

21. ベンゼン

[物質名] ベンゼン、Benzene

CAS = 71-43-2、化審法 = 3-1

21.1 物理化学的性状

水より軽い無色の液体で特有の芳香を有する。凝固点が高くて、寒冷地では冬季に固化することがある。沸点はあまり高くなく、揮発性であり、蒸気圧が高いが、蒸気は空気よりは重い。疎水性であり、水には溶けにくい。有機化合物の中では比較的溶解度が大きい。ほとんどの有機溶媒に可溶で、氷酢酸、クロロホルム、四塩化炭素、アセトン、エタノール、エーテル、二硫化炭素、油と混ざる。

ヘンリー定数は比較的大きく、水中や土壌中のベンゼンは揮散しやすいと考えられる。オクタノール/水 分配係数は1より大きく、分配はオクタノールに傾くが、農薬等と比べると小さい。土壌や底泥等への吸着はその性状に大きく依存し、有機物含量の大きなものに吸着される。生物濃縮倍率は低く、生物には濃縮されにくいと言える。

ベンゼンは引火しやすく、燃えやすい。しかし化学反応性は低く、通常の条件では光や空気に対して安定である。反応性の高い試薬によって置換、付加及び開裂反応が起こる。

環境中から単離された多くの微生物によって分解され、炭化水素を分解できるバクテリアの30%以上が低濃度のベンゼンを分解することができる¹⁾。また活性汚泥を用いた化審法の分解性試験でも良分解性と判定されている。しかし分解には馴化が必要であり、必ずしも生分解は容易ではない。

化学式: C_6H_6

分子量: 78.11

比重: d_4^{15} 0.878; d_4^{20} 0.8765~0.88; d_4^{25} 0.87308~0.8737

密度: 0.905g/ml (21°C); 0.8737~0.8765g/ml (25°C)

融点: 5.5~5.533°C

凝固点: 5.5~5.553°C

沸点: 80~80.133°C

屈折率: n_D^{20} 1.501~1.50112; n_D^{25} 1.4979; n_D^{30} 1.5016

蒸気圧: 45.5mmHg (10°C); 74.6~76mmHg (20°C); 95.2mmHg (25°C)

溶解度: 水: 1750mg/l (10°C); 1750~1780mg/l (20°C); 1780~1800mg/l (25°C)

ヘンリー定数: 5.5×10^{-3} atm·m³/g·mol²⁾

オクタノール/水 分配係数: 89³⁾, 132⁴⁾, 135⁵⁾

土壌有機物吸着分配係数: 65²⁾, 74⁶⁾, 83⁷⁾, 92⁸⁾, 100⁸⁾

生物濃縮倍率: 12.6⁹⁾, 22²⁾

21.2 生産量及び用途

平成2年度の需要実績は 305万5000トン。

純ベンゼンは染料、合成ゴム、合成皮革、合成洗剤、有機顔料、医薬品、香料、合成繊維、合成樹脂、食品、農薬、可塑剤、爆薬、防虫剤、防腐剤、絶縁油、熱媒、航空機用ワニス、ラッカ

一、有機ゴム薬品、写真薬品等、多様な製品の合成原料として、またそれらの溶剤として利用されている。また溶剤級ベンゼンや芳香族混合溶剤等として、塗料、ワックス、樹脂、農薬、医薬、油脂の溶剤、抽出用やアルコール変性用にも使われてきたが、これらの需要は減少しており、現在ではほとんどが合成原料として消費されている。純ベンゼンの生産量の約半分がスチレンモノマーの原料として利用されており、シクロヘキサン、フェノール、クメン、アルキルベンゼンや無水マレイン酸の合成原料としての需要が多い。

