



# VĚDECKÝ VÝBOR FYTOSANITÁRNÍ A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

|                           |                                     |                                |
|---------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|
| <b>Klasifikace:</b> Draft | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
| Oponovaný draft           | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro vnitřní potřebu VVF</i> |
| Finální dokument          | <input type="checkbox"/>            | <i>Pro oficiální použití</i>   |
| Deklasifikovaný dokument  | <input checked="" type="checkbox"/> | <i>Pro veřejné použití</i>     |

Název dokumentu:

## **Zhodnocení vlivu dopravní zátěže regionu na kontaminaci plodin a krmiv (případová studie)**

Poznámka:

### **Zpracovali:**

doc. ing. Vladimír Kocourek, CSc. ve spolupráci s prof. ing. Janou Hajšlovou, CSc.  
a ing. Marií Suchanovou (VŠCHT Praha)

Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Drnovská 507, 161 06 PRAHA 6 -  
Ruzyně

Tel.: +420 233 022 324 , fax.: +420 233 311 591, URL: <http://www.phytopsanitary.org>

## Úvod

Dominantním zdrojem toxických semivolatilních (a volatilních) organických látek v agrárním ekosystému jsou emise, které pocházejí z různých antropogenních aktivit. Zdroje (organického i anorganického) znečištění prostředí je možné rozdělit na mobilní, kde hlavní příspěvek tvoří emise z dopravních prostředků a stacionární (ze spalovacích procesů, průmyslových výroby a odpadového hospodářství, energetiky, zemědělství aj.). Složení emisí z dopravních prostředků je závislé na typu motoru, provozních podmínkách a palivu. Například obsah PAU v samotných palivech a motorových olejích se často pohybují až na hladinách mg/kg. Ačkoli největší podíl na emisích z mobilních zdrojů mají spalovací motory, PAU se dostávají do prostředí také vlivem opotřebením asfaltových vozovek, pneumatik a olejových náplní motorů vozidel.

Vliv dopravní zátěže území na kontaminaci plodin, krmiv a následně i potravin bývá sice často zmiňován, dlouhodobých případových studií, které by poskytly reálná a validní data, v ČR však není publikováno příliš. Pro posouzení úrovně zátěže určité lokality dopravní infrastrukturou (současnou či plánovanou) jsou přitom validní srovnávací data cenná. Z toho důvodu je poskytnuta k využití tato pilotní studie zaměřená na specifické území.

## Cíl pilotní studie

Cílem bylo zhodnocení potenciálního vlivu Letiště Praha Ruzyně na znečištění ovoce, plodin a krmiv pěstovaných na území okolních obcí v souvislosti s jeho provozem.

Pro naplnění tohoto cíle bylo po období tří sezon 2005 - 2007 realizováno systematické zjišťování povahy a míry kontaminace vybraných (bioindikátorových) plodin a krmiv v bezprostředním okolí letiště Praha.

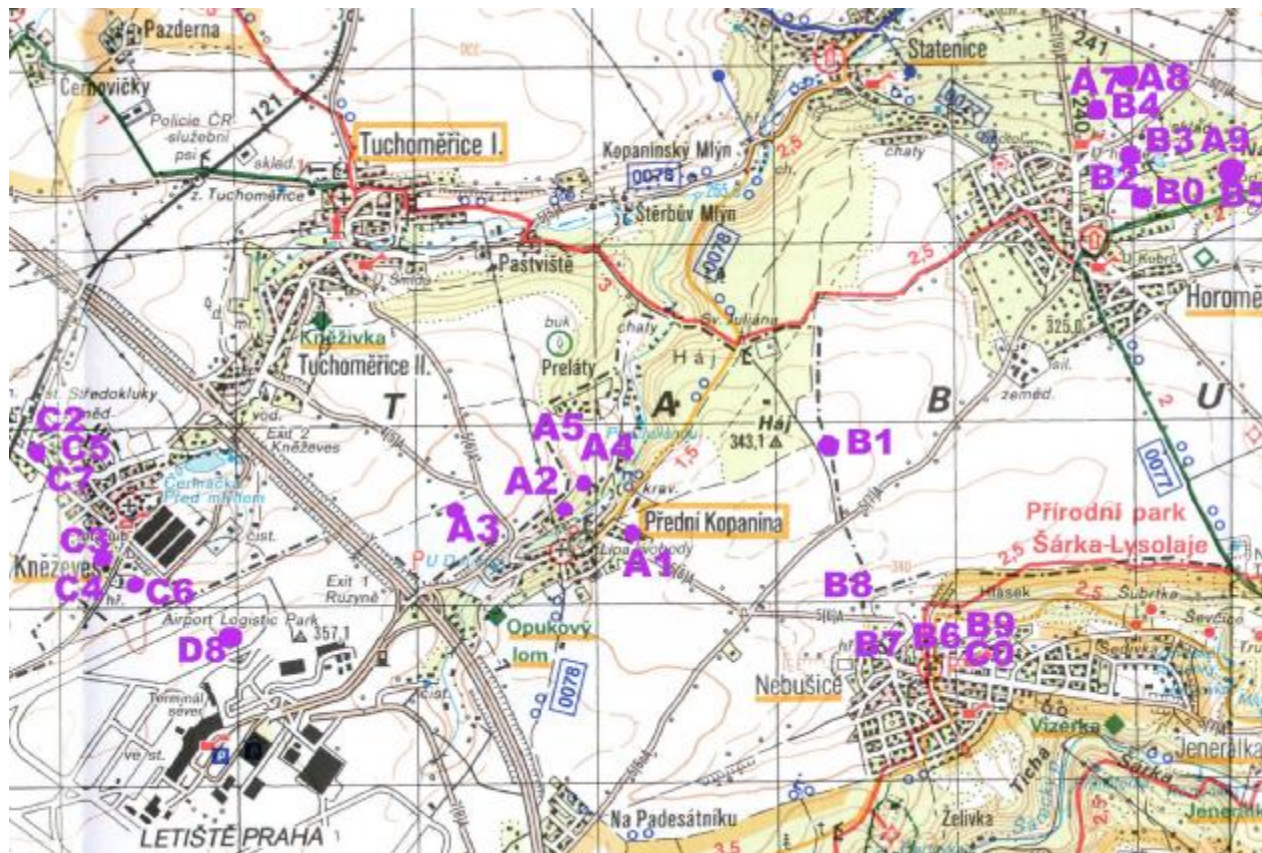
## Podmínky realizace

Celá studie byla realizována laboratoří Ústavu chemie a analýzy potravin, která má od roku 1999 zaveden funkční systém managementu kvality podle mezinárodní normy ČSN EN ISO/IEC 17025:2005 a je akreditována Českým institutem pro akreditaci jako zkušební laboratoř č. 1316.2.

Rozmístění vzorkovaných lokalit je zřejmé z **Obrázku 1a a 1b**. U jednotlivých odběrních bodů jsou pro orientaci vyznačena jejich kódová čísla (včetně areálu LKPR). Vzájemné vzdálenosti v rámci katastrálního území jedné obce jsou (vzhledem k předpokládanému rozptylu škodlivin) relativně malé. Používané plné kódy lokalit sestávají z pořadového čísla odběrního bodu a zkratky obce – viz [Seznam zkratk](#). V jednotlivých letech se lokalizace odběrových míst významněji neměnila, drobné změny byly odůvodněny změnou stanoviště konkrétních plodin.

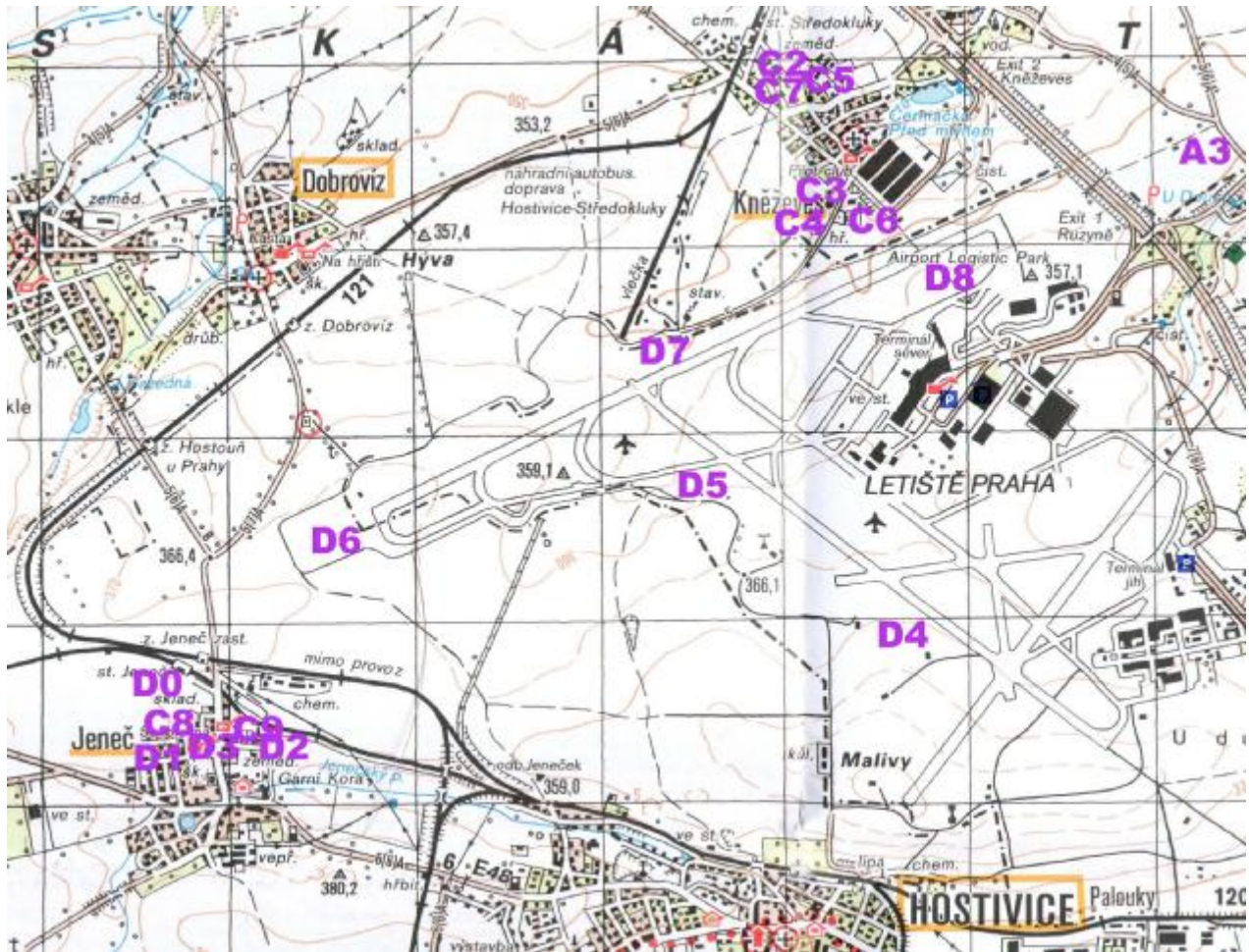
Vzdálenosti mezi původním a novým bodem byly vždy řádově v desítkách až stovkách metrů, což je z hlediska interpretace výsledků ve vztahu k atmosférickému znečištění nevýznamné.

Exaktní lokalizace jednotlivých míst odběru vzorků je provedena pomocí zeměpisných souřadnic v systému WGS.



**Obrázek 1a:** Orientační mapa monitorovaného prostoru – část „sever“ (fialově jsou zaznamenány body, v nichž byl odebrán jeden nebo více vzorků).





**Obrázek 1b:** Orientační mapa monitorovaného prostoru – část „západ“ (fialově jsou zaznamenány body, v nichž byl odebrán jeden nebo více vzorků).

## 1. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU)

### 1.1 Přehled problematiky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) představují významnou, prakticky všudypřítomnou skupinu organických kontaminantů. K jejich emisím do atmosféry dochází při spalování fosilních materiálů a dřeva. Vedle těchto "historicky" starých vstupů jsou v současné době PAU emitovány do prostředí zejména v souvislosti s řadou antropogenních činností. Mezi nejdůležitější zdroje jejich emisí patří především různé průmyslové procesy (výroba tepelné a elektrické energie, spalování odpadů aj.) a doprava, tj. zejména spalování pohonných hmot.

S úrovní kontaminace atmosféry, do níž jsou PAU primárně emitovány a která představuje hlavní transportní medium pro většinu polutantů uvolňovaných do našeho prostředí, úzce souvisí hladiny PAU nacházené v půdě, vegetaci, vodě a v sedimentech.

Pro sledování imisní zátěže těmito environmentálními kontaminanty lze využít celou řadu různých typů vzorkovačů od velkoobjemových aktivních vzorkovacích zařízení pro odběr ovzduší, až po povrchy rostlinných matric. Využití těchto tzv. "pasivních" vzorkovačů (vegetace) představuje relativně jednoduchou variantu oproti nákladnému aktivnímu vzorkování atmosféry. Použití vegetace jako bioindikátoru znečištění atmosféry PAU má několik výhod; zejména možnost vzorkování stejného typu matric v různých lokalitách nám umožňuje porozumět transportním procesům, které probíhají v atmosféře. Důležitý je i fakt, že rostliny (zemědělské plodiny) jsou klíčovou složkou potravního řetězce člověka, a informace o jejich zátěži tak indikuje možnou míru expozice populace environmentálními polutanty a s tím spojená zdravotní rizika.

Nejvýznamnější fyzikálně-chemické vlastnosti pro 16 "prioritních" PAU podle US EPA (Agentury pro ochranu životního prostředí, USA), definované pro teplotu 25 °C, jsou uvedeny v **Tabulce I**. Těchto 16 PAU bylo v roce 1976 uvedeno US EPA jako prioritní pro stanovení v odpadních vodách a později se tento soubor 16 PAU začal používat i při monitorování ovzduší, půdy a biotických složek prostředí. Z této skupiny jsou často eliminovány pouze těkavé dvou- a tříjaderné PAU (Naph, Ace, Acy, Fln), a to zejména vzhledem k neúnosně vysokým ztrátám během analytického stanovení a tedy přílišném rozptylu výsledků. Na konferenci zaměřené na PAU pořádané v roce 1992 v Oslu bylo doporučeno pro sledování ve studiích souvisejících se zdravotním stavem populace 15 karcinogenních PAU a dalších šest pro studie zaměřené na obecné sledování kontaminace prostředí tímto typem polutantů. Vedle většiny PAU sledovaných podle US EPA se dále jedná o benzo[c]phenanthren, benzo[j]fluoranthren, anthanthren, dibenzo[a,e]pyren, dibenzo[a,h]pyren, dibenzo[a,i]pyren a dibenzo[a,l]pyren.

Těkavost PAU je charakterizována tenzí par. Její hodnota je závislá na okolní teplotě a klesá v řadě od nízko- k výšemolekulárním PAU. Nízkomolekulární PAU jsou těkavější než poměrně stabilní vysokomolekulární.

Pohyblivost PAU v prostředí opět souvisí s jejich molekulovou hmotností. PAU s nižší molekulovou hmotností jsou v prostředí poměrně pohyblivé, zatímco PAU s molekulovou hmotností vyšší jsou vzhledem k vyšším molekulovým objemům a extrémně nízké těkavosti a rozpustnosti relativně nepohyblivé.

Dominantním zdrojem PAU v našem prostředí jsou emise, které pocházejí z různých antropogenních aktivit. Anthropogenní zdroje PAU je možné rozdělit na mobilní, kde hlavní příspěvek tvoří emise z benzínových a dieslových motorů a stacionární, mezi které je možné zařadit celou škálu spalovacích procesů zahrnujících domácí topeniště, spalování odpadů a výrobu elektrické energie a průmyslové aktivity (výroba hliníku, koksu a železa, zpracování

ropy). Složení emisí PAU z dopravních prostředků je závislé zejména na typu motoru, provozních podmínkách a složení paliva. Obsah PAU v palivech a motorových olejích se často pohybují až na hladinách mg/kg. Ačkoli největší podíl na emisích z mobilních zdrojů mají spalovací motory, PAU se dostávají do prostředí také vlivem opotřebením asfaltových vozovek, pneumatik a olejových náplní motorů vozidel.

Jak ve městech, tak ve venkovských oblastech významně přispívají ke kontaminaci ovzduší PAU domácí topeniště na tuhá paliva, která v kamnech a kotlích hoří často nedokonale za tvorby velkého množství sazí bohatých na PAU. Tento zdroj je dosud významně rozšířen a je obtížně kontrolovatelný. Česká republika patří k zemím Evropy s nejvíce znečištěným životním prostředím zejména díky tomu, že spalováním uhlí, které je zde hlavním zdrojem energie, jsou do prostředí emitována velká množství PAU.

Polycyklické aromatické uhlovodíky patří mezi první atmosférické polutanty, u kterých byl zjištěn karcinogenní potenciál. Z toxikologického hlediska je možné PAU rozdělit na potenciálně karcinogenní a nekarcinogenní. Toto dělení je však poněkud zjednodušující, zejména vzhledem k faktu, že toxicita jednotlivých PAU úzce souvisí se strukturou dané molekuly. Také různorodost relativního zastoupení PAU v jednotlivých matricích vyvolává potřebu použití jiného způsobu posouzení toxicity směsi PAU nalezených v konkrétním vzorku.

Pro posouzení expozice organismů PAU se často využívají tzv. biomarkery, látky, které relevantním způsobem reprezentují danou skupinu látek a které lze bez větších obtíží analyticky stanovit.

Podle obecné klasifikace IARC, která řadí látky na základě jejich toxicity do různých tříd, jsou PAU podle stupně karcinogenity vzhledem k lidské populaci zařazeny do skupiny 2A, kam se řadí pravděpodobně karcinogenní látky, do skupiny 2B kde jsou zařazeny případné karcinogeny a do skupiny 3, tj. pro neklasifikované látky. Do skupiny 3 jsou zařazeny fluoren, phenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, chrysen, triphenylen, benzo[e]pyren, perylen, benzo[g,h,i]perylen, dibenz[a,j]anthracen, dibenz[a,c]anthracen, koronen, do skupiny 2B dibenzo[a,e]pyren, dibenzo[a,h]pyren, dibenzo[a,i]pyren, dibenzo[a,l]pyren, indeno[1,2,3-cd]pyren, benzo[b]fluoranthen, benzo[k]fluoranthen, benzo[j]fluoranthen a do skupiny 2A benz[a]anthracen, benzo[a]pyren a dibenz[a,h]anthracen.

Vzhledem k tomu, že PAU se v prostředí vyskytují vždy jako komplexní směs látek, je organismus vystaven většinou působení více než jednoho reprezentanta této skupiny. Hlavním zdrojem nejistoty posouzení rizika expozice PAU je nekompletnost dat o toxicitě jejich směsí. V praxi se dnes často využívá obdobná strategie, která byla zavedena pro hodnocení toxicity směsi PCB. Vychází se ze zjednodušujícího předpokladu o podobnosti toxického účinku chemicky příbuzných látek jedné skupiny. Tento model faktoru ekvivalentní toxicity  $f_{TEF}$  kalkuluje s aditivním efektem daných komponent a s vyjádřením tohoto účinku jako ekvivalentního množství toxického benzo[a]pyrenu (referenční látky s dobře popsáním karcinogenním účinkem a mechanismem působení). Jednoduchý vztah pak umožní kalkulovat toxicitu různých směsí PAU jako tzv. ekvivalent toxicity  $f_{TEQ}$ :

$$f_{TEQ} = \sum W_{PAU,i} \cdot f_{TEF,i}$$

kde  $W_{PAU,i}$  je obsah příslušného PAU a  $f_{TEF,i}$  je ekvivalentní faktor toxicity pro příslušný PAU. Teoretické hodnocení toxicity PAU pomocí  $f_{TEF}$  je závislé na mnoha faktorech. Toxicita PAU může být ovlivněna konečným stavem působení PAU – *in vivo* nebo *in vitro*, dále aditivními efekty způsobenými možnými interakcemi mezi jednotlivými PAU ve směsi, kdy případná interakce může záviset na množství (koncentraci) PAU, ale i na době působení. Vzájemné interakce mezi PAU mohou být ovlivněny přítomností některé specifické sloučeniny a slabě karcinogenního nebo nekarcinogenního PAU (např. fluoranthenu a pyrenu), která mohou jak podporovat, tak inhibovat nebo mít kokarcinogenní efekt na toxicitu směsi PAU. Karcinogenní

potenciál směsi, ve které jsou přítomny různé PAU nebo jejich různé množství může být ovlivněn jejich biodostupností, metabolismem a kompeticí o vazebná místa.

V **Tabulce II** jsou uvedeny hodnoty  $f_{TEF,i}$  získané z některých studií zabývajících se posuzováním toxicity jednotlivých PAU. Nejsilnějšími karcinogeny mezi PAU jsou tedy benzofluorantheny, benzo[a]pyren, benz[a]anthracen, dibenz[a,h]anthracen a indeno[1,2,3-cd]pyren. Aby došlo k projevu jejich latentního karcinogenního potenciálu, je však nutné PAU podrobit metabolické konverzi a aktivaci.

