

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

KATEDRA GEOLOGIE



Úrovně kontaminace organickými polutanty v PR Rezavka

Bakalářská práce

Klára Kopecká

Environmentální geologie

prezenční studium

Vedoucí práce: Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

Olomouc 2022

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod odborným dohledem vedoucího práce a za použití citované literatury.

V Olomouci dne:

.....

Klára Kopecká

Poděkování

Chtěla bych poděkovat Mgr. Janu Sedláčkovi, Ph.D. za odborné vedení práce, pomoc v terénu i při zpracování vzorků, poskytnutí literatury a cenné rady. Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Danielu Šimíčkoví, Ph.D. za pomoc při měření na laserovém granulometru a prof. Ing. Ondřeji Šráčkovi, Ph.D., M.Sc. za konzultaci a poskytnutí literatury.

Bibliografická identifikace

Jméno: Klára Kopecká

Název práce: Úrovně kontaminace organickými polutanty v PR Rezavka

Typ práce: bakalářská

Studijní obor: environmentální geologie

Pracoviště: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra geologie

Vedoucí práce: Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

Rok obhajoby: 2022

Abstrakt: Cílem této bakalářské práce bylo určení koncentrací vybraných persistentních organických polutantů (POP) akumulovaných ve fluviálních sedimentech v přírodní rezervaci Rezavka, jenž se nachází v silně znečištěné ostravské aglomeraci. V úvodní části byla stručně popsána studovaná oblast, fluviální sedimentační prostředí, historie průmyslu na Ostravsku a základní charakteristika persistentních organických polutantů. Z výsledků byly zjištěny koncentrace překračující limitní hodnoty u polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a metabolitů DDT. Koncentrace polychlorovaných bifenylnů a hexachlorbenzenu limitní hodnoty nepřekračovaly. Na základě diagnostických poměrů a koncentrací byl určen zdroj PAU, poukazující na pyrogenní původ ze spalování uhlí a biomasy. Dále byl laboratorními metodami stanoven obsah celkového organického uhlíku, pomocí laserové granulometrie byla určena zrnitost sedimentů jako prachová až prachovito-písčité frakce. Mezi těmito parametry a množstvím organických polutantů byla zjišťována možná souvislost. Závislost na zrnitosti a množství organické hmoty vykazovaly PAU, ostatní skupiny látek projevily variabilní chování. Laboratorní gamaspektrometrií byla stanovena hmotnostní aktivita radioizotopu ^{137}Cs , která byla využita k datování sedimentů. Také trendy v koncentracích vybraných POP byly použity k určení časových trendů v kontaminaci. Z datovatelných událostí byl sestaven orientační věkový model ukazující hlavní datované události a rychlosti sedimentace.

Klíčová slova: organické polutanty, kontaminace, fluviální sedimenty, datování, řeka Odra, Ostravsko

Počet stran: 76

Jazyk: český

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Klára Kopecká

Title: The levels of contamination by organic pollutants in Rezavka nature reserve

Type of thesis: bachelor

Field of study: environmental geology

Institution: Palacký University Olomouc, Faculty of Science, Department of Geology

Supervisor: Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

The year of presentation: 2022

Abstract: The aim of this bachelor thesis was to determine the concentrations of selected persistent organic pollutants (POPs) accumulated in fluvial sediments of the Rezavka nature reserve, which is located in the heavily polluted Ostrava agglomeration. In the introductory part, the study area, the fluvial environment, the history of industry in the Ostrava region and the characteristics of persistent organic pollutants were briefly described. Concentrations exceeding the limit values were found for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and DDT metabolites. Concentrations of polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene did not exceed the limit values. Based on the properties and concentrations, the origin of the PAHs was determined, pointing to a pyrogenic origin from coal and biomass combustion. In addition, the total organic carbon content was determined by laboratory methods, and the grain size of the sediments was determined as silt to silty-sand fraction by laser granulometry. A possible correlation between these parameters and the amount of organic pollutants was investigated. PAHs showed a dependence on grain size and contents of organic matter, while other groups of compounds showed variable behaviour. The mass activity of the radioisotope ^{137}Cs was determined by laboratory gamma spectrometry and further used for the dating purpose. The values of selected POPs were also used to determine temporal trends in contamination. An age model was constructed showing the main datable events and sedimentation rates.

Keywords: organic pollutants, contamination, fluvial sediments, dating, Odra river, Ostrava region

Number of pages: 76

Language: Czech

Použité zkratky

DDD	dichlorodiphenyldichloroethan
DDE	dichlorodiphenyldichloroethylen
DDT	dichlorodiphenyltrichloroethan
HCB	hexachlorbenzen
CHKO	chráněná krajinná oblast
IC	anorganický uhlík
IUPAC	mezinárodní unie pro čistou a užitou chemii (Švýcarsko)
K _{ow}	koeficient distribuce oktanol-voda
OCP	organochlorované pesticidy
PAU	polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	polychlorované bifenyly
POP	persistentní organické polutanty
PR	přírodní rezervace
TC	celkový uhlík
TOC	celkový organický uhlík
USEPA	agentura pro ochranu životního prostředí (USA)

Obsah

1. Úvod	9
2. Vymezení a charakteristika zájmového území	10
2.1. Geografické umístění a geomorfologie	10
2.1.1. Geomorfologie.....	10
2.1.2. CHKO Poodří	12
2.2. Hydrologie a hydrogeologie	13
2.3. Geologie.....	15
2.4. Antropogenní úpravy říční sítě v CHKO Poodří	17
3. Fluviální sedimentační prostředí	18
3.1. Faktory řídící fluviální sedimentaci	18
3.1.1. Původ a výskyt fluviálních sedimentů.....	18
3.1.2. Eroze, transport a sedimentace	19
3.1.3. Fyzikální a hydraulické vlastnosti povodí	20
3.2. Hlavní typy fluviálních sedimentů.....	20
3.2.1. Korytové sedimenty	21
3.2.2. Mimokorytové sedimenty.....	21
4. Historie průmyslu na Ostravsku	23
4.1. Kontaminované lokality na území města Ostravy	25
5. Persistentní organické polutanty	27
5.1. Polycyklické aromatické uhlovodíky	29
5.2. Polychlorované bifenyly	31
5.3. Organochlorované pesticidy	32
6. Metodika.....	33
6.1. Terénní etapa	33
6.2. Laboratorní etapa.....	34
6.2.1. Zrnitostní analýza.....	34

6.2.2.	Analýza organických polutantů a celkového organického uhlíku.....	34
6.2.3.	Laboratorní gamaspektrometrie	35
7.	Výsledky.....	36
7.1.	Litologie.....	36
7.1.1.	RZO1	36
7.1.2.	RZO2	36
7.1.3.	RZO3	37
7.1.4.	RZO4	37
7.2.	Zrnitostní rozbor	38
7.3.	Radioizotop ^{137}Cs	42
7.4.	Celkový organický uhlík.....	43
7.5.	Polycyklické aromatické uhlovodíky	44
7.6.	Polychlorované bifenylly	45
7.7.	Organochlorované pesticidy	47
8.	Diskuse	50
8.1.	Depoziční prostředí.....	50
8.2.	Úrovně persistentních organických polutantů	51
8.3.	Hlavní zdroje PAU	52
8.4.	Závislost koncentrace POP na obsahu TOC v půdě	56
8.5.	Závislost koncentrace POP na zrnitosti sedimentu.....	59
8.6.	Datování pomocí POP a ^{137}Cs	61
8.7.	Rychlosti sedimentace a věkový model.....	61
9.	Závěr.....	63
10.	Použitá literatura.....	64
11.	Přílohy	72

1. Úvod

Ostravská aglomerace je známá především díky svému průmyslovému postavení, které si vybuodovala během posledních 250 let, zejména ve 20. století. Těžký průmysl je jedna z antropogenních činností, která výrazně ovlivňuje životní prostředí. Jako přímé i vedlejší produkty jsou do prostředí uvolňovány syntetické organické látky, které jsou toxické a způsobují závažná zdravotní rizika. Tyto látky setrvávají v prostředí někdy až desítky let. PR Rezavka, jenž je součástí CHKO Poodří, se nachází na jihu Ostravy v údolní nivě řeky Odry. V rezervaci je množství mrtvých ramen, zazemněných meandrů a tůní, které jsou ideálním místem pro ukládání sedimentů, včetně znečišťujících látek. Analýzou sedimentárního záznamu těchto prostředí lze poté interpretovat historii kontaminace.

Cílem práce je určení koncentrací vybraných typů persistentních organických polutantů v PR Rezavka a pokus o identifikaci jejich zdroje. Odběr vzorků proběhne formou kopaných sond a sedimentárních jader ze zazemněných meandrů či mrtvých ramen. Následně budou určeny možné závislosti mezi parametry odebraných sedimentů, jako je zrnitost nebo obsah organické hmoty, a množstvím akumulovaných kontaminantů. Pro datování sedimentů bude stanovena hmotnostní aktivita ^{137}Cs , korespondující sjadernými testy a haváriemi. Zároveň budou pro datování použity některé trendy v kontaminaci, jako je uvedení specifických organických polutantů do životního prostředí nebo zákaz jejich používání. Na základě výsledků bude posouzena možnost využití kontaminantů pro datovací účely. Pomocí získaných dat bude sestaven věkový model znázorňující předpokládanou rychlost sedimentace a hlavní datovatelné události.

2. Vymezení a charakteristika zájmového území

2.1. Geografické umístění a geomorfologie

Přírodní rezervace (PR) Rezavka (obr. 1) se nachází na území města Ostravy, v katastrálním území městské části Svinov. Rezervace je od roku 2017 součástí chráněné krajinné oblasti (CHKO) Poodří a tvoří její nejsevernější část. PR je pestrou mozaikou různých biotopů o celkové výměře 84,054 ha. Území se rozkládá na levém břehu řeky Odry a skládá se z jejího umělého říčního břehu, dalších toků a vodních ploch, mokřadů, rákosin, luk, polí, remízků a lužních lesů. Lokalita se nachází v údolní nivě řeky Odry, kde se nadmořská výška pohybuje od 211 do 215 m n. m. Jedná se tak o poměrně rovinnou plochu (AOPK, 2017a).

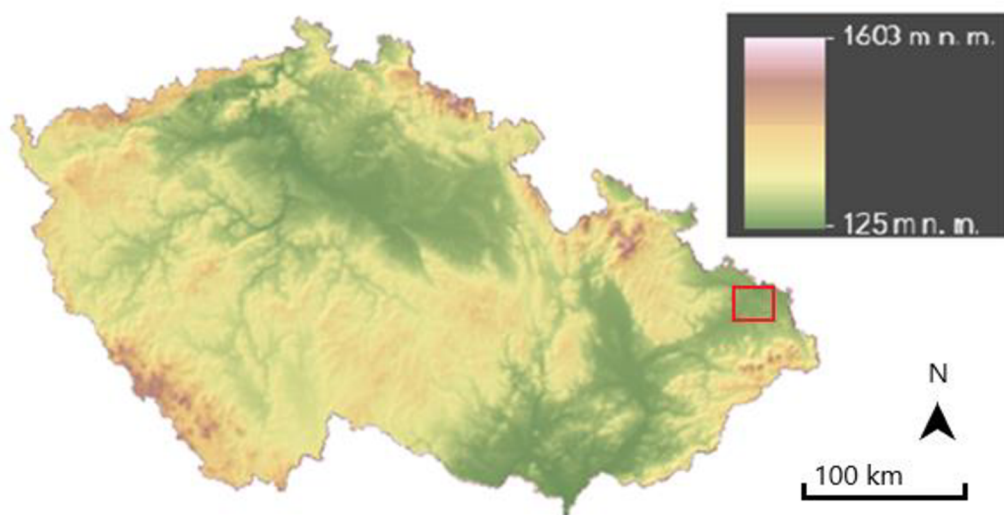


Obr. 1: PR Rezavka, louka ve východní části rezervace (vlastní fotografie, 16. 9. 2021).

2.1.1. Geomorfologie

Podle geomorfologického členění České republiky náleží CHKO Poodří do provincie Západní Karpaty, soustavy Vněkarpatské sníženiny, podsoustavy Západní Vněkarpatské sníženiny, celku Moravská brána, podcelku Oderská brána a okrsků Oderská niva, Bartošovická pahorkatina a Klimovická pahorkatina. PR Rezavka zasahuje svým územím pouze do okrsku Oderská niva (AOPK, 2017a). Vněkarpatské sníženiny tvoří pruh mezi Českou vysočinou a Vnějšími Západními Karpatami, táhnoucí se od česko-rakouských hranic na jihozápadu po česko-polské hranice na severovýchodu. Tento pruh se vyznačuje poměrně nízkým a málo členitým reliéfem (Czudek, 1997), který je dobře viditelný na obr. 2, znázorňujícím reliéf České republiky.

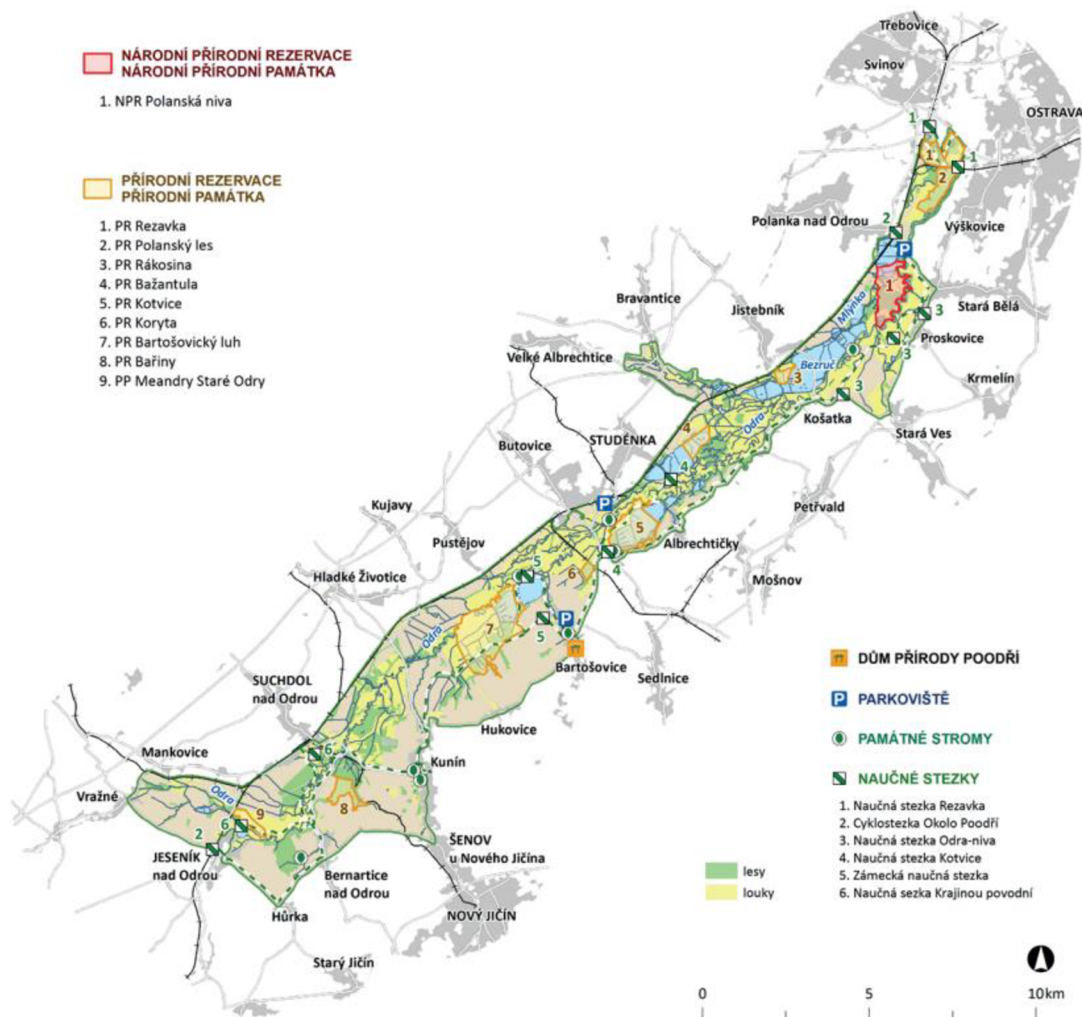
Morfologie Moravské brány a Oderské nivy byla dalekosáhle přemodelována v kvartéru, zejména činností kontinentálního ledovce a depozicí glaci-fluviálních sedimentů. Po ústupu ledovce vznikl zarovnaný reliéf, který byl dále ovlivněn akumulací spraší a sprašových hlín. Později v holocénu byl reliéf modelován fluviálními pochody (Dušek and Hradecký, 2011). Oderskou nivu lze charakterizovat jako rovinu, ve které je nejvýraznějším morfologickým tvarem koryto řeky Odry s množstvím volných meandrů a aktivním meandrovým pásem. Koryto se zařezává do 3-5 m mocného sledu povodňových hlín až na podložní štěrkopíský. V nivě se nacházejí četné meandry v různém stupni vývoje. Některé z nich byly vytvořeny uměle napřímením toku řeky Odry v okolí Košatky. Nejcennější část meandrového pásu má spíše přírodě blízký charakter, což je důsledkem, jak přímých, tak nepřímých zásahů v povodí řeky Odry (Dušek and Hradecký, 2011). Zazemněné meandry tvoří v krajině nivy mírné a protáhlé oválné deprese. Ačkoliv je antropogenní zásah do vývoje Odry minimální, měl člověk na utváření krajiny v oblasti Moravské brány značný podíl. Již od středověku dochází ke zmenšování ploch lesů a rozšiřování luk, polí a urbanizace (Czudek, 1997; Nývlt et al., 2011; Sedláček et al., 2019). Mezi současné antropogenní tvary patří zejména rybníční a protipovodňové hráze, odvodňovací kanály, příkopy, tělesa železničních tratí a dalších komunikací (AOPK, 2013).



Obr. 2: digitální model reliéfu České republiky. Zelený pruh na východu ČR, táhnoucí se od jihozápadu po severovýchod, představuje Vněkarpatské sníženiny. Červeným obdélníkem vyznačena zkoumaná oblast (geoprohlížeč ČÚZK, upraveno).

2.1.2. CHKO Poodří

Chráněná krajinná oblast (CHKO) Poodří byla vyhlášena v roce 1991 za účelem ochrany harmonické krajiny s významným podílem přírodě blízkých ekosystémů a výrazným krajinným prvkem v podobě přirozeně meandrujícího toku řeky Odry. V roce 1993 byla oblast začleněna pod Ramsarskou úmluvu, jakožto mokřad mezinárodního významu, později v roce 2005 byla zřízena ptačí oblast Poodří v rámci soustavy Natura 2000 (AOPK, 2013; Hradecký et al., 2016). CHKO Poodří lze charakterizovat jako protáhlý pás (obr. 3) přibližně ve směru JZ-SV, tvořící 0,5 až 4,5 km široký a 34 km dlouhý pruh, jehož osou je řeka Odra. Rozloha CHKO činí 81,5 km² a rozprostírá se od obcí Mankovice, Vražné a Jeseník nad Odrou až po jih Ostravy, kde se oproti jižnější části zužuje. Koryto řeky v nížinné oblasti vytváří hojné meandry, které se zařezávají do povodňových hlín. Největší část území (cca 35 %) zabírají orné půdy, které jsou na vyvýšených místech nivy mimo dosah rozlivů. Do zaplavovaných oblastí patří louky, které tvoří 30 % území, lesy (10 %) a vodní plochy – rybníky, Odra, přítoky Odry a tůně (10 %). Zbýlých 15 % zaujímají ostatní plochy a zástavy, převážně při okrajích CHKO. Nejnižší položeným místem CHKO (211 m n. m.) je povrch Oderské nivy v PR Rezavka. Nejvyšším bodem CHKO je kóta 293,5 m n. m. v Bartošovické pahorkatině (AOPK, 2017a; AOPK, 2013; Dušek and Hradecký, 2011; Weissmannová, 2004). Uvnitř CHKO je situováno velké množství rybníků, tvořících výrazný krajinný prvek. Celkem jde o 57 rybníků o celkové ploše cca. 700 ha, což představuje 8,5% celkové plochy CHKO (Weissmannová, 2004).



Obr. 3: mapa CHKO Poodří, v sv části PR Rezavka (AOPK, 2017b).

2.2. Hydrologie a hydrogeologie

Řeka Odra pramení v oderských vrších a celková délka toku je 854 km, z toho 112 km připadá na území ČR. Plocha povodí v české části je 6252 km². Důležité pravostranné přítoky jsou řeky Jičinka, Sedlnice, Lubina a Ondřejnice, levostranné přítoky Bílovka a Husí potok. Celkově není horní povodí Odry ovlivněno větším technickým dílem, proto vodní stav v průběhu roku silně kolísá. Hladina Odry se zvyšuje a rozlévá při jarním tání sněhu a v létě či na podzim při extrémních srážkách. Výška rozlivů je cca. 0,5 m a toto pravidelné zaplavování se týká asi ¼ celkové rozlohy CHKO (AOPK, 2013). Největší povodeň, která také zasáhla území PR Rezavka, proběhla v roce 1997. Hydrologická síť uvnitř CHKO je ovlivněna náhony, které přivádějí vodu do rybníků. Nejdelším je Mlýnka s délkou náhonu cca 22 km (AOPK, 2013). Vodní náhon Mlýnka se táhne od Studénky po Ostravu a slouží především k napájení vodních ploch v CHKO Poodří. Tu část, která

prochází PR Rezavkou, lze rozdělit na staré a nové koryto. Staré koryto původně sloužilo k napájení Vrbenského rybníka, který zanikl po poklesech půdy. Po této události bylo koryto přeloženo v úseku od ř. km 1,550 po ř. km 0,204, a to kvůli ochraně zastavěné části Svinova před zaplavováním. V místě odklonu nového koryta byl vystavený jez stabilizující hladinu vody ve vodní ploše Nový, kterou náhon napájí. Vodní náhon Mlýnka se nachází ve středozápadní části PR Rezavka a táhne se severo-jihním směrem přes celou její plochu.

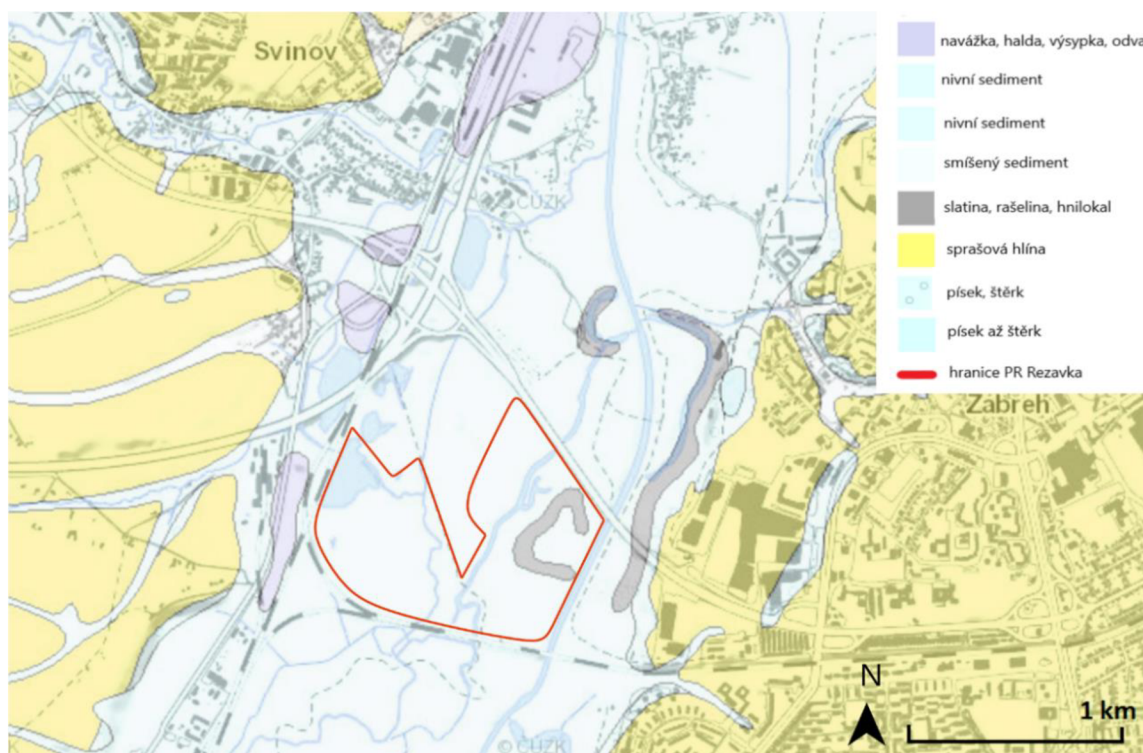
Přímo v území rezervace je vodní plocha Nový, napájená vodním náhonem. Z celkových 84,054 ha plochy PR zabírají vodní plochy a toky 26,429 ha. Vodní plocha Nový vznikla poté, co došlo k důlním poklesům v okolí hráze a výpustného zařízení bývalého Vrbenského rybníka. Vzniklá poklesová kotlina a část jejího okolí byla zatopena vodou. V současné době je napájena vodou z vodního náhonu Mlýnka. Je udržována stálá hladina vody a nelze s ní jinak manipulovat než prostřednictvím regulace vodního toku v náhonu Mlýnka. Vodní plocha se nachází při západním okraji PR. Staré rameno řeky Odry leží ve středovýchodní části rezervace. V severní části nad rezervací je rameno slepé, v jižní části (v PR Polanský les) je napájené náhonem Mlýnka (AOPK, 2017a). Na podmáčených a vyvýšených částech dna bývalého Vrbenského rybníka jsou rákosiny eutrofních (živinami bohatých) stojatých vod. Některé části rákosin jsou dotovány přitékající vodou, jiné jsou v kontaktu s vodní plochou Nový. Ve vyvýšených částech rákosin vnikly v roce 2004 tři menší vodní plochy (tůňe). Za jejich vznikem stojí kompenzační opatření, kterými se nahradily mokřady a vodní plochy zaniklé při stavbě dálnice D1 vedoucí i přes Ostravu. Tyto tůňe jsou na rozdíl od rákosin chudé na živiny (AOPK, 2017a).