21.3 分析方法

ベンゼンの分析法としてはガスクロマトグラフィーが最も優れており、特にベンゼンを含む多成分を一括分析するには、高分離能を有するキャピラリーカラムを用いる方法が一般的である。ベンゼンなどの芳香族炭化水素の同定にはGC/MSが最も有効であり、多くの分析機関で使用されている。微量分析での一番大きな問題は定量可能な範囲までの濃縮であり、パージトラップ法、ヘッドスペース法、溶媒抽出法等が用いられている。ベンゼンは大気中にかなり高濃度で存在している物質であり、試料水の採取、保存や分析操作時に大気との接触でコンタミを起こす可能性が極めて高く、十分な注意が必要である。

パージトラップ法は水試料を曝気してベンゼン等の揮発性物質を追い出し、適当な吸着剤に濃縮捕集する方法である。こうして捕集された物質は加熱によって脱着され、GCに導入される。Grobの方法¹⁰⁻¹²⁾が初期のパージトラップ法であるが、装置が複雑で、溶媒(二硫化炭素)で脱着させるなどの難点があり、一般にはあまり使用されない。一方、Bellarが開発したパージトラップ法¹³⁻¹⁴⁾は米国EPAが採用している方法であり、簡単に紹介する。試料管に5mlの試料水を入れ、底部より不活性ガスを通して揮発性物質を気化させ、吸着管で捕集するものである。吸着剤としては、活性炭やTenax等が使用される。気化速度は試料管の温度に大きく依存しており、温度が高い程、気化速度は大きくなる。しかし同時に水分の蒸発量も大きくなるために、吸着管の性能が低下することになる。従って、吸着剤は水分による影響を受けにくいものが有効である。兵庫県公害研究所が報告している方法¹⁵⁾では吸着剤の前に脱水剤をおいて、水の影響を抑えている。環境庁保健調査室の昭和61年度委託調査研究で、石川県衛生公害研究所¹⁶⁾がベンゼン、トルエン、キシレン、エチルベンゼン、スチレン等の一括分析法を開発している。試料水200mlに内部標準(重ベンゼン)を添加して、パージトラップにかけ、揮散してきた成分をTenax-GCに捕集する方法である。分析機器は充填カラムを使用したGC/MS(SIM)で、ベンゼンの検出限界は1.6ppbと報告されている。ブランクのために検出限界を下げるのは困難である。GCへの導入では、充填カラムやメガボアカラムを使用する場合には通常の加熱導入でよいが、キャピラリーカラムを使用する場合には吸着管を加熱して気化した物質を再吸着させるのが有効であり、そのための装置が既に市販されている。

ヘッドスペース法は一定容積のバイアルビンに試料を封入して、恒温水槽中で一定時間放置し、気液平衡に達した後、バイアルビン上部の空気をシリンジで採取し、直接ガスクロマトグラフに注入する方法である。この方法は操作が単純であるため、ルーチン分析に最適であるが、気液平衡の分配係数が試料水のマトリックスに影響されるという欠点がある。

溶媒抽出法の場合、ベンゼンは沸点が低く、抽出液の濃縮操作が不可能なために、検出限界が高くなってしまふ。また、抽出操作での大気からの汚染や溶媒中のブランクの存在など問題点が多く、あまり薦められる方法ではない。環境庁は昭和57年度の有害物質による地下水汚染実態調

査¹⁷⁾でベンゼン、トルエン、キシレンの分析に抽出溶媒としてエチルエーテルを使用している。

2.1.4 環境中での挙動

ベンゼンの環境への侵入にはベンゼン及びそれを原料とする製造過程、ベンゼンを含む製品の使用からの侵入が考えられる。また、ベンゼンはその誘導体に不純物として含まれており、それらの製品の使用に伴っても侵入することになる。最も大きな侵入源はガソリンの燃焼に伴うものである。ガソリンの輸送や貯蔵の際にも多くのベンゼンが漏出することになる。そのほとんどは大気へ侵入していくものと考えられる。また、航空機燃料等、その他の燃料の使用に伴っても多くのベンゼンが大気へ侵入していく。

