

を行い、公共建築物と個人住宅という異なる室内環境中の化学物質の実態を調査し、室内空気質を比較した。

B. 研究方法

調査期間および調査対象施設：調査は 2012 年の夏季（7 月～9 月初旬）に計 96 棟の公共建築物あるいは個人住宅にて実施した。

調査方法：屋内、屋外に 4 種類の拡散サンプラーを設置して 24 時間の捕集を行い、計 55 物質の室内濃度測定を行った。また、併せて室内の温湿度測定と、住宅の種類や家庭用品の使用状況などのアンケート調査を実施した。

用いた拡散サンプラーと測定対象物質：オゾン、カルボニル化合物測定用拡散サンプラー（DSD-BPE/DNPH）¹⁾を用いてオゾン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド等 20 物質、VOCs 測定用拡散サンプラー（VOC-SD）を用いてトルエン、キシレン等 29 物質および TVOC（本研究において、TVOC は VOC-SD で測定した 29 物質の合計値とした）、酸性ガス測定用拡散サンプラー（DSD-TEA）を用いて二酸化窒素、二酸化硫黄等 5 物質、そして塩基性ガス測定用拡散サンプラー（DSD-NH₃）²⁾を用いてアンモニアの 1 物質に関する測定を行った。これらの拡散サンプラーについての原理、作成方法、分析方法およびアンケート内容に関しては前報³⁾のとおりである。

B.1. 公共建築物における室内環境実態調査

横浜市内にある公共建築物 19 施設を調査対象とし、4 種の拡散サンプラーを用いた屋内および屋外での 24 時間のサンプリングにより、公共建築物における室内環境の実態調査を行った。調査対象とした施設は全て特定建築物に該当する大規模施設、かつ、不特定多数の市民が利用する用途の施設を横浜市 18 区の全区から 1 または 2 施設ずつ選定し（Fig. 1）、施設内の事務フロアおよび屋外にて測定を実施した。

B.1.1. 調査対象施設および調査箇所

横浜市内公共建築物 19 施設の屋内および屋外

B.2. 個人住宅における室内環境実態調査

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅 77 戸を調査対象とし、4 種の拡散サンプラーを用いた屋内および屋外での 24 時間のサンプリングに



Fig. 1. Location of public buildings in Yokohama City.

より、個人住宅における室内環境の実態調査を行った。

B.2.1. 調査対象施設および調査箇所

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅 77 戸の屋内および屋外

C. 結果と考察

2012 年夏季における公共建築物 19 施設および個人住宅 77 戸における屋内の化学物質濃度（算術平均値、中央値、最大値）を Table 1 に、屋外の化学物質濃度を Table 2 に示す。厚生労働省はホルムアルデヒド（100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、アセトアルデヒド（48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、トルエン（260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、キシレン（870 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、エチルベンゼン（3800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、スチレン（220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、パラジクロロベンゼン（240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）の室内濃度指針値を、暫定目標値として TVOC（400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、暫定指針値案としてノナナール（41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）を策定している。また、さらに、環境省は一般環境大気中のベンゼン、トリクロロエチレン（200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、テトラクロロエチレン（200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、二酸化窒素（60 ppb（113 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ））、二酸化硫黄（40 ppb（100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ））に対して環境基準値を策定している。これらの指針値等が示されている物質については、各母集団の中で指針値等が超過した施設数の割合を指針値超過率として Table 1 および Table 2 に併せて示す。

Table 1. The concentrations of gaseous compounds in indoor air at 19 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City. EGV is an abbreviation for the exceedance ratio of guideline value or environmental quality standard.

| Compounds | Public buildings in Yokohama (n=19) | | | | Private houses around Yokohama (n=77) | | | | Private houses in Japan (n=553) | | |
|---------------------------|---|-----------------------------|---------------------------|----------|---|-----------------------------|---------------------------|----------|---------------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| | mean µg/m ³ | median µg/m ³ | max. µg/m ³ | EGV % | mean µg/m ³ | median µg/m ³ | max. µg/m ³ | EGV % | mean µg/m ³ | median µg/m ³ | max. µg/m ³ |
| formaldehyde | 23 | 21 | 44 | 0 | 35 | 27 | 210 | 1.3 | 31 | 25 | 210 |
| acetaldehyde | 13 | 12 | 26 | 0 | 19 | 12 | 210 | 6.5 | 17 | 12 | 210 |
| acetone | 13 | 15 | 27 | | 22 | 14 | 200 | | 19 | 13 | 490 |
| acrolein | 1.0 | 0.8 | 1.7 | | 0.9 | 0.8 | 2.5 | | 0.9 | 0.7 | 4.8 |
| propanal | 6.0 | 6.1 | 11 | | 6.2 | 3.8 | 29 | | 7.0 | 4.9 | 38 |
| crotonaldehyde | 0.0 | 0.0 | 0.7 | | 0.1 | 0.0 | 1.8 | | 0.1 | 0.0 | 3.8 |
| 2-butanone | 1.5 | 1.3 | 4.3 | | 1.6 | 1.2 | 7.7 | | 1.5 | 1.1 | 18 |
| benzaldehyde | 2.4 | 1.4 | 12 | | 1.5 | 1.3 | 8.0 | | 1.1 | 0.8 | 12 |
| <i>i</i> -valeraldehyde | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.1 | 0.0 | 4.6 | | 0.1 | 0.0 | 4.6 |
| valeraldehyde | 1.2 | 1.1 | 2.6 | | 2.5 | 1.3 | 34 | | 1.7 | 1.2 | 35 |
| <i>o</i> -tolualdehyde | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 1.0 | | 0.2 | 0.0 | 13 |
| <i>m+p</i> -tolualdehyde | 1.5 | 1.6 | 3.1 | | 1.5 | 1.2 | 11 | | 1.7 | 1.5 | 15 |
| hexanal | 4.4 | 4.0 | 7.8 | | 9.4 | 4.4 | 110 | | 6.2 | 3.9 | 110 |
| 2,5-DMBA | 1.8 | 2.1 | 3.5 | | 1.5 | 1.2 | 11 | | 2.5 | 2.1 | 18 |
| heptanal | 0.1 | 0.0 | 1.0 | | 0.6 | 0.0 | 4.5 | | 0.5 | 0.0 | 7.3 |
| octanal | 1.0 | 1.3 | 2.2 | | 1.6 | 1.4 | 4.8 | | 1.4 | 1.2 | 13 |
| 2-nonenal | 0.0 | 0.0 | 1.0 | | 0.3 | 0.0 | 2.7 | | 0.2 | 0.0 | 2.7 |
| nonanal | 8.9 | 9.2 | 16 | 0 | 10 | 10 | 24 | 0 | 11 | 11.0 | 37 |
| decanal | 2.3 | 2.6 | 5.3 | | 3.3 | 3.7 | 8.1 | | 3.2 | 3.2 | 15 |
| hexane | 2.8 | 1.8 | 7.1 | | 7.0 | 2.0 | 240 | | 3.5 | 1.6 | 240 |
| ethyl acetate | 3.1 | 0.0 | 36 | | 12 | 0.0 | 550 | | 8.6 | 0.0 | 620 |
| trichloromethane | 0.1 | 0.0 | 0.7 | | 0.9 | 0.7 | 5.0 | | 0.8 | 0.0 | 16 |
| 1,1,1-trichloroethane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.2 | 0.0 | 6.9 | | 0.2 | 0.0 | 40 |
| heptane | 0.6 | 0.0 | 3.3 | | 2.1 | 0.0 | 49 | | 2.4 | 0.0 | 140 |
| benzene | 1.3 | 1.4 | 2.7 | 0 | 1.2 | 1.0 | 6.5 | 2.6 | 1.3 | 1.0 | 23 |
| 1,2-dichloroethane | 0.0 | 0.0 | 0.8 | | 0.2 | 0.0 | 2.6 | | 0.2 | 0.0 | 16 |
| trichloroethylene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.7 | 0 | 0.0 | 0.0 | 1.9 |
| 1,2-dichloropropane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 2.4 |
| octane | 0.7 | 0.0 | 3.5 | | 1.7 | 0.0 | 30 | | 2.2 | 0.0 | 110 |
| toluene | 19 | 8.5 | 190 | 0 | 20 | 9.0 | 330 | 1.3 | 13 | 6.5 | 330 |
| butyl acetate | 0.9 | 0.0 | 14 | | 8.3 | 0.0 | 100 | | 6.4 | 0.0 | 410 |
| tetrachloroethylene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.5 | 0.0 | 18 | 0 | 0.2 | 0.0 | 18 |
| nonane | 1.3 | 0.0 | 21 | | 2.8 | 0.0 | 36 | | 7.2 | 0.0 | 540 |
| dibromochloromethane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.1 | 0.0 | 6.7 |
| ethylbenzene | 4.3 | 3.5 | 9.8 | 0 | 6.7 | 2.5 | 110 | 0 | 4.6 | 2.3 | 240 |
| <i>m,p</i> -xylene | 5.1 | 4.5 | 11 | | 6.3 | 3.6 | 63 | | 6.1 | 2.9 | 180 |
| <i>o</i> -xylene | 1.5 | 1.7 | 4.0 | | 2.7 | 1.8 | 19 | | 2.7 | 1.4 | 77 |
| total-xylene | 6.6 | 6.5 | 13 | 0 | 9.0 | 5.9 | 82 | 0 | | | |
| styrene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.5 | 0.0 | 15 | 0 | | | |
| α -pinene | 1.6 | 1.1 | 7.8 | | 51 | 3.3 | 1400 | | 26 | 2.9 | 1900 |
| decane | 1.9 | 0.0 | 25 | | 3.8 | 0.1 | 32 | | | | |
| 1,3,5-trimethylbenzene | 0.7 | 0.0 | 9.1 | | 0.8 | 0.0 | 8.4 | | 1.3 | 0.0 | 65 |
| 1,2,4-trimethylbenzene | 3.3 | 1.9 | 31 | | 2.6 | 1.5 | 26 | | 4.3 | 1.5 | 210 |
| <i>d</i> -limonene | 1.3 | 0.0 | 7.1 | | 22 | 10 | 220 | | 17 | 7.3 | 260 |
| undecane | 27 | 11 | 200 | | 19 | 9.9 | 310 | | 20 | 8.3 | 750 |
| 1,2,3-trimethylbenzene | 0.4 | 0.0 | 6.2 | | 0.5 | 0.0 | 4.9 | | 0.9 | 0.0 | 64 |
| <i>p</i> -dichlorobenzene | 4.5 | 4.0 | 9.9 | 0 | 85 | 5.6 | 2200 | 5.2 | 100 | 4.5 | 4900 |
| TVOC | 81 | 58 | 250 | 0 | 260 | 110 | 5000 | 16 | | | |
| ozone | 3.8 | 3.0 | 7.7 | | 6.8 | 4.6 | 43 | | 9.5 | 6.3 | 68 |
| acetic acid | 78 | 74 | 130 | | 130 | 110 | 550 | | 110 | 86 | 840 |
| formic acid | 22 | 23 | 31 | | 25 | 22 | 80 | | 26 | 23 | 100 |
| hydrogen chloride | 0.9 | 0.8 | 2.3 | | 1.6 | 1.5 | 13 | | 1.9 | 1.2 | 150 |
| nitrogen dioxide | 9.9 | 8.5 | 19 | 0 | 16 | 13 | 85 | 0 | 13 | 9.7 | 99 |
| sulfur dioxide | 0.4 | 0.6 | 1.0 | 0 | 0.6 | 0.3 | 3 | 0 | 0.6 | 0.6 | 7.2 |
| ammonia | 44 | 43 | 61 | | 37 | 29 | 160 | | 40 | 29 | 1000 |
| Temperature(°C) | 28 | 28 | 31 | | 28 | 28 | 33 | | 28 | 28 | 35 |
| Humidity(%) | 58 | 58 | 66 | | 66 | 67 | 82 | | 63 | 63 | 85 |

