

「後発の公共政策」としての 資源・環境政策の形成

——「初期」と因果関係について——

寺尾 忠能

はじめに

資源・環境政策の形成過程は、公共政策としてどのような特徴を持つであろうか。本章では、公共政策の一般的な政策プロセス、政策決定に関する議論を紹介し、その枠組みでは資源・環境政策の形成過程をとらえて分析するためには不十分であることを明らかにする。さらに、その原因として資源・環境問題に内在する本源的な不確実性と因果関係の不明確性が、その対策の形成過程において重要な影響を与えることを指摘し、問題の性質から切り離して政策プロセスとしてとりあげることの限界を明らかにする。そして、不確実性と因果関係の不明確性に加えて、資源・環境政策が「後発の公共政策」であることによる強い経路依存性が、政策形成過程の「初期」(the early stage) に焦点を当てた分析の重要性を示す。

さらに本章は、資源・環境政策の形成過程の「初期」とは、どのような時期なのか、なぜ「初期」に注目するのか、「初期」の分析がどのような意味を持つのかを示す。そして、因果関係の不明確さが政策形成過程にもたらす影響について考察し、因果関係の問題と深く関連する「初期」における被害放置の問題もとりあげる。最後に、本書の構成と各章の議論を紹介する。

本節では、まず公共政策の形成過程を「政策科学」として分析する宮川（2002）の、とくにその主要な内容と考えられる政策決定の部分を中心に紹介することによって、他の一般的な公共政策と比べて、資源・環境政策の形成過程にはどのような特徴がみられるかを明らかにしたい。

日本における公共政策学の代表的なテキストブックのひとつである宮川（2002）によれば、政策研究者の関心は大別してふたつの領域に分けられる¹。第1が、実態的政策問題、つまり現実に行われている具体的な政策の性質と、それをどのように解決するかに関心の中心がある分析である。第2が政策プロセス、政策がどのような主体（個人、集団、組織）によって、どのような影響力の作用のもとに、どのような段階を経て行われるかに関心を持つ研究である。後者の関心の対象である政策プロセスは、政策目的の達成のために行われる意思決定と、その実施にかかわる一連の行為のすべて、つまり公共政策の策定の中心的に担う政府だけではなく、その政策課題に利害関心を持つすべての個人、集団、組織の行為とその相互作用を含む。政策プロセスは、複雑な相互作用を含むものであり、その一連の流れは「政策決定」「政策実施」「政策評価」の3つの段階に分けることができる。さらに「政策評価」がフードバックされ、新たな「政策決定」が行われることによって政策プロセスは、ひとつのサイクルとして循環することができる。宮川（2002）で定式化される政策プロセスの主要な関心は、この3つの段階

1 「政策科学」(policy sciences) は第二次世界大戦後のアメリカで公共政策についての新しい学問として定式化されたが、最近では「公共政策学」(policy studies) と呼ばれることが多い。公共政策学の代表的なテキストブックである秋吉・伊藤・北山（2015, 7）によれば、「政策科学と政策研究・公共政策学は『公共政策を取り扱う学問』という広い意味では同じものであり、呼び名が変わっただけである」という。いずれも、「さまざまな学問を適用し」「理論モデルの構築と実証主義的分析」を行うことにより、「政策決定と実施のプロセスを研究する」という分野とされる。また、政策科学は「政策決定の改善について、とりわけ政策分析のあり方について」検討してきたが、政策研究・公共政策学は「より政策過程や政策内容について分析していった」という。政策決定に関して、秋吉・伊藤・北山（2015）では、合理性 (rationality)、利益 (interests)、制度 (institutions)、アイデア (ideas) を用いた多元主義、公共選択論、歴史的制度論などを解説している。ここでは、より古典的なアプローチを用いて政策形成過程をとりあげ、環境汚染への対策についても言及している宮川（2002）を参照して、資源・環境政策がどのように位置づけられるのかを検討した。

に集中している。

政策決定は、多くの場合、政策の目標が曖昧なまま、少ない情報のもとで、利害関心を持つ人々の不十分なコミュニケーションを通じて行われる。また政策への要求は変化し続けて、政策の課題も利害関係者によって十分に定義されず、政策決定者が定義し、利害関係者の要求の変化にあわせて再定義する。宮川（2002）によれば、政策決定は、①政策問題の確認、②政策アジェンダの設定、③政策案の生成、④政策案の採択、という4つの段階に分けられる。

政策プロセスは、政策によって解決される必要がある新たな問題が誰かによって認識されることによって始まるが、ほとんどの場合にそれは政策課題としてとりあげられることなく放置されて終わる（①政策問題の確認）。政策課題としてとりあげられ、政策アジェンダに設定されることに成功するか否かは、その問題の性質や問題を取り巻く状況によって左右される（②政策アジェンダの設定）。その問題から影響を受ける人々の範囲と密度、問題の可視性が、利害関係者が組織化される可能性に大きな影響を与える。また、以前に類似した問題が政策アジェンダに設定されたことがあるか否かが、その問題が政策アジェンダに設定される可能性に影響を与える。類似した問題がとりあげられた経験があれば、その問題も政策アジェンダに設定されやすく、逆にまったく新しい問題が政策アジェンダに設定されることは容易ではなく、利害関係の調整に長い時間を要する。一方で、重要な国家的価値、シンボルと結びついた問題も政策アジェンダに設定されやすい。この場合は、それまで政策課題としてあつかわれなかった新しい問題であることは、必ずしもマイナスの要因とはならない。政策アジェンダに設定されたのちに、法制度として具体化するための政策案が生成され、審議を経て採択される（③政策案の生成、④政策案の採択）。

宮川（2002）は、私的な市場活動によって解決できない場合に、その問題は公共政策の政策課題になるとして、そのような問題の古典的な例として、公共財と外部性をあげている。公共財はただ乗りを排除することが難しい（非排他性）ため、私的な市場活動によって供給できない。外部性とは、ある主体の経済活動が他の主体に正あるいは負の影響を与え、市場経済を通じて対価あるいは補償が行われない場合である。負の外部性の古典的な例として、大気汚染や水質汚濁のような環境汚染があげられている。宮川（2002）は、ほかに、政府以外の組

