparné entalpie (Obrázek 19).

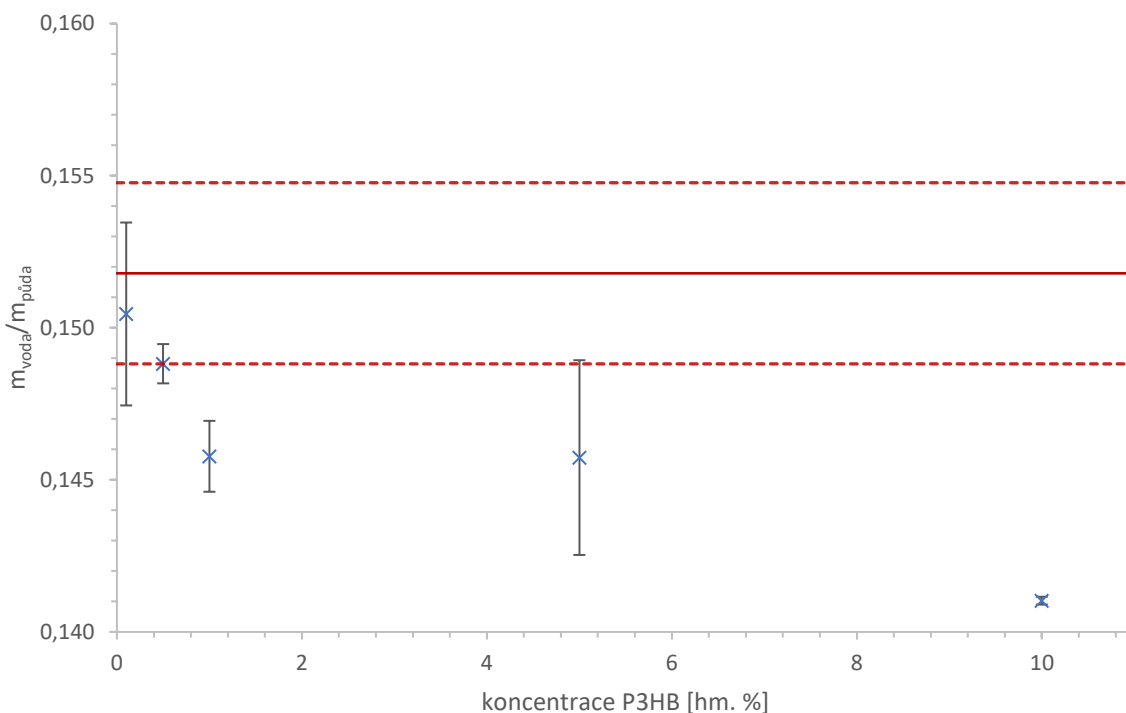


Obrázek 19: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %.

## 14 MNOŽSTVÍ VODY VE VZORKU

Množství vody v půdě v závislosti na hmotnostní koncentraci mikroplastů P3HB je znázorněno v následujících grafech. Množství vody v půdě pro vzorek neobsahující mikroplasty P3HB je v grafech znázorněno plnou červenou čarou, odchylky měření jsou zobrazeny přerušovanou čarou (Obrázek 20, Obrázek 21).

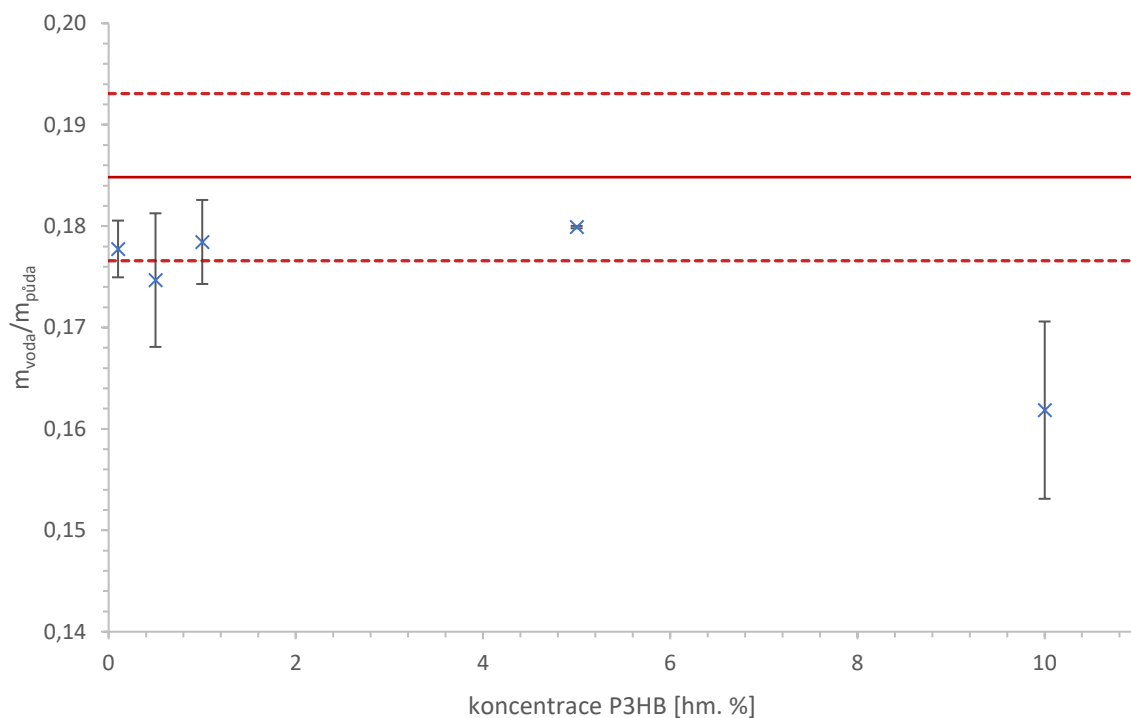
Množství vody ve vzorku, který neobsahuje mikroplasty P3HB bylo při vzdušné vlhkosti 43 % stanoveno na hodnotu 0,152. Vzorky s nejnižšími koncentracemi mikroplastů obsahovaly takové množství vody v půdě, které bylo v rámci odchylky měření nekontaminovaného vzorku. Se zvyšující se koncentrací mikroplastů v půdě docházelo ke snížení množství vody (Obrázek 20).



Obrázek 20: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43 %.