Tabulka I Přehled fyzikálně-chemických vlastností PAU spolu s jejich dalšími charakteristikami; zkratky – viz str. 40

| PAU          | CAS <sup>a)</sup> | Sumární vzorec                  | Počet aromatických jader | Molární hmotnost (g/mol) | Bod tání (°C) | Bod varu (°C) | Rozpuštěnost ve vodě (g/m <sup>3</sup> ) <sup>b)</sup> | log K <sub>OW</sub> <sup>b)</sup> | Tenze par (Pa) <sup>b)</sup> | Henryho konstanta (Pa·m <sup>3</sup> /mol) <sup>b)</sup> | log K <sub>OA</sub> <sup>b)</sup> |
|--------------|-------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------|---------------|--|-----------------------------------|------------------------------|--|-----------------------------------|
| Naph         | 91-20-3           | C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>  | 2                        | 128,17                   | 80            | 218           | 31,69  | 3,37                              | 10,4                         | 43,01  | 5,13                              |
| Ace          | 83-32-9           | C <sub>12</sub> H <sub>10</sub> | 3                        | 154,21                   | 95            | 279           | 3,8  | 4,00                              | 0,3                          | 12,17  | 6,21                              |
| Acy          | 208-96-8          | C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>  | 3                        | 152,12                   | 92            | 265-275       | 3,93   | 4,07                              | 0,9                          | 8,4  | -                                 |
| Fln          | 86-73-7           | C <sub>13</sub> H <sub>10</sub> | 3                        | 166,22                   | 116           | 295           | 1,98   | 4,18                              | 0,09                         | 7,87   | 6,68                              |
| Phe          | 85-01-8           | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> | 3                        | 178,23                   | 101           | 340           | 1,1  | 4,57                              | 0,02                         | 3,24   | 7,47                              |
| Ant          | 120-12-7          | C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> | 3                        | 178,23                   | 216           | 342           | 0,0446   | 4,54                              | 0,001                        | 3,96   | 7,34                              |
| Flt          | 206-44-0          | C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> | 4                        | 202,26                   | 111           | 375           | 0,26   | 5,22                              | 0,00123                      | 1,04   | 8,88                              |
| Pyr          | 129-00-0          | C <sub>16</sub> H <sub>10</sub> | 4                        | 202,26                   | 156           | 360           | 0,132  | 5,18                              | 0,0006                       | 0,92   | 8,61                              |
| B[a]A        | 56-55-3           | C <sub>18</sub> H <sub>12</sub> | 4                        | 228,29                   | 160           | 435           | 0,011  | 5,91                              | 2,8x10 <sup>-5</sup>         | 0,581  | 9,52                              |
| Chr          | 218-01-9          | C <sub>18</sub> H <sub>12</sub> | 4                        | 228,29                   | 255           | 448           | 0,0018   | 5,75                              | 5,7x10 <sup>-3</sup>         | 0,0122   | 10,42                             |
| B[b]F        | 205-99-2          | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 5                        | 252,32                   | 168           | 481           | 0,0012   | 6,57                              | 6,6x10 <sup>-5</sup>         | -  | 10,17                             |
| B[k]F        | 207-08-9          | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 5                        | 252,32                   | 217           | 481           | 0,00055  | 6,84                              | 5,2x10 <sup>-8</sup>         | 0,016  | -                                 |
| B[a]P        | 50-32-8           | C <sub>20</sub> H <sub>12</sub> | 5                        | 252,32                   | 179           | 496           | 0,0038   | 6,04                              | 7,0x10 <sup>-7</sup>         | 0,046  | 10,77                             |
| DB[ah]A      | 53-70-3           | C <sub>22</sub> H <sub>14</sub> | 5                        | 278,35                   | 267           | 524           | 0,0005   | 6,75                              | 3,7x10 <sup>-10</sup>        | 0,00017  | 13,91                             |
| B[gh]P       | 191-24-2          | C <sub>22</sub> H <sub>12</sub> | 6                        | 276,34                   | 277           | -             | 0,00026  | 7,23                              | -                            | 0,075  | 11,01                             |
| I[1,2,3-cd]P | 193-39-5          | C <sub>22</sub> H <sub>12</sub> | 6                        | 276,34                   | 163           | 536           | 0,062  | 7,66                              | -                            | -  | -                                 |

- nenalezeno

a) Chemical Abstracts System

b) pro 25 °C



Tabulka II Hodnoty  $f_{TEF}$  pro jednotlivé PAU

| Sloučenina            | Nisbet a LaGoy [1] |
|-----------------------|--------------------|
| Benzo[a]pyren         | 1,0                |
| Dibenz[a,h]anthracen  | 5                  |
| Benz[a]anthracen      | 0,1                |
| Benzo[b]fluoranthen   | 0,1                |
| Benzo[k]fluoranthen   | 0,1                |
| Indeno[1,2,3-cd]pyren | 0,1                |
| Anthracen             | 0,01               |
| Benzo[g,h,i]perylene  | 0,01               |
| Chrysen               | 0,01               |
| Acenaphthen           | 0,001              |
| Acenaphthylen         | 0,001              |
| Fluoranthen           | 0,001              |
| Fluoren               | 0,001              |
| 2-Methylnaphthalen    | 0,001              |
| Naphthalen            | 0,001              |
| Phenanthren           | 0,001              |
| Pyren                 | 0,001              |

PAU inkorporované do jednotlivých složek terestrického ekosystému, se nechovají staticky, ale mohou podléhat řadě změn. K jejich přeměně či pohybu může docházet různými procesy, mezi něž patří biodegradace, chemická transformace, fotolýza, vytěkání, vylouhování a metabolismus.

Pro komplexní charakterizaci osudu PAU v životním prostředí je tedy nutné nejenom zjištění vlastní zátěže (obsahu sledovaného analytu), ale i znalost výše zmíněných zákonitostí osudu polutantů v prostředí.

Zátěž prostředí PAU je reprezentována celkovým množstvím PAU přítomným ve všech jeho složkách a zároveň představuje souhrn profilů PAU emitovaných ze všech jejich možných zdrojů. PAU ve většině případů vstupují do prostředí jako složky směsí. Charakter zátěže se mění v závislosti na zdroji znečištění, vzdálenosti od tohoto zdroje a v závislosti na orografii. Atmosférická depozice představuje hlavní cestu pro přestup PAU do terestrického ekosystému a atmosféra je také hlavním transportním médiem PAU v prostředí.

Míra transportu mezi jednotlivými složkami ekosystému je funkcí fyzikálně-chemických vlastností jednotlivých PAU (rozpuštnost ve vodě, lipofilita, těkavost), stavem PAU (tj. zda jsou spojené s částicemi či v plynném stavu), stavem prostředí (povětrnostní podmínky), depozicí, reakcemi, které v prostředí probíhají (fotooxidace, chemická oxidace, mikrobiální degradace).

Přestupy PAU mezi jednotlivými fázemi prostředí lze teoreticky popsat pomocí různých rozdělovacích koeficientů. Jednotlivé rozdělovací koeficienty charakterizují vztah mezi hladinami polutantů mezi dvěma sousedními fázemi v termodynamické rovnováze a jsou klíčovými charakteristikami pro přestup látek mezi jednotlivými složkami ekosystému.

Koeficientem, který charakterizuje přestup PAU z atmosféry do biotické složky prostředí, je rozdělovací koeficient *n*-oktanol/vzduch  $K_{OA}$ .  $K_{OA}$  může být odhadnut na základě poměru  $K_{OW}/K_{AW}$ . Z hodnot  $K_{OA}$  je možné predikovat mechanismus přestupu PAU z atmosféry do

biotické složky. Těkavé PAU s hodnotami  $\log K_{OA} < 8$  jsou sorbovány povrchem vegetace přímo z plynné fáze atmosféry, pro PAU s  $\log K_{OA} > 11$  převažujícím mechanismem přestupu do biotické složky prostředí depozice částic.

Doba setrvání PAU v různých částech prostředí je různá v závislosti na vlastnostech dané látky a na vlastnostech prostředí, tedy na ročním období, teplotě, sluneční radiaci, apod. U nízkomolekulárních PAU jsou typické poločasy rozpadu v atmosféře dny, týdny ve vodě a měsíce v půdě. Tyto látky tedy nejsou významně perzistentní. Tří- a čtyřjaderné PAU mají poločasy rozpadu v jednotlivých složkách ekosystému asi dvakrát delší. Těžší PAU s pěti a více jádry jsou již poměrně perzistentními látkami s poločasy rozpadu týdny ve vzduchu, měsíce ve vodě a roky v půdě a sedimentech. V tkáních vyšších organismů jsou nalézány hladiny PAU obvykle velmi nízké, což je způsobeno jejich rychlou metabolickou přeměnou. Většina obratlovců je vybavena enzymatickým aparátem, který jim umožňuje PAU metabolizovat za vzniku intermediátů, z nichž některé jsou cytotoxické a karcinogenní.

V atmosféře jsou PAU přítomny buď v plynné fázi nebo sorbované na pevné částice. Primárně jsou PAU emitovány do plynné fáze atmosféry a poté jsou inkorporovány na tuhé částice buď kondenzací při ochlazení emisí nebo adsorpčním mechanismem. Distribuce PAU mezi plynnou a pevnou fází atmosféry je ovlivněna několika faktory – tenzí par PAU (která je funkcí teploty), množstvím částic (z hlediska povrchu dostupného pro adsorpci PAU), teplotou ovzduší, obsahem PAU a afinitou jednotlivých PAU k částicím organické hmoty.

Při vyšších teplotách dochází k obohacení plynné fáze těkavějšími PAU, v zimním období naopak dochází ke kondenzaci plynných PAU na povrch částic a tak jejich zvýšené depozici na zemský povrch a vegetaci. Se vzrůstající molekulovou hmotností, resp. větším počtem kondenzovaných jader dochází k asociaci s pevnými částicemi aerosolu a organickým podílem půd. Obecně lze však charakterizovat distribuci PAU v atmosféře tak, že tříjaderné PAU jsou přítomny především v plynné fázi atmosféry, pěti- a šestijaderné PAU jsou primárně sorbovány na částice a čtyřjaderné PAU jsou přítomny v obou fázích atmosféry.

Distribuce PAU v atmosféře (atmosférický transport částic a jejich fyzikální odstranění z atmosféry) závisí zejména na velikosti atmosférických částic, přičemž největší důraz je z hlediska expozice lidské populace kladen na tzv. respirabilní frakci ( $< 1 \mu\text{m}$ ). U částic o velikosti  $0,1 - 3 \mu\text{m}$ , se kterými jsou PAU především asociovány, se předpokládá, že mohou v atmosféře přetrvávat po několik dní i déle. V závislosti na atmosférických podmínkách mohou být tyto částice přenášeny v atmosféře i na velké vzdálenosti, přičemž často ani deštěm (tj. mokrou depozicí) nedochází k jejich účinnému odstranění z atmosféry. Větší částice (více než  $3 - 5 \mu\text{m}$ ) jsou odstraňovány z atmosféry především prostou sedimentací a srážkami a je možné je nalézt spíše v blízkém okolí emisních zdrojů.

Rychleji než suchou depozicí dochází k odstranění PAU z atmosféry mokrou depozicí, kterou lze rozdělit podle velikosti kapek a typu přenosu na horizontální (mlha, rosa, námraza) a vertikální (déšť, sníh). Plynné PAU a PAU vázané na větších částicích jsou strhávány především atmosférickými srážkami (pod-oblačné vymývání). Hlavní podíl PAU vázaných v aerosolech je sorbován v mračcích, z nichž jsou postupně vymývány deštěm (vnitro-oblačné vymývání). Nálezy PAU ve srážkách jsou tedy výsledkem jak vnitro-oblačného, tak pod-oblačného vymývání, přičemž vnitro-oblačné vymývání představuje velmi účinný postup zejména pro odstranění PAU asociovaných s částicemi. PAU přítomné v plynné fázi jsou odstraňovány z atmosféry v důsledku pod-oblačného vymývání, na základě přestupu mezi plynnou a vodní fází. PAU deponované na zemský povrch mohou nicméně po depozici zpět vytékat, a to zejména z vodních ploch.

Průměrný obsah PAU ve srážkách se pohybuje v jednotkách až stovkách  $\text{ng}/\text{dm}^3$  v závislosti na jejich rozpustnosti ve vodě (PAU s nízkou molekulovou hmotností jsou rozpustné ve vodě

na hladinách  $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ , vyšší na hladinách  $\text{ng}/\text{dm}^3$ ). Obecně lze říci, že nálezy PAU ve srážkách jsou vyšší v zimě než v létě, což odráží sezónní variace hladin PAU v atmosféře. Sněžení je také mnohem efektivnějším způsobem pro odstranění PAU z atmosféry než déšť.

Nejvyšší množství PAU jsou přítomna v ovzduší v zimě a spíše v městských než venkovských oblastech. K vyšším nálezům polyaromátů v zimním období přispívají zejména změny v produkci emisí (zvýšení produkce emisí z domácích topenišť a automobilových exhalací) a změny meteorologických podmínek (kratší doba svitu a nižší teplota, teplotní inverze). Tyto faktory významně ovlivňují rozptýlení vzdušných polutantů a změny ve fázové distribuci PAU (plynná fáze - částice).

V literatuře jsou uváděny údaje o množství PAU ve volném ovzduší v prostoru Evropy v zimním období, které může být 2 – 10krát vyšší než v létě. Obsah PAU v ovzduší se mohou pohybovat v rozpětí několika řádů. Za hodnoty odpovídající pozadí bývají považovány hladiny  $0,1 - 1 \text{ ng}/\text{m}^3$ , střední hodnoty v ovzduší městských a průmyslových aglomerací se většinou pohybují mezi  $0,3 - 6 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

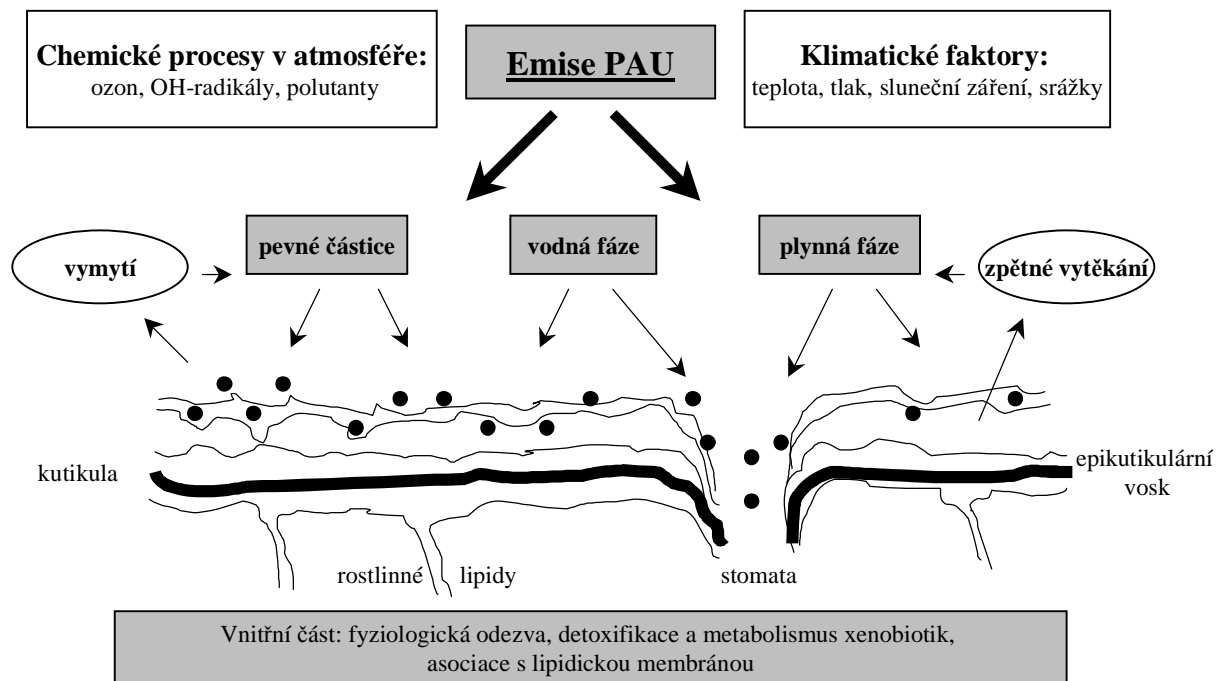
Míra znečištění vegetace PAU je ovlivněna fyzikálně-chemickými vlastnostmi jednotlivých PAU (rozdělovací koeficient  $K_{\text{OW}}$ , rozpustnost ve vodě, tenze par, Henryho konstanta), dále meteorologickými podmínkami a samozřejmě samotným obsahem PAU v prostředí. Také morfologie rostliny, tj. plocha povrchu dosažitelná pro adsorpci a obsah lipidů má významný vliv na kontaminaci vegetace PAU.

V důsledku atmosférické depozice je značná část PAU deponována do půdy nebo na povrch vegetace. Hlavní cestou kontaminace vegetace je sorpce PAU listovou plochou přímo z ovzduší a dále z deponovaných částic.

Nevýznamnou cestou kontaminace vegetace je absorpce PAU z půdního roztoku a povrchem kořenů. Translokace PAU v rostlinách z půdy kořenovým systémem je ovlivněna hydrofobním charakterem těchto látek a je možné ji odhadnout na základě hodnoty  $K_{\text{OW}}$ . Její rozsah je ovlivněn vodním režimem rostliny a přítomností tzv. "oil channels" ("vodivých kanálků") v kořenovém systému, které umožňují snadnější přestup PAU do vnitřních pletiv. Foliární příjem PAU odpařených z kontaminovaných půd je ale také možným zdrojem znečištění vegetace PAU.

Faktory ovlivňující přestup PAU do vegetace jsou znázorněny na **Obrázku 2**.

Fázová rovnováha mezi obsahem PAU v atmosféře a ve vegetaci je funkcí teploty; na jaře a na podzim, kdy je teplota ovzduší nižší, jsou nacházeny ve vegetaci obvykle vyšší hladiny PAU, v letním období, kdy je naopak okolní teplota vyšší, jejich obsahy klesají. Foliární příjem PAU je totiž důsledkem kontaminace atmosféry PAU a vegetace tak může být použita jako indikátor znečištění ovzduší. Rozdíly v nálezích PAU v různých druzích vegetace v dané lokalitě mohou být značné, např. vzhledem k rozdílnostem mezi odebíranými rostlinnými orgány (jehličím, listy, plody).



**Obrázek 2** Faktory ovlivňující příjem PAU vegetací

Atmosférické kontaminanty jsou zákonitě koncentrovány zejména v těch částech rostlin, které jsou v přímém kontaktu s ovzduším. V případě konzumace může právě rozsah kontaminace povrchových vrstev vegetace PAU představovat jeden z hlavních zdrojů těchto látek v lidské dietě.

Povrch rostlin je pokryt epidermální tkání, lipofilní membránou, jejíž hlavní složkou je biopolymer kutin a "voskovité" lipidy. Tato membrána pokrývá vnější stěny pokožkových buněk rostlin a slouží rostlinám k ochraně před nekontrolovatelnými ztrátami vody z rostlinných pletiv a infekcí. Vysoký kumulační potenciál pro PAU (ale i ostatní lipofilní atmosférické kontaminanty) mají zejména rostliny, resp. jejich části, s vysokým obsahem povrchových lipidů a členitým povrchem ("chloupky"). Prostřednictvím stomat (průduchů) mohou být PAU inkorporovány také do vnitřních pletiv rostlin (listů).

Míra sorpce PAU vegetací závisí také na poměru povrchu rostliny k její celkové biomase. Rostliny s vysokou hodnotou tohoto poměru, tedy s velkou plochou listů nebo jehlic, představují značný potenciál pro sorpci PAU z atmosféry. Dalším faktorem je samozřejmě, vedle obsahu PAU v atmosféře, délka vegetačního nebo růstového období rostliny, tedy doba expozice.

Použití vegetace jako indikátoru kontaminace atmosféry má však i svá omezení; nutným předpokladem pro správné posouzení získaných dat je znalost mechanismu příjmu polutantů a faktorů (již zmíněných), které jej ovlivňují. Předpokladem pro posouzení zátěže je také zpracování dostatečného množství vzorků, tedy systematické a důsledné monitorování kontaminace. Aby bylo možné stanovit úroveň zátěže měst a regionů, je třeba získat velké množství vzorků z různých lokalit tak, aby byl minimalizován efekt vlivu bodového zdroje kontaminace a snížen vliv variability mezi odebranými vzorky ze sledované oblasti. I přes to se však běžná směrodatná odchylka mezi nálezy pro jeden druh rostliny rostoucí ve stejné oblasti může pohybovat v rozpětí 20 – 60 %.



Poznatky o sorpci PAU vegetací lze shrnout do několika bodů:

- nízkomolekulární PAU jsou s ohledem na typ povrchu sledované matrice rostlinami sorbovány snadněji než výšemolekulární,
- sorpce PAU vegetací je ovlivněna klimatickými podmínkami, zejména teplotou (s jejím poklesem roste míra depozice PAU do vegetace), velikostí a charakterem povrchu,
- hladiny PAU ve vegetaci jsou obvykle vyšší v nadzemních částech rostlin než v částech podpovrchových a na povrchu rostlin než ve vnitřních pletivech,
- rostliny s velkým povrchem listů, drsným charakterem povrchu a vysokým obsahem kutikulárních vosků obsahují obvykle vyšší hladiny PAU na jednotku hmotnosti.

