

UNIVERSITA KARLOVA V PRAZE
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
Ústav pro životní prostředí

**Index kvality ovzduší jako nástroj pro hodnocení
celkového znečištění ovzduší**

Air quality index – a tool for ambient air quality assessment

Bc. Vojtěch Stráník

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Iva Hůnová, CSc.

Srpen 2013

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány.

Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze

.....

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych poděkoval vedoucí práce, Doc. RNDr. Ivě Hůnové, CSc. za ochotu a čas, který mi věnovala během psaní této diplomové práce a za klid, se kterým snášela mé nestandardní pracovní nasazení, Mgr. Aleně Černíkové, Ph.D. z Přírodovědecké fakulty UK za pomoc při statistickém vyhodnocení dat, Mgr. Martinu Golanovi z Matematicko-fyzikální fakulty UK za pomoc při výpočtech, Bc. Daniele Machové a Bc. Radku Šmídovi za podporu v průběhu studia.

Obsah

Abstrakt	6
Abstract	7
1 Úvod	8
1.1 Hlavní znečišťující látky a jejich zdroje	9
1.2 Epidemiologické studie	10
1.3 Účinky znečišťujících látek na lidské zdraví	11
1.4 Indexy kvality ovzduší	13
1.4.1 Krátkodobé indexy kvality ovzduší	14
1.4.2 Dlouhodobé indexy kvality ovzduší	17
1.4.3 Využití indexů kvality ovzduší v České republice	18
1.5 Cíle diplomové práce	19
2 Metodika	20
2.1 Vstupní data	20
2.1.1 Sledovaná oblast a období	20
2.1.2 Data o znečištění ovzduší	20
2.1.3 Data o zdravotním stavu populace	21
2.2 Výpočet indexů kvality ovzduší	22
2.2.1 Air Quality Index (AQI)	22
2.2.2 Aggregate Air Quality Index (AAQI)	25
2.2.3 Revised Air Quality Index (RAQI)	27
2.1.4. Common Air Quality Index (CAQI)	29
2.1.5 Pollution index (PI)	30
2.1.6 Chybějící měření CO	32
2.3 Statistické metody	32
2.3.1 Wilcoxonův párový test	32
2.3.2 Korelační analýza	32
2.3.3 Kruskal-Wallisův test	33
2.3.4 Regresní analýza	33
2.4 Použité počítačové programy	34
3 Výsledky	34
3.1. Charakteristika dat	34
3.2 Význam CO	45
3.3 Vztah mezi indexy	45

3.4 Vztah mezi indexy a indikátory zdravotního stavu populace.....	46
3.4.1 Korelační analýza.....	46
3.4.2 Analýza Kruskal-Wallisovým testem	47
3.4.3 Regresní analýza	49
4 Diskuze.....	50
4.1 Konstrukce indexů kvality ovzduší	50
4.2. Význam CO	51
4.3 Rozdíly mezi indexy kvality ovzduší	52
4.4 Vztah indexů kvality ovzduší a indikátorů zdravotního stavu populace	53
4.5 Využití indexů kvality ovzduší pro komunikaci s veřejností	54
5 Závěr.....	56
6 Seznam literatury a zdrojů.....	57

Abstrakt

Znečištění ovzduší má významný negativní vliv na lidské zdraví, k jehož akutním následkům patří v nejhorším případě i smrt. Vyvstává proto nutnost jednoduše a srozumitelně informovat veřejnost o aktuálním stavu ovzduší a jeho možných zdravotních následcích. Jako ideální nástroj se jeví indexy kvality ovzduší, jichž existuje velké množství.

Tato práce se snaží pro případ hl. m. Prahy najít nejvhodnější index kvality ovzduší. Na základě dostupných dat (koncentrace O₃, PM₁₀, NO₂, SO₂ a CO) byly pro porovnání vybrány následující indexy: Air Quality Index, Aggregate Air Quality Index, Revised Air Quality Index, Common Air Quality Index a Pollution Index a také jejich modifikace odrážející evropské standardy v oblasti čistoty ovzduší.

Jako kritérium vhodnosti použití konkrétního indexu byla nejprve zvolena míra, s jakou daný index vysvětluje dopady na zdravotní stav obyvatelstva (celkové denní počty úmrtí, denní počty úmrtí na choroby dýchací soustavy, denní počty úmrtí na choroby oběhové soustavy, denní počty hospitalizací z důvodů chorob dýchací soustavy a denní počty hospitalizací z důvodů chorob oběhové soustavy). Tento vztah byl zkoumán pomocí korelační analýzy, Kruskal-Wallisovým testem a regresní analýzou. Výsledky ukazují, že všechny použité indexy dobře vysvětlují zdravotní dopady.

Druhým kritériem vhodnosti bylo vhodné rozčlenění indexu do kvalitativních kategorií. Zde se ukázalo, že indexy se silně liší v absolutním popisu kvality ovzduší v intencích dobrý-špatný.

Vzhledem k možnostem pražských měřících stanic byl dále zkoumán potenciální vliv neexistujících měření CO na přesnost výpočtu. Při použití Wilcoxonova párového testu na datech z jediné využité měřící stanice (Praha – Libuš), kde je CO monitorován, se rozdíl v hodnotách indexů kvality ovzduší ukázal být nevýznamným.

Klíčová slova: index kvality ovzduší, znečištění ovzduší, vliv na zdraví

Abstract

Air pollution has a great impact on human health, with acute consequences possibly resulting even in death. It is therefore important to inform the public about up-to-date air quality and its impact on health in a simple and easily understandable way. Air quality indices seem to be ideal for this purpose, but there is a large variety of them.

In this master thesis, the air quality index most suitable for the capital city of Prague has been searched for. A comparison of the following indices has been carried out based on available data: of the following indices based on available data (concentration of O₃, PM₁₀, NO₂, SO₂ and CO): Air Quality Index, Aggregate Air Quality Index, Revised Air Quality Index, Common Air Quality Index and Pollution Index and their modifications according to European standards.

As a criterion of aptness of a particular index, a degree of correlation between the index itself and corresponding health problems (daily count of deaths, daily count of deaths caused by diseases of the respiratory system, daily count of deaths caused by diseases of circulatory system, daily count of hospitalization caused by diseases of the respiratory system, daily count of hospitalization caused by diseases of circulatory system) of the local population has been chosen. This relationship was verified with correlation analysis, Kruskal-Wallis test and regression analysis. Results show that all indices explain health effects sufficiently.

As a second criterion, suitable distribution of indices into qualitative categories has been used. It has been shown that indices differ significantly in the way they describe air quality on a good-bad scale.

Due to Prague's monitoring station's facility, it was also examined potential influence of missing CO values. Wilcoxon paired test based on data from the only monitoring station able to measure concentration of CO (Praha – Libuš) has shown that differences between the values of individual indices are insignificant.

Keywords: air quality index, air pollution, health impact

1 Úvod

Znečištění ovzduší je problém starý téměř stejně jako lidstvo samo. Již první oheň, který člověk rozdělal, vedl ke znečištění. Ze středověké Anglie jsou známé komise, jejichž úkolem bylo odhadovat míru znečištění ovzduší vznikající v zimě v důsledku vytápění domů. K velkému rozvoji znečišťování ovzduší člověkem dochází pak v průběhu Průmyslové revoluce, kdy se rychle rozšiřuje množství a objem látek vypouštěných do ovzduší. Znečištění zároveň začíná ovlivňovat stále více lidí, a to především díky velkému růstu městské populace, kde se nově na relativně malém prostoru koncentruje velké množství lidí a zároveň i průmyslové výroby, jako zdroje znečištění (Duma, 2009).







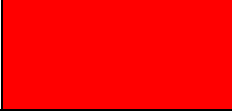




Velké pozornosti se znečištění ovzduší dostává ale až v průběhu 20. století. V důsledku výskytu epizod extrémního znečištění, jakými byly například Donora 1948 či Londýn 1952, které měly za následek zdravotní komplikace u tisíců lidí a taktéž měly na svědomí desítky až stovky mrtvých, se začínají objevovat studie upozorňující na vztah mezi kvalitou ovzduší a lidským zdravím. Katastrofa ve městě Donora v USA, při které zahynulo 20 lidí a dalších 7000 (polovina obyvatel města) onemocnělo, dokonce ve svém důsledku vedla k přijetí zákona stanovujícího požadavky na sledování a dodržování kvality ovzduší (Helfand, 2001).

V současné době je již vztah mezi látkami tvořícími znečištění ovzduší, lidským zdravím a kvalitou lidského života prokázán celou řadou studií. Tyto studie si všímají nejen jednotlivých látek, například O_3 (Hůnová a kol, 2012; Parodi, 2005; WHO, 2003) či PM_{10} (Brunekreef a Holgate, 2002; Pei, 2010; WHO, 2003), ale i celkového znečištění (Stieb, 2011). Při předcházení tragickým následkům znečištění ovzduší je důležitá prevence ve formě zákonů stanovujících požadavky na kvalitu ovzduší, limity na vypouštěné látky pro zdroje znečištění. Další důležitou součástí je pak informování veřejnosti o stavu ovzduší a případných rizicích, která z něho vyplývají. V České republice toto funguje při překročení limitních hodnot jednotlivých znečišťujících látek. Ukazuje se ale, že řada látek má tzv. bezprahový účinek, tedy nemají bezpečný limit, pod nímž by nebyly lidskému zdraví nebezpečné (Brunekreef a Holgate, 2002).

Bylo by tedy vhodné používat takový způsob komunikace, který umožňuje informování veřejnosti o stávající kvalitě ovzduší nejen v intencích dodržení či překročení určitého limitu, ale jednoduchým způsobem prezentuje výskyt znečišťujících látek od teoreticky nulové koncentrace přes koncentraci limitní dál k vysoce nebezpečným koncentracím. Jako nevhodné se ukazuje komunikovat přímo naměřené hodnoty jednotlivých znečišťujících látek. Pro laika se jedná pouze o řadu různých čísel a nemají pro něj žádnou vypovídající hodnotu.

O jednoduchou a všem srozumitelnou formu komunikace se snaží indexy kvality ovzduší. Jedná se o matematický aparát, který shrnuje výskyt všech znečišťujících látek do jednoho čísla. Toto číslo je pak jednoduše prezentovatelné a pochopitelné i pro širokou veřejnost. Pro lepší pochopení mohou být hodnoty indexu dále rozděleny do kategorií, viz Tab. 1.

Tab. 1: Způsob prezentace indexů kvality ovzduší. Upraveno z US EPA (2009) a Murena (2004)

Air quality index			Pollution index		
hodnota	popis (míra znečištění)	označení (barva)	hodnota	popis (míra znečištění)	označení (symbol)
0–50	dobrá		0–25	dobrá	
51–100	střední		25–50	nízká	
101–150	nezdravá pro citlivé skupiny		50–70	střední	
151–200	nezdravá		70–85	nezdravá pro citlivé skupiny	
201–300	velmi nezdravá		85–100	nezdravá	
301–500	nebezpečná				

1.1 Hlavní znečišťující látky a jejich zdroje

Přesné složení znečištění ovzduší se liší místo od místa, ale obecně lze říci, že v celosvětovém měřítku patří mezi hlavní složky znečištění O_3 , PM, NO_x , SO_2 , CO.

O_3 je silné oxidační činidlo, které nemá primární zdroj emisí. Jedná se o sekundární polutant, který v troposféře vzniká v cyklu složitých fotochemických reakcí oxidů dusíku (NO_x) a těkavých organických látek (VOC) (Seinfeld a Pandis, 2006). Vliv na tyto reakce mají i další faktory, jako například teplota, vlhkost či poměr NO_x a VOC. Nejedná se o jediný zdroj, O_3 se může do troposféry dostávat i transportem ze stratosféry (Seinfeld a Pandis, 2006). Koncentrace O_3 jsou v průběhu roku vyšší v letním období, protože horké a slunečné dny poskytují ideální podmínky pro jeho vznik. Stejně tak jsou koncentrace obecně vyšší na venkovských lokalitách, než ve městech, kde dochází k reakcím O_3 s NO_x , který je produkován z automobilové dopravy. Tento trend lze pozorovat i v měřítku jednoho města, kdy koncentrace jsou koncentrace v centru, u silnic s intenzivní dopravou nižší než v předměstských lokalitách (Brunekreef a Holgate, 2002).

Suspendované částice (PM) je skupina s chemicky i fyzikálně nesmírně různorodým složením. Jedná se o pevná i kapalná částice rozptýlené ve vzduchu, často ve značném počtu (10^2 – 10^8 cm⁻³), s širokým rozsahem velikostí od jednotek nanometrů, až po desítky mikrometrů (Braniš a Hůnová eds., 2009). Právě z hlediska velikosti je lze rozdělit do tří skupin. Nejjemnější částice s velikostí zhruba do 0,1 μm náleží do tzv. nukleačního modu; vznikají především v důsledku vysokoteplotních procesů a fotochemickými reakcemi. Částice menší než 1 μm spadají do tzv. akumulárního modu; mohou vznikat jednak kondenzací plynných složek atmosféry, chemickými reakcemi, ale především koagulací částic nukleačního modu. Mod hrubých částic zahrnuje největší částice s velikostí větší než 1 μm; vznikají primárně působením mechanických sil, například větrem, dopravní aktivitou, nebo jako spoluemise při spalování (Braniš a Hůnová eds., 2009). Účinek PM na lidské zdraví je zásadně odvislý od chemického složení a také velikosti - hrubé částice se zachycují již v dýchací soustavě, zatímco jemnější částice mohou pronikat až do krevního oběhu.

Nejvýznamnějším antropogenním zdrojem NO_x je spalování fosilních paliv a biomasy. Více než nadpoloviční zastoupení zde má automobilová doprava (Burnett a kol., 2004). V poslední době také ke zvýšení emisí NO_x přispívá trend využívání biopaliv, která jsou v tomto ohledu oproti konvenčním palivům nevýhodnější (Palash a kol., 2013). Nejvíce zastoupený v emisích NO_x je oxid dusičitý (NO₂) (US EPA, 1).

Hlavním antropogenním zdrojem emisí SO₂ do ovzduší je spalování paliv obsahujících síru. Z toho největší podíl je tvořen velkými průmyslovými zdroji - elektrárny a továrny (US EPA, 2). Ve vyspělém světě se v rámci odsíření těchto velkých zdrojů povedlo emise SO₂ radikálně snížit. V rozvojových zemích ale stále představují významný problém. V lokálním měřítku se zde na emisích také projevuje velký podíl spalování biomasy jako zdroje energie (Arndt a kol., 1997).

CO je především produktem nedokonalého spalování. V kontextu vnějšího ovzduší a vlivu na lidské zdraví se jako nejvýznamnější zdroj jeví automobilová doprava. Koncentrace ohrožující lidské zdraví se objevují právě v blízkosti silnic s vysokou intenzitou dopravy (Dimitrou a kol., 2013).

1.2 Epidemiologické studie

Epidemiologických studií zabývajících se krátkodobým, ale i dlouhodobým vlivem znečišťujících látek na lidské zdraví existuje velké množství (Henschel a kol., 2012, Zahng a kol., 2011). V Evropě přinesly nové poznatky studie probíhající v 90. letech v rámci projektu APHEA (Air Pollution and Health: a European Approach).

Studie APHEA-1 přinesla informace o zvýšené denní úmrtnosti navázané na O₃ a také souvislosti s NO₂ (Touloumi, 1997). Studie APHEA-2 byla zaměřená na zkoumání vlivu PM₁₀, kdy se prokázal vliv zvýšených koncentrací jak na denní úmrtnost, tak na počty hospitalizací (Atkinson a kol., 2001).

Zvýšená úmrtnost se samozřejmě projevuje i v jiných oblastech než jen Evropa, intenzivní výzkum probíhá například ve Spojených státech amerických a Kanadě (Dockery a kol., 1993) či Číně (Chung a kol., 2011, Zhang a kol., 2011).

Kromě zvýšené úmrtnosti je tedy zkoumána a pozorována i zvýšená nemocnost, projevující se především u chorob oběhové soustavy a dýchací soustavy (Chung a kol., 2011, Steib a Abelsohn, 2011).

Studie věnující se vztahu znečištění ovzduší a jeho vlivu na lidské zdraví jde rozdělit do dvou kategorií. Jednak na ty, které se zaměřují na vliv jednotlivých látek, například Dai a kol. (2003) – vliv PM₁₀, SO₂ a NO_x nebo Kan a Chen (2003), taktéž vliv PM₁₀, SO₂ a NO_x, či Hůnova a kol., (2013) – vliv O₃. Druhou skupinu pak tvoří studie zaměřující se na jednu konkrétní chorobu: Pope a kol. (2004) výskyt srdeční arytmie, Brook (2008) srdeční selhání, Brooks a kol. (2010) infarkt myokardu.

Zároveň se ukazuje, že výskyt chorob v důsledku znečištění ovzduší je ovlivněn i složením populace. Mezi rizikové skupiny patří především staří lidé, kteří ve většině případů již trpí chronickými chorobami, a děti (Steib a Abelsohn, 2011). Více jsou také ohroženi muži než ženy (Mage a Kretschmar, 2000).

1.3 Účinky znečišťujících látek na lidské zdraví

Důsledky krátkodobého i dlouhodobého vystavení člověka znečištění ovzduší mohou nabývat širokého množství různých forem. Od nespecifických symptomů, přes mírné omezení a změny v dýchacích cestách, poškození plic, až k výraznému omezení funkčnosti dýchacích cest (WHO, 2004). Stejně tak studie ukazují vliv znečištění ovzduší nejenom na dýchací soustavu, ale i na oběhovou soustavu (WHO, 2004). Nejzávažnějším, pro lidský organismus fatálním, důsledkem je potom zkrácení délky života (Namdeo a kol., 2011). Nedávné studie navíc začínají ukazovat i spojitost mezi znečištěním ovzduší a některými negativními jevy v průběhu těhotenství. Přestože se mohou účinky jednotlivých znečišťujících látek na lidské zdraví lišit, často mají podobné projevy, následky, a proto jsou v Tab. 2 uváděny jejich účinky souhrnně, bez rozlišení na specifické látky.

Tab. 2 Účinky expozice znečištění ovzduší na lidský organismus (Steib a Abelsohn, 2011)

oblast účinku	účinek krátkodobé expozice	účinek dlouhodobé expozice
obecná	- zvýšená úmrtnost	- zvýšená úmrtnost
dýchací soustava	- zhoršení funkce plic - zhoršení astma - zhoršení chronické obstrukční plicní nemoci - zvýšení výskytu plicních infekcí - zvýšení počtu příjmů pacientů s dýchacími obtížemi	- zvýšený výskyt zápalu plic - zvýšený výskyt rakoviny plic - postižení vývoje plic u dětí - rozvoj astmatu
oběhová soustava	- zvýšené riziko infarktu myokardu - zhoršení srdečního selhání - zvýšený výskyt srdečních arytmií - zvýšený výskyt trombóz - zvýšený počet případů cévní mozkové příhody	- zvýšené riziko infarktu myokardu - rychlejší rozvoj aterosklerózy - zvýšená srážlivost krve - zvýšené množství zánětlivých markerů
vývoj plodu		- zvýšený výskyt předčasných porodů - zvýšený výskyt novorozenců s nízkou porodní váhou

1.4 Indexy kvality ovzduší

Historie indexů kvality ovzduší se začíná psát v 70. letech 20. století, kdy jsou již známy nepříznivé vlivy znečištění ovzduší na lidské zdraví a vyvstává nutnost jednoduše a srozumitelně informovat širokou veřejnost o kvalitě ovzduší. Základní myšlenka indexu kvality ovzduší je v zásadě jednoduchá: shrnutou stav ovzduší do jednoho jediného čísla, které bude jednoduše interpretovatelné v intencích kvality (dobrý - špatný). Samotná realizace však přináší řadu problémů, které je zapotřebí při vývoji indexu vyřešit.

Typicky problematické a řešené jsou následující tři kroky:

1) každá znečišťující látka má své specifické účinky na lidské zdraví při odlišné koncentraci. Je tedy zapotřebí standardizovat koncentrace znečišťujících látek na jedinou stupnici.

2) pro vyjádření celkového indexu je zapotřebí dále shrnout hodnoty dílčích indexů jednotlivých látek do jediného čísla reprezentujícího celou monitorovací stanici a v případě, že se na sledovaném území nachází více stanic, vyvinout i metodiku pro tuto prostorovou agregaci.

