

国際エネルギー機関—水力技術と計画に関わる実施協定

## **ANNEX-3 「水力発電と環境」**

### **発電が環境と健康に及ぼす影響**

水力発電が環境に及ぼす影響と他の発電技術が及ぼす影響との比較

2002 年 6 月

## 目次

|                                           |     |
|-------------------------------------------|-----|
| 要約.....                                   | iii |
| 1 序文.....                                 | 1   |
| 1-1 電力供給の選択肢を比較する手段.....                  | 1   |
| 1-2 ライフサイクルアセスメントアプローチ .....              | 2   |
| 1-3 LCA手法の説明.....                         | 4   |
| 1-4 本報告書で用いるインパクトカテゴリーの定義および技術的説明の概要..... | 13  |
| 1-5 情報収集および精度.....                        | 23  |
| 2 石炭火力発電.....                             | 26  |
| 2-1 概要.....                               | 26  |
| 2-2 資源の利用 .....                           | 31  |
| 2-3 世界的な環境影響.....                         | 34  |
| 2-4 局地的・地域的な環境影響 .....                    | 37  |
| 2-5 事故.....                               | 45  |
| 2-6 生物多様性への影響 .....                       | 46  |
| 2-7 人間への影響.....                           | 47  |
| 3 天然ガス .....                              | 53  |
| 3-1 概要.....                               | 53  |
| 3-2 資源の使用 .....                           | 60  |
| 3-3 世界的な環境影響.....                         | 62  |
| 3-4 局地的・地域的な環境影響 .....                    | 65  |
| 3-5 事故.....                               | 66  |
| 3-6 生物多様性への影響 .....                       | 67  |
| 3-7 人間への影響.....                           | 67  |
| 4 原子力.....                                | 70  |
| 4-1 概要.....                               | 70  |
| 4-2 資源の利用 .....                           | 74  |
| 4-3 世界的な環境影響.....                         | 76  |
| 4-4 局地的・地域的な環境影響 .....                    | 77  |
| 4-5 生物多様性への影響 .....                       | 83  |
| 5 バイオマス .....                             | 85  |
| 5-1 概要.....                               | 85  |
| 5-2 資源の利用 .....                           | 89  |
| 5-3 世界的な環境影響.....                         | 93  |
| 5-4 局地的・地域的な環境影響 .....                    | 94  |
| 5-5 事故.....                               | 99  |
| 5-6 生物多様性への影響 .....                       | 99  |
| 5-7 人間への影響.....                           | 100 |
| 6 水力発電 .....                              | 101 |

|     |                              |     |
|-----|------------------------------|-----|
| 6-1 | 概要.....                      | 101 |
| 6-2 | 資源の利用 .....                  | 104 |
| 6-3 | 世界的な環境影響.....                | 110 |
| 6-4 | 局地的・地域的な環境影響 .....           | 113 |
| 6-5 | 事故.....                      | 123 |
| 6-6 | 生物多様性への影響 .....              | 125 |
| 6-7 | 人間への影響.....                  | 126 |
| 7   | 風力.....                      | 130 |
| 7-1 | 概要.....                      | 130 |
| 7-2 | 資源の利用 .....                  | 132 |
| 7-3 | 世界的な環境影響.....                | 135 |
| 7-4 | 局地的・地域的な環境影響 .....           | 135 |
| 7-5 | 事故.....                      | 136 |
| 7-6 | 生物多様性への影響 .....              | 137 |
| 7-7 | 人間への影響.....                  | 138 |
| 8   | 日本における様々な発電源のライフサイクル分析 ..... | 140 |
| 8-1 | エネルギー源の土地利用.....             | 140 |
| 8-2 | エネルギー収支分析とエネルギー回収期間 .....    | 147 |
| 8-3 | 環境LCA .....                  | 156 |
| 9   | 説明とまとめ .....                 | 162 |
|     | 付属書 1.....                   | 172 |

## 要約

本報告書は、さまざまな電力生産方法の一般的特性を、環境に及ぼす影響という観点で説明するものである。詳細に説明されている技術(石炭・天然ガス・バイオマス燃料サイクル、原子力、水力、風力)がある一方、その他の技術(石油、地熱、太陽電池により発電する方法)は時間的制約のため除外された。異なる選択肢を比較するために、いわゆるライフサイクル分析(LCA)手法が用いられているが、そうした比較を行う他の方法も採用されている。

第1章では、ライフサイクル分析アプローチについて説明し、エネルギーシステムへのその応用について具体的に言及する。影響の体系化について説明し、種々のインパクトカテゴリーを定義する(すなわち、再生不能資源と再生可能資源、ならびに土地と水の利用; 地球影響への影響、つまり気候変動とオゾン層の破壊)。局地的または地域的な環境影響には、酸性化、富栄養化、光化学オキシダント生成、および生態毒性影響がある。現在のところ、LCAでは十分に対応できない環境上の側面として、生息地変化、生物多様性やリスクへの影響などがある。健康リスク、社会経済的影響、リスク認識といった人間に対する影響、そして美的側面とそれらの考えられる見通しについても言及されている。

第2章では、石炭燃料サイクルに関して詳しく説明する。この化石燃料は世界の電力生産の大部分を占めている。石炭燃料の使用の主な欠点は、大気中への二酸化炭素の排出を避けられないことであり、この燃料による排出量は他のいかなる代替燃料よりも高くなっている。他の排出物はより簡単に制御することができ、変換効率が高いため、近代的技術を使用すれば排出量をかなり削減することができる。しかし、石炭火力発電所の大半では旧式で効率の悪い技術が用いられているため、温室効果ガスの平均特定排出量は今後も高いレベル、すなわち1kWh<sub>el</sub>当たりCO<sub>2</sub> 1000 gを超えるレベルにとどまるであろう。石炭は再生不能エネルギー源ではあるものの、世界的埋蔵量は無限であり、あらゆる実用的な目的に使用することができる。

第3章では、発電に用いられる化石燃料として最も急速に拡大している天然ガスについて取り上げる。その使用の増大にはいくつかの要因が寄与しており、そのうち最も重要なものは、パイプライン供給網の拡大である。天然ガスの熱容量は同燃料中に含まれる炭素量に比べて高いため、その燃焼による温室効果ガスの発生が少ない。天然ガスは有害な微量物質をほとんど含んでいないため、他の点でもクリーンな燃料と見なされるべきである。

第4章では、核燃料サイクルについて説明する。原子力発電は、環境性能という意味では、再生可能な発電選択肢に極めて似ている。例えば、非常に高いエネルギーを必要とする方法が同位体濃縮に用いられる場合があるという事実にもかかわらず、温室効果ガスの排出量は少ない。ウラン燃料サイクルの最大の弱点は、疑いなく、使用済み燃料の保管を含む放射性廃棄物の取り扱いである。リスクに関する一般大衆の認識も、原子力発電の環境性能を低めている。

第5章では、発電所の燃料としてバイオマスを使用することの環境特性を説明する。バイオマスは継続的かつ自然に補給されるため、この技術は厳密な意味で再生可能エネルギー源である。原理上は、収穫された土地が適切な仕方で管理される限り、バイオマス燃焼が二酸化炭素の純排出量を生み出すことはない。パ

バイオマスはエネルギー作物として供給することができ、その場合、その生産は他の種類の農業と全く同じである。また、それは材木を得るための森林伐採後に出る残余物として採取することもできる。後者の場合、適切な管理によりバイオマスの採取を環境的にほぼ中立とすることができる。バイオマス燃焼の最も顕著な特徴は、比較的広大な土地が必要とされることである。これはまた、燃料の輸送が可能な距離に限界があることも意味している。

第6章では、水力発電に関して行われたいくつかのLCAの結果について詳しく説明する。電力を生産する他のほとんどの方法と異なり、ダム建設、貯水池の造成、河川の調整後の環境影響は容易に観察し、理解することができる。上流における調節は河口にまで、場合によっては海岸線のずっと奥にまで影響を及ぼすことがあるとはいえ、影響のほとんどは局地的である。さまざまな水力発電プロジェクトの諸研究から得られた1つの重要な結論は、水力発電の環境性能を一般論として特徴付ける試みにはあまり意味がないということである。この技術では、プロジェクト間の変動が非常に大きい。例えば、特定温室効果ガスの排出量は、マイナス(すなわち貯水池の造成により炭素隔離の純増加がもたらされる)から、いくつかの化石燃料発電所からの排出量に近いと思われる排出量までさまざまである。生物多様性に対する影響についても、大きな地理的変異がある。

第7章では風力発電を取り上げる。利用できるLCAによると、風力発電で用いられる資源の量は中程度である。風力発電機の建設により、周辺の土地の利用法が限られたものとなるが、風力発電所は通常、沿岸地域など風が強く自然に不毛の場所に集中している。

第8章では、リスク認識および異なるエネルギー選択肢に対する態度に関する諸研究から得られたいくつかの所見を示す。

第9章では、日本におけるさまざまな技術の環境性能をLCAに基づいて比較する。この比較には、利用した土地の単位面積当たりの電力の推定値、およびエネルギー比率、すなわち発電所の耐用年数期間中に生産されたエネルギーと投資したエネルギー量の比率が含まれる。

第10章では、本報告書の主な結論を示すが、それは以下の通りである。

- さまざまな発電所の環境性能は、提供されるサービス全体、すなわちその耐用年数期間全体にわたる発電量と関連付けられなければならない。
- 局地的・地域的な環境条件が、発電所の建設と運転による環境変化の範囲と、場合によっては方向性さえも決定付けることは明らかである。環境影響の評価においては、生態系がストレスに耐える許容量が異なることを考慮すべきである。
- ピーク電力生産の必要を水力発電が満たしているエネルギー供給システムにおいて、水力発電がピーク時の電力生産の需要の一部をまかなっているエネルギー供給システムにおいては、発電量が不安定な施設は水力発電の環境負荷を共有することになる。
- 発電所の規模は、しばしば天然資源の消費率に反比例している。すなわち、1単位の電気を生産するのに、多くの場合、大規模発電所の方が小規模発電所よりも少ない天然資源を使用する。特に水力発電においては、この逆相関の傾向が強い。
- 水力発電の悪影響のほとんどは、容易に観察・定量化できる。この点は、さまざまな選択肢との比較を試みる際に間違いなく問題となる。肉眼で観察することのできる影響は、恐らく理論上・統計上の根拠のみに基づいて予測される影響よりも深刻と見なされるからである。貯水型の水力発電所はかなり広い領域を変貌させてしまうため、例えば化石燃料選択肢との比較においては、汚染物質の排出によって引き起こされる土地利用の変化を計算に入れなければならない。
- 同様に、発電の選択肢に関連したリスク認識の違いも、完全な連鎖費用分析の適応性を弱めるであろう。
- 再生可能エネルギー源を用いた発電所からの、また原子力発電所からの温室効果ガス(GHG)の排出量は、化石燃料発電所からのGHG排出量よりもはるかに低い。熱帯地方および温暖な低地の人造湖からのメタンの排出に関する論争は、そのような地域において水力発電用貯水池に関する国際的な研究努力を払う必要性を指し示している。

# 1 序文

IEA水力実施協定の作業部会III、サブタスク3の目標は、さまざまな発電選択枝の環境性能の概要を示すことである。本プロジェクトでは、水力発電による影響を他の電力源によるそれと比較するために、利用可能なシステムおよびモデルを活用した。

以下のサブ目的が承認された。

- (1) 水力発電プロジェクトのライフサイクル分析(LCA)またはライフサイクルインベントリを集める。
- (2) これまでに行われた、水力発電による影響を他の電力源のそれと比較する諸研究を集め、体系化する。
- (3) 他の発電形態の環境影響および社会的影響に関する既存の諸研究を収集する。
- (4) 水力発電の及ぼす一般的な社会的影響および環境影響について説明し、他の電力源のそれらと比較する要約文書を作成する。影響は、環境設定の多様性を反映する関数で表すべきである。報告書では、他の電力源の性能に関する価値判断の議論や比較は行わない。

本報告書は、こうした作業の成果である。

本報告書に含まれる発電形態は、石炭、天然ガス、バイオマス、原子力、水力、および風力である。これらの選択枝のほとんどは、それらを利用する際に活用できるさまざまな技術に基づいてさらにサブカテゴリーに、あるいは使用燃料のさらに厳密な組成に基づいてサブクラスに分けることができる(例:石炭は、燃料を抽出して燃焼するなら、環境影響の非常に異なる硬質炭と褐炭に分けることができる)。

本報告書用に編集されたデータは、さまざまなソースから取られている。特に重要なのは、収集されたライフサイクルアセスメント(LCA)データである。そのようなデータは参加国から提供されたが、チューリヒのスイス連邦工科大学(ETH)の行った研究など、他のLCAも用いた(Frischknecht, *et al.* 1994)。

## 1-1 電力供給の選択枝を比較する手段

天然資源の採取、商品の製造、および複雑な社会において人間に役立つさまざまなサービスの発生、さらにその結果として生じる周囲環境への影響ならびに将来の選択枝への侵害は、容易に説明できるものではない。それでも、意思決定の際には、異なる選択枝をその長所と短所の観点から比較することが求められる。その目的における最も強力なツールは、最重要な事実をただ1つの尺度に圧縮することができるもので、それにより比較およびその結果として出す結論はささいなものになってしまう。残念なことに、そのようなツールはいまだに理論的構築の段階にあり、実際の状況で用いられるのは例外的である。

「エマジー解析」は、そのような評価を行う道具を備えるためにHoward T. Odum (Odum 1996)によって考案されたものである。エマジー (Emergy: 「エネルギー (energy)」の「n」を「m」に置き換えた語)とは、ある財またはサービスを生み出すために直接または間接的に必要とされる(太陽)エネルギーの総量と定義される。それはシステムの歴史を要約している。すなわち、最終的に財またはサービスを生み出すさまざまなプロセスに関係するあらゆるエネルギーを記録する。エマジーと経済学の間には、その概念をそれ以上テストおよび開発することを困難にする興味深い結合がある。とはいえ、エマジー概念の使用は、現在のところ主に学術研究活動に限られている。例えば、それはタイにおける水力発電開発 (Brown and McClanahan 1996)、およびエネルギー利用目的での低木の植林 (Hovelius 1997)に応用されてきた。

「エクセルギー」概念も、単独で、またはエマジーと組み合わせて、同様の目的のために用いられてきた(本質的に意味が同じの他の概念もある)。エクセルギーとは、システムが熱力学平衡の基準状態へと向かうときにそこから取り出すことのできる最大仕事量である。それゆえ、「エクセルギー」解析は熱力学の法則に基づいており、発生したエネルギー量だけでなくそのエネルギーの質も考慮に入れたものである。程度の差はあれ閉鎖された技術システムの中では、エクセルギー概念は直接的かつ有効である。( Bisio & Pisoni 1995 参照)。しかし、発電方法を比較する目的でそれを完全な燃料サイクルに適用するには、一層の開発が求められる。

## 1-2 ライフサイクルアセスメントアプローチ

ライフサイクルアセスメント(LCA)とは、ある製品に関連した環境上の側面および潜在的影響を、「ゆりかごから墓場まで」評価する技術である。あらゆる社会的影響、とりわけ環境影響が、そのライフサイクル全体にわたって各段階で評価される。複雑であることの多い環境影響の個々の構成要素を正確に描写することにより、LCAは、意思決定者と利害関係者が環境負荷を軽減する具体的な手段を設計するのに役立つ。この手法は一種の帳簿付けであり、それにより、電力供給システムの建設、運転、そして最終的には解体に用いられる資材とエネルギーフローを正確に描写することができる。またそれには、その構成要素の製造、燃料の採取と供給、そしてこれらのプロセスで発生する廃棄物も含まれる。

電力供給の2つ以上の発電方法の環境性能を公正に比較するには、各技術がその耐用年数全体にわたって及ぼすあらゆる影響と、資源の総使用量を考慮しなければならない。また、測定した変数をこの期間中に提供されたサービス全体と関連付けることも求められる。例えば、風力発電所の環境影響を原子力発電所のそれと比較するには、原子力発電所からの電気の出力が、風力発電所1基からの出力よりも恐らくずっと大きいという事実を考慮に入れる必要がある。そのため、提供されるサービス全体との関連で影響を表すのが常である。従って、大気温暖化への具体的な関与は、大気中に排出された温室効果ガスの量で表されるが、通常はこれが、生産された単位電力当たりの二酸化炭素換算、すなわちg CO<sub>2</sub>-equiv./kWhに変換される。生産された単位電力(kWh)当たりで影響が計算されるといっても、発電には多くの場合、計上されない追加のサービスをシステムに課す特徴がある。例えば、ピーク電力需要を満たす能力は、普通は環境に特別の負荷を加えるが、伝統的なLCAはまだこれに十分対応していない。

LCAの重要性は、主に、環境かく乱を軽減する手段を識別する点で意思決定者を支援するその能力にある。



LCAは、耐久消費財の製造に適用される場合、資源利用や環境に特に強い負荷を与える段階を特定し、改善する上で役立つため、特に有用である。とはいえ、LCAは、発電や交通システムなど、大型技術・サービスの影響を評価する上でも役立つ。

発電所とそのサポートシステムは、多くの不連続単位から構成されるため、施設のライフサイクル全体の中でどこが最も大きな影響を及ぼす部分かを理解するには、これらの目録を作成することが求められる。化石燃料発電所のLCAには、ボイラー、タービン、コンデンサ、給水ポンプ、パイプなどの設備、および付属設備や電気設備による資源利用と環境影響のマッピングが含まれる。最近では、LCA研究の実施と報告に関する原則を説明した、国際規格ISO14040を利用することができる (International Organisation for Standardisation, 1998)。ISO14040 LCAの枠組みでは、LCAの目的と範囲を明確に定義することが求められている。また、それはインベントリ分析 (LCI) の実施も義務付けており、それには定義された機能単位およびフローと放出の配置に関連した結果を出すためのデータ収集と計算が含まれる。「電気の生産に関係する基本的なフローについては、生産構成比および燃焼、変換、送配電の効率を考慮するものとする」。LCA手順の報告は、その全詳細についての完全な理解が得られ、場合によっては査読手順後に調整できるような仕方で行わなければならない。

発電に関するLCAについては、これまでLCI段階後に終了するのが常であった (下記参照)。また、この規格はごく最近に設定されたため、現在ISO14040に適合する発電に関する完全なLCIがあるかどうかは疑わしい。

本報告書は、これまでに実施された電力生産に関するいくつかのライフサイクルインベントリの要約である。この場合の目標は、一般的特徴に焦点を合わせることである。それは、温室効果ガスを含む大気汚染物質の排出、土地利用に関する側面および効率に限られる。しかし、同手法の原理、可能性および限界を例証するために、水力発電に関する包括的なLCIも含まれている。基礎となる研究のシステム境界や他の限界を理解するために、参考文献を参照する必要がある。

### 1-3 LCA手法の説明

#### 概要

LCAはしばしば、飲料容器、自動車、家電製品などの耐久消費財に適用される。とはいえ、LCAは発電や交通システムなど、大型の社会技術・サービスの影響を評価する上でも役立つ。我々の生活を維持する社会経済基盤を開発するため、毎年広範な資源が用いられている。開発の増大と公的資源への投資により、これらのシステムから社会への環境影響も徐々に増大してきた。今後、理想的な都市開発とは、資源とエネルギーを保存し、自然環境とのバランスを維持するものとなるであろう。しかしながら、これを実現するには、新たな開発および既存の開発における建設と保守に必要とされる資源とエネルギーの需要を正確に分析し、これらのシステムによる環境影響を調査する必要がある。この情報により、LCAの評価部分を完成させ、異なる発電方法のさまざまな経済コスト、環境コストおよび便益を検討することが可能となる。

「社会経済基盤(social infrastructure)」という語は、人間社会におけるニーズとその相互依存を構成する、資本などの資源を指す。これには、交通・通信設備、上水道と污水处理施設、エネルギー関連施設、農業・林業・漁業施設、都市と公園、教育・文化・福祉施設、土地保全設備(河川や海岸など)が含まれる。一般的な耐久消費財とは異なり、経済基盤は間接的に個人および企業の生活と活動に影響を及ぼし、その影響は甚大である。また、基本的な消費者製品とは異なり、こうした公共施設の運用は複雑である。ほとんどの設備は多くの不連続単位から成り、施設のライフサイクル全体の中でどこが最大の影響を及ぼすかを理解するには、各部の目録を作成する必要がある。例えば、化石燃料発電所に関するLCAを完成させる場合、ボイラー、タービン、コンデンサ、給水ポンプ、パイプ、付属設備、電気設備といった設備による資源利用と環境影響を調査する必要がある。さらに、発電所建造物、燃料輸送、廃棄物処理など、あまり知られていない構成要素による影響のマッピングを行う必要もある。表1-1に、社会経済基盤施設と耐久消費財の特徴を比較する。

表 1-1 社会経済基盤施設と耐久消費財

|                 | Social Infrastructure Facilities                                                                                                                                                                                                                                         | Consumer Durable Goods                                                                                                                                                                                                                                    |
|-----------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Examples        | Buildings, Ports and Harbours, Communications Facilities, Roads, Bridges, Railways, Airports, Utilities (Electricity, Gas, Water and Sewage Facilities)                                                                                                                  | Home Electric Appliances, Gas Equipment, Office Equipment, OA Supplies, Foodstuffs, Containers, Automobiles                                                                                                                                               |
| Characteristics | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Facilities as stock</li> <li>- Available for public use</li> <li>- Difficult to export/import services</li> <li>- Made up of many products and/or services (large scale)</li> <li>- Long life (maintenance required)</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>- Direct service to individuals and companies</li> <li>- Mainly for use by individuals</li> <li>- Easy to export/import products</li> <li>- Single products (small)</li> <li>- Short life (expendables)</li> </ul> |

国際規格ISO14040は、LCA研究の実施と報告に関する原則を説明している。ISO14040LCAの枠組みは、次の点を義務付けている。1) 目的と範囲の定義、2) インベントリ分析、3) 影響評価、4) 図1-1に示す通り、結果の解釈。

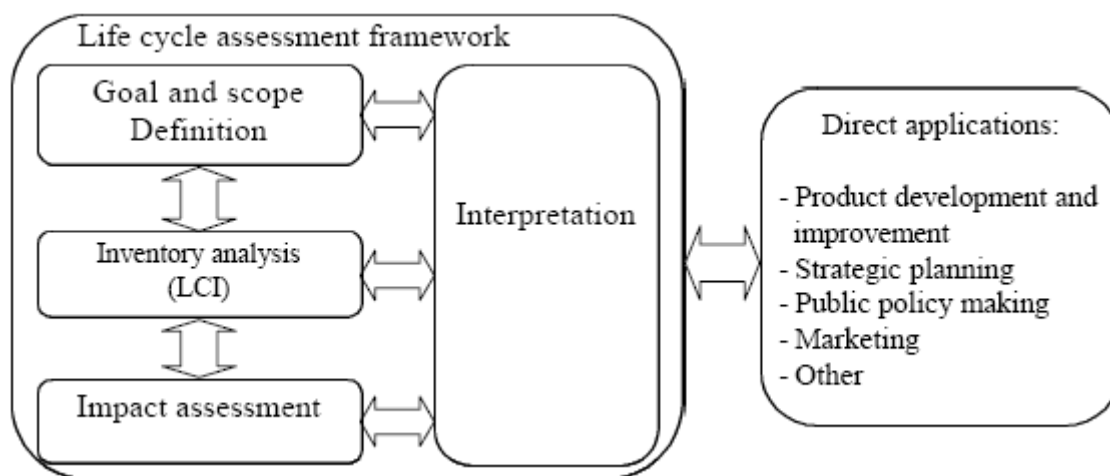


図 1-1 LCA の各段階

LCAは、ある製品に関連した環境上の側面や潜在的影響を評価する技術である。LCAの各段階は実際のところ反復であり、多くの研究はいくつかの反復サイクルを経る。例えば、影響評価の結果に照らしてインベントリデータの収集を検討する必要がある。データを分析し、その後その解釈から得られるものを評価するというこの循環プロセスは、図1-1中でLCAの各段階の間に双方向の矢印が使われていることにより示されている。LCAの結果は、さまざまな意思決定プロセスへの有用なデータになると思われる。国際規格の適用範囲外でLCAを適用した例を図に示す。社会・経済・安全性評価、経済的収益率、技術的可能性といった追加の検討事項は、LCAの枠組み外である。

目的と範囲を定義することで、LCAの各段階の具体的な作業目的が特定される。このLCA段階の一環として、下記の項目を検討し、明確に説明するものとする。

- 製品システムの機能
- 機能単位
- 研究対象の製品システム
- 製品システムの境界
- 配分手順
- 影響および影響評価手法の種類
- データ要件
- 仮定
- 限界
- 初期のデータ要求品質
- もしあれば、クリティカルレビューの種類
- 研究に必要とされる報告書の種類とフォーマット

範囲は、研究の幅、深さ、および詳細事項に矛盾が生じないよう、また提示された目的を果たすのに十分なものとなるよう、十分明確に定義すべきである。LCA研究が反復的であり、研究の当初の目的を果たすために範囲のさまざまな面を修正する必要があることを認識すべきである。

実際の分析に先立ってインベントリ段階がある。ライフサイクルインベントリ分析(LCI)は、製品システム関連の入出力を定量化するためのデータ収集および計算手順に関係している。これらの入出力には、資源の使用および当該システムに関連した大気・水質・土壌汚染などの環境負荷が含まれるであろう。図1-2の概念図にサンプル製品インベントリを示す。これらのデータは、ライフサイクル影響評価への入力でもある。

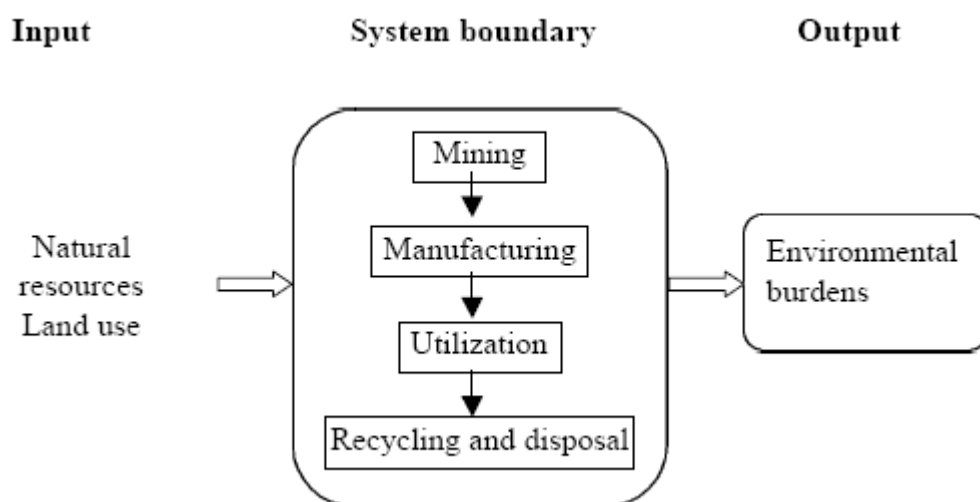


図 1-2 製品のインベントリ

情報収集に用いる手順は、研究の範囲、単位工程、または対象となる用途によりさまざまであろう。配分手順とエネルギーフローは、LCIに関する定量的データを収集する際に考慮すべき重要な要因である。ガソリン、ナフサ、灯油、重油など、石油精製により得られる複数の製品が関係するシステムを扱う場合、マテリアルフローとエネルギーフロー、そして関連する環境放出が適切な製品に割り当てられるようにするための、配分手順が必要とされる。エネルギーフロー計算では、使用されたさまざまな燃料と電源、また変換効率とエネルギーフロー分布を考慮に入れるべきである。

典型的なLCIを完了するには、大量の処理データが求められる。原料の使用、エネルギーの使用、および環境放出のすべてを、システムの工程段階ごとに定量化しなければならない。多くの場合、これらのデータは文献からは入手できないが、一般に企業や公共施設がそれを提供している。プロジェクトレベルの研究のインベントリ分析では、特定地域のデータが必要となる場合もある。

LCI と、LCAの影響評価段階は、互いに依存している。影響評価は、潜在的な環境影響の重大性をインベントリ分析の結果に照らして評価することを目的としている。影響評価は、以下の3つの主要な要素から成る。

- 分類: インベントリ投入・排出データをインパクトカテゴリーに割り当てる
- 特徴付け: インパクトカテゴリーに割り当てられたインベントリデータをモデル化し、各カテゴリーの数値指標の観点から影響を表す
- 評価: 場合によっては結果を集計し、科学的評価と一致しないかもしれない公衆の認識の特定の面を考慮しながらデータを考察する。

異なる施設またはシステム全体の比較は、より大型のシステム内の個々の構成要素の特徴を対比することにより行うことができる。現在のところ、影響評価を完全に行うための標準的な方法は開発されていないが、ライフサイクルインベントリを完全に行うための、かなり標準的な方法が受け入れられている。

インベントリ分析と影響評価の所見は、解釈段階で一緒にされる。LCIと影響評価の解釈から得られた所見を、研究の目的と範囲との関連で用いつつ、意思決定者は結論に達し、提言を作成することができる。解釈段階には、LCAの範囲をレビューし、改訂する反復プロセスが関係する場合もある。また、この段階で感度分析が使用される可能性もある。

## 発電方法に関するLCA手順

社会経済基盤施設の中でも、発電設備は、エネルギー消費と環境大気への影響という点では、多くの場合、社会に最大の影響を及ぼす。発電システムのLCAは、発電所のみならず、燃料サイクルと送配電を含む全システムにも対応したものでなければならない。LCA分析手順の一例を以下に示す。

### 1) 分析対象プロセスの選択

特定の発電システムについて、燃料の採取・輸送・加工から、発電、廃棄物処理／廃棄、および送電／配電に至るまでのプロセスの特徴を明記すべきである(図1-3)。プロセス全体を分析することが最善であるが、送電／配電プロセスを省略する評価担当者もいる。

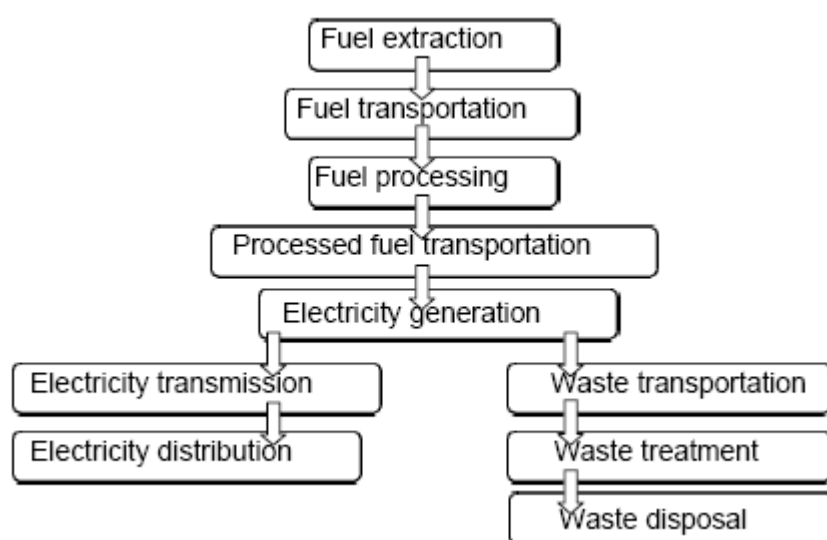


図 1-3 発電システムのエネルギーチェーンプロセス

### 2) インベントリ分析

選択された各プロセスについて、ライフサイクル全体を通じて使用された投入物質やエネルギーに関する情報、機器の製造や施設の建設、運転、保守、解体により引き起こされた環境負荷など、LCIデータを詳細に分析すべきである(図1-4)。インベントリ分析をより正確なものとするため、プロセスをより小さな単位に分けて調べるのが望ましい。例えば、発電施設が必要とする設備および物質は、鉱石の抽出と精製から加工、処理、組み立て、輸送に至るまでの多様な産業活動を通じて製造されている。理想的には、これらのプロセスすべてにおいて消費されたエネルギーと生み出された環境負荷の量を分析すべきである。しかし分析範囲が細かいほど、より多くのデータを収集しなければならない。データ収集は難しく、多大の時間を要する。複雑なプロセスを評価する場合には、いくつかのコンポーネントが費用便益に関する全体的な理解にほとんど役立たない構成要素もあるため、ライフサイクルの別個の段階それぞれを分析する必要はないかもしれない。

例えば、石炭火力発電所がライフサイクル全体で生成したCO<sub>2</sub>排出量を分析する場合、排出量の90%以上は発電時の石炭燃焼から出るものである。石炭採掘に用いられた設備の建設を通して間接的に排出されたCO<sub>2</sub>は、全排出量の0.2%にも満たない。従って、この項目を分析に含めることによって分析精度を増す必要性はないと思われる。とはいえ、石炭発電所が環境に及ぼす影響についての参考になる推定値を得る目的

で、発電所の運転中に燃料の消費と燃料の輸送により排出されたCO<sub>2</sub>を考慮することは不可欠である。

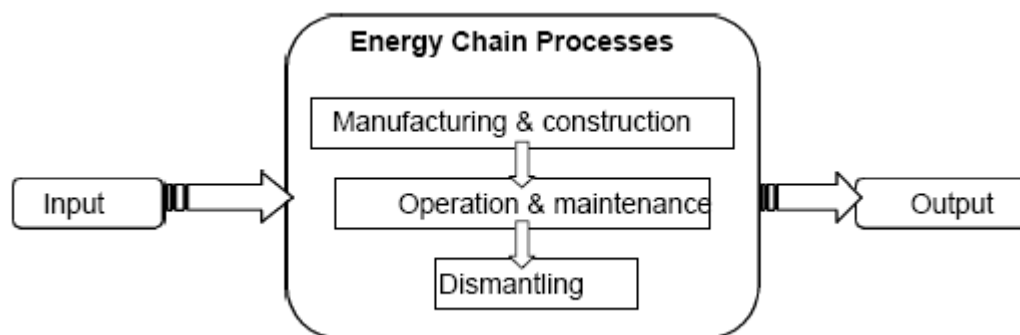


図 1-4 発電システムのインベントリ分析

投入・排出を通して生成される種類のインベントリは、研究目的によって決まる。一般に、発電システムの LCA が完了するとき、投入データには化石燃料、鉱物、水、および土地利用が含まれる。事実上の排出データである環境負荷には、大気汚染、水質汚染、土壌汚染、および騒音が含まれる。大気汚染は、さらに二酸化炭素、二酸化硫黄、窒素酸化物、炭化水素、一酸化炭素、粒子、エチレン、CFCR22、水素などに分けられる。水質汚染物質および土壌汚染物質が含まれる場合、評価対象となる環境に対して有害な物質は膨大な数になる。従って、研究の目的に基づいてデータを慎重に選ぶべきである。

一般に、LCA を完了するには、発生するすべての汚染物質（すなわち影響を受けていない状態からのあらゆる逸脱）を集計することが求められる。このため、LCA の使用は、環境に大きな影響を及ぼす、大量に排出される物質（例えば酸性雨やオゾン層破壊を引き起こす物質）の分析において有利である。しかし、環境ホルモンなど、特定の企業により排出された有害物質の場合、その特定の企業からの排出量を評価するだけで十分であり、LCA の必要はない。この場合、そのような単純なシステムを理解する助けとなる追加情報が LCA により得られることはないであろう。加えて、有害物質など、濃度によって環境に影響する汚染物質、ならびに騒音の評価に LCA を使用すべきではない。これらは、時と場所といった要因に基づいて評価すべきである。

### 3) インベントリ値の計算

kWh当たりの量は、発電所がその耐用年数期間の間に社会に供給する発電電力を計算し、その値で、ライフサイクルエネルギー消費や環境負荷など、各インベントリアイテムの値を割ることによって得られる。これまでの作業では、さまざまな発電システムのkWh当たりのインベントリが得られ、従って環境負荷の量を比較することが可能となった。また、この段階では、特定のインベントリアイテムによって引き起こされた環境負荷を軽減する方法の考察も可能である。

発電システムは、生産された財としてエネルギーを製造する。従って、投資したエネルギー1単位当たりを得られたエネルギーという観点で、システムの全体的効率を分析することには価値がある。投入エネルギーを出力エネルギーで割ることにより、この効率を示すエネルギー分析比が得られる。同じものを表す別の手段は、発電所が、その建設、保守、および最終的な解体に必要とされるのと同じ量の利用可能なエネルギーを発生させるまでに経過する時間を計算することである。このいわゆる払い戻し期間は、普通は月数または年数で示される。

### 4) 影響評価

理論上、影響評価では、LCIから得られた結果を、問題となっているシステムによる全影響を評価するために用いることのできる、死亡率、生息地破壊などの共通の影響尺度のセットに変換する。影響評価は、分類、特徴付け、評価という3つの部分から成る。

分類は、具体的な影響に関与しているシステムのインベントリアイテムを特定することが関係している(例えば、地球温暖化に影響を及ぼすインベントリには、二酸化炭素、メタン、亜酸化窒素( $\text{N}_2\text{O}$ )、 $\text{SF}_6$ 、CFCなどの温室効果ガスが含まれる)。発電システムが及ぼす影響の種類に関するより詳細な研究は、影響にはいくつかの異なるカテゴリーがあることを示しており、それには資源の枯渇、地球温暖化または気候変動、オゾン層破壊、酸性化、富栄養化、光化学オキシダント生成、人の健康損害、その他の生態毒性影響などがある。

LCAの究極の目的は、目録に載せられたインベントリアイテムが、関係する天然資源および環境に及ぼす影響を、できる限り客観的に評価することである。環境と人間の活動を調査する1つの方法は、地球を大気圏、岩石圏、水圏、生物圏、技術圏などのいくつかの圏に分けることである。TC203基準では、技術圏は、「リリースとして廃棄される前のすべての技術的エネルギーシステムおよびそれにより生産される製品」と定義される。技術圏とは、サービスを提供するために機能する、人間が作り出した圏である。技術圏は他の圏の天然資源を消費した後、物質を気体、液体、または固体の形で他の圏に放出する。技術圏からの環境負荷は、人間の生命を維持する他の圏(大気圏、岩石圏、および水圏)の一部から成る生物圏にとって極めて有害である(図1-5)。影響評価では、エネルギー供給システムのライフサイクル全体にわたって生成される物質が生物圏に及ぼす環境影響を、定量的に明らかにし、評価する。



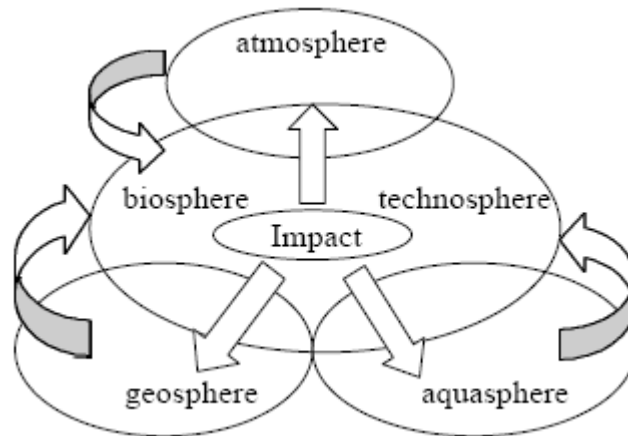


図 1-5 さまざまな圏の間での影響

## 5) 特徴付け

特徴付けは、特定の影響が及ぼす効果に対する相対的寄与率を定量化することを意味する。例えば、地球温暖化の場合、特徴付けには各温室効果ガスの効果を明確化することが求められる。温室効果ガスの排出は地球温暖化に寄与している。温室効果ガスの「地球温暖化係数」は、その大気中滞留時間と吸収特性によって定められる。大気中滞留時間が長いほど、また微量ガスの吸水特性が効率的であるほど、放射強制力と気候変動への寄与率が大きくなる。ガスの大気中滞留時間により、そのガスが時間と共に大気中にどのように蓄積するかが決まる。ガスの吸水特性により、混合比からの放射強制力への寄与が決まる。温室効果ガスの人為的な排出により、そのガスの大気中濃度は増大する。そして、直ちに、あるいはしばらくしてから、大気中での沈降プロセスに関与する。

温室効果ガスは、そのスペクトルにおける回転帯または振動回転帯により、熱赤外線を吸収し放出する特性を有する。この放射特性は、温室効果に直接関与している。各ガスには、大気中の寿命と吸水特性における各ガス間の違いを考慮に入れて、そのガスの排出による放射強制力への寄与を示す指数が割り当てられる。この指数は、地球温暖化係数(GWP)と定義され、気候変動に関する政府間パネル(IPCC)が規定したものである。GWPは、微量ガス1kgの瞬間放出による気候フォーシングへの時間平均関与を、二酸化炭素1kgに対する比率として表したものである。所定のガスについてのその現在値が、IPCCにより提供されている(Houghton *et al.* 1996)。

従って、この特徴付けプロセスを通して、各インベントリアイテム(ガス)に地球温暖化係数に割り当てることができるため、評価対象の各プロセスについて、地球温暖化へのその全体的な関与を評価することができる。次の段階である評価は、エネルギー生産のさまざまな方法を、一部地球温暖化係数に基づいて比較・対比するために必要である。

## 6) 評価

分類と特徴付けを通してライフサイクル全体で得られたインベントリは、インパクトカテゴリーに対するそれらの効果を定量的に表している。評価とは、さまざまなインパクトカテゴリーに重み付けを行い、それらを比較することができるようにする試みである。ここでの問題は、異なるインパクトカテゴリーをどのように評価するか

ということである。難しい場合もあるとはいえ、資源枯渇、地球温暖化または気候変動、オゾン層破壊、酸性化、富栄養化、光化学オキシダント生成、人への健康損害、および生態毒性活動など、1つ1つのインパクトカテゴリーの重要性を別のものとの関連で評価する必要がある。異なる影響を比較・評価する際の方法論の問題は、依然として途方もなく大きなものである。当面は、そして恐らく今後も、この評価を行うのは最終的には意思決定者その他の利害関係者である。

基本的に、LCAを行う際には、重要な影響を特定し、精査できるよう、システムを個別の段階に分けることができる。LCAは、物質または代替燃料および／または製品あるいは技術開発への投資を、環境保全の点で道理にかなったものとするのに役立つ。LCAは、環境被害を特定し、同じ商品を生産する上での選択肢を比較するためのツールを意思決定者と利害関係者に提供する。

### 機能および機能単位

システムの機能は電力生産である。発電所から出力される1 kWh (1 kWh = 3.6 MJ) の電力が、機能単位として選ばれたが、これはLCAとの関連ではこの単位を使用するのが一般的だからである。また、公共料金では家庭での電力消費量を測定する際にこの単位を用いるため、kWhは人々が最も良く通じている単位である。「事故」および「健康リスク」のカテゴリーでは、そのような文脈において一般に用いられる機能単位である1 GWa (ギガワットと年) が機能単位として選ばれた。

### インパクトカテゴリー

LCA手法では、影響を分類することが求められる。しかし、ライフサイクル分析においてまだすべての重要な影響が検討されているわけではない。それでも、悪影響について十分な説明を行うため、それらについても言及し、説明しなければならない。複雑な生態系機能に対する影響など、自然環境に対するいくつかの影響の特定や定量化は容易なことではなく、また人の健康に対する多くの潜在的影響を正確に、定量的な用語で説明するのは容易なことではない。異なるインパクトカテゴリーを説明する方法の概要を、表1-2に示す。

表 1-2 本報告書における主要なインパクトカテゴリーとサブカテゴリー、およびそれぞれの評価方法

|                                                |                                                             |
|------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| <b>Use of resources</b>                        |                                                             |
| Non-renewables                                 | Life Cycle Impact Assessment (LCIA)                         |
| Renewables                                     | LCIA                                                        |
| Land                                           | LCIA                                                        |
| Water                                          | LCIA                                                        |
| <b>Global environmental impact</b>             |                                                             |
| Greenhouse effect                              | LCIA                                                        |
| Ozone layer depletion                          | LCIA                                                        |
| <b>Local and regional environmental impact</b> |                                                             |
| Acidification                                  | LCIA                                                        |
| Eutrophication                                 | LCIA                                                        |
| Photochemical oxidant formation                | LCIA                                                        |
| Ecotoxic impact                                | LCIA                                                        |
| Habitat alteration                             | qualitative                                                 |
| Impact on biodiversity                         | qualitative, based on above LCIA                            |
| Accidents                                      | qualitative; statistics; quantitative risk assessment (QRA) |
| <b>Impact on humans</b>                        |                                                             |
| Health risks                                   | QRA                                                         |
| Social and socio-economic impact               | qualitative                                                 |
| Risk perception                                | qualitative; risk perception studies                        |
| Aesthetic impact                               | qualitative                                                 |

#### 1-4 本報告書で用いるインパクトカテゴリーの定義および技術的説明の概要

それぞれの主要技術、すなわち化石燃料火力発電(石炭、石油、天然ガス)、原子力、および再生可能エネルギーの発電方法(バイオマス、水力、風力、太陽電池)について簡単に説明する。残念なことに、LCAがまだ利用できないため、最も近代的な設備に関する詳細な説明およびその技術的性能と環境性能について詳しく説明することができない。それぞれの発電方法の概要には、特定の技術の選択に関係している可能性のある地理学的展望についての短い説明も含まれる。経済的な検討事項も、そうした情報が特に関連している分野で示されている。

##### 資源の活用

##### 再生不能資源

再生不能資源とは、自然に再生しない、あるいはそうするのに非常に長い時間がかかる資源である。使用済み再生不能資源の相対価値を評価するため、本報告書中では時折、EPSアプローチ(環境優先戦略)を用いている(c.f. Steen & Ryding, 1992)。再生不能資源の使用は、環境負荷単位(ELU)で評価する。1 ELUはほぼ1 ECUに相当する。重み付け係数は、既知の埋蔵量と現在の使用量を用いて計算した(Lindfors *et al.*, 1995)。

## 再生可能資源

再生可能資源とは、無限または短時間で再生すると見なされる資源である。水が有する発電能力、および木材は、ETH研究でのライフサイクルインベントリ(Frischknecht et al., 1994)にリストアップされた再生可能資源である。土地は再生可能資源と見なすこともできるが、本報告書では、土地利用は別個に扱われている。

## 土地

土地は、利用・改変できるが実際には消費されないため、ある意味では再生可能と見なすことができる。しかし、歴史は、ある種の人間活動が他の活動よりも将来の土地利用に多くの問題をもたらすことを教えている。土地の価値を評価する1つの方法は、それが現在どのように使用されているかを検討することである。ETH研究においては、土地の4つの異なる品質等級が以下の通り定義された。

- クラスI: 自然(産業革命以降の人間による影響は、他の種による影響よりも大きくない)
- クラスII: 改変(人間による影響は他の種による影響よりも大きい、ほとんどが天然林などの未開墾地)
- クラスIII: 開墾(人間による影響が他の種による影響よりも大きく、ほとんどが農地や燃料用森林などの開墾地)
- クラスIV: 建設(建築物、道路、ダム、鉱山などによって占められている)

土地利用は、土地等級変化カテゴリーにおいて評価された。例えば、農地内に道路を建設するなら、土地等級はIIIからVIに変更される。土地の変化は、平均利用時間と土地の再開墾に必要な時間を考慮し、 $\text{m}^2\text{a}$  (単位面積当たりの年間充当)で表される。クラスIVの土地をクラスIIIの土地に再開墾するには5年かかり、クラスIIIの土地をクラスIIに再開墾するには50年かかり、クラスIIの土地を再びクラスIにするには10万年かかることが推定された。本報告書全体を通じてこのアプローチまたは類似したアプローチを採用できれば大きな価値があったに違いないが、それはできなかった。

## 世界的な環境影響

### 気候変動

温室効果とは、地球の表面から放射された熱の一部が、いわゆる温室効果ガス(下層大気中の水蒸気、 $\text{CO}_2$ 、および他の化合物)により、吸収されることを意味している。例えば、大気中の $\text{CO}_2$ 濃度が人間活動の結果として次第に上昇するなら、これがついには自然の温室効果を増大させ、結果として下層大気中の温度の上昇をもたらす、広範囲に及ぶ気候変動につながると思われる。

本報告書では、上記の地球温暖化係数(GWP)を用いて、温室効果ガスが地球温暖化に及ぼす影響を評価する。GWPは、検討する計画対象期間により変化する可能性がある。本報告書全体を通じて、100年の滞留時間が採用されている。

### オゾン層破壊

オゾン層破壊とは、生命にとって有害な紫外線から地球を保護する成層圏オゾン層の破壊である。このオゾン層の破壊は主に、塩素化炭化水素、臭素化炭化水素、あるいは他のハロゲン化炭化水素によって引き起こされる。これらの化合物は成層圏に到達すると分解され、触媒作用によりオゾン分子を破壊する。

本報告書において、潜在的なオゾン層の破壊は、WMO(世界気象機関)が1992年に提示したオゾン層破壊係数(ODP)を用いて評価する。ODPは、ガスがオゾン層破壊に及ぼす影響をCFC - 11換算で評価するための重み付け係数である。ODPは、化合物の大気中での寿命、化合物からの反応性塩素または臭素の放出、および成層圏における対応するオゾン破壊によって決まる。使用されたODPはさまざまな物質の定常状態ODPである。しかし、いくつかの物質では定常状態ODPに達するまでに数百年かかる可能性がある。HCFCおよびハロンの多くでは、短い期間、時間依存性のODPが定常状態ODPよりも高くなる(Lindfors *et al.*, 1995)。従って、本報告書では、最低ODPと最大ODPを用いて数値範囲を計算した。上記に列挙した以外の化合物もオゾン層破壊に関与している可能性がある。複合効果は非常に複雑であり、まだ完全に理解されているわけではない。それらは含まれていない。

## 局地的・地域的な環境影響

### 酸性化

環境は、水系または地球系への酸の直接排出または複合化学反応のいずれかにより酸性化する可能性がある。そのような反応は、排出された硫黄化合物、窒素化合物その他の物質が、しばしば最初の排出源から離れた大気中で変換し、その後湿ったあるいは乾燥した形で地上に堆積する場合に起こる。湿った形態は一般に「酸性雨」と呼ばれ、雨、雪、あるいは霧として降ることがある。乾燥形態は酸性ガスまたは酸性粒子である。酸性化は、特に中和(緩衝)能力に乏しい地域における水界生態系と陸上植物への悪影響と結び付けられている。また、酸は土壌中の基盤岩から有毒な微量金属を浸出させ、それにより植物、動物、および人間に害をもたらす可能性もある。こうした影響は特定地域に限定される。

ここでは、影響を地上系に放出されたSO<sub>2</sub>換算での陽子量(H<sup>+</sup>)として定義するアプローチが用いられる(Lindfors *et al.*, 1995)。ここで採用されている標準的な重み付け係数は、酸性化係数の最大値を計算するために用いられる。さらに、酸性化係数の最小値も計算される。

### 富栄養化

富栄養化には2つの主な問題がある。1番目は、水域環境における溶存酸素レベルの低下による悪影響である。これは、制限的栄養物質(一般にリン[P]または窒素[N])の導入により藻類の成長が増大し(有毒種の開花をもたらすこともある)、従ってバイオマスの増大がもたらされる場合、あるいはより多くのバイオマスが直接導入される場合に生じ得る。このバイオマスの腐敗が酸素濃度の低下をもたらす可能性がある。富栄養化の2番目の問題は、窒素種の導入による陸上植物の肥沃化である(NO<sub>x</sub>、NH<sub>3</sub>またはNH<sub>4</sub><sup>+</sup>) (International Organisation for Standardisation, 1998)。

影響が特定地域に限られるため、すなわち制限的栄養物質に依存しているため、富栄養化の可能性を評価するのは困難な課題である(Finnveden & Potting, 1999)。ここでは、議論の対象となった全種類の排出物が関与したと仮定する最大シナリオが用いられる(Lindfors *et al.*, 1995)。さらに、窒素制限下およびリン制限下の生態系における富栄養化の計算も含まれている。

### 光化学オキシダント生成

光化学スモッグは、人間および動植物の健康に影響を及ぼす。それは、非常に複雑な燃焼または大気中の有機物(揮発性有機化合物:VOC)の鉱物化反応の結果として生成される。有機分子がNO<sub>x</sub>と結合する際に反応が起きる。活性を有する成分は、上記の反応の副産物であるオゾンである(International Organisation for Standardisation, 1998)。ヨーロッパの大部分においては、光化学オゾンの生成においてVOCよりもNO<sub>x</sub>の方が重要であると予想されている。従って、NO<sub>x</sub>の存在が光化学スモッグ生成の前提条件である。

光化学オゾンの生成に関与する排出物は2つのクラスに分類される。

1. VOC: 光化学オゾン生成能(POCP)を重み付け係数として集計される
2. 窒素酸化物:NO<sub>x</sub>として集計される

POCPは、一般にヨーロッパの3つの軌道の平均値から、エテン換算で表される(Lindfors *et al.*, 1995)。水中に放出されたVOCは後に蒸発し、こうして光化学オキシダント生成にも関与すると推測されている。加えて、重み付け係数の最小値および最大値を用いたPOCPも計算される。

### 生態毒性の影響

このサブカテゴリーでは、環境、すなわち動植物や人間に対して有毒作用を有する可能性のあるすべての物質(発癌性物質、病原物質など)が集計されている。

生態毒性は、以下の3つのクラスに集計される。

1. 有毒な汚染土壌
2. 有毒な汚染水
3. 放射能

大気汚染は、このアプローチでは考慮されない。

最初の2つのクラスについては、暫定的な生態毒性手法(CML)を用いて生態毒性を評価する。CMLでは、化学薬品の運命は全く考慮しない。影響(重み付け)係数は、水(mg/m<sup>3</sup>)または土壌(mg/kg soil)については計算された「最高許容濃度」(MTC)の逆数である。水の重み付け係数はECA(水系の生態毒性分類係数)、土壌のそれはECT(地球系の生態毒性分類係数)(Lindfors *et al.*, 1995)と呼ばれる。排出量と重み付け係数の積が、MTCを超えて汚染される可能性のある水または土壌の最大量となる。大気中への排出物は雨などで土壌または水に降下する可能性があり、水中への排出物は土壌に堆積する可能性がある。このため、汚染物質がどこから環境に入ったかによる区別は設けなかった。大気、土壌、および水に排出されたすべての排出物は、汚染された水または土壌全体の最大量を評価するために集計された。

毒性計算は、それがもともとLCAの一部となっていた場合にのみ含まれている。

総放射エネルギーは、排出時に評価した。全体像を捕えるため、放射能の経時的低下も評価すべきである。しかし、

この作業は本報告書の作成に利用できる資源の域を超えたものであった。

### 生息地の変化

生息地の変化には、局地気候、地球物理学的变化、および水系における変化という3つの観点から取り組み、上記のインパクトカテゴリーすべての影響により引き起こされた間接的な変化は除外する。生じ得る変化は定性的に報告される。

### 事故

通常運転の際に生じる環境と健康への影響に加えて、重大な事故の可能性にかかわるリスクを考慮しなければならない。特に、こうした事故は一般大衆に相当な衝撃と不安を与えるためである。重大な事故とは、普通、少なくとも一定数の死傷者が出る事故と定義される。本報告書で用いた諸研究では、この死傷者数を5人または10人に設定している。恐らく、タンカーによる大災害など、死傷者が出ない大事故も考慮に入れた別の定義を使用するのが適切な場合もあるだろう。Hirschberg & Spiekerman (1996) は、以下の定義を提唱している。

以下の1つ以上が当てはまる場合、その事故を重大と見なす。

1. 死傷者5名以上
2. 負傷者10名以上
3. 避難者200名以上
4. 広範囲に及ぶ食物消費の禁止
5. 1万トンを超える炭化水素の放出
6. 25 km<sup>2</sup>以上の面積にわたって土地と水の汚染除去が実施される
7. 500万米ドル以上の経済的損失

重大な事故の比較に単一の定量的尺度を用いることは、他のほとんどの影響の場合よりもはるかに困難である。そもそも、重大事故は比較的にまれな出来事であり、それはいかなる単一のパターンとも一致しない。第2に、即死者の数は、大勢の人に影響を及ぼす大規模な事故の結果を適切に表すものではない。理想的には、即死者と重傷者の数、長期的な健康への影響と心理的影響、即時の経済的損害すべて、社会的混乱のコストと影響(例: 避難と再定住)、そして環境的損害(範囲と可逆性を考慮する)によって、災害を描写すべきである(Roberts & Ball, 1996)。このデータがすべて入手できることはめったにないため、本報告書では、過去の重大事故とそれに関連付けられている死亡者数の評価に集中し、そのようにして統計的に事故リスクを評価するよう努める。

一般化したリスク見積もりを統計から行うことには多くの問題が関係していることは明らかである。そのようなリスク見積もりが1件の事故で劇的に変わってしまう可能性もある。世界的統計から発電方法(水力発電など)のリスク見積もりを行う場合、局地的または地域的な具体的な状況(例: 地質、地震周期、洪水頻度分布、ダムの種類、技術など)に適切な考慮を払う必要がある。さもないと、その分析が単一の発電所に結び付くリスクに関して有用なデータを提供することはなく、あまり参考になるものではないであろう。

## 生物多様性への影響

地球規模の、地域的な、そして局地的な環境の変化は、生物多様性に影響を及ぼす可能性がある。局地的・地域的な環境の変化が生物多様性に及ぼす影響の因果連鎖は、非常に直接的であるため、その評価は普通ずっと容易に行うことができる。局地的・地域的影響が生物多様性にどの程度の影響を及ぼすかは、地理的状況に大きく依存している。一方、地球規模の環境変化が生物多様性に及ぼす影響は、排出源の地理的設定とは無関係に説明できる。しかし、この場合、因果連鎖は途方もなく複雑であり、このため1種類の排出物との実際の関連の評価は極めて難しく、1つの排出源との関連に至ってはなおさらである。影響に関しても原因に関しても、地球的視野で考えることは、地球環境の変化が生物多様性に及ぼす影響の評価における前提条件である。本報告書では、局地的、地域的、そして地球規模の生物多様性への最も顕著な影響を、現在の科学界の認識に従って列挙するよう努める。

## 人間への影響

### 健康リスク

健康リスクを評価するのは、特にライフサイクル全体が含まれる場合、非常に複雑な課題である。建設活動に関係する急性致死から、職業病や一般の病気のリスクに至るまで、本質的に異なる健康リスクを検討する必要がある。こうしたリスクのいくつかの評価は、重大な技術的・哲学的挑戦となり、いつの場合でもそれに十分に対処できるというわけではない(Roberts & Ball, 1995)。ここでは、重大な事故のリスクは除外する。それらは「事故」のカテゴリーで扱われる。

本報告書は、以下の研究に基づいている。

- 英国における深い研究(Roberts & Ball, 1995)では、7種類の発電方法が労働衛生と公衆衛生に及ぼす影響が評価・比較された。英国基準が用いられたが、それは恐らくほとんどのOECD諸国にも適用することができる。その研究では、地域のおよび地球規模のリスクの多くが除外された。例えば、酸性化と温室効果ガスの排出、化学発癌物質によるがんのリスク、および微量金属汚染と浮遊微小粒子から生じるリスクなどである。
- ドイツにおける研究(Thöhne & Kallenbach, 1988)は、さまざまなリスク評価研究を比較し、それらを標準化して(西)ドイツの条件に適合させるものであった。評価対象の研究のいずれにも、NOx、微量金属および炭化水素の排出による健康リスク、あるいは、放射能を除いて、長期的影響や地球規模の影響によるリスクが含まれていないという点が指摘された。重大な事故や負傷が含まれていたため、英国の研究と比較できた数値は一部にすぎない。
- ドイツにおける別の研究(Fritzsche, 1989)は、いくつかの点で先駆的研究であり、その後の多くのアセスメントの根拠として役立っており、ほとんどの発電方法の急性および遅発性の疾患による職業別死亡リスクおよび一般の死亡リスクを列挙している。温室効果ガスの排出による影響は除外された。重大な事故も除外された。

## リスク認識

### インパクトカテゴリー

専門家は普通、厳密に合理的な方法で確率を定量化することにより、危険のリスクを評価しようと努める。一般市民がこうしたリスクについて抱く認識は、多くの場合、そうした計算上の数値とは大いに異なる。その結



果、科学者たちは「実際の」リスクと「知覚」リスクとを区別するようになった。「実際のリスク」は専門家が評価したものであるため、リスクの正確な尺度と考えられているのに対し、「知覚リスク」は非専門家が主張するもので、バイアスと知識不足による「実際のリスク」の曲解であると考えられる。

しかし、「実際の」リスクと「知覚」リスクの間の矛盾をすべて一般大衆の思い違いのせいにするのが適切な場合はほとんどないことを示す論拠がいくつかある。第1に、リスク確率は危険頻度を反映したものではない。それらはデータ不足と不完全な仮定とモデルのため、常に非常に大まかであり、不正確である。このため、専門家の判断の方が必ずしも優れているわけではない。さらに、その結果が科学的手法に基づいているため、専門家は自信過剰であることが多い。第2に、専門家はリスクを扱う際、その役割上、主に確率と否定的な結果を用いる。

一方、非専門家は、制御性や破滅的事態の可能性などのさまざまな属性との関連でリスクを認識している。危険のこうした重要な側面は容易に定量化できるものではない。3番目の理由は、リスク認識がしばしばリスク確率に影響を及ぼすことであり、その逆もまたしかりである。例えば、自分ががんにかかる可能性が高いと感じるなら、自分の認識がストレスを悪化させ、実際に癌患者になるという確率を高くするかもしれない。逆相関は恐らくもっと一般的であろう。つまり、何かが危険であることを知っているなら、それを扱う際により大きな注意を払うため、リスクは軽減する。最後の点として、「実際の」リスクと「知覚」リスクとの違いは誤認である。一般に「実際のリスク」と呼ばれている主張は、必然的に、それを生み出す科学者の側の判断要素をいくつか含んでいる。従って、科学的なリスク評価と公衆認識は、いずれも判断から引き出されたものである。前者は形式的な、多くの場合再現可能な方法の助けを得て下した判断に、後者はもっと非形式的で、もしかするとより広範な認識過程を通して引き出された判断から得たものである。言い換えれば、すべてのリスクが知覚リスクなのである。我々は、危険に気付いていないなら、それについて知らず、それを知っているなら、それに気付いてもいるのだ(Shrader-Frechette, 1990; Fischhoff *et al.*, 1981; Kates, Hohenemser *et al.*, 1985)。

このことから、「知覚リスク」が単に「実際のリスク」の誤解や不正確な表現ではなく、それらはリスクの2つの異なる概念であり(Thompson & Dean, 1996)、それぞれ別個の利点と限界があるという結論に達することができる。その点について、以下に手短かに論じる。

#### 一般大衆のリスクの概念

一般大衆が抱くリスクの概念の主な利点は、それが専門家の概念よりも包括的なものであることである。それは死亡や疾病の確率を考慮に入れているだけでなく、破滅的事態の可能性、リスクがどれほど自発的なものか、リスクが確実に致命的なものかどうか、制御性、精通度、公平さ、長期的影響の可能性といった、リスクの他の重要な面も考慮したものである。これらの側面のいくつかには、道徳的原則と倫理に関する問題が含まれている。リスクが一般に許容できないものと見なされるかどうかは、多くの場合、単なるリスク確率よりも、上記の側面にはるかに多く依存している。

もちろん、一般大衆のリスクの概念には多くの限界もある。最も重要なこととして、一般大衆のリスク認識は、いくつかの点で偏る傾向がある。リスクを判断する際に人々が用いる、ヒューリスティックス(経験則)と呼ばれる非常に一般的な推測上の規則が多く見られるように思われる。リスク知覚との特別な関連を有するヒューリスティックスの一面は、利用可能性と呼ばれるものである。この経験則を用いる人々は、ある出来事の事例を

容易に想像または思い出すことができれば、それが起きる可能性が高いと判断する。この意味するところは、確率が低い危険について議論すれば、その知覚リスクが増大する可能性があるということである。他の側面の中でも、これは確率の低い危険の頻度を過大評価し、確率の高い危険の頻度を少なく見積もる意図的な傾向をもたらしている。さらに、劇的でセンセーショナルな死因を過大評価し、1度に1人の犠牲者で、死に至らない形で共通するような地味な原因を過小評価するという特定のバイアスがかなりある。リスク認識を偏らせる点でマスコミの果たす役割が議論されている。ほとんどのリスク研究者は、利用可能性ヒューリスティックにより説明可能な影響を当然と見なしているが、影響は別の方向にも存在している。すなわち、何が重要かに関する人々の意見が、マスメディアの報道内容に影響を及ぼすのである。最近の研究は、ヘビーユーザーにとってさえ、メディアはリスク知覚における強力な要因ではないと主張している。リスク認識において重要な役割を果たすヒューリスティックの別の面は、ヒューリスティックに基づく判断における自信過剰である。自分のそれまでの信念と一致した仕方で新たなデータを解釈することは、そのような自信過剰の1つの結果である(Slovic *et al.*, 1985; Wählberg & Sjöberg, 1997)。

#### 専門家のリスクの概念

典型的なリスク評価専門家によるリスクの定義は、「(ある活動の)否定的結果の確率」である。例証すると、車を運転することによって生じ得る否定的結果は、事故で死亡することである。事故で死亡する確率は、「事故で死亡するリスク」である(Svenson, 1990)。そのようなリスクは多くの場合、相対的尺度で、例えば運転距離1 km当たりの自動車事故で死亡する確率として表される。

専門家によるリスク評価の利点はよく知られている。専門家のリスクの概念は、主に、定量的リスク評価(QRA)、確率論的リスク評価(PRA)、または確率論的安全性評価(PSA)などの科学的方法に基づいた定量的なものである。QRA、PRA、およびPSAにおいて、特定の危険な技術システムにより生じ得るリスクは、各構成要素の故障率の検討から推測されている。通常運転および事故が人の健康に及ぼす影響を評価するために、線量影響閾値モデルが用いられる。専門家によるリスク推定は、類似した危険を比較する場合や、改善できる、あるいは改善すべき項目を特定する場合に、特に有益である。

とはいえ、専門家のリスク認識にはいくつかの重大な限界がある。非専門家によるリスク認識と同様、専門家のリスク認識も偏ったもの、従って不正確なものとなる可能性がある。専門家は、利用可能性ヒューリスティックの影響を受けにくそうに思えるが、彼らにも利用可能なデータの限界を認識しない傾向がある。専門家の判断を偏らせる要素としてさらに多く見られるのが、自信過剰である。専門家が自分の持っているデータを通り越して自分の判断に頼るようになると、非専門家と同じように自信過剰に陥る可能性が高いことを研究は示している。専門家が見落とす、あるいは判断を誤る可能性のあるいくつかの共通の要素を以下に列挙する(Slovic *et al.*, 1985)。

- 人為的ミスが技術にどのような影響を及ぼす可能性があるかを考慮しない。
- 現在の科学知識への過信。
- 技術システムが全体としてどのように作用するかを正しく理解していない。
- 慢性効果と蓄積効果を検出するのが遅い。
- 独立したものとして設計された複数のシステムに同時に生じる共通モード故障を予期できない。

## 結論

エネルギー発電方法、特に発電所の社会的容認は、当該技術に伴う危険がどの程度認識されているかに大きく依存している (DeLuca *et al.*, 1986)。さらに、不安が無視されるとストレスや心身相関の影響が生じる。従って、認識されているリスクに対する心配は、補足的なリスク概念であることに加えて、人の健康の心理的部分と見なすことができる。従って、科学技術による健康リスクの全体像を得るため、両方のリスク概念を考慮することは賢明である。

