

Univerzita Palackého v Olomouci

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

KATEDRA GEOGRAFIE



**Hodnocení míry kontaminace těžkými kovy na
jižním okraji Olomouce**

Bakalářská práce

Marie Šimanová

Environmentální rizika a klimatická změna
prezenční studium

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

Olomouc 2024

Místopřísežně prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: *Hodnocení míry kontaminace těžkými kovy na jižním okraji Olomouce* vypracovala samostatně pod odborným dohledem vedoucího práce a uvedla jsem v ní všechny použité podklady a literaturu.

V Olomouci dne

Marie Šimanová

Poděkování:

Tímto bych ráda poděkovala vedoucímu práce doc. Mgr. Janu Sedláčkovi, Ph.D. za konzultace, cenné rady a vedení při psaní této práce. Dále bych ráda poděkovala všem přátelům za psychickou podporu během této „cesty“.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora:	Marie Šimanová
Studijní obor:	Environmentální rizika a klimatická změna
Název práce:	Hodnocení míry kontaminace těžkými kovy na jižním okraji Olomouce
Typ práce:	Bakalářská
Pracoviště:	Univerzity Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra geologie
Vedoucí práce:	doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.
Rok obhajoby práce:	2024

Abstrakt:

Cílem bakalářské práce bylo zjistit míru kontaminace těžkými kovy ve vybraných depozičních prostředích, zejména ve fluviálních sedimentech a ve vzorcích půdy. Dalším cílem bylo určení, která místa jsou nejvíce znečištěna a jaké jsou řídicí faktory. Literární rešerše byla vypracována s důrazem na geomorfologii a geologii zájmové oblasti, fluviální transportní pochody, problematiku výskytu těžkých kovů v životním prostředí a jejich zdroje. Výzkumná část práce byla tvořena z odběru vzorků zkoumaného území přímo v terénu a následného laboratorního zpracování, zejména měření hodnot magnetické susceptibility a koncentrace těžkých kovů za pomoci EDXRF. Vypočítáním faktoru nabohacení byla zjištěna míra kontaminace pro jednotlivé krajinné prvky studované oblasti. Následné zpracování poskytuje náhled vztahu mezi mírou kontaminace těžkými kovy a činností člověka.

Klíčová slova:	říční systémy, meandrující řeky, těžké kovy, magnetická susceptibilita, prvková analýza, faktor nabohacení
Počet stran:	56
Jazyk:	český

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Marie Šimanová

Field of study: environmental risks and climate change

Title: Assessment of the level of heavy metal contamination on the southern suburb of Olomouc

Type of thesis: bachelor

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

Supervisor: doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.

The year of presentation: 2024

Abstract: The aim of the bachelor thesis was to determine the level of heavy metal contamination in selected depositional environments, especially in fluvial sediments and soil samples. Another focus was to determine which sites are most heavily contaminated and what the controlling factors are. A literature review was carried out with focus on the geomorphology and geology of the area of interest, fluvial transport processes, and issues of heavy metals in the environment and their sources. The research part of the work included sampling of the study area directly in the field and subsequent laboratory analysis, in particular the measurement of magnetic susceptibility values and heavy metal concentrations using EDXRF. By calculating the enrichment factor, the contamination rates for the different landscape features of the study area were determined. The assessment provides an overview of the relationship between heavy metal contamination rates and human activities.

Keywords: river systems, meandering rivers, heavy metals, magnetic susceptibility, elemental analysis, enrichment factor

Number of pages: 56

Language: Czech

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Akademický rok: 2023/2024

Studijní program: Environmentální rizika a klimatická změna

Forma studia: Prezenční

Zadání BAKALÁŘSKÉ práce studenta

Jméno a příjmení: Marie ŠIMANOVÁ

Osobní číslo: R210358

Adresa: Malovičky 24, Malovice – Malovičky, 841 11 Netolice, Česká republika

Téma práce: Hodnocení míry kontaminace těžkými kovy na jižním okraji
Olomouc

Téma práce anglicky: Assessment of heavy metal contamination on the southern outskirts
of Olomouc

Jazyk práce: Čeština

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jan Sedláček, Ph.D.
Katedra geologie

Zásady pro vypracování:

Studium různých typů sedimentů může poskytnout informace o změnách v dané oblasti. Sílící vliv člověka na krajinu se projevuje také v sedimentárním záznamu včetně kontaminace velkým množstvím toxických látek, například těžkými kovy. Jejich koncentrace v sedimentech jsou ovlivněny jak přírodními faktory, tak činností člověka. Těžké kovy se přirozeně vyskytují v životním prostředí a jejich geogenní koncentrace se mohou lišit v závislosti na mnoha faktorech, například na složení zdrojových hornin, podílu organické hmoty a textuře sedimentu. Odlišení zdroje je klíčové pro environmentální studie. Efektivním transportním médiem je fluviální prostředí, zejména při povodních. Různé transportní a depoziční procesy vedou k nerovnoměrné distribuci, proto se míra kontaminace může lišit i v rámci poměrně malého území. Jako modelová plocha míry kontaminace těžkými kovy byl vybrán jižní okraj Olomouce, vymezen místními částmi Nové Sady, Holice, Nemilany a Nový Svět. Zájmové území je situováno v povodňové plošině řeky Moravy s pestrým využitím území (tok řeky Moravy, mrtvá ramena, orná půda, tůň, travní a lesní porost).

Cílem bakalářské práce bude zjistit míru kontaminace těžkými kovy ve vybraných depozičních prostředích, zejména ve fluviálních sedimentech a ve vzorcích půdy. Dalším cílem bude určení, která místa jsou nejvíce znečištěna a jaké jsou řídicí faktory. Literární

rešerše bude vypracována s důrazem na geomorfologii a geologii zájmové oblasti, fluviální transportní pochody, problematiku výskytu těžkých kovů v životním prostředí a jejich zdroje. Výzkumná část práce bude sestávat z odběrvzorků, případně vrtných jader na vytipovaných místech zkoumaného území přímo v terénu a následného laboratorního zpracování a zejména měření koncentrací těžkých kovů za pomoci EDXRF. Rozsah textové části bude do 40 stran včetně grafických příloh a seznamu literatury. Grafické přílohy budou tvořit převzaté obrázky v rešeršní části (náčrtky, mapy, atd.), terénní fotodokumentace, příp. další. Stručná diskuse bude obsahovat diskuzi získaných dat a interpretaci původu těžkých kovů ve zkoumané oblasti. Dále bude určeno, které depoziční prostředí je nejvíce kontaminováno těžkými kovy.

Seznam doporučené literatury:

- Bábek, O., Matys Grygar, T., Faměra, M., Hron, K., Nováková, T., Sedláček, J. (2015). Geochemical background in polluted river sediments: How to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? *Catena*, 135, 240–253.
 - Bradl, H. B. (2005). *Heavy metals in the environment*. Elsevier, London.
 - Ciazela, J., Siepak, M., Wojtowicz, P. (2018). Tracking heavy metal contamination in a complex river-oxbow lake system: Middle Odra Valley, Germany/Poland. *Science of the Total Environment*, 616–617, 996–1006.
 - Faměra, M., Bábek, O., Matys Grygar, T., Nováková, T. (2013). Distribution of heavy-metal contamination in regulated riverchannel deposits: a magnetic susceptibility and grain-size approach; River Morava, Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(5).
 - Förstner, U. (2004). Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lake and Reservoir Management*, 9, 25–40.
 - Matys Grygar, T., Sedláček, J., Bábek, O., Nováková, T., Strnad, L., Mihaljevič, M. (2012). Regional Contamination of Moravia (South-Eastern Czech Republic): Temporal Shift of Pb and Zn Loading in Fluvial Sediments. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 739–753.
 - Matys Grygar, T., Popelka, J. (2016). Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration*, 170, 39–57.
 - Nováková, T., Kotková, K., Elznicová, J., Strnad, L., Engel, Z., Matys Grygar, T. (2015). Pollutant dispersal and stability in a severely polluted floodplain: A case study in the Litavka River, Czech Republic. *Journal of Geochemical Exploration*, 156, 131–144.
 - Smol, J.P. (2008). *Pollution of Lakes and Rivers: A Paleoenvironmental Perspective*, 2nd Edition. Wiley-Blackwell, London.
 - 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.
- + další literatura podle potřeby a vývoje práce

OBSAH

1 Úvod	9
2 Geomorfologická a geologická charakteristika studovaného území	10
2.1 Geomorfologie studovaného území	10
2.2 Geologie	11
2.2.1 Geologický vývoj Hornomoravského úvalu	12
2.2.2 Vývoj v Kvartéru	13
3 Hydrologie	14
4 Fluviální procesy a sedimenty	15
4.1 Typy proudění	15
4.2 Transport materiálu	16
4.3 Meandrující systém řek	18
5 Těžké kovy	21
5.1 Charakteristika těžkých kovů	21
5.2 Dělení kovů podle toxicity	22
5.3 Těžké kovy v atmosféře	23
5.4 Těžké kovy v půdě	23
5.5 Těžké kovy ve vodě a v sedimentech	24
5.6 Vliv povodní na míru kontaminace	25
5.7 Toxické působení vybraných těžkých kovů	26
5.7.1 Zinek (Zn)	26
5.7.2 Olovo (Pb)	26
5.7.3 Měď (Cu)	27
5.8 Limitní hodnoty vybraných těžkých kovů v půdách a sedimentech	27
6 Metodika	29
6.1 Terénní etapa	29
6.2 Laboratorní etapa	30
6.2.1 Příprava vzorků	30
6.2.2 Magnetická susceptibilita (MS)	30
6.2.3 RTG Fluorescence	31
7 Výsledky	31
7.1 Litologie	31
7.2 Magnetická susceptibilita	33
7.3 Prvková analýza	35
7.3.1 Faktor nabohacení	39
8 Diskuze	42
9 Závěr	51
10 Literatura	52
11 Přílohy:	56

Úvod

Studium různých typů sedimentů může poskytnout informace o změnách v dané oblasti. Sílící vliv člověka na krajinu se projevuje také v sedimentárním záznamu včetně kontaminace velkým množstvím toxických látek, například těžkými kovy. Jejich koncentrace v sedimentech jsou ovlivněny jak přírodními faktory, tak činností člověka. Těžké kovy se přirozeně vyskytují v životním prostředí a jejich geogenní koncentrace se mohou lišit v závislosti na mnoha faktorech, například na složení zdrojových hornin, podílu organické hmoty a textuře sedimentu. Odlišení zdroje je klíčové pro environmentální studie. Emise těžkých kovů byla akcelerována zejména od druhé poloviny 20. století, což vyústilo v masivní kontaminace především v průmyslových oblastech. Efektivním transportním médiem je fluvialní prostředí, zejména při povodních. Různé transportní a depoziční procesy vedou k nerovnoměrné distribuci, proto se míra kontaminace může lišit i v rámci poměrně malého území.

Běžnou metodou k odhalení míry kontaminace je studie vertikální distribuce z vrtných jader s posouzením vlivu zrnitosti a magnetické susceptibility na distribuci těžkých kovů. Nicméně důležité může být i studium prostorové distribuce těžkých kovů v ploše, hlavně v povrchových a podpovrchových vrstvách.

Tato bakalářská práce se zaměřuje na povrchové znečištění vybraných krajinných prvků (orná půda, lesní porost, fluvialní sedimenty), nacházející se v záplavovém území s mrtvým ramenem v jeho centru. Jako zájmové území byla vybrána lokalita v jižní části města Olomouce v těsné blízkosti řeky Moravy. Vzhledem k blízkosti toku docházelo k zaplavování území, zejména při povodni v roce 1997. Protože se lokalita nachází směrem po proudu od Olomouce, lze předpokládat, že sedimenty uložené při povodních mohou potenciálně nést znečištění z aglomerace. Stejně mohlo docházet k atmosférickému spadu z blízkých průmyslových provozů. Cílem bakalářské práce bude zjistit míru kontaminace těžkými kovy ve vybraných depozičních prostředích, zejména ve fluvialních sedimentech a ve vzorcích půdy. Dalším cílem bude určení, která místa jsou nejvíce znečištěna a jaké jsou řídicí faktory. Vzorkované území je proto rozděleno na šest sekcí, podle využití krajiny, pro lepší pochopení úrovně kontaminace na plochách s různým využitím krajiny.

1 Geomorfologická a geologická charakteristika studovaného území

1.1 Geomorfologie studovaného území

Česká republika se po geomorfologické stránce rozkládá na dvou na sobě vývojem nezávislých jednotkách, a to Česká vysočině a Západních Karpatech (ZK), kam v širším měřítku spadá studovaná lokalita. Podstatně starší struktura České vysočiny, je kompaktní stabilní útvar vzniklý horotvornými procesy v období paleozoika při variské orogenezi. Na východní části České republiky zasahuje na naše území karpatský systém, již zmíněné Západní Karpaty. Vznikaly za působení horotvorných procesů, které jsou označovány jako alpinská orogeneze, v historicky mladších obdobích mesozoika a terciéru (Bína a Demek 2012).

Georeliéf ZK, nebo u nás též nazývané Moravsko-slezské Karpaty, prošel složitým vývojem, ve kterém se přetvořil do dnešní podoby. Vněkarpatské sníženiny jakožto součást karpatské předhlubně, vznikly v důsledku poklesu území před čelem příkrovů Vnějších Západních Karpat. Sníženina byla následně zaplavena mořem a celý prostor byl tektonicky rozšířen o prolom Hornomoravského úvalu (Bína a Demek 2012). Dnes je Hornomoravský úval (obr. 1) ze severu omezen Hanušovickou vrchovinou, na východě se zvedají svahy Nížkého Jeseníku, dále je vymezen Moravskou Bránou a Podbeskydskou pahorkatinou. Jižní a jihovýchodní hranici tvoří Napajedelská brána (oddělené od Dolnomoravského úvalu) a Vizovická pahorkatina. Směrem na jihozápad jsou geomorfologické celky Chříby a Litenčická pahorkatina, poté Vyškovská brána a konečně ze západu tvoří hranici Dražanská vrchovina. Rozloha Hornomoravského úvalu činí 1315 km², nejvyšším bodem je Jelení vrch s výškou 345 m n.m., střední výška je 225,8 m n.m. (Bína a Demek 2012).

Z geomorfologického hlediska se oblast zájmu této práce zařazuje do podcelku Středomoravská niva (tab. 1). Podcelek je vymezen podél středního toku řeky Moravy a jejích dolních přítoků. Řeka Morava ve svém původním tvaru přirozeně meandrovala a vytvářela přirozená periodická ramena, díky tomuto vodnímu rázu byla část oblasti severně od Olomouce prohlášena za chráněnou krajinou oblastí (CHKO) Litovelské Pomoraví (Bína a Demek 2012; Czudek 2005). Tok řeky Moravy a její niva je osou úvalu (Kirchner a Brázdil 2007). Rozloha středomoravské nivy je 437,47 km², střední nadmořská výška činí 206,1 m n.m. Nejvyšší bod má kótu 240 m n.m. Celek má charakter roviny až pahorkatiny. Dnešní

geomorfologie území byla dotvořena v kvartéru (Demek a Mackovčín 2014).



Obr. 1: Geomorfologická znázornění Hornomoravského úvalu a okolí (Geoportal.gov.cz).

Tab. 1: Geomorfologické členění zájmové oblasti (upraveno podle Geoportal.gov.cz).

Celek	Hornomoravský úval
Podcelek	Prostějovská pahorkatina, Uničovská plošina, Středomoravská niva
Okrsek	Křelovská pahorkatina, Žerotínská rovina
Subprovincie	Vněkarpatská sníženina
Oblast	Západní vněkarpatská sníženina
Provincie	Západní Karpaty
System	Alpsko-himalájský

1.2 Geologie

Zájmové území je z regionálně geologického hlediska přiřčeno do Západních Karpat a konkrétně do Hornomoravského úvalu. Karpaty zasahují na naše území jen svou vnější částí a přiřčujeme k nim předhlubeň, flyšové pásmo a na jihu Moravy vídeňskou pánev. Pro mladší období křídového útvaru a pro straší terciér (třetihory) jsou typické marinní sedimenty flyšového rázu (Chlupáč 2011). Flyšové pásmo jsou mocné sedimentární sledy typické svým rychlým střídáním písčitéch a jílových sedimentů, v intenzivně klesajících depresích, nazývané trogy. Při pyrenejské orogenezi se výplně trogů začaly nasouvat na

geologicky starší jednotku Český masiv. Výsledkem alpínské orogeneze je příkrovová stavba flyšového pásma, která na severní Moravě dosahuje mocnosti až 30 km. Příkrovy, hlavně jejich vnitřní stavba, jsou zde typické svým systémem vrás a tektonických šupin (Chlupáč 2011).

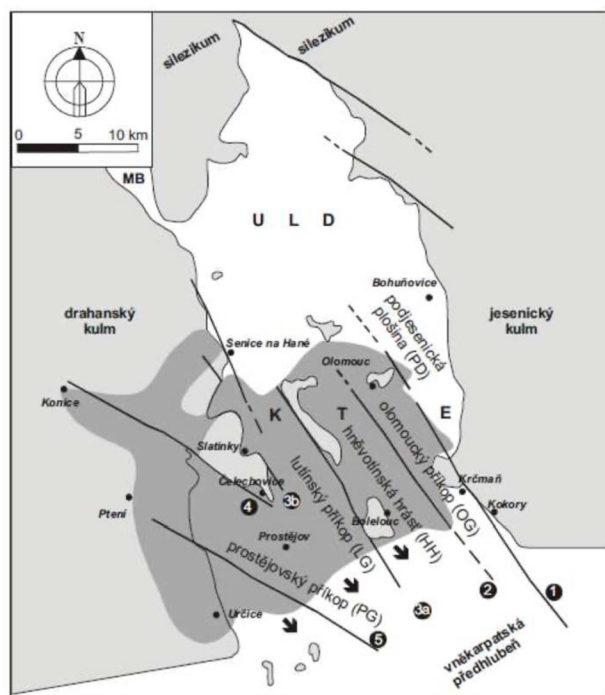
Ve Vídeňské pánvi a karpatské předhlubni transgredovalo na rozhraní paleogénu a neogénu moře, díky kterému se zde ukládaly jílové a písčité sedimenty. V karpatské předhlubni je sedimentace ukončena mořskou regresí, ve středním miocénu. Ve vídeňské pánvi však brakická sedimentace pokračovala až do období svrchního miocénu. Následný pliocén je typický sladkovodními, říčními a jezerními uloženinami, od této doby se vývoj karpatské oblasti shoduje s vývojem Českého masivu (Chlupáč 2011).

Rekonstrukce geologické minulosti, která se odráží ve stavbě reliéfu je složitá a stále ne plně prozkoumána. Hornomoravský úval vznikl koncem miocénu a zčásti v pliocénu. Nicméně uvnitř úvalu, jako například v okolí Olomouce vystupují horniny fundamentu na několika ostrůvcích. Ty jsou tvořeny zejména granitoidy proterozoického stáří, devonskými vápenci, břidlicemi a pískovci karbonského stáří (GEO mapa). Během mesozoika bylo území úvalu pravděpodobně souší, bez doložitelné sedimentace (Přichystal 2009).

1.2.1 Geologický vývoj Hornomoravského úvalu

Hornomoravský úval (HMU) je pánev nacházející se na kontaktu Východočeského masivu a Vnějších Západních Karpat. Pánev je součástí karpatské předhlubně, jejíž vývoj je spojen s nasunutím Západních Karpat na předpolí Českého masivu. Podloží pánve tvoří granitoidy proterozoického stáří, které překrývají mořské karbonáty devonského a karbonského stáří, hlubokomořské silikáty Moravsko-Slezského Krušnohoří a příkrovovými deskami flyšového pásma Západních Karpat. Strmé svahy na okrajích pánve jsou charakteristické seismickou aktivitou a vysokým gravitačním gradientem (Novák et al. 2017).

Vývoj oblasti se pohyboval na třech hlavních kráčích – drahanská, bradelsko-malenická a kra Hornomoravského úvalu. Dělicím činitelem mezi krami jsou zlomy, které společně vytváří komplex poruchového pásma Hané (Barth et al. 1971) (obr. 2).