織によっては効率的、公正な解決策を策定することが困難な権利や法の適用といった問題が、政策アジェンダに設定されやすいこと、問題解決のために必要な技術が存在することが、政策アジェンダに設定されるための重要な条件となると述べている。

しかし、実際の資源・環境政策の形成過程は、その政策決定の部分だけを取り出しても、宮川（2002）の定式化のような形で進行する古典的な例、典型例にはなっていない。大気汚染や水質汚濁のような負の外部性の解決に、公共政策が必要とされることは明らかである。生産活動の副産物である汚染が処理されずに環境中に放出される場合、その費用は生産物の価格に含まれず、企業の私的費用と社会的費用が乖離する。企業の私的な経済活動による汚染が他の主体に損害を与えないために、公共政策による介入である規制が行われる必要がある。

外部性は、経済主体間の影響の授受の状態を経済学的な用語で記述し直したものであるが、環境汚染という問題が発生する理由を説明するものではない。外部性の言い換えである「市場の失敗」「価格の欠損」、外部性を説明するものとされる所有権の未設定、消費の非排除性も、それまで存在しなかった環境汚染がなぜある時点で発生するようになったか、それがなぜ解消されずに放置され、観察可能な状態にあるのかを説明しない²。環境汚染の発生は、新技術の採用や生産増による外生的ショックにより、自由財だった環境が生み出すサービスに希少性が生じたことを示していると考えられる。公共政策による規制が行われず、その状態が放置される要因として、因果関係が明確にされていないという問題が深く関わっている（松野2017,40-41）。この状況は、資源・環境政策の形成過程の特徴であり、その「初期」に顕著な問題でもある。因果関係の問題と、それに関連する被害の放置の問題について、詳しくは第3節で説明する。

宮川（2002）による①政策問題の確認、②政策アジェンダの設定、③政策案の生成、④政策案の採択、という政策決定の4つの段階を、宮川（2002）のほか、多くの教科書が公共政策の古典的な例あるいは典型例とする環境汚染の規制や資

2 公共政策、公共経済学、環境経済学の多くの教科書でも同様に、環境汚染を負の外部性の典型例としている。「コースの定理（the Coase theorem）」によれば、「外部性」は理論的には「加害者」と「被害者」の直接交渉により補償が支払われることによって解消される。これを妨げるものが「取引費用」であり、因果関係の不明確さもその構成要素のひとつと考えることができる。

源・環境政策に対しても、当てはめることは可能であろうか。宮川（2002）は、最初の局面である①政策問題の確認については多くを説明しておらず、政策によって解決される新たな問題が誰かによって認識されることは多いが、ほとんどの場合にそれは政策課題としてとりあげられずに放置されて終わるといふ観察を述べているにすぎない。しかし、自然科学的事象である環境汚染は、放置すれば自然に解消されるとはかぎらない。環境汚染による被害は、対策がとられなければ放置されるだけではない。むしろ、早い段階で対策がとられなければ、被害は深刻化し、拡大する場合がある。なお、「初期」における「被害の放置」については、第4節で説明する。

宮川（2002）の第1の「政策問題の確認」から第2の「政策アジェンダの策定」への局面の推移には、資源・環境政策が対象とする政策問題の多くで、とくにその初期で、因果関係が明確にできずに長い時間と労力を要する。そのあいだにも、環境汚染は自然科学的事象として進行する。被害が認識されていない状態、第1の局面「政策問題の確認」以前でも、自然科学的事象としては、被害は潜在的に進行し、拡大している場合もある。そもそも、因果関係が確定していなくても、ある程度はそれが想定されていなければ、被害が発生していても対策を検討することが容易ではなく、「被害」の発生そのものが確定されない。因果関係の解明が不十分である場合は、第1の局面「政策問題の確認」でさえも確実に達成されていると考えることはできない。

以上、政策決定を中心に、一般的な公共政策に関する分析の枠組みからみて、資源・環境政策の形成過程は、どのように異なるのかを考察してきた。それでは、資源・環境政策の形成過程には、どのような分析の枠組みが求められるのであろうか。そうした考察に進む前に、政策決定過程を取り出して分析するという政策科学の方法の問題点を、まず明らかにしておく。前述のように、政策科学では政策プロセスを、「政策決定」「政策実施」「政策評価」の3つに分けて分析する。しかし、少なくとも政策決定と政策実施を完全に分けて分析することには多くの問題があることは、宮川（2002）も認めている。具体的な政策の設計と実施は、交渉や妥協の過程であり、さまざまな主体の利害を調整する必要がある。そのような交渉、妥協は1回かぎりのプロセスとは限らない。むしろ、政策決定から政策の実施への移行を通じて継続するものと考えられる。そして、政策決定者は、

困難な妥協が必要な問題を、政策決定の段階では曖昧にして回避し、政策の実施の段階に先送りする傾向さえみられる。そのため、政策決定と政策実施を明確に区別することは難しく、両者は連続した過程とみなさざるを得ない場合がある。政策決定における基本的で重要な決定が、政策実施のプロセスまで先送りされる場合のおもな理由としては、①対立が政策決定の段階で解決できなかった、②政策を実施する機関にすべての情報が利用できるようになってから主要な決定を行うべき、③主要な決定を行う能力を政策実施機関が最もよく備えている、④新しい政策のインパクトは事前にはわからない、などがあげられている（宮川2002, 272）。

政策決定と政策実施が不可分であるという論点は、「後発の公共政策」である資源・環境政策ではとくに重要であろう。既存の公共政策の領域や組織との調整と複雑な利害関係の調整を必要とするため、上記の宮沢（2002）があげる4つの理由のいくつかが当てはまる場合もある。さらに、宮川（2002）が、まず研究者の問題関心の対象を、実体的政策問題と政策プロセスに分けたことについても疑問が残る。資源・環境政策の一部である環境汚染の対策を、外部性への対策とし、古典的な典型的な例とみなすことの問題はすでに指摘した。大気や水の汚染のような環境汚染は、理論的には市場の失敗としてとらえられる事例であるが、外部性という用語を用いた説明は、それがどのように発生し、なぜ解決されずに観察可能な状態で放置されているのかを説明しない。それを説明するためには、因果関係の不確定という問題を認識する必要がある。そして、因果関係の不確定性は、環境汚染、そして資源環境にかかわる問題の具体的な性質を考察しなければ、認識することが困難な問題である。

