

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv znečištění ovzduší na fyziologické parametry
vybraných rostlin**

Diplomová práce

Bc. Nad'a Ingrová

Rozvoj venkovského prostoru

doc. Ing. František Hnilička, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vliv znečištění ovzduší na fyziologické parametry vybraných rostlin" jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 14.4.2023

Poděkování

Rád(a) bych touto cestou poděkoval(a) doc. Ing. Františku Hniličkovi, Ph.D. za značnou pomoc, ochotu, cenné rady i připomínky, odborné vedení a hlavně trpělivost. Jeho pozitivní přístup mě vždy potěšil a dodal mnoho pozitivní energie. Dále bych chtěla poděkovat celé mé rodině, především mé mamince, která mi byla vždy velkou oporou.

Vliv znečištění ovzduší na fyziologické parametry vybraných rostlin

Souhrn

Diplomová práce se zabývá vlivem znečištění ovzduší na fyziologické parametry vybraných rostlin na čtyřech lokalitách. Konkrétně se jedná o stresory v podobě rizikových prvků v závislosti na lokalitě a termínu sběru. Byl stanoven energetický obsah netto i brutto energie v čerstvé i usušené biomase vybraných druhů rostlin, který byl dán do korelace s lokalitou a rizikovými prvky za pomoci metody spalné kalorimetrie.

Na těchto vybraných lokalitách obec Květnice, Výzkumný ústav Běchovice, sjezd z dálnice D1 směr Říčany, obec Prachov v Prachovských skalách byly odebrány tyto rostlinné druhy: štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus*), růže šípková (*Rosa canina*), zlatobýl obecný (*Solidago virgaurea*), starček obecný (*Senecio vulgaris*) a sveřep (*Bromus* sp.). Rostlinný materiál se odebíral v těchto termínech 20. června 2021, 18. srpna 2021 a 1. října 2021. V sušině nadzemní biomasy byla stanovena pomocí spalné kalorimetrie a přístroje suchého adiabatického kalorimetru LAGET MS 10A, hodnota spalného tepla. Dále pomocí ICP-MS byl stanoven obsah vybraných rizikových prvků: V, Cr, Mn, Cd, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ti, Pb.

Cílem této diplomové práce bylo stanovit obsah energie akumulované do nadzemní biomasy a obsah rizikových prvků u vybraných druhů rostlin. Za tímto účelem byly vybrány čtyři lokality, a to na základě zjištění možné kontaminace antropogenními polutanty a rizikovými prvky v daném prostředí.

Ze získaných výsledků vyplývá, že obsah energie ve vybraných genotypech vykazoval kolísavou tendenci v termínech odběru biomasy i lokalitě. Statistické výpočty potvrdily, že důležitým aspektem je termín odběru i samotný rostlinný druh. Tyto dvě hlediska ovlivňují hodnotu energetického obsahu v rostlinné biomase. Je potřeba zdůraznit, že rovněž záleží na odebrané části rostliny. U všech daných rostlinných druhů se odebírala pouze nadzemní část. Průměrný obsah netto energie v biomase nadzemní části růže šípkové se pohyboval v rozmezí 8,68 kJ.g⁻¹ do 14,97 kJ.g⁻¹ (odběr říjen-srpen), zlatobýlu obecného 13,28 kJ.g⁻¹ do 16,40 kJ.g⁻¹ (odběr červen-srpen), starčku obecného 12,49 kJ.g⁻¹ do 15,53 kJ.g⁻¹ (červen-říjen), sveřepu 12,06 kJ.g⁻¹ do 15,67 kJ.g⁻¹ (srpen-srpen). Naproti tomu podle statistických výpočtů nebyl potvrzen vliv lokality na energetickém obsahu daného rostlinného druhu.

Dále byl posuzován dopad rizikových prvků na energetický obsah biomasy. Z výsledků vyplynulo, že prvky Mn, Cu, Zn, Cd ovlivnily obsah energie v biomase a u ostatních prvků V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti, Pb se účinek neprojevil. Obsahy rizikových prvků v biomase na všech lokalitách byly v přípustné hladině a nevykazovaly indikační hodnoty při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Na lokalitě Květnice dosahovaly nejvyšší hodnoty obsahy těchto prvků V - 1,028 µg.g⁻¹ a Co - 20,86 µg.g⁻¹, na lokalitě VÚ Běchovice u prvků As - 0,31 µg.g⁻¹, Ti - 0,068 µg.g⁻¹, Mo - 5,13 µg.g⁻¹ a Cu - 13,31 µg.g⁻¹, na lokalitě sjezd z D1 směr Říčany u prvků Cr - 37,40 µg.g⁻¹, Pb - 0,524 a

Ni – 18,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a na lokalitě Prachov u prvků Mn – 830,30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Zn – 71,70 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a Cd – 0,256 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Stanovení rozdílů rozikových prvků v závislosti na lokalitě se podařilo prokázat.

Klíčová slova: polutanty, ovzduší, rostliny, stres, obsah energie, chemické složení

Influence of air pollution on physiological parameters of selected plants

Summary

The thesis deals with the effect of air pollution on physiological parameters of selected plants at four sites. Specifically, it deals with stressors in the form of risk elements depending on the location and harvesting date. The net and gross energy content of the fresh and dried biomass of the selected plant species was determined and correlated with the site and risk elements using the combustion calorimetry method.

The following plant species were collected at the following selected sites: the village of Květnice, the Research Institute Běchovice, the exit from the D1 motorway towards Říčany, the village of Prachov in Prachovské skály: the lotus (*Lotus corniculatus*), the rose (*Rosa canina*), the goldenrod (*Solidago virgaurea*), the common sagebrush (*Senecio vulgaris*) and the bromegrass (*Bromus* sp. The plant material was collected on the following dates: 20 June 2021, 18 August 2021 and 1 October 2021. The dry weight of the aboveground biomass was determined using combustion calorimetry and a LAGET MS 10A dry adiabatic calorimeter. In addition, the content of selected hazardous elements V, Cr, Mn, Cd, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Ti, Pb was determined by ICP-MS.

The aim of this thesis was to determine the energy content accumulated in aboveground biomass and the content of risk elements in selected plant species. For this purpose, four sites were selected by identifying possible contamination by anthropogenic pollutants and risk elements in the environment.

The results obtained showed that the energy content of the selected genotypes showed a fluctuating trend in the dates of biomass sampling and location. Statistical calculations confirmed that the important aspect is the sampling date and the plant species itself. These two aspects influence the value of energy content in plant biomass. It should be stressed that the part of the plant taken also matters. For all the plant species concerned, only the above-ground part was taken. The average net energy content of the biomass of the above-ground part of rose hip ranged from 8.68 kJ.g⁻¹ to 14.97 kJ.g⁻¹ (sampled October-August), that of goldenrod from 13.28 kJ.g⁻¹ to 16.40 kJ.g⁻¹ (June-August), common buckthorn 12.49 kJ.g⁻¹ to 15.53 kJ.g⁻¹ (June-October), common buckthorn 12.06 kJ.g⁻¹ to 15.67 kJ.g⁻¹ (August-August). On the other hand, according to statistical calculations, the influence of location on the energy content of the plant species was not confirmed.

The impact of risk elements on the energy content of biomass was assessed. The results showed that the elements Mn, Cu, Zn, Cd influenced the energy content of biomass and the other elements V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti, Pb did not show any effect. The levels of the risk elements in biomass at all sites were within the permissible level and did not show indication values above which plant growth and soil production function may be suspected to be compromised. At the Květnice site, the highest values of these elements were V - 1.028 µg.g⁻¹ and Co - 20.86 µg.g⁻¹, at the VÚ Běchovice site for the elements As - 0.31 µg.g⁻¹, Ti - 0.068

$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Mo - $5.13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and Cu - $13.31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, at the D1 exit in the direction of Říčany for the elements Cr - $37.40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Pb - 0.524 and Ni - $18.50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and at the Prachov site for the elements Mn - $830.30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Zn - $71.70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and Cd - $0.256 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Determination of differences in rosette elements depending on location could be demonstrated.

Keywords: pollutants, air, plants, stress, energy content, chemical composition

Obsah

1 Úvod	1
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Polutanty	3
3.1.1 Znečišťující látky v atmosféře	4
3.1.2 Přehled a rozdělení hlavních polutantů v atmosféře	7
3.1.3 Atmosférická depozice	8
3.1.4 Legislativní rámec	9
3.2 Antropogenní stresory	10
3.2.1 Primární znečišťující látky.....	10
3.2.2 Sekundární znečišťující látky.....	14
3.2.3 Kontaminace rizikovými prvky	17
3.2.4 Vliv znečištění ovzduší na rostlinou fyziologii.....	21
3.2.5 Bioindikátory, biomonitoring, biomarkery znečištění ovzduší.....	23
3.2.6 Index tolerance rostlin k znečištění ovzduší	23
3.3 Vliv polutantů na rostliny	25
3.4 Využití kalorimetrie ve stresové fyziologii	27
3.4.1 Tok sluneční energie.....	27
3.4.2 Tok energie v ekosystémech a koloběh látek	29
3.4.3 Obsah energie v rostlinné biomase.....	30
3.4.4 Stresová fyziologie rostlin	32
4 Metodika	33
4.1 Popis zájmového území	33
4.2 Rostlinný materiál	37
4.3 Stanovení rizikových prvků	38
4.4 Stanovení obsahu energie	39
4.5 Vyhodnocení výsledků	39
5 Výsledky	40
5.1 Obsah rizikových prvků	40
5.1.1 Obsah rizikových prvků na lokalitě Květnice.....	40
5.1.2 Obsah rizikových prvků na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice	45
5.1.3 Obsah rizikových prvků na lokalitě u sjezdu z dálnice D1 směr Říčany .	50
5.1.4 Obsah rizikových prvků na lokalitě Prachov	55
5.2 Obsah netto energie	60
5.2.1 Hodnoty spalného tepla rostlin z lokality Květnice.....	60

5.2.2	Hodnoty spalného tepla z lokality VÚ Běchovice.....	62
5.2.3	Hodnoty spalného tepla z lokality sjezd z dálnice D1 směr Říčany	65
5.2.4	Hodnoty spalného tepla z lokality Prachov	67
5.3	Statistické zhodnocení výsledků	70
6	Diskuse	72
7	Závěr.....	75
8	Literatura.....	76
9	Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Člověk působí na přírodní ekosystémy odnepaměti, ovšem od minulého století výrazně zvýšil dopad antropogenní činnosti na ekosystémy a jejich biologickou rozmanitost. Je to způsobeno znečišťováním životního prostředí lidskou činností, zejména spalováním fosilních paliv, těžebním průmyslem, dopravou, zemědělstvím s následkem ztráty ekosystémů a přirozených biotopů.

Ekosystémy můžeme obecně charakterizovat dvěma elementy. Prvním elementem jsou zásobníky, vyjadřující množství látek a energie a druhým elementem jsou toky, k nimž dochází mezi jednotlivými zásobníky. Látky jsou v ekosystémech zastoupeny především uhlíkem, vodou, živinami, které se uvolňují zvětráváním hornin (zejména fosfor, draslík, horčík) a také chemickými látkami vnášenými do prostředí člověkem.

Jedním z klíčových procesů ovlivňovaný zvýšenou koncentrací CO_2 v atmosféře je fotosyntéza, při níž je světelná energie vstupující do ekosystémů využita k redukci oxidu uhličitého a následně uložena ve formě cukrů a složitějších organických látek v biomase rostlin. Naopak energie je z ekosystému uvolňována v procesu respirace, při kterém jsou organické látky oxidovány zpět na CO_2 .

Mezi antropogenně významné znečišťující látky vyskytující se v atmosféře náleží SO_2 , CO, NO_x , O_3 a celá řada toxikantů organického a anorganického charakteru, suspendované částice, organické těkavé látky (VOC), uhlovodíky, aldehydy, ketony, aromáty atd. a rizikové kovy (Pb, Cd, Hg atd.). Emise skleníkových plynů je možné taktéž zařadit mezi významné antropogenní stresory. Mezi hlavní měřené imise na stanicích jsou pevné částice PM_{10} , dále SO_2 , NO_x , CO a O_3 , v určitých lokalitách i NH_3 , aromatické uhlovodíky a rizikové kovy.

Životní prostředí rostlin je možné vyjádřit proměnlivými vnějšími podmínkami, které jsou vhodné pro jejich ontogenetický vývoj anebo jsou méně vhodné, tudíž se rostliny musí přizpůsobit stávajícím podmínkám prostředí. Stresové faktory zpomalují životní funkce rostliny, ovšem mohou také nepříznivě ovlivnit výši a kvalitu získávaného produktu, a nakonec to může vést i k odumření jedince nebo celé populace. Rostliny nemají možnost úniku před stresem, a znečištění ovzduší působí jako stresor. Rostliny tak reagují na stres změnou v syntéze bioaktivních molekul. Jedná se o celkový obsah chlorofylu, obsah kyseliny askorbové, pH listového extraktu a relativní obsah vody v listech. Podle těchto biochemických parametrů je určen index tolerance znečištění ovzduší APTI daného rostlinného druhu. Tzn., že biochemické parametry mohou sloužit jako účinné biomarkery kvality ovzduší v dané oblasti. Pomocí indikace APTI se mohou vybírat tolerantní rostlinné druhy vůči znečištění polutanty v městském prostředí. Např. mezi listnaté dřeviny s dobrou akumulací rizikových kovů náleží *Acer* sp., *Populus* sp., *Robinia* sp., *Salix* sp. a *Betula* sp. Rostliny musí neustále udržovat energetickou bilanci a fotosyntéza, respirace a fotorespirace jsou zařazeny mezi energeticky významné biochemické procesy.

Rozsáhlá problematika o rozmanitosti působení stresorů, o koordinaci složitého komplexu reakcí, kterými je odpověď rostliny na jejich působení, je intenzívně studována od molekulových a genetických základů až po integrující projevy celé rostliny. Spalná kalorimetrie je metodou destruktivní, která kombinuje své fyzikální vztahy s vlastnostmi živých organismů a poskytuje přehled o výměně energie mezi rostlinou a jejím prostředím. Na základě metod spalovací kalorimetrie je možné určit vztah mezi zdrojem a sinkem. Dále je možné tuto metodu využít jako jednu z detekčních metod pro stanovení změn metabolismu a stupně odolnosti rostlin, ale i ekosystémů, ve stresových podmínkách.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této diplomové práce je studium vlivu polutantů na vybrané rostlinné genotypy v souvislosti s jejich spalným teplem a obsahem rizikových prvků akumulovaných do nadzemních částí biomasy.

Pro tuto práci byly stanoveny následující cíle:

- a) stanovit obsah energie naakumulované do nadzemní biomasy u pěti vybraných druhů rostlin: štirovník růžkatý, růže šípková, zlatobýl obecný, starček obecný, sveřep,
- b) stanovit obsah rizikových prvků.

Na základě výše uvedených cílů byly stanoveny tyto hypotézy:

- I. existují mezidruhové rozdíly v obsahu energie a akumulaci rizikových látek,
- II. existují rozdíly v akumulaci energie v závislosti na lokalitě,
- III. lze stanovit rozdíly v obsahu rizikových prvků v biomase rostlin v závislosti na lokalitě.

Vysoký obsah cizorodých látek, zvláště pak antropogenního charakteru, mají významné toxikologické vlastnosti a podílejí se vysokou měrou na kontaminaci životního prostředí a tím i změnám v metabolismu rostlin. Pro stanovení vlivu kontaminace prostředí na rostliny je možné využít řadu metod. Jednou z těchto metod je i metoda spalné kalorimetrie. Energetická analýza rostlin poskytuje širší informace o metabolických procesech a jejich změnách v rostlinných společenstvech.

3 Literární rešerše

3.1 Polutanty

Znečišťující látky, škodliviny čili polutanty v ovzduší mají nepříznivý dopad na lidské zdraví, na přírodu a také na majetek (Moldan 2015).

Polutant v obecném pojetí je jakákoliv látka, která svou kvalitou nebo kvantitou či dlouhodobým působením znečišťuje jakoukoli soustavu, jako je například životní prostředí. Má v určitých koncentracích a délce působení škodlivý až zhoubný vliv na živé organismy. Jsou to znečišťující látky anorganické či organické povahy, přirozeného nebo antropogenního původu, v plynném, tekutém nebo pevném skupenství. Nejčastěji se tento termín polutanty-znečištění používá, pokud se jedná o látky související s lidskou činností se zřetelem k znečištění ovzduší, vody, při kontaminaci půdy (Kůdela et al. 2013).

Znečišťování životního prostředí je vnášení takových fyzikálních, chemických nebo biologických činitelů do životního prostředí v důsledku lidské činnosti, které jsou svou podstatou nebo množstvím cizorodé pro dané prostředí (zákon č. 17/1992 Sb.).

Znečištění je ekologická újma nebo environmentální degradace, která znamená uvolnění environmentálních kontaminantů do přírodního prostředí. Definice ekologické újmy je obsažena v § 10 zákona 17/1992Sb. o životním prostředí jako ztráta nebo oslabení přirozených funkcí ekosystému, vznikající poškozením jejich složek nebo narušením vnitřních vazeb a procesů v důsledku lidské činnosti.

Znečištění ovzduší je velmi vážným aktuálním ekologickým problémem celé lidské společnosti. Nejhuře jsou postiženy velké části zemí s hustě osídlenými městy, se značnou frekvencí automobilové dopravy a průmyslovým odvětvím. Látky znečišťující životní prostředí ovlivňují přírodu z hlediska lokálního i globálního. Dochází tak k dopadu na ekosystémy i na člověka, který je jejich součástí, ale hlavně mohou vyvolat velké klimatické změny například vznik kyselých dešťů, oteplování Země, zeslabování ochranné ozonové vrstvy, postupné degradace půdy a další (Mukherjee et al. 2019).

Znečišťování ovzduší zahrnuje celou řadu procesů, při nichž dochází k vnášení znečišťujících látek do ovzduší. Zdroje znečišťování ovzduší mohou být přírodního nebo antropogenního původu, přičemž hranice mezi těmito typy zdrojů nemusí být vždy zcela jednoznačná a jak uvádí Braniš & Hůnová (2009) znečišťování ovzduší je souhrnem jevů a procesů, které není možné od sebe oddělit a dle Herčíka (2006) má své příčiny a následky.

Jak uvádí Wuebbleseho et al. (2017) vliv člověka neboli antropogenní vliv na životní prostředí jsou změny v životním prostředí, ekosystémech, biodiverzitě a přírodních zdrojích způsobené přímo či nepřímo člověkem.

Podle Kůdely et al. (2013) polutanty znečišťují všechny složky životního prostředí a lze je rozdělit podle složení a způsobu vzniku na:

- primární: vypouštěné různými zdroji přímo do atmosféry,
- sekundární: vytvářejí se sekundárně v atmosféře reakcí primárních polutantů, jako následek chemických reakcí, fotooxidačních procesů např. vznik troposférického O₃.

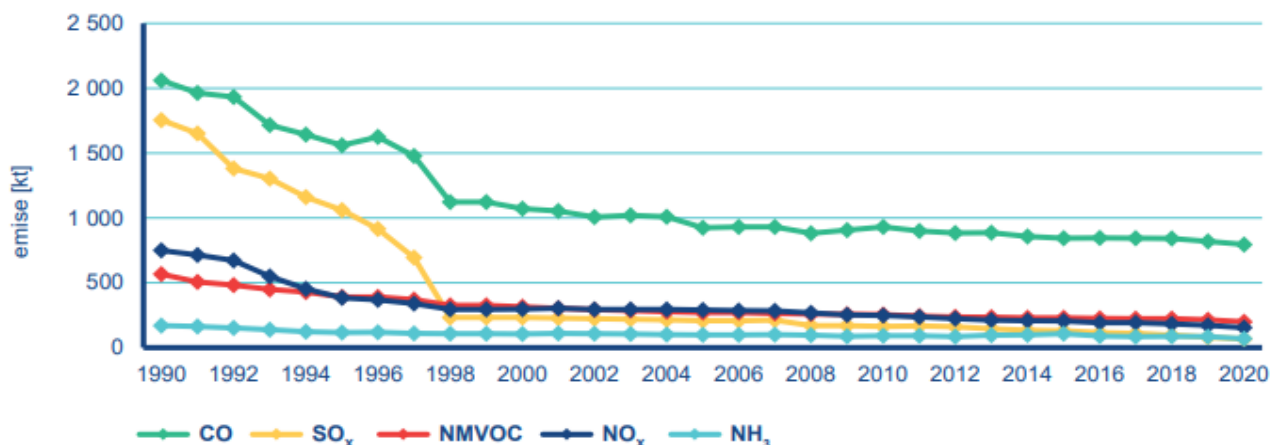
3.1.1 Znečišťující látky v atmosféře

Znečišťující látky neboli polutanty jsou do ovduší vypouštěny neboli emitovány emisními zdroji nejrůznějších typů. Emisní faktor popisuje množství polutantů uvolňovaného do atmosféry ze zdroje činnosti například spalování, skladování, manipulace, výrobní procesy, úniky ze zařízení. Emise neboli úlety jsou znečišťující látky emitované přímo ze zdroje znečištění (Braníš & Hůnová 2009).

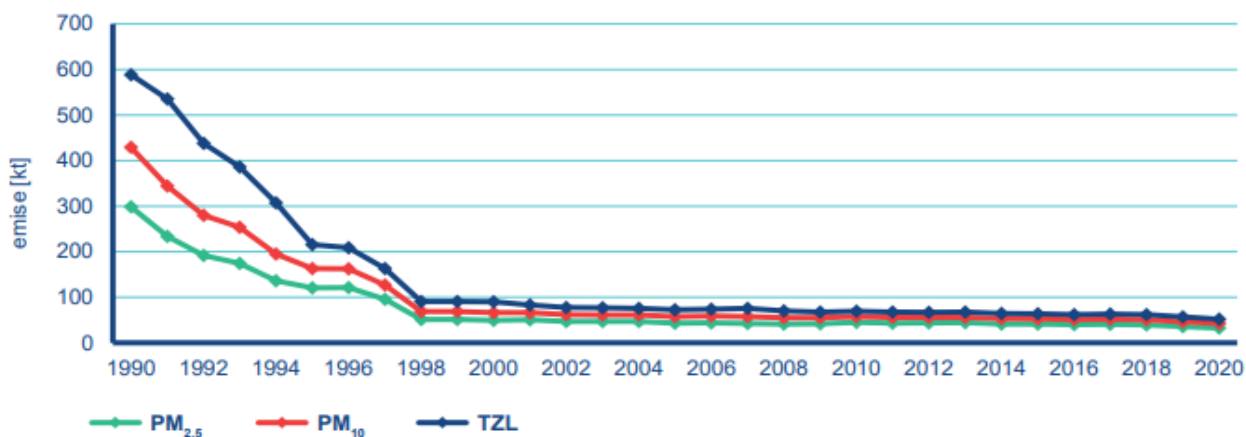
Lze je dělit podle skupenství na:

- tuhé emise: prach, popílek, saze, kapalné a plynné sloučeniny S, C, N, Cl, F....),
- kapalné emise: jsou tvořeny aerosoly škodlivých látek především oxidů síry, oxidů dusíku, amoniak a další anorganické i organické sloučeniny.

Časová osa zobrazena na obrázku 1 a 2 zahrnuje období 1990-2020 a je členěna na hlavní plynné znečišťující látky obr. 1 a tuhé znečišťující látky obr. 2. Je zde zřejmé, že emise všech znečišťujících látek poklesly v tomto období o desítky procent (ČHMÚ 2021).



Obr. 1. Vývoj celkových emisí hlavních znečišťujících látek, 1990–2020. Zdroj: ČHMÚ (2021).



Obr. 2. Vývoj celkových emisí částic, 1990–2020. Zdroj: ČHMÚ (2021).

Imise jsou znečišťující příměsi vznikající chemickou přeměnou emisí obsažené v atmosféře, které přecházejí na příjemce nebo jsou s ním v kontaktu v podobě organismu, stavebního materiálu, půdy. Imise jsou výsledkem přenosu, rozptylu a fyzikálně chemických reakcí emisí v ovzduší a její koncentrace se udává v hmotnostních jednotkách na m³ vzduchu např. µg/m³ (Kůdela et al. 2013) Braniš & Hůnová (2009) ve své práci uvádí, že nepřírodní příměsi v atmosféře mohou ovlivnit klimatické procesy, měnit její fyzikální (např. teplota, albedo), chemické (např. acidita) a biologické (potlačení/podpoření růstu a vývoje organismů) vlastnosti. Lze je rozdělit na:

- tuhé imise: jsou tvořeny především prachem a aerosoly organického i anorganického původu dopadající na zem a pronikající do půdy. Způsobují pokryv listů, snižují propustnost pro světlo, ucpávají průduchy, po ovlhčení působí agresivně.
- plynné imise jsou tvořeny hlavně sloučeninami síry, dusíku, halogenových prvků, oxidů uhlíku a dalších (Braniš & Hůnová 2009).



Obr. 3. Poškození borovice SO₂, Krušné hory. Zdroj: Atlas poškození dřevin (2011)



Obr. 4. Poškození listu jilmu ozonem, Hrubý Jeseník. Zdroj: Atlas poškození dřevin (2011)

Poškození dokládají obr. 3 a obr. 4.

Znečišťující látky ovzduší můžeme podle Bandy (1995) klasifikovat:

- 1) skupenství: tuhé, kapalné a plynné,
- 2) chemického složení: na sloučeniny síry, dusíku, kyslíku, uhlíku, halogenové sloučeniny a ostatní látky znečišťující ovzduší,
- 3) míry škodlivosti: alergeny, rizikové kovy, látky radioaktivní, karcinogenní, mutagenní a teratogenní (Bandy 1995).

Znečišťující látky ovzduší jsou zastoupeny ve formě plynů, částic v suspenzi nebo různých ionizujících záření.

- ve formě plynů: oxidované nebo redukované formy uhlíku (CO, CO₂, CH₄), dusíku (NO, NO₂, N₂O₄, NH₃), SO₂, O₃, C₆H₆ páry, Cl, těkavé fenoly atd.,
- ve formě částic: částice PM₁₀ a PM_{2,5}, toxické kovy (Pb, Cd, As) atd. (Khallaf 2011).

Emise skleníkových plynů je možné zařadit mezi významné antropogenní stresory společně s dalšími polutanty. K nejvýznamnějším antropogenním zdrojům skleníkových plynů náleží energetika, zpracování ropy a zemního plynu včetně dopravy. K dalším významným zdrojům náleží skládky odpadů, zemědělství převážně chov dobytka a pěstování rýže. Problematikou snížení emisí skleníkových plynů se věnuje Kjótský protokol. Inventarizací skleníkových plynů se v České republice zabývá Český hydrometeorologický ústav v rámci Národního inventarizačního systému skleníkových plynů (Zapletal 2010).

Podle Snyder et al. (2009) skleníkové plyny absorbují infračervené záření v atmosféře, zachycují teplo a ohřívají povrch Země. Skleníkové plyny oxid uhličitý CO₂, metan CH₄ a oxid dusný N₂O jsou významně propojeny se zemědělstvím a mohou ovlivnit postupy hospodaření s plodinami, a to buď přímo dostupností dusičnanového aniontu NO₃⁻, nebo nepřímo, a to úpravou půdního mikroklimatu a cyklem C a N oproti vodní páře, která je považována za nejdůležitější skleníkový plyn a halogenovým uhlovodíkovým sloučeninám.

Spalování fosilních paliv je zodpovědné za více než 75 % emisí CO₂ způsobené člověkem. Jak uvádí i Ganguly (1998) značné množství znečišťujících látek vypuštěných do atmosféry je spojené převážně se spalováním paliv, jako jsou pohonné hmoty, tuhá paliva, odpady. Každodenně dochází k těmto procesům v tepelných elektrárnách, dopravě, při řízeném vypalování lesů, i při pouhém spalování na ohništích, v kamnech, v domácích topeništích. K dalším antropogenním zdrojům zahrnujeme veškeré průmyslové činnosti, skládky odpadů, špatné obdělávání zemědělské půdy, ale taky vojenské zdroje, toxické plyny, jaderné a biologické zbraně a v neposlední řadě do značné míry nesprávné nakládání s přírodními zdroji.

Látky znečišťující životní prostředí ovlivňují podle Moldana (2015) přírodu z hlediska lokálního i globálního. Dochází tak k dopadu na ekosystémy i na člověka, který je jejich součástí, ale hlavně mohou vyvolat velké klimatické změny např. vody, oteplování Země, zeslabování ochranné ozonové vrstvy, postupná degradace půdy. Emise umožňují vznik kyselých dešťů, na kterých se podílí oxidy síry a oxidy dusíku, které v kontaktu s vodní párou produkují zředěné, silné kyseliny, jež pak snižují pH dešťové vody.

Hlavní antropogenní zdroje znečištění ovzduší jsou podle Moldana (2015):

- průmysl – těžební, energetický založený na spalování fosilních paliv, chemický, metalurgický, průmyslový odpad a hluk,
- zemědělství – intenzivní zemědělství, rýžová pole, odlesňování, požáry vegetace, denitrifikace v půdách,
- doprava – znečištění automobily, letadly, vodní doprava,
- urbanizace – odpadní vody, skládky.

Faktory, které snižují kvalitu ovzduší, lze rozdělit podle povahy na faktory fyzikální, chemické a biologické (Braníš & Hůnová 2009):

Fyzikální faktory

- elektromagnetické vlnění (ionizující záření, UV záření, teplo),
- vlnění pružného prostředí (hluk, vibrace),
- optické vlastnosti aerosolu – dohlednost, odrazivost.

Chemické faktory

- skleníkové plyny (CO₂, N₂O, CH₄, O₃, freony...),
- látky poškozující ozónovou vrstvu,
- směsi látek redukčního smogu (SO₂, CO, aerosol),
- směsi látek fotochemického smogu (PAU, VOC, O₃, CO, NO_x, aerosol...),
- specifické látky a skupiny látek (Rn, POPs, emise z průmyslu, pachy...).

Biotické faktory

- živé (patogenní) organismy (viry, bakterie, spory, pyl...),
- fragmenty těl a produkty metabolismu (chlupy, peří, kutikula, pachy...).

3.1.2 Přehled a rozdělení hlavních polutantů v atmosféře

Látky nepodléhající změnám jsou podle Braniše et al. (2009) tzv. primární polutanty a tyto látky mají svůj konkrétní zdroj. Do této skupiny se řadí tzv. klasické škodliviny, jako SO₂, CO, NO, primární aerosol a hrubý aerosol (prach), řada uhlovodíků apod. Primární látky znečišťující ovzduší jsou emitovány ze zdrojů přímo do ovzduší. Mohou mít dvojí účinky, a to přímé nebo jako prekurzory sekundárních látek znečišťujících ovzduší.

Naproti tomu vystupují sekundární polutanty, které nemají konkrétní přímý zdroj. Vytvářejí se v procesu transformace primárních polutantů během chemických, fotooxidačních procesů. O₃, NO₂, některé nitrosloučeniny, např. PAN (peroxyacetyl nitrát), aldehydy, ale i kyselé a zásadité látky vznikající reakcí vody a kyselinotvorných plynů zejména kyselina sírová, dusičná a jejich soli či alkalických částic (hydroxidy Ca a Mg).

Rozdělení hlavních polutantů v atmosféře je uveden v tabulce 1 (Kůdela et al. 2013).

Polutant	Vznik	Forma	Hlavní antropogenní zdroje
Oxid siřičitý SO ₂	primárně	plyn	spalování uhlí, zvláště hnědého, zpracování ropy a zemního plynu, tavení a rafinace kovů
Oxid uhelnatý CO	primárně	plyn	produkt nedokonalého spalování materiálu s obsahem uhlíku, (výfukové plyny spal. motorů, svítíplyn, kouřové plyny aj.), ve spalovnách, hutnictví, kovoprůmyslu atd.
Oxidy dusíku NO _x =NO+NO ₂	primárně sekundárně	plyny	spalování fosilních paliv i organických odpadů, automobilová doprava, součást fotochemického smogu
Amoniak NH ₃	primárně sekundárně NH ₄ ⁺	plyn, sekund. aerosol	živočišné odpady z chovu zvířat, úniky z průmyslových provozů (např. při výrobě N-hnojiv), zpracování biomasy a průmyslových odpadů
Etylen C ₂ H ₄	primárně	plyn	motorová vozidla, spalování uhlí, olejů, odpadů, unikání ze spalovacích ohřivačů
Fluor F ₂ Fluorovodík HF	primárně	plyn	hliníkářny, ocelárny, továrny na výrobu fosforečných hnojiv, cihelny
Chlor Cl ₂ chlorovodík HCl	primárně sekundárně HCl	plyn	spalování materiálu obsahující chlor, úniky z chem. a papír. průmyslu, provoz s dezinfekčními prostředky
Pevné (prašné, suspendované) částice různého chemického složení	primárně sekundárně	tuhé a kapalné částice	jemné částice PM _{2,5} – spalování fosilních paliv, chemické provozy, sekundární reakce a kondenzace částic v ovzduší, hrubé částice >PM _{2,5} – mechanické obrušování a resuspendace ze stavební, dopravní a průmyslové činnosti, spalování
Přízemní ozon O ₃	sekundárně	plyn	fotochemické reakce v atmosféře z primárních meziproduktů vznikajících při spalování fosilních paliv, hlavně v motorech
Peroxyacylnitráty PANs	sekundárně	fotochemický smog	fotochemické reakce ve vzduchu z výfukových plynů spalovacích motorů
Kyselé deště Kyselý aerosol	sekundárně	kapaliny s rozpuštěnými látkami	rozpuštěné oxidační produkty SO ₂ a NO _x vzniklé spalováním fosilních paliv v průmyslu, výtopnách a automobilech

Tabulka 1. Přehled hlavních polutantů v atmosféře. Zdroj: upraveno dle Kůdela et al. (2013)

Mimo polutantů uvedených v tabulce 1, se v atmosféře vyskytuje celá řada dalších toxikantů organického a anorganického charakteru, organické těkavé látky VOC, uhlovodíky, aldehydy, ketony, aromáty atd. a rizikové kovy (Pb, Cd, Hg atd.). Mezi hlavní měřené imise na stanicích jsou pevné částice PM₁₀, dále SO₂, NO_x, CO a O₃, v určitých lokalitách i NH₃, aromatické uhlovodíky a rizikové kovy (Kůdela et al. 2013).

Mezi škodliviny způsobující znečištění ovzduší antropogenní činností patří také smog, který je kombinací pevných, kapalných a plynných částic rozptýlených ve vzduchu. Rozlišuje se redukční smog (kyselý, zimní, londýnského typu), kde hlavním zdrojem je spalování fosilních paliv, SO₂ a dalších látek mající silně redukční účinky na své okolí a fotochemický smog (oxidační, letní, losangeleského typu), který vzniká ze zplodin automobilové dopravy a jejich chemické přeměny ovlivněné slunečním zářením. Je to směs uhlovodíků, oxidů dusíku, ozonu se silnými oxidačními a toxickými účinky (NPSE 2016).

Na základě zákona (201/2012 Sb.) o ochraně ovzduší a dalších vládních nařízeních byly stanoveny imisní limity nejen pro ochranu zdraví lidí, ale také pro ochranu ekosystémů a vegetace, a to u tří plynných látek uvedené v tabulce 2.

Polutant	Časový interval	Limitní hodnota
SO ₂	kalendářní rok a zimní období (1.10. - 31.3.)	20 μg.m ⁻³ *
NO _x	kalendářní rok	30 μg.m ⁻³ **
O ₃	AOT40, vypočten z hodnot za 1 hodinu v období 5-7 měsíc	18000 μg.m ⁻³ .h ⁻¹ průměr za 5let **

Tabulka 2. Přehled imisních limitů pro ochranu ekosystémů a vegetace. Zdroj: ČHMÚ.

*aritmetický průměr za časový interval

** AOT40 znamená součet rozdílů mezi hodinovou koncentrací větší než 80 μg.m⁻³ (= 40 ppb) a hodnotou 80 μg.m⁻³ v dané periodě užitím pouze hodinových hodnot změřených každý den mezi 08:00 a 20:00 SEČ, vypočtený z hodinových hodnot v letním období (1. května – 31. července).

Úroveň imisního zatížení je podmíněná polohou a strukturou emisních zdrojů a také na meteorologických podmínkách, které mají vliv na směr a rychlost rozptylu emisí. Polutanty jako SO₂, NO_x a O₃ a také aerosolové částice mohou být přeneseny do značných vzdáleností od místa svého vzniku, kde probíhá atmosférická depozice (Kůdela et al. 2013).

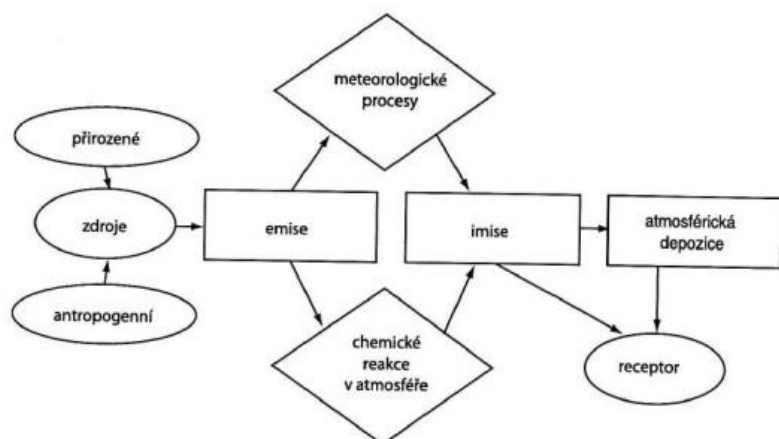
3.1.3 Atmosférická depozice

Přenos látek z atmosféry k zemskému povrchu na vegetaci je součástí atmosférické depozice a jedná se o významný proces (Hůnová 2004).

V rámci dějů, kterým podléhají látky v atmosféře od počáteční emise látky ze zdroje, přes dálkový přenos a rozptyl v důsledku meteorologických procesů, přes transformace v důsledku chemických reakcí, představuje atmosférická depozice významný propad látek z ovzduší. Tyto procesy se souhrnně označují jako depoziční tok. V ovzduší tak nedochází ke kumulaci těchto látek, ale tyto látky jsou zde ve stavu tzv. dynamické rovnováhy. Na samočištění atmosféry se podílí atmosférická depozice procesy přestupů látek z atmosféry na zemský povrch v důsledku vnášecích, vymývacích a sedimentačních procesů. Odstraňuje látky, které jsou do atmosféry emitovány nebo vznikají v důsledku chemických reakcí. Škodliviny v atmosféře se vracejí na Zemi buď přímo, jsou absorbovány receptorem (např. půdou) nebo jsou součástí chemické reakce (např. fotosyntézou). Schéma procesů, kterým podléhají škodliviny v ovzduší popisuje obr. 5 (Zapletal 2014).

Atmosférická depozice je spojena s atmosférickými srážkami, tzv. mokrá depozice, vertikálního charakteru představuje déšť, sníh, rosa nebo horizontálního a tou je mlha, námraza, ve

kterých mohou být rozpuštěny nejrůznější látky. Mezi nejznámější produkty se řadí SO_2 a NO_x , které vytvářejí s vodou kyseliny a snižují hodnotu pH srážkové vody (Kůdela et al. 2013).



Obr. 5. Schéma procesů znečišťujících látek v ovzduší. Zdroj: Hůnová (2004)

V období bez srážek dochází k tzv. suché depozici, přímému přestupu plynů a aerosolu z ovzduší do vegetace, půdy nebo materiálu. Má dvě hlavní součásti a tou je absorpce plyných složek a usazování tuhých částic. Suchá depozice je pomalá na rozdíl od depozice mokré, ovšem probíhá neustále, zatímco depozice mokrá je dějem epizodickým (Hůnová 2004).

Atmosférická depozice může vyvolat negativní efekty a procesy v celé řadě ekosystémů na Zemi. Negativní procesy okyselování (acidifikace) a eutrofizace půdy a vodních ploch jsou následkem depozice plynů, aerosolových částic a kyselých srážek (Zapletal 2014).

3.1.4 Legislativní rámec

Základní právní normou upravující hodnocení a řízení kvality ovzduší a provoz zdrojů znečišťování ovzduší je zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů. Zákon o ochraně ovzduší se zaměřuje především na ochranu kvality vnějšího ovzduší v troposféře, na snižování emisí skleníkových plynů z pohonných hmot v dopravě, na smogové situace, zavádí nízkoemisní zóny a individuální přístup k provozovatelům stacionárních zdrojů znečišťování ovzduší. Z uvedeného zákona vyplývá, že ochranou ovzduší se rozumí předcházení znečišťování ovzduší a snižování úrovně znečišťování tak, aby byla omezena rizika pro lidské zdraví způsobená znečištěním ovzduší, snížení zátěže životního prostředí látkami vnášenými do ovzduší a poškozujícími ekosystémy a vytvoření předpokladů pro regeneraci složek životního prostředí postižených v důsledku znečištění ovzduší. Podle uvedeného zákona je znečišťující látkou každá látka, která svou přítomností v ovzduší má nebo může mít škodlivé účinky na lidské zdraví nebo životní prostředí anebo obtěžuje zápachem.