Obr.2: Strukturně-geologické schéma území severní části Hornomoravského úvalu –Zlomové linie pásma Hané: 1 - olomoucko-přerovská, 2 - holešovská, 3a - východní lutinská, 3b - západní lutinská, 4 - nectavsko-konická, 5 - kvasická. HMU: ULD - uničovsko-litovelská deprese, KTE - kosířsko-tršická elevace. MB - mohelnická brázda. a - předneogenní útvary, b - rozšíření sedimentů spodního badenu v olomoucko- prostějovské pánvi. Šipky označují přímé spojení s vněkarpatkou předhlubní (Zapletal, 2005).

1.2.2 Vývoj v Kvartéru

Místní faktory ovlivňovaly typ a intenzitu procesů, které vedly k přetvoření původního podloží a vzniku nového kvartérního podloží. Prvořadý vliv na morfogenezi mělo střídání teplých a studených fází v pleistocénu a teplé období holocénu. Střídání glaciálních a interglaciálních období mělo za následek denudaci reliéfu, transport a akumulaci erodovaného materiálu. V glaciálních obdobích docházelo k mechanickému rozpadu hornin vlivem činností mrazu, gravitace, větru nebo slunečního záření. Společně s rozpadem docházelo k akumulaci štěrku, písku a spraší. Oproti tomu, v interglaciálu byl reliéf pokryt vegetací a dochází k tvorbě půd a organických uloženin (Czudek 2005).

V pleistocénu vyklenutí Českého masivu ovlivnilo reliéf HMU, kdy celá oblast začala poklesávat a zároveň se okolní vrchoviny a pahorkatiny postupně více vyklenuly. HMU je tvořen z fluvioimnickými, fluvialními, deluviálními a eolickými sedimenty. Během celého pleistocénu zde byly časté tektonické pohyby dna úvalu. Kvartérní sedimenty jsou zachovány na svazích v podobě terasových stupňů a jako výplně depresí (Chlupáč 2011).

Vývoj sedimentární pánve probíhal podél linie řeky Moravy a holešovického zlomu. Fluvialní procesy v pleistocénu byly určovány fyziogeografickými, tektonickými a litologickými faktory. Fluvioimnické sedimenty vyplňují v Hornomoravském úvalu četné

deprese. Tyto sedimenty dosahují místy mocnosti až několik desítek metrů (např. u Hulína 91 m), a jsou tvořeny štěrky s polohami jílu a písku. Plošně nejrozsáhlejší a stratigraficky významná je kralická terasa, která je tvořena dvěma samostatnými akumulacemi štěrku a písku, které jsou od sebe odděleny fosilní půdou glejového typu. Povrch terasy v původním uložení je v relativní výšce 10-12 m a je překryt až 10 m mocnými sprašemi (Czudek 2005).

V Holocénu působily stejné procesy jako v interglaciálech v rámci pleistocénu, ovšem důležitým činitelem změn reliéfu HMU se stává člověk. Z nových tvarů reliéfu vznikají rovné povrchy dříve značně širokých údolních niv, strže, náplavové kužely a holocenní sesuvy. Pro vývoj krajiny mají stěžejní význam svahové a fluvialní procesy a v menší míře eolické a regelační procesy (Czudek 2005).

V Hornomoravském úvalu se v důsledku zalesněných povrchů aktivní nivy přetvářely v meandrující až anastomózní systém (Bábek et al. 2015). V naprosté většině území pokračovalo zahlubování koryt vodních toků. V ose úvalu dominují fluvialní sedimenty, které jsou charakteristické pro říční údolí. Tento typ sedimentace je typický pro periodicky zaplavované oblasti, kdy po jedné povodňové události dochází k sedimentaci vrstev o mocnosti maximálně několik centimetrů. Pro ukládání sedimentů v holocénu, měly hlavní význam řeky Morava a Bystřice (Kukal 1964). V údolních nivách byly uloženy až několikametrové akumulace povodňových sedimentů. Sedimentační činnost řeky se v tomto období snížila, v subrecentu byl reliéf určován klimatem a v současné době je do velké míry ovlivněn člověkem (Czudek 2005). Obecně tedy lze konstatovat, že v nivě řeky Moravy se na pliocenní říční sedimenty ukládaly převážně sedimenty kvartérního stáří a to hlíny, spraše a váté písky. Jedná se o parapodzoly, parahnědozemě, pseudoglejové půdní horizonty, paračernozemě aj. (Chlupáč 2011).

2 Hydrologie

Oblast povodí řeky Moravy je velikostně čtvrtým nejdelším povodím na území České republiky. Celková rozloha povodí činí 20,692.4 km². Nejvýznamnějšími přítoky jsou řeky Bečva, Dřevnice a Dyje, kolem nichž se nachází průmyslové oblasti, které jsou hlavním zdrojem antropogenního znečištění (Bábek et al. 2015). Správcem je Povodí Moravy, s.p. Tok řeky Moravy zasahuje na našem území do 5 krajů – Olomouckého (cca 42,3%),

Zlínského (cca 38,5%), Jihomoravského (cca 10,3%), Pardubického (cca 7,3%) a Moravskoslezského (cca 1,6%). Nejvyšším bodem povodí Moravy je vrchol Praděd v Hrubém Jeseníku (1492 m n.m.) a nejnižším bodem oblasti je soutok Moravy a Dyje (149 m n. m.). Hlavní pramenné oblasti představují pohoří Jeseníky, Beskydy a Bílé Karpaty (Povodí Moravy, s.p. 2009).

Průměrný dlouhodobý úhrn srážek za období 1961–1990 činí pro oblast povodí Moravy 670 mm a průměrná dlouhodobá roční teplota vzduchu pro stejnou oblast je 8,1 °C. Pro Olomoucký kraj pro rok 2023 činil průměrný roční úhrn srážek 792 mm. Data ze tří významných vodoměrných stanic na řece Moravě (tab. 2) reprezentují hodnoty N-letých průtoků. Maximální N-letý průtok je hodnota průtoků dosažená nebo překročená za n-let.

Tab. 2: Porovnání průměrného n-letého průtoku (Q) na třech vodoměrných stanicích řeky Moravy. Kdy stanice LG Vlaské se nachází na horním toku, LG Olomouc ve střední části a LG Lanžhot je v dolní části toku (Povodí Moravy, s.p. 2009).

Název stanice	Q_{10} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Q_{50} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]	Q_{100} [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$]
LG Vlaské	34,70	59,6	72
LG Olomouc	319	476	551
LG Lanžhot	588	730	791

Od poloviny 15. století se v povodí řeky Moravy začala konstruovat vodohospodářská díla. Zemědělská výroba se na počátku 20. století z intenzifikovala. Změny využití půdy postihly nivy řek, především Moravy, kde nastaly koordinované regulace toků, zpevňování koryt, výstavba protipovodňového opatření (Šafař 2003). Celkově byl tok řeky Moravy zkrácen o více jak 40 % a vzniklo 180 slepých ramen. V důsledku toho se zvýšila složka rychle proudící vody (Kašpárek a Kožín 2022). Povodeň roku 1997, měla zatím nejničivější charakter. Průtok řeky kulminoval dokonce na více než $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ z průměrného průtoků $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a průměrný roční úhrn srážek byl 863 mm (Povodí Moravy, s.p. 2009).

3 Fluviální procesy a sedimenty

3.1 Typy proudění

Řeky jsou důležité médium pro transport materiálu z místa zdroje, do místa usazení, čímž se vytvářejí stratigrafické archívy. Proudící voda se podílí na erozi, transportu

a sedimentaci. Fluviální (říční) sedimenty jsou produktem depozice materiálu neseného říčním systémem. Obvykle se dělí na sedimenty ukládané v korytě toku a mimo koryto (Růžičková et al. 2003). Fluviální sedimenty typicky nerepresentují kontinuální záznam říční aktivity, ale periodické události, které souvisí většinou s povodněmi (Růžičková et al. 2003). Proto je jejich stratigrafický záznam neúplný a závisí na četnosti povodní (Sedláček et al. 2016). Plochá část dna říčního údolí vinoucí se podél toku se označuje jako niva a je běžně, během povodní, zaplavována. V prostoru nivy jsou proudící vodou vytvářena koryta (Růžičková et al. 2003).

Pohyb vody je dán vlivem gravitace. Aktivita řeky, v podélném profilu, je závislá na spádové křivce, což je pomyslná spojnice horní a spodní erozní báze. Při spodní bázi řeka zpomaluje a dochází k přítoku do jiných řek, jezer či moří. To, jestli působí erozivně, unáší materiál, nebo jej ukládá jsou geologické aktivity které závisí na několika faktorech, obecně vyjádřených jako Reynoldsovo číslo (R). Jeho výpočet je znázorněn v rovnici:

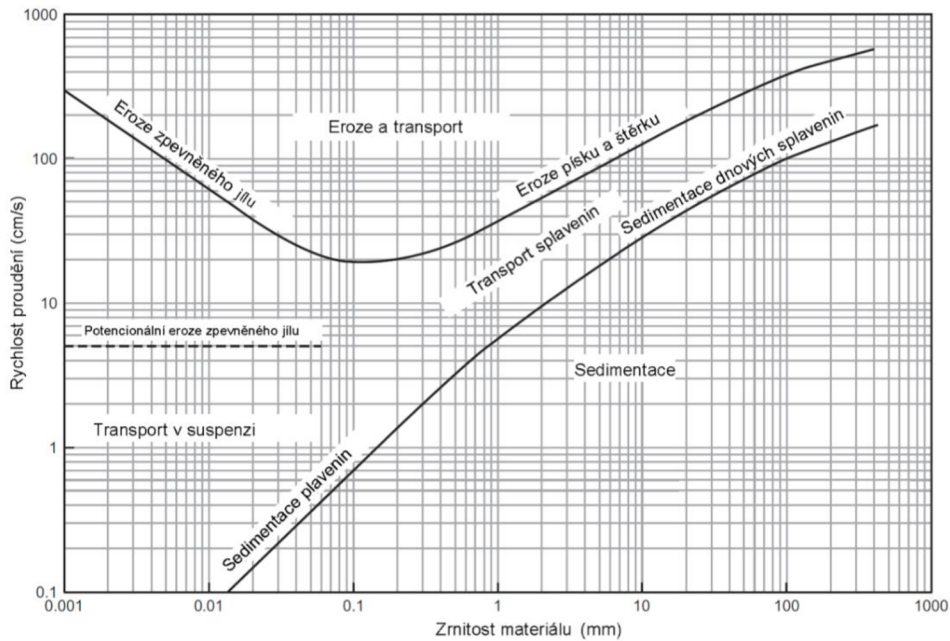
$$R = \frac{\text{rychlost} \times \text{hloubka} \times \text{hustota}}{\text{viskozita}}$$

Znalost těchto hydrodynamických parametrů dovoluje předvídat charakter geologických procesů v říčním korytě. Vysoké hodnoty v čitateli znamenají, že řeky mají vysokou erozivní a unášecí schopnost a mohou tak transportovat i hrubozrnné sedimenty. Tento typ proudění se označuje jako turbulentní. V tomto typu proudění je typická zvýšená erozní činnost toků, kdy jsou ze dna strhávány i menší částice a tím je bráněno sedimentaci. Naopak, je-li R menší než jedna, hlavním faktorem je viskozita a typem proudění je laminární. Energie není dostatečně vysoká k transportu hrubšího materiálu a tím dochází k pohybu jemnějších písčítých nebo prachových frakcí. Ke zpomalení rychlosti proudění dochází při ústí do erozní báze, kdy se mění spádová křivka a tím i charakter sedimentace (Kachlík a Chlupáč 1996).

3.2 Transport materiálu

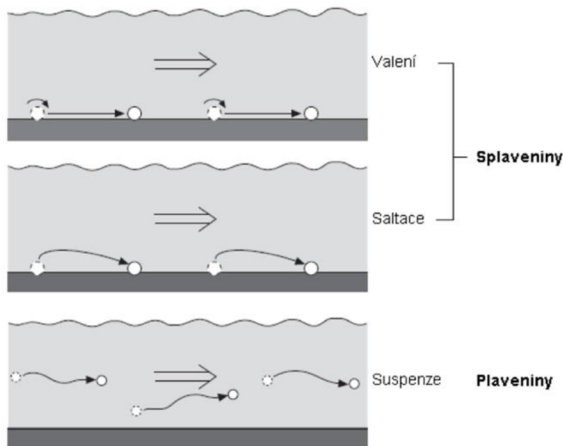
Hlavními faktory, které řídí transport a depozici materiálu jsou zejména unášecí síla toku a množství a charakter nesených částic. Podmínky, za kterých je materiál unášen představuje Hjulströmův diagram (obr. 4). Vystihuje vztah mezi rychlostí proudění, zrnitostí materiálu a jejich působení na pohyb sedimentů v proudu. Rychlost proudění může ovlivnit

velikost transportovaného materiálu. To znamená, že proud potřebný k erozi materiálu o velikosti 0,001 mm by měl být větší než pro velikost zrn 0,01 mm. Je to způsobeno velikostí jílových částic, které jsou stlačovány na sebe a tím dostávají větší kohezitu, než částice o větší velikosti (Nichols 2009).



Obr. 4: Hjulströmův diagram (upraveno podle NICHOLS, 2009).

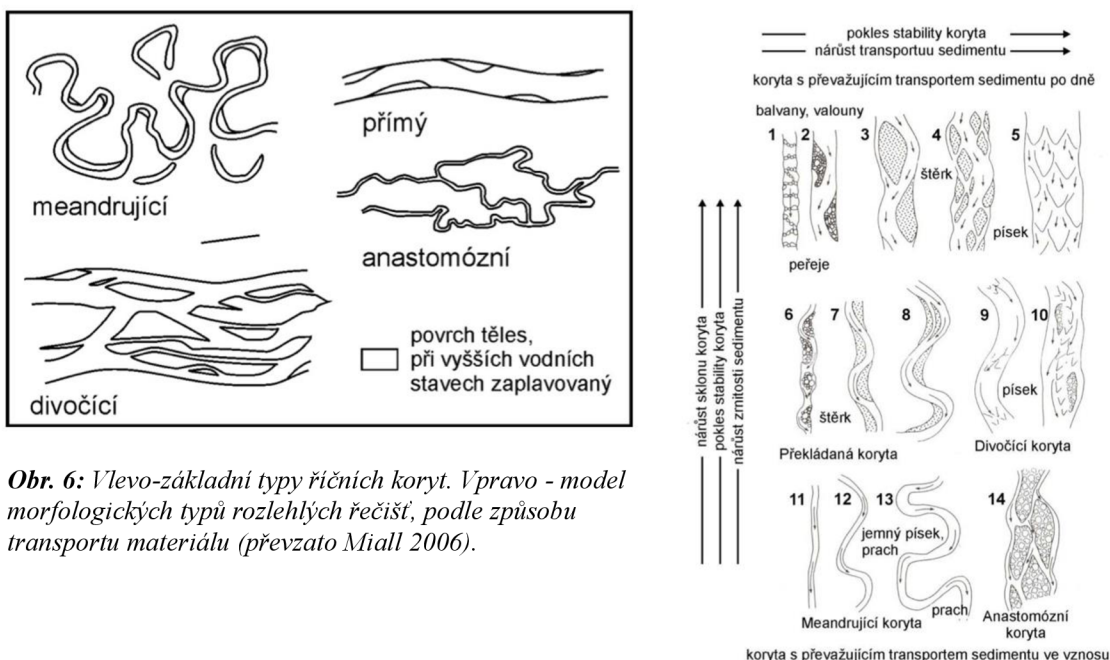
Částice mohou být transportovány třemi různými způsoby podle síly proudu a velikosti částic (Obr. 5): (I) válením, kdy částice zůstává s neustálým kontaktem s povrchem dna. (II) Saltací, kdy síla působící na částici je dočasně překonána a tím se částice pohybuje pomocí nepravidelných skoků a následně se ukládá zpět na povrch dna. Posledním typem je transport v (III) suspenzi, kdy síla působící na částici neustále vytváří dostatek energie potřebnou k transportu částic.



Obr. 5: Druhy pohybu sedimentů (převzato Nichols, 2009).

Částice, u kterých převahuje pohyb válením a saltací, se označují jako splaveniny. Jsou určovány specifickým průtokem vyjadřující množstvím materiálu, který projde korytem o šířce 1 m za 1s ($\text{kg} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$). Plaveniny, jsou označovány jako částice v suspenzi, bez kontaktu se dnem (Nichols 2009).

Podle převládajícího způsobu transportu materiálu a z pohledu morfologie koryta se vyčleňují čtyři základní říční vzory: divočící, meandrující, přímá a anastomózní koryta. Charakteristické parametry jsou sinusoida a index divočení definující tvar koryta. Záleží ale také na způsobu transportu materiálu nebo množství těles na vlnovou délku meandru (Miall 2006). Dnes všeobecně akceptována charakteristika říčních koryt je znázorněna na Obr. 6.



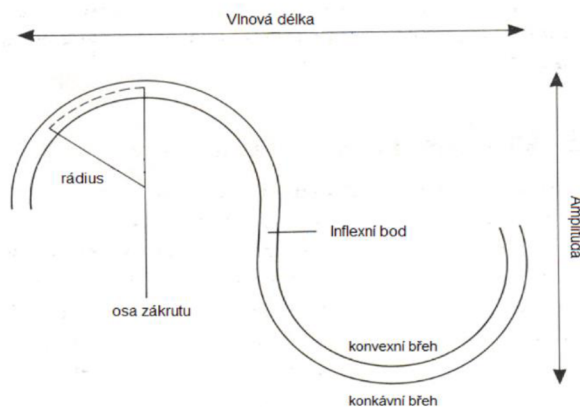
Obr. 6: Vlevo-základní typy říčních koryt. Vpravo - model morfologických typů rozlehlých řečišť, podle způsobu transportu materiálu (převzato Miall 2006).

3.3 Meandrující systém řek

Niva, se soudržným substrátem se může vyvinout v meandrující systém. Mezi podmínky uplatňující se při vzniku meandrující řeky patří nízký sklon terénu, dostatečný průtok a variabilita koryta (šířková a hloubková) při stabilním rozdělení energie proudění. Převážně jde o rovnovážnou synergie eroze, transportu a ukládání materiálu (Bína a Demek 2012). Meandr je zákrut vodního toku, jehož délka je větší než polovina obvodu kružnice opsané nad jeho tětivou, zároveň jeho středový úhel je větší než 180° . Vzniká selektivní břehovou erozí spojenou s ústupem břehu (Bína a Demek 2012). Jiná definice meandrujícího toku jej popisuje jako prostředí řek, které tvořeno převážně jedním hlavním úzkým korytem

se sinusoidou větší než 1,5. Sinosiuda, je poměr délky toku s délkou údolí, přičemž čím je výsledné číslo větší, tím je tok více křivolaký (LEOPOLD, L.B. a Wolman, M.G. 1957). Pro meandr v jeho příčném profilu je typický jeho asymetrický tvar. Meandrující tok vzniká z toku přímého, kde lze pozorovat střídání mezi úseky s větší hloubkou a menší rychlostí proudění (tůň), s úseky o menší hloubce ale rychlejšímu toku (mělčina). V tůňích je díky menšímu tření zvýšená rychlost, která vede k erozi, naopak v mělčinách dochází k ukládání materiálu. Díky těmto jevům dochází v přímém korytě toku k postupným zákrutům a vzniků meandrujícího systému řek (Robert 2014).

Inflexní bod je místo, přechodu jednoho zákrutu ve druhý. Osa zákrutu prochází středem zákrutu a dělí kružnici na dvě poloviny. Rádus (r_m) je poloměr kružnice vepsané v zákrutu. Dalším parametrem je Vlnová délka (λ), která je vzdáleností dvou po sobě jdoucích inflexních bodů meandru. Amplitudou (A) je myšlena šířka meandrového pásu náležící kolmé vzdálenosti dvou rovnoběžek které prochází vrcholy zákrutu meandrů (Obr. 7) (Huggett 2007; Charlton 2010).