Při zvýšených stavech vodní hladiny dochází k prosakování vody do podložních štěrkopísků a zvyšuje se tak napjatost hladiny podzemní vody, která je ovlivňovaná nadložní vrstvou hlín. Ty jsou méně propustné než podložní štěrkopisky. Půdní profil se nasycuje a v místech, kde jsou menší mocnosti nadložních hlín, nebo v místech terénních depresí (např. tůňe) dochází k výstupu vody na povrch. Rozlivy mohou mít rozsah i několik set metrů od řeky. Údolní terasa zůstává nasycená vodou a v obdobích sucha zpětně dotuje vodní toky. Velký podíl na nasycování terasy mají také atmosférické srážky (AOPK, 2013).

2.3. Geologie

CHKO Poodří leží na rozhraní dvou základních geologických jednotek České republiky – Českého masivu a Západních Karpat, avšak PR Rezavka je na území pouze Západních Karpat (Geovědní mapy 1 : 50 000). Značnou část horninového podkladu území Moravské brány tvoří horniny spodního karbonu, na něž nasedají neogenní sedimenty usazené v karpatu a badenu. V této oblasti se nachází jen malé množství výchozů karbonských hornin, i přesto je ale důležité zmínit, že značně ovlivňují petrografické složení pleistocenních ledovcových sedimentů. Glacifluviální a glacialakustrinní sedimenty obsahují úlomky karbonských hornin (pískovců a brekcií) a křídových hornin (těšinitů). Z hornin terciárního stáří se v pleistocenních sedimentech hojně vyskytují tortonské sedimenty a čediče. Hlubší podloží Moravské brány je dále budováno spodnobadenskými sedimenty karpatské předhlubně a také horninami flyšových příkrovů Vnějších Západních Karpat (Czudek, 1997; Macoun and Žebera, 1965).

Geologické nadloží v CHKO Poodří včetně PR Rezavka je tvořeno kvartérními sedimenty (obr. 4). Kvartér byl významným obdobím pro tvorbu sedimentů, hlavně v důsledku velkých teplotních výkyvů. Střídání glaciálních a interglaciálních období mělo za následek opakovanou destrukci hornin a jejich transport a hromadění. V chladných obdobích probíhal hlavně mechanický rozpad hornin způsobený činností mrazu, slunečního záření, gravitace a větru. Docházelo k akumulaci štěrků, písků a sprašových sedimentů. V interglaciálních obdobích byl terén stabilizován lesy a překryt nánosem vegetace, pod kterým se utvářely půdy a organické uloženiny. Těmito procesy probíhala tvorba dnešního reliéfu (Chlupáč et al., 2002).



Obr. 4: geologická mapa PR Rezavky (ČGS, mapy 1:50 000, upraveno).

Celé území CHKO prodělalo v kvartéru složitý vývoj. Území Ostravska a oderské části Moravské brány bylo v pleistocénu (elster, saale) zasaženo kontinentálním zaledněním, což místní krajinu přebudovalo na rovnou, nebo jen mírně zvlněnou plochu s protékající Odrou, na které se horizontálně uložilo souvrství sedimentů kontinentálního zalednění a říčních sedimentů (Macoun and Žebera, 1965). Jde o fluviální hlinito-písčité a hlinito-štěrkovité nezpevněné sedimenty s vložkami organogenních nezpevněných sedimentů převážně tmavě hnědé barvy. Jedná se o rašelinu, sapropel a slatinu. Tyto organogenní sedimenty vznikají rozkladem odumřelých rostlin a méně i živočichů, jejich hnitím a kvašením ve vodním prostředí za nedostatku vzdušného kyslíku. Periodicky zaplavovaná oblast, jako je niva řeky Odry, je pro výskyt těchto sedimentů typickým místem (AOPK, 2017a; Geovědní mapy 1 : 50 000; Zimák, 2005). Ve svrchním pleistocénu se také v důsledku eolické činnosti uložily plošně rozsáhlé sprašové akumulace s mocností do 5 m (AOPK, 2013). Holocenní sled zahrnuje povodňové sedimenty, sestávající z šedo či žluto-hnědých písčito-jílovitých či prachovito-písčitých facií (Hradecký et al., 2016). Nadložní půdy jsou ovlivněné režimem podzemních vod. Převážně jsou v PR glejosoly – glej, fluvisoly – fluvizem a močálové půdy, typické pro říční nivy (AOPK, 2017a).

2.4. Antropogenní úpravy říční sítě v CHKO Poodří

Člověk osidloval krajinu Oderské nivy již v pravěku, v tu dobu byl ale součástí ekosystému. Významnější vliv na uspořádání krajiny začal mít až na sklonku doby bronzové a během středověku. S příchodem novověku se dopad zintenzivnil. V kraji se rozvíjelo zemědělství a odlesňování, jenž se významně projevilo na vodním režimu řeky Odry, zrychlené erozi a ukládání půd. Dnešní podoba CHKO Poodří je z části pravděpodobně zformována člověkem (Hradecký et al., 2016; Knápek, 2011).

S postupující urbanizací se na Ostravsku začalo koryto Odry upravovat. Především během 20. století došlo k jeho zkracování a úbytku meandrů v důsledku narovnávání toku (Dušek and Hradecký, 2011). V CHKO Poodří ale zůstalo povodí Odry nedotčené a je významným územím, představujícím původní přírodní charakter fluviálních procesů. Odra tak zůstala jako jedna z mála řek v České republice, která není plně ovlivněna úpravou koryt nebo výstavbou vodních objektů (Hradecký et al., 2016). V některých místech je ovšem tok řeky Odry ovlivněn antropogenní činností, zejména v okolí obce Košatka. Napřímením toku vzniklo několik mrtvých ramen. Některá mrtvá ramena byla v minulosti zavezena materiálem z terénních úprav (AOPK, 2013). Tok řeky Odry byl také narovnán v okolí a uvnitř Ostravy včetně části přiléhající k PR Rezavka. Délka upravené části toku řeky Odry činí 13 km, což je 22,5 % z celkové délky toku v CHKO (AOPK, 2013).

3. Fluviální sedimentační prostředí

Fluviální prostředí se vyskytují, s výjimkou oblastí trvale zamrzlých a hyperaridních, ve všech podnebích po celém světě (Charlton, 2008). Řeky jsou jedním z hlavních transportních médií pro různé částice uvolněné na povrchu a mají důležitou roli v biogeochemickém cyklu Země a vlivu na klima. Říční systém lze definovat jako propojené říční kanály v povodí. Ty zahrnují množství prvků, z nichž jsou nejdůležitější hlavní kanál řeky a její niva. Tekoucí voda řek se zařezává do skalního podloží, půd nebo naplavenin a vytváří koryta. V horských oblastech mají koryta poměrně vysoký reliéf a jejich nivy bývají úzké. Naopak v oblastech s nižší nadmořskou výškou jsou koryta zpravidla méně vysoká a rozprostřená více do šířky. Také nivy v nížinných oblastech dosahují mnohem větších rozsahů (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007; Kukul, 1970). Řeky jsou často klasifikovány podle tvaru a větvení kanálů a rozdělují se na čtyři základní typy: rovné, meandrující, divočící a anastomózní (Charlton, 2008; Miall, 1977.). Tato klasifikace se ale nedá považovat za zcela správnou, protože se jednotlivé typy řek překrývají. Říční sítě se neustále mění. Rovné řeky se mohou zvlítnout a přeměnit na meandrující, a naopak meandrující řeky se mohou se změnou podmínek narovnat. Někteří sedimentologové (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007) dále rozdělují řeky podle počtu hlavních kanálů: rovné a meandrující jako řeky s jedním kanálem a divočící a anastomózní jako řeky s více kanály.

Vývoj říční sítě je ovlivňován jak přírodními procesy, tak činností člověka. To má výrazný dopad na hydrologii, režim půdy a sedimentů a kontaminaci nejen vodního prostředí různými látkami. Fluviální prostředí je úzce spjato s transportem a ukládáním sedimentů a dalších materiálů, které působí jako přenašeče různých znečišťujících látek včetně organických polutantů. Tímto tématem se zabývá velké množství autorů a vznikla na něj celá řada prací (Bábek et al., 2008; Fikarová et al., 2018; Franců et al., 2010; Geršlová and Schwarzbauer, 2014; Grygar et al., 2020; Sedláček et al., 2020; Wolska and Namiésnik, 2002).

3.1. Faktory řídící fluviální sedimentaci

3.1.1. Původ a výskyt fluviálních sedimentů

Mezi fluviální sedimenty se nezahrnují pouze sedimenty dopravené a uložené přímo v korytě řeky, ale také sedimenty uložené v říčních údolích. Převážná část klastického hrubozrnného materiálu (převážně štěrku) je do údolí transportována

z horských oblastí většími řekami. Drobnější toky a horské bystřiny mají oproti větším tokům zpravidla menší sklon a vyskytují se na vnějších částech pohoří, tvořených sedimentárními horninami, ze kterých odnášejí jemnozrnné částice dále do nížin. Fluviální sedimentace probíhá v prostředích, která jsou v bezprostřední blízkosti koryta nebo v mělčinách na jeho okraji, v přirozeně vytvořených hrázích laterálně napojených na koryto nebo v záplavových územích v okolí koryta (Kukal, 1970).

3.1.2. Eroze, transport a sedimentace

Přirozené dodávání sedimentů do prostředí začíná u zvětrávání matečné horniny. Působením mechanických a biochemických činitelů dochází k erozi hornin. Rychlost a intenzita zvětrávání jsou ovlivněny geochemickým složením a strukturou matečné horniny, klimatem, srážkami, teplotou a vegetačním pokryvem (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007). K transportu dochází v okamžiku odloučení zrn od horniny. Následný osud odloučeného materiálu je závislý na podmínkách, během kterých k jeho odloučení došlo. Fluviální sedimenty se pojí na vodní prostředí. Za jejich vznikem tedy stojí působení sil proudící vody v horninovém prostředí, v menší míře jsou transportovány do vodního prostředí vlivem gravitace, větru, ledu a jiných přírodních sil a činností člověka (Charlton, 2008; Kukal, 1970). Transport ve vodním prostředí se v závislosti na tvaru a velikosti klastů rozděluje na transport v suspenzi (částice menší než 0,0625 mm), vlečením, kutálením nebo válením při dně (částice větší než 0,0625 mm) nebo saltací (Galia, 2017). Saltace (poskok klastů) je přechodná forma mezi transportem v suspenzi a vlečením (Zimák, 2005). Částice, které jsou přemísťovány formou saltace, se pohybují přibližně stejnou rychlostí jako proud, jenž je unáší. To, jak velké klasty vodní tok unese, závisí na unášecí schopnosti proudu, tedy na jeho rychlosti a síle.

Při poklesu unášecí schopnosti proudu dochází k sedimentaci. Větší úlomky sedimentují již na horním toku. Na dolní toky a větší vzdálenosti jsou zpravidla přemísťovány jen menší částice hornin. V případě, že se unášecí schopnost proudu postupně snižuje, se se vzdáleností snižuje i velikost klastů a dochází k třídění sedimentu (Charlton, 2008; Zimák, 2005). Rychlost sedimentace se dramaticky zvyšuje během povodní, kdy je vlivem zvýšené síly proudu erodováno mnohem větší množství materiálu. V periodicky zaplavovaných oblastech jsou vrstvy sedimentů mnohonásobně vyšší než v oblastech suchých (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007).

3.1.3. Fyzikální a hydraulické vlastnosti povodí

V předešlých částech této kapitoly bylo uvedeno, odkud a jakým způsobem se sedimenty dostávají do vodního prostředí. Faktory, které tyto procesy řídí, jsou především velikost a tvar povodí, reliéf, klimatické podmínky, vegetace a využití krajiny (Galia, 2017). S tvarem a velikostí řeky souvisí to, jakým způsobem se voda v korytě pohybuje. Ve většině případů se jedná o neustálené proudění, tedy takové, které se s uplynulým časem a vzdáleností mění. Proudění se dále dělí na laminární (proudění je rovnoběžné, jednotlivé vrstvy se po sobě posouvají) a turbulentní (dochází k rozpadu a promíchávání jednotlivých vrstev vody). V přírodě dominují neustálená turbulentní proudění. Tyto vlastnosti jsou ovlivněné spádem terénu a rychlostí proudu. Rychlost proudu je závislá na sklonu terénu a povrchu dna koryta (jeho drsnosti), kdy se díky těmto faktorům zvyšuje energetický potenciál proudu. Naopak je brzděn vnitřním třením, nesenými a již uloženými sedimenty a okraji břehů (Charlton, 2008; Galia, 2017; Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007).

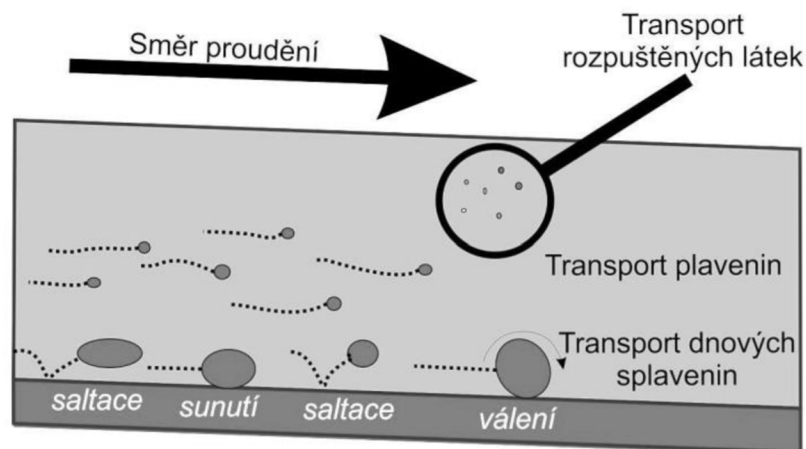
V chladnějších podnebních s vyššími srážkami a většími převýšeními probíhá sedimentace v mnohem větší míře než v oblastech nížinných s teplejším prostředím. Ve vysokohorských oblastech dominuje štěrková frakce, v nížinných oblastech naopak jílem bohatý materiál (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007). Činnost člověka v oblasti povodí má na sedimentaci také výrazný dopad. Úpravy, jako narovnávání a odvádění toků, bagrování a úprava břehů nebo stavění různých objektů a hrází, hrají v režimu eroze, transportu a ukládání sedimentů důležitou roli (Charlton, 2008; Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007).

3.2. Hlavní typy fluviálních sedimentů

Fluviální sedimenty tvoří geologické podloží řek, které si v mnoha případech samy vytvořily. Zahrnují klasty všech velikostí zrnitostní škály – jíl, prach, písek a štěrk (Kukal 1986), přičemž zrnitostní složení závisí na unášecí síle toku (Růžičková, 2003). Nejjednodušeji lze fluviální sedimenty rozdělit na korytové (v aktivním řečišti) a mimokorytové (v nivě řeky) (Galia, 2017).

3.2.1. Korytové sedimenty

Přírozený materiál, vyskytující se v korytě vodního toku, lze v hydrologii nalézt pod termínem „splaveniny“. Jedná se pouze o přírodní klastický materiál bez vodou unášených dalších látek (dřevo, odpadky, umělé materiály atd.). Splaveniny se dále dělí podle velikosti na plaveniny a dnové splaveniny (obr. 5). Plaveniny jsou menší zrna unášená v celém vodním sloupci, dnové splaveniny jsou hrubší materiál, který je transportován spíše při dně koryta (viz. podkapitola „eroze, transport a sedimentace“) (Galia, 2017).



Obr. 5: základní mechanismy transportu materiálu ve fluviálním prostředí (Galia, 2017).

Sedimenty uložené v korytě lze klasifikovat na dvě vrstvy. Krycí vrstvu, složenou převážně z hrubozrnných klastů a podpovrchovou vrstvu, složenou z jemnozrnného materiálu. Vytříděnost říčního dna je způsobena dřívějším ukládáním hrubozrnných částic a odnosem a postupným vymýváním jemnozrnných částic (jílu a prachu) z uloženého materiálu (Bunte and Abt, 2001).

3.2.2. Mimokorytové sedimenty

Vodní toky jsou spjaty s širokým okolím, zasahujícím i mimo jejich hlavní kanál. Ačkoliv se nivní sedimenty vyskytují mimo koryto řeky, jsou fluviálními procesy vytvořeny a neustále se na vývoji říční sítě podílejí. K ukládání sedimentů v nivě dochází během jejího zaplavení. Podle Mialla (1977) tvoří nivní sedimenty nejméně 30 % z celkového objemu říčních sedimentů. Obecně je však známo, že na dolních tocích řek nivní sedimenty převládají, proto je toto číslo relativně podceněno (Kukal, 1986).

Sedimenty se v nivě ukládají buď laterální (boční ukládání) nebo vertikální akrecí (ukládání shora) při zvýšených stavech hladiny vody. Akrece je ukládání jemných plavenin při ústupu rozlité vody, tedy tvorba povodňových hlín (Galia, 2017).

Fluviální sedimenty jsou klasifikovány především podle velikosti, tvaru a morfologie zrna. Ve vodních tocích se vyskytují klasty všech velikostí – od jílových částic po balvany (Hudson-Edwards in Perry and Taylor, 2007). K jejich snadnějšímu rozdělení lze použít tabulky klasifikující jednotlivé třídy. Nejvíce se používá klasifikace navržená Miallem (1977), která uvádí hlavní litofacie/architekturní jednotky v rámci fluviálních sedimentů (tab. 1):

	Název	Symbol	Složení a textura	Výskyt
hrubozrné typy	masivní štěrky	<i>Gm</i>	nezvrstvené štěrky, často s podpůrnou valounovou strukturou s infiltrovaným jemnějším materiálem	v divočích řekách jako podélné valy
	výmolově zvrstvené štěrky	<i>Gt</i>	výplň širokých a mělkých depresí, 20 cm až 3 m hlubokých a 1 až 12 m širokých. Netříděné štěrky různé zrnitosti	nepříliš hojné, výplně erozních výmolů v řečišti
	planárně zvrstvené štěrky	<i>Gp</i>	jemnější, často lépe vytríděné štěrky, uspořádané do skupin planárně zvrstvených, o mocnosti 25 cm až 4 m	produkt migrace jazykovitých a příčných valů v divočích řekách
	výmolově zvrstvené písky	<i>St</i>	jednotlivá nebo překrývající se tělesa hrubozrnných písků s erozní bází. Mocnost skupin vrstev 5-10 cm	vzniká migrací pískovitých dun v řečišti
	planárně zvrstvené písky	<i>Sp</i>	středozrnné až hrubozrnné písky v 5 cm až 5 m mocných skupinách vrstev. Vrstvy se sklánějí pod úhlem 15-35°	vznikají migrací jednoduchých výběhových valů jak v divočích, tak meandrujících řekách
	čeřinovitě zvrstvené písky	<i>Sr</i>	jemnozrnný, středozrnný, někdy i hrubozrnný písek, na povrchu asymetrické čeřiny i šplhavé čeřiny	sediment svrchní části valů
	horizontálně zvrstvené písky	<i>Sh</i>	jemnozrnný až hrubozrnný písek v horizontálních vrstvách, na povrchu paralelní rýhování	hlavně povodňový sediment občasných toků, v jiných prostředích při nízkém vodním stavu
	písky rozmyvových výplní	<i>Ss</i>	písky různých zrnitostí, vyplňují cca 45 cm hluboké a až 5 m široké rozmyvy	v divočích řekách, nepříliš hojné
jemnozrnné typy	laminované písky, prachy a jíly	<i>Fl</i>	jíly až jemnozrnné písky, často pravidelně laminované, časté pedogenní jevy na povrchu	niva nebo výplň opuštěných řečišť
	jílové a prachové povlaky	<i>Fm</i>	několik mm až cm mocné šmouhy jemnozrnného materiálu, sledují povrch textur. Biogenní šmouhy, kořínky, bahenní praskliny	periodické vysychání při poklesu hladiny, nejhojnější v občasných tocích

Tab. 1: klasifikace říčních sedimentů (Miall, 1977).

4. Historie průmyslu na Ostravsku

Za poslední tři staletí prošla krajina Ostravska dramatickou změnou. Původně zemědělská a nevyspělá oblast se díky nálezů uhlí změnila na nejvýznamnější důlní revír na území dnešní České republiky. Ráz zemědělské krajiny si držela až do 30. a 40. let 19. století (Mulková et al., 2016), i když první těžba uhlí proběhla už roku 1782 (www1). Protože většinu tehdejšího území pokrývaly lesy, byl dostatek dřeva a po uhlí nebyla poptávka, nebyla těžba nikterak intenzivní a na vzhled krajiny neměla vliv (Antušáková, 2013; Mulková et al., 2016). Zlom nastal v roce 1830, kdy se ve Vítkovicích začalo vyrábět železo. Zjistilo se, že pro výrobu železa je nepostradatelné kvalitní koksovateľné uhlí, kterého přímo v Ostravě a jejím okolí bylo hojné množství (www1). Díky tomu došlo ve 40. letech 19. století k rychlému rozvoji důlní činnosti, hutnictví a dopravy. V 60. letech 19. století následovala expanze chemického průmyslu a strojírenství. Tím si Ostravská aglomerace vybudovala významné průmyslové postavení (Mulková et al., 2016).

Rychlý rozvoj průmyslu vedl k rozvoji města. S nově vznikajícími společnostmi se vytvářela pracovní místa a počet obyvatel rapidně vzrostl. Tento rozmach měl i své negativní stránky. Nová odvětví průmyslu začala pomalu vytlačovat původní zemědělství. Zatímco dělnické kolonie jen rostly, zemědělců a drobných řemeslníků ubývalo (www1). Krajina se začala měnit a využívat jiným způsobem. Docházelo k odlesňování a likvidaci původně rozsáhlých sítí rybníků a vodních toků. Část orných půd se využila jako místo pro průmyslový odpad a namísto plodin na nich vyrostly haldy hlušiny (Mulková et al., 2016). Kromě toho mělo město problém se znečištěním životního prostředí způsobeným velkým množstvím podniků. Kvůli těžbě uhlí bylo poddolováno, v okolí ale i v centru města vyrostly výsypky a do ovzduší se vypouštěl nefiltrovaný dým z tamních továren (Raszková, 2015). Již v 19. století se tak Ostravě začalo říkat „černé město“ (www1).

Způsob těžby uhlí, rozvoj hutnictví, chemického průmyslu a dalších odvětví těžkého průmyslu se zdokonaloval i ve 20. století. Značný vliv na postup a objem prací měly obě světové války. Během jejich průběhu se podniky přeorientovaly na válečnou výrobu a opět docházelo ke zvyšování produkce železa a s tím související těžby uhlí (Raszková, 2015). Dosáhlo se maximálního využití dolů a rekordního počtu vytěžených surovin. Ke konci druhé světové války začal průmysl na Ostravsku upadat (www1). I přes to si ale Ostrava své průmyslové postavení udržela. Během druhé poloviny 20. století byla známá jako „město uhlí a železa“. K výraznému omezení těžkého průmyslu na Ostravsku

došlo po roce 1989, a to kvůli zřetelným politickým a hospodářským změnám a snížené poptávce po uhlí. V Ostravě skončila těžba uhlí v roce 1994 (Raszková, 2015). V karvinské části revíru dobývá uhlí společnost OKD dodnes. Momentálně se jedná o jediného producenta černého uhlí v České republice (www1). Hutnictvím se v dnešní Ostravě zabývá hned několik společností, které jsou pozůstatky podniků Nová huť a Vítkovické železářny, které ve svém oboru v ostravsko-karvinském revíru dominovaly během 19. a 20. století (Raszková, 2015; www2; www3).

Více než 200 let intenzivní industrializace zanechalo v místní krajině viditelné stopy. Největší zásah proběhl ve 20. století. Během velmi krátké doby došlo k rozsáhlé degradaci životního prostředí. Výrazně přibylo oblastí zasažených urbanizací a ovlivněných těžkým průmyslem. Namísto lesů, polí a luk se začaly objevovat haldy, odkaliště a skládky industriálního odpadu. V důsledku hlubinné těžby vznikaly propady půdy, což ovlivnilo stabilitu zastavěných oblastí (Mulková et al., 2016). Na první pohled méně viditelným znečištěním jsou látky, které se do prostředí uvolňovaly ať už primárně během výroby, nebo sekundárně z úložišť odpadu. Takovými látkami jsou například polyaromatické uhlovodíky, které jsou produktem spalování fosilních paliv, výroby koksu a železa. Nejvíce kontaminovanými lokalitami jsou areály bývalých nebo současných podniků a jejich okolí. Většina kontaminantů je však schopna migrace. Polutanty se ukládají do horninového prostředí, půdy, podzemních vod nebo se přenášejí na velké vzdálenosti (AQD, 2010).

Od 60. let 20. století se začaly hledat způsoby, jak krajinu ovlivněnou průmyslovou činností zrekultivovat. S mírně ustupujícím průmyslem se do prostředí začala vracet vegetace a v důsledku útlumu těžby ke konci století proběhla likvidace některých hald odpadu, odkališť nebo poklesů. Nicméně všechna antropogenně vytvořená místa být odstraněna nemohla. Některé haldy nebo odkaliště zůstaly zachovány, protože utvářejí podmínky vhodné pro život mnoha druhů fauny i flory, které by v původní krajině existovat nemohly. Poddolovaná území jsou rekultivovaná, aby se mohla využívat k zemědělství, obnově lesů nebo jsou zatopená a využívají se např. k rybaření (Mulková et al., 2016). Oblasti, které jsou nebo byly kontaminované škodlivými látkami, prošly nebo stále procházejí sanací a rekultivací (AQD, 2010).

