調　　査

第91号
（2006年6月）

内　　容

ドイツにおけるブラウンフィールド再開発
～用地リサイクルにみる環境リスク管理～

◆人口減少時代に備えた都市構造の再構築を進めるドイツでは、都市内部における土地利用転換を進めるための環境リスク管理の観点から、ブラウンフィールド再開発（「用地リサイクル（Flächenrecycling）」）が改めて注目を集めている。本稿では、公民連携プロジェクトとして進められている用地リサイクルの現状を、そのツールである土壌汚染規制や都市計画制度、実際のプロジェクトのケーススタディを通じて明らかにし、同種の課題を抱えるわが国への示唆を探る。

ドイツにおけるブラウンフィールド再開発

～用地リサイクルにみる環境リスク管理～

【要　　旨】

１．ドイツにおける「用地リサイクル」とは、土壌汚染が障害となって都市政策上望ましい土地利用の実現が難しい事態を打開するための公民連携事業を意味する。ドイツ版ブラウンフィールド再開発ともいうべき取組みが改めて注目されている背景には、産業構造の変化や低賃金国への生産移転に伴う産業跡地の処理という旧来の事情に加え、人口減少・高齢化に対応した都市構造への転換という新たな課題への対応がある。低成長下で社会インフラの稼働率を維持し、都市内の消費需要の減少に歯止めをかけるには、中心部の再開発を積極的に進め質の高い生活空間を創出する必要があるが、これに向けて土地利用の転換を進めていくには効率的な環境リスク管理が一層重要になるためである。

２．米国と同様、欧州において土壌汚染問題への対応が本格化したのは 80 年代である。欧州での取組みは、深刻な土壌汚染に対する応急措置の色彩が濃い国主導の浄化対策に始まり、その後、主として官民の役割分担の見直し、リスク管理の効率化の観点から制度上の改良が行われてきた。具体的には、①土地所有者や汚染原因者など民間への浄化責任のシフト、②完全浄化から個々のサイト状態に則したリスク評価に基づく浄化目標への変更、③民間の自主的な浄化を促し、同時に適切なモニタリングを確保する仕組みの導入など、が主要な変更点である。

３．ドイツにおける用地リサイクルは産業跡地での住宅開発を中心に進められてきた。安全性が強く求められる住宅開発は、汚染対策費用が高額になるため開発利益とのバランスを取ることが難しく、これを克服する過程で現在の土壌汚染政策につながる様々なツールが生み出されるなど、公民連携のレベルアップが図られてきた。現在、ドイツでも市町村を主体にＰＰＰプロジェクトが着実に広がりをみせており、用地リサイクルは、今後も拡大が期待される環境分野ＰＰＰの典型例に位置づけられている。

４．わが国の土壌汚染対策は、規制対象を危険度の高い一部の汚染に限定し、大部分を土地取引などに伴う自主対策に委ねている。規制の導入により、わが国の土壌汚染対策は大きく前進したが、同時に、規制の意図と実際の土地取引に乖離が生じ、事実上リスクゼロにしなければ土壌汚染対策として評価されないなど、現行システムの問題点も明らかになりつつある。今後、リスク管理という視点の強化が必要と考えられるが、そのためには①改めて土地利用に則したリスク管理の是非の検討、②モニタリングの強化、③開発利益を浄化費用が上回る場合を対象とする官民役割分担の見直しが課題となろう。この際、用地リサイクルを始め、欧州における取組みは大いに示唆に富むといえる。

フランクフルト駐在員事務所　　竹ケ原　啓介（e-mail：takegahara@dbjffm.de）
政策企画部　　長谷部　　賢（e-mail：mahaseb@dbj.go.jp）

【目　次】

【要　　旨】 ･･･ 2

はじめに ･･･ 5

第１章　用地リサイクル ･･･ 6
　１．用地リサイクルとは ･･･ 6
　２．用地リサイクルと土壌汚染リスク ･････････････････････････････････ 8
　３．用地リサイクルの前提 ･･ 10
第２章　土壌汚染規制の概要とその影響 ･････････････････････････････････ 11
　１．責任主体と土地取引への影響 ･････････････････････････････････････ 11
　（１）土壌汚染の定義 ･･ 11
　（２）責任主体 ･･･ 13
　（３）不動産取引への影響 ･･ 15
　２．対策の流れ ･･･ 15
　（１）調査と評価 ･･ 15
　（２）浄化計画の策定と対策実施 ･･････････････････････････････････ 19
　（３）浄化契約（行政契約）という対応 ･･････････････････････････････ 20
　３．地価への影響 ･･ 21
　（１）公的助成と費用返還義務 ･･････････････････････････････････････ 21
　（２）地価への影響 ･･･ 22
　４．オランダにみる土壌汚染対策の変遷 ･･････････････････････････････ 24
　（１）対策主体の変化 ･･ 24
　（２）リスク管理の変化 ･･･ 25
　（３）自主対策の活用 ･･ 27
第３章　都市計画制度と土壌汚染のかかわり ･････････････････････････････ 28
　１．土地利用に対応した基準値を巡る議論 ･････････････････････････････ 28
　２．都市計画と土壌汚染の影響 ･･････････････････････････････････････ 29
　（１）ドイツの都市計画制度概要 ･･････････････････････････････････ 29
　（２）土壌汚染とのかかわり ･･････････････････････････････････････ 30
　（３）土壌汚染による影響 ･･ 31
　３．土地利用の柔軟性と土壌汚染リスク管理 ･･････････････････････････ 32
第４章　用地リサイクルの事例研究 ･･････････････････････････････････････ 33
　１．用地リサイクルの意味 ･･ 33
　２．ミュールハイム市　Pionierpark ･･････････････････････････････････ 34

（１）サイトの状況 ･･ 34
（２）対策の選択 ･･ 36
（３）対策の推移 ･･ 37
（４）対策後の土地売却 ･･ 38
３．ハッティンゲン市　Seilwerke Puth ･･････････････････････････････････････ 40
（１）サイトの状況 ･･ 40
（２）対策の推移 ･･ 41
４．公民パートナーシップ（ＰＰＰ）としての用地リサイクル ･･････････････････ 44
第５章　開発後に汚染が発見された事例 ･･････････････････････････････････････ 45
１．オスナブリュック市　Wüste サイト ･･････････････････････････････････････ 45
（１）サイトの状況 ･･ 45
（２）対策値の制定 ･･ 49
（３）リスクコミュニケーション ･･ 49
（４）本ケースのポイント ･･ 51
第６章　わが国への示唆 ･･ 53
１．わが国の土壌汚染対策 ･･ 53
（１）わが国の土壌汚染対策の特徴 ･･ 53
（２）リスクゼロ訴求からくる課題 ･･ 54
（３）ブラウンフィールド再開発 ･･ 55
２．避けて通れない官民役割分担の再定義 ･･････････････････････････････････ 55

引用文献・参考文献 ･･ 58

はじめに

80 年代に始まったドイツ版ブラウンフィールド再開発である「用地リサイクル（Flächenrecycling）」が改めて注目を集めている。この背景には、低賃金国への生産移転が拡大するなど足元で進む産業空洞化への対応に加え、人口減少・高齢化が進展するなか、新たな課題として浮上しつつある低成長時代に合わせた都市構造の再構築への対応がある。コンパクトシティを実現するためには、都市内部での円滑な土地利用の転換が必要であり、その際には環境リスクの効率的な管理が極めて重要である。本稿では、公民連携プロジェクトとして進められている用地リサイクルの現状を、そのためのツールである土壌汚染規制や都市計画制度のあり方、実際のプロジェクトのケーススタディを通じて明らかにし、同種の課題を抱えるわが国への示唆を得ることを目的としている。

まず第１章では用地リサイクルの意味を、これが欧州で重視される背景も含めて考える。続く第２章では欧州主要国では最も新しい土壌保護法を持つドイツを題材に、効率的な環境リスク管理のための仕組みを、第３章ではこれと不可分の関係にある都市計画制度について述べる。第４章では、実際に深刻な汚染を抱える産業跡地を住宅地に再生させた用地リサイクルの事例を、第５章では既成市街地で発見された大規模な土壌汚染への対応事例を、それぞれケーススタディする。第６章では、これらを踏まえてわが国への示唆を探る。

なお、本調査は 2005 年９月に（財）日本不動産研究所、同和鉱業株式会社、ランドソリューション株式会社および日本政策投資銀行が実施した欧州（ドイツ及びオランダ）における土壌汚染対策に関する共同調査の成果を踏まえたものである。

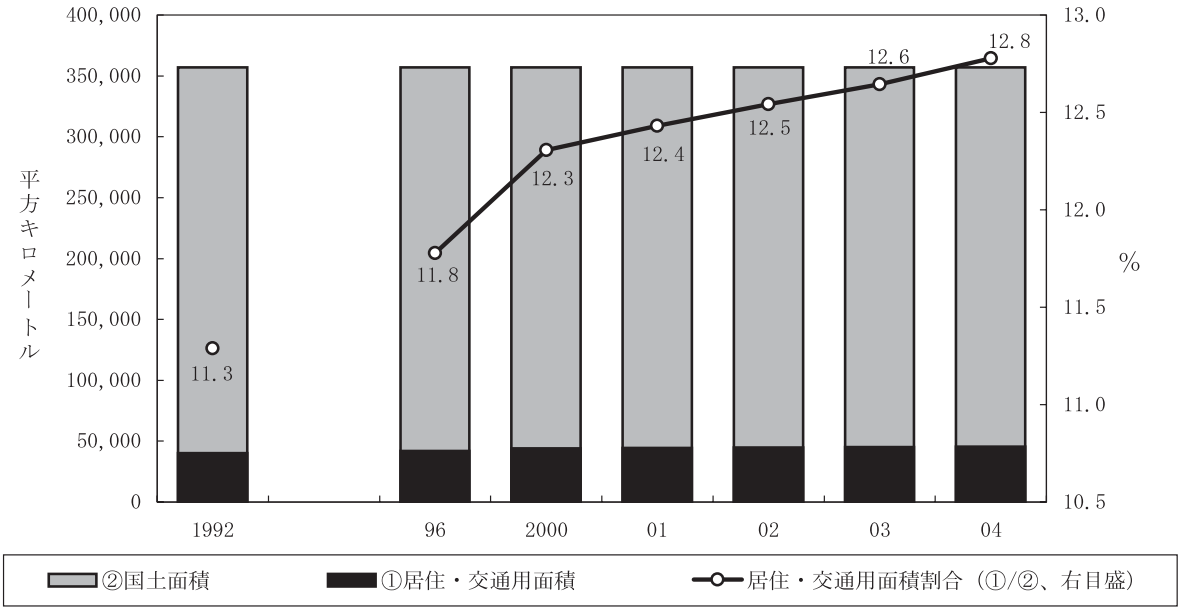
第１章　　用地リサイクル

１．用地リサイクルとは

現在ドイツでは、１日あたり平均 120ha（年間 43800ha）の未開発地（グリーンフィールド）が新たな住宅建設や交通インフラ整備のために費消されている。こうした開発がもたらす環境負荷（自然破壊、移動距離の拡大）やインフラ整備に要する財政負担を抑制するために、政府は、グリーンフィールド開発を 2020 年までに 30ha／日、現在の１／４程度に縮小する計画を掲げており[1]、これは都市計画を規律する建設法典（Baugesetzbuch）などにも反映されている[2]。

しかし、図表１－１にみるように、これまでのところ目立った成果は上がっていない。むしろ、メガコンペティションの時代にあって、ＥＵ統合により国境を越えた地域間競争が激化するなか、各自治体は、新たな雇用を確保するべく郊外開発を進め、低価格で魅力的な企業用地のオファーを競っている状況である。

図表１－１　ドイツにおけるグリーンフィールド開発



（出所）連邦統計庁資料より作成

[1] 2002 年に決定された「持続可能性に向けた戦略目標（nationale Nachhaltigkeitsstrategie）」の中に設定された 21 のサステナビリティ指標の一つである。
[2] 建設法典第１条 a「環境保全のための補足規定」

グリーンフィールド開発の抑制が進まない要因は様々だが、その一つに代替地における土壌汚染の問題がある。ドイツの多くの都市は中心部周辺に産業跡地を抱えており、これらは新規開発の代替地として大きなポテンシャルを持っている。しかし、その多くは同時に汚染という問題を抱えており、その再生には浄化対策の負担が避けられない。一般に、土地所有者は専門的な調査の受け入れや、土地売却による賠償責任を負うことを嫌い、潜在的な買い手や投資家も汚染に関する係争により計画通りに土地を使用できなくなるリスクを恐れる。また、都市計画の主体である市町村は、失策との批判を招きかねない汚染地での大規模開発に慎重であり、その環境規制部門も効率的な土地再生には関心を向けない。加えて、周辺住民や、土壌汚染リスクに神経質な金融機関の消極的な対応という問題も指摘されている。これらがあいまって、総論として新規開発の抑制には賛成ながら、産業跡地などの再開発には二の足を踏む事態に陥っているというわけである。

「用地リサイクル（Flächenrecycling）」は、こうした背景のもとで注目されている取組みである。字義通り解釈すれば、事業所や住宅整備のための土地需要を既存開発地の再活用により確保すること、すなわち再開発事業とほぼ同義であるが、通常この用語は土壌汚染リスクにより再開発が進まない土地の再生という限定した意味で用いられる。米国式にいえばブラウンフィールド再開発である。この取組みが本格的に始まったのは 80 年代であり特に目新しいものではない。それが改めて注目されるようになったのは、グリーンフィールド開発抑制という政府目標の存在などに加え、次の２つの理由によるところが大きい。

第１に産業空洞化の進展に伴い地域再生の必要性が高まっていることである。ＥＵの拡大や中国ブームなどにより低賃金国への生産移転は増加を続けており、これにより生じる休閑地は、ルール地方など伝統的な産業地帯を中心に都市政策上も無視できないペースで拡大している。

こうした産業構造の変化に加え、わが国と同様に人口減少・高齢化に直面しているドイツでは、低成長時代に合わせた都市構造の再構築が大きな課題になっている。高い成長率が望めないなかで公共交通網など社会インフラの稼働率を維持し、市内の消費需要の減少に歯止めをかけるには、賃料や土地代の下落により再び居住が可能になりつつある都市中心部の再開発を積極的に進め、質の高い居住、労働、生活空間を創出する必要がある。この観点から、現在ドイツ各地で都市再構築プログラム（Stadtumbau）[3]による既成市街地の再開発が進められているが、伝統的な都市主導像（Leitbild）であるコンパクトシティを実現する際に欠かせないのが、都市内部での円滑な土地利用の転換（用地リサイクル）に他ならない。

第２に土壌汚染リスク管理のための条件整備が進められたことである。後程みるように、連邦土壌保護法の登場によりリスク管理に係る法的安定性が増したこと、休閑地再生事例の蓄積が進んできたことも、用地リサイクルの取組みを促す方向に働いている。

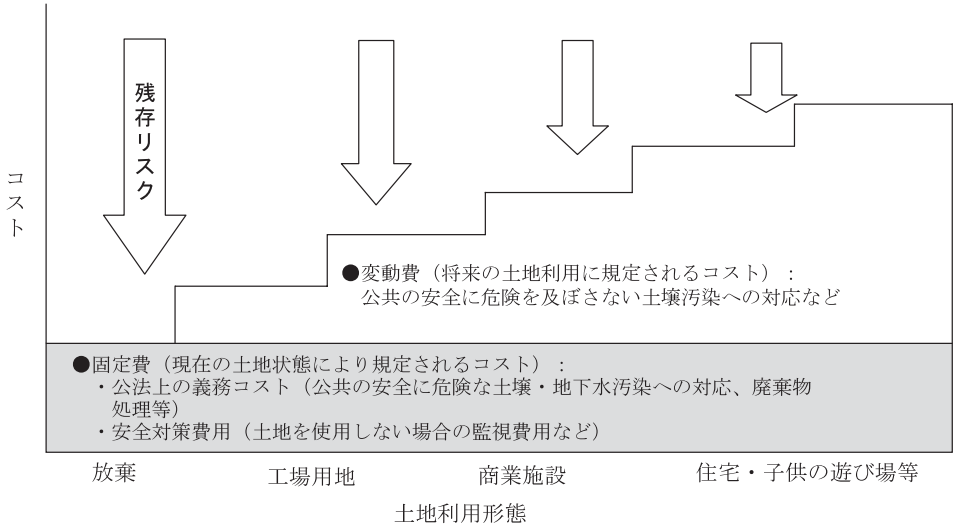
[3] 和田〔2006〕

２．用地リサイクルと土壌汚染リスク

土壌汚染のある土地で再開発を進める場合、汚染対策コストがプロジェクトの投資利回りに与える影響をいかに最小化出来るかがポイントである。この場合、決定的に重要な要素は浄化後の土地利用形態である。土地の用途に対応して土壌汚染対策に要するコスト、対策後の売却益などが大きく変わってくるためだ。

土壌汚染に関連したコストは、おおまかに図表１－２のように捉えることが出来る。

図表１－２　土壌汚染対策コストの性格



（出所）Sibbe, Hartmann, Trapp〔2000〕を基に筆者作成

図表のうち、下段の固定費は、公共の秩序にとって危険な汚染に対処する費用、すなわち、仮にその土地を使用しない場合でも必要となる最低限の安全対策費用を意味している。これは不可避のコストであり、土地利用形態（再開発の内容）に拘わらず発生する。これに対して、公共の秩序に危険を及ぼさないレベルの汚染への対応コストは可変的であり、その土地の利用形態によって変化する。法的には除去義務のないレベルの汚染であっても、対策後の土地が住宅や学校などに利用される場合、厳しい基準値が課せられ事実上固定費化する場合があるし、反対に相当高めの汚染であっても土地利用形態によっては安全対策のみで可とされることもある。

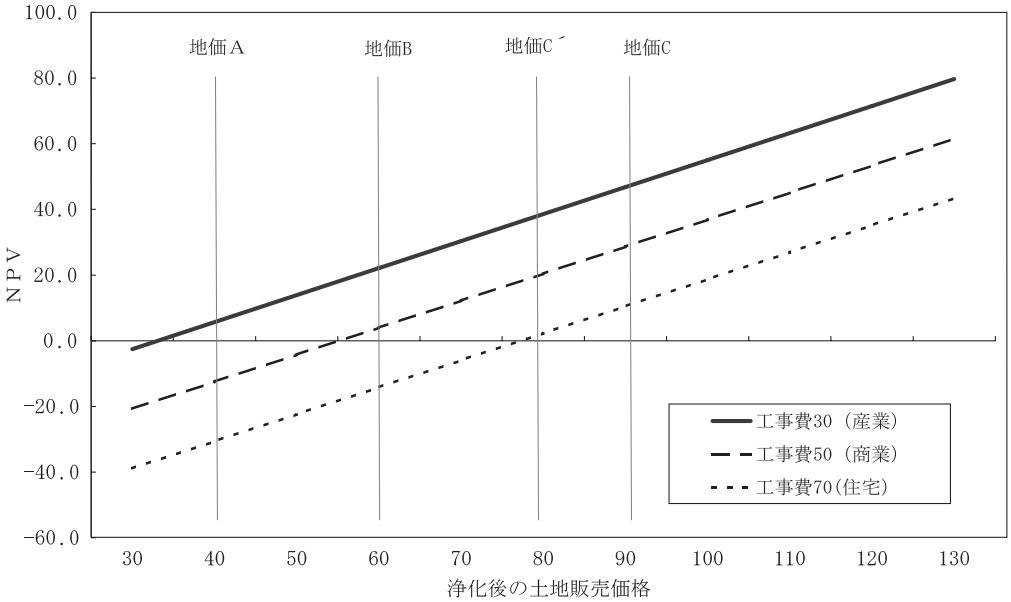
事業主体は、その土地の開発ポテンシャルを立地条件、都市計画上の制約などを前提に検証したうえで複数の土地利用シナリオを用意し、必要となる土壌汚染対策コストとのバランスをみながら最も投資効率に優れたプランを選択する。そのプランは個々の土地によって全く異なったものになる。高度な土壌汚染対策を講じても住宅用地として高い投資利回りを得られる土地もあるだろうし、次善の策として商業施設利用に留める方が効率の良い投資にな

ることもある。最悪の場合は、最低限の安全対策を施すに留め、土地利用を断念せざるを得ない場合もあろう[4]。

一例として、汚染された土地の所有者が開発主体として浄化を含む土地整備を行い、工事完成後に売却するという単純なケースを考えてみよう。浄化期間は３年間で、当初見積もり通りの費用が均等に支出されるとする。もともと自社所有の土地だから土地取得支出はなく、３年間の汚染対策費の支出と、４年目の土地売却収入の現在価値の差額が、プロジェクトのＮＰＶになる。対策費の見積もりは、浄化後の土地状態に応じて、30（低レベル）、50（中レベル）、70（高レベル）の３種類があり、各レベルが、それぞれ産業利用、商業地利用、住宅利用に適しているものとする。税金や取引費用等は考えない。

図表１－３は、割引率５％のもとでこのプロジェクトの投資採算をみたものである。横軸は４年目の土地売却額を示す。この前提でＮＰＶがゼロとなる売却額は、低レベル工事で 33.1、中レベル工事で 55.2、高レベル工事で 77.2 であり、この価格以上で販売できるならプロジェクトは成立することになる。ここで、近隣の取引事例などから、当該土地を産業用地として整備した場合の売却額が地価Ａ、商業地とした場合が地価Ｂ、住宅地が地価Ｃと予想されたとする。いわゆるスティグマ（心理的嫌悪感による減価）がないとすれば、これらの価格は

図表１－３　用地リサイクルの選択



（出所）筆者作成

[4] もっとも仮にプロジェクトの費用便益分析がネガティヴだったとしても、不動産開発に着手した方が費用を最小化できる場合もある。この場合は、開発行為がない場合でも発生する義務的コスト（安全対策などに要する固定費）と個々のプロジェクト毎のコスト比較の問題になる。Katte（2000）によれば、通常、義務的コストは長期に亘って発生することから（モニタリングなど）、この累積額がプロジェクトを実施した場合のイニシャルコストを上回るまでの年数によって判断されるとしている。これが 10 年以内であれば、開発行為を進めた方が有利であり、反対にこれが 10 年以上かかるようであれば、開発行為は断念し、一気に浄化・売却など他の方法を検討すべきであるという。