3) výslednému indexu přiřadit odpovídající legendu, aby bylo jednoduše zřejmé, v jakých hodnotách je kvalita ovzduší v pořádku, zhoršená, nebezpečná apod.

Dalšími aspekty, které je zapotřebí při konstrukci indexu zohlednit, je látkové a časové hledisko. Na základě časového hlediska se dají indexy dělit na krátkodobé a dlouhodobé. Krátkodobé indexy reflektují kvalitu ovzduší v řádu hodin či jednoho dne a jsou definovány na základě akutních účinků znečišťujících látek na lidské zdraví. Naopak dlouhodobé indexy popisují kvalitu ovzduší v rámci měsíce, ročních období, celého roku a vycházejí především z dlouhodobých účinků látek na lidské zdraví.

V kontextu sledovaných látek panuje v literatuře, i vzhledem k technickým možnostem monitorovacích stanic a potenciálnímu účinku na zdravotní stav populace, shoda u krátkodobých indexů s využitím O_3 , SO_2 , NO_2 , CO , PM_{10} , u novějších indexů i $PM_{2,5}$. Drobné rozdíly mezi indexy potom spočívají pouze v rozdílné hodnotě, kterou pro danou látku používají – nejčastěji používané jsou denní, osmihodinové či hodinové hodnoty, ale objevují se i výjimky zahrnující tříhodinové průměry. U dlouhodobých indexů je situace složitější, neboť je třeba brát do úvahy i látky, jejichž účinek je především chronický, jako jsou například karcinogeny.

Následující dvě kapitoly obsahují výčet celé řady indexů kvality ovzduší s popisem, jak přistupují k výše uvedeným problémům. Tento seznam si rozhodně neklade za cíl být zcela

kompletním a vyčerpávajícím. To je vzhledem k jejich množství úkol takřka nemožný. Vývoj indexů trvá již čtyři desítky let a v průběhu této doby byly na dané téma publikovány stovky odborných článků, řada autorů uvedla vlastní indexy, které se vzájemně liší pouze v drobných detailech, spousta států či dokonce měst na světě disponuje svým vlastním „unikátním“ indexem. Nicméně jedná se však o dostatečně široký a reprezentativní průřez literaturou, který pokrývá nejhustěji zmiňované a používané indexy, ale dotýká se i méně častých postupů (např. indexy konstruované za použití fuzzy logiky).

1.4.1 Krátkodobé indexy kvality ovzduší

Jedním z nejstarších doposud používaných indexů kvality ovzduší je americký **Air Quality Index** (AQI). Metodika jeho výpočtu pochází již z roku 1976, kdy byl představen pod názvem **Pollutant Standards Index** (PSI) (Ott a Hunt, 1976). Od roku 1977 s ním americká Environmental Protection Agency prezentuje kvalitu ovzduší napříč celými Spojenými státy americkými.

Hodnotu dílčího indexu pro jednotlivé látky lze odečíst z tabulky hraničních hodnot (viz například Tab. 2 v kapitole 2.2.1). Hodnota indexu pro celou stanici je pak rovna maximu z dílčích indexů. Pokud se na sledovaném území (především u velkých měst) nachází více monitorovacích stanic, je index uváděný pro celé území roven maximu z indexů stanic (Ott a Hunt, 1976).

V souvislosti s rozvíjejícím se vědeckým poznáním byly hraniční hodnoty indexu upravovány (zprůšňovány). V roce 1999 došlo k další revizi, při které byl například přidán ozón jako další sledovaná látka a zároveň byl Pollution Standards Index přejmenován na Air Quality Index (AIRNOW, 1).

Navzdory, nebo právě z důvodů, velmi jednoduché konstrukce indexu je metodika Air Quality Indexu velmi rozšířená po celém světě. S drobnými úpravami, které spočívají především v mírně odlišné definici hodnot hraničních bodů, výsledné stupnice či sledovaných znečišťujících látek, se používá například v Anglii jako **Daily Air Quality Index** (Kowalska, 2009), v Německu (Mayer a Kalberlah, 2009), v Číně (MEP, 1) či na Tchaj-wanu (Cheng a kol., 2007).

V evropském kontextu je nejdůležitější variací na AQI **Common Air Quality Index** vzešlý z projektu CiteAir. U tohoto indexu byly kromě metodiky výpočtu výrazně přepracovány veškeré ostatní aspekty. S ohledem na možnosti, kterými disponují monitorovací stanice, byly vybrány znečišťující látky, výsledná stupnice byla přepracována z 0-500 na 0-100 se čtyřmi

kategoriemi znečištění namísto původních šesti a hraniční hodnoty byly nadefinovány s ohledem na evropskou legislativu (van den Elshout a kol., 2008).

Řada autorů nepovažuje AQI za ideální způsob výpočtu indexu kvality ovzduší. Nejvýraznější výtkou bývá skutečnost, že index stanice či celého území je určován pouze znečišťující látkou s maximální koncentrací (vzhledem k hraničním bodům). Vzduch, jehož dílčí indexy jednotlivých látek jsou například 100, 99, 99 a 98 má jednoznačně jinou míru znečištění než při hodnotách 100, 5, 5, 6. Ale AQI bude v obou případech vzduch popisovat hodnotou 100. Může tak docházet k podhodnocení či naopak přehodnocení znečištění ovzduší. Eliminaci tohoto problému si klade za cíl několik různých indexů odvozených z AQI.

Aggregate Air Quality Index (AAQI) prezentovaný Kyrkilisem (2007) se s problémem započítání všech sledovaných látek snaží vypořádat za pomoci agregační funkce. Hodnoty výsledného indexu pak doopravdy v případech, kdy je ovzduší významně znečištěno více než jednou látkou, vycházejí vyšší. Nejedná se však o zcela originální řešení. Tato agregační funkce je odvozena na základě výzkumu, který publikovali Swamee a Tyagi (1999). Vzhledem k tomu, že se jedná o evropský (řecký) projekt, byly dále upraveny hodnoty hraničních bodů podle evropských standardů. Další drobné úpravy jsou také převzaty z dřívější práce Kassomenose a kol. (1999), který se ovšem zabývá pouze konstrukcí dílčího indexu pro jednotlivé sledované znečišťující látky. Ruggieri a Plaia (2012) využili AAQI k posouzení kvality ovzduší v Palermu (Itálie) a navíc k němu zavádějí ‚index variability‘. Ten poskytuje doplňující informaci o heterogenitě znečištění. Tedy zda v ovzduší výrazně převládá jedna látka nebo se jedná o mix znečišťujících látek.

Revised Air Quality Index (RAQI) zase do výpočtu zapojuje průměrné znečištění odvozené již od všech sledovaných látek, ne jen od látky s maximálním dílčím indexem, a také Shannonovu (informační) entropii (Cheng a kol., 2003). Srovnání průměrného znečištění s úrovní aktuálního znečištění je použito pro zvýraznění rozdílů mezi různými úrovněmi indexu. Funkce entropie index navíc modifikuje s ohledem na nejistoty očekávaných hodnot. Ve výsledku má RAQI podobný průběh jako AQI, ale s větším rozsahem, kdy při nízkých úrovních znečištění vrací nižší hodnoty než AQI a naopak v průběhu epizod silného znečištění ovzduší nabývá výrazně vyšších hodnot (Cheng a kol., 2003, Cheng a kol., 2007).

New Air Quality Index (NAQI) pro výpočet staničního indexu využívá metodu analýzy hlavních komponent (Principal Component Analysis - PCA) (Bishoi a kol., 2009). Takto zásadní modifikace mění nejen výsledné hodnoty indexu, ale především obsahový význam toho, co index popisuje. Nejedná se již, jako v případě AQI, o popis látky v nejvyšší koncentraci, ale spíše o popis

celkové míry znečištění. Autoři pak sami připouštějí, že srovnání AQI a NAQI uváděné v článku není zcela pořádku, protože pro NAQI by bylo zapotřebí provést novou definici kategorií a vztahu mezi indexem a lidským zdravím.

Zásadně přepracovaným indexem vycházejícím z AQI je i **Pollution Index** (PI) (Murena, 2004). Vyvinutý a testovaný primárně pro Neapol (Itálie), má oproti AQI pozměněné hodnoty hraničních bodů v souladu s evropskou legislativou a zároveň byla redefinována i výsledná stupnice na rozsah pouze 0-100. K výpočtu indexu jednotlivých monitorovacích stanic používá adaptovaný vzorec přejatý z oboru průmyslové hygieny (Crowl a Louvar, 1990), který slouží právě k výpočtu účinku směsi znečišťujících látek. Pro výpočet celkového indexu sledovaného území pak Murena používá vážený průměr hodnot jednotlivých monitorovacích stanic, kde váhovým faktorem je velikost území, které daná stanice reprezentuje vztažená k celkové velikosti sledovaného území.

Žujic a kol. (2009) se ve své práci zabývají především problematikou vyhodnocení indexu pro celé sledované území na základě indexů jednotlivých monitorovacích stanic. Výsledná metoda je podobná procesu, který používá při výpočtu Pollution indexu Murena (2004). Jako váhový faktor pro jednotlivé monitorovací stanice ale není použita pouze plocha, kterou reprezentují, ale také počet obyvatel, kteří na daném území žijí (tedy ve výsledku hustota zalidnění). Výpočet prvotních indexů pro znečišťující látky na stanicích je proveden podle Kassomenose a kol. (1999) pouze s úpravou hodnot hraničních bodů s ohledem na místní (srbskou) legislativu.

Bruno a Cocchi (2002) představují poměrně komplikovaný způsob výpočtu indexu kvality ovzduší na základě času, prostoru a typu znečišťující látky. Za pomoci procesu postupné agregace na základě těchto tří proměnných vzniká výsledný index, jehož hodnota se liší podle způsobu agregace, který byl zvolen. Tyto rozdíly v konečné hodnotě indexu jsou použity pro přesnější vyhodnocení a rozlišení stavů, kdy se vysoká úroveň znečištění vyskytuje pouze na jedné části sledovaného území od případů, kdy je znečištění rozprostřeno rovnoměrně.

V několika posledních letech se začíná rozvíjet i zcela nový přístup ke konstrukci indexů kvality ovzduší založený na hodnotách relativního rizika. Takto konstruované indexy jsou inovativní především v oblasti řešení výpočtu indexu jednotlivých stanic, kdy namísto limitů a hraničních hodnot do něj primárně vstupují hodnoty relativního rizika spojeného s jednotlivými znečišťujícími látkami. Zařadit sem lze například **Novel air pollution index** (NAPI) (Cairncross a kol., 2007), **Air Quality Health Index** (AQHI) (Stieb a kol., 2008) a **Aggregate risk index** (ARI) (Sicard a kol., 2011). Indexy se od sebe navzájem liší především v tom, jaká rizika při výpočtu zahrnují – NAPI vychází ze studií zkoumajících pouze celkovou úmrtnost, zatímco ARI pracuje navíc s počty hospitalizací a upravený AQHI pro prostředí Šanghaje (Chen a kol., 2013) i s celkovými počty návštěv u lékaře. Samotné hodnoty relativního rizika jsou převzaty

z řady širokých epidemiologických studií, což představuje pro věrohodnost indexu problém. Jak ukazují Zhang a kol. (2011), v závislosti na použité studii se mohou hodnoty relativního rizika výrazně lišit. Například různé studie pouze z Číny uvádějí relativní riziko úmrtí při zvýšení koncentrace SO_2 o $10 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v rozmezí 1,0024–1,110, což představuje rozdíl dvou řádů. Jiným sporným momentem je tvorba výsledné stupnice indexu. Všechny výše uvedené indexy ji stanovují arbitrárně na základě nejvyšší dosažené hodnoty indexu. Na různých místech tak může stejná hodnota indexu reprezentovat výrazně odlišnou kvalitu ovzduší.

Další svébytnou skupinu indexů kvality ovzduší tvoří indexy založené na použití fuzzy (mlhavé) logiky. Ty se specializují především na problematiku agregace indexů jednotlivých látek do jednoho staničního indexu a následně agregaci staničních indexů do indexu celého území. Vzhledem ke své úzké matematické specializaci se výrazně vyčleňují od „klasických“ postupů uvedených výše, a to dokonce do takové míry, že málokterí autoři je vůbec zmiňují v přehledech existujících indexů ve svých pracích. Jako zástupce je možné uvést například **Fuzzy Air Quality Index** Mandala a kol. (2012), či práce Abdullah a Khalid (2012) a Carbajal-Hernández (2012).

1.4.2 Dlouhodobé indexy kvality ovzduší

Dlouhodobých indexů kvality ovzduší je na rozdíl od krátkodobých mnohem méně. Jejich konstrukce je totiž, právě díky potřebě zahrnout dlouhodobé účinky znečištění ovzduší na lidské zdraví, mnohem náročnější než konstrukce indexů krátkodobých s dobře sledovatelnými akutními dopady (úmrtnost, hospitalizace).

Kyle a kol. (2002) svůj dlouhodobý index aplikovaný na území Spojených států amerických zakládají na dvou pilířích. Prvním z nich je obdoba AQI s přizpůsobením hraničních hodnot pro roční průměrné koncentrace znečišťujících látek a druhým je poté počet dní, ve kterých AQI překonal hranici indikující překročení limitních hodnot pro alespoň jednu ze sledovaných látek.

Velmi podobně přistupuje k tvorbě dlouhodobého indexu Mayer a kol. (2008). Taktéž používá roční koncentrace znečišťujících látek, navíc k nim ale přidává benzen a stejně tak do výpočtu zahrnuje i počet dní, kdy krátkodobý index (popsaný například v Mayer a Kalberlah (2009)) překračuje limitní hodnoty.

Naopak zcela odlišně přistupují k tvorbě svého **Multi-Pollutant Indexu** Gujgar a kol. (2008), což je ale způsobeno tím, že jejich na rozdíl od předchozích nevyjadřuje potenciální účinek na lidské zdraví. Za cíl si klade možnost jednoduchého srovnání kvality ovzduší ve

velkoměstech napříč celou zeměkoulí. Pro každou ze sledovaných látek (originálně TSP, SO₂, NO₂, ale prakticky je možné použít i další libovolné látky) je spočítáno kolikanásobně její roční koncentrace překračuje povolené limity (odvozené z dokumentů WHO). Tedy pro koncentrace rovné limitům nabývá hodnoty 0, pro nižší než limitní koncentrace hodnot v rozmezí -1–0 a pro nadlimitní koncentrace hodnoty 0–∞ (teoreticky). Celkový index města je pak spočítán jako průměr z dílčích indexů. Pro hodnocení vlivu na zdravotní stav ho nelze použít právě z důvodu jednoduchého dosazování různých znečišťujících látek, které má ale významný vliv na výslednou hodnotu – například zařazení látky s velmi nízkou koncentrací vzhledem k limitům způsobí prudký pokles indexu, a tedy by bylo nutné nově redefinovat kategorie indexu.

1.4.3 Využití indexů kvality ovzduší v České republice

V České republice je využití indexů kvality ovzduší velmi sporadické. Informace o využití dlouhodobého indexu kvality ovzduší se nepodařilo získat žádné, v případě krátkodobých indexů kvality ovzduší se praxe omezuje na pouhé dva případy, které oba pocházejí z díly ČHMÚ.

První případ tvoří zapojení do celoevropského projektu CITEAIR, jehož výstupem je mimo jiné Common Air Quality Index (popsaný v předchozí kapitole), který je možné sledovat na webových stránkách <http://www.airqualitynow.eu>. ČHMÚ poskytuje za Českou republiku data z monitorovacích stanic v Praze a v Brně. Výrazně se liší přístup obou měst k indexu. Praha ho nijak aktivně nevyužívá, na webových stránkách není dohledatelný a kvalita ovzduší je prezentována pro laika nesrozumitelnými koncentracemi všech měřených látek (PREMIS, 1). Naopak Brno na svých webových stránkách věnovaných ovzduší (<http://ovzdusi.brno.cz>) Common Air Quality index prezentuje jako vhodný výstup pro informování veřejnosti.

Druhý případ tvoří samotný ČHMÚ, který pro všechny automatizované monitorovací stanice uveřejňuje velmi jednoduchý hodinový index kvality ovzduší (ČHMÚ, 1). Z hodinových koncentrací SO₂, NO₂, PM₁₀, O₃ a osmihodinových klouzavých koncentrací CO jsou spočítány dílčí indexy pro jednotlivé látky a hodnota staničního indexu je pak rovna nejvyšší hodnotě dílčího indexu. V zimním období (1.10.–31.3.) je index počítán, pokud jsou k dispozici měření alespoň PM₁₀ a NO₂, v letním období (1.4.–30.9.) je navíc zapotřebí koncentrace O₃. Navzdory takto definovaným pravidlům jsou na webových stránkách prezentovány indexy i pro stanice s chybějícími měřeními NO₂ a O₃. V letním období se tak index stává velmi zavádějícím, silně podhodnocuje skutečnou situaci, protože pro jeho hodnotu je často určující právě chybějící koncentrace O₃ (Obr. 1).

Kraj: Ústecký				01.08.2013 14:00 - 15:00 SELČ	SO ₂	NO ₂	CO	PM ₁₀	O ₃	PM ₁₀
Kód	Název	Klasifikace	Vlastník	Kvalita ovzduší	1h µg/m ³	1h µg/m ³	8h µg/m ³	1h µg/m ³	1h µg/m ³	24h µg/m ³
UCHMA	Chomutov	městská	ČHMÚ	1 - velmi dobrá				14,0		12,9
UDCMA	Děčín	městská	ČHMÚ	1 - velmi dobrá	5,6	10,5		16,0		15,3
UKRUA	Krupka	venkovská	ČHMÚ	1 - velmi dobrá	10,9			18,0		11,3
ULOMA	Lom	venkovská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	5,1	5,2		16,0	96,0	17,1
ULITA	Litoměřice	městská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	8,5	10,5		9,0	91,2	14,6
UMEDA	Měděnec	venkovská	ČHMÚ	1 - velmi dobrá	1,3			9,0		8,2
UMOMA	Most	městská	ČHMÚ	3 - uspokojivá		4,8		12,0	91,4	16,1
URVHA	Rudolice v Horách	venkovská	ČHMÚ	3 - uspokojivá				1,0	99,4	30,4
USNZA	Sněžník	venkovská	ČHMÚ		12,2	10,3			94,8	
UTPMA	Teplice	městská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	17,0			20,0	99,2	15,0
UTUSA	Tušimice	venkovská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	1,3	1,0		12,0	89,2	12,6
UULDA	Ústí n.L.-Všebořická (hot spot)	dopravní	ČHMÚ							
UULKA	Ústí n.L.-Kočkov	předměstská	ČHMÚ		15,7			9,0	76,6	
UULMA	Ústí n.L.-město	městská	ČHMÚ	1 - velmi dobrá	6,7	19,7		13,0	62,4	17,2

Obr. 1 Index kvality ovzduší na automatizovaných stanicích ČHMÚ. Upraveno z ČHMÚ (1)

1.5 Cíle diplomové práce

- Zjistit zda indexy kvality ovzduší dobře reflektují potenciální riziko vlivu znečištění ovzduší na lidské zdraví.
- Zjistit zda rozdílené indexy kvality ovzduší poskytují významně jiné informace o celkové kvalitě ovzduší.
- Zjistit zda mají koncentrace CO v Praze významný vliv na hodnotu zvolených indexů kvality ovzduší.
- Zjistit, zda v podmínkách Prahy nabývají indexy kvality ovzduší adekvátních hodnot, které je možné sdělovat veřejnosti.

2 Metodika

2.1 Vstupní data

2.1.1 Sledovaná oblast a období

Za sledovanou oblast bylo zvoleno hlavní město České republiky, Praha. Volba Prahy byla provedena z několika důvodů. Jedná se o největší aglomeraci v rámci území České republiky. V průběhu sledovaného období v letech 2005–2006 zde žilo zhruba 1 185 000 (ČSÚ, 2013). Toto je vhodné, protože studie vlivu znečišťujících látek, či v tomto případně celkového znečištění ovzduší, na zdravotní stav populace je vzhledem k relativně nízké incidenci sledovaných jevů (počty hospitalizací a úmrtí osob) nutné provádět na co rozsáhlém vzorku obyvatelstva. Navíc Praha patří, především díky zdrojům z intenzivní dopravy, dlouhodobě k nejvíce znečištěným oblastem v rámci České republiky. Zároveň se zde nachází dostatečně hustá síť stanic monitorujících znečištění ovzduší.