2

資源・環境政策の形成過程における「初期」の重要性

資源・環境政策の形成過程の「初期」とは、どのような時期なのか、なぜ初期に注目するのか、初期の分析がどのような意味を持つのかを明らかにしたい。

資源・環境政策の源流として、少なくともふたつの流れが考えられる。ひとつは水、森林、土地、土壌、大気、鉱物などの天然資源の利用にかかわる政策、資

源管理である。もうひとつは、公衆衛生、とくにそのなかの環境衛生である。資源管理は、有用な自然物である天然資源に対する働きかけにかかわる制度・政策であり、公衆衛生があつかうのは基本的には人々の健康にかかわる問題で、生活環境の悪化やそれに伴う伝染病などの疾病の拡大を防ぐことを目的とする公共政策である。

資源管理も公衆衛生も、古くから存在する公共政策の分野である。資源管理は、資源の効率的な利用を促すことが最も重要な目的であるが、不適切な利用や不十分な管理による負の影響を防ぐことも必要である。資源は材料であるとともに、手段でもある。自然物は人間がその有用性を認め、利用するために働きかけを行わなければ、資源とはならない。資源管理の関心は、人間の資源利用による負の影響が、環境を通じて間接的に他の主体に影響を与える場合も及ぶ³。一方、公衆衛生、そのなかでも環境衛生は、環境の要因によって決定される人間の健康と疾病についての対策であり、健康に影響を与える可能性のある環境の要因を評価し、制御するものである。生活環境の悪化による疾病だけではなく、生活環境を悪化させる要因を除去することにも、その関心は及ぶことになる。同様に、工場など、生産の現場での安全、労働災害の防止も、労働者が環境汚染の最初の被害者となることを防ぐという意味で、生活環境を悪化させる要因の除去と連続性のある問題ととらえることができる⁴。

ある主体の経済活動が自然環境を媒介として他の主体に与える負の影響は、当初は資源管理の延長として、あるいは環境衛生の延長としての対応が試みられる。先に述べたように、以前に類似した問題が政策アジェンダに設定されたことがあれば、その問題も政策アジェンダに設定されやすい。そしてまずは、従来の政策領域のなかでの対策が検討され、試みられる。しかし、従来の資源管理、環境衛生の政策領域の組織では、法制度を微調整したとしても、その権限と能力を大きく超えた新しい問題に対して有効な対策を行うことは難しい。とくに、自然資源を大規模に利用して、周辺環境へ大きな負荷をかける経済活動を制御し、規制

3 資源利用の負の影響について、日本の第二次世界大戦後の復興期に経済安定本部に設置された資源調査会で「資源論」の一部として議論されていた。資源調査会については、佐藤（2011）を参照。

4 友澤（2014）によると、のちに日本環境社会学会の創設に関わった飯島伸子の初期の研究で、公害問題と労働災害を連続する問題としてあつかっていた。

する権限を、当初は資源管理部門も環境衛生部門も持っていない。また、産業に対して環境への負荷を減らすための対応を採用させることも、生産工程や技術に対する知識も生産現場への立ち入り権限も限られる行政部門にとっては、困難である。そのような知識と権限を持ちうるのは、産業化を推進する産業政策を担当する行政部門だけである。

以上のように、資源・環境政策の形成過程の「初期」では、被害が拡大し、深刻化して早急な対策が求められると、既存の行政部門によって、個別の問題ごとに対症療法的な対策がとられるようになった。宮川（2002）が述べているように、以前に類似した問題が政策アジェンダに設定されたことがあれば、その問題も政策アジェンダに設定されやすく、逆にまったく新しい問題が政策アジェンダに設定されることは容易ではなく、利害関係の調整に長い時間を要する。まったく新しい政策領域として開拓するよりも、既存の政策領域の拡張として、既存の行政組織の一部に組み込んで対策を行う方が容易であり、早急な対策を求められる場合は後者が選択されやすい。

環境への大きな負荷をかけ、それを急速に増大させていった産業部門に対しては、産業化を推進する産業政策を担当する行政部門が、産業政策の延長上で、産業政策の諸手段を適用させながら対処した。資源・環境政策の「初期」に顕在化し、重視された環境汚染問題、産業公害への対策では、産業化を推進する部門との調整が必要となり、対策の遅れや、対策が進んだ後も産業政策に組み込まれた対策の副作用に直面し続けることになった⁵。資源・環境政策が直面する環境問題が複雑化し、既存の行政組織の拡張、微調整では限界がみえるようになって、独立した行政組織の設立が検討されてきた。

政策形成過程の「初期」とは、どのような時期を想定されるであろうか。まず、中央政府レベルでの環境汚染を規制する法律、あるいはその他の環境法、基本法などがない時期は、明らかに初期と考えられる。また、中央政府に独立した行政組織が設立された時期は、政策形成過程のひとつの区切りとして重要であろう。以上の区分は、資源・環境政策の全体としての形成過程をとりあげる場合である。また、行政組織が設立された以後も、個別の政策領域や資源・環境政策で、新し

5 日本の高度経済成長期の産業政策と資源・環境政策の関係については、寺尾（1994）を参照。

い分野を取り入れる際には、他の行政組織や資源・環境政策のなかの制度・組織との調整が再び必要とされる。既存の政策領域やそれに関連する広範な利害関係との調整を要することが、資源・環境政策の重要な特徴のひとつである。資源・環境政策を全体としてとらえる場合だけではなく、そのなかの個別の政策分野や、さらに細分化された分野をとりあげる場合でも、新たな調整過程を必要とする新規に付け加えられた政策領域であれば、その「初期」を改めて定義することも可能と考えられる。