汚染の有無と無関係に不動産市場において決定される。土地所有者は、この情報に照らして、当該用地の開発レベルを決定することになる。図に示すように、仮に地価 A＝40、B＝60、C＝90 とすると、それぞれのＮＰＶは産業用地 5.7、商業用地＝4.0、住宅地＝10.5 となり、住宅地への再生が選択される。しかし、地価 C ´=80 では、ＮＰＶは 2.27 となり、産業用地への再生が選択されることになる。

３．用地リサイクルの前提

土壌汚染対策に関する完全な情報がコスト負担なく事前に入手可能であり、かつ土地利用に制約がなければ、用地リサイクルは上記の単純化した例のように機械的に処理可能である。しかし、現実には必要な情報が揃うことはありえず、開発主体は大きな不確実性を抱えながら難しい判断を迫られる。例えば、浄化対策の期間、コストを事前に特定することは一般に困難である。工事の途中で予期せぬ汚染が発見され、工事期間の延長、コスト増を余儀なくされることは珍しくない。また、一言で住宅地といっても、庭や公園など舗装のない部分を持つものと、敷地内が完全に舗装されているものとではリスク許容度が異なるように、土地利用形態に合わせた対策レベルやそのコストも一義的に定まるものではない。浄化対策費用の変動リスクなど、保険によってヘッジ可能な部分も拡大してはいるが、用地リサイクルを伴うプロジェクトの方が、グリーンフィールドでの開発よりもリスクが大きいことに変わりはない。用地リサイクルを進めるには、事業主体による効率的なリスクマネジメントを可能にする枠組み作りが重要である。

資金調達もその一部である。対策完了までに投入される浄化費用の調達方法や条件は、プロジェクトの成否に大きく影響するが、欧州でも、一般に金融機関は土壌汚染された用地への与信に懐疑的であり、もっぱら環境リスクに起因する担保評価や損害賠償リスクの議論に終始している感がある。少なくとも、汚染された土地の再開発に金融機関が主体的に関与することは通常期待できない[5]。このため土壌汚染対策の分野では、補助金や政策融資が大きな役割を果たしており[6]、こうした公的補助の獲得可能性、その条件が一連の枠組み作りにおいても大きな意味を持つ。

以下、本稿では、80 年代に始まる欧州の用地リサイクルが、こうした課題に対してどのような「解」を見出してきたかを中心にみていくことにしたい。

---

[5] 一例として Heide,　Mangels〔2006〕

[6] ドイツの公的助成を網羅的に整理したものとして、例えば連邦環境庁（Umweltbundesamt）の報告書 Leitfaden über Finanzierungsmöglichkeiten und –hilfen in der Altlastenbearbeitung und im Brachflächenrecycling を参照。

第２章　土壌汚染規制の概要とその影響

まず、汚染リスクを効率的に管理するための欧州の仕組みを、欧州主要国のうち最も新しい規制体系を持つドイツを素材にみてみよう。ドイツの土壌汚染は、99 年３月施行の連邦土壌保護法（Bundesbodenschutzgesetz: BBodSchG）、同７月の連邦土壌保護・土壌汚染令（Bundes Bodenschutz und Altlasten Verordnung: BBodSchV）によって規律されている。一部の機能は依然として州法の定めに委ねられているが[7]、この法律の登場により、それまで州毎の個別規制でばらばらだった土壌汚染リスク管理が統一されたことは大きな前進と評価されている。以下、用地リサイクルの実務を考えるうえで影響のある幾つかのポイントに絞って概観してみよう[8]。まず規制の枠組みを整理し、次に浄化のフローを通じて投資家のリスク管理を容易にするための仕組みを紹介し、最後に汚染された土地の評価に与える影響について考える。

１．責任主体と土地取引への影響

（１）土壌汚染の定義

連邦土壌保護法の目的は、土壌[9]が持つ広範な機能を持続的に維持･回復することにあり（法第１条）、このために必要な「事後的な手当て（Nachsorge）」と「予防的手当て（Vorsorge）」が規定される。前者は、「有害な土壌改変（schädliche Bodenveränderung）」や「汚染跡地（Altlasten）」に起因する土壌・地下水中の既に存在する汚染の修復を、後者は将来の汚染防止を、それぞれ意味している。

規制対象である有害な土壌改変と、土壌汚染の定義は、図表２－１に示すとおりである。ここで最も重要なのは、「有害な土壌改変」であり、法の目的はこれに伴う危険を防止することにある。かつて、多くの州では操業を停止した土地だけを規制対象としていたが、連邦土壌保護法が有害な土壌改変を上のように定めたことにより、土地が使用中か操業停止中かを問わず、土壌機能への侵害に伴う危険があるかどうかだけが判断ポイントとなった[10]。また、操業停止状態の土地について定める跡地汚染（Altlasten）についても、以前の州法時代には解

---

[7] 一例として同法第 9 条第 2 項では、対策義務者相互の関係や調査の受忍義務等の詳細について州法で定めることになっている。また、土壌汚染リスクの評価を担う専門家（Sachverständige und Unter- Suchungsstellen）の要件についても法は州法に委ねており、連邦レベルで統一された土壌鑑定人の資格要件等は存在しない（同 18 条）。

[8] 連邦土壌保護法の概要については、日本政策投資銀行「調査」３号（1999）を参照。

[9] 法律にいう「土壌」は地殻の表層を指しており、液状部分とガス状部分（土壌空気）を含むが、地下水と河床は含まない（法第２条第１項）。

[10]つまり、現在操業中の工場で生じている汚染も、有害な土壌改変として土壌汚染に該当する。但し、この場合には施設の設置や操業を規制する連邦イミッション保護法やこれに関連する命令が適用されるため、連邦土壌保護法にはそれ以上の規定はない（第３条１項 11 号、第３条３項）。

図表２－１　土壌汚染の定義

有害な土壌改変 （schädliche Bodenveränderung）	・個人又は公共に対して危険、重大な不利益、重大な負荷をもたらす恐れのある土壌機能への侵害
汚染跡地 （Altlasten）	・有害な土壌改変、個人又は公共に対するその他の危険をもたらす以下の土地 ① 操業停止した廃棄物処分場、廃棄物の処理・中間処理・埋立が行われた土地（旧処分場：Altablagerung） ② 操業停止した（産業）施設用地、環境に有害な物質を取り扱っていた土地（旧事業所：Altstandorte）. 但し、原子力法による許可に基づき操業停止した施設の用地は除く。

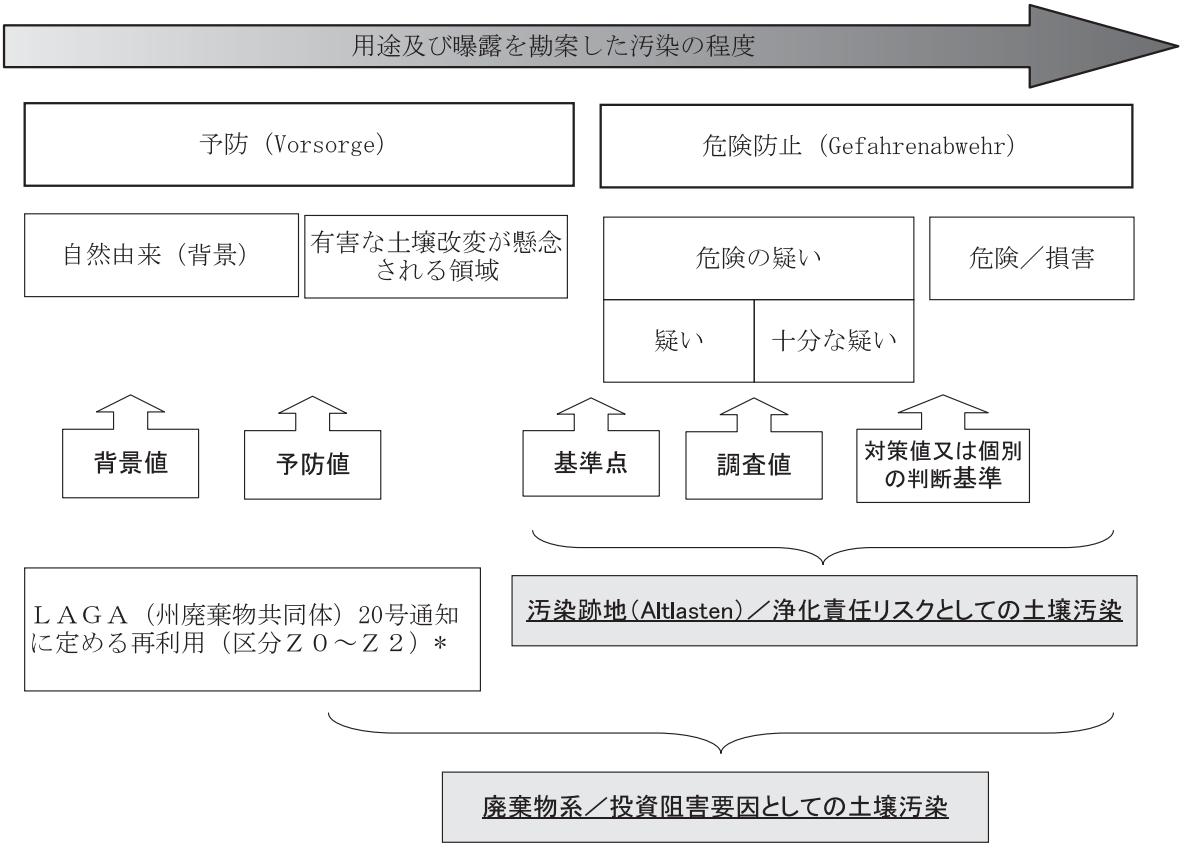
（出所）連邦土壌保護法

釈に議論があったところ、上記の定義により、処分場跡地か、環境に有害な物質を取り扱っていたかだけで判断されることになった。すなわち、旧事業所といった場合、対象は工場跡地に限定されるわけではなく、他の民間用途や軍用地であっても、そうした有害物質を取り扱っていれば汚染跡地に区分されることになった。連邦法の最大の意義の一つは、こうした定義の混乱を終結させたことにあるといわれる[11]。

ちなみに、わが国と比較するうえで注意すべき点が２点ある。一つは、土壌汚染概念の違いである。わが国でいう土壌汚染は、狭義には、土壌汚染対策法第２条１項に規定される特定有害物質が環境省令に定める基準（土壌環境基準等）に適合しない状態を指し、広義には有害物質等により土地利用が何らかの制約を受け(てい)る状態を指していると考えられる。これに対して、ドイツ法上の土壌汚染とは有害な土壌改変とほぼ同義と考えてよく、予防段階であるか危険防止段階であるかを問わず、土壌機能への侵害が広く対象となる。図表２－２は、法にいう土壌汚染の概念を図示したものだが、具体的なアクションが要求される訳ではない予防段階においても、自然由来のレベルを超えれば「有害な土壌改変が懸念される領域」として、既に（広義の）土壌汚染である。この後詳しくみていく汚染跡地は、危険防止段階以降の話であり、法律上の土壌汚染概念の一部を形成するに過ぎない。すなわち、わが国では法律で規律される土壌汚染概念が、実務上のそれに比べて狭いのに対し、ドイツでは逆に、土壌汚染は法律上幅広い概念として規定され、実務上はもっぱらその一部を対象にしているという反対の関係にある。用地リサイクルを含めた汚染浄化事業・ビジネスの観点では、この違いで大きな差が生じるわけではなく、事実上ドイツの土壌汚染＝汚染跡地（Altlasten）と考えて問題はない。しかし、図表２－２にみるように、調査や浄化命令を受けるほどではない汚染が存在し、これが投資阻害要因になりかねないグレーゾーンについて、法律がカバーしているかどうかは、当事者間の利害調整に与える影響は小さくなく、両国の対応を比較するうえで留意が必要であろう。

[11] Sondermann,　Steiner（2000）

図表２－２　土壌汚染の範囲



＊廃棄物処理体系の州による格差を是正するための共同体（ＬＡＧＡ）が定める基準で、鉱物性廃棄物処理について定めたもの。
同基準では有害物質の含有に対応して鉱物性廃棄物を６段階（Ｚ０～Ｚ５）に分類しており、Ｚ０～Ｚ２は再利用（埋め戻しや骨材等への利用）、Ｚ３以降は処分場（クラスⅠ～Ⅲ）と処理が異なる。この図でいえば、予防領域に属する汚染土の多くは、このＬＡＧＡ通知に従って処理されることになり、それ以外（ＬＡＧＡ上処分場扱いとなるレベル）が土壌汚染対策の対象になる。

（出所）T.Osberghaus, Schadstoff, Wirkung und Kosten- nicht jede Kontamination ist eine Altlast

もう一つは、地下水汚染との関係である。土壌汚染は多くの場合、地下水汚染を併発しており、両者への対応には十分な整合性が求められるが、ドイツでは地下水への規制は州法の領域に属し、連邦は枠組みとして水系法（ＷＨＧ：Wasserhaushaltsgesetz）を定めているに過ぎない。このため、連邦レベルの土壌汚染規制と地下水保護規制との関係は、州により異なっており、わが国のように統一的な規制体系にはなっていない[12]。

（２）責任主体

連邦土壌保護法の特徴の一つは、それ以前の州単位の規制に比べて責任主体の範囲を拡大したことにある。法第４条が定める土壌汚染対策の責任者は、下記のように広く[13]、かつ義

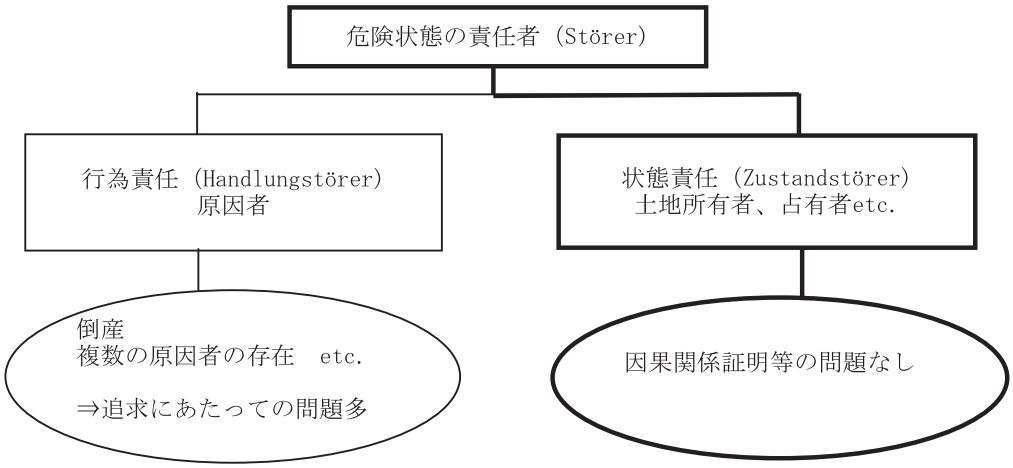
[12] なおドイツはいわゆる公水論に立っており、地下水は土地に帰属しない。
[13] ベースとなった州法の警察・秩序法に加えて、伝統的な警察法上の概念である行為ー、状態責任（Handlungs- und Zustandstörer）の範囲まで責任者を広げたためである。

務者に優劣は設けられていないため、公権力による対策命令は誰に下されてもおかしくない。責任者の追及は行政の裁量に委ねられている（Störerauswahl）。

- 土地所有者
- 実効的な占有者
- 元所有者（法施行以降に土地を譲渡した場合）
- 土壌汚染された土地を所有する法人について商法・会社法上の保証責任を負う者
- 土壌汚染の原因者及びその継承者
- 汚染された土地の放棄者（Derelinquent）

実際、多くのケースで市町村は汚染原因者ではなく、土地所有者に対策を命じている。これは、原因者を追及する場合には、その特定や挙証など煩雑なプロセスが必要になるのに対し、所有者については汚染が存在するという事実だけで責任追及が出来る（状態責任）など効率的だからである（図表２－３）。

図表２－３　対策責任の指定



（出所）Esslingen 郡庁でのヒアリングを基に筆者作成

むろん、汚染に関与していない土地所有者の責任範囲には一定の歯止めがある。連邦憲法裁判所が 2000 年６月に下した決定（Az. 1 BvR 242/91 und 1 BvR 315/99）は、土地所有者が負担すべき対策費用に限定を認めている。決定によれば、土地所有者に浄化対策に要したすべてのコストを請求するのが適当でない場合には、相当性の原則（Verhältnis-Mäßigkeitsprüfung）に鑑みて、状態責任に係る所有者の負担を適切なレベルにとどめ、対応する公益とのバランスを図るように求めている。また、この場合当該土地の市場価格（Verkehrswert）が一つの基準となりうるとしている。すなわち、土地所有者への責任追及は、その土地が持つ市場価格（汚染なし）が一つの上限を形成するという趣旨である。これは公的資金の投入により地価

が大幅に上昇した場合の（開発）利益の吸収（法 25 条、後記）の趣旨とも合致するものといえるだろう。

（３）不動産取引への影響

このように責任範囲を大幅に広げたこと、特に元の所有者も一定の条件のもとで浄化責任主体に組み込んだことは、不動産取引のあり方に大きな影響を与えた。この規制の下では、土地の売主、買主ともに浄化責任のリスクを負うことになる。売主は、汚染の原因者やその承継人であった場合はもとより、仮に汚染に関与していなくても、所有権移転までは土地所有者として、移転後も元所有者として責任を追及される可能性がある。買主も所有権移転後は所有者として、それ以前も場合によっては実効的な占有者とみなされる可能性がある。

こうしたリスクを軽減するために求償権が規定されてはいるが、求償権の行使は裁判に拠る必要があり、かつ請求の根拠となる汚染への関与やその寄与度の挙証責任は原則として請求者側にある（民法の不法行為と同様）。従って、実際に求償できる相手は汚染原因者かその共犯者に限定されるうえ、立証に多くの困難を伴うのは想像に難くない。

こうした事情から、連邦土壌保護法の施行以後、ドイツでは土地売買契約上の対応が非常に重視されるようになっている。当然のことだが、売主は物件の瑕疵について引渡し後の責任を回避するために、瑕疵担保責任や求償権を制限する規定を置こうとし、買主は反対に出来るだけのリスクを売主側に取らせようとする。最後は、その土地の需給バランスで決まるが、瑕疵担保責任の調整以外にも、汚染の発見を売買契約の解除条件としたり、汚染が発見された場合対策費用を販売額から控除したりと、様々な契約バリエーションがある。実務上は、契約当初は売主が 100％責任を負い、経年でその割合を買主側に移転させていくスライディングスケールや、あらかじめ合意した年数で責任を売主から買主に移転するなどの手法が用いられることが多いという[14]。

２．対策の流れ

（１）調査と評価

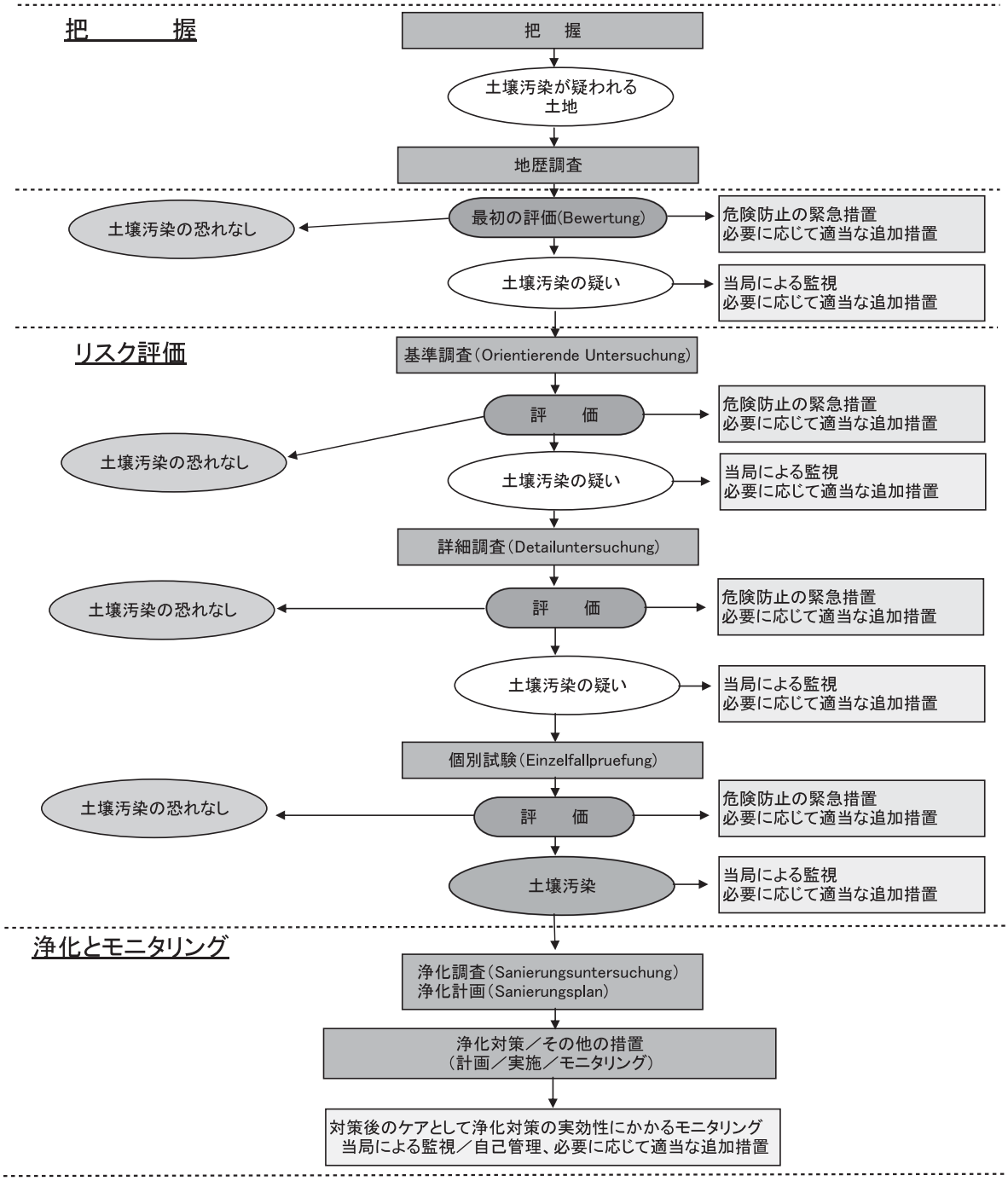
次に、実際の流れをみながら、どのように土壌汚染リスクを特定していくかをみてみよう。図表２－４は、土壌汚染対策の流れを示したものである。大まかに、把握、リスク評価、対策の３段階から構成され、個々の段階において更に細分化した調査が行われる。わが国でよく用いられる米国ＡＳＴＭをベースとするフェーズⅠ、Ⅱといったプロセス分類より多段階かつ複雑である。

