

# FILTRAČNÉ A HYDROREGULAČNÉ EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY PÔD NA NIVE RIEKY ORAVY



Fakulta prírodných vied  
Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici



Radoslava Kanianska – Nikola Benková – Marek Drímal

# FILTRAČNÉ A HYDROREGULAČNÉ EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY PÔD NA NIVE RIEKY ORAVY



Banská Bystrica  
2024

Publikácia vznikla v rámci riešenia projektu VEGA 1/0184/21 „Integrované hodnotenie ekosystémových služieb rôzne environmentálne zaťažených a hospodársky využívaných nívnych pôd a návrh zvýšenia ich kapacity“ financovaného Vedeckou grantovou agentúrou MŠVVaŠ SR a Slovenskej akadémie vied.

Autori: doc. Ing. Radoslava Kanianska, CSc.  
Mgr. Nikola Benková, PhD.  
doc. Ing. Marek Drímal, PhD.

Názov: Filtračné a hydroregulačné ekosystémové služby pôd na nive rieky Oravy

Recenzenti: prof. Ing. Jozef Kobza, CSc.  
prof. Ing. Marián Schwarz, CSc.  
prof. RNDr. Bernard Šiška, CSc.

Rozsah: 118 strán; 6,5 AH

Vydavateľ: Belianum. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici

Edícia: Fakulta prírodných vied

Rok vydania: 2024

Vydanie schválila Edičná rada FPV UMB v Banskej Bystrici ako vedeckú monografiu.

Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISBN 978-80-557-2148-4

EAN 9788055721484

<https://doi.org/10.24040/2024.9788055721484>



Táto publikácia je šírená pod licenciou Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International Licence CC BY-NC (uviedenie autora – nekomerčné použitie).

# OBSAH

Úvod.....	5
<b>1 Ekosystémy a ich služby .....</b>	<b>7</b>
1.1 Ekosystémy .....	7
1.2 Ekosystémové služby .....	7
1.2.1 Regulačné ekosystémové služby .....	10
1.3 Pôda a jej príspevok k plneniu ekosystémových služieb .....	11
<b>2 Niva rieky Oravy .....</b>	<b>14</b>
2.1 Prírodno-klimatické pomery .....	14
2.1.1 Geomorfologické a geologické pomery .....	14
2.1.2 Hydrologické, klimatické a meteorologické pomery .....	15
2.1.3 Pôdne pomery .....	15
2.1.4 Flóra a fauna .....	17
2.2 Socio-ekonomické pomery a ich vplyv na životné prostredie a ekosystémy .....	18
2.2.1 Hnacie sily .....	19
2.2.2 Tlak na životné prostredie .....	19
2.2.3 Stav životného prostredia .....	22
2.2.4 Dôsledky na životnom prostredí .....	23
2.2.5 Odozva vedúca k zlepšeniu stavu životného prostredia .....	23
<b>3 Chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti pôd na nive rieky Oravy .....</b>	<b>25</b>
3.1 Materiál .....	25
3.2 Metódy .....	30
3.3 Stav chemických vlastností pôd .....	31
3.4 Stav fyzikálnych vlastností pôd .....	33
3.5 Stav biologických vlastností pôd .....	38
<b>4 Pôdne filtračné ekosystémové služby na nive rieky Oravy .....</b>	<b>41</b>
4.1 Materiál a metódy hodnotenia pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	42
4.1.1 Metóda hodnotenia potenciálu pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	42
4.1.2 Metóda hodnotenia aktuálneho toku pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	44
4.1.3 Metóda hodnotenia dôsledkov pri neplnení pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	45
4.2 Dopyt po pôdných filtračných ekosystémových službách .....	48
4.3 Potenciál pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	49
4.4 Aktuálny tok pôdných filtračných ekosystémových služieb .....	50

4.4.1	Hodnotenie aktuálneho toku pôdnych filtračných ekosystémových služieb stanovením celkového obsahu a mobilných foriem potenciálne toxických prvkov .....	50
4.4.2	Hodnotenie aktuálneho toku pôdnych filtračných ekosystémových služieb stanovením ekologických indexov .....	56
4.4.3	Vplyv pôdnych vlastností na pôdne filtračné ekosystémové služby .....	60
4.5	Dôsledky pri neplnení pôdnych filtračných ekosystémových služieb .....	64
4.5.1	Ekologické riziká .....	64
4.5.2	Zdravotné riziká .....	69
4.6	Nápravné opatrenia na zvýšenie pôdnych filtračných ekosystémových služieb .....	74
<b>5</b>	<b>Pôdne hydroregulačné ekosystémové služby na nive rieky Oravy .....</b>	<b>76</b>
5.1	Materiál a metódy hodnotenia pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb .....	77
5.1.1	Metóda hodnotenia potenciálu pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb .....	78
5.1.2	Metóda hodnotenia aktuálneho toku pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb .....	80
5.2	Dopyt po pôdnych hydroregulačných ekosystémových službách .....	81
5.3	Potenciál pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb .....	82
5.4	Aktuálny tok pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb .....	85
5.5	Dôsledky pri neplnení pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb a nápravné opatrenia vedúce k ich zvýšeniu ....	89
<b>6</b>	<b>Záver .....</b>	<b>90</b>
	<b>Summary .....</b>	<b>92</b>
	<b>Zoznam obrázkov .....</b>	<b>97</b>
	<b>Zoznam tabuliek .....</b>	<b>98</b>
	<b>Zoznam vybraných skratiek .....</b>	<b>100</b>
	<b>Literatúra .....</b>	<b>102</b>

# Úvod

Nivy predstavujú na celom svete veľmi významné a vzácne územia. Sú to oblasti, na ktorých vyrástli prvé civilizácie a aj v súčasnosti sú intenzívne využívané ľuďmi. V Európe a severnej Amerike je takmer 90 % nivných oblastí skultivovaných a využívaných v poľnohospodárstve, často na úkor či po likvidácii ekosystémov brehových porastov. Vzhľadom na priaznivé geografické pomery a dostupnosť vody, býva na nivách koncentrovaná aj priemyselná výroba. Odhaduje sa, že tento hospodársky tlak prispel v Európe k ekologickej degradácii 70 – 90 % nivných území (Tockner a Stanford, 2002). Najviac postihnuté sú ekosystémy brehových porastov vyznačujúce sa jedinečnými pôdnymi, hydrologickými a biotickými vlastnosťami adaptovanými na dynamiku tečúcej vody. Tieto vzácne ekosystémy boli najmä od polovice minulého storočia menené na orné pôdy, intenzívne využívané v poľnohospodárstve. Dopyt po produkčných ekosystémových službách prevýšil záujem o iné služby. Regulačné ekosystémové služby, filtračné aj hydroregulačné, ktoré nivy hlavne vo vzťahu k vode poskytujú, neboli adekvátne docenené a ich udržiavaniu a manažmentu v území sa nevenovala a ani v súčasnosti nevenuje dostatočná pozornosť. S degradáciou prirodzených aj umelých ekosystémov došlo k zhoršeniu v poskytovaní ich služieb.

Postupné začiatky hodnotenia ekosystémových služieb datujeme do konca minulého storočia. Ekosystémové služby sú chápané ako úžitky poskytované ľudskej spoločnosti ekosystémami. Miléniové hodnotenie ekosystémov (MEA, 2005) odštartovalo ich intenzívnu aplikáciu v prírodných aj ekonomických vedách v 4 hlavných kategóriách služieb: podporných, zásobovacích, regulačných a kultúrnych.

Pôdy sa ako nenahraditeľná súčasť väčšiny terestrických ekosystémov intenzívne zapájajú do plnenia ekosystémových služieb. Mnohé štúdie zamerané na ekosystémové služby však pôdu nedoceňujú alebo na ňu celkom zabúdajú (Costanza et al., 1997). Napriek tomu sú štúdie zdôrazňujúce potrebu hodnotenia ekosystémových služieb v prepojení s pôdou (McBratney et al., 2014; Bouma et al., 2015). Na nivách dominujú fluvizeme pokrývajúce zhruba 350 miliónov hektárov zemského povrchu. Nakoľko patria k azonálnym pôdam, nájdeme ich vo všetkých klimatických pásmach okrem permafrostu (FAO, 2015). Aj z tohto dôvodu si zaslúžia zvýšenú pozornosť a v záujme ich ochrany je potrebné zhodnotiť potenciál ich ekosystémových služieb, negatívny tlak na ich plnenie ako aj dopyt po nich.

V praxi sú často preferované či preceňované zásobovacie ekosystémové služby zabezpečujúce potravinové zdroje a ostatné služby, vrátane regulačných, sú často nedocenené. Preto je aj cieľom tejto publikácie hodnotenie pôdnych regulačných ekosystémových služieb, a to filtračných a hydroregulačných, vo fluvizemiach na nive rieky Oravy. Orava patrí medzi najvýznamnejšie toky a je pravostranným prítokom najdlhšej slovenskej rieky Váhu. Ekosystémové služby sme hodnotili v štyroch rôznych typoch ekosystémov, na brehových porastoch, trávnych porastoch, ornej

pôde a environmentálnej záťaži. Hodnotenie sme postavili na údajoch získaných z priamych meraní v teréne, z pôdných analýz, modelov, indexov, hodnotiacich konkrétne regulačné služby, ich potenciál či aktuálny tok, aj s možným negatívnym dopadom na ľudské zdravie, vyplývajúcim aj z neplnenia služieb.

Monografia je rozčlenená na päť základných kapitol. Prvá kapitola je vstupom do problematiky ekosystémov, ich zložiek, vlastností, procesov a služieb. Poukazuje na pôdu ako zložku terestrických ekosystémov a opisuje jej podiel na rôznych typoch ekosystémových služieb s dôrazom na regulačné. Druhá kapitola približuje nivu rieky Oravy, hodnotí jej prírodný potenciál a socioekonomické pomery v rámci kauzálnych vzťahov. Nakoľko vlastnosti pôdy priamo podmieňujú plnenie ekosystémových služieb, základnú charakteristiku chemických, fyzikálnych a biologických pôdných vlastností ponúka tretia kapitola. Štvrtá kapitola hodnotí filtračné ekosystémové služby a piata kapitola hydroregulačné ekosystémové služby poskytované nivnými pôdami na nive rieky Oravy.

Monografia je určená pre vedeckých pracovníkov a odborníkov zaoberajúcich sa ekosystémami či pôdou. Pôda ako integrálna súčasť terestrických ekosystémov zasahuje priamo či nepriamo do mnohých prírodných procesov, ovplyvňuje biologické, geo-chemické či hydrologické cykly v krajine. Takto môžu výsledky prezentované v monografii využiť aj krajinní ekológovia, biológovia, enviromanažéri, vodohospodári či farmári. Môže tiež poslúžiť študentom k rozširovaniu poznatkov.

Dúfame, že takéto hodnotenie regulačných ekosystémových služieb nielen poukáže na potenciál a aktuálny tok týchto služieb v konkrétnom území nivu rieky Oravy, ale ponúkne aj metodický nástroj hodnotenia regulačných služieb v iných územiach. Zároveň veríme, že výsledky a zistenia prispejú k nastaveniu ekologickejšieho manažmentu tohto územia podporujúceho regulačné ekosystémové služby, ochranu prírody, ale aj prispejú k zlepšeniu kvality života a k ochrane zdravia ľudí.

# 1 Ekosystémy a ich služby

## 1.1 Ekosystémy

**Ekosystémy** sú chápané ako funkčné sústavy živých a neživých zložiek životného prostredia, ktoré sú navzájom spojené výmenou látok, tokom energie a odovzdávaním informácií a ktoré sa vzájomne ovplyvňujú a vyvíjajú v určitom priestore a čase. Termín ekosystém zaviedol anglický ekológ Tansley v roku 1935. Dohovor o biologickej diverzite definoval ekosystém ako dynamický komplex spoločenstiev rastlín, živočíchov a mikroorganizmov a ich neživého prostredia, ktoré vzájomne pôsobia ako funkčná jednotka. Ekosystém je termodynamicky otvorený systém. Medzi živou a neživou súčasťou ekosystému prebieha trvalá výmena hmoty a energie.

Ekosystém je štrukturálny a funkčný celok biocenózy a biotopu, kde neustále prebiehajú interakcie medzi živými a neživými zložkami. **Biocenóza**, resp. cenóza, čiže spoločenstvo, je súborom populácií organizmov žijúcich v danom čase na danom priestore. Pojem zaviedol Moebius v roku 1877, pričom rozlišujeme fytoocenózu a zoocenózu. V biocenózach sa nachádzajú rôzne skupiny organizmov, ktoré sa rôznym spôsobom zúčastňujú na toku energie v ekosystéme. **Biotop** je prostredie, v ktorom sa biocenóza vyvinula. Duvigneaud (1988) definuje biotop ako sumu faktorov, ktoré podmieňujú existenciu určitých populácií alebo biocenóz v prírode. Biotop sa pokladá za životné prostredie biocenózy. Biotopy sa menia v čase a v priestore (Begon et al., 1997).

Najväčší ekosystém Zeme je biosféra. Biosféra Zeme ako superekosystém predstavuje veľmi vysoký, ale konečný počet ekosystémov, zahrňujúcich v jednote prepojené siete všetkého, od jednobunkového organizmu s jeho okolím až po celú biosféru. Hoci na Zemi dominujú vodné ekosystémy, pre človeka adaptovaného na suchozemské prostredie sú nevyhnutné práve terestrické, poskytujúce mu širokú škálu služieb. Hlavným médiom terestrických ekosystémov je prevzdušená **pôda**.

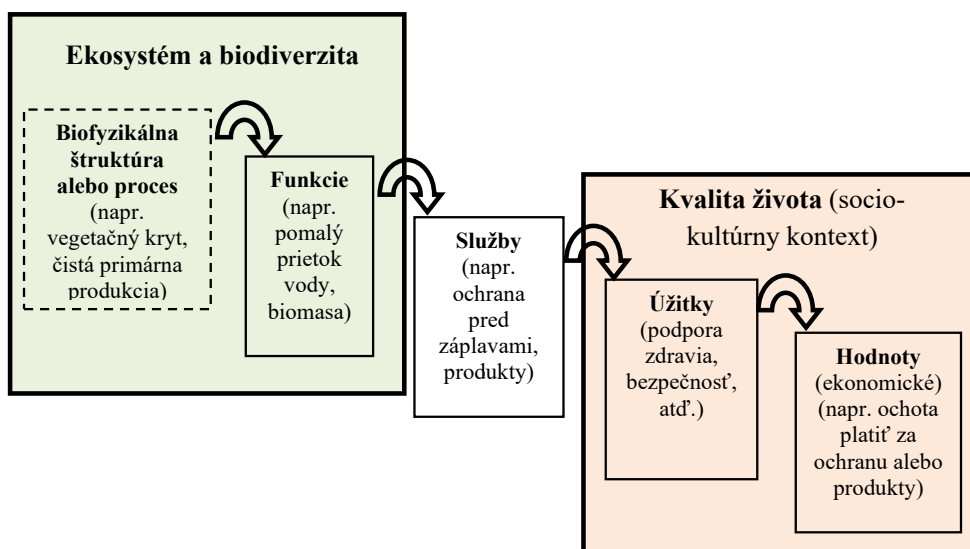
## 1.2 Ekosystémové služby

Koncept ekosystémových služieb vznikol ako reakcia na celosvetový vývoj minulého storočia, spojený s rastúcim tlakom na ekosystémy, zásoby prírodných zdrojov a kvalitu životného prostredia. Zásahy ľudí, ľudskej činnosti do ekosystémov môžu rozšíriť ich využívanie a rozsah výhod pre ľudskú spoločnosť. Na druhej strane, ako sme toho svedkami v posledných desaťročiach, antropogénna činnosť má negatívne účinky a vplyvy na ekologické systémy na celom svete a oprávnené vyvoláva obavy z priestorových i časových dôsledkov ekosystémových zmien, ktoré sú pre človeka nežiaduce (Eliáš, 2010).

**Ekosystémové služby** sa definujú ako podmienky a procesy, prostredníctvom ktorých prírodné ekosystémy a druhy udržiavajú a naplňajú ľudský život. Ekosystémové služby sú úžitky poskytované ľudskej spoločnosti prírodnými ekosystémami, širšie chápané ako ekosystémové procesy udržiavajúce ľudský život. Miléniové posudzovanie ekosystémov je založené na kategorizácii ekosystémových služieb do štyroch kategórií:

- **Zásobovacie služby** (provízne služby, ekosystémové statky) sú produkty získané z ekosystémov. Je to potrava (kultúrne plodiny, hospodárske zvieratá, ryby atď.), palivo, sladká voda, genetické zdroje, biochemikálie významné vo farmácii či ozdoby.
- **Regulačné služby** sú úžitky vytvorené samoudržiujúcimi schopnosťami ekosystémov, t.j. z regulácie ekosystémových procesov. Je to najmä regulácia klímy, kvality vzduchu, regulácia vody, čistenie vody, odstraňovanie znečistenín, regulácia chorôb, kontrola prírodných škodcov, opeľovanie, kontrola erózie.
- **Kultúrne služby** vytvárajú nemateriálne úžitky odvodené z ekosystémov. Sú to estetické a duchovné hodnoty, rekreácia a turizmus, vzdelávacie a vedecké hodnoty, hodnoty kultúrneho dedičstva.
- **Podporné služby** sú nevyhnutné na udržanie všetkých ekosystémových služieb. Zahŕňajú fotosyntézu s produkciou atmosférického kyslíka, primárnu produkciu, kolobeh vody a živín, tvorbu pôdy či udržiavanie pôdnej úrodnosti (MEA 2005).

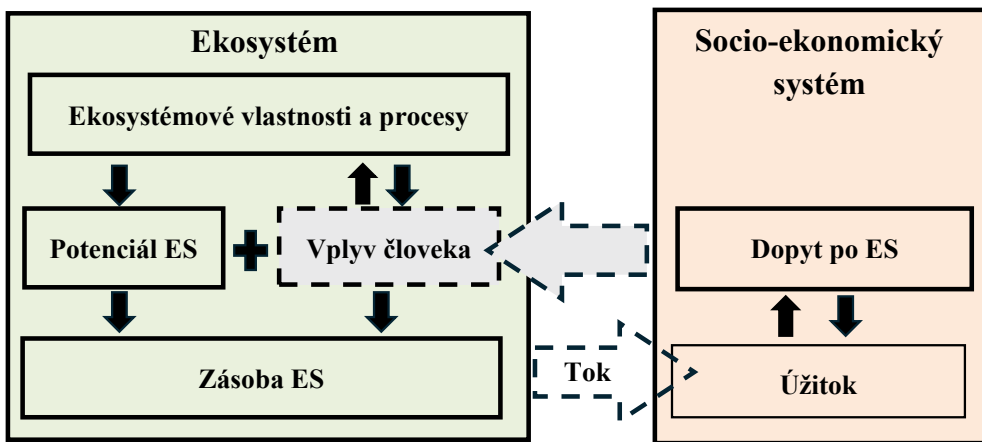
Tak ako v ekonomike služba, čiže poskytnutie užitočného efektu, je výsledkom súboru rôznych čiastkových procesov, tak aj ekosystémové služby sú výslednicou základných ekosystémových funkcií a procesov, ktoré je potrebné vysvetliť a funkčne zaradiť v rámci modelu ekosystémových služieb. Medzi často používaný patrí tzv. **kaskádový model ekosystémových služieb** podľa Haines-Younga a Potschina (2009)



**Obrázok 1.1** Kaskádový model ekosystémových služieb (Haines-Young, Potschin, 2009; Maltby, 2009)

a Maltbya (2009) (obr. 1.1). Kaskádový model ekosystémových služieb zobrazuje ekosystémové služby ako prostredníka medzi štruktúrami ekosystému, procesmi a funkciami ekosystémov na jednej strane a úžitkami, ktorými prispievajú ku kvalite ľudského života, na strane druhej (Kanianska et al., 2016 a). Zo samotnej definície ekosystémových služieb vyplýva, že ak má ísť o služby, tak musia byť užitočné pre človeka. Bez beneficentov, v tomto prípade bez ľudí, ekosystémové funkcie a procesy nie sú službami (Fisher et al. 2009). Musí teda existovať dopyt od ľudí po konkrétnej ekosystémovej službe.

Pri hodnotení ekosystémových služieb je hodnotená na jednej strane **kapacita** ekosystému, resp. jeho **potenciál** poskytovať služby a na strane druhej **aktuálny tok služieb**, resp. reálne poskytnutá služba (obr. 1.2).



**Obrázok 1.2** Vzájomné vzťahy medzi ekosystémom a socio-ekonomickým systémom

**Potenciál alebo kapacita** ekosystému poskytovať služby je optimálny, resp. maximalistický variant poskytovania ES za ideálnych podmienok a pri predpoklade, že ekosystém je v priaznivom stave a poskytuje službu v plnej miere a kvalite. Potenciál závisí od vlastností a procesov prebiehajúcich v ekosystéme (Burghards et al., 2012). **Aktuálny tok** ekosystémovej služby, vychádza zo zásoby ES v konkrétnej oblasti v rámci určitého časového obdobia a je závislý od dopytu beneficentov, ale aj ovplyvnený rôznymi faktormi prostredia či ľudskými zásahmi. Ide teda o reálne poskytnutú službu v konkrétnom priestore a čase.

Koncept ekosystémových služieb predstavuje integrovaný prístup hodnotenia krajiny s dôrazom na participatívne metódy a má veľký potenciál zefektívniť priestorové plánovanie aj na Slovensku (Izakovičová et al., 2017), v rámci ktorého boli zhodnotené ekosystémové služby v rámci Katalógu ekosystémových služieb Slovenska (Mederly, Černecký et al., 2020). Na hodnotenie ekosystémových služieb bola vo svete vyvinutá široká škála biofyzikálnych, sociálnych a ekonomických metód (Costanza et al., 1997; Maes et al., 2012; Burkhard et al., 2018). Priestorové aspekty sú študované prostredníctvom mapovania alebo modelovania scenárov

budúcich zmien. Mnohé štúdie pritom využívajú environmentálne premenné ako proxy informácie o pôde ( Guerra et al., 2014; Sumarga and Hein, 2014; Bartkowski et al. 2018). Najčastejšie používané proxy údaje sú údaje o využívaní pôdy a krajinnej pokrývke (Lagrosa et al., 2022). Priame biofyzikálne metódy využívajú merania priamo v teréne, čím poskytujú biofyzikálne hodnoty ES vo fyzikálnych jednotkách, zodpovedajúcim jednotkám indikátora, ktorým je možné merať a teda hodnotiť stav zásob alebo tok konkrétnych ekosystémových služieb. Namerané údaje možno priamo použiť ako ukazovatele ekosystémových služieb alebo ako vstup primárnych údajov v rámci iných nepriamych metód hodnotenia služieb (Vihaervaara et al., 2019). Dostupnosť priamych a presných informácií o pôde je pre manažérov území kľúčovým faktorom (Cresswell et al., 2019). Vhodné je aj používanie odvodených indexov reprezentujúcich kvalitu pôdy a jej potenciál zabezpečovať ekologické funkcie a environmentálne služby (Souza et al., 2017).

### 1.2.1 Regulačné ekosystémové služby

Regulačné služby sú úžitky zo samoudržujúcich schopností ekosystémov, z regulácie ekosystémových procesov. Ako služby ekosystému, sú funkčne prepojené nielen medzi sebou navzájom, ale sú úzko spojené aj s ostatnými kategóriami služieb. Regulačné služby poskytované ekosystémami sú veľmi rôznorodé. V literatúre sú najviac používané tri základné kategorizácie regulačných ekosystémových služieb: podľa Millenium Ecosystem Assessment (MEA), The Economics of Ecosystem and Biodiversity (TEEB) a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) (tab. 1.1).

Cotanza (2008) ďalej rozlišuje:

- služby s globálnym dosahom (regulácia klímy, regulácia vodného režimu),
- služby s regionálnym a lokálnym dosahom (napr. regulácia mikroklímy, regulácia erózie, filtračné služby, biologická kontrola, opeľovanie).

**Tabuľka 1.1** Kategórie regulačných ekosystémových služieb (MEA, 2005; Harison et al., 2014)

MA kategórie	TEEB kategórie	CICES kategórie
Regulácia kvality ovzdušia	Regulácia kvality ovzdušia	Mediácia fyzikálnych, chemických a biologických zložiek atmosféry, regulácia klímy
Čistenie vody	Čistenie vody	Čistenie odpadov a toxických látok biotou a ekosystémom
Regulácia vodného režimu	Regulácia vodných tokov, moderovanie extrémnych udalostí	Regulácia tokov vody
Regulácia erózie	Prevenca erózie	Regulácia tokov hmoty
Regulácia klímy	Regulácia klímy	Zloženie atmosféry a regulácia klímy
Opeľovanie	Opeľovanie	Životné cykly, ochrana genofondu, opeľovanie
Biologická regulácia škodcov a chorôb	Biologická kontrola	Kontrola škodcov a chorôb

### 1.3 Pôda a jej príspevok k plneniu ekosystémových služieb

Neodmysliteľnou súčasťou terestrických ekosystémov je pôda. V nej sa koncentrujú mnohé základné procesy zabezpečujúce fungovanie ekosystémov a tým aj poskytovanie ekosystémových služieb. V terestrických ekosystémoch väčšina ekosystémových služieb pochádza práve z pôdných funkcií vo väčšom či menšom rozsahu závislých od interakcií medzi organizmami, organickou a minerálnou frakciou pôdy (Kibblewhite et al., 2008). Tým, že pôda poskytuje biotop pre existenciu a vývoj živých organizmov, je možné hodnotiť ju aj ako samostatný ekosystém (Voroney, Heck, 2015). Pôda pritom predstavuje komplikovaný ekosystém, oživený mnohými organizmami a skupinami živočíchov, navzájom pospájaných rôznymi väzbami. Je to zložitý systém, v ktorom prebieha množstvo biologických, chemických a fyzikálno-chemických procesov s vysokým stupňom vnútornej regulácie a s veľkou citlivosťou na okolité prostredie. Je priamo a nepriamo prepojená výmenou látok a energie so všetkými zemskými sférami – litosférou, atmosférou, hydrosférou, biosférou. Len zdravá pôda, pri rovnovážnom fungovaní tohto systému je schopná zabezpečovať svoje funkcie a služby.

**Pôda je otvorený termodynamický systém**, v ktorom dochádza k výmene látok a energií medzi pôdou, litosférou, biosférou, atmosférou a hydrosférou. Vstupy do pôdy pochádzajú z atmosférickej depozície, z rozkladajúcej sa biomasy, z agrochemikálií alebo depozície sedimentov z ovzdušia alebo vody počas záplav alebo pôdnej erózie. Výstupy z pôdy sú prostredníctvom vylúhovania, zberom biomasy a pôdnej erózie. Stabilné ekosystémy s minimálnym využívaním biomasy vykazujú len malé vstupy a výstupy materiálu na rozdiel od hospodársky využívaných poľnohospodárskych pôd. Tie sú typické neustálymi vstupmi priemyselných či organických hnojív, vápenatých hmôt, pesticídov a niekedy závlahovej vody. Na druhej strane je z ornej pôdy zberaná a následne zo systému exportovaná biomasa.

**Vlastnosti pôdy** sú odrazom vplyvu špecifického typu pôdotvorného procesu prebiehajúceho pod určitou vegetáciou pri určitom využívaní pôdy. Sú podmienkou alebo súčasťou **procesov** prebiehajúcich v pôde (napr. procesy rozkladu či syntézy). Interakcie medzi zložkami pôdy umožňujúcimi tok látok a energie sa prejavujú ako pôdne **funkcie**. Pokiaľ sú tieto funkcie prospešné a naplňujú ľudské potreby sú označované ako **služby**.

Základné vlastnosti pôdy sú chemické, fyzikálne, biologické, environmentálne. Vo vzťahu k ekosystémovým službám môžeme pôdne procesy rozdeliť na podporné a degradačné (Dominati et al., 2010). **K podporným procesom patria** procesy základných biogeochemických cyklov prvkov prebiehajúcich v pôde, z ktorých najdôležitejšie sú cykly uhlíka, dusíka, fosforu a síry ako aj draslíka, vápnika a horčíka. Jednotlivé prvky ako aj ich obsah v pôde sú výsledkom vývoja pôdy, pôsobenia pôdotvorných faktorov a využívania pôdy. V prirodzenom ekosystéme sa obsah prvkov udržiava na relatívne ustálenej hladine. Pôda je vystavená mnohým procesom degradácie. **Degradácia** môže byť prirodzená, alebo zapríčinená človekom. Niektoré

procesy vedúce k degradácii pôdy prebiehajú v prírode prirodzene, človek ich však môže svojimi aktivitami podporiť (napr. erózia pri nevhodnom obrábaní pôdy). K hlavným degradačným procesom pôdy patrí acidifikácia, salinizácia, kontaminácia, erózia, kompakcia, strata organickej hmoty a strata biodiverzity.

**Funkcia pôdy** je jej schopnosť zabezpečovať alebo podieľať sa na niektorých ekologických, environmentálnych a sociálno-ekonomických javoch odohrávajúcich sa v životnom prostredí (Bedrna, 2002). Východiskom pri hodnotení funkcií pôd sú pôdne vlastnosti a procesy, ovplyvňujúce kvalitu pôdy. Doran a Parkin (1996) definovali **kvalitu pôdy** ako kapacitu pôdy fungovať v rámci ekosystému tak, aby sa trvalo udržala biologická produktivita, udržala kvalita životného prostredia a podporovalo zdravie rastlín a živočíchov. Pôda sa významnou mierou podieľa na plnení ekosystémových služieb najmä prostredníctvom funkcií, ktoré plní. Tie prinášajú priamy ako aj nepriamy úžitok pre ľudí, čím naplňajú ich potreby. V roku 1988, Blum (1988) rozdelil pôdne funkcie do troch kategórií:

- socio-ekonomické,
- technicko-industriálne a
- ekologické.

Hoci je koncept ekosystémových služieb relatívne nový, pôda poskytovala svoje služby ľuďom už v prehistorickom období a nielen ako zdroj potravy, čiže v podobe zásobovacích služieb. Existuje mnoho archeologických dôkazov o využívaní pôdy pri stavbe príbytkov, výrobe rôznych nástrojov a pomôcok (napr. misky, džbány), či umeleckej tvorbe (využívanie pôdnych pigmentov). Vedecká obec však zamerala pozornosť na pôdne ekosystémové služby ako komplexnú problematiku až koncom minulého storočia a začiatkom tohto tisícročia (Baveye et al., 2016). Existuje množstvo spôsobov ako pôda ovplyvňuje, zlepšuje alebo zhoršuje, ľudské zdravie a kvalitu života v závislosti od rôznej expozície či interakcie medzi človekom a pôdou. Avšak málokto si tieto mnohoraké súvislosti uvedomuje (Brevik et al., 2019).

Pôda významne priamo či nepriamo prispieva k plneniu všetkých štyroch typov ekosystémových služieb. Najväčší význam sa pripisuje jej príspevku k produkčným službám ekosystémov, zvlášť agroekosystémov pri poskytovaní potravín a krmív a lesných ekosystémov poskytovaním dreva. Nezanedbateľný a častokrát nedocenený je aj jej podiel na regulačných službách vrátane filtračných a hydroregulačných. Z **regulačných služieb** zohráva pôda významnú úlohu v kolobehu a prúde vody v ekosystémoch, pri jej zadržiavaní, akumulácii, filtrácii a transformácii. Takto pôda ovplyvňuje dostupnosť a zásoby vodných zdrojov, čiže sa významne podieľa na plnení **hydroregulačných ekosystémových služieb**. Zároveň reguluje **filtračnými ekosystémovými službami** aj kvalitu vody a následne aj kvalitu potravín a krmív.

Podľa Dominatiho et al. (2010) sa pôda zúčastňuje pri plnení týchto ekosystémových služieb:

- **zásobovacích:**
  - produkcia biomasy,
  - zdroj surovín,

- uchovávanie génových zdrojov,
- fyzické prostredie,
- **regulačných:**
  - filtračné (čistenie vody, samočistiaca schopnosť pôdy),
  - hydroregulačné (kolobeh vody, akumulácia vody v pôde),
  - klímoregulačné (sekvestrácia uhlíka v pôde),
  - biologická regulácia (regulácia patogénov a škodcov),
  - recyklácia odpadov (bioremediácia odpadových a toxických látok),
- **kultúrnych:**
  - rekreácia,
  - estetické hodnoty,
  - poznatková základňa.

Paul et al. (2021) ďalej rozlišuje tzv. biotické a abiotické služby (tab. 1.2).

**Tabuľka 1.2** Pôdne ekosystémové služby (Paul et al., 2021)

<b>Biotické zásobovacie služby</b>	<b>Biotické regulačné a udržiavacie služby</b>
Pestované terestriálne rastliny na výživu Pestované terestriálne rastliny ako suroviny Pestované terestriálne rastliny na energetické účely Divorastúce rastliny na výživu Divorastúce rastliny ako suroviny Divorastúce rastliny na energetické účely Genetický materiál rastlín na udržanie populácie Genetický materiál rastlín určený na šľachtenie	Bioremediácia odpadov Biofiltrácia, sekvestrácia a ukladanie odpadov Kontrola erózie Hydrologický cyklus a protipovodňová ochrana Biotopy Kontrola chorôb a škodcov Kvalita pôdy zvetrávacími procesmi Kvalita pôdy rozkladnými a akumulačnými procesmi Chemické podmienky Chemické podmienky slanej vody Chemické zloženie atmosféry a oceánov Lokálna regulácia teploty a vlhkosti
<b>Abiotické zásobovacie služby</b>	<b>Abiotické regulačné a udržiavacie služby</b>
Povrchové vody na pitné účely Povrchové vody na iné účely Podzemné vody na pitné účely Podzemné vody na iné účely Minerálne látky na výživu Minerálne látky ako suroviny	Abiotická filtrácia, sekvestrácia a ukladanie odpadov Kontrola toku kvapalín

## 2 Niva rieky Oravy

Rieka Orava tvorí čiastkové povodie Váhu. Názov rieky Orava sa vyskytuje v historických listinách v rôznych podobách ako Arua (r. 1287, 1330), Oravia (r. 1314), Arawa (r. 1689), Orawa (1769). Názov Orava mohol byť motivovaný nemeckým pomenovaním Arahwa, uvažovalo sa o predkeltskom názve, ale aj o slovanskom pôvode (podľa sufixu *ava*). Pomenovanie mohlo vzniknúť z predslovanského koreňa *er-/or-* vo význame bystrý, rýchly (Krško, 2007).

Orava vznikla sútokom dvoch zdrojnic, pravostrannej Bielej Oravy a ľavostrannej Čiernej Oravy pritekajúcej z Poľska. Ich sútok je v súčasnosti zaliaty vodami Oravskej priehrady s rozlohou 35 km<sup>2</sup>. Orava je pravostranným prítokom najdlhšej slovenskej rieky Váhu. Po rieke je pomenovaný aj región Oravy, ktorého osídľovanie historici datujú do obdobia paleolitu. Neskôr v dobách neolitu začal byť región osídľovaný roľníkmi a chovateľmi dobytky. Počas Rakúsko-Uhorskej monarchie, v čase tatárskych nájazdov, bol postavený Oravský zámok. V modernejšej histórii sa o hustejšie osídlenie regiónu zaslúžila v 14. storočí rodina Thurzovcov. K prevažne poľnohospodárskemu využívaniu krajiny pribudla od polovice 20-teho storočia intenzívnejšia industrializácia (Duraj et al., 2019).

V súčasnosti z hľadiska územnosprávneho členenia SR patrí niva rieky Oravy na úrovni NUTS 2 do oblasti Stredné Slovensko, na úrovni NUTS 3 patrí do Žilinského kraja a na úrovni NUTS 4 do okresu Dolný Kubín a Tvrdošín.

### 2.1 Prírodno-klimatické pomery

#### 2.1.1 Geomorfologické a geologické pomery

Niva rieky Oravy je súčasťou Oravskej kotliny, obklopenej ďalšími geomorfologickými jednotkami, ako sú Oravská vrchovina, Oravské Beskydy, Oravská Magura, Skorušinské vrchy a Chočské vrchy. Hranice regiónu na juhozápade tvorí chrbát Malej Fatry, na severozápade Stredné Beskydy, na juhovýchode najzápadnejšia časť Západných Tatier a Roháče (MŽPSR a SAŽP, 2002). Rieka Orava je jedným z najväčších prítokov Váhu (vtok pri obci Kľačany) a má rozsiahlu riečnu sieť s prítokmi. Pre alúvium Oravy je charakteristické prelínanie strmých úsekov, skalnatých brehov a široko otvorených riečnych nív.

Na geologickom zložení záujmového územia sa podieľajú horniny mezozoika, paleogénu a kvartéru troch centrálnych tektonických jednotiek, ktorými sú bradlové pásmo, centrálnokarpatský flyš a v minimálnej miere vonkajší flyš. Až na výnimku perejových úsekov a strmých brehov, sú korytá tokov tvorené vlastnými naplaveninami kvartéru. Podstatnú časť povodia Oravy tvoria kvartérne stredno- až

hrubozrnné, prípadne balvanité sedimenty, na ktorých zložení sa podieľajú štrkové akumulácie. Z riečnych sedimentov sa do súčasného obdobia uchovali predovšetkým hlinito-piesočnaté uloženiny nív a náplavových kuželov holocénu a piesočnatoštrkové akumulácie pleistocénu (ŠOP SR, 2001).

### 2.1.2 Hydrologické, klimatické a meteorologické pomery

Rieka Orava je súčasťou hydrologického povodia Váhu. Veľký podiel územia s flyšovým charakterom podložia sa podpisuje na výraznej rozkolísanosti prietokov, ktorú však sčasti zmierňuje vodná nádrž Oravská priehrada, menšou mierou prispieva aj vyrovnávací nádrž Tvrdošín. Oravská priehrada bola vybudovaná v hornej časti toku v rokoch 1941 – 1952 so zaliatou plochou 35,2 km<sup>2</sup> a so 41 m vysokým priehradným múrom.

Z hydrologického hľadiska je záujmové územie súčasťou hydrogeologického rajónu UTP\_HGR – paleogénu Oravskej vrchoviny, Skorušiny časti Oravskej Magury s puklinovou priepustnosťou. Priemerný prietok Oravy sa pohybuje okolo 34 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Územie hydrograficky spadá do stredohorskej oblasti so snehovo-dažďovým typom režimu odtoku s najvyššími priemernými prietokmi v apríli z dôvodu topenia snehu a na druhej strane, minimálne prietoky sú dosahované v mesiacoch január – február a september – október (MŽPSR, SAŽP, 2002).

Pri zhodnotení kvality vody je dôležitý kyslíkový režim podmieňujúci samočistiacu schopnosť rieky. Z tohto hľadiska je možné povodie zaradiť do II. triedy. Priaznivé sú aj ukazovatele BSK5 a CHSKMn. Faktor podieľajúci sa na dominantnej časti znečistenia povodia je prítomnosť ťažkých kovov pochádzajúcich z priemyselnej výroby okolitých priemyselných oblastí. Tie podmieňujú možnosť kumulácie ťažkých kovov, ktoré sa stávajú hrozbou nielen pre vodný tok a ekosystém, ale aj pre ďalšie zložky životného prostredia (Bohálová et al., 2010).

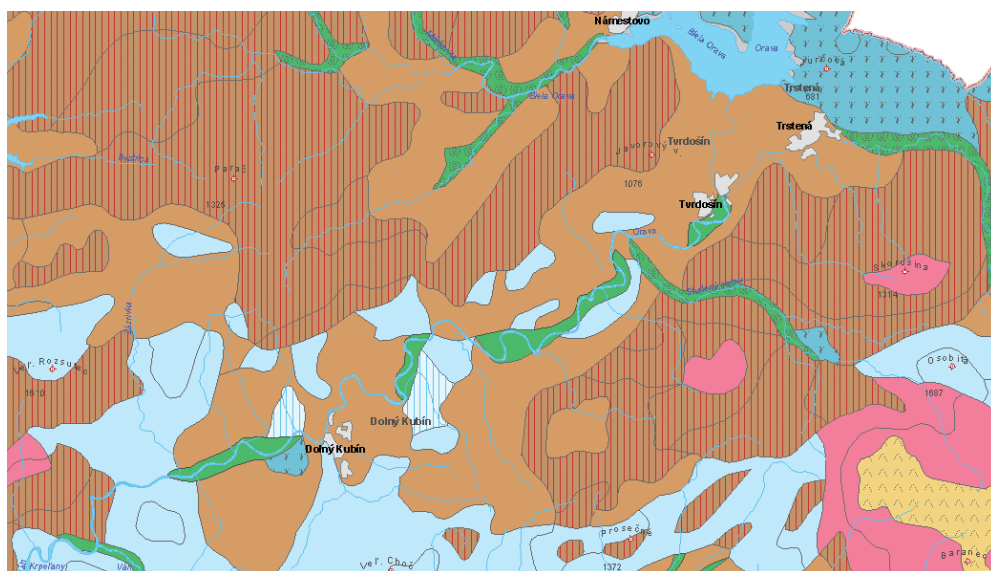
Podľa Köppen-Geigerovej klasifikácie klímy spadá záujmové územie v celosvetovom kontexte do zóny mierne teplého a mierne studeného podnebia s rovnomerným rozložením zrážok počas roka a s horúcim letom (Cfb, Dfb) (Kottek et al., 2006). Podľa Končekovej klasifikácie územie patrí do mierne teplého, veľmi vlhkého, vrchovinového okrsku (M7) (SHMÚ, 2016), s ročným úhrnom zrážok od 800 do 1200 mm s priemernou ročnou teplotou pohybujúcou sa medzi 2 – 6 °C (MŽPSR a SAŽP, 2002). Na základe údajov z meteorologickej stanice Oravský Podzámok (532 m n. m.) za dominantný možno označiť južný vietor fúkajúci z juhu na sever (METEOBLUE, 2021).

