



MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA
P O L S K A A K A D E M I A N A U K

vol. 116



ZANIECZYSZCZENIA A JAKOŚĆ POWIETRZA
WEWNĘTRZNEGO W WYBRANYCH
POMIESZCZENIACH

Bernard Połednik

Lublin 2013

**POLSKA AKADEMIA NAUK
KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

MONOGRAFIE

Nr 116

**ZANIECZYSZCZENIA A JAKOŚĆ POWIETRZA
WEWNĘTRZNEGO W WYBRANYCH
POMIESZCZENIACH**

Bernard Polednik

LUBLIN 2013

Recenzent:
dr hab. Marzenna R. Dudzińska

Komitet Redakcyjny

prof. Wojciech Adamski
prof. Anna Anielak
prof. Kazimierz Banasik
prof. Stanisław Biedugnis
prof. January Bień
prof. Ryszard Błażejowski
prof. Michał Bodzek
dr hab. Marzenna Dudzińska
prof. Lech Dzienis
prof. Janusz Jeżowiecki
prof. Andrzej Jędrzak
dr hab. inż. Katarzyna Juda–Rezler
dr hab. inż. Małgorzata Kabsch–
Korbutowicz,
prof. Krystyna Konieczny
prof. Piotr Kowalik, czł. PAN
dr hab. inż. Piotr Koszelnik
prof. Andrzej Królikowski
prof. Mirosław Krzemieniewski
prof. Marian Jacek Łączny

dr hab. inż. Izabela Majchrzak–Kucęba
prof. Marian Mazur
prof. Maciej Mazurkiewicz
dr hab. inż. Jacek Mąkinia
prof. Korneliusz Miksch
prof. Wojciech Nowak
prof. Hanna Obarska–Pempkowiak
prof. Krystyna Olańczuk–Neyman
prof. Józef Pacyna
prof. Jan Pawełek
dr hab. Artur Pawłowski
prof. Tadeusz Piecuch
prof. Czesława Rosik–Dulewska
prof. Jerzy Sobota
prof. Marek Sozański
prof. Kazimierz Szymański
dr hab. inż. Grzegorz Wielgościński
prof. Tomasz Winnicki
prof. Roman Zarzycki
prof. Jerzy Zwoździak

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN

ISBN 978-83-63714-15-4

druk: TOP Agencja Reklamowa Agnieszka Łuczak
www.agencjatop.pl

SPIS TREŚCI

1. WPROWADZENIE.....	5
2. CEL I ZAKRES PRACY.....	9
3. JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO - PODSTAWOWE	
POJĘCIA I DEFINICJE.....	11
3.1. Wskaźniki odczuwalnej jakości powietrza.....	12
3.2. Zależności psychofizyczne.....	14
3.3. Uciążliwość zapachowa w pomieszczeniach.....	15
4. CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA JAKOŚĆ POWIETRZA	
WEWNĘTRZNEGO.....	17
4.1. Zanieczyszczenia fizyczne.....	19
4.1.1. Hałas i wibracje.....	19
4.1.2. Promieniowanie elektromagnetyczne.....	19
4.1.3. Promieniowanie jonizujące.....	20
4.2. Zanieczyszczenia chemiczne.....	22
4.3. Zanieczyszczenia biologiczne.....	26
4.4. Zanieczyszczenia aerozolowe.....	29
4.4.1. Właściwości fizyczne aerozoli.....	29
4.4.2. Właściwości chemiczne aerozoli.....	34
4.4.3. Źródła zanieczyszczeń aerozolowych.....	35
4.4.4. Zmiany stężenia aerozoli w powietrzu wewnętrznym.....	35
4.4.5. Stężenie cząstek w powietrzu wewnętrznym.....	39
4.4.6. Wpływ aerozoli na zdrowie.....	39
4.5. Mikroklimat.....	40
4.5.1. Wpływ temperatury i wilgotności na ocenę odczuwalnej	
jakości powietrza.....	41
4.5.2. Wpływ temperatury i wilgotności na emisję zanieczyszczeń	
chemicznych.....	42
5. METODY POMIARU JAKOŚCI POWIETRZA	
WEWNĘTRZNEGO.....	43
5.1. Metody analityczne.....	43
5.2. Metody oceny odczuwalnej jakości powietrza.....	44
6. REGULACJE PRAWNE.....	49
6.1. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń aerozolowych.....	50
6.2. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń chemicznych.....	51
6.3. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń biologicznych.....	53
6.4. Regulacje prawne dotyczące komfortu termicznego.....	53

7. METODY BADAWCZE.....	55
7.1. Badane obiekty i pomieszczenia.....	56
7.2. Aparatura i metody pomiarowe	60
7.3. Przebieg pomiarów	62
8. LOTNE ZWIĄZKI ORGANICZNE A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO.....	65
8.1. Wpływ czasu użytkowania pomieszczenia na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych.....	65
8.2. Wpływ obecności użytkowników i sezonu na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych	73
8.3. Wpływ materiałów wykończeniowych na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych..	78
9. AEROZOLE A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO.....	81
9.1. Wpływ obecności i aktywności użytkowników na stężenie aerozoli i bioaerozoli.....	81
9.2. Wpływ sezonu na stężenie aerozoli.....	92
9.3. Wpływ warunków termicznych na stężenie aerozoli.....	95
9.4. Wpływ wentylacji i klimatyzacji na stężenie aerozoli.....	100
9.5. Wpływ stężenia aerozoli na odczuwalną jakość powietrza	104
9.6. Ekspozycja na cząstki aerolowe.....	109
10. RADON I PRODUKTY JEGO ROZPADU A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO.....	117
10.1. Wpływ wentylacji i warunków termicznych na stężenie radonu... ..	117
10.2. Wpływ klimatyzacji na stężenia radonu i jego pochodnych.....	119
10.3. Ekspozycja na radon i produkty jego rozpadu.....	127
11. PARAMETRY TERMICZNE A ODCZUWALNA JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO.....	133
11.1. Zależność pomiędzy odczuwalną jakością i entalpią właściwą powietrza wewnętrznego.....	133
11.2. Komfort cieplny a odczuwalna jakość powietrza wewnętrznego.....	138
11.3. Sensoryczne oceny i instrumentalne pomiary akceptowalności jakości powietrza.....	140
12. POPRAWA JAKOŚCI POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO.....	145
12.1. Sterowanie wentylacją na podstawie stężenia CO ₂ i aerozoli oraz akceptowalności jakości powietrza wewnętrznego.....	145
12.2. Dezodoryzacja powietrza wewnętrznego ozonem.....	147
12.3. Poprawa odczuwalnej jakości powietrza a czynniki osobowe.....	153
13. PODSUMOWANE I WNIOSKI.....	159
14. Literatura.....	163

1. WPROWADZENIE

Problematyka jakości powietrza wewnętrznego, do niedawna pomijana i bagatelizowana, stała się obecnie przedmiotem szczególnego zainteresowania. Wynika to ze wzrostu świadomości społeczeństwa na temat zagrożeń związanych z nieodpowiednią jakością tego powietrza oraz z faktu, że współczesny człowiek głównie przebywa wewnątrz pomieszczeń. Według szacunków obecnie spędza się ok. 80-90 procent czasu w różnego rodzaju pomieszczeniach przeznaczonych do przebywania ludzi, w tym w mieszkaniach, miejscach pracy i nauki oraz budynkach użyteczności publicznej. W przypadku dzieci, osób chorych oraz ludzi starszych czas ten może być jeszcze dłuższy, co sprawia, że osoby najmniej odporne są najbardziej narażone na zanieczyszczenia obecne w powietrzu wewnętrznym. Jakość powietrza wewnętrznego ma zatem większy wpływ na samopoczucie i zdrowie ludzi niż jakość powietrza atmosferycznego. Dlatego też zapewnianie odpowiedniej jakości powietrza wewnątrz pomieszczeń powinno być priorytetem.

Nieodpowiednia jakość powietrza wewnętrznego może rozpraszać uwagę, zmniejszać motywację i zaangażowanie, a co za tym idzie obniżać wydajność pracy i efektywność przyswajania wiedzy. Zaobserwowano bowiem bezpośredni związek pomiędzy jakością powietrza wewnętrznego a wydajnością pracy i nauki oraz absencją chorobową pracowników i uczniów.

Podczas przebywania w pomieszczeniach użytkownicy oddychają powietrzem, którego skład nie zawsze jest właściwy. Powietrze to może zawierać różnorodne zanieczyszczenia chemiczne, fizyczne i biologiczne. Głównymi zanieczyszczeniami chemicznymi powietrza wewnętrznego są lotne i półlotne związki organiczne. Do fizycznych zanieczyszczeń można zaliczyć między innymi cząstki aerozolowe i promieniowanie jonizujące. Zanieczyszczeniami biologicznymi są obecne w powietrzu wewnętrznym bakterie, wirusy, grzyby i produkty ich metabolizmu.

Na jakość powietrza wewnętrznego wpływają zarówno zanieczyszczenia pochodzące ze źródeł występujących w środowisku zewnętrznym, jak i zanieczyszczenia generowane w środowisku wewnętrznym. Do tych ostatnich zaliczane są zanieczyszczenia emitowane przez różnorodne materiały konstrukcyjne, wykończeniowe i wyposażeniowe pomieszczeń. Pomimo „mody na ekologię” i prośrodowiskowych trendów, nadal stosowane są wysokoemisyjne materiały syntetyczne, które znacząco wpływają na wzrost stężenia

zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym. Oprócz tego oddawane do użytku nowe budynki są coraz szczelniejsze, a pomieszczenia bardziej izolowane od wpływów środowiska zewnętrznego. Te podyktowane względami ekonomicznymi działania doprowadziły do wzrostu ilości zanieczyszczeń do poziomów wcześniej niespotykanych w powietrzu wewnętrznym. Zmienił się również ich skład. Znaczącą rolę odgrywają też emisje zanieczyszczeń związane z obecnością, aktywnością i stylem życia użytkowników pomieszczeń. Istotnym wewnętrznym źródłem zanieczyszczeń są również produkty powszechnego użytku, środki czystości, a także obecność zwierząt domowych oraz stosowane systemy grzewcze i klimatyzacyjne. Dodatkowo występują inne źródła potencjalnie szkodliwych zanieczyszczeń, które nie mają udokumentowanych poziomów emisji i nie są brane pod uwagę przy określaniu ekspozycji użytkowników pomieszczeń. Niezamierzonym efektem jest więc pogarszająca się jakość powietrza wewnętrznego.

Poza zanieczyszczeniami, na ogólną ocenę jakości powietrza wewnętrznego istotny wpływ ma również odczuwalny komfort cieplny. Dla zapewnienia w pomieszczeniach komfortu cieplnego coraz częściej, oprócz systemów grzewczych, stosowane są systemy klimatyzacji. Ich użytkowanie związane jest z dodatkowym poborem znacznej ilości energii, a także z potencjalną emisją szkodliwych zanieczyszczeń biologicznych.

W 2000 roku Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) podała definicję „zdrowego budynku” jako konstrukcji wolnej od szkodliwych czynników i zapewniającej użytkownikowi zdrowie i komfort. Z uwagi na fakt, że w budynkach występują znaczne ilości szkodliwych czynników bardziej rozpowszechnione jest pojęcie tzw. „chorego budynku”. Chory budynek to taki, którego użytkownicy uskarżają się na ogólne złe samopoczucie. Choroby będące następstwem przebywania w budynkach z nadmierną ilością szkodliwych czynników określa się jako choroby związane z budynkiem (*Building Related Illnesses – BRI*). Najgroźniejszymi są choroby układu oddechowego, w tym astma. Do groźnych chorób zalicza się również tzw. chorobę legionistów wywoływaną przez bakterie *Legionella* oraz gorączkę klimatyzacyjną powodowaną przez bakterie i grzyby pleśniowe.

Znacznie mniej poważnymi w skutkach, chociaż bardzo uciążliwymi dolegliwościami są objawy chorobowe określane mianem syndromu chorego budynku (*Sick Building Syndrome – SBS*). Według Światowej Organizacji Zdrowia, SBS to zespół objawów i dolegliwości związanych z ekspozycją na zanieczyszczenia podczas przebywania w budynku, które ustępują po jego

opuszczeniu. Objawy i dolegliwości SBS nie mają jednolitego charakteru i uwarunkowane są szeregiem wzajemnie zależnych fizycznych, chemicznych i biologicznych czynników środowiskowych oraz indywidualnych czynników fizjologicznych i psychologicznych. Ankiety przeprowadzane w budynkach biurowych wykazują, że ponad 20% ankietowanych ma poważne problemy związane z syndromem chorego budynku. W większości tych obiektów pracownicy skarżą się na trzy najbardziej uciążliwe symptomy SBS, tj. suchość oczu, suchość gardła i bóle głowy. Nie odnotowuje się przy tym wyraźnej zależności pomiędzy intensywnością objawów a stężeniem zanieczyszczeń i wrażliwością badanych osób.

Pogarszająca się jakość powietrza wewnętrznego wiąże się z coraz większą ilością chorób przewlekłych i tzw. chorób cywilizacyjnych. Z raportu Głównego Urzędu Statystycznego GUS (2011) wynika, że ponad 51% dorosłych i co szóste dziecko w Polsce cierpi na co najmniej jedną chorobę przewlekłą. Ponadto, około 1% zgonów powodowanych jest chorobami cywilizacyjnymi.

Pogarszająca się jakość powietrza wewnętrznego szczególnie dotyka dzieci i młodzież. Dzieci w wieku szkolnym spędzają znaczną część czasu w pomieszczeniach, głównie w salach lekcyjnych. Są one również bardziej niż osoby dorosłe podatne na szkodliwe skutki obecności zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym. Zanieczyszczenia występujące w salach lekcyjnych w dużym stopniu przyczyniają się do wzrostu liczby przypadków alergii, zakażeń układu oddechowego, zaostrzeń objawów astmy i pogarszania parametrów czynnościowych płuc wśród uczniów.

Podstawową metodą poprawy jakości powietrza wewnętrznego jest eliminacja źródeł zanieczyszczeń. Przykłady obejmują wykluczanie materiałów wysokoemisyjnych, stosowanie odpowiedniej wentylacji/klimatyzacji, skuteczne usuwanie zanieczyszczeń generowanych przez użytkowników pomieszczeń oraz utrzymywanie odpowiedniego poziomu czystości. Przy stosowaniu systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych istotne jest takie sterowanie ich pracą, aby zapewniały one zarówno komfort termiczny, jak i pożądaną odczuwalną jakość powietrza wewnętrznego.

2. CEL I ZAKRES PRACY

Celem badań, których podsumowaniem jest niniejsza praca, było określenie zależności pomiędzy podstawowymi zanieczyszczeniami powietrza w pomieszczeniach i jego jakością, a w szczególności:

1. Opisanie mechanizmów powstawania zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach,
2. Określenie wpływu czynników zewnętrznych i wewnętrznych, jak również wpływu użytkowników pomieszczeń na jakość powietrza wewnętrznego,
3. Zbadanie wpływu lotnych związków organicznych, aerozoli i bioaerozoli oraz radonu i produktów jego rozpadu na jakość powietrza wewnętrznego,
4. Ocena ekspozycji na zanieczyszczenia obecne w powietrzu wewnętrznym,
5. Zaproponowanie metod poprawy i sposobów sterowania jakością powietrza wewnętrznego.

Dla realizacji tak sformułowanych celów pracy:

- dokonano krytycznego przeglądu aktualnej wiedzy na temat jakości powietrza wewnętrznego, czynników wpływających na tę jakość oraz stosowanych metod jej pomiaru,
- przeprowadzono badania wpływu materiałów budowlanych, wykończeniowych i wyposażeniowych, a także obecności i aktywności użytkowników pomieszczeń na poziom stężeń wybranych zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym,
- przeprowadzono badania wpływu sezonu, warunków termicznych oraz wentylacji i klimatyzacji na stężenia zanieczyszczeń aerozolowych i bioaerozolowych w powietrzu wewnętrznym oraz oceniono ekspozycję na cząstki aerozolowe w wybranych pomieszczeniach,
- dokonano oceny wpływu parametrów termicznych oraz stężenia aerozoli i bioaerozoli na odczuwalną jakość powietrza wewnętrznego,

10 | Cel i zakres pracy

- przeprowadzono badania nad instrumentalnym określaniem odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego,
- przeprowadzono badania wpływu wentylacji i klimatyzacji na stężenia radonu i produktów jego rozpadu w powietrzu wewnętrznym oraz oceniono ekspozycję na te zanieczyszczenia w wybranych pomieszczeniach,
- dokonano oceny dezodoryzującego sposobu poprawy odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego, uwzględniając indywidualną percepcję użytkowników pomieszczeń,
- zaproponowano sposób sterowania wentylacją pomieszczeń na podstawie stężenia CO₂, stężenia aerozoli i bioaerozoli oraz instrumentalnie określanej odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego.

Większość przeprowadzonych badań została wykonana w ramach następujących projektów badawczych:

- MNiSW 4084/T02/2007/32 *Opracowanie metodologicznych podstaw oceny wyczuwalnej jakości powietrza w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi,*
- MNiSW 4955/T02/2008/34 *Usuwanie aerozoli i bioaerozoli oraz ich wtórna emisja z systemów wentylacji mechanicznej,*
- NCN 7498/B/T02/2011/40 *Charakterystyka fizykochemiczna stałych cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym ze szczególnym uwzględnieniem frakcji respirabilnej,*
- NCN 7454/B/T02/2011/40 *Wpływ parametrów powietrza wewnętrznego na dynamikę zmian stężenia radonu (²²²Rn) i jego pochodnych.*

3. JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO - PODSTAWOWE POJĘCIA I DEFINICJE

Pojęcie jakości najogólniej odnosi się do właściwości, rodzaju, gatunku i wartości danego przedmiotu lub zjawiska. Jakość jest często definiowana jako pewien stopień doskonałości cech i właściwości produktów i usług decydujących o zdolności do zaspokajania stwierdzonych i przewidywanych potrzeb i wymagań użytkowników (Skrzypek, 2002). Zgodnie z tą definicją jakość powietrza wewnętrznego (*Indoor Air Quality* - IAQ) odnosi się do cech i właściwości powietrza w pomieszczeniach. Ponieważ na właściwości powietrza mają wpływ czynniki fizyczne, chemiczne i biologiczne, stąd i jakość powietrza wewnętrznego zależna jest od tych czynników.

W literaturze przytaczane są różne definicje jakości powietrza wewnętrznego. Na przykład Fanger i in. (2003) pod tym terminem określają „stan czystości powietrza spełniający oczekiwania ludzi”. Według Ullricha (2001) pojęcie IAQ dotyczy „jakości powietrza nawiewanego do pomieszczenia oraz obciążenia powietrza w pomieszczeniu zanieczyszczeniami”. Kabza i in. (2005) z kolei podają, że IAQ to „stan powietrza, będący wolny od zanieczyszczeń i nie powodujący podrażnienia, dyskomfortu lub choroby u użytkownika pomieszczenia”. Inna z definicji określa jakość powietrza wewnętrznego jako ogół jego cech wpływających na zdrowie lub samopoczucie człowieka (Wargocki, 2005). IAQ charakteryzuje komfort termiczny, wilgotność i jonizację powietrza, obecność szkodliwych substancji biologicznych i chemicznych (w tym radioaktywnych) oraz materii zawieszanej.

Dobra jakość powietrza wewnętrznego to taki stan jego czystości, który spełnia oczekiwania użytkowników pomieszczeń. Charakteryzuje się ona niskim odsetkiem osób niezadowolonych z jakości powietrza wewnętrznego i wysoką akceptowalnością tej jakości.

Termin odczuwalna jakość powietrza (*Perceived Air Quality* – PAQ) stosowany jest przy ocenach jakości powietrza na podstawie sensorycznych odczuć ludzi. Odczuwalna (subiektywna) jakość powietrza wewnętrznego jest rozumiana jako percepcja kompleksowej stymulacji sensorycznej, której poddawane są osoby przebywające w danym pomieszczeniu. Głównymi atrybutami tej percepcji, na którą ma wpływ zmysł powonienia i zmysł chemiczny, są detekcja i odczuwalna intensywność, a w ujęciu bardziej ogólnym postrzegana jakość i oceny ewaluacyjne. W badaniach odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego stosowane są głównie metody psychofizyczne.

O odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego decyduje rodzaj i ilość zapachowych zanieczyszczeń chemicznych oraz parametry termiczne powietrza. Wśród substancji chemicznych istotna jest zawartość lotnych związków organicznych (*Volatile Organic Compounds* – VOC), mających znaczący udział w emisjach „nieosobowych” (z materiałów budowlanych, wykończeniowych i wyposażenia pomieszczeń), w emisjach „osobowych” (pochodzących od użytkowników – np. perfumy, pot) i w emisjach „świadomych” (np. palenie papierosów, odświeżanie powietrza) (Wolkoff i in., 2006).

Odczuwalna jakość powietrza jest uzależniona od wilgotności i temperatury wdychanego powietrza (Fang i in., 1998; Toftum i in., 1998). Wykazano, że użytkownicy preferują chłodniejsze i bardziej suche powietrze w pomieszczeniach. W celu zapewnienia pożądanej odczuwanej jakości powietrza korzystne jest utrzymywanie umiarkowanie niskiej temperatury i wilgotności względnej powietrza w pomieszczeniach (Popiołek, 2005).

3.1. Wskaźniki odczuwalnej jakości powietrza

Do opisu odczuwalnej jakości powietrza, zdefiniowanej jako stężenie zanieczyszczeń powietrza wydzielanych i wyczuwanych przez ludzi, przy którym odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza jest identyczny jak przy rzeczywistym obciążeniu powietrza zanieczyszczeniami wyczuwanymi przez ludzi, stosowane są dwie jednostki: olf i decypol (Fanger, 1988).

Jeden olf, z łac. olfactus (powonienie), to ogólna ilość zanieczyszczeń zapachowych wyczuwanych przez ludzi, która wydzielana jest przez jedną wzorcową osobę. Wzorcowa osoba to dorosły człowiek w wieku średnim, o standardzie higienicznym 0,7 kąpieli/dzień, który codziennie zmienia bieliznę, pracuje w biurze lub w innym budynku użyteczności publicznej, w pozycji siedzącej, w warunkach komfortu cieplnego.

Jednostkę wzorcową olf stosuje się w sytuacji, gdy do oceny jakości powietrza wewnętrznego stosuje się zmysły człowieka. Przy ocenie zanieczyszczeń wydzielanych przez inne źródła niż człowiek (np. przez wyposażenie pomieszczeń), obciążenia powietrza określa się na podstawie równoważnych odczuć. Moc tych źródeł wyraża się wówczas za pomocą równoważnej ilości zanieczyszczeń wydzielanych przez wzorcowe osoby (równoważną ilości olfów) w taki sposób, aby zanieczyszczenia wydzielane przez te źródła powodowały taki sam odsetek osób niezadowolonych z jakości

powietrza jak zanieczyszczenia emitowane przez tę ilość wzorcowych osób (ilość olfów).

Zależność pomiędzy odsetkiem osób niezadowolonych z jakości powietrza wewnętrznego a ilością świeżego powietrza nawiewanego do pomieszczenia przypadającą na jedną wzorcową osobę wyraża się wzorem:

$$PD = 395 \exp(-1,83 \times \dot{V}^{0,25}) \quad (3.1)$$

gdzie:

- PD - odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza, [%],
- \dot{V} - wydatek wentylacji przypadający na jedną wzorcową osobę w warunkach ustalonych; $\dot{V} \geq 0,32 \text{ dm}^3/(\text{s} \cdot \text{olf})$.

Jeden decypol, z łac. pollutio (zanieczyszczenie), to stężenie zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniu związane z obecnością jednej wzorcowej osoby (jednego olfa) przy wydatku wentylacji wynoszącym $10 \text{ dm}^3/\text{s}$ świeżego powietrza w warunkach ustalonych. Skala wartości stężenia zanieczyszczeń w decypolach jest logarymiczna.

Stężenia zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym w budynkach, w których zapewnione są dobre warunki dla zdrowia mają wartość 1 decypola, a akceptowalność jakości powietrza i odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza wynoszą odpowiednio 0,2 i 14%. W budynkach, w których panują złe warunki dla zdrowia, wartości stężenia zanieczyszczeń mogą przekraczać 10 decypoli. Akceptowalność jakości powietrza ma wówczas wartości zbliżone do -1 i więcej niż 90% użytkowników pomieszczeń jest niezadowolonych z jakości powietrza wewnętrznego.

Zależność pomiędzy odsetkiem osób niezadowolonych z jakości powietrza wewnętrznego a stężeniem zanieczyszczeń wyczuwanych przez ludzi wyraża się wzorem:

$$PD = 395 \exp(-3,25 \times D^{0,25}) \quad (3.2)$$

gdzie:

- PD - odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza, [%],
- D - stężenie zanieczyszczeń; $D \leq 31,3$ decypoli.

3.2. Zależności psychofizyczne

W psychofizyce, zajmującej się badaniem zależności pomiędzy fizycznymi parametrami bodźców a odpowiadającymi im cechami wrażeń zmysłowych, wyróżnia się między innymi tzw. próg wyczuwalności. Jest to najmniejsza wartość bodźca wywołująca reakcję. Aby powstało wrażenie węchowe, w powietrzu wdychanym musi być określona minimalna ilość substancji zapachowej. Konieczne jest więc przekroczenie pewnego progu stężenia tej substancji, poniżej którego jej zapach jest niewyczuwalny. Stężenie progowe wyczuwalności węchowej substancji zapachowej w powietrzu można określić metodami bezpośrednimi lub pośrednimi (ekstrapolacyjnymi). W obydwu przypadkach stosuje się rozrzedzanie próbki badanej substancji zapachowej bezwonnym gazem (powietrzem lub azotem). Rozrzedzanie to można osiągnąć w sposób statyczny bądź dynamiczny. Sposób statyczny polega na sporządzaniu mieszanin substancji zapachowej i powietrza z czystym gazem w przystosowanych do tego celu pojemnikach. W metodzie rozcieńczeń dynamicznych stosuje się olfaktometry, w których strumień mieszaniny substancji zapachowej i powietrza miesza się w sposób dynamiczny ze strumieniem czystego gazu.

Psychofizyczne prawa odnoszące się do wrażeń węchowych to zależności pomiędzy intensywnością postrzeganego zapachu a stężeniem substancji zapachowej w powietrzu. Najczęściej stosowanym prawem psychofizycznym jest prawo Webera-Fechnera i prawo Stevensa.

Prawo Webera-Fechnera w przypadku wrażeń węchowych można opisać wzorem:

$$I = k \cdot \log (C/C_{th}) \quad (3.4)$$

gdzie:

- I - intensywność wrażenia węchowego,
- k - współczynnik Webera-Fechnera,
- C - stężenie substancji zapachowej,
- C_{th} - stężenie progowe wyczuwalności węchowej.

Dla relatywnie małych stężeń substancji zapachowej w powietrzu, przy niewielkim ich wzroście, występuje zauważalna zmiana intensywności wrażenia węchowego. Dla większych stężeń, konieczne są znaczne ich różnice, by odczuć zmiany intensywności wrażenia węchowego. Po osiągnięciu pewnego

poziomu, dalsze wzrosty stężeń nie powodują obserwowalnych zmian wrażeń węchowych.

Prawo Stevensa w przypadku wrażeń węchowych wyraża się wzorem:

$$I = k_s \cdot C^n \quad (3.5)$$

lub

$$I = k_s \cdot (C - C_{th})^n \quad (3.6)$$

gdzie:

I - intensywność wrażenia węchowego,

k_s - współczynnik Stevensa,

n - wykładnik Stevensa, ($1 < n < 0$).

Interpretacją graficzną prawa Stevensa jest krzywa wykładnicza o kształcie podobnym do krzywej logarytmicznej, wynikającej z prawa Webera-Fechnera. Funkcja odzwierciedlająca prawo Stevensa ma przebieg prostoliniowy w układzie logarytmicznym, zaś funkcja wynikająca z prawa Webera-Fechnera ma przebieg prostoliniowy w układzie półlogarytmicznym. Przy obecnym stanie wiedzy obydwie prawa – Webera-Fechnera i Stevensa uważa się za jednakowo słuszne, a o stosowaniu któregoś z nich decyduje przyjęta metoda pomiarowa (EN13725, 2003). Oprócz prawa Webera-Fechnera i Stevensa istnieje grupa modeli oparta na elektrofizjologicznych reakcjach ludzi na substancje zapachowe obecne we wdychanym powietrzu. Przykładem jest model Beidlera (Borkowska, 2003), którego opis matematyczny jest podobny do równania izotermy adsorpcji Langmuira.

3.3. Uciążliwość zapachowa w pomieszczeniach

Jednoznaczne zdefiniowanie pojęcia uciążliwości zapachowej w pomieszczeniach jest trudne i wymaga kompleksowego rozpatrywania. Występuje ona wtedy, gdy użytkownicy poddawani są oddziaływaniu nieprzyjemnie odbieranych substancji zapachowych i trudno jest im uniknąć ekspozycji na te zanieczyszczenia. Uciążliwość zapachowa negatywnie wpływa na ocenę jakości powietrza wewnętrznego i powoduje pogorszenie samopoczucia użytkowników pomieszczeń. Może też mieć niekorzystny wpływ na ich zdrowie.

16 | Jakość powietrza wewnętrznego...

Na wrażenia dyskomfortu, związanego z obecnością nieprzyjemnych zanieczyszczeń zapachowych w powietrzu wewnętrznym mogą mieć wpływ również inne czynniki. Istotna może być np. częstotliwość pojawiania się tych zanieczyszczeń i czas ich emisji, a także rodzaj aktywności użytkowników pomieszczenia i ich nastawienie.

4. CZYNNIKI WPLYWAJĄCE NA JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Jakość powietrza w pomieszczeniach jest uzależniona zarówno od czynników związanych ze środowiskiem zewnętrznym, jak i czynników występujących w środowisku wewnętrznym. Do tych ostatnich zaliczane są również te, które związane są z przebywaniem ludzi w pomieszczeniach.

Fanger i in. (2003) wyróżniają następujące rodzaje czynników wpływających na jakość powietrza wewnętrznego:

- zanieczyszczenia powietrza (gazy, pary, cząstki aerozolowe, mikroorganizmy),
- mikroklimat (temperatura, wilgotność, prędkość powietrza),
- czynniki dodatkowe (stopień jonizacji, radioaktywność powietrza).

Oprócz wyżej wymienionych czynników, duże znaczenie ma również sposób wymiany powietrza (rodzaj wentylacji), konstrukcja budynku i jego szczelność oraz ilość infiltrującego powietrza.

Zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego mogą być w formie stałej, ciekłej lub gazowej. Przykładem stałych i ciekłych zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego, decydujących o jego jakości, są cząstki aerozolowe lub bioaerozolowe tworzące się odpowiednio na skutek procesów enukleacji i procesów mechanicznej dezintegracji materiałów znajdujących się wewnątrz pomieszczeń lub procesów życiowych mikroorganizmów (bakterii, grzybów i wirusów). Gazowymi zanieczyszczeniami powietrza wewnętrznego są między innymi lotne związki organiczne, które w literaturze najczęściej oznacza się skrótem angielskim VOC (*Volatile Organic Compounds*), półlotne związki organiczne SVOC (*Semi Volatile Organic Compounds*), a także radon (Rn) oraz tlenek węgla (CO) i dwutlenek węgla (CO₂).

Ze względu na różnorodność zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego, trudno jest w prosty sposób sklasyfikować ich źródła. W budynkach zanieczyszczenia te mogą być generowane przez:

- materiały budowlane i wykończeniowe,
- wyposażenie wnętrz,
- działalność użytkowników pomieszczeń.

W tabeli 4.1 zestawiono główne rodzaje zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego i ich źródła w pomieszczeniach.

Tabela 4.1. Główne rodzaje zanieczyszczeń generowane w pomieszczeniach i ich źródła (wg WHO, 2006)

Zanieczyszczenie	Źródła
Aerozole	Spalanie paliw, palenie tytoniu, gotowanie, sprzątanie
Bioaerozole	Ludzie, zwierzęta domowe, systemy wentylacyjne, wyposażenie
WWA	Spalanie paliw, palenie tytoniu, gotowanie
NO _x	Spalanie paliw
SO _x	Spalanie węgla
Związki arsenu i fluoru	Spalanie węgla
VOC i SVOC	Spalanie paliw, palenie tytoniu, materiały wykończeniowe, wyposażenie
Aldehydy	Materiały wykończeniowe, wyposażenie, gotowanie
Pestycydy	Zanieczyszczone produkty, cząstki kurzu
Azbest	Materiały konstrukcyjne, izolacyjne, remonty
Pb	Powłoki farbiarskie, remonty
CO	Spalanie paliw, palenie tytoniu
Rn	Podłoże pod budynkiem, materiały konstrukcyjne
Wolne rodniki	Reakcje chemiczne

Źródła zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego można podzielić na źródła z ciągłą i nieciągłą emisją zanieczyszczeń oraz na źródła regularne i nieregularne. W przypadku tego ostatniego podziału są to źródła charakteryzujące się odpowiednio stałą wielkością lub stabilnym profilem czasowym emisji zanieczyszczeń i zmienną wielkością lub niestabilnym profilem czasowym emisji zanieczyszczeń.

Na jakość powietrza wewnętrznego mają wpływ wszelkiego rodzaju zanieczyszczenia emitowane w pomieszczeniach oraz zanieczyszczenia przedostające się do pomieszczeń z zewnątrz. Najogólniej można je podzielić na:

- zanieczyszczenia fizyczne,
- zanieczyszczenia chemiczne,
- zanieczyszczenia biologiczne.

Każdy rodzaj tych zanieczyszczeń w inny sposób oddziałuje na jakość powietrza wewnętrznego oraz na związane z tą jakością samopoczucie i zdrowie użytkowników pomieszczeń i niesie ze sobą innego typu zagrożenia.

4.1. Zanieczyszczenia fizyczne

Do zanieczyszczeń fizycznych powietrza wewnętrznego można zaliczyć cząstki aerozolowe, hałas i wibracje oraz promieniowanie elektromagnetyczne i jonizujące.

Cząstki aerozolowe szerzej zostaną opisane w rozdziale 4.4.

4.1.1. Hałas i wibracje

Wrażenia dźwiękowe to jedno z intensywniejszych bodźców, jakie docierają do użytkowników w pomieszczeniach i powodowane są przez drgania w postaci fal akustycznych przenoszonych przez powietrze (Zabiegała i in., 2003). Parametrami charakteryzującym te drgania są częstotliwość wyrażana w Hz i natężenie w dB. Hałas to niepożądane, przeszkadzające lub szkodliwe dla zdrowia człowieka dźwięki. W środowisku wewnętrznym hałas może być wynikiem np. pracy wentylatorów, wind, komputerów, urządzeń biurowych itp. Szkodliwe działanie hałasu może być miejscowe w postaci uszkodzeń narządu słuchu oraz ogólne. Oprócz hałasu użytkownicy pomieszczeń mogą być narażeni na działanie różnego rodzaju drgań mechanicznych i wibracji. Podobne jak w następstwie działania hałasu mogą u nich występować dysfunkcje behawioralne.

4.1.2. Promieniowanie elektromagnetyczne

Duży wpływ na samopoczucie i zdrowie użytkowników pomieszczeń może mieć promieniowanie elektromagnetyczne wytwarzane w środowisku wewnętrznym oraz dochodzące ze środowiska zewnętrznego. Promieniowanie to może być rozpatrywane jako fala lub strumień fotonów. Fala elektromagnetyczna jest rozchodzącą się w przestrzeni zmianą naprzemiennego pola elektrycznego i magnetycznego. Charakteryzowana jest ona przez częstotliwość wyrażaną w Hz oraz natężenie pola elektrycznego w V/m i magnetycznego w A/m. W środowisku wewnętrznym promieniowanie elektromagnetyczne emitowane

jest przez np. komputery, telewizory, sprzęt AGD, w tym kuchnie mikrofalowe, a także telefony bezprzewodowe. Szkodliwe oddziaływanie promieniowania elektromagnetycznego może się wiązać z występowaniem efektu termicznego na skutek absorpcji energii tego promieniowania i jej zamiany na energię cieplną. Prawdopodobne jest także zaburzenie podstawowych mechanizmów czynnościowych komórek, zmiany ich potencjału błonowego i czynnościowego, a także procesów bioelektrycznych zachodzących pomiędzy neuronami.

4.1.3. *Promieniowanie jonizujące*

Promieniowaniem jonizującym określa się każdy rodzaj promieniowania, które wywołuje jonizację ośrodka materialnego. Ma ono działanie mutagenne ze względu na uszkodzanie DNA komórek w wyniku bezpośredniego niszczenia molekuł kwasów nukleinowych oraz produkcji wolnych rodników. W pomieszczeniach przeznaczonych do przebywania ludzi promieniowanie jonizujące pochodzi głównie z radioaktywnych izotopów obecnych w materiałach konstrukcyjnych oraz w gruncie pod budynkiem.

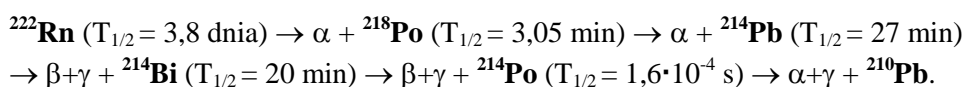
Największy udział w bilansie dawek promieniowania jonizującego (ponad 40%), na które narażony jest użytkownik pomieszczeń ma promieniowanie emitowane przez radon i produkty jego rozpadu. Radon jest naturalnym pierwiastkiem promieniotwórczym, który w warunkach normalnych jest niewidzialnym, nieposiadającym zapachu i smaku szlachetnym, radioaktywnym gazem. Radon rozpada się poprzez emisję cząstek alfa. Półokres życia radonu wynosi ok. 3,8 dnia. Wytwarzane krótkotrwałe produkty rozpadu są również radioaktywne.

Radon do pomieszczeń przenika głównie z podłoża pod budynkiem. Znaczącym źródłem radonu mogą być także materiały budowlane i wykończeniowe zawierające izotopy uranu i toru. Przykładem są materiały produkowane z fosfogipsów i materiały zawierające domieszki popiołów lotnych i żużli (Somlai i in., 2008; Kovler, 2012). Radon może się również uwalniać z dostarczanej do budynku wody i ze spalanego gazu. Stężenia radonu w łazienkach mogą być kilka razy wyższe niż w kuchniach i kilkadziesiąt razy większe niż w pozostałych pomieszczeniach (Janik i in., 2007).

Stężenia radonu w powietrzu wewnętrznym zależą od intensywności wentylacji pomieszczeń. Podlegają też znacznym wahaniom dobowym i sezonowym. W okresie zimowym wzrasta różnica temperatury wewnątrz i na zewnątrz budynków. Rośnie też różnica ciśnień, która jest przyczyną

zwiększonych ekshalacji radonu z gruntu do wnętrza budynków. Przeciętnie w okresie zimowym stężenia radonu są o ok. 30 Bq/m^3 większe niż w okresie letnim (Kozak i in., 2011). Procesy migracji radonu w naturalnie wentylowanych pomieszczeniach są powodowane przez różnicę ciśnień powietrza wewnętrznego i zewnętrznego. Jako gaz o dużej gęstości ($9,73 \text{ kg/m}^3$) gromadzi się w dolnych, przypodłogowych partiach pomieszczeń.

W środowisku wewnętrznym za radioaktywność cząstek aerozolowych odpowiadają przede wszystkim pochodne izotopów radonu ^{222}Rn i ^{220}Rn . Izotopy te są odpowiednio produktami rozpadu radu ^{226}Ra (szereg uranowy) i ^{224}Ra (szereg torowy). Produktami rozpadu radonu są ciała stałe (metale ciężkie), które mogą tworzyć samodzielne cząstki lub mogą się adsorbować i być składnikami cząstek aerozolowych obecnych w powietrzu wewnętrznym. Do negatywnie oddziałujących produktów rozpadu radonu należą izotopy ołowiu ^{214}Pb , ^{212}Pb , ^{210}Pb , bizmutu ^{214}Bi , ^{212}Bi , polonu ^{218}Po , ^{216}Po , ^{214}Po , ^{212}Po i talu ^{208}Tl . Najbardziej niebezpieczne dla zdrowia są pierwsze cztery produkty rozpadu radonu ^{222}Rn :



Ze względu na powszechne występowanie radonu w powietrzu wewnętrznym, radon i jego pochodne mogą się adsorbować na powierzchni cząstek aerozolowych i wraz z nimi mogą być wdychane i deponowane w drogach oddechowych i płucach. Synergiczne oddziaływania z innymi zanieczyszczeniami powietrza wewnętrznego mogą zwiększać ryzyko zachorowania na choroby nowotworowe.

Zarówno promieniotwórczy radon, jak również krótkotrwałe produkty jego rozpadu mogą być szkodliwe dla zdrowia użytkowników pomieszczeń (EPA, 2007). Produkty rozpadu radonu, po procesach nukleacji, mogą tworzyć jednorodne cząstki aerozolowe lub mogą się łączyć z obecnymi w powietrzu innymi cząstkami. Radioaktywne produkty rozpadu radonu emitujące wysokoenergetyczne promieniowanie alfa są gromadzone w układzie oddechowym na skutek wdychania radonu lub są wprowadzane do niego wraz z cząstkami aerozolowymi. W tym ostatnim przypadku głębokość ich wnikania do płuc zależy od wielkości transportujących je cząstek aerozolowych. Produkty rozpadu radonu będące składnikami najdrobniejszych cząstek ($< 0,1 \mu\text{m}$) mogą wraz z nimi gromadzić się w pęcherzykach płucnych.

Tam mogą być rozpuszczane w płynach ustrojowych i przedostawać się do krwioobiegu, a następnie mogą być rozprowadzane po całym organizmie. Produkty nierozpuszczalne mogą być poprzez fagocytozę przenoszone do naczyń limfatycznych i transportowane do węzłów chłonnych. Relatywnie długi czas przebywania pochodnych radonu w płucach sprawia, że organ ten jest w znacznym stopniu narażony na szkodliwe działanie promieniowania jonizującego. Nie mniej narażone mogą być również inne narządy wewnętrzne, w których kumulują się pochodne radonu. Szacuje się, że wkład pochodnych radonu do ogólnej dawki promieniowania otrzymywanej przez człowieka jest większy niż wkład samego radonu. Dawki promieniowania alfa, które otrzymują płuca i inne części organizmu człowieka w wyniku wdychania radonu i jego pochodnych zależne są m.in. od stężenia radonu w powietrzu, częstości oddychania i szybkości usuwania z płuc cząstek aerozolowych zawierających produkty rozpadu radonu. W tym ostatnim przypadku szybkość ta jest zależna od wielkości, gęstości i kształtu tych cząstek. Szacuje się, że dawka promieniowania jonizującego pochodząca od radonu i jego pochodnych stanowi ok. 50% rocznej dawki, jaką człowiek otrzymuje od naturalnych i sztucznych źródeł promieniowania, a która na półkuli północnej ma wartość ok. 2,8 mSv (Duffus, 2002).

Narażenie na szkodliwe działanie radonu i produktów jego rozpadu można zmniejszyć poprzez uszczelnianie fundamentów budynków i przewodów doprowadzających i odprowadzających media (wodę, prąd, gaz). Pomocne mogą być również aktywne i pasywne metody wietrzenia piwnicznych i nadpiwnicznych pomieszczeń w budynkach.

4.2. Zanieczyszczenia chemiczne

Na jakość powietrza wewnętrznego znaczący wpływ mają zawarte w nim zanieczyszczenia chemiczne – nieorganiczne i organiczne. Do najczęściej spotykanych związków nieorganicznych należą: tlenek i dwutlenek węgla, tlenki azotu, tlenki siarki, amoniak oraz ozon. Zanieczyszczenia organiczne to przede wszystkim lotne związki organiczne VOC. Są to substancje z obszernej grupy związków organicznych, charakteryzujących się niską temperaturą wrzenia, niską rozpuszczalnością w wodzie oraz wysoką prężnością par. Według rozporządzenia Ministra Środowiska (2005) przez lotne związki organiczne rozumie się związki organiczne mające w temperaturze 293,15 K

prężność par nie mniejszą niż 0,01 kPa, względnie posiadają analogiczną lotność w szczególnych warunkach użytkowania.

Klasyfikacja lotnych związków organicznych jest dokonywana na podstawie różnych kryteriów. Tabela 4.2 przedstawia podział związków organicznych w zależności od temperatury ich wrzenia.

Tabela 4.2. Klasyfikacja organicznych zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego (wg WHO 1989)

Grupa związków	Temperatura wrzenia [°C]
Lotne związki organiczne (VOC - <i>Volatile Organic Compounds</i>)	50-100 ÷ 240-260
Półlotne związki organiczne (SVOC - <i>Semi Volatile Organic Compounds</i>)	240-260 ÷ 380-400
Organiczne cząstki aerozolowe (POM - <i>Particulate Organic Matter</i>)	> 380

Stężenia VOC w powietrzu wewnętrznym są często znacznie wyższe niż w powietrzu zewnętrznym. Ze względu na wywoływanie wrażeń węchowych oraz częste podrażnianie błon śluzowych i działanie alergiczne VOC mają istotny wpływ na odczuwalną jakość powietrza.

W powietrzu wewnętrznym zidentyfikowano ponad 900 lotnych związków organicznych. Są to głównie związki chlorowcoorganiczne (np. tetrachloroetylen, trichloroetylen, chlorek winylu), formaldehyd i węglowodory aromatyczne. Wśród tych ostatnich najistotniejsze, ze względu na szkodliwość, są: benzen, toluen i ksyleny.

Do lotnych związków organicznych wszechobecnych w powietrzu wewnętrznym należą terpeny, wśród których najczęściej identyfikowany jest limonen i pinen. Związki te, ze względu na charakterystyczny zapach (limonen – cytrynowy, pinen – sosnowy), są często dodawane do środków chemii domowej, odświeżaczy powietrza i perfum. Ich dopuszczalne wartości stężeń w powietrzu wewnętrznym nie są określone, ale ze względu na fakt, że odnotowuje się stosunkowo wysokie poziomy tych stężeń, związki te mogą mieć działanie drażniące i powodować alergię. Limonen i pinen w reakcjach z ozonem mogą tworzyć formaldehyd.

Jako oddzielną grupę VOC wyróżnia się związki karbonyłowe (aldehydy i ketony). Specyficzność tych związków wynika z ich drażniącego działania na błony śluzowe. Różna jest też metodyka ich oznaczania w powietrzu

wewnętrzny – stosowane są innego rodzaju dozymetry. Do grupy związków karbonylowych należy między innymi: metanal (formaldehyd), etanal (aldehyd octowy), propenal (akroleina), pentanal (aldehyd walerianowy), heksanal (aldehyd kapronowy) i benzaldehyd (aldehyd benzoesowy).

Półlotne związki organiczne (SVOC) to głównie ftalany, bromoorganiczne związki opóźniające palenie (BFR), w tym polibromowane etery difenylowe (PBDE), polichlorowane dioksyiny i furany (PCDD/F) oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Związki te przy małych stężeniach (pg/m^3) występują w powietrzu wewnętrznym w postaci gazowej. Przy wyższych stężeniach adsorbują się na powierzchni cząstek aerozolowych.

Źródłem VOC i SVOC są zarówno materiały budowlane (np. tynki, lepiki, uszczelniacze i pianki), jak i materiały wykończeniowe (np. tapety, wykładziny, parkiety i panele oraz farby i lakiery). Ważnym źródłem tych substancji jest także wyposażenie pomieszczeń, w tym meble, tkaniny i sprzęt elektroniczny. Źródłem VOC może być również aktywność użytkowników pomieszczeń, jak np. palenie papierosów, gotowanie, sprzątanie czy dbanie o higienę. Przykładowo podczas gotowania potraw z dodatkiem oleju, do powietrza wewnętrznego może być emitowana akroleina i formaldehyd. Z podgrzewanej chlorowanej wody emitowany jest chloroform. Istotnym źródłem SVOC mogą być także mikroorganizmy obecne w pomieszczeniach oraz wszelkiego rodzaju procesy spalania paliw. SVOC do pomieszczeń mogą się również dostawać wraz z infiltrującym powietrzem zewnętrznym. Spośród SVOC sporo uwagi poświęca się antypirenom i ftalanom, których poziomy stężen w powietrzu wewnętrznym mogą być nawet 1000-krotnie większe niż w zewnętrznym powietrzu atmosferycznym.

Zakresy stężeń VOC w powietrzu wewnętrznym są bardzo szerokie i mogą obejmować kilka rzędów wielkości. Ich poziomy mogą się zmieniać wraz ze zmianami wewnętrznych warunków mikroklimatycznych i zewnętrznych warunków atmosferycznych. Nawet relatywnie bardzo małe stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym mogą być wyczuwane za pomocą zmysłu węchu. Brak wyczuwalnego zapachu nie może być jednak wiarygodnym wskaźnikiem i nie można na tej podstawie wykluczać obecności VOC w powietrzu wewnętrznym. Brak zapachu może bowiem wynikać z niskiego stężenia tych związków w powietrzu (poniżej stężeń progowej wyczuwalności węchowej). Mogą mieć na to również wpływ czynniki związane z indywidualną percepcją.

Pomimo obecności różnorodnych lotnych związków organicznych w pomieszczeniach przeznaczonych do przebywania ludzi ich stężenia rzadko przekraczają wartości dopuszczalne przez normy. Najczęściej wykrywane lotne związki organiczne w pomieszczeniach mieszkalnych to: benzen, heksachlorobutadien, aldehyd octowy, 1,3-butadien, chlorek benzylu, 1,4-dichlorobenzen, czterochlorek węgla, akrylonitryl i chlorek winylu.

W tabeli 4.3 zestawione są całkowite stężenia lotnych związków organicznych (*Total Volatile Organic Compounds* – TVOC) w powietrzu wewnętrznym i ich potencjalnie szkodliwe oddziaływanie na zdrowie.

Tabela 4.3. Stężenia TVOC w powietrzu wewnętrznym i ich zdrowotna szkodliwość (wg Zabiegała, 2006)

Stężenie TVOC $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Stopień szkodliwości
<100	Potencjalnie nieszkodliwe
200 – 300	Potencjalnie szkodliwe
300 – 5000	Szkodliwe dla zdrowia

VOC obecne w powietrzu wewnętrznym mogą poprzez ich krótko lub długoterminowe oddziaływanie niekorzystnie wpływać na zdrowie użytkowników pomieszczeń. Mogą one zaburzać pracę układu dokrewnego, rozrodczego i nerwowego. Substancje te mogą również podrażniać błony śluzowe. Niektóre z nich mogą być niebezpieczne ze względu na ich kancerogenne właściwości. Często łączy się je z takimi chorobami cywilizacyjnymi, jak: nerwice, otyłość, niepłodność i alergie, a także nowotwory. Pomimo, że znane są skutki działania VOC na organizmy żywe, jak dotychczas nie zostały one objęte obowiązkowym monitoringiem w środowisku wewnętrznym.

Oprócz związków organicznych na jakość powietrza wewnętrznego istotny wpływ mają stężenia takich gazów, jak: tlenek i dwutlenek węgla, tlenki azotu, tlenki siarki oraz amoniak i ozon. Zanieczyszczenia nieorganiczne występujące w powietrzu wewnętrznym nie są jednak przedmiotem niniejszych rozważań, pomimo, że w pracy przedstawiono wyniki pomiarów stężenia CO_2 w monitorowanych pomieszczeniach oraz rezultaty stosowania ozonu do dezodoryzacji powietrza wewnętrznego.

4.3. Zanieczyszczenia biologiczne

W powietrzu wewnętrznym powszechne są zanieczyszczenia biologiczne występujące w formie bioaerozoli. Stanowią one od 5 do 34% wszystkich zanieczyszczeń występujących w powietrzu wewnętrznym (Gąska i Dudzińska, 2012). Przyczyną wzrostu ilości zanieczyszczeń biologicznych w pomieszczeniach są, między innymi, zmiany w technologii budowlanej oraz stosowanie szczelnych, plastikowych okien i systemów wentylacyjno-klimatyzacyjnych.

Bioaerozole to układy dyspersyjne, w których fazą rozpraszającą jest powietrze, a fazą rozproszoną są mikroorganizmy oraz produkty ich metabolizmu, a także cząstki utworzone z substancji organicznych i nieorganicznych. Wśród mikroorganizmów wyróżnia się wirusy, pierwotniaki, komórki bakteryjne, fragmenty komórkowe, fragmenty grzybnie i zarodniki grzybów (An i in., 2004). Produktami mikrobiologicznego metabolizmu są endotoksyny, enterotoksyny, enzymy i mykotoksyny. Są to substancje o często bardzo złożonym składzie chemicznym (Law i in., 2001; Agranovski i in., 2002). Niektóre mikroorganizmy produkują również mikrobiologiczne lotne związki organiczne (*Microbial Volatile Organic Compounds* – MVOC), w skład których wchodzi alkohol, ketony, terpeny oraz związki aromatyczne. Substancje te powodują, że powietrze w pomieszczeniach ma specyficzny zapach wskazujący na obecność mikroorganizmów (Dudzińska, 2013).

Wśród cząstek bioaerozolowych w powietrzu wewnętrznym wyróżniane są cząstki pochodzenia roślinnego, zwierzęcego i mineralnego. Przykładem są odpowiednio: pyłki kwiatowe i fragmenty roślin, cząstki pochodzące ze złuszczenia się naskórka u ludzi i zwierząt oraz cząstki wprowadzane do powietrza wewnętrznego na skutek erozji gleb (Maus i in., 2001; Gołofit-Szymczak i Skowroń, 2005). Żywe cząstki bioaerozolowe mają zazwyczaj wielkości mieszczące się w przedziale od 0,3 do 100 μm . Pojedyncze komórki bakteryjne, które występują w postaci ziarniaków, pałeczek i spiral mają wielkości od 0,5 do 2,0 μm . Wiele zarodników grzybów pleśniowych ma rozmiary większe niż 2,5-3,0 μm . Często obserwowane są skupienia różnych mikroorganizmów tworzące cząstki o rozmiarach większych niż 5 μm . Takie zgrupowania cząstek podlegają efektywnej sedymentacji grawitacyjnej i osadzają się na powierzchniach wewnętrznych (Stentzenbach, 2004).

Zanieczyszczenia bioaerozolowe obecne w pomieszczeniach mogą pochodzić zarówno ze źródeł zewnętrznych, jak i wewnętrznych.

Mikroorganizmy obecne w powietrzu zewnętrznym mogą przedostawać się do pomieszczeń przez drzwi i otwory okienne, a także przenikać do pomieszczeń wraz z infiltrującym powietrzem zewnętrznym przez szczeliny i pęknięcia oraz wszelkiego rodzaju nieszczelności w konstrukcji budynków. Pomimo wielu prowadzonych badań ciągle niewiele jest obiektywnych danych, dotyczących ilościowych relacji pomiędzy wewnętrznymi i zewnętrznymi poziomami stężeń bioaerozoli. Niezależnie od oczywistego wpływu zewnętrznych bioaerozoli na stężenia i jakość bioaerozoli wewnątrz pomieszczeń, mechanizm tych oddziaływań nie jest do końca jeszcze poznany (Bonetta i in., 2009).

Jednym z głównych źródeł bioaerozoli w pomieszczeniach są ich użytkownicy. Istotnym źródłem bioaerozoli są również przebywające w pomieszczeniach zwierzęta domowe (Jo i Kang, 2006). Występujące wówczas bioaerozole mogą się składać z chorobotwórczych bakterii i wirusów. Na poziom tych zanieczyszczeń w pomieszczeniach może mieć także wpływ obecność roślin ozdobnych (Gąska i Dudzińska, 2012).

Potencjalnym źródłem zanieczyszczeń bioaerozolowych jest również taka aktywność użytkowników pomieszczeń, jak: gotowanie, odkurzanie i sprzątanie. Bioaerozole mogą być generowane zarówno w pomieszczeniach, w których przygotowywane są posiłki, jak również w innych pomieszczeniach mieszkalnych (Srikanth i in., 2008). Wysoka wilgotność w pomieszczeniach, np. w łazienkach i kuchniach, może sprzyjać rozwojowi grzybów pleśniowych.