Table 2. The concentrations of gaseous compounds in outdoor air at 19 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City. EGV is an abbreviation for the exceedance ratio of guideline value or environmental quality standard.

| Compounds | Public buildings in Yokohama (n=19) | | | | Private houses around Yokohama (n=77) | | | | Private houses in Japan (n=553) | | |
|---------------------------|---|------------------------------------|----------------------------------|----------|---|------------------------------------|----------------------------------|----------|---------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| | mean $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | EGV % | mean $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | EGV % | mean $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | median $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | max. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| formaldehyde | 3.8 | 3.4 | 6.1 | 0 | 4.1 | 3.8 | 12.0 | 0 | 4.2 | 3.8 | 42 |
| acetaldehyde | 3.1 | 2.7 | 5.8 | 0 | 2.8 | 2.7 | 6.0 | 0 | 3.2 | 3.0 | 17 |
| acetone | 3.3 | 2.6 | 8.0 | | 3.5 | 2.9 | 16.0 | | 4.5 | 3.9 | 30 |
| acrolein | 0.3 | 0.0 | 1.3 | | 0.3 | 0.0 | 1.4 | | 0.2 | 0.0 | 1.4 |
| propanal | 1.2 | 1.3 | 2.3 | | 1.1 | 1.2 | 2.4 | | 1.2 | 1.2 | 7.9 |
| crotonaldehyde | 0.1 | 0.0 | 1.1 | | 0.0 | 0.0 | 0.5 | | 0.0 | 0.0 | 1.6 |
| 2-butanone | 0.4 | 0.0 | 1.8 | | 0.5 | 0.4 | 2.2 | | 0.6 | 0.6 | 4.1 |
| benzaldehyde | 0.1 | 0.0 | 1.1 | | 0.1 | 0.0 | 1.3 | | 0.1 | 0.0 | 2.6 |
| <i>i</i> -valeraldehyde | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.8 |
| valeraldehyde | 0.2 | 0.0 | 0.7 | | 0.2 | 0.0 | 1.2 | | 0.3 | 0.0 | 4.8 |
| <i>o</i> -tolualdehyde | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 1.0 | | 0.1 | 0.0 | 2.0 |
| <i>m+p</i> -tolualdehyde | 0.4 | 0.0 | 1.4 | | 0.7 | 0.8 | 2.2 | | 0.9 | 0.9 | 7.0 |
| hexanal | 0.0 | 0.0 | 0.7 | | 0.1 | 0.0 | 1.2 | | 0.3 | 0.0 | 16 |
| 2,5-DMBA | 1.9 | 1.9 | 6.5 | | 1.4 | 1.2 | 7.4 | | 2.5 | 2.2 | 17 |
| heptanal | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 1.3 |
| octanal | 0.1 | 0.0 | 2.0 | | 0.1 | 0.0 | 3.2 | | 0.2 | 0.0 | 8.0 |
| 2-nonenal | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 1.1 | | 0.0 | 0.0 | 1.2 |
| nonanal | 4.4 | 5.3 | 8.1 | 0 | 5.1 | 5.7 | 9.5 | 0 | 5.4 | 5.5 | 14 |
| decanal | 0.2 | 0.0 | 2.0 | | 0.5 | 0.0 | 3.6 | | 0.7 | 0.0 | 7.6 |
| hexane | 2.2 | 1.1 | 17 | | 1.3 | 1.0 | 4.3 | | 1.6 | 0.9 | 72 |
| ethyl acetate | 0.1 | 0.0 | 1.4 | | 0.2 | 0.0 | 19 | | 0.3 | 0.0 | 23 |
| trichloromethane | 0.0 | 0.0 | 0.3 | | 0.1 | 0.0 | 1.5 | | 0.1 | 0.0 | 1.5 |
| 1,1,1-trichloroethane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.5 | | 0.0 | 0.0 | 0.5 |
| heptane | 0.1 | 0.0 | 1.2 | | 0.1 | 0.0 | 5.6 | | 0.1 | 0.0 | 10 |
| benzene | 1.2 | 1.4 | 2.2 | 0 | 1.1 | 0.9 | 9.3 | 1.3 | 1.0 | 0.8 | 10 |
| 1,2-dichloroethane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.6 |
| trichloroethylene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.6 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.9 |
| 1,2-dichloropropane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| octane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.6 | | 0.1 | 0.0 | 13 |
| toluene | 4.9 | 4.3 | 13 | 0 | 11 | 5.7 | 83 | 0 | 7.5 | 3.9 | 94 |
| butyl acetate | 0.2 | 0.0 | 3.0 | | 0.2 | 0.0 | 5.6 | | 0.3 | 0.0 | 16 |
| tetrachloroethylene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.1 | 0.0 | 3.9 | 0 | 0.0 | 0.0 | 3.9 |
| nonane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.1 | 0.0 | 3.9 | | 0.4 | 0.0 | 110 |
| dibromochloromethane | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 1.2 |
| ethylbenzene | 2.2 | 2.0 | 5.8 | 0 | 2.2 | 2.0 | 11 | 0 | 1.7 | 1.5 | 13 |
| <i>m,p</i> -xylene | 2.2 | 1.8 | 6.1 | | 2.5 | 2.4 | 7.8 | | 1.9 | 1.6 | 45 |
| <i>o</i> -xylene | 0.5 | 0.0 | 2.5 | | 0.9 | 1.0 | 4.0 | | 0.5 | 0.0 | 20 |
| total-xylene | 2.7 | 1.8 | 8.7 | 0 | 3.4 | 3.1 | 12 | 0 | | | |
| styrene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0 | | | |
| α -pinene | 0.0 | 0.0 | 0.4 | | 0.5 | 0.0 | 5.9 | | 0.6 | 0.0 | 17 |
| decane | 0.4 | 0.0 | 2.7 | | 1.3 | 0.0 | 8.9 | | | | |
| 1,3,5-trimethylbenzene | 0.1 | 0.0 | 1.1 | | 0.1 | 0.0 | 1.9 | | 0.2 | 0.0 | 20 |
| 1,2,4-trimethylbenzene | 0.4 | 0.0 | 3.7 | | 0.6 | 0.0 | 4.9 | | 0.7 | 0.0 | 72 |
| <i>d</i> -limonene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.6 | 0.0 | 9.3 | | 0.5 | 0.0 | 54 |
| undecane | 1.1 | 0.0 | 8.7 | | 2.5 | 0.0 | 19.0 | | 2.6 | 0.0 | 230 |
| 1,2,3-trimethylbenzene | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | 0.1 | 0.0 | 19 |
| <i>p</i> -dichlorobenzene | 1.2 | 1.3 | 4.8 | 0 | 4.3 | 2.8 | 49 | 0 | 4.4 | 1.6 | 200 |
| TVOC | 17 | 14 | 37 | 0 | 30 | 22 | 150 | 0 | | | |
| ozone | 27 | 24 | 65 | | 29 | 24 | 70 | | 32 | 29 | 260 |
| acetic acid | 47 | 50 | 75 | | 34 | 33 | 93 | | 34 | 32 | 160 |
| formic acid | 14 | 13 | 25 | | 12 | 12 | 25 | | 14 | 13 | 51 |
| hydrogen chloride | 2.1 | 1.1 | 18 | | 1.6 | 1.6 | 3.2 | | 1.5 | 1.2 | 18 |
| nitrogen dioxide | 16 | 13 | 49 | 0 | 16 | 13 | 49 | 0 | 11 | 8.9 | 53 |
| sulfur dioxide | 2.0 | 1.1 | 6.0 | 0 | 1.4 | 0.9 | 6.2 | 0 | 1.2 | 0.7 | 13 |
| ammonia | 13 | 14 | 19 | | 8.4 | 7.2 | 23 | | 11 | 9.4 | 130 |
| Temperature(°C) | 28 | 29 | 29 | | 26 | 27 | 29 | | 27 | 28 | 31 |
| Humidity(%) | 73 | 74 | 81 | | 79 | 78 | 94 | | 73 | 73 | 94 |