### 2.1.3 Pôdne pomery

Nivu rieky Oravy pokrývajú fluvizeme, zväčša kultizemné, stredne ťažké až ľahké, miestami vysychavé a plytké (obr. 2.1). Lemujú ich zväčša kambizeme, miestami sa

vyskytujú pseudogleje a gleje a ich subtypy (kambizeme pseudoglejové, kambizeme nasýtené na stredne ťažkých až ťažkých zvetralinách rôznych hornín, kambizeme nasýtené a nenasýtené, fluvizeme glejové, gleje na nekarbonátových, prípadne karbonátových nívnych sedimentoch, pseudogleje a gleje na stredne ťažkých zvetralinách nívnych sedimentov) (VÚPOP, 2023).

Fluvizeme sú mladé dvojhoriizontové A-C pôdy s vývojom rušeným záplavami, vyvinuté na recentných aluviálnych sedimentoch všetkých klimatických oblastí. Povrchový ochrický horizont (Ao) je svetlý a vyznačuje sa slabou akumuláciou humusu s hrúbkou zväčša do 0,3 m. V prirodzených podmienkach postupne prechádza cez tenký prechodný A/C horizont do pôdotvorného substrátu (C horizont). Fluvizeme sa vďaka blízkosti a prepojenosti s vodnými tokmi zväčša vyznačujú vysokou úrodnosťou.



Legenda

- fluvizeme, fluvizeme kultizmené, sprievodné fluvizeme glejové, modálne a kultizemné ľahké; z nekarbonátových aluviálnych sedimentov
- fluvizeme, fluvizeme glejové, sprievodné gleje, z karbonátových a nekarbonátových aluviálnych sedimentov
- kambizeme, kambizeme pseudoglejové nasýtené, sprievodné pseudogleje modálne a kultizmené, lokálne gleje; zo zvetralín rôznych hornín
- kambizeme, kambizeme modálne kyslé, sprievodné kultizmené a rankre; zo zvetralín kyslých až neutrálnych hornín
- pseudogleje, pseudogleje modálne kyslé až pseudogleje stagnoglejové, sprievodné pseudogleje organozemné a gleje, zo svahovín a proluviálnych sedimentov
- rendziny, rendziny a kambizeme rendzinové, sprievodné litozeme modálne karbonátové, lokálne rendziny sutinové; zo zvetralín pevných karbonátových hornín
- pararendziny, pararendziny kambizemné a kambizeme rendzinové; zo zvetralín pieskocovo-slieňovcových hornín
- podzoly, podzoly kambizmené, sprievodné rankre a litozeme; z ľahších zvetralín kyslých hornín

**Obrázok 2.1** Pôdna mapa. Zdroj: MŽP SR, SAŽP, 2002

Významnú úlohu však zohrávajú aj v ďalších neprodukčných ekosystémových službách súvisiacich napríklad so zadržiavaním vody či kontaminantov (Rodrigo-Comino et al., 2021).

#### 2.1.4 Flóra a fauna

Potenciálnu prirodzenú vegetáciu nivy rieky Oravy tvoria jaseňovo-brestovo-dubové lesy (tvrdé lužné lesy). Lemujú ich bukové a jedľovo-bukové lesy.

Špecifický vodný režim nivných území spojený aj so záplavami podmienil vývoj pre nivy typických brehových porastov. Sú to vzácne územia, ktoré boli v nedávnej minulosti značne zdecimované. Brehové štruktúry a biotopy ako jaseňové, jelšové lužné lesy, porasty vrbín, rôzne bylinné spoločenstvá, podmáčané lúky pritom slúžia ako bezpečné miesta, habitaty pre rôzne druhy organizmov, tvoria vhodné podmienky pre hniezdenie avifauny ako aj úkrytové možnosti (napr. pre chránený druh vydry riečnej). Do nivných oblastí sčasti zasahujú lesné porasty tvoriace ich prirodzený lem a sú zastúpené hlavne smrekom, jedľou a bukom.

Do nivy rieky Oravy zasahujú aj chránené územia. Úsek Tvrdošín – Kraľovany bol v roku 1997 vyhlásený za chránený areál so 4. stupňom ochrany. Rieka Orava a jej prítoky patria od roku 1998 medzi ramsarské lokality na Slovensku – medzinárodne významné mokrade (rozloha 865 ha) (ŠOP SR, 2001).

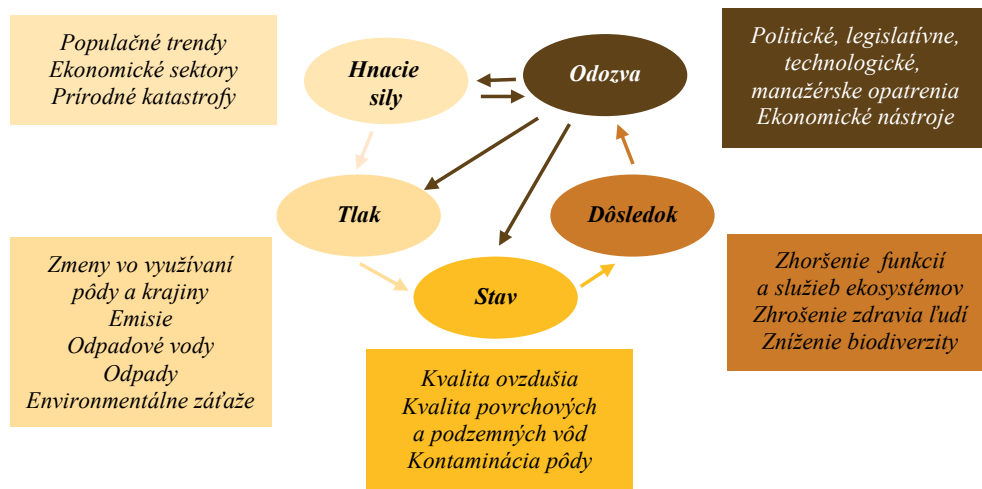
Samotná rieka Orava patrí do lipňového a mrenového pásma, hoci súčasná dominancia druhov tomu nezodpovedá a vhodnejšia by bola klasifikácia rieky Oravy ako podhorskej rieky. Ichtyofauna rieky bola negatívne ovplyvnená výstavbou Oravskej priehrady a vyrovnávacej vodnej nádrže Tvrdošín, ďalšou ľudskou činnosťou a zmenami prírodného charakteru (Příhoda, Krajč, 2019).

Výstavba priehrad a vyrovnávacích nádrží má za cieľ okrem iného regulovať kolísanie vodnej hladiny a tým predchádzať vzniku povodní, chrániť majetok a zdravie ľudí. Niva Oravy bola v minulosti často zaplavovaná, čo viedlo práve k výstavbe Oravskej priehrady avšak s negatívnym dopadom na ichtyofaunu. Výstavbou bolo narušené dlhodobé ročné kolísanie vodnej hladiny rieky Oravy spojené s prečisťovaním koryta rieky na jar veľkou vodou. Zmena hydrobiologických pomerov ovplyvnila druhové zloženie rýb a iných vodných organizmov. Od výstavby priehrady a vyrovnávacej nádrže dochádza k výraznejšej akumulácii sedimentov v koryte rieky, zanášaní machov a riasových nárastov na kameňoch, zhoršeniu kvality vody s nižším obsahom kyslíka, čo vedie k zmenám druhového zloženia vodných organizmov. V prirodzene fungujúcich nivných, resp. záplavových územiach, často dochádza k vylievaniu tokov z koryta, pričom sú vynášané z tokov sedimenty a distribuované na okolité územia. Vodné toky sa takto prirodzene prečisťujú a pôda na nivách obohacuje o živiny obsiahnuté v sedimentoch.

## 2.2 Socio-ekonomické pomery a ich vplyv na životné prostredie a ekosystémy

Pre hodnotenie ekosystémových služieb je potrebné v území zhodnotiť aj socio-ekonomické pomery a najmä vplyv socio-ekonomickej sféry na ekosystémy vrátane pôdy. Tento vplyv je nutné posudzovať v širších kauzálnych súvislostiach. K tomu slúžia rôzne metodologické nástroje vrátane DPSIR modelu (OECD 1993; Burkhard, Müller 2008). Prioritným cieľom takéhoto hodnotenia je poznať príčinnú – následnú vzťahy medzi činnosťou človeka, stavom životného prostredia, jeho zložiek či ekosystémov a vyvolanými environmentálnymi problémami. V rámci jednotlivých článkov reťazca sa nachádzajú indikátory charakterizujúce:

- **hnacie sily** (*Driving forces – D*), t.j. sociálne, demografické a ekonomické faktory, tzv. spúšťacie mechanizmy procesov v spoločnosti, ktoré vyvolávajú
- **tlak** (*Pressure – P*) na životné prostredie, jeho zložky a ekosystémy, ktorý je bezprostrednou príčinou zmien v
- **stave životného prostredia, jeho zložiek a ekosystémov** (*State – S*). Zhoršovanie stavu má zvyčajne za následok negatívny
- **dôsledok** (*Impact – I*) súvisiaci so vznikom environmentálnych problémov, s negatívnym dopadom na zdravie človeka, biodiverzitu, funkcie a služby **ekosystémov**, čo logicky vedie k formulovaniu opatrení a nástrojov v spoločnosti zameraných na eliminovanie, resp. nápravu škôd v poslednom článku tohto kauzálneho reťazca – ktorým je
- **odozva** (*Response – R*) (obr. 2.2).



Obrázok 2.2 DPSIR model

## 2.2.1 Hnacie sily

Hnacie sily predstavujú najmä **socio-ekonomické faktory** ako sú populačné trendy a sektory ekonomiky, ale aj prírodné ako sú živelné katastrofy. Na nivách sa často koncentrujú socio-ekonomické ľudské aktivity. Sú to oblasti s ľahkým prístupom k vodným zdrojom. Navyše, vhodné geomorfologické podmienky, zväčša rovinný terén uľahčujú mnoho ekonomických činností. Preto sa na nivách koncentruje najmä poľnohospodárska a priemyselná činnosť. Hnacie sily na nive vodného toku Orava je možné bližšie špecifikovať vo viacerých kategóriách ako:

- prírodné,
- sociálne,
- ekonomické.

Medzi dominantné **prírodné hnacie sily** nivných oblastí patria záplavy. K nim sa ďalej pridružujú extrémny počasie, ako sú obdobia sucha či nárazový vietor, prudký lejak alebo krupobitie.

Úroveň sociálneho rozvoja podmieňuje demografický vývoj oblasti, charakteristický v posledných rokoch znižujúcim sa prirodzeným prírastkom obyvateľstva a starnutím populácie (Program hospodárskeho rozvoja a sociálneho rozvoja mesta Dolný Kubín na roky 2021 – 2030). Medzi rozhodujúce výrobné odvetvia a teda ekonomické hnacie sily v regióne patrí priemysel, poľnohospodárstvo a stavebníctvo. Základňu zamestnanosti predstavujú strategické výrobné firmy: OFZ a.s. Oravský Podzámok; Miba Sinter Slovakia, s.r.o., Dolný Kubín; Kovohuty Dolný Kubín, s. r. o.; Bourboun Automotive Plastics Dolný Kubín, s.r.o.; Klauke Slovakia, s.r.o., Dolný Kubín; Nobel Automotive Slovakia, s.r.o. Dolný Kubín; Mahle Engine Components Slovakia s.r.o. Dolný Kubín; Hoval, s.r.o.; Istebné, SEZ a.s. Dolný Kubín; Amico Drevo, s.r.o. Oravský Podzámok; TEHOS, s.r.o. Dolný Kubín; Pekárne a cukrárne Rusina, s.r.o., Dolný Kubín; SCAME – SK, s.r.o., Dolný Kubín a ELKOP, s.r.o, Dolný Kubín.

## 2.2.2 Tlak na životné prostredie

Hnacie sily rôzneho pôvodu, súčasné aj historické, **generujú tlak na životné prostredie vrátane pôdy a ekosystémov**. Ide najmä o tlak vyvolaný:

- zmenami vo využívaní pôdy a krajiny,
- emisiami do ovzdušia z komunálnej a priemyselnej sféry,
- odpadovými vodami z komunálnej a priemyselnej sféry,
- environmentálnymi záťažami.

Zmeny vo využívaní pôdy a krajiny na nive rieky Orava sme zhodnotili na 2 km širokej zóne okolo vodného toku porovnaním rokov 2019 (pomocou podkladov zo satelitných snímok) a 1950 (pomocou podkladov z československého vojenského topografického mapovania). Zistili sme, že v roku 1950 na vymedzenom území dominovala orná pôda (42,30 % z celkovej vymedzenej plochy), nasledovala lesná

vegetácia (21,56 %) a trávne porasty (19,92 %). Brehová vegetácia pokrývala 2,76 % a priemyselné areály 0,45 %. V roku 2019, v porovnaní s rokom 1950, sme zaznamenali najvýraznejšiu zmenu v kategórii ornej pôdy, kedy došlo k jej poklesu o 28,05 % v prospech trávnych porastov, s nárastom ich plochy o 7,55 %, ako aj v prospech vtedy budovaných priemyselných areálov (+ 2,14 %). Nárast sme zaznamenali aj v triede lesnej vegetácie (+5,39 %) a mierny aj u brehových porastov (+ 0,42 %) (tab. 2.1, obr. 2.3 a – b).

**Tabuľka 2.1** Triedy využívania pôdy na nive rieky Oravy a ich porovnanie v roku 1950 a 2019

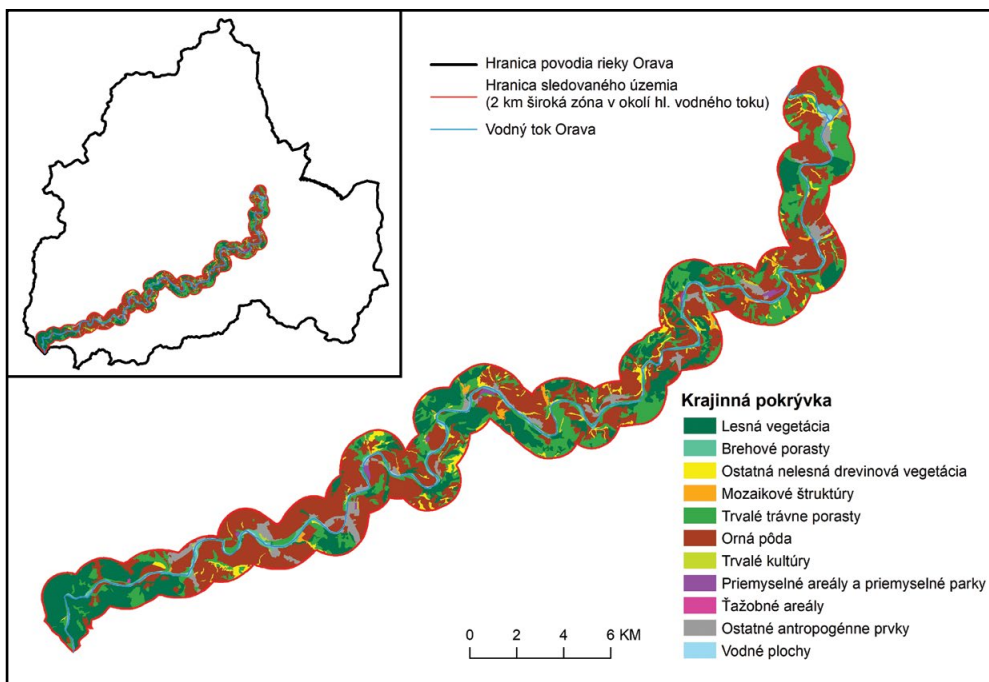
Trieda	1950		2019		Zmena 1950 a 2019
	ha	%	ha	%	%
Lesná vegetácia	2631,73	21,56	3289,12	26,94	5,39
Brehové porasty	337,08	2,76	387,91	3,18	0,42
Ostatná NDV	484,63	3,97	790,95	6,48	2,51
Mozaikové štruktúry	111,28	0,91	26,14	0,21	-0,70
Trvalé trávne porasty	2431,27	19,92	3353,27	27,47	7,55
Orná pôda	5163,19	42,30	1739,47	14,25	-28,05
Trvalé kultúry	15,07	0,12	57,01	0,47	0,34
Priemyselné areály a priemyselné parky	55,27	0,45	316,53	2,59	2,14
Ťažobné areály	2,24	0,02	36,61	0,30	0,28
Ostatné antropogénne prvky	516,51	4,23	1311,89	10,75	6,52
Vodné plochy a toky	459,16	3,76	898,51	7,36	3,60

Spracoval: RNDr. Matej Masný, PhD.

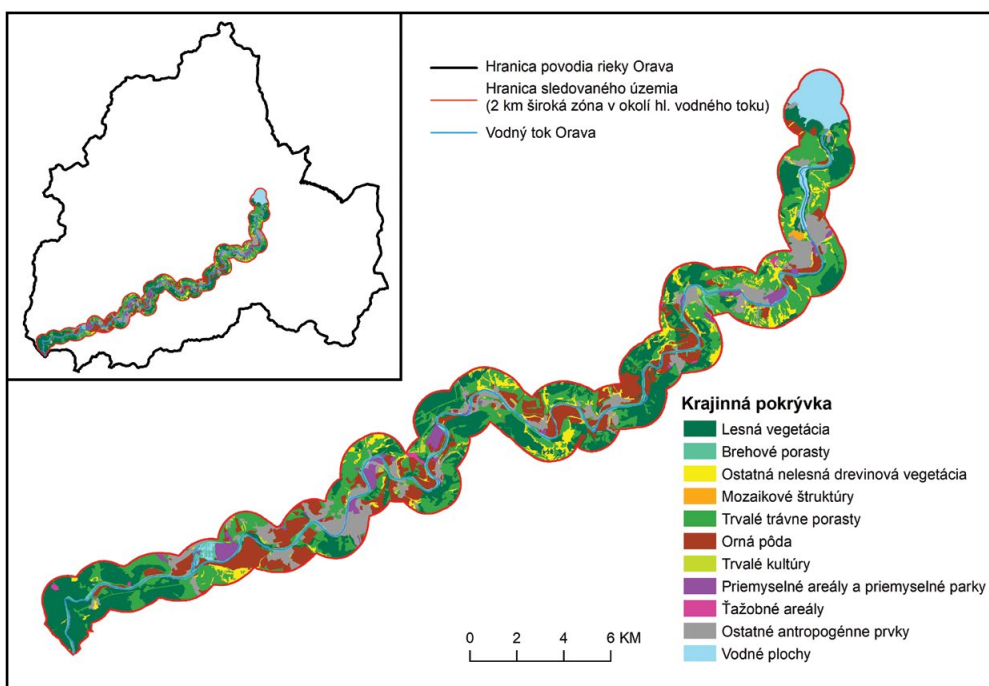
V regióne sa nachádza **veľký zdroj znečisťovania ovzdušia**, OFZ a.s., ktorý je jedným z 20 najvýznamnejších prevádzkovateľov stacionárnych zdrojov znečisťovania ovzdušia v rámci SR. V roku 2022 vypustil do ovzdušia 37,17 t emisií znečisťujúcich látok (1,38 % podiel na emisiách v SR), 389,80 t emisií oxidov síry (3,27 % podiel na emisiách v SR), 416,41 t emisií oxidov dusíka (1,84 % podiel na emisiách v SR), 596,44 t emisií oxidu uhoľnatého (0,58 % podiel na emisiách v SR). Ďalšími významnými prevádzkovateľmi a producentmi emisií tuhých znečisťujúcich látok v regióne sú Amico Drevo, s.r.o. v Oravskom Podzámku a TEHOS, s.r.o. v Dolnom Kubíne (Campian et al., 2022).

V okrese Dolný Kubín je 50 až 70 % a v okrese Tvrdošín 70 až 90 % obyvateľov pripojených na **verejnú kanalizáciu** (MŽP, SAŽP, 2022). Zásobovanie obyvateľov pitnou vodou ako aj odvádzanie a čistenie odpadových vôd v regióne zabezpečuje Oravská vodárenská spoločnosť, a. s.

V regióne je registrovaná potvrdená **environmentálna záťaž** – skládka priemyselného odpadu, DK (1811) pozostávajúca z dvoch častí – zo starej a novej, situovaných



a



b

**Obrázok 2.3** Mapy využívania pôdy a krajiny na nive rieky Oravy v roku 1950 (a) a v roku 2019 (b). Spracoval: RNDr. Matej Masný, PhD.

v extraviláne obce Oravský Podzámok, časť Široká. Odpad pochádza z ferozliatinárskej výroby Oravských ferozliatinárskych závodov, a. s. (OFZ, a. s.). Spoločnosť OFZ, a. s. bola založená v roku 1952 v Istebnom a neskôr bola presídlená do Oravského Podzámku, časť Široká. Produktmi priemyselnej výroby sú predovšetkým ferozliatiny (na báze mangánu a kremíka), plnené profily či kovový kremík. Z výroby vzniká troska a úlety, ktoré predstavujú základ pre rôzne vedľajšie produkty. V priebehu výroby aj po ukončení životného cyklu vedľajších produktov z výroby ostával prach a nevyužitá troska bola uskladnená na skládke (SIŽP, 2004). Táto environmentálna záťaž dlhodobo predstavovala potenciálny zdroj kontaminácie pre okolité životné prostredie. V rámci monitoringu podzemnej a povrchovej vody, na ktorú bol výlučne zameraný (Maťová, 2015), bolo zistené mnohonásobné prekročenie legislatívne stanovených limitov pre arzén (Žitňan a Kordík, 2009; Slávik et al., 2015). V roku 2022 prebiehala sanácia tejto environmentálnej záťaže, financovaná z Operačného programu Kvalita životného prostredia (MŽPSR, SAŽP, 2022).

### 2.2.3 Stav životného prostredia

Tlak generovaný hnacími silami sa odráža v stave životného prostredia a jeho zložiek:

- ovzdušia,
- vody,
- pôdy,
- bioty.

Na Slovensku fungujú monitorovacie systémy ovzdušia, vody aj pôdy poskytujúce aktuálne informácie o stave zložiek životného prostredia. Pomocou nich je možné čiastočne hodnotiť aj situáciu v regiónoch ako je niva Oravy. Južná časť nivy rieky Orava je súčasťou Hornopovažského okrsku, ktorý spadá podľa environmentálnej regionalizácie do regiónu 2. stupňa environmentálnej kvality. Environmentálna regionalizácia rozlišuje tri stupne: 1. environmentálna kvalita – regióny s nenarušeným prostredím, 2. environmentálna kvalita – regióny s mierne narušeným prostredím, 3. environmentálna kvalita – regióny so silne narušeným prostredím (MŽP, SAŽP, 2022).

Emisná situácia v regióne sa odráža aj v **kvalite ovzdušia**, ktorú určuje obsah znečisťujúcich látok vo vonkajšom ovzduší. Ak nameraná koncentrácia niektorej znečisťujúcej látky v ovzduší prekročí limitnú alebo cieľovú hodnotu, bola dotknutá oblasť vyhlásená za oblasť riadenia kvality ovzdušia (ORKO). Následne mal okresný úrad v sídle povinnosť vypracovať pre postihnutú oblasť Program na zlepšenie kvality ovzdušia. Na základe monitorovania znečistenia ovzdušia, Slovenský hydrometeorologický ústav (SHMÚ) každoročne navrhuje zoznam ORKO. Na nive rieky Oravy, bol v roku 2022, na základe matematického modelovania vymedzený celý okres Dolný Kubín ako ORKO so znečisťujúcimi látkami – prachovými časticami ( $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ ), benzo(a)pyrénom a ďalšími polycyklickými aromatickými uhľovodíkmi.

**Kvalita povrchových vôd** je monitorovaná na monitorovacích miestach v rámci Rámcového programu monitorovania vôd Slovenska aj na rieke Orave. V roku 2022, neboli splnené požiadavky podľa prílohy č.1 Nariadenia vlády SR č. 269/2010 Z. z. pre skupinu nesyntetických látok v ukazovateľoch As a Cr na monitorovacom mieste Homôlka pod skládkou odpadov Široká (MŽPSR, SHMÚ, 2022). Monitoring **kvality podzemnej vody** v roku 2022 realizovaný na 3 sondách v blízkosti rieky Oravy (Podbiel, Veličná, Párnica) nesplnil požiadavky pre kvalitu pitnej vody len v sonde Veličná v prípade jedného ukazovateľa naftalénu (nameraná hodnota 0,1  $\mu$  g/l je aj limitná hodnota podľa Vyhlášky MZSR č. 247/2017 Z.z.) (SHMÚ, 2022). Podľa mapky čistoty tokov na Slovensku z roku 1965 (Lukniš et al., 1972) bola horná časť toku Oravy zaradená do I. stupňa (výborná kvalita) a dolná časť toku do III. stupňa (prípustná kvalita).

**Kontaminácia pôdy** je monitorovaná v rámci Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda. V rámci neho je vymedzená kľúčová lokalita Istebné, na ktorej nedošlo v monitorovacích obdobiach k prekročeniu celkového obsahu rizikových prvkov (Kobza et al., 2013). Čurlík a Ševčík (1999) však poukazujú na zvýšené koncentrácie As a Cr v A horizontoch pôd v oblastiach spracovania rúd (aj Dolná Orava), pričom zaznamenali stopy kontaminácie pôd aj v aluviálnych oblastiach potokov a riek pochádzajúcich z antropogénnych zdrojov.

## 2.2.4 Dôsledky na životnom prostredí

Zlý fyzikálny, chemický a biologický stav zložiek životného prostredia a ním vyvolané degradačné procesy vedú k ďalším negatívnym dôsledkom na životnom prostredí a ekosystémoch, prejavujúcimi sa najmä:

- zmenami a **zhoršením funkcií a služieb ekosystémov** (pozri nasledujúce kapitoly, týkajúce sa regulačných ekosystémových služieb),
- zhoršením zdravia ľudí,
- znížením biodiverzity,
- príspevkom k environmentálnym problémom (napr. klimatická zmena, eutrofizácia).

## 2.2.5 Odozva vedúca k zlepšeniu stavu životného prostredia

Ako odozva k tejto situácii sú prijímané rôzne opatrenia:

- politické,
- legislatívne,
- ekonomické či
- technologické opatrenia,

vedúce k ochrane a zlepšeniu životného prostredia. **Politická odozva** súvisí najmä s globálnymi trendami, ako aj so vstupom Slovenska do Európskej únie, čím sa stali pre Slovensko záväzné mnohé politické dokumenty EÚ aj s dopadom na ekonomiku či životné prostredie (napr. Spoločná poľnohospodárska politika EÚ, Európsky ekologický dohovor). Na národnej úrovni ide napríklad o dokumenty ako Vízia a stratégia rozvoja Slovenska do roku 2030, Stratégia hospodárskej politiky Slovenskej republiky do roku 2030 či Štátny program sanácie environmentálnych záťaží.

**Legislatívne nástroje** spojené aj s harmonizáciou národného práva po vstupe do Európskej únie tvoria silný a komplexný aparát v mnohých oblastiach životného prostredia. Pôda ako zložka životného prostredia, najmä v porovnaní s vodou či ovzduším však nedosahuje takú silnú legislatívnu ochranu ani v EÚ ani v SR, čo je dôsledkom vlastníckych práv súvisiacich s pôdou ako aj faktu, že je ekonomickým výrobným prostriedkom.

**Technické a technologické nástroje** zodpovedajú súčasnému technickému pokroku. Postupne sa mení palivová základňa mnohých výrobných postupov, začínajú sa zavádzať inteligentné automatické prvky s cieľom eliminovať emisnú a inú záťaž na životnom prostredí. Ich praktická aplikácia je však finančne aj časovo náročná.

## 3 Chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti pôd na nive rieky Oravy

Vlastnosti pôdy priamo podmieňujú plnenie rôznych ekosystémových služieb (Paul et al., 2021). Ich základná charakteristika je preto nevyhnutným prvým krokom pri následnom hodnotení ekosystémových služieb. Na vybraných lokalitách sme zisťovali chemické, fyzikálne a biologické pôdne vlastnosti.

### 3.1 Materiál

Záujmové územie sa rozprestiera medzi obcou Štefanov nad Oravou, situovanou za Oravskou priehradou až po obec Párnica, vzdialených od seba cca 50 km. Spolu sme vytýčili 12 lokalít s jedným alebo viacerými ekosystémami (obr. 3.1, 3.2 a – g, tab. 3.1). Išlo o ekosystémy brehového porastu (BP), trávneho porastu (TP), ornej pôdy (OP) a kontaminovanej pôdy na environmentálnej záťaži (EZ). Celkovo bolo vytýčených:

- 9 lokalít fluvizemí lokalizovaných na nive rieky Orava,
- 2 lokality technozeme na skládke priemyselného odpadu z ferozliatinárskej výroby v Širokej (6-1C, 6-2C, k.ú. Oravský Podzámok),
- 1 lokalita kambizeme vytýčená na svahu mimo nivy (2S, k.ú. Nižná).

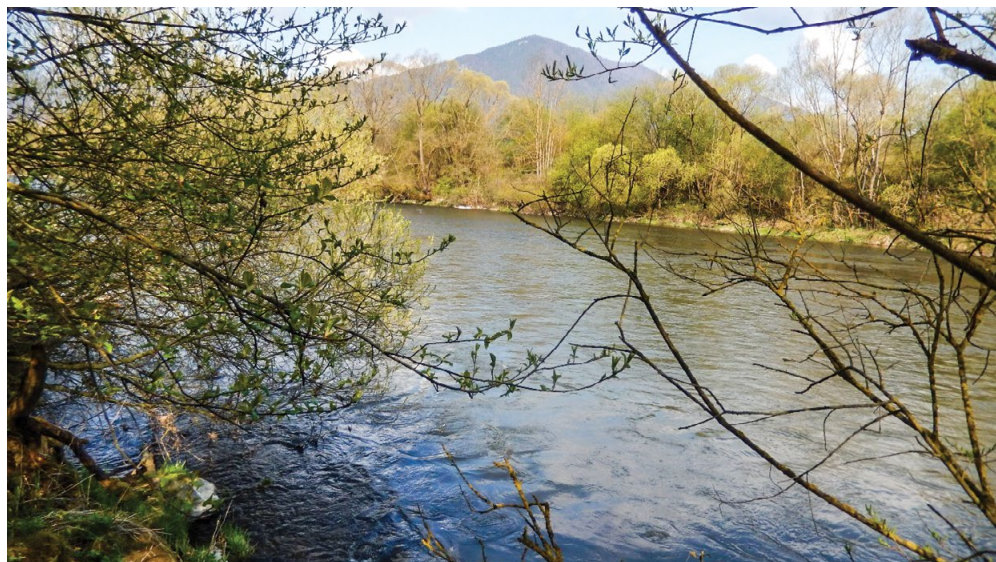
Najvyššie položená lokalita s nadmorskou výškou 586 m n. m. bola 1A v obci Dolný Štefanov, najnižšou bola lokalita 12A v obci Párnica s nadmorskou výškou 451 m n. m.



**Obrázok 3.1** Mapa alúvia rieky Oravy s lokalitami. Spracoval: RNDr. Stanislav Kaniansky

**Tabuľka 3.1** Zoznam a charakteristika lokalít

Lokalita	GPS	k.ú.	Typ ekosystému	Nadmorská výška	Pôdny typ
1A	N49°21,347 E19°32,575	Dolný Štefanov	BP OP	585 586	Fluvizem modálna (FMm)
2S	N49°18,268 E19°32,129	Nižná	TP	572	Kambizem modálna (KMm)
3A	N49°16,272 E19°27,396	Dlhá nad Oravou	BP OP	530 532	Fluvizem modálna (FMm)
4A	N49°15,563 E19°21,446	Dolná Lehota	BP TP	505 508	Fluvizem modálna (FMm)
5A	N49°15,263 E19°21,102	Oravský Podzámok	BP OP	498 500	Fluvizem modálna (FMm)
6-1C	N49°14,262 E19°19,416	Široká	EZ	555	Technozem iniciálna (TZä)
6-2C	N49°14,262 E19°19,416	Široká	EZ	555	Technozem iniciálna (TZä)
7A	N49°14,390 E19°20,143	Široká	BP OP	488 494	Fluvizem modálna (FMm)
8A	N49°13,505 E19°19,524	Medzibrodie nad Oravou	OP	516	Fluvizem modálna (FMm)
9A	N49°12,284 E19°16,288	Veľký Bysterec	OP	470	Fluvizem modálna (FMm)
10A	N49°12,021 E19°14,311	Veličná	BP OP	459 458	Fluvizem modálna (FMm)
11A	N49°11,422 E19°13,360	Žaškov	BP TP	451 451	Fluvizem modálna (FMm)
12A	N49°11,215 E19°11,421	Párnica	OP	451	Fluvizem modálna (FMm)



**Obrázok 3.2** a Rieka Orava



**Obrázok 3.2 b** Oravské ferozliatinárske závody, k.ú. Široká



**Obrázok 3.2 c** Skládka odpadov z ferozliatinárskej výroby, k.ú. Široká



**Obrázok 3.2 d** Lokalita 2S, k.ú. Nižná, trávny porast na kambizemi



**Obrázok 3.2 e** Lokalita 3A, k.ú. Dlhá nad Oravou, brehový porast na fluvizemi



**Obrázok 3.2 f** Lokalita 4A, k.ú. Dolná Lehota, trávny a brehový porast na fluvizemi, v pozadí Oravský hrad



**Obrázok 3.2 g** Lokalita 7A, k.ú. Široká, orná pôda na fluvizemi, v pozadí Oravské ferozliatinárske závody

## 3.2 Metódy

Vzorky pôdy na **chemické analýzy** sme odoberali v **októbri roku 2019** z hĺbky 0 – 10 a 20 – 30 cm. Na odber sme využívali sadu pre určovanie a vzorkovanie pôdy (Eijkelkamp Equipment for Soil Research, The Netherlands). Odoberané vzorky určené na chemické analýzy boli v polyetylénových vreckách premiestnené do laboratória, kde boli vysušené, podrvené a preosiate cez sito s veľkosťou ôk 2 mm. V **septembri 2021** boli z 2 hĺbok odoberané vzorky neporušenej zeminy vo fyzikálnych valcoch určené na **fyzikálne analýzy**. Niektoré merania sme robili priamo v teréne vhodnou prístrojovou technikou.

### Chemické analýzy

Zo základných chemických vlastností sme podľa záväzných metód rozborov pôd (Kolektív, 2011) stanovili:

- pH vo vodnom výluhu (s hmotnostným pomerom 1:2,5) a v 1M KCl (s pomerom 1:2,5).

Priamo v teréne sme zisťovali oxidačno-redukčný potenciál (Eh) v mV pomocou voltmetra s použitím platinovej elektródy (Eijkelkamp).

### Fyzikálne analýzy

Zo základných fyzikálnych vlastností sme podľa záväzných metód rozborov pôd (Kolektív, 2011) stanovili:

- zrnitosť pôdy a obsah jednotlivých frakcií ílu (< 0,002 mm), prachu (0,002 – 0,05 mm) a piesku (0,05 – 2,00 mm) v % vyplavovacou metódou,
- v odoberatých neporušených pôdnych vzorkách sme gravimetricky a prepočtom stanovili objemovú hmotnosť pôdy (OH) v g.cm<sup>-3</sup>, špecifickú hmotnosť pôdy (SH) v g.cm<sup>-3</sup>, pórovitosť (P) v % ako celkovú (Pc), nekapilárnu (Pn), kapilárnu (Pk) a semikapilárnu (Ps), celkovú vzdušnú kapacitu (Vk).

Priamo v teréne sme merali penetrometrický odpor (PO) penetrologgerom (Eijkelkamp) s odčítaním hĺbky merania (Hm). Vlhkosť pôdy sme merali senzorom pôdnej vlhkosti zariadením WET-2 (Delata-T Devices Ltd).

### Biologické analýzy

Zo základných biologických vlastností sme stanovili:

- obsah organického uhlíka (Cox) oxidimetricky podľa Ťurina v modifikácii Nikitina s použitím chromsírovej zmesi (obsah humusu (H) sme stanovili prepočtom Cox s koeficientom 1,724),
- obsah celkového dusíka (Nt) podľa Jodlbauera,
- pomer organického uhlíka a celkového dusíka (C/N),
- počet dážďoviek vykopávaním pôdnych monolitov a ručným zberom a prepočítavaním,
- hmotnosť biomasy dážďoviek gravimetricky.

### 3.3 Stav chemických vlastností pôd

Chemické vlastnosti v celom súbore dát v hĺbke 0 – 10 a 20 – 30 cm ako priemerné hodnoty sú uvedené v tabuľke 3.2. Tieto vlastnosti podľa jednotlivých ekosystémov vo fluvizemiach zobrazuje obrázok 3.3 a – c. Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na chemické pôdne vlastnosti hodnotené pomocou analýzy rozptylu sú uvedené v tabuľke 3.3.

**Tabuľka 3.2** Základné chemické pôdne vlastnosti (priemer $\pm$  smerodajná odchýlka)

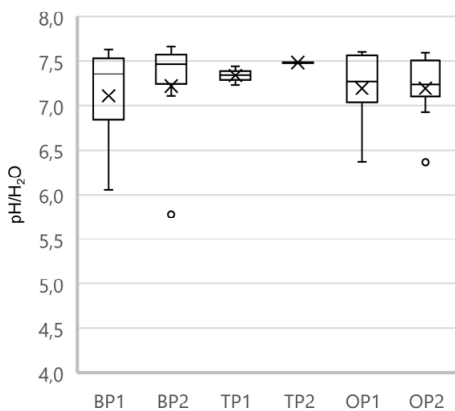
Pôdny typ	Hĺbka	pH/H <sub>2</sub> O	pH/KCl	Eh (mV)
FM	0 – 10	7,18 $\pm$ 0,47	6,76 $\pm$ 0,60	409,35 $\pm$ 135,40
	20 – 30	7,24 $\pm$ 0,48	6,76 $\pm$ 0,71	-
KM	0 – 10	4,84	3,98	451,00
	20 – 30	4,99	4,01	-
TZ	0 – 10	8,25 $\pm$ 0,12	7,67 $\pm$ 0,12	353,50 $\pm$ 11,50

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, pH/H<sub>2</sub>O – aktívna pôdna reakcia, pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Eh – redox potenciál

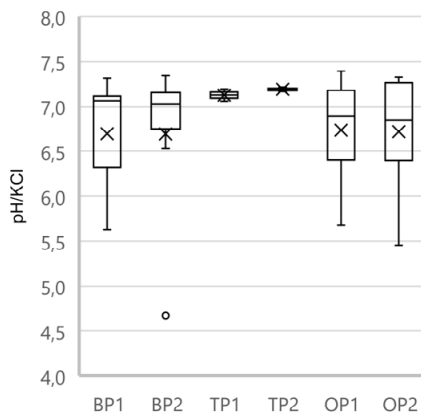
**Tabuľka 3.3** Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na chemické pôdne vlastnosti

Vlastnosť	Hĺbka		Ekosystém	
	F-hodnota	p-hodnota	F-hodnota	p-hodnota
pH/H <sub>2</sub> O	1717,569	<,001	1,053	0,373
pH/KCl	991,868	<,001	0,62	0,551
Eh	165,517	<,001	0,663	0,53

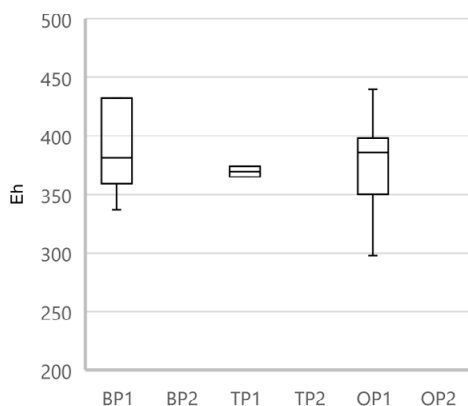
Vysvetlivky: pH/H<sub>2</sub>O – aktívna pôdna reakcia, pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Eh – redox potenciál, p-hodnota zvýraznená je štatisticky významná pri  $p < 0,05$



a) Aktívna pôdna reakcia



b) Výmenná pôdna reakcia



c) Redox potenciál

### Obrázok 3.3 Základné chemické pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov

Vysvetlivky: BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, BP2 – brehový porast, hĺbka 20 – 30 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP2 – trávny porast, hĺbka 20 – 30 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm, OP2 – orná pôda, hĺbka 20 – 30 cm

Hodnoty aktívnej pôdnej reakcie sa na FM v prvej hĺbke pri rôznom spôsobe využívania pohybovali v intervale od 6,06 do 7,63, hodnoty výmennej pôdnej reakcie od 5,62 do 7,39, čo zodpovedá v prípade aktívnej aj výmennej pôdnej reakcie rozpätiu od slabo kyslej až po alkalickú pôdnu reakciu. Priemerné hodnoty pH pri rôznom spôsobe využívania boli **neutrálne**. V druhej hĺbke boli priemerné hodnoty pH len o niečo vyššie ako v prvej u BP a TP, u OP bola situácia opačná (tab. 3.2, obr. 3.3 a, b). V porovnaní s pôdnou reakciou fluvizemí využívaných ako poľnohospodárske pôdy hodnotených v rámci Čiastkového monitorovacieho systému Pôda (ČMSP) môžeme neutrálne rozpätie považovať za optimálne. V posledných desaťročiach je totiž na poľnohospodárskych pôdach na Slovensku aj v Čechách pozorovaný pokles pH, konkrétne pri FM v rámci ČMSP bol zaznamenaný pokles zo 7,2 v roku 1993 na 6,2 v roku 2007 (Kobza et al., 2013, 2017; Sánka a Materna, 2004). Pôda environmentálnych záťaží klasifikovaná ako TZ mala silne alkalickú pôdnu reakciu (pH/H<sub>2</sub>O 8,25; pH/KCl 7,67). Naopak, pôda na lokalite s KM mala v prvej hĺbke silne kyslú pôdnu reakciu (pH/H<sub>2</sub>O 4,84; pH/KCl 4,01), čo je pravdepodobne vplyvom koreňových výlučkov tráv prispievajúcich k okysľovaniu pôdy.