Mikrobiologiczne zanieczyszczenia mogą być obecne w materiałach konstrukcyjnych i wykończeniowych. Wszelkiego rodzaju włókniste materiały izolujące, płyty gipsowe i tapety mogą być doskonałym miejscem rozwoju mikroorganizmów. Bardzo ważnym źródłem mikrobiologicznych zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym mogą być systemy wentylacji, a przede wszystkim stosowane coraz powszechniej systemy klimatyzacji pomieszczeń (Raynor i in., 2008). Systemy wentylacji i klimatyzacji, które w założeniu mają poprawiać jakość powietrza wewnętrznego, mogą *de facto* prowadzić do pogorszenia się tej jakości. Tego rodzaju instalacje mogą przyczyniać się do wzrostu koncentracji drobnoustrojów i produktów ich metabolizmu w powietrzu wewnętrznym (Dudzińska, 2013). Źle wykonane, bądź niewłaściwie użytkowane i konserwowane instalacje wentylacyjno-klimatyzacyjne mogą być źródłem szkodliwych mikroorganizmów. Nieczyszczone przewody wentylacyjne, nagrzewnice, chłodnice, odkraplacze, wymienniki ciepła oraz filtry są idealnym miejscem do namnażania się różnego rodzaju toksycznych

grzybów i innych patogennych mikroorganizmów. Źródłem aerozoli grzybowych obecnych w powietrzu wewnętrznym może być także izolacja budynków i to zarówno ta wykonana z materiałów naturalnych (trociny, trzcina), jak i sztucznych (wełna mineralna, styropian).

Oddychanie powietrzem zawierającym zanieczyszczenia bioaerzolowe może prowadzić do szeregu chorób układu oddechowego. Zanieczyszczenia te mogą wywoływać infekcje, przyczyniać się do stanów zapalnych i reakcji alergicznych, z astmą włącznie. Zanieczyszczenia bioaerzolowe obecne w powietrzu wewnętrznym są szczególnie szkodliwe dla osób z chorobami dróg oddechowych, astmatyków i alergików. Szkodliwe działanie bioaerozoli zależne jest od rodzaju i gatunku składających się na nie mikroorganizmów. Około 30% zagrożeń zdrowotnych w pomieszczeniach mieszkalnych związanych jest z zagrzybieniem, głównie z obecnością grzybów pleśniowych (Zabiegała i in., 2003).

Rozwój danej choroby powodowanej przez cząstki bioaerzolowe jest uzależniony nie tylko od rodzaju mikrobiologicznego patogenu, ale również od jego koncentracji w powietrzu wewnętrznym i głębokości wnikania do układu oddechowego. Cząstki biologiczne o rozmiarach większych niż 5 μm mogą przechodzić tylko do górnych dróg oddechowych. Cząstki mniejsze mogą być wprowadzane głęboko do pęcherzyków płucnych i mogą być tam deponowane, powodując alergiczne zapalenia pęcherzyków płucnych i inne groźne choroby płuc. Szczególnie dotyczy to biologicznych alergenów, które są ultra drobnymi cząstkami o wielkościach poniżej 1 μm . Nośnikami takich alergenów mogą być również drobne cząstki niebiologiczne np. mineralne cząstki resuspendowanego kurzu i zawieszane w powietrzu wewnętrznym cząstki aerzolowe będące efektem spalania różnego rodzaju paliw (Hargreaves i in., 2003). Niektóre mikroorganizmy tworzące bioaerzole mogą mieć działanie teratogenne, mutagenne i rakotwórcze. Wpływ na zdrowie użytkowników pomieszczeń mogą mieć również interakcje biologicznych i niebiologicznych zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego. Przykładem wpływu takich interakcji są objawy i dolegliwości związane z SBS.

Czystość mikrobiologiczną powietrza wewnętrznego można utrzymywać poprzez zapewnianie odpowiedniej jego temperatury i wilgotności oraz właściwe wentylowanie pomieszczeń. Istotne w tym względzie jest również częste sprzątanie, odkurzanie i regularna dezynfekcja. To ostatnie szczególnie dotyczy stosowanych urządzeń klimatyzacyjnych.

4.4. Zanieczyszczenia aerozolowe

Zanieczyszczenia aerozolowe są zawsze obecne w pomieszczeniach i mają istotny wpływ na jakość powietrza wewnętrznego.

Aerozole to układy dyspersyjne, w których fazą rozpraszającą jest powietrze, a fazą rozproszoną są stałe lub ciekłe albo stałe i ciekłe cząstki utworzone z organicznych i nieorganicznych substancji niebędących naturalnymi składnikami powietrza. W pomieszczeniach wyszczególnia się też pojęcie *kurzu*, którym określane są wszystkie cząstki aerozolowe osadzone na powierzchniach wewnętrznych. Są to zazwyczaj różnorodne organiczne jak i nieorganiczne cząstki stałe, które mogą być pochodzenia naturalnego lub syntetycznego.

Na jakość powietrza wewnętrznego mają wpływ zarówno właściwości fizyczne, jak i chemiczne zanieczyszczeń aerozolowych.

4.4.1. Właściwości fizyczne aerozoli

Najważniejsze właściwości fizyczne aerozoli związane są z wielkością, kształtem, powierzchnią oraz ładunkiem elektrycznym cząstek aerozolowych. Cechy te decydują o dynamice rozprzestrzeniania się aerozoli w pomieszczeniach. Mają również wpływ na procesy szkodliwego oddziaływania aerozoli na zdrowie człowieka (Dudzińska, 2013).

Wielkość cząstek

Dla cząstek aerozolowych najczęściej określa się ich *wielkości efektywne* i *aerodynamiczne*, które charakteryzują dynamiczne właściwości cząstek. Pod pojęciem wielkości efektywnej cząstki d_e rozumiana jest średnica kuli o takiej samej gęstości jak cząstka, która w identycznych warunkach opada z tą samą prędkością graniczną jak rozpatrywana cząstka.

Wielkość efektywną pojedynczej cząstki oblicza się z następującego wzoru:

$$d_e = \sqrt{\frac{18\nu_0\mu}{g(\rho_s - \rho_0)}} \quad (4.1)$$

gdzie:

ν_0 - prędkość graniczna cząstki,

μ - lepkość dynamiczna ośrodka,

g - przyspieszenie grawitacyjne,
 ρ_s - gęstość cząstki,
 ρ_o - gęstość ośrodka.

Wielkość aerodynamiczną d_a , którą jest średnica jednorodnej kuli o jednostkowej gęstości (1 g/cm^3), mającej taką samą prędkość grawitacyjnego opadania jak rozpatrywana nieregularna cząstka, wyznacza się ze wzoru:

$$d_a = d\sqrt{\rho_s} \quad (4.2)$$

gdzie:

d - średnica cząstki.

Dla zbioru cząstek występujących w powietrzu wewnętrznym wyznacza się ich *wielkość statystyczną*. Za wielkość statystyczną d_{st} , przyjmowana jest średnia wielkość zbioru cząstek określana ze wzoru:

$$d_{st} = \frac{\sum d_x}{n} \quad (4.3)$$

gdzie:

d_x - wielkość pojedynczej cząstki,
 n - liczba cząstek w zbiorze.

Dla zbioru cząstek często wyznacza się też ich *wielkości reprezentatywne* charakteryzowane np. przez *mody*, *mediany* i *wielkości przeciętne*. Moda to wielkość, dla której funkcja gęstości rozkładu rozmiarów cząstek przyjmuje maksymalną wartość. Mediana to wielkość wynikająca z podziału funkcji całkowitej składu granulometrycznego na dwie równe części. Wielkościami przeciętnymi są np. średnie arytmetyczne, harmoniczne lub potęgowe rozmiarów poszczególnych cząstek. Ponieważ aerozole tworzone są przez bardzo dużą liczbę cząstek, nie jest możliwe mierzenie wszystkich pojedynczych cząstek. Rozpatruje się wówczas podzbiory cząstek o rozmiarach zawartych w określonych przedziałach i tworzące tzw. klasy granulometryczne. Średnią wielkość reprezentującą cały zbiór cząstek wyznacza się ze wzoru:

$$\bar{d} = \frac{\sum \bar{d}_i \gamma_i}{\sum \gamma_i} \quad (4.4)$$

gdzie;

\bar{d}_i - przeciętna wielkość cząstek w i-tej klasie,

γ_i - udział masowy (ilościowy) cząstek i-tej klasy.

Podział cząstek aerozolowych w zależności od ich przynależności do odpowiedniej klasy granulometrycznej przedstawiony jest w tabeli 4.4.

Tabela 4.4. Klasy granulometryczne cząstek aerozolowych

Cząstki	Wielkość cząstek [μm]
Submikrometrowe	
Subkoloidalne	< 0,01
Bardzo drobne	0,001 ÷ 0,01
Drobne	0,01 ÷ 0,1
Grube	0,1 ÷ 1
Mikrometrowe	
Drobne	1 ÷ 10
Średnie	10 ÷ 100
Grube	100 ÷ 1000
Bardzo grube	> 100

Rozmiary cząstek aerozolowych mogą się różnić o 6 rzędów wielkości i mogą być w zakresie od nanometrów do milimetrów. Z kolei ich masy mogą się różnić aż o 18 rzędów wielkości. O kilka rzędów wielkości mogą się też różnić koncentracje cząstek w powietrzu wewnętrznym. Tak duże rozpiętości tych parametrów wskazują na skalę problemów związanych z obecnością cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym.

Wszystkie cząstki aerozolowe o średnicy aerodynamicznej mniejszej niż 100 μm tworzą tzw. frakcję **TSP** (*Total Suspended Particulates*). Najczęściej wyróżniane są również frakcje **PM₁₀**, **PM_{2,5}** i **PM₁**, dla których wielkości aerodynamiczne cząstek są odpowiednio mniejsze niż 10 μm , 2,5 μm i 1 μm . Uwzględniając wielkości i rozkłady rozmiarów cząstek, które związane są z mechanizmami ich tworzenia i przemian wyróżniana jest:

- **moda gruba** - charakteryzująca duże cząstki o rozmiarach mikrometrowych (> 2 μm), które generowane są w różnego rodzaju procesach mechanicznych,

- **moda akumulacyjna** - cechująca cząstki o rozmiarach pośrednich (0,1-2 μ m), które tworzą się podczas konwersji gazowo-cząstkowych oraz w reakcjach chemicznych i procesach agregacyjnych,
- **moda nukleinowa** - charakteryzująca cząstki o rozmiarach nanometrowych (< 0,1 μ m), które powstają podczas procesów nukleacji przesyconych gazów.

Podstawą klasyfikacji cząstek aerozolowych jest również ich zdolność do przemieszczania i depozycji w płucach. Wyróżniana jest wówczas *frakcja inhalacyjna, tchawiczna i respirabilna*.

- **Frakcja inhalacyjna** określa wszystkie wdychane cząstki o wielkościach $d_a \leq 100 \mu\text{m}$. Obejmuje ona zarówno drobne, jak i grube cząstki, które nie przedostają się do pęcherzyków płucnych. Cząstki tej frakcji mogą być przyczyną chronicznych dolegliwości i chorób płuc.
- **Frakcja tchawiczna** charakteryzuje cząstki o wielkościach $d_a < 30 \mu\text{m}$, które podczas oddychania przechodzą poza tchawicę. Cząstki tej frakcji mogą ujemnie wpływać na zdrowie, powodując różnorodne schorzenia układu oddechowego – od nieżytów nosa do nowotworów płuc.
- **Frakcja respirabilna** określa cząstki o wielkościach $d_a < 10 \mu\text{m}$, które podczas oddychania dochodzą do bezrzęskowych dróg oddechowych i wnikają do pęcherzyków płucnych. Zdeponowane cząstki mogą być rozpuszczane w płynach fizjologicznych. Cząstki tej frakcji mogą się przyczyniać do rozwoju astmy, zapalenia oskrzeli i nowotworów płuc.

Aerozole obecne w pomieszczeniach zazwyczaj pochodzą z wielu różnych źródeł i są polidispersyjne. Charakteryzują się one szerokim zakresem wielkości cząstek, których rozkład jest najczęściej logarytmiczno-normalny. W przypadku aerozoli monodispersyjnych wielkości rozproszonych cząstek są jednakowe lub należą do wąskiej klasy wymiarowej. Poszczególne źródła generują aerozole o specyficznych rozkładach wielkości cząstek. Pozwala to na identyfikację tych źródeł i ustalanie ich wkładu w ogólną charakterystykę aerozoli w rozpatrywanych pomieszczeniach.

Kształt cząstek

Cząstki aerozolowe obecne w powietrzu wewnętrznym mogą mieć zarówno regularne, jak i nieregularne kształty. Te ostatnie przeważają wśród cząstek generowanych przez naturalne źródła aerozoli. Przy określaniu kształtu cząstek aerozolowych można je porównywać z kształtem określonej bryły

geometrycznej. Używa się wówczas takich określeń, jak: cząstki kuliste, owalne, sześciennie, prostopadłościennie, walcowate, itp. Można też stosować określenia bardziej ogólne, np. cząstki zaokrąglone ostrokrawędziste, wydłużone, słupkowe, igłowe i płytkowe. Taki opisowy sposób określania kształtu cząstek jest mało precyzyjny i w dużym stopniu zależy od subiektywnych wrażeń obserwatora. Drugi, ilościowy sposób polega na wyliczaniu wartości odpowiednich współczynników kształtu – np. sferyczności, cyrkularności wydłużenia i spłaszczenia. Przykładowo współczynnik sferyczności (kulistości) wylicza się ze wzoru:

$$W_k = \frac{s}{S} \quad (4.5)$$

gdzie:

- s - powierzchnia cząstki,
- S - powierzchnia kuli o tej samej objętości co rozpatrywana cząstka.

Przy wyznaczaniu współczynnika cyrkularności (kolistości) korzysta się ze wzoru:

$$W_c = \frac{L}{L'} \quad (4.6)$$

gdzie:

- L - długość obwodu rzutu cząstki,
- L' - długość obwodu koła o tej samej powierzchni co prostopadły rzut rozpatrywanej cząstki.

Kształt cząstek aerozolowych związany jest z rodzajem generującego je źródła i procesami zachodzącymi w trakcie ich emisji. Cząstki formowane w procesach koagulacji lub aglomeracji, np. cząstki obecne w spalinach samochodowych i w dymie papierosowym, mają zazwyczaj nieregularne kształty o właściwościach struktur fraktalnych (Baron i Willeke, 2001). Nieregularnymi kształtami mogą się również cechować cząstki powstające w procesach mechanicznej obróbki materiałów. Postać włóknistą mają cząstki generowane na skutek dezintegracji minerałów krzemianowych z grupy serpentynów i amfiboli (azbest), a także cząstki emitowane przy obróbce niektórych naturalnych i sztucznych tworzyw. Złożonym i często zmieniającym się kształtem charakteryzują się cząstki biologiczne. Z kolei dość regularne – kuliste kształty mogą mieć ciekłe cząstki aerozolowe.

Inne właściwości cząstek

Na dynamikę rozprzestrzeniania się aerozoli w pomieszczeniach i procesy ich szkodliwego oddziaływania na zdrowie, oprócz wielkości, kształtu, gęstości, struktury i ładunku powierzchniowego cząstek istotny wpływ mają również właściwości higroskopijne, właściwości związane z rozpraszaniem i absorpcją światła (Bogacki i in., 2006), a także właściwości radioaktywne cząstek. Higroskopijność cząstek aerozolowych powoduje, że mogą one zmniejszać lub zwiększać swoje rozmiary przy zmianach wilgotności powietrza. Ta właściwość cząstek może być odpowiedzialna za zmiany ich masowych i ilościowych koncentracji w powietrzu wewnętrznym. Może też mieć wpływ na sposób przemieszczania się cząstek w układzie oddechowym człowieka.

Cząstki aerozolowe mogą w swej strukturze zawierać radioaktywne pierwiastki. Są nimi przede wszystkim produkty rozpadu izotopów radonu ^{222}Rn i ^{220}Rn . Radioaktywne produkty rozpadu radonu mogą samodzielnie tworzyć cząstki, mogą też łączyć się z obecnymi w powietrzu cząstkami aerozolami, a także mogą się adsorbować na cząstkach osadzonego kurzu. Podczas oddychania, tego typu cząstki mogą być gromadzone w drogach oddechowych, narażając użytkowników pomieszczeń na działanie jonizującego promieniowania (Papastefanou, 2009). Oprócz pochodnych radonu, radioaktywne są przechodzące ze środowiska zewnętrznego cząstki aerozoli atmosferycznych, które zawierają naturalne i sztuczne izotopy promieniotwórcze. Naturalnymi izotopami promieniotwórczymi są przede wszystkim izotopy berylu ^7Be . Wśród sztucznych najważniejsze są radioaktywne izotopy cezu ^{137}Cs , ^{134}Cs , strontu ^{90}Sr i itru ^{131}I . Obecność tych ostatnich łączy się z coraz powszechniej stosowaną technologią jądrową w energetyce i powiązaniem problemem radioaktywnych odpadów oraz z przeprowadzanymi testami broni nuklearnej.

4.4.2. Właściwości chemiczne aerozoli

Przy określaniu wpływu zanieczyszczeń aerozolowych na jakość powietrza wewnętrznego oraz przy ocenie ich szkodliwego działania na zdrowie bardzo ważne są właściwości chemiczne tych zanieczyszczeń (Dudzińska, 2013). Właściwości te zależą głównie od:

- składu pierwiastkowego,
- obecności jonów nieorganicznych,
- obecności związków organicznych,
- zawartości węgla pierwiastkowego.

4.4.3. Źródła zanieczyszczeń aerozolowych

Źródła zanieczyszczeń aerozolowych mogą się znajdować zarówno wewnątrz, jak i na zewnątrz pomieszczeń (Dudzińska, 2013). Najważniejszymi źródłami aerozoli w nieprzemysłowych pomieszczeniach są materiały budowlane, wykończeniowe i wyposażeniowe, procesy spalania paliw oraz aktywność użytkowników, w tym palenie papierosów, gotowanie i sprzątanie. Istotnym źródłem zanieczyszczeń aerozolowych w pomieszczeniach mogą być również domowe zwierzęta i rośliny, a także środki mające poprawiać jakość powietrza wewnętrznego, np. systemy klimatyzacji, odświeżacze, kadzidełka itp.

Drobne i ultradrobne cząstki powstają głównie w procesach nukleacyjnych i fotochemicznych oraz w procesach konwersji gazów i spalania paliw (Mazur, 2004). Takie cząstki generowane są również podczas spalania węgla i drewna w piecach, spalania gazu, gotowania, a także w trakcie palenia papierosów.

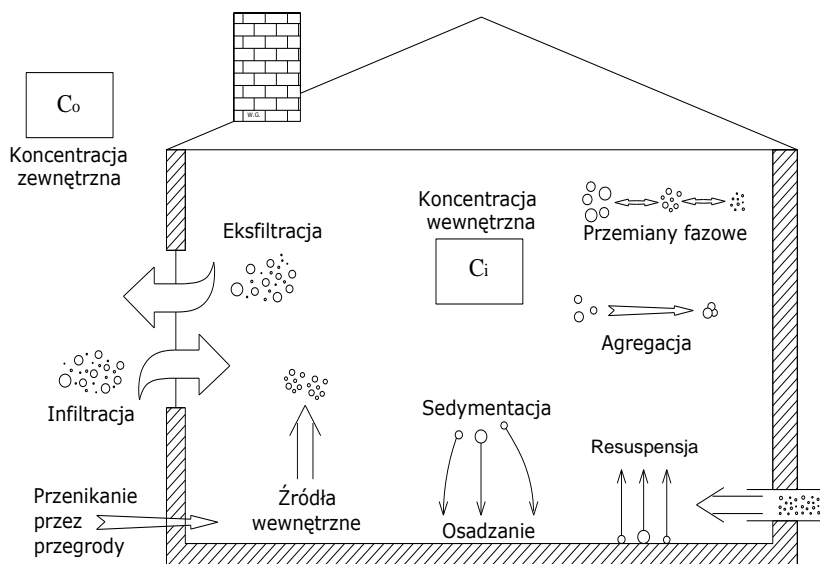
Grube cząstki aerozolowe tworzą się najczęściej podczas mechanicznych procesów dezintegracji różnego typu materiałów. Składają się przede wszystkim z pierwiastków i związków chemicznych występujących w powszechnie spotykanych minerałach glinokrzemianowych. Ich obecność w powietrzu wewnętrznym jest głównie rezultatem wtórnego dyspergowania (resuspensji) cząstek kurzu.

W pomieszczeniach najczęściej występuje mieszanina aerozoli emitowanych z różnych źródeł. Dodatkowo mieszanina ta podlega ciągłym zmianom i zachodzą w niej dynamiczne interakcje pomiędzy poszczególnymi cząstkami, jak również między cząstkami i innymi zanieczyszczeniami. Ustawicznie tworzone są również nowe cząstki. W takich warunkach identyfikacja źródeł aerozoli jest niezmiernie trudnym zagadnieniem. Najczęściej przeprowadza się ją na podstawie właściwości emitowanych cząstek. Na przykład specyficzność danego źródła aerozoli można ustalić w oparciu o skład izotopowy cząstek. W cząstkach pochodzących z różnych źródeł mogą być różne proporcje izotopów, które mogą dość precyzyjnie wskazywać na ich pochodzenie.

4.4.4. Zmiany stężenia aerozoli w powietrzu wewnętrznym

Cząstki aerozolowe w trakcie, a także po emisji podlegają szeregowi dynamicznych procesów, które mogą znacząco zmieniać ich właściwości fizykochemiczne oraz stężenia masowe i koncentracje ilościowe w powietrzu

wewnętrznym. Największy wpływ na zmiany koncentracji cząstek w powietrzu wewnętrznym mają procesy ich przemieszczania, opadania, osadzania, resuspensji i filtracji. Istotny wpływ mogą mieć również procesy agregacji, a także inne procesy prowadzące do zmian wielkości i charakterystyki cząstek. Na rysunku 4.1. przedstawiono główne procesy, mające wpływ na koncentrację i charakterystykę cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym.



Rys. 4.1. Procesy wpływające na koncentrację i charakterystykę cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym (wg Thatcher i inni, 2003).

Przemieszczanie się cząstek w pomieszczeniach zależy przede wszystkim od procesów ich mieszania i migracji, które z kolei uzależnione są od intensywności wentylacji pomieszczeń. W trakcie przemieszczania cząstek występują nie tylko zmiany ich koncentracji, ale także mogą zachodzić procesy prowadzące do zmian właściwości fizykochemicznych cząstek. Na procesy grawitacyjnego opadania cząstek aerozolowych decydujący wpływ mają ich właściwości fizyczne, takie jak: wielkość, gęstość i kształt (Dudzińska, 2013).

Prędkość opadania cząstki po czasie t można wyznaczyć z ogólnego wzoru:

$$v = -\sqrt{\frac{g_0}{k}} \operatorname{tgh} t\sqrt{g_0 k} \quad (4.8)$$

lub uwzględniając prędkość powietrza z wzoru:

$$v = w - \sqrt{\frac{g_o}{k}} \operatorname{tgh} t \sqrt{g_o k} \quad (4.9)$$

gdzie:

k - podstawnik w równaniu ruchu cząstki, $k = \frac{\psi \rho S}{2m_s}$,

g_o - zredukowane przyspieszenie ziemskie, $g_o = g(\rho_s - \rho) / \rho_s$,

ρ_s - gęstość cząstki,

ρ - gęstość powietrza,

ψ - współczynnik oporu,

w - prędkość powietrza,

S - powierzchnia projekcyjna cząstki (dla kuli $S = \pi d^2 / 4$),

m_s - masa cząstki.

Graniczną prędkość opadania drobnych, nieregularnych cząstek można wyznaczyć z następującego wzoru:

$$v_o = \frac{gd^2(\rho_s - \rho)C_c}{18\mu k_s} \quad (4.10)$$

gdzie:

C_c - poprawka Cunninghama, $C_c = 1 + \frac{\lambda}{d} \left[a + b \exp\left(-\frac{cd}{\lambda}\right) \right]$,

k_s - współczynnik kształtu cząstki,

a, b, c - stałe doświadczalne,

λ - średnia droga swobodna cząsteczek powietrza.

W przypadku poruszania się cząstek aerozolowych po torze krzywoliniowym wzór na graniczną prędkość poruszania się cząstki wzdłuż promienia krzywizny ma postać:

$$v_{or} = \frac{v_r^2}{r} \frac{d^2(\rho_s - \rho)C_c}{18\mu k_s} \quad (4.11)$$

gdzie:

v_r - prędkość cząstki styczna do jej toru,

r - promieniem krzywizny toru cząstki.

W trakcie opadania cząstek aerozolowych następuje ich aerodynamiczna klasyfikacja. Jest ona spowodowana różnymi prędkościami poruszania się cząstek. Procesy grawitacyjnego opadania cząstek są w dużym stopniu odpowiedzialne za ich osadzanie na powierzchniach wewnętrznych. Są one szczególnie istotne w przypadku cząstek większych niż 1 μm . Na osadzanie cząstek aerozolowych w środowisku wewnętrznym mają głównie wpływ procesy opadania, adwekcji i dyfuzji. Przy osadzaniu cząstek grubych najważniejsze są procesy opadania, natomiast przy osadzaniu drobnych cząstek istotne są procesy adwekcji i dyfuzji. Cząstki aerozolowe zdeponowane na powierzchniach wewnątrz pomieszczeń (cząstki kurzu) mogą podlegać procesowi resuspensji i być z powrotem rozpraszane w powietrzu. Aby zachodził proces resuspensji musi być użyta określona siła (dostarczona określona ilość energii), aby oderwać cząstki kurzu od powierzchni depozycji (Dudzińska, 2013).

Cząstki aerozolowe, podczas wzajemnych zderzeń, mogą się łączyć w większe agregaty. Do opisu tego procesu używany jest termin koagulacja lub szerzej agregacja. Koagulacja nie powoduje zmian masowych stężeń cząstek w powietrzu wewnętrznym, zmienia jednak masowe i ilościowe rozkłady wielkości tych cząstek. Rozkłady wielkości cząstek aerozolowych mogą się również zmieniać na skutek przemian fazowych, podczas których substancje chemiczne zawarte w powietrzu wewnętrznym przechodzą z fazy gazowej do skondensowanej oraz w odwrotnym kierunku – z fazy skondensowanej do gazowej.

W rzeczywistych warunkach trudno jest oceniać rolę poszczególnych procesów prowadzących do zmian charakterystyki i koncentracji cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym. Wynika to z faktu, że wszystkie te procesy mogą zachodzić równocześnie, mogą być wzajemnie współzależne i mogą dotyczyć różnorodnych cząstek, o różnym zakresie wielkości. Ponadto procesy te mogą zależeć od wielu innych dodatkowych czynników, w tym od parametrów powietrza wewnętrznego. Przy ocenie wpływu pojedynczo lub zbiorowo zachodzących procesów na charakterystykę cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym pomocne są zarówno badania eksperymentalne, jak i badania modelowe.

4.4.5. *Stężenie cząstek w powietrzu wewnętrznym*

Na stężenia cząstek aerozolowych w pomieszczeniach duży wpływ mają stężenia cząstek w środowisku zewnętrznym. W mieszkaniach na terenach zurbanizowanych, w których nie pali się tytoniu średnie stężenia cząstek TSP mogą przekraczać poziom $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cząstki PM_{10} stanowią ok. 70% wszystkich cząstek aerozolowych zawartych w powietrzu wewnętrznym. Średnie stężenia frakcji respirabilnej przekraczają poziom $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a koncentracje cząstek $\text{PM}_{2,5}$ są wyższe niż $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Znacząco większe są stężenia cząstek aerozolowych w mieszkaniach, w których palone są papierosy (Pastuszka, 2001).

Przy rozpatrywaniu ekspozycji użytkowników pomieszczeń na cząstki aerozolowe nie mniej ważna od stężenia cząstek jest również ich jakość. Bardzo dużą szkodliwością charakteryzują się tzw. świeże aerozole tworzące się na przykład podczas spalania węgla i drewna w domowych piecach lub kominkach.

Stężenie cząstek aerozolowych w pomieszczeniach zależne jest od obecności i aktywności użytkowników, a także od pory roku (Fromme i in., 2008; Polednik, 2012). Ma na nie również wpływ działanie systemów wentylacyjnych i klimatyzacyjnych (Guo i in., 2008; Polednik i in., 2009).

4.4.6. *Wpływ aerozoli na zdrowie*

Zanieczyszczenia aerozolowe obecne w powietrzu wewnętrznym są uważane za jedną z głównych przyczyn występowania zespołu objawów i dolegliwości określanych skrótem SBS.

Ocena negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń aerozolowych na zdrowie użytkowników pomieszczeń jest bardzo złożonym problemem. O ich szkodliwym działaniu, oprócz fizykochemicznych właściwości cząstek aerozolowych decyduje ich stężenie w powietrzu wewnętrznym, czas ekspozycji, a także indywidualna wrażliwość użytkowników. Istotna może być także obecność innych szkodliwych czynników, których współdziałanie może mieć charakter synergiczny, addytywny lub antagonistyczny.

Badania epidemiologiczne przeprowadzone w Europie i w USA wykazały, że wzrost stężenia zanieczyszczeń aerozolowych w powietrzu w istotny sposób zwiększa zachorowalność na choroby układu oddechowego (ECA, 2000; U.S.EPA, 2004). Z badań wynika, że wzrost stężenia cząstek PM_{10} w powietrzu

o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ powoduje kilkuprocentowy wzrost zachorowań na choroby układu oddechowego, w tym szczególnie na astmę. Wykazano również, że poziom stężenia cząstek aerozolowych w powietrzu w znaczący sposób wpływa na umieralność ludzi. Według danych WHO (2011) obniżanie stężenia cząstek PM_{10} z 70 do $20 \mu\text{g}/\text{cm}^3$ zmniejsza o ok. 15% umieralność na choroby wywoływane przez te cząstki. Umieralność w dużych i średnich miastach z wysokim poziomem zanieczyszczeń aerozolowych jest średnio o 5-20% wyższa niż w relatywnie czystych rejonach. Oszacowano również, że na skutek ekspozycji na podwyższone stężenia cząstek $\text{PM}_{2,5}$ długość życia mieszkańców UE jest skrócona średnio o 8,6 miesiąca. Odpowiada to wczesnej śmierci 1,3 miliona ludzi rocznie. W skali całego świata szacuje się, że zanieczyszczenia aerozolowe obecne tylko w powietrzu wewnętrznym są przyczyną przedwczesnej śmierci około 2 milionów ludzi rocznie, głównie w rozwijających się krajach. Połowa z tych zgonów jest wynikiem zapalenia płuc u dzieci poniżej 5-tego roku życia.

4.5. Mikroklimat

Mikroklimat pomieszczenia to ogół wyodrębnionych czynników fizycznych charakteryzujących to pomieszczenie, z których najważniejsze to temperatura, wilgotność, ruch i ciśnienie powietrza oraz promieniowanie cieplne. Wszystkie te czynniki mają wpływ na samopoczucie, sprawność umysłową i fizyczną oraz wydajność pracy, a także stan zdrowia użytkowników pomieszczenia.

Budynki (pomieszczenia) mają zapewniać zarówno skuteczną ochronę użytkowników przed wpływem klimatu zewnętrznego, jak również komfort warunków życia i pracy, w szczególności komfort cieplny. Ocena tego komfortu oparta jest o odczucia cieplne, które uzależnione są od parametrów termicznych powietrza wewnętrznego i procesów fizjologicznych zachodzących w organizmie użytkowników pomieszczeń. Przyjmuje się, że warunki komfortu cieplnego są spełnione, gdy kombinacja wartości temperatury powierzchni skóry i tzw. głębokiej ciepłoty ciała zapewnia neutralne odczuwanie środowiska termicznego. Zrównoważony jest wówczas bilans cieplny ciała, tzn. ilość ciepła wytworzonego na skutek metabolizmu jest równa ilości ciepła oddawanego (Kabza i Kostyrko, 2003).

Aby zapewnić komfort cieplny w pomieszczeniu, temperatury powietrza wewnętrznego w okresie zimowym i przejściowym powinny być utrzymywane w granicach $20^{\circ}\text{C}\pm 1,5^{\circ}\text{C}$. Latem dopuszczalny jest ich okresowy wzrost do wartości nie przekraczającej 28°C . Wilgotność względna powietrza wewnętrznego, zależnie od temperatury i jego prędkości, powinna się zawierać w granicach 30-70%. Z kolei prędkość powietrza w pomieszczeniach powinna być uzależniona od temperatury tego powietrza oraz aktywności użytkowników. Dla osób w pozycji siedzącej przy temperaturze powietrza $20\text{--}22^{\circ}\text{C}$ zalecana jego prędkość powinna wynosić $0,15\text{--}0,2$ m/s. Średnie temperatury wewnętrznych powierzchni ścian, okien, podłóg i sufitów powinny być zbliżone do temperatury powietrza wewnętrznego.

4.5.1. *Wpływ temperatury i wilgotności na ocenę odczuwalnej jakości powietrza*

Parametry termiczne powietrza wewnętrznego mają istotny wpływ na jego odczuwalną jakość. Parametry te decydują zarówno o wielkościach emisji, jak i o wyczuwalności emitowanych zanieczyszczeń. Według Berglunda i Caina (1989), powietrze oceniane jest jako bardziej „świeże” wraz z obniżaniem jego temperatury i wilgotności względnej. Również badania Fanga i in. (1996) wykazały, że przy wzroście temperatury i wilgotności względnej powietrza pogarsza się ocena jego odczuwalnej jakości. Toftum i in. (1998) stwierdzili, że użytkownicy preferują bardziej suche i chłodne powietrze w pomieszczeniach. Oceniają oni jakość powietrza wewnętrznego jako lepszą przy temperaturze wynoszącej 20°C , wilgotności względnej na poziomie 40% i niskim wydatku wentylacji rzędu $3,5$ $\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{osobę})$, niż przy temperaturze 23°C , wilgotności względnej 50% i wydatku wentylacji 10 $\text{dm}^3/(\text{s}\cdot\text{osobę})$. Określenie wpływu samej wilgotności względnej na jakość powietrza jest utrudnione, ponieważ zależy ona w znacznym stopniu od temperatury powietrza. Z badań przeprowadzonych przez Wargockiego (2004) wynika, że przy takim samym składzie chemicznym suche i chłodne powietrze odczuwane jest jako świeże, natomiast wilgotne i ciepłe jako duszne. Według Fangera i in. (2003) w pomieszczeniach, w których głównym źródłem zanieczyszczeń są użytkownicy, zwiększanie temperatury w zakresie od 23 do 32°C nie ma wpływu na intensywność zapachu powietrza wewnętrznego. Temperatura i wilgotność względna mają za to istotny wpływ na odczuwalną jakość powietrza wewnętrznego przy stałym stężeniu zanieczyszczeń. Akceptowalność jakości

takiego powietrza jest liniową funkcją entalpii, której zwiększanie (wzrost temperatury i/lub wilgotności względnej) prowadzi do pogorszenia jakości powietrza wewnętrznego. Wpływ temperatury i wilgotności względnej powietrza na ocenę jego jakości obniża się wraz ze wzrostem stężenia zanieczyszczeń. Z kolei wpływ stężenia zanieczyszczeń na jakość powietrza zmniejsza się ze wzrostem jego temperatury i wilgotności względnej. Wynika stąd, że aby zapewnić pożądaną przez użytkowników odczuwaną jakość powietrza w pomieszczeniach, korzystne jest utrzymywanie relatywnie niskiej wilgotności i temperatury powietrza wewnętrznego (Popiołek, 2005).

4.5.2. Wpływ temperatury i wilgotności na emisję zanieczyszczeń chemicznych

Temperatura i wilgotność względna powietrza wewnętrznego mają wpływ na emisję substancji chemicznych z materiałów konstrukcyjnych, wykończeniowych i wyposażenia pomieszczeń. Andersen i in. (1975) wykazali, że w zakresie temperatur od 14 do 34°C emisja formaldehydu podwaja się przy każdorazowym wzroście temperatury powietrza o 7°C. Podwaja się też przy wzroście wilgotności powietrza od 30 do 70% przy stałej temperaturze 20°C. Podobne wyniki badań dotyczące zależności emisji formaldehydu od temperatury powietrza uzyskali Matthews i in. (1984). Z kolei według badań Burgunda i in. (1987) zwiększanie wilgotności względnej powietrza wewnętrznego zmniejsza stężenie 4 typowych związków chemicznych powszechnie występujących w pomieszczeniach, tj. formaldehydu, acetonu, amoniaku i aldehydu octowego.

Ogólnie można stwierdzić, że wpływ temperatury i wilgotności względnej powietrza na emisję zanieczyszczeń odczuwanych przez ludzi jest znacznie mniejszy niż w przypadku wpływu tych parametrów na ocenę jakości powietrza przy stałej emisji zanieczyszczeń. Temperatura i wilgotność powietrza wewnętrznego mają tylko niewielki wpływ na emisję zanieczyszczeń odczuwanych przez ludzi w pomieszczeniach.

5. METODY POMIARU JAKOŚCI POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Jakość powietrza wewnętrznego można określać na podstawie analiz składu chemicznego powietrza. Może być również oceniana sensorycznie w oparciu o subiektywne odczucia użytkowników pomieszczeń. Jakość powietrza wewnętrznego może być także określana instrumentalnie, wykorzystując zależności pomiędzy parametrami powietrza wewnętrznego a sensorycznymi odczuciami użytkowników.

5.1. Metody analityczne

Jakość powietrza wewnętrznego może być określana na podstawie jego składu chemicznego i porównywania zawartości poszczególnych składników z ich najwyższymi dopuszczalnymi stężeniami (NDS) ustalonymi dla danego typu pomieszczeń. Sposób ten nie zawsze jest możliwy do zastosowania. Może on być wykorzystywany w pomieszczeniach przemysłowych, gdzie emisje i poziomy stężenie zanieczyszczeń są wysokie, często wielokrotnie przewyższające NDS. W rozpatrywanych pomieszczeniach nieprzemysłowych zazwyczaj występuje wiele różnorodnych zanieczyszczeń w bardzo małych stężeniach, których dokładny pomiar jest utrudniony, a czasami wręcz niemożliwy. Istotne mogą być również interakcje pomiędzy zanieczyszczeniami oraz efekty synergiczne, maskujące i neutralizujące, których oceny jakości powietrza wewnętrznego oparte nawet na bardzo szczegółowych analizach chemicznych nie są w stanie uwzględnić. Nie jest też możliwy monitoring wszystkich substancji znajdujących się w powietrzu wewnętrznym. Również podczas pomiarów wybranych substancji napotyka się na wiele przeszkód związanych z poborem reprezentatywnej próbki, jej zatężaniem, przechowywaniem oraz wiarygodną analizą instrumentalną mieszanin różnorodnych i w różny sposób oddziaływujących ze sobą substancji. Pewnego rodzaju rozwiązaniem jest zaproponowany sposób oceny jakości powietrza wewnętrznego na podstawie sumy stężeń lotnych związków organicznych (TVOC).

Oceny jakości powietrza wewnętrznego mogą być także dokonywane na podstawie granicznych stężeń zawartych w nim określonych związków chemicznych mających wpływ na zdrowie i komfort użytkowników pomieszczeń. Dla zidentyfikowanych składników i znanych progów wyczuwalności można określić, czy i które ze związków występują w ilościach

ponadprogowych ($LJZ > 1$). Ponieważ podawane w literaturze wyniki oznaczeń progów wyczuwalności substancji chemicznych, uzyskiwane przez różnych autorów i przy użyciu różnych technik są dość rozbieżne, również ta metoda nie może być określona mianem obiektywnej.

Substancje chemiczne, których zawartości w powietrzu wewnętrznym są znaczne (w mg/m^3) mogą być mierzone w czasie rzeczywistym za pomocą aktywnych metod. W ten sposób mierzone są np. stężenia dwutlenku węgla, tlenku węgla i ozonu. Stosowanie aktywnych metod jest utrudnione dla np. zanieczyszczeń z grupy VOC, które znajdują się w powietrzu wewnętrznym w niskich stężeniach (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ich oznaczanie często wymaga poboru próbek z jednoczesnym zateżaniem. Przy oznaczaniu stężeń VOC zazwyczaj pobiera się próbki powietrza całkowitego bądź próbki z jednoczesnym zateżeniem metodą dozymetrii pasywnej lub dynamicznej. Niezależnie od metody poboru i zateżania próbki, następnym etapem jest desorpcja chemiczna lub termiczna i w dalszej kolejności analiza oparta na spektrofotometrii UV lub chromatografii cieczowej i/lub gazowej z różnymi systemami detekcji. Procedury analizy jakościowej i ilościowej są zatem dość skomplikowane, czasochłonne, a także kosztowne.

5.2. Metody oceny odczuwalnej jakości powietrza

W związku z trudnościami występującymi przy ocenach jakości powietrza wewnętrznego wykorzystującymi analizy chemiczne opracowano metody, w których zmysły człowieka są instrumentem do pomiaru zanieczyszczeń i oceny jakości powietrza. Według Fangera i in. (2003) podczas oddychania receptory węchowe człowieka dokonują szczegółowej analizy jakości i świeżości powietrza. Receptory te mogą też określać relatywną zawartość obecnych w tym powietrzu zanieczyszczeń. Przewaga tego sposobu nad metodami, w których oceny jakości powietrza wewnętrznego są oparte na analizach składu chemicznego powietrza, polega na tym, że receptory sensoryczne są wrażliwe na zapachowe i drażniące substancje nawet wtedy, gdy występują one w powietrzu wewnętrznym w bardzo niskich stężeniach. Uwzględniane są przy tym tak małe stężenia zanieczyszczeń, które trudno byłoby zmierzyć obecnie stosowanymi metodami analitycznymi. Receptory sensoryczne są również wrażliwe na interakcje pomiędzy zanieczyszczeniami. Ponadto, przy zastosowaniu bezpośrednich ocen panelu sensorycznego, wyniki uzyskiwane są natychmiastowo.

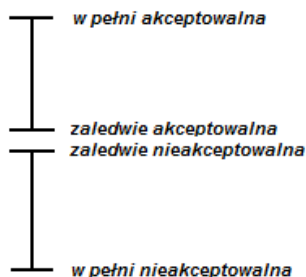
Istnieje wiele sposobów oceny odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego. Najczęściej stosowane metody polegają na ocenianiu tej jakości na podstawie odsetka oceniających osób (ekspertów), którzy nie akceptują jakości powietrza. Inne ze znanych sposobów oceny odczuwalnej jakości powietrza bazują na pomiarach temperatury i określaniu entalpii właściwej powietrza (Fang i in., 1998).

Metody sensoryczne

Podstawą sensorycznych metod oceny odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego są opinie o jej akceptowalności wyrażane przez użytkowników pomieszczeń. Zakłada się, że powietrze o dobrej jakości to takie, które jest określane jako „przyjemne” przez większość oceniających osób i które nie ma negatywnego wpływu na zdrowie użytkowników oraz jakość wykonywanej przez nich pracy. Przy stosowaniu metod sensorycznych zakłada się, że oceny odczuwalnej jakości powietrza są wynikiem symulacji różnych odczuć. Ostateczna decyzja odnośnie akceptowalności jakości powietrza należy do indywidualnych użytkowników pomieszczenia i jest to główna zaleta tych metod. Zespoły ekspertów są narzędziem wiarygodnym i obecnie często wykorzystywanym przy ocenach odczuwalnej jakości powietrza w badaniach laboratoryjnych i w badaniach prowadzonych w rzeczywistych pomieszczeniach (Nicol, 2002; Melikov 2005; Popiołek, 2005).

Odczuwalną jakość powietrza można oceniać, stosując różnego typu skale akceptowalności. Rysunek 5.1 przedstawia jedną ze skal akceptowalności stosowaną w badaniach jakości powietrza wewnętrznego. Oceny jakości powietrza dokonywane są zaraz po wejściu oceniających osób do pomieszczenia. Konieczne jest dokonywanie tych ocen tuż po ich pierwszym kontakcie z powietrzem w pomieszczeniu. Dłuższa obecność mogłaby spowodować adaptację, mogącą mieć wpływ na oceny jakości powietrza. Ważna jest także temperatura i wilgotność względna powietrza wewnętrznego. Istotne jest również to, aby każda indywidualna ocena, dokonywana przez poszczególnych oceniających była niezależna od pozostałych ocen. Dla przedstawionej na rysunku 5.1 skali akceptowalności jakości powietrza poszczególnym odczuciom przypisano następujące wartości liczbowe:

- w pełni nie akceptowalna -1
- zaledwie nie akceptowalna -0
- zaledwie akceptowalna +0
- w pełni akceptowalna +1



Rys. 5.1. Skala akceptowalności jakości powietrza

Na podstawie indywidualnych ocen wyznaczana jest średnia wartość akceptowalności (ACC) charakteryzująca jakość powietrza wewnętrznego w danym pomieszczeniu (Popiołek, 2005):

$$ACC = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} (ACC_i)}{N} \quad (5.1)$$

gdzie:

ACC_i - indywidualna ocena akceptowalności,

N - liczba osób oceniających jakość powietrza.

Średnie oceny akceptowalności mogą służyć do obliczenia odsetka osób niezadowolonych z jakości powietrza (Wargocki, 2005):

$$PD = \frac{\exp(-0,18 - 5,28 \cdot ACC)}{1 + \exp(-0,18 - 5,28 \cdot ACC)} \cdot 100 \quad (5.2)$$

gdzie:

PD - odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza, [%].

Na podstawie odsetka osób niezadowolonych można wyznaczyć wyrażaną w decypolach odczuwalną jakość powietrza (Fanger i in., 2003) z równania:

$$D = 112 \cdot [\ln(PD) - 5,98]^{-4} \quad (5.3)$$

gdzie:

D - odczuwalna jakość powietrza, [decypol].

Zarówno odsetek osób niezadowolonych z jakości powietrza jak i odczuwalna jakość powietrza wykorzystywane są do określenia wytycznych dotyczących jakości powietrza i wentylacji pomieszczeń.

Wybór osób do panelu sensorycznego oceniającego jakość powietrza może mieć wpływ na otrzymywane wyniki. Osoby oceniające powinny być wybierane spośród najbardziej wrażliwych użytkowników pomieszczenia. Nie zawsze jest to jednak możliwe do zrealizowania. Najczęściej panel sensoryczny wybiera się spośród najmłodszych użytkowników, jako że charakteryzują się oni większą wrażliwością na substancje zapachowe. Płeć oraz palenie tytoniu powinny być również brane pod uwagę. Uwzględniana powinna być także adaptacja użytkowników do warunków panujących w pomieszczeniu, manifestująca się spadkiem ich wrażliwości wraz z czasem ekspozycji. Wzrost tej wrażliwości może występować w przypadku obecności w powietrzu wewnętrznym związków drażniących. Aby móc porównywać wyniki pomiarów różnych paneli sensorycznych, czas ekspozycji każdej osoby oceniającej jakość powietrza powinien być jednakowy.

Badania wykazały, że temperatura i wilgotność względna powietrza w pomieszczeniu mają duży wpływ na odczuwaną jakość powietrza nawet wtedy, gdy odczucia cieplne użytkowników są neutralne i stała jest ilość obecnych w tym powietrzu zanieczyszczeń. Dlatego też, gdy jakość powietrza jest oceniana sensorycznie, warunki cieplne w pomieszczeniu powinny być ustalone. Zmiany warunków cieplnych w pomieszczeniu mogą być uwzględniane, stosując następującą zależność (Popiołek, 2005):

$$ACC = ACC_o - 0,0247(h - h_o) - 0,0416 \cdot ACC_o (h - h_o) \quad (5.4)$$

gdzie:

- ACC - akceptowalność jakości powietrza przy entalpii właściwej w zakresie od 18°C/30% do 28°C/70%,
- ACC_o - akceptowalność jakości powietrza w warunkach referencyjnych (entalpia właściwa h_o),
- h - entalpia właściwa powietrza, dla którego dokonuje się ocen akceptowalności, [kJ/kg],
- h_o - entalpia właściwa powietrza w warunkach przyjętych za referencyjne (dla temperatury 23°C i wilgotności względnej 50% entalpia właściwa powietrza wynosi 45,39 kJ/kg).

Niedogodnością metody pomiaru jakości powietrza wewnętrznego opartej na ocenach jej akceptowalności przez panel sensoryczny jest fakt, że wymaga ona zaangażowania dużej ilości osób oceniających (od 30 do 40 osób).

Dodatkowo, metody tej nie można stosować do ciągłych pomiarów w dowolnie długim okresie czasu. Powyższe ograniczenia uniemożliwiają wykorzystanie tej metody do sterowania procesami kształtowania jakości powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach.

Metody instrumentalne

Przy pomiarach jakości powietrza wewnętrznego obiecujące są metody polegające na zastosowaniu sztucznych nosów (Kośmider i in., 2004). Sztuczne nosy to urządzenia imitujące działanie biologicznego zmysłu powonienia, składające się z zespołu od kilku do kilkudziesięciu czujników chemicznych. Jak dotąd metody wykorzystujące sztuczne nosy do oceny jakości powietrza wewnętrznego są ciągle jeszcze w stadium prób i badań. Duże nadzieje wiąże się z elektronicznymi nosami pracującymi w połączeniu ze sztucznymi sieciami neuronowymi (Marini, 2009).

Innowacyjny sposób określania odczuwalnej jakości powietrza i stężenia zanieczyszczeń zapachowych związany jest z pomiarami parametrów termicznych powietrza wewnętrznego (Burek i in., 2006). Sposób ten polega na mierzeniu temperatury i wilgotności względnej powietrza w dowolnie długim okresie czasu oraz wyznaczaniu ciśnienia nasycenia pary wodnej w powietrzu i entalpii właściwej, a IAQ (akceptowalność jakości powietrza i stężenie zanieczyszczeń zapachowych) określa się na podstawie odpowiednich wzorów psychofizycznych. Akceptowalność jakości powietrza oblicza się według wzoru:

$$ACC = a \ln h + b \ln RH + c \quad (5.5)$$

gdzie:

h - entalpia właściwa powietrza, [kJ/kg],

a, b, c - stałe parametry wyznaczane ze zbioru danych doświadczalnych uzyskiwanych w typowych środowiskach.

Stężenie zanieczyszczeń zapachowych powietrza oblicza się ze wzoru:

$$\frac{D}{D_o} = k \cdot RH^l \cdot h^m \quad (5.6)$$

gdzie:

k, l, m - stałe parametry wyznaczane ze zbioru danych doświadczalnych uzyskiwanych w typowych środowiskach.

Wykorzystując przedstawione wzory, można w sposób ciągły określać odczuwalną jakość powietrza na podstawie jego parametrów termicznych.

6. REGULACJE PRAWNE

Wymagania dotyczące jakości powietrza wewnętrznego mogą być dwójakiego rodzaju. Pierwsze odnoszą się do ochrony zdrowia, a drugie związane są z zapewnieniem odpowiedniego komfortu użytkownikom pomieszczeń. Wymagania dotyczące ochrony zdrowia opierają się na założeniu, że ujemne skutki zdrowotne zależne są od czasu ekspozycji oraz stężenia i natężenia szkodliwych czynników. Mają one głównie zastosowanie do miejsc pracy. Druga kategoria wymagań odnosi się do subiektywnej oceny jakości powietrza przez użytkowników pomieszczeń. W głównej mierze dotyczą one parametrów termicznych powietrza wewnętrznego. Opisane wymagania są podstawą przy doborze parametrów wentylacji pomieszczeń. Brane są przy tym pod uwagę następujące czynniki:

- wymagany strumień powietrza wentylacyjnego,
- dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń,
- dopuszczalne stężenia metabolicznie wytworzonego dwutlenku węgla
- odsetek osób niezadowolonych.

Tylko w przypadku niektórych pomieszczeń uwzględniane są wszystkie wymagania zapewniające akceptowalną jakość powietrza wewnętrznego. W pomieszczeniach mieszkalnych i budynkach użyteczności publicznej utrudnione jest stosowanie kryterium zdrowia ze względu na brak możliwości identyfikacji wszystkich źródeł zanieczyszczeń i określenia wielkości ich emisji. Dlatego też w tego typu pomieszczeniach i budynkach stosuje się głównie subiektywne kryterium komfortu, które zależne jest od bardzo wielu czynników.

W najczęściej stosowanych procedurach ustalania intensywności wentylacji ilość powietrza wentylacyjnego określana jest na podstawie:

- minimalnego strumienia powietrza przypadającego na osobę,
- minimalnego strumienia powietrza na 1 m^2 powierzchni podłogi,
- krotności wymian powietrza w pomieszczeniu,
- strumienia powietrza wentylacyjnego, będącego sumą ilości powietrza usuwanego z poszczególnych pomieszczeń.

W Polsce, zgodnie z normą PN83/B-03430/Az3:2000 (Wentylacja w budynkach mieszkalnych zamieszkania zbiorowego i użyteczności publicznej. Wymagania), minimalny strumień powietrza wentylacyjnego w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi wynosi $20\text{ m}^3/\text{h}$ na każdą osobę. W wytycznych europejskich wymagany strumień powietrza wentylacyj-

nego określa się w zależności od kategorii budynku. Przepisy dotyczące jakości powietrza w pomieszczeniach są następujące:

- skład powietrza powinien być zbliżony do normalnego składu powietrza atmosferycznego,
- parametry termiczne powietrza powinny być tak dobrane, aby zapewniały poczucie komfortu.

Jak do tej pory normy i kryteria oceny jakości powietrza wewnętrznego nie zostały ściśle określone. Najczęściej przyjmuje się je na podstawie dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń fizycznych, chemicznych oraz biologicznych w pomieszczeniach.

6.1. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń aerozolowych

W wielu krajach Unii Europejskiej wprowadzone zostały uregulowania prawne dotyczące dopuszczalnych stężeń aerozoli w powietrzu wewnętrznym. Na przykład w Holandii istnieją regulacje dotyczące dopuszczalnych koncentracji cząstek PM₁₀. Średnioroczne i 24-godzinne koncentracje tych cząstek w powietrzu wewnętrznym nie mogą przekraczać odpowiednio 40 µg/m³ i 140 µg/m³. Dane odnośnie dopuszczalnych koncentracji cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym w różnych krajach zestawiono w tabeli 6.1.

Tabela 6.1. Dopuszczalne koncentracje cząstek aerozolowych w powietrzu wewnętrznym w różnych krajach (wg Dudzińska, 2013)

Cząstki	Dopuszczalna koncentracja [µg/m ³]	Regulacja/norma
PM	możliwie najniższa	WHO, 2000
PM ₁₀	50 (rok), 150 (24 h)	US EPA, 2000
PM _{2,5}	15 (rok), 35 (24 h)	US EPA, 2006
PM _{2,5}	5000	US OSHA, 2004 *
PM _{2,5}	100 (1 h), 40 (długi okres)	NRCC Canada, 2005
PM ₁₀	4000	Niemcy, 2000 *
PM ₄	1500	Niemcy, 2000 *
PM ₁₀	20 / 180 (8 h)	Hong Kong, 2003
PM ₁₀	40 (rok), 75 (24 h)	RPA, 2009

* stanowiska pracy

W Polsce, oprócz rozporządzeń dotyczących stanowisk pracy, nie ma regulacji prawnych określających dopuszczalne stężenia aerozoli w powietrzu wewnętrznym. Poziomy stężenie aerozoli dla stanowisk pracy reguluje rozporządzenie Ministra Pracy i Polityki Społecznej z dnia 29 listopada 2002 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy (Dz. U. z dnia 18 grudnia 2002 r.). Przy ocenie zagrożenia uwzględniona została zawartość wolnej krystalicznej krzemionki (SiO_2) w cząstkach aerozolowych. Poziomy NDS z tego rozporządzenia nie dotyczą pomieszczeń biurowych i dydaktycznych, które dla znacznej liczby osób są podstawowymi pomieszczeniami pracy.

6.2. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń chemicznych

Zawartości substancji chemicznych w powietrzu wewnętrznym powinny być na takim poziomie, aby nie stwarzały zagrożenia dla zdrowia użytkowników pomieszczeń. Powietrze to powinno też mieć pożądaną odczuwalną jakość.

Światowa Organizacja Zdrowia zaproponowała dopuszczalne stężenia niektórych substancji chemicznych, uwzględniając tzw. aspekt zdrowotny (WHO, 1993). Wyróżniono przy tym stężenia:

- B₁ - podstawowe, akceptowane przez co najmniej 80% populacji,
- B₂ - bardziej bezpieczne, akceptowane przez ponad 80% populacji.

W wielu krajach obowiązują normy i akty prawne określające najwyższe dopuszczalne stężenia związków chemicznych w powietrzu na stanowiskach pracy. Podczas ich ustalania założono, że oddziaływanie tych związków na człowieka podczas pracy przez cały okres jego aktywności zawodowej nie powinno powodować negatywnych skutków zdrowotnych dla niego i przyszłych pokoleń. Tego rodzaju uregulowania dotyczą zazwyczaj warunków pracy szkodliwej, gdzie ludzie narażeni są na podwyższone stężenia niektórych substancji chemicznych.