さらに、同時期に調査を行った全国 553 戸の個人住宅における化学物質濃度(算術平均値, 中央値, 最大値)³⁾を Table 1 および Table 2 に示す。

C.1. 公共建築物

C.1.1. 指針値等との比較

公共建築物においては、屋内・屋外とも本研究で調査対象とした化学物質中、厚労省が策定した室内濃度指針値および暫定目標値、並びに環境省が策定した環境基準値を超過した物質はなく、室内空気質は良好であると考えられた。公共建築物 19 施設中、何等かの物質が厚労省指針値および暫定目標値の 50%以上の値を示していた施設は 3 施設あり、内訳はアセトアルデヒド濃度が 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (指針値 48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の 54%) を示した施設が 1 施設、トルエンが 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (指針値 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の 73%) かつ TVOC が 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (暫定目標値 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の 63%) を示した施設が 1 施設、TVOC が 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (暫定目標値 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の 58%) を示した施設が 1 施設であった。また、室内濃度が環境基準値の 50%値以上であった施設は 6 施設あり、いずれもベンゼンの濃度が 2.7~1.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲と、環境基準値(3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)の 90%~53%値を示していた。しかし、これらの施設を含む全ての公共建築物において、ベンゼンについては屋内(平均値 1.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 最大値 2.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)と屋外(平均値 1.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 最大値 2.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)における濃度差がほとんど認められず、屋内および屋外のベンゼンの平均値は、平成 21 年度有害大気汚染物質モニタリング調査結果⁴⁾の 1.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ とほぼ一致した。これらのことから、屋内にはベンゼンの発生源が少なく、屋内のベンゼンは外気由来する可能性が高いことが考えられる。

一方、公共建築物 19 施設中残りの 11 施設については、指針値等が策定されている物質の検出があっても指針値等の 50%未満の数値であり、特に良好な結果であった。横浜市では独自に横浜市公共建築物シックハウス対策ガイドラインを条例で定めている。これは、公共建築物の建設および管理にあたって留意すべき事項をガイドラインとしてとりまとめることにより、建設部局および施設管理者の適切な対応を図り、市民が利用する施設の室内空気中の有害化学物質濃度の低減化をはかるために策定されたものである。本ガイドラインでは、多数の市民が利用する公共建築物を建設す

る際には建築設計、工事施工から什器類の選定の際だけでなく、建築後の日常管理内においても換気の励行や化学製品の使用への配慮など、シックハウス防止対策に留意することとされている。さらに、安全確認として新築・改築時や竣工後初めての夏季などにはホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、トルエン、キシレン、エチルベンゼン、スチレンの 6 物質のみではあるが、室内濃度測定義務付けがされている。本研究にて測定を行った公共建築物は全てこのガイドラインを準守している施設であり、全施設において指針値等の超過が認められなかったという今回の調査結果からは、本ガイドラインによる室内空気中化学物質の低減化に一定の効果があることが示唆される。

C.1.2. 個別の指針値が設定されていない物質

公共建築物 19 施設において、測定を行った 55 物質のうち最も濃度が高かった物質はウンデカン(屋内, 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)であった。次が前述したトルエン(屋内, 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)、3 番目に濃度が高かった物質が酢酸であった。酢酸は屋内濃度が 100 以上の施設が 6 施設(2 施設: 130 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 1 施設: 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 3 施設: 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)あり、平均値が 78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 中央値が 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。また、酢酸は屋外濃度の平均値は 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ で、中央値が 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、公共建築物における TVOC を除いた個別の化学物質のうち、屋内および屋外のそれぞれにおいて平均値、中央値が最も高い物質であった。

C.2. 個人住宅

C.2.1. 指針値等との比較

横浜市およびその周辺地域にある個人住宅 77 戸のうち、屋内において何らかの物質の濃度が厚労省や環境省が策定した指針値等を超過した住宅は 16 戸あり、指針値超過率は 21%を示した。

ホルムアルデヒドが指針値(100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)等を超過した住宅は 1 戸で、超過率は 1.3%であったが、この住宅はホルムアルデヒドの屋内濃度が 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を示しており、横浜エリアだけでなく、2012 年夏季の全国調査(553 戸)の中でも最も高い数値であった。

アセトアルデヒドが指針値(48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)を超過した住宅は 5 戸で、超過率は 6.5%であった。5 戸の住宅の屋内濃度はそれぞれ 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、

最も数値が高い住宅は指針値の4倍以上の数値を示していた。この住宅のアセトアルデヒド屋内濃度は全国調査(553戸)の中でも最も高い値であった。

トルエンについては、指針値(260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)を超過した住宅が1戸で、超過率は1.3%であったが、この住宅の屋内濃度は330 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を示しており、全国調査の中でも最も高い値であった。

パラジクロロベンゼンについては、屋内にて指針値(240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)を超過した住宅が4戸あり、超過率は5.2%であった。最も屋内濃度が高かった住宅は2200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と指針値の9倍以上の数値を示し、以下、濃度が高かった順に1400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 890 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 410 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、それぞれ指針値の5.8倍, 3.7倍, 1.7倍の値であった。なお、個人住宅77戸において、全測定対象物質中で最も濃度が高かった物質はパラジクロロベンゼンであり、上位2つのものがそれぞれ1, 2番目に高い数値を示していた。

TVOCについては、77戸中12戸が屋内にて暫定目標値(400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)を超過し、超過率は16%であった。TVOCが最も高い数値を示した住宅は5000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、暫定目標値の12倍以上の屋内濃度を示していた。この住宅はパラジクロロベンゼンおよびアセトアルデヒドが指針値を超過していた。TVOCが暫定目標値の2倍以上の屋内濃度を示した住宅はこの他に3戸あり、1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 970 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 890 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の数値を示した。

ベンゼンが環境基準値(3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)を超過した住宅は2戸で、超過率は2.6%であった。2戸はそれぞれ6.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 4.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の屋内濃度を示していた。

屋外においては、指針値等を超過した物質はベンゼンのみであった。ベンゼンが環境基準値を超過した住宅は1戸で、超過率は1.3%であり、9.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の屋外濃度を示していた。

なお、指針値等が設定されている物質のうち、キシレン、エチルベンゼン、スチレン、ノナール、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレン、二酸化窒素および二酸化硫黄については、屋内、屋外ともに設定値を超過した住宅はなかった。

C.2.2. 個別の指針値が設定されていない物質

個人住宅77戸において、測定を行った55物質のうち最も濃度が高かった物質は、前述したパラ

ジクロロベンゼンであったが、これ以外に濃度が高かった物質としては α -ピネン(屋内, 1400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), 酢酸エチル(屋内, 550 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)があった。 α -ピネンが1400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の住宅と酢酸エチルが550 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ だったのは同一の住宅であり、築4ヶ月の木造戸建住宅であった。この住宅はパラジクロロベンゼン, アセトアルデヒド, TVOCでも指針値等を超過していた。

C.3. 公共建築物と個人住宅

C.3.1. 測定値の比較

今回調査を行った大規模公共建築物と個人住宅とで測定値の比較を行った。本調査で測定対象とした55物質全ての屋内濃度の合計値(総和)を比較すると、個人住宅77戸の平均値は590 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ だったが、公共建築物19施設の平均値は320 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅の54%の値であった。公共建築物における化学物質の屋内濃度の総和は個人住宅よりも低い傾向を示した。この結果をFig. 2に示す。また、公共建築物と個人住宅における主な化合物の濃度分布をFig. 3に示す。

カルボニル化合物:ホルムアルデヒドの屋内における平均値は公共建築物が23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅(35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)の66%の値を示し、アセトアルデヒドは公共建築物が13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅

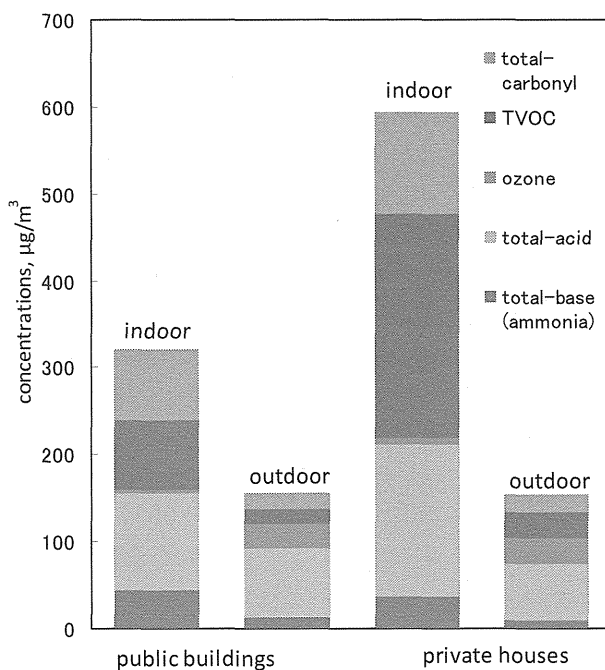


Fig. 2. The mean concentrations of total gaseous compounds in indoor and outdoor air at 19 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City.