## 方法

それぞれの科学技術のリスクが認識される方法に関与している主な項目を、第8章において定性的に議論する。異なる発電方法のリスク認識を比較するため、米国で実施された心理測定パラダイム研究 (Slovic *et al.*, 1985)、およびオーストリアで実施された、リスク認識と利益認識を比較した研究を用いる (Thomas, 1981)。

### 心理測定パラダイム研究

1970年代の後半に、Slovicらは多くの心理測定パラダイム研究を開発し、実施した。本報告書では、1979年に米国の大学生の間で行われた調査に焦点を合わせる。心理測定パラダイムアプローチでは、定量的表現またはリスク認識の「認識地図」を生み出すために、心理的尺度構成法および多変量解析法を用いる。心理測定パラダイムにおいては、人々はさまざまな危険の異なるリスク特性について定量的判断を行う。リスク認識研究の要因分析は、リスク特性の広範な領域を、上位要因の小規模な集合に濃縮できることを示してきた。これらは、死亡率と病気にかかる確率、「未知のリスク」、および「恐怖」である。「事故」および「健康リスク」カテゴリーにおいてはすでに確率を評価されているため、ここでは他の2つの主要要因、「恐怖」および「未知のリスク」に焦点を合わせる。これらは、以下のリスク特性の組み合わせから成る。

### 恐怖の要因

|               |              |
|---------------|--------------|
| 制御できる         | - 制御できない     |
| 怖くない          | - 怖い         |
| 壊滅的でも地球規模でもない | - 壊滅的で地球規模   |
| 致命的でない結果      | - 致命的な結果     |
| 公平である         | - 公平でない      |
| 個人            | - 壊滅的        |
| 次世代への低いリスク    | - 次世代への高いリスク |
| 容易に削減できる      | - 容易に削減できない  |
| 自発的である        | - 不本意である     |
| 自分には影響しない     | - 自分に影響する    |

### 未知のリスクの要因

|                |                 |
|----------------|-----------------|
| 目に見える          | - 目に見えない        |
| 暴露されている人は知っている | - 暴露されている人も知らない |
| 影響は即時          | - 影響は遅れる        |
| 昔からのリスク        | - 新たなリスク        |

科学的に既知のリスク

- 科学的に未知のリスク

「未知のリスク」および「恐怖」の要因の平均結果は、xyグラフを用いて、二次元の因子空間に投影される(図8-1を参照)。恐怖要因はx軸に投影され、恐怖は右にいくほど増加する。未知のリスク要因はY軸に投影され、未知のリスクは上にいくほど増加する。従って、空間の下から上に行くなら、その危険は、あまり知られておらず、自発的でなく、あまりなじみがなく、影響が遅れるリスクをもたらすと判断される。左から右に行くなら、そのリスクはより大きな恐怖に特徴付けられ、確実に死をもたらし、多くの人々に死をもたらす可能性もある(Slovic *et al.*, 1985)。

#### リスク便益認識研究

詳しく考察する2番目の研究は、石炭、石油、水力、太陽光、および原子力エネルギーの使用に対する一般市民の信念および態度に関する調査に基礎を置くものである。それは、エネルギー戦略に対する懸念が深まり、オーストリアの最初の原子力発電所をめぐる議論が高まった時期の1977年と1978年にオーストリアで行われた(こうした議論の結果として、その発電所は一度も運転しなかった)。

全体の態度目的、属性評価、および信念の強さに関する幅広いアンケートが、いくつかの統計的手法を用いて評価された。我々の目的において最も興味深い2つの成果は、エネルギーシステムに対する態度の度数分布(図8-2を参照)、および各エネルギーシステムのリスク便益に関する5つの信条(経済的利益、環境へのリスク、間接的(未来指向型)リスク、技術開発、心理的・身体的リスク)の比較である(図8-3を参照)。こうした要素の根底にある具体的な信条は以下の通りである。

#### 経済的利益

高い経済的価値  
生活水準の向上  
雇用の拡大  
工業国的生活様式  
オーストリアの一層の経済発展

#### 環境リスク

大気汚染  
水質汚染  
有毒廃棄物の生産  
オーストリアを他国に依存させる  
我が国の天然資源を使い果たす

#### 間接的(未来指向型)リスク

人の遺伝子構造の変化  
死亡率の増加  
自分が理解できる技術である(ではない)  
過激派グループの形成  
警察国家

#### 技術開発

新しい形の産業開発

医療分野における新たな手法  
専門家の小集団に対する依存状態  
技術的波及効果  
天然資源を使い尽くす(さない)

#### 心理的・身体的リスク

大勢の人々に影響を及ぼす事故  
自分では制御できないリスクへの暴露  
厳格な物理的安全対策  
人的ミスにより引き起こされる危険  
材料破壊により引き起こされる危険

これらの信条から推論できる通り、ここでは定常運転から生じる健康リスクへの懸念は、名前が示唆する「身体的・心理的リスク」ではなく、「環境リスク」の一部と見なされている(Thomas, 1981)。

#### 社会的・社会経済的影響

生産された電力は広範な社会的影響を有しており、その多くは地域の政治経済などと密接に関連している。これらの影響すべての評価を試みることは本報告書の目的ではなく、そのうちの多くが電力生産ライフサイクルのプロセスとは直接結び付いていないため、なおさらその必要はない。ここでは、発電所とそれに必要な経済基盤(主な例としては再定住がある)の建設による即時的社会的影響のみを定性的に議論する。最後の研究では、概要を取り上げている各発電方法の項において、より広範囲の影響を討議すべきであるが、これは本報告書では割愛されている。

#### 美的影響

発電方法により、人間に対する多くの美的、すなわち視覚的・聴覚的影響を有する可能性がある。美的嗜好は文化や人によってさまざまであるため、この関与と規模を判断するのは難しい問題である。それでもなお、本報告書は、石炭発電と水力発電ライフサイクルの最重要な美的影響をリストアップするよう努める。

## 1-5 情報収集および精度

#### ライフサイクル影響評価

最初の3つの主要なカテゴリー(表1-2)については、ライフサイクル影響評価手法(LCIA)を用いて影響を評価する。インベントリ段階で集められたデータは一般に質が良い。しかし、異なるLCAの結果を解釈する際には、いくつかの要因が全体の結果に及ぼす影響が、それらの定量化の確実性と比較して大きすぎることが明らかになる。そのような要因の1つは平均寿命である。例えば、水力発電用の貯水ダムについて、本当の寿命が分かることはほとんどない。その一方で、ダムおよび貯水池の冠水は資源利用と環境影響という意味では最も重要な構造であるため、寿命に関するごくわずかな調整も、全体の環境性能に大きな影響を及ぼすことになる。

エネルギー供給システムに関する今後のLCAにおいて解決する必要がある別の問題は、個々の大気汚染

物質の排出量およびそれらの保持時間が通常大きく異なることである。この問題には、熱帯地方の水力発電用貯水池からのメタン排出に関連して、Rosa & Schaeffer (1995) が具体的に取り組んでいる。また、放射性核種の排出とその潜在的な健康影響については、より詳しい説明が必要である。

## リスク評価

カテゴリ「事故」およびサブカテゴリ「人の健康への影響」は、統計と定量的リスク評価(QRA)に基づいている。原子力は、非常に多くのQRAが実施された(つまり事故リスク評価が統計のみに基づいてはいない)唯一のエネルギーシステムである。他のすべてのエネルギーシステムのリスク評価は統計に依存するところが多い。これらの統計値が今日の技術および枠組み条件にどれほど適合しているかはよく分らない。

定量的リスク分析(QRA)という研究分野が、重大事故の可能性を評価し、潜在的影響(人の健康に対する)を説明し、それらに確率値を割り当てるために、1950年代以来ますます使用されるようになってきた。しかし、リスク分析は精密科学ではなく、QRAには、不完全なデータ、人為的ミスのために設ける必要のある不正確な許容差、およびすべての事故が検討されたかどうかという疑問のため、いくつかの限界がある。従って、その結果は不確実性を免れず、せいぜい確率の範囲として表されるべきである(Roberts & Ball, 1996)。

## リスク認識研究

### 方法論

リスク認識研究における技術を表す用語の使用、および社会決定アプローチの印象と評価を得るための簡単な説明の使用には、潜在的な方法論的限界がある。こうした短い用語または説明に対する反応は、日常生活における反応を正しく表していない可能性がある。しかしながら、一連の危険をより具体的に述べる(例:原子力を、放射性廃棄物の輸送、ウラン採掘、原子炉事故に区分する)ことは、因子構造または認識されるリスク確率とのその関係にほとんど影響を及ぼしてこなかった(Slovic *et al.*, 1985; Buss *et al.*, 1986)。

### 地理

リスクへの暴露は、とりわけ経済状態、技術的インフラストラクチャー、公衆衛生上の優先事項、および自然災害などにより、国ごとにさまざまである。また、リスクの認識も、国民が何を議論することを選ぶか、報道機関が何を報道することを選ぶか、どのような文化的規範が重要とみなされているか、そしてリスク管理にはどのような技術的・政治的な機会があるかに従い、国によって異なると思われる(Haddad & Dones, 1991)。ある研究(Hoefer & Raju, 1989)は、一般にアメリカ国民が、特に原子力発電について、フランス国民よりも多くのリスクを認識していることを示している。別の研究(Englander *et al.*, 1986)も、一般にアメリカ人が、ハンガリー人よりも多くのリスクを認識していることを示している。ハンガリー人は、一般的かつ日常的なリスクをアメリカ人よりも高く位置付ける傾向があったのに対し、アメリカ人は化学薬品や放射線による新たなリスクについてより大きな懸念を抱いていた。そのため、ハンガリー人はほとんどの発電方法をアメリカ人よりも低く位置付けたが、原子力に関してはアメリカ人よりも高く位置付ける傾向もあった。それでもなお、ハンガリー人の因子構造はアメリカのものとは根本的には異なっておらず、二次元因子空間における発電方法の位置もそれほど大きくは異ならなかった。要約すると、因子空間はさまざまな調査と主題にわたって非常に強固であったと言えることができるであろう。

### 社会的

因子空間は、研究対象グループ(米国の大学生や、オーストリア人の母集団)の平均的なリスク認識を示すだけである。もちろん、個人個人のリスク認識には大きな違いがある。リスク認識が、知識、性格、政治的志向、文化的バイアス、ヒエラルキー、個人主義、および平等主義の影響を受けることが示されてきた。また、リスク認識が社会的なプロセスであることも示唆されてきた。各人は、自らの好む生活様式を支持するために、何を恐れるかを決めるのである。一般に、女性は男性より多くのリスクを認識するようである(Hoefer & Raju, 1989; Dake & Wildavsky, 1989)。

### 時間的

リスク認識は時間と入手可能な情報により変化する。研究が行われて以来これらの変数がどのようにしてリスク認識に影響を及ぼしてきたか、そしてそれらが今後どのように影響を及ぼす可能性があるかは、本編集の範囲外である。ここで用いられている研究はすでにかかなり古くなっており(1977～1979年)、科学技術の影響に関しては最近になって多くの科学的研究が行われてきたため、その後リスクの認識が大幅に変化した可能性が高い。最新のデータは有益であり、現在における一般のリスク認識をより正確に表していると思われる。

### 定性的評価

「生息地変化」、「生物多様性への影響」、「社会的・社会経済学的影響」、「美的影響」カテゴリー、および「リスク知覚」カテゴリーの一部は、影響を定性的に説明している。これは、1つには定量化を行うことができないためであり、また1つには、いかなる定量的データも存在していないためである。本報告書では、関連するあらゆる要素を含める努力が払われた。これを行うため、さまざまな文献を調査し、専門家に相談した。

## 2 石炭火力発電

### 2-1 概要

石炭は、世界の電力の42%を生産する原燃料である(Maden & Mole, 1996)。この事実により、石炭が世界の発電の1次エネルギーであることが分かる。1997年では、中国、米国、インド、オーストラリア、ロシアの5カ国で、世界の石炭算出量の68%を占めた(U.S. Department of Energy, 1999)。

石炭という名称は、さまざまな特性を持つ固形有機燃料を意味する。石炭は、主に元素炭素から成り、堆積有機物質(主に植物)が変化したものである。ほとんどの場合、このよう変化は水の中で起こる。変化のグレードの最も低いものが泥炭である。泥炭は、高い圧力と熱の影響の下で、長い時間をかけて褐炭に変化する。褐炭は、次に亜瀝青炭、瀝青炭、そして最終的に無煙炭へと変化する。このような変化の連鎖は、元々の有機物が次第にグレードの高い石炭へと変化し、元素炭素の容量を増やしていくことを示している。従って、形成過程の環境というものが、石炭の質の決定に関与している。例えば、硫黄含有量が少ない石炭は、クリーンな燃え方をするため、質が高いとされる。海洋環境で形成された石炭は、陸上環境で形成された石炭より硫黄含有量が多い。石炭がグレードの高いものに変化するにつれ、カーボンの割合は増え、水の含有量は減る。その結果、エネルギー含量も増加する。従って、無煙炭や瀝青炭をエネルギーとして利用すると、褐炭を燃やすのに比べ、ずっと環境に対する負担が少なくて済む。

一般的に、硬質炭と褐炭の間には、エネルギー潜在力の差がある。硬質炭とは、「無灰乾燥重量ベースで、23.8 MJ/kg よりも多いエネルギー含量を持つ石炭」と定義されている(Van Engelenburg & Nieuwlaar, 1992)。硬質炭とは、無煙炭、瀝青炭および一部の亜瀝青炭である。無灰乾燥重量ベースで熱含量が 23.8 MJ/kgより少ない褐炭と亜瀝青炭は、多くの場合、褐炭と呼ばれている。発電電協同連盟(UCPTE)<sup>1</sup>の加盟国では、褐炭が石炭火力発電の原料の相当な部分を占めている。スイスの研究論文の著者たち(Frischknecht et al., 1994)は、石炭火力発電を褐炭火力発電と硬質炭火力発電という2つのサブカテゴリーに分けている。このレポートでは、至る所で、これら2つの石炭火力のサブカテゴリーを使うことにする。

石炭火力発電のライフサイクルの概要は、下記の説明図のとおりである。概して、石炭関連の排出物のほとんどは、石炭の燃焼に起因している。しかし、採炭、加工、輸送などの過程で発生する粒子状排出物も相当な量にのぼる。

#### 技術

発電や熱源として石炭を利用することは、古い技術である。従って、この技術は慣習として認められており、十分な実績をもっている。下記の説明は、石炭火力発電のライフサイクルの中の主な技術に関するものである。

#### 採鉱

---

<sup>1</sup>電力の発電と送電で協力するための合同組織で、参加国は、ベルギー、ドイツ、スペイン、フランス、ギリシャ、イタリア、スロベニア、クロアチア、ユーゴスロビア連邦共和国、マケドニア旧ユーゴスロビア共和国、ルクセンブルグ、オランダ、オーストリア、ポルトガル、スイスである。



米国、カナダ、南アフリカおよびオーストラリアでは、石炭の採鉱は、柱房法で行われている。これは、柱で天井を支える方法であるため、大量の石炭が鉱山の中に残ってしまう。欧州と米州の炭鉱では、ライン・マイニング(長壁式採炭法)が多く使われている。ライン・マイニングの場合、石炭は、油圧シールドで天井を支えながら、長さ 250 メートルまでのセクションに沿って掘り出される。フライス盤が石炭層に沿って掘り、天井がゆっくりと後ろに陥没すると、シールドは取り外される。この方法には、柱房式に比べ、石炭を余すところなく回収することができるという利点がある。カナダ、米国、オーストラリアその他には、露天掘り(開渠)の炭鉱もある。露天掘りで用いられる技術は、地表で行われている他の鉱山技術に類似している(Swedish State Power Board, 1983)。米国の東部では、山頂除去採炭法と呼ばれる方法が実施されている。これは、巨大なドラッグラインを使って丘の頂上全体を取り除き、ひとつもしくは複数の石炭層を露出させ、掘り出す方法である。この方法では、大量の表土を動かし、川の流れや谷を埋めてしまうため、環境への影響が大きく、このような方法を用いて良いものかどうかについて賛否両論がある。

### 輸送、出荷作業、貯蔵

石炭の場合、その市場価格に比べ、相対的に輸送費が高い。石炭の輸出は、多くの場合、船で行われる。このため、石炭はいったん輸出国の港まで運ばれ、船に積み替えられ、輸入国の港に到着する。輸入国の港からは小型船舶、列車あるいはトラックで貯蔵施設もしくは顧客の元へ運ばれる。石炭は、多くの場合、戸外に大量に積み上げる形で貯蔵される(Swedish State Power Board, 1983)。一般的に、石炭貯蔵地には、垣根あるいはスプリンクラーが設置されている。荷積みや荷降ろしの作業中やコンベヤー輸送地点で、石炭の粉塵が飛散するのを防ぐためである。しかし、通常、屋根のある閉鎖型の倉庫に貯蔵しない限り、粉塵の飛散を防止することはできない。

### 石炭改質

石炭は、中に含まれている灰や硫黄分、微量元素などの不純物を減らすため、改質される。石炭の改質には、いくつかの方法を用いることができる。その中には、1) 密度差に基づく方法(例えば、灰は石炭よりも密度が高い)、2) 磁性に基づく方法(多くの不純化合物は、常磁性体である)、3) 化学的性質に基づく方法(例えば、硫黄酸化)などがある。炭鉱会社は、灰分が 10%から 15%程度の石炭を生産しようとする。最もコスト効率の良い石炭の改質は、灰分を減らすことである。石炭の硫黄分を減らす方法は、一般的には使われていない。その理由は、ほとんどの国で、硫黄排出に関する規則がないことにある(Swedish State Power Board, 1983)。

### 燃焼

最も古く十分に実績のある石炭燃焼技術とは、火格子ボイラーを使う方法である。この方法では、石炭の燃焼床は「火格子」と呼ばれる格子の上に置かれ、ボイラーには、絶えず空気が送り込まれる。火格子ボイラーの場合、燃焼効率は良くはないが、信頼性は高く、単純な構造で、石炭の品質の影響をあまり受けない。現在、より大きな発電所では微粉炭燃焼法が使われている。この技術は単純で、燃料の燃え方は最適である。加えて、微粉炭燃焼法により、粉炭が燃焼することにより、プラントは、負荷需要に対して安全かつ迅速に対応することができる。流動床の中で石炭を燃焼させる方法は、最新技術である。この方法では、燃料は、砂もしくは石灰石など、不燃性物質と混ぜられる。燃焼床を通して空気が吹き付けられると、石炭は、約 850° C の温度で粒子となって飛び散り、完全に燃え、高い燃焼効率が得られる。流動床には、次のような長所がある。すなわち、1) 燃焼床に石灰石を入れることで硫黄分の放出を削減することができる。2) 比較的低い燃焼

温度を使うことにより、窒素酸化物の形成を抑えることができる (Swedish State Power Board, 1983)。3) ボイラーは、異なる品質の石炭に十分に対応することができる。

### 高度な石炭技術

伝統的に、石炭の燃焼は、熱源として利用されてきた。このため、石炭技術は、この目的に適したものとなっていた。現在、石炭は、世界の電力を賄う重要な資源で、これまでよりも高い発電効率を生み出すため、新しい技術の開発が期待されている。

今は、従来にはなかった高い石炭燃焼技術が存在する。高度かつ高効率の石炭プラントやコージェネレーション・システムによって、効率が向上し、その結果、生産される電力1単位当たりの CO<sub>2</sub> 排出量は減少している。このような高度な技術が目標とする効率を数値化すると、統合ガス化石炭火力複合サイクル (IGCC) プラントの場合は 45%、石炭ガス化モルトンカーボネート複合サイクル (IG - MCFC - CC) プラントの場合は 55% である (Uchiyama, 1994)。

IGCC プラントのひとつの例として、ネバダ州スレイ郡レノには、ピニオンパイン IGCC 電力プロジェクトという米国エネルギー省が運営するテストプロジェクトがある (U.S. Department of Energy, 1999)。このプラントの除幕式は、1998 年 4 月に行われた。ピニオンパイン・プラントには、空気を吹き付ける加圧式の流動床ガス化装置があり、これに乾燥され破砕された石炭と石灰石が詰め込まれる。石灰石は、石炭の中の硫黄分と反応し、取り出して埋め立てに利用できる亜硫酸カルシウムに変わる。石灰石はまた、(石炭の中の) 窒素がアンモニアに変化するのを防ぐ役目も果たす。ガス化装置から出たガスは、高温ガスシステムによって 浄化される。このシステムでは、セラミック製のキャンドルフィルターで微粒子物質を、さらには金属酸化物と反応させることにより硫黄分を事実上すべて取り除くことができる。浄化されたガスは、次に 燃焼タービンに入る。タービンにつながっている発電機は、61MWe の電力を発電するよう設計されている。さらに、熱回収システムは、排気ガスを利用し、蒸気を作り出し、これによって設計上 46 MWe の発電能力を持つスチームタービン発電機が稼働する (U.S. Department of Energy, 1999)。

窒素酸化物の排出は 94% (0.069 lb/10<sup>6</sup> Btu) 削減され、二酸化硫黄は 90% (0.069 lb/10<sup>6</sup> Btu) 削減される。現在ピニオンパイン・プラントは、1 日に 880 トンの石炭を使い、グロスで 107MWe (ネットで 99MWe) の電力を生産している。石炭はユタ州南部から供給されているが、この石炭の硫黄含有量は、比較的低い (0.5~0.9%) (U.S. Department of Energy, 1999)。

これと同じ設計に基づいて将来建設されるプラントは、7,800 Btu/kWh の純発熱率 (効率 43.7%) を持つことが予想される。この設計では、従来の気体洗浄装置付石炭火力プラントに比べ、熱効率は約 20% 向上する (U.S. Department of Energy, 1999)。

### 地理

石炭は、地球上で最も豊富な化石燃料で、世界全体の石炭埋蔵量は、遠い将来まで利用可能なほどであると見積もられている。1995 年の見積もりに基づくと、確認済み石炭埋蔵量は、1995 年時点の生産水準で計算して、235 年分に相当する (匿名の情報源、1995)。

米国エネルギー省によると、石炭の生産量は、1988年から1997年までの間に16百万ショートトン減少した(U.S. Department of Energy, 1999)。1997年の国別の石炭生産量は、中国が第1位で15億5,000万ショートトン、続いて米国が10億9,000万ショートトン、インドが3億2,900万ショートトン、オーストラリアが2億9,300万ショートトン、ロシアが2億8,800万ショートトンであった(U.S. Department of Energy, 1999)。1997年の石炭消費量は、中国が第1位で、15億3,000万ショートトンであった。続いて米国が10億3,000万ショートトン、インドが3億4,245万ショートトン、ロシアが2億8,424万ショートトン、ドイツが2億7,733万ショートトンであった(U.S. Department of Energy, 1999)。地域ごとの石炭生産量は表2-1にまとめられている。主な硬質炭の輸出国はオーストラリア、米国、南アフリカで、日本はこれらの国から石炭のほとんどを輸入している。ドイツは、世界最大の褐炭産出国である(International Energy Agency, 1996)。産出された石炭のすべてが発電に利用されているわけではない。その中の多くは、鉄鋼業で利用されている。また、石炭は家庭用の暖房にも使われている。

表 2-1 世界の石炭の生産と消費 1997 年(単位: 百万ショートトン) (U.S. Department of Energy, 1999)

| <i>Region</i>                           | <i>Production</i> | <i>Consumption</i> |
|-----------------------------------------|-------------------|--------------------|
| <i>World Total</i>                      | <i>5,218.35</i>   | <i>5,269.21</i>    |
| <i>North America</i>                    | <i>1,186.97</i>   | <i>1,101.61</i>    |
| <i>Central &amp; South America</i>      | <i>48.56</i>      | <i>35.06</i>       |
| <i>Western Europe</i>                   | <i>526.68</i>     | <i>708.72</i>      |
| <i>Eastern Europe &amp; Former USSR</i> | <i>840.92</i>     | <i>821.45</i>      |
| <i>Middle East</i>                      | <i>1.32</i>       | <i>11.40</i>       |
| <i>Africa</i>                           | <i>251.11</i>     | <i>183.72</i>      |
| <i>Asia &amp; Oceania</i>               | <i>2,362.78</i>   | <i>2,407.25</i>    |

世界で生産される石炭の約90%は、生産された地域で消費されている(International Energy Agency, 1998)。しかしそれでもまだ、石炭の輸送に関連する環境排出物はかなり多い。例えば、中国で採掘された石炭のほとんどは、中国国内で消費されている。中国国内の石炭資源の地理的分布が石炭の生産と消費の地理的分布に一致しない場合がほとんどであるため、大量の石炭を輸送しなければならない。中国では、たいへん高い割合の石炭が南東部で消費されているが、この地域には石炭資源はほとんど多く眠っていない。これに対し、北西部では、消費される石炭の割合は低い、逆に豊富な石炭資源がある(International Centre for Energy and Environment Technology, 2000)。

中国経済は、近年たいへん急速に発展した。エネルギー需要は、エネルギー生産量を上回っており、統計によると、電力の20%が不足している(Kang, 1998)。現在の中国では、石炭が発電のための主な資源であり、石炭火力電力は、今後も引き続き主要な電力源の地位にとどまると予想される。今のところ、石炭エネルギーほどの規模で、エネルギー・ニーズを満たすことのできる代替物は存在しない。1990年時点の中国の発電設備能力は、全体で137,890 MWであった。そのうちの36,046 MWは水力発電によるもので、残りは石炭火力発電であった。中国には、15の大規模な炭鉱地区があり、これらの1990年の生産高は219.6 Mtであった。石炭鉱山のほとんどは地下鉱山で、採掘が与える環境への影響は、主に、大量の酸性排水の流出、地盤沈下、森林火災である。中国では、石炭のほとんど(約83%)は事前に加工を施すことなく燃やされている(Luo et al., 1996)

## 経済性

世界のエネルギー・ニーズのほとんどは、化石燃料によって賄われているが、国際的な関心は、温室効果ガスの排出削減にあり、石炭エネルギーに対する情熱は、西側諸国を中心に冷めつつある。京都議定書にある温室効果ガス削減目標を達成するため、一部の石炭火力発電所は閉鎖され、温室効果ガスの排出量の少ない発電設備が建設されることになる。

現在の欧州石炭市場では、安い輸入炭と国内炭の価格差が大きくなり、国内炭の価格が下がっている(匿名の情報源、1997)。電気事業改革に伴い、顧客は、今まで以上に石炭の供給元を選ぶことができるようになり、その結果、現地の独占事業の価格の高い石炭を購入しないようになっている。安い輸入炭を購入することで、現地の石炭生産事業の利益が減ることになっても、冬のエネルギー需要のピークを賄うために輸入炭を買うことには、多くの場合に十分な経済的な意味がある。全体として、欧州の炭鉱は閉鎖されつつある。フランス、ベルギー、ポルトガル、オランダなどの国々は、すでに国内の炭鉱を閉鎖する計画を立てており、ドイツ、英国、スペインの石炭産業は、益々もうからなくなっている(匿名の情報源、1997)。また、石炭産業のための補助金は、政府予算にとって大きな負担になっている。

残念なことではあるが、炭鉱の閉鎖は、地方の職場の減少につながる。この問題は、米国のアパラチア地方で見られる。米国東部の炭鉱は、まだ運転してはいるが、コストを削減するため、労働者の代わりに効率の良い機械を導入している。これら地域は、米国で最も貧しい地方に属している。また、ウェスト・バージニア州、ペンシルバニア州の中部、ケンタッキー州の西部などでは、地方経済の再生を目指しているが、計画は進んでいない。

次第に姿を消す石炭火力の代わりとして最も有力なのは天然ガスである。英国のニュース雑誌であるエコノミスト誌によると、1990年、英国で発電に使われた原燃料の70%は石炭であった(匿名の情報源、1998)。ところが1998年になると、天然ガスの利用が増え、石炭は原燃料全体の3分の1を占めるに過ぎないレベルまで減少した(匿名の情報源、1998)。このような原燃料の急速なシフトにより、雇用が減る一方、「旧来の英国の石炭生産者」と「新しい天然ガスプラントの投資家および建設会社」の間に利害の対立が生じた(匿名の情報源、1998)。

## ライフサイクル分析

この調査では、いくつかの異なるライフサイクル分析のデータを使用している。スイス連邦工科大学(ETHZ)とポール・シェラー研究所(PSI)が行ったスイスでの研究によると、ライフサイクルにおける資源利用は、多くの異なるエネルギーシステムそれぞれについて分析されている。資源の利用額は、1992年のものを用い、発送電協調連盟(UCPTE)加盟国の平均として報告されている。このデータは、いくつかの出版物の中でレポートされている。例えば、デット・ノルスケ・ベリタスの1994年の報告書(Sandgren & Sorteberg, 1994)も、このデータに基づいて書かれている。スイス連邦工科大学の研究の中では、発送電協調連盟加盟国のライフサイクル・インベントリの平均額の計算に加え、次の国々についても分析が行われている。

|          |                                          |
|----------|------------------------------------------|
| 褐炭火力発電:  | オーストリア、ドイツ、スペイン、旧ユーゴスラビア、フランス、ギリシャ       |
| 硬質炭火力発電: | オーストリア、ベルギー、ドイツ、スペイン、旧ユーゴスラビア、フランス、イタリア、 |

## ギリシャ、ポルトガル

中国のライフサイクルの分析レポートは、1990 年現在の条件に基づき、中国における石炭火力発電の環境への影響を見積もっている。このライフサイクル分析には、採炭、石炭加工、石炭輸送、石炭火力発電が含まれている。

この章には、日本に関するライフサイクルの分析データも入っている。ここで取り上げているエネルギー利用の全体的なプロセスには、回収と採取、精製と加工、輸送、発電、灰処理までが含まれている。日本には、3 つのタイプの電力プラントがある。すなわち、伝統的な微粉炭火力発電プラント、超超臨界圧プラント、統合石炭ガス化複合サイクル・プラントである。電力プラントの総出力は、1,000 MW で、正味の効率因子はそれぞれ 36.1、39.8、41.6 である。電力プラントの耐用年数は 30 年とされている (Uchiyama, 1995)

石炭に関して手に入るライフサイクル分析関連の研究はあまりに数が少なく、また、環境パフォーマンスが平均よりも高い電力プラントを取り扱っていると思われるため、資源利用や発生する排出物の全体像をつかむことはできない。さらに、石炭火力発電プラントの排出物の一部は、利用する技術のエネルギー効率に深く関係しており、このため、極端なケースを正確に評価して出した数値である可能性がある。

## 2-2 資源の利用

### 再生不能資源

下記の表では、送電協調連盟加盟国の石炭火力発電の平均的ライフサイクルで使用される資源の総量が列挙され、計測されている。ここでは、石炭火力発電のサブカテゴリーである褐炭火力と硬質炭火力の両方で、相対的な利用が全体の 0.1% に満たない場合、資源の利用と見なされていない。

表 2-2 送電協調連盟加盟国の石炭火力発電の平均ライフサイクルにおいて使用される「再生不能資源」の量 (Gantner & Hofstette 1996 年) (褐炭火力発電の場合と硬質炭火力発電の場合それぞれについて)。静的埋蔵期間とは、現在確認済みの資源の埋蔵量が完全に利用されるまでの予想期間を意味する (Lindfors et al., 1995)。

| Resource    | Unit                           | Brown Coal Power    | Hard Coal Power     | static reserve life (years) |
|-------------|--------------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------------|
| lead (Pb)   | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1.42\cdot 10^{-4}$ | $9.00\cdot 10^{-4}$ | 20                          |
| iron (Fe)   | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | 1.15                | 3.08                | 119                         |
| copper (Cu) | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1.97\cdot 10^{-2}$ | $1.54\cdot 10^{-2}$ | 36                          |
| silver (Ag) | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $5.44\cdot 10^{-6}$ | $2.92\cdot 10^{-5}$ | 1                           |
| oil gas     | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $9.76\cdot 10^{-2}$ | $5.29\cdot 10^{-1}$ | 40                          |
| Methane     | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $9.50\cdot 10^{-2}$ | 4.36                | 60                          |
| brown coal  | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1.49\cdot 10^3$    | 7.02                | 390                         |
| hard coal   | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | 5.04                | $6.59\cdot 10^2$    | 390                         |
| natural gas | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $9.76\cdot 10^{-1}$ | 1.35                | 60                          |
| Oil         | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | 1.72                | 9.29                | 40                          |

表 2-2 にははっきりと示されている通り、燃料以外の「再生不能資源」の利用量は、当然ながら、石炭の利用に比べれば、取るに足りないほど少ない。とは言っても、石油、天然ガス、銅、銀は、相当の量が使われている。表 2-3 は、日本における鉄、アルミニウム、銅、コンクリートの利用を示している (Uchiyama, 1995)。

表 2-3 日本の石炭火力発電プラントで使用する「再生不能資源」の量

| Material  | Unit                           | Conventional pulverised | Ultrasuper critical | Coal gasification combined system |
|-----------|--------------------------------|-------------------------|---------------------|-----------------------------------|
| Steel     | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | 2.35                    | 2.26                | 2.34                              |
| Aluminium | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1.50\cdot 10^{-2}$     | $1.49\cdot 10^{-2}$ | $1.62\cdot 10^{-2}$               |
| Copper    | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $7.74\cdot 10^{-3}$     | $7.01\cdot 10^{-3}$ | $6.72\cdot 10^{-3}$               |
| Concrete  | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | 4.44                    | 4.19                | 4.22                              |

### 再生可能資源

石炭火力発電は、再生可能なエネルギーシステムではなく、また再生可能資源もほとんど使っていない。主に硬質炭の採炭の際、ある程度の木材が使用される。発送電協調連盟加盟国の平均で、硬質炭火力発電の場合、木材の使用量は  $4.75 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$  である。これに対し、褐炭火力の場合、 $9.90\cdot 10^{-2} \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$  に過ぎない。

火力発電プラントに水を供給するに当たっては、わずかなエネルギーしか使用されない。その量は、褐炭火力発電の場合には  $6.24\cdot 10^{-3} \text{ kWh}\cdot (\text{kWh})^{-1}$ 、硬質炭火力発電の場合は  $8.83\cdot 10^{-3} \text{ kWh}\cdot (\text{kWh})^{-1}$  である。重量ベースでは、エネルギー1 キロワットアワーを生産するためにタービンの中で使われる水は、褐炭火力の場合は  $1.18\cdot 10^5 \text{ g}$ 、硬質炭の場合は  $1.67\cdot 10^5 \text{ g}$  である (Gantner & Hofstetter, 1996)。水は主に蒸気を発生させるためおよび冷却剤として使われる。

採鉱の際、水は鉱区にポンプを設置してくみ上げる。運炭プラントの中では、運搬方法にかかわらず、石炭 1 トンを搬送するために最大  $8.5 \text{ m}^3$  の水が使用される。水のほとんどは、発電プラントの冷却システムの中で

使用される。いわゆる貫流システムの中では、特に大量の水が必要になる。蒸発式の冷却システムの場合、すなわち、さまざまな種類の冷却塔の中で、冷却水はループ状に循環する構造になっているため、水を次々に注入する必要性は減少している (Golob & Brus, 1993)。通常、水が冷却塔の中を循環する時、大気の中で放出されてしまう割合はほんの数%に過ぎない (Perry & Green, 1997)。

水は発電プラントの内部でも消費される。例えば、灰の処理や燃焼排気の浄化システムの中などである。タービンを通るものを除く水の使用は、全体では、褐炭火力発電の場合は  $4.86 \cdot 10^4 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ 、硬質炭火力発電の場合は  $3.85 \cdot 10^4 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。このような水の約 3 分の 2 は採鉱で使用され、3 分の 1 は電力プラントの中で使用される。

褐炭火力の場合も硬質炭火力の場合も、水質は、プラントに注入されてから排出されるまでの間に大きく劣化する。水質の悪化の原因の一部には、さまざまなサブプロセスで溶解固形物 (鉱物化合物) が添加されることと、特定のアプリケーションの中で添加物が使用されることなどがある。このため、水を自然環境や人工の貯水施設に戻す際には、(実質的に、すべての種類の冷却水設備で) 汚染防止薬品が使用され、(冷却塔には) さび止め剤が投入される。

再生可能資源を利用しているとの主張には、調査対象国ごとに大きな差がある。その極端な事例が、次の表に列挙されている。

表 2-4 発送電協調連盟加盟国の石炭火力発電のライフサイクルにおける再生可能エネルギーの利用に関する極端な事例 (Gantner & Hofstetter, 1996)。省略形 BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、A = オーストリア、Ex-Yu = 旧ユーゴスラビア、GR = ギリシャ、NL = オランダ

| Resource             | Unit                  | BCP<br>min.          | coun<br>try | BCP<br>max.          | coun<br>try | HCP<br>min.          | coun<br>try | HCP<br>max.          | coun<br>try |
|----------------------|-----------------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|----------------------|-------------|
| Pot. Energy<br>water | kWh·kWh <sup>-1</sup> | $3.41 \cdot 10^{-3}$ | A           | $9.52 \cdot 10^{-3}$ | GR          | $7.30 \cdot 10^{-3}$ | NL          | $1.12 \cdot 10^{-2}$ | A           |
| Turbine water        | g·kWh <sup>-1</sup>   | $6.44 \cdot 10^4$    | A           | $1.80 \cdot 10^5$    | GR          | $1.38 \cdot 10^5$    | NL          | $2.12 \cdot 10^5$    | A           |
| Other water<br>use   | g·kWh <sup>-1</sup>   | $4.10 \cdot 10^4$    | A           | $5.44 \cdot 10^4$    | Ex-Yu       | $3.59 \cdot 10^4$    | NL          | $4.61 \cdot 10^4$    | Ex-Yu       |
| Wood                 | g·kWh <sup>-1</sup>   | $5.65 \cdot 10^{-2}$ | A           | $1.48 \cdot 10^{-1}$ | GR          | 2.24                 | NL          | 5.54                 | GR          |

## 土地の利用

このライフサイクル分析の場合は、クラス I の土地 (自然の土地、すなわち、人が大きな影響を与えていない土地) は、発送電協調連盟加盟国の石炭火力発電のライフサイクルの影響を受けていないことを前提にしている。炭鉱のために、極端な規模の土地を使用する場合、それまでクラス II の土地 (人の手が加わった土地、すなわち、耕作地ではないものの、人間の影響を受けた土地) またはクラス III の土地 (耕作地) であったところは、クラス IV に変わり、すでにクラス IV になっていた土地は、そのままクラス IV とされる。1kWh の電力を生み出すために利用される炭鉱の土地の大きさは、露天掘り方式か地下坑道方式かという採炭の方法によって異なる。クラス IV (炭鉱) として 10 年間使われた土地がクラス III に戻るためには、耕作を再開してから 5 年という年月が必要になる。元の土地の利用状態が II であった場合、そのクラスに再び戻るのに 50 年の歳月が必要になるとされている。

表 2-5 送電協調連盟加盟国の平均的な土地の利用形態の変化。省略形: BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電

| land use type       | Unit                                        | BCP area                               | HCP area                               |
|---------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|
| area benthos II-III | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $1.48 \cdot 10^{-4}$                   | $6.84 \cdot 10^{-4}$                   |
| area benthos II-IV  | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $1.52 \cdot 10^{-5}$                   | $7.06 \cdot 10^{-5}$                   |
| area benthos III-IV | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 0.00                                   | 0.00                                   |
| area II-III         | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $6.62 \cdot 10^{-3}$                   | $4.79 \cdot 10^{-3}$                   |
| area II-IV          | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $3.45 \cdot 10^{-4}$                   | $1.56 \cdot 10^{-3}$                   |
| area III-IV         | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $6.52 \cdot 10^{-4}$                   | $7.70 \cdot 10^{-4}$                   |
| area IV-IV          | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $5.11 \cdot 10^{-7}$                   | $1.76 \cdot 10^{-6}$                   |
| <b>Total</b>        | $\text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | <b><math>7.78 \cdot 10^{-3}</math></b> | <b><math>7.88 \cdot 10^{-3}</math></b> |

送電協調連盟加盟国の平均では、電力 1 kWh 当たり  $7.78 \cdot 10^{-3} \text{m}^2 \text{a}^2$  (褐炭火力発電)、 $7.88 \cdot 10^{-3} \text{m}^2 \text{a}^2$  (硬質炭火力発電)の土地が、炭鉱の運転の影響を直接受けている。しかし、土地の利用状態は、調査対象となった国ごとに極端に異なる。そのような大きな差があるのは、(地下坑道の垂直搬送に関する)炭鉱技術とエネルギーの転換効率に差があるためである。

- 褐炭火力発電、最小値:  $4.18 \cdot 10^{-3} \text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $1.20 \cdot 10^{-2} \text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ギリシャ)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $6.44 \cdot 10^{-3} \text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)
- 硬質炭火力発電、最大値:  $1.06 \cdot 10^{-2} \text{m}^2 \text{a} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (イタリア)

## 2-3 世界的な環境影響

### 温室効果

石炭火力発電のライフサイクルは、その他どのような発電方法よりも多くの温室効果ガス(GHG)を排出する。排出物のほとんどは燃焼から発生する。石炭の燃焼により炭素が  $\text{CO}_2$  に変わるものであるから、排出物をなくすことはできない。石油や天然ガスなど他の化石燃料は、燃焼の際に酸化して他の化合物に変わる物質を含んでいる。このため、純粋に化学量論的な理由で、温室効果ガスの総排出量が石炭の燃焼による場合よりも少ない。キロワットアワー当たりの温室効果ガスの排出量は、燃料の熱含量と大きな関係のある電力プラントの効率によっても左右される。温室効果ガスであるメタンは、硬質炭の採炭の際にも、相当な量が放出される。さらに、ガスの排出は、燃料の輸送の際にも起こる。硬質炭が外国までの長い距離を輸送される場合、相当な量の排出物が出る可能性がある。石炭のライフサイクル分析で見た場合、石炭を海外から輸入する際、輸送に起因する  $\text{CO}_2$  は全体の数%になる(29)。ただ、排出量は、輸送距離によってかなり違ってくる。送電協調連盟加盟国の温室効果ガスの排出量は、地球温暖化係数(GWP)という表現で下記に列挙したとおりである。サブカテゴリーである褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、GWP の原因となる物質が全

<sup>2</sup>  $\text{m}^2 \text{a}$  は、年間の占有単位面積である。



体の 0.1%未満である場合は計算に含まれていない。

表 2-6 送電協調連盟加盟国の平均的な温室効果ガスの排出量(Gantner & Hofstetter, 1996)地球温暖化係数(GWP)の出所(Houghton et al., 1996) 省略形: BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)

| Substance          | Unit                      | BCP                   | HCP                   | GWP 100<br>years (g<br>CO <sub>2</sub> -eq./g) | BCP<br>CO <sub>2</sub> -eq. | HCP<br>CO <sub>2</sub> -eq. |
|--------------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| CH <sub>4</sub> p  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.01·10 <sup>-1</sup> | 3.60                  | 21                                             | 2.12                        | 75.6                        |
| CO <sub>2</sub> m  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.06·10 <sup>-1</sup> | 16.2                  | 1                                              | 3.06·10 <sup>-1</sup>       | 16.2                        |
| CO <sub>2</sub> p  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.22                  | -2.40                 | 1                                              | 3.22                        | -2.40                       |
| CO <sub>2</sub> s  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.33·10 <sup>3</sup>  | 9.79·10 <sup>2</sup>  | 1                                              | 1.33·10 <sup>3</sup>        | 979                         |
| N <sub>2</sub> O s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 6.05·10 <sup>-3</sup> | 5.51·10 <sup>-3</sup> | 310                                            | 1.88                        | 1.71                        |
| <b>total</b>       | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                                                | <b>1.34·10<sup>3</sup></b>  | <b>1.07·10<sup>3</sup></b>  |

硬質炭火力発電の場合、総GWPに占めるメタンの割合は約7%、CO<sub>2</sub>の割合は約93%である。褐炭火力発電の場合は、CO<sub>2</sub>が99%以上を占める。N<sub>2</sub>Oは、硬質炭火力の場合も褐炭火力の場合も、たいへんわずかな影響しか持たず、その他の地球温暖化ガスの排出は、送電協調連盟の平均的な条件の下では、無視することのできる量である。

褐炭火力発電の場合、CO<sub>2</sub>に換算した総 GWP は 1.34·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>で、硬質炭火力発電の場合は 1.07·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>である。送電協調連盟加盟国の平均として 20 年間もしくは 500 年間の GWP<sub>s</sub>を計算すると、下記の結果が得られる。CO<sub>2</sub>が排出物のほとんどであるため、これらの値は今後 100 年間の予想に近い数値と見ることができる。

- 褐炭火力発電、20 年間の GWP: 1.34·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>
- 褐炭火力発電、500 年間の GWP: 1.34·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>
- 硬質炭火力発電、20 年間の GWP: 1.20·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>
- 硬質炭火力発電、500 年間の GWP: 1.02·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup>

観察対象諸国の地球温暖化ガスの排出量を比較すると、国ごとの技術の差が大きいため、30%を超える大きな差が出る。

- 褐炭火力発電、最小値: 1.11·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup> (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値: 1.47·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup> (旧ユーゴスロビア)
- 硬質炭火力発電、最小値: 9.8<sup>3</sup>·10<sup>2</sup> g·kWh<sup>-1</sup> (オランダ)
- 硬質炭火力発電、最大値: 1.25·10<sup>3</sup> g·kWh<sup>-1</sup> (旧ユーゴスロビア)

日本の場合の地球温暖化ガスの排出状況は、表 2-7 で示されている。推定によると、日本の発電プラントの排出量は、一般的に送電協調連盟加盟国の排出量よりも少ない。

表 2-7 日本の発電プラントから出る地球温暖化ガスの排出量(Uchiyama, 1995)

| Emission                                                     | Unit                                     | Manufacturing<br>and construction | Operation and<br>maintenance | Total |
|--------------------------------------------------------------|------------------------------------------|-----------------------------------|------------------------------|-------|
| <b>Conventional pulverised coal fired power plant</b>        |                                          |                                   |                              |       |
| CO <sub>2</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 4.00                              | 939                          | 943   |
| CH <sub>4</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 0.18                              | 46.3                         | 46.5  |
| <b>Ultrasuper critical power plant</b>                       |                                          |                                   |                              |       |
| CO <sub>2</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 3.78                              | 851                          | 855   |
| CH <sub>4</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 0.15                              | 42.0                         | 42.2  |
| <b>Integral coal gasification combined cycle power plant</b> |                                          |                                   |                              |       |
| CO <sub>2</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 3.78                              | 816                          | 820   |
| CH <sub>4</sub>                                              | g (CO <sub>2</sub> ) · kWh <sup>-1</sup> | 0.15                              | 40.3                         | 40.4  |

#### オゾン層の減少

表 2-8 は、送電協調連盟加盟国の石炭火力発電のライフサイクルによって引き起こされるオゾン破壊係数 (ODP)を示している。褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、総 ODP に対して 0.1%未満の排出物は、ここでは計算に入っていない。ただし、付録の中のデータには含まれている。

表 2-8 オゾン層の原因となる物質の排出量(送電協調連盟加盟国の平均) (Gantner & Hofstetter, 1996)、  
p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、HCP = 硬質炭火力発電、  
BCP = 褐炭火力発電

| Substance           | Unit                      | BCP<br>emission      | HCP<br>emission      | ODP<br>factor | BCP CFC-<br>11 equiv.                  | HCP CFC-<br>11 equiv.                  |
|---------------------|---------------------------|----------------------|----------------------|---------------|----------------------------------------|----------------------------------------|
| H 1301 halon p      | g·kWh <sup>-1</sup>       | $6.70 \cdot 10^{-7}$ | $3.60 \cdot 10^{-6}$ | 16            | $1.07 \cdot 10^{-5}$                   | $5.76 \cdot 10^{-5}$                   |
| R11 FCKW p          | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.08 \cdot 10^{-7}$ | $1.52 \cdot 10^{-7}$ | 1             | $1.08 \cdot 10^{-7}$                   | $1.52 \cdot 10^{-7}$                   |
| R114 FCKW p         | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.85 \cdot 10^{-6}$ | $4.00 \cdot 10^{-6}$ | 0.8           | $2.28 \cdot 10^{-6}$                   | $3.20 \cdot 10^{-6}$                   |
| R12 FCKW p          | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.32 \cdot 10^{-8}$ | $3.26 \cdot 10^{-8}$ | 1             | $2.32 \cdot 10^{-8}$                   | $3.26 \cdot 10^{-8}$                   |
| Tetrachlormethane p | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.25 \cdot 10^{-7}$ | $2.08 \cdot 10^{-7}$ | 1.08          | $1.35 \cdot 10^{-7}$                   | $2.25 \cdot 10^{-7}$                   |
| <b>Total</b>        | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                      |               | <b><math>1.33 \cdot 10^{-5}</math></b> | <b><math>6.12 \cdot 10^{-5}</math></b> |

CFC - 11 に換算した場合、石炭火力発電に起因する総 ODP(送電協調連盟加盟国の平均) は、褐炭火力発電の場合は  $1.33 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ 、硬質炭火力発電の場合は  $6.12 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。ハロンは主要な原因物質である。しかし、R114 もまた大きな原因となっている。UCPTE の ODP のファクターを最小と最大で見た場合、次のようになる。

- 褐炭火力発電、ODP の最小値:  $8.57 \cdot 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 褐炭火力発電、ODP の最高値:  $1.45 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、ODP の最小値:  $3.85 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、ODP の最高値:  $6.55 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$

調査対象となった UCPTTE の最も良い平均値は、次の通りであった。

- 褐炭火力発電、最小値:  $7.99 \cdot 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $1.91 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ギリシャ)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $3.42 \cdot 10^{-5} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)
- 硬質炭火力発電、最大値:  $1.19 \cdot 10^{-4} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オランダ)

## 2-4 局地的・地域的な環境影響

### 酸性化

既存の石炭火力発電から起こる大きな問題のひとつに酸性化がある。石炭の燃焼によって生産される電力のライフサイクルの多くの段階で酸性化が起こる。ポンプでくみ上げる抗内水には、泥のほか溶解した硫酸塩や金属イオンが含まれている。また、抗内水は酸性であるため、放出する前に中性化する必要がある (Stjernquist, 1986)。出土する残留鉱物を含む廃棄物から流れ出す排水は、たいへん酸性度が高い場合がある。特に、岩に黄鉄鋼(硫化鉄)が含まれていると、大気にさらされることで酸化プロセスが始まる。このような酸化プロセスは、自然環境の中でも起こるが、特に、形成された酸を中和することのできるアルカリ岩がない場合、採掘活動によって大きく加速される。その結果、ペーハー値が低くなり、通常はアルミ、銅、コバルト、鉛などの通常は基盤岩の中に閉じ込められている特定の元素が放出される (Gantner & Hofstetter, 1996)。酸性排水が岩や汚染堆積物から染み出す際、微量元素も放出される。その原因の一部は、土の中にある表土物質から出る炭酸塩とケイ酸塩によって中和が起こり、その結果、イオン交換が起こることにある (European Commission, 1995)。石炭処理プラントから出る汚水は、炭酸鉄の可溶性塩と石炭から出る黄鉄鋼のため、酸性になっていることがある。石炭の燃焼によって、二酸化硫黄( $\text{SO}_2$ )と窒素酸化物( $\text{NO}_x$ )が大気中に排出される。この種の化合物はいずれも素早く水に溶け、硫酸や硝酸に変化する。電力産業には、多くの窒素化合物削減システムと脱硫システムがあり、それらによって窒素化合物と二酸化硫黄の排出を大幅に減らすことができる (Sloss, 1998)。

表 2-9 は、送電協調連盟加盟国の石炭火力発電に起因する酸性化係数(AP)の最大値を示している。褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、総 AP の 0.1% に満たない排出物は計算に含めていない。

表 2-9 送電協調連盟加盟国における酸性化化合物の最大排出量 (Gantner & Hofstetter, 1996)、BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(主に、燃焼排ガスなどの形で出るもの)

| Substance                            | Unit                      | BCP<br>emission       | HCP<br>emission       | max. factor<br>(g SO <sub>2</sub> -<br>equiv./g) | BCP max.<br>AP (SO <sub>2</sub> -<br>equiv.) | HCP max.<br>AP (SO <sub>2</sub> -<br>equiv.) |
|--------------------------------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------------------------------------|----------------------------------------------|----------------------------------------------|
| HCl s                                | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.90·10 <sup>-1</sup> | 2.16·10 <sup>-1</sup> | 0.88                                             | 4.32·10 <sup>-1</sup>                        | 1.90·10 <sup>-1</sup>                        |
| NH <sub>3</sub> p                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 6.48·10 <sup>-3</sup> | 5.36·10 <sup>-3</sup> | 1.88                                             | 1.22·10 <sup>-2</sup>                        | 1.01·10 <sup>-2</sup>                        |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.82·10 <sup>-3</sup> | 2.20·10 <sup>-1</sup> | 0.7                                              | 2.67·10 <sup>-3</sup>                        | 1.54·10 <sup>-1</sup>                        |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.38·10 <sup>-3</sup> | 9.00·10 <sup>-3</sup> | 0.7                                              | 2.37·10 <sup>-3</sup>                        | 6.30·10 <sup>-3</sup>                        |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.00                  | 1.40                  | 0.7                                              | 1.40                                         | 9.79·10 <sup>-1</sup>                        |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.32·10 <sup>-3</sup> | 3.23·10 <sup>-1</sup> | 1                                                | 4.32·10 <sup>-3</sup>                        | 3.23·10 <sup>-1</sup>                        |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.39·10 <sup>-3</sup> | 1.61·10 <sup>-2</sup> | 1                                                | 8.39·10 <sup>-3</sup>                        | 1.61·10 <sup>-2</sup>                        |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 13.0                  | 3.48                  | 1                                                | 13.0                                         | 3.48                                         |
| <b>total</b>                         | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                                                  | <b>14.9</b>                                  | <b>5.15</b>                                  |

SO<sub>2</sub>に換算した酸性化係数の最大値は、褐炭火力発電では 14.9g·kWh<sup>-1</sup>、硬質炭火力発電では 5.15g·kWh<sup>-1</sup>である。主な原因は、燃焼プロセスで形成される硫黄酸化物と窒素酸化物である。このような物質の副産物の影響を受ける土壌や生態系がどのようなタイプであるかによって、実際の酸性化係数は、最大から最小まで、さまざまに異なったレベルとなる。

- 褐炭火力発電、係数の最小値: 13.5 g·kWh<sup>-1</sup>
- 硬質炭火力発電、係数の最小値: 4.00 g·kWh<sup>-1</sup>

酸性化係数の最大値は、観察対象国それぞれの間で大きく異なる。その差は、脱窒や脱硫などの技術水準の差および用いる石炭の質の差によって、ひと桁近くになる。

- 褐炭火力発電、最小値: 11.2 g·kWh<sup>-1</sup> (ドイツ)
- 褐炭火力発電、最大値: 37.1 g·kWh<sup>-1</sup> (スペイン)
- 硬質炭火力発電、最小値: 16.3 g·kWh<sup>-1</sup> (オーストリア)
- 硬質炭火力発電、最大値: 280 g·kWh<sup>-1</sup> (旧ユーゴスロビア)

石炭とそこから排出される物質の化学的構成は、資料にまとめられている (UNECE-EMEP Task Force on Emission Inventories, 1996)。

### 富栄養化

下記の表は、送電協調連盟加盟国の石炭火力発電のライフサイクルで生み出される排出物がもたらす富栄養化係数(EP)の最大値を示している。褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、総 EP の 0.1%に満たない排出物は計算に含めていない。

表 2-10 送電協調連盟加盟国の富栄養化化合物の排出量(Gantner & Hofstetter, 1996) 省略形: BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(主に、

燃焼排ガスなどの形で出るもの)、 $f =$  淡水へ

| Substance                | Unit                      | BCP<br>emission      | HCP<br>emission      | max.<br>eutr.<br>factor (g<br>O <sub>2</sub> /g) | BCP max.<br>EP<br>In O <sub>2</sub><br>decrease | HCP max.<br>EP<br>in O <sub>2</sub><br>decrease |
|--------------------------|---------------------------|----------------------|----------------------|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| NH <sub>3</sub> p        | g·kWh <sup>-1</sup>       | $6.48 \cdot 10^{-3}$ | $5.36 \cdot 10^{-3}$ | 16                                               | $1.04 \cdot 10^{-1}$                            | $8.57 \cdot 10^{-2}$                            |
| NOx as NO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | $3.82 \cdot 10^{-3}$ | $2.20 \cdot 10^{-1}$ | 6                                                | $2.29 \cdot 10^{-2}$                            | 1.32                                            |
| NOx as NO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | $3.38 \cdot 10^{-3}$ | $9.00 \cdot 10^{-3}$ | 6                                                | $2.03 \cdot 10^{-2}$                            | $5.40 \cdot 10^{-2}$                            |
| NOx as NO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.00                 | 1.40                 | 6                                                | 12.0                                            | 8.39                                            |
| P phosphorus s           | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.28 \cdot 10^{-4}$ | $4.64 \cdot 10^{-4}$ | 140                                              | $3.19 \cdot 10^{-2}$                            | $6.52 \cdot 10^{-2}$                            |
| ammonium as N f          | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.54 \cdot 10^{-4}$ | $1.09 \cdot 10^{-3}$ | 16                                               | $2.47 \cdot 10^{-3}$                            | $1.75 \cdot 10^{-2}$                            |
| nitrates f               | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.69 \cdot 10^{-4}$ | $1.93 \cdot 10^{-2}$ | 4.4                                              | $7.42 \cdot 10^{-4}$                            | $8.46 \cdot 10^{-2}$                            |
| phosphates f             | g·kWh <sup>-1</sup>       | $4.97 \cdot 10^{-4}$ | $6.30 \cdot 10^{-2}$ | 46                                               | $2.29 \cdot 10^{-2}$                            | 2.90                                            |
| nitrogen total f         | g·kWh <sup>-1</sup>       | $9.79 \cdot 10^{-5}$ | $9.72 \cdot 10^{-4}$ | 20                                               | $1.96 \cdot 10^{-3}$                            | $1.94 \cdot 10^{-2}$                            |
| <b>Total</b>             | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                      |                                                  | <b>12.2</b>                                     | <b>13.0</b>                                     |

栄養素の排出量全てを足して富栄養化係数の最大値とし、褐炭火力発電では 12.2 g/kWh、硬質炭火力発電では 13.0 g/kWh の酸素消費に相当する。褐炭火力発電の場合、その主な原因物質は、燃焼から出る窒素酸化物である。硬質炭火力発電の場合、リン酸塩が地表水の中に放出され、過剰な肥料となる。実際に起こる富栄養化がどのようなものかは、化合物を受け取る側の生態系の種類によって左右される。富栄養化係数に関し、送電協調連盟加盟国は、生態系を 2 つのタイプに分けて報告している。すなわち、窒素によって制限を受ける生態系 (N 制限型) とリンによって制限を受ける生態系 (P 制限型) である。

- 褐炭火力発電、P-制限型生態系:  $5.51 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 褐炭火力発電、N-制限型生態系:  $12.2 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、P-制限型生態系:  $2.97 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、N-制限型生態系:  $9.97 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$

送電協調連盟加盟国の肥料化合物の排出量の最小値と最大値の幅

- 褐炭火力発電、最小値:  $4.46 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $20.3 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (旧ユーゴスラビア)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $8.64 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)
- 硬質炭火力発電、最大値:  $30.6 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (旧ユーゴスラビア)

### 光化学オキシダントの生成

光化学オゾン生成係数 (POCP) は、次の表で計算している。褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、POCP の原因となる可能性が全体の 0.1% に満たない物質は計算に含めていない。

表 2-11 送電協調連盟加盟国の光化学オゾン生成化学物質(Gantner & Hofstetter, 1996) 省略形 BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)、sw = 海へ

| Substance                 | Unit                      | BCP<br>emission       | HCP<br>emission       | POCP<br>fact. (g<br>ethene-<br>equiv./g) | BCP<br>POCP in<br>ethene-<br>equiv. | HCP<br>POCP in<br>ethene-<br>equiv. |
|---------------------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Alkanes s                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.62·10 <sup>-3</sup> | 2.31·10 <sup>-3</sup> | 0.398                                    | 1.04·10 <sup>-3</sup>               | 9.22·10 <sup>-4</sup>               |
| Alkene s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.55·10 <sup>-3</sup> | 2.24·10 <sup>-3</sup> | 0.906                                    | 2.31·10 <sup>-3</sup>               | 2.03·10 <sup>-3</sup>               |
| Butane p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.45·10 <sup>-4</sup> | 7.27·10 <sup>-4</sup> | 0.363                                    | 5.29·10 <sup>-5</sup>               | 2.64·10 <sup>-4</sup>               |
| Butane s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.54·10 <sup>-4</sup> | 2.41·10 <sup>-4</sup> | 0.363                                    | 9.22·10 <sup>-5</sup>               | 8.75·10 <sup>-5</sup>               |
| CH <sub>4</sub> methane p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.01·10 <sup>-1</sup> | 3.60                  | 0.007                                    | 7.09·10 <sup>-4</sup>               | 2.52·10 <sup>-2</sup>               |
| CH <sub>4</sub> methane s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.22·10 <sup>-2</sup> | 1.17·10 <sup>-2</sup> | 0.007                                    | 8.53·10 <sup>-5</sup>               | 8.17·10 <sup>-5</sup>               |
| CO carbon monoxide m      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 6.73·10 <sup>-4</sup> | 3.28·10 <sup>-2</sup> | 0.036                                    | 2.42·10 <sup>-5</sup>               | 1.18·10 <sup>-3</sup>               |
| CO carbon monoxide p      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.72·10 <sup>-2</sup> | 4.25·10 <sup>-2</sup> | 0.036                                    | 6.19·10 <sup>-4</sup>               | 1.53·10 <sup>-3</sup>               |
| CO carbon monoxide s      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.45·10 <sup>-1</sup> | 1.29·10 <sup>-1</sup> | 0.036                                    | 5.22·10 <sup>-3</sup>               | 4.64·10 <sup>-3</sup>               |
| Ethane s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.90·10 <sup>-4</sup> | 4.90·10 <sup>-4</sup> | 0.082                                    | 4.03·10 <sup>-5</sup>               | 4.03·10 <sup>-5</sup>               |
| Ethene p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.65·10 <sup>-4</sup> | 6.48·10 <sup>-4</sup> | 1                                        | 1.65·10 <sup>-4</sup>               | 6.48·10 <sup>-4</sup>               |
| Ethene s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.95·10 <sup>-5</sup> | 1.55·10 <sup>-4</sup> | 1                                        | 1.95·10 <sup>-5</sup>               | 1.55·10 <sup>-4</sup>               |
| Ethylbenzol s             | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.56·10 <sup>-3</sup> | 2.22·10 <sup>-3</sup> | 0.593                                    | 1.52·10 <sup>-3</sup>               | 1.31·10 <sup>-3</sup>               |
| Formaldehyde s            | g·kWh <sup>-1</sup>       | 7.34·10 <sup>-4</sup> | 6.80·10 <sup>-4</sup> | 0.421                                    | 3.09·10 <sup>-4</sup>               | 2.87·10 <sup>-4</sup>               |
| Heptane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.16·10 <sup>-5</sup> | 1.69·10 <sup>-4</sup> | 0.529                                    | 1.67·10 <sup>-5</sup>               | 8.93·10 <sup>-5</sup>               |
| Hexane p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 6.62·10 <sup>-5</sup> | 3.54·10 <sup>-4</sup> | 0.421                                    | 2.79·10 <sup>-5</sup>               | 1.49·10 <sup>-4</sup>               |
| NMVOC m                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.57·10 <sup>-4</sup> | 1.11·10 <sup>-2</sup> | 0.416                                    | 1.07·10 <sup>-4</sup>               | 4.61·10 <sup>-3</sup>               |
| NMVOC p                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.64·10 <sup>-2</sup> | 7.52·10 <sup>-2</sup> | 0.416                                    | 6.80·10 <sup>-3</sup>               | 3.13·10 <sup>-2</sup>               |
| NMVOC s                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.67·10 <sup>-3</sup> | 9.83·10 <sup>-3</sup> | 0.416                                    | 1.53·10 <sup>-3</sup>               | 4.10·10 <sup>-3</sup>               |
| Pentane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.67·10 <sup>-4</sup> | 8.93·10 <sup>-4</sup> | 0.352                                    | 5.90·10 <sup>-5</sup>               | 3.14·10 <sup>-4</sup>               |
| Pentane s                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.77·10 <sup>-3</sup> | 1.57·10 <sup>-3</sup> | 0.352                                    | 6.26·10 <sup>-4</sup>               | 5.51·10 <sup>-4</sup>               |
| Propane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.84·10 <sup>-4</sup> | 7.74·10 <sup>-4</sup> | 0.42                                     | 7.74·10 <sup>-5</sup>               | 3.25·10 <sup>-4</sup>               |
| Propane s                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.32·10 <sup>-4</sup> | 4.25·10 <sup>-4</sup> | 0.42                                     | 1.81·10 <sup>-4</sup>               | 1.79·10 <sup>-4</sup>               |
| Propene s                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.90·10 <sup>-4</sup> | 1.85·10 <sup>-4</sup> | 1.03                                     | 1.96·10 <sup>-4</sup>               | 1.90·10 <sup>-4</sup>               |
| Toluol s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.29·10 <sup>-3</sup> | 1.13·10 <sup>-3</sup> | 0.563                                    | 7.27·10 <sup>-4</sup>               | 6.37·10 <sup>-4</sup>               |
| Xyloles p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.64·10 <sup>-5</sup> | 1.70·10 <sup>-4</sup> | 0.849                                    | 1.39·10 <sup>-5</sup>               | 1.44·10 <sup>-4</sup>               |
| Xyloles s                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.09·10 <sup>-2</sup> | 9.43·10 <sup>-3</sup> | 0.849                                    | 9.22·10 <sup>-3</sup>               | 7.99·10 <sup>-3</sup>               |
| Aromatic CHs total sw     | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.79·10 <sup>-5</sup> | 2.53·10 <sup>-4</sup> | 0.761                                    | 3.64·10 <sup>-5</sup>               | 1.92·10 <sup>-4</sup>               |
| <b>Total</b>              | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                                          | <b>3.20·10<sup>-2</sup></b>         | <b>8.96·10<sup>-2</sup></b>         |

平均的な送電協調連盟加盟国の POCP の最良推定値を発電電力キロワットアワー当たりのエタン換算値で計算すると、褐炭火力発電のライフサイクルでは  $3.20 \cdot 10^{-2} \text{g}$ 、硬質炭火力発電のライフサイクルでは  $8.96 \cdot 10^{-2} \text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。褐炭火力発電の場合、排出される非メタン揮発性有機化合物(NMVOC)、一酸化炭素、キシロールなどが主な原因物質である。硬質炭の場合の原因物質は、NMVOC とメタンである。これらの物質は、発電システムのライフサイクルの全体を通じて排出される。燃焼から排出される部分は全体の約 30% に過ぎない(Gantner & Hofstetter, 1996)。POCP ファクターの最小値と最大値を使った場合、下記の結果が

算出される。ここでは大きな差が見られるが、その原因は、太陽光の状態、窒素酸化物があるかないか、オゾン濃度がどの程度かなどのファクターについて、極端な前提条件を用いていることにある。

