

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Bakalářská práce
Jana Řezáčová

**Dopady anomálních koncentrací přízemního ozonu
na zdraví a životní prostředí v roce 2003**

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Iva Hůnová, CSc.
Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana životního prostředí

Srpen 2007

Obsah

1.	Úvod.....	3
2.	Základní charakteristiky.....	5
2.1.	Vznik ozonu v troposféře.....	5
2.2.	Depozice ozonu.....	8
3.	Imisní koncentrace přízemního ozonu.....	8
3.1.	Historický vývoj koncentrací přízemního ozonu.....	9
3.2.	Současné trendy.....	9
4.	Obecné účinky ozonu na zdraví.....	11
5.	Obecné účinky ozonu na vegetaci a životní prostředí.....	13
5.1.	Symptomy poškození ozonem.....	14
5.2.	Poškození fyziologických pochodů.....	15
5.3.	Důsledky oxidačního stresu na ekosystémy.....	15
6.	Výjimečné léto roku 2003.....	16
6.1.	Meteorologická situace.....	16
6.2.	Hodnoty ozonu pro léto 2003.....	17
6.3.	Dopady na zdraví v Evropě.....	20
6.4.	Situace v České republice.....	22
7.	Závěr.....	24
8.	Použitá literatura.....	24

1. Úvod

Ozon je jedním z nejsilnějších oxidačních činidel. V zemské atmosféře se největší podíl ozonu (asi 90 %) nachází ve stratosféře, kde vzniká reakcemi O_2 s UV zářením. Jeho maximální koncentrace je dosahována ve výškách od 15 do 50 km. Tato část stratosféry se nazývá ozonoférou. Ozonoféra má nezastupitelný význam pro život na naší planetě, protože zachycuje krátkovlnnou část slunečního záření, která je pro veškerý život letální. V přízemních vrstvách atmosféry se vyskytuje zbývajících 10 % celkového množství ozonu. Jedná se o troposférický neboli přízemní ozon. Negativní účinky přízemního ozonu na lidské zdraví, vegetaci a životní prostředí byly prokázány v řadě vědeckých studií. Proto z hlediska vlivu na živé organismy lze také ozon rozdělit na dobrý a zlý (Seinfeld a Pandis, 1998).

Neexistují žádné významné přímé antropogenní emise ozonu do ovzduší. Ozon přítomný v troposféře se tedy z velké části vytváří fotochemickými reakcemi ze svých prekurzorů, dále se do troposféry může v menší míře dostávat poklesem ze stratosféry (Herčík a Vašíček, 1997; Vingarzan, 2004). Za minulé století se koncentrace ozonu v troposféře několikrát zvýšily v důsledku nárůstu emisí jeho prekurzorů především díky rozvoji průmyslu a dopravy. V současné době neexistuje žádná část globální atmosféry, která by nebyla ovlivněna antropogenním znečištěním. Přízemní ozon se tak stal jedním z nejvýznamnějších polutantů v ovzduší a navíc je také považován jako indikátor přítomnosti dalších znečišťujících látek (Holoubek, 2005).

V souvislosti se zvyšujícími se průměrnými koncentracemi a se vzrůstajícími počty ozonových epizod, kdy koncentrace přízemního ozonu dosahují nejvyšších hodnot, vzrostl počet monitorovacích stanic, kde je ozon pravidelně sledován. V České republice jsou koncentrace přízemního ozonu měřeny od roku 1993 (Hůnová a kol, 2005). Navíc byly stanoveny limitní hodnoty na ochranu zdraví a vegetace, které jsou ukotveny v evropské legislativě a v zákonech jednotlivých států.

V devadesátých letech minulého století byl zaznamenán prokazatelný trend poklesu emisí prekurzorů ozonu. Za období let 1990 – 2000 se snížily emise oxidů dusíku a nemethanických těkavých organických látek o 30 %. Přestože došlo k poklesu emisí těchto látek, koncentrace ozonu stále dosahují vysokých hodnot a limitní hodnoty jsou velmi často překračovány. K epizodám s vysokými koncentracemi ozonu typicky dochází za situací s vysokým atmosférickým tlakem a za teplotní inverze, kdy se emise prekurzorů v atmosféře pomalu rozptylují (EEA, 2003).

Mimořádným obdobím, co se týče naměřených koncentrací přízemního ozonu, byl rok 2003. Léto 2003 bylo jedním z nejteplejších v historii meteorologických záznamů ve střední Evropě (Váňa a Dejmal, 2005). V klementinské řadě dokonce nejteplejší od začátku pravidelných měření v roce 1775 (Pavlík a kol, 2003). Vlna veder byla tehdy spojena s výjimečně dlouhou fotochemickou epizodou. Stagnace vzduchu nad oblastmi se zvýšenými emisemi vedla k extrémním hodnotám koncentrací přízemního ozonu. Nejvyšší hodinová koncentrace ($417 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) byla naměřena ve Francii nedaleko Marseille (Vautard a kol, 2005).

V této práci bych chtěla zhodnotit průběh léta 2003 v Evropě i České republice ohledně anomálních koncentrací přízemního ozonu. Dále bych chtěla shrnout na základě dosud zjištěných poznatků k jakým dopadům na lidské zdraví a životní prostředí mohou takto vysoké hodnoty koncentrací daného polutantu vést.

2. Základní charakteristiky

Objev existence alotropického oxidačního činidla nazvaného ozon (v řečtině „zapáchající“) je obecně připisován Schoenbeinovi, de la Rive, Houzeaumovi a Soretovi, kteří pracovali v polovině 19. století v Basileji. Tito vědci ustanovili, že ozon (O₃) obsahuje tři atomy kyslíku a je všudypřítomný v zemské atmosféře (Lefohn, 1992). Jedná se o jedovatý a chemicky vysoce agresivní plyn (Herčík a Vašíček, 1997).

Čistý ozon (O₃) je při pokojové teplotě světle modrý plyn, jenž zkapalňuje při -112 °C. Tmavě modrá kapalina je nebezpečná výbušnina, která může být stabilizována na silikagelu. Již při koncentraci 100 ppb má ozon charakteristický dráždivý zápach. Vyšší koncentrace jsou extrémně jedovaté a způsobují poškození sliznic. Jako silné oxidační činidlo rychle reaguje s řadou především nenasyčených organických sloučenin (Guderian, 1985).

2.1. Vznik ozonu v troposféře

Neexistují žádné přímé antropogenní emise ozonu do ovzduší. Ozon přítomný v atmosféře se utvořil chemickými reakcemi, k nimž dochází v ovzduší (WHO, 1987). Při běžných atmosférických podmínkách však látky v ovzduší jen zřídka vzájemně reagují, protože tepelná energie molekul většinou nepostačuje na termickou aktivaci chemických reakcí, a tak je většina chemických procesů iniciována slunečním zářením. Produkce ozonu v atmosféře má původ v jediné reakci spočívající v adici atomu kyslíku O v základním stavu na molekulu kyslíku O₂ za přítomnosti další nezávislé molekuly M (N₂, O₂, ...), která stabilizuje produkty reakce. Sluneční záření o vlnových délkách, při kterých dochází k rozkladu molekulárního kyslíku ve stratosféře, kde je rozprostřeno zhruba 90 % veškerého atmosférického ozonu a navíc přítomnost ozonu je zde žádoucí, ale do troposféry neproniká. V troposféře je tudíž atomární kyslík produkován fotodisociací oxidu dusičitého (NO₂) a oxidy dusíku. I když jsou tyto plyny v pozadové, lidskou činností neovlivněné troposféře často přítomny v nízkých koncentracích, hrají klíčovou roli v chemii jak přirozené, tak znečištěné troposféry.



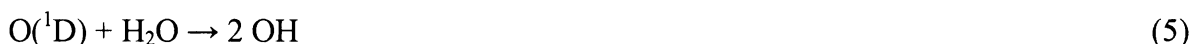
Takto vytvořený NO rychle reaguje s ozonem a znovu se vytváří NO₂.