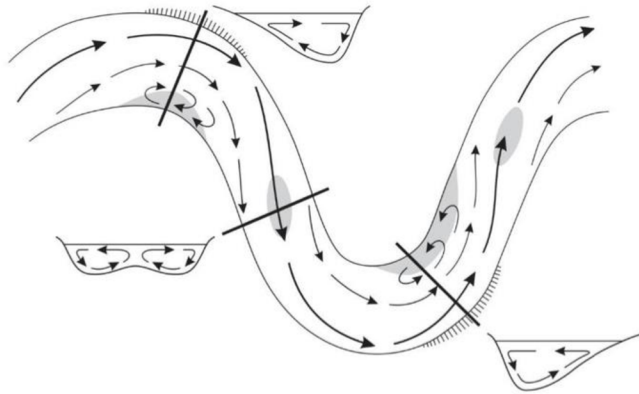


Obr. 7 Základní geometrické charakteristiky meandrujícího toku (upraveno podle Summerfield, 1991).

Meandr se skládá z dvou břehů, konvexního a konkávního. Konvexní břeh (náplavový, jeseptní) je tvořen ze splavenin, které přirůstají laterální akrecí. Akrecí je pojmenován proces zvyšování zemského povrchu v důsledku ukládání sedimentů. Oproti tomu břeh konkávní (nárazový, výseptní) je břehem strmějším, zde dochází k laterální erozi (Charlton 2010).

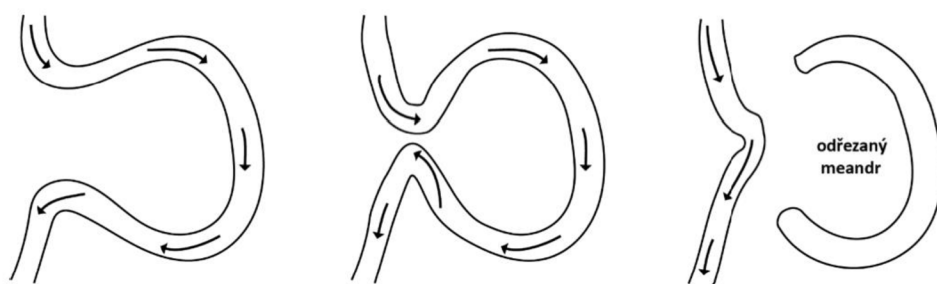
Typy proudění v korytě meandrujících toků jsou primární (přímé) a sekundární (příčné). V primárním proudění je proudnice zvlněná, v zákrutech je převážně lokalizovaná v konkávní části břehu, kdež to v inflexních bodech se nachází uprostřed koryta. Proudnice je spojnice mezi body s největší rychlostí proudění. Výsledkem rozložení rychlosti a hloubce v korytě je vznik mírného sklonění a vzniku proudění sekundárního. Sekundární, příčné,

nebo také spirálovité proudění působí ve směru ke konvexnímu břehu na hladině toku a u dna ke konkávnímu břehu. Výsledkem je příčná cirkulační buňka (Obr. 8) (Huggett 2007).



Obr. 8: Typy proudění v meandrujícím toku (upraveno podle Huggett, 2007).

Vývoj meandru vede k postupnému zvyšování středového úhlu, k propojení koryta a odstavení meandru. Po odstavení meandru vzniká slepé (částečně propojené s aktivním korytem), nebo mrtvé rameno (zcela oddělené od aktivního koryta). Samotné odstavení meandrů může proběhnout dvěma způsoby, kdy prvním způsobem je odškrčení v šíři meandru (Obr. 9).



Obr. 9: Odškrčení v šíji meandru (převzato z Holík, 2014).

Druhý způsob odškrčení je vznik koryta přes šíji (Obr. 10). Nastává v období s vyšším vodním stavem (Zinger et al. 2011).



Obr. 10: Odškrčení vznikem koryta přes šíji (převzato Holík, 2014).

Při vzniku slepého ramene začíná i proces jeho zanášení a začleňování do krajiny jako významný prvek pro okolní ekosystém. V době povodní, díky své retenční schopnosti, hraje důležitou roli pro zpomalení povodňové vlny.

4 Těžké kovy

4.1 Charakteristika těžkých kovů

Mezi kovy se řadí 80 prvků periodické tabulky, přibližně 30 z nich se označuje za kovy toxické, těžké nebo stopové. Tyto pojmy jsou často navzájem zaměňovány. Stopové kovy jsou přirozeně přítomny v organismu nebo životním prostředí ve velmi malých koncentracích, v jednotkách *ppm*. Jsou součástí enzymů a proteinů a mohou mít vliv na metabolické procesy nebo strukturu buněk. Řadí se mezi ně jód, selen, kobalt nebo fluor (Cibulka 1991).

Pro těžké kovy je charakteristická vysoká hustota, více než 5 g/cm^3 . Jsou samy osobě biologicky nerozložitelné a jako takové se snadno ukládají do sedimentů, vodního prostředí

nebo i půdy. Většina těžkých kovů je ve vyšší míře škodlivá a představuje hrozbu pro živé organismy, tyto kovy se pak označují jako kovy toxické. To ovšem neznamená, že když je kov těžký musí být i toxický. Příkladem může být železo (Fe), které je kovem těžkým, ale není toxickým (Loredana Ungureanu a Mustatea 2022).

Zdroje těžkých kovů mohou být jak přírodní, tak antropogenní. Mezi přírodní zdroje řadíme například vulkanická činnost či zvětrávání hornin. Přirozeně se vyskytující koncentrace jsou dány geologickými podmínkami a litologií hornin v daném povodí. V neznečištěných oblastech se určují tzv. pozadové hodnoty, které jsou zásadní pro posouzení nárustu kontaminace v oblastech znečištění. Antropogenní zdroje zahrnují především těžbu, chemický průmysl, zpracování rud, spalování fosilních paliv a zemědělství (tab. 3).

Tab. 3: Jednotlivé těžké kovy a zdroje znečištění (Kafka a Punčochářová 2002).

Těžký kov	Zdroje kontaminace
Olovo	Úprava rud, rafinérie, chemický průmysl, zemědělství (hnojiva, insekticidy), spalování fosilních paliv, automobilový průmysl, pigmenty do barev
Zinek	Galvanizace, slitiny, zemědělství (fungicidy), komunální odpad
Meď	Elektrotechnický materiál, slitiny, komunální odpad, chemický průmysl

Zdroje kontaminace lze rozdělit bodové, plošné a difúzní. Bodové znečištění je kontinuální nebo periodicky se opakující a je vázáno na úzké ohraničené území (např. čistírna odpadních vod, průmyslové závody). U plošného znečištění závisí na meteorologické situaci, půdních a morfologických charakteristikách území a je většinou těžko dohledatelné (atmosférická depozice). Difúzní zdroje kontaminace jsou drobné nespécifické zdroje (doprava).

4.2 Dělení kovů podle toxicity

Podle vlivu na lidský organismus se těžké kovy rozdělují na esenciální a toxické. Esenciální kovy jsou v mnoha ohledech nezbytné pro život. Jsou součástí některých enzymů a proteinů, řadí se mezi mikronutrienty. Mezi esenciální těžké kovy se řadí měď, železo, mangan, molybden, nikl, selen, vanad a zinek. Jsou klíčové pro správné fungování životních procesů, jako je například buněčné dýchání (Kim et al. 2019; Cibulka 1991). Těžké kovy jsou vy vyšších koncentracích toxické a jako takové se stávají nebezpečné. Toxicitou je

myšleno schopnost látky, nebo materiálu způsobit vnější nebo vnitřní poškození organismu člověka, zvířat nebo životního prostředí. U těžkých kovů záleží hlavně na formě výskytu, např. iontové formy jsou toxičtější než kovy vázané v komplexních sloučeninách (Kim et al. 2019).

4.3 Těžké kovy v atmosféře

Atmosféra, o celkové hmotnosti $5,5157 \cdot 10^{18}$ kg, je rezervoárem pro řadu různých plynů, vodních par, pevných a kapalných částic. Tyto částice jsou známy jako atmosférické aerosoly, které jsou přírodního nebo antropogenního původu. Nositelem těžkých kovů v atmosféře jsou částice atmosférického aerosolu. I přes malou hmotnost dochází v atmosféře k disperzi a distribuci látek i na velké vzdálenosti. Koncentrace kovů na aerosolových částicích může být proměnlivá, z velké části záleží na přírodních podmínkách (vulkanické činnosti), nebo emisních zdrojích (Loredana Ungureanu a Mustatea 2022; ČHMI 2001). Do atmosféry se těžké kovy dostávají zejména spalováním fosilních paliv, z průmyslové činnosti, zemědělství a dopravy. Tvorba atmosférických emisí těžkých kovů je spojena s vysokoteplotními procesy vzniku par, kdy dojde k chemické transformaci. Interakce těžkých kovů a aerosolových částic probíhá sorpcí, vytvářet komplexní vazby, nebo reagovat s chemickými složkami aerosolů a vytvářet nové sloučeniny. Tyto interakce ovlivňují transport, depozici a distribuci těžkých kovů. Do životního prostředí se kovy dostávají mokrou depozicí, vázanou na atmosférické srážky, nebo suchou depozicí, nebo-li prašným spadem (ČHMI 2001).

4.4 Těžké kovy v půdě

Půda je otevřený systém, v kterém dochází k výměně látek a energie mezi ní, atmosférou, biosférou a hydrosférou. Cizorodé látky se dostávají do půdy v podobě toxických prvků, pesticidů i dalších uhlovodíků. Z toxických prvků je nejnebezpečnější kadmium, rtuť, arsen a olovo. Tyto prvky vstupují do organismu různými cestami např. používáním chemikálií v domácnosti, z čistírenských kalů, imisí z průmyslových a energetických závodů. Kontaminace půdy s sebou nese rizika jako zatížení potravního řetězce, snížení produkce a kvality rostlin a plodin, ovlivnění činnosti živých organismů v půdě, zhoršení kvality okolní vody, ohrožení zdraví člověka a živočichů využívající kontaminovanou půdu (Cibulka 1991).

Chování kovů v půdě je ovlivněno nejen vlastnostmi samotné půdy, ale i závislostí určité úrovně těchto aspektů jako je kationtová výměnná kapacita, pH půdy, redukčně-oxidační potenciál, obsah organické hmoty, strukturou, salinita půdy a mikrobiální aktivita (Cibulka 1991). Po vstupu toxikantů do půdy započíná bioakumulace půdními organismy a s postupem času se koncentrace zvyšuje až na několikasetkrát oproti počáteční koncentraci. Půdní organická hmota je společně s pH nejdůležitějším faktorem chování těžkých kovů v půdě (Loredana Ungureanu a Mustatea 2022).

4.5 Těžké kovy ve vodě a v sedimentech

Antropogenní vlivy na hydrosféru mají rozdílnou povahy jak z hlediska rozsahu, tak následků. Povrchové a podzemní vody jsou znečišťovány kyselými dešti, průmyslovými emisemi, odpadními vodami, úniky ropných látek a aplikací chemických produktů v zemědělství (Kim et al. 2019). Kovy jsou ve vodě přítomny ve formě jednoduchých kationtů či aniontů, nebo ve formě anorganických a organických sloučenin. Formy výskytu těžkých kovů ve vodním prostředí dělíme na imobilizační a remobilizační. Při imobilizaci se kovy adsorbují na pevný sediment a nerozpustné látky. Při remobilizaci se kovy uvolňují z pevné matrice, kdy při snížení pH se rozpouští i málo rozpustné formy kovů, nebo při redukčních podmínkách se uvolňují kovy z biomasy (Pitter 2009).

Negativní vlastnosti kovů je převážně schopnost se akumulovat v organismech a dnových sedimentech. Díky této schopnosti se akumulovat, nevystihuje koncentrace v kapalně fázi skutečné celkové znečištění vodního prostředí. Kontaminace sedimentů dna je významným indikátorem znečištění povrchových vod toxickými kovy. Faktory ovlivňující distribuci těžkých kovů jsou i vlastnosti sedimentů. Při vyšším obsahu organické hmoty a menší zrnitosti frakci je sediment obohacen o koncentrace těžkých kovů. Například obsah rtuti v sedimentech s převahou bahna a organické činnosti má větší koncentraci než v písčitéch sedimentech. Takto uložené kovy mají schopnost se remobilizovat zpět do vodního prostředí (Pitter 2009).

Při studii kontaminace a hodnocení environmentálních rizik, je důležitým krokem oddělení přirozeného výskytu toxických kovů od antropogenního. Jako jedna z možných vyhodnocovacích metod je normalizace toxických kovů na globální průměrné koncentrace (UCC), převážně v břidlicích nebo svrchní části zemské kůry (Matys Grygar et al. 2012). Geochemie sedimentů jako je intenzita zvětvování a chemické složení zdrojové horniny jsou faktory potlačující vliv velikosti zrn. Výsledky z depozičního prostředí odlišných oblastí

potvrzující lineární trendy mezi kontaminanty a litogenními prvky se mohou lišit, v závislosti na chemickém složení zdrojové horniny. Analýza geochemických dat společně se zrnitostní analýzou může být použita k definování specifických trendů pro dané povodí. Pro tyto účely se používá zejména faktor nabohacení (enrichment factor = EF). Čím je vyšší hodnota EF, tím roste pravděpodobnost, že zdroj je antropogenního původu (Matys Grygar et al. 2012). Tyto analýzy jsou důležité pro objasnění litogenní a antropogenní variability koncentrací toxických prvků. Globální úrovně kontaminace zcela nevystihují kontaminace na lokální či místní úrovni (Bábek et al. 2015).

4.6 Vliv povodní na míru kontaminace

Hydrologické podmínky mají vliv na koncentrace těžkých kovů ve fluvialním prostředí. Za podmínek nižších průtoků v suchých obdobích vykazují obecně říční systémy vyšší obsah toxických kovů v dnových sedimentech, zatímco pro vlhčí období jsou typické nižší hodnoty obsahu těžkých kovů na dně a vyšším obsahem v mobilizovaných sedimentech (Gaiero et al. 1997). Během povodní dochází k redepozici již uložených a potenciálně kontaminovaných sedimentů v povodí včetně zaplavení průmyslových oblastí a starých ekologických zátěží. Při kulminačních průtocích dochází k naředění koncentrací těžkých kovů, při poklesu energie proudění sedimentují hrubozrnné sedimenty s nižší mírou kontaminace. Mnohem vyšší koncentrace těžkých kovů jsou vázány na jemnozrnné sedimenty, uložené ve vhodných sedimentačních pastech, často ukládané při odeznívání povodní (Bábek et al. 2011 a 2015, Sedláček 2023). Pokud je niva pravidelně zaplavovaná, v distálních částech dále od koryta sedimentují jemnozrnné sedimenty s vyšším podílem jílové frakce a slouží jako stratigrafické archivy znečištění (Grosbois et al. 2012). K nabohacení koncentrací těžkých kovů a dalších toxických látek dochází také v mrtvých ramenech vzniklých přirozeně nebo uměle narovnáním koryta. Tyto struktury jsou navíc často zaplavované vodou při povodních (Gocht et al. 2001, Bábek et al. 2011, Ciazela et al. 2018, Sedláček et al. 2021).

Zrnitost je důležitým řídicím faktorem míry kontaminace ve fluvialních sedimentech. Například v povodí řeky Moravy je důležitá pro koncentrace Pb, Zn, Cu a Cr. Těžké kovy jsou často adsorbovány na jílovou frakci, proxy indikátorem jsou např. obsahy Ti, Rb a Al. Lineární závislost koncentrací Pb, Zn, Cu a Cr na Ti, Al a Rb vyjadřuje korelaci mezi velikostí zrn a mírou koncentrace toxických kovů v sedimentech. Variabilita velikosti zrn je vysoká a může být příčinou variability chemického složení samotných

říčních sedimentů až ze 70 %. Vertikální rozdíly ve velikosti zrn jsou hlavním činitelem změny koncentrace prvků (Bábek et al. 2015).

4.7 Toxické působení vybraných těžkých kovů

4.7.1 Zinek (Zn)

Řadí se do skupiny esenciálních prvků a je jeden z nejvíce zastoupených prvků v zemské kůře. Člověkem je hojně využíván pro svou dobrou elektrickou vodivost, vysoký redukční potenciál a působí protikorozně. Vyskytuje se ve sloučeninách, jako jsou chlorid zinečnatý, oxid zinečnatý, síran zinečnatý a sulfid zinečnatý. Reaguje s kyselinami a za vzniku oxidu zinečnatého se snadno oxiduje a tím chrání kov před další korozí. Zvětráváním zinečnatých minerálů, převážně pak v kyselých a oxidačních podmínkách, se navyšuje jeho koncentrace v půdě, převážně v horních hranicích horizontu, kde je dobře adsorbován organickou složkou půdy. Zvýšený obsah zinku jsou indikovány v dnových sedimentech. V půdě se váže na hydroxidy Fe a Al a jílové minerály (24-63 %) (Kabata-Pendias 2010).

Sám zinek není pro člověka toxický, problém nastává spíše při jeho nedostatku. Zinek je nezbytnou složkou pro vznik bílkovin, stejně tak pro syntézu DNA, mužskou plodnost a růstový hormonů (Kim et al. 2019). Nebezpečí toxicity nastává v jeho vlivu na půdní mikroorganismy, jeho nedostatek ovlivňuje půdní vlastnosti, pH, obsah organické hmoty a brání úloze Mg a Fe v půdě. Obvykle je zinek přenášen z půdy Zn^{2+} a do rostliny se dostává prostřednictvím kořenů (Kim et al. 2019; Kabata-Pendias 2010).

4.7.2 Olovo (Pb)

Olovo patří k nejdéle známým a využívaným těžkým kovem. Získává se z rudy galenitu (PbS). Pro lidský organismus nebyl zjištěn žádný esenciální význam. V lidském organismu se chová jako konkurent vápníku, postupně ho vytěsňuje z kostí a ukládá se na jeho místě. Až 90 % přijatého olova se kumuluje v kostech kde poškozuje krvetvorbu která vede k anemickým stavům. Olovo, uložené v kostech, má schopnost se mobilizovat, vstupovat do krevního řečiště a napadat další orgány, zejména játra, ledviny a reprodukční systém. Podobně jako rtuť má schopnost prostoupit ochranou bariérou placenty a poškodit plod. U menších dětí působí toxicky na nervový systém a může být příčinou jejich mentální retardace (Cibulka 1991). Přírodním způsobem se Pb do atmosféry dostává ve formě prachu, kouře, lesních požárů a aerosolů mořské vody. Při interakci olova s půdou

dochází k jeho akumulaci na svrchních částech půdy (Loredana Ungureanu a Mustatea 2022). Mezi antropogenní zdroje olova řadíme spalování uhlí, splach z odpadních vod při těžbě a zpracování rud, koroze olovnatého potrubí, z čistírenských kalů a průmyslových kompostů, z výfukových plynů. Dříve byl významným zdrojem olovnatý benzín, avšak v současnosti se tento typ benzínu nepoužívá. Potenciální nebezpečí toxicity v potravním řetězci se snižuje zapracováním Pb do půdy, kdežto zvýšená toxicita byla prokázána na listech rostlin po atmosférické depozici. Pro snížení kontaminace půdy je nutné zvýšit pH půdy, dále se používá překrytí nebo odstranění svrchní vrstvy, zalesnění nebo jen zvýšení podílu organické hmoty (Cibulka 1991).

4.7.3 Měď (Cu)

Měď se v přírodě vyskytuje ve formě rud a minerálů převážně chalkopyritu (CuFeS_2). Používá se při výrobě elektrických vodičů a slitin. Její odolnost vůči korozi z ní dělá velice důležitou surovinu pro průmysl. Při těžbě kovových rud, včetně mědi, vzniká odpad kontaminovaný toxickými kovy jako As, Cd, Hg a Pb. Kovy se dostávají ve formě aerosolů do ovzduší nebo prosakují do podzemních vod (Izydorczyk et al. 2021). Měď je v půdách silně vázána na organické látky a jílové částice, proto ji najdeme v povrchových částech půdy. Půdy kontaminované kovem mají negativní vliv na vývoj plodin a představují zátěž pro životní prostředí. Cu silně komplexuje s organickými látkami a její zvýšená rozpustnost nastává při pH 5,5. Jako nejčastější antropogenní zdroje jsou uváděny těžba a zpracování rud nebo spalování fosilních paliv a odpadů. V zemědělství se jedná převážně o přípravky na bázi Cu, jako jsou hnojiva, pesticidy. Ve vysokých dávkách způsobuje žaludeční a střevní bolesti, poškození jater a ledvin a vznik anemie. (Izydorczyk et al. 2021; Ministerstvo životního prostředí 2021).

