

アメリカ合衆国の有害大気汚染物質（HAPs）規制

下村英嗣

（受付 2011年10月26日）

はじめに

19世紀から20世紀初頭にかけてのアメリカの大気汚染は、地域で使用する燃料に深く関係していた。たとえば、シカゴでは暖房に使用する軟炭燃焼の煙、ロサンゼルスでは自動車の排気ガスが大気汚染の原因となっていた。つまり、初期の大気汚染の原因と影響は、局所的であったといえよう。

アメリカでは、このような初期の大気汚染に対する法的対応は、他の環境分野と同様に、主に不法行為法による法的救済に頼っていた。しかし、不法行為法は、健康や環境の被害に対して効果的な対応ができず、第二次世界大戦後に、ゆっくりとしたペースながら、州法および連邦法は、大気汚染に対応し始め、有害大気汚染物質を規制し始めた。

アメリカの大気汚染防止、すなわち大気汚染物質規制が劇的な変化を見せたのは、1970年修正CAA（Clean Air Act）の制定である。本法は、EPA（Environmental Protection Agency：連邦環境保護庁）に対して大気環境基準（National Ambient Air Quality Standard：NAAQS）を設定する義務を負わせ、アメリカにおける大気汚染管理を一気に革新した¹⁾。

CAAで規制される大気汚染物質には、さまざまなものがある。本稿でとりあげる有害大気汚染物質（Hazardous Air Pollutants：HAPs）もCAAの規制対象であり、多種多様な発生源から排出され、さまざまな健康影響や環境影響をもたらす。

有害大気汚染物質の健康影響として、生殖障害や先天性欠損症といった重大な疾病、あるいはガンを引き起こすことが知られている。発生源の例をあげれば、化学工場、焼却場、石炭火力発電所のような大規模固定発生源から、ドライクリーニングや自動車塗装店のような小規模固定発生源までである。

固定発生源のみならず、移動発生源である自動車も、ガソリンを燃焼させる際に、排気口からベンゼンやホルムアルデヒドといった有毒物質を排出する。森林火災のような自然現象

1) Arnold W. Reitze Jr., *Stationary Source Air Pollution Law* 4-10 (2005).

でも有毒物質は大気中に放出されるが、ほとんどの大気汚染物質は、人工的な発生源から排出されている。発生源別のこれらの物質の排出割合は、大規模固定発生源が26%、小規模固定発生源24%、移動発生源50%となっている²⁾。

有害大気汚染物質のまた別の特徴として、飛散性と難分解性がある。有害大気汚染物質は、風で遠方に飛ばされるし、金属類は自然分解せず環境中に残る。

有害大気汚染物質の規制は、このような特徴に対応しなければならない³⁾。なお、1970年修正CAAが制定されて以来、1990年修正CAAの制定を経て、有害大気汚染物質の排出量は減少傾向にある。たとえば、粒子状物質汚染は全国的に減少しており、PM2.5とPM10の汚染は、EPAのほとんどのモニタリング地点で改善してきた。最近の傾向では、PM10の排出は、1997年から2007年までに全国的に33%まで減少した(24時間監視の数値)。もっとも、以前は危険水準にあったカリフォルニア州は1990年と同じ大気粒子状物質レベルにある⁴⁾。

以上のHAPsの特徴や状況を踏まえた上で、本稿では、CAAにおけるHAPs規制の構造と内容、そして裁判例をつうじた規制運用の実際について述べる。

I. 1990年修正CAAの有害大気汚染物質規制

1. 1970年修正の規制停滞から1990年修正の有害大気汚染物質指定へ

(1) 1970年修正CAAの健康ベース基準

1970年修正CAA§112は、EPAに対して死亡や重症を増加させるおそれがある汚染物質を特定するだけでなく、大気汚染物質から公衆の健康を保護する「最大限の安全性」を定めた健康ベースの有害大気汚染物質の排出基準を設定するよう求めた⁵⁾。

しかし、EPAは、連邦議会が1990年にCAAを修正するまでに、8つの有害大気汚染物質を特定及び指定したにすぎず、指定有害大気汚染物質のうちの7つの種類の発生源に対してのみ基準を公布した⁶⁾。これは、有害大気汚染物質を排出する産業のほんの一部しか網羅していない。その上、EPAが基準を公布した7つの規制のうち5つは、訴訟による裁判所命令の結果であった⁷⁾。

2) EPA, *Taking Toxics Out of the Air* 3 (1996).

3) Daniel A. Farber et al, *Cases and Materials on Environmental Law* 7th ed. 576 (2006).

4) EPA, *Particulate Matter: Air Pollution Trends*, <http://www.epa.gov/airtrends/pm.html> (2010年12月1日閲覧).

5) *Clean Air Act Amendments of 1970*, Pub. L. No. 91-604, §112(b)(1)(B)(ii), 84 Stat. 1676, 1685 (amended 1990).

6) Craig N. Johnston, William F. Funk & Victor B. Flatt, *Legal Protection of the Environment* 367-68 (2005).

7) Victor B. Flatt, *Gasping for Breath: The Administrative Flaws of Federal Hazardous Air Pollution Regulation and What We Can Learn From the States*, 34 *Ecology Law Quarterly* 107, 114 (2007).

それらの訴訟では、EPA はどの程度の規制が求められるのか、有害大気汚染物質の指定や基準設定においてコストや技術的实施可能性を考慮できるのかどうか争点になった。当時の EPA は、相対的にリスクアセスメントの経験に乏しく、科学者や政策作成者は、リスクアセスメントの方法論や仮説に納得してなかった。また、彼らは、どの程度のデータが規制レベルを支持するのに必要かについても対立した⁸⁾。

(2) 規制停滞の要因

1970年修正 CAA において有害大気汚染物質の規制が停滞した要因については、すでに多くの論者が指摘している。これらの先行研究は、おもに7つの要因を指摘するが、ここではそのうち代表的な二つをあげておく。

第一に、汚染物質を有害大気汚染物質として指定する際の困難がある。EPA は、いずれの汚染物質レベルが「安全」とみなされるべきかを決定できなかった⁹⁾。EPA は、発生源からのリスクを正確に示すために、複雑な定量リスク評価に依拠し、投与反応曲線、汚染物質の飛散する距離と方向、汚染物質が集中する人口密度、曝露経路などを決定しなければならなかった。これらは、多くの時間と資源を要する¹⁰⁾。

結局、1990年に CAA が修正されるまで、EPA は、あらゆる発ガン物質が全ての濃度で人の健康にリスクを課す閾値のない化学物質であると仮定した。それゆえ、EPA は、ゼロ曝露以外に安全なレベルがないと推定せざるをえなかった¹¹⁾。

その結果、EPA は、条文の文理解釈により、最大限の安全性が発ガン性物質のゼロ排出(ゼロ・リスク)を求められているとした。もっとも、この「最大限の安全性」基準の解釈は、大規模な産業部門の閉鎖に至る。そのため、EPA は、かかる解釈を放棄したが、指定および基準公布をしたとしても、発ガンリスクの削減幅が不確実であり、この不確実な削減幅に比してコストがあまりにも高くなると主張し続けた¹²⁾。

第二に、連邦議会が EPA に与えた有害大気汚染物質基準を設定する唯一の指針である「最大限の安全性」は、あいまいすぎるため EPA に大幅な裁量を与えることになった。あいまいさは、EPA が基準設定に躊躇する要因となった。§112 の立法史も、EPA が健康、コスト、実施可能性の要素を考慮する方法を明らかにしていない。

8) Farber et al, *supra* note 3, at 576.

9) John P. Dwyer, *The Pathology of Symbolic Legislation*, 17 *Ecology Law Quarterly* 233, 252–62 (1990).

10) John D. Graham, *The Failure of Agency-Forcing: The Regulation of Airborne Carcinogens Under Section 112 of the Clean Air Act*, 1985 *Duke Law Journal* 100, 118–119.