- 褐炭火力発電、POCP の最小値:  $1.92 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 褐炭火力発電、POCP の最大値:  $6.01 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、POCP の最小値:  $3.59 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$
- 硬質炭火力発電、POCP の最大値:  $2.28 \cdot 10^{-1} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$

POCP の最良推定値を意味する値の幅は次の通り。

- 褐炭火力発電、最小値:  $2.70 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $3.45 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ギリシャ)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $7.67 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)
- 硬質炭火力発電、最大値:  $1.13 \cdot 10^{-1} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (オランダ)

その他の光化学スモッグ生成排出物に加えて、石炭火力発電は、かなり高い値の窒素酸化物を排出する。その値は、褐炭火力発電の場合は  $2.01 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ 、硬質炭火力発電の場合は  $1.63 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。このような窒素酸化物の排出により、光オキシダントの生成が起これ、加速される (Gantner & Hofstetter, 1996)。

### 生態毒性の影響

水質汚染係数と土壌汚染係数は、それぞれ表 2-12 および表 2-13 で計算している。褐炭火力発電と硬質炭火力発電の両方で、汚染の原因となる可能性が全体の 0.1% に満たない物質は計算に含めていない。

表 2-12 送電協調連盟加盟国の生態毒性化合物の水への排出量(Gantner & Hofstetter, 1996) 省略形

BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)、f = 淡水へ、sw = 海へ

| Substance          | Unit                                  | BCP<br>emission       | HCP<br>emission       | ECA (m <sup>3</sup><br>water/mg) | BCP max. wa-<br>ter contami-<br>nated<br>(m <sup>3</sup> /kWh) | HCP max.<br>water<br>contami-<br>nated<br>(m <sup>3</sup> /kWh) |
|--------------------|---------------------------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------------------|----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|
| Cd cadmium s       | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 3.29·10 <sup>-5</sup> | 5.36·10 <sup>-6</sup> | 200                              | 6.59·10 <sup>3</sup>                                           | 1.07·10 <sup>3</sup>                                            |
| Cu copper s        | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 1.49·10 <sup>-4</sup> | 9.61·10 <sup>-5</sup> | 2.00                             | 297                                                            | 192                                                             |
| Hg mercury s       | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 6.98·10 <sup>-5</sup> | 1.17·10 <sup>-4</sup> | 5.00·10 <sup>2</sup>             | 3.49·10 <sup>4</sup>                                           | 5.83·10 <sup>4</sup>                                            |
| PAH s              | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 1.28·10 <sup>-5</sup> | 1.23·10 <sup>-5</sup> | 60.0                             | 767                                                            | 742                                                             |
| Zn zinc s          | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 6.08·10 <sup>-4</sup> | 3.23·10 <sup>-4</sup> | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 231                                                            | 123                                                             |
| ion lead f         | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 6.91·10 <sup>-5</sup> | 5.33·10 <sup>-3</sup> | 2.00                             | 138                                                            | 1.07·10 <sup>4</sup>                                            |
| ion cadmium f      | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 9.40·10 <sup>-7</sup> | 5.65·10 <sup>-5</sup> | 200                              | 188                                                            | 1.13·10 <sup>4</sup>                                            |
| ion chromium-III f | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 8.46·10 <sup>-5</sup> | 1.05·10 <sup>-2</sup> | 1.00                             | 84.6                                                           | 1.05·10 <sup>4</sup>                                            |
| ion copper f       | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 5.62·10 <sup>-5</sup> | 5.29·10 <sup>-3</sup> | 2.00                             | 112                                                            | 1.06·10 <sup>4</sup>                                            |
| ion nickel f       | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 4.21·10 <sup>-5</sup> | 5.29·10 <sup>-2</sup> | 3.30·10 <sup>-1</sup>            | 13.9                                                           | 1.75·10 <sup>3</sup>                                            |
| ion mercury f      | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 1.39·10 <sup>-7</sup> | 1.35·10 <sup>-6</sup> | 500                              | 69.5                                                           | 673                                                             |
| ion zinc f         | g·kWh <sup>-1</sup>                   | 1.40·10 <sup>-4</sup> | 1.07·10 <sup>-2</sup> | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 53.3                                                           | 4.03·10 <sup>3</sup>                                            |
| <b>Total</b>       | <b>m<sup>3</sup>·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                                  | <b>4.43·10<sup>4</sup></b>                                     | <b>1.13·10<sup>5</sup></b>                                      |



表 2-13 送電協調連盟加盟国の生態毒性化合物の土壌への排出量(Gantner & Hofstetter, 1996) 省略形: BCP = 褐炭火力発電、HCP = 硬質炭火力発電、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)、f = 淡水へ、sw = 海へ

| Substance             | Unit                      | BCP<br>emission       | HCP<br>emission       | ECT (kg<br>soil/mg)   | BCP max.<br>soil<br>contamina-<br>ted | HCP max.<br>soil<br>contamina-<br>ted |
|-----------------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| As arsenic s          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 4.28·10 <sup>-5</sup> | 7.63·10 <sup>-5</sup> | 3.60                  | 154                                   | 275                                   |
| Cd cadmium s          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 3.29·10 <sup>-5</sup> | 5.36·10 <sup>-6</sup> | 13.0                  | 428                                   | 69.8                                  |
| Co cobalt s           | g-kWh <sup>-1</sup>       | 9.68·10 <sup>-5</sup> | 2.89·10 <sup>-5</sup> | 4.20·10 <sup>-1</sup> | 40.7                                  | 12.2                                  |
| Cr chromium s         | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.02·10 <sup>-4</sup> | 1.14·10 <sup>-4</sup> | 4.20·10 <sup>-1</sup> | 42.8                                  | 48.2                                  |
| Cu copper s           | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.49·10 <sup>-4</sup> | 9.61·10 <sup>-5</sup> | 7.70·10 <sup>-1</sup> | 114                                   | 74.2                                  |
| Hg mercury s          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 6.98·10 <sup>-5</sup> | 1.17·10 <sup>-4</sup> | 29.0                  | 2.03·10 <sup>3</sup>                  | 3.38·10 <sup>3</sup>                  |
| Ni nickel s           | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.22·10 <sup>-4</sup> | 1.10·10 <sup>-4</sup> | 1.70                  | 207                                   | 187                                   |
| Pb lead s             | g-kWh <sup>-1</sup>       | 9.94·10 <sup>-5</sup> | 2.20·10 <sup>-4</sup> | 4.30·10 <sup>-1</sup> | 42.8                                  | 94.7                                  |
| toluol s              | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.29·10 <sup>-3</sup> | 1.13·10 <sup>-3</sup> | 6.30·10 <sup>-1</sup> | 814                                   | 713                                   |
| Zn zinc p             | g-kWh <sup>-1</sup>       | 2.22·10 <sup>-5</sup> | 5.69·10 <sup>-5</sup> | 2.60                  | 58.0                                  | 148                                   |
| Zn zinc s             | g-kWh <sup>-1</sup>       | 6.08·10 <sup>-4</sup> | 3.23·10 <sup>-4</sup> | 2.60                  | 1.58·10 <sup>3</sup>                  | 839                                   |
| aromatic HCs total f  | g-kWh <sup>-1</sup>       | 5.44·10 <sup>-6</sup> | 2.80·10 <sup>-5</sup> | 10.0                  | 54.4                                  | 280                                   |
| aromatic HCs total sw | g-kWh <sup>-1</sup>       | 4.79·10 <sup>-5</sup> | 2.53·10 <sup>-4</sup> | 10.0                  | 479                                   | 2.53·10 <sup>3</sup>                  |
| ion arsenic f         | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.64·10 <sup>-5</sup> | 2.12·10 <sup>-3</sup> | 3.60                  | 59.0                                  | 7.63·10 <sup>3</sup>                  |
| ion lead f            | g-kWh <sup>-1</sup>       | 6.91·10 <sup>-5</sup> | 5.33·10 <sup>-3</sup> | 4.30·10 <sup>-1</sup> | 29.7                                  | 2.29·10 <sup>3</sup>                  |
| ion cadmium f         | g-kWh <sup>-1</sup>       | 9.40·10 <sup>-7</sup> | 5.65·10 <sup>-5</sup> | 13.0                  | 12.2                                  | 734                                   |
| ion chromium-III f    | g-kWh <sup>-1</sup>       | 8.46·10 <sup>-5</sup> | 1.05·10 <sup>-2</sup> | 4.20·10 <sup>-1</sup> | 35.5                                  | 4.43·10 <sup>3</sup>                  |
| ion cobalt f          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.61·10 <sup>-5</sup> | 2.10·10 <sup>-3</sup> | 4.20·10 <sup>-1</sup> | 6.77                                  | 882                                   |
| ion copper f          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 5.62·10 <sup>-5</sup> | 5.29·10 <sup>-3</sup> | 7.70·10 <sup>-1</sup> | 43.2                                  | 4.07·10 <sup>3</sup>                  |
| ion nickel f          | g-kWh <sup>-1</sup>       | 4.21·10 <sup>-5</sup> | 5.29·10 <sup>-3</sup> | 1.70                  | 71.6                                  | 9.00·10 <sup>3</sup>                  |
| ion zinc f            | g-kWh <sup>-1</sup>       | 1.40·10 <sup>-4</sup> | 1.07·10 <sup>-2</sup> | 2.60                  | 364                                   | 2.77·10 <sup>4</sup>                  |
| phenols f             | g-kWh <sup>-1</sup>       | 8.42·10 <sup>-6</sup> | 2.88·10 <sup>-5</sup> | 5.30                  | 44.6                                  | 153                                   |
| phenols sw            | g-kWh <sup>-1</sup>       | 8.89·10 <sup>-6</sup> | 4.86·10 <sup>-5</sup> | 5.30                  | 47.2                                  | 258                                   |
| <b>Total</b>          | <b>g-kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                       | <b>6.88·10<sup>3</sup></b>            | <b>6.66·10<sup>4</sup></b>            |

1 キロワットアワーの電力を生産する際に発生する水質汚染係数を水量で見た場合、その合計は、褐炭火力発電の場合には  $4.43 \cdot 10^4 \text{ m}^3$ 、硬質炭火力発電の場合には  $1.13 \cdot 10^5 \text{ m}^3$  である。褐炭火力発電のライフサイクルの場合、全体的な生態毒性に大きく関わるのはカドミウムと水銀だけである。これに対し、硬質炭火力発電の場合は、多くの物質が生態毒性のある水質汚染に関わっている。この場合、水質汚染の原因の半分以上は水銀で、そのほか、鉛、カドミウム、クロム、銅、亜鉛などが高濃度で存在し、環境問題を引き起こす。水質汚染係数は、送電協調連盟加盟国それぞれで次のように異なる。

- 褐炭火力発電、最小値:  $1.48 \cdot 10^4 \text{ m}^3$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $1.20 \cdot 10^5 \text{ m}^3$  (ギリシャ)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $6.37 \cdot 10^4 \text{ m}^3$  (オランダ)

- 硬質炭火力発電、最大値:  $1.75 \cdot 10^5 \text{ m}^3$  (スペイン)

1 キロワットアワーの電力を生産する際に発生する土壌汚染係数を土壌の量で見た場合、その合計は、褐炭火力発電の場合には  $6.88 \cdot 10^3 \text{ g}$ 、硬質炭火力発電の場合には  $6.66 \cdot 10^4 \text{ g}$  である。この合計の値には、多くの物質が関与している。褐炭火力発電のライフサイクルの場合、主な原因物質は、カドミウム、水銀、トルオール、亜鉛である。これに対し、硬質炭火力発電のライフサイクルの場合、主な原因物質は、水銀、ヒ素、クロム、銅、ニッケル、亜鉛である。土壌汚染係数が特に高い事例は、次のとおりである。

- 褐炭火力発電、最小値:  $2.85 \cdot 10^3 \text{ g}$  (オーストリア)
- 褐炭火力発電、最大値:  $1.23 \cdot 10^4 \text{ g}$  (ギリシャ)
- 硬質炭火力発電、最小値:  $5.58 \cdot 10^4 \text{ g}$  (オランダ)
- 硬質炭火力発電、最大値:  $8.14 \cdot 10^4 \text{ g}$  (スペイン)

スイスのライフサイクル分析では、放射性の排出物もあるとされている。しかし、このスイスの分析に基づく放射性の排出物については修正が必要なため、この資料では無視することとした。

放射性核種は、放射される放射線の組成によってさまざまに異なり、生体内に摂取された後の反応も一様ではないため、全体的な放射能に対する関わり方を一定のパターンとして要約することはできない。石炭サイクルの中で放出される放射性核種のほとんどは、灰の中に含まれている(U.S.Department of Energy, 1997)。忘れるべきではないのは、石炭の燃焼がもたらす二酸化炭素の  $^{14}\text{C}$  アイソトープは、平均よりも少なく、このため、空気中の放射能は希釈化されるということである。

## 生息地の変化

### 局地気候の変化

採炭と石炭火力発電では粉塵が飛散するが、その量は、1 キロワットアワーの発電電力当たり  $0.929 \text{ g}$  (褐炭火力発電) および  $1.16 \text{ g}$  (硬質炭火力発電) である(Gantner & Hofstetter, 1996)。このような大気負荷は、動物の生息環境に影響を与える可能性がある。煙霧が発生し、大気中に水滴の核になる物質が増えるため、局地気候はその影響を受ける可能性がある。そのほか、局地気候は、空気中および水中への熱の放射の影響も受ける。褐炭火力発電は、 $2,47 \text{ kWh/kWh}$  の熱を空気中へ、 $0,455 \text{ kWh/kWh}$  の熱を水中へ放出する。硬質炭火力発電は、 $1,76 \text{ kWh/kWh}$  の熱を空気中へ、 $0,367 \text{ kWh/kWh}$  の熱を水中へ放出する。

### 地球物理学的变化

酸性鉱山廃水は、空気、(石炭の中の)硫黄、バクテリア、水の相互作用から発生することがある。酸性鉱山廃水は、酸性土壌および地上水の中の生物学的多様性を減少させることがある。石炭の採掘の場合、土壌物質を溶解するために酸を利用する採掘プロセスは、用いられていない。

採掘活動は、野生生物の生息環境と自然の地形に直接的な変化を加える。採掘後に土地の埋め立てが行われない限り、影響は後々まで残る。埋め立てによって十分な成果が得られるかどうかは、採掘前の元の地面の特徴との比較において、埋め立てに使われた土壌(充填)物質の組成と投入場所がどのようなものであったかによって変わってくる。埋め立ての際、重い機材によって地表を固め過ぎると、地面の浸透性が減り、

その結果、採鉱後に植えられた植物の生育を妨げることになる (Gantner & Hofstetter, 1996)。地表を保護していた表土層が採鉱の際に取り除かれるので、新しく植物が生育するまでの間、表土の浸食が進む。浸食の程度は、特に鉱区の気候、降水量、傾斜、地形によって左右される。さらに採掘は、地震活動を誘発することもあり、また、地盤沈下を引き起こすこともある。

### 水中の変化

多くの場合、採掘活動中に、大量の水を鉱区の外へ汲み出すことが必要になる。汲み出す量が多くなると、地下水面が下がり、近隣の井戸が干上がってしまう。たとえ、採鉱が終了した後で地下水面が最終的に回復したとしても、いくつかの土壌水理条件が恒久的に変化していることがある。露天掘りの場合も地下採掘の場合も、結果として状況は同じで (Gantner & Hofstetter, 1996)、埋め立てを行わない限り、その後も影響が残る。埋め立てが行われた場合、地下水を汲み上げたことによる影響は、埋め立てに使った土壌の組成と浸透性によって異なるほか、新しい条件が、元の立地特性からどの程度異なったものになっているかにもよる。また、採掘活動は、地下水に影響のある地盤沈下を引き起こすことがあり、石炭の燃焼プラントから出る温度の高い排水 (時に「熱汚染」とも呼ばれる) は、(特に貫流システムが使用されている場合など) 水域環境に悪影響を及ぼす。前にも述べたが、褐炭火力発電は、0,455 kWh/kWh の熱を水中へ放出し、硬質炭火力発電は、0,367 kWh/kWh の熱を水中へ放出する。

## 2-5 事故

石炭鉱山に関する死亡者数は、近年減少している。メタンガス対策や粉塵対策が向上したため、鉱山の安全は大幅に改善されている。メタンと粉塵が原因で、これまで多くの爆発と火災が起こってきた。過去には、深刻な大気汚染によって何千人もの死者が出た。例えば、1952 年 12 月の英国ロンドンの悪名高いスモッグである。現在、公害防止技術が進歩した結果、そのような危険は大幅に減っている。一般市民は今も、鉱山が原因となって起こる地盤沈下の影響を受ける可能性はあるが、しかし、犠牲者が出ることは稀である。さまざまな研究調査に、下記のような大事故が記録されている。表 2.14 は、その一覧である。外傷を負った後に死亡したケースおよび重症のケースは含まれていない。

表 2-14 石炭鉱山関連の大事故 (Roberts & Ball, 1996) (上の段の一連のデータ) および (Hirschberg & Spiekerman, 1996) (下の段の一連のデータ)

| Study period | number<br>of<br>events | Fatalities<br>per<br>event | total imme-<br>diate<br>fatalities | total late<br>fatalities | energy<br>produced<br>GW <sub>a</sub> | Fatalities<br>per<br>GW <sub>a</sub> |
|--------------|------------------------|----------------------------|------------------------------------|--------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|
| 1969-1986    | 62                     | 10-434                     | 3600                               |                          | 10,000                                | 0.34                                 |
| 1969-1992    |                        | 5-                         |                                    |                          |                                       | 0.3                                  |

## 2-6 生物多様性への影響

### 世界規模の影響

世界規模で見た場合、石炭の燃焼によって生産される電力が環境にもたらす主な影響は、世界のあちこちで話題になっている温室効果ガスに関係するものであろう。発電に関連して大気中に放出されるそのようなガスの中で、石炭に起因するものがもっとも多い。大気中の温室効果ガスが今後さらに増えれば、地球の温暖化は深刻なものになるというのが一般的な主張である。地球温暖化が進めば、局地的気候条件が急速に変化し、生物多様性に対して多くの深刻な影響を及ぼす可能性がある。気候の変動にうまく適応できない生物や移動できない生物は、深刻な影響を受けることになる。すでに生息環境が狭められ、地球温暖化以外の人為的障害によって絶滅寸前にまで追い詰められている一部の種は、特に危険な状態に陥る可能性が高い。

### 局地的・地域的な影響

局地と地域の規模においても、石炭火力発電は、さまざまな形で生物多様性に影響を及ぼしている。

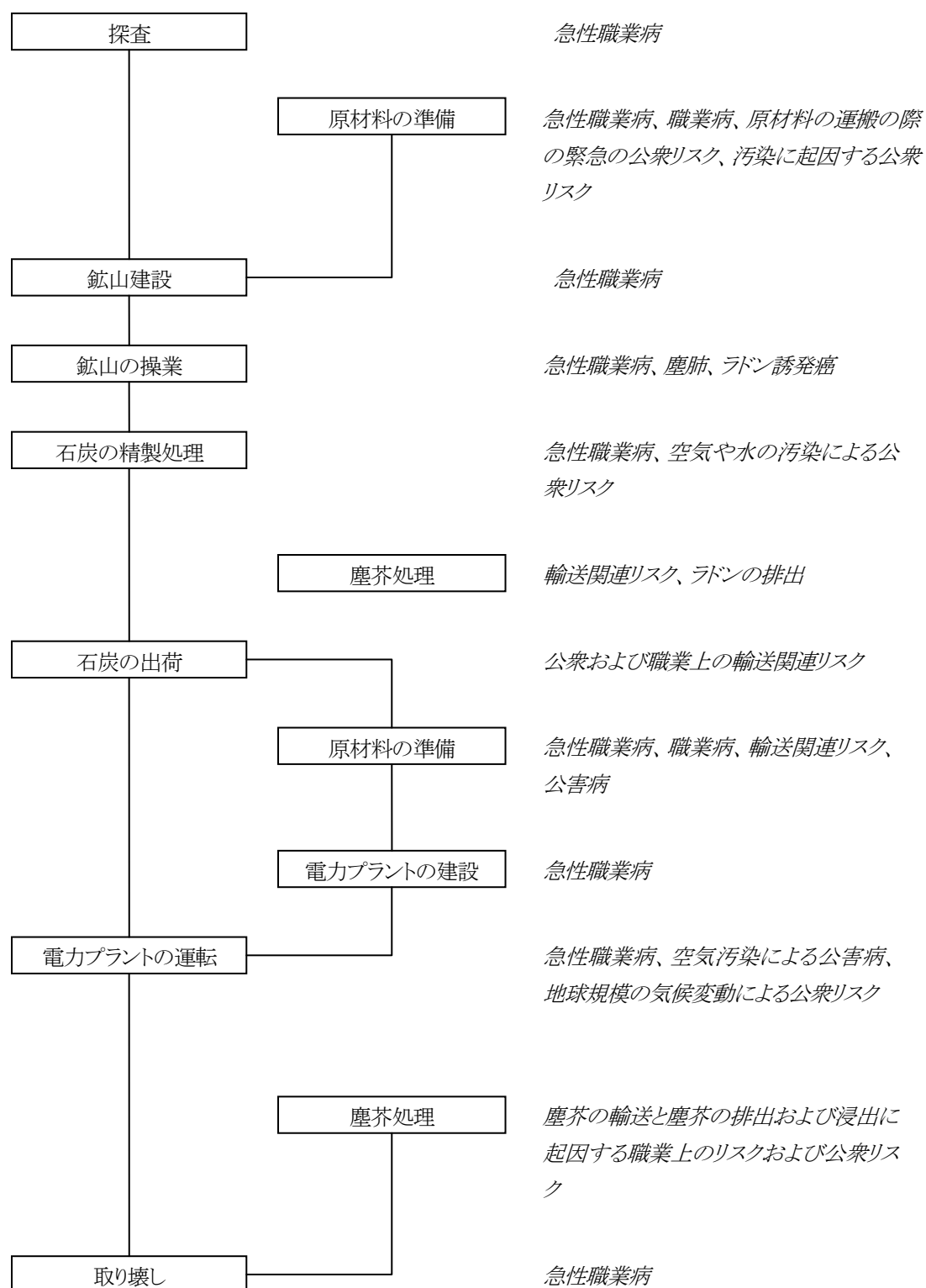
- 酸性化は、ペーハーの低い環境に耐えることのできない生物の生息空間を破壊し、生態系を荒廃させる。そのような変化が引き起こす最終的な結果として、生態系の機能が低下する。すなわち、生産性が落ち、栄養素の回転率が低下する。
- 絶滅の危機に追い詰められている種は、生き残ることができなくなるかもしれない。
- 富栄養化は、溶存酸素の減少を引き起こすため、水界生態系に深刻な影響を及ぼす可能性がある。
- 光化学スモッグが植物にダメージを与え、一部の種類の作物の生産高を低下させたり、局地的に死滅させたりする可能性がある。
- 採掘活動は、しばしば取り返しがつかないほど水質を悪化させ、その結果、生物の生息地が変化する。採掘が沼地や湿地帯で行われた場合、排水の影響は特に大きくなる傾向がある。
- 生態毒性のある排出物は、深刻な環境衛生問題を引き起こす可能性がある。水銀その他の重金属などの物質は、食物連鎖の中で蓄積され、特に捕食種（および人間）を害する。

## 2-7 人間への影響

### 健康リスク

石炭のライフサイクルの各段階は、健康上の懸念と関わっている。次の図表は、その状態を示している (Roberts & Ball, 1995)。

表 2-15



最近数十年間、職業上の健康被害は多くの国で減少した。これは主に、安全対策が向上したことによるが、自動化が進み、人員が減少したことも寄与している。また、労働者の平均年齢が若くなったことも有力な要因である。

表 2-16 英国における石炭火力発電のライフサイクルの健康リスク(Roberts & Ball, 1995)。0 は GWa のベースで計算されていないか、あるいは無視されているものを意味する。

\*- は前提条件次第で変わることを意味する。

| Cycle stage                                              | Acute occupational fatality risk per GWa | Occupational disease and carcinogenic risk per GWa | Fatal public risks per GWa |
|----------------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------|----------------------------|
| fuel extraction                                          | 0.25 - 0.7                               | 0.2 - 0.9                                          | 0                          |
| fuel                                                     | 0                                        | 0                                                  | 0                          |
| preparation/reprocessing materials/component fabrication | 0                                        | 0                                                  | 0                          |
| plant construction                                       | 0.1 - 0.2                                | 0                                                  | 0                          |
| power plant operation                                    | 0.01 - 0.2                               | 0                                                  | 0 - 6                      |
| transport                                                | 0                                        | 0                                                  | 0.002 - 0.06               |
| decommissioning                                          | 0                                        | 0                                                  | 0                          |
| waste disposal                                           | 0                                        | 0                                                  | <2 - 4*                    |
| <b>Total</b>                                             | <b>0.36 - 1.1</b>                        | <b>0.2 - 0.9</b>                                   | <b>&lt;2 - 10.1</b>        |

塵芥処理から生じる致命的な公衆リスクは、比較的低い限界値(死亡者数/GWa はマイナス 2)を持つことが知られている。これは、状況次第で一般大衆の被爆を実際に減らす効果を持つ石炭灰が建材の中に使われることに起因する。一部の研究によると、電力プラントの運転(排ガスの排出)に起因する致命的な公衆リスクは、ずっと大きい可能性があると予測されている。すなわち、死亡者数/GWa は、上限 77 である(Roberts & Ball, 1995)。

下記の 2 つの表(2-17 と 2-18)は、ドイツにおける 2 つの研究(Thöhne & Kallenbach, 1988; Fritzsche, 1989)で算出された石炭火力発電のライフサイクルの健康リスクをまとめたものである。2 つ目の表のカッコ内の数字は、極端な状況、例えばたいへん採掘条件が悪い場合におけるリスクの計算値である。

表 2-17 石炭火力発電のライフサイクルのすべてのステージにおける職業上の健康リスクと公衆健康リスク(Thöhne & Kallenbach, 1988)

|                                                                   |            |
|-------------------------------------------------------------------|------------|
| Acute occupational fatalities per GWa                             | 4.0        |
| Occupational disease and injuries in missing days of work per GWa | 19 - 200   |
| Public fatalities per GWa                                         | 0.2 - 23.2 |
| Public diseases and injuries in cases per GWa                     | 5.8 - 90   |

表 2-18 石炭火力発電のライフサイクルのすべてのステージにおける職業上の死亡リスクと公衆死亡リスク  
(Fritzsche, 1989)

|                                          |                   |
|------------------------------------------|-------------------|
| Acute occupational risk per GWa          | 0.4 - 3.0 (- 6.5) |
| Late occupational risk (disease) per GWa | 0.1 - 1.0 (- 4.9) |
| Acute public risk per GWa                | 0.1 - 1.0 (- 2.3) |
| Late public risk (disease) per GWa       | 1.9 - 6.0 (- 15)  |

3つの研究(すなわち、Roberts & Ball, 1996; Thöhne & Kallenbach, 1988, and Fritzsche, 1989) は、いずれも、石炭火力発電が他の発電形態と比較し、最も大きな健康リスクを伴う発電形態であると述べている。しかし、石炭火力発電のために新しい技術を利用する場合には、このようなリスクは、日常的な健康リスクと比較してたいへん小さなものとなる。とは言うものの、排出物の拡散のほか、複合的な原因や影響の連鎖などから生じる健康リスクはこれらの研究には含まれておらず、そのようなものと含めると、リスクは相当に大きなものとなる可能性がある。例えば、ノルウェーの研究(Vogt, 1986)では、酸性雨によって溶解したアルミニウムが飲料水に入ることによってアルツハイマーによる死亡率が高まると指摘されている(Probert & Tarrant, 1989)。しかし、他の疫学的な研究では、そのような因果関係や交絡因子の存在を示す記述はない(Industrial Disease Standards Panel, 1992)。石炭鉱山や石炭の燃焼から発生する浮遊微小粒子もまた、大きな健康リスク(Edwards, 1997)のほか、温室効果ガスが原因となって地球温暖化を引き起こす可能性がある。自然環境に対して大きな影響を持つ技術は、概して大きな健康リスクを含んでいる。

## リスクの認識

Slovic, et al.(1979 年)が行った精神測定パラダイム研究では、化石燃料を用いた発電の場合に「未知のリスク」ファクターが最も低くなっている。この研究の中で測定された「恐怖」ファクターに関しては、原子力発電だけが、他のいずれの発電方法よりも「かなり悪い」と認識されている。公衆の不安に関して、石炭火力発電は水力発電と同程度である。この1979年の研究よりも後に発表された多くの研究結果に基づくと、さまざまな発電方法のリスクに関し、公衆認識が変化した可能性があるとされている。最近どのような種類の情報が公表されたかを、その事例で示すと次のようになる。

- ノルウェーで酸性雨に関する第1回国際科学会議が開催された1980年以降、やっと酸性化とその影響に関する公開議論は大規模に行われるに至った(ただし、このトピックが最初に国際社会に紹介されたのは、1972年のストックホルムの国連環境会議においてであった)。
- 地球温暖化に関する最近の研究調査により、思いもよらぬ大惨事が発生するかも知れないというシナリオが浮上している。しかし、この同じ研究調査により、温室効果ガスの排出がもたらす結果がどのようなものか、はっきりとは分からないことが明らかになっている。
- 近年、発がん性物質に関し、多くの研究調査が実施されているが、その中には、石炭の燃焼プロセスから発生する物質も含まれている。
- つい最近の研究調査によっても、物質が人間の健康に影響を与える経路(例えば、光化学スモッグ、酸性化、発がん性物質などの影響の経路)は、多くの場合十分に分からず、その結果、個々の物質の総合な影響を定量化することはできていない。

人間の健康に対するこれらの「新しい」危険は、大きな広がりを持ち、簡単に見付けることができず、選択の



余地はなく、一部は地球規模のものであり、潜在的には破滅的な事態を引き起こす可能性を持ち、時には影響が遅れて現れ、回避することはほとんど不可能なものである。これらの特徴を考慮してリスクを認識する必要がある。今日、この研究調査が再び実施されたならば、このような新しい危険の存在の結果、「恐怖」のスケールに関するスコアも「未知のリスク」ファクターのスケールに関するスコアも、さらに上昇する可能性が高い。その一方、この研究の後の 20 年間に、いくつかのたいへん大きな改善が行われた。これらは、ある程度、リスクに対する認識の上昇を実際に抑制する効果を持つ可能性がある。例えば、次のような改善である。

- 多くの排出物を大幅に削減することのできる新しい技術が開発された。
- 多くの炭鉱で、労働者の健康状態が大幅に改善された。

石炭火力発電の健康への影響の可能性に関する科学的根拠は今後明確になっていくとしても、「未知のリスク」ファクターがすぐに減少することはない。逆に、科学的な研究調査によって、石炭火力発電に関連する新しいリスク(例えば、露天掘りの採炭の粉塵による健康被害など)が発見され、査定の対象になっていく。石炭火力発電から生じる公的損害が次々に新しく発見されるというプロセスが続けば、「未知のリスク」に対する市民の認識はさらに高まっていくものと思われる。地球の温暖化や酸性化など、地球規模あるいは地域的な影響に関する新しい研究が進めば、「恐怖」ファクターもまた、ほとんど確実に上昇に転じることになる。最近の新技术にもかかわらず、このような展開が続く可能性は高い。なぜなら、新しい技術が開発されたとしても、世界全体の二酸化炭素の排出量を減らすことができる可能性は極めて低くからである。

## 社会的・社会経済的影響

### 住民の移動

石炭火力発電の場合、採炭のため、広大な土地が必要になる。人口の少ない地域であれば、このことはそれほど大きな社会的問題ではない。しかし、人口密集地域の場合、住民の移住が必要なる。ただ、運営を十分に計画的に行うことにより、影響を受ける人の数を減らすことは可能である。

### 文化

それまで工業化が進んでいなかった田園地帯に新しく炭鉱を開発し、新たに発電所を建設することは、文化的な変化を引き起こす。炭鉱は、農業その他の職業を営んでいた人々に転職の機会を与えることになる。そのような変化が結果的にどのような意味を持つのかは、今後の研究調査のテーマである。

## 美的影響

### 視覚的影響

鉱山とそれを取り巻くインフラ(例えばアクセス道路)は、通常、景観として美しく見えるかどうかを考えて建設されるものではない。周辺地域にまで及ぶ土地を使用するため、景色を変化させ、その結果、全体的な景観としての美的価値を変えてしまう。土地の埋め戻しが行われない場合、変化した部分は、多かれ少なかれ恒常的なものになってしまう。土地の埋め戻しが行われる場合でも、傷跡は何十年も残るだろう。石炭火力発電所も人間の視覚に入ってくるほか、微粒子の排出によって、日中、空の色が変わる可能性がある。ボタの埋立地とそのアクセス道路もまた、見た目の悪いものとなる可能性がある。

### 聴覚的影響

鉾山がもたらす聴覚的影響もまた、特に人口密集地では、相当に大きなものとなる。火力発電所を運転するには、石炭を鉾山から発電所までほとんど常に輸送せねばならず、その過程で騒音が出る。しかし、発電所の運転と石炭処理施設は、限られた地域で騒音の問題を引き起こすだけである。

## 3 天然ガス

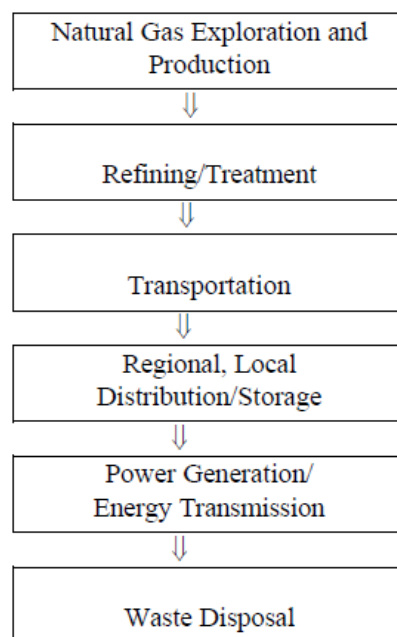
### 3-1 概要

1990年、天然ガスは世界中で使用された全再生不能燃料の23% (Golob & Brus, 1993)を占め、全発電の12% (Maden & Mole, 1996)で使用された。天然ガスは、しばしば石油に伴って多孔質地層で発見される、自然発生の炭化水素の混合物である。主要成分はメタン(体積率75~95%)だが、窒素酸化物、二酸化炭素のような他のガスも少量含まれている。天然ガスは、石炭、石油、その派生物と共に多様な化石燃料の1種である。天然ガスは、非生存有機物の嫌気性分解の産物として形成される。ガスは地下のくぼみにたまるため、転換はそれ以上進行しなくなる。天然ガスと石油はしばしば同一のガス井で発見されるため、しばしば一緒に生産される。石油と天然ガスの探索、掘削、生産に使われる機器は、通常同じである。

天然ガスは、エネルギー含有量が高い。実際、液体天然ガス (LNG) 1単位と同量のエネルギーを算出するには、重量ベースで石炭なら2倍、石油なら2倍の量が必要となる。これは、メタン中の炭素と水素原子がどちらも燃焼時に酸化されるためである。天然ガスは、この高い比エネルギー量のために、石油や石炭よりも汎用性が高い。また、天然ガスは脱炭素処理が可能で、結果として得られる水素ガスは、エネルギー担体として使用できる。天然ガスによる発電コストは、石炭による発電コストと同様だが、天然ガスによる水素( $H_2$ )生産コストは石炭による生産コストの約半分である (International Energy Agency, 1997)。しかし、通常天然ガス自体がエネルギー担体として使用されている。その場合ガスをガス井からエンドユーザーに輸送するためにパイプラインが使用され、ガスは主に加熱に使用されている。以下の考察では、天然ガスを火力発電所における燃料として使用した場合のライフサイクル設定のみを対象とする。

天然ガスのライフサイクルはガス井から始まる。処理の後、ガスは圧縮され、パイプラインで配送される。天然ガス源から設備までの全体効率性は約91%で (U.S. Department of Energy, 2000)、電気をエネルギー担体として使用する他の発電方法のほとんどと比べて高い。ガス・ライフサイクルの簡単な図表を図3-1 (Schleisner & Nielsen, 1997)に示す。

図 3-1 天然ガス・ライフサイクルのエネルギーチェーン (Schleisner & Nielsen, 1997 を一部修正)



## 技術

### 天然ガスによる発電方法

発電のための天然ガス技術はいくつかあり、必要とされる設備、効率性、排出量はそれぞれ異なる。これらの技術では発電のために少なくとも単純なガスタービンが使用される。ガス燃焼の最も一般的な技術では、ノズル混合加圧空気バーナーを使用する。この方法では、加圧空気がノズルから放出され、ガスポートがガスと共に気流を供給し、バーナーのトンネル部で燃焼が起こり、発生する圧力でタービンが回転する。この天然ガスによる具体的な発電技術をまとめると、以下の通りになる。

:

#### 1) コージェネレーション(熱併給発電)

コージェネレーションでは、電気だけでなく、電気と使用可能な熱が生産される。このプロセスでは「排」熱が回収されるため、全体エネルギー効率が向上し、エネルギー生産に使用される燃料の単位当りの排出量が低減される (Beals & Hutchinson, 1993)。

コージェネレーション方法の1つでは、発電で天然ガスタービンを使い、その排ガスから熱を回収して、熱交換器により冷却水から蒸気または温水を発生させる。回収された熱はその局地での建物の暖房、湯沸かしなどの熱供給に利用できる (Beals & Hutchinson, 1993)。回収された熱エネルギーは長距離移動できないため、その局地で使用しなければならない。

#### 2) コンバインドサイクル技術

コンバインドサイクル技術は、特定のコージェネレーション方法である。このプロセスでは、スチームサイクルジェネレーターにつながっているガスタービンで発熱が行われる。ガスタービンからの排熱は蒸気を発生させるために熱交換器で転換され、発生した蒸気で蒸気タービンを運転する (Beals & Hutchinson, 1993)。コンバインドサイクル技術では、基本的な天然ガスタービンの効率性が33%であるのに対し、50%を超える効

率性が達成できる(Ryder, 1997)。

### 3) 再燃焼

天然ガス再燃焼は、他の燃料向けの従来型ボイラーで天然ガスを使うプロセスである。他の燃料を燃焼させた後、ボイラーをさらに高温に加熱し、天然ガスを注入する。このプロセスでは、天然ガスからさらにエネルギーが発生すると同時に、二酸化硫黄と窒素酸化物の総排出量が低減される(National Gas Supply Association, 1998)。

### 4) コーフファイアリング(混合燃焼)

コーフファイアリングは基本的に再燃焼と同じプロセスだが、天然ガスを従来の燃料と同じ温度で燃焼するものである。このプロセスでも二酸化硫黄と窒素酸化物の排出量が低減される(National Gas Supply Association, 1998)。

## 液体燃料への転換技術-LNG

天然ガスパイプラインの建設が経済的に無理な場合、天然ガス輸送に替わる代替状態として液化天然ガス(LNG)が考えられる。LNGは大気圧下で華氏マイナス260度に冷却された天然ガスである(National Gas Supply Association, 1998)。この条件下では天然ガスは液体となる。LNGは、空気と混合した場合、濃度5～15%で可燃となる(National Gas Supply Association, 1998)。LNGを液体状態に保つには、特殊な絶縁タンクに華氏マイナス117度未満で貯蔵しなければならない。天然ガスを冷却して液体状態にするプロセスでは熱が発生するが、この熱は、生産用途に使われるか、そうでなければ放出される。ここでどの方法を選ぶかによって、全体的なシステムのエネルギー効率に影響が出る。

現在、LNGの市場は高価ではあっても存在する。環境コストを含む二国間における天然ガスパイプライン建設の総コストが、LNG施設を建設し料金を払ってLNG燃料を輸入するより高くなる場合もある。日本は現在LNGの最大輸入国であり、他国もLNGの地域市場を開拓しつつある。

## 輸送

天然ガスは、通常の気圧・温度下では気体の形で存在するため、石油やその他の燃料に比べ、より高度な技術を要する高価な輸送用収容設備が必要となる。そのため、天然ガスを経済的に実現可能な方法で輸送するには、コンテナ輸送のためにLNGとして圧縮/冷却するか、パイプラインで輸送しなければならない。その結果、ほとんどの天然ガスは生産地の近辺で消費されている。輸出用に生産される天然ガスは合計でわずかに15%にすぎない(Golob & Brus, 1993)。天然ガスは主にパイプラインで輸送され(75%)、それより低い割合の天然ガスがLNGとして出荷される(25%) (Golob & Brus, 1993)。

## 天然ガスの代替源

### 1) 炭層メタン(CBM)

メタンはよく石炭鉱層に石炭1トンあたりメタン200 m<sup>3</sup>までの密度で存在する(Freund *et al.*, 1998)。まだ採掘された事のない炭層から直接収集されるメタンの純度はしばしば90%以上である。メタン回収技術が利用できるので、このメタン源を使って発電を行う事は可能だが、現在発電に使われているCBMはごく僅かである。回収されたCBMのほとんど(約25%)は、メタンを利用するための施設がないか、設置が経済的に難しいた

め、燃焼もしくは排気されてしまう(Freund *et al.*, 1998)。しかし、発電のためのCBM回収および利用コストが十分に安く、純利益を生む場合もある(Freund *et al.*, 1998)。

## 2) メタンハイドレート

必ずしも常に天然ガス「埋蔵量」と見なされるわけではないが、メタンは大陸の永久凍土層および海底の堆積物中に大量に存在する(Golob & Brus, 1993)。メタンガスは、高压低温の条件下で氷った水分子の「カゴ」に閉じ込められる事がある。この構造がメタンハイドレートである。メタンハイドレートの大規模な堆積層は、シベリア、カナダ北部、アラスカ、日本沖、インド沖、米国東海岸沖などのごくわずかな場所で発見されている。現在、日本やインドのように豊かな国内エネルギー資源に恵まれない国々は、メタンハイドレートを燃料として生産する方法を積極的に調査している。しかし、現時点では、メタンをメタンハイドレートから抽出する事のできる方法は経済的に実現可能とするにはあまりに費用がかかる。メタンハイドレートの形で蓄積されているメタンの量は、従来の天然ガス埋蔵量の2倍と推定されているため、メタンハイドレート堆積物は次世代にとって重要な天然ガス源になるかもしれない。

## 革新的天然ガス技術

従来の天然ガス発電所のライフサイクルを超えるような天然ガス生産、輸送、発電に関する革新的技術の中には、今後の世界におけるエネルギー供給に興味深い意味を持つものがあるかもしれない。例えば、自動車の燃料として天然ガス使用に賛成するある議論では、そのような自動車の使用が広まると、大量の石油を他のエネルギー需要に充てられると主張している。自動車の排ガス排出量の削減という環境保護面も注目だが、例えば20%の自動車が燃料電池またはLNGを使うようになったらどのような新たな環境への影響が発生するだろうか。包括的なライフサイクル評価では、これら全ての要素や善し悪しを考慮しなければならない。

2つの革新的天然ガス技術の要約は以下の通りである。

### 1) 天然ガス自動車(NGV)

National Gas Supply Associationによると、ガソリン自動車は都市部の一酸化炭素およびその他の大気汚染物質による汚染の原因の75%を占めている(National Gas Supply Association, 1998)。Gas Research InstituteによるNGVのテストでは、NGVは実質粒子状物質を全く排出せず、一酸化炭素の排出量をガソリン自動車に比べ80%以上も削減できるという結果が出ている(National Gas Supply Association, 1998)。

現在使用されている2種類の天然ガス自動車は、圧縮天然ガス(CNG)自動車と液化天然ガス自動車である。天然ガスを自動車に利用できるようにするために、CNGでは天然ガスを2,400~3600 psiに圧縮し、LNGでは華氏マイナス259度に冷却している(Sinor, 1992)。現在、全世界で使用されている天然ガス自動車は百万台以上である。米国の公共バスの5台に1台は天然ガス車である(Sinor 1992)。CNG燃料補給所は主要都市にはあるが、LNG燃料補給所はまだ数か所にしかない。天然ガス自動車の性能と保守はガソリン自動車に匹敵するが、移動範囲は燃料蓄積容量次第なので、ガソリン自動車と比べて狭い。局地における価格差、税金、料金次第でLNG車およびCNG車の燃料費がガソリン自動車の燃料費よりも安くなるエリアもある。スウェーデンのストックホルムでは、発酵下水汚泥からのメタンを使って自動車等のエンジン稼働に使用している。しかしこの場合、天然ガスはバイオマスの1種から生産されているので、再生可能である事が分かる。

## 2) メタンから取り出した水素による燃料電池

燃料電池も、電力生産における天然ガスの使用効率向上の上で有望なもう一つの技術である。燃料電池は電気化学的装置であり、水素を使って化学プロセスにより発電を行う。天然ガスまたはメタノールのような別の燃料源から水素を取り出す際には、改質器が使用できる(Breakthrough Technologies Institute, 2000)。天然ガスから取り出した水素による燃料電池は、従来の天然ガスによる発電方法と比べて、1kWh当りの排出量を低減可能である(Beals & Hutchinson, 1993)。燃料電池は効率的(燃料エネルギーの40%以上を電気に転換可能)で、比較的クリーンであるため、発電および自動車の燃料源として検討されている(Beals & Hutchinson, 1993)。天然ガスを利用した燃料電池は、妥当なコスト、低排出、燃料精製が最低限で済むなどのいくつかの特徴から、燃料電池市場における主力製品となる事が期待されている(Beals & Hutchinson, 1993)。

## 地理

1988年から1997年まで、乾性天然ガス生産量は年率平均1.8%で増加した(U.S. Department of Energy, 2000)。1997年には、ロシアが最大の天然ガス生産国として20.2兆立方フィートを生産し、米国が18.9兆立方フィート、カナダが5.9兆立方フィート、英国が3.2兆立方フィート、オランダが3.0兆立方フィートと続いた。

1997年には、米国が最大の乾性

天然ガス消費国で22.0兆立方フィートを消費し、ロシアが13.4兆立方フィート、ドイツが3.4兆立方フィート、英国が3.2兆立方フィート、カナダが3.0兆立方フィートと続いた。全体では、ロシアと米国が天然ガスの世界生産および消費量の40%を占めている(U.S. Department of Energy, 2000)。

表 3-1 1997 年の天然ガス世界生産 (International Energy Agency, 1997) (単位: 1 兆立方フィート)

| Region                       | Consumption<br>(Trillion Cubic Feet) |
|------------------------------|--------------------------------------|
| North America                | 25.94                                |
| Central and South America    | 2.93                                 |
| Western Europe               | 9.90                                 |
| Eastern Europe & Former USSR | 24.75                                |
| Middle East                  | 6.03                                 |
| Africa                       | 3.59                                 |
| Far East & Oceania           | 8.57                                 |
| <b>Total</b>                 | <b>81.71</b>                         |

表 3-2 1997 年の天然ガス世界消費量 (International Energy Agency, 1997)

| Region                       | Consumption<br>(Billion Cubic Feet) |
|------------------------------|-------------------------------------|
| North America                | 26,129                              |
| Central and South America    | 2,930                               |
| Western Europe               | 14,151                              |
| Eastern Europe & Former USSR | 22,028                              |
| Middle East                  | 5,660                               |
| Africa                       | 1,844                               |
| Far East & Oceania           | 8,901                               |
| <b>Total</b>                 | <b>81,643</b>                       |

### 経済性

他の化石燃料より効率的で温室効果ガス排出量の少ない天然ガス技術の使用は、いくつかの要因により増加が見込まれている。天然ガスを利用した燃料電池は発電需要を満たすものとして有望視されているが、近年の技術の進歩により、製造コストも下がって来ている。家庭および小規模事業所の暖房用燃料電池の大量生産は米国で2001年までには始まるとみられている (匿名の情報元, 1999)。

全ヨーロッパおよび米国におけるエネルギー規制緩和策も、NGV、燃料電池、天然ガスコンバインドサイクル技術等のエネルギー効率の良いソリューションを奨励する環境作りに役立っている。

### ライフサイクル評価

本調査では、複数の異なるLCA研究のデータが使用されている。具体的な実在する工場のデータの代わりに典型的な仮説上の天然ガスデータが使われている場合もある。スイス連邦工科大学 (ETHZ) およびポール・シェラー研究所 (PSI) が実施したスイスの研究では、様々なエネルギーシステムにおける資源使用のライフサイクルが分析されている。値は1992年の値を用いてUCPTE加盟国平均値として報告されている。UCPTE加盟国平均値はベルギー、ドイツ、フランス、ギリシャ、イタリア、旧ユーゴスラビア、ルクセンブルグ、オランダ、オーストリア、ポルトガル、スイス、スペインの平均的状況を示すべきものである (Frischknecht *et al.*, 1994)。このデータはいくつかの刊行物で報告されており、また1994年のデット・ノルスケ・ベリタスによる報



告書にもデータが多用されている (Sandgren & Sorteberg, 1994)。

スイスの研究はUCPTE加盟国における温室効果ガス排出量の値を示すもので、漏れ、スイスおよびヨーロッパにおける最終用途、高濃度硫黄ガスの処理、生産方法の違いなどのいくつかの要素が考慮されている。スイスにはガス電力発電所が存在しないため、ドイツ、ノルウェー、アルジェリアなどを起点とするエネルギーチェーンの天然ガスのLCAデータも組み込まれている (Dones *et al.*, 1994)。ロシアの天然ガス源におけるガス漏れは2% (確実な値ではない) と推定されており、スイス国内の配送システムにおけるガス漏れは0.9%と推定されている。ガス漏れ平均値は1%と推定されている。値の算出では天然ガスの組成は84%が天然ガス、8%がコークスガス、8%が高炉ガスと想定されている。全化石燃料のエネルギーチェーンデータを比較すると、天然ガスチェーンにおける発電所の運転等による全電力消費量が1番低く、約1%であった (Dones *et al.*, 1994)。

天然ガスはスウェーデンのエネルギーの約2%を占める。1996年度のスウェーデンのライフサイクル評価では(仮説上の)天然ガスを燃料とするコンバインドサイクル発電所、即ちガス膨張と熱を両方とも使った発電についての研究が実施された。そのため純効率はやや高めで53 %であり、出力電力量は465MWである。発電所の耐用年数は40年を想定している。ライフサイクル分析には天然ガスパイプライン(海洋および陸上)の建設、発電所の運転および解体も含まれている。ガス源は北海のノルウェー水域にあり、そこでは石油とガスが共に生産されている。ガスはノルウェーからデンマーク経由でパイプラインによりスウェーデン南西部の発電所に輸送される (Brännström-Norberg & Setterwall, 1996)。技術的障害またはパイプライン停止発生時の予備燃料として、発電所は軽油により発電を行う (Brännström-Norberg & Setterwall, 1996)。日本では2つの仮説上の1,000 MW 天然ガス発電所について研究が行われている。1つ目の発電所はタービン1台を備えたシンプルな発電所で、もう1つの発電所はコンバインドサイクルシステムを備えた発電所である。純効率はそれぞれ37.64%と48.25 %である。各発電所の耐用年数は30年と想定されている (Uchiyama, 1994)。

## 3-2 資源の使用

### 再生不能資源

スウェーデンの発電所における再生不能資源の使用はスウェーデンのLCAにおいて算出されている。大量に使われている物質のみが対象となっている。このLCAおよびその他のライフサイクル分析で使用されているエネルギー消費のデータは、通常電力消費国における電力構成をベースにしている。その結果は表3-3に示されている。ガス輸送に必要なパイプラインの建設には大量の鉄鉱石と砂利が使用されている。発電所の予備電源は石油であり、石油消費の多くを占める。

表 3-3 スウェーデンの発電所における再生不能資源の使用 (Brännström -Norberg & Setterwall, 1996)

| Non-renewable          | Unit                              | Total use             |
|------------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| <b>Energy</b>          |                                   |                       |
| Uranium                | kg·kWh <sup>-1</sup>              | 4.42·10 <sup>-9</sup> |
| Coal                   | kg·kWh <sup>-1</sup>              | 1.54·10 <sup>-4</sup> |
| Oil                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 2.87·10 <sup>-6</sup> |
| Gas                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 1.72·10 <sup>-1</sup> |
| Petrol                 | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 5.03·10 <sup>-9</sup> |
| Diesel                 | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 5.43·10 <sup>-7</sup> |
| <b>Material</b>        |                                   |                       |
| Iron ore               | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.09·10 <sup>-1</sup> |
| Limestone + gypsum     | g·kWh <sup>-1</sup>               | 5.98·10 <sup>-2</sup> |
| Ballast                | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.25                  |
| Copper ore             | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.73·10 <sup>-1</sup> |
| Stone wool             | g·kWh <sup>-1</sup>               | 1.78·10 <sup>-3</sup> |
| Titan                  | g·kWh <sup>-1</sup>               | 2.57·10 <sup>-3</sup> |
| Vinyl chloride monomer | g·kWh <sup>-1</sup>               | 2.50·10 <sup>-3</sup> |
| Bauxite                | g·kWh <sup>-1</sup>               | 2.26·10 <sup>-4</sup> |
| Polythene              | g·kWh <sup>-1</sup>               | 2.14·10 <sup>-3</sup> |
| Tri-sodium phosphate   | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.07·10 <sup>-4</sup> |
| Hydrazine              | g·kWh <sup>-1</sup>               | 2.46·10 <sup>-3</sup> |
| Nitric acid            | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.00·10 <sup>-3</sup> |
| Sodium hydroxide       | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.84·10 <sup>-2</sup> |
| Ammonia (25%)          | g·kWh <sup>-1</sup>               | 3.14·10 <sup>-1</sup> |
| Polymer                | g·kWh <sup>-1</sup>               | 9.22·10 <sup>-5</sup> |
| Hydrochloric acid      | g·kWh <sup>-1</sup>               | 7.68·10 <sup>-2</sup> |
| Iron chloride          | g·kWh <sup>-1</sup>               | 6.14·10 <sup>-3</sup> |
| Bentonite              | g·kWh <sup>-1</sup>               | 1.13·10 <sup>-1</sup> |
| Other chemicals        | g·kWh <sup>-1</sup>               | 4.09·10 <sup>-2</sup> |

表3-4では日本の発電所のLCAで使用されている主な再生不能資源の値が列挙されており、表3-5 ではスイスの研究による天然ガスのLCAで使用されている主な再生不能資源の値が列挙されている。

表 3-4 日本の発電所のLCA で使用されている再生不能資源(Uchiyama,1994)

| Material        | Unit                | Total                |
|-----------------|---------------------|----------------------|
| Steel           | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.57                 |
| Stainless steel | g·kWh <sup>-1</sup> | $1.52 \cdot 10^{-2}$ |
| Aluminium       | g·kWh <sup>-1</sup> | $1.31 \cdot 10^{-2}$ |
| Copper          | g·kWh <sup>-1</sup> | $4.84 \cdot 10^{-4}$ |
| Concrete        | g·kWh <sup>-1</sup> | $7.04 \cdot 10^{-1}$ |

表 3-5 UCPT E 平均における天然ガスライフサイクルで使用されている再生不能資源(Dones et al., 1994)

| Material           | Unit                          | Total |
|--------------------|-------------------------------|-------|
| Total Materials    | 1000 tonnes·TWh <sup>-1</sup> | 16    |
| Concrete Gravel    | 1000 tonnes·TWh <sup>-1</sup> | 2.8   |
| Iron               | 1000 tonnes·TWh <sup>-1</sup> | 2.1   |
| Copper             | kg·TWh <sup>-1</sup>          | 17000 |
| Pa, Pt, Re, Ph, Ag | kg·TWh <sup>-1</sup>          | 20    |

## 再生可能資源

天然ガス発電のライフサイクルにおける再生可能資源の全使用量は低い(表3-6)。

表 3-6 スウェーデンの発電所における再生可能資源の使用(Brännström - Norberg & Setterwall, 1996)

| Renewable       | Unit                  | Total use            |
|-----------------|-----------------------|----------------------|
| <b>Energy</b>   |                       |                      |
| Hydropower      | kWh·kWh <sup>-1</sup> | $2.82 \cdot 10^{-4}$ |
| Wooden chip     | kg·kWh <sup>-1</sup>  | $2.11 \cdot 10^{-5}$ |
| <b>Material</b> |                       |                      |
| Wood            | G·kWh <sup>-1</sup>   | $4.92 \cdot 10^{-2}$ |

## 土地

デット・ノルスケ・ベリタスが行った環境評価では、土地の使用を発電システムにおける最も重要な「消費」資源と見なしている(Sandgren & Sorteberg, 1994)。天然ガスシステムでは、土地の使用は一部パイプライン、もしくは施設(海底生産施設および発電所自体)により発生する。

スウェーデンのライフサイクル分析では、パイプラインで使用される土地は土地の面積にその土地の使用年数を掛けた数値で示す一方で、発電所および海底施設の土地は面積のみで示される。天然ガス発電における土地使用は、スイスの研究でも算出されている。土地の使用合計は $1.0 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2 \cdot \text{year} \cdot \text{kWh}^{-1}$ と推定されている(Sandgren & Sorteberg, 1994)。

表 3-7 スウェーデンの発電所における土地の使用合計 (Brännström - Norberg & Setterwall, 1996)

| Land use           | Unit                                                 | Total use            |
|--------------------|------------------------------------------------------|----------------------|
| <b>Pipeline</b>    |                                                      |                      |
| Agricultural land  | $\text{m}^2 \cdot \text{year} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $9.45 \cdot 10^{-5}$ |
| Wooden land        | $\text{m}^2 \cdot \text{year} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $3.87 \cdot 10^{-5}$ |
| <b>Power plant</b> |                                                      |                      |
| Offshore           | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$                   | $1.06 \cdot 10^{-6}$ |
|                    | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$                   | $6.79 \cdot 10^{-5}$ |

一般的に、天然ガスコンバインドサイクル技術およびその他のコージェネレーション方法では、熱交換器や蒸気タービン設備等が追加で必要となるため、シンプルなガスタービンよりも土地の使用が増える。Ontario Hydro向けに作成された1993年の報告書では、天然ガスコンバインドサイクルによる土地の使用は $1.4 - 1.6 \text{ m}^2 / \text{Mwe} \cdot \text{h}$ と推定されている (Beals & Hutchinson, 1993)。同じ1993年の報告書では、天然ガスを利用した燃料電池による土地の使用は $1.1 \sim 1.5 \text{ m}^2 / \text{Mwe} \cdot \text{h}$ の範囲である (Beals & Hutchinson, 1993)。

### 3-3 世界的な環境影響

天然ガスは最もクリーンな燃焼化石燃料であり、天然ガスをその他の化石燃料の代わりに使用すると、実質上環境改善ができる。その他の化石燃料の代わりに天然ガスを燃焼させることのメリットには、 $\text{CO}_2$ および $\text{NO}_x$ 排出量の低減、 $\text{SO}_2$ と粒子状物質の実質的排除が含まれる (National Gas Supply Association, 1998)。スイスの研究では、100年間の天然ガスLCAにおける地球温暖化係数 (GWP) として $\text{CO}_2$ 換算 $790 \times 10^3$ トン/ $\text{TWh}_d$ という値が報告されている (Sandgren & Sorteberg, 1994)。

#### 温室効果

天然ガス発電LCAにおける温室効果ガス排出量は相当な量である。温室効果ガスは燃焼時にも、燃料生産時にも排出されている。さらに、天然ガスをパイプラインで配送する際、輸送中にメタンも放出されている。 (Dones *et al.* 1994)。天然ガスの生産が増え、天然ガスの輸送距離を伸ばすためにパイプラインを延長して建設すると、ガス漏れに対する厳しい統制が行われないうえ、さらに多くの温室効果ガスが排出される。しかし、近年の評価では、輸送時に排出される天然ガスは予期されていたほどの量ではないかもしれない事が示されている (Lang & Crook, 1996; Dedikov *et al.*, 1999)。

$1 \text{ kWh}$ 当りの $\text{CO}_2$ およびメタンの排出量 (g) はいくつかの研究で算出されている。日本およびスウェーデンの研究で報告されている排出量を表3-8と表3-9にそれぞれ示す。スイスの研究では $1 \text{ kWh}$ 当りの $\text{CO}_2$ 換算排出量を422グラムと推定している。

石油およびガス生産時には、メタンの投入および産出量が測定される。産出量が投入量を下回る事もしばしばある。この不足分は「原因不明損失ガス」と呼ばれ、実際の損失量と、測定時の純誤差の合計である。様々な国における原因不明損失ガスが全生産高に占める割合の推定値は (Eng, 1990) によりまとめられている。米国の施設からのガス漏れは、約1.4%と推定されている (Lang & Crook, 1996)。ロシアでは、近年の損

失量は地元の配送時を除き1～2 %である(Dedikov *et al.*, 1999)。旧ソ連時代の前回の推定では、メタンのガス漏れ量はパイプ1km当り10～20トンと報告されている(Freund *et al.*, 1998)。このような規模の排出は、パイプラインの建設および交換時に利用可能な最高の技術を使用すれば防ぐ事ができる(Freund *et al.*, 1998)。

表 3-8 日本の天然ガス発電所からの二酸化炭素換算による温室効果ガス排出量( $\text{g} \times \text{kWh}^{-1}$ )  
(Uchiyama, 1994)

| Substance                                 | Unit                             | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation<br>and<br>maintenance | Total         |
|-------------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|---------------|
| <b>Conventional LNG fired power plant</b> |                                  |                                      |                                 |               |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide            | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 2.02                                 | 591.70                          | 593.72        |
| CH <sub>4</sub> methane                   | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 0.11                                 | 57.64                           | 57.75         |
| <b>Total</b>                              | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | <b>2.13</b>                          | <b>649.34</b>                   | <b>651.47</b> |
| <b>Advanced LNG combine power plant</b>   |                                  |                                      |                                 |               |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide            | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 1.17                                 | 461.96                          | 463.13        |
| CH <sub>4</sub> methane                   | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 0.07                                 | 44.99                           | 45.06         |
| <b>Total</b>                              | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | <b>1.24</b>                          | <b>506.95</b>                   | <b>508.19</b> |

表 3-9 スウェーデンのコンバインドサイクル発電所のライフサイクルにおける温室効果ガス排出量  
(Brännström -Norberg & Setterwall, 1996)

| Substance        | Unit                             | Total                |
|------------------|----------------------------------|----------------------|
| CO <sub>2</sub>  | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 422                  |
| CH <sub>4</sub>  | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $3.28 \cdot 10^{-2}$ |
| N <sub>2</sub> O | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $3.78 \cdot 10^{-4}$ |

表3-8では、どちらの日本のLNG発電所においてもCO<sub>2</sub>とメタンのほとんどは発電所の運転(即ち燃焼)で排出されている。従来型と改良型のLNG発電所の比較では、より効率的な技術により温室効果ガスを低減可能である事が明確に示されている。従来型のLNG発電所で排出されるCO<sub>2</sub>とメタンは、改良型LNGコンバインドサイクル発電所の排出量と比べ、約28%多い。

Ontario Hydro(表3-10)向けに作成された1993年度の報告書では、シンプルなガスタービン技術、コンバインドサイクル天然ガス技術、天然ガスから取り出した水素による燃料電池のCO<sub>2</sub>排出量を推定している。これらの値にも、より効率的な技術の使用により、生産されるエネルギーの単位当りの化石燃料の消費量と温室効果ガスの排出量が低減される事が示されている。ひいては、これらのより効率的な技術を、特に古い化石燃料ベースの発電所の代わりとしてより大規模に活用すると、化石燃料全体の消費率や温室効果ガスに対する良い効果が実現できるかもしれない。

表 3-10 3つの天然ガス技術のライフサイクルにおける二酸化炭素排出量(g/KWe-h) (Beals & Hutchinson, 1993)

| Generation Method                                 | Total LCA CO <sub>2</sub> Emissions |
|---------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Simple Cycle Natural Gas Turbine                  | 747-866                             |
| Combined Cycle Natural Gas Turbine                | 524-612                             |
| Fuel Cell using hydrogen derived from natural gas | 414-660                             |

天然ガス発電所の効率向上は温室効果ガス排出量削減方法の1つである。もう1つの排出量削減方法は、炭素量が比較的高い化石燃料の代わりに天然ガス技術(すなわち一部水素をベースにした燃料)を選択する事である。多くの国が燃料使用の多角化を図っており、炭素率の低い再生可能エネルギーへと徐々に転換している。1人当たりのエネルギー需要増加が見られる中、エジプトは水力と石油の使用を天然ガスで補完する選択を行い、1970年代初頭から天然ガスに移行した。1990年には、天然ガスがエジプトのエネルギー消費量合計の38%を占めるまでになった。

エジプトは、1970年から1990年までの増加するエネルギー需要を石油ではなく天然ガスで満たした事により、4メガトンのCO<sub>2</sub>排出を回避したと推定されている(Emara & Rashad, 1994)。

#### メタン排出量削減のためのLNG技術の使用

現在、液化天然ガス(LNG)の生産および使用のための液化および再ガス化技術は、非常に高く、実施が困難である。しかし、現在大気圏への大量のメタン排出の原因となっている天然ガス源を回収するための最善の方法がLNG技術の使用である場合もある。

様々な燃料回収プロセスにおいて、大量のメタンが放出される。石油およびガス生産時のメタン排出量は合計47 Mt/年と推定されており、この値は天然ガスの使用量増加に伴い増えると思われる(Freund *et al.*, 1998)。炭層メタン(CBM)はよく採炭や石炭加工時に放出され、全世界の炭鉱源から放出されるメタン排出量は、22Mt/年と推定されている(Freund *et al.*, 1998)。これらの天然ガス源は、特にガス源を回収/貯えるパイプラインおよび/または技術が利用できない農村部では、燃焼したり(石油生産時)、排気されたり(石油・ガス)、漏れたり(古い設備およびガス圧縮機より)、汲み出されたり(石炭)する。このような状況では、液体燃料への転換が実行可能な発電方法となる。より低コストの天然ガス液化方法が開発中であり、今後実用可能となるだろう(Sinor, 1992)。

#### オゾン層破壊

1980年代から、季節的な極地におけるオゾン層破壊が懸念されている。原因と目されたいくつかの化学物質の人為的放出について、これらの物質の滞留時間の長さが科学界で懸念を呼んだ。オゾン層が薄くなると、ガン、動物界における突然変異、その他の環境害のリスクが高くなる。メタンとNO<sub>x</sub>は成層圏のオゾン層を分解する可能性があるとしてされている物質だが、天然ガスLCAの一部として排出されているこれらの温室効果ガスを原因とする具体的な影響および相互作用は、評価や予測が難しい。スイスの研究によれば、天然ガスLCAのUCPTE加盟国平均値はCFC11換算25kg/TWh<sub>d</sub>である(Dones *et al.*, 1994)。これは天然ガスのライフサイクルにとっては大きな懸念ではないかもしれない(Dones *et al.*, 1994)

### 3-4 局地的・地域的な環境影響

デット・ノルスケ・ベリタスによる環境への影響のレビューでは、局地への影響を評価するための分析ツールが現時点ではないという結論だったが、全般的なコメントは可能である。