4.8 Limitní hodnoty vybraných těžkých kovů v půdách a sedimentech

Limitní hodnoty rizikových prvků a látek v sedimentech stanovuje vyhláška č. 257/2009 Sb. v příloze č. 1 (Tab. 4). Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v půdě, na kterou má být sediment použit, udává vyhláška č. 257/2009 Sb. v příloze č. 3 (Tab. 5). Tato vyhláška nabyla účinnosti dne 1. září 2009.

Tab. 4: Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v sedimentu v mg.kg^{-1} sušiny. Vyhláška č. 257/2009 Sb.

Prvek	Limitní hodnoty (mg.kg^{-1})
Zinek	300
Měď	100
Olovo	100

Tab. 5: Limitní hodnoty rizikových prvků a rizikových látek v půdě v mg.kg^{-1} sušiny. Vyhláška č. 257/2009 Sb.

Prvek	Typ půdy	
	*Běžné půdy (mg.kg^{-1})	**Lehké půdy (mg.kg^{-1})
Zinek	120	105
Měď	60	45
Olovo	60	55

*Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy

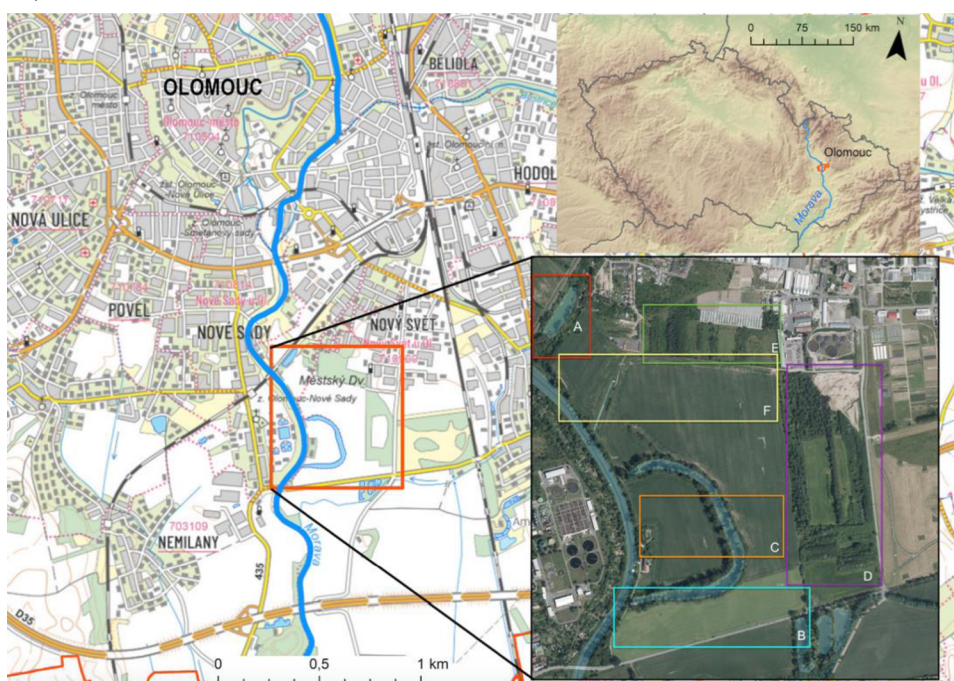
** Lehké půdy: písky, štěrkopísky

Zdroj: Vyhláška č. 257/2009 Sb.

5 Metodika

5.1 Terénní etapa

Odběr vzorků proběhl ve třech etapách na podzim 2023 a začátkem roku 2024 na vytipované lokalitě na jižním okraji města Olomouc (obr. 11). Studované území se nachází v katastru městských částí Nový Svět a Nové Sady. Lokalita byly vybrána pro rozmanité zastoupení krajinných prvků. Vzorky byly odebrány na předem vytipovaných místech, v různých prostředích, které se nacházejí ve vymezeném území. Jde o travní porost, lesní prost, ornou půdu, okolí vodních ploch s fluviálními sedimenty. Vzorky byly odebrány polní lopatkou ve dvou hloubkových úrovních a to 0-5 cm a 5-10 cm. Hmotnost každého vzorku činila cca 20-30 g. Vzorky byly popsány a umístěny do uzavíratelných PE sáčků. Sáčky byly označeny písmeny NS, číslem odběrového místa a hloubkou odebraného vzorku. Dohromady bylo odebráno 70 vzorků z 35 odběrových míst. Každé odběrové místo bylo od sebe dostatečně vzdáleno, v rámci desítek metrů a byla zaznamenána jeho GPS poloha (příloha1).



Obr. 11: Mapový přehled zkoumané oblasti (ČÚZK upraveno).

Pro budoucí srovnání je oblast rozdělena do 6 sekcí (obr. 11) podle zastoupení využití území (označení písmeny A, B, C, D, E, F). V sekci označené písmenem A je oblast vodní plochy rybník Cejnarák ohraničená lesním a křovinatým porostem. Sekce B a F jsou orné plochy, každá využita pro odlišné plodiny. Oblast C představuje mrtvé rameno řeky Moravy s fluviálními sedimenty ohraničené lesním porostem. Vnitřní a vnější strana mrtvého ramene je ohraničená ornou půdou. Lesní půda s křovinatým

porostem je v sekci E a lesní půda se stromy písmenem D. Postup odběru byl fotograficky zdokumentován. Vzorky byly dopraveny do laboratoře na katedře geologie a neprodleně uskladněny v chladícím zařízení při teplotě 4 °C.

5.2 Laboratorní etapa

5.2.1 Příprava vzorků

Po vyjmutí vzorků z chladícího zařízení byly před dalším zpracováním vzorky sušeny v plastových kelímcích při teplotě 45⁰ C po dobu 72 hodin v laboratorní sušárně Venticell na katedře geologie. Usušené vzorky byly uzavřeny do PE sáčků a zváženy na digitálních vahách s přesností na dvě desetinná místa. Hmotnost sáčku byla odečtena. Vzorky byly připraveny na další měření magnetické susceptibility. Poté byla část vzorků podrcena v achátové misce na analytickou jemnost pro EDXRF analýzu.

5.2.2 Magnetická susceptibilita (MS)

Magnetická susceptibilita je poměr magnetizace k intenzitě magnetického pole. Udává míru, jakou materiál reaguje na vnější magnetické pole. Principem metody je umístění vzorku do vnějšího magnetického pole (H), díky tomu dochází k přeskupení elektronů v orbitalech. Tím látka vytvoří magnetizaci (M), která je následně změřena přístrojem. Objemová magnetická susceptibilita nemá vlastní jednotku, ale je označována K a je definována vztahem:

$$K=M/H$$

Pro měření objemové magnetické susceptibility byl použit laboratorní kapamůstek KLY-4 (AGICO s.r.o., ČR) umístěný na katedře geologie. Citlivost přístroje činí 3.10⁻⁸ SI, intenzita magnetického pole je 300 Am⁻¹ při operační frekvenci 920 Hz. Vzorky byly umístěny v plastových sáčcích a plastové kyvetě s držákem. Před měřením byl přístroj kalibrován s ohledem na prázdný PE sáček a kyvetu s držákem. Jedno měření probíhalo cca po dobu 20 s a každý vzorek byl měřen dvakrát, pokaždé s jinou orientací. Výsledky byly zprůměrovány a exportovány do MS excel. Objemová MS byla přepočítána s ohledem na hmotnost vzorku a uvedena jako hmotnostně-specifická MS v jednotkách m³ kg⁻¹ dle vzorce (1):

$$(1) MS = (SI/hmotnost vzorku [g]*10)/1000 = m^3 kg^{-1}$$

5.2.3 RTG Fluorescence

Ke stanovení prvkových koncentrací v analyzovaných vzorcích byla použita metoda energiově-disperzní rentgenové fluorescence (EDXRF) pomocí ručního fluorescenčního spektrometru DELTA (Innov-X, Inc., USA). Podrcené vzorky byly nasypany do plastové kyvety mající objem 4 cm³ a poté z jedné strany překryty mylarovou fólií. Jedno měření probíhalo po dobu 240 s. Přístroj pracoval v modu GEOCHEM a před začátkem měření se kalibroval pomocí standardizační tablety. K buzení RTG záření v přístroji byla použita rheniová lampy mající rozsah napětí od 8 do 10 keV a rozpětí proudu od 5 do 200 μA. EDXRF analýzou byly zjištěny koncentrace hlavních a stopových prvků vyjádřené v ppm. Výsledky byly dále zpracovány v programech MS Excel a Inskape, uvedeny v % (vybrané hlavní prvky) nebo ppm (stopové prvky).

6 Výsledky

6.1 Litologie

V sekci označené písmenem A se nachází vodní plocha s názvem Cejnarák, ohraničená křovinatým a lesním porostem. Vzorky NS1, NS2 a NS5 jsou si velmi podobné svou heterogenní zrnitostí s drobnými valouny a šedohnědou barvou. V obou vrstvách (0-5 cm a 5-10 cm pod povrchem) jsou stopy lidské činnosti. Vzorek NS3 (obr. 12) je kompaktnější s větším podílem kořinek a kousků dřevní hmoty. Vzorek NS4 je nevytříděný heterogenní materiál s hrubými klasty a tmavě hnědou barvou. V hloubce 5-10 cm byla zachycena hladina vody, vzorek byl velmi hrubozrný. Vzorek NS6 obsahuje světle hnědý, hrubozrný, nevytříděný materiál.



Obr 12: vzorek NS3 (Zdroj vlastní).

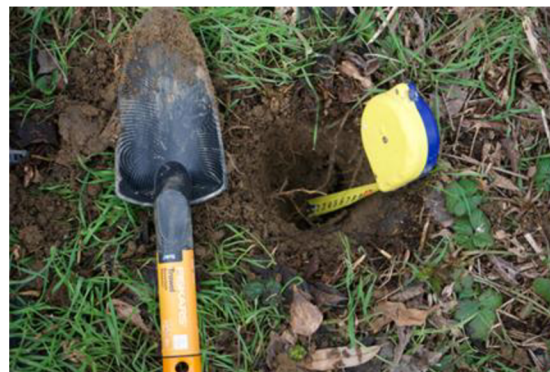
Sekce B (obr. 13) sestává z orné plochy nacházející se podél silniční komunikace. Ve všech odebraných vzorcích se jedná o stejné složení, jde o kyprou ornici tmavě hnědé, obsahující nevytříděný jemnozrný materiál s převahou jílovito-prachovité frakce.



Obr. 13: detail odběru vzorku NS8 (vlevo) na ploše sekce B (vpravo).

Sekce C představuje mrtvé rameno řeky Moravy ohraničené křovinatým a lesním porostem. Ve všech případech byl odebrán vytříděný jemnozrný materiál šedohnědé barvy. Směrem k mrtvému ramenu byla ve vzorcích pozorována vyšší saturace vodou. Odběr probíhal v zimním období, celá zóna byla promrznutá s plochami stojaté vody. Vnitřní i vnější strana mrtvého ramene je ohraničena ornou půdou.

V sekci D je lesní půda se vzrostlými stromy. Vzorek NS12 je hrubozrný nevytříděný materiál, světle hnědé barvy s velkým podílem organické hmoty. Vzorek NS13 lze označit jako hrubozrnou půdu černé barvy s vysokým podílem humusu. Vzorek NS14 (obr. 14) je hrubozrný, světle hnědé barvy s příměsí písku a organické hmoty včetně kořínků. Vzorky NS15 a NS16 jsou si obsahově velmi podobné, jde o šedo hnědý heterogenní jemnozrný materiál.



Obr. 14: Detail místa odběru vzorku NS14 (zdroj vlastní).

Vzorky NS24, NS25 a NS26 jsou hrubozrné písčité sedimenty světle hnědé barvy.

Sekce E je lesní půda s křovinatým porostem. Vzorky NS27, NS28 jsou si podobné, mají hnědou barvu, jde o hrubozrný materiál. U vzorku NS29 byl zaznamenán větší obsah písčitého materiálu. NS30 a NS31 jsou jemnozrný nevytříděný materiál šedé barvy.

Sekci F je ornou půdou. Vzorek NS32 je jílovitý materiál šedé barvy. Vzorek NS33 je barevně stejný jako předchozí ale více saturován vodou. Vzorky NS34 a NS35 mají šedo hnědou barvu, jsou hrubozrnnější s větším obsahem valounů a písku.

6.2 Magnetická susceptibilita

Naměřené hodnoty hmotnostně-specifické susceptibility (MS) se pohybovaly v širokém rozmezí (obr. 15) od $3,92 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS12) do $1,12 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS3). Průměrná hodnota všech vzorků je $3,61 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a medián vzorků je $2,27 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Pro svrchní vrstvu (hloubka 0-5 cm) byla naměřena nejmenší hodnota MS ve vzorku NS3 a to $1,38 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a největší hodnota je stejná jako největší hodnota celková (NS12). Průměrná hodnota MS v rámci celé vrstvy činí $4,07 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a medián pro svrchní vrstvu $2,33 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. U spodní vrstvy je minimální hodnota MS opět pro stejný vzorek NS3 a to $1,12 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, maximální hodnoty odpovídají vzorku NS12 s hodnotou MS $2,26 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Medián pro spodní vrstvu je $2,23 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a průměrná hodnota $3,15 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Změna nastává u zvýšených hodnot v zónách A, B, C, převážně u velkého výkyvu hodnot MS ve vzorku NS12. Mimo to nejsou pozorované podstatné rozdíly v pozorovaných hodnotách.

Hodnoty MS pro zónu A se pohybují od $1,12 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ po $1,71 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Avšak byly zaznamenány zvýšené hodnoty MS v celé zóně A, s mediánem $3,73 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. V poměru s ostatními zónami jsou zde hodnoty MS jednoznačně nejvyšší i přesto, že nejmenší hodnoty (NS3) byly naměřeny právě v této zóně. Vzorek NS1 je vzorkem s největší zaznamenanou hodnotou pro obě vrstvy, svrchní $1,71 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a spodní $5,69 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$.

Hodnoty MS pro zónu B se pohybují od $1,96 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ po $5,82 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Průměrná hodnota je $3,12 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a medián $2,18 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, celkově jsou hodnoty srovnatelné pro celou oblast. U vzorku NS7 byla pozorována nejvyšší hodnota ve svrchní vrstvě $5,82 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, která však ve spodní vrstvě klesá na $4,53 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Podobný klesající trend do pdloží lze pozorovat i u vzorku NS10. Nejmenší hodnoty MS jsou prokazatelně v obou vrstvách vzorku NS 11, s hodnotou MS pro svrchní vrstvu $1,96 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a spodní $2,01 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$.

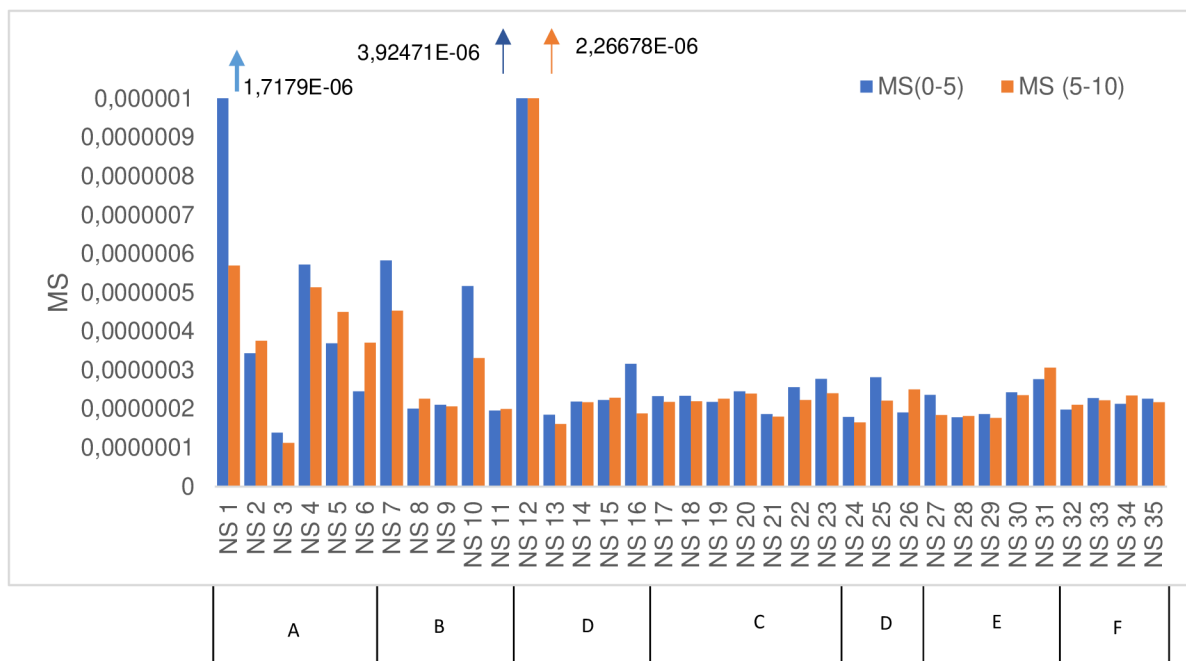
Hodnoty MS pro zónu C se pohybují od $1,8 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS21) po $2,77 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS23). Medián MS činí $2,29 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a průměrná hodnota je $2,28 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$, vypovídají o podobné distribuci hodnot MS v celé zóně. Nejmenší hodnoty

jsou u vzorku NS21, ve svrchní vrstvě $1,87 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a $1,80 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve spodní vrstvě. Nejvyšší hodnoty MS byly změřeny ve vzorku NS23, ve svrchní vrstvě $2,77 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a $2,41 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve spodní vrstvě.

Hodnoty MS v zóně D se pohybují od $1,61 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (NS13) po $3,92 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (NS12). Vzorek NS12 vyčnívá na všechny ostatní vzorky pro obě vrstvy, avšak byl pozorován pokles směrem do podloží, s naměřenou hodnotou MS $3,92 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve svrchní vrstvě a $2,26 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve spodní vrstvě. Díky tomuto vzorku se průměrná hodnota MS dostala na $5,76 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ale hodnota mediánu je jen $2,20 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Celkově jde v celé zóně pozorovat klesající trend všech vzorků směrem do podloží, až na vzorek NS26 s naměřenou hodnotou MS $1,91 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve svrchní vrstvě a $2,50 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ve spodní vrstvě.

Hodnoty MS pro zónu E se pohybují od $1,77 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS29) po $3,06 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS31). Průměrná hodnota MS činí $2,20 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a medián $2,11 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. U vzorků NS28 a NS29 se hodnoty pohybují kolem $1,8 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ pro obě vrstvy. Vzorek NS31 má vyšší hodnoty MS narůstají směrem do hloubky z $2,77 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ na $3,06 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$.