Na všetkých lokalitách v prvej hĺbke, všetkých typoch pôd s rôznym spôsobom využívania sme zaznamenali redox potenciál s hodnotou nad 300 mV a teda s prevahou oxidačných procesov (tab. 3.2, obr. 3.3c).

Analýza rozptylu potvrdila len vplyv hĺbky na chemické vlastnosti pôdy, vplyv typu ekosystému sa neprejavil (tab. 3.3).

### 3.4 Stav fyzikálnych vlastností pôd

Fyzikálne vlastnosti v celom súbore dát v hĺbke 0 – 10 a 20 – 30 cm ako priemerné hodnoty sú uvedené v tabuľke 3.4 a,b. Tieto vlastnosti podľa jednotlivých ekosystémov vo fluvizemiach zobrazuje obrázok 3.4 a – k. Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na fyzikálne pôdne vlastnosti hodnotené pomocou analýzy rozptylu sú uvedené v tabuľke 3.5.

**Tabuľka 3.4 a** Zrnitostné zloženie pôd, penetrometrický odpor a hĺbka jeho merania (priemerné hodnoty $\pm$  smerodajná odchýlka)

Pôdny typ	Hĺbka	Obsah častíc (%)			PO (MPa/cm)	Hm (cm)
		íl (< 0,002 mm)	prach (0,002 – 0,05 mm)	piesok (0,05 – 2,00 mm)		
FM	0 – 10	9,09 $\pm$ 2,44	35,47 $\pm$ 9,23	55,43 $\pm$ 11,27	1,16 $\pm$ 0,21	24,62 $\pm$ 21,28
	20 – 30	9,05 $\pm$ 2,42	35,75 $\pm$ 9,48	55,20 $\pm$ 11,33	-	-
KM	0 – 10	6,70	33,14	60,16	1,16	19,60
	20 – 30	6,67	31,71	61,62	-	-
TZ	0 – 10	5,21 $\pm$ 0,85	25,16 $\pm$ 3,24	69,64 $\pm$ 4,09	-	7,75 $\pm$ 0,05

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, PO – penetrometrický odpor, Hm – hĺbka merania penetrometrického odporu

**Tabuľka 3.4 b** Objemová hmotnosť, špecifická hmotnosť, pórovitosť a minimálna vzdušná kapacita pôd (priemerné hodnoty $\pm$  smerodajná odchýlka)

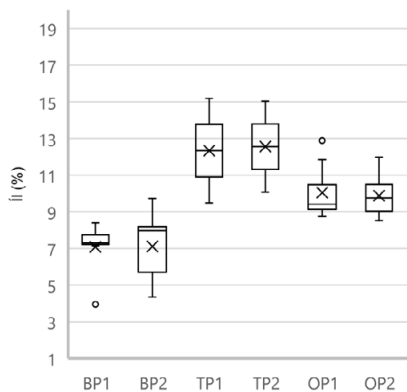
Pôdny typ	Hĺbka	OH (g/cm <sup>3</sup> )	SH (g/cm <sup>3</sup> )	Pc (%)	Pk (%)	Pn (%)	Ps (%)	Vk (%)
FM	0 – 10	1,39 $\pm$ 0,14	2,39 $\pm$ 0,07	41,57 $\pm$ 5,92	22,55 $\pm$ 6,48	15,90 $\pm$ 7,73	3,11 $\pm$ 1,23	16,78 $\pm$ 8,04
	20 – 30	1,37 $\pm$ 0,18	2,39 $\pm$ 0,07	42,63 $\pm$ 7,85	21,72 $\pm$ 5,60	17,85 $\pm$ 9,66	3,06 $\pm$ 1,06	18,68 $\pm$ 9,77
KM	0 – 10	1,25	2,24	44,19	23,88	19,46	0,85	19,85
	20 – 30	1,24	2,36	47,23	21,52	24,47	1,24	25,12
TZ	0 – 10	1,21	2,39	49,44 $\pm$ 3,04	16,18 $\pm$ 2,30	27,44 $\pm$ 2,65	5,82 $\pm$ 0,80	29,57 $\pm$ 2,08

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, OH – objemová hmotnosť, SH – špecifická hmotnosť, Pc – celková pórovitosť, Pk – kapilárna pórovitosť, Pn – nekapilárna pórovitosť, Ps – semikapilárna pórovitosť, Vk – celková vzdušná kapacita

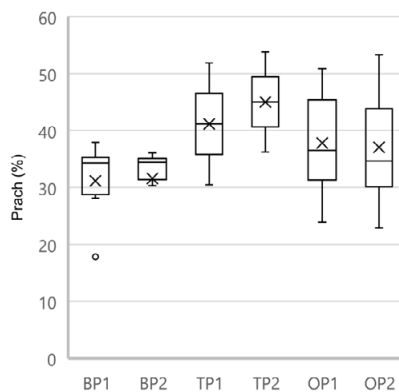
**Tabuľka 3.5** Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na fyzikálne pôdne vlastnosti

Vlastnosť	Hĺbka		Ekosystém	
	F-hodnota	p-hodnota	F-hodnota	p-hodnota
Obsah ílu	229,652	<,001	4,632	<b>0,027</b>
Obsah prach	263,049	<,001	1,206	0,327
Obsah piesku	435,58	<,001	1,808	0,198
PO	539,38	<,001	1,867	0,189
Hm	23,471	<,001	2,302	0,134
OH	1653,186	<,001	0,205	0,817
SH	16837,62	<,001	4,417	<b>0,031</b>
Pc	883,796	<,001	0,121	0,887
Pk	218,774	<,001	2,455	0,12
Pn	77,257	<,001	1,58	0,238
Ps	89,81	<,001	3,83	<b>0,045</b>
Vk	78,466	<,001	1,265	0,311

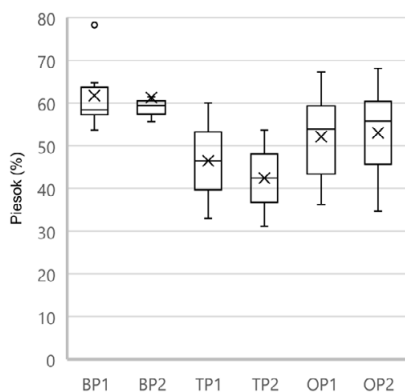
Vysvetlivky: PO – penetrometrický odpor, Hm – hĺbka merania penetrometrického odporu, OH – objemová hmotnosť, SH – špecifická hmotnosť, Pc – celková pórovitosť, Pk – kapilárna pórovitosť, Pn – nekapilárna pórovitosť, Ps – semikapilárna pórovitosť, Vk – celková vzdušná kapacita, p-hodnota zvýraznená je štatisticky významná pri  $p < 0,05$



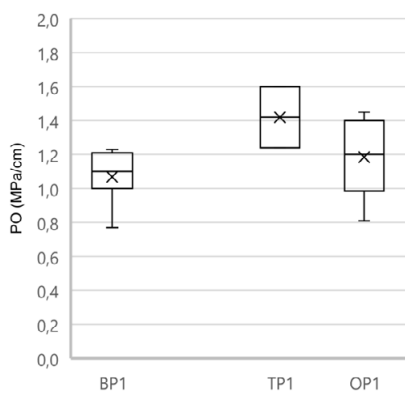
a) Obsah ílu (< 0,002 mm)



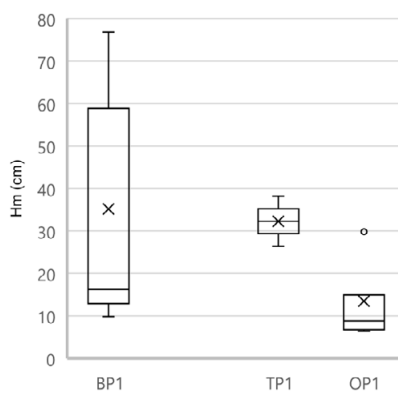
b) Obsah prachu (0,002 – 0,05 mm)



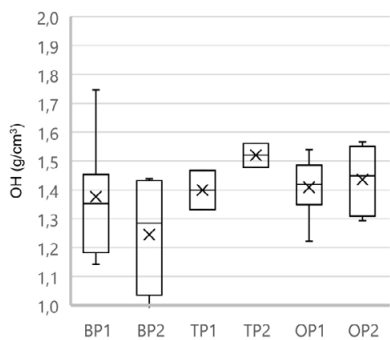
c) Obsah piesku (0,05 – 2,00 mm)



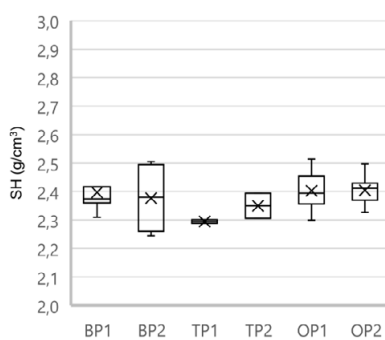
d) Penetrometrický odpor



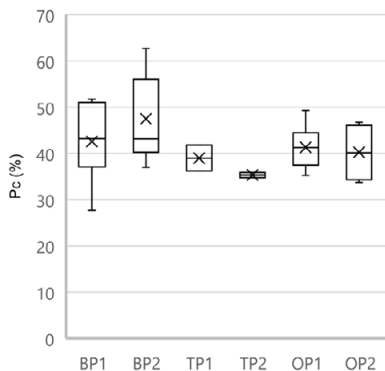
e) Hĺbka merania penetrometrického odporu



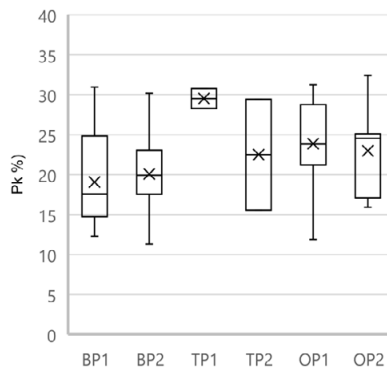
f) Objemová hmotnosť



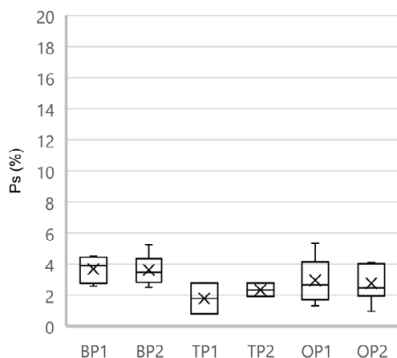
g) Špecifická hmotnosť



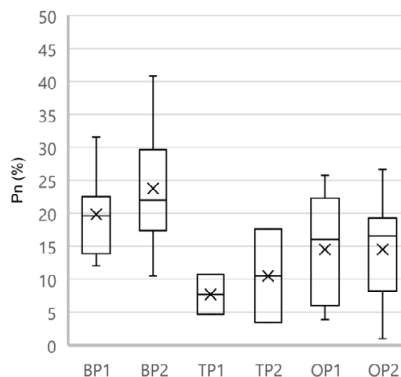
h) Celková pórovitosť



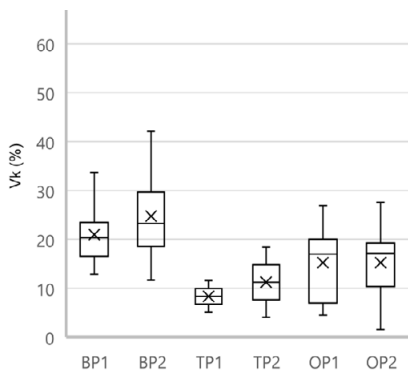
ch) Kapilárna pórovitosť



i) Semikapilárna pórovitosť



j) Nekapilárna pórovitosť



k) Celková vzdušná kapacita

**Obrázok 3.4** Základné fyzikálne pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov  
 Vysvetlivky: PO – penetrometrický odpor, Hm – hĺbka merania penetrometrického odporu, OH – objemová hmotnosť, SH – špecifická hmotnosť, Pc – celková pórovitosť, Pk – kapilárna pórovitosť, Pn – nekapilárna pórovitosť, Ps – semikapilárna pórovitosť, Vk – celková vzdušná kapacita, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, BP2 – brehový porast, hĺbka 20 – 30 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP2 – trávny porast, hĺbka 20 – 30 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm, OP2 – orná pôda, hĺbka 20 – 30 cm

Obsah ílu sa na FM v prvej hĺbke pri rôznom spôsobe využívania pohyboval v rozmedzí 3,94 – 15,19 %, obsah prachových častíc v rozmedzí 17,80 – 51,86 % a obsah pieskových častíc v rozmedzí 36,95 – 78,26 %. V druhej hĺbke sa obsah ílu na FM pri rôznom spôsobe využívania pohyboval v rozmedzí 4,34 – 15,04 %, obsah prachových častíc v rozmedzí 17,74 – 53,81 % a obsah pieskových častíc v rozmedzí 31,15 – 77,92 %. V zmysle Novákovej klasifikácie, väčšinou ide o **ľahšie pôdy hlinotpiesočnaté až piesočnatohlinité**. Ide o pôdy s prevahou pieskových častíc (priemer zrn od 0,05 do 2 mm). Na 3 lokalitách fluvizemí (2 využívané ako OP, 1 ako TP) bola pôda hlinitá s prevahou prachových častíc (priemer zrn od 0,002 do 0,05 mm). Piesočnatý charakter zrnitosti bol výraznejší na fluvizemiach brehových porastov. V zrnitostnom zložení medzi prvou a druhou hĺbkou neboli výraznejšie rozdiely. Pôda environmentálnej záťaže bola hlinotpiesočnatá. Pôda na lokalite s KM bola piesočnatohlinitá (tab. 3.4 a, obr. 3.4a – c).

Najvyšší penetrometrický odpor sme namerali na TP (1,42 MPa/cm), nasledovali OP (1,19 MPa/cm) a BP (1,07 MPa/cm), pri ktorých bola aj hĺbka merania odporu najvyššia (35,19 cm), nasledovali TP (32,3 cm) a OP (13,45 cm) (tab. 3.4 a, obr. 3.4 d – e).

Zrnitostné zloženie má vplyv aj na ďalšie fyzikálne charakteristiky ako je špecifická či objemová hmotnosť pôdy a rôzna pórovitosť. Najnižšiu špecifickú hmotnosť sme zistili v prvej hĺbke na lokalite KM (2,24 g/cm<sup>3</sup>), ďalej nasledovali priemerné hodnoty SH na fluvizemiach využívaných ako TP (2,29 g/cm<sup>3</sup>) a BP s OP (2,40 g/cm<sup>3</sup>). Pôdy na EZ (2,39 g/cm<sup>3</sup>) sa vyznačovali o niečo vyššími priemernými hodnotami SH. Hodnoty SH v druhej hĺbke sa od prvej odlišovali minimálne. Priemerné hodnoty OH boli na OP (1,41 g/cm<sup>3</sup>) vyššie oproti iným ekosystémom (na BP 1,38 g/cm<sup>3</sup>; na TP 1,40 g/cm<sup>3</sup>), ale ešte stále **boli pod limitnými hodnotami indikujúcimi zhutnenie poľnohospodárskej pôdy**. Limitná hodnota OH indikujúca zhutnenie pôdy je pri piesočnato-hlinitých pôdach väčšia ako 1,55 g/cm<sup>3</sup>, u hlinito-piesočnatých je väčšia ako 1,60 g/cm<sup>3</sup> (Vyhláška MPRVSR č. 59/2013). Priemerná hodnota OH bola v druhej hĺbke vyššia oproti prvej u OP a TP, naopak tomu bolo u BP. U orných pôd sa pravdepodobne prejavil vplyv zhutňovania používanými mechanizmami (tab. 3.4 b, obr. 3.4 f – g).

Najvyššou celkovou pórovitosťou sa v prvej hĺbke na FM vyznačovali BP (42,59 %), nasledovali OP (41,31 %), TP (39,01 %). Hodnoty **celkovej pórovitosti** na OP a TP, na rozdiel od objemovej hmotnosti, už **mierne prekročili limitné hodnoty indikujúce zhutnenie** poľnohospodárskej pôdy. Limitná hodnoty celkovej pórovitosti indikujúca zhutnenie pôdy je pri piesočnato-hlinitých pôdach menšia ako 42 % objemu, u hlinito-piesočnatých je menšia ako 42 % objemu (Vyhláška MPRVSR č. 59/2013). Na EZ bola Pc 49,44 % a na KM 44,19 %. U BP a TP sme zaznamenali v druhej hĺbke vyššiu Pc oproti prvej, u OP to bolo naopak. Najvyššou kapilárnou pórovitosťou sa vyznačovali TP (29,52 %) a najvyššou nekapilárnou pórovitosťou BP (23,76 % v druhej hĺbke). Minimálna vzdušná kapacita bola najvyššia na BP, nasledovali OP a TP (tab. 3.4 b, obr. 3.4 h – k). Minimálna vzdušná kapacita v prvej hĺbke u TP klesla pod 10 %, čo je limitná hodnota pre zhutnenie poľnohospodárskej pôdy.

Analýza rozptylu potvrdila vplyv hĺbky na fyzikálne vlastnosti pôdy. Vplyv typu ekosystému sa prejavil v prípade obsahu ílových častíc, SH a Ps (tab. 3.5).

### 3.5 Stav biologických vlastností pôd

Biologické vlastnosti v celom súbore dát v hĺbke 0 – 10 a 20 – 30 cm ako priemerné hodnoty sú uvedené v tabuľke 3.6. Tieto vlastnosti podľa jednotlivých ekosystémov vo fluvizemiach zobrazuje obrázok 3.5 a – f. Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na biologické pôdne vlastnosti hodnotené pomocou analýzy rozptylu sú uvedené v tabuľke 3.7.

**Tabuľka 3.6** Základné biologické pôdne vlastnosti (priemer±smerodajná odchýlka)

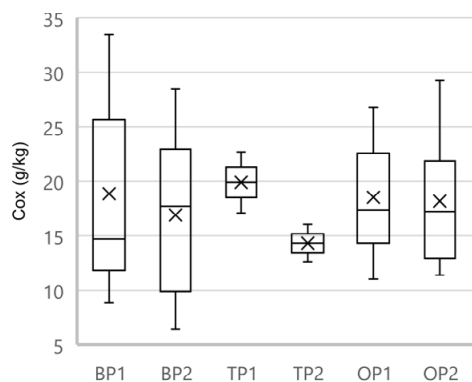
Pôdny typ	Hĺbka	Cox (g/kg)	H (%)	Nt (g/kg)	C/N	Počet dážďoviek (ks/m <sup>2</sup> )	Hmotnosť dážďoviek (g/m <sup>2</sup> )
FM	0 – 10	18,82±6,77	3,25±1,17	1,92±0,57	9,80±1,62	64,1±68,2	16,7±14,3
	20 – 30	17,21±6,70	2,97±1,15	1,74±0,48	9,72±2,14		
KM	0 – 10	16,80	2,90	2,32	7,24	156,7	27,9
	20 – 30	13,50	2,33	2,11	6,40		
TZ	0 – 10	20,71±5,32	3,57±0,92	1,10±0,04	18,68±4,16	0,8±0,0	0,9±0,9

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, Cox – organický uhlík, H – humus, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka

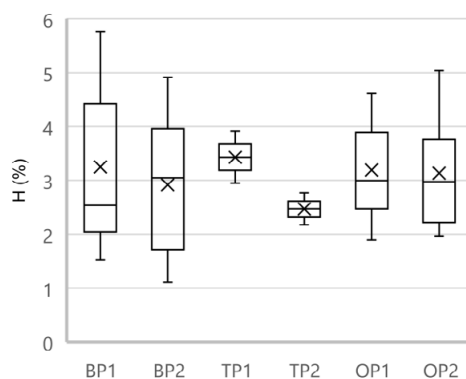
**Tabuľka 3.7** Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na biologické pôdne vlastnosti

Vlastnosť	Hĺbka		Ekosystém	
	F-hodnota	p-hodnota	F-hodnota	p-hodnota
Cox	136,705	<,001	0,005	0,995
H	136,625	<,001	0,005	0,995
Nt	189,986	<,001	1,099	0,359
C/N	558,916	<,001	3,761	<b>0,047</b>
Počet dážďoviek	n.a.	n.a.	16,809	<b>0,001</b>
Hmotnosť dážďoviek	n.a.	n.a.	25,621	0,06

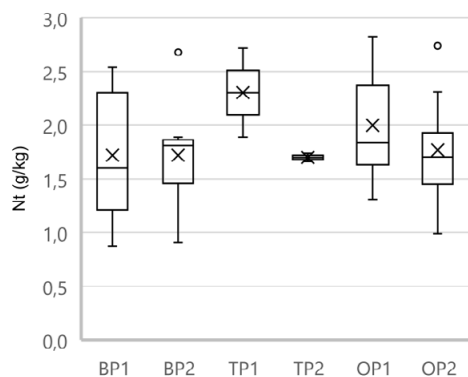
Vysvetlivky: Cox – organický uhlík, H – humus, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka, p-hodnota zvýraznená je štatisticky významná pri  $p < 0,05$ ; n.a. neaplikovateľné



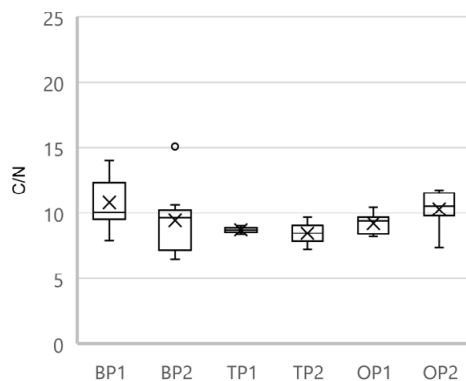
a) Organický uhlík



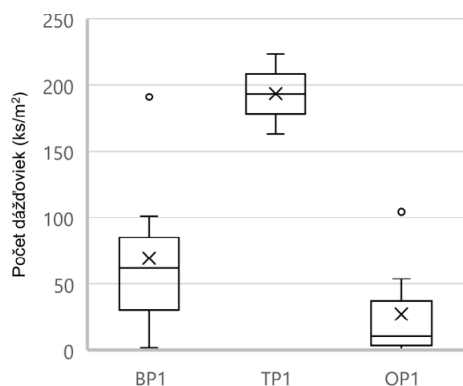
b) Humus



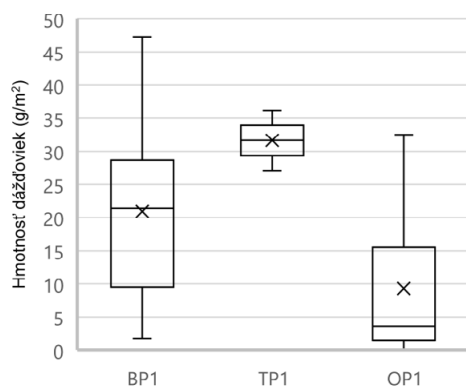
c) Celkový dusík



d) Pomer organického uhlíka a celkového dusíka



e) Počet dažďoviek



f) Hmotnosť dažďoviek

**Obrázok 3.5** Základné biologické pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov  
 Vysvetlivky: Cox – organický uhlík, H – humus, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm

Obsah organického uhlíka sa pri FM v prvej hĺbke pri rôznom spôsobe využívania pohyboval v rozmedzí intervalu 8,85 – 33,45 g/kg. Najvyššia priemerná hodnota bola zaznamenaná na TP (19,91 g/kg), nasledovali BP (18,86) a OP (18,52 g/kg). Na TZ bol priemerný obsah Cox 20,71 g/kg a na lokalite KM 16,80 g/kg. Vo všetkých prípadoch bol obsah Cox v druhej hĺbke nižší v porovnaní s prvou hĺbkou. Stav Cox kopíroval aj obsah humusu, ktorý na väčšine lokalít predstavuje **strednú a dobrú zásobu humusu** (tab. 3.6, obr. 3.5 a, b). Zistenia týkajúce sa stavu organického uhlíka na TP a OP korešpondujú so zisteniami Tobiašovej (2011) a potvrdzujú ich aj výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda (ČMS-P) (Kobza et al., 2013). Vyššie hodnoty Cox boli zaznamenané na lokalitách využívaných ako trvalé trávne porasty, v porovnaní s ornými pôdami, ktoré sú intenzívne poľnohospodársky využívané, čo sa odráža v poklese hodnôt Cox.

Obsah celkového dusíka sa pri FM v prvej hĺbke pri rôznom spôsobe využívania pohyboval v rozmedzí intervalu 0,87 – 2,82 g/kg. Najvyššia priemerná hodnota bola zaznamenaná na TP (2,31 g/kg), nasledovali OP (2,00 g/kg) a BP (1,72). Na TZ bol priemerný obsah Nt 1,10 g/kg a na lokalite KM 2,32 g/kg. Vo všetkých prípadoch bol obsah Nt v druhej hĺbke nižší (u BP rovnaký) v porovnaní s prvou hĺbkou (tab. 3.6, obr. 3.5 c).

Kvalita humusu vyjadrená pomerom organického uhlíka k celkovému dusíku (C/N) poukazuje na **lepšiu kvalitu humusu** (ak je  $C/N < 10$  ide o vyššiu kvalitu humusu) na TP (priemerná hodnota C/N 8,70), nasledujú OP (priemerná hodnota C/N 9,21) a BP (priemerná hodnota C/N 10,80). Na TZ bola kvalita humusu najhoršia s priemernou hodnotou C/N 18,68. Lepšie kvalitatívne parametre humusu v druhej hĺbke boli zistené u BP a TP, ale horšie u OP (tab. 3.6, obr. 3.5 d).

Priemerný počet dážďoviek bol na FM 64,1 ks/m<sup>2</sup> s hmotnosťou 16,7 g/m<sup>2</sup>. V rámci FM sme najvyšší počet dážďoviek zaznamenali na TP (s priemernou hodnotou 193,5 ks/m<sup>2</sup> s priemernou hmotnosťou biomasy 31,7 g/m<sup>2</sup>), nasledovali BP (s priemernou hodnotou počtu 69,3 ks/m<sup>2</sup>, s priemernou hmotnosťou biomasy 20,9 g/m<sup>2</sup>), OP (s priemernou hodnotou počtu 27,2 ks/m<sup>2</sup>, s priemernou hmotnosťou biomasy 9,3 g/m<sup>2</sup>). Na KM využívanej ako TP sme zistili 156,7 ks/m<sup>2</sup> s hmotnosťou 27,9 g/m<sup>2</sup>. Najnižší výskyt bol na EZ TZ 0,8 ks/m<sup>2</sup> s hmotnosťou 0,9 g/m<sup>2</sup> (tab. 3.6, obr. 3.5e-f). Tieto zistenia sú v zhode s tvrdeniami mnohých autorov poukazujúcich na vyšší počet aj biomasy dážďoviek v extenzívne využívaných ekosystémoch (TP, BP) oproti intenzívne využívanej OP (Mazur-Packa et al., 2018; Gebremeskel Weldmichael et al., 2020). Spurgeon et al. (2013) na základe metaanalýzy 16 štúdií uvádza priemerný počet dážďoviek 56,3 ks/m<sup>2</sup> na OP a 229 ks/m<sup>2</sup> na TP, čo bolo na alúviu rieky Orava v prípade OP menej.

Analýza rozptylu potvrdila vplyv hĺbky na obsah Cox, H, Nt a C/N. Vplyv typu ekosystému sa prejavil v prípade pomeru C/N a teda kvality humusu ako aj v prípade počtu dážďoviek (tab. 3.7).

## 4 Pôdne filtračné ekosystémové služby na nive rieky Oravy

Schopnosť pôdy imobilizovať potenciálne toxické prvky, filtrácia polutantov patrí k dôležitým ekosystémovým službám najmä z hľadiska ochrany hydrosféry a rastlinnej produkcie pred kontamináciou (Makovníková et al., 2007). Filtračná služba pôdy je založená na mechanickom odfiltrovaní (t.j. zadržaní/imobilizácii), adsorbovaní alebo absorbovaní niektorých organických a anorganických látok na rôznych povrchoch pôdnych anorganických a organických komponentov. Procesy zachytenia cudzorodých látok v pôdnom prostredí sú regulované v závislosti od fyzikálno-chemických vlastností daného kontaminantu, vlastností pôdneho prostredia (geologické podmienky danej lokality, pôdny typ), klimatických faktorov, veľkosti a pôvodu znečistenia. Dominantný vplyv na schopnosť pôdy imobilizovať, a tým filtrovať potenciálne toxické látky, má sorpčný potenciál pôdy, ktorý závisí od zastúpenia ílových častíc v pôde, množstva a kvality organického uhlíka v pôde, hrúbky humusového horizontu, či hodnôt pôdnej reakcie. Potenciálne toxické prvky môžu byť anorganickej aj organickej povahy. Z tradičných polutantov ide najmä o ťažké kovy, ale aj polokovy či ľahké kovy.

Na nivách sa často koncentrujú ekonomické aktivity človeka, čím sú viac ako iné územia vystavené práve kontaminácii. Na nive rieky Orava má ferozliatinárska výroba dlhú tradíciu, čo sa odráža aj v kvalite zložiek životného prostredia a možnej kontaminácii. Prítomnosť vodného toku sa môže podieľať aj na šírení kontaminácie do vzdialených území. Kontaminovaná pôda či sedimenty predstavujú ďalej riziko kontaminácie rastlinnej produkcie, vody a tým aj potravinového reťazca a teda aj ohrozenia ľudského zdravia (Foulds et al., 2014). Aj preto sa problematike kontaminácie nívnych oblastí venujú rôzne výskumné práce (Frohne et al., 2014; Pan et al., 2018; Wang et al., 2021). No aj napriek tomu, by si nívne oblasti zaslúžili vyššiu pozornosť. Často dochádza k tomu, že v záujme krátkodobých ekonomických cieľov je spôsobená kontaminácia často podceňovaná alebo ignorovaná. Dôvodom je často tradičný manažment uplatňovaný v týchto územiach, zameraný na konverziu prirodzených nívnych ekosystémov na poľnohospodársku pôdu, či zastavané územia určené na bývanie a priemyselnú výrobu (Opperman et al., 2017). Nedostatok pozornosti je venovaný aj hlbšej analýze kontaminácie nív z pohľadu poskytovaných filtračných ekosystémových služieb.

## 4.1 Materiál a metódy hodnotenia pôdných filtračných ekosystémových služieb

**Pôdne filtračné ekosystémové služby (PFES)** sme hodnotili pozdĺž vodného toku rieky Oravy (od Oravskej priehrady v Dolnom Štefanove po Párnicu) na vytýčených 12 lokalitách (obr. 3.1., tab. 3.1). Pri hodnotení sme použili metódu laboratórnych analýz pôdných vzoriek odobratých priamo v teréne a následného modelovania a ratingového hodnotenia. Priamo v teréne sme v októbri 2019 na 12 lokalitách v hĺbke 0 – 10 cm, v 4 rôznych typoch ekosystémoch odobrali pôdne vzorky. Odobraté vzorky boli v polyetylénových vreckách premiestnené do laboratória, kde boli vysušené, podrvené, preosiate cez sito s veľkosťou ôk 2 mm a ďalej podrobené analýzám.

V analýzach sme ako vstupné údaje použili základné chemické vlastnosti ako sú uvedené v kapitole 3.3 *Základné chemické vlastnosti pôdy*, základné fyzikálne vlastnosti ako sú uvedené v kapitole 3.4 *Základné fyzikálne vlastnosti pôdy* a základné biologické vlastnosti ako sú uvedené v kapitole 3.5 *Základné biologické vlastnosti pôdy*.

Hodnotili sme:

- dopyt po PFES beneficentmi,
- potenciál PFES,
- aktuálny tok PFES,
- dôsledky pri neplnení PFES,
- nápravné opatrenia na zvýšenie PFES.

Pri hodnotení pôdných filtračných služieb fluvizemí sme aplikovali a kombinovali viaceré metódy. Pri hodnotení potenciálu PFES sme použili **ratingovú metódu**. Aktuálny tok PFES sme hodnotili pomocou **stanovenia celkových a mobilných foriem potenciálne toxických prvkov v pôde a ekologických indexov**. Hodnotili sme prvky zo skupiny kovov alkalických zemín (Sr, Ba), ťažkých kovov (V, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mo, Cd, Tl, Pb, Bi) a polokovov (As, Se, Sb, Te). Dôsledky pri neplnení PFES sme hodnotili pomocou **stanovenia obsahov potenciálne toxických prvkov v rôznych častiach rastlín, ekologických indexov a pomocou analýzy zdravotného rizika**.

### 4.1.1 Metóda hodnotenia potenciálu pôdných filtračných ekosystémových služieb

Na stanovenie potenciálu PFES sme použili **ratingovú metódu**. V prvom kroku sme identifikovali hlavné pôdne „filtre“ a ich kapacitu, resp. potenciál zadržať polutanty v pôde. Týmito „filtrami“ tvoriacimi hlavnú zložku sorpčnej kapacity pôdy sú pôdne komponenty anorganického aj organického pôvodu:

- zrnitostné frakcie s rôznym stupňom sorpcie a zadržiavania polutantov,
- organická hmota pôdy a jej kvalita.

Vychádzali sme z predpokladu, že **potenciál PFES (PPFES)** je funkciou kvalitatívnych a kvantitatívnych charakteristík pôdy, závisí od zrnitostného zloženia pôdy, obsahu skeletu, obsahu a kvality humusu ako vyjadruje rovnica:

$$PPHES = F(\text{pH}) + F(\text{OÍ}) + F(\text{OPr}) + F(\text{OS}) + (\text{Cox}) + F\left(\frac{\text{C}}{\text{N}}\right) \quad (\text{bod}) \quad (4.1)$$

v ktorej je:

- pH v KCl,
- OÍ obsah ílových častíc (%),
- OPr obsah prachových častíc (%),
- OS obsah skeletu (%),
- Cox obsah organického uhlíka (%),
- C/N pomer organického uhlíka a celkového dusíka.

Pomocou rovnice môžeme PPFES vyjadriť ako sumárnu bodovú hodnotu jednotlivých parametrov. Bodové (ratingové) hodnoty jednotlivých parametrov boli navrhnuté na základe ich analýzy vo vzťahu k plneniu PFES, v rozsahu od 1 do 7 bodov. Čím vyššia je bodová hodnota parametra, tým viac prispieva k zvýšeniu potenciálu PFES. Bodové hodnotenie zvolených parametrov (od 1 do 7) je uvedené v tabuľke 4.1. Podľa vypočítanej sumárnej hodnoty PPFES bola navrhnutá kategorizácia pôd do 5 skupín pôd s rôznym potenciálom (tab. 4.2).

**Tabuľka 4.1** Kategórie vstupných parametrov pre hodnotenie potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Body	pH/KCl	Obsah ílu (%)	Obsah prachu (%)	Obsah skeletu (%)	Cox (%)	C/N
1	≤ 4,5	≤ 10	≤ 30	≥ 40	≤ 1	≥ 21
2	4,6-5,0	10,1-20,0	30,1-40,0	30,1-39,9	1,1-2,0	20,9-18,0
3	5,1-5,5	20,1-30,0	40,1-50,0	20,1-30,0	2,1-3,0	17,9-15,0
4	5,6-6,5	30,1-40,0	50,1-60,0	10,1-20,0	3,1-4,0	14,9-12,0
5	6,6-7,2	40,1-50,0	60,1-70,0	5,1-10,0	4,1-5,0	11,9-9,0
6	7,3-7,7	50,1-59,9	70,1-79,9	1,1-5,0	5,1-5,9	8,9-6,01
7	≥ 7,8	≥ 60	≥ 80	≤ 1	≥ 6	≤ 6

Vysvetlivky: pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Cox – organický uhlík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka

**Tabuľka 4.2** Kategórie potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Kategória	Potenciál	Body
1	Veľmi nízky	< 10
2	Nízky	10,1 – 20
3	Stredný	20,1 – 30
4	Vysoký	30,1 – 39,9
5	Veľmi vysoký	> 40

#### 4.1.2 Metóda hodnotenia aktuálneho toku pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Pre hodnotenie aktuálneho toku PFES sme v laboratóriu v odobratých a pripravených pôdnych vzorkách stanovili celkový obsah **potenciálne toxických prvkov (PTP)** a ich mobilné frakcie. Následne sme kontamináciu hodnotili pomocou ekologických indexov.

Spomedzi potenciálne toxických prvkov boli analyzované **prvky zo skupiny kovov alkalických zemín (Sr, Ba), ťažkých kovov (V, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mo, Cd, Tl, Pb, Bi) a polokovov (As, Se, Sb, Te)**. Celkový obsah PTP bol analyzovaný vo výluhu lúčavky kráľovskej, bioprístupné (mobilné) formy PTP v 1M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Vzorky boli analyzované s využitím analytickej metódy hmotnostnej spektrometrie s indukčne viazanou plazmou (ICP-MS).

Stanovené obsahy sledovaných PTP v pôde boli porovnávané s limitnými hodnotami stanovenými platnou národnou legislatívou (Vyhláška č. 59/2013 Z. z.), ako aj s legislatívnymi usmerneniami iných štátov (Ministry of the Environment of Finland, 2007; Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).

Pre vyjadrenie miery kontaminácie pôdy a zaťaženie záujmových lokalít sledovanými PTP boli počítané vybrané ekologické indexy. Zo vstupných údajov sme vypočítali pre konkrétne polutanty kontaminačný faktor (Cf) podľa Varola (2011):

$$Cf = \frac{C_n}{C_b} \quad (4.2)$$

kde  $C_n$  je celkový obsah kontaminantu v pôde na konkrétnej lokalite a  $C_b$  je celkový obsah kontaminantu na referenčnej lokalite (tzv. pozadňová hodnota – background value). Takto vypočítané hodnoty Cf zodpovedajú kontaminácii:

- < 1 nízka kontaminácia,
- 1 – 3 mierna kontaminácia,
- 3 – 6 vysoká kontaminácia,
- > 6 veľmi vysoká kontaminácia.

Geoakumulačný faktor (Igeo) sme počítali podľa Müllera (1969):

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 * C_b} \quad (4.3)$$

kde  $C_n$  je celkový obsah kontaminantu v pôde na konkrétnej lokalite kontaminantu a  $C_b$  je celkový obsah kontaminantu na referenčnej lokalite. Pritom hodnoty Igeo zodpovedajú kontaminácii:

- < 1 bez kontaminácie,
- 0 – 1 nevýrazná kontaminácia,
- 1 – 2 mierna kontaminácia,
- 2 – 3 mierna až silná kontaminácia,

- 3 – 4 silná kontaminácia,
- 4 – 5 silná až extrémna kontaminácia,
- > 5 extrémna kontaminácia.

Pri hodnotení celkovej kontaminácie územia sme použili index kontaminačnej záťaže (Pollution Load Index - PLI) podľa Tomlinsona et al. (1980):

$$PLI = \sqrt[n]{Cf_1 * Cf_2 * Cf_3 \dots Cf_n} \quad (4.4)$$

kde Cf je kontaminačný faktor konkrétneho potenciálne toxického prvku a n je počet potenciálne toxických prvkov, ktoré sme sledovali v konkrétnom území. Ak je PLI >1 ide o kontamináciu územia a zhoršenie kvality pôdy.

#### 4.1.3 Metóda hodnotenia dôsledkov pri neplnení pôdných filtračných ekosystémových služieb

Pri hodnotení dôsledkov vyplývajúcich z neplnenia filtračných ekosystémových služieb, sme sa zamerali na ekologické a zdravotné riziká. Pri **hodnotení ekologických rizík** sme zisťovali kontamináciu vybraných rastlín a ich častí, pričom sme stanovili **biokontračný a translokačný faktor**. Pri hodnotení zdravotných rizík sme stanovovali **koeficient a index nebezpečenstva a celkové karcinogénne riziko**.

##### Hodnotenie ekologických rizík

Obsah potenciálne toxických prvkov v rastlinách bol sledovaný len na niekoľkých vybraných lokalitách fluvizemí (7A, 8A, 10A) a na technozemi environmentálnej záťaže (6-1C a 6-2C). Konkrétny zoznam taxonomických jednotiek a ich častí, ktoré boli predmetom analýz, je uvedený v tabuľke 4.3. V rastlinách boli hodnotené rovnaké PTP ako v prípade pôdných vzoriek.