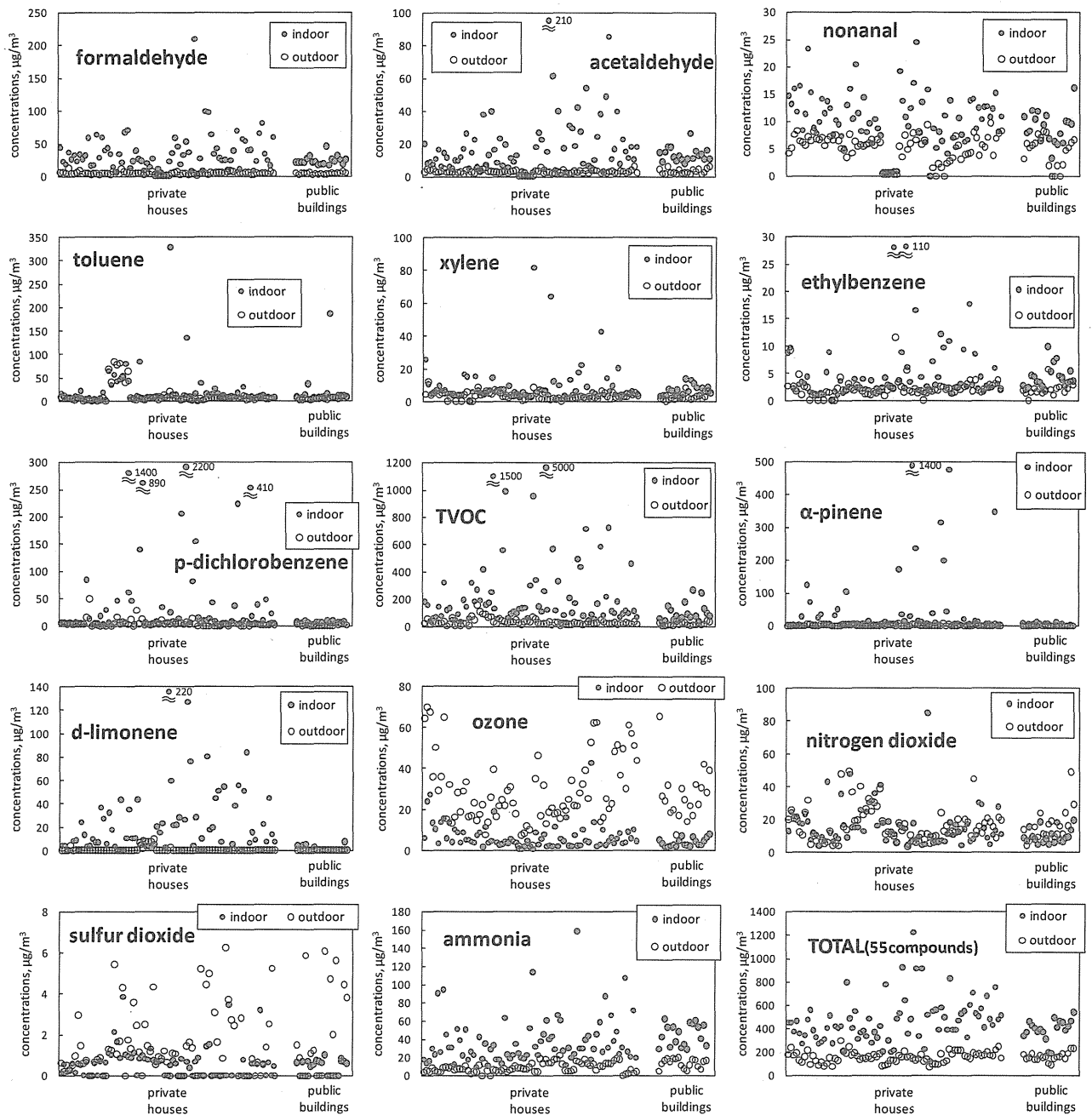


Fig. 3. Concentrations of gaseous compounds in indoor and outdoor air at 19 public buildings in Yokohama City and 77 private houses around Yokohama City.

($19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 68% の値を示した。一方、ホルムアルデヒドの屋外における平均値は公共建築物が $3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と個人住宅 ($4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 93%，アセトアルデヒドは公共建築物が $3.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と個人住宅 ($2.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 110% の値であり、顕著な差は認められなかった。ホルムアルデヒド、アセトアルデヒドとも屋内濃度の方が屋外より高く、屋外の数値はあまり変わらなかったにもかかわらず、屋内については公共建築物の数値は個人住宅より

も低い値を示していた。前述のようにホルムアルデヒドおよびアセトアルデヒドは横浜市公共建築物シックハウス対策ガイドラインにて新築・改築時などに安全確認として屋内濃度測定義務付けがされている物質であり、その効果が一因と考えられる。

ノナールの屋内における平均値は、公共建築物が $8.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 89% の値を示し、屋外では公共建築物が $4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、

個人住宅 ($5.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 86% の値を示した。屋内の方が屋外よりも高い値を示していたが、屋内、屋外ともに公共建築物と個人住宅の数値にはあまり差がみられなかった。

VOCs: トルエンの屋内における平均値は公共建築物が $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 95% の値を示し、屋外では公共建築物が $4.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 45% の値を示した。

キシレンの屋内における平均値は公共建築物が $6.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($9.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 73% の値を示し、屋外では公共建築物が $2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 79% の値を示した。

エチルベンゼンの屋内における平均値は公共建築物が $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($6.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 64% の値であった。また、個人住宅に $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を示した住宅が 2 戸あったが、他は全て $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 未満だった。屋外では公共建築物、個人住宅とも $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の値だった。

パラジクロロベンゼンについては、屋内において平均値では公共建築物が $4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($85 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 5.3% の値を示し、中央値では公共建築物が $4.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($5.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 71% の値を示した。屋外については、平均値で公共建築物が $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 28% の値を示した。屋内の方が屋外より高い数値を示し、屋内については公共建築物が個人住宅よりも低い値を示した。パラジクロロベンゼンには $2200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ など、突出した屋内濃度を示した一部の個人住宅がある一方で、残り 9 割の個人住宅 (77 戸中 69 戸) および全公共建築物の屋内濃度は指針値の半分の値である $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下であった。このため、個人住宅におけるパラジクロロベンゼンの屋内濃度は、平均値と中央値とが乖離した数値となった。パラジクロロベンゼンの発生源となる防虫・防臭剤などの化学製品 (パラジクロロベンゼン製剤) を使用している住宅と使用していない住宅とで数値が大きく分かれたために、このような差が生じたと思われた。また、横浜市公共建築物シックハウス対策ガイドラインには公共建築物の運営にあたり、日常管理としてこのような化学物質の使用には配慮を行うこととしている。本調査で公共建築物の方が低い値を示したのは、このような背景が理由の一つで

あると思われる。

TVOC については、屋内の平均値では公共建築物が $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($260 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 31% の値を示し、中央値では公共建築物が $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 53% の値を示した。屋外については、平均値で公共建築物が $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 57% の値を示した。屋内の方が屋外より高い数値を示し、屋内については公共建築物が個人住宅よりも低い値を示した。

ベンゼンについては、公共建築物および個人住宅の屋内・屋外のそれぞれの平均値がどれも $1.1 \sim 1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、顕著な差は認められなかった。

スチレン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンは公共建築物および個人住宅の屋内・屋外のそれぞれの平均値がどれも $0 \sim 0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と検出されていないものも多く、顕著な差は認められなかった。

個人住宅内で多く検出されたテルペン類、 α -ピネンおよび d -リモネンについては、公共建築物と個人住宅の屋内濃度に大きく相違が見られた。 α -ピネンの屋内における平均値は公共建築物が $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($51 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 3.1% の値を示し、 d -リモネンの屋内平均値は公共建築物が $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($22 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 5.9% の値を示した。一方、屋外における α -ピネンおよび d -リモネンの平均値は公共建築物および個人住宅とも平均値が $0 \sim 0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と検出されていないものも多く、顕著な差は認められなかった。 α -ピネンおよび d -リモネンは木材から多く検出されるが、個人住宅には木造の住宅が含まれるのに対し、今回調査対象とした公共建築物は全て鉄筋コンクリート製であるため、このような相違が生じたと考えられた。

オゾン: 屋内におけるオゾンの平均値は公共建築物が $3.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 56% の値を示したのに対し、屋外では公共建築物と個人住宅がそれぞれ $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、ほぼ同程度の値を示した。オゾンは、環境大気中で紫外線により酸素が酸化され生成する。外気から屋内に流入したオゾンは比較的速い速度で分解するとされている³⁾。本調査は夏季に実施したものであり、個人住宅においては窓開けや換気扇をまわすなどの方法で直接外気を屋内に導入するが、今回調査対象とした公共建築物のような大規模施