2.1.2 Data o znečištění ovzduší

Data o znečištění ovzduší byla získána z databáze Informačního systému kvality ovzduší (ISKO), který je spravován Českým hydrometeorologickým ústavem (ČHMÚ). V této databázi jsou zaznamenávána naměřená data o koncentracích znečišťujících látek v ovzduší, data o chemickém složení srážek a také doprovodná meteorologická data. Kromě monitorovacích stanic Českého hydrometeorologického ústavu do systému dodává data i celá řada dalších spolupracujících subjektů (Ostatnická a Matoušková, 2012).

Pro popis oblasti celého hl. m. Prahy byla použita data ze tří různých stanic, a to konkrétně Praha 4 – Libuš, Praha 6 – Veleslavín a Praha 8 – Kobylisy. Tyto stanice jsou klasifikovány jako předměstské pozadřové a jako takové by měly mít velký poloměr reprezentativnosti, konkrétně 0,5 km – 4 km (ČHMÚ, 1).

S ohledem na potřeby vybraných indexů kvality ovzduší byly použity tyto naměřené veličiny:

- 1-hodinové průměrné koncentrace NO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 1-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 1-hodinové průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 8-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 8-hodinové průměrné koncentrace CO [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] *
- denní průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

- denní průměrné koncentrace PM₁₀ [μg.m⁻³]

* data o koncentraci CO jsou dostupná pouze pro monitorovací stanici Praha - Libuš

Některé z indexů vyžadují pro svůj výpočet maximální denní 1-hodinové či maximální denní 8-hodinové koncentrace. Jediný, kdo uvádí metodiku pro výpočet v případě chybějících měření, je Kyrkilis a kol. (2007). Ten výpočet provádí v případě, že je dostupných alespoň 12 naměřených hodnot v časovém období 06:00–22:00 místního času. Po poradě s vedoucí práce, však byla použita odlišná metodika. Jedná se o adaptaci pravidel, která používá Český hydrometeorologický ústav pro výpočet denní průměrné koncentrace. Maximální denní 1-hodinové či maximální denní 8-hodinové koncentrace byly tedy spočítány v případě, že bylo k dispozici alespoň 16 měření z daného dne a počet za sebou jdoucích chybějících měření nebyl vyšší než 4 (Ostatnická, 2006).

2.1.3 Data o zdravotním stavu populace

Data o zdravotním stavu obyvatel Prahy byla získána od Ústavu zdravotnických informací a statistiky ČR (ÚZIS ČR). Pro potřeby práce a charakteristiky potenciálního vlivu ovzduší na zdravotní stav populace byly použity denní počty celkové úmrtnosti a úmrtnosti a hospitalizace z důvodů kardiovaskulárních a respiračních příčin.

Diagnózy byly stanoveny na základě Mezinárodní statistická klasifikace nemocí a přidružených zdravotních problémů (MKN-10), která je výsledkem revize, jejíž přípravu koordinovala Světová zdravotnická organizace (WHO), a na které se podílela řada odborníků, komisí a konferencí na mezinárodní i národní úrovni. Na přípravě desáté revize se svými připomínkami od zástupců odborných společností podílela i Česká republika (ÚZIS, 2013).

Jednalo se konkrétně o tato data:

- denní počty úmrtí na nemoci oběhové soustavy (diagnóza I00–I99) bez rozlišení pohlaví a věku
- denní počty úmrtí na nemoci dýchací soustavy (diagnóza J00–I99) bez rozlišení pohlaví a věku
- celkové denní počty úmrtí bez rozlišení pohlaví a věku
- denní počty přijetí do nemocnice na nemoci oběhové soustavy (diagnóza I00–I99) bez rozlišení pohlaví a věku
- denní počty přijetí do nemocnice na nemoci dýchací soustavy (diagnóza J00–I99) bez rozlišení pohlaví a věku

2.2 Výpočet indexů kvality ovzduší

Z velkého množství indexů kvality ovzduší uvedených v kapitole 1.4 bylo pro potřebu této práce vybráno pouze pět. U Air Quality Indexu a Revised Air Quality Indexu byla navíc provedena úprava vstupních hodnot podle evropských směrnic. Celkově tak bylo vyčísleno sedm různých indexů kvality ovzduší. Výběr byl proveden především na základě dostupnosti potřebných dat – pro sledované období nejsou kromě stanice Praha - Libuš k dispozici data o koncentracích $PM_{2,5}$, což by silně ovlivnilo výsledné hodnoty indexů (Liu, 2002). Vyloučeny byly i indexy, které byly nahrazeny novější verzí, například Kasomennos (1999) později spolupracuje na vytvoření vylepšené verze indexu: Kyrkilis a kol. (2007), či francouzský ATMO, který je nahrazován celoevropským Common Air Quality Indexem. Seznam použitých indexů je uveden v Tab. 3.

2.2.1 Air Quality Index (AQI)

Postup výpočtu Air Quality Indexu je založen na metodice prezentované v manuálu Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI) (US EPA, 2009).

Pro výpočet denních hodnot indexu byla použita následující data:

- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace PM_{10} [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace CO [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace NO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Nejprve byly spočítány sub-indexy pro všechny sledované látky na všech monitorovacích stanicích ($AQI_{s,p}$), a to za použití vzorce (1) a hodnot hraničních bodů uvedených v Tab 4.:

$$AQI_{s,p} = \frac{I_{Hi} - I_{Lo}}{BP_{Hi} - BP_{Lo}} \times (C_p - BP_{Lo}) + I_{Lo} \quad (1)$$

$AQI_{s,p}$ = hodnota indexu dané znečišťující látky na dané stanici

C_p = naměřená hodnota znečišťující látky

BP_{Hi} = koncentrace hraničního bodu, která je vyšší nebo rovna C_p

BP_{Lo} = koncentrace hraničního bodu, která je nižší nebo rovna C_p

Tab. 3 Přehled použitých indexů kvality ovzduší

název	zkratka	metodika	původ hodnot hraničních bodů	použité látky	výsledná stupnice (hranice vyhovující kvality ovzduší)
Air Quality Index	AQI	US-EPA (2009)	USA	O ₃ , PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂ , CO	0-500 (150)
	AQI _{eu}	US-EPA (2009) – výpočet Kyrkilis a kol. (2007) - hodnoty hraničních bodů	Evropská unie		0-500 (150)
Aggregate Air Quality Index	AAQI	Kyrkilis a kol. (2007)	Evropská unie	PM ₁₀ , NO ₂ – povinné O ₃ , SO ₂ , CO - volitelné	0-500 (150)
Revised Air Quality Index	RAQI	Cheng a kol. (2003)	Tchaj-wan	O ₃ , PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂ , CO	0-500 (150)
	RAQI _{eu}	Cheng a kol. (2003) – výpočet Kyrkilis a kol. (2007) - hodnoty hraničních bodů	Evropská unie		0-500 (150)
Common Air Quality Index	CAQI	van den Elshout a kol. (2008)	Evropská unie	O ₃ , PM ₁₀ , NO ₂ - povinné SO ₂ , CO - volitelné	0-100 (50)
Pollution Index	PI	Murena (2004)	Evropská unie	O ₃ , PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂ , CO	0-100 (70)

I_{Hi} = hodnota indexu odpovídající BP_{Hi}

I_{Lo} = hodnota indexu odpovídající BP_{Lo}

Tab 4. Hodnoty indexu AQI a odpovídající hraniční koncentrace znečišťujících látek (US EPA, 2009)

Index	O ₃ (8h) [ppm]	O ₃ (1h) [ppm]	PM ₁₀ [μg.m ⁻³]	CO [ppm]	SO ₂ [ppm]	NO ₂ [ppm]
0–50	0,000–0,059	(²)	0–54	0,0–4,4	0,000–0,034	(³)
51–100	0,060–0,075	(²)	55–154	4,5–9,4	0,035–0,144	(³)
101–150	0,076–0,095	0,125–0,164	155–254	9,5–12,4	0,145–0,224	(³)
151–200	0,096–0,115	0,165–0,204	255–354	12,5–15,4	0,225–0,304	(³)
201–300	0,116–0,374	0,205–0,404	355–424	15,5–30,4	0,305–0,604	0,65–1,24
301–400	(¹)	0,405–0,504	425–504	30,5–40,4	0,605–0,804	1,25–1,64
401–500	(¹)	0,505–604	505–604	40,5–50,4	0,805–1,004	1,65–2,04

¹ v těchto kategoriích nejsou hraniční hodnoty pro maximální 8-hodinovou koncentraci O₃ definovány a pro výpočet indexu se používá pouze maximální 1-hodinová koncentrace O₃

² v těchto kategoriích nejsou hraniční hodnoty pro maximální 1-hodinovou koncentraci O₃ definovány a pro výpočet indexu se používá pouze maximální 8-hodinová koncentrace O₃

³ v těchto kategoriích nejsou hraniční hodnoty pro maximální 1-hodinovou koncentraci NO₂ definovány a pro výpočet indexu se nepoužije

Vzhledem ke skutečnosti, že koncentrace v Tab 4. jsou ve většině případů udávány v jednotkách ppm, zatímco data dostupná z monitorovacích stanic jsou v jednotkách μg.m⁻³, byl proveden přepočítání hraničních hodnot podle vzorce:

$$c_{\mu g} = \frac{c_{ppm} \times 1000 \times M_R}{V} \quad (2)$$

$c_{\mu g}$ = koncentrace látky v μg.m⁻³

c_{ppm} = koncentrace látky v ppm

M_R = molekulová relativní hmotnost látky

$V = 22,45$ = konverzní faktor reprezentující objem jednoho molu ideálního plynu

V druhém kroku výpočtu byla získána celková hodnota indexu pro monitorovací stanice (AQI_s) jako maximum z hodnot dílčích indexů (AQI_{s,p}). Hodnota byla vypočtena pouze

v případě, když byly dostupné dílčí indexy všech sledovaných látek. V případě chybějících měření nebyl celkový index stanice vypočítán.

$$AQI_s = \max(AQI_{s,p}) \quad (3)$$

Ve třetím kroku byla obdobným způsobem získána hodnota pro celé sledované území (AQI_{pha}) jako maximum z hodnot jednotlivých staničních indexů (AQI_s). Vzhledem k nízkému počtu sledovaných stanic (tři) bylo rozhodnuto, že index celého území bude spočítán pouze v případě, kdy jsou dostupné indexy všech tří.

$$AQI_{pha} = \max(AQI_s) \quad (4)$$

Hodnoty prezentované v Tab. 4 vycházejí ze studií a zvyklostí ze Spojených států amerických a mohou se proto částečně lišit od hraničních hodnot, které jsou odvozeny od zvyklostí a výzkumu v Evropské unii (Kyrkilis, 2007). Podle stejné metodiky jako index AQI byl proto spočítán ještě index AQI_{eu}, který ovšem používá hraniční hodnoty uvedené v Tab 5., které respektují evropské standardy.

2.2.2 Aggregate Air Quality Index (AAQI)

Výpočet Aggregate Air Quality Indexu proběhl podle metodiky přejaté z Kyrkilis (2007).

Pro výpočet byla použita následující data:

- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace PM_{10} [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace CO [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace NO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

V prvním kroku byly spočítány sub-indexy pro všechny sledované látky na všech monitorovacích stanicích ($AAQI_{s,p}$), a to za použití vzorce (1), který je podrobně popsán v kapitole 2.2.1. Hodnoty hraničních bodů jsou popsány v Tab. 5.

Tab 5. Hodnoty indexu AAQI a odpovídající hraniční koncentrace znečišťujících látek (Kyrkilis, 2007)

Index ¹	O ₃ (8h) [μg.m ⁻³]	O ₃ (1h) [μg.m ⁻³]	PM ₁₀ [μg.m ⁻³]	CO [mg.m ⁻³]	SO ₂ [μg.m ⁻³]	NO ₂ [μg.m ⁻³]
0–50	0–91	0–137	0–18	0–4,7	0–30	0–152
50–100	91–120	137–180	18–75	4,7–10	30–125	152–200
100–150	120–149	180–236	75–124	10–13	125–194	200–262
150–200	149–177 ²	236–294	124–172	13–16	194–264	262–326
200–300	177–534	294–582	172–206	16–32	264–524	326–646
300–400	534–667	582–726	206–245	32–43	524–698	646–806
400–500	667–799	726–870	245–294	43–54	698–872	806–966

- 1 v originále jsou hodnoty indexů uvedeny mírně odlišně, a to 0–50, 51–100, 101–200 atd. Tato kategorizace by však znamenala, že hraničním hodnotám koncentrací lze přiřadit dvě různé hodnoty indexů. Proto byly hranice indexu upraveny tak, aby pro stejné koncentrace vracely stejné hodnoty.
- 2 v originále je tato kategorie vedena jako 159–177. To by ale znamenalo, že pro koncentrace 149–159 μg.m⁻³ O₃ není index definován. Zjevně se jedná o tiskovou chybu. Na základě srovnání velikosti kategorií byla proto provedena změna rozsahu na 149–177, tak aby mohly být využity indexy v celém rozsahu koncentrací O₃.

V druhém kroku výpočtu byla získána celková hodnota indexu pro monitorovací stanice (AAQI_s) z hodnot dílčích indexů (AQI_{s,p}) podle vzorce:

$$AAQI_s = \left(\sum_{p=1}^n (AQI_{s,p})^k \right)^{\frac{1}{k}} \quad (5)$$

k = 2,5 = empiricky určená konstanta

Hodnota konstanty k může teoreticky nabývat hodnot od 1 až do nekonečna. V případě, kdy k = 1, bude AAQI_s roven součtu dílčích indexů (AAQI_{s,p}), v opačném extrému, kdy k = ∞, by AAQI_s byl roven maximální hodnotě AAQI_{s,p}, což je identický způsob, který k výpočtu používá Air Quality Index (AQI). Swamee a Tyagi (1999) proto navrhují hodnoty k v rozmezí 2–3, protože v této relaci je průběh funkce zhruba mezi oběma výše uvedenými extrémy. Kyrkilis (2007) pak používá právě hodnotu 2,5, nicméně připouští, že by bylo vhodné ověřit další možné varianty.

Hodnota indexu AAQI_s byla vypočtena pouze v případě, když byly dostupné dílčí indexy (AAQI_{s,p}) pro PM₁₀, NO₂ a alespoň jednu další látku.

Ve třetím kroku byla získána hodnota pro celé sledované území (AAQI_{pha}) jako medián hodnot jednotlivých staničních indexů (AAQI_s). Vzhledem k nízkému počtu sledovaných stanic (tři) bylo rozhodnuto, že index celého území bude spočítán pouze v případě, kdy jsou dostupné indexy všech tří.

$$AAQI_{pha} = med(AAQI_s) \quad (6)$$

2.2.3 Revised Air Quality Index (RAQI)

Revised Air Quality Index (RAQI) vychází z práce Cheng a kol. (2004), ale vzhledem k nejasnostem v jeho výpočtu byl použit i Cheng a kol. (2007). Identický index kvality ovzduší využívá i Lu a kol. (2011), pouze pod změněným názvem Revised Air Pollution Index (RAPI).

Pro výpočet denních hodnot indexu byla použita následující data:

- 1-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace PM_{10} [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 8-hodinové průměrné koncentrace CO [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- 1-hodinové průměrné koncentrace NO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

V prvním kroku byly spočítány sub-indexy pro všechny sledované látky na všech monitorovacích stanicích ($RAQI_{s,p}$), a to za použití vzorce (1), který je podrobně popsán v kapitole 2.2.1. Hodnoty hraničních bodů jsou popsány v Tab. 6.

Tab 6. Hodnoty indexu RAQI a odpovídající hraniční koncentrace znečišťujících látek (Cheng a kol., 2004)

Index	PM_{10} [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]	SO_2 [ppm]	CO [ppm]	NO_2 [ppm]	O_3 [ppm]
50	50	0,03	4,5	(¹)	0,06
100	150	0,14	9	(¹)	0,12
200	350	0,3	15	0,6	0,2
300	420	0,6	30	1,2	0,4
400	500	0,8	40	1,6	0,5
500	600	1	50	2	0,6

1 v těchto kategoriích nejsou hraniční hodnoty pro 1-hodinovou koncentraci NO_2 definovány a pro výpočet indexu se nepoužije

Vzhledem ke skutečnosti, že koncentrace v Tab. 6. Jsou ve většině případů udávány v jednotkách ppm, zatímco data dostupná z monitorovacích stanic jsou v jednotkách $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, byl proveden přepočítání hraničních hodnot podle vzorce (2), který je podrobně popsán v kapitole 2.2.1.

V druhém kroku výpočtu byla získána celková hodnota indexu pro monitorovací stanice ($RAQI_s$) z hodnot dílčích indexů ($RAQI_{s,p}$) podle vzorce:

$$RAQI_s = \max (RAQI_{s,p}) \times \frac{\sum_{p=1}^5 avg_{daily}(RAQI_{s,p})}{avg_{annual}[\sum_{p=1}^5 avg_{daily}(RAQI_{s,p})]} \times \frac{avg_{annual}[entropy_{daily}[\max (RAQI_{s,p})]]}{entropy_{daily}[\max (RAQI_{s,p})]} \quad (7)$$

Pro jednodušší pochopení Cheng a kol. (2004) vzorec rozčleňuje na tři samostatné části:

$$\max (RAQI_{s,p}) \quad (8)$$

Tato první část vzorce (8) popisuje získání maximální hodnoty dílčích indexů ($RAQI_{s,p}$) všech sledovaných látek.

$$\frac{\sum_{p=1}^5 avg_{daily}(RAQI_{s,p})}{avg_{annual}[\sum_{p=1}^5 avg_{daily}(RAQI_{s,p})]} \quad (9)$$

Čítec druhé části vzorce (9) popisuje součet průměrných denních hodnot dílčích indexů jednotlivých látek. Ve jmenovateli se pak nachází roční průměr z výše uvedených součtů denních průměrů (Cheng a kol., 2007). Cheng a kol. (2004) a Lu a kol. (2011) uvádějí využití identického vzorce, ale výpočet jmenovatele popisují jako součin ročních a součtu denních průměrů. Tento popis ovšem nedává z matematického hlediska smysl, protože by jednoduše došlo ke zkrácení součtu denního průměru ve jmenovateli proti součtu denního průměru v čitateli a zbyl by pouze roční průměr (bez uvedení, z čeho je spočítán).

$$\frac{avg_{annual}[entropy_{daily}[\max (RAQI_{s,p})]]}{entropy_{daily}[\max (RAQI_{s,p})]} \quad (10)$$

Jmenovatel třetí části vzorce (10) vyjadřuje Shannonovu entropii maximální denní hodnoty dílčího indexu ($RAQI_{s,p}$), v čitateli se pak nachází roční průměr z výše spočítaných hodnot Shannonovy entropie (Cheng a kol., 2007). Lu a kol. (2011) opět chybně popisuje jmenovatele jako součin ročního průměru a denní entropie, Cheng a kol. (2004) pak do popisu nevhodně zapojuje části výpočtu Shannonovy entropie, takže výsledek neodpovídá uvedenému vzorci.

Ve třetím kroku byla obdobným způsobem získána hodnota pro celé sledované území ($RAQI_{pha}$) jako maximum z hodnot jednotlivých staničních indexů ($RAQI_s$) (Cheng a kol., 2004). Vzhledem k nízkému počtu sledovaných stanic (tři) bylo rozhodnuto, že index celého území bude spočítán pouze v případě, kdy jsou dostupné indexy všech tří.

$$RAQI_{pha} = \max(RAQI_s) \quad (11)$$

Hodnoty prezentované v Tab. 5 vycházejí ze studií a zvyklostí z Tchaj-wanu a mohou se proto částečně lišit od hraničních hodnot, které jsou odvozeny od zvyklostí a výzkumu v Evropské unii (Kyrkilis, 2007). Podle stejné metodiky jako index RAQI byl proto spočítán ještě index RAQI_{eu}, který ovšem používá hraniční hodnoty uvedené v Tab. 5, které respektují evropské standardy.

2.1.4. Common Air Quality Index (CAQI)

Common Air Quality Index (CAQI) vychází z projektu Evropské unie CiteAir. Metodika použitá pro jeho výpočet byla přebrána z článku van den Elshout a kol. (2008) a van den Elshout (2012).