Zákon č. 73/2012 Sb., upravuje práva a povinnosti právnických a podnikajících i nepodnikajících fyzických osob při zacházení s regulovanými látkami a vybranými fluorovanými skleníkovými plyny, jakož i s výrobky, které tyto látky obsahují.

Zákon č. 383/2012 Sb., o podmínkách obchodování s povolenkami na emise skleníkových plynů. Základní právní normy dle EU jsou:

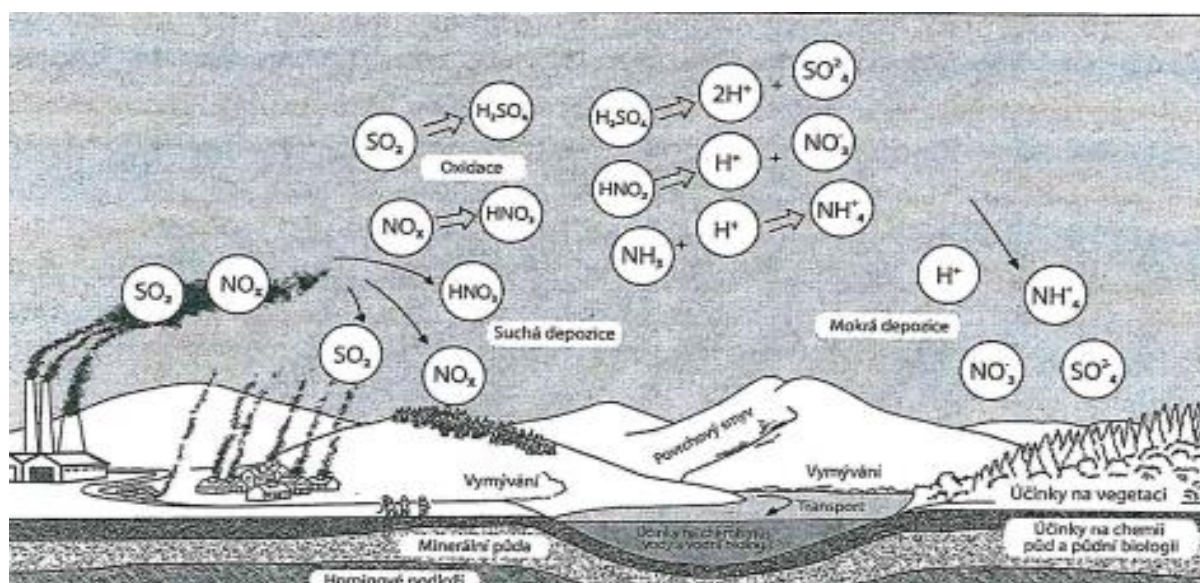
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 517/2014 o fluorovaných skleníkových plynech a o zrušení nařízení (ES) č. 842/2006,
- Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1005/2009, o látkách, které poškozují ozonovou vrstvu.

3.2 Antropogenní stresory

3.2.1 Primární znečišťující látky

Oxid siřičitý

Oxid siřičitý (SO_2) je plyn vznikající při oxidaci při vysokých teplotách během spalování fosilních paliv, rafinace ropy nebo tavení kovů. SO_2 je toxický při vysokých koncentracích, ale jeho hlavní účinky souvisí s tvorbou kyselých dešťů a aerosolů. SO_2 se rozpustí v kapkách oblaku a oxiduje za vzniku kyseliny sírové (H_2SO_4), která může být deponována k zemskému povrchu jako „kyselý déšť“ nebo vytvářet síranové aerosolové částice v atmosféře jak dokládá obr. 6. Konečnými reakčními produkty jsou sírany a dva volné protony, které okyselují dešťové srážky (Warfvinge et Sverdrup 1995).



Obr. 6. Transport oxidů síry a dusíku, jejich chemická přeměna, depozice a účinky v prostředí. Zdroj: Elsom 1992

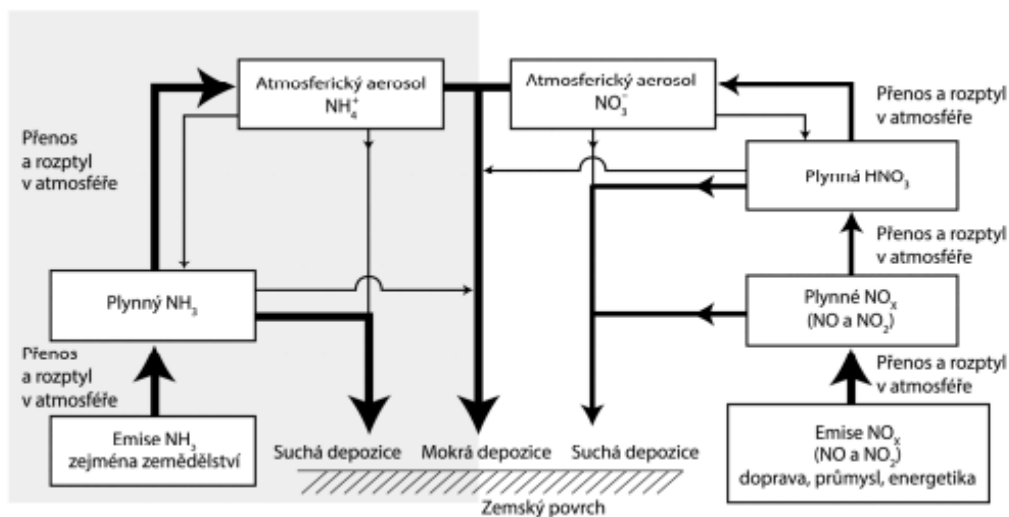
Emitovaný SO_2 je z atmosféry odstraňován především oxidací na SO_3 . Rychlost oxidace závisí na teplotě, slunečním záření, na přítomnosti katalyzujících částic atd. Obvykle se odstraní během jedné hodiny z ovzduší 0,1-2 % přítomného SO_2 . Vzniklý SO_3 je ihned hydratován vzdušnou vlhkostí na aerosol kyseliny sírové, který může reagovat s prachovými alkalickými částicemi v ovzduší za vzniku síranů SO_4^{2-} . Sírany se postupně usazují na zemský povrch nebo jsou z ovzduší vymývány srážkami. Při nedostatku alkalických částic v ovzduší dochází k okyselování srážkových vod na $\text{pH} < 4,0$. Kyselý déšť uvolňuje z půdy ionty hliníku a dalších kovů (Cu, Pb, Cd), které potom poškozují půdní mikrobiotu, např. aktinobakterie, půdní faunu např. žížaly, hlístice, dále znehodnocují vodu apod. Emitovaný SO_2 může být tedy oxidován na aerosoly H_2SO_4 nebo sírany reakcemi, které nastanou v plynné fázi, v kapalně fázi, na pevném povrchu nebo kombinací těchto tří fází. Hlavní reakcí plynné přeměny je reakce SO_2 s OH radikály, nejprve vznikne HSO_3^- , postupně H_2SO_4 . Obecně se zdá, že v létě je rychlost konverze během dne vyšší než v noci ve srovnání se zimou. Přítomnost kapalné vody v aerosolu, oblačnost a mlhy jsou rovněž důležité faktory v určování rychlosti konverze SO_2 jak uvádí Finlayson-Pitts et Pitts (1986).

Podle práce Welphdale (1987) je mimo to rychlost reakce v kapalinách ovlivněna pH , kovovými katalyzátory a okysličujícími látkami v ovzduší (O_2 , O_3 , H_2O_2). Tedy rychlost procesu

konverze SO_2 je závislá na množství ultrafialového záření, na vlhkosti vzduchu, teplotě a na koncentraci katalyzujících kationtů, to se týká např. kouřových vleček. Ve znečištěných atmosférách je značná část SO_2 absorbována kapičkami deště nebo mlhy (Braniš & Hůnová 2009).

Oxidy dusíku

Oxidy dusíku (oxid dusnatý- NO a oxid dusičitý- NO_2 , NO_x vyjadřuje součet NO a NO_2) jsou vysoce reaktivní plyny, které se slučují reakcí kyslíku a dusíku při vysokých teplotách během spalování. Dusík přítomný v palivu může být také emitován jako NO_x během spalování. Mezi hlavní zdroje náleží doprava, chemický průmysl a v podstatě jakékoliv spalovací procesy. Sloučeniny N se účastní celé řady fyzikálních a chemických procesů v atmosféře a od svých emisních zdrojů emitují v důsledku meteorologických procesů, jako je rozptyl a přenos v atmosféře a podléhají četným chemickým reakcím. Zjednodušené schéma proměn sloučenin N zobrazuje obr. 7. Na levé straně obrázku jsou znázorněny přeměny redukovovaných forem, na pravé straně pak forem oxidovaných (Hůnová 2016).



Obr. 7. Přenos a rozptyl N v atmosféře. Zdroj Hůnová 2016.

V atmosféře NO_x reaguje s těkavými organickými sloučeninami (VOC) a oxidem uhelnatým (CO) za vzniku přízemního O_3 prostřednictvím složitého řetězového reakčního mechanismu. Výsledkem reakčního mechanismu je nakonec kyselina dusičná (HNO_3), která stejně jako H_2SO_4 přispívá k okyselení životního prostředí a tvorbě aerosolů. Pro NO_x existuje několik cest, které vedou k tvorbě HNO_3 . Převážná část NO_x pochází ze spalování fosilních paliv (organický dusík v palivu) nebo oxidací atmosférického dusíku (N_2) v dieselových motorech (Warfvinge & Sverdrup 1995). NO se uvolňuje také z půdy po hnojení a následném působení bakterií. Působení NO_x na složky životního prostředí zahrnuje v regionálním měřítku zejména eutrofizaci přírodních ekosystémů, jejich acidifikaci a fotochemické znečištění přízemní vrstvy ovzduší (Zapletal 2014).

Amoniak NH_3

Pro svou značnou reaktivitu zůstává v ovzduší NH_3 relativně krátkou dobu, několik dnů. Do ovzduší se dostává např. při průmyslových haváriích a z výkrmů drůbeže a dobytka. Ve vodě je snadno rozpustný a rychle se mění na amonný ion, čímž neutralizuje kyselé znečišťující látky jak v

ovzduší, tak ve srážkách. Amonné ionty vznikají reakcí mezi plynným NH_3 a kyselými sloučeninami ve vzduchu jako jsou SO_2 , H_2SO_4 a kyselina chlorovodíková (HCl) jak je zobrazeno na obr. 6. NH_3 reaguje s OH radikály, které vznikají pouze jako výsledek vedlejších procesů (Erismán et al. 1995).

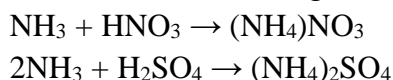
Oxid uhelnatý

Oxid uhelnatý (CO) je plyn bez zápachu, který je tvořen neúplným spalováním uhlíku v palivu. Hlavním zdrojem jsou výfukové plyny motorových vozidel spolu s průmyslovými procesy a hořící biomasou. CO se váže na hemoglobin v červených krvinkách, což snižuje jejich schopnost transportu a uvolňování kyslíku v celém těle. Nízká expozice může zhoršit srdeční onemocnění, zatímco vysoká expozice způsobují poškození centrální nervové soustavy nebo úmrtí (Kůdela et al. 2013)

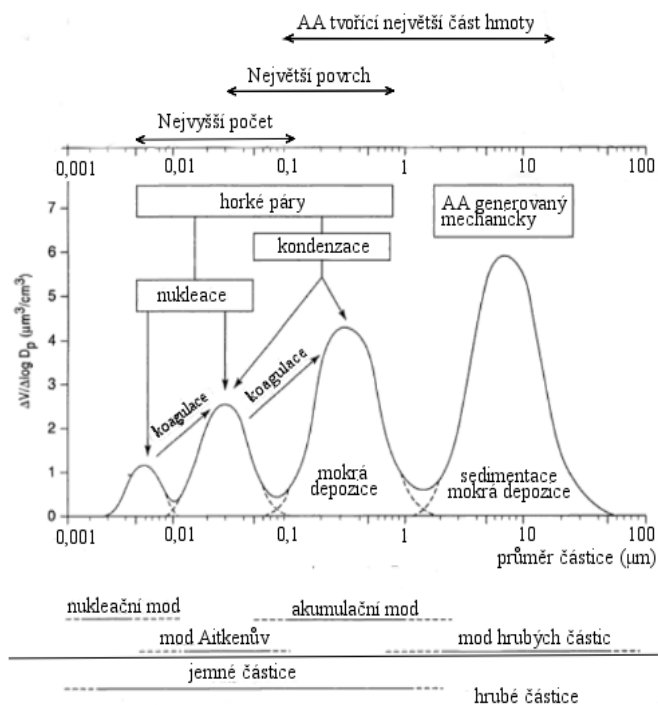
Atmosférický aerosol – pevné, prašné, suspendované částice

Atmosférický aerosol představuje dvoufázový systém skládající se z částic v kapalném nebo pevném skupenství suspendovaných v plynu. Rozmezí, ve kterém se velikost těchto částic nachází, je velmi široké, poloměr nabývá hodnot od 1 nm až po 20 μm (Moldan 2015). Základem je rozlišení na jemný a hrubý atmosférický aerosol, přičemž hraniční rozměr je 2,5 μm (Braniš et Hůnová 2009).

V atmosféře dochází k četným chemickým a fyzikálním reakcím, nachází se zde tzv. primární atmosférický aerosol, jsou to částice, jejímž zdrojem je povrch planety a sekundární aerosol, který vzniká konverzí plyn-částice. Při tomto procesu jsou organické látky VOC oxidovány nejčastěji pomocí hydroxylových $\cdot\text{OH}$ a dusičnanových $\text{NO}_3^{\text{-obr}}$ radikálů nebo ozonu O_3 za vzniku sloučenin s nižší těkavostí, který se hromadí jako organický aerosol (Seinfeld et al. 2006). Podobným způsobem může vznikat anorganický atmosférický aerosol (AA) podle následujících rovnic:



Velikostní distribuce ideální směsi atmosférického aerosolu je teoreticky čtyřmódová, nukleační mód, Aitkenův mód, akumulární mód. Tyto módy jsou zařazeny do skupiny jemného aerosolu. Částice hrubého modu (2,5 μm - 20 μm) vznikají mechanickým působením sil na materiály a hmotu. Jedná se o prach ze stavebních činností, vytvořený větrem nebo dopravou, spoluemísí s plynnými produkty při spalování uhlí či zpracování rud. Mezi zdroje antropogenních primárních aerosolů se řadí prach z průmyslu spadající do velikostní kategorie jemný a hrubý AA a saze, které jsou v kategorii hlavně jemný AA (Braniš & Hůnová 2009)



Obr. 8. Schéma velikostní distribuce jednotlivých módů.

Zdroj: Rom et al. (2007).

Mezi zdroje antropogenních sekundárních aerosolů náleží sulfáty z SO₂ spadající do velikostní frakce jemný AA, taktéž i spalování biomasy a nitráty z NO_x spadající do kategorie hlavně hrubý AA. Městský atmosférický aerosol obsahuje dusičnany, sírany, rizikové kovy např. železo, olovo, měď, kobalt, rtuť a antimon, a také významnou skupinu a tou jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) (Lhotka 2019).

Braniš et al. (2009) uvádí, že typická velikostní distribuce městského aerosolu je trimodální s dvěma mody jemného aerosolu velikosti 0,1-1 μm a jedním modem pro hrubý aerosol >1 μm. Kondenzační mod s velikostí 0,2 μm je především výsledkem kondenzace sekundárního aerosolu z plynné fáze uvedené na obr. 8. Ale akumulární mod ve velikosti kolem 0,7 μm tvoří kapičky formované heterogenní reakcí obsahující proces vodní fáze okludované na částicích aerosolu. Přehled velikostní distribuce koncentrací 14 prvků jsou uvedeny v tab. 3, ze které je zřejmá důležitost indikace lokálních zdrojů.

Prvky emitující do atmosféry ze spalovacích zdrojů jsou v aerosolu obsaženy ve formě oxidů Fe₂O₃ nebo Fe₃O₄ a Al₂O₃, ale jejich chemická forma je nejistá (Seinfeld & Pandis 1997). Podle zdrojů můžeme aerosol rozdělit na přírodní a antropogenní, kde přírodní aerosol dominuje na pozadových lokalitách bez lidského přičinění a antropogenní aerosol, který představuje městský aerosol.

K nejdůležitějším zdrojům částic PM₁₀, částice menších 10 μm, se podílí zemědělská činnost, lokální topeniště, emise ze silniční dopravy, veřejná energetika, těžba uhlí a v neposlední řadě chov hospodářských zvířat. Podobné je to u částic PM_{2,5}, kde zdroje představují domácí topeniště, následující veřejnou energetikou. Taktéž sektor dopravy se podílí svými emisemi jako zdroj velmi jemné frakce částic PM₁, která jsou neškodlivější. Znečištění částicemi PM₁₀ a PM_{2,5}, benzo[a]pyrenem a ozonem, který je prekurzorem vzniku sekundárního atmosférického aerosolu, představuje hlavní problémy kvality českého ovzduší (Baláková et al. 2018).

Tab. č. 3. Typické koncentrační rozsahy jednotlivých prvků ve 24 hodinových vzorcích jemného a hrubého aerosolu na pozadových, venkovských a městských stanicích. Zdroj: Braniš & Húnová (2009).

Prvek	Hrubý - H	Koncentrace [ng.m ⁻³]		
	Jemný - J	Pozadový aerosol	Vesnický aerosol	Městský aerosol
Fe	H a J	0,6 - 4200	55 - 14 500	130 - 13 800
Pb	J	0,01 - 65	2 - 1700	30 - 90 000
Zn	J	0,03 - 450	14 - 400	15 - 8 000
Cd	J	0,01 - 1	0,4 - 1 000	0,2 - 7 000
As	J	0,01 - 2	1 - 28	2 - 2 500
V	H a J	0,01 - 15	3 - 100	1 - 1 500
Cu	H a J	0,01 - 15	3 - 300	3 - 5 000
Mn	H a J	0,01 - 15	4 - 100	4 - 500
Hg		0,01 - 1	0,05 - 160	1 - 500
Ni	H a J	0,01 - 60	1 - 80	1 - 300
Sb	J	0 - 1	0,5 - 7	0,5 - 150
Cr	H a J	0,01 - 10	1 - 50	2 - 150
Co	H a J	0 - 1	0,1 - 10	0,2 - 100
Se	H a J	0,01 - 0,02	0,01 - 30	0,2 - 30

Polycyklické aromatické uhlovodíky PAHs, PAU

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAHs) jsou velkou skupinou s více jak sty látek tvořených pouze uhlíkem a vodíkem se dvěma nebo více benzenovými jádry. PAHs jsou jedny z nejběžnějších polutantů. vznikající nedokonalým spalováním organických materiálů. Do prostředí se dostávají zejména při výrobě energie, spalování odpadů, ze silniční dopravy, při krakování ropy, výrobě hliníku a cementu, z metalurgických procesů a v neposlední řadě při kouření. Čisté sloučeniny jsou bílé nebo nažloutlé krystalické pevné látky, jsou málo rozpustné ve vodě, ale zato se snadno rozpouštějí v tucích a olejích (Vávrová 2009).

Tyto sloučeniny představují vážné zdravotní riziko z důvodu jejich karcinogenních, mutagenních a teratogenních vlastností. PAHs setrvávají v atmosféře dlouhodobě a mohou být přenášeny na dlouhé vzdálenosti. Existují jak v plynné, tak částicové formě, a proto je vysoké procento vzdušných PAHs vázáno na prach. Vybrané PAHs a jejich poměry mohou být použity jako markery pro stanovení jejich různých zdrojů. Pro účely sledování znečišťování se PAHs měří jako benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen a indeno(1,2,3-cd)pyren. Vzhledem k tomu, že různé druhy spalování emitují různé směsi PAHs, mohou být některé PAU použity jako indikátory historie spalování nebo potenciálního zdroje emisí. Parentní poměry PAU se často používají k identifikaci původu PAH (Zapletal 2011).

PAHs jsou podle Přílohy č. 1 vyhl. č. 356/2002 Sb. zařazen do skupiny 3 mezi persistentní organické látky (POPs). Uvedena je jednak suma PAHs, jednak deset látek, mezi které patří fluoranthen, pyren, chrysen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, benz(a)antracen a dibenz(a)antracen. Platí obecný emisní limit $0,2 \text{ mg/m}^3$ pro celkovou hmotnostní koncentraci těchto látek.

Podle Přílohy č. 1 k nařízení vlády č. 350/2002 Sb. je stanoven limit pro PAHs vyjádřených jako benzo(a)pyren ve výši $1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

3.2.2 Sekundární znečišťující látky

Sekundární polutanty znečišťující ovzduší vznikají nebo se vyvíjejí při reakci primárních znečišťujících látek v atmosféře v procesu transformace během chemických nebo fyzikálních interakcí mezi primárními znečišťujícími látkami nebo mezi primárními znečišťujícími látkami a jinými složkami atmosféry. Mezi hlavní příklady sekundárních polutantů spadají fotochemické oxidanty a sekundární částice. Fotochemické oxidanty jsou výsledkem fotochemických reakcí a zahrnují O_3 , NO_2 , některé nitrosloučeniny, např. PAN (peroxyacetyl nitrát), aldehydy apod. Sekundární částice jsou výsledkem kondenzace plynů, chemických reakcí primárních částic s plyny (zejména NH_4NO_3 a $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) a koagulace různých primárních částic. Hlavními primárními znečišťujícími látkami, které se podílejí na tvorbě sekundárních částic, jsou SO_2 a NO_x (Braníš et Hůnová 2009).

Oxid dusičitý

NO_2 je klíčový prekuzor celé řady sekundárních polutantů. Vzniká z oxidu dusnatého, který je uvolněn do atmosféry a je rychle oxidován na NO_2 . V důsledku své reaktivity je zodpovědný za dva hlavní problémy znečištění ovzduší a tím je fotochemický smog a kyselý aerosol. Fotochemický smog vzniká při slunečním záření v oblastech s intenzivní silniční dopravou a průmyslovou činností. Fotochemické prekurzory smogu jsou oxid dusičitý, těkavé organické sloučeniny, uhlovodíky, které

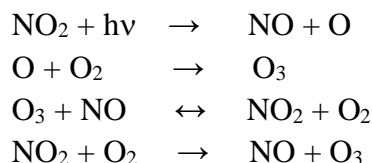
pod vlivem slunečního záření prodělávají celou řadu fotochemických reakcí za vzniku sekundárních polutantů, jako je troposférický ozon, peroxyacetyl nitrát, formaldehyd. Fotochemický smog je složitou kombinací polutantů, má název letní, ale taky losangelský, oxidační nebo fotochemický, vyznačuje se jako žluto-hnědý opar v horkých slunečných dnech za silného dopravní provozu (Zapletal 2014).

Peroxyacetyl nitráty PANs

Lee et al. (2013) konstatují, že peroxyacetyl nitrát $\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{OONO}_2$ hraje významnou roli v troposférické chemii a je dobře známý jako indikátor fotochemického smogu. Je to také všudypřítomná chemikálie přítomná v celé globální troposféře. Jedinečnou vlastností PAN je, že je velmi stabilní při nízkých teplotách a snadno se rozkládá a uvolňuje NO_x při vyšších teplotách. Ve vzdálených vrstvách atmosféry může fungovat jako nosič a rezervoár NO_x , který je nezbytný pro tvorbu ozonu (O_3). O peroxyacylnitrátech (PAN) je známo, že dráždí oči (lakrymátory), fytotoxiny a bakteriální mutageny. Nejzávažnější biologické účinky PAN jsou fytotoxické povahy, která vede k poškození vegetace zpomalením růstu a vývinu kořenového systému rostlin (Singh 2015).

Přízemní ozon

Přízemní ozon (O_3) je sekundární látkou znečišťující ovzduší, která je toxická pro člověka a veškerou vegetaci. Vzniká v troposféře oxidací VOC a CO za přítomnosti NO_x . Mechanismus je velmi složitý, zahrnující stovky chemických reakcí, které popisují degradaci VOC. Zapletal (2011) uvádí, že důležitým hlediskem tohoto mechanismu je působení NO_x a OH radikálů, které jsou přirovnány ke katalyzátorům. To znamená, že urychlují rychlost tvorby O_3 , aniž by byly sami spotřebovány. Tento mechanismus tvorby O_3 v přízemní vrstvě atmosféry je zcela odlišný od mechanismu tvorby O_3 ve stratosféře, kde se nachází 90 % celkového atmosférického O_3 . Stratosférický ozon hraje klíčovou roli při ochraně života na Zemi před působením UV záření a vzniká fotolýzou kyslíku. O_3 je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. Menší množství vzniká v přízemní vrstvě fotolýzou kyslíku a dostává se do ní také klesáním ze stratosféry v důsledku vyšší měrné hmotnosti (asi 10-15 %). V troposféře převážná část O_3 vzniká nepřímo, účinkem slunečního záření na NO_x v přítomnosti VOC. Neexistují žádné významné přímé antropogenní emise O_3 do ovzduší. Braniš et al. (2009) charakterizuje vznik ozonu při rozkladu NO_2 , kde produkce a spotřeba O_3 je v rovnováze s těmito reakcemi:



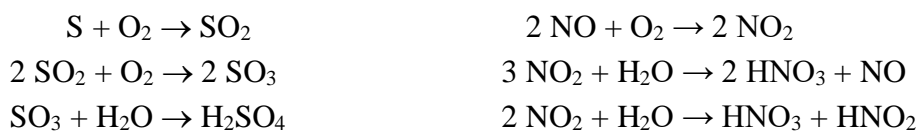
Přítomnost OH radikálů a VOC v ovzduší, přírodního nebo antropogenního původu, zapříčinuje posun rovnováhy ve prospěch mnohem vyšších koncentrací O_3 . K VOC náleží C_6 -alkany, aldehydy, ketony, různé estery a chlorované uhlovodíky. Velká část z nich jsou obsaženy ve výfukových plynech spalovacích motorů a emisích různých chemických výrobních procesů, čisticích prostředcích a rozpouštědlech. Kromě O_3 vznikají při fotochemických procesech další oxidanty, např. HNO_3 , peroxid vodíku (H_2O_2), dále sekundární aldehydy atd. (Zapletal 2011).

Hrubý aerosol – resuspendovaný prach

V současné době představuje automobilová doprava jeden z nejdůležitějších antropogenních zdrojů znečištění ovzduší a nepochybně mezi nejzávažnější problémy spadá zvýšená koncentrace suspendovaných částic, jejichž imisní limity jsou překračovány téměř ve všech silněji dopravně zatížených oblastech. Tento problém zhoršuje skutečnost, že na rozdíl od plynných polutantů je u suspendovaných částic značně omezen potenciál snižování emisí, neboť podstatná část emisí je tvořena resuspenzí. Resuspendovaný prach se skládá z několika prvků z různých zdrojů a elementární složení těchto prachových částic se mění s jejich velikostí, která je závislá na zdrojích (Ram et al. 2015).

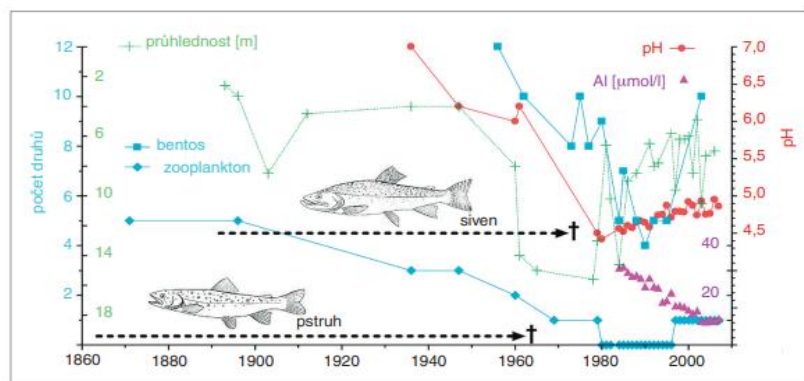
Kyselé deště – kyselý aerosol

Dvě hlavní příčiny kyselé atmosférické depozice, označované jako kyselý déšť nebo kyselý aerosol, jsou emise oxidu siřičitého (SO₂), který vzniká především spalováním hnědého uhlí, a emise oxidů dusíku (NO_x) způsobené hlavně vysokoteplotním spalováním v automobilových motorech. SO₂ a NO_x po ryzptylu v atmosféře a na povrchu vegetace dále oxidují za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné, zobrazující rovnice níže. Ty snižují pH srážkové vody. Tato kyselá voda startuje řetěz reakcí vedoucích k okyselení půd a povrchových vod, jehož důsledkem jsou uhynulé horské lesy, kyselé povrchové vody bez ryb, podzemní vody s vysokým obsahem toxických kovů uvolněných z půd a hornin (Hruška et al. 1996).

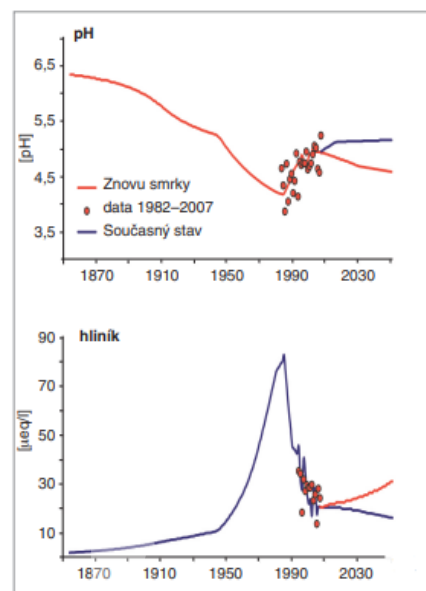


Kyselá depozice způsobila v druhé polovině 20. stol. velké problémy převážně horským ekosystémům. Na území ČR zhruba na 10 % byly fatálně poškozeny povrchové vody. Po odsíření velkých zdrojů znečištění v 90. letech 20. stol. se poškození ekosystémů plošně snížilo, ale i tak na mnoha místech problémy přetrvávají a zřejmě zůstanou i do budoucna. Některé oblasti zůstanou ve stadiu chronické kyselosti po mnoho dalších desetiletí (Hruška et al. 2009).

V jezerní vodě se hodnotí obsahy síranů a dusičnanů již od 30. let 20. stol. a jejich koncentrace dosahovala maxima v první polovině 80. let. Od té doby relativně strmě klesají, ale pH roste jen mírně (z hodnoty 4,4 na 4,8 během 20 let) viz obr. 9.



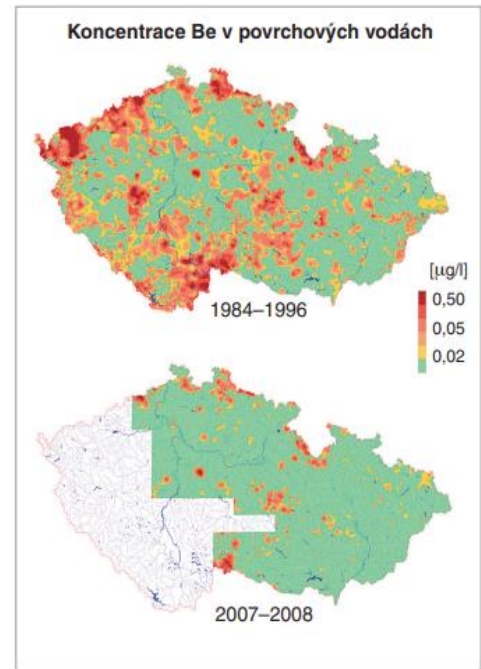
Obr. 10. Vývoj chemismu a oživení Černého jezera na Šumavě pro období 1860 – 2007. Zdroj: Hruška et al. (2009).



Obr. 9. Hodnoty pH a koncentrace hliníku z povodí Černé Nisy v Jizerských horách. Zdroj: Hruška et al. (2009).

Jak roste pH, tak se snižuje i obsah hliníku ve vodě, jak vyznačuje obr. 10. Atmosférická depozice síry je dnes na úrovni 40. let 20. stol. avšak pH jezerní vody zdaleka nedosahuje hodnot z této doby. Voda je mnohem kyselejší a odpovídá přibližně situaci z poloviny 70. let. Regenerace je velmi pomalá a je to důsledkem vyčerpáním zásoby bazických kationtů v půdách a poklesem jejich depozice (Hruška et al. 2009).

Dalším příkladem regenerace vod z okyselení je porovnání koncentrací beryllia viz obr. 11. Beryllium je prvek patřící do skupiny rizikových prvků a do povrchových vod se uvolňuje podobně jako hliník s rostoucí kyselostí půd a vod. Antropogenních zdrojů kontaminace není mnoho, tak jeho koncentrace dobře vypovídají o acidifikaci území. Ze zdravotního hlediska je beryllium potenciálním mutagenem. Pokles koncentrací na území ČR jak znázorňuje obr. 11 je velmi výrazný (Hruška et al. 2009).



Obr. 11. Koncentrace beryllia v povrchových vodách ČR v období 1984-96 a 2007-08. Zdroj: Hruška et al. (2009).

3.2.3 Kontaminace rizikovými prvky

Kontaminace půdy vyjadřuje nadměrný obsah nežádoucích prvků nebo látek (polutantů) v půdách, který vede k nepříznivým projevům. Jedná se o jednu ze základních forem degradace půdy. Kontaminace podle Váchy & Sáňky (2009) může znamenat tato rizika:

- zvýšenou zátěž potravního řetězce, způsobenou vstupem polutantů z půdy do rostlin, transferovou cestou přes kořenový systém rostlin, vedoucí k překročení kritické zátěže rostlin (překročení limitních hodnot rizikových látek v píceňkách a rostlinné produkci pro krmivářské a potravinářské využití),
- překročení hodnot fytotoxicity u vybraných rizikových prvků, které může vést k významné redukci a pozastavení růstu rostlin a tím k významnému snížení výnosu zemědělských plodin. Výrazné omezení růstu rostlin může také způsobit nedostatečnou ochranu povrchu půdy rostlinným pokryvem, s následujícími degradačními procesy (odnos půdních částic vodní a větrnou erozí atd.),
- dopad činnosti půdního edafonu toxickým působením kontaminantů, které následně může narušit např. procesy humifikace organické hmoty, pozitivní působení půdních mikroorganismů na rostliny, tvorbu půdních agregátů činností půdního mezoedafonu apod.,
- ovlivnění kvality povrchové a podzemní vody nadměrnou kontaminací, způsobenou průnikem polutantů do podzemní vody a odnosem kontaminovaných půdních částic do povrchové vody, které druhotně může znečistit rybníční a říční dnový sediment, přímé ohrožení zdraví, kdy dochází ke vstupu polutantů do organismu cestou inhalační, dermální a orální. Riziko je velmi závažné, především u As (karcinogen první kategorie) a perzistentních organických polutantů, s prokázanými toxickými vlastnostmi.

Rizikové prvky nebo také potenciálně toxické prvky, zahrnují kovy a metaloidy, z nichž některé působí ve vyšších koncentracích (vyšších než esenciálních, popř. požadových), fyto nebo zoo-toxicky. Toxicita rizikových prvků je úměrná aktivitě volných iontů v prostředí (Hall et al. 1999). Mnohé toxické prvky jsou současně i prvky stopovými. Tzn., že jejich koncentrace v daném prostředí nepřesahuje hodnotu $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ a značný počet prvků je také esenciální pro rostliny nebo živočichy. Z velké části zahrnují rizikové prvky skupinu tzv. těžkých kovů (Jurinaka et Tanji 1993).

Do skupiny rizikových prvků (RP) náleží i ty mající významné toxikologické vlastnosti. Zároveň u většiny z nich hrozí zvýšený vnos do prostředí v souvislosti s antropogenní činností. Řadíme k nim As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Tl, V, Zn (Sánka et Materna 2004).

Budňáková (2017) uvádí, že většina z těchto RP náleží do skupiny přechodných prvků s neúplně zaplněnými d-orbitaly, s výjimkou Hg, Cd a Zn, které mají d-orbitaly zaplněné a tím se málo podílejí na kovové vazbě. To se odráží i na jejich fyzikálních vlastnostech, např. nízké teplotě tání (Nies 2003). Mezi těmito kovy, jsou Fe, Mn Mo, které jsou důležité stopové prvky, zatímco Zn, Ni, Cu, Co, Cr a V jsou potenciálně toxické stopové prvky. Prvky Ag, As, Hg, Cd, Pb a Sb nemají žádnou důležitou funkci jako živiny a jsou toxické pro vegetaci a mikroorganismy (Nies 1999).

Podlešáková et al. (2001) rozdělují rizikové prvky na základě studia jejich mobility a transferu do rostlin následovně:

- prvky s vysokou mobilitou a závislostí na pH a vysokým transferem do rostlin, kam byly zařazeny Mn, Cd, Co, Zn, Ni,
- prvky s vysokou potenciální mobilitou Pb a Cu,
- prvky s nízkou mobilitou i nízkou potenciální mobilitou a nízkým transferem do rostlin Be, As, Cr, V.

Vzhledem k relativní mobilitě, přetrvávání a široké distribuci v životním prostředí, je jejich odstranění pro dnešní generace velmi obtížné (Tao et al. 2013). Vývoj celkových emisí je uveden na obr. 12. Rizikové prvky mají taktéž prokazatelně negativní vliv na lesní ekosystémy, ovšem většinou působí součinně s ostatními stresory, zvláště s kyselými srážkami a nadměrnou depozicí dusíku. Uhlířová et Hejdová (1999) uvádí, že v podmínkách České republiky nepředstavují rizikové prvky v naprosté většině případů hlavní stresor. Ovšem vzhledem ke značnému narušení velké části porostů, může být jejich vliv velmi výrazný, což souvisí s obecným jevem snadné ovlivnitelnosti systémů nacházejících se blízko hranice nestability. Pro sledování zátěže lesních ekosystémů jsou často využívány bioakumulátory, které akumulují rizikové prvky. Jsou to houby či mechorosty (Uhlířová et Hellebrandová 2007).

Obecně lze konstatovat, že mobilita rizikových prvků (RP) v půdním profilu sleduje zhruba následující řadu: $\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr}$. Zn a Cd jsou tedy vůbec nejmobilnějšími rizikovými prvky. Pb se váže především na oxidy-hydroxidy železa a organickou hmotu, z čehož vyplývá, že můžeme počítat s poměrně nízkou mobilitou tohoto prvku. Vůbec nejnižší mobilitu vykazují Ni a Cr, jež mohou být inkorporovány přímo do struktury jílu (Probst et al. 2003).

Vstupy RP do půd můžeme rozdělit na přirozené a antropogenní. Mezi přirozené vstupy řadíme zvětrávání hornin, atmosférické srážky, pevný spad na vegetaci a podzemní vody. U antropogenních vstupů lze rozlišovat mezi přímým nebo úmyslným použitím např. moření osiva,

ochrana kultur prostředky ochrany rostlin, zlepšování půdní úrodnosti aplikací hnojiv, sedimentů, kalů z ČOV apod. (Budňáková 2017).

Vácha et al. (2009) konstatují, že preventivní hodnoty, viz tabulka 4, prezentují tzv. požadované hodnoty rizikových prvků a perzistentních organických polutantů v našich zemědělských půdách. Tyto hodnoty byly odvozeny statisticky, v případě rizikových prvků jsou dány jejich přirozenými obsahy v půdotvorných substrátech včetně připočtené průměrné rozptýlené antropogenní zátěží (mokrou a suchou depozicí).

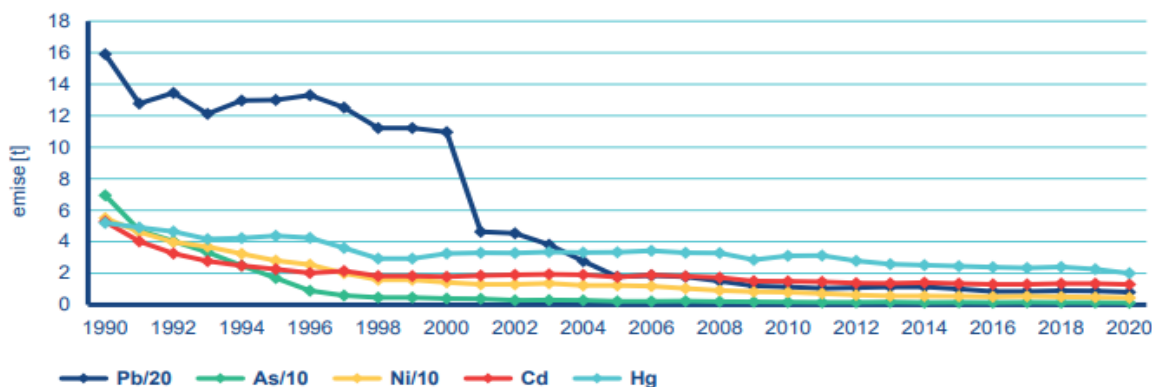
Preventivní hodnoty obsahů rizikových prvků v zemědělské půdě zjištěné extrakcí lučavkou královskou (mg.kg^{-1} sušiny)

Kategorie půd	Preventivní hodnota ¹⁾										
	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg ²⁾	Ni	Pb	V	Zn
Běžné půdy ³⁾	20	2.0	0.5	30	90	60	0,3	50	60	130	120
Lehké půdy ⁴⁾	15	1.5	0.4	20	55	45	0,3	45	55	120	105

Tabulka 4. Tabulka preventivních hodnot RP v zemědělské půdě. Zdroj: Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

1) Hodnoty se netýkají půd geogeně anomálních, na které mají být použity sedimenty podle právních předpisů o používání sedimentů na zemědělské půdě. 2) Celkový obsah. 3) Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách včetně půd na karbonátových horninách. 4) Lehké půdy: půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou.