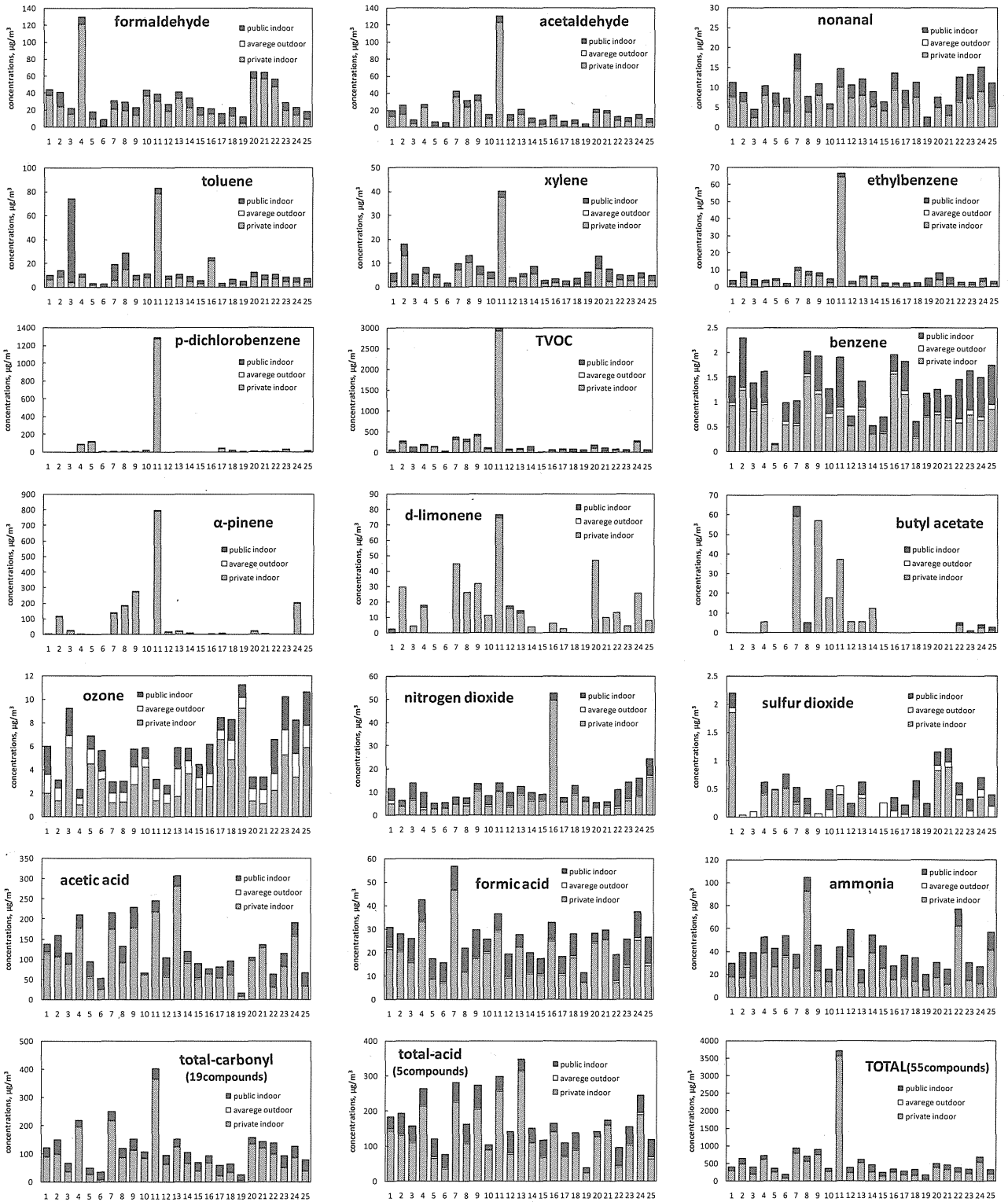


Fig. 4. Concentrations over personal environmental exposures at public building (9-hour), personal house (14-hour) and outdoor air (1-hour) in Yokohama City.

設では、空調・換気システムにより給気ダクトを介して外気の導入を行う施設が多い。外気の導入経路が長い場合、導入経路内でオゾンの分解が進

み、屋内のオゾン濃度が低くなることが考えられる。本調査における公共建築物と個人住宅とのオゾン濃度の相違は、換気システムの相違と関連す

る可能性がある。

酸性ガス：屋内における二酸化窒素の平均値は公共建築物が $9.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($16 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 62% の値を示した。屋外における二酸化窒素の平均値は公共建築物、個人住宅とも $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。屋外の数値は、2012 年夏季の全国調査 (553 戸) の平均値 $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ よりやや高い数値であったが、環境省が行った平成 22 年調査結果⁵⁾ の年平均値 16 ppb ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) より低い値だった。

二酸化硫黄の屋内の平均値は公共建築物が $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 67% の値を示した。一方、屋外における二酸化硫黄の平均値は公共建築物が $2.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 140% の値を示した。屋外の数値は、2012 年夏季の全国調査 (553 戸) の平均値 $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ よりやや高い数値であったが、環境省が行った平成 22 年調査結果⁵⁾ の年平均値 3 ppb ($8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) より低い値だった。

塩基性ガス：屋内におけるアンモニアの平均値は公共建築物が $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($37 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 120% の値であった。人間はアンモニアの発生源であるが、調査対象とした公共建築物は全て市民利用施設であり、屋内には多くの人々が在室している。また、コンクリートからアンモニアが発生するという報告もあるが⁶⁾、公共建築物の躯体にはコンクリートが多く用いられている。公共建築物のアンモニアがやや高い値を示したのはこれらが一因であると考えられる。一方、屋外では公共建築物が $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と、個人住宅 ($8.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 150% の値を示していた。都市部屋外におけるアンモニアの発生源の一つに自動車の排気ガスがあげられており⁷⁾、屋外の公共建築物の数値が高い値を示した一因となっている可能性がある。

C.3.2. 個人の一日の暴露濃度の推定

調査対象の公共建築物は市民利用施設であると同時に、そこで働いている人にとっては職場でもある。今回調査を行った個人住宅の中には、公共建築物での勤務者自宅が一部含まれる。個人住宅 77 戸の中から、公共建築物 19 施設の勤務者自宅 25 戸を抽出し、職場 (公共建築物 19 施設) および自宅 (抽出された個人住宅 25 戸) の室内空気質と各場所での在室時間を併せて検証することにより、個人の一日の暴露量の評価を試みた。なお、一日の暴露濃度は、職場 (公共建築物内) で過ごす

時間を 9 時間、屋外で過ごす時間を 1 時間、自宅 で過ごす時間を 14 時間と仮定し、それぞれの 24 時間平均濃度に、 $9/24$ 、 $1/24$ 、 $14/24$ を乗じたものを合計して暴露濃度を算出した。なお、屋外濃度は、公共建築物と個人住宅における各屋外濃度の平均値を採用した。25 名の公共建築物内、屋外、自宅における暴露濃度を Fig. 4 に示す。人は室内で過ごすことが多いため、室内空气中化学物質が多いと暴露量も増える。特に、比較的長時間を過ごすことが多い自宅の室内空気質は、暴露に対する寄与が大きくなる。今回の調査ではパラジクロロベンゼン、 α -ピネンなどのように、個人住宅の方が公共建築物よりも室内濃度が高かった物質が多かったため、在室設定時間が加味された結果、自宅の室内空気質の影響がより大きくなっているケースが多かった。一方、屋外で過ごす時間を一日のうち 1 時間と短時間に設定したにもかかわらず、屋外空気質の寄与が大きいオゾンのような物質もあった。

D. 結論

横浜市内の公共建築物 19 施設と、横浜市およびその周辺地域にある個人住宅 77 戸の屋内・屋外において、空気環境中の広範囲にわたる化学物質を測定することが可能な各種拡散サンプラーを用いたガス状化学物質の測定を行い、汚染の実態把握を行った。

公共建築物においては、厚生労働省により定められた化学物質の室内濃度指針値および暫定目標値、環境省により定められた環境基準値などを超過した施設はなく、横浜市が条例で独自に定めている横浜市公共建築物シックハウス対策ガイドラインによる室内空气中化学物質の低減化には一定の効果があることが示唆された。一方、個人住宅においては 77 戸のうち、屋内において何らかの物質の濃度が指針値等を超過した住宅は 16 戸あり、指針値超過率は 21% を示した。

また、今回調査を行った公共建築物と個人住宅との室内空気質の相違について調べたところ、公共建築物の室内空气中化学物質の総和は個人住宅の 54% であり、個人住宅よりも低い傾向を示した。さらに、個人住宅の中から公共建築物 19 施設の勤務者自宅 25 戸を抽出し、職場および自宅の各室内空気質に在室時間を併せて検証することで、

個人の一〇日暴露量の評価を試みた。今回の調査ではパラジクロロベンゼン、 α -ピネンなどのように、個人住宅の方が公共建築物よりも屋内濃度が高かった物質が多かったため、在室設定時間が加味された結果、自宅の室内空気質の影響が大きくなっているケースが多かった。一方、屋外で過ごす時間を一日のうち1時間と短時間に設定したにもかかわらず、屋外空気質の寄与が比較的大きいオゾンのような物質もあった。

文 献

- 1) Uchiyama, S.; Inaba, Y.; Kunugita, N. A diffusive sampling device for simultaneous determination of ozone and carbonyls. *Analytica Chimica Acta* 2011, 691, 119-124.
- 2) Yamada, T.; Uchiyama, S.; Inaba, Y.; Kunugita, N.; Nakagome, N.; Seto, H. A diffusive sampling device for measurement of ammonia in air. *Atmospheric Environment* 2012, 54, 629-633.
- 3) 内山茂久; 稲葉洋平; 櫻田尚樹 拡散サンプラーを用いた居住環境中に存在する化学物質の全国実態調査 平成24年度厚生労働科学研究費補助金(健康安全・危機管理対策総合研究事業)分担研究報告書 2013.
- 4) 環境省, 平成 21 年度有害大気汚染物質モニタリング調査結果, http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mo_n_h21/index.html
- 5) 環境省, 平成 22 年度大気汚染状況について http://www.env.go.jp/air/osen/jokyo_h22/index.html
- 6) 瀬古繁喜; 大野定俊; 米澤敏男; 石黒武 コンクリートから発生するアンモニアガスに関する研究 コンクリート工学会年次論文報告集, 1999, 21(2), 973-978.
- 7) 松本利恵; 米持真一; 梅沢夏美; 坂本和彦 道路周辺のアムモニア・窒素酸化物濃度への自動車排出ガスの影響 地球環境, 2010, 15(2), 103-110.