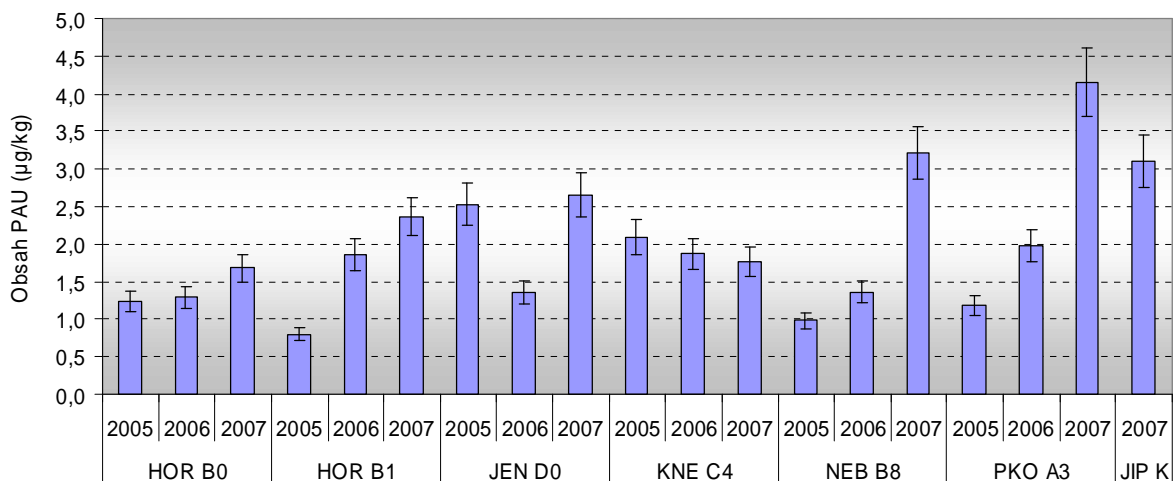
Nálezy PAU ve vegetaci se pohybují v rozmezí setin až stovek  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . V blízkosti intenzivních zdrojů kontaminace se však můžeme setkat i s nálezy mnohem vyššími, které dosahují až desítek  $\text{mg}/\text{kg}$ . Konkrétní hodnoty nálezů PAU ve vegetaci a dalších složkách životního prostředí byly již uvedeny a diskutovány ve zprávě za rok 2005.

## 1.2 Výsledky a diskuse nálezů PAU

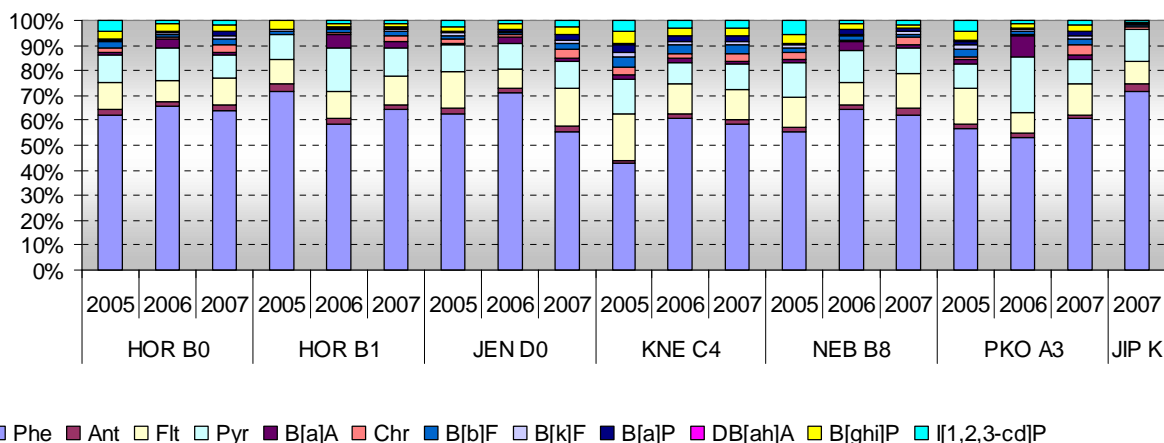
### Pšenice

Celkový nálezy PAU v zrna pšenice (**Obrázek 3**) zjištěný v roce 2007 se nijak významně neliší od předchozích let 2005 a 2006. Hladiny PAU v pšenici se ve všech sledovaných letech pohybovaly v rozmezí hodnot odpovídajících hodnotám zjištěným pro lokality ČR s víceméně průměrnou zátěží PAU a řádově odpovídaly i hladinám nalezeným v kontrolní lokalitě Jílového u Prahy (JIP K). Sezonní výkyvy však naznačují, že aktuální koncentrace se mohou měnit v širokém rozmezí.

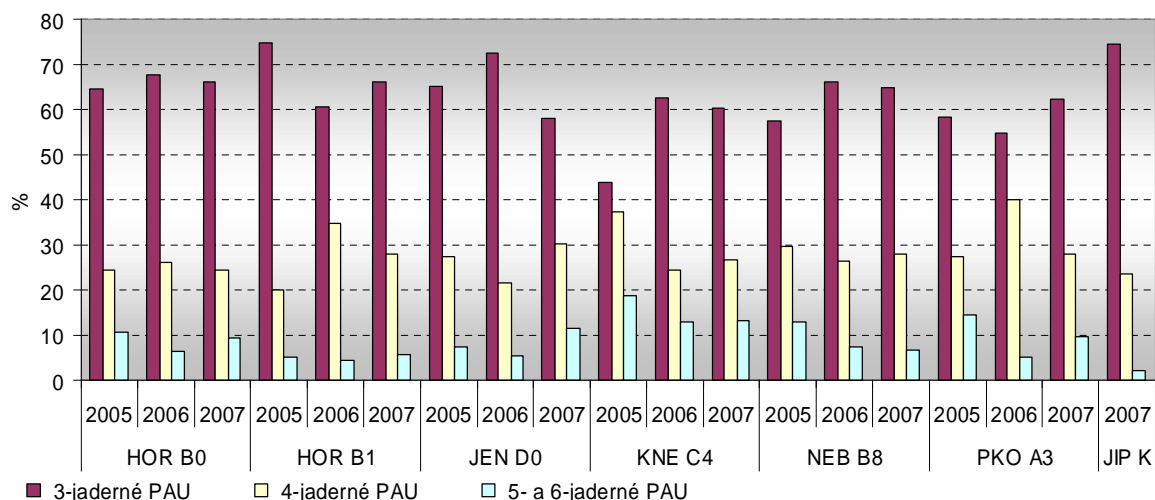
Jak lze očekávat, procentuální zastoupení jednotlivých skupin PAU zůstává v roce 2007 obdobné jako v předchozích letech a odpovídá hladkému povrchu plodiny, na kterém nedochází k záchytu pevných částic s adsorbovanými „těžšími“ PAU. Ve spektru sledovaných PAU tak dominují polyaromáty s nižší molekulovou hmotností, tj. 3-jaderné PAU (viz **Obrázky 4, 5**). Rozdělení PAU do skupin podle počtu aromatických jader je uvedeno v **Tabulce III**.



**Obrázek 3** Celkový obsah PAU (suma 12 PAU) v pšenici – úsečky vymezují nejistotu výsledku analýzy



Obrázek 4 Relativní zastoupení PAU v pšenici



Obrázek 5 Relativní zastoupení jednotlivých skupin PAU v pšenici

Tabulka III Rozdělení PAU do skupin podle počtu aromatických jader

| Počet jader | PAU   |
|-------------|---|
| 3           | Phe, Ant  |
| 4           | Flt, Pyr, B[a]A, Chr                                |
| 5,6         | B[b]F, B[k]F, B[a]P, DB[ah]A, B[ghi]P, I[1,2,3-cd]P |

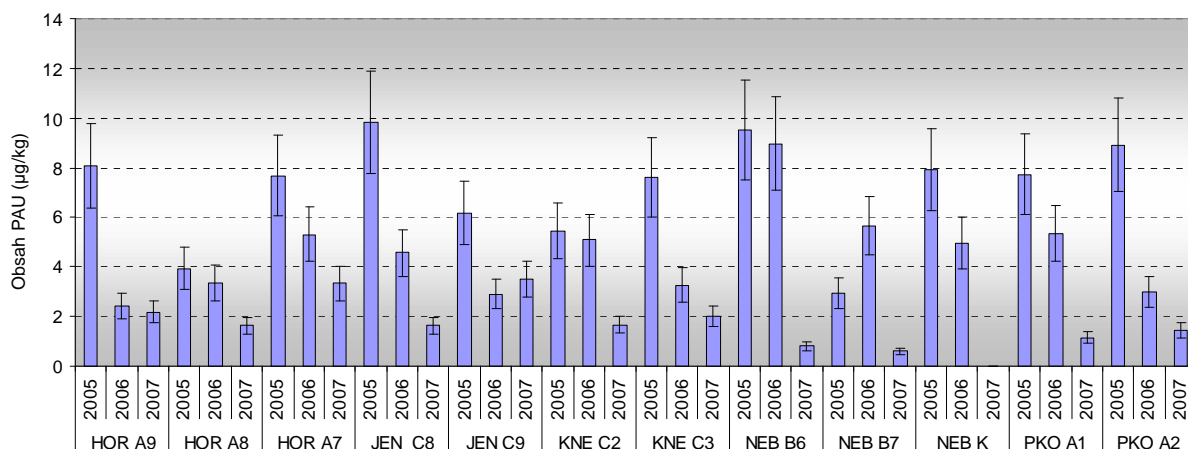
### Jablka

Hodnoty nálezů PAU (**Obrázek 6**) zjištěné v roce 2007 jsou nižší než v předchozích letech, což lze nejspíše přisuzovat odstranění PAU omytím jejich povrchu (resp. smytím prachových částic zde deponovaných) vlivem deštivého počasí v době letošního odběru vzorků. Nálezy

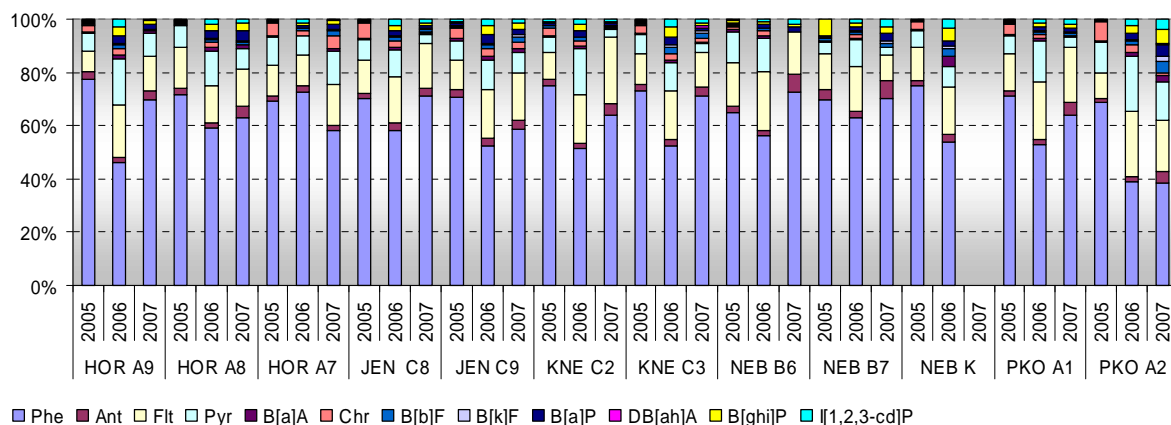
PAU se v letošním roce pohybují spíše na spodní hranici intervalu rozsahu hodnot zjištěných pro požadovou zátěž ČR v letech 1995-2000.

Z **Obrázku 7**, kde je znázorněno relativní zastoupení jednotlivých PAU ve všech sledovaných letech vyplývá, že s výjimkou jedné lokality PKO, kde bylo v letech 2006 a 2007 zjištěno významně nižší množství phenanthrenu, nebyly shledány mezi lokalitami významné rozdíly.

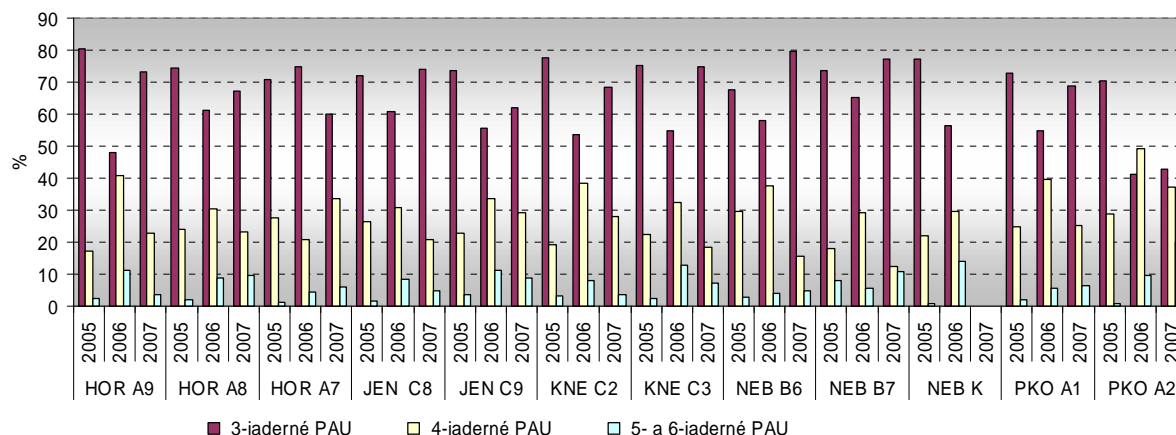
Ve spektru PAU (**Obrázky 7 a 8**) zjištěném u jablek převažují PAU 3- a 4- jaderné. Největší podíl z celkového nálezu obvykle představuje phenanthren, který v tomto případě tvoří až 70 % z celkového obsahu PAU. Pětí a šestijaderné PAU tvoří naopak pouze přibližně 10 % z nálezu. Relativní zastoupení jednotlivých skupina PAU tedy odpovídá rozdílné morfologii a složení povrchů, a také předpokládaným mechanismům přestupů PAU z okolního prostředí na povrch matrice. Hladký povrch neumožňuje záchyt „pevných“ částic s adsorbovanými PAU. Voskový povrch jablek, u kterého dochází k přímé absorpci PAU z plynné fáze atmosféry do vosku, má za následek dominantní zastoupení 3-jaderných PAU ve sledovaném spektru.



**Obrázek 6** Celkový obsah PAU (suma 12 PAU) v jablkách – úsečky vymezují nejistotu výsledku analýzy



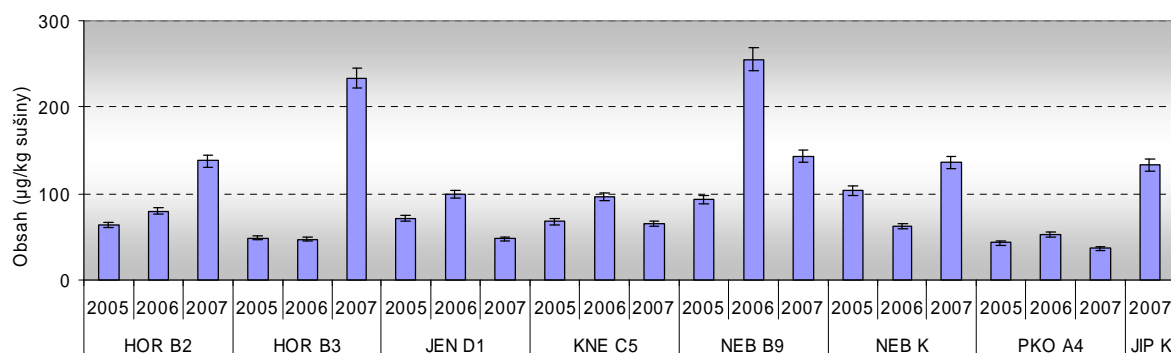
**Obrázek 7** Relativní zastoupení PAU v jablkách



**Obrázek 8** Relativní zastoupení jednotlivých skupin PAU v jablkách

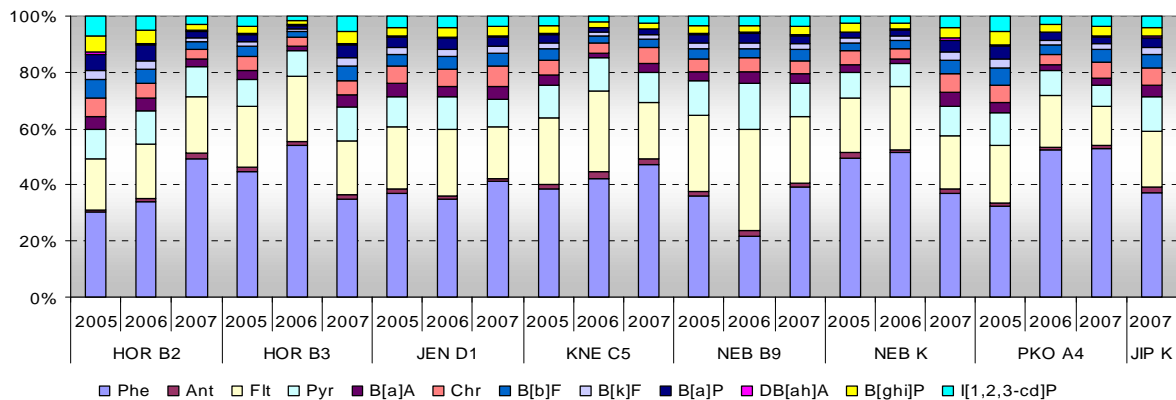
### Listy jahodníku

V roce 2007 nedošlo k výrazným změnám v nálezech PAU oproti roku 2005 a 2006. Výjimku tvoří pouze lokalita HOR (2007) kde došlo k výraznému nárůstu kontaminace, což může být důsledek výskytu nového lokálního / náhodného zdroje (**Obrázek 9**). Tuto hypotézu potvrzuje i odlišné zastoupení jednotlivých PAU v tomto vzorku (**Obrázek 10 a 11**). Stejný jev byl pozorován také v roce 2006 v lokalitě NEB. Nálezy PAU v ostatních lokalitách se pohybovaly na podobné nebo dokonce nižší úrovni než v lokalitě JIP K, která byla v roce 2007 zvolena jako kontrolní lokalita s předpokládanou nízkou kontaminací. Jak vyplývá z **Obrázků 10 a 11**, trendy v zastoupení jednotlivých PAU i jednotlivých skupin PAU ve většině lokalit jsou si v meziročním porovnání podobné, přičemž je zřejmé, že v případě listů jahodníku s více členitým povrchem s trichomy dochází k záchytu pevných částic na povrch matrice a k navýšení podílu vícejaderných PAU.

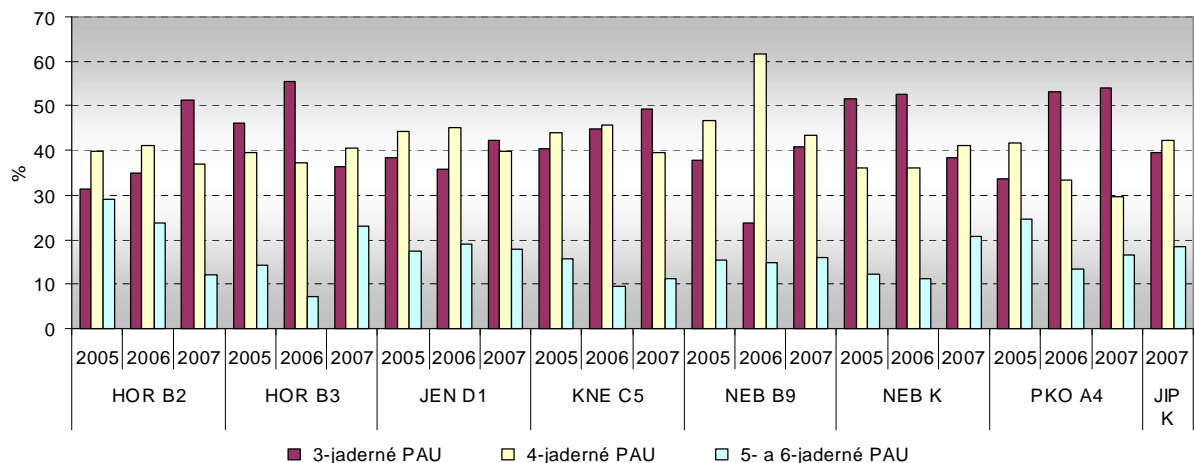


**Obrázek 9** Celkový obsah PAU (suma 12 PAU) v listech jahodníku – úsečky vymezují nejistotu výsledku analýzy





**Obrázek 10** Relativní zastoupení PAU v listech jahodníku



**Obrázek 11** Relativní zastoupení jednotlivých skupin PAU v listech jahodníku

### Trvalý travní porost

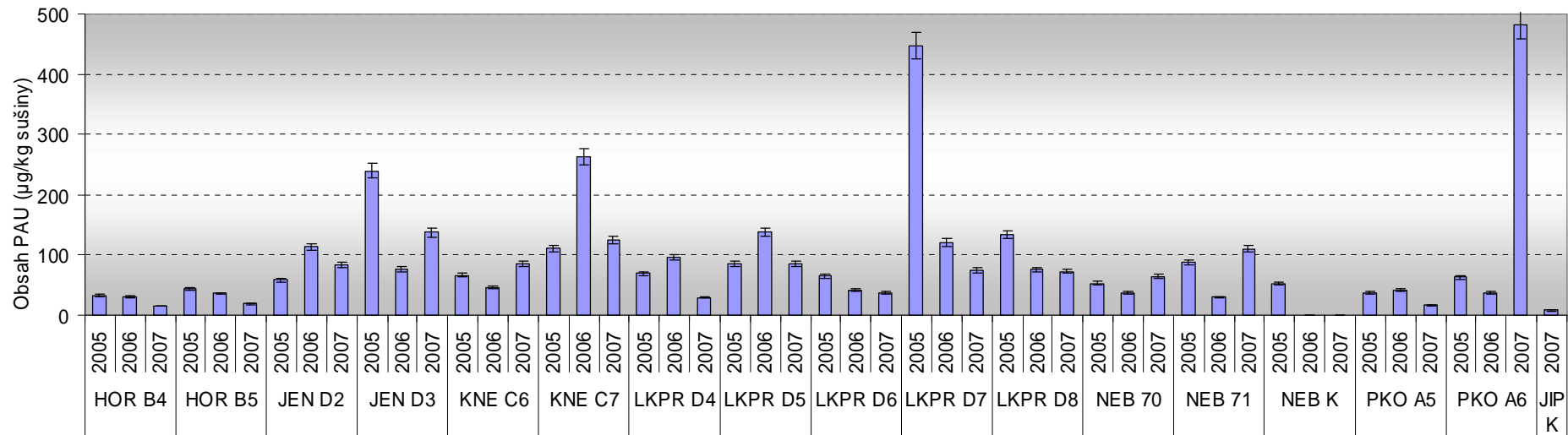
Z porovnání celkového množství PAU nalezeného v trvalém travní porostu v jednotlivých letech (**Obrázek 12**) vyplývá, že nálezy v roce 2007 kolísaly přibližně na stejné úrovni jako v předchozích letech. Extrémní nárůst kontaminace byl zaznamenán pouze v lokalitě PKO, což lze pravděpodobně přisoudit, podobně jako výkyvy v předchozích letech u lokalit KNE, JEN a LKPR, náhodnému místnímu zdroji kontaminace. Tuto hypotézu pro lokalitu PKO (2007) potvrzuje také výrazná změna v zastoupení jednotlivých skupin PAU, kdy došlo k nárůstu výskytu 4-jaderných PAU (**Obrázek 13**). Nárůst zastoupení 4-jaderných PAU byl zaznamenán také v lokalitě HOR. Na druhou stranu, v některých lokalitách JEN, KNE LKPR došlo k poklesu kontaminace výšejadernými (4-, 5- a 6-jadernými) PAU (**Obrázky 13 a 14**).