次に多いのは、ベンゼンを原料とする製造工程からの漏れである。これらの工程では、装置からの漏れや排ガス、排水及び廃棄物等に含まれて環境中に排出されるが、主として大気中に侵入していくものと考えられる。ベンゼンから各種化学薬品を製造する工程からの環境への侵入率はそれぞれの製造方法によって異なるが、製造プロセスが開放系であるか閉鎖系であるか、また連続系かバッチ系かなどを勘案した米国での推定結果では、無水マレイン酸、アニリン、ジクロロベンゼン、ニトロベンゼン等が製品当りの侵入量が多いと見積もられている。

一方、水や土壌への侵入は大気への侵入に比べるとわずかであるが、水へはベンゼン及びそれを原料とする製造工程からの排水とともに、また土壌へは石油からの製造工程や石油の精製工程からの侵入が相対的に多い。また、ベンゼンの溶剤としての使用は減少しているが、トルエンやキシレンにはベンゼンが含まれており、それらを溶媒として使用することによって、比率は明らかでないものの、かなりのベンゼンが大気や水に侵入していくと考えられる。

水に侵入したベンゼンは主として大気中への蒸発によって除かれる。1 m³水中からの蒸発による半減期は温度にあまりよらず、10℃で 5.03時間、25℃で 4.81時間と見積もられている¹⁸⁾。水中での半減期は1~6日と推定されている¹⁹⁾。一方、比較的水溶解度が高いため、ベンゼンの一部は水中に残存すると考えられるが、最終的にはゆっくりと生物によって分解されていくものと考えられる。

水溶解度が高く、土壌吸着係数が大きくないことから、土壌に侵入したベンゼンの一部は溶出して地下水に到達するものと考えられるが、水中と同様、多くは蒸発や微生物分解によって失われる。

水中におけるベンゼンの最も重要な運命プロセスは蒸発である。蒸発による半減期は水深1m、風速2m/秒、流速1m/秒の時には 4.6時間である。つまり流速が1m/秒の時、ベンゼンが蒸発により50%減少するまでの間の流下距離は、16,560mとなる。

一方、Mackayら²⁰⁾は1mの水深のカラムについて蒸発による半減期を25℃で4.8時間、10℃では5.03時間と算定しているが、環境水中では深く、ゆっくり流れる川よりも、浅く、流速も速い川の方が速く蒸発するため、ここで求めた半減期をそのまま環境水には適用できないと述べている。

水中のベンゼンは、加水分解、光分解、酸化といった化学分解は受けないが、活性汚泥、生活排水、石油系廃棄物、海や河川の水及び底泥からベンゼンを分解する微生物が単離されており²¹⁾、環境中でも微生物によりベンゼンが分解されている可能性が考えられる。ベンゼンの生分解では、まずカテコールへの酸化が起こる^{21, 22)}。最初のカテコールへの酸化にはエポキシ化、ヒドロキシル化及び過酸化の3つの経路が提案されている。次にカテコールのベンゼン環の開裂が起こるが、ここではオルト位置とメタ位置での2種類の開裂が考えられる。オルト開裂は隣接する2つの水酸

基の炭素-炭素結合が切れるもので、最終的にはβ-ケトアジピン酸を生成し、メタ開裂は隣接する2つの水酸基の隣接する炭素-炭素結合が切れるもので、最終的にはアセトアルデヒドとピルビン酸になる。

わが国での表流水中のベンゼン濃度については、環境庁が環境安全性総点検調査の中で1985及び1986年度にそれぞれ7及び38地点の主に河口及び内湾で調査している²³⁾。

1985年度の調査では7水域中6水域、多摩川河口、犀川河口、神戸港、高砂港、姫路沖及び水島沖の水中から検出されている。19検体中11検体から0.00002~0.0009 μg/mlの範囲で検出された。その結果を受けて実施された1986年度の調査では検出下限が若干高くなったこともあり、112検体中19検体中から0.00003~0.0021 μg/mlの範囲で検出されただけである。検出された水域は鳥羽沖、大和川河口、水島沖、大牟田沖、有明海、関門海峡及び洞海湾であり、調査地点は少ないものの湖沼や河川からは検出されていない。