Existují dvě velké skupiny proměnných parametrů, které ovlivňují transport a osud toxikantů v půdě: první skupina zahrnuje vlastnosti samotných rizikových prvků, především jejich iontů, ale například u Hg, As a Se i jejich kovalentních sloučenin, do druhé skupiny pak náleží některé parametry půdního prostředí. Tok rizikových prvků systémem se děje po určitých transportních cestách, v nichž dochází k jejich akumulaci (Yelpatyevsky et al. 1995). Translokace prvků, ovšem nejen rizikových v půdě, závisí především na třech hlavních faktorech: rozpustnosti daného iontu ve vodě, jeho tendenci k vazbě na půdní částice (zvláště sekundární minerály a agregáty) a na poptávce biotické části systému po tomto prvku (Perry 1994).



Obr. 12. Vývoj celkových emisí toxických kovů, 1990–2020. Zdroj: ČHMÚ (2021)

Mechanismus biologické přístupnosti rizikových prvků se děje procesem přechodu rizikových prvků z pevné fáze do půdního roztoku, poté vlastní příjem rostlinou prostřednictvím kořenového systému, do jehož blízkosti jsou prvky transportovány difúzí (Vácha et al. 2014). Na příjmu prvků kořenovým systémem se podílí nejvíce kořenové vlášení svoji sorpční plochou a metabolicky vysoce aktivními buňkami, jak uvádí Šebánek et al. (1983).

Sauerbeck et Lübben (1991) konstatují, že koncentrace rizikových prvků v kořenovém systému je převážně vyšší než jejich koncentrace v nadzemní části. Obsahy většiny rizikových prvků v jednotlivých orgánech rostliny obvykle klesají v posloupnosti kořeny, listy, stonky, zásobní orgány, semena. Vácha (2015) zdůrazňuje, že obsahy rizikových prvků v rostlině je různý taktéž ve fenologických fázích. Např. nejvyšší koncentrace rizikových prvků v rostlinné biomase je u obolnin zhruba ve fázi 4-5 listu, a v dalších růstových fázích koncentrace klesá a dochází k separaci rizikových prvků do jednotlivých orgánů rostlin. Výrazné rozdíly v příjmu rizikových prvků pozorovaly i Sauerbeck et Lübben (1991) a to v rámci rostlinného druhu. Zjistili transferové koeficienty (obsah prvků v rostlině/celkovým obsahem v půdě) a seřadili vybrané zemědělské plodiny do skupin podle hodnot těchto koeficientů.

Indikační hodnoty rizikových prvků, které jsou uvedeny v tabulkách 5, 6, 7, byly stanoveny jako hodnoty indikující možné překročení kritické zátěže jejich obsahů v rostlinách, plodinách z pohledu přestupu do potravního řetězce a omezení růstu rostlin v podobě fyto toxického působení rizikových prvků v rostlinách omezující tvorbu výnosu zemědělských plodin. Hodnoty byly určeny na základě terénních a nádobových experimentů za použití statistických metod. Tyto metody hodnotily závislost mobility rizikových prvků na vybraných půdních vlastnostech a jejich přestup do testovací rostliny, např. ředkvičky, triticales, pčiny na orné půdě (Němeček et al. 2001).

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny)

Rizikový prvek	Půdní druh	pH /CaCl ₂	Indikační hodnota	
			extrakce lučavkou královskou	extrakce NH ₄ NO ₃
As	-	-	40,0	1,0
Cd	Běžné ¹⁾ půdy	≤ 6,5	1,5	-
		> 6,5	2,0	0,1
	Lehké půdy ²⁾	> 6,5	2,0	0,04
Ni	-	≤ 6,5	150	-
	-	> 6,5	200	-
	-	-	-	1,0
Pb	-	-	300	1,5
Hg ³⁾	-	-	1,5	-

Tabulka 5. Tabulka indikačních hodnot RP v rostlinném druhu. Zdroj: Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

1) Běžné půdy: písčito-hlinité, hlinité, jílovitohlinité a jílovité půdy, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se o půdy s normální variabilitou prvků, s normálním půdním vývojem v různých geomorfologických podmínkách včetně půd na karbonátových horninách. 2) Lehké půdy: půdy vzniklé na velmi lehkých a chudých matečních horninách jako jsou písky a štěrkopísky. Při vymezení těchto půd se vychází ze zastoupení jemných částic (do 0,01 mm), které tvoří maximálně 20 %. Tyto půdy se vyznačují velmi nízkou absorpční kapacitou

Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny).

Rizikový prvek	pH /CaCl ₂	Indikační hodnota	
		extrakce lučavkou královskou	extrakce NH ₄ NO ₃
Zn	-	400	-
	-	-	20
Ni	≤ 6,5	150	-
	> 6,5	200	-
	-	-	1,0
Cu	< 5,0	150	-
	5,0-6,5	200	-
	> 6,5	300	-
	-	-	1,0

Tabulka 6. Tabulka indikačních hodnot RP v rostlinném druhu. Zdroj: Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Vysvětlivky: 1) celkový obsah

Indikační hodnoty rizikových prvků, při jejichž překročení může být ohroženo zdraví lidí a zvířat ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny).

Rizikový prvek	Indikační hodnota (extrakce lučavkou královskou)
As	40
Cd	20
Pb	400
Hg ¹⁾	20

Tabulka 7. Tabulka indikačních hodnot RP v rostlinném druhu. Zdroj: Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Vysvětlivky: 1) celkový obsah

3.2.4 Vliv znečištění ovzduší na rostlinou fyziologii

Znečištění ovzduší je považováno za multisresové prostředí tím, že vegetace je vystavena různým druhům znečišťujících látek, např. plyny (SO₂, NO₂, VOC) a částicemi (stopové prvky, rizikové kovy, PAU). Na reakci rostliny zatížené na látky znečišťující ovzduší se mohou podílet i další faktory, jako je stav vody, světlo, relativní vlhkost, okolní teplota, dostupnost živin apod. (Ram et al. 2015).

Přežití rostliny závisí na fyziologické odezvě dané rostliny na stresory, které na ni působí z různých prostředí. Podle Osmonda et al. (1987) jsou v ekologii a zemědělství za stresory posuzovány vlivy negativně ovlivňující schopnost rostliny růst, vyvíjet se a reprodukovat se pod úroveň svého genotypového potenciálu. Celkový růst a vývoj rostlin se různí podle fyzikální a chemické povahy znečišťujících látek (Pandey et al. 1999).

Stresová reakce, její průběh a poté i konečný výsledek závisí na intenzitě a délce působení stresoru na danou rostlinu, a především na geneticky vázaných předpokladech odpovědi, souhrnně nazvaných adaptační schopnost. Přechodné zvýšení odolnosti, krátkodobé, nedědičné změny v rámci fenotypové plasticity jistého genotypu nazýváme aklimace, která je založena na změnách rychle pomíjivých (tvorba specifických metabolitů), ale i na změnách trvalejších (změny v tvorbě nových orgánů a v jejich vnitřní struktuře) (Gloser et al. 1998). Fyziologické změny jsou zapříčiněny expresí genů aktivovaných signálními molekulami (například cyklin-dependentní proteinkinázy nebo mitogenem aktivované proteinkinázy), chránící rostlinu před stresem (Hasanuzzaman et al. 2013).

Během vývoje se rostliny vybavily velkým množstvím obranných drah, při kterých vznikají a zpětně regenerují na sloučeniny, umožňující rostlinám aktivně ovlivňovat stresové faktory i následky vzniklé jejich působením. Pod vlivem stresových faktorů, např. rizikové prvky nebo aktivní formy kyslíku, dochází v buňkách již během jedné hodiny k velmi dramatickým biochemickým změnám. S výjimkou změn enzymové aktivity a biochemických procesů stoupá tvorba některých proteinů, tvorba jiných se naopak zastavuje. Ovšem ve velké míře se také syntetizují proteiny, které za normálních okolností nejsou v buňce dohledatelné (Gloser et al. 1998).

Stresové reakce rostlin jsou neodmyslitelně spojeny se zvýšením tvorby aktivní forem kyslíku ROS (singletní kyslík, superoxidový radikál, hydroxylový radikál a peroxid vodíku), ale současně i se zvýšením potenciálu pro jejich odstraňování. Nerovnováha mezi tvorbou ROS a bezpečnou detoxikací představuje metabolické stavy často označované jako oxidační stres (Hůnová 2010). Neboli oxidační stres je nerovnováha mezi tvorbou reaktivního kyslíku (volných radikálů – VR), který vzniká jako vedlejší produkt okysličování a látkové výměny, a schopností organismu rychle odbourávat a detoxikovat reaktivní meziprodukty.

Naproti tomu antioxidační aktivita je schopnost sloučeniny inhibovat oxidační degradaci jiných sloučenin (Sochor et al. 2010). Tvorba VR resp. ROS zahrnuje řadu neenzymových dějů (ionizující záření, exhalace z průmyslu, kouření aj.); stejně tak mnohé prostředky antioxidační ochrany mají neenzymový charakter (vitaminy C, E, β -karoten, bílkoviny achelátotvorné látky vázající přechodné kovy aj.). Existuje však i množství dějů katalyzovaných enzymy, při nichž ROS vznikají nebo jsou naopak odbourávány. Reakce radikálů způsobuje změny ve struktuře buněk, dochází k poškození rostlinných pletiv, orgánů a důležitých funkcí. Narušují správnou tvorbu biologicky významných sloučenin, jako jsou lipidy, nukleové kyseliny a bílkoviny, modifikují jejich strukturu a tím i jejich funkci (Fidler et al. 2007). Negativní projevy volných radikálů způsobují řadu patologických změn nebo v důsledku působení těchto změn na organismus mohou způsobit sekundární poškození (Gazdík et al. 2008). Antioxidační aktivita se stanovuje pomocí antioxidantů, molekul, chránící organismy před negativními účinky ROS. Antioxidanty mohou zabránovat nebo omezovat oxidační destrukci látek (Fidler et al. 2009). Tyto obranné mechanismy jsou zejména enzymatické (superoxiddismutasa, glutathion peroxidasa, katalasa, glutathionreduktasa), ale částečně také neenzymatické povahy (α -tokoferol, kyselina L-askorbová, glutathion, koenzym Q10, flavonoidy, albumin atd.). Princip tohoto obranného mechanismu spočívá ve schopnosti těchto sloučenin poskytnout volný radikál, který se spojí za vzniku neutrální molekuly s reaktivním radikálem (Shao et al. 2008).

3.2.5 Bioindikátory, biomonitory, biomarkery znečištění ovzduší

Pojem „bioindikátor“ se označují všechny způsoby detekce biotických reakcí ekosystémů na environmentální stres. Podle Kotlík (1999) je biomonitor vždy současně bioindikátor, ale bioindikátor nemusí vždy splňovat nároky funkcí biomonitoru.

Holt et Miller (2014) popisují bioindikátory ve smyslu environmentálního monitoringu jako organismy či ekosystémy informující o kvalitě životního prostředí a jeho změnách v čase. Vztah každého druhu preferující určitou kombinaci ekologických podmínek, tzv. ekologickou valenci, je důležitý pro ekosystém, ve kterém se nachází. Podle Kotlíka (1999) tyto různé požadavky jedinců umožňují zpětně využít jejich přítomnost k hodnocení ekologických podmínek. V případě rostlinných bioindikátorů se jedná např. o poškození listové plochy.

Oproti tomu Markert (2003) označuje biomonitory jako organismy, jejich části nebo společenstva, které vykazují informaci o stavu životního prostředí z kvantitativního hlediska. Jejich základní vlastností je schopnost kumulovat polutanty z prostředí bez letálního účinku. Využívají se tedy k hodnocení expozice, kdy indikační jedinec představuje předlohu nebo matrici pro vlastní chemickou analýzu toxikantu.

Jak již bylo popsáno výše se xenobiotika vzdušnou expozicí dostávají do vegetace a ekosystémů atmosférickou depozicí nebo také úmyslně, např. postřikem při aplikaci pesticidů. Vstup do rostlinných pletiv se uskutečňuje pomocí průduchů nebo přímo přes kutikulu a epidermis. Kutikula se svým obsahem vosku podílí na záchytu lipofilních toxikantů, jako jsou polychlorované bifenylly, polycyklické aromatické uhlovodíky a další. Přestup prvním nebo druhým zmíněným způsobem je závislý na vlastnostech polutantu a také na druhu rostliny (Holt et Miller 2014).

Biomarkery jsou měřitelné biologické parametry organismu na úrovni pletiv, buněk nebo molekul (fyziologické a morfologické změny, enzymatická aktivita, vyplavení stresových hormonů apod.). Jejich přítomnost indikuje stav jedince, který může být vyvolán např. toxikantem, fyzickým stresem aj. Podle Mukherjee et al. (2019) jsou biomarkery změny v parametrech rostlin, které pomáhají v určitém čase jednoduše zhodnotit kvalitu ekologické valence daného druhu. Tito autoři dále uvádí, že listy, které byly vystaveny vysokému množství polutantů, vykazovaly vyšší akumulaci molekul jako jsou fenolické sloučeniny, prolin, malondialdehyd a celulóza s nižším množstvím chlorofylu. Znečištění ovzduší působící jako stresor, vede ke změně v syntéze bioaktivních molekul v rostlině. Z tohoto pohledu lze vyvodit, že biochemické parametry mohou sloužit jako účinné biomarkery kvality ovzduší v dané oblasti.

3.2.6 Index tolerance rostlin k znečištění ovzduší

Rostliny mohou odstraňovat látky znečišťující ovzduší (SO₂, HF, PAN, těžké kovy, např. rtuť (Hg), olovo (Pb) třemi způsoby, a to absorpcí listů, usazováním částic na povrchu listu a spadem částic na závětrné straně vegetace. Tyto polutanty mohou nepříznivě ovlivnit růst rostlin změnou biochemického složení, rychlostí fotosyntézy, klíčení semen, v počtu květů, délce stopky a průduchách. Některé rostliny se dokážou přizpůsobit změněnému prostředí díky biochemickým úpravám, a to v celkovém obsahu chlorofylu, obsahu kyselině askorbové, pH listového extraktu a relativnímu obsahu vody v listech. Podle těchto biochemických parametrů, které se mohou navzájem kombinovat je určen index tolerance znečištění ovzduší APTI daného rostlinného druhu. APTI vyjadřuje schopnost rostlin čelit nepříznivým účinkům znečištění ovzduší (Bharti et al. 2018).

APTI, jak uvádí práce Nayak et al. (2015) lze použít k identifikaci citlivých a tolerantních druhů rostlin vůči látkám znečišťujícím ovzduší. Na znečištěných lokalitách působí citlivé druhy např. mangovník indický jako indikátory včasného varování před znečištěním, zatímco tolerantní druhy např. fikus banyán jako záchyt polutantů. Lze je tedy využít k výsadbě zelených pásů (Rai a Panda 2014).

Stejný názor má i Wang et al. (2019), který popisuje za tolerantní druhy ty, které dosahují vyšších hodnot APTI vůči znečištěnému prostředí. Zatímco druhy, které dosáhly nízké hodnoty APTI, náleží k citlivým druhům a působí jako bioindikátory znečištění ovzduší.

APTI může být vypočítán podle následujícího vzorce (Singh 1983):

$$APTI = (A * (T+P)+R)/10$$

kde A (mg/g) = kyselina askorbová, T (mg/g) = celkový chlorofyl, P = pH extraktu z listů,
R (%) = relativní obsah vody.

Kyselina askorbová je silný antioxidant a její koncentrace se zvyšuje s mírou znečištění z dopravy i průmyslu oproti pH listového extraktu a chlorofylu v buňkách. Jejich hodnoty se naopak snižují v reakci na zvyšující znečištění. Relativní obsah vody při stresu napomáhá udržovat fyziologickou rovnováhu rostliny. Podle práce Molnára et al. (2020) se celková tolerance rostlin obvykle zvyšuje v reakci na antropogenní znečištění v městských i průmyslových oblastech.

Banerjee et al. (2019) ve své práci uvádí škálu hodnot APTI, pokud jsou hodnoty APTI < než 1 rostliny jsou zařazeny do skupiny vysoce citlivé, rozmezí 1-16 jsou označeny jako citlivé, rozmezí 17-30 vykazují rostliny označené za občasně tolerantní a poslední skupinou 30-100 jsou rostliny považovány za tolerantní.

Roy et al. (2020) uvádí ve své práci, že podle naměřených hodnot indexu tolerance znečištění ovzduší (APTI) byly citlivými druhy označeny mangovník indický (*Mangifera indica*), zederach indický (*Azadirachta indica*) a fíkovník posvátný (*Ficus religiosa*). Zatímco fikus banyán (*Ficus benghalensis*) a *Alstonia scholaris* byly vůči znečištění ovzduší pouze tolerantní. Tito autoři dále uvádějí použití dalších indexů např. index očekávané výkonnosti (API), který zjistil stejný výsledek jako index APTI u rostlin tolerantních. Dále index geoakumulace (I_{geo}) a faktor obohacení (EF), kterými byla zjištěna kontaminace půdy mědí a kadmia v odebraných vzorcích. Rostlinné druhy kvajáva hrušková (*Psidium guajava*), mangovník indický (*Mangifera indica*), *Alstonia scholaris* a fíkovník posvátný (*Ficus religiosa*) byly vyhodnoceny jako výbornými fytoextraktory mědi. Kadmium se v nich nehromadilo. Tyto rostliny lze tedy určit jako bioindikátory mědi.

Nadgórska-Socha et al. (2017) uvádí, že pomocí indikace APTI mohou ekologové vybírat tolerantní rostlinné druhy vůči znečištění polutanty v městském prostředí. Např. mezi listnaté dřeviny s dobrou akumulací rizikových kovů náleží *Acer* sp., *Populus* sp., *Robinia* sp., *Salix* sp. a *Betula* sp. Index APTI napomohl k vyhodnocení břízy (*Betula* sp.) jako biomonitoru na rizikové kovy a z bylin získaly pozornost jako bioindikátory pampelišky smetánky (*Taraxacum* sect. *Ruderalia*) a jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata* L.).

3.3 Vliv polutantů na rostliny

Poškození rostlin polutanty je zahrnuté mezi fyziologická poškození, které vzniká působením plynné, tekuté či pevné chemické látky, jež je svým vznikem nebo složením cizorodá soustavám živých organismů (Kůdela et al. 2013)

Polutanty mohou ovlivňovat rostlinná pletiva přímo (polutant působí na nadzemní orgány) anebo nepřímo (přes půdní prostředí). Rostliny do určité míry tolerují různé příměsi ovzduší, dokonce zvýšenou koncentraci polutantů mohou využívat ke svému užitku, např. amoniak jako zdroj živin, vápník a draslík z cementárenského prachu ke snížení kyselosti půd apod. Ovšem pokud koncentrace polutantů znečišťující ovzduší přesáhne danou mez, fyziologické pochody jako rychlost respirace, vodní režim, metabolismus fytohormonů je narušen a rostlina může i uhynout. Jak již bylo zdůrazněno v předchozí kapitole toxicita závisí na citlivosti rostliny, chemickém charakteru emisí, koncentraci, délce působení, kumulaci, popřípadě kombinaci více toxikantů najednou, která účinek zvyšuje (Kůdela et al. 2013).

Oxid uhelnatý způsobuje epinastii, chlorózu a opadávání listů. Oproti ethylenu, který taktéž způsobuje epinastii, by musela být koncentrace CO 1000x vyšší, aby byla stejná míra poškození. Příznaky poškození u rostlin pod expozicí 100 ppm po dobu 1 týdne nebyly zjištěny (Khallaf 2011). Oxid uhelnatý má inhibiční vliv na fixaci dusíku. V koncentraci od 0,01 % až 1 % se objevuje poškození ve formě padání listů, kroucení listů, zmenšování velikosti listů, předčasné stárnutí a iniciace kořenů na stopkách. Oxid uhelnatý taktéž zpomaluje buněčné dýchání (Jauhari 1992).

Oxid siřičitý proniká do listů především průduchy přes asimilační orgány, tím poškozují tvorbu chlorofylu, narušuje fotosyntézu a funkci průduchů. Přispívá tak ke ztrátě vody z listů. U citlivých rostlin se snižuje růst již při koncentraci SO₂ kolem 10 μg.m⁻³. Překročení průměrné limitní hodnoty 20 μg.m⁻³ znamená přímé poškození asimilačního aparátu (Kůdela et al. 2013). Výsledné poškození je klasifikováno buď jako akutní nebo chronické. Akutní poškození je způsobeno absorpcí vysokých koncentrací v relativně krátké době a příznaky se projevují jako oboustranné lézy, vyskytující se mezi listovou žilnatinou a na okrajích listů, dále způsobuje koncové zasychání či žlutavé a nekrotické pruhy na jehlicích a chlorózy listových čepelí listnáčů. Nekrotické oblasti listů se barví od světle hnědé až po oranžovočervenou nebo hnědou. Záleží na roční době, rostlinném druhu a počasí (Zapletal 2014). Tento autor dále konstatuje, že vzhledem k současnému snížení emisí SO₂ převažuje v ČR chronické poškození rostlin se synergickými účinky s ostatními škodlivinami. Účinky SO₂ na vyšší rostliny se projevují v poškozování jejich fotosyntetického aparátu, což vede k poškození a k odumírání keřů, stromů a hynutí celých lesních ekosystémů, nejvíce jsou napadeny jehličnany. Poškození jehličnanů může být vyvoláno již koncentracemi 0,010-0,031 mg.m⁻³.

Khallaf (2011) uvádí, že na chronické poškození SO₂ reagují rostlinné druhy velmi rozdílně. Dokonce i jedinci stejného druhu se mohou značně lišit ve své citlivosti na oxid siřičitý. Je to dáno rozdílnou zeměpisnou šířkou, klimatem, fenologickou fází a zrání.

Citlivost druhů a odrůd uvádí Kůdela et al. (2013) takto: z jehličnanů jsou citlivější smrk *Picea abies*, borovice *Pinus sylvestris* a jedle *Abies alba*, z listnáčů jasan *Fraxinus excelsior*, jádroviny, ořešák. Naopak odolnější jsou jalovce *Juniperus* spp., tisy *Taxus baccata*, smrk *Picea pungens*, duby, javory apod. Z polních plodin jsou citlivé brambory, řepa, vojtěška a odolnějšími druhy jsou kukuřice, slunečnice, cibule, řepka a košťáloviny. Obecně jsou citlivější sazenice než starší rostliny.

Oxidy dusíku přímo nemění asimilační orgány, ale omezují nebo redukují fotosyntézu. Zvyšují obsah dusíku v sušině, to má za následek zrychlený růst a nerovnováhu v příjmu živin např. Mg, K, P, dále nedostatečnému vyzrávání a snížení odolnosti k mrazu a suchu. Významný je synergický vliv při výskytu ostatních polutantů zejména ozonu. Klíčovou roli mají při vzniku fotochemického smogu, podílu na acidifikaci a eutrofizaci prostředí (Kůdela et al. 2013).

Amoniak a jeho kritické koncentrace v ovzduší se obvykle uvádí v rozmezí jednotek až desítek $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Poškození vegetace souvisí s přímým proniknutím do listů a nadzemních částí, omezením respirace a fotosyntetické fosforylace. U širokolistých rostlin poškození způsobuje mezižilnatinovou nekrózu a zasychání špiček u jehličnanů vrcholovou nekrózou. Zbarvení listů bývá tmavší a intenzivnější než při toxicitě SO_2 . U poškozených stromů dochází ke snížení obsahu ligninu, nerovnováze ve výživě v poklesu Ca a Mg v listech, nedostatečnému vyzrávání pletiv, zvýšené citlivosti k mrazu a suchu (Kůdela et al. 2013).

PANs způsobuje na rostlinách vybělení a bronzovatění na spodní straně listů projevující se oxidačním poškozením mezofylových buněk, ty se následně smršťují, usychají a místo nich do dutin mezi epidermis a mezofyl vnikne vzduch (Lee et al 2013). K citlivým rostlinám se řadí tabák, rajče, paprika, salát, fazol, u ovse jsou to mladé i staré rostliny, lipnice roční, jetel plazivý. Petunie 'White Cascade' spadá mezi bioindikátory PAN, ozonu i NO_x (Kůdela et al. 2013).

PM_x , suspendované částice, prašný aerosol, pevné prachové částice apod. jsou částice pevného a kapalného skupenství, které v důsledku zanedbatelné pádové rychlosti přetrvávají dlouhou dobu v atmosféře. Mezi přímé fyzikální působení na rostliny se řadí překrytí a ucpání průduchů, omezení průniku světla, redukce difúze do/z listů, snížení fotosyntézy, respirace a transpirace. Dochází k přehřátí listového pletiva i k mechanickému narušení povrchu listu. Poškození se projevuje chlorózou, nekrózami, redukováním růstem, a nakonec k úhynu rostliny. Přímé chemické působení na rostlinu působí hlavně toxicky tím, že rozrušují chlorofyl. **Plynné imise** ovlivňují rostliny buď přímo poškozováním pletiv nebo působí nepřímo prostřednictvím půdního prostředí, kdy rostliny přijímají škodliviny kořeny. Poškozování pletiv se děje absorpcí všemi nadzemními orgány a rozhodující je proniknutí otevřenými průduchy do listových pletiv nebo lenticelami do dřevnatých orgánů (Kůdela et al. 2013).

Ozón je nestabilní, má vysokou reaktivitu a tím je nebezpečným polutantem štěpícím plazmatické membrány i další kompartmenty buněk. Je to silné oxidační činidlo vstupující do mezofylu průduchy, poškozuje buněčné membrány a dochází k snížení obsahu chlorofylu, blednutí a postupné destrukci palisádových buněk. Dochází k inhibici enzymů, fotosyntézy, respirace a ztrátě vody z pletiv. Mezi charakteristické příznaky poškození spadá chloróza, kropenatost a skvrnitost listů, jejich vysychání a opad. Skvrny jsou malé, tečkovité stříbřitě hnědé, poté se barva listu postupně mění na červenohnědou až černou. Zbarvení postupuje směrem od okraje listu. Nejcitlivější jsou rychle se prodlužující listy s otevřenými průduchy. Tímto je ovlivněna tvorba biomasy a jednotlivé orgány rostlin zakrňují (Kůdela et al. 2013).

Alves et al. (2016) ve své práci uvádějí, že rozsah poškození listu závisí na množství antioxidantních činidel v listu, tloušťce buněčné stěny, dynamice zavírání průduchů a citlivosti, která je k působení O_3 druhově specifická, např. kvajáva hrušková (*Psidium guajava* L.) a tabák virginský

(*Nicotiana tabacum* L.), jeho odrůda 'Bel W3' náleží mezi bioindikátory (Kůdela et al. 2013). Opadavé stromy reagují na koncentraci zvýšeného ozónu jinak, než stromy stálezelené; jako příklad lze uvést rozdíl mezi druhy rodu *Quercus*: opadavý dub pyrenejský (*Quercus pyrenaica* Willd.) a stálezelený dub cesmínovitý (*Quercus ilex* L.) (Calatayud et al. 2011a). Citlivost může být jiná mezi různými kultivary v rámci jednoho druhu; např. broskvoň (*Prunus persica* L.), její nektarinkové odrůdy jsou vůči působení ozónu tolerantnější než odrůdy s pravými broskvemi (Dai et al. 2017).

3.4 Využití kalorimetrie ve stresové fyziologii

Rozsáhlá problematika o rozmanitosti působení stresorů, o koordinaci složitého komplexu reakcí, kterými je odpověď rostliny na jejich působení, je intenzívně studována od molekulových a genetických základů až po integrující projevy celé rostliny (Gloser 2010). Vliv stresoru na obsah energie v rostlinné biomase je taktéž velmi komplikovaná, protože stresory nepůsobí obvykle na rostlinu samostatně, ale ve vzájemné kombinaci (Hnilička et al. 2015).

Podle Bláhy et al. (2010) je kalorimetrie jednou z nejvyužívanějších a nejlépe propracovaných metod experimentální termodynamiky a tím nachází široké využití v oblasti biologie, chemie a v dalších odvětvích. Při kalorimetrických měřeních je sledována především teplota a její změna v čase.

Podle Hniličky et al. (2015) je kalorimetrie nezastupitelná taktéž v odpadovém hospodářství, potravinářském a krmivářském průmyslu. Je jednou z klíčových metod základního výzkumu v oblasti přírodních věd. Kombinuje své fyzikální vztahy s vlastnostmi živých organismů a poskytuje přehled o výměně energie mezi rostlinou a jejím prostředím. Na základě metod spalovací kalorimetrie je možné určit vztah mezi zdrojem a sinkem. Dále je možné tuto metodu využít jako jednu z detekčních metod pro stanovení změn metabolismu a stupně odolnosti rostlin, ale i ekosystémů, ve stresových podmínkách.

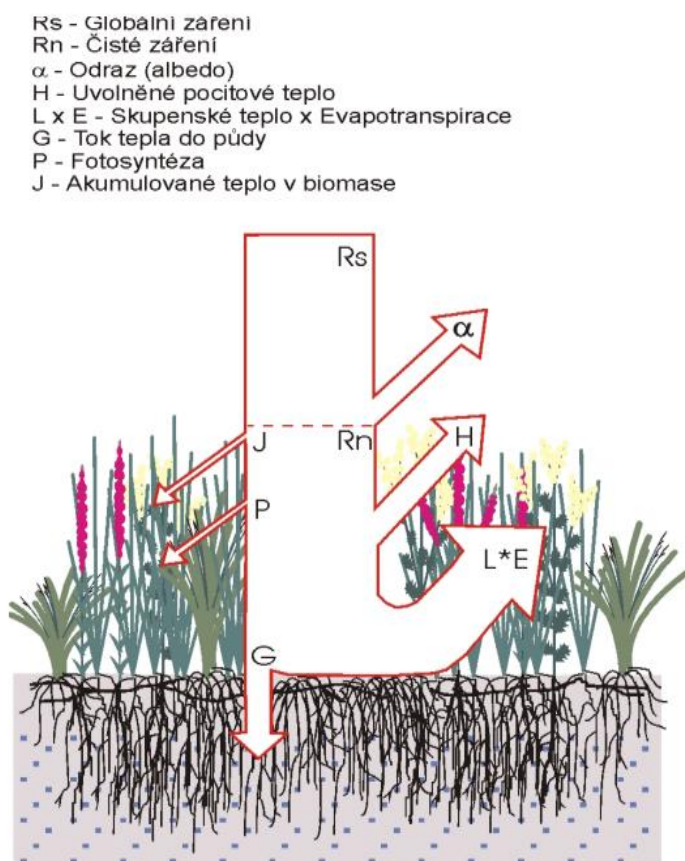
3.4.1 Tok sluneční energie

Rozhodujícím vstupem energie do biosféry a všech ekosystémů je tok slunečního záření dopadajícího na Zemi. Sluneční energie je nezávisle proměnnou složkou ekosystémů. K povrchu atmosféry na plochu kolmou ke směru dopadajících paprsků se dostává během dne sluneční záření o průměrné hustotě $1,38 \text{ KJ.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ($= 1,38 \text{ kW.m}^{-2}$). Tato hodnota je označena jako solární konstanta (Slavíková 1986).

Podle Larchera (1995) proniká k zemskému povrchu pouze 47-48 % záření, ze kterého přibližně 4 % se odráží zpět. Z konečného výsledku 43 % slunečního záření připadá na záření přímé asi 27 % a 16 % na záření rozptýlené. Nejvyšší hodnoty využití slunečního záření je v bohatě strukturovaných porostech lesního typu: tropický deštný les 1,5 %, jehličnaté lesy 1-3 % (boreální jehličnatý les 0,75 %), opadavé lesy 0,5-1 % (temporální opadavý les 1,0 %), pouště 0,01-0,2 %, polopouště 0,04 %, savany a stepi 0,5 %. Z toho může vyplývat, že světlo není limitním faktorem. Rostliny, pro průběh fotosyntetických procesů, využívají radiální energii elektromagnetického záření vlnové délky 380-710 nm, které spadá do oblasti viditelného světla a je definována jako fotosynteticky aktivní radiace s označením FAR.

Nejdůležitějším projevem toku energie v živé přírodě je její přeměna ve fotosyntéze. Tento proces mění kinetickou energii záření na energii chemicky vázanou. Dochází k zabudování CO_2 z atmosféry do organických molekul jako jsou sacharidy, lipidy, proteiny. Celkově bylo odhadnuto, že fototrofy zachytí více než 10^{71} kJ energie za rok a její pomocí vyrobí přibližně $14 \cdot 10^{11}$ t organické hmoty, uvolní tak $15 \cdot 10^{11}$ t O_2 a fixují asi $20 \cdot 10^{11}$ t CO_2 ze vzduchu a oceánů (Vodrážka 1993). Maximální možná účinnost fotosyntézy ve vztahu k absorpci FAR se pohybuje podle dostupných údajů v rozpětí hodnot od 25 % do 44 % v závislosti na rostlinném druhu a podmínkách vnějšího prostředí (Bláha et al. 2010).

Podle Procházky a kol. (2000) dochází v různém poměru k rozdělení toku energie mezi evapotranspiraci, tok tepla do půdy, akumulované teplo v biomase, tok tepla z porostu do ovzduší a fotosyntézu, viz obr. 13. Podle Bláhy et al. (2010) kromě vstupů slunečního záření existují další vstupy energie do ekosystémů. Je to tok tepla z nitra Země k povrchu, který proudí i v noci, je velmi malý, je 6000x nižší než vstupy slunečního záření. Další je tok ohřevného tepla, který vzniká při dýchání všech živých organismů a v neposlední řadě tok tepla do atmosféry uvolňované procesy spojenými s lidskou společností.



Obr. 13. Znárodnění toku radiační a tepelné energie v rostlinné biomase. Zdroj: Pokorný a Květ (2001).

Energie je základní veličinou pro fungování všech ekosystémů. Energie ze Slunce zachycená rostlinnou biomasou je významná pro pochopení energetických vztahů mezi organismy.

Toky energie v ekosystémech mohou odhalit zdroje a dopady ztrát energie taktéž kontrolovat nebo rozdělovat výstupy energie apod. Jeden z důležitých výstupů energie je sklizeň biomasy (Sahu & Choudhury 2005).

Tok energie je podle Prata (1969) funkcí buněčného dělení a za pomoci spalovací kalorimetrie lze sledovat růstové procesy rostlin.

Z energetického hlediska jsou rostliny nebo ekosystémy otevřené systémy, jsou to systémy závislé na vnějších energiích, jak dokumentuje následující matematický vztah:

$$Q_n = I_v + I_i - I_e - E_x + I_m - T \pm H + F - R$$

Q_n – energetická bilance ekosystému, čistý příjem energie do ekosystému:

- I_v – ozáření (iradiace) ve viditelné oblasti,
- I_i – ozáření (iradiace) v neviditelné oblasti,
- I_e – energie vyzařovaná ekosystémem (půdou, vodou, organismy) do prostoru,
- E_x – množství energie vázané v exportované organické hmotě,
- I_m – množství energie vázané v importované organické hmotě,
- T – energie využitá při evapotranspiraci,
- H – výměna teploty s okolím,
- F – energie fixovaná v hrubé primární produkci (fotosyntéza),
- R – respirace a rozkladné procesy.

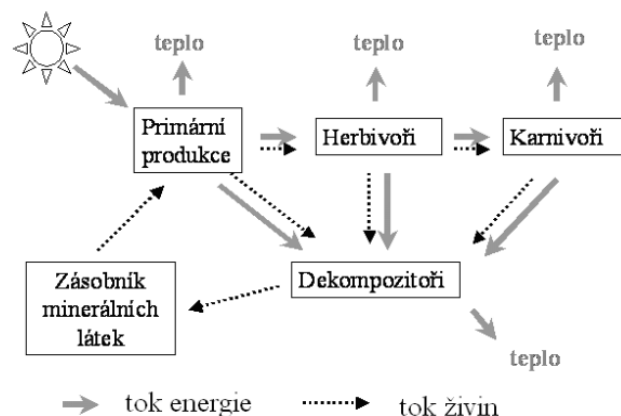
Na celkovou energetickou bilanci ekosystému má zásadní vliv poměr mezi "F" a "R". Tedy pokud je: $v F - R = 0$, ekosystém je z hlediska energetické bilance v rovnováze $v F > R =$ biomasa narůstá, ekosystém se vyvíjí – sukcese (ale např. tropické rašelinné lesy, rašeliniště ap.) $v R > F =$ degradace biomasy ekosystémů, biomasa se spotřebovává. Dlouhodobě nestabilní trend (viz požárové klimaxy, mokřadní olšiny ap.) Hnilička (2015).

Spalná kalorimetrie a z ní vyplývající energetická analýza, jak dokládá práce Hniličky et al. (2015), umožňuje pochopit ekosystém z pohledu jednotlivých vstupů, jejich transformací a výstupů. Předpokladem toku energie a koloběhu látek, biologických cyklů je schopnost živých soustav vytvářet organické látky z látek anorganických a v nich poutat sluneční energii ve formě chemických vazeb. V tom spočívá základní význam nejdůležitější funkční složky ekosystémů, primárních producentů.

3.4.2 Tok energie v ekosystémech a koloběh látek

Mezi biotickou a abiotickou složkou přírody neustále probíhá koloběh látek. Příroda nezná termín odpad. Látky, které se prostřednictvím potravních řetězců stávají součástí těl rostlin a živočichů v ekosystémech, se po jejich uhynutí navrací zpět do neživé složky.

Do těchto přirozených koloběhů zasahuje svou antropogenní činností člověk produkující různé toxické látky. Tyto látky se infiltrují do různých ekosystémů, kumulují se v tělech organismů a stávají se součástí těchto koloběhů. Součástí procesů zabezpečující pohyb látek na Zemi jsou biologické, chemické a geologické děje (Červinka 2005).



Obr. 14. Znázornění toku energie v přírodním ekosystému.
Zdroj: Hnilička et al. (2020)

V ekosystémech jsou vzájemné vztahy mezi organismy i vztahy organismů k biotickému prostředí takové, že tok energie vytváří přesně definovanou potravní strukturu a biodiverzitu. Složky ekosystému jsou ve vzájemných funkčních a trofických vazbách, jejichž důsledkem jsou prostorové vztahy a prostorová struktura (Stražil et Homolka 2005).

Jak již bylo zmíněno, předpokladem toku energie a koloběhu látek, biogeochemických cyklů, je schopnost živých soustav vytvářet organické látky z látek anorganických. Ekosystémem putuje energie přes rostliny, živočichy a rozkladače a při každé přeměně dochází ke ztrátám energie v podobě tepla, jak zobrazuje obr. 14 (Bláha et al. 2010).

Organické sloučeniny uhlíku uchovávají a akumulují energii naproti tomu oxidace sloučenin uhlíku na CO_2 vede ke ztrátě energie, tzn. energie z vegetace se ztrácí v podobě tepla, které vzniká při oxidaci a z této reakce uvolněný CO_2 může opět asimilovat ve fotosyntéze. Jde o produkci primárního ekosystému, která se dělí na hrubou primární produkci a čistou primární produkci (Hnilička et al. 2015). Hrubá domácí produkce je tedy veškerá organická hmota vytvořená producenty a látky spotřebované na krytí metabolických procesů za určitou dobu na jednotce plochy nebo objemu oproti čisté primární produkci, která by se dala definovat jako množství fotosynteticky fixovaného uhlíku, které je dostupné první heterotrofní úrovni ekosystému (Nátr 2002).

Hnilička et al. (2020) uvádějí, že ekosystémy jsou s plnou platností termodynamických zákonů (zákon o zachování energie a zákon o přeměně energie) otevřenými systémy. Ekosystém tak představuje dynamický cirkulační systém producentů, konzumentů a rozkladačů energeticky propojených v jejich abiotickém prostředí, schopný samostatné existence. Lindeman (1942) formuloval svůj koncept trofické dynamiky a od té doby se ekologové stále více zajímají o energetické vztahy ekosystémů. Pro pochopení energetické dynamiky jednotlivých společenstev je nutné mít znalosti o energetickém obsahu rostlin.

3.4.3 Obsah energie v rostlinné biomase

Rostliny jsou organismy, které dokážou v procesu fotosyntézy z energeticky chudých látek vytvořit látky energeticky bohaté, které jsou zdrojem výživy pro heterotrofní organismy. Tvorba sušiny a energeticky bohatých látek je ovlivněna nejenom genotypem odrůdy, ale také podmínkami vnějšího prostředí, např. minerální výživou rostlin (Golley 1961). Rhodes et al. (2001) doplňuje mezi vlivy prostředí i ozáření, fotoperiodu a typ půdy. Podle Kuklové et al. (2010) je základní způsob vzniku biomasy přeměna energie záření na energii chemicky vázanou v organických sloučeninách, které obsahují asi 95 % sušiny rostliny. Zbýlých 5 % jsou popeloviny, ovšem tento poměr se může různit podle typu pletiva i genotypu rostliny, také v rámci druhu i podle místa výskytu.

Změny energetického obsahu a zastoupení jednotlivých látek v rostlinných pletivech je spojen s růstem. Tyto změny mají dynamický charakter ve vegetačním období právě proto, že energetická hladina se zvyšuje v souvislosti se syntézou energeticky bohatých zásobních látek generovaných fotosyntézou. (Bláha et al. 2005).