Reakce (1), (2) a (3) vedou k vytvoření ustáleného stavu mezi NO_2 , NO , O_3 , kdy rychlosti reakcí vedoucích k tvorbě O_3 se rovnají rychlosti reakce úbytku. Ke kumulaci ozonu v troposféře dochází pouze tehdy, je-li NO přeměněn jinými souběžnými reakcemi. Takovou reakcí jsou reakce NO s radikálem HO_2 (hydroperoxyem) nebo radikálem CH_3O_2 (methylperoxyem), které jsou meziprodukty oxidace CO a methanu CH_4 .

K odstranění NO_x dochází mokrou a suchou depozicí HNO_3 . K tvorbě HNO_3 vedou ve dne reakce NO_2 s radikálem OH a v noci tvorba N_2O_5 následovaná reakcí s vodou. Doba života NO_x v troposféře je přibližně 1 až 2 dny.

Velmi důležitou reaktivní látkou v troposféře je radikál OH , který iniciuje oxidativní odbourávání téměř všech organických látek. OH radikál vzniká jako produkt fotolýzy ozonu.



Další významnou látkou, která se podílí na množství O_3 v troposféře je methan (CH_4). V oblastech neovlivněných lidskou činností je methan emitován do atmosféry například anaerobními mikrobiálními pochody v mokřadech a bažinách. V podmínkách s nízkým obsahem NO vede oxidace CH_4 k úbytku O_3 . V horní troposféře a nad kontinentálními oblastmi zasaženými emisemi NO_x ze spalování jsou však směšovací poměry dosti vysoké a oxidace CH_4 vede ke kumulaci O_3 .

Antropogenní aktivity vedou ke zvýšeným emisím nemethanických těkavých organických látek (VOC), které jsou jako prekurzor vzniku fotochemického znečištění nejdůležitější v městských a regionálních oblastech. Kdežto emise methanu jsou důležité z globálního hlediska. Kromě emisí nemethanických VOC z antropogenních zdrojů jsou emitována do ovzduší velká množství biogenních nemethanických VOC (především isopren a monopreny) z vegetace (Fiala a Závodský, 2003). Z odborných studií vyplývá, že množství biogenních emisí VOC, může převyšovat velikost antropogenních emisí VOC, a to i v tak průmyslově vyspělých zemích, jako jsou např. USA (Brechler a kol, 2005).

Označení VOC je používáno pro celou skupinu organických sloučenin, které jsou v atmosféře přítomny v plynné formě. Z hlediska fotochemických reakcí ve znečištěné troposféře je pozornost zaměřena hlavně na uhlovodíky (alkany, alkeny, alkiny, aromáty) a organické sloučeniny obsahující kyslík (karbonyly a alkoholy). Chemické procesy v oblastech

znečištěných těmito látkami jsou komplexnější a probíhající mechanismy vedou k výrazně vyšším koncentracím ozonu než jsou koncentrace pozorované v přirozeném neznečištěném prostředí volné troposféry, kde se na tvorbě podílejí látky s výrazně delší dobou setrvání v ovzduší (CH₄, CO).

Mechanismus troposférické oxidace VOC je iniciován ve dne hydroxylovým radikálem a v noci NO₃ radikálem. Oxidace VOC s dvojnou vazbou může být jak v noci, tak ve dne iniciována také ozonem. Následuje řada reakcí, při kterých se vždy vytváří jeden nebo více radikálů HO₂ a RO₂, které mohou zoxidovat NO na NO₂, aniž by došlo k úbytku ozonu oxidací NO. NO₂ tedy fotolyzuje za tvorby atomárního kyslíku a výsledkem je tvorba ozonu.



Významný je také poměr VOC/NO_x. VOC a NO_x soutěží o radikál OH. Při velkém poměru koncentrací [VOC] k [NO_x] bude OH radikál reagovat především s VOC .



V prostředí bohatém na NO_x (malý poměr VOC/NO_x) značná část radikálů OH reaguje s NO₂ a vzniká kyselina dusičná, což zpomaluje rychlost tvorby ozonu. Tento proces je pozorován v centrech měst, kde je zachycování ozonu dominantní. V prostředí chudém na NO_x je reakce (8) méně významná a ozon se tvoří ve větším množství, což pozorujeme v závětrí aglomerací.

V létě jsou NO_x oxidovány na kyselinu dusičnou v dosti krátkém čase. U VOC je situace složitější, protože některé oxidují rychleji než jiné. A navíc zatímco emise NO_x jsou především zapříčiněné emisemi z dopravy, a tedy lokalizované v hustě obydlených oblastech, VOC jsou také emitované fermentací a vegetací, což je příčinou jejich velkého prostorového rozšíření. Z globálního hlediska klesá koncentrace NO_x rychleji než koncentrace VOC, vzdalujeme-li se od zdrojů, a tak se poměr VOC/NO_x zvyšuje. Toto vede k postupnému přechodu ze situace výrazného odbourávání ozonu do situace, kde převažuje produkce (Fiala a Závodský, 2003).

Ozon je také indikátorem dalších polutantů. Příkladem může být peroxyacetylnitrát (PAN), který vzniká z acetaldehydu (CH₃CHO) jako produkt fotooxidace ethanu a dalších

uhlovodíků. Jedná se o silný slzotvorný plyn (Holoubek, 2005). Ozon dále přispívá k tvorbě významného množství organických i anorganických aerosolů. Byly zjištěny korelace mezi koncentracemi ozonu a kyseliny sírové, kyseliny dusičné, síranů a dusičnanů (WHO, 1987).

2.2. Depozice ozonu

Hlavní příčinou úbytku ozonu ve venkovském prostředí je suchá depozice následovaná destrukcí na povrchu, která je z převážné většiny výsledkem dvou nejdůležitějších způsobů jeho zániku:

- 1) jednoduchý termodynamický rozklad $2\text{O}_3 \rightarrow 3\text{O}_2$, katalyzovaný povrchem
- 2) reakce s povrchem rostlin

Celková rychlost suché depozice je závislá na atmosférické turbulenci, kdy tato veličina roste s rostoucí rychlostí větru. Dále je závislá na rychlosti reakce ozonu s povrchem, což závisí na charakteru povrchu a u rostlinného povrchu potom na metabolické aktivitě. Rychlost fixace je vyšší ve dne, tedy v době fotosyntézy, než v noci. Podle místních podmínek může rychlost depozice kolísat od 0,02 do 2,0 $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (Fiala a Závodský, 2003).

Na konci této kapitoly musím upozornit, že popsaný vznik přízemního ozonu byl velmi zjednodušen. Proto pro hlubší poznání dané problematiky odkazují na dílo Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (1998): *Atmospheric chemistry and physics. From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley & Sons, New York.

3. Imisní koncentrace přízemního ozonu

Výskyt a koncentrace přízemního ozonu v ovzduší závisí především na období a místě, které je pro potřeby řízení kvality ovzduší sledováno a hodnoceno. Z hlediska časové variability lze rozdělit dynamiku procesů na tři základní úrovně: dlouhodobé trendy, roční běh (sezónní změny) a denní cyklus. Charakter lokality, v níž se kvalita ovzduší sleduje, se běžně rozlišuje na městský, venkovský a pozad'ový (relativně čistý, používaný pro srovnání). Rozsah, v němž je vhodné změny v kvalitě ovzduší registrovat (monitorovat) a vyhodnocovat, bývá udáván jako lokální, regionální a globální (Holoubek, 2005). Ozonové koncentrace v jakékoliv dané oblasti jsou výsledkem kombinace tvorby, transportu, zániku a depozice (Vingarzan, 2004).

3.1. Historický vývoj koncentrací přízemního ozonu

Nejstarší měření ozonu začala v polovině 19. století, kdy více než 300 stanic zaznamenávala ozonové koncentrace v Evropě a v USA. Nicméně pouze několik stanic měřilo ozon nepřetržitě více než několik let, a proto dlouhodobé záznamy jsou limitovány. Přestože tato data jsou nepřesná, přinášejí obecnou představu o koncentracích přírodního pozadí ozonu z doby, kdy byly ještě mimo vliv antropogenní činnosti. Pro představu denní koncentrace ozonu v Athénách v letech 1901- 1940 byly okolo 20 ppb (Vingarzan, 2004). To znamená, že ještě na začátku 20. století byla koncentrace přízemního ozonu v Evropě až třikrát nižší než v současnosti. Nejvyšší koncentrace byly pozorovány v květnu, což odpovídá dvou- až tříměsíčnímu opoždění za maximálními koncentracemi ve stratosféře.

