



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

PROBLEMATIKA IDENTIFIKACE A KVANTIFIKACE MIKROPLASTŮ V PŮDÁCH

THE PROBLEMATICS OF IDENTIFICATION AND QUANTIFICATION OF MICROPLASTICS IN SOILS

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

BACHELOR'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Tereza Polachová

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.

BRNO 2024

Zadání bakalářské práce

Číslo práce: FCH-BAK1871/2022 Akademický rok: 2023/24
Ústav: Ústav chemie a technologie ochrany
životního prostředí
Studentka: **Tereza Polachová**
Studijní program: Aplikovaná analytická,
environmentální a forenzní chemie
Studijní obor: bez specializace
Vedoucí práce: **Mgr. Helena Doležalová**
Weissmannová, Ph.D.

Název bakalářské práce:

Problematika identifikace a kvantifikace mikroplastů v půdách

Zadání bakalářské práce:

1. Analýza současného stavu poznání aplikace FTIR metody pro analýzu půdy s obsahem plastů a mikroplastů.
2. Odběr a příprava vzorků půd.
3. FTIR analýza a interpretace výsledků.
4. Vyhodnocení dat FTIR a aplikace chemometrických metod pro zhodnocení půd s obsahem plastů a mikroplastů.

Termín odevzdání bakalářské práce: 20.5.2024:

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

Tereza Polachová
studentka

Mgr. Helena Doležalová
Weissmannová, Ph.D.
vedoucí práce

prof. Ing. Jozef Krajčovič, Ph.D.
vedoucí ústavu

V Brně dne 1.2.2024

prof. Ing. Michal Veselý, CSc.
děkan

ABSTRAKT

Tato bakalářská práce shrnuje dosavadní poznatky o přítomnosti, chování a analýze mikroplastů v půdách. Nejběžnější metodou pro analýzu mikroplastů v půdách se používá FTIR spektroskopie. Shrnutí poznatků a výsledků publikovaných výzkumů ale naznačují nedostatečnou standardizaci odběru, pročištění a nakládání se vzorky. Cílem bylo vytvoření matematického modelu pro kvantifikaci PET ve směsích standardních půd a PET, který byl následně ověřen na směsích PET v různých reálných půdách. Výsledkem je model, který by měl být univerzální pro kvantitativní analýzu PET v půdách standardních i reálných, s nízkou i vysokou koncentrací PET. Modely byly vytvořeny pro následující vlnočty 2965,80 cm^{-1} ; 1739,99 cm^{-1} ; 1299,85 cm^{-1} a 1135,31 cm^{-1} . Korelační koeficienty R^2 finálních modelů pro jednotlivé vlnočty vyšly: 0,9606; 0,9141; 0,9360 a 0,8879.

ABSTRACT

This bachelor's thesis summarizes the current findings on the presence, behavior and analysis of microplastics in soils. The most common method for analyzing microplastics in soils is FTIR spectroscopy. However, summaries of findings and results of published research indicate insufficient standardization of sampling, purification and handling of samples. The aim was to create a mathematical model for the quantification of PET in mixtures of standard soils and PET, which was subsequently verified on mixtures of PET in different real soils. The result is a model which should be universal for the quantitative analysis of PET in standard and real soils, with low and high PET concentration. Models were created for the following wavenumbers 2965.80 cm^{-1} ; 1739.99 cm^{-1} ; 1299.85 cm^{-1} and 1135.31 cm^{-1} . The correlation coefficients R^2 for individual wavenumbers were: 0.9606; 0.9141; 0.9360 and 0.8879.

KLÍČOVÁ SLOVA

mikroplasty, půda, PET, FTIR-ATR, DRIFT, chemometrie

KEY WORDS

microplastics, soil, PET, FTIR-ATR, DRIFT, chemometrics

POLACHOVÁ, Tereza. *Problematika identifikace a kvantifikace mikroplastů v půdách* [online]. Brno, 2024 [cit. 2024-05-20]. Dostupné z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/147924>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí . Vedoucí práce Helena Doležalová Weissmannová.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Bakalářská práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího bakalářské práce a děkana FCH VUT.

.....
Tereza Polachová

PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych poděkovala své vedoucí Mgr. Heleně Doležalové Weissmanové, Ph.D za věnovaný čas, pomoc a věcné rady při zpracovávání mé bakalářské práce. Dále chci poděkovat své rodině, přátelům a partnerovi za podporu při mém studiu.

OBSAH

1.	Úvod.....	6
2.	Teoretická část.....	6
2.1.	Půda.....	6
2.2.	Plasty, mikroplasty a životní prostředí.....	6
2.3.	Mikroplasty ve vodě.....	8
2.4.	Mikroplasty v půdě.....	8
2.5.	Vliv mikroplastů na vlastnosti půdy.....	10
2.6.	Adsorpce na MP.....	11
2.7.	Analýza MP v půdách.....	12
2.8.	Identifikace mikroplastů.....	14
2.8.1.	Ramanova spektroskopie.....	14
2.8.2.	Infračervená spektroskopie a FTIR.....	15
2.8.3.	Rastrovací elektronová mikroskopie (SEM).....	18
2.8.4.	Pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (Pyr-GC-MS).....	19
3.	Experimentální část.....	20
3.1.	Výběr signifikantních vlnočtů.....	20
3.2.	Model A.....	23
3.3.	Ověření modelu na dalším vzorku (model AB).....	25
3.4.	Model C.....	28
3.5.	Model ABC.....	30
3.6.	Reálné půdy.....	32
3.6.1.	Reálné nekontaminované půdy (ABCD ₁).....	32
3.6.2.	Reálné možné kontaminované půdy (ABCD ₂).....	35
3.7.	Konečný model E.....	37
4.	Závěr.....	40
5.	Seznam použitých publikací.....	41
6.	Seznam použitých zkratk.....	47

1. ÚVOD

Masivní výroba a spotřeba plastových výrobků je zdrojem obrovského plastového odpadu. Pokud není následně vzniklý plastový odpad zpracován správným způsobem, má mnoho nepříznivých dopadů na životní prostředí. Obalové využití je jedna z nejdůležitějších a nejčastějších aplikací plastových materiálů. Asi 40 % plastových materiálů na celém světě se používá k uskladnění a balení hotových výrobků z různých továren [1].

Čistírny odpadních vod (ČOV) byly identifikovány jako „přechodový bod“ mikroplastů do životního prostředí [2], protože konvenční procesy čištění odpadních vod se primárně zaměřují na odstraňování organických látek, živin a patogenů [3].

Analytické metody mikroplastů jsou rozděleny na vizuální/mikroskopické, spektrometrické a termoanalytické metody/hmotnostní spektrometrie. Vizuální zahrnují použití mikroskopu a rastrovací elektronové mikroskopie (SEM). Vibrační spektroskopické metody, jako je infračervená Fourierova transformace (FTIR) a Ramanova spektroskopie, jsou vhodné pro odlišení plastů od neplastických materiálů, pomocí identifikace funkční skupiny a jejich kategorizací do polymerního složení. Pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (Pyr-GC/MS) je technika hmotnostní spektrometrie, která se v poslední době používá pro kvantifikaci hmotnostního zatížení odpadních vod mikroplasty [2].

2. TEORETICKÁ ČÁST

2.1. Půda

Půda je nejvrchnější zvětralá vrstva litosféry, a je ovlivněná podnebím, organismy a lidským zásahem. Zvětrávání zahrnuje fyzikální (mechanické), chemické a biologické procesy, které rozkládají a přeměňují matečnou horninu. Půda je složená z anorganické, organické (organismy, humus), kapalné a plynné složky. Plynná fáze je závislá na biologických procesech jako je dýchání, které vypouští CO₂ na úkor příjmu O₂ půdními organismy a kořeny rostlin. Při anaerobních podmínkách s vysokou půdní vlhkostí se zde zadržují plyny jako je methan a sulfan [4].

2.2. Plasty, mikroplasty a životní prostředí

Plasty jsou levné syntetické polymery, po jejich komercializaci v 50. letech minulého století podíl tohoto odvětví exponenciálně vzrostl a v současnosti je ekonomicky předním průmyslovým odvětvím. Tento růst je způsoben specifickou kombinací vlastností plastů, jako je odolnost, ohebnost, nízká hmotnost, a nakonec i nízké výrobní náklady, a proto najde využití v mnoha odvětvích [5]. Celosvětová produkce plastů v roce 2017 byla téměř 350 miliónů tun, s tím je taky spojené enormní množství plastového odpadu, který se recykluje pouze z 6–26 % [6]. Odhaduje se, že do roku 2050 může roční produkce plastů vzrůst až na 33 miliard tun.

Z celkového antropogenního odpadového materiálu, uvolněného do životního prostředí mohou plasty tvořit až 54 % celkové hmotnosti. Mezi běžně rozšířené použití plastů jsou obalové materiály (39,5 % z celkové produkce), stavební materiály (20,1 %), automobilové součástky (8,6 %), elektronika (5,7 %), materiály v zemědělství (3,4 %) a zbytek tvoří domácí spotřebiče nebo sportovní vybavení [7]. Krátká historie celosvětové výroby plastů ukazuje, že během minulého století dosáhla výroba plastů přibližně 320 milionů tun ročně, z čehož se téměř 40 % používá jako jednorázové obaly [8].

Koncept mikroplastů byl poprvé definován v roce 2004 jako částice plastu o průměru <5 mm [9]. Nejrozšířenějšími typy mikroplastů jsou polyethylen (PE), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC), polyethylentereftalát (PET) a polystyren (PS) [10].

Tabulka 1: kategorizace plastů dle velikosti jejich nejdelší strany

kategorie	zkratka	velikost
Makroplasty	MAP	>25 mm
Mezoplasty	MEP	5 mm–25 mm
Mikroplasty	MP	5 mm–1 μm
Nanoplasty	NP	<1 μm

Z primárních plastových mikročástic ze spotřebního zboží se roztržštěním na menší fragmenty tvoří sekundární mikroplasty. Distribuce mikroplastů ve vodním prostředí je ovlivněna jejich hustotou. Většina mikroplastů plave na hladině z důvodu nižší hustoty většiny polymerů oproti mořské vodě. Ve vodním sloupci jsou suspendovány v menší míře a jeví se, že sedimenty fungují pro tyto mikročástice jako jímka, zatímco pláže mohou akumulovat plovoucí i klesající plasty [11]. Polymery jsou extrémně odolné vůči biologickému rozkladu, což zajišťují společné vlastnosti plastů jako je hydrofobicita, vysoká molekulová hmotnost nebo síťovaná chemická struktura. Existují však důkazy o biodegradaci pomocí některých bakterií či hub. Kvůli nemožnosti účinné degradace na skládkách se dá tvrdit, že kromě spalovaných plastů je jich v různých formách naprostá většina stále v životním prostředí [7]. Toto špatné nakládání s plastovými odpady představuje významnou hrozbu pro životní prostředí a většině polymerů trvá celá desetiletí až staletí, než se úplně rozloží. Podle některých odhadů vedly desítky let špatného nakládání k tomu, že stovky miliard tun mikroplastů přetrvává v prostředí [5]. V současnosti většina pozornosti na problematiku mikroplastů směřuje na mořský vodní systém, i přesto, že podle odhadů je roční množství vypuštěných mikroplastů do půdy 4–23krát vyšší než do oceánů [12].

Mikroplasty mohou způsobit při požití menšími bezobratlými nebo larvami fatální poranění, jako je ucpaní trávicího systému či oděrky. Vedle těchto fyzikálních účinků na organismy je ekologicky závažnější rozklad mikroplastů, při kterém se mohou uvolňovat toxické složky a akumulovat perzistentní organické polutanty (POP). Dalším možným diskutovaným rizikem je pronikání těchto toxických látek do mořských potravních řetězců [9].

Malé mikroplasty a nanoplasty mohou projít fyziologickými bariérami jako jsou plíce, střeva a kůže. V lidském těle se mohou akumulovat v řadě orgánů jako jsou játra a mozek. V krvi a orgánech mohou interagovat s proteiny a můžou ovlivnit střevní mikroflóru s dopadem na imunitní systém [13].

Maximální koncentrace mikroplastů jsou pozorovány na pobřežní mořích a oceánů. Jako primární zdroje byly identifikovány vypouštění odpadních vod a fragmentace plastových předmětů. Rychlost degradace mikroplastů ve vodě je nesrovnatelně pomalejší než na pevnině, protože voda absorbuje UV záření, a to je jedním z významných faktorů degradace plastů [5].

2.3. Mikroplasty ve vodě

Jsou různé způsoby příjmu mikroplastů do lidského organismu. Příjem mikroplastů z atmosféry spádem na potraviny, kuchyňské náčiní či nádobí byl srovnatelný s příjmem pomocí dýchání, ale v porovnání s přímou konzumací se do lidského těla může dostat tímto způsobem až o 2-3 řády více mikroplastů. Toto riziko se dá snížit zakrýváním či opláchnutím používaného nádobí a náčiní. Mikroplasty byly nalezeny v mořské soli, medu, mléku, pivu, a dokonce v pitné vodě. Zvláštní pozornost se věnuje mořským plodům, jelikož se v nich koncentrují suspendované částice mikroplastů [14].

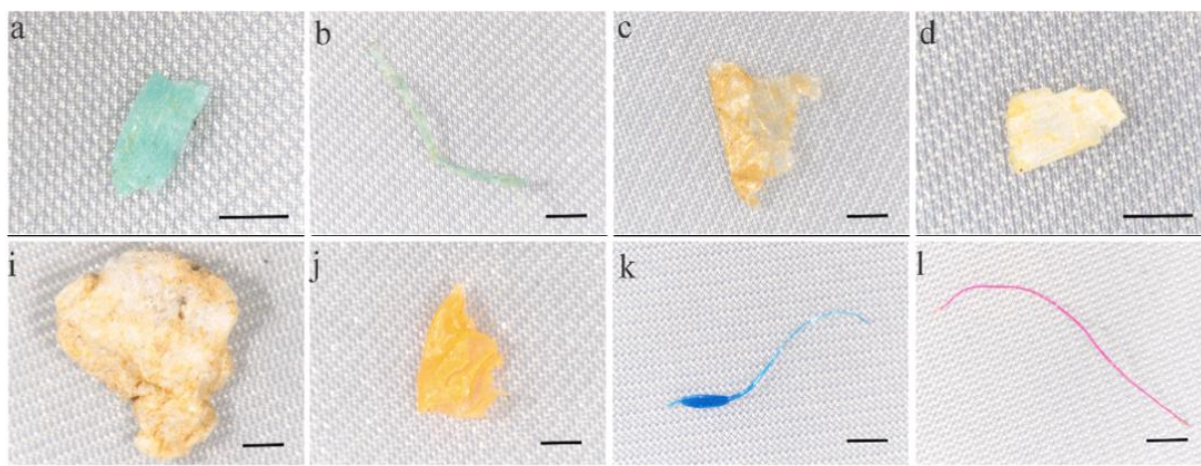
Nejběžnějšími mikroplasty nalezenými v pitné vodě byly polyester, polyethylen, polypropylen a polystyren, převážně ve velikosti $<10 \mu\text{m}$. Relativně nízká hodnota byla zjištěna u veřejných fontán s pitnou vodou v Mexiku, Japonsku, USA a Evropě. Vysoké množství bylo objeveno ve vodě z vodovodu v Brazílii a Číně. Omezené množství PE a PVC ve vodovodní vodě zjištěno na Islandu. V německém městu Rüsselsheim nebyly dokonce nalezeny žádné MP. V úpravnách pitné vody byly nalezeny vysoké koncentrace MP v Íránu, Číně, Brazílii a České republice [15].

V balené vodě bylo nalezeno větší množství plastových částic než ve vodě kohoutkové, to je dáno mechanickými účinky při přepravě a následného opakovaného uzavírání víčka. Vlákna ze syntetických oděvů, které se uvolňují při praní, nejsou v ČOV dostatečně odstraněná a v důsledku toho je vypouštění odpadních vod do prostředí zdrojem mikroplastů v povrchových vodách. V současné době vykazuje membránové čištění odpadních vod lepší výsledky než jiné metody, přesto je třeba vyvinout nové efektivnější procesy. [16]

2.4. Mikroplasty v půdě

Půdní prostředí funguje jako shromažďující prostor pro mikroplasty a je zároveň jejich důležitým sekundárním zdrojem pro další složky životního prostředí. Ke kvantitativní analýze rozdílných účinků expozice mikroplastů na fyzikálně-chemické vlastnosti půdy a bioty, nashromáždila studie, za použití metaanalýzy, výsledky z 2886 experimentálních skupin z 38 studií mezi lety 2016 a 2022. Výsledky ukázaly převládající výzkum zemědělských půd, které jsou více exponované než jiné části životního prostředí. Dominantními tvary byly mikroplastické vlákna a fragmenty, což naznačuje, že extenzivní používání zemědělských fólií je v současnosti primárním faktorem mající vliv na znečištění půd mikroplasty [9].

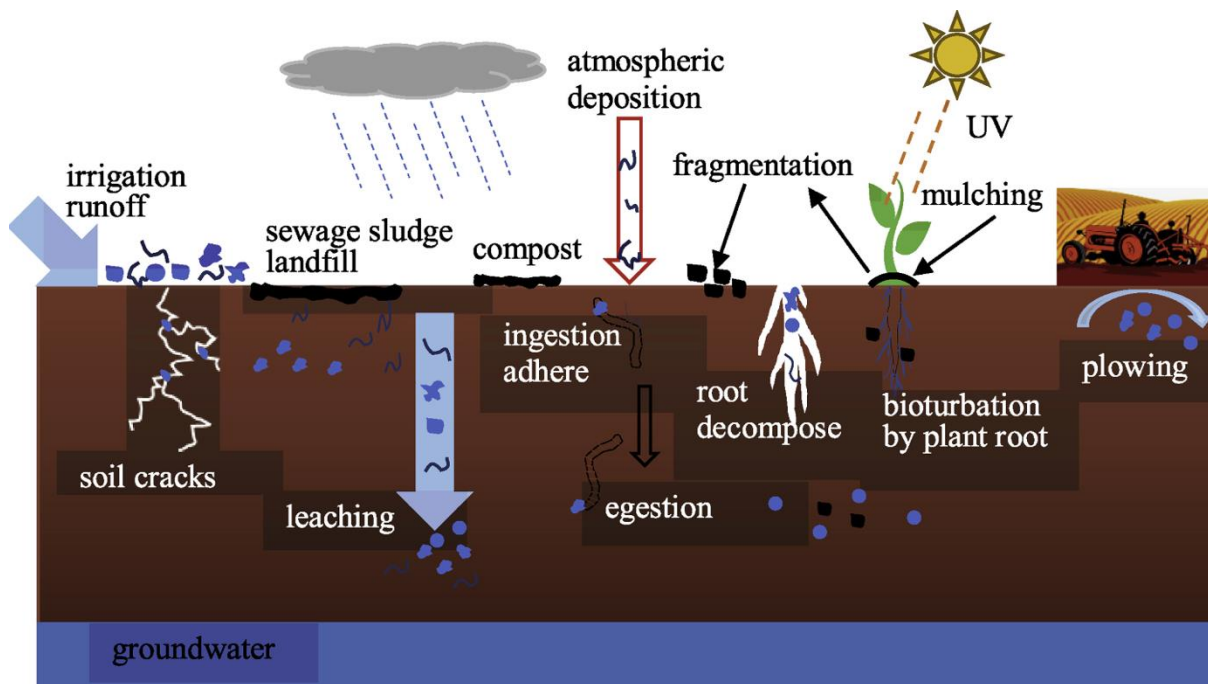
Dle statistik PlasticsEurope bylo v roce 2018 použito pro zemědělské účely 12,2 miliónů tun plastů. Většina z toho byly výše zmíněné zemědělské fólie, dále láhve od pesticidů, sáčky od hnojiv a zavlažovací hadice, mezi hlavní typy použitých plastů je polyethylen (PE), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC) a polyamid (PA). Podle tvaru lze mikroplasty klasifikovat do tří skupin: fragmenty, které představovaly 52,82 %, vlákna 32,51 % a filmy 14,67 % [17].



Obrázek 1: Repräsentativní MP nalezeny v zemědělských půdách: PP fragment (a), PP vlákno (b), PE film (c), PA fragment (d), PS fragment (i), PVC fragment (j), PS vlákno (k), akrylové vlákno (l) [17].

Mezi hlavními nalezenými rozpadlými polymerními fragmenty v půdním prostředí jsou polypropylen (29,3 %), polyethylen (19,2 %) a menší množství polyvinylchloridu (10,3 %). Jejich vlastnosti se mohou jevit jako bezpečné pro životní prostředí, ale v závislosti na aditivech mohou vykazovat kritickou ekologickou toxicitu. Mulčovací plastové fólie používané v zemědělství obsahují změkčovadla, jako jsou estery kyseliny ftalové, a jsou primárně spojovány s kontaminací ovoce a zeleniny [5].

Jiný zdroj uvádí, jako významný přímý zdroj primárních mikroplastů v půdě, ukládání čistírenských kalů obsahujících syntetická vlákna či sedimentované MP z výrobků pro osobní péči. K výrobě syntetických textilií jsou používány především polyester (PES) a nylon. V kosmetických výrobcích se běžně používá polyethylen (PE) nebo polypropylen (PP) ve formě mikrokuliček. V Evropě je běžné využívat kaly jako zemědělské hnojivo, v rámci Evropské unie se na ornou půdu aplikuje 4 až 5 milionů tun suché hmotnosti kalu [7]. Současným cílem čistíren odpadních vod je odstranění plastových částic z toku odpadních vod, ale až kolem 99 % těchto částic je přenesena a uchována v čistírenském kalu, který se pro své látky, bohaté na minerály a živiny, používá v zemědělství [18].