浄化作業に至るまでのプロセスを概観すると、まず把握段階で地歴情報などに基づく定性的な基礎調査が行われる。フェーズⅠ調査にあたるものだが、ドイツでは、これを市町村が

[14] Ellinghaus（2005）

後述する都市計画手続きの一環として独自に実施する場合が多い。後ほどみるように、建設法典は、警告効果のために地区詳細計画（Bebauungsplan、いわゆるＢプラン）上に深刻な土壌汚染を表示する義務を定めており（建設法典第９条５項３号）、計画高権を持つ市町村は、強力な都市計画決定権限の裏返しとして、土壌汚染など土地利用に影響を及ぼす情報の収集と

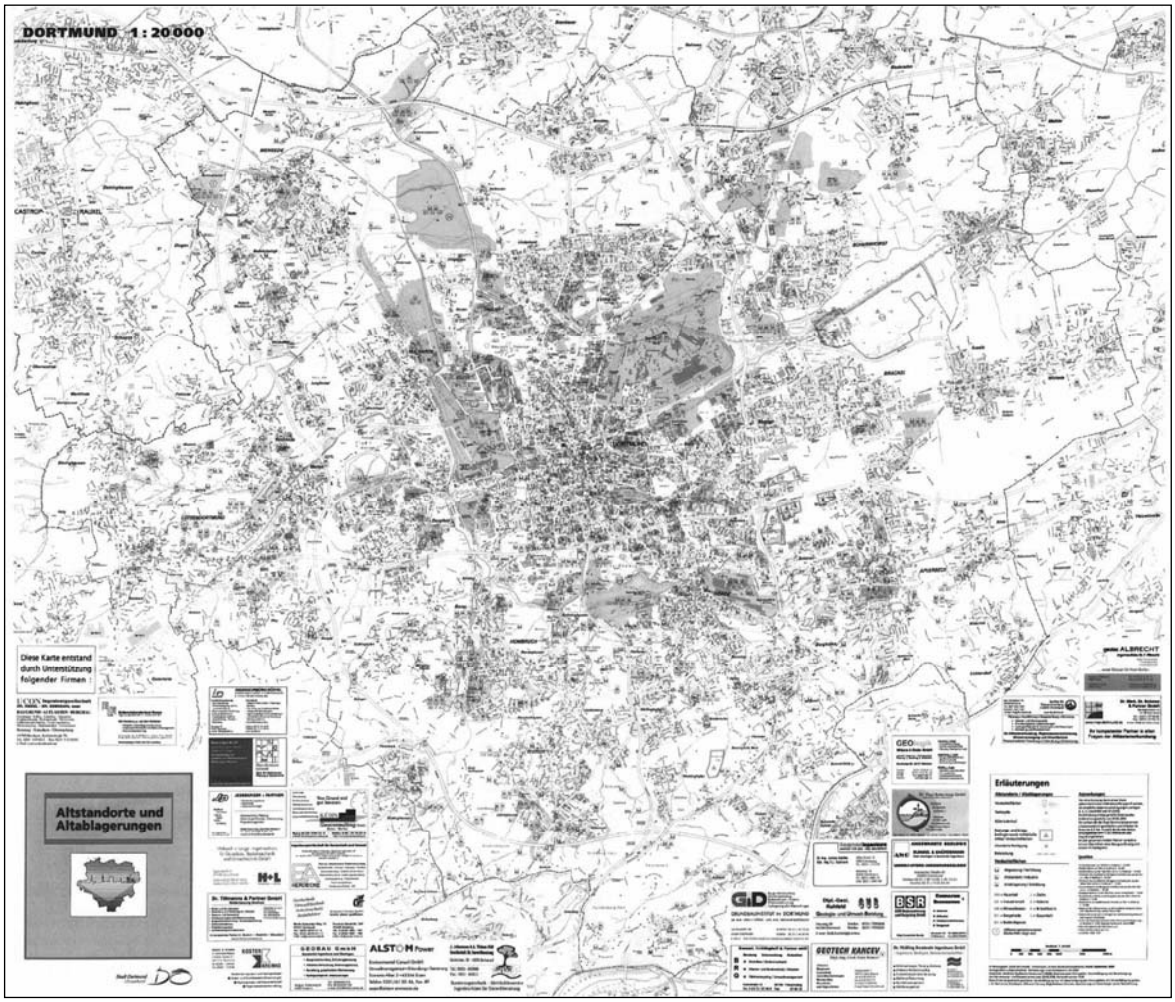
図表２－４　ドイツにおける土壌汚染対策のフロー



（出所）Umweltbundesamt, Stadt Osnabrück 資料より作成

管理が強く求められる[15]。この調査は、都市計画を進める上で必要不可欠な前提条件といえる。図表２－５は、ドルトムント市が公表している潜在的な汚染マップである。この 20000 分の１の地図では地歴情報等から汚染跡地と懸念されるサイトが示されている（地図中色がついた部分）。このようにフェーズ１レベルの調査が公的主体によって実施され、その情報が開示されているのは、わが国との大きな相違点である。

図表２－５　潜在的な土壌汚染地の表示（ドルトムント市）



（出所）Stadt Dortmund

次のリスク評価段階に進むきっかけは、開発計画の策定や建築許可の申請など何らかのプロジェクトの存在である。このため、ここから先の調査プロセスは民間事業者（投資家や土地所有者）ということになる。

この段階で調査は本格的な分析作業を伴うものになる。まず基準調査（Orientierende Untersuchung）が行われる。これは、リスク評価の前提として、本当に有害な土壌改変や土

[15] この調査のために行政が敷地に立ち入る場合、土地所有者には受忍義務がある。

壌汚染が存在するのかについて、土壌保護令（BBodSchV）に定める手続きに従って行われるサンプルの採取・分析である。その結果が後記の基準値（調査値）を超えている場合、詳細調査（Detailuntersuchung）が行われる。これは土地の状況並びに曝露経路に関連した調査であり、土地の状態を最終的に確認し、規制当局が有害な土壌改変や土壌汚染の種類や範囲を特定する基礎となる。この調査により、対象となる土地における有害物質の量、空間的な分布、移動（可能）性、土壌、水系、大気への分散、保護対象の解明が行われる。必要な場合、この詳細調査を補強するために個別テストが実施される。

各調査の結果は、その都度評価（Bewertung）され、次のステップに進むかどうかが決定される。この評価手続きとは、有害な土壌改変又は土壌汚染の疑いがどの程度なのか、危険防止のためにどのような措置が必要かつ適当なのかを確定するための、専門的かつ法律的な状態判断である。把握段階の評価は、定性情報に基づく汚染の蓋然性に対する判断に過ぎないが、リスク評価の枠内で実施される評価では、基準値に照らして有害物質の種類や濃度、環境中への拡散や人間･動植物への曝露経路などから危険性が判断されることになる。その際、土地の利用形態が重要なパラメータになるのは容易に想像できるだろう。

図表２－６は、ここで用いられる試験値、対策値のうち連邦令に定められたものである。前記のとおり、リスク評価の第１段階である基準調査の結果が調査値を超えていれば、次の詳細調査に進むことになる。わが国でもよく知られるように、これらの基準は土地利用形態に着目して設定されている。

図表２－６　連邦土壌保護法／令による調査値と対策値（曝露経路:　土壌⇒人間）

調査値(Prüfwert)	mg/kg 乾量			
	子供の遊び場	住宅地	公園・余暇施設	産業・事業用地
砒素	25	50	125	140
鉛	200	400	1,000	2,000
カドミウム	10	20	50	60
シアン	50	50	50	100
クロム	200	400	1,000	1,000
ニッケル	70	140	350	900
水銀	10	20	50	80
アルドリン	2	4	10	―
ベンゾピレン	2	4	10	12
DDT	40	80	200	―
ヘキサクロロベンゼン	4	8	20	200
ヘキサクロロシクロヘキサン	5	10	25	400
ペンタクロロフェノール	50	100	250	250
PCB	0.4	0.8	2.0	40.0
対策値(Maßnahmenwert)	ng TE/kg TEQ			
	子供の遊び場	住宅地	公園・余暇施設	産業・事業用地
ダイオキシン／フラン	100	1,000	1,000	10,000

（出所）連邦土壌保護・汚染跡地令

リスク評価段階以降の調査は具体的な開発計画を契機として行われるから、その結果は、想定される土地利用に照らして対策を講じるべきレベルかどうかにより判断される。土地利

用形態の変更が容易には出来ないドイツの都市計画制度を前提にしているとはいえ、開発の仕方に対応して土壌汚染リスクへの対応を変えるアプローチは、プロジェクトへの影響を判断するのにも有効だろう。なお、この基準値については州法による補完があり、連邦レベルで定められていない物質については州法で規定されることが多い。

（２）浄化計画の策定と対策実施

リスク評価段階を経て、土壌汚染の存在が確認されると、次に行われるのが浄化調査（Sanierungsuntersuchung）である。これは、対策の種類や範囲を決定するために行われ、浄化技術、組織、法、資金調達など対策の決定に影響を及ぼすあらゆる条件が対象になる。具体的な調査項目は下記のような項目である。

- 基礎条件の確認（必要に応じて補完的な立地調査を実施）
- 対策の適性を判断するために必要となる、浄化領域、データ、パラメータの特定
- 一般に利用可能な浄化対策・技術のなかから利用する候補の選別
- 対策技術の有害物質、土壌への適性試験
- 複数の対策を組み合わせる場合の適性試験
- 技術的・時間的な実用性、許認可事項等についてのフィージビリティスタディ
- 実現可能性のある浄化シナリオの作成
- 浄化シナリオのチェックと専門的評価（必要に応じて実際の用地適合性や費用対効果の検証）
- 浄化目標具体化のための提案、想定される対策やその組み合わせにより当初設定された浄化目標への到達可能性の検証

次に、これらを踏まえて「浄化計画（Sanierungsplan）」が作成される。これは、文章及び図表により構成された土壌汚染に対する浄化コンセプトであり、規制当局に提出され、必要な許認可の基礎となる。その主要な内容は以下のとおりである。

- リスク評価の概要
- 浄化対象用地の旧来そして将来の用途
- 浄化目標（ゴール）
- 浄化目標を達成するために必要な、除去、隔離、制限、自己管理措置、適合性、専門的な浄化遂行に関するデータ（量、中間保管、最終処分や、処理施設における処理についての情報など）、労働安全衛生上の要求事項などを含む。
- 浄化／品質保証のためのモニタリングコンセプト
- 費用見積り／資金計画
- 一連の手続きに要する期間　等

想定される土地利用に合わせた浄化目標（ゴール）は、この段階ではじめて設定され、これを規制当局が認めることによって対策が実施される。すなわち、ドイツの土壌汚染対策においては、浄化のゴールは一律ではなく、個々のサイト毎に決定されることになる。スタート値とでもいうべき調査値は、土地利用に対応するといっても僅かに４区分に過ぎないが、ゴールの方は、各カテゴリーの枠の中で、個々の建設計画の内容に沿った形で、規制当局と浄化義務者（投資家）の合意により決定される。すなわち、個々のプロジェクトにより異なるリスク許容度、これに対応して異なる対策コストがこのプロセスを通じて特定されるのである。

（３）浄化契約（行政契約）という対応

この浄化計画を誰の主導で策定するかも、プロジェクトに大きな影響を与える。通常は、規制官庁が浄化調査の実施と浄化計画の策定を命じるが[16]、行政主導で計画が策定されると、安全サイドに立った厳しすぎる浄化目標を強いられる可能性が高い[17]。

そこで活用されるのが、行政との契約という対応である。一般には行政手続法に規定される公法上の契約に基づく合意手続き（Őffentlich-rechtlicher Vertrag）の一種であり、連邦土壌保護法では第 13 条４項により、浄化計画を策定し、この方式で実行することを認めている。対策義務者は、浄化手段の選択や目標の設定に自身の意向を反映するため主体的に浄化計画を策定し、これを行政との契約の形で合意することになる。いわば、行政との間で制度化されたリスクコミュニケーションとでもいえるだろう。

この公法上の契約手続きには、浄化対策に主体的に関与できる点に加え、複雑極まりない許認可手続きを合理化する効果も指摘されている。汚染された土地で開発行為を進めようとすると、土壌汚染関連の規制に加えて、都市計画、建築規制、廃棄物規制、水質規制、イミッション保護規制（公害防止規制）など非常に多くの許認可をクリアしなければならない。これらの手続きは相互に独立して行われるため、多大な時間を要するだけでなく、規制当局によって解釈が分かれ調整に無用な労力が必要となることも珍しくない。

開発計画に関与するあらゆる主体を巻き込んだ公法上の契約を締結できれば、こうした調整コストを大幅に軽減できる。図表２－７は、その雛形から主要項目を整理したものであるが、浄化義務者の責任範囲が明確になるうえ、関連する許認可手続きの迅速化に関する上級官庁のコミットメントや、都市計画決定やミティゲーションなど関連して必要となる手続きが網羅的に規定されるなど、用地リサイクル推進にあたって必要な手続きがパッケージ化されていることが分かる。実際、土壌汚染問題に詳しい法律家は、汚染された土地の再開発事業について、この手法を奨励しているという[18]。

---

[16] 必要な場合、行政が第三者の環境コンサルタントに計画を策定させることも認められている。
[17] 例えば、フランクフルト市での対策は原則として完全浄化（汚染の掘削除去）が求められる。
[18] Ellinghaus（2005）。尤も、市町村、とりわけ環境規制部門には行政契約に否定的な意見も少なくない。

図表２－７　土壌汚染対策に係る行政契約の項目

契約者:

○ 投資家
○ 市町村（市長）
○ 郡庁（郡長）

契約概要:

1. 前文（契約の目的や対象など）
- 対象不動産の特定（過去の用途、現在の状態、開発地点の特定等）
- 土壌汚染の存在の確認
- 契約の目的（投資家による汚染除去と開発、市による都市計画策定などの支援）

2. 浄化義務
- 投資家が自己の負担により、契約に定める方法で汚染浄化の義務を負うこと
- 投資家が契約に定める浄化コンセプト（計画）を遂行する義務を負うこと
- 当該義務の対象範囲の特定

3. 許認可
- 郡庁が今回の措置に必要な許認可手続きを速やかに行うために必要な手続きを講じること

4. 浄化の詳細規定
- 浄化の開始時期（許認可後開始までの期間など）
- 浄化の目標値（何年以内に継続的に観測井戸値が○mg／lを超えないレベルまで浄化など）
- 浄化の終了期限、残存汚染がある場合の期限の延長とその限度など
- 本規定に定める以上の対策を投資家に要求しないことの確認

5. 計画法に係る規定
- 市による計画地でのＢ-Plan策定
- 投資家によるＢ-Plan策定のための資料提出義務
- 自然保護法に基づくミチゲーションについて

6. 建築規制に係る規定ほか
- 開発行為に対応する駐車スペースについて（開発エリアに用意できない場合の金銭補償）
- 開発中に遺跡等が発見された場合の対応

（出所）Dombert〔2000〕より作成

３．地価への影響

（１）公的助成と費用返還義務

土壌汚染規制が用地リサイクルに与える影響として、最後に地価への影響をみてみよう。連邦土壌保護法第 25 条によれば、公的資金の投入により土壌汚染が浄化され、その結果土地の取引価格が顕著に（nicht nur unwesentlich）上昇した場合、当局は、土地所有者に対して（公的資金の投入額を上限に）費用返還を請求できる旨を定めている。

これは、再開発事業や新開発事業に関する開発利益の吸収（建設法典第 154 条）と同様の趣旨を土壌汚染対策について定めたものである。返還義務を負うのは土地所有者のみであり、対象になる公的資金（Őffentliche Mittel）に制限はない。しかし、もともと返還する必要がない「補助金（Subvention）」にまでこの規定を適用すると論理矛盾を来たすことから、実務上は公的に助成する際に書面で一定の返還請求権を留保すること（すなわち、補助金的な性格を排除すること）が奨励されている[19]。

[19] Sanden（1998）p358

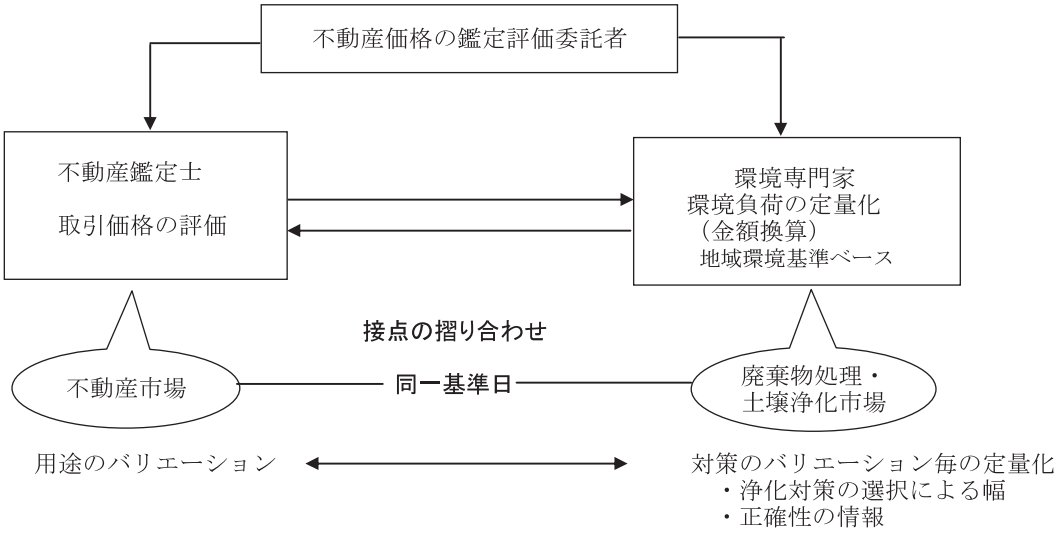
この費用返還義務（Wertausgleich）は、用地リサイクルの成否に影響を与える。後ほど具体例でみるように、用地リサイクル、とりわけ高度な環境リスク管理が求められる住宅地開発の場合、浄化費用が多額に上るため補助金や利子補給など公的助成の活用を前提にプロジェクトが計画されることが多い。価格調整により多額の資金の返還義務が生じれば、この前提自体が崩れてしまう懸念がある[20]。この義務については、法制定後６年を経過した現在でも十分な事例の蓄積がなく、不動産市場と規制当局との争点になっている[21]。

ここで問題になるのは、土地価格の「顕著な」上昇の意味である。ドイツでも地価の上昇は、浄化措置が講じられない場合の取引価格（Anfangswert）と浄化措置完了後の取引価格（Endwert）との差額として把握されるが、何が「顕著な」上昇に当たるかについては一義的な基準はなく、土地ごとに判断される。すなわち、費用返還義務が発生するかどうかは、汚染された土地の不動産鑑定評価次第ということになる。

（２）地価への影響

そこで、浄化による地価の変化がどのように評価されるのかをみてみよう。なお、ドイツでは、不動産の市場価格を鑑定する機能と、環境リスクを評価する機能が完全に分断・分業化されている点を指摘しておく必要がある（図表２－８）。

図表２－８　ドイツにおける汚染不動産の評価



（出所）Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V.

