

清涼飲料水評価書（案）

ベンゼン

2008年9月

食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会

目 次

・ 審議の経緯	・・・ 2
・ 食品安全委員会委員名簿	・・・ 2
・ 食品安全委員会汚染物質・化学物質専門調査会 合同ワーキンググループ専門委員名簿	・・・ 2
・ 食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会専門委員名簿	・・・ 3
・ 要約	・・・ 4
I. 評価対象物質の概要	・・・ 5
1. 用途	・・・ 5
2. 一般名	・・・ 5
3. 化学名	・・・ 5
4. 分子式	・・・ 5
5. 分子量	・・・ 5
6. 構造式	・・・ 5
7. 物理化学的性状	・・・ 5
8. 現行規制等	・・・ 6
II. 安全性に係る知見の概要	・・・ 6
1. 毒性に関する科学的知見	・・・ 6
2. 国際機関等の評価	・・・ 20
3. 暴露状況	・・・ 26
III. 食品健康影響評価	・・・ 27
・ 本評価書で使用した略号一覧	・・・ 31
・ 参照	・・・ 32

＜審議の経緯＞

2003年7月1日	厚生労働大臣より清涼飲料水中のベンゼンの規格基準改正に係る食品健康影響評価について要請、関係書類の接受
2003年7月18日	第3回食品安全委員会（要請事項説明）
2007年7月3日	第5回汚染物質・化学物質専門調査会合同ワーキンググループ
2007年10月22日	第1回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2008年7月18日	第2回化学物質・汚染物質専門調査会清涼飲料水部会
2008年9月2日	第4回化学物質・汚染物質専門調査会幹事会

＜食品安全委員会委員名簿＞

(2006年6月30日まで)	(2006年12月20日まで)	(2006年12月21日から)
寺田雅昭（委員長）	寺田雅昭（委員長）	見上 彪（委員長）
寺尾允男（委員長代理）	見上 彪（委員長代理）	小泉直子（委員長代理*）
小泉直子	小泉直子	長尾 拓
坂本元子	長尾 拓	野村一正
中村靖彦	野村一正	畑江敬子
本間清一	畑江敬子	廣瀬雅雄**
見上 彪	本間清一	本間清一

*:2007年2月1日から
**:2007年4月1日から

＜食品安全委員会汚染物質・化学物質専門調査会合同ワーキンググループ
専門委員名簿＞

(2007年3月31日まで)	(2007年9月30日まで)
汚染物質専門調査会	汚染物質専門調査会
安藤 正典	安藤 正典
佐藤 洋（座長）	佐藤 洋（座長）
千葉 百子	千葉 百子
広瀬 明彦	広瀬 明彦
前川 昭彦	前川 昭彦
化学物質専門調査会	化学物質専門調査会
太田 敏博	太田 敏博
立松 正衛（座長代理）	渋谷 淳
廣瀬 雅雄	立松 正衛（座長代理）

<食品安全委員会化学物質・汚染物質専門調査会専門委員名簿>

(2007年10月1日から)

佐藤 洋 (座長)

立松正衛 (座長代理)

阿部宏喜

安藤正典*

井口 弘

圓藤吟史*

圓藤陽子*

太田敏博*

大前和幸

奥田晴宏

香山不二雄

川村 孝

河野公一

佐々木久美子

渋谷 淳*

千葉百子**

津金昌一郎

遠山千春*

永沼 章

長谷川隆一**

広瀬明彦*

前川昭彦*

安井明美

鱒渕英機

※：幹事会

*：清涼飲料水部会

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29

要 約

清涼飲料水の規格基準改正に係る化学物質として、ベンゼンの食品健康影響評価を行った。

評価に供した試験成績は、急性毒性試験（マウス、ラット）、亜急性毒性試験（マウス、ラット）、慢性毒性試験及び発がん性試験（マウス、ラット）、免疫毒性試験（マウス）、生殖・発生毒性試験（マウス、ラット）、遺伝毒性試験等である。

ベンゼンは、遺伝子突然変異を指標にした試験では変異原性を示さなかったが、ヒトを含むほ乳類細胞における染色体異常誘発を指標にした試験では、*in vitro* 及び *in vivo* 試験のいずれも陽性であり、ベンゼンの発がん性に対しては遺伝毒性の関与が疑われた。

ベンゼンの非発がん毒性に関する耐容一日摂取量（TDI）は、ラット及びマウスの白血球及びリンパ球数の減少が見られた LOAEL18 mg/kg 体重/日を根拠とし、不確実係数 1,000（種差・個体差各 10, LOAEL 使用 10）を適用して 18 µg/kg 体重/日となった。

発がん性については、ラット及びマウスの経口投与試験において、様々ながんの発生率増加が見られた。一方、ヒトにおいて、工場でベンゼンに暴露された労働者に、明らかな白血病（主として AML：急性骨髄性白血病）のリスクの増加が報告されるとともに、他の多くの職業暴露における疫学研究から、ヒトに対して発がん物質であることが知られている。IARC ではグループ 1 に分類している。

上記のことから、ベンゼンは、遺伝毒性が関与すると判断される発がん物質である。ベンゼンの吸入職業暴露における白血病データに基づいた線形外挿法を用いた用量-反応評価の結果、当該物質の発がんユニットリスク（体重 1kg あたり 1mg/日の用量で生涯にわたり経口暴露した時、この暴露に関係して白血病の生じる発がんリスク）は $2.5 \times 10^{-2}/(\text{mg/kg 体重/日})$ となった。

以上、非発がん毒性を指標とした場合の TDI を 18 µg/kg 体重/日、発がん性を指標とした場合の発がんユニットリスクを $2.5 \times 10^{-2}/(\text{mg/kg 体重/日})$ と設定した。

1 I. 評価対象物質の概要

2 1. 用途

3 合成原料としての染料、合成ゴム、合成洗剤、有機顔料等 (H4 専門委員会
4 報告)

5 純ベンゼン=合成原料として染料、合成ゴム、合成洗剤、有機顔料、有機ゴム
6 薬品、医薬品、香料、合成繊維 (ナイロン)、合成樹脂 (ポリスチレン、フェ
7 ノール、ポリエステル)、食品 (コハク酸、ズルチン)、農薬 (2,4-D、クロル
8 ピクリンなど)、可塑剤、写真薬品、爆薬 (ピクリン酸)、防虫剤 (パラジクロ
9 ロベンゼン)、防腐剤 (PCP)、絶縁油 (PCD)、熱媒

10 溶剤級ベンゼン=塗料、農薬、医薬品など一般溶剤、油脂、抽出剤、石油精
11 製など、その他アルコール変性用 (参照 1)

12
13 2. 一般名

14 ベンゼン

15
16 3. 化学名

17 IUPAC

18 和名 : ベンゼン

19 英名 : benzene

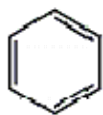
20 CAS No. : 71-43-2

21
22 4. 分子式

23 C_6H_6

24
25 5. 分子量

26 78.1

27
28 6. 構造式

36 7. 物理化学的性状

36 物理的性状 : 無色の液体

37 融点 (°C) : 5.5

38 沸点 (°C) : 80.1

39 比重 (水=1) : 0.88

40 水への溶解性 : (水溶解度 1800mg/L (25°C))

1 水オクタノール分配係数 (log Pow) : 2.13

2 蒸気圧 (kPa (26.1°C)) : 13.3

3 4 8. 現行規制等

5 (1) 法令の規制値等

6 水質基準値 (mg/L) : 0.01

7 環境基準値 (mg/L) : 0.01

8 その他の基準 : 給水装置の構造及び材質の基準 0.001 mg/L

9 労働安全衛生法 (作業環境評価基準) 1 ppm

10 ※労働安全衛生法において、ベンゼンを5%以上含有するゴム糊につ
11 いて、製造等が禁止される有害物質等に指定されている。

12 13 (2) 諸外国等の水質基準値またはガイドライン値

14 WHO (mg/L) : 0.01 (第3版)

15 EU (mg/L) : 0.001

16 U.S. EPA (mg/L) : 0.005 (Maximum Contaminant Level)

17 欧州大気質ガイドライン (参照2) : 指針値 6×10^{-6} ($\mu\text{g}/\text{cm}^3$) 生涯

18 19 20 II. 安全性に係る知見の概要

21 1. 毒性に関する科学的知見

22 WHO 飲料水水質ガイドライン、EPA/IRIS のリスト、ATSDR の毒性学的プ
23 ロファイル、IARC のモノグラフ、WHO IPCS 等を基に、毒性に関する主な科学
24 的知見を整理した (参照3~10)。

25 26 (1) 体内動態

27 ①吸収・分布

28 ベンゼンは、吸入暴露後速やかに、30~50%が吸収される。動物実験では、
29 ベンゼンを経口投与すると100%が消化管から吸収される。経皮吸収されるのは
30 1%以下である。吸収されると、ベンゼンは暴露経路にかかわらず全身に広く行
31 きわたる。暴露がなくなると、体内のベンゼン濃度は急速に減少する。体内へ
32 の取り込み後、脂肪組織中のベンゼン代謝物の濃度はかなり高い (参照3)。

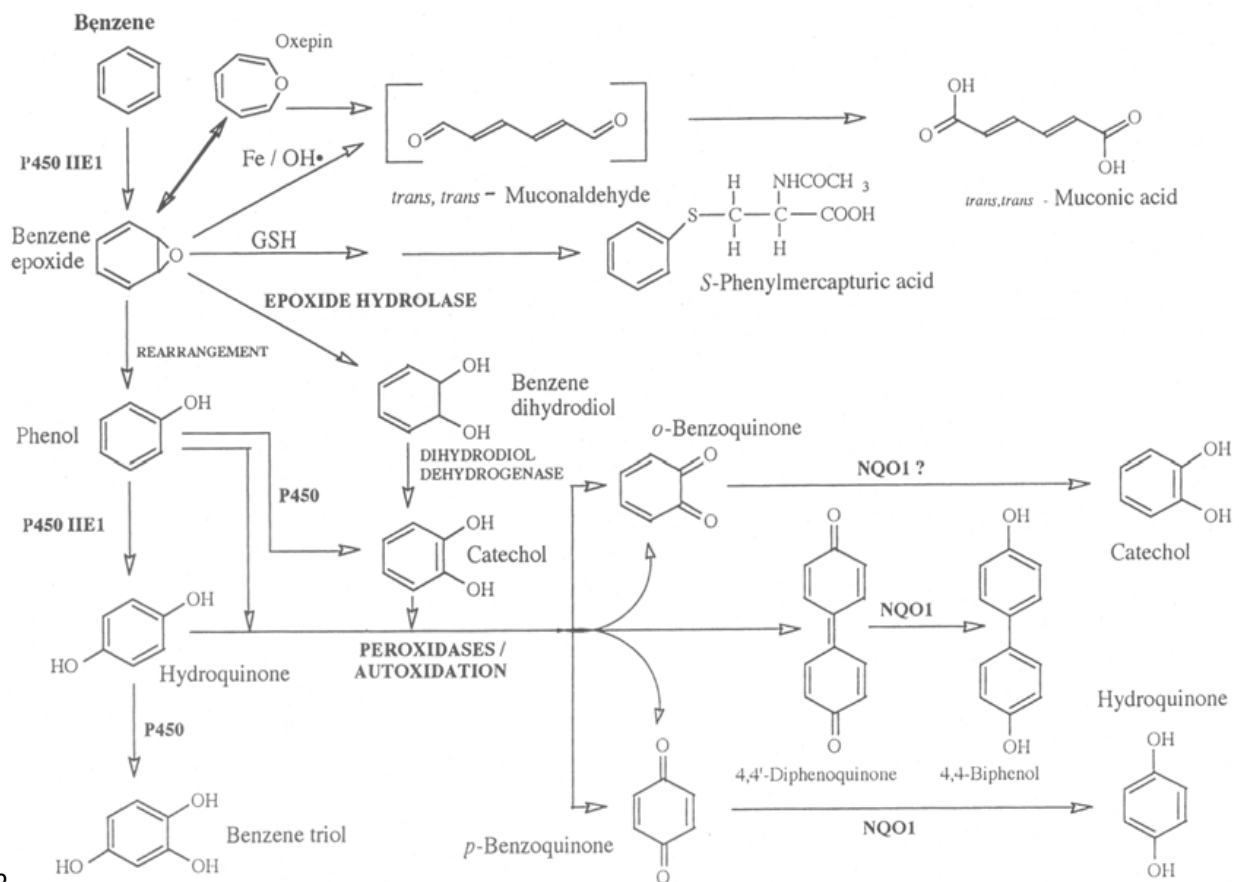
33 34 ②代謝・排泄

35 吸収されたベンゼンの代謝及び排泄は、実験動物とヒトとで同じ経路をとる
36 ことが明らかにされている。ベンゼンはそのほとんどが、主に肝臓中の混合機
37 能オキシダーゼ系によってフェノールに変化する (骨髄でも同様の変化が起こ
38 る)。1回の投与量の12~14% (実験動物では50%まで) のベンゼンがそのま
39 ま呼気により排泄される。尿にはわずかの未変化体が排泄され、残りは抱合体
40 化フェノールとして排泄される (参照3)。