### Ekvivalent toxicity (TEQ)

Pro objektivní posouzení zátěže zemědělských plodin PAU ve sledovaných lokalitách z pohledu (eko)toxikologického je vhodné porovnávat hodnoty TEQ, které vycházejí z karcinogenního potenciálu některých PAU. Pro posouzení tohoto hlediska byl vybrán trvalý travní porost z následujících důvodů: (1) tato komodita odráží imisní zátěž prostředí; (2) travní porost byl dostupný ve všech sledovaných lokalitách, včetně lokality LKPR; (3) využívá se jako krmivo a tak vstupuje do potravního řetězce člověka. Výpočet TEQ pro orientační posouzení toxicity směsi PAU byl pro účely této studie proveden podle modelu Nisbeta a LaGoye [1], vzhledem ke spektru uvedených PAH.

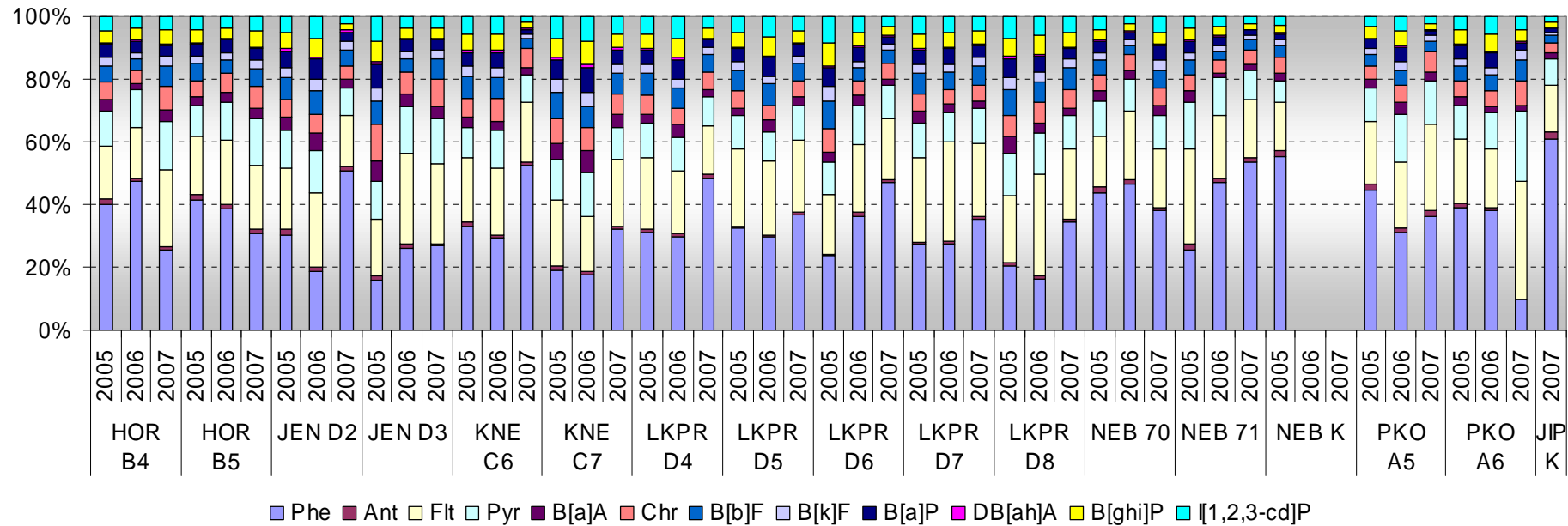
Porovnání vypočítaných TEQ je uvedeno na **Obrázku 15**. Z porovnání s **Obrázkem 12** vyplývá, že v tomto případě hodnoty TEQ korelují s celkovými nálezy PAU. Mezi nejvíce

zatížené lokality se v roce 2005 řadily LKPR a JEN, v roce 2006 došlo k nárůstu zátěže v lokalitě KNE. V roce 2007 byla výrazná zátěž zaznamenána v lokalitě PKO a naopak nejnižší zátěž byla zjištěna pro kontrolní lokalitu JIP K.



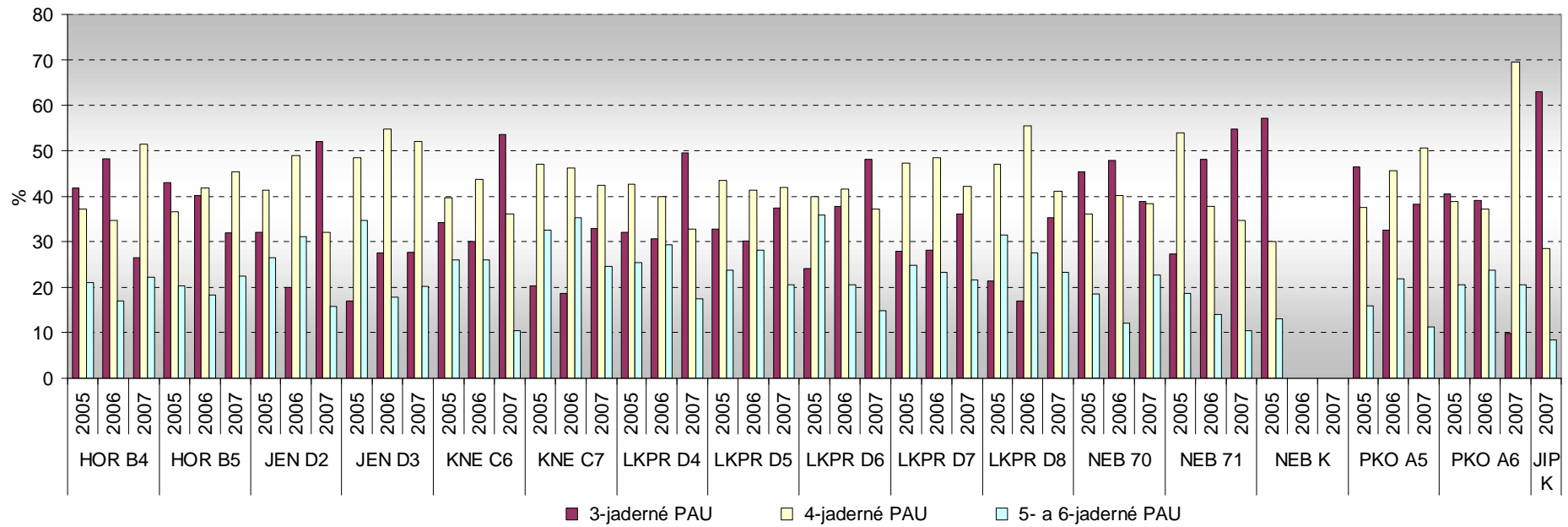
**Obrázek12** Celkový obsah PAU (suma 12 PAU) v trvalém travním porostu - úsečky vymezují nejistotu výsledku analýzy

Pozn.: Vzorek NEB K (2006) byl v r. 2007 nahrazen vzorkem JIP K

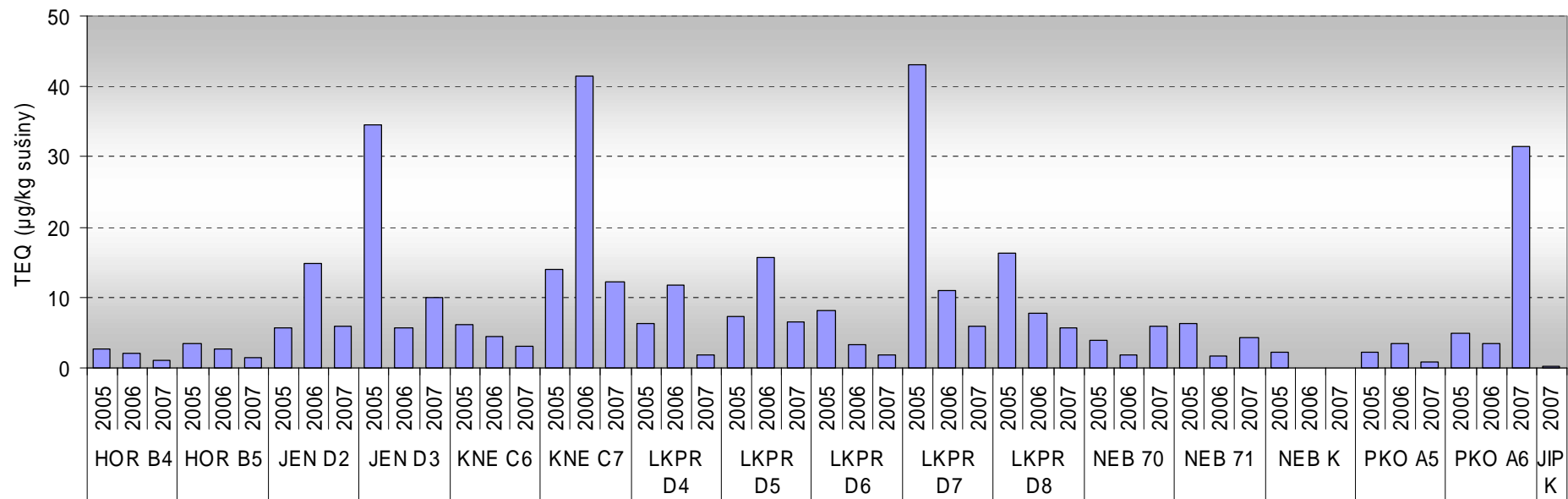


**Obrázek 13** Relativní zastoupení PAU v trvalém travním porostu  
 Pozn.: Vzorek NEB K (2006) byl v r. 2007 nahrazen vzorkem JIP K





**Obrázek 14** Relativní zastoupení jednotlivých skupin PAU v trvalém travním porostu  
 Pozn.: Vzorek NEB K (2006) byl v r. 2007 nahrazen vzorkem JIP K



**Obrázek 15** Hodnoty TEQ v trvalém travním porostu

Pozn.: Vzorek NEB K (2006) byl v r. 2007 nahrazen vzorkem JIP K

**Celkový přehled výsledků**

Jak ze souhrnné **Tabulky IV** vyplývá, mezi nejvíce zatížené plodiny, podle předpokladu, patří trvalý travní porost a listy jahodníku. V případě těchto plodin byl zjištěn i nejvyšší rozptyl mezi nálezy z jednotlivých lokalit. Velice nízké nálezy byly ve vzorcích pšenice a jablek, což je potřeba (vzhledem k vyšší nejistotě analytického stanovení) při interpretaci výsledků vzít do úvahy.

**Tabulka IV:** Celkový přehled výsledků (suma 12 sledovaných PAU) zjištěných v letech 2005 a 2007

| Plodina              | Rok  | Medián* | 10% kvantil* | 90% kvantil* |
|----------------------|------|---------|--------------|--------------|
| Pšenice              | 2005 | 1,7     | 1,0          | 2,9          |
|                      | 2006 | 1,4     | 1,1          | 1,6          |
|                      | 2007 | 2,7     | 1,7          | 3,6          |
| Jablka               | 2005 | 7,7     | 4,1          | 9,5          |
|                      | 2006 | 4,8     | 2,9          | 5,6          |
|                      | 2007 | 1,7     | 0,8          | 3,4          |
| Trvalý travní porost | 2005 | 65,7    | 41,1         | 211,1        |
|                      | 2006 | 46,2    | 33,2         | 131,2        |
|                      | 2007 | 74,3    | 17,8         | 132,4        |
| Listy jahodníku      | 2005 | 66,6    | 49,9         | 94,1         |
|                      | 2006 | 80,0    | 50,5         | 162,0        |
|                      | 2007 | 134,7   | 44,4         | 170,3        |

\* hodnoty pro pšenici a jablka v  $\mu\text{g}/\text{kg}$

\* hodnoty pro trvalý travní porost a listy jahodníku v  $\mu\text{g}/\text{kg}$  sušiny

## 2. Toxické kovy

### 2.1 Přehled problematiky

Sledované toxické kovy (Ni, Cd, Cr, Mo, Cu, Hg, Pb, Zn) obecně indikují znečištění prostředí a plodin a jejich aktuální koncentrace nalézané ve vegetaci do značné míry odráží jejich atmosférickou depozici (imisní situaci). Nelze ovšem zapomínat i na geologické a půdní podmínky, což může porovnávání údajů z různých (vzdálenějších) míst komplikovat.

Interpretovat nálezy těžkých kovů v urbánní oblasti s celkově vysokou dopravní zátěží a domácími topeništi na pevná paliva je obtížné, neboť příspěvky z jednotlivých zdrojů nelze spolehlivě rozlišit. V okolí letiště Ruzyně je situace navíc komplikovaná i blízkostí velkého metalurgického komplexu v Kladně, který byl po dlouhá desetiletí nejvýznamnějším zdrojem emisí těžkých kovů v celé oblasti. Zde byly ve velkém měřítku zpracovávány i ušlechtilé oceli s obsahy některých minoritních prvků. Oblast letiště Ruzyně přitom leží v převládajícím směru vzdušného proudění.

V souvislosti s provozem proudových leteckých motorů bývá někdy zmiňován vanad. Vanad vyniká velkou strukturální pevností a odolností proti korozi i za extrémních podmínek. V moderní technice nachází uplatnění zejména tam, kde běžně používaný hliník není samotný dostatečně pevný a nerezová ocel by zase byla příliš těžká. Takovým případem jsou zejména speciální konstrukční části letadel (ve slitinách s titanem a hliníkem) - Slitiny vanadu s titanem a hliníkem jsou hojně používány v leteckých tryskových motorech a turbínách, kde při vysoké teplotě a rychlých otáčkách dochází k otěru a v důsledku toho k emisím do prostředí.

Rostliny přijímají vanad z půdy, z ovzduší i povrchové vody. Již 10 - 20 mg/L vanadu ve vodě může poškodit růst vyšších rostlin. Pouze luštěniny snášejí vyšší koncentrace, neboť vanad využívají v procesu fixace dusíku. Fytotoxicita vanadu spočívá v interferenci s absorpcí železa a vnějším projevem jeho nedostatku je pak apikální chloróza rostlin. Vanad ale narušuje také využití manganu, mědi, vápníku a fosforu a může tedy dokonce ovlivnit nutriční hodnotu rostlin. Vanad jeví určitou míru afinity k lipidům (tukům a olejům) a lze ho tedy nalézt v tukové tkáni exponovaných organismů. Bioakumulace či biokoncentrace vanadu je ale pro savce, ptáky a ryby nízká, podstatnější kumulaci lze očekávat spíše u bezobratlých a nižších živočichů.

### 2.2 Výsledky a diskuse nálezů toxických kovů

Obsahy běžně sledovaných těžkých kovů, jako je olovo, kadmium, měď, zinek a rtuť v jablkách a pšenici silně kolísají, nicméně z rozdílů mezi jednotlivými lokalitami nelze ani po třech letech sledování odvodit žádné průkazné zákonitosti a zdá se, že jde spíše o lokální vlivy dané meteorologickými podmínkami a orografickými či geologickými vlivy.

Vysoký obsah rtuti (15 ng/g) byl v r. 2006 nalezen pouze u jablek z Nebušic – lokalita NEB 66 (farní zahrada pod kostelem). Nejvyšší kontaminace rtutí, olovem a zinkem byla opakovaně zjištěna v případě listů jahodníku z Kněževsi (KNE75). Koncentrace rtuti v listech jahodníku jsou však nyní ve srovnání s rokem 2005 vyšší i v lokalitách Horoměřice a Jeneč.

V případě všech vzorků pšenice jsou všechny hodnoty pro kadmium, olovo a rtuť hluboko pod hodnotami nejvyššího přípustného množství povoleného pro potravinářskou či krmnou pšenici [4] a kolísání mezi sezonami i mezi lokalitami je prakticky nevýznamné. Například pro olovo je limitní hodnota v obilovinách stanovená Nařízením č.1881/2006/ES [4] až 200 µg/kg a pro kadmium 100 µg/kg. V této studii byla mediánová (střední) hodnota pro olovo pouhých 8 µg/kg

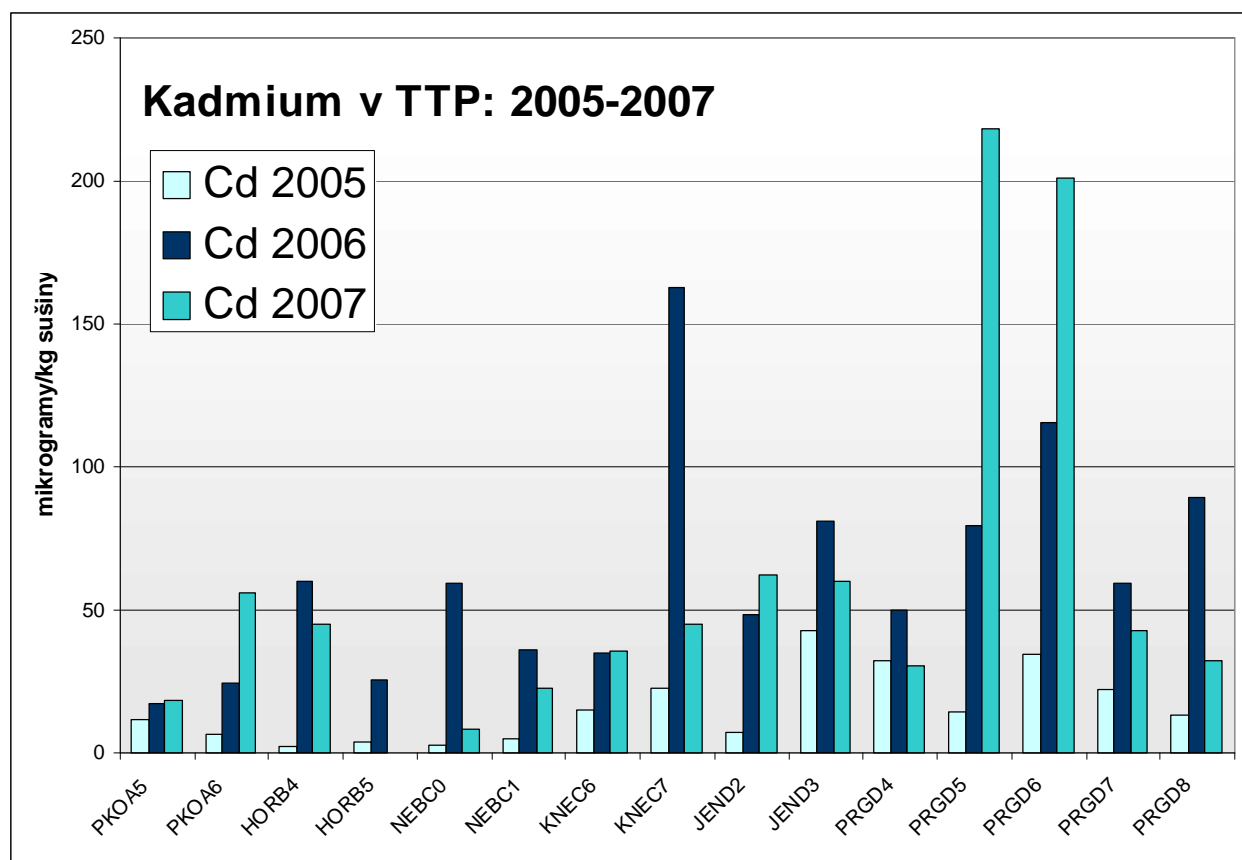


(loni 7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) a pro kadmium 17  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (loni 23  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) s maximální hodnotou naměřenou v PKO A3 23  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (loni bylo maximum v HOR B1: 30  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ).

Výrazně zvýšený obsah olova byl opakovaně po všechny roky zjišťován pouze u travního porostu z lokality KNE C7 a v roce 2007 u lokality JEN D3, tj. v oblasti Jenče s extrémní zátěží nákladní automobilové dopravy. V případě lokality KNE C7 byly vysoké hodnoty olova doprovázeny též zvýšenými hodnotami pro ostatní stopové prvky.