Pro výpočet denních hodnot indexu byla použita následující data:

- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace O_3 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- denní průměrné koncentrace PM_{10} [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace CO [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace SO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace NO_2 [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

V prvním kroku byly spočítány sub-indexy pro všechny sledované látky na všech monitorovacích stanicích ($CAQI_{s,p}$), a to za použití vzorce (1), který je podrobně popsán v kapitole 2.2.1. Hodnoty hraničních bodů jsou popsány v Tab. 7.

V druhém kroku výpočtu byla získána celková hodnota indexu pro monitorovací stanice ($CAQI_s$) jako maximum z hodnot dílčích indexů ($CAQI_{s,p}$). Hodnota byla vypočtena v případě, když byly dostupné dílčí indexy ($CAQI_{s,p}$) alespoň pro NO_2 , PM_{10} a O_3 .

$$CAQI_s = \max(CAQI_{s,p}) \quad (12)$$

Tab 7. Hodnoty indexu CAQI a odpovídající hraniční koncentrace znečišťujících látek (van den Elshout a kol., 2008)

Index	NO ₂ [μg.m ⁻³]	PM ₁₀ [μg.m ⁻³]	O ₃ [μg.m ⁻³]	CO [μg.m ⁻³]	SO ₂ [μg.m ⁻³]
0	0	0	0	0	0
25	50	12	60	5000	50
26	51	13	61	5001	51
50	100	25	120	7500	100
51	101	26	121	7501	101
75	200	50	180	10000	300
76	201	51	181	10001	301
100	400	100	240	20000	500

Ve třetím kroku byla obdobným způsobem získána hodnota pro celé sledované území (CAQI_{Pha}) jako maximum z hodnot jednotlivých staničních indexů (CAQI_s). Vzhledem k nízkému počtu sledovaných stanic (tři) bylo rozhodnuto, že index celého území bude spočítán pouze v případě, kdy jsou dostupné indexy všech tří.

$$CAQI_{Pha} = \max(CAQI_s) \quad (13)$$

2.1.5 Pollution index (PI)

Pollution Index (PI) vychází z Murena (2004).

Pro výpočet denních hodnot indexu byla použita následující data:

- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace O₃ [μg.m⁻³]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace O₃ [μg.m⁻³]
- denní průměrné koncentrace PM₁₀ [μg.m⁻³]
- maximální 8-hodinové průměrné koncentrace CO [μg.m⁻³]
- denní průměrné koncentrace SO₂ [μg.m⁻³]
- maximální 1-hodinové průměrné koncentrace NO₂ [μg.m⁻³]

V prvním kroku byly spočítány sub-indexy pro všechny sledované látky na všech monitorovacích stanicích (PI_{s,p}), a to za použití vzorce (1), který je podrobně popsán v kapitole 2.2.1. Hodnoty hraničních bodů jsou popsány v Tab. 8.

Tab 8. Hodnoty indexu PI a odpovídající hraniční koncentrace znečišťujících látek (Murena, 2004)

Index	PM ₁₀ [μg.m ⁻³]	NO ₂ [μg.m ⁻³]	CO [μg.m ⁻³]	SO ₂ [μg.m ⁻³]	O ₃ 1h [μg.m ⁻³]	O ₃ 8h [μg.m ⁻³]
25	20	40	4	20	(¹)	65
50	50	200	10	125	180	120
70	144	400	11,6	250	240	180
85	238	950	15,5	500	324	223
100	500	1900	30	1000	600	500

1 v této kategorii není hraniční hodnota pro maximální 1-hodinovou koncentraci O₃ definována a pro výpočet indexu se nepoužije

V druhém kroku výpočtu uvádí Murena (2004) dvě možné varianty. Buď výpočet indexu jednotlivých látek pro celé sledované území, nebo výpočet celkového indexu jednotlivých monitorovacích stanic. Všechny předchozí indexy používají možnost spočítání celkového staničního indexu, proto byla tato možnost zvolena i zde, abychom nepřišli o možnost jejich vzájemného porovnání. Staniční index (PI_s) je poté zkonstruován pomocí dvojice na sebe navazujících výpočtů. Nejprve je spočítána rovnice

$$\sum_{p=1}^n \frac{C_p}{BP_{p,c}} \quad (14)$$

C_p = naměřená koncentrace znečišťující látky

BP_{p,c} = koncentrace hraničního bodu všech kategorií látky p

Pro nejnižší hodnotu, která je zároveň větší nebo rovna 1, je spočítán staniční index jako:

$$PI_s = PI_c \times \sum_{p=1}^n \frac{C_p}{BP_{p,c}} \quad (15)$$

PI_c = hodnota indexu odpovídající hraničnímu bodu BP_{p,c}

Ve třetím kroku je pak spočítána hodnota indexu pro celé území (PI_{pha}) jako vážený průměr staničních indexů (PI_s). Váhovým faktorem je velikost území, které daná stanice reprezentuje ku celkové velikosti sledovaného území. V této práci byly pro výpočet použity tři stanice, které jsou všechny klasifikovány jako příměstské pozad'ové, se stejným poloměrem reprezentativnosti, proto jim všem byl přidělen váhový faktor 1/3.

$$PI_{pha} = \sum_{s=1}^n PI_s \times \frac{area_s}{area_{total}} = \sum_{s=1}^n PI_s \times \frac{1}{3} \quad (16)$$

2.1.6 Chybějící měření CO

Všechny indexy, které zde byly uvedeny, používají ve svém výpočtu jako jednu z hodnot naměřené koncentrace CO. To v Praze představuje problém, protože z monitorovacích stanic, které byly využity, se CO měří pouze na stanici Praha 4 – Libuš. Z ročenek ČHMÚ ze sledovaných let 2005 a 2006 (Ostatnická, 2006; Ostatnická, 2007) je ovšem patrné, že koncentrace CO nenabývá v Praze vysokých hodnot. Podhodnocení indexu díky absenci hodnot CO při jeho výpočtu by tak nemělo být významné.

Pro jistotu byly však v případě stanice Praha 4 – Libuš vypočteny dvě varianty všech indexů. S použitím CO a bez použití CO. Jejich rozdíl byl poté analyzován, aby byla ověřena významnost potenciálního podhodnocení.

2.3 Statistické metody

2.3.1 Wilcoxonův párový test

Ke zjištění významu rozdílu při výpočtu indexů kvality ovzduší se zahrnutím a bez zahrnutí CO byl použit Wilcoxonův párový test pro porovnání dvou závislých výběrů. Tento test nevyžaduje normální rozdělení dat, což se ukázalo být nezbytné, protože zpracovávaná data normalitu silně porušovala.

2.3.2 Korelační analýza

K posouzení vzájemného vztahu byla vypočtena kros-korelační funkce pro:

a) jednotlivé indexy kvality ovzduší navzájem

b) indexy kvality ovzduší a ukazatele zdravotního stavu populace. V tomto případě byla na základě poznatků z jiných studií (Hůnova a kol., 2013, Chen a kol., 2013, Kowalska a kol., 2009) provedena analýza jak aktuálních hodnot proměnných (lag 0), tak hodnot zpožděných o jeden den (lag 1). Tedy například nejen závislost počtu úmrtí či hospitalizací na hodnotě indexu kvality ovzduší dané dne, ale i na hodnotě z minulého dne.

Tato funkce zjišťuje míru závislosti pomocí Pearsonova korelačního koeficientu mezi časovými řadami, a to jak ve stejném čase, tak i mezi hodnotami časově posunutými. Významnost takto vypočtených korelačních koeficientů nelze počítat klasickým způsobem, jelikož časové řady neobsahují nezávislá pozorování. Pro výpočet významnosti byl tedy využit princip permutačního testu.

Data neměla normální rozdělení, nicméně úprava pro jiné než normální rozdělení nebyla provedena, jelikož hlavní problém byl v časové závislosti dat. Přednost tedy byla dána úpravě pro časovou závislost. Hodnota kros-korelační funkce tedy může být zkreslena, ale významnost pomocí permutačního testu je použitelná i v tomto případě – vůči jinému než normálnímu rozdělení je tento test robustní.

2.3.3 Kruskal-Wallisův test

Kruskal-Wallisův test je používán ke zjištění, zda střední hodnota dat ve výběrech, které nemají normální rozdělení, se liší nebo neliší. V našem konkrétním případě bylo zkoumáno rozdělení indikátorů zdravotního stavu populace podle kategorií indexů kvality ovzduší.

Kategorie byly vytvořeny na základě zkušeností ze studie Kowalska a kol. (2009) a jsou prezentovány v Tab. 9.

Tab. 9 Hodnoty indexů pro přiřazení do odpovídajících kategorií

Kategorie indexu	AQI + AQI respektující*	CAQI	PI
dobrý	0–50	0–25	0–25
vyhovující	51–100	26–50	26–70
nebezpečný	101–500	51–100	71–100

* jedná se o indexy odvozené z AQI, které respektují jeho původní stupnici: AQI_{eu}, AAQI, RAQI, RAQI_{eu}

2.3.4 Regresní analýza

Využití regresní analýzy vycházelo z předchozích diplomových prací, které se zabývaly podobným tématem (Řezáčová, 2010; Knobová, 2012), a článku Association between ambient ozone and health outcomes in Prague (Hůnová a kol., 2013). Konkrétně byla pro modelování použita negativní binomická regrese, ta je jedním z podtypů Poissonovy regrese. Zkoumána byla vazba mezi nezávislými proměnnými, které zastupovaly hodnoty různých indexů kvality ovzduší, kalendářní jevy, a proměnnými závislými, jimiž byly ukazatele zdravotního stavu populace.

Poissonova regrese je jedním z modelů, které patří do třídy modelů, jež se nazývají zobecněné lineární modely (GLM, Generalised Linear Model). Poissonova regrese se používá pro případ, kdy se modeluje závislost počtu událostí za časovou jednotku na jedné nebo více nezávislých proměnných, je tedy často využívána právě v epidemiologických studiích (Hutchinson a Holtman, 2005).

Základní předpoklad Poissonova modelu je ten, že průměr je roven rozptylu. To v situacích týkajících se vlivu znečištění ovzduší na zdravotní stav obyvatel není vhodné, protože tento předpoklad nebývá zpravidla splněn. Proto je vhodnější použít podtyp Poissonova modelu tzv. negativní binomickou regresi, u které není předpoklad, že průměr je svázán s rozptylem.

2.4 Použité počítačové programy

Při zpracování dat byly použity následující počítačové programy:

- Microsoft Excel 2007 - pro výpočet indexů kvality ovzduší a základní charakteristiku dat
- R verze 2.15.0 - pro statistickou analýzu dat
- GIMP verze 2.8.4 – pro úpravu obrázků a grafů

3 Výsledky

3.1. Charakteristika dat

Před využitím dat pro výpočet indexů kvality ovzduší byla analýza úplnosti vstupních dat. Bylo množství chybějících měření. Tab. 10 uvádí počty a procentuální zastoupení chybějící měření všech znečišťujících látek pro jednotlivé monitorovací stanice ve sledovaném období let 2005 – 2006. Nejhorší výsledky se ukazují u měření PM10, kde u stanic Praha – Kobyličky a Praha Veleslavín chybí celkově 23,6 %, respektive 19,9 % měření. V případě stanice Praha – Kobyličky v roce 2006 se jedná dokonce až o 30,7 % chybějících měření. U ostatních sledovaných látek nepřesáhl podíl chybějících měření v obou letech 6,0 %, respektive 6,3 % u CO, který byl ale měřen pouze na stanici Praha – Libuš.

K výpočtu indexů kvality ovzduší byla použita pouze dostupná naměřená data. Chybějící měření nebyla žádným způsobem doplňována či nahrazována.

Tab. 11 poté uvádí počty chybějících a procentuální zastoupení chybějících hodnot indexů kvality ovzduší pro jednotlivé monitorovací stanice (Praha – Libuš, Praha – Kobyličky, Praha - Veleslavín) a pro celé sledované území (Praha – celkově). U indexů AQI (resp. AQI_{eu}), RAQI (resp. RAQI_{eu}) a PI se na celkovém množství 44,7 % za chybějících měření celé sledované období podílí nejvíce stanice Praha – Kobyličky (26,7 %) a Praha – Veleslavín (21,0 %), nejméně pak stanice Praha – Libuš (10,1 %). U indexu AAQI chybí celkově 40,4 % dat, na jednotlivých stanicích pak Praha – Libuš 6,8 %, Praha – Kobyličky 25,2 % a Praha –

Veleslavín 20,3 %. U indexu CAQI chybí celkově 42,5 % dat, na stanici Praha – Libuš 7,7 %, Praha – Kobylisy 26,2 % a Praha Veleslavín 20,3 %. Z výsledků je rovněž patrné, že množství chybějících dat pro celkový index není prostým součtem množství chybějících dat z jednotlivých monitorovacích stanic. Tato skutečnost je způsobena tím, že výpadky na stanicích se mohly vyskytovat současně.

Obr. 2 – Obr. 8 prezentují spočítané hodnoty indexů kvality ovzduší na jednotlivých monitorovacích stanicích (Praha – Libuš, Praha – Kobylisy, Praha – Veleslavín) a výslednou hodnotu pro celé území Prahy.

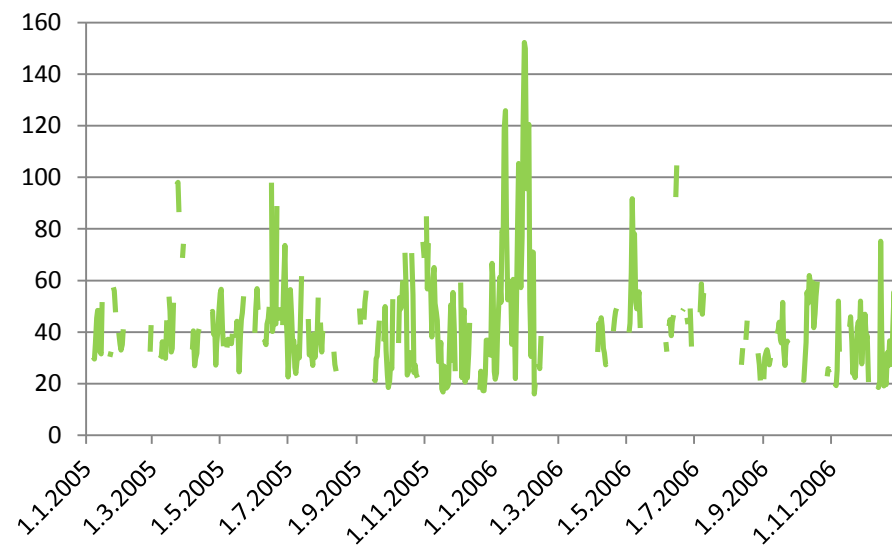
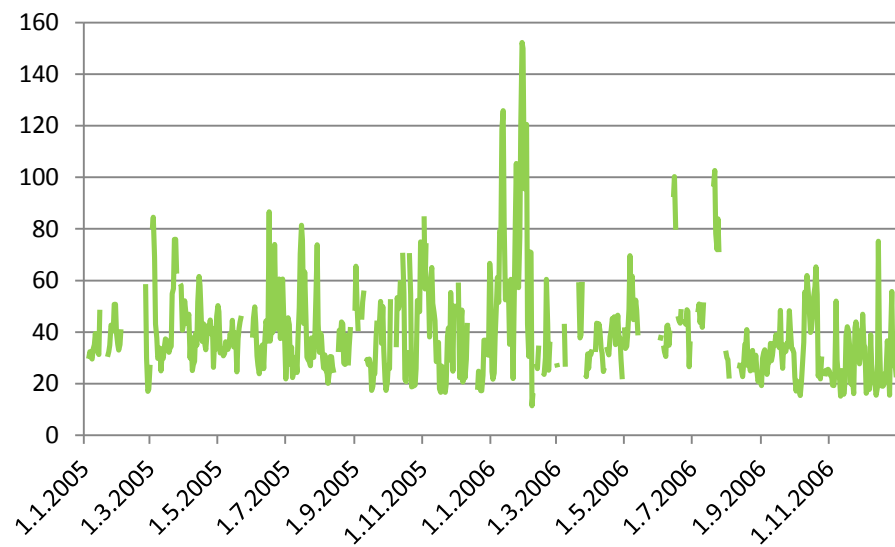
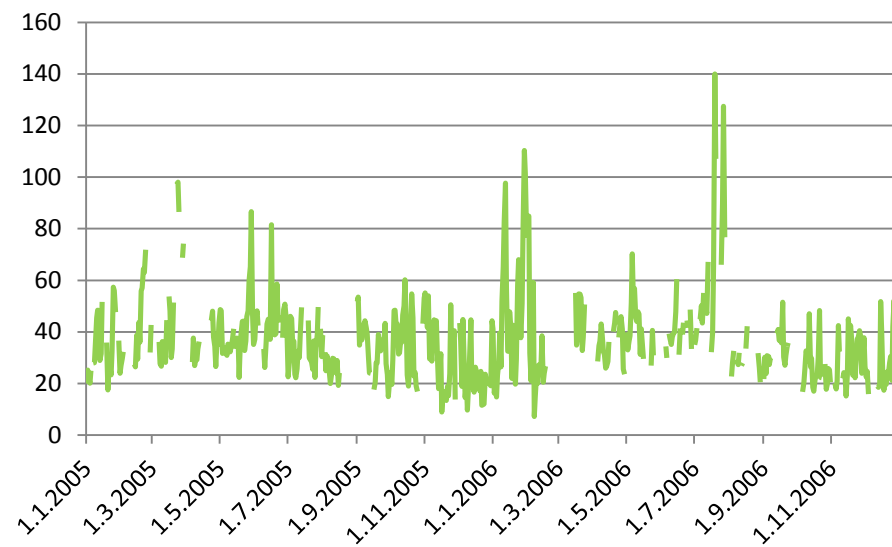
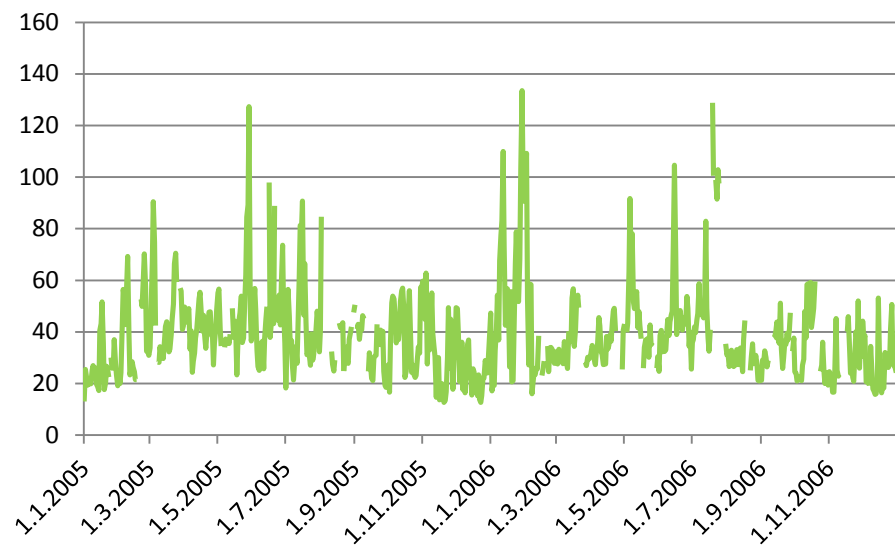
Tab. 10 Počty chybějících měření jednotlivých látek na jednotlivých monitorovacích stanicích

Látka	Stanice	Chybějící data					
		2005		2006		celkově	
		počet	Podíl (%)	počet	Podíl (%)	počet	Podíl (%)
O ₃	Praha – Libuš	15	4,1	29	7,9	44	6,0
	Praha – Kobylisy	26	7,1	18	4,9	44	6,0
	Praha – Veleslavín	4	1,1	3	0,8	7	1
CO*	Praha – Libuš	17	4,7	29	7,9	46	6,3
	Praha – Kobylisy	-	-	-	-	-	-
	Praha – Veleslavín	-	-	-	-	-	-
NO ₂	Praha – Libuš	15	4,1	22	6,0	37	5,1
	Praha – Kobylisy	18	4,9	23	6,3	41	5,6
	Praha – Veleslavín	2	0,5	3	0,8	5	0,7
SO ₂	Praha – Libuš	14	3,8	28	7,7	42	5,8
	Praha – Kobylisy	13	3,6	9	2,5	22	3,0
	Praha – Veleslavín	7	1,9	3	0,8	10	1,4
PM ₁₀	Praha – Libuš	16	4,4	27	7,4	43	5,9
	Praha – Kobylisy	60	16,4	112	30,7	172	23,6
	Praha – Veleslavín	64	17,5	81	22,2	145	19,9