1 ベンゼンの代謝過程については多くの研究が行われており、未変化のまま呼
 2 気や尿中に排泄される以外に、いくつかの代謝経路が見出されている。しかし、
 3 それぞれの代謝物の毒性や作用の詳細に関しては未解明の点が多い(参照 9,11)。

4 ベンゼンの主要代謝物はフェノールである。肝臓の酸化酵素の作用によって、
 5 エポキシ化合物のベンゼンオキシドを経てフェノールが生成する。フェノール
 6 の大部分はグルクロニド、あるいは硫酸との抱合体となって尿中に排泄され、
 7 これがベンゼンの主要な解毒過程と考えられている。フェノールの一部は、ヒ
 8 ドロキノンとカテコールとに変化する。ベンゼンの一部は、ベンゼンエポキシ
 9 ドを経て開環し、ムコンアルデヒドを経てムコン酸となる(参照 11)。

10 現在、ベンゼンによる骨髄障害等の有害作用は、フェノールとヒドロキノン、
 11 ムコンアルデヒド、またはカテコールとの相互作用に起因するとされている(参
 12 照 6)。



13 図 ベンゼンの代謝経路 (参照 5 (Source: Ross 2000))

14 (2) 実験動物等への影響

15 ①急性毒性試験

16 ベンゼンの急性毒性は弱い。経口投与によるマウスとラットの LD₅₀ は、1~
 17 18 10 g/kg である。吸入暴露 2.8 時間での LC₅₀ は 15~60 g/m³ である (参照 3)。

19 ②亜急性毒性試験

1 a. 17 週間亜急性毒性試験 (マウス)

2 B6C3F₁ マウス (雌雄、各投与群 10 匹) におけるベンゼン (0、25、50、100、
3 200、400、600 mg/kg 体重/日、溶媒：コーンオイル) の 17 週間 (週 5 日) の
4 強制経口投与試験を行った。17 週間の試験終了時に、血液学的検査 (各投与
5 群 5 匹) を実施するとともに、剖検し、病理組織学的検査も行った。また、0、
6 200、600 mg/kg 体重/日投与群においては、各投与群 5 匹を追加し 60 日間投
7 与後、血液学的検査を実施するとともに、剖検し、病理組織学的検査を行った。
8 各投与群で認められた毒性所見を表 1 に示す。

9 ベンゼン投与と関連する死亡例はなかった。100 mg/kg 体重/日以上 of 投与群
10 で、雌雄の最終体重が対照群の 4~10%減少した。400 mg/kg 以上の投与群の
11 雌雄において、振戦が断続的に認められた。200 または 600 mg/kg の 60 日間
12 の投与において、雌雄いずれにも白血球減少及びリンパ球減少は認められな
13 かった。120 日後には、50 mg/kg 以上の投与群の雄、400 mg/kg 以上の投与群
14 の雌で、有意な白血球減少及びリンパ球減少 ($p < 0.05$) が認められた (400
15 mg/kg 投与群の雌ではリンパ球減少のみ) (参照 12)。

16 なお、EPA では、17 週間強制経口投与した雄で、血液学的影響の NOAEL
17 を 25 mg/kg (週 7 日換算：18 mg/kg 体重/日)、LOAEL を 50 mg/kg (週 7 日
18 換算：36 mg/kg 体重/日) としている。雌では、血液学的影響の NOAEL を 200
19 mg/kg (週 7 日換算：143 mg/kg 体重/日)、LOAEL を 400 mg/kg (週 7 日換
20 算：286 mg/kg 体重/日) としている (参照 5)。
21

表 1 マウス 17 週間亜急性毒性試験

投与群	雄	雌
600 mg/kg 体重/日	断続的振戦	白血球減少
400 mg/kg 体重/日以上		断続的振戦、リンパ球の減少
100mg/kg 体重/日以上	最終体重減少	最終体重減少
50 mg/kg 体重/日以上	白血球及びリンパ球の減少	毒性所見なし
25 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	

22
23
24 b. 17 週間亜急性毒性試験 (ラット)

25 F344 ラット (雌雄、各投与群 10 匹) におけるベンゼン (0、25、50、100、
26 200、400、600 mg/kg 体重/日、溶媒：コーンオイル) の 17 週間 (週 5 日) の
27 強制経口投与試験を行った。17 週間の試験終了時に、血液学的検査 (各投与
28 群 5 匹) を実施するとともに、剖検し、病理組織学的検査も行った。また、0、
29 200、600 mg/kg 体重/日投与群においては、各投与群 5 匹を追加し 60 日間投
30 与後、血液学的検査を実施するとともに、剖検し、病理組織学的検査を行った。
31 各投与群で認められた毒性所見を表 2 に示す。

32 ベンゼン投与と関連する死亡例はなかった。200 mg/kg 以上の投与群では、
33 雌雄の最終体重が対照群を 10%以上下回った。200 または 600 mg/kg の 60 日
34 間の投与において雌雄に有意な白血球減少及びリンパ球減少 ($p < 0.05$) が認
35 められた。投与 120 日目に、25 mg/kg 以上の投与群の雌で、有意な白血球減

1 少及びリンパ球減少が認められ、400 mg/kg の雄では有意なリンパ球減少が観
 2 察された。600 mg/kg 投与群の 60 日及び 120 日間投与時には、雌雄の脾臓中
 3 の B 細胞リンパ球枯渇が全例に認められた。600 mg/kg 投与群の 120 日間投
 4 与時の雄 5 匹中 4 匹、雌 5 匹中 3 匹において、脾臓での造血（髄外造血）が増
 5 加した（参照 12）。

6 なお、EPA では、17 週間の強制経口投与後の血液学的影響について、雌に
 7 おける LOAEL を 25 mg/kg（週 7 日換算：18 mg/kg 体重/日）、雄における
 8 LOAEL を 200 mg/kg（週 7 日換算：143 mg/kg 体重/日）とした（参照 5）。

表 2 ラット 17 週間亜急性毒性試験

投与群	雄	雌
600 mg/kg 体重/日	脾臓中リンパ球枯渇、脾臓造血増加	白血球減少、脾臓中リンパ球枯渇、脾臓造血増加
200 mg/kg 体重/日以上	最終体重減少、白血球及びリンパ球の減少	最終体重減少
25 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	白血球及びリンパ球の減少

10 c. 6 ヶ月間亜急性毒性試験（ラット）

11
 12 Wistar ラット（雌、各投与群 10 匹）におけるベンゼン（0、1、10、50、
 13 100 mg/kg 体重/日、溶媒：オリーブ油）の 6 ヶ月間（週 5 日）強制経口投与
 14 試験を行った。死亡、一般状態、体重、臓器重量、血液学的検査、血液生化学
 15 検査、骨髄について測定・観察し、病理組織学的検査は、肺、心臓、肝臓、腎
 16 臓、脾臓、精巣、副腎、膵臓について行った。各投与群で認められた毒性所見
 17 を表 3 に示す。

18
 19 10 mg/kg 体重/日投与群で白血球減少がわずかに認められ、50mg/kg 体重/
 20 日以上の投与群では、赤血球減少及び白血球減少が認められた。1mg/kg 体重/
 21 日投与群に影響はなかった（参照 13）。定量データ及び統計解析は報告されて
 22 いない（参照 5）。

23 この試験で確認された血液への影響に関する NOAEL は 1.0（週 7 日換算：
 24 0.7 mg/kg 体重/日）、LOAEL は 10mg/kg 体重/日（週 7 日換算：7.1 mg/kg 体
 25 重/日）であった（参照 13,5）。

表 3 ラット 6 ヶ月間亜急性毒性試験

投与群	雌
50 mg/kg 体重/日	赤血球減少
10 mg/kg 体重/日以上	白血球減少
1 mg/kg 体重/日	毒性所見なし

27 ③慢性毒性試験及び発がん性試験

28 a. 103 週間慢性毒性／発がん性併合試験（マウス）

29 B6C3F₁ マウス（雌雄、各投与群 60 匹）におけるベンゼン（0、25、50、
 30
 31

1 100 mg/kg 体重/日、溶媒：コーンオイル) の103 週間 (週 5 日) の強制経口
2 投与試験を行った。各投与群で認められた毒性所見を表 4 に示す。

3 雌雄とも、用量が増えるに従って生存率が低下し、高用量群では低下が有意
4 ($p < 0.05$) であった。雌雄の高用量群における 103 週目の体重は、対照群に
5 比べて雄で 81%、雌で 85%であった。雄では、白血球の有意な減少が、高用
6 量群で、投与開始 3、6、9、12、15、18 ヶ月後に、中用量群で、投与開始 3、
7 6、9、12、15、18、21 ヶ月後に認められたが、低用量群では、白血球数の減
8 少が認められたのは 6 及び 21 ヶ月後のみであった。雌では、白血球の減少が
9 認められたのは 12 及び 18 ヶ月後だけであったが、いずれにおいても、全投与
10 群で有意であった。50 及び 100 mg/kg 投与群の 3、6、9、12、15、18、21
11 ヶ月後に、雄で有意なリンパ球減少が認められたが、25 mg/kg 投与群の雄で
12 は、リンパ球の有意な減少が認められたのは 12 ヶ月後のみであった。雌の場
13 合、25 mg/kg 以上の投与群で 12、18 ヶ月後に、また、3 ヶ月後の 100 mg/kg
14 投与群、15 ヶ月後の 50 mg/kg 投与群で、有意なリンパ球減少が認められた。
15 骨髄造血の増加が 0、25、50、100 mg/kg 投与群の雄 0/49、11/48、10/50、25/49
16 匹で、雌 3/49、14/45、8/50、13/49 匹で認められた。脾臓造血の増加が 0、25、
17 50、100 mg/kg 投与群の雄 5/49、9/48、19/49、24/47 匹で、雌 9/49、10/45、
18 6/50、14/49 匹で観察された。雌において、ベンゼン投与群すべてで卵巣の胚
19 上皮過形成の発生率が高く (12/47、39/44、31/49、29/48)、下位 2 つの用量
20 において卵巣の老齢性萎縮の発生率が高かった (15/47、35/44、32/49、22/48)
21 (参照 12,14)。

22 なお、EPA では、この試験における LOAEL を白血球減少及びリンパ球減
23 少について 25 mg/kg (週 7 日換算 ; 18 mg/kg 体重/日) とした。この LOAEL
24 は試験した最低用量であり、NOAEL は確認できなかったとした (参照 5)。