4.1. Kontaminované lokality na území města Ostravy

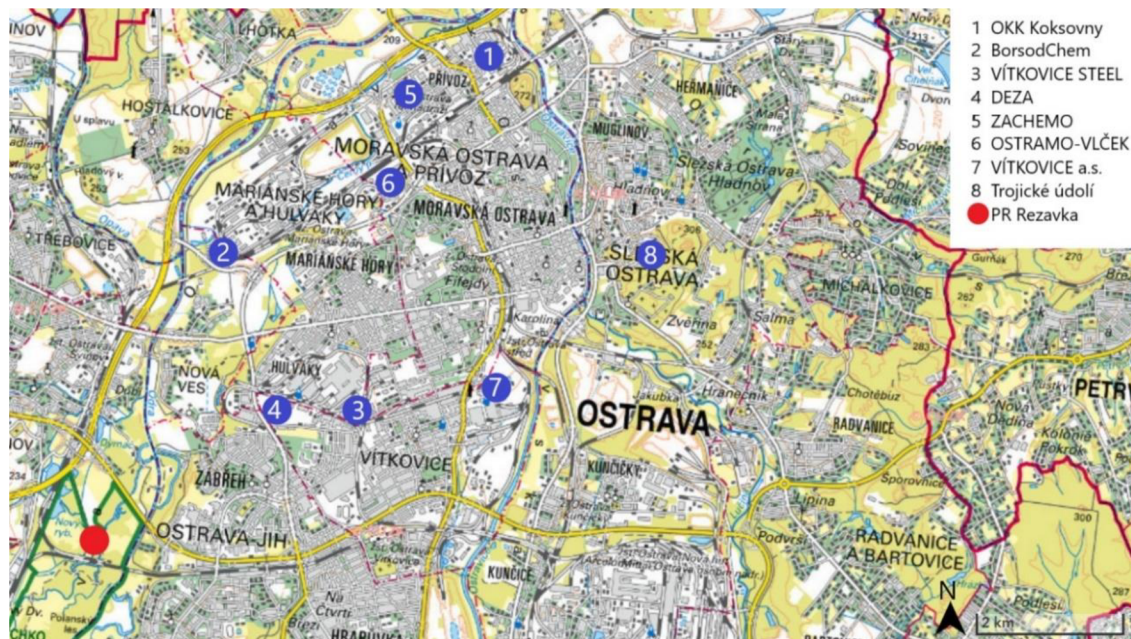
Mezi nejvýznamnější lokality z hlediska kontaminace patří řada podniků s ukončeným i neukončeným provozem (obr. 6). Na těchto lokalitách přetrvává znečištění prostředí způsobené únikem škodlivých látek během jejich provozu. Tyto látky ohrožují životní prostředí a zdraví obyvatel a znemožňují využití lokality k jiným účelům (AQD, 2010). Seznam průmyslových podniků a hlavních typů znečišťujících látek, které jsou zodpovědné za nejvýznamnější kontaminaci životního prostředí, je uveden v tab. 2 a 3. U většiny zdokumentovaných lokalit hrozí rozšíření polutantů do údolní nivy řeky Odry nebo vodního zdroje Nová Ves, především při povodních. Na území Ostravy se dále nacházejí desítky již nevyužívaných nebo jen omezeně využívaných lokalit, ploch a objektů, které nepředstavují významné riziko kontaminace nebo ohrožení životního prostředí a zdraví obyvatel (AQD, 2010).

Provozované podniky	Znečišťující látky
OKK Koksovny, a.s. – koksovna Svoboda	polyaromatické a aromatické uhlovodíky, fenoly, sírany, amonné ionty
BorsodChem MCHZ, s.r.o	amonné ionty
VÍTKOVICE STEEL, a.s.	chlorované uhlovodíky

Tab. 2: seznam provozovaných průmyslových podniků produkujících látky znečišťující životní prostředí (AQD, 2010).

Areály s ukončeným provozem	Znečišťující látky
Lokalita DEZA	polyaromatické a aromatické uhlovodíky, amonné ionty
Areál ZACHEMO	chlorované uhlovodíky
OSTRAMO-VLČEK a spol. – rafinérie minerálních olejů	oleje, chlorované uhlovodíky
VÍTKOVICE a.s.	ropné látky, těžké kovy
Areál bývalé koksovny Trojického údolí	těžké kovy, polyaromatické uhlovodíky, kyanidy, fenoly

Tab. 3: seznam areálů s ukončeným provozem, jež způsobily kontaminaci životního prostředí znečišťujícími látkami (AQD, 2010).



Obr. 6: mapa kontaminovaných lokalit na území města Ostravy (ČÚZK, upraveno).

5. Persistentní organické polutanty

S rozvojem průmyslu ve světě dochází k neustálému uvolňování různých typů polutantů do ekosystému. Velmi problematické kontaminanty jsou takové, které mají dlouhý poločas rozpadu (persistence) a v životním prostředí přetrvávají dny, týdny a v některých případech i desítky let (Jones and de Voogt, 1999; Smol, 2009). Tato skupina organických sloučenin se obecně označuje jako persistentní organické polutanty (POP) (Alharbi et al., 2018). POP se vyznačují charakteristickými fyzikálně-chemickými a environmentálními vlastnostmi jako jsou vysoká odolnost proti různým typům degradačních procesů, hydrofobní charakter a s tím spojená špatná rozpustnost ve vodě, lipofilie (rozpustnost v tucích) podporující bioakumulaci, semivolatilita (polotěkavost), která umožňuje atmosférický transport těchto látek v globálním měřítku a toxicita. POP se naopak dobře sorbují na tuhé částice, např. prach, popílek, půdní agregáty a sedimenty (Holoubek, 1998; Jones and de Voogt, 1999).

Celý cyklus polutantů mezi atmosférou, hydrosférou a litosférou je velmi propojený, proto interakce mezi těmito systémy vedou k rozšíření POP do všech složek ekosystémů. Do životního prostředí se POP dostávají různými způsoby. Ve většině případů jsou antropogenního původu. Jsou vylučovány jako odpadní látky a vedlejší produkty z různých odvětví průmyslové výroby. Mezi typické zdroje patří spalování fosilních paliv a biomasy, domácí topeniště, automobilový průmysl, těžba uhlí, hutnictví, chemická výroba, lesnictví nebo medicína. Jako přímý produkt byly dříve do prostředí dodávány skrze zemědělství, kde se hojně používaly, dnes už zakázané pesticidy. Některé organické polutanty vznikají také přírodní cestou, zejména v důsledku vulkanických procesů, přirozeného hoření uhelných slojí a lesních požárů (Alharbi et al., 2018; Tobiszewski and Namieśnik, 2012). Proto se hodnoty polutantů nikdy k nule nedostanou. Na druhou stranu, pokud by se snížilo množství antropogenních emisí, jejich hodnoty by mohly exponenciálně klesat a výsledné koncentrace by byly závislé na atmosférických podmínkách a míře degradace způsobené mnoha okolními faktory (Jones and de Voogt, 1999).

Hlavními transportními médii těchto toxických látek jsou atmosférické proudění, řeky a oceánské proudy. Polutanty se tak dostávají i na místa velice vzdálená původnímu zdroji, lehce dosahují nadregionálního transportu mezi různými ekosystémy a dochází k jejich distribuci po celém světě (Ashraf, 2017; Holoubek, 1998). Přítomnost POP

v celém zemském ekosystému dokazují data nasbíraná z rozsáhlých měření a modelů dálkového transportu. Pohyby vzdušných mas jsou významným transportním médiem, jelikož jsou schopny během jednoho kalendářního roku Zemi oběhnout až 10krát (Holoubek, 1998).

V atmosféře se POP vyskytují v plynné fázi, ve vazbě s tuhými částicemi nebo asociované s atmosférickými aerosoly. Tam se mohou dostat přímo jako průmyslové emise, rozprašením a jako produkty ze spalovacích procesů. Nepřímá cesta je v důsledku vytěkání z už uložených starých ekologických zátěží POP v životním prostředí, např. z půdy, organismů a vodních ploch, nebo jsou z něho transportovány větrnou erozí a absorbovány na pevných částicích. Díky stabilitě a vysoké odolnosti proti reakcím vedoucím k rozkladu těchto látek (resistence vůči fotolytické, hydrolytické nebo oxidativní degradaci), mohou setrvat POP v atmosféře dlouhou dobu. Důsledkem je jejich transport a depozice i na místech vzdálených od zdroje i tisíce km (Jones and de Voogt, 1999). Některé POP těmto nebo jiným atmosférickým procesům podlehnou a vymizí. Mezi tyto procesy patří například atmosférický transport a disperze způsobená pohybem vzdušných mas a jejich turbulencí, konverze nebo degradace způsobené reakcí s jinou částicí či sloučeninou nebo výměna mezi plynnou a tuhou fází (Holoubek, 1998). Z atmosféry se pak na zemský povrch dostávají buď sedimentací polétavého prachu, což se označuje jako suchá depozice, nebo srážkami, patřící pod mokrou depozici. Déšť pohlcuje látky přítomné v plynné fázi a strhává tuhé částice (Holoubek, 1998). Na perzistenci POP má veliký vliv i teplota prostředí. Fyzikálně-chemické vlastnosti kontaminantů podporují jejich migraci do chladnějších oblastí, kde se vlivem nízkých teplot lépe usazují a mají zde i delší dobu trvání, protože chladnější vzduch brání jejich rozpadu (Ashraf, 2017).

Stejně jako v atmosféře i na povrchu podléhají POP určitým degradačním procesům. Ve vodním prostředí podléhají těmto procesům výrazně rychleji, než když jsou uloženy v sedimentech. Množství POP ve vodě je přímo úměrné koncentraci tuhých částic (Holoubek et al., 2001). Pomalá degradace v sedimentech a půdách je dána izolací nadložních vrstev sedimentů, bránící průniku slunečního záření, vyššího obsahu kyslíku a tepla. Největší roli v degradaci kontaminantů v půdě hrají mikrobiální procesy (Holoubek, 1998; Ren et al., 2018; Tobiszewski and Namieśnik, 2012). Mikrobiální degradace je však omezena biologickou dostupností POP, která se snižuje s uplynulým časem, během něhož jsou POP v půdě absorbovány. Za to může fakt, že s přibývajícím

časem tvoří POP a půdy silnější vazby. Tento proces se označuje jako stárnutí (Ren et al., 2018). POP jsou z půdy také částečně odnášeny větrem z povrchu, mohou se z půdy vypařovat, na povrchu půdy pak může docházet k rozkladu slunečním zářením. Další odnos POP z půdních vrstev může být v důsledku vodní eroze (Holoubek et al., 2001).

Na rozdíl od atmosféry, kde je životnost POPs v rádech pouze několika dní, se v půdě mohou držet i několik desítek let. V městském prostředí s větší koncentrací zdrojů se rozměrově objemnější částice usazují přímo na ulicích, odkud jsou následně splachovány do okolí. Menší částice se spíše dostanou do atmosféry a jsou přenášeny na větší vzdálenosti. Obecně platí, že čím větší částice jsou, tím blíže se vyskytují původnímu zdroji, protože jejich velikost má vliv i na to, jak účinně jsou z atmosféry odstraňovány srážkami a gravitací (Holoubek, 1998).

Organické polutanty se váží na půdní organickou hmotu, proto jsou půdy chudé na humus menšími rezervoáry pro kumulaci kontaminantů než půdy bohaté organickou hmotou (Marusenko et al., 2010). To je důvodem, proč se POPs jen zřídka dostávají průsaky půdním profilem do podzemních vod (Holoubek et al., 2001). POP díky svému lipofilnímu charakteru podléhají výrazné bioakumulaci a stávají se tak součástí potravinového řetězce, což je řadí mezi jedny z největších problémů lidstva. Osud POP v půdě závisí na mnoha faktorech, zejména na jejich vlastnostech a podmínkách prostředí, v němž se vyskytují. Tyto faktory jsou popsány u jednotlivých skupin látek v následujících podkapitolách.

5.1. Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) patří mezi nejzávažnější polutanty životního prostředí (Loučka, 2014). Jde o látky tvořené uhlíkem a vodíkem ve formě dvou a více kondenzovaných benzenových jader. PAU vznikají nedokonalým spalováním organických látek pyrolýzou při teplotách nad 400 °C (jednodušší látky) a pyrosyntézou při teplotách v rozmezí 400-800 °C (složitější látky) (Loučka, 2014). Podle počtu benzenových jader lze PAU rozdělit na lehké (mající 4 a méně benzenových jader) a těžké (ty, které mají více než 4 jádra) (Lawal, 2017). S rostoucím počtem jader roste toxicita, karcinogenita a stabilita látek (www4). PAU se vyskytují v pevném, kapalném i plynném skupenství. Jsou to látky velmi stabilní, dobře odolávající vůči degradačním procesům (Šráček et al., 2002). Vznikají při spalování odpadů za nízkých teplot, jsou součástí ropy, uhelného dehtu, asfaltu, cigaretového kouře, automobilových výfukových plynů,

grilovaného jídla a mnoha dalších (Lawal, 2017; Srogi, 2007). PAU přírodního původu se na celkové koncentraci v životním prostředí podílí jen zanedbatelně. Mohou vznikat v důsledku sopečné činnosti, požárů nebo biosyntézy (Loučka, 2014).

Poločas rozpadu PAU závisí na mnoha faktorech, především na počtu benzenových jader, velikosti částic, klimatických podmínkách a prostředí, proto u nich s přesností nelze určit poločas rozpadu (Šrámek, osobní sdělení). Většinou mají menší měrnou hmotnost než voda, což je faktor, který je rozhodující při jejich migraci v horninovém prostředí (Šrámek et al., 2002). Produkty přeměn PAU přitom mohou mít vyšší toxicitu než původní (Loučka, 2014). Pro určování adsorpce na organickou hmotu je důležitý koeficient distribuce oktanol-voda (K_{ow}), což je koncentrace organického kontaminantu v oktanolu dělená koncentrací kontaminantu ve vodě. Čím větší je hodnota K_{ow} , tím více je kontaminant hydrofobní a lépe se váže na organickou hmotu (Šrámek and Kuchovský, 2003). Pro některé organické polutanty jsou hodnoty K_{ow} tabelovány. Tyto a některé další fyzikálně-chemické parametry u 16 vybraných druhů PAU, kterými se tato práce zabývá, jsou uvedeny v tab. 4. Jedná se o 16 prioritních PAU dle USEPA (Hussar et al., 2012).

Sloučenina	Zkratka	Měrná hmotnost [g/cm ³]	Počet aromatických jader	Koeficient distribuce oktanol-voda log K_{ow}
Acenaphthen	Acp	1,2	3	3,6
Acenaphthylen	Ace	0,9	3	3,6
Anthracen	An	1,28	3	4,5
Benz[a]anthracen	BaA	1,27	4	5,9
Benzo[a]pyren	BaP	1,35	5	6
Benzo[b]fluoranthen	BbF	Žádná data	5	6,4
Benzo[g,h,i]perylene	BghiP	1,36	6	7,1
Benzo[k]fluoranthen	BkF	Žádná data	5	6,4
Chrysene	Chr	1,27	4	5,6
Dibenz[a,h]anthracen	DbA	1,28	5	6,8
Fluoranthen	Flu	1,25	4	5,2
Fluoren	Fl	1,2	3	4,2
Indeno[1,2,3-cd]pyren	InP	Žádná data	6	6,6
Naphthalen	Nap	1,1	2	3,3
Phenanthren	Phe	1,1	3	4,5
Pyren	Pyr	1,27	4	5

Tab. 4: fyzikálně-chemické parametry PAU (Šrámek et al., 2002; Wang et al., 2009; www5).

Hodnoty uvedené v použité literatuře se u všech látek neshodují nebo nejsou dostupné. Z toho důvodu je k sestavení této a následujících tabulek v kapitole 5 použito více zdrojů. V případě, že bylo ve zdrojích uvedeno více rozdílných hodnot u jedné látky, byla použita střední hodnota.

5.2. Polychlorované bifenyly

Polychlorované bifenyly (PCB) jsou syntetické organické deriváty uhlovodíků. Na bifenylovém skeletu tvořeném dvěma benzenovými jádry u nich dochází k náhradě atomu H atomem Cl. Minimálně jsou substituovány čtyři atomy Cl, celkem je možných 209 kombinací, většinou se stanovuje šest hlavních kongenerů (dle nomenklatury IUPAC: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 153, PCB 138 a PCB 180). Atomy chloru mají větší atomovou hmotnost než atomy vodíku. PCB mají tedy na rozdíl od PAU větší měrnou hmotnost než voda, což způsobuje, že jsou více toxické a rezistentní a jejich chování v horninovém prostředí je odlišné od chování PAU (Abraham et al., 2002, Lyčková et al., 2007; Šráček et al., 2002).

PCB neměly v historii produkce dlouhou dobu trvání. Začaly se používat v roce 1929 jako chemické látky pro průmyslové využití. Používaly se jako přísady do laků a barev, plastů, transformátorových olejů apod. V bývalém Československu začala jejich produkce v roce 1959 s vrcholem v sedmdesátých letech 20. století. Poté, co se zjistilo, že mají velmi negativní vliv na lidské zdraví, byly v 80. letech 20. století zakázány. Jejich výroba byla v Československu ukončena v roce 1984 a použití o dva roky později. I za tuto krátkou dobu došlo k rozšíření PCB v globálním měřítku (Lyčková et al., 2007; Šráček et al., 2002).

Stejně jako u PAU závisí osud PCB především na podmínkách prostředí. Jsou to látky syntetické, které se běžně v přírodě nevyskytují, proto jsou mnohem odolnější vůči degradačním procesům. Některé fyzikálně-chemické parametry pěti kongenerů PCB vybraných pro tuto práci jsou uvedeny v tab. 5 (Šráček et al., 2002).

Sloučenina	Zkratka	Měrná hmotnost [g/cm ³]	Počet aromatických jader	Koeficient distribuce oktanol-voda logK _{ow}
2,4,4'-Trichlorobiphenyl	PCB 28	1,35	2	5,6
2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl	PCB 101	1,52	2	5,7
2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl	PCB 153	1,59	2	6,3
2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl	PCB 138	1,59	2	7,4
2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl	PCB 180	1,65	2	7,7

Tab. 5: fyzikálně-chemické parametry PCB (www.5; www.6).

5.3. Organochlorované pesticidy

Organochlorované pesticidy (OCP) jsou skupinou chlorovaných látek. Pesticidy se používají k hubení škůdců (hmyzu, hub, trav, bakterií atd.). Hojně se začaly v zemědělství používat po druhé světové válce, kdy u DDT (dichlordifenyltrichlorethan) došlo k objevu jeho účinků proti škůdcům, což zvýšilo zemědělskou a lesnickou produkci. Postupem času se začaly shromažďovat informace potvrzující negativní účinky na zdraví nejen škůdců, ale i lidí a jiných živočišných druhů. Mnoho druhů pesticidů včetně DDT bylo v 70. a 80. letech 20. století zakázáno. DDT v prostředí metabolizuje a rozpadá se na metabolity DDE a DDD. Dalším široce používaným prostředkem byl hexachlorbenzen (HCB), jehož používání jako fungicidu bylo zakázáno v roce 1977. Nicméně HCB stále vzniká jako meziprodukt v některých chemických provozech. Jedná se o látky velmi stabilní, škodlivé a stále se vyskytující v životním prostředí (Jayaraj et al., 2016; Shegunova et al., 2006; Šráček et al., 2002).

Životnost OCP v prostředí je stejně jako u předchozích skupin látek ovlivněna mnoha faktory. Jsou to toxické lipofilní látky náchylné k bioakumulaci, v životním prostředí setrvávají i desítky let nebo se rozkládají na metabolity daných látek. V tab. 6 jsou uvedeny fyzikálně-chemické parametry vybraných pesticidů (Blus, 2002).

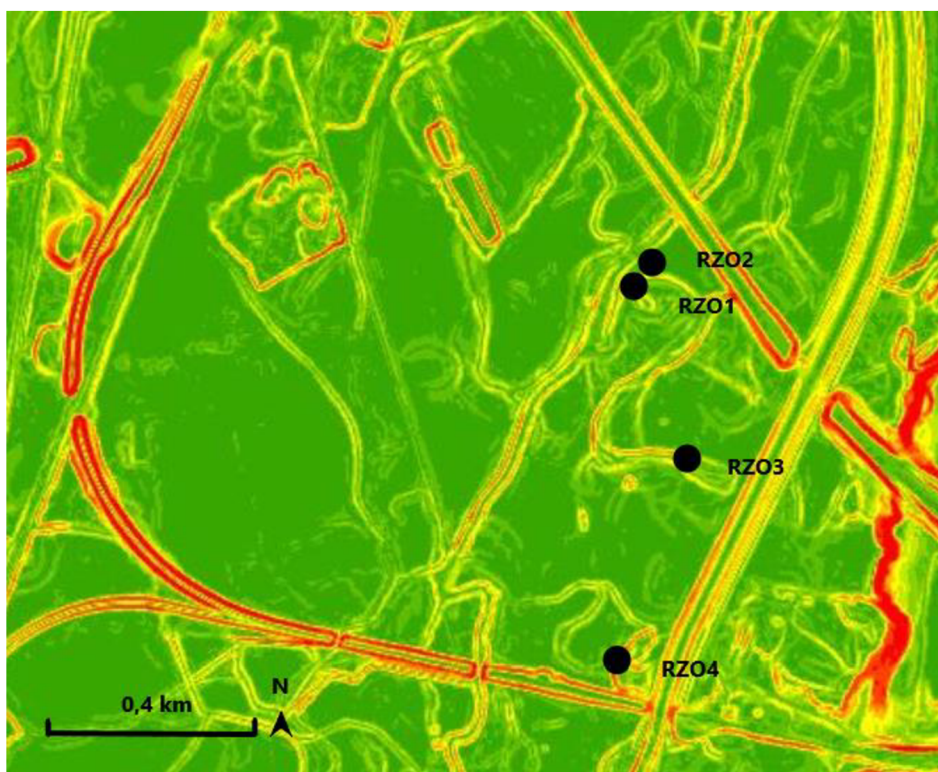
Sloučenina	Zkratka	Měrná hmotnost [g/cm ³]	Počet aromatických jader	Koeficient distribuce oktanol-voda logK _{ow}
Hexachlorbenzen	HCB	1,21	1	5,73
Dichlorodiphenyltrichloroethan	DDT-p,p'	1,48	2	6,02
Dichlorodiphenyldichloroethylen	DDE-p,p'	1,34	2	5,80
Dichlorodiphenyldichloroethan	DDD-p,p'	1,56	2	6,19

Tab. 6: fyzikálně-chemické parametry OCP (Šráček et al., 2002; www5).

6. Metodika

6.1. Terénní etapa

Z fluviálních sedimentů akumulovaných v PR Rezavka byla pro tuto práci odebrána čtyři jádra. Vzorky byly odebrány na vytipovaných místech, především ve starých korytech a bývalých meandrech řeky Odry (obr. 7), jelikož bylo prokázáno (Sedláček et al., 2020), že bývalé meandry slouží jako optimální místa pro rekonstrukci historie kontaminace. Jádra RZO1 a RZO2 byla poskytnuta Mgr. Janem Sedláčkem, Ph.D. Odběr jader RZO3 a RZO4 proběhl v polovině září roku 2021. Na místě každého odběru byly zaznamenány GPS souřadnice (WGS84): RZO1 (49.802175 N, 18.214130 E), RZO2 (49.802404 N, 18.214221 E), RZO3 (49.799083 N, 18.216821 E), RZO4 (49.795947 N, 18.215082 E).



Obr. 7: digitální model reliéfu 5G, PR Rezavka, lokality odběru jader RZO1-RZO4 (ČÚZK, upraveno).

K odběru jader byla použita kombinace polní lopatky a žlábkového vrtáku o průměru 3 cm (Eijkelkamp, Nizozemí). Na místě byla stručně popsána litologie kopaných sond i jader, provedena fotodokumentace a následně byla jádra rozřezána na jednotlivé vzorky v intervalu 5 cm. Řezání a odebrání materiálu se provádělo nožem, který byl mezi jednotlivými odběry vždy očištěn, aby nedošlo ke vzájemné kontaminaci vzorků. Vzorky pro vlastní laboratorní zpracování k určení zrnitosti a hmotnostní aktivity radioizotopu ^{137}Cs byly umístěny do označených uzavíratelných PVC sáčků. Vzorky

určené k analýze organických polutantů a celkového organického uhlíku (TOC) byly odebrány do alobalové folie a v co nejbližší době zaslány na analýzy. Celkem bylo odebráno 119 vzorků (40 vzorků na analýzu POP a TOC a 79 vzorků na určení zrnitosti a obsahu ^{137}Cs). Dva poslední vzorky u báze jádra RZO4 byly odebrány kvůli kontaminaci. Pracovalo se tedy se 117 vzorky.

6.2. Laboratorní etapa

Od odběrů vzorků do okamžiku dalšího zpracování byly sedimenty uskladněné v chladicím zařízení. Následně byly vysušeny v laboratorní sušárně Venticell při teplotě 40°C po dobu 72 hodin. Sušení sedimentů, gamaspektrometrie a zrnitostní rozbor byly provedeny v laboratoři Katedry geologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Na tyto metody byly z každého jádra odebrány vzorky zastupující jejich celkovou hloubku (v intervalu 5 cm).