11) *Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, 61 *Fed. Reg.* 17,960, 17,968 (April 23, 1996).

12) Alan Rosenthal, George M. Gray & John D. Graham, *Legislating Acceptable Cancer Risk from Exposure to Toxic Chemicals*, 19 *Ecology Law Quarterly* 269, 302 (1992).

EPAは、自己に認められた裁量で高コストな規制を回避できたため、不作為をした¹³⁾。また、EPAは、指定を遅延させる戦略をとり、訴訟で敗訴するまで有害大気汚染物質を汚染物質に指定しなかった¹⁴⁾。

しかし、裁判所が§112に関するEPAの義務に明確な指針を与えた¹⁵⁾後でさえも、EPAは相当な裁量を保持した。ある論者によれば、§112は、連邦議会が機能的というよりも象徴的なプログラムを作成したかったにすぎないと言われる¹⁶⁾。いずれにせよ、連邦議会は、1970年修正CAAにおいてEPAに機能的な指針を与えなかった。

(3) 1990年連邦議会によるHAPs指定

上記のような規制停滞に業を煮やした連邦議会は、1990年修正CAAでEPAに有害大気汚染物質を指定させるのではなく、健康や環境に対する有害なおそれにもとづいて選定した189の有害大気汚染物質¹⁷⁾を指定した。

そして、EPAに対して、連邦議会は、あらゆる大規模発生源の排出基準を設定する際に技術ベース・アプローチ(technical-based approach)をとるよう求めた。EPAは、各業種の発生源別の基準を設定し¹⁸⁾、各業種内の発生源を大規模発生源と小規模発生源に分類する¹⁹⁾。

2. 1990年修正CAAの技術ベース規制の構造 (§112)

(1) 規制停滞の防止措置

連邦議会が1970年修正CAAの健康ベース基準を放棄し、技術ベース基準(規制)を採用したのは、EPAが迅速に規制対応できると考えたからである。技術ベース規制で、EPAは、複雑で煩雑な、そして高コストな定量リスク評価に依拠する必要がなくなったため²⁰⁾、それに伴う有害大気汚染物質を指定する時間や資源を費やす必要がなくなった²¹⁾。

また、連邦議会は、後述するように、基準のいわゆる下限(floor)についても立法化したため、EPAの負担を軽減した。連邦議会は、同じ業種内のすべての施設が満たさなければならない最低基準を明確にした²²⁾。

13) William H. Rodgers, Jr., *Environmental Law: Air and Water* 432–433 (2d ed. 1986).

14) James E. Krier, *On the Topology of Uniform Environmental Standards in a Federal System -and Why it Matters*, 54 *Maryland Law Review* 1226, 1232 (1995).

15) *Weyerhaeuser v. Costle*, 590 F. 2d 1011, 1044 n. 49 (D.C. Cir. 1978).

16) Dwyer, *supra* note 9, at 233.

17) 指定有害大気汚染物質は、継続的に見直し作業が行われており、現在191物質が指定されている。

18) 現在、一つ以上の有害大気汚染物質を排出する産業および商業の発生源は、175のカテゴリーがある。

19) Farber et al, *supra* note 3, at 576–577.

20) 136 Cong. Rec. 6465 (1990) (statement of Sen. Breaux).

21) Pub. L. No. 101-549 301, 104 Stat. 2399 (codified as amended at 42 U.S.C. 7412(b)).

22) 42 U.S.C. §7412(d)(3).

(2) 技術ベース規制（Phase I）～ MACT 基準

1970年修正 CAA は単一の健康ベース規制であったが、1990年修正 CAA の規制方法は、§112 において技術ベース規制（Phase I）と健康ベース規制（Phase II）の2段階規制を採用した²³⁾。

Phase I で、EPA は、指定された有害大気汚染物質を一つ以上排出する全ての新規および既存の大規模発生源に対して、最大限達成可能な管理技術（Maximum Available Control Technology：MACT）で設定する技術ベース基準を発行しなければならない²⁴⁾。

MACT は、「有害大気汚染物質の最大限の排出削減」を提供する技術として定義され、新規発生源と既存発生源で基準が異なる²⁵⁾。

新規の大規模発生源の下限は、最善の管理された同様の発生源によって実際に達成される排出管理レベルで設定される。具体的な排出管理方法には、浄化プロセス、排出抑制装置、労働方法、その他の手段がある。既存の大規模発生源の下限は、同じ業種内の発生源の上位12%によって達成される平均排出限度である²⁶⁾。

この下限を命じることによって、連邦議会は、EPA が利用可能な汚染管理技術に関連するコストまたはその技術によって提供されるリスク削減幅を規制過程で評価する負担をなくしたことになる。これにより、EPA は、コストがリスク削減幅に見合うかどうかを決定する必要はない。

しかし、連邦議会は、EPA のすべての政策作成負担を緩和したわけではない。EPA は、依然として下限よりも厳しい技術ベース基準が規制対象に適切かどうかを決定しなければならない²⁷⁾。下限が設定された後、EPA は、コストや、健康、環境、エネルギー影響などの大気環境以外の要素を考慮して、発生源に大幅な排出削減を求めることになる²⁸⁾。

とくに、CAA§112(d)(2)は、EPA に対して、排出削減を達成するコストを考慮して、利用可能な技術を利用することで達成されうる排出削減の最大限の程度を決定するよう求める²⁹⁾。すなわち、連邦議会は、規制対象者に過度の経済負担を課すことなく可能な限り有害大気汚染物質のリスクから公衆の健康や環境を保護することを目標としたのである³⁰⁾。

このように、MACT 基準は最大限達成可能な技術に依拠するものの、EPA は、政策判断

23) Bradford C. Mank, A Scrivener's Error or Greater Protection of the Public: Does the EPA Have the Authority to Delist "Low-Risk" Sources of Carcinogens from Section 112's Maximum Achievable Control Technology Requirements?, 24 Virginia Environmental Law Journal 75, 89 (2005).

24) 42 U.S.C. §7412(d)(6).

25) Id., §7412(d)(2).

26) Id., §7412(d)(3).

27) *Mossville Environmental Action Now v. EPA*, 370 F. 3d 1232, 1235 (D.C. Cir. 2004).

28) Victor B. Flatt, *supra* note 7, at 114.

29) 42 U.S.C. §7412(d)(2).

30) S. Rep. No. 101-228, at 168 (1989).

において汚染防止コストに見合う技術によってリスク削減を図る³¹⁾。なお、EPAは、最新の技術進歩を基準に反映するため8年ごとにMACT基準を改定しなければならない³²⁾。

(3) 健康ベース規制 (Phase II)～残存リスク

Phase IIは残存リスク (residual risk) を扱う。CAAは、第一段階の技術ベース規制を実施しても生じる健康リスク (残存リスク) について健康ベース審査の実施をEPAに求める。

EPAは、MACT基準の公布後6年以内に健康リスクに関する事実認定を含むレポートを連邦議会に提出しなければならない。レポート提出後に連邦議会が何も行動しないならば、EPAは、§112(f)(2)にもとづいてMACT基準の公布後8年以内に残存リスクの分析を行わなければならない。

この分析では、1990年修正以前のアプローチと同様に、EPAは、「人の健康を保護し…環境悪影響…防止する最大限の安全性を提供する」基準が必要か否かを決定しなければならない³³⁾。

3. MACT基準の適用方法～業種と規模

(1) 大規模発生源

大規模発生源は、指定有害大気汚染物質のいずれかの年間排出量が10トン以上、あるいは有害大気汚染物質の混合物25トン以上を排出する発生源として定義される。たとえば、化学工場、製鋼所、石油精製、有害廃棄物焼却場が該当する。この排出量の対象は、排水管や排出口から排出される有害物質だけでなく、通常の排気システムを経ることのない生産工程から漏出する脱出排出 (fugitive emissions) の有害物質も含まれる³⁴⁾。

(2) 小規模 (局地的) 発生源

小規模 (局地的) 発生源は、小規模な有害大気汚染物質の発生源であり、一つの有害物質の排出量が年間10トン未満か、その混合物が25トン未満の発生源として定義される。たとえば、ドライクリーニングやガソリンスタンドがこれに該当する。

スソ切りをせずに、このような小規模発生源も規制対象にするのは、有害物質の排出量が少量ながら集積することで、重大なリスクを引き起こす場合があるからである。とくに、多くの小規模発生源が人口密集地域に所在する場合に対処することを意図されている。

もっとも、MACT基準は、一般にすべての発生源に適用されるが、EPAは、大規模発生

31) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; Availability: Draft Schedule for the Promulgation of Emission Standards, 57 Fed. Reg. 44,147, 44,149 (proposed Sept. 24, 1992) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63).