W Polsce regulacje dotyczące najwyższych dopuszczalnych stężeń na stanowiskach pracy zostały uaktualnione w roku 2002 (Dz. U. z dnia 18 grudnia 2002 r.). W przypadku pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi obowiązuje rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 12 marca 1996 r. w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia, wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia

i elementy wyposażenia. Rozporządzenie to określa dopuszczalne stężenia szkodliwych dla zdrowia substancji w powietrzu pomieszczeń podzielonych na kategorie A i B. Do pomieszczeń kategorii A zgodnie z rozporządzeniem zaliczane są *pomieszczenia mieszkalne, pomieszczenia przeznaczone na stały pobyt chorych w budynkach służby zdrowia oraz przeznaczone na stały pobyt dzieci i młodzieży w budynkach oświaty, a także pomieszczenia przeznaczone do przechowywania produktów żywnościowych*. Natomiast do pomieszczeń kategorii B zaliczane są *pomieszczenia przeznaczone na pobyt ludzi w budynkach użyteczności publicznej inne niż zaliczone do pomieszczeń kategorii A oraz pomieszczenia pomocnicze w mieszkaniach*.

W 2008 roku podjęto próbę aktualizacji rozporządzenia i opublikowano projekt rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 5 maja w sprawie dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia wydzielanych przez materiały budowlane, urządzenia i elementy wyposażenia. W projekcie tym wszystkie pomieszczenia przeznaczone na pobyt ludzi zakwalifikowano do jednej grupy, rezygnując z podziału na pomieszczenia kategorii A i B. Ponadto podano dopuszczalne stężenia dla 43 substancji, dodając do poprzedniej listy azbest i kilka dodatkowych związków organicznych. Obniżono także wartości dopuszczalnych stężeń niektórych substancji, w porównaniu z rozporządzeniem z 1996 roku. Na przykład dopuszczalne średniodobowe stężenie formaldehydu w powietrzu obniżono do $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a dla 30-minutowych ekspozycji do $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Dudzińska, 2013). Projekt został zakwestionowany przez Komitet Integracji Europejskiej oraz niektórych ministrów, przede wszystkim przez Ministra Środowiska i w rezultacie zmian nie wprowadzono.

W wielu krajach, w tym w Polsce, istnieją regulacje dotyczące ilości emitowanych związków organicznych z materiałów budowlanych, wykończeniowych i wyposażeniowych. Wymusza to na producentach, a przede wszystkim na architektach i budowniczych stosowanie tzw. niskoemisyjnych materiałów i produktów zarówno podczas budowy, jak i wykończania oraz wyposażania pomieszczeń. Według raportu CEN CR 1752 (1998) zgodnie z fińską klasyfikacją wyróżnia się trzy klasy materiałów budowlanych M 1, M2 i M3. Zaliczane do nich materiały muszą spełniać ustalone kryteria dotyczące emisji określonych zanieczyszczeń.

6.3. Regulacje prawne dotyczące zanieczyszczeń biologicznych

Wzrastające narażenie na bioaerozole w mieszkaniach i miejscach pracy wymusza działania legislacyjne określające maksymalne poziomy stężeń tych zanieczyszczeń, które będą zapewniały bezpieczne przebywanie w tych pomieszczeniach. Zgodnie z wymogami norm obowiązujących w Unii Europejskiej liczba mikroorganizmów w 1m^3 powietrza wewnętrznego nie powinna przekraczać 500 CFU. Górny i Dutkiewicz (2002) zaproponowali dla pomieszczeń mieszkalnych maksymalne koncentracje grzybów, bakterii i bakteryjnych endotoksyn wynoszące odpowiednio 5×10^3 CFU/ m^3 , 5×10^3 CFU/ m^3 i $5 \text{ ng}/\text{m}^3$. Całkowicie wykluczona została obecność patogennych grzybów (Fabian i in., 2005). Dopuszczalne wartości koncentracji bakterii zostały określone dla obiektów edukacyjnych. Dla sal gimnastycznych, auli i sal wykładowych wartości te wynoszą odpowiednio 1500, 2000 i 3000 CFU/ m^3 .

Od wielu lat krajowe komitety specjalistów i niezależne grupy naukowców proponują ustalenie dopuszczalnych wartości zanieczyszczeń biologicznych w pomieszczeniach. Pomimo różnych propozycji w Polsce ciągle nie wprowadzono odpowiednich aktów prawnych. Na uwagę zasługują propozycje Zespołu Ekspertów do spraw Czynników Biologicznych Międzyresortowej Komisji ds. NDS i NDN. Dotyczą one przyjęcia dopuszczalnych wartości koncentracji najbardziej rozpowszechnionych mikroorganizmów i bakteryjnych endotoksyn w powietrzu wewnętrznym mieszkań, miejsc pracy i pomieszczeń użyteczności publicznej. Propozycje te mogą być podstawą do opracowania ogólnie akceptowalnych norm dotyczących obecności szkodliwych czynników biologicznych w pomieszczeniach przeznaczonych na pobyt ludzi (Górny i in., 2011).

6.4. Regulacje prawne dotyczące komfortu termicznego

Optymalne zakresy temperatury powietrza wewnętrznego uzależnione są przede wszystkim od indywidualnych wymagań, aktywności fizycznej użytkowników pomieszczeń oraz od pory roku. Według polskiej normy PN-83/B-03430 (wraz ze zmianą Az3) temperatura T oraz wilgotność względna RH powietrza wewnętrznego powinny mieć następujące wartości:

$T = 23 \div 25^{\circ}\text{C} \pm 1 \div 1,5^{\circ}\text{C}$; $\text{RH} = 50 \pm 10\%$ – latem,

$T = 21 \div 22^{\circ}\text{C} \pm 1 \div 1,5^{\circ}\text{C}$; $\text{RH} = 45 \pm 70\%$ – zimą.

Według normy PN-78/B-03421 temperatura w pomieszczeniu jest uzależniona od aktywności fizycznej użytkowników oraz od prędkości i wilgotności względnej powietrza w pomieszczeniu. Wyróżnione zostały przy tym trzy kategorie aktywności fizycznej użytkowników przebywających w pomieszczeniu: mała – całkowita energia do 200W, średnia – całkowita energia w zakresie 200÷300W oraz duża – całkowita energia ponad 300W.

7. METODY BADAWCZE

Badania jakości powietrza wewnętrznego przeprowadzono w różnego typu obiektach i pomieszczeniach. Obejmowały one najbardziej charakterystyczne zanieczyszczenia chemiczne, fizyczne i biologiczne występujące w powietrzu wewnętrznym. W ramach badań wykonano pomiary:

- lotnych związków organicznych,
- związków karbonylowych,
- aerozoli,
- bioaerozoli,
- radonu i produktów jego rozpadu.

Oceniono ekspozycję użytkowników pomieszczeń na niektóre wymienione zanieczyszczenia. Zbadano także wpływ na poziom rozpatrywanych zanieczyszczeń takich czynników, jak:

- czas użytkowania pomieszczeń,
- parametry termiczne powietrza wewnętrznego,
- obecność i aktywność użytkowników pomieszczeń,
- funkcjonowanie klimatyzacji,
- aktywność zewnętrznych i wewnętrznych źródeł zanieczyszczeń.

Wykonano również badania odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego. W tym celu dokonano sensorycznych ocen akceptowalności jakości powietrza oraz przeprowadzono pomiary akceptowalności i stężenia wyczuwalnych zanieczyszczeń emitowanych przez użytkowników pomieszczeń. Wykorzystano przy tym relacje tych wskaźników z entalpią właściwą i wilgotnością względną powietrza wewnętrznego. Przeprowadzono także badania dezodoryzacji powietrza wewnętrznego ozonem, w tym badania nad wpływem ozonu na sensoryczną percepcję odorantów obecnych w powietrzu wewnętrznym i na poprawę odczuwalnej jakości tego powietrza. Równoległe przeprowadzono badania nad różnicami płci, wieku i wytrenowania osób oceniających jakość powietrza wewnętrznego, które ujawniały się przy określaniu stężeń progowej wyczuwalności węchowej związków zapachowych zawartych w powietrzu wewnętrznym. Przeanalizowano też wpływ tych różnic na występowanie objawów syndromu chorego budynku wśród użytkowników pomieszczeń.

7.1. Badane obiekty i pomieszczenia

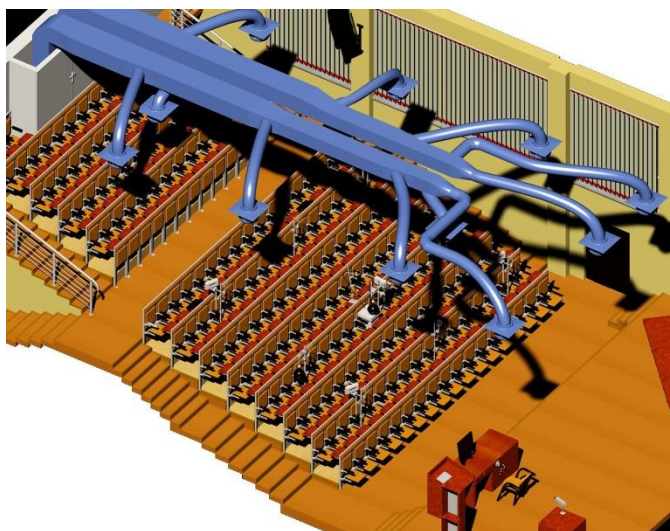
Badania jakości powietrza wewnętrznego przeprowadzono w:

- klimatyzowanej auli,
- salach wykładowych,
- pomieszczeniach biurowych,
- salach lekcyjnych,
- obiektach sakralnych,
- pomieszczeniach mieszkalnych,
- obiektach niemieszkalnych.

Aula

Pomiary fizykochemicznych parametrów powietrza wewnętrznego i badania występujących między nimi relacji oraz badania wpływu tych parametrów na odczuwalną jakość powietrza prowadzono w klimatyzowanej auli Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej (WIŚ PL). Aula, którą oddano do użytku w 2007 roku ma kubaturę wynoszącą ok. 1200 m³ i powierzchnię podłogi ok. 300 m². Posiada ona łącznie 186 miejsc do siedzenia rozmieszczonych w dwóch oddzielnych strefach.

Trójwymiarowy model auli z systemem nawiewu powietrza wentylacyjnego przedstawiono na rysunku 7.1.

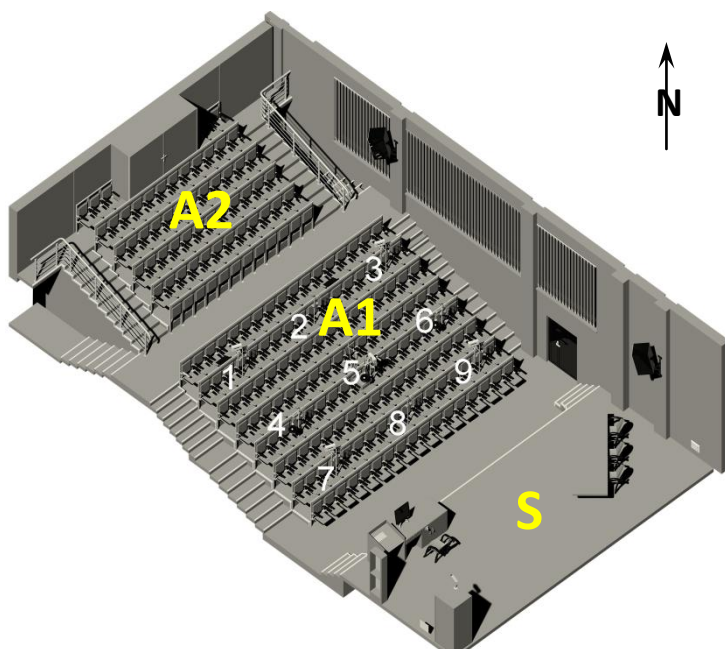


Rys. 7.1. Model auli z systemem nawiewu powietrza wentylacyjnego

W przestrzeni auli można wyróżnić trzy części:

- scenę S, na której znajduje się biurko, stół z krzesłami i szafka urządzeń audio-wizualnych,
- strefę dolną A1 z miejscami do siedzenia dla 116 osób,
- strefę górną A2 z miejscami do siedzenia dla 70 osób.

Widok auli ze strefami przebywania ludzi i wyznaczonymi sektorami pomiarowymi przedstawiono na rysunku 7.2.



Rys. 7.2. Widok auli z wyróżnionymi strefami A1, A2 i sceną S oraz wyznaczonymi sektorami pomiarowymi

Wszystkie powierzchnie w auli są wykonane z niskoemisyjnych materiałów. Podłoga jest częściowo pokryta wykładziną dywanową, a częściowo płytkami ceramicznymi. Na elektroniczne wyposażenie auli składają się dwa projektory multimedialne, głośniki, wizualizer i komputer.

Podstawowym urządzeniem systemu klimatyzacji auli jest nawiewno-wywiewna centrala klimatyzacyjna o wydajności $V=7200 \text{ m}^3/\text{h}$, z nagrzewnicą wodną o mocy grzewczej $Q_{\text{grz}} = 55 \text{ kW}$ i chłodnicą freonową o mocy chłodniczej $Q_{\text{chl}} = 50 \text{ kW}$. Nawilżanie powietrza realizowane jest poza centralą, za pomocą

nawilżacza parowego o nominalnej wydajności pary 16 kg/h. Filtry w systemie, zgodnie z zaleceniami producenta, wymieniane są co trzy miesiące.

Powietrze wentylacyjne doprowadzane jest do auli poprzez nawiewniki sufitowe. Powietrze z auli usuwane jest przez otwory wywiewne mieszczące się pod sceną.

Sale wykładowe

Badania jakości powietrza wewnętrznego prowadzono między innymi w sali wykładowej o kubaturze 86 m³ zlokalizowanej na drugim piętrze cztero-piętrowego budynku WIŚ PL. Podłoga sali pokryta jest płytkami ceramicznymi. Wewnątrz tej wentylowanej grawitacyjnie sali znajdowało się biurko prowadzącego zajęcia dydaktyczne oraz stoły i krzesła dla 24 studentów. Na ścianie była zawieszona tablica do pisania kredą i tablica suchościeralna. Dodatkowo, sala wyposażona była w multimedialny projektor i ekran.

Pomieszczenia biurowe

Pomiary poziomów stężeń zanieczyszczeń chemicznych prowadzono w pomieszczeniach biurowych zlokalizowanych na drugim i trzecim piętrze budynku WIŚ PL. Wentylowane grawitacyjnie pomieszczenia biurowe miały jednakową kubaturę i były podobnie wyposażone. Różniły się natomiast materiałem, z którego wykonane były podłogi. W kilku pomieszczeniach biurowych na podłodze były panele, a w pozostałych wykładzina dywanowa.

Sale lekcyjne

Pomiary stężenia aerozoli prowadzono między innymi w trzech gimnazjalnych szkołach w Lublinie. W każdej ze szkół do badań wybrano trzy sale lekcyjne. Były to sale do nauki biologii, fizyki i informatyki. Sale te znajdowały się na różnych piętrach, miały różną powierzchnię oraz różną kubaturę i mogły pomieścić od 18 do maksymalnie 34 uczniów. Podłoga każdej z sal była wyłożona płytkami ceramicznymi. W salach znajdowały się standardowe szkolne meble oraz dwie tablice – jedna do pisania kredą i druga suchościeralna. Wszystkie sale lekcyjne były naturalnie wentylowane. W salach do nauki biologii i fizyki w trakcie niektórych lekcji przeprowadzane były doświadczenia dydaktyczne, które mogły generować cząstki aerozolowe. W salach biologicznych mogły być dodatkowo generowane bioaerozole przez obecne w tych salach zwierzęta i rośliny.

Obiekt sakralny

Pomiary stężenia aerozoli przeprowadzono w rzymskokatolickim kościele pod wezwaniem Św. Mikołaja w Urzędowie w województwie lubelskim. Pomiary wykonywano podczas kolejno odprawianych niedzielnych mszy oraz pojedynczych mszy w zwykłe dni tygodnia, w których uczestniczyła różna ilość wiernych i zmienna była ich aktywność w kościele. Oprócz palenia świeczek na niektórych mszach używane było kadzidło.

Inne obiekty

Pomiary stężenia radonu przeprowadzono w kilkudziesięciu różnego typu obiektach zlokalizowanych w różnych miejscowościach w województwie lubelskim, zróżnicowanych pod względem struktury geologicznej i geochemicznej, mającej wpływ na emanacje i ekshalacje radonu (rysunek 7.3 i tabela 7.1). Obiekty różniły się wielkością oraz materiałami, z których wykonane były ściany i podłogi. Mieszkalne i niemieszkalne pomieszczenia znajdowały się na różnych kondygnacjach i były naturalnie wentylowane. Wśród nich były między innymi piwnice domów mieszkalnych, garaże i pomieszczenia magazynowe.



Rys. 7.3. Województwo lubelskie z zaznaczonymi miejscowościami, w których prowadzono pomiary stężenia radonu

Tabela 7.1. Miejsca pomiarów stężenia radonu

Miejscowość		Budynek/obiekt	Poziom	Pomieszczenie	Posadzka
1	Lublin	Budynek WIŚ	-1	Warsztat	Terakota
			-2	Magazyn	Terakota
2	Świdnik	Budynek gospodarczy	0	Magazyn	Glina
		Blok mieszkalny	1	Składzik	Beton
3	Nałęczów	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica 1	Glina
			-1	Piwnica 2	Glina
		Budynek gospodarczy	1	Młyn	Beton
		Magazyn	0	Magazyn 1	Glina
			0	Magazyn 2	Glina
4	Czerwińcin	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica	Glina
5	Lubartów	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica	Beton
6	Kraśnik	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica	Beton
7	Puławy	Budynek mieszkalny	0	Garaż	Tłuczeń
8	Janów Lubelski	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica	Beton
9	Parczew	Blok mieszkalny	-1	Piwnica	Beton
10	Janowiec	Zamek	-	Studnia	-
11	Guciów	Budynek mieszkalny	-1	Piwnica	Beton
		Magazyn	0	Magazyn	Glina

7.2. Aparatura i metody pomiarowe

Pomiary parametrów termicznych i CO₂

Parametry termiczne powietrza wewnętrznego i stężenia CO₂ w auli mierzono za pomocą systemu czujników z rejestratorem Almemo 5690-2M (Almemo–Ahlborn, Niemcy). Temperaturę i wilgotność względną powietrza wewnętrznego i zewnętrznego mierzono także za pomocą zestawu czujników Hobo U12 (Onset, USA). Prędkość powietrza mierzono czujnikami HD103T.0 (Delta Ohm, Włochy). Do pomiaru stężenia CO₂ wykorzystano czujniki GMD/W20 (Vaisala, Finlandia).

Pomiary zanieczyszczeń chemicznych

Pomiary stężeń podstawowych lotnych związków organicznych oraz związków karbonylowych wykonywano metodą pasywną wykorzystując dozymetry Radiello. Do identyfikacji i analizy ilościowej VOC stosowano chromatografię gazową (GC/FID). Identyfikację i oznaczanie ilościowe aldehydów przeprowadzono metodą chromatografii cieczowej (HPLC).

Pomiary aerozoli

Koncentracje ilościowe cząstek aerozolowych o wielkościach $0,3 \div 0,5$, $0,5 \div 5$, $5 \div 10$ i >10 μm mierzono za pomocą laserowego licznika cząstek Royco 243A wyposażonego w izo-rozdzielacz D50 (Pacific Scientific Instruments, USA). Koncentracje ilościowe cząstek o wielkościach z zakresu od $0,02$ μm do około 1 μm określano za pomocą kondensacyjnego licznika P-Trak model 8525 (TSI, USA). Do pomiaru masowych stężeń cząstek PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, frakcji respirabilnej, PM_{10} i TSP (wszystkie zawieszone cząstki) wykorzystano laserowe fotometry DustTrak DRX model 8533 (TSI, USA). Do pomiaru masowych stężeń i ilościowych koncentracji cząstek o wielkościach $0,3 \div 0,5$, $0,5 \div 1$, $1 \div 2,5$, $2,5 \div 5$, $5 \div 10$ i >10 μm wykorzystano mierniki OPS model 3330 (TSI, USA).

Pomiary bioaerozoli

Oznaczanie koncentracji mikroorganizmów w powietrzu wewnętrznym przeprowadzono zgodnie z polską normą PN-89/Z-04111/02 (1989) i PN-89/Z-04111/03 (1989). Przy oznaczaniu całkowitej liczby bakterii (*Colony Forming Units* – CFU) ich próbki pobierano metodą sedymentacyjną na płytki Petriego zawierające stałą pożywkę Nutrient Agar, a przy oznaczaniu bakterii z grupy gronkowców pożywkę Agar Chapman. Stosowano także metodę zderzeniową, wykorzystując sześciostopniowy impaktor Andersena (ACI, Copley Scientific UK).

Oznaczanie stężeń progowej wyczuwalności węchowej

Stężenia progowej wyczuwalności węchowej substancji zapachowych w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym oraz w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym i ozonem oznaczano metodą dynamiczną, stosując zmodyfikowany olfaktometr Ecoma T07 (Mannebeck, Niemcy). W badaniach jako substancję zapachową stosowano głównie n-butanol, który powszechnie

występuje w powietrzu wewnętrznym i zgodnie z normą EN 13725 (2003) jest standardową substancją w badaniach olfaktometrycznych.

Pomiary radonu i produktów jego rozpadu

Stężenia radonu oraz związanych i niezwiązanych produktów jego rozpadu mierzono w sposób aktywny za pomocą miernika EQF3220 (Sarad, Niemcy). Stężenia radonu mierzone były również metodą aktywną za pomocą miernika AlphaGUARD (Genitron, Niemcy) oraz metodą pasywną, wykorzystując detektory śladowe typu CR-39 (Radosys, Węgry).

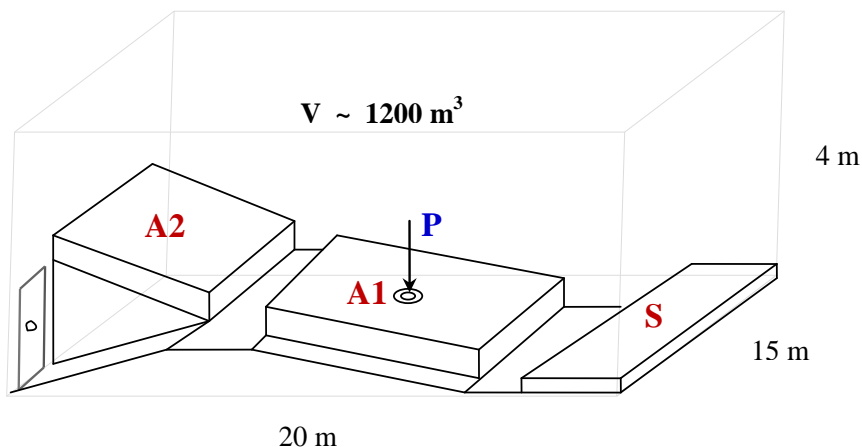
7.3. Przebieg pomiarów

Pomiary w auli

Pomiary zanieczyszczeń chemicznych powietrza wewnętrznego prowadzono w części A1 (strefa przebywania ludzi) oraz w części S (scena). Pierwszą serię pomiarową wykonano we wrześniu 2007 roku, tuż po oddaniu auli do użytkowania, gdy emisje z materiałów budowlanych, wykończeniowych i wyposażenia oraz z gruntu pod budynkiem podlegały intensywnym zmianom. Następne pomiary przeprowadzono po ustabilizowaniu się warunków wewnętrznych, gdy ich fluktuacje powodowane były jedynie celowo zmienianymi parametrami termicznymi powietrza wewnętrznego i emisjami pochodzącymi od użytkowników auli.

Parametry termiczne i stężenia CO₂ mierzono w sposób ciągły w środku każdego z sektorów strefy A1 na wysokości głów siedzących studentów (1,1 m). W każdym z sektorów odległość pomiędzy czujnikami i siedzącymi studentami wynosiła od 0,5 m do 2 m (Południk i Dudzińska, 2010).

Pomiary stężenia aerozoli, bioaerozoli oraz stężenia radonu i produktów jego rozpadu prowadzono w środku strefy A1 (rysunek 7.4). Pomiary prowadzono przy obecności i bez studentów w auli, w sezonie grzewczym i poza sezonem grzewczym. Uzyskane wyniki grupowano w zależności od obecności i ilości studentów, wartości ustawianych i mierzonych parametrów termicznych oraz jakości powietrza w auli (Rożej i in., 2008; Południk i Dudzińska, 2010; Południk i in., 2012).



Rys. 7.4. Pomiary w auli, A1 i A2 - strefy przebywania ludzi, S - scena, P - punkt pomiaru stężenia aerozoli, bioaerozoli oraz radonu i produktów jego rozpadu

Podczas sensorycznych badań studenci zajmowali miejsca w poszczególnych sektorach części A1. W każdym sektorze było od 4 do 10 studentów, zależnie od ogólnej liczby studentów obecnych w auli. Badania ankietowe były przeprowadzane na początku i na końcu 90-cio minutowych zajęć dydaktycznych. Studenci oceniali akceptowalność jakości powietrza (ACC) i komfort termiczny (Raczkowski, 2009). Akceptowalność jakości powietrza określano również na podstawie fizykochemicznych parametrów powietrza wewnętrznego (Burek i in., 2006). Wartości te określano w sposób ciągły dla poszczególnych sektorów i dla całej auli i porównywano je z wartościami sensorycznych ocen. Wyniki pomiaru parametrów termicznych powietrza wewnętrznego były podstawą obliczania wskaźników komfortu cieplnego tj. Przewidywanej Średniej Oceny (PMV) i Odsetka Osób Niezadowolonych (PPD). Obliczenia wskaźników komfortu termicznego były dokonywane zgodnie z wymogami normy PN EN 7730 (2006). Wartości wskaźników PMV i PPD wyliczano na bieżąco dla każdego sektora auli. Ich wartości porównywano z dyskretnymi wynikami przeprowadzanych wśród studentów badań ankietowych dotyczących komfortu termicznego.

Pomiary w sali wykładowej

Temperaturę powietrza i temperaturę promieniowania mierzono w dziewięciu punktach symetrycznie rozłożonych wewnątrz sali wykładowej.

Oceny odczuwalnej jakości powietrza w sali były dokonywane przez studentów na początku, po 30 minutach i po godzinie trwania zajęć dydaktycznych. W tym celu 16 nietrenowanych studentów wchodziło pojedynczo do sali i po kilkusekundowym pobycie oceniało odczuwalną jakość powietrza wewnętrznego (Burek i in., 2006).

Pomiary w salach lekcyjnych

Ciągłe pomiary stężenia aerozoli, parametrów termicznych i stężenia CO₂ wewnątrz sal lekcyjnych i na zewnątrz szkół prowadzono w czasie odbywających się lekcji oraz przy nieobecności uczniów w salach (Poędnik, 2012). Przyrządy pomiarowe były umieszczone na pustych biurkach w środku sal. Próbkę powietrza pobierano na standardowej wysokości 1,1 m od podłogi. Pomiary na zewnątrz szkół dokonywano za pomocą przyrządów umieszczonych na zewnętrznych parapetach okien monitorowanych sal. Pomiary prowadzono w sezonie grzewczym i w sezonie letnim.

Pomiary w obiekcie sakralnym

Ciągłe pomiary masowych stężeń i ilościowych koncentracji cząstek aerozolowych prowadzono wewnątrz i na zewnątrz kościoła podczas pięciu kolejnych niedzielnych mszy i kilku pojedynczych mszy odprawianych w tygodniu (Poędnik, 2013). Pomiary wewnątrz kościoła wykonywano przyrządami ustawionymi na bocznym ołtarzu na wysokości ok. 1,3 metra i w odległości 6,5 metra od głównego ołtarza. Pomiary na zewnątrz kościoła były dokonywane przyrządami wystawionymi na zewnątrz jednego z frontowych okien. W trakcie mszy rejestrowana była aktywność wiernych i czynności związane z odprawianiem mszy.

Pomiary radonu w mieszkalnych i niemieskalnych pomieszczeniach

Pomiary stężenia radonu wewnątrz monitorowanych pomieszczeń prowadzono zarówno metodą aktywną, jak i metodą pasywną (Kozak i in., 2012). Przy pomiarach stężenia radonu metodą pasywną stosowano detektory śladowe typu CR-39, które poddawano ekspozycji przez okres od 4 do 6 tygodni. Czas ten był uzależniony od wyników przeprowadzonych wcześniej pomiarów stężenia radonu wykonanych metodą aktywną z zastosowaniem miernika AlphaGUARD.

8. LOTNE ZWIĄZKI ORGANICZNE A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Lotne związki organiczne (VOC) zawarte w powietrzu wewnętrznym mają istotny wpływ na jego jakość, a tym samym na samopoczucie i zdrowie użytkowników pomieszczeń. Źródłem VOC są materiały budowlane i wykończeniowe oraz wyposażenie pomieszczeń. Istotnym źródłem mogą być także użytkownicy pomieszczeń i ich aktywność. Przeprowadzone badania wykazały, że stężenia VOC w powietrzu wewnętrznym zależą od czasu i sposobu użytkowania pomieszczeń, rodzaju materiałów wykończeniowych i wyposażenia wewnątrz, sezonu, stosowania środków czystości, a także od tzw. emisji osobowych.

8.1. Wpływ czasu użytkowania pomieszczenia na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych

Pomiary przeprowadzone w klimatyzowanej auli WIŚ przed jej oddaniem do użytkowania 1 października 2007 roku pozwoliły zidentyfikować następujące substancje z grupy lotnych związków organicznych: benzen, toluen, m-ksylen, p-ksylen, pinen i limonen. Z grupy związków karbonylowych, wykazujących działanie drażniące błony śluzowe, zidentyfikowano formaldehyd (metanal), aldehyd octowy (etanal), propanal, butanal, pentanal, heksanal i benzaldehyd. Stężenia heksanu, dekanu, dodekanu, aldehydu krotonowego i metyloetyloketonu były na poziomie detekcji ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Pomiary w użytkowanej auli, w której zajęcia ze studentami odbywały się od poniedziałku do piątku oraz w niektóre soboty w godzinach od 8 do 20 kontynuowano do marca 2010 roku. W pierwszych trzech miesiącach odnotowano znaczący spadek stężenia wszystkich oznaczanych związków (Rysunki 8.1 i 8.2). Jednocześnie zauważono „pojawienie się” w stężeniach powyżej granicy detekcji nowych związków, takich jak 1,4-dichlorobenzen i akroleina, których nie wykrywano w auli przed oddaniem jej do użytkowania.

Przy pomiarach metodą dozymetrii pasywnej umiejscowienie dozymetrów w auli nie miało istotnego wpływu na uzyskiwane wyniki. W tabeli 8.1 zestawione są przykładowe stężenia formaldehydu (metanalu) zmierzone w auli w strefach S (scena) i A1 (strefa przebywania studentów) w pierwszych czterech seriach pomiarowych. Jedynie w czasie pierwszej serii pomiarowej,

przeprowadzonej przed oddaniem auli do użytku (we wrześniu 2007) występowały znaczące różnice pomiędzy stężeniami formaldehydu mierzonymi w strefie S i A1. Zmniejszenie tych różnic zaobserwowano w drugiej serii pomiarowej. W kolejnych seriach, gdy aula była użytkowana i działała wentylacja mechaniczna, różnice stężeń formaldehydu w rozpatrywanych strefach mieściły się w granicach niepewności pomiarowej tych stężeń wynoszącej $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

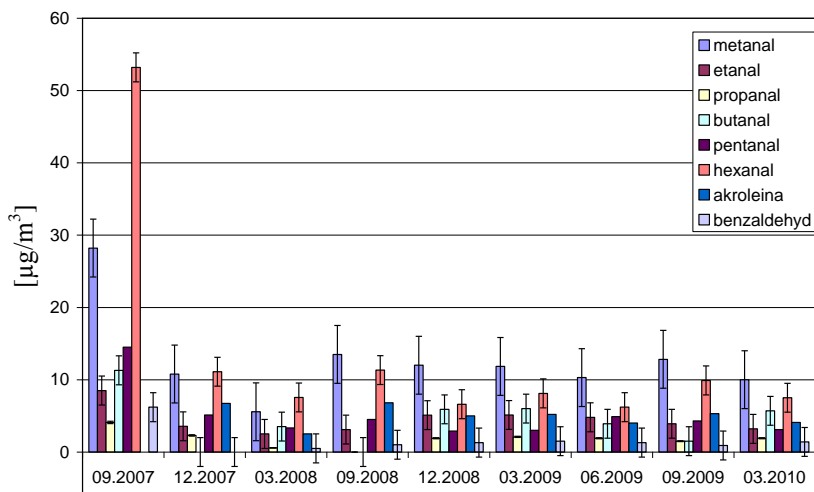
Tabela 8.1. Stężenia formaldehydu w auli w strefach S i A1 zmierzone w pierwszych czterech seriach pomiarowych

Seria pomiarowa	Stężenie [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		Niepewność pomiaru [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
	Strefa S	Strefa A1	
I – wrzesień 2007	28,5	27,9	$\pm 0,1$
II – grudzień 2007	9,3	10,1	$\pm 0,1$
III – marzec 2008	10,7	10,9	$\pm 0,1$
IV – wrzesień 2009	13,4	13,5	$\pm 0,1$

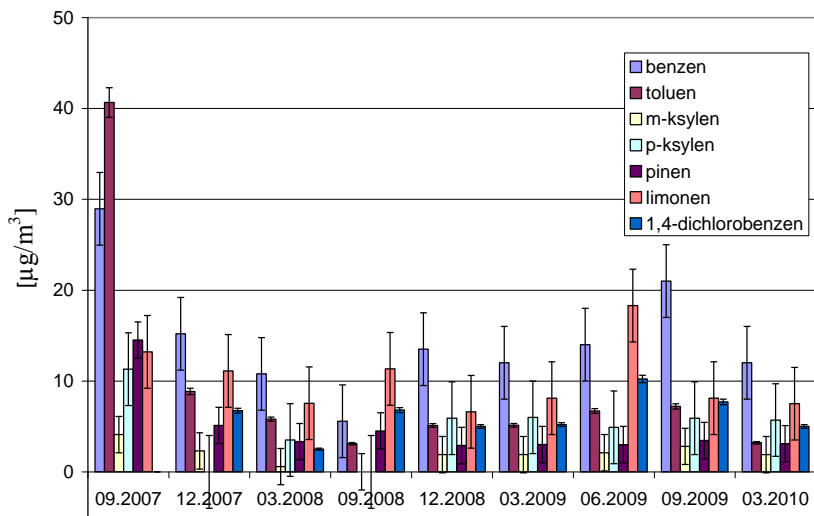
Głównym źródłem takich substancji, jak: benzen, toluen, formaldehyd, aldehyd octowy (etanal), pentanal, limonen i pinen w pomieszczeniach są zazwyczaj materiały wyposażeniowe i wykończeniowe, w tym tkaniny obiciowe, których znaczne ilości użyto w badanej auli. Ich źródłem mogą być również środki czystości stosowane przy sprzątanu auli. Istotne różnice zaobserwowano dla stężeń takich substancji, jak: akroleina, heksanal i 1,4-dichlorobenzen. Ich stężenia były wyższe przy obecności użytkowników auli (w granicach podwójnej niepewności pomiaru). Wpływ obecności użytkowników na poziom stężeń wspomnianych substancji można także zaobserwować na wykresach długoterminowych, przedstawionych na rysunkach 8.1 i 8.2. Wyraźne zmiany w ich stężeniach są widoczne w okresie obejmującym koniec wakacji i początek roku akademickiego.

Analizę zmian jakości powietrza wewnętrznego w auli w ciągu 2,5 letniego jej użytkowania (od 09.2007 do 03.2010 r.) przeprowadzono na podstawie wartości stężeń związków identyfikowanych w kolejnych seriach pomiarowych. Na rysunkach 8.1 i 8.2 przedstawiono odpowiednio średnie wartości stężeń 8 związków karbonylowych (metanal, etanal, propenal, propanal, butanal, pentanal, heksanol oraz benzaldehyd) i 7 lotnych związków organicznych (benzenu, toluenu, m-ksylenu, p-ksylenu, pinenu, limonenu oraz

1,4-dichlorobenzenu). Stężenia tych substancji miały najwyższe wartości spośród oznaczanych związków we wszystkich seriach pomiarowych. Najwyższe wartości stężeń wśród związków karbonylowych uzyskano dla heksanal, metanal i benzaldehydu, natomiast wśród lotnych związków organicznych dla limonenu, benzenu i toluenu.

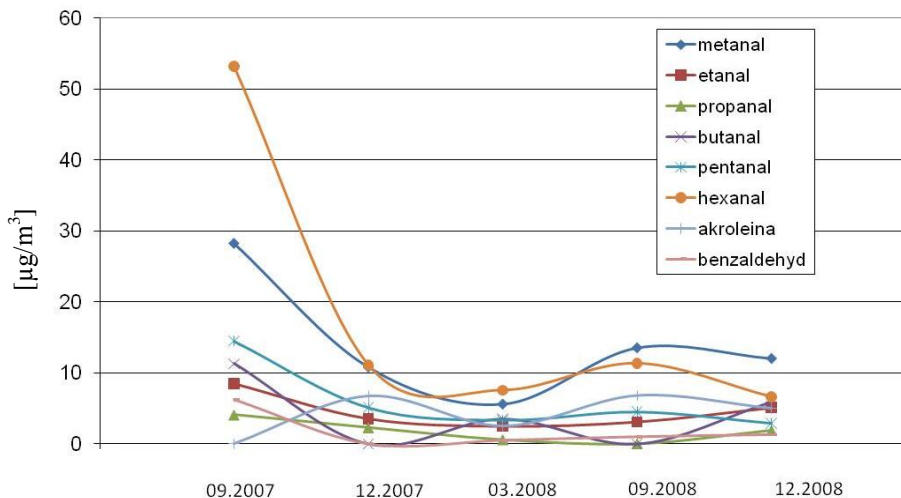


Rys. 8.1. Średnie stężenia aldehydów w powietrzu wewnętrznym w badanej auli w okresie od września 2007 do marca 2010

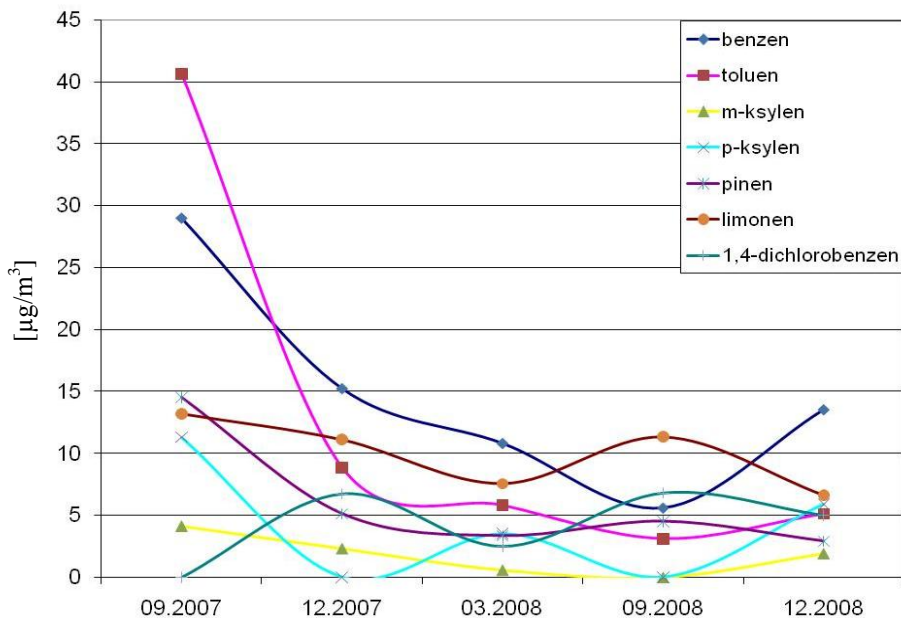


Rys. 8.2. Średnie stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym w badanej auli w okresie od września 2007 do marca 2010

Na rysunkach 8.3 i 8.4 przedstawiono zmiany stężenia rozpatrywanych substancji w ciągu pierwszych 15 miesięcy użytkowania auli.



Rys. 8.3. Zmiany stężenia związków karbonylowych w auli w ciągu pierwszych 15 miesięcy jej użytkowania



Rys. 8.4. Zmiany stężenia lotnych związków organicznych w auli w ciągu pierwszych 15 miesięcy jej użytkowania

Jak wynika z przedstawionych wykresów, w ciągu pierwszych 3 miesięcy użytkowania auli stężenia substancji, których początkowe poziomy były najwyższe, tj. toluenu, benzenu, limonenu oraz heksanal i formaldehydu, uległy 2-3 krotnemu obniżeniu. Stężenia wszystkich badanych aldehydów zmniejszały się w pierwszych miesiącach użytkowania auli (rysunek 8.3), a następnie ustaliły się na poziomach, których wartości różniły się dla poszczególnych związków. Wyjątkiem była akroleina, której początkowe stężenie było poniżej poziomu detekcji (brak pików na chromatogramie), a następnie wzrosło i również uległo względnej stabilizacji. Głównym źródłem akroleiny w powietrzu wewnętrznym są procesy spalania. W pomieszczeniach mieszkalnych jest zazwyczaj wykrywana w kuchniach, szczególnie w tych, w których używane są palniki gazowe. Istotnym źródłem akroleiny jest również palenie papierosów. W przypadku rozpatrywanej auli jej obecność jest prawdopodobnie związana z tzw. środowiskowym dymem tytoniowym (*Environmental Tobacco Smoke – ETS*). W auli, podobnie jak i w innych pomieszczeniach dydaktycznych budynku WIŚ PL, zabronione jest palenie. Źródłem akroleiny mogą być cząstki dymu tytoniowego wnoszone na ubraniach i włosach palących (czynnie i biernie) studentów, co może tłumaczyć wzrost poziomu akroleiny w początkowym okresie użytkowania auli od stężeń poniżej poziomu detekcji do stężeń powyżej $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Stężenia lotnych związków organicznych oznaczanych w auli (rysunek 8.4), podobnie jak stężenia związków karbonylowych zmniejszyły się w pierwszych miesiącach użytkowania auli, a następnie podlegały stabilizacji. Największe zmiany odnotowano dla toluenu i benzenu, których początkowe stężenia w auli były najwyższe. Ich stężenia zmalały odpowiednio z $40,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz z $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Jedyńm związkiem, którego stężenie utrzymywało się na podobnym poziomie przez cały okres prowadzenia pomiarów był limonen. Limonen, podobnie jak pinen, to związek z grupy terpenów stosowany przede wszystkim jako środek zapachowy w środkach czystości, w tym środkach do czyszczenia podłóg. Stosunkowo wysokie stężenia limonenu mierzone od początku użytkowania auli, mogły być spowodowane intensywnym stosowaniem środków czystości po przeprowadzonych pracach wykończeniowych w badanej auli. Utrzymywanie się stężenia tego związku na podwyższonym poziomie w późniejszym okresie może być związane z codziennym sprząaniem auli. Większość podłogi w auli pokryta jest wykładziną dywanową, a tylko niewielka jej powierzchnia wyłożona jest płytkami ceramicznymi o zmniejszonej przyczepności brudu. Codzienne sprzą-

tanie auli polega przede wszystkim na jej odkurzaniu. Przy tej czynności stosowane są środki zapachowe dla neutralizacji odorów emitowanych z wykładziny. W składzie tych środków jest między innymi limonen. Środki zapachowe zawierające limonen są również używane podczas ścierania kurzu lub przecierania na mokro wyposażenia auli. Stężenia limonenu, jak wykazano w innych badaniach, są także podwyższone w pozostałych pomieszczeniach budynku WIŚ PL, w tym w korytarzu przed aulą wyłożonym płytkami ceramicznymi (Dudzińska i in., 2012).

Kolejnym związkiem wykazującym odchylenie od zaobserwowanej dla większości oznaczanych związków tendencji zmniejszania się stężenia wraz z czasem użytkowania auli jest 1,4-dichlorobenzen. Stężenie tego związku w okresie pierwszych 3 miesięcy od początku użytkowania auli wzrosło od wartości poniżej poziomu detekcji do wartości około $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a następnie utrzymywało się na poziomie $5\text{-}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wytlumaczeniem obecności tego związku w powietrzu wewnętrznym auli mogą być stosowane środki czystości i odświezacze, w których 1,4-dichlorobenzen jest powszechnym komponentem.

W tabeli 8.2 zestawione są dane dotyczące progowych stężeń wyczuwalności (*odor threshold*) i progowych stężeń podrażnienia (*irritation threshold*) dla wybranych substancji, w tym oznaczanych w auli. Z porównania tych stężeń z poziomami uzyskanymi w badaniach wynika, że w pierwszych tygodniach użytkowania auli stężenia wszystkich oznaczanych związków były znacznie poniżej progów podrażnienia, a nawet poniżej progów ich wyczuwalności.

Zazwyczaj użytkownicy nowych pomieszczeń, szczególnie przychodzący z zewnątrz, uskarżają się na wyczuwalny „zapach nowości”. W badanej auli, nawet w początkowym okresie, ankietowani studenci byli zadowoleni z jakości powietrza. W nowym, estetycznym pomieszczeniu prawdopodobnie działały dodatkowe efekty psychologiczne. Estetyka i ogólna wygoda, a także odpowiednio dobrana, stonowana kolorystyka pomieszczenia mogły mieć wpływ na dobrą ocenę odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego auli.

W okresie pomiędzy 15 a 30 miesiącem od początku użytkowania auli stężenia analizowanych substancji wykazywały pewną stabilizację z niewielkimi sezonowymi odchyleniami (rysunki 8.1 i 8.2). Różnice maksymalnych i minimalnych stężeń benzaldehydu, akroleiny, ksylenów i pinenu nie przekraczały $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a w przypadku toluenu, 1,4-dichlorobenzenu i metanal (formaldehydu) wynosiły one około $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Największe wahania stężeń odnotowano dla butanal, heksanal, benzenu i limonenu.

Tabela 8.2. Progi wyczuwalności węchowej i progi podrażnień wybranych substancji (Zuraimi i in., 2006)

Substancja	Stężenie [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	
	Próg wyczuwalności	Próg podrażnienia
<i>n</i> -heksan	79 430	1 800 000
<i>n</i> -heptan	40 740	b.d.
<i>n</i> -dekan	4370	b.d.
<i>n</i> -undekan	b.d.	b.d.
<i>n</i> -dodekan	14 450	b.d.
benzen	12 020	9 000 000
toluen	5890	750 000
<i>o</i> -ksylen	3800	b.d.
<i>m</i> -ksylen	1410	b.d.
<i>p</i> -ksylen	2140	b.d.
1-butanol	1510	3 334 600
2-etyl 1-heksanol	1320	b.d.
metylocyklopentan	b.d.	b.d.
metylcykloheksan	b.d.	b.d.
1,1,1,-trichloroetan	125 890	b.d.
2-propanon	34 670	283 681 700
benzaldehyd	190	20 010
limonen	2450	b.d.

b.d. - brak danych

Wyższe stężenia analizowanych substancji uzyskiwane były w pomiarach przeprowadzanych we wrześniu, tuż po okresie wakacyjnej przerwy. W lipcu i sierpniu w auli nie odbywały się zajęcia ze studentami i nie prowadzono pomiarów. Klimatyzacja nie była wówczas włączana, a wymiana powietrza odbywała się tylko w naturalny, ograniczony sposób (szczelne okna). Stosunkowo wysokie temperatury powietrza zewnętrznego w sierpniu powodowały podwyższenie temperatury w pomieszczeniu i związane z tym zwiększenie emisji lotnych związków. Szczególnie dotyczyło to substancji

zawartych w elementach wyposażenia wnętrza auli, takich jak: wykładzina, tapicerka, żaluzje i materiały wykończeniowe.

We wrześniu w auli przebywali studenci w związku z odbywającymi się egzaminami sesji poprawkowej. Miało to wpływ na mierzone stężenia rozpatrywanych substancji. Obserwowane były wzrosty stężeń substancji mogących pochodzić z tzw. emisji osobowych. Na przykład wzrastały stężenia heksanal i akroleiny. W przypadku pierwszej substancji najprawdopodobniej miało to związek z kosmetykami używanymi przez studentów, a w przypadku akroleiny z biernym lub czynnym paleniem papierosów.

Dla większości substancji oznaczanych w auli nie zostały określone dopuszczalne stężenia w obowiązującym rozporządzeniu Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 1996 roku i proponowanej nowelizacji z 2008 roku (rozdział 6). W tabeli 8.3 zestawiono dopuszczalne stężenia dla substancji zidentyfikowanych w auli, które są ujęte w rozporządzeniu i propozycji nowelizacji.

Tabela 8.3. Dopuszczalne stężenia substancji chemicznych obecnych w auli według obowiązującego rozporządzenia i projektu zmian z 2008 roku

Substancja	Dopuszczalne stężenie [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]		
	Pomieszczenia kategorii A	Pomieszczenia kategorii B	Proponowane
benzen	10	20	5
chlorobenzen	15	40	15
cykloheksan	250	250	250
cykloheksanon	40	100	20
1,4-dichlorobenzen	30	50	30
etylobenzen	100	150	100
formaldehyd/metanal	50	100	20
ksylen (mieszanka izomerów)	100	150	50
styren	20	30	20
toluen	200	250	200
1,1,1-trichloroetan	75	150	50
trichloroeten	150	200	100

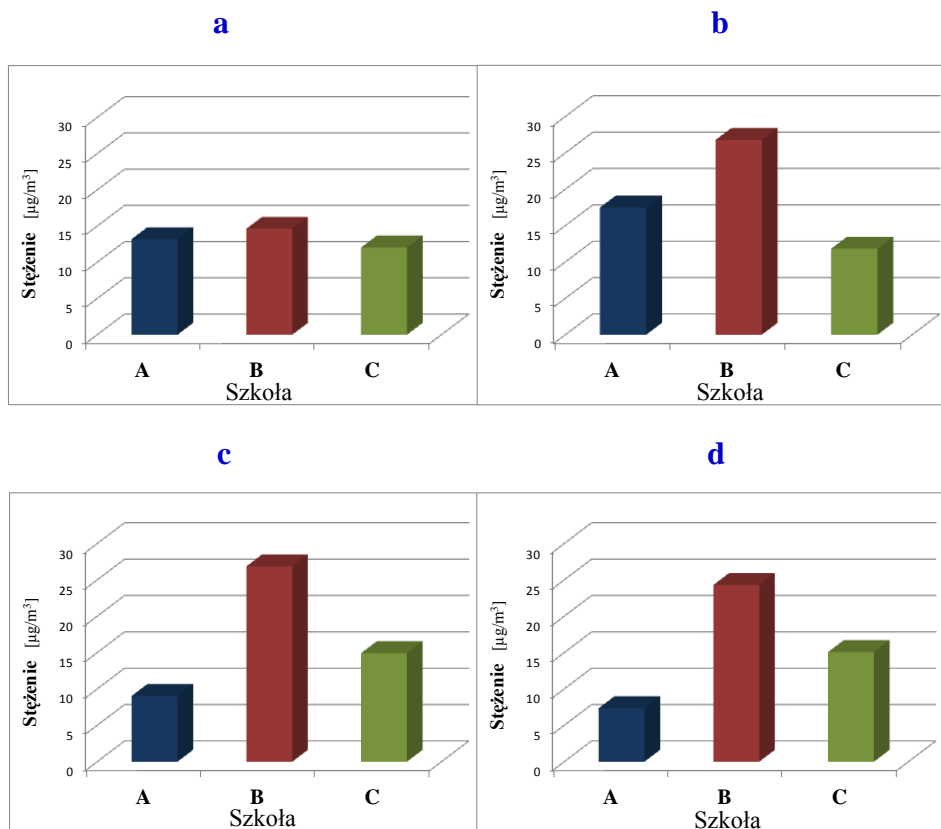
W badanej auli przed rozpoczęciem jej użytkowania stężenia benzenu były okresowo wyższe niż dopuszczalne dla pomieszczeń użyteczności publicznej tj. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zdecydowanie większe przekroczenia miałyby miejsce, gdyby weszła w życie nowelizacja z 2008 roku (tabela 8.3) zmniejszająca dopuszczalną wartość stężenia benzenu w powietrzu wewnętrznym do $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenia formaldehydu w czasie pierwszych miesięcy użytkowania auli były poniżej dopuszczalnej wartości wynoszącej $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, jednak powyżej $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, które jest dopuszczalnym stężeniem według proponowanej nowelizacji.

Podsumowując, stężenia analizowanych związków chemicznych w klimatyzowanym pomieszczeniu auli były stosunkowo niskie, poniżej progów wyczuwalności, a tym samym poniżej progów podrażnienia i nie powinny powodować negatywnych skutków zdrowotnych.

8.2. Wpływ obecności użytkowników i sezonu na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych

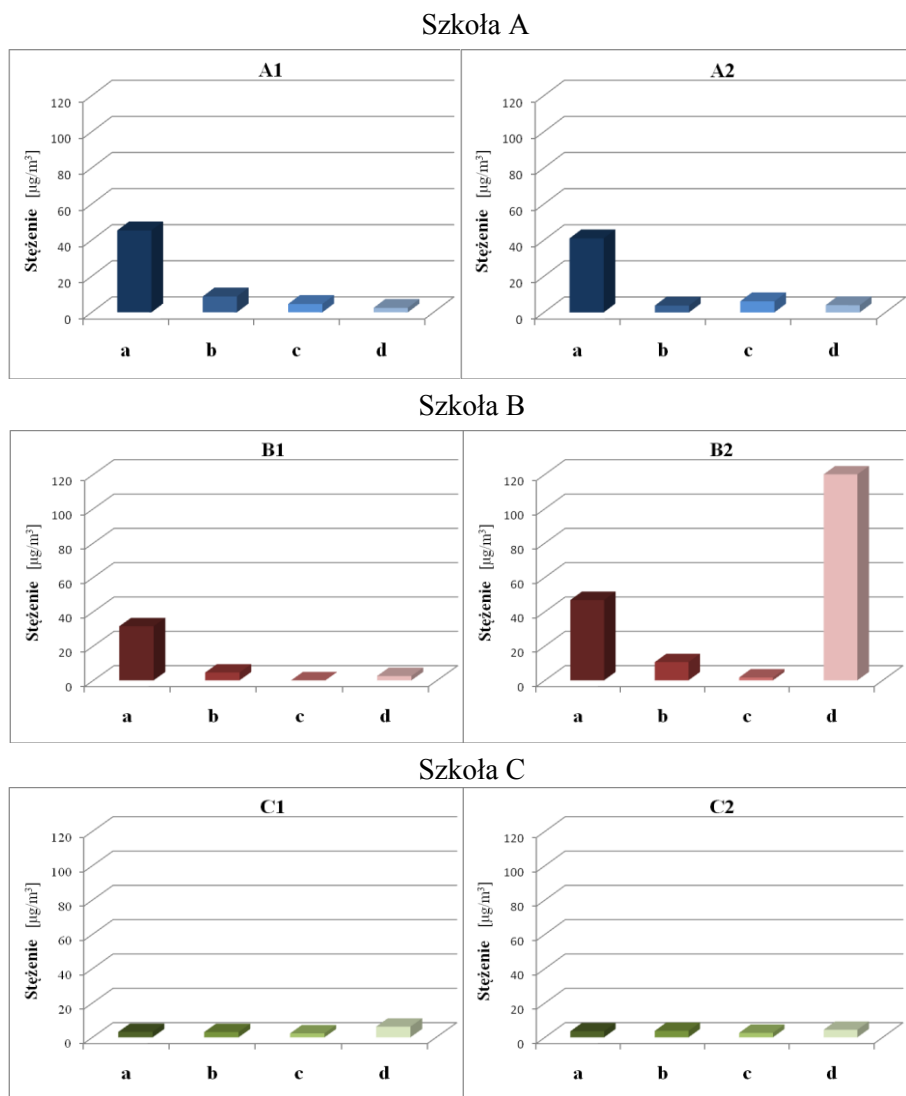
Badania przeprowadzone w latach 2009-2011 w kilku szkołach w Lublinie i okolicach potwierdziły wpływ obecności użytkowników i sezonu na stężenia lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym. Cztery serie pomiarowe wykonano w salach lekcyjnych w sezonie grzewczym oraz poza grzewczym, przy obecności uczniów i bez uczniów (ferie zimowe i letnie wakacje). W każdej ze szkół pomiary przeprowadzano w dwóch salach lekcyjnych.