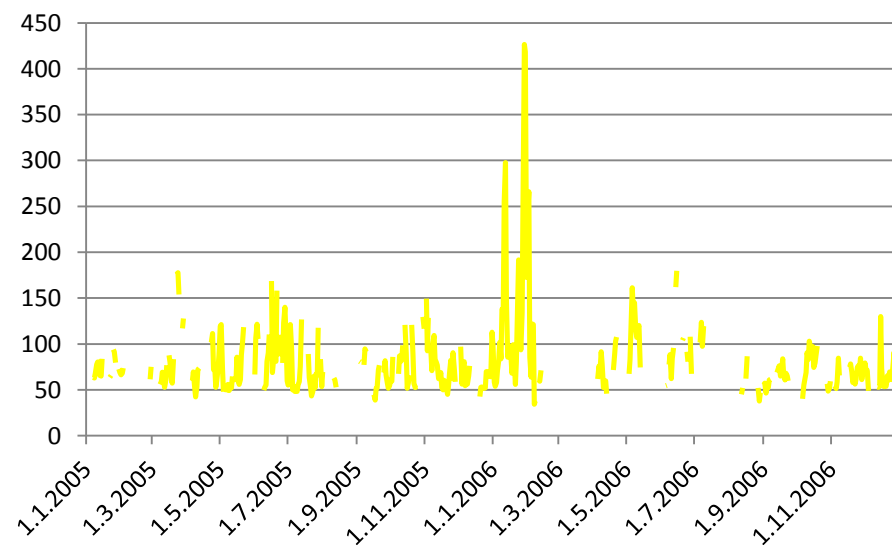
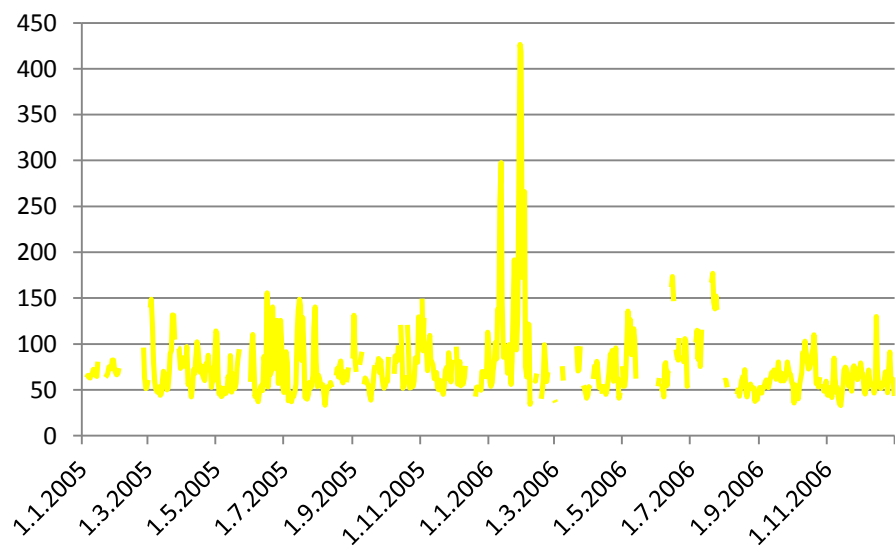
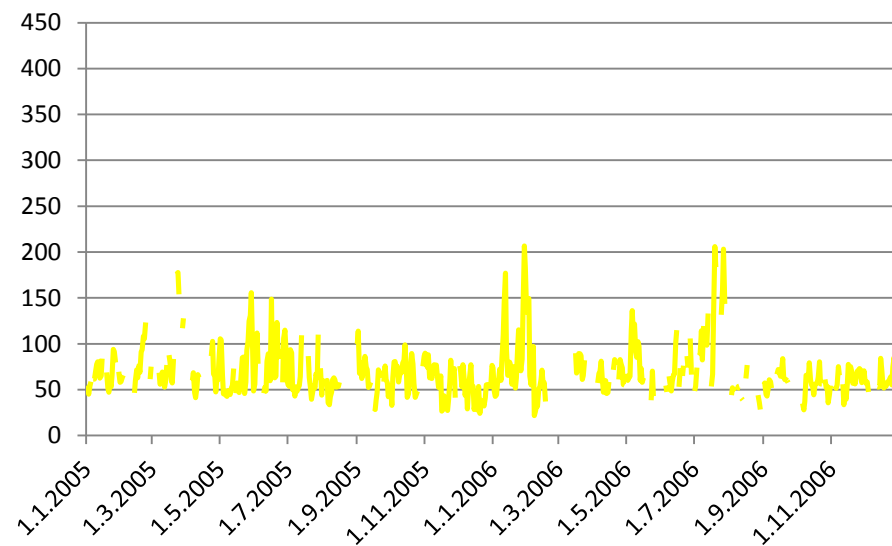
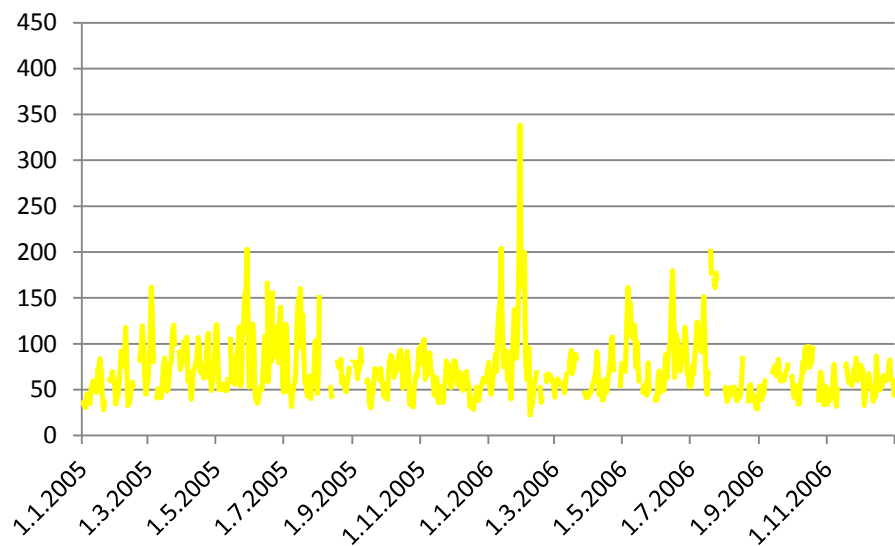
* koncentrace CO byly měřeny pouze na stanici Praha - Libuš

Tab. 11 Počty chybějících indexů na jednotlivých monitorovacích stanicích a celkově

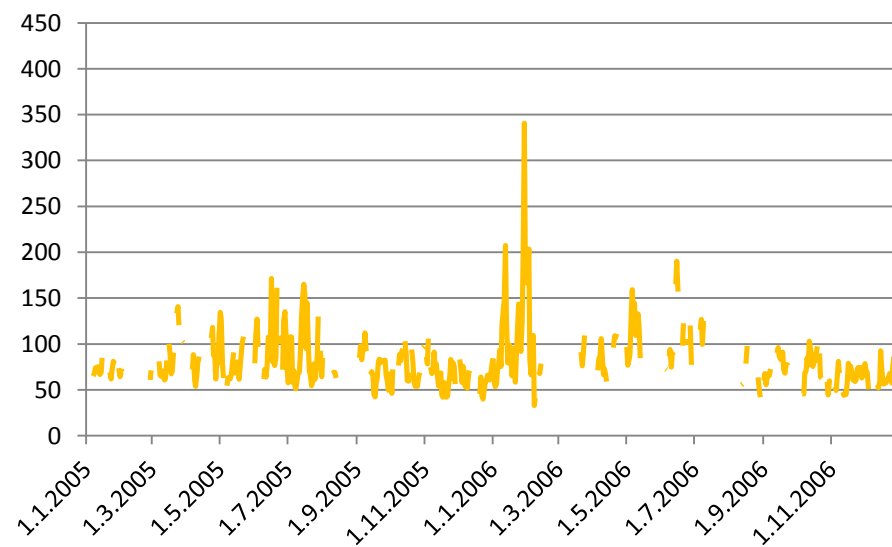
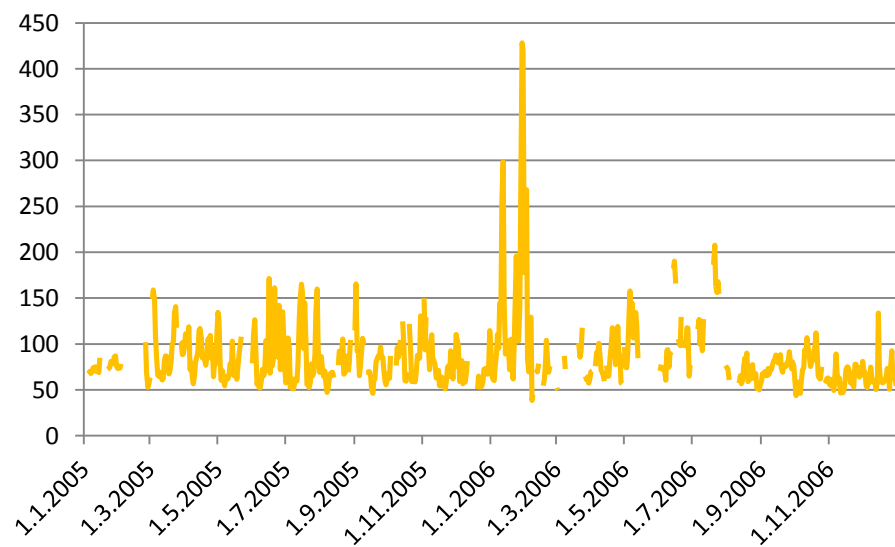
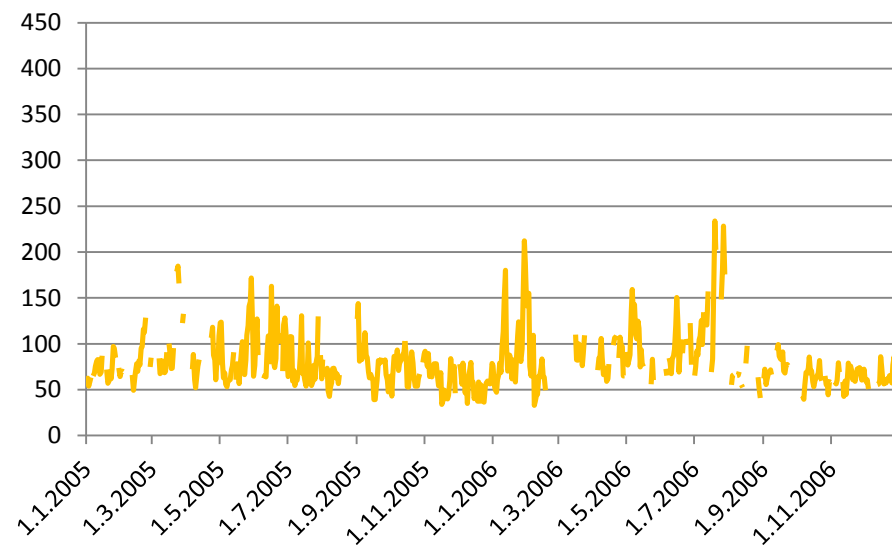
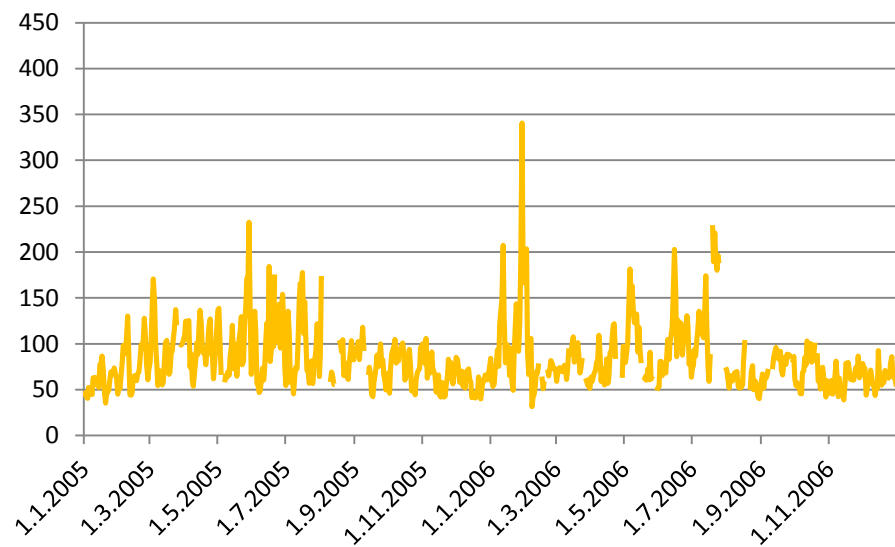
Index	Stanice	Chybějící indexy					
		2005		2006		celkově	
		počet	Podíl (%)	počet	Podíl (%)	počet	Podíl (%)
AQI, AQI _{eu}	Praha – Libuš	28	7,7	46	12,6	74	10,1
	Praha – Kobylisy	79	21,6	116	31,8	195	26,7
	Praha - Veveslavín	70	19,2	83	22,7	153	21,0
	Praha - celkově	148	40,5	178	48,8	326	44,7
AAQI	Praha – Libuš	19	5,2	31	8,5	50	6,8
	Praha – Kobylisy	70	19,2	114	31,2	184	25,2
	Praha - Veveslavín	65	17,8	83	22,7	148	20,3
	Praha - celkově	131	35,9	164	44,9	295	40,4
RAQI, RAQI _{eu}	Praha – Libuš	28	7,7	46	12,6	74	10,1
	Praha – Kobylisy	79	21,6	116	31,8	195	26,7
	Praha - Veveslavín	70	19,2	83	22,7	153	21,0
	Praha - celkově	148	40,5	178	48,8	326	44,7
CAQI	Praha – Libuš	19	5,2	37	10,1	56	7,7
	Praha – Kobylisy	77	21,1	114	31,2	191	26,2
	Praha - Veveslavín	67	18,4	83	22,7	150	20,5
	Praha - celkově	140	38,4	170	46,6	310	42,5
PI	Praha – Libuš	28	7,7	46	12,6	74	10,1
	Praha – Kobylisy	79	21,6	116	31,8	195	26,7
	Praha - Veveslavín	70	19,2	83	22,7	153	21,0
	Praha - celkově	148	40,5	178	48,8	326	44,7



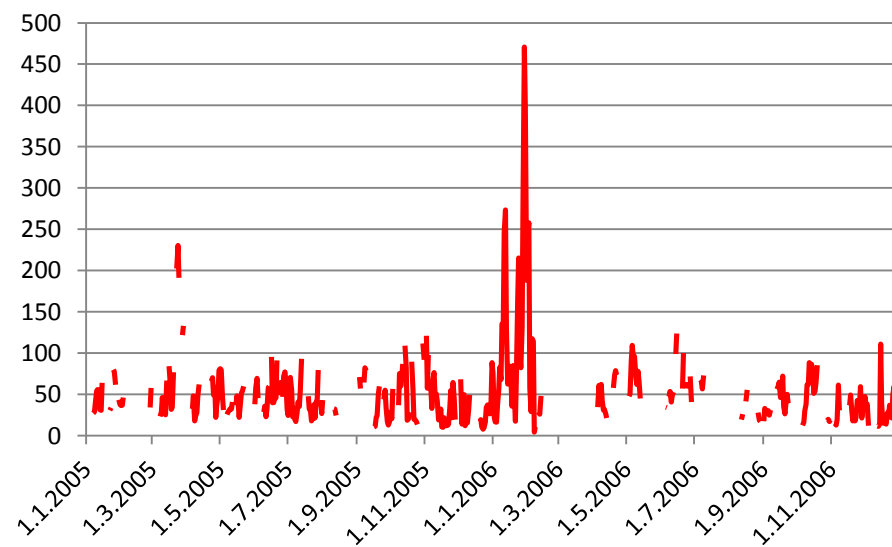
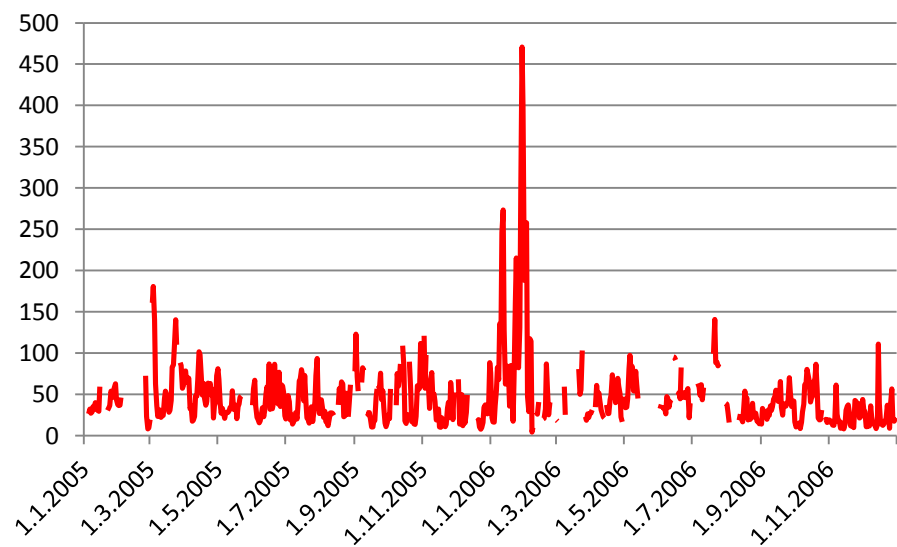
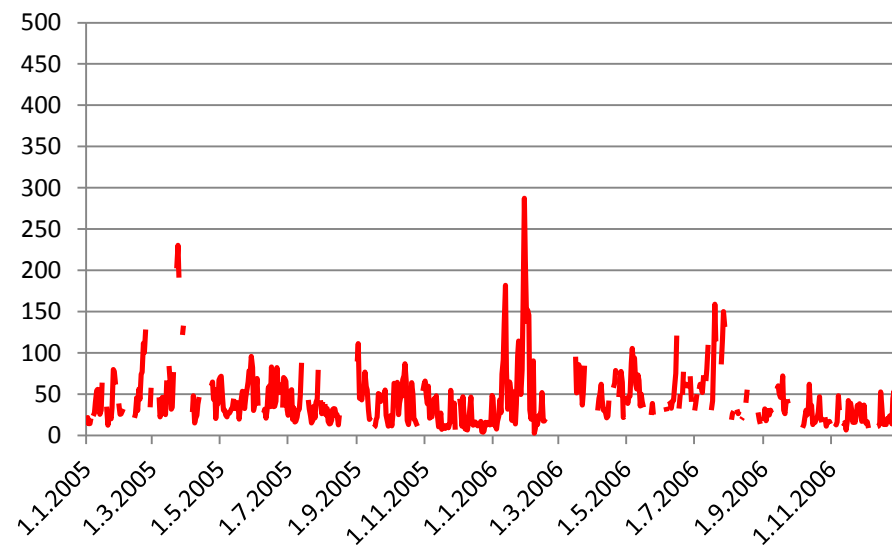
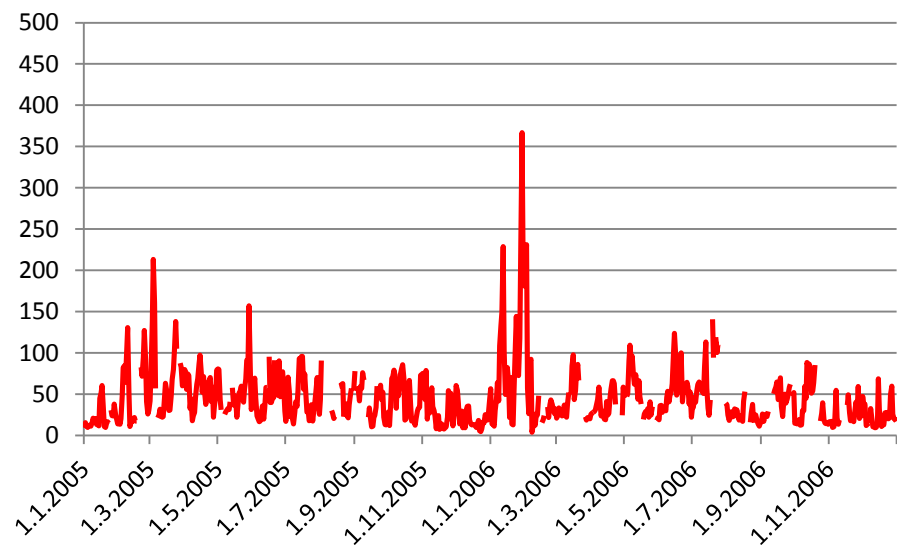
Obr. 2 Průběh Air Quality Indexu (AQI) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavín (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