32) 42 U.S.C. §7412(d)(6).

33) Id., §7412(f)(1)(A)&(f)(2)(A).

34) Farber et al, supra note 3, at 577.

源への適用を制限でき、個別的で厳格でない一般に適用可能な排出抑制技術や排出抑制実行の要件を小規模発生源に課することができる。EPAは、小規模発生源の全ての業種カテゴリーを指定する必要はなく、指定されていない発生源の排出基準を設定する必要もない。

現在、EPAは、§112において96の有害大気汚染物質に関するMACT基準を発行している。これらの基準は、160を超える業種の発生源に影響を与えている³⁵⁾。

4. MACT 基準設定例～費用対効果

EPAは、当初、MACTプログラムにおいて下限（floor）よりも厳格な基準を課すかどうかを選択する際に、技術のコストのみならず、リスク削減利益も考慮しなければならないと認識していた。つまり、下限よりも高い排出抑制レベルを達成する基準を決定する場合、EPAは、排出抑制の費用対効果と費用対便益の比較を定量化と非定量化の双方で行うものと考えていた³⁶⁾。

実際、EPAは、業種ごとのMACT基準を採択した96の規則作成をつうじて、利用可能な技術のリスク削減便益を繰り返し分析し、それらの便益と比べてコストが見合わない場合、MACT基準を公布しなかったことがある³⁷⁾。

(1) 高コストだが強い毒性を持つ物質の規制の肯定例

EPAは、削減される汚染物質質量と毒性の強さを比較して、排出抑制技術のリスク削減便益を明らかにしてきた。たとえば、初期の規制の一つで、EPAは、クロムメッキの厳しい（それゆえに高コストな）規制を正当化するために、クロムの相対的に強い毒性を指摘した³⁸⁾。

35) Id.

36) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Source Categories; Organic Hazardous Air Pollutants from the Synthetic Organic Chemical Manufacturing Industry and Seven Other Processes, 57 Fed. Reg. 62,608, 62,631 (proposed Dec. 31, 1992) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63).

37) いくつかの例をあげると、National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants Phosphoric Acid Manufacturing and Phosphate Fertilizers Production, 64 Fed. Reg. 31,358, 31,369 (June 10, 1999) (to be codified at 40 C.F.R. pts. 9 & 63); Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards: Pulp, Paper, and Paperboard Category; National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Source Category: Pulp and Paper Production, 58 Fed. Reg. 66,078, 66,141 (proposed Dec. 17, 1993) (to be codified at 40 C.F.R. pts. 63 & 430); National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; Proposed Standards for Hazardous Air Pollutant Emissions from Magnetic Tape Manufacturing Operations, 59 Fed. Reg. 11,662, 11,677 (proposed Mar. 11, 1994) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63); National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants (Secondary Lead Smelters), 59 Fed. Reg. 29,750, 29,763 (proposed June 9, 1994) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63); National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Wet-Formed Fiberglass Mat Production, 65 Fed. Reg. 34,278, 34,286 (proposed May 26, 2000) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63) などがある。

38) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; Proposed Standards for Chromium Emissions from Hard and Decorative Chromium Electroplating and Chromium Anodizing Tanks, 58 Fed. Reg. 65,768, 65,790 (proposed Dec. 16, 1993) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63).

排出基準の根拠となる技術が「関連のクロム排出削減に比較して相当高コストな排出抑制となる」が、それらの高コストな措置は、クロムが他の物質よりも相当強い毒性を示すため(ベンゼンの1500倍の毒性)、合理的とされた³⁹⁾。

EPA はまた、有害廃棄物を燃焼させるセメント炉の厳格で高コストな規制を正当化する上で、カドミウムと鉛の強い毒性を引用した。EPA は、提示した規則案の中で、義務的な下限(floor)よりも厳しい技術を課す決定をする際の主な判断材料として費用対効果をあげた⁴⁰⁾。

すなわち、もし EPA の経済分析が、(下限を超えた)レベルが費用対効果上で達成されることを示したならば(とくに重大な健康便益が低い排出レベルを生じさせるならば)、適用可能な下限以上の排出レベル排出抑制技術は、当該排出レベルを達成するとされた⁴¹⁾。その結果、最終規則決定で、EPA は、たとえ費用対効果の結果がそれほど明らかでなくとも、削減される鉛とカドミウムの排出がとくに有毒であるために下限よりも厳格で高コストな技術を課した⁴²⁾。

(2) 高コストな規制の否定例

一方で、EPA は、技術のリスク削減便益が相対的にコストに比べて低いと判断したならば、利用可能であるが高コストな技術を採用せず、厳格でない規制を正当化する際にも汚染物質の毒性に依拠してきた。

たとえば、リン酸製造業者に対して、EPA は、フッ化水素の推定健康リスクが些少であるとして、既存発生源の健康影響分析のいずれもが MACT の下限レベル以上の排出抑制を必要としていないとした⁴³⁾。

同様に、殺虫剤の活性成分の製造者によって排出される内分泌かく乱物質に関する規則案において、EPA は、かかる汚染物質の排出および健康影響に関する既存の情報が厳格な基準の実施に必要な追加コストを正当化するほどではないとした⁴⁴⁾。

39) National Emission Standards for Chromium Emissions from Hard and Decorative Chromium Electroplating and Chromium Anodizing Tanks, 60 Fed. Reg. 4948, 4954 (Jan. 25, 1995) (to be codified at 40 C.F.R. pts. 9 & 63).

40) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Final Standards for Hazardous Air Pollutants for Hazardous Waste Combustors, 64 Fed. Reg. 52,828, 52,882 (Sept. 30, 1999) (to be codified at 40 C.F.R. pts. 60, 63, 260, 261, 264, 265, 266, 270 & 271).

41) Revised Standards for Hazardous Waste Combustors, 61 Fed. Reg. 17,358, 17,368 (proposed Apr. 19, 1996) (to be codified at 40 C.F.R. pts. 60, 63, 260, 261, 264, 265, 266, 270 & 271).

42) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Final Standards for Hazardous Air Pollutants for Hazardous Waste Combustors, 64 Fed. Reg. at 52,882.

43) National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants Phosphoric Acid Manufacturing and Phosphate Fertilizers Production, 61 Fed. Reg. 68,430, 68,437 (proposed Dec. 27, 1996) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63).

44) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants Pesticide Active Ingredient Production, 62 Fed. Reg. 60,566, 60,569 (proposed Nov. 10, 1997) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63).