**Tabuľka 4.3** Analyzované rastlinné vzorky na vybraných záujmových lokalitách

Pôdny typ	Lokalita	Rastlina	Časť rastliny
TZ	6-1C	Smlz kroviskový ( <i>Calamagrostis epigejos</i> )	listy
			klas
	6-2C	Breza previsnutá ( <i>Betula pendula</i> ) Borovica lesná ( <i>Pinus sylvestris</i> )	listy
			ihličie
FM	7A	Kukurica siata ( <i>Zea mays</i> )	koreň
			listy
			zrno
	8A	Pšenica letná ( <i>Triticum aestivum</i> )	koreň
			listy
			zrno
	10A	Kukurica siata ( <i>Zea mays</i> )	koreň
			listy
			zrno

Vysvetlivky: TZ – technozem, FM – fluvizem

Zistené obsahy sledovaných PTP v rastlinách boli porovnávané s limitnými hodnotami, ktoré určuje Vestník Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky (MP SR) (Výnos MP SR č. 3158/2003-100 a č. 608/3/2004-100).

Na základe výsledkov meraní celkového obsahu PTP v rastlinách sme hodnotili mieru ich akumulácie vo vybraných taxonomických jednotkách, a to prostredníctvom biokoncentračného faktora (BCF) a translokačného faktora (TF). Biokoncentračný faktor (BCF) a translokačný faktor (TF) sme počítali podľa Bakera (1981):

$$BCF = \frac{\text{obsah PTP v nadzemnej časti rastliny alebo v listoch}}{\text{obsah PTP v pôde}} \quad (4.5)$$

$$TF = \frac{\text{obsah PTP v nadzemnej časti rastliny alebo v listoch}}{\text{obsah PTP v koreňoch}} \quad (4.6)$$

V prípade BCF faktora možno dosiahnuť hodnoty determinujúce rôzne rastlinné stratégie (Baker, 1981):

- BCF < 1, tzv. „exklúder“ (imobilizácia kovu v koreni rastlín),
- BCF = 1, tzv. „indikátory“ (obsah kovu v rastlinách zodpovedá obsahu kovu v externom prostredí),
- BCF > 1, tzv. „akumulátory až hyperakumulátory“ (signifikantná koncentrácia kovu v nadzemnej časti rastlín).

Prínosom TF faktora je upresnenie, v ktorých častiach rastliny nastáva dominantný proces akumulácie sledovaných potenciálne toxických prvkov.

### Hodnotenie zdravotných rizík

Hodnotenie zdravotných rizík je ustálený štandardizovaný systém nadväzujúcich krokov a postupov. Uplatňuje sa v toxikologickej a epidemiologickej praxi viac ako 40 rokov. Prvým praktickým krokom je stanovenie expozičného scenára vo vzťahu ku hodnotenému spektru kontaminantov. Expozičný scenár by mal zahrňovať všetky relevantné cesty expozície, ktorými môže byť exponovaný človek v daných podmienkach, za daných okolností. Pri zostavení expozičného scenára sa hodnotiteľ snaží vychádzať z koncentrácie kontaminantu v expozičnom médiu (pôde, vode, ovzduší a pod.) a následne dať túto informáciu do vzťahu s cestou a časom kontaktu jedinca, alebo populácie s médiom. Prvým krokom v určení expozičného scenára je charakterizácia koncentrácie kontaktu v tých médiách, ktoré sú v riešenom prípade relevantné. V našom prípade to boli koncentrácie jednotlivých potenciálne toxických prvkov v pôde vo vzorkách 0 – 10 cm vertikálneho profilu .

V rámci následného hodnotenia expozície sa pre expozičné cesty určené v expozičnom scenári kvantifikujú expozičné dávky príslušného kontaminantu. Do výpočtu okrem koncentrácie kontaminantu v médiu a množstvu prijatého média za deň vstupujú aj iné premenné – počet dní s expozíciou počas roka, priemerná hmotnosť jedinca v hodnotenej populácii, prípadne podľa potreby aj iné. V prípade našej štúdie sme vykonali hodnotenie pre náhodnú expozíciu prostredníctvom

ingescie (požitia) kontaminovanej pôdy pre deti a pre dospelých jedincov (ženy a mužov). Táto cesta sa v podobných prípadoch považuje za relevantnú aj podľa hodnotiacich kritérií amerického úradu pre ochranu životného prostredia US EPA. Pre každú hodnotenú skupinu populácie a každý jeden hodnotený kontaminant sa takýmto spôsobom kvantifikujú priemerné denné dávky za hodnotený čas (Average Daily Dose – ADD v mg prvku.kg<sup>-1</sup> telesnej hmotnosti. deň<sup>-1</sup>), ktoré sa vyjadrujú v hmotnosti na kilogram hmotnosti človeka za deň.

Priemernú dennú dávku (ADD v mg prvku.kg<sup>-1</sup> telesnej hmotnosti. deň<sup>-1</sup>) pre skupinu detí, dospelých mužov a dospelých žien sme vypočítali nasledovne:

$$ADD = C * \frac{IR * EF * ED * 10^{-6}}{BW * AT} \quad (\text{mg. kg}^{-1} \cdot \text{deň}^{-1}) \quad (4.7)$$

kde C je celkový obsah konkrétneho prvku v pôde; IR (Ingestion Rate) je ingesčná dávka z pôdy (pre deti: 200; pre dospelých: 100 mg prachu.deň<sup>-1</sup>); EF (Exposure Frequency) je expozičná frekvencia (pre deti: 350; pre dospelých: 250 dní.rok<sup>-1</sup>); ED (Exposure Duration) je trvanie expozície (pre deti: 6 rokov; pre dospelých: 25 rokov); BW (Body Weight) je telesná hmotnosť (pre deti: 15kg; pre dospelých mužov: 68kg; pre dospelé ženy: 58kg); AT (Averaging Time) je priemerný čas expozície (pre deti: šesť x 365 dní v roku = 2190 dní; pre dospelých: 9125 dní). Použité hodnoty vychádzajú zo správ USEPA (2002a,b; 2004;2008) spracovaných podľa Rinklebe a kol. (2019).

Zdravotné riziká chronických **nekarcinogénnych účinkov** boli kvantifikované prostredníctvom **koeficientu nebezpečenstva** (Hazard Quotient – HQ):

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (4.8)$$

kde referenčná dávka (Reference Dose – RfD) (v mg prvku.kg<sup>-1</sup> telesnej hmotnosti. deň<sup>-1</sup>) je orálna referenčná dávka konkrétneho prvku podľa USEPA. Koeficient nebezpečenstva a následne index nebezpečenstva sme vypočítali pre všetky sledované prvky, t. j. prvky zo skupiny kovov alkalických zemín (Sr, Ba), ťažkých kovov (V, Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Mo, Cd, Tl, Pb, Bi) a polokovov (As, Se, Sb, Te). Následne bol pre každú lokalitu vypočítaný **index nebezpečenstva** (Hazard Index HI) ako súčet koeficientov nebezpečenstva jednotlivých prvkov:

$$HI = HQ1 + HQ2 + HQ3 + \dots HQn \quad (4.9)$$

kde HQ je koeficient nebezpečenstva (Hazard Quotient HQ) konkrétneho rizikového prvku a n je počet rizikových prvkov. Prekročenie hodnoty 1 indikuje zvýšené riziko, pričom riziko narastá so zvyšujúcou sa hodnotou tohto prekročenia.

**Karcinogénne zdravotné riziká** (Carcinogenic Risk – CR) je možné kvantifikovať prostredníctvom hodnoty faktoru vzniku rakoviny (Cancer Slope Factor – CSF) nasledovne:

$$CR = \frac{ADD}{CSF} \quad (4.10)$$

kde faktor vzniku rakoviny (Cancer Slope Factor – CSF) (v mg prvku.kg<sup>-1</sup> telesnej hmotnosti. deň<sup>-1</sup>) predstavuje riziko vzťahujúce sa na konkrétny chemický prvok či látku, ktorá má potenciál vyvolať proces vzniku a následného rastu nádorov. Je stanovená v toxikologických databázach ako výsledok kvantitatívneho hodnotenia pre karcinogénne chemické látky. Z nášho súboru sledovaných prvkov je faktor vzniku rakoviny stanovený pre As, Cd, Cr, Ni, Pb, a tak aj karcinogénne zdravotné riziká sme počítali pre týchto 5 prvkov. Pre danú expozičnú cestu bola na každej lokalite vypočítaná hodnota RC pre každý potenciálne toxický prvok osobitne a následne bol pre každú lokalitu určený súčet týchto hodnôt, čo indikuje sumárne karcinogénne riziko na danej lokalite. Ide o aditívne (prídavné) karcinogénne riziko pre jednotlivca danej populácie, teda riziko vzniku onkologického ochorenia v dôsledku nami hodnotenej expozície. Napríklad vypočítaná hodnota 0,001 sa interpretuje tak, že 1 človek z 1 000 dostane onkologické ochorenie v dôsledku hodnotenej expozície nad bežný počet onkologických ochorení v populácii.

**Celkové karcinogénne riziko** (Total Cancer Risk – TCR) sme vypočítali ako súčet CR pre jednotlivé prvky na každej konkrétnej lokalite:

$$TCR = CR1 + CR2 + CR3 + \dots + CRn \quad (4.11)$$

kde CR je karcinogénne riziko (Carcinogenic Risk – CR) konkrétneho rizikového prvku a n je počet rizikových prvkov. Všeobecný konsenzus v oblasti riadenia karcinogénnych rizík je založený na fakte, že hodnota 0,001 sa považuje za indikátor zvýšeného rizika. V týchto prípadoch by bolo potrebné uvažovať so zavádzaním opatrení na redukciiu rizík.

## 4.2 Dopyt po pôdnych filtračných ekosystémových službách

Dopyt po PFES zväčša závisí od kontaminácie životného prostredia a jeho konkrétnych zložiek v danom území. V prípade „čistých území“ nie je po takejto službe zvýšený dopyt. Hoci, ak aj nie vysoký, ale dopyt po tejto službe by mal byť všade. A to najmä z dôvodu možného priestorového rozšírenia kontaminácie aj do vzdialených území (napr. prenos emisií v ovzduší, znečisťujúcich látok vodami a pod.). Všeobecne však platí, že čím je kontaminácia územia vyššia, tým je aj PFES dôležitejšia a teda aj dopyt po tejto službe rastie.

Pri hodnotení PFES v konkrétnom území alúvia vodného toku Orava, je dopyt po PFES rovnako vysoký v celom povodí, ktoré je zväčša osídlené a zároveň je značná časť územia využívaná na poľnohospodárske účely. Vyššia záťaž je najmä v blízkosti zdrojov znečistenia pôdy, ako sú súčasné aj bývalé priemyselné areály a skládky. Práve vodný tok Oravy či prúdenie podzemných vôd môže umožniť transport polutantov z miesta zdroja kontaminácie do vzdialenejších a relatívne „čistých“ oblastí. Rovnako vysoký dopyt beneficentov po PFES pôdy pramení aj z požiadavky na kvalitu a nezávadnosť úžitkovej a pitnej vody, kde opäť pôda zohráva významnú úlohu filtra ako ochrany pred jej znečistením.

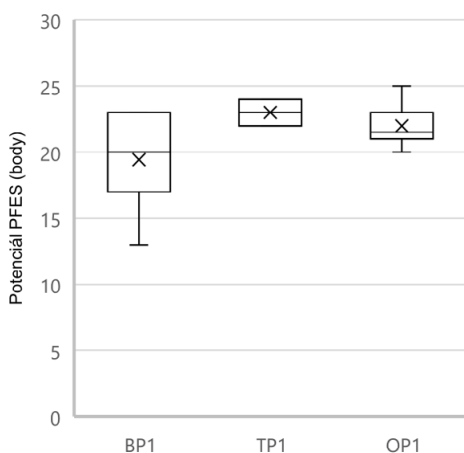
### 4.3 Potenciál pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Priemerné bodové hodnoty potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb zistené ratingovou metódou v celom súbore dát sú uvedené v tabuľke 4.4 a podľa jednotlivých ekosystémov vo fluvizemiach zobrazuje obrázok 4.1.

**Tabuľka 4.4** Bodové hodnoty potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Pôdny typ	Body	Potenciál
FM	21	stredný
KM	23	stredný
TZ	13	nízky

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem



**Obrázok 4.1** Potenciál pôdnych filtračných ekosystémových služieb fluvizemí podľa ekosystémov

Vysvetlivky: PFES – pôdne filtračné ekosystémové služby, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm

Potenciál filtračných ekosystémových služieb, vyjadrený ako priemerná ratingová hodnota za všetky lokality, bol na FM a KM stredný, na TZ nízky. V rámci FM sme najvyšší potenciál PFES zaznamenali v rámci ekosystému trávnych porastov (23 bodov, zodpovedajúce strednému potenciálu PFES), nasledovali orné pôdy (22 bodov, zodpovedajúce strednému potenciálu PFES) a brehové porasty (19,5 bodu, zodpovedajúce nízkemu potenciálu PFES).

Hodnotenie potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb je odrazom kvality ich fyzikálnych a chemických vlastností, ktoré sme v ratingovom hodnotení zohľadnili a majú význam ako z pohľadu zadržiavania vody v pôde, tak aj z pohľadu

zadržiavania polutantov. V ratingovom hodnotení pre PFES sme však parameter objemovej hmotnosti pôdy nahradili parametrom pôdnej reakcie (pH/KCl).

Najnižší potenciál PFES na TZ je odrazom nízkej kvality tejto pôdy vyvinutej na environmentálnej záťaži. Stredný až nízky potenciál PFES na fluvizemiach na nive rieky Orava je odrazom toho, že na nive dominujú ľahšie pôdne druhy, piesočnatohlinité a hlinitopiesočnaté, s prevahou pieskovej zrnitostnej frakcie. Tieto pôdy disponujú nižšou kapacitou zadržiavať polutanty v pôde, akoby tomu bolo v prípade vyššieho zastúpenia ílových, prípadne prachových častíc. Priaznivejší a pozitívne pôsobiaci na PFES je zväčša stredný obsah organického uhlíka.

V rámci PFES sa do ratingového hodnotenia zahŕňajú aj hodnoty pôdnej reakcie. Tá zohráva pri kontaminácii pôdy, zvlášť z pohľadu zvýšenej mobility a biodostupnosti potenciálne toxických prvkov v nižších oblastiach hodnôt pôdnej reakcie, významnú úlohu (Zhang et al., 2018; Wei et al., 2020). Fluvizeme na nive rieky Orava sa však zväčša vyznačovali neutrálnou pôdnou reakciou, čo prispieva k zvýšeniu potenciálu PFES.

## 4.4 Aktuálny tok pôdnych filtračných ekosystémových služieb

Potenciál PFES a kapacita „filtra“ ešte nevytvorí o jeho skutočnej využiteľnosti či účinnosti v konkrétnych podmienkach. Hypoteticky môže nastať viacero prípadov, keď pôda disponuje:

- vysokou sorpčnou kapacitou a čelí malej záťaži,
- vysokou sorpčnou kapacitou a čelí veľkej záťaži,
- nízkou sorpčnou kapacitou a čelí malej záťaži,
- nízkou sorpčnou kapacitou a čelí veľkej záťaži,

pričom z pohľadu rizík je najhoršia posledná možnosť, keď pôda disponuje nízkou sorpčnou kapacitou ale musí čeliť veľkej záťaži.

Pri hodnotení aktuálneho toku PFES sme použili údaje týkajúce sa celkového obsahu PTP a ich mobilných foriem v pôde ako aj prepočítaných ekologických indexov.

### 4.4.1 Hodnotenie aktuálneho toku pôdnych filtračných ekosystémových služieb stanovením celkového obsahu a mobilných foriem potenciálne toxických prvkov

Celkový obsah PTP v hĺbke 0 – 10 cm so štatistickými charakteristikami a limitnými hodnotami sú uvedené v tabuľke č. 4.5.

Najvyššie celkové obsahy PTP sa zistili na lokalitách pôdneho typu technozem (6-1C a 6-2C) v prípade Zn (1254,7 mg.kg<sup>-1</sup>), Pb (449,02 mg.kg<sup>-1</sup>), As (39,1 mg.kg<sup>-1</sup>), Cd (12,34 mg.kg<sup>-1</sup>) a lokalite pôdneho typu fluvizem (11A) s hodnotami 513,0 mg.kg<sup>-1</sup>

pre Cr, 100,0 mg.kg<sup>-1</sup> pre V a 48,8 mg.kg<sup>-1</sup> pre Ni. Kontamináciu záujmového územia spôsobuje predovšetkým Cr a As, ktorých obsah často prekračuje minimálne jednu limitnú hodnotu na lokalitách všetkých pôdnych typov (Benková et al., 2021). Podobné prekročenie limitných hodnôt pre Cr a As opísali napr. Štofejová et al. (2021) a Fazekaš et al. (2018), z priemyselnej oblasti v Gemerskom regióne, Jelšava – Lubeník. Najvýraznejšie prekročenie limitných hodnôt PTP, dané legislatívou SR (Vyhláška č. 59/2013 Z. z.), bolo zaznamenané na lokalitách 6-1C a 6-2C, ktoré sú situované na území skládky priemyselného odpadu z ferozliatinárskej výroby. Z lokalít s pôdnym typom fluvizem je značne kontaminovaná lokalita 7A (bezprostredne v blízkosti priemyselného závodu OFZ, a. s.) a lokalita 11A (v blízkosti bývalých Oravských ferozliatinárskych závodov v Istebnom s aktívnou priemyselnou činnosťou v období rokov 1992 – 2012). K významným faktorom, ktoré ovplyvňujú stupeň kontaminácie jednotlivých lokalít PTP v priemyselných oblastiach (7A a 11A), môže patriť v sledovanej oblasti prevládajúci smer vetra SV-JZ smeru, v smere od skládky priemyselného odpadu v Širokej, po poslednú záujmovú lokalitu v Párnici. Uvedenú hypotézu podporuje aj celkový obsah Cr na záujmových lokalitách 7A, 9A, 10A, 11A, a 12A prekračujúci legislatívou stanovené limitné hodnoty v zmysle Vyhlášky č. 59/2013 Z. z.

Celkové obsahy PTP v pôde boli porovnávané s limitnými hodnotami rizikových látok v pôde podľa viacerých štandardov. Koncentrácie rizikových látok v pôde poukazujú na najintenzívnejšiu mieru kontaminácie na lokalitách pôdneho typu technozem (6-1C a 6-2C), na ktorých došlo k prekročeniu limitných hodnôt u väčšiny sledovaných PTP. Nadlimitné koncentrácie (nad minimálne jednu prahovú hodnotu) boli potvrdené pri prvkoch Ba, Cr, Co, Zn, Cd, Tl, Pb, As, Se, Sb. Na lokalitách pôdneho typu fluvizem bola preukázaná nižšia miera kontaminácie sledovaných PTP. Limitné hodnoty rizikových prvkov v pôde boli prekročené pri prvkoch zo skupiny ťažkých kovov (V, Cr, Ni, Zn, Mo, Cd) a polokovov (As, Se, Sb).

Za referenčnú plochu bola zvolená lokalita 1A, ktorú možno považovať za nekontaminovanú, v dôsledku najväčšej vzdialenosti od zdrojov kontaminácie. Na tejto lokalite nedochádza, u väčšiny PTP, k prekročeniu prahových a smerných hodnôt. Prekročenie limitných hodnôt rizikových látok v poľnohospodárskej pôde podľa štandardov platných pre Slovenskú republiku vo väčšine prípadov zaznamenané nebolo, avšak kumulatívny účinok PTP nemožno v dlhšom časovom horizonte vylúčiť. Zvýšené celkové obsahy PTP možno sledovať u Cr, As a Se, a to na viac ako jednej záujmovej lokalite.

Na lokalite pôdneho typu kambizem (2S), lokalizovanej na svahu nad obcou Nižná, možno konštatovať mierne znečistenie chrómom a arzénom, pri ktorých došlo k prekročeniu smernej a prahovej hodnoty podľa kanadských a fínskych štandardov. Pri ďalších sledovaných PTP nebolo zaznamenané prekročenie legislatívne stanovených limitných hodnôt.

V kontexte s pravdepodobnosťou ohrozenia ľudského zdravia a životného prostredia PTP sa dôležitým javí vyhodnotenie koncentrácií znečisťujúcich látok v porovnaní s tzv. intervenčnými kritériami (IT), ktoré sú definované v Smernici Ministerstva

**Tabuľka 4.5** Celkový obsah potenciálne toxických prvkov v pôde so štatistickými charakteristikami v porovnaní s limitnými hodnotami (mg.kg<sup>-1</sup>)

Lokalita	Kovy alkal. zemin				Ťažké kovy												Polokovy			
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te			
6-1C	1973	2918	38	141	32,5	16,7	112,8	612,3	4,47	3,90	2,79	249,38	0,59	39,1	1,0	12,30	2,07			
6-2C	2053	1043	18	45	16,9	8,0	73,5	1254,7	2,24	12,34	3,77	449,02	0,89	19,0	2,4	19,20	2,05			
$\bar{x}$	2013,0	1980,5	28,0	93,0	24,7	12,4	93,2	933,5	3,4	8,1	3,3	349,2	0,7	29,1	1,7	15,8	2,1			
SO	40,0	937,5	10,0	48,0	7,8	4,4	19,7	321,2	1,1	4,2	0,5	99,8	0,2	10,1	0,7	3,5	0,0			
1A - RL	62	235	50	57	22,0	8,7	19,8	66,6	0,92	0,33	0,36	19,35	0,20	6,8	< 0,3	1,03	< 0,05			
3A	88	274	50	234	27,4	8,2	19,1	58,8	2,09	0,20	0,32	16,44	0,48	5,9	< 0,3	1,08	0,13			
4A	83	250	53	72	33,2	9,2	27,0	72,1	1,15	0,39	0,38	20,59	0,26	9,5	< 0,3	1,04	0,14			
5A	98	261	43	58	24,8	7,7	18,8	69,8	0,81	0,28	0,31	17,99	0,16	9,4	< 0,3	0,98	0,20			
7A	150	497	58	97	34,9	10,9	71,1	157,0	2,10	1,15	0,59	45,78	0,36	12,7	< 0,3	2,09	0,08			
8A	102	302	45	60	25,4	6,8	24,2	87,5	1,02	0,33	0,36	26,54	0,17	7,8	0,4	1,52	0,07			
9A	90	323	52	102	26,1	8,8	29,1	84,5	2,54	0,25	0,33	24,16	0,31	10,4	< 0,3	1,50	< 0,05			
10A	92	316	56	246	29,6	9,4	25,4	98,9	4,11	0,27	0,40	21,94	0,60	8,7	0,4	1,23	0,08			
11A	93	387	100	513	48,8	13,1	31,0	93,1	7,20	0,32	0,54	21,56	1,00	10,4	0,5	1,71	0,16			
12A	84	274	51	142	29,2	7,9	25,9	72,1	2,40	0,37	0,33	18,40	0,49	7,3	< 0,3	1,23	0,10			
$\bar{x}$	94,2	311,9	55,8	158,1	30,1	9,1	29,1	86,0	2,4	0,4	0,4	23,3	0,4	8,9	0,4	1,3	0,1			
SO	21,3	74,4	15,3	135,6	7,2	1,7	14,5	26,5	1,9	0,3	0,1	8,0	0,2	1,9	0,0	0,3	0,0			
min	62,0	235,0	43,0	57,0	22,0	6,8	18,8	58,8	0,8	0,2	0,3	16,4	0,2	5,9	0,4	1,0	0,1			
max	150,0	497,0	100,0	513,0	48,8	13,1	71,1	157,0	7,2	1,2	0,6	45,8	1,0	12,7	0,5	2,1	0,2			
2S	59	284	75	86	27,9	10,8	19,7	57,9	2,10	0,33	0,42	18,13	0,17	7,7	< 0,3	1,32	0,05			

pokračovanie tabuľky 4.5

Limitná hodnota	Kovy alkal. zemín				Ťažké kovy											Polokovy			
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te		
1a			100	100	40	15	30	100		0,4		25		10	0,25				
1b			150	150	50	15	60	150		0,7		70		25	0,4				
2			100	100	50	20	100	200		1		60		5		2			
3			150-250	200-300	100-150	100-250	150-200	250-400		10-20		200-750		50-100		10-50			
4		750	130	64	45	40	63	250	5	1,4	1	70		12	1	20			
5		2000	130	87	89	300	91	410	40	22	1	600		12	2,9	40			

Vysvetlivky: RL – referenčná lokalita, C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu, ě – aritmetický priemer, SO – smerodajná odchýlka, min – minimálna hodnota, max – maximálna hodnota,

- 1 – národné limitné hodnoty rizikových látok podľa Vyhlášky č. 59/2013 Z. z. pre pôdy hlinito-piesočnaté (1a) a pre pôdy piesočnato-hlinité a hlinité (1b),
  - 2 – prahové hodnoty rizikových látok (Fínsko),
  - 3 – rozsah limitných hodnôt na základe ekologických alebo zdravotných rizík detegujúcich znečistenie pôdy a poukazujúcich na potrebu sanácie (Fínsko),
  - 4 – limitné hodnoty kvality poľnohospodárskej pôdy na ochranu ŽP a zdravia ľudí (Kanada),
  - 5 – limitné hodnoty kvality priemyselnej pôdy na ochranu ŽP a zdravia ľudí (Kanada);
- normálne písmo – pod všetkými prahovými hodnotami; **tučné písmo** – nad minimálne jednou limitnou hodnotou.

životného prostredia Slovenskej republiky z 28. januára 2015 č. 1/2015 – 7, v prílohe č. 12. V analyzovaných vzorkách (hodnotenú IT pre priemyselné oblasti; 6-1C a 6-2C) nebolo zaznamenané prekročenie stanovených hodnôt IT (v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) pre väčšinu analyzovaných PTP. V prípade Ba ( $2918 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) došlo k miernemu prekročeniu IT hodnoty ( $2800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) na lokalite 6-1C.

Sledovanie obsahu PTP na poľnohospodársky využívaných pôdach je predmetom rôznych štúdií v rámci územia Slovenskej republiky. Árvay et al. (2007a) poukazuje na značné zaťaženie poľnohospodárskej pôdy PTP, pri ktorých bolo zaznamenané prekročenie limitných hodnôt. Obsah Cd v sledovanom území (juh SR) kolísal v rozmedzí  $0,84 - 1,58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , čím prevýšil povolenú limitnú hodnotu pre Cd ( $0,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) a rovnako aj hodnoty namerané na poľnohospodársky využívaných pôdach na alúviu rieky Orava. Nadlimitné obsahy boli ďalej namerané pre Pb a Co, dosahujúc maximálnu hodnotu  $88,60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pre Pb (limitná hodnota  $70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) a interval hodnôt  $15,60 - 21,00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pre Co (limitná hodnota  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Na intenzívnejšie prekročenie limitnej hodnoty pre Cd poukazuje výskum Stanoviča et al. (2010), ktorý zaznamenal obsah Cd s rozsahom nameraných hodnôt  $0,94 - 1,98 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  na nive rieky Štiavnica. Výsledky výskumu realizovaného Bajčanom et al. (2005), poukazujú v zmysle Vyhlášky č. 59/2013 Z. z. na nadlimitnú kontamináciu sledovaných lokalít fluvizemí (Hontiansky región) prvkami Cu, Zn, Cd a Pb. Na druhej strane, hodnoty obsahov pre Cr, Co a Ni boli pomerne nízke a neindikovali kontamináciu územia. Nadlimitné celkové obsahy sledovaných PTP (Cd, Pb, Zn a Cu) potvrdil aj výskum poľnohospodárskej pôdy v Ipeľskom regióne (Tomáš et al., 2009). Hodnotením vplyvu atmosférickej depozície vybraných PTP (As, Cd, Cr, Cu, Pb a Zn) na kontamináciu pôdy sa zameriava Hančulák et al. (2010). Dlhodobý monitoring (2001 – 2009) priemyselných oblastí v okolí Nižnej Slanej a Krompách poukazuje na rôznu úroveň príspevku atmosférickej depozície na kontamináciu študovaných lokalít. Za najvýznamnejší kontaminant v súvislosti s vysokými depozičnými hodnotami v okolí priemyselného závodu v Nižnej Slanej možno označiť As, kým v monitorovacej oblasti Krompách ide prednostne o Cd, Pb a Cu.

Na kontamináciu pôdy PTP sa zameriava celý rad štúdií. Distribúciu PTP (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Tl a Zn) v pôde priemyselných oblastí analyzoval výskum Protana et al. (2021). Najvyššie koncentrácie boli namerané pre prvky Zn, Cd, Pb a Sb, čo korešponduje aj s výsledkami našich analýz pre pôdny typ technozem. Na vyššie hodnoty celkových obsahov PTP v pôdach v okolí priemyselných oblastí v porovnaní s poľnohospodárskymi pôdami poukazujú aj štúdie Verma et al. (2021) a Gowda et al. (2010). Podľa Cachadu et al. (2011), nemusí byť výskyt a zvýšená koncentrácia PTP v pôde len dôsledkom antropogénnych procesov, dôležitú úlohu môžu zohrávať aj prírodné a geogénne procesy.

Z environmentálneho hľadiska sa za najrizikovejšiu považuje **najmobilnejšia frakcia** s možným prienikom do ďalších zložiek životného prostredia. Vyhláška č. 59/2013 Z. z. určuje limitné hodnoty rizikových prvkov vo vzťahu poľnohospodárska pôda a rastlina len pre prvky As, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb. Ako vyplýva z tabuľky 4.6, limitné

**Tabuľka 4.6** Obsah mobilných foriem PTP so štatistickými charakteristikami v porovnaní s limitnými hodnotami rizikových látok ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v znení Vyhlášky č. 59/2013 Z. z.

Lokalita	Kovy alkal. zemín										Ťažké kovy										Polokovy				
	Be	Sr	Ba	V	Cr	Mn	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	As	Se	Sb								
<b>Technozeme</b>																									
<b>6-1C</b>	<0,001	36,50	10,90	<0,02	<0,01	1,42	<0,03	<0,01	0,065	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	0,05	<0,005	0,02								
<b>6-2C</b>	<0,001	41,90	9,19	<0,02	<0,01	0,55	<0,03	<0,01	0,092	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	0,04	0,007	0,02								
<b>Fluvizeme</b>																									
<b>1A</b>	<0,001	6,97	21,10	<0,02	<0,01	14,20	<0,03	<0,01	0,049	<0,02	<0,02	0,01	<0,1	<0,03	<0,01	<0,005	<0,01								
<b>3A</b>	<0,001	6,63	18,40	<0,02	<0,01	1,30	<0,03	<0,01	0,115	<0,02	0,05	<0,01	<0,1	<0,03	0,01	0,006	<0,01								
<b>4A</b>	<0,001	9,67	33,00	<0,02	<0,01	1,39	<0,03	<0,01	0,161	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	0,01	0,008	<0,01								
<b>5A</b>	<0,001	8,15	21,00	<0,02	<0,01	0,50	<0,03	<0,01	0,084	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	0,01	0,005	<0,01								
<b>7A</b>	<0,001	20,8	21,00	<0,02	<0,01	2,31	<0,03	<0,01	0,143	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	0,02	0,009	<0,01								
<b>8A</b>	<0,001	9,23	21,60	<0,02	<0,01	1,68	<0,03	<0,01	0,087	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	<0,01	<0,005	0,02								
<b>9A</b>	<0,001	9,98	34,60	<0,02	<0,01	14,60	<0,03	<0,01	0,056	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	<0,01	<0,005	<0,01								
<b>10A</b>	<0,001	8,01	9,52	<0,02	<0,01	1,59	0,03	<0,01	0,155	<0,02	0,17	<0,01	<0,1	<0,03	0,03	0,007	<0,01								
<b>11A</b>	<0,001	12,2	26,50	<0,02	<0,01	0,84	<0,03	<0,01	0,137	<0,02	0,07	<0,01	<0,1	<0,03	<0,01	0,007	<0,01								
<b>12A</b>	<0,001	8,78	16,20	<0,02	<0,01	1,75	<0,03	<0,01	0,099	<0,02	0,03	<0,01	<0,1	<0,03	0,02	0,005	<0,01								
<b>Kambizem</b>																									
<b>2S</b>	<0,001	6,22	17,10	<0,02	<0,01	27,90	<0,03	<0,01	0,034	<0,02	<0,02	<0,01	<0,1	<0,03	<0,01	<0,005	<0,01								
<b>1</b>							1,5		1,0	2,0		0,1		0,1	0,4										

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záfaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu, 1 – národné limitné hodnoty rizikových látok vo vzťahu pôda – rastlina podľa Vyhlášky č. 59/2013 Z. z.

hodnoty v zmysle Vyhlášky č. 59/2013 Z. z. prekročené neboli, avšak v istých prípadoch zvýšené obsahy mobilných, pre rastliny prijateľných foriem signalizujú potrebu pravidelného monitoringu, nakoľko väčšina záujmových lokalít je intenzívne poľnohospodársky využívaná pre účely pestovania krmných plodín.

Na analýzu poľnohospodárskej pôdy zaťaženej vybranými rizikovými prvkami (Cu, Zn, Pb) bol zameraný aj výskum Šamajovej et al. (2020), ktorý v prípade Cu a Zn priniesol výsledky korešpondujúce s našimi, nakoľko pri týchto prvkoch namerané obsahy mobilných foriem neprekročili legislatívou stanovené limitné hodnoty. Nadlimitné obsahy vybraných PTP (Cd, Pb, Ni, Zn a Co) v poľnohospodársky využívaných pôdach sa v štúdií Árvaya et al. (2007b) potvrdili len v prípade Pb a Ni. V prípade kovov alkalických zemín boli zaznamenané rádovo vyššie obsahy pri všetkých pôdnych typoch. Obsah mobilnej formy Sr kolísal od 6,22 (2S) do 41,90 mg.kg<sup>-1</sup> (6-2C), v prípade Ba od 9,19 (6-2C) do 33,00 mg.kg<sup>-1</sup> (4A).

#### 4.4.2 Hodnotenie aktuálneho toku pôdnych filtračných ekosystémových služieb stanovením ekologických indexov

Na základe výsledkov stanovenia celkových obsahov PTP v pôde (tab. 4.5) sme mieru kontaminácie vyhodnotili aj pomocou kontaminačného faktora (Cf) (tab. 4.7), indexu zaťaženia znečistením (PLI) (obr. 4.2) a geoakumulačného indexu ( $I_{geo}$ ) (tab. 4.8).

Rozsah hodnôt kontaminačného faktora (Cf) na sledovaných lokalitách kolíše medzi hodnotami určujúcimi nízke až veľmi vysoké znečistenie územia (tab. 4.7).

Najvyššia miera kontaminácie z hľadiska pôdnych typov sa potvrdila na technozemi, kde pre väčšinu PTP dosahovala vysoký až veľmi vysoký stupeň znečistenia (Benková et al., 2021). U vanádu hodnota Cf dosiahla 0,56, čo indikuje nízku mieru kontaminácie. Mierna úroveň kontaminácie ( $1 \leq Cf < 3$ ) sa potvrdila u prvkov Cr, Ni a Co s hodnotami Cf 1,63; 1,12 a 1,42. Vysoké znečistenie zodpovedajúce hodnotám  $Cf \geq 3$  a  $< 6$  sa preukázalo v prípade 5 PTP (Cu, Mo, Bi, As, Se). Dominantným stupňom kontaminácie pôdneho typu technozem je úroveň veľmi vysoká, charakterizovaná hodnotami  $Cf > 6$ , ktorá bola potvrdená pre všetky sledované skupiny PTP:

- Sr a Ba zo skupiny kovov alkalických zemín,
- Zn, Cd, Tl, Pb zo skupiny ťažkých kovov,
- Sb, Te zo skupiny polokovov.

Na lokalitách s pôdnym typom fluvizem sa pre väčšinu sledovaných PTP potvrdila mierna úroveň kontaminácie ( $1 \leq Cf < 3$ ). Výnimkou bol prvok zo skupiny ťažkých kovov (Cr) a polokovov (Te), pre ktoré sa potvrdila vysoká miera kontaminácie územia ( $3 \leq Cf < 6$ ), s hodnotami Cf 3,24 a 5,56.

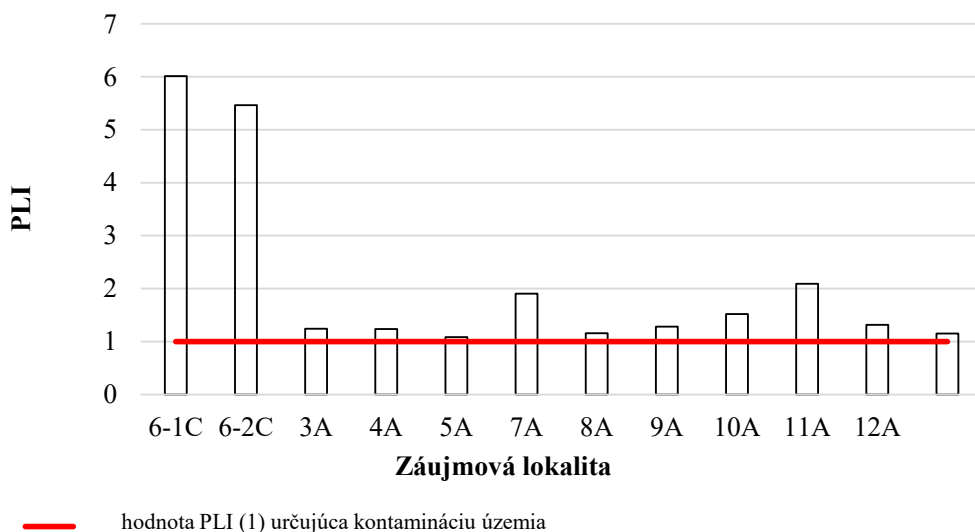
Lokalitu s pôdnym typom kambizem (2S) možno na základe stanovenej hodnoty  $Cf < 1$  označiť pre prvky Sr, Cu, Zn, Pb a Bi za lokalitu s nízkym a pre ostatné PTP s miernym stupňom ( $1 \leq Cf < 3$ ) znečistenia.

Tabuľka 4.7 Kontaminačný faktor (Cf) na záujmových lokalitách

Lokalita	Kovy alkal. zemín										Ťažké kovy										Polokovy				
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te								
<b>Technozeme</b>																									
6-1C	31,82	12,42	0,76	2,47	1,48	1,92	5,70	9,19	4,86	11,82	7,75	12,89	2,95	5,75	3,33	11,94	41,40								
6-2C	33,11	4,44	0,36	0,79	0,77	0,92	3,71	18,84	2,43	37,39	10,47	23,21	4,45	2,79	8,00	18,64	41,00								
<b>Ā</b>	<b>32,47</b>	<b>8,43</b>	<b>0,56</b>	<b>1,63</b>	<b>1,12</b>	<b>1,42</b>	<b>4,70</b>	<b>14,02</b>	<b>3,65</b>	<b>24,61</b>	<b>9,11</b>	<b>18,05</b>	<b>3,70</b>	<b>4,27</b>	<b>5,67</b>	<b>15,29</b>	<b>41,20</b>								
<b>Fluvizeme</b>																									
3A	1,42	1,17	1,00	4,11	1,25	0,94	0,96	0,88	2,27	0,61	0,89	0,85	2,40	0,87	1,00	1,05	2,60								
4A	1,34	1,06	1,06	1,26	1,51	1,06	1,36	1,08	1,25	1,18	1,06	1,06	1,30	1,40	1,00	1,01	2,80								
5A	1,58	1,11	0,86	1,02	1,13	0,89	0,95	1,05	0,88	0,85	0,86	0,93	0,80	1,38	1,00	0,95	4,00								
7A	2,42	2,11	1,16	1,70	1,59	1,25	3,59	2,36	2,28	3,48	1,64	2,37	1,80	1,87	1,00	2,03	1,60								
8A	1,65	1,29	0,90	1,05	1,15	0,78	1,22	1,31	1,11	1,00	1,00	1,37	0,85	1,15	1,33	1,48	1,40								
9A	1,45	1,37	1,04	1,79	1,19	1,01	1,47	1,27	2,76	0,76	0,92	1,25	1,55	1,53	1,00	1,46	1,00								
10A	1,48	1,34	1,12	4,32	1,35	1,08	1,28	1,48	4,47	0,82	1,11	1,13	3,00	1,28	1,33	1,19	1,60								
11A	1,50	1,65	2,00	9,00	2,22	1,51	1,57	1,40	7,83	0,97	1,50	1,11	5,00	1,53	1,67	1,66	3,20								
12A	1,35	1,17	1,02	2,49	1,33	0,91	1,31	1,08	2,61	1,12	0,92	0,95	2,45	1,07	1,00	1,19	2,00								
<b>Ā</b>	<b>1,69</b>	<b>1,39</b>	<b>1,12</b>	<b>3,24</b>	<b>1,38</b>	<b>1,04</b>	<b>1,46</b>	<b>1,29</b>	<b>2,96</b>	<b>1,17</b>	<b>1,08</b>	<b>1,18</b>	<b>2,25</b>	<b>1,31</b>	<b>1,23</b>	<b>1,31</b>	<b>5,56</b>								
<i>min</i>	1,34	1,06	0,86	1,02	1,06	0,78	0,89	0,88	0,88	0,61	0,86	0,76	0,80	0,87	1,00	0,95	1,00								
<i>max</i>	2,71	2,11	2,00	9,00	2,22	1,51	3,59	2,36	7,83	3,48	1,64	2,37	5,00	1,87	2,00	2,03	35,40								
<b>Kambizem</b>																									
2S	0,95	1,21	1,50	1,51	1,27	1,24	0,99	0,87	2,28	1,00	1,17	0,94	0,85	1,13	1,00	1,28	1,00								

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu, Ā – aritmetický priemer, min – minimálna hodnota, max – maximálna hodnota.