6.2.1. Zrnitostní analýza

U všech vzorků byl na laserovém granulometru Analysette 22 MicroTec plus (Fritsch, Německo) v rozsahu hodnot 0,08 až 2000 μm proveden zrnitostní rozbor. Na analýzu bylo použito množství materiálu v řádech několika gramů (na špičku lžičky). Vzorky byly homogenizovány a smíchány s malým množstvím vody tak, aby materiál dostal kašovitou konzistenci. Listy, kousky dřeva a organický materiál byly odstraněny ručně před začátkem měření. Vzorky saturované vodou byly přidány do ultrazvukové lázně (40 kHz), kde byla jednotlivá zrna oddělena a následně byla změřena jejich velikost. Výsledky byly dále zpracovány v programu MS Excel s uvedením zrnitostních parametrů (střední velikost zrna (D50), desátý (D10) a devadesátý (D90) percentil) a přepočítáním na množství jílu, prachu a písku.

6.2.2. Analýza organických polutantů a celkového organického uhlíku

Vzorky sedimentů byly pro určení koncentrací POP a TOC zaslány na Fakultu životního prostředí UJEP v Ústí nad Labem. Pro přípravu vzorků se nejprve použila lyofilizace, aby došlo k odstranění přebytečné vody. Ta se provedla na přístroji Scanvac (Trigon plus, Česká republika). K extrakci (extrakční technika QuEChERS) v MiniG 1600 (SPEX®SamplePrep, USA) bylo do polypropylenových zkumavek (Fisher Scientific, ČR) naváženo 5 g vzorku. Sediment byl obohacen 0,1 ml roztoku deuterovaných standardů o koncentraci 10 $\mu\text{g/ml}$ v acetonu pro PAU a dále extrahován směsí rozpouštědel – 20 ml etylacetátu a vody v poměru 1 : 1 (obj./obj.). Byly přidány soli MgSO_4 (4 g) a NaCl (1 g).

Zkumavky byly umístěny do vertikální třepačky MiniG na 5 min při 1500 ot./min. Po ukončení třepání se zkumavky se vzorky odstředily (centrifuga Remi X5 R-10 M, Chromservis, ČR a Biosan Microspin 12, Merci, ČR) při 4 500 ot./min po dobu 5 min. Poté se supernatant přefiltroval přes nylonový stříkačkový filtr o velikosti 0,22 µm a filtrát byl odebrán do 2 ml skleněné vialky. K separaci sloužila kolona Rxi PAH 40 m × 0,18 mm, 0,07 µm (Restek, USA) a kolona DB-EUPAH 20 m × 0,18 mm, 0,14 µm pro stanovení PAU (Agilent Technologies, USA) a pro OCP a PCB kolona HP5-MS 30 m × 0,25 mm, 0,25 µm (Agilent Technologies, USA). Extrakty sedimentu byly měřeny na plynovém chromatografu (7890B, Agilent Technologies, USA) s hmotnostním spektrometrem (7000D trojitý kvadrupól, Agilent Technologies, USA). Vyhodnocení dat proběhlo v softwaru MassHunter verze B.09.00 od Agilent Technologies (Sedláček et al., 2021).

Stanovení celkového organického uhlíku bylo provedeno na analyzátoru Scalar analytical TOC analyzer (Breda, Nizozemí). TOC byl spočítán jako rozdíl mezi celkovým uhlíkem (TC) a anorganickým uhlíkem (IC). TC byl stanoven po katalytické oxidaci vzorku (300 mg) při teplotě 1100 °C. Podíl IC byl stanoven okyselením vzorku (100 mg) 20% H₃PO₄ při teplotě 150 °C (Sedláček et al., 2021).

6.2.3. Laboratorní gamaspektrometrie

Vysušené vzorky uložené v uzavíratelných sáčcích byly ponechány po dobu minimálně dvou týdnů bez přístupu vzduchu, aby se v nich ustálila radioaktivní rovnováha. Hmotnostní aktivita radioizotopu ¹³⁷Cs byla změřena v laboratorním gamaspektrometru SG1000 LAB se NaI-Tl scintilačním detektorem s mezí detekce 0,02 Bq.kg⁻¹ (Exploranium Inc., Kanada). Vzorky, jež byly ponechány v uzavíratelných sáčcích, se vkládaly do plastových pouzder a měřily se po dobu 30 minut. Výsledky měření byly zpracovány v programu MS Excel.

7. Výsledky

7.1. Litologie

V PR Rezavka byla na třech lokalitách odebrána čtyři jádra označená jako RZO1, RZO2, RZO3 a RZO4 (jednotlivé GPS souřadnice jsou uvedeny v kapitole 6.1.). Jádra RZO1 a RZO2 byla odebrána v blízkém okolí vodního náhonu Mlýnka, jádra RZO3 a RZO4 ve starém zazemněném korytě, respektive v bývalém meandru v jihovýchodní části rezervace. U RZO1 a RZO2 byl odběr proveden pouze do hloubky 1 m pouze za pomoci žlábkového vrtáku. V případě jader RZO3 a RZO4 se nejdříve polní lopatkou provedl výkop do hloubky 50 cm a z něho se následně do hloubky 1 m odebrala jádra pomocí žlábkového vrtáku. Vzhledem ke kompakci při odběru byla délka jader přepočítána na původní hloubku odběru faktorem lineární dekompakce (příloha 2).

7.1.1. RZO1

Jádro RZO1 bylo odebráno do hloubky 1 m, vzhledem ke kompakci odebíraného materiálu činila délka jádra 58 cm. Na bázi byl zachycen silně plastický homogenní prach, který postupně přecházel do šedočerného smouhovitého jílu až do hloubky 36 cm a poté do hnědočerného prachovitého sedimentu se svrchní ostrou hranicí v hloubce 26 cm. Tato vrstva byla hojná na fyto-detrit, který postupně přibýval do nadloží. Nadložní vrstvu tvořil kompaktní šedočerný jílovitý prach s homogenní texturou, který v hloubce 6 cm pod povrchem přecházel v zvodnělý jílovitý prach šedočerné barvy.

7.1.2. RZO2

Stejně jako u jádra RZO1, činila délka jádra 58 cm (42 cm kompakce). Na bázi se nacházela poloha plastického a kompaktního šedého jílu. V hloubkovém intervalu 44-37 cm byla pozorována poloha kompaktního hnědo-rezavého jílu s rezavými smouhami a bez fyto-detritu, která přecházela do kompaktního jílovitého prachu hnědé barvy, opět bez patrné laminace. Svrchních 5 cm bylo tvořeno zvodnělým jílovitým prachem hnědé barvy s ojedinělým výskytem fyto-detritu ve formě zbytků lístků a větviček.

7.1.3. RZO3

Na místě odběru jádra (obr. 8) byla nejprve zhotovena kopaná sonda do hloubky 50 cm. Z jejího dna se žlábkovým vrtákem provedl odběr sedimentů do hloubky 1 m ode dna sondy, celková hloubka od povrchu tedy činila 150 cm. V jádrovnici došlo k menší kompakci s délkou druhé části 78 cm. Na bázi byl pozorován šedý plastický jíl se svrchní ostrou hranicí v hloubce 117 cm pod povrchem. Nadložní vrstva (117-95 cm) sestávala z plastického světle hnědého jílu světle hnědé barvy s šedými smouhami. Poté byl popsán tmavě hnědý písčité sediment s obsahem hrubozrnnějších klastů, které do nadloží přibývaly. Vrstva přecházela v hloubce 50 cm do světle hnědého písčitého a homogenního sedimentu s občasnými kořínky. Nejsvrchnější vrstva, zahrnující 4 cm pod povrchem, sestávala z písčitého půdního horizontu, tmavě hnědého s hojným zastoupením organické hmoty a kořínků.



Obr. 8: lokalita odběru jádra RZO3, zazemněné koryto v lese (vlevo nahoře), kopaná sonda s měřítkem (vpravo), jádrovnice s odebraným sedimentem a měřítkem (vlevo dole) (vlastní fotografie, 16. 9. 2021).

7.1.4. RZO4

Odběr jádra (obr. 9) proběhl stejně jako v případě RZO3. Sedimenty byly velmi zvodnělé a při odběru došlo k jejich kompakci. Na bázi se vyskytoval tmavě šedý, plastický, homogenní jíl s ostrou svrchní hranicí vůči nadložní vrstvě. Ta byla tvořena rezavo-hnědým, homogenním a plastickým jílem v hloubkovém intervalu 133-123 cm. Nadložní vrstva sestávala z mocné vrstvy (123–50 cm pod povrchem) tmavě šedohnědého

silně plastického jílu bez fyto-detritu. Dále, až do hloubky 10 cm pod povrchem, byl popsán jíl s rezavým mramorováním a s hladinou podzemní vody v hloubce 45 cm. Nejsvrchnější vrstva sestávala ze slabě vyvinutého půdního jílovito-prachovitého horizontu šedohnědé barvy, který byl silně plastický.

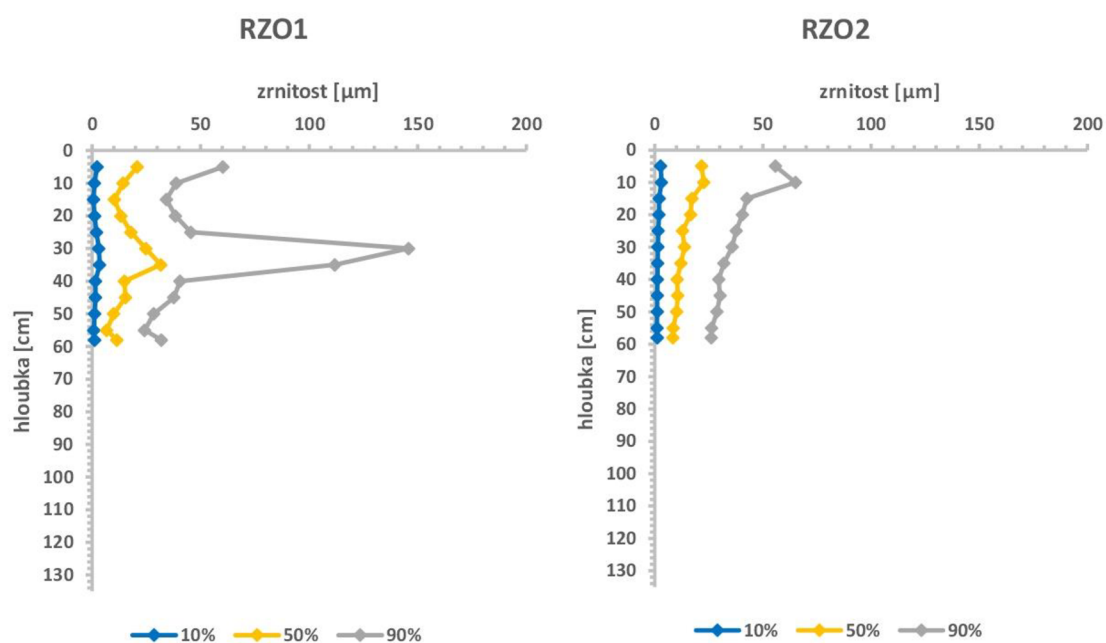


Obr. 9: lokalita odběru jádra RZO4, starý zazemněný meandr (vlevo nahoře), jádrovnice s odebraným sedimentem a měřítkem (vpravo), kopaná sonda s měřítkem (vlevo dole) (vlastní fotografie, 16. 9. 2021).

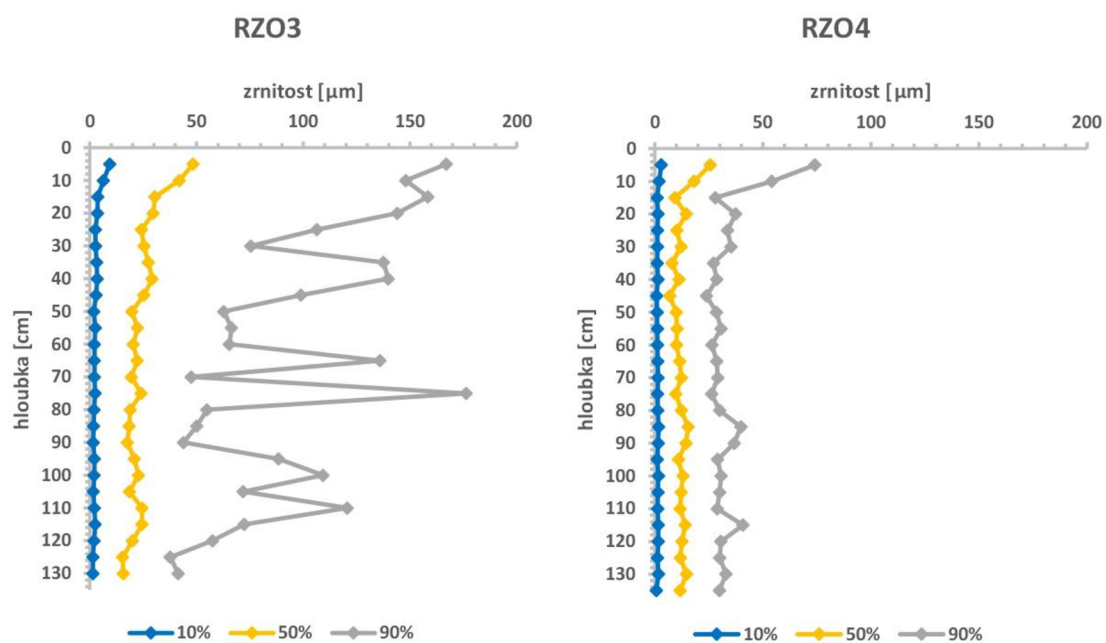
7.2. Zrnitostní rozbor

Zrnitostním rozbohem byly určeny základní zrnitostní parametry ve formě percentilů (D_{10} , D_{50} a D_{90}). Jejich hloubková distribuce je uvedena na obr. 10 a 11. Střední velikosti zrna (D_{50}) se pohybují kolem 15 μm (RZO1), 12 μm (RZO2), 23 μm (RZO3) a 12 μm (RZO4), z čehož vyplývá, že jádro s nejvyššími hodnotami D_{50} bylo RZ3. Hloubkový průběh jak D_{10} , tak D_{50} byl bez větších výkyvů, ale do nadloží byl pozorován lehce hrubnoucí trend, projevující se mírně rostoucími hodnotami D_{50} v podpovrchových vrstvách. RZO1 a RZO3 obsahují větší zrna sedimentů než RZO2 a RZO4. Maximální hodnoty D_{90} byly pozorovány v hloubce 75 cm (176,36 μm , RZO3) a 30 cm (145,82 μm , RZO4) pod povrchem. U jádra RZO1, a především u RZO3, lze pozorovat velké výkyvy v hodnotách D_{90} , ukazující na polohy obohacené hrubozrnným materiálem. Hloubková distribuce D_{90} se vyznačovala tzv. zubatým průběhem v jádře RZ3. Naopak u jader RZO2

a RZO4 jsou hodnoty D_{90} poměrně konstantní, s mírným zvýšením v podpovrchových vrstvách.



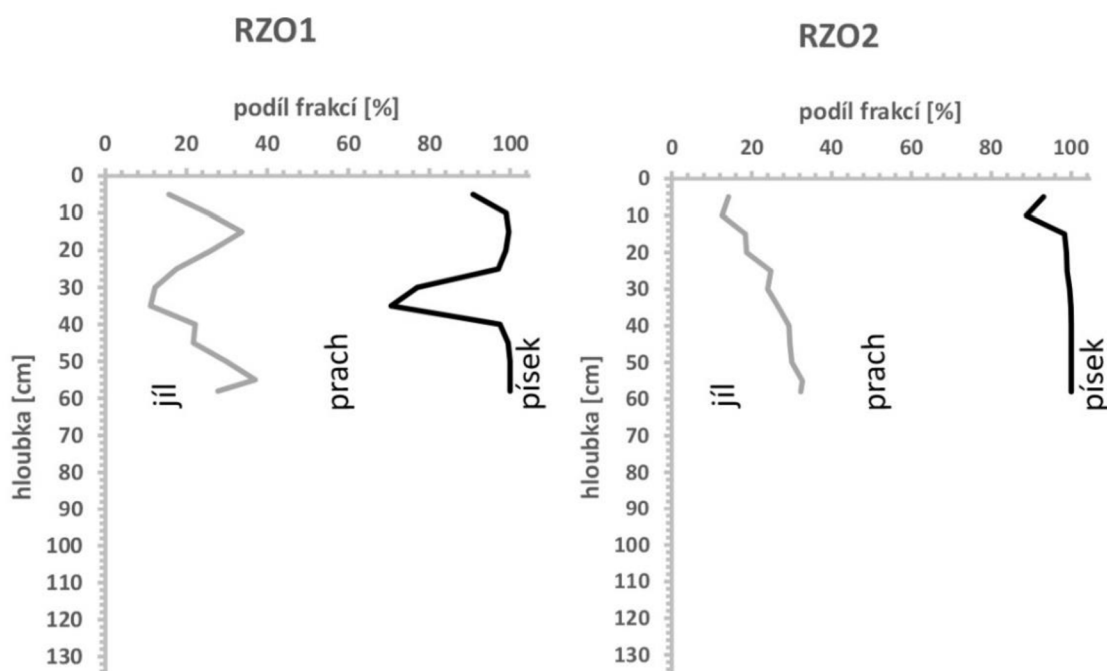
Obr. 10: vyobrazení střední hodnoty (žlutá), desátého (modrá) a devadesátého (šedá) percentilu zrnitosti v jádrech RZO1 a RZO2.



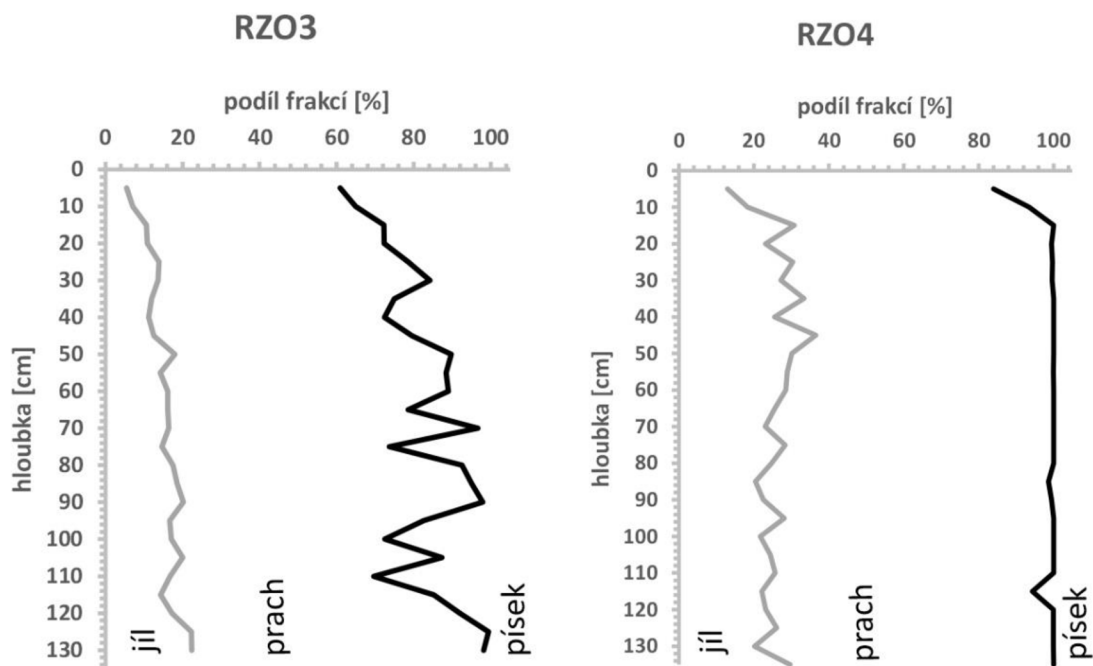
Obr. 11: vyobrazení střední hodnoty (žlutá), desátého (modrá) a devadesátého (šedá) percentilu zrnitosti v jádrech RZO3 a RZO4.

Výsledky ze zrnitostního rozboru byly dále uvedeny jako procentuální zastoupení jednotlivých zrnitostních frakcí a vyjádřeny jako hloubkové distribuce, ukazující variace

v zrnitosti. Dominantní zrnitostní frakcí ve všech jádrech byl prach, jak ukazují hloubkové grafy procentuálního zastoupení jílu, prachu a písku (obr. 12 a 13). Podíly prachové frakce příliš nekolísaly, pohybovaly se od 52,9 do 80,15 % ve všech jádrech. V jádře RZO1 byl prach v rozmezí od 59,4 do 79,5 %, v jádře RZO2 od 67,3 do 80 %, v jádře RZO3 od 52,9 do 80 % a konečně v jádře RZO4 od 63,4 do 79,8 %. Podíly jílové frakce jsou variabilní a pohybují se od 11,1 do 37,1 % v jádře RZO1, od 12,6 do 32,7 % v jádře RZO2, od 5,5 do 22,4 % v jádře RZO3 a od 12,9 do 36,6 % v jádře RZO4. U jader RZO a RZO3 podíly jílu do nadloží pozvolně klesají na úkor hrubozrnějších frakcí. Podíly písčité frakce jsou minimální u jader RZO2 a RZO4, povětšinou s nulovým podílem písčité frakce, ovšem i v těchto jádrech se vyskytují polohy bohaté pískem, především ve svrchních částech. Maximum činí 11,2 % v jádře RZO2 a v jádrech RZO1 a RZO3 byly podíly písku variabilnější a celkově vyšší, s hodnotami od 0 do 29,5 % v jádře RZO1 a od 0,6 do 39 % v jádře RZO3. Nejvíce hrubozrný vzorek byl v podpovrchové vrstvě jádra RZO3.

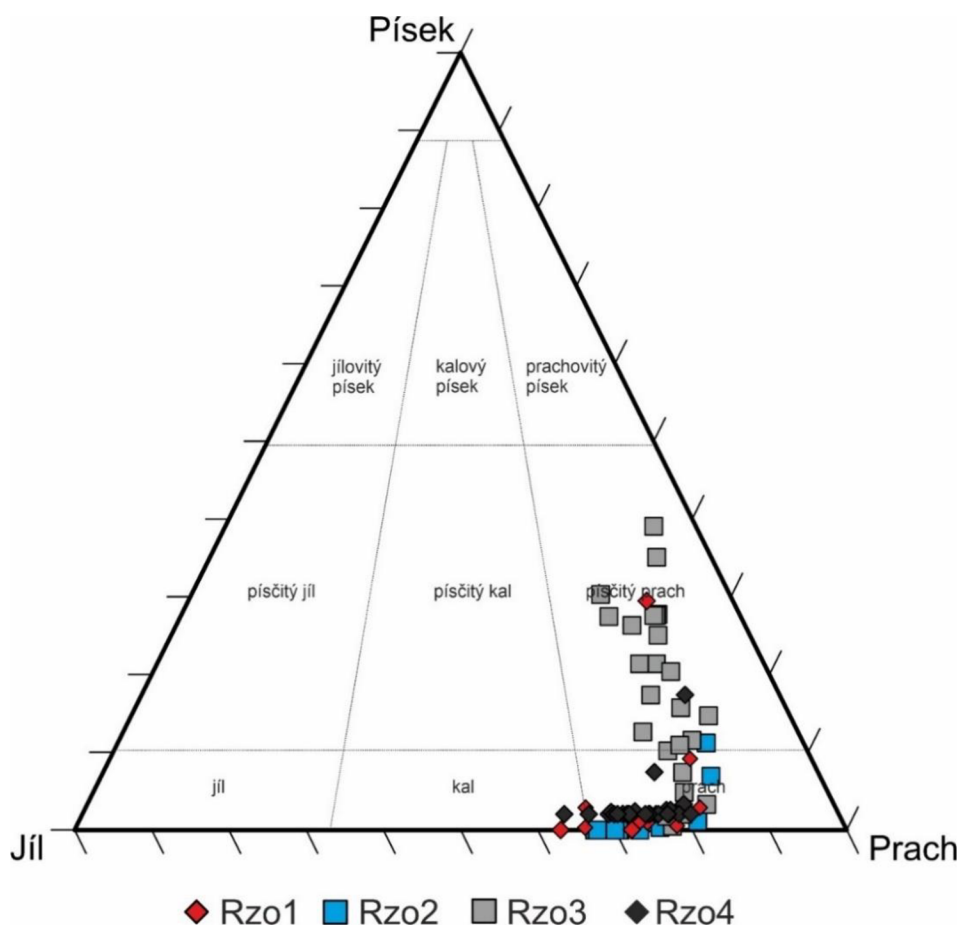


Obr. 12: procentuální zastoupení jílu, prachu a písku v jádrech RZO1 a RZO2.



Obr. 13: procentuální zastoupení jílu, prachu a písku v jádrech RZO3 a RZO4.