不動産鑑定士は、純粋に不動産市場の情報に基づき、その土地の用途毎の評価額を算定する。その際、汚染の有無や状態には一切考慮しない。他方、土壌汚染リスクの方は、環境分

[20] 返還額の決定にあたっては、浄化に際して土地所有者が支払った自己負担分などが考慮され、また場合によっては、公共の利益や不当虐待回避の観点から免除されることもありうる。
[21] Hejma（2005）。

野の専門家（多くは大手コンサルティング企業）が担い、廃棄物処理市場や土壌汚染浄化市場などのデータをもとに、その土地の対策に要する費用を算出する。原則として両者のインターフェイスはない[22]。

つまり、汚染された土地の価格は、不動産市場のデータと、対策費の見積りの２つの情報だけから評価される。多くの場合、対策前の地価は近隣地価から対策費を控除したものが、対策後の地価には近隣地価などから鑑定委員会が決定した基準地価が、それぞれ使用されることから、地価の上昇分は対策費に等しくなる。従って、選択した対策次第（汚染の度合いと浄化後の用途)でこの値は大きくもなれば小さくもなる。第４章の事例調査でみるように、実際には、汚染が深刻で対策前の地価がゼロ評価になる場合や、浄化後の地価が近隣取引価格を下回るような場合など、価格の変動は様々である。スティグマのカウントは必要ないのか、など解明すべき点も多く、事例の集積が待たれる。

この点でより深刻なのが金融機関による担保評価の問題である。不動産鑑定により算出される鑑定評価額（Verkehrswert）が建設法典に基づくのに対して、金融機関が使用する不動産の担保評価額（Beleihungswert）はファンドブリーフ法及び担保価値評価令により規定されており、両者の性格は異なる。すなわち、前者は、都市計画措置のためのツールであり、設定された基準日における統一的な価値把握に主眼を置き、実際の市場性（換金性）を重視したものではないのに対し、後者は専門銀行が発行する抵当ファンドブリーフ債[23]の裏づけとなるだけに資産としての安定性・換金性の評価が強く求められる。このため、同じ不動産に対して、両者で全く異なる評価がなされることがある。その最たる例が土壌汚染に関連した用地になるのは容易に想像できるだろう。

この問題については、ドイツもわが国と同様であり、これといった妙手があるわけではない。このため前章でも述べたように金融機関の議論は、いかにして土壌汚染に関するリスクを回避するかに終始している感がある。僅かに入手できた資料[24]によれば、更地の場合、汚染された土地は鑑定評価額に関わらずゼロ評価、浄化された土地では、評価額から 10～20%減額するという対応が取られていた。建築物がある場合は収益還元法が用いられるが、還元利回りとして用いられる土地収益率（Liegenschaftszins）を汚染がない土地と同水準に設定できるかどうか、特殊な影響要因として汚染をどこまで織り込むべきかなどについて見解はまちまちで適切な評価は困難とされている。結局、銀行としては浄化期間と費用などに関する

---

[22] 汚染された土地の評価を巡る新しい動きとして、環境リスクの評価・定量化の標準化を進めている ITVA-Arbeitsgruppe Wertermittlung では、土地に存在する環境リスクを①義務的な費用と②潜在的な費用とに分け、精度の高い評価を行うことを提案している。第１章でみた土壌汚染コストの考え方と同様で、対策費用を規制対応上必須の部分と、その土地の利用形態により変化する可変部分とに分けて考えようとするものである。環境リスクの定量化が、土地利用形態に対応したものになれば、当該リスクの金額換算データと不動産鑑定士による取引価格の評価はより有機的に結びつくことになるという趣旨である。

[23] 抵当担保証券（Pfandbrief)。抵当銀行などにより不動産や公的機関への債権を裏づけに発行される確定利付債券であり、その裏づけ資産により①不動産抵担保証券、②公的担保証券、③船舶担保証券に分類される。民法上、ファンドブリーフは安全（mündelsicher）でなければならず、裏づけとなる不動産価値についても厳格な査定が必要とされる。

[24] Schroth、Stegmüller〔2006〕Wertermittlung und Beleihung von Altlasten を参照

正確な情報がないと動きが取れないという結論になり、この点でも、わが国と大差がないといえるだろう。こうした状況のもと、簡便なリスク評価ツールを開発・提供したり、汚染地を自ら取得して短期間で浄化・転売する投資家が登場している状況なども似通っている。

４．オランダにみる土壌汚染対策の変遷

こうしたドイツの仕組みに大きな影響を与えたのが、この問題に先行して取り組んだオランダである。オランダの取組みは、1979 年にロッテルダム郊外の新興住宅地レッカーケルク（Lekkerkerk）で深刻な土壌汚染が発見された事件[25]を契機とする暫定土壌浄化法（Interimwet Bodemsanering）の制定（82 年）に始まり、その後 87 年の土壌保護法（Wet Bodembescherming）による補完を経て、現行の改正土壌保護法（94 年）へと進歩を遂げてきた。この過程が現在の欧州における土壌汚染リスク管理の基礎を形成したと考えられることから、本章を締めくくるにあたり、その中から重要と思われるポイントをみてみよう。

（１）対策主体の変化

82 年の暫定土壌浄化法は、その名称のとおりレッカーケルク事件という大スキャンダルに速やかに対応する必要から急遽制定されたものである。主眼はあくまで「浄化」にあり、かつ現在と異なり土壌汚染の把握も十分に行われておらず、またこれに関する法的な議論も未熟な時代背景のもと、ここで選択されたのは中央政府主導での完全浄化という方向性であった。政府は、各州に対して汚染サイトの情報収集と浄化計画の作成を命じるとともに、これに基づいて緊急を要する汚染を中心に一般財源を投入して浄化作業を進めた。

政府の想定では、これに要する費用は汚染原因者に対する不法行為責任の追及と損害賠償により事後的にある程度カバーされるという見込みだったが、実際にはそうはならなかった。これは、土壌汚染サイトが当初考えていたよりもずっと多いことが分かってきたことと、原因者に対する不法行為責任の追及に限界が露呈したためである。

図表２－９はオランダにおける土壌汚染サイト数の各種試算を時系列でみたものだが、80 年代前半の見込みが極めて楽観的であったことが分かる。2004 年時点の最新評価では、潜在的な汚染サイトは 70 万弱、人体への健康被害の可能性がある深刻なサイトに限定しても６～８万という水準であることが分かる。増加する一方の汚染サイト数を前に、これを全て中央政府主導で処理するという方向に疑問符がついたのは当然であろう。

また、不法行為については前述のドイツと同様、挙証責任の問題が大きな障害となり、費用回収が思うように進まないことが徐々に明らかになっていった[26]。

---

[25] 79 年、同地区の水道から有害物質が発見されたことに始まる大スキャンダル。81 年には同地区の住民を避難させ、汚染土壌の大規模な撤去作業が行われている。総量はドラム缶 1651 本分の化学系廃棄物、14 万トンの土壌に達し、総費用は 71 百万ユーロといわれる。米国ラブカナル事件の欧州版といえる。

[26] 特にオランダ法に独特の不法行為構成要件である相対性の原則（relativity principle）が大きな問題となっている。これは、汚染発生時点で原因者が土壌保護が国の利益であると知っていた、又は知っているべきであった場合でなければ、汚染行為は不法行為にならないという考え方であり、立法前の過去の汚染行為を対象に不法行為責任を追及するうえで大きな足かせになった。

図表２－９　オランダにおける汚染サイト数評価の推移

機関	試算年	汚染サイト数		推定金額(10億ユーロ)
		潜在的汚染サイト数	深刻な汚染サイト数	
Minister Ginjaar	1980	4,200	350	0.5 (630億円)
Authority programmes	1984	6,000	1,600	0.9 (1260億円)
Ten years Scenarios	1989	505,000	110,000	22.7 (3兆1840億円)
Integrated Department Policy inventory	1997	350,000	60,000 ～80,000	40.0 (5兆6120億円)
General inventory of potentially soils in the Netherlands 2005	2004	615,000	60,000 ～80,000	17.0 (2兆3850億円)

（出所）Consoil October 2005, Bordeaux; County session, CyS3.

こうした問題は、87 年の土壌保護法の制定と、94 年の改正（上記の暫定浄化法はこの段階で統合）により大きく改善された。対策主体に関していえば、87 年法では中央政府主導から州政府への権限委譲が行われた程度であり、依然として官による対策が中心であったが、94 年法では、責任主体の範囲を原因者から土地所有者や使用者にまで大幅に拡大し、政府の役割を大幅に限定するという転換を図っている。土壌汚染への対応は一義的に原因者、土地所有者らが負うことになり、これに合わせて後ほどみる原因者や所有者による自主的な対策を促す仕組みが取り入れられた。この結果、政府の役割は自主的な対策への関与、自主的な対応が選択されない場合の命令などが中心となり、自身が浄化主体になるのは、浄化命令が履行されないなど特殊なケースに限定されることになった。また、土地所有者を責任主体に加えたことに伴い[27]、公費を投入した場合の費用回収は、不調だった不法行為責任の追及から不当利得返還請求へと大きく軸足を移すことになった。

（２）リスク管理の変化

暫定土壌浄化法を受けて 83 年に制定されたガイドラインは、土壌の状態を、A（清浄）、B（詳細調査が必要）、C（浄化が必要）の 3 段階に分類していた。Aはあらゆる用途に使用可能な状態（マルチファンクショナル）を意味し、Cに分類された深刻な汚染がある土地はAレベルまで浄化することが求められた。これは、全てかゼロかという二元論的なアプローチといえ、環境、安全面で考えれば安全サイドに立った優れた対応といえるが、上記のよう

[27] 土地所有者が善意で免責されるには、①汚染の発生に直接的にも間接的にも関与していないこと、②汚染原因者と継続的な法的関係をもたないこと、③土地取得時に汚染を認識していなかったか、認識できなかっただけの合理的な理由があることを立証する必要がある（法 46 条）。

に土壌汚染サイトが相当数に及ぶ現実が明らかになり、かつ浄化責任を分散させる必要性が高まるにつれ現実味を失っていった。

90 年代初頭から始まったガイドラインの見直しを経て、現在の考え方は図表２－10 のように修正されている。上記３区分に代わる区分は、目標値（Target Value）、介入値（Intervention Value）の２区分である。

図表２－10　リスクベース土壌基準

（出所）http://clarinet.ac/policy/nl-approach.htm

ここで目標値は、以前のＡ値に該当するもので、これを下回っていればその土地はマルチファンクショナルな利用が可能という水準、すなわち完全な「白」であることを示す。介入値の超過[28]は土壌汚染が深刻で浄化対策が必要になるレベル、すなわち完全な「黒」であることを意味している。新たな基準体系では、この「黒」部分だけが土壌保護法による浄化計画の作成や命令の対象となり、原則として目標値レベルへの浄化が求められる。残る両者の中間領域（いわばグレーゾーン）は、軽度から中程度の汚染を含む土地であり、必要なら何らかの利用制限が課される可能性を残しつつも、原則として所有者等による自主的な対策に委ねられる領域とされる。いわば規制上は許容可能な汚染リスクに位置づけられているといえる。この新たな体系は、オランダの特徴といえるマルチファンクショナリティの追求という原則を残しつつも、リスクレベルに応じた対策を可能にする点で、リスクベース基準（risk-based soil quality objectives）と呼ばれる。

また、この基準による汚染レベルの判定と並んで、別途浄化の緊急性（優先順位）が評価されるのもオランダのシステムの特徴である。緊急性は、介入値を超過する深刻なサイトについてどれを優先するかを決定するための尺度であり、個々のサイトの状況に応じて（site-specific）判断される。このためのツールとして、例えば人体曝露を計測するためのCSOIL などのモデルが開発・運用されている。この評価で緊急性が高いと判断されたサイトについては、原則として一世代（約 20 年）以内に浄化する必要がある。

このオランダモデルは、狭い国土と高い人口密度という国情を反映してマルチファンクシ

[28] 土壌で 25 立方メートル、地下水で 100 立方メートル当たりの汚染物質量が測定される。

ョナルな土地利用を原則とする理念のもとで構築されており、一見土地利用に対応した体系をとっていない。しかし、実際には上記グレーゾーンの対応は、個々のサイト毎に利用形態に基づいて決定され、また「黒」部分でも緊急性の評価段階において個々のサイトの利用形態が大きな判断要素となっており、明示的ではないにせよ、事実上土地利用形態と密接に結びついているといえるだろう。

（３）自主対策の活用

土壌保護法の改正以前から、オランダでは自主的な対策が活発化していた。政府としては、官主導の浄化モデルが対象サイトの大幅な増加や資金回収面で維持困難になるなかで民間による自主的な取組みを奨励したいという意向があり、また産業界としても自主的な対応の方が柔軟性に富み、低コスト化を図りやすいといったメリットがあり、双方の利害が一致したためである。

ここで用いられたのが政府と産業界との協定である。その代表例が 2001 年６月に政府の各部門[29]と産業界により締結された産業ルール（the Industries Regulation）である。この協定では、産業用地として使用されている土地が深刻な汚染を抱え、その対策に緊急性が高い場合には所有者又は使用者である産業界が浄化を行うという原則のもと、資金負担割合などそのために必要なルールを定めている。各州に設置された産業用地浄化計画（ＢＳＢ）委員会[30]が枠組みを整備、参加企業は、この仕組みに従って自社サイトの調査を行い、浄化が必要と認められた場合、浄化計画の作成と当局による確認・承認を経て実施するというのが大まかな流れである。

なお、改正土壌保護法が、土壌汚染対策の主体をそれまでの政府から原因者や土地所有者などに広げたことで、こうした自主的な対策は、法律上も命令による強制と並んで対策実施の 2 本柱に位置づけられることになった。このため、産業ルールの取組みは土壌保護法上のスキームとして正式に組み込まれることになっている。

こうしてみると、試行錯誤の末にオランダで生じた変化、例えば浄化主体の官から民へのシフト、費用返還義務の考え方、サイト毎のリスクに対応した対策基準の導入、行政協定を用いた効率的な浄化などといったエッセンスは、すべてドイツ法の中に巧みに取り入れていることが分かる。これらの要素は、80 年代から四半世紀の経験を通して得られたソリューションとして欧州におけるリスク管理手段の共通の基盤を形成しているものと考えられる。

[29] 住宅・計画・環境大臣、経済大臣、首長会議、オランダ市町村会議及び２つの産業団体により締結。
[30] http://www.stichtingbsb.nl/

第３章　　都市計画制度と土壌汚染とのかかわり

１．土地利用に対応した基準値を巡る議論

前章でみたドイツを始め欧州の多くの国では、再開発後の土地利用が用地リサイクルの進め方（汚染対策の選択）を規定している。土地利用形態によって開発利益はもとより、許容可能なリスクレベルとそのために必要なコストも大きく変化するためである。

一方、この議論をわが国に持ち込むと、土地利用形態は固定的ではないからそれに応じた土壌汚染対策は合理的でないという反対に直面することが多い。こうした主張は、用途別基準値の根拠となる科学的なデータが不足していることや､用途毎に汚染許容度を決めた場合、事後的な土地利用形態の変更時への担保が不十分であるという懸念を根拠にしていることが多い。

データ不足についてはドイツでも同様の議論があるが、ここでは入手可能な情報に基づくリスク分析を行い必要なら予防的対策を講じるというアプローチが選択されていると考えられる。同時に、間もなく導入されるＥＵの新化学物質規制（ＲＥＡＣＨ）[31]による対応も含め、入手可能なデータを質量両面で拡大する努力も続けられている。こうした予防原則的な対応の是非について議論の余地があるのは確かである。

他方、将来の用途変更への配慮という問題についてはどうだろうか。わが国の土地利用の現状を考えればこの主張にも十分正当性がある。しかし、将来の用途変更の可能性をあまりに重視しすぎると、マルチファンクショナルな土地利用が可能となる完全除去以外は浄化とみなされなくなる恐れがある。これが嵩じて不動産売買が成立しなかったり、合理的なレベルのリスク管理がスキャンダル化したり、果ては企業の環境経営度を判定する際に不利に扱われたりするならば、土壌汚染対策は必要以上に高コスト化され、効率的なリスク管理は困難になってしまう。また、高コスト化は、本来看過されるはずのない土壌汚染の黙殺や不十分な対策での再開発などといった逆の反応を助長しかねない面もある。

欧州でも、官が土壌汚染対策の担い手だった時代はもっぱら完全浄化を目指していたが、その後先にみたドイツのように個々の土地利用形態に則したリスク管理の体系に移行している。わが国でも同様の移行が可能かどうかは、土壌保護法制というよりは、むしろ都市計画、建築規制に関する彼我の違いから検討すべきであろう。ドイツで土地利用形態に合わせた土壌汚染対策が可能なのは、容易に用途変更ができない都市計画制度の存在を背景にしているからである。市町村によるフェーズＩレベルの調査の実施なども、実は都市計画上の要請に

[31] Registration, Evaluation, Authorization and Restrictions of Chemicals の略称。化学物質に関する 40 の個別規制を統合して誕生する EU の新しい化学物質規制であり、その名称のとおり多種多様な化学物質の登録・評価・認可の枠組みを定めるもの。域内で 10 万種といわれる膨大な既存化学物質についての毒性情報の収集が進むことで、リスク管理が容易になることが期待されている。

より行われている。そこで、次に土壌汚染リスクが都市計画上どのように扱われるのかについて概観してみよう。

２．都市計画と土壌汚染の影響

（１）ドイツの都市計画制度概要

ドイツでは､中世以来の町並みが残る旧市街の景観維持などから容易に想像できるように、所有者が好きな時に望む場所に希望の形式で建設できる「建設の自由（die Baufreiheit）」は都市計画、建設規制双方から大きな制約を受けている[32]。前者は土地の利用（道路指定、建設用途、個々の建築物の高さや利用形態）を定める、いわば面的な規制であり、後者は警察法上の危険防止の観点から、もっぱら個々の建築物の状態、防火性などを規律する、いわば点の規制である。今日の権限配分では、連邦政府が前者の権限を持ち、建設法典（Baugesetzbuch）を通じて都市計画、区画整理、収用などを規律しており、後者は州政府に帰属し、州建設規制法により規律されている。

連邦の立法権限により制定された建設法典では、都市計画のスキームを統一的に規律しつつ、実際の地域における土地利用計画（都市計画）を市町村の自治事務（in eigener Verantwortung）として割り当てている（建設法典第１条３項、第２条１項)。これは、都市計画のための手続きは連邦レベルで統一しつつ、憲法の趣旨に鑑みて、実際にどのような計画を策定するかは、地域社会の事務として市町村の権限に帰属させていることを意味する[33]。

建設法典によって定められた現在の都市計画は、２段階の建設管理計画により構成されている。一つが市町村全土にわたってその発展を概括的に描く準備的計画であり（土地利用準備計画、Flächennutzungsplan: Ｆプラン)、もう一つがそこから展開される地区詳細計画（Bebauungsplan: Ｂプラン）である。Ｆプランは、広域的な全体計画としておおまかに土地利用を定めるものであり、あくまで行政内部の規律に留まる（vorbereitender Bauleitplan: 準備的建設管理計画）のに対して、後者は、条例として制定され、各土地について拘束的にほとんど全ての利用可能性を具体的に規律するものであり（verbindlicher Bauleitplan: 拘束的建設管理計画)、両者の法的効果は大きく異なる[34]。もっとも、Ｂプランは、Ｆプランという全体計画から個々の土地に展開されるものであり、原則としてＦプランなくしてＢプランはありえない構造になっている。また、都市全体がＢプランでカバーされているわけでない点にも留意が必要である。Ｂプランは、必要に応じて個々の街区や土地毎に制定されていく性格のものであり、市町村も制定に要するコスト負担や事後的な状況変化への対応余地への配慮か

[32] ブローム・大橋（1995)。歴史的にみてドイツで包括的所有権概念に基づく建設の自由が是認されたのは19 世紀のごく一時期に過ぎないという。

[33] 連邦基本法第 28 条２項「市町村は、全ての地域社会事務（alle Angelegenheiten der örtlichen Gemeinschaft ）を法律の枠内で自らの責任において規律することが保証されねばならない」に基づく権限（計画高権)。

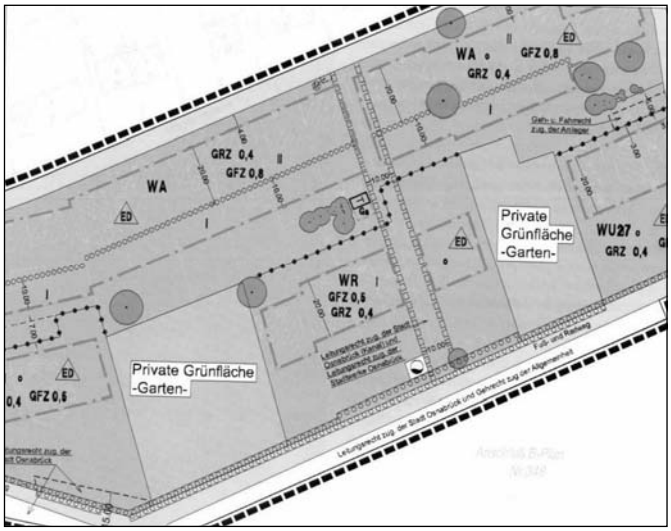
[34] このため、Ｆプランに記載可能な土地利用形態は例示列挙（法５条）なのに対し、Ｂプランのそれは限定列挙（第９条）であり、また縮尺も前者が 1/25000 程度に対して後者は 1/1000 などの相違がみられる。

ら、市内全域に網をかけるような対応はしていない。

とはいえ、一度Ｂプランが制定されれば、その土地では計画に定められた土地利用か、現在の使用状態の維持しか許されなくなり、利用権は著しく制約される。Ｂプランは、原則としてその指定の即時実現を義務づけるものではなく、あくまで将来の建築活動の誘導を目的としている（過程規範）。従って、指定と異なる使用状態が直ちに排除されることはないが、指定以降許されるのは最低限の維持補修のみで、これを逸脱すると継続利用は許されなくなる。「本来の建設の自由のうちで所有者に残されているのは、建設しようとするのか、それはいつか、という決定の自由と地区詳細計画により定められた利用方法の枠内で建物の利用をどのように具体化したいのか、という点にとどまる」[35]といわれる所以である。

不動産の開発計画は、こうした市町村の都市計画に加えて州が管掌する個々の建築物に関する警察法上の規制に適合して初めて「建設許可」を得ることが出来る。

図表３－１　地区詳細計画（Ｂプランの例）



（出所）Osnabrück 市 Bauinformation

（２）土壌汚染とのかかわり

こうした強力な権限が事務裁量として与えられる裏返しとして、市町村には外的にも内的にも様々な制約が課せられている。外的には国土計画や州計画など上位計画との整合性や隣接市町村の計画との調整が求められ、内的には恣意性を排して様々な利害に配慮してバランスの取れた決定を下すことが求められる。この内的な制約は「適切な衡量（das Gebot gerechter Abwägung）」と呼ばれるが、土壌汚染の問題は、この手続きに大きな影響を与える。

Ｆプランの場合、責任者は、予見可能な条件のもとで広域的な土地利用を決定する義務がある。その際、特に重要なのは、健康的な居住と労働環境、安全な居住と労働環境、環境

[35] ブローム・大橋（1995）

と自然保護並びに農業への配慮を危険なく実現できる計画を定めることである。このため、土壌汚染の情報があるなら、責任者はその土地についてＦプランのレベルに対応した精度で汚染の程度と危険度を調査する必要がある。建設法典第５条第３項３号では、Ｆプランにより建設利用が予見される土地に深刻な土壌汚染がある場合にはその旨を計画に表示するように求めている。この場合の表示は、計画される土地利用が汚染の制約を受けない場合（例えば工場用地に農産物にだけ影響する汚染があるなど）には単なる情報開示の意味を持つに過ぎないが、計画の実現に浄化対策が必要になる場合（例えば宅地予定地に汚染があるなど）には、これに続くＢプランや建設許可手続きなどへの重要な前提条件を形成することになる。