Wartości oznaczanych stężeń formaldehydu w salach do nauki chemii w trzech przykładowych szkołach (A, B i C) w Lublinie przedstawiono na rysunku 8.5. Najwyższe stężenie formaldehydu zmierzono w sali bez uczniów w szkole B, dla której w sezonie grzewczym i pozagrzewczym wynosiło ono ok. $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nieco niższe było stężenie formaldehydu w tej sali przy obecności uczniów w sezonie pozagrzewczym i miało ono wartość $24,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Najniższe stężenia formaldehydu zmierzono w sali do nauki chemii w szkole A w sezonie pozagrzewczym. W sali z uczniami i bez uczniów wynosiły one odpowiednio $7,4$ i $9,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Natomiast w sezonie grzewczym najniższe stężenia formaldehydu zmierzono w sali bez uczniów i z uczniami w szkole C i miały one wartości ok. $12,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Rys. 8.5. Stężenia formaldehydu w salach lekcyjnych do nauki chemii w trzech szkołach Lublina. a - sezon grzewczy z uczniami, b - sezon grzewczy bez uczniów, c - sezon pozagrzewczy z uczniami, d - sezon pozagrzewczy bez uczniów

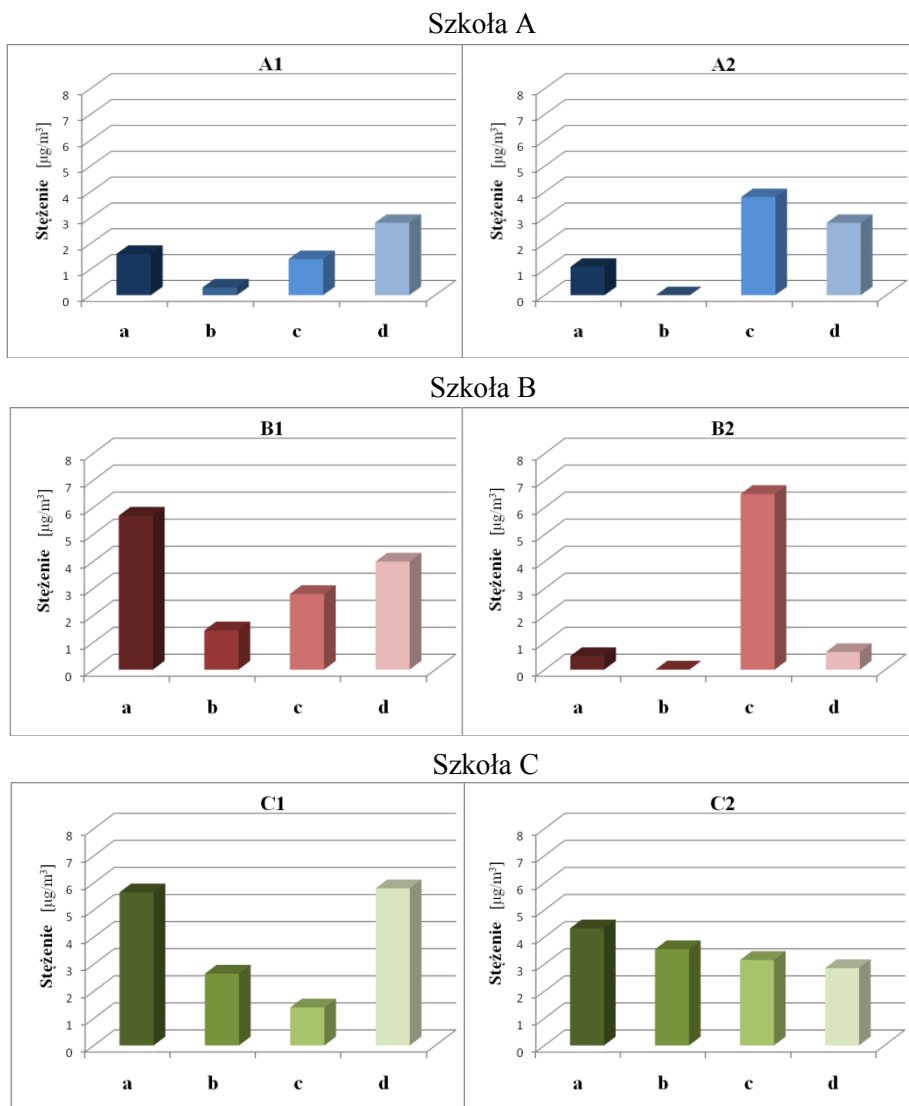
Wyniki oznaczania toluenu i benzenu przedstawiono odpowiednio na rysunkach 8.6 i 8.7. Zmierzone stężenia toluenu mieściły się w zakresie od 1,65 do 126,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i zależały one od okresu, w którym przeprowadzono pomiary. Największe stężenia toluenu odnotowano w salach bez uczniów w obydwu rozpatrywanych sezonach. Mogło to mieć związek z niedostateczną wentylacją, a także ze stosowaniem środków czyszczących, w tym woskowania podłóg podczas gruntowniejszego sprzątnięcia sal lekcyjnych w tych okresach. W żadnej z sal nie odnotowano stężeń toluenu przekraczających dopuszczalną wartość wynoszącą 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Rys. 8.6. Średnie stężenia toluenu w salach lekcyjnych trzech szkół w poszczególnych seriach pomiarowych. a - sezon pozagrzewczy bez uczniów, b - sezon pozagrzewczy z uczniami, c - sezon grzewczy z uczniami, d - sezon grzewczy bez uczniów

Stężenia benzenu w salach lekcyjnych miały wartości zawarte w przedziale od 0,3 do 6,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i podobnie jak w przypadku stężeń toluenu zależały od okresu, w którym wykonywano oznaczenia. Najwyższe stężenia odnotowano odnotowano w sezonie grzewczym w salach lekcyjnych bez uczniów. Prawdopodobnie było

to skutkiem ogrzewania i braku wietrzenia sal w tym okresie. Benzen mógł być wówczas intensywniej emitowany z pomalowanych lub polakierowanych powierzchni wewnętrznych.



Rys. 8.7. Średnie stężenia benzenu w salach lekcyjnych trzech szkół w poszczególnych seriach pomiarowych. a - sezon pozagrzewczy bez uczniów, b - sezon pozagrzewczy z uczniami, c - sezon grzewczy z uczniami, d - sezon grzewczy bez uczniów

Podwyższone stężenia benzenu odnotowano także w salach bez uczniów poza sezonem grzewczym. W tym przypadku mogło to mieć również związek z niedostateczną wentylacją tych pomieszczeń. W żadnej z monitorowanych sal lekcyjnych nie odnotowano przekroczenia dopuszczalnego stężenia benzenu wynoszącego $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Zakresy średnich poziomów stężeń substancji, które zmierzono w salach lekcyjnych wszystkich monitorowanych szkół, a których wartości są regulowane rozporządzeniem Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z 1996 roku zestawiono w tabeli 8.4. Pogrubione zostały poziomy stężenie, które przekraczają dopuszczalne wartości według obowiązującego rozporządzenia albo projektu nowelizacji z 2008 roku.

Tabela 8.4. Stężenia oznaczanych substancji w badanych salach lekcyjnych (w $\mu\text{g}/\text{m}^3$), których wartości podlegają regulacjom

Substancja	Sezon grzewczy z uczniami	Sezon grzewczy bez uczniów	Sezon pozagrzewczy z uczniami	Sezon pozagrzewczy bez uczniów
Benzen	1,4 - 6,5	0,5 - 5,7	0 - 1,45	0,65 - 4
Chlorobenzen	-	0,4 - 29,8	0 - 1,9	-
1,4-dichlorobenzen	0 - 0,1	2,7 - 12,3	0,2 - 5,25	0 - 293,85
Etylobenzen	0 - 0,1	2,7 - 18,5	1,0 - 3,5	0 - 3,1
Formaldehyd	10,52 - 21,50	9,04 - 28,37	7,35 - 24,30	13,39 - 20,98
ksyleny m+p+o	-	8,7 - 77,9	1,5 - 6,95	0 - 12
Styren	0 - 0,1	0 - 9,9	0 - 4,6	0 - 3,05
Toluen	0 - 6,15	31,5 - 46,8	3,8 - 10,6	2,5 - 126,45
Trichloroeten	-	0,6 - 27	0,45 - 2,95	0 - 0,4

Z tabeli 8.4 wynika, że dopuszczalne wartości stężeń formaldehydu byłyby przekraczane w salach lekcyjnych przy obecności i nieobecności uczniów w obydwu rozpatrywanych sezonach. Dopuszczalne wartości przekraczałyby także poziomy stężenie benzenu, chlorobenzenu i ksyleny w salach bez uczniów w sezonie grzewczym oraz stężenia 1,4-dichlorobenzenu w sezonie pozagrzewczym. Najprawdopodobniej było to skutkiem niedostatecznej wentylacji pomieszczeń w tych okresach.

8.3. Wpływ materiałów wykończeniowych na stężenia aldehydów i lotnych związków organicznych

W pomieszczeniach lotne związki organiczne są przede wszystkim emitowane przez materiały wykończeniowe. Rodzaj tych materiałów zastosowanych w pomieszczeniach może więc mieć istotny wpływ na poziomy stężenie VOC w powietrzu wewnętrznym. Przedstawione wyniki dotyczą pomiarów wykonanych w korytarzu oraz pomieszczeniach biurowych o identycznej kubaturze zlokalizowanych na drugim i trzecim piętrze czteropiętrowego budynku WIŚ PL. Wyboru pomieszczeń biurowych dokonano w taki sposób, aby charakteryzowały się one porównywalnym wpływem czynników zewnętrznych. Monitorowane pomieszczenia biurowe były podobnie wyposażone. Różniły się natomiast materiałem podłogowym, którym były panele bądź wykładzina dywanowa. Korytarz był wyłożony płytkami ceramicznymi.

Tabela 8.5. Stężenia aldehydów i VOC w badanych pomieszczeniach biurowych i korytarzu w budynku WIŚ PL z różnymi materiałami podłogowymi

Substancja	Wykładzina		Panele podłogowe		Płytki ceramiczne	
	Stężenie [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]					
	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
metanal	14,9-19,1	16,6	12,2-62,1	28,3	6,9-9,1	8,9
etanal	4,0-7,0	5,2	3,7-5,6	4,8	2,6-3,7	3,1
propenal	4,7-5,6	5,3	4,8-6,6	5,6	1,2-5,3	3,0
benzaldehyd	1,2-2,1	1,6	1,3-1,8	1,5	nd -1,4	0,7
pentanal	4,3-8,5	6,6	4,1-12,9	8,5	1,4-4,1	2,6
heksanal	14,1-28,8	21,5	9,5-42,1	26,1	4,5-8,8	6,8
benzen	11,4- 31,8	20,9	7,4-30,9	21,6	8,2-11,7	10,6
toluen	15,3-21,3	18,3	20,4-25,9	22,1	10,0-12,7	11,6
p-ksylen	5,7-8,5	6,8	4,3-10,2	7,0	2,1-8,3	4,3
pinen	7,5-11,2	9,0	1,4-6,2	2,3	3,2-7,6	5,6
limonen	26,9-48,2	38,2	31,2-65,1	46,9	20,1-69,4	41,4
1,4-dichlorobenzen	22,3-130,6	30,4	16,9-68,2	50,1	14,7-55,6	29,5

Wyniki pomiaru stężeń aldehydów i lotnych związków organicznych w pomieszczeniach biurowych i korytarzu w budynku Wydziału Inżynierii Środowiska uzyskane w 6 seriach pomiarowych zestawiono w tabeli 8.5.

Najbardziej rozpowszechnione związki karbonylowe w pomieszczeniach biurowych WIŚ PL to: metanal (formaldehyd), etanal (aldehyd octowy), propenal (akroleina), aldehyd benzoesowy (benzaldehyd), pentanal (aldehyd walerianowy) i heksanal. Najwyższe stężenia, ale też najbardziej zróżnicowane ich wartości zmierzono dla formaldehydu. Zawierały się one w zakresie od 12,2 do 62,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenia benzaldehydu we wszystkich pomieszczeniach kształtowały się na podobnych poziomach i zawierały się w przedziale od 1,2 do 2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Stężenia obecnego w powietrzu wewnętrznym etanalu (aldehydu octowego) były na poziomie 4,0-7,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Zmierzone stężenia akroleiny, która jest substancją drażniącą błony śluzowe i dlatego kojarzona jest z syndromem chorych budynków mieściły się w zakresie od 4,8 do 6,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W badanych pomieszczeniach biurowych, podobnie jak w auli, były stosunkowo wysokie stężenia heksanalu. Ich wartości mieściły się w przedziale od 9,5 do 42,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Istotne różnice stwierdzono w stężeniach związków karbonylowych. Stężenia te były zależne od materiału, z którego wykonano podłogę w badanym pomieszczeniu biurowym. Stężenia formaldehydu były wyższe w pomieszczeniach z panelami podłogowymi, natomiast w pomieszczeniach z wykładziną dywanową wyższe były stężenia aldehydu octowego i heksanalu. Wyższe stężenia heksanalu zmierzono także w pokojach biurowych, w których pracowały tylko kobiety, a niższe w pokojach, w których pracowali sami mężczyźni. Wytlumaczeniem tego może być fakt częstszego używania przez kobiety kosmetyków (np. perfum i wód toaletowych), w których heksanal jest znaczącym składnikiem. Wyniki uzyskane dla pomieszczeń biurowych mogą uzasadniać stosunkowo wysokie stężenia heksanalu w badanej auli, w której większość powierzchni podłogi jest pokryta wykładziną dywanową.

Najniższe stężenia wszystkich analizowanych związków chemicznych mierzono w korytarzu. Ta grawitacyjnie wentylowana część budynku WIŚ PL stanowi ciąg komunikacyjny, z którego korzysta znaczna liczba studentów i w którym jest intensywny ruch powietrza. Czynniki te mogą być przyczyną stosunkowo niskich stężeń wszystkich oznaczanych substancji.

Stężenia formaldehydu (metanalu) przekraczały wartości dopuszczalne tylko w jednym z monitorowanych pokoi biurowych. Było to okresowo używane pomieszczenie wyposażone w meble wyprodukowane w latach 80-tych.

W tym pomieszczeniu wyższa mogła być emisja formaldehydu ze starych, uszkodzonych płyt meblowych. Ponadto wentylacja nie była dostatecznie efektywna. Wynikało to z faktu tylko okresowego przebywanie ludzi w tym pomieszczeniu. Drzwi do pokoju były sporadycznie otwierane, a okna były zawsze zamknięte (Dudzinska i in., 2009).

Wyniki przeprowadzonych badań wykazały średnie stężenia benzenu w zakresie od 7,4 do 30,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dopuszczalne stężenie benzenu w pomieszczeniach przeznaczonych na pobyt ludzi wynosi 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Wynika stąd, że w niektórych pomieszczeniach biurowych wartość dopuszczalna była kilkakrotnie przekroczone. Mierzone stężenia toluenu mieszczące się w przedziale od 15,3 do 21,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ były wielokrotnie niższe niż dopuszczalne stężenie tej substancji wynoszące 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podobnie było w przypadku ksylenów, dla których wartość dopuszczalna to 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a mierzone stężenia były w zakresie 4,3-10,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W przypadku 1,4-dichlorobenzenu normy określają maksymalną dopuszczalną wartość stężenia równą 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a mierzone stężenia były w zakresie od 14,7 do 130,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Podobnie więc jak w przypadku benzenu, poziomy stężenie 1,4-dichlorobenzenu w niektórych pomieszczeniach wielokrotnie przekraczały dopuszczalne wartości. Stężenia limonenu, toluenu i 1,4-dichlorobenzenu były wyższe w pokojach z panelami podłogowymi. Może to być związane z codzienną praktyką sprzątnięcia i stosowaniem środków czystości zawierających te substancje. Potwierdzeniem tego są relatywnie wysokie ich stężenia w korytarzu wyłożonym płytkami ceramicznymi.

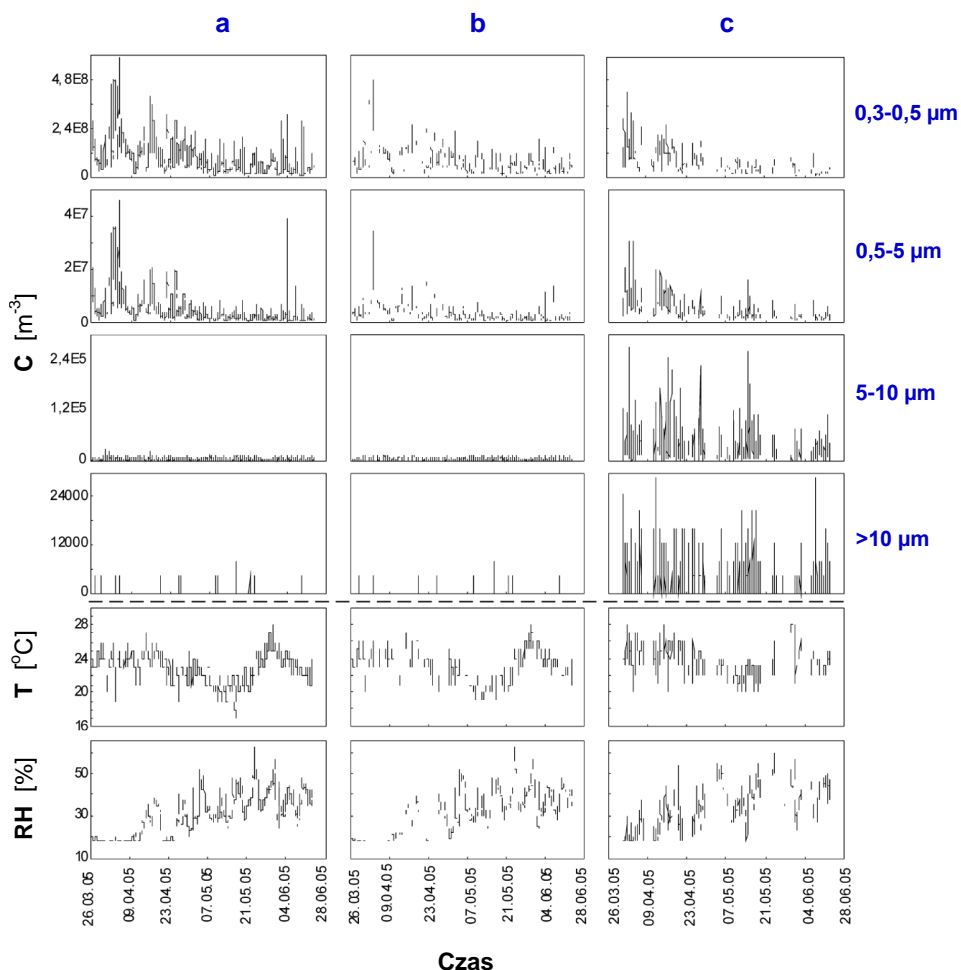
9. AEROZOLE A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Do niedawna aerozole pochodzące ze środowiska zewnętrznego były uważane za główne źródło zanieczyszczeń powietrza w pomieszczeniach. Zaobserwowano jednak, że stężenia aerozoli wewnątrz pomieszczeń są często znacznie wyższe niż stężenia aerozoli w infiltrującym powietrzu zewnętrznym (Fisk i in., 2000; Braniš i in., 2005). Istotnym źródłem aerozoli generowanych w pomieszczeniach są przebywający w nich ludzie (Afshari i in., 2005; Hussein i in., 2006). Dodatkowo, ważnym źródłem aerozoli mogą być zainstalowane systemy klimatyzacyjne (Guo i in., 2008). Przeprowadzone badania wykazały, że stężenia aerozoli i bioaerozoli, wpływające na jakość powietrza wewnątrz pomieszczeniach przeznaczonych na pobyt ludzi, są w istotny sposób zależne od obecności i aktywności użytkowników, sezonu, warunków termicznych, wentylacji i działania systemu klimatyzacji.

9.1. Wpływ obecności i aktywności użytkowników na stężenie aerozoli i bioaerozoli

Sala wykładowa

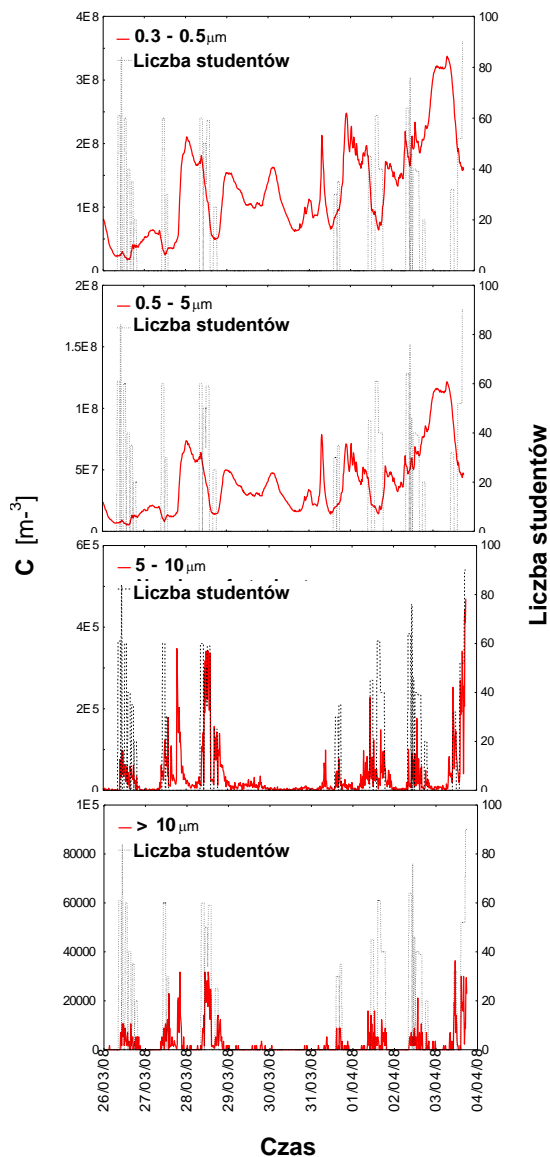
Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych w sali wykładowej bez studentów w ciągu całej doby oraz w sali bez studentów i ze studentami w ciągu dnia (od 8 do 20) przedstawiono na rysunku 9.1. Na rysunku tym przedstawione są także zmiany temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego. Zmiany koncentracji cząstek w sali bez studentów (diagramy 9.1a i b) były przede wszystkim powodowane przez fluktuacje stężeń zewnętrznych aerozoli. Dodatkowo istotne mogły być takie czynniki, jak: zmiany parametrów termicznych powietrza w pomieszczeniu czy zachodzące procesy przemieszczania, agregacji, sedymentacji i depozycji cząstek na powierzchniach wewnętrznych (Południk, 2002; Blondeau i in., 2005). Zmiany koncentracji cząstek powodowane głównie przez obecność i aktywność studentów przedstawiono na diagramach 9.1c. Wpływ obecności i aktywności studentów uwidocznili się znacznym wzrostem koncentracji grubych cząstek (5-10 μm i $>10 \mu\text{m}$). Obserwacje te są zasadniczo zgodne z licznymi badaniami wykazującymi, że aktywność ruchowa użytkowników pomieszczeń i towarzyszące temu procesy resuspensji są głównym źródłem grubych cząstek aerozolowych w pomieszczeniach (Holmberg i in., 2003; Ferro i in., 2004).



Rys. 9.1. Zmiany koncentracji cząstek C, temperatury T i wilgotności względnej RH w sali wykładowej, a - bez studentów w ciągu całej doby, b - bez studentów w ciągu dnia, c - przy obecności studentów

Klimatyzowana aula

Obecność studentów miała również znaczący wpływ na koncentracje grubych cząstek aerozolowych w klimatyzowanej auli. Potwierdzają to wykresy na rysunku 9.2, na którym przedstawiono zmiany koncentracji mierzonych cząstek przy zmieniającej się liczbie studentów w auli.

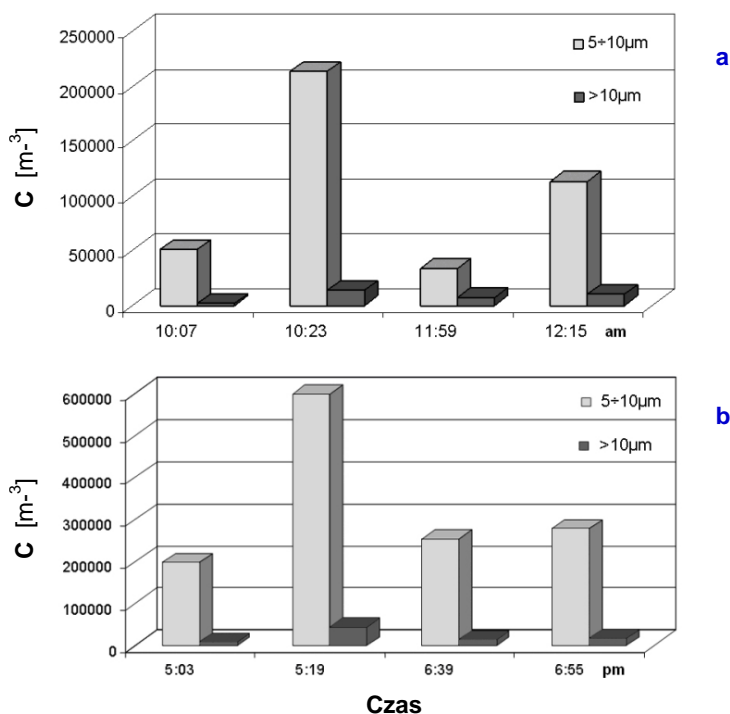


Rys. 9.2. Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych oraz ilości studentów obecnych w auli

Można zauważyć, że grube cząstki aerozolowe były rejestrowane głównie wtedy, gdy studenci byli obecni w auli. W badaniach uzyskano istotne statystycznie ($p < 0,001$) dodatnie korelacje pomiędzy liczbą studentów

i koncentracją tych cząstek (zgodnie z tabelą 9.5 przedstawioną na stronie 108). Niezbyt wysokie wartości współczynników korelacji ($R \approx 0,60$) mogły wynikać z faktu, że grubsze cząstki były głównie rejestrowane tylko na początku wykładów, gdy studenci zajmowali miejsca i na koniec wykładów, gdy opuszczali aulę. W tym czasie występowały turbulencje powietrza, które zwiększały resuspensję cząstek zdeponowanych na powierzchniach wewnętrznych. Zachodziła również bardziej intensywna emisja nowych cząstek, np. z ubrań studentów (Jamriska i in., 2003; Nazaroff, 2004; Hussein i in., 2006). W trakcie trwania wykładów lub w czasie, gdy w auli nie było studentów, rejestrowane były tylko niewielkie koncentracje grubych cząstek bądź koncentracje tych cząstek w ogóle nie były rejestrowane.

Diagramy na rysunku 9.3 przedstawiają średnie koncentracje grubych cząstek aerozolowych ($5-10 \mu\text{m}$ i $> 10 \mu\text{m}$) w klimatyzowanej auli bezpośrednio przed 2-godzinnymi wykładami, w czasie wykładów i tuż po ich zakończeniu.



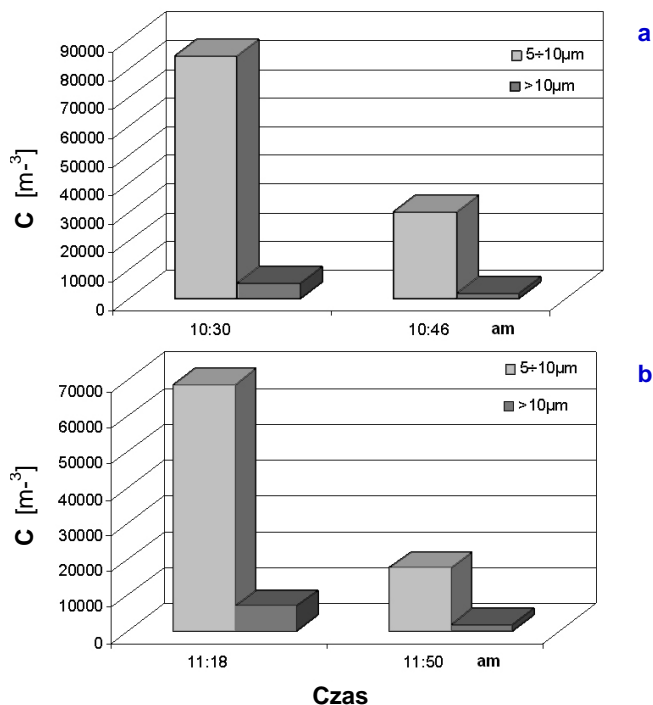
Rys. 9.3. Koncentracje grubych cząstek aerozolowych w auli z włączoną klimatyzacją przed, w trakcie i po 2-godzinnych wykładach, a - od godziny 10:15 do 12:00 z udziałem 45 studentów, b - od godziny 17:15 do 18:45 z udziałem 90 studentów

Porównując obydwa diagramy, można zauważyć podobne relacje pomiędzy koncentracją cząstek w auli i czasem trwania wykładów. Zasadnicza różnica polega na tym, że w trakcie drugiego wykładu koncentracje cząstek były prawie trzykrotnie większe, podczas gdy liczba obecnych studentów wzrosła tylko dwukrotnie. Zmiany koncentracji grubych cząstek mogły wynikać z różnej aktywności studentów w trakcie prowadzonych pomiarów. Gwałtowne wzrosty koncentracji tych cząstek odnotowano przy wchodzeniu studentów do auli, jak również po zakończeniu wykładów, gdy studenci opuszczali aulę. W trakcie trwania zajęć koncentracje cząstek znacznie się zmniejszały. Relatywne różnice pomiędzy koncentracjami cząstek na początku i pod koniec wykładów były większe niż 50%. Można przypuszczać, że część grubych cząstek była usuwana przez system klimatyzacji, a część osadzała się na powierzchniach wewnętrznych w auli, na co wskazują m. in. badania Sajo i in. (2002) oraz Jo i Seo (2003). Nie można też wykluczyć, że pewna ilość tych cząstek była, na skutek oddychania, deponowana w układzie oddechowym studentów (EUR 19529 EN, 2000; Hoskins, 2003).

Aby wyeliminować wpływ klimatyzacji na koncentracje cząstek aerozolowych, przeanalizowano zmiany koncentracji grubych cząstek na początku i na końcu dwóch kolejnych 45-minutowych wykładów przy wyłączonym systemie klimatyzacji. Diagramy a i b na rysunku 9.4 przedstawiają koncentracje tych cząstek, gdy w auli było odpowiednio 84 i 44 studentów.

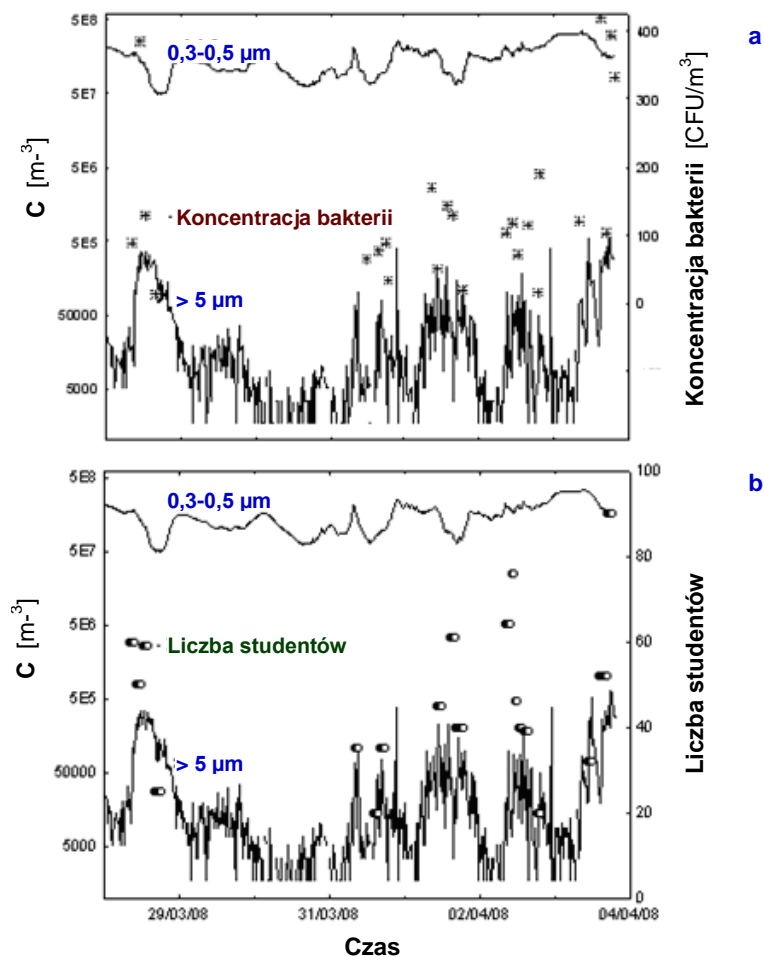
Podobnie jak podczas poprzednich pomiarów, koncentracje grubych cząstek były zdecydowanie niższe pod koniec wykładów. Spadek ten można wytłumaczyć osadzeniem się tych cząstek na powierzchniach wewnętrznych w auli. Niemal dwukrotnie mniejsza liczba studentów nie przełożyła się na proporcjonalne zmniejszenie się koncentracji cząstek aerozolowych. Przyczyną mogła być zbyt krótka przerwa między wykładami (15 minut), która nie pozwoliła na skuteczną eliminację grubych cząstek z powietrza wewnętrznego. Nie można też wykluczyć wpływu większej aktywności ruchowej mniej licznej grupy studentów, jak również wpływu innego ich rozmieszczenia w auli (Franck i in., 2003; Polednik i in., 2010).

Obecność i aktywność użytkowników pomieszczeń ma również istotny wpływ na stężenia bioaerozoli, czyli aerozoli pochodzenia biologicznego. Stopień skażenia biologicznego powietrza w pomieszczeniach zależy także od ogólnej czystości tych pomieszczeń i intensywności wymian powietrza. Wpływ obecności użytkowników na stężenia bakterii przeanalizowano na przykładzie wyników badań przeprowadzonych w auli (rysunek 9.5).



Rys. 9.4. Koncentracje grubych cząstek aerozolowych w auli z wyłączoną klimatyzacją w trakcie trwania kolejnych wykładów, a - wykład od godziny 10:15 do 11:00 z udziałem 84 studentów, b - wykład od godziny 11:15 do 12:00 z udziałem 44 studentów

Rysunek 9.5a przedstawia zmiany koncentracji bakterii oraz zmiany koncentracji drobnych (0,3-5 µm) i grubych (> 5 µm) cząstek aerozolowych, zaś na rysunku 9.5b przedstawione są zmiany koncentracji tych cząstek oraz liczby studentów obecnych w auli. Zarówno przy obecności, jak i podczas nieobecności studentów w auli koncentracje bakterii były na relatywnie niskim poziomie (poniżej 1500 CFU/m³). Koncentracje bakterii i grubych cząstek aerozolowych były uzależnione od obecności studentów w auli i zwiększały się wraz ze wzrostem liczby obecnych studentów. Istotnie statystycznie ($p < 0,05$) były zależności pomiędzy koncentracją bakterii, liczbą obecnych studentów i koncentracją grubych cząstek, a także pomiędzy liczbą studentów i koncentracją grubych cząstek. W badaniach nie uzyskano jednak wysokiego skorelowania tych zależności, na co wpływ mogła mieć niestabilność warunków w auli podczas trwania pomiarów (Rożej i in., 2008).



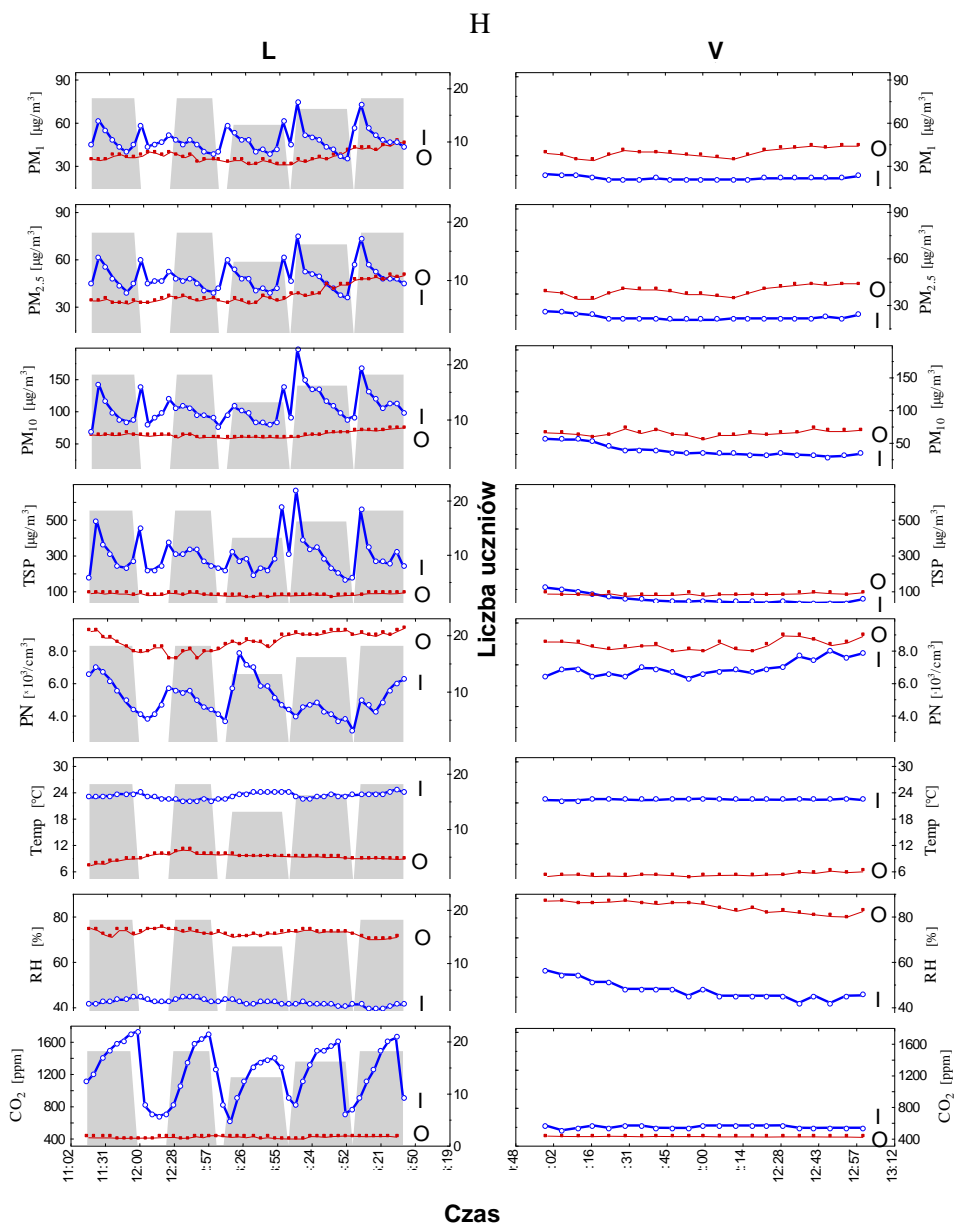
Rys. 9.5. Zmiany koncentracji bakterii, cząstek aerozolowych i liczby studentów w auli

Sale lekcyjne

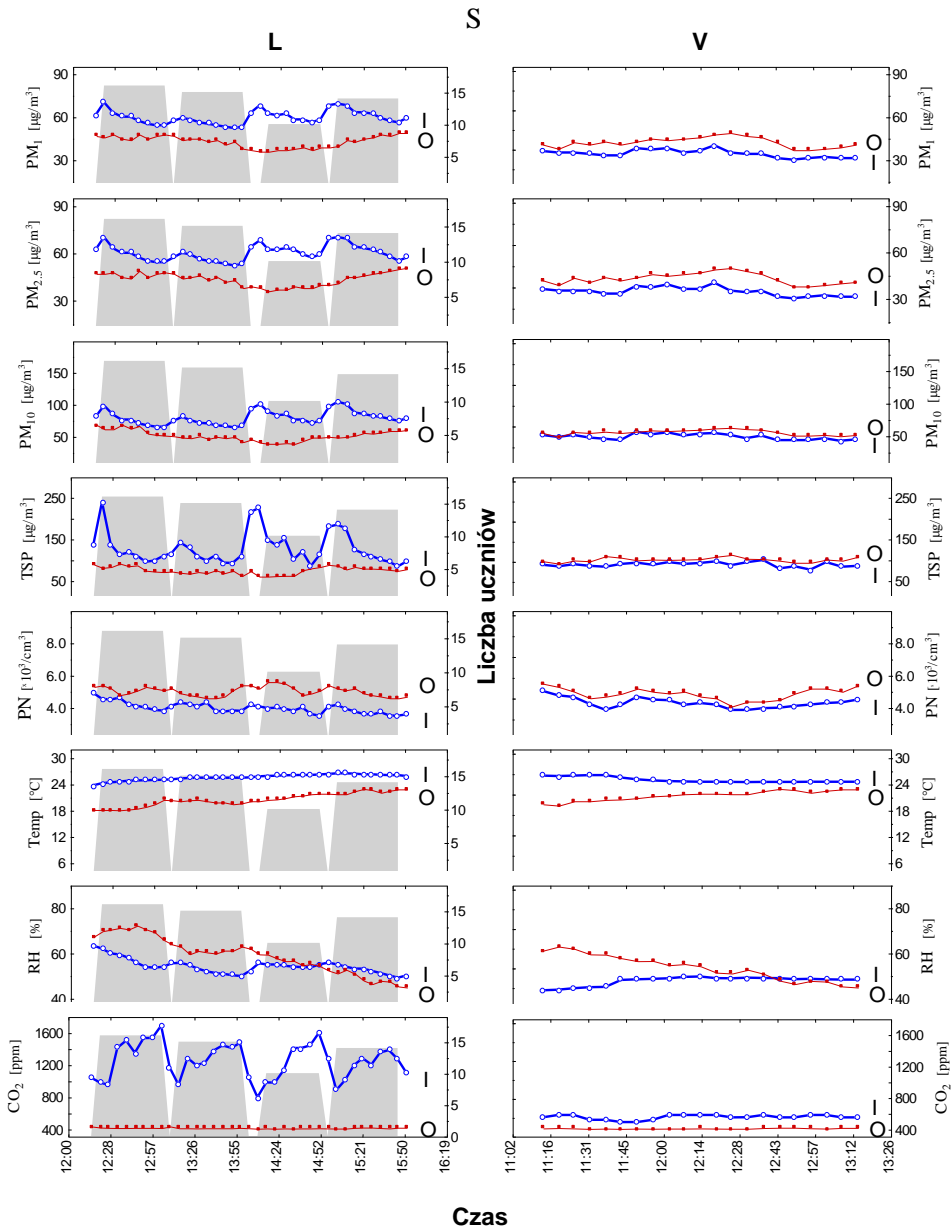
Obecność uczniów i ich aktywność ruchowa są jednymi z najważniejszych czynników, które decydują o stężeniu aerozoli w salach lekcyjnych (Poędnik i Dudzińska, 2011a). Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych we wszystkich monitorowanych salach były wyraźnie skorelowane z planem zajęć lekcyjnych. Można je było ocenić na podstawie maksymalnych i średnich poziomów masowych stężeń i ilościowych koncentracji cząstek. Na przykład podczas pomiarów w sezonie grzewczym maksymalne stężenia frakcji TSP występujące w sali do nauki informatyki C1(1) przy obecności uczniów były do 14 razy

wyższe niż średni poziom stężeń TSP ($\sim 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) w sali bez uczniów. W pomiarach w sezonie letnim wartości były niższe. Maksymalne stężenia TSP były wówczas do 4 razy wyższe niż ich średni poziom w sali przy nieobecności uczniów ($\sim 80 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Maksymalne koncentracje ilościowe cząstek aerozolowych PN w monitorowanych salach osiągały średni poziom tych cząstek w powietrzu zewnętrznym. Wzrosty masowych stężeń cząstek PM występowały podczas wzmożonej aktywności ruchowej uczniów. Największe wzrosty stężenia PM obserwowano na początku i na końcu zajęć lekcyjnych, gdy uczniowie odpowiednio wchodziłi i wychodziłi z sal, a także przemieszczali się w ich obrębie. Z kolei największe wzrosty koncentracji PN obserwowano podczas przerw między lekcjami (Połednik, 2012).

Rysunki 9.6 i 9.7 przedstawiają przykładowe zmiany stężenia PM i koncentracji cząstek PN w sali lekcyjnej C1(1) z uczniami (L) i bez uczniów (V), odpowiednio w sezonie grzewczym (H) i letnim (S). Przedstawiają także zmiany temperatury (Temp) i wilgotności względnej powietrza (RH) oraz stężenia CO_2 . Na rysunkach tych pokazano również zmiany stężenia i koncentracji cząstek oraz parametrów powietrza zewnętrznego (O). Obecność uczniów powodowała znaczący wzrost stężenia wszystkich cząstek aerozolowych mierzonych w salach lekcyjnych. Średnie stężenia cząstek PM_{10} i TSP przy obecności uczniów w salach wynosiły odpowiednio 61 i $239 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a podczas ich nieobecności 49 i $76 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Średnie koncentracje PN w salach z uczniami miały wartość $7,4 \times 10^3/\text{cm}^3$, a bez uczniów $5,4 \times 10^3/\text{cm}^3$. Zaobserwowano też, że w klasach, w których przebywali uczniowie, zakres zmian stężenia cząstek aerozolowych był szerszy. Na przykład, średni zakres zmian masowych stężeń PM_{10} i TSP w salach, w których odbywały się lekcje, był odpowiednio 5 i 18 razy większy niż w salach, w których nie było uczniów. W przypadku koncentracji ilościowych PN, zakres ten był około 7 razy większy. Średnie wartości współczynnika zmienności (CV) dla masowych stężeń PM_{10} i TSP w salach z uczniami wynosiły odpowiednio 19,0 i 42,5%, a w salach bez uczniów 6,4 i 9,7%. Średnie wartości CV dla koncentracji ilościowych PN wyniosły odpowiednio 20,5 i 5,2%. Maksymalne odchylenie standardowe określanych CV miało wartość 1,2%.



Rys. 9.6. Zmiany masowych stężeń (PM) i ilościowych koncentracji cząstek (PN), temperatury (Temp) i wilgotności względnej (RH) oraz stężenia CO_2 w sali do nauki informatyki (I), z uczniami (L) i bez uczniów (V) oraz w powietrzu zewnętrznym (O) w trakcie pomiarów w sezonie grzewczym (H)



Rys. 9.7. Zmiany masowych stężeń (PM) i ilościowych koncentracji cząstek (PN), temperatury (Temp) i wilgotności względnej (RH) oraz stężenia CO₂ w sali do nauki informatyki (I), z uczniami (L) i bez uczniów (V) oraz w powietrzu zewnętrznym (O) w trakcie pomiarów w sezonie letnim (S)

Wpływ obecności uczniów odzwierciedlają wartości średnich ilorazów stężeń cząstek aerozolowych w salach z uczniami i bez uczniów (L/V) zestawione w tabeli 9.1.

Tabela 9.1. Wartości średnich ilorazów masowych stężeń i ilościowych koncentracji cząstek w salach z uczniami i bez uczniów (L/V) w sezonie grzewczym (H) i sezonie letnim (S). N jest średnią ważoną ilości uczniów w salach w poszczególnych okresach pomiarowych

Sale lekcyjne		PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀	TSP	PN	N
C1(1)	H	2,14	2,09	2,69	5,03	0,72	13,2 ± 6,9 (16-18)
	S	1,74	1,76	1,63	1,52	0,94	11,6 ± 5,6 (15-16)
C2(1)	H	1,90	1,92	2,65	4,27	3,20	9,2 ± 4,6 (10-13)
	S	1,50	1,50	1,68	2,34	0,99	6,5 ± 7,5 (7-17)
C1(2)	H	0,75	0,75	1,36	3,49	2,40	11,2 ± 5,9 (12-17)
	S	1,24	1,27	1,96	3,59	1,60	11,2 ± 5,3 (12-16)
C2(2)	H	1,61	1,64	2,04	3,30	2,68	18,4 ± 10,2 (22-29)
	S	0,76	0,78	1,22	2,45	1,37	19,2 ± 9,7 (25-26)
C1(3)	H	1,07	1,07	1,80	4,19	1,26	12,3 ± 6,5 (14-19)
	S	0,52	0,53	1,14	2,49	0,81	10,7 ± 8,8 (12-24)
C2(3)	H	1,78	1,80	2,39	3,94	3,32	13,9 ± 7,5 (16-22)
	S	1,21	1,22	1,94	3,72	1,31	10,5 ± 10,9 (14-28)
Średnia	H	1,56	1,55	2,16	4,04	2,26	13,0 ± 3,6 (15-20)
	S	1,16	1,18	1,60	2,69	1,17	11,6 ± 3,4 (15-22)

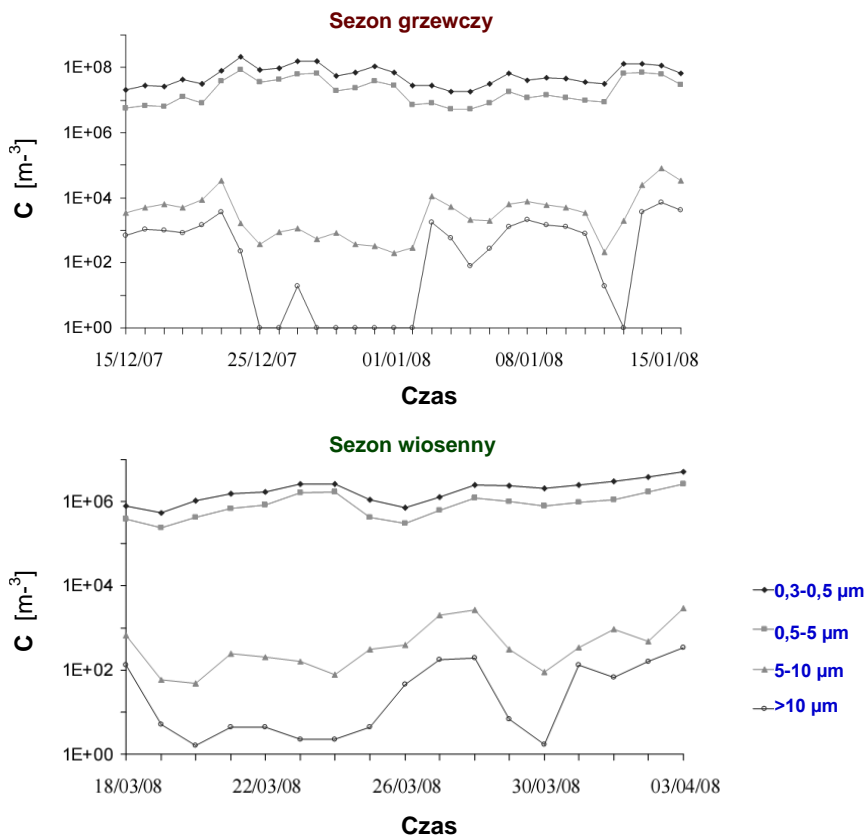
N - średnia ± odchylenie st. (mediana-maksimum) liczba uczniów

We wszystkich monitorowanych salach stosunki wartości stężeń L/V były wyższe w sezonie grzewczym. Oznacza to, że więcej cząstek, zwłaszcza grubych, było generowanych przez uczniów w tym czasie. Największe wzrosty poziomów stężenia PM i koncentracji PN obserwowano na początku lekcji i podczas przerw między nimi. Można to wytłumaczyć zwiększoną aktywnością ruchową uczniów w tym czasie, a co za tym idzie wzmożonym ruchem powietrza w salach. Zwiększała się wówczas resuspensja cząstek osadzonych na powierzchniach wewnętrznych, a w konsekwencji zwiększały się stężenia cząstek aerozolowych (Poędnik, 2013). W trakcie lekcji obserwowano spadek stężenia cząstek aerozolowych. Było to szczególnie widoczne w przypadku masowych stężeń dużych cząstek, charakteryzowanych przez PM₁₀ i TSP.

9.2. Wpływ sezonu na stężenie aerozoli

Sala wykładowa

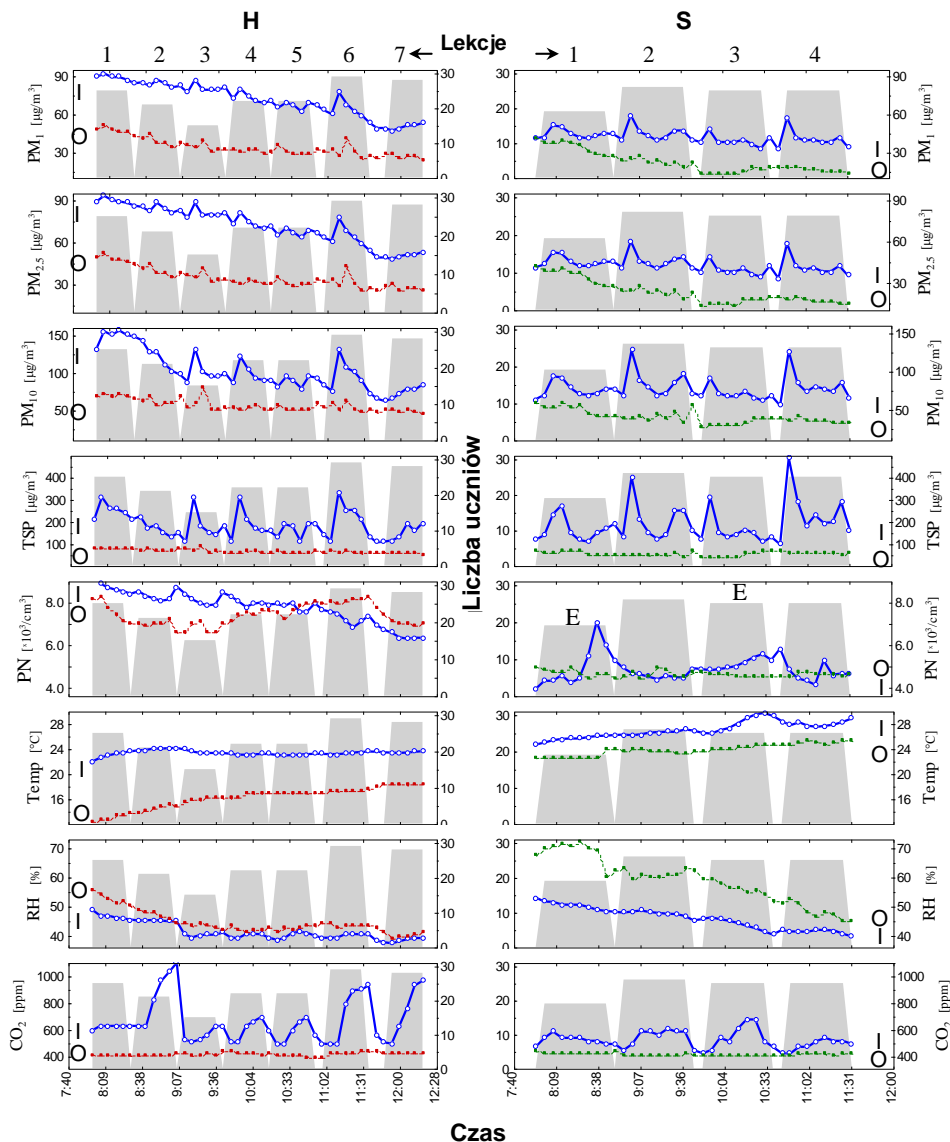
Przeprowadzone pomiary wykazały wpływ sezonu na stężenia aerozoli w pomieszczeniach (Połednik i in., 2009). Na rysunku 9.8 przedstawiono zmiany koncentracji cząstek aerozolowych w sali wykładowej w sezonie grzewczym i sezonie wiosennym. Jak wynika z rysunku w sezonie grzewczym koncentracje wszystkich mierzonych cząstek są wyższe. Szczególnie wyraźne różnice dotyczą koncentracji drobnych cząstek, które pochodzą głównie z powietrza zewnętrznego, a w sezonie grzewczym związane są z intensywniejszymi procesami spalania paliw.