Obrázek 2: Zdroje mikroplastů v půdě a jejich transport [12].

2.5. Vliv mikroplastů na vlastnosti půdy

Zásadní roli dopadu mikroplastů na environmentální prostředí hraje jejich velikost, typ, koncentrace, tvar a doba expozice [18].

Pro přímý dopad přítomnosti mikroplastů na půdní fyzikální vlastnosti byl proveden experiment se čtyřmi typy mikroplastů: polyakrylová vlákna, polyamidové kuličky, polyesterová vlákna a vysokohustotní polyethylenové fragmenty (HDPE). Každý typ polymeru byl mikrovlnami zbaven mikrobiální kontaminace a ve 4 různých koncentracích (maximální koncentrace byla 2 % suché hmotnosti půdy) vložen do experimentální půdy a následně do květináčů, částečně zakopaných v zemi. Všechny testované částice ovlivnily objemovou hustotu půdy. Polyesterová vlákna značně ovlivnila schopnost půdy zadržovat vodu, kdy s rostoucí koncentrací se tento parametr, oproti ostatním zkoumaným mikroplastům, významně zvyšoval. Zvýšení kapacity zadržování vody může ovlivnit vlhkost půdy a evapotranspiraci [19].

Výsledky metaanalýzy odhalily významný negativní vliv mikroplastů na objemovou hustotu půdy a stabilitu agregátu, což značí poškození integrity půdní struktury. Ukazatelem vlivu mikroplastů na koloběh půdních živin a geochemických prvků mohou být významné změny půdní fosfatázy a biomasy kořenů rostlin. Mikroplasty se mohou kombinovat s organickou hmotou a minerály a tím měnit fyzikálně-chemické vlastnosti, jako je objemová hustota, stabilita agregátu a schopnost zadržovat vodu [9]. Na druhou stranu byly prokázány i značně pozitivní účinky přítomností mikroplastických fragmentů v půdě na kořenovou biomasu rostlin, a to podporou růstu kořenů. Údaje naznačují rozdílné efekty na základě rozdílných tvarů MP. Mimo pozitivních účinků fragmentů, mají vlákna neutrální vliv, zatímco mikroplastické filmy inhibují růst kořenů, což může být narušením vodního toku v půdě [17].

Mikroplasty v půdním prostředí mohou přímo ovlivňovat i emise skleníkových plynů prostřednictvím několika mechanismů. Jedním z nich je fyzikální narušení struktury půdy změnou propustnosti a kapacity zadržování vody, což ovlivňuje provzdušňování půdy a teplotu. Tyto změny mohou ovlivnit půdní mikrobiální aktivity, což vede ke změně emisí skleníkových plynů. Mikroplasty mohou zvýšit teplotu půdy, což zvýší dýchání a emise CO₂. Kromě toho mohou mikroplasty snižovat pórovitost půdy, omezovat difúzi kyslíku a podporovat produkci CH₄ metanogenními mikroby. Na druhou stranu existuje i druhý mechanismus zásahu půdních mikroplastů na skleníkové plyny, a to je jejich adsorpce. Mikroplasty mají velký povrch a jsou hydrofobní, díky čemuž jsou účinnými adsorbenty organických a anorganických sloučenin společně se zmíněnými skleníkovými plyny. Mikroplasty jsou zdrojem uhlíku, a biodegradací mikroby se může uvolňovat CO₂ [10]. Akumulace MP v půdě fatálně ovlivňuje zdraví a funkci půdního ekosystému a následně způsobuje nebezpečí pro celý potravinový řetězec [20].

2.6. Adsorpce na MP

V poslední době má nadměrné užívání antibiotik za následek jejich dramatickou akumulaci v životním prostředí a během čištění odpadních vod nejsou zcela odstraněna. [21]. U biologicky odbouratelných MP byly zjištěny vyšší adsorpční kapacity antibiotik než u biologicky nerozložitelných MP, což znamená, že antibiotika sorbovaná na biologicky odbouratelné MP představují větší rizika než biologicky nerozložitelné MP. [22]

Antibiotika adsorbovaná mikroplasty mohou vyvolat vznik a rozšíření bakterií rezistentních na antibiotika (ARB), bakterií rezistentních vůči více antibiotikům (MARB) a superbakterií, a tím podporovat šíření genů rezistentních na antibiotika (ARG) [23].

Bylo zkoumáno obohacení ARB, zejména MARB, na mikroplasty v systému mariculture. Nejvyšší podíl odebraných mikroplastů tvořila PET vlákna. Poměr kultivovatelných ARB k celkovému množství kultivovatelných bakterií ve vzorcích mikroplastů byl vyšší než ve vzorcích vody. Celkem bylo izolováno 160 MARB s vyšším podílem v mikroplastických vzorcích a *Vibrio*, *Ruegeria*, *Muricauda* a *Labrenzia* byly důležitými složkami v bakteriálních komunitách. Vyšší procento antibiotické rezistence bylo na penicilin, sulfafurazol, erythromycin a tetracyklin. Kromě toho bylo v izolátech MARB z mikroplastických vzorků detekováno více ARG, kazet ve srovnání s volně žijícími MARB ve vodním prostředí. Tato zjištění poskytla počáteční informace o obohacení ARB, zejména superbakterií, na povrchu mikroplastů, což naznačuje, že mikroplasty jsou nebezpečné znečišťující látky, které slouží jako hotspot pro MARB a jsou vektorem pro šíření rezistence na antibiotika [24].

Byla zkoumána interakce směsi farmaceutik v kontaktu s částicemi šesti typů mikroplastů. Interakce léčiv s mikroplasty je svou povahou multifaktoriální. V této studii byly klíčovými faktory ovlivňujícími tuto interakci vlastnosti léčiva, typ mikroplastu a zvětvování mikroplastu.

Výsledky jasně prokázaly velký potenciál mikroplastů adsorbovat mikropolutanty a léčivo fluoxetin (psychofarmakum) bylo nejnáze adsorbováno mikroplasty. Mezi zkoumanými typy mikroplastů vykazoval PET minimální adsorpci. Ve směsi pěti léčiv byl fluoxetin jedinou sloučeninou, která byla částicemi PA. Kromě toho byl fluoxetin adsorbován ve větším množství na PVC a PE ve srovnání s některými dalšími léčivy, jako je venlafaxin a ibuprofen. Všechna zkoumaná léčiva se adsorbovala na částice PP, fluoxetin vykazoval největší adsorpci (97 %), zatímco ibuprofen a karbamazepin vykazovaly nejnižší adsorpci (16 %). Kromě toho se ukázalo, že PP, používaného pro jednorázové použití a nejčastěji uváděného v životním prostředí, absorbují velké množství všech zkoumaných léčiv. Přetrvává obava, že léčiva adsorbovaná na mikroplastech mohou být biologicky dostupná. Dopad mikroplastů, které adsorbovaly mikropolutanty, na přírodu však ještě není znám. [25]

Ve srovnání s většími formami plastového odpadu vykazují mikroplasty velký specifický povrch, vysokou hydrofobicitu a vysokou tendenci interagovat s mikroby. Tyto fyzikálně-chemické vlastnosti mikroplastů zvyšují schopnost obohacování určitými kontaminanty, jako jsou perzistentní organické polutanty a těžké kovy [26]

Mikroplasty byly uznány jako transportní vektory pro těžké kovy a organické znečišťující látky k mořským živočichům. Sorpční chování kontaminantu na mikroplastech je tedy rozhodující pro jejich transport v mořském systému. [27]

V další studii zkoumali adsorpční charakteristiky těžkých kovů na mikroplastech pomocí laboratorních a polních testů. Prokázali, že polyvinylchlorid, polypropylen, polyetylen, polyamidy a polyformaldehyd mohou adsorbovat olovo, měď a kadmium v simulačním roztoku. Těžké kovy vykazovaly vyšší adsorpci na částicích PVC a PP ve srovnání s PA, PE a POM. V polním experimentu se mezi různými typy plastů výrazně lišila rychlost adsorpce i koncentrace těžkých kovů. Adsorbovatelnost PP a PVC vůči olovu a manganu silně korelovala s koncentrací kovu v mořské vodě. Porovnali také adsorpční množství PP s těžkými kovy a polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAH) [26].

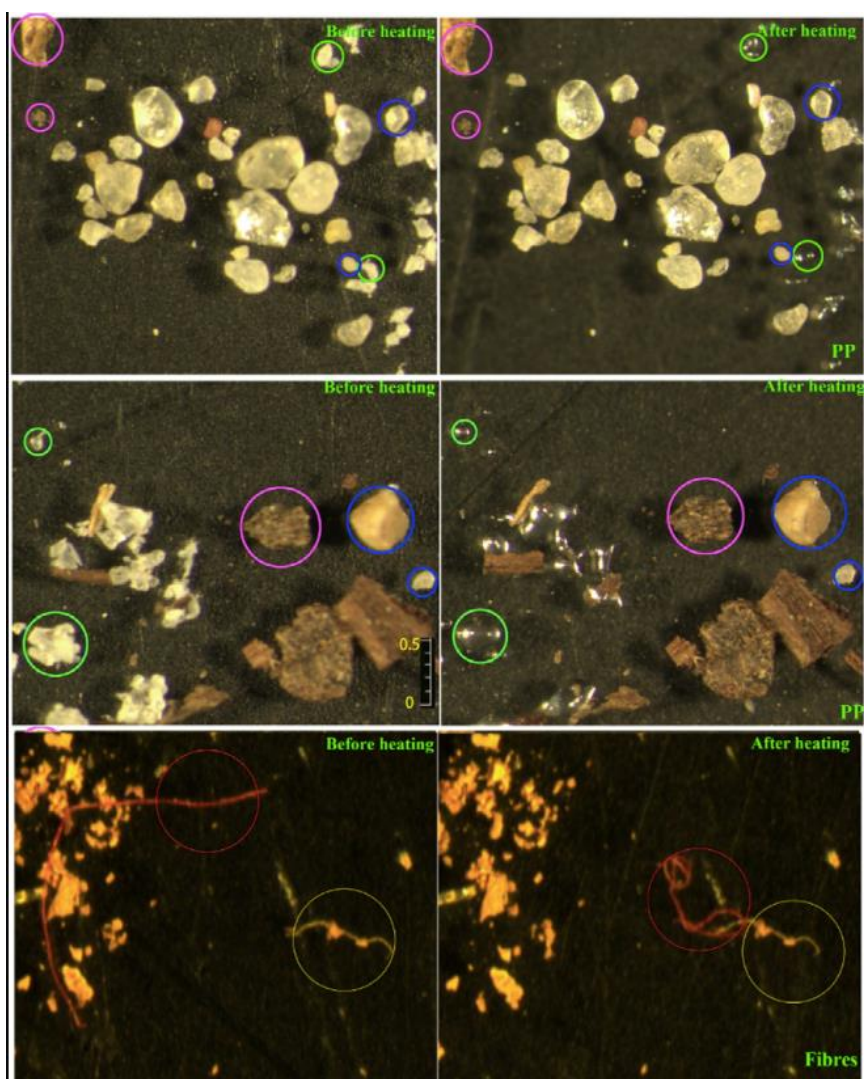
2.7. Analýza MP v půdách

Analýza mikroplastů v půdách obecně zahrnuje 4 kroky: extrakci, přečištění, identifikaci a kvantifikaci. Nově ale existují metody, které mohou detekovat mikroplasty v půdách i bez extrakce či přečištění.

Pro extrakci byla využívána metoda hustotní frakcionace, z důvodu nižší hustoty často detekovaných mikroplastů, která se pohybuje mezi 0,8 a 1,4 g/cm⁻³, kdežto hustota půdy je zpravidla 2,6–2,7 g/cm⁻³. Avšak mikroplasty mohou být adsorbovány nebo usazeny v půdním agregátu, tím se snižuje účinnost této metody. Tato překážka lze překonat například úpravou pomocí ultrazvuku nebo mícháním [12].

Některé organické složky půdy a organická vlákna mohou mít podobnou hustotu jako právě mikroplasty, což komplikuje separaci pomocí hustoty. V další řadě mohou být mikroplasty obaleny mikroby a různými organickými usazeninami, které mohou ovlivnit charakterizaci

jejich tvaru, hustoty či velikosti. Proto se mnohdy přistupuje k přečištění peroxidovou digescí, alkalickou digescí s použitím NaOH, anebo kyselou digescí pomocí HNO₃ nebo H₂SO₄. [12]. Bylo zjištěno že nejvíce organické hmoty v nejkratším čase bylo odstraněno HNO₃ oproti ostatním činidlům [28]. Po extrakci a přečištění přichází na řadu jak k fyzikální identifikaci, tak chemické. Mikroplasty lze identifikovat pouhým okem na základě jejich barvy, tvaru nebo textury povrchu. Mikroplasty <1 mm je možné identifikovat pomocí stereoskopické či disekční mikroskopie [12]. Další finančně nenákladnou metodou identifikace polyethylenových a polypropylenových mikročástic extrahovaných flotační metodou, je zahřívání vzorku při 130 °C po dobu 3–5 sekund, kdy dojde vlivem tavení k přeměně mikroplastů na kruhové lesklé částice, kdežto zbývající nečistoty jako organická hmota, vlákna nebo silikáty zůstanou v původním stavu. Porovnáním fotografií z mikroskopu pořízené před zahříváním a po tavení lze částice LDPE a PP rozlišit od nečistot a identifikovat je. Velikost částic LDPE byly <150 μm a velikost PP částic <400 μm [29].



Obr. 3: Fotografie mikroplastů a půdních složek pod mikroskopem (zvětšeno 6,4x). Vybrané částice jsou označeny pro zvýraznění změny MP po zahřátí, kdy silikáty a organické částice zůstaly v původním stavu. Mikroplasty jsou označeny zeleně, písky modře a zbývající organické látky fialově. Dřevěné vlákno je označeno žlutě a po zahřívání se nezměnilo, plastové vlákno, zakroužkované červeně, se vlivem zvýšené teploty zkroutilo [9].

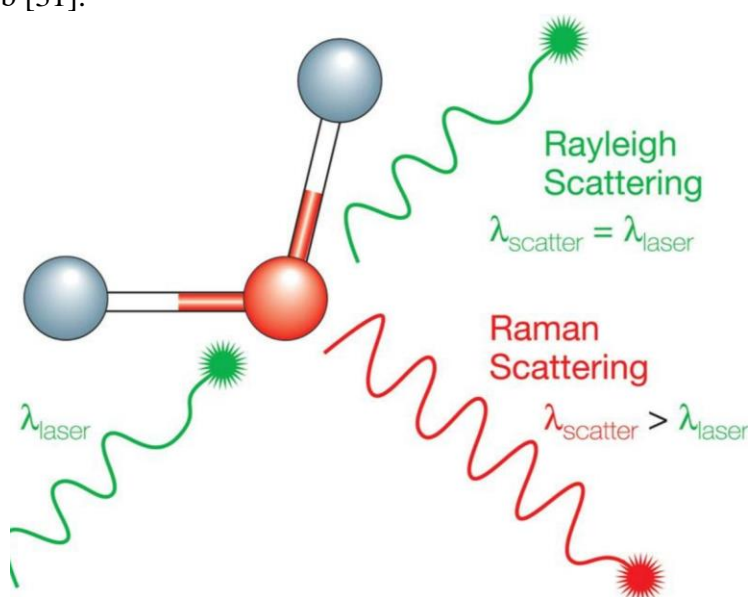
2.8. Identifikace mikroplastů

Jelikož vizuální identifikace stereomikroskopem může vykazovat chybnost, je třeba pochybné mikroplasty potvrdit za použití spolehlivé metody infračervené spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR), ta dokáže zaznamenat specifické vazby a porovnáním spekter polymerů s databází spektrální knihovny lze mikroplasty nejenom potvrdit ale také přímo identifikovat [12] [6].

Vizuální zkoumání mikroplastických částic nepřesně odhaduje skutečné množství mikroplastů nalezené v životním prostředí. Existují 2 nedestruktivní metody pro analýzu fyzikálních a chemických vlastností mikroplastů, a to infračervená mikrospektroskopie s Fourierovou transformací a Ramanova mikrospektroskopie, která má schopnost detekovat menší částice než μ -FTIR. Rozdíl mezi těmito technikami je, že IČ spektrometrie detekuje koncové funkční skupiny, zatímco Ramanova spektrometrie je přesnější při identifikaci hlavního polymerového řetězce [30].

2.8.1. Ramanova spektroskopie

Ramanovou spektroskopií lze provést identifikace mikroplastů nasměrováním monochromatického paprsku na příslušný vzorek, část světla se absorbuje, odrazí nebo rozptýlí. Pro tuto metodu je stěžejní právě rozptýlené světlo, které je výsledkem interakcí fotonů světla s molekulami plastu. Většina rozptýleného světla má stejnou vlnovou délku jako laserový zdroj a neposkytuje užitečné informace, tento rozptyl se nazývá Rayleighův a je elastický. Malé množství světla (typicky 0,0000001 %) je však rozptýleno na různých vlnových délkách, které závisí na chemické struktuře analytu a nazývá se Ramanův rozptyl (neelastický). Ramanovo spektrum se vyznačuje řadou vrcholů, které ukazují intenzitu a polohu vlnové délky Ramanova rozptýleného světla. Každý pík odpovídá specifické vibraci molekulární vazby, včetně jednotlivých vazeb [31].



Obrázek 3: Ramanův princip [32]

Malé množství neelasticky rozptýleného světla tak může být snadno překryto nežádoucí fluorescencí vzorku, počet těchto rozptýlených fotonů je přímo úměrný velikosti molekulárních vazeb. Z toho důvodu má Ramanova spektroskopie výhodu oproti FTIR, jelikož má přítomnost vody zanedbatelný vliv a její malé vazby v molekule rozptýlí málo fotonů. Ramanova spektroskopie je citlivá na nepolární skupiny molekul, zatímco FTIR poskytuje lepší identifikaci polárních skupin [31].

Nedestruktivní a u mikroRamanovou spektroskopií lze detekovat nanoplasty. Nevýhodou je časově náročná předúprava vzorku a možná fluorescenční interference způsobená jinými materiály, jako jsou pigmenty a přísady, by mohla narušit detekci mikroplastů [2].

2.8.2. Infračervená spektroskopie a FTIR

Rozsah vlnových délek spektra infračerveného záření je v rozmezí od 0,78 do 1000 μm . Infračervená spektroskopie se dá rozdělit na blízkou (NIR), střední (MIR) a vzdálenou (FIR) infračervenou oblast, nejčastěji používaná vlnová délka je 2,5–15 μm , která spadá do NIR a nejčastěji se provádí pomocí fotometru a spektrofotometru. Původně byla tato oblast využívána pro kvalitativní organickou analýzu založenou na absorpčních spektrech, ale v poslední době se začala používat i pro kvantitativní analýzu komplexních vzorků za pomoci absorpční i emisní spektroskopie. Infračervené absorpční spektrum vychází z různých energetických změn, vzniklých přechodem molekul z vibračního do rotačního stavu, nebo naopak.

IČ záření nemá dostatečnou energii, aby umožnilo takový elektronový přechod, takže je absorpce tohoto záření omezena na vibrační a rotační stavy vazeb molekul. Aby mohla molekula absorbovat IČ, musí dojít ke změně dipólového momentu při rotacích či vibracích. Pokud tento stav nastane, střídavé elektrické pole záření interaguje s molekulou a způsobí změnu amplitudy v jednom z jejího pohybu. Energie potřebná pro změnu rotační hladiny je poměrně malá a odpovídá záření FIR. Zatímco pro většinu molekul energetické rozdíly vibračních stavů spadají do střední IČ oblasti [33]. Relativní polohy atomů v molekule nejsou pevné a neustále kolísají, kvůli množství různých typů vibrací a rotací kolem vazeb v molekule. Vibrace spadají do natahování a ohýbání vazeb. Protahovací vibrace jsou neustálé změny meziatomové vzdálenosti podél osy vazby dvou atomů. Vibrace ohybové jsou charakteristické změnou úhlu mezi dvěma vazbami. V posledních letech se k identifikaci mikroplastů stále více používá infračervená spektroskopie s Fourierovou transformací (FTIR). Každý druh mikroplastů odpovídá jedinečnému infračervenému spektru, FTIR dokáže posoudit funkční skupiny podle umístění píku a určit typ vzorku [34].

FTIR má výhody jednoduché přípravy vzorku, je nedestruktivní a vysoce citlivý [35]. Pokud jsou však extrahované MPs směsí různých polymerů, je identifikace obtížná, i když je srovnávána s existující referenční spektrální knihovnou. Není to jen kvůli slabším spektrálním charakteristikám, ale také kvůli frekvenčnímu překrývání hlavních funkčních skupin různých polymerů [36].

Matricové interference by mohly generovat falešně pozitivní výsledky vydávané za mikroplasty, které však MP nejsou. Toto vyřešili výzkumníci a upravili svou referenční

knihovnu mikroplastů přidáním rostlinných kutikul do databází mikroplastů. Jejich výsledek ukázal, že některé částice původně identifikované jako mikroplasty nebyly mikroplasty, ale rostlinné kutikuly. Je tedy třeba poznamenat, že při měření polymerů pomocí FTIR se může vyskytnout výsledek falešně pozitivní anebo naopak falešně negativní, ačkoli možnost je ve většině případů nízká v závislosti na zkušenostech a dovednostech analytika.