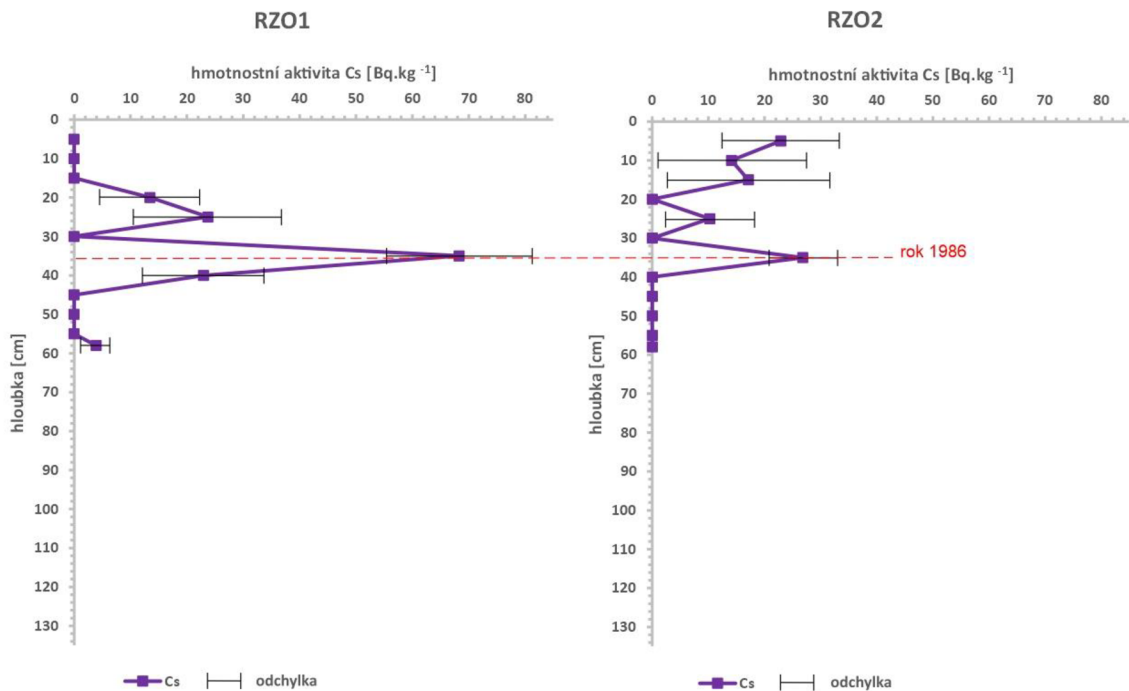
Obr. 14 vyjadřuje v ternárním diagramu (dle Shepard, 1954, modul TRI-PLOT v programu MS Excel) zastoupení jednotlivých frakcí. Z diagramu jsou patrné rozdíly mezi jednotlivými lokalitami. Většinu vzorků ze všech jader lze klasifikovat jako prach, méně jako písčité prach a v několika případech jako kal. Větší množství vzorků klasifikovaných jako písčité prach bylo především v jádře RZO3, u kterého byl také pozorován největší rozptyl svědčící o nejvyšších variacích v zrnitostním složení. Naopak hodnoty u jader RZO2 a RZO4 byly poměrně blízko u sebe, s mnohem menší variabilitou.



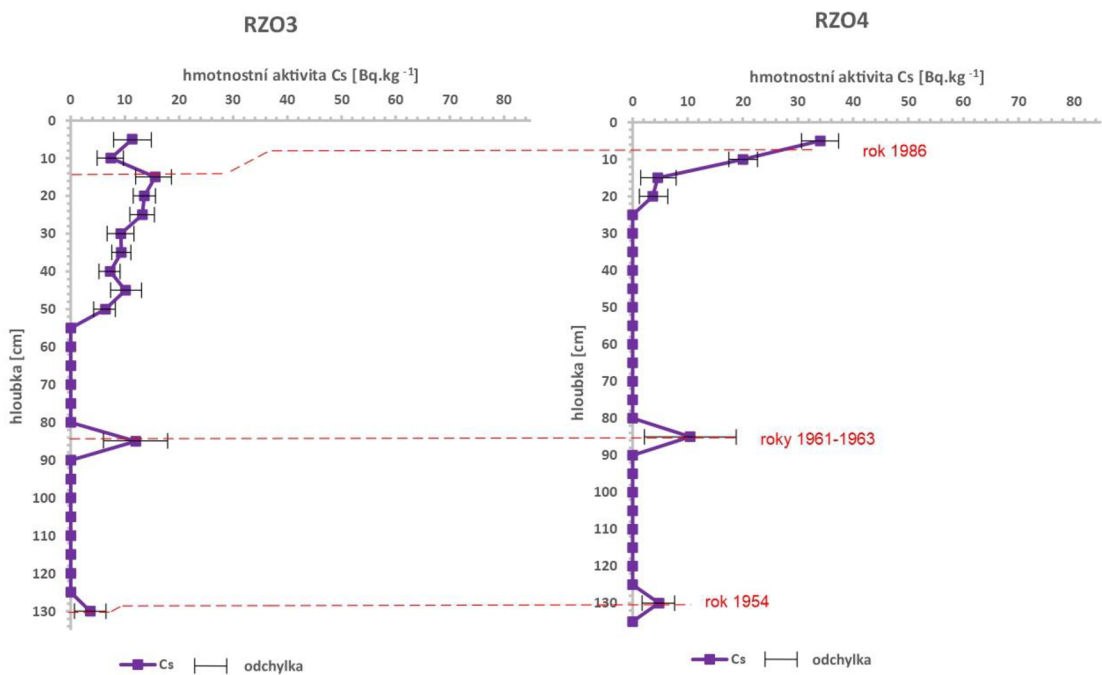
Obr. 14: ternární diagram ukazující zastoupení jednotlivých frakcí v RZO1-RZO4, klasifikace dle Sheparda (1954), program na zpracování dat v MS Excel napsal Haywick, (2006).

7.3. Radioizotop ^{137}Cs

Hmotnostní aktivita radioizotopu ^{137}Cs (obr. 15 a 16) byla měřena ve všech jádrech. Naměřené hodnoty byly v širokém rozpětí, od hmotnostních aktivit pod mezí stanovitelnosti po 68, 3 Bq.kg⁻¹ v jádře RZO1. U všech čtyř jader byl zaznamenán jeden či více píků. Spodní části jader vykazovaly hodnoty pod mezí stanovitelnosti, s několika menšími dílčími píky (RZO3 a RZO4). Nárůst hmotnostní aktivity ^{137}Cs byl pozorován v různých hloubkách, od 50 cm (jádro RZO3), 40 cm (jádro RZO1), 35 cm (RZO2) a 20 cm (RZO4) pod povrchem. Hlavní pík byl pozorován vzápětí, nejvýrazněji u jader RZO1 a RZO2 s následnými dílčími maximy a minimy do nadloží. Zatímco u jádra RZO1 hodnoty v podpovrchových vrstvách klesaly až pod mez stanovitelnosti, u jádra RZO2 naopak mírně stoupaly. Jiný trend byl pozorován u jádra RZO3, kdy po nárůstu v hloubce 50 cm byla detekována hmotnostní aktivita ^{137}Cs s podobnými a nízkými hodnotami okolo 10 Bq.kg⁻¹. U jádra RZO4 byl pozorován jen nárůst v jeho svrchní části s nejvyšší hodnotou pod povrchem.



Obr. 15: výsledky analýzy hmotnostní aktivity radioizotopu ¹³⁷Cs v jádrech RZO1 a RZO2.



Obr. 16: výsledky analýzy hmotnostní aktivity radioizotopu ¹³⁷Cs v jádrech RZO3 a RZO4.

7.4. Celkový organický uhlík

Spolu s POP byly u všech čtyř jader stanoveny koncentrace TOC, které jsou v procentuálním zastoupení uvedeny v grafech v kapitolách 7.5. až 7.7. (u každé skupiny látek jsou hodnoty TOC stejné, ale v jiných měřítkách přizpůsobených koncentracím

daných látek). Nejprehlednější jsou hodnoty na obr. 23 a 24, kde je měřítko u grafů nejmenší.

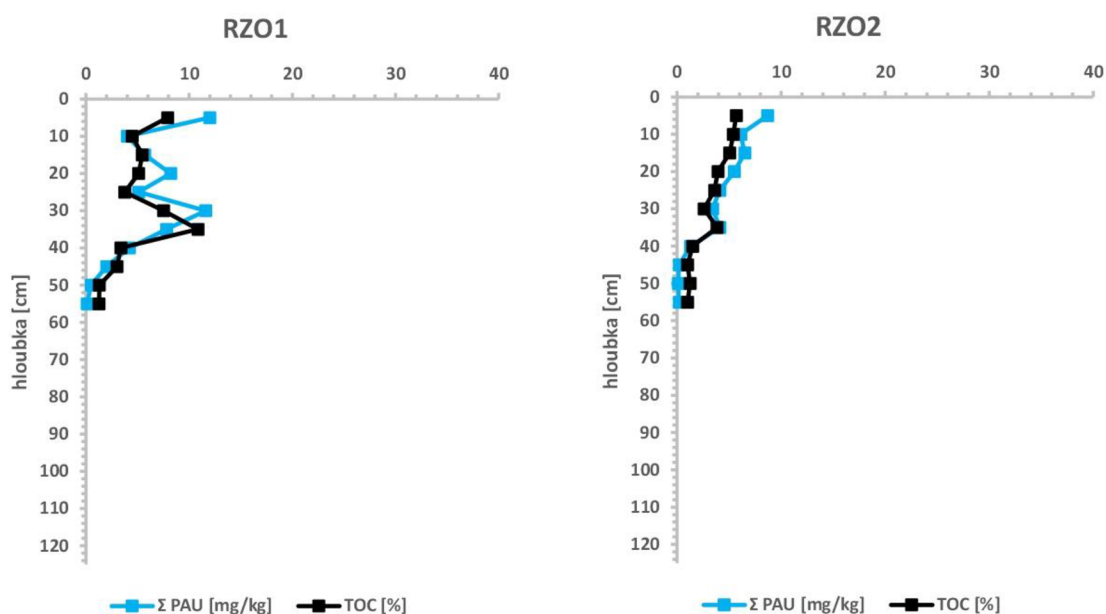
Nejvyšší podíl TOC byl zjištěn u jádra RZO1, a to 10,84 % v hloubce 35 cm. Nejmenší podíl (0,7 %) je u jádra RZO3 v hloubce 55 cm. Průměrné hodnoty TOC v jednotlivých jádrech jsou 4,5 % (RZO1), 3,6 % (RZO2), 1,3 % (RZO3) a 2,1 % (RZO4). Podíly TOC vykazovaly u všech jader do nadloží stoupající trend. Minimální hodnoty byly naměřeny ve spodních částech všech jader s podobnými podíly ~ 2 %. Tento trend téměř uniformních podílů pokračoval až do hloubky 35 cm v jádře RZO3, respektive 15 cm pod povrchem v jádře RZO4. Poté byl pozorován skokový nárůst v povrchových vrstvách, s podobnými podíly ~ 6 %. Jiné trendy v podílech TOC do nadloží byly naměřeny u zbylých jader. Výrazný nárůst byl pozorován zejména u jádra RZO1 v hloubce 35 cm, s následným dílčím poklesem a mírným nárůstem na hodnotu 8 % v podpovrchové vrstvě. U jádra RZO2 podíly TOC pomalu narůstaly až do nejvyšších hodnot v podpovrchové vrstvě. Dílčí maximum, pravděpodobně synchronní, bylo pozorováno ve stejné hloubce (35 cm) jako u jádra RZO1.

7.5. Polycyklické aromatické uhlovodíky

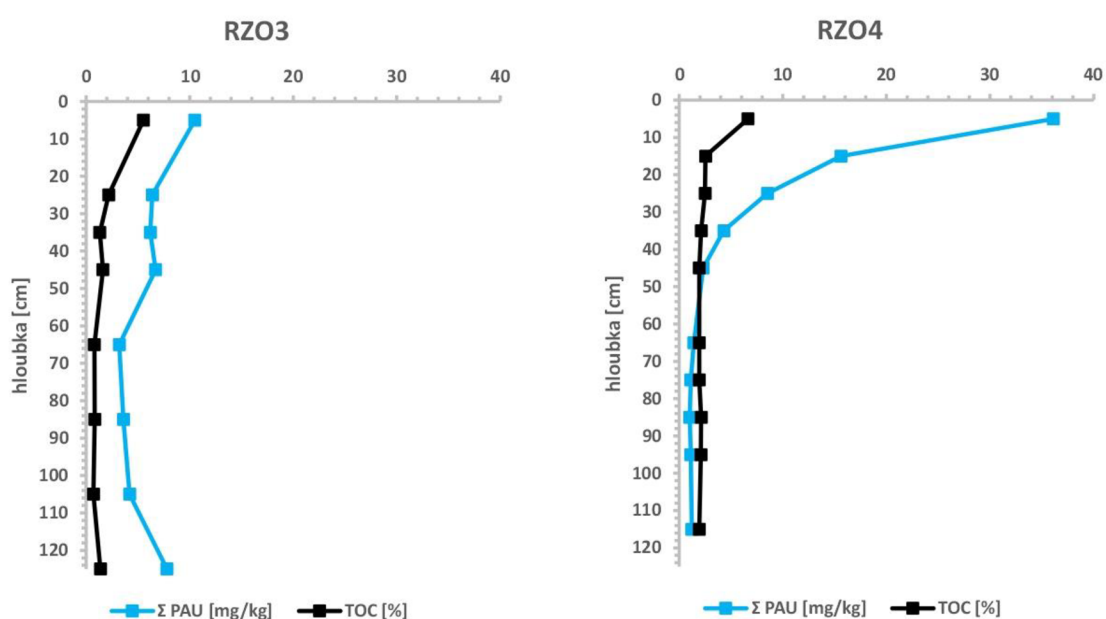
Podle nomenklatury stanovené dle USEPA bylo sledováno 16 hlavních homologů PAU (Acenaphthen, Acenaphthylen, Anthracen, Benz[a]anthracen, Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen, Benzo[g,h,i]perylen, Benzo[k]fluoranthen, Chrysen, Dibenz[a,h]anthracen, Fluoranthen, Fluoren, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Naphthalen, Phenanthren, Pyren). Obr. 17 a 18 vyjadřují v grafech celkové koncentrace PAU (sumu 16 vybraných látek) a procentuální zastoupení TOC s hloubkou v sedimentech. Nejvíce zastoupené homology jsou fluoranthen, pyren, benz[a]anthracen, chrysen a benzo[b]fluoranthen (příloha 1).

Celkově se koncentrace PAU pohybovaly v rozmezí od 0,1 do 36,1 mg/kg. Minimální naměřené hodnoty byly 0,1 mg/kg v hloubce 50 cm u RZO1 a RZO2. Maximální hodnoty PAU byly naměřené u jádra RZO4 v hloubce 5 cm pod povrchem. Nejnížší hodnoty byly na bázi jader, s výjimkou RZO3, u kterého byly pozorovány mírně vyšší hodnoty. Průměrné koncentrace činí 5,1 mg/kg (RZO1), 4,1 mg/kg (RZO2), 6,3 mg/kg (RZO3) a 1,9 mg/kg (RZO4). Koncentrace PAU rostou do nadloží, kdy tento trend má charakter pozvolného nárůstu (RZO2 a RZO3), mírného kolísání hodnot (RZO1) až po

výrazný nárůst u RZO4. Trend zvyšování hodnot začíná v hloubkách 30-40 cm pod povrchem.



Obr. 17: obsah PAU a TOC s hloubkou, jádra RZO1 a RZO2.



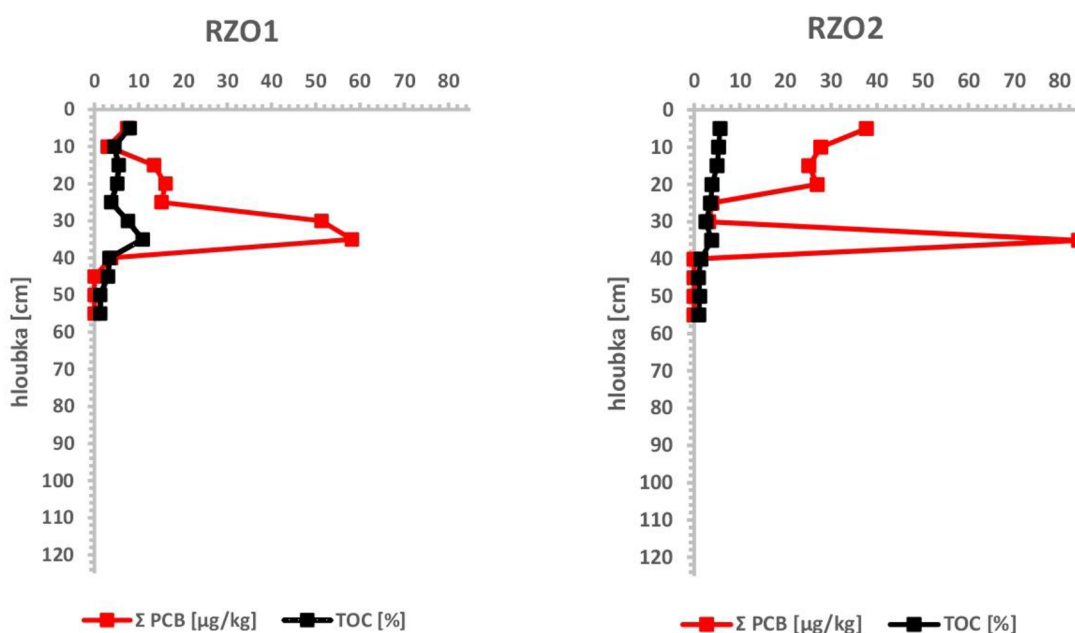
Obr. 18: obsah PAU a TOC s hloubkou, jádra RZO3 a RZO4.

7.6. Polychlorované bifenily

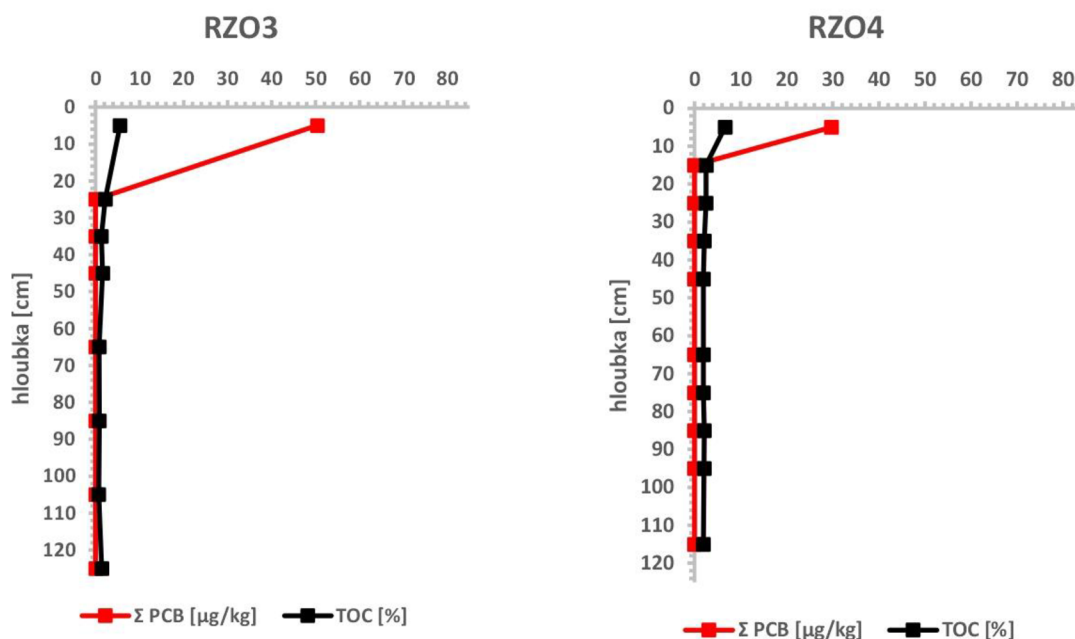
Dle nomenklatury IUPAC bylo sledováno 5 kongenerů PCB: 2,4,4'-Trichlorobiphenyl, 2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl, 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl, 2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl, 2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl (PCB28, PCB 52, PCB 101,

PCB 153, PCB 138 a PCB 180), jejichž součet se blíží celkovému množství PCB v matrici. Složení PCB mezi lokalitami se liší (příloha 1). Jádra RZO1 a RZO2 celkově vykazovala vyšší hodnoty a byly nalezeny všechny kongenery, nejvíce PCB 28 a PCB 138. Naopak nejméně byl zastoupen kongener PCB 101, většinou pod mezí detekce. U jader RZO3 a RZO4 byly detekovány jen kongenery PCB 28 a PCB 138, všechny ostatní byly pod mezí detekce. Jejich hodnoty (sumu 5 vybraných PCB) a procentuální zastoupení TOC s hloubkou v sedimentech vyjadřují grafy v obr. 19 a 20.

V hlubších vrstvách všech jader jsou koncentrace PCB pod mezí stanovitelnosti. Nárůst byl zachycen v hloubkovém intervalu od 40 do 30 cm pod povrchem, kdy vzápětí do nadloží byly naměřeny maximální hodnoty u jader RZO1 a RZO2, a to v hloubce 35 cm. Maximální hodnoty činily 58,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u jádra RZO1 a 84,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ u jádra RZO2. U těchto jader následně dochází k poklesu koncentrací PCB do nadloží ($\sim 10\text{-}20 \mu\text{g}/\text{kg}$) a zejména u jádra RZO2 opět k výraznějšímu nárůstu v podpovrchových vrstvách až na hodnoty $\sim 40 \mu\text{g}/\text{kg}$. Jiný trend byl pozorován u zbylých dvou jader (RZO3 a RZO4). Zde jsou nejvyšší hodnoty v hloubce 5 cm, a to 50,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ a 29,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$.



Obr. 19: celkové koncentrace PCB a TOC s hloubkou, jádra RZO1 a RZO2.



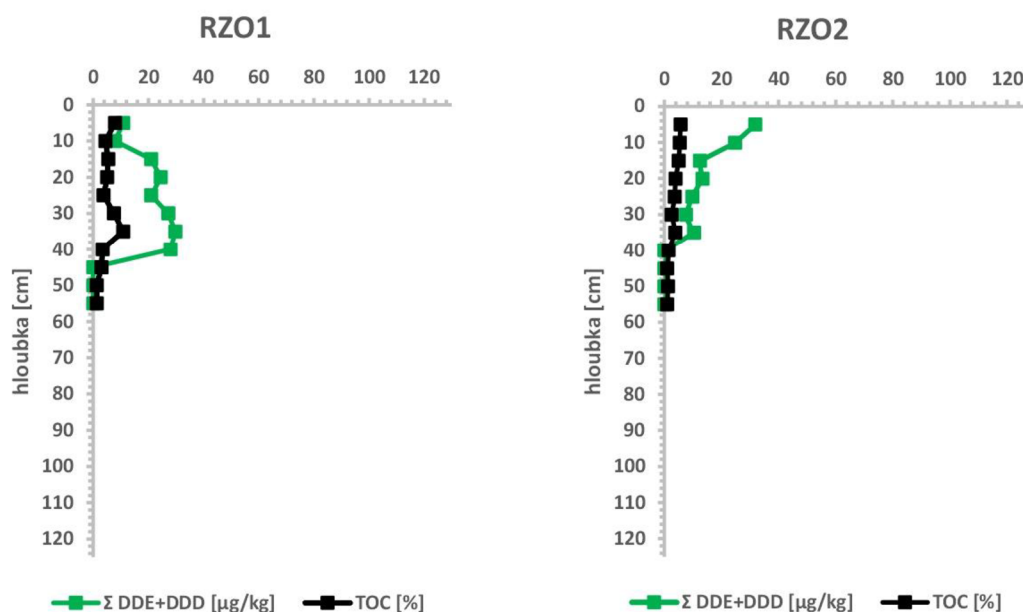
Obr. 20: celkové koncentrace PCB a TOC s hloubkou, jádra RZO3 a RZO4.

7.7. Organochlorované pesticidy

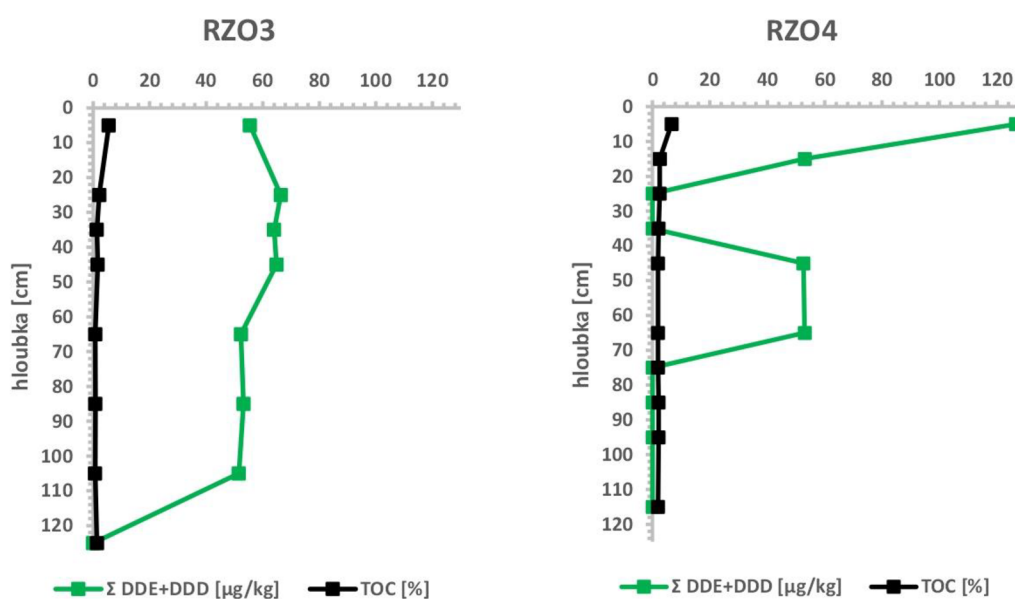
Ze skupiny OCP byly pro tuto práci vybrány metabolity dichlorodiphenyltrichloroethanu, známého pod zkratkou DDT. Jimi jsou dichlorodiphenyldichloroethylen a dichlorodiphenyldichloroethan, uváděné pod zkratkami DDE a DDD. Samotný DDT nebyl ve vzorcích detekován. Třetí stanovenou látkou byl hexachlorbenzen (HCB). Koncentrace těchto tří látek a procentuální zastoupení TOC s hloubkou v sedimentech na třech vybraných lokalitách ukazují grafy v obr. 21, 22 (DDE+DDD) a 23, 24 (HCB).