Epizody fotochemického smogu byly poprvé pozorovány ve 40. letech minulého století v Los Angeles. Vícedenní stagnace vzduchu, slunečné a velmi teplé počasí vedlo tehdy v extrémních případech až ke koncentracím ozonu okolo $800 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Epizody fotochemického smogu byly později zaznamenány v řadě dalších měst. Nejvyšší hodnoty v Evropě byly naměřeny v Athénách. Ve střední Evropě v období 1970 – 1990 rostly průměrné koncentrace přízemního ozonu přibližně o $1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ročně (Fiala a Závodský, 2003).

3.2. Současné trendy

Současná průměrná denní koncentrace přírodního pozadí ozonu ve středních zeměpisných šířkách je přibližně mezi 20 – 45 ppb. Roční střední hodnota úrovní ozonu měřená na pozad'ových stanicích spadá mezi 23 – 34 ppb. Úroveň pozad'ového ozonu není během roku neměnná, ale vykazuje zřetelné sezónní cykly, které mají rozdílný tvar v různých zeměpisných šířkách a nadmořských výškách (obecně platí, že koncentrace přízemního ozonu jsou vyšší v oblastech, které leží ve vyšší nadmořské výšce a odráží tak příjmy z volné troposféry). Tyto cykly jsou řízeny řadou procesů zahrnujících fotochemické reakce, depozici a transport. V současnosti i v pozad'ových oblastech jsou zřetelnější letní maximální ozonové koncentrace, oproti stavu na přelomu 19. a 20. století, kdy byly maximální koncentrace měřeny na jaře. Modelové studie naznačily, že stratosférický ozon se podílí na úrovni ozonu v troposféře v mírných zeměpisných šířkách během zimy a jara přibližně 10 %. Během léta ovlivnění stratosférickým ozonem je zanedbatelné (Vingarzan, 2004).

Jinak je tomu v městských a venkovských oblastech co se týče vývoje průměrných i maximálních koncentrací přízemního ozonu. Zvýšené koncentrace jsou měřeny i ve venkovských oblastech, kde jsou místní emisní zdroje prekurzorů tvorby ozonu nevýznamné.

Tyto pozorované vysoké koncentrace jsou způsobeny dálkovým přenosem ozonu a/nebo jeho prekurzorů (WHO, 1987). Všechny velké světové aglomerace v rozvinutých i rozvíjejících se zemích jsou v dnešní době ovlivněny fotochemickým znečištěním (Fiala a Závodský, 2003). V některých částech Evropy překračuje hodinová průměrná koncentrace ozonu v městských oblastech $350 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Všeobecně jsou koncentrace ozonu v ovzduší městských center nižší než v předměstských oblastech, hlavně díky oxidům dusíku pocházejících z dopravy, které se účastní reakcí spotřebovávajících ozon.

Denní koncentrační profily ozonu se mění s místem v závislosti na spolupůsobení faktorů ovlivňujících tvorbu, transport a rozklad ozonu. Časně ráno musí vždy uplynout určitá doba, než se fotochemický proces vyvine. Nejvyšší koncentrace ozonu jsou tak naměřeny až v odpoledních hodinách. V noci je ozon spotřebováván reakcí s oxidem dusnatým (WHO, 1987).

Po roce 1990 se v Evropě díky přijatým opatřením, zastavil růst zejména špičkových koncentrací přízemního ozonu, což souvisí s omezováním emisí prekurzorů ozonu, zejména oxidů dusíku (Fiala a Závodský, 2003). Avšak průměrné roční koncentrace přízemního ozonu měřené na českých stanicích se v tomto období stabilizovaly na relativně vysoké úrovni okolo $70 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Od roku 1996 bylo pozorováno nepatrné snížení ročních průměrných koncentrací a výraznější pokles průměru maximálních denních koncentrací. Přesto koncentrace naměřené v roce 2003 patří mezi nejvyšší od počátku měření.

Podmínky pro tvorbu přízemního ozonu byly nejpříznivější v první polovině 90. let, především v letech 1992 a 1994. Převážný počet epizod, kdy byl překročen limit znečištění (klouzavý osmihodinový průměr vyšší než $120 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) na českých regionálních stanicích spadá do tohoto období. Pokles počtu takovýchto epizod v druhé polovině 90. let a na počátku nového tisíciletí byl také částečně způsoben méně příznivými klimatickými podmínkami. Pouze rok 2003 přinesl léto srovnatelné s roky 1992 a 1994 (Váňa a Dejmal, 2005).

Podle European Environmental Agency se za období 1990 – 2000 snížily emise oxidů dusíku a nemethanických organických látek o 30 %. Limity stanovené evropskou legislativou jsou však každým rokem často překračovány na většině stanic v mnoha zemích (mimo severní Evropu a Irsko), obecně nejvíce v letním období (EEA, 2003).

4. Obecné účinky ozonu na zdraví

Chemická reaktivita ozonu je tak vysoká, že poločas jeho existence v pevných a kapalných prostředích je zanedbatelný, proto se příjem tohoto plynu jinou cestou než vdechováním nepředpokládá. Z pokusů na zvířatech plyne, že příjem je vyšší při dýchání nosem než při dýchání ústy. Ozon je tak silné oxidační činidlo, že může reagovat prakticky s každou třídou biologických látek (WHO, 1987).

Víme toho mnoho o účincích ozonu na zdraví. Nicméně mnoho z toho co víme se týká přechodných, patrně reversibilních účinků, které nastávají po akutní expozici trvající od 5 minut do 8 hodin. Příkladem mohou být změny v kapacitě plic nebo v propustnosti epitelu. Opakované denní expozice po několik dní nebo týdnů mohou zhoršit a prodloužit některé tyto přechodné účinky. Zhoršení respiračních funkcí jako je nucená vitální kapacita (FVC), která je měřena objemem vzduchu vydechnutého z plně nadechnutých plic, a objem nuceného výdechu měřeného v první sekundě po změření vitální kapacity spadají do kategorie, kde se potíže začínají objevovat v souvislosti s určitou úrovní ozonu.

Expozice určuje dávku O_3 , která je dána objemem vdechovaného vzduchu a vzory příjmu molekul ozonu podél dýchacího ústrojí. Když lidé pracují nebo cvičí zvyšuje se míra jejich ventilace plic, což přispívá ke zvýšení dávky O_3 .

Typy studií účinků ozonu na organismus lze rozdělit mezi řízené expozice lidí, přirozené expozice lidí, studie chronických účinků a řízené expozice laboratorních zvířat. Řízené expozice lidí jsou prováděny na dobrovolnících, kteří jsou vystaveni O_3 v laboratorních podmínkách po specifický čas. Některé zahrnují předepsanou periodu intenzivního cvičení. Výhodou kontrolovaných expozic lidí je možnost pečlivě vybrat a charakterizovat osoby, například zda jsou zdraví, astmatici, kuřáci atd.; ochota většiny dobrovolníků podstoupit různé úrovně a trvání cvičení během expozice; možnost opakovaně provést dýchací manévry požadované pro některé analýzy a poskytnout informace o příznačných odezvách. Nejdůležitějším omezením řízených expozic lidí jsou etické zábrany. Působení polutantu by mělo vyvolávat pouze přechodné funkční změny.

Při studiích přirozené expozice mezi nejvýznamnější problémy patří expozice dalším účinným chemickým látkám v prostředí, které mohou ovlivnit odpověď organismu. Navíc ve studiích akutní odpovědi na inhalaci sekundárních polutantů není možné identifikovat neexponovanou (kontrolní) populaci. Na druhou stranu, koncentrace sekundárních polutantů mají velkou časovou variabilitu. Jak během dne, s vrcholem obyčejně v odpoledních

hodinách, tak se liší dny mezi sebou. Tudiž jsou dobrovolníci vystaveni různým koncentracím každý den.

Studie chronických účinků musí být založena na rozsáhlém výzkumu velké populace, protože je zde řada faktorů, které mohou ovlivnit klasifikaci expozice.

