

KVALITA VNITŘNÍHO OVZDUŠÍ A ZPŮSOBY JEHO ČIŠTĚNÍ

František Skácel a Viktor Tekáč

Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, skacelf@vscht.cz

V práci je přehledným způsobem popsán soubor ukazatelů kvality vnitřního ovzduší v různých typech budov a související zdroje znečišťujících látek. Pro jednotlivé analyty jsou uvedeny zdroje znečištění vnitřního ovzduší, běžné koncentrace v různých typech prostředí a nejvyšší přípustné hodnoty jejich koncentrace. Kromě plynných znečišťujících látek je velká pozornost věnována i aerosolovým částicím včetně bioaerosolu. Práce dále popisuje kvalitu vnitřního ovzduší (IAQ) různých typů vnitřního prostředí charakterizovanou výsledky měření publikovaných v současné literatuře. Druhá část zahrnuje stručný popis jednotlivých technik úpravy vnitřního ovzduší a možnosti jejich využití v praxi. S ohledem na složitou speciaci znečišťujících látek ve vnitřním ovzduší jsou v této části diskutovány charakteristiky kombinovaných systémů úpravy vnitřního ovzduší a možnosti jejich použití v praxi. Studie je doplněna rozsáhlým souborem více než 150 literárních odkazů.

Klíčová slova: kvalita vnitřního ovzduší, systémy čištění vnitřního ovzduší, znečišťující látky, PM₁₀, PM_{2,5}

Došlo 15. 06. 2020, přijato 08. 09. 2020

1. Úvod

Životní styl převážné části obyvatel Evropy se za posledních 40 let dramaticky změnil. Rostoucí urbanizace, technický rozvoj a specializované pracovní činnosti způsobují, že lidé tráví stále více času ve vnitřním prostředí, tj. kancelářích, dopravních prostředcích, školách, nákupních centrech, kulturních zařízeních apod. Kvalita vnitřního ovzduší (*indoor air quality* – IAQ) proto nabývá na významu, především v souvislosti s tzv. idiopatickou environmentální intolerancí (IEI), což je moderní termín, označující skupinu onemocnění, která se v posledních desetiletích objevila v souvislosti s vlivy zevního prostředí a která mají zřejmě psychosomatickou povahu [1]. Typickým příkladem je tzv. syndrom nemocných budov (SBS – *sick building syndrome*), syndrom nemocí z budov (BRI – *building related illness*) [2], popř. mnohočetná chemická přecitlivělost (MCS – *multiple chemical sensitivity*), které byly popsány v řadě publikací [3, 4]. V současné době Světová zdravotnická organizace uvádí (WHO), že znečištění ovzduší způsobilo jen v roce 2012 okolo 7 milionů úmrtí, z nichž 4,3 milionů bylo způsobeno znečištěním vnitřního ovzduší [5].

Jakékoli zlepšení kvality vnitřního ovzduší má proto vliv na zlepšení zdraví a produktivitu s přímými ekonomickými dopady. Asi 235 milionů lidí trpí ve světě chronickým astmatem; jen ve Francii dosáhly sociálněekonomické náklady této choroby částky 20 miliard euro [6].

Pro hodnocení kvality vnitřního ovzduší byla v roce 2010 přijata směrnice WHO [7]. Kvalitu vnitřního ovzduší řeší i české právní předpisy, zejména vyhláška č. 6/2003 Sb. [8]. Podobný postup zvolila i řada dalších států, které přijaly navržené limity jako závazné [9, 10]. Směrné limitní hodnoty nejvyšší přípustné hmotnostní koncentrace znečišťujících látek (NPK) ve vnitřním ovzduší zavedené WHO a některými státy jsou uvedeny v tabulce 1.

Hodnocením vlivu kvality vnitřního ovzduší na lidské zdraví se zabývá mnoho autorů a výzkumných organizací. V této oblasti byla publikována řada rozsáhlých

souhrnných studií zahrnujících vliv délky expozice, charakteristiku jednotlivých zdrojů znečištění ve vztahu k projektování budov a jejich provoz [13]. Působení vnitřního ovzduší na lidský organismus se projevuje nejvíce na sliznicích a dýchacím systému, ovlivňuje také celou řadu dalších orgánů a souvisí s mnoha fyzikálními parametry, především s vlhkostí a teplotou vzduchu [14].

Kvalita vnitřního ovzduší je v posledních letech sledována v rozsáhlém souboru budov a vnitřního prostředí. Při studiu souhrnných článků v této oblasti je zřejmé, že největší pozornost je soustředěna na školní budovy, v nichž jsou sledovány aerosolové částice, oxid uhličitý, ozon, formaldehyd a karbonylové sloučeniny [15, 16]. V České republice byl realizován projekt InAirQ (Indoor Air Quality), a to v rámci Prioritní osy 3 programu nadnárodní spolupráce financovaného z evropských fondů - Spolupráce v oblasti přírodních a kulturních zdrojů pro udržitelný růst ve Střední Evropě (www.szu.cz/inairq-1). Stejně významné je sledování kvality vnitřního ovzduší i v dalších veřejných budovách jako jsou muzea, knihovny, kostely, nemocnice a domovy pro seniory a další nebytové prostory [17, 18].

K jeho znečištění dochází působením řady chemických, biologických a fyzikálních faktorů, které negativně působí na zdravotní stav člověka. K těmto faktorům patří především:

- **znečištění aerosolovými částicemi.** Jedná se o širokou škálu aerosolových částic (pevných a kapalných), které jsou dostatečně malé, aby se udržely ve vzduchu a mohly být populací vdechovány. Tyto částice se významně liší velikostí, nejmenší částice představují největší riziko pro zdraví lidského organismu, protože se dostávají hluboko do plic. Proto se ve vnitřním ovzduší sledují především částice s aerodynamickým průměrem do 10 μm (PM₁₀) nebo 2,5 μm (PM_{2,5}). Ve vnitřním ovzduší jsou v závislosti na působících zdrojích přítomny částice s aerodynamickým průměrem od 5,6 do 560 nm. Působením aerosolových částic vnitřního ovzduší na lidské zdraví se zabývá řada studií [19 - 21].

Tab. 1 Směrné hodnoty nejvyšší přípustné hmotnostní koncentrace znečišťujících látek ve vnitřním ovzduší
Tab. 1 Indoor air quality Guidelines in different countries

Znečišťující látka	Směrná NPK ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Doba průměrování
WHO [7]		
formaldehyd	100	30 min
	7×10^3	1 den
CO	10×10^3	8 h
	35×10^3	1 h
	100×10^3	15 min
PM _{2,5} ^{A)}	25	1 den
	10	1 rok
PM ₁₀ ^{B)}	50	1 den
	20	1 rok
ozon	100	8 h
SO ₂	20	1 den
benzen	1,7	při celoživotní expozici riziko onemocnění 1:100 000
naftalen	10	1 rok
tetrachlorethylen	250	1 rok
trichlorethylen	23	při celoživotní expozici riziko onemocnění 1:100 000
NO ₂	200	1 h
	40	1 rok
benzo[a]pyren	$0,12\times 10^{-3}$	při celoživotní expozici riziko 1:100 000
Česká republika [8]		
NO ₂	100	1 h
PM ₁₀	150	1 h
PM _{2,5}	80	1 h
azbest	1 000 vláken $\cdot\text{m}^{-3}$	1 h
CO	5 000	1 h
ozon	100	1 h
NH ₃	200	1 h
benzen	7	1 h
toluen	300	1 h
suma xylenů	200	1 h
styren	40	1 h
ethylbenzen	200	1 h
formaldehyd	60	1 h
trichlorethylen	150	1 h
tetrachlorethylen	150	1 h

Tab. 1 - pokračování
Tab. 1 - continued

Znečišťující látka	Směrná NPK ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	Doba průměrování
Francie [6]		
formaldehyd	50	2 h
	10	<1 rok
CO	10×10^3	8 h
	30×10^3	1 h
	60×10^3	30 min
	100×10^3	15 min
benzen	30	1÷14 dnů
	20	14 dnů÷1 rok
	10	>1 rok při celoživotní expozici riziko onemocnění 1:100 000
naftalen	10	>1 rok
trichlorethylen	800	14 dnů÷1 rok při celoživotní expozici riziko onemocnění 1:100 000
tetrachlorethylen	1 380	1÷14 dnů
	250	>1 rok
NO ₂	200	2 h
	20	>1 rok
akrolein	6,9	1 h
	0,8	>1 rok
Kanada [11]		
formaldehyd	50	8 h
	123	1 h
CO	$11,5\times 10^3$	1 den
	$28,6\times 10^3$	1 h
naftalen	10	1 den
toluen	$2,3\times 10^3$	1 den
	15×10^3	8 h
Čínská lidová republika [12]		
SO ₂	150	1 den
NO ₂	100	1 den
CO	2 000	1 den
formaldehyd	80	1 h
benzen	90	1 h
benzo[a]pyren	0,001	1 den
VOC	600	1 den

^{A)} Aerosolové částice s aerodynamickým průměrem do 2,5 μm .

^{B)} Aerosolové částice s aerodynamickým průměrem do 10 μm .

Jednou z nejsledovanějších znečišťujících látek mezi aerosolovými částicemi jsou azbestová vlákna. Azbest je obecný název pro skupinu přirozeně se vyskytujících vláknitých silikátů. Tvoří dvě základní skupiny, a to serpentiny (chryzotil, CAS č. 12001-29-5) a amfiboly (aktinolit, CAS č. 77536-66-4; amozit, CAS č. 12172-73-5; antofylit, CAS č. 77536-67-5; krokydolit, CAS č. 12001-28-4; tremolit, CAS č. 77536-68-6). Azbest má mimořádné chemické a fyzikální vlastnosti. Je odolný vůči vysokým teplotám, chemickým vlivům. Díky tomu byl v minulosti velmi hojně používán ve stavebnictví jako stavební, izolační a těsnicí materiál, který se v široké míře používal v řadě konstrukčních materiálů. Všechny krystalické formy azbestu způsobují vznik mesotheliomu a rakovinu plic, hrtanu a vaječníků [22]. WHO uvádí, že každoročně zemře na světě nejméně 107 000 lidí v důsledku inhalace azbestových vláken. Z tohoto důvodu celá řada zemí přijala přísné předpisy omezující expozici azbestovými vlákny [5]. Problematikou výskytu azbestových a minerálních vláken v ovzduší se v České republice zabývá zákon o ochraně veřejného zdraví [23], který ukládá zaměstnavatelům povinnost evidence po dobu 10 let od ukončení expozice při práci s azbestem. Prováděcí předpis [8] k zákonu [24] stanoví hygienické limity chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů pro vnitřní prostředí obytných místností staveb zařízení pro výchovu a vzdělávání, vysokých škol, škol v přírodě, staveb pro zotavovací akce, staveb zdravotnických zařízení léčebně preventivní péče, ústavů sociální péče, ubytovacích zařízení, staveb pro obchod a staveb pro shromažďování většího počtu osob [8]. Požadavky na kvalitu vnitřního prostředí staveb se pokládají za splněné, nepřekročí-li střední hodnota hodinové koncentrace zjišťované látky v měřeném intervalu za standardních podmínek limitní koncentrace uvedené v příloze zákona [24]. Pro azbestová a minerální vlákna (průměr < 3 μm, délka > 5 μm a poměr délky a průměru vlákna > 3:1) je touto limitní koncentrací 1000 vláken v 1 m³ [25]. Z biologického hlediska mají největší význam tzv. kritická vlákna, jejichž rozměry odpovídají údajům uvedeným ve vyhlášce, kterou se stanoví příslušné hygienické limity pro vnitřní ovzduší [8]. Uvedená limitní hodnota vychází z výsledků práce řady autorů a pracovních skupin [26, 27]. Vyplývá z nich, že při překročení uvedeného limitu nastává u populace obsahující 30 % kuřáků nadměrné riziko rakoviny plic s pravděpodobností v rozmezí 1·10⁻⁵ až 1·10⁻⁶. Pro mesotheliom pak platí relace 1·10⁻⁴ až 1·10⁻⁵;

- **znečištění biologickými látkami.** Jedná se především o alergeny zvířecího původu (roztoči a určité proteiny obsažené v exkrementech a srsti zvířat), bakterie, plísně, houby, spory, endotoxiny, mykotoxiny a všechny druhy živých organismů velmi složitých a proměnných charakteristik. Současné studie prokázaly těsnou souvislost mezi těmito bioaerosoly a vážnými formami astmatu, rýmy a zánětů spojivek [28]. Aerosolové částice ve skutečnosti způsobují asi 5 až 34 % veškerého znečištění vnitřního ovzduší a jejich výskyt je určován vlhkostí a teplotou vnitřního ovzduší [29, 30];

- **fyzikální faktory.** Pohodu a chování člověka ve vnitřním ovzduší ovlivňuje řada fyzikálních faktorů. Mezi nejdůležitější patří teplota, obsah vodní páry (vlhkost) a intenzita a frekvence elektromagnetických polí. Především teplota vzduchu má výrazný vliv na pohodu, a tedy i na vnímání kvality vnitřního ovzduší. Mimo vlastního pocitu nepohody mohou vyšší teploty a vlhkost vzduchu vést k šíření mikroorganismů (způsobujících již zmíněné biologické znečištění) a k případným chemickým reakcím složek vnitřního ovzduší. A naopak nižší hodnoty relativní vlhkosti (< 20 %) vedou ke zvýšení citlivosti, zvláště pak v případě dráždivých agens (aerosolové částice, ozon a další). Proto současný požadavek vysoké energetické účinnosti vytápění budov představuje významné dilema v souvislosti s kvalitou vnitřního ovzduší [31];

- **znečištění chemickými látkami.** Tyto látky tvoří ve vnitřním ovzduší velkou skupinu více jak 400 různých sloučenin, jejichž koncentrace se mění v širokém rozsahu [32].

2. Zdroje znečištění vnitřního ovzduší

Zdroje znečištění vnitřního ovzduší se za posledních 60 let výrazně změnily [33]. Starší konstrukční materiály, považované kdysi za téměř inertní (cihly, vápno, beton, hlínka, masivní dřevo), byly postupně nahrazovány novými materiály (polymery), chemicky ošetřenými materiály (dřevotříská) a technologicky vyspělými nátěrovými hmotami. Kromě nových materiálů ovlivňují vnitřní ovzduší i moderní technické zabezpečení budov a zvláště projekty zaměřené na úsporu energií. Vzduchotěsné nebo utěsněné konstrukce a nedostatečné větrání tzv. pasivních domů je jedním z významných činitelů zhoršení kvality vnitřního ovzduší. Problematikou zdrojů znečištění vnitřního ovzduší spojených s rozvojem stavebních materiálů a změnami aktivit obyvatel se zabývá několik studií [34, 35].

Zdroje znečištění vnitřního ovzduší lze rozdělit podle endogenního typu na trvalé a příležitostné zdroje znečištění vnitřního ovzduší:

- mezi **trvalé zdroje** patří emise látek ze stavebních materiálů, dřeva, překližky, laminátů, izolantů, adheziv, nátěrových hmot a laků. Podle některých studií lze asi 40 % veškerého znečištění vnitřního ovzduší přisoudit právě těmto materiálům [36]. Kromě přímé emise primárních znečišťujících látek materiálů vnitřního prostředí mají velký význam sekundární zdroje znečišťujících látek. Velký soubor chemických látek obsažených v rozličných materiálech použitých při budování a vybavení staveb může podléhat různým chemickým reakcím jak na povrchu těchto materiálů, tak v plynné fázi. Plynné organické sloučeniny s C=C vazbami ochotně reagují s O₃, NO_x, OH radikály a dalšími plyny [37]. Rozklad alkenů ozonem je hlavní reakční schéma vzniku OH radikálů ve vnitřním ovzduší a fotolýza HONO přispívá dokonce ještě více k tvorbě OH radikálů [38]. Oxidační kapacita vnitřního ovzduší tak má výrazný vliv na jeho znečištění;

- vliv **příležitostných zdrojů** souvisí s lidskou aktivitou ve vnitřním prostředí zahrnující čištění, praní, dezinfekci,

péči o květiny a tělo (použití např. kosmetických přípravků). Významným zdrojem je používání fosilních paliv a biopaliv při přípravě pokrmů, teplé užitkové vody a pro lokální vytápění. Specifickou skladbou působících zdrojů znečištění vnitřního ovzduší se vyznačují nemocnice a zdravotnická zařízení, veřejné dopravní prostředky a kanceláře. Příležitostným zdrojem znečištění je také metabolismus člověka. Jeho produkty jsou například isopren a aceton – dvě velice významné látky na seznamu nejdůležitějších 199 těkavých organických znečišťujících látek identifikovaných ve vydechovaném vzduchu. Přítomnost některých těkavých organických látek ve vydechovaném vzduchu souvisí s výskytem chorob, jako je cukrovka nebo rakovina plic [39].