Výhodou této metody je její nedestruktivnost, dokáže detekovat polymerní složení MP, je citlivá a rychlá. Nevýhodou je časová náročnost a nemožnost určit barvu a tvar [2].

Tabulka 2: přehled přítomnosti a metodiky analýzy mikroplastů v různých částech světa

místo	koncentrace	velikost částic	složení MP	typ MP	metody	Zdroj	
Tunisko město Moknine	zemědělská půda (kaly, mulčování, ČOV)	50–880 p/kg	<1 mm 74 % 1–5 mm 26 %	PP 50 % PE 24 % PAN, PET, celuloza ~26 %	fragment fiber	FTIR Pyr-GC/MS SEM	[37]
Švýcarsko	záplavové oblasti	až 593 p/kg	125–500 μ m 88 % 500–1000 \sim μ m %	PE 88 % PS, SBR, PVC ~ 12 %	–	FTIR Ramman	[28]
Východní Čína Šanghaj	rýžové pole	10,3 \pm 2,2 p/kg	<1 mm ~ 61 % 1–5 mm ~ 39 %	PE 61,4 % PP 35,1 % PVC 3,5 %	fiber fragment film	FTIR Olympus BX43	[38]
Východní Čína Šanghaj	zemědělská půda (mulčování, čistírenské kaly)	78,00 \pm 12,91 p/kg	<1 mm ~ 58 % 1–3 mm ~35 % 3–5 mm ~7 %	PP PE	fiber film fragment	Nikon SMZ25 FTIR	[6]
Severozápadní Čína, provincie Shaanxi	zemědělská půda čistírenské kaly	1430–3410 p/kg	<0,49 mm 81 %	PS, PE, PP HDPE, PVC, PET	fiber 49 % film 23,8 % fragment 21,9 % pellets ~ 5 %	MV5000 (R/TR) Nanjing Jiangnan Novel Optics Co, Ltd. FTIR SEM	[39]
Německo, Kolín nad Rýnem	niva řeky Rýn	25 502–51 119 p/kg	11–150 μ m 75 % 150–5000 μ m 25 %	PS 40,3 % PP 18,2 % PE 15,4 % PET, PVC, PMMA, PU ~ 20 %	fragment 65 % beads ~ 30 % fiber ~ 5 %	FTIR-ATR	[40]
USA, řeka Milwaukee, jezero Michigan	podpovrchová voda	0,14 do 2,7 p/m ³	0,355–0,999 mm 51 % 1,00–4,749 mm 46 % >4,75 mm 3 %	PP 29 % LDPE 16 % PET 14 % Nylon 11,5 %	fiber 89 % fragment 8 % foam 1,1 % film 1,5 % beads 0,4 %	FTIR Py-GCMS	[41]
USA, řeka Milwaukee, jezero Michigan	sediment	32,9 do 6229 p/kg	0,125–0,3549 mm 62 % 0,355–0,999 24 % >1 mm 14 %	PET 44 % HDPE 8,3 % PP 7,7 % Nylon 7,7 % Rayon 6 % PAN 5 %	foam 66 % fiber 29 % fragment 3,8 % film 0,59 %	FTIR Py-GCMS	[41]

Výzkum mikroplastů v půdách není stále příliš rozšířen a nastávají nesrovnalosti v publikacích, kvůli použití různých metod vzorkování, zpracování a analytických metod. Vzhledem ke komplexní povaze půd nebyla dosud nalezena vhodná a účinná metoda pro standardizovanou analýzu mikroplastů v půdní matrici [42].

Tým z Univerzity v Kolíně nad Rýnem [40], který je zmíněn v tabulce výše, porovnal rozdíly svých výsledků a výsledků dalších publikací ve srovnatelném rozsahu velikostí, které ukazují na nedostatečnou standardizaci. Univerzita aplikovaných věd Fresenius a Technická univerzita v Drážďanech [43] našla na břehu Rýna 228–3763 mikroplastů/kg v rozsahu velikostí 63–5000 μm , výsledky Kolínské univerzity byly 20 844–75 084 mikroplastů/kg pro velikost 51–5000 μm [40]. Vědci z Marburské univerzity [44] našli 8,57 mikroplastů/kg v lužních půdách Lahnu (velikosti 2000–5000 μm), Kolínské výsledky byly 82–1044 mikroplastů/kg (1001–5000 μm). V navazující studii v Marburku [45] uvedli průměrně 3,33 mikroplastů/kg nalezených v ornících několika Lahnových niv (rozsah velikosti 500–5000 μm) výsledky z Kolínské univerzity byly 955–3540 mikroplastů/kg (velikost MP 501–5000 μm) [40].

2.8.3. Rastrovací elektronová mikroskopie (SEM)

Rastrovací elektronová mikroskopie se používá pro zobrazení malého povrchu vzorku pomocí vystřelování vysoce intenzivních paprsků elektronů. K produkci elektronů se využívá wolframový krystal, tento svazek elektronů je čočkou namířen na povrch vzorku a je skenován v rastrovaném vzoru, což vede k tomu, že elektrony ve vzorku téměř elasticky rozptylují dopadající elektrony. Tyto zpětně odražené elektrony jsou poté shromážděny detektorem a převedeny na signál.

Jelikož se vzorek zobrazuje za pomoci elektronů, lze dosáhnout úrovně detailu $<0,5 \text{ nm}$, a lze dosáhnout zvětšení až $2\,000\,000\times$, avšak standardní optické mikroskopy dosahují zvětšení přibližně $1000\times$. Vzorky, jejichž povrch musí být ovšem schopen vést elektřinu, jsou vizualizované černobíle s detaily ve třech rozměrech. SEM může být použita k analýze fyzikálních vlastností a rozměrů mikroplastů, dále lze podle povrchové morfologie rozlišit plastový předmět od neplastového. Tato metoda se běžně nepoužívá pro identifikaci typu plastu, ale pokud je SEM vybaven energiově disperzním rentgenovým mikroanalyzátozem (SEM/EDX), lze potvrdit anorganické složení či přísada mikroplastů [31].

V analýza SEM/EDX, který může poskytnout informace o povrchové morfologie částice. Částice složené převážně z kyslíku a křemíku jsou považovány za anorganické, zatímco částice složené z uhlíku jsou považovány za organické. Vzhledem k jejich podobnému elementárnímu složení je náročné odlišit plasty od organické hmoty v závislosti pouze na EDX informacích. [46]

Výhodou je možná detekce bakterií, těžkých kovů a dalších prvků na povrchu mikroplastů. Nevýhodou je, že se jedná o destruktivní metodu, nelze zjistit složení polymeru a jeho barva. [2]

2.8.4. Pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií (Pyr-GC-MS)

Pyrolýza s plynovou chromatografií a hmotnostní spektrometrií je technika, která tepelně rozkládá velké molekuly s vysokou molekulovou hmotností ve vzorku prostřednictvím teplem zprostředkovaného štěpení v přítomnosti inertní atmosféry nebo vakua, za účelem vytvoření menších skupin s nízkou molekulovou hmotností. Složení těchto skupin je následně stanoveno hmotnostní spektrometrií (MS) a poskytuje charakteristické informace o strukturním složení vzorků velkých molekul s vysokou molekulovou hmotností, čímž umožňuje identifikaci složení vzorku. Jako destruktivní technika, která tepelně rozkládá vzorek, je další analýza mikroplastů vyloučena. To může být tedy v některých případech limitujícím faktorem, nicméně velkou výhodou Pyr-GC-MS je, že tato technika využívá přímé zavedení vzorku s minimální předúpravou. Důležité je, že je potřeba jen velmi malé množství vzorku a pokud vzorek obsahuje velké množství atomů uhlíku, je potřeba méně než 1 mg, což usnadňuje stopovou analýzu. Poté se vytvoří chromatogram, který lze porovnat s elektronickou referenční databází pro identifikaci typu mikroplastů přítomných ve vzorku. V důsledku přímého zavedení vzorku a následné chromatografické separace je tedy tato technika schopna poskytnout cenné a jedinečné informace, které nejsou dostupné jinými analytickými technikami. Technika jako taková může být využita pro identifikaci mikroplastů ve vzorcích životního prostředí, stejně jako současně pro identifikaci jakýchkoli přítomných plastových aditiv [31].

Pyr-GC/MS poskytuje přesnou alternativu pro identifikaci a kvantifikaci plastů ve vzorcích životního prostředí – nezávisle na velikosti částic. Ve srovnání s charakterizací související s částicemi poskytuje Pyr-GC/MS hmotnostní koncentraci celkového množství plastů ve vzorcích, která umožňuje odhadnout hmotnostní bilanci mikroplastů v ČOV [47].

Pyr-GC/MS dokáže identifikovat několik polymerů plastů najednou a jejich přísady, nevýhodami je pak nemožnost analyzovat velký objem vzorků, je neselektivní a nelze měřit velikost MP [2].

3. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

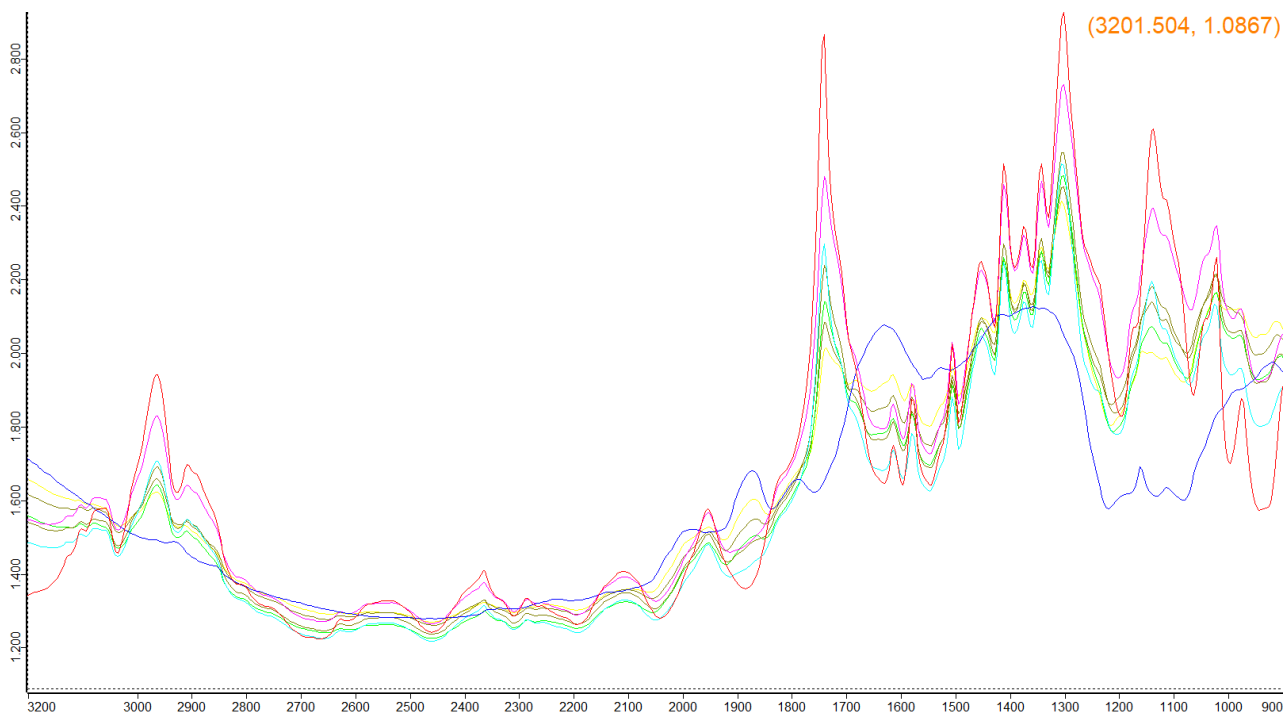
Cílem experimentální části bakalářské práce bylo vytvoření matematického modelu pro kvantifikaci polyethylentereftalátu (PET) v půdě. Použité spektra pro vyhodnocení byly měřeny pomocí přístroje Alfa II společnosti Bruker s funkcí FTIR spektroskopie s moduly ATR a DRIFT.

3.1. Výběr signifikantních vlnočtů

V programu OPUS 8.1 byly zobrazeny spektra modelové půdy M34 (primární data bez zpracování vychází z BP Aleny Dvořákové [48]) s různým množstvím PET společně se spektrem čisté půdy a čistým PET. Byla použita spektroskopie DRIFT. V určitých vlnočtech jsou zřetelné píky, které korespondují s píky čistého PET a lze vidět trend rostoucí absorbance se zvyšujícím se množstvím PET. Signifikantní oblasti byly zvoleny jako 2968–2958 cm^{-1} , 1744–1733 cm^{-1} , 1304–1299 cm^{-1} a 1143–1131 cm^{-1} .

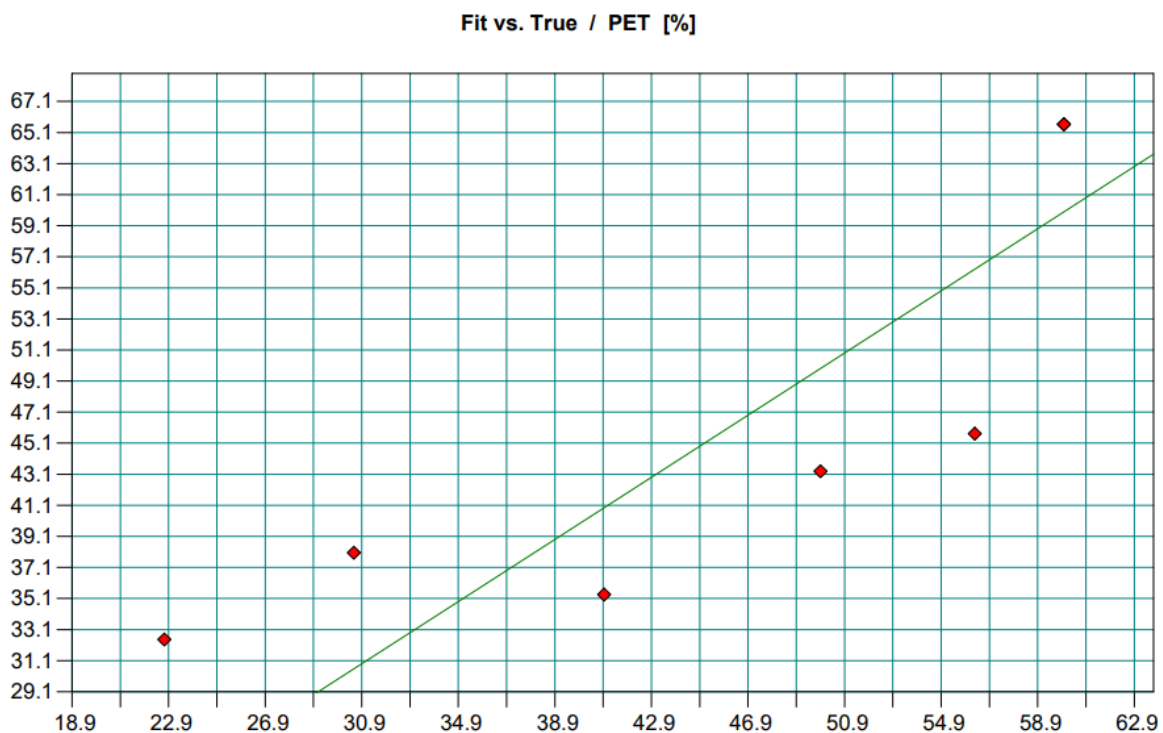
Tabulka 3: navážky směsí a jejich hmotnostní zlomek

směs	půda M34 (g)	PET (g)	konc. (g)	w (%)
1	0,1010	0,0297	0,2272	22,72
2	0,1129	0,0497	0,3057	30,57
3	0,1010	0,0700	0,4094	40,94
4	0,1761	0,1754	0,4990	49,90
5	0,1015	0,1307	0,5629	56,29
6	0,0999	0,1498	0,5999	59,99

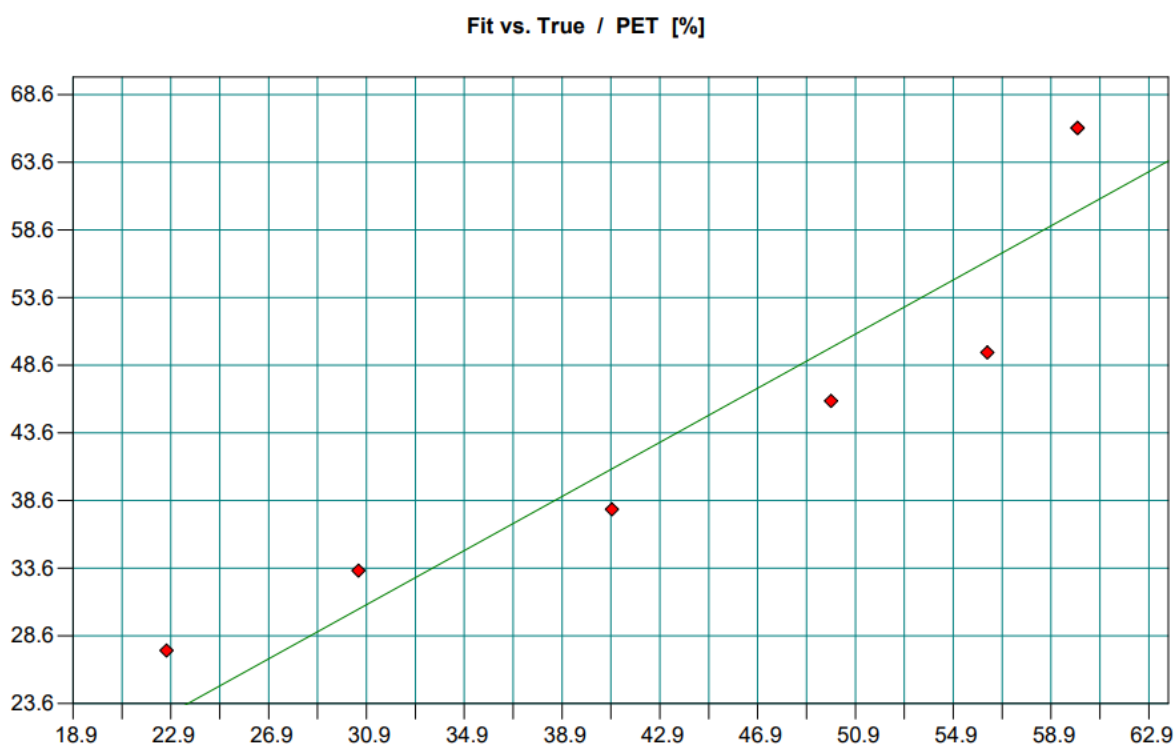


Obrázek 4: Spektrum DRIFT čisté půdy M34 (tmavě modré zvýraznění), PET (zvýrazněno červeně) a dále jejich směsí o různých procentuálních složeních.

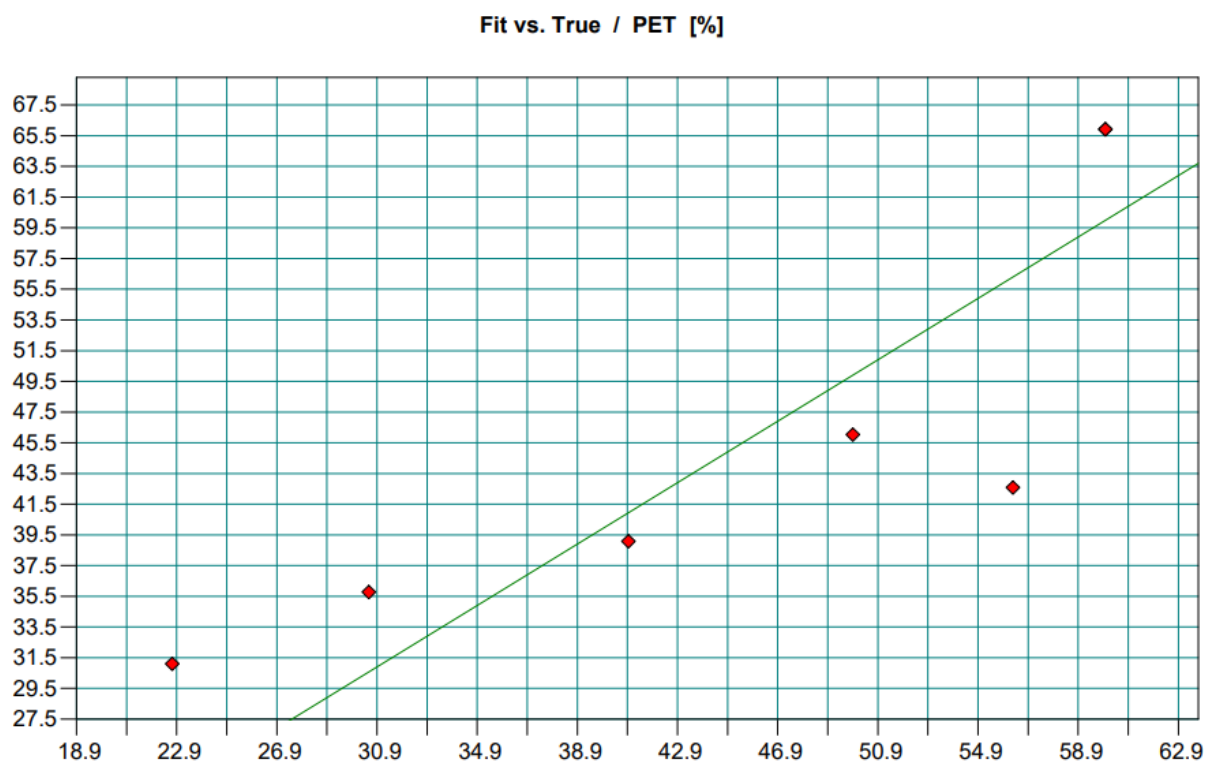
Pro ověření těchto vybraných oblastí byla vytvořena korelace mezi skutečnými obsahy PET (v %) v půdě M34 a teoreticky vypočítanými pomocí funkce Setup Quant Method.