Nejpraktičtější a neúčinnější cestou jak studovat mechanismus a odezvy na inhalaci O_3 je pomocí řízených expozic laboratorních zvířat. Mohou tak být získány informace, které nelze získat z pokusů na lidech. Mezi jednoznačné omezení použití dat z pokusů na zvířatech je omezená schopnost interpretace účinků na lidi (Lippmann, 2003).

Ve velkém počtu řízených studií u lidí bylo popsáno významné poškození plicních funkcí, obvykle doprovázené dechovými a jinými symptomy. Ve většině studií byli jedinci exponováni ozonu jednorázově při koncentracích $200 - 2000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ a expozice trvala 1 – 3 hodiny. Mezi popsané symptomy patřily kašel, suchost v krku, bolest na hrudníku, zvýšená produkce hlenu, chropy (chrůpky, šelesty), svírání na prsou, bolesti za hrudní kostí, únava, nevolnost a nutkání ke zvracení. Vedle funkčních změn a příznaků způsobuje ozon i zvýšení nespecifické citlivosti dýchacích cest k acetylcholinu, metacholinu a histaminu (WHO, 1987).

Časové měřítko biologické integrace při expozici ozonu by mohlo být odvozeno z rychlosti vymizení účinků (Lippmann, 2003). Obnova funkcí po jednorázových expozicích ozonu je ve dvou fázích. Během jedné až tří hodin nastává 50 % zlepšení a návrat na hodnoty před expozicí během 24 až 48 hodin. Obnova ostatních regulačních systémů není souběžná s obnovou funkcí a účinky mohou přetrvávat po řadu dní (např. hyperreaktivita) (WHO, 1987).

Expozice ozonu, která je dostatečná ke snížení dýchací činnosti u lidí, také způsobuje zvýšení epitelové propustnosti. Zvýšení propustnosti může usnadnit příjem jiných inhalovaných jedovatých látek a/nebo uvolnit zánětlivé buňky na stěny dýchacích cest.

Také zánětlivé a biochemické změny v dýchacích cestách mohou nastat po expozici O_3 . Zánětlivý proces způsobený O_3 expozicí je okamžitě iniciován a přetrvává nejméně po 18 hodin. Funkční změny i zánětlivé procesy byly pozorovány u lidí po expozici ozonu o koncentraci 100 ppb trvajících 6,6 hodiny.

Studie na zvířatech ukázaly, že ozon může ovlivnit schopnost imunitního systému bránit se proti infekci (Lippmann, 2003). Krátkodobé expozice nízkým koncentracím ozonu ($160 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) obranyschopnost snižují. Odezva pokusných zvířat na expozici se ukázala být závislá na koncentraci (WHO, 1987).

Opakující se denní krátkodobé expozice vedou k nejvyšší odezvě druhý den. Následující dny se schopnost reagovat na ozon snižuje. Přechodné snížení funkcí budí dojem,

že se nejedná o vážný zdravotní problém. Jedním z důvodů zamítnout tento názor je, že citlivost na metacholin vrcholí druhý den expozice a přetrvává zvýšená všech pět dní expozice. Výzkum na zvířatech přinesl další důkaz, který ukazuje, že se zvyšuje trvalé poškození plicních buněk, právě když dojde k funkční adaptaci.

Chronické účinky byly popsány v jedné studii vedené v jižní Kalifornii, která poskytla důkaz o sezónní adaptaci plicních funkcí. V této studii skupina osob, vybraných pro jejich relativně vysokou citlivost k O₃, měla mnohem vyšší snížení funkcí po dvouhodinové expozici O₃ o koncentraci 180 ppb s přerušovaným cvičení na jaře než následující podzim. Nicméně jejich odezvy následující jaro byly ekvivalentní hodnotám naměřeným předešlé jaro.

Epidemiologická studie populace z let 1976 – 1980 z jižní Kalifornie našla asociaci mezi O₃ a redukcí plicní funkce u lidí žijících v oblastech, kde roční průměr koncentrace O₃ překonal 40 ppb (Lippmann, 2003).

Toxicita ozonu působí spojitě, přičemž vyšší koncentrace způsobují větší účinky. Z několika studií plyne, že pro pozorované účinky neexistuje žádná prahová úroveň. Krátkodobé akutní účinky ozonu, které začínají drážděním očí působením oxidantů jiných než ozonu, jsou postřehnutelné při koncentraci ozonu 200 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (0,1ppm) nebo i nižších. Symptomatické účinky na dolní a horní cesty dýchací začínají při vyšších koncentracích ozonu, zejména u vnímavější populace. Není pochyb o tom, že po hodinových expozicích koncentrací 1000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (0,5 ppm) již dochází k vážným akutním škodlivým účinkům. Epidemiologické terénní studie dětí prokázaly, že ke snižování plicních funkcí může dojít již při koncentracích okolo 220 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (0,11 ppm) někdy i nižších. Různé příznaky, včetně kašle a bolení hlavy, byly pozorovány při koncentracích ozonu 160 – 300 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (0,08 – 0,15 ppm) (WHO, 1987).

5. Obecné účinky ozonu na vegetaci a životní prostředí

Rostliny jsou k ozonu a k dalším fotochemickým oxidantům zvláště citlivé. Krátkodobé expozice vysokým koncentracím mohou vyvolávat akutní účinky. Závažnější jsou však obvykle chronické a skryté účinky dlouhodobých či opakovaných expozic (WHO, 1987).

Reakce rostlin na dané škodliviny závisí na expozici, množství škodliviny pronikající do listů a na odolnosti rostliny. Odolnost rostliny je primárně dána geneticky. Závisí také na vývojovém stádiu a době expozice. Dále odolnost souvisí s vnějšími faktory jako je intenzita,

charakter a frekvence expozice fotochemickým oxidantům. Odezva rostliny je také ovlivněna environmentálními podmínkami. Příkladem je klima, půda a biotické faktory. Odpovědi mohou být v rozpětí akutního, chronického nebo nepatrného poškození. K poškození může dojít u jednotlivé rostliny nebo může vést ke změnám celého rostlinného společenstva, jeho složení a struktury (Guderian, 1985).

Existuje málo záznamů o tom, že depozice ozonu na povrchu rostlin má nějaký negativní účinek. Nejdůležitější cestou příjmu je tok ozonu skrz průduchy do mezibuněčných prostor listu (Ashmore, 2003). Pohyb ozonu do listu závisí na koncentračním gradientu mezi okolním vzduchem a místy absorpce (Guderian, 1985). Hlavním místem poškození uvnitř listu jsou buněčné membrány (Ashmore, 2003), což způsobuje změny v selektivní membránové propustnosti. Tok škodliviny do svrchní části listu je dán také jeho orientací, velikostí, tvarem a vlastnostmi epidermu. Povrch chlupatých listů absorbuje více ozonu než hladký. Dále studie ukázaly, že expozice ozonu nepozmění kutikulární voskovou strukturu.

Panuje všeobecná shoda, že když jsou stomata uzavřená, příjem polutantu je redukován, a tak nezpůsobí žádné poškození rostliny. Otevírání průduchů je řízeno vnitřní koncentrací CO₂ a hydratací svěracích buněk. Toto je také ovlivněno teplotou, relativní vlhkostí, osvětlením, rostlinou výživou a dostupností vody.

Poškození je výsledkem neschopnosti opravit nebo kompenzovat fotochemickými oxidanty vyvolanou poruchu. Biochemicky je poškození vyjádřeno jako změny v metabolismu zahrnující enzymovou aktivitu. Buněčné poškození se může projevit v souhrnu jako patologické jevy v olistnění, změny v rozložení uhlovodíků, redukcí růstu a úrody.

Důležitým metabolitem rostlin je ethylen, jehož produkce je simulována ozonem a jiným stresem. Tento ethylenový stres předchází objevení viditelného poškození (Guderian, 1985).

5.1. Symptomy poškození ozonem

Můžeme rozlišit čtyři typy poškození ozonem na listech: pigmentové skvrny, odbarvení, chloróza, oboustranná nekróza. První tři typy poškození jsou obecně charakteristickou reakcí na chronické dávky. Oboustranná nekróza pramení především z krátkodobých akutních expozic vysokým koncentracím. Ozon poškozuje zejména palisádové buňky (parenchym).