Na kvalitu vnitřního ovzduší má často vliv přenos z venkovního prostředí, v němž působí jak přirozené, tak antropogenní zdroje znečišťování ovzduší, se může projevovat na kvalitě vnitřního ovzduší, jak je tomu například v případě akroleinu [40].

3. Chemické znečišťující látky

Ve vnitřním ovzduší byly zjištěny rostoucí koncentrace různých chemických látek. Nejvýznamnějšími chemickými znečišťujícími látkami jsou následující sloučeniny.

3.1. Anorganické plynné znečišťující látky

Tuto skupinu znečišťujících látek představují především oxid uhličitý (CO_2), oxid uhelnatý (CO), oxidy dusíku (NO_x) a oxid siřičitý (SO_2). Jejich obsah ve vnitřním ovzduší je dán především koncentracemi těchto látek ve venkovním ovzduší [33]. Jejich obsah ve vnitřním ovzduší však mohou zvyšovat i kouření tabáku, svíčky či vonné tyčinky. V domácnostech vybavených spotřebiči spalujícími zemní plyn nebo LPG jsou hlavními zdroji CO a NO_x plynové varné desky nebo sporáky, případně průtokové ohříváče vody s příkonem do 10,5 kW (tzv. „karmy“). Všechny uvedené spotřebiče jsou konstruovány a provozovány tak, že vzduch potřebný ke spalování je odebírán z místnosti, ve které jsou instalovány, a do této místnosti jsou odváděny i veškeré spaliny. V případě nezajištěného předepsaného větrání překračují hmotnostní koncentrace znečišťujících látek nejvyšší přípustné koncentrace (NPK).

Oxid uhličitý je především metabolický produkt často využívaný jako indikátor celkového znečištění vnitřního ovzduší a potřeby větrání pobytových místností. Maximální doporučený expoziční limit činí 9 150 mg/m^3 pro dobu průměrování 8 hodin (časově vážený průměr) [41]. Typický rozsah hmotnostních koncentrací CO_2 ve vnitřním ovzduší 650 mg/m^3 až 4 600 mg/m^3 se ještě považuje za bezpečný [42]. Obsah oxidu uhličitého ve vnitřním ovzduší bytových prostor je ovlivněn řadou faktorů. Jak ukázala studie zaměřená na 72 bytových jednotek v obytných domech a rodinných domcích 7 evropských zemí, největším producentem této látky jsou jejich obyvatelé. Sezónní variace se v obou typech vnitřního ovzduší projevují jen v řádu desítek

mg/m^3 , ale trvalý pobyt spících obyvatel zvyšuje hmotnostní koncentraci CO_2 až o několik stovek mg/m^3 [43]. Bylo zjištěno, že hmotnostní koncentrace oxidu uhličitého v moderních budovách je oproti běžným obytným budovám menší o několik stovek mg/m^3 [44].

Vliv CO na zdraví je dán koncentrací a délkou expozice. Při nízkých hmotnostních koncentracích (< 12 mg/m^3) nemá CO velký vliv na lidské zdraví a často je expozice touto látkou zaměňována s nachlazením. Symptomy expozice CO zahrnují bolesti hlavy, závratě, ztrátu orientace, nevolnost a pocit únavy [46]. Obecně však platí, že hmotnostní koncentrace CO ve vnitřním ovzduší je menší než 1 mg/m^3 bez ohledu na sezónní variace [45]. Naproti tomu byly v Kanadě v některých kuchyních vybavených otevřeným ohništěm bezprostředně po jejich použití zjištěny koncentrace CO na úrovni až 115 mg/m^3 [47].

Oxid dusičitý (NO_2) se ve vnitřním ovzduší projevuje dráždivým účinkem na dýchací systém [48]. Naproti tomu oxid dusnatý (NO) při obvyklých koncentracích naopak není pokládán za toxický. Hmotnostní koncentrace NO_2 ve vnitřním ovzduší místností s instalovanými plynovými spotřebiči se obvykle pohybují v rozsahu 60÷80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, výjimečně až 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [48]. Rozsáhlá studie zaměřená na moderní tepelně izolované bytové jednotky (55 jednotek) a rodinné domy (17 jednotek) přinesla velmi podobné výsledky a neprokázala významný sezónní vliv na hmotnostní koncentraci NO_2 , která se pohybovala v rozmezí 7,8 až 19,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [43]. Podobné výsledky přinesla i studie sledující IAQ v 16 základních školách na východním pobřeží USA 24÷34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [45] a ve 119 evropských kancelářských místnostech 16÷18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [49]. Suma oxidu dusnatého (NO) a oxidu dusičitého (NO_2) se často označuje pojmem oxidy dusíku nebo NO_x .

Expozice oxidem siřičitým způsobuje obtíže při dýchání a dráždí sliznice hrdla a očí [50]. Hmotnostní koncentrace SO_2 ve vnitřním ovzduší se obvykle pohybují v rozsahu 0,5÷32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [51].

3.2. Ozon

Ozon (O_3) je produkt fotochemických reakcí ve znečištěném ovzduší, avšak může být uvolňován i z některých přístrojů a zařízení jako jsou ionizační čističe vzduchu, generátory ozonu, elektrostatické filtry nebo tiskárny a kopírky. Zvýšené hmotnostní koncentrace ozonu (160 až 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) mohou způsobit dráždění oční sliznice, poruchy vidění, bolesti hlavy, závratě, dráždit hrdlo a ústní sliznici a způsobovat až strnutí šíje [52]. Expozice relativně vysokou koncentrací ozonu může vést až ke vzniku astma [53]. Směrná hodnota 8 hodinové hmotnostní koncentrace podle WHO je 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. V rámci projektu OFFICAIR byl sledován ozon v 37 kancelářských budovách v letní kampani roku 2012 a v 35 kancelářských budovách v letech 2012–2013 v zimní kampani. V každé z budov byla sledována kvalita ovzduší ve čtyřech místnostech. Průměrná hmotnostní koncentrace ozonu v letní sezóně byla větší (42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) než v zimní sezóně (39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [49].

3.3. Těkavé organické látky (VOC)

Organické látky představují rozsáhlou skupinu stovek různých sloučenin, z nichž většina je přítomna ve stopových koncentracích [33]. WHO klasifikuje organické látky podle jejich bodu varu na vysoce těkavé látky (VVOC: <0 °C až 100 °C), těkavé organické látky (VOC: 50 °C až 260 °C) a částečně těkavé látky (SVOC: 240 °C až 400 °C) [54]. Některé z těchto látek způsobují alergie a nepříznivě ovlivňují dýchací systém [55], jiné jsou klasifikovány jako karcinogeny [33].

Mezi velkým počtem látek znečišťujících vnitřní ovzduší obytných budov bylo identifikováno asi 130 různých VOC, kde největší část tvořily alkany (32 %), aromatické uhlovodíky (17 %) a estery a alkeny (7 %) [56]. Poměr mezi koncentracemi vybraných látek ve vnitřním a venkovním ovzduší uvedený v tabulce 2 naznačuje hlavní zdroje těchto látek.

Tab. 2 Poměr mezi koncentracemi vybraných organických látek ve vnitřním a venkovním ovzduší

Tab. 2 Indoor/outdoor ratio for certain organic compounds in several indoor environments

	acetaldehyd	toluen	xyleny
veřejné budovy ^{A)}	0,7÷7,0	0,9÷4,1	0,7÷11,8
školy ^{A)}	2,4÷14,8	1,2÷25,2	0,9÷6,7
obytné budovy ^{A)}	2,3÷31	1,6÷12,8	1,2÷30,4
obchod nábytkem ^{B)}	2,9	5,7	7,6
	formaldehyd	benzen	ethylbenzen
veřejné budovy ^{A)}	0,8÷10,7	0,1÷1,2	0,9÷8,3
školy ^{A)}	4,2÷10,7	1,0÷3,1	1,1÷3,4
obytné budovy ^{A)}	5,0÷16,4	0,6÷2,6	1,1÷24
obchod nábytkem ^{B)}	6,9	7,9	7,0

^{A)} [36]; ^{B)} [57].

Zajímavé zjištění přineslo studium kvality vnitřního ovzduší ve dvou různých domácnostech při vaření [58]. První domácnost využívala plynné palivo složené ze 49 % H₂, 28 % CH₄ a 23 % CO₂, druhá používala plynné palivo o složení propan 75 % a butan 25 %. V obou domácnostech byly zjištěny zvýšené koncentrace CO₂, v domácnosti spalující propan-butan se objevily vyšší koncentrace CO v důsledku nedokonalého spalování. Zvýšený obsah sloučenin C₂ (ethan, ethen, a ethyn) v obou domácnostech byl způsoben zahříváním masa a tuků. Další činnosti jako například pražení kávy vedly ke zvýšení hmotnostní koncentrace acetaldehydu (95 µg/m³), sulfanu (35 µg/m³) a methylmerkaptanu (42 µg/m³) [59]. Dalšími typickými produkty kuchyňské aktivity spojené s tepelnými procesy jsou formaldehyd, toluen, hexanal a aceton.

Různí autoři se pokusili určit skupinu indikátorových těkavých organických látek [43, 49, 60, 61]. Ve studii zaměřené

na moderní tepelně izolované bytové jednotky (55 jednotek) a rodinné domy (17 jednotek) v sedmi evropských zemích v letním a zimním období bylo identifikováno 16 látek zahrnujících různé struktury organických sloučenin. Studie neprokázala významný sezónní vliv na hmotnostní koncentraci těchto látek, ani významné rozdíly mezi bytovými jednotkami v bytových domech a rodinných domcích v různých zemích. Podobné výsledky byly získány i při testování IAQ v 37 kancelářských budovách v letní kampani roku 2012 a 35 kancelářských budovách v letech 2012-2013 v zimní kampani v rámci projektu OFFICAIR [49]. Hmotnostní koncentrace významných indikátorových látek jsou uvedeny v tabulce 3 [43], [49].

Tab. 3 Průměrné hmotnostní koncentrace indikátorových VOC ve vnitřním ovzduší v µg/m³

Tab. 3 Indoor concentrations of indicator organic compounds in different indoor environments (in µg/m³)

Analyt	Léto	Zima
	Bytové domy ^{A)}	
benzen	1,0	2,4
toluen	5,2	5,7
<i>m</i> -, <i>p</i> -xylen	4,0	3,6
ethylbenzen	1,7	1,5
α -pinen	61,8	57,5
<i>D</i> -limonen	20,4	46,7
2-butoxymethanol	3,0	1,4
formaldehyd	20,8	15,4
acetaldehyd	10,5	12,3
hexanal	30,5	22,5
Rodinné domy ^{A)}		
benzen	0,7	2,7
toluen	8,3	5,6
<i>m</i> -, <i>p</i> -xylen	5,5	3,5
ethylbenzen	2,2	1,5
α -pinen	58,8	56,7
<i>D</i> -limonen	20,5	55,1
2-butoxymethanol	2,2	1,3
formaldehyd	23,6	17,0
acetaldehyd	11,5	12,7
hexanal	42,9	35,5
Kancelářské budovy ^{B)}		
benzen	1,4	2,1
toluen	8,1	6,1
<i>m</i> -, <i>p</i> -xylen	3,8	3,3
ethylbenzen	1,8	1,3
α -pinen	4,2	6,3
<i>D</i> -limonen	4,7	19,0
2-butoxymethanol	5,7	2,7
formaldehyd	16,0	8,1
acetaldehyd	6,4	4,9
hexanal	11,0	5,0

^{A)} [43]; ^{B)} [49].

Jiné závěry přinesla studie zaměřená na výskyt VOC v 35 domácnostech ve Slovenské republice. Z vý-

sledků této studie vyplývá, že celkový obsah VOC v bytových jednotkách bytových domů je výrazně vyšší ($520 \mu\text{g}/\text{m}^3$) než v rodinných domech ($330 \mu\text{g}/\text{m}^3$), přičemž souběžně sledované koncentrace těchto látek ve venkovním ovzduší byly nižší [62].

V tabulce 4 jsou uvedeny další sloučeniny s vysokým poměrem mezi koncentracemi vybraných látek ve vnitřním a venkovním ovzduší. Nejzajímavějšími případy jsou α -pinen a *D*-limonen. Důvodem je časté používání *D*-limonenu pro jeho příjemnou vůni v potravinách, čisticích prostředcích a kosmetice. α -pinen je přírodní terpen emitovaný do vnitřního ovzduší ze dřeva, případně z čisticích a hygienických přípravků, nátěrových hmot a vůní [63].

Tab. 4 Hmotnostní koncentrace vybraných organických látek ve vnitřním ovzduší a poměr mezi jejich koncentracemi ve vnitřním a venkovním ovzduší [63]

Tab. 4 Indoor concentrations of particular pollutants and indoor/ outdoor ratio [63]

Analyt	Hmotnostní koncentrace ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	veřejné budovy a školy	obytné budovy	O ^{A)}	I/O ^{B)}
<i>D</i> -limonen	9,4	29,2	0,3	31,3÷97,3
α -pinen	3,2	14,5	0,1	32÷145
1-butoxy-2-propanol	4,7	12,5	1,6	2,9÷7,8
aceton	5,7	11,6	0,3	19÷38,7
<i>n</i> -dekan	14,4	17,3	6,2	2,3÷2,8
hexanal	16,4	32,3	0,9	18,2÷35,9

^{A)} Venkovní ovzduší. ^{B)} Poměr koncentrací formaldehydu ve vnitřním (I) a venkovním (O) ovzduší;

Vnitřní prostředí nemocnic se vyznačuje specifickými znečišťujícími látkami jako je ethylenoxid používaný ke sterilizaci [64]. Vnitřní ovzduší místností s kancelářskou technikou je charakteristické výskytem specifických znečišťujících látek jako jsou ozon, PM₁₀, aceton, ethylbenzen, xyleny a styren [65]. Další příklady obsahu VOC ve vnitřním ovzduší uvádí tabulka 5.

Se zlepšováním a zdokonalováním analytických systémů se snižují meze detekce a stanovitelnosti jednotlivých metod a zvyšuje se počet detekovaných znečišťujících látek ve vnitřním ovzduší [33, 71].

3.4. Aerosolové částice

Aerosolové částice jsou běžnou součástí vnitřního prostředí, v němž se uplatňují velmi rozmanité zdroje emisí těchto částic do ovzduší. Pro aerosolové částice je typické, že převažuje místní původ těchto částic způsobený především aktivitou obyvatel. Jen malá část těchto částic přichází z venkovního prostředí. WHO rozlišuje tyto částice podle aerodynamických průměrů a s tím spojeného působení na lidské zdraví. Největší význam má stanovení frakce aerosolových částic velikosti 1; 2,5; 5 a 10 μm (PM₁; PM_{2,5}; PM₅ a PM₁₀).