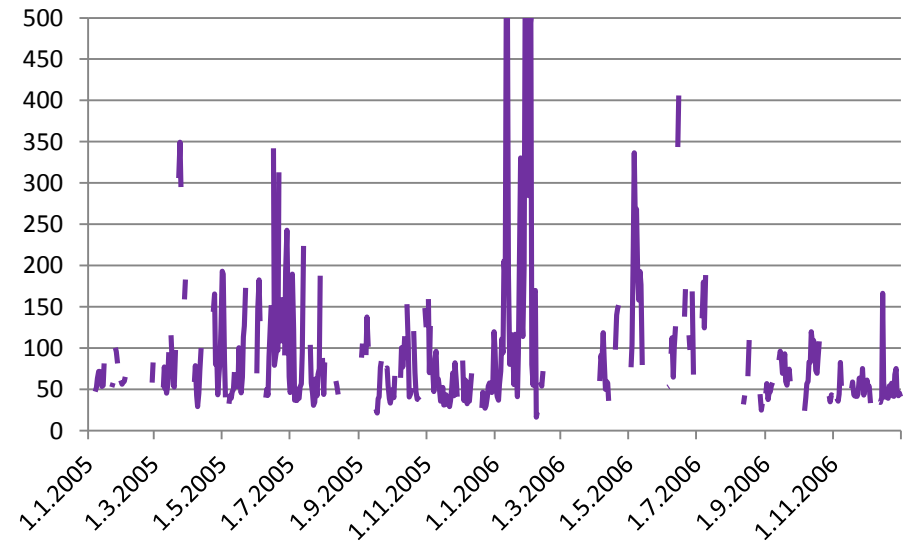
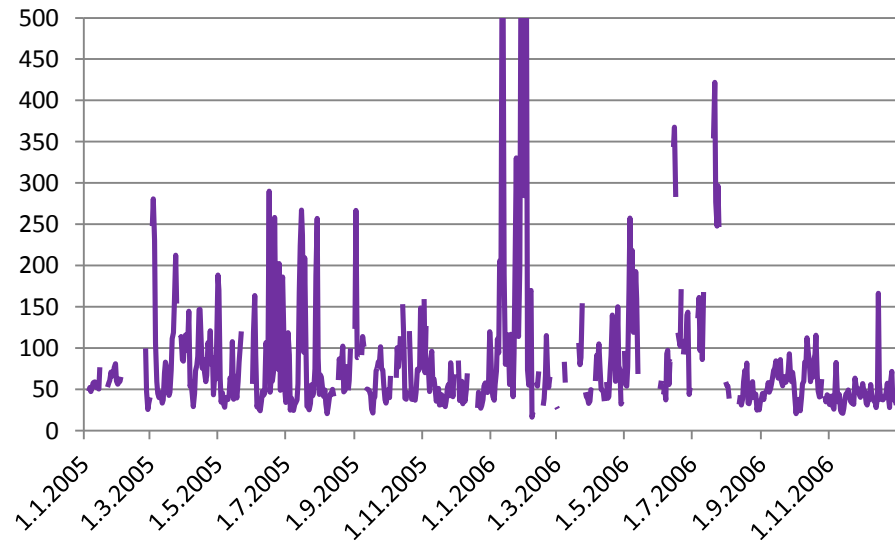
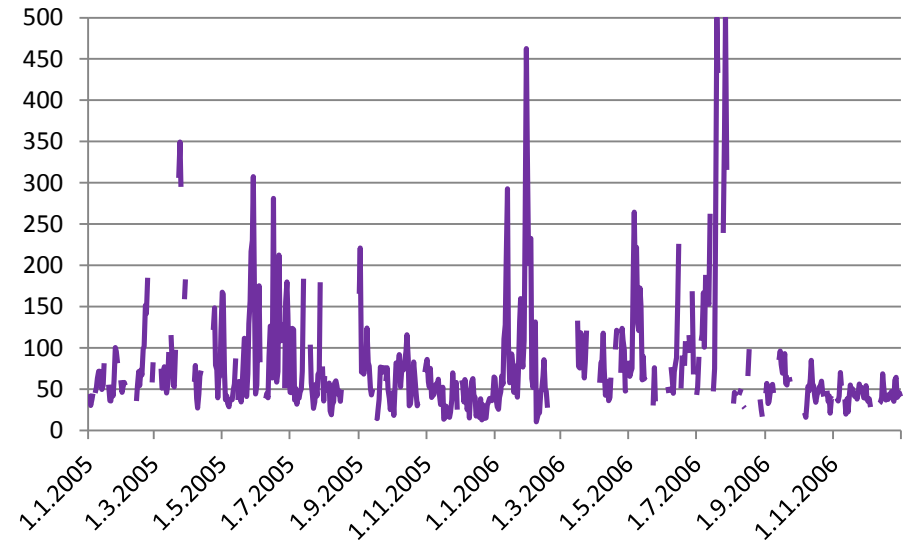
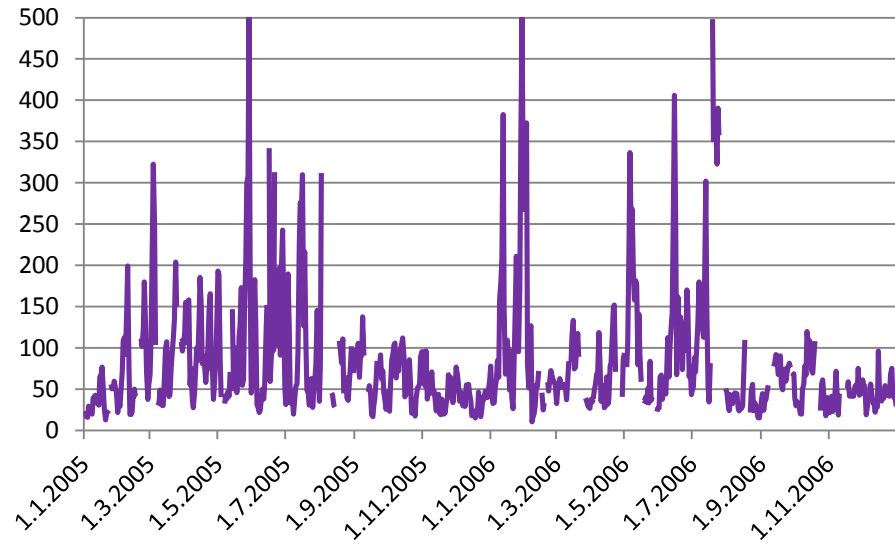
Obr. 3 Průběh Air Quality Indexu s upravenými hodnotami hraničními bodů (AQI_{eu}) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavín (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



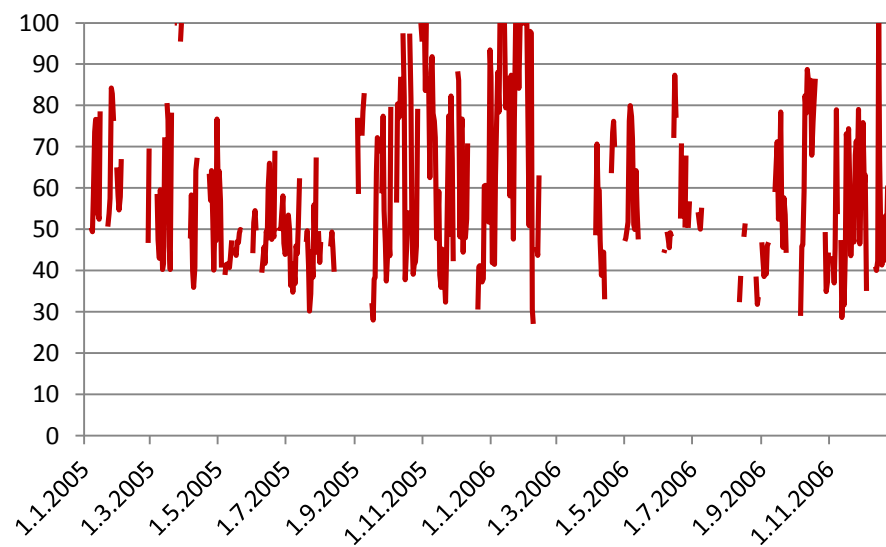
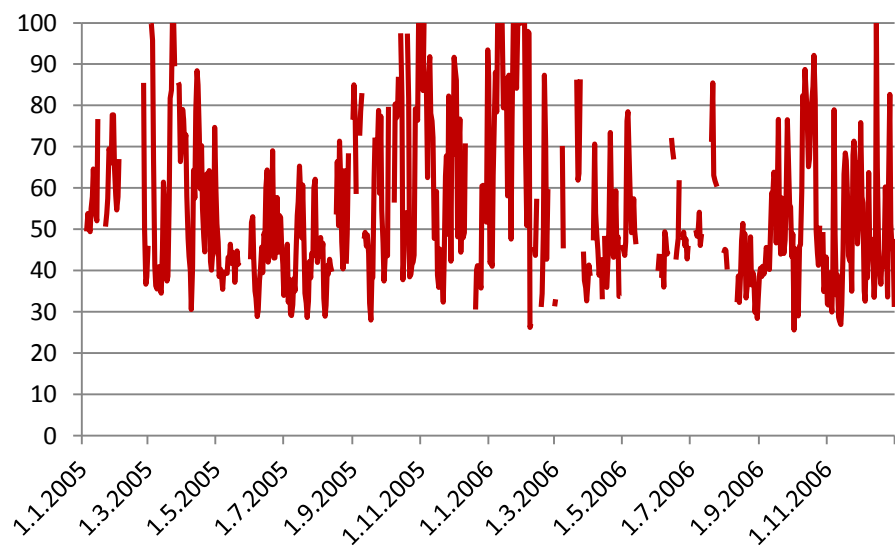
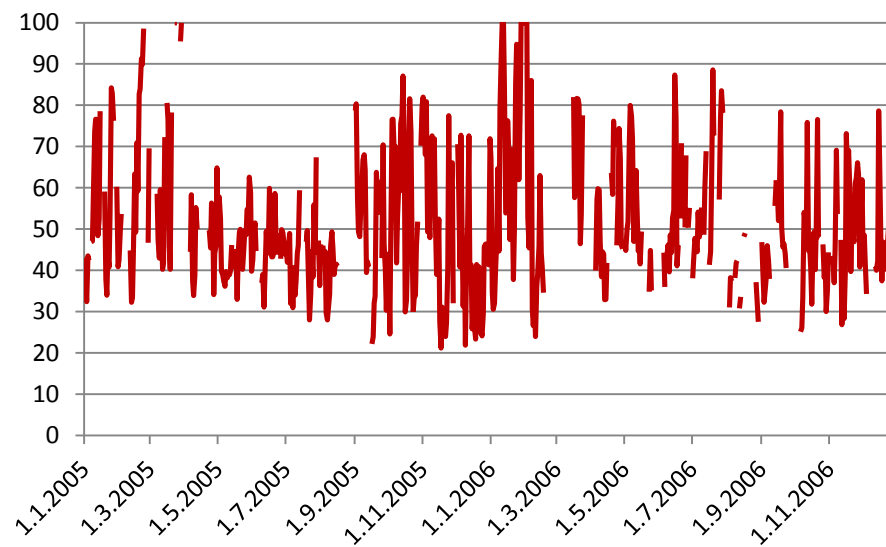
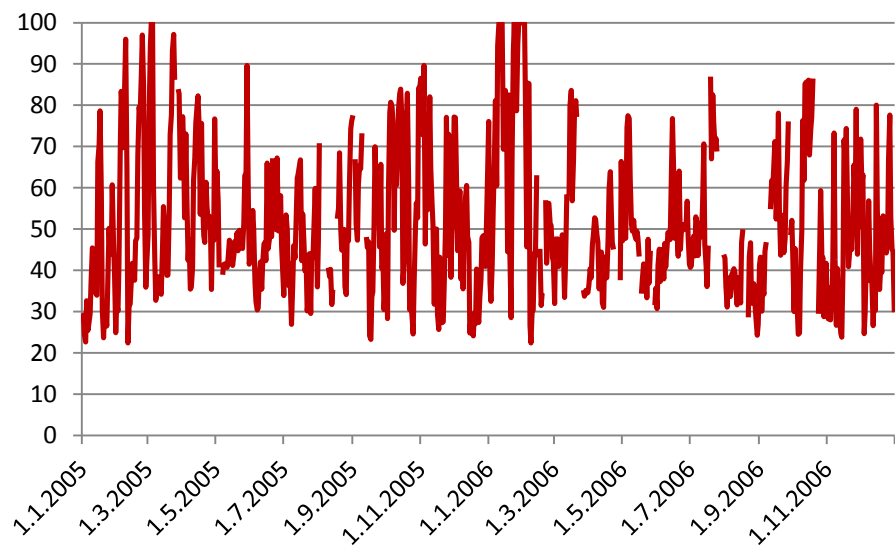
Obr. 4 Průběh Aggregate Air Quality Indexu (AAQI) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veveslavín (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



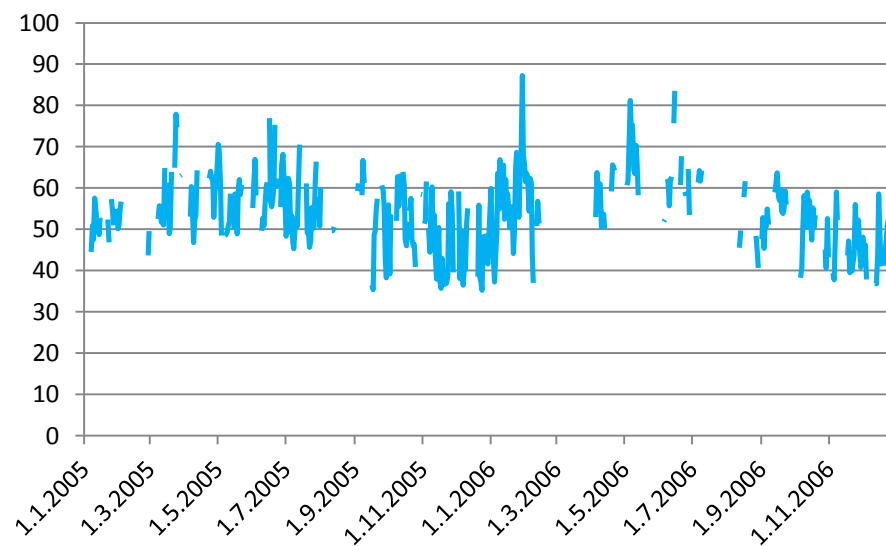
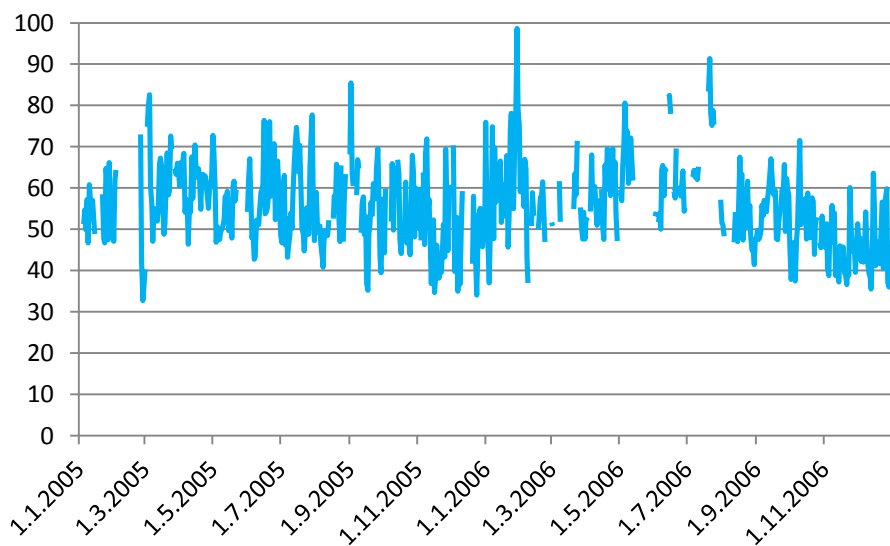
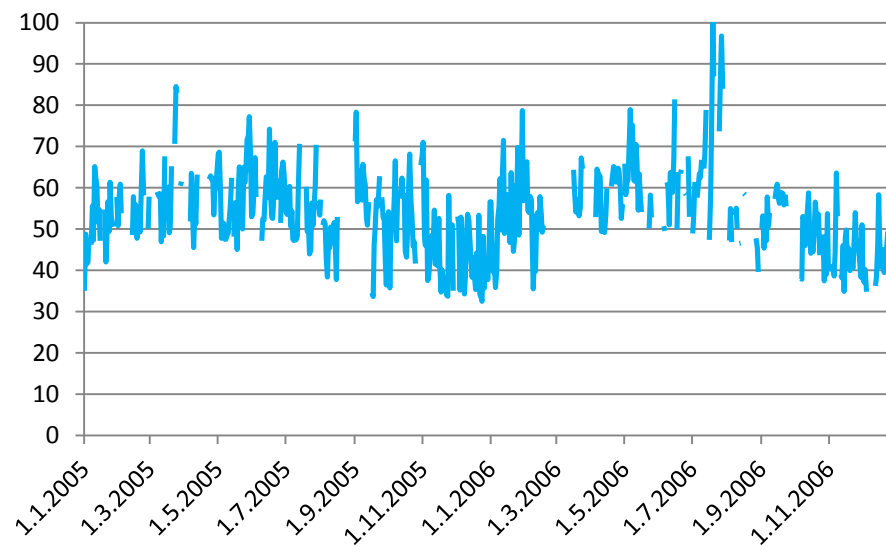
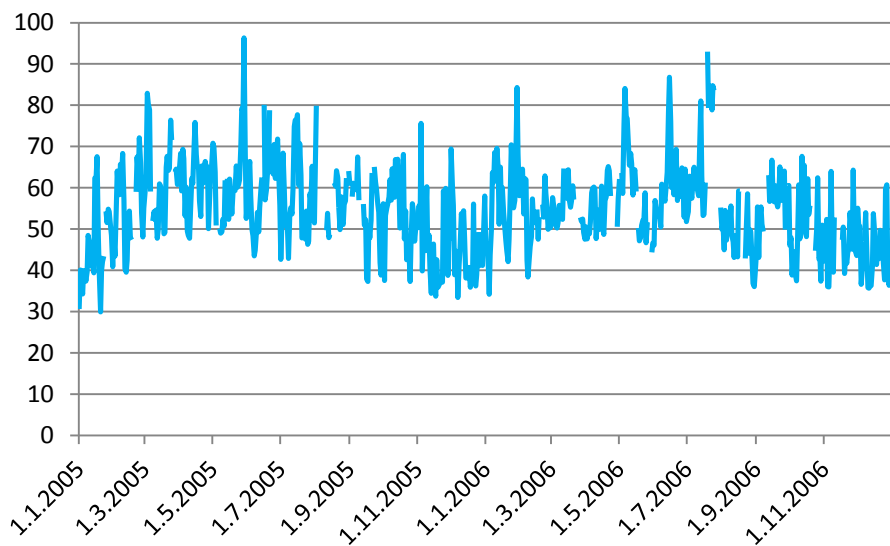
Obr. 5 Průběh Revised Air Quality Indexu (RAQI) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavin (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



Obr. 6 Průběh Revised Air Quality Indexu s upravenými hodnotami hraničními bodů (RAQI_{eu}) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavin (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



Obr. 7 Průběh Common Air Quality Indexu (CAQI) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavín (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)



Obr. 8 Průběh Pollution Indexu (PI) na stanicích Praha – Libuš (vlevo nahoře), Praha – Kobylisy (vpravo nahoře), Praha – Veleslavín (vlevo dole) a celkově v Praze (vpravo dole)

3.2 Význam CO

Tab. 12 popisuje analýzu rozdílů mezi indexy spočítanými s využitím a bez využití koncentrací CO na stanici Praha – Libuš. V případě indexů AQI, AQIeu a CAQI se nevyskytl žádný den, kdy by indexy nabývaly rozdílných hodnot. Statisticky nevýznamný rozdíl byl pak sledován u indexu RAQI. Naopak statisticky významný rozdíl byl zaznamenán u indexů AAQI, RAQIeu a PI.