局地および地域的規模での天然ガス発電は、様々な異なるやり方で生物多様性に影響を与える可能性がある。

- 酸性化はビオトープを破壊し、生態系に深刻な害を与える可能性がある。
- 絶滅危惧種は生存できなくなる可能性がある。
- 富栄養化は水界生態系に深刻な影響を与える可能性がある。
- 光化学スモッグは植物に害を与え、絶滅に追い込まれる種が出てくる可能性がある。
- 生態毒性のある排出により、深刻な環境衛生上の問題が発生する可能性がある。生態毒性のある物質は食物連鎖中に蓄積され、捕食種(および人間)に特に害を与える。

石炭、石油、褐炭は、そのライフサイクルにおいて天然ガスより排出量が多いため、天然ガスに比べこれら全ての要素に対する原因度も大きい。一方原子力や水力の影響は相当低くなっている。

#### 酸性化

天然ガスは多くの人によってクリーンな燃料と見なされているが、NO<sub>x</sub>排出量は局地の環境にとって問題となる可能性がある。NO<sub>x</sub>の付着は土壌および水のpH度を下げ、生態系に害を与える可能性がある。NO<sub>x</sub>付着による生態系への害の規模および種類は、局地の(地理的、生物学的等の)条件に影響される(Dones *et al.*, 1994)。植生が影響を受けやすいタイプの生態系は、酸性化の副作用で枯れたり病気になったりしやすくなる(Dones *et al.*, 1994)。スイスの研究ではSO<sub>2</sub>換算1.4トン/TWh<sub>el</sub>と報告されている(Dones *et al.*, 1994)。

#### 富栄養化

天然ガスLCAからNO<sub>x</sub>排出は、富栄養化の原因にもなっている。貯水池の化学成分、場所、水生動植物相、大気汚染暴露度等により、影響の受け方も変わってくる。スイスの研究では、天然ガスLCAにおける富栄養化係数のUCPTE加盟国平均値は、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>換算203トン/TWh<sub>el</sub>と報告されている(Dones *et al.*, 1994)。

#### 光化学オキシダント

NO<sub>x</sub>、揮発性炭化水素のような物質とその他の化学汚染物質間で光化学反応が起こると、光化学オキシダントが発生する事がある。これらの物質は、植物への害、人の呼吸器の問題、その他の環境害を引き起こす場合がある。光化学オゾン生成係数(POCP)は通常産出電力kWh当りのエテン換算グラム数で表わされる。スイスの研究では、UCPTE加盟国平均値はエテン換算38kg/kWhと報告されている。

#### 生態毒性の影響

生態系は貯水池および土壌水分貯水層への有毒化学物質の排出により害を受ける可能性がある。スイスの研究では、水に排出された有毒物質のUCPTE加盟国平均値は3.1トン/TWh<sub>el</sub>、大気に排出された有毒物



質のUCPTE加盟国平均値は45トン／TWh<sub>d</sub>と報告されている(Dones *et al.*,1994)。この値はアンチモン、ヒ素、ベリリウム、鉛、カドミウム、クロム、コバルト、銅、水銀、銀、スズ、多環芳香族炭化水素、トリブチルスズから成る。

## 生息地の変化

### 局地気候

他の化石燃料の代わりに天然ガスを使うメリットは、粒子状物質の排出をほとんど完全になくせる事である。そのため、採炭に伴い発生する事のある煙霧の問題は天然ガス発電では発生しない。しかし、他の化石燃料に比べれば影響度は小さいものの、温室効果ガスの排出により気候に影響を与える可能性がある。

### 水生生息地

1997年のデンマークの研究では、様々な発電所のライフサイクルに関わる外部費用について調べている(Schleisner & Nielsen, 1997)。天然ガスのライフサイクルにおいて、排出量の一部は海洋および河川貯水池に入り込む。天然ガス燃料サイクルから北海への主な影響は、海洋掘削および天然ガス処理によるもので、どちらの場合にも何らかの排出量が発生する。この研究では、海洋石油・ガス生産から海洋環境への排出量は、無視できるレベルであると結論付けている。石油漏れや廃棄物による汚染の懸念の方が大きい。

## 3-5 事故

表3-11に示すデータは1994年のノルスケ・ベリタスのLCA報告書(Sandgren & Sorteberg, 1994)から引用したデータである。天然ガスの場合、急激な死亡のリスク(爆発またはその他の突発事故により発生するもの)の方が遅効性のリスクにより引き起こされる死亡(例:長期間にわたり発電所の運転に継続的にさらされる事)のリスクよりも高い事が示されている。これは石炭、石油、原子力などのように、死亡の遅効性のリスクが急激なリスクよりも高いのとは反対である。天然ガス事故では非常に爆発性の高い火災が発生する。天然ガスにはこの特徴があるため、急激な死亡のリスクが高くなる。表3-11では、採掘から輸送、発電所の運転までの天然ガスのライフサイクルにおける事故のリスクについて考察している。データでは、海底での天然ガス生産方法の方が陸上での天然ガス回収方法よりも死亡のリスクが幾分高い事が示されている。

表 3-11 天然ガスによるライフサイクル期間中の死亡推計(死亡者数/GW<sub>e</sub>year) (Sandgren & Sorteberg, 1994)

| Extraction method | Occupational (immediate) | Public (immediate) | Public (delayed) |
|-------------------|--------------------------|--------------------|------------------|
| Land              | 0.10-0.15                | 0.2                | 0.004-0.2        |
| Offshore          | 0.17-1.0                 | 0.2                | 0.004-0.2        |



### 3-6 生物多様性への影響

地球から見れば、天然ガスの燃焼により産出される電力の環境への主要な影響は、人為的に放出される温室効果ガスの増加である。天然ガスのライフサイクルでは、発電に使われる他のどの化石燃料よりも温室効果ガスの排出量は少ないが、大気圏に放出される温室効果ガスが増えれば、地球温暖化を悪化させる可能性がある。これが局地的な気候条件の急速な変化を引き起こし、その結果生物多様性に多くの深刻な影響を及ぼしかねない。気候条件の変動に適応するか移動できなかった動植物は、生存できなくなるだろう。絶滅危惧種の場合、既に生息地が変わっていたり、規模が相当小さくなったりしてしまっているため、特に危機に陥る可能性がある。

天然ガスに関する面白い現象の1つとして、凍土地帯における地上パイプラインによる野生生物生息地の分断がある。北米ではこの問題によりトナカイのための特別な横断道建設の必要性が叫ばれている。

### 3-7 人間への影響

#### 健康リスク

天然ガス発電に伴う公衆衛生上の主なリスクは、発電所の運転による大気汚染である (Schleisner & Nielsen, 1997)。1997年のデンマークの調査では、工場建設中の道路交通による事故、および工場の運転による事故は、大気汚染に伴うリスクに比べれば取るに足らないものとされている。

#### リスクの認識

(Slovic *et al.*, in 1979) が実施した心理測定パラダイム研究によれば、化石燃料による発電方法では、「未知のリスク」係数が一番低い。研究で測定された「恐怖」係数については、原子力のみが他の全ての動力の発電方法に比べ(はるかに)悪いと認識されている。この1979年の研究以来、様々な発電方法についての一般のリスク認識を変えるような様々な研究が行われて来た。以下に最近一般にも行きわたっている情報の種類の例を挙げる。

- 酸性化とその影響について公の大規模な議論が始まったのは1980年に酸性雨に関する第1回国際科学会議がノルウェーで開催されてからの事である。(このトピックは1972年にストックホルムで開催された国連環境会議において国際社会に紹介された。)
- 地球温暖化の研究の結果、思いもよらぬ大惨事が発生するかも知れないというシナリオが浮上している。しかし、この同じ研究調査により、温室効果ガスの排出がもたらす結果がどのようなものか、はっきりとは分からないことが明らかになっている。
- 近年発がん物質(例:燃焼処理で発生する物質)についても多くの研究が行われた。
- 新たな研究では、人の健康に影響が及ぶ経路(例:光化学スモッグ、酸性化、発がん物質等の経路)はしばしば不明で、定量化が難しい事が示されている。

このような人の健康への「新たな」危険は広範に散らばっているので気づきにくく、選択の余地はなく、一部は地球規模のものであり、潜在的には破滅的な事態を引き起こす可能性を持ち、時に遅効性であり、ほとん

どの場合個人レベルでの回避は不可能である。これらの特徴がリスク認識に多大な影響を及ぼす。調査を今日再実施する事になれば、これらの特徴がおそらく「恐怖」度と「未知のリスク」係数を押し上げる事になるだろう。一方、かなり相当な改善も実施されているので、排出量を相当低減可能な新技術が利用可能であるという事実も含め、それによって実際にリスク認識の上昇が抑えられるかもしれない。

天然ガスの健康への影響の可能性に対する科学的洞察が増加しており、今後も増加するとしても、「未知のリスク」係数がすぐに減る事は考えにくい。天然ガス動力の使用に起因する新たな一般に対するデメリットが次々と明らかになる事で、一般の「未知のリスク」の認識はさらに高まる可能性がある。地球温暖化や酸性化のような地球または地域問題への影響の可能性に対する新たな洞察により、「恐怖」係数もほぼ間違いなく増加する事になるだろう。近年の技術の進展にも拘らずこのような展開になりそうなのは、それらの新技術をもってしても、全世界の二酸化炭素排出量の合計値は減りそうにないからである。

## 社会的・社会経済的影響

### 再定住

天然ガス生産には、パイプラインおよび石油/ガス田のための広大な土地の使用が必要となる。しかし、この土地使用により再定住が発生する事は通常はない。

### 文化

古い発電所を天然ガス技術に替えたり天然ガス技術で改良したりすると、従業員への再訓練の機会が生まれるが、文化の変容は特に発生しない。大量の動力を必要とする地域(例: 中国南部におけるLNGの使用)に天然ガスを導入すると、新規雇用と訓練が創出される。それまで工業化されていなかった農村地域に新しい天然ガス発電所を導入すると、多大な文化変容を引き起こす事になる。パイプラインの建設、発電施設の建設により、農業およびその他の職業に対する他の選択肢が生み出される。これらの変容の評価方法は、今後の研究テーマの1つである。

## 美観への影響

### 視覚的影響

天然ガスパイプラインは露天掘り鉱山に比べ景観への影響がほとんどないが、海底石油/ガス掘削装置は沿岸地域にとって邪魔者扱いされる事がある。フロリダ州では、海岸沿いの不動産からの海洋景観保全のために、フロリダ沖のガス探索を違法化している。フロリダの住民は、アラバマ州、ミシSSIPPI州、テキサス州の経済を動かしている収益の見込みよりも景観を大事にしているのである。アラバマ州の海岸に立ってメキシコ湾を望むと、20から30の採掘用プラットフォームが見えるのが普通である。新しいプラットフォームを海岸からもっと離れたところに建設し、古いプラットフォームを廃棄して解体しない限り、海洋景観が損なわれる事による観光への影響は続くであろう。自然の風景における人口回廊としての地上パイプラインおよび道路用地は、しばしば美観を乱すものと見なされるが、このような点を一般的に取り上げた研究はほとんど出ていない。パイプラインを凍土地帯の地下に埋め込んでいる地域では、雪解けや地殻変動により道路用地が広がったり、局地の条件や現象が変わったりしがちであり、その様子は衛星画像でも見る事ができる(

Kayse-Threde & Wegmüller,1997)。

### 聴覚的影響

発電所および天然ガス処理工場の運転は、すぐ周りの環境にしか騒音を引き起こさない。海底石油／ガス生産時の騒音も、局地的な問題に過ぎない。

## 4 原子力

### 4-1 概要

1997 年、原子力は 1 次エネルギー資源として、第 5 位にランキングされた。原子力発電は、世界の 1 次エネルギー生産の 6.3% を占めた。1988 年から 1997 年まで、世界の原子力発電の総出力は、26.4% 増え、1.8 兆 kWh から 2.3 兆 kWh に増加した (U.S. Department of Energy, 2000)。

原子力は、複数の国で、電力生産の重要な役割を果たしているが、原子力の使用は、いまだ議論を呼んでいる。米国、フランス、日本の原子力発電量を合わせると、1997 年には、世界の原子力発電量の 58% を占めた (U.S. Department of Energy, 2000)。それでも、ほとんどの国は、原子力計画を拡充していない。中国と日本だけが、事実上、積極的に新しい発電所を建設している。経済的要因、国民の反対、競合する電力の種類は、近年、韓国、台湾、東南アジアの複数の国において、原子力を推進する計画を冷え込ませてきた (匿名からの情報、1998)

原子力の燃料連鎖の複数の段階で、環境負荷が発生する。しかし、発電所の運転は、化石燃料の燃焼と比べ、CO<sub>2</sub>、酸性化化合物、他の有害物質の排出量は少ない。使用済み核燃料は、高レベル放射性物質であり、非常に長い期間、適切な方法で保管されなくてはならない。原子力に関する、もう 1 つの厄介な問題は、複雑で広範囲に亘り様々な影響を及ぼす可能性のある大規模な原子炉事故の危険性に対する考え方である。

ウランは、発電所の運転のために、常に継続的に供給されなくてはならない。ライフサイクル期間で必要とされるウラン燃料量は、同等の発電量を石炭発電所で発電するために必要な石炭燃料量に比べると、かなり少ない。

### 技術

原子力エネルギーは、核分裂の過程を経て、生成される。この核分裂では、ウラン 235 の原子核が中性子により分裂し、2~3 個の新しい中性子を放出する。この過程で放出されるエネルギーは、水を熱し、蒸気を発生させ、その蒸気はタービンを駆動するのに使用される。放出された中性子は、他の核を分裂させ、連鎖反応が起こる。燃料は、2~4% の U-235 および 96~98% の U-238 で構成されている。後者の同位体は、通常、核分裂性を持たない。中性子が U-238 の原子に衝突すると、中性子は吸収され、徐々にプルトニウム 239 が形成される。プルトニウムもまた、核分裂性を持つが、一般的に、原子力発電所では使用されない。分裂生成物は、他の要素で構成されており、ほとんどが、放射性である。これらの娘生成物は、最終的に安定 (放射性ではない) 要素になるまで、様々な段階を経て、崩壊し続ける。

これらの崩壊過程では、エネルギーは、電離放射線の形で放出される。放出された中性子は、非常に高エネルギーで、「高速」中性子と呼ばれる。そのスピードは、新しいウラン原子を分裂させるには速すぎる。そのため、これらの高速中性子の速度を減速させなくてはならない。原子炉の種類によるが、水素 (水)、重水素、炭素 (黒鉛) などの減速材を使用し、減速が行われる。核分裂連鎖反応は、無制限な進行を防ぐためカドミウムやホウ素のような中性子吸収材により制御される。原子炉を冷却するために、水、ガス、液体金属などの異

なる媒体が使用される。最も一般的な冷却材は水であり、世界の原子炉の約 80%が、水で冷却され、水で減速される(Stevens, 1991)。

#### 採掘および製錬

ウランを抽出する最も一般的な方法は、露天掘り鉱山か地下鉱山であるが、ウランに富んだ砂岩から浸出させることもできる。採鉱後、ウラン鉱石を、細粒砂に製錬する。酸を使用し、ウランを砂から浸出させる。硫酸を使用することが多い。使用される浸出媒体の種類は、鉱石の種類による。大量の炭酸塩を含有している場合は、浸出媒体として、塩基が使用される。溶液を含有しているウランは、有機液体を使用し、他の金属から精製し、酸化させ、最終的に分離し、乾燥する。得られる生成物は  $U_3O_8$  で、「イエローケーキ」と呼ばれる。

#### 転換、同位体濃縮、燃料製造

転換過程で、「イエローケーキ」は、一連の物理的および化学的転換を通し、六フッ化ウラン  $UF_6$  に転換される。1 次ウラン中の U-235 の濃度は、0.7%であるが、低濃度のため、大抵の種類の原子炉では、核燃料として使用することができない。U-235 の濃度は、約 3%でなくてはならないため、ウランを濃縮する必要がある。ウランの濃縮は、ガス拡散、ガス遠心分離、レーザー濃縮など、様々な方法がある。六フッ化ウランは、濃縮過程の一部として、60 C 以上に加熱され、気化する。ガス拡散は、世界中で使用されている、最も一般的な濃縮方法であるが、これも、エネルギーを最も大量に消費する(Van Engelenburg & Nieuwlaar, 1992)。レーザー濃縮方法は、開発中であり、米国の試験施設で、試験を行っている。濃縮六フッ化ウランは、化学的に二酸化ウラン  $UO_2$  の粉末に形質転換し、円筒ペレットに圧縮され、焼結される。最終的に、ペレットは、ジルコニウム管に挿入される。

#### 生産

現在、世界では、複数の種類の原子炉が運転されている。古い技術では、原子炉を冷却するために、ガス( $CO_2$  またはヘリウム)を使用する必要がある。原子炉は、ウラン同位体の天然混合物を燃料とし、連鎖反応は黒鉛で制御される。 $CO_2$  またはヘリウムは、高圧の炉心を通り、閉回路の中を循環する。蒸気は、 $CO_2$ /水交換器の中で上昇し、従来の蒸気タービンにより、電気を発生する(Dryden, 1982)。

別の種類の原子炉は、液体冷却炉である。軽水(普通の水)または重水(重水素を含有し、普通の水より 10%密度が高い水)がよく使用される。これは、水が優秀な減速材であり、かつ優秀な冷却剤だからである。水素は中性子の「寄生」吸収材なので、軽水炉には濃縮ウランが使用されなくてはならない。液体冷却炉の例を 2 つ挙げると、加圧水型原子炉(PWR)と沸騰水型原子炉(BWR)がある。PWR は、沸騰を防ぐために、十分に高圧で運転し、蒸気は熱交換器を通して、間接的に発生する。BWR では、炉心上部で沸騰が可能であり、蒸気は直接発生する。

上記の原子炉の種類はすべて、核分裂中性子の速度を遅くする減速材を持つ。高速炉は、中性子を減速させない。このような原子炉は、温度が高くなるため、金属燃料は適さない。酸化ウランまたは酸化プルトニウムを使用しなくてはならない。水が優秀な減速材である場合、水を冷却剤として使用することはできない。その代わりに、ナトリウムなどの液体金属冷却剤を使用する。電力は、ナトリウムによる二次冷却回路を通して生成される。高速炉の主な利点は、燃料親物質から核分裂性物質をより効果的に生み出す能力があるということである。

## 再処理

原子力を使用する国の中には、使用済み核燃料を輸送し、再処理し、再生ウランにする国もある。使用済み燃料は、一連の複雑な物理的および化学的段階を経て、お互いに異なる要素に分離される。民間の再処理工場は、世界に2つしかなく、フランス北部のラアーグと英国のセラフィールドにある。燃焼した燃料には、プルトニウムが含まれている。これは、ウラン／プルトニウム混合酸化(MOX)燃料棒の生産に使用でき、一部、軽水炉のウラン燃料の代わりに使用することができる。MOX 燃料は、一般的に 5%のプルトニウムを含有している。しかし、燃焼した燃料に密閉されている放射性ガスは、知らずに漏れだすこともあることから、これは、核燃料サイクルの中で、最も放射量の高い段階であろう。

## 地理

### 世界のウラン資源

ウランは、地殻に豊富にある成分だが、ほとんどは、経済的に採掘できないような非常に少量で存在する。大量に採掘可能な場所は数か所のみである。オーストラリア、カナダ、米国、南アフリカ、ニジェールに、最大規模の資源が見つかった。大型資源は、旧ソ連にも存在すると予想されているが、あまり定量化されていない。ウランはまた、川や海水にも存在する。海水ウランは、大規模な抽出技術が開発された場合、将来的に利用可能なウラン源として期待できる (World Energy Council, 1992)。

1997 年、米国は、6,290 億 kWh の世界最大の原子力発電を行った。続いて、フランスの 3,740 億 kWh、日本の 3,060 億 kWh となる (U.S. Department of Energy, 2000)。地域別原子力発電の概要は、表 4-1 に示されている。

表 4-1 世界の正味の原子力発電量、1988 年～1997 年(10 億kWh) (U.S. Department of Energy, 2000)

|                              |         |
|------------------------------|---------|
| World Total                  | 2,267.8 |
| North America                | 717.2   |
| Central & South America      | 10.5    |
| Western Europe               | 840.0   |
| Eastern Europe & Former USSR | 251.1   |
| Middle East                  | -       |
| Africa                       | 12.6    |
| Asia & Oceania               | 436.4   |

## 経済性

現在、原子力を取り巻く、最も差し迫った経済問題は、古い原子力発電所の適切な廃炉方法である。1998 年には、世界で 434 基の原子力発電所が稼働していた(匿名からの情報、1998)。しかし、これらの発電所が耐用年数を経た場合の、それらに代わる計画はほとんど存在しない。ほとんどは、2030 年以前に停止する予定である(匿名からの情報、1998)。原子力発電所は建設にも、閉鎖にも高い費用がかかる。原子力に対する人々の懸念により、耐用年数前に閉鎖する場合は、クリーンで安価な代替電気エネルギー源を見つけることは困難な可能性がある。

スウェーデン政府は、原子力からの転換に関心が高いが、電気の代替エネルギーを特に導入してはいない。電気は、南部はデンマークの石炭火力発電所から購入することができるが、電気出力が大きくなれば、酸性雨の増加につながり、スウェーデン南部の森林に影響を及ぼす。ロシアや東欧の原子力発電所も、スウェーデンに電気を売ることができるが、スウェーデンの原子力発電所の安全記録と監視は、これらの代替発電所よりかなり厳しい(匿名からの情報, 1998)。化石燃料は、環境汚染を増大させ、再生可能エネルギー源は、設備的に、エネルギー需要のほんの一部分の代わりにしかならない。従って、この例では、早期に原子力発電から転換することは、経済的または環境的に大きな代償が必要になる(匿名からの情報, 1998)。

多くの他の国もまた、原子力発電を警戒している。ウクライナのチェルノブイリ原発事故以降、イタリアは原子力発電所の支援をやめ、最近、エネルギーのニーズを満たすために、複合サイクル天然ガス発電所が使用されている。イタリアの電力需要もまた、一部、フランスからのエネルギー輸入により補充されている。これは、面白いことに、原子力発電所で発電した電力である(匿名からの情報, 1998)。

一般的に、原子力発電所を一度建設してしまうと、発電はかなり安く済む。従って、既存の発電所を、安全性を満たす限り、耐用年数を終了するまで使用することが、経済的に有意義である。

### ライフサイクル分析

本報告書には、複数の異なるライフサイクル分析のデータが使用されている。ライフサイクル分析は、1996年にスウェーデンの原子力発電所のために行われた。スウェーデンの沸騰水型原子炉(BWR)フォルスマルク 3号炉が検討されている。原子力発電所の運転年数は、40年と想定されており、1158 MW 生産できる。燃料はカナダの露点掘り採石場で採鉱し、ウラン工場に輸送される。工場の生産物は、樽に入れ、トラックで、4,000 km 離れた転換工場に運ばれる。生産物は、2か所で、六フッ化ウランに転換され、ウランは、2か所の間 600 km を輸送される(Brännström-Norberg et al., 1996)。

転換後、六フッ化ウランは濃縮のために、トラック(435 km)、船(5,500 km)、鉄道(目的地がフランスかオランダかによって、805km または 150 km)で、欧州に輸送される。濃縮には2種類の方法がある。ガス拡散とガス遠心分離である。ガス拡散方式は、多くのエネルギーが必要になる。ウランの60%は、遠心分離方式で濃縮され、残りがガス拡散方式と予想される(Tunbrant et al., 1996)。

燃料は、鉄道(目的地がオランダかフランスかによって、150km または 805 km)、船(1,250km または 1,000 km)、トラック(378 km)で輸送される。処理工場では、六フッ化ウランを二酸化ウランに転換し、ジルカロイで作られた長い燃料パイプに入れる。そして、トラックで、原子力発電所に運ばれる(157 km) (Tunbrant et al., 1996)。

ライフサイクル中の運転および保守段階には、フォルスマルク 3号炉からの実際の排出物および資源利用量の平均値が使用されている。残りの生産物は、3種類の異なる方法で処理されている。低活性廃棄物は、発電所近隣の地下貯蔵設備に保管される。中活性廃棄物は、フォルスマルク近郊の海拔より低い土地に、特別に建設された貯蔵設備 SFR に運ばれる。高活性廃棄物は、一時保管のために、CLAB(特別に建設された深い貯蔵設備)に輸送される。LCA に関しては、40年後に、廃棄物は密閉され、地下の最終貯蔵目的

地に輸送される(Tunbrant et al., 1996)。

以上のように、採鉱から最終貯蔵まで、燃料連鎖は非常に長い。従って、別の燃料連鎖が LCA に使用されると、別の結果が出る。廃棄物が別の方法で処理されると、排出物と資源利用量は、明確に異なる。しかし、運転段階の評価は、他の同様の原子力発電所にも適用できる(Tunbrant et al., 1996)。

原子力発電所の別のライフサイクル分析が日本で行われた。3 種類の異なる発電所が検討された。1 つ目の発電所は、沸騰水型原子炉の発電所である。出力は、1,000 MW で、正味効率は、33.4%である。ウランはガス拡散方法で濃縮される。発電所は、30 年の耐用年数を持つものと想定する。燃料は、再生利用しないものとする。このオプションは、スウェーデンの例とほとんど同じである(Uchiyama, 1995)。2 つ目の日本の発電所は、1 つ目より高度であるが、出力、耐用年数、効率は同じである。ウランは遠心分離方法で濃縮される。燃料は、再処理され、プルトニウムは再生利用される(Uchiyama, 1995)。3 つ目の発電所は、高速増殖炉で、金属燃料／ナトリウム冷却材使用の発電所である。耐用年数は、30 年と予想され、燃料は現場で再処理される(Uchiyama, 1995)。

スイス連邦工科大学(ETHZ)とポール・シェラー研究所(PSI)が実施した、スイスの研究では、ライフサイクルの資源利用量を、多くの異なるエネルギー・システムに対し分析した。数値は、1992 年の値を使用し、UCPTE 加盟国の平均として報告された。UCPTE 加盟国平均は、ベルギー、ドイツ、フランス、ギリシャ、イタリア、旧ユーゴスラビア、ルクセンブルク、オランダ、オーストリア、ポルトガル、スイス、スペインの平均的状況を表わすように作られている(Dones et al., 1995)。このデータは、複数の出版物で報告され、デット・ノルスケ・ベリタスの 1994 年の報告書でも、非常に信頼されている(Sandgren & Sorteberg, 1994)。

スイスの研究からのデータは、スイスに設置されている 1,000 MW の沸騰水型原子炉と加圧水型原子炉を検討している。燃料は、再生利用されるものと推定する。足りないデータは、文献を見直し、追加された(Dones et al., 1995)。

## 4-2 資源の利用

### 再生不能資源

スイスの研究による再生不能資源の利用量は、表 4-2 に示されている。LCA に代替燃料連鎖が使用されると、これらの値は大幅に異なる。エネルギー利用量は、燃料を処理する国での電力構成に基づいている。化学物質の使用量は、水力発電などの他の種類の発電と主に比較される。いくつかの資源に関するデータが不足しており、資源による環境への影響は、全エネルギー連鎖を通して追跡されていない。原子力発電所の総耐用年数に関するデータだけが、表 4-2 に示されている。



表 4-2 スウェーデンの発電所フォルスマルク3 号炉の再生不能資源の利用量(Tunbrant et al., 1996)

| Resource            | Unit                             | Use                  |
|---------------------|----------------------------------|----------------------|
| <b>Energy</b>       |                                  |                      |
| Uranium             | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $2.37\cdot 10^{-4}$  |
| Coal                | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $7.63\cdot 10^{-1}$  |
| Oil                 | $\text{m}^3\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $3.15\cdot 10^{-8}$  |
| Gas                 | $\text{m}^3\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $9.96\cdot 10^{-5}$  |
| Diesel              | $\text{m}^3\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $2.96\cdot 10^{-7}$  |
| Petrol              | $\text{m}^3\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $5.15\cdot 10^{-10}$ |
| <b>Material</b>     |                                  |                      |
| Uranium             | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $2.31\cdot 10^{-2}$  |
| Cement              | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $2.41\cdot 10^{-1}$  |
| Steel               | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $9.52\cdot 10^{-2}$  |
| Aluminium           | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $6.17\cdot 10^{-5}$  |
| Copper              | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.58\cdot 10^{-2}$  |
| Lead                | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $5.96\cdot 10^{-4}$  |
| Titan               | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $9.25\cdot 10^{-5}$  |
| Bentonite           | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $2.96\cdot 10^{-1}$  |
| Quartz sand         | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | 1.29                 |
| Glass               | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $3.94\cdot 10^{-3}$  |
| PVC                 | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $3.05\cdot 10^{-3}$  |
| Stone wool          | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.41\cdot 10^{-3}$  |
| Explosive           | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $6.75\cdot 10^{-3}$  |
| Oil                 | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $5.83\cdot 10^{-4}$  |
| <b>Chemicals</b>    |                                  |                      |
| Ion changing mass   | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $9.52\cdot 10^{-4}$  |
| Sulphuric acid      | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.66\cdot 10^{-1}$  |
| Fluorhydrogen acid  | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.08\cdot 10^{-2}$  |
| Nitric acid         | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $8.61\cdot 10^{-3}$  |
| Ammonia             | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.56\cdot 10^{-2}$  |
| Sodium hydroxide    | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $4.41\cdot 10^{-3}$  |
| Methanol            | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $3.21\cdot 10^{-3}$  |
| Aluminium phosphate | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $2.02\cdot 10^{-3}$  |
| Chalk               | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $1.00\cdot 10^{-1}$  |
| Other chemicals     | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$   | $6.34\cdot 10^{-3}$  |

## 再生可能資源

再生可能資源の利用量は、表 4-3 に示されている。水の利用量は、過小評価されている。

表 4-3 スウェーデンの原子力発電所のライフサイクルにおける、再生可能資源の利用量(Tunbrant et al., 1996)

| Resource        | Unit                                 | Use                   |
|-----------------|--------------------------------------|-----------------------|
| <b>Energy</b>   |                                      |                       |
| Hydropower      | KWh <sup>-1</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 3.28·10 <sup>-3</sup> |
| Wooden chip     | g·kWh <sup>-1</sup>                  | 2.60·10 <sup>-2</sup> |
| <b>Material</b> |                                      |                       |
| Wood            | g·kWh <sup>-1</sup>                  | 4.67·10 <sup>-2</sup> |
| Water           | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup>    | 2.06·10 <sup>-5</sup> |
| Cooler-water    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup>    | 1.80·10 <sup>-1</sup> |

## 土地

ライフサイクル分析の実施方法により、使用されている土地の大きさは大幅に異なる。スイスの ETH の研究では、土地の使用量は、「土地の面積×その土地を占有している年数」で計算された。この研究の結果、原子力発電は、すべての種類の発電のなかで最大の土地の使用量の影響を引き起こしている。スイスの研究の計算値は、発電に対し、79 km<sup>2</sup>·year/TWh である(Dones et al., 1995)。しかし、スウェーデンの研究では、土地占有期間は、組み込まれていないので、原子力発電 LCA の土地の使用量の影響は、他の種類の発電所以下である。

## 4-3 世界的な環境影響

核サイクルのすべての段階で、エネルギー要件、発電所で使用される材料の輸送、これらの材料の生産により、大気汚染物質が排出される。

放射性核種は、核燃料連鎖のすべての処理段階で、大気および水に、様々な量で放出される可能性がある。発電過程で生成される排出物は少なく、先進国(西欧諸国)では、管理されている。環境への懸念は、原子力燃料連鎖の活動が、大気中に放射性核種を蓄積するかどうかである。濃縮放射性核種の影響は、不明である。

## 温室効果

原子力発電から大気中に排出される温室効果ガスの量を推定することは困難であり、かなり不確定である。スウェーデンの研究では、CO<sub>2</sub>だけを推測している(表 4-4)。日本の発電所の CO<sub>2</sub>とメタンの排出量は、CO<sub>2</sub>換算で、表 4-5 に示されている。原子力発電における排出量は、一般的に、他の種類の発電より少ない。

表 4-4 スウェーデンの原子力発電所のライフサイクルにおける、推定される CO<sub>2</sub> 排出量 (Tunbrant *et al.*, 1996)

| Substance      | Unit                | Manufacturing and construction | Operation and maintenance | Dismantling           | Total |
|----------------|---------------------|--------------------------------|---------------------------|-----------------------|-------|
| Carbon dioxide | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.71·10 <sup>-1</sup>          | 2.37                      | 1.76·10 <sup>-1</sup> | 2.82  |

表 4-5 日本の原子力発電所のライフサイクルにおける、推定される温室効果ガス排出量 (Uchiyama, 1995)

| Substance                      | Unit                      | Manufacturing and construction | Operation and maintenance | Dismantling | Total        |
|--------------------------------|---------------------------|--------------------------------|---------------------------|-------------|--------------|
| <b>BWR</b>                     |                           |                                |                           |             |              |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.67                           | 16.28                     | 0.07        | 20.02        |
| CH <sub>4</sub> methane        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 0.11                           | 0.77                      | -           | 0.88         |
| <b>Total</b>                   | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> | <b>3.78</b>                    | <b>17.05</b>              | <b>0.07</b> | <b>20.90</b> |
| <b>Advanced BWR</b>            |                           |                                |                           |             |              |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.78                           | 4.71                      | 0.07        | 8.56         |
| CH <sub>4</sub> methane        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 0.15                           | 0.22                      | -           | 0.37         |
| <b>Total</b>                   | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> | <b>3.93</b>                    | <b>4.93</b>               | <b>0.07</b> | <b>8.93</b>  |
| <b>Fast breeder reactor</b>    |                           |                                |                           |             |              |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.66                           | 2.74                      | 0.08        | 7.48         |
| CH <sub>4</sub> methane        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 0.18                           | 0.15                      | -           | 0.33         |
| <b>Total</b>                   | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> | <b>4.83</b>                    | <b>2.89</b>               | <b>0.08</b> | <b>7.80</b>  |

## オゾン層破壊

1980 年代以降、季節的な極地におけるオゾン層破壊が懸念されている。科学界では、複数の懸念化学物質の人為的排出に起因を絞り、これらの化学物質の滞留時間が問題になっている。オゾン層の減少は、がん、動物界での突然変異、他の環境害のリスク増大に寄与している可能性がある。メタンおよび NO<sub>x</sub> は、潜在的に成層圏のオゾン層を分解する物質であるが、天然ガスの LCA の一部として、排出される温室効果ガスに起因する、特定の影響や相互作用を評価、予測することは困難である。スイスの研究では、天然ガス LCA の UCPTE 加盟国平均値を、CFC11 換算 3.2 kg/TWhel としている (Dones *et al.*, 1995)。これは、おそらく、原子力発電のライフサイクルにおいては、大きな問題ではない (Dones *et al.*, 1995)。

## 4-4 局地的・地域的な環境影響

デット・ノルスケ・ベリタスによる、環境への影響の検討では、局地影響を評価するデータおよび分析ツールは現在、入手不可能であるが、いくつかの一般的なコメントは可能であると結論を下している (Sandgren & Sorteberg, 1994)。

局地および地域規模では、原子力発電は、様々な方法で、生物多様性に影響を及ぼす可能性がある。

- 酸性化は、生息場所を破壊し、生態系に深刻な被害を引き起こす可能性がある。
- 絶滅の危機にひんしている種は、生き残ることができない可能性がある。
- 富栄養化は、水界生態系に重大な影響を及ぼす可能性がある。
- 光化学スモッグは、植物を損傷し、いくつかの種を絶滅させる可能性がある。
- 生態毒性のある排出物は、深刻な環境健康問題を引き起こす可能性がある。生態毒性のある物質は、食物連鎖で蓄積され、特に、捕食種（および人間）に害を及ぼす可能性がある。

これらの要因すべてにおいて、石炭、石油、褐炭、天然ガスは、ライフサイクル全体において、原子力発電や水力発電より多くの排出物に寄与する。

### 酸性化

スウェーデンのライフサイクル分析は、NO<sub>x</sub> および SO<sub>2</sub> の排出量を定量化している。SO<sub>2</sub> と NO<sub>x</sub> の推定量は、完全ではないが、原子力発電の酸性化化合物の総排出量は少ない。（表 4.6）

表 4-6 スウェーデンでまとめられた、核燃料サイクルにおける、酸性化化合物の排出量。運転段階は、燃料の原材料などの採鉱を含む (Tunbrant et al., 1996)。

| Substance                          | Unit                      | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation and<br>maintenance | Dismantling           | Total (SO <sub>2</sub> -<br>equivalents) |
|------------------------------------|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------|-----------------------|------------------------------------------|
| NO <sub>x</sub>                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.23·10 <sup>-4</sup>                | 1.33·10 <sup>-2</sup>        | 2.50·10 <sup>-3</sup> | 1.17·10 <sup>-2</sup>                    |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 5.99·10 <sup>-4</sup>                | 1.21·10 <sup>-2</sup>        | 1.32·10 <sup>-3</sup> | 1.29·10 <sup>-2</sup>                    |
| <b>Total</b>                       | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                                      |                              |                       | <b>2.46·10<sup>-2</sup></b>              |

### 採鉱および製錬による影響

#### 廃水

採鉱活動からの液体排出物および製錬工場からの水は、高濃度の放射能を含むため、環境に放出される前に、処理する必要がある。浸出工程から残っている酸性溶液は、再生利用するか、または、中和することができる（炭酸カルシウムを使用）。酸性溶液はまた、溶解ラジウムを含有しているが (Uranium Institute, 1997)、BaCl<sub>2</sub> で沈降させることにより比較的簡単に除去できる。

#### 固体廃棄物

ウラン採鉱からの固体廃棄物には、廃棄岩および、酸性浸出後、残っている沈殿物が挙げられる。酸性浸出過程からの廃棄物および BaCl<sub>2</sub> による水処理過程からの沈殿物は、適切に廃棄処分されなくてはならない。採鉱過程からの砂はラジウムを含有し、これも適切に処理されなくてはならない。岩の種類や天候などに応じて、様々な廃棄処分方法がある。砂および沈殿物は、場合によっては、ウラン鉱山に戻すことができる (European Commission, 1995)。

### 転換、同位体濃縮、燃料製造からの影響

核燃料の生産には、多くの化学物質が使用される。転換過程では、潜在的に有害な酸性のフッ化水素(HF)を使用する。HFの使用は、作業者を保護するために、また、環境への有害な影響を防ぐために、予防措置が必要である。アンモニアも使用される。これらの化学物質のガス放出もまた、問題である。化学物質は、原子力発電のライフサイクルの他の段階で処理されるが、これらの化学物質の使用は、適切に処理されれば、周辺環境への大きな脅威にはならない。

## 富栄養化

原子力発電は、重大な富栄養化影響をもたらさない。スウェーデンの研究で計算された、窒素化合物の排出量およびCODは、表4-7に示されている。CODは、有機物質が要求する酸素量の基準である。アンモニアは、運転および保守段階でのみ定量化されている。

表 4-7 スウェーデンの原子力発電のライフサイクルにおける、富栄養化化合物の排出量(Tunbrant et al., 1996)。

| Substance       | Unit                      | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation and<br>maintenance | Dismantling           | Total<br>(O <sub>2</sub> -decrease) |
|-----------------|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------|-----------------------|-------------------------------------|
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.23·10 <sup>-4</sup>                | 1.33·10 <sup>-2</sup>        | 2.50·10 <sup>-3</sup> | 1.00·10 <sup>-1</sup>               |
| COD             | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.52·10 <sup>-5</sup>                | 3.05·10 <sup>-6</sup>        | -                     | 6.15·10 <sup>-5</sup>               |
| Tot-N           | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.35·10 <sup>-6</sup>                | 3.27·10 <sup>-4</sup>        | 3.57·10 <sup>-6</sup> | 6.56·10 <sup>-3</sup>               |
| Ammonia         | g·kWh <sup>-1</sup>       | -                                    | 9.96·10 <sup>-4</sup>        | -                     | 1.59·10 <sup>-2</sup>               |
| <b>Total</b>    | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                                      |                              |                       | <b>1.26·10<sup>-1</sup></b>         |

## 光化学オキシダントの生成

NO<sub>x</sub>、揮発性炭化水素、他の化学汚染物質などの物質間の光化学反応は、光化学オキシダントを生成する可能性がある。これらの物質は、植物を損傷し、人の呼吸障害を引き起こし、他の環境に害を及ぼす可能性がある。光化学オゾン生成係数(POCP)は、通常、発電量 kWh あたりのエテン換算グラム数で表わされる。スイスの研究では、UCPTE 加盟国の平均値は、エテン換算 0.71 kg/kWh と報告されている(Dones et al., 1995)。この値は非常に小さいので、光化学オキシダント生成は、原子力発電の懸念事項にはならない。

## 生態毒性の影響

### 放射線

放射性核が崩壊する時、放射線を放出する。減衰率は、ベクレル(Bq)で測定される。放射線は、原子や分子をイオン化し、吸収されたエネルギーは、kg あたりのジュールで測定される。基本放射線量は、グレイ(Gy)と呼ばれる単位で測定される。異なる種類の放射線(X線や中性子線など)が、異なる生体細胞に、様々な範囲で影響を及ぼす可能性があるため、シーベルト(Sv)と呼ばれる別の単位が、これらの有害度を考慮するために使用される。LCA では、放射線の総合的な影響は、被ばくした人数と線量の大きさによる。集団線量は、被ばくしたすべての人の線量の合計であり、人-シーベルト(人 Sv)で測定され、全身換算線量を推測する(Dones et al., 1995)。

### 採鉱および製錬からの影響

鉱山での放射性物質は、広範囲に拡散するため、放射能の放出量の定量化は困難である。製錬尾鉱からの粒子は、風により分散される可能性がある。これらの粒子は、ラジウムを含んでいるため、放射源になり得る。処理後、製錬尾鉱は鉱山に運ばれ、遮蔽されるが、地下水への漏出が発生する可能性がある。ラドンガスは、鉱石から放射され、ウラン粉じんは、採鉱活動から放出される。ラドンガスとウラン粉じんが崩壊する時、放射性核種が放出される。

鉱山の周辺地域は、天然の放射線バックグラウンド・レベルが高いことが多い。これは、岩石のウラン含有率が高いためである。しかし、採鉱活動は、これらのバックグラウンド・レベルを幾分高める。

スウェーデンの研究で検討された、カナダの露天掘り鉱山(キーレイク)は、遠隔地に位置し、鉱山からの排出物は、作業者にのみ影響を及ぼす。キーレイクから放出量と、カナダ、オーストリア、旧東ドイツ(UNSCEAR)の鉱山からの平均値は、表 4-8 に示されている。

表 4-8 ウラン鉱山および発電所からの放射性核種の放出量(Tunbrant et al., 1996)

| Emission        | Unit                 | Rn-222               | Pb-210              | Th-230              | Ra-226              | U-238               |
|-----------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <b>To air</b>   |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| Key Lake        | Bq-TWh <sup>-1</sup> | -                    | 1.0·10 <sup>4</sup> | 3.5·10 <sup>3</sup> | 2.1·10 <sup>3</sup> | 4.6·10 <sup>5</sup> |
| UNSCEAR         | Bq-TWh <sup>-1</sup> | 3.4·10 <sup>11</sup> | 2.3·10 <sup>6</sup> | 2.3·10 <sup>6</sup> | 2.3·10 <sup>6</sup> | 4.6·10 <sup>7</sup> |
| <b>To water</b> |                      |                      |                     |                     |                     |                     |
| Key Lake        | Bq-TWh <sup>-1</sup> | -                    | 2.6·10 <sup>5</sup> | 2.6·10 <sup>5</sup> | 7·10 <sup>5</sup>   | 4.1·10 <sup>5</sup> |
| UNSCEAR         | Bq-TWh <sup>-1</sup> | -                    | 1.1·10 <sup>6</sup> | 1.1·10 <sup>6</sup> | 2.2·10 <sup>6</sup> | 3.4·10 <sup>7</sup> |

#### 転換、同位体濃縮、燃料製造からの影響

廃水は、ウラン精製のすべての段階で発生する。廃水は、様々な種類の化学化合物および放射性核を含んでいる可能性がある。廃水が排出される前に処理されなければ、有害になり得る。しかし、環境被害を避けるために、様々な廃水処理方法がある。例えば、UF<sub>6</sub> から UO<sub>2</sub> への転換から残っているフッ化物は、不溶性フッ化カルシウムとして、沈殿する。廃水を再生利用する場合もある。通常、生態毒性のある排出物は、転換過程、同位体濃縮、燃料製造過程のいずれにおいても、少ない。

表 4-9 スウェーデンの LCA における、転換、同位体濃縮、燃料製造からの放射性核種放出量

| Emission                | Unit                 | Th-228              | Th-230              | Th-232              | Th-234              | U-234               | U-235               | U-238               |
|-------------------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <b>Conversion</b>       |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <b>To air</b>           |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| Cameco                  | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | -                   | -                   | 2.5·10 <sup>6</sup> |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | 2.2·10 <sup>3</sup> | 3.9·10 <sup>4</sup> | 2.2·10 <sup>3</sup> | 1.3·10 <sup>7</sup> | 1.3·10 <sup>7</sup> | 6.0·10 <sup>5</sup> | 1.3·10 <sup>7</sup> |
| <b>To water</b>         |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| Cameco                  | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | -                   | -                   | 1.3·10 <sup>6</sup> |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 9.0·10 <sup>6</sup> | 4.1·10 <sup>6</sup> | 9.0·10 <sup>6</sup> |
| <b>Enrichment</b>       |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <b>To air</b>           |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| EURODIF                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 1.9·10 <sup>5</sup> | 9.7·10 <sup>3</sup> | 1·10 <sup>5</sup>   |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 1.5·10 <sup>5</sup> | 6.8·10 <sup>3</sup> | 1.5·10 <sup>5</sup> |
| <b>To water</b>         |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| EURODIF                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 3.8·10 <sup>4</sup> | 1.9·10 <sup>3</sup> | 2·10 <sup>4</sup>   |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 1.1·10 <sup>6</sup> | 5.8·10 <sup>4</sup> | 1.1·10 <sup>6</sup> |
| <b>Fuel fabrication</b> |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| <b>To air</b>           |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| ABB                     | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | -                   | 8.6·10 <sup>3</sup> | 3.8·10 <sup>2</sup> | 1.9·10 <sup>3</sup> |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | 3.9·10 <sup>4</sup> | 3.9·10 <sup>4</sup> | 1.6·10 <sup>2</sup> | 3.9·10 <sup>4</sup> |
| <b>To water</b>         |                      |                     |                     |                     |                     |                     |                     |                     |
| ABB                     | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | 2.5·10 <sup>5</sup> | 1.1·10 <sup>4</sup> | 5.5·10 <sup>4</sup> | 2.9·10 <sup>5</sup> |
| UNSCEAR                 | Bq·TWh <sup>-1</sup> | -                   | -                   | -                   | 1.9·10 <sup>7</sup> | 1.6·10 <sup>5</sup> | 1.9·10 <sup>7</sup> | 1.9·10 <sup>7</sup> |

#### 発電からの影響

原子炉が閉鎖系であるため、発電からの影響は、燃料連鎖全体からの影響より、測定しやすい。発電段階における、水への排出は、一般的に、大気への排出より重大である。これは、水に排出される重い化合物が、他の化合物より長い寿命を持っているからである。水への排出は、燃料電池の損傷と原子炉の水の腐食性生物の活性化による。

1992 年の原子力発電所フォルスマルク 3 号炉からの排出量は、表 4-10 に示されている。最重要核種だけが表示されている。

表 4-10 1992 年、スウェーデンの原子力発電所フォルスマルク3 号炉から、大気および水への核種排出量  
(Tunbrant et al., 1996)

| Nuclide         | Unit                  | Emission             |
|-----------------|-----------------------|----------------------|
| <b>To air</b>   |                       |                      |
| Xe-133          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 1.2·10 <sup>4</sup>  |
| I-131           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 5.0·10 <sup>-2</sup> |
| Mn-54           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 7.7·10 <sup>-4</sup> |
| Co-58           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 5.0·10 <sup>-3</sup> |
| Co-60           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 1.0·10 <sup>-2</sup> |
| Cs-134          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 8.1·10 <sup>-4</sup> |
| Cs-137          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 9.5·10 <sup>-4</sup> |
| <b>To water</b> |                       |                      |
| H-3             | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 1·10 <sup>2</sup>    |
| Mn-54           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 2.2·10 <sup>-1</sup> |
| Co-58           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 1.1                  |
| Co-60           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 2.1                  |
| Zn-65           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 2.6·10 <sup>-1</sup> |
| Ag-110m         | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 3.2·10 <sup>-2</sup> |
| Sb-124          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 2.5·10 <sup>-1</sup> |
| Sb-125          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 1.1·10 <sup>-1</sup> |
| Cs-134          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 3.0·10 <sup>-1</sup> |
| Cs-137          | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 4.0·10 <sup>-1</sup> |
| I-131           | GBq·TWh <sup>-1</sup> | 2.5·10 <sup>-1</sup> |

原子力発電から生じる、最も明白で、議論を呼ぶ環境問題は、使用済み核燃料である。使用済み核燃料は、放射性核分裂生成物、プルトニウム、アクチニド、89 以上の原子番号を持つ要素で構成されている。これらの生成物の中には、半減期が非常に長いものがあり、注意して処理しなくてはならない。使用済み燃料は、非常に長い期間、放射能を放出するため、人や環境への害を最小限にするために、適切な容器に保管しなくてはならない。原子炉から使用済み燃料を除去した後も、使用済み燃料内で、放射性要素は分解し続けるため、大量の熱が発生し続ける。従って、使用済み燃料は、除去後も数年間、冷却しなくてはならない。一般的に、使用済み燃料は、大規模な水槽に保管される。

原子力発電所の運転から、様々な種類の放射性廃棄物が発生する。これらは、低レベルおよび中レベルの放射性廃棄物と呼ばれ、使用済み洗浄フィルター、保護装置、使用済みツールなどが挙げられる。低放射性のため、高レベル廃棄物である使用済み燃料より、害は少ない。

#### 再処理からの影響

- 化学物質の使用

硝酸、苛性ソーダ、ホルムアルデヒドなど、処理中に多くの化学物質が使用される (Tunbrant et al.,



1996)。これらの化学物質は、回収し、処理する必要がある。

- 廃水

様々なレベルの放射能を含む、液体排出物と廃棄化学物質は、処理中に生成される。これらは、回収し、化学的に処理する必要がある。

- 固体廃棄物

再処理からの固体廃棄物には、燃料要素からの構造廃棄物、分裂生成物、液体排出物処理からの汚泥がある。古い、摩耗した装置の廃棄処分方法も必要である(Tunbrant et al., 1996)。

### 生息地の変化

原子力発電所の冷却システムには、水が使用される。貫流システムでは、大量の水が必要になる。冷却水が起点に戻る時、この温められた水は、時々、熱公害を引き起こし、水界生態系に悪影響を及ぼす可能性がある(Langford, 1990)。蒸発冷却システムでは、冷却水が再生使用されるので、水の使用量は、大幅に削減される(Tunbrant et al., 1996)。

### 事故

大きな懸念の1つの分野は、原子力発電所における原子炉の事故の危険性である。深刻な影響を及ぼした事故が起こっているためである。使用している原子炉の種類や制御および安全システムが異なるため、世界の異なる場所での事故の危険性を比較することは困難である。少なくとも西欧諸国では、原子炉は、安全システムを装備しており、原子炉に冷却水を供給する証明済みのシステムがある。これらのシステムは、電力を使用し、ディーゼルで駆動する補助発電機を備えている。全体として、原子力発電の事故の危険性は、非常に低い。

## **4-5 生物多様性への影響**

動植物への影響は、主に、鉱山の存在により生じる。しかし、原子力発電のライフサイクルにおける他の段階は、生物および生態系への、多かれ少なかれ深刻な、直接的または間接的影響につながる可能性がある。間接的影響は、様々な汚染物質の排出により引き起こされ、生態地域により異なる可能性がある。

チェルノブイリの大惨事のような事故の後、放射線は、生物学的突然変異や、影響を受けやすい人口集団および生息地域の著しい破壊を引き起こす可能性がある。

### **健康リスク**

核燃料連鎖のすべての段階で、放射性要素が放出される可能性があり、人間の健康に最大のリスクをもたらすのは、これらの物質からの放射線である。様々な職業上のリスクが、燃料連鎖の様々な段階に関連している。特に、採鉱作業は、健康問題および事故を引き起こす可能性がある。

スイスの研究は、原子力発電に関連する、人の致死率の LCA データを示している(Dones et. al., 1995)。表 4-11 に示されているデータは、ウラン採鉱から、輸送、原子力発電所運転まで、原子力発電所のライフサイクル全体における事故のリスクを考慮している。このデータによると、原子力発電所の運転より、ウラン採鉱の

方が、人命に大きなリスクをもたらす。「差し迫った」リスクは、急死をもたらす事故であり、「遅延」リスクは、長期にわたる被ばくや、最終的に死に至る、原子力発電に関連する活動である。

表 4-11 原子力発電による、ライフサイクル致死率の推定(致死率 / GW<sub>e</sub>year) (Dones et. al., 1995)。

|                       | Occupational<br>immediate<br>(mining) | Occupational<br>delayed (mining) | Public Immediate<br>(transport) | Public (delayed)<br>Power plant |
|-----------------------|---------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
|                       | fatalities/GW <sub>e</sub> year       | fatalities/GW <sub>e</sub> year  | fatalities/GW <sub>e</sub> year | fatalities/GW <sub>e</sub> year |
| Underground<br>Mining | 0.09-0.5                              | 0.13-0.37                        | 0.001-0.01                      | 0.005-0.2                       |
| Surface Mining        | 0.07-0.4                              | 0.07-0.33                        |                                 |                                 |

### リスクの認識

公衆衛生へのリスクは、原子力発電からのリスクの認識であるため、精神的なもので、主にストレスという形で現れる可能性がある。放射線被ばくは、見えたり、聞こえたりするものではないため、このような健康への脅威は、もっと身近な汚染影響よりも、人々を動揺させる。

大きな原発事故は、人々に、核エネルギーを警戒させてきた。1979 年のスリーマイルアイランド事故と、1986 年のチェルノブイリ大惨事は、大きな事故はめったに発生しないが、安全管理が整っていない場合は、原子力発電所は世界規模の大きな被害を引き起こすことを明確に示した。

特に西欧諸国の場合、原子力発電に関連する実際のリスクが非常に小さくても、リスクに対する人々の認識は、非常に大きい。原子力発電は、安定した電力供給、費用対効果の高い発電、低排出物生成など多くの優位性があるが、大惨事の危険性、長期的な貯蔵廃棄場所の不足が、多くの社会にとって、受け入れるための公的負担を大きくしている。

### 社会的・社会経済的影響

大惨事の後、その地域を復旧する費用は莫大で、被害は数世代にわたり影響を及ぼす。

### 美的影響

最も明白な視覚的影響は、ウラン鉱山である。さらに、高い冷却塔は、特に小さなコミュニティでは、主な建築上の特徴として目立つことが多い。

## 5 バイオマス

### 5-1 概要

バイオマスおよびバイオ燃料(バイオマスに由来)は、再生可能エネルギー源と考えられており、世界の総エネルギー供給量の13%を占める(& Hall & House, 1994)。バイオマスを燃料としている発電所は、1年中稼働できるので、バイオマス・エネルギーも安定した供給エネルギーと考えられている。

先進国は、バイオマスを代替エネルギー、つまり、環境害にほとんど関係しない再生可能エネルギー源と考えている。先進国は、一般的に、このような再生可能なエネルギー源の使用を推進しようとしており、一方、発展途上国は、特定のバイオマス燃料の利用を削減しようとしている。このように取り組みが異なる理由は、発展途上国では、様々な種類のバイオマス原材料を頻繁に使用しているからである。在来型バイオマスは、世界の人口の約半分の主要エネルギー源であるが(Pimentel et al., 1994)、これらの在来型バイオマス源は、しばし、持続可能なエネルギー体系の一部ではなく、エネルギーに使用する場合、大幅な環境負荷をもたらす可能性がある。バイオマスの利用は2つのカテゴリーに分けられる(International Energy Agency, 1998)。

#### 1. 在来型バイオマス

- 家庭用の薪および木炭
- わら(もみ殻を含む)
- 他の植物残渣
- 動物の排泄物

#### 2. 新型バイオマス

- 木質残材(産業利用)
- バイオガス
- 都市廃棄物
- バイオ燃料(エネルギー作物、エタノール生産用作物、バイオガス生産を含む)

本報告書は、主に、新型バイオマスの利用を取り上げている。木質残材には、森林の廃木材、木製品産業、農業が含まれる。伐採および木材加工(材木用など)では、木の大部分が廃材として廃棄される。プランテーションもエネルギー生産用のバイオマスを生成するために使用される。

バイオマス燃料を利用する主な理由の1つは、バイオマスがエネルギーに転換される時、事実上、CO<sub>2</sub>が生産されないためである。木および植物は、成長過程で光合成を通し、CO<sub>2</sub>を吸収し、バイオマスがエネルギーに転換されるときに、CO<sub>2</sub>を大気に放出する。バイオマスを他の種類のエネルギー(石炭など)の代替エネルギーとして使用する場合、結果として、大気中に放出されるCO<sub>2</sub>排出量を削減することになる。バイオマス発電のライフサイクルを通して、CO<sub>2</sub>の正味排出量は、発電所建設、バイオマスの発電所への輸送にかかる化石燃料、過剰な栄養をバイオマスの成長に使用した場合の窒素肥料製造によるものだけである(Brännström-Norberg et al., 1994)。他の環境影響は、バイオマスの種類および、使用するエネルギー生産技術の具体的な種類に大きく依存する。

## 技術

多くの国が、化石燃料燃焼の代わりに、バイオマス発電所の利用を調査している。米国では、再生可能なエネルギー利用拡大の支援として、バイオマス試験発電所および施設が徐々に建設されている。例としては、現在、バイオマス実証設備がバーモント州バーリントンに建設されている。

### 燃料プランテーション

バイオマス燃料に林業および農業廃棄物を使用する代わりに、バイオマス燃料として使用するために、エネルギー作物をプランテーションで栽培することができる。樹木種は、成長が早く、現地の気候と適合するものを選ぶ。例えば、ポプラは、降雨量が多い、低温地域で良く育つ。いくつかの共通のエネルギー作物は、以下のとおりである(Golob & Brus, 1993)。

- 早生広葉樹林(ヤナギ、ポプラ、ユーカリなど)
- 早生草本植物
- 一年草および多年草(ファイバーソルガム、スイッチグラス、チョウセンアザミなど)

エネルギー植物管理例として、ヤナギを検討する。ヤナギは、成長の早い広葉樹木であり、高密度植栽(10,000 本/ha)ができ、1年で成長する。1年後、木は、新芽の数を増やすために、伐採される。プランテーションは、20～30年の期間、2～6年ごとに収穫がある。これは、短期輪作作物(SRC)のプランテーション管理方法である。落葉樹の場合は、冬に収穫される。

### 農業および林業廃棄物

農業および林業廃棄物には、動物スラリー、わら、森林残渣など、多くの種類のバイオマスが含まれている。森林残渣(つまり、伐採後、残った植物)を利用するために、まずその材料を収穫しなくてはならない。これは、全体的な森林管理業務の一環として行うことができる。森林残渣は、小さな木片にすることができ、木は、切株を除き、すべて収穫でき、廃棄部分は、エネルギー生成に使用できる。

本報告書では、バイオマス・エネルギー生成への、成長の早い広葉樹および森林残渣の使用を、重視している。入手可能性、気候、地理的条件により、多くの異なる種が使用できる。

### 輸送、処理、保管

バイオマス燃料のエネルギー含有量は、かなり低く、輸送コストは高い。従って、バイオマスのエネルギー生成は、その地域で行われる。燃料は、トラックで、直接、発電所または、発電所近隣の貯蔵場所に輸送される。遠距離の場合は、燃料は、輸送前に、ペレットなどのエネルギー含有量の高い材料に変換することができる。

### 燃焼

発電所の効率および、生成される環境排出物は、バイオマスの発電に使用される技術により、異なる。従来の燃焼技術は、石炭を燃焼する技術と類似している(第2章参照)。バイオマスは、ボイラーで燃焼する場合、

蒸気が発生し、この蒸気は、エネルギーを生成するタービンの駆動に使用される。このような従来のボイラーの効率は、通常、20%以下であるが、現在、最新技術は、最大 42%の正味効率をもたらす。循環流動層 (CFB)システムが、さらに一般的になっており、ガス化複合発電(IGCC)システムは、新生技術である。余分な粒子およびガス状排出物(SO<sub>x</sub>、NO<sub>x</sub> など)を除去する高温ガス浄化方法などの新しい技術も、バイオマス・エネルギー生成のために、開発されている。

#### BIGCCまたはIGCC

一般的に、石炭を燃料とする発電所に使用されるガス化技術は、バイオマス使用にも適用されている。ガス化複合発電(IGCC)は、バイオマス発電用の新しい効果的な技術である。ガス化は、発電のために、タービンに投入可能な、ガス燃料を生成するために、高温でバイオマス原料に空気を加える。IGCC 技術は、従来のバイオマス燃焼ボイラーの効率を倍にし、バイオマス発電所が熱と電力の両方を生成できるようにしている (U.S. Department of Energy, 1997)。

1997 年の米国エネルギー省のバイオマス LCA によると、113 MW の仮想バイオマス・ガス化複合発電 (BIGCC) 設備の効率は、37.2%と報告されている。バイオマスのライフサイクルを通してのバイオマス・エネルギーの効率は、34.9%と推測され、このシステムが消費するエネルギーの 77%は、バイオマス燃料の生産による (Mann & Spath, 1997)。

#### 地理

世界のバイオマス資源は、非常に豊富である。発電所の木質燃料の利用は、最近、発展途上国および先進国の両方で増えている (Golob & Brus, 1993)。この資源は適切に管理されなくてはならないが、再生可能資源と考えられている。複数の国における、バイオマス・エネルギー利用は、表 5-1 に示されている。

表 5-1 1987 年の国別バイオマス・エネルギー利用 (Flavin & Lenssen, 1994)

| Country        | Biomass use<br>(Petajoules) | Share of total energy<br>consumption |
|----------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| United Kingdom | 46                          | <1                                   |
| United States  | 3,482                       | 4                                    |
| Denmark        | 84                          | 9                                    |
| Thailand       | 206                         | 20                                   |
| Brazil         | 1,604                       | 25                                   |
| China          | 9,287                       | 28                                   |
| Costa Rica     | 31                          | 32                                   |
| Zimbabwe       | 143                         | 40                                   |
| India          | 8,543                       | 56                                   |
| Indonesia      | 2,655                       | 65                                   |
| Tanzania       | 925                         | 97                                   |

#### 経済性

世界に、膨大なバイオマス資源が存在するとしても、これらの潜在的エネルギー源を、売れるエネルギーに転換することは、経済的な課題かもしれない。バイオマス発電所の場所は、注意して選ぶ必要があり、発電所は、適切な規模でなくてはならない。発電所が大きすぎると、原材料を発電所に輸送するコストが高くなる。一方、発電所が小さすぎると、運転コストが高くなる。

エネルギー生成にバイオマスを利用するメリットは、その過程で、かなり大きな労働力を必要とするため、新規雇用を創出できるという点である。また、輸送コストが高いため、燃料源の近隣にバイオマス発電所を建設することは、経済的に意味がある。従って、今後、バイオマス発電所は、林産物および農業廃棄物が容易に入手できる農村地域に計画される可能性がある。それにより、農村経済に必要な景気刺激がもたらされる。木の伐採からエネルギー生成まで、廃棄物バイオマスの転換は、林業の最終的収益を改善することができる。それにより、持続可能な林業管理業務を提供することが可能になる。

様々な種類のバイオマス原材料を、エネルギー生成に使用できる。廃棄材料を回収したり、バイオマス・エネルギー専用の作物を育てる、特別なプランテーションを計画することもできる。バイオマス源を選ぶ前に、気候、その地域の土地利用法、環境影響、貯蔵、土地の質、その土地を代替利用しない場合のコストなど、複数の要因を考慮しなくてはならない。

たとえバイオマス源が入手可能でも、バイオマスエネルギー生成に使用する選択は、最善の決定ではないかもしれない。異なる種類のバイオマスに利用するという競合が存在する。バイオマスは、エネルギーに転換する以外に、肥料にする、他の製品を作るために使用する、および／または再生利用することができる。これらの他の利用方法は、場合によっては、経済的および社会的に、エネルギー利用より、良い代替案であることを証明するかもしれない。

### ライフサイクル評価

バイオマス・エネルギー・システムに LCA を実施した研究がいくつかある。本報告書では、スペイン、カナダ、スウェーデンの LCA 研究を検討している。

スペインの LCA 研究は、温暖な気候における、大規模な、バイオマス発電用の短期輪作エネルギー作物の利用について調べている。この研究は、1 GW 発電所に、28 の理想的な場所を挙げた。ポプラ、ユーカリ、アカシアがプランテーションに選ばれた。ほとんどの現場(22 か所)は、流動層燃焼(CFB、効率 25%)を使用し、残りは、バイオマス・ガス化複合発電(BIGCC、効率 40%)を使用すると仮定された。電力と供給燃料のコストを計算した。結果によると、CFB の現場は、理想的に、平均コスト 10.1 セント/kWh で発電できる。BIGCC 技術が使用される場合、コストは下がる可能性が高い。この研究では、バイオマス・エネルギーは、スペインの現在のエネルギー・ニーズの最大 5~10% (2.3~5 GW) まで、合理的に供給できると結論付けている(Centro de Investigaciones Energeticas, 1997)。

スウェーデンのライフサイクル評価は、バイオマス燃料として、早生広葉樹であるシダレヤナギ、松とトウヒの森林残渣の使用を検討している。この LCA は、発電にバイオマスを利用することにより生じる環境影響を示している。この研究では、CFB 発電所(循環流動層)および IGCC 発電所(石炭ガス化複合発電)が、バイオ

マス燃焼に使用されている。発電所は、スウェーデンの中心に位置し、エネルギー作物プランテーションから発電所までの距離は、近い。発電所には2つの目的がある。1) 発電と、2) 熱生成である。CFB 発電所の規模は、9 MW で、IGCC 発電所は、59 MW (発電のみ) である。発電効率、CFB 発電所が 27.1%、IGCC 発電所が 42.0% である (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。

スウェーデンの LCA では、発電所の寿命は、40 年と仮定している。ライフサイクルは、製造と建設の段階、運転と保守の段階、解体の段階に分かれる。運転段階には、燃料の管理と輸送が含まれる。排出ガスと資源の利用は、ここでは、3 つの段階の合計のみ、報告されている。温室ガスの排出は、除く (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。

発電所は、複合システムなので、排出物は、熱生成および発電に分けられる。CFB 発電から得られる総エネルギーの 25% は電力で、従って、総排出ガスの 25% が、発電に配分される。IGCC 発電所では、総排出ガスの 49.6% が発電に配分される。金属は、何度もリサイクルされる可能性があるため、金属使用を分析するために、リサイクル境界条件を設定する必要がある。この研究では、金属の 50% がリサイクルされると推測し、電力使用は、スウェーデンの平均電力消費に基づいている (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。

森林プランテーション作物の発電への利用は、カナダの東オンタリオ州で研究された。排出ガスは、フル・ライフサイクル方法を使用し、計算された (Beals & Hutchinson, 1993)。カナダでは、以下の3種類の森林プランテーション種と方式が使用されている。1) 短期輪作、ポプラ、2) 超短期輪作、ポプラ、3) 超短期輪作、ヤナギ。短期輪作の期間は、10～40年で、超短期輪作の期間は、1～10年である。排出ガスの予測のため、電気集塵機付きで、効率25%、年間能力係数85%、寿命30年の従来の蒸気サイクルのバイオマス発電所と仮定された。バイオマスは、木材チップとして、ボイラーに供給される (Beals & Hutchinson, 1993)。