25 また、発がん性については、雄のベンゼン投与群で、Zymbal 腺の扁平上皮
26 がん (0/43、1/34、4/40、21/39)、悪性リンパ腫 (4/49、9/48、9/50、15/49)、肺/
27 気管支腺腫、腺がんまたはその併発 (10/49、16/48、19/50、21/49)、ハーダー腺
28 腺腫 (0/49、9/46、13/49、11/48)、包皮腺の扁平上皮がん (0/21、3/28、18/29、
29 28/35) 発生頻度の上昇が認められた。雌のベンゼン投与群で、Zymbal 腺の
30 扁平上皮がん (0/43、0/32、1/37、3/31)、悪性リンパ腫 (15/49、24/45、24/50、
31 20/49)、卵巣における良性あるいは悪性の顆粒膜細胞腫 (1/47、1/44、6/49、
32 8/48)、乳腺がん (0/49、2/45、5/50、10/49)、肺/気管支での腺腫、腺がんまた
33 はその併発 (4/49、5/42、10/50、13/49) の発生頻度の上昇が認められた (参照
34 12,14)。
35

表4 マウス 103 週間慢性毒性／発がん性併合試験

投与群	雄	雌
100 mg/kg 体重/日	生存率低下、体重減少	生存率低下、体重減少、Zymbal 腺の扁平上皮がん発生率増加
50 mg/kg 体重/日以上	Zymbal 腺の扁平上皮がん包皮腺の扁平上皮がん及び肺／気管支での腺腫、腺がんまたはその併発の発生率増加	卵巣における顆粒膜細胞腫・乳腺がん及び肺／気管支での腺腫、腺がんまたはその併発の発生率増加
25 mg/kg 体重/日以上	白血球及びリンパ球の減少、骨髓造血増加、悪性リンパ腫及びハーダー腺腺腫の発生率増加	白血球及びリンパ球の減少、骨髓造血増加、卵巣の胚上皮過形成の発生率増加、悪性リンパ腫の発生率の増加

b. 103 週間慢性毒性／発がん性併合試験（ラット）

F344 ラット（雌雄、各投与群 60 匹）におけるベンゼン（雄 0、50、100、200 mg/kg 体重/日、雌 0、25、50、100 mg/kg 体重/日、溶媒：コーンオイル）の 103 週間（週 5 日）の強制経口投与試験を行った。投与群で認められた毒性所見を表 5 に示す。

生存率が用量依存的に低下し、雄の高用量群ならびに雌の中用量以上の投与群では、低下が有意（ $p < 0.05$ ）であった。中用量以上の投与群の雄で、体重が対照群に比べて減少した。低用量以上の投与群で 3、6、9、12 ヶ月投与した雌では、用量依存性の有意な白血球減少が認められた。投与開始後 15、18、21、24 ヶ月の白血球レベルは対照群と同程度であった。雄では、低用量以上の投与群で用量依存性の有意な白血球減少が認められた。対照群の雄 0/44 匹、低用量群の 4/42 匹、中用量群の 8/41 匹、高用量群の 10/34 匹で、胸腺におけるリンパ球枯渇が観察された。脾臓では、雌雄において、リンパ球枯渇が観察された（対照群：雄 0/49 匹、雌 0/50 匹、低用量群：雄 19/48 匹、雌 11/50、中用量群：雄 8/47 匹、雌 8/49、高用量群：雄 23/47 匹、雌 10/49）（参照 12,14）。

なお、EPA では、雌においては、白血球減少及びリンパ球減少について LOAEL を 25 mg/kg（週 7 日換算：18 mg/kg 体重/日）、雄においては、50 mg/kg（週 7 日換算：36 mg/kg 体重/日）とし、これらは試験した最低用量であり、NOAEL は確認できなかったとしている（参照 5）。

また、発がん性について、雄のベンゼン投与群で、Zymbal 腺がん（2/32、6/46、10/42、17/42）、口腔部の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がん（1/50、9/50、16/50、19/50）、皮膚の扁平上皮乳頭腫（0/50、2/50、1/50、5/50）及び扁平上皮がん（0/50、5/50、3/50、8/50）の発生頻度の上昇が認められた。雌のベンゼン投与群で、Zymbal 腺がん（0/45、5/40、5/44、14/46）、口腔部の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がん（1/50、5/50、12/50、9/50）の発生頻度の上昇が認められた（参照 12,14）。

表5 ラット103週間慢性毒性/発がん性併合試験

投与群	雄	雌
200 mg/kg 体重/日	生存率低下、皮膚の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がんの発生率増加	—
100 mg/kg 体重/日	体重減少、Zymbal 腺がん	生存率低下
50 mg/kg 体重/日	白血球減少、胸腺リンパ球枯渇、脾臓リンパ球枯渇、口腔部の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がんの発生率増加	
25 mg/kg 体重/日	—	白血球減少、脾臓リンパ球枯渇、Zymbal 腺がん・口腔部の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がんの発生率増加

c. 104週間慢性毒性/発がん性併合試験（ラット）

Sprague-Dawley ラット（雌雄、各投与群 40 匹、7 週齢）におけるベンゼン（0、500 mg/kg 体重、溶媒：オリーブ油）の 104 週間（週 4～5 日）強制経口投与試験を行い、死亡するまで観察した。投与群で認められた毒性所見を表 6 に示す。

500 mg/kg 投与群の 92 週間までの死亡率は対照群と同様であった。体重は対照群に比べて少なく推移した。500 mg/kg 投与群の 84 週間投与後では、総赤血球 (RBCs)、白血球 (WBC) 及びリンパ球の減少が観察された (参照 15,16)。

なお、EPA では、これらの試験から LOAEL 及び NOAEL を決定するには、情報が不十分であるとしている (参照 5)。

また、発がん性については、Zymbal 腺がん（雌雄計：対照群 1/94、500 mg 投与群 34/79）の発生の増加がみられ、また、この種のラットに稀である口腔がん（雌雄計：0/94、41/78）が認められた (参照 16)。

表6 ラット104週間慢性毒性/発がん性併合試験

投与群	雄	雌
500 mg/kg 体重/日	総赤血球・白血球及びリンパ球の減少、Zymbal 腺がん及び口腔がんの発生率増加	総赤血球・白血球及びリンパ球の減少、Zymbal 腺がん及び口腔がんの発生率増加

d. 52週間発がん性試験（ラット）

Sprague-Dawley ラット（雌雄、各投与群 30～35 匹、13 週齢）におけるベンゼン（0、50、250 mg/kg 体重、溶媒：オリーブ油）の 52 週間（週 4～5 日）強制経口投与試験を行い、その後、死亡まで観察した。各投与群で認められた毒性所見を表 7 に示す。

ベンゼン投与群で、Zymbal 腺がん（雌：対照群 0/30、50 mg/kg 体重投与群 2/30、250 mg/kg 体重投与群 8/32）、白血病（雌雄計：1/58、2/58、5/65）及び乳腺がん（雌：3/30、4/30、7/32）の増加が用量依存的に認められた。さらに 250

1 mg/kg 体重投与群の雌では、口腔がん (0/30、0/30、2/32) が認められた (参照
2 15,16)。

3 表7 ラット 52 週間発がん性試験

投与群	雄	雌
250 mg/kg 体重/日	白血病の発生率増加	口腔がんの発生率増加
50 mg/kg 体重/日以上		Zymbal 腺がん・白血病及び乳腺がんの発生率増加

4
5
6 ④免疫毒性試験

7 28 日間免疫毒性試験 (マウス)

8 CD-1 マウス (雄、各投与群 5 匹) におけるベンゼン (目標用量:0、40、200、
9 1,000 mg/L。検体摂取量 0、8、40、180 mg/kg 体重/日) の 28 日間飲水投与
10 試験が行われた。各投与群で認められた毒性所見を表 8 に示す。

11 脾臓の比重量の減少及び腎臓の比重量の増加が用量依存的に認められ、高用
12 量群で有意であった。また、血液学的検査では、白血球、リンパ球、赤血球数
13 等でも、全ての投与群で、有意な減少が認められた。B 細胞及び T 細胞マイト
14 ジェンに対する脾臓でのリンパ球増殖は、低用量群では亢進し、中用量以上の
15 投与群では抑制されるという二相性の反応を示した。ヒツジ赤血球 (SRBC)
16 での抗体産生能の検査では、中用量以上の投与群で有意な抗体産生能力の低下
17 が認められた。ベンゼンの経口投与による各所見から、免疫系 (細胞性免疫及
18 び体液性免疫) への影響が認められた (参照 17)。

19 なお、EPA では、この試験における雄マウスの免疫系及び血球系への影響
20 に関し、LOAEL を 8 mg/kg 体重/日 (試験した最低用量) とし、NOAEL は
21 決定しなかった (参照 5)。

22 表8 マウス 28 日間免疫毒性試験

投与群	雄
飲水濃度 1,000 mg/L (検体摂取量 180 mg/kg 体重/日)	脾臓の比重量の減少、腎臓の比重量の増加
飲水濃度 200 mg/L 以上 (検体摂取量 40 mg/kg 体重/日)	抗体産生能低下
飲水濃度 40 mg/L 以上 (検体摂取量 8 mg/kg 体重/日)	白血球・リンパ球及び赤血球減少

23
24
25 ⑤生殖・発生毒性試験

26 a. 発生毒性試験 (マウス)

27 発生毒性のスクリーニングとして Chernoff/Kavlock アッセイの有効性を評
28 価するため、発生毒性を有すると思われる既知及び未知の化学物質 54 種と共

1 に、ベンゼンを調べた。ICR/SIM マウス（雌 30 匹）にベンゼン（1,300mg/kg
2 体重/日、溶媒：コーンオイル）の妊娠 8～12 日に強制経口投与し、その後母
3 動物に出産させた。母動物毒性は、体重、死亡、その他明らかな毒性症状をエン
4 ドポイントとして評価した。投与群で認められた毒性所見を表 9 に示す。

5 ベンゼンは母動物の体重には影響を及ぼさなかったが、生後 1 及び 3 日目
6 における出生児体重は有意に低値であった（ $p < 0.05$ ）（参照 18）。

7 この試験は 1 用量だけを用いたスクリーニング試験であり、用量反応につい
8 ては情報がない。しかし、母動物に毒性影響が認められなくても、胎児への毒
9 性影響があり得ることを示している（参照 5）。

表 9 マウス発生毒性試験

投与群	親	児
250 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	出生児体重減少

11 b. 発生毒性試験（ラット）

12 Sprague-Dawley ラット（雌各投与群 20～22 匹）におけるベンゼン（0、50、
13 250、500、1,000 mg/kg 体重/日）の妊娠 6～15 日の強制経口投与試験を行っ
14 た。各投与群で認められた毒性所見を表 10 に示す。

15 母動物の死亡が、50 mg/kg 体重/日投与群に 2 例、250 mg/kg 体重/日投与群
16 に 1 例認められたが、用量依存性はなかった。対照群と比べて投与群の母動物
17 での有意な所見は、250 mg/kg 体重/日以上投与群における摂餌量の減少、
18 500 mg/kg 体重/日以上投与群における体重減少、体重増加抑制、1,000 mg/kg
19 体重/日投与群における脱毛の発生率の上昇であった（ $p < 0.05$ ）。発生毒性は
20 500 mg/kg 体重/日以上投与群における胎児体重の減少に限られていた（ $p <$
21 0.05 ）（参照 19）。

22 胎児の検査は外表奇形についてだけ実施し、骨格及び内臓奇形の検査は行わ
23 なかった（参照 5）。

24 なお、EPA では、母動物毒性の NOAEL を 50 mg/kg 体重/日、LOAEL を
25 250 mg/kg 体重/日、発生毒性の NOAEL を 250 mg/kg 体重/日、LOAEL を
26 500 mg/kg 体重/日とした（参照 5）。

表 10 ラット発生毒性試験

投与群	親	児
1,000 mg/kg 体重/日	脱毛発生率の上昇	胎児体重減少
500 mg/kg 体重/日以上	体重減少、体重増加抑制	
250 mg/kg 体重/日以上	摂餌量の減少	毒性所見なし
50 mg/kg 体重/日	毒性所見なし	