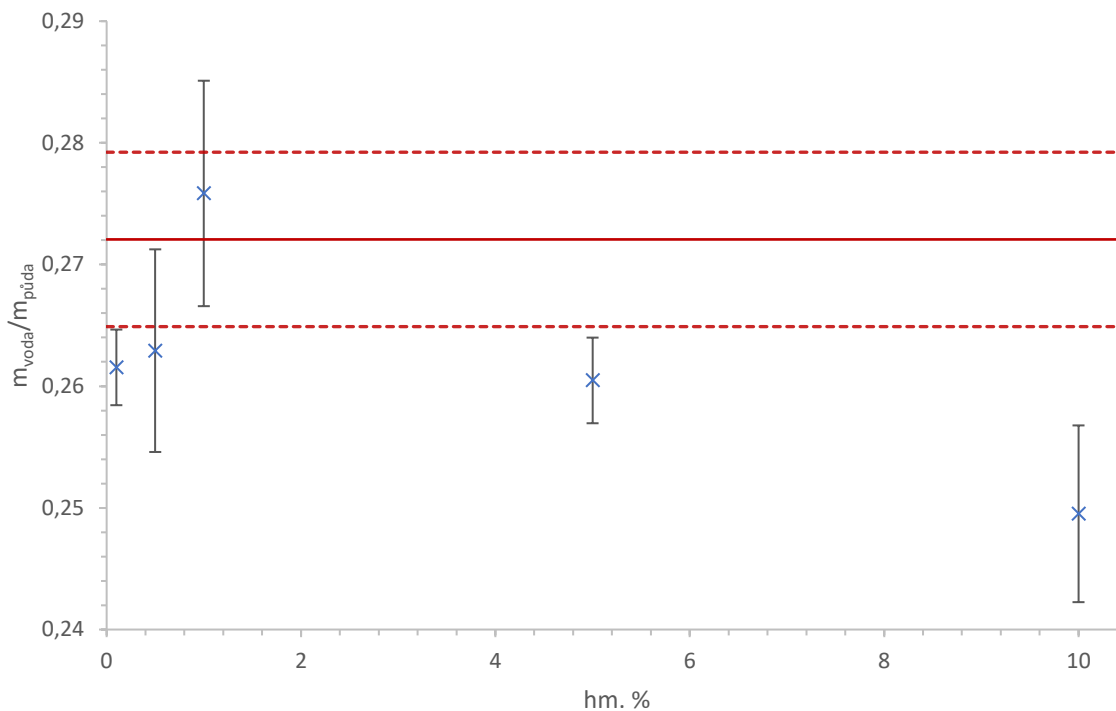


Při 75% vzdušné vlhkosti (Obrázek 21) bylo množství vody v půdě u nekontaminovaného vzorku stanoveno na 0,185. V případě všech hmotnostních koncentrací mikroplastů došlo ke snížení množství vody v půdě, nicméně ve většině případech bylo toto snížení v rámci experimentální chyby statisticky nevýznamné (kromě nejvyšší koncentrace).



Obrázek 21: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75 %.

Při vzdušné vlhkosti 94 % bylo množství vody ve vzorku bez mikroplastů P3HB stanoveno na hodnotu 0,272 (Obrázek 22). U vzorku, který obsahoval 0,1 hm.% P3HB, došlo k poklesu množství vody. Vzorky, které byly kontaminovány koncentracemi 0,5 hm.% a 1 hm.% mikroplastů, obsahovaly množství vody v půdě v rámci odchylky měření nekontaminovaného vzorku. Ke snížení množství vody došlo v případě koncentrací 5 hm.% a 10 hm.% mikroplastů P3HB.



Obrázek 22: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %.

## DISKUZE

Dle předcházejících studií, které byly prováděny na stejné rašelině, dochází v rašelině vystavené 43 % relativní vlhkosti k sorpci vody především na tzv. primární polární funkční skupiny, kde je silně vázaná. Další sorpcí vody na takto vzniklá tzv. sekundární místa dochází k jejich zvětšování, pozvolna se tvoří vodní molekulové můstky. Ty jsou termicky stabilní, protože vznikly mezi skupinami, které se nacházejí velmi blízko u sebe. Zvýšením relativní vlhkosti na 76 % pak dochází k tvorbě slabších můstků mezi funkčními skupinami, které jsou od sebe více vzdáleny. Současně dochází k tvorbě vodních pětičlenných klastrů, které jsou vlivem můstků vtlačovány do hydrofobních domén, tam se akumulují a dochází k tvorbě tzv. fázové vody [67].

Je třeba si uvědomit, že oproti práci [67], kde byla rašelina vysušena ve vakuu a poté vystavena konstantní vlhkosti, v této práci byly vzorky připraveny odpařením vody ze vzorku po kontaminaci. Proto lze očekávat i efekty spojené s rekonformací molekul rašeliny při sušení.

V této práci bylo pozorováno, že po přidavku mikroplastů P3HB došlo v rašelině vystavené 43% relativní vlhkosti k destabilizaci vodních molekulových můstků u vzorků, které obsahovaly nižší množství P3HB. S nárůstem koncentrace mikroplastů se naopak stabilita WaMB zesílila (*Obrázek 14*). Zároveň došlo k poklesu množství vody ve vzorku se zvyšující se koncentrací mikroplastů (*Obrázek 20*). Hodnota výparné entalpie se pozvolna snižuje, což znamená, že je voda v rašelině slaběji vázaná (*Obrázek 17*).

Principiálně lze tyto efekty vysvětlit několika hypotézami (které se mohou doplňovat):

- a) Vliv mikroplastů přímo na místa, kde se tvoří vodní molekulové můstky
- b) Vliv mikroplastů na strukturu rašeliny, která pak sekundárně ovlivňuje místa, kde se tvoří vodní molekulové můstky
- c) Vliv mikroplastů na póry v rašelině, které se ucpávají a tím ovlivňují vznik a stabilitu můstků.

Zároveň je třeba brát v úvahu možnou agregaci mikroplastů jak během spikování, tak i při samotném vysušování rašeliny. Dále je také třeba zmínit, že P3HB je relativně hydrofobní (špatně smáčivý) polymer [101] a procentuální snížení obsahu vody odpovídá procentům přidaného P3HB (viz *Obrázek 23* v příloze). Z toho vyplývá, že P3HB neovlivňuje polární funkční skupiny při 43% relativní vlhkosti, a proto se hypotéza „a“ neuplatňuje. Molekuly rašeliny a obecně půdní organické hmoty jsou jak hydrofobní, hydrofilní, tak i amfifilní a tvoří domény určité polarity, které se při vysychání od sebe separují [102]. Výsledky dále naznačují, že P3HB má naopak afinitu k hydrofobním částem rašeliny, kde s nimi interaguje hydrofobními interakcemi a může, v závislosti na koncentraci, způsobit jejich rekonformaci. Vzhledem k tomu, že stabilita můstků souvisí se vzdáleností polárních skupin a polaritou okolních molekul a případných kontaminantů [68], dá se říct, že malá množství P3HB můstky oslabí pravděpodobně tím, že naruší okolí můstku. Zvýšená koncentrace pak pozvolna posílí můstek tím, že „tlačí“ můstky k sobě buď mechanicky nebo působí komplexně svými chemickými vlastnostmi tak, jak bylo pozorované například u fenolu v práci [68]. Výparná entalpie představuje sumu všech interakcí vody v půdě, je tedy úměrná afinitě molekuly vody k ostatním molekulám vody a půdě. Její pozorované snížení je pak důsledkem narušení struktury, které vede k otevření pórů a tím je usnadněno její odpaření.