Tab. 5 Hmotnostní koncentrace běžných organických látek ve vnitřním ovzduší ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Tab. 5 Indoor concentrations of common organic compounds in different environments ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Vnitřní prostředí	TVOC ^{A)}	toluen	xyleny
obývací pokoj ^{B)}	12,14÷84,3	6,35÷28,3	1,63÷14,6
ložnice ^{B)}	9,17÷86,1	4,72÷31,0	1,18÷15,4 7
kuchyně ^{B)}	12,35÷62,9	6,38÷24,0	1,69÷9,5
byt ^{C)}	199,69	31,81	9,64
zdravotní středisko ^{D)}	931,1	61,5	21,7
dětská nemocnice ^{E)}	-	5,5÷8	3,6÷3,9
kancelář ^{F)}	-	5,7÷58,0	4,6÷37,0
knihovna ^{D)}	1268,2	32,4	6,3
nákupní centrum ^{D)}	1594,4	83	4,2
základní škola ^{G)}	124÷3028	9,3÷34,8	<13,5
podzemní parkoviště ^{D)}	1412,1	91,1	13,7
stanice metra ^{D)}	1073,6	65,4	15,1
letadlo ^{F)}	-	4,7÷86,5	2,0÷12,5
vlak ^{F)}	-	7,0÷54,0	3,0÷9,0
autobus ^{F)}	-	15,0÷3,0	6,0÷48,0
vagon metra ^{F)}	-	13,0÷27,0	5,0÷50,0
	formaldehyd	benzen	ethylbenzen
obývací pokoj ^{B)}	-	0,52÷10,3	1,3÷11,1
ložnice ^{B)}	-	0,35÷11,1	1,0÷11,6
kuchyně ^{B)}	-	0,5÷9,92	1,34÷8,1
byt ^{C)}	-	3,09	3,59
zdravotní středisko ^{D)}	24,1	5,1	12,1
dětská nemocnice ^{E)}	15÷10,9	1,4÷2,1	1,3
kancelář ^{F)}	11,0÷66,0	4,7÷12,0	-
knihovna ^{D)}	34,8	4,7	6,3
nákupní centrum ^{D)}	98,1	6,8	4,8
základní škola ^{G)}	-	3,6÷19,8	3,3÷5,1
podzemní parkoviště ^{D)}	49,5	16,6	11,4
stanice metra ^{D)}	33,0	5,2	13,1
letadlo ^{F)}	1,7÷9,5	0,0÷7,3	-
vlak ^{F)}	17,0÷9,5	2,0÷4,0	-
autobus ^{F)}	-	2,0÷6,0	-
vagon metra ^{F)}	-	4,0÷7,0	-

^{A)} Těkavé organické látky vyjádřené sumárně;

^{B)} [66]; ^{C)} [67]; ^{D)} [68]; ^{E)} [69]; ^{F)} [64]; ^{G)} [70].

Tyto mikroskopické frakce aerosolových částic představují značné riziko především z toho důvodu, že mohou být nositelem velmi toxických látek sorbovaných v těchto částicích, jako jsou toxické kovy a perzistentní organické znečišťující látky.

Výzkum v oblasti sledování koncentrace aerosolových částic v ovzduší je soustředěn především na školní budovy. Byly publikovány rozsáhlé studie sledující hmotnostní koncentrace aerosolových částic různých frakcí ve vnitřním ovzduší různých typů školních budov v různých ročních obdobích souběžně se sledováním obdobných charakteristik venkovního ovzduší [15, 72].

Podobné výsledky byly získány při výzkumu vnitřního ovzduší mateřských škol v Polsku [73]. Hmotnostní koncentrace frakce PM_{2,5} ve vnitřním ovzduší se pohybovala v rozmezí 25,1÷36,1 µg/m³ a ve venkovním ovzduší v rozmezí 30,6÷32,5 µg/m³. Kromě hmotnostní koncentrace frakce PM_{2,5} byla sledována i hmotnostní koncentrace 15 polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) nesených touto frakcí částic. Bylo zjištěno, že hmotnostní koncentrace skupiny 15 PAH ve frakci PM_{2,5} ve vnitřním ovzduší se pohybovala v rozmezí 31,4÷36,1 ng/m³ a ve venkovním ovzduší v rozmezí 39,3÷52,9 ng/m³, přičemž samotný benzo[*a*]pyren se na celkovém obsahu PAH podílel 49÷70 %.

Výzkumu vnitřního prostředí 8 předškolních zařízení (jesle, mateřské školy) v průmyslové exponované části Polska byla věnována studie zaměřená na různé frakce aerosolových částic a oxid uhličitý [74]. Její výsledky shrnuje tabulka 6. Výsledky v tabulce ukazují, že hmotnostní koncentrace aerosolových částic ve vnitřním ovzduší je dána především vnitřními zdroji těchto částic.

Tab. 6 Hmotnostní koncentrace aerosolových částic ve vnitřním ovzduší (µg/m³) [74]

Tab. 6 Indoor concentrations of particle matter (µg/m³) [74]

Veličina	Vnitřní ovzduší		
	PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀
hmotnostní koncentrace ^{A)}	33,7÷102	41,1÷106	68,3÷136
I/O ^{B)}	-	0,92÷3,3	1,1÷3,8
	Vnitřní ovzduší		Venkovní ovzduší
	PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀
hmotnostní koncentrace	73,1÷184	21,9÷88,3	22,2÷92,2

^{A)} Celková hmotnostní koncentrace aerosolových částic bez rozlišení jejich velikosti;

^{B)} Poměr hmotnostní koncentrace aerosolových částic ve vnitřním (I) a venkovním (O) ovzduší

Při studiu kvality vnitřního ovzduší Coloradské univerzity bylo v průběhu obou semestrů roku 2018 odebráno celkem 341 vzorků v různých místnostech zahrnujících učebny a společné prostory jako jsou chodby, schodiště apod. [44]. Výzkum byl kromě různých frakcí aerosolových částic zaměřen i na stanovení CO₂ a formaldehydu. Výsledky studie jsou shrnuty v tabulce 7.

Ve studii zaměřené na moderní tepelně izolované bytové jednotky (55 jednotek) a rodinné domy (17 jednotek) v sedmi evropských zemích v letním a zimním období byly sledovány hmotnostní koncentrace frakce PM_{2,5}.

Tab. 7 Hmotnostní koncentrace různých frakcí aerosolových částic ve vnitřním a venkovním ovzduší Coloradské univerzity (v µg/m³) [44]

Tab. 7 Indoor and outdoor concentrations of different size fractions of particle matter University of Colorado (µg/m³) [44]

Analyt	Status	Spo-	Učebny	Ven-
		lečné prostory		
PM ₁₀₀	obsazené	0,756	0,978	1,234
	neobsazené	0,591	0,691	1,613
PM ₄	obsazené	0,714	0,763	1,137
	neobsazené	0,486	0,538	1,378
PM _{2,5}	obsazené	0,175	0,316	0,644
	neobsazené	0,092	0,184	0,780

Studie neprokázala významný sezónní vliv na hmotnostní koncentraci aerosolových částic této frakce, ani významné rozdíly mezi bytovými jednotkami v bytových domech a rodinných domcích v různých zemích. Hmotnostní koncentrace významných indikátorových látek jsou uvedeny v tabulce 8 [43]. Podobné výsledky byly získány i při testování IAQ v 37 kancelářských budovách v letní kampani roku 2012 a 35 kancelářských budovách v letech 2012-2013 v zimní kampani v rámci projektu OFFICAIR [49].

Tab. 8 Průměrné koncentrace aerosolových částic frakce PM_{2,5} a expozice radonem ve vnitřním ovzduší

Tab. 8 Mean concentration of particle matter PM_{2,5} and volume activity of radon in indoor air

Analyt	Léto	Zima
	Bytové domy ^{A)}	
PM _{2,5} v µg/m ³	13,0	25,4
radon v Bq/m ³	-	42,6
	Rodinné domy ^{B)}	
PM _{2,5} v µg/m ³	8,7	18,8
radon v Bq/m ³	-	43,5
	Kancelářské budovy ^{B)}	
PM _{2,5} v µg/m ³	2,7÷17	3,4÷32
radon v Bq/m ³	-	-

^{A)} [43], ^{B)} [49]

3.5. Bakterie a spory

Podle odhadů různých autorů se bioaerosoly podílejí v některých zemích na znečištění vnitřního ovzduší 5 až 34 % [29, 75, 76, 77, 78, 79].

Zdrojem bioaerosolů ve vnitřním ovzduší jsou materiály použité v tomto prostředí, kontaminace dutin ve stěnách, stropěch či podlaze místností. Velmi významným zdrojem bakterií jsou samotní obyvatelé [80, 81]. Mnoho biologických aerosolových částic proniká do vnitřního ovzduší z venkovního ovzduší otevřenými okny a dveřmi. Jedním z nejvýznamnějších faktorů

ovlivňujících přítomnost bioaerosolů ve vnitřním ovzduší však je způsob vytápění, ventilace a klimatizace.

Při sledování kvality vnitřního ovzduší v 51 náhodně vybraných třídách 8 etiopských základních škol byla zjištěna průměrná ranní početní koncentrace CFU (colony forming unit) 2823 m^{-3} , průměrná odpolední početní koncentrace CFU byla 4514 m^{-3} [82]. Mezi izolovanými kmeny byly nalezeny bakterie *Staphylococcus aureus*, *Coagulase-negative Staphylococcus species* a *Bacillus species*.

Rozsáhlý výzkum byl uskutečněn v kancelářských budovách vybavených systémem vytápění, větrání a klimatizace (HVAC) v různých ročních obdobích. Měření se provádělo mj. v proudu vzduchu vycházejícího z větráků HVAC s výsledky uvedenými v tabulce 9.

Tab. 9 Početní koncentrace bakterií (22 °C a 37 °C) a spor (*colony forming units*) v proudu vzduchu větráky HVAC v různých ročních obdobích v $\text{CFU} \cdot \text{m}^{-3}$ [83]

Tab. 9 Bacterial (22 °C and 37 °C) and fungal concentration (CFU/m^3) in the fan coil unit's air flow during seasonal samplings [83]

Analyt	zimní období		
	průměr	min	max
bakterie 37 °C	82	60	113
bakterie 22 °C	36	20	47
spory 24 °C	935	560	1465
	jarní období		
bakterie 37 °C	52	36	80
bakterie 22 °C	71	44	116
spory 24 °C	15	10	20
	letní období		
bakterie 37 °C	128	32	200
bakterie 22 °C	95	32	128
spory 24 °C	50	30	65

Mezi nejčastěji identifikované druhy bakterií patřily kmeny *Micrococcus* (32 % nalezených bakterií) s *Staphylococcus* (44 % nalezených bakterií). Ve všech vzorcích byly identifikovány bakterie *Micrococcus luteus* a *Staphylococcus haemolyticus*. Zajímavé výsledky přinesla analýza poměru početní koncentrace bakterií a spor ve vnitřním a venkovním ovzduší (I/O poměr), jejíž výsledky shrnuje tabulka 10.

Tab. 10 Podíl početní koncentrace bakterií a spor ve vnitřním a venkovním ovzduší (I/O) v různých ročních obdobích [83]

Tab. 10 Indoor/outdoor ratios calculated for bacterial and fungal loads in seasonal samplings [83]

	Bakterie 22 °C	Bakterie 37 °C	Spory 24 °C
zima	0,63	0,82	0,34
jaro	0,39	1,08	0,80
léto	0,80	1,06	0,39

Ze závěrů této práce vyplývá, že bakteriální znečištění sledovaných kancelářských budov bylo na nízké až

střední úrovni (50 až $500 \text{ CFU}/\text{m}^3$). Vysoké znečištění spory bylo způsobené zimními záplavami území [83].

4. Techniky čištění a úpravy vnitřního ovzduší

Při zlepšování kvality vnitřního ovzduší se uplatňují tři základní strategie:

- kontrola a omezování působících zdrojů znečištění vnitřního ovzduší doplněné jejich odstraňováním, přemístěním nebo omezováním [84];
- úprava větracího systému obvykle realizovaná zvýšením průtoku přiváděného venkovního ovzduší pro snížení koncentrace znečišťujících látek v ovzduší vnitřním. Tento postup však nemusí nutně vést k úplné eliminaci těchto látek ve vnitřním ovzduší [85] a může s sebou přinášet riziko vnášení jiných znečišťujících látek z venkovního ovzduší a omezení energetických úspor [86];
- použití systémů čištění vnitřního ovzduší.

Obecně platí čtyři základní doporučení pro zlepšování kvality vnitřního ovzduší [30]:

- omezování vnášení jiných znečišťujících látek z venkovního ovzduší do vnitřního ovzduší;
- omezení vlhkosti vnitřního prostředí;
- účinné větrání;
- ochrana před znečištěním vnášením jiných znečišťujících látek z venkovního ovzduší.

Pokud nelze splnit první z požadavků, tj. pokud nelze omezit vnášení znečišťujících látek z venkovního ovzduší, je potřeba využít technických systémů čištění vnitřního ovzduší [87].

Technologické systémy splňující uvedené požadavky se v posledních dekáдах významně zdokonalují a od jednoduchých filtrů přecházejí k hybridním technologiím.

4.1. Mechanická filtrace

Mechanická filtrace je jednoduchá a široce používaná technika čištění vzduchu založená na odstraňování aerosolových částic z vnitřního ovzduší. Základní součástí všech klimatizačních systémů jsou filtry zachycující tyto částice impakcí, difúzí a přímým záchytem. Tato technika nezachycuje plynné látky, ačkoli některé studie uvádějí snížení koncentrace ozonu ve vnitřním ovzduší až o 36 % [88]. Mechanické filtry se postupně sytí aerosolovými částicemi, a proto při jejich použití neustále narůstá tlaková ztráta, což vede k rychlé ztrátě jejich účinnosti. Tento problém lze vyřešit výměnou filtru, ovšem použité filtry jsou novým zdrojem znečištění ovzduší a mohou se stát prostředím, v němž se začnou množit škodlivé mikroorganismy [89].

Účinnost mechanických filtrů závisí na různých faktorech, jako je typ filtru, použitý materiál, průtok vzduchu a čelní rychlost proudícího vzduchu, charakter aerosolových částic a řada jiných faktorů [88]. Filtrační médium se často kondicionuje použitím různých viskózních látek zvyšujících adhezi částic na vláknech filtru [90].

Přehled některých nejčastěji používaných filtrů uvádí tabulka 11.

Tab. 11 Hlavní typy mechanických filtrů a jejich srovnání [91]

Tab. 11 Comparison of mechanical filters [91]

Typ filtru	ε^A	Údržba	Náklady	Poznámky
plochý filtr	<5	výměna 1÷3 měsíce	nízké	rychlé nasycení filtru a ztráta jeho účinnosti
skládaný filtr	20÷50	výměna 3÷12 měsíců	nízké až střední	větší filtrační plocha
HEPA filtr ^{B)}	>95	výměna 1÷3 let, výměna pre-filtrů 2÷3 krát za rok	vysoké náklady jak pořízovací, tak provozní	zachycení spor plísní a hub, roztočů a dalších alergenů

^{A)} Účinnost pro částice 0,3÷6 μm v %.

^{B)} Vysoce účinný filtr (*high efficiency particle arresting filter*).

4.2. Elektronická filtrace

V praxi se používají dva typy elektronických filtrů pro zachyt aerosolových částic. Elektrostatické odlučovače jsou středně nákladová zařízení, v nichž jsou částice ionizovány a pak pomocí elektrického pole odváděny a zachycovány na deskách s opačným elektrickým nábojem. Jejich údržba spočívá v pravidelném čištění těchto desek. Účinnost elektrostatických filtrů je pro aerosolové částice velikosti 0,3÷6 μm vyšší než 90 % [91].