Grafy hloubkových distribucí DDD+DDE vykazují rozdíly. Na bázi jsou pod mezí stanovitelnosti u všech jader. Ovšem jádro RZO3 hned vzápětí vykazuje prudký nárůst a pak už koncentrace obou metabolitů jen lehce stoupají do nadloží s maximem v hloubkovém intervalu od 50 do 30 cm, kdy se hodnoty drží na ~ 60 μg/kg. Nárůst na podobné hodnoty byl u jádra RZO4 pozorován až výše, v hloubce 75 cm s dílčím poklesem v hloubkovém intervalu od 35 do 25 cm a opětovným nárůstem s koncentrací 126,6 μg/kg, což byla nejvyšší naměřená hodnota ze všech jader. Zbylá dvě jádra (RZO1 a RZO2) vykazují celkově nižší koncentrace s maximálními hodnotami ~ 30 μg/kg. V podpovrchových vrstvách se naopak trendy liší, u jádra RZO1 dochází k mírnému

poklesu až na $\sim 8 \mu\text{g}/\text{kg}$, zatímco u jádra RZO2 dochází k mírnému nárůstu s maximem v povrchové vrstvě s $31,9 \mu\text{g}/\text{kg}$.



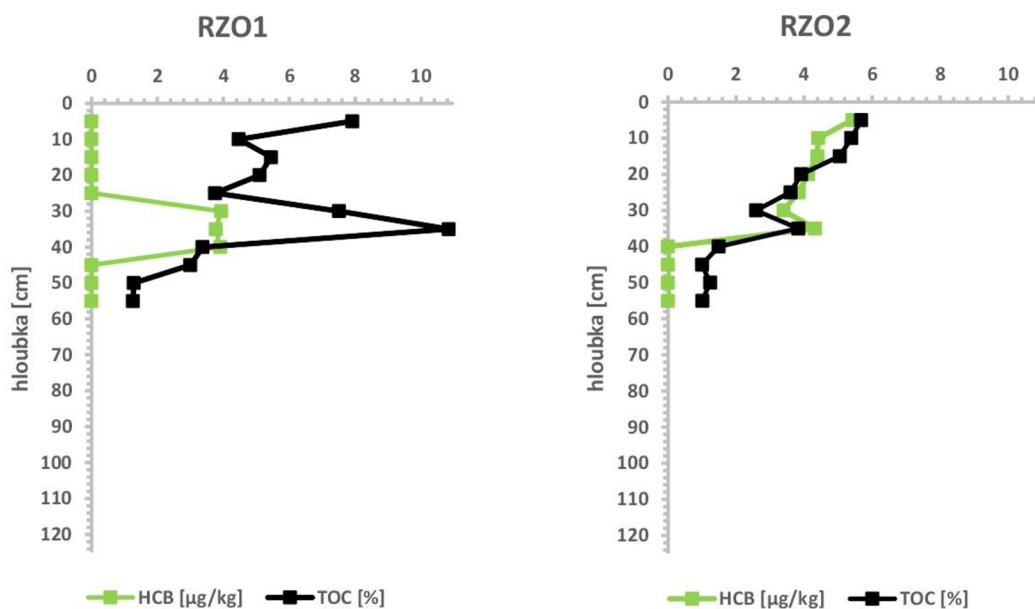
Obr. 21: celkové koncentrace DDE, DDD a TOC, jádra RZO1 a RZO2.



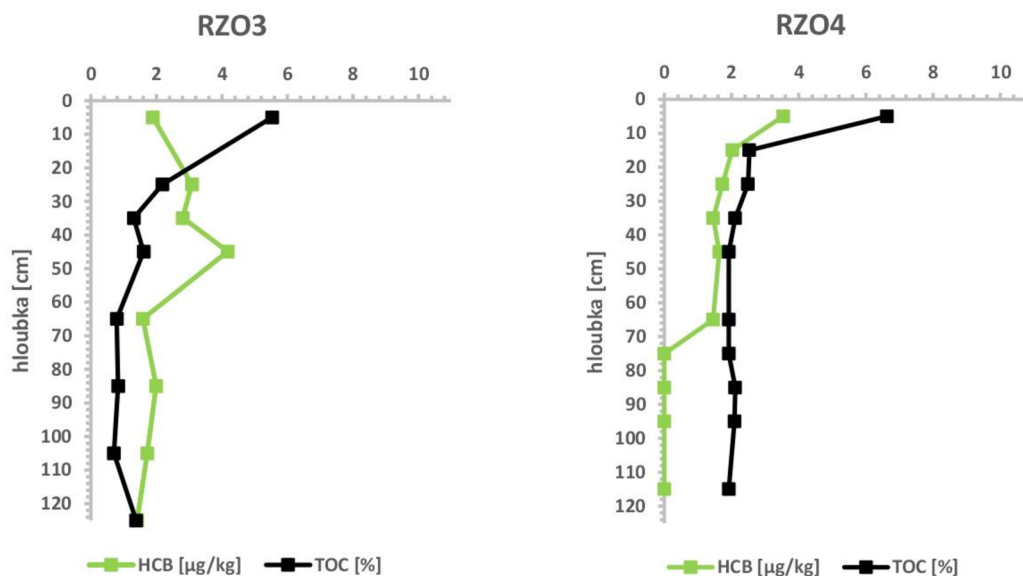
Obr. 22: celkové koncentrace DDE, DDD a TOC, jádra RZO3 a RZO4.

Vesměs na nízké úrovni byly koncentrace HCB, většinou pod $5 \mu\text{g}/\text{kg}$. Maximální hodnota HCB ($5,42 \mu\text{g}/\text{kg}$) byla zaznamenána u jádra RZO2 v hloubce 5 cm. V bazálních částech jader byly hodnoty HCB pod mezí stanovitelnosti, s výjimkou jádra RZO3. U tohoto jádra byly napříč téměř uniformní koncentrace HCB $\sim 3 \mu\text{g}/\text{kg}$ s mírným

maximem v hloubce 45 cm s 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$. U zbylých jader byl nárůst z hodnot nad mezí stanovitelnosti pozorován v různých hloubkách, v 65 cm u jádra RZO4 a v 40 cm u jádra RZO1 a v 35 cm u jádra RZO2. Poté koncentrace HCB pomalu stoupaly (RZO2 a RZO4) do nadloží, příp. byly opět pod mezí stanovitelnosti (RZO1) (obr. 23 a 24).



Obr. 23: celkové koncentrace HCB a TOC, jádra RZO1 a RZO2.



Obr. 24: celkové koncentrace HCB a TOC, jádra RZO3 a RZO4.

8. Diskuse

8.1. Depoziční prostředí

Vzorky sedimentů se odebíraly na třech různých lokalitách v rámci PR Rezavka, což se projevuje na rozdílech v zrnitosti a lze usuzovat na odlišnosti v depozičním prostředí. Převážnou většinu vzorků odebraných v PR Rezavka lze na základě výsledků granulometrické analýzy klasifikovat jako prach nebo písčítý prach. Z výsledků lze usuzovat na sedimentační prostředí a jeho dynamiku, respektive energii proudění. Velké výkyvy hodnot s větším zastoupením písku reprezentují povodňové vrstvy, jež poukazují na zvýšené stavy hladiny vody v okolních tocích. I přes rozdíly v zrnitosti sedimentů jednotlivých jader se u nich vyskytují pravděpodobně synchronní písčité vrstvy, ukazující na významnější povodňové stavy, jako mohla být povodeň v roce 1997. Jde o vrstvy u jader RZO1 a RZO2 v hloubce 5-10 cm, u RZO3 a RZO4 v hloubce přibližně 5-15, 70-90 a 110-120 cm pod povrchem. Tyto povodně mohly mít také vliv na přínos či redistribuci kontaminantů.

Naopak vrstvy s vyšším podílem jemnozrnných frakcí značí klidnou sedimentaci bez velkých výkyvů a bez variací v sedimentárním záznamu (Francírek and Nehyba, 2019). Tento typ depozičního prostředí je typický pro pozdější stadia mrtvých ramen (Toonen et al., 2012). Jádra RZO1 a RZO2 se odebírala na lokalitě v blízkém okolí vodního náhonu Mlýnka, resp. jeho výběžku těsně nad hladinou vody. Proto zde lze očekávat vyšší míru ovlivnění vodním tokem. Tedy i při mírném zvýšení hladiny vody dochází k zaplavení této lokality. Zrnitostní rozbor ukazuje na větší výkyvy v případě jádra RZO1 oproti RZO2, které bylo dále a výše od vodní hladiny, proto zde byly nalezeny menší fluktuace v zrnitosti. Zbylá dvě jádra byla odebrána v místech starého zazemněného koryta a bývalého zazemněného meandru v jihovýchodním rohu PR. Při zvýšených stavech hladiny vody je lokalita odběru jader RZO1 a RZO2 spíše zaplavena než lokality vybrané k odběru jader RZO3 a RZO4, které se sice nacházejí poblíž toku řeky Odry, ale ve větší vzdálenosti od toku než první lokalita. Také jsou odděleny vyvýšenou polní cestou, která slouží jako hráz mezi Odrou a lokalitami, čímž brání transportu nových sedimentů (dle výsledků je více omezena lokalita odběru jádra RZO4). Jádra RZO1 a RZO2 byla navíc odebrána v rozsahu pouze 2/3 toho, co RZO3 a RZO4. Se zohledněním těchto faktorů je nutno podotknout, že jádra RZO1 a RZO2 poskytují data mnohem mladší a menšího rozsahu hloubky než RZO3 a RZO4.

Podíl TOC se v sedimentech pohybuje od 0,7 do 10,8 %, přičemž v jádrech RZO1 a RZO2 se vyskytují průměrně dvojnásobně vyšší hodnoty TOC než v jádrech RZO3 a RZO4. Opět je ale nutné přihlédnout ke skutečnosti, že jádra RZO1 a RZO2 jsou odebrána z mladších sedimentů. U jader RZO3 a RZO4 se vyšší podíly TOC (3-6,8 %) vyskytují pouze do hloubky 15-25 cm, u jader RZO1 a RZO2 dochází k poklesu hodnot TOC pod 2 % od zhruba 40 cm hloubky. Obecně se dá předpokládat, že s narůstající hloubkou obsah TOC v půdě klesá. V blízkosti povrchu je mnohem větší přísun organické hmoty. V půdě podléhá TOC mikrobiální degradaci a jiným rozkladným procesům, s čímž souvisí i to, jak silná je vazba mezi klasty sedimentu a TOC. Čím silnější vazba je, tím více se snižuje rychlost rozpadu TOC (Repasch et al., 2021). Vyšší hodnoty TOC také značí vyšší stupně trofické úrovně a organickou produktivitu, což je typický jev pro pozdější stadia ve vývoji mrtvých ramen (Sedláček et al., 2019) a také to vysvětluje vysoké hodnoty v podpovrchových vrstvách zkoumaných lokalit.

8.2. Úrovně persistentních organických polutantů

POP se ve zkoumaných sedimentech vyskytují ve velmi proměnlivých hodnotách. Suma PAU, zahrnující 16 vybraných látek dle USEPA, výrazně překračuje limitní hodnotu stanovenou na 1 mg/kg pro půdy v ČR (podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.). U všech čtyř jader hodnoty PAU tento limit překračují. Maximální hodnota 36,1 mg/kg byla naměřena u jádra RZO4 v hloubce 5 cm. U jader RZO1 a RZO2 lze hodnoty korelovat, a to v hloubkách kolem 5 a 30-40 cm pod povrchem. U jader RZO3 a RZO4 jsou zvýšené koncentrace blízko povrchu, dále do hloubky jsou hodnoty rozdílné. Koncentrace PAU byly zkoumány také na mrtvém rameni řeky Odry u Bohumína (cca 20 km sv od PR Rezavka), kde byly naměřeny mnohonásobně vyšší hodnoty (přes 50 mg/kg, max. 243,8 mg/kg) (Sedláček et al., 2020). Další studie, která ale zkoumala korytovité sedimenty řeky Odry u Bohumína, vykázala nadlimitní hodnoty PAU s maximem 72,7 mg/kg (Sedláček et al., 2021).

Limitní hodnoty pro PCB v půdách jsou dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. stanovené na 200 µg/kg. Sedimenty u žádného ze čtyř zkoumaných jader tuto hodnotu nepřekračují. Koncentrace jsou měřeny jako suma 5 vybraných kongenerů PCB podle IUPAC. Maximální naměřená hodnota byla 84,1 µg/kg u jádra RZO2 v hloubce 5 cm. Mezi jádry se taktéž vyskytuje prokazatelná korelace. U jader RZO1 a RZO2 v hloubce 30-40 cm, u jader RZO3 a RZO4 v hloubce cca 5-25 cm. Tyto hodnoty se také dají korelovat se

zvýšenými hodnotami PAU ve stejných hloubkách, což poukazuje na stejné zdroje znečišťujících látek. O něco nižší hodnoty PCB (suma 6 kongenerů) byla zjištěna u Bohumína (Sedláček et al., 2020). Maximální pozorovaná hodnota byla 66,8 µg/kg.

Hodnoty OCP jsou u všech jader vyjádřeny jako suma koncentrací DDE a DDD, protože přítomnost DDT nebyla nikde zjištěna. U DDT a jeho metabolitů je dle vyhlášky č. 153/2016 Sb. nastavená limitní hodnota v půdách na 100 µg/kg. Ta je překročena u jádra RZO4, kde je nejvyšší zachycená hodnota 126,6 µg/kg v hloubce 5 cm. U každého z jader jsou hodnoty velmi variabilní a nelze je korelovat (s výjimkou jader RZO3 a RZO4, u kterých se v hloubce 40-70 cm pohybují hodnoty mezi 50 a 60 µg/kg). Vyšší hodnoty v podpovrchových vrstvách značí, že v povodí řeky Odry jsou stále přítomny POP, což je pravděpodobně důsledek intenzivní zemědělské a průmyslové produkce ve druhé polovině 20. století (Sedláček et al., 2021). Sedláček et al., (2020) vyhodnocovali koncentrace DDE a DDD zvlášť, z nahlédnutí do jejich výsledků lze ale říct, že na lokalitě poblíž Bohumína zachytili vyšší koncentrace metabolitů DDT, než jaké byly zachyceny v PR Rezavka. Jako maximální hodnotu uvádějí 143,3 µg/kg DDD.

V případě HCB je v ČR stanoven preventivní limit na 20 µg/kg (podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.). Z odebraných jader v PR Rezavka nebyly zjištěny hodnoty, které by tuto hranici překračovaly. Maximální naměřená hodnota je 5,42 µg/kg v jádře RZO2 v hloubce 5 cm. Lze korelovat HCB u RZO1 a RZO2 v hloubce 40 cm, kde se vyskytují maximální hodnoty v daných jádrech. Sedláček et al., (2020) uvádějí jako maximální hodnotu 26,7 µg/kg, což je výrazně vyšší koncentrace překračující preventivní limit.

Na lokalitách u Bohumína byly ve dvou ze třech případů (skupin látek) zachyceny vyšší koncentrace POP než v PR Rezavka. Příčinou je jejich poloha po proudu od průmyslové ostravské aglomerace, zatímco PR Rezavka leží ještě před vtokem řeky Odry do Ostravy. Je tedy pravděpodobné, že lokality v okolí Bohumína byly ovlivněny přímým znečištěním pocházejícím z aglomerace a neseným řekou Odrou. Dalšími faktory způsobujícími rozdílnost v koncentracích POP mohou být například i doba odběru, klima nebo parametry sedimentů, na které se látky váží (Franců et al., 2010; Nehyba et al., 2010). Roli také může brát časové hledisko a s tím související degradační procesy PAU.

8.3.Hlavní zdroje PAU

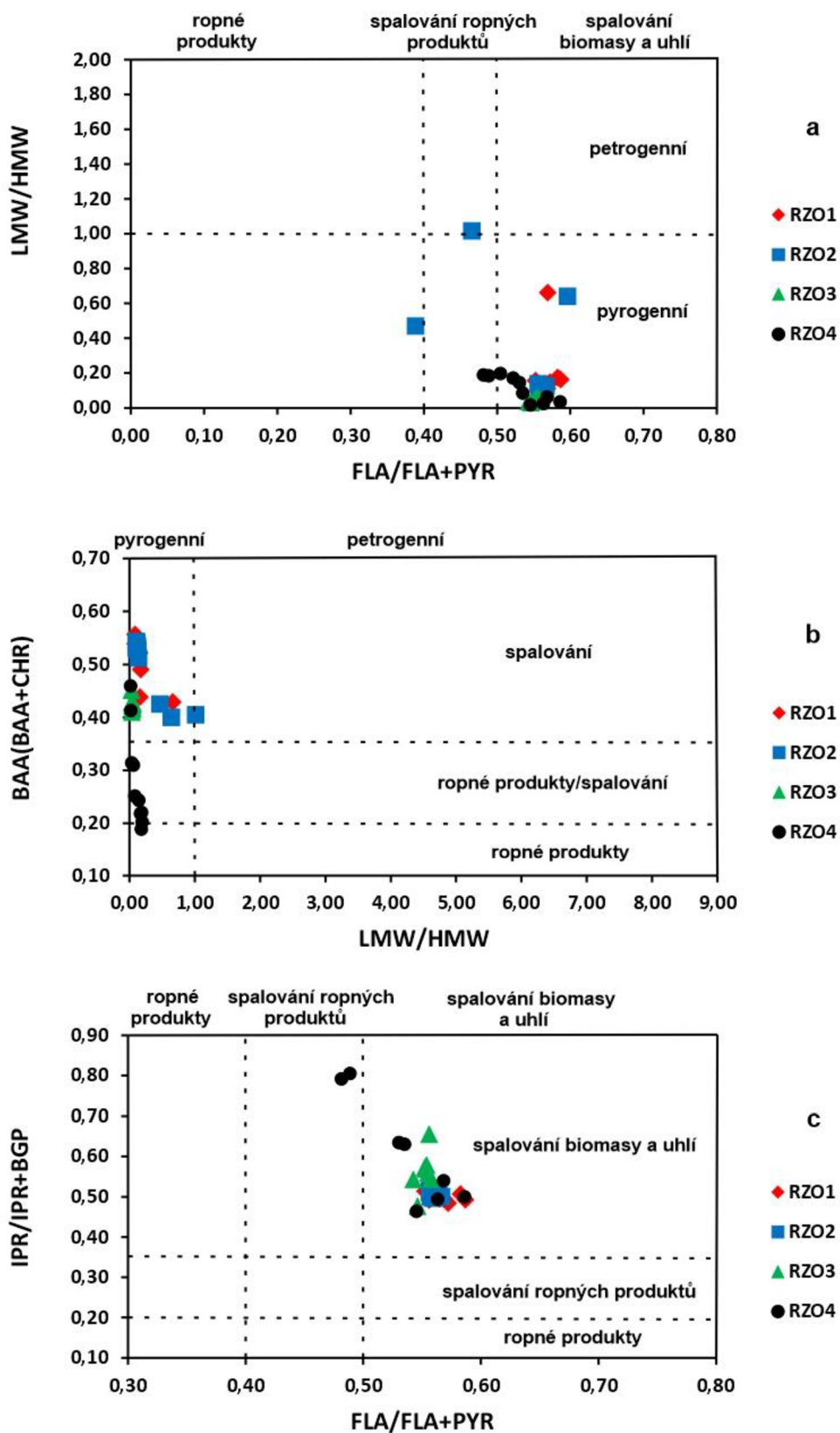
Mnoho předešlých studií (Alharbi et al., 2018; Hilscherová et al., 2007; Nehyba et al., 2010) potvrdilo, že v oblastech, kde je větší množství podniků provozujících těžký nebo

chemický průmysl, rozsáhlé zemědělství, potravinářství, spalování fosilních paliv, zvýšené emise z dopravy apod., jsou zvýšené koncentrace POP. Vzhledem k průmyslovému postavení města Ostravy a její historii se dá očekávat, že organické polutanty v její blízkosti mají původ právě v některých z tamních podniků.

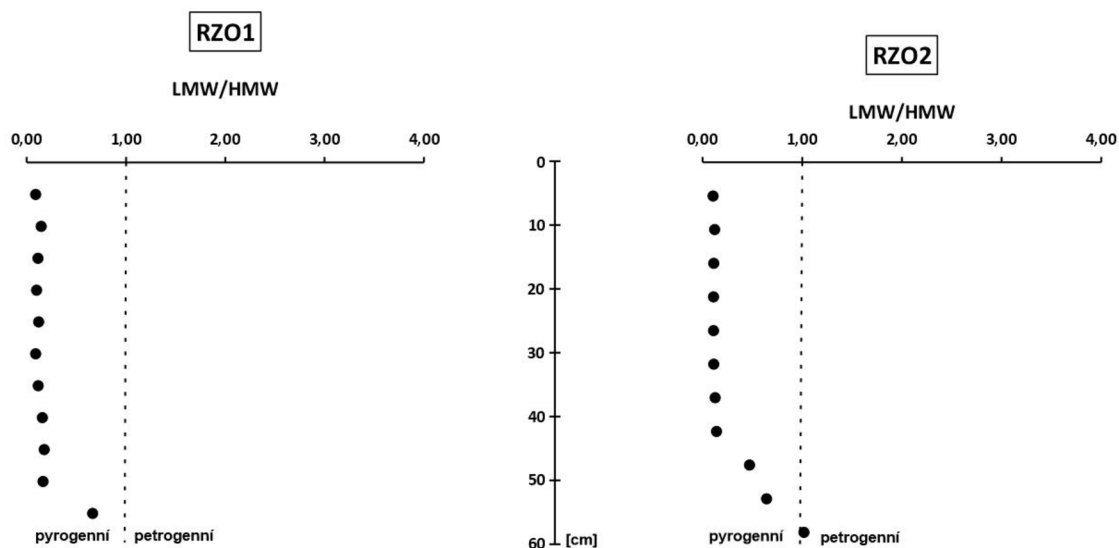
Původ PAU zkoumali např. Tobiszewski a Namieśnik (2012), Sedláček et al., (2020, 2021) nebo Yunker et al., (2002). Dle dělení na lehké a těžké PAU lze orientačně určit způsob vzniku a někdy i zdroj vzniku. Podle toho, jestli je látka nízkomolekulární nebo vysokomolekulární, se dá stanovit, zda má pyrogenní (hodnoty <1) nebo petrogenní (hodnoty >1) původ. Pyrogenní vstup odkazuje na produkty spalování, zatímco petrogenní značí přímý vstup ropných látek do životního prostředí. Protože tato metoda diagnostických poměrů PAU není zcela přesná, používá se více kombinací poměrů a jejich vyložení (Tobiszewski and Namieśnik, 2012; Yunker et al., 2002).

Pro interpretaci dat byly použity diagnostické dvouosé diagramy: FLA/FLA + PYR ku LMW/HMW; LMW/HMW ku BAA/ (BAA + CHR); FLA/FLA + PYR ku IPR/IPR + BGP. U vzorků odebraných v PR Rezavka ukazuje většina poměrů na pyrogenní původ PAU ze spalování uhlí a biomasy (obr. 25). Některé vznikly i ze spalování ropných produktů. Takový případ vykazují vzorky odebrané z jádra RZO4. Dále byly použity diagnostické diagramy LMW/HMW (obr. 26 a 27). Ty u většiny vzorků opět ukazují na pyrogenní původ látek. Výjimku tvoří jediná odchylka v jádře RZO2 v hloubce 58 cm. U jader RZO1 a RZO2 se hodnoty s přibývajícím hloubkou zvyšují, což méně poukazuje na pyrogenní vstup. U jader RZO3 a RZO4 je silně prokázán pyrogenní vstup látek do prostředí. Jak již bylo zmíněno výše, tato diagnostika je pouze orientační. S pomocí těchto výsledků, lokalit uvedených v kapitole 4.1. a informací o nich dostupných, lze pouze odhadem určit podniky, které by mohly být za kontaminaci životního prostředí v PR Rezavka zodpovědné. Provozovny, které jako odpadní látky produkovaly nebo stále produkují na území Ostravy PAU, jsou OKK Koksovny, a.s., DEZA a bývalá koksovna Trojického údolí. Nejedná se ale o jediné producenty těchto látek v Ostravě nebo jejím blízkém okolí. Kontaminace může mít původ v mnoha zdrojích menšího i většího rozsahu (emise z dopravy, kouření cigaret, ale i přírodní procesy, viz. kapitola 5). Protože byl u PAU zjištěn převážně pyrogenní původ, je nutné vzít v úvahu i rozptylové podmínky a směr proudění v atmosféře. Vysoké koncentrace organických polutantů jsou dány blízkostí od zdrojových oblastí. Podobně vysoké hodnoty PAU byly zjištěny u Valašského Meziříčí v důsledku atmosférických přenosů z přilehlého podniku DEZA (Plachá et al.,

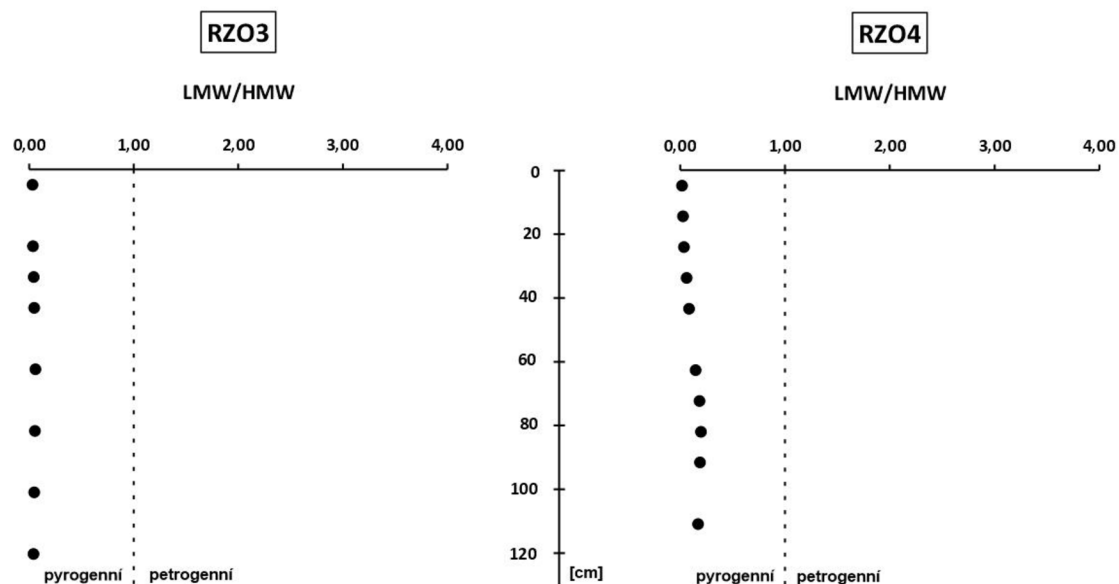
2009). V jednom případě (u jádra RZO2) jeden vzorek ukazoval na hraniční hodnotu mezi pyrogenním a petrogenním původem. Příčinou mohla být pravděpodobně povodeň, přinášející kontaminanty. Celkově ovšem byl vliv povodní na přínos organických polutantů do PR Rezavka minimální, což může být dáno absencí větších průmyslových zdrojů proti proudu, nebo jejich větší vzdáleností. Lze také uvažovat o erozi sedimentů obsahujících pyrogenní PAU a jejich následnou redistribuci povodněmi.