資源・環境政策は「後発の公共政策」であり、経済開発政策など、すでに発達した他の多くの公共政策の制度と組織の存在を前提に、それらの隙間で形成されなければならない⁶。そのため、その形成過程には強い経路依存性が存在する。Pierson(2002)によれば、政治的決定過程や政策形成過程には市場経済にみられるような調整機能が存在せず、経路依存性が強く、事象が発生する順序と配列が結果に対して重大な影響を与える。「後発の公共政策」である資源・環境政策は、すでに存在する他のさまざまな公共政策の狭間で、それらの政策に関連する多様な利害を調整しながら、新しい政策領域として形成される必要があるため、強い経路依存性を持つと考えられる⁷。その政策体系の現状を分析するためにも、形成過程の全体を把握する必要があり、とくにその初期の形成過程が全体に大きな影響を与えた可能性が高い。Pierson(2002)が主張するように、経路依存性が高い資源・環境政策を理解するためには、長期にわたる制度変化として、時間の

6 寺尾(2013, 4-5), 寺尾(2015, 7-8)を参照。なお、環境政策は「後発の公共政策」であるという指摘の初出は、おそらく植田(2002)の以下の記述である。「しかし、一般に環境政策は日本の場合がそうであるように、産業政策や地域開発政策に比べて後発の公共政策として始まったこともあって、成長や開発に価値をおく既存の法や行政財政システムに対抗できるだけの位置づけはなかなか与えられなかった。そのため特に初期の環境政策は、すでに行われている経済活動や開発行為を与件として、それが及ぼす環境や生命・健康への影響を成長や開発という価値に抵触しない範囲で、可能な限り緩和するという政策になりがちであった」(植田2002, 93-94)。また前記の寺尾(1994)が述べた、日本の高度経済成長期の終わりに発達した産業政策の手段を応用した産業公害対策は、環境政策が「後発の公共政策」であったことの帰結の一部でもある。

7 寺尾(2013, 19), 寺尾(2015, 10-11)を参照。環境規制政策の執行過程における経路依存性についての実証研究としては、スコットランドにおける水質汚濁規制をとりあげたKirk, Reeves, & Blackstok(2007)がある。また、Cole & Grossman(1999, 923-924)は、アメリカの1970年大気浄化法(the Clean Air Act of 1970)が直接規制(command-and-control)に重点をおきすぎていることが関係者に広く認識されながらも1977年の改正時に経済的手段などが導入されなかったことを説明する要因のひとつとして、経路依存性をあげている。

要素を取り入れた分析が重要となる。また、Mahoney(2000, 510-512)によれば、経路依存性が強い場合、歴史的事象の発生の初期段階のタイミングがその後の展開に影響を与え、初期段階の事象発生は文脈・状況依存的な性格が強く偶発性があり、過去の事象や初期条件だけでは説明が困難となり、初期段階に事象がひとたび発生すると、自己強化的な連鎖（正のフィードバック）によって強く方向付けられる⁸。

また、新しい法制度が制定されて既存の行政システムに付け加えられるだけでは、必ずしも十分に機能しない。「後発の公共政策」である資源・環境政策では、当初は多くの既存の政策領域で、それぞれに新しい領域を付け加えて対処していたが、実際に政策の決定と実施に必要な権限の多くは既存の政策領域と関連するものであり、他の行政組織がすでに行っている関連する政策が存在する。形成過程の初期の資源・環境政策では、権限が分散しているために、他の行政組織の政策との調整が必要となる。こうして、資源・環境政策を担当する独立した行政組織の必要性が高まり、その設立が政策課題として浮上する。

分散した権限を調整する機能を持つ中央政府の独立した行政組織が設立された後も、「後発の公共政策」である資源・環境政策では、権限の分散の問題は必ずしも解消されない。資源・環境政策は、独立した行政組織の設立後も、依然として権限の調整を必要とする。他の多くの行政組織、政策領域との権限の調整が行われなければ、政策を具体化し、実施することは困難になる。調整が十分に行われなければ、資源管理や公衆衛生などの他の公共政策を補完する役割にとどまるか、高度経済成長期の日本でみられたように経済開発のための産業政策の一部として機能することを容認せざるを得なくなる（寺尾1994）。おもに先進国で、そのような機能不全、機能の歪曲を防ぐための仕組みが検討され、導入された。EUなどで検討、導入された仕組みが「環境政策統合」であり、おもにアメリカで発達した仕組みが「総合調整」である。環境政策統合は、「持続可能な開発」を実現するための規範的な原則であり、運輸、農業などの非環境部門がその部門の政策の環境への影響を考慮し、政策決定の早い段階にそれを組み込む過程とされる。一方、総合調整では、環境にかかわる多くの省庁間の利害を調整し、多く

8 荒井(2012, 134-135)も参照。

の法律にまたがる政策課題の連関を確保するための独自の行政組織を、環境行政を担当する行政組織とは別に設置して行うものである（寺尾2015, 15-16）。

一方で、それまで存在しなかった「環境」(the environment) という政策領域の新しさ、取り組まれるべき政策課題としての新しさを強調することによって、社会的な関心を集めて限られた政治的資源を引きつけ、政治家の先乗りを競わせることによって、政策形成が一気に進む局面が存在する（及川2015, 寺尾2015, Elliot, Ackerman, and Milliam 1985）。日本の1970年の「公害国会」での多くの関係する法律の立法と改正がよく知られた例である。

資源・環境にかかわる諸問題に対する個別の政策対応の限界が明らかになり、新たな政策領域の創造による既存の権限の組み替えの必要性が認識され、政策課題として浮上する。「環境」(the environment) として新たにフレーミングされた政策領域は、まず先進国で新たな独立した行政組織の設立などの制度化により定着し、1972年国連人間環境会議などの国際会議やマスメディアの報道などを通じて後発国にも伝えられ、受け入れられていった。