Generátory iontů nebo ionizátory jsou vysoce nákladová zařízení, která takřka nevyžadují údržbu, v nichž jsou nabití ionty rozptylovány do vzduchu a interakcí s aerosolovými částicemi jim předávají elektrický náboj. Takto nabité aerosolové částice se zachycují na filtrech. Kromě toho se však mohou zachycovat i na přilehlých plochách jako jsou stěny místnosti, nábytek, čalounění a záclony nebo mohou být vlivem elektrostatických sil přitahovány k jiným nabitým částicím a vytvářet aglomeráty, které se vlivem gravitace usazují na podlaze a jiných plochách [90]. Účinnost těchto ionizátorů je pro aerosolové částice velikosti 0,3÷6 μm v rozmezí 75 až 95 % [91].

V elektronických filtrech narůstá tlaková ztráta daleko pomaleji než v mechanických filtrech. Na druhé straně se zvyšuje vliv dalších faktorů jako je výskyt různých chemických látek či vysoká vlhkost, které mohou významně omezit jejich účinnost.

Při srovnání obou typů filtrace byly získány dosti rozporuplné výsledky. Například při hodnocení rychlosti odstraňování aerosolových částic v elektrostatických odlučovačích byla v časovém intervalu 80 minut zjištěna vyšší účinnost v porovnání s HEPA filtry [92]. Na druhé straně při odstraňování aerosolových částic velikosti větší než 100 nm pomocí HEPA filtrů byla zjištěna až

7,5krát vyšší účinnost než v případě ionizátorů a 4,3krát vyšší účinnost než v případě elektrostatických filtrů [93].

Elektronické odlučovače však mohou kromě zachytu aerosolových částic produkovat rovněž nebezpečné částice nesoucí elektrický náboj [94]. Dále mohou produkovat artefakty jako je ozon a další sloučeniny vznikající ionizací těkavých organických látek. Jako příklad lze uvést generátor iontů instalovaný v obytné místnosti o objemu 27 m^3 , v níž došlo ke zvýšení koncentrace velmi jemných částic (< 0,1 μm), ozonu a některých vedlejších produktů reakcí ozonu s prostředím, jako jsou aldehydy (formaldehyd a nonanal) [95].

4.3. Adsorpce

Adsorpce je jednou z nejvíce používaných technik čištění vnitřního ovzduší založená na zachytu znečišťujících látek na povrchu adsorbentů jako je aktivní uhlí, zeolity, silikagel, aktivovaná alumina, minerální jíly a některé polymery. Nejčastěji se používá aktivního uhlí a hydrofobních zeolitů s ohledem na jejich velký měrný povrch a sorpční kapacitu [96, 97].

Použití filtrů s aktivním uhlím v kombinovaných systémech vytápění, ventilace a klimatizace je v současné době standardní technikou [98]. Studie účinnosti zachytu různých VOC (toluen, benzen, o-xylen, 1-butanol, limonen, undekan a formaldehyd) v rozmezí hmotnostních koncentrací 30÷190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na antibakteriálním adsorbentu, tvořeném impregnovaným zeolitem s koloidním stříbrem, prokázala účinnost zachytu 70 až 80 % [99]. Současně s tím bylo z ovzduší odstraněno více než 95 % bakterií a spor. Podobných výsledků při zachytu VOC (benzen, toluen, ethylbenzen a xyleny) bylo dosaženo s aktivním uhlím při velmi nízkých hmotnostních koncentracích (v rozmezí 0,3÷4,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [100].

Nevýhodami této techniky je snížená účinnost při vysoké relativní vlhkosti ovzduší (kondenzace vody na povrchu pórů), změny koncentrací znečišťujících látek [100], nízká účinnost zachytu některých sloučenin a nutnost regenerace adsorbentů [101]. K dostatečné regeneraci adsorbentů, tj. k desorpci 75 až 95 % zachycených látek, je potřeba teploty okolo 300 $^{\circ}\text{C}$ [100]. Kromě toho by měly být adsorbenty pravidelně vyměňovány, aby se předešlo re-emisi zachycených látek do vnitřního ovzduší [84]. Další problém je spojen s depozicí bakterií a dalších mikroorganismů obsažených ve vzduchu na povrchu adsorbentu a jejich rozmnožování na povrchu vysoce biokompatibilních uhlíkatých sorbentů [102].

Tato technika nezahrnuje úplné odstranění nebo rozklad znečišťujících látek, protože její podstatou je pouhý přenos těchto látek z jedné fáze do druhé za vzniku nebezpečného odpadu, který musí být zlikvidován.

Adsorpční filtrace se přesto považuje za nejúčinnější technologii odstraňování VOC z vnitřního ovzduší [103]. V rozsáhlé studii bylo testováno 15 čistících systémů využívajících pět různých technik (adsorpci, fotokatalytickou oxidaci, ozonizaci, rozklad studenou plazmou a botanickou biofiltraci) pro odstranění 16 hlavních VOC, které se nejčastěji vyskytují ve vnitřním ovzduší. Všechny systémy zahrnující adsorpci dosáhly

vysoké účinnosti (> 90 %) a použití specifických adsorbentů zajistilo záchyt i těch nejobtížněji odstranitelných látek (dichlormethan, formaldehyd a acetaldehyd). Ostatní techniky byly vyraženy pro jejich poruchové chování v praxi (fotokatalytická oxidace), nepatrnou účinnost záchytu některých VOC (botanická biofiltrace) nebo vývoj významného množství ozonu (ozonizace, rozklad studenou plazmou).

4.4. Ozonizace

Ozon je oxidační činidlo vznikající v generátorech ozonu působením elektrického výboje nebo UV záření na molekuly kyslíku ve vzduchu. Hmotnostní tok vznikajícího ozonu činí v množství několik miligramů za hodinu.

Použití těchto generátorů ozonu při čištění vzduchu sahá do 90. let minulého století a bylo propagováno především s důrazem na snižování zápachu a odstraňování mikrobiologického znečištění vzduchu [104].

Avšak řada studií prokázala, že obsah ozonu ve vnitřním ovzduší s hmotnostní koncentrací 100÷200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (typická hranice expozičního limitu) nezajišťuje opravdu účinné odstranění mnoha znečišťujících látek (VOC) z vnitřního ovzduší a nemůže dokonce fungovat ani při středních hodnotách výměny vzduchu [103 - 105]. Takže mnohé instituce a orgány zakázaly použití těchto systémů vzhledem k nebezpečí expozice osob ozonem [47].

Účinnost generátorů ozonu byla testována při rozkladu formaldehydu ve vnitřním ovzduší v rozmezí hmotnostní koncentrace formaldehydu 1,6÷3,1 mg/m^3 působením ozonu o hmotnostní koncentraci 1 mg/m^3 s nulovým výsledkem [106]. Navíc bylo zjištěno, že generace ozonu v obytných místnostech přispívá ke vzniku sekundárních organických aerosolů, zvláště za přítomnosti terpenů běžně používaných v úklidových prostředcích a deodorantech [104].

4.5. UV fotolýza

Působením ultrafialového záření dochází k rozkladu bioaerosolů tvořených viry, bakteriemi, sporami a roztoči procesem UV fotolýzy. Vlnová délka tohoto germicidního záření je v rozmezí od 200 do 365 nm, většina fotoreaktorů však využívá záření vlnové délky 185 nm a 254 nm [107, 108].

UV fotolýza se obvykle provádí za okolní teploty a tlaku, což je energeticky výhodné a napomáhá to její účinnosti [109]. Tato účinnost závisí na molární absorptivitě dané znečišťující látky pro použitou vlnovou délku, na intenzitě UV záření, počáteční koncentraci přítomných VOC, relativní vlhkosti a koncentraci oxidačních látek v ovzduší. V případě likvidace virů ve vnitřním ovzduší za relativní vlhkosti menší než 55 % byla zjištěna přibližně 2 krát menší účinnost než při relativní vlhkosti 85 % [110].

Použití UV fotolýzy je však omezené vzhledem k tvorbě škodlivého ozonu a volných radikálů [111]. UV fotolýza dokáže odstranit pouze některé plynné znečišťující látky a naopak může vytvářet toxické produkty fotochemických reakcí [94]. Studie zaměřená na UV fotolýzu

naftalenu prokázala vznik 13 těkavých a 5 částečně těkavých vedlejších produktů včetně vysoce toxických aldehydů, především formaldehydu [108]. Tyto aldehydy jsou obvyklými meziproducty fotolýzy toluenu a xylenu [112]. Fotolytický rozklad chlorbenzenu je doprovázen vznikem chlorfenolů, fenolu a některých organických kyselin jako je kyselina mravenčí a octová [107].

Byla sledována také fotodegradace α -pinenu o hmotnostních koncentracích 500÷600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ doprovázená vznikem meziproductů jako aceton, 3-hydroxy- α -pinen, glykolaldehyd, acetaldehyd a 2-methylmalonaldehyd [103].

4.6. Fotokatalytická oxidace (PCO)

Fotokatalytická oxidace zahrnuje rozklad a mineralizaci znečišťujících látek v ovzduší s využitím polovodičů a zdroje záření za přítomnosti kyslíku. Tyto polovodiče hrají významnou roli katalyzátorů a aktivují se UV-VIS zářením. K oxidaci látek dochází na kladně nabitých vakancích, jako jsou akceptory elektronů vznikajících excitací elektronů za podmínky, že dodaná energie záření je větší než vazebná energie elektronu. Tyto kladně nabitě vakance dále reagují s molekulami vody nebo OH skupinami za vzniku silně oxidativních OH radikálů.

Fotokatalýza je vhodnou alternativou tepelné katalytické oxidace, která vyžaduje teplotu od 200 do 600 $^{\circ}\text{C}$, zatímco fotokatalýza probíhá za pokojové teploty [113]. Ve srovnání s ostatními technikami je výhodnější i proto, že nevyžaduje tolik údržby a je energeticky méně náročná.

Kromě mineralizace mnoha organických látek má fotokatalýza rovněž baktericidní účinky [114]. Použití fotokatalýzy se v posledních letech velice rozšířilo [115]. Nejčastěji používaným katalyzátorem je TiO_2 . Jedná se o levný, netoxický a biokompatibilní materiál vykazující vysokou účinnost a aktivitu. Používá se však i dalších polovodičů jako jsou ZnO , ZnS , CdS , Fe_2O_3 a SnO_2 [116]. Studie ukazují, že výtěžky reakce a vznik meziproductů je u různých znečišťujících látek ovlivňován především relativní vlhkostí, počáteční koncentrací těchto látek, rychlostí proudění vzduchu, dobou setrvání molekul těchto látek v kontaktu s fotochemickými katalyzátory, vlnovou délkou a intenzitou UV záření, postupem nanášení fotochemické katalytické vrstvy na povrch, jeho fyzikální formě a tloušťce jeho vrstvy [64, 117, 118].

Rozsáhlá studie byla zaměřena na hodnocení vlivu doby kontaktu s fotochemickým katalyzátorem, relativní vlhkosti, a tloušťky vrstvy TiO_2 jako klíčových parametrů projektu těchto reakčních systémů při odstraňování toluenu při jeho hmotnostních koncentracích ve vnitřním ovzduší 40÷1900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [118]. Byly zjištěny účinnosti v rozsahu od 30 do 90 % a nárůst meziproductů při kratších dobách kontaktu a středních vlhkostech. Další studie se zabývala fotokatalytickým rozkladem směsi 2-propanolu a toluenu za použití TiO_2 při hmotnostních koncentracích ve vnitřním ovzduší (200÷1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) [119]. V suchém ovzduší dosahovala účinnost rozkladu těchto dvou látek téměř 100 %, ale při relativní vlhkosti 60 % se konverze toluenu snížila zhruba na polovinu.

Těkavé aldehydy jsou poměrně stálé produkty fotokatalytického rozkladu VOC [120]. Například při rozkladu limonenu o výchozí hmotnostní koncentraci v suchém vnitřním ovzduší $4\ 250\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ bylo identifikováno 20 různých těkavých meziproductů, které mohou navíc vytvářet sekundární aerosolové částice pronikající hluboko do plic a snadno metabolizující [121].

Tyto skutečnosti představují velké výzvy dalšímu výzkumu, který se dosud zaměřoval hlavně na o několik řádů vyšší koncentrace znečišťujících látek, než odpovídá vnitřnímu ovzduší. Další výzvou je omezená doba účinnosti fotochemických katalyzátorů a tvorba škodlivých meziproductů.

Evropský výbor pro normalizaci (CEN) vytvořil v roce 2016 technickou skupinu TC386 zaměřenou na přípravu technické normy pro testování účinnosti fotokatalytických systémů čištění vnitřního ovzduší [122]. Tato skupina uskutečnila přípravná měření funkce dvou fotokatalytických jednotek při odstraňování pěti těkavých organických látek s důrazem na formaldehyd ve dvou experimentálních místnostech o objemu 35 až 40 m³.

4.7. Studená plazma a nízkoteplotní plazma (NTP)

Plazma je vysoce ionizovaný plyn vznikající ve vysokonapěťovém výboji sestávající ze směsi elektronů, pozitivních iontů a neutrálních částic (atomy a molekuly). Podle termodynamických vlastností se plazma dělí na několik typů, z nichž se pro čištění vnitřního ovzduší využívá nejvíce studené nebo nízkoteplotní plazma.

Nízkoteplotní plazma, tj. chladný ionizovaný plyn, totiž působí stresově na mikroorganismy a vede k jejich zahubení nebo výrazné změně metabolických drah jako například inaktivace (hubení) bakterií, kvasinek a jiných mikroorganismů, ke změně klíčivosti a růstu spor mikromycet (plísni) nebo k indukci apoptózy (programové buněčné smrti) nádorových buněk.

Nízkoteplotní plazmu je možné generovat například korónovým výbojem, který vzniká typicky mezi dvěma elektrodami připojenými na vysoké napětí, z nichž alespoň jedna musí mít malý poloměr zakřivení (korónující elektroda). Typickými elektrodovými konfiguracemi jsou tedy hrot-rovina, hrot-hrot či koaxiální uspořádání drát-válec. Polarita korónující elektrody určuje základní vlastnosti tohoto výboje, tudíž existuje koróna kladná (kladná hrotová elektroda proti záporné rovině), záporná (záporná hrotová elektroda proti kladné rovině) a bipolární (dvě hrotové elektrody proti sobě).

Nízkoteplotní plazma produkuje volné radikály a oxidační činidla, která umožňují narušení chemických vazeb a přeměnu sloučenin jako jsou VOC na CO₂ a H₂O [123]. Tato technika je rovněž velice účinná při likvidaci bakteriálních aerosolů a spor v laboratorním ovzduší s účinností přes 95 % pro bakterie a 85-98 % pro spory [124].

Její nevýhodou je nízká energetická účinnost zvláště pro nízké koncentrace VOC [125]. Další nežádoucí reakcí je tvorba NO_x a O₃ v nízkoteplotním plazmovém reaktoru. Například při odstraňování formaldehydu s hmotnostní koncentrací v odpadním plynu 2,8 mg/m³ vzniká

ozon v rozmezí hmotnostních koncentrací (300÷560 mg/m³). Podobně při odstraňování formaldehydu s hmotnostní koncentrací v proudu odpadního plynu 90 mg/m³ s 93 % účinností vzniká NO_x o hmotnostních koncentracích až 30 mg/m³ [126].

Vznik nežádoucích meziproductů, které jsou mnohdy nebezpečnější než původně přítomné znečišťující látky, je velkým nedostatkem této techniky. Například při konverzi methylethylketonu na CO₂ se takto přemění jen asi 2 až 4 % a zbytek přechází na meziproducty, jako jsou methylnitrát a 2,3-butandion [127]. Při studiu oxidace toluenu a limonenu bylo dosaženo 74 % konverze toluenu a 81 % konverze limonenu, ale za vzniku kyseliny mravenčí a dalších karboxylových kyselin [128].