汚染物質の毒性が技術のリスク削減便益の EPA の評価に影響を与えるべき方法を決定するのに役立つため、EPA はまた、関係団体からのコメントをとくに勧誘した。たとえば、上記の規則案で、EPA は、内分泌攪乱物質の規制に関するコメントを求めた。最終規則で、厳しいコメントを求めるものがなかったとして、EPA は、強制的な下限を超える排出限度を課さない仮決定をした⁴⁵⁾。

III. MACT の実施手続（フェーズ I）～石炭火力発電所の水銀排出規制を例に

1. 石炭火力発電所から排出される水銀

石炭火力発電所は、全米の電力の半分以上を生産すると同時に、年間15万トンの有害大気汚染物質を排出し、全米の人為的な水銀排出の40%を占める。石炭火力発電所は、水銀の最大の排出源である⁴⁶⁾。

水銀の毒性は水俣病でよく知られるように、非常に危険な神経毒であり、乳幼児の中樞神経、子どもや成人の心臓に悪影響を及ぼす。水銀は、発電の副産物として大気中に放出され、その後土壌や水に降着する。そして、魚類で生物濃縮が起これ、人や野生生物は、そのような魚類を摂取することにより水銀に曝露する。

EPA は、長い間水銀規制の必要性を認めてきた。事実、水銀は、1970年修正 CAA§112 における最初の有害大気汚染物質に指定された。しかし、EPA は、水銀発生源の小規模な施設に対する基準を定式化し実施するだけで、発電所からの水銀排出を扱わなかった。

前述したように、連邦議会は1970年修正 CAA の不備を修正するため、1990年修正 CAA を制定した。その際、189の有害大気汚染物質を指定し、EPA に業種ごとの発生源に対する技術ベース基準を公布することを求め、公布期限も設定した。水銀は、この最初の有害大気汚染物質指定に含まれていた⁴⁷⁾。

2. MACT 設定プロセス～規制停滞の防止

(1) HAPs 指定と発生源指定

1990年修正 CAA§112(c)は、§112(b)(1)で指定された有害大気汚染物質の発生源の「すべてのカテゴリー（業種）およびサブカテゴリー」を指定するよう EPA に求める。

ひとたび指定されたならば、水銀のような非発ガン性の汚染物質を排出するカテゴリーお

45) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Pesticide Active Ingredient Production, 64 Fed. Reg. 33,550, 33,586 (June 23, 1999) (to be codified at C.F.R. pts. 9 & 63).

46) Nickolas Morales, Case Comment: New Jersey v. Environmental Protection Agency, 33 Harvard Environmental Law Review 263 (2009).

47) 42 U.S.C. §7412(b)(1), (e).

よびサブカテゴリーは、カテゴリーまたはサブカテゴリーの単一の施設が最大限の安全性を持って公衆の健康を保護するのに適切な一定レベルを超えず、環境への悪影響が除外により生じないと EPA が決定しないならば、除外されえない⁴⁸⁾。

(2) 指定業種：MACT（新規発生源または既存発生源）

各指定発生源カテゴリーについて、EPA は、削減を達成するコストを考慮して、業種の決定が達成可能な有害大気汚染物質の排出において最大限の削減を求める新規および既存の発生源に適用可能な排出基準を公布しなければならない。

前述したように、この義務付け基準を満たすため、カテゴリーおよびサブカテゴリーのあらゆる新規発生源は、「最善の管理された同様の発生源」の排出管理性能に適合しなければならないが、あらゆる既存発生源は、「既存発生源の上位12%の最善の性能に排出管理性能を適合しなければならない」⁴⁹⁾。

(3) 基準設定期限と遵守期限（1970年修正法の反省）

基準設定プロセスの遅延を回避するため、連邦議会は、指定発生源の基準を公布する期限を設けた。当初 §112(c)におかれた各カテゴリーおよびサブカテゴリーの排出基準は、1990年修正の制定後10年以内に公布されなければならなかった⁵⁰⁾。

適用可能な基準の公布後に建設される新規発電所は、その基準を直ちに遵守しなければならないが、既存発生源は、基準公布後3年以内に遵守しなければならない⁵¹⁾。

3. 石炭火力発電所に対する EPA の対応

(1) 適用除外と EPA への研究指示

1990年修正 CAA§112 は、EPA が作為的に遅延する裁量を制限することによって、有害大気汚染物質規制を促進するために設けられたものである。しかし、連邦議会は、規制対象の発生源カテゴリーとして石炭火力発電所を当初指定することを EPA に禁じた広範な適用除外を §112 で定めた⁵²⁾。

そして、この適用除外を定める代わりに、連邦議会は、§112(n)(1)(A)で明記されるように、発電所規制の必要性を研究するよう EPA に指示した。同条項は次のように定める。

「EPA は、本編要件の賦課後、§112(b)で指定された汚染物質の発電施設 (EGUs : Electric Utility Steam Generating Units)⁵³⁾ による排出の結果として生じることを合理的に予見

48) Id., §7412(c)(9)(B)(ii).

49) Id., §7412(d)(1)-(3).

50) Id., §7412(e)(1).

51) Id., §7412(i)(1), (3).

52) Id., §7412(c)(6).

53) 条文では Electric Utility Steam Generating Units と表記されるが、power plants と同義である。

される公衆の健康への障害に関する研究を行うものとする。EPA は、1990年11月15日以降3年以内に連邦議会にこの研究結果を提出しなければならない。…EPA は、もし本段落によって求められる研究の結果を考慮した後に規制が適切かつ必要であると判断するならば、本条において発電施設（EGUs）を規制しなければならない⁵⁴⁾。」

たとえ連邦議会が、発電施設が水銀などの有害大気汚染物質の大規模発生源に該当すると1990年修正の制定時に理解していたとしても、EPA は、その科学的研究の結果にもとづいて発電施設を規制するか否かを決定する広範な裁量を付与された。

(2) 研究結果公表（1998年研究）と事実認定（2000年）

EPA は、連邦議会が設定した期限の5年後の1998年にEGUsの公衆の健康影響に関する研究を公表した（1998年研究）。この1998年研究は、水銀の人為的排出と魚類のメチル水銀の間に因果関係があるとした⁵⁵⁾。

EPA は、この結果と追加データ（EPA が収集）にもとづいて、2000年に石炭石油火力発電施設からの有害大気汚染物質を規制することが適切かつ必要があるとした事実認定を公表した（2000年事実認定）。2000年事実認定は、EGUs が国内最大の水銀排出発生源であり、EGUs の水銀排出が公衆の健康と環境に脅威を与えると結論した⁵⁶⁾。

2000年事実認定は、§112(c)の有害大気汚染物質発生源に発電所を加え、EPA が発電所から排出される各有害大気汚染物質に対する MACT 基準を公布する契機となった⁵⁷⁾。

(3) EPA による二つの規制案提示

2004年1月30日、EPA は、EGUs に対する MACT 基準を提案したが、同時に代替案も提示した。代替案は、§112(c)の有害大気汚染物質発生源の指定からEGUsを除外し、§111において新規発生源性能基準（NSPS：New Source Performance Standards）を設定し、水銀を排出する権利を取引する自主的なキャップ&トレードプログラムを実施することであった⁵⁸⁾。パブリックコメント手続きの後、EPA は、規制事実認定改定（指定解除規則：Revision of December 2000 Regulatory Finding (“Delisting Rule”))と水銀規則（CAMR：Clean Air Mercury Rule）の2つの規則を発行することで、§111の規制による水銀排出枠取引制度を

54) Id., §7412(n)(1).

55) EPA, Study of Hazardous Air Pollutant Emissions from Electric Utility Steam Generating Units – Final Report to Congress ES-5, 7–1, 7–45 (1998) [hereinafter 1998 Study], <http://www.epa.gov/ttn/caaa/t3/reports/eurtc1.pdf>.

56) Regulatory Finding on the Emissions of Hazardous Air Pollutants from Electric Utility Steam Generating Units, 65 Fed. Reg. 79,825, 79,825–26, 79,829–30 (Dec. 20, 2000).

57) David Wooley & Elizabeth Morss, Clean Air Act Handbook § 3:32 (2008).