U rašeliny vystavené 75% relativní vlhkosti neměl přídavek nižší koncentrace mikroplastů vliv na množství vody, ale u koncentrace 10 hm.% mikroplastů P3HB se množství vody snížilo (*Obrázek 21*). Stejně jako v předcházejícím případě odpovídalo snížení přibližně přídavku P3HB (*Obrázek 24* v příloze). I přesto je ale stále ve vzorku více vody než při 43% relativní vlhkosti, což má vliv na její distribuci a mobilitu. Voda je tedy stále na funkčních skupinách, ve formě můstků a jako fázová voda. Na rozdíl od 43% relativní vlhkosti, u nižších koncentrací mikroplastů v rašelině došlo ke zvýšení stability vodních můstků, ale u vyšších koncentrací se stabilita zase snížila (*Obrázek 15*). Zajímavé je porovnání výsledků pro koncentraci P3HB 0,1 hm.%. Oproti blanku, došlo u 75% relativní vlhkosti ke zvýšení stability v porovnání se 43%. U blanku je zvýšení teploty v souladu s dřívějším pozorováním, kdy se můstky tvoří i na vzdálenějších funkčních skupinách. U 43% relativní vlhkosti došlo ke snížení narušením okolí můstku, u 75% relativní vlhkosti pak zřejmě došlo k opačnému efektu, kdy P3HB můstky posiluje. Tento efekt ale zeslabuje se zvýšením množství P3HB, což lze vysvětlit i postupným ucpáváním pórů v rašelině, které snižuje mobilitu vody i segmentů organické hmoty.

Zajímavá je situace s WaMB u relativní vlhkosti 92 % u které se opakuje situace jako u 43 %. U nižších koncentrací dochází k destabilizaci a se zvyšující se koncentrací se zvyšuje (*Obrázek 16*). Stejně jako u ostatních koncentrací se snižuje množství vázané vody (*Obrázek 22*), snížení opět klesá proporcionálně s koncentrací P3HB (*Obrázek 25* v příloze). I v tomto případě došlo ke snížení výparné entalpie (*Obrázek 19*), což naznačují jednak rekonformaci struktury, ale především vliv na zádrž vody; jinými slovy, po přídavku P3HB se snížila schopnost organické hmoty zadržovat vodu.

## ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo zjistit, zda a jakým způsobem ovlivňují mikroplasty biodegradabilního P3HB vlastnosti půdní organické hmoty. Tato práce by mohla přispět k pochopení vlivu biodegradabilních mikroplastů na abiotické složky půdy.

Bylo zjištěno, že mikroplasty P3HB mohou ovlivňovat zadrž vody v půdní organické hmotě. U vzorků vystavených vzdušné vlhkosti 43 % a 94 % bylo pozorováno snížení hodnoty výparné entalpie, z čehož vyplývá, že mikroplasty narušují zadržování vody půdní organickou hmotou a může docházet ke zvýšenému vysychání.

Mikročástice P3HB v půdě by mohly představovat riziko vysychání půdního systému, což by neumožňovalo využívání tohoto materiálu na mulčovací folie či nosičové systémy. Stejně riziko by mohly představovat i mikroplasty, jež mohou vznikat při špatné biodegradaci biodegradabilních plastů v případě aplikace kompostu s obsahem mikroplastů do půdy.

Je důležité zmínit, že se jedná o experimenty prováděné v laboratorních podmínkách, kdy byla využita rašelina o definované velikostní frakci. Zároveň má vysoký obsah půdní organické hmoty. Prozatím není jasné, jak by se biodegradabilní mikroplasty chovaly v minerální půdě. Předpokládáme také, že rozdílný vliv na vlastnosti půdní organické hmoty by mohly mít i různé velké mikroplasty.

## SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] BĚHÁLEK, Luboš. *Polymery* [online]. 2016 [cit. 2019-10-12]. ISBN 978-80-88058-68-7. Dostupné z: <https://publi.cz/books/180/Cover.html>
- [2] DUCHÁČEK, Vratislav. *Polymery: výroba, vlastnosti, zpracování, použití*. Vyd. 2., přeprac. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2006. ISBN 80-708-0617-6.
- [3] MLEZIVA, Josef. *Polymery - výroba, struktura, vlastnosti a použití*. Praha: Sobotáles, 1993. ISBN 80-901-5704-1.
- [4] The Basics: Polymer Definition and Properties. *American chemistry council* [online]. [cit. 2019-10-24]. Dostupné z: <https://plastics.americanchemistry.com/plastics/The-Basics/>
- [5] LIPTÁKOVÁ, Tatiana, Viera KHUNOVÁ, Ernest GONDÁR a Pavol ALEXÝ. *Polymérne konštrukčné materiály*. 1. vyd. Žilina: EDIS - vydavateľstvo, 2012. Učební texty vysokých škol. ISBN 9788055405056.
- [6] WNEK, Gary. Polymers. *Encyclopedia of Biomaterials and Biomedical Engineering, Second Edition - Four Volume Set* [online]. CRC Press, 2008, , 2275-2281 [cit. 2019-10-14]. DOI: 10.1201/b18990-218. ISBN 978-1-4200-7802-2.
- [7] PROKOPOVÁ, Irena. *Makromolekulární chemie*. Vyd. 2., přeprac. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2007. ISBN 978-80-7080-662-3.
- [8] Plastics - The facts 2019. *PlasticsEurope* [online]. [cit. 2019-10-25]. Dostupné z: <https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/1804-plastics-facts-2019>
- [9] KIZLINK, Juraj. *Technologie chemických látek II.: zpracování ropy, paliva a petrochemie, chemické speciality, pesticidy, dezinfekční látky, tenzidy, plasty a kaučuk, aditiva a pomocné chemikálie, výbušniny, biotechnologie, organizace pro chemii*. Brno: Vysoké učení technické, 2001. ISBN 80-214-2013-8.
- [10] MASARÍK, Ivo. *Plasty a jejich požární nebezpečí*. Ostrava: Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství, 2003. ISBN 80-866-3416-7.
- [11] ALTMANN, Vlastimil. *Odpadové hospodářství*. Ostrava: VŠB-Technická univerzita, 1996. Phare. ISBN 80-707-8372-9.
- [12] *A European strategy for plastics in the circular economy local and regional dimension* [online]. [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.2863/734820. ISBN: 978-92-895-0964-0.
- [13] OEHLMANN, Jörg, Ulrike SCHULTE-OEHLMANN, Werner KLOAS et al. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* [online]. 2009, **364**(1526), 2047-2062 [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.1098/rstb.2008.0242. ISSN 0962-8436.
- [14] Seznam skládek. *Mapa skládek* [online]. [cit. 2019-11-08]. Dostupné z: <http://mapaskladek.aspone.cz/List>
- [15] Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech. In: *Sbírka zákonů*.