Lieth (1977) popisuje energetický obsah v 1g čerstvé biomasy na $8,37 \text{ kJ.g}^{-1}$. Naproti tomu 1 g sušiny rostlinné biomasy obsahuje průměrně $16,74 \text{ kJ}$ energie, na tomto obsahu se podílejí hlavně sacharidy a lipidy, látky tvořící rostlinnou biomasu (Paine 1971).

Podle Hniličky et al. (2020) je spalovací kalorimetrie destruktivní metodou na stanovení rychlosti fotosyntézy. Tato metoda se používá k detekci změny energetického obsahu biomasy na základě hodnoty tepelného skoku. Hodnoty tepelného skoku určují obsah spalného tepla, to je množství energie přepočtené na 1 g sušiny včetně popela a čisté výhřevnosti, to je množství čisté energie, přepočtené na 1 g sušiny bez popela. Odum (1965) uvádí, že pro porovnání biomasy a jejich jednotlivých částí nebo porovnání rostlinného druhu, není možné stanovit pouze energetický obsah sušiny, tzv. brutto energii, ale i stanovit netto energii, tj. čistou energii po odečtení popela. A je to proto, že obsah popela se v jednotlivých rostlinných pletivech v rámci genotypu i výskytu značně různí. Změny energetického obsahu u ostružiníku maliníku, který se nacházel v poškozených a nepoškozených lokalitách smrkových porostů v oblasti Středního Spíše, oblasti s hornickou činností, na Slovensku zaznamenala ve své práci Kuklová et al. (2014). Hodnoty průměrného obsahu energie naměřené z nepoškozeného smrkového lesa byly $19,08 \text{ kJ.g}^{-1}$ a z poškozené smrkové oblasti $19,13 \text{ kJ.g}^{-1}$. Z uvedeného vyplývá, že obsah energie je vyšší u rostlin z narušených smrkových ekosystémů v porovnání s nenarušenými ekosystémy.

Mezi látky s nejnižším obsahem energie patří kyselina šťavelová ($2,9 \text{ kJ.g}^{-1}$), glycin ($8,9 \text{ kJ.g}^{-1}$) a kyselina jablečná ($10,0 \text{ kJ.g}^{-1}$). Následuje kyselina pyrohroznová ($13,2 \text{ kJ.g}^{-1}$) a sacharidy (glukóza $15,4 \text{ kJ.g}^{-1}$, sacharóza $16,5 \text{ kJ.g}^{-1}$, škrob $17,4 \text{ kJ.g}^{-1}$ a celulóza $17,6 \text{ kJ.g}^{-1}$), lignin má $26,3 \text{ kJ.g}^{-1}$. Obecně platí, že uhlovodíky mají v průměru $17,16 \text{ kJ.g}^{-1}$, bílkoviny $23,65 \text{ kJ.g}^{-1}$ a tuky $39,56 \text{ kJ.g}^{-1}$. Nejvyšší obsah energeticky bohatých látek mají terpeny, ve kterých je průměrný energetický obsah $46,9 \text{ kJ.g}^{-1}$ (Golley 1961). Vzájemný poměr těchto látek představuje celkový obsah energie biomasy jednotlivých orgánů, a proto je obsah energie tak rozdílný. Energetická hodnota sušiny rostliny je určena chemickým složením (Bláha et al. 2010) a vedle chemického složení rostlinné biomasy je obsah energeticky bohatých látek ovlivněn nejen genotypem, ale i příslušností k biologickému rodu.

Podle Song et al. (2016) je energetický obsah v listech ovlivněn také funkční skupinou, kde obsah stoupá v následujícím pořadí: stromy>keře>byliny>jehličnany>listnatá a stálezelená buřeň>listnaté stromy. Energetický obsah fytohmoty je dán ontogenetickým vývojem jednotlivých skupin vegetace.

Energii, která se akumuluje a ukládá v organických sloučeninách uhlíku, lze označit jako výhřevnost, ovšem Werther et al. (2000) toto definoval jako energetický obsah biomasy, kdy oxidací se energie ztrácí ve formě tepla, ale uvolněný CO_2 může být opět využit v procesu fotosyntézy. Ovšem Hnilička et al. (2015) uvádí, že takto naakumulovaná energie v organických látkách může být popsána jako jejich spalné teplo, které vyjadřuje obsah energie v biomase.

Silva et al. (2004) uvádí, že ve vztahu mezi fotosyntézou a růstem se projevuje koordinovaná vazba. V tomto případě fotosyntéza zajišťuje zdroj energie pro růst a vývoj. Z opačné strany růst rostlin ovlivňuje rychlost a míra fotosyntézy (Hnilička et al., 2015). Z výše uvedeného vyplývá, že obsah energie v rostlinné biomase lze stanovit na základě energie vazby nebo na základě spalného tepla.

Další možností, jak vyjádřit energetický obsah rostliny, jsou hodnoty spalného tepla, kde podle ČSN ISO 1928 je spalné teplo definováno jako absolutní hodnota specifické energie spalování na jednotku hmotnosti tuhého paliva, uvolněné spálením paliva v kyslíku ve spalovací nádobě kalorimetru za stanovených podmínek. Předpokládá se, že produkty spalování se skládají z plynného kyslíku, dusíku, oxidu uhličitého, oxidu siřičitého, vody v kapalném stavu (v rovnováze s párou) nasycené oxidem uhličitým za reakčních podmínek ve spalovací nádobě, a popela v tuhém stavu, to vše při referenční teplotě (Tyle et al. 2010).

3.4.4 Stresová fyziologie rostlin

Rostliny vzhledem k jejich schopnosti akumulovat chemické prvky a energii jsou konfrontovány s mnoha stresovými faktory v závislosti na podmínkách prostředí (Parzych a Jonczak 2014, Yu et al. 2016). Na vegetaci rostoucí v podmínkách působení abiotických stresorů obvykle klesá obsah energeticky bohatých látek v biomase všech rostlinných pletiv oproti rostlinám nestresovaným (Hnilička et al. 2015)

Biotické i abiotické stresové faktory mohou nepříznivě ovlivnit růst, vývoj a produktivitu rostlin, tyto faktory se mohou vzájemně kombinovat a kumulovat. Abiotické stresové faktory jako je nízká teplota, horko, sucho, záplavy, sůl, toxicita těžkých kovů, oxidační stres mají za následek neúrody a antropogenní činnost dopomohla k jejich růstu. Všechny tyto stresové faktory jsou hrozbou pro rostliny i celé ekosystémy, brání jim v dosažení jejich plného genetického potenciálu a omezují jejich produktivitu (Mahajan et Tetuja 2005).

Tito autoři popsali, jak je vnímán stresový signál. Zpočátku je to receptory na úrovni buněčné membrány a poté je stresový signál transdukován v buňce. Tím se aktivovují geny reagující na stres pro zprostředkování tolerance stresu. Produkty těchto genů směřují rostliny k adaptaci na způsobený stres a přispívají tak k překonání nepříznivých podmínek. Rostliny projevují reakci na stres na buněčné úrovni a zároveň na úrovni celého organismu.

V případě biotických stresorů se navzájem ovlivňují dva nebo i více živých organismů i s jejich metabolickými procesy. Po napadení patogenem je obsah energie ve fytomase obvykle vyšší než u rostlin bez ataku. Zvýšení hodnot spalného tepla je dáno změnou pohybu uhlíku a zvýšením celkového množství sacharidů a jejich vzájemným poměrem (Bláha et al. 2010).

Práce Hniličky et al. (2015) uvádí, že deficit vody i sucho způsobuje snížení obsahu energie v jednotlivých pletivech, taktéž zaplevelení způsobuje snížení obsahu energie nadzemní biomasy v tomto případě v důsledku konkurence. Taktéž Holá et al. (2010) ve své práci uvádí, že nedostatek vody ovlivňuje fotosyntézu u rostlin kukuřice a tím i akumulaci energie do fytomasy. To dokazuje, že vodní deficit má negativní vliv na obsah energie a je to způsobeno redukcí rychlosti fotosyntézy a tvorby asimilátů. Kombinace stresových faktorů jako je sucho, nízké pH a vysoké teploty zapříčinilo pokles energie v obilce pšenice seté v porovnání se stejným rostlinným druhem z jiné lokality.

Tabulka 9. Srážková charakteristika pro oblast ve Středočeském kraji.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
S	49	37	24	23	102	96	107	84	16	19	56
N	33	28	38	31	64	77	79	72	48	41	51
%	148	132	63	74	159	125	135	117	33	46	103

Hodnoty teploty vzduchu a srážek v konkrétní dny sběru v dané lokalitě.

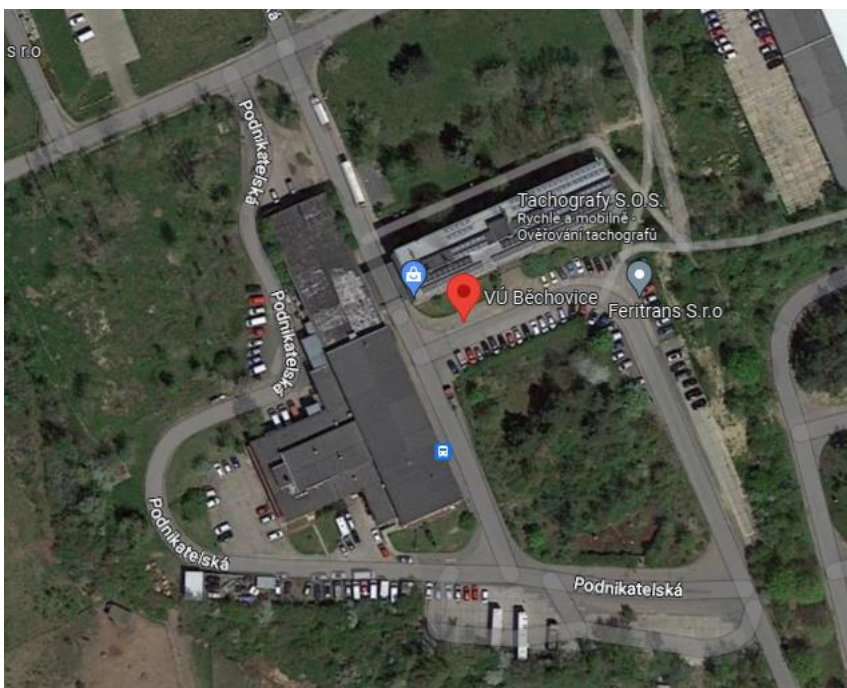
20.6.2021 26,7 °C/0 mm 18.8.2021 17,6 °C/0,1 mm 1.10.2021 11,3 °C/0 mm

Výzkumný ústav Běchovice, obec Běchovice, okres Praha, kraj Praha. GPS: 50°05'23.2"N 14°36'40.8"E.

Na této lokalitě byl v roce 1954 založen Státní výzkumný ústav ochrany materiálu zabývající se problematikou ochrany kovů proti korozi. Ústav ukončil svoji činnost v roce 1998. Vzorke rostlinného materiálu byly odebrány na rekultivovaném pozemku.

Půdní typem je zde kambizem, jsou to půdy se střední rychlostí infiltrace i při úplném nasycení, zahrnující převážně půdy středně hluboké až hluboké, středně až dobře odvodněné, hlinitopísčité až jílovitohlinité, s celkovým

obsahem skeletu do 25 %. Půdy v teplém, mírně suchém klimatickém regionu a málo produkční. Průměrná hodnota pH je 6,4. Vážený průměr obsahu prvků v půdě je 74 mg.kg⁻¹ P, 244 mg.kg⁻¹ K, 166 mg.kg⁻¹ Mg, 2559 mg.kg⁻¹ Ca, 19,1 mg.kg⁻¹ S. Poměr mezi K:Mg dosahuje hodnoty 1,57.



Průměrné měsíční hodnoty teploty vzduchu a srážek za období od ledna do října 2021 jsou uvedeny v tabulkách 10 a 11 a měřeny byly následující hodnoty: T = teplota vzduchu (°C), N = dlouhodobý normál teploty vzduchu 1981-2010 (°C), O = odchylka od normálu (°C), S = úhrn srážek (mm), N = dlouhodobý srážkový normál 1981-2010 (mm) a % = úhrn srážek v % normálu 1981-2010 (ČHMÚ 2021).

Tabulka 10. Teplotní charakteristika pro oblast Praha.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
T	-0,3	-0,3	3,5	6,1	11,1	19,5	19,0	16,7	15,1	8,5	9,9
N	-0,6	0,4	4,0	9,2	13,8	17,2	19,0	18,6	13,7	8,7	10,4
O	0,3	-0,7	-0,5	-3,1	-2,7	2,3	0,0	-1,9	1,4	-0,2	-0,5

Tabulka 11. Srážková charakteristika pro oblast Praha.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
S	49	37	24	23	102	96	107	84	16	19	56
N	33	28	38	31	64	77	79	72	48	41	51
%	148	132	63	74	159	125	135	117	33	46	103

Hodnoty teploty vzduchu a srážek v konkrétní dny sběru v dané lokalitě.

20.6.2021 26,5 °C/0 mm 18.8.2021 16,7 °C/0 mm 1.10.2021 11,5°C/0 mm

Sjezd z dálnice D1 směr Říčany, Říčany – Jažovice, okres Praha-východ, kraj Středočeský.

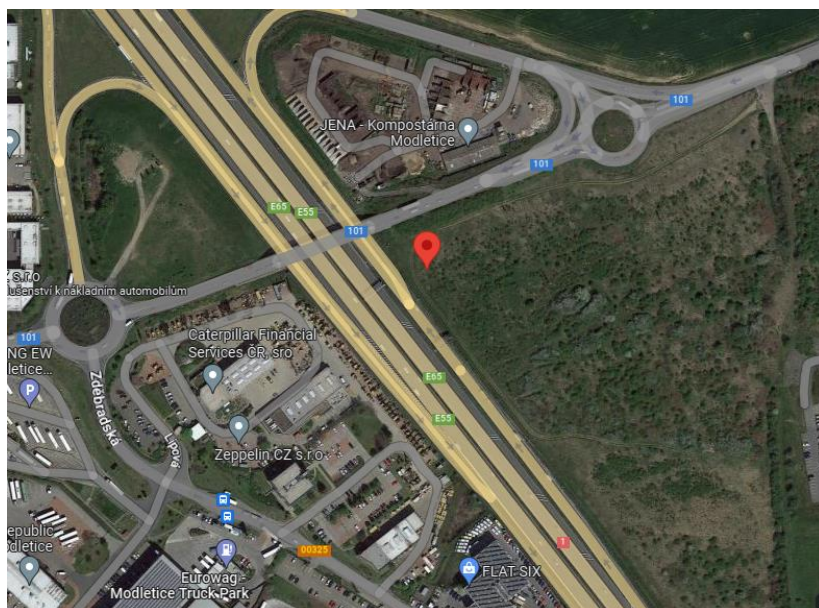
GPS: 49°58'22.9"N 14°36'59.8"E.

Vzorky fytoomasy byly odebrány na pozemku vzdáleného 30 metrů od frekventované dálnice D1 ve směru na Prahu na ruděraální půdě.

Půdní typ je zde zastoupen hnědozemí v oblasti na úplné rovině se všesměrnou expozicí a celkovým obsahem skeletu do 10 %. Jsou to půdy se střední rychlostí infiltrace i při úplném nasycení, středně až dobře odvodněné, hlinitopísčité až jílovitohlinité. Půdy jsou převážně středně hluboké až hluboké v mírně teplém, mírně vlhkém klimatickém regionu a středně produkční.

Průměrná hodnota pH je 6,3.

Vážený průměr obsahu prvků v půdě je 93 mg.kg⁻¹ P, 242 mg.kg⁻¹ K, 160 mg.kg⁻¹ Mg, 3342 mg.kg⁻¹ Ca, 19,1 mg.kg⁻¹ S. Poměr mezi K:Mg dosahuje hodnoty 1,89.



Průměrné měsíční hodnoty teploty vzduchu a srážek za období od ledna do října 2021 jsou uvedeny v tabulkách 12 a 13 a měřeny byly následující hodnoty: T = teplota vzduchu (°C), N = dlouhodobý normál teploty vzduchu 1981-2010 (°C), O = odchylka od normálu (°C), S = úhrn srážek (mm), N = dlouhodobý srážkový normál 1981-2010 (mm) a % = úhrn srážek v % normálu 1981-2010 (ČHMÚ 2021).

Tabulka 12. Teplotní charakteristika pro oblast ve Středočeském kraji.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
T	-0,3	-0,3	3,5	6,1	11,1	19,5	19,0	16,7	15,1	8,5	9,9
N	-0,6	0,4	4,0	9,2	13,8	17,2	19,0	18,6	13,7	8,7	10,4
O	0,3	-0,7	-0,5	-3,1	-2,7	2,3	0,0	-1,9	1,4	-0,2	-0,5

Tabulka 13. Srážková charakteristika pro oblast ve Středočeském kraji.

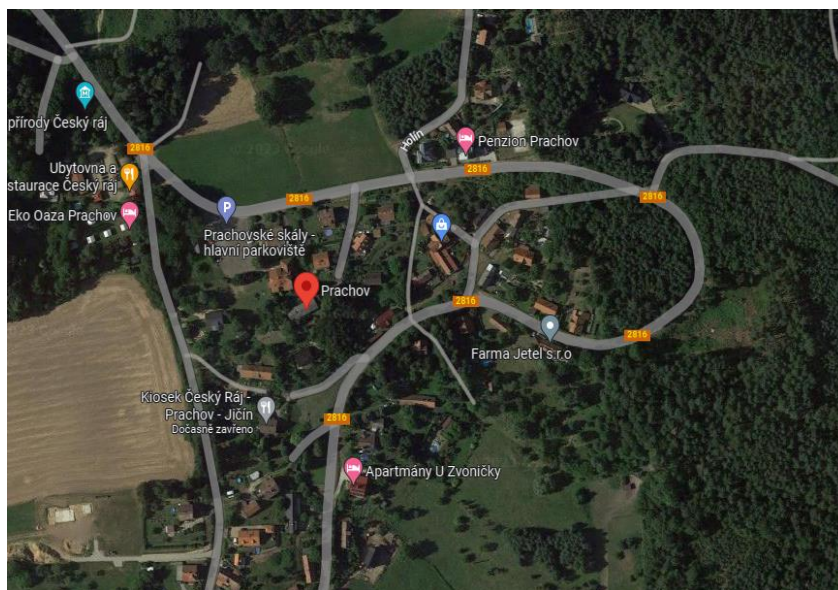
	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
S	49	37	24	23	102	96	107	84	16	19	56
N	33	28	38	31	64	77	79	72	48	41	51
%	148	132	63	74	159	125	135	117	33	46	103

Hodnoty teploty vzduchu a srážek v konkrétní dny sběru v dané lokalitě.

20.6.2021 26,5 °C/0 mm 18.8.2021 16,7 °C/0 mm 1.10.2021 11,5 °C/0 mm

Obec Prachov, část obce Holín, okres Jičín, kraj Královehradecký. GPS 50°27'50,4"N 15°18'47,5"E.

Rostlinné vzorky byly odebrány na udržované ploše uprostřed obce. Půdním typem je kambizem se střední rychlostí infiltrace i při úplném nasycení, středně až dobře odvodněné, hlinitopísčité až jílovitohlinité. Jedná se převážně o půdy na středních svazích s jižní expozicí (jihozápadní až jihovýchodní) a celkovým obsahem skeletu do 25 %. Půdy hluboké až středně hluboké v mírně teplém, mírně vlhkém klimatickém regionu a velmi málo produkční.



Průměrná hodnota pH je 6,2.

Vážený průměr obsahu prvků v půdě je 104 mg.kg⁻¹ P, 265 mg.kg⁻¹ K, 201 mg.kg⁻¹ Mg, 3052 mg.kg⁻¹ Ca, 19,1 mg.kg⁻¹ S. Poměr mezi K:Mg dosahuje hodnoty 1,43.

Průměrné měsíční hodnoty teploty vzduchu a srážek za období od ledna do října 2021 jsou uvedeny v tabulkách 14 a 15 a měřeny byly následující hodnoty: T = teplota vzduchu (°C), N = dlouhodobý normál teploty vzduchu 1981-2010 (°C), O = odchylka od normálu (°C), S = úhrn srážek (mm), N = dlouhodobý srážkový normál 1981-2010 (mm) a % = úhrn srážek v % normálu 1981-2010 (ČHMÚ 2021).

Tabulka 14. Teplotní charakteristika pro oblast v Královehradeckém kraji.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
T	-1,4	-1,6	2,0	5,2	10,4	18,8	18,7	15,9	14,3	8,3	9,1
N	-1,6	-0,5	3,0	8,4	13,1	16,4	18,2	17,8	13,0	8,1	9,6
O	0,2	-1,1	-1,0	-3,2	-2,7	2,4	0,5	-1,9	1,3	0,2	-0,5

Tabulka 15. Srážková charakteristika pro oblast v Královéhradeckém kraji.

	leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	průměr
S	57	41	32	28	105	69	117	95	24	32	60
N	56	45	53	37	69	77	93	77	60	54	62
%	102	91	60	76	152	90	126	123	40	59	92

Hodnoty teploty vzduchu a srážek v konkrétní dny sběru v dané lokalitě.

20.6.2021 26,2 °C/0 mm 18.8.2021 16,1 °C/0 mm 1.10.2021 10,6 °C/0 mm

4.2 Rostlinný materiál

Štírovník růžkatý – *Lotus corniculatus*

Dvouletá až vytrvalá žlutě kvetoucí bylina z čeledi *Fabaceae*. V české přírodě je původním druhem a je poměrně hojně zastoupen, vyskytuje se i v 1000 m.n.m. Je hodnotnou pícninou využívanou hlavně do dočasných a trvalých krmných směsí (např. s kostřavou luční, bojínkem lučním nebo ovsíkem vyvýšeným). Ve volné přírodě se štírovník růžkatý vyskytuje na suchých loukách a pastvinách, na lesních pasekách a lemech, na mezích a kamenitých stráních, okolo cest i podél vodních toků. Je skromnou rostlinou, roste i na půdách s malým obsahem humusu, je ale poměrně teplomilný a silně světlomilný. Nevymrzá, je odolný proti suchu a dobře snáší i dočasný nadbytek vláhy, špatně však roste v uléhavých půdách. Rostliny štírovníku růžkatého obsahují kyanogenní glykosidy (lotuaustralin, lotusin, fasolunatin) a 3-nitropropionovou kyselinu, které mohou být při zkrmování velkého množství pro zvířata toxické. Sušením se tyto látky rozkládají jen velmi málo, mizí však při silážování (Rak 2007).

Růže šípková – *Rosa canina*

Vytrvalá, opadavá, keřovitá, planě rostoucí rostlina, široce rozkošatěnlá. Je to ostnitý keř dosahující bez opory do výšky tří metrů. Je to nejběžnější volně rostoucí druh rodu růže ve střední Evropě. V ČR je tento původní druh častý. Roste hlavně na suchých stráních, okrajích lesů a polí, v úvozech polních cest i na náspech a neobdělávaných půdách, příležitostně zapleveluje i okolí lidských sídel. Vyskytuje se v půdách kamenitých, písčitých, hlinitých i jílovitých, kyselých i zásaditých, špatně však snáší zasolení. Upřednostňuje slunečnou polohu, ve stínu slabě kvete a následně i málo plodí. Roste nejčastěji na půdách suchých až vyprahlých, ale nevedí jí krátkodobé přemokření (Jelínková 2020-2023).

Zlatobýl obecný – *Solidago virgaurea*

Rostlina je vytrvalá s drobnými žlutými úbory v hustých hroznech nebo latách. Je trsnatá 20-100 cm vysoká, světlomilná až polostinná bylina z čeledi *Asteraceae*. Vyskytuje se převážně v chudých trávnících, na pastvinách, pasekách, železničních náspech, v porostech kosodřeviny i horských loukách. V Česku roste jediný původní druh zlatobýl obecný, ostatní druhy jsou nepůvodní. V lesích a horských nivách Sudet roste poddruh zlatobýl obecný alpský (*S.v. subsp. minuta*), nízká rostlina s většími úbory v jednoduchém hroznu (Pazdera 2015).

Starček obecný – *Senecio vulgaris* (*Senecio vulgaris* L. subsp. *vulgaris*)

Krátkověká rostlina, rychle rostoucí, plevelná, nevysoká, od jara do podzimu žlutě kvetoucí bylina z čeledi *Asteraceae*. Za vhodných klimatických podmínek může během roku vyrůst ve dvou i více generacích. Vyskytuje se hlavně na půdě s nezapojenou vegetací a jako plevel na polích, v zahradách, vinicích, ovocných sádkách i sklenicích, na rumišťích i podél komunikací. V Evropě se vyskytuje ve dvou poddruzích, v ČR roste nominální podruh starček obecný pravý. Je náročný na světlo a v dobře zapojeném porostu se proti vyšším rostlinám neprosadí. Vyžaduje vlhké a živinami, hlavně dusíkem, bohaté půdy. Na chudých půdách vytváří zakrnělé rostliny s několika málo úbory, kdežto na úživných stanovištích vyrůstají rostliny velké a bujně kvetoucí. Dobře snáší zasolená místa. Obsahuje alkaloidy senecín a senecionin, které patří mezi jedy (Jelínková 2020-2023).

Sveřep – *Bromus* sp.

Je rod trav z čeledi *Poaceae*. Jedná se o jednoleté nebo vytrvalé byliny. Mohou být výběžkaté, trsnaté nebo poléhavé. Stébla dorůstají výšek 3-190 cm. Celkově je známo přibližně 150 druhů, které najdeme od mírného pásu severní polokoule až po hory v tropech. V České republice můžeme ve volné přírodě potkat asi 14 druhů z rodu sveřep, další druhy byly nalezeny jako výjimečně adventivní (Dvorský 2008).

4.3 Stanovení rizikových prvků

Stanovení rizikových prvků probíhalo v Laboratoři environmentální chemie při ČZU za využití ultrastopové analytické metody sloužící ke stanovení obsahu stopového množství jednotlivých prvků v analyzovaném vzorku za pomoci ICP-MS neboli hmotnostního spektrometru s indukčně vázaným plazmatem. Princip metody: Roztok analytického vzorku je zmlžen a vzniklá mlha je proudem argonu vedena do hořáku, ve kterém je za pomoci střídavého vysokofrekvenčního magnetického pole udržováno argonové plazma o teplotě 6 000 – 10 000 K. Za takových podmínek se rozpouštědlo okamžitě odpaří a zanikají chemické vazby v molekulách přítomných sloučenin. Jednotlivé volné atomy ve většině případů vytvoří jednou kladně nabitě ionty Me^+ , které jsou dále unášeny do přechodové komory, kde je snížen tlak plynu na přibližně 0,01 torru.

Po průchodu do vstupu k detektoru klesá tlak na řádově 10–5 torru a ionty se systémem elektromagnetických čoček dostávají do kvadrupólového detektoru. Zde jsou analyzované ionty vedeny takovým způsobem, aby na povrch zesilovače dopadly v daném časovém okamžiku pouze ionty se zvolenou hmotností. Dopadem na povrch zesilovače vzniká velmi slabý elektrický proud, který je následně zesílen a je změřena jeho intenzita. Pomocí výpočetního programu jsou naměřené intenzity signálu převedeny na koncentrační data a výsledkem analýzy jsou údaje o koncentraci měřených prvků v analyzovaném roztoku.

V roztoku proběhlo stanovení koncentrace rizikových prvků (V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Mo, Cd, Tl, Pb) podle vyhlášky č. 153/2016 Sb.

Vzorky rostlinného materiálu po usušení byly homogenizovány na rychlomlýnku na velikost částic 0,2 mm a dány do papírového sáčku. Pro stanovení rizikových prvků ve vzorcích rostlinného materiálu byla použita norma ČSN P CEN/TS 16190.

4.4 Stanovení obsahu energie

Energetický obsah ve vzorcích byl naměřen metodou spalné kalorimetrie. Pro tuto metodu byl využit suchý spalný adiabatický kalorimetr LAGET MS 10A (Laget, SRN).

Odebraný rostlinný materiál byl usušen do konstantní vlhkosti při teplotě 90 °C. Poté byly rostlinné vzorky zhomogenizovány na rychlomlýnku na stejnorodé částice o velikosti 0,2 mm. Spálení vzorku se uskutečnilo v kalorické spalovací bombě se 100 % kyslíkem při tlaku 30 MPa. Na kalorimetru byl naměřen u každého vzorku tepelný skok. Pro stanovení obsahu energie ve vzorcích fytomasy byly použity normy ČSN ISO 1928 a ČSN EN 14918.

Pro výpočet obsahu energie ve vzorcích byl aplikován následující vzorec:

$$Q = \frac{(C \cdot Dt) - c}{mv - mp}$$

Kde: Q = spalné teplo vzorku, C = tepelná kapacita kalorimetru, Dt = celkový vzestup teploty (°C), c = součet oprav (spalné teplo HNO₃ + H₂SO₄), mv = hmotnost navážky vzorku, mp = hmotnost popelovin.

Hodnota spalného tepla byla vypočtena z opravného teplotního vzestupu a efektivní tepelné kapacity kalorimetru, se zřetelem na podíly energie při zapálení, spálení zapalovacího prostředku a tepelné účinky z vedlejších reakcí. Hodnota výhřevnosti vzorku byla vypočtena z hodnoty spalného tepla zmenšené o výparné teplo vody vzniklé z paliva během hoření po započítání oprav (spalné teplo kyseliny sírové H₂SO₄ a kyseliny dusičné HNO₃ vznikajících vedlejší reakcí).

Hodnota obsahu brutto energie je spalné teplo původního bezvodého vzorku.

Hodnota obsahu netto energie je spalné teplo hořlavny, hmotnost navážky snižená o hmotnost popela po spálení rostlinného vzorku.

4.5 Vyhodnocení výsledků

Pro vyhodnocení statistických ukazatelů množství rizikových prvků v nadzemní části biomasy vybraných druhů rostlin v závislosti na lokalitě a termínu sběru byl použit analytický SW Statistika 14 (analýza rozptylu dvojného třídění – ANOVA s interakcemi). Hladina významnosti byla stanovena na $\alpha = 0,05$.

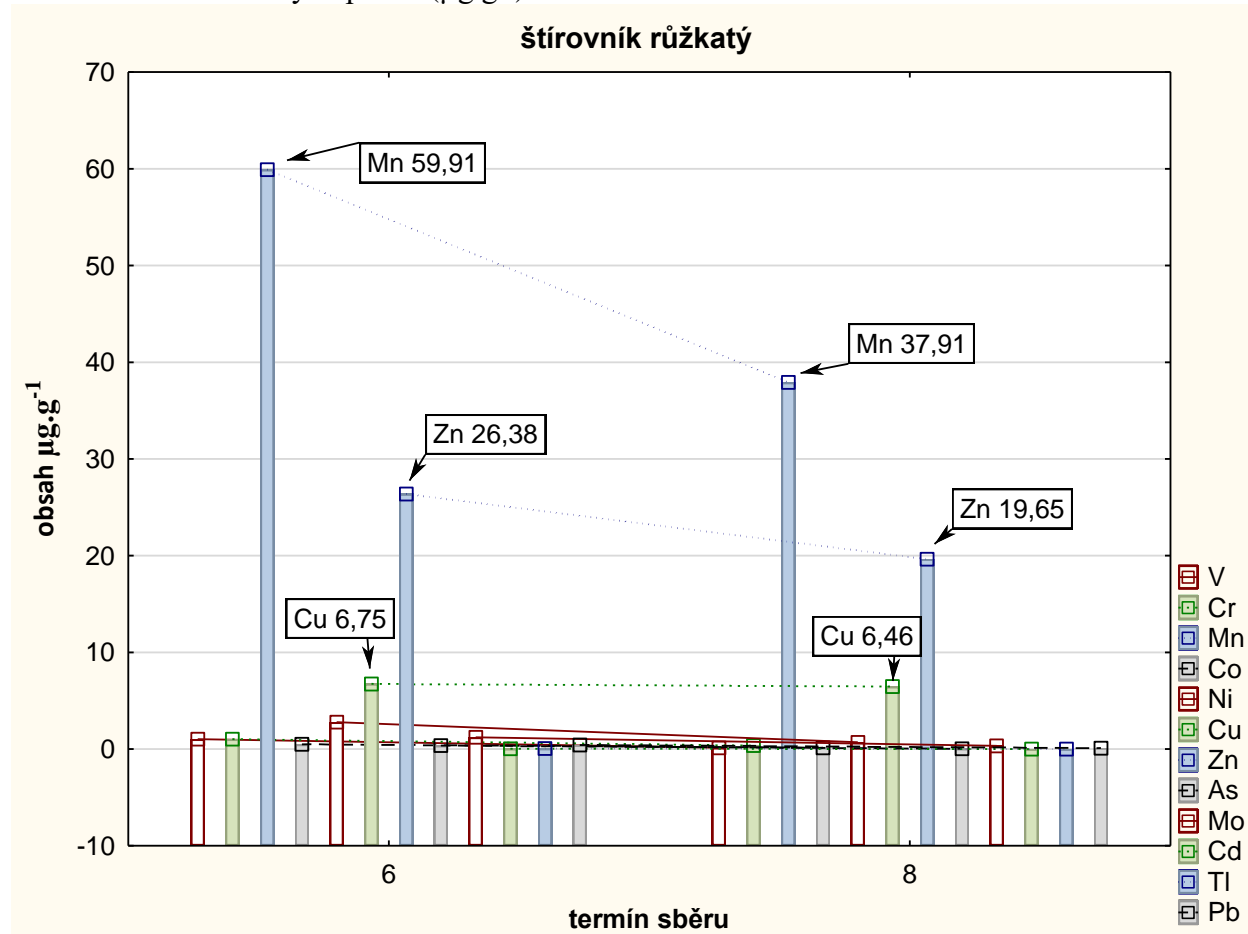
5 Výsledky

5.1 Obsah rizikových prvků

5.1.1 Obsah rizikových prvků na lokalitě Květnice

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v druhu **štírovník růžkatý** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 1.

Graf 1: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině štírovníku růžkatém v závislosti na termínu sběru.

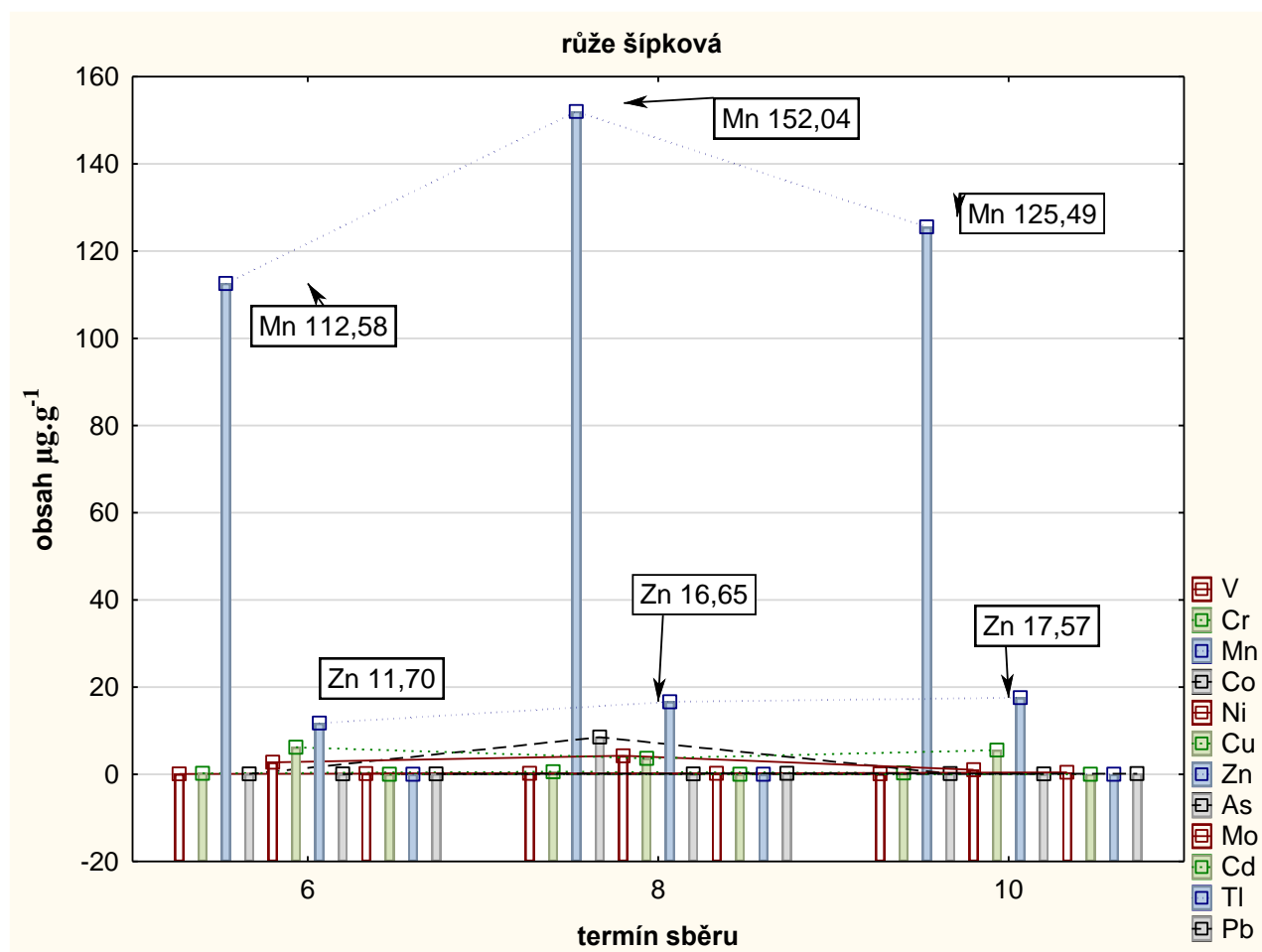


Z grafu 1 je patrné, že nejvyšší obsah prvků v sušině štírovníku dosahoval mangan $59,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnovém termínu (6) a v srpnovém termínu (8) - $37,91 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Následuje zinek s hodnotami $26,38 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $19,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Koncentrace mědi v sušině nadzemní biomasy byla $6,75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $6,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). U niklu byla nejvyšší hodnota $2,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,042 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (kadmium) do $59,91 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu u následujícího odběru se průkazně snížil obsah manganu na hodnotu $37,91 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a obsah zinku na hodnotu $19,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Průkazně se snížil obsah niklu na hodnotu $0,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a průkazné snížení bylo zaznamenáno také u obsahu vanadu, kdy se jeho obsah snížil z hodnoty $1,028 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) na $0,134 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a olova z hodnoty $0,418 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) na hodnotu $0,119 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Obsahy vanadu a olova v sušině biomasy štírovníku byly v rámci rostlinných druhů na lokalitě Květnice nejvyšší.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 2.

Graf 2: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru.

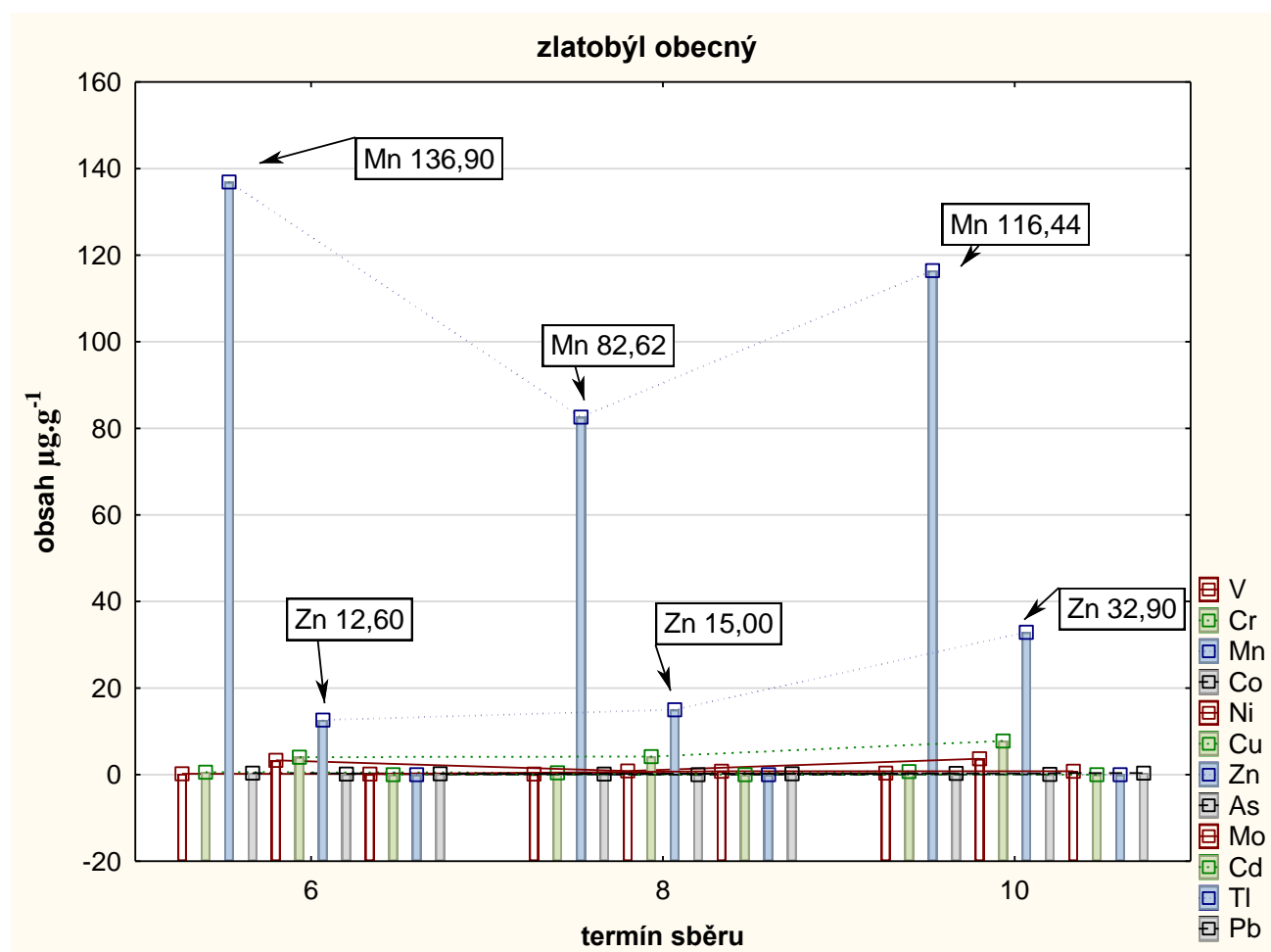


Z grafu 2 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině růže dosahoval shodně se štírovníkem mangan s hodnotou $152,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém termínu - 8), $125,49 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnovém termínu - 10) a $112,58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnovém termínu - 6). Následuje zinek s hodnotami $17,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $16,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $11,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). V porovnání s předcházejícím druhem je v případě růže zaznamenáno zvýšení hodnoty obsahu kobaltu $8,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8), $0,137 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $0,085 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Koncentrace mědi činila $6,21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $5,56 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $3,64 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Obsah niklu v sušině biomasy byl $4,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8), $2,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $1,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v srpnovém termínu odběru (8). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $152,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu se u následujícího odběru (10) průkazně snížil obsah manganu, kobaltu a niklu. Naopak se průkazně zvýšil obsah mědi a zinku. Významný kolísající trend byl zaznamenán v obsahu kobaltu, kde jeho průkazně nejvyšší hodnota byla $8,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a nejnižší $0,085 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6).