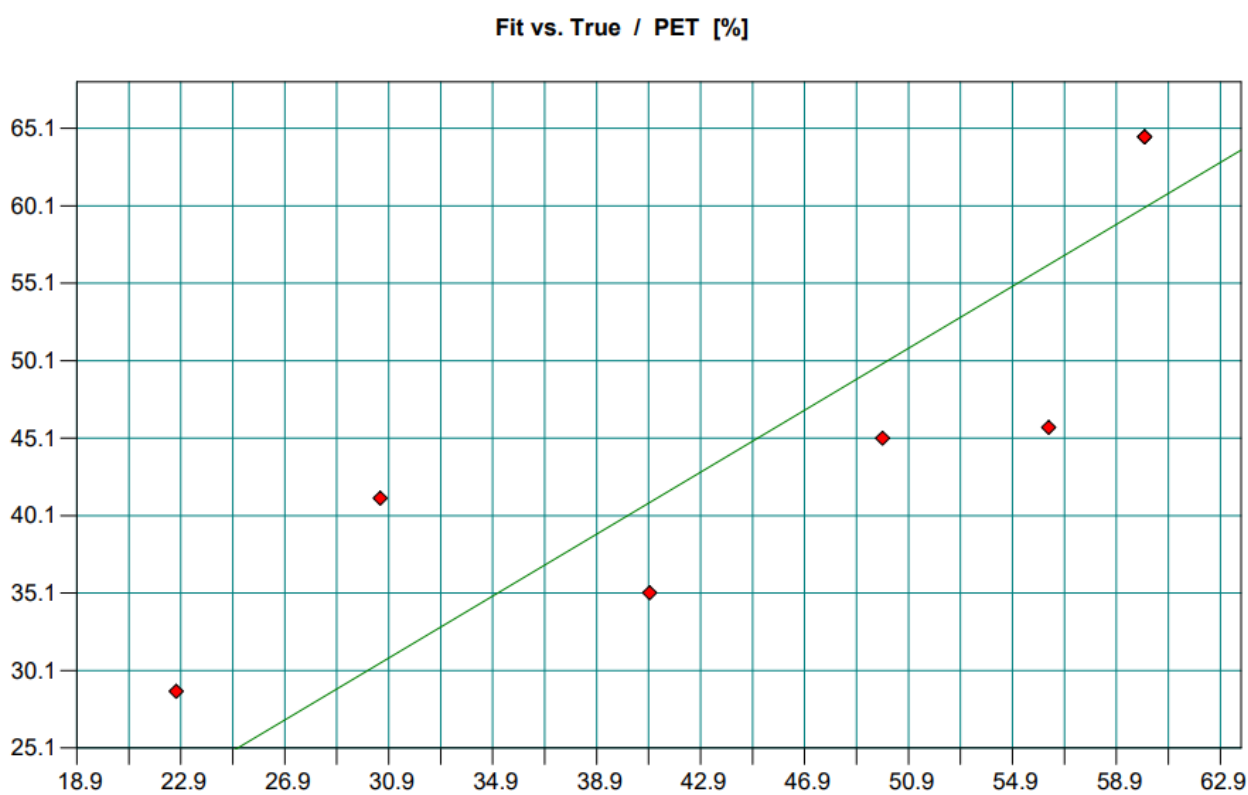
Obrázek 5: Korelace mezi skutečným obsahem PET v půdě a teoreticky vypočítaným v oblasti 2968–2958 cm^{-1} .



Obrázek 6: Korelace mezi skutečným obsahem PET v půdě a teoreticky vypočítaným v oblasti 1744–1733 cm^{-1} .



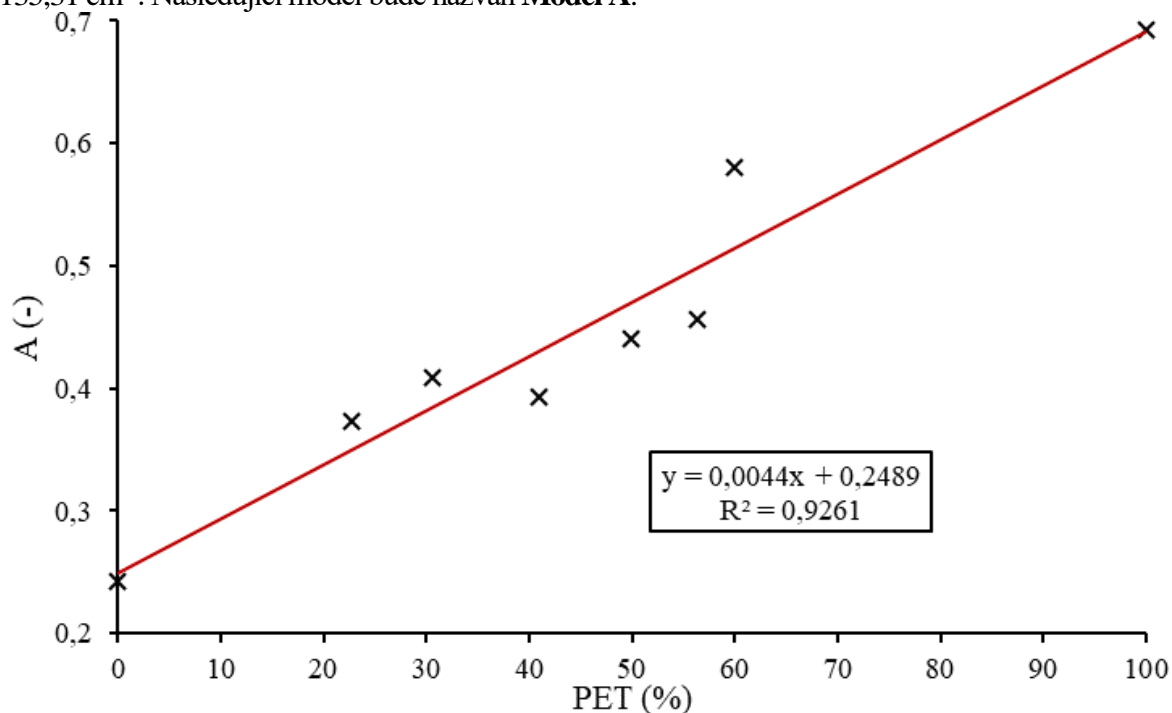
Obrázek 7: Korelace mezi skutečným obsahem PET v půdě a teoreticky vypočítaným v oblasti $1304\text{--}1299\text{ cm}^{-1}$.



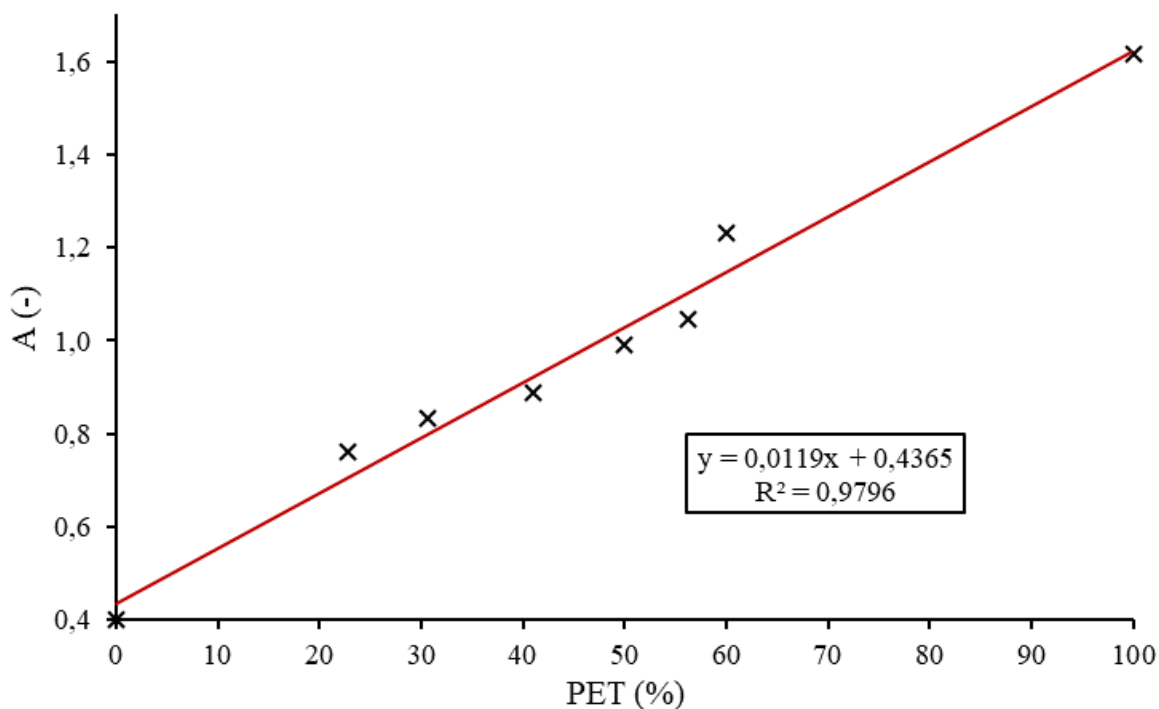
Obrázek 8: Korelace mezi skutečným obsahem PET v půdě a teoreticky vypočítaným v oblasti $1143\text{--}1131\text{ cm}^{-1}$.

3.2. Model A

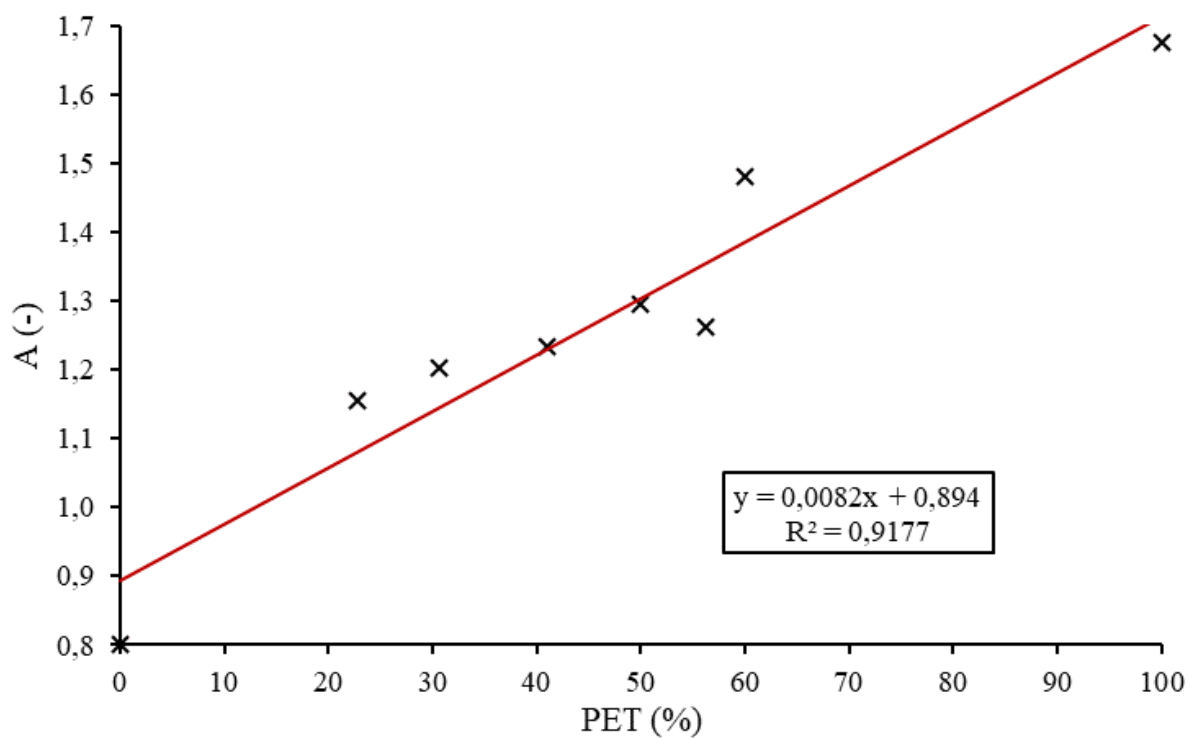
Pomocí excelu MS byly vytvářeny kalibrační křivky závislosti absorpcí na obsahu PET v % v různých konkrétních vlnótech ve výše zmíněných oblastech. Na základě nejlepšího korelačního koeficientu byly pro kvantitativní analýzu vybrány následující píky vlnótu: 2965,80 cm^{-1} ; 1739,99 cm^{-1} ; 1299,85 cm^{-1} a 1135,31 cm^{-1} . Následující model bude nazván **Model A**.



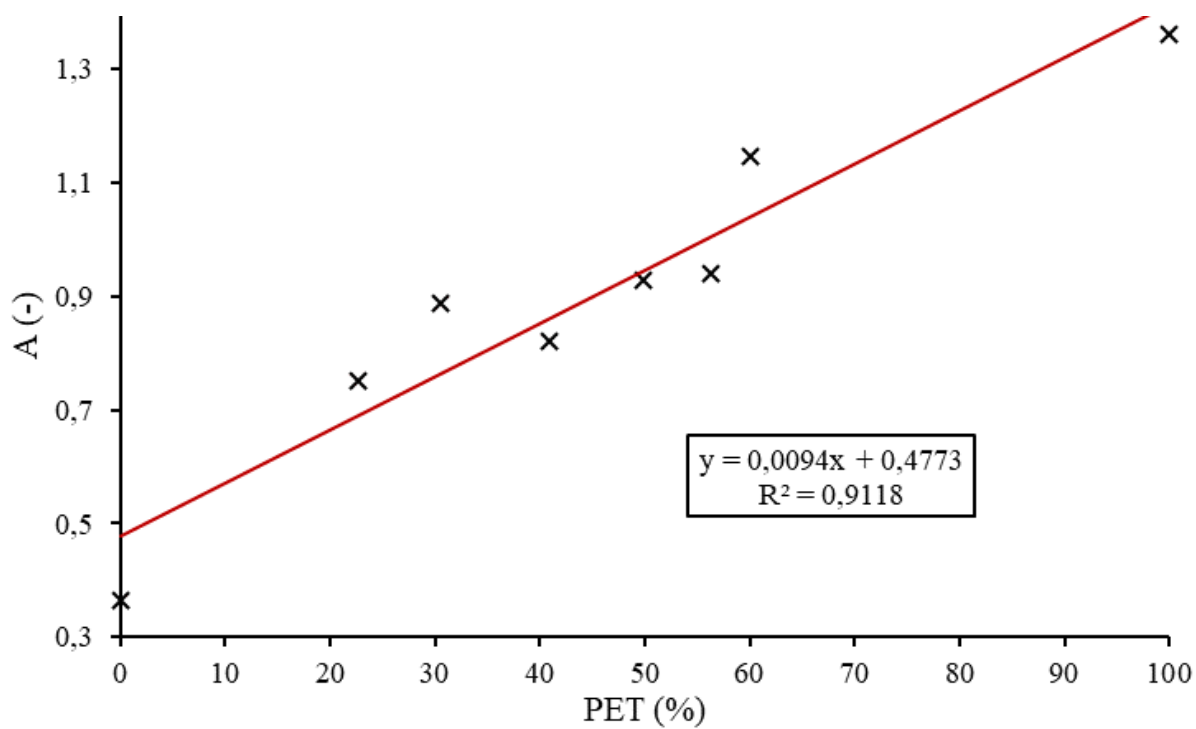
Obrázek 9: lineární regrese modelu A závislosti absorpce na obsahu PET při vlnótu 2965,80 cm^{-1} .



Obrázek 10: lineární regrese modelu A závislosti absorpce na obsahu PET při vlnótu 1739,99 cm^{-1} .



Obrázek 11: lineární regrese závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1299,85 \text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 12: lineární regrese závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1135,31 \text{ cm}^{-1}$.

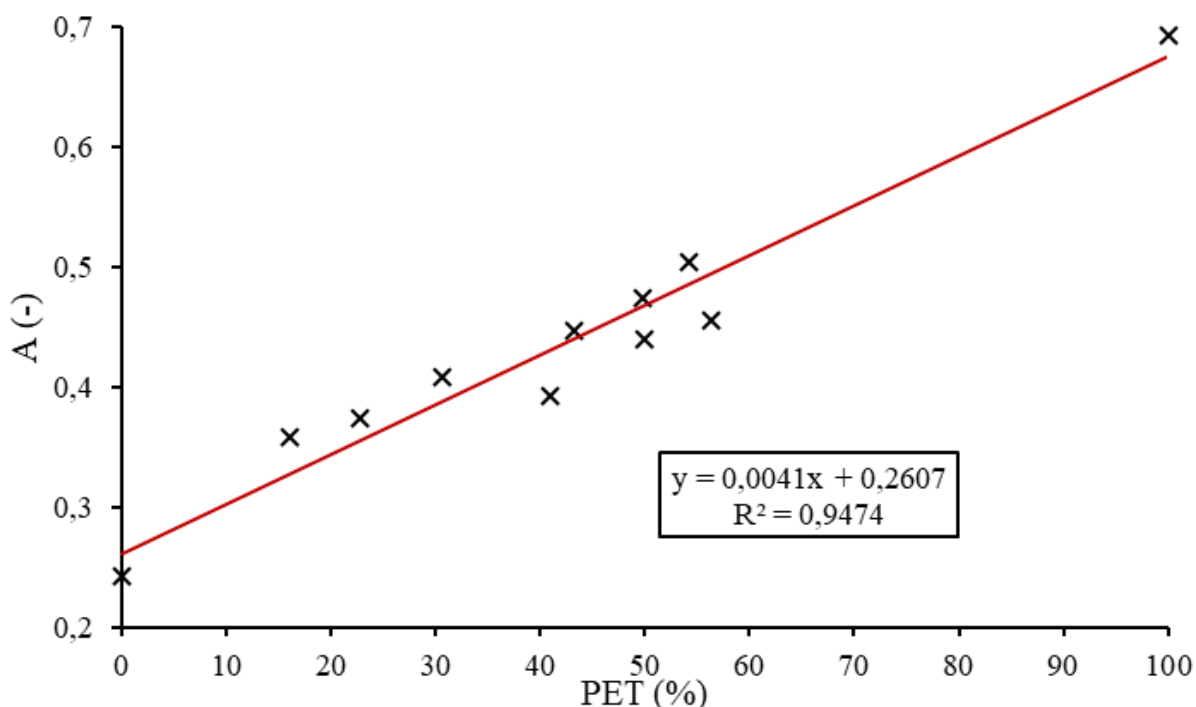
3.3. Ověření modelu na dalším vzorku (model AB)

Pro ověření prvního Modelu A byly do něj přidány další vyhodnocené směsi půdy M34 a PET (primární data bez zpracování vychází z bakalářské práce Veroniky Stanislavové [49]), opět vyhodnocené v softwaru Opus 8.1 a excel MS. Byly odečteny hodnoty absorpce ve výše zvolených vlnótech. Výsledným modelem je **Model AB**.

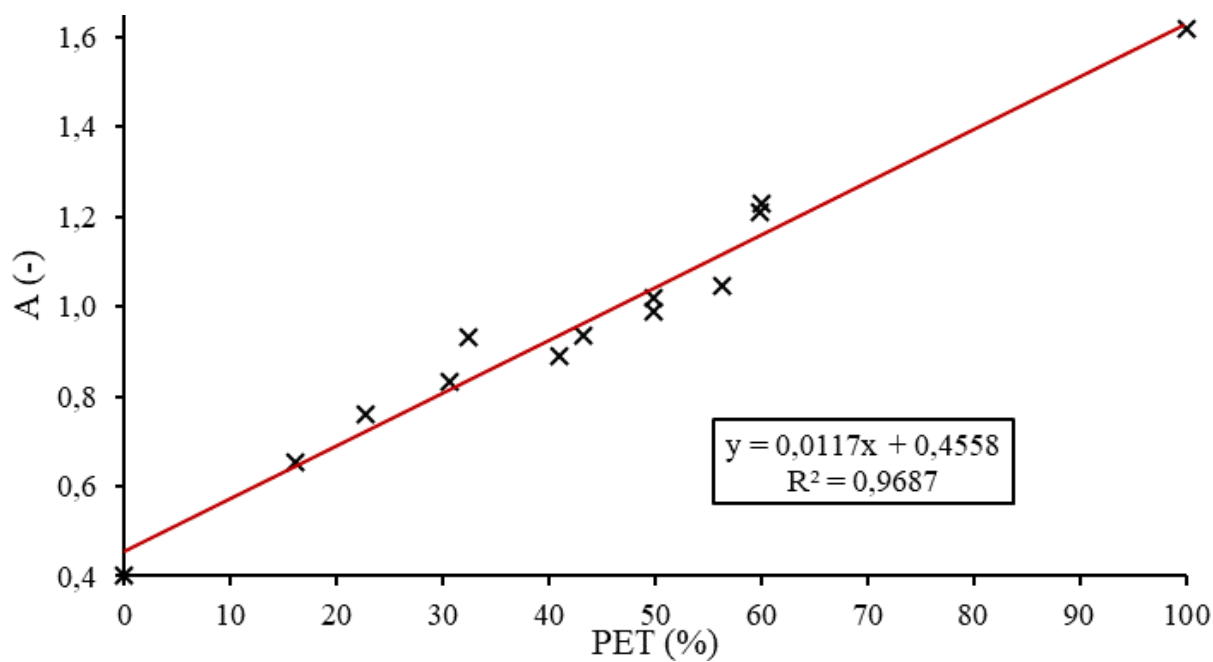
První byl vytvořen Model B, jehož návážky a vypočítané reálné koncentrace jsou v tabulce níže. Tento model není třeba mít samostatně, je zahrnut už v konečném Modelu AB pod zmíněnou tabulkou.