## 5-2 資源の利用

### 再生不能資源

バイオマス・エネルギー生産のライフサイクルにおいて、再生不能エネルギー資源の利用は、かなり少ない。再生不能資源の利用のほとんどは、バイオマスの収穫、バイオマスの発電所への輸送、発電所の建設および製造によるものである。表 5-2 および 5-3 は、スウェーデンの IGCC および CFB 発電所の、各々の再生不能エネルギーと材料の消費を示している。

表 5-2 スウェーデンのバイオマス IGCC 発電所のライフサイクルで使用される再生不能資源 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。IGCC は、複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの 49.6%が、電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Non-renewable          | Unit                              | Salix                | Forest residue       |
|------------------------|-----------------------------------|----------------------|----------------------|
| <b>Energy</b>          |                                   |                      |                      |
| Uranium                | kg·kWh <sup>-1</sup>              | $6.41 \cdot 10^{-9}$ | $4.48 \cdot 10^{-9}$ |
| Coal                   | kg·kWh <sup>-1</sup>              | $1.54 \cdot 10^{-2}$ | $1.44 \cdot 10^{-2}$ |
| Oil                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $4.21 \cdot 10^{-8}$ | $1.91 \cdot 10^{-8}$ |
| Gas                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $3.86 \cdot 10^{-3}$ | $9.07 \cdot 10^{-6}$ |
| Diesel                 | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $3.32 \cdot 10^{-6}$ | $4.65 \cdot 10^{-6}$ |
| <b>Material</b>        |                                   |                      |                      |
| Iron ore               | g·kWh <sup>-1</sup>               | $4.29 \cdot 10^{-1}$ | $4.29 \cdot 10^{-1}$ |
| Limestone + gypsum     | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.37 \cdot 10^{-1}$ | $1.37 \cdot 10^{-1}$ |
| Ballast                | g·kWh <sup>-1</sup>               | 1.08                 | 1.08                 |
| Copper ore             | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.67 \cdot 10^{-1}$ | $1.67 \cdot 10^{-1}$ |
| Bauxite                | g·kWh <sup>-1</sup>               | $4.51 \cdot 10^{-4}$ | $4.51 \cdot 10^{-4}$ |
| Titan dioxide          | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.48 \cdot 10^{-3}$ | $1.48 \cdot 10^{-3}$ |
| Stone wool             | g·kWh <sup>-1</sup>               | $2.25 \cdot 10^{-2}$ | $2.25 \cdot 10^{-2}$ |
| Clay                   | g·kWh <sup>-1</sup>               | $3.54 \cdot 10^{-2}$ | $3.54 \cdot 10^{-2}$ |
| Tri-sodium phosphate   | g·kWh <sup>-1</sup>               | $6.69 \cdot 10^{-4}$ | $6.69 \cdot 10^{-4}$ |
| Hydrazine              | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.18 \cdot 10^{-3}$ | $1.18 \cdot 10^{-3}$ |
| Dolomite               | g·kWh <sup>-1</sup>               | $4.54 \cdot 10^{-3}$ | $4.54 \cdot 10^{-3}$ |
| Ammonia                | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.19 \cdot 10^{-3}$ | $1.19 \cdot 10^{-3}$ |
| Hydrochloric acid      | g·kWh <sup>-1</sup>               | $8.41 \cdot 10^{-2}$ | $8.41 \cdot 10^{-2}$ |
| Sodium hydroxide       | g·kWh <sup>-1</sup>               | $8.41 \cdot 10^{-2}$ | $8.41 \cdot 10^{-2}$ |
| Vinyl chloride monomer | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.71 \cdot 10^{-3}$ | $1.71 \cdot 10^{-3}$ |



表 5-3 スウェーデンのバイオマス CFB 発電所のライフサイクルで使用される再生不能資源 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。CFB は、複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの25%が電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Non-renewable          | Unit                              | Salix                | Forest residue       |
|------------------------|-----------------------------------|----------------------|----------------------|
| <b>Energy</b>          |                                   |                      |                      |
| Uranium                | kg·kWh <sup>-1</sup>              | $2.76 \cdot 10^{-9}$ | $1.25 \cdot 10^{-9}$ |
| Coal                   | kg·kWh <sup>-1</sup>              | $1.88 \cdot 10^{-4}$ | $1.76 \cdot 10^{-4}$ |
| Oil                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $3.00 \cdot 10^{-8}$ | $1.48 \cdot 10^{-8}$ |
| Gas                    | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $2.24 \cdot 10^{-3}$ | $1.39 \cdot 10^{-5}$ |
| Diesel                 | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | $2.14 \cdot 10^{-6}$ | $3.58 \cdot 10^{-6}$ |
| <b>Material</b>        |                                   |                      |                      |
| Iron ore               | g·kWh <sup>-1</sup>               | $3.15 \cdot 10^{-1}$ | $3.15 \cdot 10^{-1}$ |
| Limestone + gypsum     | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.87 \cdot 10^{-1}$ | $1.87 \cdot 10^{-1}$ |
| Ballast                | g·kWh <sup>-1</sup>               | 1.48                 | 1.48                 |
| Copper ore             | g·kWh <sup>-1</sup>               | $2.82 \cdot 10^{-1}$ | $2.82 \cdot 10^{-1}$ |
| Stone wool             | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.00 \cdot 10^{-2}$ | $1.00 \cdot 10^{-2}$ |
| Clay                   | g·kWh <sup>-1</sup>               | $2.17 \cdot 10^{-2}$ | $2.17 \cdot 10^{-2}$ |
| Cyclohexyl amine       | g·kWh <sup>-1</sup>               | $3.79 \cdot 10^{-4}$ | $3.79 \cdot 10^{-4}$ |
| Hydrazine              | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.89 \cdot 10^{-3}$ | $1.89 \cdot 10^{-3}$ |
| Ammonia                | g·kWh <sup>-1</sup>               | $1.04 \cdot 10^{-3}$ | $5.73 \cdot 10^{-3}$ |
| Sodium chloride        | g·kWh <sup>-1</sup>               | $6.31 \cdot 10^{-3}$ | $6.31 \cdot 10^{-3}$ |
| Vinyl chloride monomer | g·kWh <sup>-1</sup>               | $3.54 \cdot 10^{-3}$ | $3.54 \cdot 10^{-3}$ |

#### 再生可能資源

バイオマスは燃料源であるため、明らかに、バイオマスのエネルギー生成ライフサイクルの間に使用される、1 次再生可能資源である。しかし、他の再生可能エネルギー源および、再生可能材料は、製造、運転、解体段階で使用される。例としては、発電所の製造段階で使用する木材が挙げられる。エネルギー利用もまた、すべての段階で必要である。表 5-4 および 5-5 は、スウェーデンの IGCC および CFB 発電所における、各々の再生可能資源の利用を示している。

表 5-4 スウェーデンのバイオマス IGCC 発電所で使用される再生可能資源 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。IGCC は、複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの 49.6%が、電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Renewable       | Unit                  | Salix                 | Forest residue        |
|-----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>Energy</b>   |                       |                       |                       |
| Hydropower      | kWh·kWh <sup>-1</sup> | 2.49·10 <sup>-4</sup> | 2.40·10 <sup>-4</sup> |
| Wooden chip     | kg·kWh <sup>-1</sup>  | 3.48·10 <sup>-5</sup> | 3.48·10 <sup>-5</sup> |
| Wooden fuel     | kg·kWh <sup>-1</sup>  | -                     | 5.12·10 <sup>-1</sup> |
| Salix           | kg·kWh <sup>-1</sup>  | 5.35·10 <sup>-1</sup> | -                     |
| <b>Material</b> |                       |                       |                       |
| Wood            | g·kWh <sup>-1</sup>   | 1.00·10 <sup>-1</sup> | 1.00·10 <sup>-1</sup> |

表 5-5 スウェーデンのバイオマス CFB 発電所で使用される再生可能資源 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。CFB は、複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの 25%が、電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Renewable       | Unit                  | Salix                 | Forest residue        |
|-----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>Energy</b>   |                       |                       |                       |
| Hydropower      | kWh·kWh <sup>-1</sup> | 7.59·10 <sup>-5</sup> | 6.82·10 <sup>-5</sup> |
| Wooden chip     | kg·kWh <sup>-1</sup>  | 3.13·10 <sup>-5</sup> | 3.13·10 <sup>-5</sup> |
| Wooden fuel     | kg·kWh <sup>-1</sup>  | -                     | 3.98·10 <sup>-1</sup> |
| Salix           | kg·kWh <sup>-1</sup>  | 4.17·10 <sup>-1</sup> | -                     |
| <b>Material</b> |                       |                       |                       |
| Wood            | g·kWh <sup>-1</sup>   | 1.21·10 <sup>-1</sup> | 1.21·10 <sup>-1</sup> |

## 土地

### 栄養の枯渇

農業および林業廃棄物をエネルギー生成に利用する場合、土壌の栄養不足が懸念される。スウェーデンの LCA 研究では、土壌の無機質バランスを維持するために、発電所の灰を林床に戻している。灰はまた、豊かな土壌のベースを保持するために、シダレヤナギのプランテーションにも戻されている (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。

### 土地利用の対立

バイオマス・エネルギー生成ライフサイクルに必要な土地利用は、大規模で、議論的になる可能性がある。いくつかの地域では、燃料作物用の土地が、他の社会的利用に必要かもしれない。例えば、その土地は、重要な農地かもしれないし、住宅地に適しているかもしれない。バイオ燃料連鎖での主な土地利用は、プランテーション用であるが、土地は、発電所にも必要となる。発電所は、バイオマスの土地利用全体の小さな

部分しか必要としないが、この土地に関連する環境影響は、最大である。スペインの LCA は、国の発電能力の 2%を生産するためには、国土の約 1%が必要になると示している (Crentro de Onvestigaciones Energeticas, 1997)。

表 5-6 スウェーデンのバイオマスIGCC発電所の土地利用 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。  
IGCCは複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの49.6%が電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Land            | Unit                               | Salix                | Forest residue       |
|-----------------|------------------------------------|----------------------|----------------------|
| Arable land     | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $2.23 \cdot 10^{-1}$ | -                    |
| Forest land     | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | -                    | $8.53 \cdot 10^{-2}$ |
| Industrial land | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $4.80 \cdot 10^{-6}$ | $4.80 \cdot 10^{-6}$ |

表 5-7 スウェーデンのバイオマスCFB発電所の土地利用 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。CFBは複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの25%が電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Land            | Unit                               | Salix                | Forest residue       |
|-----------------|------------------------------------|----------------------|----------------------|
| Arable land     | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $1.74 \cdot 10^{-1}$ | -                    |
| Forest land     | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | -                    | $6.64 \cdot 10^{-2}$ |
| Industrial land | $\text{m}^2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $6.30 \cdot 10^{-7}$ | $6.30 \cdot 10^{-7}$ |

### 5-3 世界的な環境影響

#### 温室効果

バイオマス燃料サイクルのすべての段階で、エネルギー利用、発電所で使用する材料の輸送、材料の生産、バイオマスの収集、バイオマス燃料の輸送などにより、大気汚染物質が排出される。

石炭および石油と比較すると、バイオマスの利用は、長期的に、大気  $\text{CO}_2$  をそれほど増やさない。 $\text{CO}_2$  は、もともと、植物が成長している間は光合成により、大気から隔離されるため、 $\text{CO}_2$  の正味排出量は、事実上、ゼロである。 $\text{CO}_2$  総排出量は、主に、バイオマスの発電所への輸送方法に依存する。スウェーデンの研究では、バイオマスによるもとの  $\text{CO}_2$  吸収量は考慮していないため、 $\text{CO}_2$  排出量がかかなり大きい (Lundborg, 1994)。IGCC 発電所からの排出量の  $424 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  および、CFB 発電所からの排出量の  $330 \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  は、燃料燃焼による。しかし、忘れてはならないのは、バイオマスはもともと、この量の  $\text{CO}_2$  を大気中から吸収していることである (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。従って、バイオマス燃焼に起因する  $\text{CO}_2$  の正味排出量はゼロである。

表 5-8 スウェーデンの発電所からの CO<sub>2</sub> 排出量 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。バイオマス燃焼からの排出量が、この表に示されている。発電所は、熱と電力を生成する複合サイクル発電所である。表の排出量は、それに応じて、調整されている。

| Emission              | Unit                | Salix                 | Forest residue        |
|-----------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|
| CO <sub>2</sub> IGCC  | g·kWh <sup>-1</sup> | 440                   | 437                   |
| CO <sub>2</sub> CFB   | g·kWh <sup>-1</sup> | 341                   | 340                   |
| N <sub>2</sub> O IGCC | g·kWh <sup>-1</sup> | -                     | -                     |
| N <sub>2</sub> O CFB  | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.64·10 <sup>-2</sup> | 1.64·10 <sup>-2</sup> |

カナダの研究は、3 つの異なるケースを考慮している。1 つ目は、最悪のシナリオであり、森林がすべて伐採され、新しい木は植えられていない。2 つ目は、従来の林業活動を考慮し、もともと植物により隔離されている炭素量は、バイオマスの燃焼により排出される炭素量に等しいと想定している。3 つ目は、エネルギー作物は、農地に植えられていると想定している。土壌の炭素貯蔵は、大気からの CO<sub>2</sub> 正味吸収量である。このシナリオは、最も楽観的で、排出量は、実際、現実より多い可能性がある (表 5-9)。

表 5-9 カナダの森林栽培シナリオにおける CO<sub>2</sub> 排出量 (Beals & Hutchinson, 1993)

| Technology                          | Unit                | Extraction | Construction | Operation | Total |
|-------------------------------------|---------------------|------------|--------------|-----------|-------|
| Clear-cut with no re-growth.        | g·kWh <sup>-1</sup> | 28         | 2.6          | 1334      | 1365  |
| Conventional re-growth              | g·kWh <sup>-1</sup> | -1306      | 2.6          | 1334      | 31    |
| Short rotation on agricultural land | g·kWh <sup>-1</sup> | -1444      | 2.6          | 1334      | -107  |

## オゾン層の破壊

複数の疑わしい化学物質の人為的排出は、地球のオゾン層を減少させ、がん、動物界の突然変異、他の環境害の大きなリスクに寄与している。バイオマスのライフサイクルの一部として排出される少量のガスに起因する、具体的な影響および相互作用は、評価や予測が困難である。バイオマス燃焼による、オゾン層に悪影響を及ぼす物質の総排出量は、少ない。具体的なデータは、まだ入手できない。

## 5-4 局地的・地域的な環境影響

局地および地域規模でみると、バイオマス発電は、様々な方法で、生物多様性に影響を及ぼす可能性がある。

- 酸性化は、生息場所を破壊し、生態系に深刻な害を及ぼす可能性がある。
- 絶滅危惧種は、絶滅する可能性がある。

- 富栄養化は、水界生態系に深刻な影響を及ぼす可能性がある。
- 光化学スモッグは、植物を損傷し、いくつかの種を絶滅させる可能性がある。
- 生態毒性排出物は、重大な環境衛生問題を引き起こす可能性がある。生態毒性物質は、食物連鎖で蓄積され、特に、捕食種(および人間)に悪影響を及ぼす。

## 酸性化

自然界では、植物の成長は、土壌への酸の正味放出量に寄与する。植物が死に、有機物質が崩壊し、同量のアルカリ物質が土壌に戻る。よって、自然の森林では、化学的状態は均衡を保持する。例えば、バイオマス残渣という形での、森林および農業土壌からの有機物質の除去はまた、酸性化を緩和する能力を持つ物質の純損失をもたらす。従って、灰を戻すなどの補償処置を取らないバイオマス抽出は、酸性化を助長する。酸性化問題は、バイオマス・プランテーションの規模および場所により、異なる。酸性雨および、硫黄と窒素の化合物がかなり堆積している場所では、酸性化は広範囲に及ぶ可能性がある。堆積速度が速い場合、土壌は硫黄と窒素の化合物を中和できないかもしれない。バイオマス燃焼による硫黄と窒素の化合物の排出は、燃焼排ガスの化学処理が行われない場合は、排出ガスが発電所からかなり離れた地域に酸性化をもたらす可能性があるため、その地域の関心事かもしれない。バイオマスの硫黄含有量は、石炭や石油より少なく、単位電力あたりの  $\text{SO}_2$  排出量は比較的低いが、 $\text{NO}_x$  は、ほぼ同じである(表 5-10 および 5-11)。現代のバイオマスを燃料する発電所では、燃焼排ガスにアンモニアを加える。これにより、酸性化および富栄養化を助長する  $\text{NO}_x$  の代わりに、元素状窒素を排出する。

表 5-10 スウェーデンのバイオマス IGCC 発電所からの酸性化化合物の排出量(Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。IGCC は複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの 49.6 %が、電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Emission      | Unit                           | Salix               | Forest residue      |
|---------------|--------------------------------|---------------------|---------------------|
| $\text{NO}_x$ | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $3.73\cdot 10^{-1}$ | $4.12\cdot 10^{-1}$ |
| $\text{SO}_2$ | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1.81\cdot 10^{-1}$ | $1.83\cdot 10^{-1}$ |
| $\text{NH}_3$ | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $3.54\cdot 10^{-2}$ | $3.26\cdot 10^{-2}$ |

表 5-11 スウェーデンのバイオマス CFB 発電所からの酸性化化合物の排出量(Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。CFB は複合サイクル発電所で、生産されるエネルギーの 25 %が、電力である。表に示されている排出量は、それに応じて、調整されている。

| Emission      | Unit                           | Salix               | Forest residue      |
|---------------|--------------------------------|---------------------|---------------------|
| $\text{NO}_x$ | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $2.91\cdot 10^{-1}$ | $3.35\cdot 10^{-1}$ |
| $\text{SO}_2$ | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $4.12\cdot 10^{-2}$ | $4.28\cdot 10^{-2}$ |

土壌の酸性化は、バイオマス・サイクルの一環(収穫)として、酸性化合物の堆積や、酸性肥料の使用により、一般的な農地にも生じる。同量の酸性化が、広葉樹エネルギー作物プランテーションにも発生する。土壌の酸性化に対処する 1 つの方法は、発電所の灰をプランテーションに戻すことである。灰には、木がもともと土から吸収した、カリウム、カルシウム、マンガンなどの無機物が含まれているが、窒素は含まれていない。残

灰を土地に戻すことにより、土壌の全体的な窒素負荷は減少し、土壌の無機物は補充される(Lundborg, 1997)。灰を戻すことが実現不可能な場合は、石灰を入れることにより、土壌の酸性化は緩和される。

### 富栄養化

富栄養化は、水系の酸素レベルが下がると発生し、部分的に、過剰窒素により、藻類の成長が促進される。様々な貯水池が受ける影響は、化学成分、位置、水生動植物、空気汚染の暴露程度などにより、異なる。

肥料は、頻繁に、エネルギー作物収穫を最適化するために使用される。バイオマス・エネルギー作物に使用される肥料は、従来の農業管理に使用される量よりも少ない。バイオマス肥料の世界的な富栄養化への寄与は、使用する肥料の種類および量に関係する。

土壌の栄養素の浸出は、秋と冬に、通常大きくなる。広葉樹エネルギー作物プランテーションが1年中作物を栽培しているため、栄養素の浸出は、通常の農業プランテーションほど深刻ではない。また、バイオマス・エネルギー作物は、大量の栄養素を吸収する能力があり、土壌には、浸出する栄養素はほとんど残らない。栄養素の浸出程度も、気候と土壌の種類による。

上記の通り、窒素の堆積量が多く、森林健康に悪影響を及ぼすエリアでは、森林残渣を除去することは、実際には、窒素漏出を緩和する(Lundborg, 1997)。バイオマスの窒素はほとんど、大気中に最も豊富なガスである窒素ガスとして、燃焼発電所から排出される。バイオマス燃焼からの窒素のわずか5~10%が、NO<sub>x</sub>として大気に戻る。よって、窒素は、バイオマス燃焼後、NO<sub>x</sub>として再堆積可能な形で大気に戻らないため、森林残渣の除去は、森林土壌の窒素負荷を低減する。

しかし、NO<sub>x</sub>として戻される燃焼バイオマス窒素の5~10%および、アンモニアは、世界的な富栄養化を引き起こす。

表 5-12 スウェーデンの IGCC 発電所からの富栄養化合物の排出量 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)

| Emission        | Unit                | Salix                 | Forest residue        |
|-----------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>To air</b>   |                     |                       |                       |
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.73·10 <sup>-1</sup> | 4.12·10 <sup>-1</sup> |
| NH <sub>3</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.54·10 <sup>-2</sup> | 3.26·10 <sup>-2</sup> |
| <b>To water</b> |                     |                       |                       |
| Tot-N           | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.00·10 <sup>-2</sup> | 2.00·10 <sup>-2</sup> |
| Tot-P           | g·kWh <sup>-1</sup> | 5.00·10 <sup>-5</sup> | 5.00·10 <sup>-5</sup> |

表 5-13 スウェーデンの CFB 発電所からの富栄養化合物の排出量 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)

| Emission        | Unit                | Salix                 | Forest residue        |
|-----------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|
| <b>To air</b>   |                     |                       |                       |
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.91·10 <sup>-1</sup> | 3.35·10 <sup>-1</sup> |
| <b>To water</b> |                     |                       |                       |
| Tot-N           | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.64·10 <sup>-2</sup> | 1.64·10 <sup>-2</sup> |
| Tot-P           | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.10·10 <sup>-5</sup> | 3.10·10 <sup>-5</sup> |

#### 光化学オキシダントの生成

あらゆる燃焼形態において、バイオマスが燃焼する時に、光化学オキシダントが生成される。これは、揮発性有機化合物 (VOC) を排出する、バイオマス燃料の不完全燃焼が原因である。これらの化合物は、太陽光の影響を受けて、NO<sub>x</sub> と反応する。問題は、夏に大きくなる (Naturvårdsverket, 1990)。

VOC の排出量を減少するためには、完全燃焼が不可欠である。例えば、CO の排出量は、燃焼の完全度により、 $3.6 \cdot 10^{-2} \sim 17$  g/kWh と変動する (Naturvårdsverket, 1990)。スウェーデンの発電所の CO 排出量の例が、表 5-14 に示されている。現代の発電所では、VOC の排出量は低く、浄化フィルターを設置すると、排出量はかなり減少する。全体として、光化学オキシダントは、バイオマス燃料ライフサイクルでは、重大な問題ではない。

表 5-14 発電所の CO 排出量 (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。この発電所は、熱と電力の両方を生産する。よって、表の排出量は、それに応じて、調整されている。

| Emission | Unit                           | Salix               | Forest residue      |
|----------|--------------------------------|---------------------|---------------------|
| CO IGCC  | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $9.82\cdot 10^{-2}$ | $1.06\cdot 10^{-1}$ |
| CO CFB   | $\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $2.03\cdot 10^{-1}$ | $2.14\cdot 10^{-1}$ |

## 生態毒性の影響

### 化学物質の使用

雑草、昆虫、他の害虫は、プランテーション作物を植える初期の段階では、うまく管理されなければならない。ここでは、除草剤および殺虫剤が使用されている。肥料も使用されることもある。これらの化学物質には、潜在的に土壌の品質に影響を及ぼす可能性のある、様々な物質が含まれており、表面流出により、地下水や地表の貯水池に到達する。影響の範囲は、エネルギー作物の生産量を最大にするために使用される、化学物質の量と種類に関連する。

バイオマス・エネルギー生産からの重金属のライフサイクル排出量は、定量化が難しい。排出量は、バイオマス燃料中の重金属の含有量と発電所の設計による。具体的な数字は入手できないが、バイオマス燃焼による重金属の排出量は、石炭燃焼に比べると、はるかに少ない。

### 固体廃棄物

石炭と比較すると、バイオマスの灰分はかなり低く、一般的に、石炭灰に含まれている有毒金属や微量元素が存在しない。一方、灰には、簡単に浸出する、リン酸塩、炭酸塩、アルカリ塩が豊富に含まれている。土壌の質を改善するために灰を使用する場合は、これは利点となる。しかし、灰をバイオマス・プランテーションに戻す場合は、まず、溶出速度を遅くし、潜在的に有毒な微量金属の浸出が減少するように、処理する必要がある。

### 生息地の変化

土地がプランテーションに使用される場合、バイオマス・ライフサイクルにより、生息地は大きく変化する可能性がある。トウヒとマツが植えられている場合は、これらの木は、土壌の栄養素を減少させ、土壌を農業利用に適さなくするため、生息地の変化は、特に懸念される可能性がある。

### 局地気候

従来から農作物が植えられていた地域に、代わりに広葉樹エネルギー作物を植える場合、その結果、地表近くの風速や蒸発散量のパターンが変化し、局地気候に小さな変化をもたらす。

### 地理的变化

バイオ燃料作物による、主な地球物理学的影響は、浸食防止である。時間と共に、土壌が分解される国では、エネルギー作物を植えることにより、土壌が安定するため、有効である (Kort et al., 1998)。エネルギー作物プランテーションは、水の浸入を改善することにより、水食が減少し、土壌の有機物、土壌構造を改善するこ



とにより、風食が減少し、その結果、土壌浸食が減少する(Kort et al., 1998)。しかし、エネルギー作物プランテーションが、敏感な自然の生態系を変える場合、全体的な影響は、マイナスになる可能性がある。さらに、森林残渣を燃料源として使用する場合、残渣を回収すると、表面流出が増え、土壌浸食を悪化させる(Kort et al., 1998)。

#### 水系の影響

バイオマス燃料の栽培による栄養素の浸出は、論理的には、従来の農業による浸出より少ない。1 年中、エネルギー作物が土壌を覆っているからである(Kort et al., 1998)。スウェーデンの研究によると、シダレヤナギや他の種の栽培も、大量の水を消費する。浸出の最大のリスクは、作物の収穫中と、新しいプランテーションのために切り株を除去し、土地をきれいにする時である。

## 5-5 事故

バイオマス燃料ライフサイクル全体で、大きな事故のリスクは高くない。バイオマス燃料を保管する場合、火事のリスクが生じる。労働災害は、バイオマスの収穫や輸送に関連する事故が発生する可能性がある。エネルギー作物をバイオマス燃料として使用する場合、製材および収穫により、約  $2 \cdot 10^{-5}$  事故/TWh の割合で発生する。一方、輸送により、約  $4 \cdot 10^{-5}$  事故/TWh の割合で発生する(Stjernquist, 1986)。0.3 事故および  $4 \cdot 10^{-3}$  死亡/TWh が、バイオマス燃料燃焼に起因する(Stjernquist, 1986)。

## 5-6 生物多様性への影響

#### エネルギー・プランテーション

エネルギー作物の栽培が、いかに固有の動植物に影響を与えるかは、以前の土地利用、作物の特性、プランテーションの規模と設計による。以前、農地であった土地に、エネルギー用の木を植える場合、生態の多様性は、おそらく、増大する(Christian et al., 1998)。しかし、鳥や他の動物の種の中には、繁栄するものもあるが、それ以外の種は、土地利用の変化によりマイナスの影響を受ける可能性がある。エネルギー作物プランテーションが自然の生態系を変える場合、全体的には、影響はマイナスになる(Christian et al., 1998)。

北米のプランテーションに生息している鳥や小型哺乳類の最近の研究は、鳥も小型哺乳類も、プランテーションを広範囲に使用していることを示している。複数の鳥の種は、特に、森のはずれに生息する傾向にあり、森のはずれだけを考慮すると、鳥の密度は、実際、森やプランテーションの中よりも高い。森林に関連する鳥の種は、森の中よりも、プランテーションの中の方が少ない。しかし、プランテーションによく行く鳥のコミュニティは、農地に生息している鳥のコミュニティより多様である。哺乳類のコミュニティの構成は、エネルギー作物プランテーションと農地で同様である。しかし、ウサギ、野ウサギ、リスは、冬のバイオ燃料プランテーションをほとんど利用していない(Christian et al., 1998)。

#### 林業廃棄物

動植物の生息地に対する最大の影響は、木の伐採である。しかし、バイオマス・エネルギー生成のために、

森林残渣を除去することにより生じる影響もある(Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。残渣を回収すると、動物のすみかと、微生物を分解する物質が除去される。しかし、森林廃棄物を取り除く場合、森林廃棄物により悪影響を受けていた可能性のある、いくつかの植物種は、そのスペースがきれいになるため回復につながる。しかし、種の中には、植物性腐敗物により生息しているものもあり、また、残渣が除去されると、最高最低気温からの保護が低下する(例えば、植物の種類によっては、直射日光では育たない)。よって、伐採した森林に、残渣や古い木を 10～30% 残すことは、生態的に最高の妥協であるかもしれない(Lundborg, 1994)。

## 5-7 人間への影響

### 健康リスク

人間の健康に有害な化合物の燃焼による排出物の量は、発電所の規模、設計、ろ過システムがあるかどうかによる。局地的には、発電所の煙突の高さも重要な要素である。大型発電所は、小型より、有害化合物の濃度を低減する。これは、煙突が高いと、有毒化合物が地上に堆積される前に、希薄されるためである(Rosen-Lidholm et al., 1992)。

### 作業環境

バイオマス燃料が保管される場合、バイオマスの中で微生物が成長し続ける。微生物の活動は、貯蔵庫の大きさによる。大型貯蔵庫は、全体的に微生物の活動が少ない。活動はまた、存在する栄養素の量および種類、含水率、粒子の大きさ、貯蔵庫の温度などにより異なる。微生物は、粉じんを生じる。カビ胞子は、アレルギー反応を引き起こす可能性があるため、最も危険な微生物である。作業者が長期間にわたり、これらの微生物に暴露すると、慢性の気管支炎になる可能性がある(Rosen-Lidholm et al., 1992)。粉じんのリスクは、保管期間を制限し、封じ込めが可能なエリアで燃料を扱うことにより、制御できる(Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。

発電所の灰も、粉じんを発生し、注意して処理、保管する必要がある。灰が湿ると、粉じんも減少するが、灰の粒子は非常に小さく、数時間空中に存在するため、特に問題になる可能性がある。灰と接触する作業者は、予防措置を取り、保護装置を装着する必要がある(Rosen-Lidholm et al., 1992)。

## 6 水力発電

### 6-1 概要

流水または落水による運動エネルギーを使い、数百年わたり発電が行われてきた。19 世紀後半以降、発電のために水力が使われてきた。今日、水力発電は世界中で使用されている実績のある成熟した技術である。1999 年、水力発電は全電力供給量の 2.3% を占め、1 次エネルギー源として 6 番目に位置付けられた(最新のエネルギー統計については IEA のウェブサイト <http://www.iea.org/statist> を参照)。1 次エネルギーは、燃料の熱容量として定義される。復水式発電所(原子力発電所の大半がこのタイプに属する)では、発熱量の大半が大気中へ逃げる。このような発電所では、平均して熱容量の 3 分の 1 しか電気へ変換されない。発電という点では、1 次エネルギーと有益な出力との違いを認識すると、水力が世界の全発電量の 17.5% を占め、2 番目に重要なエネルギー源である。

水力発電所の種類は主として、自流式発電所と貯水池式発電所である。自流式発電所は小川や河川の自然の水流を利用する。自然排水量は世界の大半で季節により変動するため、タービンを回転させるのに水流の一部しか(通常、年間平均流量以下)利用できない。この点で、自流式水力発電は風力と類似しているが、大きな違いは、この水力発電所は常時発電が可能であり、電力需要ピークおよびベースロード需要の双方に対応することができる。風力発電所は、ベースロード専用に主として使われる。したがって、供給量は風で発電機を稼働させる発電所よりも自流式発電所の方が多い。

流量の季節的な変動と電力需要差により、貯水能力のある施設が水力発電システムで実現可能な構造物となる。貯水池式発電所は自流式発電所よりも年間流量を効率的に利用し、その供給量により電力需要ピーク時の電力供給量が突出している。ダムは、電力需要が低い期間に巨大な水塊という形で水を溜めるエネルギー貯蔵所となり、電力需要が高い場合には平均自然水量以上をタービンへ供給することができる。このような能力の結果、水力発電による電力が大きく占めるシステムでは発電の柔軟性が高くなる。

水力発電は、燃料の燃焼による汚染物質を直接発生しない点でクリーンなエネルギー源である。但し、水力発電に伴うそれ以外の環境負荷があり、主に地域環境への影響をもたらす。このような影響はサイト固有のものであり、発電所の種別や規模、地域の気候、サイトの特徴、植生などの要因により異なる。大型ダムは自流式発電所と併設して建設されないので、自流式水力発電による影響は大型貯水池式発電所建設による環境への影響よりも小さいことが多い。

水力発電所の運転中に汚染物質の排出が直接なくとも、建設中、建設資材の生産および運搬中に汚染物質の排出を引き起こす。発電所の種類と貯水池式発電所のダムの規模が汚染物質の排出量を左右する要因である。貯水池式システムでの排出量は、ダムの種類やダムの建設資材により異なり、例えば、CO<sub>2</sub> の排出量はロックフィルダムやアースフィルダムよりもコンクリートダムの方が多くなる。

### 技術

河川流量と圧力水頭は、水力発電のポテンシャルを決定する 2 つの大きな要因である。自流式水力発電所

は河川の水流を直接利用するため、通常貯水量はごく少量である。揚水発電所(本文の分析では貯水池式発電所に含める)は、低所から高所の貯水池へ水を汲み上げて貯水する。このような方法で、水頭の上昇と、貯水池へ水を汲み上げるのに使われてきたピーク時以外に発電した余剰電力を利用し、電力需要が最大のときに電力を生産することができる。揚水発電所は特に、大型火力発電所がベースロード需要を満たす地域では一般的である。貯水池式水力発電所はダムを利用し、貯水用の貯水池を作り、圧力水頭を増加させる。貯水池を利用して長期間貯水し、電力需要の季節的な変動に対応することができる。このような水量調節により、年間を通じて貯水池の水量が大幅に変動する可能性がある。短期的(日次および週次)な水量調節により河川の水量も変動する。一部の事業では、長い水路またはトンネル経由で河川の水を水力発電所へ分流している。これにより、ダムから直接下流の河川区間の流水量を減少させる。

貯水池式水力発電所のダムは通常、コンクリートか、または岩石および土から作られている。後者の材料は低コストであり、世界の大型ダムの大半は巨大なアースフィルおよびロックフィルから作られている。コンクリートを使い、直線式またはアーチ式ダムを造る。アーチ式ダムはより少ない材料でも強度は同じとなる。重力式ダムは主に重量で水を止めるものであるが、大量のコンクリートが使われている。

## 地理

年間降水量が多く、蒸発損失が少ない涼しい気候であり、雪という形で水を自然に貯水することができる地域では、水力発電は水利用において非常に魅力的な、申し分ない独立型の発電方法である。このような条件は、北半球の高緯度地域(北米北部、スカンジナビアおよびロシア)、南半球の高緯度地域(タスマニア、チリ、アルゼンチン)、アルプス山脈、ヒマラヤ山脈およびアンデス山脈などの高山ではごく一般的である。世界のそれ以外の地域、特に水不足の地域では、水力発電と灌漑用水の貯水を組み合わせることが可能なケースが多い。

スウェーデンには約 1,000 の水力発電所があり、発電総量の約 50%が水力である。ノルウェーでは、電力のほぼ 100%が水力発電によるものである。このような地域の気候と地形により、降水量の 50%以上を発電に利用することができる。広大な乾燥サバンナの地域では、蒸発により利用可能な流水量が減少し、年間降水量の約 10%までしか発電に利用できない。

1997 年における世界の 5 大水力発電国は、米国、カナダ、ブラジル、中国およびロシアである。この 5 大水力発電国を合わせると世界の水力発電量の 51%を発電している。カナダの発電量が最も多く 3,460 億 kWh、続いて米国の 3,190 億 kWh、ブラジルの 2,930 億 kWh、中国の 2,040 億 kWh、ロシアの 1,610 億 kWh である(International Energy Agency, 2002)。1999 年の水力発電量の概要は表 6-1 に国別に記載している。

表 6-1 1999 年における世界の正味水力発電量、1999 年(10 億キロワット時) (International Energy Agency, 2002)

|                                         |              |
|-----------------------------------------|--------------|
| <i>World Total</i>                      | <i>2,659</i> |
| <i>North America</i>                    | <i>697</i>   |
| <i>Central &amp; South America</i>      | <i>521</i>   |
| <i>Western Europe</i>                   | <i>532</i>   |
| <i>Eastern Europe &amp; Former USSR</i> | <i>268</i>   |
| <i>Middle East</i>                      | <i>16</i>    |
| <i>Africa</i>                           | <i>72</i>    |
| <i>Asia &amp; Oceania</i>               | <i>553</i>   |

### 経済性

入念に計画された水力発電所では、低コストの電力を生産することができる。発電所の寿命(少なくとも 50 年)は一般に長く、改良により寿命をさらに延長することができる。ダムは寿命はさらに長く、一般に将来撤去する技術的な理由はない。したがって、キロワット時あたりの水力発電コストは他の多数のエネルギー源よりも安い。

水力発電量は、1988 年から 1997 年までの期間、年間平均 2.1%(4,300 億 kWh)上昇した(International Energy Agency, 2002)。

小型ダムや大型ダムの経済性は大きく異なる。大型ダムはコスト高の場合が多く、複数の海外投資家グループが出資する長期事業となるが、小型ダムの建設は非常に地域的な事業となる。

### ライフサイクルアセスメント(LCA)

水力発電システムに関する複数の LCA が近年行われてきた。スイス連邦工科大学(ETH)は、発送電協調連盟(UCPTE)の平均水力発電シェアを示す LCA インベントリ結果を集計した。すなわち、自流水水力発電所が 52.1%、貯水池式水力発電所が 47.9%であった。揚水発電所は、貯水池式水力発電所の合計のなかに計上された。各調査対象国は、オーストリア、スイス、フランス、イタリアおよびドイツである。建設および資材の生産に使われる電力については、現地の電力ミックス(構成)であるとみなされた(Gantner & Hofstetter, 1996)。廃棄物などからの将来の予想排出量は無期限の期間について計算した。調査対象となった多くの水力発電所は 1945 年から 1970 年までの期間に建設されたものである。しかし、現代の水力発電技術は過去のものと著しく異なることはない。この間の水力発電所の効率は、最初の水力発電所が設置された当時にその技術が早くも成熟していたため、変化していない。技術的改良を加えたとしても効率の向上はせいぜい数%程度であるものと思われ、全効率は通常 95%もあり、この点において水力発電が突出した存在となる。

燃料サイクルの初期の主なプロセス全体に対するインフラ要件(ビル供給など)も考慮している。2 次インフラ(例、発電所の構成部品を作る工場の建設)は評価していない。それ以外では、配電は評価していないが、廃棄物処分サイトおよびその排出量については可能限り検討した。

スウェーデンで終了した別のライフサイクルアセスメントでは、3 か所の発電所と 1 か所の主な人工貯水池を

評価した。この LCA は、建設、運転および保守に使われるエネルギーおよび材料についての評価が使用されている資源の一部については鉱山で早くもスタートしたという点で、まさに揺り籠から墓場までのアプローチとなる。水力発電所およびダムそれぞれの 60 年および 100 年という予想寿命後の解体についても検討した (Brännström-Norberg *et al.*, 1995)

水力発電に関するそれ以外の LCA は、ノルウェー (Sandgren & Sorteberg, 1994) と日本 (Uchiyama, 1995) によるものである。

この評価ではいずれも、人工貯水池の建設後の流量の変化、ダム下流の流況の変化について詳しく考察していない。こうしたデータは、この問題により明確に取り組んだ他の調査から入手できるが、本文では割愛する。

## 6-2 資源の利用

### 再生不能資源

表 6-2 は、UCPTE の調査が示す再生不能資源の使用に関する詳細な説明である (Gantner & Hofstetter, 1996)。相対的全使用量の 0.1% 弱に相当する資源は除外された。「再生不能資源」であることは、このような資源の利用が無尽蔵ではないことを示唆している。既に他の用途と競合しているかもしれないし、あるいは将来そのようなことになるかもしれない。このような資源を利用することは、現在ないし将来の利用から永久に撤退するということも示唆しているものと思われ、その結果、利用可能性が下がり、最終的には多分不足することになるであろう。このいわゆる静的可採年数 (Static Reserve Life) は、世界の推定埋蔵量と現行ないし予想消費量に関係する。この年数は資源の枯渇前の経過時間で表される (Lindfors, *et al.* 1995)。一部の再生不能資源の大半は回収され、解体後再利用または再処理されるということに注視すべきである。したがって、スウェーデンの LCA の予想では、銅の 70% が解体後回収されるという (表 6-3)。

表 6-2 UCPTE 加盟国の平均水力発電ライフサイクルの再生不能資源の利用 (Gantner & Hofstetter, 1996)

| Resource       | Unit                | Use                   | Static reserve life (years) |
|----------------|---------------------|-----------------------|-----------------------------|
| Lead (Pb)      | g·kWh <sup>-1</sup> | 6.84·10 <sup>-5</sup> | 20                          |
| Chromium (Cr)  | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.83·10 <sup>-3</sup> | 105                         |
| Iron (Fe)      | g·kWh <sup>-1</sup> | 6.44·10 <sup>-1</sup> | 119                         |
| Copper (Cu)    | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.08·10 <sup>-4</sup> | 36                          |
| Manganese (Mn) | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.78·10 <sup>-3</sup> | 95                          |
| Nickel (Ni)    | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.93·10 <sup>-4</sup> | 55                          |
| Silver (Ag)    | g·kWh <sup>-1</sup> | 8.46·10 <sup>-7</sup> | 1                           |
| Tin (Sn)       | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.72·10 <sup>-7</sup> | 28                          |
| Oil gas        | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.53·10 <sup>-2</sup> | 40                          |
| Methane        | g·kWh <sup>-1</sup> | 8.06·10 <sup>-3</sup> | 60                          |
| Brown coal     | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.35·10 <sup>-1</sup> | 390                         |
| Hard coal      | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.06                  | 390                         |
| Natural gas    | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.57·10 <sup>-2</sup> | 60                          |
| Oil            | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.69·10 <sup>-1</sup> | 40                          |

スウェーデンのライフサイクル分析では、資源の利用を建設・製造段階(表 6-3)と運転・保守段階(表 6-4)に分けた。後者の段階での再生不能資源の利用率は、票 6-4 から分かるように低い。

表 6-3 水力発電所の製造および建設時のスウェーデンにおける再生不能資源の利用  
( Brännström-Norberg et al., 1995)

| Resource           | Unit                | Use in<br>Seitevare  | Use in<br>Harsprånget | Use in<br>Boden      |
|--------------------|---------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| Iron ore           | g·kWh <sup>-1</sup> | 5.6·10 <sup>-2</sup> | 1.9·10 <sup>-1</sup>  | 1.6·10 <sup>-1</sup> |
| Limestone + gypsum | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.7·10 <sup>-1</sup> | 3.6·10 <sup>-1</sup>  | 5.7·10 <sup>-1</sup> |
| Ballast            | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.00                 | 0.92                  | 3.38                 |
| Copper ore         | g·kWh <sup>-1</sup> | 3·10 <sup>-2</sup>   | 9·10 <sup>-2</sup>    | 4·10 <sup>-2</sup>   |
| Lead ore           | g·kWh <sup>-1</sup> | 1·10 <sup>-3</sup>   | 1·10 <sup>-3</sup>    | 3·10 <sup>-3</sup>   |
| Plastics           | g·kWh <sup>-1</sup> | 3·10 <sup>-4</sup>   | 4·10 <sup>-4</sup>    | 4·10 <sup>-4</sup>   |
| Nitric acid        | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.7·10 <sup>-2</sup> | 1.2·10 <sup>-2</sup>  | 6·10 <sup>-3</sup>   |
| Ammonia            | g·kWh <sup>-1</sup> | 1·10 <sup>-2</sup>   | 3·10 <sup>-3</sup>    | 2·10 <sup>-3</sup>   |
| Bauxite            | g·kWh <sup>-1</sup> | 2·10 <sup>-5</sup>   | 6·10 <sup>-5</sup>    | 9·10 <sup>-5</sup>   |
| Sulphuric acid     | g·kWh <sup>-1</sup> | 5·10 <sup>-5</sup>   | 6·10 <sup>-5</sup>    | 8·10 <sup>-5</sup>   |

表 6-4 水力発電所の運転および保守時のスウェーデンにおける再生不能資源の利用  
( Brännström-Norberg et al., 1995 ).

| Resource       | Unit                | Use in<br>Seitevare | Use in<br>Harsprånget | Use in<br>Boden    |
|----------------|---------------------|---------------------|-----------------------|--------------------|
| Iron ore       | g·kWh <sup>-1</sup> | 2·10 <sup>-2</sup>  | 6·10 <sup>-2</sup>    | 3·10 <sup>-2</sup> |
| Copper ore     | g·kWh <sup>-1</sup> | 1·10 <sup>-2</sup>  | 4·10 <sup>-2</sup>    | 1·10 <sup>-2</sup> |
| Lead ore       | g·kWh <sup>-1</sup> | 1·10 <sup>-2</sup>  | 1·10 <sup>-2</sup>    | 1·10 <sup>-2</sup> |
| Sulphuric acid | g·kWh <sup>-1</sup> | 3·10 <sup>-4</sup>  | 3·10 <sup>-4</sup>    | 5·10 <sup>-4</sup> |

日本の調査では、ダムはコンクリート製である。したがって、再生不能資源の利用は、スウェーデンなどでロックフィルダムまたはアースフィルダムが利用されている状況とは異なる。

表 6-5 日本の水力発電における再生不能資源の利用 (Uchiyama, 1995)

| Resource        | Unit                | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation and<br>maintenance | Total                 |
|-----------------|---------------------|--------------------------------------|------------------------------|-----------------------|
| Steel           | g·kWh <sup>-1</sup> | 9.04·10 <sup>-1</sup>                | 5.83·10 <sup>-2</sup>        | 9.62·10 <sup>-1</sup> |
| Stainless steel | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.23·10 <sup>-3</sup>                | 6.70·10 <sup>-4</sup>        | 2.90·10 <sup>-3</sup> |
| Aluminium       | g·kWh <sup>-1</sup> | 8.73·10 <sup>-4</sup>                | 2.63·10 <sup>-4</sup>        | 1.14·10 <sup>-3</sup> |
| Copper          | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.64·10 <sup>-2</sup>                | 4.93·10 <sup>-3</sup>        | 2.13·10 <sup>-2</sup> |
| Cement          | g·kWh <sup>-1</sup> | 6.70                                 | 0                            | 6.70                  |
| Alloy           | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.98·10 <sup>-3</sup>                | 1.20·10 <sup>-3</sup>        | 5.18·10 <sup>-3</sup> |
| Silicon         | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.86·10 <sup>-2</sup>                | 8.59·10 <sup>-3</sup>        | 3.72·10 <sup>-2</sup> |
| Forged          | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.20·10 <sup>-2</sup>                | 3.59·10 <sup>-3</sup>        | 1.55·10 <sup>-2</sup> |
| Cast iron       | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.61·10 <sup>-2</sup>                | 3.79·10 <sup>-3</sup>        | 1.99·10 <sup>-2</sup> |
| Lead            | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.19·10 <sup>-3</sup>                | 3.56·10 <sup>-4</sup>        | 1.54·10 <sup>-3</sup> |
| Brass           | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.02·10 <sup>-4</sup>                | 2.54·10 <sup>-5</sup>        | 1.27·10 <sup>-4</sup> |
| Zinc oxide      | g·kWh <sup>-1</sup> | 2.12·10 <sup>-4</sup>                | 6.78·10 <sup>-5</sup>        | 2.80·10 <sup>-4</sup> |
| Vinyl chloride  | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.39·10 <sup>-3</sup>                | 1.02·10 <sup>-3</sup>        | 4.41·10 <sup>-3</sup> |
| Polyethylene    | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.13·10 <sup>-3</sup>                | 9.41·10 <sup>-4</sup>        | 4.07·10 <sup>-3</sup> |
| Epoxy resin     | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.24·10 <sup>-5</sup>                | 1.70·10 <sup>-5</sup>        | 5.93·10 <sup>-5</sup> |
| Insulation      | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.84·10 <sup>-3</sup>                | 5.51·10 <sup>-4</sup>        | 2.39·10 <sup>-3</sup> |
| SF6 gas         | g·kWh <sup>-1</sup> | 5.09·10 <sup>-5</sup>                | 1.70·10 <sup>-5</sup>        | 6.78·10 <sup>-5</sup> |
| Insulator       | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.92·10 <sup>-3</sup>                | 5.76·10 <sup>-4</sup>        | 2.50·10 <sup>-3</sup> |
| Kraft paper     | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.61·10 <sup>-4</sup>                | 5.09·10 <sup>-5</sup>        | 2.12·10 <sup>-4</sup> |
| Press board     | g·kWh <sup>-1</sup> | 8.48·10 <sup>-4</sup>                | 2.54·10 <sup>-4</sup>        | 1.10·10 <sup>-3</sup> |
| Paint           | g·kWh <sup>-1</sup> | 7.63·10 <sup>-5</sup>                | 2.54·10 <sup>-5</sup>        | 1.02·10 <sup>-4</sup> |
| Insulation oil  | g·kWh <sup>-1</sup> | 6.75·10 <sup>-3</sup>                | 2.03·10 <sup>-3</sup>        | 8.77·10 <sup>-3</sup> |



## 再生可能エネルギー

水力発電は、水の位置エネルギーを電気エネルギーへ効率的に変換する再生可能エネルギー技術である。ETHの調査によると、1 kWhの電力を発電するのに水の位置エネルギー1,28 kWhが必要とされる。したがって、エネルギー変換率は78%である。この調査によると、水力発電タービンによりこのエネルギー量を生み出すのに平均して水23.7 トンを要する。しかし、このような状況での一定の水使用量は、主に利用可能な水頭に左右されるが、それぞれの地形で非常に異なる。水力発電のライフサイクルでそれ以外の関連するいくつかのプロセスでは、少量の水も使われている。こうした一連の使用量は  $42.1\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$  にのぼる。木材は、水力発電のLCAで使われるもう1つの再生可能資源である。計  $1.06\cdot 10^4\text{g}\cdot\text{kWh}^{-1}$  が使用されている (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996)。表6-6は、調査した各国の再生可能資源の最大使用量および最小使用量を示している。kWhあたりタービンを通る水量は利用可能な水頭、すなわち水の位置エネルギーに反比例している。例えば、イタリアでは、水力発電所は通常、水頭が大きな貯水池式発電所であるが、ドイツの多数の自流式発電所は利用可能な位置エネルギーが少量である。したがって、ドイツの発電所は同量の電力を発電するのに多くの水を要する。

表 6-6 UCPTE 加盟国の再生可能資源の最大使用量および最小使用量 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996)

| Resource               | Unit                  | Minimal use         | Country     | Maximal use         | Country |
|------------------------|-----------------------|---------------------|-------------|---------------------|---------|
| Potential energy water | kWh·kWh <sup>-1</sup> | 1.23                | Germany     | 1.30                | Italy   |
| Turbine water          | g·kWh <sup>-1</sup>   | $1.58\cdot 10^7$    | Italy       | $4.00\cdot 10^7$    | Germany |
| Other water use        | g·kWh <sup>-1</sup>   | 27.9                | Switzerland | 44.6                | Italy   |
| Wood                   | g·kWh <sup>-1</sup>   | $9.29\cdot 10^{-3}$ | Germany     | $1.12\cdot 10^{-2}$ | Italy   |

水力発電のライフサイクルでは水および材木の他に少量のエネルギーが使われる。スウェーデンのLCAにおける建設・製造段階での再生可能エネルギーおよび木材の使用量は以下の表に示している。

表 6-7 スウェーデンの水力発電において建設に使われる再生可能資源の使用量 (Brännström-Norberg et al., 1995)

| Resource        | Unit                              | Use<br>Seitevare    | Use<br>Harsprånget  | Use<br>Boden        |
|-----------------|-----------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| <b>Energy</b>   |                                   |                     |                     |                     |
| Hydropower      | kWh·kWh <sup>-1</sup>             | $0.58\cdot 10^{-4}$ | $1.13\cdot 10^{-4}$ | $1.60\cdot 10^{-4}$ |
| Wooden chips    | kg·kWh <sup>-1</sup>              | $9.83\cdot 10^{-4}$ | $3.70\cdot 10^{-3}$ | $2.27\cdot 10^{-3}$ |
| <b>Material</b> |                                   |                     |                     |                     |
| Wood            | m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> | 0.51                | 1.28                | 1.98                |

## 土地

土地は実際には消費されないが、水力発電開発による土地の改変が広範囲かつ長期にわたることがある。建築物、アクセス道路およびダム建設のため埋め立てられた土地は、水力発電施設が立地する限り、それ以外の用途に利用できない。水位低下区域など他の区域では植物相や動物相が枯渇する。さらに、このような区域は、このような人工的であり、生態系を非常に乱された土地を利用できる動植物は数少ないため、生息地の正味損失となっている。しかし、気候、土壌環境および人間の利用に左右される生物相への影響に関しては、貯水池や調節河川の水量の変動によりその結果が非常に異なることを指摘しておく。土地利用への影響を識別する必要性があることは当然である。

ETHの調査では、UCPTE加盟国についてこの識別を試みている。この調査では、土地に対する4つの異なる質の種別を以下のように定義した。

- クラス I: 自然(他の種が及ぼす影響ほど大きくないが、産業革命以降の人間による影響)
- クラス II: 改変(他の種の影響よりも大きい人間による影響。但し、大半が自然林などの未開墾地)
- クラス III: 開墾(他の種の影響よりも大きい人間による影響、農地および林地など大半が開墾地)
- クラス IV: 建物密集(建築物、道路、ダム、鉱山などが支配)

このような種別に基づき、土地利用の変化を評価した。例えば、農地に道路を建設すれば、土地の種別が III から VI へ変わるであろう。土地の変化は、土地利用の平均時間とその土地の再耕作に必要な時間を踏まえ、 $m^2a$  で示される。クラス IV の土地をクラス III の土地へ再耕作するのに 5 年、クラス III の土地がクラス II へ再耕作するのに 50 年、クラス II の土地が再びクラス I の土地へ回復するのに 10 万年かかるものと想定した。このような期間が現実的であるかどうかは当然疑問視される。

水力発電は土地を広範囲にわたり直接利用する。参照となる調査では、クラス I の土地は UCPTE 地域の水力発電開発の影響を受けないものと考えた。以下の表 6-8 は、特定の土地利用の変化を計算した結果を示している。

表 6-8 UCPTE 地域の土地利用の変化 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996)

| Land use type         | Unit                                                       | Area                                  |
|-----------------------|------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| River bed area II-III | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $1.99\cdot 10^{-5}$                   |
| River bed area II-IV  | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $2.05\cdot 10^{-6}$                   |
| River bed area III-IV | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | 0.00                                  |
| Land area II-III      | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $4.68\cdot 10^{-3}$                   |
| Land area II-IV       | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $9.79\cdot 10^{-5}$                   |
| Land area III-IV      | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $1.50\cdot 10^{-5}$                   |
| Land area IV-IV       | $\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$                   | $1.12\cdot 10^{-7}$                   |
| <b>Total</b>          | <b><math>\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}</math></b> | <b><math>4.82\cdot 10^{-3}</math></b> |

本調査によると、水力発電開発によりもたらされた土地利用の大きな変化は、クラス II からクラス III へ変わったことである。ダム建設と貯水池の満水がこのような種類の土地変化を引き起こす。貯水池の形成は、クラス II からクラス III への変化の大部分を占める。UCPTE の平均土地取得面積は  $4.82\cdot 10^{-3}\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$  である。ETH の調査によると、各調査対象国の土地利用面積の差は驚くほど少ない。

- 最小値:  $4.75\cdot 10^{-3}\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)
- 最大値:  $4.86\cdot 10^{-3}\text{m}^2\text{a}\cdot\text{kWh}^{-1}$  (イタリア)

スウェーデンの調査では、土地取得面積は発電単位あたりの冠水面積で表している (表 6-9)。

表 6-9 スウェーデンにおける冠水による土地の損失 (Brännström-Norberg et al., 1995)

| Land type                        | Unit                             | Reservoir area    |
|----------------------------------|----------------------------------|-------------------|
| <b>Agricultural</b>              |                                  |                   |
| Arable land                      | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $5\cdot 10^{-7}$  |
| Meadowland                       | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $7\cdot 10^{-6}$  |
| Old haymaking land               | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $5\cdot 10^{-5}$  |
| Ground-plot land                 | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $3\cdot 10^{-6}$  |
| <b>Forested</b>                  |                                  |                   |
| Productive woodland              | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $10\cdot 10^{-4}$ |
| Non-productive woodland          | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $3\cdot 10^{-4}$  |
| Woodland to buildings and roads. | $\text{m}^2\cdot\text{kWh}^{-1}$ | $1\cdot 10^{-4}$  |

### 6-3 世界的な環境影響

水力発電所に起因する温室効果ガスの排出は、今日世界で広く議論されている。水力発電は再生可能エネルギーであるとみなされているとはいえ、少なくとも建設中、温室効果ガスが通常ある程度排出される。自流水式発電所では排出量は非常に少ないが、貯水池式水力発電所からの排出規模について意見や所見は分かっている。さまざまな調査から非常に異なる排出量が示されており、最近の報告書では、排出量はkWhあたりCO<sub>2</sub>が4g～410gの範囲である(Gagnon & Van de Vate, 1997)。

製造・建設段階での排出量は少ない。温室効果ガスが主に排出されるのは、セメントの製造時と建設資材の発電所への輸送時である。したがって、アースフィルダムおよびロックフィルダムについてはコンクリートダムよりも排出量は少ない。自流水式発電所は大量の建設資材を使用しないため、貯水池式水力発電所よりも一般に排出量は少ない。スウェーデンや日本で行われたライフサイクル分析から貯水池式水力発電所の排出量を推定したが、このような分析には冠水による排出量の推定値は含まれていない。スウェーデンのLCA調査(表6-10)で例証したロックフィルダムと日本のLCA(表6-11)から明らかにされたセメントダムとの違いは明白である。

表 6-10 スウェーデン水力発電所3 か所の二酸化炭素排出量( Brännström-Norberg et al., 1995)

| Substance   | Unit                | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation<br>and<br>maintenance | Total                 |
|-------------|---------------------|--------------------------------------|---------------------------------|-----------------------|
| Seitevare   | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.74·10 <sup>-1</sup>                | 1.02·10 <sup>-1</sup>           | 5.76·10 <sup>-1</sup> |
| Harsprånget | g·kWh <sup>-1</sup> | 6.89·10 <sup>-1</sup>                | 0.56·10 <sup>-1</sup>           | 7.45·10 <sup>-1</sup> |
| Boden       | g·kWh <sup>-1</sup> | 7.24·10 <sup>-1</sup>                | 0.63·10 <sup>-1</sup>           | 7.87·10 <sup>-1</sup> |

表 6-11 日本の水力発電所から排出される二酸化炭素換算の温室効果ガスの排出量(Uchiyama, 1995)

| Substance                      | Unit                      | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation and<br>maintenance | Total       |
|--------------------------------|---------------------------|--------------------------------------|------------------------------|-------------|
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide | g·kWh <sup>-1</sup>       | 17.0                                 | 0.26                         | 17.2        |
| CH <sub>4</sub> methane        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 0.40                                 | 0                            | 0.40        |
| <b>Total</b>                   | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> | <b>17.4</b>                          | <b>0.26</b>                  | <b>17.6</b> |

しかし、ノルウェーで行われた別の調査では排出量は非常に少なく、製造・建設によるCO<sub>2</sub>換算の排出量は0.2 g·kWh<sup>-1</sup>、運転・保守では1.25 g·kWh<sup>-1</sup>となっている(Sandgren & Sorteberg, 1994)。

環境の多くには大量の死んだ有機物が含まれており、生成過程と分解過程との時間差および／または1次生成率および呼吸率とのインバランス(不均衡)を示している。このインバランスは多くの熱帯環境や北極環境では小さいが、温暖な環境では大きくなりやすく、非常に湿気のある、または乾燥した低温状態が支配的

なところでは特に大きくなる (Goudriaan, 1994)。したがって、自然環境では炭素の正味固定が存在する。

ダムの建設および利用に伴い開始した後、陸地環境から淡水環境へ移行することで生成と呼吸との比率が変わる。最近の観察から、湖が一般に大気中へ排出される二酸化炭素源となっていることが立証されている (Cole et al., 1994)。成層および富栄養状態の湖や貯水池の一般的な状態である嫌気性状態が生じる場合、有機物の分解によりメタンが生成される。メタンは、CO<sub>2</sub> の 21 倍もある温室効果ガス候補 (GHG100) である。一部の北方および熱帯の貯水池からのメタン排出量の測定とモデル計算から、水力発電は化石燃料火力発電所に匹敵するか、またはそれ以上の温室効果ガスの大気負荷を引き起こすことがあるという結論に至った (Rosenberg et al., 1995; Galy-Lacaux et al., 1999)。

このような結論が含まれる一連の調査に対して批判的な目で見直したところ、温室効果ガス候補をメタンから二酸化炭素へ変えるのに用いたファクター (因子) が不正確であったことが明らかとなる (Gagnon & Chamberland, 1993)。さらに、冠水した土地が、貯水池が存在しない場合にはどのくらいガスを排出したであろうかといった説明が一切示されていなかった。また、乾燥地域の人造湖に含有される炭素平均量は陸地環境よりも多く、このような地域の水力発電は炭素の正味固定に貢献し、その結果、温室効果ガスの負の排出に加担することになることも指摘しておく。アスワンハイダムへ給水する人造湖のナセル湖はその一例である。理論的な考察と、貯水前後のナイル川における二酸化炭素の溶存量および有機酸素の運搬量の測定値から、発電を 100 年間と想定する場合、kWh あたり少なくとも 1g の炭素の正味固定量があることを常に示している (Axelsson, 1999)。

表 6-12 は、UCPTE 地域の CO<sub>2</sub> 換算の温室効果ガス排出量を示している。ETH の調査で CH<sub>4</sub> と N<sub>2</sub>O の排出量が除外された理由は、UCPTE 地域の発電所用の貯水池がバイオマス量の必然的に少ない高地に多くが立地しているからである。したがって冠水後は、分解に使われる有機物は比較的少量しかない。低温も溶存酸素量を増加させ、メタンを発生させる嫌気性過程の発生率と拡大を抑制する。スイスの水力発電用貯水池の CH<sub>4</sub> の推定排出量は  $1.44 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である (表 6-12)。温室効果ガスの排出原因となる物質について、CO<sub>2</sub> 換算で全体の 0.1% 未満のものは以下の表では除外している。

表 6-12 UCPTE地域の温室効果ガスの排出量(Frischknecht & Müller-Lemans, 1996) m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)

| Substance                        | Unit                      | Emission              | GWP 100 years g<br>CO <sub>2</sub> -equi-<br>valents/g) | CO <sub>2</sub> -<br>equivalents |
|----------------------------------|---------------------------|-----------------------|---------------------------------------------------------|----------------------------------|
| CF <sub>4</sub> p                | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.82·10 <sup>-7</sup> | 6500                                                    | 5.72·10 <sup>-3</sup>            |
| CH <sub>4</sub> methane p        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.53·10 <sup>-3</sup> | 21                                                      | 1.79·10 <sup>-1</sup>            |
| CH <sub>4</sub> methane s        | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.44·10 <sup>-2</sup> | 21                                                      | 3.02·10 <sup>-1</sup>            |
| CO carbon monoxide p             | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.28·10 <sup>-3</sup> | 3                                                       | 2.48·10 <sup>-2</sup>            |
| CO carbon monoxide s             | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.23·10 <sup>-2</sup> | 3                                                       | 3.71·10 <sup>-2</sup>            |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide m | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.07·10 <sup>-1</sup> | 1                                                       | 1.07·10 <sup>-1</sup>            |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.26                  | 1                                                       | 1.26                             |
| CO <sub>2</sub> carbon dioxide s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.39                  | 1                                                       | 2.39                             |
| N <sub>2</sub> O p               | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.79·10 <sup>-5</sup> | 310                                                     | 8.64·10 <sup>-3</sup>            |
| N <sub>2</sub> O s               | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.13·10 <sup>-5</sup> | 310                                                     | 6.62·10 <sup>-3</sup>            |
| <b>Total</b>                     | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                                                         | <b>4.03</b>                      |

したがって、100 年間でみた CO<sub>2</sub> 換算の排出総量は UCPTE 平均で 3.71 g·kWh<sup>-1</sup> となる。それ以外の期間を用いた場合でも、この数字の違いはわずかである。この違いは主に、前の表(IPCC, 1996 参照)にみられるように、メタンの寄与度の差のためである。しかし、排出量は他のエネルギー源よりも非常に少ない。

- 20 年の地球温暖化係数(GWP): 5.11 g·kWh<sup>-1</sup>
- 500 年の地球温暖化係数(GWP): 4.00 g·kWh<sup>-1</sup>

UCPTE 加盟国の CO<sub>2</sub> 換算の排出量の範囲は以下のとおりである。

- 最小値: 3.96 g·kWh<sup>-1</sup> (スイス)
- 最大値: 4.43 g·kWh<sup>-1</sup> (イタリア)

このような数値は UCPTE の条件下、すなわち UCPTE の水力発電構成比(自流式 52.1%:貯水池式 47.9%)と、低温、乏しい植生、小さい表面/体積比で大半が高地にある貯水池のみに有効であるということを指摘しておく。熱帯雨林などの地理環境では、多量のバイオマス量が冠水していると思われ、水力発電用の貯水池は、これよりも非常に大量の温室効果ガスをもたらすものと思われるが、往々にして主張されるように(McCully, 1996)、化石燃料の火力発電所に匹敵する排出量に届くことはまず有り得ない。

## オゾン層の破壊

表 6-13 は、UCPTE 地域の水力発電から生じるオゾン層破壊係数 (ODP) を示している。全オゾン層破壊係数 (ODP) の 0.1% に満たない物質は除外されている。

表 6-13 UCPTE 地域からのオゾン層破壊物質の排出量 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996) *p* = 生産工程で出る排出物 (多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)

| Substance         | Unit                      | Emission              | Best estimate ODP factor (g CFC-11 equiv./g) | CFC-11 equiv.               |
|-------------------|---------------------------|-----------------------|----------------------------------------------|-----------------------------|
| H 1301 halon      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.04·10 <sup>-7</sup> | 16                                           | 1.67·10 <sup>-6</sup>       |
| R11 FCKW          | g·kWh <sup>-1</sup>       | 5.11·10 <sup>-9</sup> | 1                                            | 5.11·10 <sup>-9</sup>       |
| R114 FCKW         | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.35·10 <sup>-7</sup> | 0.8                                          | 1.08·10 <sup>-7</sup>       |
| Tetrachlormethane | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.93·10 <sup>-9</sup> | 1.08                                         | 5.33·10 <sup>-9</sup>       |
| <b>Total</b>      | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                                              | <b>1.79·10<sup>-6</sup></b> |

CFC - 11 換算による水力発電の全 ODP 値は、UCPTE 地域において  $1.79 \cdot 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。ハロンが圧倒的な主因である。