一方、具体的に個人の権利を制約するＢプランにはより慎重な対応が求められる。Ｂプランの策定の条件として土壌汚染調査の義務が法定されているわけではないが、実務上、土壌汚染リスクを無視して計画作業が進められることはない。衡量命令は、あらゆる利害に配慮し、重要度に応じて重み付けることを求めており、健康的な居住と労働関係、居住者と労働者の安全に対する一般的な要求（建設法典第１条５項）は、まさにその重要項目に該当するためである。

土壌汚染に関する衡量材料は多岐に亘る。連邦土壌保護法が制定されたため危険存在の閾値について市町村が悩むことはなくなったが、これ以外にも、①計画された土地利用を可能にする汚染対策の評価（技術的可能性、法的な整合性、コストなど）、②汚染対策工事と計画策定のタイミング（計画を先行させるか、浄化完了を待って計画を定めるかの判断）、③浄化のあり方を左右する複数のＢプランがある場合の比較検討など、様々な要素を他の衡量項目にも配慮しながら判断していくことが求められる。この過程で、費用便益面からみて実現性に乏しい計画指定が中止されたり、より保護レベルの低い指定に変更されたり、あるいは当初予定通りの指定はするが建築物の形態に修正を加えるなどの対応がなされる。

こうして得られた情報は当然Ｂプラン上に表示される。建設法典上も深刻な汚染がある場合の表示義務が定められている（第９条第５項３号）。この表示は、他の項目のように土地所有者等を法的に拘束するものではなく、Ｂプランに続く措置（建設許可手続き、連邦イミッション保護法上の許可手続き等）に対する警告効果を目的としている。裏返せば、汚染情報のないＢプランの存在は、計画区域における土地所有者や購入者に対して、土壌汚染による健康リスクが存在しないという信頼の基礎としての役割を担っているといえる。

（３）土壌汚染による影響

仮に都市計画が土壌汚染を見過ごして制定されてしまった場合はどうなるだろうか。この場合、計画自体の効力と計画策定主体に対する賠償責任請求の両面が問題になる。

計画の効力については、Ｂプランが、①計画手続きの時点で既に汚染の疑いがあったのに調査などの対策を講じないまま策定された場合と、②計画手続きが完了した後で疑いが生じた場合とに区別して考える必要がある。

前者は、先にみた十分な衡量という条件を満たしておらず、理論上は建設法典第 214 条３

項により計画そのものが無効になる可能性がある。もっとも、都市計画は法的安定性が非常に重視される行政行為であるため、手続き面の瑕疵には様々な治癒が認められており、また衡量など内容的な瑕疵についても２年間しか無効の主張が出来ないなど（同 215 条３項）相当制約されている。後者の場合、衡量手続き自体は瑕疵なく行われており、衡量の結果が維持できないほど深刻な場合などを除いて土壌汚染の存在が計画自体の効力に影響を与えることはない。

従って、都市計画が土壌汚染への対応を誤った場合の影響は、計画の効力ではなく国家賠償などによる責任追及という形で現れる。この場合、対象となるのは特定の関係者に限定して効力を持つＢプランだけであるが、いずれにしても都市計画の責任者には大きなプレッシャーであることに変わりはない。

３．土地利用の柔軟性と土壌汚染リスク管理

このように、ドイツの都市計画では建設活動を誘導する強力な都市計画手法が用いられており、土地所有者への強制力こそないもののＦプランの段階から、既に将来の土地利用には一定の制約が課せられている。また、強制力を伴うＢプランの指定などに先立って市町村が土壌汚染リスク調査に大きな役割を果たしている。ドイツの土壌汚染対策の体系は、こうした仕組みを前提に組み立てられている点は強調されてよいだろう。土地利用形態別のリスク管理が、将来の土地利用の柔軟性という議論を惹起しない理由もここにある。これは、わが国との大きな違いである。

第４章　　用地リサイクルの事例研究

１．用地リサイクルの意味

土壌汚染があり多額の浄化費用がかかるとしても、十分に採算が見込める土地であれば再開発は民間投資家により進められる。これはドイツでも同様である。従って、ことさら「用地リサイクル」として取り上げられるのは、開発利益では汚染対策に要する費用をカバーできないケースということになる（開発利益－汚染対策≦０）。この開発利益と浄化費用の関係は相対的であり、例えば地価の動向や土地利用制限の有無などによって大きく変化する。地価が上昇中であれば開発利益も大きく、高いレベルの汚染対策負担が吸収できるが、地価の下落が続くような環境では全く逆の状況になる[36]。

土地利用制約の影響も大きい。特に制約がないのに用地リサイクルが必要になるのは、汚染が非常に深刻でどんな開発にも適さず、最低限の安全対策を講じて放置せざるを得ないもの、例えば廃棄物処分場跡地などに限定されよう。反対に都市計画により特定の土地利用しか認められておらず、この用途を前提にするとコストと利益のバランスが取れない場合もありうる。その代表例が住宅開発である。浄化技術の進展と価格競争の進展により、欧州でも土壌汚染対策コストは以前に比べて大きく低下しているが、環境リスクに敏感な用途を追求すれば高度なリスク管理が必要となり、対策コストが大きく増加することに変わりはない。このため、こうした土地は放っておけば汚染対策コストと折り合うレベルでの開発行為（商業施設など）に留まるか、その用途を都市計画が認めない場合は遊休地になってしまうかのいずれかになる。

ドイツで用地リサイクルとして知られる事例の多くは住宅開発であるが、それはこうした事情による。汚染が深刻な産業跡地を住宅地に再生する計画が民間主体でどんどん進められるというのはドイツでは一般的に考えにくい。他方、第１章でみたようにスプロール開発を抑制し、高齢化社会に対応したコンパクトシティを形成するという差し迫った課題を抱える市町村は、中心部にある遊休地の用地リサイクルを進め、良好な居住空間を整備する強い意向を持っている。しかし、強力な都市計画権限によりＢプランを策定したとしても、深刻な汚染の存在を表示した計画地区で実際に開発が行われる実現性はないに等しい。

このように、市町村にとって好ましい土地利用があり、土壌汚染のせいで民間だけではその実現が期待できない場合、官民のパートナーシップが必要になる。具体的には、補助金の投入や都市計画上の支援などの枠組みを官が整え、民はそのなかで創意工夫を発揮して、効率的な汚染対策そして再開発を実現するという仕組みである。これまでみてきた土壌汚染規制や都市計画上の対応は、こうした枠組みの中核をなしている。また、公的助成のあり方もこ

[36] この問題は、いわゆるブラウンフィールドの意味を考えるうえで極めて重要である。

れに合わせて変わってきている。用地リサイクルを推進するために補助金を投入するという試み自体は目新しいものではない。連邦土壌保護法が導入される以前、すなわち土壌汚染対策の責任範囲が狭く、多くの役割を官が担っていた時代でも連邦政府から州政府へ、州政府から市町村へと行政内で様々な形の補助金が流れていた[37]。連邦土壌保護法により浄化主体が官から土地所有者を中心とする民にシフトする大きな変化のなか、現在は、望ましい都市像の誘導（産業跡地→住宅地など）に向けて民間投資家を動機づける手段として、単なる補助金交付とは異なる公的関与が模索されている。

以下では、その用地リサイクルの新しい枠組み作りの原型となった代表的な事例を概観してみよう。いずれも産業跡地を住宅開発に結びつけた事例である。

２．ミュールハイム市 Pionierpark

（１）サイトの状況

ミュールハイム市（Mühlheim am Main）は、フランクフルト大都市圏に属する人口 26000 人あまりのマイン河畔の小都市である。同市では、1900 年代初頭に閉鎖された工場跡地を住宅地として再生しており、2004 年には米国ＥＰＡから Phoenix Award 2004 を贈られるなど、用地リサイクルの成功例と知られている。

対象となったサイトの歴史は、1888 年に H.Leonhard und Co. KG 社が塗料工場を建設したことに始まる。1903 年には市営のガス工場が隣接地に建設され、ガス供給並びに塗料工場へのタール供給も行われるようになった。塗料工場は、1925 年に IGFarbe に買収された後ほどなく閉鎖され、残ったガス工場も 1939 年に閉鎖されている。その後、戦争中は陸軍工兵隊の基地として、戦後はアメリカ軍に接収されて印刷工場や倉庫として使用された。アメリカ軍撤退後の 1976 年に市が土地を購入し、80 年代に入り居住地区としてＢプランを策定、区画整理事業が開始されている。

ところが､建設工事が開始されて早々の 1986 年に土壌及び地下水から汚染が発見された。市は開発工事を停止し、詳細な調査を行ったところ、広範囲に亘って砒素、重金属などによる汚染が確認された。汚染の概要は、図表４－１に示す通りである。加えて、地下水にも最大で当時の基準値の 800 倍超にあたる 40mg／ℓという高濃度の砒素汚染が確認され、早急な対策が必要とされた。

[37] 例えば、ノルトラインヴェストファーレン州（ＮＲＷ）では、80 年代後半に深刻な住宅不足に直面したのを機に、都市開発分野の補助金を用地リサイクル向けに拡充している。1988 年に「小規模用地リサイクル」を、92 年からは休閑地の住宅転用を正面から補助対象とし、99 年までの 10 年間に総額 69 百万ユーロ（96 億円）の補助金を投入し、汚染されていた土地に 9700 戸の住宅が建設されている。この補助制度の対象は市町村であり、当該用地にＢプランを策定することを条件に、正味の浄化費用（解体、浄化、造成コスト見積もり－不動産売却額､その他の収益見込み）を対象に補助額が決定される仕組みであった。

図表４－１　Pionierpark の当初把握された汚染

汚染物質	濃度
砒素	～19,000mg/kg
鉛	～5,900mg/kg
ＰＡＫ	～4,700mg/kg
シアン	～640mg/kg
フェノール類	～930mg/kg

状態	推定量
汚染（特別管理廃棄物レベル）	110,000 t
汚染（一定条件下で再生可能）	120,000 t
汚染なし	50,000 t

（出所）ＨＩＭ　Bodensanierung Pionierpark Mühlheim より作成

1991 年州行政庁（das Regierungspräsidium Darmstadt）が当該用地全体を土壌汚染（Altlast）とする旨の判断を下した。合計 55800 ㎡の敷地に設定された 119 の区画のうち、大部分（113 区画）は市が所有しており、残りは５区画が民間の土地所有者、１区画は連邦政府の財産であった。サイトは図表４－２の５つのエリアに区分され、このうち汚染が軽微で対策が不要と判断された第１区（老人ホームとして供用済み）と連邦政府が所有する第４区を除く 39800 ㎡について、浄化責任者が存在しないことからヘッセン州政府が浄化責任を負うことになった。

図表４－２　サイトの区分

エリア	面積	状態
第１	5,000 ㎡	老人ホームとして供用済み（汚染は軽度）→対象外
第２	13,500 ㎡	ガス工場跡地
第３	22,500 ㎡	塗料工場跡地
第４	11,000 ㎡	連邦政府所有地（州管轄外）→対象外
第５	3,800 ㎡	道路
計 （うち本件対象分）	55,800 ㎡ （　39,800 ㎡　）	

（出所）図表４－１に同じ

1992 年、州行政庁はこのサイトの浄化をＨＩＭ－ＡＳＧ社に委任した。同社は、ヘッセン州の産業廃棄物処理を担当する官民共同出資会社ＨＩＭ社（ＨＩＭ Hessische Industriemüll GmbH）の子会社である。1989 年、ＨＩＭ社が州政府から土壌汚染対策を法定委託されたのを機に設立され、汚染原因者が存在しないなど州政府が浄化主体となる場合にその業務を代

行する役割を与えられている。

1995 年には、ＨＩＭ－ＡＳＧにより浄化作業の枠組計画が策定され、関係省庁により議論のうえ合意された。この計画は、入札、資金調達、対策遂行のために必要な法的安定性を確保するために策定されるものであり、これに沿って、労働安全、浄化モニタリング、品質保証などに関する詳細なコンセプトが作成される。土地所有者であるミュールハイム市や、許認可を司る州行政官庁、費用を負担するヘッセン州環境省などに加え、専門官庁として Hanau 水系庁、公共工事の発注手続きを管理する州経済交通開発省など、本件の関係者は多数に上るため、この枠組み計画の合意は極めて重要なプロセスである。

（２）対策の選択

枠組み計画を具体化するなかで、最大の論点となったのが対策手段の選択である。オンサイト、オフサイト処理、原位置浄化、封じ込めなど想定されるバリエーションが、（当時の）技術的なフィージビリティ、管理可能性、残存リスク、浄化費用、必要となるかもしれないアフターケアの観点から詳細に比較検討された。決定的な要素は、対策後に想定されている土地利用が住宅地であり、対策後には不動産を売却することになっていた点である。売却を前提にすれば、選択可能な対策は自ずと限定される。まず、覆土や舗装などの安全対策が排除された。後日、投資家が行為責任者として浄化義務を負わされる看過できない法的リスクがあるとの理由で、対策後の土地価格（売却価格）が無価値と評価されたためである。

比較検討の対象となったのは、①土壌の掘削と場外処理（再資源化と処分）と②オンサイトでの固化・不溶化／再投入の２者であった。オフサイトでいくか、オンサイト（固化・不溶化）でいくかの判断は、次のように、95 年の標準地価調査（Richtpreisanfrage）のデータに基づいて、対策の費用便益を比較するなかで検討された。

当初のコンセプトでは、浄化を担当する企業が浄化後の土地を取得、自社の責任で販売する方向が検討されていた。浄化企業は、浄化に必要となる総費用から浄化後の土地販売益を控除したネットの費用を責任主体であるＨＩＭ社（州政府）に請求する形になるため、公的負担が圧縮可能という発想である[38]。そこで、複数の浄化企業に対して、浄化完了後の土地を自己の資産として取得し、これを販売するという前提で、固化・不溶化処理後のこの土地をいくらなら買い取る用意があるかが質問された。ここで考慮されたのは、1980 年に当該用地に策定されていた有効なＢプランであり、土地利用形態は戸建家族住宅とラインハウスである。提示された購入価格は、㎡あたり 230 ユーロから 385 ユーロというレンジであり、平均値は約 280 ユーロ/㎡であった。当時、近隣の住宅建設用地（汚染なしの未開発地）の価格は 615 ユーロ（＝1200DM）/㎡であり、固化・不溶化後の土地価格は、市場価格の半分弱と

[38] この前提として、土地所有者であるミュールハイム市の所有権が問題になる。ヘッセン州法には、前述の土壌汚染対策法第 25 条と同様の費用負担義務、すなわち浄化によって地価が顕著に上昇した場合に、土地所有者が浄化費用の一部を負担する旨の規制があり、市ではこの負担を回避するため、当初は所有権を放棄する旨を表明していた。

評価されたことになる。

対象エリア総面積 39800 ㎡のうち、Ｂプランは 12800 ㎡を建設抑制地としており、実際に建設・販売可能な面積は 27000 ㎡である。従って、固化・不溶化処理をすれば、これらの土地の売却額は 7.6 百万ユーロ（27000 ㎡×280 ユーロ）と試算される。他方、オフサイト処理した場合には 11.7 百万ユーロと予想された。後者の場合、汚染は掘削除去されるため、理論的には土地価格は市場価格で算定してもよさそうなものだが、経験上、完全浄化された土地であっても、周辺の汚染のない地価には到達しないことが多いという判断で、ここでは 435 ユーロ／㎡と価格設定されている（すなわち、27000 ㎡×435 ユーロ）[39]。

浄化費用（エンジニアリング費用等を除く純工事費）の比較では、舗装等の安全対策が 11 百万ユーロ（1540 百万円）と最も低廉であったが、上記のとおり、この場合には不動産販売収入はカウントできない。固化・不溶化は 18 百万ユーロ（2420 百万円）、オフサイト処理の場合は 36 百万ユーロ（5040 百万円）と試算された。図表４－３にみるように、比較の結果トータルコストが最も低廉だったのは、固化・不溶化である。土地売却収入により、州政府の負担は 10.4 百万ユーロ（1456 百万円）程度になると予想された。こうしたコスト要因に加えて、固化・不溶化はオフサイト処理に比べて、廃棄物発生量、輸送量を削減でき、エコバランス上も優位にあると判断されている。

図表４－３　対策手段の検討とコスト

金額単位：百万ユーロ

	対策工事費(a)	対策後の土地売却収入(b)	トータルコスト(a-b)	備　　考
安全対策（舗装等）	11.0	0.0	**11.0**	対策後地価＝無価値
オンサイト固化・不溶化	18.0	7.6	**10.4**	対策後地価＝280ユーロ/㎡
オフサイト（場外搬出・処理・処分）	36.0	11.7	**24.3**	対策後地価＝435ユーロ/㎡

（出所）図表４－１に同じ

（３）対策の推移

本件のような固化・不溶化による汚染地の宅地開発は州としても前例のない試みであったことから、この措置に対する品質保証要求、とりわけ溶離性（Elusionverhalten）について機構的な安定性と環境変化に伴う安定性に関する要求は、非常に厳しいものとなった。建設事

[39] ちなみに、この部分については興味深い事実がある。2000 年時点で行われた本プロジェクトに対する説明（16.Bochumer Altlasten-Seminar に収録。後期 Laßl らを参照）では、オフサイト処理した場合の計算として「場外搬出すれば、近隣価格と同じ水準になるとの想定のもとで 32 百万 DM（27000×1200DM）、すなわち 16.4 百万ユーロとされていた。それが、工事完成後のレポートでは上記のような記述と金額に変更されている。これまでドイツ国内で実施した複数の機関からのヒアリングでは、いわゆるスティグマは否定的に捉えられているようであるが、この案件における評価額の変化（当初見込みとの乖離は約 30%にも達する）は、一種のスティグマといえるかも知れない。今後も類似事例の調査・蓄積が必要といえるだろう。

業発注規則に従い、95 年末にＥＵ全域での競争入札が実施されたが、最も重要な入札条件として技術力、固化・不溶化の実績（施行数、処理量、パラメーター）、処理土の長期安定性に係る証明が求められた。具体的には、固化・不溶化剤の構成など企業固有のノウハウに触れるものもあるため、処理データの完全公開は要請されず、代わりに委託遂行能力に関するトリータビリティテストの実施が条件に加えられた。３ヶ月間の期間が与えられ、各社がサンプルを元に固化･不溶化剤のテストと最適化を監督官庁の監視（ＢŰ: Behördenüberwachung）、第三者機関の監視（ＦŰ： Fremdenüberwachung）、自主管理という多段階のモニタリングの下で行うというものである[40]。物理的・化学的要求事項の確保と、投入物質も含めた固化・不溶化された土壌総量が、地面を上昇させることなく再び埋め戻しできることの確認が主眼である。

本件には欧州各国から 22 社が応札し、書類選考により６社が選ばれた。落札企業が対策後の土地を取得・販売するという当初のコンセプトに従い、この６社には４ヶ月の提案準備期間が与えられ、対策後の売却価格まで含めた提案が要請された。そして最優秀提案者に対して、トリータビリティテストへの合格という留保付のＬＯＩが通知されたのだが、結果的にこの企業はテストの要求水準を満たすことが出来ず、公募手続きは中止に追い込まれてしまった。

やむをえず、州政府は浄化対策と不動産売却を分離することとし、浄化対策については土地売却とは無関係に自由な交渉を行えるよう入札手続の監督官庁である州経済交通開発庁の合意を取り付けた。

これら一連の調整の結果、最終的に落札したのは、12.8 百万ユーロ（1792 百万円）を提示した企業であった。当局による履行義務の追加や、途中で発見された固化・不溶化に適さない高濃度汚染土（砒素 60g/kg）の場外搬出費用などが加わり、純工事費用は総額で約 22.5 百万ユーロとなり、これにエンジニアリング費用（総工費の約 10%）、分析費用、手数料等を加えた総事業費は 25.5 百万ユーロ（3570 百万円）となった。浄化作業は 99 年年初に開始され、当初計画通り 2001 年末に完成している。この間８万トンの土壌がオンサイトで固化・不溶化され、200ｔ以上の砒素が除去された。

エリア２、３、５合計の 39800 ㎡で換算すれば、本件対策費用は約 640 ユーロ/㎡程度と計算される。ＨＩＭ－ＡＳＧが関わった他の浄化案件によれば、コストは 560～1070 ユーロ／平方メートル、極端なケースで 2250 ユーロ／㎡ということであり[41]、本件は相対的に低コストの範疇に入ると評価されている。

（４）対策後の土地売却

以上の経緯により対策と土地売却が分離されたことから、州政府はＨＩＭ－ＡＳＧに対して売却価格の設定に向けて、新たに土地価格の評価を要請した。標準地価調査を担当するミ

[40] 試薬の作成など技術的な詳細は、ＨＩＭ　Bodensanierung　Pionier Mühlheim の 16 頁以降に詳しい。
[41] 2000 年時点のデータ（実績のレンジ、1100DM～2100DM／㎡、特殊ケース 4400DM／㎡）をユーロ換算。

ュールハイム市の不動産鑑定委員会に代わって、この作業にはラインマイン地区の極めて評判の高い民間不動産会社２社が関わったが、この時期不動産価格は年率５～10%の割合で低下しており､浄化完了予定の 2001 年 12 月 31 日時点での予想額について合意形成には至らなかった。

結局、ミュールハイム市が土地所有者として自身の管理のもとで売却することになり、一部の土地に買取オプションを設定するなどの工夫を通じて４百万ユーロの金額を確定した。最終的な販売額は公表されていないが、全ての宅地は浄化が完了した 2001 年 12 月末前後に売却を完了しており、売却額は想定を上回り５百万ユーロ超であったといわれる[42]。2002 年からは建設工事も始まり、現在の Pionierpark は、その履歴を全く感じさせないごく普通の新興住宅地となっている。

再生された Pionierpark の現状

[42] 具体的に確認できた販売価格として 2002 年１月３日時点での販売広告で当地区のラインハウス用の土地（358 ㎡）が 306.78 ユーロ/㎡がある。http://www.muehlheim.de/stadt/rathaus/liegenschaften/an.htm