58) Proposed National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; Proposed Standards of Performance for New and Existing Stationary Sources: Electric Utility Steam Generating Units, 69 Fed. Reg. 4,652 (Jan. 30, 2004).

選択した⁵⁹⁾。

(4) EPA の指定解除規定の解釈

指定解除規則で、EPA は、§112(n)(1)(A) が肯定的な適切かつ必要な事実認定を求めるという狭い解釈をして、§112(c) 発生源のカテゴリーリストから石炭石油火力発電所施設を除外することを正当化した。

第一に、EPA は、§112(n)(1)(A) について、事実認定の前提となる研究が公衆の健康に対する支障のみを検討する場合、公衆の健康への影響のみにもとづいて事実認定することを求めるものとして解釈した。

この解釈によれば、EPA は、レクリエーションで清浄な水に棲む魚を捕獲し消費する女性や子どもへの影響のみを考慮すればよく、個別具体的な支障を考慮しなくともよいことになる。

さらに、EPA は、EGUs に直接寄与する水銀生物濃縮の影響のみを考慮できると結論した。つまり、累積的な被害と、発電所からの排出に直接関連しない被害は、本研究の対象外になった⁶⁰⁾。

第二に、EPA は、2000年事実認定で、§109 のオゾンに関する改定全国大気環境基準 (NAAQS) の実施、§111 の NO_x に関する NSPS 作成、§110 の NO_x の SIP における州際輸送の規制などの CAA の「要件賦課」から生じる水銀排出削減を考慮しなかったと述べた。その他の実施済みプログラムで達成される排出削減を考慮することに加えて、もしそれらの規定が実施されるならば、EPA は、CAA の他の規定によって削減される水銀排出を斟酌して考慮しなければならないと説明した。

EPA は、これらを理由にして、1998年研究の範囲が限定的であるため、研究を前提にした2000年事実認定が正当な根拠になりえず、水銀曝露から生じる公衆の健康影響が §112(n)(1)(A) で設定される適切かつ必要なレベルを満たさないと結論した⁶¹⁾。

第三に、EPA は、指定解除規則において、最新の情報が §112 で EGUs を規制する上で適切かつ必要ではないことを示す追加根拠を示した。すなわち、新たに作成された清浄大気州際規則 (CAIR) がすでに SO₂ と NO_x の排出枠取引制度を設立したことで水銀も削減されるため、§112 の水銀規制を不適切かつ不必要とみなした。EPA は、発電所が CAIR を遵守

59) Standards of Performance for New and Existing Stationary Sources: Electric Utility Steam Generating Units, 70 Fed. Reg. 28,606 (May 18, 2005). The Delisting Rule and CAMR were revised based on public comments. Revision of December 2000 Clean Air Act Section 112 (n) Finding Regarding Electric Utility Steam Generating Units; and Standards of Performance for New and Existing Electric Utility Steam Generating Units: Reconsideration, 71 Fed. Reg. 33,388 (June 9, 2006).

60) Revision of December 2000 Regulatory Finding, 70 Fed. Reg. 15,994, 16,003, 16,021, 16,028–29 (Mar. 29, 2005).

61) *Id.*, at 16,001, 16,003–04, 15,994.

するために設置する硫黄除去（scrubber）装置が水銀排出も同時に削減すると説明した⁶²⁾。

4. EGUsの排出枠取引制度の設計～キャップ&トレード方式

EGUsを§112の有害大気汚染物質発生源として指定しないならば、EPAは、§111(d)の権限で全国的な水銀排出枠取引制度を設立する。この排出枠取引制度は、キャップ&トレード方式で、2010年に年間38トン、2018年に年間15トンのキャップをかける。

取引制度プログラムに参加する州は、総排出枠を割り当てられ、州内の発電所間に排出枠を割り当てる。排出取引制度に参加する発電所は、新規および既存のすべての発電所である。

取引制度に加えて、EPAは、§111(b)にもとづいて、新規の石炭火力発電所からの水銀排出に関するNSPSを公布した⁶³⁾。§111(b)は、すべての新規EGUsが遵守すべき最低要件として機能する全国一律の基準である。

これらの措置を盛り込んだCAMRを実施することで、水銀排出は、2010年に21%削減され、2018年には69%削減されると見込まれた⁶⁴⁾。

5. MACT基準 (§112) の削減効果

CAMRとは対照的に、2004年に提案されたMACT基準 (§112) 実施による削減効果は、基準公布後3年以内に水銀排出を55%削減すると推定された⁶⁵⁾。研究者によっては、適切に設定されたMACT基準ならば、同期間で90%削減されると主張する者もいる⁶⁶⁾。

さらに、CAMRは、発電所から排出される水銀以外の有害大気汚染物質を規制しなかったが、§112(d)の規制 (MACT) は、発電所から排出されるすべての有害大気汚染物質に対して厳格な規制を求めることになる。

6. 州レベルでの水銀排出規制

発電所からの水銀排出は、州レベルでも規制される。多くの州は、CAMRよりも厳格な要件を課すことを選ぶと思われる。なぜなら、複数の州では、すでに2012年までに水銀排出を90%削減することを決定しているからである。さらに、少なくとも16の州は、CAMR排出

62) *Id.*, at 15,994, 16,004.

63) Standards of Performance for New and Existing Stationary Sources: Electric Utility Steam Generating Units, 70 Fed. Reg. at 28,606, 28,621.

64) James E. McCarthy, Cong. Research Serv., Mercury Emissions from Electric Power Plants: An Analysis of EPA's Cap-and-Trade Regulations 7 n24 (2005).

65) Catherine A. O'Neill, Environmental Justice in the Tribal Context: A Madness to EPA's Method, 38 Environmental Law 495, 503 (2008).

66) Final Opening Brief of Environmental Petitioners at 5 n. 15, *New Jersey v. EPA*, 517 F. 3d 574 (D.C. Cir. 2008) (No. 05-1097).

取引計画に参加しないことを決めた⁶⁷⁾。

7. New Jersey v. EPA

(1) 事件の概要

1998年研究の結果にもかかわらず、EPA が事実認定を否定したことは、公衆の健康に重大なリスクをもたらすことを危惧した連邦議会や連邦会計検査院 (GAO)、EPA の監査局長など多くの人々から批判された⁶⁸⁾。

15の州、2つの州機関、1つの市、複数の環境や保健団体、先住民族団体は、指定解除規則と CAMR の審査を求めてコロンビア特別区巡回区控訴裁判所に出訴した⁶⁹⁾。同裁判所は、ニュージャージー州に原告を一本化し、原告勝訴の判決を2008年2月に出した。

(2) 双方の主張

原告は、指定解除規則と CAMR の取り消しを求めて、おもに3つの主張を行った。

第一に、原告は、§112(c)(9)で求められるように、EPA が最初の事実認定をすることなく汚染発生源を指定カテゴリーから除外したことがEPA の権限を超えると主張した⁷⁰⁾。その事実認定では、公衆の健康に悪影響を及ぼすレベルの排出をする発生源がカテゴリー内にはなかった。

§112(c)(9)の文法的意味は、原告が主張するように、EPA に対して、最初の§112(c)(9)の事実認定をすることなく「発生源カテゴリーを指定解除する」権限を与えていない。そして、EGUs は、この規定から免除されない。原告はまた、§112(n)(1)(A)は単一の規制決定を行う権限のみを付与し、それを改定する権限を付与していないと指摘して、「適切かつ必要な」事実認定を取り消す EPA の権限を問題にした⁷¹⁾。

一方、EPA は、連邦議会が§112でEGUsを特別扱いしていることを指摘して、§112(c)(9)の指定解除要件はEGUsを網羅しないと反論した。EPA によれば、§112(n)(1)(A)でEGUsを指定する権限は、指定が誤りであるとEPA が判断した場合にそれらを除外する権限を必然的に包摂する。EPA にとって、EGUsに関する規制が適切かつ必要であるか否か決定する期限を連邦議会が定めていないことは、EPA が当初の事実認定を改定できることの証し

67) James Ruhl, Quicksilver Alchemy: New England's Mercury Control Programs and the Clean Air Mercury Rule, 32 Vanderbilt Law Review 525, 541 n129 (2008).