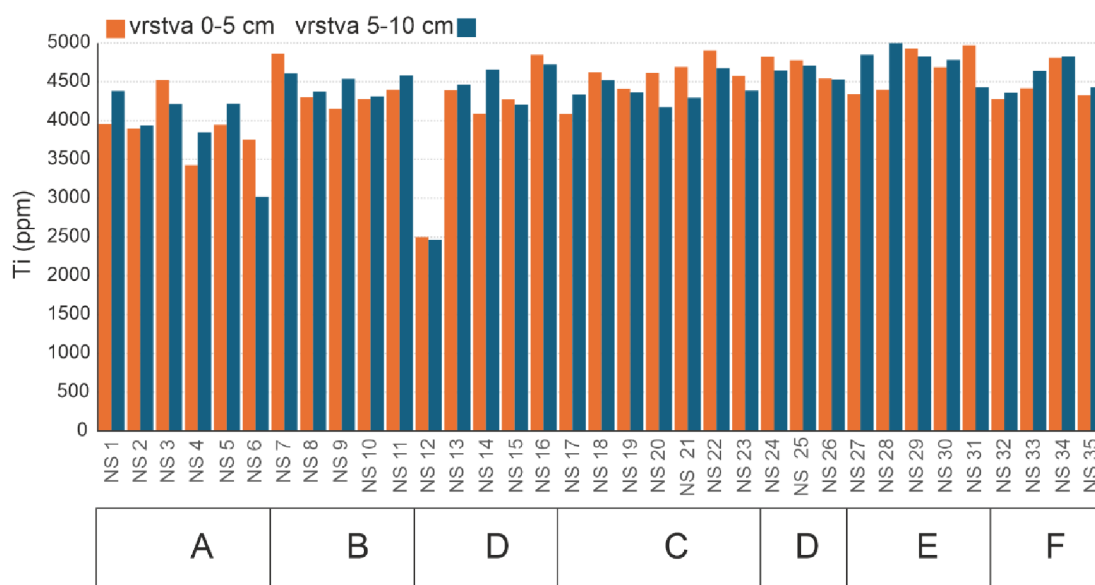
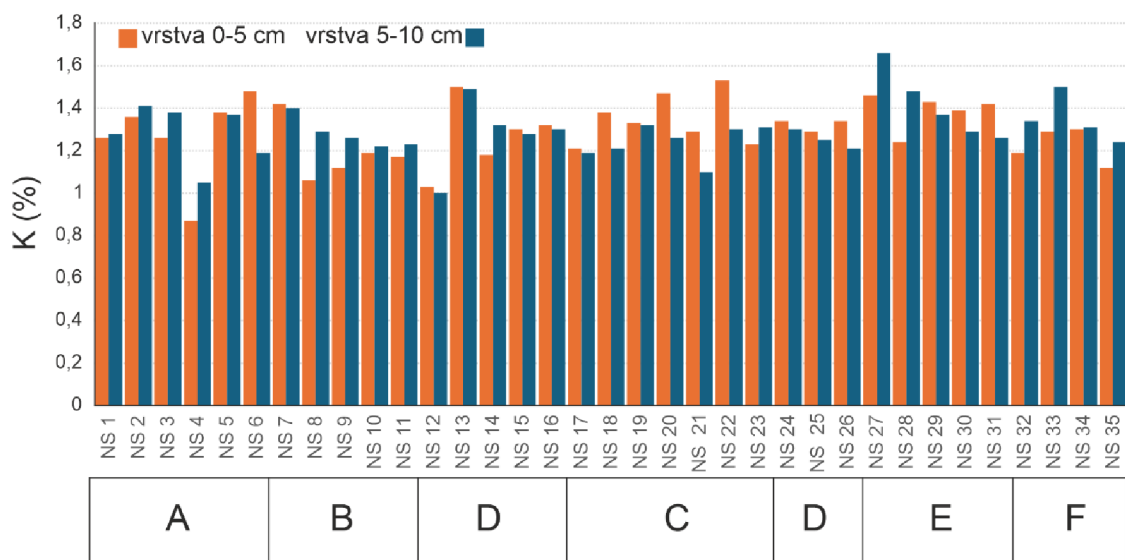
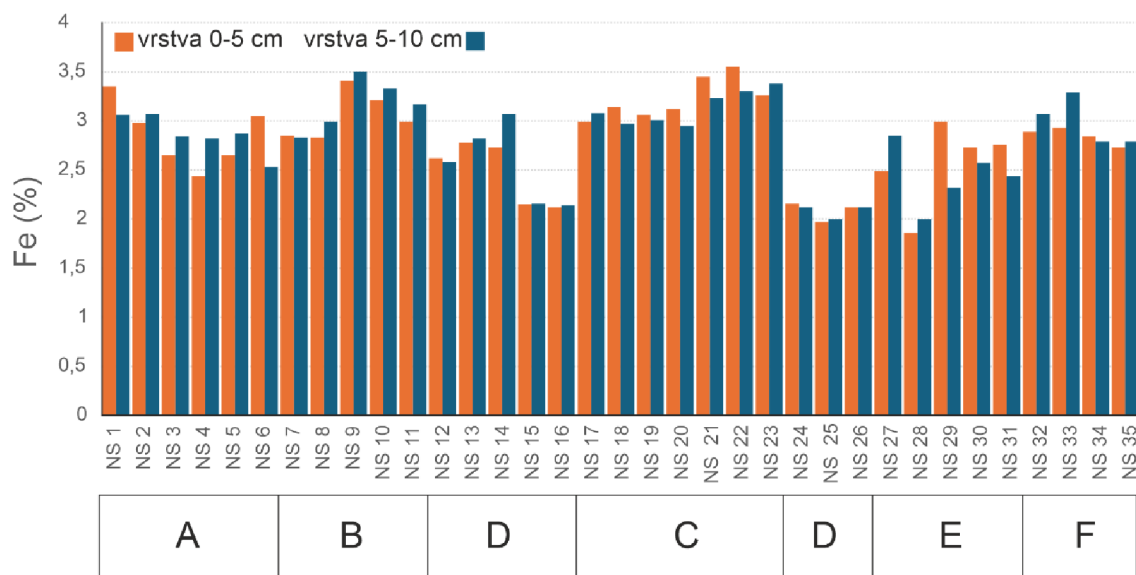
Hodnoty MS pro zónu F se pohybují od $1,98 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS32) po $2,34 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ (vzorek NS34). Průměrná hodnota MS je $2,19 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ a medián $2,20 \times 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$. Oba vykazují podobné hodnoty, je tedy patrné podobné rozložení MS v celé zóně.



Obr. 15: Naměřené hodnoty hmotnostně-specifické magnetické susceptibility s vyznačením jednotlivých zón. Modré sloupce jsou pro svrchní vrstvu, oranžové sloupce pro spodní vrstvu.

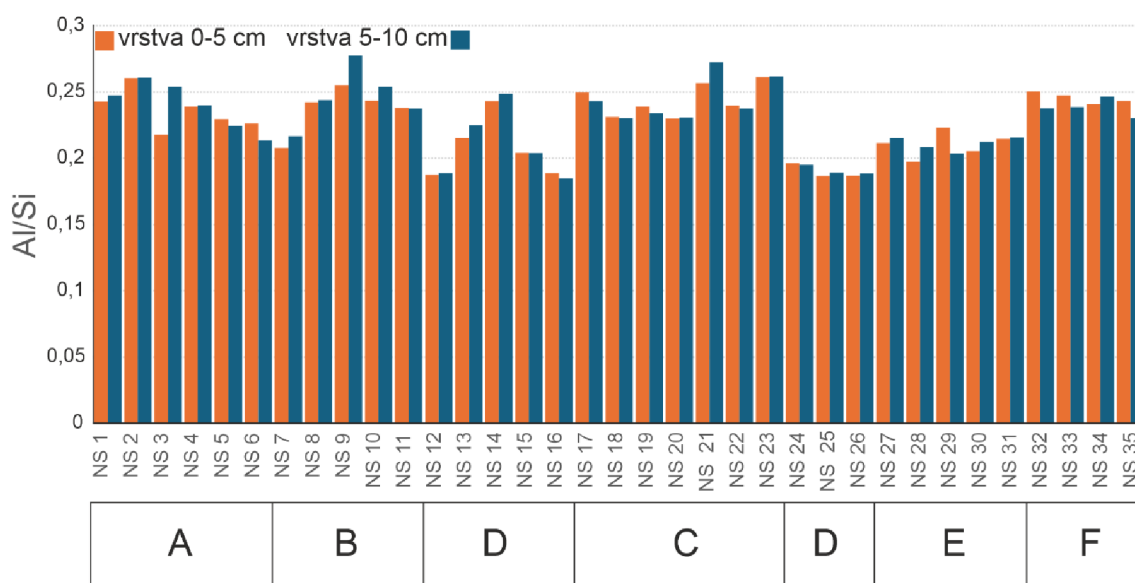
6.3 Prvková analýza

Pomocí EDXRF byly zkoumány distribuce vybraných litogenních a stopových prvků. Výsledky odpovídají plošnému celkovému rozložení v celé oblasti, pro svrchní a spodní vrstvu. Pro nejběžněji zastoupené prvky ve studované oblasti (Si, Al, Fe, K, Ca), byla koncentrace vyjádřena v %. Z litogenních prvků jsou nejhojněji zastoupeny Si, jehož koncentrace se pohybují od 9,04 do 16,93 % (medián 13,3 % ve svrchní vrstvě a 13,1 % ve spodní vrstvě), dále Al s naměřenými hodnotami v intervalu od 2,16 % do 3,56 % (medián 3 % ve svrchní vrstvě a 3,07 % ve spodní vrstvě) a Fe s rozsahem hodnot od 1,86 % do 3,55 % (medián 2,84 % ve svrchní vrstvě a 2,85 % ve spodní vrstvě). Další hojně zastoupené prvky jsou K, Ca a Ti, jejichž koncentrace však nepřevyšují 2 %. Další prvky jsou zastoupeny v tisících (Ti) či stovkách (P, Mn, Rb a Zr) ppm. Typicky litogenní prvky (Al, Si, Ti, Rb, Zr) mezi sebou korelují a hodnoty jsou významně vyšší než u hodnot těžkých kovů (TK), (Cu, Zn, Pb a As). Koncentrace vybraných litogenních prvků jsou znázorněny na obr. 16.



Obr. 16: Naměřené koncentrace Fe, K a Ti pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. oranžové sloupce jsou pro svrchní vrstvu, modré sloupce pro spodní vrstvu.

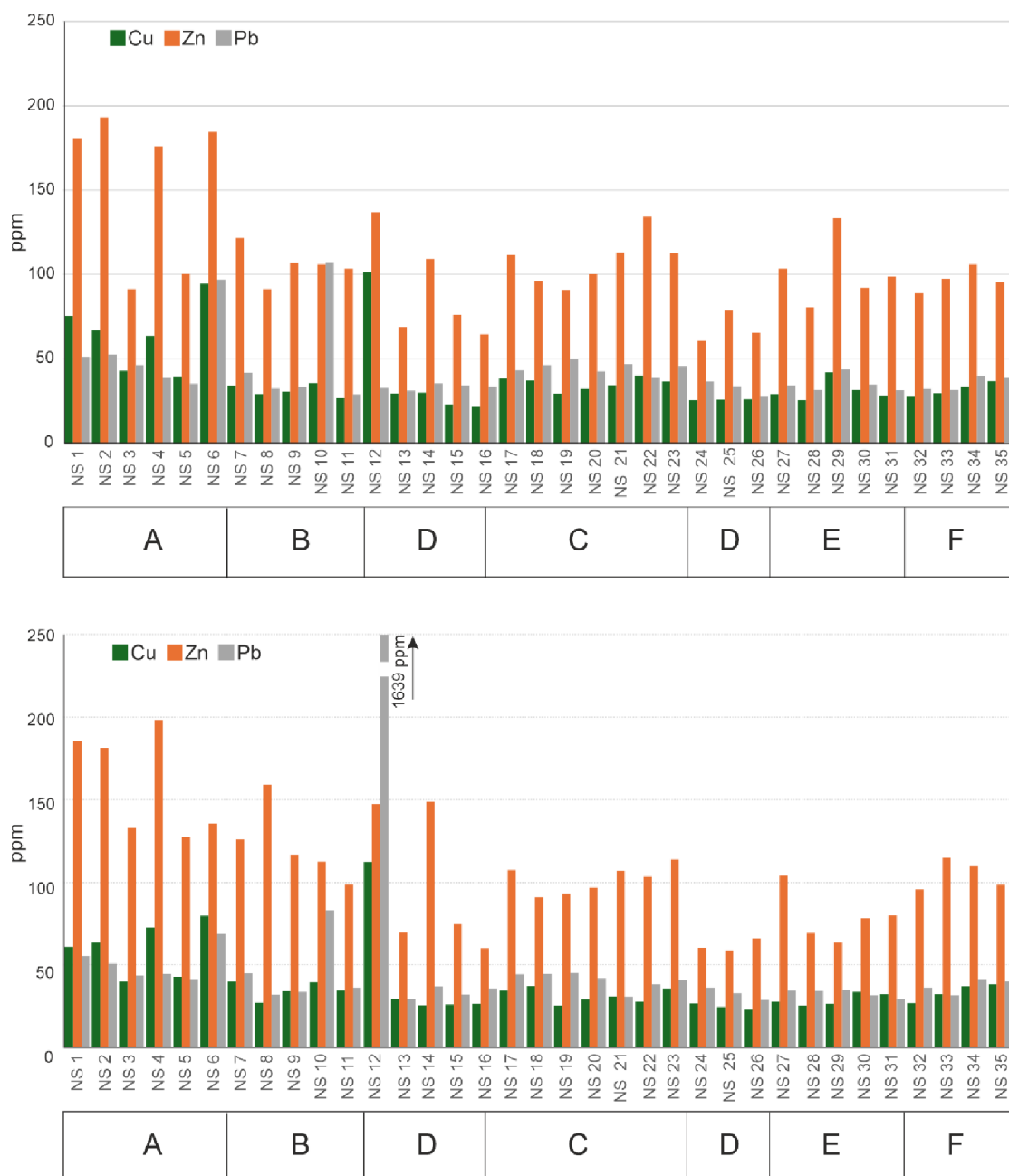
Poměr Al/Si byl použit jako proxy parametru pro zrnitostní změny ve vzorcích. Tento poměr slouží standartně jako indikátor zrnitosti (Matys Grygar et al. 2012; Bábek et al. 2015). Vyšší hodnota poměru Al/Si reflektuje vyšší podíl jemnozrnného materiálu kvůli vyšším koncentracím Al v jílových minerálech, zatímco nižší hodnota poměru odpovídá písčité frakci s vyšším zastoupením křemene (Sedláček et al., 2017). Poměr hodnot Al/Si pro svrchní a spodní vrstvy (obr. 17) nevykazuje zřetelné rozdíly, ve svrchní vrstvě je v intervalu od 0,19 do 0,26 s mediánem 0,23. Rozsah hodnot ve spodní vrstvě je od 0,18 do 0,28 s mediánem 0,23.



Obr. 17: Vypočtená hodnota poměru Al/Si pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. oranžové sloupce jsou pro svrchní vrstvu, modré sloupce pro spodní vrstvu.

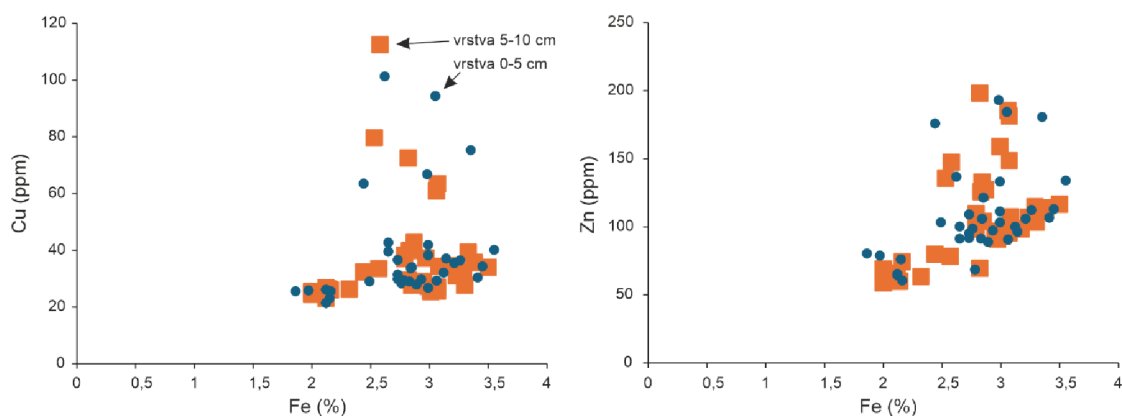
Koncentrace litogenních prvků se v některých případech lišily mezi vrstvami, ale jen v některých zónách. Koncentrace Al byly vyšší v podpovrchové vrstvě u zóny B, jinak systematické rozdíly nebyly pozorovány. Také u ostatních litogenních prvků nebyly pozorovány systematické rozdíly mezi vrstvami, koncentrace jsou srovnatelné.

Ze zkoumaných těžkých kovů dosahuje nevyšších koncentrací Zn, naměřené hodnoty se pohybují v rozsahu od 58,1 ppm do 193 ppm s mediánem 100,3 ppm pro svrchní vrstvu a 103,9 ppm pro vrstvu spodní. Koncentrace Pb se pohybovaly v širokém rozmezí od 27,9 ppm po 1639 ppm, avšak hodnota mediánu činí 36,2 ppm pro svrchní a 36,8 pro spodní vrstvu. Maximální naměřená hodnota koncentrace Pb tedy představuje jen odlehlou hodnotu. Tak koncentrace Cu kolísaly v rozmezí od 21,3 ppm po 112,4 ppm s mediánem 32,1 ppm pro svrchní a 32,3 ppm pro spodní vrstvu. Obecně nejnižších koncentrací dosahoval As, jeho hodnoty se pohybovaly od měření pod mezí detekce po 21 ppm. Hodnota mediánu činí 12,8



Obr. 18: Naměřené koncentrace Cu, Zn a Pb pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. Nahoře vrstva 0-5 cm; dole vrstva 5-10 cm.

ppm pro svrchní a 13,4 ppm pro spodní vrstvu. Lze tedy konstatovat, že hodnoty mediánů těžkých kovů jsou v rámci obou vrstev srovnatelné. Koncentrace Cu, Zn a Pb pro obě vrstvy jsou uvedeny na obr. 18. Těžké kovy byly normalizovány na Fe, tento prvek byl vybrán empiricky a osvědčil se také v jiných pracích (např. Matys Grygar a Popelka 2016; Faměra et al. 2021). Normalizace na Fe pak bylo využito pro výpočet faktoru obohacení. Dvojosé diagramy Fe vs. Cu, Zn a Pb poukazují na dva clustery (obr. 19).



Obr. 19: Dvojosý diagram závislosti Fe na Cu a Zn pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. Modrá kolečka jsou pro svrchní vrstvu a oranžové čtverce jsou pro spodní vrstvu.