Účinnost NTP významně ovlivňuje relativní vlhkost, například odstraňování toluenu, n-butanu a formaldehydu příznivě ovlivňuje rostoucí vlhkost, v případě tetrachlormethanu, methanolu a dimethylsulfidu je tomu právě naopak [129, 130].

4.8. Biofiltrace

Biofiltry jsou levnou a ekologickou alternativou fyzikálně-chemických metod čištění vzduchu. Tuto techniku lze použít pro široký rozsah VOC a anorganických plynů bez nebezpečí vzniku škodlivých vedlejších produktů [131]. Byly navrženy různé konstrukce bioreaktorů jako bioreaktory s pevným ložem, biologické mokré pračky, skrápěné filtry (BTF) a membránové bioreaktory [132]. Biofiltrace vykazuje i celou řadu nedostatků, které brání jejímu použití pro úpravu vnitřního ovzduší, jako je nedostatečný přenos molekul znečišťujících látek z plynné fáze na biofilm, omezená rozpustnost některých látek ve vodě a možný únik aerosolových částic a mikroorganismů do ovzduší [94].

Skrápěné filtry (BTF) byly například použity pro odstraňování formaldehydu, benzenu, toluenu a xylenu pro hmotnostní koncentrace v odpadním vzduchu 0÷6,5; 2,2÷46,7; 0,5÷28,2 a 4,1÷59,0 mg/m³ s účinností 100; 65÷70, 93 a 85÷90 % [131]. Podobně byl použit bioreaktor s pevným ložem pro odstraňování butanolu, butylacetátu, toluenu, formaldehydu, undekanu a NO₂ z vnitřního ovzduší v rozsahu hmotnostních koncentrací 32÷140 μg/m³ s účinností vyšší než 90 % [133]. Proces však doprovázela tvorba meziproductů jako acetaldehyd, propanal, aceton, kyselina propionová, terc-butylalkohol, ethanol, methanol a 2-propanol.

4.9. Botanické čištění

Systémy pro botanické čištění jsou doplňkovými systémy pro biofiltraci založené na použití rostlin a vhodného materiálového lože (nejčastěji hydroponie). Kořenovým systémem rostlin prochází čištěný vzduch, který je tak zbavován znečišťujících látek, které se stávají nutričními látkami bakteriálních systémů v půdě a rhizosférických společenství použitých rostlin.

Schopnost některých rostlinných druhů odstranit ze vzduchu VOC však byla dosud dobře dokumentována jen v laboratorních studiích za řízených podmínek.

Navíc bylo zjištěno, že toluen a benzen nepříznivě ovlivňují fotosyntézu čtyř rostlinných druhů (*Hedera helix L.*, *Spathiphyllum wallisii Regal*, *Syngonium podophyllum Schott.* a *Cissus rhombifolia Vahl.*) [134].

4.10. Membránová separace

Tato technika využívá polopropustné membrány umožňující difuzní přechod některých VOC z proudícího vzduchu do jiné tekutiny. V současné době byla vyvinuta řada membrán na bázi zeolitů umožňující separaci plyných směsí podobných bodů varu nebo molekulových hmotností, např. směsí alkoholů. Pro separaci formaldehydu, n-hexanu a benzenu se ukázaly jako účinné membrány na bázi zeolitů s permeačními toky 3300, 130 a 30 mg/(m².h) při hmotnostních koncentracích ve vnitřním ovzduší 3÷820 mg/m³ [135]. Hlavní nevýhodou těchto systémů je jejich čištění a malá mechanická odolnost.

Příklady použití této techniky pro odstraňování VOC ze vzduchu dosud nejsou nijak četné. Pro odstraňování kyseliny octové, formaldehydu, acetaldehydu, toluenu a ethanu z tepelných výměníků ventilačních systémů bylo použito polymerních membrán stejně jako pro sušení vstupujícího čerstvého vzduchu do ventilačních systémů [136]. Membránové moduly byly instalovány i do kosmických lodí, v nichž slouží k odstraňování široké řady různých uhlovodíků [137].

4.11. Další konvenční technologie

Současné splnění cíle účinného a přitom bezpečného odstranění všech druhů znečišťujících látek z vnitřního ovzduší může být nedosažitelné. Přes širokou škálu různých výhod proklamovaných výrobcí čistících zařízení mají všechny jejich produkty řadu nedostatků a jejich vývoji musí být věnována neustálá pozornost.

Mnohé technologie pro zlepšení kvality vnitřního ovzduší se volí s ohledem na svou účinnost pro daný soubor znečišťujících látek, ale často se zapomíná na další důležité charakteristiky, jako jsou produkce pevných odpadů, spotřeba energie a jiné – viz tabulku 12.

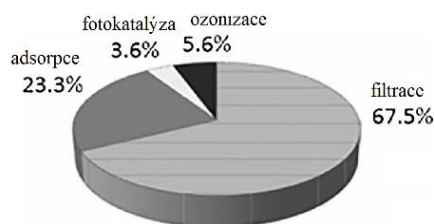
Jak vyplývá z obrázku 1, v současné době jsou nejvíce využívány techniky adsorpce, fotokatalytického rozkladu, ozonizace a filtrace (nejoblíbenější technika).

5. Kombinované systémy

Univerzální technologie pro čištění vnitřního ovzduší by měla být schopna velice účinně odstranit širokou škálu znečišťujících látek přítomných ve velice nízkých koncentracích za pokojové teploty a vlhkosti, bez hluku a bez vzniku odpadů, s nízkou spotřebou energie a pokud možno levně. Obrázek 2 ukazuje některé kombinace technik, které dosud nejsou běžně na trhu a jejichž vývoj stále probíhá. Nejslibnější z nich jsou diskutovány v další části.

Tab. 12 Kvalitativní srovnání dalších charakteristik konvenčních technologií čištění vnitřního ovzduší
Tab. 12 Conventional technology of indoor air quality improvement comparison

Technika	Produkce odpadu	Spotřeba energie	Náklady
mechanická filtrace	použité filtry	střední	vysoké
elektronická filtrace	použité desky	střední	vysoké
adsorpce	použité adsorbenty	střední	vysoké
ozonizace	-	vysoká	vysoké
fotolýza	nefunkční lampy	vysoká	nízké
fotokatalytický rozklad	katalyzátor/lampy	střední	střední
nízkoteplotní plazma	-	vysoké	-
membránová separace	zanesené membrány/kontaminované roztoky	vysoké	-
botanické čištění	organické odpady	nízká	nízká
biofiltrace	biomasa a ložový materiál	nízká	-



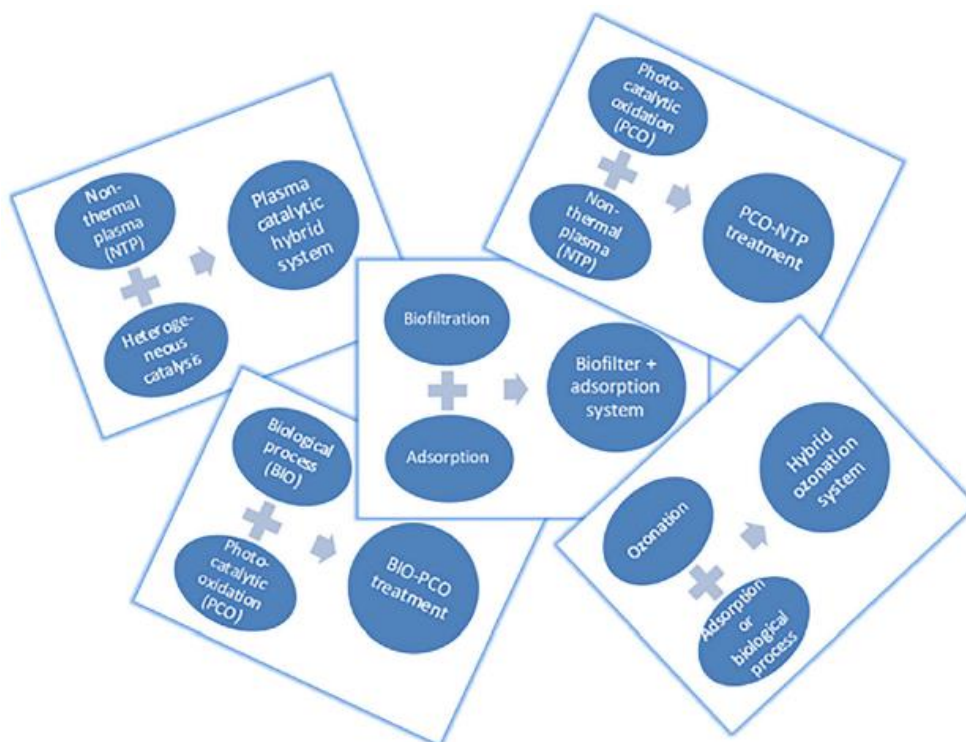
Obr. 1 Rozdělení trhu jednotlivých technik čištění vnitřního ovzduší [138]

Fig. 1 The market for devices based on adsorption, filtration, photocatalysis and ozonation for improving indoor air quality [138]

5.1. Hybridní systém plazmově-katalytický

Technologie nízkoteplotního plazmatu (NTP) se při odstraňování VOC osvědčila, ale vznikem toxických vedlejších produktů během neúplné oxidace znečišťujících látek má omezené použití [140]. Kombinace NTP a katalytického rozkladu zvyšuje účinnost oxidace a tak předchází nebo omezuje tvorbu těchto toxických vedlejších produktů [141]. Pokud má katalytický systém dostatečnou kapacitu, lze prodloužením retenční doby zvýšit účinnost celého systému [125].

Byly navrženy dvě konfigurace reaktoru lišící se umístěním katalyzátoru: *in-plasma* katalýza (IPC), při níž je katalyzátor uvnitř plazmové komory (obrázek 3a) a *post-plasma* katalýza (PPC), při níž je katalyzátor za plazmovou komorou (obrázek 3b). Jako katalyzátorů bylo použito řady porézních i neporézních materiálů v obou konfiguracích (např. aluminu, silikagelu, zeolitů, oxidů manganu nebo TiO₂).



Obr. 2 Slibné kombinace technik, které dosud nejsou běžně na trhu a jejichž vývoj stále probíhá [139]
Fig. 2 Several combined systems under research for the treatment of indoor air [139]

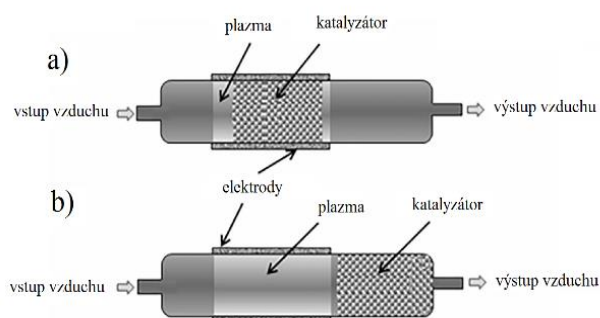
5.2. Hybridní systém plazmově-katalytický

Technologie nízkoteplotního plazmatu (NTP) se při odstraňování VOC osvědčila, ale vznikem toxických vedlejších produktů během neúplné oxidace znečišťujících látek má omezené použití [140]. Kombinace NTP a katalytického rozkladu zvyšuje účinnost oxidace a tak předchází nebo omezuje tvorbu těchto toxických vedlejších produktů [141]. Pokud má katalytický systém dostatečnou kapacitu, lze prodloužením retenční doby zvýšit účinnost celého systému [125].

Byly navrženy dvě konfigurace reaktoru lišící se umístěním katalyzátoru: *in-plasma* katalýza (IPC), při níž je katalyzátor uvnitř plazmové komory (obrázek 3a) a *post-plasma* katalýza (PPC), při níž je katalyzátor za plazmovou komorou (obrázek 3b). Jako katalyzátorů bylo použito řady porézních i neporézních materiálů v obou konfiguracích (např. aluminu, silikagelu, zeolitů, oxidů manganu nebo TiO_2).

Rozsáhlá studie byla věnována účinnosti odstraňování benzenu, toluenu a *p*-xylynu pomocí samotné techniky NTP a hybridního PPC reaktoru. Účinnost NTP techniky byla 2; 19 a 49 %. Účinnost hybridního PPC reaktoru byla vyšší a dosahovala 94; 97 a 95 % pro zmíněné látky. Navíc došlo k výraznému snížení emisí O_3 a NO_2 [123].

Zároveň byl studován vliv relativní vlhkosti na odstraňování toluenu s pomocí hybridního PPC reaktoru s využitím 6 různých katalyzátorů. Účinnost konverze toluenu v suchém vzduchu dosahovala až 90 %, ovšem s rostoucí relativní vlhkostí až na 72 % došlo ke snížení konverze na 39 % [142].



Obr. 3 Konfigurace hybridního plazmově-katalytického reaktoru: a) IPC systém, b) PPC systém [139]

Fig. 3 Configurations of plasma-catalyst reactor: a) IPC configuration, b) PPC configuration [139]

5.3. Hybridní systém biologicko-fotokatalyticko oxidační

Pro odstraňování VOC byly použity dvě rozdílné techniky biologického čištění (viz obrázek 4). Lze tak kombinovat techniku skrácených filtrů (BTF) s fotokatalytickou oxidací (PCO) jako pre-oxidačním stupněm nebo post-oxidačním stupněm (viz obrázek 4a, b). Technika BTF je výhodná vysokou účinností a stabilitou konverze hydrofilních VOC. Výhodou PCO je vysoká účinnost konverze široké škály VOC, nenáročná údržba a nízká spotřeba energie.

Při použití techniky BTF proudí znečištěný vzduch kolonou s inertním ložem pokrytým vrstvou mikroorga-

nizmů, současně ložem prochází proud nutričního roztoku, kterým se neustále obnovuje účinnost tohoto filtračního lože [143]. Technikou PCO se rozkládají VOC ve vnitřním ovzduší za pokojové teploty, nevýhodou je však možný vznik škodlivých vedlejších produktů.

Pro čištění vzduchu obsahujícího *o*-xylen byl navržen kombinovaný reaktor sestávající z biofiltru a jednotky katalytické oxidace [144]. Toto spojení umožnilo omezit objem biofiltru, zlepšit jeho odezvu na skokové změny koncentrace xylenů a zlepšit účinnost čištění.

Pro čištění vzduchu s obsahem rozpouštědel používaných při aplikaci nátěrových hmot (ethylacetát, toluen, ethylbenzen, xylen a trimethylbenzen) bylo použito systému využívajícího BTF jako předstupeň (obrázek 4a). Účinnost čištění se pohybovala v rozmezí 79,4 až 99,8 % [145]. Použití techniky BTF vede k prodloužení fotokatalytické aktivity katalyzátoru a technika PCO tak vhodně udržuje celkovou účinnost čištění tam, kde je biologický reaktor omezen nebo inhibován specifickými znečišťujícími látkami nebo změnami provozních podmínek.

Důsledkem baktericidního efektu fotooxidace je skutečnost, že PCO je schopná odstranit možné mikroorganismy uvolňující se z biologického systému [114]. Účinnost likvidace spor technikou PCO za biofiltrem na bázi houbových mikroorganismů zachycených na perlitu dosahuje až 98 % [146]. Hlavními mechanismy tohoto procesu jsou přímé působení UV záření a tvorba oxidačních radikálů.

Při použití PCO techniky předřazené biologickému systému (obrázek 4b, c) usnadňuje předběžná oxidace obtížně rozložitelných látek (např. trichlorethylenu) následnou biodegradaci. Technika PCO se navíc snadno vyrovnává se neočekávanými změnami koncentrace znečišťujících látek, s nimiž si biologické systémy nedovedou

poradit [147]. Příkladem takového uspořádání (tj. PCO-BTF) je likvidace ethylbenzenu, kdy se dosahuje vyšší účinnosti [148].