Tabulka 4: návážky směsí a jejich hmotnostní zlomek

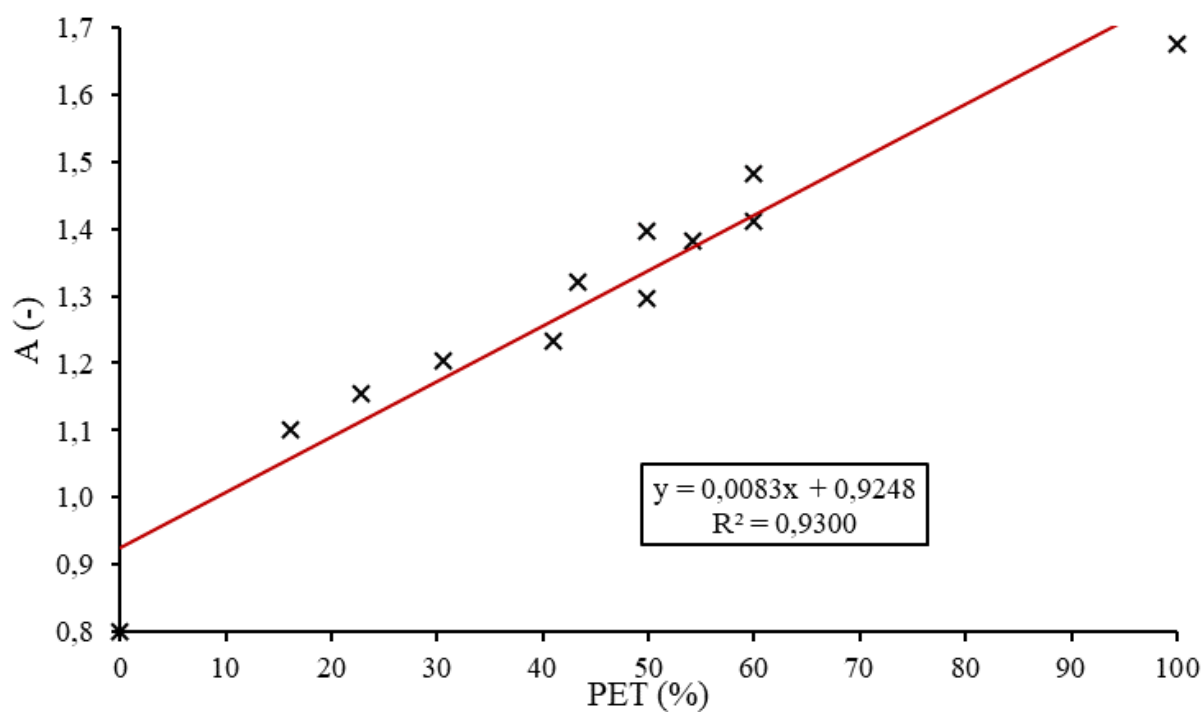
směs	půda M34 (g)	PET (g)	konc. (g)	w (%)
1	0,1015	0,0195	0,1612	16,12
2	0,1016	0,0486	0,3236	32,36
3	0,1018	0,0776	0,4326	43,26
4	0,1006	0,0996	0,4975	49,75
5	0,1019	0,1204	0,5416	54,16
6	0,1011	0,1508	0,5987	59,87



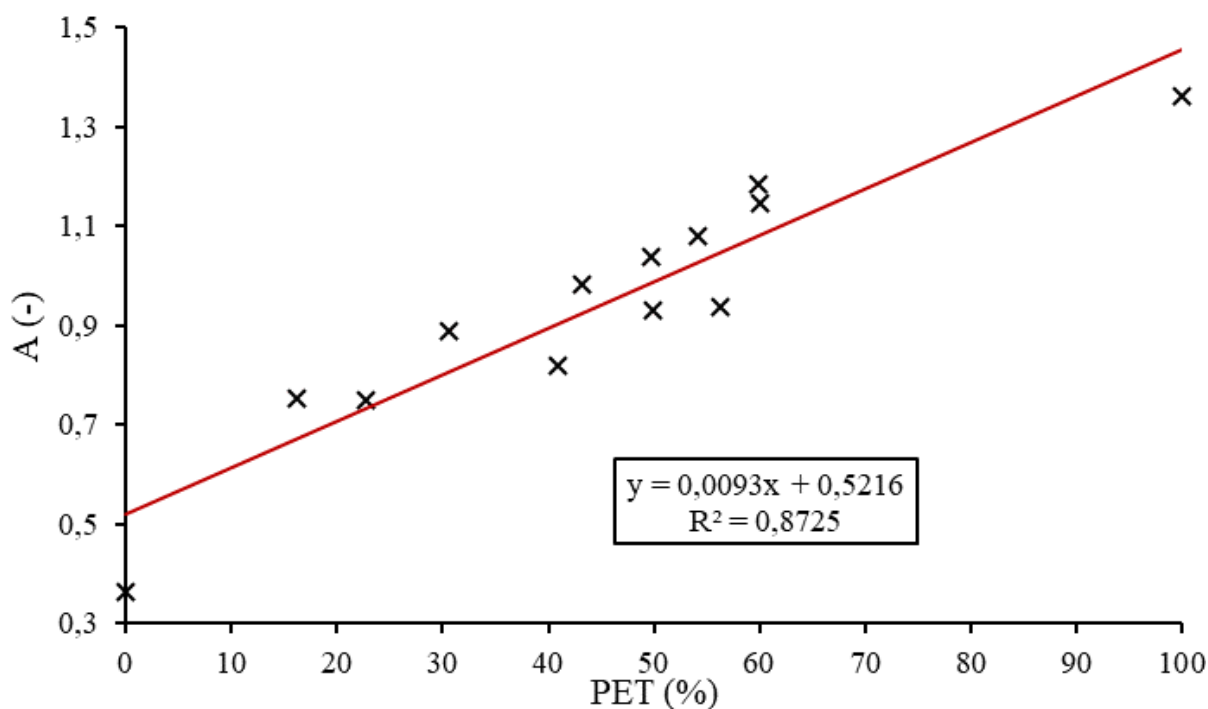
Obrázek 13: lineární regrese Modelu AB závislosti absorpce na obsahu PET při vlnótu 2965,80 cm^{-1} .



Obrázek 14: lineární regrese Modelu AB závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1739,99 cm^{-1} .



Obrázek 15: lineární regrese Modelu AB závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1299,85 cm^{-1} .



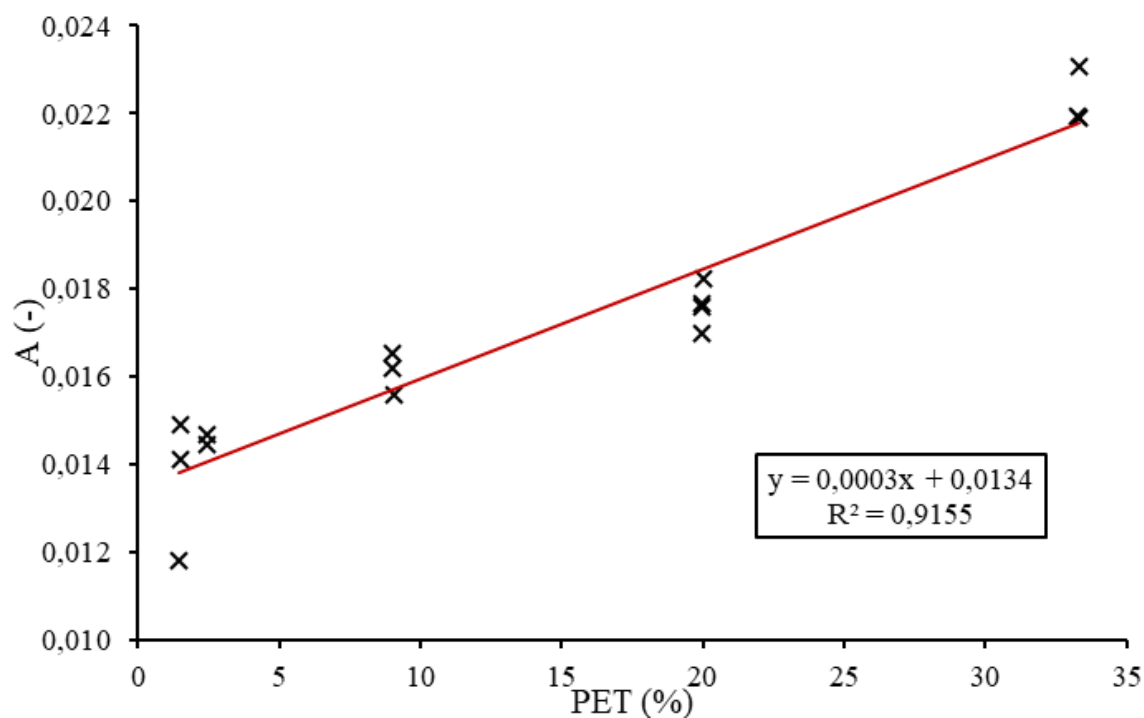
Obrázek 16: lineární regrese Modelu AB závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1135,31 cm^{-1} .

Tabulka 5: přehled kalibračních rovnic a korelačních koeficientů při daných vlnočtech pro Modely A, B a AB.

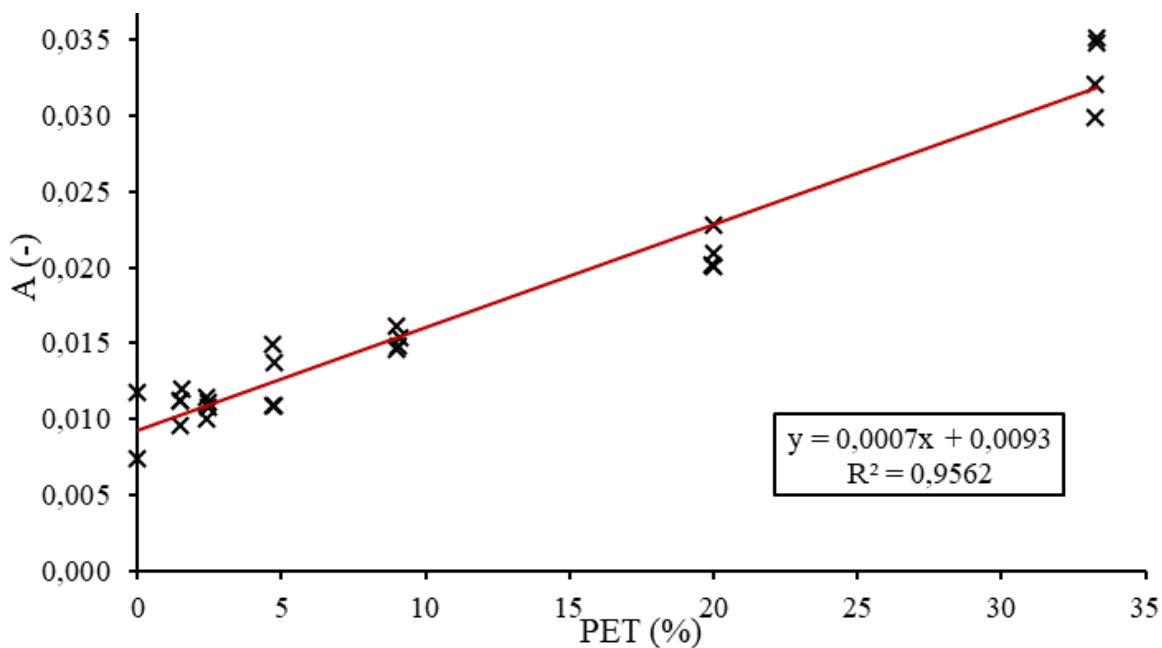
model	vlnočet (cm^{-1})	kalibrační rovnice	korelační koeficient R^2
A	2965,80	$y=0,0044x+0,2489$	0,9261
	1739,99	$y=0,0119x+0,4365$	0,9796
	1299,85	$y=0,0082x+0,8940$	0,9177
	1135,31	$y=0,0094x+0,4773$	0,9118
B	2965,80	$y=0,0046x+0,2854$	0,8009
	1739,99	$y=0,0116x+0,4453$	0,9549
	1299,85	$y=0,008x+0,9458$	0,8936
	1135,31	$y=0,0093x+0,5606$	0,8633
AB	2965,80	$y=0,0041x+0,2607$	0,9474
	1739,99	$y=0,0117x+0,4558$	0,9687
	1299,85	$y=0,0083x+0,9248$	0,9300
	1135,31	$y=0,0093x+0,5216$	0,8725

3.4. Model C

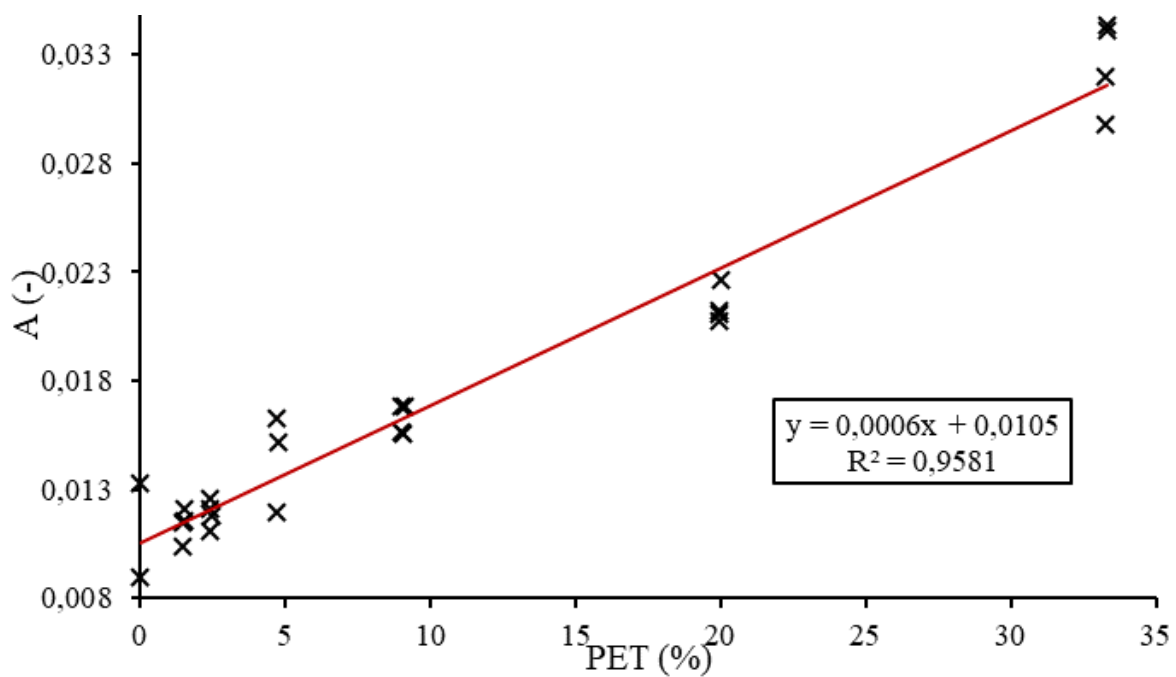
Pro rozšíření vyhovujícího Modelu AB byly zahrnuty další primární data bez zpracování a vychází z BP Ulyany Vishneuskaya [50]. Vzorčky byly měřeny ATR-FTIR metodou. Jedná se o standardní půdy M31 a M33 a jejich směsi s PET, z nichž byl vytvořen model C. Model C lze považovat za komplexní, protože zahrnují primární data z měření směsí půdy a PET metodami ATR a DRIFT.



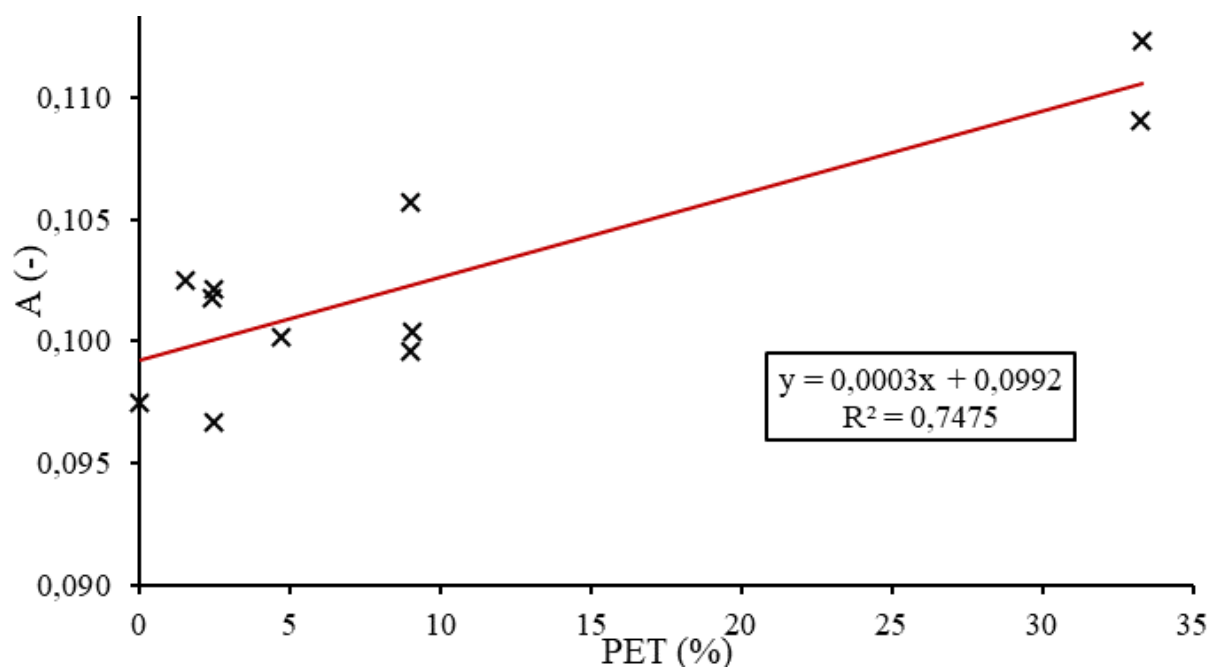
Obrázek 17: lineární regrese Modelu C závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $2965,80\text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 18: lineární regrese Modelu C závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1739,99\text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 19: lineární regrese Modelu C závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1299,85 \text{ cm}^{-1}$.



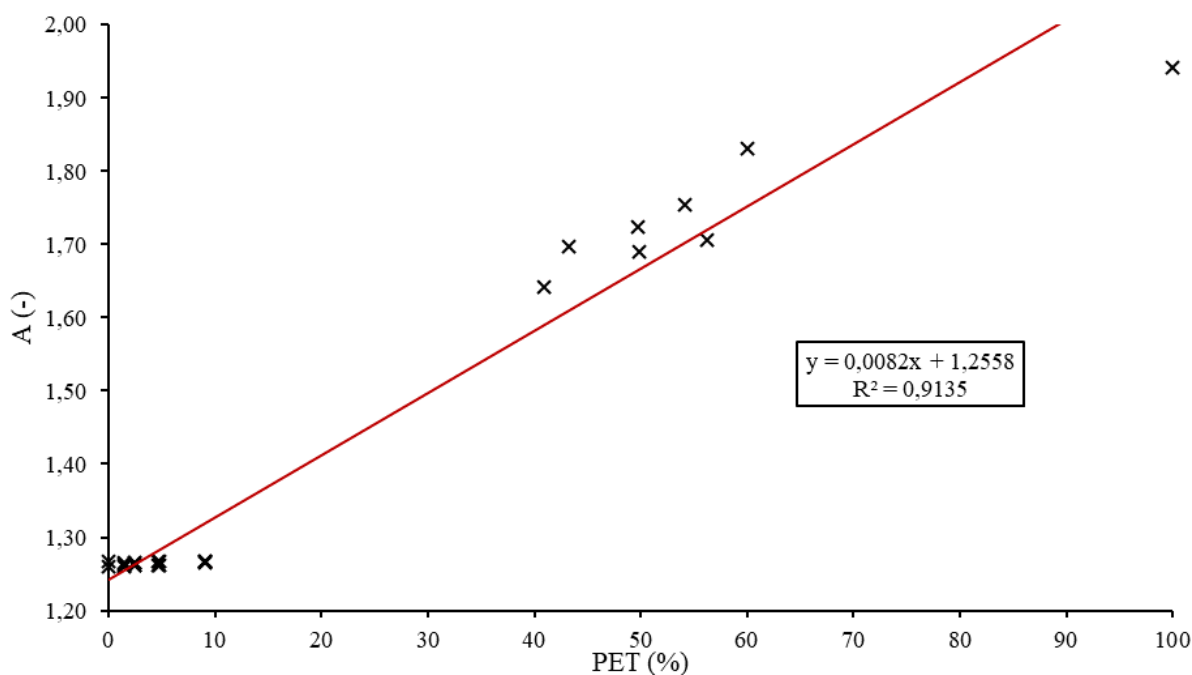
Obrázek 20: lineární regrese Modelu C závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1135,31 \text{ cm}^{-1}$.