6.3.1 Faktor nabohacení

Faktor nabohacení (EF), založený na statistických výpočtech geochemických dat, je používán pro zjištění míry antropogenního znečištění sedimentů. Vypočítá se jako poměr aktuální naměřené koncentrace těžkých kovů (Pb, Zn, Cu) a litogenního prvku ze vzorků oproti hodnotám poměru litogenního pozadí těžkého kovu a vybraného normalizačního prvku, jde tedy o formu dvojité normalizace. Účelem je odstranění vlivu zrnitosti na koncentrace těžkých kovů. Fe jakožto normalizační prvek byl vybrán empiricky. Hodnoty pozadí pro těžké kovy a Fe byly zjištěny z průměrných hodnot pro svrchní zemskou kůru (McLennan 2001). Faktor nabohacení byl vypočítán dle rovnice:

$$EF = (TK/Fe)/(TK_{bg}/Fe_{bg})$$

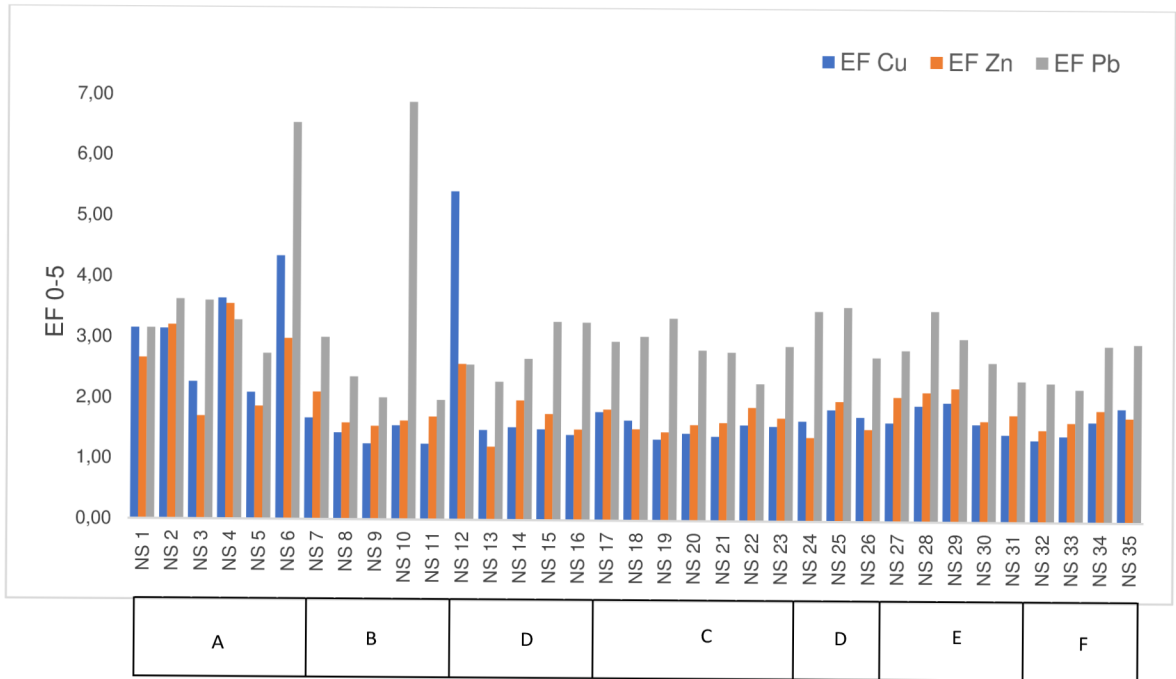
kde TK je hodnota koncentrací těžkých kovů ve vzorku, Fe je koncentrace železa ve vzorku a TK_{bg}/Fe_{bg} je prvkový poměr litogenního pozadí. Podle (Sutherland 2000) byly hodnoty faktoru obohacení ohodnoceny slovně do šesti stupňů podle míry kontaminace: 1) sediment s hodnotami <1 značí litogenní koncentrace; 2) minimálně obohacený sediment s hodnotami 1-2; 3) sediment se středním obohacením s hodnotami 2-5; 4) významně obohacený sediment s hodnotami 5-20; 5) velmi vysoce obohacený sediment s hodnotami 20-40; 6) extrémně vysoce obohacený sediment s hodnotami > 40 .

Vypočítané hodnoty EF se pohybovaly v širokém rozmezí, od 1,17 do 130,97. Celkově nižší hodnoty EF byly vypočteny pro Cu a Zn, v obou vrstvách byly rozsahy EF velmi podobné a hodnoty mediánu byly menší než 2. Lehce vyšší rozsahy hodnot EF byly

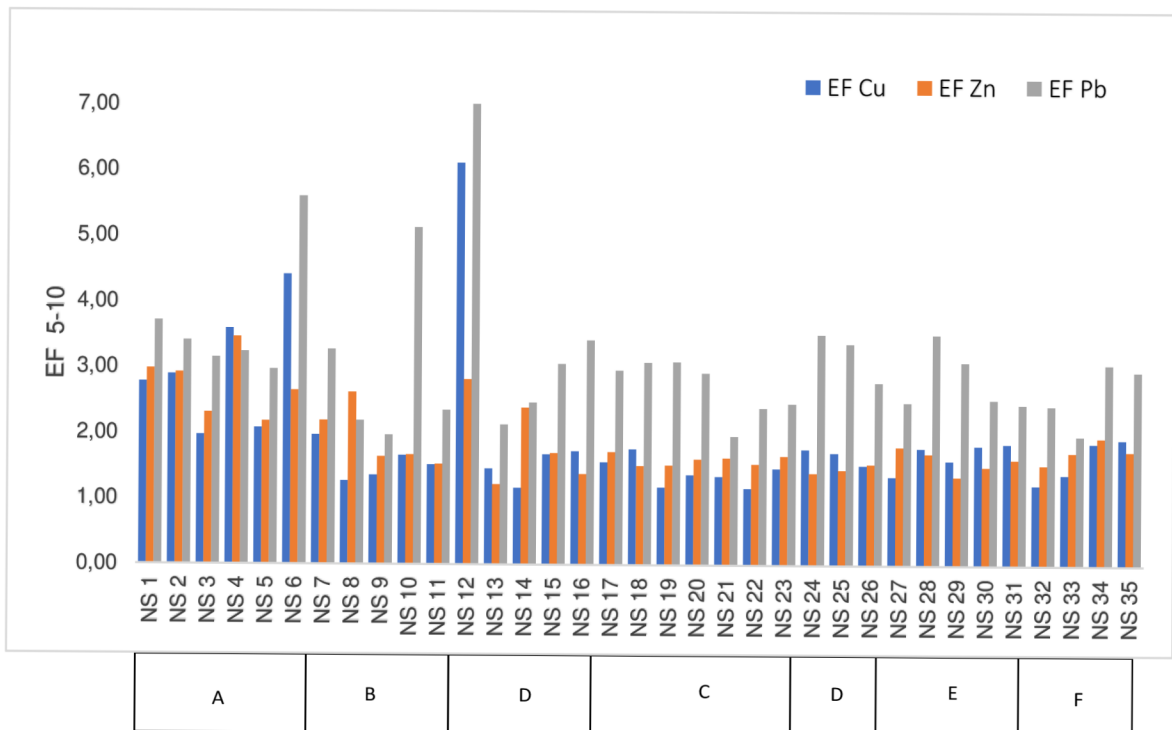
vypočteny pro Pb ve svrchní vrstvě. Naopak extrémní rozsah hodnot EF pro Pb ve spodní vrstvě (130,97) byl dána odlehlým měřením. Jinak medián EF pro Pb je v obou vrstvách srovnatelný.

Celkově se hodnoty EF (obr. 20 a 21) pro Cu pohybovaly od 1,17 po 6,11. Hodnoty EF pro Zn (obr. 20 a 21) se pohybovaly od 1,21 do 3,55, v případě Pb (obr. 20 a 21) bylo zjištěno největší rozpětí od 1,96 do 130,97. Pro svrchní vrstvu jsou průměrné hodnoty EF pro Cu 1,94 (medián 1,63), dále 1,9 pro Zn (medián 1,72) a 3,07 pro Pb (medián 2,9). V případě spodní vrstvy činí vypočtené hodnoty EF pro Cu 1,92 (medián 1,86), pro Zn 3,46 (medián 1,67) a 6,63 pro Pb (medián 2,97). Výsledky naznačují zvýšenou kontaminaci u všech zón.

Při porovnání s hodnotami pro litogenní pozadí (Cu=25 ppm, Zn=71 ppm, Pb=17 ppm, (McLennan 2001) jsou hodnoty ve studovaných vzorcích zvýšené až téměř čtyřnásobně. Jedná se tedy o sedimenty minimálně až významně obohacené koncentracemi těžkých kovů. Co se týče porovnání mezi vrstvami, nejmenší rozptyl jeví EF v případě Cu, naopak pro Zn a Pb se hodnoty mezi vrstvami mohou lišit. V případě zón A a C byly pozorovány mírně vyšší hodnoty EF pro Cu v povrchové vrstvě, ale jinak žádný systematický trend nebyl identifikován. U EF pro Zn a EF pro Pb hodnoty kolísají a není zde žádné porovnání s podložní vrstvou, výjimkou může být zóna E, kde byly mírně vyšší hodnoty EF pro Zn. V případě EF Pb byly rozdíly přímo v některých vzorcích, např. NS6 a NS10 vykazovaly mnohem vyšší hodnoty v povrchové vrstvě, zatímco vzorek NS12 ve vrstvě podpovrchové. Celkově jsou nejvyšší hodnoty EF pro Cu v plochách A a D, EF pro Zn jsou nejvyšší v ploše A, to stejné platí pro Pb, kromě toho jsou vyšší hodnoty v ploše D. Naopak jako nejméně kontaminované těžkými kovy se jeví plochy C a E, ve kterých jsou hodnoty EF, zejména pro Cu a Zn vždy nižší než 2.



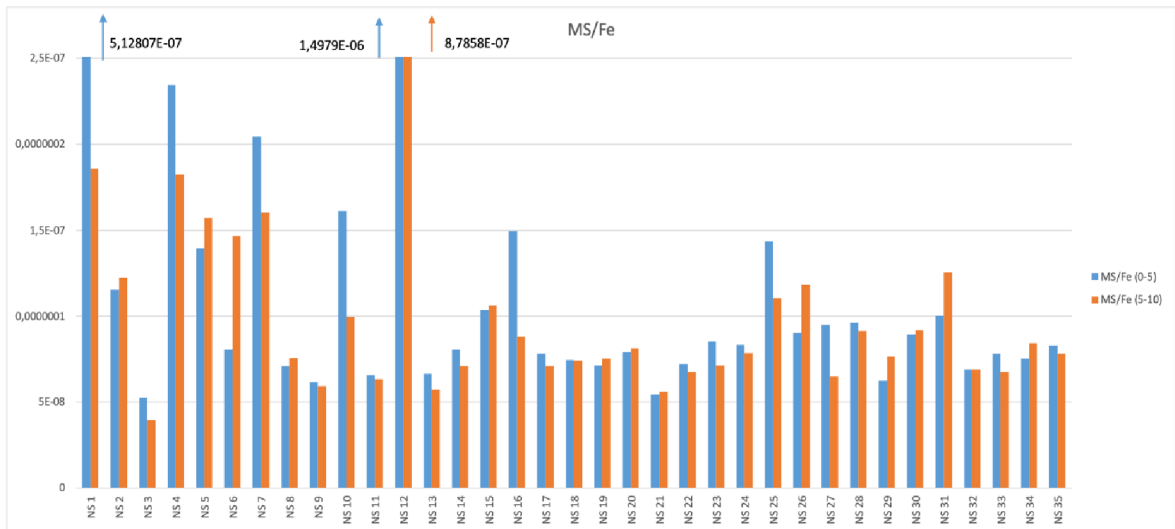
Obr. 20: Vypočtené hodnoty EF pro Cu, Zn a Pb pro vrstvu 0-5 cm s vyznačením jednotlivých zón.



Obr. 21: Vypočtené hodnoty EF pro Cu, Zn a Pb pro vrstvu 5-10 cm s vyznačením jednotlivých zón.

7 Diskuze

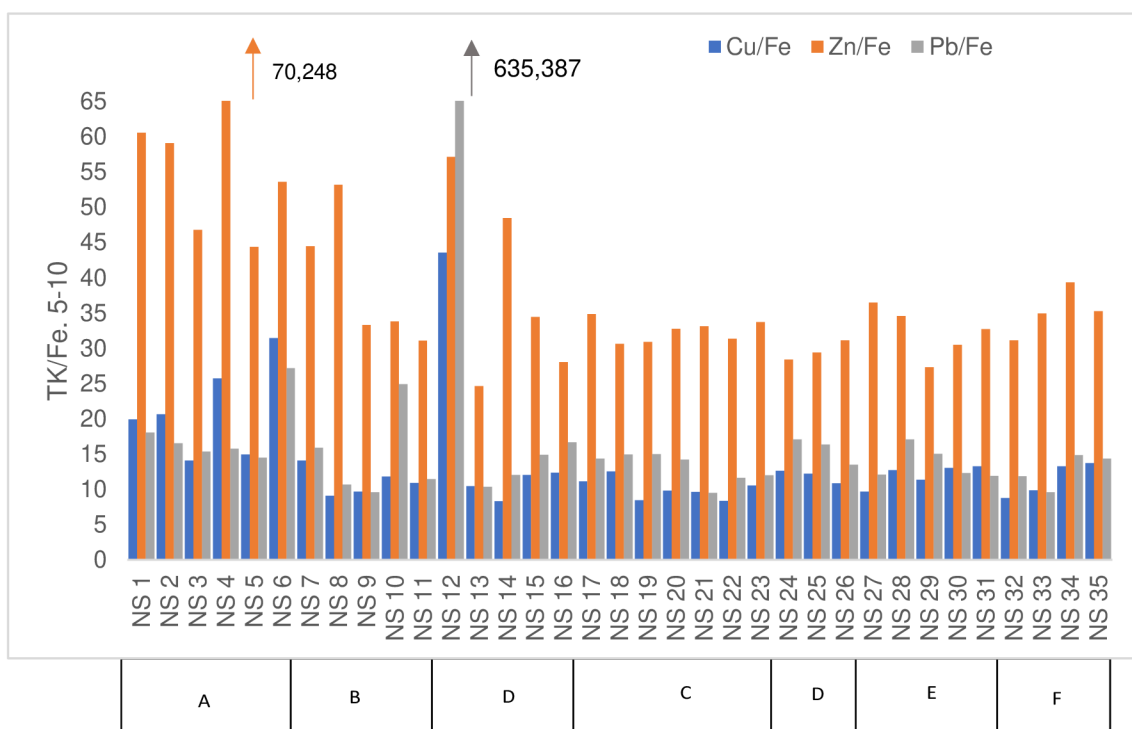
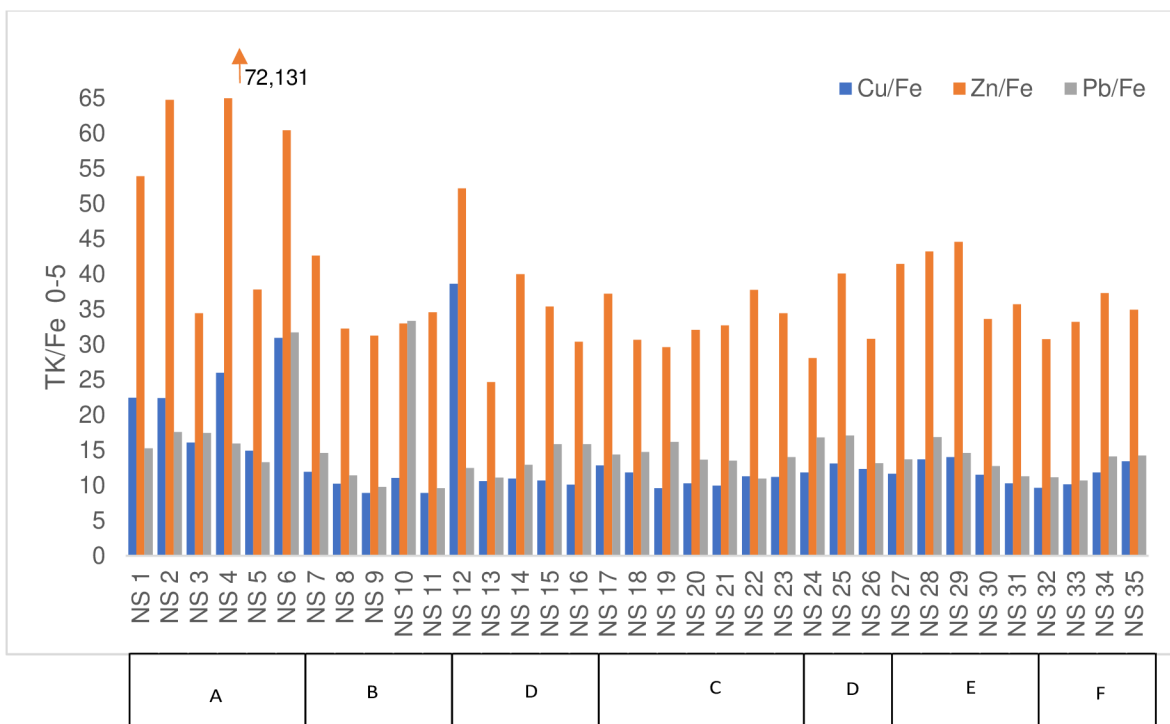
Hodnoty MS jsou v přirozeném prostředí ovlivněny hlavně pedogenními procesy, geologickým podložím, zrnitostí a tvarem (Rosenbaum a Reynolds 2004), kdežto při antropogenním zapříčiněním je MS používána jako nepřímá metoda při magnetickém mapování a stanovení kontaminace těžkými kovy. MS poskytuje údaje o množství magnetických konstituentů obsažených v sedimentech nebo půdě. Celkově jde o minerály paramagnetické, feromagnetické a antiferomagnetické (Bábek 2013). Korelace mezi zvýšenými hodnotami MS a koncentracemi těžkých kovů nasvědčují míře kontaminace prostředí. Těžké kovy mají tendenci se vázat na feromagnetické minerály a částice které mají vyšší schopnost vázat těžké kovy, jako jsou antropogenní částice, tz. sférule (Faměra et al. 2013 a 2018). Zdrojem kontaminace bývá atmosférický spad z průmyslové výroby, spalování fosilních paliv nebo výfukové zplodiny z dopravy. Feromagnetické minerály bývají často transportovány za zvýšeného stavu vody s vyššími průtoky a ukládány při povodních. Mezi nejčastěji se vyskytující feromagnetické minerály patří magnetit, maghemit a hematit (Bábek 2013). Pro určení míry magnetického znečištění se používá také poměr MS/Fe (např. Faměra et al. 2018; 2021). Nejvyšší hodnoty poměru MS/Fe (obr. 22) byly zjištěny u některých vzorků v zónách A, B a D. V případě zóny A může mít vliv blízkost železnice, kde může část magnetického znečištění být způsobena otěrem z kolejnic (Faměra et al. 2021) a také v důsledku uložení magneticky nabožených komponentů vlivem povodní. V případě zón B a D může mít vliv blízkost frekventované silnice. Vyšší hodnoty MS v blízkosti komunikací byly reportovány dříve (Petrovský et al. 2000). Taktéž byly reportovány vyšší hodnoty MS v půdách a sedimentech v důsledku depozice průmyslového popílku, což souvisí i se zvýšenými koncentracemi těžkých kovů (Faměra et al. 2021; Sedláček et al. 2020), což může být také případ studované lokality vzhledem k blízkosti Olomouce.



A	B	D	C	D	E	F
---	---	---	---	---	---	---

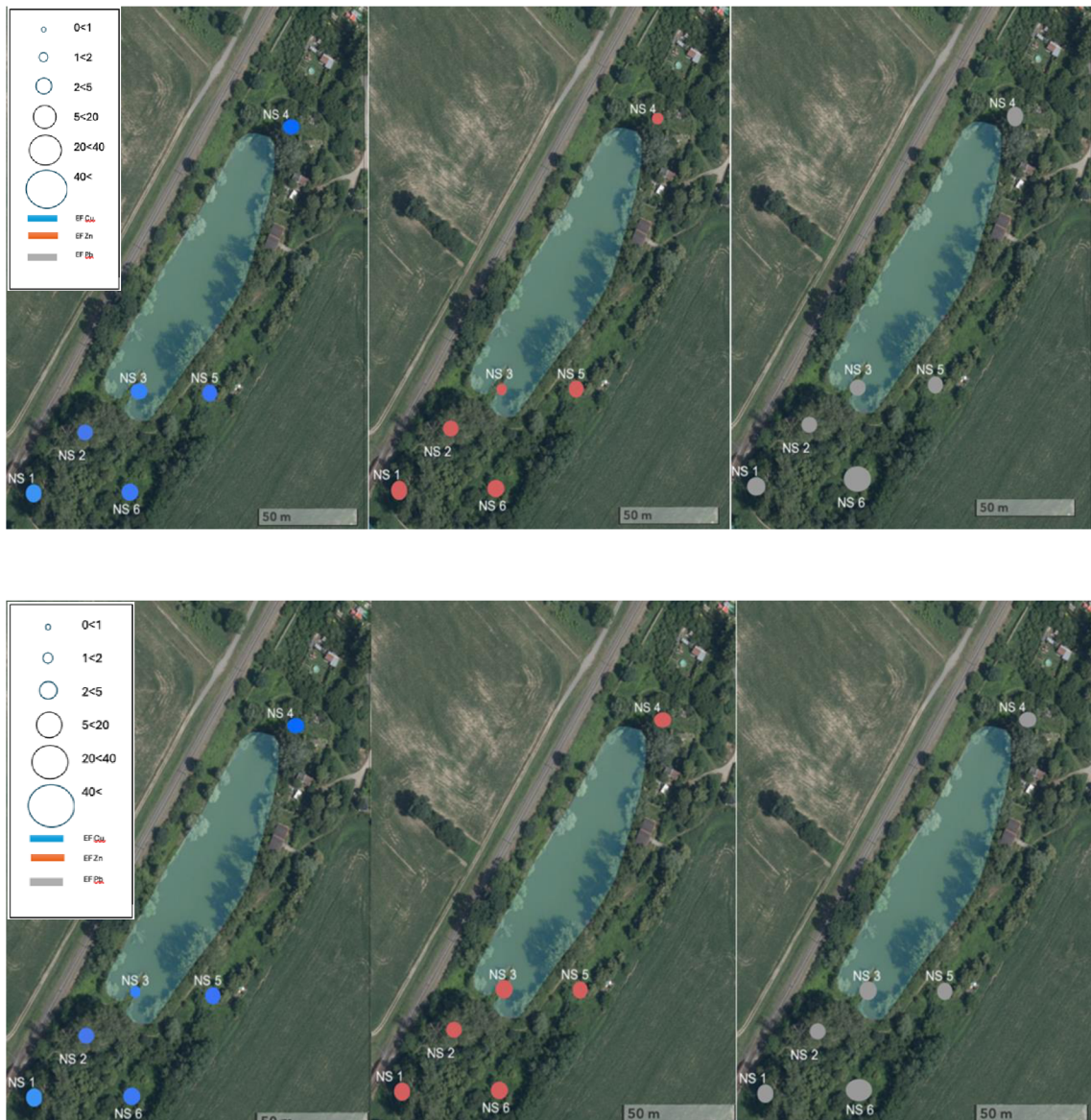
Obr. 22: Vypočtené hodnoty poměru MS/Fe pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. Oranžové sloupce jsou pro svrchní vrstvu, modré sloupce pro spodní vrstvu.