68) Shankar Vedantam, EPA Distorted Mercury Analysis, GAO Says, Wash. Post, Mar. 8, 2005, at A9, <http://www.washingtonpost.com/wp-dyn/articles/A15244-2005Mar7.html>.

69) New Jersey v. EPA, supra note 66, at 575–76 (D.C. Cir. 2008) (No. 05-1097).

70) Opening Brief of Government Petitioners, id., at 12, 14–17; Final Opening Brief of Environmental Petitioners, id., at 14–15.

71) Final Opening Brief of Environmental Petitioners, id., at 15; Opening Brief of Government Petitioners, id., at 12–13.

になる⁷²⁾。

いずれにせよ、EPAは、§112(n)(1)(A)がEGUsにとくに焦点を当て、§112(c)(9)がEGUsに言及しないため、§112(c)(9)の指定解除要件がEGUsに適用されるか否かはあいまいであると主張した。それゆえ、EPAは、その解釈はシェブロン法理により擁護されるとした⁷³⁾。

第二に、原告は、どのような健康支障を事実認定で適切かつ必要に考慮できるかに関するEPAの指定解除規則の解釈は、CAAの文言および目的に反すると主張した。EPAは、§112(n)(1)(A)に関する指定解除規則の解釈を合理的と弁護した⁷⁴⁾。

第三に、原告は、排出枠取引が§111(a)(1)で求められる最善の排出削減制度に値するかどうかに異議を申した。原告はまた、排出枠取引制度が「特定の」発生源からの「継続的な」削減を求めないため、§111(d)の要件を満たさないと主張した。これに対して、EPAは、排出枠取引制度は§111で定められる「性能基準」の定義を満たすと反論した⁷⁵⁾。

(3) 判決

コロンビア特別区巡回区控訴裁判所小法廷は、EPAが、カテゴリー内の発電所に公衆の健康に脅威を与えるものがないという必要な事実認定をすることなく、§112(c)の発生源リストから汚染者のカテゴリーを指定解除したことは§112(c)(9)で連邦議会によって定められた手続きに違反すると判示した。

裁判所は§112を文理的に解釈したといえよう。§112(c)(9)の指定解除規定は、「いずれかの」発生源のカテゴリーからの除外を規律し、コロンビア特別区巡回区控訴裁判所は、先例から「いずれかの」がCAAで広範な意味を有すると判示した。

さらに、CAAにはEGUsを指定解除要件から明白に免除する規定がないため、裁判所は、連邦議会がEGUsを指定解除するにはEPAが§112(c)(9)を遵守しなければならないことを意図したと結論した。また、§112(n)(1)(A)自体はEGUsを指定解除する権限を規定しないと判示した。同条項は、EGUsを指定する決定のみを扱い、指定解除する決定を扱っていないからである。

裁判所は、EPAがその適切かつ必要な事実認定を覆す権限を行政機関として有するとした

72) Revision of December 2000 Regulatory Finding, 70 Fed. Reg. 15,994, 16,032, 16,001–02 (Mar. 29, 2005); Final Brief of Respondent United States Environmental Protection Agency at 24, *New Jersey v. EPA*, supra note 66, 574 (No. 05-1097).

73) Final Brief of Respondent United States Environmental Protection Agency, id., at 26–27.

74) *New Jersey v. EPA*, supra note 66, at 581, 583; Final Brief of Respondent United States Environmental Protection Agency, id., at 33–40.

75) Opening Brief of Government Petitioners, id., at 29; Final Opening Brief of Environmental Petitioners, id., at 25–26; Final Brief of Respondent United States Environmental Protection Agency, id., at 122.

EPAの主張を退けた。裁判所は、EPAが通常その立場を変更できることには同意したが、「連邦議会は…疑いなくそれ自体を覆す行政の裁量を制限できる」とした。裁判所は、§112(c)(9)の指定解除要件により、ひとたび指定されたリストからEGUsを含めた発生源を除外するEPAの裁量は制限されるとした。

以上の理由から、コロンビア特別区巡回区控訴裁判所は、指定解除規則とCAMRを取り消した。とくにCAMRの排出枠取引制度については、§112で指定された発生源は§111大気汚染物質の発生源として規制することを禁じられる (§111(d)(1)) ことをあげた。そして、裁判所は、発電所に対する§112規制がなく、NSPSが排出取引プログラムを伴うことを前提に発行された§111(b)の新規発電所に対するNSPSも取り消した⁷⁶⁾。

IV. MACTと残存リスク規制（フェーズII）

1. 「最大限の安全性」の変遷

(1) 塩化ビニル事件（1970年修正CAA）

連邦議会は、EPAが1970年修正CAAで健康基準を設定する際に、有害大気汚染物質規制においてコストと技術の実施可能性を考慮できるかを明らかにしなかった。

しかし、EPAは、1970年代から1980年代にかけて、プラスチック製造業で使用される発ガン性物質の塩化ビニルの基準発行を含めた規則の公布で、コストと技術的実施可能性を考慮し始めた⁷⁷⁾。

環境保護団体NRDC（Natural Resources Defense Council）は、§112が有害大気汚染物質の排出基準を設定する際に健康以外の要素を考慮することをEPAに認めていないと主張して、塩化ビニル規則を訴えた⁷⁸⁾。

塩化ビニル事件（NRDC v. EPA）の本判決において、コロンビア特別区巡回区控訴裁判所は、全員一致でEPAの規則を取り消した。しかし、裁判所は、EPAが有害大気汚染物質基準を設定する際に健康要素のみを考慮しなければならないというNRDCの主張に完全に同意しなかった。

むしろ、裁判所は、§112での最大限の安全性基準がEPAに対して2段階の過程で有害大気汚染物質規制を設定するよう求めるとした。

第一に、EPAは、どのレベルの濃度で化学物質が健康に許容可能なリスクを課すのかを決

76) *New Jersey v. EPA*, supra note 66, at 578, 581–583, 578, 583–584.

77) *Mank*, supra note 23, at 87.

78) *Natural Resources Defense Council v. EPA (Vinyl Chloride)*, 824 F.2d 1146, 1147–1148 (D.C. Cir. 1987) (en banc).

定しなければならない。この段階では、EPA は、安全またはリスクの許容可能なレベルを決定する際にコストまたは技術の実施可能性を考慮できないものの、裁判所は、「安全」はゼロ・リスクを意味しないことを強調した。

第二に、EPA は、公衆に最大限の安全性を提供するために安全な排出レベルよりも厳格な排出基準を設定する裁量を有する。しかし、EPA は、最大限の安全性を構成するものを評価する際に、技術やコストの要素を考慮できる。

塩化ビニル事件は、§112 の最大限の安全性基準を分析する唯一の主要裁判例である。1990年修正がこの枠組みを変えなかったために、本件判決は、EPA が遵守しなければならない基準設定方法であり続ける⁷⁹⁾。

(2) ベンゼン有害大気汚染物質排出基準 NESHAP（1977年修正 CAA）

EPA は、塩化ビニル事件判決の枠組みを1989年ベンゼン規則作成における残存リスク基準発行に適用した。EPA は、塩化ビニル事件判決にしたがい、第一段階として健康クライテリアのみを考慮して有害大気汚染物質の安全なリスクレベルを特定する。

ベンゼン有害大気汚染物質排出基準（NESHAP：National Emission Standard for Hazardous Air Pollutants）において、EPA は、ベンゼンのような発ガン有害大気汚染物質の生涯発ガンリスクは100万分の1以下で推定安全となると決定した。

第2段階で、EPA は、最大限の安全性を公衆に提供するうえで、この安全レベル以上にリスクを削減することが必要かどうかを考慮する。その際、EPA は、健康情報に加えて、コスト、経済影響、技術的实施可能性のような他の要素を考慮する⁸⁰⁾。

しかし、ベンゼン NESHAP の残存リスクに対する EPA のアプローチは、塩化ビニル事件でとられた最大限のレベルを超えた。たとえば、ベンゼン規則の前文で、EPA は、100万分の1が下限であるにもかかわらず、100万分の1よりも高くない個人の生涯リスクレベルで起こりうる最大人数を守ることを試みようとした。

さらに、EPA は、一定の場合に、推定許容可能レベルよりも低いリスクがその他の健康リスク要素に照らして許容できないとした。少なくとも発ガン物質に関して、EPA は、塩化ビニル事件で求められた2段階の措置よりも、ベンゼン NESHAP の残存リスクにおいて文脈的なアプローチを採用した⁸¹⁾。

79) *Id.*, at 1147–48, 1164–1165.