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 3.

Graf 3: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru.

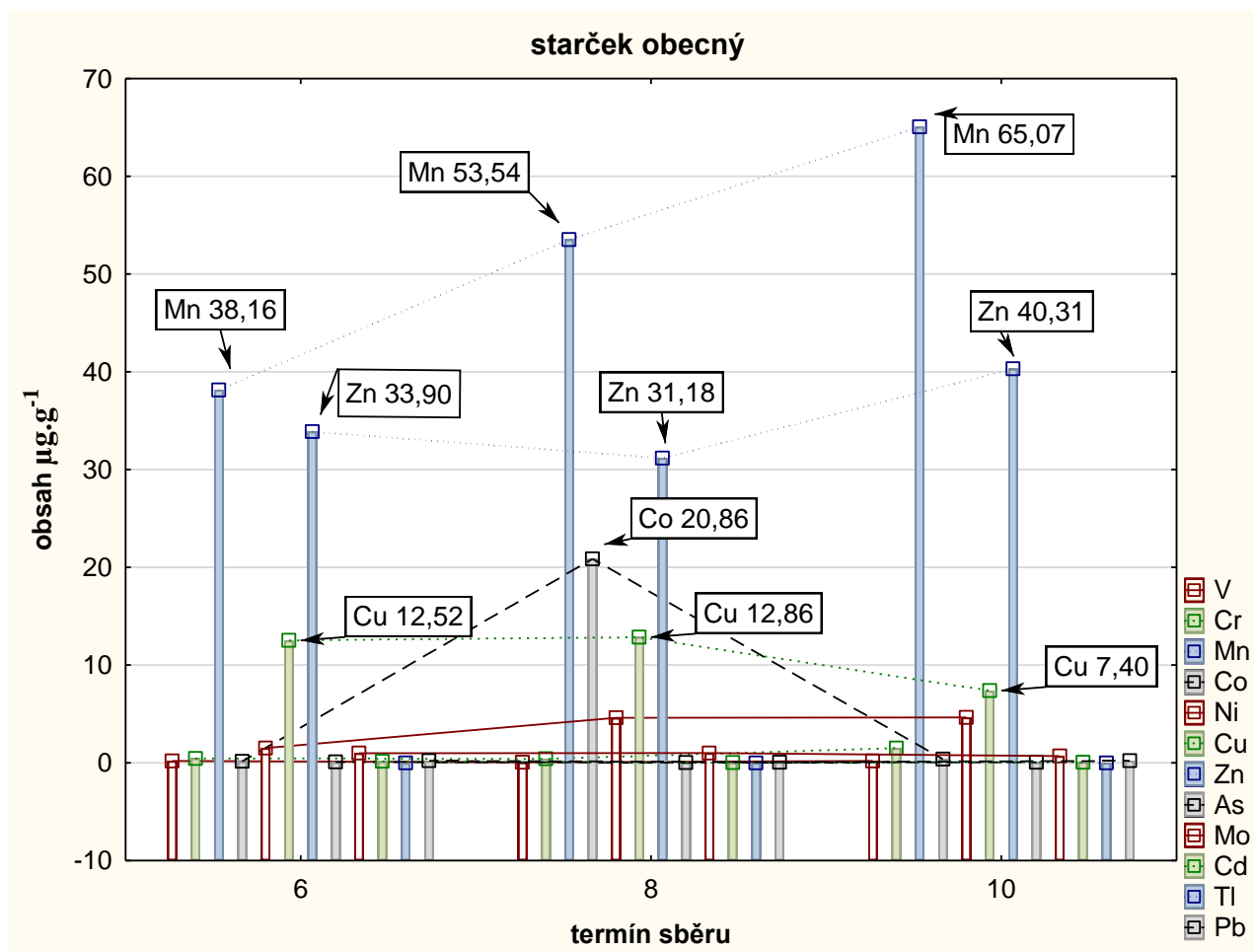


Z grafu 3 je patrné, že nejvyšší obsah prvků v sušině zlatobýlu dosahoval mangan $136,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnovém termínu - 6), $116,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnovém termínu - 10) a $82,62$ (v srpnovém termínu - 8). Následuje zinek s hodnotami $32,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $15,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $12,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). U obsahu mědi byly stanoveny hodnoty $7,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $4,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $4,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Koncentrace niklu dosahovala $3,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $3,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $0,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $116,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Průkazně nejnižších hodnot oproti říjnovému odběru dosahoval mangan (8) a zinek (6). Naopak průkazně nejvyšších hodnot dosahoval mangan (6), kobalt s hodnotou $0,374 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), v říjnu dosahovala hodnota $0,265 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, a arsen s hodnotou $0,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), jeho obsah v říjnu byl $0,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **starčku obecného** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 4.

Graf 4: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **starčku obecném** v závislosti na termínu

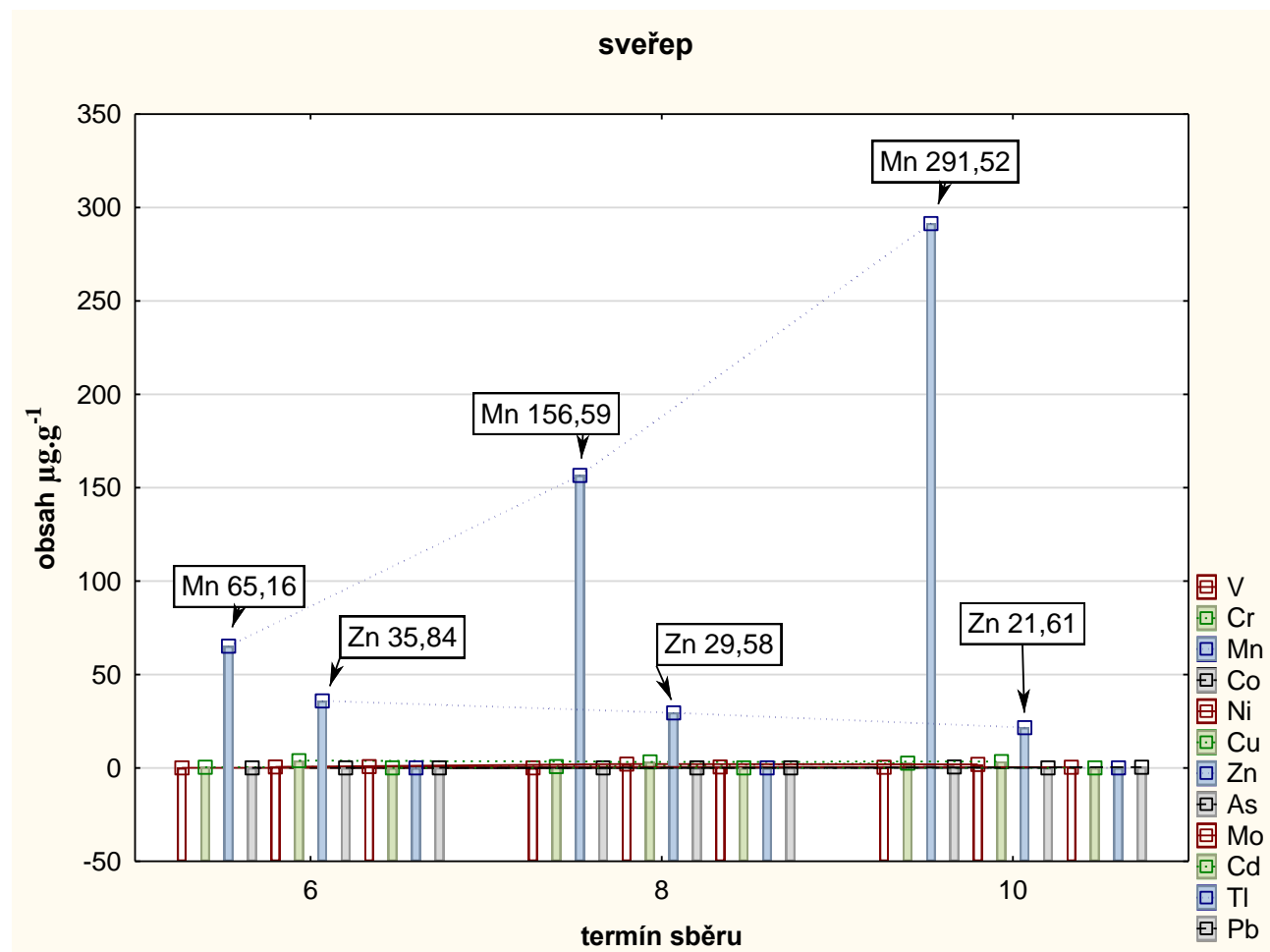


Z grafu 4 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině starčku dosahoval mangan $65,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu), $53,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnu) a $38,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu). Následuje zinek s hodnotami $40,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $33,90$ (6) a $31,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Obsah kobaltu byl v rozpětí hodnot od $0,151 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) do $20,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Koncentrace mědi v sušině biomasy byla v intervalu $7,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) až $12,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8), přičemž mezi červnovým a srpnovým odběrem nebyly nalezeny průkazné diference. U niklu nebyly mezi jednotlivými termíny nalezeny průkazné diference, neboť průměrný obsah $4,62 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Množství chromu bylo nejvyšší v říjnu $1,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a nejnižší v červnu $0,45 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, a v případě molybdenu byl obsah v rozpětí hodnot od $1,01 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) do $0,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $65,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšší hodnoty dosahovaly prvků kobaltu (8) mědi (8) a molybdenu (8) a průkazně nejnižší hodnoty byly u manganu (6), zinku (8), kobaltu (8) a niklu (6). Obsah kobaltu v sušině biomasy starčku byl v rámci rostlinných druhů na lokalitě nejvyšší a dosahoval hodnoty $20,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8).

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **sveřepu** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafech 5.

Graf 5: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **sveřepu** v závislosti na termínu sběru.



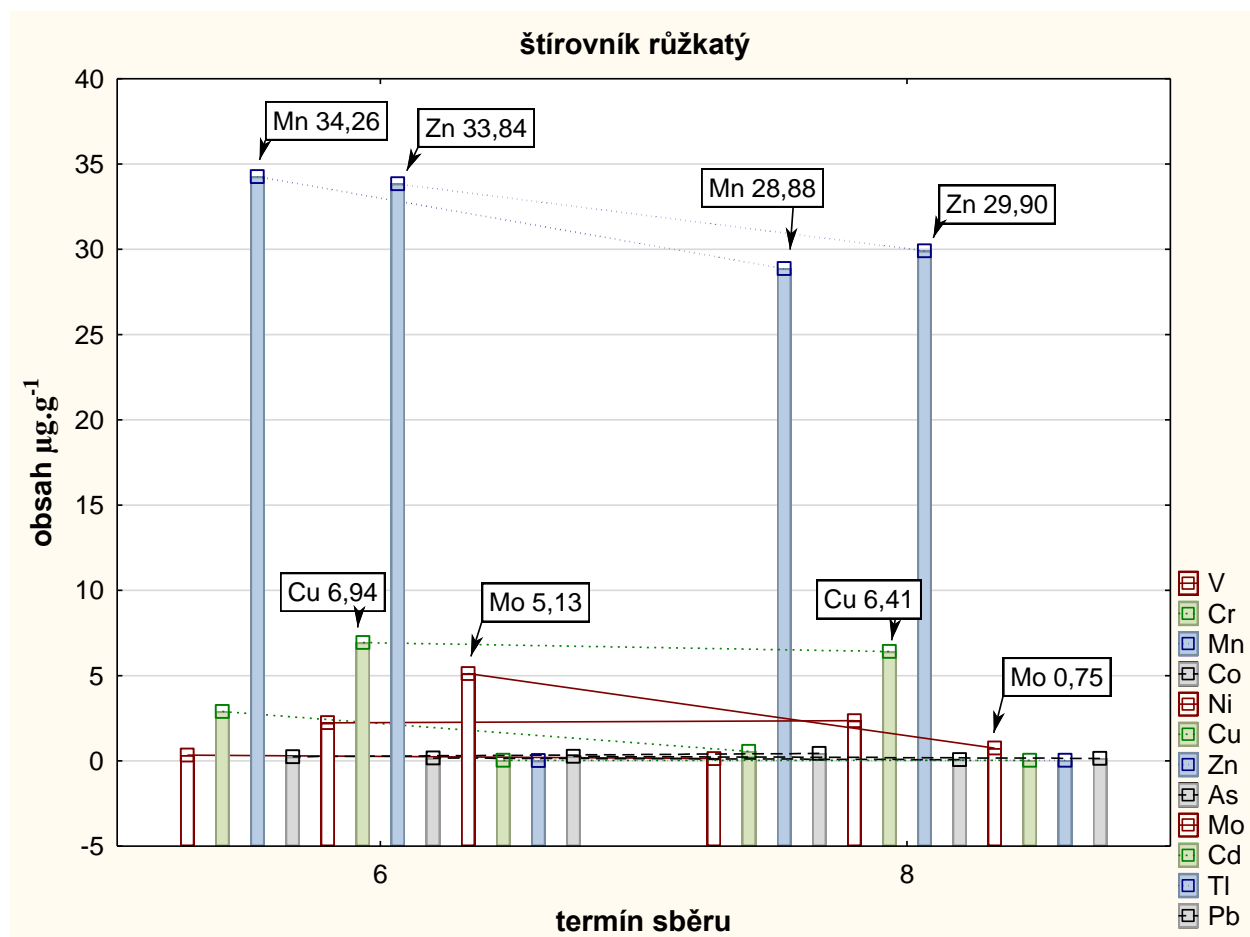
Z grafu 5 je patrné, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy sveřepu dosáhl mangan $291,52 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $156,59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $65,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Následuje zinek s hodnotami $35,84 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $29,58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $21,61 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10). U niklu dosahovaly hodnoty v biomase v intervalu $2,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) až $0,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Koncentrace mědi byla nejvyšší v srpnu ($3,84 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) a nejnižší v červnu ($3,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). U vanadu byl jeho obsah $0,049 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) až $0,415 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), u chromu od $0,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) do $2,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10). V případě kobaltu byl obsah mezi jednotlivými termíny neprůkazný, neboť jeho průměrná hodnota činila $0,58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,003 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $291,52 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšší hodnoty dosahovaly nikl (8), měď (6) a zinek (6). Průkazně nejnižší hodnoty dosahovaly prvky vanad (6), chrom (6), mangan (6) a kobalt (6). Obsah chromu v sušině biomasy sveřepu byl v rámci rostlinných druhů na lokalitě Květnice nejvyšší a dosahoval hodnoty $2,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10).

5.1.2 Obsah rizikových prvků na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) štirovníku růžkatém v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 6.

Graf 6: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině štirovníku růžkatém v závislosti na termínu sběru.

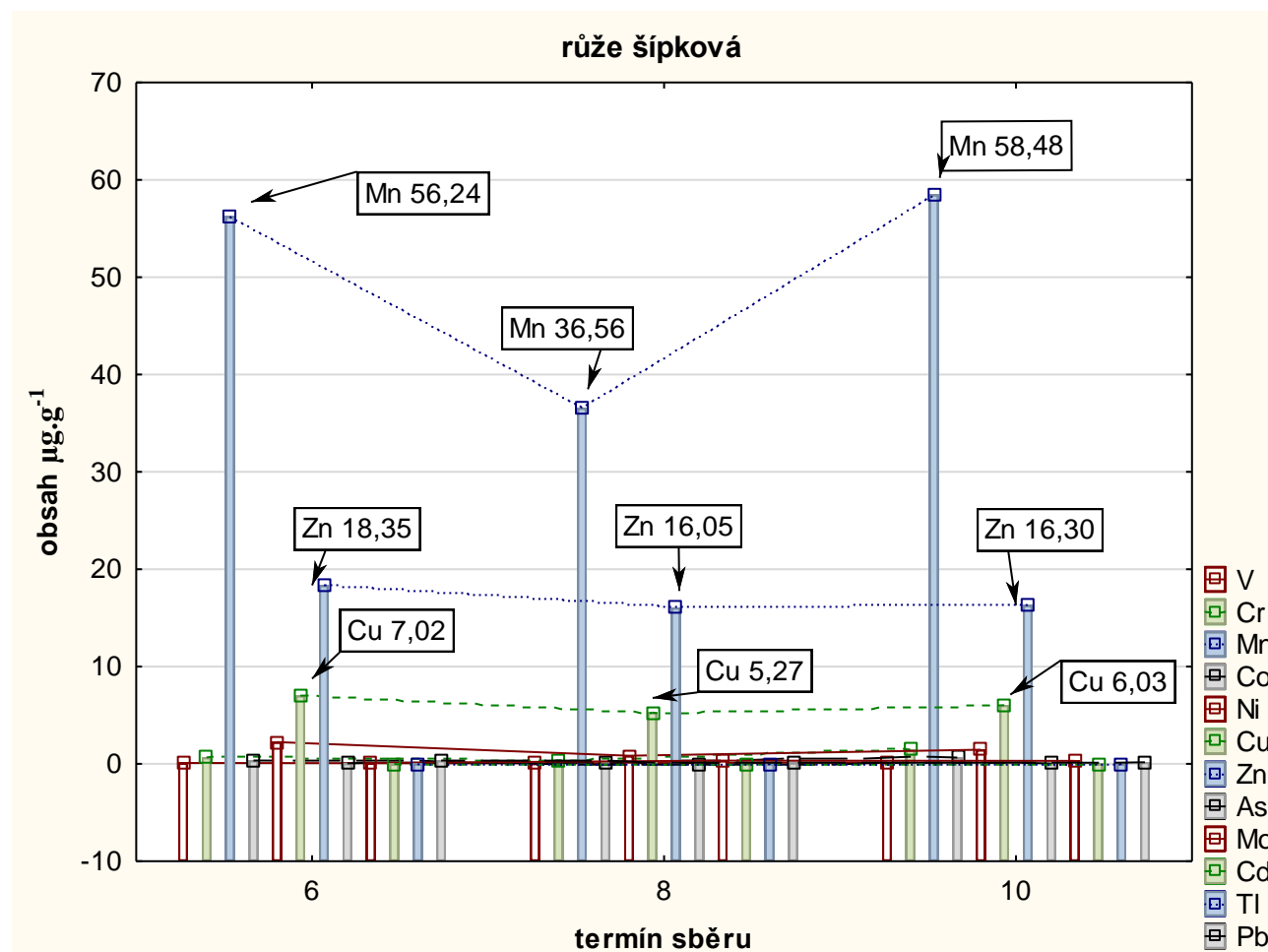


Z grafu 6 je patrné, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy sverepu dosáhl mangan $34,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnovém - 6) a $28,88 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém - 8). Následuje zinek s nejvyššími hodnotami $33,84 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $29,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Obsah mědi dosahoval hodnot $6,94 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $6,41 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). U chromu byly naměřeny hodnoty $2,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $0,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Koncentrace niklu se pohybovala na hodnotách $2,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $2,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Molybden dosahoval $5,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $0,75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Ve třetím termínu sběru (10) nebyly hodnoty určeny z důvodu nenalezení rostlinného druhu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,010 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $34,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu u následujícího odběru se průkazně snížil obsah manganu, zinku, mědi, chromu, ale naopak se průkazně zvýšil obsah kobaltu z hodnoty $0,245 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na hodnotu $0,447 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a neprůkazně obsah niklu na hodnotu $2,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Obsah molybdenu v sušině biomasy štirovníku byl v rámci rostlinných druhů na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice nejvyšší a dosahoval hodnoty $5,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 7.

Graf 7: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru.

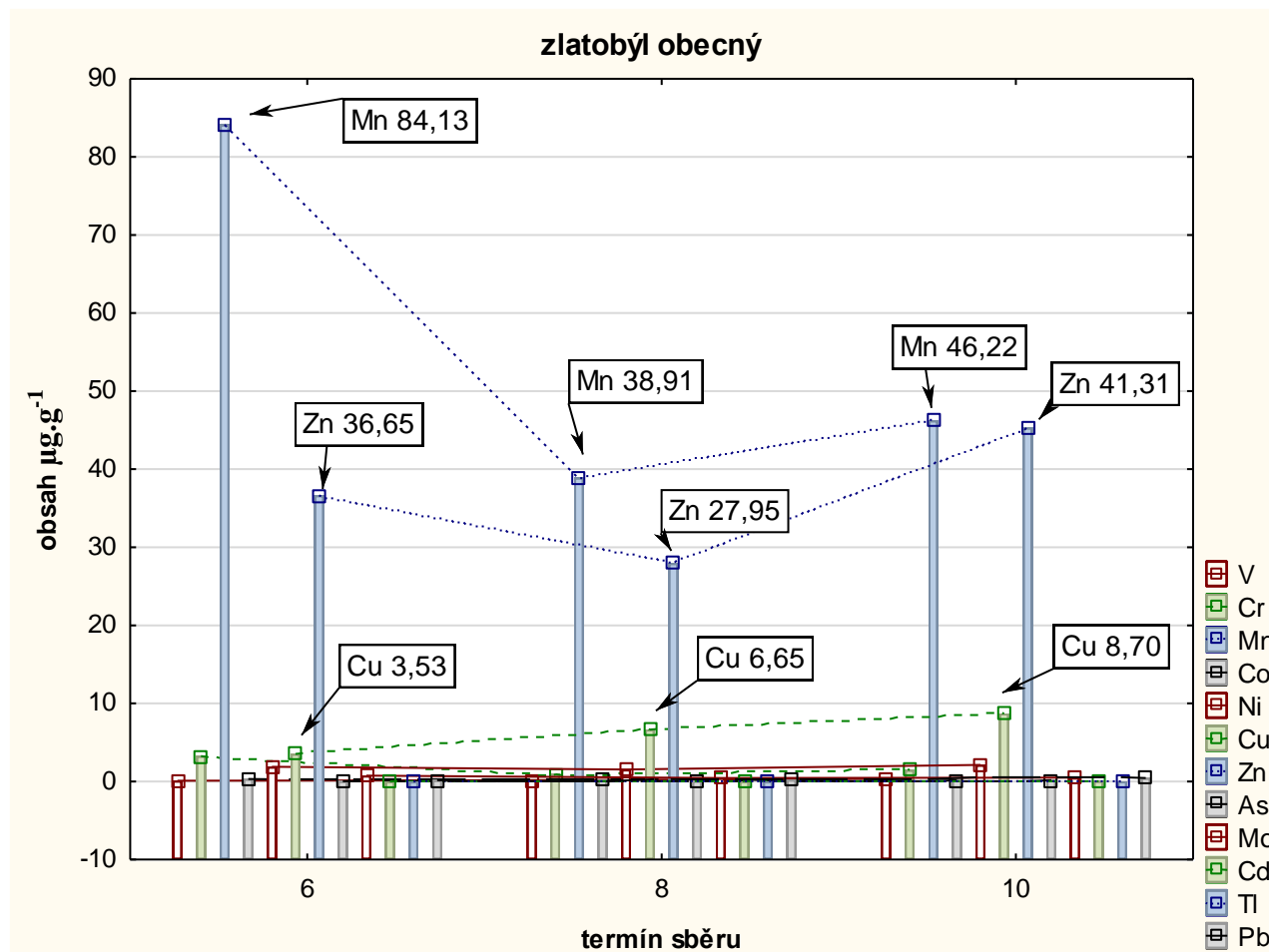


Z grafu 7 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy růže dosáhl mangan $58,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu), $56,24 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu) a $36,56$ (v srpnu). U zinku dosahovaly hodnoty $18,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $16,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $16,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Obsah mědi dosahoval hodnot v rozmezí $7,02 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu do $5,27 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Koncentrace chromu byla naměřena hodnotami $1,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $0,66 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $0,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). U niklu dosahovaly hodnoty $2,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $1,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $0,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $58,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšší hodnoty dosahovaly nikl, měď a zinek v měsíci červnu a průkazně nejnižší hodnoty dosahovaly prvky chrom, mangan, kobalt, nikl, měď a zinek v měsíci srpnu. Koncentrace kobaltu v sušině biomasy růže byl v rámci rostlinných druhů na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice nejvyšší a dosahoval hodnoty $0,646 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 8.

Graf 8: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru.

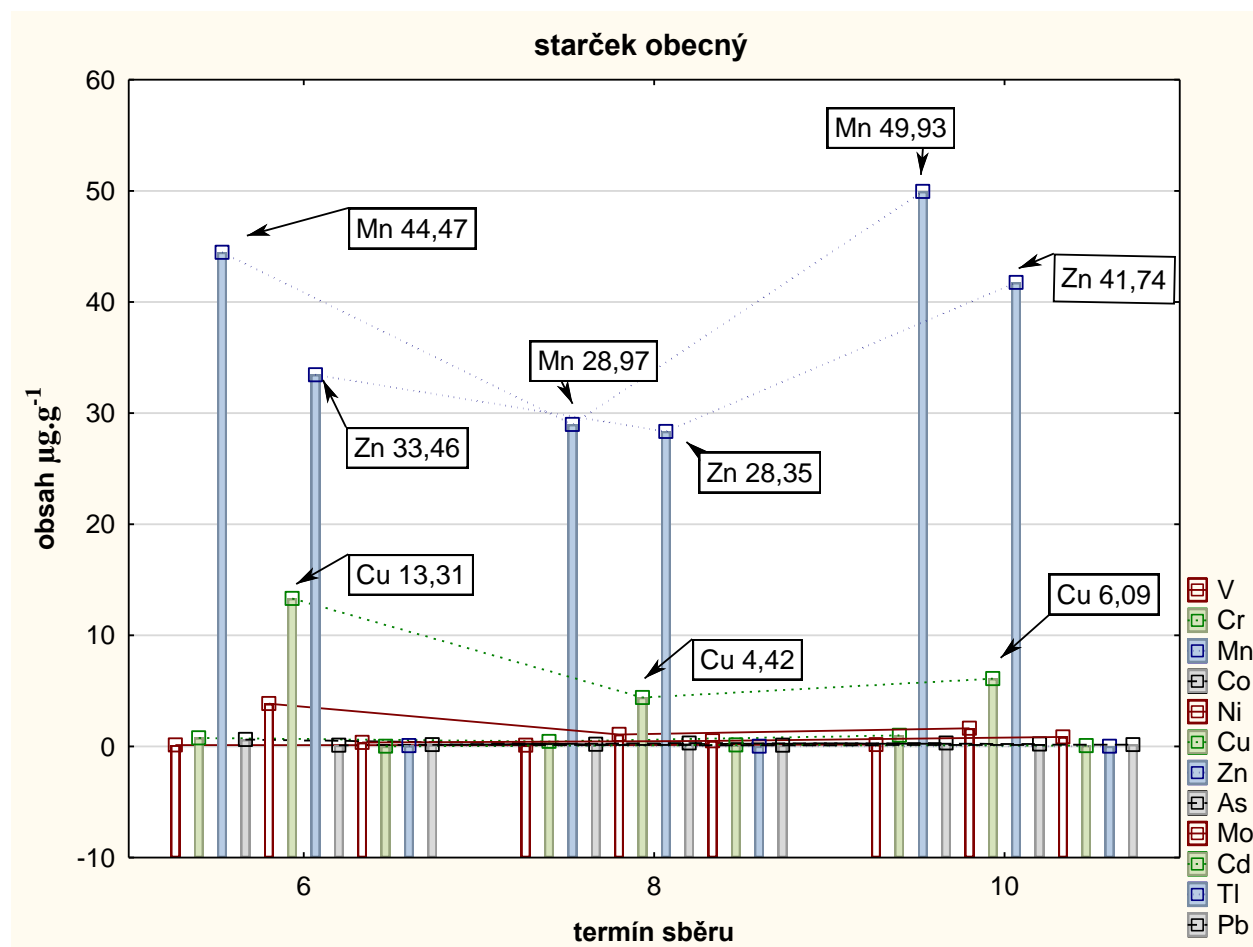


Z grafu 8 je patrné, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy zlatobýlu obecného dosáhl mangan $84,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu), $46,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu) a $38,91$ (v srpnu). U zinku dosahovaly hodnoty v rozmezí $41,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) do $27,95 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Obsah mědi dosahovala nejvyšší hodnoty $8,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) a nejnižší $3,53 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen). Hodnota chromu byly jedna z nejvyšších v lokalitě s hodnotou $3,25 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen). U niklu nebyly mezi jednotlivými termíny nalezeny průkazné difference, neboť průměrný obsah byl $1,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Koncentrace kobaltu byly stanoveny hodnotami $0,331 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen), $0,236 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen) a $0,175 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen). Arsen měl třetí nejvyšší hodnotu $0,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v lokalitě a to za měsíc říjen.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $84,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Zajímavým poznatkem je obsah vanadu v sušině biomasy zlatobýlu a také štírovníku, a v rámci rostlinných druhů na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice byl nejvyšší a u obou rostlin dosahoval hodnoty $0,340 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu). Obsah olova dosáhl taktéž průkazně nejvyšší hodnoty v rámci lokality a to $0,436 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci říjnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **starčku obecného** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafech 9.

Graf 9: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **starčku obecném** v závislosti na termínu sběru.

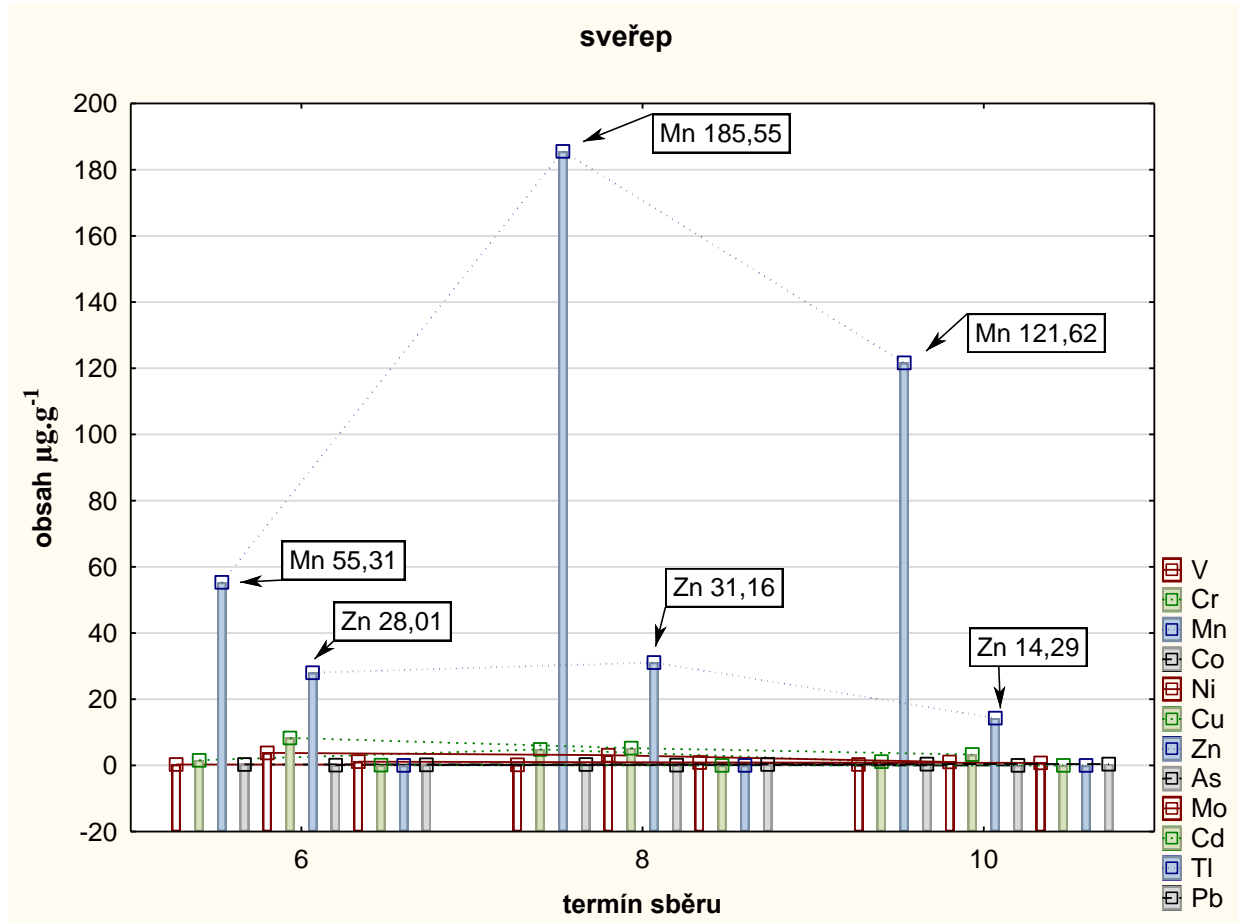


Z grafu 9 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy starčku dosáhl mangan $49,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu), $44,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu) a $28,97$ (v srpnu). U zinku dosahovaly průkazných hodnot $41,74 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen), $33,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) a $28,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Koncentrace mědi v červnu dosahovala nejvyšší hodnoty $13,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v rámci celé lokality, v říjnu - $6,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a v srpnu - $4,42 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Obsah niklu byl stanoven hodnotami $3,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $1,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $1,10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Arsen dosáhl nejvyšší hodnoty $0,31 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu a současně je to nejvyšší hodnota lokality. Molybden dosahoval hodnot $0,85 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10), $0,50 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $0,36 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Obsah kobaltu dosahoval rozpětí hodnot od $0,616 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu do $0,189 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků v průměru dosahovaly rostliny v červnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (kadmium) do $44,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu u následujících odběrů se průkazně snížil obsah zinku, mědi, chromu, manganu, kobaltu. Všechny v měsíci srpnu. Titan se průkazně snížil z hodnoty $0,068 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu na hodnotu $0,016 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Naopak se průkazně zvýšil obsah chromu, manganu, zinku a molybdenu v měsíci říjnu. Kadmium se průkazně zvýšilo z hodnoty $0,020 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc červen na $0,120 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Je to nejvyšší hodnota v rámci lokality.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **sveřepu** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafech 10.

Graf 10: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **sveřepu** v závislosti na termínu sběru.



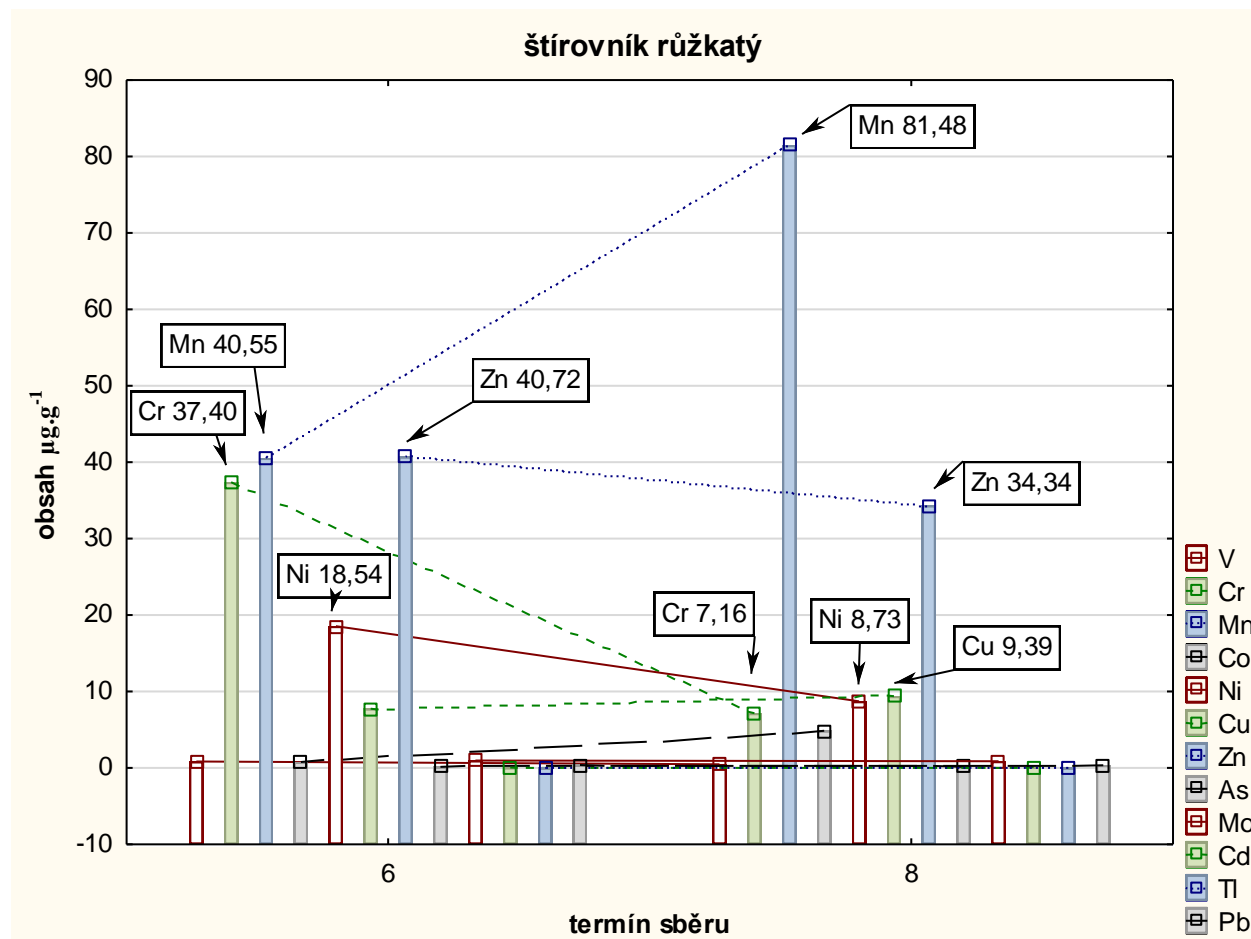
Z grafu 10 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy sveřepu dosáhl mangan $185,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém termínu - 10), $121,62 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnovém termínu - 10) a $55,31$ (v červnovém - 6). Rozpětí hodnot zinku dosahovaly od $31,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu do $14,29 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Koncentrace mědi dosahovala vyšších hodnot v rámci lokality $8,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu, $5,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu a $3,28 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu. Obsah niklu byl na obdobných hodnotách jako u starčku. Molybden měl druhou nejvyšší hodnotu $1,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci červnu. Chrom dosáhl taktéž nejvyšší průkazné hodnoty v rámci lokality $4,89 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci srpnu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v srpnovém termínu odběru (8). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $185,6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšší hodnoty dosahoval kobalt $0,369 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu. Kadmium se průkazně snížilo z hodnoty $0,112 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu na hodnotu $0,028 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Naopak nejnižších průkazných hodnot dosahoval chrom, měď, zinek a molybden za říjen a mangan za měsíc červen.

5.1.3 Obsah rizikových prvků na lokalitě u sjezdu z dálnice D1 směr Říčany

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **štírovníku růžkatém** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafech 11.

Graf 11: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **štírovníku růžkatém** v závislosti na termínu sběru.