Rys. 9.8. Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych w pomieszczeniu dydaktycznym w sezonie grzewczym i wiosennym

Sale lekcyjne

Wpływ sezonu na stężenia aerozoli był także widoczny w przypadku badań przeprowadzonych w salach lekcyjnych.



Rys. 9.9. Zmiany masowych stężeń (PM) i ilościowych koncentracji cząstek (PN), temperatury (T) i wilgotności względnej powietrza (RH) oraz stężenia CO₂ w sali do nauki fizyki (I) i na zewnątrz szkoły (O) podczas pomiarów w sezonie grzewczym (H) i letnim (S). E oznacza przeprowadzane na lekcji eksperymenty dydaktyczne

Na rysunku 9.9 przedstawiono zmiany stężeń cząstek oraz parametrów powietrza w sali do nauki fizyki C2(2) i na zewnątrz szkoły w sezonie grzewczym (H) i letnim (S).

Analiza regresyjna wszystkich danych uzyskanych podczas pomiarów w sezonie grzewczym wykazała istotną korelację pomiędzy stężeniami PM i koncentracjami PN ($R^2 = 0,59$). W sezonie letnim tego rodzaju korelacja nie została zaobserwowana ($R^2 = 0,04$). Średnie stężenia PM podczas pomiarów w obydwu sezonach były znacząco wyższe w salach, w których przebywali uczniowie ($p < 0,001$). Wyższe wartości koncentracji PN w salach z uczniami były obserwowane tylko w sezonie grzewczym ($p < 0,01$).

Wyższe stężenia cząstek w salach w sezonie grzewczym związane są ze wzrostem stężenia tych cząstek na zewnątrz budynków szkolnych. Znaczne ilości cząstek przedostają się wówczas do sal i są w nich deponowane na powierzchniach wewnętrznych. Obecność uczniów powoduje resuspensję przede wszystkim cząstek grubych. W przypadku rozpatrywanych sal znaczący udział w procesach resuspensji miały cząstki o wielkości ok. 1 μm . Znaczne ilości takich cząstek pochodzą z emisji z pieców i kotłów węglowych w budynkach mieszkalnych zlokalizowanych w pobliżu szkół. Podczas spalania węgla emitowane są głównie cząstki o wielkościach od 0,8 do 10 μm , z przewagą cząstek 1-2 μm (Morawska i Salthammer, 2003). Cząstki te przedostają się wraz z infiltrującym powietrzem do sal i podlegają procesom sedymentacji. W wyniku niedostatecznego sprzątnięcia cząstki te gromadzą się i nawarstwiają na powierzchniach wewnętrznych oraz podlegają efektywnym procesom resuspensji.

Tabela 9.2 przedstawia średnie wartości ilorazów stężeń cząstek w sezonie grzewczym i w sezonie letnim (H/S) w salach z uczniami i bez uczniów. Wartości ilorazów H/S w salach z uczniami były wyższe dla grubych cząstek. Średnia wartość H/S dla cząstek PM_{10} wynosiła 1,26, a dla cząstek TSP 1,43. W przypadku sal bez uczniów ilorazy te dla wszystkich mierzonych cząstek miały wartości mniejsze niż 1.

Tabela 9.2. Średnie wartości ilorazów masowych stężeń i ilościowych koncentracji cząstek w sezonie grzewczym i letnim (H/S), w salach z uczniami (L) i bez uczniów (V)

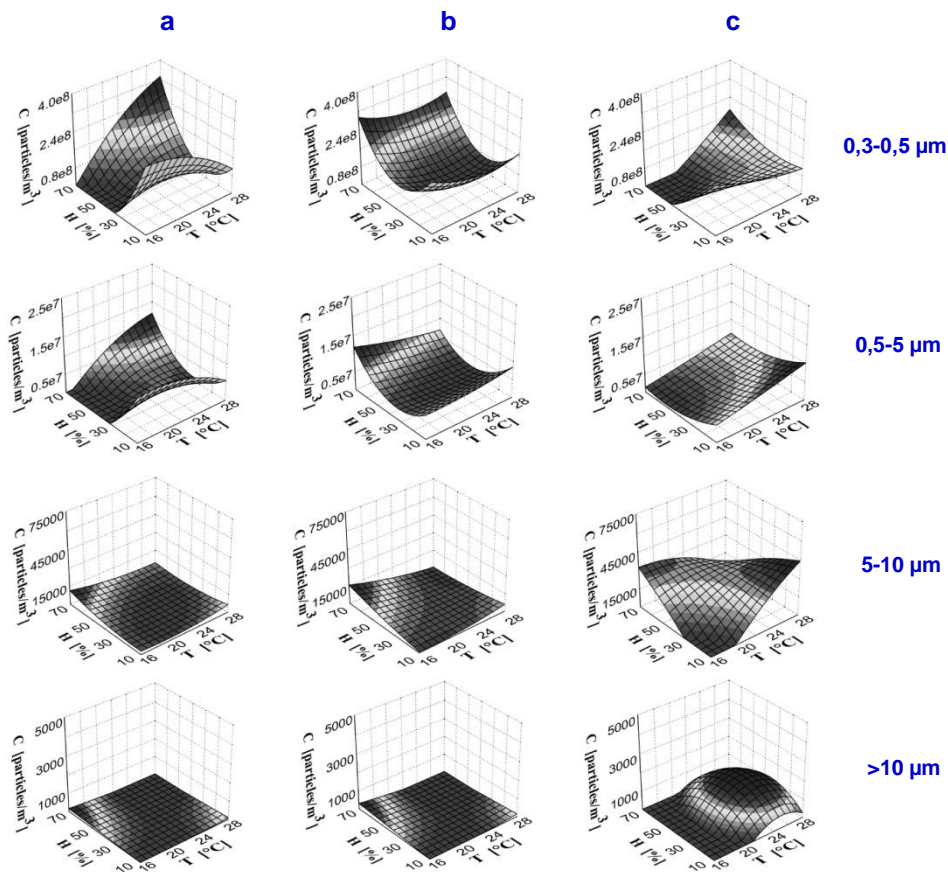
Sala lekcyjna		PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀	TSP	PN
C1(1)	L	0,80	0,80	1,35	2,25	1,25
	V	0,65	0,68	0,81	0,68	1,63
C2(1)	L	1,51	1,53	1,84	1,89	1,61
	V	1,17	1,19	1,16	1,04	0,50
C1(2)	L	0,86	0,87	0,64	0,90	2,14
	V	1,44	1,46	0,92	0,93	1,44
C2(2)	L	1,69	1,67	1,32	0,98	1,63
	V	0,80	0,80	0,79	0,73	0,83
C1(3)	L	1,36	1,35	1,25	1,51	1,19
	V	0,66	0,67	0,80	0,89	0,76
C2(3)	L	1,37	1,37	1,23	1,05	0,99
	V	0,93	0,93	1,00	0,99	0,39
Średnia	L	1,26	1,27	1,27	1,43	1,47
	V	0,94	0,96	0,91	0,88	0,93

9.3. Wpływ warunków termicznych na stężenie aerozoli

Wpływ sezonu wynikał przede wszystkim ze zmian stężenia aerozoli zewnętrznych w rozpatrywanych sezonach. Stężenia aerozoli mogą być jednak również zależne od warunków termicznych panujących w pomieszczeniach. Wpływ tych warunków jest wyraźnie zauważalny w przypadku koncentracji drobnych cząstek aerozolowych.

Sala wykładowa

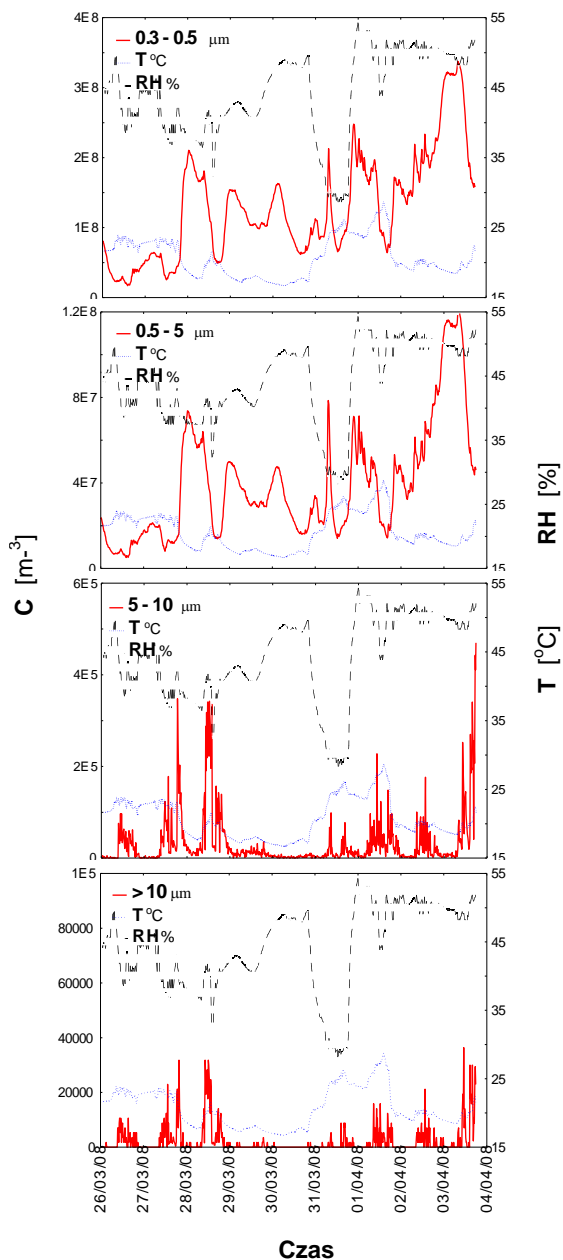
Zależności pomiędzy parametrami termicznymi a koncentracją cząstek w sali wykładowej przedstawiają wykresy na rysunku 9.10. Można zauważyć, że koncentracje bardzo drobnych i drobnych cząstek (0,3-0,5 μm i 0,5-5 μm) w sali wykładowej bez studentów osiągają minimalne wartości przy około 30-40% wilgotności względnej w całym badanym zakresie temperatury powietrza wewnętrznego (16-28°C).



Rys. 9.10. Zależność pomiędzy koncentracją cząstek C , temperaturą T i wilgotnością względną powietrza H w sali wykładowej, a – bez studentów w ciągu całej doby, b – bez studentów w ciągu dnia, c – przy obecności studentów

Klimatyzowana aula

Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych w auli, powodowane między innymi przez zmiany temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego, przedstawione są na wykresach na rysunku 9.11.



Rys. 9.11. Zmiany koncentracji cząstek aerozolowych oraz temperatury i wilgotności względnej powietrza w klimatyzowanej auli

Koncentracje ilościowe drobnych cząstek aerozolowych zmieniały się wraz ze zmianami parametrów termicznych powietrza wewnętrznego, tj. zwiększały się ze wzrostem wilgotności oraz spadkiem temperatury powietrza. Powodem tego mogły być np. przesunięcia w rozkładzie wielkości najdrobniejszych cząstek, związane z adsorpcją pary wodnej lub parowaniem wody zaadsorbowanej na powierzchni tych cząstek przy zmieniających się warunkach wilgotnościowych w auli (Południk, 2011). Odwrotną tendencję zaobserwowano dla cząstek grubych (5-10 μm i $> 10 \mu\text{m}$). Ich ilościowe koncentracje zwiększały się przy wzroście temperatury powietrza i spadku wilgotności względnej. Wartości współczynników korelacji i poziomy istotności dla zależności pomiędzy koncentracjami cząstek należących do rozpatrywanych klas wymiarowych a temperaturą i wilgotnością względną powietrza wewnętrznego zestawiono w tabeli 9.3.

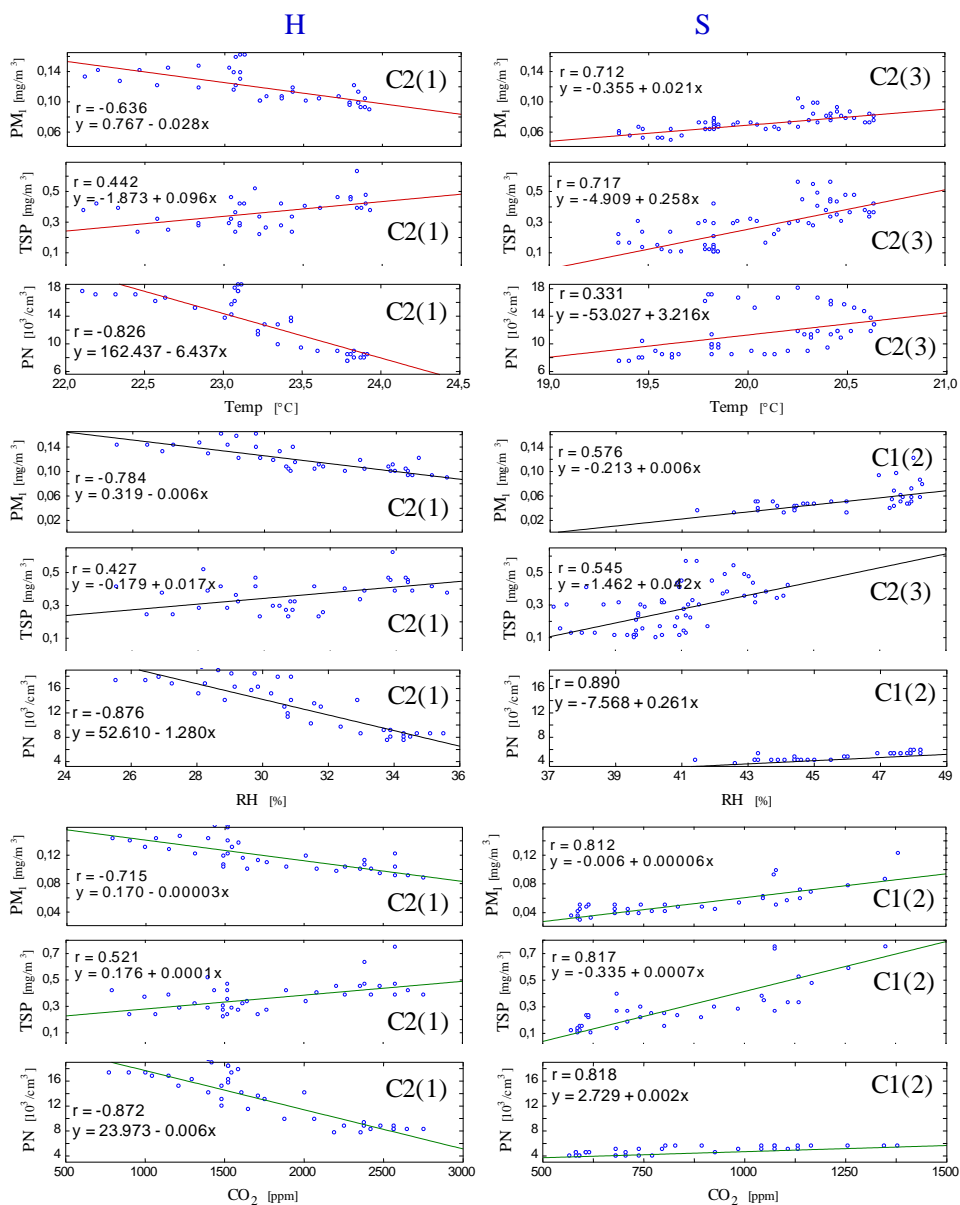
Tabela 9.3. Wartości współczynników korelacji dla zależności pomiędzy koncentracją cząstek a temperaturą (T) i wilgotnością względną powietrza wewnętrznego (RH) w auli

Parametr	Wielkość cząstek [μm]				
	0,3-0,5	0,5-5	5-10	> 10	> 5
T	-0,196*	-0,266*	0,213*	0,209*	0,217*
RH	0,216*	0,168*	0,043	0,041	0,043

* $p < 0,001$

Sale lekcyjne

Wpływ parametrów termicznych powietrza wewnętrznego na stężenia cząstek aerozolowych w salach lekcyjnych przedstawiono na wykresach na rysunku 9.12. W monitorowanych salach zaobserwowano kilka istotnych statystycznie ($p < 0,01$) zależności pomiędzy parametrami powietrza wewnętrznego i stężeniem cząstek aerozolowych. Pozytywną korelację uzyskano pomiędzy stężeniem masowym cząstek grubych TSP i parametrami powietrza w obydwu rozpatrywanych sezonach. Ujemną korelację zaobserwowano pomiędzy stężeniem masowym PM_{10} i koncentracją ilościową drobnych cząstek PN a mierzonymi parametrami powietrza wewnętrznego w sezonie grzewczym, natomiast dodatnią korelację uzyskano w pomiarach w sezonie letnim.



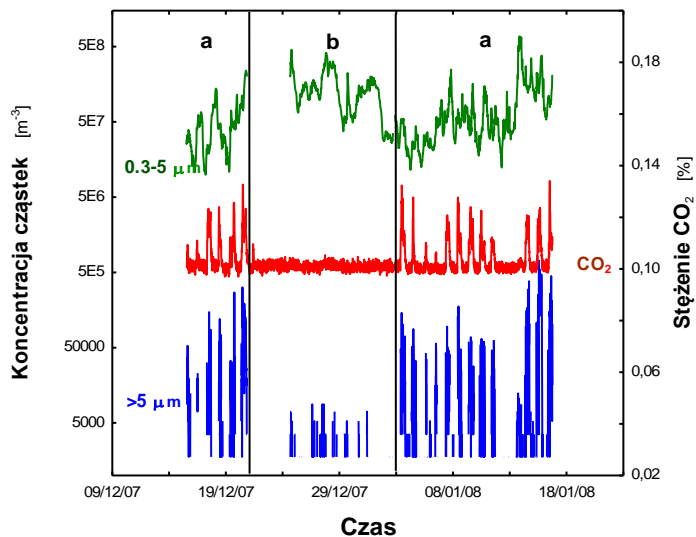
Rys. 9.12. Zależność pomiędzy masowymi stężeniami cząstek (PM₁ i TSP) oraz ilościowymi koncentracjami cząstek (PN) a temperaturą powietrza wewnętrznego (Temp), wilgotnością względną (RH) i stężeniem CO₂ w salach z uczniami w sezonie grzewczym (H) i w sezonie letnim (S)

9.4. Wpływ wentylacji i klimatyzacji na stężenie aerozoli

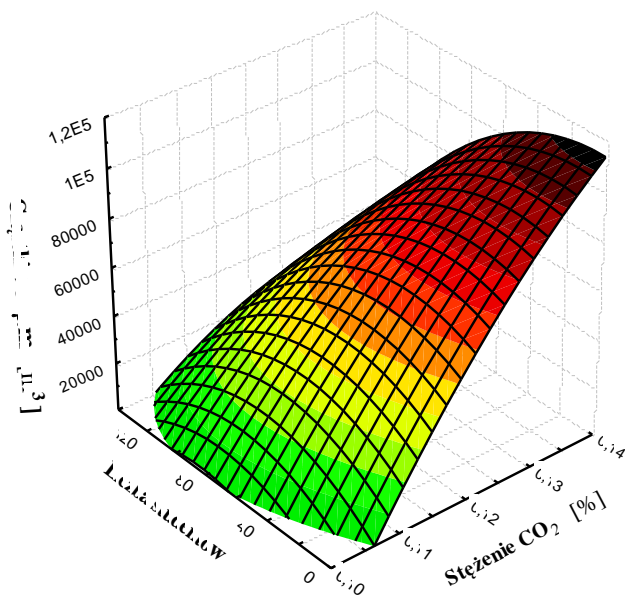
Na stężenie aerozoli w pomieszczeniu ma wpływ zastosowany system wentylacji i/lub klimatyzacji. Przy wentylacji naturalnej głównie zaznacza się wpływ stężenia aerozoli zewnętrznych. Natomiast przy wentylacji mechanicznej lub klimatyzacji ważne mogą być zarówno procesy zmniejszania stężenia aerozoli (filtracja powietrza), jak i zwiększenia ich stężenia (reemisje z filtrów i przewodów wentylacyjnych). Stosowanie systemów wentylacji mechanicznej związane jest także z wymuszaniem ruchu powietrza, co może powodować resuspensję osiadłych cząstek kurzu.

Klimatyzowana aula

Wpływ klimatyzacji na stężenia aerozoli w auli zobrazowano na rysunku 9.13. Zmiany koncentracji zarówno bardzo drobnych (0,3-0,5 μm), jak i grubych cząstek aerozolowych ($> 5 \mu\text{m}$) zachodzą wraz ze zmianami stężenia CO_2 , które są zależne od intensywności wentylacji, a także od liczby obecnych studentów w auli. W przeprowadzonych badaniach nie uzyskano istotnych korelacji pomiędzy koncentracją grubych cząstek aerozolowych a stężeniem CO_2 (rysunek 9.14). Prawdopodobnie wynikało to z faktu, że przy większej liczbie studentów w auli zmieniały się parametry termiczne powietrza wewnętrznego, które w konsekwencji wymuszały większą wymianę powietrza. To z kolei powodowało bardziej efektywne usuwanie aerozoli z auli. Ponadto, gdy w auli było mniej studentów, to przeważnie zajmowali oni miejsca z tyłu auli, bliżej punktu pomiarowego aerozoli. W ten sposób procentowo większa liczba studentów obecnych w auli była w pobliżu tego punktu, co mogło mieć również znaczący wpływ na mierzone koncentracje grubych cząstek.



Rys. 9.13. Zmiany stężenia CO₂ oraz zmiany koncentracji cząstek aerozolowych w klimatyzowanej auli, a - przy obecności studentów, b - bez studentów



Rys. 9.14. Zależność pomiędzy koncentracją cząstek aerozolowych > 5 μm, stężeniem CO₂ oraz liczbą studentów obecnych w auli

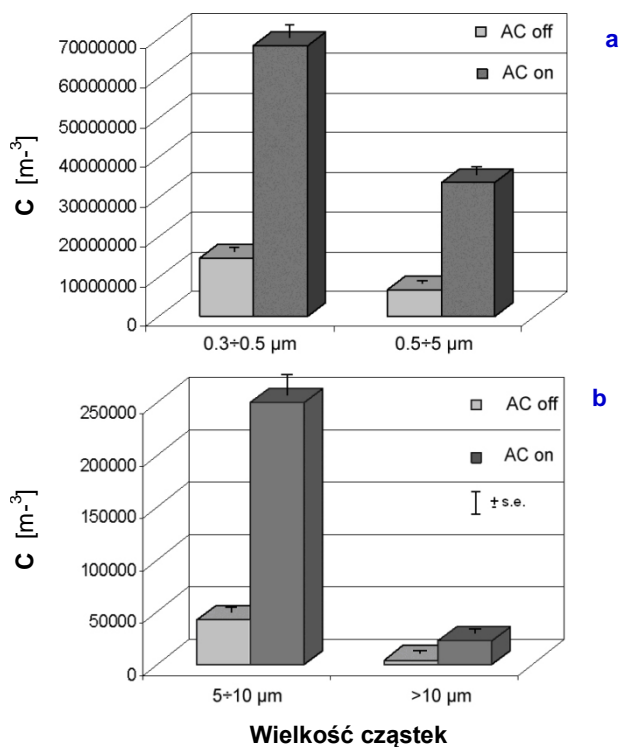
W tabeli 9.4 oraz na rysunku 9.15 przedstawiono dane dotyczące mierzonych koncentracji drobnych i grubych cząstek aerozolowych podczas dwóch wykładów w auli, przy czym na jednym była włączona (AC on), a na drugim wyłączona klimatyzacja (AC off). Na wykładach było obecnych 60 studentów.

Tabela 9.4. Ilościowe koncentracje cząstek aerozolowych w auli przy włączonej (AC on) i wyłączonej klimatyzacji (AC off)

Wielkość cząstek [μm]	Koncentracja [cząstki/m ³]		Iloraz średnich koncentracji AC on/AC off
	AC on	AC off	
0,3–0,5	(6,47/4,99 (3,58-11,71))x10 ⁷	(1,92/1,77 (1,20-2,78))x10 ⁷	3,37
0,5–5	(3,12/2,27 (1,38-6,39))x10 ⁷	(8,53/7,37 (5,08-13,25))x10 ⁶	3,66
5–10	(1,63/1,50 (0,11-3,14))x10 ⁵	(2,65/2,83 (0-8,65))x10 ⁴	6,15
>10	(1,38/1,24 (0-3,18))x10 ⁴	(3,18/1,77 (0-10,59))x10 ³	4,34

Średnia arytmetyczna/mediana (zakres)

Z przedstawionych danych wynika, że koncentracje wszystkich mierzonych cząstek aerozolowych były około czterokrotnie większe przy włączonej klimatyzacji. Wpływ obecności studentów na wyniki pomiarów można pominąć, ponieważ taka sama ich liczba brała udział w zajęciach wykładowych w auli przy włączonej i wyłączonej klimatyzacji. Niewielkie znaczenie miały też zmiany wartości parametrów termicznych powietrza w pomieszczeniu i procesy infiltracji aerozoli. Średnia temperatura i wilgotność względna wynosiły odpowiednio 23,5°C i 48% przy wyłączonej klimatyzacji oraz 20°C i 40% przy włączonej klimatyzacji. W trakcie trwania pomiarów okna w auli były szczelnie zamknięte. Temperatura i wilgotność względna powietrza zewnętrznego wynosiły odpowiednio około 15°C i 50% w obydwu rozpatrywanych okresach. Obserwowane większe koncentracje cząstek aerozolowych przy włączonej klimatyzacji są wynikiem wzmożonego ruchu powietrza w auli i związanej z tym zwiększonej resuspensji cząstek zdeponowanych na powierzchniach wewnętrznych (Jamriska i in., 2003). Dodatkowo pewien wpływ mogło mieć również nieefektywne działanie filtrów powietrza w systemie klimatyzacji, które niedostatecznie usuwały aerozole z powietrza wprowadzanego do auli (Fisk i in., 2000).



Rys. 9.15. Średnie koncentracje a- drobnych i b - grubych cząstek aerozolowych podczas wykładów w auli z obecnymi 60 studentami przy włączonej (AC on) i wyłączonej (AC off) klimatyzacji

Sale lekcyjne

Wpływ zmieniających się warunków wentylacyjnych na stężenia aerozoli w salach lekcyjnych był bardziej widoczny podczas lekcji i przerw w sezonie letnim, kiedy to zaobserwowano mniej regularne fluktuacje parametrów powietrza wewnętrznego. W sezonie letnim, podczas przerw między lekcjami sale były często wietrzone poprzez otwieranie okien i drzwi. Ten sposób wentylacji powodował dodatkowy, intensywny ruch powietrza i mniej regularne zmiany w poziomach koncentracji cząstek w salach, na co wskazują również badania przeprowadzone przez Martuzevicius i in., (2008). Znaczenie mógł mieć także fakt, że średnie koncentracje cząstek na zewnątrz szkół były większe niż średnie ich poziomy w salach bez uczniów, co potwierdzają w swoich badaniach Morawska i in., (2009). Do sal mogły się również dostawać cząstki generowane przez źródła zlokalizowane wewnątrz szkół, np. cząstki emitowane przy

sprzątaniu lub podczas przeprowadzanych drobnych prac remontowych. Wskaźnikiem zmian warunków wentylacyjnych w salach były fluktuacje stężenia CO₂. Podczas trwania lekcji stężenia CO₂ w powietrzu wewnętrznym systematycznie rosły i często przekraczały poziom 1000 ppm, który zgodnie z ASHRAE 62-1989 jest stężeniem progowym komfortu dla pomieszczeń przeznaczonych na pobyt ludzi. Mierzone stężenia CO₂ w klasach nie spełniały normy ASHRAE w przypadku 56% czasu lekcyjnego w sezonie grzewczym oraz w 41% czasu lekcyjnego w sezonie letnim. Poziomy stężenie CO₂ ponad 1500 ppm odnotowano dla około 25% czasu lekcyjnego w sezonie grzewczym i 7% w sezonie letnim. Podczas przerw między lekcjami w sezonie grzewczym, gdy warunki wentylacyjne nie podlegały znaczącym zmianom (okna nie były otwierane, a drzwi otwierane były tylko sporadycznie) obserwowano eksponencjalne zmniejszanie się stężenia CO₂.

9.5. Wpływ stężenia aerozoli na odczuwalną jakość powietrza

Zazwyczaj odczuwalna jakość powietrza jest kojarzona z jego parametrami termicznymi lub obecnością związków zapachowych. Badania wykazały, że jakość ta może być również skorelowana ze stężeniem aerozoli (Połednik i in., 2010).

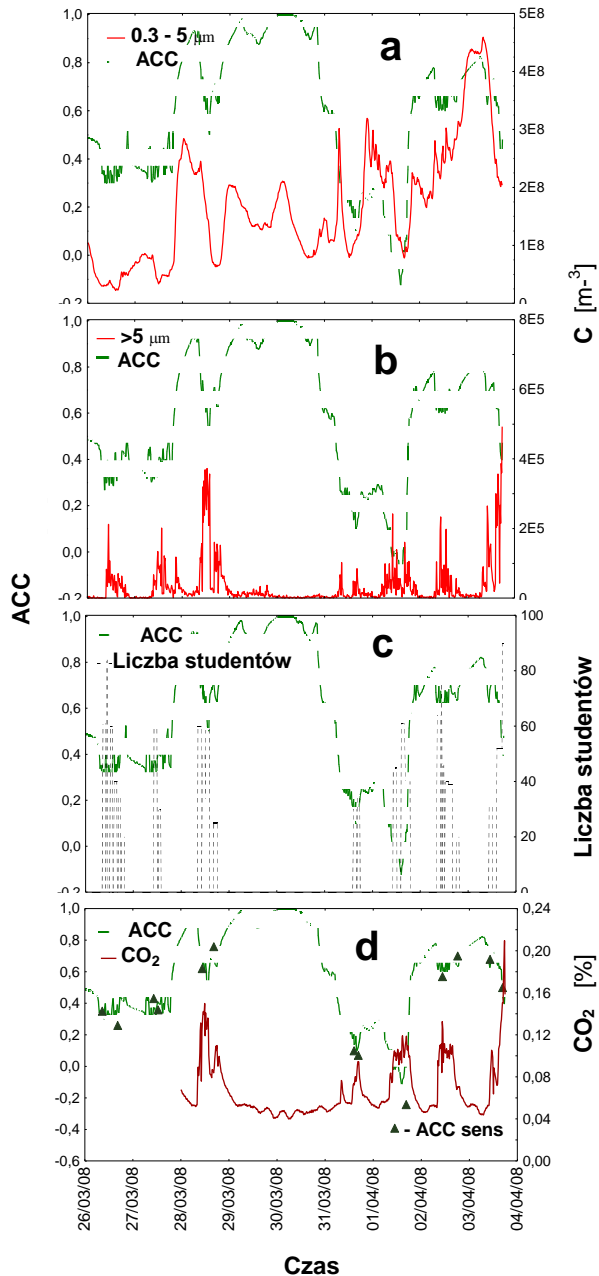
Wykresy a i b na rysunku 9.16 przedstawiają zmiany odczuwalnej jakości powietrza (PAQ), której wskaźnikiem jest jej akceptowalność (ACC) oraz zmiany koncentracji odpowiednio drobnych (0,3-5 μm) i grubych (> 5 μm) cząstek aerozolowych. Z wykresów widać wyraźnie, że zmiany ACC w auli następują wraz ze zmianami koncentracji drobnych cząstek aerozolowych. ACC rośnie lub maleje odpowiednio przy wzroście lub zmniejszaniu się koncentracji drobnych cząstek. W przypadku grubych cząstek relacja ta jest odwrotna, tzn. ACC maleje, gdy wzrasta koncentracja tych cząstek.

Biorąc pod uwagę fakt, że główną przyczyną wzrostu koncentracji grubych cząstek jest obecność studentów w auli, a ta z kolei jest przyczyną pogarszania się PAQ, to można uznać, że obecność grubych cząstek może być pośrednim wskaźnikiem PAQ. Tezę tę potwierdzają wykresy na rysunku 9.16c, które przedstawiają zmiany ACC oraz ilości studentów obecnych w auli. Zmiany ilości studentów w badanej auli przekładają się na zmiany stężenia CO₂. Wynika to z faktu, że poziom aktywności ruchowej studentów w auli jest dość ściśle określony, a tym samym określona jest ilość wydychanego przez nich

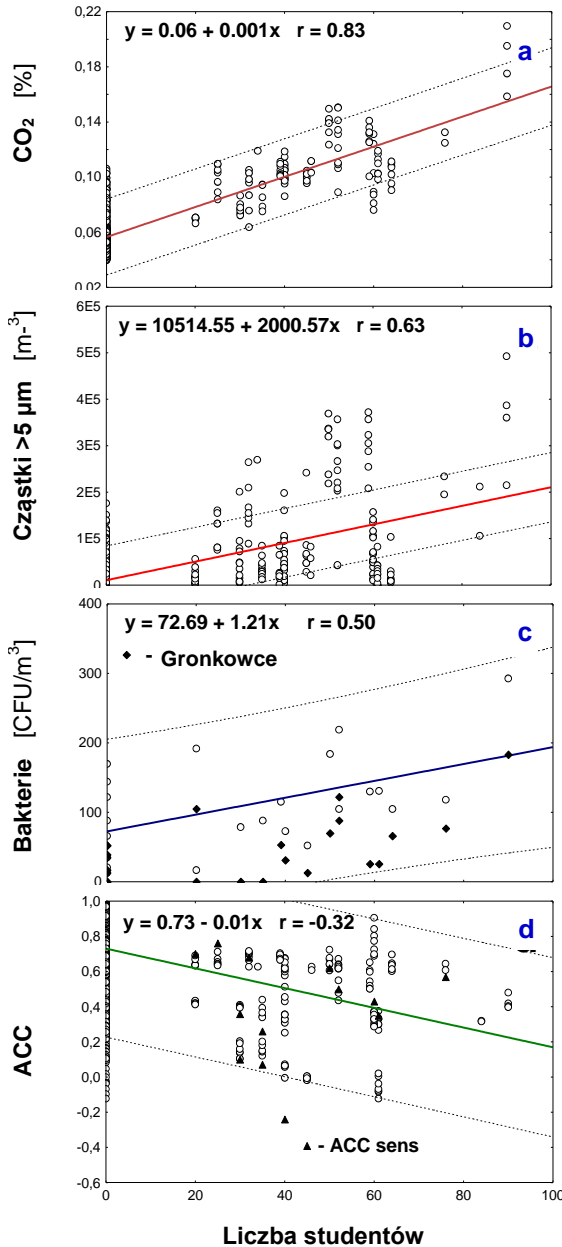
CO₂. Obserwowane zmiany stężenia CO₂ i równoczesne zmiany PAQ pokazane na rysunku 9.16d następowały wraz ze zmianami ilości studentów obecnych w auli.

Zmiany PAQ są potwierdzone zarówno przez zmiany instrumentalnie określonych, jak i sensoryczne ocenianych wartości ACC (Burek i in., 2006). Wyniki tych dwóch sposobów wyznaczania ACC w poszczególnych sektorach auli miały bardzo podobne wartości. Średnie różnice były w granicach niepewności dla sensorycznych ocen ACC wynoszących 0,15. Wykresy na rysunku 9.17a,b,c,d przedstawiają liniowe regresje i 95% przedziały ufności odpowiednio dla relacji pomiędzy stężeniem CO₂, koncentracją grubych cząstek aerozolowych i bakterii (gronkowców) oraz instrumentalnie wyznaczoną i sensorycznie ocenianą ACC a liczbą studentów obecnych w auli.

Wartości parametrów termicznych powietrza wewnętrznego stanowiły średnie z pomiarów dokonywanych w 15 minutowych odstępach czasu. Jedynie wartości sensorycznych ACC pochodziły z ocen przeprowadzonych na początku i na końcu wykładów. Dane dotyczące poziomów koncentracji mikroorganizmów były użyte tylko jako dodatkowe potwierdzenie wpływu ilości studentów na PAQ w badanej auli. Z uzyskanych danych wynika, że pomimo działania systemu klimatyzacji oraz kontrolowanych i zmienianych warunków termicznych w auli, przy wzroście liczby studentów następowało zwiększanie stężenia CO₂ oraz koncentracji grubych cząstek aerozolowych i mikroorganizmów w powietrzu wewnętrznym. Jednocześnie obserwowano pogarszanie się odczuwalnej jakości tego powietrza. Wartości współczynników korelacji oraz poziomów istotności dla opisywanych relacji przedstawiono w tabelach 9.5 i 9.6.



Rys. 9.16. Zmiany akceptowalności jakości powietrza (ACC), koncentracji drobnych ($0,3-5 \mu\text{m}$) i grubych cząstek aerozolowych ($> 5 \mu\text{m}$) oraz ilości studentów i stężenia CO₂ w auli



Rys. 9.17. Zależność pomiędzy stężeniem CO₂, koncentracją grubych cząstek aerozolowych i bakterii (gronkowców) oraz instrumentalnie wyznaczaną i sensorycznie ocenianą ACC, a liczbą studentów obecnych w auli

Tabela 9.5. Współczynniki korelacji dla zależności pomiędzy koncentracją cząstek aerozolowych a temperaturą (T) i wilgotnością względną powietrza (RH), liczbą obecnych studentów w auli (SN), stężeniem CO₂, koncentracją bakterii (C_B) i gronkowców (C_S) oraz akceptowalnością jakości powietrza (ACC)

Parametr	Wielkość cząstek [µm]				
	0,3-0,5	0,5-5	5-10	> 10	> 5
T	-0,196***	-0,266***	0,213***	0,209***	0,217***
RH	0,216***	0,168***	0,043	0,041	0,043
SN	0,034	-0,001	0,573***	0,565***	0,634***
CO ₂	-0,045	-0,062	0,769***	0,728***	0,775***
C _B	0,240	0,222	0,611**	0,499*	0,599**
C _S	0,305	0,280	0,546**	0,461*	0,561**
ACC	0,167***	0,225***	-0,209***	-0,208***	-0,214***

*p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001

Tabela 9.6. Współczynniki korelacji dla doświadczalnych zależności pomiędzy stężeniem CO₂, koncentracją bakterii (C_B) i gronkowców (C_S) oraz akceptowalnością jakości powietrza (ACC), a temperaturą (T) i wilgotnością względną powietrza (RH) oraz liczbą studentów obecnych w auli (SN)

Parametr	T	RH	SN
CO ₂	0,380***	0,060	0,832***
C _B	-0,047	0,355	0,502*
C _S	-0,276	0,511*	0,557**
ACC	-0,983***	-0,096	-0,319***

*p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001

Najlepsze skorelowanie uzyskano dla zależności pomiędzy stężeniem CO₂ a liczbą studentów obecnych w auli. Dla tego przypadku współczynnik korelacji miał wartość $r = 0,832$ ($p < 0,001$). Statystycznie istotne zależności pomiędzy koncentracją grubych cząstek aerozolowych, koncentracją mikroorganizmów oraz ACC a liczbą studentów w auli wystąpiły pomimo znacznego rozproszenia punktów eksperymentalnych wokół linii najlepszego dopasowania. Można przypuszczać, że wszystkie opisywane zależności byłyby dokładniejsze (mniejsze resztkowe odchylenia standardowe), gdyby badania uwzględniały

szerszy zakres liczby studentów obecnych w auli i parametrów powietrza wewnętrznego.

9.6. Ekspozycja na cząstki aerozolowe

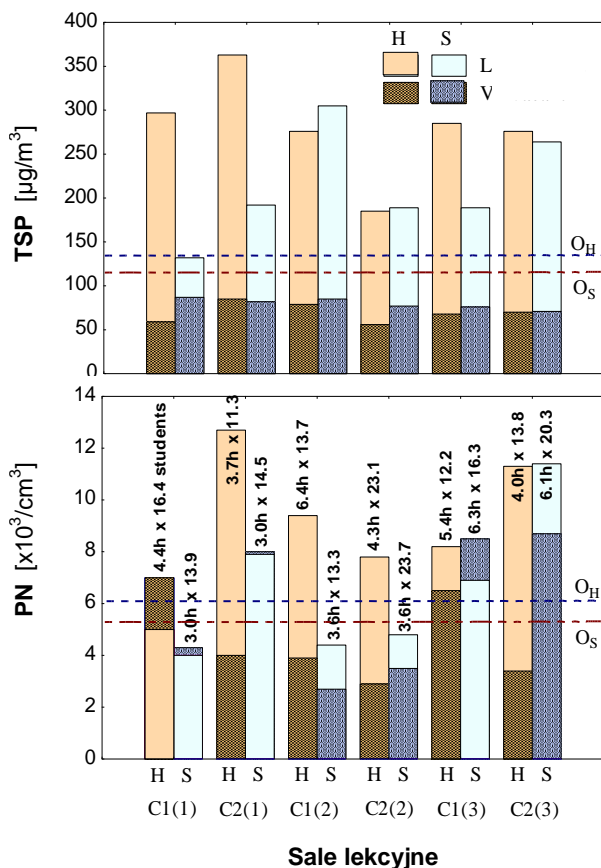
Dla użytkowników pomieszczeń, bardziej istotna niż stężenie jest ekspozycja na cząstki aerozolowe. Ekspozycja ta ma szczególnie duże znaczenie w przypadku dzieci i osób starszych, które są najmniej odporne na szkodliwe oddziaływanie cząstek aerozolowych (Poednik, 2013).

Salę lekcyjne

Wyniki pomiarów w salach lekcyjnych wykazały, że stężenia masowe i koncentracje ilościowe cząstek były wielokrotnie wyższe przy obecności uczniów. Były też wyższe w sezonie grzewczym aniżeli w sezonie letnim. Wpływ na to miały emisje cząstek ze spalania węgla w budynkach mieszkalnych zlokalizowanych w pobliżu szkół. Emisje te znacząco przyczyniały się do zwiększonych ekspozycji uczniów na cząstki aerozolowe w sezonie grzewczym.

Warunki ekspozycji na cząstki aerozolowe w salach podczas lekcji i w salach przy nieobecności uczniów oraz na zewnątrz szkoły w sezonie zimowym i letnim przedstawiono na rysunku 9.18. Ekspozycja została oszacowana jako iloczyn średniego stężenia cząstek i średniego czasu przebywania uczniów w salach lekcyjnych. Przy szacowaniu ekspozycji na zewnątrz szkoły założono, że uczniowie spędzają taką samą ilość czasu na zewnątrz szkoły, jak w salach lekcyjnych. W obydwu sezonach ekspozycja na cząstki PM i PN w salach podczas trwania lekcji była wyższa niż na zewnątrz szkoły. Oszacowana średnia ekspozycja uczniów na cząstki PM w salach w sezonie zimowym i letnim była odpowiednio 2,1 i 1,8 razy wyższa niż na zewnątrz szkoły. Analogiczna ekspozycja na cząstki PN były 1,5 i 1,2 razy wyższe. Należy przy tym podkreślić, że znaczna część ekspozycji na PM (około 50%), oraz ekspozycji na PN (około 30%) była związana z cząstkami generowanymi wewnątrz sal.

Większa ekspozycja uczniów na cząstki aerozolowe w salach lekcyjnych w sezonie zimowym jest związana z większą aktywnością źródeł cząstek w tym sezonie.



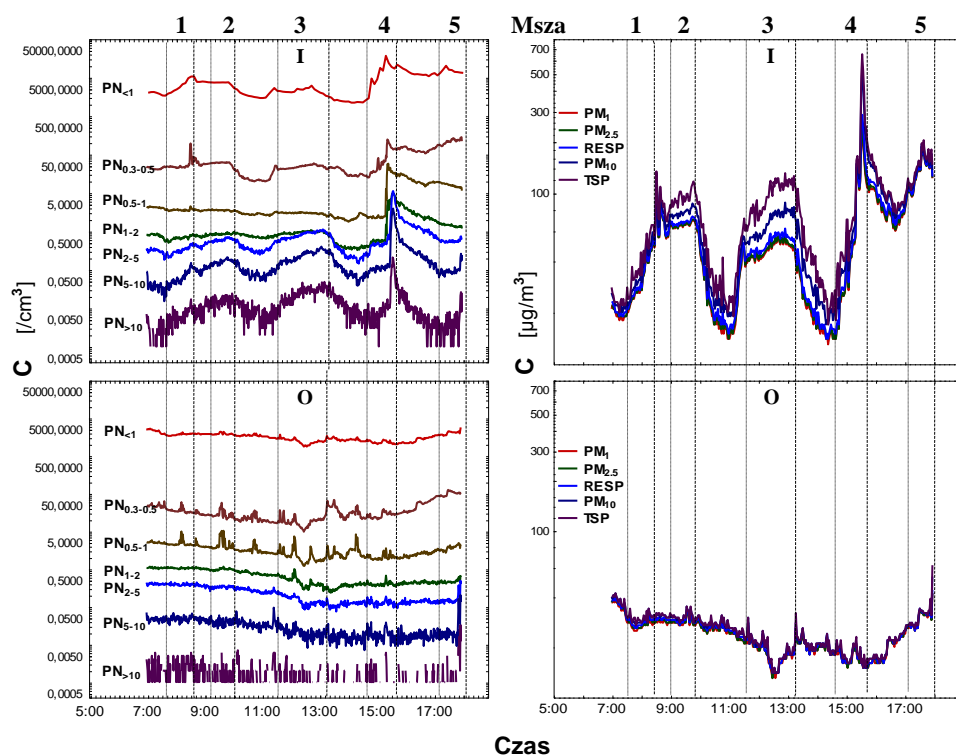
Rys. 9.18. Średnie stężenia masowe (TSP) i koncentracje ilościowe cząstek (PN) w salach lekcyjnych podczas pomiarów w sezonie grzewczym (H) i letnim (S). O_H i O_S oznaczają średnie stężenia i koncentracje cząstek na zewnątrz budynku szkoły odpowiednio w sezonie grzewczym i letnim. Liczby nad słupkami koncentracji oznaczają czas przebywania i średnią ilość uczniów w salach w danym dniu pomiarów

W sezonie zimowym większe ilości cząstek są generowane na zewnątrz szkół, co powoduje, że większa ilość cząstek jest deponowana i akumulowana w salach lekcyjnych. To z kolei przekłada się na większą ilość cząstek podlegających procesom resuspensji, a w konsekwencji na zwiększoną ekspozycję uczniów na cząstki aerozolowe.

Doświadczenia dydaktyczne przeprowadzane w salach są dodatkowym, bardzo ważnym źródłem cząstek, które mogą mieć istotny wpływ na ekspozycję uczniów.

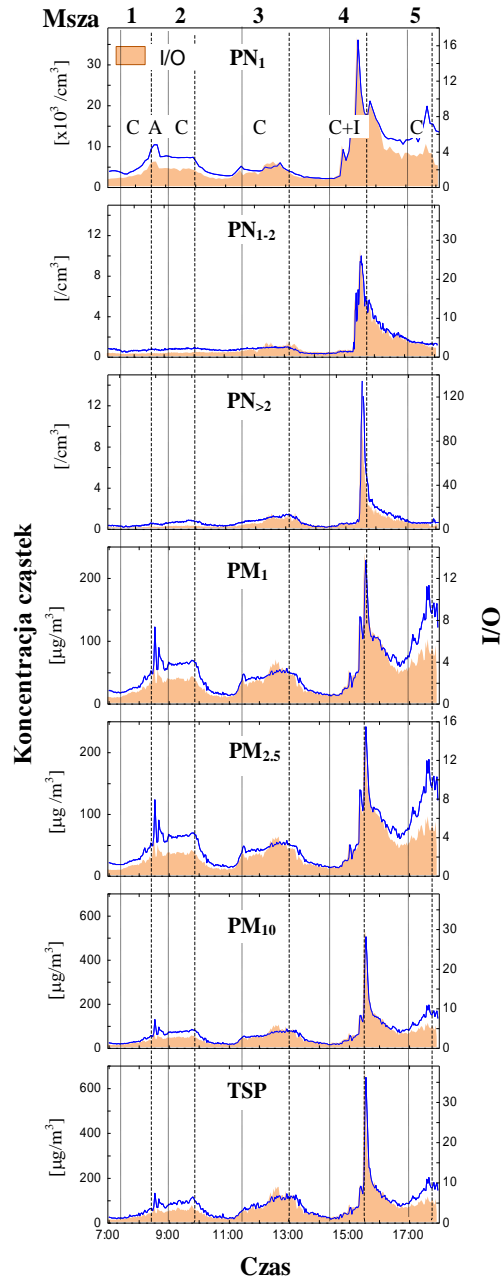
Obiekt sakralny

Zwiększone stężenia cząstek aerozolowych w kościele podczas odprawianych mszy są głównie powodowane obecnością i aktywnością uczestników mszy, a także procesami spalania wewnątrz kościoła. Na rysunku 9.19 przedstawiono zmiany ilościowych koncentracji i masowych stężeń cząstek wewnątrz i na zewnątrz kościoła podczas kolejno odprawianych 5 niedzielnych mszy.



Rys. 9.19. Zmiany ilościowych koncentracji i masowych stężeń cząstek wewnątrz (I) i na zewnątrz kościoła (O)

Przeprowadzone pomiary wykazały, że palenie świec, a w szczególności palenie kadzidła znacząco przyczynia się do wzrostu koncentracji oraz stężenia drobnych i ultradrobnych cząstek. Potwierdzeniem są zmiany ilościowych koncentracji i masowych stężeń cząstek w kościele oraz zmiany wartości ilorazu tych parametrów wewnątrz i na zewnątrz kościoła przedstawione na rysunku 9.20 i w tabeli 9.7.



Rys. 9.20. Zmiany ilościowych koncentracji i masowych stężeń cząstek wewnątrz kościoła oraz wartości ilorazu koncentracji cząstek wewnątrz i na zewnątrz kościoła (I/O) w trakcie 5 niedzielnych mszy oraz przerw pomiędzy nimi. PN - koncentracja ilościowa cząstek, PM - stężenie masowe cząstek, C - palenie świec, C+I - palenie świec i kadzidła, A - dodatkowa aktywność przy ołtarzu

Tabela 9.7. Wartości ilorazów koncentracji i stężenia cząstek wewnątrz i na zewnątrz kościoła podczas poszczególnych mszy, podczas pierwszych trzech mszy (1-3) oraz wszystkich niedzielnych mszy (1-5) w kościele

Msza	PN ₁	PN _{1,2}	PN ₂	PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀	TSP							
1	1.3(0.5)	1.2/2.5	0.6(0.1)	0.6/0.8	0.8(0.2)	0.8/1.4	0.8(0.1)	0.8/0.9	1.3(0.7)	1.1/4.1	1.5(0.8)	1.3/4.2		
2	2.0(0.1)	2.0/2.1	0.8(0.1)	0.8/1.0	1.9(0.4)	1.9/2.7	2.3(0.2)	2.3/2.6	2.3(0.2)	2.3/2.6	2.5(0.2)	2.5/3.0	3.0(0.4)	3.0/4.2
3	1.9(0.5)	1.8/2.8	2.1(0.8)	1.9/4.1	6.4(3.2)	5.1/13.3	2.6(0.7)	2.5/4.2	2.6(0.7)	2.5/4.0	3.5(1.2)	3.4/5.7	4.9(2.0)	4.5/8.7
4	4.0(4.6)	2.2/16.8	4.1(6.4)	1.4/27.6	9.0(21.9)	3.7/129.8	3.2(3.6)	1.6/14.3	3.3(3.8)	1.7/15.1	4.7(7.2)	2.1/29.8	5.6(8.9)	2.5/38.2
5	3.6(0.6)	3.6/4.8	3.5(0.8)	3.3/5.3	4.4(1.4)	4.1/7.6	4.3(0.9)	4.2/6.1	4.3(0.9)	4.1/6.1	4.4(0.8)	4.4/6.2	4.5(0.9)	4.4/6.4
1-3	1.8(0.5)	1.8/2,8	1.3(0.8)	0.9/4.1	3.6(3.4)	2.1/13.3	2.0(0.9)	2.1/4.2	2.1(0.8)	2.1/4.3	2.6(1.3)	2.4/5.7	3.4(2.1)	3.0/8.7
1-5	2.6(2.5)	1.8/16.8	2.7(3.7)	1.1/27.6	5.7(11.4)	2.5/129.8	2.5 (2.0)	.1/14.3	2.5(2.1)	2.1/15.1	3.1(3.3)	2.4/29.8	3.7(4.0)	2.9/38.2

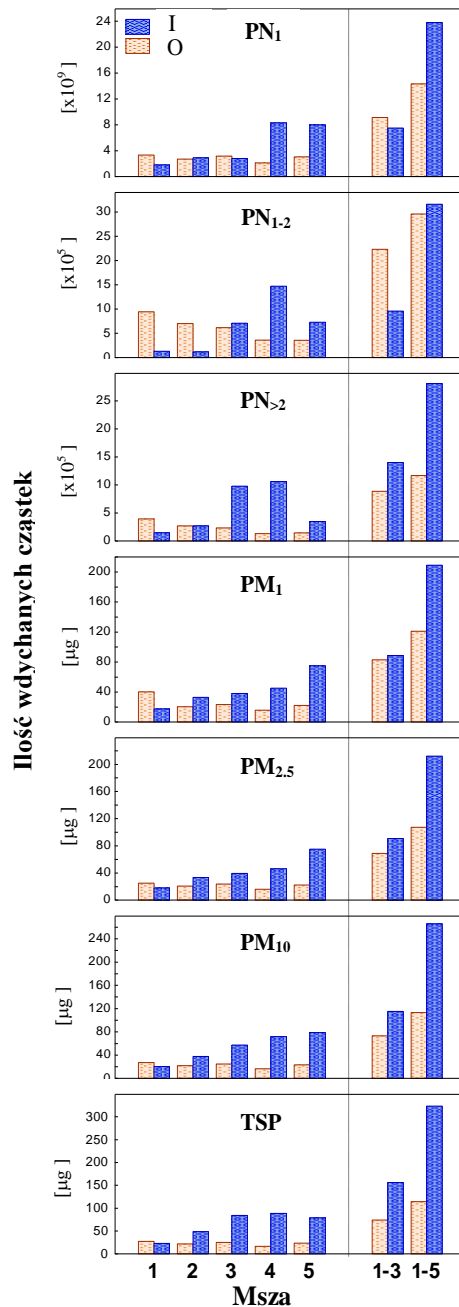
PN - koncentracja ilościowa, PM - stężenie masowe, TSP - stężenie masowe wszystkich cząstek; indeksy reprezentują wielkości cząstek.

Średnia arytmetyczna (odchylenie standardowe) mediana/maksymalna wartość ilorazu koncentracji i stężenia cząstek podczas -

1...5 poszczególnych mszy,

(1-3) pierwszych trzech mszy,

(1-5) wszystkich niedzielnych mszy.



Rys. 9.21. Ilość wdychanych cząstek przez uczestników mszy wewnątrz kościoła (I) w trakcie poszczególnych mszy, podczas pierwszych trzech mszy (1-3) i wszystkich niedzielnych mszy (1-5) oraz w tym samym czasie na zewnątrz kościoła (O)

Najwyższe wartości ilorazów koncentracji i stężenia cząstek wewnątrz i na zewnątrz kościoła były obserwowane podczas czwartej mszy, w trakcie której palone było kadzidło. Maksymalne koncentracje i stężenia PN_1 , $PM_{2.5}$ i PM_{10} wewnątrz kościoła były wówczas odpowiednio ok. 17, 15 i 30 razy większe niż ich poziomy odnotowane na zewnątrz kościoła. Koncentracje i stężenia bardzo drobnych i drobnych cząstek były znacząco wyższe nie tylko na tej mszy, ale również podczas kolejnej mszy, na której kadzidło nie było używane. Aktywność uczestników mszy, jak np. klękanie oraz siadanie i wstawanie z ławek, a także przemieszanie się wewnątrz kościoła, zwiększała poziomy koncentracji i stężenia grubych cząstek. Długość przerw pomiędzy mszami miała istotny wpływ na koncentracje i stężenia cząstek mierzone na następnej odprawianej mszy. Ekspozycja wiernych na cząstki aerozolowe była wyższa podczas mszy poprzedzonych krótszą przerwą.

Ilość (liczba lub masa) cząstek wdychanych przez uczestników każdej mszy wyliczano z następującego równania:

$$Z = B \int \frac{P}{\lambda} (1 - e^{-\lambda t}) dt \quad (9.1)$$

gdzie:

B - częstość oddychania; średnia częstość $12 \times 10^3 \text{ cm}^3/\text{min}$ - wg Layton (1993),

P - szybkość wzrostu koncentracji lub stężenia cząstek, [cząstki/($\text{cm}^3 \cdot \text{min}$)] lub [$\mu\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{min})$],

λ - stała zmniejszania się koncentracji lub stężenia cząstek, [min^{-1}],

t - czas trwania mszy, [min].