以下の数値は、UCPTE 加盟国の ODP の範囲を示している。調査したすべての UCPTE 加盟国について、この排出量の違いはごく僅かである。

- 最小値:  $1.65 \cdot 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (スイス)
- 最大値:  $.85 \cdot 10^{-6} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)

## 6-4 局地的・地域的な環境影響

### 酸性化

大気中に排出される複数の化合物はその後に沈着する場合、土壌や水の耐酸能力を激減させる。このような物質および酸性化係数 (AP) 一覧は、UCTPE 諸国の水力発電 LCA から明らかにされた平均排出量と一緒に表 6-14 に示している。全 AP の 0.1% に満たない排出量は除外されている。

表 6-14 UCPTE 加盟国の水力発電による酸性化物質の排出量 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996)  
 $m$  = 輸送に起因する排出量 (移動)、 $p$  = 生産工程で出る排出物 (多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、 $s$  = 静止した場所での排出するもの (例えば、燃焼ガス、排煙など)、 $f$  = 淡水へ

| Substance                            | Unit                      | Emission             | Max. factor (g<br>SO <sub>2</sub> -<br>equivalents/g) | Max. AP (SO <sub>2</sub> -<br>equivalents) |
|--------------------------------------|---------------------------|----------------------|-------------------------------------------------------|--------------------------------------------|
| HCl p                                | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.46 \cdot 10^{-5}$ | 0.88                                                  | $2.16 \cdot 10^{-5}$                       |
| HCl s                                | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.56 \cdot 10^{-4}$ | 0.88                                                  | $1.38 \cdot 10^{-4}$                       |
| NH <sub>3</sub> p                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.88 \cdot 10^{-5}$ | 1.88                                                  | $3.53 \cdot 10^{-5}$                       |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.36 \cdot 10^{-3}$ | 0.7                                                   | $9.54 \cdot 10^{-4}$                       |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | $3.85 \cdot 10^{-4}$ | 0.7                                                   | $2.70 \cdot 10^{-4}$                       |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | $9.76 \cdot 10^{-3}$ | 0.7                                                   | $6.84 \cdot 10^{-3}$                       |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.22 \cdot 10^{-3}$ | 1                                                     | $1.22 \cdot 10^{-3}$                       |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | $3.48 \cdot 10^{-3}$ | 1                                                     | $3.48 \cdot 10^{-3}$                       |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | $5.62 \cdot 10^{-3}$ | 1                                                     | $5.62 \cdot 10^{-3}$                       |
| Ammonium as N f                      | g·kWh <sup>-1</sup>       | $3.38 \cdot 10^{-5}$ | 1.88                                                  | $6.37 \cdot 10^{-5}$                       |
| <b>Total</b>                         | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                                                       | <b><math>1.86 \cdot 10^{-2}</math></b>     |

したがって、SO<sub>2</sub> 換算で水力発電による最大酸性化係数は、 $1.82 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  となる。主に建設および資材の製造から起因する SO<sub>x</sub> と NO<sub>x</sub> の排出が主因である。影響を受ける土壌または生態系の種類にもよるが、実際の AP 係数は最大値と最小値で大きく異なる。最小値は  $1.05 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  である。調査対象国では、AP の最大値と最小値は以下の通りである。

- 最小値:  $1.59 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (スイス)
- 最大値:  $1.90 \cdot 10^{-2} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (イタリア)



表 6-15 スウェーデンにおける水力発電による酸性化化合物の排出量 ( Brännström-Norberg et al., 1995)

| Substance                          | Unit                      | Emission<br>Building  | Emission<br>Operation | Emission<br>Total     | Total (SO <sub>2</sub> -<br>equivalents) |
|------------------------------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------------------|
| <b>Seitevare</b>                   |                           |                       |                       |                       |                                          |
| NO <sub>x</sub>                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 7.53·10 <sup>-3</sup> | 5.98·10 <sup>-4</sup> | 8.13·10 <sup>-3</sup> | 5.69·10 <sup>-3</sup>                    |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.02·10 <sup>-3</sup> | 0.57·10 <sup>-4</sup> | 1.08·10 <sup>-3</sup> | 1.08·10 <sup>-3</sup>                    |
| <b>Total</b>                       | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                       | <b>6.77·10<sup>-3</sup></b>              |
| <b>Harsprånget</b>                 |                           |                       |                       |                       |                                          |
| NO <sub>x</sub>                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 5.12·10 <sup>-3</sup> | 1.33·10 <sup>-4</sup> | 5.25·10 <sup>-3</sup> | 3.68·10 <sup>-3</sup>                    |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.53·10 <sup>-3</sup> | 1.32·10 <sup>-4</sup> | 1.66·10 <sup>-3</sup> | 1.66·10 <sup>-3</sup>                    |
| <b>Total</b>                       | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                       | <b>5.34·10<sup>-3</sup></b>              |
| <b>Boden</b>                       |                           |                       |                       |                       |                                          |
| NO <sub>x</sub>                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.79·10 <sup>-3</sup> | 2.94·10 <sup>-4</sup> | 5.08·10 <sup>-3</sup> | 3.56·10 <sup>-3</sup>                    |
| SO <sub>x</sub> as SO <sub>2</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.63·10 <sup>-3</sup> | 0.90·10 <sup>-4</sup> | 1.72·10 <sup>-3</sup> | 1.72·10 <sup>-3</sup>                    |
| <b>Total</b>                       | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                       |                       | <b>5.28·10<sup>-3</sup></b>              |

スウェーデンの LCA では、スイスの調査よりも 1 桁小さい酸性化物質の排出量となる。この理由は、UCPTE 加盟国での建設および製造時に使われる化石燃料の使用量がより多いためである。

表 6-16 ノルウェーにおける水力発電による酸性化物質の排出量 (Sandgren & Sorteberg, 1994)

| Substance       | Unit                      | Emission<br>Building | Emission<br>Operation | Emission<br>Total    | Total (SO <sub>2</sub> -<br>equivalents) |
|-----------------|---------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|------------------------------------------|
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2·10 <sup>-3</sup>   | 1·10 <sup>-5</sup>    | 2·10 <sup>-3</sup>   | 1.4·10 <sup>-3</sup>                     |
| SO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.5·10 <sup>-3</sup> | 2·10 <sup>-6</sup>    | 2.5·10 <sup>-3</sup> | 2.5·10 <sup>-3</sup>                     |
| <b>Total</b>    | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                       |                      | <b>3.9·10<sup>-3</sup></b>               |

## 富栄養化

酸性化について、さまざまな排出量が富栄養化を高める強さを計算することができる。表 6-17 は、UCPTE による水力発電 LCA で定量化した化合物について、最大富栄養化係数 (EP) を示している。全 EP の 0.1% に満たない排出量はここでも除外されている。単位重量あたりの酸素量で EP が表されている理由は、富栄養化で最も重大な影響は水生環境で溶存酸素が枯渇するからである。

表 6-17 UCPTE 加盟国の水力発電による富栄養化物質の排出量 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996) m = 輸送に起因する排出量 (移動)、p = 生産工程で出る排出物 (多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの (例えば、燃焼ガス、排煙など)、f = 淡水へ、sw = 海へ

| Substance                            | Unit                      | Emission              | Max. eutrophication factor (g O <sub>2</sub> /g) | Max. EP in O <sub>2</sub> decrease |
|--------------------------------------|---------------------------|-----------------------|--------------------------------------------------|------------------------------------|
| NH <sub>3</sub> p                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.88·10 <sup>-5</sup> | 16                                               | 3.01·10 <sup>-4</sup>              |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> m | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.36·10 <sup>-3</sup> | 6                                                | 8.17·10 <sup>-3</sup>              |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.85·10 <sup>-4</sup> | 6                                                | 2.31·10 <sup>-3</sup>              |
| NO <sub>x</sub> as NO <sub>2</sub> s | g·kWh <sup>-1</sup>       | 9.76·10 <sup>-3</sup> | 6                                                | 5.87·10 <sup>-2</sup>              |
| Ammonium as N f                      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.38·10 <sup>-5</sup> | 16                                               | 5.40·10 <sup>-4</sup>              |
| Ammonium as N sw                     | g·kWh <sup>-1</sup>       | 6.19·10 <sup>-6</sup> | 16                                               | 9.90·10 <sup>-5</sup>              |
| COD f                                | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.50·10 <sup>-5</sup> | 1                                                | 8.50·10 <sup>-5</sup>              |
| Nitrates f                           | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.46·10 <sup>-5</sup> | 4.4                                              | 1.08·10 <sup>-4</sup>              |
| Phosphates f                         | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.04·10 <sup>-4</sup> | 46                                               | 4.79·10 <sup>-3</sup>              |
| Nitrogen total f                     | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.71·10 <sup>-5</sup> | 20                                               | 3.41·10 <sup>-4</sup>              |
| Nitrogen total sw                    | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.24·10 <sup>-6</sup> | 20                                               | 1.65·10 <sup>-4</sup>              |
| <b>Total</b>                         | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                       |                                                  | <b>7.56·10<sup>-2</sup></b>        |

したがって、水力発電ライフサイクルの最大富栄養化係数は、発電される電力 kWh あたり  $7.56 \cdot 10^{-2}$  g の O<sub>2</sub> 減となる。この主因は、建設および建材の製造による NO<sub>x</sub> の排出によるものである。実際の富栄養化係数は、影響を受ける生態系の種類、すなわち影響を受ける生態系がリン制限下か窒素制限下により大きく異なる。

- リン制限下の生態系の係数:  $4.93 \cdot 10^{-3}$  g·kWh<sup>-1</sup>
- 窒素制限下の生態系の係数:  $7.09 \cdot 10^{-2}$  g·kWh<sup>-1</sup>

富栄養化係数の範囲は、調査対象となった UCPTE 加盟国では非常に狭い。

- 最小値:  $7.06 \cdot 10^{-2}$  g·kWh<sup>-1</sup> (スイス)
- 最大値:  $7.81 \cdot 10^{-2}$  g·kWh<sup>-1</sup> (ドイツ)

表 6-18 スウェーデンにおける3 か所の水力発電所からの富栄養化の排出量( Brännström-Norberg et al., 1995)

| Substance           | Unit                      | Emission Building    | Emission Operation   | Emission Total       | Max. EP in O <sub>2</sub> decrease     |
|---------------------|---------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------------------------|
| <b>Seitevare:</b>   |                           |                      |                      |                      |                                        |
| NO <sub>x</sub>     | g·kWh <sup>-1</sup>       | $7.53 \cdot 10^{-3}$ | $5.98 \cdot 10^{-4}$ | $8.13 \cdot 10^{-3}$ | $4.88 \cdot 10^{-2}$                   |
| COD                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | $7.28 \cdot 10^{-6}$ | $1.54 \cdot 10^{-6}$ | $8.82 \cdot 10^{-6}$ | $8.82 \cdot 10^{-6}$                   |
| Nitrogen total      | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.10 \cdot 10^{-6}$ | $0.15 \cdot 10^{-6}$ | $1.25 \cdot 10^{-6}$ | $2.50 \cdot 10^{-5}$                   |
| <b>Total</b>        | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                      |                      | <b><math>4.88 \cdot 10^{-2}</math></b> |
| <b>Harsprånget:</b> |                           |                      |                      |                      |                                        |
| NO <sub>x</sub>     | g·kWh <sup>-1</sup>       | $5.12 \cdot 10^{-3}$ | $1.33 \cdot 10^{-4}$ | $5.25 \cdot 10^{-3}$ | $3.15 \cdot 10^{-2}$                   |
| COD                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.22 \cdot 10^{-5}$ | $4.12 \cdot 10^{-6}$ | $2.63 \cdot 10^{-5}$ | $2.63 \cdot 10^{-5}$                   |
| Nitrogen total      | g·kWh <sup>-1</sup>       | $2.25 \cdot 10^{-6}$ | $0.40 \cdot 10^{-6}$ | $2.65 \cdot 10^{-6}$ | $5.30 \cdot 10^{-5}$                   |
| <b>Total</b>        | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                      |                      | <b><math>3.15 \cdot 10^{-2}</math></b> |
| <b>Boden:</b>       |                           |                      |                      |                      |                                        |
| NO <sub>x</sub>     | g·kWh <sup>-1</sup>       | $4.79 \cdot 10^{-3}$ | $2.94 \cdot 10^{-4}$ | $5.08 \cdot 10^{-3}$ | $3.05 \cdot 10^{-2}$                   |
| COD                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.91 \cdot 10^{-5}$ | $2.56 \cdot 10^{-6}$ | $2.17 \cdot 10^{-5}$ | $2.17 \cdot 10^{-5}$                   |
| Nitrogen total      | g·kWh <sup>-1</sup>       | $1.89 \cdot 10^{-6}$ | $0.25 \cdot 10^{-6}$ | $2.14 \cdot 10^{-6}$ | $4.28 \cdot 10^{-5}$                   |
| <b>Total</b>        | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                      |                      |                      | <b><math>3.05 \cdot 10^{-2}</math></b> |

#### 光化学オキシダントの生成

光化学オゾン生成係数(POCP)は表 6-19 で計算されている。全 POCP の 0.1%に満たない物質は除外されている。

表 6-19 UCPTE 加盟国の水力発電によるPOH 物質の排出量(Frischknecht & Müller-Lemans, 1996) m = 輸送に起因する排出量(移動)、p = 生産工程で出る排出物(多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの(例えば、燃焼ガス、排煙など)、f = 淡水へ、sw = 海へ

| Substance                 | Unit                      | Emission               | POCP factor<br>(g ethene-<br>equiv./g) | POCP in<br>ethene-<br>equiv. |
|---------------------------|---------------------------|------------------------|----------------------------------------|------------------------------|
| alkanes p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 5.44·10 <sup>-6</sup>  | 0.398                                  | 2.16·10 <sup>-6</sup>        |
| butane p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.15·10 <sup>-5</sup>  | 0.363                                  | 7.81·10 <sup>-6</sup>        |
| CH <sub>4</sub> methane p | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.53·10 <sup>-3</sup>  | 0.007                                  | 5.98·10 <sup>-5</sup>        |
| CO carbon monoxide m      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.55·10 <sup>-4</sup>  | 0.036                                  | 9.18·10 <sup>-6</sup>        |
| CO carbon monoxide p      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.28·10 <sup>-3</sup>  | 0.036                                  | 2.98·10 <sup>-4</sup>        |
| CO carbon monoxide s      | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.23·10 <sup>-2</sup>  | 0.036                                  | 4.43·10 <sup>-4</sup>        |
| ethene p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.95·10 <sup>-5</sup>  | 1                                      | 1.95·10 <sup>-5</sup>        |
| ethene s                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 8.71·10 <sup>-6</sup>  | 1                                      | 8.71·10 <sup>-6</sup>        |
| heptane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.97·10 <sup>-6</sup>  | 0.529                                  | 2.63·10 <sup>-6</sup>        |
| Hexachlorbenzol HCB s     | g·kWh <sup>-1</sup>       | 9.07·10 <sup>-13</sup> | 0.021                                  | 1.90·10 <sup>-14</sup>       |
| hexane p                  | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.04·10 <sup>-5</sup>  | 0.421                                  | 4.39·10 <sup>-6</sup>        |
| NMVOC m                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 1.02·10 <sup>-4</sup>  | 0.416                                  | 4.25·10 <sup>-5</sup>        |
| NMVOC p                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.34·10 <sup>-3</sup>  | 0.416                                  | 9.72·10 <sup>-4</sup>        |
| NMVOC s                   | g·kWh <sup>-1</sup>       | 7.92·10 <sup>-4</sup>  | 0.416                                  | 3.29·10 <sup>-4</sup>        |
| pentane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.63·10 <sup>-5</sup>  | 0.352                                  | 9.25·10 <sup>-6</sup>        |
| propane p                 | g·kWh <sup>-1</sup>       | 2.31·10 <sup>-5</sup>  | 0.42                                   | 9.72·10 <sup>-6</sup>        |
| xxyloles p                | g·kWh <sup>-1</sup>       | 3.20·10 <sup>-6</sup>  | 0.849                                  | 2.72·10 <sup>-6</sup>        |
| xxyloles s                | g·kWh <sup>-1</sup>       | 4.39·10 <sup>-6</sup>  | 0.849                                  | 3.74·10 <sup>-6</sup>        |
| Aromatic CHs total sw     | g·kWh <sup>-1</sup>       | 7.27·10 <sup>-6</sup>  | 0.761                                  | 5.54·10 <sup>-6</sup>        |
| <b>Total</b>              | <b>g·kWh<sup>-1</sup></b> |                        |                                        | <b>2.25·10<sup>-3</sup></b>  |

UCPTE における水力発電のライフサイクルの POCP の最良平均推定値は、発電される電力 kWh あたりエテン換算で  $2.25 \cdot 10^{-3} \text{ g}$  である。非メタン揮発性有機化合物(NMVOC)と一酸化炭素の排出が主因である。

調査対象国における POCP の数値範囲は以下のとおりである。

- 最小値:  $2.15 \cdot 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (スイス)
- 最大値:  $2.30 \cdot 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  (ドイツ)

NO<sub>x</sub> の利用可能性は、光化学オゾン生成の大きなファクター(因子)である。

スウェーデンの LCA では、一酸化炭素の排出量が計算されている。この排出量の大きさは ETH の調査での計算値に近い。これらの CO 値を表 6-20 に示している。

表 6-20 スウェーデンの発電所による一酸化炭素の排出量( Brännström-Norberg et al., 1995)

| Site        | Unit                             | Emission<br>Building | Emission<br>Operation | Emission<br>Total    |
|-------------|----------------------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| Seitevare   | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $2.90 \cdot 10^{-3}$ | $6.34 \cdot 10^{-3}$  | $9.24 \cdot 10^{-3}$ |
| Harsprånget | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $2.82 \cdot 10^{-3}$ | $0.72 \cdot 10^{-4}$  | $2.89 \cdot 10^{-3}$ |
| Boden       | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $3.52 \cdot 10^{-3}$ | $2.05 \cdot 10^{-3}$  | $5.57 \cdot 10^{-3}$ |

#### 生態毒性の影響

水および土壌の汚染係数は表 6-21 で計算されている。土壌および水の双方の汚染係数総量の 0.5%に満たない物質は除外されている。

表 6-21 UCPTE 加盟国の水力発電による生態毒性物質の排出量 (Frischknecht & Müller-Lemans, 1996) m = 輸送に起因する排出量 (移動)、p = 生産工程で出る排出物 (多くの場合、漏れ、蒸発などで拡散する)、s = 静止した場所での排出するもの (例えば、燃焼ガス、排煙など)、f = 淡水へ、sw = 海へ

| Substance                       | Emission<br>(g·kWh <sup>-1</sup> ) | ECA (m <sup>3</sup><br>water/mg) | ECT (kg<br>soil/mg)   | Max. water<br>contaminated<br>(m <sup>3</sup> ·kWh <sup>-1</sup> ) | Max. soil<br>contaminated<br>(kg·kWh <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-----------------------|--------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|
| Aromatics s                     | 2.23·10 <sup>-7</sup>              | 5.00·10 <sup>-1</sup>            | 10.0                  | 1.12·10 <sup>-4</sup>                                              | 2.23·10 <sup>-3</sup>                                |
| BaP benzo(a)pyrene s            | 6.05·10 <sup>-8</sup>              | 40.0                             |                       | 2.42·10 <sup>-3</sup>                                              |                                                      |
| Cd cadmium p                    | 1.98·10 <sup>-7</sup>              | 200                              | 13.0                  | 3.96·10 <sup>-4</sup>                                              | 2.57·10 <sup>-3</sup>                                |
| Cd cadmium s                    | 4.32·10 <sup>-8</sup>              | 200                              | 13.0                  | 8.64·10 <sup>-3</sup>                                              | 5.62·10 <sup>-4</sup>                                |
| Cu copper m                     | 1.23·10 <sup>-6</sup>              | 2.00                             | 7.70·10 <sup>-1</sup> | 2.46·10 <sup>-3</sup>                                              | 9.47·10 <sup>-4</sup>                                |
| Cu copper s                     | 1.36·10 <sup>-6</sup>              | 2.00                             | 7.70·10 <sup>-1</sup> | 2.72·10 <sup>-3</sup>                                              | 1.05·10 <sup>-3</sup>                                |
| Hg mercury p                    | 3.29·10 <sup>-8</sup>              | 500                              | 29.0                  | 1.65·10 <sup>-2</sup>                                              | 9.54·10 <sup>-4</sup>                                |
| Hg mercury s                    | 1.11·10 <sup>-7</sup>              | 500                              | 29.0                  | 5.58·10 <sup>-2</sup>                                              | 3.23·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ni nickel p                     | 4.32·10 <sup>-6</sup>              | 3.30·10 <sup>-1</sup>            | 1.70                  | 1.43·10 <sup>-3</sup>                                              | 7.34·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ni nickel s                     | 1.05·10 <sup>-6</sup>              | 3.30·10 <sup>-1</sup>            | 1.70                  | 3.48·10 <sup>-4</sup>                                              | 1.79·10 <sup>-3</sup>                                |
| PAH polycyclic<br>aromatic HC s | 2.96·10 <sup>-7</sup>              | 60.0                             | 1.00                  | 1.77·10 <sup>-2</sup>                                              | 2.96·10 <sup>-4</sup>                                |
| Pb lead m                       | 1.98·10 <sup>-6</sup>              | 2.00                             | 4.30·10 <sup>-1</sup> | 3.96·10 <sup>-3</sup>                                              | 8.53·10 <sup>-4</sup>                                |
| Pb lead s                       | 1.72·10 <sup>-6</sup>              | 2.00                             | 4.30·10 <sup>-1</sup> | 3.45·10 <sup>-3</sup>                                              | 7.42·10 <sup>-4</sup>                                |
| Toluol p                        | 3.08·10 <sup>-6</sup>              |                                  | 6.30·10 <sup>-1</sup> |                                                                    | 1.94·10 <sup>-3</sup>                                |
| Zn zinc m                       | 1.80·10 <sup>-6</sup>              | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 2.60                  | 6.84·10 <sup>-4</sup>                                              | 4.68·10 <sup>-3</sup>                                |
| Zn zinc p                       | 1.09·10 <sup>-5</sup>              | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 2.60                  | 4.14·10 <sup>-3</sup>                                              | 2.84·10 <sup>-2</sup>                                |
| Zn zinc s                       | 5.47·10 <sup>-6</sup>              | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 2.60                  | 2.08·10 <sup>-3</sup>                                              | 1.42·10 <sup>-2</sup>                                |
| Aromatic CHs total f            | 9.68·10 <sup>-7</sup>              | 5.00·10 <sup>-1</sup>            | 10.0                  | 4.86·10 <sup>-4</sup>                                              | 9.68·10 <sup>-3</sup>                                |
| Aromatic CHs total sw           | 7.27·10 <sup>-6</sup>              | 5.00·10 <sup>-1</sup>            | 10.0                  | 3.64·10 <sup>-3</sup>                                              | 7.27·10 <sup>-2</sup>                                |
| Fats and oils total sw          | 2.46·10 <sup>-4</sup>              | 5.00·10 <sup>-2</sup>            |                       | 1.23·10 <sup>-2</sup>                                              |                                                      |
| Ion arsenic f                   | 3.45·10 <sup>-6</sup>              | 2.00·10 <sup>-1</sup>            | 3.60                  | 6.91·10 <sup>-4</sup>                                              | 1.24·10 <sup>-2</sup>                                |
| Ion lead f                      | 2.06·10 <sup>-5</sup>              | 2.00                             | 4.30·10 <sup>-1</sup> | 4.10·10 <sup>-2</sup>                                              | 8.86·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ion cadmium f                   | 1.81·10 <sup>-7</sup>              | 200                              | 13.0                  | 3.64·10 <sup>-2</sup>                                              | 2.35·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ion chromium-III f              | 1.86·10 <sup>-5</sup>              | 1.00                             | 4.20·10 <sup>-1</sup> | 1.86·10 <sup>-2</sup>                                              | 7.81·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ion copper f                    | 8.82·10 <sup>-6</sup>              | 2.00                             | 7.70·10 <sup>-1</sup> | 1.76·10 <sup>-2</sup>                                              | 6.80·10 <sup>-3</sup>                                |
| Ion nickel f                    | 9.32·10 <sup>-6</sup>              | 3.30·10 <sup>-1</sup>            | 1.70                  | 3.08·10 <sup>-3</sup>                                              | 1.58·10 <sup>-2</sup>                                |
| Ion mercury f                   | 3.15·10 <sup>-8</sup>              | 500                              | 29.0                  | 1.57·10 <sup>-2</sup>                                              | 9.11·10 <sup>-4</sup>                                |
| Ion zinc f                      | 2.34·10 <sup>-5</sup>              | 3.80·10 <sup>-1</sup>            | 2.60                  | 8.89·10 <sup>-3</sup>                                              | 6.08·10 <sup>-2</sup>                                |
| PAH polycycl. Aromatic<br>HC f  | 7.24·10 <sup>-8</sup>              | 60.0                             | 1.00                  | 4.36·10 <sup>-3</sup>                                              | 7.24·10 <sup>-5</sup>                                |
| PAH polycycl. Aromatic<br>HC sw | 1.54·10 <sup>-7</sup>              | 60.0                             | 1.00                  | 9.25·10 <sup>-3</sup>                                              | 1.54·10 <sup>-4</sup>                                |
| Phenols f                       | 3.71·10 <sup>-6</sup>              | 5.90                             | 5.30                  | 2.19·10 <sup>-2</sup>                                              | 1.97·10 <sup>-2</sup>                                |
| Phenols sw                      | 1.38·10 <sup>-6</sup>              | 5.90                             | 5.30                  | 8.10·10 <sup>-3</sup>                                              | 7.27·10 <sup>-3</sup>                                |
| <b>Total</b>                    |                                    |                                  |                       | <b>3.71·10<sup>-1</sup></b>                                        | <b>3.03·10<sup>-1</sup></b>                          |

電力 1kWh の発電から生じる最大汚染総量は、水系で  $3.71 \cdot 10^{-1} \text{m}^3$ 、土壌で  $3.03 \cdot 10^{-1} \text{kg}$  である。表 6-21 に示すように、多数の物質は個別に評価した。水力発電のライフサイクルにおいて環境へ放出される生態毒性的に影響力のある最も多量な物質は、水系ではカドミウム、水銀、ニッケル、鉛で、土壌では亜鉛と芳香族炭化水素である。

調査国間ではこの数値の幅は非常に狭い。

- 最小(水系):  $3.43 \cdot 10^{-1} \text{m}^3$  (ドイツ)
- 最大(水系):  $3.85 \cdot 10^{-1} \text{m}^3$  (イタリア)
- 最小(土壌):  $2.88 \cdot 10^{-1} \text{kg}$  (スイス)
- 最大(土壌):  $3.11 \cdot 10^{-1} \text{kg}$  (イタリア)

スイスの調査では、放射性核種の排出に関するデータも提示している。この排出は、建設および製造のための発電に起因する。電力は主に石炭火力発電所で生産される。しかし、このような集計は詳細化するため、本報告書では検討していない。

## 生息地の変化

### 局地気候

人造湖は、水蒸気量が増加する貯水池周辺で局地的な湿度の上昇をもたらす。熱帯では、大型貯水池は雲量を減らす可能性がある。温帯では、気温が零度になると、貯水池の水面やその岸沿いに霧が発生する (Moreira & Poole, 1993)。

### 地球物理学的変化

水位の急速な変動や地下水面の変化が生じる場合、水力発電所の下流の河岸沿いの侵食が大きくなる。デルタ形成のような河成過程が影響を受ける可能性がある。ダムの上流では、流量が減少するため、浮遊物質の沈殿量が通常増加する。この結果、適切な緩和措置を講じなければ、貯水池が「沈泥状化」する恐れがある。この現象は、土砂流量の多い河川では特に支配的である。

大型ダムは地質の安定に悪影響を与え、地震活動を誘発する恐れがある。この点は、世界各国にある最大級の貯水池の一部で観察されてきた。このような影響を予測することは非常に困難であるが (Vladut, 1993)、ダムの建設資材に対して綿密な設計と選定を行うことにより、潜在的な被害を抑えることができる。地殻活動が少ない地域では、大型貯水池による基盤の変化を引き起こすリスクは最小であるが、自然地震のある地域では地震の頻度が高くなるものと思われる (Vladut, 1993)。貯水池の地震活動への影響はダム技術者の間で慎重な科学的関心を呼んでいるが、NGO でもこの現象に対して多く推測している (McCully, 1996)。貯水池が引き起こす地震活動の増大を特徴付けるのに「earthquake (地震)」という用語がよく使われる。実際とは異なるのに、貯水池が地震を誘発する能力を貯水池が実際に備えているという主張を示唆するため、この用語がこのように使われることは残念なことである。地震は基本的に、構造プレートがお互いに移動したときの摩擦により生じる。地質年代の時間規模で、このような移動、そして地震は、ダムの存在に関係なく発生する。貯水池が地震の発生時間と規模に影響し得るかは、いまだに議論を呼ぶ問題である貯水池が影響の原因だとされた最も有名な大災害がインドのコイナダムで発生した。1967 年、マグニチュード 6.3 の地震で村全体

が破壊され、約 180 人が死亡した。1962 年にイタリアで起こったバイオントダム（Bionto Dam）の洪水は欧州最大のダム事故であり、2,600 人が死亡した。この事故も、ダム誘発地震活動により当初引き起こされたものであると示唆されることもある。

## 水中の変化

水力発電用途に河川を利用する場合、自然の流水状態が変化する。ダムの位置では、滝や急流が消失することが多く、そのダムの下流では、流水量の変動期間が変化する。堤防を越える河川の自然洪水もなくなる。多数の地域においてこのような洪水が重要となっているのは、水中生物への栄養分を供給し、はん濫原において、保護された生息環境を築いているからである。河川調節も地下水位の状態に影響する可能性があり、その結果、水質が悪化する。分流による流水量の減少は、それ以外の発生源から河川に流れてくる汚染物質（例、下水吐口）が一旦希釈されるとそれ以上希釈されないような都市部の流域に対して二次災害を引き起こす恐れがある。しかし、ライフサイクルの視点では、このような被害を汚染源に振り向け、水力発電に振り向けるべきではない。

また、貯水池はさまざまな方法で水質に影響を及ぼす。河川が水力発電施設に利用される場合、物質の滞留時間と回転率が変化する。栄養分の運搬が影響を受け、妨害する藻が栄養分の保持されている貯水池に広がる恐れがある。貯水池の水中の酸素量もこのような藻の分解により減少する。

流水量が調節される場合、水中のエアレーションレベル（空気混和量）にも影響するものと思われる。深い貯水池では、無酸素状態が発生することもある。冷たい底層の上部に温かい水が溜まると温度成層が生じる。亜熱帯および熱帯では、この温度成層が常態化することが多く、引いては水温躍層下では酸欠となる。温度成層は、気温の季節的変化が小さい地域では特に問題となる。タービンへの吸水口が貯水池の深部に位置することが多い。そこでは、有機粒子の沈殿と低酸素量とが組み合わせ、水中生物にとり不健全な状態をもたらすものと思われる。ダム下流の水質悪化は広範囲にわたり生物に影響する。

無酸素状態の貯水池底層によるもう 1 つの問題は、還元性条件が支配的となることである。すなわち、利用可能な硫黄化合物が生物に有毒な、鋼鉄を腐食させる硫化水素（ $\text{H}_2\text{S}$ ）へ変換することである。底部の堆積物に貯留してきたリン酸塩が嫌気性状態で放出され、植物の栄養分として利用可能となり、その結果、貯水池の生物の成長を促す恐れがある。このような生物の分解により酸素量が一層減少する。嫌気性状態も、前述の水銀のような自然発生する毒性微量金属の放出に至る可能性がある。

小規模な事業では、貯水区域は通常浅いか、その貫流が相当速く、またはその両方となる。したがって、小型水力発電設備は、酸欠状態で低温の底層の水、リン酸塩や重金属の放出、メタンの生成といった問題がない場合が多い。

ダム建設後の上記の環境変化は非常に多くなる可能性があり、観察された変化の多くは生物多様性の消失を引き起こす。しかし、そのような側面は別なところで扱うため、ここでは河川調節が誘発する生息環境の複雑な性質を説明するのみに留める。世界で観察されるマイナスの影響がすべて同時に、または 1 つの事業で生じるわけではないことも明記すべきである。したがって、生物多様性に関連する問題を一般論で取り扱うことは不可能である。生物多様性の側面が LCA の一部となる前に多数の研究も必要となる。



## 6-5 事故

水力発電における重大な事故リスクは、ダムが決壊リスクである(表 6-22)。ダムが決壊する 2 つの大きな理由は、越流水(すべての決壊の約 40%を占める)と基礎問題(約 30%)である。ダム決壊の世界的な平均リスクは年間約 1/10,000 である。ダムの崩壊により、世界中で他の発電方法よりも多くの直接的な犠牲者をもたらした(McCully, 1996)。このような災害による長期的な経済損失も深刻となる(Roberts & Ball, 1996)。

統計から、ダムが決壊頻度は地理的位置やダムの種類および経過年数に依存していることが分かる。決壊頻度は、コンクリートダムよりもフィルダムの方が高い。決壊の多くは最初の稼働 5 年間に生じる(European Commission, 1995)。一般的に、ダムは地震に耐えるよう建設することができる。

表 6-22 世界中で記録されてきた大きなダム決壊事故 (A) データ出所 (Roberts & Ball, 1996)、(B) (Hirschberg & Spiekerman, 1996)、(C) (McCully, 1996)

| Period, study | number<br>of<br>events | fatalities/<br>event | total<br>imme-<br>diate<br>fatalities | total late<br>fatalities | energy<br>produced<br>GWh | fatalities/<br>GWh |
|---------------|------------------------|----------------------|---------------------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------|
| 1969-1986 (A) | 8                      | 11-2500              | 3839                                  |                          | 2700                      | 1.41               |
| 1969-1992 (B) |                        | 5-                   |                                       |                          |                           | 0.9                |
| 1969-1995 (C) | 19                     | 14-230,000           | 88,444                                | 145,000                  | 4900                      | 48                 |

水力発電事故による GWh あたりの死亡者総数の数字は非常に議論を呼んでいる。多数のダムが洪水調節に使われていることや、ダムがないと定期的に冠水するものと思われる土地の農地への利用と、貯水池が多目的なニーズを頻繁に対応しているということを踏まえつつ、水力発電へ厳密に死亡者数を配分することは複雑な作業である。したがって、中国政府が最近まで内密にしていた 1975 年河南省大惨事は、水力発電に関する事故リスクを評価する際に現在使われることがある。しかし、これまでの証拠から、この大惨事の原因は技術的なことではなく政治的なことであったと立証されている。政治的な先見の明があったとすれば、当時の中国の知識力および技術力があればこのような大惨事を十分に防ぐことができたであろう。板橋貯水池での越流水の結果、約 30 以上のダムが崩壊した。直接的な洪水により 8 万 5,000 人が死亡し、洪水後にその一帯を襲った疫病と飢饉により 14 万 5,000 人が死亡した (Si 1998)。この大災害が上記の表に記載した最初の 2 件の調査で考察されなかった理由は、この情報が当時入手できなかったからである。河南省の惨事は最近の計算の中で検討されている (McCully, 1996)。また、この惨事では、単一の事故がリスク統計の計算で果たし得る役割と、その結果、事故リスクの推定を統計に基づいた場合の問題の中味を浮き彫りにしている。

自由に流れる河川の自然洪水による犠牲者数はダム崩壊による死亡者数よりもかなり多いことを銘記すべきである。例えば、フランス通信社 (AFP) の最近の報道によると、ベネズエラにおいて 1999 年 12 月、豪雨とその結果のタチラ川の大洪水により、2 万人以上が死亡した。前述のとおり、農地を利用できるようにするために多数のダムが実際に建設されてきた。農地造成は、自然洪水によりこれまでこのような開発が事実上妨害されてきたが、入植をもたらす。このようなことを劇的に経験したのは、1973 年のミシシッピ川の洪水であり (Belt, 1975)、また規模は小さいが同河川の 1993 年の洪水である (Philippi, 1996)。

河南省の惨事は黄河で発生したが、それ以外の中国の河川では特に揚子江で激しい自然洪水がいくつか発生し、前世紀で数十万人が死亡した (表 6-23)。

表 6-23 20 世紀における揚子江での自然洪水災害(Jones and Freeman, 2000)

| Year | No. of lives lost       | Property damage                                                                                                                                                                                                      |
|------|-------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1911 | “Hundreds of thousands” |                                                                                                                                                                                                                      |
| 1931 | 145,000                 | Inundated an area the size of New York State. Submerged more than 3 million hectares of farm land and destroyed 108 million houses.                                                                                  |
| 1935 | 142,000                 |                                                                                                                                                                                                                      |
| 1954 | 30,000                  | Inundated 48 million hectares of farm land and affected 18 million people. An additional 18.88 million people suffered from flood damage. Operation of Beijing-Guangzou railway was suspended for more than 100 days |
| 1996 | no info                 |                                                                                                                                                                                                                      |
| 1998 | 3,656                   | Affected the lives of 290 million people. 5 million houses destroyed. 21.8 million hectares of farmland submerged. Total economic cost was \$ 30 billion.                                                            |

## 6-6 生物多様性への影響

「生物学的多様性」または「生物多様性」という言葉は、種の数、その遺伝的変異、世界の各地における種とその生息地の組み合わせの多様性を評するのに使われる 1 つの包括的用語である。換言すれば、生物多様性とは、生きている地球のすべての側面を意味する。生物多様性への影響は通常、種の成り立ちの変化と豊富な種数の減少となって現れる。自然環境にこのようなかく乱がほぼ全世界的に現れる原因は、生物学的変化が進むのに数百万年かかったのに対し、生物学的変化に対する人間による干渉がごく最近の現象であるからである。したがって、自然過程では、人工的な生息環境を新たな、より適応性のある種で埋めるには、消滅した生息環境よりも非常に長い時間がかかるであろう。生物多様性の変化は主に、生息環境の変化が介在する。水力発電開発に関連する複数のメカニズムがこのような変化の原因となっている。

### 世界的な影響

世界平均でみると、水力発電による生物多様性への大きな影響は、水力発電が該当する地球環境への影響がないため、一切予想されない。温室効果ガスを僅かに排出するが、それ以外の発電方法の方が大幅に上回っており、平均的には無視できるとみなすことができる。しかし、個別の水力発電事業については、特に熱帯での事業では、地球への影響は、炭素収支の観点から考慮すべきである。

### 局地と地域

水力発電に利用される河川の植物相および動物相は、以下をはじめとする複数のファクター（因子）の変化により影響を受ける。

- 洪水の範囲と頻度
- 分流点より下流の渇水状態
- 水位の急速な変化によるストレス
- 水質の変化
- 地下水状態の変化

種の構成は水力発電による変化する可能性がある。状況の変化により、生物が消失するか、または他の生物と入れ替わる恐れがある。貯水池の水位は、自然状態の水位の変動が最大 1 メートル程度と思われるのに対し、数メートルの範囲で変動する。このような大きな変動により、上の水位と下の水位との間にある植被がほとんどすべて消失してしまっているほぼ不毛な河岸となる。下流の河岸沿いで、短期間の河川調節により同じような影響がでる。河岸に生息する生物は、河川の魚の重要な食糧源であるが、陸生動物の食糧としても大きく貢献している。水位の調節により、このような食糧源は減少し、開放水域に生息する生物、すなわちプランクトンが食糧としてより重要となる。しかし、一部では、水力発電所の利用により状態が安定化することにより、一定の種の成長を加速する場合もある。水力発電施設は自然水路を破壊する。これは、昇河魚や降流魚などの回遊動物に影響する。このような妨害は、種々の魚梯など魚道を設けることである程度回避することができる。しかし、このような対策は大抵、非効率的、非適切、または法外な費用がかかるようである。

## 6-7 人間への影響

### 健康リスク

水力発電のライフサイクルのそれぞれの段階では、以下の図解に示すように（重大な事故は除外）健康問題が伴う。

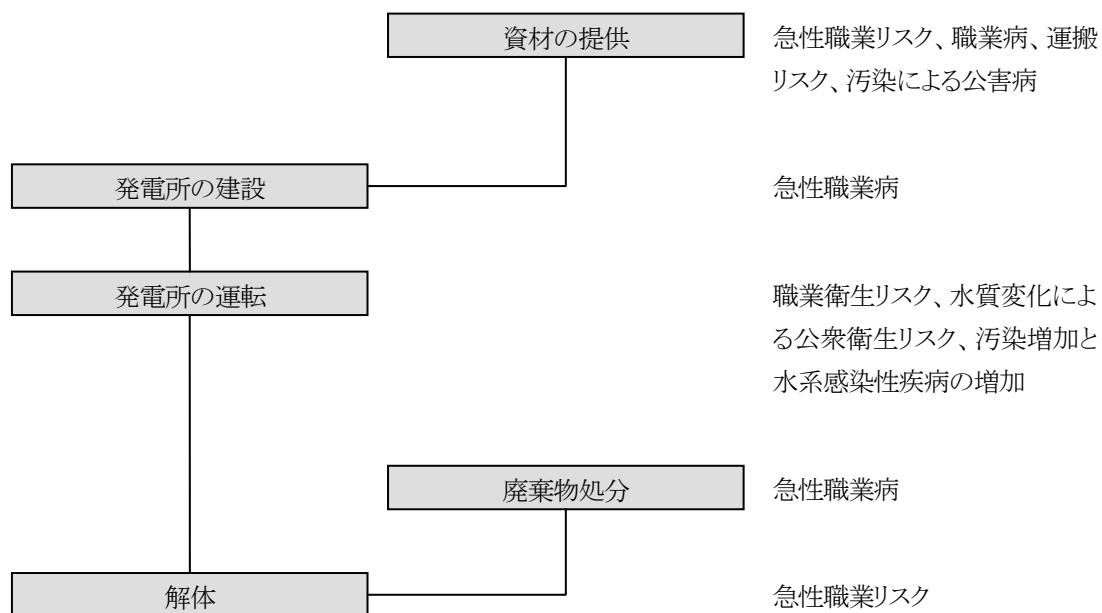


図 6-23 と図 6-24 は、水力発電による公害リスクと職業病リスクに関するドイツでの 2 回の調査結果である。1 回目の調査では貯水池の水力発電(Thöhne & Kallenbach, 1988)、2 回目の調査ではすべての形式の水力発電によるリスク(Fritzsche, 1989)を検討している。

表 6-24 水力発電のライフサイクルのすべて段階に伴う職業衛生および公衆衛生リスク(Thöhne & Kallenbach, 1988)

|                                                                  |             |
|------------------------------------------------------------------|-------------|
| Acute occupational fatalities per GWa                            | 0.15 - 0.26 |
| Occupational disease and injuries in missed days of work per GWa | 630 - 1110  |
| Public fatalities per GWa                                        | 0.01        |
| Public diseases and injuries in cases per GWa                    | 0.61        |

表 6-25 水力発電のライフサイクルのすべて段階に伴う職業上および公衆の死亡リスク(Fritzsche, 1989)

|                                          |           |
|------------------------------------------|-----------|
| Acute occupational risk per GWa          | 0.2 - 2.7 |
| Late occupational risk (disease) per GWa | -         |
| Acute public risk per GWa                | -         |
| Late public risk (disease) per GWa       | -         |

英国のある調査では、潮力発電所による健康リスクを計算した。潮力発電所は水力発電所と同じような特徴があるため(例、双方とも再生可能であること、運転による排出量がないこと、建設中に大きなリスクが存在すること、建設タイプが類似していることなど)、このようなリスクはそれ以外の水力発電所に匹敵するはずであると想定するのは当然である。この調査では、急性職業リスクについて発電所建設による GWa あたりの死亡率を 0.1～0.2 であると推定している。その他のリスクはすべて、GWa あたりの死亡率が 0.1 を十分に下回っている(Roberts & Ball, 1996)。

水力発電は、いくつか健康への間接的な影響をもたらす可能性があるが、上記の調査には含まれていない。残念なことに総合データは入手できないが、以下の観察を行うことができる。

- ダム建設により流水量が減少して水が淀み、疾病媒介動物の個体群の勢力に変化が生じる。温暖な国では、蚊が増加してマラリアが蔓延する恐れがある。しかし、それ以外の有害生物は、水位の変動により貯水域での繁殖が困難となるため、一部の区域では繁殖生息地を失う(たとえば、糸状虫症を引き起こすような有害生物)。下流域の洪水が少なくなれば、河岸湿地に生息するこのような生物を管理しやすくなる(Ziyun, 1994)。
- 地下水の状態は水力発電の影響を受ける恐れがあり、その結果、井戸の水質に影響を与える可能性がある。
- 流水量の減少により、他の活動で河川へ放出されるものと思われる他の汚染物質の希釈が制限される可能性がある。

生息環境の変化、社会の変化、または都市開発による健康リスクの計算を試みる調査は存在しないものと思われる。

### 社会的・社会経済的影響

この点についての最新情報は、ダム世界委員会(World Commission on Dams) (2000)が提供しており、最も重要な要素の特徴についてその概要を示している。多目的事業は目に見える早急な利益を地域社会へもたらすことが多いが、環境負荷に直面しているこうした地域社会で水力発電開発による利益を受けるかどうかよく疑問視される。この理由は、河川の利用のために、他の土地を侵害することは避けられないことが多く、どこでも見られることであるが、その反面、経済的利得はないということである。一般に、水力発電事業は、他の発電事業よりも収益性が高い。

### 冠水地

ダムや貯水池を建設するということは土地を冠水させることを意味する。生産的な農地や林地、牧草地が失われたり、またはこの冠水により文化的遺産に影響を及ぼしたりする可能性がある。世界銀行のデータベース(Goodland, 1995)にある180件の建設事業を調べてみたところ、一連のダム建設のために冠水した土地の規模(容積)とその大きさとの間に著しい関係がないことが判明している。しかし、地形的に限定された区域での事業を選ぶ場合、このような関係を認めることができる。

### 移転

土地の冠水により、影響を受けた住民は移転を余儀なくされる。この点は明らかに、河川調節による最も重大な社会経済的な欠点の1つとなる。この重大性は事業によって大きく異なり、一般的な状況を見つけることは不可能であり、平均的状況を計算することは無意味である。

### 漁業の制約

水力発電開発は、魚類の個体群や伝統的な漁法にも影響するものと思われる。場合によっては重要な食糧源や収入源を失うかもしれない。一方、大型人造湖は、商業的に魅力のある魚類の豊富かつ確実な資源を

確保することが多く、漁業技術の開発を促している(Costa-Pierce 1997)。したがって、河川調節は、魚類並びに漁民に格差をもたらす可能性がある。

## 文化

水力発電事業など大型建設事業は当然、事業地区へ経済的および社会的変化をもたらす。経済成長、道路、学校、病院、文化施設およびレクリエーション施設の建設を促すものと思われるが、一方で一部の住民の生活様式にマイナスの影響を与える。地元住民が土着民であれば、その生活様式と文化へのマイナスの影響を避けるため、この事業による社会的および文化的側面についてきめ細やかに取り扱わなければならない。

文化的問題の第2点は、考古学的に興味のある遺跡が水中に沈むことである。考古学的遺跡が事業地区に含まれている場合、苦渋の決断を下さなければならない。このような遺跡を沈めたケースや、遺跡を調査する期間、事業を遅らせたケースもある。遺跡を移動させたり、事業を永久中止したりするケースもある。

## **美的影響**

### 美観

大型貯水池式水力発電計画は、地域の景観に大きな影響を与えるものと思われる。滝など山水の美を備えた場所が消失するかもしれない。非常に温暖な地域では、貯水池の水位変動域が不毛となる。しかし、一定の時間が経過すると、多数の人造湖、すなわち貯水池は天然湖と見分けがつかなくなることが多く、天然湖と全く同じようにレクリエーションや景観目的の行楽地になるであろう。乾燥地帯では、砂漠の花となる。ダムの下流では、1年の数ヶ月が乾燥した砂利の道であった河川は常時水が流れる河川へと変化するであろう。貯水池の稼働にもよるが、これと正反対のことも起こる。多数のダムは、毎年数千人の旅行客を呼び寄せる観光地となっている(Razvan, 1992)。

## **防音**

水力発電所は運転中大きな騒音を発生しないが、建設では当然若干の騒音を引き起こす。むしろ、大型ダム論争では「沈黙の川」が対立の寓話的象徴となった。

## 7 風力

### 7-1 概要

風力を動力源として利用するのは新しい考え方ではない。例えば、オランダでは早くから、風車を利用して水を汲み出していた。風力は、発電において大きな可能性を持っており、エネルギー源として幅広く利用可能である。平均風速が  $8 \text{ m/s}$  (地上  $50 \text{ m}$  でおよそ  $600 \text{ W/m}^2$  に相当) を超える地域は、主に海外沿いと山頂に分布しており、流去水が多い地域とほぼ一致している。ただし、風力発電を制限する要因がいくつかある。例えば、風力発電は広大な土地を利用する必要があり、土地利用について対立が生じることがある。風力発電のデメリットは、風力エネルギーの生産性が低い時期を管理するには、予備の発電方法の確保が必要なことである。それでも、基本的にクリーンなエネルギー源であることから、風力はある一定の状況において、魅力的な発電方法である。

風力発電による温室効果ガスの排出は、主に発電所に関する生産と建設によるものである。このため、キロワット時あたりの環境への影響の大きさは、風力発電所のエネルギー生産によって決まる。風力発電所の出力は、風速の 3 乗の関数であるため、特に風が強い場所に設置することが重要である (Beals & Hutchinson, 1993)。

風力発電所の建設場所を決める際には、一般的な風光と地面の起伏を考慮しなければならない。地表から高いところでは、風は地球の表面による影響をほとんど受けないが、地表の近くでは、地形による摩擦力が生じる。風力発電機近くの風のパターンを変える可能性がある森林や土地などの障害物があるかどうか、確認しなければならない。風力発電機を動かすのに利用できる風量は、世界的な風とその地域の風とを合わせたものである。よって海風、陸風、谷風のすべてを考えなければならない。

洋上風力発電所には、地上のものと比べていくつかメリットがある。まず、水の起伏は、土地の起伏よりもはるかに小さい。起伏の要因が低下すると、洋上の発電所は、地上の発電所よりも多くの電力を発電することができる。さらに、洋上の風は地上ほど激しくないため、風力発電機の損傷が少ない。このため洋上の発電所の方が、耐用期間が長い。

#### 技術

風力発電機は風の運動エネルギーを利用して、発電機を動かすロータを回転させている。最新の風力発電機は、主に 3 枚のブレードが付いた水平軸型である。2 枚型の発電機も利用されている。2 枚型の機械を利用すると、3 枚目のブレードの生産コストが節約できるが、同じ出力を得るには回転速度を高めなければならない、騒音が大きくなる。ほとんどの発電機はアップウィンド型で、ロータが風を受けている。このシステムの主なデメリットは、ヨー制御装置が必要なことである。

ダウンウィンド型のロータは、タワーの風下側に付いており、ヨー制御装置は必要ない。したがってロータを軽くすることができ、その結果、柔軟性も高まる。このようなメリットがあるにもかかわらず、ダウンウィンド型は一般には使われていない。この 1 つの理由として、タワーが風流を妨げるため、可能な電力生産量がいくらか少なくなることがある。またダウンウィンド型は雑音が大きい。



風力発電機は、スチールやコンクリートなど一般的な材料でできており、標準的な電子・機械部品を用いている。ロータ・ブレードは、ガラス繊維強化プラスチックでできていることが多い。ロータ・ブレードは繰り返し曲げられ、金属疲労につながるため、金属素材は適していない。グリッド接続された風力発電機の主な生産国は、米国、デンマーク、ドイツ、オランダ、ベルギー、イタリア、英国、日本である(World Energy Council, 1994)。

最新型風力発電機の正味効率は 27～36%で、95%の割合で発電することができる。風速が非常に小さい場合、また大きい場合には発電機は運転しない(World Energy Council, 1994)。

### 地理

この数十年間に、風力の発電への利用に対する関心は大きく高まった。風力発電機の技術が進歩し、風力発電所の設置費用は低下した。この結果、最近では風力の利用が増えている。風力発電機が多く設置されている国は、北米、ドイツ、デンマーク、インドである。最近の伸びはほとんどが欧州で、現在は世界最大の設置容量を持っている。一方インド、中国などアジアの急成長国でも、エネルギー源として風力エネルギーの重要性が高まっている(Mays, 1996)。

表 7-1 1997 年の世界の風力発電の設置容量。設置容量合計は 7,700 MW で、年間 19 TWh に相当 (Danish Wind Turbine Manufacturers Association, 1999)

| Country      | Installed effect (MW) |
|--------------|-----------------------|
| Germany      | 2874                  |
| USA          | 2141                  |
| Denmark      | 1420                  |
| India        | 992                   |
| Spain        | 880                   |
| Netherlands  | 379                   |
| UK           | 338                   |
| China        | 200                   |
| Sweden       | 176                   |
| Italy        | 64                    |
| Other        | 689                   |
| <b>Total</b> | <b>10153</b>          |

### 経済

風力発電のメリットの 1 つは、燃料がただということである。主なコストは資本コスト、つまり発電所の設置コストである。風力発電所に必要な設備は、基礎(通常コンクリート)、道路、変圧器、ケーブル、遠隔制御のための電話接続である。コストは土壌の状態、一般道路までの距離、一般の電線までの距離によって異なる。実際、風力発電所にかかるコスト合計の 75～90%が資本コストである(British Wind Energy Association, 2000)。残りのコストは、風力発電所の運営、維持に関するものである。

風力発電は、経済的な面で従来からの発電方法に匹敵するようになってきているが、まだ商業的には成功していない。一般に、風力発電はまだエネルギー助成金に頼っている。米国カリフォルニア州の風力発電機の発電コストは、6～9 セント／kWh である (Sterrett, 1995)。風速が大きくなるにつて、コストは低くなる。デンマークでの調査によると、ハブ (回転タービンの中心、つまり翼が付いている軸) の高さでの風速が 5 m/s から 10 m/s に上昇すると、コストは 8 セント/kWh から 2 セント／kWh に低下する (Krohn, 1998)。

### ライフサイクル分析

この数年間に、風力発電の運営について、数件のライフサイクル分析が行われている。本レポートでは、数カ国のデータを検討する。

カナダのライフサイクル分析では、風力発電による排出が環境に及ぼす影響は、ほとんど無視できるものであった。土地利用の他、二酸化炭素、硫酸酸化物、酸化窒素、粒子などの排出について検討された (Beals & Hutchinson, 1993)

日本のレポートでは、30 年の耐用期間中の 3 枚ブレードのプロペラ式風力発電システムのライフサイクルに対する、排出と原材料の要件に関して調べてある。この発電所の規模は 0.3 MW であった (Uchiyama, 1995)。

スウェーデンでは、発電量 500 kW の仮想上の風力発電機について研究が行われた。耐用期間は 25 年とされた。ライフサイクルには、発電所の建設、運営、維持、解体、さらに廃棄物の処理、リサイクル、輸送が含まれる (Dethlefsen & Tunbrant, 1996)。1 年間の発電量を見積るのは難しい (つまり、1 年間にどれだけ強い風が吹くかということ)。このため、スウェーデンのライフサイクル分析では 2 つのシナリオが考えられている。1 つのシナリオでは、発電機の稼働時間を 1,500 時間、もう一方では 2,500 時間としている。本レポートでは、稼働時間が長い方の値のみ利用する。

ドイツでも風力発電のライフサイクル分析が行われた。発電量が 100、500、1,000 MW の 3 種類の風力発電機が検討の対象となった。システム効率性は 19～33% であった。稼働時間合計は年間 1,400～3,170 時間で、これはドイツの複数の地点での風速に関する風力変換のシミュレーションに基づいている (Wiese & Kaltschmitt, 1996)。ドイツの調査では、エネルギー消費、代替的な土地利用の不法占有、風力発電所の耐用期間終了時の処分による排出は算出されていない。

## 7-2 資源の利用

### 再生不能資源

通常、風力発電サイクルでは、再生不能資源はあまり使用されていない。ただし、他の再生可能資源と比べて、スチールの消費は多い。これは主に、タービンを地表から高くするために必要なタワーを作るためである。タワー、あるいはそのスチール部分の耐用期間は、発電機の他の部分よりも長くなるだろう。再生不能資源の使用は、建設段階と関係があるため、このような資源の消費は、発電機の稼働期間と密接につながってい

る。スウェーデンの調査では、耐用期間25年、年間稼働時間2,500時間を想定している。再生不能資源は表7-2.に示してある。ガラス、プラスチックの製造において消費される原材料は、全体には含まれていない。エネルギーの利用は、発電機の様々な部品が生産されている国の電力構成に基づいている。

表 7-2 スウェーデンの風力発電所のライフサイクルにおける再生不能資源の使用 (Dethlefsen & Tunbrant, 1996)

| Resource               | Unit                               | Use                  |
|------------------------|------------------------------------|----------------------|
| <b>Energy</b>          |                                    |                      |
| Uranium                | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $3.45 \cdot 10^{-6}$ |
| Coal                   | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $5.36 \cdot 10^{-1}$ |
| Oil                    | $\text{m}^3 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $1.06 \cdot 10^{-7}$ |
| Gas                    | $\text{m}^3 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $2.33 \cdot 10^{-5}$ |
| Diesel                 | $\text{m}^3 \cdot \text{kWh}^{-1}$ | $7.26 \cdot 10^{-8}$ |
| <b>Material</b>        |                                    |                      |
| Limestone              | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $1.06 \cdot 10^{-1}$ |
| Gravel                 | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $8.81 \cdot 10^{-1}$ |
| Iron ore               | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | 1.05                 |
| Copper ore             | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $1.45 \cdot 10^{-2}$ |
| Vinyl chloride monomer | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $1.67 \cdot 10^{-3}$ |
| Fibre-glass            | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $1.13 \cdot 10^{-1}$ |
| Lubricating oil        | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$   | $2.31 \cdot 10^{-3}$ |

表 7-3 は、ドイツのライフサイクル分析において、様々な風速の条件で稼働しているシステムについて算出された、再生不能資源の使用を示している。風速は、ライフサイクル分析の算出において明らかに重要である。稼働時間も重要である。再生不能資源に関するドイツの研究での見積りと比べて、日本の結果では、消費が多くなっている(表 7-4)。

表 7-3 様々な年間平均風速での、ドイツの風力発電所のライフサイクルにおける資源の使用 (Wiese & Kaltschmitt, 1996)

| Resource | Unit                              | 4.5 m/s   | 5.5 m/s   | 6.5 m/s   |
|----------|-----------------------------------|-----------|-----------|-----------|
| Steel    | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  | 2.74-3.71 | 1.88-2.36 | 1.45-1.89 |
| Copper   | $\text{mg} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 90-140    | 60-90     | 50-70     |
| Cement   | $\text{g} \cdot \text{kWh}^{-1}$  | 1.61-3.46 | 1.10-2.20 | 0.85-1.76 |
| Plastics | $\text{mg} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 340-610   | 230-390   | 180-310   |

表 7-4 日本の風力発電所のモデルでの資源の使用(Uchiyama, 1995)

| Material        | Unit                | Manufacturing<br>and<br>construction | Operation<br>and<br>maintenance | Total                |
|-----------------|---------------------|--------------------------------------|---------------------------------|----------------------|
| Steel           | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.84                                 | 1.77                            | 6.61                 |
| Stainless steel | g·kWh <sup>-1</sup> | $5.64 \cdot 10^{-3}$                 | $3.52 \cdot 10^{-3}$            | $9.16 \cdot 10^{-3}$ |
| Aluminium       | g·kWh <sup>-1</sup> | $1.55 \cdot 10^{-2}$                 | $9.16 \cdot 10^{-3}$            | $2.47 \cdot 10^{-2}$ |
| Copper          | g·kWh <sup>-1</sup> | $5.43 \cdot 10^{-2}$                 | $3.24 \cdot 10^{-2}$            | $8.67 \cdot 10^{-2}$ |
| Cement          | g·kWh <sup>-1</sup> | 3.92                                 |                                 | 3.92                 |
| Alloy           | g·kWh <sup>-1</sup> | $3.85 \cdot 10^{-1}$                 | $2.30 \cdot 10^{-1}$            | $6.15 \cdot 10^{-1}$ |
| Silicon         | g·kWh <sup>-1</sup> | $4.09 \cdot 10^{-2}$                 | $2.47 \cdot 10^{-2}$            | $6.55 \cdot 10^{-2}$ |
| Forged          | g·kWh <sup>-1</sup> | $5.14 \cdot 10^{-2}$                 | $3.10 \cdot 10^{-2}$            | $8.25 \cdot 10^{-2}$ |
| Cast iron       | g·kWh <sup>-1</sup> | $7.61 \cdot 10^{-2}$                 | $4.58 \cdot 10^{-2}$            | $1.22 \cdot 10^{-1}$ |
| Carbon          | g·kWh <sup>-1</sup> | $3.24 \cdot 10^{-2}$                 | $1.90 \cdot 10^{-2}$            | $5.14 \cdot 10^{-2}$ |
| Vinyl chloride  | g·kWh <sup>-1</sup> | $6.34 \cdot 10^{-3}$                 | $3.52 \cdot 10^{-3}$            | $9.87 \cdot 10^{-3}$ |
| Polyethylene    | g·kWh <sup>-1</sup> | $9.87 \cdot 10^{-3}$                 | $5.64 \cdot 10^{-3}$            | $1.55 \cdot 10^{-2}$ |
| Epoxy resin     | g·kWh <sup>-1</sup> | $7.96 \cdot 10^{-2}$                 | $4.79 \cdot 10^{-2}$            | $1.28 \cdot 10^{-1}$ |
| Insulation      | g·kWh <sup>-1</sup> | $4.86 \cdot 10^{-2}$                 | $2.89 \cdot 10^{-2}$            | $7.75 \cdot 10^{-2}$ |
| Insulation oil  | g·kWh <sup>-1</sup> | $3.31 \cdot 10^{-2}$                 | $1.97 \cdot 10^{-2}$            | $5.29 \cdot 10^{-2}$ |
| Lubricant oil   | g·kWh <sup>-1</sup> | $8.46 \cdot 10^{-3}$                 | $4.93 \cdot 10^{-3}$            | $1.34 \cdot 10^{-2}$ |
| Glass fibre     | g·kWh <sup>-1</sup> | $1.59 \cdot 10^{-1}$                 | $9.51 \cdot 10^{-2}$            | $2.54 \cdot 10^{-1}$ |

#### 再生可能資源

風力発電の場合、再生可能原材料の使用は非常に少ない。表 7-5 は、スウェーデンの研究で算出された再生可能エネルギーの使用を示している。

表 7-5 スウェーデンの風力発電機のライフサイクルにおける、再生不能資源の使用量合計(Dethlefsen & Tunbrant, 1996)

| Resource      | Unit                  | Use                  |
|---------------|-----------------------|----------------------|
| <b>Energy</b> |                       |                      |
| Hydropower    | kWh·kWh <sup>-1</sup> | $1.78 \cdot 10^{-4}$ |
| Wind power    | kWh·kWh <sup>-1</sup> | $5.27 \cdot 10^{-6}$ |
| Wooden chips  | g·kWh <sup>-1</sup>   | $8.24 \cdot 10^{-3}$ |

#### 土地

実際に風力発電機 1 機が占有している土地は比較的狭く、40 m<sup>2</sup>程度である(Bates et al., 1996; European Commission, 1995)。しかしながら、風力発電所にはこれよりもずっと広い場所が必要である。ユニット間での妨害(ウインド・シェーディング)による影響を抑えるために、タービンの直径の 5~10 倍の距離に発電機を離すためである(Bates et al., 1996)。スウェーデンの調査では、発電機のまわり 300 メートルの保護ゾーンを想定した場合、 $9.05 \cdot 10^{-3}$  m<sup>2</sup>/kWh の土地利用を見込んでいる(Dethlefsen & Tunbrant, 1996)。生産過程での

土地利用などは含まれていない。カナダの結果によると、発電量1kWh当たり、 $0.75 \cdot 10^{-3} \sim 8.2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$  の土地が使用されている(Beals & Hutchinson, 1993)。

### 7-3 世界的な環境影響

#### 温室効果

風力発電による温室効果ガスの排出量は非常に少なく、セメント、スチール、その他建築資材の生産によるものである。カナダの風力発電機は発電量1kWh 当たり7.4gの二酸化炭素を排出するとみられる(Beals & Hutchinson, 1993)。スウェーデンでは風力発電による二酸化炭素排出量は、 $1.90 \text{ g/kWh}^{-1}$  (Dethlefsen & Tunbrant, 1996)と推定される。ただし、データは限られており、全体の排出量はこれよりも多い可能性がある。日本の調査で報告されている温室効果ガス排出量は、カナダ、スウェーデンを大きく上回っている(表 7.6)。ドイツの分析における計算では、平均風速  $4.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 、 $5.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 、 $6.5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  の場合の二酸化炭素排出量はそれぞれ、 $19 \sim 34 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ 、 $13 \sim 22 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$ 、 $10 \sim 17 \text{ g}\cdot\text{kWh}^{-1}$  となっている(Wiese & Kaltschmitt, 1996)。

表 7-6 日本の風力発電所からの温室効果ガス(二酸化炭素換算)の排出量(Uchiyama, 1995)。

| Emission        | Unit                                           | Manufacturing and construction | Operation and maintenance | Total |
|-----------------|------------------------------------------------|--------------------------------|---------------------------|-------|
| CO <sub>2</sub> | $\text{g (CO}_2\text{)} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 24.7                           | 8.84                      | 33.5  |
| CH <sub>4</sub> | $\text{g (CO}_2\text{)} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 0.95                           | 0.40                      | 1.35  |
| Total           | $\text{g (CO}_2\text{)} \cdot \text{kWh}^{-1}$ | 25.6                           | 9.24                      | 34.9  |

#### オゾン層の減少

成層圏のオゾン層に影響を及ぼす排出量を推定できる情報はない。

### 7-4 局地的・地域的な環境影響

発電機の生産中の汚染物質の排出によって、環境への負担が生じる。例えば、このプロセスは大量のエネルギーを必要とするためである。発電所の維持に必要な原材料の生産や輸送の過程で生じるものを除き、風力発電機の稼働中には排出物はない。

#### 酸性化

スウェーデンの研究では、酸化窒素と二酸化硫黄の排出量が推定されている(表 7-7)。カナダのライフサイクル分析によると、これらの排出量のごくわずかと考えられる。ドイツでは、風速と稼働時間によって、二酸化硫黄の排出量は  $1.0 \cdot 10^{-2} \sim 3.2 \cdot 10^{-2} \text{ g}$ 、酸化窒素は  $1.4 \cdot 10^{-2} \sim 4.3 \cdot 10^{-2} \text{ g/kWh}$  になると考えられている(Wiese & Kaltschmitt, 1996)。

表 7-7 スウェーデンにおける酸化化合物の排出(Dethlefsen & Tunbrant, 1996)。

| Emission        | Unit                | Manufacturing<br>and construction | Operation and<br>maintenance | Total                 |
|-----------------|---------------------|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------|
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 5.29·10 <sup>-3</sup>             | 8.32·10 <sup>-5</sup>        | 5.30·10 <sup>-3</sup> |
| SO <sub>2</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 4.98·10 <sup>-3</sup>             | 9.14·10 <sup>-5</sup>        | 5.08·10 <sup>-3</sup> |