しかし、加藤ら²⁴⁾は、相模川と多摩川水系を調査し、河川水からベンゼンを検出している。相模川では下流に向かって増加傾向があり、大気の汚染度と一致した傾向を示している。多摩川では比較的上流の永田橋で高い濃度を示しているが、これは種々の工場が増えている影響と考えている。

U.S. EPAは185地点で環境水を調査し、156検体でベンゼンを検出している²⁵⁾。大部分は100 μg/l以下で、0~1、1~10及び10~100 μg/lがそれぞれ1/3ずつを占めている。

わが国の地下水中のベンゼンは1982年度に環境庁が揮発性有機塩素化合物と一緒に全国15都市で1,360井戸を調査しているが、3本の浅井戸で4~11 μg/l検出されているのみである²⁶⁾。しかし、米国の埋立処分地周辺の地下では 1.2%の検体から検出されており、最大濃度は1,200ppm、平均濃度でも5.0ppmと高濃度の汚染が見出されている²⁶⁾。

参考文献

- 1) Walker, J. D. and Colwell, R. R. (1975): Degradation of hydrocarbons and mixed hydrocarbon substrate by microorganisms from Chesapeake Bay. *Prog. Water Technol.*, Vol. 7, 783-791.
- 2) U.S. EPA (1982): Aquatic fate process data for organic priority pollutants. PB87-169090.
- 3) Leo, A., Hansch, C. and Elkins, D. (1971): Partition coefficients and their uses. *Chem. Rev.*, Vol. 71, 525-616.
- 4) Banerjee, S., Yalkowsky, S. H. and Valvani, S. C. (1980): Water solubility and octanol/water partition coefficients of organics. Limitations of the solubility-partition coefficient correlation. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 14, 1227.
- 5) Chiou, C. T., Freed, V. H., Schmedding, D. W. and Kohnet, R. L. (1977): Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 11, 475-478.
- 6) U.S. EPA (1982): Exposure and risk assessment for benzene. PB85-212017.
- 7) Karickhoff, S. W., Brown, D. S. and Scott, T. A. (1984): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res.*, Vol. 13, 241-248.
- 8) Rogers, R. D., McFarlane, J. C. and Cross, A. J. (1980): Adsorption and desorption of benzene in two soils and montmorillonite clay. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 14, 457-460.
- 9) Mackay, D. (1982): Correlation of bioconcentration factors. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 16, 274-278.
- 10) Grob, K. (1973): Organic substances in potable water and in its precursor. Part I. Methods for their determination by gas-liquid chromatography. *J. Chromatogr.*, Vol. 84, 255-273.
- 11) Grob, K. and Grob, G. (1974): Organic substances in potable water and in its pre-

- cursor. Part II. Applications in the area of Zurich. J. Chromatogr. Vol.90, 303-313.
- 12) Grob, K. and Grob, G. (1975): Organic substances in potable water and in its precursor. Part III. The closed-loop-stripping procedure compound with rapid liquid extraction. J. Chromatogr. Vol.106, 299-315.
 - 13) Bellar, T. A. and Lichtenberg, J. J. (1974): Determining volatile organics at microgram-per-litre levels by gas chromatography. J. Am. Water Works Assoc. Vol.66, 739-744.
 - 14) U.S. Environmental Protection Agency (1986): Standard method 502.2. Volatile organic compounds in water by purge and trap capillary column gas chromatography with photoionization and electrolytic conductivity detectors in series.
 - 15) 兵庫県公害研究所(1982): 水中の揮発性化学物質検索調査(昭和56年度環境庁公害防止等調査研究委託費による調査報告書)。
 - 16) 環境庁環境保健部保健調査室(1987): 昭和61年度化学物質分析法開発調査報告書。
 - 17) 環境庁(1982): 有害物質による地下水汚染実態調査(昭和57年度環境庁委託業務結果報告書)。
 - 18) Mackay, D. and Leinonen, P. J. (1975): Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol., Vol.9, 1178-1180.
 - 19) U.S. EPA (1984): Health effects assessment for benzene. PB86-134483.
 - 20) Mackay, D. and Leinonen, P. J. (1975): Rate of evaporation of low solubility contaminant from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. Vol.7, 611-614.
 - 21) Howard, P. H. and Durkin, P. R. (1974): Sources of contamination, ambient levels, and fate of benzene in environment. Office of Toxic Substances, U.S. EPA, Washington D.C.
 - 22) Gibson, D. T., Koch, J. R., and Kallio, R. G. (1968): Oxidative degradation of aromatic hydrocarbons by microorganisms. I. Enzymatic formation of catechol from benzene. Biochem. Vol.7, 2653-2662.
 - 23) 環境庁環境保健部(1987): 昭和62年版化学物質と環境。
 - 24) 加藤龍夫、秋山賢一、伊藤和美(1978): 相模川および多摩川水系における揮発性有機汚染の把握。横浜国大環境研究紀要, Vol.4, 25-31.
 - 25) 環境庁水質保全局(1983): 昭和57年度地下水汚染実態調査結果。
 - 26) Raymond, S. H. Y. and Rauckman, E. J. (1987): Toxicological studies of chemical mixtures of environmental concern at the national toxicology program: Health effects of ground water contaminants. Toxicology, Vol.47, 15-34.