Zgodnie z diagramami na rysunku 9.21 oszacowane ilości cząstek wdychanych przez wiernych podczas mszy, w szczególności gdy na mszy palone było kadzidło, były znacząco wyższe niż ilości cząstek wdychanych w tym samym czasie na zewnątrz kościoła. Ekspozycja księży oraz innych osób pracujących w kościele, ze względu na fakt, że w ciągu dnia zazwyczaj uczestniczą oni w więcej niż jednej mszy, może prowadzić do negatywnych skutków zdrowotnych.

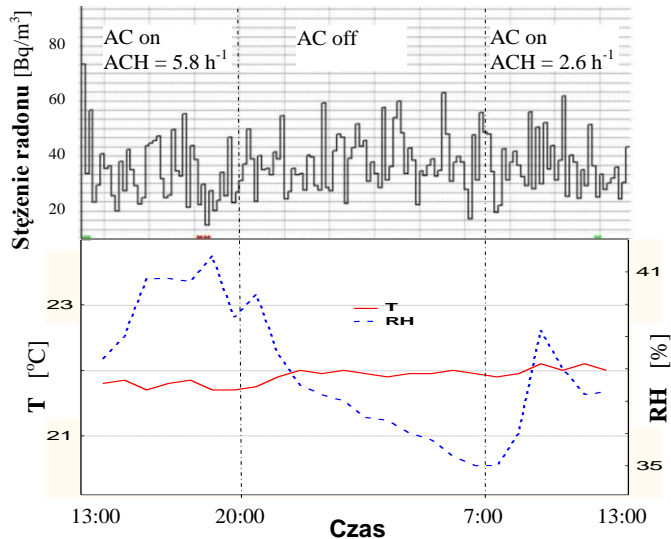
10. RADON I PRODUKTY JEGO ROZPADU A JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Na jakość powietrza wewnętrznego może mieć wpływ obecność radonu i produktów jego rozpadu. Szkodliwe dla zdrowia jest wysokoenergetyczne promieniowanie alfa emitowane przez te izotopy. Pochodne radonu, oprócz tego, że są radioaktywne, zaliczane są również do metali ciężkich, mogących dodatkowo niekorzystnie oddziaływać na zdrowie. Stężenie radonu w pomieszczeniach jest zależne od zawartości izotopów uranu i toru w gruncie pod budynkiem oraz w materiałach budowlanych i wykończeniowych. Istotna jest także intensywność wentylacji pomieszczeń. Przeprowadzone badania wykazały, że dynamika zmian stężenia radonu w pomieszczeniu jest uzależniona od działania klimatyzacji, a stężenia produktów rozpadu radonu są skorelowane ze stężeniami cząstek aerozolowych.

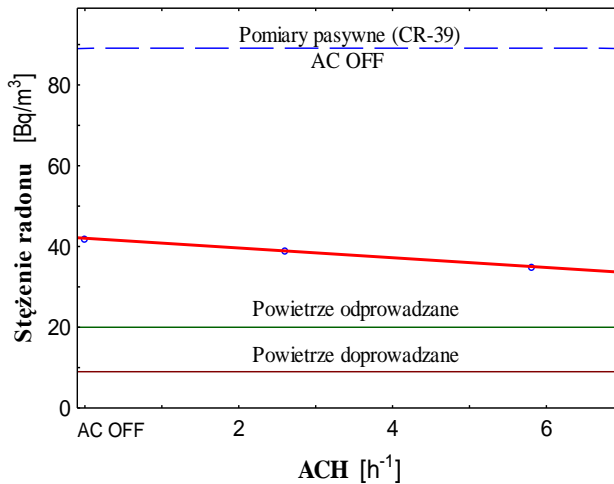
10.1. Wpływ wentylacji i warunków termicznych na stężenie radonu

Dotychczas badania stężeń radonu wykonywano głównie w naturalnie wentylowanych pomieszczeniach. Pomiar stężenia radonu w klimatyzowanych pomieszczeniach są rzadko przeprowadzane, zakłada się bowiem, że w takich pomieszczeniach stężenia radonu są na niższym poziomie, a co za tym idzie stwarzają mniejsze zagrożenie dla zdrowia użytkowników. Potwierdzają to uzyskane wyniki badań.

Na rysunku 10.1 przedstawiono zmiany stężenia radonu i parametrów termicznych powietrza wewnętrznego (temperatury T i wilgotności względnej RH) przy różnych krotnościach wymian powietrza w auli (ACH). Średnie dobowe stężenie radonu miało wartość $39 \pm 18 \text{ Bq/m}^3$, a średnia dawka promieniowania wynosiła 126 nSv/h (zakres $112\text{-}146 \text{ nSv/h}$). Mierzone stężenia radonu zmieniały się wraz ze zmianami warunków wentylacyjnych i skorelowanych parametrów termicznych powietrza wewnętrznego w monitorowanej auli. Najwyższe poziomy stężenia tego radioaktywnego gazu obserwowano przy wyłączonej klimatyzacji (AC off). Wraz ze wzrostem intensywności wentylacji malało stężenie radonu w auli. Wpływ krotności wymian powietrza na stężenie radonu w auli przedstawiono na rysunku 10.2. Przy ok. 5-cio krotnym zwiększeniu ilości wymian powietrza w auli średnie stężenie radonu w powietrzu wewnętrznym zmalało o ok. 25%.



Rys. 10.1. Zmiany stężenia radonu, temperatury T i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego RH w pustej auli



Rys. 10.2. Średnie stężenie radonu w auli w zależności od intensywności wentylacji

Uzyskane rezultaty potwierdziły spodziewaną relację, że przy zwiększaniu intensywności wentylacji w auli zmniejsza się stężenie radonu w powietrzu wewnętrznym. W ustabilizowanych warunkach stężenia radonu są skorelowane z parametrami termicznymi powietrza wewnętrznego.

10.2. Wpływ klimatyzacji na stężenia radonu i jego pochodnych

Przedstawione wyniki dotyczą pomiarów w auli w czasie, gdy klimatyzacja była całkowicie wyłączona (AC off), oraz gdy była ona włączona w ciągu dnia i pozostawała w trybie gotowości w nocy (AC on). W pierwszym rozpatrywanym okresie w auli nie odbywały się zajęcia. Podczas drugiego okresu aula była użytkowana zgodnie z harmonogramem przeprowadzanych w niej zajęć dydaktycznych.

Wyniki pomiarów wykazały istotny wpływ działania klimatyzacji na dynamikę zmian stężenia radonu i jego pochodnych w auli (rysunek 10.3). Włączona klimatyzacja (AC on) powodowała bardziej regularne zmiany stężenia radonu oraz stężenia frakcji „związanych” pochodnych (łączyjących się z cząstkami aerozolowymi) i stężenia frakcji „niezwiązanych” pochodnych (tworzących oddzielne cząstki aerozolowe). Stężenie radonu malało w dzień, gdy świeże powietrze było doprowadzane do auli, natomiast wzrastało w nocy, gdy system klimatyzacji był w trybie gotowości (Południk i in., 2012).

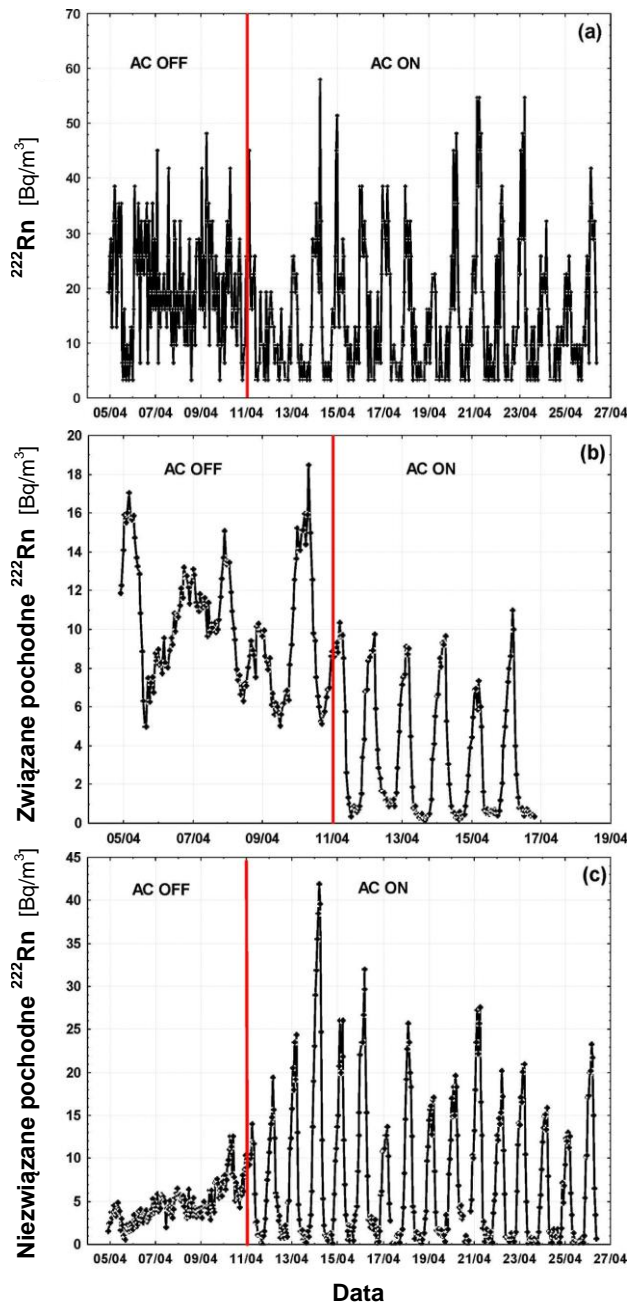
Podstawowe dane statystyczne dotyczące stężenia radonu i jego pochodnych oraz mierzonych parametrów powietrza wewnętrznego w auli w dwóch rozpatrywanych okresach pomiarowych (AC OFF i AC ON) przedstawiono w tabeli 10.1 (Kozak i in., 2013).

Tabela 10.1. Opis statystyczny wartości stężeń radonu i jego pochodnych oraz parametrów powietrza wewnętrznego w auli przy wyłączonej (AC OFF) i włączonej klimatyzacji (AC ON)

Parametr powietrza	AC OFF		AC ON	
	N	K*	N	K*
Stężenie ^{222}Rn [Bq/m ³]	146	20±10/19 (3-48)	370	14,5±12/10 (3-58)
Stężenie związanych pochodnych ^{222}Rn [Bq/m ³]	146	10,1±3,1/9,9 (5-18,5)	140	3,6±3,4/1,6 (0,1-11)
Stężenie niezwiązanych pochodnych ^{222}Rn [Bq/m ³]	146	4,7±2,2/4,2 (0,6-12,6)	344	8,2±8,4/4,8 (1,2-14)
Koncentracja PN [$\times 10^3 \text{cm}^3$]	146	4,2±2,4/3,4 (1,2-11)	335	4,2±2,4/3,5 (1,2-14)
Stężenie PM _{2,5} [$\mu\text{g cm}^3$]	146	45,7±29,8/33 (14-131)	370	21,7±26,1/14,5 (0-179)
Temperatura [°C]	146	17,3±1,5/22,4 (14,9-21)	216	21,2±1,5/21,8 (15,7-23,5)
Wilgotność względna [%]	146	35,5±5,6/36,8 (23,7-43,8)	216	39,3±4,8/39,7 (25,9-49,2)

K* - średnia±odchylenie st./mediana (zakres)

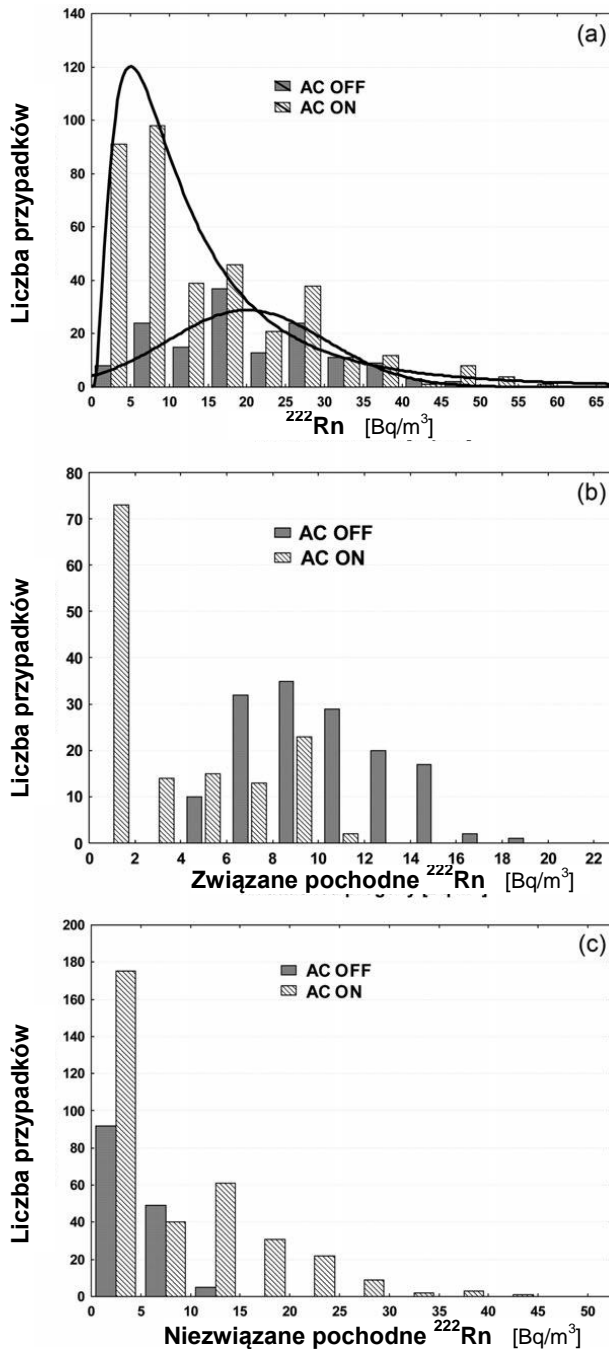
N - liczba pomiarów



Rys. 10.3. Zmiany stężenia radonu (a) oraz związanych (b) i niezwiązanych pochodnych (c) przy wyłączonej klimatyzacji (AC OFF) i włączonej klimatyzacji (AC ON)

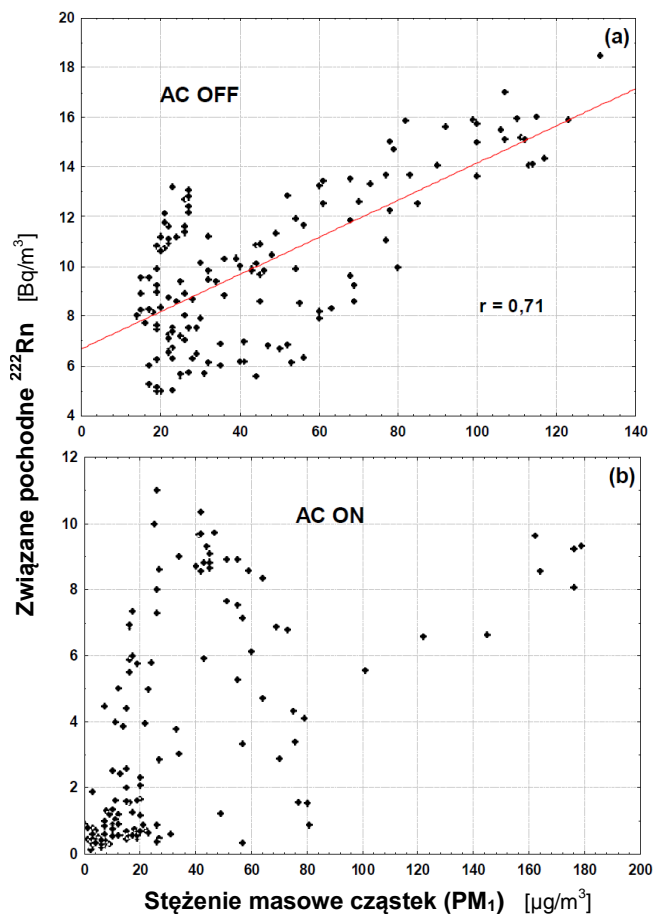
Z przedstawionych danych wynika, że średnie wartości stężeń radonu i produktów jego rozpadu są zależne od działania systemu klimatyzacji. W przypadku pustej auli (AC OFF), średnie stężenie radonu miało wartość 20 Bq/m^3 , zaś przy obecności studentów i włączonej klimatyzacji stężenie to wynosiło 15 Bq/m^3 . Zakres zmian stężeń radonu był podobny w obydwu trybach działania klimatyzacji. Dla AC OFF stężenia te zmieniały się od 3 do 48 Bq/m^3 , a dla AC ON od 3 do 58 Bq/m^3 . Bardziej regularna była jednak dynamika zmian stężenia radonu w trybie AC ON. Średnie stężenie związanych produktów rozpadu radonu ($3,6 \text{ Bq/m}^3$) było niższe, gdy klimatyzacja była włączona w porównaniu z przypadkiem, gdy była ona wyłączona ($10,1 \text{ Bq/m}^3$). Odwrotnie było dla stężeń niezwiązanych pochodnych radonu. Średnia wartość ich stężenia ($8,2 \text{ Bq/m}^3$) była wyższa w trakcie działania klimatyzacji w porównaniu z okresem, gdy klimatyzacja była wyłączona ($4,7 \text{ Bq/m}^3$). Zakres stężenia niezwiązanych pochodnych radonu był większy przy AC ON (od 0 do $41,9 \text{ Bq/m}^3$), niż przy AC OFF (od 0,6 do $12,6 \text{ Bq/m}^3$). W obydwu trybach działania klimatyzacji średnie wartości ilościowych koncentracji submikrometrowych cząstek (PN) były takie same. Średnia wartość masowego stężenia cząstek (PM_{10}) wynosiła $45,7 \mu\text{g/cm}^3$ przy wyłączonej klimatyzacji i $21,7 \mu\text{g/cm}^3$ przy włączonej klimatyzacji. Różnica ta może być związana z zatrzymywaniem pewnej ilości cząstek mniejszych od $1 \mu\text{m}$ przez filtry systemu klimatyzacji (Bilska i in., 2013).

Na rysunku 10.4 przedstawiono rozkłady stężeń radonu i obydwu frakcji jego pochodnych przy włączonej i wyłączonej klimatyzacji w auli. Rozkłady stężenia radonu i jego związanych produktów rozpadu są podobne (rysunek 10.4a,b). Są to rozkłady normalne dla trybu AC OFF i logarytmiczno-normalne dla trybu AC ON. W przypadku stężenia niezwiązanych pochodnych radonu (rysunek 10.4c), w obydwu trybach działania klimatyzacji rozkłady tego stężenia są logarytmiczno-normalne.



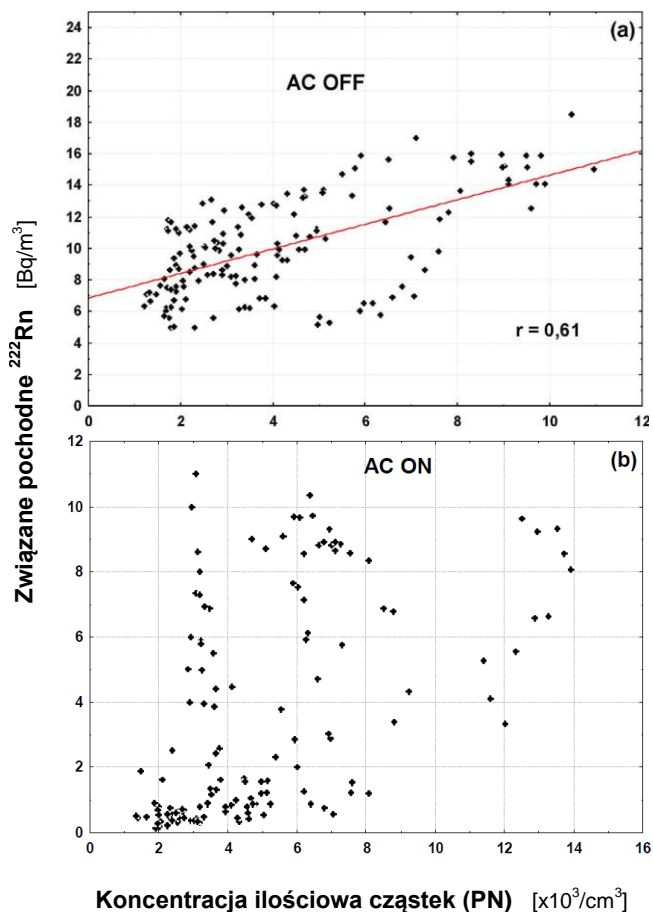
Rys. 10.4. Rozkłady stężenia radonu (a) i jego związanych (b) i niezwiązanych pochodnych (c) przy wyłączonej (AC OFF) i włączonej klimatyzacji w auli (AC ON)

Na rysunkach 10.5 i 10.6 przedstawiono relacje pomiędzy stężeniem związanych pochodnych radonu i odpowiednio stężeniem masowym i koncentracją ilościową cząstek.



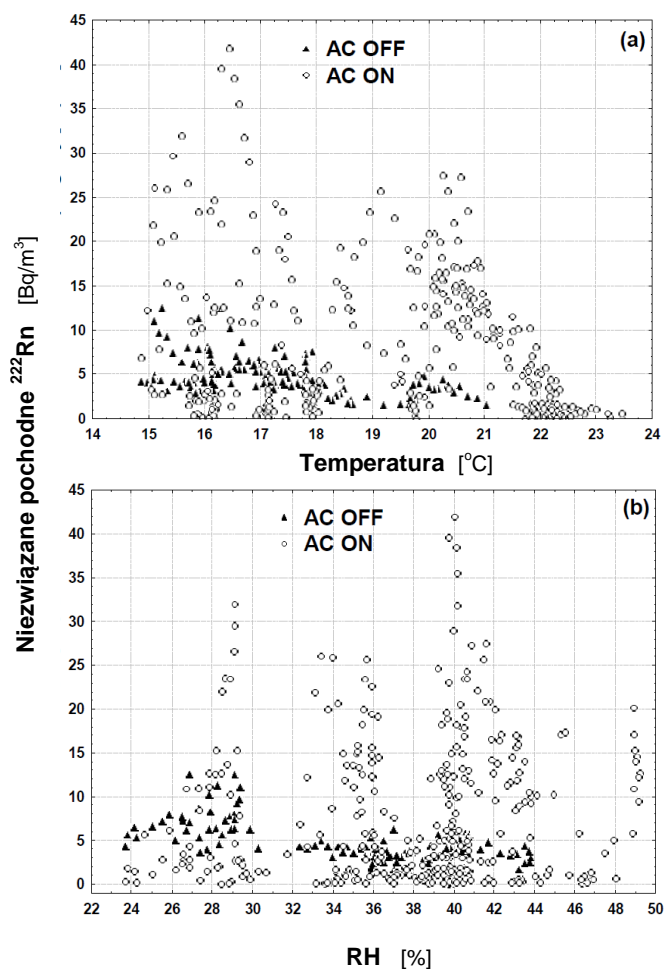
Rys. 10.5. Relacje pomiędzy stężeniem związanych produktów rozpadu radonu i stężeniem masowym cząstek PM₁ w trybie AC OFF (a) i AC ON (b)

Istotnie statystycznie liniowe zależności ($p < 0,001$) uzyskano tylko w trybie AC OFF (rysunki 10.5a, 10.6a). Współczynniki korelacji dla zależności pomiędzy stężeniem związanych pochodnych radonu a stężeniem i koncentracją cząstek PM₁ i PN wynosiły odpowiednio 0,71 i 0,61. W trybie AC ON zależność pomiędzy stężeniem związanych pochodnych radonu a stężeniem cząstek PM₁ (rysunek 10.5b) była liniowa dla stężeń cząstek większych niż 100 μg/cm³.



Rys. 10.6. Relacje pomiędzy stężeniem związanych produktów rozpadu radonu i koncentracją ilościową cząstek PN w trybie AC OFF (a) i AC ON (b)

Zmiany stężenia niezwiązanych pochodnych radonu skorelowano ze zmianami temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnątrz auli. Również w tym przypadku zaobserwowano wpływ trybu działania klimatyzacji na otrzymywane rezultaty (rysunek 10.7).

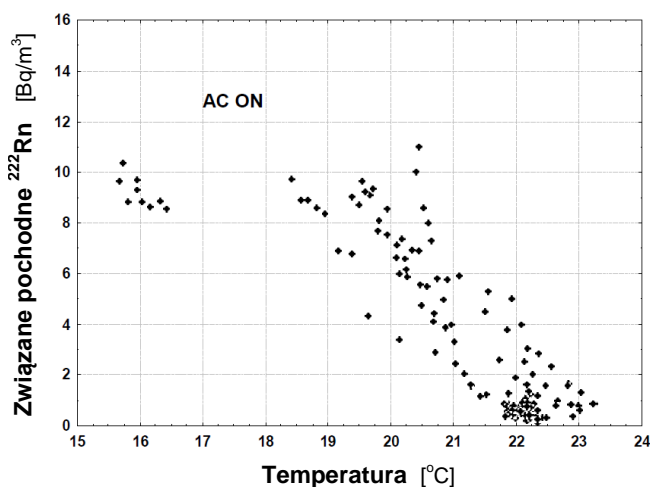


Rys. 10.7. Relacje pomiędzy stężeniem niezwiązanych produktów rozpadu radonu a temperaturą (a) i wilgotnością względną powietrza wewnętrznego (b)

W trybie AC OFF stężenie niezwiązanych produktów rozpadu radonu malało wraz ze wzrostem temperatury i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego. Współczynniki korelacji r dla zależności pomiędzy stężeniem niezwiązanych produktów rozpadu a temperaturą i wilgotnością względną powietrza miały odpowiednio wartości $-0,52$ i $-0,57$.

W trybie AC ON (rysunek 10.7b) nie zaobserwowano statystycznie istotnych korelacji pomiędzy stężeniem niezwiązanych produktów rozpadu a temperaturą ($r = -0,31$) i wilgotnością względną powietrza ($r = 0,07$).

Nie zaobserwowano też istotnych statystycznie korelacji pomiędzy stężeniem związanych pochodnych radonu i wilgotnością względną powietrza w obydwu rozpatrywanych trybach działania klimatyzacji w auli. Nie wystąpiła również taka korelacja pomiędzy stężeniem związanych pochodnych radonu i temperaturą powietrza w trybie AC OFF. Natomiast w trybie AC ON (rysunek 10.8), wraz ze wzrostem temperatury powietrza występował spadek stężenia związanych pochodnych radonu. W tym ostatnim przypadku można to wytłumaczyć tym, że w odpowiedzi na wzrost temperatury system klimatyzacji dostarczał do auli więcej świeżego powietrza, co jednocześnie powodowało zwiększone usuwanie radonu i jego pochodnych z auli.



Rys. 10.8. Relacja pomiędzy stężeniem związanych produktów rozpadu radonu a temperaturą powietrza wewnętrznego dla trybu AC ON

Podsumowując, zawartość w powietrzu wewnętrznym auli produktów rozpadu radonu, które mogą samodzielnie tworzyć cząstki bądź łączyć się z już utworzonymi cząstkami, jest w dużym stopniu skorelowana z aktualnie występującym stężeniem cząstek aerozolowych i z rozkładem wielkości tych cząstek. Zawartość takich niezwiązanych i związanych produktów rozpadu radonu jest również zależna od działania systemu klimatyzacji w auli i współwystępujących zmian parametrów powietrza wewnętrznego.

10.3. Ekspozycja na radon i produkty jego rozpadu

Opisywane w literaturze badania dotyczą najczęściej stężeń radonu i produktów jego rozpadu w pomieszczeniach mieszkalnych. Przy rozpatrywaniu efektów zdrowotnych istotna jest ekspozycja użytkowników na te zanieczyszczenia, które zależne są zarówno od ich stężeń, czasu oddziaływania, jak i indywidualnych cech osobniczych.

Zagrożenie radiacyjne związane z obecnością radonu i produktów jego rozpadu oszacowano w kilkunastu mieszkalnych i niemieskalnych pomieszczeniach w Lublinie i województwie lubelskim. Wskazano przy tym na zagrożenie chemiczne związane z toksycznymi produktami rozpadu radonu, w szczególności z ołowiem deponowanym w organizmie użytkowników pomieszczeń, w których występują podwyższone stężenia radonu (Kozak i in., 2012).

Wyniki pomiarów stężenia radonu w 13 pomieszczeniach w budynkach mieszkalnych przedstawiono w tabeli 10.2. Uzyskane wyniki wykazały bardzo duże zróżnicowanie stężeń radonu w tych pomieszczeniach. Stężenia te zawierały się w zakresie od 41 do 3706 Bq/m³ (1162±733 Bq/m³, średnia ± 95% przedział ufności). Wyższe stężenia radonu stwierdzono w pomieszczeniach znajdujących się na najniższych kondygnacjach, które nie były odizolowane lub były słabo izolowane od gruntu, np. w piwnicach bez betonowej posadzki lub w podobnego typu pomieszczeniach z posadzkami i ścianami wykonanymi z porowatych i popękanych materiałów (Gazda i in., 2012). Zmiany stężenia radonu w pomieszczeniach znajdujących się na różnych kondygnacjach w naturalnie wentylowanym budynku WIŚ Politechniki Lubelskiej przedstawiono na rysunku 10.9. Fundamenty, posadzki i ściany w pomieszczeniach piwnicznych znajdujących się na najniższym poziomie (-2) zostały wykonane z grubej (0,8 m) warstwy betonu. Ściany pomieszczeń znajdujących się na poziomie -1 i wyżej zostały wykonane z cegły. Średnie stężenie radonu w piwnicach tego budynku (82 Bq/m³) jest ponad 46 razy niższe niż średnie stężenie radonu w powietrzu glebowym wokół budynku (3780 Bq/m³), Południk i in., 2010).

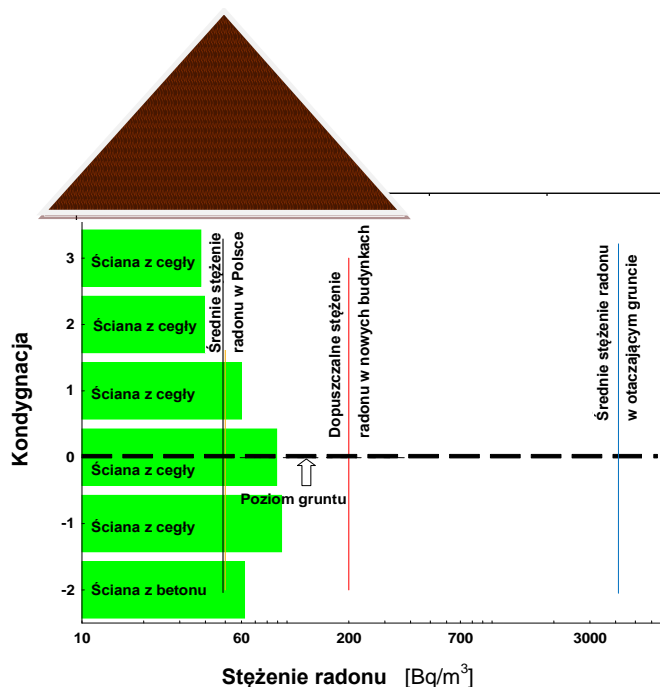
W tabeli 10.2 przedstawione zostały wyniki pomiarów stężenia radonu w 7 niemieskalnych pomieszczeniach, tj. w magazynach, garażach i studniach. W przypadku takich pomieszczeń stężenia radonu były znacznie wyższe niż w budynkach mieszkalnych (Kozak i in., 2012). Zmierzone średnie stężenia przekraczały poziom 4500 Bq/m³. Roczne skuteczne dawki promieniowania pochodzące od radonu i jego pochodnych, które otrzymywane są przez

użytkowników w monitorowanych pomieszczeniach zestawiono w tabeli 10.2. Obliczenia przeprowadzono przy założeniu, że współczynnik równowagi F ma wartość 0,4. Współczynnik przeliczeniowy dawki radonu w pomieszczeniach przyjęto na poziomie $9 \text{ nSv (Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ (UNSCEAR, 2000).

Tabela 10.2. Stężenia radonu i skuteczne dawki promieniowania jonizującego w monitorowanych pomieszczeniach

M	P	Poziom	Stężenie radonu [Bq/m ³]	Dawka efektywna [mSv/rok]
Budynki mieszkalne				
1	1	-1	63 ± 8	1.4 ÷ 1.8
	2	-2	41 ± 7	0.9 ÷ 1.2
2	2	1	77 ± 9	1.7 ÷ 2.2
3	1	-1	2 987 ± 112	72.5 ÷ 78.1
	2	-1	3 706 ± 135	90.0 ÷ 96.8
	3	1	113 ± 18	2.4 ÷ 3.3
4	1	-1	79 ± 9	1.8 ÷ 2.2
5	1	-1	87 ± 10	1.9 ÷ 2.4
6	1	-1	60 ± 8	1.3 ÷ 1.7
7	1	0	63 ± 10	1.3 ÷ 1.8
8	1	-1	93 ± 14	2.0 ÷ 2.7
9	1	-1	534 ± 29	12.7 ÷ 14.2
10	1	-	87 ± 10	1.9 ÷ 2.4
Pomieszczenia niemieszkalne				
2	1	0	543 ± 28	13.0 ÷ 14.4
3	4	0	2 716 ± 104	65.8 ÷ 71.1
	5	0	4 535 ± 189	109.5 ÷ 119.0
11	1	-1	44 ± 7	0.9 ÷ 1.3
	2	0	4 065 ± 139	98.9 ÷ 105.9

M - miejscowość; P - pomieszczenie



Rys. 10.9. Średnie stężenia radonu w pomieszczeniach znajdujących się na różnych kondygnacjach w naturalnie wentylowanym budynku WIŚ PL

Według Państwowej Agencji Atomistyki w 2010 roku średnia roczna skuteczna dawka promieniowania pochodząca od radonu otrzymywana przez statystycznego mieszkańca Polski wynosiła 1,2 mSv (Raport PAA, 2012). Wyniki przedstawione w tabeli 10.2 wskazują, że najwyższa szacowana skuteczna dawka promieniowania otrzymywana w monitorowanych pomieszczeniach mieszkalnych przekracza tę wartość ponad 80 razy, a w pomieszczeniach niemieszkalnych prawie 100 razy. Tabela 10.3 przedstawia szacunkową liczbę długożyciowych jąder produktów rozpadu radonu – ^{210}Pb , ^{210}Bi i ^{210}Po oraz stabilnego ^{206}Pb . Przedstawia także całkowitą masę izotopów ołowiu – ^{210}Pb i ^{206}Pb utworzonych w 1 m^3 powietrza monitorowanych pomieszczeń w ciągu 70 lat (zakładany średni czas życia użytkowników pomieszczeń). Z zestawienia wynika, że dopuszczalna przez polskie normy koncentracja ołowiu w powietrzu wynosząca $0,5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ nie jest przekroczona. Tabela 10.3 przedstawia również szacunkową ilość izotopów ołowiu deponowaną w płucach i akumulowaną w organizmie standardowego użytkownika pomieszczeń w ciągu 70 lat życia. Założono przy tym, że:

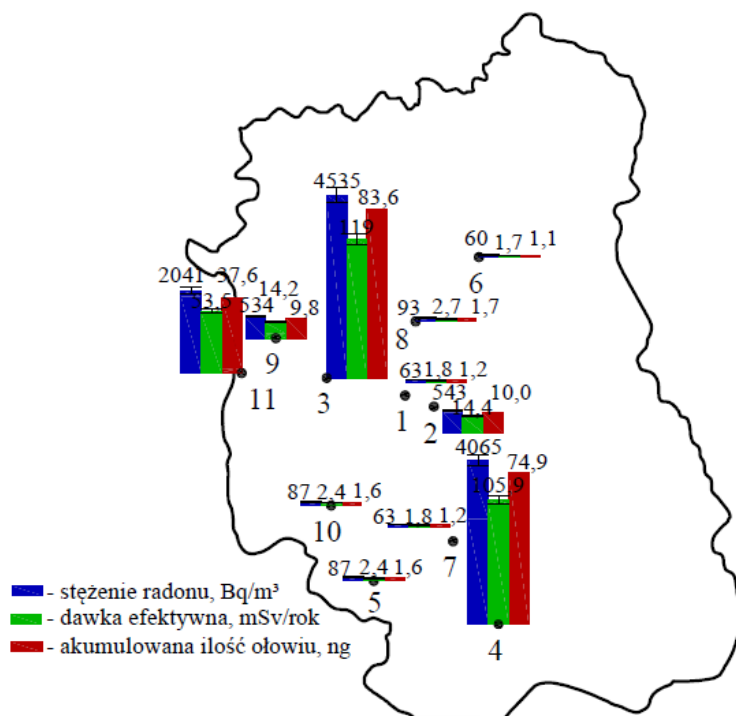
- użytkownik w monitorowanym pomieszczeniu spędza 80% czasu,
- użytkownik wykonuje 16 oddechów na minutę,
- przy każdym oddechu do płuc wprowadzane jest 0,6 dm³ powietrza,
- stężenie radonu w powietrzu wewnętrznym jest stałe,
- stężenia izotopów ołowiu w powietrzu wewnętrznym są stałe,
- 40% inhalowanego ołowiu deponuje się w płucach i gromadzi w organizmie.

Tabela 10.3. Ilość dłużyżyciowych produktów rozpadu radonu, całkowita masa izotopów ołowiu w 1 m³ powietrza w monitorowanych pomieszczeniach i ilość ołowiu akumulowana w organizmie standardowego użytkownika w ciągu 70 lat

M	P	Liczba jąder [$\times 10^6/\text{m}^3$]					Masa	Akumulacja
		²²² Rn	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Bi	²¹⁰ Po	²⁰⁶ Pb	²¹⁰ Pb+ ²⁰⁶ Pb [$\times 10^{-6}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$]	²¹⁰ Pb+ ²⁰⁶ Pb [μg]
Budynki mieszkalne								
1	1	30,025	2,981	0,002	0,055	26,988	0,010	0,0012
	2	19,540	1,940	0,001	0,036	17,564	0,007	0,0008
2	2	36,698	3,643	0,002	0,067	32,985	0,013	0,0014
3	1	1423,589	141,339	0,092	2,600	1279,576	0,487	0,0551
	2	1766,261	175,361	0,114	3,226	1587,583	0,604	0,0683
	3	53,855	5,347	0,003	0,098	48,407	0,184	0,0021
4	1	37,651	3,738	0,002	0,069	33,842	0,013	0,0015
5	1	41,464	4,117	0,003	0,076	37,269	0,014	0,0016
6	1	28,596	2,840	0,002	0,052	25,703	0,010	0,0011
7	1	30,025	2,981	0,002	0,055	26,988	0,010	0,0012
8	1	44,323	4,401	0,003	0,081	39,840	0,015	0,0017
9	1	254,502	25,268	0,016	0,465	228,756	0,087	0,0098
10	1	41,464	4,117	0,003	0,076	37,269	0,142	0,0016
Pomieszczenia niemieszkalne								
2	1	258,791	25,694	0,017	0,473	232,611	0,089	0,0100
3	4	1294,432	128,516	0,084	2,364	1163,485	0,443	0,0501
	5	2161,358	214,587	0,140	3,948	1942,711	0,740	0,0836
11	1	20,970	2,082	0,001	0,038	18,849	0,007	0,0008
	2	1937,358	192,348	0,126	3,538	1741,372	0,663	0,0749

M - miejscowość; P - pomieszczenie

Na rysunku 10.10 przedstawiono stężenia radonu, roczne dawki promieniowania jonizującego i ilości ołowiu pochodzącego z rozpadu radonu, który jest gromadzony w ciągu 70 lat w organizmach użytkowników w badanych pomieszczeniach na terenie Lublina i w regionie lubelskim.



Rys. 10.10. Stężenia radonu w pomieszczeniach, dawki promieniowania jonizującego i ilości ołowiu pochodzącego z rozpadu radonu, który gromadzi się w ciągu 70 lat w organizmie użytkowników pomieszczeń zlokalizowanych na terenie Lublina i Lubelszczyzny.

Podsumowując, ołów i inne toksyczne produkty rozpadu radonu tworzące się w monitorowanych pomieszczeniach, mogą mieć negatywny wpływ na zdrowie użytkowników pomieszczeń. Aby zminimalizować te potencjalne zagrożenia dla zdrowia użytkowników, należałoby zmniejszyć stężenie radonu w tych pomieszczeniach. Istniejące pasywne i aktywne metody pozwalają na skuteczne obniżenie stężeń radonu w powietrzu wewnętrznym poniżej dopuszczalnego poziomu 200 Bq/m^3 .

11. PARAMETRY TERMICZNE A ODCZUWALNA JAKOŚĆ POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Odczuwalna jakość powietrza wewnętrznego decyduje o komforcie przebywania w pomieszczeniach. Zależy ona między innymi od składu chemicznego powietrza oraz obecności zanieczyszczeń aerozolowych i bioaerozolowych. Przeprowadzone badania wykazały, że przy określaniu odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego powinna być uwzględniana jego entalpia i wilgotność względna.

11.1. Zależność pomiędzy odczuwalną jakością i entalpią właściwą

Przedstawione wyniki dotyczą akceptowalności jakości powietrza (ACC) i stężenia wyczuwalnych zanieczyszczeń emitowanych przez użytkowników pomieszczeń (D). Zagadnienia te przedstawiono w relacji do entalpii właściwej (h) i wilgotności względnej powietrza wewnętrznego (Burek i in., 2006).

Rysunki 11.1 i 11.2 przedstawiają odpowiednio zależność akceptowalności jakości powietrza wewnętrznego od entalpii właściwej oraz od logarytmu entalpii właściwej tego powietrza. Wyniki sensorycznych ocen i instrumentalnych pomiarów ACC przeprowadzonych w sali dydaktycznej oznaczone są trójkątami, zaś oceny dokonane w biurach oznaczone są kwadratami. Przy instrumentalnym określaniu ACC korzystano z definicji Fanger'a i wynikającej z niej następującej zależności pomiędzy akceptowalnością jakości powietrza a względnym stężeniem zanieczyszczeń wyczuwanych przez ludzi:

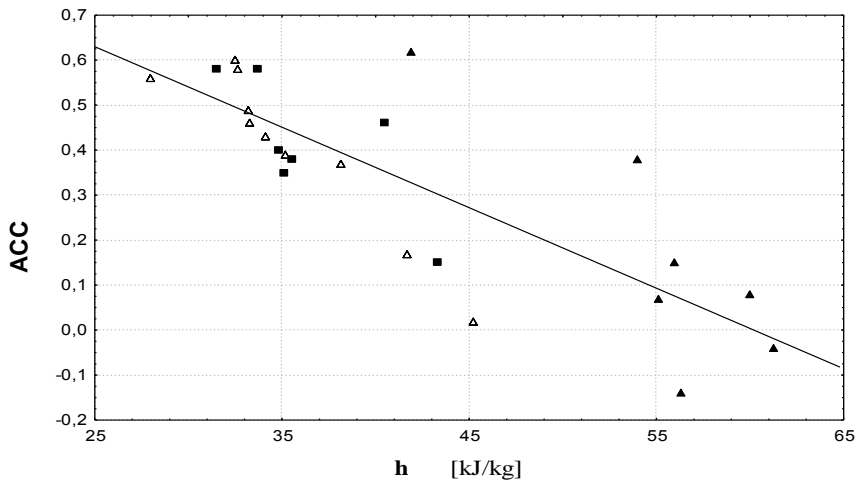
$$ACC = - 0,1854 \ln D/D_o \quad (11.1)$$

gdzie:

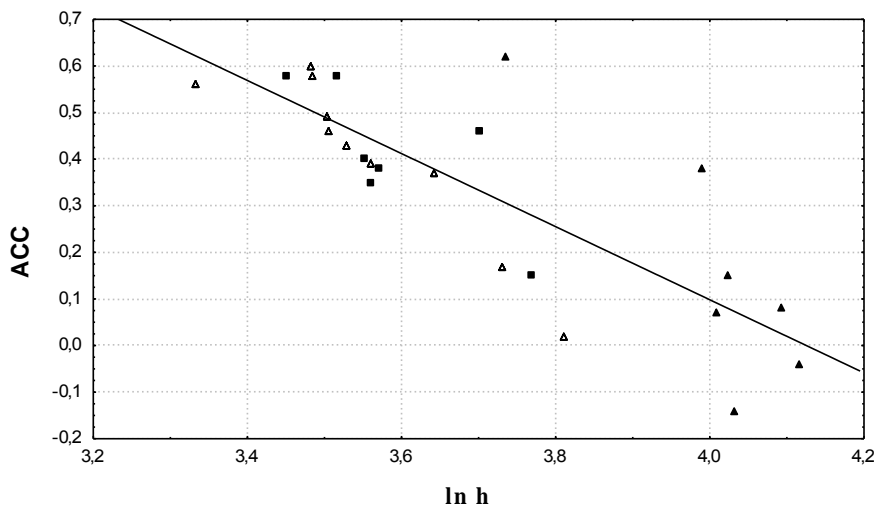
D_o - stężenie progowe zanieczyszczeń, przy którym ACC = 0 oraz 50% oceniających jest niezadowolonych z jakości powietrza.

Wzory funkcji regresji (równanie 11.2 i 11.3) zamieszczono w tabeli 11.1. Wartości współczynników korelacji i reszkowych odchyłeń standardowych (r.s.d.) są bardzo zbliżone dla obydwu aproksymacji. Wynika stąd, że akceptowalność jakości powietrza wewnętrznego może być wyznaczana z taką samą

dokładnością zarówno wykorzystując jej liniową (równanie 11.2), jak i półlogarytmiczną zależność (równanie 11.3) od entalpii właściwej powietrza.



Rys. 11.1. Zależność pomiędzy akceptowalnością jakości powietrza i jego entalpią właściwą; ■ - oceny Böcka i Spiessa (2000), ▲, △ - oceny i pomiary własne



Rys. 11.2. Zależność pomiędzy akceptowalnością jakości powietrza i wartością logarytmu entalpii właściwej; ■ - oceny dokonane przez Böcka i Spiessa (2000), ▲, △ - oceny i pomiary własne

Tabela 11.1. Analiza regresji

Równanie	Regresja	Współczynnik korelacji	r.s.d.	Powietrze
11.2	$ACC = -0,0178 h + 1,105$	0,800	0,14	Wewnętrzne
11.3	$ACC = -0,7981 \ln h + 3,3$	0,800	0,15	Wewnętrzne
11.4	$ACC [\ln h] = AKC [h]$	0,995	0,02	Wewnętrzne
11.5	$D/D_o = (h/61,6)^{8,32}$	0,925	-	$0,54 \leq RH \leq 0,64$
11.6	$D/D_o = (h/47,4)^{7,58}$	0,940	-	$0,25 \leq RH \leq 0,46$
11.8	$ACC = -0,029 h + 1,55$	0,970	0,08	Czyste
11.9	$ACC = -1,224 \ln h + 4,87$	0,950	0,09	Czyste
11.10	$D/D_o = (h/51,3)^{6,52}$	0,950	0,10	Czyste $RH = 0,3$
11.11	$D/D_o = (h/54,3)^{7,62}$	0,980	0,10	Czyste $RH = 0,5$

r.s.d. - reszkowe odchylenie standardowe

W obydwu przypadkach uwagę zwraca dość znaczny rozrzut punktów doświadczalnych wokół linii najlepszego dopasowania. Rozrzut ten jest częściowo spowodowany niepewnością pomiarową oraz wzajemnymi relacjami pomiędzy entalpią, wilgotnością względną i stężeniem zanieczyszczeń powietrza wewnętrznego. Na rysunku 11.3 zobrazowano takie relacje. Wynika z niego, że dla tego samego względnego stężenia zanieczyszczeń D/D_o (liczby jednostek zapachowych), entalpia właściwa ma większą wartość, gdy większa jest wilgotność względna powietrza. Rozproszenie punktów eksperymentalnych wokół najlepiej dopasowanej krzywej można znacznie zniwelować, gdy wyznaczy się oddzielne krzywe aproksymujące dla odpowiednich zakresów wilgotności względnej powietrza. Otrzymane przykładowe równania regresji (równanie 11.5 i 11.6) są istotne statystycznie, współczynniki korelacji mają wartość około 0,93.

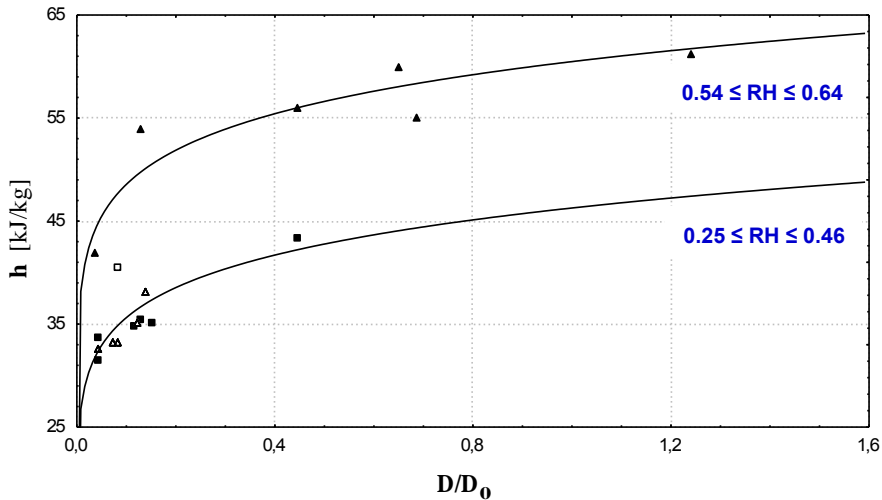
Opisywaną relację pomiędzy D/D_o i h można wyrazić za pomocą parametrycznej funkcji:

$$D/D_o = (h/h_o)^n \quad RH = const. \quad (11.7)$$

gdzie wilgotność względna jest parametrem funkcji.

Taki sposób wyszczególniający pewne zakresy wilgotności powietrza wewnętrznego pozwala zmniejszyć rozrzut punktów eksperymentalnych wokół najlepiej dopasowanych krzywych. Można też zauważyć, że wyniki pomiarów

w biurach otrzymane przez Fangera in. (2003) są spójne z wynikami uzyskanymi w sali wykładowej.



Rys. 11.3. Zależność pomiędzy entalpią właściwą i względnym zanieczyszczeniem powietrza wewnętrznego, ■, □ - pomiary Fangera i in. (2003), ▲, △ - pomiary własne

Biorąc powyższe pod uwagę, można wyznaczyć relację pomiędzy akceptowalnością lub liczbą jednostek zapachowych a entalpią i wilgotnością względną powietrza w pomieszczeniach. Równania regresji 11.8 i 11.9 oraz 11.10 i 11.11, które odnoszą się odpowiednio do czystego i suchego powietrza oraz mieszanin z parą wodną (czystego wilgotnego powietrza) są porównywalne i mają podobną dokładność, jak równania uzyskane dla powietrza wewnętrznego z zanieczyszczeniami pochodzącymi od ludzi.

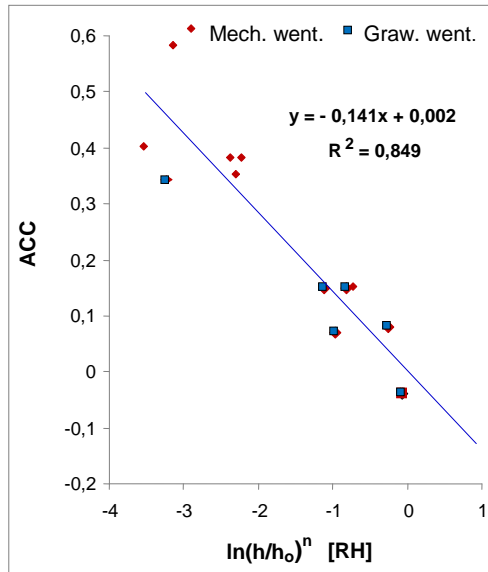
Uzyskane wyniki wskazują, że nie tylko entalpia właściwa, ale także wilgotność powietrza wewnętrznego powinna być brana pod uwagę przy ocenie akceptowalności jakości powietrza lub przy określaniu stężenia zanieczyszczeń wyczuwanych przez ludzi w pomieszczeniach. Zależność pomiędzy ACC, entalpią właściwą i wilgotnością względną powietrza opisuje równanie:

$$ACC = 5,63 + 0,46 \ln RH - 1,32 \ln h \quad (11.12)$$

gdzie niepewność standardowa ACC ma wartość 0,12.

Równanie 11.12 może być wykorzystane do wyliczania odczuwalnej jakości powietrza w różnego typu pomieszczeniach (Burek i in., 2006). Na rysunku 11.4

przedstawiona jest zależność pomiędzy akceptowalnością jakości powietrza i względnym stężeniem zanieczyszczeń w mechanicznie i grawitacyjnie wentylowanych pomieszczeniach. Wynika z niej, że niezależnie od rodzaju wentylacji, akceptowalność jakości powietrza jest funkcją jego entalpii i wilgotności względnej.



Rys. 11.4. Zależność pomiędzy akceptowalnością a entalpią i wilgotnością względną powietrza wewnątrz w mechanicznie i grawitacyjnie wentylowanych pomieszczeniach

Przeprowadzone badania pozwalają na stwierdzenie, że przy określaniu odczuwalnej jakości powietrza w pomieszczeniach z zanieczyszczeniami pochodzącymi od ludzi powinna być uwzględniana zarówno entalpia, jak i wilgotność względna powietrza wewnątrz. Wyniki ocen akceptowalności jakości powietrza lub stężeń wyczuwalnych zanieczyszczeń D wskazują na wyraźną ich zależność zarówno od logarytmu entalpii, jak również od logarytmu wilgotności względnej. Zatem powszechnie przyjmowana liniowa zależność pomiędzy akceptowalnością jakości powietrza i entalpią (Fang i in., 1998) ma tylko przybliżony charakter. Uzyskane w badaniach zależności pozwalają na wartościowanie mikroklimatu pomieszczeń. Wskazują też na możliwość instrumentalnego pomiaru odczuwalnej jakości powietrza wewnątrznego i otwierają perspektywę właściwego sterowania procesami

klimatyzacji pomieszczeń. Takie sterowanie klimatyzacją powinno zapewniać pożądaną jakość powietrza w pomieszczeniach.

11.2. Komfort cieplny a odczuwalna jakość powietrza wewnętrznego

Zależność pomiędzy komfortem cieplnym i odczuwalną jakością powietrza wewnętrznego nie została jeszcze w pełni wyjaśniona. Wynika to między innymi z faktu, że obecnie wykorzystywane metody sensorycznych ocen jakości powietrza nie są metodami ciągłymi i nie mogą być stosowane przez dowolnie długi okres czasu. Wyniki takich ocen nie mogą być porównywane z wynikami ciągłych pomiarów parametrów termicznych powietrza wewnętrznego (Burek i in., 2008).

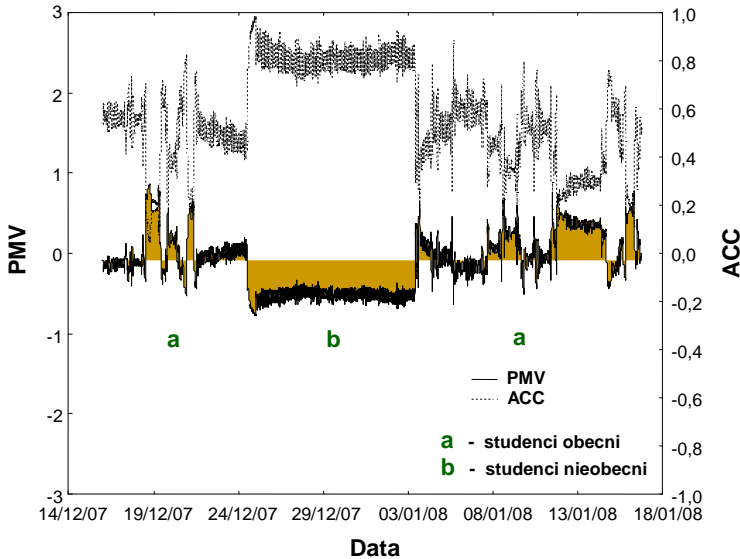
W ramach badań przeprowadzono instrumentalne pomiary parametrów termicznych i akceptowalności jakości powietrza wewnętrznego w klimatyzowanej auli przy obecności i podczas nieobecności studentów. Ciągłe pomiary temperatury powietrza wewnętrznego, temperatury promieniowania, wilgotności względnej oraz stężenia CO₂ i prędkość powietrza prowadzono przez okres kilkunastu tygodni w sezonie wiosennym i letnim. Przewidywaną średnią ocenę (*Predicted Mean Vote – PMV*) wyliczono, wykorzystując wzór Fanger'a (1970). Jakość powietrza wewnętrznego określano w oparciu o parametry termiczne i stężenie CO₂, których poziom był zależny od ilości użytkowników w auli. Odchylenie standardowe wyznaczanej akceptowalności jakości powietrza (ACC) wynosiło 0,08. Przeanalizowano zależności wskaźnika PMV od ACC i poziomu niezadowolenia studentów z jakości powietrza wewnętrznego.