- [16] AL-SALEM, S.M., P. LETTIERI a J. BAEYENS. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management* [online]. 2009, **29**(10), 2625-2643 [cit. 2019-11-25]. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.06.004. ISSN 0956053X.
- [17] RAGAERT, Kim, Laurens DELVA a Kevin VAN GEEM. Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Management* [online]. 2017, **69**, 24-58 [cit. 2019-11-25]. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.07.044. ISSN 0956053X.
- [18] EVROPSKÁ KOMISE, . *Evropská strategie pro plasty v oběhovém hospodářství*. Štrasburk, 2018. Dostupné z: [https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0014.02/DOC\\_1&format=PDF](https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:2df5d1d2-fac7-11e7-b8f5-01aa75ed71a1.0014.02/DOC_1&format=PDF)
- [19] Vzdělávací materiály: Spalovna odpadu v Brně. SAKO [online]. [cit. 2020-02-20]. Dostupné z: <https://www.sako.cz/upload/1436444186.jpg>
- [20] Plastový odpad a jeho recyklace v EU. *Evropský parlament* [online]. [cit. 2019-11-08]. Dostupné z: <https://www.europarl.europa.eu/news/cs/headlines/society/20181212STO21610/plastovy-odpad-a-jeho-recyklace-v-eu-infografika>
- [21] Bioplastics: What are bioplastics?. *European Bioplastics* [online]. [cit. 2020-02-04]. Dostupné z: <https://www.european-bioplastics.org/bioplastics/>
- [22] KABASCI, Stephan. Bio-Based Plastics - Introduction. KABASCI, Stephan, ed., Stephan KABASCI. *Bio-Based Plastics* [online]. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2013, s. 1-7 [cit. 2020-02-12]. DOI: 10.1002/9781118676646.ch1. ISBN 9781118676646.
- [23] TOKIWA, Yutaka, Buenaventura CALABIA, Charles UGWU a Seiichi AIBA. Biodegradability of Plastics. *International Journal of Molecular Sciences* [online]. 2009, **10**(9), 3722-3742 [cit. 2020-02-04]. DOI: 10.3390/ijms10093722. ISSN 1422-0067.
- [24] ZAPLETAL, M. a J. TREJBAL. Izolace polyhydroxyalkanoátů z mikrobiální biomasy. *Chemické listy*. 2016, (110), 860-867.
- [25] STEINBÜCHEL, Alexander a Tina LÜTKE-EVERSLOH. Metabolic engineering and pathway construction for biotechnological production of relevant polyhydroxyalkanoates in microorganisms. *Biochemical Engineering Journal* [online]. 2003, **16**(2), 81-96 [cit. 2020-02-06]. DOI: 10.1016/S1369-703X(03)00036-6. ISSN 1369703X.
- [26] RUDNIK, Ewa. *Compostable Polymer materials: 2nd Edition*. Elsevier, 2019, 410 s. ISBN 9780080994383. e-ISBN: 9780080994420.
- [27] SASTRI, Vinny. Other Polymers: Biopolymers. *Plastics in Medical Devices* [online]. Elsevier, 2010, s. 217-262 [cit. 2020-03-11]. DOI: 10.1016/B978-0-8155-2027-6.10009-1. ISBN 9780815520276.
- [28] MOŽEJKO-CIESIELSKA, Justyna a Robert KIEWISZ. Bacterial polyhydroxyalkanoates: Still fabulous?. *Microbiological Research* [online]. 2016, **192**, 271-282 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/j.micres.2016.07.010. ISSN 09445013.

- [29] BERWIG, Karina, Camila BALDASSO a Aline DETTMER. Production and characterization of poly(3-hydroxybutyrate) generated by *Alcaligenes latus* using lactose and whey after acid protein precipitation process. *Bioresource Technology* [online]. 2016, **218**, 31-37 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.06.067. ISSN 09608524.
- [30] GU, Ji-Dong. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. *International Biodeterioration & Biodegradation* [online]. 2003, **52**(2), 69-91 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/S0964-8305(02)00177-4. ISSN 09648305.
- [31] PHASAKANON, Jongrak, Kannika CHOOKIETWATTANA a Somchai DARARAT. Polyhydroxyalkanoate Production from Sequencing Batch Reactor System Treating Domestic Wastewater Mixed with Glycerol Waste. *APCBEE Procedia* [online]. 2014, **8**, 161-166 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/j.apcbee.2014.03.020. ISSN 22126708.
- [32] TANIGUCHI, Ikuo, Kumi KAGOTANI a Yoshiharu KIMURA. Microbial production of poly(hydroxyalkanoate)s from waste edible oils. *Green Chem* [online]. 2003, **5**(5), 545-548 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1039/B304800B. ISSN 1463-9262.
- [33] GANESH KUMAR, A., K. ANJANA, M. HINDUJA, K. SUJITHA a G. DHARANI. Review on plastic wastes in marine environment – Biodegradation and biotechnological solutions. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2020, **150** [cit. 2020-02-06]. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110733. ISSN 0025326X.
- [34] DA COSTA, João. Nanoplastics in the Environment. *Plastics and the Environment* [online]. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 2018, , 82-105 [cit. 2019-10-24]. Issues in Environmental Science and Technology. DOI: 10.1039/9781788013314-00082. ISBN 978-1-78801-241-6.
- [35] KENTIN, Esther a Heidi KAARTO. *An EU ban on microplastics in cosmetic products and the right to regulate* [online]. 2018, **27**(3), 254-266 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1111/reel.12269. ISSN 20500386.
- [36] BLETTLER, Martín, Nicolás GARELLO, Léa GINON, Elie ABRIAL, Luis ESPINOLA a Karl WANTZEN. Massive plastic pollution in a mega-river of a developing country: Sediment deposition and ingestion by fish (*Prochilodus lineatus*). *Environmental Pollution* [online]. 2019, **255** [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113348. ISSN 02697491.
- [37] LASKAR, Nirban a Upendra KUMAR. *Plastics and microplastics: A threat to environment* [online]. In: . 2019, **14** [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1016/j.eti.2019.100352. ISSN 23521864.
- [38] LAMBERT, Scott a Martin WAGNER. Formation of microscopic particles during the degradation of different polymers. *Chemosphere* [online]. (161), 510-517 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.07.042.
- [39] DE SOUZA MACHADO, Anderson, Werner KLOAS, Christiane ZARFL, Stefan HEMPEL a Matthias RILLIG. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* [online]. 2018, **24**(4), 1405-1416 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1111/gcb.14020. ISSN 13541013.



- [40] HORTON, Alice a Simon DIXON. Microplastics: An introduction to environmental transport processes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* [online]. 2018, **5**(2) [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1002/wat2.1268. ISSN 20491948.
- [41] HARTMANN, Nanna, Thorsten HÜFFER, Richard THOMPSON et al. *Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris* [online]. 2018, **53**(3), 1039-1047 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1021/acs.est.8b05297. ISSN 0013-936X.
- [42] LAMBERT, Scott, Chris SINCLAIR a Alistair BOXALL. Occurrence, Degradation, and Effect of Polymer-Based Materials in the Environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 227* [online]. Cham: Springer International Publishing, 2014, , 1-53 [cit. 2019-10-24]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. DOI: 10.1007/978-3-319-01327-5\_1. ISBN 978-3-319-01326-8.
- [43] BROWNE, Mark, Phillip CRUMP, Stewart NIVEN, Emma TEUTEN, Andrew TONKIN, Tamara GALLOWAY a Richard THOMPSON. *Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks* [online]. 2011, **45**(21), 9175-9179 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1021/es201811s. ISSN 0013-936X.
- [44] WU, Panfeng, Jinsheng HUANG, Yuling ZHENG et al. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2019, **184** [cit. 2019-10-24]. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109612>. ISSN 01476513.
- [45] DUIS, Karen a Anja COORS. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe* [online]. 2016, **28**(1) [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1186/s12302-015-0069-y. ISSN 2190-4707.
- [46] WANG, Jiao, Xianhua LIU, Yang LI, Trevor POWELL, Xin WANG, Guangyi WANG a Pingping ZHANG. Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, **691**, 848-857 [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.209. ISSN 00489697.
- [47] DE FALCO, Francesca, Emilia DI PACE, Mariacristina COCCA a Maurizio AVELLA. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific Reports* [online]. 2019, **9**(1) [cit. 2019-10-24]. DOI: 10.1038/s41598-019-43023-x. ISSN 2045-2322.
- [48] Definice, význam a funkce půdy. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. [cit. 2019-11-05]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice\\_pudy/\\$FILE/OOHPP-Definice\\_pudy-20080820.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/definice_pudy/$FILE/OOHPP-Definice_pudy-20080820.pdf)
- [49] WELBOURNE, Dustin. Soil and Environment. *Lupine Publishers* [online]. [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.32474/OAJESS.2019.03.000161. ISSN 2641-6794.
- [50] ŠANTRŮČKOVÁ, Hana. *Základy ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice, 2014. ISBN 978-80-7394-480-3.
- [51] Soil functions. *Food and Agriculture organization of the United Nations* [online]. [cit. 2019-11-05]. Dostupné z: <http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/284478/>