30 ⑥遺伝毒性試験

31 ベンゼンは、細菌、酵母を用いた変異原性試験、キイロショウジョウバエを用
32

いた伴性劣性致死突然変異試験、培養細胞を用いた突然変異試験では、変異原性を示さなかった。一方、ヒトを含むほ乳類細胞における染色体異常誘発を指標にした試験では、*in vitro* 及び *in vivo* のいずれも陽性であった。ベンゼンの染色体異常誘発性の一部は、水酸化代謝物によるものである。ベンゼンとその代謝物は細胞分裂における紡錘体の形成を阻害する可能性がある。DNA への直接の作用はないと考えられているが、核酸とベンゼンが結合するという報告もある (参照 3)。

Whysner ら (参照 20) による、最近までのベンゼンの遺伝毒性試験のレビューから、結果のまとめを表 11~14 に示す。細菌を用いた復帰突然変異試験は陰性である。一方、げっ歯類を用いた染色体異常試験 (小核試験) ではほとんどが陽性である。

表 11 ベンゼンの細菌及び酵母細胞での復帰突然変異試験結果 (参照 20)

試験	対象	陽性(弱い陽性)/試験数	
		代謝活性化なし	代謝活性化あり
復帰突然変異試験	<i>S. typhimurium</i> TA97	0/4	0/4
	<i>S. typhimurium</i> TA98	0/13	0/17
	<i>S. typhimurium</i> TA100	0/14	0/15
	<i>S. typhimurium</i> TA102	0/2	0/2
	<i>S. typhimurium</i> TA104		0/1
	<i>S. typhimurium</i> TA1535	0/10	1/10
	<i>S. typhimurium</i> TA1536	0/1	0/1
	<i>S. typhimurium</i> TA1537	0/9	0/9
	<i>S. typhimurium</i> TA1538	0/7	0/7
	その他の菌株 ^a	1(1)/14	2(2)/14
結果合計		1(1)/74	3(2)/80

a *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Saccharomyces cerevisiae*, *V. fischeri*, and *S. typhimurium* strains C3076, D3052, and G46.

表 12 ベンゼンのげっ歯類 *in vivo* 遺伝毒性試験結果 (参照 20)

試験	対象	結果		
		+	(+)	-
小核試験	げっ歯類	59	1	5
染色体異常試験	げっ歯類	18		2
異数性試験	げっ歯類	2		
SCE 試験	げっ歯類	3	4	
DNA 損傷/ 一本鎖, 二本鎖切断試験	げっ歯類	5		4
突然変異試験	トランスジェニックマウス	2		

+陽性, (+)弱い陽性、または試験の信頼性に疑問のある陽性, -陰性.

表 13 ベンゼンのヒトと動物における *in vitro* 遺伝毒性結果比較まとめ (参照 20)

試験	結果 ^a	
	ヒト	ヒト以外
小核試験		0/1
染色体異常試験	5/6	1/7
異数性試験		2/4
SCE 試験	1/5	0/7
DNA 損傷/ 一本鎖,二本鎖切断試験	1/2	1/8
UDS 試験	0/2 ^b	1/5
ほ乳類遺伝子突然変異試験	1/1	2(1)/13

a “陽性結果試験数(弱い陽性結果試験数)/全試験数”(結論なしまたはあいまいな結果を含む)
b 液体シンチレーションカウンターによる測定

1
2表 14 ベンゼンのヒトと動物における *in vivo* 遺伝毒性結果比較まとめ (参照 20)

試験	結果 ^a		
	ヒト	ヒト >1 ppm ^b	動物
小核試験	2/7	2/2	59(1)/65
染色体異常試験	15(2)/22	13(1)/18	18/20
異数性試験	5/7	5/6	2/2
SCE 試験	5/14	5/11	3(4)/7
DNA 損傷/ 一本鎖,二本鎖切断	3/4	1/1	5/9

a 陽性結果試験数(弱い陽性結果試験数)/全試験数.

b ベンゼン暴露濃度が 1 ppm を超える群を含む研究についての集計.

3
4
5

6 (3) ヒトへの影響

7 ベンゼンは、職業暴露における多数の疫学研究の証拠から、ヒトに対し発がん
8 物質であることが知られている。化学工場、靴工場、製油所でベンゼンに暴露さ
9 れた労働者に、白血病（主として AML：急性骨髄性白血病）のリスクの明らか
10 な増加が報告されている（参照 6）。

11
12 Aksoy ら（参照 21）は、トルコ・イスタンブールの靴工場で働く労働者 28,500
13 人におけるベンゼン暴露の影響を報告している。労働者の平均雇用期間は 9.7 年
14 （範囲 1～15 年）、診断時の平均年齢は 34.2 歳で、ベンゼンのピーク暴露量は
15 210～650 ppm と報告されている。26 例の白血病または前白血病が認められ、
16 発生率は（トルコの一般市民での発生率が 6/100,000 であるのに対して）
17 13/100,000 に相当した。この試験のフォローアップ分析では、更に 8 例の白血
18 病が加わると共に、他の悪性疾患も増加していることを示す証拠が得られた（参
19 照 22）。EPA は、この症例研究は個人レベルでのベンゼン暴露量、他の化学物質
20 に暴露している可能性、明確に定義した比較集団及び交絡因子の扱いに関する詳
21 細な情報が欠けているとしている（参照 6）。

22
23 Infante ら（参照 23）は、後ろ向きコホート死亡率研究において、米国オハ

1 イオ州のゴム製品の製造工場で雇用され、ベンゼンに暴露したことのある 748
2 人の白人男性労働者を対象に、ベンゼンの白血病誘発性を調べた。暴露は 1940
3 ~1949 年の間にあり、1975 年までの生死が確認された。このコホートで観察さ
4 れた白血病による死亡数を米国一般市民の死亡率に基づく期待値と比較すると、
5 白血病のリスクが統計学的に有意に高かった（期待値 1.38 に対し観察値 7、 $p <$
6 0.002 ）。Infante らは、フォローアップが 75%しか完了していないので、白血病
7 のリスクは過小評価されている可能性がある、としている。Infante らによると、
8 ベンゼン以外の溶媒に暴露している証拠はなかった（参照 23）。用量-反応分析
9 を行うための個々人のベンゼン暴露量を調べる作業はしなかった。EPA は、こ
10 の研究及びその後の更新調査の主な欠点はコホートが小さいことであるとして
11 いる（参照 6）。

12
13 Rinsky ら（参照 24）は Infante ら（参照 23）が実施した分析を拡大・精査
14 し、同じコホートの 98%について 1975 年 6 月までの生死を確認した上で、7 例
15 の白血病による死亡を報告した。全死因で新たに 40 例の死亡が報告され、白血
16 病による新たな死亡 4 例も認められたが、これらは基準に合致しなかったため、
17 総数に加えることはせず、白血病による新たな死亡例はなかったとした。この時
18 もまた、白血病による死亡リスクは統計学的に有意（標準化死亡率 SMR は白血
19 病による死亡が期待死亡数 1.25 に対して 7 例であったことから 560、 $p <$ 0.001）
20 であった。コホート中 437 人（58%）は暴露が 1 年未満であった。暴露が 5 年
21 以上の労働者での SMR は、白血病による死亡が期待死亡数 0.23 に対して 5 例
22 であったことから、2100 であった。白血病の 7 例はすべて、骨髄性または単球
23 細胞タイプであった。Rinsky らは、この会社の 2 箇所の工場における過去のベ
24 ンゼン暴露量の再構築を試み、工場の数箇所では、大気中ベンゼン濃度がしばし
25 ば数百 ppm に達していたことを確認したが、通常での労働者の 8 時間時間加重
26 平均（8hr-TWA）は、暴露当時、許容可能とされていた範囲内であった（参照
27 24）。用量-反応分析は試みられなかった（参照 6）。

28 Rinsky ら（参照 24）の研究の更新版（参照 25）において、同著者らはコホ
29 ートを幾分拡大して 1965 年 12 月までに 1 日以上塩酸ゴム部門で働いた固定給
30 与制でない白人男性 1,165 人を対象とし、1981 年 12 月 31 日まで追跡した。
31 98.6%についてフォローアップが完了した。この場合も、コホート全体について、
32 統計学的に有意な白血病の過剰リスクが認められた（観察 9 例、期待 2.7 例）。
33 コホートの全メンバーについて、バックグラウンドの空気サンプリング・データ
34 により、あるいは、既存データに基づいて推定値を内挿することにより、
35 ppm-year という単位で累積暴露量の個人測定値を求めた。白血病の SMR は、
36 用量依存的に増加した（累積暴露量 40 ppm-year 未満、40~200、200~400、
37 400ppm-year 以上で分類した場合、それぞれ、109、322、1,186、6,637）。職
38 業暴露における当時の許容基準 10 ppm を下回る濃度で、40 年の生涯就労期間
39 に亘って累積暴露されたことにより、白血病のリスクが有意に増加したことが示
40 された（参照 25）。

1 McCraw ら (参照 26) は、イリノイ州南部の製油作業者の白人男性について
2 の後ろ向きコホート研究において死亡率研究を行った。米国白人男性の平均と比
3 べ、白血病による死亡数が、有意に増加した (標準化死亡率 [SMR] =213、95%
4 信頼区間 [CI] =117~358)。その増加は、主に、急性骨髄性白血病によるもの
5 であった ([SMR] =394、[CI] =172~788)。1973~1982 年、14 例の白血病
6 による死亡が確認され、それらのうち、8 例が急性骨髄性白血病であった。故人
7 の職歴について、ベンゼン暴露の可能性があるか調べられた。職歴の特性には限
8 界があるが、調査では、これらの患者は、高濃度のベンゼン暴露と分類される仕
9 事には従事していないことが分かった。現段階では、高濃度のベンゼン暴露と白
10 血病との関係の説明はできないままである (参照 26)。

11
12 Ott ら (参照 27) は、後ろ向きコホート死亡率研究において、ベンゼンに暴露
13 した作業員 594 人を 32 年間追跡し、有意でないが白血病のリスクが増加 (死亡
14 3 例) しているという結果を得た。ベンゼン暴露量は、1 例は 2 ppm 未満であっ
15 た。Bond ら (参照 28) は、このコホートを更に 9 年間、1982 年末まで追跡し、
16 前には調査しなかった更に 362 人の暴露労働者を加えることにより、この報告
17 書を更新した。Bond らは、白血病についての死亡例を 2 例追加し、Ott らの報
18 告した 3 例の死亡例のうち、1 例 (死亡証明書には“急性骨髄性白血病”が記さ
19 れていた) は肺炎による死亡と分類した。有意でない過剰リスク (SMR=194)
20 となる白血病の死亡 4 例は、いずれも骨髄性白血病と診断され、“国際疾病分類
21 (ICD)” に基づけば、骨髄性白血病としては、リスクの超過が有意 (観察例 4、
22 期待 0.9、 $p < 0.011$) であると報告している。累積暴露量推定値は 18 ppm-month
23 から 4211 ppm-month の間であった。Bond らは、症例数が少ないことや、他の
24 有害物質暴露の可能性があること、測定されていない短期のベンゼン暴露の寄与
25 があることを問題視している (参照 28)。これら 4 例の死亡が急性か慢性かにつ
26 いては述べられていない。EPA は、この Bond ら (参照 28) の研究は、低用量
27 における白血病の有意なリスクを認めるものではないとしている。ユニットリス
28 クの評価にはこれらのデータを使用すべきでない (参照 6)。