2.1.5 人の健康への影響

(1) 吸収・分布・代謝・排泄

ベンゼンは、肺および消化管より容易に吸収され、また、皮膚からも少量吸収される。

ヒトが空気中でベンゼンに暴露された時の吸収率は約50%である。

マウスではベンゼンは、骨髄、肝臓および体内の脂肪組織中に蓄積される。

ベンゼンは水酸化をうけ、フェノールとなり、硫酸抱合をうけて尿中に排泄される。ヒトにおけるフェノール硫酸抱合体は、ベンゼンの主な代謝物質で尿中で400mg/lの濃度にもなる。

ヒトにおけるベンゼンの排泄速度は2段階あり、初期の約5時間くらいで呼気中に16.2%が未変化体として排泄される。残りは脂肪組織に貯蔵され、ゆっくり排泄される。ベンゼンのラットにおける半減期は0.7時間である。

(2) ヒトへの健康影響

濃度の高いベンゼンを吸入するとめまい、不快、嘔吐、頭痛、ぬむけ、よろめき、平衡感覚減少、昏睡そして死に至るような主に中枢神経系に影響を受ける。約25000ppmの吸入暴露により直ちに死に至る。

ベンゼンは、骨髄に対する毒性の結果、血小板が減少する再生不良性貧血症を引き起こす。作

業者の血小板数の変化を起こす最低レベルは約10ppmである。

ベンゼンを10ppmまたは、それ以下のレベルで約1年間吸入暴露すると560倍の発がん性リスクとなり5年以上では2100倍のリスクの増加となる疫学的な研究がある。

ベンゼンの暴露による免疫系統の低下はよく知られている。IgGとIgAの血清濃度はベンゼン作業で減少しているのが認められた。

ベンゼンは暴露した作業者に染色体異常を引き起こす。

(3) 短期毒性

ベンゼンの急性毒性は低く、動物の経口投与のLD₅₀は1-10g/kg bw、2-8時間の吸入LC₅₀は15-60g/m³である。低濃度での繰り返し暴露による毒性は血液及び造血臓器に現れる。

(4) 長期毒性及び発がん性

Sprague-DawleyラットとA KR/J及びC57BL/6Jマウスに生涯にわたり100ppmまたは300ppmの濃度のベンゼンを吸入により1日に6時間、1週間に5日間を暴露したところ、そのラットとマウスはともにリンパ球減少症と貧血症を示し生存期間が短くなった。これらの結果、マウスは顆粒球増多症と網赤血球増多症を併発していた。後に同様な研究で発がん性、骨髄形成不全症及びリンパ球減少症の立証がされた。(Snyder et al., 1980)