- [52] POUYAT, R, P GROFFMAN, I YESILONIS a L HERNANDEZ. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution* [online]. 2002, **116**, 107-118 [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.1016/S0269-7491(01)00263-9. ISSN 02697491.
- [53] LUO SHANGHUA, , MAO QIZHENG, MA KEMING a WU JIANGUO. A review of carbon cycling and sequestration in urban soils. *Acta Ecologica Sinica* [online]. 2012, **32**(22), 7177-7189 [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.5846/stxb201110091478. ISSN 1000-0933.
- [54] JANDÁK, Jiří, Eduard POKORNÝ a Alois PRAX. *Půdoznalství*. V Brně: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 2001. ISBN 80-715-7559-3.
- [55] ALLABY, Michael. *A dictionary of geology and earth sciences*. Fourth edition. Oxford: Oxford University Press, 2013. Oxford paperback reference. ISBN 978-0-19-965306-5.
- [56] *Pozemkové úpravy: nástroj pro udržitelný rozvoj venkovského prostoru*. 2., aktualiz. vyd. Praha: Ministerstvo zemědělství, 2011. ISBN 978-80-7084-944-6.
- [57] IVUSHKIN, Konstantin, Harm BARTHOLOMEUS, Arnold BREGT, Alim PULATOV, Bas KEMPEN a Luis DE SOUSA. Global mapping of soil salinity change. *Remote Sensing of Environment* [online]. 2019, **231** [cit. 2019-11-08]. DOI: 10.1016/j.rse.2019.111260. ISSN 00344257.
- [58] BOLAN, N.S., D. CURTIN a D.C. ADRIANO. ACIDITY. *Encyclopedia of Soils in the Environment* [online]. Elsevier, 2005, s. 11-17 [cit. 2020-03-11]. DOI: 10.1016/B0-12-348530-4/00173-9. ISBN 9780123485304.
- [59] Kvalita a zdraví půdy. *Mendelova univerzita v Brně* [online]. Brno, 2013 [cit. 2019-11-05]. Dostupné z: [http://user.mendelu.cz/xvlcek1/kzp/KZP\\_prednasky.pdf](http://user.mendelu.cz/xvlcek1/kzp/KZP_prednasky.pdf)
- [60] SPARKS, Donald. *Environmental Soil Chemistry*. 2nd edition. Academic Press, 2002. ISBN 0126564469.
- [61] WIESMEIER, Martin, Livia URBANSKI, Eleanor HOBLEY et al. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* [online]. 2019, **333**, 149-162 [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.07.026. ISSN 00167061.
- [62] SCHMIDT, Michael, Margaret TORN, Samuel ABIVEN et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* [online]. 2011, **478**(7367), 49-56 [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1038/nature10386. ISSN 0028-0836.
- [63] WAGAI, Rota a Lawrence MAYER. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. *Geochimica et Cosmochimica Acta* [online]. 2007, **71**(1), 25-35 [cit. 2020-04-14]. DOI: 10.1016/j.gca.2006.08.047. ISSN 00167037.
- [64] PAUL, Eldor. The nature and dynamics of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* [online]. 2016, **98**, 109-126 [cit. 2020-04-14]. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.04.001. ISSN 00380717.
- [65] KUČERÍK, Jiří, Jette SCHWARZ, Alexander JÄGER, Marko BERTMER a Gabriele SCHAUMANN. Character of transitions causing the physicochemical aging of a sapric histosol. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* [online]. 2014, **118**(2), 1169-1182 [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1007/s10973-014-3971-4. ISSN 1388-6150.

- [66] KOMENDOVÁ, Renata, Jan ŽÍDEK, Michal BERKA, Marta JEMELKOVÁ, Veronika ŘEZÁČOVÁ, Pellegrino CONTE a Jiří KUČERÍK. Small-sized platinum nanoparticles in soil organic matter: Influence on water holding capacity, evaporation and structural rigidity. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, **694** [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133822. ISSN 00489697.
- [67] KUČERÍK, Jiří, Pavel ONDRUCH, Yamuna KUNHI MOUVENCHERY a Gabriele SCHAUMANN. Formation of Water Molecule Bridges Governs Water Sorption Mechanisms in Soil Organic Matter. *Langmuir* [online]. 2018, **34**(40), 12174-12182 [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1021/acs.langmuir.8b02270. ISSN 0743-7463.
- [68] ONDRUCH, Pavel, Jiri KUCERIK, Zacharias STEINMETZ a Gabriele SCHAUMANN. Influence of Organic Chemicals on Water Molecule Bridges in Soil Organic Matter of a Sapric Histosol. *The Journal of Physical Chemistry A* [online]. 2017, **121**(12), 2367-2376 [cit. 2020-02-12]. DOI: 10.1021/acs.jpca.6b10207. ISSN 1089-5639.
- [69] ONDRUCH, Pavel, Jiri KUCERIK, Daniel TUNEGA, Nadeesha SILVA, Adelia AQUINO a Gabriele SCHAUMANN. Influence of water molecule bridges on sequestration of phenol in soil organic matter of sapric histosol. *Environmental Chemistry* [online]. 2019, **16**(7) [cit. 2020-02-28]. DOI: 10.1071/EN18137. ISSN 1448-2517.
- [70] KUČERÍK, Jiří. Chemical structure of soil organic matter. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* [online]. 2020, **140**(1), 233-242 [cit. 2020-04-01]. DOI: 10.1007/s10973-019-08802-8. ISSN 1388-6150.
- [71] KUNHI MOUVENCHERY, Yamuna, Alexander JAEGER, Adelia AQUINO, Daniel TUNEGA, Dörte DIEHL, Marko BERTMER, Gabriele SCHAUMANN a Caroline SLOMP. Restructuring of a Peat in Interaction with Multivalent Cations: Effect of Cation Type and Aging Time. *PLoS ONE* [online]. 2013, **8**(6) [cit. 2019-11-18]. DOI: 10.1371/journal.pone.0065359. ISSN 1932-6203.
- [72] HE, Defu, Yongming LUO, Shibo LU, Mengting LIU, Yang SONG a Lili LEI. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* [online]. 2018, **109**, 163-172 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1016/j.trac.2018.10.006. ISSN 01659936.
- [73] MICHIELSSEN, Marlies, Elien MICHIELSSEN, Jonathan NI a Melissa DUHAIME. Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. *Environmental Science: Water Research & Technology* [online]. 2016, **2**(6), 1064-1073 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1039/C6EW00207B. ISSN 2053-1400.
- [74] WIECZOREK, Alina, Liam MORRISON, Peter CROOT, A. ALLCOCK, Eoin MACLOUGHLIN, Olivier SAVARD, Hannah BROWNLOW a Thomas DOYLE. Frequency of Microplastics in Mesopelagic Fishes from the Northwest Atlantic. *Frontiers in Marine Science* [online]. 2018, **5** [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.3389/fmars.2018.00039. ISSN 2296-7745.
- [75] GASPERI, Johnny, Stephanie WRIGHT, Rachid DRIS et al. Microplastics in air: Are we breathing it in?. *Current Opinion in Environmental Science & Health* [online]. 2018, **1**, 1-5 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1016/j.coesh.2017.10.002. ISSN 24685844.