Obr.25: diagnostické dvousé diagramy vyjadřující původ PAU, jádra RZO1-RZO4. (a) FLA/FLA + PYR ku LMW/HMW; (b) LMW/HMW ku BAA/(BAA + CHR); (c) FLA/FLA + PYR ku IPR/IPR + BGP. FLA = fluoranten, PYR = pyren, LMW/HMW = nízkomolekulární/ vysokomolekulární, BAA = benz[a]anthracen, CHR = chrysen, IPR = indeno[1,2,3-cd] pyren, BGP = benzo[g,h,i]perylene.



Obr. 26: diagnostické poměry LMW/HMW, ukazující původ PAU, jádra RZO1 a RZO2.



Obr. 27: diagnostické poměry LMW/HMW, ukazující původ PAU, jádra RZO3 a RZO4.

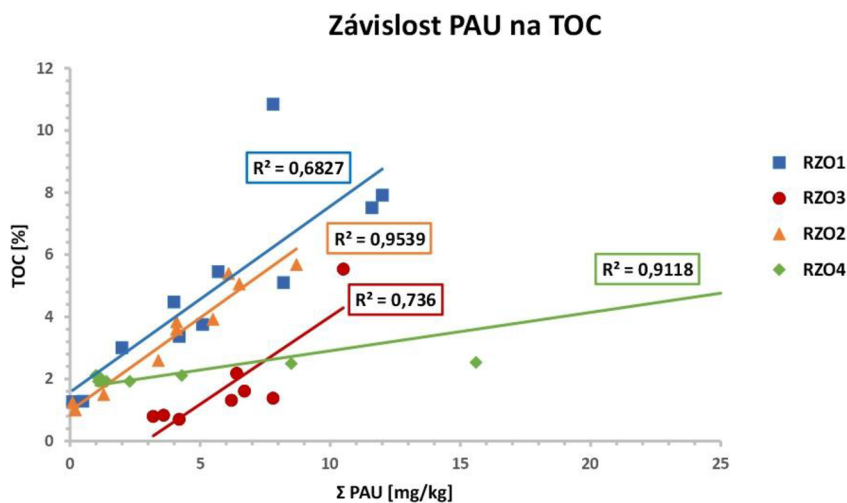
8.4. Závislost koncentrace POP na obsahu TOC v půdě

Hlavním úložištěm POP v životním prostředí jsou půdy a sedimenty. Vzhledem k hydrofobnímu charakteru mají POP poměrně velkou afinitu k lipidům a organické hmotě. Proto je při posuzování akumulčního potenciálu organická hmota klíčovým prvkem (Sweetman et al., 2005; Tremolada et al., 2012). K vyjádření vzájemných vztahů mezi koncentracemi POP a podílu TOC v sedimentech byly použity bodové dvojosé diagramy (obr. 28-31) s hodnotou spolehlivosti R^2 (koeficient korelace), prezentující

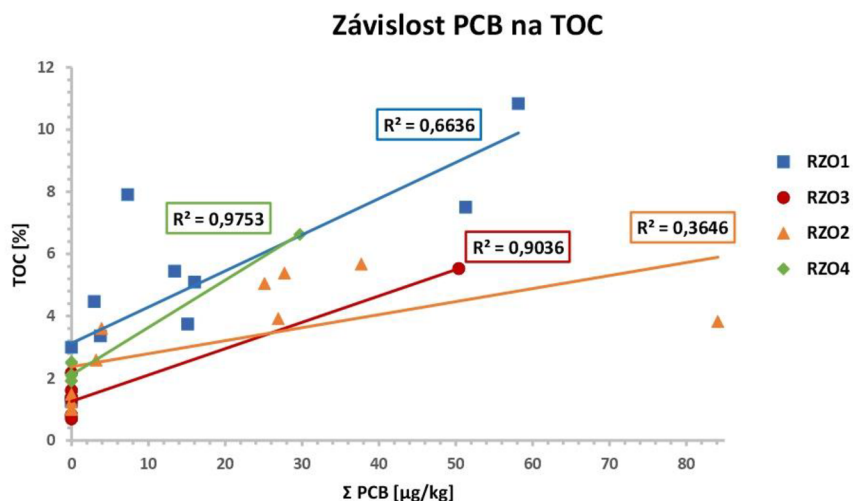
hodnoty od 0 do 1. Čím blíže je koeficient 1, tím větší je korelace mezi veličinami (Tremolada et al., 2012).

PAU ve všech čtyřech jádrech vykazují silnou korelaci s TOC ($R^2 > 0,68$). Naopak ostatní skupiny organických polutantů prokazují variabilní výsledky mezi jednotlivými jádery. PCB projevují silnou až velmi silnou korelaci s TOC ($R^2 = 0,66-0,97$) v jádrech RZO1, RZO3 a RZO4 a slabou korelaci u jádra RZO2 ($R^2 = 0,36$). Metabolity DDT vykazují silnou korelaci ($R^2 = 0,64-0,85$) u jader RZO2 a RZO4, slabší u RZO1 ($R^2 = 0,42$) a téměř žádnou v jádře RZO3. Stejně tak HCB neprojevuje korelaci u jádra RZO3 a jen slabou u RZO1 ($R^2 = 0,25$). Silná korelace je mezi HCB a poměrem TOC v jádrech RZO2 a RZO4 ($R^2 = 0,56-0,89$).

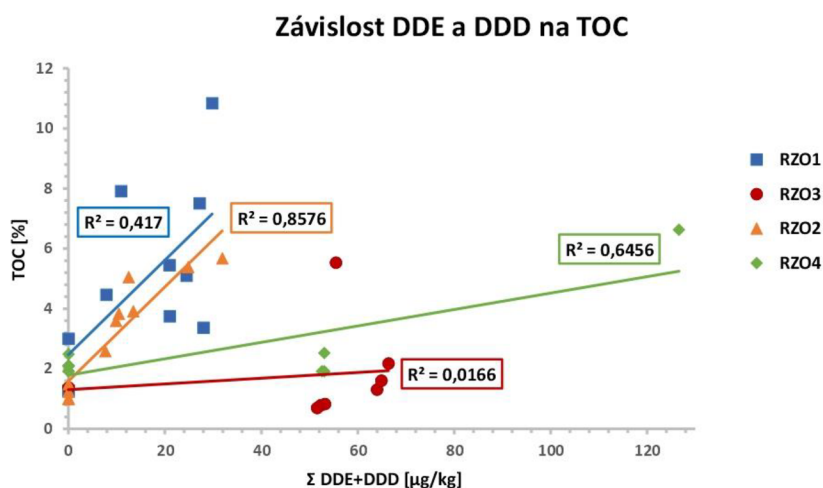
Nehyba et al. (2010) odůvodňují korelaci mezi POP a parametry sedimentu pomocí lineárního modelu, vyjadřujícího variabilitu zkoumaných látek a prostředí, v nichž byly odebrány. Silnou korelaci našli u chlorovaných látek a těžkých POP. Stejně tak výsledky této práce ukazují silnější korelaci u PCB a PAU.



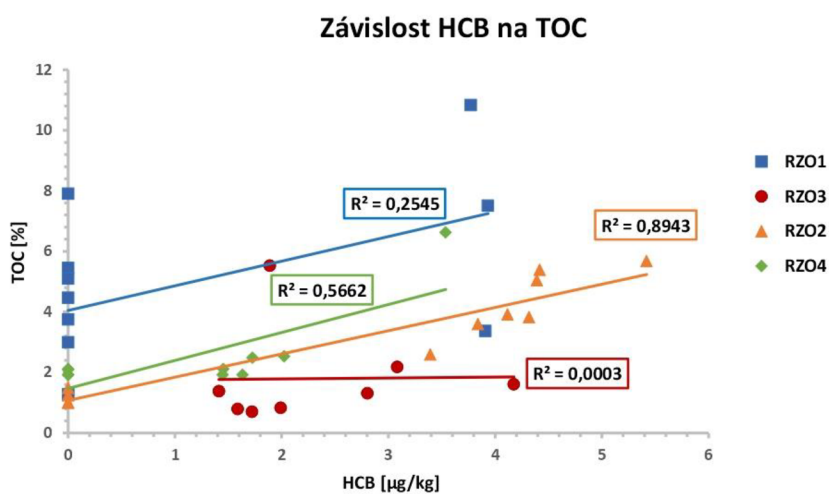
Obr. 28: závislost PAU na obsahu TOC – jádra RZO1-RZO4.



Obr. 29: závislost PCB na obsahu TOC – jádra RZO1-RZO4.



Obr. 30: závislost DDE a DDD na obsahu TOC – jádra RZO1-RZO4.



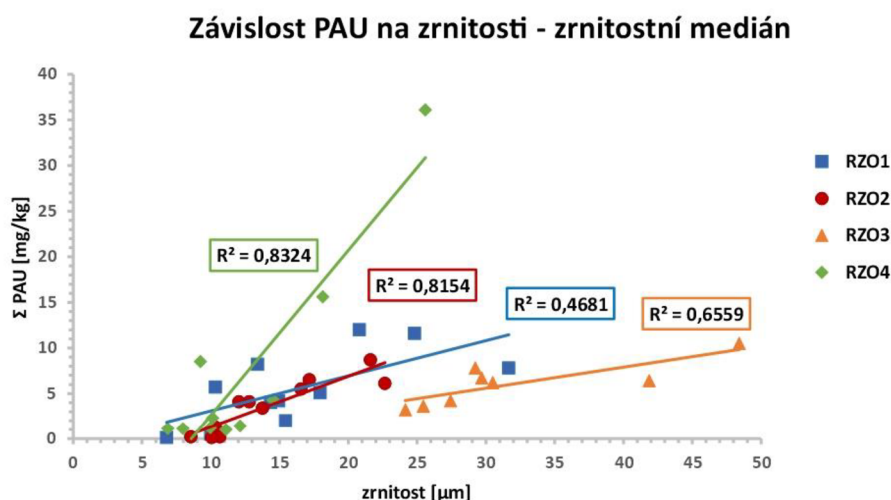
Obr. 31: závislost HCB na obsahu TOC – jádra RZO1-RZO4.

8.5. Závislost koncentrace POP na zrnitosti sedimentu

Vedle obsahu organické hmoty je velikost zrn sedimentů jeden z hlavních faktorů, které mohou řídit sorpci organických polutantů (Zhao et al., 2010). I když někteří autoři (Wang et al., 2001; Zennegg et al., 2007) dokazují korelaci mezi zrnitostí a koncentrací POP, jiní (Zhao et al., 2010) ji vyvracejí. Korelace je totiž závislá i na parametrech sedimentů jako je erodovatelnost nebo chemismus, dále na obsahu vody a obecně na podmínkách prostředí (Nehyba et al., 2010). K vyjádření vztahů mezi zrnitostí (zrnitostním mediánem odebraných vzorků) a obsahem POP byly stejně jako u obsahu TOC použity dvojosé bodové diagramy s koeficientem korelace (obr. 32-35).

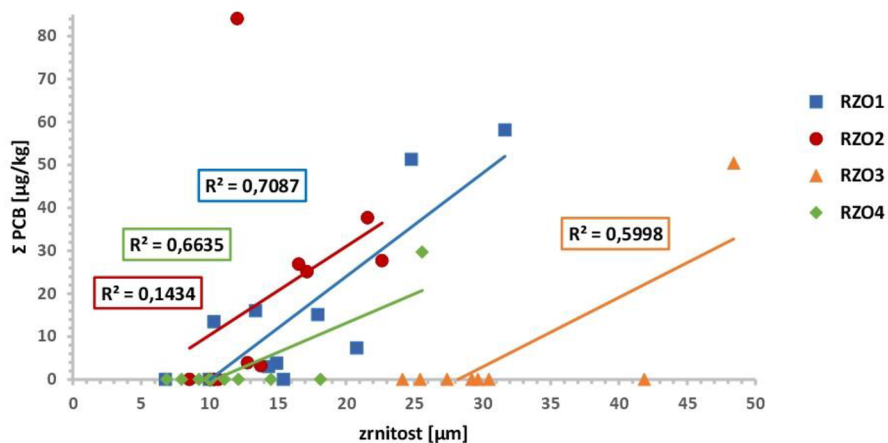
PAU ve všech jádrech vykazují střední až silnou korelaci se zrnitostí sedimentů ($R^2 = 0,46-0,83$). PCB mají silnou korelaci u jader RZO1, RZO3 a RZO4 ($R^2 > 0,59$), slabou korelaci vykazuje RZO2 ($R^2 = 0,14$). Metabolity DDT mají silnou korelaci ($R^2 > 0,69$) pouze u jader RZO2 a RZO4, u RZO1 a RZO3 ji nevykazují. HCB nevykazuje korelaci u jádra RZO3, u třech zbylých jader ano ($R^2 > 0,42$).

Podle některých autorů je mnohdy velké množství kontaminantů a živin zachyceno v bahnitě, jemnozrnné frakci (Owens et al., 2005). Závislost mezi POP a zrnitostí zde byla vyjadřována vůči zrnitostnímu mediánu, který představuje prachovou frakci zastoupenou v PR Rezavka. Silnější korelace by tak mohla být odůvodněna tímto tvrzením. Na druhou stranu jiní autoři (Yang et al., 2008) poukazují na korelaci u písčitéch frakcích.



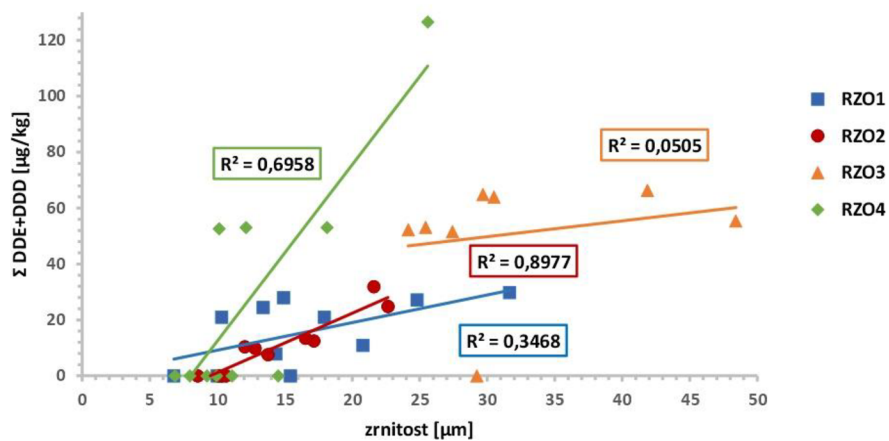
Obr. 32: závislost PAU na velikosti zrna (zrnitostní medián) – jádra RZO1-RZO4.

Závislost PCB na zrnitosti - zrnitostní medián



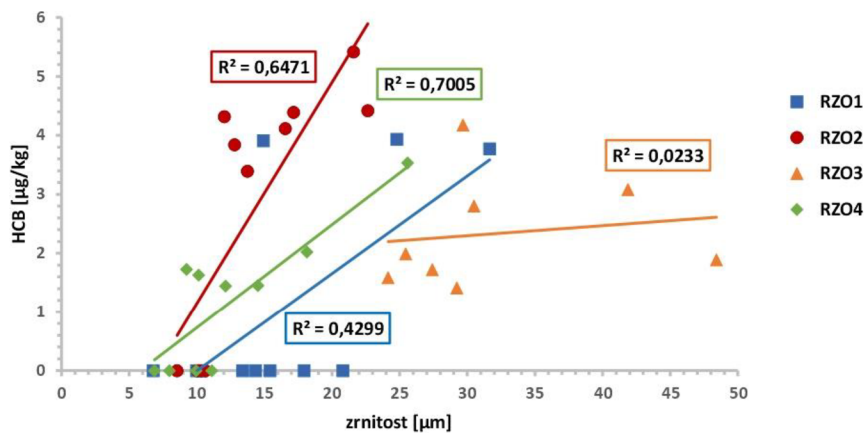
Obr. 33: závislost PCB na velikosti zrna (zrnitostní medián) – jádra RZO1-RZO4.

Závislost DDE a DDD na zrnitosti - zrnitostní medián



Obr. 34: závislost DDE a DDD na velikosti zrna (zrnitostní medián) – jádra RZO1-RZO4.

Závislost HCB na zrnitosti - zrnitostní medián



Obr. 35: závislost HCB na velikosti zrna (zrnitostní medián) – jádra RZO1-RZO4.

8.6. Datování pomocí POP a ^{137}Cs

Jednou ze spolehlivých datovacích metod moderních sedimentů je měření hmotnostní aktivity ^{137}Cs . Jedná se o umělý radionuklid, jenž je do životního prostředí dodáván skrze antropogenní činnost (jaderné testy a havárie). První vysoko výnosové jaderné testy byly provedeny v tehdejší SSSR v roce 1954. Maximum testování probíhalo mezi lety 1961-1963. Do roku 1983 jsou hodnoty klesající až k mezím detekce. Roku 1986 došlo k jaderné havárii v Černobyli, čímž bylo do prostředí uvolněno největší množství tohoto radioizotopu (Appleby, 2002; Kalff, 2003).

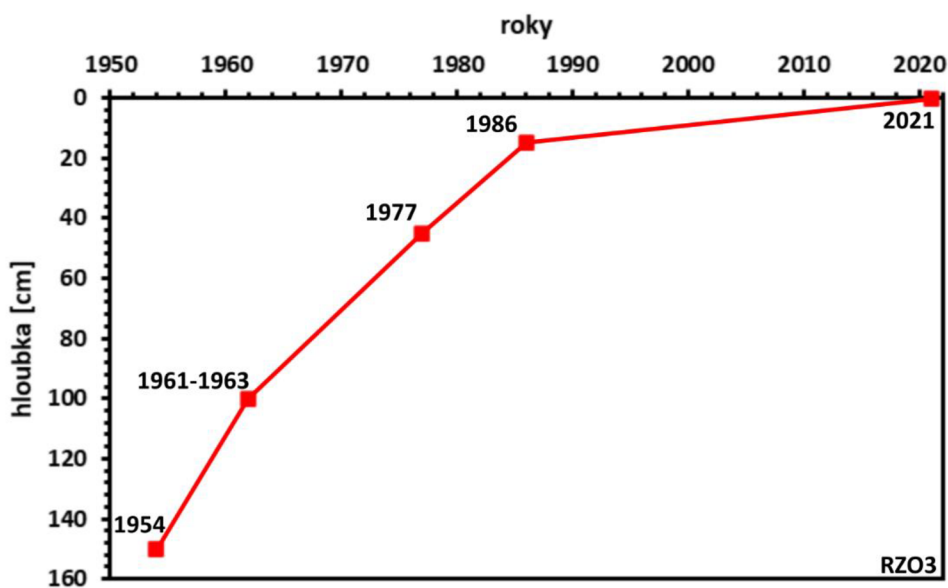
U jader RZO1 a RZO2 jsou největší hodnoty ukazující na havárii v Černobyli v hloubkách 35 cm. U jader RZO3 a RZO4 v hloubkách kolem 15 cm. Další výkyvy v těchto jádrech jsou korelovatelné v hloubce 85 cm, což by mohlo ukazovat na začátek 60. let 20. století. Další menší výkyvy jsou v hloubce 130 cm. Je pravděpodobné, že se jedná o zachycení jaderného testování v roce 1954.

K datování sedimentů se dají použít i koncentrace některých chemických látek jako jsou PCB, HCB nebo DDT. Případné poklesy v jejich hodnotách značí rok, kdy došlo k zákazu jejich produkce a používání. S rokem 1986 a jadernou havárií v Černobyli koresponduje zákaz používání PCB v ČR. Tyto hodnoty prokazují velmi dobrou korelaci u jader RZO1 a RZO2 (35 cm), o něco méně i jádra RZO3 a RZO4 (15-23 cm). Ke sklonku 80. let 20. století bylo zakázáno používání pesticidu DDT, jeho maxima určili Evenset et al., (2007) na polovinu 60. let 20. století. U výsledků z této práce je korelace metabolitů DDT téměř nejasná, protože výsledky jsou velmi variabilní. V jádře RZO1 ale maximální hodnoty ukazují na hloubku kolem 43 cm a směrem do podloží dochází k poklesu hodnot tohoto pesticidu. Na rok 1977, kdy došlo k zákazu používání HCB, ukazují poklesy hodnot této látky v hloubkách kolem 40 cm (RZO1, RZO2) a 45 cm (RZO3, RZO4). Kvůli vysoké variabilitě naměřených hodnot mezi jádry, možné redistribuci a následné kontaminaci nadložních i podložních vrstev sedimentů a regionálně odlišné intenzitě používání daných látek, se na tuto metodu datování nelze zcela spolehnout. Se shodnou korelací s hodnotami radioizotopu ^{137}Cs se dá ale využít jako alternativní datovací metoda.

8.7. Rychlosti sedimentace a věkový model

Na základě datovatelných událostí, zachycených v sedimentech, lze určit rychlosti sedimentace v rozmezí mezi jednotlivými událostmi. Pro přiblížení představy o rychlosti sedimentace byl vytvořen věkový model jádra RZO3 (obr. 36), které poskytuje dlouhý

sedimentární záznam. Tento model tedy graficky znázorňuje rychlost sedimentace v jednotlivých obdobích. Čím je strmější křivka, tím vyšší je rychlost sedimentace. Protože při odběru jader došlo ke kompakci materiálu, byl na určení reálné hloubky sedimentů použit faktor dekompakce (roztažení) (příloha 2). U jádra RZO3 bylo určeno pět bodů, představujících datované události: rok 1954 – první jaderné testy, období mezi lety 1961-1963 – nejrozsáhlejší jaderné testování, rok 1977 – zákaz používání HCB, rok 1986 – jaderná havárie v Černobylu a rok 2021 – odběr jádra. Z těchto dat byla vypočítána průměrná rychlost depozice sedimentů. Nejrychlejší sedimentace se jeví v období mezi roky 1954 a 1961-1963 (6,25 cm/rok). K mladším datům míra akumulace sedimentů klesá. Od počátku 60. let (počítán rok 1962) do roku 1977 ukazují data na 3,66 cm/rok. Mezi roky 1977 a 1986 na 3,33 cm/rok a do roku 2021 pouze 0,42 cm/rok. Na rychlosti sedimentace i datování událostí je třeba nahlížet pouze orientačně, a to kvůli možnému zpoždění v sedimentárním záznamu (Sedláček et al., 2020). Trendy snižování rychlostí sedimentace jsou ve vývoji mrtvých jader typické (Sedláček et al. 2016, 2019).



Obr. 36: model časového trendu a depozice sedimentů, jádro RZO3. 1954: první jaderné testy, 1961-1963: nejrozsáhlejší jaderné testování, 1977: zákaz používání HCB, 1986: jaderná havárie v Černobylu, 2021: odběr jádra.

9. Závěr

Výsledky práce přinášejí informace o kontaminaci polycyklickými aromatickými uhlovodíky a metabolity DDT, jež v obou případech překračují limitní hodnoty stanovené pro koncentraci těchto látek v půdách na území ČR. U zbylých skupin zkoumaných organických polutantů (PCB a HCB) nebylo překročení těchto limitů zjištěno. DDT je pesticid, který byl během 20. století hojně užívaný v zemědělství. V případě polycyklických aromatických uhlovodíků byl zjištěn původ ze spalování uhlí a biomasy s pyrogenním vstupem do životního prostředí. Persistentní organické polutanty byly akumulované v říčních sedimentech na území PR Rezavka. Tyto sedimenty byly obecně jemnozrnné s poměrně vysokým podílem organické hmoty. Mezi velikostí zrn sedimentů, obsahem organické hmoty v nich a množstvím kumulovaných polutantů, byla nalezena závislost u polycyklických aromatických uhlovodíků. Ostatní zkoumané látky vykazovaly v tomto ohledu velmi variabilní chování a závislost u nich tak nelze prokázat. Na základě hodnot hmotnostní aktivity ^{137}Cs ve zkoumaných sedimentech bylo určeno datum jejich depozice. Tyto hodnoty byly korelovány s hodnotami organických polutantů, jež v některých případech výrazně odkazovaly na roky, kdy byly buď v největším rozmachu jejich užívání, nebo naopak na roky, kdy se jejich užívání striktně zakázalo. S pomocí těchto dat byl sestaven věkový model, který znázorňuje významné datované události, jako například havárii Černobylské jaderné elektrárny v roce 1986, a průměrné rychlosti v depozici sedimentů za posledních téměř 70 let.