Tabulka 6: přehled kalibračních rovnic a korelačních koeficientů při daných vlnočtech pro modelové půdy M31 a M33 a jejich výsledný společný Model C.

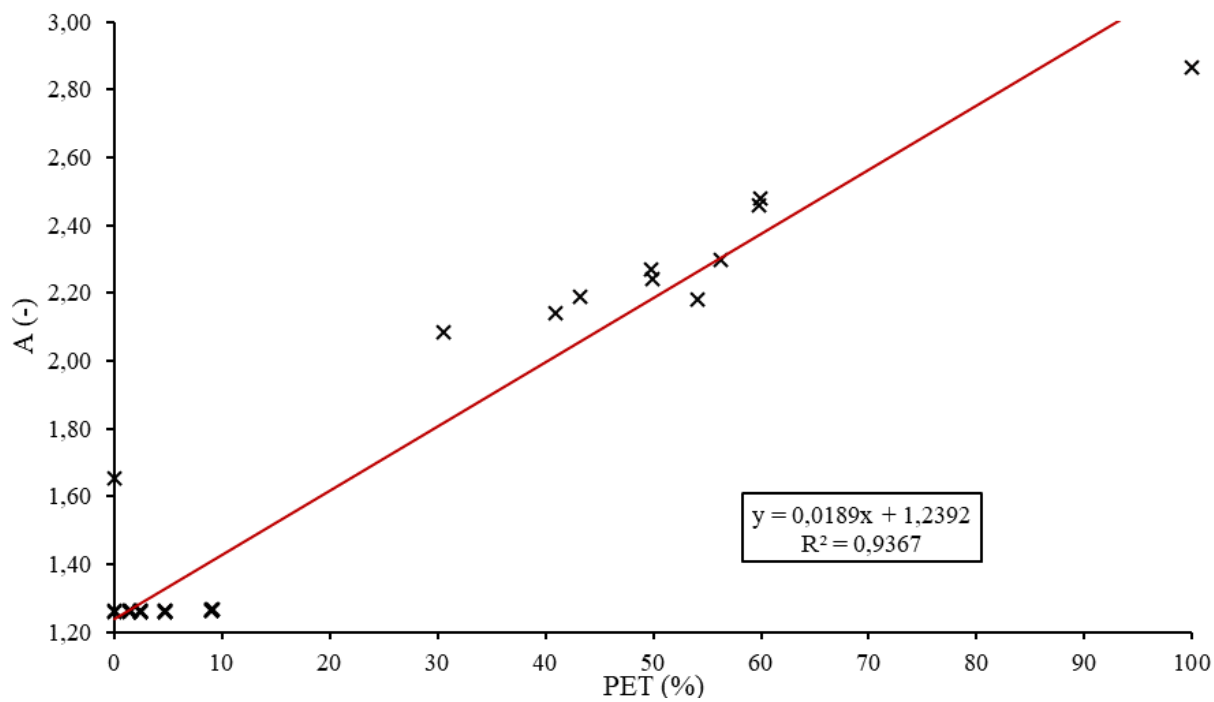
model	vlnočet (cm^{-1})	kalibrační rovnice	korelační koeficient R^2
půda M31	2965,80	$y=0,0003x+0,0108$	0,8986
	1739,99	$y=0,0007x+0,0084$	0,9739
	1299,85	$y=0,0007x+0,0096$	0,9785
	1135,31	$y=0,0004x+0,0959$	0,8730
půda M33	2965,80	$y=0,0002x+0,0146$	0,9096
	1739,99	$y=0,0006x+0,0101$	0,9482
	1299,85	$y=0,0006x+0,0113$	0,9509
	1135,31	$y=0,0002x+0,1029$	0,7902
C	2965,80	$y=0,0003x+0,0134$	0,9155
	1739,99	$y=0,0007x+0,0093$	0,9562
	1299,85	$y=0,0006x+0,0105$	0,9581
	1135,31	$y=0,0003x+0,0992$	0,7475

3.5. Model ABC

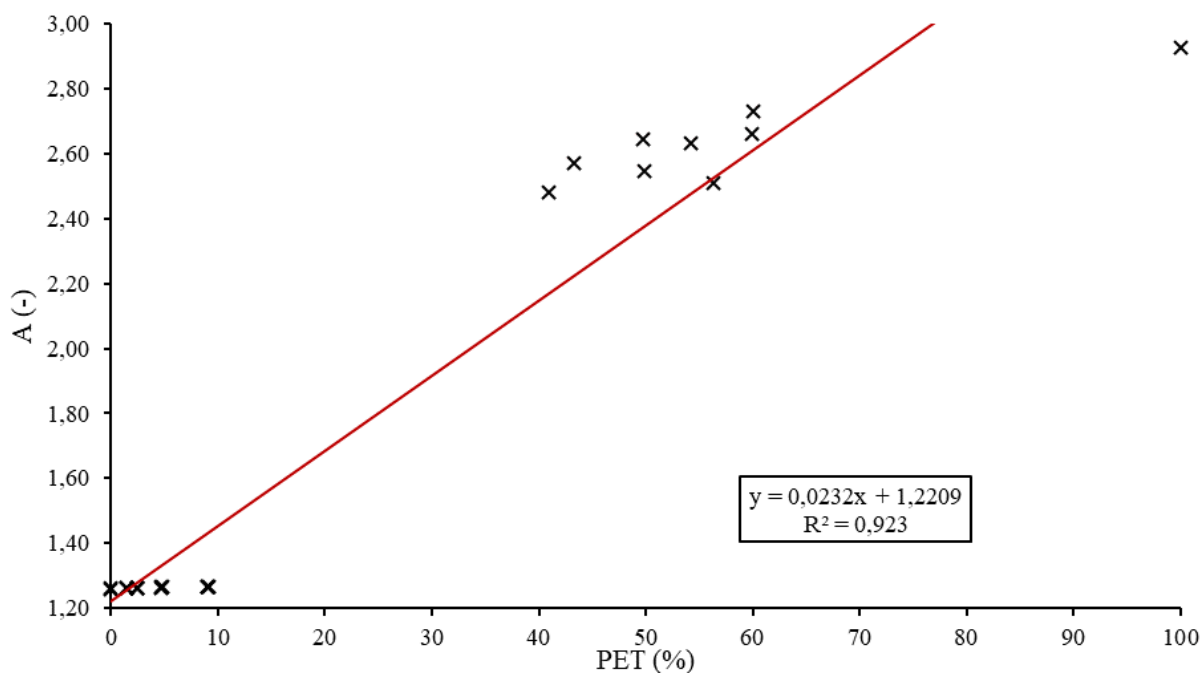
Spojením modelu AB a C byl rozšířen a ověřen model kvantifikace pro standardní půdy. Ověřila se tím možnost užití jak pro DRIFT, tak i pro ATR.



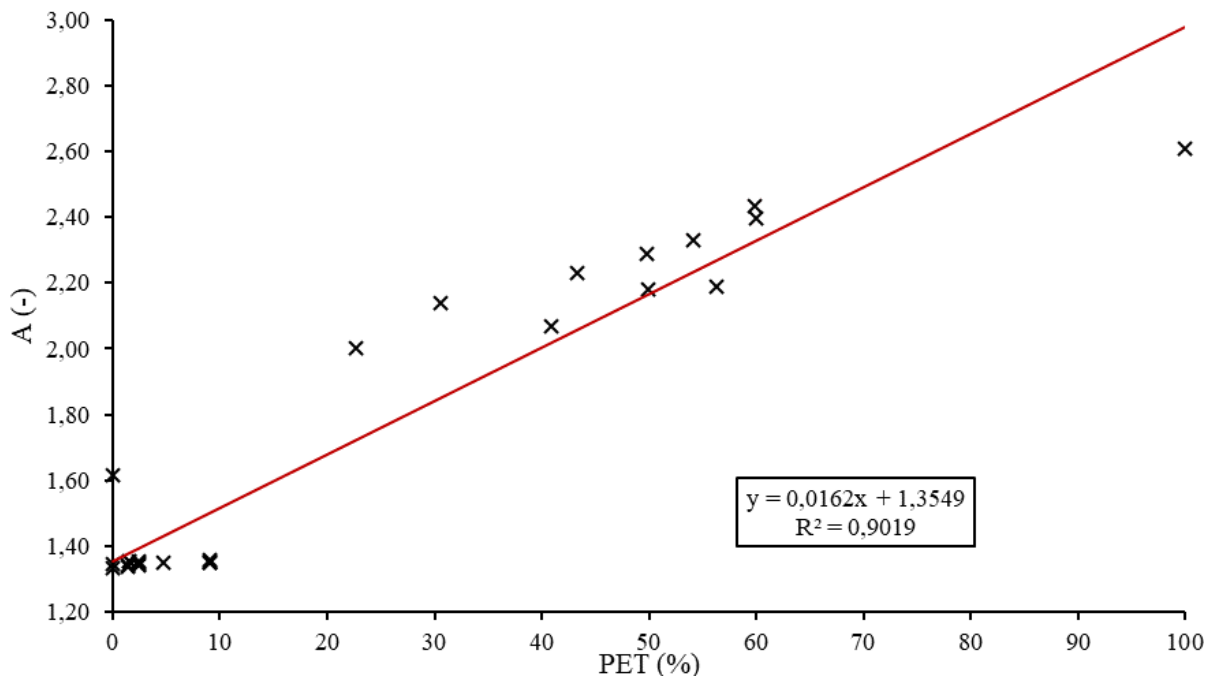
Obrázek 21: lineární regrese Modelu ABC závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $2965,80 \text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 22: lineární regrese Modelu ABC závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1739,99 cm^{-1} .



Obrázek 23: lineární regrese Modelu ABC závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1299,85 cm^{-1} .



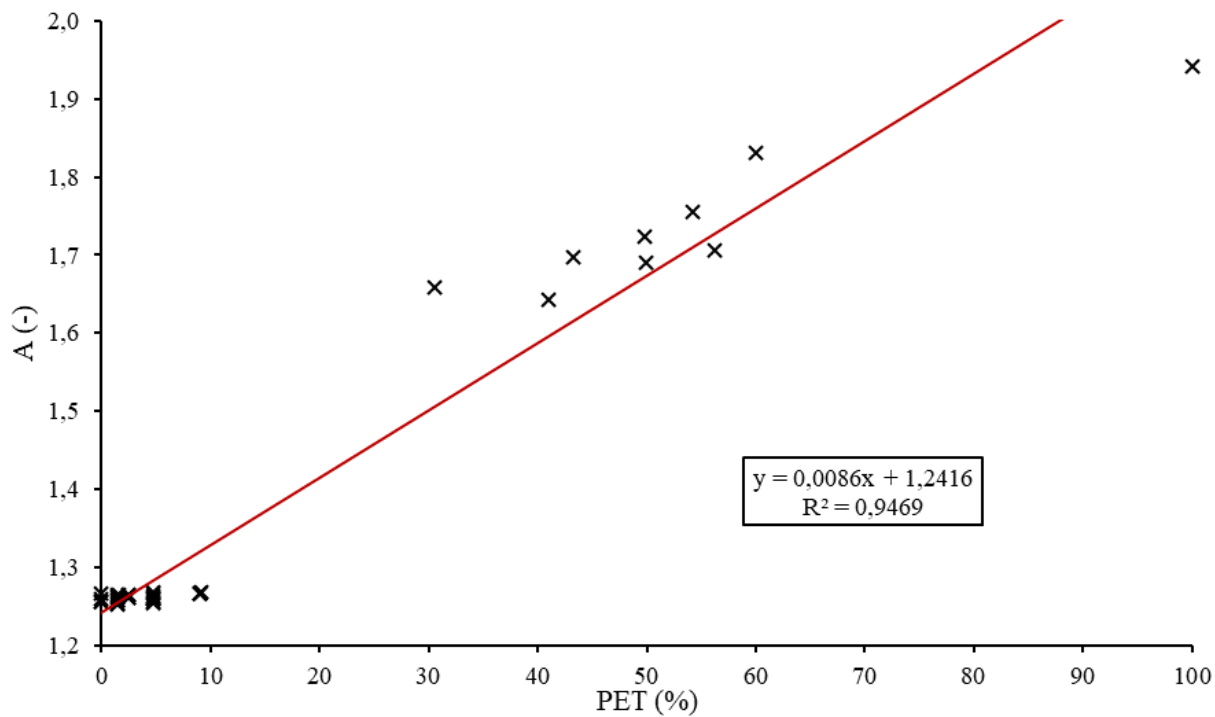
Obrázek 24: lineární regrese Modelu ABC závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1135,31 \text{ cm}^{-1}$.

3.6. Reálné půdy

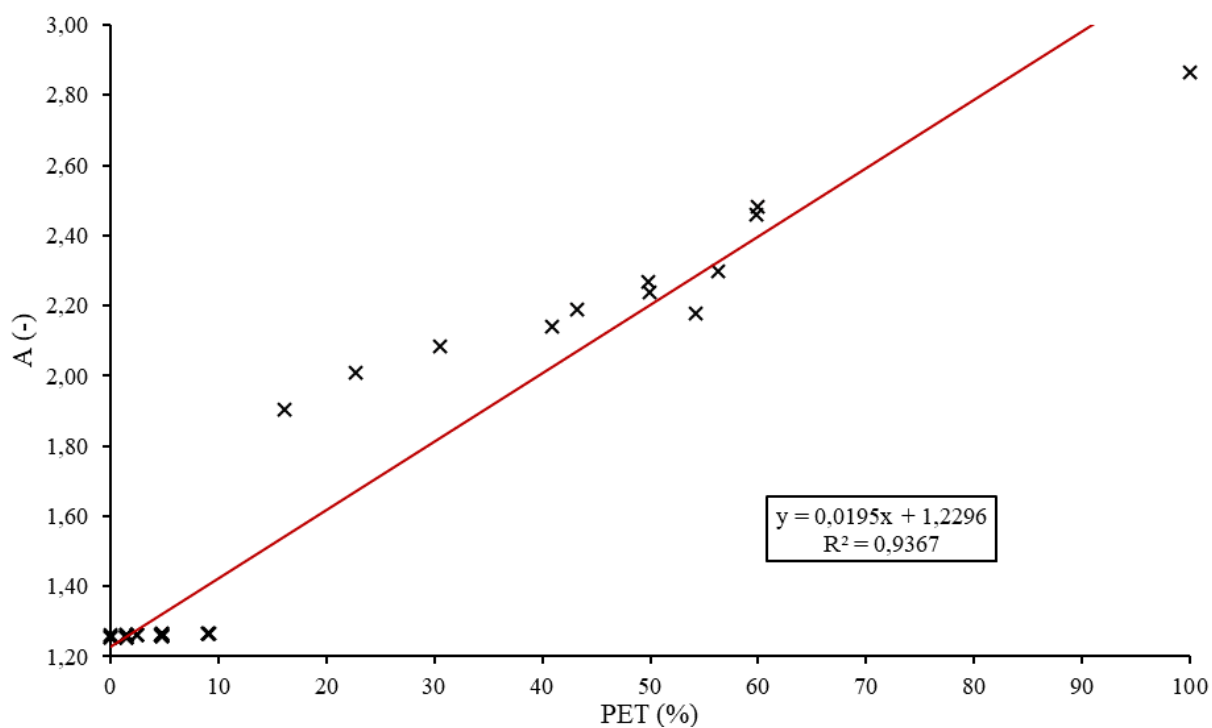
Do modelu ABC byly přidány dvě sady reálných půd, jedny z oblasti Jasenice LOM a Štěpánov ZOO, a druhá sada obsahovala vzorky půd odebraných blízko průmyslového areálu zpracovávajícího uhelný dehet ve Valašském Meziříčí. Tyto primární data bez zpracování opět vychází z BP Ulyana Vishneuskaya [50].

3.6.1. nekontaminované půdy (ABCD₁)

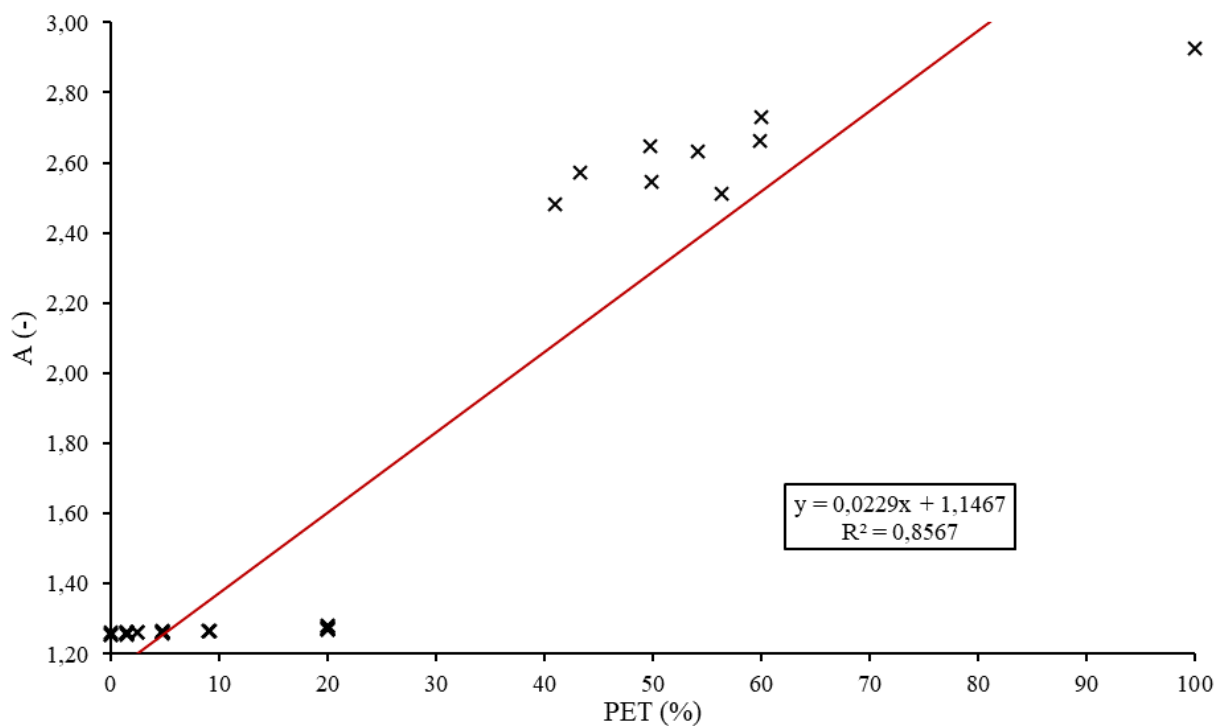
Byly zpracovány spektra směsi vzorků reálných půd a PET v různých koncentracích měřeny FTIR-ATR. Tyto půdy byly odebrány v místech Štěpánov ZOO a Jasenice LOM. Výsledkem je model ABCD₁, který spojuje modely standardních půd a reálných.



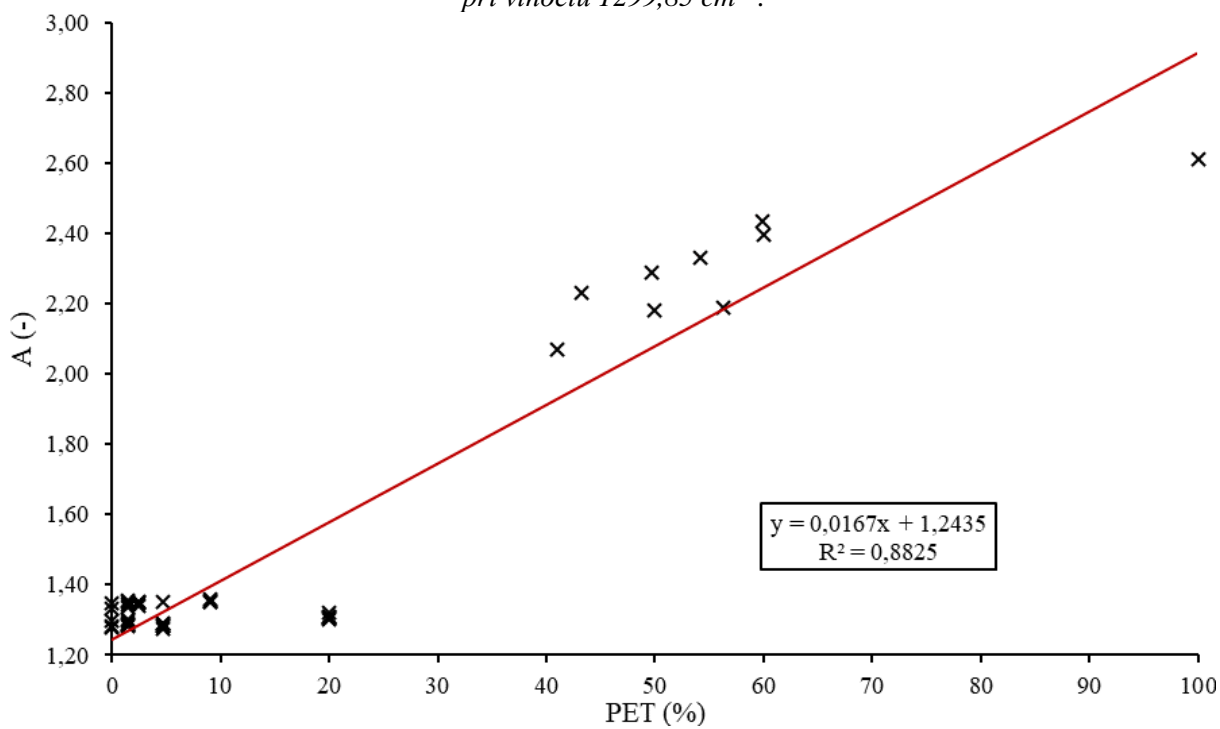
Obrázek 25: lineární regrese Modelu ABCD₁ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 2965,80 cm⁻¹.