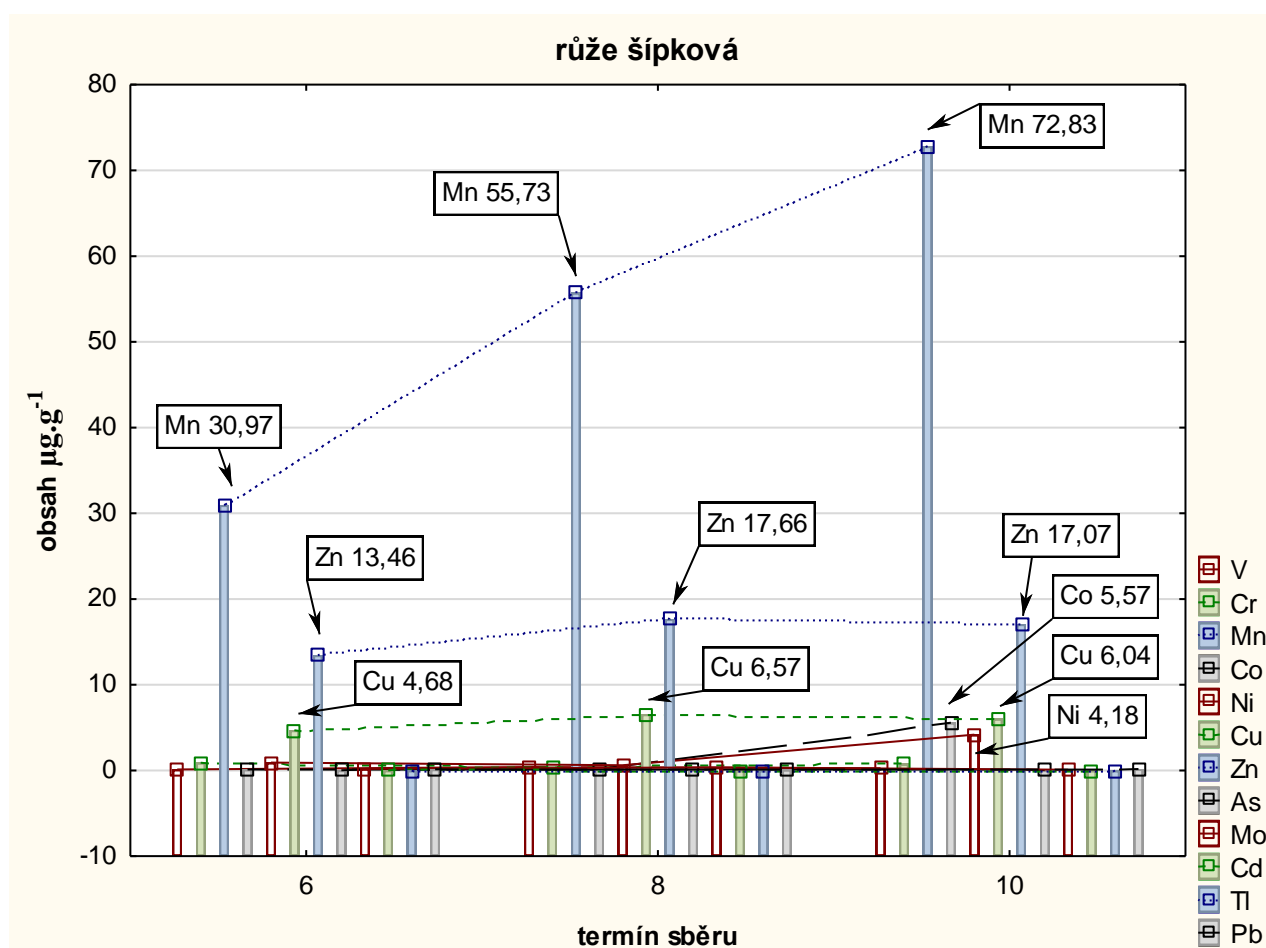


Z grafu 11 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy štírovníku dosahoval mangan $81,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém termínu) $40,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnovém termínu). Koncentrace zinku dosahovala rozpětí od $40,72 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) do $34,34 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Měď měla průkazně nejvyšší hodnotu v rámci lokality za měsíc srpen a to $9,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a v červnu $7,77 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Také u chromu byl zjištěn obdobný trend, jako v případě mědi, neboť nejvyšší jeho koncentrace byla stanovena v červnu $37,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Toto zvýšení bylo vystřídáno následným průkazným snížením na hodnotu $7,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Obsah niklu zaznamenal taktéž nejvyšší hodnotu v rámci lokality $18,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu a poté se jeho koncentrace průkazně snížila na hodnotu $8,73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v srpnovém termínu odběru (8). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,005 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $81,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Průkazně se snížil obsah niklu na hodnotu $8,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci srpnu, ale naopak se zvýšil obsah manganu $81,48 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci srpnu. Zajímavým zjištěním byla hodnota vanadu $0,857 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc červen, kdy se poté průkazně snížila jeho koncentrace ($0,483 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v měsíci srpnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 12.

Graf 12: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru.

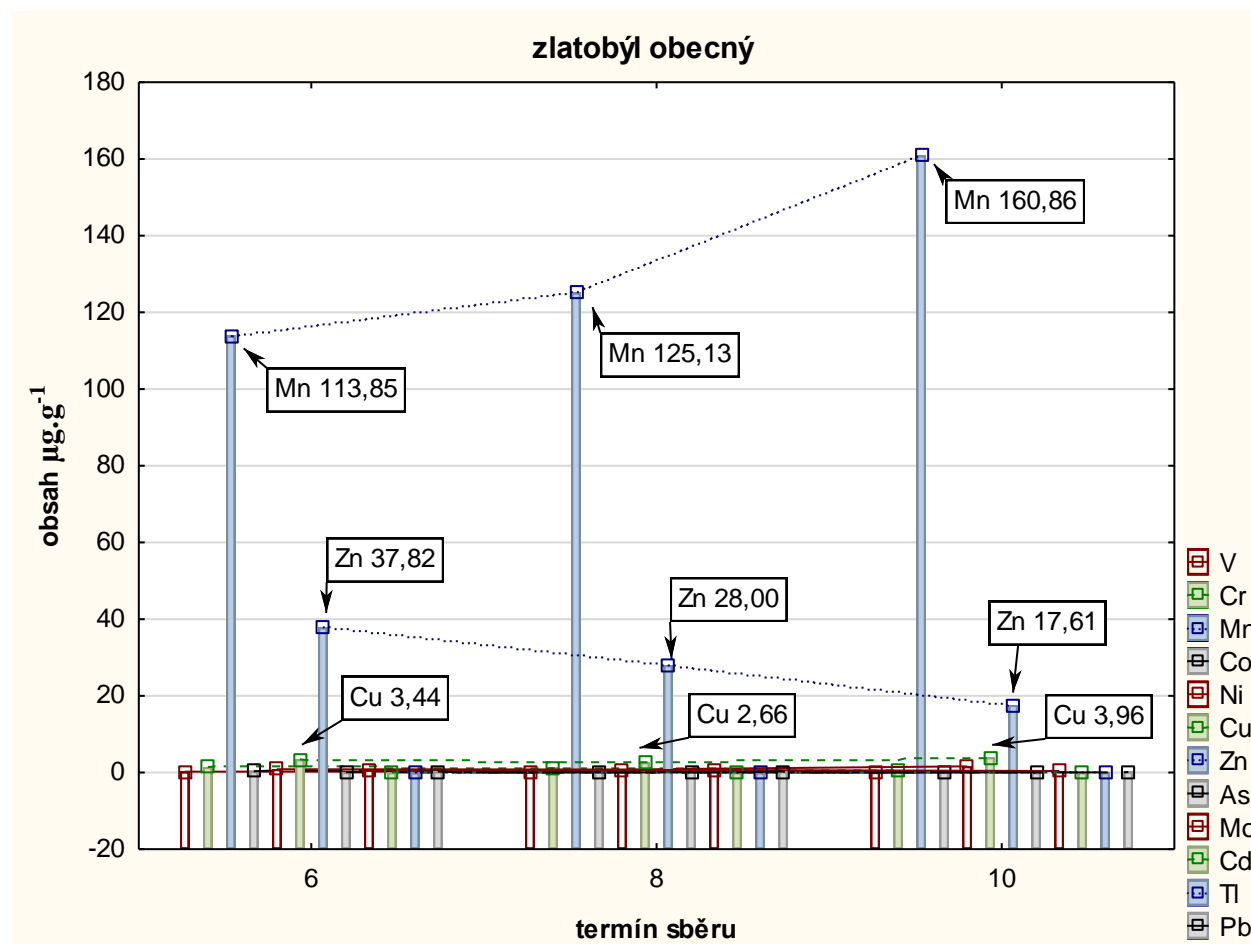


Z grafu 12 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy růže dosahoval mangan $72,83 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu), $55,73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnu) a $30,97 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu). Hodnoty obsahu zinku byly neprůkazné za měsíc srpen a říjen a průkazně nižší než v případě štírovníku s hodnotami $17,66 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8), $17,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10) a $13,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Měď dosahovala rozpětí hodnot od $6,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen) do $4,68 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen). Koncentrace niklu byla spíše na nižších hodnotách od $4,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) do $0,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). V případě kobaltu byla nejvyšší koncentrace zjištěna v říjnu - $5,567 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $72,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Molybden se průkazně zvýšil z hodnoty $0,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu na hodnotu $0,36 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu,

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 13.

Graf 13: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru.

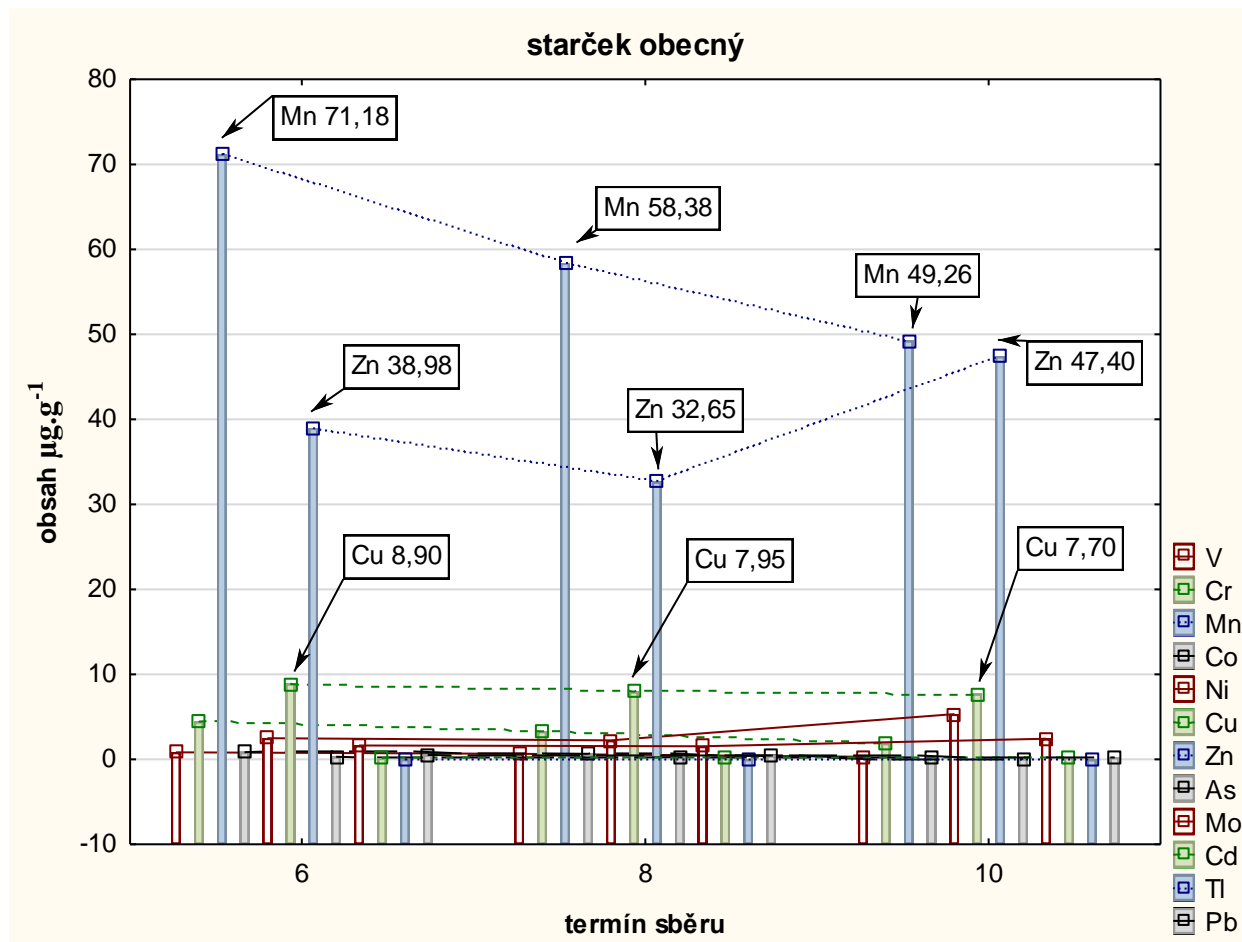


Z grafu 13 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy zlatobýlu dosahoval průkazně mangan $160,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnovém termínu), $125,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém termínu) a $113,85$ (v červnovém termínu). U zinku byla koncentrace od $37,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) do $17,61 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen). Měď dosahovala neprůkazných hodnot za srpen $3,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a červen $3,44 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ oproti průkazné srpnové hodnotě $2,66 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Chrom dosáhla nejvyšších koncentrací $1,39 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu a $1,21 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Koncentrace niklu $0,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) do $1,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10).

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $160,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšších hodnot dosahoval zinek $37,82 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc červen a naopak průkazně nejnižší hodnotu měla měď $2,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc srpen. Obsah arsenu byl nejvyšší v srpnu $0,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **starčku obecném** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 14.

Graf 14: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **starčku obecném** v závislosti na termínu sběru.

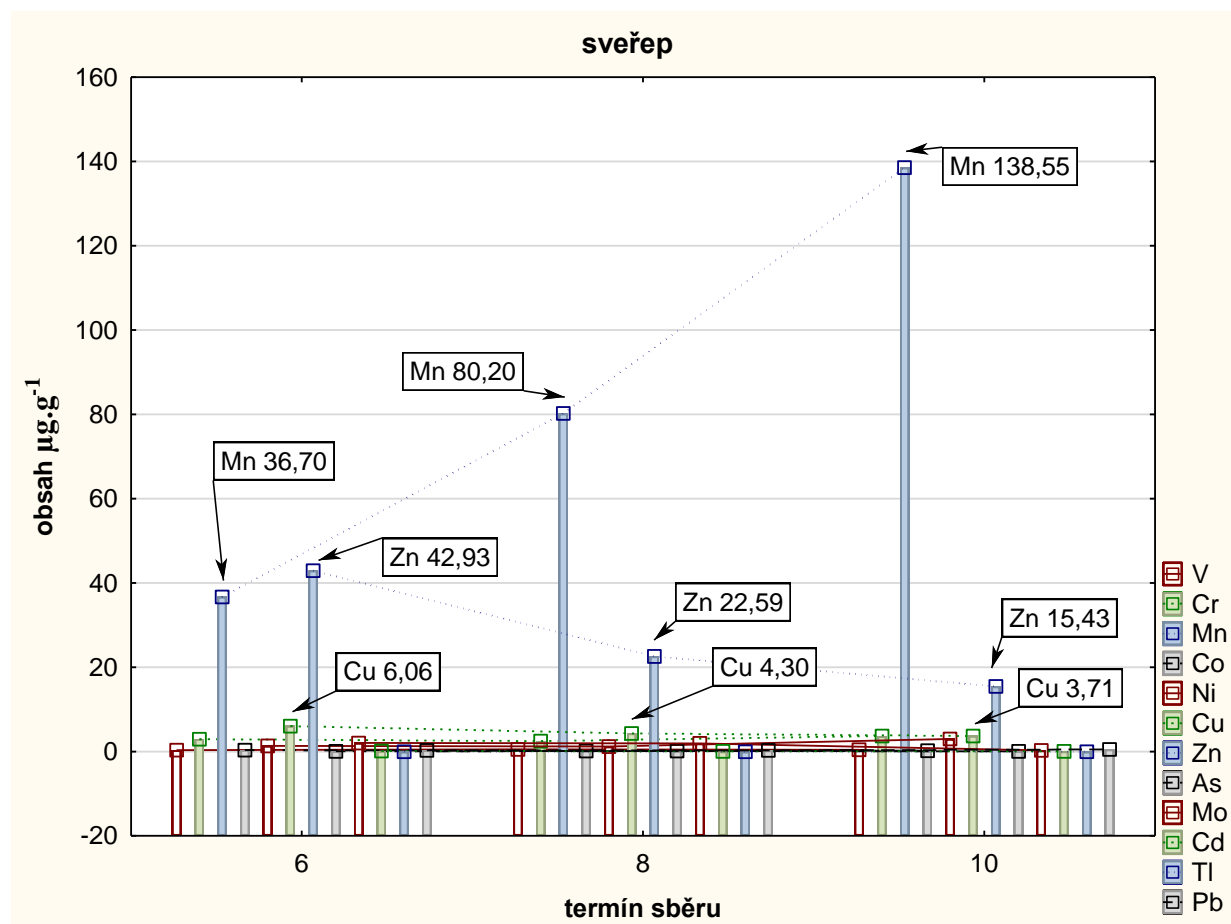


Z grafu 14 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy starčku dosahoval průkazně mangan $71,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnovém termínu - 6), $58,38 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnovém termínu - 8) a $49,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnovém termínu - 10). Koncentrace zinku se pohybovala v rozmezí od $47,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) do $32,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Měď oproti zlatobýlu dosahovala dvojnásobných hodnot $8,90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen), $7,95 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen) a $7,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen). Chrom dosáhla nejvyšších hodnot hned za štírovníkem a to $4,45 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) a $3,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Obsah niklu byla v intervalech od $5,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) do $2,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Molybden dosahoval průkazně nejvyšší hodnotu v rámci lokality v říjnu $2,43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a neprůkazné hodnoty v měsíci červen $1,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ až srpen $1,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,005 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $49,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Zajímavostí je, že obsah manganu $49,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dosahoval v měsíci říjnu skoro stejné hodnoty jako obsah zinku $47,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Obsah mědi neprůkazně se snížil z hodnoty $8,89 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu na hodnotu $7,95 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu a poté na hodnotu $7,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **sveřepu** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 15.

Graf 15: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **sveřepu** v závislosti na termínu sběru.



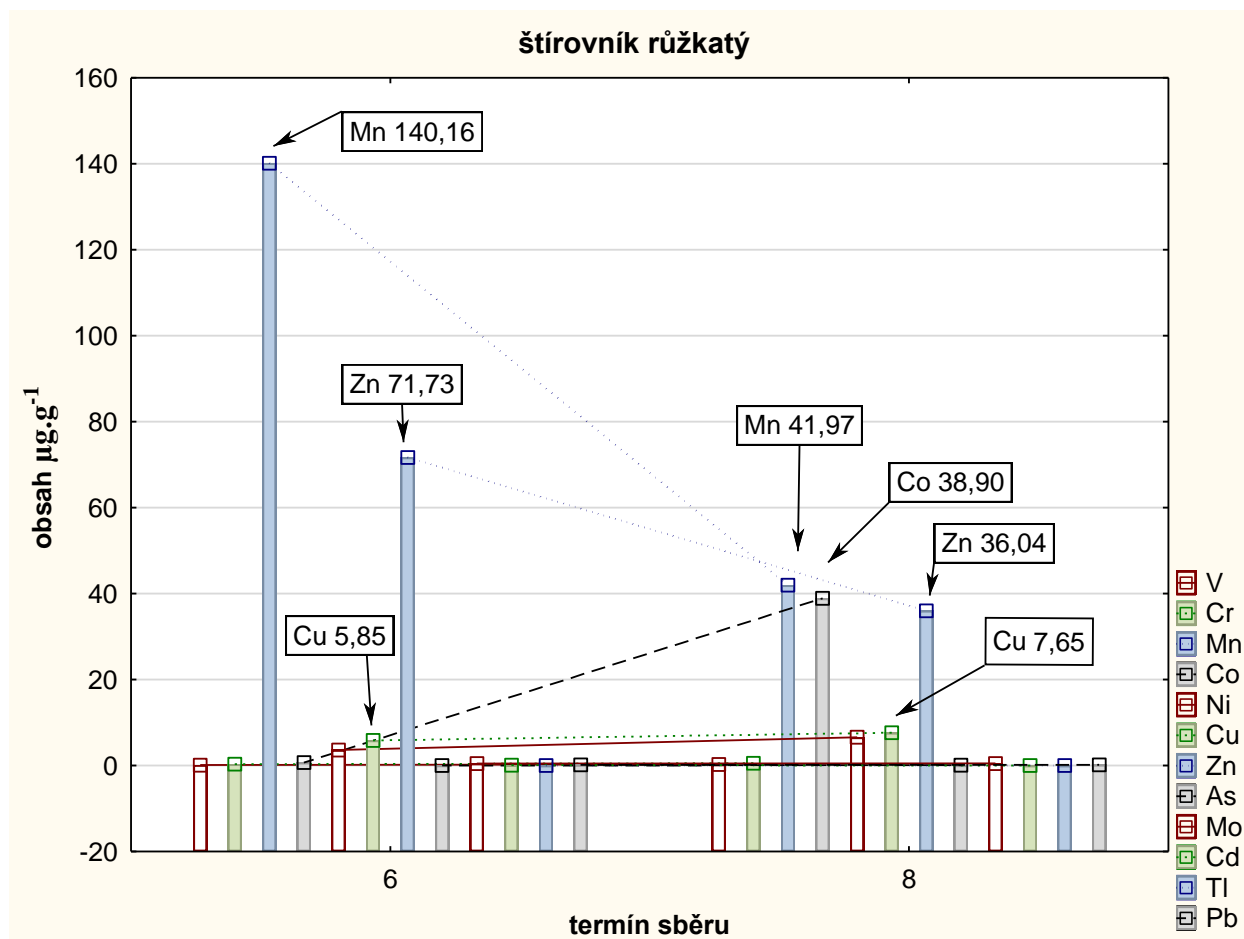
Z grafu 15 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině biomasy sveřepu dosahoval mangan $138,55 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v říjnu), $80,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnu) a $36,70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu). Obsah zinku dosahovaly průkazně hodnoty $42,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $22,59 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $15,43 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10). Koncentrace mědi se pohybovala od $6,06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) do $3,71 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen). Obsah chromu byl mezi intervaly $3,64 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen) do $2,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Nikl dosahoval nižších hodnot oproti předchozímu rostlinnému vzorku a to $3,00 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen), $1,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) a $1,20 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen). Molybden vykazoval druhou nejvyšší hodnotu $2,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu a $1,92 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $138,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu průkazně nejvyšších hodnot dosahoval zinek $42,93 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc červen a naopak průkazně nejnižší hodnotu měla chrom $2,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za měsíc srpen.

5.1.4 Obsah rizikových prvků na lokalitě Prachov

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **štírovníku růžkatém** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 16.

Graf 16: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **štírovníku růžkatém** v závislosti na termínu sběru.

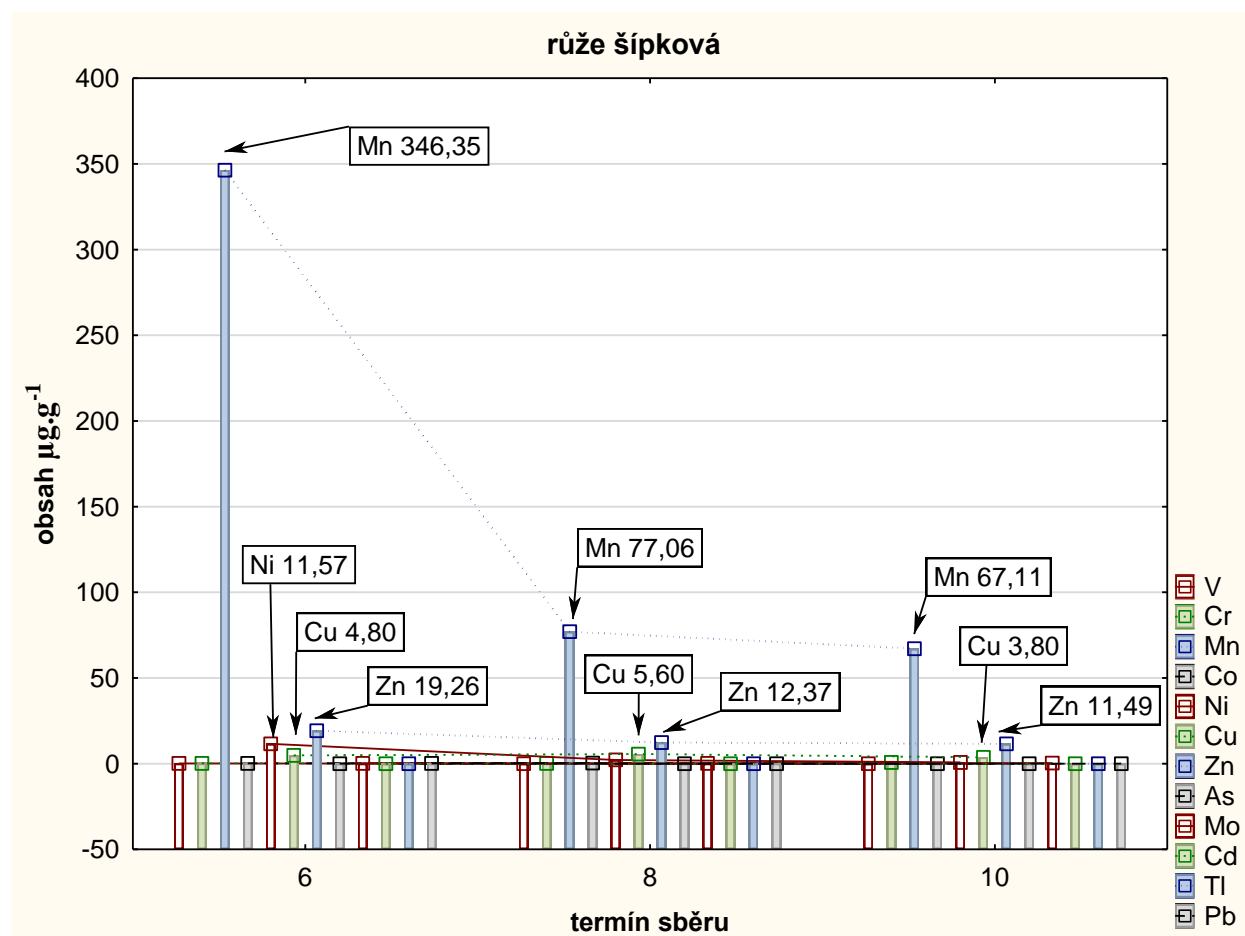


Z grafu 16 vyplývají ve shodě s předcházející lokalitou opět nejvyšší hodnoty pro mangan. Jeho obsah se pohyboval v rozpětí hodnot od $41,97 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) do $140,16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6). Uvedené rozdíly hodnot v rámci termínu jsou statisticky průkazné. Následuje zinek, u něhož byl obsah nejnižší v srpnu - $36,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a nejvyšší v červnu - $71,73 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. V případě mědi byl nejnižší obsah stanoven v červnu - $5,85 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a naopak nejvyšší v srpnu - $7,65 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Průkazné diference byly nalezeny mezi termíny odběru také u kobaltu, niklu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v prvním termínu sběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $140,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Obsah kadmia v tomto termínu dosahoval druhé nejvyšší hodnoty v rámci lokality a to $0,113 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci červnu a poté se průkazně snížil na hodnotu $0,006 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci srpnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 17.

Graf 17: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **růže šípkové** v závislosti na termínu sběru.

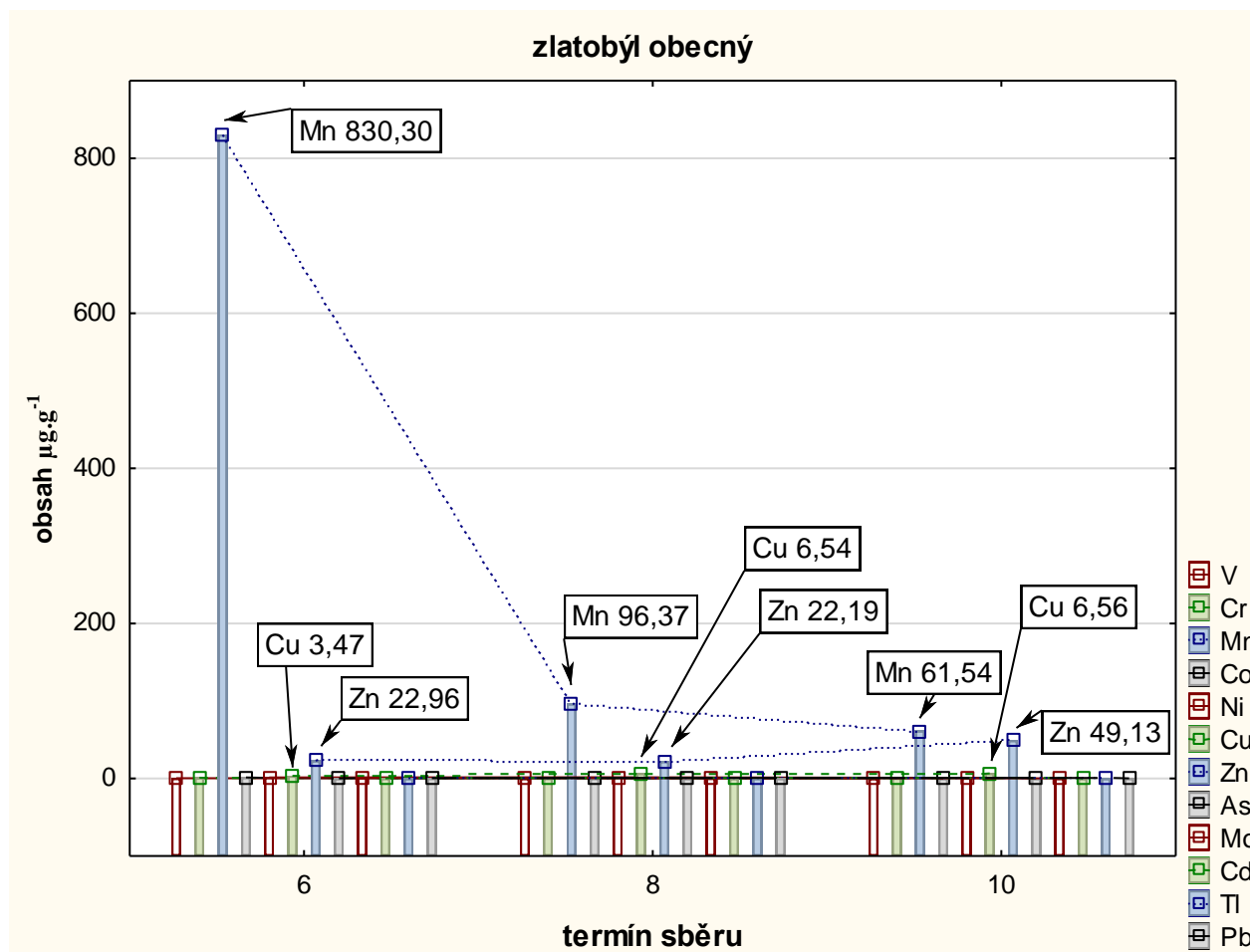


Z grafu 17 vyplývají opět nejvyšší hodnoty pro mangan, kdy nejnižší průkazná hodnota činila $67,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v srpnu). Naopak nejvyšší hodnota byla $346,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (v červnu). Uvedené diference hodnot v rámci termínu jsou statisticky průkazné. U zinku dosahovaly hodnoty $19,26 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6), $12,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8) a $11,49 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10). Koncentrace mědi se pohybovala v rozmezí hodnot $5,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (srpen), $4,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (červen) a $3,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (říjen). Obsah niklu byl stanoven nejvyšší průkaznou hodnotou v rámci lokality a to $11,57 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu. Průkazné rozdíly byly nalezeny mezi termíny odběru u kobaltu a molybdenu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu sběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,002 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $346,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomuto termínu se průkazně snížil nikl na hodnotu $2,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu. Obsah molybdenu se průkazně zvýšil z hodnoty $0,12 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu na $0,38 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu. Kobalt dosahoval nejvyšší hodnotu $0,454 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci srpnu a oitě se průkazně snížil na hodnotu $0,084 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 18.

Graf 18: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **zlatobýlu obecném** v závislosti na termínu sběru.

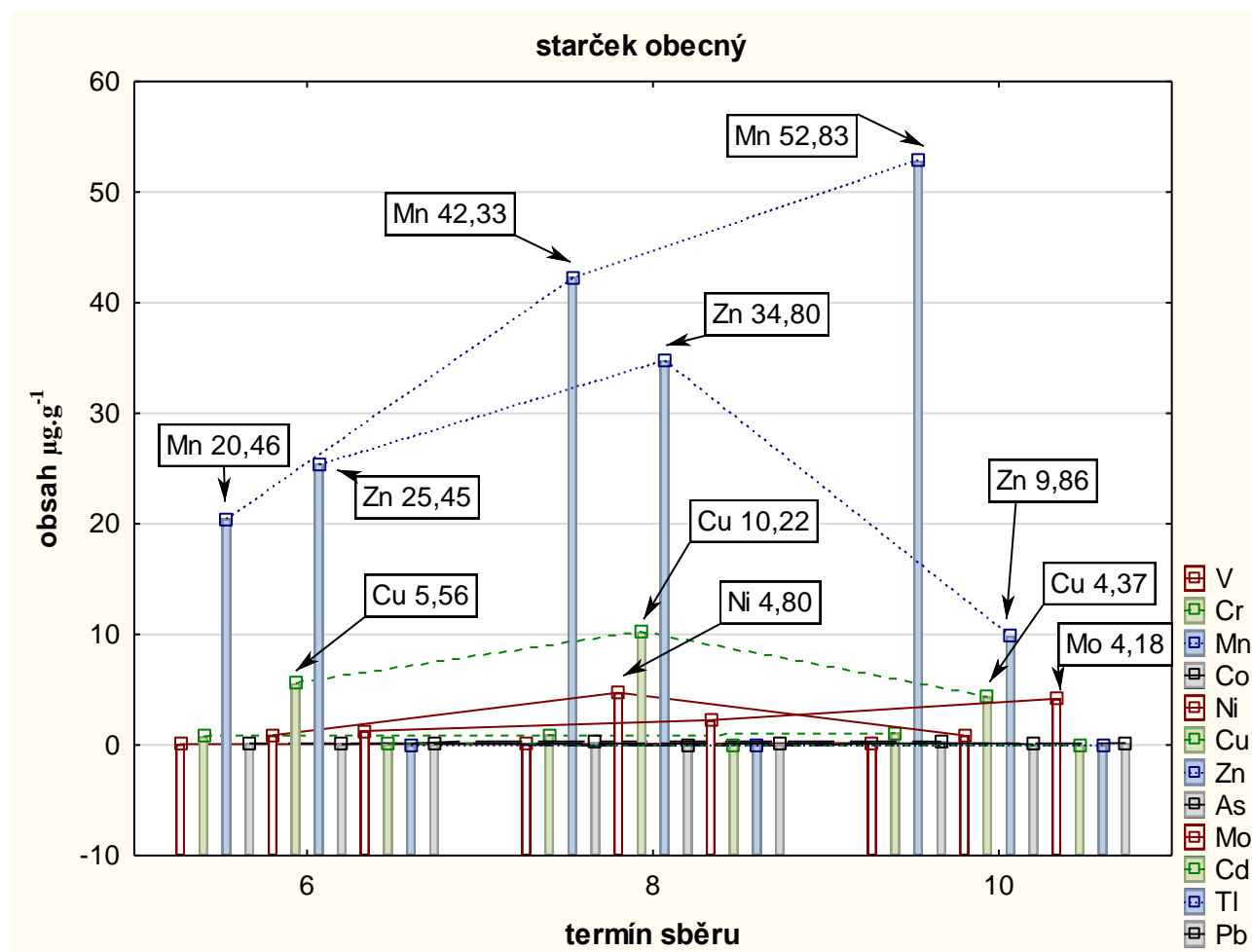


Z grafu 18 vyplývají ve stejné shodě jako u předchozích druhů nejvyšší hodnoty pro mangan. Jeho obsah $830,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ byl nejvyšší hodnotou ze všech rostlinných vzorků. Obsah v srpnu se pohyboval od $96,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do $61,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu. Průkazné rozdíly byly taktéž u zinku. Hodnoty dosahovaly v měsíci říjnu $49,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, v červnu $22,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a v srpnu $22,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Koncentrace mědi byla neprůkazná u hodnoty $6,56 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za říjen a $6,54 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ za srpen, oproti průkazné hodnotě za červen $3,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. V případě niklu byly hodnoty neprůkazné za měsíc srpen ($1,60 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) a červen ($1,40 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Průkazné diference byly nalezeny mezi termíny odběru u chromu, kobaltu a molybdenu.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v červnovém termínu sběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,048 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $830,30 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu u následujícího odběru se průkazně snížil obsah manganu na hodnotu $96,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Naopak se průkazně snížil obsah chromu z hodnoty $1,06 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) na hodnotu $0,47 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8). Kobalt dosáhl na nejvyšší hodnotu $1,35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu v rámci lokality.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **starčku obecném** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 19.

Graf 19: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **starčku obecném** v závislosti na termínu sběru.

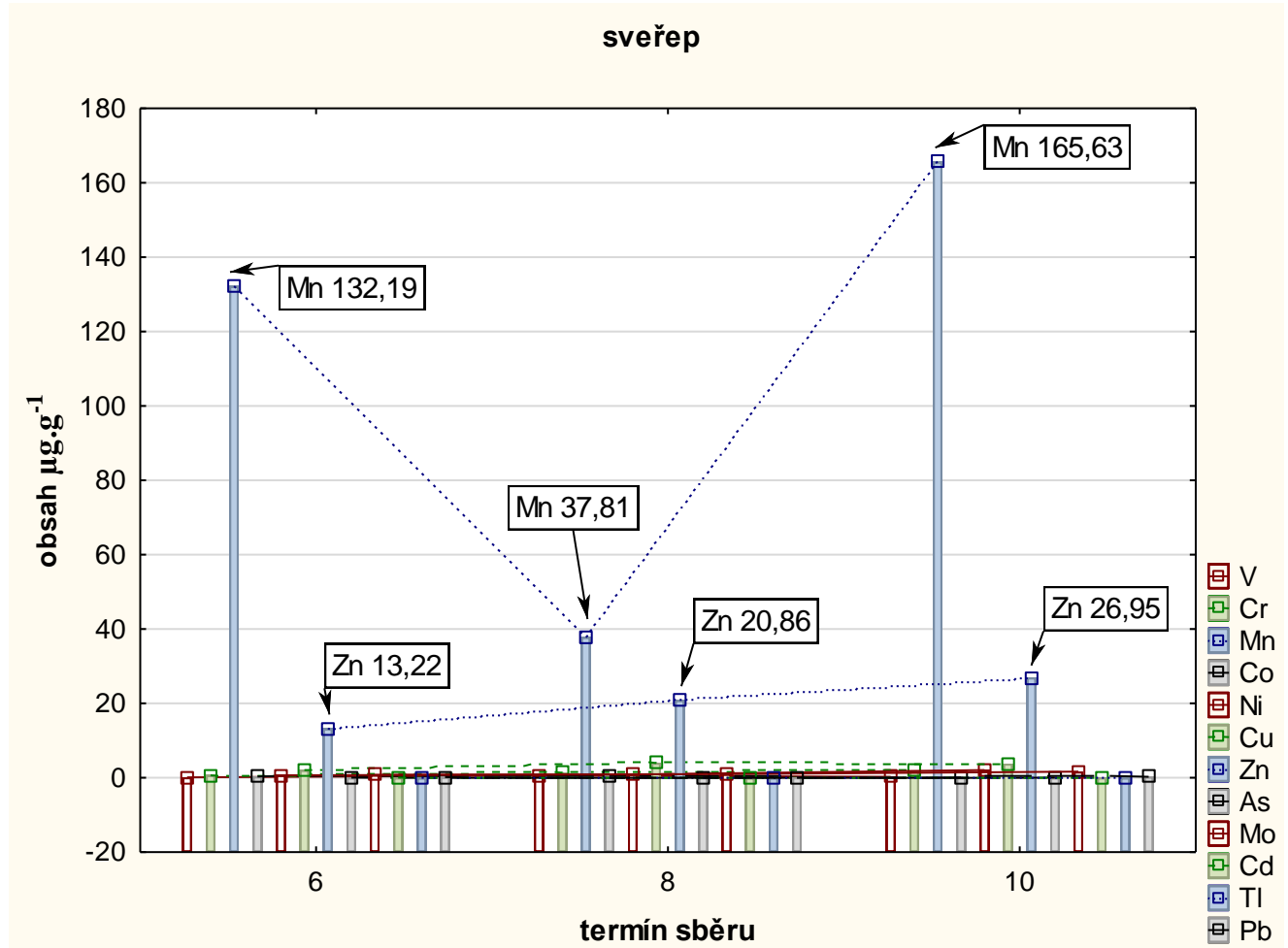


Z grafu 19 vyplývá, že nejvyšší obsah prvků v sušině starčku dosahoval nejvyšší hodnoty mangan. Jeho obsah dosahoval nejvyšší hodnoty v říjnu $52,83 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a nejnižší v červnu $20,46 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Uvedené rozdíly hodnot v rámci termínu jsou statisticky průkazné. Následuje zinek, u něhož byl obsah nejnižší v říjnu – $9,86 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a nejvyšší v srpnu – $34,80 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Koncentrace mědi dosahovala hodnot $10,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (8), $5,56 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (6) a $4,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (10). Obsah chromu byl v rozpětí $1,11 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu do $0,76 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu. V případě niklu byly průkazné diference mezi srpnem $4,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ oproti červnu a říjnu, kdy hodnoty byly konstantní $0,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Molybden dosahoval nejvyšších hodnot $4,18 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v měsíci říjnu v rámci lokality.

Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v srpnovém termínu odběru (6). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $52,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Oproti tomu u následujícího odběru se průkazně snížil obsah mědi z hodnoty $10,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ na hodnotu $4,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, ale naopak se zvýšil obsah vanadu z hodnoty $0,077 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu na hodnotu $0,179 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu.

Jednotlivé rizikové prvky a jejich obsahové hodnoty ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) **sveřepu** v závislosti na termínu sběru jsou uvedeny v grafu 20.

Graf 20: Obsah rizikových prvků ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) v sušině **sveřepu** v závislosti na termínu sběru.



Z grafu 20 vyplývají nejvyšší hodnoty ve shodě s ostatními rostlinnými druhy pro mangan. Jeho obsah byl průkazně nejvyšší v říjnu - $165,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, v červnu jeho hodnota dosahovala $132,19 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a v říjnu se průkazně snížila na hodnotu $37,81 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Koncentrace zinku se pohybovaly od $26,95 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu do $13,22 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu. V případě mědi byl obsah v rozpětí od $3,96 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu do $2,08 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v červnu. V případě niklu byly hodnoty neprůkazné za měsíc červen ($0,7 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) a srpen ($0,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Průkazné diference byly nalezeny mezi termíny odběru u vanadu, chromu a kobaltu. Molybden dosahoval nejvyšší hodnotu $1,66 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v říjnu.

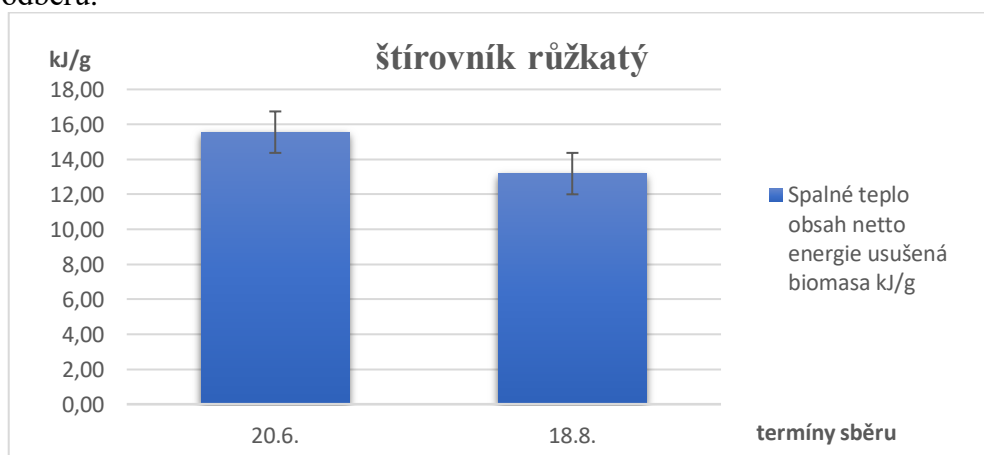
Z uvedeného grafu dále vyplývá, že vyšších hodnot rizikových prvků dosahovaly rostliny v říjnovém termínu odběru (10). V tomto termínu se obsah rizikových prvků pohyboval v rozpětí hodnot od $0,001 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (titan) do $165,63 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (mangan). Obsah vanadu se průkazně zvýšil z hodnoty $0,129 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ z června na hodnotu $0,618 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ v srpnu.

5.2 Obsah netto energie

5.2.1 Hodnoty spalného tepla rostlin z lokality Květnice

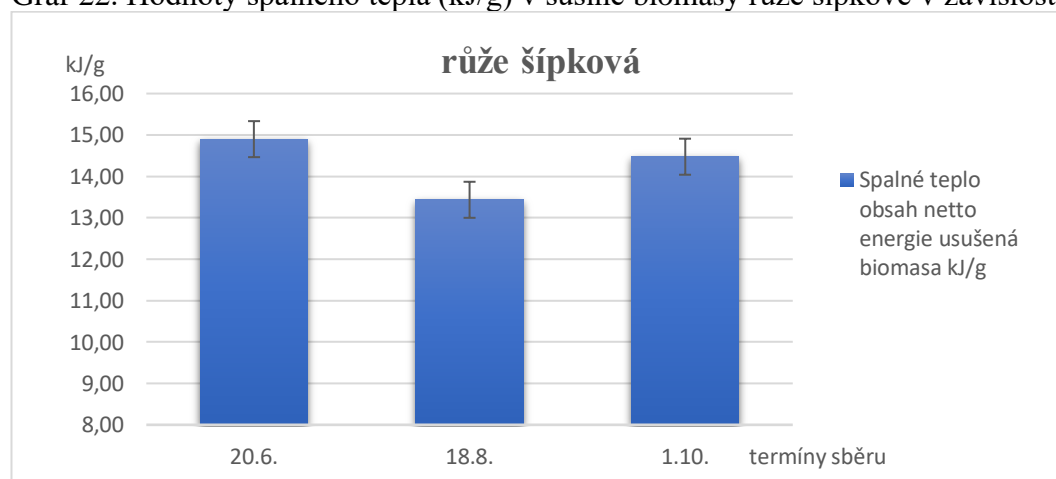
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **štírovníku růžkatého** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 21. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, neboť na počátku sledovaného období byl obsah energie ($15,56 \text{ kJ.g}^{-1}$) a v srpnu ($13,19 \text{ kJ.g}^{-1}$).

Graf 21. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy štírovníku růžkatého v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **růže šípkové** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 22. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním, třetím termínem odběru vůči druhému termínu byly nalezeny průkazné difference. Rozdíly v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a říjnovým termínem.

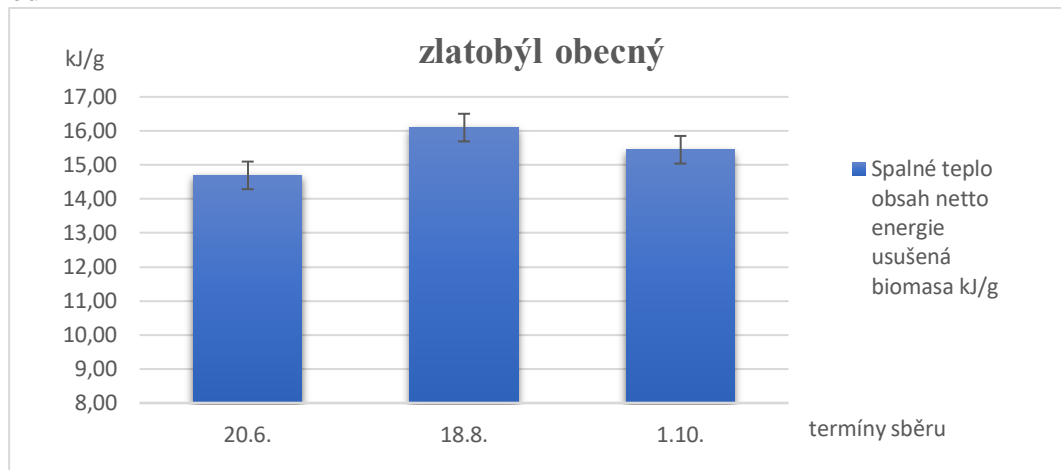
Graf 22. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy růže šípkové v závislosti na termínu odběru.



Z grafu 22 dále vyplývá, že průkazně vyšší hodnota spalného tepla byla v sušině biomasy v prvním termínu odběru a to $14,90 \text{ kJ.g}^{-1}$. Ve druhém termínu byla hodnota spalného tepla průkazně nejnižší, neboť jeho hodnota byla $13,43 \text{ kJ.g}^{-1}$, a ve třetím termínu se opět průkazně zvýšila na hodnotu $14,47 \text{ kJ.g}^{-1}$.

Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 23. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy rozdíly byly nalezeny mezi prvním termínem vůči zbývajícím dvěma termínům.

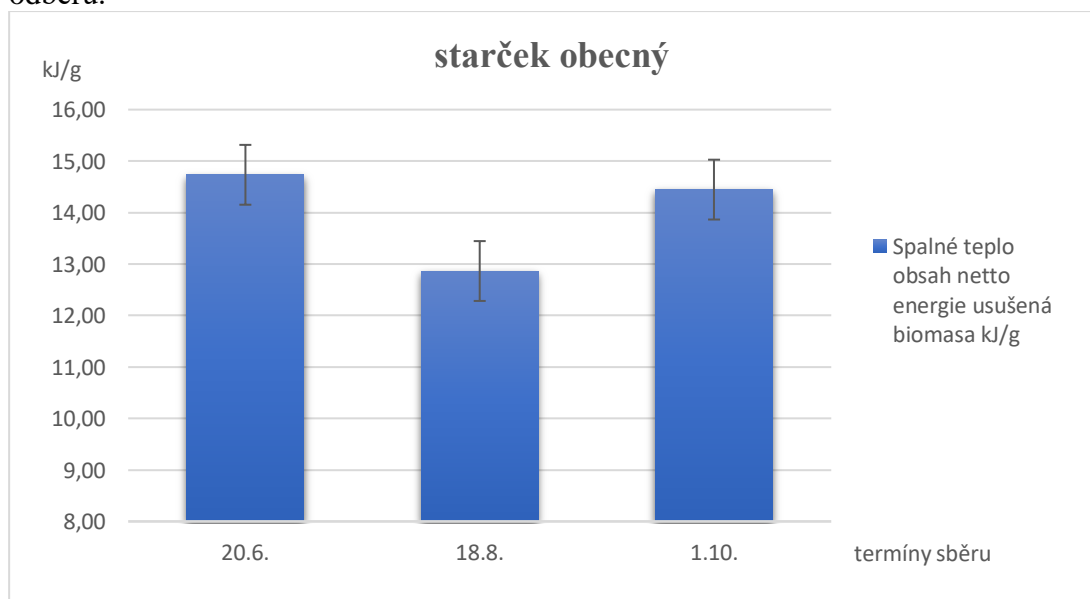
Graf 23. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



Z grafu je tedy patrné, že hodnota obsahu energie v sušině biomasy v prvním termínu odběru byla $14,69 \text{ kJ.g}^{-1}$. Ve druhém termínu byl obsah energie průkazně nejvyšší $16,10 \text{ kJ.g}^{-1}$.

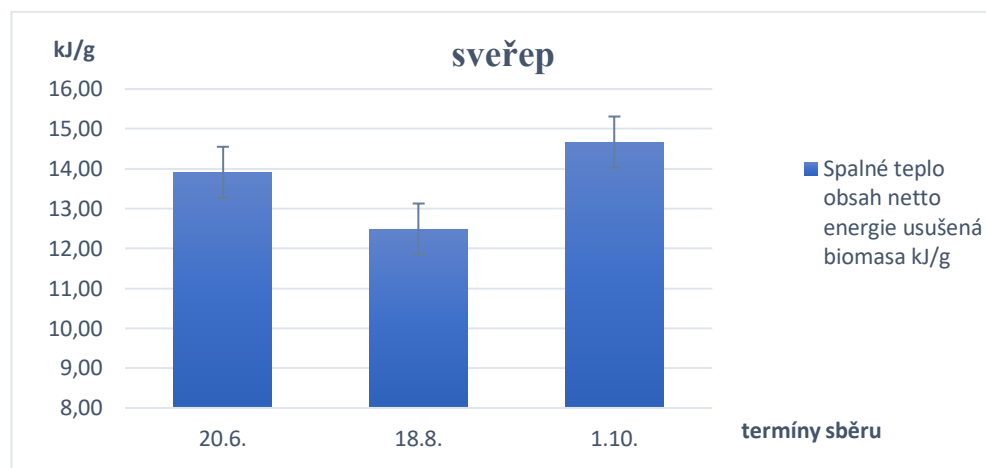
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **starčeku obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 24. Z uvedeného grafu vyplývá, shodně s růží šípkovou, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním ($14,73 \text{ kJ.g}^{-1}$), třetím termínem odběru vůči druhému termínu ($12,86 \text{ kJ.g}^{-1}$) byly nalezeny průkazné diference. Rozdíly v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a říjnovým termínem.

Graf 24. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **sveřepu** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 25. Z uvedeného grafu je shodně s předcházejícím druhem konstatovat, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, vyjma prvního a třetího termínu měření. Průkazně nejnižší obsah energie byl stanoven v srpnovém termínu měření ($12,49 \text{ kJ.g}^{-1}$), naopak nejvyšší obsah energie byl zjištěn v říjnu ($14,67 \text{ kJ.g}^{-1}$).

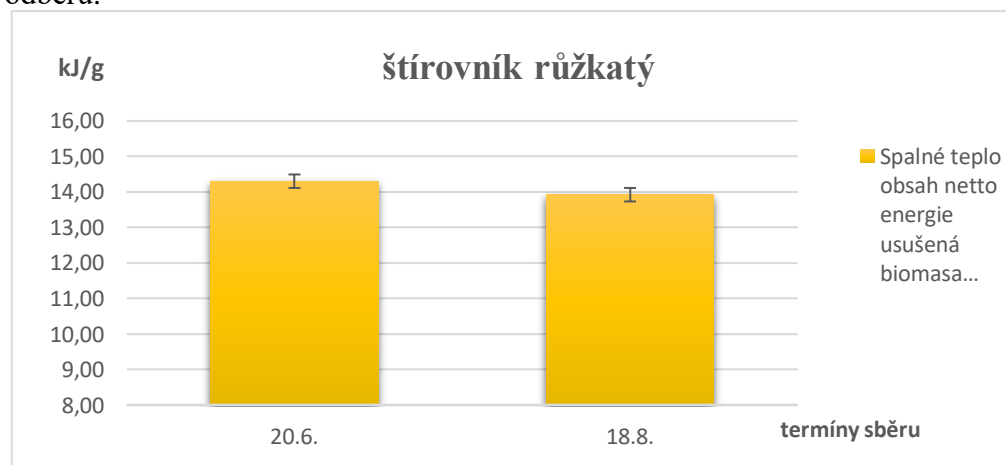
Graf 25. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy sveřepu v závislosti na termínu odběru.



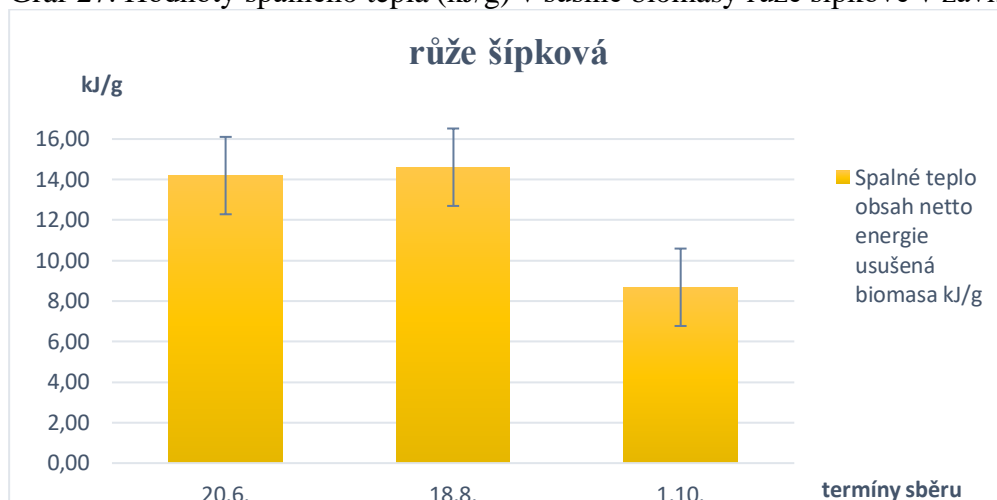
5.2.2 Hodnoty spalného tepla z lokality VÚ Běchovice

Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **štírovníku růžkatého** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 26. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi červnovým ($14,30 \text{ kJ.g}^{-1}$) a srpnovým odběrem ($13,92 \text{ kJ.g}^{-1}$) nebyly nalezeny průkazné diference.

Graf 26. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy štírovníku růžkatého v závislosti na termínu odběru.



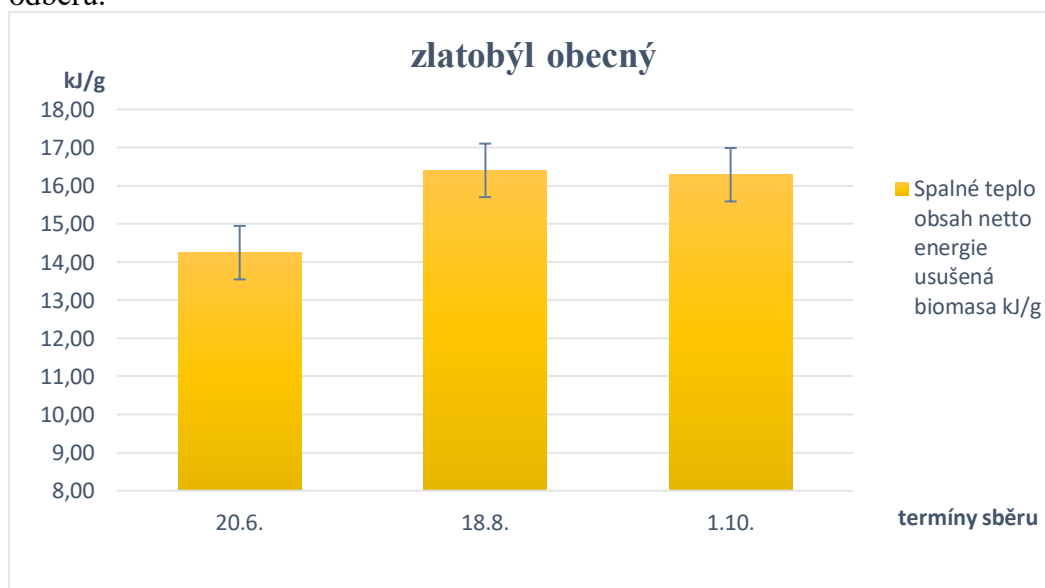
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **růže šípkové** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 27. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy rozdíly byly nalezeny mezi třetím termínem vůči prvním a druhému termínu. Graf 27. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy růže šípkové v závislosti na termínu odběru.



Z grafu vyplývá, že hodnota spalného tepla v sušině biomasy ve druhém termínu byl průkazně nejvyšší $14,61 \text{ kJ.g}^{-1}$. A ve třetím termínu hodnota spalného tepla dosahovala průkazně nejnižší hodnoty $8,68 \text{ kJ.g}^{-1}$.

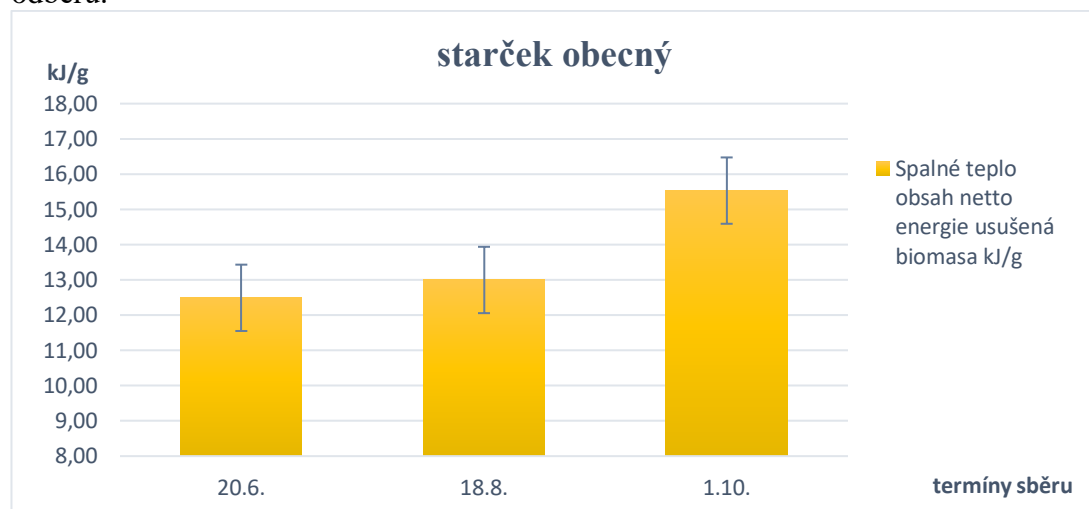
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 28. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru. Rozdíly byly nalezeny mezi prvním termínem, kde byla stanovena průkazně nejnižší hodnota spalného tepla ($14,25 \text{ kJ.g}^{-1}$), v porovnání se zbývajícími termíny. Průkazně nejvyšší hodnota spalného tepla ($16,40 \text{ kJ.g}^{-1}$) byla stanovena ve druhém termínu. Diference v obsahu energie nebyly nalezeny mezi srpnovým a říjnovým termínem.

Graf 28. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



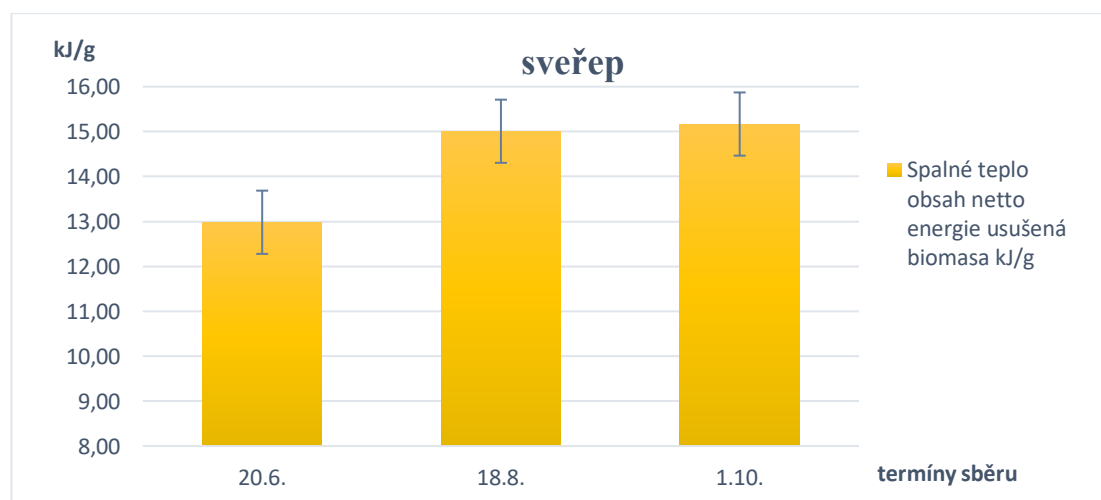
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **starčku obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 29. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním ($12,49 \text{ kJ.g}^{-1}$), druhým termínem odběru vůči třetímu termínu ($15,53 \text{ kJ.g}^{-1}$) byly nalezeny průkazné diference. Rozdíly v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a srpnovým termínem.

Graf 29. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **sveřepu** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 30. Z uvedeného grafu je shodně s předcházejícím druhem konstatovat, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, vyjma prvního a třetího termínu měření. Průkazně nejnižší obsah energie byl stanoven v červnovém termínu měření ($12,98 \text{ kJ.g}^{-1}$), naopak nejvyšší obsah energie byl zjištěn v říjnu ($15,17 \text{ kJ.g}^{-1}$).

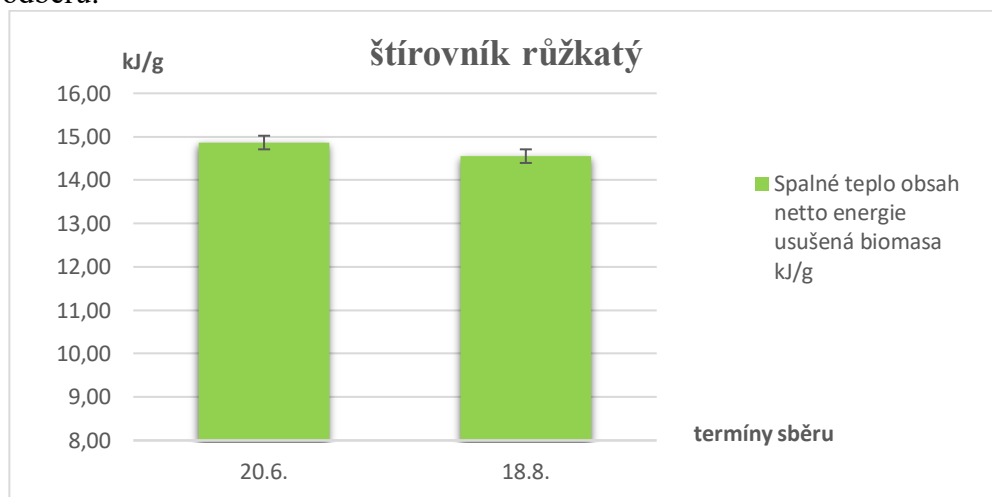
Graf 30. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy sveřepu v závislosti na termínu odběru.



5.2.3 Hodnoty spalného tepla z lokality sjezd z dálnice D1 směr Říčany

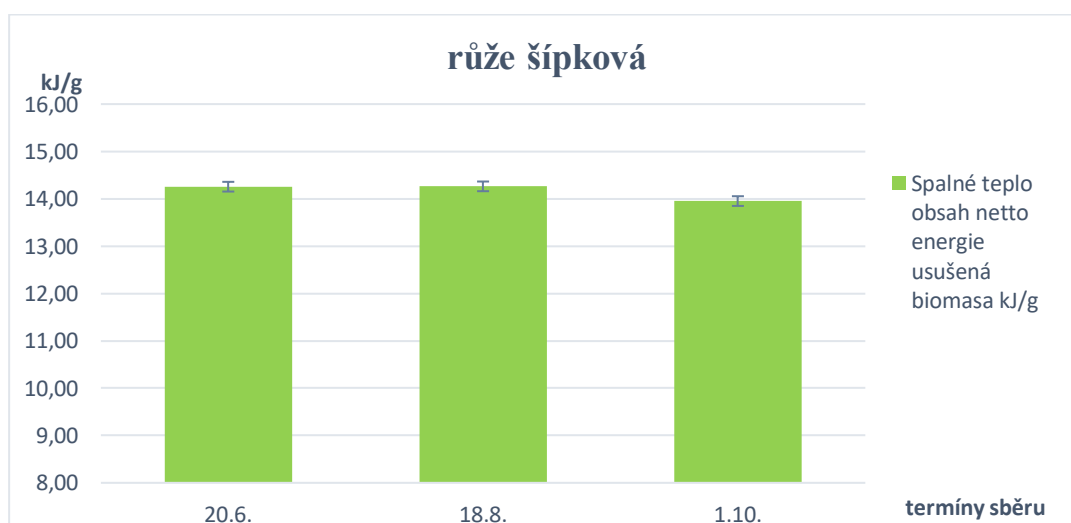
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **štírovníku růžkatého** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 31. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi červnovým ($14,87 \text{ kJ.g}^{-1}$) a srpnovým odběrem ($14,55 \text{ kJ.g}^{-1}$) nebyly nalezeny průkazné diference.

Graf 31. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy štírovníku růžkatého v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **růže šípkové** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 32. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, mezi prvním, druhým ani třetím termínem nebyly nalezeny průkazné diference.

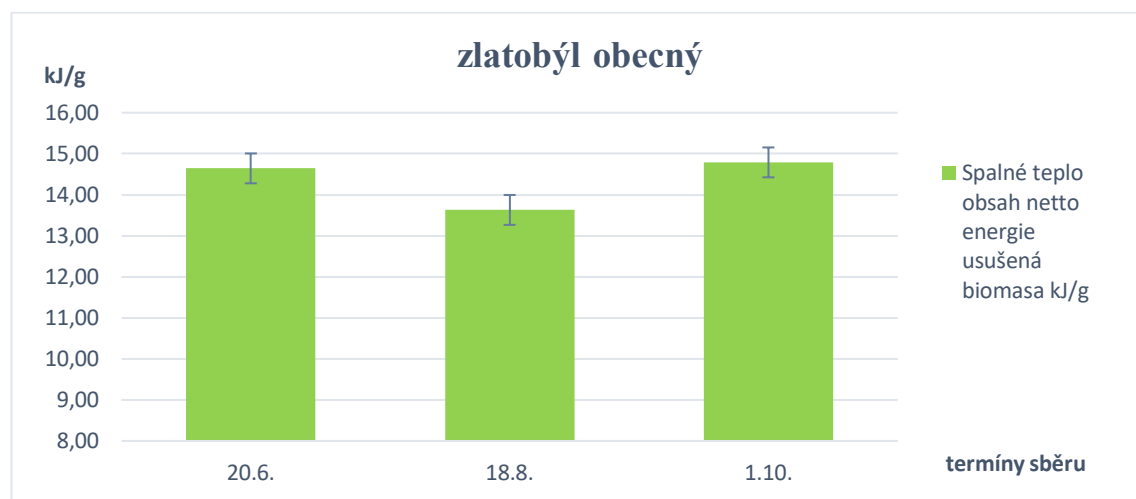
Graf 32. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy růže šípkové v závislosti na termínu odběru.



Z grafu tedy vyplývá, že nejvyšší hodnota obsahu energie v sušině biomasy byla $14,26 \text{ kJ.g}^{-1}$ shodná v červnovém i srpnovém termínu odběru a v říjnu obsah energie se snížil na hodnotu $13,95 \text{ kJ.g}^{-1}$.

Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 33. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, vyjma prvního a třetího termínu měření. Průkazně nejnižší obsah energie byl stanoven v srpnovém termínu měření ($13,63 \text{ kJ.g}^{-1}$), naopak nejvyšší obsah energie byl zjištěn v říjnu ($14,78 \text{ kJ.g}^{-1}$). Diference v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a říjnovým termínem.

Graf 33. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



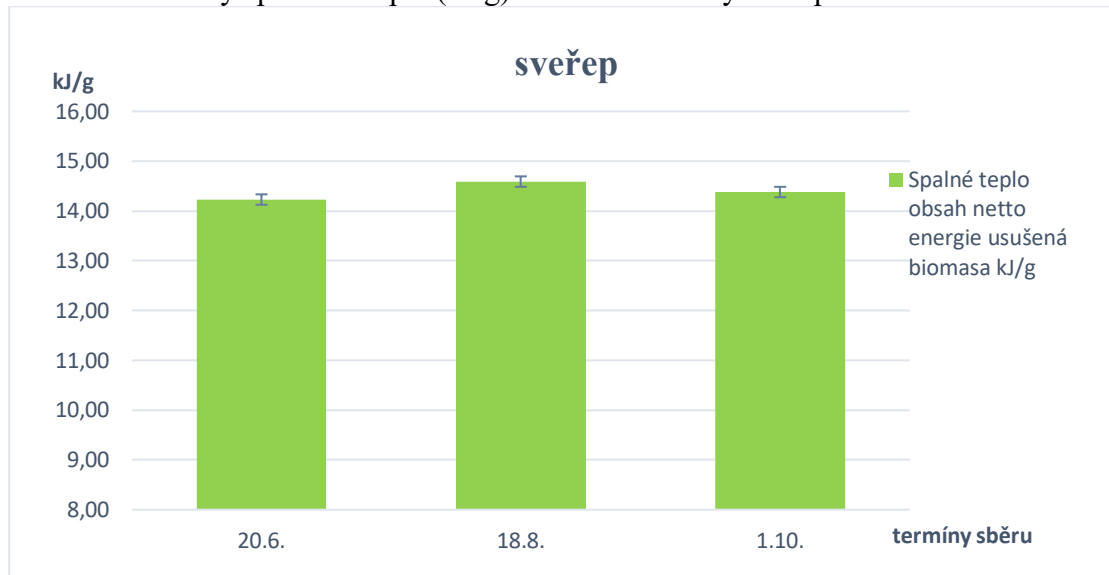
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **starček obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 34. Z uvedeného grafu lze konstatovat, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním ($13,60 \text{ kJ.g}^{-1}$), druhým termínem odběru vůči třetímu termínu ($14,39 \text{ kJ.g}^{-1}$) byly nalezeny průkazné diference. Rozdíly v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a srpnovým termínem.

Graf 34. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **sveřepu** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 35. Z uvedeného grafu vyplývá, shodně s různí šípkovou, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním ($14,22 \text{ kJ.g}^{-1}$), druhým ($14,59 \text{ kJ.g}^{-1}$) ani třetím termínem odběru ($14,38 \text{ kJ.g}^{-1}$) nebyly nalezeny průkazné diference.

Graf 35. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy sveřepu v závislosti na termínu odběru.



5.2.4 Hodnoty spalného tepla z lokality Prachov

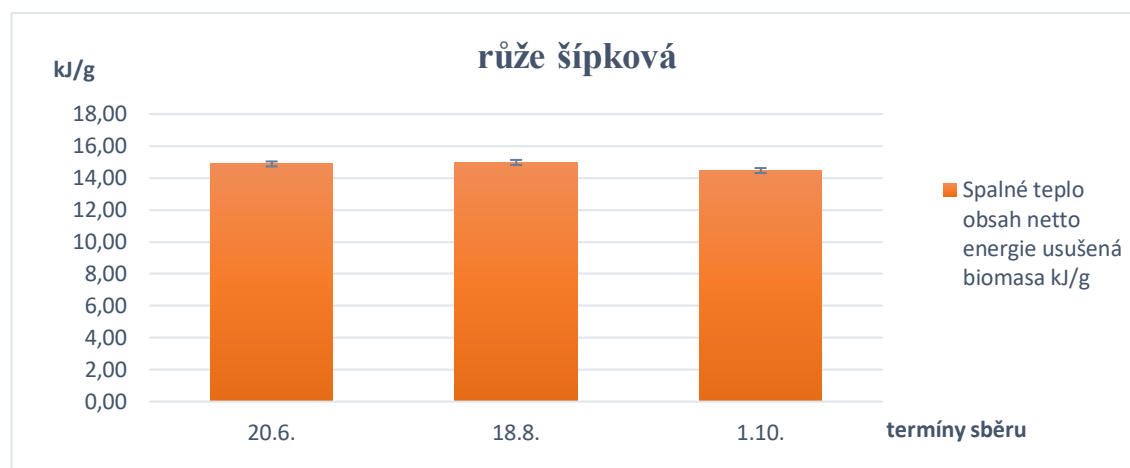
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **štírovníku růžkatého** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 36. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi červnovým a srpnovým odběrem nebyly nalezeny průkazné diference. Na počátku sledovaného období byla hodnota obsahu energie stanovena na $14,47 \text{ kJ.g}^{-1}$ a v srpnu $20,89 \text{ kJ.g}^{-1}$.

Graf 36. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy štírovníku růžkatého v závislosti na termínu odběru.



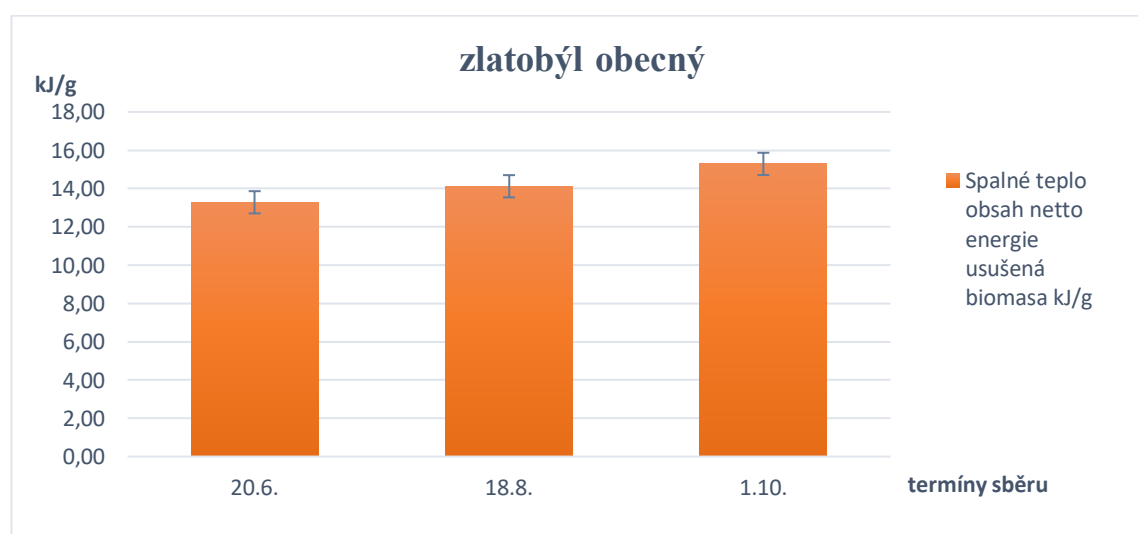
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **růže šípkové** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 37. Z uvedeného grafu je patrné, že obsah energie nebyl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru. Mezi červnovým ($14,88 \text{ kJ.g}^{-1}$), srpnovým ($14,97 \text{ kJ.g}^{-1}$) a říjnovým termínem odběru ($14,46 \text{ kJ.g}^{-1}$) nebyly nalezeny průkazné diference.

Graf 37. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy růže šípkové v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **zlatobýlu obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 38. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, vyjma prvního a třetího termínu měření. Průkazně nejnižší obsah energie byl stanoven v červnovém termínu měření ($13,28 \text{ kJ.g}^{-1}$), naopak nejvyšší obsah energie byl zjištěn v říjnu ($15,28 \text{ kJ.g}^{-1}$).

Graf 38. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy zlatobýlu obecném v závislosti na termínu odběru.



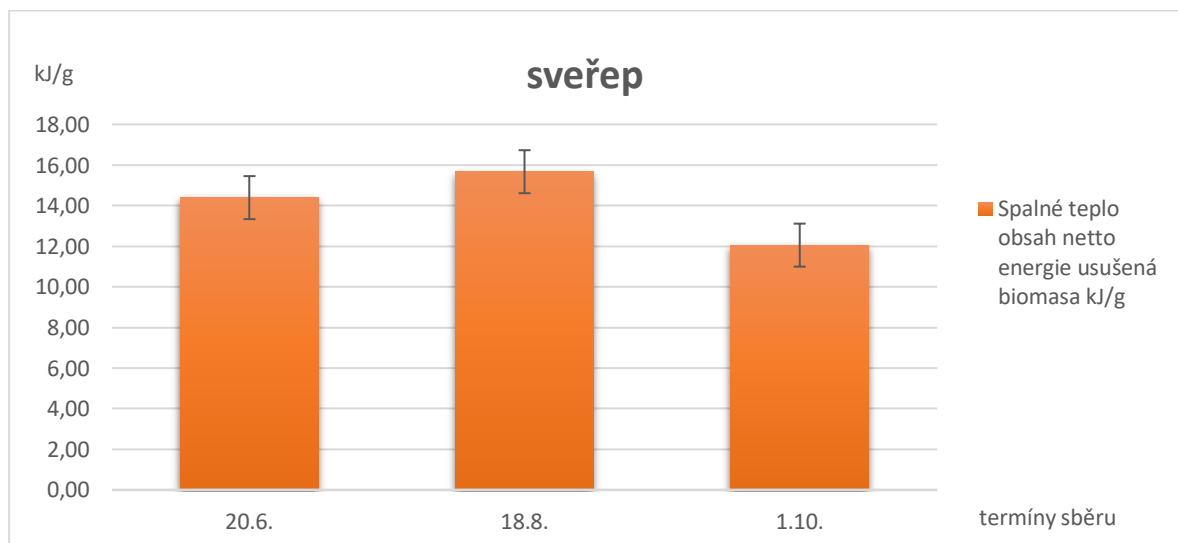
Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **starčku obecného** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 39. Z uvedeného je patrné, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy mezi prvním, druhým ($14,25 \text{ kJ.g}^{-1}$) termínem odběru vůči třetímu termínu ($13,18 \text{ kJ.g}^{-1}$) byly nalezeny průkazné diference. Diference v obsahu energie nebyly nalezeny mezi červnovým a srpnovým termínem.

Graf 39. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy starčku obecném v závislosti na termínu odběru.



Hodnoty spalného tepla sušiny biomasy **sveřepu** v závislosti na termínu odběru jsou uvedeny v grafu 40. Z uvedeného grafu vyplývá, že obsah energie byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy rozdíly byly nalezeny mezi říjnovým termínem odběru vůči zbývajícím dvěma termínům, červnového a srpnového odběru.

Graf 40. Hodnoty spalného tepla (kJ/g) v sušině biomasy sveřepu v závislosti na termínu odběru.



Z grafu dále vyplývá, že průkazně nejnižší obsah energie byl stanoven v říjnovém termínu měření ($12,06 \text{ kJ.g}^{-1}$), naopak nejvyšší obsah energie byl zjištěn v srpnu ($15,67 \text{ kJ.g}^{-1}$).

5.3 Statistické zhodnocení výsledků

Z tabulky korelačních vztahů 16 vyplývá, že vztah závisle proměnné (obsah energie) na použitých nezávisle proměnných je daným modelem popsán z 33,13 %, vzhledem k hodnotě koeficientu úplné determinace (R^2). Jedná se o slabou závislost. Jako statisticky nevýznamné proměnné jsou v uvedeném modelu obsaženy následujících prvků: V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti a Pb. Uvedené vyplývá z hodnoty p , která udává, že tato charakteristika je statisticky nevýznamná.