宮川（2002）の政策科学による政策決定の4つの局面では、資源・環境政策の形成過程を十分にとらえることができないとすれば、どのような分け方が考えられるであろうか。資源・環境政策が取り扱う問題の性質を考慮して、以下の3つの局面に分けることを試みる。①「自然科学的事象」としての問題の発生、②「社会問題」としての認識の拡大と反応、③「政策課題」としての政治問題化と政策対応の制度化、である（寺尾2015, 20-23）。自然科学的事象としての問題の発生は、他の多くの公共政策の形成過程と異なった特徴であろう。人間が完全には制御できない自然物である「資源」への人為的な働きかけや経済活動が他者に負の影響を与える。負の影響は、大気、水、土壌などの媒介を通じて及ぼされる。長い時間を要する場合も、空間的な広がりを持つ場合もある。以上の過程には、本源的な不確実性がある。この不確実性は、因果関係の不明確性をもたらし、問題への公共政策による対応を困難としてきた。

多様な自然科学的事象が社会問題として認識されるためには、問題としての切り取り方、くくられ方が重要な要因となる。そこでフレーミングが行われる必要がある。局地的な環境汚染が「公害」として認識され、他の生活環境の悪化や生態系の破壊などの多様な事象とあわせて「環境問題」としてくくられ、認識され

るまでには、長い時間を必要とした。自然科学的事象としての環境汚染、生態系破壊などの現象それ自体は、古くから起こっていたにも関わらず、社会問題としては長年にわたって認識されてこなかった。また、身近な生活環境の悪化から地域全体の問題、一国レベルで取り組まれる課題、国境を越えた広がりを持つ問題、さらに地球規模での取り組みを必要とする問題などで、空間的な範囲を広げて、「環境」というひとつの問題としてくられ、認識されるようになっていった。そのような認識の広がりの出発点に、因果関係に対する科学的知見の蓄積と、因果関係に基づく規制などの導入に対する社会的な合意、さらには社会運動などの新たな社会組織の形成が重要な役割を果たしてきた。

温室効果ガスによる地球温暖化問題のように、自然科学的事象が直接に政策課題としてとりあげられることもあるが、多くの場合に社会問題として顕在化してから政策課題として取り組むべきものとして認識されてきた。社会問題が政策課題としてとりあげられるためには、さらなるフレーミングが行われ、既存の政策領域、政策体系、行政組織に当てはめることが可能かどうか、それが難しいならば、どのような範囲で切り取って政策課題として取り扱うか検討が重ねられる。実際に政策として制度化され、実施されるために、関係者の利害調整が行われ、社会的な合意が形成される必要がある。

他の公共政策一般と比較した資源・環境政策の形成過程の特徴は、自然科学的事象が必ず背後にあること、そのために本源的な不確実性を内在していることである。そこで、因果関係の不確実性という容易には克服されない問題が現れる。さらに「後発の公共政策」であるというもうひとつの重要な特徴とあわせて、その形成過程を複雑なものにしている。以上にあげた3つの局面は必ずしも単純に推移するものではなく、併存しながら重なりあって推移するであろう。自然科学的事象としての資源・環境問題の特徴は、社会問題化した後も、政策課題としてとりあげられた後も、継続して問題となりうる。そして、社会問題としての資源・環境問題は、政策課題となった後も重要な局面であり続けてきた。次節では、資源・環境にかかわる問題の性質と、とくに政策形成の「初期」に因果関係が不明確となることの原因について、さらに考察する。続く節で、資源・環境政策の「初期」の政策形成が被害の存在の確認からはじまることと、因果関係の問題との関連について考察する。

3 資源・環境政策の形成過程における因果関係

資源・環境問題においては、個別の被害の解決についても、政策的対応の導入のためにも、因果関係の解明が必要である。これは資源・環境政策に関連する問題の多くが、ある主体の経済活動が自然物を媒介として他者に与える負の影響として現れることに起因する。経済理論においては、これを負の「外部性」としてとらえられるが、外部性という用語では、なぜ問題がある時点で発生するか、なぜ解決されずに放置されるのかは説明されない。資源・環境政策が取り扱う諸問題は、市場経済の取引の「外部」というだけではなく、人間が完全には制御できない自然物を媒介とする影響であることが、経済理論による外部性という定式化では考慮されていない。環境汚染を例とすると、ある主体の経済活動による水や大気への汚染物の放出は、水の場合は河川、湖沼、地下水など、大気の場合は空気中の拡散と降下などを通じて、あるいはそれらに関連する自然資源の劣化を通じて、他者の財産や身体に負の影響を与える。そこには、人間が容易には認知できない本源的な不確実性があり、複雑な相互作用を伴っている場合も多い。一定の自律性を持った自然環境の物質循環と相互作用のすべてを正確に理解することは容易ではない。因果関係を確定するためには、本来は、他のあらゆる要因による影響の可能性を排除する必要がある。

このように、資源・環境政策にかかわる問題の重要な性質である自然物を媒介とした他者への負の影響、そしてそのことがもたらす因果関係の不明確性について、十分に考慮せずに、政策形成過程を理解することは難しいと考えられる。そのような問題の性質を、実体的政策問題として政策プロセスから切り離して、公共政策の政策過程として一般化することは適切ではない。それでは、因果関係の不明確性の問題は、政策過程のなかでどのように克服されてきたのであろうか。それぞれの具体的な資源・環境問題の因果関係に関する科学的知識の蓄積が最も重要であることはいうまでもない。さらに松野（2017）は、因果関係に関する社会的な合意が政策形成のために必要であると主張する。

まず、大気や水の環境汚染の場合を考えると、被害の存在が明らかであっても、因果関係が不明確であれば、汚染の排出を規制することは難しい。排出の規制は

生産活動を抑制し、排出削減装置の導入は生産費用を上昇させるにもかかわらず、排出の削減によって被害が確実に減少するのか、防止されるのかは不明確だからである。その結果、規制の導入は十分に正当化されない経済的負担を排出者に負わせるだけではなく、社会全体の経済的福祉を低減させる可能性がある。因果関係が不明確でも、被害が重大ならば、予防的な措置として規制を導入するという可能性はある。言論、集会、結社の自由、政治的自由が保障されて民主制が定着しているならば、社会的な圧力により、規制が導入される可能性もある。しかし、因果関係がまったく不明であれば、そのような状況でも、規制の導入についての社会的な合意は困難であろう。規制の導入のためには、因果関係の解明が最も重要な要件となる⁹。