Rysunek 11.5 przedstawia zmiany wartości wskaźników PMV i ACC przy różnych warunkach termicznych i różnym stanie obecności studentów w auli. Zależność pomiędzy wskaźnikami PMV i ACC jest monotoniczna i można ją przedstawić za pomocą wzoru:

$$PMV = -1,7295ACC + 0862 \quad (11.13)$$

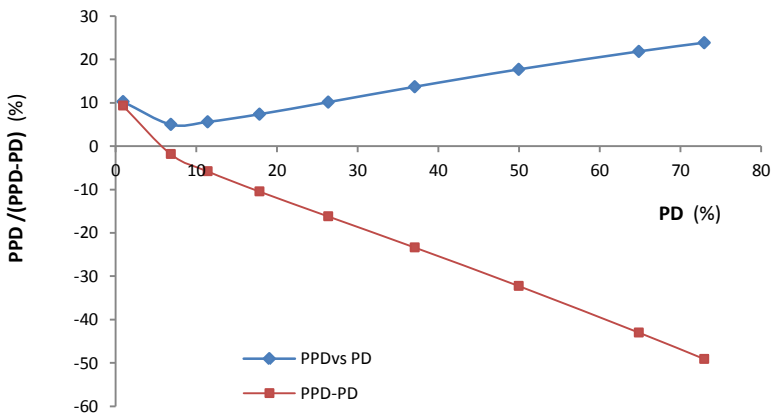
Równanie 11.13 pozwala na określenie komfortu cieplnego przy znanej akceptowalności jakości powietrza. Nie jest jednak pewne, czy "niezależnie określone" wskaźniki PMV i ACC są reprezentatywne przy kompleksowej ocenie jakości powietrza w pomieszczeniach. Jak do tej pory zbyt mało jest informacji na temat interakcji pomiędzy odczuciami komfortu termicznego i odczuwalną jakością powietrza. Innymi słowy nie ma wystarczających podstaw

do założenia, że wzajemnie zależne wartości wskaźników PMV i ACC są równoważne ich niezależnym ocenom (Burek i in., 2008).



Rys. 11.5. Zmiany wartości wskaźników PMV i ACC w auli

Jak pokazano na rysunku 11.6, w jednakowych warunkach mikroklimatycznych odsetek osób niezadowolonych z komfortu cieplnego (PPD) różni się od odsetka osób nie akceptujących jakości powietrza (PD).

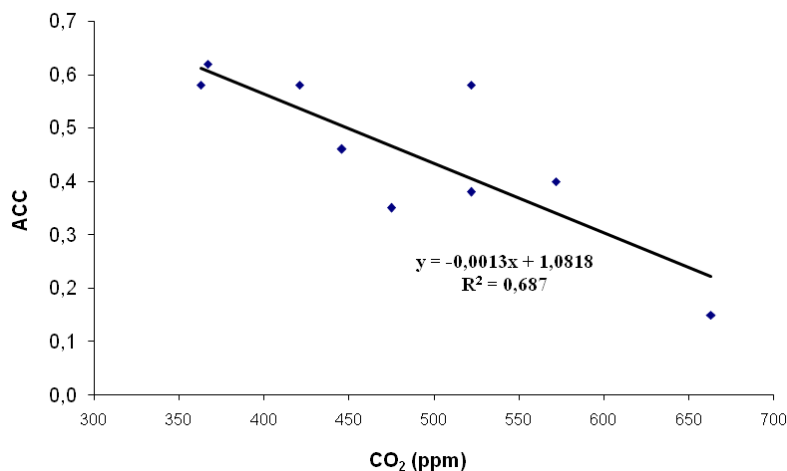


Rys. 11.6. Zależność między wartościami PPD i PPD-PD a wartościami PD

Uzyskane w badaniach wyniki wskazały na sposób sterowania mikroklimatem w auli, który będzie zapewniał satysfakcję użytkowników z odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego. Ciągłe i kompleksowe pomiary parametrów powietrza są podstawą takiego sterowania i kształtowania warunków mikro klimatycznych, które zagwarantują akceptowalność jakości powietrza i komfort termiczny na żądanym poziomie.

11.3. Sensoryczne oceny i instrumentalne pomiary akceptowalności jakości powietrza

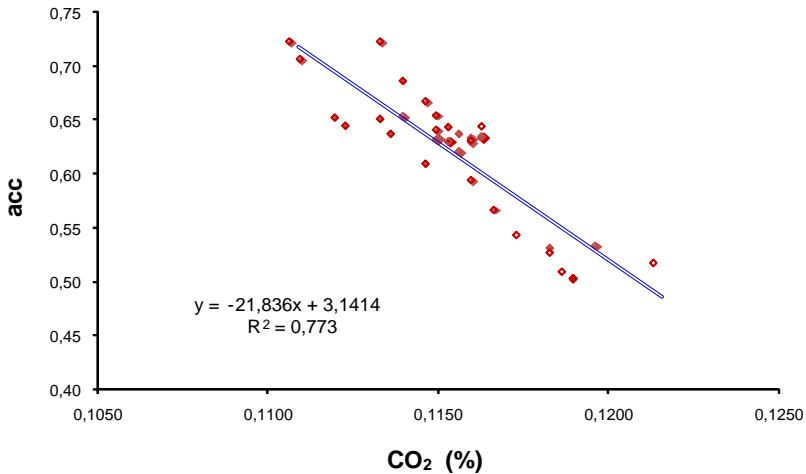
Na rysunku 11.7 przedstawiono doświadczalną zależność pomiędzy sensorycznie ocenianą ACC a stężeniem CO₂ w auli, które może być wskaźnikiem ilości zanieczyszczeń pochodzących od ludzi. Z wykresu widać, że wraz ze zmianami stężenia CO₂ w powietrzu wewnętrznym zmieniają się proporcjonalnie wartości ACC.



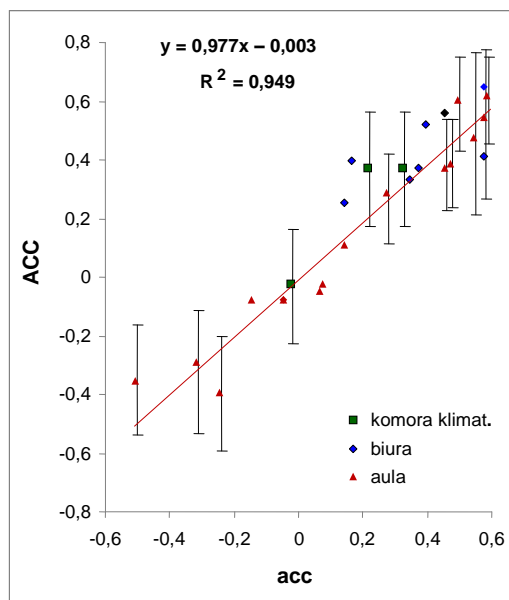
Rys. 11.7. Zależność pomiędzy sensorycznie ocenianą akceptowalnością jakości powietrza i stężeniem CO₂ w auli

Zależność pomiędzy instrumentalnie mierzoną akceptowalnością jakości powietrza (acc) i stężeniem CO₂ w auli ze studentami pokazano na rysunku 11.8. Z wykresu widać, że mierzona akceptowalność jakości powietrza zmienia się również proporcjonalnie ze zmianami stężenia CO₂. Otrzymane wyniki wskazują, że zwiększanie stężenia zanieczyszczeń pochodzących od ludzi

obniża zarówno ocenianą sensorycznie, jak i mierzoną instrumentalnie akceptowalność jakości powietrza.

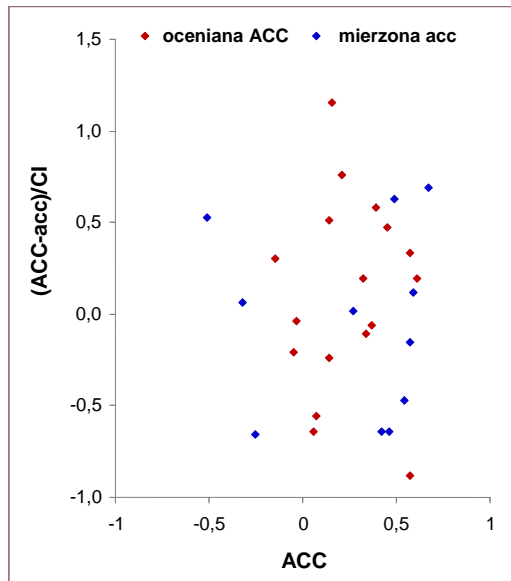


Rys. 11.8. Zależność pomiędzy instrumentalnie mierzoną akceptowalnością jakości powietrza i stężeniem CO₂ w auli



Rys. 11.9. Zależność pomiędzy ocenianą sensorycznie (ACC) i mierzoną akceptowalnością jakości powietrza (acc). Punkty reprezentują średnie wartości akceptowalności i 95% przedziały ufności

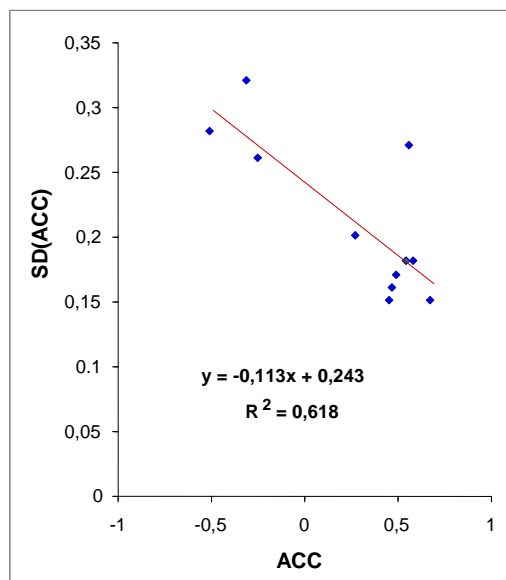
Na rysunku 11.9 porównano sensorycznie ocenianą (ACC) i instrumentalnie mierzoną akceptowalność jakości powietrza (acc). Dane reprezentują wartości ocen i pomiarów w biurach (Wargocki, 2001), w klimatyzowanej komorze (Kaczmarczyk i in., 2004) i w auli (Południk i Burek, 2010). Z wykresu widać, że odczuwalna jakość powietrza nie różni się znacząco od jakości wyliczanej. Odchylenia eksperymentalnych punktów od najlepiej dopasowanej prostej mieszczą się w 95% przedziale ufności. Rozbieżności pomiędzy mierzoną a odczuwalną akceptowalnością są w zakresie od -0,23 do 0,20 dla $-0,5 < acc < 0,7$. Rozbieżności te odniesione do 95% przedziału ufności przedstawione są na rysunku 11.10. Resztkowe odchylenie standardowe mierzonej akceptowalności ma wartość 0,1.



Rys. 11.10. Rozbieżności pomiędzy ocenianą sensorycznie (ACC) i mierzoną akceptowalnością jakości powietrza (acc); CI - 95% przedział ufności

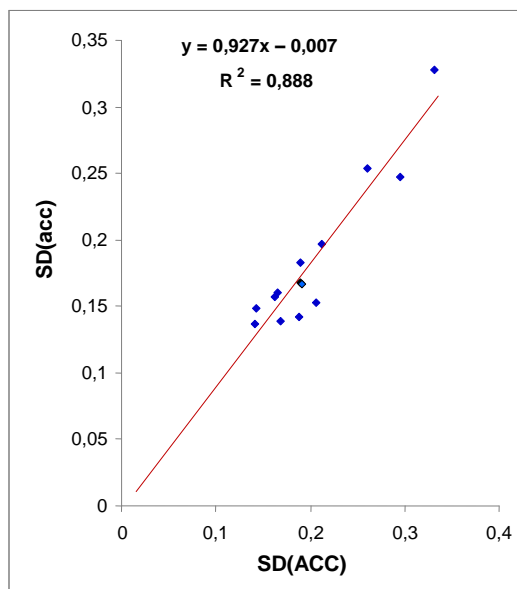
Przeprowadzone badania odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego wskazują, że jakość ta może być wiarygodnie mierzona w sposób instrumentalny. Mierzona akceptowalność (wyliczana na podstawie parametrów powietrza) zgadza się, w granicach doświadczalnej niepewności, z sensorycznie ocenianą akceptowalnością, niezależnie od miejsca przeprowadzania pomiarów

i ocen. Uzyskano bardzo dobrą zgodność wyliczanej akceptowalności z wynikami badań, które przeprowadzano w klimatyzowanych komorach. Równie dobrą zgodność uzyskano z wynikami sensorycznie ocenianej jakości powietrza w mechanicznie wentylowanych biurach przy obecności i podczas nieobecności ludzi, a także z wynikami ocen uzyskiwanymi w naturalnie wentylowanych pomieszczeniach dydaktycznych. Relacja pomiędzy mierzoną i ocenianą akceptowalnością jakości powietrza, którą uzyskano dla wyników pochodzących z badań w różnych pomieszczeniach wskazuje, że równe ilości zanieczyszczeń obecne w powietrzu wewnętrznym są w taki sam sposób odczuwalne przez ludzi. Akceptowalność jakości powietrza jest wówczas w jednakowy sposób oceniana i jednakowe są wyniki jej instrumentalnego pomiaru. Niepewność ocen akceptowalności wynika z różnej sensorycznej percepcji poszczególnych ludzi. Dodatkowo, przy takich ocenach istotne znaczenie mogą mieć również różnice parametrów powietrza. Odchylenie standardowe akceptowalności ocenianej w poszczególnych sektorach auli zmniejsza się od 0,3 do 0,15 przy wzroście jej wartości od -0,5 do 0,7. Relację tę przedstawia wykres na rysunku 11.11.



Rys. 11.11. Odchylenia standardowe akceptowalności jakości powietrza ocenianej sensorycznie w poszczególnych sektorach auli

Na rysunku 11.12 porównano niepewności pomiarów akceptowalności jakości powietrza oraz niepewności ich ocen. Widać wyraźnie, że odchylenia standardowe mierzonej i ocenianej akceptowalności jakości powietrza są prawie równe. Wskazuje to, że na instrumentalne pomiary akceptowalności mogą mieć wpływ te same czynniki, które oddziałują na jej sensoryczne oceny.



Rys. 11.12. Odchylenia standardowe mierzonej (acc) i ocenianej sensorycznie akceptowalności jakości powietrza (ACC) w poszczególnych sektorach auli

W podsumowaniu można stwierdzić, że akceptowalność jakości powietrza może być wiarygodnie mierzona w sposób instrumentalny. Wyniki sensorycznych ocen i instrumentalnych pomiarów akceptowalności jakości powietrza charakteryzują się podobną niepewnością pomiarową. Akceptowalność jakości powietrza określana na podstawie sensorycznej percepcji może być traktowana jako obiektywny parametr powietrza.

12. POPRAWA JAKOŚCI POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO

Jednym z głównych celów badań jakości powietrza wewnętrznego jest zapewnienie komfortu użytkownikom pomieszczeń. Najczęściej wiąże się to z określeniem działań zmierzających do poprawy tej jakości. W istniejących budynkach jakość powietrza wewnętrznego można poprawiać poprzez odpowiednie dostosowanie wentylacji i parametrów termicznych powietrza. Istotna jest wówczas zastosowana strategia sterowania wentylacją lub klimatyzacją pomieszczeń. W pewnych warunkach można również stosować dezodoryzację powietrza. Uwzględniane powinny być przy tym czynniki osobnicze związane z odczuwaniem jakości powietrza wewnętrznego.

12.1. Sterowanie wentylacją na podstawie stężenia CO₂ i aerozoli oraz akceptowalności jakości powietrza wewnętrznego

Pomiary stężenia CO₂ w powietrzu wewnętrznym są często stosowane przy monitorowaniu wentylacji pomieszczeń. Takie pomiary są między innymi podstawą określania ilości doprowadzanego świeżego powietrza w przypadku tzw. sterowania wentylacją na żądanie (*Demand-Controlled Ventilation – DCV*) (Dougan i Damiano, 2004). Według danych literaturowych, utrzymywanie stężenia CO₂ na określonym poziomie nie zawsze gwarantuje oczekiwaną akceptowalną jakość powietrza wewnętrznego (Xu i Wang, 2007).

Aby zapewnić właściwą odczuwalną jakość powietrza (*Perceived Air Quality – PAQ*) w pomieszczeniach o zmiennej liczbie użytkowników, ważna jest zależność tej jakości od obecności użytkowników, ich aktywności i czasu przebywania w pomieszczeniach. Pomocne w tym względzie mogą być również relacje pomiędzy PAQ a stężeniem CO₂ (bioefluentów) i innymi parametrami powietrza wewnętrznego. Jest to szczególnie istotne przy wentylacji wielkopowierzchniowych pomieszczeń, gdzie stosowane dotychczas metody kompleksowej wentylacji i jej sterowania nie zawsze są ekonomicznie uzasadnione i nie zapewniają pożądanej PAQ we wszystkich miejscach strefy przebywania ludzi. Takie ryzyko niesie ze sobą również wentylacja oparta o strategię DCV, bazująca tylko na zadanych poziomach stężenia CO₂ i nie uwzględniająca innych istotnych zanieczyszczeń powietrza i ich relacji.

Parametry termiczne, dopuszczalne poziomy zanieczyszczeń oraz wymagana odczuwalna jakość powietrza wewnętrznego ustalane są najczęściej

dla całych pomieszczeń, nie różnicując ich dla poszczególnych stref. Nie jest też brana pod uwagę możliwość sterowania wentylacją na podstawie instrumentalnego określania PAQ. Przeprowadzone badania wykazały, że oprócz pomiarów CO₂ strefowe monitorowanie aerozoli i ciągłe pomiary PAQ mogą być istotne przy skutecznym sterowaniu wentylacją w pomieszczeniach o różnej i zmieniającej się liczbie użytkowników.

Na podstawie wyników badań przeprowadzonych w klimatyzowanej auli zaproponowany został sposób poprawy jakości powietrza wewnętrznego poprzez modyfikację sterowania istniejącego systemu wentylacji auli. Przeprowadzone pomiary wykazały zależność pomiędzy liczbą studentów obecnych w auli a parametrami determinującymi PAQ. Zgodnie z uzyskanymi wynikami poziom stężenia CO₂ może być miarą ilości użytkowników w auli, a co za tym idzie może być podstawą sterowania wentylacją w auli. Sterowanie wentylacją na bazie pomiarów stężenia CO₂, stosowane w strategii DCV może przyczyniać się do oszczędności energii, ale nie zawsze zapewnia pożądaną PAQ (Mossolly i in., 2009). Strategia DCV może być stosowana w pomieszczeniach o względnie ustalonych warunkach wewnętrznych i w których ludzie są głównym źródłem zanieczyszczeń (Dougan i Damiano, 2004). W przypadku, gdy zanieczyszczenia związane z pomieszczeniem (emitowane przez materiały budowlane, wykończeniowe i wyposażeniowe) są dominujące, wówczas strategia DCV może nie być efektywna.

W monitorowanej auli ciągle zmieniała się zarówno liczba, jak i aktywność studentów. Znaczne zmiany ich aktywności występowały na początku oraz na końcu zajęć (gdy studenci wchodzili i wychodzili z auli) i powodowały one zauważalne zmiany PAQ. Te zmiany PAQ nie były odzwierciedlone w odpowiednich zmianach stężenia CO₂ i nie byłyby uwzględniane przy stosowaniu strategii DCV. Nie uwzględniano by ich, bądź brane by były pod uwagę tylko w niewielkim stopniu zmiany PAQ w poszczególnych sektorach auli zróżnicowanych pod względem ilości i aktywności studentów oraz lokalnych obciążeń termicznych. W konsekwencji, taka sama ilość powietrza, o takich samych parametrach byłaby dostarczana do wszystkich sektorów auli. Może to prowadzić do „nadmiernej wentylacji” niektórych sektorów oraz do nie wystarczającego wentylowania innych (Nassif i in., 2005; Xu i in., 2009). Różnice PAQ występujące w poszczególnych sektorach można niwelować, stosując wielostrefową strategię DCV (Południk, 2008). Przy tak sterowanej wentylacji do poszczególnych stref pomieszczenia należy dostarczać zróżnicowaną ilość powietrza o odpowiednich parametrach zgodnie z aktualnym

zapotrzebowaniem. Strategia ta powinna zapewniać odpowiednią PAQ i komfort cieplny w poszczególnych sektorach przy zachowaniu wentylacyjnych wymagań i optymalizacji zużycia energii. Biorąc powyższe pod uwagę, wielostrefową strategię DCV nie można tylko opierać na monitorowaniu stężenia CO₂. Konieczne są również pomiary istotnych parametrów powietrza wewnętrznego w poszczególnych strefach pomieszczenia. Powinno się też uwzględniać relacje pomiędzy tymi parametrami, które mają wpływ na PAQ. Lokalne różnice ilości i aktywności użytkowników mogą być brane pod uwagę, dokonując ciągłych pomiarów stężeń cząstek aerozolowych i ACC w wydzielonych strefach. Stosowanie takiej strategii sterowania wentylacją w auli powinno zapewniać odpowiedni komfort we wszystkich sektorach, który przyczyni się do wydajniejszej nauki studentów, a także będzie miał pozytywny wpływ na ich zdrowie. Należy również podkreślić aspekt ekonomiczny związany z bardziej oszczędnym wykorzystaniem energii poprzez np. eliminację tzw. przewentylowania i optymalizację parametrów cieplnych powietrza dostarczanego do poszczególnych sektorów.

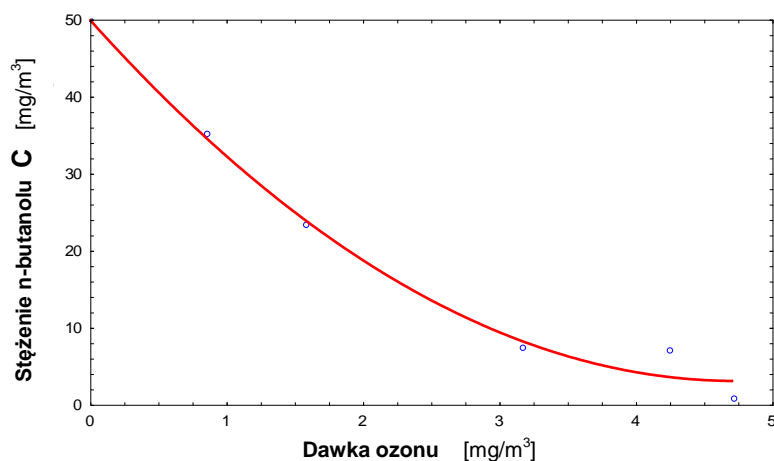
Podsumowując, efektywna strategia sterowania wentylacją, szczególnie w wielkopowierzchniowych pomieszczeniach, powinna uwzględnić, oprócz poziomu stężenia CO₂, również inne istotne parametry powietrza wewnętrznego i występujące między nimi relacje, mające wpływ na PAQ. Aby uwzględniać lokalne różnice ilości i aktywności użytkowników, konieczne jest ciągłe monitorowanie PAQ w poszczególnych strefach pomieszczeń. Monitorowanie to może być realizowane na podstawie pomiarów stężenia aerozoli i instrumentalnego określania ACC. Praktyczna realizacja strategii sterowania wentylacją oparta na ciągłym monitorowaniu PAQ w wydzielonych strefach pomieszczeń powinna poprawić komfort, produktywność i zdrowie użytkowników pomieszczeń. Powinna również przynieść korzyści finansowe, związane z bardziej oszczędnym wykorzystaniem energii.

12.2. Dezodoryzacja powietrza wewnętrznego ozonem

Ozon, jako silny utleniacz jest wykorzystywany w różnych procesach technologicznych do dezodoryzacji nieprzyjemnych zapachów (US EPA, 1995; Ozonek i in., 2009). Stosowanie ozonu w pomieszczeniach, w których przebywają ludzie budzi jednak uzasadnione obawy. W badaniach naukowych potwierdzono, że ozon ma ujemny wpływ na zdrowie. Konsekwencje są

poważniejsze przy wyższych stężeniach ozonu i przy bardziej długotrwałych ekspozycjach. Ponadto ozon może zmieniać nieszkodliwe lub mało szkodliwe zanieczyszczenia powietrza w chorobotwórcze związki. Uważa się również, że ozon w małych stężeniach, nie przekraczających dopuszczalnych stężeń normowych, ma niewielką efektywność usuwania zanieczyszczeń z powietrza wewnętrznego w typowych nieprzemysłowych pomieszczeniach (Weschler, 2000; Cain i in., 2007). Produkty zachodzących reakcji pomiędzy ozonem i zanieczyszczeniami dość szybko podlegają wtórnym reakcjom. Wytwarzać się mogą przy tym różnego rodzaju drażniące i szkodliwe związki. Pomimo tych faktów są zwolennicy używania ozonu do poprawy jakości powietrza w pomieszczeniach (Boeniger, 1995). Często stosowane są różnego rodzaju urządzenia oczyszczające do poprawy jakości powietrza wewnętrznego, których działanie wiąże się między innymi z wytwarzaniem ozonu. Stosowane są też typowe generatory ozonu, które oprócz wytwarzania ozonu mogą kontrolować jego stężenia w powietrzu wewnętrznym. Mogą utrzymywać te stężenia na poziomach w ściśle określonym zakresie, np. na poziomach nie przekraczających norm. Takie postępowanie jest oparte na przekonaniu, że ozon może skutecznie eliminować (utleniać) zanieczyszczenia powietrza wewnętrznego, w tym zanieczyszczenia zapachowe.

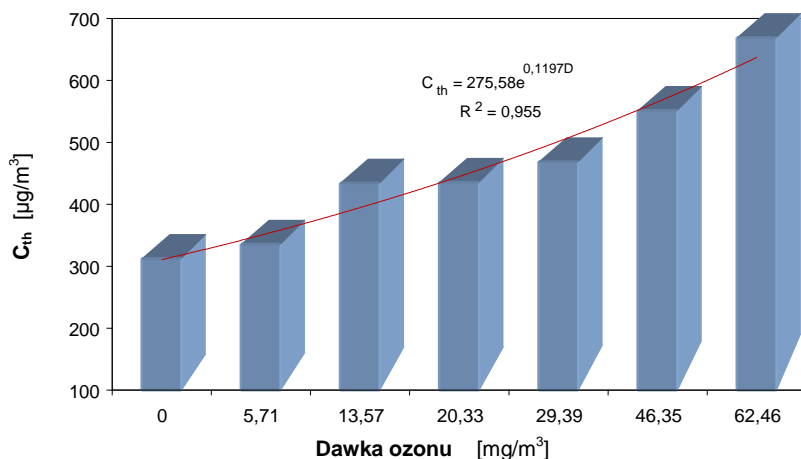
Przeprowadzone badania miały na celu weryfikację właściwości dezodoryzujących ozonu w powietrzu wewnętrznym. W ramach badań sprawdzono jak dawki ozonu wpływają na stężenia progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym (Poednik i in., 2008).



Rys. 12.1. Zależność stężenia n-butanolu od dawki ozonu w mieszaninach powietrza wewnętrznego i n-butanolu dezodoryzowanych ozonem

Na podstawie wyników przeprowadzonych analiz (rysunek 12.1) stwierdzono, że stężenie n-butanolu w badanych mieszaninach z powietrzem wewnętrznym zmniejszało się wraz ze wzrostem dawek ozonu. To zmniejszanie stężenia n-butanolu przy wyższych dawkach ozonu jest efektem skuteczniejszego utleniania tego związku przez ozon (Skwarczyński i in., 2007).

Badania sensoryczne wykazały, że przy zwiększaniu dawek ozonu w próbkach mieszanin n-butanol był wyczuwany przy mniejszym ich rozrzedzeniu, co oznaczało wzrost stężeń progowej wyczuwalności tego związku (C_{th}). Zmiany stężenia progowej wyczuwalności n-butanolu ze wzrostem dawek ozonu w mieszaninach przedstawiono na rysunku 12.2.



Rys. 12.2. Stężenie progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym w zależności od dawki ozonu

Wyniki analiz chromatograficznych wykorzystane zostały do określenia tzw. efektywności dezodoryzacji chemicznej rozpatrywanych mieszanin, która jest efektem chemicznych reakcji n-butanolu z ozonem. Efektywność tę obliczano z następującego wzoru:

$$\eta_c = (C - C_o)/C \quad (12.1)$$

gdzie:

- C - stężenie n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym,
- C_o - stężenie n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym dezodoryzowanych ozonem.

Na podstawie przeprowadzonych badań sensorycznych została określona tzw. efektywność dezodoryzacji percepcyjnej, będącej wynikiem zarówno neutralizacji, jak i maskowania przez ozon zapachu n-butanolu w rozpatrywanych mieszaninach (Skwarczyński i in., 2008). Przy obliczaniu tej efektywności wykorzystano następującą zależność:

$$\eta_p = (C_{tho} - C_{th})/C_{tho} \quad (12.2)$$

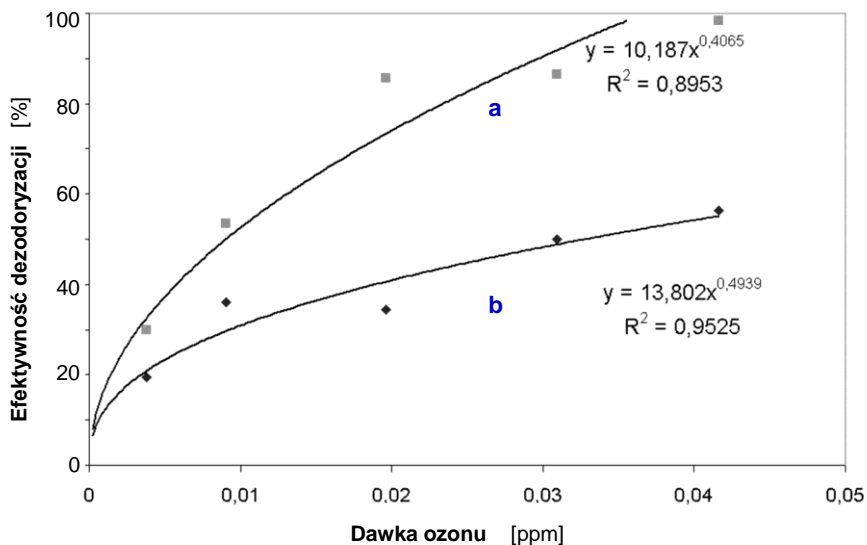
gdzie:

C_{th} - stężenie progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym,

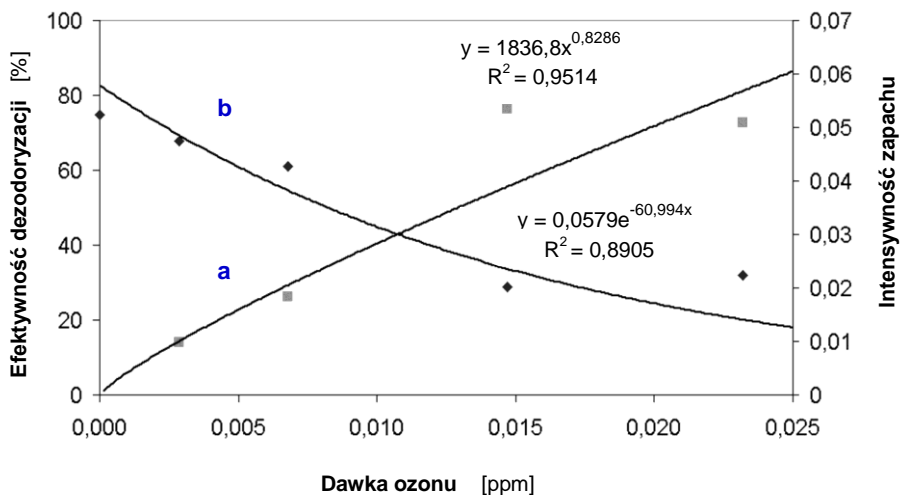
C_{tho} - stężenie progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym dezodoryzowanych ozonem.

Zmiany efektywności dezodoryzacji chemicznej i percepcyjnej przy rosnących dawkach ozonu w mieszaninach n-butanolu i powietrza wewnętrznego pokazane są na rysunku 12.3. Z wykresów widać, że efektywność dezodoryzacji chemicznej (krzywa a) przewyższa efektywność dezodoryzacji percepcyjnej (krzywa b). Różnice między wartościami tych dwóch parametrów wzrastają ze zwiększeniem dawek ozonu w mieszaninach. Tego rodzaju relacje mogą świadczyć o tym, że ozon niewchodzący w reakcje z n-butanolem wpływa na sensoryczną percepcję mieszanin. Istnieje też zakres stężeń ozonu, po przekroczeniu którego nie zwiększa się znacząco efektywność dezodoryzacji. W praktyce oznacza to, że dla poprawy jakości powietrza wewnętrznego korzystne jest stosowanie dawek ozonu poniżej tego zakresu. Dodatkowo, pożądane byłoby stosowanie filtrów do usuwania nadmiarowego ozonu niebiorącego udziału w procesach dezodoryzacji (Dudzińska i in., 2009).

Następnym krokiem, który podjęto w badaniach było sprawdzenie, czy małe stężenia ozonu w powietrzu wewnętrznym, które są niższe niż dopuszczane przez normy mają wystarczająco efektywne działanie dezodoryzujące i czy dodatek ozonu do powietrza wewnętrznego zanieczyszczonego typowym odorantem, jakim jest n-butanol, polepsza odczuwalną jakość tego powietrza. Zmiany efektywności dezodoryzacji mieszanin (krzywa a) i intensywności zapachu n-butanolu (krzywa b) w zależności od stężenia ozonu przedstawiono na rysunku 12.4.



Rys. 12.3. Efektywność dezodoryzacji mieszanin n-butanolu i powietrza wewnętrznego w zależności od dawek ozonu; a - chemiczna, b - percepcyjna



Rys. 12.4. Wpływ dawki ozonu na a - efektywność dezodoryzacji mieszanin n- butanolu i powietrza wewnętrznego, b - intensywność wyczuwanego zapachu n-butanolu

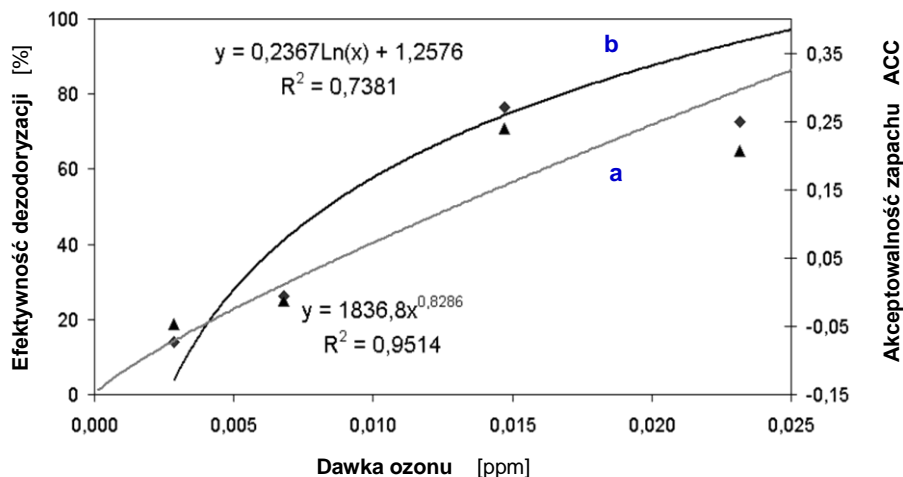
Efektywności dezodoryzacji mieszanin określano na podstawie wyników przeprowadzonych ocen sensorycznych, wykorzystując równanie 12.2. Intensywności zapachu n-butanolu wyliczano, stosując wzór Stevensa (ASHRAE, 2001):

$$I = 0,261 C^{0,66} \quad (12.3)$$

gdzie:

C - stężenie n-butanolu (na rysunku 14.4 transponowane na dawki ozonu).

Można zauważyć, że efektywność dezodoryzacji mieszanin zwiększa się wraz ze wzrostem dawek ozonu. Jednocześnie maleje wyczuwana intensywność zapachu n-butanolu w mieszaninach. Ze wzrostem dawek ozonu zwiększa się też sensoryczna akceptowalność zapachu mieszanin. Tę ostatnią relację przedstawia krzywa b na rysunku 12.5.



Rys. 12.5. Wpływ dawki ozonu na a - efektywność dezodoryzacji mieszanin n- butanolu i powietrza wewnętrznego, b - akceptowalność zapachu mieszanin

Sensoryczną akceptowalność zapachu mieszanin dla zakresu stężeń n-butanolu w powietrzu wewnętrznym 0,03-2 mg/m³ określano na podstawie aproksymacyjnego wzoru:

$$ACC = -0,51 \log C - 0,37 \quad (12.4)$$

Przedstawione rezultaty wskazują, że zwiększanie dawek ozonu w mieszaninach n-butanolu i powietrza wewnętrznego polepsza dezodoryzującą efektywność. Dodatek ozonu do mieszaniny n-butanolu i powietrza wewnętrznego zmniejsza też intensywność zapachu n-butanolu i zwiększa sensoryczną akceptowalność tych mieszanin.

Uzyskane wyniki potwierdziły, że ozon ma działanie dezodoryzujące w przypadku mieszanin powietrza wewnętrznego i typowego zanieczyszczenia, jakim jest n-butanol. Ozon w małych dawkach (stężenia poniżej dopuszczalnych) zmniejsza intensywność zapachu n-butanolu i zwiększa sensoryczną akceptowalność jego mieszanin z powietrzem wewnętrznym. Zakładając, że ozon może mieć podobne działanie w przypadku innych zanieczyszczeń odorowych powietrza wewnętrznego i że nie wytwarzają się szkodliwe produkty uboczne, małe dawki ozonu mogą niwelować uciążliwość zapachową powietrza wewnętrznego.

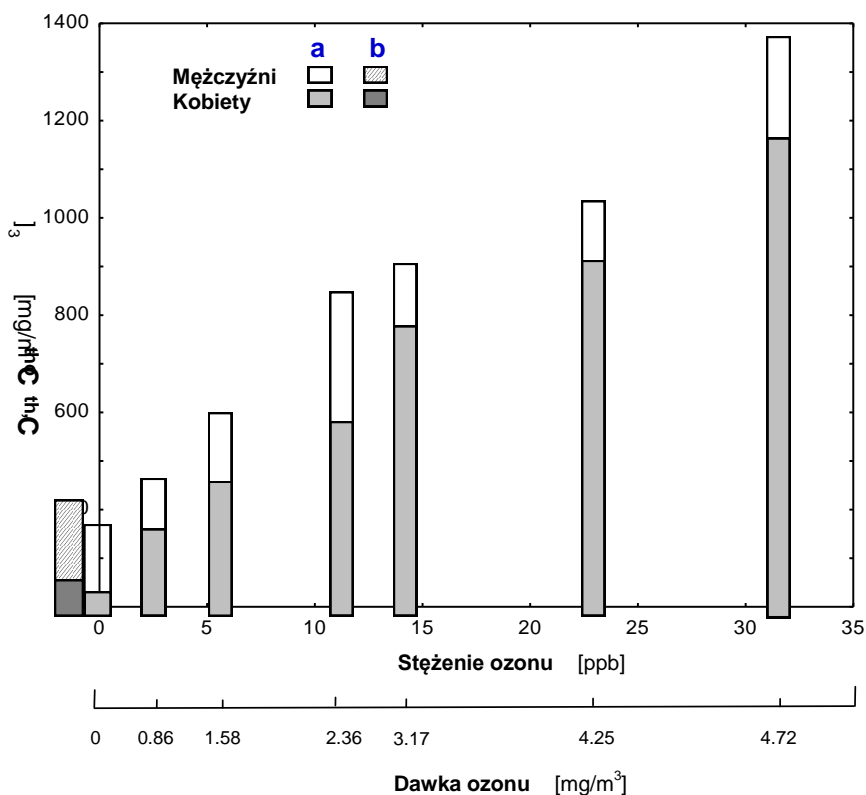
12.3. Poprawa odczuwalnej jakości powietrza a czynniki osobowe

Wyniki przeprowadzanych badań wskazują na zależność występowania objawów syndromu chorego budynku (SBS) od płci użytkowników pomieszczeń (Muchič i Butala, 2004; Runeson i in., 2006). Zgodnie z tymi wynikami kobiety uskarżają się na występowanie symptomów SBS częściej niż mężczyźni, niezależnie od personalnych czynników związanych z rodzajem wykonywanej pracy, czy czynników środowiskowych. Kobiety też znacznie częściej niż mężczyźni zgłaszają niezadowolenie i skarżą się na złą jakość powietrza w pomieszczeniach (Topp i in., 2005; Lindgren i Norback, 2005). Wysuwana jest hipoteza, że wszystkie te obserwacje są związane z różnicami płci w odczuwaniu odorów. Nie wyjaśniono jednak jeszcze w pełni, jaka jest zależność między percepcją odorów a płcią i do jakiego stopnia czynniki wpływające na percepcję są zależne od płci. Zakładając, że płeć jest istotna przy percepcji odorów i odgrywa rolę przy występowaniu objawów SBS, należy ją brać pod uwagę w badaniach środowiska wewnętrznego i działaniach poprawiających odczuwalną jakość powietrza w pomieszczeniach.

Przeprowadzone badania wykazały, że istnieją, zależne od płci, różnice w percepcji zapachu n-butanolu obecnego w powietrzu wewnętrznym. Występują też różnice tej percepcji zależne od wieku i wytrenowania osób oceniających jakość powietrza (Dudzińska i in., 2009).

Na rysunku 12.6 przedstawiono stężenia progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym C_{th} oraz w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym i ozonem C_{tho} w zależności od płci oceniających osób, ich wytrenowania i dawek ozonu.

Uzyskane stężenia C_{th} dla trenowanych i nietrenowanych kobiet i mężczyzn były nieznacznie wyższe niż podawane w normie EN 13725 (2003) stężenia progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu ($123 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Z diagramów na rysunku 12.6 widać, że zarówno trenowane, jak i nietrenowane kobiety charakteryzowały się niższym C_{th} niż mężczyźni. Średnie wartości tych stężeń dla kobiet i mężczyzn różniły się o 37,1% ($p < 0,005$).



Rys. 12.6. Stężenia progowej wyczuwalności n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym C_{th} oraz n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym i ozonem C_{tho} dla a - trenowanych i b - nietrenowanych kobiet i mężczyzn

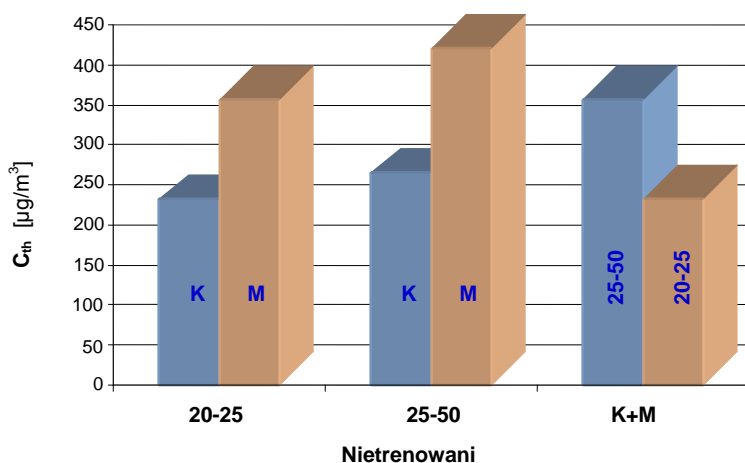
W przypadku dezodoryzacji rozpatrywanych mieszanin, wraz ze wzrostem dawek ozonu, zwiększały się wartości stężeń C_{tho} (mniejsze rozrzedzenia mieszanin konieczne dla percepcji n-butanolu). Wśród trenowanych osób oceniających, podobnie jak w przypadku mieszanin bez dodatku ozonu, wartości progowych stężeń C_{tho} były niższe dla kobiet (tabela 12.1).

Stężenia ozonu w dezodoryzowanych mieszaninach były niższe niż graniczne stężenia percepcji ozonu. Stężenia wyczuwalności węchowej n-butanolu przy stosowanych dawkach ozonu zostały obliczone z uwzględnieniem rozrzedzenia mieszanin. Nie były przy tym brane pod uwagę reakcje ozonu i wynikające stąd mniejsze jego stężenia w mieszaninach.

Tabela 12.1. Średnie wartości i niepewności standardowe stężeń progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym i ozonem w zależności od płci oceniających osób i stężenia dodawanego ozonu

Płeć	Stężenie ozonu [ppb]						
	0	2,9	6,8	11,8	14,7	23,2	31,2
Mężczyźni	385 (45)	582 (194)	606 (68)	832 (188)	902 (211)	1021 (169)	1386 (337)
Kobiety	242 (34)	478 (58)	472 (59)	583 (78)	788 (197)	904 (162)	1177 (303)

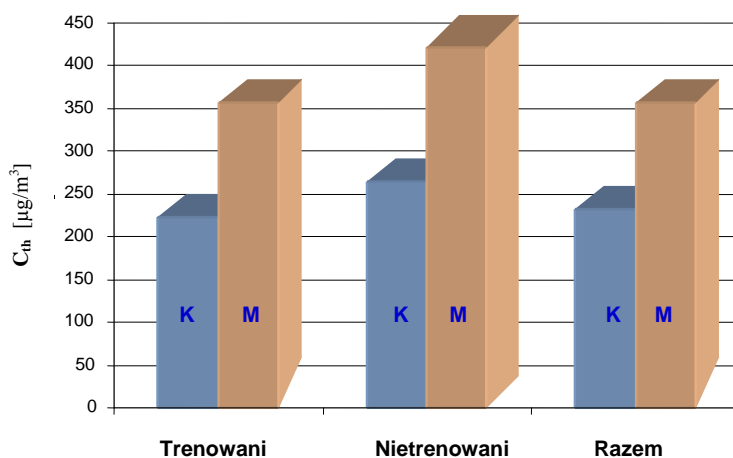
analiza wariancji i test Studenta, $p < 0,05$



Rys. 12.7. Stężenia progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym w zależności od płci i wieku oceniających osób. K - kobiety, M - mężczyźni

Przy określaniu stężeń progowej wyczuwalności węchowej ważny był wiek oceniających osób. W badaniach porównano te stężenia dla trenowanych osób poniżej 25-go roku życia i z przedziału wiekowego 25-50 lat. Dla osób w wieku 25-50 lat stężenia C_{th} były znacząco wyższe (rysunek 12.7).

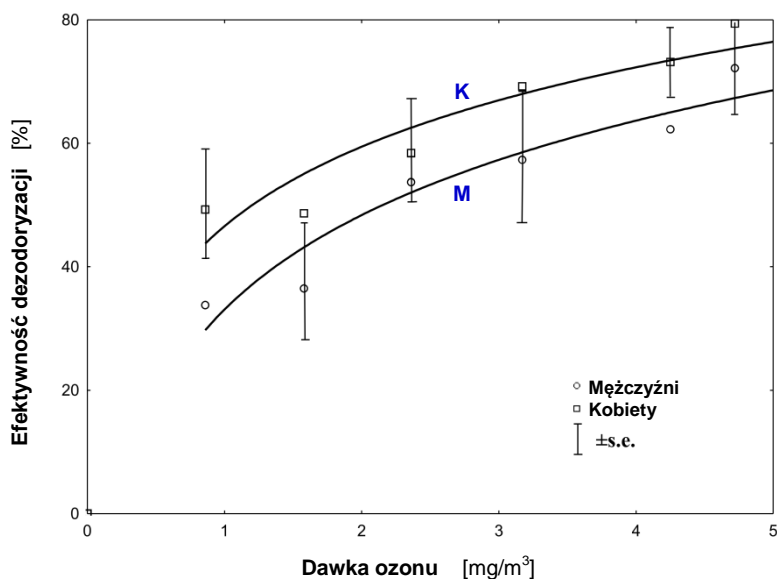
Uzyskane wyniki wskazały również, że możliwe jest trenowanie osób oceniających, pozwalające na obniżanie dla nich stężeń progowej wyczuwalności węchowej (rysunek 12.8).



Rys. 12.8. Stężenia progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym w zależności od wytrenowania oceniających osób. K - kobiety, M - mężczyźni

Zaniedbując niestabilność rozpatrywanych mieszanin (Cain i in., 2007) oraz procesy adsorpcyjne składników (Lee i in., 2001), można stwierdzić, że dodawanie ozonu do mieszanin powoduje, że znaczne ilości n-butanolu ulegają rozkładowi (dezodoryzacji) i wymagane są mniejsze rozrzedzenia mieszanin (wyższe stężenia C_{th0}) do jego sensorycznej percepcji. Potwierdzają to wyniki przeprowadzonych analiz chromatograficznych. Wpływ dawek ozonu na efektywność dezodoryzacji mieszanin n-butanolu i powietrza wewnętrznego przedstawiono na rysunku 12.9. Efektywność dezodoryzacji mieszanin obliczono ze wzoru 12.2. Z wykresów wynika, że efektywność dezodoryzacji wzrasta ze wzrostem dawek ozonu w całym badanym ich zakresie. Jednak po przekroczeniu pewnych dawek, dalsze ich zwiększanie nie powoduje znacząco dużych wzrostów efektywności dezodoryzacji mieszanin. Tendencja ta jest obserwowana zarówno dla wyników dotyczących testujących kobiet,

jak i mężczyzn. Można również zauważyć, że pomimo różnic w percepcji odorów dla kobiet i mężczyzn występujący efekt dezodoryzujący jest podobny dla obydwu płci. Można więc przyjąć, że dawki ozonu, które w dezodoryzowanych mieszaninach odpowiadają jego stężeniom mniejszym niż dopuszczalne przez normy wartości, będą zmniejszały skargi na uciążliwość zapachu n-butanolu w takim samym stopniu wśród kobiet, jak i mężczyzn.



Rys. 12.9. Efektywność dezodoryzacji mieszanin powietrza wewnętrznego i n-butanolu w zależności od dawki ozonu i płci testujących. K - kobiety, M - mężczyźni

Zakładając podobną efektywność dezodoryzującego działania ozonu w stosunku do innych zapachowych zanieczyszczeń obecnych w powietrzu wewnętrznym można przypuszczać, że małe dawki ozonu będą poprawiały jakość powietrza wewnętrznego. Można też sądzić, że stosowanie ozonu w „chorych budynkach” może zmniejszać objawy SBS zarówno wśród kobiet, jak i mężczyzn. Ponieważ ozon ujemnie wpływa na zdrowie człowieka, a jego reakcje z niektórymi zanieczyszczeniami powietrza w pomieszczeniach mogą być źródłem niebezpiecznych zanieczyszczeń wtórnych, najczęściej bardziej drażniących i bardziej odorowych niż ich prekursorzy (Weschler, 2000; Hubbard i in., 2005), ozon nie powinien być stosowany w pomieszczeniach przy obecności użytkowników. Dezodoryzacja ozonem mogłaby być przeprowadzana

na przykład w „chorych budynkach”, w których konieczne są radykalne działania „uzdrawiające” i które polegałyby na kompleksowym usuwaniu zanieczyszczeń gazowych i bioaerozolowych z powietrza wewnętrznego. W takich przypadkach mogłoby być dokonywane kontrolowane ozonowanie powietrza wewnętrznego z monitorowaniem poziomu stężenia ozonu, a także stężenia szkodliwych produktów ubocznych.

Wyniki przeprowadzonych badań potwierdziły występowanie różnic w percepcji odorów przez kobiety i mężczyzn. Sensorycznie oceniane stężenia progowej wyczuwalności n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym oraz w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym i ozonem były niższe dla oceniających kobiet. Małe dawki ozonu, dla których stężenia tego gazu w mieszaninach były niższe niż dopuszczalne przez normy, zwiększały progi wyczuwalności węchowej n-butanolu w takim samym stopniu dla obydwu płci. Stosowanie relatywnie małych dawek ozonu może eliminować dyskomfort związany z obecnością zanieczyszczeń odorowych w powietrzu wewnętrznym. Rozpatrując możliwość stosowania ozonowania powietrza wewnętrznego jako remedium na występowanie SBS, powinno się brać pod uwagę nie tylko szkodliwość ozonu, ale także produktów jego reakcji z obecnymi w powietrzu zanieczyszczeniami. Dezodoryzację ozonem można by stosować w przypadku „chorych budynków” przy nieobecności użytkowników oraz stałym monitorowaniu poziomu stężenia ozonu i stężenia szkodliwych produktów ubocznych.

13. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Badania przeprowadzone w wybranych pomieszczeniach i obiektach, między innymi w pomieszczeniach dydaktycznych i biurowych, budynkach mieszkalnych, obiektach użyteczności publicznej oraz obiektach niemieszkalnych wykazały, że istnieje ścisły związek pomiędzy jakością powietrza wewnętrznego a rodzajem użytych materiałów konstrukcyjnych, wykończeniowych i wyposażeniowych. Istotny wpływ na jakość powietrza wewnętrznego mają również zainstalowane systemy klimatyzacyjne oraz użytkownicy pomieszczeń. Obecność i aktywność użytkowników w znaczący sposób przyczynia się do wzrostu stężenia zanieczyszczeń w powietrzu wewnętrznym. Nie bez znaczenia są również zanieczyszczenia generowane przez źródła zewnętrzne.

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów stężeń zanieczyszczeń chemicznych, biologicznych, aerozolowych i radioaktywnych (radonu i produktów jego rozpadu), a także pomiarów odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego można sformułować kilka ogólnych wniosków.

Stężenia większości lotnych związków organicznych i związków karbonylowych identyfikowanych w klimatyzowanym wielkopowierzchniowym pomieszczeniu zmniejszały się w pierwszym okresie jego użytkowania, a następnie podlegały stabilizacji. Wyjątkiem były stężenia substancji związanych ze stosowaniem zapachowych środków czyszczących i dezodoryzujących, które utrzymywały się na prawie stałym poziomie oraz stężenia substancji pochodzących z emisji osobowych, które zwiększały się w pierwszych miesiącach użytkowania pomieszczenia. Większe zmiany stężeń występowały bezpośrednio po okresach nieużytkowania pomieszczenia. Stężenia wszystkich oznaczanych substancji chemicznych w powietrzu wewnętrznym były poniżej progów wyczuwalności, a tym samym poniżej progów podrażnienia i nie powinny powodować negatywnych skutków zdrowotnych.

Stężenia lotnych związków organicznych i związków karbonylowych w pomieszczeniach biurowych były zależne między innymi od rodzaju użytych materiałów wykończeniowych, materiałów podłogowych oraz umeblowania, a także od intensywności wentylacji i stosowania środków czyszczących. Istotne znaczenie miało również wyposażenie tych pomieszczeń w sprzęt komputerowy oraz nawyki higieniczne użytkowników i używanie przez nich kosmetyków. W większości monitorowanych pomieszczeń biurowych stężenia

analizowanych substancji nie przekraczały dopuszczalnych wartości. Jedynie w niektórych z nich sporadycznie występowały niewielkie przekroczenia dopuszczalnych stężeń kilku oznaczanych substancji.

Stężenia cząstek aerozolowych, zarówno w klimatyzowanych, jak i grawitacyjnie wentylowanych pomieszczeniach, były zależne od obecności i aktywności użytkowników, fluktuacji zewnętrznych aerozoli oraz parametrów termicznych powietrza wewnętrznego. Wpływ tych ostatnich był szczególnie widoczny w odniesieniu do ilościowych koncentracji drobnych cząstek. Stosowanie urządzenia do oczyszczania powietrza znacząco zmniejszało koncentracje wszystkich mierzonych cząstek aerozolowych. Na stężenia aerozoli istotny wpływ miało również działanie systemu klimatyzacji. Koncentracje cząstek przy działającej klimatyzacji były kilkakrotnie wyższe niż w przypadku, gdy była ona wyłączona. Obecność użytkowników powodowała wzrost koncentracji grubych cząstek aerozolowych, niezależnie od działania systemu klimatyzacji.