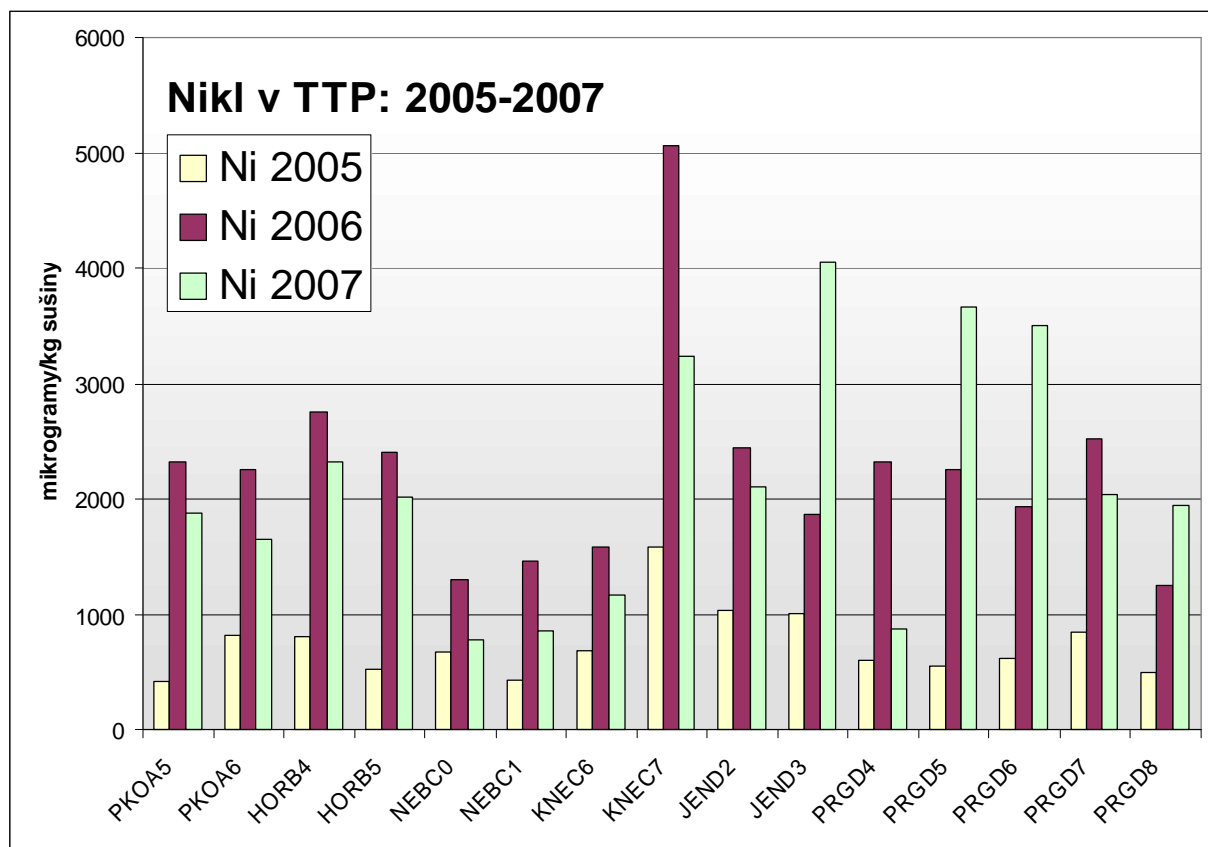
Oproti předchozímu roku se v roce 2007 neopakovaly zvýšené obsahy mědi v travním porostu u vzorků odebraných v areálu letiště (v blízkosti vzletových a pojezdových drah), zatímco v Kněževesi a Jenči byla mírně zvýšená koncentrace mědi prokázána v TTP opakovaně. Vzájemné souvislosti tedy nelze odvodit.

Nejvyšší koncentrace kadmia byly v roce 2007 nalezeny v travním porostu z bodů PRG D5 (křížení RWY 31/TWY F) a PRG D6 (práh RWY 06) – viz **Obrázek 16**. V průměru jen nepatrně vyšší byly zde koncentrace kadmia i v předchozím roce. Je však zajímavé, že v bodech PRG D4 (jižně od středu RWY 31), D7 (severně od křížení RWY 13/RWY 06) a PRG D8 (mezi RWY 24 a TWY A) byly v obou posledních letech koncentrace kadmia nižší.



**Obrázek 16** Obsahy kadmia v TTP – 2005 až 2007

Podobná situace byla pozorována v roce 2007 i v případě niklu, zatímco v předchozích letech se v areálu letiště Praha koncentrace niklu nijak nelišily od ostatních lokality – viz **Obrázek 17**.

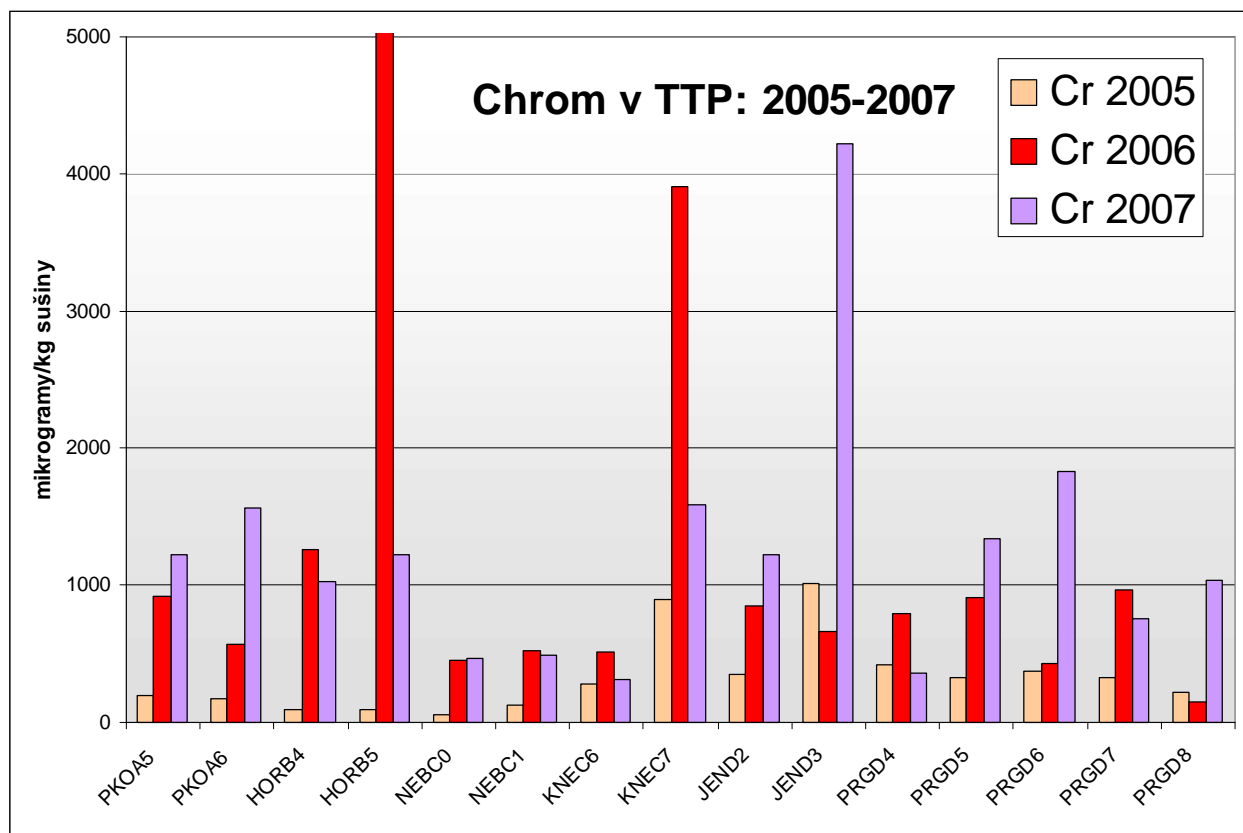


**Obrázek 17** Obsahy niklu v TTP – 2005 až 2007

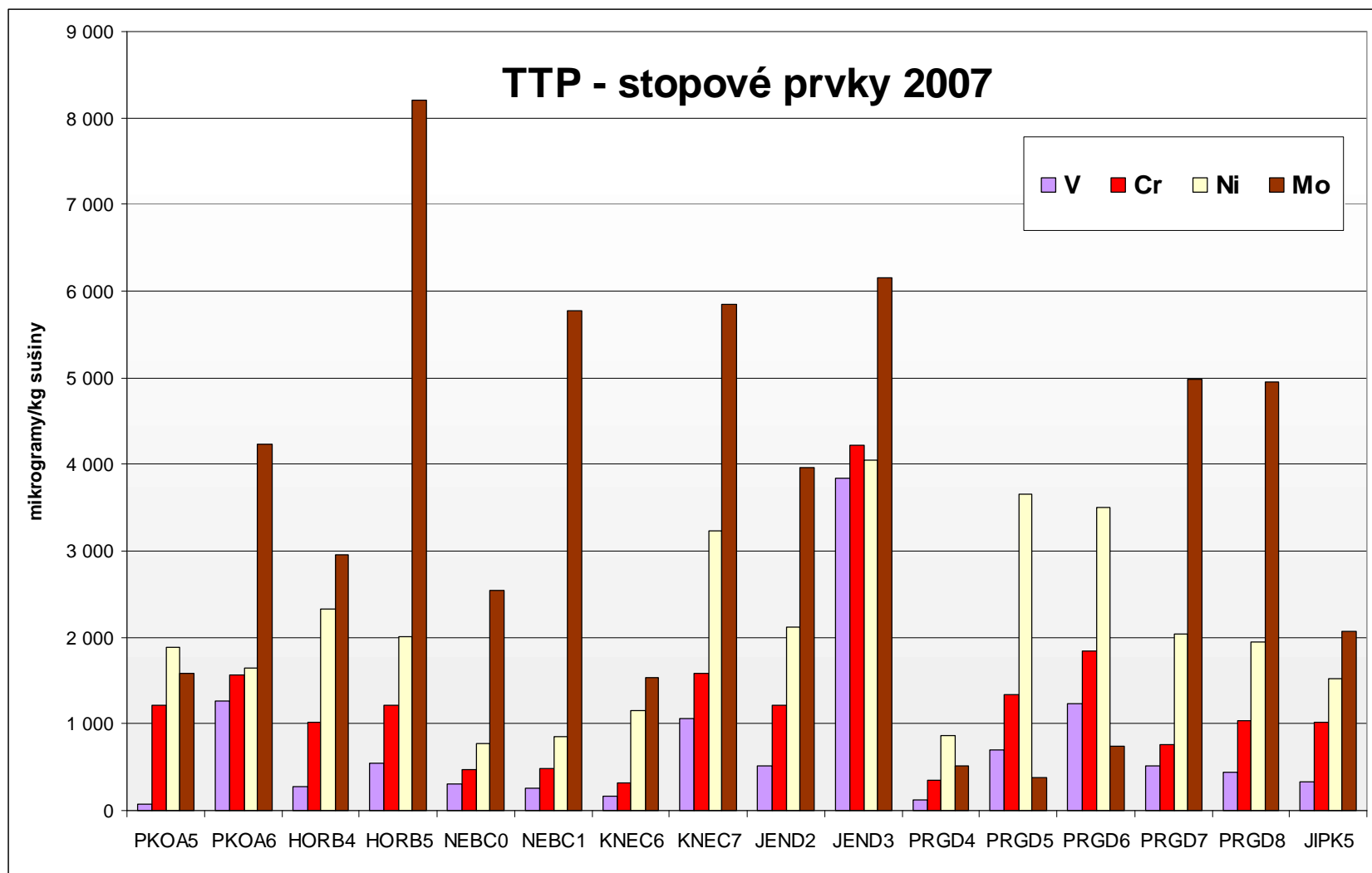
Obsahy chromu, vanadu a molybdenu jeví rovněž značnou variabilitu v závislosti na lokalitě a sezoně a mezi lety 2005 až 2007 lze pozorovat mírný nárůst střední hodnoty – viz **Obrázky 18 a 19** a **Tabulka IX**.

Z **Obrázku 19** je navíc patrné typické zastoupení vanadu, chromu, niklu a molybdenu v travním porostu. Toto poměrné zastoupení je nápadně odlišné v případě lokalit PKO A5, PRG D4, D5 a D6, kde byly koncentrace molybdenu v porovnání s ostatními prvky nižší. Příčina této odlišnosti není zřejmá, nejedná se však asi o metodickou nebo náhodnou chybu, neboť relativně nižší zastoupení molybdenu bylo ve stejných bodech pozorováno i v předchozím roce. Vliv letecké dopravy lze rovněž vyloučit: atypický profil se týká 3 bodů v areálu letiště, další 2 body jeví zastoupení „obvyklé“ i v ostatních lokalitách.

Také v sezoně 2007 se opakovaně potvrdilo, že v těsné blízkosti vzletových a pojezdových drah je celková kontaminace travního porostu stopovými prvky jen nevýznamně vyšší oproti travnímu porostu na území okolních obcí. Možné vysvětlení bylo podáno již ve zprávě za rok 2006.

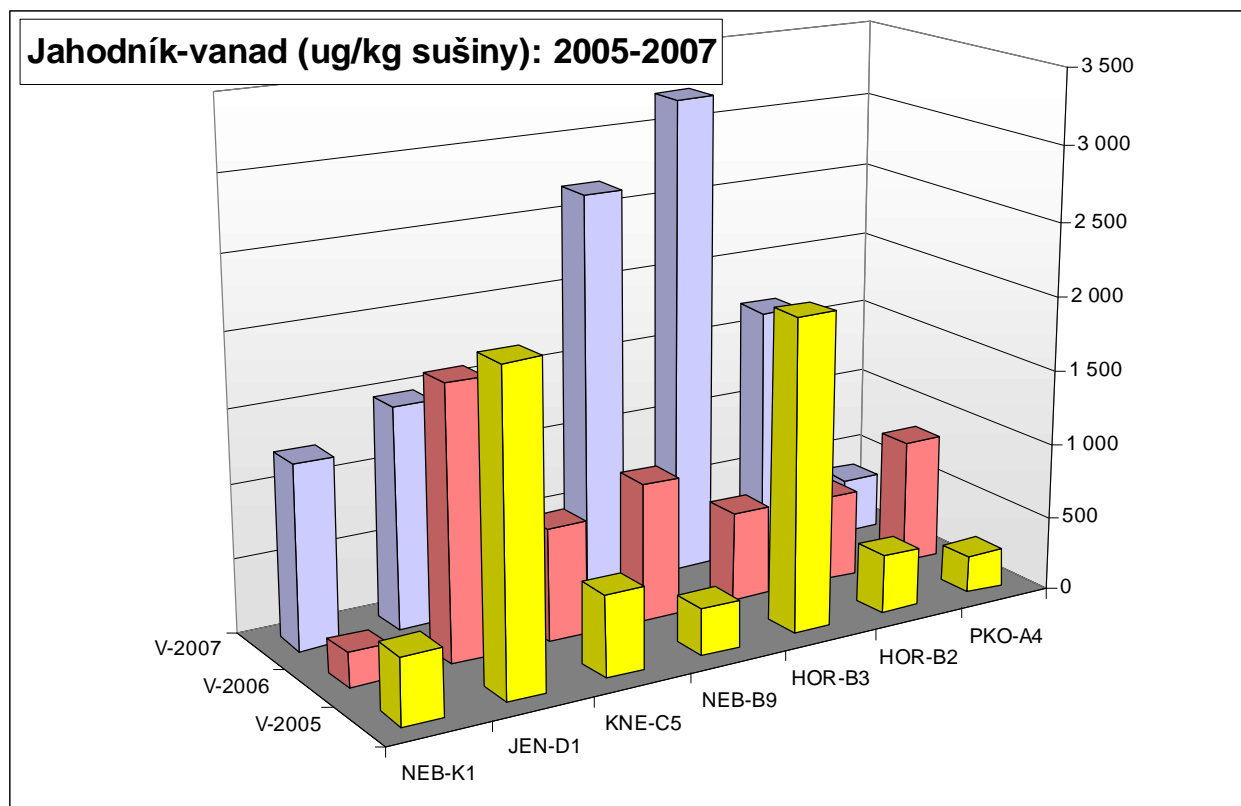


**Obrázek 18** Obsahy chromu v TTP – 2005 až 2007



Obrázek 19 Obsahy stopových prvků v TTP v roce 2007

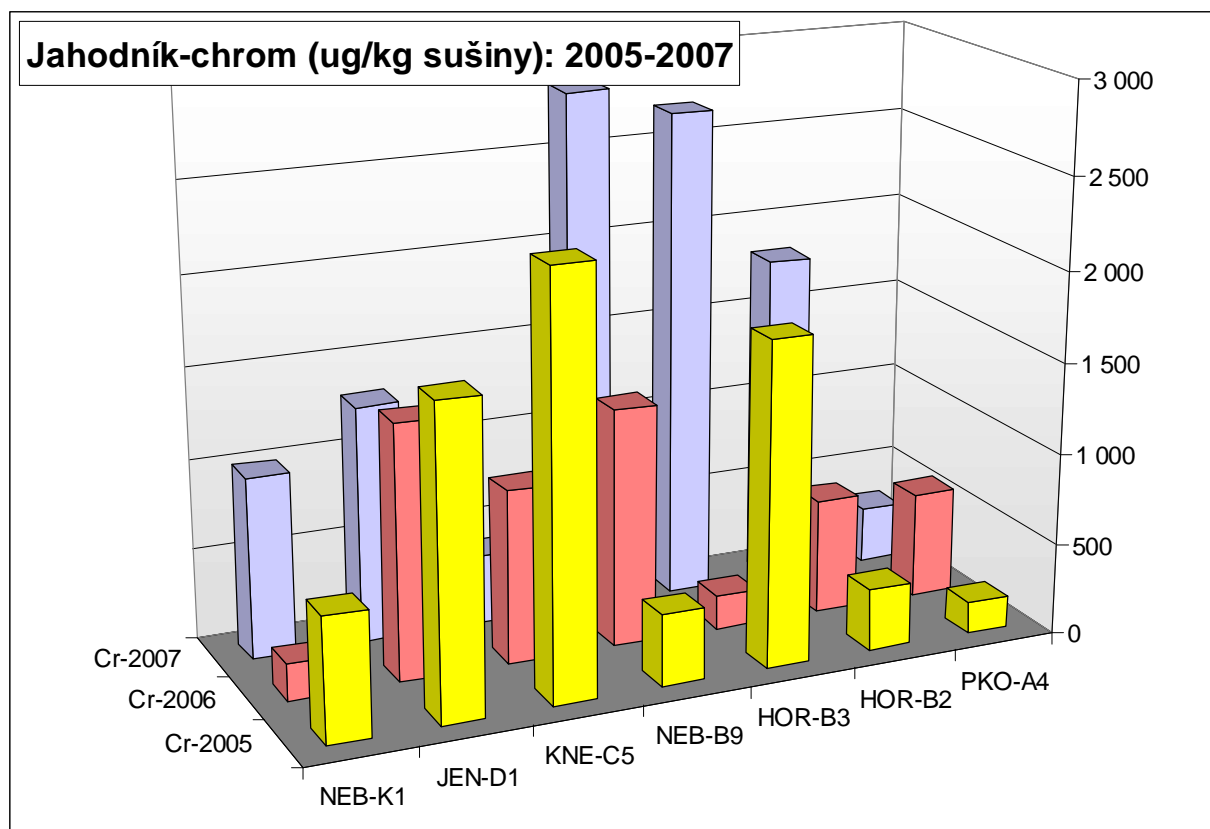
Obsahy vanadu v listech jahodníku jsou proměnlivé, mediánová hodnota v období 2005 – 2007 stoupala. Na celkovém vzestupu hodnot se podílely především lokality Nebušice a Horoměřice – viz **Obrázek 20**. Ve stejných lokalitách se projevuje také zvýšená kontaminace chromem, zde však k nárůstu střední hodnoty došlo až v roce 2007 - viz **Obrázek 21 a Tabulka XII**.



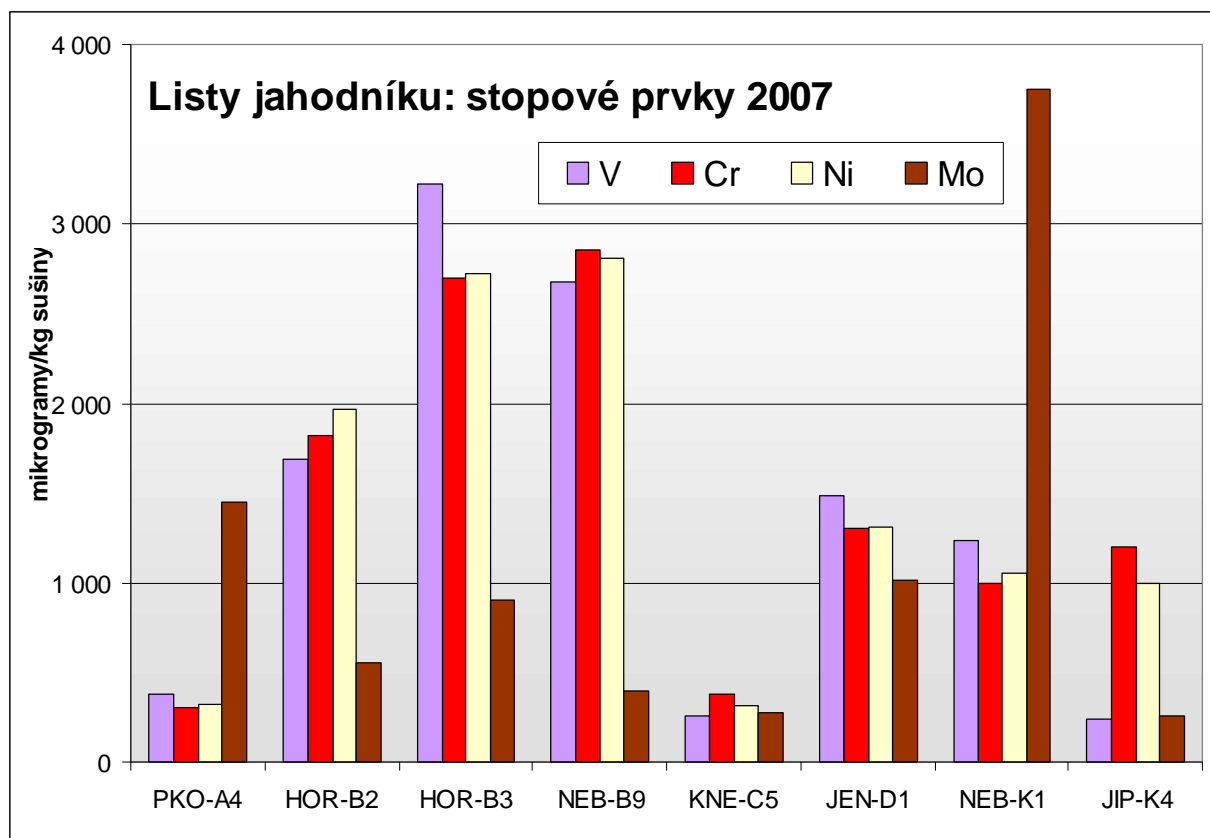
**Obrázek 20** Obsahy vanadu v listech jahodníku v období 2005 – 2007

Poměrné zastoupení jednotlivých stopových prvků v listech jahodníku v sezoně 2007 je dobře patrné z **Obrázku 22**. Pomineme-li velmi proměnlivé koncentrace molybdenu, pak poměrné zastoupení ostatních prvků se příliš nemění.