Tabulka 16. Korelační charakteristiky modelu vícerozměrné lineární regrese

Výsledky regrese se závislou proměnnou : R= ,57558895 R ² = ,33130264 Upravené R ² = ,28083492 F(12,159)=6,5646 p<,00000 Směrod. chyba odhadu : 2,5563						
N=172	b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(159)	p-hodn.
Abs.člen			9,1195	0,628044	14,52052	0,000000
V	0,174330	0,097712	2,5747	1,443145	1,78412	0,076311
Cr	-0,085125	0,091577	-0,0838	0,090154	-0,92954	0,354017
Mn	0,234422	0,081218	0,0061	0,002105	2,88633	0,004440
Co	0,112167	0,075169	0,0571	0,038268	1,49219	0,137630
Ni	0,020942	0,097067	0,0257	0,119270	0,21574	0,829464
Cu	0,230720	0,086253	0,2612	0,097665	2,67493	0,008256
Zn	0,353466	0,083098	0,0807	0,018967	4,25361	0,000036
As	0,013919	0,089011	0,4933	3,154372	0,15637	0,875937
Mo	0,025507	0,070606	0,0830	0,229715	0,36126	0,718387
Cd	-0,224710	0,086182	-11,1270	4,267480	-2,60739	0,009992
Ti	-0,063142	0,067415	-6,6354	7,084331	-0,93662	0,350372
Pb	0,094913	0,075090	1,5448	1,222117	1,26399	0,208082

Z tabulky dále vyplývá, že obsah rizikových prvků manganu, mědi, zinku a kadmia jsou na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významné. Daný regresní model je možné popsat rovnicí:
Obsah energie = 9,1195 + 0,0061.Mn + 0,2612.Cu + 0,0807.Zn -11,1270.Cd

Tabulka 17. Korelační charakteristiky modelu jednoduché lineární regrese pro nezávisle proměnnou termín odběru

Výsledky regrese se závislou proměnnou : R= ,21230956 R ² = ,04507535 Upravené R ² = ,03945815 F(1,170)=8,0245 p<,00517 Směrod. chyba odhadu : 2,9544						
N=172	b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(170)	p-hodn.
Abs.člen			15,40266	0,596251	25,83253	0,000000
odběr	-0,212310	0,074948	-0,79112	0,279277	-2,83276	0,005173

V tabulce korelačních charakteristik 17 je uvedena vypočtená hodnota koeficientu korelace $r = 0,2123$ a hodnota koeficientu determinace $r^2 = 0,0451$. Vzhledem k hodnotě a znaménku korelačního koeficientu lze hovořit o slabé přímé závislosti obsahu energie na termínu odběru, která je danou regresní funkcí popsána ze 4,51 % (hodnota koeficientu determinace). Hodnota vypočtené hladiny významnosti p je výrazně nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$ a proto je možné konstatovat, že

uvedený koeficient korelace je statisticky významný. Byl potvrzen vliv odběru na obsah energie u vybraných druhů rostlin.

Daný regresní model je možné popsat rovnicí:

$$\text{Obsah energie} = 15,40266 - 0,79112 \cdot \text{odběr}$$

Tabulka 18. Korelační charakteristiky modelu jednoduché lineární regrese pro nezávisle proměnnou rostlinný druh

Výsledky regrese se závislou proměnnou :						
R= ,17376905 R2= ,03019568 Upravené R2= ,02449095						
F(1,170)=5,2931 p<,02262 Směrod. chyba odhadu : 2,9773						
N=172	b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(170)	p-hodn.
Abs.člen			-25,2413	16,98790	-1,48584	0,139174
druh	0,173769	0,075530	0,3791	0,16477	2,30067	0,022625

V tabulce korelačních charakteristik 18 je uvedena vypočtená hodnota koeficientu korelace $r = 0,1738$ a hodnota koeficientu determinace $r^2 = 0,0302$. Vzhledem k hodnotě a znaménku korelačního koeficientu lze hovořit o slabé nepřímé závislosti obsahu energie na rostlinném druhu, která je danou regresní funkcí popsána ze 3,02 % (hodnota koeficientu determinace). Hodnota vypočtené hladiny významnosti p je výrazně nižší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$ a proto je možné konstatovat, že uvedený koeficient korelace je statisticky průkazný. Statisticky neprůkazný je regresní koeficient b vzhledem k velmi vysoké hodnotě p . Byl potvrzen vliv druhu na obsah energie.

Daný regresní model je možné popsat rovnicí:

$$\text{Obsah energie} = -25,2413 + 0,3791 \cdot \text{druh}$$

Tabulka 19. Korelační charakteristiky modelu jednoduché lineární regrese pro nezávisle proměnnou lokalita

Výsledky regrese se závislou proměnnou:						
R= ,09443067 R2= ,00891715 Upravené R2= ,00308725						
F(1,170)=1,5296 p<,21789 Směrod. chyba odhadu : 3,0098						
N=172	b*	Sm.chyba (z b*)	b	Sm.chyba (z b)	t(170)	p-hodn.
Abs.člen			14,47809	0,565559	25,59959	0,000000
Lokalita	-0,094431	0,076354	-0,25277	0,204385	-1,23675	0,217885

V tabulce korelačních charakteristik 19 je uvedena vypočtená hodnota koeficientu korelace $r = 9,44$ a hodnota koeficientu determinace $r^2 = 0,0089$. Vzhledem k hodnotě a znaménku korelačního koeficientu nelze hovořit o závislosti obsahu energie na lokalitě, která je danou regresní funkcí popsána z 0,89 % (hodnota koeficientu determinace). Hodnota vypočtené hladiny významnosti p je výrazně vyšší než hladina významnosti $\alpha = 0,05$ a proto je možné konstatovat, že uvedený koeficient korelace je statisticky neprůkazný. Statisticky průkazný je pouze regresní koeficient b vzhledem k velmi nízké hodnotě p . Nebyl prokázán vliv lokality na obsah energie u vybraných druhů rostlin.

Daný regresní model by bylo možné popsat rovnicí:

$$\text{Obsah energie} = 14,47809 - 0,25277 \cdot \text{lokalita}$$

6 Diskuse

Cílem této diplomové práce bylo určit za pomoci spalné kalorimetrie energetický obsah v biomase nadzemních částí vybraných druhů rostlin, a to v závislosti na termínu odběru a na lokalitě. Lokalita byla vybrána na základě možné kontaminace antropogenními stresory v podobě rizikových prvků. To navazovalo na následující cíl: stanovení rizikových prvků v biomase.

Ze získaných výsledků vyplývá, že obsah energie v biomase je ovlivněn termínem odběru. Tzn, že změny energetického obsahu jsou spojeny s růstem, jak poukazuje Hnilička et al. (2015). Tyto změny se projevily buď dynamickým charakterem a to bylo u většiny rostlinných vzorků, např. na lokalitě Prachov u rostlinného druhu zlatobýlu obecného v červnovém odběru byla jeho energetická hodnota $13,28 \text{ kJ.g}^{-1}$, v srpnu $14,12 \text{ kJ.g}^{-1}$ a v říjnu hodnota spalného tepla dosahovala $15,29 \text{ kJ.g}^{-1}$. Anebo změny vykazovaly kolísající tendenci např. na lokalitě Květnice u rostlinného druhu starčku obecného dosahovalo spalné teplo v červnu $14,73 \text{ kJ.g}^{-1}$ v srpnu $12,86 \text{ kJ.g}^{-1}$ a v říjnu $14,45 \text{ kJ.g}^{-1}$. Z tohoto zjištění lze vyvodit, že obsah energie je ovlivněn nejen termínem odběru, ale i rostlinným druhem. Toto tvrzení bylo potvrzeno. Naproti tomu podle statistických výpočtů nebyl potvrzen vliv lokality na energetickém obsahu daného rostlinného druhu.

Energetická hodnota rostlinného materiálu je funkcí genotypu a závisí na podmínkách prostředí, jak poukázal Golley (1961). Nárůst, ale i kolísající trend u obsahu energie by se dal odůvodnit syntézou zásobních látek vzniklých procesem fotosyntézy, které ovšem nemají vždy stejný energetický obsah. Na obsah energie v rostlinné biomase působí i další vlivy jako je např. intenzita ozáření, dostupnost živin, typ půdy a její kontaminace atd. uvádí Bláha et al. (2010).

Biotické i abiotické stresové faktory mohou nepříznivě ovlivnit růst, vývoj a produktivitu rostlin, tyto faktory se mohou vzájemně kombinovat a kumulovat. Abiotické stresové faktory jako je nízká teplota, horko, sucho, záplavy, sůl, toxicita toxických prvků, oxidační stres mají za následek neúrody a antropogenní činnost dopomohla k jejich růstu. Všechny tyto stresové faktory jsou hrozbou pro rostliny i celé ekosystémy, brání jim v dosažení jejich plného genetického potenciálu a omezují jejich produktivitu, jak dokládá Mahajan et Tetuja (2005). V případě biotických stresorů se navzájem ovlivňují dva nebo i více živých organismů i s jejich metabolickými procesy. Po napadení patogenem je obsah energie ve fytomase obvykle vyšší než u rostlin bez ataku. Zvýšení hodnot spalného tepla je dáno změnou pohybu uhlíku a zvýšením celkového množství sacharidů a jejich vzájemným poměrem, jak uvádí Bláha et al. (2010).

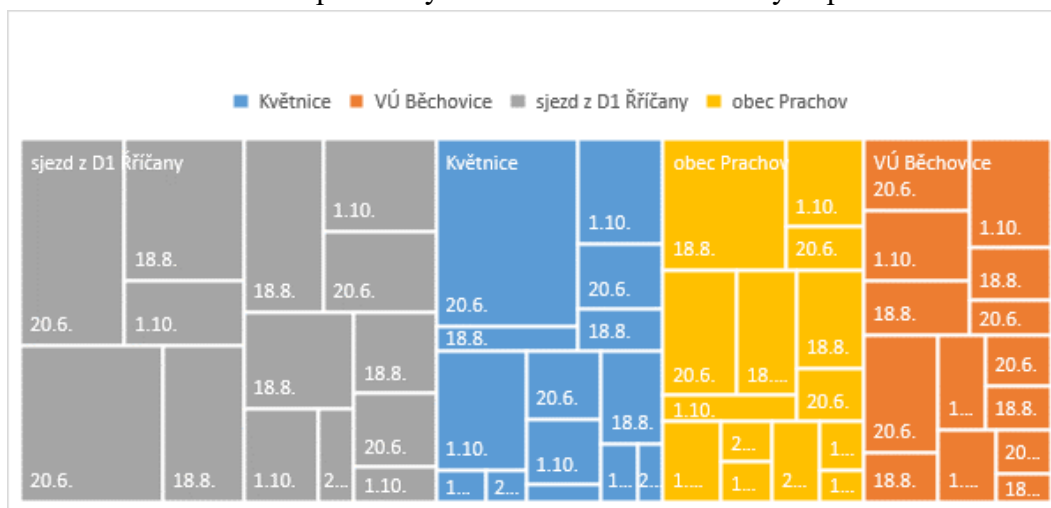
Holá et al. (2010) poukazuje, že nedostatek vody ovlivňuje fotosyntézu u rostlin a tím i akumulaci energie do fytomasy. To dokazuje, že vodní deficit má negativní vliv na obsah energie a je to způsobeno redukcí rychlosti fotosyntézy a tvorby asimilátů. Kombinace stresových faktorů jako je sucho, nízké pH a vysoké teploty zapříčinilo pokles energie v obilce pšenice seté v porovnání se stejným rostlinným druhem z jiné lokality.

Stanovení akumulace rizikových prvků ve vybraných rostlinách a na určených lokalitách byla dána do korelace s energetickými obsahy biomasy. Z výsledků vyplynulo, že prvky Mn, Cu, Zn, Cd ovlivnily obsah energie v biomase a u ostatních prvků V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti, Pb se účinek neprojevil. Obsahy rizikových prvků v biomase na všech lokalitách byly v přípustné hladině a nevykazovaly indikační hodnoty při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin a produkční funkce půdy. Tento výsledek může být zdůvodněn chováním rizikových prvků v půdách.

To je ovlivněno půdními vlastnostmi a různé rizikové prvky mohou mít i různé stupně závislosti na vybraných půdních vlastnostech jako např. půdní reakce pH, obsah organické hmoty, struktura, salinita půdy, mikrobiální aktivita, jak poukazuje Vácha (2010). Rizikové prvky Cd, Zn, Mn, Ni, Co vykazují všeobecně těsnou závislost na změně pH, reagují i na jeho malé změny, vykazují vysokou mobilitu a vysoký transfer do rostliny. Vliv půdní reakce na chování nemobilních rizikových prvků Cr, Pb, V, Be je méně významný a ke zvýšení jejich mobility, a především pak transferu do rostlin, je třeba drastického poklesu půdní reakce mimo As, který vykazuje se změnou pH přímou korelaci, jak uvádí Podlešáková (2001).

Při hodnocení stanovení rozdílů v obsahu rizikových prvků v biomase rostlin na lokalitu byly posouzeny všechny průměrné hodnoty obsahu rizikových prvků. Nejvyšší průměrné hodnoty obsahu rizikových prvků dosahovala lokalita sjezd z D1 směr Říčany a nejnižších průměrných hodnot lokalita VÚ Běchovice, barevná škála je vyznačena v tabulce 20.

Tabulka 20. Hodnocení průměrných hodnot obsahu rozikových prvků.



Z výsledků vyplynulo, že prvky Mn, Cu, Zn, Cd ovlivnily obsah energie v biomase a u ostatních prvků V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti, Pb se účinek neprojevil.

Nejvyšší hodnoty rizikových prvků na lokalitu:

- sjezd z D1 směr Říčany: Cr - 37,40 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Pb - 0,524 a Ni - 18,50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,
- Květnice: V - 1,028 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a Co - 20,86 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$,
- Prachov u prvků Mn – 830,30 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Zn - 71,70 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a Cd - 0,256 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$
- VÚ Běchovice As - 0,31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Ti - 0,068 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, Mo - 5,13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ a Cu - 13,31 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Z tabulky 20 vyplývá plošná velikost rizikových prvků na lokalitě. Stanovení rozdílů rozikových prvků v závislosti na lokalitě se podařilo prokázat.

Podle Kabata-Pendias a Pendias (2001) není příjem kovů rostlinou závislý na celkovém obsahu kovu v půdě, nýbrž na jeho přístupnosti. O tom, zda rizikový prvek z půdy vstoupí do rostliny, ovlivňuje rostlina sama. Chemické složení rostlin do určité míry odráží složení růstového média. Přístupnost rizikových prvků rostlinám je dána jejich vazbou na půdní složky. Rostliny nejnáze přijímají z půdního roztoku ionty nebo cheláty, popř. organické sloučeniny. Příjem prvku a jeho transformace v rostlině je ovlivněn enzymatickými procesy, koncentrací a formou výskytu, projevem

nedostatku a toxicity, iontovou kompeticí a interakcí. Z literárních údajů lze obecně určit pořadí rizikových prvků podle biopřístupnosti pro rostliny, avšak toto pořadí může mít různé odchylky podle působení dalších faktorů. Toto pořadí uvádějí např. Harrison a Chirgawi (1989): Zn > Cd > Ni > Cr > Pb (někdy Cd > Zn). Rostliny zpravidla přijímají nejvíce živin a ostatních látek kořeny, k příjmu však mohou sloužit i ostatní části rostlin, zejména listy.

Uhlířová et Hejdová (1999) uvádí, že v podmínkách České republiky nepředstavují rizikové prvky v naprosté většině případů hlavní stresor. Ovšem vzhledem ke značnému narušení velké části porostů, může být jejich vliv velmi výrazný, což souvisí s obecným jevem snadné ovlivnitelnosti systémů nacházejících se blízko hranice nestability. Pro sledování zátěže lesních ekosystémů jsou často využívány bioakumulátory, které akumulují rizikové prvky. Jsou to houby či mechorosty, jak uvádí Uhlířová et Hellebrandová (2007).

7 Závěr

- Obsah energie v sušině biomasy vybraných rostlin ve většině případů byl statisticky průkazně ovlivněn termínem odběru, kdy v červnovém termínu byl průměrný obsah energie 14,18 kJ.g⁻¹, v srpnovém termínu byl průměrný obsah energie 14,29 kJ.g⁻¹ a v říjnovém termínu byl obsah energie 13,63 kJ.g⁻¹.
- Na obsah energie v biomase má význačný vliv samotný genotyp. Tvrzení bylo statisticky potvrzeno. Nejvyšší obsah energie byl 20,90 kJ.g⁻¹ ve štírovníku růžkatém za měsíc srpen. Naopak nejnižší obsah byl 8,68 kJ.g⁻¹ v růži šípkové za měsíc srpen.
- V rámci lokalit byl průměrný obsah energie 13,65 kJ.g⁻¹ na lokalitě sjezd z dálnice D1 směr Říčany, 13,63 kJ.g⁻¹ na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice, 13,29 kJ.g⁻¹ na lokalitě Květnice a 13,19 kJ.g⁻¹ na lokalitě Prachov.
- Obsah rizikových prvků byl nejvyšší na lokalitě sjezd z dálnice D1 směr Říčany a nejnižší na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice.
- Nejvyšší koncentrace rizikových prvků v rostlinách byla stanovena ve zlatobýlu obecném v červnovém termínu na lokalitě Prachov. Oproti tomu nejnižší obsah rizikových prvků byl zjištěn v sušině rostliny růže šípkové v měsíci srpnu na lokalitě Výzkumný ústav Běchovice.
- Ze sledovaných prvků byla nejvyšší koncentrace u manganu 830,30 µg.g⁻¹ a nejnižší v případě titanu 0,001 µg.g⁻¹.
- Obsah energie byl ovlivněn těmito prvky: Mn, Cu, Zn, Cd.
- Navržená hypotéza, zdali existují mezidruhové rozdíly v obsahu energie a akumulace rizikových prvků byla potvrzena. Ze statistických výsledků se prokázalo, že prvky Mn, Cu, Zn, Cd ovlivnily obsah energie v biomase a u ostatních prvků V, Cr, Co, Ni, As, Mo, Ti, Pb se účinek neprojevil i tak byla hypotéza potvrzena.
- Navržená hypotéza, zdali existují rozdíly v akumulaci energie v závislosti na lokalitě nebyla statisticky potvrzena. Hypotéza byla zamítnuta.
- Navržená hypotéza, zdali lze stanovit rozdíly v obsahu rizikových prvků v biomase rostlin v závislosti na lokalitě nebyla statisticky potvrzena. Ovšem dle zjištěných výsledků průměrných hodnot obsahů rizikových prvků byla hypotéza potvrzena.

8 Literatura

- Agrawal M, Singh SK, Singh J & Rao DN. 1991. Biomonitoring of air pollution around urban and industrial sites. *Journal of Environmental Biology*, **12**:211-222.
- Alves ES, Moura BB, Pedroso ANV, Tresmondi F and Machado, SR. 2016. Cellular markers indicative of ozone stress on bioindicator plants growing in a tropical environment. *Ecol. Indic.* **67**:417–424.
- Baláková L et al. 2018. ČHMÚ. Grafická ročenka 2017. Praha [cit. 2023-03-15]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/17groc/gr17cz/Obsah_CZ.html.
- Banerjee S, Banerjee A, Palit D, Roy P. 2019. Assessment of vegetation under air pollution stress in urban industrial area for greenbelt development. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **16(10)**:5857-5870.
- Bandy AR. 1995. *The chemistry of the Atmosphere – Oxidants and Oxidation in the Earth's Atmosphere*. Cambridge, UK, Royal Society of Chemistry.
- Bharti SK, Trivedi A, Kumar N. 2018. Air pollution tolerance index of plants growing near an industrial site, *Urban Climate*. Volume 24, Pages 820-829, ISSN 2212-0955.
- Bláha L, Hnilička F, Martinková J. 2010. *Současné možnosti fyziologie a zemědělského výzkumu přispět k produkci rostlin (vybrané kapitoly)*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha. ISBN 978-80-7427-023-9.
- Bláha L, Kohout L, Hnilička F, Gottwaldová P, Kadlec P, Jankovská P. 2005. Vliv faktorů prostředí na vlastnosti semen. *Sci Agric Bohem* **36**: 81–6.
- Braniš M. a Hůnová I. 2009. *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, Praha. ISBN 9788024615981.
- Budňáková M. 2017. Vstupy rizikových prvků a látek do půdy (hnojiva, kaly, sedimenty). Page 8. Kunzová E, Menšík L, Vach M, editors. *Živiny a rizikové prvky v půdě*. VÚRV, Praha.
- Buer CS, Muday GK, Djordjevic MA. 2007. Flavonoids Are Differentially Taken Up and Transported Long Distances in Arabidopsis. *Plant Physiology* **145**:478–490.
- Calatayud V, Cerveró J, Calvo E, García-Breijo FJ, Reig-Armiñana J, and Sanz MJ. 2011. Responses of evergreen and deciduous *Quercus* species to enhanced ozone levels. *Environ. Pollut.* **159**:55–63.
- Čermák P, Palovčíková D, Beránek J, Martínek P. 2013. *Atlas poškození dřevin*. LFD Mendelu, Brno. Dostupné z: <https://rumex.mendelu.cz/atlasposkozenidrevin/>
- Červinka P et al. 2005. *Ekologie a životní prostředí: Učebnice pro střední odborné školy a učiliště*. Nakladatelství České geografické společnosti, Praha. 120 s. ISBN 80-86034-63-1.
- ČHMÚ: Územní srážky [online], 2021. Praha [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>
- ČHMÚ: Územní teploty [online], 2021. Praha [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty#>

- Elsom DM. 1992. Atmospheric pollution: a global problem. United Kingdom.
- Erisman JW, Draaijers GPJ. 1995. Atmospheric Deposition in Relation to Acidification and Eutrophication. Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Fidler M, Kolářová L., Holčapek M. 2007. Analýza antioxidantů v chmelu a pivu.
- Fidler M, Kolářová L. 2009. Analýza antioxidantů v chmelu a pivu.
- Filippi A, Petrusa E, Braidot E. 2016. Flavonoid facilitated/passive transport: Characterization of quercetin microsomal uptake by a DPBA-dependent assay. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) Bioenergetics* **1857**:e64.
- Finlayson-Pitts BJ, Pitts JM. 1986. Atmospheric chemistry. John Wiley and sons, New York.
- Frangne N, Eggmann T, Koblishke C, Weissenbock G, Martinoia E, Klein M. 2002. Flavone Glucoside Uptake into Barley Mesophyll and Arabidopsis Cell Culture Vacuoles. Energization Occurs by H⁺-Antiport and ATP-Binding Cassette-Type Mechanisms. *Plant Physiology* **128**:726–733.
- Gazdik Z, Krska B, Adam V, Saloun J, Pokorna T, Reznicek V, Horna A. and Kizek R. 2008. Electrochemical Determination of the Antioxidant Potential of Some Less Common Fruit Species, *Sensors* **8**:7564-7570.
- Golley FB. 1961. Energetické hodnoty ekologických materiálů. *Ekologie*. 42.3: 581-584.
- Hall J, Sarin Ch, Cresser M, Cotter-Howells J. 1999. Correlation of free metal ion activities with toxicity response. 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 11.-15. July, Vienna, Austria, Proceedings of extended abstracts, p. 1122-1123.
- Hasanuzzaman, M, Nahar K, Alam M, Roychowdhury R. and Fujita M. 2013. Physiological, biochemical, and molecular mechanisms of heat stress tolerance in plants. *International journal of molecular sciences* **14(5)**:9643-9684.
- Hájek J, Barták M, Váczi P, Gloser J, Láska K, & Prošek P. 2010. Physiological processes in mosses and lichens in response to local climate: Case study from the James Ross Island, Antarctica. Herčík M. 2006. Životní prostředí. Základy environmentalistiky. Vysoká škola Báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava. ISBN 8024810735.
- Hinds CW. 1999. Aerosol Technology. Properties, Behavior, and Measurement of Airborne particles. 2nd ed., John Wiley & Sons, New York, NY.
- Hnilička F, Hniličková H, Hejnák V. 2015. Use of combustion methods for calorimetry in the applied physiology of plants. *J Therm Anal Calorim* **120**:411–417.
- Hnilička F, Hniličková H, Kudrna J, Kraus K, Kukla J, Kuklová, M. 2020. Combustion calorimetry and its application in the assessment of ecosystems. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* **142(2)**:771-781.
- Holá D, Benešová M, Honnerová J, Hnilička F, Rothová O, Kočová M, Hniličková H. Hodnocení fotosyntetických parametrů v liniích inbrední kukuřice vystavených nedostatku vody: lze tyto parametry použít pro predikci výkonu hybridního potomstva? 2010. *Fotosyntetika*. **48**: 545–58.

- Holt EA A, Miller SW. 2014. Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts Learn Science at Scitable. Learn Science at Nature [online]. Cambridge: Nature Education. Dostupné z: <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/bioindicators-using-organisms-to-measure-environmental-impacts-16821310>.
- Holoubek I, Bednář J, Fara M, Fiala J, Hovorka J, Hůnová I, Klán P, Kohoutek J, Komprda J, Leniček J, Skybová M, Vokounová Š, Závodský D. 2005. Troposférická chemie. Masarykova univerzita, Brno, Česká republika.
- Hruška J, Krám P, Moldán F. 1996. Vliv kyselého deště na povrchové vody. Modelování vývoje minulosti a budoucnosti povodí Lysina ve Slavkovském lese. *Vesmír* **75**:373.
- Hruška J et. al. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy. *Živa*. AVCR.
- Hůnová I, Janoušková S. 2004. Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Karolinum, Praha. ISBN 8024607964.
- Hůnová I, Novotný R, Uhlířová H, Vráblík T, Horálek J, Lomský B, Šrámek V. 2010. The impact of ambient ozone on mountain spruce forests in the Czech Republic as indicated by malondialdehyde. *Environmental Pollution* **158**:2393-2401.
- Hůnová I, Kurfürst P, Vlček O, Stráník V, Stoklasová P, Schovánková J, Srbová D. 2016. *Environ. Pollut.* **213**: 1028.
- ISO 1928:2010. 2010. Tuhá minerální paliva-Stanovení hrubé kalorické hodnoty bombovou kalorimetrickou metodou a výpočet čisté výhřevnosti. Česká kancelář pro standardy, metrologii a testování.
- Jauhari VP. 1992: Agriculture, industry and the environment. Mittal Publications, India.
- Jeandet P, Hébrard C, Deville M-A, Cordelier S, Dorey S, Aziz A, Crouzet J. 2014. Deciphering the Role of Phytoalexins in Plant-Microorganism Interactions and Human Health. *Molecules* **19**:18033–18056.
- Jelínková M, Rak T, Pazdera. 2020-2023. Květena ČR. <https://pladias.cz/>
- Jurinak JJ, Tanji KK. 1993. Geochemical factors affecting trace element mobility. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **119**: 848-867.
- Khallaf MK. 2011: The impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources. Croatia: InTech.
- Kotlík J, 1999. Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. *Životné prostredie*. Ústav krajinej ekológie SAV. Bratislava.
- Krpeš V, Leugner J, Martincová J 2012. Strukturní analýza jehlic horského smrku s různou strategií růstu. *Zprávy lesnického výzkumu* **57(4)**: 344-351.
- Kuklová M, Kukla J, Hnilička F. Přenos těžkých kovů z půdy na byliny. *Pol J Environ Stud.* 2010; **19**: 1263–8.
- Kuklová M, Hniličková H, Hnilička F, Kukla J. 2014. Psychologické reakce a akumulace energie dominantních druhů rostlin v ekosystémech jedle a buku ovlivněných znečištěním ovzduší. *Folia Oecologica* **41**: 53–61.

- Kůdela et al. 2013. Abiotikózy rostlin: poruchy, poškození a poranění. Academia, Praha. ISBN 978-80-200-2262-2
- Larcher W. 1995. *Physiological Plant Ecology*. Springer, Berlín.
- Lee JB et al. 2013, Peroxyacetyl nitrate (PAN) in the urban atmosphere. *Chemosphere*. Volume **93(9)**:1796-1803.
- Lieth H. 1977. Energetický tok a rozdíly v účinnosti v rostlinách a rostlinných společenstvech. In: Lamprecht I, Schaarschmidt B, redaktoři. *Aplikace kalorimetrie v biologických vědách*. Walter de Gruyter: Berlín.
- Lhotka R. 2019. Určování zdrojů PAH ve střední Evropě. Praha, 2019. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. Dostupné z: <https://dspace.cuni.cz/bitstream/handle/20.500.11956/106566/120330404.pdf?sequence>
- Mahajan S, Tuteja N. 2005. Cold, salinity and drought stresses: An overview, *Archives of Biochemistry and Biophysics*. Volume **444(2)**:139-158. ISSN 0003-9861.
- Markert BA, Breure AM, Zechmeister HG. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Bioindicators and Biomonitors: principles, concepts and applications*. Amsterdam. ISBN 0-08-044177-7.
- Moldan B. 2015. *Podmaněná planeta*. Charles University in Prague, Karolinum Press. ISBN 978-80-246-1580-6.
- Ministerstvo životního prostředí. 1992. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů Pages 1-10 in *Sbírka zákonů České republiky, částka 28/1992*. Česká republika.
- Ministerstvo životního prostředí. 2012. Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů Pages 1-10 in *Sbírka zákonů České republiky, částka 69/2012*. Česká republika.
- Molnár VE, Simon E, Tóthmérész B, Ninsawat S, Szabó S, 2020, Air pollution induced vegetation stress – The Air Pollution Tolerance Index as a quick tool for city health evaluation, *Ecological Indicators*, Volume 113, 106234. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106234>.
- Mukherjee, S., Chakraborty, A., Mondal, S., Saha, S., Haque, A., Paul, S. (2019). Assessment of common plant parameters as biomarkers of air pollution. *Environmental monitoring and assessment* 191(6):1-8.
- Nayak D, Patel DP, Thakare HS, Satasiya K & Shrivastava PK. 2015. Assessment of air pollution tolerance index of selected plants. *Indian Forester*, **141(4)**: 372-378.
- Nadgórska-Socha, A., Kandziora-Ciupa, M., Trzęsicki, M., & Barczyk, G. (2017). Index tolerance znečištění ovzduší a bioakumulace těžkých kovů u vybraných druhů rostlin z městských biotopů. *Chemosphere*, **183**:471-482.
- Němeček J, Podlešáková E, Vácha R. 2001. Prediction of the transfer of trace elements from soils into plants, *Rostlinná výroba*, **47(10)**: 425-432.
- Odum EP, Marshall SG, Marples TG. 1965. Kalorický obsah migrujících ptáků. *Ekologie* **46**: 901–4.

- Osmond CB, Austin MP, Berry JA, et al., 1987. Stress Physiology and the Distribution of Plants. *BioScience*. **37(1)**:38-48. DOI: 10.2307/1310176. ISSN 00063568.
- Pandey DD, Nirala AK, and Gaulam RR, 1999. Impact of stone crusher dust pollution on maize crop. *Indian J. Environ. Ecolplan* **2**:43-46.
- Pawlak-Sprada S, Stobiecki M, Deckert J. 2011. Activation of phenylpropanoid pathway in legume plants exposed to heavy metals. Part ii. Profiling of isoflavonoids and their glycoconjugates induced in roots of lupine (*Lupinus luteus*) seedlings treated with cadmium and lead. *Acta Biochimica Polonica* **58**:217–223.
- Podlešáková E, Němeček J, Vácha R. 2001. Mobility and bioavailability of trace elements in soils. s. 21 – 42 In: Ed. by Iskandar IK, Kirkham MB. *Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer*. Boca Raton, London, NY, Washington, DC, USA: CRC Press LLC. ISBN 1-56670-507-X.
- Pokorný J, Květ J. 2001. Úloha mokřadů v koloběhu energie, vody, živin, uhlíku a těžkých kovů v krajině. p. 67-90 In: Hák T, Rynda I. (eds.): *Lidé a ekosystémy*. Centrum pro otázky životního prostředí UK v Praze a Společnost pro trvale udržitelný život s podporou MŽP, Praha.
- Prat H. Kalorimetrie vyšších organismů. In: Brown HD, editor. *Biochemická kalorimetrie*. New York: Academic Press; 1969. str. 81–189.
- Probst A, Hernandez L, Probst JL. 2003. Heavy metals partitioning in three French forest soil by sequential extraction procedure. *Journal De Physique IV*, 107: 1103-1107.
- Procházka J, Pecharová E, Hakrová P. 2000: Srovnání funkce travních porostů v krajině kulturního bezlesí prostřednictvím evapotranspirace na základě sledování energetické bilance stanoviště. p. 135-136. Sborník referátů z III. mezinárodní vědecké konference Agroregion. ZF JU, České Budějovice.
- Rai P, Panda LS. 2014. Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region air quality. *Air Qual Atmos Health* **7(1)**:93–101. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0217-8>
- Ram SS, Majumder S, Chaudhuri P, Chanda S, Santra SC., Chakraborty A, Sudarshan M. 2015. A review on air pollution monitoring and management using plants with special reference to foliar dust adsorption and physiological stress responses. *Critical reviews in environmental science and technology* **45(23)**: 2489-2522.
- Rhodes D, Nadolska-Orczyk A. 2001. Fyziologie stresu rostlin. encyklopedie věd o živé přírodě. Chichester: John Wiley 4–19. <https://doi.org/10.1038/npg.els.0001297> . ISBN 0470016175.
- Rom WN, Markowitz SB. 2007. *Environmental and occupational medicine*. Lippincott Williams & Wilkins. ISBN-13: 978-0781762991.
- Roy A, Bhattacharya T, Kumari M. 2020. Air pollution tolerance, metal accumulation and dust capturing capacity of common tropical trees in commercial and industrial sites, *Science of The*

- Sáňka M, Materna J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Ministerstvo životního prostředí.
- Sahu NCh a Choudhury AK, 2005. Dimensions of Environmental and Ecological Economics. Hyderabad. Universities Press. ISBN 8173714630.
- Sauerbeck D, Lübben S. 1991. Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Forschungszentrum Jülich GmbH, 416 s.
- Seinfeld JH, Pandis SN. 1997. Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, Inc.
- Seinfeld JH. et al. 2006. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change. Wiley. ISBN-13: 978-0-471-72017-1.
- Shao HB, Chu LY, Lu ZH and Kang CM. 2008. Primary antioxidant free radical scavenging and redox signaling pathways in higher plant cells, International Journal of Biological Sciences 4:8-14
- Singh SK, Rao DN. 1983. Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. pp 218–224 In: Proceedings of the symposium on air pollution control, November 83.
- Singh A, Agrawal M. 2008. Acid rain and its ecological consequences. J Environ Biol 29(1):15–24.
- Singh HB, 2015. Tropospheric chemistry and composition. Peroxyacetyl Nitrate. Encyclopedia of Atmospheric Sciences (Second Edition), Academic Press, Pages 251-254, ISBN 9780123822253, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382225-3.00433-3>.
- Silva EA, DaMatta FM, Ducatti C, Regazzi AJ, Barros RS. 2004. Sezónní změny ve vegetativním růstu a fotosyntéze kávovníků Arabica. Field Crop Res. 89: 349–57.
- Slavíková J. 1986. Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Snyder CS, Bruulsema TW, Jensen TL, Fixen PE, 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. Agriculture, Ecosystems & Environment, 133:247-266.
- Sochor J, Ryvolova M, Krystofova O, Salas P, Hubalek P, Adam V, Trnkova L, Havel L., Beklova M, Zehnalek J, Provaznik I and Kizek R. 2010. Fully Automated Spectrometric Protocols for Determination of Antioxidant Activity: Advantages and Disadvantages, Molecules 15: 8618-8640.
- Song G, Hou J, Li Y, Zhang J, He N. 2016. Listová kalorická hodnota z tropických do chladných lesů: zeměpisné šířky a vazba na produktivitu. Plos one 6: 1–13.
- Stražil Z. 1998. Mezinárodní slovenský a český kalorimetrický seminář: Využití kalorimetrického měření pro potřeby rostlinné výroby. Vyšná Boca, Nízke Tatry.
- Stražil Z. a Homolka P. 2005. Energetické toky a energetické bilance v různých úrovních ekosystému, v zemědělství a využití kalorimetrických metod při bilancování. Ústav chemických procesů AV ČR, Praha.

- Šebánek J, Gréc L, Javor A, Švihra J. 1983. Fyziologie rostlin, Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 1983, 558 s.
- Štarha P, Trávníček Z. 2011. Termická analýza. Univerzita Palackého v Olomouci. Přírodovědecká fakulta. Katedra anorganické chemie. Available from <https://docplayer.cz/10684681-Univerzita-palackeho-v-olomouci-prirodovedecka-fakulta-katedra-anorganicke-chemie-termicka-analyza-pavel-starha-zdenek-travnicek.html> (accessed February 20, 2023).
- Tyle P, Kozlík V, Bílá J. 2010. Standard ISO 1928. Tuhá minerální paliva-Stanovení hrubé kalorické hodnoty bombovou kalorimetrickou metodou a výpočet čisté výhřevnosti. Česká kancelář pro standardy, metrologii a testování.
- Uhlířová H & Hejdová J. 1999: Těžké kovy v lesních ekosystémech České republiky. Zprávy lesnického výzkumu, **44/3**: 1–10.
- Uhlířová H, Hellebrandová K. 2007: Biomonitoring kadmia v lesním prostředí Krkonošského národního parku s vazbou na potravní řetězec. Výsledky z let 1998–2005. In: Štursa J, Knapík R. (eds), Geoekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. Opera Corcontica, 44/2: 517–521.
- Ulrich B. 1984. Effects of air pollution on forest ecosystems and waters the principles demonstrated at a case study in Central Europe. *Atmospheric Environment* **18(3)**:621-628.
- van Ekeren PJ. 1998. Thermodynamic background to thermal analysis and calorimetry. In: Brown ME, editor. *Hanbook of thermal analysis and calorimetry*, Vol I. Amsterdam: Elsevier p. 75–145. [https://doi.org/10.1016/S1573-4374\(98\)80005-8](https://doi.org/10.1016/S1573-4374(98)80005-8)
- Vácha R, Sáňka M. 2009. Podklady pro kvalitativní ochranu půdy a vypracování návrhu vyhlášky o stanovení preventivních a indikačních hodnot rizikových látek v půdě. Studie pro MŽP ČR.
- Vácha R, Čechmánková J, Skála J. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and selected plants. *Plant, Soil and Environment*, **56(9)**: 434-443
- Vácha R, Sáňka M, Hauptman I, Zimová M, Čechmánková J. 2014. Assessment of limit values of risk elements and persistent organic pollutants in soil for Czech legislation. *Plant, Soil and Environment*, **60(5)**: 191-197.
- Vácha R, Skála J, Čechmánková J, Horváthová V, Hladík J. 2015. Toxic elements and persistent organic pollutants derived from industrial emissions in agricultural soils of the Northern Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*, **15**: 1813-1824.
- Vávrová M. 2009. Využití bioindikátorů při hodnocení starých zátěží terestrického ekosystému Výzkumný ústav rostlinné výroby. Praha. Dostupné z: <http://www.phytopsanitary.org/old/projekty/2004/vvf-12-04.pdf>
- Welphdale DM. 1987. Atmospheric deposition of acidic pollutants. In: *Int Symp. on Acidification and Water Pathways*. Bolkesjo, Norway.
- Werther J, Saenger M, Hartge EU, Ogada T, Siagi Z. Spalování zemědělských zbytků. *Prog Energ Combust.* 2000; 26: 1–27.

- Villegas M, Sommarin M, Brodelius PE. 2000. Effects of sodium orthovanadate on benzophenanthridine alkaloid formation and distribution in cell suspension cultures of *Eschscholtzia californica*. *Plant Physiology and Biochemistry* **38**:233–241.
- Warfvinge P, Sverdrup H. 1995. Critical Loads of Acidity to Swedish Forest Soils. Report in ecology and environmental engineering **5**:1995, Lund University.
- Wuebbles DJ, Fahey DW, Hibbard KA, DeAngelo B, Doherty S, Hayhoe K, Horton R, Kossin JP, Taylor PC, Waple AM a Weaver CP. 2017. Shrnutí. In: Climate Science Special Report: Čtvrté národní hodnocení klimatu, svazek I.
- Ye Y, Ding Y, Jiang Q, Wang F, Sun J, Zhu C. 2017. The role of receptor-like protein kinases (RLKs) in abiotic stress response in plants. *Plant Cell Reports* **36**:235–242.
- Yelpatyevsky PV, Arghanova VS, Lutsenko TN. 1995. Heavy metals in polluted ecosystem of an oak forest. *Science of the Total Environment*, **162**: 13-18
- Zapletal M, Cudlín P, Chroust P, Urban O, Pokorný R, Edwards-Jonášová M, Czerný R, Janouš D, Taufarová T, Večeřa Z, Mikuška P, Paoletti E. 2011. Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with Net Ecosystem Production. *Environmental Pollution* **159**:1024-1034.
- Zapletal M. 2014. Historický vývoj atmosférické depozice síry a dusíku v České republice. Slezská univerzita v Opavě, Opava.

9 Samostatné přílohy