29
30 Wong (参照 29) は 1946~1975 年の間に少なくとも 6 ヶ月間ベンゼンに暴露
31 した男性作業員の死亡について報告している。4,602 人の調査対象集団を 7 つの
32 化学工場から抜き出し、これら全被験者についてベンゼン暴露量を推定した。同
33 じ工場に 6 ヶ月以上勤務し、ベンゼン暴露のない 3,074 人を対照とした。白血病
34 リスクならびにリンパがん及び造血器がんのリスクに、用量依存性の上昇が認め
35 られた。ベンゼンへの累積暴露量が 720 ppm-month 以上の作業員は、リンパがん
36 及び造血器がんについて、有意な相対リスク 3.93 ($p=0.02$) のボーダーライ
37 ンにある。この研究の白血病による死亡はいずれも、他の研究でベンゼン暴露と
38 関係することが知られている急性骨髄細胞性のもではなかった。Wong はさら
39 に、リンパがんによる死亡リスクを定量する上で重要な変数となるのは、ピーク
40 暴露量ではなく累積暴露量である、と述べている。累積暴露量増加による白血病

1 リスクの上昇傾向について Mantel-Haenszel χ^2 検定した結果は、有意であつた (参照 29)。

3 EPA は、この研究の限界としては、産業衛生の背景データが不正確であること、白血病細胞型の分布が通常と異なっている (白血病症例 7 例のうち骨髄性白血病の急性症例がない) こと、対照の被験者がベンゼン以外の発がん性溶媒に暴露していた可能性があること、などを挙げている (参照 6)。

7
8 Yin ら (参照 30) は、中国の 12 都市で、ベンゼン暴露のある 233 の工場と
9 83 の対照の工場について、調査した。ベンゼン暴露労働者は、28,460 (178,556
10 人-1972~1981 年)、対照群の労働者は、28,2758 (199,201 人-年) であった。
11 暴露群では、白血病が 30 例 (死亡 25 例、生存 5 例) に認められ、対照群では、
12 4 例 (全て死亡) に認められた。白血病の死亡率は、ベンゼン暴露群では、
13 14/100,000 人-年であったが、対照群では、2/100,000 人-年であった。標準化死
14 亡率は、5.74 (U test において、 $p < 0.01$) であり、30 例のベンゼン暴露群の白
15 血病の平均潜在期間は、11.4 年で、そのほとんど (76%) が、急性であった。
16 ベンゼン暴露による死亡は、ペンキ塗りに従事した有機合成工場とゴム合成工場
17 で高かった。白血病患者のベンゼン暴露濃度は、 $10 \sim 1,000 \text{ mg/m}^3$ (ほとんどが
18 $50 \sim 500 \text{ mg/m}^3$) であった。白血病で死亡した 25 例のうち、7 例が、白血病に
19 発展する前に、長期にベンゼン中毒を罹っていた (参照 30)。

20
21 米国国立衛生研究所の国立がん研究所 (National Cancer Institute) 及び中国
22 予防医学アカデミー (Chinese Academy of Preventive Medicine) は、中国の
23 12 都市の 672 工場で 1972~1987 年に雇用された 74,828 人のベンゼン暴露労働
24 者を対象に、総合的な疫学調査を実施した (参照 30~34)。35,805 人の労働者
25 から成る比較群は同じ 69 工場及び別の 40 工場でのベンゼン暴露のない部署か
26 ら集められた。塗料、履き物、ゴム、化学、その他の産業のさまざまな仕事をして
27 いた労働者について、暴露者及び非暴露者をそれぞれ平均 10.5 年及び 11.7 年間
28 生死を追跡した。追跡できなくなった労働者は 0.3% 未満であった (参照 31,34)。
29 各労働者の時間特異的推定値を導くため、被雇用者の作業履歴をベンゼン暴露量
30 データと関連付けた (参照 31)。この大規模コホート死亡調査では、ベンゼンの
31 平均暴露レベル 10 ppm 未満の労働者において、有意に高い造血器腫瘍のリスク
32 が認められた ($RR = 2.2$, $95\%CI = 1.1 \sim 4.2$)。ANLL (急性非リンパ球性白血病)
33 と MDS (骨髄異形成症候群) を組み合わせると、リスクは 3.2 ($95\%CI = 1.0 \sim$
34 10.1) となった。25 ppm への継続的暴露では、ANLL 及び MDS のリスクが 7.1
35 ($95\%CI = 2.1 \sim 23.7$) へと上昇した。さらに、非ホジキンリンパ腫のリスクは、
36 ベンゼンへの継続的暴露が診断前に少なくとも 10 年間続いた労働者について有
37 意に高かった ($RR = 4.2$, $95\%CI = 1.1 \sim 15.9$)。著者らは、ベンゼン暴露は“ヒ
38 トにおけるさまざまな造血器腫瘍及びこれに類する障害と関連し、平均ベンゼン
39 暴露量が 10 ppm 未満のレベルでこれら疾患のリスクが高くなる”と結論した
40 (参照 6)。

1 EPA は、この研究の限界は、ベンゼン暴露が起こった工場内で、ベンゼン以
2 外の多数の化学物質にも暴露していた可能性がある点だとしている。観察期間の
3 初期については、実測値に基づいた暴露量推定値は3%であり、信頼できる暴露
4 量情報がないとも述べている（参照6）。

5
6 Rothman ら（参照35）は、中国の上海でベンゼン暴露された労働者44人と、
7 年齢及び性別をマッチさせた非暴露対照44人を対象に横断研究を実施した。暴
8 露群及び対照群の被験者44人中21人は女性であった。ベンゼンの職業暴露の
9 平均年数[標準偏差]は6.3[4.4]年で、範囲は0.7～16年であった。ベンゼン暴露
10 量は、血液サンプル採取前の1～2週間内に5日間、各労働者に就労時間を通し
11 て有機化合物蒸気の受動薬量測定バッジを装着させ、モニターした。全暴露労働
12 者におけるベンゼン暴露濃度の8時間時間加重平均（8hr-TWA）の中央値は31
13 ppm（U.S.E PA（参照6）換算：99 mg/m³）であった。暴露群は被験者各22
14 人から成る2つの等しい群（濃度の中央値よりも高濃度に暴露した群、及び中央
15 値より低濃度に暴露した群）に分けた。8hr-TWA の中央値は低暴露群で13.6
16 ppm（U.S. EPA（参照6）換算：43.4 mg/m³）、高暴露群で91.9 ppm（U.S. EPA
17 （参照6）換算：294 mg/m³）であった。

18 6項目の血液学的検査値（WBC、ALC、RBC、Ht、MCV、血小板数）を評
19 価したところ、高ベンゼン暴露群（>31 ppm）では、ALC、WBC数、RBC数、
20 Ht値及び血小板数はすべて有意に減少し、MCVは有意に増加した。ALCは最
21 も感受性の高いエンドポイントであった。ALCは、対照群では $1.9 \times 10^3/\mu\text{L}$ で
22 あるのに対して、31 ppm未滿の暴露群が $1.6 \times 10^3/\mu\text{L}$ （ $p < 0.01$ ）、31 ppmを超
23 える暴露群では $1.3 \times 10^3/\mu\text{L}$ （ $p < 0.001$ ）にそれぞれ減少した。ALCはまた、11
24 名の労働者サブグループ（サンプリングの5日間で、31 ppmを超えることにな
25 なかった11名）で有意に減少（ $1.6 \times 10^3/\mu\text{L}$, $p = 0.03$ ）し、暴露量は8時間TWA
26 の中央値が7.6 ppm（U.S. EPA（参照6）換算：24 mg/m³）であった（参照35）。

29 2. 国際機関等の評価

30 (1) International Agency for Research on Cancer (IARC)

31 グループ1:ヒトに対して発がん性がある物質 (carcinogenic to humans)。

32 ベンゼンのヒトにおける発がん性の証拠は十分であり、実験動物における発
33 がん性の証拠も十分である（参照8）。

34 ヒトの発がん性の証拠

35 多数の症例報告が、ベンゼン暴露と各種タイプの白血病の発症との関係を示
36 唆した（参照9）。いくつかの症例対照研究では、ベンゼン暴露によりオッズ比
37 が上昇しているが、他の物質との混合暴露であったり、暴露の明確さに乏しか
38 ったりするため、関連づけが難しい（参照8）。

39 ベンゼンに暴露された作業者に、急性非リンパ球性白血病の発生率が増加す
40 ることが示された（参照9）。

1 別のコホート研究では、8つの症例に基づいて、製油作業者に急性骨髄性白
2 血病の増加が見出されたが、これらの患者は職業による高濃度暴露者ではなか
3 った（参照 26）。

4 中国の後ろ向きコホート研究（ベンゼン暴露作業者 28,460 名、233 工場）
5 では、対照コホート（28,257 名、83 工場）の 4 症例に比較して、30 症例の
6 白血病（急性 23、慢性 7）が見出された（参照 30）。

7 実験動物における発がん性の証拠

8 ベンゼンの発がん性試験は、マウスとラットにおいて、いくつかの投与経路
9 により行われた。数用量での経口投与の結果、マウス及びラット両種の雌雄に
10 において、複数の部位に腫瘍が誘発された（参照 9,15,16,12）。

11 ベンゼンを吸入暴露したマウスでは、リンパ性腫瘍の誘導傾向が認められた
12 （参照 9）。ラットの吸入暴露では、種々の部位における腫瘍（主にがん）の発
13 生率が増加した（参照 15,16）。

14 15 (2) Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA) Monographs and 16 Evaluations

17 最新の評価は 1979 年になされているが、ADI は採用すべきでないとして記され
18 ている（参照 36）。

19 20 (3) WHO 飲料水水質ガイドライン

21 ・第 3 版（参照 4）及び第 3 版根拠文書（参照 3: 第 2 版（1996）と同内容）

22 WHO は、ベンゼンのヒトや実験動物に対する明らかな発がん性と染色体異
23 常を引き起こすことから、発がん性の定量評価を行った。

24 ラット及びマウスの 2 年間経口投与試験（参照 12）における雌マウスの白
25 血病とリンパ腫、雄ラット口腔の扁平上皮細胞がんのデータに、線形外挿モデ
26 ルを適用した（線形マルチステージモデルでは、いくつかのデータが統計学的
27 にフィットしないため）（参照 4）。これにより、発がんリスク 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6}
28 に対応する飲料水中のベンゼン濃度はそれぞれ 100~800 $\mu\text{g/L}$ 、10~80 $\mu\text{g/L}$ 、
29 1~8 $\mu\text{g/L}$ であった（参照 3）。

30 [参考]

31 前回のガイドライン値設定の根拠とした、吸入暴露による白血病についての疫学
32 研究（参照 10）から得られた生涯過剰発がんリスク 10^{-5} での飲料水中濃度（10~80
33 $\mu\text{g/L}$ ）の上限値は、予測される飲料水中濃度範囲の下限値と一致する。したがって、
34 前回のガイドライン値（0.01 mg/L）のままとされた（参照 4）。

35 36 (4) 米国環境保護庁 (US EPA)

37 Integrated Risk Information System (IRIS) (参照 6)

38 EPA/IRIS では、化学物質の評価を、TDI に相当する経口リファレンスドース
39 （経口 RfD）として慢性非発がん性の情報を提供している。また、もう一方で、
40 発がん影響について、発がん性分類についての情報を提供し、必要に応じて、経
41 口暴露によるリスクについての情報を提供している。

①経口 RfD

投与経路間の外挿を行い、吸入暴露データから求めたベンチマーク濃度 (BMC) をベンチマーク用量 (BMD) に換算し、RfD を算出した。Rothman ら (参照 35) によるベンゼンの吸入職業暴露による疫学研究でのリンパ球数 (ALC) データを用いてモデリングを行った。

対照での平均値から標準偏差1の変化をデフォルトのベンチマーク反応として、ベンチマーク濃度 (BMC) 13.7 ppm (8時間-時間加重平均(8hr-TWA))、BMCL (BMC の95%信頼下限値) 7.2 ppm (8hr-TWA) が得られた。

ヒトデータ (参照 35) の BMDL から、RfD 4.0×10^{-3} mg/kg 体重/日が算出された。

影響 (Critical Effect)	用量*	不確実係数 (UF)	修正係数 (MF)	参照用量 (RfD)
リンパ球数 (ALC) の減少 (ヒト吸入職業暴露の疫学研究：参照 35)	BMCL = 7.2 ppm (8hr-TWA) = 23.0 mg/m ³ BMCL _{ADJ} = 8.2 mg/m ³ BMDL _{ADJ} = 1.2 mg/kg 体重/日	300 (3×10×3×3) **	1	4.0×10^{-3} mg/kg 体重/日