Zajímavá je zátěž listů jahodníku olovem a rtutí – viz **Obrázek 23**. Nejvyšší koncentrace olova byly opět nalezeny v lokalitách Horoměřice, Nebušice a částečně i Jeneč, zatímco jahodník z Kněževsi a Přední Kopaniny vykazoval nižší koncentrace olova nežli kontrolní vzorek z „čisté“ oblasti východně od Jílového u Prahy. Tento kontrolní vzorek měl také překvapivě nejvyšší obsah rtuti ze všech.

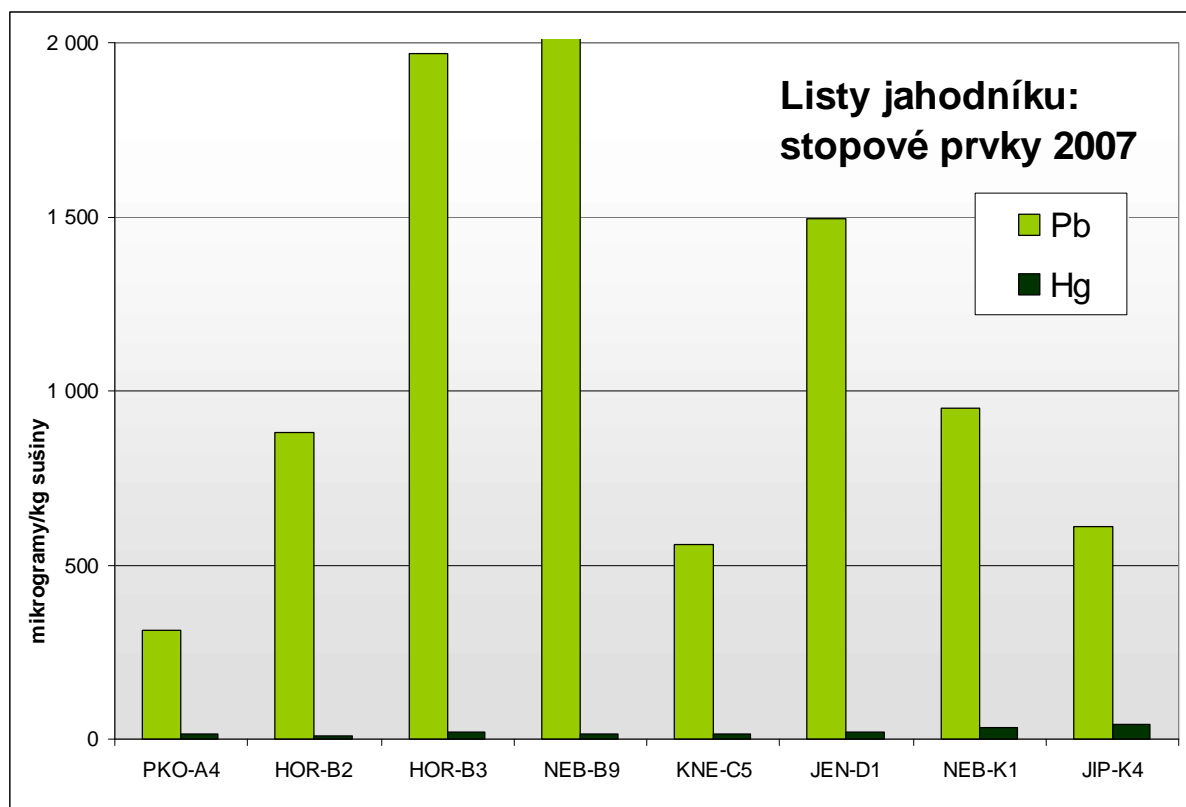


Obrázek 21 Obsahy chromu v listech jahodníku v období 2005 - 2007

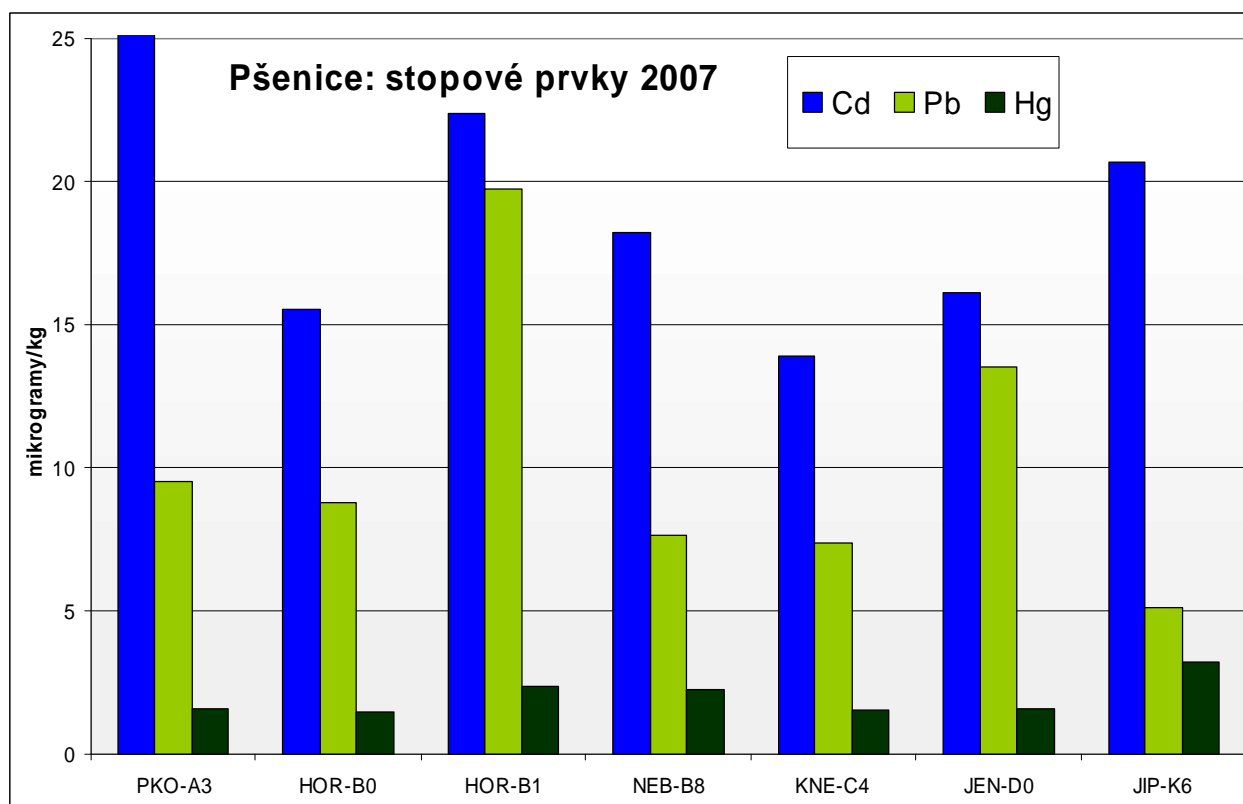


Obrázek 22 Obsahy stopových prvků v listech jahodníku v r. 2007





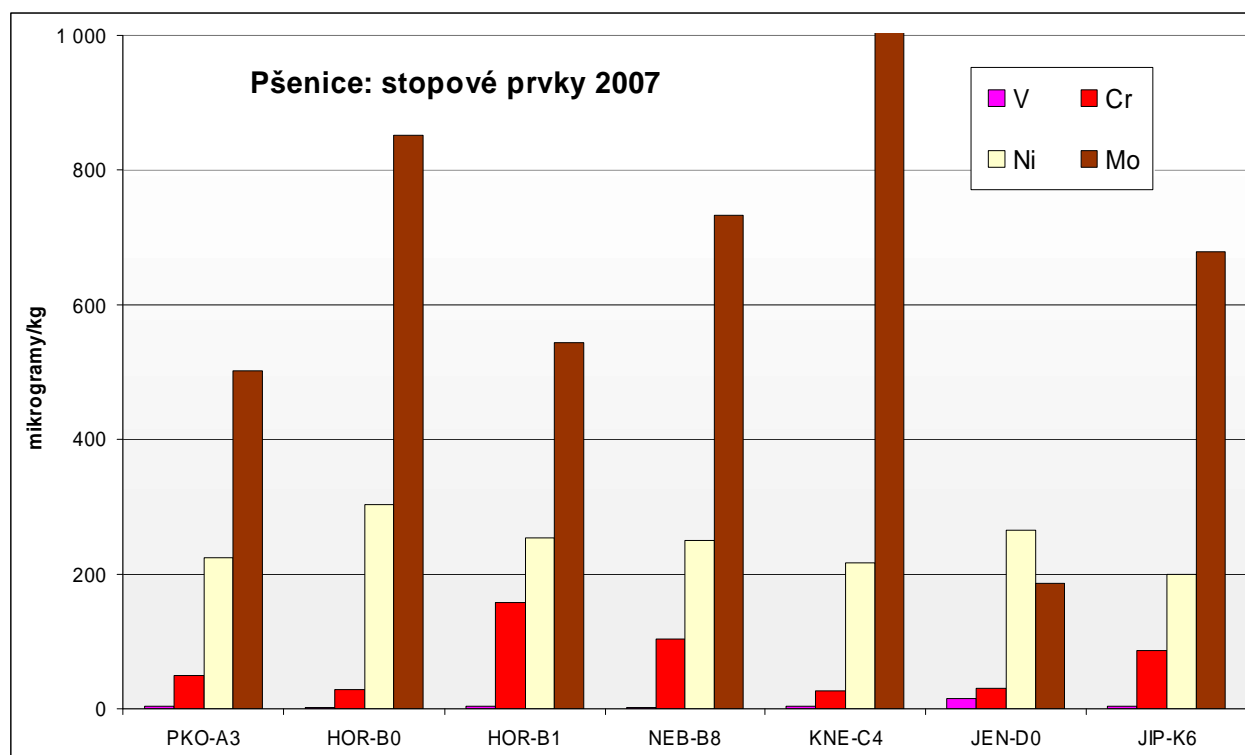
**Obrázek 23** Obsahy olova a rtuti v listech jahodníku v r. 2007



**Obrázek 24** Obsahy olova, kadmia a rtuti v pšenici v r. 2007

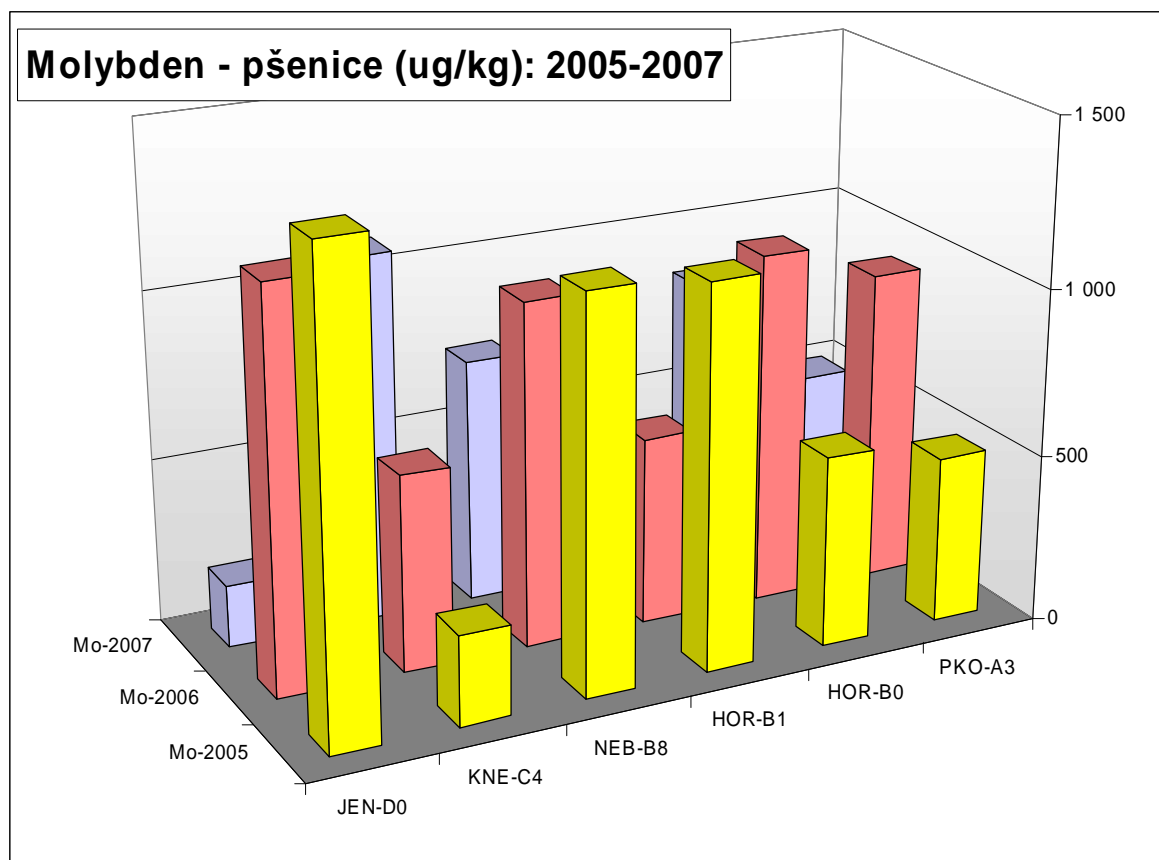
Koncentrace kadmia, olova a rtuti nalézané v pšenici se pohybovaly na poměrně nízké úrovni, kterou lze označit za víceméně „požadovou“, což také vysvětluje, proč se kontrolní vzorek pšenice z oblasti Jílového u Prahy významněji neodlišuje (snad jen nepatrně zvýšeným obsahem rtuti, což bylo ale pozorováno i u jahodníku z nedaleké kontrolní lokality) – viz **Obrázek 24**.

V pšenici byl většinou dominantním kovem (z vybraných čtyř) molybden, koncentrace vanadu byly naproti tomu velmi nízké (kromě Jenče) – viz **Obrázek 25**. Zvýšené obsahy vanadu se ostatně projevují v Jenči také v travním porostu – viz **Obrázek 19**.



**Obrázek 25** Obsahy vanadu, chromu, niklu a molybdenu v pšenici v r. 2007

Porovnání koncentrací molybdenu v pšenici v jednotlivých sezonách 2005 – 2007 je na **Obrázku 26**. Je zřejmé, že zátěž pšenice molybdenem se v jednotlivých lokalitách v závislosti na sezoně často výrazně mění a není tedy vázána na určitou lokalitu trvale exponovanou imisím tohoto prvku.



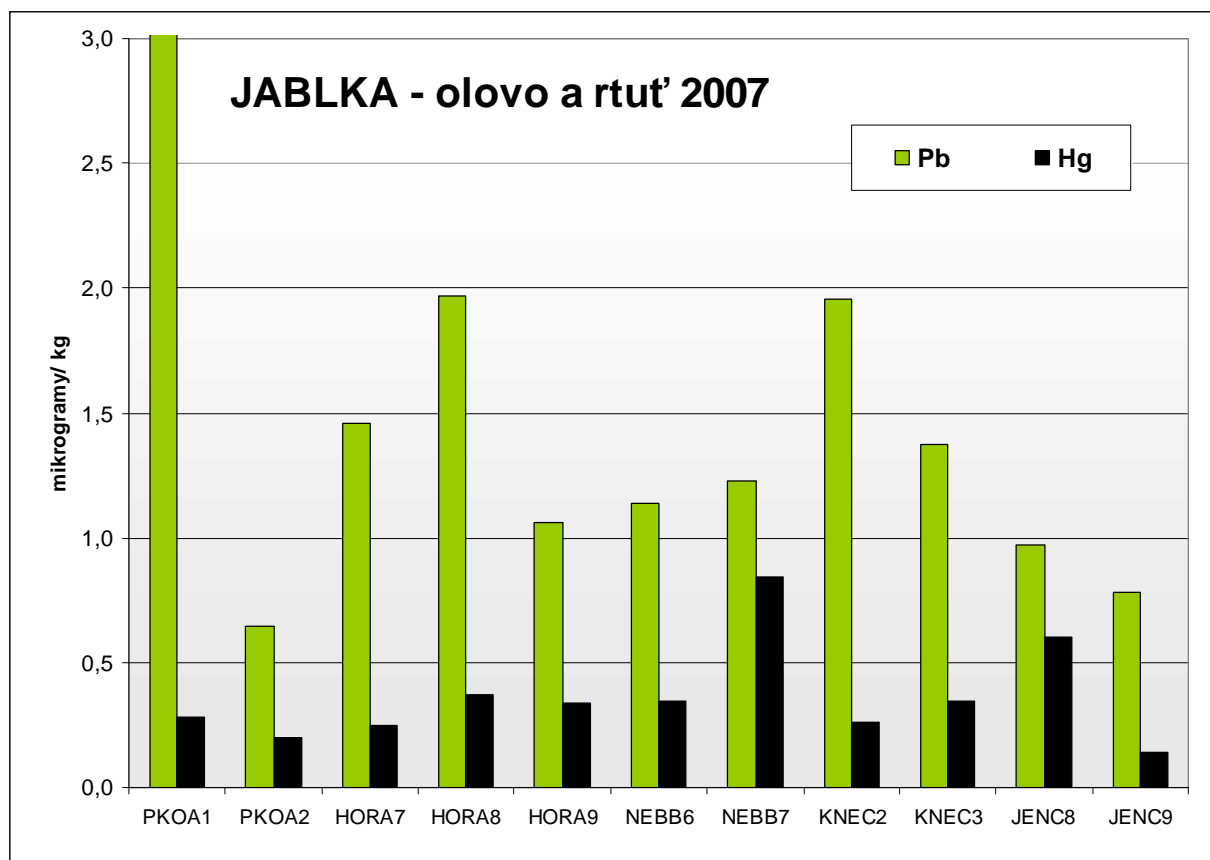
**Obrázek 26** Obsahy molybdenu v pšenici v letech 2005 - 2007

Jablka tvoří v našich podmínkách významnou součást diety a jsou z větší části konzumována přímo, bez jakékoli úpravy, která by obsah škodlivin snižovala (kromě omytí povrchu). Jejich případná chemická kontaminace pocházející ze znečištěného životního prostředí je proto zvláště kriticky hodnocena.

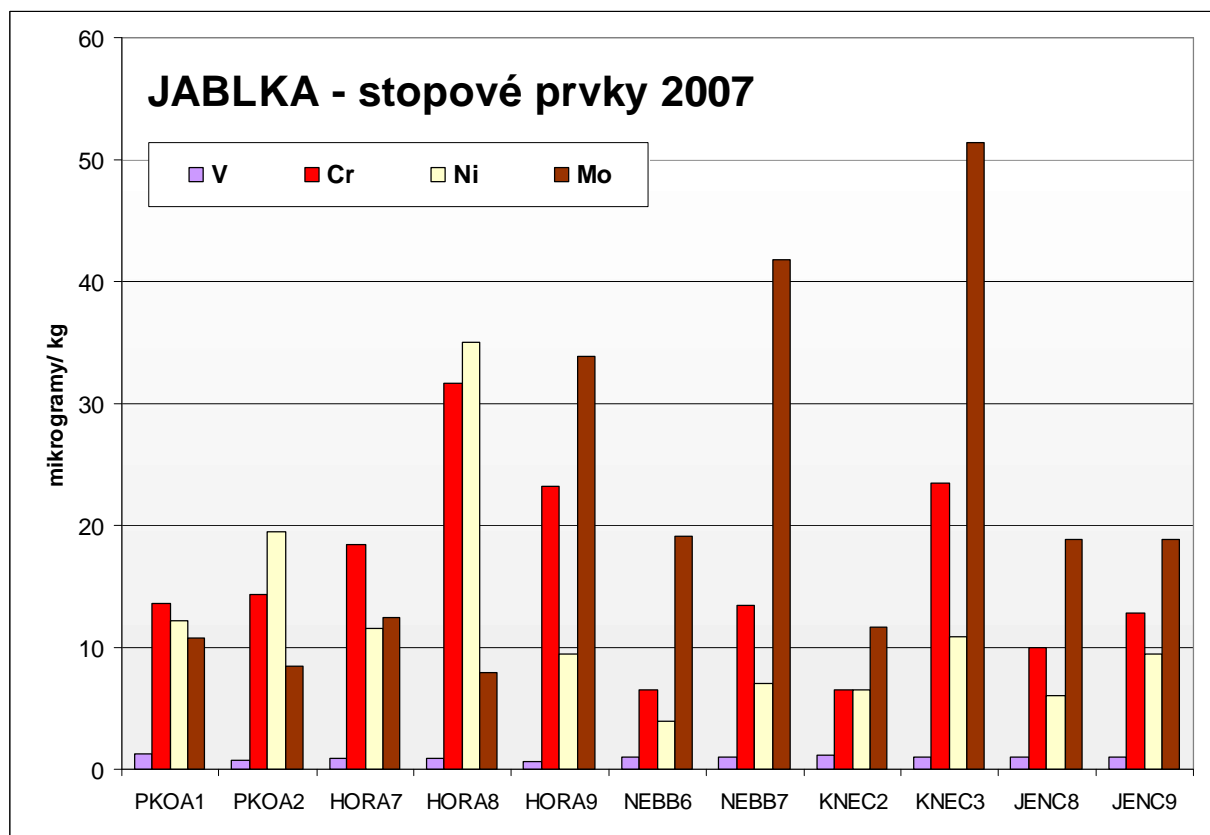
Koncentrace vanadu, chromu, niklu a molybdenu v jablkách se pohybují jen mírně nad mezí stanovitelnosti analytické metody a rozdíly v nalezených koncentracích nelze většinou považovat za významné. Mírně vyšší jsou hodnoty chromu a niklu u jablek ze sadu v Horoměřicích a z Nebušic.