80) National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants; Benzene Emissions from Maleic Anhydride Plants, Ethylbenzene/Styrene Plants, Benzene Storage Vessels, Benzene Equipment Leaks, and Coke By-Product Recovery Plants (Benzene NESHAP), 54 Fed. Reg. 38,044–38,046 (Sept. 14, 1989) (to be codified at 40 C.F.R. pt.1).

81) *Id.*, at 38,046.

2. 残存リスク規制

(1) 修正 §112(f) (1990年修正 CAA) の残存リスク規制

EPA は、ベンゼン NESHAP を1989年に公布した。EPA も連邦議会も、その後、1990年修正法 §112(f)において最大限の安全性を決定するためにベンゼン NESHAP を合理的なアプローチとして指摘した⁸²⁾。

しかし、連邦議会は、§112(f)も修正した。それは、MACT 基準が100万分の1以下に発ガンリスクを削減しなかった場合に、発ガン物質を排出する発生源に基準を公布するよう求めた (フェーズII)⁸³⁾。これは、100万分の1以下の発ガンリスクが推定安全であるというベンゼン NESHAP での EPA の結論に反する。

このことから次の問題が生じる。連邦議会は、最大限の安全性として100万分の1を設定することで、ベンゼン NESHAP で設定された残存リスクに対する EPA のアプローチを変更したのか。EPA はこの閾値以上に全てのリスクを削減しなければならないのか。もしそうでないなら、連邦議会の基準公布命令は何を強いるのか⁸⁴⁾。

これらの問題は、後述の NRDC v. EPA の争点になった。事件の説明に入る前に、本件でもっとも論争となった1990年修正 CAA§112(f) (2) (A)にふれておく。

(2) §112(f) (2) (A)

§112(f) (2) (A)は、3つの文からなる。各文の重要性、それぞれの関係、他の条項との関係に関する論争は、NRDC v. EPA 事件のもっとも中核的な部分である。

① 第一文

「連邦議会が第一段落 (EPA に対して1990年 CAA 修正の6年以内に残存リスクを評価するレポートを作成する指示) における勧告にもとづいて行動しないならば、長官は、本項(d)にしたがって各カテゴリーまたはサブカテゴリーに対する基準 (MACT 基準) の公布後8年以内に、かかる基準の公布が本項 (1990年11月15日に発効) にしたがって公衆の健康を保護するために最大限の安全性を提供するため、あるいはコスト、エネルギー、安全性、その他の関連要素を考慮して環境への悪影響を防止するために求められるならば、かかるカテゴリーまたはサブカテゴリーの基準を公布しなければならない。」

② 第二文

長官は、コスト、エネルギー、安全性、その他の関連要素を考慮して、環境への悪影響を防止するのにより厳しい基準が必要であると決定しないならば、公布される排出基準は、本項にしたがって公衆の健康を保護するための最大限の安全性を定めなければならない。

82) Residual Risk Report to Congress, EPA-453/R-99-001 (1999), http://www.epa.gov/ttn/oarpg/t3/reports/risk_rep.pdf.

83) 42 U.S.C. §7412(f) (2) (A).

84) Benzene NESHAP, *supra* note 80, at 38,044–38,046.

③ 第三文

仮に基準が §112(d) によって公布され、汚染物質（発がん性が既知のものであり、人への発がんの蓋然性または可能性があり、カテゴリーまたはサブカテゴリーの発生源からの排出に最大曝露する個人の生涯超過発ガンリスクを100万分の1未満に削減しないものとして分類される汚染物質）を排出する発生源のカテゴリーまたはサブカテゴリーに適用可能であるならば、長官は、かかる発生源カテゴリーに対して本項において基準を公布しなければならない⁸⁵⁾。

3. NRDC v. EPA（有害有機 NESHAP）

NRDC とルイジアナ環境活動ネットワーク（LEAN）は、EPA の有害有機 NESHAP（HON：Hazardous Organic NESHAP）で健康ベース規制を課さないとした決定を訴えた。コロンビア特別区巡回区控訴裁判所は、この訴えを棄却し、EPA が §112(f)(2)(A) で残存リスク基準を発行する義務を合理的に解釈したため、EPA の1990年修正 CAA §112 にもとづく最初の残存リスク規則作成を是認した⁸⁶⁾。

(1) 事件の背景

1994年、EPA は、有害有機 NESHAP（HON）の技術ベース規制の第一段階として合成有機化学製造産業（SOCMI）に対する MACT 基準を公布した。SOCMI は、最終製品または他の化学物質を生産するために使用される供給原料として数百種類の大量の有機化学物質を産出する。合成有機化学物質は、プラスチック、ゴム、繊維、保護塗料、洗剤の原料として役立つことも多い。

HON 実施前に、EPA は、SOCMI 施設からの有害大気汚染物質の総排出量を年間57万トンと推測した。HON 実施後、EPA は、有害大気汚染物質の総排出量が年間6万6千トンにとどまり、SOCMI 施設での規制対象排出源からの有害大気汚染物質の排出量が95%から98%になると推測した。

2006年、EPA は、HON 規制対象の発生源からの残存リスクを評価するため有害大気汚染物質規制の第2段階、リスクベース規制を実施した。SOCMI のリスク評価後、EPA は、100万分の1以上の最大個人生涯発ガンリスクを示す発生源がなく、また2つの発生源のみが100万分の1のリスクを示す見込みがあると結論した⁸⁷⁾。

85) 42 U.S.C. §7412(f)(2)(A).

86) *Natural Resources Defense Council v. EPA*, 529 F.3d 1077, 1080, 1087 (D.C. Cir. 2008).

87) *National Emission Standards for Organic Hazardous Air Pollutants*, 59 Fed. Reg. 19,402 (April 22, 1994) (to be codified at 40 C.F.R. pt. 63); *National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants for Organic Hazardous Air Pollutants From the Synthetic Organic Chemical Manufacturing Industry (SOCMI NESHAP Proposed Rule)*, 71 Fed. Reg. 34,422, 34,425, 34,433 (June 14, 2006); *Natural Resources Defense Council, id.*, at 1078–1080.