- [76] TEUTEN, Emma, Jovita SAQUING, Detlef KNAPPE et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* [online]. 2009, **364**(1526), 2027-2045 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1098/rstb.2008.0284. ISSN 0962-8436.
- [77] ASHTON, Karen, Luke HOLMES a Andrew TURNER. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2010, **60**(11), 2050-2055 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.07.014. ISSN 0025326X.
- [78] NG, Ee-Ling, Esperanza HUERTA LWANGA, Simon ELDRIDGE, Priscilla JOHNSTON, Hang-Wei HU, Violette GEISSEN a Deli CHEN. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, **627**, 1377-1388 [cit. 2020-02-11]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.341. ISSN 00489697.
- [79] HORTON, Alice, Alexander WALTON, David SPURGEON, Elma LAHIVE a Claus SVENDSEN. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of The Total Environment* [online]. 2017, **586**, 127-141 [cit. 2020-01-23]. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190. ISSN 00489697.
- [80] FULLER, Stephen a Anil GAUTAM. A Procedure for Measuring Microplastics using Pressurized Fluid Extraction. *Environmental Science & Technology* [online]. 2016, **50**(11), 5774-5780 [cit. 2020-01-23]. DOI: 10.1021/acs.est.6b00816. ISSN 0013-936X.
- [81] NIZZETTO, Luca, Gianbattista BUSSI, Martyn FUTTER, Dan BUTTERFIELD a Paul WHITEHEAD. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts* [online]. 2016, **18**(8), 1050-1059 [cit. 2020-01-23]. DOI: 10.1039/C6EM00206D. ISSN 2050-7887.
- [82] DRIS, Rachid, Johnny GASPERI, Mohamed SAAD, Cécile MIRANDE a Bruno TASSIN. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment?. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2016, **104**(1-2), 290-293 [cit. 2020-02-04]. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.01.006. ISSN 0025326X.
- [83] HUERTA LWANGA, Esperanza, Hennie GERTSEN, Harm GOOREN et al. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology* [online]. 2016, **50**(5), 2685-2691 [cit. 2020-01-23]. DOI: 10.1021/acs.est.5b05478. ISSN 0013-936X.
- [84] BOOTS, Bas, Connor RUSSELL a Dannielle GREEN. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environmental Science & Technology* [online]. 2019, **53**(19), 11496-11506 [cit. 2020-02-04]. DOI: 10.1021/acs.est.9b03304. ISSN 0013-936X.
- [85] MARTIN-CLOSAS, L., R. BOTET a A.M. PELACHO. An in vitro crop plant ecotoxicity test for agricultural bioplastic constituents. *Polymer Degradation and Stability* [online]. 2014, **108**, 250-256 [cit. 2020-02-04]. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2014.03.037. ISSN 01413910.

- [86] MENCZEL, Joseph a R. PRIME. *Thermal analysis of polymers: fundamentals and applications*. John Wiley & Sons, 2009, 709 s. ISBN 9780471769170.
- [87] WATSON, Emmett a Michael O'NEILL. *Differential microcalorimeter*. 1966. USA. US3263484 A. Uděleno 1962-04-04. Zapsáno 1966-08-02.
- [88] YU, Shifeng, Shuyu WANG, Ming LU a Lei ZUO. Review of MEMS differential scanning calorimetry for biomolecular study. *Frontiers of Mechanical Engineering* [online]. 2017, **12**(4), 526-538 [cit. 2020-02-18]. DOI: 10.1007/s11465-017-0451-0. ISSN 2095-0233.
- [89] NOLLET, Leo a Fidel TOLDRA, ed. *Handbook of Food Analysis - Two Volume Set: Differential Scanning Calorimetry*. CRC Press, 2015 [cit. 2020-02-18]. DOI: 10.1201/b18668. ISBN 9780429153747.
- [90] HÖHNE, Günther, Wolfgang HEMMINGER a H.-J. FLAMMERSHEIM. *Differential Scanning Calorimetry*. 2, ilustrované vydání. Springer Science & Business Media, 2013. ISBN 9783662067109.
- [91] EHRENSTEIN, Gottfried, Gabriela RIEDEL a Pia TRAWIEL. *Thermal analysis of plastics: theory and practice*. Munich: Hanser, 2004, 368 s. ISBN 3-446-22673-7.
- [92] SENESI, N., Baoshan XING a P. HUANG. *Biophysico-chemical processes involving natural nonliving organic matter in environmental systems*. Hoboken, N.J.: Wiley, 2009. Wiley-IUPAC series on biophysico-chemical processes in environmental systems. ISBN 04-704-1300-X.
- [93] SCHAUMANN, Gabriele. Soil organic matter beyond molecular structure Part II: Amorphous nature and physical aging. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* [online]. 2006, **169**(2), 157-167 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1002/jpln.200521791. ISSN 1436-8730.
- [94] DELAPP, Rossane, Eugene LEBOEUF a Katherine BELL. Thermodynamic properties of several soil- and sediment-derived natural organic materials. *Chemosphere* [online]. 2004, **54**(4), 527-539 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00710-0. ISSN 00456535.
- [95] DELAPP, Rossane a Eugene LEBOEUF. Thermal Analysis of Whole Soils and Sediment. *Journal of Environmental Quality* [online]. 2004, **33**(1), 330-337 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.2134/jeq2004.3300. ISSN 00472425.
- [96] PROVENZANO, M., G. GIGLIOTTI, A. CILENTI, F. ERRIQUENS a N. SENESI. Spectroscopic and Thermal Investigation Of Hydrophobic and Hydrophilic Fractions Of Dissolved Organic Matter. *Compost Science & Utilization* [online]. 2006, **14**(3), 191-200 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1080/1065657X.2006.10702283. ISSN 1065-657X.
- [97] SCHAUMANN, Gabriele, Daniela GILDEMEISTER, Yamuna KUNHI MOUVENCHERY, Sandra SPIELVOGEL a Dörte DIEHL. Interactions between cations and water molecule bridges in soil organic matter. *Journal of Soils and Sediments* [online]. 2013, **13**(9), 1579-1588 [cit. 2020-03-12]. DOI: 10.1007/s11368-013-0746-7. ISSN 1439-0108.
- [98] SCHAUMANN, Gabriele a Eugene LEBOEUF. Glass Transitions in Peat: Their Relevance and the Impact of Water. *Environmental Science & Technology* [online]. 2005, **39**(3), 800-806 [cit. 2020-02-28]. DOI: 10.1021/es0490931. ISSN 0013-936X.