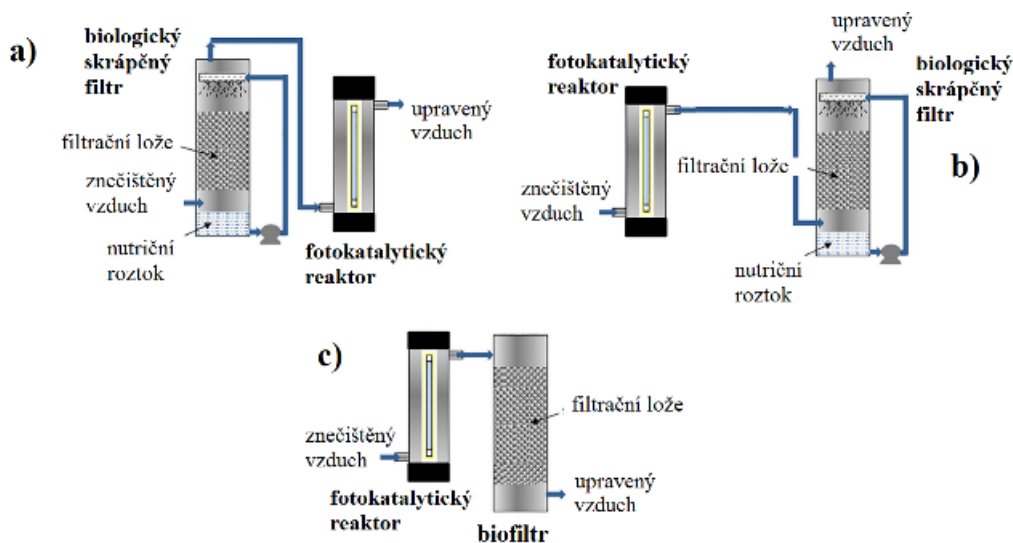
5.4. Hybridní systém biologicko-adsorpční

Emise znečišťujících látek do vnitřního ovzduší je zpravidla charakteristická proměnnou intenzitou v průběhu dne, což může nepříznivě ovlivňovat účinnost bioreaktorů v době nedostatečné nutrice mikroorganismů. Tento problém se pokusilo vyřešit několik výzkumných týmů instalací adsorpčních filtračních systémů před bioreaktorem s cílem eliminovat náhlé změny koncentrací znečišťujících látek (viz obrázek 5a). Tyto filtry mohou rovněž desorpci těchto látek překlenout období snížené nutrice mikroorganismů.

Adsorpční kolona umístěná za biofiltrační jednotkou (obrázek 5b) může omezit emise biologicky nerozložitelných znečišťujících látek a vedlejších produktů z bioreaktoru. Navíc provozní výpadky doprovázené ztrátou biologické aktivity způsobují zkrácení životnosti adsorpční kolony.

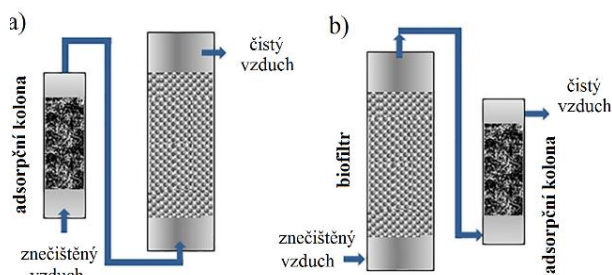
Kombinace konvenčního biofiltru a adsorpční kolony (AC) může být použita v samotném bioreaktoru [149], kde se účinnost dvojice bioreaktorů naplněných vhodným substrátem osvědčila při likvidaci 8 typických látek znejišťujících vnitřní ovzduší. Dokonce i trichlorethylen, který se zpravidla na biofiltru nerozkládá, byl v této kombinované jednotce plně adsorbován.

Velká adsorpční kapacita není důležitá jen při provozu biofiltru, ale je důležitá i pro stabilní chod celého systému. Mikroorganismy jsou pak schopné oxidovat organické látky adsorbované na povrchu adsorpční kolony i v průběhu období hladovnění a tak udržovat stabilní funkci systému [150].



Obr. 4 Konfigurace hybridního biologicky-fotokatalytického oxidačního reaktoru (PCO): a) skrápěný biofiltr (BTF) v kombinaci s PCO; b) PCO v kombinaci s BTF; c) PCO v kombinaci s biofiltračním (BF) systémem [139]

Fig. 4 Diagram of biological processes combined with photocatalytic oxidation (PCO): a) Biotrickling filter (BTF) combined with PCO, b) PCO combined with BTF, c) PCO combined with biofiltration (BF) system [139]



Obr. 5 Dvě konfigurace hybridního biologicko-adsorpčního procesu: a) adsorpční kolona + BF; b) BF + adsorpční kolona [139]

Fig. 5 Two configurations of the combined biofiltration and adsorption processes: a) adsorption column + BF, b) BF + adsorption column [139]

5.5. Hybridní systém fotokatalyticko adsorpční

Použití adsorbentu před fotokatalytickým procesem (obrázek 6) zvyšuje účinnost konverze látek znečišťujících vnitřní ovzduší, protože adsorbent zadržuje tyto látky z proudu vzduchu a předchází tak brzké deaktivaci katalyzátoru.

Příkladem takového systému je použití fotokatalytického reaktoru se sorpční jednotkou pro odstraňování formaldehydu o hmotnostní koncentraci $0,75 \text{ mg/m}^3$ ve vnitřním ovzduší [151]. Pro odstranění toluenu byl použit podobný systém [113].

Testován byl rovněž systém kombinující adsorpci v adsorpční koloně a PCO pro odstranění BTEX ve vnitřním ovzduší [100]. Tento systém dosahoval vysoké účinnosti (téměř 100 %), pro desorpci však bylo nutné použít relativně vysokých teplot ($300 \text{ }^\circ\text{C}$). Jiným pokusem o zvýšení účinnosti fotodegradace BTEX při vysoké relativní vlhkosti bylo dosaženo kombinací použití PCO a adsorpce nebo kombinace TiO_2 filtru se systémem TiO_2 /adsorpční kolona pro konverzi toluenu při hmotnostní koncentraci $8,25 \text{ mg/m}^3$ ve vnitřním ovzduší [152]. Bylo zjištěno, že použití systému TiO_2 /adsorpční

kolona nejen zvýšilo účinnost odstraňování toluenu (z 50 na 89,5 %), ale omezilo i tvorbu nežádoucích meziproduktů.

5.6. Hybridní ozonizační systém

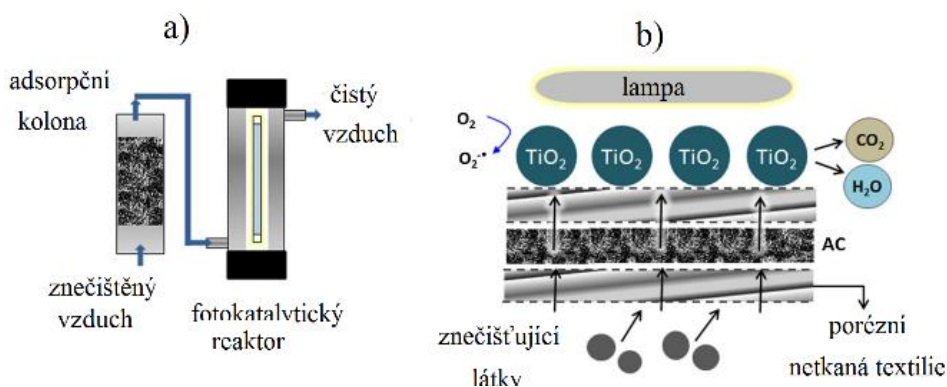
Ozonizaci lze rovněž kombinovat s dalšími technikami (viz obrázek 7). Mnohé zeolity nebo podobné porézní materiály mohou působit jako katalyzátory urychlující oxidační reakce. Spojení ozonizátoru s vhodným adsorbentem (obrázek 7a) tak může zvýšit celkovou účinnost konverze, a to dokonce již při pokojové teplotě, a udržet koncentraci ozonu na přijatelně nízké úrovni. Dále při tom dochází ke snížení spotřeby energie, protože nedochází k časté regeneraci adsorbentů. V praxi byly testovány zeolity pro odstraňování toluenu z vnitřního ovzduší při nízké hmotnostní koncentraci $5,8 \text{ mg/m}^3$ s účinností vyšší než 90 % a více než 98% využitím vznikajícího ozonu [153].

Pro odstraňování formaldehydu s účinností vyšší než 98 % byl ozon přiváděn přímo do biofiltru (obrázek 7b) [154].

Jinou konfiguraci představuje zařazení ozonizátoru před membránový bioreaktor předem naočkovaný aktivovaným kalem pro biodegradaci xylenu (obrázek 7c) [155]. V jiném případě bylo zjištěno, že injektáž ozonu zlepšila účinnost odstraňování toluenu biofiltrací (obrázek 7b) [156].

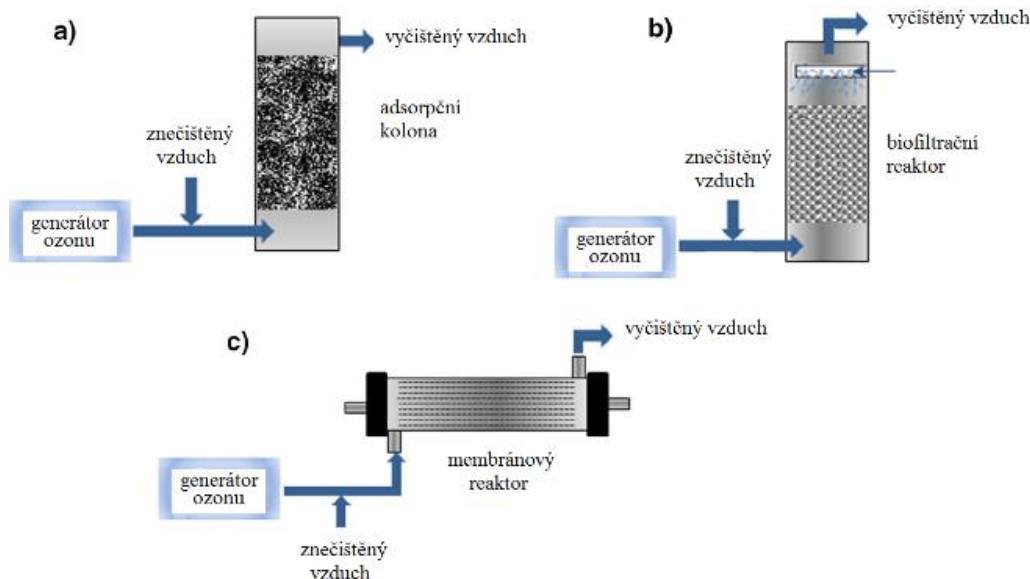
6. Závěry

Počet chemických látek identifikovaných ve vnitřním ovzduší se neustále zvyšuje a různorodost jejich fyzikálně-chemických vlastností znemožňuje jejich společné odstranění. Mezi obchodně úspěšnými technologiemi je jedinou opravdu účinnou technikou odstraňování aerosolových částic mechanická filtrace, která však produkuje exponované filtry jako nové zdroje kontaminace ovzduší. Elektronická filtrace je při odstraňování aerosolových částic rovněž účinná, ale i tato technika produkuje nebezpečné odpady a nové znečišťující látky.



Obr. 6 Hybridní adsorpční a fotokatalytický systém: a) konfigurace systému; b) adsorpčně-fotokatalytický proces [139]

Fig. 6 Adsorption and photocatalysis hybrid system. a) system configuration, b) adsorption-photocatalytic process [139]



Obr. 7 Různé konfigurace hybridního ozonizačního systému: a) ozonizátor + adsorpční kolona; b) ozonizátor + biofiltr; c) ozonizátor + membránový filtr [139]

Fig. 7 Different configurations of hybrid ozonation systems: a) ozone + adsorption column, b) ozone + BF, c) ozone + membrane reactor [139]

V případě adsorbčních systémů je jejich účinnost kompromisem mezi přijatelnou vlhkostí vzduchu a změnami koncentrace znečišťujících látek. Použití generátorů ozonu pro čištění vnitřního ovzduší nezaručuje účinné odstranění mnoha látek znečišťujících vnitřní ovzduší a expozice vysokými koncentracemi ozonu má negativní vliv na zdraví lidí. Použití UV fotolýzy je omezené, protože vytváří ozon a škodlivé radikály. Fotokatalytická oxidace byla použita pro degradaci látek znečišťujících vnitřní ovzduší na úrovni hmotnostních koncentrací řádově $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nevýhodou této techniky je však krátká životnost katalyzátorů a tvorba škodlivých vedlejších produktů. Technika nízkoteplotního plazmatu a membránová separace dosud nejsou dostupné. Biologické techniky jako je biofiltrace a botanické čištění jsou dosud předmětem vývoje.

K překonání těchto překážek je nutno kombinovat zmíněné techniky s hybridními technikami jako jsou nízkoteplotní plazma + katalytické čištění, adsorpce + fotokatalýza nebo biologické čištění + fotokatalytická oxidace. Tato poslední zmíněná hybridní technika může být navíc kombinována s technikou skrápěných filtrů (BTF) jako pre-oxidační nebo post-oxidační technologií. Přestože hybridní technologie dosud nejsou dostatečně komercializovány, jeví se pro budoucnost jako nejlepší volba pro odstraňování většiny látek znečišťujících vnitřní ovzduší.

7. Literatura

- Rossi S., Pitidis A.: Multiple Chemical Sensitivity Review of the State of the Art in Epidemiology, Diagnosis, and Future Perspectives, *J Occup Environ Med.* 60, (2), 2018, 138.
- Goldstein W.: Sick Building Syndrome and Related Illness, CRC Press 2010.
- Lan L., Wargocki P., Wyon D. P., Lian Z.: Effects of thermal discomfort in an office on perceived air quality, SBS symptoms, physiological responses, and human performance, *Indoor Air* 21, 2011, 376.
- Mallawaarachchi H., De Silva L.: Green framework to improve indoor air quality in buildings: reducing the impact of sick building syndrome on office workers in Sri Lanka: a literature review. 2nd International conference on sustainable built environment, Sri Lanka, 14–16 Dec 2012, Proceedings, str. 12.
- World Health Organization (WHO) Public health, environmental and social determinants of health (PHE), Geneva 2014. http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases, staženo 12. listopadu 2019.
- ANSES: French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety Valeurs guides de qualité d'air intérieur 2014. <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualite-d-air-interieur>, staženo 12. listopadu 2019.
- World Health Organization (WHO) WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen 2010. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>, staženo 12. listopadu 2019.
- Vyhláška, kterou se stanoví hygienické limity chemických, fyzikálních a biologických ukazatelů pro vnitřní prostředí pobytových místností některých