自然科学の研究者らによる研究活動によって、因果関係がある程度確実なものとなった段階で、汚染排出者も規制の導入に同意せざるを得ない状況となる。被害の存在が明確であって民事訴訟の対象となれば、個別の被害についての因果関係が科学的に証明されていなくても、一定の蓋然性が示されれば、民法上の不法行為により損害賠償が認められる可能性が高まってくる。そのような状況では、技術的に可能で、経済的にも容認できる水準であれば、規制を導入してもらい、その範囲で排出しているという合法性を主張できる方が望ましいと考える排出者も増えてくる。個別の被害の因果関係を証明することは困難でも、疫学調査によって「疫学的因果関係」が示されれば、補償を受けられる可能性が、まず日本では四日市公害訴訟によって確定し、公害健康被害補償法による被害者救済制度が導入されて定着した¹⁰。こうして、因果関係について社会的な合意が形成され、定着することによって、政府による規制の導入も可能となる。

政策論として政策形成過程をみた場合に重要な問題は、因果関係の解明、その社会的な合意に長い時間を要し、そのあいだに被害が救済されず、拡大してしまったことである。その点は次節で説明する。

9 松野(2017, 41-42)を参照。松野(2017)は、因果関係の不確実が資源・環境政策の形成過程にとってきわめて重要な制約となることを指摘している。

10 四日市公害における疫学的因果関係論については、吉田(2002)を参照。

4 被害からはじまる政策形成

資源・環境政策の「初期」には、因果関係の不確実がその形成と発達の障害となる。因果関係の解明、確定が進まなければ、被害が発生していても対策が十分に行われずに放置される。因果関係の不確定がその形成過程の重大な障害となりうることは、他の公共政策と比較した最も重要な特徴である。被害の放置は、因果関係の不確定の問題がもたらす帰結といえる。

飯島・渡辺・藤川(2007)は、イタイイタイ病の歴史をとりあげた社会学の研究成果であり、イタイイタイ病を事例に、「被害の放置」がどのように行われてきたかを明らかにし、考察している。飯島・渡辺・藤川(2007)は、被害の放置を、まず未発見による無意識のものと、意図的なものに分ける。後者は、加害企業、行政、専門家も加わった否定行為によるものとして、「追加的被害」とする。さらに、そうした否定行為を「被害の否定」と「因果関係の否定」に分ける。イタイイタイ病のような健康被害においては、「被害の否定」は、その症状を加齢によって自然に起こりうるものであって被害ではないと主張するものであり、「因果関係の否定」は、それが被害であることを認めながらも、別の要因によって生じたと主張するものである。さらに、被害の存在を認めつつも問題を重視せず、結果として大きな問題を招く場合を、「被害の軽視」と分けている¹¹。

飯島・渡辺・藤川(2007)があげている「被害の放置」の原因について、あらためて考察する。これまでの本稿での因果関係と被害の放置についての議論では、まず無意識のものと意図的なものを区別せず、自然科学的事象としてあつかい、考察してきた。また因果関係に焦点を当てるとすれば、「被害の否定」と「因果関係の否定」を区別することにあまり意味がない。あるいはむしろ、区別することは難しいと思われる¹²。被害そのものの否定という加害者側の主張は、因果関係が不明確であるという状況であるからこそ可能であると考えられる。

さらに、飯島・渡辺・藤川(2007)があげる第3の要因である「被害の軽視」

11 飯島・渡辺・藤川(2007, 14-16, 210-212)。さらに被害者自身が健康被害を被害として認識せず、救済を求めない場合を「被害の潜在化」としている。

については、因果関係が明確になった後もそのような主張は可能かもしれないが、そのような対応によって被害が拡大した場合に、後で加害責任が問われる可能性が高いことが理解されていたならば、そのような主張は加害者にとっても合理的なものとはいえないように思われる。やはりここにも、将来の被害拡大の可能性についての科学的知識の欠如、あるいは認識の不足があり、因果関係の不明確さと密接に関係する問題が内在しているように考えられる¹³。

「被害の放置」を、公害問題の最も重大な特徴ととらえて考察した飯島・渡辺・藤川(2007)の問題意識は、松野(2017)および本稿も共有するものである。松野(2017)および本稿ではさらに、被害の放置は因果関係の不確定という政策形成過程の「初期」のひとつの特徴と深く結びついていることを主張する。被害の放置と因果関係に関するもうひとつの論点として、因果関係にふたつの側面があることを示したい。因果関係は、具体的にそれを明らかにする場面では、個別の被害の原因にかかわる因果関係と、原因と結果についての一般的な因果関係に区別できる¹⁴。もちろん、一般的な因果関係の確定は、個別の因果関係の認定の必要条件である。具体的な案件での被害の補償、救済、さらに場合によっては原因の除去、対策の導入においても、一般的な因果関係だけではなく、個別の事例ごとの因果関係が認定される必要がある。健康被害である公害病の場合、「公害病患者と認められるためには、その病気が公害病と認められ、その上で本人が、公害が原因で病気になったと認められるという二重の認定が求められるのである」(飯島・渡辺・藤川2007, 311)。

逆に、一般的な因果関係の確定も、個別の因果関係が認められる複数の事例を必要とする。また個別事例の因果関係の否定は、当該の被害者が補償、救済を受

12 飯島・渡辺・藤川(2007,15)でも、「因果関係の否定」が試みられる際に、「……別の要因として栄養不良や過労・加齢などが挙げられると、『被害の否定』との区別がつきにくくなる」と認めている。続けて、「このため両者はともに使われることが多い。関連して『まだ分からないことがある』という不明性の強調が大きな意味を持つことになる」と述べている。この「不明性」が、因果関係の不明確性にかかわる問題であろう。