- [99] SCHAUMANN, Gabriele. Matrix relaxation and change of water state during hydration of peat. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* [online]. 2005, **265**(1-3), 163-170 [cit. 2020-02-28]. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2005.02.040. ISSN 09277757.
- [100] ABE, H. a Y. DOI. Bacterial Polyesters. *Encyclopedia of Materials: Science and Technology* [online]. Elsevier, 2001, s. 448-453 [cit. 2020-04-05]. DOI: 10.1016/B0-08-043152-6/00089-9. ISBN 9780080431529.
- [101] JANG, Ei-Sup, Won-Ki LEE, Chan-Young PARK, Sung-Kee MIN a Seong-Ho JANG. Oil Absorbencies of Fibers of Biodegradable and Microbial Polymers Prepared by Electrospinning Method. *Journal of Environmental Science International* [online]. 2013, **22**(2), 243-249 [cit. 2020-04-27]. DOI: 10.5322/JESI.2013.22.2.243. ISSN 1225-4517.
- [102] KUČERÍK, Jiří, Petra BURSÁKOVÁ, Alena PRŮŠOVÁ, Lucie GREBÍKOVÁ a Gabriele SCHAUMANN. Hydration of humic and fulvic acids studied by DSC. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* [online]. 2012, **110**(1), 451-459 [cit. 2020-04-27]. DOI: 10.1007/s10973-011-2178-1. ISSN 1388-6150.

## SEZNAM ZKRATEK

|       |   |
|-------|---|
| PCL   | polykaprolakton   |
| PBS   | polybutylensukcinát   |
| PES   | polyethersulfon   |
| PBAT  | polybutylen tereftalátadipát  |
| P3HB  | poly(R-3-hydroxybutyrát)  |
| PLA   | polymléčná kyselina   |
| PE    | polyethylen   |
| NY 11 | nylon11   |
| PA    | polyamid  |
| PHA   | polyhydroxyalkanoáty  |
| DDT   | dichlordifenyltrichlorethan   |
| SOM   | půdní organická hmota (angl. soil organic matter)                             |
| WaMB  | vodní molekulové můstky (angl. water molecule bridge)                         |
| DSC   | diferenční kompenzační kalorimetrie (angl. differential scanning calorimetry) |

## SEZNAM OBRÁZKŮ

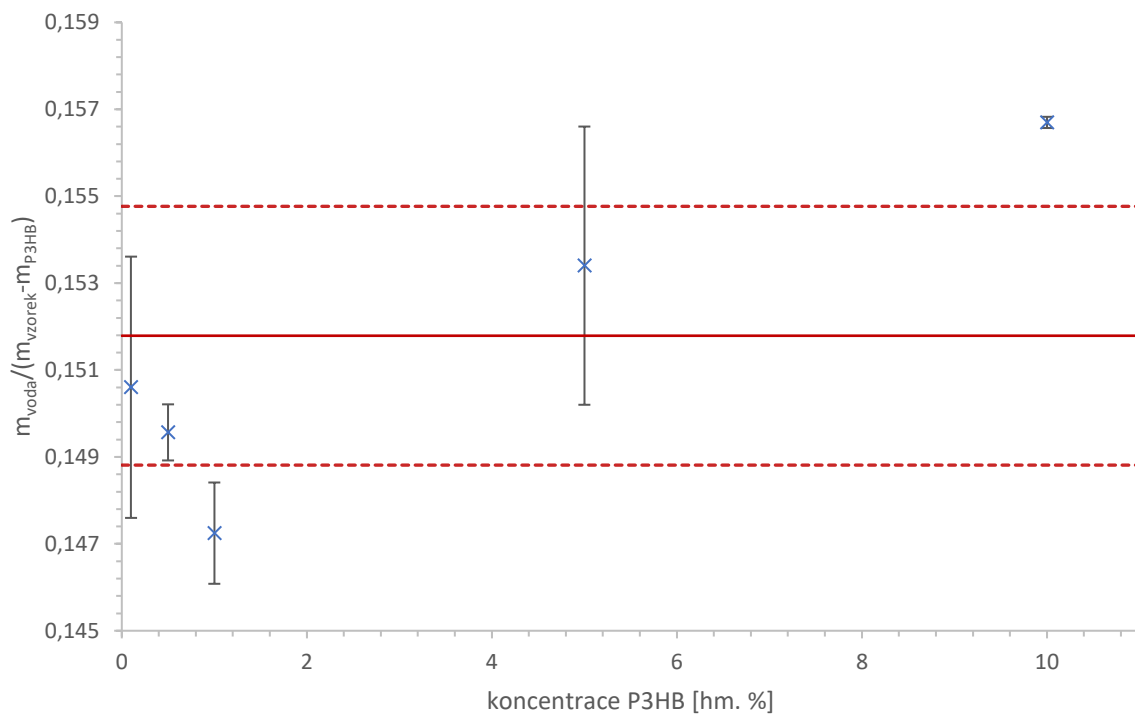
|   |    |
|---|----|
| Obrázek 1: Klasifikace polymerů dle elasticko-plastických vlastností [2].....   | 11 |
| Obrázek 2: Rozdělení bioplastů [23; 21] (PCL – polykaprolakton, PBS – polybutylensukcinát, PES – polyethersulfon. PBAT – polybutylen tereftalátadipát, PHB – poly(R-3-hydroxybutyrát), PLA – polymléčná kyselina, PE – polyetylen, NY 11 – nylon11, PA – polyamid). ..... | 14 |
| Obrázek 3: Obecná struktura polyhydroxyalkanoátu [24].....  | 15 |
| Obrázek 4: Strukturní vzorec poly(R-3-hydroxybutyrátu) [27]. .....  | 15 |
| Obrázek 5: Schéma biodegradace. Převzato z [33] a upraveno. ....  | 16 |
| Obrázek 6: Kategorie a zdroje mikroplastů v životním prostředí. Převzato z [44] a upraveno. ....  | 17 |
| Obrázek 7: Funkce půdy. Převzato z [51] a upraveno. ....  | 18 |
| Obrázek 8: Základní složky půdy a jejich typický poměr (v hmotnostních procentech). .....   | 20 |
| Obrázek 9: Formy vody - interakce mezi vodou a půdní organickou hmotou. Převzato z [67] a upraveno. ....  | 22 |
| Obrázek 10: Záznam DSC - závislost teplotního toku na teplotě/čase. Převzato z [91] a upraveno. ....  | 26 |
| Obrázek 11: Schéma zobrazující porovnání měrných cel DSC s tepelným tokem (umístění vzorku a reference v jedné peci) v a DSC s kompenzací výkonu (umístění vzorku a reference v oddělených pecích). Převzato z [89] a upraveno. ....                                      | 26 |
| Obrázek 12: Záznam měření stability WaMB vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročástic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 43 %. .....  | 31 |
| Obrázek 13: Záznam měření výparné entalpie vzorku obsahujícího 10 hm.% mikročástic P3HB vystaveného vzdušné vlhkosti 75 %. .....  | 32 |
| Obrázek 14: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43 %. .....   | 33 |
| Obrázek 15: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75 %. .....   | 34 |
| Obrázek 16: Závislost teploty přerušení WaMB na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %. .....   | 35 |
| Obrázek 17: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43 %. .....   | 36 |
| Obrázek 18: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75%. .....  | 37 |
| Obrázek 19: Závislost výparné entalpie na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %. .....   | 38 |
| Obrázek 20: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43%. .....  | 39 |
| Obrázek 21: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75%. .....  | 40 |
| Obrázek 22: Závislost množství vody v půdě na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %. .....   | 41 |