平成24年度厚生労働科学研究費補助金（健康安全・危機管理対策総合研究事業）
分担研究報告書

シックハウス症候群の発生予防・症状軽減のための室内環境の実態調査と改善対策に関する研究

1. 化学物質に対して高感受性を示す集団の追跡調査

分担研究者 東 賢一 近畿大学医学部講師
分担研究者 内山巖雄 財団法人レイ・パストゥール医学研究センター上席研究員
京都大学名誉教授

研究要旨

2012年1月に実施したQEESIによる調査（回答者7,245名）において、Millerらの設定したカットオフ値に基づき化学物質に対して感受性が高いと考えられる人の割合は4.4%であったことから、現在でもある程度の割合で化学物質に対して感受性が高いと判断される人が依然として存在していることを明らかにした。今年度の調査では、ここで得た7,245名のうち、化学物質に対して感受性が高いと考えられる高感受性群と、それ以外の対照群について、化学物質への感受性に対する1年間の変化、その変化に関連するリスク要因と改善要因、心理面に関する影響について調査を行った。調査は、前年度と同様にインターネット調査会社に委託し、2013年1月に実施した。回答は、高感受性群538名（回答率73.2%）、対照群1,235名（70.6%）から得られた。得られた回答を解析した結果、化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっていること、心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪でみられること、日常生活の出来事が感受性増悪に関わっていることが明らかとなった。感受性の改善では、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法での改善はみられなかった。また、感受性が改善されたものには、不安や感情の不安定さの要因が改善された。感受性増悪を防止する要因としては、規則正しい生活の心掛けがあげられた。以上より、臭いや刺激への曝露を防止すること、規則正しい生活や日常的な出来事に対するサポートによって、化学物質に対する感受性増悪の防止や感受性改善に結びつけることができると考えられた。本研究は、シックハウス症候群の中でも、化学物質に対して敏感な状態にあるものを主な対象としている。従って、居住環境における高濃度の化学物質曝露等によって体調不良を生ずるものを含むシックハウス症候群に全てあてはまるわけではないことに留意しなければならない。

A. 研究目的

1990年代頃よりシックハウス症候群の問題が大きくなり、住宅における化学物質対策は、厚生労働省による室内濃度指針値の策定、建築基準法の改正等、幅広く産官学連携で種々の対応がとられ、大きく改善したといわれている¹⁾。しかし、室内濃度指針値が定められなかったその他の化学物質の使用が増加しているとの報告があり、シックハウス問題は解決したとはいえない状況にあると考えられている²⁾。

著者は、米国のMillerらによって開発された自記式調査票「Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory（以下QEESI）」³⁾を用いて、日本で化学物質に高感受性を示す人の比率を把握するために、2000年7月に全国20歳以上の男女4,000人を対象に訪問面接調査を実施した⁴⁾。QEESIをスクリーニングに使用することについては問題もあるが、本調査票を使用することで、一定の指標で高感受性の人の比率を把握することができる。2000

年の調査では、Miller らが定めたカットオフ値を超えた高感受性と推定される人の割合は 0.74%であった。

著者らは前年度の 2012 年 1 月に、当時から 10 年以上経過した後の状況について、同じ調査票を用いて調査した。その結果、回答を得た 7,245 名のうち、Miller らの設定したカットオフ値に基づき化学物質に対して感受性が高いと考えられる人の割合は 4.4%であったことから、現在でもある程度の割合で化学物質に対して感受性が高いと判断される人が依然として存在していることを明らかにした。

今年度の調査では、ここで得た 7,245 名のうち、化学物質に対して感受性が高いと考えられる高感受性群と、それ以外の対照群について、化学物質への感受性に対する 1 年間の変化、その変化に関連するリスク要因と改善要因、心理面に関する影響について調査を行った。

B. 研究方法

B.1 調査対象

今年度の調査では、前年度の調査で得た 7,245 名のうち、QEESI について、Miller⁸⁾、北條⁵⁾、Skovbjerg⁶⁾のいずれかのクライテリアを満たすもの及びシックハウス症候群や化学物質過敏症の治療を受けていると回答した高感受性群 770 名のうち、引き続きモニター登録を行っている 735 名と、それ以外の中から高感受性群と性別及び年齢層をマッチングさせた対照群 1,750 名を無作為抽出し、前年度と同様にインターネットによる質問調査を実施した。

B.2 調査方法

本調査では、前述の高感受性群 735 名と対照群 1,750 名に対して、インターネット調査会社を通じて調査依頼を行い、1 週間の回答期間を設け、その間に 2 回の催促をメールで行った。調査は 2013 年 1 月 11 日から同 1 月 18 日に実施した。

B.3 調査票

本調査では、化学物質への感受性に対する 1 年後の変化、その間の治療や住環境での対策実施状況等を調査するとともに、ストレスや感情、

対人関係、ライフイベント等に関する詳細調査を行った。調査票の作成にあたっては、石川らが日本人向けに翻訳⁷⁾したものをもとに藤森らが作成⁸⁾した QEESI を使用した。また、アレルギーや喘息、シックハウス症候群、化学物質過敏症などの診断歴及び現在の治療状況を質問した。ストレスや感情、対人関係、ライフイベント等に関する心理調査に関しては、デンマーク化学物質過敏症研究センター (Danish Research Centre for Chemical Sensitivities) が作成した調査票^{9,10)}を使用した。当該調査票については、当センターから日本語訳と使用の許諾を得た。

調査票の最初の画面では、情報バイアスをできるだけ排除するために、シックハウスや化学物質の言葉が出ないようにし、また、日常的な状況を問うよう説明文や質問文全体に渡って配慮した。

(倫理面での配慮)

本研究は、財団法人レイ・パストゥール医学研究センター倫理委員会の承認を得て実施した (承認番号 LPC. 12)。

C. 研究結果

C.1 回答者の基本属性

調査の結果、高感受性群 538 名 (回答率 73.2%)、対照群 1,235 名 (70.6%) から回答を得た。全体での回答率は 71.3%であった。

回答者の平均年齢は高感受性群 54.2 歳 (22~88 歳)、対照群 54.0 歳 (21~89 歳)、男性の比率は高感受性群 33.1%、対照群 33.6%であった。

C.2 化学物質感受性の経年変化とその要因

本研究での高感受性群は、昨年度の調査を踏まえて、QEESI に関する Miller³⁾、北條⁵⁾、Skovbjerg⁶⁾のいずれかのクライテリアを満たすもの及びシックハウス症候群や化学物質過敏症の治療を受けていると回答したものを高感受性のクライテリアとしている。そこで、高感受性群と対照群について、この1年間の感受性変化を評価するにあたり、この高感受性クライテリアを満たしているかどうかで判断した。

具体的には、高感受性群で、今回の調査で高感受性クライテリアを引き続き満たしていたものを「変化なし」、満たさなかったものを「感受性改善」とした。同様に対照群では、高感受性クライテリアを満たしたものを「感受性増悪」、引き続き満たしていないものを「変化なし」とした。

高感受性群のうち、この1年間で感受性の改善がみられたものは 54.6%、対照群のうち、この1年間で感受性の増悪がみられたものは 7.3%であった (図1)。

対照群で感受性が増悪したものは女性の割合が多かった (図2)。同様に年齢層では 60 歳以上の割合が多かった (図3)。高感受性群で感受性が改善したものの割合はおおよそ 40 歳未満の年齢層であった。

この1年間の生活環境変化等による影響 (表1~表4) では、臭いや刺激の強いものに触れる機会があるものほど対照群で感受性が増悪したものが有意に増えた。また、この1年間で畳や壁材を新しく交換したもののほど、対照群で感受性が増悪したものが有意に増えた。生活習慣の変化、生活環境の変化、その他の項目も感受性増悪のリスク要因となっているが、これらの

自由回答では、家族の発病や介護、転居や同居によるストレス、人間関係によるストレス、家計の困窮などの回答が見受けられた。感受性増悪を防止する要因としては、規則正しい生活の心掛けがあげられた。

高感受性群で感受性改善の要因となったものは明確にはみられず、特に理由はない、のオッズ比が有意に高かった。

C.3 心理面に関する影響

デンマーク化学物質過敏症研究センターの調査票は、CSS-SHR (化学物質過敏/感覚過敏)、CHS (環境の臭い)、MUSS (粘膜症状)、CNSS (中枢神経系症状)、CSAS (社会活動)、SSAS (身体感覚増幅尺度)、APQ (自律神経系の知覚・認知)、TAS (忘我性、没入性)、TMAS/MCSDS (不安と社会的望ましさ)、TAS20 (失感情症)、NAS (否定的感情)、RTE (過去1年間の生活上の出来事)、PSS (過去1ヶ月に受けたストレス)の項目を組み合わせで構成されており、それぞれのスケールについて評価を行うことができる。TAS20は、DIF (感情同定困難)、DDF (感情伝達困難)、EOT (外向性思考)の3つに細分化することができる。

2013年1月調査時点の高感受性集団と対照集団の主症状と心理面での比較結果を表5に示す。臭気物や刺激物に対する反応では、CHS、MUSS、CNSSともに高感受性群のスコアが対照群に比べて有意に高く、QEESIの結果が反映されている。

高感受性群は、CSS-SHRやSSASでもスコアが有意に高く、外的環境ストレスや臭いや刺激に対してより敏感な状態にある。また、APQでも同様にスコアが有意に高く、脅えている時や神経質になっている時の身体的感覚がより敏感になっている。CSASのスコアも同様に有意に高く、会合等への参加、旅行、スポーツ、観劇、外食等の社会活動が制限されている。