13 さらに、飯島・渡辺・藤川(2007)による「被害の潜在化」についても、因果関係が明確になって加害責任が確定すれば、その多くの部分を防ぎうる問題と考えられる。

14 飯島・渡辺・藤川(2007, 311)でも、「因果関係の否定」のふたつの論点として「公害発生の全体的な関係」と「個別症例の原因」があると述べている。

けることを妨げるだけでなく、複数の事例が重なることによって、すでに認められていた一般的な因果関係の否定や、それを根拠に制定された補償、救済のための制度が廃止される可能性もある（飯島・渡辺・藤川2007, 311）。日本の四大公害裁判（イタイイタイ病、四日市ぜんそく、新潟水俣病、熊本水俣病の被害者による訴訟）が、民間企業の産業公害への対策と、公的な被害者救済制度と厳しい排出規制の導入を後押ししたことは知られている。しかし、環境汚染の被害者による民事訴訟で原告が勝訴するためには、個別の因果関係が認められる必要がある。一方で、厳しい排出規制を伴う資源・環境政策の導入のために、必ずしも個別の因果関係が確実に示される必要はない。ある程度の確実さで因果関係が示されていけば、社会的な圧力や世論の支持を背後に、行政による「割り切り」によって、救済制度や厳しい規制が導入されてきた（橋本1988, 173-174）。しかし、資源・環境政策の「初期」には、そのような「割り切り」による導入だけではなく、四日市公害訴訟にみられるように、裁判所の厳しい判決によって原因企業が経済的にも社会的にも制裁を受けたことをみて、規制や救済制度を被規制者の側が容認して、初めて導入された場合もある。個別の被害に関する因果関係を必要とする民事裁判によって進展した政策では、社会的合意によって進展した政策の場合よりも、因果関係の問題がより大きな制約となっていたといえる。

5 本書の構成と各章の要約

以上で、「後発の公共政策」としての資源・環境政策の形成過程の特徴を考察し、その初期における重要な要素として、因果関係の不明確さと、それに密接に関連する被害が顕在化するまで政策形成が進みにくいという問題について考察した。以下では、本書の各章での議論を紹介する。第2節で述べたように、資源・環境政策の全体としての形成過程についての「初期」だけではなく、そのなかの細分化された個別の政策分野においても「初期」を定義することは可能であり、意味があると考えられる。また、「初期」(the early stage) の時期区分とは別に、初期条件 (the initial conditions) を明確にすることが、経路依存性に考慮しながら政策形成過程の全体像を明らかにするためには重要となる。初期条件そのものは、

多様な内容を含みうるものであり、初期条件それ自体は、外生的ショックや偶発的な出来事によって導入される可能性がある。本書の各章でとりあげる初期条件も多様なものであるが、初期条件が政策形成過程に影響を与えることは、それぞれ確認できる。各章の議論は以下のとおりである。

第1章では、中国の環境外交が、「共通だが差異ある責任」原則を主張した背景を考察する。中国の初期環境外交は、国際社会への復帰・参画（国連加盟直後のストックホルム会議、天安門事件後のリオ・サミット）という大きな政治的動機に加えて、モントリオール議定書の改正過程をめぐる具体的な国際交渉の経験とおとして、地球環境問題の国際交渉に参加することが必要かつ重要であることを学び、環境外交を積極的に展開していく過程であった。また、モントリオール議定書の交渉過程において、現在の「共通だが差異ある責任」(CBDR)原則と通底する公平原則を掲げて交渉を行うことで、一定の排出削減の義務を負いながら、先進国から途上国および自国へ資金・技術援助の機会を得ていくことが、国内対策を展開していくうえでも重要であることを認識した。さらに、地球環境問題の解決に国際社会の一員として積極的に貢献することは、国際社会に対して中国の存在感と好感を高めていくうえでも重要であるという認識も得られた。今後、地球環境問題の国際交渉におけるCBDR原則の適用は、中国をはじめ新興国の経済発展につれて、先進国の「責任」よりも各国の「能力」を重視する方向への転換が進むことが予想されるが、中国に対しても対応能力が低い状態にある国々への支援に対する「責務」が問われるであろう。

第2章では、台湾の水質保全政策の「初期」をその執行過程に焦点を当てて説明し、台北地区水源汚染改善計画の概要を紹介する。1987年に行政院環境保護署が設置される以前の台湾の環境政策については、具体的にどのような施策が執行されていたのかは、政策の通史にほとんど記述されていない。第2章でとりあげる台北地区水源汚染改善計画は、最初の環境法である水污染防治法制定の前年の1973年7月に開始され、1984年6月まで11年間にわたって、中央政府と地方政府が協力して取り組んだ水質保全政策の実施計画であり、当時の水質の状況を把握するための調査研究だけではなく、汚染改善の執行計画であった。これらの「初期」の取り組みの実際を明らかにして分析することで、現在の政策がなぜ、どのようにして形成されたのかを理解し、その問題点を検討することができる

考える。さらに台北地区水源汚染改善計画の背景にあった翡翠水庫（ダム）の建設計画，経済開発政策の転換，1983年の水污染防治法の第1次改正，他の水質保全対策プログラムとの関係とこの時期の水質保全政策の全体像についても説明する。

第3章では，環境政策に束縛された地域住民は，国の環境保護事業に非協力的となり，保護政策そのものが裏切られることを「反転」と呼ぶ。気候変動と，それに伴う災害を含めた環境問題はアジア諸国の政治体制とどのような関係を形成していくのか。中国やベトナムといった社会主義諸国における環境分野での躍進は，これまで前提とされてきた民主主義と環境保全の親和性に疑いを投げかける。「環境政策は，すべからく人間社会を介して実施される」という認識を強く持って環境政策を観察すると，そこには環境を守る行為が，その行為を遂行するために協力を仰がなくてはならない地域住民の自律性を束縛する事例が多いことに気づく。反転は，開発主義の遺制を残したまま急速に環境制度を整えた後発国で，とくに顕著にみられる。そうした反転のメカニズムを軽減していく回路に，国家と個人の間にも多様な形で存在する中間集団がある。中間集団は人間社会が自然との関係だけでなく，国家との関係を調整するために形成した媒体であったが，開発はそれを弱体化させ，個人の自由と権利を保障する方向で展開してきた。環境政策の見直しとは，すなわち，こうした特徴を持った開発政策を見直していくということにはかならなかった。