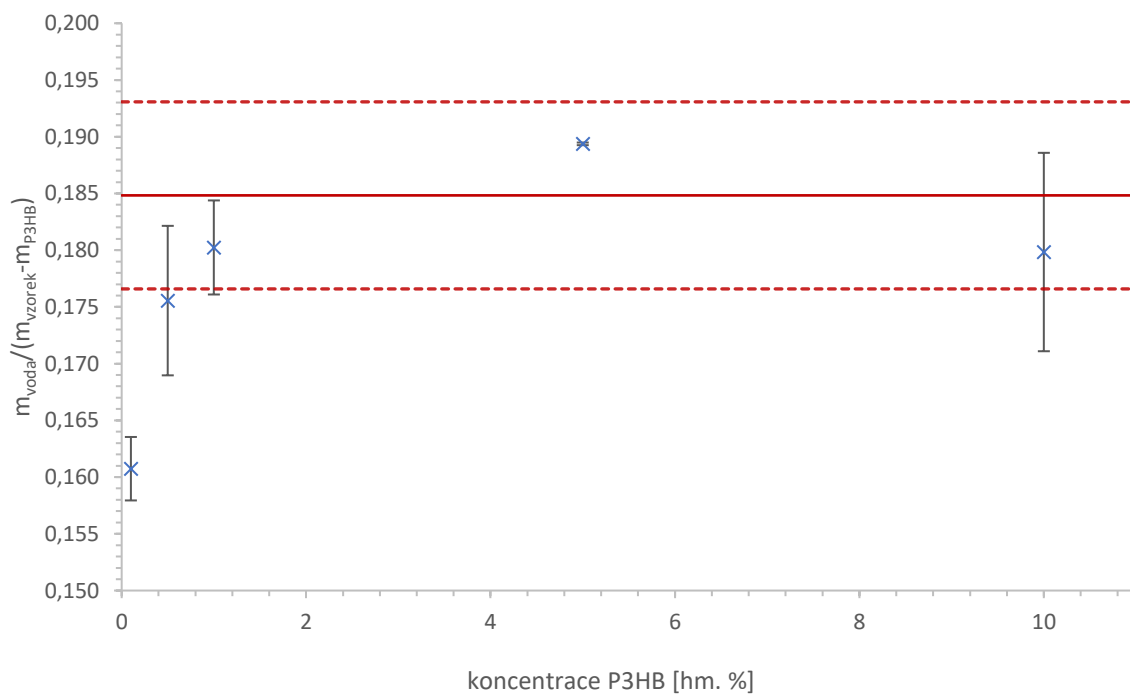
## SEZNAM TABULEK

|   |    |
|---|----|
| Tabulka 1: Nakládání s plastovým odpadem v EU. Dle [8]. .....                         | 12 |
| Tabulka 2: Přehled metod termické analýzy včetně měřených vlastností. Dle [84]. ..... | 25 |
| Tabulka 3: Využití DSC při studiu půdy .....  | 27 |
| Tabulka 4: Množství P3HB pro jednotlivá hmotnostní procenta .....                     | 30 |
| Tabulka 5: Exsikátory - zajištění příslušné vlhkosti vzduchu .....                    | 30 |

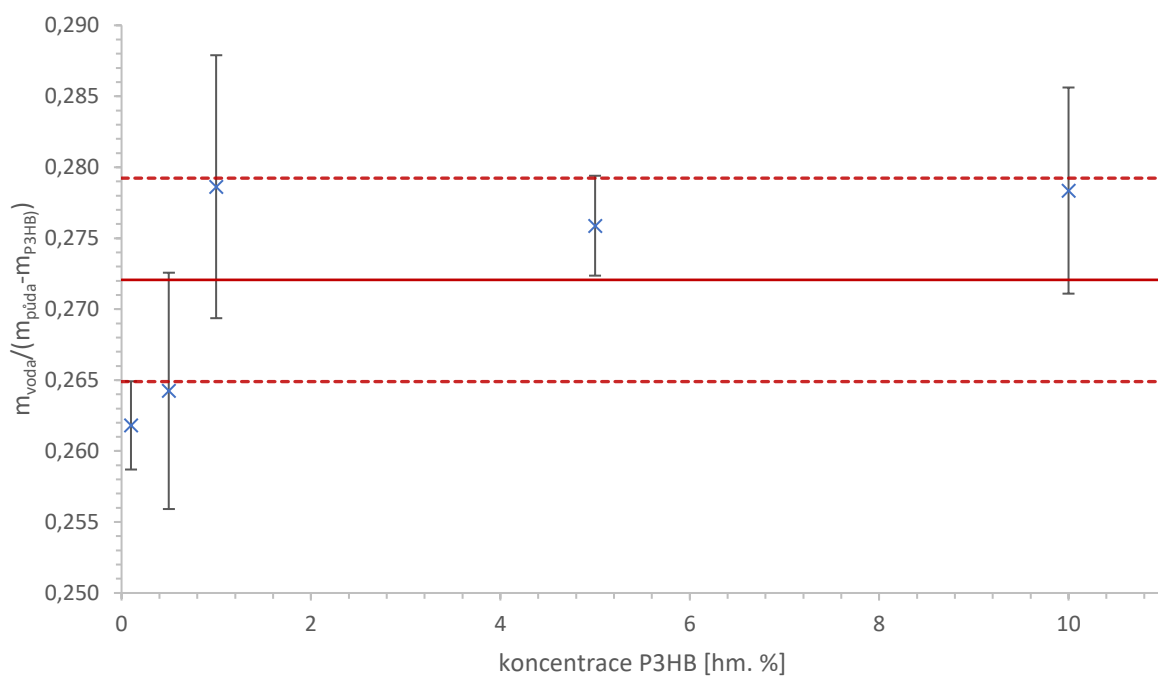
## PŘÍLOHY



Obrázek 23: : Závislost množství vody v rašelině na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 43%.



Obrázek 24: Závislost množství vody v rašelině na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 75 %.



Obrázek 25: Závislost množství vody v rašelině na koncentraci P3HB ve vzorcích vystavených vzdušné vlhkosti 94 %.