Pigmentové skvrny jsou nejčastějším poškozením na opadavých stromech, keřích a bylinách. Vyskytují se hlavně na svrchní straně listu. Skvrny jsou důsledkem pigmentace nebo

usmrcení skupiny palisádových buněk. Pokožka nad poškozeným palisádovým parenchymem obvykle zůstává nepoškozena.

Tak jako pigmentové skvrny i blednutí je převážně na svrchní straně listu. Vyskytuje se u řady bylinných i dřevnatých druhů. Dochází k vážnému poškození palisádového parenchymu, a tak bývá zasažena i pokožka.

Chloróza se také téměř vždy projevuje na svrchní straně listu a také zasahuje palisádové buňky. Poškození se postupně rozšiřují až celý list je flekatého vzhledu. Mikroskopické zkoušky ukazují, že většina buněk napadených chlorózou je stále živá, ale chloroplast byl narušen a obsah chlorofylu redukován. Toto poškození je typické pro borovice.

K oboustranné nekróze dochází, když pletivo mezi svrchní a spodní epidermis je zničené (Guderian, 1985).

5.2. Poškození fyziologických pochodů

Vedle viditelných morfologických účinků ozonu dochází jeho působením k chronickým a nenápadným účinkům na fyziologické pochody, např. na fotosyntézu a distribuci produktů fotosyntézy (WHO, 1987). Fotosyntéza má řadu míst citlivých k fotochemickým oxidantům. Ozon může při vysokých krátkodobých koncentracích ničit chlorofyl, což vede ke snížení fotosyntézy. Dále je po krátkodobých expozicích ozonu, které vedou k akutnímu poškození, redukována fixace CO₂. Tato redukce je výsledkem ozonem indukovaného uzavření stomat a inhibice fotosyntetických enzymů. Řada studií prokázala, že rychlost fotosyntézy klesá krátce po začátku expozice ozonu. Když byla expozice ukončena, rychlost fotosyntézy opět dosáhla své původní úrovně. Dopad ozonu na fotosyntézu je ovlivněn obdobím v roce a odolností testovaných rostlin vůči oxidantům. Fotosyntéza může být narušena bez viditelných symptomů. Nicméně objevení viditelných symptomů je vždy spojeno s měřitelnou redukcí fotosyntézy. Opakovaná expozice způsobuje snížení množství rozpustných cukrů a škrobu, což vede ke snížení růstu a výnosů.

Chronická expozice, která způsobuje nepatrné poškození, může být spojena s předčasným stárnutím. Pro předčasné stárnutí je charakteristické zvýšení katabolických reakcí, pokles anabolických reakcí a řada dalších projevů jako je opadávání ovoce nebo tvorba stresového ethylenu (Guderian, 1985).

5.3. Důsledky oxidačního stresu na ekosystémy

Přízemní ozon může mít závažný vliv nejen na zemědělské ekosystémy z hlediska jejich produkce, ale může také poškozovat ekosystémy přírodní jako jsou například lesy. V přírodních ekosystémech může potlačování citlivějších druhů v konkurenci s tolerantnějšími druhy vést až k jejich úplnému vymizení (WHO, 1987).

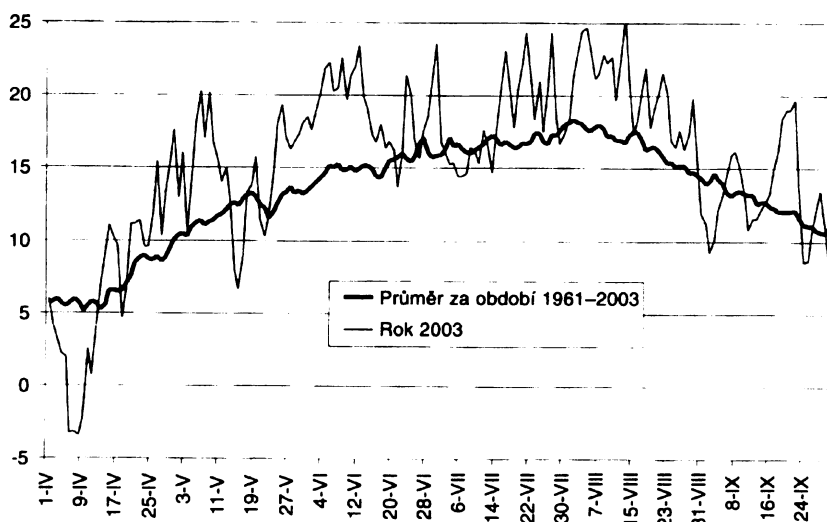
6. Výjimečné léto roku 2003

Během srpna 2003 byly v Evropě zaznamenány rekordně vysoké teploty. Především země západní Evropy byly svědky nebývalé 15 dní trvající vlny veder s neobyčejně dlouhotrvajícími vysokými koncentracemi přízemního ozonu (Vautard a kol, 2005).

6.1. Meteorologická situace

Simulace epizody provedená Vautardem a kol, 2005, popisuje výjimečně dlouhou fotochemickou epizodu nad Evropou. Podle této studie, která den po dni popisuje meteorologické podmínky a úrovně koncentrací přízemního ozonu v první polovině srpna, zablokovaná anticyklona postupovala ve směru otáčení hodinových ručiček nad oblastmi západní Evropy. Přibližně v polovině srpna se masa znečištěného vzduchu posunula na východ díky přicházející studené frontě od Atlantického oceánu.

I v České republice bylo léto 2003 velmi suché a mimořádně teplé. V klementinské teplotní řadě dokonce nejteplejší od počátku pravidelných měření v roce 1775. Vzhledem k tomu lze předpokládat, že bylo mimořádné i co se týče cirkulace atmosféry, která rozhodujícím způsobem určuje charakter počasí. Ráz cirkulace atmosféry byl příznivý nadprůměrným teplotám vzduchu, a to od poloviny dubna až do konce srpna. Nejteplejším dnem léta 2003 byl 13. srpen, kdy na stanici Praha- Klementinum byla naměřena teplota 36,8 °C. To je nejvyšší srpnová teplota, která zde byla od roku 1775 zaznamenána a čtvrtá nejvyšší teplota z celé klementinské řady. Tento den pronikl od západu za teplou frontou na naše území velmi teplý vzduch, který před tím řadu dní stagnoval nad Francií, ale ještě téhož dne byl jeho příliv ukončen studenou frontou. Výjimečnost léta však nespočívala v absolutně nejvyšších teplotách, ale v délce trvání nadprůměrných teplot (Pavlík a kol, 2003).



Obr. 1: Srovnání průměrné denní teploty vzduchu [°C] v České republice v letním pololetí 2003 s průměrem 1961 – 2003.
Zdroj: Pavlík a kol, 2003

6.2. Hodnoty koncentrací přízemního ozonu zaznamenané v létě 2003

Hodnocení úrovně znečištění ovzduší v Evropě za léto 2003 provedené European Environment Agency (EEA), bylo posuzováno ještě na základě směrnice 92/72/EEC o znečišťování atmosféry ozonem. Podle této směrnice členské státy Evropské unie (EU) musí informovat veřejnost, jakmile průměrná hodinová koncentrace přízemního ozonu překročí hodnotu $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ a varovat veřejnost, jestliže je překročena úroveň $360 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ průměrné hodinové koncentrace. Členské státy EU musí také poskytovat informace Evropské komisi o ozonových koncentracích na svém území za uplynulý rok, a to vždy do 1. července následujícího roku. Navíc překročení limitů pro informování a varování obyvatelstva musí být oznámeno Komisi do jednoho měsíce po jeho výskytu. Dne 9.9.2003 vstoupila v platnost směrnice nová (2002/3/EC), která je dceřinou směrnici směrnice rámcové (96/62/EC). Limit pro informování obyvatelstva byl zachován. Hodinová průměrná koncentrace $240 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ naměřená po tři za sebou jdoucí hodiny je zde stanovena jako limit pro varování veřejnosti.

Monitorovací síť pro ozon v roce 2003 zahrnovala celkem 1805 stanic, z toho 487 stanic byl ve venkovských oblastech, 857 v městském prostředí, 312 stanic bylo pouličního charakteru a 139 stanic v průmyslových oblastech nebo bez specifikace.