ベンゼンは経口投与でもSprague-Dawleyラットに腫瘍や白血病をもたらす。1日に50~250mg/kg、5日/週で52週強制経口投与し、自然死するまで観察した。144週の終わりに雌ラットの25%がZy mbal glandの腫瘍となり、62%が皮膚がん、12.1%は白血病となった。(Maltoni et al., 1983)

NTPではラット及びマウスを用いた経口投与の実験で雌雄共に多発がんの生じる結果を得ている。(NTP, 1986)

(5) 生殖及胎仔毒性

ベンゼンは催奇形性への影響について明らかでないが、子宮内成長抑制因子である。

(6) 遺伝毒性

ショウジョウバエで変異原性はない。

菌株TA100, TA98, TA1535, TA1537, TA1538において代謝活性化の有無にかかわらず、変異原性はみられなかった。

ベンゼン3100ppmを吸入により4時間暴露したDBA/2マウスに姉妹染色体交換が著しく増加する。

参考文献

- Maltoni, C., Conti, B. and Cotti, G. (1983) Benzene: a multi-potential carcinogen. Results of long-term bioassay performed at the Bologna Institute of Oncology. Am J. Ind. Med., 4, 589-630.
- Snyder, C. A., Goldstein, B. D., Sellakumar, A. R. and Albert, R. E. (1984) Evidence for hematotoxicity and tumorigenesis in rats exposed to 100 ppm benzene. Am. J. Ind. Med., 5, 429-434.
- National Toxicology Program (1986) Toxicology and carcinogenesis studies of benzene in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). NTP Technical Report 289; NIH Publ. No. 86-245.

2.1.6 水生生物への影響

EPAの水質クライテリア¹³⁾によれば、ベンゼンの淡水水生生物に対する急性毒性濃度は、8種類の水生生物を用いて評価されており、5.3mg/Lから386mg/Lの範囲にある。底に棲む甲殻類、昆

虫などの底生生物についてはデータがない。しかしながら、ニジマスが連続流れ系で暴露濃度が測定されたケースが1つしかないことは重大な問題である。止水条件(回分条件)でかつ暴露濃度が測定されていない系での実験結果は、ベンゼンが揮発性であるため、過小評価している可能性があるからである。

ライフサイクル試験(長期暴露試験)では、淡水生物種としてDaphnia magnaが用いられたが、98mg/Lまで悪影響が認められなかった。一方、Daphnia magnaのライフサイクル試験で悪影響がでなかったこの濃度レベルは、他の生物種を用いた急性毒性濃度よりも高い値である。

海水産水生生物に対する急性毒性に関しては、1種類の魚、5種類の無脊椎動物のデータがあり、10.9mg/Lから924mg/Lまでの範囲にある。これらの数値は、ベンゼンに対する毒性影響が海水産水生生物と淡水産水生生物とほぼ同様であることを示している。連続流れ系で暴露ベンゼン濃度が測定された急性毒性実験では、淡水の場合と同様最小影響濃度が得られなかった。

海水産植物は、ベンゼンに対して海水産動物と同様の影響を示すものとおもわれる。その他のデータはニシンがストレスを受けやすく、0.70mg/Lで致死する場合があることを示している。

淡水生物に対するベンゼンの急性毒性は、5.3mg/Lという低濃度レベルで起ることが報告されているので、試験された水生生物よりも感度が高い生物に対してはもっと低濃度レベルで毒性が表れると予想される。感度が高い淡水性水生生物に対するベンゼンの慢性毒性に関する利用可能なデータはない。

海水性水生生物に対するベンゼンの急性毒性は、5.1mg/Lという低濃度レベルで起ることが報告されているので、試験された水生生物よりも感度が高い生物に対してはもっと低濃度レベルで毒性が表れると予想される。感度が高い淡水性水生生物に対するベンゼンの慢性毒性に関する確定的なデータはないが、168日間、700μg/Lで暴露した魚には悪影響が認められた。

環境庁委託業務結果報告書²¹⁾によれば、ミジンコ(Daphnia magnaとDaphnia pulex)に対する48時間のLC₅₀は203~620mg/Lである。