高感受性群の心理面での特徴についても以下の結果が得られた。①個人の特徴として忘我性や没入性が高い (TAS)。②日常生活での不安が大きく、社会一般で望ましいとされながらも、実際にはなかなかできない事柄が多く、社会一

般で望ましくないとされながらも、結構ありがちな事柄に出くわすことが多い (TMAS/MCSDS)。③自らの感情を自覚・認知したり表現することが不得意で、外向性思考 (自己の内面性よりも外的な事実へ関心が向かう思考性) が低い (TAS20)。④神経質、悲観、恐怖、意気消沈、不安定等の否定的感情をより多く感じている (NAS)。

日常生活でのライフイベントでは、RTE 及び PSS いずれも高感受性群でスコアが有意に高く、過去 1 年以内に傷病や事故、人間関係の変化、住居の変化、職場での変化、家庭問題等の出来事をより多く経験していた。また、過去 1 ヶ月内に予定外の出来事や個人の問題等のストレスをより多く受けていた。

この 1 年間の感受性変化と主症状や心理面での影響についても同様に評価を行った (表 6)。高感受性群で感受性が改善したものは、CHS、MUSS、CNSS とともにスコアが有意に低かった。また、CSS-SHR、SSAS、APQ、CSAS でもスコアが有意に低かった。従って、外的環境ストレスや臭いや刺激等に対する反応や身体的感覚の敏感さは全体的に低下していた。一方、対照群で感受性が増悪したものは、これらの敏感さが全体的に高くなっていた。

心理面での影響について、高感受性群で感受性が改善したものでは、TAS、MCSDS、TAS20-DDF、TAS20-EOT でスコアに有意な差はみられなかった。しかし、TMAS (不安)、TAS20-DIF (感情同定困難)、NAS (否定的感情) でスコアが有意に低かった。ライフイベントについても RTE と PSS でスコアが有意に低くなっていた。一方、対照群で感受性が増悪したものは、TAS (忘我性、没入性)、TMAS (不安)、TAS20-DIF (感情同定困難)、TAS20-DDF (感情伝達困難)、NAS (否定的感情) でスコアが有意に高くなっていた。ライフイベントについても RTE と PSS でスコアが有意に高くなっていた。

D. 考察

感受性増悪のリスク要因については、臭いや刺激への曝露、内装材のリフォームなどが未だに化学物質に対する感受性増悪のリスク要因に

なっていることが示唆された。高感受性集団の感受性改善については、換気や空気清浄機の使用等の有効な物理的手段は見いだされなかった。感受性増悪を防止する要因としては、規則正しい生活の心掛けがあげられた。

心理面での影響について、感受性の増悪したものでは、忘我性や没入性の傾向が強くなり、不安の大きさや感情の不安定さなどの特徴が強くなった。逆に感受性が改善したものでは、不安や感情の不安定さの要因が改善された。

ライフイベントについては、感受性の増悪したものではスコアが高く、感受性の改善したものではスコアが低く、感受性に対して日常生活の出来事が関与していることが明らかとなった。

昨年度から今年度にかけての 1 年間において、高感受性群の感受性改善で「特に理由はない」のオッズ比が高かったが、全体を通じて高感受性群の改善の原因が明確には把握できなかった。しかし今回の調査では、感受性の改善や増悪には心理面や過去 1 年間のライフイベントが影響していることが明らかとなった。従って、昨年度の全国規模の調査における高感受性集団の分布には、2011 年 3 月に発生した福島第一原子力発電所事故を含めた東日本大震災が少なからず影響している可能性があるかもしれない。そして 1 年間経過した今年度の調査においても、そのことが高感受性群の感受性改善に影響した可能性があるかもしれない。

E. 総括

化学物質への感受性増悪は、臭いや刺激への曝露がリスク要因となっていること、心理面では、自己の感情の自覚や認知の困難さ、不安や否定的感情の増加が感受性の増悪でみられること、日常生活の出来事が感受性増悪に関わっていることが明らかとなった。

感受性の改善では、換気や空気清浄機の使用などの物理的な方法での改善はみられなかった。また、感受性が改善されたものには、不安や感情の不安定さの要因が改善された。感受性増悪を防止する要因としては、規則正しい生活の心掛けがあげられた。

従って、臭いや刺激への曝露を防止すること、

規則正しい生活や日常的な出来事に対するサポートによって、化学物質に対する感受性増悪の防止や感受性改善に結びつけることができると考えられる。

本研究は、シックハウス症候群の中でも、化学物質に対して敏感な状態にあるものを主な対象としている。従って、居住環境における高濃度の化学物質曝露等によって体調不良を生ずるものを含むシックハウス症候群に全てあてはまるわけではないことに留意しなければならない。

参考文献

- 1) Osawa H, Hayashi M: Status of the indoor air chemical pollution in Japanese houses based on the nationwide field survey from 2000 to 2005. *Building and Environment* 44: 1330–1336, 2009.
- 2) 東 賢一, 内山巖雄: 室内環境汚染と健康リスク (特集 環境リスク). *公衆衛生* 74 (4): 289–294, 2010.
- 3) Miller CS, Prihoda TJ: The Environmental Exposure and Sensitivity Inventory (EESI): a standardized approach for measuring chemical intolerances for research and clinical applications. *Toxicology and Industrial Health* 15: 370–385, 1999.
- 4) 内山巖雄ら: 公衆衛生学的立場から見た化学物質過敏症について, 平成 12 年度厚生科学研究費補助金生活安全総合研究事業, 室内空気中の化学物質に関する調査研究報告書, pp.183–188, 2001 年 3 月
- 5) Hoji S et al: Evaluation of subjective symptoms of Japanese patients with multiple chemical sensitivity using QEESI. *Environ Health Prev Med* 14: 267–275, 2009.
- 6) Skovbjerg S et al: Evaluation of the Quick Environmental Exposure and Sensitivity Inventory in a Danish Population. *Journal of Environmental and Public Health* Volume 2012, Article ID 304314, 10 pages, 2012.
- 7) 石川 哲, 宮田幹夫: 化学物質過敏症—診断基準・診断に必要な検査法—. *アレルギー・免疫* 6: 34–42, 1999.
- 8) Fujimori S et al: Factors in genetic susceptibility in a chemical sensitive population using QEESI. *Environ Health Prev Med* 17: 357–363, 2012.
- 9) Skovbjerg S et al: Attention to bodily sensations and symptom perception in individuals with idiopathic environmental intolerance. *Environ Health Prev Med* 15:141–150, 2010.
- 10) Skovbjerg S et al: Repressive coping and alexithymia in idiopathic environmental intolerance. *Environ Health Prev Med* 15:299–310, 2010.

F. 研究発表

東 賢一, 内山巖雄, 加藤貴彦, 緒方裕光, 嵐谷奎一, 樺田尚樹: 化学物質高感受性集団の全国調査と室内空気汚染物質の健康リスク評価. *日本衛生学雑誌* 68: S133, 2013.