Jednotlivé hodnoty kontaminačných faktorov sledovaných PTP umožnili vyjadrenie PLI indexu (index zaťaženia znečistením). Index PLI vypočítaný pre každú lokalitu je  $> 1$ , na základe čoho môžeme všetky záujmové lokality označiť ako kontaminované (obr. 4.2). Z hľadiska porovnania pôdnych typov však najnižšia hodnota PLI indexu (1,15) bola zaznamenaná na lokalite pôdneho typu kambizem lokalizovanej na svahu (2S). O čosi vyššia priemerná hodnota (1,46) sa potvrdila na lokalitách s pôdnym typom fluvizem. Hodnota PLI indexu na lokalitách pôdneho typu technozem ( $\bar{x}$  5,74) rádovo prevyšovala hodnoty kambizeme aj fluvizemí. Miera zaťaženia územia PTP v rámci pôdnych typov klesá v poradí technozem  $>$  fluvizem  $>$  kambizem.



**Obrázok 4.2** Index zaťaženia znečistením (PLI) na záujmových lokalitách

Hodnoty geoakumulačného indexu ( $I_{geo}$ ) kolíšu v rozmedzí od -1,52 do 4,78, čo umožňuje kategorizovať úroveň kontaminácie od bezkontaminačnej úrovne ( $I_{geo} \leq 0$ ) po úroveň silného až extrémneho znečistenia územia ( $I_{geo} = 4 - 5$ ) (tab. 4.8).

Rovnako ako v prípade Cf, aj hodnoty  $I_{geo}$  poukazujú na výrazne rozdielnu úroveň kontaminácie z hľadiska pôdnych typov. V technozemi kolíše úroveň kontaminácie od nevýraznej po silnú až extrémnu, kým obsahy V, Cr, Ni, Co spadajú do úrovne bezkontaminačnej s hodnotami  $I_{geo} \leq 0$ . Nevýrazná úroveň kontaminácie nebola preukázaná, avšak v piatich prípadoch (Cu, Mo, Bi, As, Se) sa potvrdila mierna úroveň znečistenia s hodnotami  $I_{geo} = 1 - 2$ . Pri prvkoch zo skupiny kovov alkalických zemín (Ba) a ťažkých kovov (Tl) dosiahli hodnoty  $I_{geo}$  2,31 a 2,59, čím v rámci kategorizácie patria do úrovne kontaminácie miernej až silnej ( $I_{geo} = 2 - 3$ ). Silná úroveň kontaminácie s hodnotami  $I_{geo} = 3 - 4$  bola potvrdená pri prvkoch zo skupiny ťažkých kovov (Zn, Cd, Pb) a polokovov (Sb). Hodnota geoakumulačného indexu v rozmedzí 4 až 5, determinujúca silné až extrémne znečistenie, bola zaznamenaná u Sr a Te ( $I_{geo} = 4,44$  a 4,78).

**Tabuľka 4.8** Geoakumulačný index ( $I_{\text{geo}}$ ) na záujmových lokalitách

Lokalita	Kovy alkal. zemin										Ťažké kovy										Polokovy			
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te							
<b>Technozeme</b>																								
<b>6-1C</b>	4,41	3,05	-0,98	0,72	-0,02	0,36	1,93	2,62	1,70	2,98	2,37	3,10	0,98	1,94	1,15	2,99	4,79							
<b>6-2C</b>	4,46	1,57	-2,06	-0,93	-0,97	-0,71	1,31	3,65	0,70	4,64	2,80	3,95	1,57	0,90	2,42	3,64	4,77							
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>4,44</b>	<b>2,31</b>	<b>-1,52</b>	<b>-0,10</b>	<b>-0,49</b>	<b>-0,18</b>	<b>1,62</b>	<b>3,13</b>	<b>1,20</b>	<b>3,81</b>	<b>2,59</b>	<b>3,53</b>	<b>1,27</b>	<b>1,42</b>	<b>1,78</b>	<b>3,31</b>	<b>4,78</b>							
<b>Fluvizeme</b>																								
<b>3A</b>	-0,08	-0,36	-0,58	1,45	-0,27	-0,67	-0,64	-0,76	0,60	-1,31	-0,75	-0,82	0,68	-0,79	-0,58	-0,52	0,79							
<b>4A</b>	-0,16	-0,50	-0,50	-0,25	0,01	-0,50	-0,14	-0,47	-0,26	-0,34	-0,51	-0,50	-0,21	-0,10	-0,58	-0,57	0,90							
<b>5A</b>	0,08	-0,43	-0,80	-0,56	-0,41	-0,76	-0,66	-0,52	-0,77	-0,82	-0,80	-0,69	-0,91	-0,12	-0,58	-0,66	1,42							
<b>7A</b>	0,69	0,50	-0,37	0,18	0,08	-0,26	1,26	0,65	0,61	1,22	0,13	0,66	0,26	0,32	-0,58	0,44	0,09							
<b>8A</b>	0,13	-0,22	-0,74	-0,51	-0,38	-0,94	-0,30	-0,19	-0,44	-0,58	-0,58	-0,13	-0,82	-0,39	-0,17	-0,02	-0,10							
<b>9A</b>	-0,05	-0,13	-0,53	0,25	-0,34	-0,57	-0,03	-0,24	0,88	-0,99	-0,71	-0,26	0,05	0,03	-0,58	-0,04	-0,58							
<b>10A</b>	-0,02	-0,16	-0,42	1,52	-0,16	-0,47	-0,23	-0,01	1,57	-0,87	-0,43	-0,40	1,00	-0,23	-0,17	-0,33	0,09							
<b>11A</b>	0,00	0,13	0,42	2,58	0,56	0,01	0,06	-0,10	2,38	-0,63	0,00	-0,43	1,74	0,03	0,15	0,15	1,09							
<b>12A</b>	-0,15	-0,36	-0,56	0,73	-0,18	-0,72	-0,20	-0,47	0,80	-0,42	-0,71	-0,66	0,71	-0,48	-0,58	-0,33	0,42							
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>0,13</b>	<b>-0,14</b>	<b>-0,46</b>	<b>0,73</b>	<b>-0,16</b>	<b>-0,56</b>	<b>-0,16</b>	<b>-0,28</b>	<b>0,68</b>	<b>-0,55</b>	<b>-0,52</b>	<b>-0,42</b>	<b>0,37</b>	<b>-0,22</b>	<b>-0,33</b>	<b>-0,24</b>	<b>0,87</b>							
<b>kambizem</b>																								
<b>2S</b>	-0,66	-0,31	0,00	0,01	-0,24	-0,27	-0,59	-0,79	0,61	-0,58	-0,36	-0,68	-0,82	-0,41	-0,58	-0,23	-0,58							

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu,  $\bar{x}$  – aritmetický priemer.

Na lokalitách s pôdnym typom fluvizem sa preukázala bezkontaminačná úroveň, nakoľko sledované PTP dosahovali hodnoty  $I_{\text{geo}} \leq 0$ . Výnimkou boli Sr, Mo a Te, pri ktorých hodnoty indexu  $I_{\text{geo}}$  varíujú v rozmedzí 0 – 1, čo zodpovedá nevýraznej miere kontaminácie.

Na lokalite pôdneho typu kambizem (2S) dosiahli sledované PTP vo väčšine prípadov hodnoty  $I_{\text{geo}} \leq 0$  vyjadrujúce bezkontaminačnú úroveň. Nevýrazná úroveň kontaminácie ( $I_{\text{geo}} = 0 - 1$ ) bola zaznamenaná pri dvoch sledovaných prvkoch (Cr a Mo) s hodnotami 0,01 a 0,61.

#### 4.4.3 Vplyv pôdných vlastností na pôdne filtračné ekosystémové služby

Aktuálny tok pôdných filtračných služieb môže byť ovplyvnený aj ďalšími parametrami, čo sme hodnotili použitím Pearsonovho korelačného koeficientu. Analyzovali sme vzťah celkového obsahu PTP s chemickými a biologickými vlastnosťami (tab. 4.9), mobilnej frakcie PTP s chemickými a biologickými vlastnosťami (tab. 4.10), celkového obsahu PTP s fyzikálnymi vlastnosťami (tab. 4.11), mobilnej frakcie PTP s fyzikálnymi vlastnosťami (tab. 4.12).

Úroveň korelačnej závislosti medzi chemickými a biologickými vlastnosťami pôdy a celkovými obsahmi PTP znázorňuje tabuľka 4.9. Korelačná závislosť sa neprejavila pri štyroch prvkoch zo skupiny ťažkých kovov (V, Cr, Ni, Mo). Významná korelačná závislosť na úrovni 0,05 (\*) sa potvrdila medzi pôdnou reakciou a prvkami Sr, Ba, Zn, Tl, Pb, Bi, As, Se, Sb a Te. Pozitívna korelácia medzi pH pôdy a celkovým obsahom PTP v pôde je dokázaná v mnohých štúdiách (Sharma a Raju, 2013; Csorba et al., 2014; Palansooriya et al., 2020; Rasulov et al., 2020). Dawaki et al. (2013) a Sungur et al. (2014) tiež potvrdili významnú koreláciu medzi pH pôdy a celkovou koncentráciou PTP v pôde, avšak na rozdiel od našich výsledkov išlo o negatívnu korelačnú závislosť. Nižšie hodnoty pH (zvýšená acidita) podporujú uvoľňovanie a migráciu katiónov. V niektorých podmienkach môže pri nízkych hodnotách pH dochádzať k vyplavovaniu katiónov z pôdy, kým v iných prípadoch môžu nízke hodnoty pH pomáhať uvoľniť PTP z pevnej fázy (napr. z technogénneho odpadu alebo minerálov) do pôdneho roztoku (Huang et al., 2011). Potvrdila sa významná až veľmi významná korelačná závislosť medzi C:N a väčšinou PTP (Sr, Ba, Co, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, As, Se, Sb, Te). Negatívna korelácia s dusíkom sa prejavila pri dvoch prvkoch (Sr, Sb). Iné štúdie (Dragović et al., 2008; Dawaki et al., 2013) priniesli výsledky súčasnej pozitívnej korelácie medzi Cox a N a celkovým obsahom sledovaných PTP (Cd, Cr, Pb a Zn).

Korelácia medzi chemickými a biologickými vlastnosťami pôdy a obsahmi mobilných foriem PTP (tab. 4.10) sa neprejavila až v prípade 6 prvkov (Ba, Ni, Cu, Mo, Cd, Se). Ostatné PTP (Sr, As, Sb) však veľmi významne (na úrovni 0,01 \*\*) pozitívne korelovali s pomerom C:N. Významnú koreláciu medzi kvalitou pôdnej organickej hmoty a obsahmi PTP potvrdil vo svojej práci Csorba et al. (2014), rovnako

**Tabuľka 4.9** Pearsonov korelačný koeficient medzi celkovým obsahom PTP a chemickými a biologickými vlastnosťami pôdy

	Kovy alkal. zemín		Ťažké kovy													Polokovy				
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te			
pH/H <sub>2</sub> O	0,562*	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	0,545*	n.c.	n.c.	0,546*	0,543*	0,577*	n.c.	0,606*	0,545*	0,561*			
pH/KCl	0,622*	0,548*	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	0,552*	n.c.	n.c.	0,587*	0,560*	0,579*	0,547*	0,604*	0,572*	0,647*			
Cox	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.			
Nt	-0,559*	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	-0,544*	n.c.			
C/N	0,877**	0,976**	n.c.	n.c.	n.c.	0,646*	0,855**	0,660*		0,547*	0,789**	0,707**	n.c.	0,955**	0,621*	0,751**	0,806**			

Vysvetlivky: pH/H<sub>2</sub>O – aktívna pôdna reakcia, pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Cox – organický uhlík, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka, \* korelácia je významná na úrovni 0,05, \*\* korelácia je významná na úrovni 0,01; n.c. bez korelácie

v prípade celkových obsahov PTP aj ich mobilných foriem, čo korešponduje s našimi výsledkami. Pozitívna korelácia bola preukázaná aj medzi pôdnou reakciou so stronciom a arzénom a negatívna korelácia medzi obsahom dusíka a antimónom. Takáč et al. (2009) svojím výskumom potvrdili, že hodnotu pôdnej reakcie možno považovať za jeden z najdôležitejších parametrov ovplyvňujúcich mobilitu a následnú biodostupnosť PTP.

**Tabuľka 4.10** Pearsonov korelačný koeficient medzi mobilnými formami PTP a vybranými chemickými a biologickými pôdnymi vlastnosťami

	Kovy alkal. zemín		Ťažké kovy				Polokovy		
	Sr	Ba	Ni	Cu	Mo	Cd	As	Se	Sb
pH/H <sub>2</sub> O	<b>0,548*</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>0,646*</b>	n.c.	n.c.
pH/KCl	<b>0,591*</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>0,720**</b>	n.c.	n.c.
Cox	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
Nt	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>-0,641*</b>
C/N	<b>0,799**</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>0,740**</b>	n.c.	<b>0,738**</b>

Vysvetlivky: pH/H<sub>2</sub>O – aktívna pôdna reakcia, pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Cox – organický uhlík, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka, \* korelácia je významná na úrovni 0,05; \*\* korelácia je významná na úrovni 0,01; n.c. bez korelácie

Korelačná závislosť medzi fyzikálnymi pôdnymi vlastnosťami a celkovými obsahmi PTP (tab. 4.11) sa neprejavila pri Ba, Co, Mo, Bi a As. Parametre  $P_n$ ,  $P_s$ ,  $V_k$  nekorelovali so žiadnym sledovaným PTP. Významná až veľmi významná korelačná závislosť sa prejavila medzi zrnitostnými frakciami (ílová, prachová, piesková), objemovou hmotnosťou, špecifickou hmotnosťou a prvkami zo skupiny kovov alkalických zemín (Sr), ťažkých kovov (V, Zn, Cd, Tl, Pb) aj polokovov (Se, Sb). Pri zrnitostných frakciách sa potvrdilo pravidlo negatívnej korelácie v prípade ílovej frakcie za súčasnej pozitívnej korelácie pieskovej frakcie a naopak. Negatívnu koreláciu medzi obsahom ílu a celkovou koncentráciou PTP v pôde potvrdila aj štúdia Dawakiho et al. (2013). Pozitívna korelácia medzi celkovým obsahom PTP a obsahom ílu bola preukázaná Dragovićom et al. (2008). Pri vyhodnotení vplyvu pórovitosti na celkový obsah PTP sme preukázali najvýznamnejšie korelačné závislosti pri prvkoch Sr, V, Ni, Cu, Zn, Cd, Tl, Pb, Se, Sb a Te, pričom dominantnou bola negatívna korelačná závislosť.

V prípade vyhodnotenia vzájomnej závislosti fyzikálnych pôdných vlastností s obsahom mobilných foriem PTP (tab. 4.12), možno sledovať negatívnu korelačnú závislosť, avšak len pri troch sledovaných prvkoch (Sr, As a Sb). Korelačná závislosť sa neprejavila, rovnako ako v prípade chemických a biologických pôdných vlastností, pri 6 prvkoch zo skupiny kovov alkalických zemín (Ba), ťažkých kovov (Ni, Cu, Mo, Cd) aj polokovov (Se). U stroncia bola potvrdená významná až veľmi významná korelačná závislosť s ílovou frakciou, OH, SH a Pk. Významná korelačná závislosť na úrovni 0,05 sa preukázala medzi As a ílovou frakciou, OH a Pk. Pk veľmi významne negatívne korelovali s antimónom, pričom medzi OH, ílovou frakciou a Sb sa prejavila významná korelácia.

**Tabuľka 4.11** Pearsonov korelačný koeficient medzi celkovými obsahmi PTP a vybranými fyzikálnymi pôdnymi vlastnosťami

	Kovy alkal. zemín		Ťažké kovy													Polokovy			
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te		
Íl	-0,716**	n.c.	0,843**	n.c.	0,712**	n.c.	n.c.	-0,680**	n.c.	-0,668**	-0,680**	-0,701**	n.c.	n.c.	-0,602*	-0,698**	-0,727**		
Prach	-0,550*	n.c.	0,817**	n.c.	0,721**	n.c.	n.c.	-0,534*	n.c.	n.c.	n.c.	-0,552*	n.c.	n.c.	n.c.	-0,546*	n.c.		
Piesok	0,594*	n.c.	-0,842**	n.c.	-0,737**	n.c.	n.c.	0,574*	n.c.	0,564*	0,564*	0,594*	n.c.	n.c.	n.c.	0,588*	n.c.		
SH	-0,648*	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	-0,870**	n.c.	-0,926**	-0,758**	-0,836**	n.c.	n.c.	-0,858**	-0,801**	n.c.		
OH	-0,756**	n.c.	0,573*	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	-0,918**	n.c.	-0,955**	-0,839**	-0,897**	n.c.	n.c.	-0,878**	-0,870**	-0,644*		
Pc	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	-0,703**	n.c.	-0,770**	-0,571*	-0,661*	n.c.	n.c.	-0,715**	-0,622*	n.c.		
Pk	-0,841**	n.c.	0,743**	n.c.	0,538*	n.c.	-0,542*	-0,898**	n.c.	-0,891**	-0,864**	-0,898**	n.c.	n.c.	-0,866**	-0,889**	-0,711**		
Pn	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.		
Ps	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.		
V <sub>k</sub>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.		

Vysvetlivky: SH – špecifická hmotnosť, OH – objemová hmotnosť, Pc – celková pórovitosť, Pk – kapiárna pórovitosť, Pn – nekapilárna pórovitosť, Ps – semikapilárna pórovitosť, Vk – celková vzdušná kapacita, \* korelácia je významná na úrovni 0,05; \*\* korelácia je významná na úrovni 0,01; n.c. bez korelácie

**Tabuľka 4.12** Pearsonov korelačný koeficient medzi mobilnými formami PTP a vybranými fyzikálnymi pôdnymi vlastnosťami

	Kovy alkal. zemín		Ťažké kovy				Polokovy		
	Sr	Ba	Ni	Cu	Mo	Cd	As	Se	Sb
Íl	<b>-0,561*</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>-0,577*</b>	n.c.	<b>-0,581*</b>
Prach	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>-0,705**</b>
Piesok	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>0,699**</b>
SH	<b>-0,683**</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
OH	<b>-0,760**</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>-0,534*</b>	n.c.	<b>-0,534*</b>
Pc	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
Pk	<b>-0,789**</b>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	<b>-0,550*</b>	n.c.	<b>-0,787**</b>
Pn	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
Ps	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.
V <sub>k</sub>	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.

Vysvetlivky: SH – špecifická hmotnosť, OH – objemová hmotnosť, Pc – celková pórovitosť, Pk – kapilárna pórovitosť, Pn – nekapilárna pórovitosť, Ps – semikapilárna pórovitosť, V<sub>k</sub> – celková vzdušná kapacita, \* korelácia je významná na úrovni 0,05; \*\* korelácia je významná na úrovni 0,01; n.c. bez korelácie

## 4.5 Dôsledky pri neplnení pôdných filtračných ekosystémových služieb

V prípade, že aktuálne plnenie PFES je nedostatočné, môže dôjsť k nepriaznivým dôsledkom na životnom prostredí a ľudskom zdraví. Zamerali sme sa na hodnotenie ekologických a zdravotných rizík. Pri ekologických rizikách sme hodnotili kontamináciu vybraných rastlín a ich častí. Pri hodnotení potenciálnych zdravotných rizík sme brali do úvahy možnú ingesciu.

### 4.5.1 Ekologické riziká

Obsah PTP v rastlinách so súčasným porovnaním limitných hodnôt v znení Výnosov MP SR znázorňuje tabuľka 4.13.

Pri obilninách (druh *Zea mays* a *Triticum aestivum*) odobraných zo záujmových lokalít fluvizemí, nedošlo k prekročeniu limitných hodnôt nežiaducich látok pri prvkoch zo skupiny kovov alkalických zemín a polokovov. Prekročenie limitných hodnôt možno pozorovať pri prvkoch zo skupiny ťažkých kovov (Cr, Cu, Mo a Pb). Koncentrácia Cr pri obilninách na všetkých záujmových lokalitách klesá v poradí koreň > zrno > listy. Prekročenie limitnej hodnoty pre Cu (25 mg.kg<sup>-1</sup>) možno sledovať len na záujmovej lokalite 7A, lokalizovanej v tesnej blízkosti OFZ, a. s., kde hodnota celkového obsahu

v koreni kukurici satej dosiahla  $37,52 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Vzorky kukurice satej odoberané zo záujmových lokalít 7A a 10A vykazujú aj v prípade Mo prekročenie limitnej hodnoty ( $2,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ):

- v listoch ( $3,61 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) na lokalite 7A,
- v koreni ( $14,34 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a listoch ( $10,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) na lokalite 10A.

Pri všetkých obilninách na zvolených lokalitách fluvizemí možno konštatovať prekročenie (s výnimkou hraničnej hodnoty  $0,19 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) limitnej hodnoty pre Pb ( $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Olovo sa prednostne koncentruje v koreňoch, menej v listoch a zrnách. Výnimkou je lokalita 7A s väčšou koncentráciou Pb v listoch v porovnaní s koreňmi, čo je pravdepodobne dôsledkom atmosférickej depozície. Hodnotenie obsahu PTP v koreňoch síce nie je zahrnuté vo Výnosoch MP SR, nakoľko nejde o skrmované časti plodín, avšak vyhodnotenie koncentrácií vo vegetatívnych častiach rastlín zabezpečujúcich ich rast a výživu, sa javí ako podstatné z hľadiska kompletného zhodnotenia kontaminácie rastlín PTP. Pri druhoch odobratých zo skládky priemyselného odpadu Široká možno konštatovať rádovo vyššie hodnoty celkového obsahu niektorých PTP (napr. Sr a Zn).

Na základe výsledkov meraní celkového obsahu PTP v rastlinách bola miera ich akumulácie vo vybraných taxonomických jednotkách vyjadrená aj prostredníctvom biokoncentračného faktora (BCF) (tab. 4.14) a translokačného faktora (TF) (tab. 4.15). S výnimkou Mo, biokoncentračný faktor (BCF) dosiahol na vybraných sledovaných lokalitách hodnotu  $< 1$  (tab. 4.14), čiže ide o tzv. exklúдеры (rastliny schopné vytesňovať kontaminanty zo svojich pletív). Na lokalitách fluvizemí (7A, 8A a 10A) dosiahol biokoncentračný faktor hodnoty  $> 1$ , a to v prípade listov kukurice a pšenice (hodnoty Mo 1,719; 1,480 a 2,474), čím ich možno označiť ako tzv. akumulátory s predpokladom intenzívnejšej akumulácie v nadzemných častiach rastliny. Z uvedených hodnôt vyplýva vyššia koncentrácia Mo v nadzemnej časti (listoch) kukurice v porovnaní so pšenicom. Na schopnosť kukurice akumulovať vo svojich orgánoch PTP upozorňujú početní autori (napr. Polański a Smulikowski, 1978 či Chandra et al., 2009).

Hodnoty translokačného faktora (TF) (tab. 4.15) poukazujú na rôznu mieru distribúcie a schopnosti transferu PTP z koreňa do nadzemnej časti rastliny na záujmových lokalitách fluvizemí. Vyššie hodnoty TF boli u väčšiny PTP vypočítané pre pomer listy/koreň ako pre zrno/koreň (s výnimkou Cr na všetkých lokalitách, Ni a Sb na lokalite 7A, Cu a Zn a lokalite 8A, As na lokalite 10A, pri ktorých boli vyššie hodnoty zaznamenané v prípade výpočtu zrno/koreň). V prípade V, Bi, Se a Te dosiahol translokačný faktor nulovú hodnotu pri všetkých rastlinných druhoch, čím sa potvrdila zanedbateľná miera ich transferu z koreňov do nadzemných častí kukurice aj pšenice. Nízka miera transferu (hodnoty  $\leq 1$ ) analyzovaných prvkov bola pri prechode z koreňa do listov zaznamenaná u Ba, Cr, Ni, Co, Cu, Cd, As, Sb (v prípade kukurice) a pri prvkoch Cr, Ni, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, As, Sb (v prípade pšenice). Pri transfere z koreňa do zrna bol nízky prechod zaznamenaný pri všetkých prvkoch v prípade kukurice aj pšenice (s výnimkou zinku s hodnotami  $> 1$ ). Intenzívny prechod z koreňa do listov kukurice sa potvrdil u prvkov Sr, Zn, Mo, Tl a Pb, kým v prípade pšenice u prvkov Sr, Ba a Mo.

**Tabuľka 4.13** Obsah PTP vo vybraných druhoch rastlín v porovnaní s národnými limitnými hodnotami (mg.kg<sup>-1</sup>) v znení Výnosov MP SR

Lokalita	Druh	Kovy alkal. zemín		Ťažké kovy														Polokovy			
		Časť rastliny	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te		
<b>Technozeme</b>																					
6-1C	<i>Calamagrostis epigejos</i>	listy	87,0	6,9	<2	2,5	0,3	0,05	2,76	30,6	2,24	0,10	0,05	1,25	<0,02	<0,1	0,5	0,02	<0,02		
		klas	25,7	9,4	3	5,6	1,9	0,43	12,18	112,9	2,48	0,77	0,12	8,64	<0,02	0,2	0,2	6,59	<0,02		
6-2C	<i>Betula pendula</i>	listy	526,6	21,4	<2	2,6	0,8	0,26	7,16	444,0	0,38	5,07	0,15	4,99	<0,02	0,4	0,7	0,45	0,04		
	<i>Pinus sylvestris</i>	ihličie	53,9	1,9	<2	2,5	0,5	0,09	3,84	87,6	0,11	0,14	0,21	1,52	<0,02	0,4	<0,1	0,61	<0,02		
<b>Fluvizeme</b>																					
7A	<i>Zea mays</i>	koreň	18,2	20,1	4	<b>8,4</b>	3,2	0,59	<b>37,52</b>	23,9	1,17	0,20	0,03	<b>2,04</b>	<0,02	0,6	<0,1	0,41	<0,02		
		listy	32,9	3,4	<2	2,8	0,6	0,09	5,12	82,2	<b>3,61</b>	0,20	0,10	<b>2,55</b>	<0,02	0,2	<0,1	0,08	<0,02		
8A	<i>Triticum aestivum</i>	zrno	1,0	0,5	<2	<b>3,2</b>	0,9	0,03	3,38	24,7	0,46	<0,01	<0,02	<b>0,23</b>	<0,02	<0,1	<0,1	0,17	<0,02		
		koreň	15,2	18,6	3	<b>4,8</b>	2,6	0,58	11,99	25,6	0,81	0,25	<0,02	<b>2,03</b>	<0,02	0,2	<0,1	0,28	<0,02		
		listy	17,2	46,9	<2	2,1	0,5	0,12	7,43	14,7	1,51	0,10	<0,02	<b>1,53</b>	<0,02	0,1	<0,1	0,17	<0,02		
		zrno	2,1	3,9	<2	<b>3,5</b>	0,3	0,02	9,74	48,7	0,74	0,05	<0,02	<b>0,48</b>	<0,02	<0,1	<0,1	0,16	<0,02		
10A	<i>Zea mays</i>	koreň	14,1	12,4	4	<b>6,6</b>	3,1	0,80	20,84	16,8	<b>14,34</b>	0,21	0,03	<b>1,81</b>	0,09	0,6	<0,1	0,12	<0,02		
		listy	14,4	2,6	<2	2,5	0,6	0,06	4,60	27,6	<b>10,17</b>	0,05	<0,02	<b>0,48</b>	<0,02	<0,1	<0,1	<0,02	<0,02		
		zrno	<0,5	0,4	<2	2,6	0,5	0,03	4,30	21,9	1,69	0,01	<0,02	0,19	<0,02	0,1	<0,1	<0,02	<0,02		
1					10	3	5				2,5	1		10		2		1			
2						4			25			0,1*									
												0,2**							0,2***		

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu,

1 – národné limitné hodnoty rizikových látok v zmysle Výnosu MP SR č. 3158/2003-100,

2 – národné limitné hodnoty rizikových látok v zmysle Výnosu MP SR č. 608/3/2004-100,

0,1\* – limitná hodnota kontaminantu pre obilie okrem zrna pšenice;

0,2\*\* – limitná hodnota kontaminantu pre zrna pšenice;

0,2\*\*\* – limitná hodnota kontaminantu pre obilie,

 normálne písmo – pod všetkými prahovými hodnotami; **tučné písmo** – nad minimálne jednou limitnou hodnotou.

**Tabuľka 4.14** Hodnoty biokoncentračného faktora (BCF) vybraných druhov rastlín na záujmových lokalitách technozeme a fluvizeme

Lokalita	Druh	Časť rastliny	Kovy alkal. zemin		Ťažké kovy											Polokovy				
			Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te	
<b>Technozeme</b>																				
6-1C	<i>Calamagrostis epigejos</i>	listy	0,044	0,002	0,000	0,018	0,009	0,003	0,024	0,050	0,501	0,026	0,018	0,004	0,000	0,000	0,500	0,002	0,000	
		klas	0,013	0,003	0,079	0,040	0,058	0,026	0,108	0,184	0,555	0,197	0,043	0,025	0,000	0,005	0,200	0,536	0,000	
6-2C	<i>Betula pendula</i> <i>Pinus sylvestris</i>	listy	0,257	0,021	0,000	0,058	0,047	0,033	0,097	0,354	0,170	0,411	0,040	0,011	0,000	0,021	0,037	0,023	0,020	
		ihličie	0,026	0,002	0,000	0,056	0,030	0,011	0,052	0,070	0,049	0,011	0,056	0,003	0,000	0,021	0,000	0,032	0,000	
<b>Fluvizeme</b>																				
7A	<i>Zea mays</i>	koreň	0,121	0,040	0,069	0,087	0,092	0,054	0,528	0,152	0,557	0,174	0,051	0,045	0,000	0,047	0,000	0,196	0,000	
		listy	0,219	0,007	0,000	0,029	0,017	0,008	0,072	0,524	1,719	0,174	0,169	0,056	0,000	0,016	0,000	0,038	0,000	
		zrno	0,007	0,001	0,000	0,033	0,026	0,003	0,048	0,157	0,219	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000	0,000	0,081	0,000	
8A	<i>Triticum aestivum</i>	koreň	0,149	0,062	0,067	0,080	0,102	0,085	0,495	0,293	0,794	0,758	0,000	0,076	0,000	0,026	0,000	0,184	0,000	
		listy	0,169	0,155	0,000	0,035	0,020	0,018	0,307	0,168	1,480	0,303	0,000	0,058	0,000	0,013	0,000	0,112	0,000	
		zrno	0,021	0,013	0,000	0,058	0,012	0,003	0,402	0,557	0,725	0,152	0,000	0,018	0,000	0,000	0,000	0,105	0,000	
10A	<i>Zea mays</i>	koreň	0,153	0,039	0,071	0,027	0,105	0,085	0,820	0,170	3,489	0,778	0,075	0,082	0,150	0,069	0,000	0,098	0,000	
		listy	0,157	0,008	0,000	0,010	0,020	0,006	0,181	0,279	2,474	0,185	0,000	0,022	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	
		zrno	0,000	0,001	0,000	0,011	0,017	0,003	0,169	0,221	0,411	0,037	0,000	0,009	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000	

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu.

**Tabuľka 4.15** Hodnoty translokačného faktora (TF) vybraných druhov obilnín na záujmových lokalitách fluvizeme

Lokalita	Druh	Kovy alkal. zemin		Ťažké kovy														Polokovy			
		Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	Bi	As	Se	Sb	Te			
<b>TF počítaný ako pomer listy/ koreň</b>																					
7A	<i>Zea mays</i>	1,808	0,169	0,000	0,333	0,188	0,153	0,136	3,439	3,085	1,000	3,333	1,250	0,000	0,333	0,000	0,195	0,000			
8A	<i>Triticum aestivum</i>	1,132	2,522	0,000	0,438	0,192	0,207	0,620	0,574	1,864	0,400	0,000	0,754	0,000	0,500	0,000	0,607	0,000			
10A	<i>Zea mays</i>	1,021	0,210	0,000	0,379	0,194	0,075	0,221	1,643	0,709	0,238	0,000	0,265	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000			
<b>TF počítaný ako pomer zrno/ koreň</b>																					
7A	<i>Zea mays</i>	0,055	0,025	0,000	0,381	0,281	0,051	0,090	1,033	0,393	0,000	0,000	0,113	0,000	0,000	0,000	0,415	0,000			
8A	<i>Triticum aestivum</i>	0,138	0,210	0,000	0,729	0,115	0,034	0,812	1,902	0,914	0,200	0,000	0,236	0,000	0,000	0,000	0,571	0,000			
10A	<i>Zea mays</i>	0,000	0,032	0,000	0,394	0,161	0,038	0,206	1,304	0,118	0,048	0,000	0,105	0,000	0,167	0,000	0,000	0,000			

Vysvetlivky: A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu.

## 4.5.2 Zdravotné riziká

Na predchádzanie rizika a zabezpečenie minimalizácie zdravotných rizík pre ľudí z rôznych zdrojov sa uplatňuje systém hodnotenia zdravotných rizík. Riziko je funkciou pravdepodobnosti a závažnosti škodlivých účinkov, situácií, ktoré môžu vzniknúť u ľudí, resp. v životnom prostredí v dôsledku expozície nejakému nebezpečenstvu za definovaných podmienok. Odhad a hodnotenie rizika je kvalitatívnym alebo kvantitatívnym určením pravdepodobnosti a závažnosti škodlivých účinkov a situácií, ktoré môžu vzniknúť u ľudí v dôsledku expozícií zdraviu škodlivým faktorom (Drímal et al., 2010, 2016).

Potenciálne zdravotné riziká boli hodnotené z pohľadu možnej ingescie na poľnohospodárskych pôdach. Nekarcinogénne zdravotné riziká boli hodnotené u všetkých sledovaných potenciálne toxických prvkov (tab. 4.16), karcinogénne zdravotné riziká u 5 vybraných potenciálne toxických prvkov (tab. 4.17).

Zistili sme potenciálne možné nekarcinogénne zdravotné riziko v skupine detí (tab. 4.16). Skupiny dospelých žien a mužov nie sú vystavené potenciálnemu nekarcinogénnemu zdravotnému riziku. Priemerné hodnoty koeficientu nebezpečenstva v skupine mužov a žien sa pohybovali pod hodnotou 1. Najvyššia hodnota koeficientu nebezpečenstva bola v prípade Cr, u mužov s hodnotou 0,043 a u žien 0,036. Priemerná hodnota indexu nebezpečenstva bola u žien 0,144 a u mužov 0,123.

V skupine detí sa priemerná hodnota koeficientu nebezpečenstva pre nekarcinogénne zdravotné riziká pohybovala od 0 v prípade Se po 0,674 v prípade Cr. Boli však aj dve lokality na fluvizemiach, kde hodnota koeficientu nebezpečenstva prekročila limitnú hodnotu 1 (1,048 na lokalite 10A a 2,186 na lokalite 11A). Na technozemi environmentálnej záťaže bola limitná hodnota 1 pre skupinu detí prekročená v prípade Pb (1,640) a As (1,666). Pre skupinu detí, priemerná hodnota kumulatívneho indexu nebezpečenstva dosiahla na fluvizemiach hodnotu 1,834, s rozptylom na jednotlivých lokalitách od 1,230 (lokalita 1A) po 3,732 (lokalita 11A). V technozemi na environmentálnej záťaži priemerná hodnota kumulatívneho indexu nebezpečenstva predstavovala hodnotu 5,122. Kumulatívny index nebezpečenstva pre nekarcinogénne zdravotné riziká prekročil hodnotu 1 aj na lokalite 2S s kambizemou (1,557).

Z vypočítaných hodnôt karcinogénneho rizika (tab. 4.17) je zrejmé, že zvýšené hodnoty celkového karcinogénneho rizika (TCR) boli vypočítané len pre skupinu detí na 3 lokalitách, 6-1C a 6-2C situovaných na environmentálnej záťaži a na jednej lokalite fluvizemi (11A). Zvýšenie je však len veľmi mierne a hraničné, indikuje skôr skutočnosť, ktorá potvrdzuje predpokladaný stav znečistenia a vzhľadom na okolnosti súvisiace s reálnou možnosťou expozície v daných podmienkach nevyžaduje akútne riešenie.

**Tabuľka 4.16** Hodnoty koeficientov nebezpečnosti (Hazard Quotient HQ) a index nebezpečnosti (Hazard Index HI) potenciálne toxických prvkov pre nekarcinogénne zdravotné riziká

Lokalita	Kovy alkal. zemin										Ťažké kovy										Polokovy				HI
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	As	Se	Sb										
6-1C	0,042	0,533	0,069	0,601	0,021	0,712	0,036	0,026	0,011	0,050	0,446	0,911	1,666	0,003	0,393	5,520									
6-2C	0,044	0,191	0,033	0,192	0,011	0,341	0,023	0,053	0,006	0,158	0,603	1,640	0,810	0,006	0,614	4,723									
$\bar{x}$	0,043	0,362	0,051	0,396	0,016	0,526	0,030	0,040	0,009	0,104	0,524	1,276	1,238	0,004	0,503	5,122									
SO	0,001	0,171	0,018	0,205	0,005	0,185	0,006	0,014	0,003	0,054	0,078	0,365	0,428	0,002	0,110	0,398									
1A - RL	0,001	0,043	0,091	0,243	0,014	0,371	0,006	0,003	0,002	0,004	0,058	0,071	0,290	0,000	0,033	1,230									
3A	0,002	0,050	0,091	0,997	0,018	0,349	0,006	0,003	0,005	0,003	0,051	0,060	0,251	0,000	0,035	1,921									
4A	0,002	0,046	0,097	0,307	0,021	0,392	0,009	0,003	0,003	0,005	0,061	0,075	0,405	0,000	0,033	1,458									
5A	0,002	0,048	0,079	0,247	0,016	0,328	0,006	0,003	0,002	0,004	0,050	0,066	0,401	0,000	0,031	1,281									
7A	0,003	0,091	0,106	0,413	0,022	0,465	0,023	0,007	0,005	0,015	0,094	0,167	0,541	0,000	0,067	2,019									
8A	0,002	0,055	0,082	0,256	0,016	0,290	0,008	0,004	0,003	0,004	0,058	0,097	0,332	0,001	0,049	1,256									
9A	0,002	0,059	0,095	0,435	0,017	0,375	0,009	0,004	0,006	0,003	0,053	0,088	0,443	0,000	0,048	1,637									
10A	0,002	0,058	0,102	1,048	0,019	0,401	0,008	0,004	0,011	0,003	0,064	0,080	0,371	0,001	0,039	2,211									
11A	0,002	0,071	0,183	2,186	0,031	0,558	0,010	0,004	0,018	0,004	0,086	0,079	0,443	0,001	0,055	3,732									
12A	0,002	0,050	0,093	0,605	0,019	0,337	0,008	0,003	0,006	0,005	0,053	0,067	0,311	0,000	0,039	1,598									
$\bar{x}$	0,002	0,057	0,102	0,674	0,019	0,387	0,009	0,004	0,006	0,005	0,063	0,085	0,379	0,000	0,043	1,834									
SO	0,002	0,053	0,094	0,424	0,018	0,373	0,008	0,003	0,005	0,004	0,058	0,077	0,386	0,000	0,039	1,618									
min	0,000	0,014	0,028	0,578	0,005	0,073	0,005	0,001	0,005	0,003	0,015	0,029	0,082	0,001	0,011	0,709									
max	0,001	0,043	0,079	0,243	0,014	0,290	0,006	0,003	0,002	0,003	0,050	0,060	0,251	0,000	0,031	1,230									
2S	0,001	0,052	0,137	0,367	0,018	0,460	0,006	0,002	0,005	0,004	0,067	0,066	0,328	0,000	0,042	1,557									

pokračovanie tabuľky 4.16

Lokalita	Ťažké kovy										Polokovy					HI
	Kovy alkal. zemín		V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Ti	Pb	As	Se	Sb	
	Sr	Ba														
Dospelé ženy																
6-1C	0,004	0,049	0,006	0,056	0,002	0,066	0,003	0,002	0,001	0,005	0,041	0,084	0,154	0,000	0,036	0,510
6-2C	0,004	0,018	0,003	0,018	0,001	0,031	0,002	0,005	0,001	0,015	0,056	0,152	0,075	0,001	0,057	0,436
χ	0,004	0,033	0,005	0,037	0,001	0,049	0,003	0,004	0,001	0,010	0,048	0,118	0,114	0,000	0,046	0,473
SO	0,000	0,016	0,002	0,019	0,000	0,017	0,001	0,001	0,000	0,005	0,007	0,034	0,040	0,000	0,010	0,037
1A - RL	0,000	0,004	0,008	0,022	0,001	0,034	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,007	0,027	0,000	0,003	0,114
3A	0,000	0,005	0,008	0,092	0,002	0,032	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,023	0,000	0,003	0,177
4A	0,000	0,004	0,009	0,028	0,002	0,036	0,001	0,000	0,000	0,000	0,006	0,007	0,037	0,000	0,003	0,135
5A	0,000	0,004	0,007	0,023	0,001	0,030	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,037	0,000	0,003	0,118
7A	0,000	0,008	0,010	0,038	0,002	0,043	0,002	0,001	0,000	0,001	0,009	0,015	0,050	0,000	0,006	0,187
8A	0,000	0,005	0,008	0,024	0,001	0,027	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,009	0,031	0,000	0,004	0,116
9A	0,000	0,005	0,009	0,040	0,002	0,035	0,001	0,000	0,001	0,000	0,005	0,008	0,041	0,000	0,004	0,151
10A	0,000	0,005	0,009	0,097	0,002	0,037	0,001	0,000	0,001	0,000	0,006	0,007	0,034	0,000	0,004	0,204
11A	0,000	0,007	0,017	0,202	0,003	0,052	0,001	0,000	0,002	0,000	0,008	0,007	0,041	0,000	0,005	0,345
12A	0,000	0,005	0,009	0,056	0,002	0,031	0,001	0,000	0,001	0,000	0,005	0,006	0,029	0,000	0,004	0,148
χ	0,000	0,005	0,009	0,062	0,002	0,036	0,001	0,000	0,001	0,000	0,006	0,008	0,035	0,000	0,004	0,169
SO	0,000	0,005	0,009	0,039	0,002	0,034	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,007	0,036	0,000	0,004	0,149
min	0,000	0,001	0,003	0,053	0,000	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,003	0,008	0,000	0,001	0,065
max	0,000	0,004	0,007	0,022	0,001	0,027	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,023	0,000	0,003	0,114
2S	0,000	0,005	0,013	0,034	0,002	0,043	0,001	0,000	0,000	0,000	0,006	0,006	0,030	0,000	0,004	0,144

pokračovanie tabuľky 4.16

Lokalita	Kovy alkal. zemín				Ťažké kovy											Polokovy			HI
	Sr	Ba	V	Cr	Ni	Co	Cu	Zn	Mo	Cd	Tl	Pb	As	Se	Sb				
	Dospelí muži																		
6-1C	0,003	0,042	0,005	0,047	0,002	0,056	0,003	0,002	0,001	0,004	0,035	0,072	0,131	0,000	0,031	0,435			
6-2C	0,003	0,015	0,003	0,015	0,001	0,027	0,002	0,004	0,000	0,012	0,047	0,129	0,064	0,000	0,048	0,372			
$\bar{x}$	0,003	0,028	0,004	0,031	0,001	0,041	0,002	0,003	0,001	0,008	0,041	0,100	0,098	0,000	0,040	0,404			
SO	0,000	0,013	0,001	0,016	0,000	0,015	0,000	0,001	0,000	0,004	0,006	0,029	0,034	0,000	0,009	0,031			
1A - RL	0,000	0,003	0,007	0,019	0,001	0,029	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,023	0,000	0,003	0,097			
3A	0,000	0,004	0,007	0,079	0,001	0,028	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,005	0,020	0,000	0,003	0,151			
4A	0,000	0,004	0,008	0,024	0,002	0,031	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,032	0,000	0,003	0,115			
5A	0,000	0,004	0,006	0,019	0,001	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,005	0,032	0,000	0,002	0,101			
7A	0,000	0,007	0,008	0,033	0,002	0,037	0,002	0,001	0,000	0,001	0,007	0,013	0,043	0,000	0,005	0,159			
8A	0,000	0,004	0,006	0,020	0,001	0,023	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,008	0,026	0,000	0,004	0,099			
9A	0,000	0,005	0,007	0,034	0,001	0,030	0,001	0,000	0,001	0,000	0,004	0,007	0,035	0,000	0,004	0,129			
10A	0,000	0,005	0,008	0,083	0,001	0,032	0,001	0,000	0,001	0,000	0,005	0,006	0,029	0,000	0,003	0,174			
11A	0,000	0,006	0,014	0,172	0,002	0,044	0,001	0,000	0,001	0,000	0,007	0,006	0,035	0,000	0,004	0,294			
12A	0,000	0,004	0,007	0,048	0,001	0,027	0,001	0,000	0,000	0,000	0,004	0,005	0,025	0,000	0,003	0,126			
$\bar{x}$	0,000	0,004	0,008	0,053	0,002	0,030	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,007	0,030	0,000	0,003	0,145			
SO	0,000	0,004	0,007	0,033	0,001	0,029	0,001	0,000	0,000	0,000	0,005	0,006	0,030	0,000	0,003	0,127			
min	0,000	0,001	0,002	0,046	0,000	0,006	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,002	0,006	0,000	0,001	0,056			
max	0,000	0,003	0,006	0,019	0,001	0,023	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004	0,005	0,020	0,000	0,002	0,097			
2S	0,000	0,004	0,011	0,029	0,001	0,036	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,005	0,026	0,000	0,003	0,123			

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaži, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu,  $\bar{x}$  – aritmetický priemer.  
Zvýraznená hodnota predstavuje HQ > 1 alebo HI > 1.