Obrázek 26: lineární regrese Modelu ABCD₁ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1739,99 cm⁻¹.



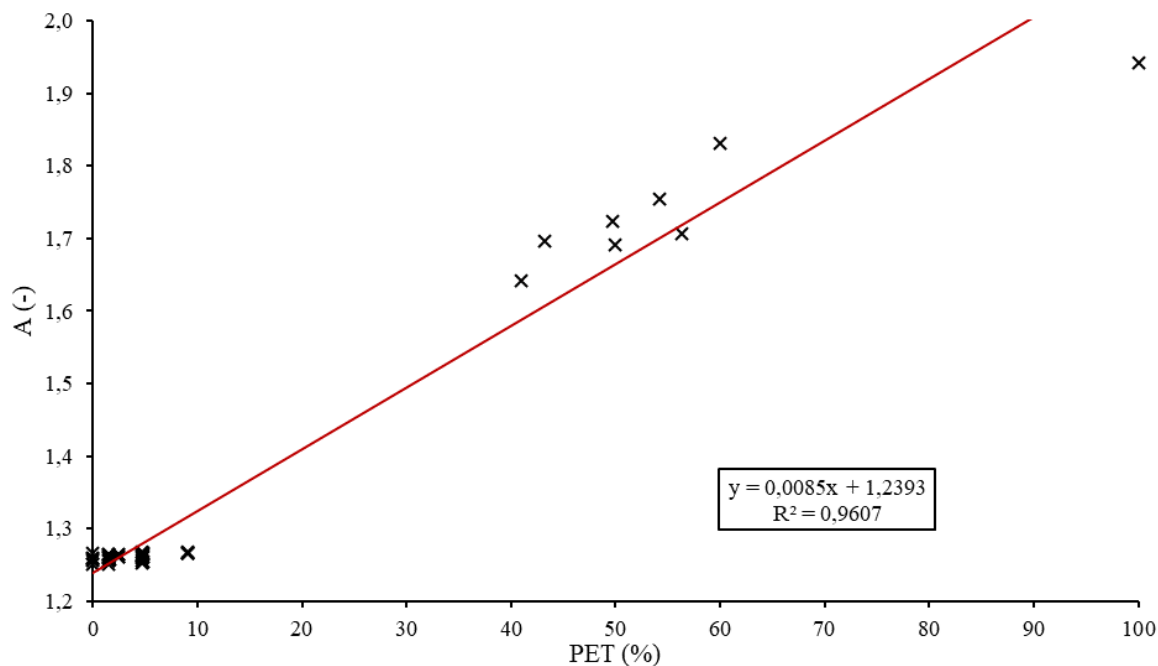
Obrázek 27: lineární regrese Modelu ABCD₁ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1299,85 cm⁻¹.



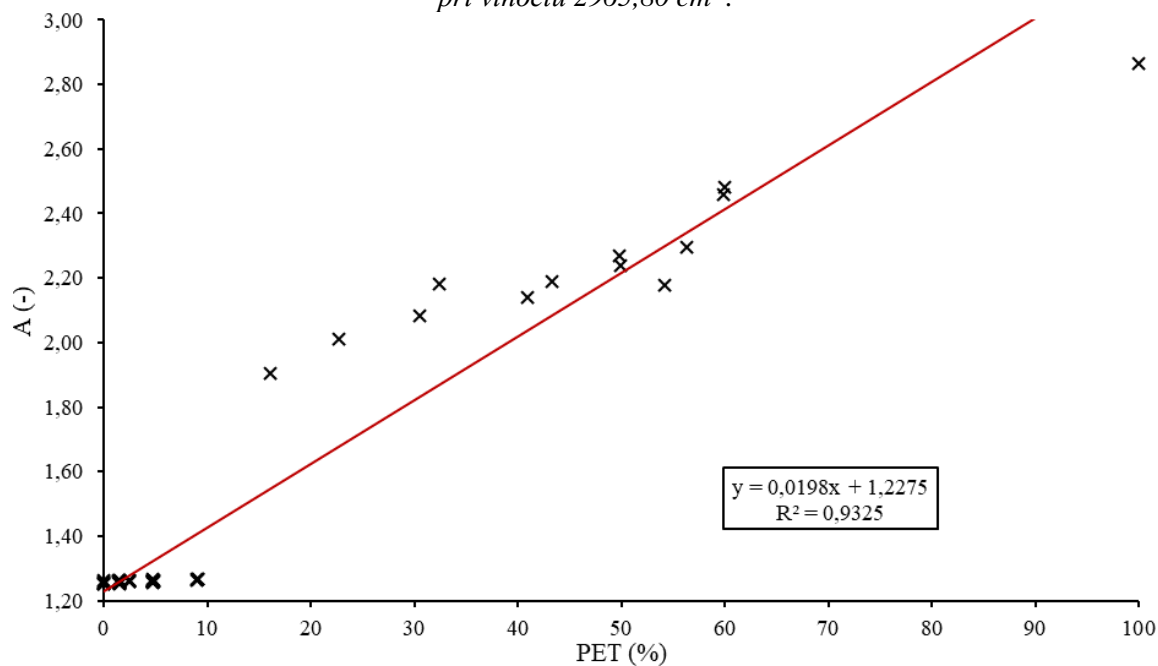
Obrázek 28: lineární regrese Modelu ABCD₁ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1135,31 cm⁻¹.

3.6.2. Reálné možné kontaminované půdy (ABCD₂)

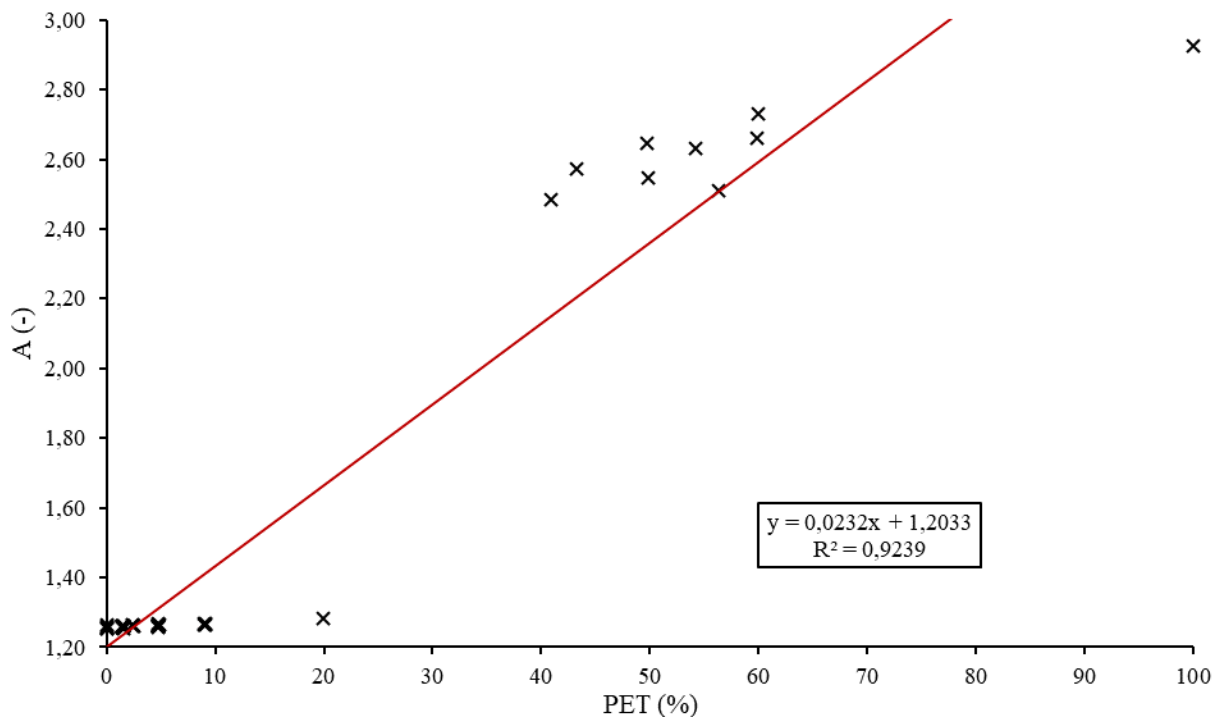
Byly zpracovány spektra směsi vzorků reálných půd a PET v různých koncentracích měřeny FTIR-ATR. Tyto vzorky půd byly odebrány blízko průmyslového areálu zpracovávajícího uhelný dehet ve Valašském Meziříčí. Výsledkem je model ABCD₂, který spojuje modely standardních půd a reálných.



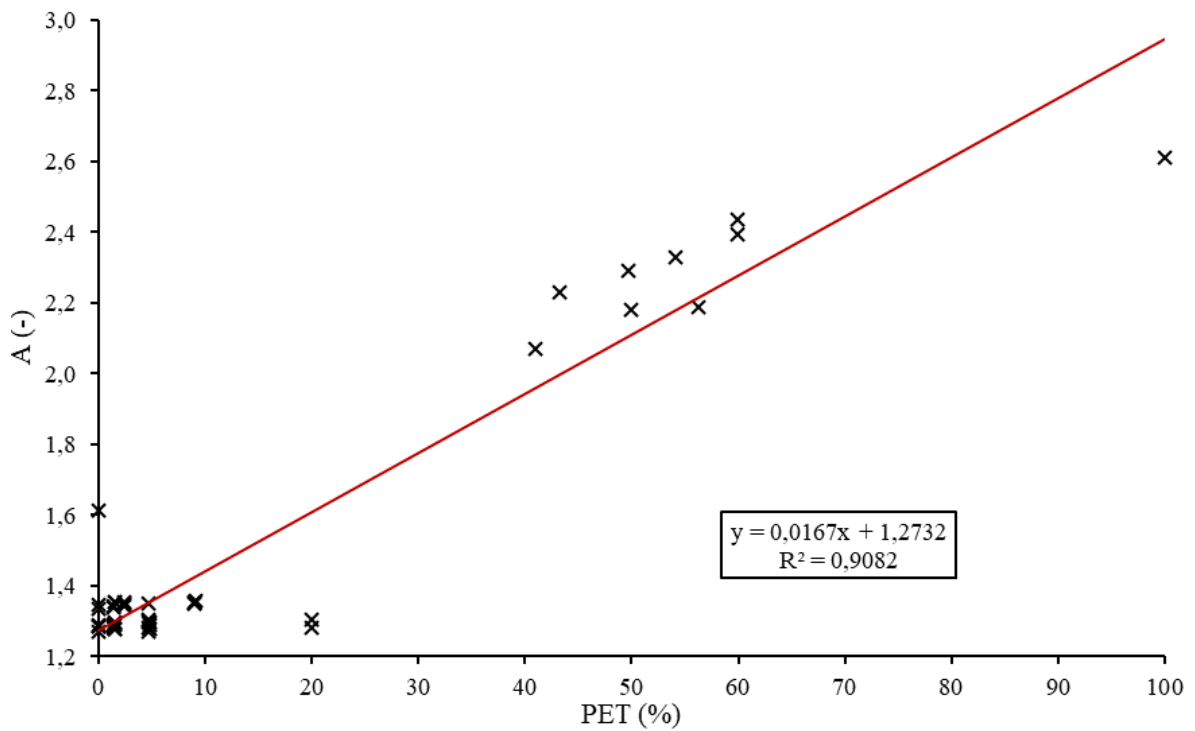
Obrázek 29: lineární regrese Modelu ABCD₂ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $2965,80\text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 30: lineární regrese Modelu ABCD₂ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu $1739,99\text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 31: lineární regrese Modelu ABCD₂ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1299,85 cm⁻¹.



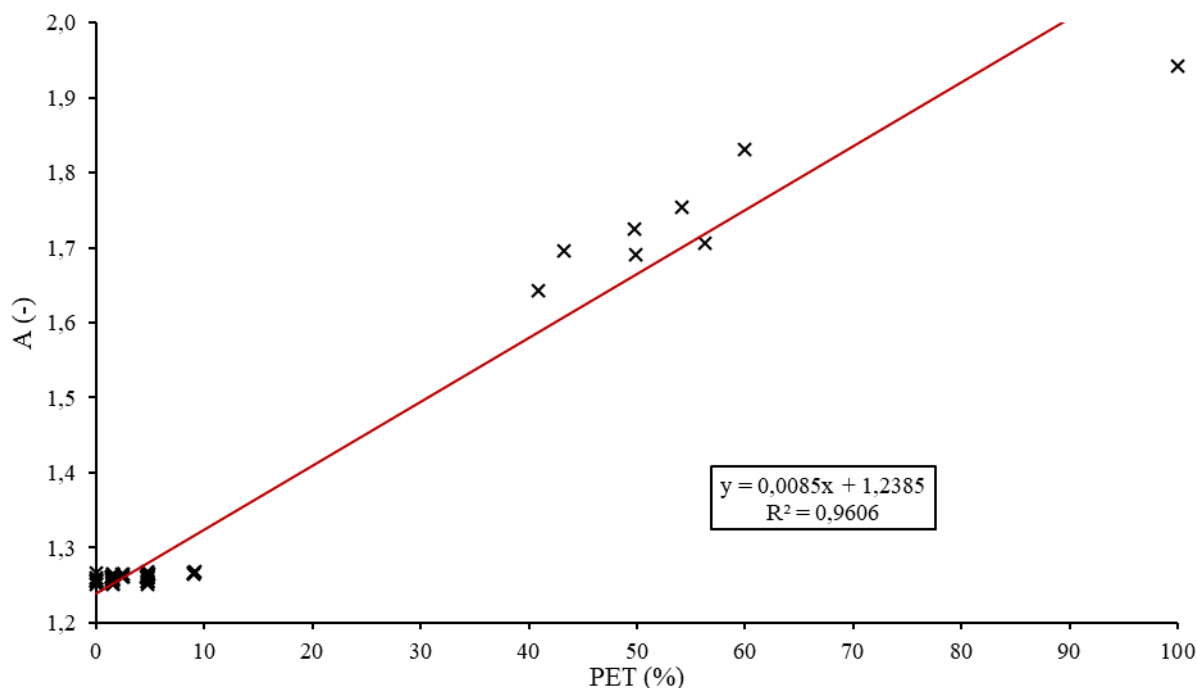
Obrázek 32: lineární regrese Modelu ABCD₂ závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1135,31 cm⁻¹.

Tabulka 7: přehled kalibračních rovnic a korelačních koeficientů při daných vlnočtech pro model ABC, ABCD1 a ABCD2.

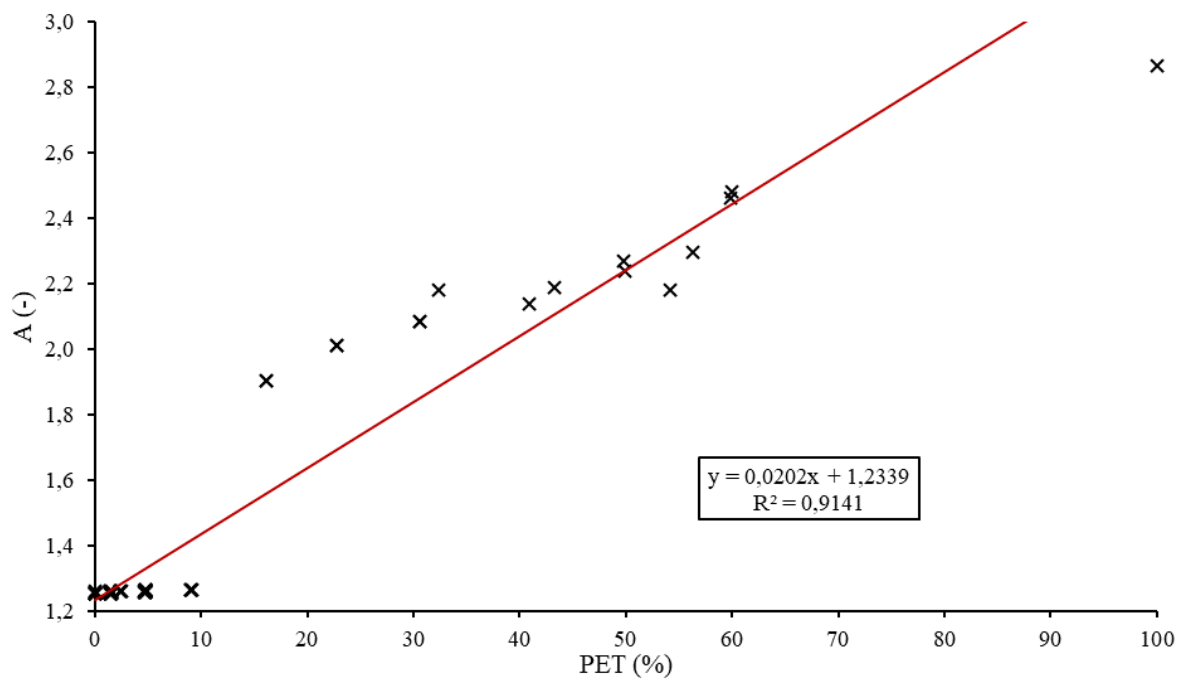
model	vlnočet (cm ⁻¹)	kalibrační rovnice	korelační koeficient R ²
ABC	2965,80	y=0,0082x+1,2558	0,9135
	1739,99	y=0,0189x+1,2392	0,9367
	1299,85	y=0,0232x+1,2209	0,9230
	1135,31	y=0,0162x+1,3549	0,9019
ABCD1	2965,80	y=0,0086x+1,2416	0,9469
	1739,99	y=0,0195x+1,2296	0,9367
	1299,85	y=0,0229x+1,1467	0,8567
	1135,31	y=0,0167x+1,2435	0,8825
ABCD2	2965,80	y=0,0085x+1,2393	0,9607
	1739,99	y=0,0198x+1,2275	0,9325
	1299,85	y=0,0232x+1,2033	0,9239
	1135,31	y=0,0167x+1,2732	0,9082

3.7. Konečný model E

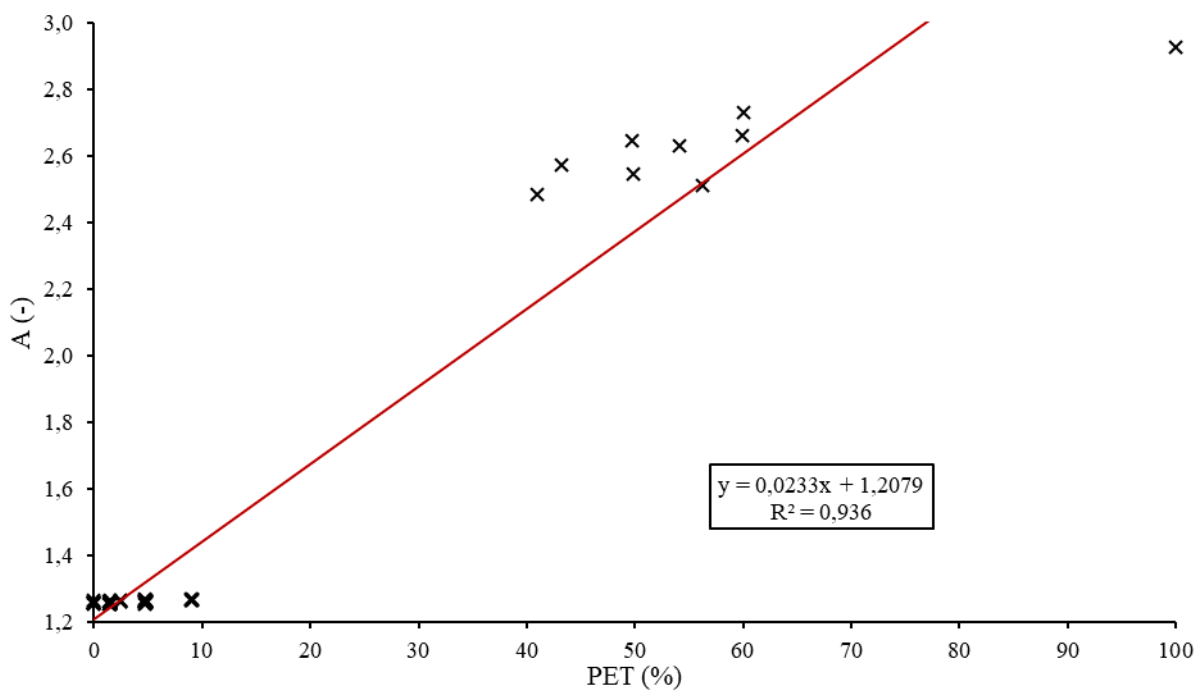
Spojením všech zmíněných modelů A, B, C, D₁ a D₂ vznikne univerzální model E pro kvantitativní analýzu PET v půdě. Jelikož nebyla půda v modelu D₂ výrazně ovlivněná možnou přítomností průmyslové kontaminace, bylo možné spojit všechny modely do jednoho konečného univerzálního.