K překročení limitu pro varování obyvatelstva ($360 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) v létě 2003 došlo ve Francii, Itálii a Rumunsku, vždy na jedné stanici v každé zemi. V roce 2003 byla maximální hodinová koncentrace $417 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ zaznamenána ve Francii. Pro srovnání, během léta 2002, kdy teploty nedosahovaly tak vysokých hodnot jako v roce 2003, limit pro varování obyvatelstva byl překročen v podobném počtu a nejvyšší koncentrace byla $391 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.



Tab.1: Překročení limitu pro varování veřejnosti v roce 2003
(jednodinová koncentrace ozonu > 360 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Zdroj: EEA, 2003

Země	Stanice	Datum	Čas/trvání (hodiny)	Maximální koncentrace ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
Francie	Sausset les Pins	3. srpna	14.00/2	417
Rumunsko	CL – C1 Chiciu	14. června	19.00/1	394
Itálie	Varenna	12. června	18.00/1	368
Francie	Sausst les pins	5. srpna	13.00/1	363

Limit pro informování veřejnosti ($180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) byl překročen ve 23 z 31 sledovaných zemích. Ze všech stanic zaznamenalo 68 % jedno nebo více překročení limitu (tj. 1220 z 1805 stanic). V průměru připadá 5,4 překročení na stanici. Prostorové rozšíření překročení tohoto limitu bylo mnohem rozsáhlejší ve srovnání s předcházejícím rokem. Oblast s více než 10 dny, kdy došlo k překročení limitu v roce 2003 pokrývala především jihozápadní Německo, Švýcarsko, severní a jihovýchodní Francii, Belгии, severní a střední Itálii a střed Španělska. Průměrné maximum hodinové koncentrace během překročení limitu pro informování veřejnosti bylo $202 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Tab.2: Přehled překročení limitu pro informování veřejnosti

(jednodinová koncentrace ozonu > $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) během léta 2003 (duben – srpen)
na základě jednotlivých zemí

Zdroj: EEA, 2003

	Počet stanic ⁽¹⁾	Počet stanic, kde došlo k překročení		Počet dní, kdy došlo k překročení ⁽²⁾	Maximální naměřená koncentrace ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Průměrná maximální koncentrace ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) ⁽³⁾	Průměrné trvání překročení (hodiny)
Belgie	38	37	97 %	20	296	207	3,9
Bulharsko	2	2	100 %	3	240	203	4,0
Česká republika	61	49	80 %	27	236	192	2,8
Dánsko	7	0	0 %	0	< 180	< 180	
Estonsko	7	0	0 %	0	< 180	< 180	
Finsko	11	0	0 %	0	< 180	< 180	
Francie	451	367	81 %	78	417	200	3,1
Irsko	7	0	0 %	0	< 180	< 180	
Island	2	1	50 %	1	214	214	1,0
Itálie	122	82	67 %	108	368	205	4,0
Kypr ⁽⁴⁾	-	-	-	-	-	-	-
Lichtenštejnsko	1	1	100 %	2	209	196	2,5
Litva	3	0	0 %	0	< 180	< 180	
Lotyšsko	6	0	0 %	0	< 180	< 180	

Lucembursko	6	5	83 %	21	254	199	3,2
Maďarsko	2	2	100 %	4	186	185	2,5
Makedonie	5	2	40 %	27	235	199	2,8
Malta	1	1	100 %	4	195	187	1,8
Německo	363	303	83 %	62	334	203	4,1
Nizozemí	36	30	83 %	13	276	208	3,2
Norsko	12	0	0 %	0	< 180	< 180	
Polsko	23	11	48 %	19	227	193	2,6
Portugalsko	42	30	71 %	23	297	206	2,1
Rakousko	116	94	81 %	47	263	195	3,1
Rumunsko	10	3	30 %	8	394	246	2,1
Řecko	23	17	74 %	92	302	208	2,8
Slovensko	23	8	35 %	37	301	198	4,2
Slovinsko	10	7	70 %	25	243	193	3,3
Španělsko	310	111	36 %	69	310	200	2,5
Švédsko	12	0	0 %	0	< 180	< 180	
Švýcarsko	13	12	92 %	58	266	203	3,8
Velká Británie	80	45	56 %	37	249	201	3,0
Celá oblast	1805	1220	68 %	137	417	202	3,4

(1) Počet stanic realizovaných v rámci směrnice pro ozon

(2) Počet kalendářních dní, kdy byla zaznamenáno nejméně jedno překročení limitu

(3) Průměr všech maximálních koncentrací zaznamenaných během překročení limitu

(4) Nedostupné informace

Tab.3: Přehled překročení limitu pro informování veřejnosti (jednohodinová koncentrace ozonu > 180 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) během léta 2003 (duben – srpen) na základě jednotlivých měsíců

Zdroj: EEA, 2003

	Počet stanic s překročením limitu ⁽¹⁾	Maximální naměřená koncentrace ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Průměrná maximální koncentrace ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) ⁽²⁾	Průměrná trvání překročení (hodiny)
Duben	23	242	193	2,1
Květen	147	300	199	2,2
Červen	463	394	201	3,0
Červenec	666	297	199	3,1
Srpen	1146	417	203	3,7

(1) Teoretický maximální počet je 1805 (za předpokladu, že všechny stanice během léta 2003 byly v provozu), na 1220 stanicích byla zaznamenáno jedno a více překročení limitu

(2) Průměr všech maximálních koncentrací zaznamenaných během překročení limitu

Analýzy ukazují, že za posledních 12 let v Evropské unii průměrný počet hodin na stanici, kdy došlo k překročení limitu $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, byl nejvyšší v roce 2003. Ve Francii tato hodnota byla třikrát větší než v roce 1994.

Rozdíly jednotlivých let v počtu překročení za rok nemohou být vysvětlovány změnami emisí prekurzorů ozonu vzhledem k jejich postupnému snížení o 30 % (EEA, 2003). Z výsledků tak vyplývá, že současná úroveň koncentrací přízemního ozonu je mnohem více ovlivněna klimatickými faktory (Dejmal a Váňa, 2005). Bližší korelace počtu překročení s teplotou tedy naznačuje, že můžeme očekávat častější překročení limitu pro informování obyvatelstva, jestliže klimatické změny povedou k teplejším létům (EEA, 2003).

Řada simulací vývoje klimatu opravdu předpovídá v následujících desetiletích 21. století mnohem teplejší a sušší podmínky, zejména v západní Evropě a v oblasti Středozemního moře. Studie, která byla vypracována na základě regionálního modelu kvality ovzduší CHIMERE, simuluje vývoj koncentrací přízemního ozonu v souvislosti s nárůstem koncentrací skleníkových plynů, jejichž zvyšující se množství v ovzduší vede k postupné změně klimatických podmínek. Vyšší teploty, ubývání oblačnosti a srážek povede podle této studie k nárůstu průměrných i maximálních koncentrací přízemního ozonu především během letního období, což znamená častější překračování limitů pro informování a varování veřejnosti. Výsledky vykazují regionální variabilitu s největšími dopady klimatické změny na koncentrace ozonu v Británii, Belgii, Německu a Francii. Rostoucí teploty by vyvolaly nárůst biogenních emisí těkavých organických látek (VOC) a ty se stanou velmi důležitým činitelem ovlivňujícím zvýšenou tvorbu ozonu. Úrovně koncentrací přízemního ozonu jsou podobné těm, které byly zaznamenány během léta 2003 (Meleux a kol, 2007).

Další zajímavou studií na téma budoucího vývoje ozonových koncentrací vypracoval Vautard a kol. (2003). Studie popisuje vývoj koncentrace ozonu podle teoretických emisních redukčních scénářů. Mimo jiné bylo demonstrováno, že současná evropská legislativa, která by měla vést do roku 2010 k drastickému snížení limitních hodnot, bude účinná i v tak extrémních podmínkách jako bylo léto 2003, jen pokud bude striktně dodržena.