Tab. 12 Charakteristika indexů pro výpočet s a bez použití CO

Index	Počet rozdílných dnů	Podíl rozdílných dnů (%)	Průměrný rozdíl indexů	Směrodatná odchylka rozdílu	p-hodnota z Wilcoxonova párového testu
AQI	0	-	-	-	-
AQIeu	0	-	-	-	-
AAQI	59	8,7	0,086	0,073	< 2.2e-16*
RAQI	403	61,4	0,042	1,567	0,549
RAQIeu	397	60,5	0,034	2,044	5.944e-05*
CAQI	0	-	-	-	-
PI	654	99,8	1,253	3,630	< 2.2e-16*

* Statisticky významná vazba – p-hodnota<0,05

3.3 Vztah mezi indexy

Pearsonovy korelační koeficienty spočítané pro jednotlivé dvojice indexů na všech stanicích i celkové území Prahy (Tab. 13 - 16) ukazují na silnou pozitivní korelaci všech indexů, která se ve všech případech ukázal statisticky významná. Korelační koeficient není nikdy nižší než 0,5. Nejsilnější byla tato vazba pozorována mezi skupinou indexů AQI, AQIeu, AAQI, RAQI a RAQIeu, kde korelační index s výjimkou dvojice RAQI x RAQIeu nikdy neklesl pod 0,9. Ale i u dvojice RAQI x RAQIeu byl vždy vyšší než 0,89. Zbylé dva indexy vykazují nižší korelační koeficienty, konkrétně CAQI zhruba 0,6–0,8 a PI zhruba 0,5–0,8, v závislosti na korelovaném indexu a stanici.

Tab. 13 Pearsonovy korelační koeficienty mezi jednotlivými indexy na stanici Praha - Libuš

	AQI	AQIeu	AAQI	RAQI	RAQIeu	CAQI	PI
AQI	1						
AQIeu	0,943	1					
AAQI	0,943	0,978	1				
RAQI	0,919	0,908	0,903	1			
RAQIeu	0,938	0,963	0,973	0,871	1		
CAQI	0,782	0,738	0,697	0,822	0,639	1	
PI	0,824	0,795	0,856	0,752	0,810	0,663	1

Tab. 14 Pearsonovy korelační koeficienty mezi jednotlivými indexy na stanici Praha - Kobylisy

	AQI	AQIeu	AAQI	RAQI	RAQIeu	CAQI	PI
AQI	1						
AQIeu	0,941	1					
AAQI	0,942	0,975	1				
RAQI	0,933	0,917	0,923	1			
RAQIeu	0,913	0,955	0,978	0,898	1		
CAQI	0,811	0,792	0,730	0,825	0,651	1	
PI	0,775	0,758	0,851	0,747	0,793	0,589	1

Tab. 15 Pearsonovy korelační koeficienty mezi jednotlivými indexy na stanici Praha - Veveřín

	AQI	AQIeu	AAQI	RAQI	RAQIeu	CAQI	PI
AQI	1						
AQIeu	0,933	1					
AAQI	0,936	0,985	1				
RAQI	0,926	0,949	0,952	1			
RAQIeu	0,913	0,942	0,965	0,893	1		
CAQI	0,803	0,693	0,651	0,742	0,613	1	
PI	0,725	0,637	0,716	0,654	0,703	0,567	1

Tab. 16 Pearsonovy korelační koeficienty mezi jednotlivými indexy pro celou Prahu

	AQI	AQIeu	AAQI	RAQI	RAQIeu	CAQI	PI
AQI	1						
AQIeu	0,937	1					
AAQI	0,941	0,997	1				
RAQI	0,930	0,956	0,958	1			
RAQIeu	0,917	0,941	0,968	0,892	1		
CAQI	0,807	0,673	0,629	0,738	0,597	1	
PI	0,734	0,654	0,737	0,648	0,737	0,530	1

3.4 Vztah mezi indexy a indikátory zdravotního stavu populace

3.4.1 Korelační analýza

Pearsonovy korelační koeficienty, spočítané mezi indexy kvality ovzduší a počty zemřelých, ukazují u některých případů relativně malou, ale statisticky významnou korelaci (Tab. 17). U celkového počtu úmrtí se potvrdila statisticky významná korelace u všech indexů pro nezpožděná data (lag0), a to 0,129 (PI) – 0,163 (AQI), pro data se zpožděním jednoho dne (lag1) pak, s výjimkou PI, 0,089 (AAQI) – 0,130 (RAQI). S výjimkou indexu CAQI byla také významná korelace všech indexů s počtem úmrtí na nemoci dýchací soustavy pro zpožděná data (lag1): 0,104 (AAQI) – 0,126 (AQI), pro nezpožděná data (lag0) byly korelační koeficienty nižší a u několika indexů navíc statisticky nevýznamná. U počtu úmrtí na nemoci oběhové soustavy jsou korelační koeficienty velmi nízké, ve většině statisticky nevýznamné, pouze index CAQI vykazuje statisticky významnou korelaci (lag0 i lag1), konkrétně 0,134 a 0,097.

Tab. 17 Pearsonovy korelační koeficienty mezi indexy a počty zemřelých

Index	Zemřelí na choroby dýchací soustavy		Zemřelí na choroby oběhové soustavy		Zemřelí celkově	
	lag0	lag1	lag0	lag1	lag0	lag1
AQI	0,086 *	0,126 *	0,079 *	0,062	0,163 *	0,110 *
AQIeu	0,090 *	0,106 *	0,075	0,054 *	0,156 *	0,106 *
AAQI	0,090	0,104 *	0,077	0,045	0,151 *	0,089 *
RAQI	0,094 *	0,144 *	0,083	0,076	0,160 *	0,130 *
RAQIeu	0,106 *	0,134 *	0,056	0,068	0,157 *	0,116 *
CAQI	0,049	0,106	0,134 *	0,097 *	0,156 *	0,113 *
PI	0,069	0,109 *	0,069 *	0,043	0,129 *	0,084

* Statisticky významná vazba – p-hodnota<0,05

3.4.2 Analýza Kruskal-Wallisovým testem

Analýza Kruskal-Wallisovým testem (Tab. 20) ukázala statisticky významnou závislost pro všechny indexy kvality ovzduší mezi jejich kategorií a aktuálním (lag0) celkovým počtem zemřelých. Ve čtyřech dalších případech byla zaznamenána významná vazba i mezi jinými indikátory: AQIeu a zemřelí na nemoci dýchací soustavy (lag0), zemřelí na nemoci oběhové soustavy (lag0), CAQI a zemřelí na nemoci oběhové soustavy (lag0) a PI a celkový počet zemřelých (lag1).

V ostatních případech nebyla prokázána statisticky významná závislost. Přesto je i u těchto indexů vidět malý nárůst počtů úmrtí se zhoršující se kvalitou ovzduší (Tab. 18). Výjimku tvoří několik případů, kde dochází k anomálii a při dosažení horší kategorie kvality ovzduší dochází k menšímu průměrnému počtu úmrtí. Ze srovnání s Tab. 19 je patrné, že k tomu odchází u kategorií s velmi malým podílem výskytu (<10 %).

Tab. 18 Počty úmrtí v kategoriích jednotlivých indexů

Index	Zemřelí na choroby dýchací soustavy			Zemřelí na choroby oběhové soustavy			Zemřelí celkově		
	dobry	vyhovující	nebezpečný	dobry	vyhovující	nebezpečný	dobry	vyhovující	nebezpečný
AQI	2,2	2,5	3,0	15,8	17,2	16,3	33,2	35,4	37,9
AQI _{eu}	2,3	2,2	2,7	13,9	16,1	17,1	32,2	33,4	35,8
AAQI	2,4	2,2	2,6	13,7	16,1	16,6	31,8	33,4	35,1
RAQI	2,2	2,3	2,9	15,8	16,4	17,4	33,1	34,4	37,4
RAQI _{eu}	2,2	2,2	2,6	15,6	16,3	16,5	32,7	33,5	35,5
CAQI	-	2,2	2,4	-	15,7	16,6	-	33,1	34,5
PI	-	2,3	2,7	-	16,1	17,3	-	33,7	37,2

Tab. 19 Procentuální zastoupení kategorií jednotlivých indexů

Index	Zastoupení kategorie indexu (%)		
	dobry	vyhovující	nebezpečný
AQI	74,5	23,0	2,5
AQI _{eu}	6,9	74,3	18,8
AAQI	2,1	72,2	25,7
RAQI	60,9	31,7	7,4
RAQI _{eu}	30,9	42,8	26,2
CAQI	0,0	47,9	52,1
PI	0,0	96,0	4,0

Tab. 20 Výsledné p-hodnoty Kruskal-Wallisova testu

Index	Zemřelí na choroby dýchací soustavy		Zemřelí na choroby oběhové soustavy		Zemřelí celkově	
	Lag 0	Lag 1	Lag 0	Lag 1	Lag 0	Lag 1
AQI	0,218	0,135	0,338	0,782	0,001 *	0,248
AQIeu	0,039 *	0,777	0,008 *	0,294	0,004 *	0,085
AAQI	0,141	0,346	0,150	0,986	0,014 *	0,686
RAQI	0,089	0,168	0,255	0,910	0,001 *	0,494
RAQIeu	0,072	0,054	0,381	0,779	0,001 *	0,139
CAQI	0,267	0,175	0,046 *	0,535	0,014 *	0,331
PI	0,362	0,198	0,351	0,382	0,045 *	0,014 *

* Statisticky významná vazba – p-hodnota<0,05

3.4.3 Regresní analýza

Tab. 21 Výsledné p-hodnoty regresního modelu

Index	Zemřelí na choroby dýchací soustavy		Zemřelí na choroby oběhové soustavy		Zemřelí celkově		Hospitalizovaní s chorobami dýchací soustavy		Hospitalizovaní s chorobami oběhové soustavy	
	lag0	lag1	lag0	lag1	lag0	lag1	lag0	lag1	lag0	lag1
AQI	0,088	0,014 *	0,100	0,178	5,184e-4 *	0,021 *	9,905e-4 *	0,138	9,780e-5 *	0,026 *
AQIeu	0,078	0,042 *	0,126	0,242	0,001 *	0,027 *	0,002 *	0,163	0,002 *	0,030 *
AAQI	0,068	0,037 *	0,100	0,304	0,001 *	0,051	0,023 *	0,924	0,024 *	0,369
RAQI	0,064	0,006 *	0,088	0,104	7,897e-4 *	0,007 *	7,049e-5 *	0,045 *	1,172e-4 *	0,003 *
RAQIeu	0,037 *	0,010 *	0,248	0,139	8,952e-4 *	0,015 *	0,003 *	0,764	0,005 *	0,239
CAQI	0,315	0,032 *	0,004 *	0,030 *	7,311e-4 *	0,014 *	1,675e-5 *	0,014 *	2,564e-7 *	0,064
PI	0,161	0,030 *	0,152	0,354	0,006 *	0,077	0,485	0,158	0,006 *	0,638

* Statisticky významná vazba – p-hodnota<0,05

Z výsledků regresní analýzy (Tab. 21) vyplývá statisticky významná závislost mezi všemi indexy kvality ovzduší a:

1) počtem zemřelých na nemoci dýchací soustavy se zpožděním 1 den (lag1)

2) celkovým počtem zemřelých v aktuální den (lag0)

3) celkovým počtem zemřelých se zpožděním 1 den (lag1)

– s výjimkou indexů AAQI a PI

4) počtem hospitalizací na nemoci dýchací soustavy v aktuální den (lag0)

– s výjimkou indexu PI

5) počtem hospitalizací na nemoci oběhové soustavy a aktuální den (lag0)

Kromě těchto závislostí se vyskytuje ještě několik dalších, z nich zajímavá se jeví závislost mezi počtem zemřelých na nemoci oběhové soustavy (lag0 i lag1) a jediným indexem – CAQI.

4 Diskuze

4.1 Konstrukce indexů kvality ovzduší

Samotná konstrukce indexů kvality ovzduší se ukazuje jako velmi problematická. Autoři indexů přinášejí ve snaze zvýšit výpovědní hodnotu indexů složitější a detailnější metody, které jsou ovšem často v jiném místě výpočtu nehodnoceny. Příkladem takového znehodnocení může být Air Quality Index (US EPA, 2009), kde na rozhraní jednotlivých kategorií indexu dramaticky narůstá význam každé tisíciny ppm znečišťující látky. Zatímco v rámci dané kategorie by se tak malý nárůst na výsledné hodnotě indexu vůbec neobjevil, na hranici může i jedna tisícina ppm znamenat nárůst hodnoty indexu o 1. Podobný problém se vyskytuje i u Common Air Quality Indexu (van den Elshout a kol., 2004).

Objevují se i logické rozpory ve výpočtech, kdy originální definice Aggregate Air Quality Indexu (Kyrkilis a kol., 2007) umožňuje jedné koncentraci znečišťující látky přidělit dvě

různé hodnoty indexu. Časté jsou pak chyby v popisu některé z části výpočtu, jak je zmíněno již v kapitole 2. u Aggregate Air Quality Indexu a Revised Air Quality Indexu. Už jen kosmetickou vadou, možná překlepem, je pak chyba v nastavení hraničních bodů u Aggregate Air Quality Indexu, kdy není pro koncentrace 149–159 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ O_3 definován.

Vypovídající hodnota indexů je také silně ovlivněna arbitrárními rozhodnutími, které do výpočtu vstupují. Použití některých postupů je zdůvodněno velmi okrajově, či zcela chybí. Některé z indexů (Cheng a kol., 2004, van den Elshout, 2012) používají pro definování hodnoty indexu na celém sledovaném území maximální hodnotu z dostupných stanic s odůvodněním, že maximum je to největší, nejhorší, co můžeme potkat. Již ale není zmíněno, proč se popisuje právě nejhorší varianta. Podobně Kyrkilis a kol. (2007) místo maxima používá medián s odůvodněním, že je vhodnější než průměr, protože se do něj nepromítají odlehlá měření. Tato vlastnost mediánu je samozřejmě pravdivá, ale není to odůvodnění, proč použít právě medián.

Zcela nejproblematictější se však jeví neprovázanost jednotlivých výzkumů v této oblasti. Zhusta se objevují články, které srovnávají dva rozdílné indexy a z nich vybírají ten lepší (jedním bývá zpravidla Air Quality Index). Ostatní existující indexy jsou zmíněny pouze formou výčtu, bez dalšího zkoumání. Tak se může například stát, že Pollution Index (Murena, 2004) byl podle údajů z Web Of Knowledge (k 20.7.2013) citován 31x, ale s výjimkou jednoho autora se všichni omezili na konstatování, že existuje. Právě tato vzájemná neprovázanost pak vede k absurdním situacím. Například Aggregate Air Quality Index (Kyrkilis, 2007) při porovnání s Air Quality Indexem dosahuje vyšších hodnot a je autory považován za přesnější. Na druhé straně New Air Quality Index (Bishoi a kol., 2009) dosahuje při porovnání s Air Quality Indexem nižších hodnot a taktéž je autory považován za přesnější. Nesystematičnost ukazuje i Kassomenos, který se v průběhu několika málo let podílel na více článcích, z nichž každý operoval s rozdílným indexem (Kassomenos a kol., 1999, Kyrkilis a kol., 2007, Dimitrou a kol., 2013).

Samotný výběr srovnávaných indexů je často velkou neznámou. Nebo jak přiznává Žujić a kol. (2009): „Použili jsme index, o kterém *věříme*, že je nejvhodnější.“

4.2. Význam CO

Z výsledků vidíme, že v případě tří indexů (AQI, AQI_{eu} a CAQI) se absence dat v podobě hodnot koncentrací CO vůbec neprojevila. Tyto indexy ve 100% případů nabývaly stejných hodnot jak při použití, tak bez použití CO, což je způsobeno metodou jejich výpočtu, která beze v potaz pouze látku s nejvyšší koncentrací vůči limitním hodnotám. U RAQI se sice

vyskytly odlišné hodnoty, nicméně tento rozdíl nebyl na základě Wilcoxonova párového testu shledán statisticky významný (p-hodnota 0,549).

V případě zbylých indexů se rozdíl jeví statisticky významný. U AAQI je průměrná hodnota rozdílu 0,086 a u RAQIeu 0,034. Pokud si uvědomíme, že indexy mohou reálně nabývat hodnot 0-500, je chyba způsobená nezapočtením CO marginální. Navíc indexy jsou ve výsledku prezentovány jako celá čísla, tedy při zaokrouhlování dochází k chybě až o velikosti 0,5, což znamená u AAQI téměř 6x větší chybu, u RAQIeu až 15x větší chybu.

Daleko významnější se chyba jeví u PI, který disponuje pouze stupnicí 0-100, zatímco průměrná chyba způsobená nezapočítáním CO je 1,2. Nicméně Plaia a Ruggieri (2011) právě výpočet PI označují za problematický. V případě, kdy nejsou hodnoty dílčích indexů jednotlivých látek ve stejné kategorii, dochází k nadhodnocování vlivu látek s nižším dílčím indexem. To je přesně tento případ, protože CO na území Prahy ve sledovaných letech nabýval vždy velmi nízkých koncentrací (Ostatnická, 2006, Ostatnická, 2007).

Tyto výsledky nejsou nijak překvapivé. Dimitriou a kol. (2013) porovnávali 14 městských a předměstských monitorovacích stanic napříč celou Evropskou unií a s výjimkou jednoho případu (stanice v blízkosti velké dopravní tepny) byly všechny dílčí indexy CO v nejnižší možné kategorii indexu z pěti možných. I u zmíněné jediné odlišné stanice bylo 93% hodnot v nejnižší kategorii (dobrá kvalita) a 7% v druhé nejnižší kategorii (nízké znečištění). Kromě zastoupení v jednotlivých kategoriích byla zjišťována i míra, kterou se jednotlivé látky podílejí na hodnotě výsledného indexu. U CO se jednalo o velmi malý podíl a to 0% - 3%. Nízké koncentrace CO ale nejsou pouze fenoménem Evropy, ale byly zaznamenány i v amerických či čínských městech (Parrish a kol., 2009).

Odpověď na otázku, proč je i přesto CO využíván ve výpočtu mimoděk nabízí opět Parrish a kol. (2009). Na případě amerických velkoměst je vidět, že v posledních 20 až 30 letech došlo k výraznému poklesu koncentrací CO. Může se tak jednat o historické zatížení indexů, které i současné době vycházejí z „tradičních“ znečišťujících látek. Jiným důvodem může být snad nedeklarovaná snaha o univerzálnost, protože stále existují místa (města), kde CO dosahuje problematických koncentrací.

4.3 Rozdíly mezi indexy kvality ovzduší

Z výsledků korelační analýzy je patrné, že jednotlivé indexy se od sebe významně neodlišují a mají velmi podobný průběh (Tab. 13 – Tab. 16). Ve skupině indexů respektujících AQI (AQI, AQIeu, AAQI, RAQI, RAQIeu) stupnici byl korelační index dokonce vždy vyšší než

0,89! Je tedy patrné, že změna ve výpočtu má jen málo významný vliv na jeho průběh. Výraznější změny se projevují v absolutních hodnotách indexu (Tab. 19). To popisují i samotní autoři jednotlivých indexů. AAQI vrací ve srovnání s AQI stabilně vyšší hodnoty (Kyrkilis a kol., 2007), NAQI ve srovnání s AQI nižší hodnoty (Bishoi a kol., 2009). Nicméně tohoto lze dosáhnout i pouhou úpravou hodnot hraničních bodů. Hodnoty RAQI mají ve srovnání s AQI vyšší výkyvy od průměrných hodnot, tedy nadprůměrné hodnoty jsou ještě vyšší, podprůměrné ještě nižší (Cheng a kol., 2004).