Koncentracje bakterii i gronkowców w pomieszczeniach były zależne od obecności użytkowników i zwiększały się wraz ze wzrostem ich liczby w pomieszczeniu. Koncentracje tych mikroorganizmów były również skorelowane z koncentracją grubych cząstek aerozolowych.

Średnie ilościowe koncentracje i masowe stężenia cząstek w salach lekcyjnych były wyższe podczas obecności uczniów. Były też wyższe w sezonie grzewczym niż w sezonie letnim. Wyższa ekspozycja uczniów miała miejsce w salach lekcyjnych niż na zewnątrz szkoły i była średnio o ok. 50% większa w sezonie grzewczym. Znaczący wkład miały emisje z pieców węglowych w budynkach mieszkalnych zlokalizowanych w pobliżu szkół. Emisje te wpływały na ilość cząstek deponowanych i akumulowanych w salach lekcyjnych, co z kolei miało wpływ na ilość cząstek podlegających procesom resuspensji. W obydwu rozpatrywanych sezonach wystąpiła istotna dodatnia korelacja pomiędzy stężeniem masowym grubych cząstek a temperaturą, wilgotnością względną i stężeniem CO₂ w powietrzu wewnętrznym. Koncentracje ilościowe i stężenia masowe drobnych cząstek były ujemnie skorelowane z parametrami powietrza wewnętrznego w sezonie grzewczym i dodatnio w sezonie letnim.

Ekspozycja uczniów na cząstki aerozolowe zwiększała się również podczas przeprowadzania doświadczeń dydaktycznych. W trakcie niektórych doświadczeń, ze względu na specyficzny charakter źródeł cząstek aerozolowych, generowane były cząstki alergiczne lub toksyczne.

Najwyższe ilościowe koncentracje i masowe stężenia cząstek aerozolowych w kościele występowały podczas mszy, na których były palone świece i używane było kadzidło. Koncentracje i stężenia cząstek submikrometrowych były kilkanaście razy większe niż w powietrzu zewnętrznym. Ekspozycja uczestników mszy, w szczególności księży oraz innych osób, które uczestniczą w kilku mszach dziennie jest istotnie wyższa niż ekspozycja na zewnątrz kościoła i może mieć negatywny wpływ na ich zdrowie.

Działanie klimatyzacji w pomieszczeniu miało znaczący wpływ na stężenia radonu i produktów jego rozpadu (frakcji związanej i niezwiązanej). Przy włączonej klimatyzacji zmniejszyły się średnie wartości stężenia radonu i jego związanych pochodnych. W przypadku wyłączonej klimatyzacji występowała liniowa zależność pomiędzy związaną frakcją pochodnych radonu a ilościową koncentracją i masowym stężeniem cząstek aerozolowych.

Stężenia radonu zmierzone w mieszkalnych i niemieskalnych obiektach zlokalizowanych w Lublinie i kilku miejscowościach na terenie województwa lubelskiego miały wartości od kilkudziesięciu Bq/m^3 do kilku tysięcy Bq/m^3 , a oszacowana na ich podstawie najwyższa dawka skuteczna promieniowania była prawie 100-krotnie większa niż średnioroczna skuteczna dawka promieniowania w Polsce. Dane te wskazują na występowanie realnego zagrożenia radonowego na tym terenie. Maksymalna ilość toksycznego ołowiu pochodząca z rozpadu radonu i akumulowana w organizmie użytkowników pomieszczeń w trakcie ich życia określona została na poziomie prawie 0,1 μg .

Odczuwalna jakość powietrza, charakteryzowana przez jej akceptowalność i stężenie wyczuwalnych zanieczyszczeń emitowanych przez użytkowników pomieszczeń może być określana w oparciu o parametry termiczne i relacje opisujące stan powietrza wilgotnego. Wyniki instrumentalnych pomiarów odczuwalnej jakości powietrza były bardzo dobrze skorelowane z wynikami sensorycznych ocen uzyskiwanych w badaniach ankietowych. Wyprowadzone zależności, uwzględniające entalpię właściwą i wilgotność względną powietrza wewnętrznego, umożliwiają wartościowanie mikroklimatu pomieszczeń. Wskazują również na efektywny sposób sterowania procesami klimatyzacji w pomieszczeniach.

Zaproponowany nowatorski sposób sterowania wentylacją na żądanie w wielkopowierzchniowych pomieszczeniach ze zmienną liczbą użytkowników, oparty jest zarówno o pomiary CO_2 , jak i sektorowe monitorowanie cząstek aerozolowych. Przedstawiona w pracy koncepcja wielosektorowej strategii wentylacji, która zapewnia pożądaną jakość powietrza w każdym sektorze

pomieszczenia, dodatkowo wykorzystuje bezpośrednie instrumentalne pomiary odczuwalnej jakości powietrza wewnętrznego. Zastosowanie tej strategii korzystnie wpłynie na zdrowie i produktywność użytkowników, a także przyczyni się do oszczędności energii.

Poprawę jakości powietrza wewnętrznego można także osiągnąć poprzez dezodoryzację tego powietrza ozonem. Stosowanie ozonu w stężeniach niższych niż jego dopuszczalny poziom w powietrzu wewnętrznym może eliminować zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniach, w tym zanieczyszczenia odorowe. Dodatek ozonu poprawia odczuwalną jakość powietrza wewnętrznego, zmniejszając intensywność zapachu zanieczyszczeń i równocześnie zwiększając akceptowalność jakości powietrza.

Częstsze występowanie symptomów chorego budynku (SBS) wśród kobiet niż wśród mężczyzn może wynikać z różnic w sensorycznej percepcji zanieczyszczeń odorowych powietrza wewnętrznego. Średnie wartości stężeń progowej wyczuwalności węchowej n-butanolu w mieszaninach z powietrzem wewnętrznym oceniane przez kobiety i mężczyzn różniły się o prawie 40%. Podobne różnice tych progowych stężeń dla kobiet i mężczyzn występowały, gdy mieszaniny poddawano dezodoryzacji ozonem. To znaczy, że zwiększanie dawek ozonu powodowało wzrosty stężeń progowej wyczuwalności węchowej w takim samym stopniu dla obydwu płci. Różnice w percepcji zanieczyszczeń zapachowych były również zależne od wieku i wytrenowania panelu sensorycznego.

Uzyskane wyniki badań mogą być istotne przy kompleksowej ocenie jakości powietrza wewnętrznego w różnego typu pomieszczeniach. Mogą być podstawą do identyfikacji źródeł zanieczyszczeń wpływających na jakość powietrza wewnętrznego i do działań eliminujących te źródła. Mogą być również pomocne przy ocenie ekspozycji użytkowników pomieszczeń na zanieczyszczenia. Wskazują też na efektywne sposoby zapewniania pożądanej jakości powietrza wewnętrznego.

14. Literatura

1. Afshari A., Matson U., Ekberg L.E., 2005. Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber. *Indoor Air* 15, 2, 141-150.
2. Agranovski I.E., Agranovski V., Reponen T., Willeke K., Grinshupun S. A., 2002. Development and evaluation of a new personal sampler for culturable airborne microorganisms. *Atmosp. Environ.* 36, 889-898.
3. Alshitawi, M.S., Awbi, H.B., 2011. Measurement and prediction of the effect of students' activities on airborne particulate concentration in a classroom. *HVAC&R Research* 17(4), 446-464.
4. An H.A., Mainelis G., Yao M., 2004. Evaluation of a high-volume portable bioaerosol sampler in laboratory and field environments, *Indoor Air* 14, 385-393.
5. Andersen J., Lundquist G. R., Malhave L., 1975. Indoor air pollution due to chipboard used as a construction material. *Atmospheric Environment* 9, 1121-1127.
6. Asanowa T., Rakov A.I., 1966. The state of health of persons working in electric fields of outdoor 400 and 500 kV swit chyards. *Gig. Tr. Zabol* 10, 50-52,.
7. ASHRAE Fundamentals Handbook: Odors, Atlanta: (ASHRAE Standard 13-2001); 2001.
8. Baron P. A., Willeke K. 2001. Aerosol measurement: principles, techniques, and applications (2nd ed.) 404-418.
9. Berglund B., Lindvail T., Lundin I., 1987. Air quality in sick library over a period of 16 weeks. *Proceedings of Indoor Air'87*, 2, 537-541.
10. Berglund L., Cain W. S., 1989. Perceived air Quality and the thermal environment, *Proceedings of IAQ 1989*, 345-350.
11. Bilaska I., Dudzińska M.R., Kozak K., Mazur J., **Polednik B.**, 2013. Particle concentrations and radon equilibrium ratios in an occupied auditorium. Prague EAC.
12. Bilaska I., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2012. Parametry powietrza wewnętrznego, a stężenie radonu w klimatyzowanym pomieszczeniu dydaktycznym. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 99, 79-88.
13. Blondeau P., Iordache V., Poupard O., Genin D., Allard F., 2005. Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indoor Air* 15, 1, 2-12.
14. Bogacki M., Oleniacz R., Mazur M., Kamiński S., 2006. Real-time measurement of the size of air particulates. *Environment Protection Engineering* 32(3), 69-74.

15. Böck R., T. Spiess., 2000. Grundlagen zur Charakterisierung von Geruchsmissionen in Innenräumen, *Gesundheits Ingenieur - Haustechnik - Bauphysik – Umwelttechnik* 5, 252-256.
16. Boeniger MF., 1995. Use of ozone generating devices to improve indoor air quality. *American Industrial Hygiene Association Journal* 56, 590-598.
17. Bonetta Sa., Bonetta Si., Mosso S., Sampo S., Carraro E., 2009. Assessment of microbiological indoor air quality in an Italian office building equipped with an HVAC system. *Environ Monit Asses.*
18. Borkowska I., 2003. Analiza porównawcza wybranych metod odorometrycznych. Praca doktorska. Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska. Politechnika Wroclawska.
19. Braniš, M., Řezáčová, P., Domasová, M., 2005. The effect of outdoor air and indoor human activity on mass concentrations of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ in a classroom. *Environ. Res.* 99, 143-149.
20. Burek R., **Polednik B.**, Raczkowski A., 2006. Study of the relationship between the perceived air quality and the specific enthalpy of air polluted by people. *Archives of Environmental Protection* 2, 21-26.
21. Burek R., **Polednik B.**, Raczkowski A., 2008. Thermal comfort and indoor air quality. Indoor Air 2008, The 11th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Copenhagen, Denmark.
22. Burek R., **Polednik B.**, 2010. Sensory determination of the perceived pollution of chemical agents indoors. *International Workshop „Management of Indoor Air Quality”*, Abstracts, Kazimierz Dolny, Poland, 14.
23. Cain WS., Schmidt R., Wolkoff P., 2007. Olfactory detection of ozone and D-limonene: reactants in indoor spaces. *Indoor Air* 17, 337-347.
24. CEN CR 1752, 1998. Ventilation for buildings - Design criteria for the indoor environment.
25. Dougan D.S., Damiano L., 2004. CO₂-Based Demand Control Ventilation. Do risks Outweigh Potential Rewards?. *ASHRAE Journal* 46, 47-54.
26. Dudzińska M.R., 2009. Aerozole w powietrzu wewnętrznym. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska 112.
27. Dudzińska M.R., Staszowska A., **Polednik B.**, 2009. Preliminary Study of Effect of Furniture and Finishing Materials on Formaldehyde Concentration in Office Rooms. *Environ. Protec. Eng.* 35(3) 225-233.
28. Dudzińska M.R., **Polednik B.**, Skwarczyński M., 2010. Gender differences in odor percepton of n-butanol neutralized by ozone. Environmental Engineering III, Pawłowski, Dudzińska & Pawłowski (eds), Taylor & Francis Group, London, 135-139
29. Dudzińska M.R., Staszowska A., **Polednik B.**, 2012. Ozone, limonene and formaldehyde concentrations in office spaces. *Healthy Building 2012*, Brisbane Australia.

30. Duffus J.H., 2002. "Heavy metals"-A meaningless term? *Pure Appl. Chem.* 74, 793–807.
31. Dutkiewicz J., Górny R.L., 2002. Biologiczne czynniki szkodliwe dla zdrowia-klasyfikacja i kryteria oceny narażenia. *Medycyna Pracy* 53, 29 -39.
32. ECA, Risk Assessment In Relation to Indoor Air Quality, Report No 22, 2000.
33. EN 13725, 2003. Air Quality - Determination of odour concentration by dynamic olfactometry.
34. Environmental Protection Agency. Radon: A Citizen's Guide to Radon. 2007. <http://www.epa.gov/radon/pubs/citguide.html>.
35. EUR 19529EN, Report No 22, Risk assessment in relation to indoor air quality, 2000.
36. Fabian M. P., Miller S.L., Reponen T., Hernandez M.T., 2005. Ambient bioaerosol indices for indoor air quality assessments of flood reclamation, *Aerosol Science* 36, 763–783.
37. Fang L., Clausen G., Fanger P. O., 1998. Impact of Temperature and Humidity on Perception of Indoor Air Quality, *Indoor Air* 6 80-90.
38. Fanger P.O., Popiołek Z., Wargocki P., 2003. Środowisko wewnętrzne Wpływ na zdrowie, komfort i wydajność pracy. Politechnika Śląska, Gliwice.
39. Fanger P.O., 1970. Thermal Comfort. Copenhagen: Danish Technical Press
40. Fanger P.O., 1988. Introduction of the Olf and the Decipol Units to Quantify Air Pollution Perceived by Humans Indoors. *Energy and Buildings* 12, 1-6.
41. Ferro A.R., Kopperud R.J., Hildemann L.M., 2004. Source strengths for indoor human activities that resuspend particulate matter. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1759-1764.
42. Fisk W.J., Faulkner D., Sullivan D., Mendell M.J., 2000. Particle Concentrations and Sizes with Normal and High Efficiency Air Filtration in a Sealed Air-Conditioned Office Building. *Aerosol Science & Technology* 32, 6, 527-544.
43. Franck U., Herbrth O., Wehner B., Wiedensohler A., Manjarrez M., 2003. How do the indoor size distributions of airborne submicron and ultrafine particles in the absence of significant indoor sources depend on outdoor distributions?. *Indoor Air* 13, 174.
44. Fromme H., Twardella D., Dietrich S., Heitmann D., Schierl R., Liebl B., Ruden H., 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms - exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmos. Environ.* 41(4), 854-866.
45. Fromme, H., Diemer, J., Dietrich, S., Cyrys, J., Heinrich, J., Lang, W., Kiranoglu, M., Twardella, D., 2008. Chemical and morphological properties of particulate matter (PM10, PM2.5) in school classrooms and outdoor air. *Atmos. Environ.* 42, 6597–6605.

46. Gazda L., Kozak K., **Polednik B.**, 2012. Morphogenesis of lublinitite in indoor environment. *Healthy Building*, Brisbane, Australia, Conference Proceedings, 8D.9.
47. Gąska-Jędruch U., Dudzińska M. R., 2009. Zanieczyszczenia mikrobiologiczne w powietrzu wewnętrznym. *Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska 59, 31-40.
48. Gołofit-Szymczak M., Skowroń J., 2005. Zagrożenia mikrobiologiczne w pomieszczeniach biurowych. *Bezpieczeństwo pracy* 3.
49. Górny R.L., Cyprowski M., Ławniczek-Walczuk A., Gołofit-Szymczak M., Zapór L., 2011. Biohazards in the indoor environment – a role for threshold limit values in exposure assessment. *International Workshop „Management of Indoor Air Quality”*, Taylor & Francis Group, London, 1-21.
50. Grzegorzczak W., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2010. The aerosol particle concentration and the number of students present in the classroom. *International Workshop „Management of Indoor Air Quality”*, Abstracts, Kazimierz Dolny, Poland, 25.
51. Guo H., Morawska L., He C.R., Gilbert D., 2008. Impact of ventilation scenario on air exchange rates and on indoor particle number concentrations in an air-conditioned classroom. *Atmos. Environ.* 42, 757-768.
52. Guo H., Morawska L., He C.R., Zhang Y.L., Ayoko G., Cao M., 2010. Characterization of particle number concentrations and PM_{2.5} in a school: influence of outdoor air pollution on indoor air. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 17, 1268-1278.
53. Hargreaves M., Parappukkaran S., Morawska L., Hitchins J., He. C., Gilbert D., 2003. A pilot investigation into association between indoor airborne fungal and non-biological particle concentrations in residential houses in Brisbane, Australia. *The Science of the Total Environment* 312, 89-101.
54. Heudorf U., Neitzert V., Spark J., 2009. Particulate matter and carbon dioxide in classrooms - The impact of cleaning and ventilation. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 212, 45-55.
55. Holmberg S., Chen Q., 2003. Air flow and particle control with different ventilation systems in a classroom. *Indoor Air* 13, 2, 200-204.
56. Hoskins J.A., 2003. Health effects due to indoor air pollution. *Indoor and Built Environment* 12, 427.
57. Hubbard HF., Coleman B K., Sarwar G., Corsi RL., 2005. Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings. *Indoor Air* 15, 432-444.
58. Hussein T., Hameri K., Heikkinen M.S.A., Kulmala M., 2005. Indoor and outdoor particle size characterization at a family house in Espoo-Finland. *Atmos. Environ.* 39, 6397-3709.

59. Hussein T., Glytsos T., Ondráček J., Dohányosová P., Ždímal V., Hämeri K., 2006. Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house. *Atmospheric Environment* 40, 4285-4307.
60. Jamriska M., Morawska L., Ensor D.S., 2003. Control strategies for sub-micrometer particles indoors: model study of air filtration and ventilation. *Indoor Air* 13, 2, 96-105.
61. Janik M., Kozak K., Mazur J., Haber R., 2007. Radon w budynkach - źródła i sposoby zabezpieczeń. *Builder* 76-79.
62. Jo W.K., Seo Y.J., 2005. Indoor and outdoor bioaerosol levels at recreation facilities, elementary schools, and homes. *Chemosphere* 61, 11, 1570-79..
63. Jo W-K., Kang J-H., 2006. Workplace exposure to bioaerosols in pet shop, pet clinics and flower garden. *Chemosphere* 65, 1755-1761.
64. Kabza Z., Kostyrko K., 2003. Metrologia mikroklimatu pomieszczenia i środowiskowych wielkości fizycznych.
65. Kabza Z., Kostyrko K., Zator S., Łobzowski A., Szkolnikowski W., 2005. Regulacja mikroklimatu pomieszczenia - AW PAK Warszawa.
66. Kaczmarczyk, J., Melikov, A., Fanger, P. O., 2004. Human response to personalized ventilation and mixing ventilation. *Indoor Air* 14, 17-29.
67. Kośmider J., Zamelczyk-Pajewska M., Krajeńska B., 2004. Intensywność zapachu gazów przemysłowych. Możliwość pomiarów instrumentalnych. *Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów*, 54-61.
68. Kovler K., 2012. Does the utilization of coal fly ash in concrete construction present a radiation hazard? *Construction and Building Materials* 29, 158-166.
69. Kozak K., Mazur J., Kozłowska B., Karpińska M., Przylibski T.A., Mamont-Cieśla K., Grządziel D., Stawarz O., Wysoka M., Dorda J., Żebrowski A., Olszewski J., Ho-Vhannisyen H., Dohojda M., Kapała J., Chmielewska I., Kłos B., Jankowski J., Mnich S., Kołodziej R., 2011. Correction factors for determination of annual average radon concentration in dwellings of Poland resulting from seasonal variability of indoor radon. *Applied Radiation and Isotopes* 69, 10.
70. Kozak K., Dudzińska M.R., Mazur J., **Polednik B.**, Grządziel D., 2012. Radon exposures in premises in the Lublin region, eastern Poland, Healthy Building 2012, Brisbane Australia.
71. Kozak K., Grządziel D., **Polednik B.**, Mazur J., Dudzińska M.R., Mroczek M., 2013. Air conditioning impact on the dynamics of radon and its daughters concentration. *Radiation Protection Dosimetry*. doi: 10.1093/rpd/nct347.
72. Law A. K. Y., Chau C.K., Chan G. Y. S., 2001. Characteristics of bioaerosol profile in office buildings in Hong Kong, *Building and Environment* 36, 527-541.

73. Lee SC., Lam S., Ho KF., 2001. Characterization of VOCs, ozone, and PM₁₀ emissions from office equipment in an environmental chamber. *Building and Environment* 36, 837-842.
74. Lindgren T., Norbäck D., 2005. Health and perception of cabin air quality among Swedish commercial airline crew. *Indoor Air* 15, 65-72.
75. Marini F., 2009. Artificial neural networks in foodstuff analyses: Trends and perspectives. A review, *Analytica Chimica Acta* 635, 121-131.
76. Martuzevicius D., S.A. Grinshpun., T. Lee., S. Hu., P. Biswas., T. Reponen., G. LeMasters., 2008. Traffic-related PM_{2.5} aerosol in residential houses located near major highways: Indoor versus outdoor concentrations. *Atmos. Environ.* 42, 6575-6585.
77. Matthews T. G., Reed T. J., Dafron C.R., 1984. Environmental dependence of formaldehyde emission from pressed wood products. *Proceedings of Indoor Air'84*, 3, 121-126.
78. Maus R., Goppelsroder A., Umhauer H., 2001. Survival of bacterial and mold spores in air filter media. *Atmospheric Environment* 35, 105-113.
79. Mazur M., 2004. Systemy ochrony powietrza. AGH Uczelniane Wydawnictwo Naukowo-Dydaktyczne, Kraków.
80. Mendell M.J., Heath G.A., 2005. Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air* 15(1), 27-52. *Microbiology Newsletter* 20, 19.
81. Morawska L., C. He., G. Johnson., H. Guo., E. Uhde., G. Ayoko., 2009a. Ultrafine Particles in Indoor Air of School: Possible Role of Secondary Organic Aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 43(24), 9103-9109.
82. Morawska L., He C.R., Johnson G., Guo H., Uhde E., Ayoko G., 2009b. Ultrafine particles in indoor air of a school: possible role of secondary organic aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 43, 9103-9109.
83. Morawska L., T. Salthammer., 2003. Indoor environment: airborne particles and settled dust, *Wiley-VCH*
84. Mossolly M., Ghali K., Ghaddar K., 2009. Optimal control strategy for a multi-zone air conditioning system using a genetic algorithm. *Energy* 34, 1, 58-66.
85. Muchič S., Butala V., 2004. The influence of indoor environment in office buildings on their occupants: expected-unexpected. *Building and Environment* 39, 289-296.
86. Mullen N.A., Bhangar S., Hering S.V., Kreisberg N.M., Nazaroff W.W., 2011. Ultrafine particle concentrations and exposures in six elementary school classrooms in northern California. *Indoor Air* 21, 77-87.
87. Nassif N., Kaji S., Sabourin R., 2005. Ventilation control strategy using the supply CO₂ concentration setpoint. *HVAC&R Res.* 11, 2, 239- 262.
88. Nazaroff W.W., 2004. Indoor particle dynamics. *Indoor Air* 14, 175-183.

89. Nazaroff W.W., Weschler C.J., 2004. Cleaning products and air fresheners: exposure to primary and secondary pollutants. *Atmos. Environ.* 38, 2841-2865.
90. Olfaktometr TO7 - System Mannebeck Operating Manual, 2001.
91. Ozonok J., Jahołkowski K., Czerwinski J., 2009. Ograniczenie uciążliwości zapachowej w zakładach utylizacji odpadów zwierzęcych, *Przemysł Chemiczny* 88/5, 544-547.
92. Paneth N. 1993. Neurobehavioral effects of power-frequency electromagnetic fields. *Environ. Health Perspect.* 101, suppl. 4, 101-106,
93. Papastefanou C., 2009. Radon Decay Product Aerosols in Ambient Air Aerosol Air Quality Research 9, 85–93.
94. Papastefanou C., Stoulos S., Manolopoulou M., 2005. The Radioactivity of Building Materials. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 266, 367.
95. Pastuszka J.S., 2001. Narażenie na aerozole ziarniste, włókniste i biologiczne (bakterie i grzyby mikroskopijne) populacji generalnej Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego.
96. PN-89/Z-04111/02 (1989). Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczanie liczby bakterii w powietrzu atmosferycznym (imisja) przy pobieraniu próbek metodą aspiracyjną i sedymentacyjną. Warszawa, 1989.
97. PN-89/Z-04111/03 (1989). Ochrona czystości powietrza. Badania mikrobiologiczne. Oznaczanie liczby grzybów mikroskopowych w powietrzu atmosferycznym (imisja) przy pobieraniu próbek metodą aspiracyjną i sedymentacyjną. Warszawa, 1989.
98. PN-EN ISO 7730:2006 Ergonomia środowiska termicznego – Analityczne wyznaczanie i interpretacja komfortu termicznego z zastosowaniem obliczania wskaźników PMV i PPD oraz kryteriów lokalnego komfortu termicznego.
99. **Polednik B.**, 2002. Dobowe zmiany stężenia aerozoli w pomieszczeniach zamkniętych. I Kongres Inżynierii Środowiska. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 11, 227-230
100. **Polednik B.**, 2011. Aerosol particle concentrations and indoor air parameters in school classrooms. *Management of Indoor Air Quality*. Taylor & Francis Group, London, 31-38.
101. **Polednik B.**, 2012. Particulate matter and student exposure in school classrooms in Lublin, Poland. *Environmental Research* 120, 134-139.
102. **Polednik B.**, 2013a. Particle Exposure in a Baroque Church During Sunday Masses. *Environmental Research* 126, 215-220.
103. **Polednik B.**, 2013b. Variations in particle concentrations and indoor air parameters in classrooms in the heating and summer season. *Archives of Environmental Protection* 39(4), 15-28.
104. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2008. Occupation, thermal condition and

- aerosol particle number concentration in a lecture room. XII International Conference on Air Conditioning Air Protection & District Heating, Wrocław, 439-444.
105. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2010. Ventilation Control Based on the CO₂ and Aerosol Concentration and the perceived Air Quality Measurements – a Case Study. *Archives Environ. Prot.* 36(4), 67-80.
 106. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2011a. The impact of the room occupation and the indoor air parameters on the aerosol particle concentration in classrooms. Indoor Air 2011, Austin TX.
 107. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2011b. Thermal conditions and aerosol particle number concentration in a lecture room. *Management of Indoor Air Quality*, CRC Press, London 101-107.
 108. **Polednik B.**, Raczkowski A., Dumała S., 2005. Zmiany koncentracji aerozoli w zależności od termiczno wilgotnościowych parametrów powietrza wewnętrznego. II Kongres Inżynierii Środowiska. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 33, 699-704.
 109. **Polednik B.**, Raczkowski A., Dumała S., 2007. Aerosol particle concentration and the thermal conditions in a lecture room. Environmental Engineering - Pawłowski, Dudzińska & Pawłowski (eds), Taylor & Francis Group, London, 387-390.
 110. **Polednik B.**, Skwarczyński M., Dudzińska M.R., Krawczyk W. 2008a. Odor detection threshold of n-butanol in indoor air, *Proceedings of ECOpole*, 2(1), 85-90.
 111. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Raczkowski A., 2008b. The influence of occupation on aerosol and CO₂ concentration in classroom. Indoor Air 2008, Copenhagen, Denmark.
 112. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Skwarczyński M. 2009. The Influence of Air-Condition System and Presence of Students on the Aerosol Concentration in the Auditorium, *Archives Environ. Prot.* 35(4), 45-53.
 113. **Polednik B.**, Kozak K., Mazur J., D. Grządziel., Dudzińska M.R., 2010. The assessment of the radon hazard in the building of the faculty of Environmental Engineering at the Lublin University of Technology. *International Workshop „Management of Indoor Air Quality”*, Kazimierz Dolny, Poland, 39.
 114. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Kozak K., Mazur J., Gazda L., 2012. The impact of the indoor air parameters on the dynamics of radon and its decay products concentration changes. *Healthy Building 2012*, Brisbane Australia.
 115. **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Kozak K., Mazur J., Grządziel D., 2013. Radon progeny particle concentration changes in an air-conditioned auditorium. Prague EAC.
 116. Pope C.A, Dockery D.W., 2006. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag. Assoc.* 56(6), 709-742.

117. Popiołek Z., 2005. Energooszczędne kształtowanie środowiska wewnętrznego, Politechnika Śląska, Gliwice.
118. Raczkowski A., Skwarczyński M., **Polednik B.**, 2009. Ocena komfortu cieplnego w pomieszczeniu dydaktycznym wentylowanym naturalnie. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 60, 199-206.
119. Raport Głównego Urzędu Statystycznego GUS 2011 - www.stat.gov.pl.
120. Raport Państwowej Agencji Atomowej 2012 - www.paa.gov.pl.
121. Raynor P. C., Kim B. C., Ramachandran G., Strommen M. R., Horns J. H., Streifel A. J., 2008. Collection of biological and non-biological particles by new and used filters made from glass and electrostatically charged synthetic fibers. *Indoor Air* 18, 51-62.
122. Rożej A., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., 2008. Microbiological quality of air in the new auditorium. XII International Conference on Air Conditioning Air Protection & District Heating, Wrocław, 373-378.
123. Rożej A., Dudzińska M.R., Gąska-Jędruch U., 2011. Seasonal variation and size distribution of bioaerosols in an air-conditioned auditorium - a case study. *Management of Indoor Air Quality* 30-38.
124. Runeson R., Wahlstedt K., Wieslander G., Norbäck D., 2006. Personal and psychosocial factors and symptoms compatible with sick building syndrome in the Swedish workforce. *Indoor Air* 16, 445-453.
125. Sajo E., Zhu H., Courtney J.C., 2002. Spatial distribution of indoor aerosol deposition under accidental release conditions. *Health Phys.* 83, 6, 871-883.
126. Skrzypek E., Jakość i efektywność. Wydawnictwo Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej, Lublin 2000.
127. Skwarczyński M., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Wroński M., 2007. Improvement of perceived indoor air quality by ozone. SSTP Slovak Society of Environmental Technology, Bratislava, 179-184
128. Skwarczyński M., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Niewęglowski P., 2008. Determination of odor detection threshold for the mixtures of n-butanol, indoor air and ozone. *Proceedings of ECOpole* 2(1), 107-111.
129. Somlai J., Jobbágy V., Somlai K., Kovács J., Németh Cs., Kovács T., 2008. Connection between radon emanation and some structural properties of coal-slag as building material.
130. Srikanth P., Sudharsanam S., Steinberg R., 2008. Bio-aerosols in indoor environment: composition, health effects and analysis. *Indian Journal of Medical Microbiol.* 26(4), 302-12.
131. Staszowska A., Dudzińska M.R., **Polednik B.**, Czerwiński J., 2008a. Comparison of PBDE levels in dust samples from residential and working environment. *Indoor Air 2008*. Copenhagen, Denmark.
132. Staszowska A., **Polednik B.**, Dudzińska M.R., Czerwiński J., 2008b. Commercial Penta-BDE Mixtures in Dust Samples from Indoor

- Environments in Lublin – A Case Study. *Archives of Environmental Protection* 34(3) 239-247.
133. Steinemann A. 2004. Human exposure, health hazards, and environmental regulations. *Environmental Impact Assessment Review* 24(7-8), 695-710.
 134. Stelmach J., Dudzińska M.R., **Polednik B.**, 2010. The impact of the indoor air parameters on the aerosol particle concentration in classrooms. *International Workshop Management of Indoor Air Quality*, Abstracts, Kazimierz Dolny, Poland, 44.
 135. Stetzenbach L., D., 1998. Microorganisms and Indoor Air Quality. *Clinical*
 136. Stęplewski Z., 1987. Wpływ układu nerwowego na odporność komórkową w czasie stresu i po jego ustąpieniu. *Annal. Acad. Med. Siles.* 1-151.
 137. Thatcher T., Lunden M., Revzan K., Sextro R., Brown N., 2003. A concentration rebound method for measuring particle penetration and deposition in the indoor environment. *Aerosol Science & Technology* 37, 847-864.
 138. Toftum J., Jørgensen AS., Fanger PO., 1998a. Upper limits for indoor air humidity to avoid uncomfortably humid skin. *Energy and Buildings* 28(3), 1-13.
 139. Toftum J., Jorgensen A.S., Fanger P.O., 1998b. Upper limits of air humidity for preventing warm respiratory discomfort. *Energy and Building* 28, 15-23.
 140. Topp R., Thefeld W., Wichmann H-E., Heinrich J., 2005. The effect of environmental tobacco smoke exposure on allergic sensitization and allergic rhinitis in adults. *Indoor Air* 15,,222-227.
 141. U.S. EPA. Air Quality Criteria for Particulate Matter. 2004.
 142. Ullrich H., 2011. Technika klimatyzacyjna - poradnik. Wyd. MAASTA, Gdańsk.
 143. UNSCEAR 2000. Report Annex B: Exposures from natural radiation sources
 144. US EPA Ozone Generators in Indoor Air Settings, U.S. EPA-600/R-95-154.
 145. Wargocki P., 2001. Measurements of the effects of air quality on sensory perception. *Chem. Senses* 26, 345-348.
 146. Wargocki P., 2004. Sensory pollution sources in buildings. *Indoor Air*, 14, No. Suppl. 7, 82-91.
 147. Wargocki P., 2005. Measurements of Perceived Indoor Air Quality. Politechnika Śląska, Gliwice.
 148. Weichenthal S., Dufresne A., Infante-Rivard C. Joseph L., 2008. Characterizing and predicting ultrafine particle counts in Canadian classrooms during the winter months: model development and evaluation. *Environ. Res.* 106, 349-360.
 149. Weschler CJ., 2000. Ozone in Indoor Environments: Concentration and Chemistry. *Indoor Air* 10, 269-288.

150. World Health Organization 1989. Indoor air quality: organic pollutants. Euro Reports and Studies No 111.
151. World Health Organization. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide Global update 2011.
152. Wolkoff P., Wilkins C.K., Clausen P.A., Nielsen G. D., 2006. Organic compounds in office environments- Sensory irritation, odor, measurements and the role of reactive chemistry. *Indoor Air* 16, 7-19.
153. Xu X.H., Wang S.W., 2007. An Adaptive Demand-controlled Ventilation Strategy with Zone Temperature Reset for Multi-zone Air-conditioning Systems. *Indoor and Built Environment* 16, 5, 426-437.
154. Xu X.H., Wang, S.W., Sun Z.W., Xiao F., 2009. A model-based optimal ventilation control strategy of multi-zone VAV air-conditioning systems. *Applied Thermal Engineering* 29, 91-104.
155. Zabiegała B., 2006. Organic compounds in indoor environment, *Polish J. of Environ. Study.* 15, 3, 383-393.
156. Zabiegała B., Partyka M., Namieśnik J., 2003. Jakość powietrza wewnętrznego – analityka i monitoring. <http://www.pg.gda.pl/> Rozdział 25.
157. Zhang Q., Zhu Y., 2012. Characterizing ultrafine particles and other air pollutants at five schools in South Texas. *Indoor Air* 22, 33-42.
158. Zhao B., Wu J., 2007. Particle deposition in indoor environments: analysis of influencing factors. *J. Hazard. Mater.* 147, 439-448.

MONOGRAFIE KOMITETU INŻYNIERII ŚRODOWISKA POLSKIEJ AKADEMII NAUK

- Nr 1 MIKROORGANIZMY W KSZTAŁTOWANIU JAKOŚCI I UZDATNIANIU WÓD
PODZIEMNYCH
Krystyna Olańczuk-Neyman
Gdańsk 2001
- Nr 2 METODY OCENY I PODNOSZENIA NIEZAWODNOŚCI DZIAŁANIA
KOMUNALNYCH SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA W WODĘ
Artur Wieczysty
Kraków 2001
- Nr 3 UTYLIZACJA ZUŻYTYCH JONITÓW DO REKULTYWACJI
ZDEGRADOWANYCH UTWORÓW PIASZCZYSTYCH – BADANIA
MODELOWE
Mariola Chomczyńska
Lublin 2001
- Nr 4 POJEZIERZE ŁĘCZYŃSKO-WŁODAWSKIE PRZEKSZTAŁCENIE
STRUKTURY EKOLOGICZNEJ KRAJOBRAZU I UWARUNKOWANIA
ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO
Tadeusz J. Chmielewski
Lublin 2001
- Nr 5 DEGRADACJA ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH ZAWARTYCH
W ODCIEKACH Z WYSYPISK
Joanna Surmacz-Górska
Lublin 2001
- Nr 6 POLICHLOROWANE DIBENZO(P)DIOKSYNY I DIBENZOFURANY –
WŁAŚCIWOŚCI I ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO
Zdzisław Kozak, Marzenna R. Dudzińska
Lublin 2001
- Nr 7 PESTYCYDY W ŚRODOWISKU I ICH OZNACZENIE METODĄ
CHROMATOGRAFII GAZOWEJ
Krystyna Pomorska
Lublin 2001
- Nr 8 ENERGETYCZNE ASPEKTY WYTWARZANIA OZONU DLA POTRZEB
INŻYNIERII ŚRODOWISKA
Janusz Ozonek
Lublin 2002
- Nr 9 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA STAN OBECNY I PERSPEKTYWY
ROZWOJU (MATERIAŁY NA KONGRES)
Lublin 2002
- Nr 10 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA MATERIAŁY
Lublin 2002
- Nr 11 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA MATERIAŁY
Lublin 2002
- Nr 12 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA RERERATY PROBLEMOWE
Lublin 2002

- Nr 13 ANALIZA PROCESÓW WYTWARZANIA OZONU DLA POTRZEB
OCHRONY ŚRODOWISKA
Janusz Ozonek
Lublin 2003
- Nr 14 WYSTĘPOWANIE I PRZEMIANY POLICHLOROWANYCH
DIBENZO-P-DIOKSYN I DIBENZOFURANÓW W UKŁADACH: OSADY
ŚCIEKOWE – GLEBA
Marzenna R. Dudzińska
Lublin 2003
- Nr 15 I KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA MATERIAŁY - SUPLEMENT
Lublin 2003
- NR 16 FILOZOFICZNE I SPOŁECZNE UWARUNKOWANIA
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU
Artur Pawłowski
Lublin 2003
- NR 17 INŻYNIERSKIE, PRZYRODNICZE I EKONOMICZNE UWARUNKOWANIA
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU
Zdzisław Ciećko
Lublin 2003
- NR 18 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - INFORMATOR
Anna Maria Anielak
Lublin 2003
- NR 19 UTLENIANIE METANU W WARUNKACH BIOLOGICZNEJ
REKULTYWACJI SKŁADOWISK KOMUNALNYCH PRZYWĘGŁOWEJ
SKAŁY PŁONNEJ
Witold Stępniewski
Lublin 2003
- NR 20 SPECJACJA W OCHRONIE I INŻYNIERII ŚRODOWISKA
Elżbieta Bezak-Mazur
Lublin 2004
- NR 21 NEW MATERIALS AND TECHNOLOGIES FOR ENVIRONMENTAL
ENGINEERING PART I. SYNTHESSES AND STRUCTURE OF ION EXCHANGE
FIBERS
Vladimir Soldatov, Lucjan Pawłowski, Aleksander Shunkevich, Henryk Wasąg
Lublin 2004
- NR 22 V KONFERENCJA NAUKOWA MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE
W OCHRONIE ŚRODOWISKA
Gliwice 2004
- NR 23 HODOWLA SYNCHRONICZNA CHLORELLA VULGARIS W KONTROLI
JAKOŚCI WÓD
Anna Czaplicka-Kotas
Kraków 2004
- NR 24 PROFESOR TOMASZ WINNICKI W NAUCE I ŻYCIU SPOŁECZNYM
Lublin 2004
- NR 25 OCHRONA I INŻYNIERIA ŚRODOWISKA ZRÓWNOWAŻONY
ROZWÓJ SZKOŁA OCHRONY I INŻYNIERII ŚRODOWISKA IM. WALEREGO
GOETLA
Kraków 2004

- NR 26 FILOZOFICZNE, SPOŁECZNE I EKONOMICZNE UWARUNKOWANIA
ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU
Artur Pawłowski
Lublin 2004
- NR 26 SUPLEMENT PRZYRODNICZE UWARUNKOWANIA ZRÓWNOWAŻONEGO
ROZWOJU
Zdzisław Ciećko
Lublin 2004
- NR 27 PATHWAYS OF POLLUTANTS AND MITIGATION STRATEGIES
OF THEIR IMPACT ON THE ECOSYSTEMS
Marzenna R. Dudzińska, Małgorzata Pawłowska
Lublin 2004
- NR 28 PODSTAWY BEZPIECZEŃSTWA SYSTEMÓW ZAOPATRZENIA
W WODĘ
Janusz Rak
Lublin 2005
- NR 29 TECHNOLOGICZNE PODSTAWY MODERNIZACJI MAŁYCH
OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW
Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 30 XII OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWO-TECHNICZNA
Z CYKLU PROBLEMY GOSPODARKI WODNO-ŚCIEKOWEJ
W REGIONACH ROLNICZO-PRZEMYSŁOWYCH MATERIAŁY
Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 31 PROFESOR ANDRZEJ KRÓLIKOWSKI. JUBILEUSZ 50-LECIA PRACY
ZAWODOWEJ, BADAWCZEJ I NAUKOWO-DYDAKTYCZNEJ.
MATERIAŁY
Izabela Bartkowska, Lech Dzienis
Białystok 2005
- NR 32 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA MATERIAŁY, TOM I
Lublin 2005
- NR 33 II KONGRES INŻYNIERII ŚRODOWISKA MATERIAŁY, TOM II
Lublin 2005
- NR 34 DEVELOPMENT OF INSULATION WITH SPECIALLY DESIGNER
PROPERTIES FOR BUILDING RENOVATION
John Grunewald, Henryk Sobczuk
Lublin 2005
- NR 35 OSADY POWSTAJĄCE W OBIEKTACH SYSTEMU KANALIZACJI
DESZCZOWEJ
A. Królikowski, K. Garbarczyk, J. Gwoździej-Mazur, A. Butarewicz
Białystok 2005
- NR 36 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
Gliwice 2006
- NR 37 PODSTAWY MODELOWANIA SYSTEMÓW EKSPLOATACJI WODOCIĄGÓW
I KANALIZACJI
Sławczo Danczew
Lublin 2006

- NR 38 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA INFORMATOR
Anna Maria Anielak
Lublin 2007
- NR 39 TIME DOMAIN REFLECTOMETRY METHOD IN ENVIRONMENTAL MEASUREMENTS
Henryk Sobczuk, Rudolph Plagge
Lublin 2007
- NR 41 ZINTEGROWANE SYSTEMY ZARZĄDZANIA ENERGIĄ W BUDYNKACH BIUROWYCH
Jan Syposz, Piotr Jadwiszczak
Lublin 2007
- NR 42 Badania doświadczalne w rozwoju technologii uzdatniania wody
Marek M. Sozański, Peter M. Huck
Lublin 2007
- NR 43 OCENA WPLYWU ZABEZPIECZEŃ PRZECIWEROZYJNYCH NA WARUNKI WILGOTNOŚCIOWE W PROFILU GLEBOWYM
Marcin K. Widomski
Lublin 2007
- NR 44 PROGNOSTYCZNY MODEL URUCHAMIANIA BIOGENNYCH ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU W ERODOWANYCH GŁABACH MAŁEJ ZLEWNI LESSOWEJ
Piotr Gliński
Lublin 2007
- NR 45 BADANIA POLA CIEPLNEGO W HALACH OGRZEWANYCH PROMIENNIKAMI CERAMICZNYMI
Edyta Dudkiewicz, Janusz Jezowiecki
Lublin 2007
- NR 46 VI ZJAZD KANALIZATORÓW POLSKICH POLKAN'07 MATERIAŁY
M. Zawilski, G. Sakson, G. Mozolewska
Lublin 2007
- NR 47 ENERGETYCZNE I PROCESOWE ASPEKTY PRODUKCJI I ZASTOSOWAŃ OZONU W TECHNICIE
J. Ozonek, S. Fijałkowski
Lublin 2007
- NR 48 OPTOELECTRONIC DIAGNOSTICS OF COMBUSTION PROCESSES. INSTRUMENTS METHODS OF APPLICATIONS.
Waldemar Wójcik
Lublin 2008
- NR 49 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA.
Krystyna Konieczny, Michał Bodzek
Gliwice 2008
- NR 50 WYBRANE ZAGADNIENIA Z MODELOWANIA MATEMATYCZNEGO PROCESU OSADU CZYNNEGO.
Z. Dymaczewski
Poznań 2008
- NR 51 ROZWÓJ ZRÓWNOWAŻONY – IDEA, FILOZOFIA, PRAKTYKA.
A. Pawłowski
Lublin 2008

- NR 52 ULTRASŁABA LUMINESCENCJA GLONÓW CHARACEAE JAKO METODA OCENY ŚRODOWISKA WODNEGO
Anna Jaśkowska
Lublin 2008
- NR 53 PODSTAWY REOLOGII I TRANSPORTU RUROWEGO ZAWIESIN I OSADÓW Z OCZYSZCZANIA WODY I ŚCIEKÓW
Zbysław Dymaczewski, Joanna Jeż-Walkowiak, Adam Marlewski, Marek Sozański
Poznań 2008
- NR 54 PRZYDATNOŚĆ WYBRANYCH BIOINDYKATORÓW DO OCENY EFEKTYWNOŚCI BIOREMEDIACJI GRUNTÓW ZANIECZYSZCZONYCH WĘGLOWODORAMI
A. Małachowska-Jutcz, K. Miksch
Gliwice 2008
- NR 55 MECHANIZMY TWORZENIA SIĘ I ROZPRZESTRZENIANIA ZWIĄZKÓW DIOKSYNOPOCHODNYCH W ŚRODOWISKU
Jacek Czerwiński
Lublin 2008
- NR 56 OGÓLNOPOLSKA KONFERENCJA NAUKOWA. INŻYNIERIA EKOLOGICZNA
Hanna Obarska-Pempkowiak
Lublin 2009
- NR 57 RETENCJA ZBIORNIKOWA I STEROWANIE DOPŁYWEM ŚCIEKÓW DO OCZYSZCZALNI
Daniel Słyś
Lublin, 2009
- NR 58 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 1
Janusz Ozonek, Małgorzata Pawłowska
Lublin 2009
- NR 59 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 2
Janusz Ozonek, Artur Pawłowski
Lublin 2009
- NR 60 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA PIĘĆ LAT PO WSTĄPIENIU DO UNII EUROPEJSKIEJ TOM 3
Marzenna Dudzińska, Lucjan Pawłowski
Lublin 2009
- NR 61 NOWE METODY REDUKCJI EMISJI ZANIECZYSZCZEŃ I WYKORZYSTANIA PRODUKTÓW UBOCZNYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW
Hanna Obarska – Pempkowiak, Lucjan Pawłowski
Lublin 2009
- NR 62 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W PRACY NAUKOWEJ
PROF. DR HAB. INŻ. MICHAŁA BODZKA
Krystyna Konieczny
Gliwice 2009
- NR 63 MIKROBIOLOGICZNE METODY OGRANICZANIA EMISJI METANU ZE SKŁADOWISK ODPADÓW
Małgorzata Pawłowska
Lublin 2010

- NR 64 MICROORGANISMS IN THE ENVIRONMENT AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING FROM ECOLOGY AND TECHNOLOGY
Krystyna Olańczuk-Neyman, Hanna Mazur-Marzec
Gdańsk- Gdynia 2010
- NR 65 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKATOM 1
Krystyna Koniczny
Gliwice 2010
- NR 66 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA TOM 2
Krystyna Koniczny
Gliwice 2010
- NR 67 ENERGETYKA-DZIŚ I JUTRO
Tomasz Cholewa, Alicja Siuta-Olcha
Lublin 2010
- NR 68 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 1
Beniamin Więzik
Warszawa 2010
- NR 69 HYDROLOGIA W INŻYNIERII I GOSPODARCE WODNEJ TOM 2
Artur Magnuszewski
Warszawa 2010
- NR 70 PROFESOR LUCJAN PAWŁOWSKI W DRODZE PRZEZ ŻYCIE
Henryk Wasąg
Lublin 2010
- NR 71 KOMPUTEROWE WSPOMAGANIE PROJEKTOWANIA
Zbigniew Suchorab, Agnieszka Jedut, Grzegorz Łagód, Andrzej Raczkowski
Lublin 2010
- NR 72 MODELOWANIE PRZEPLYWÓW ORAZ TRANSPORTU I BIODEGRADACJI ZANIECZYSZCZEŃ
Grzegorz Łagód, Zbigniew Suchorab, Marcin Widomski, Katarzyna Wróbel
Lublin 2010
- NR 73 MODELOWANIE RUCHU WODY I TRANSPORT ZANIECZYSZCZEŃ W OŚRODKU POROWATYM
Marcin Widomski, Dariusz Kowalski, Grzegorz Łagód
Lublin 2010
- NR 74 MODELOWANIE SYSTEMU OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW
Agnieszka Montusiewicz, Grzegorz Łagód, Adam Piotrowicz
Lublin 2010
- NR 75 JĘZYKI PROGRAMOWANIA KOMPUTERÓW
Grzegorz Łagód, Henryk Sobczuk, Zbigniew Suchorab
Lublin 2010
- NR 76 SYSTEMY GRZEWCZE
Tomasz Cholewa, Alicja Siuta-Olcha
Lublin 2010
- NR 77 UKŁADY WENTYLACJI, KLIMATYZACJI I CHŁODNICTWA
Andrzej Raczkowski, Sławomira Dumala, Mariusz Skwarczyński
Lublin 2010

- NR 78 NITRYFIKACJA W PROCESACH OCZYSZCZANIA WYBRANYCH WÓD
ODPADOWYCH I ŚCIEKÓW
Joanna Surmacz-Górska
Gliwice 2010
- NR 79 TECHNOLOGIE ENERGII ODNAWIALNEJ
K. Nalewaj, J. Diatczyk, R. Jaroszyńska
Lublin 2010
- NR 80 NOWOCZESNE TECHNOLOGIE PALIW I SPALANIA
P. Komoda
Lublin 2010
- NR 81 UKŁADY ELEKTORNICZNE W NOWOCZESNYCH TECHNOLOGIACH
ENERGETYCZNYCH
W. Surtel, P. Komoda
Lublin 2010
- NR 82 INŻYNIERIA ELEKTRYCZNA I TECHNOLOGIE INFORMATYCZNE
W UKŁADACH ENERGOELEKTRONICZNYCH W NOWOCZESNYCH
TECHNOLOGIACH ENERGETYCZNYCH
P. Kacejko, S. Adamek
Lublin 2010
- NR 83 ENERGOOSZCZEDNY BUDYNEK
M. Horyński
Lublin 2010
- NR 84 SIECI KOMPUTEROWE
K. Gromaszek, T. Ławicki
Lublin 2010
- NR 85 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY GIER
W. Surtel, P. Kisała
Lublin 2010
- NR 86 ARCHITEKTURA KOMPUTERÓW I SYSTEMY OPERACYJNE
W. Surtel, P. Kisała
Lublin 2010
- NR 87 ZASTOSOWANIE ZJAWISKA KAWITACJI HYDRODYNAMICZNEJ
W INŻYNIERII ŚRODOWISKA
Janusz Ozonek
Lublin 2010
- NR 88 NOWE METODY OPISU STRUKTURY SIECI WODOCIĄGOWYCH
DO ROZWIĄZANIA PROBLEMÓW ZWIĄZANYCH Z ICH
PROJEKTOWANIEM I EKSPLOATACJĄ
Dariusz Kowalski
Lublin 2010
- NR 89 JAKUB KAZIMIERZ SIEMEK- PROFESOR HONOROWY POLITECHNIKI
LUBELSKIEJ
Lublin 2010
- NR 90 TOMASZ WINNICKI- PROFESOR HONOROWY POLITECHNIKI LUBELSKIEJ
Lublin 2010
- NR 91 WYKORZYSTANIE WŁAŚCIWOŚCI ADSORPCYJNYCH MATERIAŁÓW
ODPADOWYCH DO USUWANIA BARWNIKÓW Z ROZTWORÓW WODNYCH
Urszula Filipkowska
Lublin 2011

- NR 92 ZAAWANSOWANE METODY USUWANIA NATURALNYCH SUBSTANCJI
M. Kabsch-Korbutowicz
Lublin 2012
- NR 93 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – STAN OBECNY I PERSPEKTYWY ROZOWJU
Cz. Rosik-Dulewska, M. Kostecki
Lublin 2011
- NR 94 BADANIA NAD ZWIĘKSZENIEM WYDAJNOŚCI BARW
A. Zdyb
Lublin 2012
- NR 95 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
TOM 1
K. Konieczny, I. Korus
Gliwice 2012
- NR 96 MEMBRANY I PROCESY MEMBRANOWE W OCHRONIE ŚRODOWISKA
TOM 2
M. Bodzek, J. Pelczara
Gliwice 2012
- Nr 97 PROFESOR JANUARY BIEŃ CZTERDZIEŚCI LAT W DYDAKTYCE
I NAUCE
L. Pawłowski
Lublin 2012
- Nr 98 WSPÓLFERMENTACJA OSADÓW ŚCIEKOWYCH I WYBRANYCH
KOSUBSTRATÓW JAKO METODA EFEKTYWNEJ BIOMETANIZACJI
A. Montusiewicz
Lublin 2012
- Nr 99 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM I
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski
Lublin 2012
- Nr 100 POLSKA INŻYNIERIA ŚRODOWISKA. PRACE. TOM II
M.R. Dudzińska, A. Pawłowski
Lublin 2012
- Nr 101 KOMPOSTOWANIE KOMUNALNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH JAKO
FORMA RECYKLINGU ORGANICZNEGO
D. Kulikowska
Lublin 2012
- Nr 102 ZASTOSOWANIE ZEOLITÓW WYTWORZONYCH Z POPIOŁÓW LOTNYCH
DO USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY I ŚCIEKÓW
W. Franus
Lublin 2012
- Nr 103 BADANIA EKSPERYMENTALNE I TEORETYCZNE ZASOBNIKA CIEPŁEJ
WODY ZE STRATYFIKACJĄ TERMICZNĄ WSPÓLPRACUJĄCEGO
Z INSTALACJĄ NISKOTEMPERATUROWĄ
A. Siuta-Oлча
Lublin 2012
- Nr 104 WYBRANE MIKROZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE W WODACH
I GLEBACH
M. Włodarczyk-Makuła
Lublin 2012

- Nr 105 TOKSYCZNOŚĆ W PROCESIE BEZTLENOWEJ STABILIZACJI KOMUNNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH
Z. Sadecka
Lublin 2013
- Nr 106 PROCESY I EFEKTYWNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z ODCIEKÓW ZE SKŁADOWISKA ODPADÓW KOMUNALNYCH W OCZYSZCZALNIACH HYDROFITOWYCH
E. Wojciechowska
Gdańsk 2013
- NR 107 ZASTOSOWANIE JONITÓW WŁÓKNISTYCH W PROCESACH DEZODORYZACJI I KONTROLI JAKOŚCI POWIETRZA
H. Wasąg
Lublin 2013
- NR 108 ROZKŁAD BIOMIMETYKÓW HORMONALNYCH ZA POMOCĄ ZAAWANSOWANYCH PROCESÓW UTLENIANIA
E. Flis
Gliwice 2013
- NR 109 DEGRADACJA PESTYCYDÓW WYBRANYMI METODAMI
I. Skoczko
Białystok 2013
- NR 110 WYKORZYSTANIE SYNTETYCZNYCH ŻYWIC JONOWYMIENNYCH W REKULTYWACJI TERENÓW ZDEGRADOWANYCH
M. Chomeczyńska
Lublin 2013
- NR 111 COMPUTER AIDED DESIGNING – 3D MODELING
G. Łagód, Z. Suchorab
Lublin 2013
- NR 112 AEROZOLE W POWIETRZU WEWNĘTRZNYM: ŹRÓDŁA - POZIOMY - PROBLEMY
M. Dudzińska
Lublin 2013
- NR 113 SEPARACJA UCIAŹLIWYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH Z WYKORZYSTANIEM TECHNIK MEMBRANOWYCH
K. Majewska-Nowak
Wrocław 2013
- NR 114 ŹRÓDŁA WĘGLA W PROCESACH BIOLOGICZNEGO USUWANIA AZOTU I FOSFORU
W. Janczukowicz, J. Rodziewicz
Lublin 2013
- NR 115 WSKAŹNIKI JAKOŚCIOWE SUBSTANCJI ORGANICZNEJ GLEB O ZRÓŻNICOWANYM NAWOŻENIU I ZMIANOWANIU
G. Żukowska
Lublin 2013