6種の淡水魚について、ベンゼンの魚毒性が調べられた結果を表1に示す。ベンゼンはニジマス(Rainbow trout)に対する5.3mg/Lから、mosquito fishに対する386mg/Lの範囲の96時間LC₅₀を示した。

貝類のカキや甲殻類のエビに対するLC₅₀はエビ(Bay shrimp)の126mg/Lからカキ(Pacific oyster)の924mg/Lの範囲にあった。

表1 淡水魚に対するベンゼンの急性毒性²²⁾

種類		LC ₅₀ (96時間) (mg/L)	備考
ニジマス	Rainbow trout	5.30	流水
キンギョ	Goldfish	34.42	静止水
コイ	Fathead minnow	33.47	"
コイ	Fathead minnow	32.00	"
グッピー	Guppy	36.60	"
タッピンノー	Mosquitofish	386.00	"
ブルーギル	Bluegill	22.49	"

*: U.S. EPA(1980) Ambient Water Quality Criteria for Benzene, Criteria and Standard Division, U.S. EPA, Washington DC. 20480, PB81-117293.

参考文献

- 1) U.S. EPA (1980) Ambient Water Quality Criteria for Benzene. PB81-117293.
- 2) 昭和63年度環境庁委託業務結果報告書 地下水質保全対策調査-調査対象物質情報-

21.7 処理方法¹⁾

水中のベンゼンを除去する方法には活性炭吸着、曝気及び煮沸がある。

ある粒状活性炭カラムを用いたベンゼンの吸着実験では、0.007、0.03、1及び40mg/g活性炭の吸着量を示した。

ベンゼンはそのヘンリー定数から考えて、曝気による除去が適している。ガソリンの流出によりベンゼンで汚染された水を充填曝気筒(7.2m×0.6m、サドル形プラスチックを充填)で処理した例では、気液比8.1-87:1のとき、原水中に190μg/Lの濃度で含まれるベンゼンが70-100%除去された。特に、気液比が17:1以上のときには、除去率が97%以上であった。しかしながら、曝気による処理ではベンゼンが水中からそのまま大気中へ移行するので、環境に与える影響につき十分に配慮する必要がある。

煮沸もベンゼンの除去に効果がある。激しく5分間煮沸することにより、ベンゼンを99%除去できたとの報告がある。

参考文献

- 1) 米国環境保護庁編・水質問題研究会訳(1988) 飲料水中の各種化学物質の健康影響評価-健康に関する勧告集-、日本水道協会。

21.8 法規制等

(1) 規制対象物質の指定¹⁾

消防法: 危険物第4類第1石油類非水溶性液体(第2条)

高圧ガス取締法: 可燃性ガス・毒性ガス(一般高圧ガス保安規則第2条)

大気汚染防止法: 特定物質(第17条)

化審法: 3-1

労働安全衛生法: 危険物; 引火性のもの(施行令別表1)

特定化学物質等; 第2類物質(施行令別表3)

有害物質; 名称等を表示すべき有害物(施行令第18条)

危険物船舶運送及び貯蔵規則: 引火性液体類(第3条告示別表第5)

航空法: 引火性液体(施行規則第194条告示別表第3)

港則法: 危険物; 引火性液体類(施行規則第12条)

海洋汚染防止法: C類物質(施行令別表第1)

(2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会²⁾ 時間荷重平均値: 10 ppm (32 mg/m³) 1971年

天井値: 25 ppm (80 mg/m³)

(発がん性物質に指定)

米国 ACGIH³⁾ 時間荷重平均値: 10 ppm (32 mg/m³)

OSHA³⁾ 時間荷重平均値: 1 ppm (3 mg/m³)