* BMCL [mg/m³] = 7.2 [ppm] × MW/24.45 = 7.2 × 78.11/24.45 = 23.0 mg/m³ (25°C, 760 mmHg) [継続的なエンドポイントのためのベンチマーク反応のこのデフォルトの定義は、約10%の過剰リスクに相当する (参照 5)]

BMCL_{ADJ} (週7日暴露換算 BMCL) = 23.0 mg/m³ × 10 m³/20 m³ × 5 日間/7 日間 = 8.2 mg/m³

10 m³ = 8 時間勤務間にヒトが吸入する職場の空気体積のデフォルト値

20 m³ = 24 時間でヒトが吸入する大気体積のデフォルト値

BMDL_{ADJ} (週7日暴露換算 BMDL) = 8.2 mg/m³ × 20 m³/日 × 0.5/70 kg = 1.2 mg/kg 体重/日

20 m³/日 = 吸入量デフォルト値

0.5 = 吸入よりも経口での吸収が高いことを補正する値 (BMC 付近での吸収が吸入 50%に対し経口 100%)

70 kg = ヒト体重

** 3: 影響レベルの外挿 (ALC の減少は感受性の高いエンドポイントであるが明白な変化ではなく、ベンチマーク濃度付近で機能的損傷と関連している証拠がないが、専門家判断により 3 とされた。)

10: 反応の個人差

3: 亜慢性から慢性への外挿 (平均暴露期間 6.3 年について、暴露期間のばらつき (0.7~16 年間) があるが、慢性と考えられる期間の境界に近いと判断された。)

3: 2 世代繁殖試験や生殖試験のデータが不足しているため。

※各因子を掛けると、270 となるが、原著より引用すると、UF300。

[参考：別の方法による RfD 値比較]

a. ヒトデータの LOAEL からの RfD 算出

Rothman ら (参照 35) で得られた 7.6 ppm (8hr-TWA) という LOAEL から RfD を算出した。RfD の 1×10^{-3} mg/kg 体重/日は、BMDL (BMD の 95%信頼下限値) から算出した 4×10^{-3} mg/kg 体重/日と良く一致している。

影響	用量*	不確実係数 (UF)	参照用量
----	-----	------------	------

(Critical Effect)			(RfD)
リンパ球数 (ALC) の減少 (ヒト吸入職業暴露の疫学研究：参照 35)	LOAEL = 7.6 ppm (8hr-TWA) LOAEL _{ADJ} = 8.7 mg/m ³ * = 1.2 mg/kg 体重/日 **	1000*** (10×10×3×3)	1×10 ⁻³ mg/kg 体重/日

* 週 5 日投与から週 7 日投与への換算

** 吸入暴露から経口暴露量への換算 (8.7 mg/m³×20 m³/day×0.5÷70 kg=1.2 mg/kg 体重/日)

*** LOAEL から NOAEL への外挿 10×反応の個人差 10×やや長期から長期への外挿 3×データベース不足 3。

※各因子を掛けると、900 となるが、原著より引用すると、UF1000。

b. 動物データの BMDL からの RfD 算出

NTP (参照 12) の試験で得られた雄ラット ALC データを BMD モデリングした結果から、最も低い BMDL は 2 年目の 3 回の測定時点における約 1 mg である。したがって、これを RfD 算出のための出発点として選択した。算出された RfD 7×10⁻⁴ mg/kg 体重/日は、Rothman ら (参照 35) のヒトの吸入暴露データから導かれた 4×10⁻³ mg/kg 体重/日とかなり良く一致する (1 桁以内)。

影響 (Critical Effect)	用量	不確実係数 (UF)	参照用量 (RfD)
雄ラットの ALC 減少 2 年間強制経口投与試験 (参照 12)	BMDL = 1 mg/kg * BMDL _{ADJ} = 0.7 mg/kg 体重/日	1000** (3×10×10×3)	7×10 ⁻⁴ mg/kg 体重/日

* 週 5 日投与から週 7 日投与への換算

** 影響レベル外挿 3×経口試験での種差外挿 10×個人差 10×データベース不足 3

※各因子を掛けると、900 となるが、原著より引用すると、UF1000。

c. 動物データの LOAEL からの RfD 算出

NTP (参照 12) の試験で血液への影響について得られた LOAEL : 25 mg/kg (NOAEL なし) から RfD (6×10⁻³ mg/kg 体重/日) を導くことができる。この RfD 値は、Rothman ら (参照 35) のヒトデータの BMD 分析から算出した 4×10⁻³ mg/kg 体重/日と良く一致する。

影響 (Critical Effect)	用量	不確実係数 (UF)	参照用量 (RfD)
雄ラットの ALC 減少 2 年間強制経口投与試験 (参照 12)	LOAEL = 25 mg/kg *LOAEL _{ADJ} = 18 mg/kg 体重/日	3000** (10×10×10×3)	6×10 ⁻³ mg/kg 体重/日

* 週 5 日投与から 7 日投与への換算

** LOAEL から NOAEL への外挿 10×種差外挿 10×個人差 10×データベース不足 3

[参考：根拠とする疫学研究の選択]

EPA は、用量反応分析及び発がんリスク定量評価のための研究の選択理由について次のように記載している。

1 前述(Ⅱ.2)した疫学研究はいずれも、交絡暴露、十分な検定力の欠如その他の限界
2 と言った方法上の問題点がいくつかあるが、白血病の過剰リスクはこれらの研究すべて
3 で一貫して認められており、これらの問題点で高い発がんリスクを全面的に説明できる
4 ものではない。これら疫学研究及び症例研究はほとんどがピアレビュー出版物(参照
5 9,7,37)でレビューされている。これらはベンゼン暴露とANLL(急性非リンパ球性白
6 血病)との因果関係について明白な証拠を示している。CNLL(慢性非リンパ球性白血
7 病)及びCLL(慢性リンパ球性白血病)についての証拠は示唆的なものである。こうし
8 た限界があるため、Rinskyら(参照24,25)を除き、これらの研究を定量的リスク推定
9 に利用することはできない。

10 Rinskyら(参照24,25)の研究分析は、Infanteら(参照23)が調査したPliofilm®
11 ゴム労働者のコホートを対象としており、EPAは、これを用量-反応分析及びヒトに対
12 するがんリスクの定量的推定のための最重要研究として選定した。Rinskyら(参照
13 24,25)の分析は、十分な検定力、潜伏期間、1946年以前を除き的確なベンゼン暴露量
14 推定値、交絡因子の少なさ、低レベルから高レベルまで広い範囲のベンゼン暴露量を擁
15 している。限界は、コホートが小さいこと、白血病による死亡の報告数が9例のみで、
16 細胞タイプ別のリスク推定値がないことである。特に気中ベンゼン濃度の測定が行われ
17 ていない1946年以前について、個人のベンゼン暴露量の推定に関する問題点が残って
18 いる。また、このコホートでの低濃度データは感受性が欠如しているので、200 ppm-year
19 未満のレベルについては、このコホートにおける白血病を確定することはできない。

20 21 22 ②発がん性

23 ・発がん性分類

24 米国EPAは、1986年のリスク評価ガイドラインにより、ベンゼンをカテゴリー
25 ーA(既知のヒト発がん物質)に分類している。発がん物質リスク評価ガイドラ
26 イン改定案(1996年:最新版はU.S. EPA 2005(参照38))では、ヒトでの十
27 分な証拠ならびに動物試験からの裏付けデータに基づき、「全暴露経路について
28 既知のヒト発がん物質」とされている。

29 ・ヒトでの発がん性データ

30 疫学研究及び症例研究によると、ベンゼン暴露とANLLの因果関係には明白
31 な証拠があり、CNLL及びCLLについてもこれが示唆される。その他、ヒトに
32 おいてリスクが上昇するとされるのは、造血器腫瘍、前白血病や再生不良性貧血
33 などの血液疾患、ホジキンリンパ腫、ならびに骨髄異形成症候群(MDS)であ
34 る。動物試験のデータもこれらのヒトデータを支持する。

35 ・動物での発がん性データ

36 実験動物でのデータは、ベンゼンへの暴露が多様な臓器(造血器、口及び鼻、
37 肝臓、前胃、包皮腺、肺、卵巣、乳腺)での多様な種類のがんのリスクを上昇さ
38 せるという主張を裏付ける。これらの反応はベンゼンの代謝物とDNAの相互作用
39 によるものと考えられる(参照39,40)。最近のデータは、ベンゼン暴露によ
40 るがん、特に白血病に到る、多数のメカニズムの経路があるという見解を支持し
41 ている(参照41)。

42 ・経口暴露によるリスク評価

1 EPA はベンゼンによる過剰発がんリスクを直線外挿法により推定した。その
 2 際、Rinsky ら (参照 24,25) によるベンゼンの吸入職業暴露の疫学研究における
 3 白血病データに基づき、用量-反応評価が行われた。その結果、当該物質に体重
 4 1kg あたり 1mg の用量で生涯にわたり経口暴露した時にこの暴露に関係してが
 5 んが生じるリスク (経口傾斜係数 : Oral Slope Factor、高い方の 95%信頼限界で
 6 表す) は $1.5 \times 10^{-2} \sim 5.5 \times 10^{-2}$ となった。

7 この値に基づき、成人体重を 70kg、1 日の飲水量を 2L と仮定して、飲料水
 8 ユニットリスク (当該物質を 1L あたり 1 μ g 含む飲料水を生涯にわたり摂取す
 9 るときの過剰発がんリスク) を算出したところ、 $4.4 \times 10^{-4} \sim 1.6 \times 10^{-3}$ とな
 10 る。また、この値に基づき、摂取したときに一定のリスクレベルとなる飲料水
 11 中の濃度を算出すると下表のようになる。

- 12 ・ 経口傾斜係数 (Oral Slope Factor) : $1.5 \times 10^{-2} \sim 5.5 \times 10^{-2} /$
 13 mg/kg 体重/日
- 14 ・ 飲料水ユニットリスク : $4.4 \times 10^{-4} \sim 1.6 \times 10^{-3} /$ mg/L
- 15 ・ リスクレベルと飲料水中濃度 (ヒト職業暴露データの線形外挿)

リスクレベル	濃度
10^{-4} (1/10,000)	100 μ g/L \sim 1000 μ g/L
10^{-5} (1/100,000)	10 μ g/L \sim 100 μ g/L
10^{-6} (1/1,000,000)	1 μ g/L \sim 10 μ g/L

16
 17 ・ 吸入暴露によるリスク

18 Rinsky ら (参照 24,25) によるベンゼンの吸入職業暴露の疫学研究における白
 19 血病データに基づき、用量-反応評価が行われた。

- 20 ・ 大気ユニットリスク : $2.2 \times 10^{-6} \sim 7.8 \times 10^{-6} /$ μ g/m³
- 21 ・ リスクレベルと大気中濃度 (Low-dose linearity utilizing maximum
 22 likelihood estimates) (参照 42)

リスクレベル	濃度
10^{-4} (1/10,000)	13.0 μ g/m ³ \sim 45.0 μ g/m ³
10^{-5} (1/100,000)	1.3 μ g/m ³ \sim 4.5 μ g/m ³
10^{-6} (1/1,000,000)	0.13 μ g/m ³ \sim 0.45 μ g/m ³

23
 24
 25 (5) 我が国における水質基準の見直しの際の評価 (参照 1)

26 ベンゼンは、ヒト動物実験共に発がん性に関しては、十分な証拠があるとして、
 27 IARC では、グループ 1 (ヒトで発がん性あり) に分類されている (IARC 1995)。