(2) 2つの規制案の提示

これらの結果にもとづいて、EPAは、2つの規則案を提案した。

第一に、EPAは、HONによって求められる管理レベルが最大限の安全性の中で公衆の健康をすでに保護していることを指摘して、残余リスクを規制することなくHONを再採択することを提案した。

第二に、EPAは、追加的に設備漏出対策を行い、排出口からの排出を一層抑制することで、有害大気汚染物質排出の移動の削減を求めることを提案した。EPAによれば、この選択肢では、①100年ごとに一人の発ガンを防止することで発ガンを削減する、②100万分の1から100万分の60に生涯発ガンリスクを削減する、③100万分の1を超える発ガンリスクに曝露される個人の数に45万人まで削減すると見積もられた⁸⁸⁾。

当初、EPAは、これらの削減を確保するには、合計で年間1300万ドルかかるとしたが、後にパブリックコメントに応じて600万ドルに修正した⁸⁹⁾。

(3) EPAの選択

EPAは、最終規則で第一の規制案を選択した。その理由は、SOCMIリスク評価（100万分の1以上の発ガンリスクがある人がない）にもとづき、またベンゼンNESHAPアプローチ（100万分の1以下の発ガンリスクが推定許容可能であること）を適用して、CAA§112(f)の義務を遵守したと判断したからである。

すなわち、EPAは、第二の選択肢では、その推定年間コストが600万ドルかかるため、ほんのわずかな健康リスクしか改善しないため不合理になると判断したのである⁹⁰⁾。

(4) 争点と判決

NRDCは、次の3つの理由でEPAのベンゼン規則を訴えた。①EPAが公布した基準は§112(f)で求められる100万分の1以下に曝露する人間の生涯超過発ガンリスクを削減しないこと、②EPAが§112(d)(6)で産業に適用可能なMACT基準を審査する際に容認できないコストを考慮したこと、③EPAが§112(f)の最大限の安全性を設定する際に産業により提供されたデータに依拠したことがAPA（連邦行政手続法）の「恣意的または専断的」な裁量行使に該当するためAPAに違反すること、である⁹¹⁾。

88) SOCMI NESHAP Proposed Rule, id., at 34,422, 34,430–34,432, 34,436.

89) National Emission Standards for Organic Hazardous Air Pollutants From the Synthetic Organic Chemical Manufacturing Industry (SOCMI NESHAP Final Rule), 71 Fed. Reg. 76,603, 76,605 (Dec. 21, 2006).

90) Id.

91) Natural Resources Defense Council v. EPA, supra note 86, at 1081.

① §112(f)における EPA の義務

＜EPA の実体的義務＞

原告は、最初に、第三文が EPA に対して100万分の1未満の実質的な残存リスクレベルを達成するために、合成有機化学物質を排出する施設に対する健康ベース基準を設定するよう EPA に義務づけると主張した。当該化学物質は発ガン性が知られている。

対照的に、EPA は、第三文の100万分の1規定を実体的なベンチマークとしてではなく、追加的な規則作成を行うための手続的「契機」として解釈した。EPA は、唯一の実体的要件は第二文だけで、公衆の健康を保護する最大限の安全性を提供する基準を設定するよう EPA に指示すると主張する。この見解では、EPA に追加基準公布を求める第三文の「契機」は単に第二文に戻るよう EPA に指示することになる。基準が最大限の安全性を確保する限り、発ガンリスクは100分の1を超える⁹²⁾。

裁判所は、生涯リスクが100分の1を超えるかどうかにかかわらず、第三文が EPA に基準を公布するよう求めるとした原告の主張に同意した。しかし、裁判所は、それらの基準が実体的に何を求めるかについて条文上明らかでない述べた。

むしろ、裁判所は、連邦議会がそれを意図していたならば明確な基準を明らかに設定したであろうと述べて、当該条項が「故意にあいまいな妥協の産物」として起草されたと結論した⁹³⁾。

このあいまいさを解決するため、裁判所は、おもに §112(f)(2)(B) に依拠した。当該条項は、ベンゼン規則作成において EPA が100万分の100という最大限の安全性を構成するものとして以前解釈したものである。同条(B)は、(A)が EPA のベンゼン NESHAP に影響を何も与えないことを示すため、裁判所は、残存リスク基準は原告が主張した100万分の1の限度を基準とするのではなく、ベンゼン NESHAP で設定された100分の100を基準としたと理由を述べた。

裁判所は、EPA の見解が第三文を「相対的に緩和」したままにすることを認めたが、HON がこの上限リスクに入るため、裁判所は、追加的な要件を課さない EPA の決定がシェブロン法理⁹⁴⁾ において合理的であり、擁護されうると判示した⁹⁵⁾。

＜EPA の手続義務＞

原告は、たとえ第三文が追加的な基準を公布するための手続的契機であるとしても、EPA はこの義務を遵守していないと主張した。EPA は、規則作成をとることだけを求める「追加

92) *Id.*, at 1081–1083.

93) *Id.*, at 1081.

94) *Chevron U.S.A. Inc. v. Natural Resources Defense Council*, 467 U.S. 837 (1984).

95) *Natural Resources Defense Council v. EPA*, *supra* note 86, at 1082–1083.

的な基準を公布する」義務であると解釈した（既存基準を変更しないことを決定する）。原告は、技術ベース基準を単に再確認することで、EPA は二つの点で「追加基準を公布する」義務に反すると主張した。

第一に、EPA が産業に対して設定した技術ベース基準は残存リスクを規定する §112(f)ではなく、MACT 要件を定める §112(d)で公布される。したがって、原告は、EPA が §112(d)ではなく追加基準を公布する §112(f)の要件を遵守していないと主張した。

第二に、原告は、EPA の解釈は CAA の残存リスクに関する全般的な目的を無視しており、その目的は 8 年後の残余リスクに対処するために §112(d)を強化することであると主張した。

この目的を踏まえて、原告は、この文脈で基準の公布の意味は残存リスクを削減するのに十分な排出基準を設定することを EPA に指示しており、元の基準を再採択することでは EPA はこの義務を満たさないと主張した⁹⁶⁾。

しかし、裁判所は、この手続的主張を退け、NRDC の主張を裏付けるものは条文にないと認定した⁹⁷⁾。

② §112(d)におけるコスト主張

裁判所は、EPA が技術更新で不適切にコストを考慮したという原告の主張を考察した。当初の MACT 基準は、「漏出しない構成部分」(leakless components)を既存構成部分と置換すると高コストになるため、漏出しない部分について考慮するべきでないと指示していたからである。

裁判所は、EPA が MACT の下限を設定する際にコストを考慮できないことに同意し、EPA がまさにコストを考慮したとしたが、それらの基準を争訟するには期限が失効しているとして、判決でそれ以上踏み込まなかった⁹⁸⁾。

③ APA 違反

裁判所は、合成有機化学物質を使用または生産する施設からの残存健康リスクに関する EPA の分析が恣意的専断的であるか否か、それゆえ APA に違反したか否かを検討した。原告は、EPA の残存リスクアセスメントは産業が提供したデータにもとづいており、信頼に足らないため、誤っていると主張した⁹⁹⁾。

しかし、裁判所は、この主張を APA の恣意的で専断的な基準のもとで審理することが誤りであるとした。EPA が企業に提供されたデータに依拠する合理的な理由を示したとして

96) Final Reply Brief of Petitioners Natural Resources Defense Council & Louisiana Environmental Action Network at 5–6, Natural Resources Defense Council v. EPA, No. 07-1053 (D.C. Cir. 2008).

97) Natural Resources Defense Council v. EPA, *supra* note 86, at 1083.

98) *Id.*, at 1084.

99) *Id.*, at 1086.

も、裁判所は、EPA の決定が APA 違反にならないと判断した¹⁰⁰⁾。

お わ り に

CAA における有害大気汚染物質規制は、日本の大気汚染防止法における階層的・段階的規制とは異なり、厳しい内容になっている。このため、アメリカでは、「MACTハンマー」と言われるほどである。実際、EPA が1996年に作成した有害大気汚染物質対策のパンフレットでは、いずれの業種から排出される有害大気汚染物質は MACT 導入によって軒並み激減することが述べられている。

しかし、MACT の規制は、司法によって柔軟性が認められない場合もあるが、EPA によって柔軟に運用されているように思われる。

100) Motor Vehicle Mfrs. Ass'n. v. State Farm Mut. Auto. Ins. Co., 463 U.S. 29, 48 (1983) (quoting Burlington Truck Lines, Inc. v. United States, 371 U.S. 156, 167 (1962)).