6.3. Dopady na zdraví a vegetaci v Evropě

Z předcházející podkapitoly vyplývá, že anomální koncentrace přízemního ozonu, zaznamenané během léta 2003, nejvíce postihly země západní Evropy. Ve Francii byly během období prvních dvou týdnů naměřeny zvýšené koncentrace ozonu po celé zemi. Proto byla položena otázka jaké účinky měla tato konkrétní ozonová epizoda na zdraví lidí.

Odpovědi by mohl být výzkum provedený Filleul a kol. (2006), který hledal souvislosti mezi teplotou, ozonem a úmrtností v devíti francouzských městech během vlny veder. Tento výzkum vycházel z nedávné studie, kde se odhaduje, že v období od 1. do 20. srpna 2003 došlo ve Francii ke zvýšení počtu úmrtí o 15.000 ve srovnání s předchozími lety. Tudiž hlavním úkolem bylo zjistit, jak se na tomto navýšení podílel ozon. Korelace mezi ozonem a teplotou byla celkem vysoká, přesto se autorům podařilo statistickými metodami jednotlivé vlivy separovat. Výsledkem je zjištění, že za období od 3. do 17. srpna lze expozici přízemnímu ozonu připsat celkem 373 úmrtí v devíti francouzských městech. Účinky extrémně dlouhotrvajících vysokých koncentrací ozonu se lišily v závislosti na daném městě, což mohlo být způsobeno řadou faktorů. Příkladem může být charakter populace, hustota obyvatelstva a na ní závislý vliv městského tepelného ostrova.

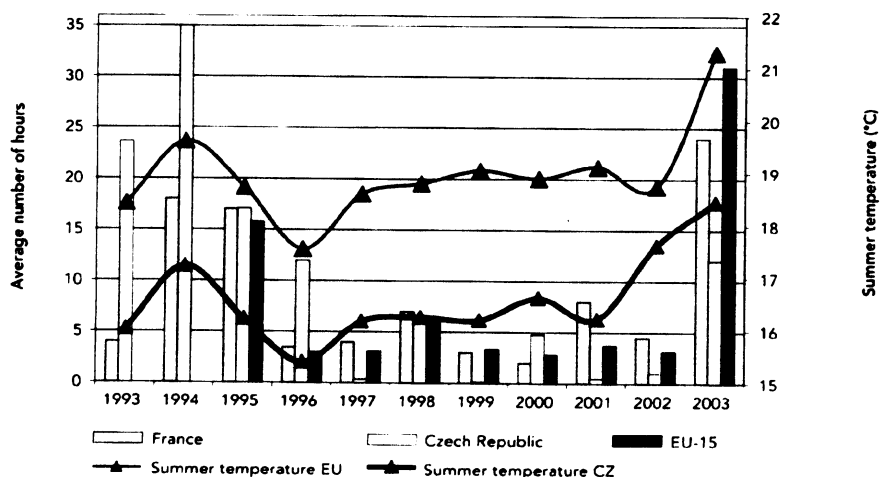
Také Stedman (2004) se ve své studii zabývá příspěvkem ozonu na zvýšený počet úmrtí. Ve Velké Británii během prvních dvou týdnů v srpnu 2003 dosáhly teploty nového rekordu 38,5 °C. UK Office for National Statistics zaznamenala za toto období (4. – 13.8. 2003) nárůst úmrtnosti o 2045 případů v Anglii a Walsu ve srovnání s průměrem mezi léty 1998 – 2002. Stedman vypočítal průměrné zatížení populace ve Velké Británii koncentrací přízemního ozonu pro první dva týdny v srpnu ($103 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), která byla ve srovnání s rokem 2002 ($58 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) mnohem vyšší. Počet obyvatel vystavený těmto koncentracím byl odvozen ze sčítání lidu z roku 1991. Použitím roční míry úmrtnosti pro populaci v Británii a dříve zavedené funkce závislosti odpovědi na dávce došli k závěru, že zde bylo 225 – 593 nadbytečných úmrtí jen díky ozonu.

Ohledně dopadů přízemního ozonu na vegetaci byla provedena studie, která měla za cíl porovnat riziko poškození zemědělských plodin ve Švýcarsku během horkého a suchého léta 2003 s běžnější situací v roce 2000. Rok 2003 byl velmi suchý, proto úroda byla nižší o 20 % v porovnání s dlouhodobým průměrem, což vedlo ke ztrátě 500 milionů Švýcarských franků. Protože ozon je velmi významný fyto toxický polutant ve venkovských oblastech mající dobře dokumentované účinky na výnosy a kvalitu obilnin, autoři této studie se pokusili odhadnout, jaký měl ozon podíl na snížení výnosů v tomto konkrétním období. Účinky na rostliny také ale závisejí na příjmu ozonu listy, který je ovlivněn faktory regulující atmosférický transport a otevírání stomat. Byla použita vylepšená verze Ozonového DEpozicičního Modelu ODEM s rozlišením 2 x 2 km. Distribuce indexu AOT40 (*Accumulated Exposure over Threshold of 40 ppb*, tj. *akumulovaná expozice nad prahovou hodnotu 40 ppb*, která při normálních atmosférických podmínkách 1013,25 hPa a 293,15 K odpovídá přibližně koncentraci $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Suma diferencí rozdílů mezi průměrnou hodinovou koncentrací (z

hodin mezi 7 – 19 hod. UTC – Universal Time Co – ordinated) větší než $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ a prahovou hodnotou $80 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ za období vegetační sezóny (květen – červenec) se pak srovná s limitní hodnotou expozice $18.000 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (Hůnová, 2003).) byla porovnána s akumulovaným stomatálním tokem (AF_{st}). Index AOT40 byl mnohem vyšší v roce 2003 než v roce 2000, ale meziroční rozdíly akumulovaného stomatálního toku pro pšenici a pastviny byly malé díky limitujícímu faktoru, kterým byl nízký obsah půdní vody v roce 2003. To znamená, že vysoké ozonové koncentrace nemusejí bezpodmínečně způsobit velké poškození rostlin, protože v důsledku velkého sucha jsou stomata uzavřená. Meziroční rozdíly v citlivosti obilnin na ozon mohou být tak velkou měrou vysvětleny změnou příjmu ozonu díky vlivu klimatu (Keller a kol, 2007).

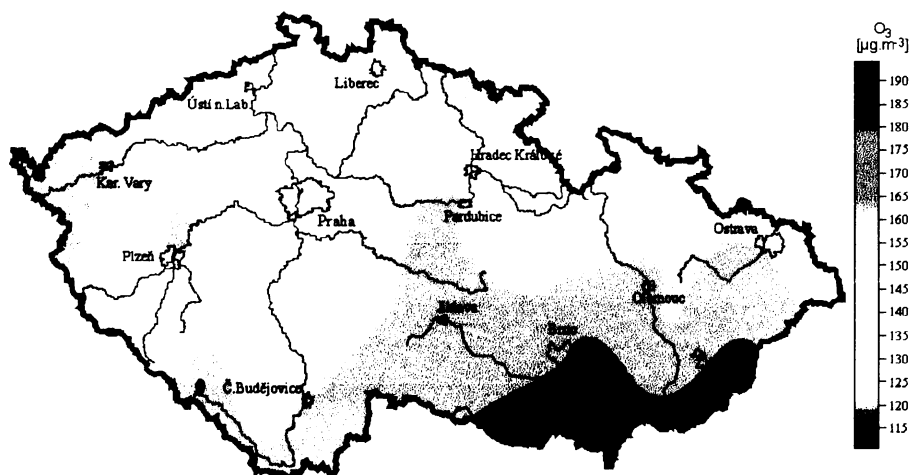
6.4. Situace v České republice

Ačkoliv průměrný počet hodin, kdy došlo k překročení limitu pro informování veřejnosti byl v zemích západní Evropy a především ve Francii největší od počátku měření, v České republice byl zjevně nižší v porovnání s rokem 1994, přestože letní průměrné teploty byly v roce 2003 významně vyšší. Vysvětlením může být rozdílná meteorologická situace na konci června roku 1994 a v první polovině srpna 2003. Zatímco v první polovině srpna 2003 oblast stagnujícího a horkého vzduchu byla nad severní Francií, Belgií, západním Německem, Švýcarskem a severní Itálií, střední Evropa byla ovlivněna převažujícím prouděním ze severu, který přinášel mnohem čistší vzduch do této oblasti. V kontrastu se situací na konci června 1994, kdy oblast vysokého tlaku vzduchu stagnovala nad Českou republikou, a tak vysoké dlouhotrvající koncentrace přízemního ozonu byly naměřeny tehdy zde (EEA, 2003).