Nařízení č.1881/2006/ES uvádí maximální koncentrace olova v ovoci 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  a kadmia 50  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Ve skutečnosti žádný z nálezů nepřekročil hodnotu 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  pro olovo (medián 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) a koncentrace kadmia byly pod mezí stanovitelnosti (méně než 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ). U jablek s relativně malým povrchem v poměru k hmotnosti plodu není ale dosažení maximálních povolených koncentrací za normálních okolností ani reálné. Nálezy olova a rtuti v jednotlivých lokalitách jsou zřejmé z **Obrázku 27**. Nepatrně vyšší jsou nálezy rtuti v jablkách z lokalit NEB B7 a JEN C8.

Obsahy vanadu, chromu, niklu a molybdenu v jablkách uvádí **Obrázek 28**. Zde opět zaujmou velice variabilní hladiny molybdenu, jehož koncentrace se výrazně liší i mezi lokalitami vzdálenými jen cca 100 – 150 m (např. HOR A8 a HOR A9 nebo NEB B6 a NEB B7). Koncentrace vanadu jsou ve všech vzorcích prakticky stejně nízké, obsahy chromu jsou nepatrně zvýšené jen v Horoměřicích a KNE C3 a koncentrace niklu se kromě jediné lokality v Horoměřicích drží pod 20  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Meziroční porovnání výsledků nenaznačuje v případě jablek žádné jednoznačné časové trendy viz **Tabulka X**.



Obrázek 27 Obsahy olova a rtuti v jablkách: rok 2007



Obrázek 27 Obsahy vanadu, chromu, niklu a molybdenu v jablkách: rok 2007

### 3. Zbytky paliva a těkavé aromatické uhlovodíky

#### 3.1 Přehled problematiky

Tato část monitoringu se zabývá sledováním těkavých kontaminujících látek ve všech monitorovaných typech rostlinných materiálů. K tomuto účelu byla v roce 2007 použita metoda mikroextrakce na tuhou fázi (SPME, Solid-phase Microextraction) ve spojení s dvourozměrnou plynovou chromatografií (GCxGC) a hmotnostně spektrometrickou detekcí (detektor TOF-MS). Vyšetření vzorků bylo zaměřeno na sledování případných zbytků nespáleného paliva používaném pro tryskové motory (Jet A) a dále na těkavé aromatické uhlovodíky (BTEX).

#### Charakteristika cílových analytů:

S ohledem na environmentální a toxikologické aspekty se převážně monitorují zejména těkavé aromatické uhlovodíky, konkrétně skupina látek značených BTEX, benzen, toluen, ethylbenzen a isomery xylenů (p-, m- a o-). Rozhodujícím zdrojem atmosferických emisí aromatických uhlovodíků – zejména benzenu a jeho derivátů jsou především výfukové plyny motorových vozidel. Emise z mobilních zdrojů představuje přibližně 85 % celkových emisí aromatických uhlovodíků.

Letecké palivo (kerosen) patří mezi ropné produkty, které se získávají rafinací surové ropy. Tyto produkty obsahují celou řadu látek, mnohé z nich jsou toxické, například aromatické uhlovodíky (benzen a alkylované benzeny) a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU). Letecké palivo patří mezi střední frakci, kterou tvoří především směs C9 -C15 uhlovodíků. Tato frakce obsahuje aromatické uhlovodíky jako je skupina BTEX. Benzen patří mezi látky karcinogenní pro živočichy. Dlouhodobá expozice benzenu má negativní vliv na krevetvorbu. Může vést ke snížení počtu červených krvinek vedoucí až k anémii či leukemii. Chronická expozice vyvolává také poškození jater, ledvin a bílých krvinek.

Protože složení leteckého paliva (a případných dalších ropných produktů) je velmi komplexní, je zapotřebí při výběru analytické metody vzít v úvahu následující požadavky:

(1) metoda musí být aplikovatelná na různé druhy matric (vzduch, voda, půda, tráva, plodiny..), (2) s ohledem na možné ztráty cílových analytů je preferována možnost využití „přímé“ metody bez komplikovaných způsobů izolace analytů, (3) zpracovaný vzorek k plynově-chromatografické analýze musí být relativně prostý netěkavých podílů (nebezpečí zhoršení parametrů chromatografického systému). SPME technika nabízí elegantní řešení a splňuje požadavky pro daný typ analýz.

SPME metoda představuje rychlý, citlivý a snadno automatizovatelný přístup, který zjednodušuje analýzy těkavých a méně těkavých, polárních a nepolárních látek v různých typech matric. Minimalizuje manipulaci se vzorkem, eliminuje používání organických rozpouštědel (snižuje náklady a je šetrná k životnímu prostředí) a je možné dosáhnout velice nízkých detekčních limitů, řádově ng/kg.

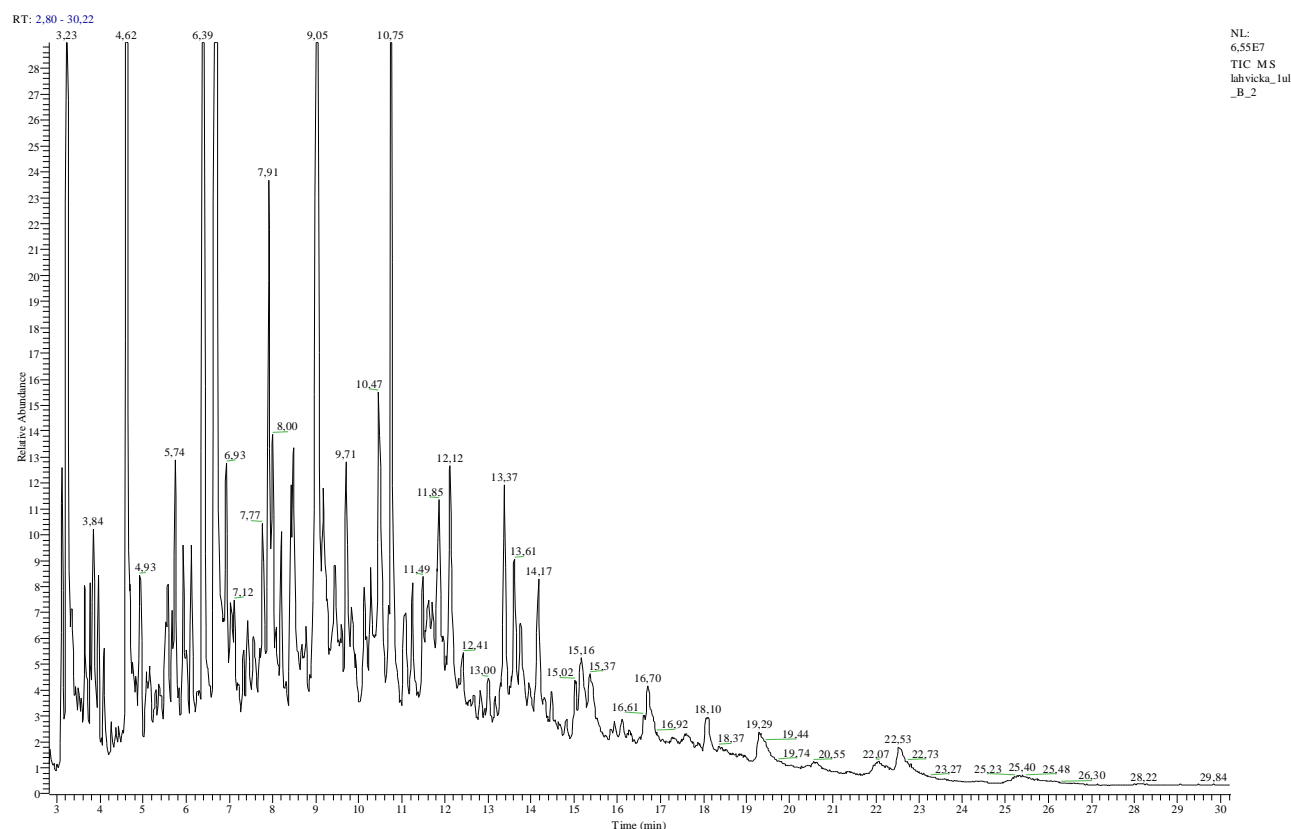
Podstatou SPME techniky je sorpce těkavých látek na křemenné vlákno potažené vhodnou stacionární fází. Při extrakci analytů je toto vlákno umístěno nad vzorek (head-space SPME) nebo vnořeno přímo do vzorku (přímá SPME).

V této práci použitá konkrétní metoda je založena na ustanovení rovnováhy mezi množstvím analytu ve vzorku, na vláknech a v head-space prostoru nad vláknem. Po ukončení sorpce je vlákno zavedeno do vyhřívaného injektoru plynového chromatografu, kde jsou analyty tepelně desorbovány a nanášeny na kolonu. Druhou alternativou je použití adaptéru SPME-HPLC, při níž jsou analyty eluovány rozpouštědlem a nanášeny na HPLC kolonu. Rovnovážný stav SPME techniky závisí na mnoha faktorech, m.j. na koncentraci analytu ve vzorku a na typu a tloušťce polymeru, který pokrývá vlákno..

Naše práce se zde dále zabývá stanovením těkavých kontaminujících látek v různých typech rostlinných materiálů metodou SPME ve spojení s plynovou chromatografií (GC) a spektrometrickou detekcí (MS).

Srovnávací analýzy vycházejí ze skutečnosti, že každý rostlinný vzorek uvolňuje charakteristické spektrum přirozených těkavých složek. Při vyšetření par (emisí) odebraných z prostoru nad nimi metodou HS-SPME-GC/MS získáme chromatografický profil charakteristický pro analyzovaný druh vzorku (tj. soubor signálů-píků o různých retenčních časech a intenzitách). Každý vzorek můžeme tak charakterizovat jeho vlastním (přirozeným) profilem. Při vyšetření vzorků zmíněnou metodou se pak kontaminace vzorků jinými látkami projeví změnou profilu oproti „referentnímu“, nekontaminovanému vzorku.

Typický chromatogram získaný analýzou kerosenu (SPME-GC/MS) znázorňuje **Obrázek 28**.



**Obrázek 28:** Ukázka typického chromatografického profilu kerosenu (Jet A) získaného pomocí techniky SPME-GC/MS.



## Provedení analýz

Stanovení množství těkavých látek BTEX v dodaných vzorcích bylo realizováno pomocí techniky mikroextrakce na tuhou fázi (SPME) v "head-space" prostoru. Pro sorpci těkavých analytů z plynné fáze nad vzorkem bylo použito vlákno se stacionární fází polydimethylsiloxan /karboxen/ divinylbenzen (PDMS/CX/DVB). Sledované látky (analyty) byly poté z vlákna tepelně desorbovány v nástřikovém prostoru plynového chromatografu.

Jako instrumentální koncovka byla využita orthogonální dvoudimenzionální plynová chromatografie (GC x GC) s hmotnostně spektrometrickou detekcí (TOF-MS):

- § plynový chromatograf Agilent HP 6890 vybavený elektronickou kontrolou tlaku (EPC), split/splitless injektorem, modulačním zařízením a sekundární pecí,
- § hmotnostní detektor LECO Pegasus III, LECO Corp., (USA)
- § automatický nástřikový systém MPS 2, Gerstel (Německo)
- § kapilární křemenná kolona pro plynovou chromatografii s chemicky vázanou fází (v primární peci): Equity-5 60 m × 0,25 mm × 1 μm; Supelco (USA)
- § kapilární křemenná kolona pro plynovou chromatografii s chemicky vázanou fází (v sekundární peci): Supelcowax 2,5 m × 0,1 mm × 0,1 μm; Supelco (USA)

Identifikace látek je prováděna na základě porovnání spektra vzorku se spektrem v knihovně spekter po vyhodnocení primárních dat specializovaným softwarem ChromeTOF (LECO Corp., USA).

Obsahy analytů se kvantifikují metodou vnějšího standardu, tj. interpolací z kalibračních křivek sestavených pro jednotlivé analyty. „Necílový screening“ markerů paliva je založen na stejné analytické koncovce (GC x GC/TOF-MS). Zde je ale plně využit potenciál této instrumentální techniky, který umožňuje sběr plných hmotnostních spekter a tzv. spektrální dekonvoluci, tedy samostatnou identifikaci píků v koeluci. Výsledkem je pak detekce i těch sloučenin, které nebyly ve vzorcích cíleně hledány.

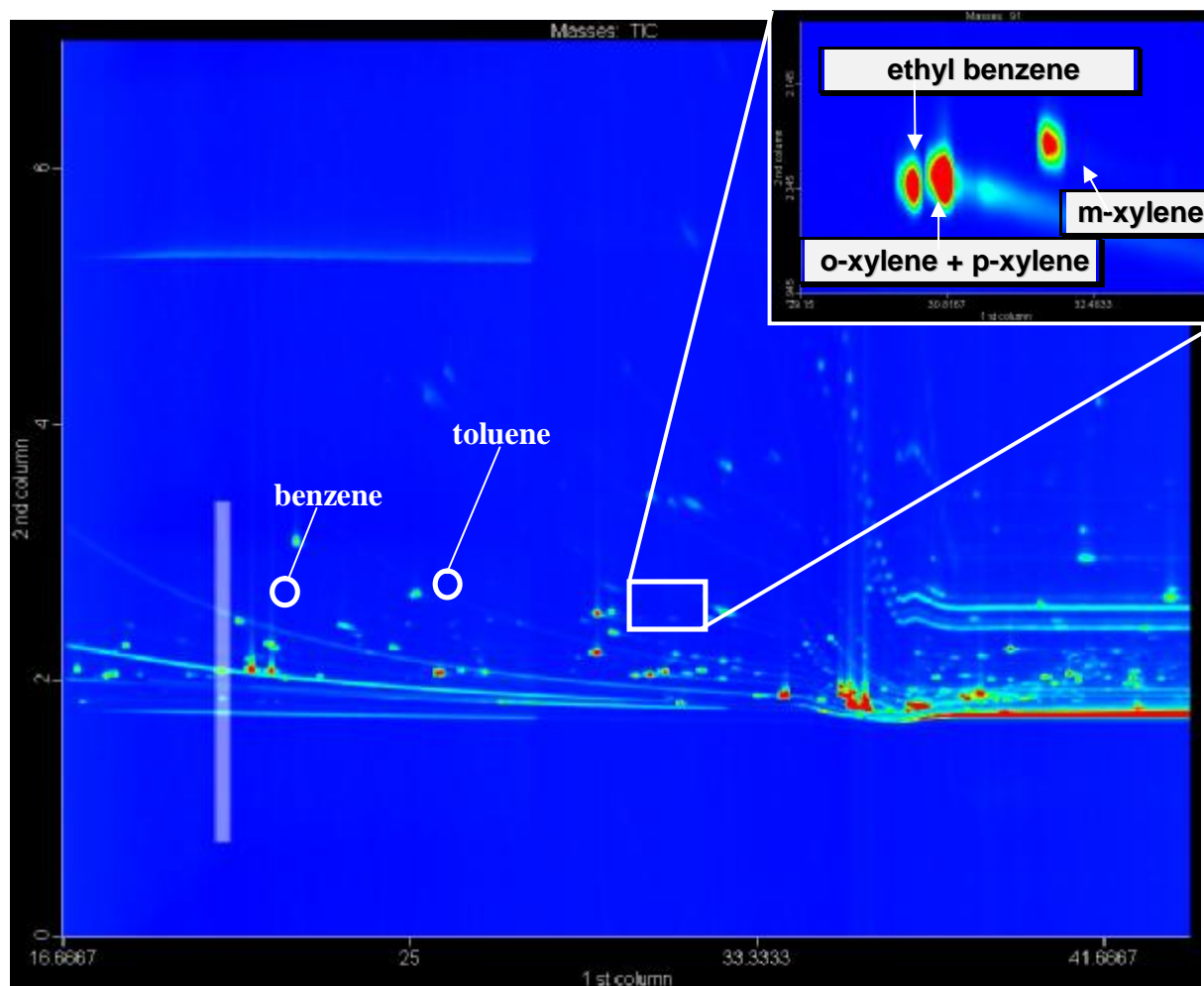
Touto metodou byly analyzovány všechny odebrané vzorky na obsah reziduí leteckého paliva a dále na obsah směsi těkavých aromatických uhlovodíků souhrnně nazývaných BTEX. Všechny vzorky byly analyzovány dvakrát.

## Výsledky analýz

### A. Výsledky stanovení skupiny látek BTEX.

Typický příklad chromatografického výstupu z analýzy látek BTEX metodou GC x GC/TOF-MS je na **Obrázku 29**. Je zřejmé, že cílové sloučeniny jsou velmi dobře separované navzájem i od ostatních interferujících složek matrice. Pro ilustraci potenciálu použité techniky je na tomto obrázku použit reálný vzorek trávy, do kterého bylo přidáno přesné množství BTEX (spike).

V areálu Letiště Praha byly celkové obsahy látek BTEX nadprůměrné pouze ve dvou odběrních bodech (D5 a D6) z pěti. Koncentrace nižší než by se dalo čekat u zjevně exponované trávy lze vysvětlit výbornými rozptylovými podmínkami na letištní ploše a skutečností, že tyto těkavé látky se v travním porostu nekumulují. V teplém počasí dochází k odparu z plochy listů a ustaví se tak zřejmě rovnováha odpovídající aktuální (krátkodobé) expozici z ovzduší a rychlosti odpařování.