### 富栄養化

風力発電のライフサイクルでは、栄養素の排出(富栄養化の原因)は少ない。スウェーデンの研究では 3 つの化合物について推定値が示されているが、このうち重要なのは、酸化窒素と窒素合計の 2 つだけである。影響がある 3 つめの指標は COD(化学的酸素要求量)である。COD は、水中の酸素濃度を下げる 2 次プロセスを通じて富栄養化をもたらすだけである。酸化窒素は水陸、いずれにおいても富栄養化を進行させる。

表 7-8 スウェーデンにおける富栄養化化合物の排出(Dethlefsen & Tunbrant, 1996)

| Emission        | Unit                | Total                 |
|-----------------|---------------------|-----------------------|
| COD             | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.19·10 <sup>-4</sup> |
| NO <sub>x</sub> | g·kWh <sup>-1</sup> | 5.30·10 <sup>-3</sup> |
| Total nitrogen  | g·kWh <sup>-1</sup> | 1.12·10 <sup>-5</sup> |

### 光化学オキシダントの生成

風力発電が光化学オキシダントの生成に与える影響に関するデータは、まだ入手できない。

### 生態毒性の影響

風力発電による生態毒性影響は非常に限定的である。この種の影響に関する具体的なデータは入手できなかった。

### 生息地の変化

風力発電機は、すでに森林がなくなっている土地に建てられることも、洋上に設置されることもある。明らかに土地が消失するのは、基礎、アクセス道路、さらにおそらくはケーブル溝、電線敷設によって占有される場所だけである。このため、動植物の生息地など代替的な土地利用の不法占有は少ない。

## 7-5 事故

風力発電機の稼働中に、ロータのブレードの一部あるいは全体が外れて、ロータに不具合が生じることがある。700 m 以上離れた場所では、このような物体が衝突するリスクはごくわずかである(Stjernquist, 1986; Bates et al., 1996)。さらに、このようなロータの事故でブレードの破片が発電機から遠く離れた所まで届く可能性はきわめて低い。通常の稼働状態では、ブレードの破片は 350 m も飛ばないだろう(Bates et al., 1996)。このような事故のリスクを抑えるために、住民がいる地域の近くに風力発電機を設置してはならない。

寒い場合、タービン・ブレードの表面に氷がついて、稼働中にそのかけらが飛散するリスクがある。ブレードから氷が飛ぶ距離は 200 m 程度である (Bossanyi & Morgan, 1996)。リスク評価によると、氷ができるような気候で、タービンから飛んできた氷がぶつかるリスクは、250 m 以上離れた場所では非常に小さく、稲妻に打たれるリスクと同じ位である。このリスクは、タービンの大きさや構造とはあまり関係がない (Bossanyi & Morgan, 1996)。

## 7-6 生物多様性への影響

### 鳥への影響

風力発電は主に 2 つの方法で鳥に影響を及ぼす可能性がある。鳥がタービンやロータ・ブレードに衝突するか、あるいは移動エリアに風力発電機が存在することで、鳥の行動パターンが乱されるかもしれない。衝突のリスクは、最も明白な問題であり、これまでの調査ではこの問題に焦点を当てている (Clausager & Nöhr, 1996)。視界が良好ならば、留鳥が衝突する理由はほとんどないという。視界が悪いときには (悪天候時や夜間)、一般的な風力発電所のまわりの鳥密度は低いとみられるため、衝突の可能性も低いだろう。渡り鳥の場合、タービンに不慣れなため、問題はもっと大きいかもしれない。それでも大部分の鳥は、最大規模のタービンよりも十分高い位置を飛んでいると思われる (European Commission, 1995; Bates et al., 1996)。

ほとんどの地域で、これまでの調査や報告には、特に小規模な風力発電所において鳥への重大な影響を示す証拠は見られない。オランダの 7.5 MWe の風力発電所の調査では、発電量 300 kWe の発電機 25 機が対象となった。この発電所で死んだ鳥の数は、1 キロメートルあたりでみると、高圧送電線で死んだ鳥の数の 10 分の 1 以下で、高速道路とほぼ同じ水準あったと結論付けられた (Clausager & Nöhr, 1996)。

ただし、鳥に予想以上に大きな影響を及ぼした風力発電所の例もある。スペイン南部のタリファ風力発電所と、カリフォルニアのアルタモンテ、ソラノ両発電所である。タリファ発電所は特に、ジブラルタル海峡の丘の上という不適切な場所に設けられている。ここは、西ヨーロッパの主な鳥のアフリカへの移動ルートである (Cereols et al., 1996)。このため 1 年のある時期には、この地域の鳥密度は非常に高くなる。アルタモンテ・パスは世界最大の風力発電所で、丘の上と草地に 7000 を超える発電機が設置されている (Orloff & Flannery, 1992)。アルタモンテ・パス、ソラノ・カントリーはいずれも、留鳥および渡り鳥の少なくとも 13 種のタカ、ワシ、ハゲワシにとって、重要な採餌場所である。相対的に数が多いことから、イヌワシ、アカオノスリ、アメリカ・チョウゲンボウの死亡数は予想よりも多かったのだろう。一方ヒメコンドルとオオガラスの死亡数は、相対的な数から考えられるよりも少なかった。鳥の狩猟行動が異なるため、このような違いが生じたと思われる。イヌワシ、アカオノスリ、チョウゲンボウは、たいていの場合獲物に急激に襲い掛かるため、タービン・ブレードにあまり気付かなかったり、距離を誤って判断したりすることがある (Orloff & Flannery, 1992)。

このような説明から、特に生態学的に敏感な地域や、鳥類学的に価値があると認められている地域では、風力発電所を建設する前に、環境アセスメントを実施する必要があることは明確である。

これまで、風力発電所の環境面に関する調査のほとんどは、沿岸地域で行われてきた。沖合の海域で集中的な開発を進める前に、洋上の風力発電機からの鳥への影響については、さらに分析しなければならない

(Clausager & Nöhr, 1996)。コウモリや昆虫など他の翼のある生き物も、風力発電機によって影響を受けるだろうが、現時点で入手可能なデータは鳥に関するものだけである(European Commission, 1995; Bates et al., 1996)。

## 動植物

風力発電は、生態系に与えるダメージが最も少なくエネルギー・システムの 1 つである(Llamas, 1995)。風力発電所が占有する土地は比較的狭いため、生態系への影響が最も大きいと考えられるのは、建設段階である(European Commission, 1995)。

風力発電機によって、局地的な微気候が乱れる可能性については議論されてきた。とは言え、地表近くの風速が変わるという証拠はほとんどみられず、このため、下の土壌からの蒸発散量は変わらないのだろう。風力発電機の近くで気温や二酸化炭素濃度は変わらないことも報告されている(Sørensen, 1996)。

## 7-7 人間への影響

### 健康リスク

#### 騒音

風力発電所からの騒音の主な原因は、タービンの運転である。タービンからは主に 2 種類の騒音が出る。ブレードが空中を回るときの空気音と、変速装置、発電機、補助電動機などの機械音である。空気音と機械音が合わさって全体の騒音となっている。特に騒音に強い音の成分がある場合、風力発電機に関する苦情のほとんどは、機械音に関するもののようだ。こうした場合、騒音問題の原因は、部品の不具合や建設の不備であることが多く、改良によってある程度抑えることができる(Bates et al., 1996)。分析によると、ロータの直径が 20 m 以下の場合には、ほとんどは機械音だが、これよりも直径が大きい場合には空気音がほとんどである。

騒音のレベルは風速によって変わる。騒音は風速と共に大きくなるが、風速が大きくなっているときには、背景騒音も大きくなり、タービンの騒音はわからなくなるだろう。風速 10 m/s で合計 2 MW の場合、騒音レベルは 65 dB(A) 程度になる。300 m 離れた地点では、8 m/s の風速でほとんどが背景騒音になる。よって、微風で騒音の影響が最も大きくなるだろう。ただし、風速と共に騒音が急激に大きくなる傾斜地の可変機には、これはあてはまらない。丘の上にある発電機の場合、風下側の住居は背景騒音のレベルを引き下げ、そのため騒音の影響を大きく受けるだろう(Bates et al., 1996)。最新の発電機の場合、400 m 以上離れた地点で騒音レベルが 50 dB(A) を超えることはほとんどない(Marbek Resource Consultants Ltd. & Saskatchewan Energy Conservation Development Authority, 1996)。

さらに、風力発電機による騒音の影響の大きさは、各自が騒音にどれだけ耐えられるかによっても変わる。特に騒音に敏感な人もいる。

以下の方法で、風力発電機による騒音の影響を抑えることができる。



- 住宅から十分離れた場所に発電機を設置
- 適切な場所に発電機を設置
- できる限り優れた技術を利用

### 光のちらつき

太陽光線が回転するブレードの間を通り抜けるときに、風力発電機によって「影がちらつく」ことがある。これによって、てんかんの発作が引き起こされることがある。このような影響があるのは、一日のうちごく短い時間で、場所はきわめて限られている。300 m 離れれば影響はわずかになる(Bates et al., 1996)。とは言っても、住居や職場に風力発電機の影がかかれば、気になることもあるだろう。

### 社会および社会経済への影響

風力発電機の回転するブレードによって、電磁信号が不安定になり、通信システムに障害が起こることがある。電磁信号は、ブレードからの反射も受けることがある。散乱されていない電波信号と干渉している信号の振幅が同じ場合や、受信アンテナの指向性が強くない場合のみ、強く干渉される可能性がある。影響を受ける場所は、通常、(発電機の後ろで、送信機から)長さが 1-2 km で、幅は数百メートルの地域である(Bates et al., 1996)。多くの国で、航空および通信の管轄機関によって勧告基準が設けられており、推奨された手続きに従えば、計画段階で干渉の問題はほぼ避けることができる。テレビ放送信号の受信者にとって、このような影響はきわめて局地的で、限定的である。信号の増幅、アクティブ・デフレクター、中継送信、ケーブルテレビなどの技術によって、この問題を改善できる。

### 美的影響

風力発電による環境への影響の中で、おそらく景観の破壊が最も意見の分かれるところだろう。この影響は場所によって異なり、主に以下の要因によって決まる。

- 景観のタイプ
- 景観の評価
- 発電機の大きさ、色
- 発電機および発電所の数、デザイン
- 発電機とそれを見る人との距離
- 気象条件、地形
- 景観に影響を及ぼす地域の人口密度
- その地域への訪問者数
- 見る人の感じ方

風力発電所の景観への影響は、通常 6 km 以内に限られる。6-12 km では、タワーはぼやけ、ロータの動きが見えるのは気象条件が良いときだけだろう。12 km を超えると、ほとんど影響はない。20 km 以上では、ヒトの目では発電機は見えない(European Commission, 1995)。実際に発電所が見えるかどうかは、地形、植生、建物によっても変わるだろう。

## 8 日本における様々な発電源のライフサイクル分析

### 8-1 エネルギー源の土地利用

エネルギー生産に用いられている土地の量と種類は、経済と生態系の両方に影響を及ぼす。電気が消費者に届くまでに、発電のために直接的、間接的に多くの土地が利用されている。これには、発電所を建てるのに必要な土地、燃料供給のために用いられる土地などがある。さらに、事故による社会的影響を考えると、実際には影響を受けるエリアは、発電施設の境界線のすぐ近くだけでなく、遠くまで広がるだろう。

土地利用は、発電の種類によって異なる。処理場、炭鉱、燃料精製所、輸送、伝送はいずれも土地を必要とする。太陽光発電など燃料を必要としない発電技術の場合、土地を利用するのは発電施設だけである。一方、水力発電の場合には、すべての土地利用を決定するのは難しい。発電施設だけでなく、貯水池についても検討しなければならない。さらに、ダムが集水地域から供給される水を利用する場合には、考慮に入れないといけない土地利用はかなり多くなるだろう。ただし、その土地は発電だけのために利用されているわけではない。貯水池、河川、集水地域の水資源は、農業、工業、地域の水資源、森林、野生動物、その他の使途にも利用されるだろう。このため、ライフサイクル分析(LCA)において土地利用を決定するには、境界条件を定めることが重要なステップである。

発電に関係する事故は、様々な方法で広い地域に影響を及ぼす可能性がある。ダムが決壊すれば、非常に広い地域に洪水が広がる可能性があり、原子力発電所があれば、小さいながらも、極端な場合には放射性物質が漏れるリスクがある。さらに、原子力発電による高レベル放射性廃棄物の処理、保管がきちんと行われていなければ、影響を受けるエリアは劇的に拡大するだろう。化石燃料発電所は燃焼中に粉じん、 $\text{SO}_x$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{CO}_2$ を空中に排出している。通常、粉じんはごく近い場所にしか影響を及ぼさないが、 $\text{SO}_x$ 、 $\text{NO}_x$ による酸性雨や、温室効果ガスの排出は、近隣の地域、国、そしておそらくは世界全体に影響を及ぼす可能性がある。

大きな事故は頻繁には起こらないため、影響を受ける可能性があるエリアを推定するには、確率の計算(リスク分析)が必要である。様々なエネルギー供給システムの影響を比較するには、このような計算は特に必要である。事故の規模、発生確率、期間などの境界条件を想定し、影響を受けるエリアを推定した後、影響を受けるエリア全体を、発電所の耐用期間中に生成したエネルギー量合計で割った最終的な値が示される。

発電所の土地への影響は、規模だけでは決まらない。農業、牧畜、熱帯その他の森林、荒地、砂漠など土地利用には様々な種類があり、環境全体への影響は、土地の用途と場所によって決まる。荒地や砂漠が影響を受ける場合、熱帯雨林や農地が開発されたり、被害を受けたりする場合と比べて、生物多様性や人類への全体的な影響はおそらく小さいだろう。太陽光発電システムが、住宅の屋根の上など未使用の場所に設置されている場合、土地への影響はほとんどない。だが、バイオマス・エネルギー源である森林が農地に作られている場合、特にこの地域で食料が不足していれば、経済的影響は大きいだろう。

発電が土地利用に及ぼす全体の影響を分析するためには、リスク分析が役立つ。しかしながら土地利用の

場合、データの不確実性が高いため、定量的評価を得るのは難しいだろう。表 8-1 は、発電所を含む、様々な発電方法が利用している土地の大きさと、事故が生じた場合に推定される影響の大きさを定性的に示している。値はそれぞれ、異なる発電システムで同量の電気を生産するのに必要な土地の大きさを示している。表 8-1 では、発電所だけでなく関係のある場所(燃料供給施設など)も含まれている。「環境に影響があるエリア」とは、通常運転で事故が生じた場合に、環境への影響が見込まれる場所のことである。

表 8-1 エネルギー供給システムの占有エリアと環境に影響があるエリア

| Generation system | Occupied Area |             |                 | Environmental Impact Area |               |
|-------------------|---------------|-------------|-----------------|---------------------------|---------------|
|                   | Generation    | Fuel supply | Material supply | Accident                  | Operation     |
| Hydro             | M             | N           | S               | S - L                     | S             |
| Solar             | L             | N           | M               | N                         | S             |
| Wind              | L             | N           | M               | N                         | S             |
| Biomass           | S             | L           | S               | S - L                     | M             |
| Fossil Fuel       | S             | M           | S               | M - L                     | Ex.L (#)      |
| Nuclear           | S             | M           | S               | S - Ex.L (*)              | S - Ex.L (**) |

N: None, S: Small, M: Medium, L: Large, Ex.L: Extra large

# The damage caused by acid rain and greenhouse effects is assumed.

\* Accident of Chernobyl class is assumed.

\*\* Outside diffusion of radioactive nuclides extending over ultra-long period is assumed.

水力発電、太陽光発電、風力発電は燃料を必要としないため、これらの発電では燃料を得るのに、土地が乱されることはない。しかしながら、こうした再生可能エネルギーには、建設に比較的多くの原材料が必要であるため、多くの土地が必要である。森林バイオマスを燃料とする発電には、植林の広大な土地が必要である。そうではなく森林残渣を集めれば、森林伐採が森林の環境的負担を分かち合うため、必要な土地はかなり少なくなる。化石燃料および原子力発電はいずれも、燃料の獲得、輸送、精製のために多くの土地を必要とするが、バイオマス・エネルギー発電と比べれば少ない。

事故によって影響を受けるエリアは、事故発生の確率を評価する方法によって大きく変わる。太陽光発電向け太陽電池の生産工場で事故が起こる可能性はあるが、そのような事故が影響を及ぼすのは限られた場所だけであるため、影響が及ぶ範囲はほとんど無視できる。風力発電にも同じことが当てはまる。森林バイオマスは通常、生態系の保護に貢献するが、森林火災が起これば、損害とその影響が及ぶ範囲は大きいだろう。化石燃料発電システムに関しては、発電所だけでなく、鉱山や燃料の輸送中にも事故が起こる。影響が及ぶ範囲は事故の規模によって変わるが、タンカーから原油が漏れれば、環境面での被害は大きく広がる可能性がある。原子力発電所の事故に関するリスクを評価するのは難しい。チェルノブイリの大惨事の際のように大きな影響が世界全体に広がるだろうが、安全管理が実践されていれば、事故のリスクはきわめて小さい。

発電システムは、正常に運転していても、周囲の環境に影響を及ぼす。水力発電所が周囲に及ぼす影響は、メンテナンス・フローと流出する水質によって決まる。太陽光発電は直接的な影響を及ぼさないが、太陽電

池を生産する半導体工場は、環境に汚染物質を排出している。風力発電による影響は、騒音公害、高周波による無線妨害、渡り鳥への害などである。正常運転時の環境への影響が最も深刻なのは、化石燃料発電である。排出される  $\text{SO}_x$ 、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{CO}_2$  による大気汚染が、酸性雨、地球温暖化につながっている。排出している国に関係なく、このような影響は世界中に広がる可能性がある。原子力発電の放射性物質にも同じことが起こり得るが、日常の運転では、このような影響の広がり重要ではない。長期にわたって廃棄物が適切に管理されないと、放射性物質が漏れる危険があり、生態系に深刻な被害を及ぼすだろう。当然ながら、安全管理を徹底すれば、原子力発電は環境に優しく害のない発電方法である。

発電所だけを考慮するのであれば、表に示したような地表の相対的な定量化は容易である。しかしながら、燃料や原材料による間接的な土地利用を含めると、土地利用を正確に見積もるのは難しい。正常運転時あるいは事故発生時に、周囲の環境に及ぼす影響を評価するためのデータを定量化するのはさらに難しい。これは、技術的な性質、地域の特性、期間などに関する不確実性が大きいためである。しかしながら、発電所のみを考慮すれば、発電密度を見積って、様々な発電技術の性質を定量的に比較するのはかなり容易である。発電密度とは、発電所が利用している土地の単位表面積当たりの供給電力量である ( $\text{kWh}/\text{m}^2$ )。

発電向けの土地利用は、各発電所で採用している発電技術によって異なる。化石燃料発電所には燃料貯蔵施設が含まれ、水力発電の場合には、水資源である河川や、貯水池の表面積も含まれる。図 8-1～8-3 は、日本における流れ込み式、貯水池式、ダム式の水力発電施設の単位面積当たり年間エネルギー出力と設備容量を示している。水力発電では、水資源の表面積と比べて、水力タービン、発電所施設、水力発電所の建物に必要な場所の面積は極端に狭い。水力発電に必要な水資源の表面積は、河川と貯水池の表面積とする。水資源の算出は、流れ込み式 250、貯水池式 50、ダム式 50 の水力発電所を対象としている。3 つの図の縦軸、横軸はいずれも対数目盛である。年間エネルギー出力と水資源の表面積は、3 タイプでほとんど変わらず、流れ込み式が  $2\sim 10,000 \text{ kWh}/\text{m}^2$ 、貯水池式が  $5\sim 10,000 \text{ kWh}/\text{m}^2$ 、ダム式が  $5\sim 10,000 \text{ kWh}/\text{m}^2$  であった。平均発電密度は  $100 \text{ kWh}/\text{m}^2$  となっている。3 タイプすべてについて、出力が大きくなると、発電密度も大きくなっている。大規模な水力発電所の建設では、同じだけの出力に必要な水資源の表面積が少なくなり、発電密度は高くなる。

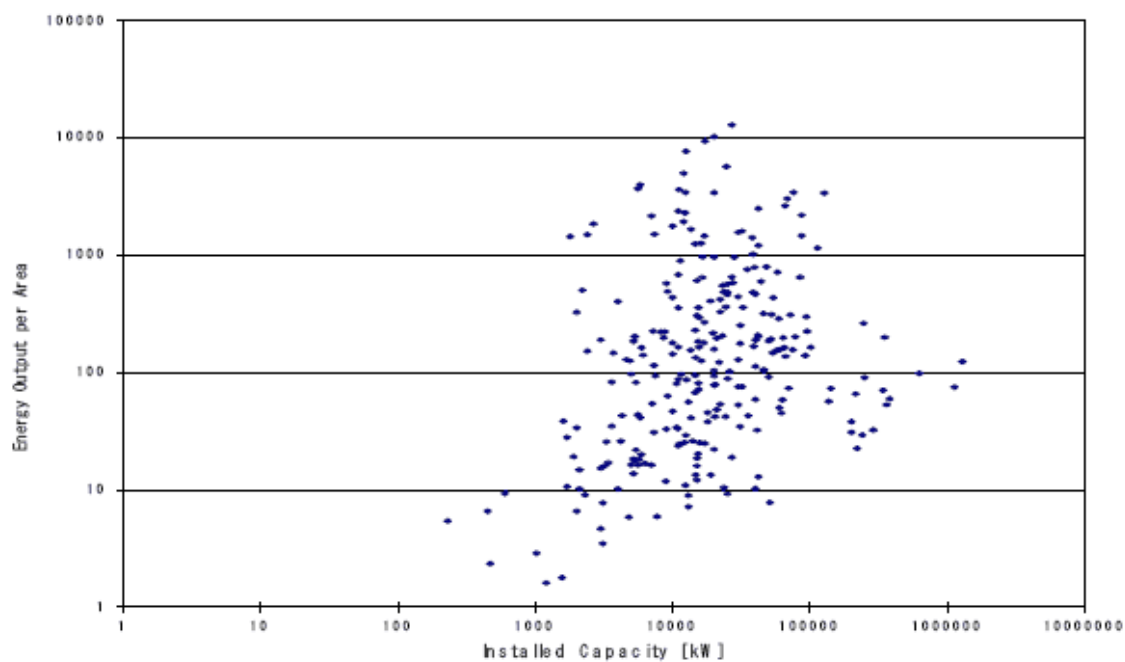


図 8-1 水資源表面積当たりの年間エネルギー出力と設備容量(流れ込み式)

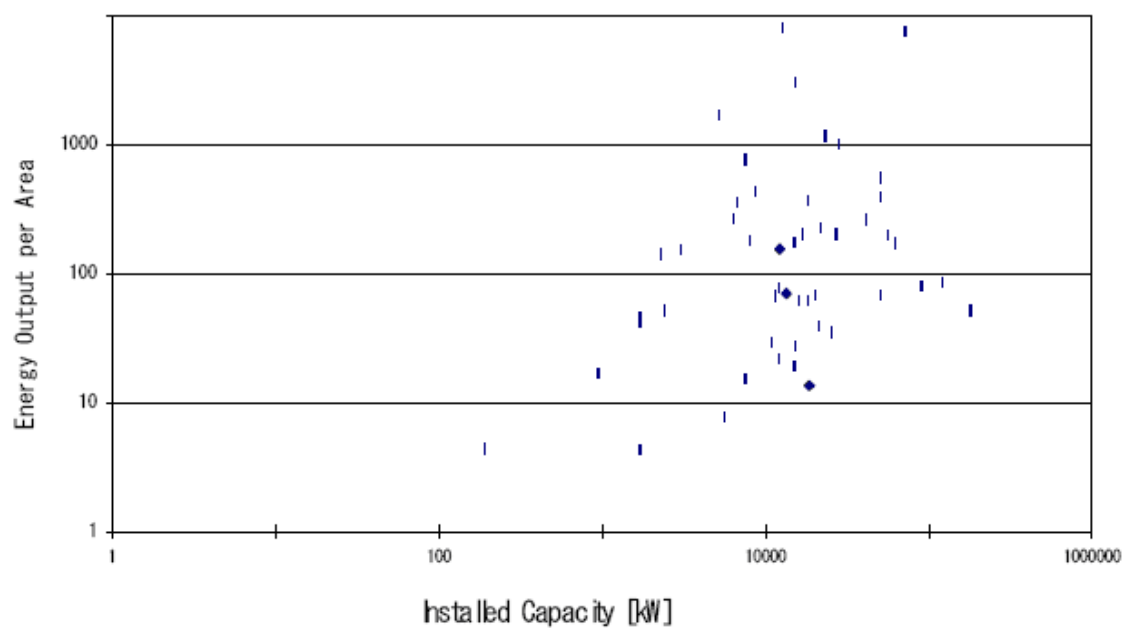


図 8-2 水資源表面積当たりの年間エネルギー出力と設備容量(貯水池式)

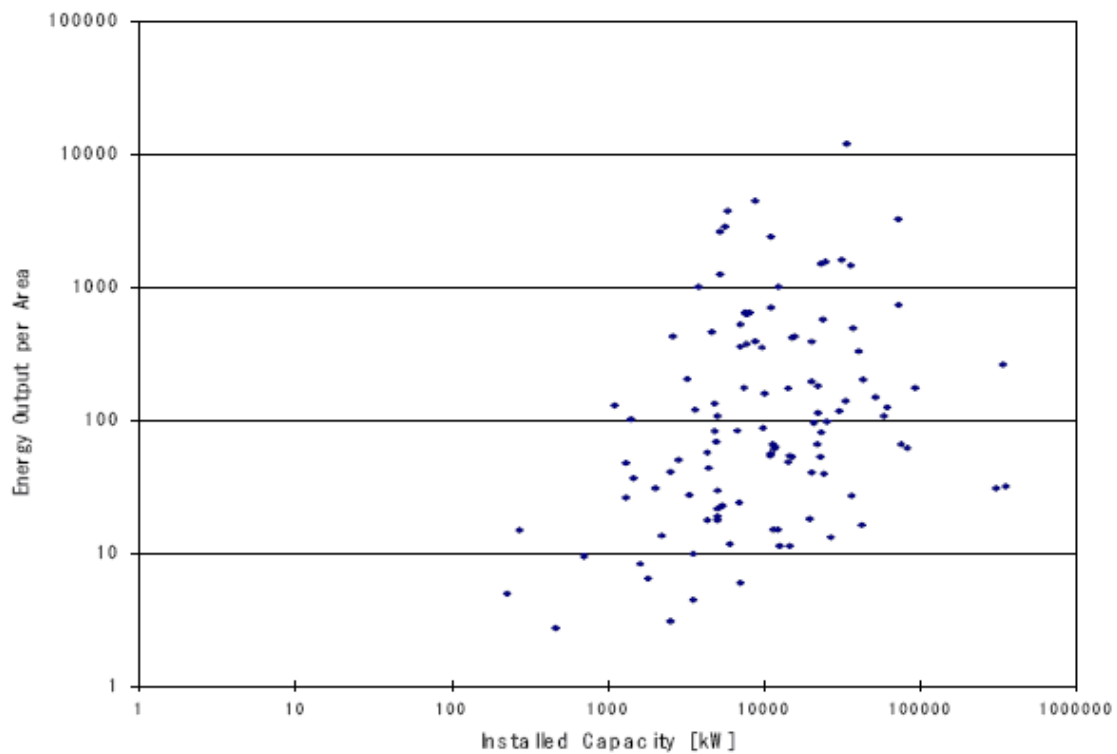


図 8-3 水資源表面積当たりの年間エネルギー出力と設備容量(ダム式)

化石燃料および原子力発電技術の発電密度を調べるには、燃料供給施設に必要な土地の表面積を考慮する必要がある。日本では、燃料の大部分は海外から輸入されている。そのため、燃料供給に必要な土地の量を見積るのは難しい。各発電技術の発電密度は、発電所の1年間の発電量を、その発電所が占有している表面積で割って求める。発電所に必要な土地には、実際の発電所の建物、燃料貯蔵施設、管理用建物が含まれる。石炭発電所の場合、貯炭場、灰落とし装置、その他の土地の表面積が含まれる。LNG 発電所の場合には、ガス化システム、LNGタンクが含まれる。図8-4 は、日本の多数の化石燃料発電所における単位面積当たり年間エネルギー出力を示している。この図から、出力に関係なく、発電密度は  $10,000 \text{ kWh/m}^2$  近辺に集中していることがわかる。

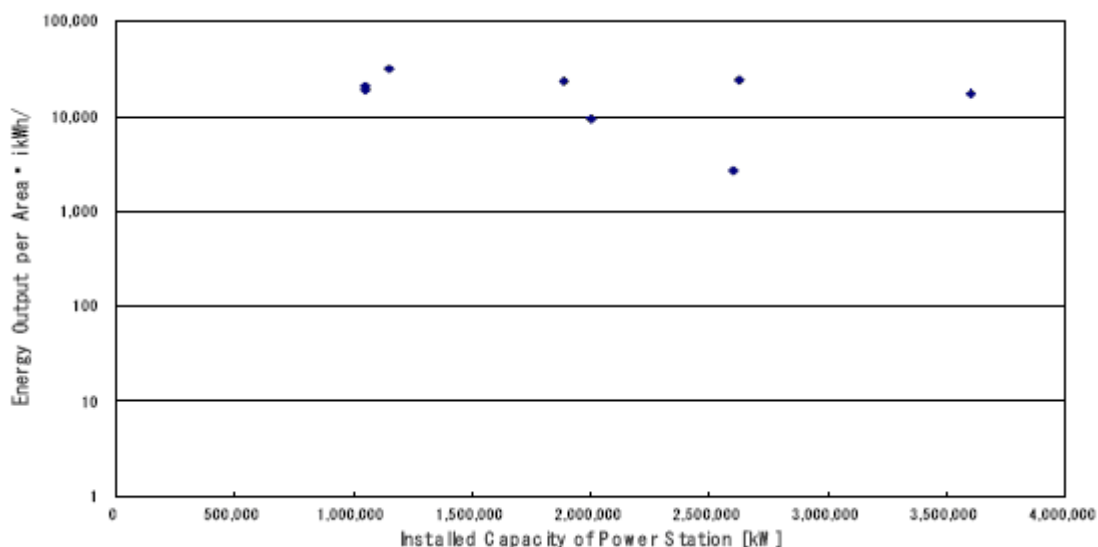


図 8-4 化石燃料発電所における単位面積当たり年間エネルギー出力

図 8-5 は、日本の原子力発電所を対象とした同様の調査結果を示している。化石燃料発電所の場合と同様に、原子力発電所の発電密度は、10,000 kWh/m<sup>2</sup> 程度である。

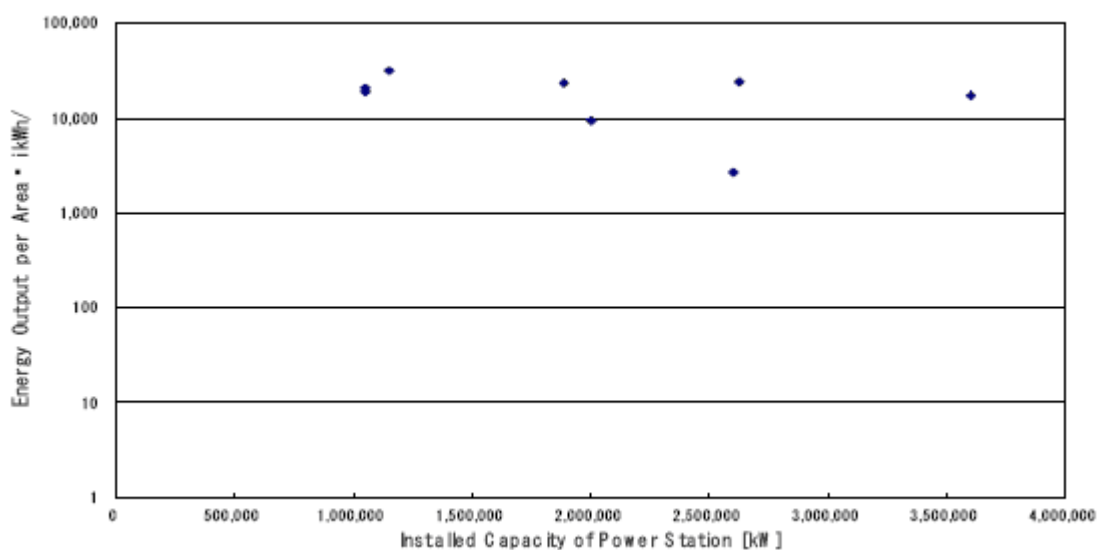


図 8-5 原子力発電所における単位面積当たり年間エネルギー出力

次の段階では、再生可能エネルギーによる発電の発電密度を調べる。日本では、毎年10,000戸の住宅の屋根の上に太陽電池が設置されている。日本の住宅の平均ロフト・サイズは165 m<sup>2</sup>で、屋根の上に設置可能な太陽光発電システムの容量は、3 kW 程度である。太陽光発電システムは夜間に電力を生産できず、雨や曇りのときには生産量が極端に少ないため、日本では年間設備利用率は約12%である。このような条件下、住宅の屋根の上に設置されている太陽光発電システムの発電密度は19 kWh/m<sup>2</sup>となっている。

風力発電については、カリフォルニアの風力発電所を対象に算出されている(現在日本に風力発電所はないため)。ロサンゼルスから東方100マイルに位置するテハチャピには、約6,000機の風力発電機がある。3平方マイルの区画に約340の風力発電機があり、発電量はそれぞれ275 kWである。この区画の発電密度を求めると21 kWh/m<sup>2</sup>となり、太陽光発電の場合とほぼ同水準である。欧州における風力発電の発電密度は1~5 MW/km<sup>2</sup> (Sesto & Lipman 1992, Beurskens & de Bruijne 1994)、10 MW/km<sup>2</sup> (Curvers, The Netherlands Energy Research Foundation ECN; Petten, The Netherlands, private communication)と報告されている。性能に基づき、年間設備利用率を20%として算出すると、エネルギー密度はそれぞれ、2~9 kWh/m<sup>2</sup>、20 kWh/m<sup>2</sup>となる。

バイオマス燃料発電の供給のみを目的とする森林は、非常に広い範囲をカバーするだろう。森林バイオマス発電は木材燃料発電とも呼ばれ、米国、スウェーデン、フィリピン、ブラジルなどの国で利用されている。木材燃料発電は、流動層で木材を燃やし、蒸気タービンで発電するという従来からの技術を利用している。最近では、ガス化複合発電システム技術が、バイオマスとの利用を目的に開発されている。これはバイナリー・サイクル発電法で、ガスと蒸気タービンを用いて、石炭と同じ方法で媒体がガス化され、2つの段階で電力が生産される。この技術を用いると、効率性を34%まで高めることができる。ポプラや同じ様に成長が早い樹を東南アジアに植えれば、6年で伐採して使うことができるだろう。米国のEPRIによる試算では(1994年)、100 MWのガス化複合発電システムを常に運転するには、6年サイクルで樹を同心円に植えて収穫する半径10 kmの植林地を作る必要があるだろう。この植林地の木材燃料発電所の発電密度を求めると、2 kWh/m<sup>2</sup>となる。日本では伐採できる大きさに育つには、40年かかるだろう。日本の木材燃料発電所の発電密度は約0.3 kWh/m<sup>2</sup>となり、日本で森林バイオマスを利用して発電するには、広大な土地が必要であることがわかる。

図9-6は、様々な種類の発電所の発電密度を比較したものである。この値から、化石燃料発電所と原子力発電所の発電密度は、太陽光発電および風力発電のおよそ500倍、バイオマス発電の5,000倍であることがわかる。つまり、同じだけの量の電力を得るには、化石燃料発電所、原子力発電所に必要な土地は、太陽光発電、風力発電のおよそ1/500、バイオマス発電のおよそ1/5000である。国土のおよそ2/3を森林が占め、残りの大部分を農地、建物、道路などが占める日本などの国では、バイオマス発電に必要な広大な土地を確保するのは難しいだろう。このような国では、化石燃料発電所と原子力発電所は不可欠である。



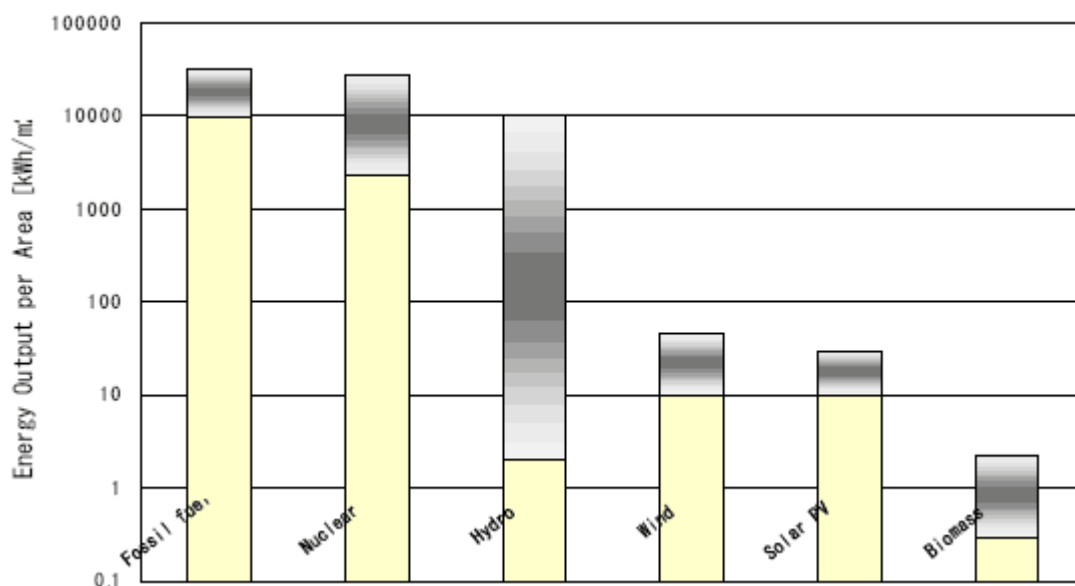


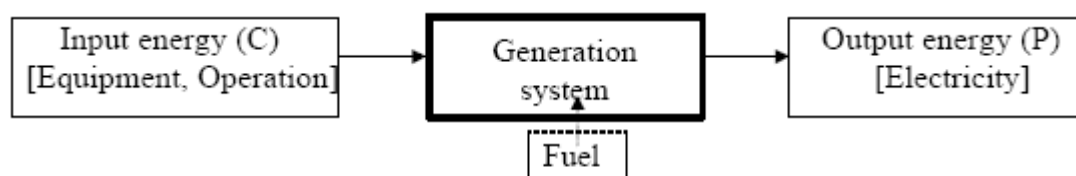
図 8-6 様々なエネルギー源の発電密度の比較

## 8-2 エネルギー収支分析とエネルギー回収期間

エネルギー収支分析は、発電技術などのエネルギー生産施設を対象に行われている、LCA の 1 つである (Chapman, 1975)。この方法では、エネルギー生産に直接的、間接的に必要なエネルギーを算出し、また生産施設のライフサイクルにおけるエネルギーの投入量と出力を比較して、生産施設の製造、運転、処分における問題を明らかにする。この方法は、1970 年代に幅広く研究され、1990 年代に環境問題への関心が高まったことから、エネルギー生産技術の環境への影響を分析する方法として発展してきている。

発電システムや他のインフラの LCA は、基礎製品の LCA よりも複雑である。LCA の範囲には、発電施設だけでなく、採掘、燃料の抽出および転換、燃料輸送、発生のための施設、また送電、変圧、配電のための施設も含まれる。「耐用期間を通じた」「垂直型システム」に代わって、発電に必要な施設の「水平型システム」を研究しなければならない。つまり各施設について、建設、運転、維持、処分のための投入エネルギーを調べなければならない。

発電システムのエネルギー収支分析は、計算方法によって、1) エネルギー分析比、2) 正味供給エネルギーの 2 つのタイプに分かれる (図 8-7)。



Energy analysis ratio =  $P/C$

Net supplied energy =  $P-C$

図 8-7 エネルギー分析比と正味供給エネルギー

エネルギー分析比( $P/C$ )とは、直接的、間接的に発電所に投入されるエネルギー( $C$ )に対する、発電所で生産されるエネルギー( $P$ )の比率である。正味供給エネルギー( $P-C$ )は、発電所の耐用期間中の正味使用可能エネルギーである。正味供給エネルギーの値は、発電所の容量によって決まる。容量が大きくなると、正味供給エネルギーの値も大きくなる。

例えば、1,000 MW の原子力発電所と 3 kW の太陽光発電を比べると、原子力発電(大きい方のエネルギー源)の正味供給エネルギーの方が大きい。様々な種類の発電を互いに比べる場合は必ず、設備容量を同じにしなければならない。一方、エネルギー分析比は、出力／投入エネルギーの比率で表されるため、様々な種類の発電技術の比較に適している。

エネルギー収支分析では、出力エネルギーは二次エネルギー( $P$ )で、投入エネルギーには1次エネルギー( $C1$ )および二次エネルギー( $C2$ )が含まれる。二次エネルギーが直接利用されているか、あるいは1次エネルギーに変換して利用されているかによって、エネルギー分析の結果は異なる。エネルギー分析比( $R$ )は、1次および二次エネルギーの変換方法によって、以下の4つの式で表される。ここでは、 $\alpha$ は電力エネルギーを1次エネルギーに換算するための係数である[日本の発電所の平均:  $\alpha=9,419 \text{ kJ/kWh}$ ]。

$$R1=3.60 \cdot P / (C1 + \alpha \cdot C2) \quad (1)$$

$R1$  は、出力二次エネルギーを投入1次エネルギーで割った値である。ここでは、投入エネルギーに用いられるエネルギーは、すべて化石燃料によって生成されるものとする。発電効率についても同様に定める。この式は、消費化石燃料単位当たりの発電量を示している。

$$R2=3.60 \cdot P / (C1 + 3.60 \cdot C2) \quad (2)$$

(2)式では、 $R2$  は出力、投入エネルギーを1次エネルギーに換算していない値である。原子力や自然エネルギーによるすべての発電施設について、この値は重要である。

$$R3=\alpha \cdot P / (C1 + \alpha \cdot C2) \quad (3)$$

$R3$  は、すべての発電施設が化石燃料を用いているものとして、出力エネルギーを投入エネルギーで割った値である。この結果は、問題となっている発電システムの発電量が、化石燃料発電システムの何倍であるかを示している。

$$R4=3.60 \cdot (P - C2) / C1 \quad (4)$$

$R4$ を求めるには、出力エネルギーから投入エネルギーを差し引き、その値を投入1次エネルギーで割る。この結果は、すべての発電施設が同じシステムである場合の、製品の正味効率を示している。

発電のための燃料は、通常投入エネルギーには含まれていないため、出力エネルギーは投入エネルギーよりも大きな値となる。したがって、発電技術がエネルギー生産施設として有効なのは以下の条件の場合である:エネルギー分析比 $>1$ 、正味供給エネルギー $>0$ 。

次に、化石燃料、原子力、再生可能エネルギーによる発電のエネルギー分析比、正味供給エネルギーを求める。表 8-2 は日本の発電所における発電の出力、年間設備利用率を示している。表中の発電の出力は、実際に用いられている最も一般的な規模の発電所のものである。化石燃料、原子力については、年間容量の値は、定期的な検査を考慮している。

再生可能エネルギー発電の場合、年間容量の値は、日本における正常運転の条件下での最大値である。

表 8-2 発電所の出力と設備利用率の例

| Power Generation System | Capacity [MW] | Capacity Factor [%] | Net Efficiency [%] | Power Generation System | Capacity [MW] | Capacity Factor [%] | Net Efficiency [%] |
|-------------------------|---------------|---------------------|--------------------|-------------------------|---------------|---------------------|--------------------|
| Nuclear                 | 1,000         | 75                  | 3.4                | Wind                    | 0.3           | 20                  | 10                 |
| Oil                     | 1,000         | 75                  | 6.1                | Wave (floating type)    | 1.0           | 25                  | 30                 |
| LNG                     | 1,000         | 75                  | 3.5                | OTEC                    | 2.5           | 80                  | 50                 |
| Coal                    | 1,000         | 75                  | 7.4                | Solar thermal (tower)   | 5.0           | 30                  | 5                  |
| Hydro                   | 10            | 45                  | 0.25               | PV (stand alone)        | 1.0           | 15                  | 5                  |
| Geothermal              | 55            | 60                  | 7.0                | PV (roof-top)           | 0.003         | 15                  | 0                  |

評価対象となる設備には、採掘、輸送、燃料精製、廃棄物処理に必要な設備、さらに発電に直接利用されている設備が含まれる。すでに商業化されている施設の設備、原材料、投入エネルギーの見積りは、できるだけ正確に行われているが、バックエンド原子力発電など商業化されている施設がない技術については、概念上の発電所の設計に基づいて見積られている。土木構造物や港湾の耐用期間は 50 年、建物、機械、電気・化学工場の耐用期間は 30 年と見積もられている。

化石燃料および原子力発電システムの燃料供給プロセスは複雑であり、各プロセスの建設や運転においてエネルギーが利用されている。投入エネルギーを最も多く消費するのは、どのプロセスだろうか。表 8-3 は、30 年の耐用期間中の化石燃料および原子力発電システムのプロセスごとの投入エネルギーに関する調査結果を示している。

表 8-3 化石燃料および原子力発電システムのプロセスごとの投入エネルギー

<Coal fired plant>

|                                 | Input energy<br>[TJ/yr] | Proportion (%) |                |            |                 | Sub-total |
|---------------------------------|-------------------------|----------------|----------------|------------|-----------------|-----------|
|                                 |                         | Extraction     | Transportation | Generation | Ash<br>Disposal |           |
| Manufacturing<br>& Construction | 266                     | 1.0            | 1.2            | 3.1        | 2.5             | 7.8       |
| Maintenance                     | 3152                    | 47.5           | 40.4           | 4.2        | 0.2             | 92.2      |
| Total                           | 3418                    | 48.5           | 41.6           | 7.3        | 2.7             | 100       |

<Oil fired plant>

|                                 | Input energy<br>[TJ/yr] | Proportion (%) |                |          |            | Sub-total |
|---------------------------------|-------------------------|----------------|----------------|----------|------------|-----------|
|                                 |                         | Extraction     | Transportation | Refining | Generation |           |
| Manufacturing<br>& Construction | 169                     | 2.0            | 1.0            | 0.2      | 3.0        | 6.2       |
| Maintenance                     | 2559                    | 21.5           | 19.8           | 48.2     | 4.3        | 93.8      |
| Total                           | 2727                    | 23.5           | 20.8           | 48.4     | 7.3        | 100       |

<LNG fired plant>

|                                 | Input energy<br>[TJ/yr] | Proportion (%) |                |            | Sub-total |
|---------------------------------|-------------------------|----------------|----------------|------------|-----------|
|                                 |                         | Extraction     | Transportation | Generation |           |
| Manufacturing<br>& Construction | 154                     | 0.2            | 0.5            | 0.8        | 1.5       |
| Maintenance                     | 10509                   | 81.3           | 16.1           | 1.1        | 98.5      |
| Total                           | 10662                   | 81.5           | 16.6           | 1.9        | 100       |

<Once through type nuclear power generation system : Gaseous diffusion process>

|                              | Input energy [TJ/yr] | Proportion (%) |     |            |     |            |     |                 | Sub-total |
|------------------------------|----------------------|----------------|-----|------------|-----|------------|-----|-----------------|-----------|
|                              |                      | Extraction     | A   | Enrichment | B   | Generation | C   | Decommissioning |           |
| Manufacturing & Construction | 211                  | 0.4            | 0.1 | 0.1        | 0.0 | 5.4        | 2.2 | 0.2             | 8.5       |
| Maintenance                  | 2282                 | 0.1            | 4.0 | 80.5       | 0.6 | 6.0        | 0.2 | 0.0             | 91.5      |
| Total                        | 2493                 | 0.5            | 4.1 | 80.6       | 0.6 | 11.4       | 2.4 | 0.2             | 100       |

A: Smelting / Uranium fluoride

B: Conversion / Fabrication

C: Spent Fuel Storage

<Plutonium recycle type nuclear power generation system: Centrifuge method>

|                              | Input energy [TJ/yr] | Proportion (%) |     |            |     |     |      |            |      |     |     | Sub-total       |
|------------------------------|----------------------|----------------|-----|------------|-----|-----|------|------------|------|-----|-----|-----------------|
|                              |                      | Extraction     | A   | Enrichment | B   |     | C    | Generation | D    | E   | F   | Decommissioning |
| Manufacturing & Construction | 282                  | 0.9            | 0.1 | 2.4        | 0.1 | 0.1 | 15.6 | 0.1        | 3.8  | 9.3 | 0.4 | 32.7            |
| Maintenance                  | 580                  | 0.2            | 9.6 | 19.3       | 1.8 | 0.0 | 17.5 | 0.3        | 18.1 | 0.4 | 0.0 | 67.3            |
| Total                        | 862                  | 1.1            | 9.7 | 21.7       | 1.9 | 0.1 | 33.1 | 0.4        | 21.9 | 9.7 | 0.4 | 100             |

A: Smelting / Uranium fluoride

B: Conversion / Fabrication

C: Conversion (MOX)

D: Pu conversion

E: Reprocessing

F: Radio waste disposal

表 8-3 によると、大規模な発電システムの中で最も多くの投入エネルギーを必要とする発電技術は LNG である。LNG 発電所の場合、平均年間投入エネルギーは 10,660TJ で、石油火力発電所の 8 倍、石炭火力発電所の 4 倍である。LNG 発電の投入エネルギーは非常に大きい。収集および液化のプロセスで大量のエネルギーを要するためである。LNG の場合、運転エネルギーが、運転エネルギー予算全体の 81%を占めている。

石炭燃料発電で消費される投入エネルギーの大部分は、石炭の抽出および輸送にあてられている。輸送エネルギーは、輸送の方法および距離によって大きく変わる。石炭の輸送距離が長ければ、消費は増える(日本への海上輸送など)。日本では、抽出および輸送の合計でコスト全体の 90%を占めているが、この内訳は抽出が 50%、輸送が 40%である。

重油を燃料として用いた場合の石油燃料発電に必要な投入エネルギーを算出すると、投入エネルギーの

50%が精製プロセス、25%が掘削、20%が輸送、5%が発電で消費されていることがわかる。

原子力発電の投入エネルギー量は、ウランの濃縮方法によって大きく異なる。ウラン濃縮のための投入エネルギーは、気体拡散法の場合は 2,009 TJ/year だが、遠心分離法の場合はその 1/10 にも満たない(187 TJ/year)。気体拡散法では、投入エネルギーが、「ワンスルー」方式(使用済み燃料を 1 回で保管)の原子力発電に必要な投入エネルギー全体の 80%までを占めている。ウラン濃縮方法を遠心分離法に変えると、投入エネルギーは大幅に減る。プルトニウムの再処理に遠心分離法を用いると、投入エネルギー合計は 862 TJ/year となり、LNG 発電の 1/12 以下になる。

LNG の場合、投入エネルギーは、製造・建設エネルギーと、維持エネルギーに分けられる。表 8-3 から、30 年の耐用期間にわたって投入エネルギーの大部分が維持のために使われていることがわかる。つまり、製造・建設エネルギーは主に建設時に消費され、発電所の 30 年の耐用期間を通じて、エネルギーは維持を目的に消費されているのである。LNG 発電に要する製造・建設エネルギーは、投入エネルギー全体の 1.4% に過ぎない。すべての発電方法のうち、必要とする製造・建設の投入エネルギーが最も少ないのは LNG で、次いで石油発電が 6.2%、石炭発電が 7.8%となっている。原子力発電の場合、気体拡散法を用いるワンスルー方式は、製造・建設で投入エネルギー予算の 8.5%を必要とする。この値は、化石燃料火力発電システムとほぼ同じである。一方、遠心分離法を用いるプルトニウム再処理方式は、製造・建設で投入エネルギー予算の 32.7%を必要とする。

製造・建設および維持向けの投入エネルギーの割合は、固定費、変動費とは異なる。通常、化石燃料発電所の建設に関する固定費は、40～60%程度である。投入エネルギーに、発電時の燃料のエネルギーは含まれない。また発電コストの変動費から燃料コストを除いた運転・維持コストに焦点を当てると、固定費の割合は 80～90%に上昇する。つまり、投入コストと比較した発電コストでは、設備と運転の比例関係は、完全に反転しているのである。これは、発電コストには、エネルギー・コストの他に原材料、労働力、金利、保険などの費用が含まれるためである。これらの要素の経済価値と比べると、現時点ではエネルギーの値はかなり小さい。

エネルギー分析比は、発電のエネルギーが、設備の建設・運転に消費されるエネルギーの何倍であるかを示す指標である。この値が大きくなると、エネルギー生産システムの効率性は高くなる。図 8-8 は、式(3)を用いて日本における発電システムのエネルギー分析比を算出した結果を示している。

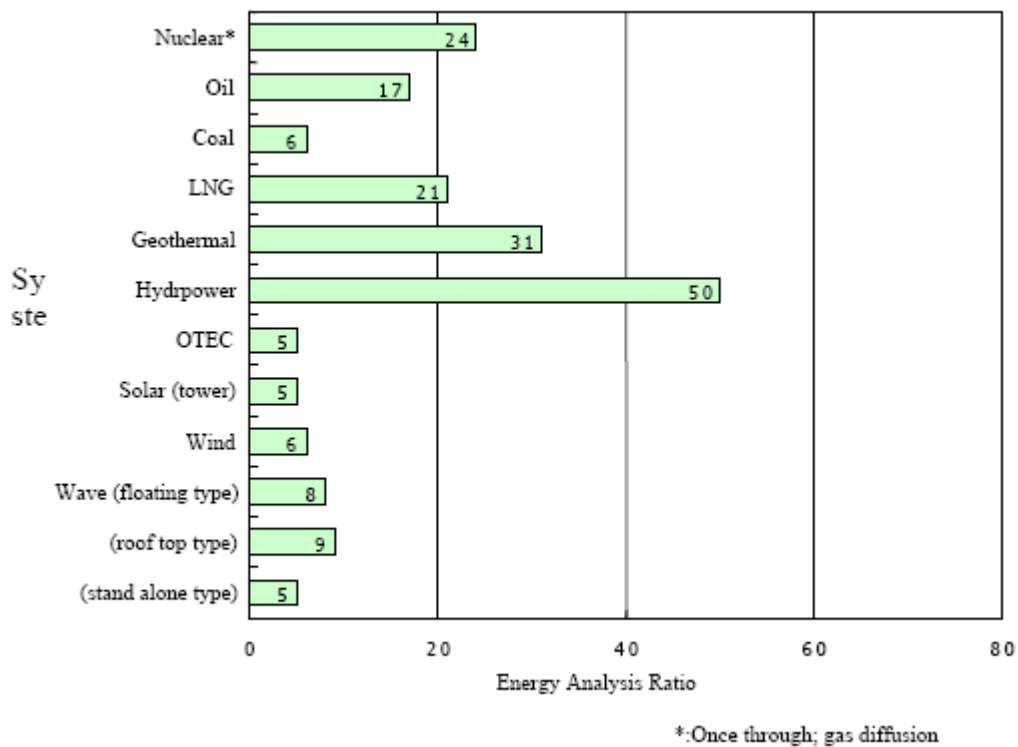


図 8-8 様々な発電システムのエネルギー分析比(耐用期間 = 30 年)

図 8-8 から、水力発電のエネルギー比が最も大きく、次いで地熱発電、原子力発電、石油発電となっていることがわかる。水力発電の正味供給エネルギーが最も大きい理由は、エネルギー源が水であり、水の供給は自然現象である降雨によるということである。このため、水力発電所を運転するために、油田や炭鉱から燃料を水力発電所まで運搬する必要がない。水力発電システムは、発電に自然現象を効果的に利用しているため、非常に早い段階から水力が発電技術として開発されたのは理解できる。

マグマの熱を利用して発電する地熱発電にも同じことが当てはまる。化石燃料や原子力の発電と比べて、ボーイラーを使わずに地面から蒸気を引き出すため、地熱発電には簡単な施設しか必要ない。必要なのは、地下から蒸気を運ぶためのパイプと還元井だけである。必要な原材料の量が少なくなると、エネルギー分析比は改善する。

重油火力発電については、日本では実際の設備配置は全体の 57%を占め、残りは直接原油を燃焼させて発電している。重油火力発電では、投入エネルギーに含まれる石油精製の段階でエネルギーを消費するが、エネルギー分析比は化石燃料の中で最も高い。天然ガスの発電密度は非常に低いため、LNG 発電のエネルギー分析比は低い。このため、密度を高めるためには多くのエネルギーが消費されなければならない。生産したエネルギーの 10~15%が、天然ガスの収集、液化に消費され、天然ガスが LNG として発電所に届くまでに 17%以上のエネルギーが失われている。天然ガスは液化しなくても、パイプラインを通じて買い手まで運ぶことはできるが、これには輸送のためにかなりの動力を必要とする。ガス井から産出されたガスの圧力は通常 20 気圧以下であるため、パイプラインを通じて買い手に運搬するには 50~60 気圧まで圧力を引き上げなければならない。このプロセスで消費されるエネルギーは産出されたガスの 10%に相当し、パイプライ

ンが長いほど、多くのエネルギーが失われる。天然ガスが、発電密度が低い気体状態で貯蔵されて、消費者まで運ばれるとしても、多くのエネルギーを消費しなければならない。同じことは、水力および地熱を除くすべての天然エネルギーにあてはまる。希薄エネルギーの収集には設備を用いなければならない。天然エネルギーによる発電システムのエネルギー分析比は、通常低めである。

図8-9は正味供給エネルギーを示しており、これは、日本で様々な発電システムによって実際に社会に供給されたエネルギー量である。この値は、運転中に生産されたエネルギーから建設・運転のための投入エネルギーを差し引いて求めたものである。比較のために標準的な出力 1,000 MW で、耐用期間 30 年の発電所を想定している。

正味供給エネルギーは、発電設備の年間設備利用率に大きく左右される。言い換えると、定格出力での運転が可能な年間設備利用率が高くなると、発電量が増え、このため社会に供給される電力が多くなる。化石燃料発電と原子力発電の年間設備利用率を 75% まで引き上げることが可能である。しかしながら、太陽光発電の場合は、日本の太陽放射の状況ではせいぜい 12~15% である。設備容量が同じであれば、化石燃料および原子力の発電量は、太陽光の 5~6 倍である。

図8-9から、化石燃料発電、原子力発電の正味供給エネルギーは、水力発電、地熱発電と比べて多いことがわかる。エネルギー分析比があまり良くない LNG 発電の正味供給エネルギーは良好である。大規模な化石燃料原子力発電所は、同規模の再生可能エネルギー発電所と比べて、多くの電力を社会に提供している。さらに、化石燃料および原子力発電所の正味エネルギー供給は、太陽光発電の 7~8 倍である。大量の電力を消費する今日の産業社会にとって、発電システムは大量の電力を供給するものでなければならない。水力や他の天然エネルギーは、こうした需要に対応できないため、大半の電力供給を化石燃料および原子力に頼る必要がある。



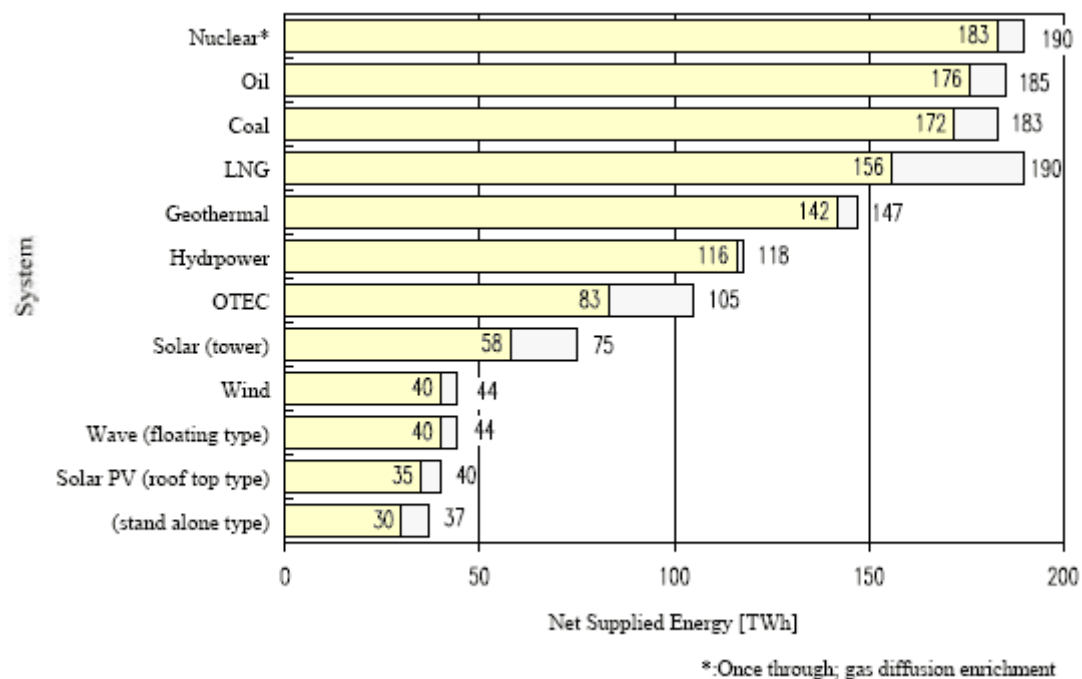


図 8-9 発電システム(1,000MW)の正味供給エネルギー。標準的な出力1,000 MW、耐用期間30 年の発電所を想定。

正味供給エネルギーのデータから、エネルギー回収期間(収穫時間)を求めることができる。これは、年間生成エネルギーによって、設備への投入エネルギーを取り戻すための期間を表している。エネルギー回収期間は、プラント建設時に用いる投資回収期間と同じ方法で算出する。すなわち、設備建設の投入エネルギーを、年間生成エネルギーから運転への年間投入エネルギーを差し引いた値で割ったものである。

$$\text{エネルギー回収期間} = \text{設備投入エネルギー} / (\text{年間生成エネルギー} - \text{運転への年間投入エネルギー})$$

表 8-4 は、発電システムのエネルギー回収期間を示している。この表からわかるように、化石燃料および原子力の値は約 0.1 年だが、天然エネルギーで最も短い水力発電は 0.59 年、他の発電方法は 2～5 年となっている。

表 8-4 様々な発電システムのエネルギー回収期間

| System                      | Payback time [yr] | System                     | Payback time [yr] |
|-----------------------------|-------------------|----------------------------|-------------------|
| Oil plant                   | 0.09              | Hydropower (small)         | 0.59              |
| LNG plant                   | 0.09              | Solar thermal (tower type) | 5.61              |
| Coal plant                  | 0.15              | Wind                       | 3.39              |
| Nuclear plant               | 0.11              | Geothermal                 | 3.39              |
| Solar PV (stand alone type) | 4.76              | OTEC                       | 4.58              |
| Solar PV (roof-top type)    | 2.59              |                            |                   |

### 8-3 環境LCA

エネルギー収支分析を用いると、各発電システムの耐用期間中の CO<sub>2</sub> 排出量は、化石燃料発電所の燃料による間接的な排出と、電力供給システムの建設および維持管理のためのエネルギー消費に関連した排出から求められる。燃料抽出、輸送、処理、転換、伝送、配電、廃棄物処理、施設解体が対象となる。耐用期間中に排出される温室効果ガスには、石炭採掘や天然ガス抽出の間のメタンガスの漏れ、またセメント生産による CO<sub>2</sub> の排出も含まれる。メタンガスは温室効果ガスの 1 つで、100 年間に二酸化炭素の 21 倍の地球温暖化をもたらす可能性がある。電力供給システムの温室効果は、CO<sub>2</sub> 排出係数で表示されている。この係数は以下の算式で求められる。

$$\text{CO}_2 \text{ 排出係数} \times (\text{E1} + \text{E2} + \text{E3} + \text{E4}) = \text{排出量}$$

E1 + E2 + E3 + E4 は、発電所の耐用期間中に電力供給システムから排出される CO<sub>2</sub> 量の合計である。E1 は、発電所での化石燃料燃焼による直接的な排出量、E2 は建設・維持管理による間接的な排出量、E3 はセメント生産による間接的な排出量、E4 はメタン漏れによる排出の CO<sub>2</sub> 換算値である。

表 8-5 は、日本における商業的に利用可能な発電システムの CO<sub>2</sub> 排出データである。これらのシステムは化石燃料、原子力、再生可能エネルギーを利用し、出力は工業規模である。表 8-5 は、様々な電力源の CO<sub>2</sub> 排出係数を算出した結果である。排出量合計は、設備製造、運転・維持、燃焼、メタン漏れの要因に分けられる。表の値は、30 年の耐用期間中の CO<sub>2</sub> 排出量を、同期間に生成されるエネルギーで割ったものである。太陽光発電の場合、屋根に設置される(屋根設置型)小規模な装置(3kW)と、大規模な独立型(1,000kW)の両方を検討した。

表 8-5 日本における様々な電力源の CO<sub>2</sub> 排出係数

| Generation System | Equipment Fabrication | Maintenance | Combustion | Methane Leakage | Total         |
|-------------------|-----------------------|-------------|------------|-----------------|---------------|
| Coal              | 1.09                  | 9.78        | 246.33     | 12.69           | <b>269.89</b> |
| Oil               | 0.62                  | 7.21        | 188.41     | 3.10            | <b>200.06</b> |
| LNG               | 0.55                  | 24.10       | 137.27     | 16.05           | <b>177.67</b> |
| Nuclear           | 1.00                  | 4.46        | -          | 0.24            | <b>5.70</b>   |
| Hydro             | 4.63                  | 0.07        | -          | 0.11            | <b>4.81</b>   |
| Geothermal        | 1.39                  | 4.63        | -          | 0.27            | <b>6.29</b>   |
| Wind              | 6.73                  | 2.41        | -          | 0.37            | <b>9.51</b>   |
| PV (roof-top)     | 11.91                 | 3.57        | -          | 0.53            | <b>16.01</b>  |
| PV (stand alone)  | 26.24                 | 6.82        | -          | 1.25            | <b>34.31</b>  |

この表では、水力の CO<sub>2</sub> 排出係数が最も小さい。原子力、地熱、他の再生可能エネルギーの排出係数もかなり低い。化石燃料発電の値は、原子力および再生可能エネルギーよりもはるかに大きい。さらに、発電中に化石燃料の燃料によって直接排出される CO<sub>2</sub> の量は、設備の製造、維持、メタン漏れによる間接的な CO<sub>2</sub> の排出をはるかに上回っている。

化石燃料発電所だけを比べると、CO<sub>2</sub> 排出が最も大きいのは石炭で、石油、LNG がこれに続く。これらの燃料を比較し、発電(燃焼)のみを考慮すると、石炭、石油、LNG の排出比率は 100:76:56 となる。設備製造、維持、メタン漏れを含めると、100:74:66 となる。LNG の値がこうに変わるのは、天然ガスの収集、液化の間の CO<sub>2</sub> 排出が多く、未処理の天然ガスにはずっと多くの CO<sub>2</sub> が含まれているためである。液化で排出される CO<sub>2</sub> と未処理の天然ガスに含まれる CO<sub>2</sub> を合わせると、LNG 発電での排出量の約 25% になる。

原子力燃料は CO<sub>2</sub> を排出しない。よって、原子力の温室効果への寄与は小さい。実際、原子力の寄与は、LNG 発電による排出の 1/30 である。原子力発電の燃料サイクルは複雑である。発電所の建設には様々な原材料が必要だが、発電所建設に必要なエネルギー量を発電所の耐用期間で分割すると、合計はそれほど大きくない。ただし、原子力による排出として重要なものとして、気体拡散プロセスにおけるウラン濃縮の間に電力消費を通じて排出される CO<sub>2</sub>、発電所の耐用期間中に維持によって間接的に排出される CO<sub>2</sub>、原子力発電所の建設による CO<sub>2</sub> の排出があげられる。

再生可能エネルギー源の開発では、化石燃料を使用するのであれば、温室効果を抑えなければならない。太陽光発電の排出係数は、原子力および水力発電よりも大きい。化石燃料発電システムと比べればかなり小さい。屋根設置型太陽光発電の CO<sub>2</sub> 排出係数は、独立型モデルを大きく下回っている。これは、屋根設置型の組み立てに必要なエネルギーはごくわずかであるためである。

CO<sub>2</sub> 排出係数は、技術的な性質や各システムの建設に用いる原材料の種類によって、同じ発電技術を採用している発電所の間でも異なる。これは、投入エネルギーとして用いる電気の CO<sub>2</sub> 排出係数やその他の係数によって決まる。どのような発電システムについても、発電所の性能は、CO<sub>2</sub> 排出係数に大きな影響を及

ばす 1 つの要素である。化石燃料発電技術について考えると、発電所の性能は、CO<sub>2</sub> 排出係数に影響を与える変数の 1 つである。このような変数は、正味熱効率、年間容量、発電所の耐用期間などである。正味熱効率と年間容量が同じ場合、また同じ燃料を用いて CO<sub>2</sub> 排出係数を算出する場合、様々な化石燃料発電システムの CO<sub>2</sub> 排出係数を調べると、ほとんど同じである。ウラン燃料を消費する原子力発電所では、発電所全体の性能、また発電所の原子力燃料サイクルの技術的性能をできるだけ正確に調査する必要がある。このような入念な調査が必要なのは、原子力燃料サイクルとウラン濃縮プロセスはいずれも、CO<sub>2</sub> 排出係数に大きな影響を及ぼすからである。燃料に頼らない水力、太陽電池、風力発電所を評価する場合、正確な CO<sub>2</sub> 排出係数を求めるためには、原材料、処理方法、発電所建設に必要な設備を詳しく調べる必要がある。

表 8-6 は、各国における様々な発電システムの耐用期間を通じた CO<sub>2</sub> 排出係数の分析結果を比較したものである。表中の値は、CO<sub>2</sub> および CH<sub>4</sub> を温室効果ガスとして求めたものである。エネルギー使用が、耐用期間中の主要な要素であるため、CO<sub>2</sub> は主要な温室効果ガスである。全体として、化石燃料の燃焼による CO<sub>2</sub> 排出は、他の発電よりもずっと多い。化石燃料の値は、石炭が 300 g<sup>C</sup>/kWh、石油が 200 g<sup>C</sup>/kWh、天然ガスが 150 g<sup>C</sup>/kWh となっている。しかしながら、燃料の生産、輸送に関連する CH<sub>4</sub> の放出によって、Sullivan の結果では値が大きくなっている。彼は、IPCC が推奨する 21 と比べて、50-60 と比較的高い温暖化係数を用いている (Houghton et al., 1996)。

表 8-6 様々な発電システムの見積りCO<sub>2</sub> 排出係数

Systems (Dones, 1995; San Martin, 1989; Friedrich & Marheineke, 1994; Uchiyama, 1996; Yasukawa et al., 1992; Lewin, 1993; Science Concepts, 1990; Fritsche et al., 1989, and Sullivan, 1993).

|               | Hard Coal | Oil | Natural Gas(LNG) | Hydro | Nuclear | Wind | Solar PV |
|---------------|-----------|-----|------------------|-------|---------|------|----------|
| Uchiyama      | 270       | 187 | (178)            | 4.8   | 5.7     | 9.5  | 8 52     |
| Yasukawa      | 330       | -   | -                | -     | 9.0     | -    | -        |
| Friedrich     | 256-352   | -   | -                | -     | 5.2     | 4.4  | 76       |
| Dones         | 265-278   | 243 | 210              | 1.1   | 2.2-6.5 | -    | 38-70    |
| Lewin         | 339       | -   | 123              | -     | 7.6     | 3.0  | 62       |
| San Martin    | 263       | 198 | 132              | 2.7   | 2.1     | 2.0  | 1.5      |
| Science Conc. | 262       | 210 | 146              | -     | 6.8     | -    | -        |
| Fritsche      | 253       | -   | 148              | -     | 14.7    | 4.1  | 8.7      |
| Sullivan      | 234       | 221 | 337              | -     | -       | -    | -        |

表8-6によると、原子力および再生可能エネルギーの排出係数は、化石燃料の1/10～1/100である。原子力および水力の排出係数は、それぞれ2 - 15 g C - equiv./kWh、1 - 5 g C - equiv./kWhである。排出係数の違いは、主に技術の種類が異なること、設備利用率や敷地造成など国によって要因が異なるためである。

水力発電所は、流れ込み方式、貯水池方式に分類される。水力発電所の建設に伴う温室効果ガスの排出源は、設備、建設資材、コンクリート、スチールに関係するものである。貯水池方式では、ダム建設や貯水池の境界を造るのに大量の原材料とエネルギーを必要とする。表 8-7 は、流れ込み方式と貯水池方式の 2 種類の水力発電所での、原材料およびエネルギーの使用に関連した、間接的な温室効果ガス排出係数を示している。発電所の規模も重要な要因である。表 8-7 からわかるように、小規模な発電所の温室効果ガス排出係数は比較的高い。排出係数は、日本を除くすべての国について耐用期間を 100 年として算出してある。日本の耐用期間は 30 年としている。

表 8-7 水力発電の見積り温室効果ガス排出係数 (Uchiyama, 1996; van de Vate, 1996)。

Unit: g-C/kWh

| Country / Region | Run-of-river | Reservoir<br>(Concrete dam) | Reservoir<br>(Earth-rock filled dam) |
|------------------|--------------|-----------------------------|--------------------------------------|
| Canada           | 0.25 (large) | 0.35 (large)                | 0.33 (large)                         |
| China            | -            | 0.92 (large)                | -                                    |
| Germany          | -            | 3.07 (small)                | -                                    |
| Japan            | -            | -                           | 4.8 (small) <sup>2)</sup>            |
| Switzerland      | 0.79 (small) | 1.7 <sup>1)</sup>           | -                                    |

1) average of 52 major Swiss hydropower plants

2) life-time : 30 years(machines), 50 years(building & civil structures)

水力発電と同様に、太陽光および風力発電システムに必要な設備の製造、維持に用いるエネルギーは、これらの技術の CO<sub>2</sub> 排出係数に重大な影響を及ぼす。太陽光発電の CO<sub>2</sub> 排出係数に特に大きな影響を及ぼしている要素は、製造方法、年間設備利用率、耐用期間、使用されている電池の原材料の種類(単結晶シリコン、多結晶シリコン、アモルファスシリコンなど)、システムのエネルギー転換効率などである。太陽光発電全体の CO<sub>2</sub> 排出係数に影響を与えるもう 1 つの重要な要素は、シリコン生産に必要なエネルギー量である。

屋根設置型と独立型の 2 種類の太陽光発電システムは、様々な方法で排出係数に影響を及ぼしている。屋根設置型は他の目的でも使用されている建物に設置されるため、そうでなければ使わないスペースを利用し、太陽電池を支えるための新たな基礎を築く必要はない。一方、独立型は大きいため、発電量は大きい。太陽光発電設備専用のフレームや基礎を造る必要がある。この 2 つのモデルにはそれぞれ、トレードオフがある。発電容量が大きくなると、フレームの追加コストを考えなければならない。また太陽光発電は気象条件によっても影響を受けるため、設置場所によって年間設備利用率は大きく変わってくる。太陽光発電システムの設置に最適な場所は、雲や降雨が稀な低緯度の砂漠である。ただし、都市部から離れているため。このような場所では通常電力需要は少なく、アクセスは限られている。

太陽光電池の LCA から、投入エネルギーの大部分はシリコン電池素材の製造に用いられていることが明らかになっている。こうした理由から、太陽電池の CO<sub>2</sub> 排出係数は、シリコンの製造方法によっても変わる。表 8-8 には、太陽光発電の素材別の CO<sub>2</sub> 排出係数を示している。太陽光発電の年間設備利用率は、欧州、日本では約 12%であり、これに基づく排出係数の違いは小さいと思われる。

表中の値には、シリコン電池の構成の違いが表れている。アモルファスシリコン膜の厚さはわずか数ミクロンだが、結晶シリコンは 300~400 ミクロンで、はるかに厚い。このためアモルファスシリコンの製造で消費されるエネルギーは少ない。電池の薄さ、つまり効率性は、結晶型の半分以下であるため、アモルファスシリコンで太陽電池を作るには、シリコンウェハーの他に大量の原材料が必要である。その結果、アモルファスシリコン電池の CO<sub>2</sub> 排出係数は、結晶シリコン電池と比べてはるかに小さい。しかしながら現時点では、太陽光電池の生産に用いられているシリコンは、半導体での使用には不向きな、高純度結晶半導体品質シリコンであ

る。太陽光電池市場が拡大すれば、専門工場が太陽電池向けの低純度シリコンの生産を開始するとみられ、CO<sub>2</sub>排出係数は改善するだろう(表 8-8)。

表 8-8 太陽光発電の温室効果ガス排出係数(Dones & Frischknecht, 1996; Uchiyama, 1996; Hartmann, 1996; Nates et al., 1996).