	短時間暴露	: 5 ppm (15 mg/m ³)	
		(発がん性物質に指定)	
NIOSH ⁴⁾	時間加重平均値	: 0.1 ppm (0.32 mg/m ³)	
	天井値	: 1 ppm (3.2 mg/m ³)	
		(発がん性物質に指定)	
オーストラリア ⁵⁾	時間加重平均値	: 10 ppm (30 mg/m ³)	1978年
ベルギー ⁵⁾	時間加重平均値	: 10 ppm (30 mg/m ³)	1978年
チェコスロバキア ⁵⁾	時間加重平均値	: (50 mg/m ³)	1976年
	天井値	: (80 mg/m ³)	
フィンランド ⁵⁾	時間加重平均値	: 10 ppm (32 mg/m ³)	1975年
ハンガリー ⁵⁾	時間加重平均値	: (20 mg/m ³)	1974年
イタリア ⁵⁾	時間加重平均値	: 10 ppm (30 mg/m ³)	1978年
オランダ ⁵⁾	時間加重平均値	: 10 ppm (30 mg/m ³)	1978年
ポーランド ⁵⁾	天井値	: (30 mg/m ³)	1976年
ルーマニア ⁵⁾	最大値	: (50 mg/m ³)	1975年
スウェーデン ⁵⁾	時間加重平均値	: 5 ppm (15 mg/m ³)	1978年
	最大値	: 10 ppm (30 mg/m ³)	
スイス ⁵⁾	時間加重平均値	: 2 ppm (6.5 mg/m ³)	1978年
(旧)ソ連 ⁵⁾	天井値	: 1.5 ppm (5 mg/m ³)	1980年
ユーゴスラビア ⁵⁾	天井値	: 15 ppm (50 mg/m ³)	1971年

(3) 環境水水質基準⁶⁾

米国EPA (発がん性物質に指定)

人の健康保護に関する基準 (リスクレベル10⁻⁶)

水生生物及び飲料水経由の暴露: 0.00066 mg/L

水生生物経由のみの暴露: 0.04 mg/L

淡水生物に対する基準 急性毒性: 5.3 mg/L

海水生物に対する基準 急性毒性: 5.1 mg/L

慢性毒性: 0.7 mg/L

(4) 飲料水水質基準

WHO ガイドライン⁷⁾: 0.01 mg/L 1984年

米国EPA 最大汚染濃度目標値 (MCLG)⁸⁾: 0 mg/L 1985年

最大汚染濃度 (MCL)⁹⁾: 0.005 mg/L 1987年

(5) 発がん性評価

IARC¹⁰⁾: 1 (発がん性のあるもの)

米国EPA¹¹⁾: A (発がん性のあるもの)

参考文献

- 1) 化学工業日報社 (1992) 11892の化学商品.
- 2) 日本産業衛生学会 (1990) 許容濃度等の勧告 (1990)、平成2年4月5日、産業医学、Vol. 32、p. 381-423.
- 3) American Conference of Governmental Industrial Hygienists and U.S. Department of

- 4) Labor, Occupational Safety and Health Administration(1989) Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1989-1990, 29 CFR Part 1910, Air Contaminants, Final Rule. Fed. Reg. 54(12):2332-2983, January 19, 1989.
- 5) National Institute for Occupational Safety and Health(1988) NIOSH Recommendations for Occupational Safety and Health Standards 1988.
- 6) (社)日本水質汚濁研究協会 (1989) 昭和63年度環境庁委託業務結果報告書、地下水質保全対策調査-調査対象物質情報-、平成元年3月.
- 7) U.S. EPA(1987) Quality Criteria for Water 1986.
- 8) World Health Organization(1984) Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol.1, Recommendations.
- 9) U.S. EPA(1985) 40 CFR Parts 141 and 142 National Primary Drinking Water Regulations; Volatile Synthetic Organic Chemicals; Final Rule and Proposed Rule. Fed. Reg. 50(219):46880-47022, November 13, 1985.
- 10) U.S. EPA(1987) 40 CFR Parts 141 and 142 National Primary Drinking Water Regulations-Synthetic Organic Chemicals; Monitoring for Unregulated Contaminants; Final Rule. Fed. Reg. 52(130):25690-25717, July 8, 1987.
- 11) International Agency for Research on Cancer(1987) IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Supplement 7.
- 12) U.S. EPA(1990) Drinking Water Regulations and Health Advisories, April 1990.