**Tabuľka 4.17** Hodnoty rizika karcinogénnych účinkov (Carcinogenic Risk – CR) a celkové karcinogénne riziko (Total Cancer Risk – TCR) piatich potenciálne toxických prvkov

Lokalita	As	Cd	Cr	Ni	Pb	TCR
	Deti					
<b>6-1C</b>	0,0003332725	0,0000081743	0,0000439693	0,0004946728	0,0003751082	<b>0,0012551970</b>
<b>6-2C</b>	0,0001619482	0,0000258642	0,0000140327	0,0002572298	0,0006753994	<b>0,0011344744</b>
$\bar{x}$	0,0002476104	0,0000170192	0,0000290010	0,0003759513	0,0005252538	0,0011948357
SO	0,0000856621	0,0000088450	0,0000149683	0,0001187215	0,0001501456	0,0003783424
<b>1A - RL</b>	0,0000579604	0,0000006917	0,0000177748	0,0003348554	0,0000291056	0,0004403879
<b>3A</b>	0,0000502892	0,0000004192	0,0000729703	0,0004170472	0,0000247284	0,0005654543
<b>4A</b>	0,0000809741	0,0000008174	0,0000224524	0,0005053272	0,0000309707	0,0006405419
<b>5A</b>	0,0000801218	0,0000005869	0,0000180866	0,0003774734	0,0000270599	0,0005033285
<b>7A</b>	0,0001082496	0,0000024104	0,0000302484	0,0005312024	0,0000688606	0,0007409714
<b>8A</b>	0,0000664840	0,0000006917	0,0000187103	0,0003866058	0,0000399205	0,0005124123
<b>9A</b>	0,0000886454	0,0000005240	0,0000318076	0,0003972603	0,0000363406	0,0005545778
<b>10A</b>	0,0000741553	0,0000005659	0,0000767123	0,0004505327	0,0000330013	0,0006349676
<b>11A</b>	0,0000886454	0,0000006707	0,0001599733	0,0007427702	0,0000324298	<b>0,0010244893</b>
<b>12A</b>	0,0000622222	0,0000007755	0,0000442811	0,0004444444	0,0000276766	0,0005793999
$\bar{x}$	0,0000757747	0,0000008153	0,0000493017	0,0004587519	0,0000350094	0,0006196531
SO	0,0000163442	0,0000004192	0,0000177748	0,0003348554	0,0000247284	0,0003941220
min	0,0000502892	0,0000024104	0,0001599733	0,0007427702	0,0000688606	0,0010243036
max	0,0001082496	0,0000024104	0,0001599733	0,0007427702	0,0000688606	0,0010822640
<b>2S</b>	0,0000656317	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000656317
	Dospelé ženy					
<b>6-1C</b>	0,0000307826	0,0000007550	0,0000040612	0,0000456902	0,0000346467	0,0001159357
<b>6-2C</b>	0,0000149583	0,0000023889	0,0000012961	0,0000237589	0,0000623830	0,0001047852
$\bar{x}$	0,0000228704	0,0000015720	0,0000026787	0,0000347246	0,0000485148	0,0001103604
SO	0,0000079121	0,0000008170	0,0000013825	0,0000109657	0,0000138681	0,0000349454
<b>1A - RL</b>	0,0000053535	0,0000000639	0,0000016418	0,0000309288	0,0000026883	0,0000406762
<b>3A</b>	0,0000046449	0,0000000387	0,0000067399	0,0000385204	0,0000022840	0,0000522279
<b>4A</b>	0,0000074791	0,0000000755	0,0000020738	0,0000466743	0,0000028606	0,0000591634
<b>5A</b>	0,0000074004	0,0000000542	0,0000016706	0,0000348652	0,0000024994	0,0000464897
<b>7A</b>	0,0000099984	0,0000002226	0,0000027939	0,0000490643	0,0000063603	0,0000684395
<b>8A</b>	0,0000061408	0,0000000639	0,0000017282	0,0000357087	0,0000036872	0,0000473287
<b>9A</b>	0,0000081877	0,0000000484	0,0000029379	0,0000366928	0,0000033566	0,0000512233
<b>10A</b>	0,0000068493	0,0000000523	0,0000070855	0,0000416132	0,0000030482	0,0000586485
<b>11A</b>	0,0000081877	0,0000000619	0,0000147759	0,0000686056	0,0000029954	0,0000946265
<b>12A</b>	0,0000057471	0,0000000716	0,0000040900	0,0000410509	0,0000025563	0,0000535160
$\bar{x}$	0,0000069989	0,0000000753	0,0000045537	0,0000423724	0,0000032336	0,0000572340
SO	0,0000015096	0,0000000387	0,0000016418	0,0000309288	0,0000022840	0,0000364029
min	0,0000046449	0,0000002226	0,0000147759	0,0000686056	0,0000063603	0,0000946093
max	0,0000099984	0,0000002226	0,0000147759	0,0000686056	0,0000063603	0,0000999628
<b>2S</b>	0,0000060620	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000060620

pokračovanie tabuľky 4.17

Lokalita	As	Cd	Cr	Ni	Pb	TCR
	Dospelí muži					
6-1C	0,0000262557	0,0000006440	0,0000034640	0,0000389711	0,0000295516	0,0000988863
6-2C	0,0000127585	0,0000020376	0,0000011055	0,0000202650	0,0000532090	0,0000893756
$\bar{x}$	0,0000195071	0,0000013408	0,0000022847	0,0000296180	0,0000413803	0,0000941310
SO	0,0000067486	0,0000006968	0,0000011792	0,0000093531	0,0000118287	0,0000298064
1A - RL	0,0000045662	0,0000000545	0,0000014003	0,0000263804	0,0000022930	0,0000346944
3A	0,0000039619	0,0000000330	0,0000057487	0,0000328556	0,0000019481	0,0000445473
4A	0,0000063793	0,0000000644	0,0000017688	0,0000398104	0,0000024399	0,0000504629
5A	0,0000063121	0,0000000462	0,0000014249	0,0000297379	0,0000021318	0,0000396530
7A	0,0000085281	0,0000001899	0,0000023830	0,0000418489	0,0000054249	0,0000583748
8A	0,0000052377	0,0000000545	0,0000014740	0,0000304574	0,0000031450	0,0000403686
9A	0,0000069836	0,0000000413	0,0000025058	0,0000312968	0,0000028630	0,0000436905
10A	0,0000058421	0,0000000446	0,0000060435	0,0000354936	0,0000025999	0,0000500237
11A	0,0000069836	0,0000000528	0,0000126029	0,0000585166	0,0000025549	0,0000807108
12A	0,0000049020	0,0000000611	0,0000034885	0,0000350140	0,0000021804	0,0000456460
$\bar{x}$	0,0000059696	0,0000000642	0,0000038841	0,0000361412	0,0000027581	0,0000488172
SO	0,0000012876	0,0000000330	0,0000014003	0,0000263804	0,0000019481	0,0000310495
min	0,0000039619	0,0000001899	0,0000126029	0,0000585166	0,0000054249	0,0000806962
max	0,0000085281	0,0000001899	0,0000126029	0,0000585166	0,0000054249	0,0000852624
2S	0,0000051706	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000000000	0,0000051706

Vysvetlivky: C – lokalita s pôdnym typom technozem na kontaminovanej environmentálnej záťaž, A – lokalita s pôdnym typom fluvizem na alúviu, S – lokalita s pôdnym typom kambizem na svahu,  $\bar{x}$  – aritmetický priemer, SO – smerodajná odchýlka, min – minimálna hodnota, max – maximálna hodnota.

Zvýraznená hodnota predstavuje zvýšené hodnoty TCR.

## 4.6 Nápravné opatrenia na zvýšenie pôdných filtračných ekosystémových služieb

Na zvýšenie potenciálu PFES sú navrhované rôzne opatrenia. Najčastejšie ide o dodávanie anorganických a organických aditív v rôznych formách do pôdy, s cieľom zvýšiť sorpčnú kapacitu pôdy. Podobne ako pri remediácii kontaminovanej vody (Prepilková et al., 2024) sa čoraz viac v praxi uplatňuje aplikácia ílových minerálov (napr. bentonit, zeolit) do pôdy, či biouhľia alebo iných polymérov.

V prípade výraznej kontaminácie pôd, najmä na environmentálnych záťažoch, sú aplikované remediačné opatrenia chemickej, fyzikálnej a biologickej povahy. V zásade sa dajú uplatniť priame remediácie na mieste (in situ), alebo nepriame (ex situ) aplikujúce úpravu vyťaženej pôdy na mieste (on site) alebo mimo miesta znečistenia. Remediačné techniky môžu byť zamerané na odstránenie polutantov, stabilizáciu polutantov alebo ich prirodzené oslabenie. Stále väčšie uplatnenie

v praxi nachádzajú bioremediácie (biologické remediácie). Bioremediácia znamená využitie živých organizmov na elimináciu alebo zníženie obsahu polutantov v pôde. V procesoch fytoremediácií sa používajú rastliny, z mikroorganizmov sú využívané rôzne typy baktérií, plesne, kvasinky. Pri anorganických polutantoch je najčastejšie aplikovaný remediačný proces fytoextrakcie, fytostabilizácie, vyplavovanie, extrakcie, elektrokinetiky, spevňovania či vitrifikácie (Dercová et al., 2005).

Na skládke priemyselného odpadu z ferozliatinárskej výroby v Širokej prebehla sanácia financovaná z Operačného programu Kvalita životného prostredia (MŽPSR, SAŽP, 2022).

## 5 Pôdne hydroregulačné ekosystémové služby na nive rieky Oravy

Ekosystémové služby týkajúce sa vody, nazývané tiež hydroregulačné ekosystémové služby (HES), neboli zatiaľ v rámci konceptu ekosystémových služieb jednotne zadefinované. Čo ich však spája je nezastupiteľná úloha vody (Schmalz et al., 2016). Prirodzené ekosystémy sa aj prostredníctvom pôdy zapájajú do kolobehu a regulácie vody najmä cez:

- intercepciu – **zachytenie vody**,
- retenciu – **udržanie vody** a
- evapotranspiráciu – **výdaj vody** v podobe vodnej pary a to z povrchu pôdy (evaporácia) a povrchom rastlín, spravidla listami (transpirácia).

Veľký význam prirodzených ekosystémov sa prejavuje akumuláciou vody v čase maximálnych prietokov (topenie snehu, vysoké zrážky) a zvyšovaním prietokov v čase nedostatku vody (v období sucha). Regulácia vodného režimu môže mať preventívny charakter alebo zmierňujúci charakter. V prvom prípade ekosystém mení smer alebo pohlcuje časť vstupnej vody z dažďových zrážok, znižuje povrchový odtok, a tým aj množstvo vody, ktorá naplňa rieky. Zmierniť povodne sú schopné ekosystémy s **pôdami v dobrom stave**, ktoré poskytujú retenčný priestor pre prebytok vody k rozliatiu, čím sa znižuje potenciál ničivej sily povodní. Rovnako dôležitý je tento retenčný potenciál pôdy pre vodu v obdobiach sucha.

**Terestrické ekosystémy** regulujú vodu predovšetkým **infiltráciou (vsakovaním)** najmä zrážkovej vody do pôdy, následnou **distribúciou a retenciou**, resp. **akumuláciou vody v pôde**. Pôdna voda patrí k podpovrchovej vode (bez ohľadu na skupenstvo), nevytvára súvislú hladinu a nevypĺňa všetky póry. Infiltrácia je proces vnikania vody do pôdy, najčastejšie cez jej povrch. Tento proces má veľký praktický význam, pretože je to práve infiltračná schopnosť pôdy, ktorá najviac ovplyvňuje prerozdelenie zrážok na povrchu pôdy. Od infiltračnej schopnosti pôdy závisí, aký podiel zrážkovej vody sa premení na povrchový odtok a aký podiel zrážkovej vody infiltruje do pôdy. Proces infiltrácie a následnej retencie vody v pôde je pre hydrologické ekosystémové služby kľúčový, nakoľko infiltrovaná zrážková voda predstavuje najdôležitejší zdroj pôdnej vody a neinfiltrovaná, povrchovo odtekajúca voda, môže spôsobiť mimoriadne veľké škody na pôde, vodných zdrojoch, pestovaných plodinách, ľudských obydliach a v extrémnych prípadoch aj ľudských životoch (Rehák et al, 2006).

Schopnosť pôdy infiltrovať a následne akumulovať vodu závisí od parametrov pôdy ako sú zrnitosť pôdy, mineralogické zloženie pôdy, kvalita a usporiadanie pôdných horizontov, zhutnenie pôdy resp. objemová hmotnosť, štruktúra pôdy, obsah a kvalita

organickkej hmoty. Ovpływujú ju tiež vonkajšie faktory ako reliéf, svahovitosť, klíma a zrážky, hladina podzemnej vody (Bujnovský et al., 2009).

Riečne alúviá ako súčasť povodí, s takmer vždy prítomnou vodou z vodných tokov a nielen zrážok, hrajú pri regulácii vody zvlášť dôležitú úlohu. Pôda ako „špongia“ nasáva vodu počas vlhkých období, zadržiava ju a postupne uvoľňuje v obdobiach sucha. Tieto ekosystémové služby nepriamo prispievajú k plneniu ďalších regulačných služieb (napríklad k znižovaniu protipovodňového rizika, udržaniu pôdnej biodiverzity) alebo aj zásobovacích služieb (napríklad poskytovanie potravín a krmív) (Liquete et al., 2013; Cerbari et al., 2022).

## 5.1 Materiál a metódy hodnotenia pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Hodnotenie **pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb (PHES)** zameraných na zadržiavanie vody v pôde môže byť založené na priamych meraniach hydrologických vlastností pôdy, ich odhade alebo kombinácii týchto dvoch prístupov. Meranie vlastností pôdy priamo v teréne s následnými analýzami v laboratóriu je zväčša zdĺhavý proces (Piedallu et al., 2011). Z tohto dôvodu sa často aplikujú rôzne modely využívajúce tzv. pedotransférové funkcie. Pri hodnotení PHES sme zvolili kombinovaný prístup.

PHES sme hodnotili pozdĺž vodného toku rieky Oravy (od Oravskej priehrady v Dolnom Štefanove po Párnicu) na vytýčených 12 lokalitách (obr. 3.1., tab. 3.1). Pri hodnotení sme použili kombinovanú metódu priamych meraní v teréne, v laboratóriu a následného modelovania a ratingového hodnotenia. Priamo v teréne sme v septembri 2021 na 12 lokalitách v dvoch pôdnych hĺbkach (0–10 a 20–30 cm) a v 4 rôznych typoch ekosystémoch merali vlhkosť pôdy pomocou senzoru WET typu HH2 (Delta-T Devices). V modeloch sme ako vstupné údaje použili základné fyzikálne vlastnosti ako sú uvedené v kapitole 3.4 *Základné fyzikálne vlastnosti pôdy*, pri hodnotení vzťahov sme použili aj údaje základných chemických a biologických vlastností ako sú uvedené v kapitole 3.3 *Základné chemické vlastnosti pôdy* a 3.5 *Základné biologické vlastnosti pôdy*. Hodnotili sme:

- dopyt po PHES beneficentmi,
- potenciál PHES,
- aktuálny tok PHES,
- dôsledky pri neplnení PHES,
- nápravné opatrenia na zvýšenie PHES.

Pri hodnotení pôdnych hydroregulačných služieb fluvizemí sme aplikovali a kombinovali viaceré metódy. Pri hodnotení potenciálu PHES sme použili **ratingovú metódu**. Aktuálny tok PHES sme hodnotili pomocou **hydrolimitov a hydrologického indexu**.

### 5.1.1 Metóda hodnotenia potenciálu pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Na stanovenie potenciálu PHES sme použili dve metódy a to **ratingovú metódu a hodnotenie pomocou hydrolimitov**.

Pri využití **ratingovej metódy** sme pri hodnotení potenciálu PHES v prvom kroku identifikovali hlavné pôdne „recipienty“ a ich kapacitu, resp. potenciál zadržať vodu v pôde. Týmito „recipientami“ sú pôdne komponenty anorganického aj organického pôvodu:

- zrnitostné frakcie s rôznym stupňom zachytávania vody,
- organická hmota pôdy a jej kvalita.

Ďalšími významnými parametrami podmieňujúcimi potenciál PHES je fyzikálny stav pôdy podmienený objemovou hmotnosťou pôdy.

Vychádzali sme z predpokladu, že **potenciál PHES (PPHES)** je funkciou kvalitatívnych a kvantitatívnych charakteristík pôdy, závisí od zrnitostného zloženia pôdy, obsahu skeletu, obsahu a kvality humusu, štruktúrneho stavu pôdy vyjadrenom objemovou hmotnosťou ako vyjadruje rovnica:

$$PPHES = F(Oí) + F(OP) + F(OS) + F(OH) + (Cox) + F\left(\frac{C}{N}\right) \quad (\text{bod}) \quad (5.1)$$

v ktorej je:

- Oí obsah ílových častíc (%),
- OP obsah prachových častíc (%),
- OS obsah skeletu (%),
- OH objemová hmotnosť (g/cm<sup>3</sup>),
- Cox obsah organického uhlíka (%),
- C/N pomer organického uhlíka a celkového dusíka.

Pomocou rovnice môžeme PPHES vyjadriť ako sumárnu bodovú hodnotu jednotlivých parametrov. Bodové (ratingové) hodnoty jednotlivých parametrov boli navrhnuté na základe ich analýzy vo vzťahu k plneniu PHES, v rozsahu od 1 do 7 bodov. Čím vyššia je bodová hodnota parametra, tým viac prispieva k zvýšeniu potenciálu PHES. Bodové hodnotenie zvolených parametrov (od 1 do 7) je uvedené v tabuľke 5.1. Podľa vypočítanej sumárnej hodnoty PPHES bola navrhnutá kategorizácia pôd do 5 skupín pôd s rôznym potenciálom (tab. 5.2).

Pri hodnotení potenciálu PHES sme použili aj druhú metódu pomocou hydrolimitov. Pôdna vlhkosť môže dosahovať určité **charakteristické vlhkostné stavy pôdy** – hodnoty, ktoré nazývame **hydrolimity**, ktoré by mali charakterizovať hranice medzi jednotlivými kategóriami pôdnej vody, hranice rôznej pohyblivosti pôdnej vody a hranice rôznej prístupnosti pôdnej vody pre rastliny. K základným hydrolimitom, ktoré sme prepočítali, patrí:

- **poľná vodná kapacita (PVK)** vyjadrujúca vzťah medzi pôdou, rastlinou a vodou, aký sa vyskytuje v poľných podmienkach. Je to schopnosť pôdy zadržiavať vodu proti pôsobeniu gravitačnej sily. PVK je bod, v ktorom kapacita zadržiavania vody v pôde dosiahla maximum. V tomto štádiu sú vodou naplnené iba mikropóry alebo kapilárne póry a voda je ľahko dostupná pre rastliny a mikroorganizmy.
- **bod vädnutia (BV)** je minimálny obsah vody v pôde, ktorý rastlina potrebuje, aby nezvädla. Ak sa obsah vody v pôde zníži na tento alebo akýkoľvek nižší bod, rastlina vädne a už nemôže obnoviť svoju turgiditu.
- **dostupná vodná kapacita (DVK)** je definovaná ako rozdiel medzi obsahom vody v PVK a BV.

**Tabuľka 5.1** Kategórie vstupných parametrov pre hodnotenie potenciálu pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Body	Obsah ílu (%)	Obsah prachu (%)	Obsah skeletu (%)	OH (g/cm <sup>3</sup> )	Cox (%)	C/N
1	≤ 10	≤ 30	≥ 40	≥ 2	≤ 1	≥ 21
2	10,1-20,0	30,1-40,0	30,1-39,9	1,99-1,80	1,1-2,0	20,9-18,0
3	20,1-30,0	40,1-50,0	20,1-30,0	1,79-1,60	2,1-3,0	17,9-15,0
4	30,1-40,0	50,1-60,0	10,1-20,0	1,59-1,40	3,1-4,0	14,9-12,0
5	40,1-50,0	60,1-70,0	5,1-10,0	1,39-1,20	4,1-5,0	11,9-9,0
6	50,1-59,9	70,1-79,9	1,1-5,0	1,19-1,01	5,1-5,9	8,9-6,01
7	≥ 60	≥ 80	≤ 1	≤ 1	≥ 6	≤ 6

Vysvetlivky: OH – objemová hmotnosť, Cox – organický uhlík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka

**Tabuľka 5.2** Kategórie potenciálu pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Kategória	Potenciál	Body
1	Veľmi nízky	< 10
2	Nízky	10,1 – 20
3	Stredný	20,1 – 30
4	Vysoký	30,1 – 40
5	Veľmi vysoký	>40

Pri určovaní hydrolimitov sa začali v minulosti rozpracovávať modely využívajúce regresnú analýzu zohľadňujúce textúru pôdy, čiže jej zrnitosť zloženie, obsah organických látok či objemovú hmotnosť. V modeloch sa využili tzv. **pedotransférové funkcie**. Tie sú definované ako funkcie, ktoré uvádzajú do vzťahu rôzne pôdne charakteristiky a vlastnosti. Sú funkčnou závislosťou, ktorá prenáša prístupné pôdne vlastnosti (napr. textúra, obsah organickej hmoty) do chýbajúcich pôdnych vlastností (napr. hydraulické charakteristiky ako je retencia vody v pôde). Zjednodušene povedané, v modeloch sa použijú „náhradné“ údaje, z ktorých môžu byť chýbajúce

dáta odvodené (Rehák et al., 2006), respektíve sú potrebné na parametrizáciu pôdnych procesov (Van Loov et al., 2017). Mnohí autori používajú na výpočet hydrolimitov zrnitostnú frakciu menšiu ako 0,01 mm (Wu et al., 2018; Haberle et al., 2020; Vopravil et al., 2021). Gupta a Larson (1979) pridali do rovnice okrem zrnitostných frakcií aj obsah organickej hmoty v pôde a objemovú hmotnosť. Na výpočet PVK a BD sme použili rovnice podľa Guptu a Larsona (1979) prispôsobené pre pôdy mierneho klimatického pásma (Botula et al., 2012):

$$PVK = 0.003075 * OPi + 0.005886 * OPr + 0.008039 * OÍ + 0.002208 * POH - 0.01434 * OH \quad (\%) \quad (5.2)$$

$$BV = 0.000059 * OPi + 0.001142 * OPr + 0.0005766 * OÍ + 0.002228 * POH + 0.002671 * OH \quad (\%) \quad (5.3)$$

kde OPi je percentuálne zastúpenie frakcie pieskových častíc, OPr je percentuálne zastúpenie frakcie prachových častíc, OÍ je percentuálne zastúpenie frakcie ílových častíc, POH je percentuálne zastúpenie pôdnej organickej hmoty a OH je objemová hmotnosť pôdy.

Dostupnú vodnú kapacitu (DVK) sme následne vypočítali podľa rovnice:

$$DVK = PVK - BV \quad (\%) \quad (5.4)$$

kde PVK je poľná vodná kapacita v % a BV je bod vädnutia v %.

### 5.1.2 Metóda hodnotenia aktuálneho toku pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Pre hodnotenie aktuálneho toku PHES sme v laboratóriu zistili hodnoty **momentálnej pôdnej vlhkosti (PVM)** v objemových percentách v neporušených vzorkách odobratých do Kopeckého valcov gravimetrickou metódou. Takto zistené hodnoty momentálnej pôdnej vlhkosti sme spolu s pedotransférovými funkciami použili pri výpočte **indexu deficitu vody v pôde (IDVP)**.

IDVP charakterizuje suchu na základe pôdnej vlhkosti a vypočítaných hydrolimitov. Tento index je schopný adekvátne identifikovať hlavné atribúty, ktoré definujú udalosť sucha. IDVP sme vypočítali podľa rovnice (Martinez-Fernandez et al., 2015):

$$IDVP = \left( \frac{PVM - PVK}{DVK} \right) * 10 \quad (5.5)$$

kde PVM je momentálne pôdna vlhkosť v %, PVK je poľná vodná kapacita v % a DVK je dostupná vodná kapacita v %.

Vyššie hodnoty PVa, PVK, BV a DVK z hľadiska objemu vody v pôde naznačujú vyššiu kapacitu pôdnej hydroregulačnej služby. Ak:

- IDVP > 1 v pôde je prebytok vody,
- IDVP = 0 pôda je v stave PVK (t.j. bez vodného deficitu),
- IDVP < 1 pôda trpí deficitom vody, je v bode vädnutia, ide o pôdne sucho, ktoré môže byť:
  - 0 – -2 mierne,
  - -2 – -5 stredné,
  - -5 – -10 závažné až
  - ≤ 10 extrémne.

## **5.2 Dopyt po pôdnych hydroregulačných ekosystémových službách**

Dopyt po PHES závisí od ročného obdobia a meteorologicko-klimatických podmienok. Vzhľadom však na časovo a priestorovo nepravidelné rozdelenie množstva vody v krajine je v hospodárení s vodou čoraz väčšia neistota. Preto je aj dopyt po hydroregulačných službách v konkrétnom čase ťažko predpovedať.

Množstvo vody, ktoré vstupuje do povodia závisí od meteorologicko-klimatických podmienok. Formovanie odtoku je závislé od ďalších parametrov ako je geologická stavba, pôdne vlastnosti, morfológia povodia, vegetácia a využívanie krajiny (Bronstert et al., 2002). Vzhľadom na zmenu klímy narastajú aj extrémne počasie spojené s náhlými udalosťami, ako napríklad privalové dažde, záplavy, či naopak obdobia sucha. V minulosti boli príčinami povodní intenzívny odmäk snehových zásob kombinovaný s dažďami a ľadové záplavy. Všetky tieto aspekty zvyšujú dopyt po hydroregulačných službách. Pôda ako tlmiača bariéra znižuje možné negatívne dôsledky extrémnych prejavov počasia. Vzhľadom na spomínanú neistotu pri hospodárení s vodou, berúc do úvahy fakt, že niva vodného toku Orava je zväčša osídlená a značná výmera pôdy je využívaná na poľnohospodárske účely, hydroregulačné pôdne služby sú v celom území nenahraditeľné. Podieľajú sa na ochrane pred povodňami (ochrana zdravia a životov ľudí, majetku) alebo na zachytávaní a akumulácii vody v pôde najmä v obdobiach sucha pre potreby produkcie poľnohospodárskych plodín a ostatných rastlín.

V minulosti bola niva Oravy často zaplavovaná, pričom dochádzalo k veľkým škodám na majetkoch, zdraví aj životoch ľudí. V histórii najväčšia povodeň je datovaná na Váhu v roku 1813, pričom bolo zasiahnuté aj územie Oravy (Svoboda et al., 2010). Aj to bol jeden z dôvodov, prečo bola vybudovaná Oravská priehrada, aby tlmila povodňovú špičku a zabránila možným záplavám. Podľa údajov z vodomernej stanice v Dierovej, má tok Oravy maximálne prietoky najmä v apríli, pričom významné prietoky sú už v marci, a v období od júna do augusta. Minimálne prietoky sa vyskytujú od augusta do októbra a v januári. V rámci dlhodobého pozorovania priemerných mesačných prietokov (obdobie 1963 – 2016) sa ukázali štatisticky významné klesajúce trendy na toku Orava v januári, februári, decembri, a naopak rastúce trendy boli zistené v apríli a máji (Đurigová et al., 2019), kedy je potenciálne aj najväčšie riziko záplav.

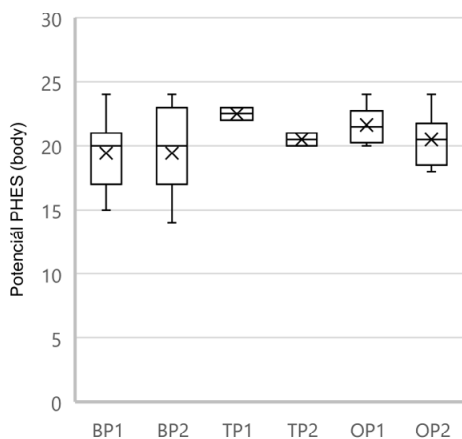
### 5.3 Potenciál pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb

Priemerné bodové hodnoty potenciálu pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb zistenej ratingovou metódou v celom súbore dát sú uvedené v tabuľke 5.3 a podľa jednotlivých ekosystémov vo fluviziemiach zobrazuje obrázok 5.1.

**Tabuľka 5.3** Bodové hodnoty potenciálu pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb

Pôdny typ	Hĺbka	Body	Potenciál
FM	0 – 10	21	stredný
	20 – 30	20	nízky
KM	0 – 10	23	stredný
	20 – 30	22	stredný
TZ	0 – 10	13	nízky

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem



**Obrázok 5.1** Potenciál pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb fluvizemí podľa ekosystémov

Vysvetlivky: PHEES – pôdne hydroregulačné ekosystémové služby, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, BP2 – brehový porast, hĺbka 20 – 30 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP2 – trávny porast, hĺbka 20 – 30 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm, OP2 – orná pôda, hĺbka 20 – 30 cm

Potenciál hydroregulačných ekosystémových služieb, vyjadrený ako priemerná ratingová hodnota za všetky lokality, bol na FM v prvej hĺbke (21 bodov) a KM v oboch hĺbkach (23 bodov v prvej a 22 bodov v druhej hĺbke pôdy) stredný, na TZ (13 bodov) a FM v druhej hĺbke (20 bodov) nízky. Najnižší potenciál PHEES na TZ je odrazom nízkej kvality tejto pôdy vyvinutej na environmentálnej záťaži.

Výsledky fluvizemí na nive rieky Orava, poukazujúce na stredný, v druhej hĺbke až nízky potenciál PHES, sú odrazom toho, že na nive dominujú ľahšie pôdne druhy, piesočnatohlinité a hlinitopiesočnaté, s prevahou pieskovej zrnitostnej frakcie. Tieto pôdy disponujú nižšou kapacitou zadržiavať vodu v pôde, akoby tomu bolo v prípade vyššieho zastúpenia ílových, prípadne prachových častíc, vyznačujúcich sa vysokou sorpčnou a napučiacou schopnosťou (Kanianska et al., 2022). Orné pôdy, najmä intenzívne využívané v poľnohospodárstve, sú navyše zhutnené. Priaznivejší a pozitívne pôsobiaci na PHES je zväčša stredný obsah organického uhlíka v pôdach na nive rieky Orava.

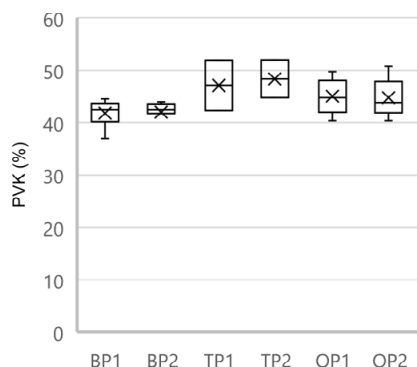
V rámci FM sme najvyšší potenciál PHES zaznamenali v rámci ekosystému trávnych porastov (22,5 bodu v prvej a 20,5 bodu v druhej hĺbke, zodpovedajúce strednému potenciálu PHES), nasledovali orné pôdy (21,6 bodu v prvej a 20,4 bodu v druhej hĺbke, zodpovedajúce strednému potenciálu PHES) a brehovú porasty (19,5 bodu v prvej aj druhej hĺbke, zodpovedajúce nízkemu potenciálu PHES).

Pri hodnotení potenciálu PHES druhou metódou sme zhodnotili hydrolimity v celom súbore dát v hĺbke 0 – 10 a 20 – 30 cm ako priemerné hodnoty (tab. 5.4) a v jednotlivých ekosystémoch vo fluvizemiach (obr. 5.2 a – c).

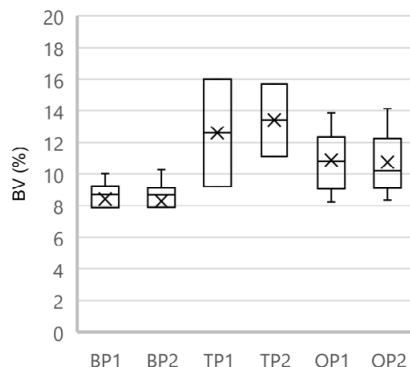
**Tabuľka 5.4** Vybrané hydrolimity (priemer±smerodajná odchýlka)

Pôdny typ	Hĺbka	PVK (%)	BV (%)	DVK (%)
FM	0 – 10	43,95±3,62	10,06±2,41	33,89±1,32
	20 – 30	44,03±3,57	10,04±2,47	33,98±1,30
KM	0 – 10	42,16	8,19	33,96
	20 – 30	41,53	7,78	33,75
TZ	0 – 10	39,25±1,40	6,37±0,95	32,88±0,45

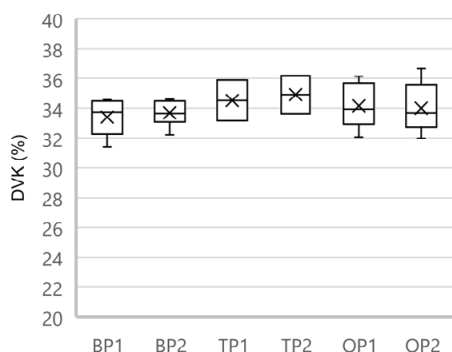
Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, PVK – poľná vodná kapacita, BV – bod vädnutia, DVK – dostupná vodná kapacita



a) Poľná vodná kapacita



b) Bod vädnutia



c) Dostupná vodná kapacita

### Obrázok 5.2 Hydrolimity fluvizemí podľa ekosystémov

Vysvetlivky: PVK – poľná vodná kapacita, BV – bod vädnutia, DVK – dostupná vodná kapacita, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, BP2 – brehový porast, hĺbka 20 – 30 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP2 – trávny porast, hĺbka 20 – 30 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm, OP2 – orná pôda, hĺbka 20 – 30 cm

Hydrolimity prepočítané pomocou pedotransférových funkcií (PVK, BV, DVK) ukázali vyššiu retenčnú schopnosť pôdy na lokalitách trávnych porastov, nasledovali orné pôdy a brehové porasty (tab. 5.4, obr. 5.2 a – c). Podobný stav sme zistili aj použitím ratingovej metódy. V brehových porastoch, najmä v prvej hĺbke, bol obsah organického uhlíka ako aj jeho kvalita nižšia ako na trávnych porastoch a ornej pôde. Zároveň sa vyznačujú vyšším obsahom pieskových častíc a vyššou skeletovitosťou, čo znižuje ich potenciál PHES.

Ľahké pôdy s vyšším zastúpením piesočnatých častíc oproti ílovým a prachovým časticiam znižujú množstvo vody, ktoré je schopné pôda zadržať (Rezaei et al., 2016; Širáň, Makovniková, 2017; Moraru et al., 2020). Naopak vyšší obsah organickej hmoty, humusu vyššej kvality (vyjadrenej nižším pomerom C/N alebo vyšším zastúpením humínových kyselín) prispievajú k zadržiavaniu vody v pôde (Matschullat et al., 2018; Šípek et al., 2019). Humínové kyseliny zohrávajú dôležitú úlohu pri zlepšovaní fyzikálnych vlastností pôdy, textúry pôdy, biochemickej aktivity, čím prispievajú k zadržiavaniu vody v pôde (Nardi et al., 2017; Fuentes et al., 2018). Nemenej dôležitý je fyzikálny stav pôdy, priamo vyjadrený jej objemovou hmotnosťou (Libohova et al., 2018) či penetrometrickým odporom alebo nepriamo prítomnosťou pôdneho edafónu (Gao-Lin et al., 2016) či spôsobom využívania pôdy a mechanizácie v poľnohospodárstve (Villarreal et al., 2017).

## 5.4 Aktuálny tok pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb

Potenciál pôdnych hydroregulačných služieb ešte nevytvára o jeho skutočnej využiteľnosti či účinnosti v konkrétnych podmienkach a v konkrétnom čase, čiže o aktuálnom toku ekosystémovej služby. Hypoteticky môže nastať viacero prípadov, keď pôda disponuje:

- vysokým potenciálom PHES, ale nie je vystavená veľkému dopytu po tejto službe,
- vysokým potenciálom PHES a je vystavená veľkému dopytu po tejto službe (napr. v období extrémnych prejavov počasia ako sú privalové dažde, záplavy, suchá),
- nízkym potenciálom PHES a nie je vystavená veľkému dopytu po tejto službe,
- nízkym potenciálom PHES a je vystavená veľkému dopytu po tejto službe (napr. v období extrémnych prejavov počasia ako sú privalové dažde, záplavy, suchá).

Z pohľadu rizika je najhoršia posledná možnosť, keď pôda disponuje nízkym potenciálom PHES a je vystavená veľkému dopytu. Pri komplexnom hodnotení aktuálneho toku PHES sme zhodnotili momentálnu vlhkosť pôdy a hydrologický index v celom súbore dát v hĺbke 0 – 10 a 20 – 30 cm ako priemerné hodnoty (tab. 5.5) a v jednotlivých ekosystémoch vo fluvizemiach (obr. 5.3 a,b). Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na momentálnu vlhkosť pôdy a hydrologický index hodnotené pomocou analýzy rozptylu sú uvedené v tabuľke 5.6.