Poměr Al/Si lze využít k vyjádření podílu jílové frakce. Pokud však poměr srovnáme s naměřenými výsledky pro TK nebo MS, není zřetelná viditelná korelace. Jeden ze způsobů určení míry kontaminace je normalizace TK na Fe (obr. 23), podobně jako u MS. Odstraněním vlivu zrnitosti, dosáhneme lepšího vyhodnocení antropogenního zapříčinění.



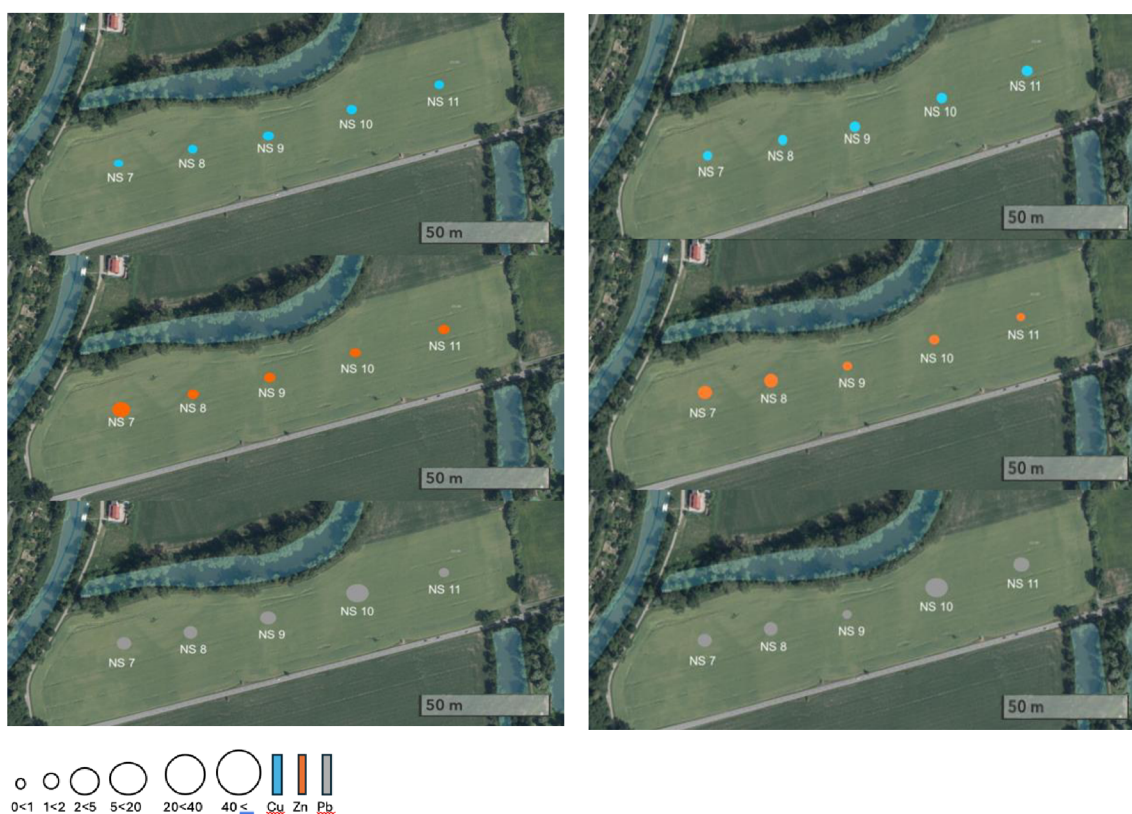
Obr. 23: Výpočtené hodnoty TK/Fe pro obě vrstvy s vyznačením jednotlivých zón. Nahoře vrstva 0-5 cm a dole vrstva 5-10 cm.

Pro zónu A se vzorky nachází v blízkosti aktivního toku Moravy, s nejbližším vzorkem NS1 vzdáleným 48 m a nejvzdálenějším NS4 301 m. Oblast je pokryta vegetací v blízkosti aktivní řeky Moravy, současně z levé strany sousedí s železnicí (Geoportál Čúzk 2024). Normalizované hodnoty TK a MS vykazují nejvyšších hodnot právě v této zóně. Při bližším pohledu na výsledky EF lze pozorovat zvýšené hodnoty které jsou graficky znázorněny na (obr. 24). Díky své poloze lze usuzovat zvýšené hodnoty v důsledku oteru z kolejnic.



Obr. 24: Grafické znázornění zóny A s vyznačeným EF pro jednotlivé vzorky. Nahoře vrstva 0-5 cm a dole vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál Čúzk 2024; upraveno).

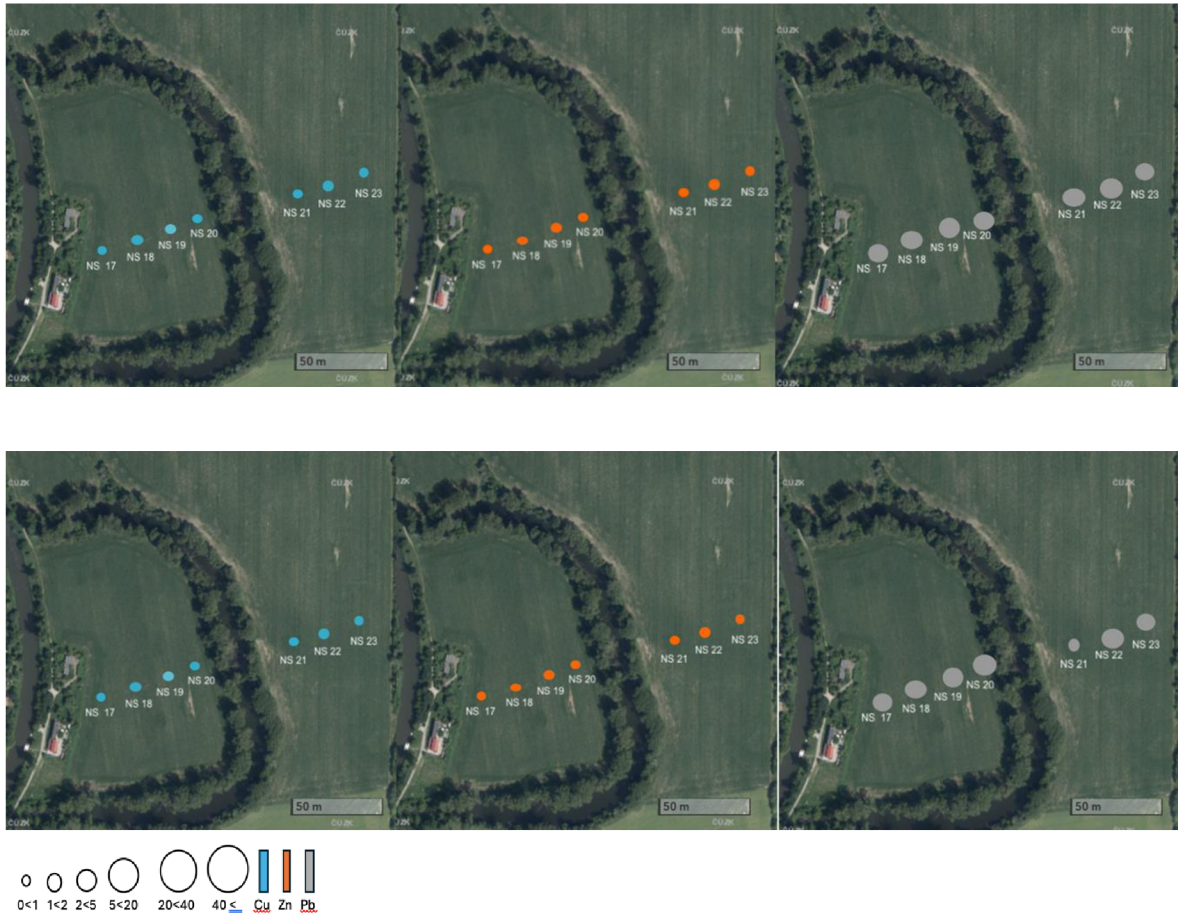
U zóny B vzdálenost nejbližšího vzorku od vodního toku je 110 m (NS7) a nejbližší vzorek je 628 m (NS11), současně se nachází podél silniční komunikace vzdálené 57 m od míst odběru (Geoportál ČÚZK 2024). při pohledu na normalizované hodnoty TK jsou vyšší hodnoty ve spodní vrstvě oproti hodnotám MS, kdy je tomu naopak. Distribuce EF (Obr. 25) je podobná pro celou zónu, může to být v důsledku orby na zemědělské ploše, která vede k homogenizaci půdy a smíchání s méně kontaminovaným materiálem. Lze usuzovat, že zvýšené koncentrace mají původ ze zplodin z dopravy.



Obr. 25: Grafické znázornění zóny B s vyznačeným EF pro jednotlivé vzorky. Vlevo vrstva 0-5 cm a vpravo vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál ČÚZK 2024; upraveno).

Pro nejbližší odebraný vzorek Zóny C je Vzdálenost od aktivního toku 110 m (NS17) a pro nejbližší 507 m (NS23) (Geoportál ČÚZK 2024). Při odstranění vlivu zrnitosti, hodnoty MS mají podobný průběh jako u zóny F. Normalizace hodnot TK, poukazuje na zvýšení kontaminace ve spodní vrstvě s porovnáním se svrchní vrstvou. Hodnoty EF (Obr.26) pro Cu a Zn naznačují mírné obohacení a pro EF Pb je míra znečištění vyšší. Jelikož se jedná o fluvialní sedimenty mrtvého ramena využívané pro zemědělskou činnost. Důvodem kontaminace může být transport kontaminantů řekou. Po bližším srovnání zón, normalizované výsledky pro MS a TK potvrzují shodu se zónou F, kde se nachází půda

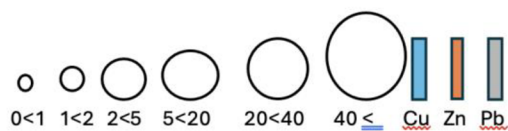
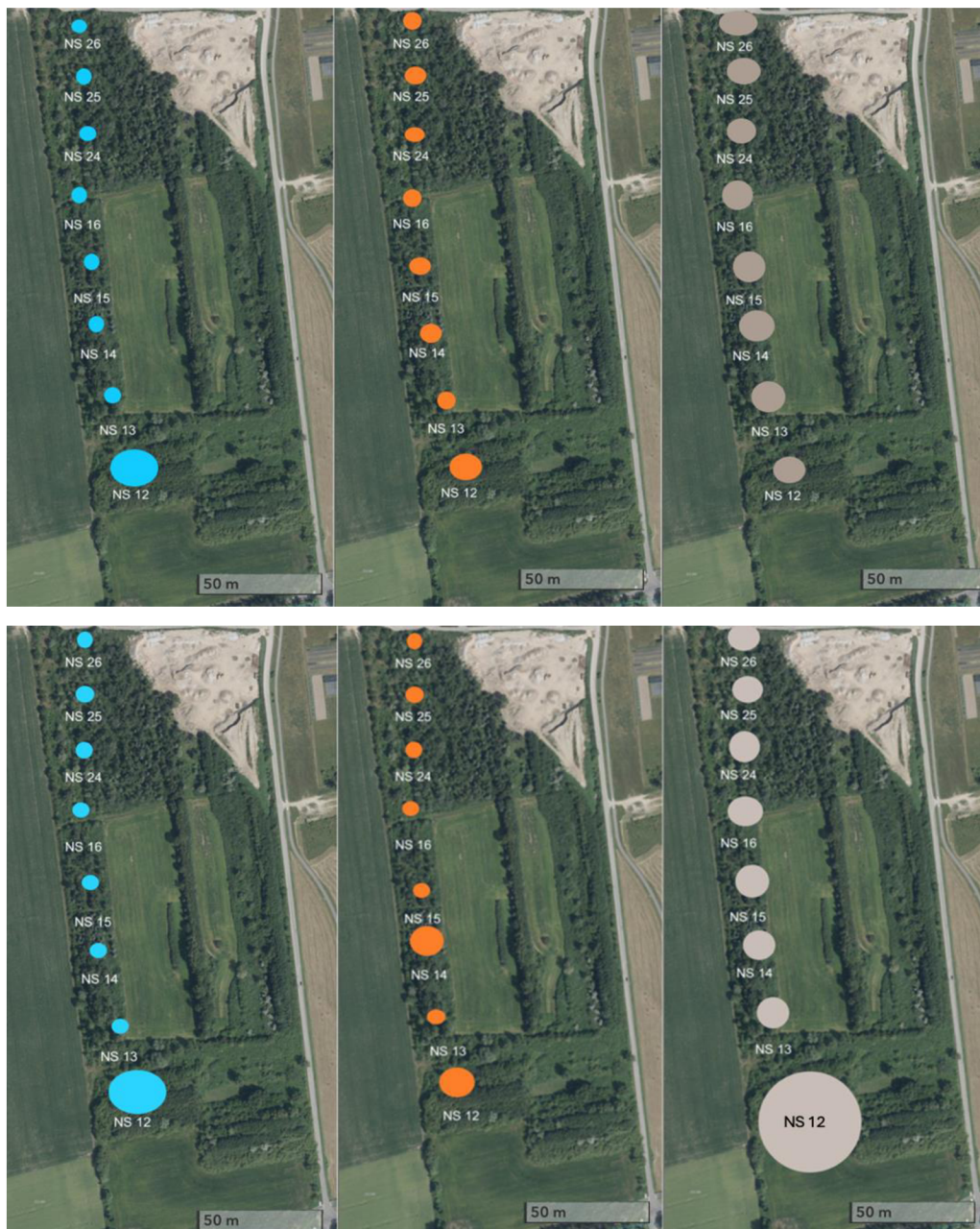
využívání k zemědělským účelům. Zdrojem znečištění je pravděpodobně používání agrochemikálií ve formě pesticidů a herbicidů. Nasvědčují tomu i zvýšené obsahy K a Ca.



Obr. 26: Grafické znázornění zóny C s vyznačeným EF pro jednotlivé vzorky. Nahoře vrstva 0-5 cm a dole vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál Čúzk 2024; upraveno)

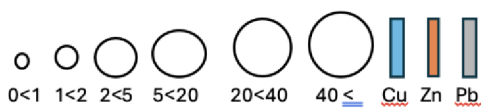
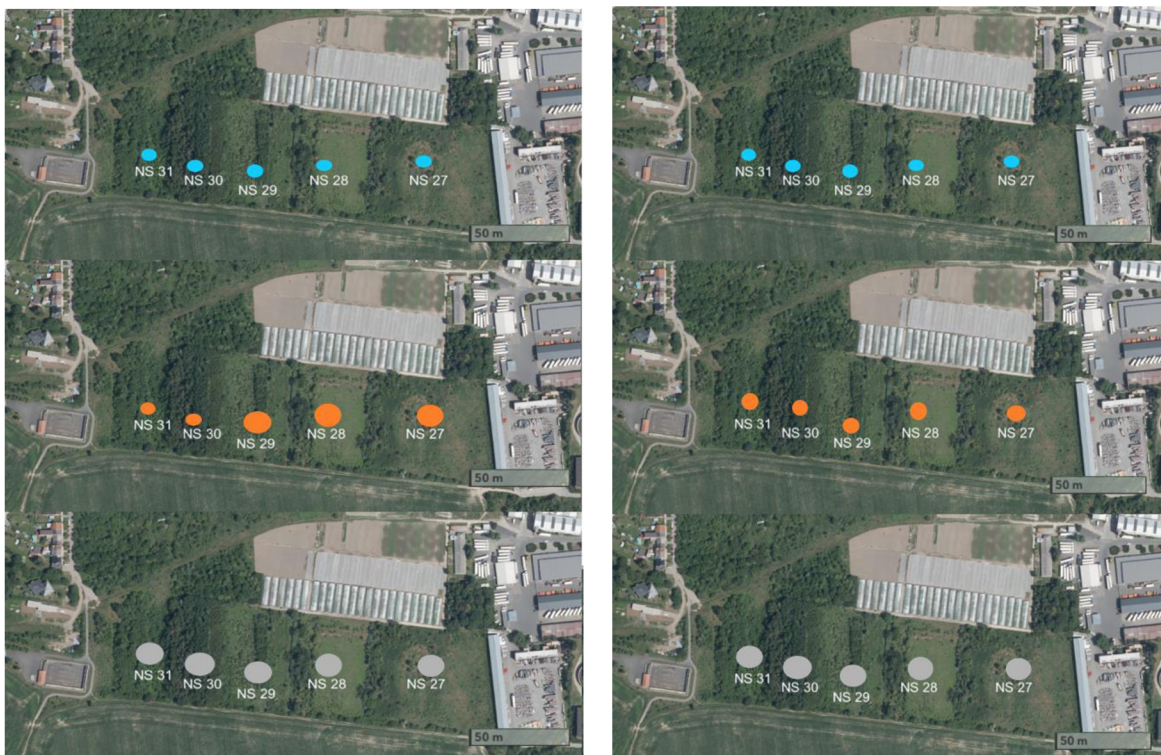
Lokalita zóny D se nenachází v přímém kontaktu s aktivní řekou, vzdálenosti se pohybují od 582 m (NS12) po 689 m (NS26). Zásadnějším činitelem je silniční komunikace která se nachází ve vzdálenosti 186 m (NS12) a 714 m (NS26), (Geoportál ČÚZK 2024). Hodnoty poměru Al/Si jsou pro celou zónu jedny z nejmenších, jedná se tedy o jemnozrnější materiál, v porovnání s ostatními zónami. Normalizované hodnoty MS vykazují nižší hodnoty ve spodní vrstvě. Vzorek NS12 ve všech naměřených hodnotách vyčnívá nad ostatní. U spodní vrstvy hodnota EF Pb dosahuje svým obsahem až do stupně extrémního obohacení. Tomu odpovídá i nízká hodnota Al/Si a vysoké normalizované MS a TK hodnoty. Původ vzorku může být odpad z lidské činnosti. Důvodem může být i blízkost

silniční komunikace u vzorku NS12. U všech ostatních vzorků se jedné o mírné až vysoké obohacení těžkými kovy a nevykazují větší výkyvy v plošné distribuci kovů.