G. 知的財産権の出願・登録状況 (予定含む) 予定なし

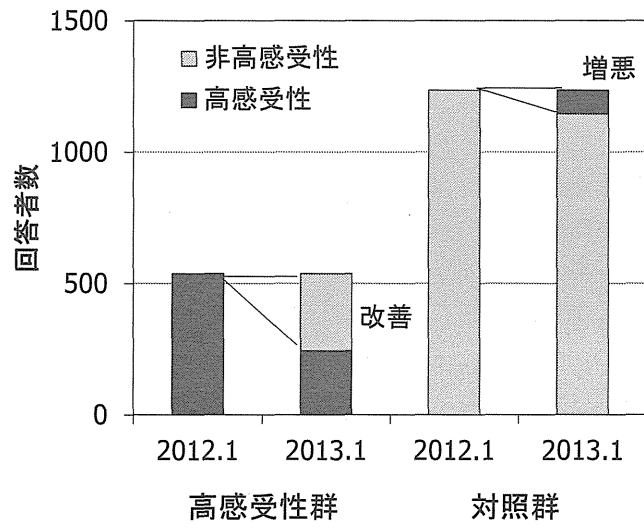


図1 1年間のQEESI感受性の変化

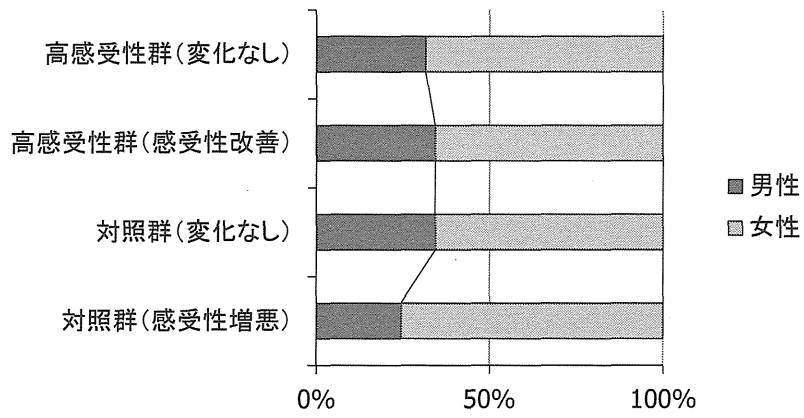


図2 性別の1年間のQEESI感受性の変化

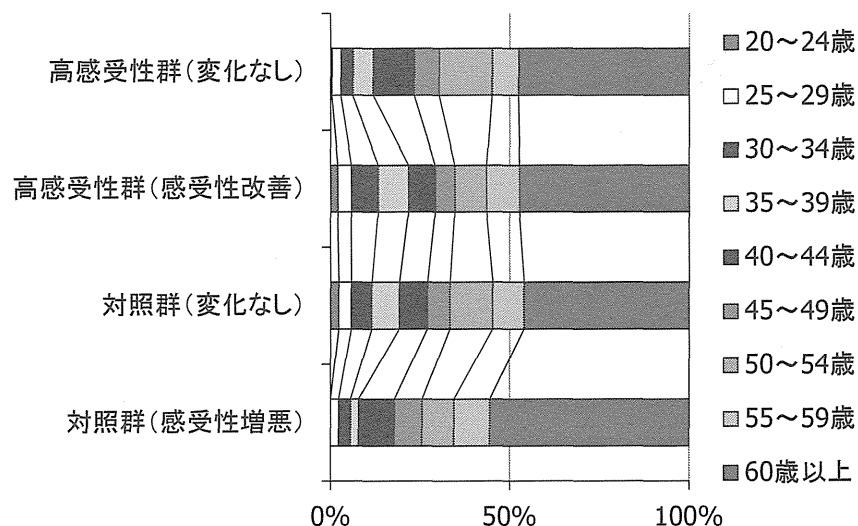


図3 年齢別の1年間のQEEESI感受性の変化

表1 ここ1年の健康状態の変化に関する治療や生活改善、変化等

| | オッズ比 | |
|-----------------------------|------------------|----------------|
| | 高感受性群 (感受性改善) | 対照群 (感受性増悪) |
| 1. 医療機関での診療 | 0.71 | 2.14** |
| 2. 医薬品の服用 | 0.66* | 1.78* |
| 3. 病気になった | 0.77 | 1.45 |
| 4. 心理カウンセリングを受けた | 0.49 | 1.60 |
| 5. サプリメント(栄養補助食品、健康補助食品)の服用 | 0.97 | 1.09 |
| 6. 適度な運動を心掛けた | 0.95 | 0.93 |
| 7. 運動不足 | 1.08 | 1.53 |
| 8. 規則正しい生活(食事、睡眠など)を心掛けた | 0.85 | 0.56* |
| 9. 不規則な生活(食事、睡眠など)を送った | 0.84 | 1.98 |
| 10. 臭いや刺激の強いものを避けるようにした | 0.95 | 8.72** |
| 11. 臭いや刺激の強いものにふれる機会があった | 1.66 | 8.65* |
| 12. 生活習慣の変化 | 0.75 | 5.42** |
| 13. 生活環境の変化 | 1.25 | 6.11** |
| 14. 仕事や職場の変化 | 0.90 | 0.63 |
| 15. その他 | 0.37* | 3.42** |
| 16. 特に理由はない | 1.75* | 0.67 |

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

表2 主に過ごす部屋で1年以内に行った環境を良くする工夫

| | オッズ比 | |
|-------------------------------|------------------|----------------|
| | 高感受性群 (感受性改善) | 対照群 (感受性増悪) |
| 1. 換気装置（換気システムや換気扇）の新設、増設、交換 | 1.01 | 1.37 |
| 2. 窓や扉の開放など、換気を心掛けるようにした | 0.91 | 1.31 |
| 3. 掃除をこまめにするようにした | 0.84 | 0.80 |
| 4. 除湿器を使用するなど、部屋がじめじめしないようにした | 1.03 | 1.37 |
| 5. 部屋のカビを除去した | 1.64 | 1.43 |
| 6. 部屋の改装やリフォームをした | 0.95 | 2.06 |
| 7. 家を増改築した | 0.83 | 3.21 |
| 8. 家を引っ越した | 0.55 | 2.49 |
| 9. その他 | 1.43 | 0.58 |

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

表3 主に過ごす部屋で1年以内に新しく交換したもの

| | オッズ比 | |
|-------------------------------------|------------------|----------------|
| | 高感受性群 (感受性改善) | 対照群 (感受性増悪) |
| 1. 畳 | 0.61 | 2.84* |
| 2. 木材フローリング | 0.55 | 1.65 |
| 3. 壁材 | 1.07 | 2.87* |
| 4. カーペット（じゅうたん） | 0.94 | 1.66 |
| 5. 家具（ベッド、戸棚類、机、テーブル、 タンス、椅子類など） | 0.62 | 1.46 |
| 6. カーテン | 0.76 | 1.34 |

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

表4 空気清浄機の使用や購入状況

| | オッズ比 | |
|-------------------|------------------|----------------|
| | 高感受性群 (感受性改善) | 対照群 (感受性増悪) |
| 1. 居間又は寝室で現在使用中 | 1.12 | 1.12 |
| 2. 1年以内に居間又は寝室に新設 | 1.37 | 0.74 |

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$

表5 2013年1月調査時点の高感受性集団と対照集団の主症状と心理面での比較

| | 高感受性群 (n=314) * | 対照群 (n=1351) * | p 値** |
|-----------|-----------------|----------------|--------|
| CHS | 19.4 (6.4) | 11.3 (7.2) | <0.001 |
| | 高感受性群 (n=334) * | 対照群 (n=1439) * | p 値** |
| MUSS | 2.2 (1.6) | 1.2 (1.4) | <0.001 |
| CNSS | 1.8 (1.6) | 0.7 (1.1) | <0.001 |
| CSAS | 2.8 (3.2) | 1.1 (2.3) | <0.001 |
| CSS-SHR | 36.1 (7.9) | 31.8 (7.7) | <0.001 |
| SSAS | 34.0 (5.5) | 30.4 (6.5) | <0.001 |
| APQ | 127.7 (49.7) | 78.1 (45.5) | <0.001 |
| TAS | 12.7 (9.2) | 8.7 (7.8) | <0.001 |
| MCSDS | 15.8 (5.0) | 17.0 (5.0) | <0.001 |
| TMAS | 11.2 (4.1) | 8.8 (4.2) | <0.001 |
| TAS20 | 52.6 (9.0) | 48.1 (7.9) | <0.001 |
| TAS20-DIF | 15.5 (5.5) | 11.8 (4.9) | <0.001 |
| TAS20-DDF | 14.1 (3.4) | 12.8 (3.3) | <0.001 |
| TAS20-EOT | 22.9 (3.4) | 23.5 (3.2) | 0.002 |
| NAS | 36.4 (12.2) | 27.5 (9.7) | <0.001 |
| RTE | 2.5 (3.6) | 1.2 (2.0) | <0.001 |
| PSS | 20.3 (5.6) | 17.3 (4.9) | <0.001 |

* 数値はスコアの平均値、() 内は標準偏差、** t 検定

表6 1年間の感受性変化と主症状や心理面での影響

| | 高感受性群 | | | 対照群 | | |
|-----------|------------------|-------------------|--------|-------------------|------------------|--------|
| | 変化なし* (n=228) | 感受性改善* (n=278) | p値** | 変化なし* (n=1073) | 感受性増悪* (n=86) | p値** |
| CHS | 20.1 (6.1) | 14.1 (7.0) | <0.001 | 10.6 (7.1) | 17.6 (6.9) | <0.001 |
| | 変化なし* (n=244) | 感受性改善* (n=294) | p値** | 変化なし* (n=1145) | 感受性増悪* (n=90) | p値** |
| MUSS | 2.4 (1.7) | 1.7 (1.6) | <0.001 | 1.0 (1.2) | 1.8 (1.5) | <0.001 |
| CNSS | 1.9 (1.7) | 1.2 (1.4) | <0.001 | 0.6 (0.9) | 1.4 (1.5) | <0.001 |
| CSAS | 3.0 (3.2) | 1.7 (2.6) | <0.001 | 0.9 (2.2) | 2.4 (3.0) | <0.001 |
| CSS-SHR | 36.6 (8.0) | 33.3 (7.9) | <0.001 | 31.4 (7.6) | 34.5 (7.4) | <0.001 |
| SSAS | 34.5 (5.5) | 32.6 (6.7) | 0.001 | 29.9 (6.3) | 32.8 (5.4) | <0.001 |
| APQ | 129.1 (48.9) | 99.6 (50.9) | <0.001 | 72.6 (42.2) | 123.8 (51.9) | <0.001 |
| TAS | 12.4 (9.2) | 11.3 (8.9) | 0.152 | 8.0 (7.4) | 13.4 (9.3) | <0.001 |
| MCSDS | 15.6 (5.0) | 15.9 (4.6) | 0.432 | 17.3 (5.0) | 16.5 (5.0) | 0.146 |
| TMAS | 11.4 (4.2) | 10.2 (4.4) | 0.003 | 8.5 (4.1) | 10.9 (4.0) | <0.001 |
| TAS20 | 52.4 (9.0) | 50.8 (8.5) | 0.032 | 47.4 (7.6) | 52.9 (9.0) | <0.001 |
| TAS20-DIF | 15.6 (5.5) | 13.8 (5.5) | <0.001 | 11.3 (4.6) | 15.4 (5.7) | <0.001 |
| TAS20-DDF | 14.0 (3.4) | 13.6 (3.4) | 0.148 | 12.6 (3.3) | 14.4 (3.3) | <0.001 |
| TAS20-EOT | 22.9 (3.4) | 23.4 (3.5) | 0.063 | 23.6 (3.2) | 23.1 (3.2) | 0.197 |
| NAS | 37.1 (12.4) | 30.4 (11.3) | <0.001 | 26.8 (9.1) | 34.4 (11.6) | <0.001 |
| RTE | 2.6 (3.6) | 1.5 (2.3) | <0.001 | 1.1 (2.0) | 2.0 (3.6) | 0.020 |
| PSS | 20.6 (5.6) | 18.7 (4.9) | <0.001 | 16.9 (4.9) | 19.5 (5.7) | <0.001 |

* 数値はスコアの平均値、()内は標準偏差、** t検定