**Tabuľka 5.5** Momentálna vlhkosť pôdy a hydrologický index (priemer±smerodajná odchýlka)

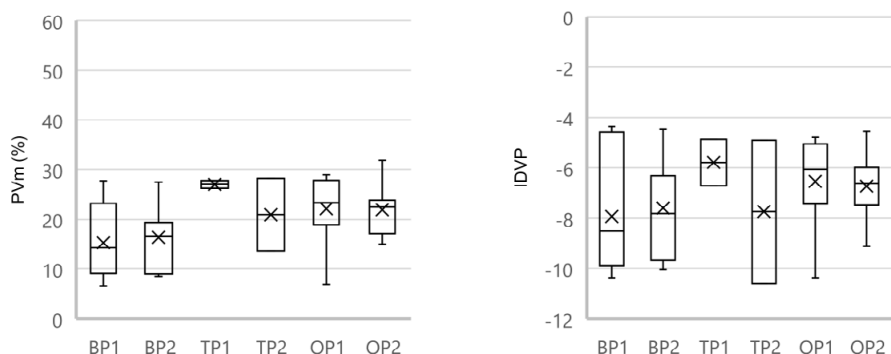
Pôdny typ	Hĺbka	PVm (%)	IDVP
FM	0 – 10	19,87±7,71	-7,033±2,07
	20 – 30	19,51±6,27	-6,98±1,58
KM	0 – 10	19,59	-6,64
	20 – 30	17,51	-7,12
TZ	0 – 10	15,04±0,05	-7,36±0,33

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, PVm – momentálna pôdna vlhkosť, IDVP – index deficitu vody v pôde

**Tabuľka 5.6** Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na momentálnu vlhkosť pôdy a hydrologický index

Vlastnosť	Hĺbka		Ekosystém	
	F-hodnota	p-hodnota	F-hodnota	p-hodnota
PVm	89,78	<,001	12,658	<,001
IDVP	124,082	<,001	8,703	0,003

Vysvetlivky: PVm – momentálna pôdna vlhkosť, IDVP – index deficitu vody v pôde, p-hodnota zvýraznená je štatisticky významná pri  $p < 0,05$



a) Momentálna vlhkosť pôdy

b) Hydrologický index

**Obrázok 5.3** Momentálna vlhkosť pôdy a hydrologický index fluvizemí podľa ekosystémov

Vysvetlivky: Pvm – momentálna pôdna vlhkosť, IDVP – index deficitu vody v pôde, BP1 – brehový porast, hĺbka 0 – 10 cm, BP2 – brehový porast, hĺbka 20 – 30 cm, TP1 – trávny porast, hĺbka 0 – 10 cm, TP2 – trávny porast, hĺbka 20 – 30 cm, OP1 – orná pôda, hĺbka 0 – 10 cm, OP2 – orná pôda, hĺbka 20 – 30 cm

Najnižšiu momentálnu vlhkosť pôdy (Pvm) sme zistili v prvej hĺbke na TZ (15,04 %), ďalej nasledovali priemerné hodnoty Pvm na KM (19,59 % v prvej a 17,51 % v druhej hĺbke) a na FM (19,87 % v prvej a 19,51 % v druhej hĺbke). Hodnoty Pvm v druhej hĺbke sa odlišovali od prvej hĺbky minimálne, výraznejšie len v prípade KM, kde bola v druhej hĺbke vlhkosť výraznejšie nižšia. Na fluvizemiach, v rámci rôznych ekosystémov, sme najvyššiu priemernú hodnotu Pvm zaznamenali na trávnych porastoch, nasledovali orné pôdy a brehové porasty (tab. 5.1, obr. 5.1 a).

Momentálna vlhkosť pôdy zistená v priebehu niekoľkých hodín na celom sledovanom území, indikuje aktuálny tok PHES a jej rozdiely medzi pôdnymi typmi či ekosystémami. Vyššia vlhkosť vypovedá o momentálne vyšších zadržaných objemoch vody v pôde, a teda aj o vyššom aktuálnom toku tejto služby. Momentálny objem vody v pôde vyjadrenej v litroch na hektár, v hĺbke 0 – 10 cm a 20 – 30 cm, ktorý sme získali prepočítaním z aktuálnej vlhkosti pôdy vyjadrenej v objemových percentách, je uvedený v tabuľke 5.7.

Zistili sme, že najviac vody bolo naakumulovanej na fluvizemi v prvej hĺbke pôdy pod trávnyimi porastami (270 150 l/ha), nasledujú orné pôdy (221 125 l/ha), trávne porasty na kambizemi (195 900 l/ha), brehové porasty (152 757 l/ha) a technozeme (150 400 l/ha). Vo všetkých prípadoch je viac naakumulovanej vody v prvom horizonte okrem brehových porastov, kde je vlhkosť, a teda aj väčšia zásoba vody v druhej hĺbke. Napriek významnému podielu trávnych porastov na hydroregulačných ako aj ostatných ekosystémových službách, vo svete aj na Slovensku, je zaznamenaný kontinuálny pokles ich výmery (Kizeková et al., 2016, 2018; Schils et al., 2022).

**Tabuľka 5.7** Prepočítaný aktuálny objem vody v pôde z hodnôt aktuálnej pôdnej vlhkosti

Pôdny typ	Ekosystém	Hĺbka	Voda v pôde (l/ha)
FM	BP	0 – 10	152 757
		20 – 30	163 900
	TP	0 – 10	270 150
		20 – 30	209 200
	OP	0 – 10	221 125
		20 – 30	218 875
KM	TP	0 – 10	195 900
		20 – 30	175 100
TZ	EZ	0 – 10	150 400

Vysvetlivky: FM – fluvizem, KM – kambizem, TZ – technozem, BP – brehový porast, TP – trávny porast, OP – orná pôda

Pôdna vlhkosť, napriek tomu, že patrí medzi veľmi dynamické pôdne vlastnosti (Šiška et al., 2015), predstavuje fundamentálnu informáciu pre ekosystémové ako aj klimatické či hydrologické štúdie (Green et al., 2019; Luo et al., 2022). Podmieňuje rast rastlín (Lei et al., 2018) a tým aj potravinovú bezpečnosť (McColl et al., 2017) a produkčné ekosystémové služby. Zasahuje do kolobehov uhlíka, vody a tým aj klimatického systému (Wang et al., 2017).

Vyznačuje sa vysokou časovou aj priestorovou variabilitou (Molero et al., 2018) a je výslednicou spolupôsobenia klimatických, geografických, pôdnych faktorov a faktoru pôdnej pokrývky. Práve pôdna pokrývka má vplyv aj na hodnoty pôdnej vlhkosti zistené v rôznych ekosystémoch. Jej nižšie hodnoty v brehových porastoch sú pravdepodobne dôsledkom nielen vyššieho zastúpenia pieskových častíc či horšej kvality humusu, ale aj vyšších nárokov stromov na vodu v porovnaní s trávnyimi porastami (Madani et al., 2018).

Vlhkosť pôdy sa môže v prírodných podmienkach pohybovať vo veľmi veľkom rozpätí, a to od úplne vlhkej pôdy (napr. vrchná vrstva pôdy počas dlhotrvajúceho dažďa s vysokou intenzitou) až po úplne suchú pôdu (napr. tenká vrstva pôdy bez vegetácie počas horúcich a suchých letných dní). Schopnosť pôdy zadržiavať vodu v terestrických ekosystémoch môže oddialiť obdobia sucha. Keď nastanú v dlhšom časovom období, môžu viesť k nezvratným zmenám v ekosystémoch (Schimel, 2018). Klimatická zmena, spojená s otepľovaním, so zvyšovaním teploty a nedostatkom zrážok, takto môžu postihnúť rozsiahle územia. Monitoring sucha preto patrí k sledovaným klimatickým ukazovateľom (Šiška, Takáč, 2009). Aj rok 2021, najmä jarné obdobie bolo takým obdobím a postihlo aj Oravu. Sucho kulminovalo v mesiaci jún a júl a postihlo najmä severné a stredné Slovensko (Turňa et al., 2022). Ešte aj na jeseň 2021, keď sme zisťovali pôdnu vlhkosť, sa prejavili dozvuky takéhoto obdobia.

Priemerné hodnoty hydrologického indexu (IDVP) poukázali na závažné pôdne sucho (IDVP < 1, v rozsahu -5 – -10) na všetkých pôdnych typoch a v obidvoch hĺbkach. V rámci rôznych ekosystémov na fluvizemiach, boli v prvej hĺbke najnižšie priemerné hodnoty IDVP zistené na brehových porastoch (-7,94), nasledovali orné pôdy (-6,54) a trvalé trávne porasty (-5,79). U trávnych porastov a ornej pôdy boli hodnoty IDVP v druhej hĺbke nižšie, zatiaľčo u brehových porastoch to bolo naopak. Na niekoľkých lokalitách vo všetkých typoch ekosystémov došlo dokonca k prekročeniu hranice IDVP -10, čo signalizuje extrémne pôdne sucho (tab. 5.5, obr. 5.3 b).

Analýza rozptylu potvrdila vplyv hĺbky aj typu ekosystému na momentálnu vlhkosť pôdy a hydrologický index (tab. 5.6). Na analýzu korelačných vzťahov medzi momentálnou vlhkosťou pôdy, hydrologickým indexom a pôdnymi chemickými, fyzikálnymi a biologickými vlastnosťami sme použili Pearsonov korelačný koeficient (tab. 5.8).

**Tabuľka 5.8** Korelačná matica medzi hydrologickými charakteristikami a vlastnosťami pôdy

	PVm	IDVP
pH/H <sub>2</sub> O	-0,439**	-0,404*
pH/KCl	-0,352*	-0,336*
Cox	n.c.	n.c.
Nt	n.c.	n.c.
C/N	n.c.	n.c.
PO	n.c.	n.c.
Hm	n.c.	n.c.
Počet D	0,757**	0,644**
Hmotnosť D	0,725**	0,636**

Vysvetlivky: pH/H<sub>2</sub>O – aktívna pôdna reakcia, pH/KCl – výmenná pôdna reakcia, Cox – organický uhlík, Nt – celkový dusík, C/N – pomer organického uhlíka a celkového dusíka, PO – penetrometrický odpor, Hm – hĺbka merania penetrometrického odporu, \* korelácia je významná na úrovni 0,05; \*\* korelácia je významná na úrovni 0,01; n.c. bez korelácie

Korelačná závislosť medzi PVm a IDVP sa prejavila v prípade pôdnej reakcie a biologických vlastností (počet a biomasa dážďoviek) (tab. 5.8). Pôdna reakcia má obrovský vplyv na priebeh mnohých biogeochemických procesov (Neina, 2019) a dokáže ovplyvniť aj dostupnosť vody a živín pre rastliny (Minasny et al., 2012). Prítomnosť dážďoviek môže viesť k vyššej akumulácii vody v pôde, sú považované za tzv. ekosystémových inžinierov, pozitívne ovplyvňujúcich fyzikálny stav pôdy (Le Bayon et al., 2021). Ich najvyššie počty boli zaznamenané práve pod trávnyimi porastami, čo je v zhode s mnohými štúdiami (Fromm et al., 1993; Lamandé et al., 2003; Kanianska et al., 2016b; Phillips et al., 2019).

## **5.5 Dôsledky pri neplnení pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb a nápravné opatrenia vedúce k ich zvýšeniu**

Efektívne plnenie PHES v území môže výrazne prispieť k zníženiu negatívnych dôsledkov súvisiacich napríklad s povodňami, či s prejavmi extrémneho sucha. Najmä v minulosti povodne spôsobovali veľké škody na majetku či životoch ľudí. Kroniky zaznamenali v tomto regióne veľké množstvo povodní, pričom najväčšia sa datuje do roku 1813 ako tzv. Palackého povodeň, ktorá postihla celé povodie Váhu vrátane Oravy (Vašku, 2000). Na druhej strane, Oravu najmä v posledných rokoch postihujú aj obdobia s výrazným až extrémnym suchom, napríklad v apríli v roku 2020 (Turňa et al., 2020).

Na zvýšenie potenciálu PHES sú navrhované rôzne opatrenia. Najčastejšie ide o dodávanie anorganických a organických aditív v rôznych formách do pôdy, s cieľom zvýšiť kapacitu recipientov, schopných zadržať vodu v pôde. Tradičným materiálom, používaným najmä na orných pôdach, je maštalný hnoj, ktorý okrem plnenia viacero dôležitých funkcií v pôde, významne prispieva aj k zadržiavaniu vody v pôde (Ejaz et al., 2022). Ďalšími sľubnými aditívami, aplikovanými do pôdy najmä v posledných rokoch, aj za účelom zvýšenia vododržnej kapacity pôdy, je aplikácia biouhlia (El-Naggar et al., 2019; Šimanský et al., 2023) alebo superabsorpčných polymérov (Chang et al., 2021). Dodávanie týchto aditív však nie je možné na všetkých typoch pozemkov s rôznymi spôsobmi využívania. Viac sú aplikované na orných pôdach. Preto je potrebná optimalizácia udržateľných manažérskych postupov s cieľom udržiavať dobrý stav všetkých pôdnych vlasností. Na tento cieľ slúžia najmä prírode blízke riešenia, podporujúce nielen ekosystémové služby, ale prinášajúce ďalšie environmentálne, sociálne a ekonomické benefity (Morri, Santolini, 2022). Rovnako treba zohľadňovať a snažiť sa podporiť revitalizáciu prirodzených ekosystémov, na nive Oravy ide najmä o vzácne brehové porasty, pozornosť si však zaslúžia aj trávne porasty. Aspekty vodoregulačných služieb by sa mali viac odraziť aj v krajinnom plánovaní.

## 6 Záver

V rámci komplexného hodnotenia filtračných a hydroregulačných ekosystémových služieb sme zistili, že dopyt po týchto službách je rovnako vysoký v celom povodí, ktoré je prevažne osídlené. Zároveň je jeho značná časť využívaná na poľnohospodárske účely.

V rámci filtračných ekosystémových služieb, sme ratingovou metódou zistili stredný potenciál filtračnej ekosystémovej služby na fluvizemiach a kambizemi a nízky na technozemi. Spomedzi rôznych typov ekosystémov, bol najvyšší filtračný potenciál zaznamenaný na ekosystémoch trávnych porastov, nasledovali orné pôdy a brehové porasty.

Aktuálny tok filtračných ekosystémových služieb sme hodnotili pomocou celkových obsahov potenciálne toxických prvkov, ich mobilných foriem ako aj ekologickými indexami. Najvyšší celkový obsah PTE bol potvrdený na environmentálnej záťaži s pôdnym typom technozem. Na nive vo fluvizemiach, boli nadlimitné hodnoty viacerých PTE zaznamenané na lokalite 11A pre Cr, V, Ni a Mo. Kontamináciu záujmového územia však spôsobuje predovšetkým Cr a As, ktorých celkový obsah bol takmer na všetkých lokalitách fluvizemí, vrátane kambizeme, nadlimitný. Indexovým hodnotením sme potvrdili najvyššiu mieru kontaminácie na technozemi. Na lokalitách s pôdnym typom fluvizem sa pre väčšinu sledovaných PTP potvrdila mierna kontaminácia, v prípade Cr a Te vysoká. Podľa PLI indexu celkového zaťaženia územia znečistením, boli všetky lokality kontaminované. Z hľadiska potenciálnej kontaminácie potravinového reťazca sú však najdôležitejšie biologicky dostupné – mobilné formy. Namerané hodnoty mobilných foriem PTE v pôde však neprekročili slovenské limitné hodnoty.

Dôsledky neplnenia pôdných filtračných ekosystémových služieb sme hodnotili stanovením obsahov PTE v rôznych častiach rastlín a pomocou analýzy zdravotných rizík. Hodnotenie obsahu PTE v rastlinách poukázalo na prekročenie limitných hodnôt pre Cr, Cu, Mo a Pb, kde sa väčšinou potvrdila ich preferenčná akumulácia v koreňoch. Pri hodnotení zdravotných rizík sme potenciálne nekarcinogénne zdravotné riziko zistili len v skupine detí, v ktorej sme na 3 lokalitách zistili aj zvýšené hodnoty celkového karcinogénneho rizika. Nárast je však len veľmi mierny a hraničný. Potvrďuje skôr predpokladaný stav znečistenia a nevyžaduje akútne riešenie.

Najvyšším potenciálom hydroregulačných ekosystémových služieb z troch pôdných typov, podľa ratingového hodnotenia, disponuje kambizem (stredný potenciál), nasleduje fluvizem (stredný až nízky potenciál) a technozem (nízky potenciál).

Na vyhodnotenie aktuálneho toku pôdných hydroregulačných služieb sme zmerali aktuálne hodnoty pôdnej vlhkosti, ktoré sme spolu s pedotransferovými funkciami použili na výpočet indexu deficitu vody v pôde. Najnižšiu aktuálnu pôdnu vlhkosť sme zistili v prvej hĺbke na technozemi, nasledovala kambizem a fluvizeme. V rámci

fluvizemí, sme najvyššiu priemernú hodnotu pôdnej vlhkosti zistili na ekosystémoch trávnych porastov, nasledovali orné pôdy a brehové porasty. Vyššia vlhkosť indikuje aktuálne vyššie zadržované objemy vody v pôde a tým aj vyšší aktuálny tok hydroregulačnej služby. Priemerné hodnoty indexu deficitu vody v pôde naznačili pôdne sucho na všetkých typoch pôd a v oboch hĺbkach. V rámci rôznych ekosystémov na fluvizemiach, sme zistili, že najviac trpia deficitom vody v pôde brehové porasty, nasledovali orné pôdy a trávne porasty.

Výsledky hodnotenia filtračných a hydroregulačných ekosystémových služieb pôd na nive rieky Oravy v rôznych ekosystémoch, môžu prispieť k integrovanému manažmentu tohto územia. Ten by mal zohľadňovať rovnocennosť všetkých ekosystémových služieb. Súčasné krajinné a územné plánovanie často uprednostňuje krátkodobé a ekonomické záujmy. Málo pozornosti sa venuje podrobnej krajinnej analýze a analýze ekosystémových služieb. Nehľadajú sa kompromisné, prírode blízke riešenia, nakoľko sú zväčša časovo a materiálne náročnejšie a bez okamžitého finančného zisku.

Integrovaný manažment, zohľadňujúci prezentované výsledky analýz, môže priamo či nepriamo prispieť k zadržiavaniu vody v krajine, k racionálnemu hospodáreniu s vodou a pôdou, k ochrane vody a potravinového reťazca pred kontamináciou potenciálne toxickými prvkami, ako aj k ochrane ľudského zdravia predikciou ekologických a zdravotných rizík. Výsledky môžu byť podkladom pre analýzy ďalších regulačných, ale aj produkčných, podporných alebo kultúrnych ekosystémových služieb. Môžu byť tiež použité pri hodnotení a modelovaní budúceho vývoja týchto pôd, ich vlastností, degradačných procesov, ako aj z toho plynúcich funkcií a služieb.

# Summary

Floodplains are among the most precious and threatened ecosystems in the world. They are characterized by a high concentration of economic activities, which generate strong pressure on them. They provide a wide variety of provisioning, regulating, cultural and supporting services. Soils play an irreplaceable role in their provision. In practice, provisioning ecosystem services securing food resources are often preferred, and other services, including regulating ones, are often underestimated. Therefore, the aim of this monograph is the evaluation of soil regulating ecosystem services, filtering and hydro-regulating, in Fluvisols on the floodplain of the Orava River.

The monograph is divided into five basic chapters. The first chapter is an introduction to the issue of ecosystems, their components, properties, processes, and services. It points to soil as a component of terrestrial ecosystems and describes its contribution to various types of ecosystem services with an emphasis on regulating ones. The second chapter approaches the floodplain of the Orava River, evaluates its natural potential and socioeconomic conditions within the framework of causal relationships. As soil properties directly condition the fulfilment of ecosystem services, the basic characteristics of chemical, physical and biological soil properties are offered in the third chapter. The fourth chapter evaluates the filtering ecosystem services and the fifth chapter the hydro-regulating ecosystem services provided by floodplain soils on the Orava river floodplain.

Ecosystems are functional systems of living and non-living components of the environment, which are connected to each other by the exchange of substances, the flow of energy and the transfer of information, and which interact and develop in a certain space and time. The main medium of terrestrial ecosystems is aerated soil. Ecosystems fulfil the entire range of ecosystem services. These are defined as the conditions and processes through which ecosystems sustain and fulfil human life. The concept of ecosystem services arose as a response to the global development of the last century, associated with increasing pressure on ecosystems, natural resource stocks and the quality of life and environment. The Millennium Assessment of Ecosystems is based on the categorization of ecosystem services into four categories, provisioning, regulating, cultural and supporting. When evaluating ecosystem services, the capacity or potential of the ecosystem to provide services is evaluated and the current flow of services. The concept of ecosystem services represents an integrated approach to the assessment of the landscape with its ecosystems and has great potential to make spatial planning more efficient. Regulating ecosystem services are often undervalued. They are benefits coming from the self-sustaining abilities of ecosystems, from the regulation of ecosystem processes. They are very diverse, functionally connected not only with each other, but also closely connected with other categories of services. They can have a global

(e.g. climate or water regime regulation) or regional or local (e.g. microclimate regulation, erosion regulation, filtering services) character and scope. Soil directly or indirectly contributes to the fulfilment of all four types of ecosystem services. The greatest importance is attributed to its contribution to the provisioning services of ecosystems, especially agroecosystems in providing food and feed and forest ecosystems in providing wood. Its share in regulating services, including filtering and hydro-regulating, is also significant and often underappreciated.

The Orava River forms a partial watershed of the River Váh. Orava was formed by the confluence of two waterflows, the right-hand White Orava and the left-hand Black Orava flowing from Poland. Their confluence is currently covered by the waters of the Orava Dam with an area of 35 km<sup>2</sup>. The Orava River is a right-hand tributary of the longest Slovak river Váh. The floodplain of the Orava River is part of the Orava basin. The Mesozoic, Paleogene, and Quaternary rocks participate in the geological composition of the area. The area of interest has a basin type of climate, it belongs to a moderately cold to cold and very humid climate area with annual precipitation from 800 to 1200 mm with an average annual temperature ranging between 2 – 6 °C. The floodplain of the Orava River is covered by Fluvisols passing into Cambisols, Planosols. The immediate vicinity of the watercourse is covered with riparian vegetation consisting of ash, alder floodplain forests, willow groves, various herbaceous communities, waterlogged meadows forming suitable habitats for various types of organisms. The floodplain areas are partly encroached upon by the forests forming their natural edge and are mainly represented by spruce, fir and beech.

The preliminary stage of the assessment of specific regulating ecosystem services on the Orava River floodplain was the analysis of socio-economic conditions and their effects on ecosystems, including soil, using the causal DPSIR model. Among the dominant natural driving forces of floodplain areas are floods. They are further joined by weather extremes such as periods of drought or heavy rainfalls. Industry, agriculture and construction are among the major industries and thus the economic driving forces in the region. The strategic manufacturing company in the region are ironworks Oravské ferrozliatinárske závody (OFZ) a.s. Orava. Driving forces of various origins generate pressure on the environment, including soil and ecosystems. This is mainly the pressure caused by land use changes, emissions into the air, waste waters and environmental burdens. In comparison between 1950 and 2019, near the water course (2 km wide zone), the most significant land use change occurred in the arable land category (the decreased in area by 28 %). On the contrary, a more significant increase was recorded in the category of forest vegetation, industrial areas and water bodies. As a major source of air pollution in the region are OFZ with release of 37.17 t of emissions in 2022, which is a 1.38 % share of emissions in the Slovak Republic. Waste from ferroalloy production was placed in an industrial waste dump, which was classified as an environmental burden and was remediated in 2022. The pressure generated by the driving forces is reflected in the state of the environment and its components, air, water, soil and biota. The southern part

of the floodplain of the Orava River is part of the Hornopovažský district, which according to the environmental regionalization falls into the region of the 2nd degree of environmental quality with a slightly disturbed environment. Aggravated state of the environment leads to other negative consequences on the environment and ecosystems, manifested mainly by changes and deterioration of ecosystem functions and services.

We evaluated the chemical, physical, and biological soil properties and the filtering and hydro-regulating soil ecosystem services conditioned by them in the floodplain of the Orava River, extending between the village of Štefanov nad Oravou, located behind the Orava Dam, to the village of Párnica, approximately 50 km apart. Together, we selected 12 locations with one or more ecosystems as riparian zone (RZ), grasslands (GR), arable land (AL) and contaminated soil with environmental burden (EB). A total of 9 localities of Fluvisols (FL) located on the floodplain of the Orava River were selected, 2 localities of Technosols (TC), and 1 locality of Cambisol (CM) located on a slope outside the floodplain. We took soil samples for chemical analysis in October 2019 from a depth of 0-10 and 20 – 30 cm. Chemical soil properties, as pH, content of organic carbon, content of total nitrogen, quality of organic matter were determined in the laboratory. In September 2021, samples were taken from 2 depths in physical cylinders intended for physical analyses. We determined the content of clay, silt, sand, volume and specific gravity, porosity and air capacity. We made some measurements as soil moisture, redox potential, penetrometric resistance directly in the field using appropriate instrumentation. In the terrain, we determined the number and biomass of earthworms.

The values of the active soil reaction at FL in the first depth ranged from 6.06 to 7.63, from slightly acidic to alkaline soil reaction. The content of organic carbon in the FL in the first depth varied in the range of 8.85 – 33.45 g/kg. The highest average value was recorded for GR (19.91 g/kg), followed by RZ (18.86) and AL (18.52 g/kg). The content of humus in most localities represented a medium and good supply. The content of clay in the first depth of the FL varied in the range of 3.94-15.19 %, the content of silt in the range of 17.80 – 51.86 % and the content of sand in the range of 36.95 – 78.26 %. The floodplain of the Orava River is covered mainly by sandy-loam and loamy-sand soils, with a predominance of the sand-grained fraction. Arable land, especially intensively used in agriculture, is characterized by compaction, which was also confirmed by increased penetrometric resistance values and bulk density values. Grasslands were characterized by the highest capillary porosity and riparian zones by the highest non-capillary porosity. The minimum air capacity was highest in RZ, followed by AL and GL. From the biological characteristics, we recorded the highest number of earthworms on FL at GL (193.50 pcs/m<sup>2</sup>), followed by RZ (69.26 pcs/m<sup>2</sup>), AL (27.15 pcs/m<sup>2</sup>) and EB (0.80 pcs/ m<sup>2</sup>).

In the framework of soil filtrating (SFES) and hydro-regulating (SHES) ecosystem services, we evaluated the demand for them by beneficiaries, their potential, current flow, consequences of non-fulfilment and remediation measures. We applied and combined several assessment methods. The demand for SFES and SHES is equally

high in the entire basin, which is mostly populated and at the same time a significant part of the territory is used for agricultural purposes. We used the rating method when evaluating the potential of ecosystem services. The potential of filtering ecosystem services, expressed as an average rating value for all localities, was medium at FL and CM, low at TC. Within FLs, we recorded the highest SFES potential within the grassland ecosystem (23 points), followed by arable land (22 points) and riparian zones (19.5 points).

We evaluated the current flow of SFES by determining the total and mobile forms of potentially toxic elements (PTE: As, Ba, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Te, Tl, Sr, V, Zn) in the soil and ecological indices that indicate the level of current soil contamination. The highest total content of PTE was confirmed on sites with soil type TC located directly on the territory of the landfill of industrial waste from ferroalloy production. High PTE values at locality 11A with FL were determined for Cr ( $513.0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), V ( $100.0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ni ( $48.8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) and Mo ( $7.20 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Only moderate contamination by Cr and As was demonstrated at the 2S locality with CM. On agricultural lands no exceeding of limit values was recorded in the case of the three monitored elements (Co, Cu and Pb). On the other hand, the exceedance of the limit values was recorded in case of As (at all FL localities) and Cr (at 6 from 11 localities). Chromium and arsenic can thus be identified as the elements that contribute the most to the soil contamination of the area. The toxicity of PTE is not only related to their total content in the soil, but also to the distribution of their fractions. Bioavailable - mobile forms are the most important in terms of potential contamination of the food chain. However, the measured values of mobile forms of PTE in the soil did not exceed the Slovak limit values. The contamination factor, pollution load index and geo-accumulation index were used to evaluate the level of soil contamination. As expected, the highest Cf values of the monitored PTEs were confirmed, due to the highest measured total PTE contents, at the TC localities. At FL localities, a medium level of contamination ( $1 \leq Cf < 3$ ) was confirmed for most monitored PTEs. The exceptions were Cr and Te, which showed a moderately high level of contamination ( $3 \leq Cf < 6$ ), with Cf values of 3.24 and 5.56. The 2S locality with CM was characterized by a low to medium degree of pollution. Based on the PLI index with values  $> 1$ , we can mark the localities as contaminated. The Igeo values confirmed the highest contamination at TCs with the highest potential risk of PTE release into the surrounding environment.

We evaluated the consequences of non-fulfilment of SFES by determining the contents of PTEs in various plant parts, ecological indices and by means of health risk analysis. The assessment of the PTE content in plants pointed to exceeding the limit values for Cr, Cu, Mo and Pb, where their preferential accumulation in the roots was mostly confirmed. This finding can be documented by the values of the bio-concentration factor, which reached a value of  $<1$  for localities 7A, 8A and 10A, indicating a preferential immobilization of PTP in the root of the plants, so that these plants can be included among the excluders. During the assessment of health risks, we found a potential non-carcinogenic health risk in the group of children. The group

of adult women and men are not exposed to risk. At two FL localities, the value of the hazard factor for the group of children exceeded the limit value of 1 (1.048 at 10A locality and 2.186 at 11A locality). The average value of the cumulative hazard quotient also exceeded the value of 1 (1.834) at the FL localities. Increased values of total carcinogenic risk were calculated only for the group of children at 3 localities. However, the increase is only very slight and borderline. It rather confirms the assumed state of pollution and, does not require an acute solution.

To determine the SHES potential, we used two methods, namely the rating method and the assessment using the hydrolimit calculated using pedotransfer functions such as field water capacity (FWC), wilting point (WP) and available water capacity (AWC). The potential of hydro-regulating ecosystem services, expressed as an average rating value for all localities, was medium on FL in the first depth and CM in both depths, and low on TC and FL in the second depth. Within FL, we recorded the highest SHES potential within the grassland ecosystem (22.5 points in the first and 20.5 points in the second depth, corresponding to the medium SHES potential), followed by arable land (21.6 points in the first and 20.4 points in the second depth, corresponding to medium SHES potential) and riparian zones (19.5 points in both depths, corresponding to low SHES potential). Similarly, recalculated hydrolimits showed a higher retention capacity of FLs in grasslands, followed by arable land and riparian zone.

In order to evaluate the current flow of SHES, we measured the actual soil moisture values (SMA), which we used together with the pedotransfer functions to calculate the soil water deficit index (SWDI). We found the lowest SMA in the first depth at TC (15.04 %), followed by CM (19.59 % in the first and 17.51 % in the second depth) and at FL (19.87 % in first and 19.51 % in the second depth). In the FLs, within different ecosystems, we recorded the highest average value of SMA in grasslands, followed by arable lands and riparian zone. Higher humidity indicates the currently higher retained volumes of water in the soil and thus also the higher current flow of this service. Average values of IDVP indicated severe soil drought ( $IDVP < 1$ , in the range -5 – -10) on all soil types and at both depths. Within the various ecosystems on the FLs, in the first depth, the lowest average values of IDVP were found in riparian zone (-7.94), followed by arable land (-6.54) and grasslands (-5.79).

Various measures are proposed to increase the potential of SFES as well as SHES. Most often, it is the addition of inorganic and organic additives in various forms to the soil, with the aim of increasing the sorption capacity of the soil. In case of significant soil contamination, especially on environmental burdens, it is recommended to apply remedial measures of a chemical, physical or biological nature. The results of the evaluation of the filtering and hydro-regulating ecosystem services of soils on the Orava River floodplain can contribute to the integrated management of this area. Integrated management can directly or indirectly contribute to the retention of water in the country, to the rational management of water and soil, to the protection of water and the food chain from contamination by potentially toxic elements, as well as to the protection of human health.

# Zoznam obrázkov

- Obrázok 1.1 Kaskádový model ekosystémových služieb (Haines-Young, Potschin, 2009; Maltby, 2009)
- Obrázok 1.2 Vzájomné vzťahy medzi ekosystémom a socio-ekonomickým systémom
- Obrázok 2.1 Pôdna mapa. Zdroj: MŽP SR, SAŽP, 2002
- Obrázok 2.2 DPSIR model
- Obrázok 2.3 Mapy využívania pôdy a krajiny na nive rieky Oravy v roku 1950 (a) a v roku 2019 (b). Spracoval: RNDr. Matej Masný, PhD.
- Obrázok 3.1 Mapa alúvia rieky Oravy s lokalitami. Spracoval: RNDr. Stanislav Kaniansky
- Obrázok 3.2 a Rieka Orava
- Obrázok 3.2 b Oravské ferozliatinárske závody, k.ú. Široká
- Obrázok 3.2 c Skládka odpadov z ferozliatinárskej výroby, k. ú. Široká
- Obrázok 3.2 d Lokalita 2S, k.ú. Nižná, trávny porast na kambizemi
- Obrázok 3.2 e Lokalita 3A, k.ú. Dlhá nad Oravou, brehový porast na fluvizemi
- Obrázok 3.2 f Lokalita 4A, k.ú. Dolná Lehota, trávny a brehový porast na fluvizemi, v pozadí Oravský hrad
- Obrázok 3.2 g Lokalita 7A, k.ú. Široká, orná pôda na fluvizemi, v pozadí Oravské ferozliatinárske závody
- Obrázok 3.3 Základné chemické pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov
- Obrázok 3.4 Základné fyzikálne pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov
- Obrázok 3.5 Základné biologické pôdne vlastnosti vo fluvizemiach podľa ekosystémov
- Obrázok 4.1 Potenciál pôdných filtračných ekosystémových služieb fluvizemí podľa ekosystémov
- Obrázok 4.2 Index zaťaženia znečistením (PLI) na záujmových lokalitách
- Obrázok 5.1 Potenciál pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb fluvizemí podľa ekosystémov
- Obrázok 5.2 Hydrolimity fluvizemí podľa ekosystémov
- Obrázok 5.3 Momentálna vlhkosť pôdy a hydrologický index fluvizemí podľa ekosystémov

# Zoznam tabuliek

- Tabuľka 1.1 Kategórie regulačných ekosystémových služieb (MEA, 2005; Harison et al., 2014)
- Tabuľka 1.2 Pôdne ekosystémové služby (Paul et al., 2021)
- Tabuľka 2.1 Triedy využívania pôdy na nive rieky Oravy a ich porovnanie v roku 1950 a 2019
- Tabuľka 3.1 Zoznam a charakteristika lokalít
- Tabuľka 3.2 Základné chemické pôdne vlastnosti (priemer±smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 3.3 Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na chemické pôdne vlastnosti
- Tabuľka 3.4 a Zrnitostné zloženie pôd, penetrometrický odpor a hĺbka jeho merania (priemerné hodnoty±smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 3.4 b Objemová hmotnosť, špecifická hmotnosť, pórovitosť a minimálna vzdušná kapacita pôd (priemerné hodnoty±smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 3.5 Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na fyzikálne pôdne vlastnosti
- Tabuľka 3.6 Základné biologické pôdne vlastnosti (priemerné hodnoty±smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 3.7 Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na biologické pôdne vlastnosti
- Tabuľka 4.1 Kategórie vstupných parametrov pre hodnotenie potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb
- Tabuľka 4.2 Kategórie potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb
- Tabuľka 4.3 Analyzované rastlinné vzorky na vybraných záujmových lokalitách
- Tabuľka 4.4 Bodové hodnoty potenciálu pôdnych filtračných ekosystémových služieb
- Tabuľka 4.5 Celkový obsah potenciálne toxických prvkov v pôde so štatistickými charakteristikami v porovnaní s limitnými hodnotami ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
- Tabuľka 4.6 Obsah mobilných foriem PTP so štatistickými charakteristikami v porovnaní s limitnými hodnotami rizikových látok ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) v znení Vyhlášky č. 59/2013 Z. z.
- Tabuľka 4.7 Kontaminačný faktor ( $C_f$ ) na záujmových lokalitách
- Tabuľka 4.8 Geoakumulačný index ( $I_{\text{geo}}$ ) na záujmových lokalitách
- Tabuľka 4.9 Pearsonov korelačný koeficient medzi celkovým obsahom PTP a chemickými a biologickými vlastnosťami pôdy
- Tabuľka 4.10 Pearsonov korelačný koeficient medzi mobilnými formami PTP a vybranými chemickými a biologickými pôdnymi vlastnosťami
- Tabuľka 4.11 Pearsonov korelačný koeficient medzi celkovými obsahmi PTP a vybranými fyzikálnymi pôdnymi vlastnosťami
- Tabuľka 4.12 Pearsonov korelačný koeficient medzi mobilnými formami PTP a vybranými fyzikálnymi pôdnymi vlastnosťami

- Tabuľka 4.13 Obsah PTP vo vybraných druhoch rastlín v porovnaní s národnými limitnými hodnotami ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) v znení Výnosov MP SR
- Tabuľka 4.14 Hodnoty biokoncentračného faktora (BCF) vybraných druhov rastlín na záujmových lokalitách technozeme a fluvizeme
- Tabuľka 4.15 Hodnoty translokačného faktora (TF) vybraných druhov obilnín na záujmových lokalitách fluvizeme
- Tabuľka 4.16 Hodnoty koeficientov nebezpečenstva (Hazard Quotient HQ) a index nebezpečenstva (Hazard Index HI) potenciálne toxických prvkov pre nekarcinogénne zdravotné riziká
- Tabuľka 4.17 Hodnoty rizika karcinogénnych účinkov (Carcinogenic Risk – CR) a celkové karcinogénne riziko (Total Cancer Risk – TCR) piatich potenciálne toxických prvkov
- Tabuľka 5.1 Kategórie vstupných parametrov pre hodnotenie potenciálu pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb
- Tabuľka 5.2 Kategórie potenciálu pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb
- Tabuľka 5.3 Bodové hodnoty potenciálu pôdných hydroregulačných ekosystémových služieb
- Tabuľka 5.4 Vybrané hydrolimity (priemer $\pm$ smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 5.5 Momentálna vlhkosť pôdy a hydrologický index (priemer $\pm$ smerodajná odchýlka)
- Tabuľka 5.6 Vplyv hĺbky pôdy a rôznych typov ekosystémov na momentálnu vlhkosť pôdy a hydrologický index
- Tabuľka 5.7 Prepočítaný aktuálny objem vody v pôde z hodnôt aktuálnej pôdnej vlhkosti
- Tabuľka 5.8 Korelačná matica medzi hydrologickými charakteristikami a vlastnosťami pôdy

# Zoznam vybraných skratiek

A	Alúvium
ADD	Priemerná denná dávka (Average Daily Dose)
AT	Priemerný čas expozície (Averaging Time)
BCF	Biokoncentračný faktor
BP	Brehový porast
BD	Bod vädnutia
BW	Telesná hmotnosť (Body Weight)
C	Celkový obsah prvku v pôde
Cb	Celkový obsah kontaminantu na referenčnej lokalite
Cf	Kontaminačný faktor
Cn	Celkový obsah kontaminantu
C/N	Pomer organického uhlíka a celkového dusíka
Cox	Organický uhlík
CR	Relatívne karcinogénne riziko (Carcinogenic Risk)
CSF	Faktor vzniku rakoviny (Cancer Slope Fctor)
ČMS-P	Čiastkový monitorovací systém Pôda
D	Dážďovky
DVK	Dostupná vodná kapacita
ED	Trvanie expozície (Exposure Duration)
Eh	Redox potenciál
EF	Expozičná frekvencia (Exposure Frequency)
ES	Ekosystémové služby
EZ	Environmentálna záťaž
FM	Fluvizem
H	Humus
HI	Index nebezpečenstva (Hazard Index)
Hm	Hĺbka merania
HQ	Koeficient nebezpečenstva (Hazard Quotient)
IDVP	Index deficitu vody v pôde
Igeo	Geoakumulačný faktor
IR	Ingesčná dávka (Ingestion Rate)
KM	Kambizem
k.ú.	Katastrálne územie
max	Maximálna hodnota
MEA	Miléniové hodnotenie ekosystémov (Millenium Ecosystem Assessment)
min	Minimálna hodnota
n.m.	Nad morom
Nt	Celkový uhlík
NUTS	Administratívne územné jednotky
Oí	Obsah ílových častíc

OH	Objemová hmotnosť pôdy
OP	Orná pôda
OPI	Obsah pieskových častíc
OPr	Obsah prachových častíc
OS	Obsah skeletu
Pc	Celková pórovitosť
PFES	Pôdne filtračné ekosystémové služby
PHES	Pôdne hydroregulačné ekosystémové služby
PLI	Index kontaminačnej záťaže (Pollution Load Index)
Pk	Kapilárna pórovitosť
Pn	Nekapilárna pórovitosť
PO	Penetrometrický odpor
POH	Pôdna organická hmota
PPFES	Potenciál pôdnych filtračných ekosystémových služieb
PPHES	Potenciál pôdnych hydroregulačných ekosystémových služieb
Ps	Semikapilárna pórovitosť
PTP	Potenciálne toxické prvky
PVK	Poľná vodná kapacita
PVm	Momentálna pôdna vlhkosť
Rf	Referenčná dávka (Reference Dose)
RL	Referenčná lokalita
S	Svah
SH	Špecifická hmotnosť pôdy
SO	Smerodajná odchýlka
TCR	Celkové relatívne karcinogénne riziko (Total Cancer Risk)
TP	Trávny porast
TF	Translokačný faktor
TZ	Technozem
Vk	Celková vzdušná kapacita

# Literatúra

1. Árvay, L., Čéry, J., Tóth, T. 2007a. Zhodnotenie stupňa kontaminácie poľnohospodárskeho pozemku ťažkými kovmi. In *VIII. Vedecká konferencia doktorandov a mladých vedeckých pracovníkov*. Nitra: Univerzita Konštantína Filozofa v Nitre, Fakulta prírodných vied, 2007. ISBN 978-80-8094-106-2, s. 435-442.
2. Árvay, L., Čéry, J., Harangozo, L., Trebichalský, P., Jobbágy, J. 2007b. Súčasná situácia kontaminácie poľnohospodársky využívaných pôd ťažkými kovmi v rôzne environmentálne zaťažených oblastiach Slovenska. In *Bioclimatology and Natural Hazards: International Scientific Conference*, 17. – 20. 9. 2007, Zvolen – Poľana nad Detvou. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2007. 8 s. ISBN 978-80-228-1760-8.
3. Bajčan, D., Tomáš, J., Tóth, T., Lahučký, J., Melicháčová, S. 2005. Rizikové faktory poľnohospodárskej výroby Hontianskeho regiónu. In *Rizikové faktory potravinového reťazca: Zborník z medzinárodnej konferencie*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 2005. ISBN 978-80-8069-948-2, s. 23-27.
4. Baker, A. J. M. 1981. Accumulators and excluders – strategies in the response of plant to heavy metals. In *Journal of Plant Nutrition*. 3/1-4: 643-654.
5. Bartkowski, B., Hansjürgens, B., Möckel, S., Bartke, S. 2018. Institutional economics of agricultural soil ecosystem services. *Sustainability*, 10: 2447. <https://doi.org/10.3390/su10072447>
6. Baveye, P.C., Baveye, J., Gowdy, J. 2016. Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. *Front. Environ. Sci.* 4:41. doi: 10.3389/fenvs.2016.00041
7. Bedrna, Z. 2002. *Environmentálne pôdoznanectvo*. VEDA vydavateľstvo SAV, 2002, 352 s., ISBN 80-224-0660-0.
8. Bedrna, Z. 1977. *Pôdotvorné procesy a pôdne režimy*. VEDA Bratislava, 1977, 129 s.
9. Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 1997. *Ekologie – jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp. ISBN 80-7067-695-7.
10. Benková, N., Kanianska, R., Andráš, P., Kizeková, M., Jančová, Ľ. 2021. Evaluation of the agricultural soils pollution along the Orava River using pollution indices. In *Acta Fytotechnica et Zootechnica*. 24/4: 286-292.
11. Blum, W.E.H. 1988. Problems of soil conservation. *Nature and Environment Series*, vol.39, Strasbourg: Council of Europe, Steering Committee for the Conservation and Management of the Environment and Natural Habitats.