28 平成 4 年の専門委員会及び WHO (1996) とともに、疫学調査結果を基に白血病
 29 の 10^{-5} 発がんリスクに相当する飲料水濃度として 0.01 mg/L を算出した。また、
 30 経口投与によるラットとマウスの実験結果 (参照 12) から線形マルチステージ
 31 モデルを用いて 10^{-5} 発がんリスクを算出したところ、0.01-0.08 mg/L となった。
 32 これらのことから基準値としては、0.01 mg/L が適切であるとした。疫学調査で
 33 は、全て吸入暴露の資料であるが、結果として経口投与による動物実験と同じ白

1 血病が生じている。

2 米国 EPA による Integrated Risk Information System (参照 6) においても
3 1999 年の評価に基づいて、ヒトの経口摂取による 10^{-5} 発がんリスクに相当する
4 飲料水濃度は、0.01~0.1 mg/L であると算出している。

5 比較的新しい、IRIS での評価においても 10^{-5} 発がんリスクに相当する下限値
6 は 0.01 mg/L であるので、安全性の観点から健康影響に関する評価値は、現状の
7 0.01 mg/L を維持することが適切であると考えられる、とした。

表 15-1 EPA によるベンゼンの TDI 法によるリスク評価

根拠	用量 (mg/kg 体重/日)	不確実係数	RfD ($\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日)
EPA/IRIS (2003) ヒトの吸入職業暴露疫学 研究(参照 35)におけるリ ンパ球数 (ALC) の減少	BMDL _{ADJ} 1.2	300 3(影響レベルの外挿) $\times 10$ (個体差) $\times 3$ (亜慢 性) $\times 3$ (2 世代試験及 び生殖試験のデータ 不足)	4

表 15-2 モデル外挿法による過剰発がんリスクの定量的評価

	リスクレベル	濃度 ($\mu\text{g}/\text{L}$)	用量 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日)
WHO/ DWGL (2004)	10^{-4} (1/10,000)	100~800	3.3~26.6 ^a
	10^{-5} (1/100,000)	10~80	0.33~2.66 ^a
	10^{-6} (1/1,000,000)	1~8	0.03~0.27 ^a
EPA/ IRIS (2003)	10^{-4} (1/10,000)	100~1,000	1.8~6.7
	10^{-5} (1/100,000)	10~100	0.18~0.67
	10^{-6} (1/1,000,000)	1~10	0.02~0.07
水道水 (2003)	10^{-5} (1/100,000)	10	0.4 ^b

^a 成人体重 60kg、1 日の飲水量を 2L と仮定し、飲料水ユニットリスク： $1.25 \times 10^{-7} \sim 1.0 \times 10^{-6} / \mu\text{g}/\text{L}$ (当該物質を 1L あたり 1 μg 含む飲料水を生涯にわたり摂取するときの過剰発がんリスク)、経口傾斜係数： $3.75 \times 10^{-3} \sim 3 \times 10^{-2} / \text{mg}/\text{kg}$ 体重/日及び用量を算出。

^b 成人体重 50kg、1 日の飲水量を 2L と仮定し、飲料水ユニットリスク： $1.0 \times 10^{-6} / \mu\text{g}/\text{L}$ (当該物質を 1L あたり 1 μg 含む飲料水を生涯にわたり摂取するときの過剰発がんリスク)、経口傾斜係数： $2.5 \times 10^{-2} / \text{mg}/\text{kg}$ 体重/日及び用量を算出。

3. 暴露状況

15 平成 18 年度水道統計におけるベンゼンの水道水の検出状況 (表 16) は、原水に
16 おいて、最高検出値は、水道法水質基準値 (0.01mg/L) の 10%超過~20%以下で
17 3 箇所のみみられたが、それ以外はすべて (5263/5266 地点) の 10%以下であった。
18 一方、浄水においては、最高検出値は、水質基準値の 40%超過~50%以下の箇所
19 で 1 箇所のみみられたが、大部分の箇所で水質基準値の 10%以下 (5218/5223 地点)
20 であった。

1

表 16 水道水（原水・浄水）での検出状況（参照 43）

浄水／原水の別	水源種別	測定地点数	基準値に対する度数分布表										
			10%以下	10%超過 20%以下	20%超過 30%以下	30%超過 40%以下	40%超過 50%以下	50%超過 60%以下	60%超過 70%以下	70%超過 80%以下	80%超過 90%以下	90%超過 100%以下	100%超過
			～ 0.001 (mg/L)	～ 0.002 (mg/L)	～ 0.003 (mg/L)	～ 0.004 (mg/L)	～ 0.005 (mg/L)	～ 0.006 (mg/L)	～ 0.007 (mg/L)	～ 0.008 (mg/L)	～ 0.009 (mg/L)	～ 0.010 (mg/L)	0.011 (mg/L) ～
原水	全体	5266	5263	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	表流水	1028	1028	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	ダム、湖沼水	305	305	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	地下水	3138	3135	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	その他	790	790	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
浄水	全体	5223	5218	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	表流水	929	929	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	ダム湖沼	271	271	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	地下水	2850	2845	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	その他	1158	1158	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(平成 18 年度調査結果)

2

3

4 III. 食品健康影響評価

5 ベンゼンは、細菌、酵母、培養細胞、キイロシヨウジョウバエを用いた遺伝子突
6 然変異を指標にした試験では変異原性を示さなかった。しかし、ヒトを含むほ乳類
7 細胞における染色体異常誘発を指標にした試験では、*in vitro* 及び *in vivo* 試験の
8 いずれも陽性であり、ベンゼンの発がん性に対しては遺伝毒性の関与が疑われた。
9 一方、非発がん毒性に関しては、ラット及びマウスを用いた慢性経口投与試験での
10 白血球及びリンパ球数の減少において最も高い感受性が認められた(LOAEL: 18
11 mg/kg 体重/日)。ベンゼンの非発がん毒性に関する耐容一日摂取量 (TDI) は、こ
12 のラット及びマウスの白血球及びリンパ球数の減少を根拠に不確実係数 1,000 (種
13 差・個体差各 10, LOAEL 使用 10) を適用して 18 µg/kg 体重/日となる。

14 発がん性については、経口投与試験で、ラット及びマウスにおいて、悪性リンパ
15 腫・ハーダー腺腺腫・Zymbal 腺がん・口腔部の扁平上皮乳頭腫及び扁平上皮がん
16 の発生率増加が見られた。一方、ヒトにおいて、工場でベンゼンに暴露された労働
17 者に、明らかな白血病（主として AML：急性骨髄性白血病）のリスクの増加が報
18 告されるとともに、他の多くの職業暴露における疫学研究から、ヒトに対して発が
19 ん物質であることが知られている。IARC ではグループ 1 に分類している。

20 上記のことから、ベンゼンは、遺伝毒性が関与すると判断される発がん物質で
21 ある。経口投与による動物実験での白血病の発生は必ずしも明確ではないが、経
22 口・吸入暴露共に骨髄が標的臓器であることから、ヒトでの吸入暴露による白血病
23 の発生リスクを解析することによる評価が適切であると判断した。ベンゼンの吸入
24 職業暴露における白血病データに基づいた線形外挿法を用いた用量-反応評価の
25 結果、当該物質の発がんユニットリスク（体重 1kg あたり 1mg/日の用量で生涯に

1 わたり経口暴露した時、この暴露に関して白血病の生じる発がんリスク) は 2.5
 2 $\times 10^{-2}/(\text{mg}/\text{kg}$ 体重/日)となった。ベンゼンの発がんリスクレベル 10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6}
 3 に相当する用量は、それぞれ 4 、 0.4 、 $0.04\mu\text{g}/\text{kg}/\text{体重}/\text{日}$ である。

4 以上、食品安全委員会では、非発がん毒性を指標とした場合の TDI を $18\mu\text{g}/\text{kg}$
 5 体重/日、発がん性を指標とした場合の発がんユニットリスクを $2.5\times 10^{-2}/(\text{mg}/\text{kg}$
 6 体重/日)と設定した。

7
 8 ●非発がん毒性を指標とした場合の TDI

9	TDI	$18\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日
10	(TDI 設定根拠)	慢性毒性試験
11	(動物種)	ラット及びマウス
12	(期間)	103 週間
13	(投与方法)	経口投与
14	(LOAEL 設定根拠所見)	白血球及びリンパ球の減少
15	(LOAEL)	$18\text{mg}/\text{kg}$ 体重/日
16	(不確実係数)	1000 (種差、個体差各々 : 10、LOAEL 使用 : 10)

17
 18 ●発がん性を指標とした場合の発がんユニットリスク

19 発がんユニットリスク : [体重 1kg あたり $1\text{mg}/\text{日}$ の用量で生涯にわたり経口
 20 暴露した時の白血病が生じる発がんリスク]

21 $2.5\times 10^{-2}/(\text{mg}/\text{kg}$ 体重/日)

22	(設定根拠)	職業暴露における疫学研究
23	(動物種)	ヒト
24	(投与方法)	吸入暴露
25	(設定根拠所見)	白血病
26	(リスクレベルと摂取量)	10^{-4} 、 10^{-5} 、 10^{-6} に相当する摂取量は、

27 それぞれ 4 、 0.4 、 $0.04\mu\text{g}/\text{kg}/\text{体重}/\text{日}$ 。

28
 29 [参考]

30 今回、食品安全委員会では非発がん毒性を指標とした TDI と発がん性に関する
 31 リスクを算出した。リスク管理機関においては、清涼飲料水中のベンゼンの管
 32 理基準を検討する際には、これら指標を踏まえ適切に基準値を設定する必要があ
 33 る。

34 なお、非発がん毒性を指標とした場合、上記の $18\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日を用いて、寄
 35 与率を 10% とし、体重 50kg のヒトが 1 日 2L 飲料水を摂取したとき、飲料水中
 36 の濃度は $45\mu\text{g}/\text{L}$ となる。一方、発がん性を指標とした場合、上記の発がんユニ
 37 ャットリスクを用いたとき、 10^{-5} 発がんリスクレベル*に相当する飲料水中の濃度
 38 は $10\mu\text{g}/\text{L}$ となる。

* WHO 飲料水水質ガイドラインにおいて、 10^{-5} 発がんリスクに相当する飲料水中の濃度を無視し得るレベル (life time excess cancer risk) と判断している。

表 17 各試験における NOAEL 等

番号	動物種・ 系統・性・ 動物数/群	試験種	エンドポイント	NOAEL mg/kg 体重/日	LOAEL mg/kg 体重/日	備考
Ⅲ ①	マウス B6C3F ₁ 雌雄 5-10	17 週間-60 日間(週 5 日)強制経 口投与 溶 媒:コーンオイル	体重減少(100-)、断続的 振戦(400-)、有意な白血 球減少(雄 50-, 雌 600)、 有意なリンパ球減少(雄 50-, 雌 400-)	血液影響 雄 25 =週 7 日換算 18(E) 雌 200 =週 7 日換算 143(E)	血液影響 雄 50 =週 7 日換算 36(E) 雌 400 =週 7 日換算 286(E)	
②	ラット F344 雌雄 5-10	17 週間-60 日間(週 5 日)強制経 口投与 溶 媒:コーンオイル	体重減少(200-)、有意な 白血球減少(雌 25-, 雄 400)、有意なリンパ球減 少(雌 25-)、脾臓中リンパ 球枯渇、髓外造血(脾臓) 増加(600)	血液影響 雄 100 =週 7 日換算 71 雌 -	血液影響 雄 200 =週 7 日換算 143(E) 雌 25 =週 7 日換算 18(E)	
③	ラット Wistar 雌 10	6 ヶ月(週 5 日)強制 経口投与 溶媒:オリーブ 油	白血球減少(10-)、赤血球 減少(50)	1 =週 7 日換算 0.7(A,E)	10 =週 7 日換算 7.1(A,E)	
慢 ④	マウス B6C3F ₁ 雌雄 60	103 週間 (週 5 日)強 制経口投与 溶媒:コーンオイル	用量依存的生存率低下 (100 で有意)、体重減少 (100 で 10%以上減)、白 血球数・リンパ球減少、 骨髓造血増加(25-)、卵巣 胚上皮過形成発生率増加 (雌 25-)、卵巣萎縮発生 率増加(雌 25-50)		25 =週 7 日換算 18(E)	
⑤	ラット F344 雌雄 60	103 週間 (週 5 日)強 制経口投与 溶媒:コーンオイル	用量依存的生存率低下 (雄 200, 雌 50-で有意)、 体重減少(雄 100-)、有意 な白血球減少(雄 50-, 雌 25-)、胸腺リンパ球枯渇 (雄 50-)、脾臓リンパ球枯 渇(雄 50-, 雌 25)		雄 50 =週 7 日換算 36(E) 雌 25 =週 7 日換算 18(E)	
⑥	ラット SD 雌雄 40~50	104 週間 (週 4-5 日) 強制経口投 与 溶媒:オリーブ 油	総赤血球・白血球・リンパ 球の減少(500)		500 =週 7 日換算 321	EPA では、情 報不十分で、 NOAEL 及び LOAEL は、 決定できない としている。
免 ⑦	マウス CD-1 雄 5	28 日間飲 水投与	用量依存的脾臓比重量減 少・腎重比量増加(180 で 有意)、白血球・リンパ球・ 赤血球減少(8-)、抗体 産生能低下(40-で有意)		8	
生 ⑧	マウス ICR/SIM 雌 30	妊娠 8-12 日 強制経 口投与	出生体重減少(1300)	-	1300	
⑨	ラット SD	妊娠 6-15	母動物: 摂餌量減少	母動物毒性	母動物毒性	