O něco více odlišné hodnoty (korelační koeficient větší než 0,5) vykazovaly indexy CAQI a PI. To bude pravděpodobně způsobeno odlišnou definicí kategorií indexu, které přímo nekorespondují s kategoriemi vycházejícími z AQI.

Je tedy zjevné, že rozdílné metody výpočtu indexu kvality ovzduší nepřinášejí dramaticky odlišné informace.

4.4 Vztah indexů kvality ovzduší a indikátorů zdravotního stavu populace

Největším problémem při hodnocení vztahu mezi indexy kvality ovzduší a indikátory zdravotního stavu populace byla chybějící zavedená metodika. Naprostá většina autorů se pod různými záminkami tomuto srovnání vyhýbá. U indexů vycházejících z relativních rizik pro jednotlivé látky operují s faktem, že vliv na lidské zdraví je obsažen právě v hodnotách relativního rizika, které pocházejí z širokých epidemiologických studií (Cairncross a kol., 2007, Stieb a kol., 2008). Indexy stavící na tabulce hraničních hodnot pro jednotlivé látky zase vycházejí z limit, které byly stanoveny autoritami jako například WHO. Převážně se tak objevují pouze srovnání dvou indexů kvality ovzduší mezi sebou, nikoliv již srovnání indexu a reálné situace.

Ve finále byly použity tři způsoby testování vztahu indexů kvality ovzduší a zdravotního stavu populace. Korelační analýza a analýza pomocí Kruskal-Wallisova testu přejatá z práce Kowalska a kol. (2009) a regresní analýza adaptovaná z podobných prací na téma vlivu znečištění ovzduší na lidské zdraví (Hůnová a kol., 2013, Knobová, 2012).

Korelační analýza ukazuje na vztah mezi indexy kvality ovzduší a celkovým počtem zemřelých, jak v aktuální, tak následující den a u většiny indexů i na vztah s počtem zemřelých na choroby dýchací soustavy (jak aktuální, tak následující den). Tyto výsledky jsou porovnatelné s výsledky, které publikují Kowalska a kol. (2009). Problematické výsledky jsou ve vztahu k úmrtím na choroby oběhové soustavy. Zde by mohla být hlavní příčinou málo početná

zkoumaná populace, kde denní počty zemřelých nabývají jen jednotek případů a velkou roli zde může hrát náhoda.

Analýza Kruskal-Wallisovým testem poskytuje průkazné výsledky u počtu zemřelých v daný den a u indexu AQIeu i pro úmrtí na choroby dýchací a oběhové soustavy. Tyto výsledky jsou však silně ovlivněny skladbou zpracovávaných dat. Použita byla data bez rozlišení věku, přičemž z výsledků Kowalska a kol. (2009) je patrné, že významná vazba nastává právě v kategorii 65 let a výše, zatímco ve věku 0-64 let je statisticky nevýznamná. Stejně tak Kowalska a kol. (2009) zmiňují, malé rozdíly v důsledku malé zkoumané populace. Přitom zmiňovaná oblast (Katowická aglomerace) má přes tři miliony obyvatel. Oblast zkoumaná v této práci (Praha) je ještě třikrát menší. Problém taktéž způsobuje malé zastoupení některých kategorií, kdy mohou výsledné počty úmrtí silně ovlivňovat náhoda.

Výsledky regresní analýzy je velmi těžké porovnávat s literaturou, protože podobné práce se zabývají jednotlivými znečišťujícími látkami, popřípadě jejich kombinací, nikoli však souhrnnými indexy. Při srovnání s výše uvedenou korelační analýzou je však patrná shoda například u vztahu s úmrtími na choroby dýchací soustavy, celkovým počtem úmrtí a naopak chybějící vazba na počty zemřelých na choroby oběhové soustavy (s výjimkou CAQI). Ukazuje se též významná vazba mezi indexy a počtem hospitalizovaných. Pokud bychom se přeci jen pokusili o srovnání s dalšími studii (indexy nejsou přímo koncentrací znečišťujících látek, nicméně by je z principu měly popisovat), je patrné, že výsledky nejdou proti proudu současného poznání (Burnett a kol., 2004, Brunekreef a Holgate, 2002, Dockery a kol., 1993).

4.5 Využití indexů kvality ovzduší pro komunikaci s veřejností

Při využití indexů kvality ovzduší jako komunikačního nástroje není přesnost, s jakou index popisuje zdravotní stav populace jediným měřítkem jeho vhodnosti. Neméně důležitá je i správné rozčlenění indexu do jednotlivých kategorií. Lze si představit, že index, který neustále poskytuje informaci, že kvalita ovzduší je dobrá či naopak neustále varuje před nebezpečně znečištěným ovzduším, není zcela vhodný. Tohoto problému jsou si vědomi i autoři indexů a upravují s ohledem na něj vstupní hodnoty výpočtů (Kyrkilis a kol., 2007, Murena, 2004, van den Elshout a kol., 2004).

Z rozdělení výsledných hodnot indexů do kvalitativních kategorií (Tab. 19) je patrné, že indexy se od sebe významně odlišují. V městském prostředí bychom zřejmě očekávali horší celkovou kvalitu ovzduší než na pozadových lokalitách, proto můžeme říci, že Air Quality Index (74,5% hodnot v kategorii dobrý) či Revised Air Quality Index (60,9% hodnot v kategorii dobrý) nepřináší vhodnou informaci. Otázka vhodné distribuce indexu do kvalitativních kategorií není

jednoduchá a zasloužila by rozsáhlejší studii i s ohledem na charakteristiku místního znečištění (je způsobeno převážně jednou látkou, či je zde více vyrovnaných) nebo českou legislativu, v konkrétním případě Prahy.

Výše uvedené však platí pouze v případě, že se nespokojíme s odůvodněním vhodnosti indexu jako například Cheng a kol. (2004) či Murena (2004): "oblasti, které zkoumáme, jsou znečištěné a námi navržené indexy nabývají vyšších hodnot, než doposavad používané, proto jsou lepší."

5 Závěr

Výsledky práce ukazují, že při použití indexů kvality ovzduší v Praze, se absence měření koncentraci oxidu uhelnatého (CO) na výsledných hodnotách indexů významně neprojevuje. Není proto nutné speciálně upravovat jejich metodiku pro pražské podmínky.

Použité indexy kvality ovzduší vykazují silnou míru korelace, neposkytují nám tak zásadně rozdílnou informaci, což se potvrdilo jak přímou korelační analýzou, tak při srovnání s indikátory zdravotního stavu populace, kde taktéž vykazovaly velmi podobné výsledky.

Srovnání indexů s indikátory zdravotního stavu populace ukazuje u několika parametrů statisticky významnou vazbu, jsou tedy vhodné pro popis vlivu kvality ovzduší na lidské zdraví. Tato vazba zpravidla zahrnuje všechny použité indexy a nelze tak na jejím základě říci, který z nich je vhodnější.

V čem se indexy navzájem významně liší, je rozřazení do kvalitativních kategorií. Nalezení nejvhodnějšího rozdělení a tedy i nejvhodnějšího indexu pro použití v Praze by však byla zapotřebí další studie.

6 Seznam literatury a zdrojů

Abdullah, L., Khalid, N.D. (2012): Classification of air quality using fuzzy synthetic multiplication. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, p. 6957–6965

AIRNOW (1): dostupné online:

<http://airnow.supportportal.com/link/portal/23002/23002/Article/22835/What-is-the-history-of-the-AQI> (k 1.8.2013)

Arndt, R.L., Carmichael, G.R., Streets, D.G., Bhatti, N. (1997): Sulfur dioxide emissions and sectorial contributions to sulfur deposition in Asia. *Atmospheric Environment*, vol. 31, p. 1553-1572

Atkinson, R.W., Anderson, H.R., Sunyer, J., Ayres, J., Baccini, M., Vonk, J.M., Boumghar, A., Forastiere, F., Forsberg, B., Touloumi, G., Schwartz, J., Katsouyanni, K. (2001): Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions - Results from APHEA 2 project. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, vol. 164, p. 1860-1866

Bishoi, B., Prakash, A., Jain, V. K. (2009): A Comparative Study of Air Quality Index Based on Factor Analysis and US-EPA Methods for an Urban Environment. *Aerosol And Air Quality*, vol. 9, p. 1-17

Braňiš M., Hůnová I. eds. (2009): *Atmosféra a klima, Aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, Praha, 121 p.

Bruno, F., Cocchi, D. (2002): A unified strategy for building simple air quality indices. *Environmetrics*, vol. 13, p. 243-261

Burnett R.T., Stieb, D., Brook, J.R., Cakmak, S., Dales, R., Raizenne, M., Vincent, R., Dann, T... 2004: Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities. *Environmental Health*, vol. 59, p. 228-236.

Cairncross, E.K., John, J., Zunckel, M. (2007): A novel air pollution index based on the relative risk of daily mortality associated with short-term exposure to common air pollutants. *Atmospheric Environment*, vol. 41, p. 8442–8454

Carbajal-Hernández, J.J., Sánchez-Fernández, L.P., Carrasco-Ochoa, J.A., Martínez-Trinidad, J.F. (2012): Assessment and prediction of air quality using fuzzy logic and autoregressive models. *Atmospheric Environment*, vol. 60, p. 37-50

Crowl, D.A., Louvar, J.F. (1990): Chemical Process Safety: Fundamentals with Application. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs

ČHMÚ (1): dostupné online z:

http://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web_generator/actual_hour_data_CZ.html
(k 20.4.2013)

ČSÚ (2013): Obyvatelstvo v Praze 1919-2012. Dostupné online:

http://www.czso.cz/xa/redakce.nsf/i/casove_rady_lide__time_series_people (k 1.5.2013)

Brunekreef B., Holgate S.T., 2002: Air pollution and health. *The Lancet*, vol. 360, p. 1233-1242

Dimitriou, K., Paschalidou, A.K., Kassomenos, P.A. (2013): Assessing air quality with regards to its effect on human health in the European Union through air quality indices. *Ecological Indicators*, vol. 27, p. 108–115

Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G.Jr., Speizer, F.E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*, vol. 329, p. 1753-1759

Duma, S. (2009): Air pollution - sources, types and effects. *Metalurgia International*, vol. 14, p. 163-168

Helfand, W. H., Lazarus, J., Threeman, P. (2001): Donora, Pennsylvania: An environmental disaster of the 20th century. *American Journal Of Public Health*, vol. 91, p. 553-555

Henschel, S., Atkinson, R., Zeka, A., Le Tertre, A., Analitis, A., Katsouyanni, K., Chanel, O., Pascal, M., Forsberg, B., Medina, S., Goodman, P.G. (2012): Air pollution interventions and their impact on public health. *International Journal of Public Health*, vol. 57, p. 757-768

Hutchinson M.K., Holtman M.C., 2005: Focus on Research Methods. Analysis of Count Data Using Poisson Regression. *Research in Nursing and Health*, vol. 28, p. 408-418

Hůnová, I., Malý, M., Řezáčová, J., Braniš, M. (2013): Association between ambient ozone and health outcomes in Prague. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, vol. 86, p. 89-97

Chen, R., Wang, X., Meng, X., Hua, J., Zhou, Z., Chen, B., Kan, H. (2013): Communicating air pollution-related health risks to the public: An application of the Air Quality Health Index in Shanghai, China. *Environment International*, vol. 51, p. 168–173

- Cheng, W.L., Kuo, Y.C., Lin, P.L., Chang, K.H., Chen, Y.S., Lin, T.M., Huang, R. (2004): Revised air quality index derived from an entropy function. *Atmospheric Environment*, vol. 38, p. 383-391
- Cheng, W.L., Chen, Y.S., Zhang, J.F., Lyons, T.J., Pai, J.L., Chang, S.H. (2007): Comparison of the Revised Air Quality Index with the PSI and AQI indices. *Science Of The Total Environment*, vol. 382, p. 191-198
- Chung, K.F., Zhang, J.F., Zhong, N.S. (2011): Outdoor air pollution and respiratory health in Asia, *Respirology*, vol. 16, p. 1023-1026
- Kan, H.D., Chen, B.H. (2003): A case-crossover analysis of air pollution and daily mortality in Shanghai. *Journal of Occupational Health*, vol. 45, p. 119-124
- Kassomenos, P., Skouloudis, A.N., Lykoudis, S., Flocas, H.A. (1999): „Air-quality indicators“ for uniform indexing of atmospheric pollution over large metropolitan areas. *Atmospheric Environment*, vol. 33, p. 1861-1879
- Knobová, V. (2012): Vliv vlny vedra v létě 2003 a 2006 na úmrtnost obyvatel Prahy. Diplomová práce na PřF UK Praha
- Kowalska, M., Osrodka, L., Klejnowski, K., Zejda, J. E., Krajny, E., Wojtylak, M. (2009): Air Quality Index And Its Significance In Environmental Health Risk Communication. *Archives Of Environmental Protection*, vol. 35, p. 13-21
- Kyle, A.D., Woodruff, T.J., Buffler, P.A., Davis, D.L. (2002): Use of an Index to Reflect the Aggregate Burden of Long-Term Exposure to Criteria Air Pollutants in the United States. *Environmental Health Perspectives*, vol. 110, p. 95-102
- Kyrkilis, G., Chaloulaku, A., Kassomenos, P. A. (2007): Development of an aggregate Air Quality Index for an urban Mediterranean agglomeration: Relation to potential health effects. . *Environment International*, vol. 33, p. 670–676
- Liu, Ch.-M. (2002): Effect of PM_{2.5} on AQI in Taiwan. *Environmental Modelling & Software*, vol. 17, p. 29–37
- Lu, W.Z., He, H.D., Leung, A.Y.T. (2011): Assessing air quality in Hong Kong: A proposed, revised air pollution index (API), *Building and Environment*, vol. 46, p. 2562-2569

Mage, D.T., Kretzschmar, J.G. (2000): Are Males More Susceptible to Ambient PM than Females? *Inhalation Toxicology*, vol. 12, p. 145-155

Mandal, T., Gorai, A.K., Pathak, G. (2012): Development of fuzzy air quality index using soft computing approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, p. 6187–6196

Mayer, H., Holst, J., Schindler, D., Ahrens, D. (2008): Evolution of the air pollution in SW Germany evaluated by the long-term air quality index LAQx. *Atmospheric Environment*, vol. 42, p. 5071–5078

Mayer, H., Kalberlah, F. (2009): Two impact related air quality indices as tools to assess the daily and long-term air pollution. *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 36, p. 19-29

MEP (1): dostupné online:

<http://kjs.mep.gov.cn/hjbhzbz/bzwb/dqhjbh/jcgfffbz/201203/W020120410332725219541.pdf>
(k 20.4.2013)

Murena, F. (2004): Measuring air quality over large urban areas: development and application of an air pollution index at the urban area of Naples. *Atmospheric Environment*, vol. 38, p. 6195–6202

Namdeo A., Tiwary A., Farrow E. (2011): Estimation of age-related vulnerability to air pollution: Assessment of respiratory health at local scale. *Environment International*, vol. 37, p. 829-837

Ostatnická, J. (2006): Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2005. Dostupné online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr05cz/autor.html>
(k 1.6.2013)

Ostatnická, J. (2007): Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2006. Dostupné online: <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr06cz/autor.html>
(k 1.6.2013)

Ostatnická, J., Matoušková, L. (2012): Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2011. Dostupné online:
<http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/grafroc/groc/gr11cz/autor.html> (k 1.6.2013)

Ott, W.R., Hunt, W. F. (1976) A Quantitative Evaluation of the Pollutant Standards Index. *Journal of the Air Pollution Control Association*, vol. 26, p. 1050-1054

Palash, S.M., Kalam, M.A., Masjuki, H.H., Masum, B.M., Rizwanu Fattah, I.M., Mofijur, M. (2013): Impacts of biodiesel combustion on NO_x emissions and their reduction approaches. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 23, p. 473–490

Parodi, S., Vercelli, M., Garrone, E., Fontana, V., Izzotti, A. (2005): Ozone air pollution and daily mortality in Genoa, Italy between 1993 and 1996. *Public Health*, vol. 119, p. 844–850

Parrish, D.D., Kuster, W.C., Shao, M., Yokouchi, Y., Kondo, Y., Goldan, P.D., de Gouw, J.A., Koike, M., Shirai, T. (2009): Comparison of air pollutant emissions among mega-cities. *Atmospheric Environment*, vol. 43, p. 6435-6441

Pei, D., Sun, B., Li, L. (2010): The Relative Risk Research of the Effect of the PM₁₀ Concentration and Ambient Temperature on the Daily Mortality of Haerbin. *Conference On Environmental Pollution And Public Health*, vol. 1-2, p. 93-98

Plaia, A., Ruggieri, M. (2011): Air quality indices: a review. *Reviews In Environmental Science And Bio-Technology*, vol. 10, p. 165-179

PREMIS (1): dostupné online:

<http://www.premis.cz/PremisGUI/Immission/Settings.aspx?gPublic=1> (k 6.12.2012)

Řezáčová, J. (2010): Vliv přízemního ozonu na kardiovaskulární a respirační onemocnění lidí žijících v Praze v letech 2002–2006. Diplomová práce na PřF UK Praha

Seinfeld J.H., Pandis S.N., (2006): *Atmospheric Chemistry and Physics. From Air pollution to Climate change*. Second Edition. New York, J. Wiley & Sons, Inc., 1203 p.

Sicard, P., Lesne, O., Alexandre, N., Mangin, A., Collomp, R. (2011): Air quality trends and potential health effects e Development of an aggregate risk index. *Atmospheric Environment*, vol. 45, p. 1145-1153

Stieb, M., Burnett, R.T., Smith-Doiron, M., Brion, O., Shin, H.H., Economou, V. (2008): A New Multipollutant, No-Threshold Air Quality Health Index Based on Short-Term Associations Observed in Daily Time - Series Analyses. *Journal of the Air & Waste Management Association*, vol. 58, p. 435-450

Stieb, M., Abelsohn, A. (2011): Health effects of outdoor air pollution - Approach to counseling patients using the Air Quality Health Index. *Canadian Family Physician*, vol. 57, p. 881-887

Swamee, K., Tyagi, P., (1999): A formation of an air pollution index. *Journal Of The Air & Waste Management Association*, vol.49, p. 88-91

Touloumi, G., Katsouyanni, K., Zmirou, D., Schwartz, J., Spix, C., deLeon, A.P., Tobias, A., Quennel, P., Rabczenko, D., Bacharova, L., Bisanti, L., Vonk, J.M., Ponka, A. (1997): Short-term effects of ambient oxidant exposure on mortality: A combined analysis within the APHEA project. *American Journal of Epidemiology*, vol. 146, p. 177-185

US EPA (1): dostupné online: <http://www.epa.gov/air/nitrogenoxides/> (k 1.7.2013)

US EPA (2): dostupné online: <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/> (k 1.7.2013)

US EPA (2009): Technical Assistance Document for the Reporting of Daily Air Quality – the Air Quality Index (AQI). Dostupné online: <http://www.epa.gov/airnow> (k 20.12.2012)

ÚZIS (2013): dostupné online: <http://www.uzis.cz/cz/mkn/index.html> (k 20.4.2013)

van den Elshout, S., Leger, K., Nussio, F. (2004): Comparing urban air quality in Europe in real time A review of existing air quality indices and the proposal of a common alternative. *Atmospheric Environment*, vol. 38, p. 383–391

van den Elshout, S. (2012): Comparing Urban Air Quality across Borders – 2012, dostupné online: http://www.airqualitynow.eu/download/CITEAIR-Comparing_Urban_Air_Quality_across_Borders.pdf (k 20.5.2013)

WHO (1987): Air Quality Guidelines for Europe (český překlad). MŽP Praha 1996, 428 p.

WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. World Health Organization report, Bonn, Germany, p. 98

WHO, 2004: Health aspects of air pollution. World Health Organization report, Copenhagen, Denmark, p. 30

Zhang, Q.Y., Sun, G.J., Tian, W.L., Wei, Y.M., Fang, S.M., Ruan, J.F., Shan, G.R., Shi, Y. (): Mortality weighting-based method for aggregate urban air risk assessment. *Journal of Zhejiang University-SCIENCE A*, vol. 12, p. 702-709

Žujić, A.M., Radak, B.B., Filipović, A.J., Marković, D.A. (2009): Extending the use of air quality indices to reflect effective population exposure. *Environmental Monitoring And Assessment*, vol. 156, p. 539-549