３．ハッティンゲン市 Seilwerke Puth

（１）サイトの状況

ハッティンゲン市（Hattingen）は、ルール地方南部に位置する人口 60,000 人の小都市である。市域の３／４を森林や緑地が占め、かつこの地方には珍しく中世の旧市街が温存されているなど、ルール地方のレクリエーション機能を担っている。

問題のサイトは、市中心部から４km ほど離れた閑静な住宅地区 Blankenstein に存在する約３ha の工場跡地である。このサイトでは、1848 年創業のワイヤメーカーPuth 社が各種ワイヤ（麻綱、ワイヤロープ、プラ製ロープ）を製造、近隣の炭鉱への供給と輸出を行っていた。しかし、相次ぐ炭鉱の閉鎖、低賃金国からの輸入品の増加により経営不振となり 1981 年に倒産、その後 17 年に亘って放置された典型的なブラウンフィールドである。

このサイトは、歴史的建造物を抱える住宅地にあり、地区病院にも隣接しているなど、住宅地に再生可能な立地条件を備えており、ハッティンゲン市としても住宅地区として整備したいという強い希望を持っていた。また、Blankenstein の地区住民も、地区面積の１／４を占める土地が長期間放置されている状態を懸念しており、再開発計画には概ね好意的であった。

他方、工場跡地の常として、サイトには土壌汚染が存在した。調査の結果、重金属を含むスラッジ、油やタールなどが表層部分を主体に確認され、機械設置箇所、格納庫、タンクが設置されていた屋外敷地部分などが特に汚染が深刻であることが確認された。またサイト全体に亘って土壌空気から石油系の炭化水素が確認された。

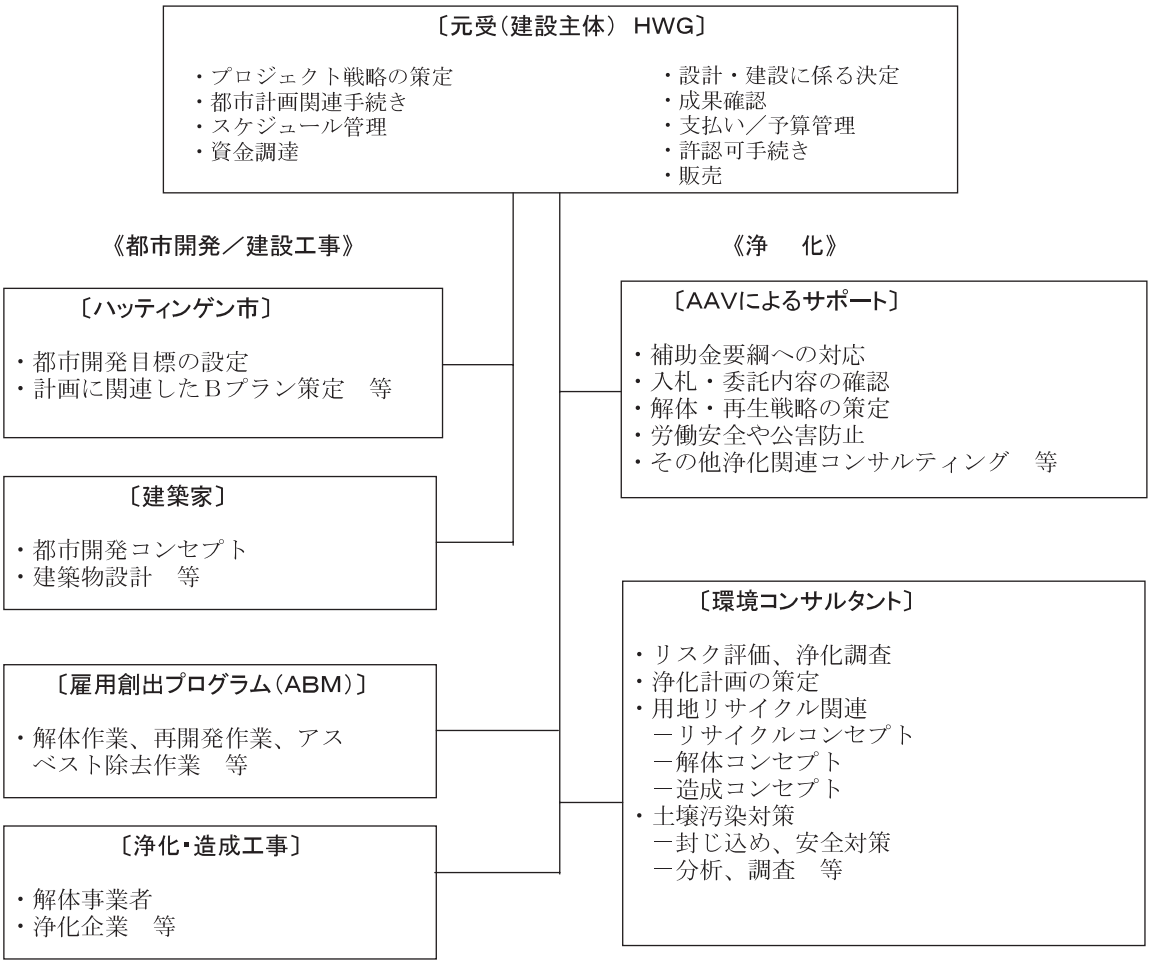
上空からみた工場跡地

（出所）ＨＷＧ提供

（２）対策の推移

本件の開発主体は、市内の不動産開発を手がける協働組合（Genossenschaft）であるハッティンゲン住宅登録組合（ＨＷＧ： Hattinger Wohnstätten eＧ）である。同組合は、1998 年に強制競売によりこのサイトを取得し、市、外部専門機関との連携のもと図表４－４のような協力体制を作り上げて再生事業に着手した。

図表４－４　Seilwerke Puth プロジェクト体制



（出所）VDWI-Report Ausgabe 2001-2

土壌汚染対策については、調査やリスク評価を専門の環境コンサルタントが、実際の浄化作業を専門企業が、それぞれ担当するなど役割分担が図られ、ＨＷＧが全体のプロジェクトマネジメントを担っている。ＨＷＧ自体は土壌汚染対策の専門機関ではないが、本件ではノルトライン・ヴェストファーレン（ＮＲＷ）州の廃棄物処理・土壌汚染浄化連合（ＡＡＶ）がアドバイザーとして関与することでこの点をカバーしている。ＡＡＶは、義務者が対応できない土壌汚染対策や、必要に応じてその跡地開発に従事する目的で州政府により設立された公法上の事業体であり、州内の様々な土壌汚染浄化プロジェクトに関与し、ノウハウの水

平展開機能を果たしている[43]。Pinonierpark におけるＨＩＭ－ＡＳＧと類似の組織と考えて良いだろう。また、社会政策上の要請から、雇用創出プログラムに基づき 40 名の熟練労働者が解体工事等に投入されたこと（人件費は公費）も、本件の特徴の一つである。

土壌汚染対策の候補は①汚染土の完全な掘削除去、②部分的な掘削除去と安全対策の組み合わせであった。後者は汚染除去の程度により更に２案に分かれ、合計３つの選択肢が存在した。最終的に選ばれたのは最も高価な完全な掘削除去であり、その決め手となったのは、住宅地としての安全性への配慮と、公的補助金の存在であった。

工場跡地の住宅地への再生が純民間投資としては成立しないという認識は、本件においても当初から関係者に共有されており、問題は投入される公的資金（補助金）の条件であった。図表４－５[44]にみるように費用見積もりから浄化･造成後の土地売却収入を控除した 4.7 百万ユーロ（665 百万円）を対象に補助金が申請され、本件の補助率は対象事業費の 80%（3.8 百万ユーロ）に決定された。計画された住宅（100 戸）１戸当たりの補助額は 38 千ユーロ／戸であり、補助金要綱が定める原則（同 15 千 DM）を大幅に上回る破格ともいえる水準であったが、住宅地への再生を強く望む市はこれを是認した。

図表４－５　対策費用の見積り

（単位：百万ユーロ）

用地取得費	a	1.5
解体・浄化・造成費用	b	5.8
総費用	c（a+b）	7.3
土地売却収入	d	▲ 2.6
補助対象事業費	c−d	4.7

（出所）図表４－１に同じ

結果的に、ＨＷＧは、総費用 7.3 百万ユーロから補助金を控除した 3.5 百万ユーロ（用地取得費を含む）のコストを負担すれば済むことになり、これが高度な対策を選択させる主因の一つとなったという[45]。

浄化作業は 1999 年４月に開始され、2000 年末に完了している。現在は、浄化後の造成工事が本格化しており、2004 年には先行整備された商業施設、集合住宅部分が完成・供用を開

[43] 周知のとおりＮＲＷ州は重工業と鉱業で栄えたドイツで最も人口密度の高い地域であり。このため心臓部であるルール地方を中心に鉱業や石炭部門の縮小に伴う休閑地が恒常的に発生しており、これらを早急に新たな事業やサービス企業の用に供し、代替雇用の場を確保する必要がある。これがＡＡＶ設立の理由である。当初のコンセプトでは、危険な廃棄物の排出企業や、第三者の委託を受けて廃棄物処理を行う企業などに土壌汚染浄化費用や休閑地再活用の費用の一部を負担させ（廃棄物処理業のライセンス取得費用などを充当）、これをＡＡＶの運営費用に充てる計画であったが、この方式が違憲とされたことから公法上の組織となった経緯がある。

[44] オリジナルデータは全てドイツマルク表示であるため、ユーロ換算している（1 ユーロ＝1.95583DM）。

[45] ＨＷＧへのヒアリングによる。

始している（写真挿入）。工場ファサードの一部が商業施設に利用され、また工場の外壁を形成していた荒石（地区名の由来でもある）が景観材として再利用されるなどの細かな工夫もあり、非常に魅力的な街区への再生作業が進められている。

浄化完了直後の姿

（出所）HWG提供

再生された Puth 地区

①工場ファサードを残した小売店　　②造成が続く後背地

（出所）筆者撮影

４．公民パートナーシップ（ＰＰＰ）としての用地リサイクル

ミュールハイム、ハッティンゲン共に、深刻な土壌汚染を抱えた産業跡地を住宅地に再生させた事例である。前者はオンサイトでの固化・不溶化、後者は掘削除去と、汚染対策の手法は異なるが、いずれも土地利用が固定化されたため必要な（高度な）対策費用が開発利益を上回ってしまい、補助金の投入でようやく実現されたプロジェクトである。連邦土壌保護法という統一ルールがない時代に始まった案件だけに、様々な紆余曲折がみられたが、①対策後の土地販売収入と浄化対策手段との費用便益分析的なアプローチ、②浄化主体と自治体との連携による効率性の追求（許認可手続きなど）、③開発利益の吸収を念頭においた補助金支給水準の決定など、その過程で現在の用地リサイクル／土壌汚染対策につながる考え方が編み出されてきた点で、先駆的な事例と評価できる。

現在、こうした用地リサイクルは公民パートナーシップ（ＰＰＰ）としても注目されている。2000 年以降、ドイツでも市町村を主体にＰＰＰプロジェクトは着実に拡大しており、学校、スポーツ、観光、行政施設などに加えて、今後は文化や保育、都市開発、環境分野などの拡大が予想されている[46]。

実際、連邦土壌保護法の制定により官民の役割分担が見直され、土地の状態に応じたオーダーメードなソリューションが可能になった今日、官の役割（コントロール）と民間事業者の効率性との最適な組み合わせが求められる用地リサイクル事業は、ＰＰＰの具体的な適用分野として非常に整合的であるといえるだろう。現在では、用地リサイクルの事業形態として、官民共同でのプロジェクト事業体設立、民間事業者への用地リサイクル事業委託、公共用地の信託、公的ファンドによる該当用地の買取と再生など、様々なバリエーションが登場しており、また、浄化後の土地価格変動リスクの負担についても、各当事者間で多様な組み合わせが可能になってきている[47]。冒頭にみたように、人口減少下での新たな都市像を模索するなかで、用地リサイクルは非常に重要な意味をもっていることから、今後も様々な用地リサイクルがＰＰＰとして遂行されていくことが予想される。

[46] 連邦交通・建設・住宅省〔2005〕を参照
[47] 連邦環境庁〔2001〕など

第５章　　開発後に汚染が発見された事例

前章では遊休地の再生事例をみたが、土壌汚染リスク管理の観点からみれば、既に開発された地域で発見される汚染の方がより難しい対応を迫られる。実際、近時のわが国における土壌汚染問題をみても、大きな問題になるのはこうしたケースの方が多いように見受けられる。そこで、本章では用地リサイクルという視点から少々離れて、既成市街地において発生した汚染問題をみてみよう。既成市街地における大規模な土壌汚染としては、米国スーパーファンド法の契機となったラブ・カナル事件や、オランダ暫定土壌浄化法につながったレッカーケルク事件という 80 年代の事例が有名だが､ここではドイツ最大の居住地における土壌汚染問題といわれるオスナブリュック市の事例を取り上げる。この事例は比較的新しく、リスクコミュニケーションのあり方など最近の論点に焦点を合わせやすいうえに、第２章でみた連邦土壌保護法の具体的な適用事例でもあるためである。

１．オスナブリュック市　Wüste サイト

（１）サイトの状況

オスナブリュック市は、ドイツ北西部ニーダーザクセン州に位置する古都である。ここで取り上げる Wüste 地区は、かつて旧市街南西部に広がる湿地帯であったが、20 世紀に入り市壁が撤去されたのを受けて徐々に開発が進められた。現在は 2.3 百万㎡の地域に 2200 戸の住宅、350 の家庭菜園（クラインガルテン）、６の学校、26 の集会場、２スポーツ施設などが立地しており、中心部に近接した立地の良さから市総人口の１割以上にあたる１万８千人が生活する大きな住宅地区になっている。

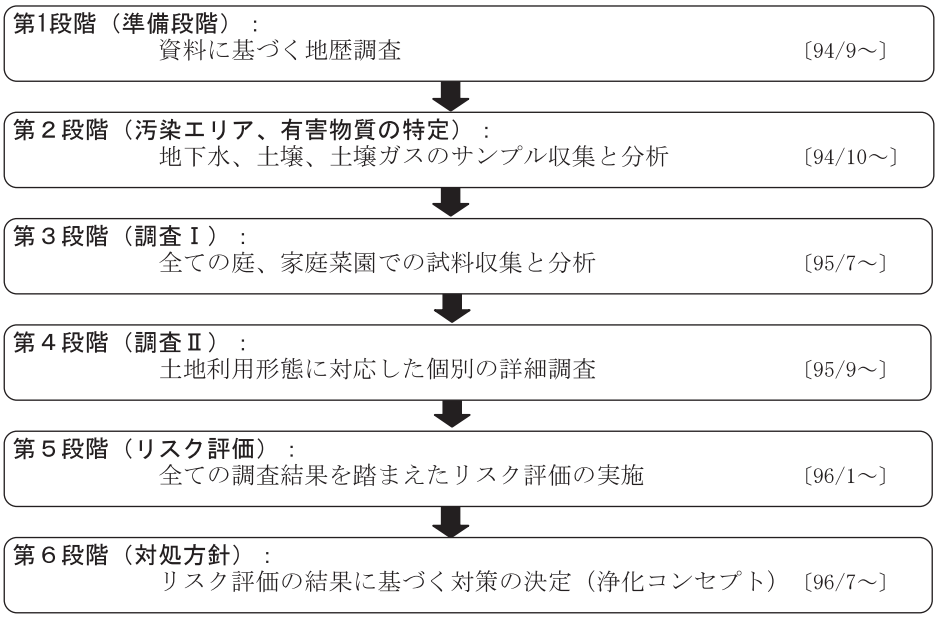
Wüste 地区

（出所）地図 Osnabrück 市提供、写真は筆者撮影

1992 年、建設工事現場で廃棄物層が発見され、過去に都市ごみ焼却灰や燃え殻が埋め立てられていた疑いが浮上したのを機に、この地区は、たちまちドイツにおける最大の汚染された住宅地（Die größten bekannten bewohnten Altlastenflächen der Bundesrepublik）の汚名を冠せられてしまった。

オスナブリュック市では、直ちに現状把握のためのリスク評価に乗り出した。図表５－１は、94 年から 2002 年まで地区全域を対象に行われたリスク評価[48]の流れを示したものである。まず、第２段階までの調査により、地区内の広範囲に地下１～1.5mの層に廃棄物層（建設廃材、もえがら、焼却灰、家庭ごみ、鉱宰などの産業廃棄物）があり、主に多環芳香族系炭化水素（ＰＡＨ)、鉛、カドミウム、水銀、バリウム、銅、亜鉛による汚染の可能性があることが分かった。地下水についても 94 年 12 月に Wüste 地区内に 22 の観測井が設置され調査が行われたが、飲料水には適しないものの、その他の用途（散水）には問題がないことが確認されている。

図表５－１　リスク評価のプロセス



（出所）Osnabrück 市 Altablagerung Osnabrück-Wüste INFO Nr.1 より作成

1995 年秋から始まった第３段階では、地区内にある全ての庭と家庭菜園（総数は 1700 弱）に調査会社が立ち入り、深度１mで５箇所の土壌サンプルを採取、これに基づきリスク評価が行われている。第２章でみた連邦土壌保護法は存在せず、まだ州毎にばらばらの対応が行われていた時期であり、市では調査結果を評価するために独自の基準を策定している。連邦レベルでルールが統一された今日ではこの基準値自体に意味はないが、その構成は非常にユ

[48] 94 年に実施された公募手続きにより Institut für Umwelt-Analyse(Bielefeld 市)がリスク評価を受託し、このプロセスを構築している。

ニークであり、連邦基準よりも優れた面もあることから参考までに図表５－２に示す。基準値は、背景値（Hintergrundgehalte）、安全値（Besorgniswert）、対策値（Maßnahmeprüfwert）、危険値（akuter Gefahrenwert）の４つから構成されている。背景値は、文字通りこの地区の汚染を測定するうえでの背景となるデータであり、自然起因あるいは通常の活動（自動車排ガスなど）により人為的に発生する負荷のレベルを示している。すなわち、ここまでは汚染とはいわないという境界である。続く安全値は、毒性学の見地から設置されたものであり、これを下回っている限り、当該用地は長期的な健康リスクを気にすることなくどんな用途にも使用可能であるレベルを示している。いわば、汚染はあるが「シロ」である境界といえる。対策値は、健康被害の可能性を生じる「クロ」の境界を示し、これを超過した場合には、土地の使用状況に対応した個別テスト（Einzelfallprüfung）を経て何らかの対策が必要となるレベルである。最後の危険値は、極めて深刻な汚染レベルを意味しており、これを超過した場合には即時に使用禁止等の措置がとられることになる。用途別の構成をとっていないのは、これが住宅地区である Wüste 地区用に開発されたからなのはいうまでもない。ドイツでは自然起因の汚染と人為的汚染を切り分けるために背景値が必要であるという認識が一般的であり、現在連邦レベルでもデータ整備が続けられている。オスナブッリュック市の取り組みは、これを先取りした事例といえる。

図表５－２　当初の判断基準

（単位：mg/kg）

		背景値	安全値	対策値	危険値
測定深度		0.0-0.1m	0.0-1.0m	0.0-1.0m	0.0-0.3m
金属	バリウム	100	500	2500	15000
	鉛	70	150	300	22500
	カドミウム	0.2	0.6	2	750
	銅	25	350	2000	30000
	水銀	0.2	5	35	450
	亜鉛	120	1200	6500	30000
多環芳香族炭化水素	ナフタリン	－	600	－	5000
	ＰＡＨ測定量	0.06	0.2	1	－

（出所）Osnabrück 市 Altablagerung Osnabrück-Wüste INFO Nr.７

第３段階の調査は当初の予定から３年ほど遅れたものの、98 年 3 月時点で、1612 の地所で 9447 のボーリング（１m）を実施し、ほぼ完了した。この時点で、①地下水、土壌ガスの汚染は軽微であり、従って曝露経路として土壌の直接摂取のリスクのみ管理すれば十分であること、②ＰＡＨ、鉛、カドミウムを中心に、対策値を超過し何らかの措置が必要となる土地は全体の 53.7%に達することが判明している[49]。当初の計画通りならば、ここで得られた調査結果を上記の独自基準（対策値）と照合して浄化サイトを特定、具体的な手法の選定手続きに進むところであったが、ちょうどこのタイミングで連邦土壌保護法の導入が決まった

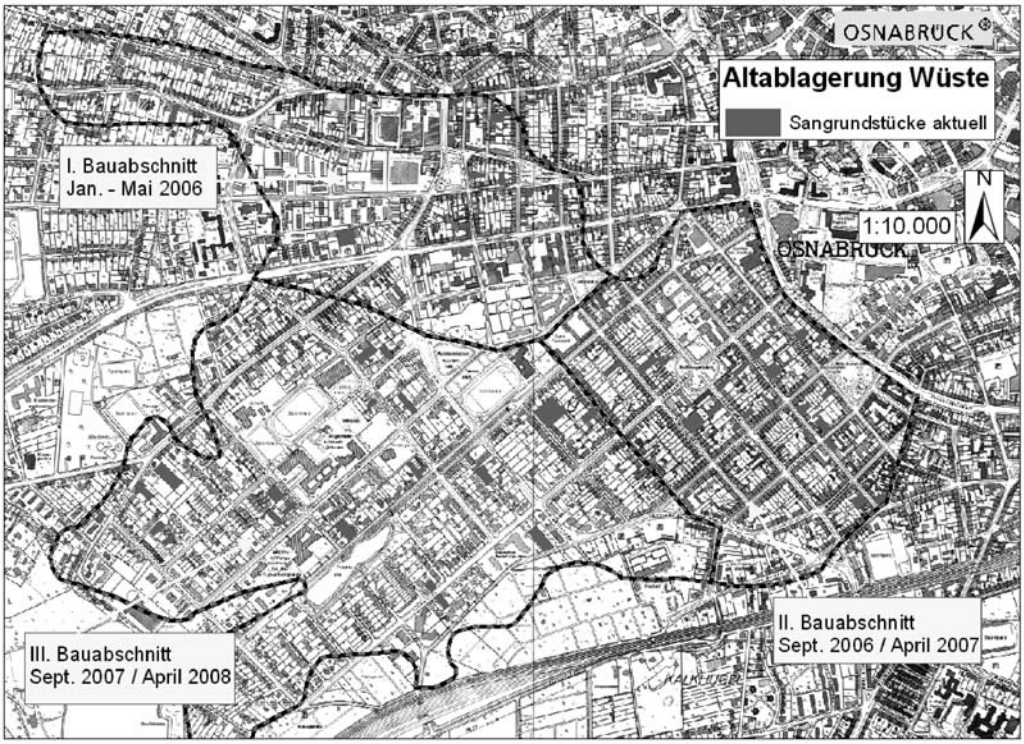
[49] Altablagerung Osnabrück-Wüste INFO Nr.8〔1998〕