	雌 20~22	日強制経口 投与	(250-)、体重減少・体重増 加量抑制(500-)、脱毛発 生の増加(1000) 児(詳細観察なし):体重 低下(500-)	50 発生毒性 250	250 発生毒性 500	
--	---------	-------------	---	-------------------	--------------------	--

亜: 亜急性毒性試験 慢: 慢性毒性試験 免: 免疫毒性試験 生: 生殖・発生毒性試験
A: 著者 E: US EPA 無印: 食品安全委員会

1
2

本評価書中で使用した略号については次にならった

ALC	絶対的リンパ球数
ALT	アラニンアミノトランスフェラーゼ, グルタミン酸ピルビン酸トランスアミナーゼ
AP、ALP	アルカリフォスファターゼ
AST	アスパラギン酸アミノトランスフェラーゼ, グルタミン酸オキサロ酢酸トランスアミナーゼ
AUC	血中薬物濃度-時間曲線下面積
BUN	血液尿素窒素
BMDL ₁₀	10%の影響に対するベンチマーク用量の95%信頼下限値
CHL	チャイニーズハムスター肺由来細胞株
CHO	チャイニーズハムスター卵巣由来細胞株
C _{max}	最高血(漿)中濃度
CPK	クレアチンフォスフォキナーゼ
CYP	シトクロムP450
GSH	グルタチオン
Hb	ヘモグロビン(血色素)
Ht	ヘマトクリット
LC ₅₀	半数致死濃度
LD ₅₀	半数致死量
LDH	乳酸脱水素酵素
LOAEL	最小毒性量
LOEL	最小作用量
MCV	平均赤血球容積
MLA	マウスリンフォーマ試験
NOAEL	無毒性量
NOEL	無作用量
RBC	赤血球数
T _{1/2}	消失半減期
TBIL	総ビリルビン
TDI	耐容一日摂取量
T _{max}	最高血(漿)中濃度到達時間
WBC	総白血球数

1

2

3

1 <参照>

- 2 1 厚生労働省. 水質基準の見直しにおける検討概要 平成 15 年 4 月、厚生科学審議会、生
3 活環境水道部会、水質管理専門委員 2003
- 4 2 WHO : Air Quality Guidelines for Europe. Secound edition, Chapter 3 Summary of the
5 guidelines 2000
- 6 3 WHO Benzene in Drinking-water. Background document for development of WHO
7 Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/24. 2003
- 8 4 WHO. Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2004.
- 9 5 U.S.EPA Toxicological Review of Benzene (Noncancer Effects) (CAS No.71-43-2). In
10 Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS).
11 U.S. Environmental Protection Agency. 2002
- 12 6 U.S. EPA (Environmental Protection Agency) Integrated Risk Information System
13 (IRIS). Washington, DC. 0276 Benzene; CASRN 71-43-2; 01/19/2000, 04/17/2003.
14 2000/2003 Available online at <http://www.epa.gov/iris/>
- 15 7 ATSDR Toxicological profile for benzene, U.S. Department of Health and Human
16 Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
17 September 1997.
- 18 8 IARC. Benzene. In: IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to
19 humans. Overall evaluations of carcinogenicity: An updating of IARC monographs
20 volumes 1 to 42. Supplement 7. Lyon, France, International Agency for Research on
21 Cancer 1987; 120-122
- 22 9 IARC. Benzene. In: IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of
23 chemicals to humans. Vol. 29. Some industrial chemicals and dyestuffs. Lyon, France,
24 International Agency for Research on Cancer 1982; 93-148.
- 25 10 WHO IPCS International Programme on Chemical Safety. Environmental health
26 criteria 150. Benzene. INCHEM. 1993
- 27 11 ACGIH Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices,
28 6th Ed., Supplement 1997
- 29 12 National Toxicology Program Toxicology and carcinogenesis studies of benzene (CAS
30 No. 71-43-2) in F344/N rats and B6C3F₁ mice (gavage studies). Research Triangle Park,
31 NC, US Department of Health and Human Services 1986; (Technical report series No.
32 289).
- 33 13 Wolf MA, Rowe VK, McCollister DD, Hollingsworth RL, Oyen F. Toxicological studies of
34 certain alkylated benzenes and benzene. *AMA Arch Ind Health* 1956; 14:387-398.
- 35 14 Huff JE, Haseman JK, DeMarini DM, Eutis S, Maronpot RR, Peters AC et al.
36 Multiple-site carcinogenicity of benzene in Fischer 344 rats and B6C3F₁ mice. *Environ*
37 *Health Perspect* 1989; 82:125-163.
- 38 15 Maltoni C, Conti B, Cotti G. Benzene: a multipotential carcinogen: results of long-term
39 bioassays performed at the Bologna Institute of Oncology. *Am J Ind Med* 1983;
40 4:589-630.
- 41 16 Maltoni C, Conti B, Cotti G, Beloggi F et al. Experimental studies on benzene
42 carcinogenicity at the Bologna Institute of Oncology: current results and ongoing
43 research. *Am J Ind Med* 1985; 7:415-446.
- 44 17 Hsieh GC, Sharma RP, Parker RDR. Subclinical effects of groundwater contaminants. I.
45 Alteration of humoral and cellular immunity by benzene in CD-1 mice. *Arch Environ*
46 *Contam Toxicol* 1988b; 17:151-158.

- 1 18 Seidenberg JM, Anderson DG, Becker RA. Validation of an in vivo developmental
2 toxicity screen in the mouse. *Teratog Carc Mutagen* 1986; 5:361-374.
- 3 19 Exxon Chemical Company. Determination of maternal toxicity and fetal toxicity of
4 benzene in rats following oral exposure. TSCA 8E submission. OTS Fiche #
5 OTS0536017. 1986
- 6 20 Whysner J, Reddy MV, Ross PM, Mohon M, Lax EA. Genitotoxicity of benzene and its
7 metabolites. (Review) *Mutation Research* 2004; 566:99-130.
- 8 21 Aksoy M, Erdem S, Dincol G. Leukemia in shoe-workers exposed chronically to benzene.
9 *Blood*.1974; 44:837- 841.
- 10 22 Aksoy M Different types of malignancies due to occupational exposure to benzene. A
11 review of recent observations in Turkey. *Environ Res*, 1980; 23: 181-190.
12
- 13 23 Infante PF, Rinsky RA, Wagoner JK, Young RJ. Leukemia in benzene workers. *Lancet*
14 1977; 2:76-78.
- 15 24 Rinsky RA, Young RJ, Smith AB. Leukemia in benzene workers. *Am J Ind Med* 1981;
16 2:217-245.
- 17 25 Rinsky RA, Smith AB, Hornung R, Filloon TG, Young RJ Okun AH et al. Benzene and
18 leukemia: an epidemiological risk assessment. *N Eng J Med* 1987; 316:1044-1050.
- 19 26 McCraw DS, Joyner RE, Cole P. Excess leukemia in a refinery population. *J Occup Med*
20 1985; 27:220-222.
- 21 27 Ott MG, Townsend JC, Fishbeck WA, Langner RA. Mortality among workers
22 occupationally exposed to benzene. *Arch Environ Health* 1978; 33:3-10.
- 23 28 Bond GG, McLaren EA, Baldwin CL, Cook RR. An update of mortality among chemical
24 workers exposed to benzene. *Br J Ind Med* 1986b 43:685-691.
- 25 29 Wong O. An industry wide mortality study of chemical workers occupationally exposed
26 to benzene: II. Dose response analysis. *Br J Ind Med* 1987b; 44:382-395.
- 27 30 Yin SN, Li GL, Tain FD, Fu ZI, Jin C, Chen YJ et al. Leukemia in benzene workers: A
28 retrospective cohort study. *Br J Ind Med* 1987a; 44:124-128.
- 29 31 Dosemeci M, Li GL, Hayes RB, Yin SN, Linet M, Chow WH et al. Cohort study among
30 workers exposed to benzene in China: II. Exposure assessment. *Am J Ind Med* 1994;
31 26(3):401-411.
- 32 32 Yin SN, Li GL, Tain FD, Fu ZI, Jin C, Chen YJ et al. A retrospective cohort study of
33 leukemia and other cancers in benzene workers. *Environ Health Perspect* 1989;
34 82:207-213.
- 35 33 Yin SN, Linet MS, Hayes RB, Li GL, Dosemeci M, Wang YZ et al. Cohort study among
36 workers exposed benzene in China: I. General methods and resources. *Am J Ind Med*
37 1994; 26(3):383-400.
- 38 34 Yin SN, Hayes RB, Linet MS, Li GL, Dosemeci M, Travis LB et al. An expanded cohort
39 study of cancer among benzene-exposed workers in China. *Environ Health Perspect*
40 1996; 104 (Suppl 6) 1339-1341.
- 41 35 Rothman N, Li GL, Dosemeci M, Bechtold WE, Marti GE, Wang YZ et al.
42 Hematotoxicity among Chinese workers heavily exposed to benzene. *Am J Ind Med*
43 1996a; 29:236-246.
- 44 36 JECFA. JECFA Evaluations -BENZENE-, IPCS INCHEM 1979
- 45 37 U.S. EPA. Carcinogenic effects of benzene: An update. Prepared by the National Center

- 1 for Environmental Health, Office of Research and Development. Washington, DC.
2 EPA/600/P-97/001F. 1998 April 10
- 3 38 U.S. EPA Guidelines for Carcinogen Risk Assessment, EPA/630/P-03/001B, March 2005.
- 4 39 Ross D. Metabolic basis of benzene toxicity. Eur J Haematol 1996; 57: 111-118.
- 5 40 Latriano L, Goldstein BD, Witz G. Formation of muconaldehyde, an open-ring
6 metabolite of benzene, in mouse liver microsomes: An additional pathway for toxic
7 metabolites. Proc Natl Acad Sci USA 1986; 83:8356-8360.
- 8 41 Smith MT. The mechanism of benzene-induced leukemia: a hypothesis and speculations
9 on the causes of leukemia. Environ Health Perspect 1996; 104 (suppl 6): 1219-1225.
- 10 42 Crump KS. Risk of benzene-induced leukemia: a sensitivity analysis of the Pliofilm
11 cohort with additional follow-up and new exposure estimates. J Toxicol Environ Health
12 1994; 42:219-242.
- 13 43 日本水道協会: 水道統計 平成 18 年度版 2008
14
15