- staveb č. 6/2003 Sb. z 16. 12. 2003 v platném znění.
9. France Ministry of the Ecology, Sutable Development, Transport and Accommodation in France (2011a) Decrees No. 2011-1727 ze dne 2.12.2011. http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cid-Texte=JORFTEXT000024909119&dateTexte=&categorieLien=id_ staženo 12. listopadu 2019.
 10. France Ministry of the Ecology, Sutable Development, Transport and Accommodation in France (2011b) Decrees No. 2011-1728 ze dne 2.12.2011. http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cid-Texte=JORFTEXT000024909128&categorieLien=id_ staženo 12. listopadu 2019.
 11. Health Canada Residential indoor air quality guidelines, Canada 2014. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/in/res-in/indexeng.php>, staženo 12. listopadu 2019.
 12. Stranger M., Potgieter-Vermaak S. S., Van Grieken R.: Comparative overview of indoor air quality in Antwerp, Belgium. *Environ Int* 33, 2007, 789.
 13. Mitchell C. S., Zhang J., Sigsgaard T., Jantunen M., Liou P. J., Samson R., Karol M. H.: Current state of the science: Health effects and indoor environmental quality, *Environ Health Persp* 115, 2007, 958.
 14. Wolkoff P.: Indoor air humidity, air quality, and health – an overview, *Int J Hyg Env Health* 221, 2018, 376.
 15. Gennaro de G., Dambruso P. R., Loiotile A. D., Di Gilio A., Giungato P., Tutino M., Marzocca A., Mazzone A., Palmisani J., Porcelli F.: Indoor air quality in schools, *Environ Chem Lett* 12, 2014, 467.
 16. Kefhalopoulos S., Csobod E., Bruinen de Bruin Y., De Oliveira Fernandes E.: Guidelines for healthy environments within European schools. Co-published by the European Commission's Directorate General for Health and Consumers and Joint Research Centre, Luxembourg, 2014. <http://szu.cz/tema/zivotni-prostredi/sinphonie>, staženo 28. srpna 2020.
 17. Smielowska M., Marc M., Zabiegala B.: Indoor air quality in public utility environments – a review, *Environ Sci Pollut Res* 24, 2017, 11166.
 18. Patino E. D. L., Siegel J. A.: Indoor environmental quality in social housing: A literature review, *Building and Environment* 131, 2018, 231.
 19. Weichenthal S., Dufresne A., Infante-Rivard C.: Indoor ultrafine particles and childhood asthma exploring a potential public health concern. *Indoor Air* 17(2), 2007, 81.
 20. Lin L. Y., Chen H. W., Su T. L., Hong G. B., Huang L. C., Chuang K. J.: The effects of indoor particle exposure on blood pressure and heart rate among young adults: an air filtration based intervention study. *Atmos Environ* 45(31), 2011, 5540.
 21. Taner S., Pekey B., Pekey H.: Fine particulate matter in the indoor air of barbeque restaurants: elemental compositions, sources and health risks. *Sci Total Environ* 454–455, 2013, 79.
 22. IARC - International Agency for Research on Cancer: Asbestos (chrysotile, amosite, crocidolite, tremolite, actinolite, and anthophyllite). IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum 100C, 2012, 219. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-11.pdf>, staženo 12. listopadu 2019.
 23. Zákon o ochraně ovzduší č. 201/2012 Sb. z 2. 5. 2012 v platném znění.
 24. Zákon o ochraně veřejného zdraví č. 258/2000 Sb. z 11. 8. 2008 v platném znění.
 25. Skácel F., Guschlová Z., Tekáč V.: Azbestová a minerální vlákna ve vnitřním ovzduší, *Chem. Listy* 106, 2012, 961.
 26. Umweltbundesamt - Berichte - Umweltbelastung durch Asbest und andere faserige Feinstäube. Berlin (West), Erich Schmidt Verlag, 1980 (Umweltbundesamt - Berichte 7/80).
 27. WHO 1986 - Asbestos and other natural mineral fibres. Geneva, World Health Organization, 1986 (Environmental Health Criteria, No. 53).
 28. Casset A., Braun J. J.: Relationships between indoor allergens, sensitization, and allergic asthma and rhinitis symptoms. *Rev Mal Respir* 27(8), 2012, 913.
 29. Srikanth P., Sudharsanam S., Steinberg R.: Bioaerosols in indoor environment: composition, health effects and analysis. *Indian J Med Microbiol* 26, 2008, 302.
 30. Nazaroff W. W.: Editorial. Four principles for achieving good indoor air quality. *Indoor Air* 23, 2013, 353.
 31. Asere L., Blumberga A.: Energy efficiency – indoor air quality dilemma in public buildings, *Energy Procedia* 147, 2018, 445.
 32. Gale R. W., Cranor W. L., Alvarez D. A., Huckins J. N., Petty J. D.: Semivolatile organic compounds in residential air along the Arizona–Mexico border. *Environ Sci Technol* 43(9), 2009, 3054.
 33. Weschler C. J.: Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmos Environ* 43, 2009, 153.
 34. Fromme H., Nitschke L., Boehmer S., Kiranoglu M., Goen T.: Exposure of German residents to ethylene and propylene glycol ethers in general and after cleaning scenarios. *Chemosphere* 90, 2013, 2714.
 35. Gunschera J., Mentese S., Salthammer T., Andersen J. R.: Impact of building materials on indoor formaldehyde levels: effect of ceiling tiles, mineral fiber insulation and gypsum board. *Build Environ* 64, 2013, 138.
 36. Missia L., Dafni A., Demetriou E., Michael N., Tolis E. I., Bartzis J. G.: Indoor exposure from building materials: a field study. *Atmos Environ* 44(35), 2010, 4388.

37. Uhde E., Salthammer T.: Impact of reaction products from building materials and furnishings on indoor air quality – a review of recent advances in indoor chemistry. *Atmos, Environ* 41, 2007, 3111.
38. Gligorovski S., Weschler C. J.: The oxidative capacity of indoor atmospheres. *Environ Sci Technol* 47(24), 2013, 13905.
39. De Lacy Costello B., Amann A., Al-Kateb H., Flynn C., Filipiak W., Khalid T., Osborne D., Ratcliffe N. M.: A review of the volatiles from the healthy human body. *J Breath Res.* 8(1), 2014, 014001.
40. Liu W., Zhang J., Zhang L., Turpin B. J., Weisel C. P., Morandi M. T.: Estimating contributions of indoor and outdoor sources to indoor carbonyl concentrations in three urban areas of the United States. *Atmos Environ* 40, 2006, 2202.
41. OSHA (Occupational Safety and Health Administration) (2012) Sampling and analytical methods: carbon dioxide in workplace atmospheres. <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/inorganic/id172/id172.html>, staženo 12. listopadu 2019.
42. Seppänen O. A., Fisk W. J., Mendell M. J.: Association of ventilation rates and CO₂ concentrations with health and other responses in commercial and institutional buildings. *Indoor Air* 9, 1999, 226.
43. Derbez M., Wyart G., LePonner E., Ramalho O., Ribéron J., Mandin C.: Indoor air quality in energy-efficient dwellings: Levels nad sources of pollutants, *Indoor Air* 23, 2018, 318.
44. Erlandson G., Magzamen S., Carter E., Sharp J. L., Reynolds S. J., Schaeffer J. W.: Characterization of indoor air quality on a college campus: A pilot study, *Int J Environ Res Public Health* 16, 2019, 2721.
45. Majd E., McCormack M., Davis M., Curriero F., Berman J., Connolly F., Leaf P., Rule A., Green T., Clemons-Erby D., Gummerson C., Koehler K.: Indoor air quality in inner-city schools and its associations with building characteristics and environmental factors, *Environ Res* 170, 2019, 83.
46. Kotzias D., Koistinen K., Kephelopulos S., Schlitt C., Carrer P., Maroni M.: The INDEX project—critical appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU. Report. European Commission - Joint Research Centre, Ispra, 2005, str. 51.
47. Health Canada (2012) Indoor air pollutant: ozone. <http://www.hcsc.gc.ca/ewh-semt/air/in/poll/ozone/index-eng.php>, staženo 12. listopadu 2019.
48. Wainman T., Weschler C. J., Lioy P.J.: Effects of Surface type and relative humidity on the production and concentration of nitrous acid in a model indoor environment. *Environ Sci Technol* 35, 2001, 2200.
49. Mandin C., Trantallidi M. et al.: Assessment of indoor air quality in office buildings across Europe – The OFFICAIR study, *Sci Tot Env* 579, 2017, 169.
50. World Health Organization (WHO) (2000) Air quality guidelines for Europe, 2nd edn. World Health Organization Regional Publications, European Series No. 91. Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen 2000. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>, staženo 12. listopadu 2019.
51. Brauer M., Henderson S., Kirkham T., Lee K. S., Rich K., Teschke K.: Review of the health risks associated with nitrogen dioxide and sulfur dioxide in indoor air. Report to Health Canada. University of British Columbia 2002. <https://circle.ubc.ca/bitstream/id/3561/IAQNO2SO2full.pdf>, staženo 12. listopadu 2019.
52. Sittig M.: Handbook of toxic and hazardous chemicals and carcinogens, vol 2., 3. vydání Noyes Publications, Park Ridge 1991.
53. U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1997) Health and environmental effects of ground-level ozone. OAQPS Fact Sheet. <http://www.epa.gov/groundlevelozone/health.html>, staženo 12. listopadu 2019.
54. World Health Organization (WHO) (1989) Indoor air quality: organic pollutants. Report WHO meeting, Berlin, 23–27 Aug 1987. EURO reports and studies 111. Regional Office for Europe, Copenhagen 1989.
55. Sundell J.: On the history of indoor air quality and health. *Indoor Air* 14(7), 2004, 51.
56. Gallego E., Roca X., Perales J.F., Guardino X.: Determining indoor air quality and identifying the origin of odour episodes in indoor environments. *J Environ Sci* 21, 2009, 333.
57. Jiang C., Li S., Zhang P., Wang J.: Pollution level and seasonal variations of carbonyl compounds, aromatic hydrocarbons and TVOC in a furniture mall in Beijing, China. *Build Environ* 69, 2013, 227.
58. Huang Y., Ho S. S. H., Ho K. F., Lee S. C., Yu J. Z., Louie P. K. K.: Characteristics and health impacts of VOCs and carbonyls associated with residential cooking activities in Hong Kong. *J Hazard Mater* 186, 2011, 344.
59. Kabir E., Kim K. H., Ahn J.W., Hong O. F., Sohn J. R.: Barbecue charcoal combustion as a potential source of aromatic volatile organic compounds and carbonyls. *J Hazard Mater* 174, 2010, 492.
60. Koistinen K., Kotzias D., Kephelopoulos S., Schlitt C., Carrer P., Jantunen M., et al.: The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants, *Allergy*, 63, 200, 810.
61. Allen N. D. C., Brewer P. J., Brown R. J. C., Lipscombe R. P., Woods P. T.: International comparison of key volatile organic components in indoor air, *Measurement* 82, 2016, 476.

62. Mečiarová L., Vilčeková S., Krídlová–Burdová E., Kiselák J.: Factors effecting the total volatile organic compounds (TVOC) concentrations in Slovak households, *Int J Env Res Pub Health* 14, 2017, 1443.
63. Geiss O., Giannopoulos G., Tirendi S., Barrero-Moreno J., Larsen B. R., Kotzias D.: The AIR-MEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: statistical analysis of the data. *Atmos Environ* 45, 2011, 3676.
64. Wang S., Ang H. M., Tade M. O.: Volatile organic compounds in indoor environment and photocatalytic oxidation: state of the art. *Environ Int* 33, 2007, 694.
65. Lee S. C., Lam S., Fai H. K.: Characterization of VOCs, ozone, and PM10 emissions from office equipment in an environmental chamber. *Build Environ* 36, 2001, 837.
66. Ohura T., Amagai T., Senga Y., Fusaya M.: Organic air pollutants inside and outside residences in Shimizu, Japan: levels, sources and risks. *Sci Total Environ* 366, 2006, 485.
67. Rehwagen M., Schlink U., Herbarth O.: Seasonal cycle of VOCs in apartments. *Indoor Air* 13, 2003, 283.
68. Lee C. M., Kim Y. S., Nagajyoti P. C., Park W., Kim K. Y.: Pattern classification of volatile organic compounds in various indoor environments. *Water Air Soil Pollut* 215, 2011, 329.
69. Roda C., Barral S., Ravelomanantsoa H., Dusséaux M., Tribout M., Le Moullec Y.: Assessment of indoor environment in Paris child day care centers. *Environ Res* 111, 2011, 1010.
70. Mentese S., Rad A. Y., Arisoy M., Güllü G.: Multiple comparisons of organic, microbial, and fine particulate pollutants in typical indoor environments: diurnal and seasonal variations. *J Air Waste Manag Assoc* 62, 2012, 1380.
71. Panagiotaras D., Nikolopoulos D., Petraki E., Kottou S., Koulougliotis D.: Comprehensive experience for indoor air quality assessment: a review on the determination of volatile organic compounds (VOCs). *J Phys Chem Biophys* 4, 2014, 159.
72. Mikešová M., Kotlík B.: Měření vnitřního prostředí v základních školách. SZÚ Praha, Praha, 2008. <http://szu.cz/tema/zivotni-prostredi/kvalita-vnitřniho-ovzdusi-v-zakladnich-skolach>, staženo 28. srpna 2020.
73. Blaszczyk E., Rogula–Kozłowska W., Klejnowski K., Fulara I., Mielzyska–Śvach D.: Polycyclic aromatic hydrocarbons bound to outdoor and indoor airborne particles (PM2.5) and their mutagenicity and carcinogenicity in Silesian kindergartens, Poland, *Air Qual Atmos Health* 10, 2017, 389.
74. Mainka A., Zajusz–Zubek R.: Indoor air quality in urban and rural preschools in Upper Silesia, Poland: Particulate matter and carbon dioxide, *Int J Environ Res Public Health* 12, 2015, 7697.
75. Fekadu H. S., Amanuel E., Aklilu D. F.: Quantitative assessment of bio-aerosols contamination in indoor air of university dormitory rooms, *Int J Health Sci* 9, 2015, 249.
76. Samson E., Ihongbe J.C., Okeleke O., Hi E., Phillips Adeyemi O.: Microbiological assessment of indoor air quality of some selected private primary schools in Ilishan-Remo, Ogun state, Nigeria 3, 2017, 2454.
77. Uzoechi A. U., et al.: Microbiological Evaluation of Indoor Air Quality of State University Library, *Asian J Appl Sci* 5, 2017, 525.
78. Zemichael G., Mulat G., Chalachew Y.: High bacterial load of indoor air in hospital wards: the case of University of Gondar teaching hospital, Northwest Ethiopia, *Multidiscip Respir Med* 11, 2016, 24.
79. Kotlík B., Pekařová L., Kazmarová H., Mikešová M., Vrbíková V., Matějů L., Vandasová Z.: Měření kvality ovzduší v mateřských školách, *Hygiena* 63(2), 2018, 36.
80. Loftness V., Hakkinen B., Adan O., Nevalainen A.: Elements that contribute to healthy building design, *Environ Health Persp*, 115, 2007, 965.
81. Stanley N. J., Kuehn T. H., Kim S. W., Raynor P. C., Anantharaman S., Ramakrishnan M. A., et al.: Background culturable bacteria aerosol in two large public buildings using HVAC filters as long term, passive, high-volume air samplers, *J Environ Monitor* 10, 2008, 474.
82. Zewudu A., Zemichael G., Laekemariam B., Henok D.: Indoor bacterial load and its correlation to physical indoor air quality parameters in public primary Schools, *Multidisciplinary Respiratory Medicine* 14:2, 2019, 31.
83. Bonetta S., Bonetta S., Mosso S., Sampo S., Carraro E.: Assessment of microbiological indoor air quality in an Italian office building equipped with an HVAC system, *Environ Monit Assess* 161, 2010, 473.
84. Liévana E. A., Calleja A. H.: El aire en interiores: métodos de control y depuración. *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo* 45:7–11, 1998. www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/45.pdf, staženo 12. listopadu 2019.
85. Zaatari M., Nirlo E., Jareemit D., Crain N., Srebric J., Siegel J.: Ventilation and indoor air quality in retail stores: a critical review (RP-1596). *HVAC&R Res* 20, 2014, 276.
86. Chithra V. S., Shiva-Nagendra S. M.: Indoor air quality investigations in a naturally ventilated school building located close to an urban roadway in Chennai, India. *Build Environ* 54, 2012, 159.
87. Ayoko G. A., Wang H.: Volatile organic compounds in indoor environments. In: Pluschke P, Schleibinger H (eds) *Indoor air pollution*, 2nd edn. Handbook of environmental chemistry 2014.