ため作業は一度中断される。新たに導入される連邦基準に照らして、調査結果を評価しなおす必要が生じたためである。

1999 年に統一ルールの発効後改めて行われたリスク評価の結果、752 箇所で連邦土壌保護・汚染跡地令に定める調査値（p18 参照）の超過[50]が確認された。この土地を対象に前述した手順に従い詳細調査・個別テストが行われ、大部分は、健康被害の懸念がないか、汚染が軽度のため土壌の取り扱いについての注意喚起で十分となり、対策が必要な土地は 86 箇所に絞り込まれた。現在までに 84 世帯との間で浄化契約が締結され、予定通り進めば 2008 年までに汚染土は全て掘削除去される計画である[51]。

なお、一連のリスク評価に要した費用（総額 300 百万ユーロ）は、ニーダーザクセン州廃棄物法の規定に従い全額市が負担しており、浄化費用については、８割を市が負担し、残る２割を土地所有者が負担することで合意が成立している[52]。工事費は１戸当たり２万ユーロ程度とみられている。

図表５－３　最終的に絞り込まれた浄化サイト



（出所）Osnabrück 市

[50] p18 にみる連邦法の調査値のうち子供の遊び場の値を使用。連邦法に定めのないバリウム、銅、亜鉛に関しては、先の対策値（図表５－２参照）が援用されている。

[51] 残る２世帯は、高齢者の独居住宅であり未だ合意を得られていない。現在、ＥＵレベルでの入札手続による業者選定が終わり、浄化作業が着手される段階である。予定では地区を３分割し、第１期工事は 2006 年上半期、第２期工事は 2006/9-2007/4、第３期が 2007/9-2008/8 を見込む。

[52] この負担合は、掘削除去作業に係る総コストのうち、純粋に現場での除去作業に要するコストの割合（約２割）に基づいているようだが、リスク評価費用の全額負担も含めて政治的に決着が図られたという。

（２）対策値の制定

本件は土壌汚染リスク管理を考えるうえで幾つかの有益な視点を提供してくれるが、ここでは特に重要と思われる２つの点を指摘したい。

第１が中心的な役割を果たす自治体の専門能力であり、これはリスク評価に用いる基準値への対応に端的に表れている。新しい連邦ルールに照らした再評価というが、前記の通り実際に制定された連邦レベルの基準値は非常にカバレッジが狭い。特に、対策値がダイオキシン以外存在しないため、このままでは調査値を超過していた土地の絞込みは出来ない。これを補完するのは州の責任であるが、州法レベルでの対策値の導入にも相当な時間を要する。そこで市では、この地区に対応した独自の対策値を策定することを決定、連邦環境庁（ＵＢＡ）の協力を得ながら、ドイツ工業規格（ＤＩＮ）と関連付けた対策値を制定・適用した（図表５－４）。この対策値は、先の独自基準制定の際に得られた背景値や土壌特性をベースに作られたものであり、他の地域にそのまま適用できるものではないが、連邦土壌保護法により規制体系が大きく変わる過渡期に、人口 10 万人強の市がここまでの対応を行った事実に注目すべきであろう。

上記の 86 件は、この対策値に照らして絞り込まれたものである。なお、所有者と市との間で締結された公法上の浄化契約では、本件が掘削除去を選択したことから浄化のゴール値は設定されていない。

図表５－４　Wüste 地区の対策値

	対策値	
	①表土の利用法について助言（0.0-0.3m）	②表土並びに下部の浄化措置（0.0-1.0m）
DIN19738による吸収性		
バリウム	-	>2000mg/kg
鉛	70-150mg/kg	>150mg/kg
カドミウム	-	>10mg/kg
銅	-	>2000mg/kg
ベンゾピレン	1-2mg/kg	>2mg/kg
DIN19730による植物吸収性(硝酸アンモニア水)		
鉛	＞0.1mg/kg	-
カドミウム	-	0.04mg/kg

（出所）Institut für Umweltanalyuse Abschlussbericht〔2003〕

（３）リスクコミュニケーション

第２に、既成市街地で発見された土壌汚染のリスクを同定し、対策に結び付けていく過程で必要となるリスクコミュニケーションである。目に見えない汚染問題に直面すれば、誰でも不安を感じる。そのうえ隣接する住宅は対策が必要とされているに、自分の土地は大丈夫といわれても、これを素直に受け入れるのは難しい。

オスナブリュック市では、初期段階から地区住民を交えたプロジェクト付属委員会を組成

して住民参加を促し、またワークショップや住民集会、メディア等を通じた広報活動を積極的に行うことで、この課題に対応してきた。

①プロジェクト付属委員会を通じた住民参加

プロジェクト付属委員会（Projektbeirat）は、ニーダーザクセン州廃棄物法の規定に基づく法定組織であり、土壌汚染対策の実行役である市の審査委員会（Gremium）の決定を補助する役割を持つ。ニーダーザクセン州とも市とも利害関係がないドルトムント市（ＮＲW州）のｉｋｕ社（Institut für Kommunikation und Umweltplanung）が中立的なモデレーターとして招聘され、26 名の委員から構成されている。委員の構成は、行政（市）から６名、市議会に議席を有する全政党の代表者、各種公益団体の代表者、そしてサイトの地主や賃借人らから選出された８名である。土壌汚染対策プロセスへの住民参加の主軸を担うのが住民代表と公益団体である。前者は、調査の開始にあたり市が全住民、土地利用者、所有者に対して付属委員会への参加を呼びかけ、これに関心を表明した 100 名余りのなかから適性手続きを経て選出されている。また、後者は、調査対象サイトで活動している重要なＮＰＯ団体やグループ[53]が参加した。更に、行政からのメンバー６名についても、専門委員会での議決について、その所属する属性から独立し、上司の指揮監督権に縛られないことが決定されるなど、市は付属委員会の中立性付与に相当気を使ったことが分かる。

付属委員会は２ヶ月に一度公開で開催され、全ての重要な決定に関与した。単純多数決の原理に従って付属委員会が下す決定は、行政に対して勧告の効果を持ち、実際にリスク評価などに関して 100 余りの決定を下している。例えば、リスク評価の第 3 段階で行われた分析作業が当時としては新しい技術を使用していたことから、いきなり全てのサイトに適用するのではなく、一部サイトでサンプル調査を行い、結果を評価したうえで残る部分への適用を検討すべきだとする勧告が出され、コスト増になるにも関わらず実際この勧告通りに作業が進められている。

この委員会は、リスク評価手続きが完了した後、2002 年９月 25 日に最後の会議を開催し、今後行われる浄化作業に関与する浄化委員会（Sanierungsbeirat）の新設を決議して解散している。浄化委員会は　市行政３、住民代表３、住民連盟１、地区不動産所有者連盟１の８名から構成され、プロジェクト付属委員会に比べて小振りになるが、今後 2008 年に予定される工事完了まで、公法上の浄化契約の履行状況の確認、とりわけ契約の中核である浄化計画の正確かつ効率的な履行について監視役の機能を担うことになる。

中立的な専門家を加えた諮問委員会を組成するのは、大規模な開発計画などに際してドイツで用いられる住民参加の手法だが、本件は廃棄物処理法に基づく法定組織として組成し、関係当事者を広くメンバーに迎え入れている点が特徴といえるだろう。

[53] クラインガルテン（家庭菜園）連盟、スポーツクラブなど

②情報提供

住民参加と並んで重視されたのが、継続的な情報提供である。全住民への情報提供のために、短い発行間隔でコンパクトな情報冊子が作成され、サイト内の全世帯に配布された。その内容は、調査開始に当たって判明している事項や調査方法を知らせるものから、有害物質の状況、処分場跡地の境界線がどこかなどの情報、テスト段階終了の内容など、プライバシーに属するものを除き包括的かつ詳細なものであり、事後的に本件の対応を追う上でも資料性が高い。プロジェクト付属委員会への参加、委員会議事の傍聴と並んで、こうした継続的な情報提供は住民の理解を得るうえで極めて効果的であったという。

本件では、情報提供への努力の副産物として、コンピュータを用いたリスクコミュニケーションツールの開発も行われている。土壌汚染対策に関するコミュニケーションを進めるうえで最も重要かつ難しいのが「評価コンセプト」の作成、すなわち結果をどう評価するかについての合意形成である。評価のためのデータが詳細化・複雑化すればするほど、分析終了後の評価を透明かつ再現性のある形で行うことが必要になる。本件リスク評価作業を受託したＩｆＵＡ環境分析機構（IfUA-Institut für Umwelt-Analyse GmbH）は、96 年に連邦環境基金（die Deutsche Bundesstiftung Umwelt：ＤＢＵ）からリスクコミュニケーションコンセプト策定のための研究開発プロジェクト助成を獲得し、この問題への対応を行っている。

プロジェクトの中心は、個々の当事者に対して、自らのリスクを正確かつ再現性をもって評価することを可能にするツールの開発にあり、その成果は RisKom と呼ばれるコンピュータプログラムに結実した。このプログラムの計算モデルの基になったのは、ＩｆＵＡ社がリスク評価の際に実施したサイト上の評価データと、既存の調査データである。所定のフォームに必要なデータを入力すると、個々人（世帯）毎にリスク評価（潜在的な曝露可能性）が得られる。計算結果は、グラフィカルに表示され、必要に応じてより細かな情報にブレークダウンできるなど、公開情報とは別に居住者が自分に関係するリスクを詳細に知る上での手段を提供するものとして期待された。しかし、ヒアリングによれば、98 年５月に供用を開始してからも本システムの利用実績は少なく、期待した成果は上がらなかったという。この一事をもって一般化は出来ないが、リスクコミュニケーションを機械で代替することの難しさを示す例といえるだろう。

（４）本ケースのポイント

本件は、生活廃棄物の処分場跡地に作られた市街地の問題であり、廃棄物管理や都市計画の責任に照らしても市が責任主体となることに違和感はない。とはいえ、リスク評価費用の全額を負担したうえ、連邦土壌保護法により土地所有者らの責任が大幅に強化された後でも対策費用の大部分を公費で負担するなど、やや公共事業化の程度が過ぎているようにみえるのは事実である。この点は政治レベルでの判断によるところとされており背景をうかがい知ることは出来ない。しかし、対策の実務を担った環境局の担当者によれば、汚染の事実が判明した当初はやはり大きな動揺が走ったが、最終的にコストの大部分を公共が負担するとい

う情報が広がったあたりで平静さが戻り、以後のリスクコミュニケーションが円滑に進んだ面があるのは否定できないという。こうした市のフルコミットメントの効果もあってか、Wüste 地区の標準地価は本件にも関わらず上昇傾向にあるといい、これに対して前述した連邦法に定める価格調整などの対策は一切講じられていない。

第６章　　わが国への示唆

１．わが国の土壌汚染対策

（１）わが国の土壌汚染対策の特徴

制度のあり方は、それぞれの国が抱える条件に応じて異なるものであり、単純な比較によって優劣を論じることはできない。土壌の性質から都市計画制度のあり方、廃棄物処理の体系まで異なる欧州の取組みを、そのままわが国に当てはめて議論するのには無理があるし、また意味も乏しい。むしろ大切なのは、欧州の取組みを咀嚼して、ここから日本モデルを進化させていくために必要なヒントなりを得ることである。最後にこの問題を考えてみよう。

わが国で土壌汚染対策法が成立してから間もなく４年になる。法を契機に形成されつつある日本型の土壌汚染対策モデルの特徴とはなんだろうか。周知のとおり、土壌汚染対策法は、危険度の高い物質に対象を絞り込み、こうした物質の長期的な曝露による人への健康被害を防止することに主眼がある。すなわち、規制対象を限定し、それ以外の汚染は土地取引などに伴う自主的な対策に委ねる形になっており、明らかに市場重視型のモデルといえるだろう。確かに、市場システムのなかで土壌汚染リスクがきちんと認識されるならば、不動産の売り手と買い手の交渉を通じて適切なレベルで対応が合意され、効率的に土壌汚染対策が進むことになるし、同時に、リスク評価や管理、ヘッジ手法やリスク取引などこの過程で生じる新たなニーズに対応した技術革新やサービスの高度化といった付随効果も期待できる。

実際、土壌汚染対策法の導入により、わが国の土壌汚染リスクへの対応は大きく変化した。不動産売買に先立って汚染の有無を確認するのは常識化し、従来デューディリジェンスなどの一部に限定されていた土壌汚染リスク対応が一般の不動産担保評価にも反映されるようになるなど、この問題に関わる当事者の裾野は大きく広がった。土壌汚染リスクに関連した新しいサービスや保険が次々に登場しており、浄化ビジネス界でも様々な技術革新が進展してきた。例えば、2001 年に設立されたランドソリューション㈱は、浄化メーカーである栗田工業と同和鉱業の専門ノウハウをベースに、金融機関、調査会社、デベロッパーなど異業種とのコラボレーションにより、土壌汚染リスク対策ビジネスとでもいうべき独自のドメインを形成している。環境保険の開発、金融機関向けの担保評価ツールの開発・提供、中堅・中小企業向けサポートなど、土壌汚染対策が一般商取引のなかに組み込まれていく過程で生じるニーズへの対応に始まり、近時はファンドと連携したブラウンフィールド再開発へ進出するなど幅広いサービスを開発・提供している[54]。ビジネス面でこうした新しい対応が生じてきたことは、ダイナミズムに欠ける欧州の関連ビジネスと好対照をなしており、わが国が選択したモデルの成果として強調されるべきポイントである。

[54] ランドソリューション㈱については、http://www.landsolution.co.jp/index.html を参照。また、エコランド・ファンドについては、 http://www.g-earth.com/index.html を参照。

（２）リスクゼロ訴求からくる課題

しかし、同時に様々な課題も浮上している。例えば、長期曝露による健康リスクを低減するという本来の目的と離れて、リスクの程度を問わずとにかく汚染を除去すること（基準値以下にすること）に奔走する傾向が一般化している。土壌汚染があったとしても、これが直ちに無視できないリスクを意味する訳ではない。リスクは、危険度（＝毒性）×確率（曝露の頻度）を意味するから、仮に毒性値が大きな汚染物質であっても、曝露する確率が低ければリスクは大きくない。曝露する確率は土地の使い方、そこに住むのか、一時的な立ち入りだけなのか、あるいはサイトの物理的な状態、すなわち完全舗装されているのか、直接表土に接触するような状態なのか、などによって大きく異なる。土壌汚染対策の現場では、こうしたリスク管理の概念が希薄化しており、土地に存在する汚染を除去して「真っ白」な状態にすることが自己目的化している。すなわち、売り手と買い手の交渉で土壌汚染リスクが効率的に配分され、適切なレベルで汚染対策が合意されるという展開ではなく、浄化、それも限りなく残存リスクがゼロになるレベルでなければ取引が成立しにくいのが現状である。現実問題として、適切なリスク水準の設定を専門知識なしで行うのは困難であり、リスクゼロベースに話が収れんしていくのは無理からぬところではある。それでも合意する必要がある場合、調整コストは当事者間では負担されず、不動産鑑定業界にしわ寄せされている感が強い。

また、土壌汚染対策の多くがあくまで不動産取引に伴う自主対策という位置になっているため、浄化ビジネス業界では受注獲得のための価格競争が急速に進み、イノベーション意欲を殺ぎかねないレベルにまで低下してしまった。リスクゼロ追求の単一ベクトルのもとでは、リスク評価により必要な対策レベルを特定し、土地所有者らにとって最も効率的な処方箋を競える地合いにないため、この場合の価格競争は純粋にみかけの浄化費用のたたき合いの様相を呈している。個々の対策技術の評価やライフサイクル面での評価などへのモニタリング情報が不十分なため、ユーザーには対策を選択するためのベンチマークが（価格以外に）存在せず、事実上高度な対策と低レベルの対策とが同じ土俵で競う形になってしまっている事情も影響している。

加えて、土壌汚染の発覚が大きなスキャンダルにつながる例が時にみられるが、こうした市場環境ではリスクコミュニケーションも非常に難しい。曝露経路を封じるなどリスク管理上は必要な対策を講じていたとしても、リスクゼロが当然視される社会的な傾向のもとでは、冷静な話し合いは困難であろう。かつて見られた汚染の発見イコール悪といった紋きり調の報道姿勢は大分改善されているとはいえ、企業の社会的責任（ＣＳＲ）の観点から汚染情報の開示を進めるうえでも、これは大きな制約となる。

一連の問題は、制度導入からまだ日が浅い過渡期の事象として捉えることも可能だが、市場システムのなかで土壌汚染リスクを取り扱うことの難しさの表れともいえるだろう。

（３）ブラウンフィールド再開発

こうしたわが国の土壌汚染対策の特徴は、当然のことながら本稿のテーマである用地リサイクルにも大きく影響している。そもそも、開発利益を対策コストが上回ってしまう土地を市場主体の枠組みで再生するのは不可能である。こうした土地の一部は土壌汚染対策法の枠組みの中で指定・管理されることになるが、制度の性格上そのカバレッジは低く、理屈のうえではわが国には規制の枠外に用地リサイクルすべき遊休地、すなわちブラウンフィールドが数多く存在していてもおかしくない。

しかし、ブラウンフィールドについては色々な場で議論こそされているものの、現実にどれだけの遊休地が汚染を理由に放置されているか同定・把握すら進んでいない状況にある。前記のとおり、開発利益と対策コストの関係は相対的なものであるから、地価が再び上昇しつつある現在、幸いなことに多くの潜在的なブラウンフィールド候補が対策コストを吸収して再開発されているのかもしれない。あるいはそうでないのかもしれない。自主対策が主体である分、現在の土壌汚染対策は土地取引や再開発が活発な３大都市圏を中心に展開しており、それ以外の地域が停滞しているという地域偏差も含めて、不透明感はぬぐえない。この分野においても、エコランド・ファンドのようにビジネス界からのソリューションが提供されつつあり、市場ベースでの対策進展が大いに期待されるところだが、現状では、土壌汚染対策市場と同様に３大都市圏を中心とする展開となろう。こうしたソリューションの利用拡大を図るためにも、ベースとなるブラウンフィールドの定義と全国レベルでの同定作業が望まれる。

さらに、汚染情報が特定の民間業者に分散して蓄積されていることから、官に十分な情報が蓄積されず、ここに「情報の非対称性」が存在することにも問題がある。ビジネス界では、その情報格差を利用した競争が激化しつつあり、今後ますます情報の囲い込みに拍車がかかることになるだろう。市場重視型モデルだけに偏重すれば、開発利益が見込まれる土地は経済合理性に基づいて流動化が進むが、反対に開発利益が見込まれない汚染土地はいつまでたっても塩漬けのまま残留することになる。市場原理にのらない土地の流動化を進めるためには、やはり何らかの形で官による関与が欠かせない。そのためには、まず官主導で汚染情報の一元化を図り、現状官民間に存在する「情報の非対称性」を払拭する努力が避けられないだろう。これは、ドイツやオランダが 80 年代から官主導で地道に汚染情報の収集・蓄積を図り、数十年かけて独自の規制値やリスク評価を構築し、それが市場で一定の信頼性を得ている点から見ても明らかである。

２．避けて通れない官民役割分担の再定義

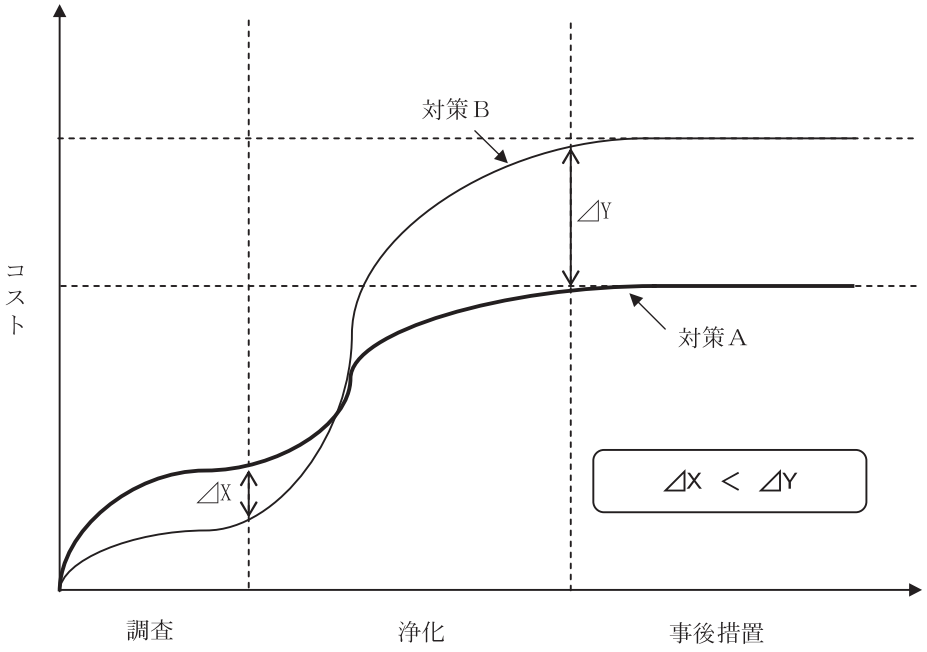
これまでみてきたように、ドイツやオランダの土壌汚染対策、用地リサイクルもはじめから完成形として存在していたわけではなく、多くの課題が発生し、これに対処するなかで徐々に修正されてきた。その流れを一言でいってしまえば、官による一元的な管理から民の役割