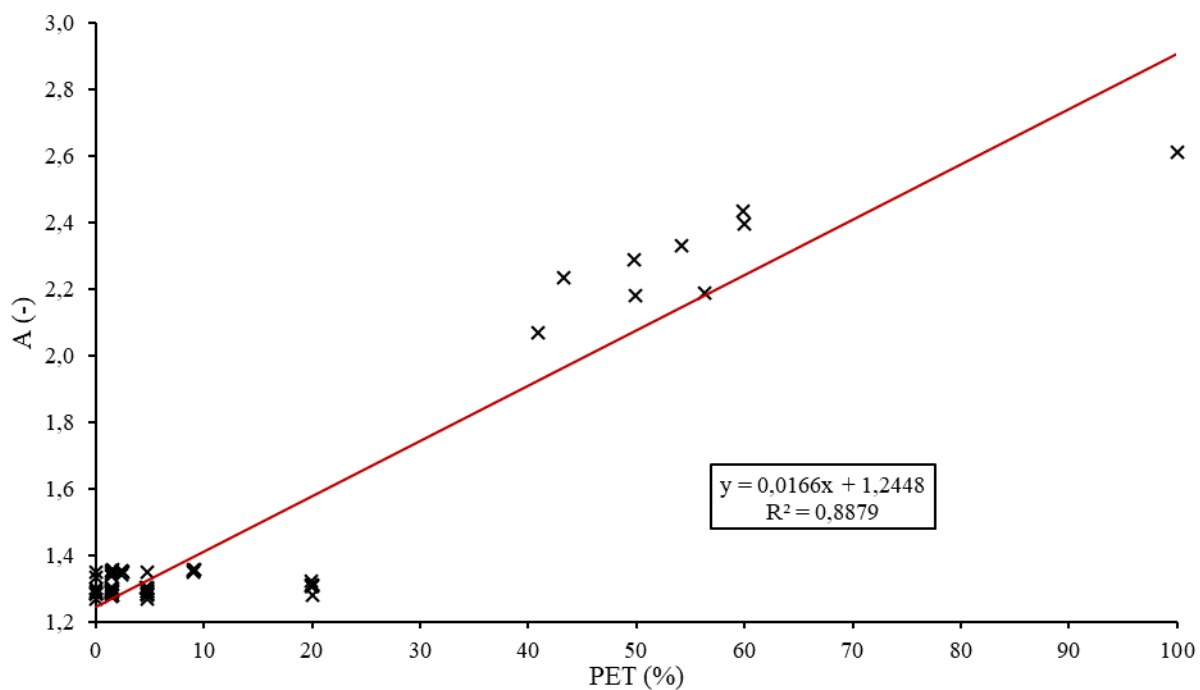
Obrázek 33: lineární regrese Modelu E závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 2965,80 cm⁻¹.



Obrázek 34: lineární regrese modelu E závislosti absorpce na obsahu PET při vlnótu $1739,99 \text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 35: lineární regrese modelu E závislosti absorpce na obsahu PET při vlnótu $1299,85 \text{ cm}^{-1}$.



Obrázek 36: lineární regrese modelu E závislosti absorpce na obsahu PET při vlnočtu 1135,31 cm⁻¹.

Tabulka 8: přehled kalibračních rovnic a korelačních koeficientů při daných vlnočtech pro model E.

model	vlnočet (cm ⁻¹)	kalibrační rovnice	korelační koeficient R ²
E	2965,80	y=0,0085x+1,2385	0,9606
	1739,99	y=0,0202x+1,2339	0,9141
	1299,85	y=0,0233x+1,2079	0,9360
	1135,31	y=0,0166x+1,2448	0,8879

4. ZÁVĚR

Cílem této bakalářské práce bylo vytvořit a ověřit chemometrický model pro kvantitativní analýzu PET v půdě. Model byl vytvořen z 5 sad primárních dat (A, B, C, D1, D2). Nejprve byly zvoleny 4 signifikantní vlnočty, při kterých jsou zřejmé píky v IČ spektru pro PET ve směsi PET/půda, pomocí funkce Setup Quant Method v software Opus 8.1 byla vytvořena Fit/True korelace, tedy závislost vypočítaného množství PET v půdě na reálném množství. Jako nejvhodnější vlnočty byly vybrány $2965,80\text{ cm}^{-1}$; $1739,99\text{ cm}^{-1}$; $1299,85\text{ cm}^{-1}$ a $1135,31\text{ cm}^{-1}$. Hodnoty absorbance pro vytvoření modelů byly odečteny ze spekter daných koncentrací v těchto konkrétních čtyřech vlnočtech. Z těchto absorbancí v závislosti na příslušných koncentracích PET v půdě byly vytvořeny lineární regrese. Model A a B byl vytvořen z dat naměřených pomocí DRIFT, model C, D₁ a D₂ pomocí dat z FTIR-ATR. Model zahrnuje směsi se třemi standardními půdami (M31, M33 a M34) a půdami reálnými, odebranými lokalitách vzdálených od možné kontaminace a v průmyslovém areálu. Pokud by měla být vybrána

Konečný model E lze považovat za univerzální, jelikož zahrnuje nízké i vyšší koncentrace PET, ve standardních i reálných půdách, jak relativně čisté, tak s možným průmyslovým organickým znečištěním a je součtem všech vytvořených modelů v této bakalářské práci. Také lze použít pro měření DRIFT i FTIR-ATR. Při vlnočtech $2965,80\text{ cm}^{-1}$; $1739,99\text{ cm}^{-1}$ a $1299,85\text{ cm}^{-1}$. Za předpokladu nutnosti výběru pouze jedné lineární rovnice by byla vybrána $y=0,0202x+1,2339$ s korelačním koeficientem $R^2=0,9141$ při vlnočtu $1739,99\text{ cm}^{-1}$, jelikož má dostačující korelační koeficient i přes velké množství bodů, které odpovídají trendu.

5. SEZNAM POUŽITÝCH PUBLIKACÍ

- [1] EVODE, Niyitanga, Sarmad Ahmad QAMAR, Muhammad BILAL, Damià BARCELÓ a Hafiz M.N. IQBAL. Plastic waste and its management strategies for environmental sustainability. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* [online]. 2021, **4** [cit. 2024-05-20]. ISSN 26660164. Dostupné z: doi:10.1016/j.cscee.2021.100142
- [2] SHERIFF, Ishmail, Nik Azimatolakma AWANG, Herni Binti HALIM, Onukwube Sunday IKECHUKWU a Ahmad Fadly JUSOH. Extraction and analytical methods of microplastics in wastewater treatment plants: isolation patterns, quantification, and size characterization techniques. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2024 [cit. 2024-05-20]. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.1016/j.dwt.2024.100399
- [3] ZHARKENOV, Yerkebulan, Timoth MKILIMA, Aisulu ABDUOVA et al. Utilizing biofilm-enhanced coconut coir for microplastic removal in wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* [online]. 2024, **9** [cit. 2024-05-20]. ISSN 26660164. Dostupné z: doi:10.1016/j.cscee.2024.100726
- [4] SCHWEDT, Georg. *The essential guide to environmental chemistry*. Chichester: Wiley, 2001. ISBN 04-718-9954-2.
- [5] SURENDRAN, U., M. JAYAKUMAR, P. RAJA, Girish GOPINATH a Padmanaban Velayudhaperumal CHELLAM. Microplastics in terrestrial ecosystem: Sources and migration in soil environment. *Chemosphere* [online]. 2023, **318** [cit. 2023-04-02]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2023.137946
- [6] LIU, Mengting, Shibo LU, Yang SONG et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. *Environmental Pollution* [online]. 2018, **242**, 855-862 [cit. 2023-04-06]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2018.07.051
- [7] HORTON, Alice A., Alexander WALTON, David J. 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. 2023-04-01]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.190
- [8] AJITHKUMAR, Velmurugan, Appaiyan PHILOMINA, Kalimuthu MEENA et al. Insights of recent developments in microplastics pollution and its degradation in wastewater and other environment. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* [online]. 2024 [cit. 2024-05-15]. ISSN 18761070. Dostupné z: doi:10.1016/j.jtice.2024.105504
- [9] QIU, Yifei, Shenglu ZHOU, Chuchu ZHANG, Yujie ZHOU a Wendong QIN. Soil microplastic characteristics and the effects on soil properties and biota: A systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution* [online]. 2022, **313** [cit. 2023-02-11]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2022.120183

- [10] KHAN, Ismail, Muhammad TARIQ, Khulood Fahad ALABBOSH et al. Soil microplastics: Impacts on greenhouse gasses emissions, carbon cycling, microbial diversity, and soil characteristics. *Applied Soil Ecology* [online]. 2024, **197** [cit. 2024-05-14]. ISSN 09291393. Dostupné z: doi:10.1016/j.apsoil.2024.105343
- [11] LÖDER, Martin G. J. a Gunnar GERDTS. Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. In: *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing, 2015, s. 201-227. ISBN 978-3-319-16509-7. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-319-16510-3_8
- [12] LI, Jia, Yang SONG a Yongbing CAI. Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. *Environmental Pollution* [online]. 2020, **257** [cit. 2023-04-04]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2019.113570
- [13] TORNERO, Quiteria, Marie-Antoinette DZUILA, Didier ROBERT, Nicolas KELLER, Jorge RODRÍGUEZ-CHUECA a Patricia GARCIA-MUÑOZ. Methods of sampling and sample preparation for detection of microplastics and nanoplastics in the environment. *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering* [online]. Elsevier, 2023, 79-97 [cit. 2023-04-06]. ISBN 9780323999083. Dostupné z: doi:10.1016/B978-0-323-99908-3.00004-X
- [14] FANG, Mingzhu, Zhonglu LIAO, Xiaoliang JI et al. Microplastic ingestion from atmospheric deposition during dining/drinking activities. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2022, **432** [cit. 2024-05-13]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2022.128674
- [15] YANG, Ling, Shichang KANG, Xi LUO a Zhaoqing WANG. Microplastics in drinking water: A review on methods, occurrence, sources, and potential risks assessment. *Environmental Pollution* [online]. 2024, **348** [cit. 2024-05-13]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2024.123857
- [16] ACARER, Seren. Abundance and characteristics of microplastics in drinking water treatment plants, distribution systems, water from refill kiosks, tap waters and bottled waters. *Science of The Total Environment* [online]. 2023, **884** [cit. 2024-05-13]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2023.163866
- [17] HU, Jiani, Defu HE, Xiaoting ZHANG et al. National-scale distribution of micro(meso)plastics in farmland soils across China: Implications for environmental impacts. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2022, **424** [cit. 2023-04-07]. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2021.127283
- [18] CHRISTIAN, Anggelia Essi a Ingo KÖPER. Microplastics in biosolids: A review of ecological implications and methods for identification, enumeration, and characterization. *Science of The Total Environment* [online]. 2023, **864** [cit. 2023-04-03]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2022.161083
- [19] DE SOUZA MACHADO, Anderson Abel, Chung Wai LAU, Jennifer TILL, Werner KLOAS, Anika LEHMANN, Roland BECKER a Matthias C. RILLIG. *Impacts of*

- Microplastics on the Soil Biophysical Environment* [online]. 2018, **52**(17), 9656-9665 [cit. 2023-04-03]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.8b02212
- [20] MATEOS-CÁRDENAS, Alicia, Frank N.A.M. VAN PELT, John O'HALLORAN a Marcel A.K. JANSEN. Adsorption, uptake and toxicity of micro- and nanoplastics: Effects on terrestrial plants and aquatic macrophytes. *Environmental Pollution* [online]. 2021, **284** [cit. 2024-05-15]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2021.117183
- [21] SONG, Wandi, Jianghua ZHAO, Xiuhong XIE, Wang LIU, Shuxia LIU, Haibo CHANG a Chengyu WANG. Novel BiOBr by compositing low-cost biochar for efficient ciprofloxacin removal: the synergy of adsorption and photocatalysis on the degradation kinetics and mechanism insight. *RSC Advances* [online]. 2021, **11**(25), 15369-15379 [cit. 2024-05-20]. ISSN 2046-2069. Dostupné z: doi:10.1039/D1RA00941A
- [22] ZHAO, Shuwen, Chuchen ZHANG, Qianru ZHANG a Qilan HUANG. Small microplastic particles promote tetracycline and aureomycin adsorption by biochar in an aqueous solution. *Journal of Environmental Management* [online]. 2024, **349** [cit. 2024-05-20]. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2023.119332
- [23] LU, Jian, Yuxuan ZHANG, Jun WU, Jianhua WANG, Cui ZHANG a Yichen LIN. Occurrence and spatial distribution of antibiotic resistance genes in the Bohai Sea and Yellow Sea areas, China. *Environmental Pollution* [online]. 2019, **252**, 450-460 [cit. 2024-05-20]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2019.05.143
- [24] ZHANG, Yuxuan, Jian LU, Jun WU, Jianhua WANG a Yongming LUO. Potential risks of microplastics combined with superbugs: Enrichment of antibiotic resistant bacteria on the surface of microplastics in mariculture system. *Ecotoxicology and Environmental Safety* [online]. 2020, **187** [cit. 2024-05-20]. ISSN 01476513. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecoenv.2019.109852
- [25] MOURA, Diana S., Carlos J. PESTANA, Colin F. MOFFAT, Nikoletta GKOULEMANI, Jianing HUI, John T.S. IRVINE a Linda A. LAWTON. Aging microplastics enhances the adsorption of pharmaceuticals in freshwater. *Science of The Total Environment* [online]. 2024, **912** [cit. 2024-05-20]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2023.169467
- [26] GAO, Fenglei, Jingxi LI, Chengjun SUN, Letian ZHANG, Fenghua JIANG, Wei CAO a Li ZHENG. Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. *Marine Pollution Bulletin* [online]. 2019, **144**, 61-67 [cit. 2024-05-20]. ISSN 0025326X. Dostupné z: doi:10.1016/j.marpolbul.2019.04.039
- [27] WANG, Fei, Kai Min SHIH a Xiao Yan LI. The partition behavior of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanesulfonamide (FOSA) on microplastics. *Chemosphere* [online]. 2015, **119**, 841-847 [cit. 2024-05-20]. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2014.08.047

- [28] SCHEURER, Michael a Moritz BIGALKE. *Microplastics in Swiss Floodplain Soils* [online]. 2018, **52**(6), 3591-3598 [cit. 2023-04-06]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.7b06003
- [29] ZHANG, Shaoliang, Xiaomei YANG, Hennie GERTSEN, Piet PETERS, Tamás SALÁNKI a Violette GEISSEN. A simple method for the extraction and identification of light density microplastics from soil. *Science of The Total Environment* [online]. 2018, **616-617**, 1056-1065 [cit. 2023-04-06]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.213
- [30] PHAN, Samantha, Jacqueline L. PADILLA-GAMIÑO a Christine K. LUSCOMBE. The effect of weathering environments on microplastic chemical identification with Raman and IR spectroscopy: Part I. polyethylene and polypropylene. *Polymer Testing* [online]. 2022, **116** [cit. 2023-04-07]. ISSN 01429418. Dostupné z: doi:10.1016/j.polymertesting.2022.107752
- [31] CRAWFORD, Christopher Blair a Brian QUINN. *Microplastic pollutants*. Amsterdam: Elsevier, 2017. ISBN 978-0-12-809406-8.
- [32] HORIBA. In: *What is Raman Spectroscopy?* [online]. [cit. 2024-05-20]. Dostupné z: <https://www.horiba.com/int/scientific/technologies/raman-imaging-and-spectroscopy/raman-spectroscopy/>
- [33] SKOOG, HOLLER a CROUCH. *Principles of Instrumental Analysis*. Seventh Edition. Boston: Cengage Learning, 2016. ISBN 978-1-305-57721-3.
- [34] TAN, Ailing, Jing ZHAO, Yong ZHAO, Xiaohang LI a Haijie SU. Determination of microplastics by FTIR spectroscopy based on quaternion parallel feature fusion and support vector machine. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* [online]. 2023, **243** [cit. 2024-05-15]. ISSN 01697439. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemolab.2023.105018
- [35] SOTA-UBA, Isio, Matthew BAMIDELE, James MOULTON, Karl BOOKSH a Barry K. LAVINE. Authentication of edible oils using Fourier transform infrared spectroscopy and pattern recognition methods. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* [online]. 2021, **210** [cit. 2024-05-15]. ISSN 01697439. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemolab.2021.104251
- [36] CIRCELLI, Luana, Zhongqi CHENG, Evan GARWOOD, Kerem YUKSEL, Erika DI IORIO, Ruggero ANGELICO a Claudio COLOMBO. Comparison of ATR-FTIR and NIR spectroscopy for identification of microplastics in biosolids. *Science of The Total Environment* [online]. 2024, **916** [cit. 2024-05-15]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2024.170215
- [37] CHOUCHENE, Khawla, Tommaso NACCI, Francesca MODUGNO, Valter CASTELVETRO a Mohamed KSIBI. Soil contamination by microplastics in relation to local agricultural development as revealed by FTIR, ICP-MS and pyrolysis-GC/MS. *Environmental Pollution* [online]. 2022, **303** [cit. 2024-05-16]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2022.119016

- [38] LV, Weiwei, Wenzong ZHOU, Shibo LU, Weiwei HUANG, Quan YUAN, Minglu TIAN, Weiguang LV a Defu HE. Microplastic pollution in rice-fish co-culture system: A report of three farmland stations in Shanghai, China. *Science of The Total Environment* [online]. 2019, **652**, 1209-1218 [cit. 2024-05-16]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.321
- [39] DING, Ling, Shuaiya ZHANG, Xiaoyu WANG, Xiaomei YANG, Chutian ZHANG, Yanbing QI a Xuetao GUO. The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in north-western China. *Science of The Total Environment* [online]. 2020, **720** [cit. 2024-05-16]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137525
- [40] ROLF, Markus, Hannes LAERMANNNS, Lukas KIENZLER, Christian POHL, Julia N. MÖLLER, Christian LAFORSCH, Martin G.J. LÖDER a Christina BOGNER. Flooding frequency and floodplain topography determine abundance of microplastics in an alluvial Rhine soil. *Science of The Total Environment* [online]. 2022, **836** [cit. 2024-05-16]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2022.155141
- [41] LENAHER, Peter L., Austin K. BALDWIN, Steven R. CORSI, Sherri A. MASON, Paul C. RENEAU a John W. SCOTT. *Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column and Surficial Sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan* [online]. 2019, **53**(21), 12227-12237 [cit. 2024-05-16]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.9b03850
- [42] MÖLLER, Julia N., Martin G. J. LÖDER a Christian LAFORSCH. *Finding Microplastics in Soils: A Review of Analytical Methods* [online]. 2020, **54**(4), 2078-2090 [cit. 2024-05-16]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.9b04618
- [43] KLEIN, Sascha, Eckhard WORCH a Thomas P. KNEPPER. *Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany* [online]. 2015, **49**(10), 6070-6076 [cit. 2024-05-16]. ISSN 0013-936X. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.5b00492
- [44] WEBER, Collin Joel a Christian OPP. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. *Environmental Pollution* [online]. 2020, **267** [cit. 2024-05-16]. ISSN 02697491. Dostupné z: doi:10.1016/j.envpol.2020.115390
- [45] WEBER, C.J., C. OPP, J.A. PRUME, M. KOCH, T.J. ANDERSEN a P. CHIFFLARD. Deposition and in-situ translocation of microplastics in floodplain soils. *Science of The Total Environment* [online]. 2022, **819** [cit. 2024-05-16]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2021.152039
- [46] GAO, Zhiqiang, James V. CIZDZIEL, Kendall WONTOR a Alvis VIANELLO. Spatiotemporal characteristics of microplastics in a university wastewater treatment plant: Influence of sudden on-campus population swings. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [online]. 2022, **10**(6) [cit. 2024-05-20]. ISSN 22133437. Dostupné z: doi:10.1016/j.jece.2022.108834

- [47] OKOFFO, Elvis D., Cassandra RAUERT a Kevin V. THOMAS. Mass quantification of microplastic at wastewater treatment plants by pyrolysis-gas chromatography–mass spectrometry. *Science of The Total Environment* [online]. 2023, **856** [cit. 2024-05-20]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2022.159251
- [48] DVOŘÁKOVÁ, Alena. *Mikroplasty v půdě*. Brno, 2020. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/124078>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav fyzikální a spotřební chemie. Vedoucí práce Helena Doležalová Weissmannová.
- [49] STANISLAVOVÁ, Veronika. *Problematika plastů a mikroplastů v FTIR analýze půd*. Brno, 2021. Dostupné také z: <https://www.vutbr.cz/studenti/zav-prace/detail/131791>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce Helena Doležalová Weissmannová.
- [50] VISHNEUSKAYA, Ulyana. *Aplikace FTIR metod pro stanovení mikroplastů v půdách*. Brno, 2023. Dostupné také z: <https://www.vut.cz/studenti/zav-prace/detail/148706>. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce Helena Doležalová Weissmannová.

6. SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

MP – mikroplasty

PE – polyethylen

PP – polypropylen

PVC – polyvinylchlorid

PET – polyethyltereftalát

PS – polystyren

PA – polyamid

POP – perzistentní organické polutanty

ČOV – čistička odpadních vod

ARG – genů rezistentních na antibiotika