第4章では，アメリカのニューディール期に制定された魚類・野生生物調整法（FWCA）を，「初期の公共政策」として指定する。同法は，1958年に改正強化され，ダム開発に際して，野生生物へも治水・利水と「等しい配慮」が求められるようになったものの，そうした法的要求を手掛かりとしても，開発官庁の裁量を司法的に統制するのは困難であった。この点が判明することで，「後発の公共政策」としての国家環境政策法（NEPA）（1970年制定）の歴史的な意味・意義，すなわち史的位相が，従来とは異なる形で浮かび上がってくる。すなわち，NEPAは単に世界初のアセス法であったというだけではない。同法は，「初期の公共政策」の限界（＝FWCAに基づく環境配慮義務の限界）を乗り越えて，開発官庁の裁量統制に役立つ，新たな法的仕組み（＝代替案検討要件）を確立したという意味で画期的であったといえるのである。そしてこのように解することで，環

境という価値の考慮から代替案の発案とその検討へ、というアセスの制度発展メカニズムの輪郭が浮かび上がってくる。

第5章は、1980年代から今日に至る日本の地球環境政策の「初期」段階を描いたものである。1980年に環境庁に設置された「地球的規模の環境問題に関する懇談会」という今日ではほとんど忘れられた組織に焦点を当てて、地球環境政策というものが環境庁においても政策課題として認識されていなかった時期に、「アウトサイダー」と呼ぶべきアクターが環境庁内で地球環境政策の誕生に貢献したことを解明した。「地球的規模の環境問題に関する懇談会」が1982年に発表した報告書の骨子は、地球環境政策についてのハイレベルな議論の場を国連に設置するという提案であり、これはのちに「環境と開発に関する世界委員会」(ブルントラント委員会)として結実する。ブルントラント委員会の報告書『Our Common Future』は、「サステイナブル・デベロップメント」という概念を世界に広めるとともに、1980年代末以降の地球環境問題への世論喚起のうえで重要な役割を担っており、そのひとつの基礎となった「地球的規模の環境問題に関する懇談会」は、貴重な働きをなしたといえる。日本の環境政策において1980年代は空白期であると評されることが多いが、この章では1980年以降の日本において、地球環境問題への政策的対応とのちの地球環境外交と呼ぶべきものが誕生していたことを示しており、1980年代はその後の環境分野における政策や外交を生み出す時期であったことを明らかにする。

[参考文献]

〈日本語文献〉

秋吉貴雄・伊藤修一郎・北山俊哉 2015.『公共政策学の基礎[新版]』有斐閣.

荒井英治郎 2012.「歴史的制度論の分析アプローチと制度研究の展望—制度の形成・維持・変化をめぐる—」『信州大学人文社会科学研究』6:129-147.

飯島伸子・渡辺伸一・藤川賢 2007.『公害被害放置の社会学—イタイイタイ病・カドミウム問題の歴史と現在—』東信堂.

植田和弘 2002.「環境政策と行財政システム」寺西俊一・石弘光編『環境保全と公共政策』(岩波講座環境経済・政策学4)岩波書店 93-122.

及川敬貴 2015.「ニューディールと保全行政組織改革—改革はいかにして始まり、そして頓挫し

- たのか?—」寺尾忠能編『「後発性」のポリティクス—資源・環境政策の形成過程—』アジア経済研究所 189-218.
- 佐藤仁 2011.『「持たざる国」の資源論—持続可能な国土をめぐるもう一つの知—』東京大学出版会.
- 寺尾忠能 1994.「日本の産業政策と産業公害」小島麗逸・藤崎成昭編『開発と環境—アジア「新成長圏」の課題—』アジア経済研究所 265-348.
- 2002.『「開発と環境」の政治経済学をめぐる一政策と社会変動—』寺尾忠能・大塚健司編『「開発と環境」の政策過程とダイナミズム—日本の経験・東アジアの課題—』アジア経済研究所 9-36.
- 2013.『「開発と環境」の視点による環境政策形成過程の比較研究に向けて』寺尾忠能編『環境政策の形成過程—「開発と環境」の視点から—』アジア経済研究所 3-29.
- 2015.「経済開発過程における資源・環境政策の形成—二つの『後発性』がもたらすもの—』寺尾忠能編『「後発性」のポリティクス—資源・環境政策の形成過程—』アジア経済研究所 3-42.
- 友澤悠季 2014.『「問い」としての公害—環境社会学者・飯島伸子の思索—』勁草書房.
- 橋本道夫 1988.『私史環境行政』朝日新聞社.
- 松野裕 2017.「環境問題の因果関係と動態性」『経済論叢』191(2): 37-52.
- 宮川公男 2002.『政策科学入門【第2版】』東洋経済新報社.
- 吉田克己 2002.『四日市公害—その教訓と21世紀への課題—』柏書房.

〈英語文献〉

- Cole, Daniel H. and Grossman, Peter Z 1999. "When is command-and-control efficient?: Institutions, technology, and the comparative efficiency of alternative regulatory regimes for environmental protection." *Wisconsin Law Review* 5: 887-937.
- Elliot, E. Donald, Ackerman, Bruce A. and Milliam, John C. 1985, "Toward a theory of statutory evolution: The federalization of environmental law," *Journal of Law, Economics and Organization* 1(2) Fall: 313-340.
- Kirk, Elizabeth A. Reeves, Alison D. and Blackstock, Kirsty L. 2007. "Path dependency and the implementation of environmental regulation." *Environment and Planning C: Government and Policy* 25(2): 250-268.
- Mahoney, James 2000. "Path dependence in historical sociology." *Theory and Society* 29(4): 507-548.
- Pierson, Paul 2004. *Politics in Time: History, Institutions, and Social Analysis*. Princeton and Oxford: Princeton University Press.