12. Bohálová, I. et al. 2010. *Regionálny územný systém ekologickej stability okresu Dolný Kubín*. [online]. Banská Bystrica : Slovenská agentúra životného prostredia, 2010. 195 s.
13. Botula, Y.D., Cornelis, W.M., Baert, G., Van Ranst, E. 2012. Evaluation of pedotransfer functions for predicting water retention of soils in Lower Congo (D.R.Congo). *Agric. Water Manag.* 111: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.04.006>
14. Bouma, J., Kwakernaak, C., Bonfante, A., Stoorvogel, J.J., Dekker, L.W. 2015. Soil science input in transdisciplinary projects in the Netherlands and Italy. *Geod. Reg.* 5: 96-105. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.04.002>
15. Brevik, E.C., Steffan, J.J., Rodrigo-Comino, J., Neubert, D., Burgess, L.C., Cerdà, A., 2019. Connecting the public with soil to improve human health. *Eur J Soil Sci*, 70: 898-910.
16. Bronstert, A., Niehoff, D., Bürger, L. 2002. Effects of climate and land – use change on storm runoff generation: Present knowledge and modelling capabilities. *Hydrological Processes*, 16 (2): 509-529. DOI: 10.1002/hyp.326.
17. Bujnovský, R., Balkovič, J., Barančíková, G., Makovníková, J., Vilček, J., 2009. *Hodnotenie a oceňovanie ekologických funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska*. VÚPOP, Bratislava, 72 str., ISBN 978-80-89128-56-3.
18. Burkhard B, Müller F. 2008. Driver-pressure-state-impact-response. In: Jorgensen SE, Fath BD editors. *Ecological indicators*. Vol. 2 of Encyclopedia of Ecology. Oxford: Elsevier; 2008. p. 967-970.
19. Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21: 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
20. Burkhard, B., Santos-Martin, F., Nedkov, S., Maes, J. 2018. An operational framework for integrated mapping and assessment of ecosystems and their services (MAES). *One Ecosyst.* 3: e22831. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e22831>
21. Cachada, A., Pereira, M.E., Ferreira, Da Silva, E., Da Costa Duarte, A. 2011. Sources of potentially toxic elements and organic pollutants in an urban area subjected to an industrial impact. *Environmental Monitoring and Assessment*. 184/1: 15-32.
22. Campian, M., Horváth, J., Jalšovská, M., Jonáček, Z., Orečný, J., Szemesová, J., Tonhauzer, K., Zemko, M., Zetochová, L. 2022. *Správa o emisiách 2022*. Bratislava: SHMÚ. ISBN 978-80-99929-36-5.
23. CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines: Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health*. [online]. Canada: CCME, 1999. <https://ccme.ca/en/resources#>

24. Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, R., Paruelo, J., Raskin, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
25. Costanza, R. 2008. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141: 350-352.
26. Cerbari, V., Stegarescu, G. 2016. Quality assessment of an irrigated Fluvisol. *Sci. Papers. Ser. A Agron.* LIX: 33–38. <http://agronomyjournal.usamv.ro/pdf/2016/Art4.pdf>
27. Cresswell, H.P., Coquet, Y., Bruand, A., McKenzie, N.J. 2006. The transferability of Australian pedotransfer functions for predicting water retention characteristics of French soils. *Soil Use Manag.*, 22: 62–70. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00001.x>
28. Csorba, S., Üveges, J.B., Makó, A. 2014. Relationship between soil properties and potentially toxic content based on the dataset of the Soil Information and Monitoring System in Hungary. *Central European Geology*. 57/3: 253-263.
29. Čurlík, J., Ševčík, P. 1999. Geochemický atlas SR, časť V. Pôdy. Bratislava: MŽP SR, VÚPOP. ISBN 80-88833-14-0.
30. Dawaki, U.M., Dikko, A.U., Noma, S.S., Aliyu, U. 2013. Heavy metals and physiochemical properties of soils in Kano urban agricultural lands. *Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences*. 21/3: 239-246.
31. Dercová, K., Makovníková, J., Barančíková, G., Žuffa, J. 2005. Bioremediácia toxických kovov kontaminujúcich vody a pôdy. *Chemické listy* 99: 682-693.
32. Dominati E., Patterson M., Mackay A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69:1858-1868.
33. Doran, J.W., Parkin, T.B. 1996. *Quantitative indicators of soil quality: A minimum data set*. In Doran, J.W., Jones, A.J. (eds.), *Methods for assessing soil quality*. SSSA Spec. Publication 1996, No. 49, Madison: SSSA, p. 25-37 ISBN 0-89118-826-6.
34. Dragovič, S., Mihailovič, N., Gajič, B. 2008. Heavy metals in soils: Distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources. *Chemosphere*. 72/3: 491-495.
35. Drímal, M., Lewis, Ch., Fabiánová, E. 2010. Health risk assessment of environmental exposure to malodorous sulphur compounds in central Slovakia (Ružomberok area). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 5/1: 119-126.
36. Drímal, M., Balog, K., Tomaškinová, J. 2016. Determination of toxic equivalents (TEQ) for polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and surface water (east Slovakia). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 11/2: 339-344.

37. Duraj, M., Niemec, D., Kubáč, J., Yang, S., Cheng, X., Montero, O.A. 2019. Extending offer of options for tourism in Orava region with geotourism localities. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 221: 012149, doi:10.1088/1755-1315/221/1/012149
38. Duvigneaud, P. 1988. *Ekologická syntéza*. Praha: Academia Praha, 414 pp.
39. Ďurigová, M., Hlavčová, K., Komorníková, M., Kalická, J., Ballová, D., Bacigál, T. 2019. Analýza zmien primerných mesačných prietokov na Slovensku v posledných desaťročiach. *Acta Hydrologica Slovaca*, 20/1: 10-21. DOI: 10.31577/ahs-2019-0020.01.0002
40. Ejaz, M.K., Aurangzaib, M., Iqbal, R., Shahzaman, M., Habib-ur-Rahman, M., et al. 2022. The use of soil conditioners to ensure a sustainable wheat yield under water deficit conditions by enhancing the physiological and antioxidant potentials. *Land*, 11: 368. <https://doi.org/10.3390/land11030368>
41. El-Naggar, A., Lee, S.S., Rinklebe, J., Farooq, M., Song, H. et al. 2019 Biochar application to low fertility soils: A review of current status, and future prospects. *Geoderma*, 337: 536-554. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.034>
42. Eliáš P. 2010. From Vegetation Functions to Ecosystem Services. *Život. prostr.*, 44(2): 59- 64.
43. FAO. 2015. *Status of the World's Soil Resources—Main Report*; FAO: Rome: Italy, 75p, ISBN 978-92-5-109004-6.
44. Fazekaš, J., Fazekašová, D., Hronec, O., Benková, E., Boltížiar, E., Boltížiar, M. 2018. Contamination of soil and vegetation at a magnesite mining area in Jelšava – Lubeník (Slovakia). *Ekológia (Bratislava)* 37/2: 101-111.
45. Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643-653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
46. Frohne, T., Rinklebe, J., Diaz-Bone, R.A. 2014. Contamination of floodplain soils along the Wupper river, Germany, with As, Co, Cu, Ni, Sb, and Zn and the impact of predefinite redox variations on the mobility of these elements. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23(7): 779-799. <https://doi.org/10.1080/15320383.2014.872597>
47. Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantshchel, R., Beese, F. 1993. The influence of soil type and cultivation system on the spatial distribution of the soil fauna and microorganisms and their interactions. *Geoderma*, 60: 109-118.
48. Foulds, S.A., Brewer, P.A., Macklin, M.G., Haresign, W., Betson, R.E., Rassner, S.M.E. 2014. Flood-related contamination in catchments affected by historical metal mining: An unexpected and emerging hazard of climate change. *Science of the Total Environment*, 476: 165-180. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.079>

49. Fuentes, M., Baigorri, R., González-Gaitano, G., Garcia-Mina, J.M. 2018. New methodology to assess the quantity and quality of humic substances in organic materials and commercial products for agriculture. *J. Soils Sediments*, 18: 1389-1399. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1514-2>
50. Gao-Lin, W., Zheng, Y., Zeng, C., Yu, L., Nu-Fang, F., Zhi-Hua, S. 2016. Mixed artificial grasslands with more roots improved mine soil infiltration capacity. *Journal of Hydrology*, 535: 54-60.
51. Gebremeskel Weldmichael, T., Szegi, T., Denish, L., Kumar Gangwar, R., Michéli, E., Simon, B. 2020. The patterns of soil microbial respiration and earthworm communities as influenced by soil and land-use type in selected soils of Hungary. *Soil Science Annual*, 71(2): 43-52. <https://doi.org/10.37501/soilsa/122408>
52. Gowd, S. S., Reddy, M.R., Govil, P.K. 2010. Assessment of heavy metal contamination in soils at Jajmau (Kanpur) and Unnao industrial areas of the Ganga Plain, Uttar Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials*. 174/1: 113-121.
53. Green, J.K., Seneviratne, S.I., Berg, A.M., Findell, K.L., Hagemann, S., Lawrence, D.M., Gentile, P., 2019. Large influence of soil moisture on long-term terrestrial carbon uptake. *Nature* 565 (7740): 476-479.
54. Guerra, C.A., Pinto-Correia, T., Metzger, M.J. 2014. Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modeling framework for integrated land management and policy. *Ecosystems*, 17: 878-889. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9766-4>
55. Gupta, S.C., Larson, W.E. 1979. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resour. Res.*, 15: 1633-1635. <https://doi.org/10.1029/WR015i006p01633>
56. Haberle, J., Duffková, R., Raimanová, I., Fučík, P., Svoboda, P., Lukas, V., Kurešová, G. 2020. The <sup>13</sup>C discrimination of crops identifies soil spatial variability related to water shortage vulnerability. *Agronomy*, 10: 1691. <https://doi.org/10.3390/agronomy10111691>
57. Haines-Young, R.H., Potschin, M.B. 2009. *Methodologies for defining and assessing ecosystem services*. Final Report, JNCC, 69 pp.
58. Hančulák, J., Fedorová, e., Šestinová, O., Remiášová, J., Špaldon, T. 2010. Atmosférická depozícia ťažkých kovov vo vybraných oblastiach s banským a hutníckym priemyslom východného Slovenska. *Waste Forum*, 4: 436-443.
59. Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamăna, N., Geertsema, W., Lommelen, E., Meiresonne, L. & Turkelboom, F. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*. 9, pp. 191-20.

60. Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E. 2011. *Handbook of soil sciences, properties and processes*. Florida: CRC Press, 2011. 3931 p. ISBN 978-1-4398-0305-9.
61. Chandra, R., Bhargava, R.N., Yadav, S., Mohan, D. 2009. Accumulation and distribution of toxic metals in wheat (*Triticum aestivum*, L.) and Indian mustard (*Brassica campestris*, L.) irrigated with distillery and tannery effluents. *Journal of Hazardous Materials*. 162: 1514-1521.
62. Chang, L., Xu, L., Liu, Y., Qiu, D. 2021. Superabsorbent polymers used for agricultural water retention. *Polym. Test*. 94: 107021. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2020.107021>
63. Izakovičová, Z., Bezák, P., Mederly, P., Špulerová, J. 2017. Uplatňovanie konceptu ekosystémových služieb v plánovacej a riadiacej praxi v Slovenskej republike – výsledky projektu OpenNESS na prípadovej štúdii Trnava. *Životné prostredie* 51(4):198-204.
64. Kanianska, R., Jaďuďová, J., Makovníková, J., Kizeková, M., Tomaškin, J., 2016a. *Ekosystémové služby*. Belianum. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici, 2016, 244 s.
65. Kanianska, R., Jaďuďová, J., Makovníková, J., Kizeková, M. 2016b. Assessment of relationships between earthworms and soil abiotic and biotic factors as a tool in sustainable agricultural *Sustainability* 2016, 8(9): 906. <https://doi.org/10.3390/su8090906>
66. Kanianska, R., Jaďuďová, J., Marková, I. 2017. Zelená ekonomika. Belianum. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici. 183 s. ISBN 978-80-557-1258-1.
67. Kanianska, R., Benková, N., Ševčíková, J., Masný, M., Kizeková, M., Jančová, Ľ., Feng, J. 2022. Fluvisols contribution to water retention hydrological ecosystem services in different floodplain ecosystems. *Land*, 11:1510. <https://doi.org/103390/land11091510>
68. Kibblewhite, M.G., Titz, K., Swift, M.J. 2008. *Soil health in agricultural systems. Philosophical Transactions of the Royal Society*, London B, 363: 685-701.
69. Kizeková, M., Čunderlík, J., Dugátová, Z., Makovníková, J., Kanianska, R., Jaďuďová, J., Jančová, Ľ., Pálka, B. 2016. Agroekosystémové služby a súčasný stav trávnych porastov v Slovenskej republike. Banská Bystrica: NPPC–VÚTPHP, VÚPOP, FPV UMB. 120s. ISBN 978-80-89800-09-4.
70. Kizeková, M., Hopkins, A., Kanianska, R., Makovníková, J., Pollák, Š., Pálka, B. 2018. Changes in the area of permanent grasslands and its implications for the provision of bioenergy: Slovakia as a case study. *Grass and Forage Science*, 73/1: 218-232. <https://doi.org/10.1111/gfs.12333>
71. Kobza, J., Barančíková, G., Dodok, R., Hrivňáková, K., Makovníková, J., Pálka, B., Styk, J., Širáň, M. 2013. *Monitoring a hodnotenie vlastností pôd SR a potenciálov*

- ich vývoja* : priebežná výskumná správa za rok 2013. Bratislava : Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, 2013. 184 s.
72. Kobza, J., Barančíková, G., Makovníková, J., Pálka, B., Styk, J., Širáň, M. 2017. Current state and development of land degradation processes based on soil monitoring in Slovakia. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*, 63/2: 74-85.
  73. Kolektív. 2011. Jednotné pracovné postupy rozborov pôd. Bratislava: VÚPOP, 136 s. ISBN 978-80-89128-89-1.
  74. Kottek, M., Grieser, J., Beck, CH., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3): 259-263.
  75. Krško, J. 2007. Vody horného Váhu očami jazykovedca. In: Medzinárodná konferencia prírodovedných pracovníkov múzeí a pracovníkov múzeí v prírode. Liptovský Mikuláš: Slovenské múzeum ochrany prírody a jaskyniarstva, 22. – 24.5.2007. s. 55-59. ISBN 978-80-88924-58-6.
  76. La Bayon, R.C., Bullinger, G., Schomburg, A. et al. 2021. Earthworms, Plants, and Soils. In: Hydrogeology, Chemical Weathering, and Soil Formation (eds. Hunt, A., Egli, M., Faybishenko, B.). <https://doi.org/10.1002/9781119563952.ch4>
  77. Lagrosa, J.J., Zipperer, W.C., Andreu, M.G. 2022. An ecosystem services-centric land use and land cover classification for a subbasin of the Tampa Bay Watershed. *Forests*, 13: 745. <https://doi.org/10.3390/f13050745>
  78. Lamandé, M., Hallaire, V., Curmi, P., Pérés, G., Cluzeau, D. 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *Catena*, 54: 637-649.
  79. Lei, F., Crow, W.T., Shen, H., Su, C.-H., Holmes, T.R., Parinussa, R.M., Wang, G., 2018. Assessment of the impact of spatial heterogeneity on microwave satellite soil moisture periodic error. *Remote sensing of environment* 205: 85-99.
  80. Libohova, Z., Seybold, C., Wysocki, S., Sillis, S., Schoeneberger, P., Williams, D., Lindbo, D., Stott, D., Owens, P.R. 2018. Reevaluating the effects of soil organic matter and other properties on available water-holding capacity using the National Cooperative Soil Survey Characterization Database. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73/4: 411-421.
  81. Liqueste, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A., Egoh, B. 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: A systematic review. *PLoS ONE*, 8: e67737. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067737>
  82. Lukniš, M., Bako, J., Berta, J. et al. 1972. Slovensko – Príroda. Bratislava: Obzor.
  83. Luo, P., Song, Y., Huang, X., Ma, H., Liu, J., Yao, Y., Meng, L. 2022. Identifying determinants of spatio-temporal disparities in soil moisture of the Northern Hemisphere using a geographically optimal zones-based heterogeneity model. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 185: 111-128.

84. Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., LaNotte, A., Zullian, G. et al. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1: 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>
85. Madani, E. M., Jansson, P.E., Babelon, I. 2018. Differences in water balance between grassland and forest watersheds using long-term data, derived using the CoupModel. *Hydrology Research*, 49/1: 72-82.
86. Makovníková, J., Barančíková, G., Pálka, B. 2007. Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil. *Plant, Soil and Environment*, 53 (8): 365-373.
87. Maltby, E. 2009. *Functional assessment of wetlands: towards evaluation of ecosystem services*. Cambridge: Woodhead Publishing.
88. Martínez-Fernández, J., González-Zamora, A., Sánchez, N., Gumuzzio, A. 2015. A soil water based index as a suitable agricultural drought indicator. *J. Hydrol.* 522: 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.12.051>
89. Maťová, V. 2015. *Rámcový projekt geologickej úlohy : SANÁCIA ENVIRONMENTÁLNEJ ZÁŤAŽE DK(1811) / Dolný Kubín – skládka PO – stará – SK/ EZ/DK/1811*. Bratislava: Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky, Sekcia geológie a prírodných zdrojov, 2015. 34 s.
90. Mazur-Paczka, A., Paczka, G., Kostecka, J., Garcynska, M., Podolak, A., Szura, R. 2019. Community structure of *Lumbricidae* in permanent grassland and arable land. *Journal of Ecological Engineering*, 20 (5): 1-6. <https://doi.org/10.12911/22998993/102965>
91. Matschullat, J., Reimann, C., Birke, M., dos Santos Carvalho, D., the GEMAS project Team. 2018. GEMAS: CNS concentrations and C/N ratios in European agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 627: 975-984.
92. McBratney, A.B., Field, D.J., Koch, A. 2014. The dimensions of soil security. *Geoderma* 213: 203–213. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013>
93. McColl, K.A., Alemohammad, S.H., Akbar, R., Konings, A.G., Yueh, S., Entekhabi, D., 2017. The global distribution and dynamics of surface soil moisture. *Nat. Geosci.* 10 (2): 100-104.
94. Mederly, P., Černecký, J. et al. 2019. *Katalóg ekosystémových služieb Slovenska*. ŠOP SR, UKF v Nitre, ÚKE SAV, Banská Bystrica, 215 strán. ISBN: 978-80-8184-067-8.
95. METEOBLUE, 2021. Podnebie pre lokalitu Oravský podzámok. [online]. Basel: Switzerland, 2021. [https://www.meteoblue.com/sk/pocasio/historyclimate/climatemodelled/oravsky-podzamok\\_slovensko\\_3058368](https://www.meteoblue.com/sk/pocasio/historyclimate/climatemodelled/oravsky-podzamok_slovensko_3058368)
96. Milenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystem and Human Well-being. Synthesis*. Washington DC.: Island Press, 155 p.

97. Minasny, B., Hong, S.Y., Hartemink, A.E., Kim, Y.H., Kang, S.S. 2016. Soil pH increase under paddy in South Korea between 2000 and 2012. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221: 205-213. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.042>
98. MINISTRY OF THE ENVIRONMENT OF FINLAND, 2007. *Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs 214/2007*. [online]. Finland: MEF, 2007. <https://www.finlex.fi/en/laki/kaannokset/2007/en20070214.pdf>
99. Molero, B., Leroux, D., Richaume, P., Kerr, Y., Merlin, O., Cosh, M., Bindlish, R., 2018. Multi-timescale analysis of the spatial representativeness of in situ soil moisture data within satellite footprints. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 123 (1): 3–21.
100. Moraru, S.S., Ene, A., Badila, A. 2020. Physical and hydro-physical characteristics of soil in the context of climate change. A case study in Danube river basin, SE Romania. *Sustainability*, 12: 9174.
101. Morri, E., Santolini, R. 2022. Ecosystem services valuation for the sustainable land use management by nature-based solutions (NbS) in the Common Agricultural Policy actions: A case study on the Foglia river basin Marche region, Italy. *Land*, 11: 57. <https://doi.org/10.3390/land11010057>
102. Müller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*. 2/3: 108-118.
103. MŽPSR, SAŽP, 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky. Bratislava: MŽP SR, Banská Bystrica: SAŽP. 344 s. ISBN 80-88833-27-2.
104. MŽPSR, SAŽP, 2022. Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2022. Bratislava: MŽP SR, Banská Bystrica: SAŽP. 218 s. ISBN 978-80-8213-152-2. Enviroportál - životné prostredie online ([enviroportal.sk](http://enviroportal.sk))
105. MŽPSR, SHMÚ. 2022. Vyhodnotenie splnenia požiadaviek na kvalitu povrchovej vody podľa prílohy č. 1 NVSR č. 269/2010 Z.z., časť B (nesyntetické látky) a prílohy č. 1 NVSR č. 167/2015 Z.z. výsledkov monitorovania v roku 2022. Mapa 3. V1\_priloha1\_cast\_B\_2022.mxd ([shmu.sk](http://shmu.sk))
106. Nardi, S., Ertani, A., Francioso, O. 2017. Soil-root cross-talking: The role of humic substances. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 180: 5–13. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600348>
107. Neina, D. 2019. The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. *Appl. Environ. Soil Sci.*, 5794869. <https://doi.org/10.1155/2019/5794869>
108. OECD. *OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. OECD Environmental Directorate Monographs no. 83. Paris: OECD; 1993. 39 p.
109. Opperman, J., Moyle, P., Larsen, E., Florsheim, J., Manfree, A. 2017. Ecosystem services and floodplain reconciliation in Floodplains. *Processes and Management for ecosystem services*. 99-114 (Oakland, California: University of California Press, 2017). <https://doi.org/10.1525/9780520966321-011>

110. Palansooriya, K.N., Shaheen, S.M., Chen, S.S., Tsang, D.C.W., Hashimoto, Y., Hou, D., Bolan, N.S., Rinklebe, J., Ok, Y.S. 2020. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils : A critical review. *Environment International*. 134: 105046.
111. Pan, L., Fang, G., Wang, Y., Wang, L., Su, B., Li, D., Xiang, B. 2018. Potentially toxic element pollution levels and risk assessment of soils and sediments in the upstream river, Miyun reservoir, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15: 2364. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph15112364>
112. Paul, C., Kuhn, K., Steinhoff-Knopp, B., Weisshuhn, P., Helming, K. 2021. Towards a standardization of soil-related ecosystem service assessments. *European Journal of Soil Science*, 72: 1543-1588.
113. Piedallu, Ch., Gégout, J.C., Bruand, A., Seynave, I. 2011. Mapping soil water holding capacity over large areas to predict potential production of forest stands. *Geoderma*, 160: 355–366. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.10.004>
114. Phillips, H.R.P., Guerra, C.A., Bartz, M.L.C., et al. 2019. Global distribution of earthworm diversity. *Science*, 366/6464: 480-485. <https://doi.org/10.1126/science.aax4851>
115. Polaňski, A., Smulikowski, K. 1978. *Geochémia*. Bratislava : Slovenské pedagogické nakladateľstvo, 1978. 607 s.
116. Prepilková, V., Poništ, J., Belčáková, I., Ďuricová, A., Salva, J., Schwarz, M., Samešová, D. 2024. Comparison of copper and zinc sorption depending on temperature and sorbents. *Polish Journal of Environmental Studies*, 33/3: 2241-2254. <https://doi.org/10.15244/pjoes/173111>
117. Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja mesta Dolný Kubín na obdobie 2021-2030.
118. Protano, G., Di Lella, L.A., Nannoni, F. 2021. Exploring distribution of potentially toxic elements in soil profiles to assess the geochemical background and contamination extent in soils of a metallurgical and industrial area in Kosovo. *Environmental Earth Sciences*. 80/ 15: 486.
119. Příhoda, J., Krajc, T. Příčiny degradácie ichtyofauny rieky Oravy. In: 70 let výuky rybařství na Mendelově univerzitě v Brně. Sborník referátu z conference 18. a 19. září 2019 (eds. Kopp, R., Grmela, J.), Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7509-677-7, s. 65-74.
120. Rasulov, O., Schwarz, M., Horváth, A., Zoirov, F., Fayz, N. 2020. Analysis of soil contamination with heavy metals in (the three) highly contaminated industrial zones. *SN Applied Sciences*, 2: 2013. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-03813-9>

121. Reháč, Š., Janský, L., Nováková, K. 2006. Fyzika pôdy II. Fyzikálne procesy v pôde. Bratislava: Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského. ISBN 80-223-2032-3.
122. Rezaei, M., Saey, T., Seuntjens, P., Joris, I., et al. 2016. Predicting saturated hydraulic conductivity in a sandy grassland using proximally sensed apparent electrical conductivity. *Journal of Applied Geophysics*, 126: 35-41.
123. Rinklebe, J., Antoniadis, V., Shaheen, S.M., Rosche, O. 2019. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River Germany. *Environmental International*, 126: 76-88.
124. Rodrigo-Comino, J., Keshavarzi, A., Senciales-González, J.M. 2021. Evaluating soil quality status of fluvisols at the terional scale: A multidisciplinary approach crossing multiple variables. *River Research and Applications*, 39: 1367- 1381.
125. Sánka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních pud ČR. *PLANETA 2004*, XII/11: 1-84.
126. Sharma, M.R., Raju, N.S. 2013. Correlation of heavy metal contamination with soil properties of industrial areas of Mysore, Karnataka, India by cluster analysis. *International Research Journal of Environmental Sciences*. 2/10: 22-27.
127. SHMÚ, 2016. Klimatický atlas Slovenska. Bratislava:SHMÚ.
128. SHMÚ, 2022. Výsledky monitorovania kvality podzemnej vody. [cit. 2023-12-17]. Dostupné na internete: Výsledky monitorovania kvality podzemnej vody - SHMÚ (shmu.sk)
129. Schils, R.L.M., Bufe, C., Rhymer, C.M., Francksen, R.M. et al. 2022. Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease tehri multifunctionality. *Agriculture, Ecosytems and Environment* 330: 107891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107891>
130. Schimel, J.P. 2018. Life in dry soils: Effects of drought on soil microbial communities and processes. *Annual Reviews Ecol. Evol. Syst*, 49: 409-432.
131. Schmalz, B., Kruse, M., Kiesel, J., Müller, F., Fohrer, N. 2016. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins –Analysing and pamming spatial and seasonal effect on regulating services based on ecohydrological modelling results. *Ecol. Indic.*, 71: 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.050>
132. SÍŽP, 2004. *Integrované povolenie, ktorým sa povoľuje vykonávanie činností v prevádzke „Skládka odpadov pre prevádzku Široká – prestavba skládky pre prevádzku Široká“*. Žilina: Slovenská inšpekcia životného prostredia, Inšpektorát životného prostredia Žilina, odbor integrovaného povoľovania a kontroly, 2004. 38 s.
133. Slávik, I., Masarovičová, M., Zlatinská, M., Zlatinská, L. 2015. *Komplexný monitoring odkalísk SR (časť 11)*. [online]. Bratislava : Slovenská technická univerzita v Bratislave, Stavebná fakulta, 2015. [cit. 2020-04-20]. 49 s.

Dostupné na internete: < [https://dionysos.geology.sk/cmsgf/files/Hodn\\_monitor\\_2015/03\\_Komplex\\_monit\\_odkalisk\\_2015.pdf](https://dionysos.geology.sk/cmsgf/files/Hodn_monitor_2015/03_Komplex_monit_odkalisk_2015.pdf) >.

134. Souza, R., Souza, E., Netto, A.M., De Almeida, A.Q., Barros Júnior, G., Silva, J.R.I., De Sousa Lima, J.R., Antonino, A.C.D. 2017. Assessment of the physical quality of a Fluvisol in the Brazilian semiarid region. *Geoderma Reg.*, 10: 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.07.008>
135. Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. 1999. Tolerance for zinc in population of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal-contaminated ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37(3): 332-337. <https://doi.org/10.1007/s002449900522>
136. Stanovič, R., Árvay, J., Lahučký, L., Jobbágy, J. 2010. Pôdna kontaminácia ťažkými kovmi v alúviu riečky Štiavnica. *Agriculture (Poľnohospodárstvo)*. 4: 342-347.
137. Svoboda, A., Pekárová, P., Miklánek, P. 2010. Povodne varujú. *Životné prostredie*, 44/5: 237-241.
138. Sumarga, E., Hein, L. 2014. Mapping ecosystem services for land use planning, the case of Central Kalimantan. *Environ. Manag.*, 54: 84-97. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0282-2>
139. Sungur, A., Soylak, M., Ozcan, H. 2014. Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: relationship between soil properties and heavy metals availability. *Chemical Speciation & Bioavailability*. 26/4: 219-230.
140. Šamajová, V., Samešová, D., Hybská, J., Ollerová, H., Kočík, K. 2020. Posúdenie kontaminácie poľnohospodárskej pôdy vybranými rizikovými prvkami v k. ú. Popradno. *Acta Facultatis Ecologiae*, 43/1: 37-43.
141. Šiška, B., Takáč, J. 2009. Drought analyses of agricultural regions as influenced by climatic conditions in Slovak republic. *IDOJARAS*, 113/1-2: 135-143.
142. Šimanský, V., Wojcik-Gront, E., Buchkina, N., Horák, J. 2023. Managing soil organic matter through biochar application and varying levels of N fertilisation increase the rate of water-stable aggregates formation. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 71/2: 199-209. <https://doi.org/10.2478/johh-2023-0004>
143. Širáň, M., Makovníková, J. Vplyv vybraných pôdnych parametrov na regulačnú agroekosystémovú službu – akumulácia vody v pôde. *Vedecké práce Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy*, 39:95-103
144. Šiška, B., Takáč, J., Zuzulová, V., Vavrovič, J. 2015. Spatial Analyses of Slovakia from the point of view of water distribution in agricultural landscape in condition of changing climate. In: *Závlahy a jejich perspektiva* (eds. Rožnovský, J., Litschmann, T.), Mikulov, 18.-19.3.2015, ISBN 978-80-87577-47-9, 1-12 s.
145. Šípek, V., Jačka, L., Seyedsadr, S., Trakal, L. 2019. Manifestation of spatial and temporal variability of soil hydraulic properties in the uncultivated Fluvisol

- and performance of hydrological mode. *Catena*, 182: 104119. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104119>
146. ŠOP SR, 2001. *Medzinárodne významné mokrade*. [online]. Banská Bystrica: Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, 2001. <http://www.soprs.sk/cinnost/biotopy/mokrade/MokrSlov/medzinarodzoznam.htm>
  147. Štofejová, L., Fazekaš, J., Fazekoašová, D. 2021. Analysis of heavy metal content in soil and plants in the dumping ground of magnesite mining factory Jelšava – Lubeník (Slovakia). *Sustainability*, 13/8: 4508.
  148. Takáč, P., Szabová, T., Kozáková, Ľ., Benková, M. 2009. Heavy metals and their bioavailability from soils in the long-term polluted Central Špiš region of SR. *Plant, Soil and Environment*. 55/4: 167-172.
  149. Tobiašová, E. 2011. The effect of organic matter on the structure of soils of different land use. In *Soil and Tillage Research*. ISSN 0167-1987, 2011, vol. 114, no. 2, p. 183-192.
  150. Tockner, K., Stanford, J.A. 2002. Riverine flood plains. Present state and future trends. *Environ. Conserv.* 29: 308–330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>
  151. Tomáš, J., Árvay, J., Tóth, T., Szabóová, G., Harangozo, Ľ. 2009. Obsah ťažkých kovov v pôde a dopestovanej produkcii z metalicky zaťaženej oblasti. *Potravinárstvo*. 3/4: 74-79.
  152. Tomlinson, D., Wilson, J., Harris, C., Jeffrey, D. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4): 566-575
  153. Turňa, M., Ivaňáková, G., Krčová, I., Ridzoň, J. 2021. Sucho na Slovensku v roku 2020. *Klimatológia*. On-line: Sucho na Slovensku v roku 2020 - Aktuality SHMÚ ([shmu.sk](http://shmu.sk))
  154. Turňa, M., Ivaňáková, G., Krčová, I., Labudová, L., Ridzoň, J. 2021. Zhodnotenie sucha na Slovensku v roku 2021. *Acta Geographica universitatis Comenianae*, 66/1: 3-23.
  155. USEPA. 2002. Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Stes. Document OSWER 9355.4-24, December 2002. Office of Emergency and remedial Response, Washington, DC.
  156. USEPA. 2002a. Strontium; CASRN 7440-24-6. Integrated Risk Information system (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0550\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0550_summary.pdf)
  157. USEPA. 2004. Boron and Compounds; CASRN 7440-42-8. Integrated Risk Information system (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. [https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris\\_documents/documents/subst/0410\\_summary.pdf](https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0410_summary.pdf)

158. USEPA. 2008. Provisional Peer reviewed Toxicity values for Lithium. CASRN 7439-93-2. December 2008. U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC. <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Lithium.pdf>
159. Van Looy, K., Bouma, J., Herbst, M., Koestel, J., Minasny, B., Mishra, U., Montzka, C., Nemes, A., Pachepsky, Y.A., Padarian, J., et al. 2017. Pedotransfer functions in earth system science: Challenges and perspectives. *Rev. Geophys.* 55: 1199-1256. <https://doi.org/10.1002/2017RG000581>
160. Varol, M. 2011. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris river (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 355-64.
161. Vašku, Z. 2000. Vážské povodne roku 1813 a František Palacký. *Vesmír* 79:286.
162. Verma, F., Singh, S., Dhaliwal, S.S., Kumar, V., Kumar, R., Singh, J., Parkash, Ch. 2021. Appraisal of pollution of potentially toxic elements in different soils collected around the industrial area. *Heliyon*. 7/10: e08122.
163. Vihaervaara, P., Viinikka, A., Brandr, L., Santos-Martín, F., Poikolainen, L., Nedkov, S. 2019. Methodological interlinkages for mapping ecosystem services—from data to analysis and decision-support. *One Ecosyst.*, 4: e26368. <https://doi.org/10.3897/oneeco.4.e26368>
164. Villarreal, R., Soracco Germán, C., Lozano, L.A., Melani, E.M., Sarli, G.O. 2017. Temporal variation of soil sorptivity under conventional and no-till systems determined by a simple laboratory method. *Soil Tillage Research*, 168:92-98.
165. Vopravil, J., Formánek, P., Janku, J., Khel, T. 2021. Soil water dynamics in drained and undrained meadows. *Soil Water Res.* 16: 256–267. <https://doi.org/10.17221/51/2021-SWR>
166. Voroney, R.P., Heck, R.J. 2015. The Soil habitat. In Eldor, A.P.: *Soil microbiology, Ecology and Biochemistry*. UK, USA: Elsevier, pp. 15-39. ISBN 978-0-12-415955-6.
167. VÚPOP, 2023. Bonitované pôdnoekologické jednotky. Pôdny portál. Informačný servis VÚPOP. [online] [cit. 2023-12-10]. Dostupné na internete: BPEJ - Bonitované Pôdno-Ekologické Jednotky (podnemapy.sk)
168. *Vyhláška Ministerstva pôdohospodárstva a rozvoja vidieka Slovenskej republiky č. 59/2013 Z. z..*
169. *Výnos Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky a Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky z 15. marca 2004 č. 608/3/2004-100, ktorým sa vydáva hlava Potravinového kódexu Slovenskej republiky upravujúca kontaminanty v potravinách.*
170. *Výnos Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky z 27. októbra 2003 č. 3158/2003-100, ktorým sa mení a dopĺňa výnos Ministerstva pôdohospodárstva Slovenskej republiky zo 7. októbra 1997 č. 1497/1/1997-100 o krmných surovinách na výrobu krmných zmesí a o hospodárskych krmivách v znení neskorších predpisov.*

171. Wang, J., Lautz, L.S., Nolte, T.M., Posthuma, L., Koopman, K.R., Leuven, R.S.E.W., Hendriks, A.J. 2021. Towards a systematic method for assessing the impact of chemical pollution on ecosystem services of water systems. *Journal of Environmental Management*, 281: 111873. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111873>
172. Wang, T., Franz, T.E., Li, R., You, J., Shulski, M.D., Ray, C., 2017. Evaluating climate and soil effects on regional soil moisture spatial variability using eof s. *Water Resour. Res.* 53 (5): 4022–4035.
173. Wei, B., Yu, J., Cao, Z., Meng, M., Yang, L., Chen, Q. 2020. The availability and accumulation of heavy metals in greenhouse soils associated with intensive fertilizer application. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17: 5359. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph17155359>
174. Wu, X., Lu, G., Wu, Z., He, H., Zhou, J., Liu, Z. 2018. An integration approach for mapping field capacity of China based on multi-source soil datasets. *Water*, 10: 728. <https://doi.org/10.3390/w10060728>
175. Zhang, J., Zhou, Y., Dou, L., Cai, L., Mo, L., You, J. 2018. Bioavailability and soil-to-crop transfer of heavy metals in farmland soils: A case study in the Pearl River Delta, South China. *Environmental Pollution* 235: 710-719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.106>
176. Žitňan, M., Kordík, J. 2009. *OFZ, a. s. – Monitorovanie kvality podzemných a priesakových vôd v okolí haldy trosky v Širokej za rok 2008*. Bratislava: AQUA – GEO, 2009. 23 s.



Autori: doc. Ing. Radoslava Kanianska, CSc.  
Mgr. Nikola Benková, PhD.  
doc. Ing. Marek Drímal, PhD.

Názov: Filtračné a hydroregulačné ekosystémové služby pôd  
na nive rieky Oravy

Recenzenti: prof. Ing. Jozef Kobza, CSc.  
prof. Ing. Marián Schwarz, CSc.  
prof. RNDr. Bernard Šiška, CSc.

Rozsah: 118 strán; 6,5 AH

vydanie: prvé

Vydavateľ: Belianum. Vydavateľstvo Univerzity Mateja Bela v Banskej Bystrici  
Edícia: Fakulta prírodných vied

Použité fotografie: doc. Ing. Radoslava Kanianska, CSc.

Tlač: DMC, s.r.o. Nové Zámky

Rok vydania: 2024

ISBN 978-80-557-2148-4  
EAN 9788055721484

<https://doi.org/10.24040/2024.9788055721484>



ISBN 978-80-557-2148-4



9 788055 721484