を拡大した公民連携型へのシフトである。この過程で、浄化責任が民に課される一方、行政契約のようにより柔軟な対応が可能になるといった変化があったことは前章までにみたとおりである。今後、わが国において上記の課題を踏まえて制度面の見直しが検討されるとすれば、その方向は、欧州とは反対に民主導で進めてきたことで生じた課題を調整するために改めて官の関与を検討する方向となろう。では、そこで官に期待される役割とはどのようなものであろうか。長期的には都市計画との整合性も含めた大掛かりな検討も必要となろうが、現行の取組みを活かしていく点に限定すれば、次のような点が重要なポイントとなろう。

第１に、今一度法律の目的に立ち返って、リスク管理の考え方を再確認することである。このためには受容可能なリスクレベルの設定、リスク・ベネフィット分析を可能にするような枠組みの整備が求められる。これまで本稿でみてきたドイツを始めとする欧州の用地リサイクルに関する取組みは、この点について示唆に富むものといえるだろう。特に、土地の利用形態と環境リスク管理とを結びつける考え方の導入の是非については、あらためて検討する価値がある。これは、もっぱら人間の健康被害の防止を目的とするわが国の土壌汚染対策法の目的に照らしても整合的なはずである。健康被害のリスクは汚染の有害度と曝露頻度に決まるのだから、生活する場なのか、一時的に立ち寄るだけの場所なのかによって異なるし、また同じ使い方でも直接土に触るような用途なのか、完全に舗装されているのかで異なる。将来土地利用が変わる場合、より高度な対策が必要になるとしても、それはその時点で処理されるべきである。少なくとも、これを理由に全ての土地でリスクゼロが追求されるような事態は回避されるべきである。

第２に、競争のための前提条件を整備・明確化することである。土壌汚染対策コストが急速に低下することで市場の拡大が図られたように、競争により多大なメリットがもたらされたのは確かだが、対策のブラックボックス化が進み、外部からは比較が困難なサービスが乱立したことにより、逆選択につながりかねない現状は是正する必要がある。これが特に顕著なのが調査に関連した領域であろう。適切な調査作業は、最終的にトータルコストの削減につながるし、浄化対策の選択もリスクの適切な管理という目的にあわせて選択されるべきである（図表６－１）。指定機関の要件の見直しやモニタリングの強化などに加えて、欧州の事例として取り上げた、浄化計画の策定とこれに対する行政の関与というアプローチは、民間の自主性を尊重しながらも、逆選択の可能性を限定するうえで有効ではないだろうか。

図表６－１　調査の精度と全体コスト



（出所）Umweltbundesamt, Handbuch: Kommunales Altlastenmanagement より作成

最後に、市町村など基礎自治体の役割の見直しが挙げられる。リスク管理の考え方を強化するためには、ドイツでいう「背景値」、すなわち地域がもともと持っている土壌のデータ把握が必要になる。こうした公共財的な意味での調査、リスクコミュニケーションへの関与やモニタリングの主体として、サイト・住民に最も近い市町村が果たせる役割は大きい。国、都道府県からの支援を前提に、新たな役割分担が検討されるべきである。

人口減少時代に対応した地域の再構築は、わが国にとっても非常に重要な課題であり、今後このために用地リサイクルを進める必要が生じる都市は少なくないだろう。地方分権の時代、環境リスクを適切にコントロールしつつ用地リサイクルを進め、住民が安全に暮らせる都市像への誘導を、民間投資家と協力しながら進めていくために、欧州とも米国とも異なるわが国独自の土壌汚染対策モデルをどのように発展させていくのか、関連ビジネスへの影響も含めて、今後の展開が大いに注目される。

以　　上

引用文献・参考文献

Achim Hartmann〔2001〕, *Aktivierung von Altstandorten für den Wohnungbau*, VDWI-Report Ausgabe 2001-2

Barkowski, Ingwersen, Machtolf, Raecke〔2003〕, *Untersuchungen zur Resortionsverfügbarkeit von Schadstoffen in der Einzelfallprüfung zur Gefahrenbeurteilung – Praxistest zur Vollzugshilfe und Kostenreduzierung am Beispiel Osnabrück-Wüste*, Institut für Umwelt-Analyse

Birgit Hejma〔2005〕, *Kontaminierte Flächen im Grundstückverkehr-Bodenschutzlastvermark*, Altlastensymposium 2005 ITVA/AAV

Bohlen, Gwildis, Recknagel〔2002〕, *Sanierung des Pionierpark-Geländes in Mühlheim –ein Beispiel für Flächenrecycling in Hessen*, C.F. Müller Verlag

Carsten Kühl〔1994〕, *Strategien zur Finanzierung der Altlastensanierung*, Peter Lang

H. Sukopp, R.Wittig〔1993〕, *Stadtökologie*, Gustav Fischer

Dieter Bohlen〔2000〕, *Kostensenkung durch Ű̈bernaheme und Vermarktung zu Sanierender Grundstücke*, Schürmann + Klagges, Bochum

Elike Albrecht〔2003〕, *Die Kostenkonzeption des Bundes-Bodenschutzgesetes unter besonderer Berücksichtigung der Altlastenthematik*, Peter Lang

Frank Warendorf〔2005〕, *Dutch soil clean up Liabity law*, （2005/9 ヒアリング時提供メモ）

Heide, Mangels〔2006〕, *Riskante Altlasten früh erkennen*, Bankmagazin Januar 2006

Heinz, Schröder, Desery〔2005〕, *Contaminated Land Germany*, ERM GmbH（2005/9 ヒアリング時提供メモ）

廣田裕二［2005］『不動産市場における土壌汚染地の実態』2005 年 10 月講演資料

加藤・森島・大塚・柳監修［1996］『土壌汚染と企業の責任』有斐閣

川口・和田・廣田・大岡・本間［2004］『土壌汚染リスクと不動産評価の実務』プログレス

Ludger-AnselmVersteyl〔2002〕, *Abfall und Altlasten*, Deutscher Taschenbuch Verlag

Matthias Dombert〔2000〕, *Möglichkeiten und Grenzen des Sanierungsvertrages nach § 13 BBODSCHG*, Schürmann + Klagges, Bochum

Ralph Ishorst〔2000〕, *Neue Verfahren bei der Finanzierung von Flächenentwicklungsprojekten*, Schürmann + Klagges, Bochum

Regierungspräsidium Darmstadt〔2005〕, *Altlasten in Hessen, Aufgaben der Bodenschutzbehörde*, （2005/9 ヒアリング時提供メモ）

Roman J. Brauner〔2000〕, *Vertragliche Regelungen zur Handhabung der Risiken beim Kauf von Grundstücken auf Altstandorten*, Schürmann + Klagges, Bochum

Sanden, Schoeneck〔1998〕, *Bundes-Boden-schutzgesetz Kurzkommentar*, C.F. Müller Verlag

Schroth、Stegmüller〔2006〕Wertermittlung und Beleihung von Altlasten, Seminar 03/2006 Wertermittlung kontaminierter Flächen

Sibbe, Hartmann, Trapp〔2000〕, *Finanzierungsmöglichkeiten im Rahmen der Umnutzung eines Altstandortes für den Wohnungsbau*, Schürmann + Klagges, Bochum

白鳥寿一［2005］『汚染土壌の対策に関して考慮すべき点について』2005 年 10 月講演資料

Stadt Osnabrück〔1994-1999〕, *Altablagerung Osnabrück-Wüste INFO Nr.1-9*, Stadt Osnabrück

Süßkraut, Visser, Burgers〔2001〕, *Leitfaden über Finanzierungsmöglichkeiten und –hilfen in der Altlastenbearbeitung und im Brachflächenrecycling*, Umweltbundesamt

竹ケ原啓介［2006］『欧州における環境リスク管理の動向』環境管理　2006.３月号

竹ケ原啓介［1999］『わが国環境修復産業の現状と課題』日本政策投資銀行「調査」第３号

Ulrich Ellinghaus〔2005〕, *Practical Remarks on German Soil Protection Law,*（2005/9 ヒアリング時提供メモ）

Umweltbundesamt〔1994〕, *Handbuch: Kommunales Altlastenmanagement*, Erlich Schmidt Verlag

Umweltbundesamt〔2003〕, *Hreduzierung der Flächenanspruchnahme durch Siedlungen und Verkehr*, Erlich Schmidt Verlag

和田大我［2006］『ルール地方の都市再構築の状況』（財）日本経済研究所　日経研月報 2006.３

ヴィンフリート・ブローム、大橋洋一［1995］『都市計画法の比較研究』日本評論社

ドイツ・オランダにおける土壌汚染地取引実態調査グループ［2006］『ドイツ・オランダの不動産市場における土壌汚染地の実態調査－その１－』（財）日本不動産研究所「不動産研究」第 48 巻第３号

その他　関係各機関、企業のホームページ、環境報告書など

『調 査』既刊目録

― 最近刊の索引 ―

- 91（2006. 6） ドイツにおけるブラウンフィールド再開発 －用地リサイクルにみる環境リスク管理－
- 90（2006. 5） 半導体産業の国際競争力回復に向けた方策
- 89（2006. 4） 都市集積の評価と建物コンバージョン事業による地域再生の可能性
- 88（2006. 4） 今後の物流ビジネスにおけるモーダルシフトへの動き － 鉄道貨物輸送を中心に－
- 87（2006. 2） 2005・2006年度設備投資計画調査報告（2005年11月調査）
- 86（2005. 9） 企業の資金余剰と使途の変化
- 85（2005. 9） 設備投資計画調査報告（2005年6月）
- 84（2005. 7） わが国企業の知的財産有効活用に向けて
- 83（2005. 5） 燃料電池の現状と普及に向けた課題
- 82（2005. 3） RFID（ICタグ）の本格的な普及に向けて
- 81（2005. 3） 研究開発の循環性、収益性の検討
- 80（2005. 3） 防災マネジメントによる企業価値向上に向けて
- 79（2005. 3） 進展するＩＴＳ（高度道路交通システム）の現状と将来展望
- 78（2005. 3） 技術寿命の短期化と財務構造へ与える影響
- 77（2005. 2） 最近の経済動向
- 76（2005. 2） 企業の設備投資行動とイノベーション創出に向けた取り組み
- 75（2005. 1） 水循環の高度化に関する技術動向と展望
- 74（2005. 1） 日本企業の設備効率向上に向けた取り組みと課題
- 73（2005. 1） 設備投資計画調査報告（2004年11月）
- 72（2004.12） 最近の経済動向
- 71（2004.12） 人的資本の蓄積と生産性の変化
- 70（2004.10） 中国国内物流の現状
- 69（2004. 9） 循環型社会における塩化ビニル樹脂の可能性
- 68（2004. 9） 設備投資計画調査報告（2004年6月）
- 67（2004. 8） 日本のイノベーション能力と新技術事業化の方策
- 66（2004. 7） 最近の経済動向
- 65（2004. 6） 企業の資金調達動向
- 64（2004. 4） LCA（ライフ・サイクル・アセスメント）による温暖化対策の改善
- 63（2004. 4） 90年代以降の企業の研究開発動向
- 62（2004. 4） デフレ下の資本財価格低下と設備投資への影響

― 分野別の索引 ―

〔設備投資アンケート〕

◇設備投資計画調査

- 2005・06年度 （2005年11月） 87（2006. 2）
- 2004・05・06年度 （2005年6月） 85（2005. 9）
- 2004・2005年度 （2004年11月） 73（2005. 1）
- 2003・04・05年度 （2004年6月） 68（2004. 9）
- 2002・03・04年度 （2003年8月） 58（2003.10）
- 2002・2003年度 （2003年2月） 51（2003. 3）
- 設備投資計画調査統計集（1990年度以降） 50（2003. 1）
- 2001・02・03年度 （2002年8月） 45（2002.10）
- 2001・2002年度 （2002年2月） 37（2002. 3）
- 2000・01・02年度 （2001年8月） 28（2001.10）
- 2000・2001年度 （2001年2月） 21（2001. 3）
- 1999・2000・01年度 （2000年8月） 15（2000.10）
- 1999・2000年度 （2000年2月） 7（2000. 3）
- 1998・99・2000年度 （1999年8月） 2（1999.10）

〔経済・経営〕

◇最近の経済動向

- 景気の踊り場にある日本経済 77（2005. 2）
- 我が国産業構造の中期見通し 72（2004.12）
- 国際商品市況の上昇が企業の投入・産出行動に与える影響 66（2004. 7）
- 資金循環と金融を中心とする日本経済の中期シナリオの検討 59（2003.12）
- 日本経済の持続可能性に向けた中期シナリオの検討 49（2002.12）
- グローバル化と日本経済 38（2002. 7）
- デフレ下の日本経済と変化への兆し 31（2001.12）
- デフレ下の日本経済 26（2001. 7）
- 今次景気回復の弱さとその背景 19（2001. 3）
- ITから見た日本経済 12（2000. 8）
- 90年代を振り返って 4（2000. 1）

＊当行のWebページ（http://www.dbj.go.jp/report/）では、『調査』発刊開始（1973年）以来の全目録を掲載しており、2001年4月発行の第26号以降については全文をご覧頂くことができます。
＊『調査』入手のご希望については、調査部総務班（Tel：03-3244-1840　e-mail：report@dbj.go.jp）までお問い合わせ下さい。

◇日本経済一般

・人的資本の蓄積と生産性の変化　71（2004.12）
・コスト面からみた資本、労働の動き　60（2004. 3）
・日本企業の生産性と技術進歩　44（2002. 8）

◇金融・財政

・企業の資金余剰と使途の変化　86（2005. 9）
・企業の資金調達動向　65（2004. 6）
　―銀行借入と代替的な資金調達手段について―
・邦銀の投融資動向と経済への影響　41（2002. 8）
・社会的責任投資（SRI）の動向　40（2002. 7）
　―新たな局面を迎える企業の社会的責任―
・近年の企業金融の動向について　35（2002. 3）
　―資金過不足と返済負担―

◇設備投資・企業経営

・企業の設備投資行動とイノベーション創出に向けた取り組み　76（2005. 2）
　―設備投資行動等に関する意識調査結果（2004年11月実施）―
・日本企業の設備効率向上に向けた取り組みと課題　74（2005. 1）
　―意識調査と財務データからみた特徴―
・デフレ下の資本財価格低下と設備投資への影響　62（2004. 4）
　―財別・産業別価格データによる計測―
・設備投資・雇用変動のミクロ的構造　43（2002. 8）
・ROAの長期低下傾向とそのミクロ的構造　30（2001.12）
　―企業間格差と経営戦略―

◇消費・貯蓄・雇用

・将来不安と世代別消費行動　46（2002.10）
・労働分配率と賃金・雇用調整　34（2002. 3）
・家計の資産運用の安全志向について　16（2000.10）
・企業の雇用創出と雇用喪失　6（2000. 3）
　―企業データに基づく実証分析―
・消費の不安定化とバブル崩壊後の消費環境　1（1999.10）
・人口・世帯構造変化が消費・貯蓄に与える影響　248（1998. 8）
・資産価格の変動が家計・企業行動に与える影響の日米比較　244（1998. 7）
・近年における失業構造の特徴とその背景　240（1998. 4）
　―労働力フローの分析を中心に―

◇貿易・直接投資

・変貌するわが国貿易構造とその影響について　29（2001.11）
　―情報技術関連(IT)財貿易を中心に―

◇海外経済

・中国による対日直接投資と中国人留学生による日本での起業　57（2003. 9）
　―中国経済の活力を日本に取りこむために―
・中国の経済発展と外資系企業の役割　47（2002.11）
・米国の景気拡大と貯蓄投資バランス　8（2000. 4）
・米国経済の変貌　255（1999. 5）
　―設備投資を中心に―
・アジアの経済危機と日本経済　253（1999. 3）
　―貿易への影響を中心に―

〔産業・技術・環境〕

◇最近の産業動向

・わが国企業の知的財産有効活用に向けて　84（2005. 7）
　―企業内の非中核技術と環境技術の活用を中心に―
・主要産業の生産は、素材、資本財産業を中心に減少へ　27（2001. 7）
・内需の回復続き、多くの業種で生産増加　13（2000. 8）
・輸出はアジア向けで堅調、内需は回復に力強さがみられず　5（2000. 1）
・全般的に緩やかな回復の兆し　260（1999. 8）

◇技術開発・新規事業

・燃料電池の現状と普及に向けた課題　83（2005. 5）
・研究開発の循環性、収益性の検討　81（2005. 3）
　―設備投資との比較を中心に―
・技術寿命の短期化と財務構造へ与える影響　78（2005. 3）
・日本のイノベーション能力と新技術事業化の方策　67（2004. 8）
　―カーブアウト等による新産業創造―
・90年代以降の企業の研究開発動向　63（2004. 4）
・製造業における技能伝承問題に関する現状と課題　261（1999. 9）
・最近のわが国企業の研究開発動向　247（1998. 8）
　―技術融合―
・わが国企業の新事業展開の課題　243（1998. 7）
　―技術資産の活用による経済活性化への提言―

◇環境・防災・地域

・ドイツにおけるブラウンフィールド再開発　91（2006. 6）
　—用地リサイクルにみる環境リスク管理—
・防災マネジメントによる企業価値向上に向けて　80（2005. 3）
　—防災SRI(社会的責任投融資)の可能性—
・水循環の高度化に関する技術動向と展望　75（2005. 1）
　—水処理ビジネスの新たな展開—
・LCA（ライフ・サイクル・アセスメント）による温暖化対策の改善　64（2004. 4）
・都市環境改善の視点から見た建築物緑化の展望　61（2004. 4）
　—屋上緑化等の技術とコストを中心に—
・素材型産業を核とした資源循環クラスターの展開　55（2003. 7）
　—リサイクルビジネスの高度化に向けて—
・企業の温暖化対策促進に向けて　53（2003. 5）
・食品リサイクルとバイオマス　48（2002.12）
・使用済み自動車リサイクルを巡る展望と課題　36（2002. 3）
・都市再生と資源リサイクル　33（2002. 2）
　—資源循環型社会の形成に向けて—
・環境情報行政とITの活用　32（2002. 1）
　—環境行政のパラダイムシフトに向けて—
・家電リサイクルシステム導入の影響と今後　20（2001. 3）
　—リサイクルインフラの活用に向けて—
・わが国環境修復産業の現状と課題　3（1999.10）
　—地下環境修復に係る技術と市場—

◇化学・バイオ

・循環型社会における塩化ビニル樹脂の可能性　69（2004. 9）
　—建材用途拡大と使用後処理の多様化—
・資源循環型社会で注目される生分解性プラスチック　56（2003. 9）
　—“バイオマス由来”の特性で広がる用途展開—
・わが国化学産業の現状と将来への課題　14（2000. 9）
　—企業戦略と研究開発の連繋—

◇自動車・電機・電子・機械

・進展するITS(高度道路交通システム)の現状と将来展望　79（2005. 3）
・わが国電気機械産業の課題と展望　42（2002. 8）
　—総合電気機械メーカーの事業再編と将来展望—
・わが国半導体製造装置産業のさらなる発展に向けた課題　23（2001. 3）
　—内外装置メーカーの競争力比較から—
・労働安全対策を巡る環境変化と機械産業　10（2000. 6）
・わが国自動車・部品産業をめぐる国際的再編の動向　9（2000. 4）
・わが国半導体産業における企業戦略　259（1999. 8）
　—アジア諸国の動向からの考察—
・わが国機械産業の更なる発展に向けて　257（1999. 5）
　—工作機械産業の技術シーズからみた将来展望—

◇エネルギー・新エネルギー

・分散型電源におけるマイクロガスタービン　24（2001. 3）
　—その現状と課題—

◇運輸・流通

・今後の物流ビジネスにおけるモーダルシフトへの動き　88（2006. 4）
　—　鉄道貨物輸送を中心に—
・中国国内物流の現状　70（2004.10）
　—進出日系企業の視点から—
・地方民鉄の現状　52（2003. 4）
　—輸送密度の相関分析—
・物流の新しい動きと今後の課題　25（2001. 3）
　—3PL(サードパーティ・ロジスティクス)からの示唆—
・消費の需要動向と供給構造　18（2000.12）
　—小売業の供給行動を中心に—

◇情報・通信・ソフトウェア

・RFID(ICタグ)の本格的な普及に向けて　82（2005. 3）
・ブロードバンド時代のデジタルコンテンツ・ビジネス　54（2003. 6）
　—映像コンテンツ流通を中心に—
・ケーブルテレビの現状と課題　22（2001. 3）
　—ブロードバンド時代の位置づけについて—
・エレクトロニック・コマース（EC）の産業へのインパクトと課題　246（1998. 8）

◇医療・福祉・教育・労働

・少子高齢化時代の若年層の人材育成　39（2002. 7）
　—企業外における職業教育機能の充実に向けて—
・労働市場における中高年活性化に向けて　11（2000. 6）
　—求められる再教育機能の充実—
・高齢社会の介護サービス　249（1998. 8）

本号の内容についてのお問い合わせは、執筆担当者までお願い致します。

なお、当行の Web ページ（http://www.dbj.go.jp/report/）では『調査』に関する読者アンケートのフォームを掲載しております。今後の『調査』刊行に際して参考とさせていただきたく、皆様のご感想やご意見などお聞かせ願えれば幸いです。

ISSN　1345－1308

2006 年 6 月 16 日

調　査　　第 91 号

編　集　　日 本 政 策 投 資 銀 行
　　調査部長　渡　部　速　夫

発　行　　日 本 政 策 投 資 銀 行
　　〒 100 － 0004
　　東京都千代田区大手町 1 丁目 9 番 1 号
　　電　話（03）3244 － 1840
　　（調査部総務班直通問い合わせ先）
　　e-mail：report@dbj.go.jp
　　ホームページ　http://www.dbj.go.jp

（印刷　ＯＴＰ）