Obr.2: Počet hodin s koncentracemi ozonu vyššími než $180 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ vydělený počtem měřících stanic ve Francii, ČR a EU-15, průměrná teplota v období od května do srpna v ČR a zemích západní Evropy
Zdroj: EEA, 2003

Nicméně i pro Českou republiku byl rok 2003 co se týče naměřených koncentrací přízemního ozonu velmi významný. Imisní cíl ozonu byl překročen na 43 stanicích z celkového počtu 53 stanic, ze kterých byla obdržena platná data. K překročení cílového imisního limitu ozonu na ochranu zdraví došlo v roce 2003 na 94 % území státu. Z celkového počtu 30 venkovských a předměstských stanic, pro které je podle legislativy relevantní výpočet AOT40, došlo k překročení cílového imisního limitu pro ochranu vegetace pro ozon na 19 stanicích. Cílový imisní limit pro ochranu vegetace byl navíc překročen na 9 stanicích měřících na území definovaném nařízením vlády, na kterém nemá dojít k překročení tohoto limitu (ČHMÚ, 2004).



Obr.3: Plošné rozložení maximálních hodinových koncentrací přízemního ozonu na území ČR dne 14.8.2003
Zdroj: ČHMÚ, 2004

7. Závěr

Letní období roku 2003 je pro nás důkazem, že koncentrace přízemního ozonu jsou mnohem více ovlivněny meteorologickými podmínkami než se předpokládalo. Teploty zaznamenané během léta 2003 v Evropě patřily mezi nejvyšší od počátku měření. Následkem takto vysokých teplot se vyvinuly abnormální koncentrace přízemního ozonu. Nadprůměrné koncentrace přízemního ozonu nebyly ani tak významné z hlediska absolutně nejvyšších hodnot, ale v délce trvání fotochemické epizody. Podle několika studií tato neobyčejně dlouhá fotochemická epizoda měla velmi vážný dopad na lidské zdraví. Především v zemích západní Evropy vedla k významnému zvýšení počtu úmrtí (Filleul a kol, 2006; Stedman, 2004). Naopak v důsledku velkého sucha, poškození rostlin přízemním ozonem v tomto období bylo srovnatelné s předchozími lety (Keller, 2007).

Léto roku 2003 nám ukázalo, že současné snížení emisí prekurzorů přízemního ozonu je nedostatečné. Navíc je tu důvodná obava, že díky klimatickým změnám, se v Evropě takto teplá a suchá období budou v budoucnosti častěji opakovat (Meleux a kol, 2007). A tak jedině striktní dodržení legislativy, která má vést ke snížení limitních hodnot pro přízemní ozon do roku 2010, by mohlo být účinné v takto extrémních situacích (Vautard, 2005).

8. Použitá literatura

Ashmore, M. R. (2003): Surface Ozone Effects on Vegetation. In: Holton, J. R., Curry, J. A., Pyle, J. A. Encyclopedia of Atmospheric Sciences. Volume 4. Academic Press, Elsevier Science, Ltd., London, pp. 1663 – 1671.

Brechler, J., Halenka, T., Bednář, J. (2005): Modelování vzniku, transportu a rozptylu fotochemického smogu. Ochrana ovzduší 3/2005, pp. 15 – 19.

ČHMÚ, (2004): Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2003. Praha, 166 p.

EEA, (2003): Air pollution by ozone in Europe in summer 2003. Overview of exceedances of EC ozone threshold values during the summer season April – August 2003 and comparison with previous years. Topic report 3/2003. EEA, Copenhagen, 25 p.

Fiala, J., Závodský, D. (2003): Kompendium ochrany kvality ovzduší: Chemické aspekty znečištěného ovzduší – Troposférický ozon. Příloha časopisu Ochrana ovzduší 5/2003, 22 p.

Filleul, L., Cassadou, S., Médina, S., Fabres, P., Lefranc, A., Eilstein, D., Le Tertre, A., Pascal, L., Chardon, B., Blanchard, M., Declercq, Ch., Jusot, J. F., Prouvost, H., Ledrans, M. (2006): The Relation Between Temperature, Ozone, and Mortality in Nine French Cities During the Heat Wave of 2003. *Environmental Health Perspectives* 9, pp. 1344 – 1347.

Guderian, R. eds. (1985): Air pollution by photochemical oxidants. Formation, Transport, Control, and Effects on Plants. Springer – Verlag Berlin, Germany, 346 p.

Herčík, M., Vašíček, B. (1997): Ozon – žádoucí a nežádoucí. *Ochrana ovzduší* 2/1997, pp. 21-23.

Holoubek, I. a kol. (2005): Troposférická chemie. Masarykova Universita, Brno. 159 p.

Hůnová, I. (2003): Nové imisní limity pro ochranu vegetace a ekosystémů v české legislativě. *Ochrana ovzduší* 4/2003, pp. 4 – 8.

Hůnová, I., Horálek, J., Srněnský, R., Ostatnická, J. (2005): Trends in surface ozone concentrations and ozone exposure expressed by AOT40 over the Czech Republic in 1994 – 2004. In: Hůnová, I., Ostatnická, J., Dostálová, Z., Navrátil, T. eds. *Acid rain 2005 – Conference Abstracts*. ČHMÚ, Praha, pp. 180.

Hůnová, I., Janoušková, S. (2004): Úvod do problematiky znečištění venkovního ovzduší. Univerzita Karlova, Praha.

Keller, F., Bassin, S., Ammann, Ch., Fuhrer, J. (2007): High – resolution modelling of AOT40 and somatal ozone uptake in wheat and grassland: A comparison between 2000 and the hot summer of 2003 in Switzerland. *Environmental Pollution* 146, pp. 671 – 677.

Lefohn, A. S. eds. (1992): Surface Level Ozone Exposures and their Effects on Vegetation. Lewis Publisher, USA, pp. 1 – 30.

Lippmann, M. (2003): Surface Ozone (Human Health). In: Holton, J. R., Curry, J. A., Pyle, J. A. Encyclopedia of Atmospheric Sciences. Volume 4. Academic Press, Elsevier Science, Ltd., London, pp. 1655 – 1663.

Meleux, F., Solmon, F., Giorgi, F. (2007): Increase in summer European ozone amounts due to climate change. Atmospheric Environment, Article in press.

Pavlík, J., Němec, L., Tolasz, R., Valter, J. (2003): Mimořádné léto roku 2003 v České republice. Meteorologické zprávy 6/2003, pp.161 -165.

Seinfeld, J. H., Pandis, S. N. (1998): Atmospheric chemistry and physics. From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, New York, pp. 91 – 97, 234 – 323.

Stedman, J. R. (2004): The predicted number of air pollution related deaths in the UK during the August 2003 heatwave. Atmospheric Environment 38, pp. 1087 – 1090.

Váňa, M., Dejmal, K. (2005): Surface ozone trends at the Czech regional stations. In: Hůnová, I., Ostatnická, J., Dostálová, Z., Navrátil, T. eds. Acid rain 2005 – Conference Abstracts. ČHMÚ, Praha, pp. 197.

Vautard, R., Honoré, C., Beekmann, M., Rouil, L. (2005): Simulation of ozone during the August 2003 heat wave and emission control scenarios. Atmospheric Environment 39, pp. 2957 – 2967.

Vingarzan, R. (2004): A review of surface ozone background levels and trends. Atmospheric Environment 38, pp. 3431 – 3442.

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

Poznámky

Přepočítání objemových a hmotnostních koncentrací znečišťujících látek v ovzduší:

Objemové jednotky:	ppm	ppb	ppt
Hmotnostní jednotky:	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$	$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	$\text{ng} \cdot \text{m}^{-3}$

Standardní podmínky: $T = 273,15 \text{ K}$

$p = 1013,25 \text{ hPa}$ (Hůnová a Janoušková, 2004)

Přepočítání: $1,996 \times$ koncentrace látky v objemových jednotkách = koncentrace látky v hmotnostních jednotkách