88. Zhao P., Siegel J. A., Corsi R. L.: Ozone removal by HVAC filters. *Atmos Environ* 41(15), 2007, 3151.
89. Yu B. F., Hu Z. B., Liu M., Yang H. L., Kong Q. X., Liu Y. H.: Review of research on air-conditioning systems and indoor air quality control for human health. *Int J Refrig* 32, 2009, 3.
90. U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2009) Residential air cleaners, 2nd edn. A summary of available information. http://www.epa.gov/iaq/pdfs/residential_air_cleaners.pdf, staženo 12. listopadu 2019.
91. Bliss S.: Best practices guide to residential construction: materials, finishes, and details. Wiley, London 2005.
92. MacIntosh D. L., Myatt T. A., Ludwig J. F., Baker B. J., Suh H. H., Spengler J. D.: Whole house particle removal and clean air delivery rates for in-duct and portable ventilation systems. *J Air Waste Manag Assoc* 58, 2008, 1474.
93. Mølgaard B., Koivisto A. J., Hussein T., Hämeri K.: A new clean air delivery rate test applied to five portable indoor air cleaners. *Aerosol Sci Technol* 48, 2014, 409.
94. Guieysse B., Hort C., Platel V., Munoz R., Ondarts M., Revah S.: Biological treatment of indoor air for VOC removal: potential and challenges. *Biotechnol Adv* 26(5), 2008, 398.
95. Waring M. S., Siegel J. A.: The effect of an ion generator on indoor air quality in a residential room. *Indoor Air* 21, 2011, 267.
96. Huang Z. H., Kang F., Liang K. M., Hao J.: Breakthrough of methylethylketone and benzene vapors in activated carbon fiber beds. *J Hazard Mater* B98, 2003, 107.
97. Kim K. J., Ahn H. G.: The effect of pore structure of zeolite on the adsorption of VOCs and their desorption properties by microwave heating. *Microporous Mesoporous Mater* 152, 2012, 78.
98. Sidheswaran M. A., Destailhats H., Sullivan D. P., Cohn S., Fisk W. J.: Energy efficient indoor VOC air cleaning with activated carbon fiber (ACF) filters. *Build Environ* 47, 2012, 357.
99. Cheng H. H., Hsieh C. C., Tsai C. H.: Antibacterial and regenerated characteristics of Ag-zeolite for removing bioaerosols in indoor environment. *Aerosol Air Qual Res* 12, 2012, 409.
100. Jo W. K., Yang C.H.: Granular-activated carbon adsorption followed by annular-type photocatalytic system for control of indoor aromatic compounds. *Sep Purif Technol* 66(3), 2009, 430.
101. Manéro M.H., Monneyron P.: Traitement sélectif de l'air industriel pollué enCOVpar un procédé hybride adsorptionozonation. *Techniques de l'Ingenieur IN34* 2005. <http://www.techniques-ingenieur.fr/res/pdf/encyclopedia/42600210-in34.pdf>, staženo 12. listopadu 2019.
102. Pei L., Zhou J., Zhang L.: Preparation and properties of Agcoated activated carbon nanocomposites for indoor air quality control. *Build Environ* 63, 2013, 108.
103. Chen W., Zhang J. S., Zhang Z.: Performance of air cleaners for removing multiple volatile organic compounds in indoor air. *ASHRAE Trans* 111(1), 2005, 1101.
104. Hubbard H. F., Coleman B. K., Sarwar G., Corsi R. L.: Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings. *Indoor Air* 15(6), 2005, 432.
105. Weschler C. J.: Ozone in indoor environments: concentration and chemistry. *Indoor Air* 10, 2000, 269.
106. Esswein E. J., Boeniger M. F.: Effect of an ozone-generating air-purifying device on reducing concentrations of formaldehyde in air. *Appl Occup Environ Hyg* 9(2), 1994, 139.
107. Wang C., Xi J. Y., Hu H. Y., Yao Y.: Advantages of combined UV photodegradation and biofiltration processes to treat gaseous chlorobenzene. *J Hazard Mater* 171, 2009, 1120.
108. Zhao W., Yang Y., Dai J., Liu F., Wang Y.: UV photolysis of naphthalene in indoor air: intermediates, pathways, and health risk. *Chemosphere* 91, 2013, 1002.
109. Chen J. M., Cheng Z. W., Jiang Y. F., Zhang L. L.: Direct UV photodegradation of gaseous α -pinene in a spiral quartz reactor: intermediates, mechanism, and toxicity/biodegradability assessment. *Chemosphere* 81(9), 2010, 1053.
110. Tseng C. C., Li C. S.: Inactivation of virus-containing aerosols by ultraviolet germicidal irradiation. *Aerosol Sci Technol* 39, 2005, 1136.
111. Zhang Y., Moa J., Li Y., Sundell J., Wargocki P., Zhang J.: Can commonly-used fan-driven air cleaning technologies improve indoor air quality? A literature review. *Atmos Environ* 45, 2011, 4329.
112. Moussavi G., Mohseni M.: Using UV pretreatment to enhance biofiltration of mixtures of aromatic VOCs. *J Hazard Mater* 144, 2007, 59.
113. Shiraishi F., Ishimatsu T.: Toluene removal from indoor air using a miniaturized photocatalytic air purifier including a preceding adsorption/desorption unit. *Chem Eng Sci* 64, 2009, 2466.
114. Kim J. H., Seo G., Cho D. L., Choi B. C., Kim J. B., Park H. J.: Development of air purification device through application of thin-film photocatalyst. *Catal Today* 111(3-4), 2006, 271.
115. Paz Y.: Application of TiO₂ photocatalysis for air treatment: patents' overview. *Appl Catal B* 99, 2010, 448.
116. Mo J., Zhang Y., Xu Q., Lamson J.J., Zhao R.: Photocatalytic purification of volatile organic compounds in indoor air: a literature review. *Atmos Environ* 43, 2009, 2229.
117. Ao C. H., Lee S. C., Mak C. L., Chan L. Y.: Photodegradation of volatile organic compounds (VOCs) and NO for indoor air purification using

- TiO₂: promotion versus inhibition effect of NO. *Appl Catal B* 42, 2003, 119.
118. Quincy N., Vera M., Choi H., Puma G., Dionysiou D., Litter M., Destailats H.: Effect of key parameters on the photocatalytic oxidation of toluene at low concentrations in air under 254 – 185 nm UV irradiation. *Appl Catal B* 95, 2010, 312.
119. Vildoza D., Portela R., Ferronato C., Chovelon J. M.: Photocatalytic oxidation of 2-propanol/toluene binary mixtures at indoor air concentration levels. *Appl Catal B* 107(3–4), 2011, 347.
120. Destailats H., Sleiman M., Sullivan D. P., Jacquiod C., Sablayrolles J., Molins L.: Key parameters influencing the performance of photocatalytic oxidation (PCO) air purification under realistic indoor conditions. *Appl Catal B* 128, 2012, 159.
121. Ourrad H., Thevenet F., Gaudion V., Riffault V.: Limonene photocatalytic oxidation at ppbv levels: assessment of gasphase reaction intermediates and secondary organic aerosol heterogeneous formation. *Appl Catal B* 168–169, 2015, 183.
122. Costarramone N., Cantan C., Desauziers V., Pécheyran C., Pigot T., Lacombe S.: Photocatalytic air purifiers for indoor air: European standard and pilot experiments, *Environ Sci Pollut Res* 24, 2017, 12538.
123. Fan X., Zhu T. L., Wang M. Y., Li X. M.: Removal of low concentration BTX in air using a combined plasma catalysis system. *Chemosphere* 75(10), 2009, 1301.
124. Liang Y., Wu Y., Sun K., Chen Q., Shen F., Zhang J., Yao M., Zhu T., Fang J.: Rapid inactivation of biological species in the air using atmospheric pressure nonthermal plasma. *Environ Sci Technol* 46(6), 2012, 3360.
125. Vandebroucke A. M., Morent R., De Geyter N., Leys C.: Non-thermal plasmas for non-catalytic and catalytic VOC abatement. *J Hazard Mater* 195, 2011, 30.
126. Mista W., Kacprzyk R.: Decomposition of toluene using non-thermal plasma reactor at room temperature. *Catal Today* 137, 2008, 345.
127. Ragazzi M., Tosi P., Rada E. C., Torretta V., Schiavon M.: Effluents from MBT plants: plasma techniques for the treatment of VOCs. *Waste Manag* 34, 2014, 2400.
128. Hoeben W. F. L. M., Beckers F. J. C. M., Pemen A. J. M., Van Heesch E. J. M., Kling W. L.: Oxidative degradation of toluene and limonene in air by pulsed corona technology. *J Phys D Appl Phys* 45, 2012, 055202.
129. Bo Z. H., Yan J. H., Li X. D., Chi Y., Cen K. F., Chéron B. G.: Effects of oxygen and water vapor on volatile organic compounds decomposition using gliding arc gas discharge. *Plasma Chem Plasma Process* 27, 2007, 546.
130. Wan Y., Fan X., Zhu T.: Removal of low-concentration formaldehyde in air by DC corona discharge plasma. *Chem Eng J* 171, 2011, 314.
131. Lu Y., Liu J., Lu B., Jiang A., Wan C.: Study on the removal of indoor VOCs using biotechnology. *J Hazard Mater* 182, 2010, 204.
132. Kennes C., Montes M., Lopez M. E., Veiga M. C.: Waste gas treatment in bioreactors: environmental engineering aspects. *Can J Civ Eng* 36, 2009, 1887.
133. Ondarts M., Hort C., Platel V., Reguer S., Sochard S., Moynault L.: Developments and new applications of biological gas treatment systems for the removal of micro-pollution in indoor air: study of the design parameters and the associated potential. In: *Proceedings of the 2010 Duke-UAM conference on biofiltration for air pollution control*, str. 178.
134. Yoo M. H., Kwon Y. J., Son K. C., Kays S. J.: Efficacy of indoor plants for the removal of single and mixed volatile organic pollutants and physiological effects of the volatiles on the plants. *J Am Soc Hortic Sci* 131(4), 2006, 452.
135. Aguado S., Polo A. C., Bernal M. P., Coronas J., Santamaría J.: Removal of pollutants from indoor air using zeolite membranes. *J Membr Sci* 240, 2004, 159.
136. Zhang L. Z., Zhang X. R., Miao Q. Z., Pei L. X.: Selective permeation of moisture and VOCs through polymer membranes used in total heat exchangers for indoor air ventilation. *Indoor Air* 22, 2012, 321.
137. Van Ras N., Krooneman J., Ogink N., Willers H., D'Amico A., di Natale C.: Biological air filter for air-quality control. In: *Wilson A (ed) Microgravity applications programme: successful teaming of science and industry*. ESA publication SP-1290, Noordwijk, The Netherlands, 2005, str. 270.
138. Ribot B., Frochot D., Blondeau P., Ginestet A., Squinazi F., DeBlay F.: Mise en place de protocoles de qualification des appareils d'épuration d'air. *Convention ADEME-EDF no. 04 04 C 0080 Rapport Final* 2006.
139. Luengas A., Barona A., Hort C., Gallastegui G., Platel V., Eklias A.: A review of indoor air treatment technologies, *Rev. Environ Sci Biotechnol* 14, 2015, 499.
140. Holzer F., Roland U., Kopinke F. D.: Combination of nonthermal plasma and heterogeneous catalysis for oxidation of volatile organic compounds. Part 1. Accessibility of the intra-particle volume. *Appl Catal B* 38, 2002, 163.
141. Delagrangé S., Pinard L., Tatibouet J. M.: Combination of a non-thermal plasma and a catalyst for toluene removal from air: manganese based oxide catalysts. *Appl Catal B* 68, 2006, 92.

142. Van Durme J., Dewulf J., Demeestere K., Leys C., Van Langenhove H.: Post-plasma catalytic technology for the removal of toluene from indoor air: effect of humidity. *Appl Catal B* 87, 2009, 78.
143. Rene E. R., Veiga M. C., Kennes C.: Combined biological and physicochemical waste gas cleaning techniques. *J Environ Sci Health Part A Toxic/Hazard Subst Environ Eng* 47(7), 2012, 920.
144. Li L., Zhang C., He H., Liu J.: An integrated system of biological and catalytic oxidation for the removal of o-xylene from exhaust. *Catal Today* 126, 2007, 338.
145. He Z., Li J., Chen J., Chen Z., Li G., Sun G., An T.: Treatment of organic waste gas in a paint plant by combined technique of biotrickling filtration with photocatalytic oxidation. *Chem Eng J* 200–202, 2012, 645.
146. Saucedo-Lucero J. O., Quijano G., Arriaga S., Muñoz R.: Hexane abatement and spore emission control in a fungal biofilter–photoreactor hybrid unit. *J Hazard Mater* 276, 2014, 287.
147. Palau J., Penya-Roja J. M., Gabaldon C., Alvarez-Hornos F. J., Martinez-Soria V.: Effect of pre-treatments based on UV photocatalysis and photo-oxidation on toluene biofiltration performance. *J Chem Technol Biotechnol* 87, 2012, 65.
148. Hinojosa-Reyes M., Rodríguez-González V., Arriaga S.: Enhancing ethylbenzene vapors degradation in a hybrid system based on photocatalytic oxidation UV/TiO₂-In and a biofiltration process. *J Hazard Mater* 209–210, 2012, 365.
149. Ondarts M., Hort C., Sochard S., Platel V., Moynault L., Seby F.: Evaluation of compost and a mixture of compost and activated carbon as biofilter media for the treatment of indoor air pollution. *Environ Technol* 33(3), 2012, 273.
150. Dorado A. D., Lafuente J., Gabriel D., Gamisans X.: Interaction between sorption and biodegradation in a biofilter packed with activated carbon. *Water Sci Technol* 66, 2012, 1743.
151. Shiraishi F., Yamaguchi S., Ohbuchi Y.: A rapid treatment of formaldehyde in a highly tight room using a photocatalytic reactor combined with a continuous adsorption and desorption apparatus. *Chem Eng Sci* 58, 2003, 929.
152. Ao C. H., Lee S. C.: Indoor air purification by photocatalyst TiO₂ immobilized on an activated carbon filter installed in an air cleaner. *Chem Eng Sci* 60, 2005, 103.
153. Kwong C. W., Chao C. Y. H., Hu K. S., Wan M. P.: Removal of VOCs from indoor environment by ozonation over different porous materials. *Atmos Environ* 42, 2008, 2300.
154. Maldonado-Díaz G., Arriaga S.: Biofiltration of high formaldehyde loads with ozone additions in long-term operation. *Appl Microbiol Biotechnol*. 2014.
155. Wang Z., Xiu G., Qiao T., Zhao K., Zhang D.: Coupling ozone and hollow fibers membrane bioreactor for enhanced treatment of gaseous xylene mixture. *Bioresour Technol* 130, 2013, 52.
156. Gu F., Xi J., Hu H. Y., Tang H.: A new biomass control method by continuous ozone injection in biofilters treating toluene. In: Proceedings of the 5th IWA odours and air emissions conference jointly held with 10th conference on biofiltration for air pollution control, 4–7 March 2013, San Francisco, CA, EU.

Summary

F. Skácel, V. Tekáč

*University of Chemistry and Technology, Prague
Technická 5, 166 28 Praha 6*

Recent Challenges of indoor air quality

Indoor air pollution is a complex issue involving a wide diversity and variability of pollutants that threatens human health. In this context, major efforts should be made to enhance indoor air quality. Thus, it is important to start by the control of indoor pollution sources. This review presents a general overview of single treatment techniques such as mechanical and electrical filtration, adsorption, ozonation, photolysis, photocatalytic oxidation, biological processes, and membrane separation. Since there is currently no technology that can be considered fully satisfactory for achieving “cleaner” indoor air, special attention is paid to combined purification technologies or innovative alternatives that are currently under research and have not yet been commercialized (plasma-catalytic hybrid systems, hybrid ozonation systems, biofilter-adsorption systems, etc.). These systems seem to be a good opportunity as they integrate synergistic advantages to achieve good indoor air quality. Review contains more than 150 references.