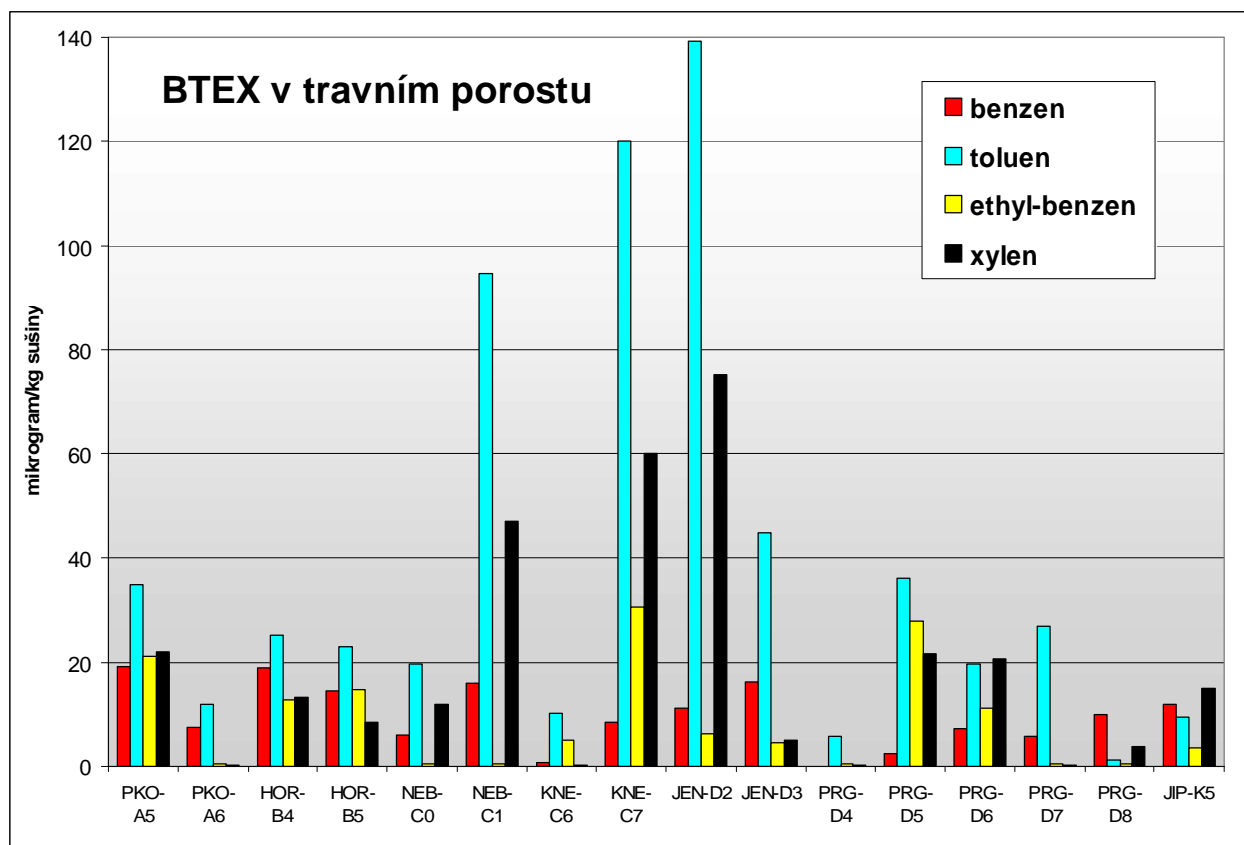


**Obrázek 29.** Záznam SPME - GC x GC/TOF-MS analýzy vzorku trávy (NEB-B8) s přidavkem látek BTEX (20 µg/kg)

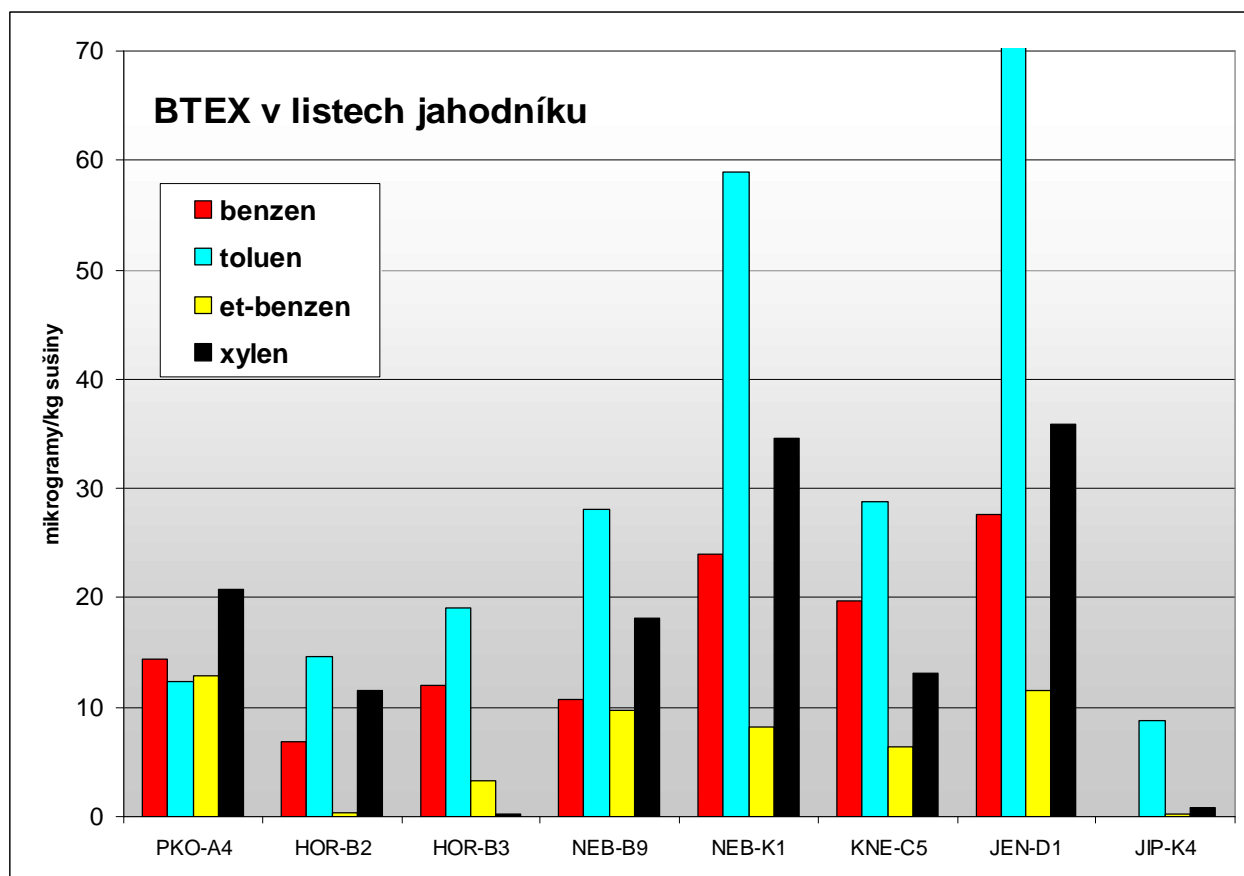
Je zajímavé, že nejvyšší sumární koncentrace těchto látek byly zjišťovány v oblasti Kněževsi, Jenče a v jednom případě i Nebušic. V těchto lokalitách je typický relativně vysoký podíl toluenu a xylenu – viz **Obrázek 30**.

Ve výše zmíněné oblasti Kněževsi, Jenče a Nebušic byly zvýšené koncentrace toluenu nalezeny nejen v travním porostu ale i v listech jahodníku – viz **Obrázek 31**. Relativní zastoupení jednotlivých sloučenin ve směsi a celková úroveň kontaminace jsou často v blízkých či stejných lokalitách velmi podobné – viz např. jahodník JEN-D1 a travní porost JEN-D2 nebo jahodník NEB-K1 a travní porost NEB-C1.

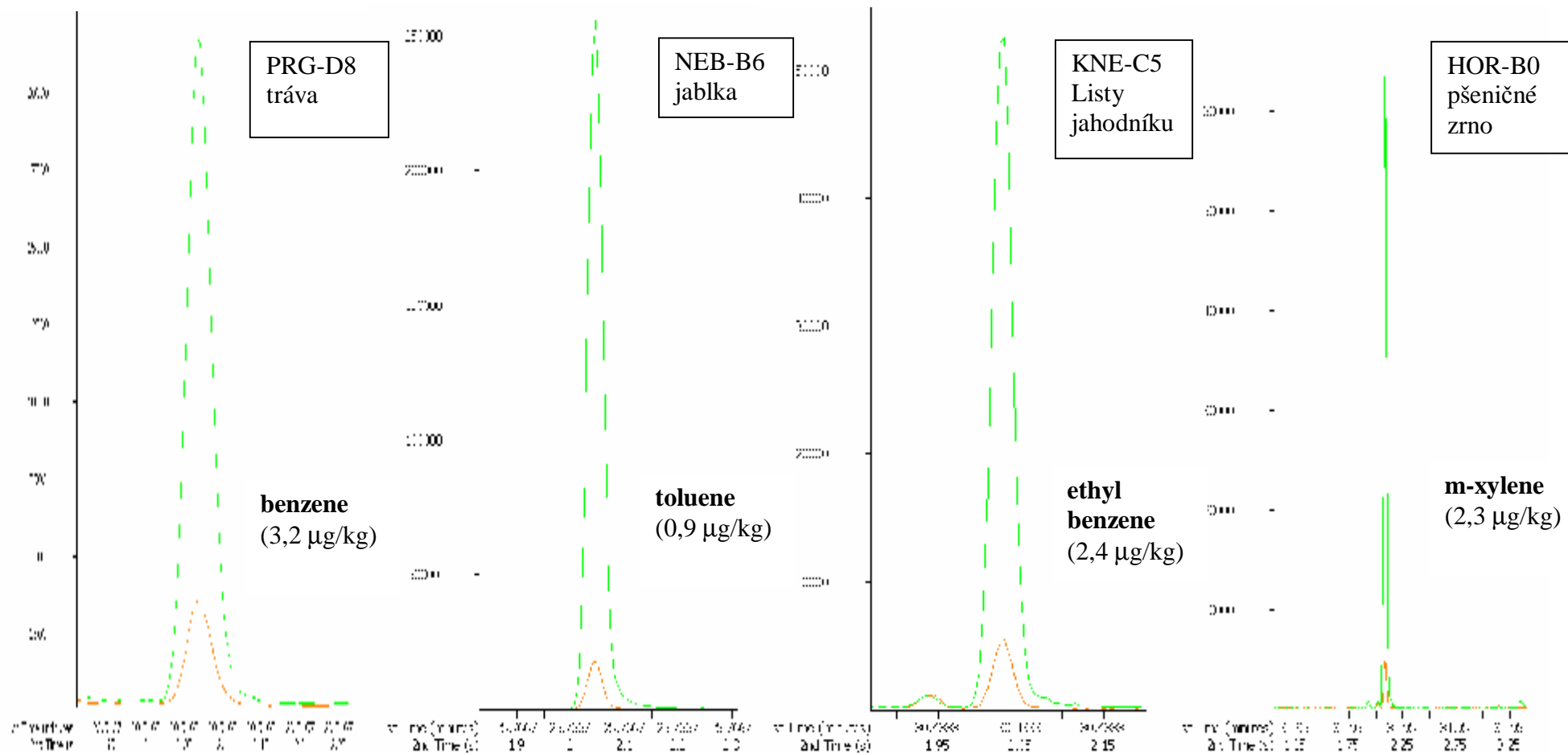
Citlivost použité metody je zřejmá z **Obrázku 32**, kde jsou „přirozené“ nálezy látek BTEX ve vybraných vzorcích porovnány s „umělým“ přidavkem známého množství (20 µg/kg).



Obrázek 30. Koncentrace látek BTEX ve vzorcích trvalého travního porostu (2007)



Obrázek 31. Koncentrace látek BTEX ve vzorcích listů jahodníku (2007)



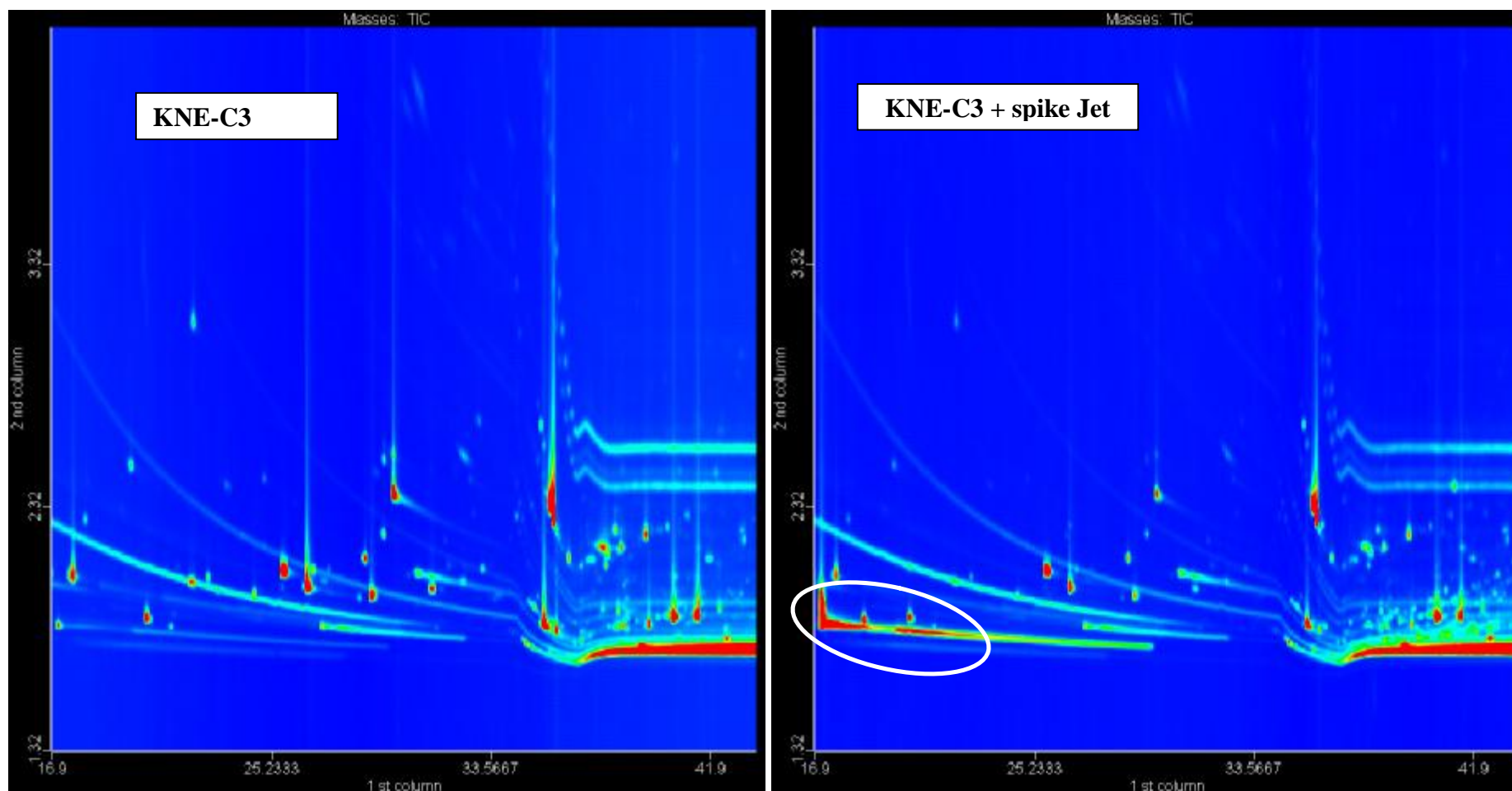
**Obrázek 32.** Srovnání obsahu cílových analytů v matrici (oranžová linka) a matrici se spikem BTEX (zelená linka, 20 µg/kg).

## **B. Výsledky detekce stop leteckého paliva na plodinách na základě porovnání chromatografických profilů.**

Všechny vzorky byly analyzovány nejméně dvakrát a každý vzorek byl pak porovnán se vzorkem, do něhož bylo přidáno přesné množství paliva Jet A. Takto uměle kontaminované vzorky simulují situaci, kdy dojde ke znečištění plodiny leteckým palivem. Typický příklad porovnání chromatografických získaných metodou GC x GC/TOF-MS je na **Obrázku 33**. Je zde vyznačena oblast charakteristická pro příslušné ropné produkty.

Porovnáním chromatografických profilů nebyly stopy původního leteckého paliva Jet A v žádném ze vzorků prokázány.

Tento závěr je stejný jako v předchozích letech, kdy byla k detekci paliva použita odlišná analytická koncovka (GC/MS-ITD). Metoda GC x GC/TOF-MS má však daleko větší identifikační potenciál pro identifikaci případných markerů znečištění.



**Obrázek 33.** Srovnání chromatografických profilů z SPME - GC x GC/TOF-MS analýzy vzorku jablek KNE-C3 a jeho „spiku“ palivem JET A (1 mg/kg).

#### IV. Závěry studie 2005 – 2007

1. Ve vzorcích pšenice, jablek, listí jahodníku a trvalého travního porostu, odebraných v pěti obcích v blízkosti mezinárodního letiště Ruzyně, byly stanoveny organické kontaminanty vybrané jako indikátory zátěže ovoce, plodin a krmiv provozem letiště. Jednalo se o dvanáct polycyklických aromatických uhlovodíků - PAU (doporučených dle EPA), dále o těkavé aromatické uhlovodíky (BTEX), stopy po leteckém palivu a dále o devět stopových prvků (těžkých kovů). Body odběru vzorků v obcích byly vybrány s ohledem na nejpoužívanější trasy leteckého provozu a travní porost byl odebírán rovněž v blízkosti vzletových a pojezdových drah v areálu letiště Ruzyně.
2. V monitorované oblasti jsou na plodinách (jablka, pšenice) trvale nalézány obsahy PAU jen mírně nad průměrnými hodnotami zjišťovanými v minulosti jako víceméně „běžné“ na celém území ČR v rámci monitoringu životního prostředí [2, 3]. V žádném ze sledovaných vzorků, včetně travního porostu, nedošlo k významnému překročení hladin PAU, které jsou obvyklé v městské oblasti silně zatížené dopravou, případně dalšími lokálními emisními zdroji.
3. Z výsledků nelze jednoznačně identifikovat zdroj znečištění. Pravděpodobně v dané oblasti dochází k překryvu různých emisních zdrojů, jako je např. provoz motorových vozidel, domácí topeniště a jiné spalovací procesy. Samotný vliv emisí z leteckých motorů nelze oddělit od vlivu intenzivní automobilové dopravy v monitorované oblasti, přičemž ta je ale ze značné části spojena právě s pozemním provozem letiště Praha.
4. Zátěž plodin běžně sledovanými prvky - kadmíem, olovem, rtuť, niklem, mědí a zinkem - se v jednotlivých lokalitách v blízkosti letiště významně odlišuje, zdroje kontaminace však nelze identifikovat a velmi pravděpodobně je nelze připsat samotnému leteckému provozu. Hladiny těchto těžkých kovů jsou porovnatelné s těmi, které byly zjišťovány v monitoringu potravních řetězců v různých lokalitách ČR [2, 3]. Poměrně vysoké se zdají v některých lokalitách koncentrace chromu, molybdenu a vanadu, pro které však z předchozích studií neexistuje dostatek dat z ČR a přímé porovnání tedy nemohlo být provedeno.
5. Realizovaná vyšetření prozatím přímo neprokázala v letech 2005 až 2007 na vzorkovaných plodinách žádné stopy po nespáleném palivu používaném pro tryskové motory (Jet A). Z toho lze odvodit, že v období odběru vzorků nedošlo k žádnému významnějšímu úniku leteckého paliva (úmyslnému nebo neúmyslnému). V roce 2007 byla pro tento účel nově implementována špičková technika GCxGC/TOF-MS s vyšší separační a identifikační schopností.
6. Byla vyvinuta nová kvantitativní metoda stanovení těkavých aromátů - benzenu, ethylbenzenu, toluenu a xylen (BTEX) ve vzorcích vegetace. Ta byla optimalizována a validována. Ve všech rostlinných bioindikátorech, zejména s větším povrchem (jako je travní porost) byly BTEX nalezeny a kvantifikovány. Tyto uhlovodíky jsou běžně přítomny v ovzduší zatíženém intenzivní dopravou a/nebo průmyslovými emisemi. Na rozdíl od ovzduší, nejsou ale BTEX v plodinách zpravidla sledovány a proto srovnání s jinými studiemi chybí.
7. Data získaná v sezonách 2005 až 2007 konsistentně vypovídají o průměrné úrovni a značném kolísání kontaminace ovoce, plodin a objemných krmiv v monitorované oblasti v období 3 letních sezon. Neprokázala se ale zatím žádná souvislost mezi obsahem sledovaných látek v plodinách a vzdáleností lokality od letiště, resp. osy přiblížení. Výsledky nepochybně reflektují jen krátkodobé vlivy panující v období odběru, které jsou dané například meteorologickými podmínkami, orografií, režimem provozu letiště ale i zdroji



znečištění v jednotlivých obcích (silný provoz nákladní dopravy, stavebních strojů a rovněž zvýšená prašnost).

8. Velké mezisezonní rozdíly a silné kolísání koncentrací škodlivin ztěžuje rozpoznání rozdílů a časových trendů.

## V. Použité literární zdroje

- [1] Nisbet I.C.T., LaGoy P.K. (1992) Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAUs). Regul.Toxicol.Pharmacol.16:290-300.
- [2] Volka K.: Hodnocení stavu životního prostředí – monitoring cizorodých látek potravních řetězců v letech 1995 – 2000, VŠCHT Praha, ISBN 80-7080-506-4, (2002).
- [3] Volka K.: Vliv chemického znečištění životního prostředí na kontaminaci a kvalitu biotických složek ekosystémů, VŠCHT Praha, (2003).
- [4] NAŘÍZENÍ KOMISE (ES) č. 1881/2006 ze dne 19. prosince 2006, kterým se stanoví maximální limity některých kontaminujících látek v potravinách

## VI. Seznam zkratek

|                   |   |
|-------------------|---|
| Ace               | acenaphthen   |
| Acy               | acenaphthylen   |
| Ant               | anthracen   |
| B[a]A             | benz[a]anthracen  |
| B[a]P             | benzo[a]pyren   |
| B[b]F             | benzo[b]fluoranthen   |
| B[ghi]P           | benzo[ghi]perylen   |
| B[k]F             | benzo[k]fluoranthen   |
| BTEX              | benzen, toluen, ethylbenzen, xylen  |
| DB[ah]A           | dibenz[a,h]anthracen  |
| Flt               | fluoranthen   |
| Flu               | fluoren   |
| Chr               | chrysen   |
| I[1,2,3-cd]P      | indeno[1,2,3-cd]pyren   |
| Naph              | naphthalen  |
| Phe               | phenanthren   |
| Pyr               | pyren   |
| $\phi$            | obsah organického materiálu v částicích   |
| $\rho$            | hustota pevné fáze  |
| BCF               | bioconcentration factor; biokoncentrační faktor   |
| ČIA               | Český institut pro akreditaci   |
| ČR                | Česká republika   |
| FLD               | fluorescence/fluorimetric detector; fluorescenční/fluorimetrický detektor   |
| GPC               | gel permeation chromatography; gelová permeační chromatografie  |
| HS (Head – space) | separační analytická technika, kdy se analyty uvolněné ze vzorku do parní fáze nad ním vhodným způsobem izolují pro další analýzu |
| HPLC              | high performance liquid chromatography; vysokoúčinná kapalinová chromatografie  |
| $K_{AW}$          | rozdělovací koeficient vzduch/voda  |
| $K_{OA}$          | rozdělovací koeficient <i>n</i> -oktanol/vzduch   |
| $K_{OC}$          | rozdělovací koeficient organický podíl/voda   |
| $K_{OW}$          | rozdělovací koeficient <i>n</i> -oktanol/voda   |
| $K_{SA}$          | rozdělovací koeficient půda/vzduch  |
| $K_{SW}$          | rozdělovací koeficient sediment/voda a půda/voda  |
| L                 | podíl lipidické frakce na povrchu listů   |
| RSD (%)           | relativní směrodatná odchylka charakterizující rozptyl (chybu) výsledků   |
| RWY               | vzletová a přistávací dráha   |
| SPME              | extrakce na tuhé vlákno   |
| TWY               | pojezdová dráha   |
| US EPA            | United States Environmental Protection Agency - Agentura pro ochranu životního prostředí, USA)                                    |
| $W_{org}$         | obsah PAU v biotě   |
| $W_x$             | obsah PAU v okolním prostředí   |

**Kódy lokalit / obcí:**

|               |  |
|---------------|--|
| HOR           | Horoměřice                                     |
| JEN           | Jeneč  |
| KNE           | Kněževes                                       |
| LKPR nebo PRG | Prostor letiště Praha-Ruzyně (mezinárodní kód) |
| NEB           | Nebušice                                       |
| PKO           | Přední Kopanina                                |

**Kódy vzorkovaných a analyzovaných materiálů:**

|     |                      |
|-----|----------------------|
| JAB | Jablka               |
| LJA | Listy jahodníku      |
| PSE | Pšenice              |
| TTP | Trvalý travní porost |