10. Použitá literatura

Abraham, W. R., Nogales, B., Golyshin, P. N., Pieper, D. H., Timmis, K. N. (2002): Polychlorinated biphenyl-degrading microbial communities in soils and sediments. *Current opinion in microbiology*, 5(3), 246-253.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2017a): Plán péče o přírodní rezervaci Rezavka na období 2018-2026. AOPK.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2017b): Poodří: chráněná krajinná oblast. Praha, AOPK.

Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2013): Rozbory Chráněné krajinné oblasti Poodří. AOPK.

Alharbi, O. M. L., Basheer A. A., Rafat, A. K., Ali I. (2018): Health and environmental effects of persistent organic pollutants, *Journal of Molecular Liquids*, 263, 442-453.

Antušáková, M. (2013): Historie a současnost ostravského průmyslu. Bakalářská práce, Brno, Masarykova Univerzita.

Appleby, P. G. (2002): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In *Tracking environmental change using lake sediments*, Springer, Dordrecht, 171-203.

AQD – envitest (2010): Vyhodnocení a klasifikace kontaminovaných a potencionálně kontaminovaných lokalit na území města Ostravy. Závěrečná zpráva. AQD, Ostrava.

Ashraf, M.A. (2017): Persistent organic pollutants (POPs): a global issue, a global challenge. *Environ Sci Pollut Res*, 24, 4223-4227.

Bábek, O., Hilscherová, K., Nehyba, S., Zeman, J., Faměra, M., Francu, J., Holoubek, I., Machát, J., Klánová, J. (2008): Contamination history of suspended river sediments accumulated in oxbow lakes over the last 25 years. *Journal of Soils and Sediments*, 8(3), 165-176.

Blus, L. J. (2002): Organochlorine pesticides. In: *Handbook of ecotoxicology*. CRC Press, 337-364.

Bunte, K., Abt, S.R. (2001): Sampling surface and subsurface particle-size distributions in wadable gravel-and cobble-bed streams for analyses in sediment transport, hydraulics,

and streambed monitoring. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Czudek, T. (1997): Reliéf Moravy a Slezska v kvartéru. Sursum, Tišnov.

Dušek, R., Hradecký, J. (2011): Geomorfologický výzkum fluviálních procesů v CHKO Poodří. Poodří, 14, 10-17.

Evenset, A., Christensen, G. N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D., Gregor, D. (2007): Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. Environmental Pollution, 146(1), 196-205.

Fikarová, J., Kříženecká, S., Elznicová, J., Faměra, M., Lelková, T., Matkovič, J., Matys Grygar, T. (2018): Spatial distribution of organic pollutants (PAHs and polar pesticides) in the floodplain of the Ohře (Eger) River, Czech Republic. Journal of soils and sediments, 18(1), 259-275.

Francírek, M., Nehyba, S. (2019): Terciérní říční sedimenty v širším okolí Jihlavy. Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku, 26(1-2).

Franců, E., Schwarzbauer, J., Lána, R., Nývlt, D., Nehyba, S. (2010): Historical changes in levels of organic pollutants in sediment cores from Brno Reservoir, Czech Republic. Water, Air, and Soil Pollution, 209(1), 81-91.

Galia, T. (2017): Fluviální geomorfologie. Ostrava, Ostravská univerzita, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie.

Geršlova, E., Schwarzbauer, J. (2014): Hydrocarbon-based indicators for characterizing potential sources of coal-derived pollution in the vicinity of the Ostrava City. Environmental earth sciences, 71(7), 3211-3222.

Grygar, T. M., Bábek, O., Sedláček, J., Lend'áková, Z., Faměra, M., Štojdil, J., Pacina, J., Tolaszová, J., Kříženecká, S. (2020): Segregation and retention of As, potentially toxic metals, and organic pollutants in a reservoir from the Ohře River (the Czech Republic). Journal of Soils and Sediments, 20(7), 2931-2948.

Haywick, D. W. (2006): An Excel spreadsheet for processing pipette and sieve grain size data. [Unpublished], University of South Alabama.

- Hilscherová, K., Dušek, L., Kubík, V., Čupr, P., Hofman, J., Klánová, J., Holoubek, I. (2007):** Redistribution of organic pollutants in river sediments and alluvial soils related to major floods. *Journal of Soils and Sediments*, 7(3), 167-177.
- Holoubek, I. (1998):** Osud organických polutantů v prostředí. In: *Monitoring geofaktorů životního prostředí: (metody získávání vstupních dat v terénu a jejich interpretace): sborník přednášek*. Seč u Chrudimi, Vodní zdroje Ekomonitor, 150.
- Holoubek, I., Kočan, A., Holoubková, I., Kohoutek, J. (2001):** Persistentní organické polutanty. *Planeta*, Ministerstvo životního prostředí, Praha, 9, 2.
- Hradecký, J., Dušek, R., Velešík, M., Chudaničová, M., Škarpich, V., Jarošek, R., Lipina, J. (2016):** Poodří – Landscape of Ponds and a Preserved Meander Belt of the Odra River. In: *Landscapes and Landforms of the Czech Republic*. Springer, World Geomorphological Landscapes, 333-346.
- Hudson-Edwards K. (2007):** In: Perry, Ch., Taylor, K.: *Environmental sedimentology*. Malden, Mass.: Blackwell Publishing, 441.
- Hussar, E., Richards, S., Lin, Z. Q., Dixon, R. P., Johnson, K. A. (2012):** Human Health Risk Assessment of 16 Priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils of Chattanooga, Tennessee, USA. *Water, air, and soil pollution*, 223(9), 5535–5548.
- Charlton, R. (2008):** *Fundamentals of fluvial geomorphology*. London, Routledge.
- Chlupáč, I., Brzobohatý, R., Kovanda, J., Stráník, Z. (2002):** *Geologická minulost České republiky*. Praha, Academia, 436.
- Jayaraj, R., Megha, P., Sreedev, P. (2016):** Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary toxicology*, 9(3-4), 90–100.
- Jones, K. C., De Voogt, P. (1999):** Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental pollution*, 100(1-3), 209-221.
- Kalff, J. (2003):** *Limnology*. Prentice-Hall. New Jersey, 1–592.
- Knápek, A. (2011):** Vliv lidské přítomnosti na Poodří od pravěku do vrcholného středověku. *Poodří*, 14, 7-10.
- Kukal, Z. (1970):** *Geology of Recent Sediments*. Praha: Academia, 490.

Lawal, A. T. (2017): Polycyclic aromatic hydrocarbons. A review, *Cogent Environmental Science*, 3:1, 1339841.

Loučka, T. (2014): *Chemie životního prostředí*. Univerzita JE Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí.

Lyčková, G., Kučerová, R., Fečko, P., Pečtová, I. (2007): Biodegradation of PAHs, PCBs and PHC in sediments from Černý Příkop (Czech Republic). *GeoScience Engineering*, 53(2), 1-15.

Macoun, J., Žebera, K. (1965): *Kvartér Ostravska a Moravské brány*. Praha, Československá akademie věd.

Marschalko, M., Yilmaz, I., Kubečka, K., Bednarik, M., Stalmachova, B. (2012): Research of significant anthropogenic changes in Ostrava city area (Czech Republic). *Scientific Research and Essays*, 7(20), 1891-1906.

Marusenko, Y., Herckes, P., Hall, S. J. (2010): Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of an arid urban ecosystem. *Water, Air, and Soil Pollution*, 219(1), 473-487.

Miall, A. D. (1977): Lithofacies types and vertical profile models in braided river deposits: a summary. In: Kukul, Z. (1986): *Základy sedimentologie*. Praha, Academia.

Mulková, M., Popelka, P., Popelková, R. (2016): Black Land: The Mining Landscape of the Ostrava-Karviná Region. In: Pánek, T., Hradecký, J.: *Landscapes and landforms of the Czech Republic*. Springer.

Nehyba, S., Hilscherová, K., Jarkovský, J., Dušek, L., Kuchovský, T., Zeman, J., Klánová, J., Holoubek, I. (2010): Grain size, geochemistry and organic pollutants in modern fluvial deposits in eastern Moravia (Czech Republic). *Environmental Earth Sciences*, 60(3), 591-602.

Nývlt, D., Engel, Z., Tyráček, J. (2011): Pleistocene glaciations of Czechia. In: Ehlers, J., Gibbard, P.L., Hughes, P.D.: *Quaternary Glaciations — Extends and Chronology. A Closer Look Volume*, 15, 37–46.

Owens, P., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., Kondolf, G. M., Marden, M., Page, J., Peacock, D. H., Petticrew, L., Salomons, W.,

- Trustrum, N. A. (2005):** Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River research and applications*, 21(7), 693-717.
- Pánek, T., Hradecký, J. (2016):** Landscapes and landforms of the Czech Republic. Springer.
- Plachá, D., Raclavská, H., Matýsek, D., Rummeli, M. H. (2009):** The polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soils in the Region of Valasske Mezirici, the Czech Republic. *Geochemical Transactions*, 10(1), 1-21.
- Raszková S. (2015):** Ostravská brownfields: vznik, současnost, možnosti regenerace. Bakalářská práce, Brno, Masarykova Univerzita.
- Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Liu, Y., Yu, J., Yi, H., Ye, S., Deng, R. (2018):** Sorption, transport and biodegradation—an insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil. *Science of the total environment*, 610, 1154-1163.
- Repasch, M., Scheingross, J. S., Hovius, N., Lupker, M., Wittmann, H., Haghypour, N., Gröcke, D. R., Orfeo, O., Eglinton, T. I., Sachse, D. (2021):** Fluvial organic carbon cycling regulated by sediment transit time and mineral protection. *Nature Geoscience*, 14, 842-848.
- Růžičková, E. (2003):** Kvarterní klastické sedimenty České republiky: struktury a textury hlavních genetických typů. Česká geologická služba.
- Sedláček, J., Bábek, O. (2009):** Předběžné zhodnocení rychlosti sedimentace ve vybraných přehradních nádržích v povodí Moravy. *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*, 16.
- Sedláček, J., Bábek, O., Kielar, O. (2016):** Sediment accumulation rates and high-resolution stratigraphy of recent fluvial suspension deposits in various fluvial settings, Morava River catchment area, Czech Republic. *Geomorphology*, 254, 73–87.
- Sedláček, J., Kapustová, V., Šimíček, D., Bábek, O., Sekanina, M. (2019):** Initial stages and evolution of recently abandoned meanders revealed by multi-proxy methods in the Odra River (Czech Republic). *Geomorphology*, 333, 16-29.
- Sedláček, J., Tolaszová, J., Kříženecká, S., Bábek, O., Zimová, K. (2020):** Regional Contamination History Revealed in Coal-Mining-Impacted Oxbow Lake Sediments. *Water, Air, Soil Pollution*, 231(5), 1-22.

Sedláček, J., Tolaszová, J., Žídek, M. (2021): Kontaminace příbřežních sedimentárních těles řeky Odry u Bohumína organickými polutantů – Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku. 28, 1–2, 44–49.

Shegunova, P., Klánová, J., Holoubek, I. (2007): Residues of organochlorinated pesticides in soils from the Czech Republic. *Environmental pollution*, 146(1), 257-261.

Shepard, F. P. (1954): Nomenclature based on sand-silt-clay ratios, *Journal of Sedimentary Petrology* 24: 151–158.

Smol, J. P. (2009): Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. John Wiley and Sons.

Srogi, K. (2007): Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environ Chem Lett.*5(4), 169-195.

Sweetman, A. J., Dalla Valle, M., Prevedouros, K., Jones, K. C. (2005): The role of soil organic carbon in the global cycling of persistent organic pollutants (POPs): interpreting and modelling field data. *Chemosphere*, 60(7), 959-972.

Šrámek, O., Datel, J., Mls, J. (2002): Kontaminační hydrogeologie. 2. vydání, Praha, Karolinum, 237.

Šrámek, O., Kuchovský, T. (2003): Základy hydrogeologie. Brno, Masarykova Univerzita.

Tobiszewski, M., Namieśnik, J. (2012): PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental pollution*, 162, 110-119.

Toonen, W. H. J., Kleinhans, M., Cohen, K.M. (2012): Sedimentary architecture of abandoned channel fills. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37, 459–472.

Tremolada, P., Guazzoni, N., Smilovich, L., Moia, F., Comolli, R. (2012): The effect of the organic matter composition on POP accumulation in soil. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7), 4539-4556.

Wang, X. C., Zhang, Y. X., & Chen, R. F. (2001): Distribution and partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in different size fractions in sediments from Boston Harbor, United States. *Marine Pollution Bulletin*, 42(11), 1139-1149.

Wang, Z., Ma, X., Na, G., Lin, Z., Ding, Q., Yao, Z. (2009): Correlations between physicochemical properties of PAHs and their distribution in soil, moss and reindeer dung at Ny-Ålesund of the Arctic. *Environmental Pollution*, 157(11), 3132-3136.

Weissmannová, H. (2004): Chráněná území ČR, Ostravsko. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

Wolska, L., Namieśnik, J. (2002): Distribution of Pollutants in the Odra River System. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(6), 663-668.

Yang, Y., Ligouis, B., Pies, C., Grathwohl, P., & Hofmann, T. (2008): Occurrence of coal and coal-derived particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a river floodplain soil. *Environmental Pollution*, 151(1), 121-129.

Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., Sylvestre, S. (2002): PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic geochemistry*, 33(4), 489-515.

Zennegg, M., Kohler, M., Hartmann, P. C., Sturm, M., Gujer, E., Schmid, P., Gerecke, A. C., Heeb, N. V., Kohler, H. P. E., Giger, W. (2007): The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifensee, a lake of the Swiss plateau, between 1848 and 1999. *Chemosphere*, 67(9), 1754-1761.

Zimák, J. (2005): Petrografie sedimentů. Olomouc, Přírodovědecká Fakulta, Katedra geologie, Univerzita Palackého.

Zhao, X., Zheng, B., Qin, Y., Jiao, L., Zhang, L. (2010): Grain size effect on PBDE and PCB concentrations in sediments from the intertidal zone of Bohai Bay, China. *Chemosphere*, 81(8), 1022-1026.

Internetové zdroje

Geovědní mapy, 1 : 50 000. [online]. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/geocr50/> (16. 4. 2022)

Geoprohlížeč, ČÚZK. [online]. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/geoprohlizec/> (16. 4. 2022)

www1: OKD, Historie těžby uhlí. [online]. Dostupné z: <https://www.okd.cz/cs/tezime-uhli/historie-tezby-uhli> (16. 4. 2022)

www2: LIBERTY Ostrava, Výročí založení Nové Huti. [online]. Dostupné z: <https://www.novahut.cz/historie/> (16. 4. 2022)

www3: VÍTKOVICE, a.s. [online]. Dostupné z: <https://www.vitkovice.cz/cs/> (16. 4. 2022)

www4: Arnika, Polycyklické aromatické uhlovodíky. [online]. Dostupné z: <https://arnika.org/polycyklicke-aromaticke-uhlovodiky-pahs> (16. 4. 2022)

www5: National Library of Medicine, National Center for Biotechnology Information, PubChem, databáze chemických sloučenin. [online]. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/> (16. 4. 2022)

www6: Chemical Book, databáze chemických sloučenin. [online]. Dostupné z: <https://www.chemicalbook.com/> (16. 4. 2022)

Rozhovory

prof. Ing. Ondřej Šrámek, Ph.D., M.Sc.: konzultace. Katedra geologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 17. 3. 2022.

11. Přílohy

Příloha 1: výsledky analýzy organických polutantů

[ng/g]	hloubka [cm]	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphenyl	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphenyl	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl	2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphenyl	2,4,4'-Trichlorobiphenyl	DDD-p,p'	DDE-p,p'	Hexachlorobenzen
RZO1	5	0	0	0	0	7,31	0	10,9	0
	10	0	0	0	0	2,95	0	7,86	0
	15	0	9,59	0	0	3,84	11,0	9,94	0
	20	0	10,8	0	0	5,19	12,0	12,5	0
	25	0	10,7	0	0	4,41	10,6	10,4	0
	30	15,6	16,3	12,3	0	7,00	13,1	14,1	3,93
	35	17,4	15,0	14,4	5,09	6,32	14,4	15,4	3,77
	40	0	0	0	0	3,77	14,9	13,1	3,91
	45	0	0	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0	0	0	0
55	0	0	0	0	0	0	0	0	
RZO2	5	18,0	14,5	0	0	5,20	17,1	14,8	5,42
	10	11,7	11,6	0	0	4,41	11,2	13,6	4,42
	15	10,2	10,7	0	0	4,21	0	12,5	4,39
	20	11,4	11,0	0	0	4,49	0	13,4	4,12
	25	0	0	0	0	3,89	0	9,85	3,84
	30	0	0	0	0	3,15	0	7,61	3,39
	35	24,6	24,1	24,1	6,91	4,36	0	10,4	4,32
	40	0	0	0	0	0	0	0	0
	45	0	0	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0	0	0	0
55	0	0	0	0	0	0	0	0	

[ng/g]	hloubka [cm]	2,2',3,4,4',5,5'- Heptachlorobiphenyl	2,2',3,4,4',5'- Hexachlorobiphenyl	2,2',4,4',5,5'- Hexachlorobiphenyl	2,2',4,5,5'- Pentachlorobiphenyl	2,4,4'- Trichlorobiphenyl	DDD-p,p'	DDE-p,p'	Hexachlorobenzen
RZO3	5	0	50,4	0	0	0	0	55,4	1,89
	25	0	0	0	0	0	0	66,4	3,08
	35	0	0	0	0	0	0	64,0	2,80
	45	0	0	0	0	0	0	64,9	4,18
	65	0	0	0	0	0	0	52,3	1,59
	85	0	0	0	0	0	0	53,2	1,99
	105	0	0	0	0	0	0	51,5	1,72
	125	0	0	0	0	0	0	0	1,41
RZO4	5	0	0	0	0	29,7	60,1	66,5	3,54
	15	0	0	0	0	0	0	53,0	2,02
	25	0	0	0	0	0	0	0	1,73
	35	0	0	0	0	0	0	0	1,45
	45	0	0	0	0	0	0	52,6	1,63
	65	0	0	0	0	0	0	53,0	1,45
	75	0	0	0	0	0	0	0	0
	85	0	0	0	0	0	0	0	0
	95	0	0	0	0	0	0	0	0
	115	0	0	0	0	0	0	0	0

[ng/g]	hloubka [cm]	Benzo[g,h,i]perylen	Dibenz[a,h]anthracen	Indeno[1,2,3-cd]pyren	Benzo[a]pyren	Benzo[b]fluoranthen	Benzo[k]fluoranthen	Chrysen	Benz[a]anthracene	Pyren	Fluoranthen	Anthracen	Phenanthren	Fluoren	Acenaphthen	Acenaphthylen	Naphthalen
RZO1	5	607,5	155,4	594,7	1097,3	1308,6	584,1	1033,5	1208,8	1919,7	2492,0	133,6	654,2	83,6	79,2	1,93	39,5
	10	175,1	46,6	164,5	338,6	410,0	187,2	356,4	387,6	591,9	791,2	48,5	352,7	34,2	38,0	2,21	30,7
	15	309,8	82,2	303,5	519,1	625,1	278,9	506,8	547,0	853,9	1124,3	55,9	402,7	47,2	34,9	2,05	34,4
	20	369,5	97,3	377,8	746,5	888,1	399,0	741,6	847,3	1305,9	1703,4	81,2	518,9	63,2	45,6	0	33,3
	25	232,6	65,4	225,1	453,2	547,1	249,2	444,5	492,4	803,7	1006,5	61,4	375,2	44,1	35,8	0	30,8
	30	400,4	109,3	420,7	1026,6	1237,9	544,3	1050,2	1318,6	1990,7	2556,1	109,3	678,7	80,8	60,8	3,98	28,3
	35	252,3	73,2	258,1	629,9	807,4	357,9	710,9	817,9	1350,4	1725,1	99,2	501,3	85,5	73,9	2,31	41,0
	40	158,7	54,7	167,6	364,0	443,2	203,7	378,4	412,8	661,6	815,9	51,4	410,5	32,2	41,1	0	38,2
	45	70,2	29,4	72,2	160,3	207,5	94,7	195,9	188,2	274,8	383,6	22,3	212,7	16,4	19,8	0	22,7
	50	23,6	15,6	22,9	35,1	55,7	30,9	60,8	47,4	60,5	85,9	0	57,8	5,0	0	0	9,1
	55	0	0	0	0	0	0	22,5	16,9	11,6	15,3	0	33,7	3,6	0	0	6,7
RZO2	5	337,0	94,1	341,3	745,1	965,6	434,7	771,5	909,0	1443,1	1826,2	92,5	583,1	56,6	49,3	2,1	40,2
	10	224,6	72,5	226,8	523,1	655,2	297,2	547,2	628,6	1004,4	1299,3	70,4	483,2	38,5	46,8	0	28,6
	15	241,9	71,5	241,3	568,6	709,0	312,1	566,1	673,5	1084,2	1363,5	61,8	471,8	37,8	43,4	2,6	28,5
	20	186,6	55,8	184,6	447,9	595,7	251,7	512,2	577,3	933,8	1182,6	53,9	382,0	36,6	38,5	2,6	26,5
	25	151,1	45,7	149,8	350,2	439,8	203,6	365,6	425,8	670,4	853,8	39,8	277,7	27,4	37,9	0	20,7
	30	115,7	38,6	116,0	284,8	368,8	170,1	319,3	363,9	580,5	741,0	34,9	246,8	22,2	29,4	0	16,5
	35	110,9	35,9	111,2	289,9	400,5	180,3	387,9	433,8	717,1	937,5	43,5	329,9	30,1	27,4	0	23,8
	40	40,0	20,4	42,6	96,2	133,2	70,2	134,1	140,8	215,0	269,4	21,9	116,3	11,3	0	0	12,0
	45	0	0	0	0	0	0	25,7	19,0	43,9	27,9	0	44,61	4,09	0	0	6,19
	50	0	0	0	0	0	0	25,3	16,8	16,5	24,3	0	40,74	5,45	0	0	6,96
	55	0	0	0	0	0	0	22,4	15,2	21,3	18,5	0	66,51	4,56	0	0	7,55

[ng/g]	hloubka [cm]	Benzo[g,h,i]perylen	Dibenz[a,h]anthracen	Indeno[1,2,3-cd]pyren	Benzo[a]pyren	Benzo[k]fluoranthen	Benzo[b]fluoranthen	Chrysen	Benz[a]anthracen	Pyren	Fluoranthen	Anthracen	Phenanthren	Fluoren	Acenaphthen	Acenaphthylen	Naphthalen
RZO3	5	228	40,4	208	865	1128	1976	2297	1888	720	866	60,8	167	7,40	40,9	0	34,4
	25	75,3	16,0	89,4	491	627	1100	1475	1104	576	684	31,3	125	3,11	38,1	0	29,3
	35	76,7	13,5	97,3	448	588	1000	1394	1021	554	690	34,9	149	4,10	38,7	0	27,5
	45	53,7	10,7	70,9	446	582	1056	1557	1136	661	818	46,2	175	6,27	44,5	0	33,1
	65	20,6	2,42	39,1	185	289	481	742	551	328	410	21,7	96,3	0	34,3	0	26,1
	85	37,2	13,4	49,9	185	339	564	854	607	348	430	20,6	105	1,12	35,3	0	25,7
	105	40,0	7,86	54,9	263	417	655	978	708	409	507	17,9	109	0,49	34,2	0	25,1
	125	71,2	3,75	84,8	434	703	1219	1970	1367	749	943	37,3	182	4,40	36,5	17,4	27,1
RZO4	5	731	128	631	3265	3694	7072	7612	6470	2671	3202	91,3	391	21,2	60,4	19,8	44,8
	15	349	55,6	341	1245	1674	2983	3600	2529	1045	1348	48,7	224	12,6	44,1	17,3	39,8
	25	144	28,1	144	509	871	1601	2312	1058	630	891	31,3	160	7,72	38,7	18,2	30,7
	35	54,2	0	63,6	221,9	350	711	1290	578	359	473	34,9	146	10,7	35,4	0	28,1
	45	20,7	0	35,2	89,9	179	338	737	248	200	231	12,2	99,8	4,28	34,8	0	26,3
	65	12,8	0	22,2	46,1	103	169	435	140	119	134	13,4	90,5	8,94	33,7	0	26,0
	75	4,50	0	18,5	15,7	99,8	112	383	89,3	104,5	99,8	12,6	90,9	9,88	33,1	0	24,7
	85	0	0	12,6	10,9	75,3	96,1	374	94,6	106	107	14,4	88,1	9,24	34,4	0	26,4
	95	2,74	0	10,4	0,0	67,8	105	395	112	115	106	13,1	93,7	7,75	33,0	0	25,5
115	0	0	13,7	25,8	69,7	115	419	117	120	131	12,0	91,7	10,8	33,8	0	25,0	

Příloha 2: hloubky sedimentů v jádrech RZO1-RZO4 s kompakcí materiálu a po jejich přepočtu na reálné hloubky

RZO1		RZO2		RZO3		RZO4	
hloubka s kompakcí	reálná hloubka	hloubka s kompakcí	reálná hloubka	hloubka s kompakcí	reálná hloubka	hloubka s kompakcí	reálná hloubka
[cm]							
5	9	5	9	5	5	5	5
10	17	10	17	10	10	10	10
15	26	15	26	15	15	15	15
20	35	20	35	20	20	20	20
25	43	25	43	25	25	25	25
30	52	30	52	30	30	30	30
35	60	35	60	35	35	35	35
40	69	40	69	40	40	40	40
45	78	45	78	45	45	45	45
50	86	50	86	50	50	50	50
55	95	55	95	55	64	55	61
58	100	58	100	60	70	60	67
				65	76	65	72
				70	82	70	78
				75	88	75	83
				80	94	80	89
				85	100	85	94
				90	105	90	100
				95	111	95	106
				100	117	100	111
				105	123	105	117
				110	129	110	122
				115	135	115	128
				120	141	120	133
				125	147	125	139
				128	150	130	144
						135	150