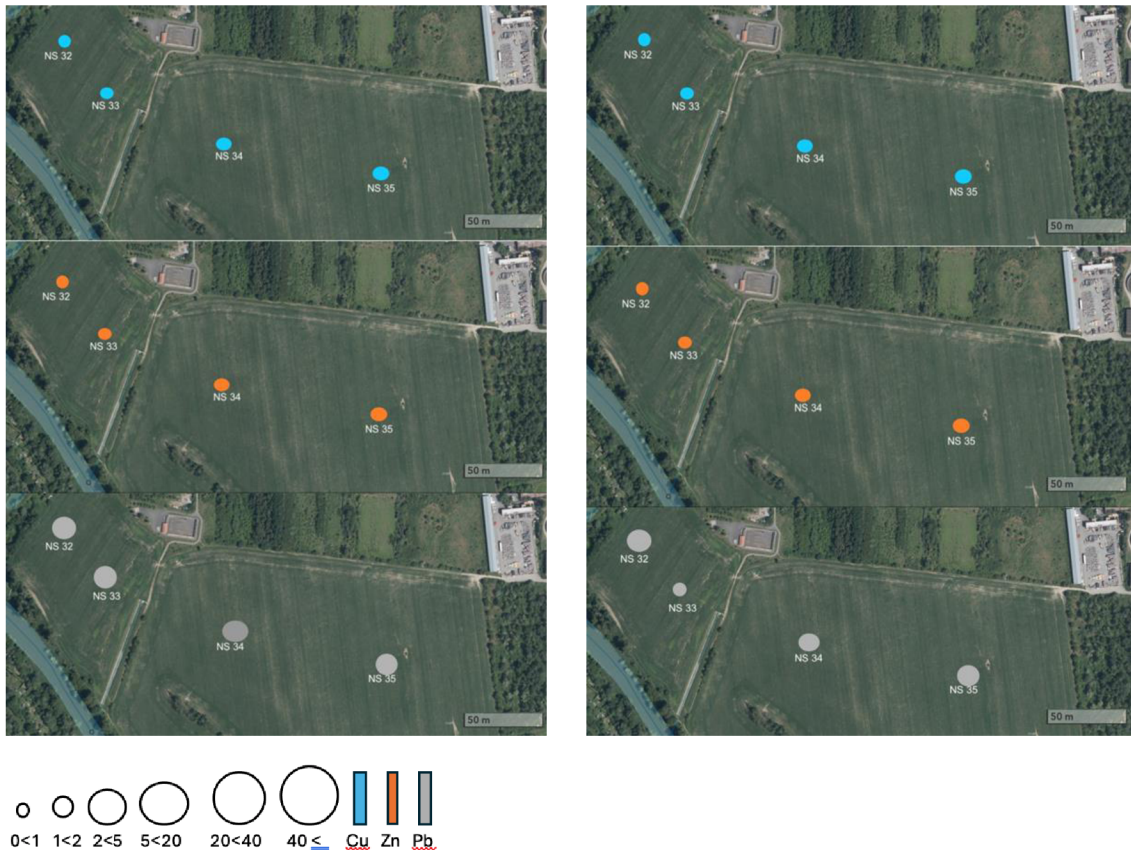
Obr. 27: Grafické znázorněné zóny D s výrazným EF pro jednotlivé vzorky. Nahoře vrstva 0-5 cm a dole vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál Čžúk 2024; upraveno)

Zónu E je oblast s lesním porostem se vzdáleností od aktivního toku od 438 m (NS31) po 635 m (NS27) (Geoportál Čúzk 2024). Pro vzorek NS27, který je nejbližší průmyslovým prostorům, jsou hodnoty MS zvýšené pro svrchní vrstvu. Hodnoty se směrem od aglomerace vyrovnávají až po vzorek NS31, kdy je vidět zvýšení u vrstvy spodní. EF (Ob.28) nevykazuje shodnou korelaci s výsledky MS, není zde patrný vztah mezi vrstvami nebo mezi jednotlivými vzorky. Zdroj kontaminace může pocházet z atmosférického spadu z blízké průmyslové zóny.



Obr. 28: Grafické znázornění zóny E s výrazněným EF pro jednotlivé vzorky. Vlevo vrstva 0-5 cm a vpravo vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál Čúzk 2024; upraveno).

U zóny F tok řeky Moravy je vzdálen k nejbližšímu vzorku (NS33) 125 m a nejbzdálenějšímu vzorku (NS35) 413 m (Geoportál Čůzk 2024). Lze pozorovat podobné normalizované hodnoty MS a TK jako u zóny C, v obou případech se jedná o zemědělskou půdu. Vypočítaný EF nevykazuje korelaci mezi jednotlivými vrstvami, jedná se o mírné až střední obohacení Zn, Cu a Pb (Obr. 29).



Obr. 29: Grafické znázornění zóny F se zvýrazněným EF pro obě vrstvy. Vlevo vrstva 0-5 a vpravo vrstva 5-10 cm (zdroj Geoportál Čůzk 2024; upraveno)

8 Závěr

Výsledky práce přinášejí informace o prostorové distribuci těžkých kovů na jižním okraji Olomouce, v těsné blízkosti řeky Moravy. Studovaná oblast se nachází podél toku Moravy a v minulosti byla několikrát zasažena povodněmi. Současně je oblast v blízkosti průmyslových aglomerací a je ohraničena železniční a silniční komunikací. Tudíž možný výskyt kovů může být ovlivněn transportem z jiné lokality, atmosférickým spadem z blízkých průmyslových provozů, nebo podle způsobu využití krajiny. Vzorky použité pro analýzy byly odebrány z povrchové a podpovrchové vrstvy v území rozděleném do šesti sekcí podle využití krajiny.

Limitní hodnoty stanovené pro koncentrace TK pro půdy na území ČR byly překročeny ve všech sekcích. Výsledné hodnoty Magnetické susceptibility a těžkých kovů byly zvýšeny pro celou oblast. Pro sekce s trvalým porostem byly vyšší hodnoty MS naměřeny pro svrchní vrstvu. U sekcí B, C, F, využívané k zemědělství, byly detekovány výkyvy hodnot MS a TK pro obě zkoumané vrstvy, důsledkem je homogenizace materiálu během orby. I přes nejednotné využití sekcí A (trvalý porost) a B (zemědělské půda), nejvyšší hodnoty MS a TK byly naměřeny právě v těchto oblastech. Vzhledem k jejich poloze, nejlepší vysvětlením je jejich blízký kontakt s železniční a silniční komunikací. Následně byl vypočítán faktor obohacení (EF) pro zinek, měď a olovo, který pro lepší znázornění byl graficky vyobrazen pro jednotlivá odběrová místa. Výsledky EF byly naměřeny nejvyšší pro sekce A a B, což potvrzuje teorii vztahu polohy v blízkosti železniční a silniční komunikace na míru znečištění.

9 Literatura

- BÁBEK, Ondřej, 2013. *Moderní metody stratigrafické analýzy*. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-3826-9.
- BÁBEK, Ondřej, Tomáš Matys GRYGAR, Martin FAMĚRA, Karel HRON, Tereza NOVÁKOVÁ a Jan SEDLÁČEK, 2015. Geochemical background in polluted river sediments: How to separate the effects of sediment provenance and grain size with statistical rigour? *CATENA* [online]. **135**, 240–253 [vid. 2024-04-12]. ISSN 03418162. Dostupné z: doi:10.1016/j.catena.2015.07.003
- BARTH, V., V. KOPEČNÝ, I. PEK a J. ZAPLETAL, 1971. *Geologické exkurze do Hornomoravského úvalu a okolí*. Olomouc: Přírodovědná fakulta University Palackého v Olomouci.
- BÍNA, Jan a Jaromír DEMEK, 2012. *Z nížin do hor: geomorfologické jednotky České republiky*. Vyd. 1. Praha: Academia. Pru°vodce. ISBN 978-80-200-2026-0.
- CIBULKA, Jiří., 1991. *Pohyb olova, kadmia a rtuti v biosféře*. Vyd. 1. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-0401-7.
- CZUDEK, Tadeáš., 2005. *Vývoj reliéfu krajiny České republiky v kvartéru*. Brno: Moravské zemské muzeum. ISBN 978-80-7028-270-0.
- FAMĚRA, M., T. MATYS GRYGAR, J. ELZNICOVÁ a H. GRISON, 2018. Geochemical normalization of magnetic susceptibility for investigation of floodplain sediments. *Environmental Earth Sciences* [online]. **77**(5), 189 [vid. 2024-05-04]. ISSN 1866-6280, 1866-6299. Dostupné z: doi:10.1007/s12665-018-7371-0
- FAMĚRA, Martin, Tomáš MATYS GRYGAR, Dariusz CISZEWSKI, Agnieszka CZAJKA, Miguel Ángel ÁLVAREZ-VÁZQUEZ, Karel HRON, Kamila FAČEVIČOVÁ, Věra HÝLOVÁ, Štěpánka TŮMOVÁ, Ivo SVĚTLÍK, Kristýna ZIMOVÁ, Kateřina DVOŘÁKOVÁ, Bartłomiej SZYPUŁA, Michal HOŠEK a Jiří HENYCH, 2021. Anthropogenic records in a fluvial depositional system: The Odra River along The Czech-Polish border. *Anthropocene* [online]. **34**, 100286 [vid. 2024-05-04]. ISSN 22133054. Dostupné z: doi:10.1016/j.ancene.2021.100286
- GAIERO, D. M., G. Roman ROSS, P. J. DEPETRIS a S. KEMPE, 1997. Spatial and temporal variability of total non-residual heavy metals content in stream sediments from the Suquia River system, Cordoba, Argentina. *Water, Air, & Soil Pollution* [online]. **93**(1–4), 303–319 [vid. 2024-04-12]. ISSN 0049-6979, 1573-2932. Dostupné z: doi:10.1007/BF02404763
- GOCHT, Tilman, Klaus-Martin MOLDENHAUER a Wilhelm PÜTTMANN, 2001. Historical record of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and heavy metals in floodplain sediments from the Rhine River (Hessisches Ried, Germany). *Applied Geochemistry* [online]. **16**(15), 1707–1721 [vid. 2024-04-12]. ISSN 08832927. Dostupné z: doi:10.1016/S0883-2927(01)00063-4

- GROSBOIS, C., M. MEYBECK, L. LESTEL, I. LEFÈVRE a F. MOATAR, 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). *Science of The Total Environment* [online]. **435–436**, 290–305 ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2012.06.056
- HUGGETT, Richard J., 2007. *Fundamentals of geomorphology*. 2. ed., 1. publ. London: Routledge. Routledge fundamentals of physical geography series. ISBN 978-0-203-94711-1.
- CHARLTON, Rosemary, 2010. *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Repr. London: Routledge. ISBN 978-0-203-37108-4.
- CHLUPÁČ, Ivo, 2011. *Geologická minulost České republiky*. Vyd. 2., opr. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-1961-5.
- IZYDORCZYK, Grzegorz, Katarzyna MIKULA, Dawid SKRZYPCZAK, Konstantinos MOUSTAKAS, Anna WITEK-KROWIAK a Katarzyna CHOJNACKA, 2021. Potential environmental pollution from copper metallurgy and methods of management. *Environmental Research* [online]. **197**, 111050 [vid. 2024-02-19]. ISSN 00139351. Dostupné z: doi:10.1016/j.envres.2021.111050
- KABATA-PENDIAS, Alina, 2010. *Trace Elements in Soils and Plants* [online]. 0 vyd. B.m.: CRC Press [vid. 2024-03-07]. ISBN 978-0-429-19203-6. Dostupné z: doi:10.1201/b10158
- KAFKA, Z. a J. PUNČOCHÁŘOVÁ, 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. **2002**(96), 611–617.
- KACHLÍK, Václav a Ivo CHLUPÁČ, 1996. *Základy geologie*. Dotisk. Praha: Karolinum. ISBN 978-80-7184-200-2.
- KAŠPÁREK, Ladislav a Roman KOŽÍN, 2022. Změny srážek a odtoků na povodích v ČR v období intenzivního oteplování. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* [online]. **64**(2), 17 [vid. 2024-02-26]. ISSN 03228916. Dostupné z: doi:10.46555/VTEI.2022.01.002
- KIM, Jong-Joo, You-Sam KIM a Vijay KUMAR, 2019. Heavy metal toxicity: An update of chelating therapeutic strategies. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* [online]. **54**, 226–231 [vid. 2024-03-07]. ISSN 0946672X. Dostupné z: doi:10.1016/j.jtemb.2019.05.003
- KUKAL, Zdeněk, 1964. *Geologie recentních sedimentů*. Praha, ČSAV: ČSAV.
- LEOPOLD, L.B. a WOLMAN, M.G., 1957. River Channel Patterns: Braided, Meandering and Straight. (282B), s40-84.
- LOREDANA UNGUREANU, Elena a Gabriel MUSTATEA, 2022. Toxicity of Heavy Metals. In: Hosam M. SALEH a Amal I. HASSAN, ed. *Environmental*

Impact and Remediation of Heavy Metals [online]. B.m.: IntechOpen [vid. 2024-02-18]. ISBN 978-1-80355-525-6. Dostupné z: doi:10.5772/intechopen.102441

- MATYS GRYGAR, T. a J. POPELKA, 2016. Revisiting geochemical methods of distinguishing natural concentrations and pollution by risk elements in fluvial sediments. *Journal of Geochemical Exploration* [online]. **170**, 39–57 [vid. 2024-05-04]. ISSN 03756742. Dostupné z: doi:10.1016/j.gexplo.2016.08.003
- MATYS GRYGAR, Tomáš, Jan SEDLÁČEK, Ondřej BÁBEK, Tereza NOVÁKOVÁ, Ladislav STRNAD a Martin MIHALJEVIČ, 2012. Regional Contamination of Moravia (South-Eastern Czech Republic): Temporal Shift of Pb and Zn Loading in Fluvial Sediments. *Water, Air, & Soil Pollution* [online]. **223**(2), 739–753 [vid. 2024-04-12]. ISSN 0049-6979, 1573-2932. Dostupné z: doi:10.1007/s11270-011-0898-2
- MCLENNAN, Scott M., 2001. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* [online]. **2**(4), 2000GC000109 [vid. 2024-05-04]. ISSN 1525-2027, 1525-2027. Dostupné z: doi:10.1029/2000GC000109
- MIALL, Andrew D., 1996. *The geology of fluvial deposits: sedimentary facies, basin analysis, and petroleum geology*. Berlin: Springer. ISBN 978-3-540-59186-3.
- MIALL, Andrew D., 2006. *The geology of fluvial deposits: sedimentary facies, basin analysis, and petroleum geology*. 4th corr. printing. Berlin Heidelberg: Springer. ISBN 978-3-540-59186-3.
- NICHOLS, Gary, 2009. *Sedimentology and stratigraphy*. 2nd ed. Chichester, UK ; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell. ISBN 978-1-4051-3592-4.
- NOVÁK, Aleš, Ondřej BÁBEK a Jaroslav KAPUSTA, 2017. Late Quaternary tectonic switching of siliciclastic provenance in the strike-slip-dominated foreland of the Western Carpathians; Upper Morava Basin, Bohemian Massif. *Sedimentary Geology* [online]. **355**, 58–74 [vid. 2024-04-20]. ISSN 00370738. Dostupné z: doi:10.1016/j.sedgeo.2017.04.005
- PETROVSKÝ, E., A. KAPIČKA, N. JORDANOVA, M. KNAB a V. HOFFMANN, 2000. Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems. *Environmental Geology* [online]. **39**(3–4), 312–318 [vid. 2024-05-04]. ISSN 0943-0105, 1432-0495. Dostupné z: doi:10.1007/s002540050010
- PITTER, Pavel, 2009. *Hydrochemie*. 4., aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha. ISBN 978-80-7080-701-9.
- ROBERT, Andre, 2014. *RIVER PROCESSES* [online]. 0 vyd. B.m.: Routledge [vid. 2024-03-05]. ISBN 978-1-4441-1892-6. Dostupné z: doi:10.4324/9780203770481

- ROSENBAUM, Joseph G. a Richard L. REYNOLDS, 2004. Basis for Paleoenvironmental Interpretation of Magnetic Properties of Sediment from Upper Klamath Lake (Oregon): Effects of Weathering and Mineralogical Sorting. *Journal of Paleolimnology* [online]. **31**(2), 253–265 [vid. 2024-05-04]. ISSN 0921-2728. Dostupné z: doi:10.1023/B:JOPL.0000019228.46421.f4
- RŮŽIČKOVÁ, Eliška, Miloš. RŮŽIČKA a Antonín. ZEMAN, 2003. *Kvartérní klastické sedimenty České republiky: struktury a textury hlavních genetických typů*. 1. vyd. Praha: Česká geologická služba. ISBN 978-80-7075-600-3.
- SEDLÁČEK, Jan, Jitka TOLASZOVÁ, Sylvie KŘÍŽENECKÁ, Ondřej BÁBEK a Kristýna ZIMOVÁ, 2020. Regional Contamination History Revealed in Coal-Mining-Impacted Oxbow Lake Sediments. *Water, Air, & Soil Pollution* [online]. **231**(5), 208 [vid. 2024-05-04]. ISSN 0049-6979, 1573-2932. Dostupné z: doi:10.1007/s11270-020-04583-1
- SUTHERLAND, R. A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* [online]. **39**(6), 611–627 [vid. 2024-05-03]. ISSN 0943-0105, 1432-0495. Dostupné z: doi:10.1007/s002540050473
- ŠAFÁŘ, Jiří, 2003. *Chráněná území ČR. 6: Olomoucko*. Vyd. 1. Praha: Agentura Ochrany Přírody a Krajiny ČR. ISBN 978-80-86064-46-8.
- ZINGER, Jessica A., Bruce L. RHOADS a James L. BEST, 2011. Extreme sediment pulses generated by bend cutoffs along a large meandering river. *Nature Geoscience* [online]. **4**(10), 675–678 [vid. 2024-03-05]. ISSN 1752-0894, 1752-0908. Dostupné z: doi:10.1038/ngeo1260

Internetové zdroje

- ČHMI, 2001. *Imise těžkých kovů obsažených v prašném aerosolu* [online]. Dostupné z: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr98cz/kap_0236/kap_0236.htm
- GEOPORTÁL ČÚZK, 2024. Geoportál Čúzk. *Geoprohlížeč geoportálu Čúzk* [online]. Dostupné z: <https://ags.cuzk.cz/geoprohlizec/>
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, 2021. IRZ. *Integrovaný registr znečišťování* [online]. Dostupné z: <https://www.irz.cz>
- POVODÍ MORAVY, S.P., 2009. *Plán oblasti povodí Moravy* [online]. Dostupné z: http://www.pmo.cz/pop/2009/Morava/End/a-popis/a-1.html#a_1

10 Přílohy:

Příloha 1:

vzorek	GPS souřadnice
NS 1	49.5733272N, 17.2639028E
NS 2	49.5735664N, 17.2641208E
NS 3	49.5737208N, 17.2644483E
NS 4	49.5750161N, 17.2658483E
NS 5	49.5735667N, 17.2650397E
NS 6	49.5728614N, 17.2640108E
NS 7	49.5644808N, 17.2684236E
NS 8	49.5645783N, 17.2695869E
NS 9	49.5647747N, 17.2705703E
NS 10	49.5649500N, 17.2718664E
NS 11	49.5652458N, 17.2735725E
NS 12	49.5668122N, 17.2762300E
NS 13	49.5678106N, 17.2761711E
NS 14	49.5680033N, 17.2761558E
NS 15	49.5690308N, 17.2760519E
NS 16	49.5699436N, 17.2759600E
NS 17	49.5673056N, 17.2695136E
NS 18	49.5673786N, 17.2699475E
NS 19	49.5673989N, 17.2707925E
NS 20	49.5675189N, 17.2716942E
NS 21	49.5678239N, 17.2732558E
NS 22	49.5678667N, 17.2741078E
NS 23	49.5679819N, 17.2752617E
NS 24	49.5704856N, 17.2759214E
NS 25	49.5712383N, 17.2758161E
NS 26	49.5721033N, 17.2756706E
NS 27	49.5727758N, 17.2742928E
NS 28	49.5727700N, 17.2734025E
NS 29	49.5728489N, 17.2722525E
NS 30	49.5731250N, 17.2710728E
NS 31	49.5730822N, 17.2696778E
NS 32	49.5728461N, 17.2657522E
NS 33	49.5721883N, 17.2669725E
NS 34	49.5713792N, 17.2695111E
NS 35	49.5711114N, 17.2723431E