Unit: g-C/kWh

|                  | Dones   |        | Uchiyama |        | Hartmann | Bates |
|------------------|---------|--------|----------|--------|----------|-------|
|                  | Current | Future | Current  | Future |          |       |
| PV (roof-top)    |         |        |          |        |          |       |
| Mono-Si          | 31-49   | 12     | -        | -      | 71       | -     |
| Poly-Si          | 52-76   | -      | 32       | 8.1-16 | 68       | 27-46 |
| Amorphous-Si     | -       | 7.4    | -        | 8.0    | 60       |       |
| PV (stand alone) |         |        |          |        |          |       |
| Mono-Si          | 47      | -      | -        | -      | -        | -     |
| Poly-Si          | 64      | -      | 52       | 22-34  | -        | -     |
| Amorphous-Si     | -       | -      | -        | 29     | -        | -     |

発電による CO<sub>2</sub> 排出量全体を素早く減らす方法は、再生不能な燃料の使用を、炭素含有量が多い(石炭、石油)化石燃料から、効率性の高い天然ガス複合サイクル発電に変えることである。ただし、天然ガスに大きく依存すると、将来の電力供給に不安が生じる可能性がある。最近では世界的に天然ガスの使用にシフトしており、最終的に、22 世紀初めには天然ガスの需要に対して、供給が不十分になるというシナリオも考えられる。このため、エネルギーの確保という面で、特に石炭発電など他の発電方法を検討することも重要である。石炭からの CO<sub>2</sub> 排出量が多いだろうが、石炭発電は低コストで、信頼できる発電方法である。利用する技術の種類が多様になれば、電力供給は安定するとみられる。このため、石炭火力発電所の効率性の向上は、適切な経済戦略だろう。

発電中に CO<sub>2</sub> を排出しない原子力および再生可能エネルギーは、大気中への人為的な CO<sub>2</sub> 排出量全体を減らすという点で効果的である。さらに原子力や再生可能エネルギーの使用で、化石燃料は保護される。このため、長期的に世界の CO<sub>2</sub> 排出量を抑え、安定した電力供給源をもたらすためには、原子力および再生可能エネルギーへの依存を強めるのが賢明だろう。

## 9 説明とまとめ

すべての再生可能エネルギー源、そしてすべてではないとしても、おそらく大半の化石燃料は太陽に由来する。再生可能エネルギー転換システムでは、太陽放射を直接利用したり、また太陽光のバイオマスへの自然変換や、水力、風力の循環から熱や運動エネルギーを抽出している。バイオマス・エネルギーは、光合成植物や微生物を介した化学結合である。人間による天然資源の利用、あるいは実際には単なる人間の存在は、過去から現在までの太陽からのエネルギー反射に頼っている。

発電は、地中からの熱の汲み上げ(地熱)、放射性核種分裂時の放出エネルギーの吸収(原子力)など、基本的にあらゆる自然エネルギー転換現象を利用している。発電による環境への影響は、発電機を動かす力を生み出すために利用されるエネルギーの性質によって決まるとみられる。例えば、燃焼バイオマスによって 1 単位の電気を生産するためには、同量の硬質炭を利用する場合よりも広い地域から燃料を集める必要がある。これは、硬質炭の単位重量当たりの含有エネルギーは、バイオマスの 2 倍程度であるためである(表 9-3)。一方、当該地域の管理が適正に行われていれば、将来無数の収穫が可能になるように、バイオマスに蓄えられている炭素は継続的に補給されている。例えば、灰には、植物の持続的な生育に不可欠な養分が含まれているため、燃焼後の灰は戻されている。

表 9-1 燃料の主な構成要素。石炭のデータは EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook に基づく。

| Content (%) | Hard coal | Brown coal | Oil  | Natural gas | Biomass |
|-------------|-----------|------------|------|-------------|---------|
| Carbon      | 77-90     | 62-73      | 85   | 75          | 50      |
| Hydrogen    | 4.5-6     | 4-6        | 11.4 | 22          | 6       |
| Oxygen      | 3-16      | 18-30      | <1   | 1           | 43      |
| Nitrogen    | 0.7-2     | 1-2        | <1   | 1           | 1       |
| Sulfur      | 0.3-3.5   | 0.5-6      | <3   | <1          | <<1     |

### バイオマス

バイオマスは、生物の成長、繁殖が可能な場所、つまり実際には地球上のあらゆる場所で作られる。ただし、主に作られているのは日当たりが良く湿度が高く、栄養分が豊富な場所である。単位面積当たりのバイオマス生産量が最も多いのは、熱帯海域の浅瀬だと考えられており、およそ  $1000 \text{ g C/m}^2/\text{yr}$  (乾燥重量でおよそ 2 倍) である。この燃焼値はおよそ  $10 \text{ kcal/g C}$  で、植物バイオマスの種類による違いはほとんどない (Barnes & Mann, 1994)。ポプラ、ユーカリ、ヤナギの栽培では、ほぼ同水準の植物が生産されており、明確に燃料生産に向けられるバイオマスが成長していることを示している (Perlack et al., 1995)。ただし、平均生産量はずっと少ない (Electric Power Research Institute, 1991)。

乾燥木材の低位発熱量(LHV)は、約  $18 \text{ GJ/乾燥重量トン}$ 、もしくは  $5 \text{ kWh/kg}$  (Van den Broek et al., 1996) である。BIG/CC の最大電気効率は 42 %で、上記のデータと併せると年間生産量は最大限で  $4 \text{ kWh}_{\text{el}}/$



m<sup>2</sup> となる。だが、これは理論上の見積り値であり、まだどこでも実現しておらず、おそらく実現することはないだろう。これは、バイオマスのより適切な使用方法は熱併給発電技術であり、全体の転換効率性は高まるが、電気効率性は低くなるからである。

バイオマスからの単位面積当たりの最低電気生産量は、おそらくゼロに近く、バイオマス燃料が、製材、パルプ材、食用作物など有機物の他の用途の副産物である場合にはいくらかある。例えばスウェーデンでは、燃焼用の森林残渣の平均年間生産量は、約 0.1kWh<sub>heat</sub>/m<sup>2</sup> である。

バイオマス・ライフサイクルの土地に対する要件において、燃料の抽出は最も重要であるため、エネルギー作物を燃料として用いる場合、この技術によって 1 kWh の電気を発電するには最低 0.25 m<sup>2</sup> が必要だと推定される。森林残渣や有機性廃棄物が利用される場合、燃料はさらに広い地域から集められなければならない。一方、この場合のバイオマス燃料サイクルへの適切なスペース配分は、この地域の一部だけで燃料を引き出さなければならないことを示している。スウェーデンの LCA によると、工業用にあてられているのは 0.000005 m<sup>2</sup>/kWh 未満である。様々なサービスやインパクトカテゴリーの間で、バイオマスを様々な用途に配分することで、ライフサイクル分析で問題が生じており、多目的の河川規制の受益者の間での環境負荷の分割と同様である。

バイオマス燃料を用いる主な理由の 1 つは、CO<sub>2</sub> の排出が、差し引きでほとんどないことである。植物は成長にあたって、光合成で CO<sub>2</sub> を吸収する。損傷を受けてない生態系においては、通常、有機物の生産と分解はバランスがとれているため (Eriksson, 1991)、バイオマスの燃焼による炭素の正味の放出は避けることができる。バイオマス発電のライフサイクルにおいて、CO<sub>2</sub> の排出は、主に発電所の建設、発電所へのバイオマスの輸送における化石燃料の使用によるもので、またエネルギー作物が使用される場合には、窒素肥料の生産も含まれる (Brännström-Norberg & Dethlefsen, 1998)。最新の発電所では、こうした費用は、バイオマス燃料に隠れた炭素の 6~15% を占める。

その他の原子の循環も同様で、大気への正味排出はゼロ、あるいは非常に少なくなっている。ただし、この点において窒素は特に興味深い。化石燃料の使用の結果放出された窒素酸化物は、肥料として作用するのである。欧州の大部分では、堆積が限界負荷、つまり 1 次生産者が吸収できる量を超えている。最新のバイオマス燃料 CHP プラントは、主に元素窒素を排出しているため、森林の生態系から過剰な窒素を「取り除く」ことができる (Lundborg, 1997)。このようなプラントでバイオマスが燃焼している際には、大気汚染物質の排出は少ないが (表 9-2)、住宅のストーブなどこの燃料の小規模な利用は、特に都市部では健康問題とみられている (Smith, 1987)。

表 9-2 バイオマス燃料発電所のライフサイクルにおける排気物質(g/kWh<sub>el</sub>)。CO<sub>2</sub>の下限値は燃料生産、建設、解体、上限値は燃料燃焼を含む。

| CO <sub>2</sub> | NO <sub>x</sub> | SO <sub>2</sub> | Source                                  | Note |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------------------------|------|
| 10-11 (340-341) | 0.58-0.67       | 0.082-0.086     | Brännström-Norberg <i>et al.</i> , 1996 | (1)  |
| 13-16 (437-440) | 0.37-0.41       | 0.18            | Brännström-Norberg <i>et al.</i> , 1996 | (2)  |
| 17-27           | 1.1-2.5         | 0.07-0.16       | ETSU, 1995                              | (3)  |

(1) CHP/CFB (allocation of emissions: 25% electricity; 75% heat; life span: 40 yrs; range represents two different fuels, i.e. forest residues and willow, respectively)

(2) CHP/BIG (allocation of emissions: 49.6% electricity; 50.4% heat; life span: 40 yrs; range represents two different fuels, i.e. forest residues and willow, respectively)

(3) Bates, 1996

他の種類の燃焼による排出は、主に燃料の化学組成(表 9-1)と、生成される熱(表 9-3、9-4)によるものである。これらの特徴は、どの燃料についてもほぼ同じである。そのため、排出化合物を中和できる方法のみが、温室効果ガスの排出を抜本的に変え、物質や栄養素を酸性にすることができる。一方、効率性の変化は、排出にはあまり影響を及ぼさない。

表 9-3 様々な燃料の特徴

| Energy source          | Density (kg/m <sup>3</sup> ) | Energy content (kWh/kg) (1) | Comment                                                  |
|------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------|
| Hard coal              | 800 (3)                      | 6.9                         |                                                          |
| Brown coal             | 900-970 (3)                  | <6.6 (4)                    |                                                          |
| Crude oil              | 850                          | 11.9                        |                                                          |
| Refined oil (4)        | 835-950                      | 11.7-12.6                   |                                                          |
| Natural gas            | .75                          | 13.9                        |                                                          |
| Native uranium mineral |                              | 9-12                        | 2% U in ore.                                             |
| Uranium                | 18,680                       | 140 x 10 <sup>3</sup>       | Natural uranium with a content of 0.71% U <sup>235</sup> |
| Enriched uranium       | --                           | 880 x 10 <sup>3</sup>       | 3.2% U <sup>235</sup> (5)                                |
| Biomass                | 310-470                      | 3.5 (6)                     |                                                          |
| Air                    | 1.2                          | -- (7)                      |                                                          |
| Water                  | 1000                         | -- (8)                      |                                                          |

Notes:

(1) Typical values or range. Variations are particularly high for biomass.

(3) Bulk density, i.e. density of transported volume (the density of solid coal is 1100-1500 kg/m<sup>3</sup>)

(4) Coal with an energy density of less than 23.8 MJ/kg (=6.61 kWh/kg) is defined as brown coal.

(5) Average content of U<sup>235</sup> in fuel used in Sweden.

(6) Forest residues. 30% moisture (Swedish data)

(7) The kinetic energy of moving air is calculated as  $\frac{1}{2} \rho \times u^2$  (where  $\rho$  = air density;  $u$  = linear wind velocity)

(8) 1 kg (= 1 litre) of water that drops 1 m loses energy (= generate heat) corresponding to  $9.18 \times 10^{-3}$  kWh.

表 9-4 様々な燃料の温室効果ガス排出係数、単位は $\text{gCO}_2/\text{kWh}_{\text{heat}}$  (Smith et al., 1994 に基づく)。

| Fuel        | $\text{CO}_2$      | $\text{CH}_4$ | $\text{N}_2\text{O}$ | Total              |
|-------------|--------------------|---------------|----------------------|--------------------|
| Coal        | 331 <sup>(1)</sup> | 1.5           | 8.2                  | 341                |
| Oil         | 275                | 2.2           | 8.2                  | 285                |
| Natural gas | 189                | 0.8           | 4.1                  | 194                |
| Peat        | 392                | 1.2           | 8.2                  | 401 <sup>(2)</sup> |
| Wood        | 411                | 11            | 8.2                  | 430                |

(1) US average for bituminous coal is  $318 \text{ g CO}_2/\text{kWh}_{\text{heat}}$  (Energy Information Administration (EIA) 1992)

(2)  $425 \text{ g CO}_2\text{-equiv.}/\text{kWh}$  according to (Kivistö 1995)

## 石炭

表 9-4 からわかるように、石炭、石油、天然ガスの 3 つの基本的な化石燃料の環境パフォーマンスには、十分から悪いまでの間で差がある。これは、温室効果ガスの排出への寄与が異なるためであり、石炭が大きく、天然ガスは小さく、石油が中間であるが、原因はそれだけではない。発電所建設や、継続的な燃料供給を確保するのに必要な作業のための資源の利用とも関係がある。

とは言っても、石炭を対象とする燃料サイクルのライフサイクル分析では、燃料生産、輸送、建設、発電所の維持と閉鎖などによる温室効果ガスの排出は、燃焼によるものと比べて少ないことが明らかになっている。その結果、転換効率は、この技術の環境パフォーマンスに特に大きな影響を及ぼす。米国における瀝青炭の二酸化炭素係数の平均値  $318 \text{ g CO}_2/\text{kWh}_{\text{heat}}$  (Energy Information Administration, 1992) と、世界のエネルギー効率の平均値 25% を用いると、石炭燃料発電所からの二酸化炭素排出量は、世界平均で  $1272 \text{ g CO}_2/\text{kWh}_{\text{el}}$  となる。効率の世界平均は上昇して、OECD 平均に近付いており、 $\text{CO}_2$  排出量が 30% 削減されていることになる。世界中で効率性が高い技術が利用されれば、さらに 34% の削減が可能だろう。だがそれでも、およそ  $600 \text{ g CO}_2/\text{kWh}_{\text{el}}$  が燃焼の過程で直接排出されることになる。

他に温室効果ガスに大きく寄与している石炭サイクルのステップは、採掘である。採掘では度々大気中にメタンが放出される。Riemer (1999) によると、世界で採掘されている石炭 1 キロ当たりの平均メタン排出量は (硬質炭と褐炭を合わせて)、 $4.65 \text{ g}$  と見積もられる。これで、石炭燃料サイクルからの排出量は  $13 \text{ g CO}_2\text{-equiv.}/\text{kWh}_{\text{heat}}$  増える。坑内採鉱では露天採掘と比べて、重量ベースで石炭抽出量当たり平均 20 倍近いメタンが排出される (Riemer, 1999)。

石炭燃料サイクルにおける二酸化炭素、 $\text{NO}_x$ 、 $\text{SO}_2$  の排出量合計は、表 9-5 に載せてある。

表 9-5 一部のライフサイクルインベントリにおける主なガスの排出量、単位は g per kWh<sub>el</sub>

| CO <sub>2</sub> | NO <sub>x</sub> | SO <sub>2</sub> | Efficiency (%) | Life-span (yrs) | Source                       | Remark        |
|-----------------|-----------------|-----------------|----------------|-----------------|------------------------------|---------------|
| 770             | 1.13            | 1.28            |                | 50              | Soil and Water Ltd           | Hard coal     |
| 1100            | 6.1             | 2.5             |                |                 |                              |               |
| 1149            | 0.70            | 0.72            | 37.6           | 35              | Friedrich & Marheineke, 1996 | Hard coal     |
| 1175            | n.a.            | n.a.            | 36.2           | 20              | Friedrich & Marheineke, 1996 | Lignite       |
| 894             | n.a.            | n.a.            |                | 25              | Kivistö, 1995                | Hard coal     |
| 955             | 4.3             | 11.8            |                |                 | Bates, 1995                  | Best practice |
| 987             | 2.9             | 1.5             |                |                 | Bates, 1995                  | FGD           |

## 原子力

放射性核種の放出や電離放射線に住民がさらされていることは、原子力生産による環境への影響という点で最も強く懸念されることだが、ライフサイクル分析では、まだ十分に対処されていない。今のところ放出は、生産される電力の単位当たりの放射性核種の合計で示されている。ただし、このような合成物の運命には違いがあり、生態系では様々な放射性核種が様々な経路で運ばれているため、公正な比較は、算出された放射線量に基づいて行わなければならない。この算出に必要な情報は、まだ完全には入手できていない。

再生可能エネルギー源と同様に、原子力のライフサイクルにおける温室効果ガスの排出は、主に燃料供給と建設に関係している。濃縮プロセスは、原子力燃料サイクルにおいて、他と比べてエネルギーをはるかに多く消費する段階であり、気体拡散は最もエネルギー集約的なプロセスで、気体遠心分離法の30～40倍の電力が必要である (Van Engelenburg & Nieuwlaar, 1992)。レーザー濃縮法はまだ開発中である。

排出量は、用いられている方法や、このプロセスに向けた電気の生産方法に大きく左右される。便宜上、次のように仮定しよう。最もコストがかかる方法、すなわち気体拡散プロセスが用いられており、このプロセスで使われる電気はすべて、変換効率 36%、つまり OECD 諸国の粉炭発電所の平均熱効率 (LHV) で、石炭火力発電所で生産されているものとする (Adams et al., 1996)。原子力燃料の熱容量の値 (3.5%U-235) は、 $8.8 \times 10^5$  kWh/kg (AB Svensk Energiförsörjning, 1998) から  $9.9 \times 10^5$  kWh/kg (Hore-Lacy & Hubery, 1999) となっている。原子力発電所の電力変換効率は常に 33% である。つまり、1 kg のウラン燃料で、少なくとも  $2.93 \times 10^5$  kWh<sub>el</sub> 生産できるということである。気体拡散濃縮は生成される電力の 3～4%、つまり 0.12 kWh<sub>el</sub> まで使用する。石炭火力発電所についてある一定の効率とし、上記の石炭の二酸化炭素排出量平均を用いると、この前提に従ったウラン燃料濃縮で、最大 35g CO<sub>2</sub>/kWh<sub>el</sub> が生じる。原子力燃料サイクルの他のステップの排出量は、表 9-6 の値よりもかなり少ない。

表 9-6 原子力燃料サイクルの様々なステップからの二酸化炭素排出量、スウェーデンの原子力発電所のライフサイクル分析に基づく (Tunbrant et al., 1996)。耐用期間は 25 年。

| Fuel sub-cycle                           | g CO <sub>2</sub> /kWh <sub>el</sub> |
|------------------------------------------|--------------------------------------|
| Mining                                   | 0.0082                               |
| Refinement                               | 0.845                                |
| Chemical conversion                      | 0.017                                |
| Enrichment                               | 1.41                                 |
| Fuel manufacturing                       | 0.017                                |
| Handling of spent fuel                   | 0.17                                 |
| <i>Sub-Total</i>                         | 2.5                                  |
| Power plant construction and dismantling | 0.433                                |
| Power plant operation and maintenance    | 0.072                                |
| Underground storage of radioactive waste | 0.07                                 |
| <i>Total</i>                             | 2.98                                 |

濃縮を除き、排出量はどの国でもほぼ同じだと考えられるため、原子力発電による温室効果ガスの排出が、35 g CO<sub>2</sub>-equiv./kWh<sub>el</sub>を上回ることはないだろう。このことから、この技術は厳密に再生可能エネルギーと同じグループに分類される。以上の議論から、大気汚染物質の放出が主に建設、運転、解体と関係している技術に関するライフサイクル分析ごとの排出量の差が、主に国内の電力構成によることは明らかだろう。他の多くの原子力に関する LCA に示されている CO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、SO<sub>2</sub> の排出量合計は、表 9-7 のとおりである。

表 9-7 原子力発電所のライフサイクルにおける排出量の概要 (g/kWh<sub>el</sub>)。

| CO <sub>2</sub> | NO <sub>x</sub> | SO <sub>2</sub> | Source                | Note |
|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------------|------|
| 2.8-3           | 0.017           | 0.013-0.015     | Tunbrant et al., 1996 | (1)  |
| 10-26           | n.c.            | n.c.            | Kivistö, 1995         | (2)  |
| 12              |                 |                 | Dones et al., 1996    | (3)  |
| 8-21            |                 |                 | IEA (Japan)           |      |

n.c. – not calculated

(1) The lower values refer to 40 yrs life expectancy; the higher ones to 25 yrs.

(2) The lower value refers to centrifuge enrichment; the higher one to gaseous diffusion. Life span is 25 yrs.

## 水力発電

これまで水力発電について行われた数少ないライフサイクル分析では、この技術について一般論を確立するのは難しいことがはっきりと示されている。水力発電によって多くの地域と人々に繁栄がもたらされてきたが、人間の居住に深刻な悪影響ももたらしている (McCully, 1996)。水力発電は、河川の形態および原材料や物質のフローなど、その結果としての生態系プロセスにプラスあるいはマイナスの影響を及ぼす (Chambers, 1991)。水力発電事業に様々なものがあるため、社会や環境への影響も非常に幅広い。水力発電の一般的特徴を得るためにマイナスの影響をすべて合わせると、完全に誤ったイメージになるだろう。個別の水力発電事業には、このような欠点はなく、わずかにあっても軽減対策によって相殺されることが多い。世界全体で、環境および社会へのプラス、マイナスの影響のインベントリはない。ケーススタディの多くは、

意見の分かれる事業に焦点を当てており、すべての事業を代表しているわけではない。

近年、温室効果ガスの排出に注目が集まっている。つまり水力発電の貯水池からのメタンの排出である。この点での貯水池の役割については、第 6 章で細かく議論した。そこから、2 つの重要な結論が得られる。利用可能なライフサイクルインベントリ、つまり排出量が天然ガス発電所の 10%を超える水力発電所は、おそらく例外だろう。さらに、水力発電は差し引きで炭素隔離が可能な発電の唯一の発電方法である(第 6 章で述べたアスワンハイダムを参照)。この特別な例は、他の方向では例外かもしれないが、いくつかの極端なケースから水力発電全体へと一般化するのは間違っていることを示している。先に述べたように、水力発電事業の例外的なケース(発電容量が少ない、熱帯の大きな浅瀬の貯水池)を除き、天然ガス発電所の温室効果ガス排出量の 10%を超えることはないだろう。見積りをより正確にするには、様々な種類の貯水池からの排出量、また世界中の様々な種類の貯水池の正確なインベントリについて、より基本的な調査が必要だろう。水力発電による温室効果ガスの排出量の信頼できる計算には、流域全体、つまり貯水池への流入から河口までの生態学的プロセスについても考えなければならないだろう。

他の排出と資源の利用に関して、環境面であり影響がない水力発電事業や、人間社会や自然環境への影響という点でありにもコストがかかる事業があることが明らかになっている。優れた意思決定プロセスでは、最後に述べた種類の事業の建設を回避する必要がある。また一方で、差し引き、社会にメリットがある事業は認めなければならない。決定は、個々の事業ベースでおこなわれるべきであり、また特定の影響を用いることができる範囲は限られ、つまり全体の影響は、提供するサービス全体で分担され、水力発電といったエネルギー・オプション全体に関する特徴とされる。再定住のような社会的な問題の場合、各事業をそのメリットをもとに検討する必要性は、特に重要である。MW 当たりの人数は同じであっても、0.1 MW の事業のための 6 人家族の再定住は、18,000 MW の事業のための 100 万人の再定住と同じではない。しかしながら、事業固有の要因から、各ケースは独自のものとなっている。大規模な事業については、20 世紀に洪水のため数十万人の命が失われたとみられる。水力発電よりも、将来の命を救うことが、多くの人々の再定住の強い動機である。こうしたことを考慮して、事業の規模と、資源の利用との間には逆の相関関係がよくあると結論付けることができる。つまり、大規模な事業で使用する資源は、小規模な事業よりも少ない傾向がある。このような逆の相関関係は特に水力発電の場合に強い(図 9-1~9-5 を参照)。

ライフサイクル分析によって、資源の利用や、生成される電力供給の単位当たりの影響に関するデータが提供される。この方法で電力を生産する場合、電力がいつ利用可能で、いつ必要かということとは関係なく、供給は単に電力の量で表される。電力の生産と消費は同時になければならないため、柔軟性が高いエネルギーは、信頼性の低い他の発電方法と比べてメリットが大きい。ライフサイクル分析で出される数値では、電力の常時供給と非常時供給との区別は、簡単には考えられない。これが特にはっきりしているのは、風力、水力を利用したシステムを比較する場合である。

## 風力

風力は、発電方法として独立したものではない。ただし、補完的な発電方法を用意できるようなシステム設定ができれば、風力を適切に活用することができる。この理由は、風力は必要な時に常に利用できるとは限らず、信頼できない資源であるということだ。例えば、スウェーデンの風力発電所の平均設備利用率が、1998 年に 24.3% (Szadkowski, 1999) であったのに対して、スウェーデンの水力発電では 1997 年に 48% であった

(Swedish Bureau of Statistics, 1999)。実際には、水力発電ではピーク電力の発電に蓄えを利用しているため、この 2 つの選択肢の差はもっと大きい。つまり、必要な時まで水をダムで取っておくのである。スウェーデン電力市場の規制緩和前は、この目的で使用する水の価格は、原油価格に連動していた。石油燃焼ガスタービンが、ピーク時の電力生産の唯一の代替的な方法であったためである。風力にはコストがかからないため、風力発電所をできるだけ運転すべきである。スウェーデンの風力発電機の利用可能性は平均して 100% に近いことから、風力発電の設備利用率が平均して低いのは、発電所に対する信頼の度合いの表れである。

カナダのケベック州で行われたシミュレーションの結果には、このような風力と水力との基本的な違いがさらにはっきりと表れている。電力需要が 11% 増加すると(水力発電の増加でカバーする場合の設備容量は 0.31 TWh または 60 MW)、風力発電では 82 MW (単独の風力発電所)、または 102 MW (7 か所の分散した風力発電所) が必要だが、バックアップの水力発電で「差し引かれる」のは、それぞれ 2 MW、34 MW だけだろう (Gagnon & Belanger, 1998)。既存の電力供給システムはほとんどが、電力需要の変化に対応するように設計されているため、通常はかなりの量の風力発電を十分「吸収」できる。このため、水力発電が大きなシェアを占めているスウェーデンの電力網への、風力発電による大量供給 (7.5 TWh まで) のシミュレーションでは、システム全体の効率性の低下はわずかであることが示されている (Söder, 1994)。

風力発電の最も重要な特徴は、燃料(水、石油、天然ガス)を節約できることだが、システムに容量を追加することも多い (Tande & Vogstad, 1999)。しかしながら、環境への影響という点で、風力は、補完的な発電方法の環境負荷を分担しなければならない。このことは、ライフサイクル分析の配分プロセスにとってきわめて重要だが、まだ解決されていない。

風力のもう 1 つの特徴は他の土地利用への侵入であり、これによってライフサイクル分析で問題が生じている。正味での居住地の喪失(アクセス道路; 基礎-通常コンクリートスラブでできている; ケーブル溝、伝送線用ポール)は少ないが、エネルギーの喪失や、騒音による住民の混乱を避けるためには、建物などに先に述べたような制約を課さなければならない。このため、風力発電所は主に穀類畑、牧草地、沿岸部などに設置されている。スウェーデンの風力発電に関する LCA (Dethlefsen & Tunbrant, 1996)によると、発電所から半径 300 m の地帯は、保護目的に確保されている。これは、 $0.01 \sim 0.015 \text{ m}^2 / \text{kWh}$  の土地利用に相当する。ニュージーランドのエネルギー効率局 (Energy Efficiency and Conservation Authority) が定めたガイドライン (1995) でも、同様の値が示されている。この点に関する再生可能エネルギー源間の比較は、表 9-8 にまとめられている。これらの技術について実際には下限はないが、当然上限はある。風力と水力には大きな差がある。この 2 つの発電方法の値は、スウェーデンのいくつかの発電所をもとに算出したもので、参考のためのみに載せてある。Pimentel et al. (1994) の見積りでは、面積当たりの電力生産は、風力が  $1 \text{ kWh}_{\text{el}} / \text{m}^2$ 、水力が  $8 \text{ kWh}_{\text{el}} / \text{m}^2$  である。

表 9-8 様々な再生可能エネルギー発電に必要な単位面積当たりの発電量

| Energy source         | Energy density<br>(kWh <sub>(heat)</sub> /m <sup>2</sup> ) | Electricity<br>output<br>(kWh <sub>el</sub> /m <sup>2</sup> ) |
|-----------------------|------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Sun                   | 600-1100                                                   | --                                                            |
| Biomass               | 5-25                                                       | 2                                                             |
| Photovoltaic<br>panel | --                                                         | 260-480                                                       |
| Wind                  | --                                                         | 11 <sup>(1)</sup>                                             |
| Hydro                 | --                                                         | 15 <sup>(2)</sup>                                             |

(1) 600 MW; capacity factor 0.33; rotor diameter 43 m.

(2) Lule River (several reservoirs, river impoundments and power plants in a cascade).

#### まとめ

この調査では、様々な種類の発電の直接的な影響のみを検討し、温室効果ガスの排出による気候変動が、人間の福祉にもたらす将来にわたっての影響については議論していない。いくつかの試算 (Titus et al., 1991 など) によると、この影響は最も深刻で、主に化石燃料の利用によってもたらされている。例として、1998 年の全世界での水力による発電量は、2,643 TWh であった (International Energy Agency, 1998)。石炭でこれと同じ量の電力を生産するには、1,586 百万トンの石炭が必要である。これは、100 台の貨車に石炭を積んだ列車が、3 分ごとに一日 24 時間、365 日間運ぶ量に相当する。温室効果ガスと気候変動は、世界中のあらゆる部分に影響を及ぼす可能性がある。将来予想される結果を少しあげるだけで、天然資源の利用の変化、病気の流行、地域の生物多様性の低下などが考えられる。これらのシナリオはまだ、技術者や一般の人々の化石燃料発電に対する態度にわずかな影響しか及ぼしておらず、化石燃料発電はほかの発電方法よりも高い割合で拡大している (International Energy Agency, 1998)。

ライフサイクル分析や、発電方法を比較する他の同様の方法は、特定の汚染物質の一定量の放出による実際の影響の分析にも拡大すべきだと結論付けられるだろう。例えば、生産される電力の kWh 当たりの温室効果ガスの量の算出で立ち止まるべきではなく、このような温室効果ガスが気候変動、人間の福祉、環境にもたらす影響を判断するところまで拡大すべきである。このように分析を拡大しなければ、また温室効果ガス、酸、養分の排出は公衆の目には見えないため、常に、発電所の周囲の環境に及ぼす影響が小さい発電方法を選好する傾向があり、国や世界全体は見過ごされるだろう。

水力(および風力)は他の発電形態と比べて、発電所の概観や周囲の環境に、比較的大きな影響を及ぼす。また LCA 分析では、様々な周囲の環境への影響を定量的に示す。しかしながら、このような形態の再生可能エネルギーのメリットは、従来の LCA アプローチでは、完全には明らかにされていない。ある状況で最適な発電形態を判断する際には、当然すべてのメリットと既知のデメリットを考慮しなければならない。



表 9-9 様々な発電方法による影響の概要、資源の利用と汚染物質の排出を除く

| Impact category                  | Coal | Oil | Gas | Bio-mass | Nuclear | Hydro | Geo-therm. | Solar | Wind |
|----------------------------------|------|-----|-----|----------|---------|-------|------------|-------|------|
| <b>Impact on biodiversity</b>    | ???  | ??? | ??  | ???      | ?       | ???   | ?          | ?     | ??   |
| <b>Accidents</b>                 | ??   | ?   | ?   | ?        | ??      | ??    | ??         | ?     | ?    |
| <b>Impact on humans</b>          |      |     |     |          |         |       |            |       |      |
| Health risks                     | ???  | ??  | ??  | ??       | ?       | ??    | ?          | ?     | ?    |
| Social and socio-economic impact | ??   | ?   | ?   | ?        | ?       | ???   | ?          | ?     | ?    |
| Risk perception                  | ??   | ??  | ??  | ??       | ???     | ??    | ?          | ?     | ?    |
| Aesthetic impact                 | ???  | ??  | ??  | ??       | ?       | ???   | ?          | ??    | ???  |

? = no or negligible impact

?? = substantial impact

??? = impact crucial to option

### 発電技術のリスク認識

リスク認識を研究するための方法論は第 1 章で述べられている。

#### 精度

##### 方法論的側面

社会的決定アプローチの印象や評価を得るために、リスク認識研究の技術を表す口語表現や、簡単な説明を使用することは、方法論的制限を受ける。これらの簡単な口語表現や説明への反応は、毎日の生活の中で起こる反応を代表するものではないかもしれない。それにもかかわらず、一連の危険をさらに具体化することは(例えば、原子力を、放射性廃棄物の輸送、ウランの採鉱、原子炉の事故に分類するなど)、因子構造または、認識されているリスクの確率との関係にほとんど影響を及ぼすことはない(Buss et al., 1986; Slovic et al., 1985)。

##### 地理的側面

リスクへの暴露は、国、経済状態、技術インフラ、公衆衛生の優先順位、自然災害などにより、異なる。リスクの認識も、国、人々が討論のために選ぶ内容、ニュース媒体がリポートするために選ぶ内容、文化規範が重要とみなすもの、リスク制御のために存在する技術的および政治的機會により異なる(Haddad & Dones, 1991)。ある研究(Hoefer & Raju, 1989)によると、アメリカ国民は、一般的に、フランス国民よりリスク認知度が高い。特に原子力発電に関しては、そうである。別の研究(Englander, 1986)によると、アメリカ国民はまた、一般的にハンガリー国民よりリスク認知度が高い。ハンガリー人は、一般的な日常のリスクを、アメリカ人より高く位置づける傾向があった。アメリカ人は、化学物質や放射線に関する新しいリスクに、より高い関心があった。ハンガリー人はまた、ほとんどの電力技術をリスクが高いと位置づけたが、原子力は、アメリカ人よりリスクが低いとする傾向があった。それにもかかわらず、ハンガリー人の因子構造は、アメリカ人の因子構造と根本的に変わらなかった。また、2 次元因子空間における、様々な電力技術の位置づけも、大きく変わらなかった。要約すると、様々な調査およびテーマにおいて、因子空間は、かなり健全であると言える。

##### 社会的側面

因子空間は、研究対象グループ(米国の大学生または、オーストリア人の母集団)の平均的リスク認識を示すだけである。もちろん、個人のリスク認識には大きな差がある。知識、正確、政治的志向、文化的偏見、ヒエラルキー(階層)、個人主義、平等主義がリスク認識に影響を及ぼすことを示している。これは、リスク認識が社会的プロセスであることを表している。つまり、個人は、望ましい生活様式を脅かすものをリスクとして認識する。女性は、一般的に、男性より、リスク認識が高い(Hoefer & Raju, 1989, Dake & Wildavsky, 1989)。

##### 一時的な側面

リスク認識は、時間と入手可能な情報とともに、変化する。研究が実施されてから、これらの変数がどのようにリスク認識に影響を及ぼしてきたのか、また、今後、どのように影響を及ぼす可能性があるのかは、各々の発

電方法について別個に議論されている。ここで使用している研究は、すでにかなり古く(1977年～1979年)、最近、技術の影響に関する科学的研究がたくさん行われているので、その頃から、リスク認識が大幅に変化した可能性が高い。新しいデータは有益であり、現在の一般リスク認識をより正確に表していると思われる。

## 石炭

第1章で言及している、1979年に Slovic らが実施した、心理測定パラダイムの研究では、「未知のリスク」因子に関し、化石燃料による発電技術のリスクが最も低いと評価されている。恐怖については、原子力発電だけが、かなり恐怖因子が高いと認識されているが、化石燃料は、まだ水力発電と同じくらい安全だとされている。その後、この評価を変えたかもしれない研究がたくさん行われた。

- 酸性化およびその影響に関する、国民による議論は、1980 年になって、ようやく大々的に行われるようになった。この年に、初めて、酸性雨に関する国際科学会議がノルウェーで開催された(この議題は、1972年にストックホルムで行われた国連環境会議で、全世界に紹介された)。
- 地球温暖化に関する研究は、大災害の大きな可能性を伴うシナリオをもたらし、影響に関する不確実性を明らかにした。
- 近年、発がん物質について、多くの研究が行われている(燃焼プロセスから発生するなど)。
- 新しい研究が、人の健康への影響経路(光化学スモッグ、酸性化、発がん性物質など)は、まだよく分かってなく、ほとんど定量化されていないことを示した。

人の健康に対する、このような「新しい」影響は、広がり、容易に観測できず、選択の余地はなく、世界的なものもあり、潜在的に大災害をもたらすものもあり、部分的に発現が遅いものもあり、回避することはまず無理である。これらは、リスク認識に大きな影響を及ぼす特徴である。これは、当面の「未知のリスク」同様、「恐怖」が高スコアを得ることにつながった。一方、その間に、非常に実質的な改善行われ、これもリスク認識に影響を及ぼしたか可能性がある。

- 新しい技術は、多くの排出物を大幅に削減することを可能にする。
- 多くの炭鉱で、労働衛生状況が大きく改善された(Roberts & Ball, 1995)。

今後、化学的な知識がさらに向上すると、以下のように展開する可能性がある。

たとえ、石炭発電の健康への影響可能性における、科学的知見が得られた、または今後得られるとしても、「未知のリスク」因子のスコアがすぐに低くなる可能性はない。反対に、化学的研究は、現在、調査し、理解しなくてはならない、石炭電力のまだ知られざるリスクの可能性(例えば、露天炭鉱からの粉じんによる健康への悪影響 -Edwards, 1997)を明らかにし続けている。これにより、「未知のリスク」因子のスコアはさらに高くなるであろう。地球温暖化や酸性化のような、世界的または地域的問題をもたらす可能性のある影響について、このような新しい知見および手掛かりが得られると、「恐怖」因子が高まるのは必至である。技術的發展にもかかわらず、例えば、石炭発電は、近い将来、燃焼工場の重要な懸案事項の1つである、CO<sub>2</sub>の排出を削減できないと思われるため、このような展開は起こり得る。

## 石油

原則として、石油発電は、石炭発電と同じ検討が通用する。この 2 つは非常によく似た技術であり、両方とも化石燃料を使用しているからである。しかし、リスク認識に重要な、顕著な違いがある。

- 石油発電は、エネルギー密度が高いため、総排出量が少ないことから、石炭発電より、「クリーン」な技術と考えられている。
- 石油の輸送は、石炭の輸送よりリスクが高く、特に、壊滅的なリスクと結びついている（石油タンカーの大惨事など）。
- 石油発電は、車が同じ種類の燃料で走っているため、なじみがあるかもしれない。

これらの考察を考慮し、石油発電のリスクは、石炭発電のリスクと非常によく似ていると考えられるが、「恐怖」因子および「未知のリスク」因子は、石炭より少し低いか可能性がある。今後の展開に関しては、石炭発電と同じ検討が通用する。

### 天然ガス

天然ガスは、化石燃料の「最もクリーン」な技術と考えられている。実際、総排出量は、他の化石燃料技術より、かなり少ない。一方、最新の化石燃料発電であり、それゆえ最もなじみのない技術である。また、爆発事故の懸念をもたらす可能性がある。これは、リスクが石油発電とほぼ等しいと認識されるという結論に結びつく。

今後の発展は、発電に天然ガスを使用することに親しみをもち、爆発の懸念を緩和するかもしれない - 何も起こらなければであるが。天然ガスの健康リスクの認識は、おそらく、他の 2 つの化石燃料より好ましいが、まだ同じようなレベルにある。

### 原子力

原子力発電は、最も議論を呼ぶ電力技術である。原子力発電は、有益で、低リスクだと見る人もいるが、全く受け入れない人もいる。この二極化は対立と主張を招き、相反する人々の間では全く考え方が異なる。

原発に反対している人たちのアンケート調査によると、彼らは、利点は非常に低く、リスクは受け入れがたいほど大きいと判断している。この反応を、癌や遺伝子を損傷する恐れのある、放射能の目に見えない、不可逆的な汚染に対する恐怖のせいにする人もいる。しかし、診断用の X 線や、同様のリスクを引き起こす他の技術の利用を、同じように恐れてはいない。他の人は、原子力発電に対する否定的な態度を、核兵器との関連が原因だとしている (Slovic et al., 1985)。しかし、これは、人々の不合理な考えと見なされるものに対する、唯一の理由にはなり得ない。と言うのは、軍事用に開発され、使用されている他の技術を商業目的に利用することに、異議を唱えていないからである。実際は、たくさんの側面が人々の態度を今ほど不合理でないものに変えることに寄与し、また十分に根拠のある可能性がある。これらの側面のいくつかをここで論じる。

### 未解決の技術問題

中レベルおよび高レベルの放射能廃棄物の処理問題は、少なくとも、使用済み燃料の最終保管場所という意味で、現在まで解決されていない。この廃棄物は、数千年の間潜在的危険を持ち続けるため、信頼でき

る解決策が求められる。廃棄プログラムに対する反対は、いつも、非常に大きい。米国の研究に、廃棄用地に反対する人々による技術的批判について評価を行ったものがある(Kraft, 1989 年)。

表 1 原子力廃棄用地へ技術的批判をする人々全体に対する、批判の内訳(%)(Kraft, 1989)

|                                                                          |    |
|--------------------------------------------------------------------------|----|
| waste technology is unproven                                             | 32 |
| limited scientific knowledge understanding geology                       | 28 |
| analysis of transportation problem incomplete                            | 28 |
| site characterisation involves many technical uncertainties              | 25 |
| level of risk unacceptable                                               | 22 |
| inadequate planning                                                      | 17 |
| isolation of radioactive material from biosphere cannot be guaranteed    | 13 |
| need to explore alternative technologies (breeder reactors, solar power) | 6  |
| waste repository should be located where wastes are produced             | 4  |

### 不明確な利益評価

争点となっている、2つの利益問題がある。1つは、原子力発電は、危険なプロセスが社会全体に利益をもたらすことを示すには、不十分である。危険にさらされている、ほとんどの人は、自分たちの利益が、その危険を上回ることを確実にしたいと思っている。個人の利益が常にリスクを大きく上回る、医療用放射線と違うことは、明白である。原子力発電では、社会全体が生成されたエネルギーから利益を得る。一方、リスクのほとんどを引き受けている発電所近くの住人は、その利益のほんのわずかな一部しか得ない。2つ目は、原子力エネルギーが社会に正味利益をもたらしているのかどうかという純粋な議論である。特に、広範囲にわたる安全対策や高放射能核廃棄物の未解決問題もあって、その費用がかなり高くつく(United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1991)。放棄された原子力発電所の例は、たくさんある。

### テロリズムの可能性

主に 2 つの懸念事項がある。1 つは、原子力発電所がテロリストや敵の攻撃により破壊される可能性がある。これは、大惨事につながる。もう 1 つは、プルトニウムや他の放射性物質が原子力発電所から盗まれ、核兵器や毒として使用される可能性がある。

### 民主主義の問題

原子力発電所が非民主主義的な設備と考えられる理由がいくつかある。

- 原子力発電所の用地は、民主主義的な決定の経路外で決められることが多い。人々は、反対する権利も持たず、強制的に原子力発電所の近くに住まされていると感じている。
- 破壊工作や盗難の可能性により、原子力発電所の中および周辺に、大規模な安全対策が求められる。これは、自分たちの国が警察国家に変わるという不安をもたらす。
- いくつかの国の法律は、原子力設備の特別な法律上の地位を保証している(米国では、プライス・アンダーソン法が原子力の賠償責任の範囲を制限している)。

### **リスク評価の不正確さ**

放射線被ばくの影響評価は不正確である。影響を予測するモデルは、主に、動物実験に基づいており、指標として機能するだけで、証拠としてではない。特に、長期的な低レベルの放射線の影響は、動物実験では、十分に試験することはできない。晩発生放射能障害に関する最近の研究は、これらの問題を強調している。

### **リスク評価における、悪影響の不適切な測定**

リスク評価は通常、数字または経済的な観点で、超過死亡率を定量化しようとするだけである。身体障害や病気の費用の測定は無視されるか、非常に雑に行なわれている。よくても、けが全体から、生涯にわたる障害の大ざっぱな評価をするだけである。苦悩や不満同様、生活の質への小さな被害は考慮されていない（United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1991）。最悪の場合、統計的な証明なしに、病気と怪我が早死の予想数に比例すると述べられている。

### **大災害の可能性**

日常的な小さな危険より、めったに起こらない大災害の方が恐れられている。明らかに、他の形態のエネルギー生産もかなり大きな壊滅的な可能性を持っており、実際に起こる確率も高い。しかし、このような大災害でも、原子力発電所の想像できる大災害には匹敵しない（United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1991）。核兵器は、疑う余地なく、これらの不安を生みだすのに一役買ってきた。1987年にチェルノブイリ原子力発電所で起こった炉心溶融は大きな影響を及ぼし、これらの不安を特に欧州で強めた。

### **無意識性と個人の制御性の欠如**

自発的なリスクと非自発的なリスクには重大な違いがある。楽しみのために、特に高リスクを喜んで受け入れる人がいる。喫煙と飲酒は、自発的なリスクを伴う。これは、多くの人がそれらのリスクを受け入れられると見る1つの理由である。しかし、命や健康を危険にさらす自由は、自由の必要な部分であると考えられるが、一方、そのようなリスクを他人に負わせる自由は自由ではない。人々は、敏感にそれを意識し、一貫して、負わされたリスクおよび非自発的なリスクに対して、厳しい見方をする。そのようなリスクに直面し、無力であると感じる時、すなわち、そのリスクを制御できない場合、または、積極的にそのリスクから身を守る手段がない場合、寛容でなくなる。核燃料サイクルの放射能は、これらの好ましくない特徴すべてを伴うものと見られている（United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1991）。

### **道徳的および倫理的問題**

放射能廃棄物は、廃棄物の安全性が補償される期間を大きく超え、今後長期にわたり、危険をもたらす。人々は、これらの危険を、これらの生産から何の利益を得ない次の世代に残すことが正しいことかどうか疑問に思っている（United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1991）。

### **可能性**

原子力発電のリスクに関する議論とメディアの報道は、人々の不安を、他の発電技術よりはるかに大きく拡大した可能性がある。しかし、影響は2つの方向に及ぼされている。世論および関心は、発表される内容に影響を及ぼす。一方、メディアは、国民の議論に寄与する。可能性という、第2の面がある。つまり、極端に低い

放射能レベルでも測定する能力である。これは、実際の放射能の排出量の誇張につながる可能性がある。

### 優位性

一部の人たちは、原子力発電は、最高の電力技術であると認識している。彼らの根拠は、おそらく、反対派の意見より現実的である。

- 原子力発電は、温室効果ガスをあまり排出しない。
- 原子力発電からは、(環境問題や人の健康問題につながる可能性のある)燃焼排ガスが直接排出されない。
- 原子力発電は、上記の 2 つの長所と共に、現在、唯一の大規模発電技術であり、特定の地域に限らない。そのため、私たちの生活様式を変えずに環境問題を解決する、素晴らしい技術ソリューションと考えられる。
- 安全基準は非常に高く、事故の確率は極めて低い。

### 結論

これらの側面はすべて、原子力発電のリスク認識に寄与している。1979 年に米国で行われた心理測定パラダイム研究では、原子力発電は、恐怖リスク因子であるという評価が最も高く、未知のリスク因子という評価も非常に高い。職業的および公衆の死亡率および罹病率が、他の発電技術より低いとしても(インパクトのカテゴリーの「事故」および「健康リスク」参照)、これは、原子力発電が最も議論を呼び、最も批判されている電力技術であり、一部ではあるが、電力需要を満たす最悪のソリューションと認識している人もいるという事実につながる。

### 現在および今後の展開

原子力発電の低リスク確率、高安全基準、理解に関する情報は、「未知のリスク」因子のスコアを下げた。しかし、ここで使用されているリスク認識研究が実施されてから、1986 年のチェルノブイリの大災害は、原子力発電は恐ろしいという認識を高めたかもしれない。一方で、化石燃料のリスクが強調されたことにより、原子力発電への注目が幾分それた。これは、原子力発電に対する、過激な反対者を減らしたかもしれない。さらに、西欧および北米では、早期の反対と経済的問題のために、原子力発電をさらに拡張する計画はほとんどない。よって、新しい発電所に関する議論は、ほとんど予想されない。それにも関わらず、上記で述べた問題のほとんどは深刻であるため、原子力発電の幅広い受入は、近い将来には期待できない。

### バイオマス燃料

バイオ燃料発電は、燃焼プロセスに基づき、原則として、他の燃焼型発電所と同じ技術を使用する。よって、バイオ燃料利用から生じるリスクは、おそらく、ガスや石油発電と同じように認識されていると思われる。

しかし、現在、いくつかの理由が、一般の人々に、バイオ燃料発電所のリスクは、化石燃料発電所より低いことを認識させる可能性がある。1 つめは、バイオ燃料は、適宜管理されれば、地球温暖化にあまり寄与しない、再生可能なエネルギー源である。2 つめは、バイオ燃料が再生可能燃料として使用される場合、発電所は、燃料の入手が限られているため、化石燃料発電所より、かなり小さい傾向にある。

## 水力発電

原子力発電は別にし、水力発電は、最近、最も激しい議論の的となっている。ほとんどの大型ダムは、大幅に反対されている。それには多くの理由がある。そのいくつかは、人の健康へのリスクと直接結びついている。リスクの根拠は討論で頻繁に提示されている。ほとんどの反対は、予想される社会的および社会経済的影響（再定住化、土地の損失、漁業の抑制、水の供給など）、または、広い意味での自然環境保全問題を理由に挙げている。先進国の既存の水力発電は、一般的に受け入れられているが、発展途上国の新しい水力発電への反対は、特に、強力である。残念ながら、水力発電の反対者は、代替エネルギー技術の開発の提案はほとんどなく、このような国の経済を改善するために、水力発電の潜在的役割の分析も行っていない。

再定住化、土地の損失、漁業の抑制などは、間接的に、深刻な健康への影響および関連した考えをもたらすかもしれないが、これらは、インパクトカテゴリーの「経済性」、「土地」、「社会的および社会経済的影響」に含まれているので、ここでは扱わない。水力発電の最も重要な健康への直接リスクは、地震活動の誘発、ダムの決壊、緊急洪水、水を介する病気の増加（熱帯および亜熱帯の国）である。これらは、非常に局地的で、リスク認識は、地域により大きく異なる。

米国の大学生を対象に行われた、心理測定パラダイム研究では、水力発電の「恐怖」因子のスコアはかなり低く、「未知のリスク」因子はかなり高かった。「未知のリスク」因子のスコアは、大災害の原因が予測不可能（異常気象など）であることから、説明がつく。「恐怖」因子は、おそらく、地域により大きく異なる。ダム決壊の恐れがある地域または、水の調整の影響を受ける地域に住んでいない人は、水力発電と結びついた大きな不安は分からないであろう。水力発電は運転中に直接、（地域や世界に危険を及ぼす可能性のある）排出物を出すこともないので、なおさらそうである。洪水が起こりやすいエリアに住んでいる人は、そのリスクの認識はかなり異なる。平均して、ダムはかなり安全と考えられているが、潜在的に影響を受けている人たちの見解を指標とすると、水力発電は、たぶん、危険な発電技術の1つと考えられる。

ダムは、実質的に大きな技術進歩のない、古い技術なので、ダムのリスク認識が、今後大きく変わることはないであろう。大型ダムは、常に、断固たる反対および非常に否定的な態度に直面し、一方、小型水力発電所および流れ込み式発電は、適切に計画されれば、リスクが少なく、好ましいと考えられている。

## 地熱

地熱発電は、あまり知られていない技術である。一般人の中には、地震や火山活動と結びつける人もいるかもしれない。多くの人は、一度知ると、大災害の可能性の少ない、未知のリスクのない、比較的安全な技術だと判断するであろう。この技術になじみの無い人は、「未知のリスク」因子を高く、むしろ「恐怖」因子を低く評価する。知識が増えることにより、「未知のリスク」のスコアは、大幅に低くなるだろう。

## 風力

風力発電は、風車という古いルーツを持つ、新しい電力技術である。簡単な機械原理に基づき、一般人にも理解しやすい技術である。運転から直接排出はなく、大災害の可能性もない、再生可能な技術である。これらの側面は、風力発電を、恐怖や未知のリスクの無い技術にしている。従って、風力発電による人の健康へのリスクは低いと認識されている。地上では、この認識は、今後も変わらないが、海に大規模な風力発電基



地が設置されると、船の航海などに、新しいリスクをもたらす可能性がある。

## ソーラー

ソーラー発電は、運転から直接排出や大災害の可能性の無い、再生可能なエネルギー技術である。ソーラー発電の潜在的危険性の心配はなく、人の健康へのリスクも低いと考えられる。それにもかかわらず、まだ開発中のかなり新しい技術であるため、ソーラー発電を、高エネルギーコストおよび、生産過程での有害化学物質使用と結び付け、一般人は、ソーラー発電のリスクは、未知であると見ている。

少なくとも2つの展開が、「未知のリスク」因子のスコアを下げる可能性がある。1つは、有害化学物質を使用しない、新しいソーラー発電を開発することにより、一般的な認識が変わる可能性がある。もう1つは、ソーラー発電が広く使用されれば、人々がこの技術に慣れるようになる。一方、有毒物質の放出につながる事故（火災など）は、人々の認識を、好ましくない方向に変えるであろう。

## 比較

### *心理測定パラダイム方式を使用しての比較*

図1は1979年に米国の大学生を対象に行われた研究のデータであり、因子空間における、電力技術のリスクと、他のリスクの位置を示している。

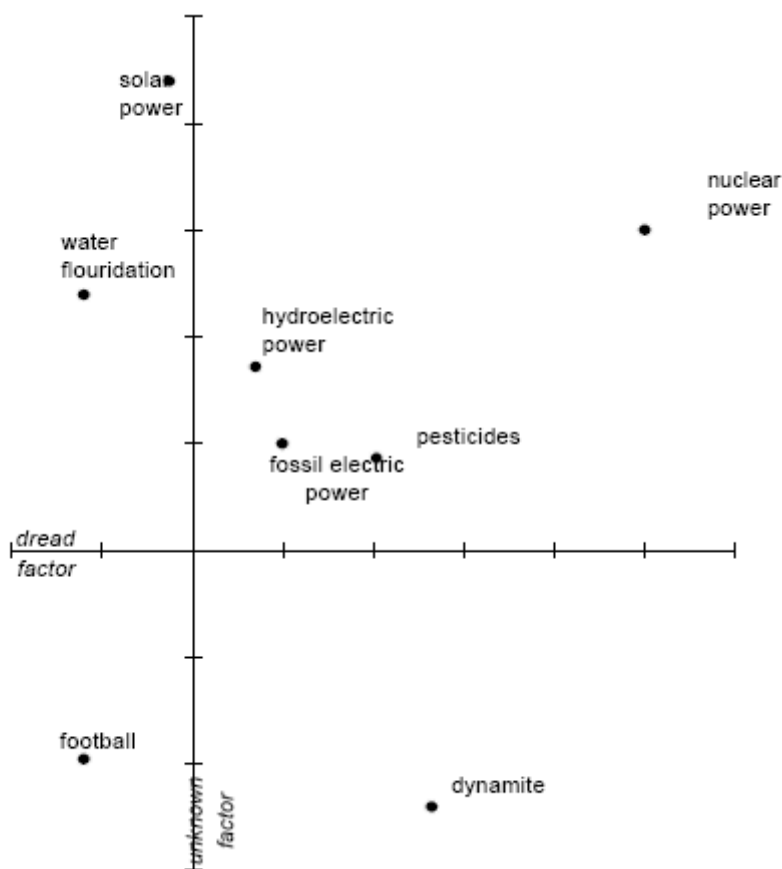


図 1 1979 年に米国の大学生対象に行われた研究で得られた、2 次元の因子空間における、リスクの位置。n = 175。恐怖因子は X 軸に示され(右に行くほど恐怖が大きい)、未知のリスク因子は Y 軸に示されている(上へ行くほど未知のリスクが大きい)。(Slovic et al., 1985)から採用。

上記の各技術の説明に示したように、研究が実施されてから変化があった可能性がある。要約すれば、ここに含まれている技術の傾向およびここに含まれていない技術の位置は、以下のように推定できる(表 2)。

表2 最近の一般討論で見られる、様々なエネルギー生成技術のリスク認識についての予測される変化

| Option      | ‘Dread’<br>factor<br>development | ‘Unknown’<br>risk factor<br>development | Comments                                                                                              |
|-------------|----------------------------------|-----------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Coal        | increase                         | slight increase                         | compared to fossil power                                                                              |
| Oil         | increase                         | slight increase                         | slightly lower than coal on both factors                                                              |
| Natural gas |                                  |                                         | may rate like oil power on both factors                                                               |
| Nuclear     | steady                           | slight decrease                         |                                                                                                       |
| Biofuel     |                                  |                                         | may rate lower in ‘dread’ and same in ‘unknown’ as oil                                                |
| Hydro       | steady                           | steady                                  | ‘dread’ may be perceived higher by people if the frequency of flood catastrophes continue to increase |
| Geothermal  |                                  |                                         | ‘dread’ close to fossil, ‘unknown’ like solar but may drop quickly                                    |
| Wind        |                                  |                                         | ‘dread’ close to solar, ‘unknown’ lowest of all                                                       |
| Solar       | steady                           | decrease                                |                                                                                                       |

この検討に関する最近のデータがないため、厳密な定量化は不可能である。よって、精度の問題と組み合わせ、下記の半定量的な方法(表 3)を採用する。それぞれのリスク認識因子について、3 つの大きさのスコアから 1 つ選んでいる。死亡リスクのスコアについては、「健康リスク」と「事故」のカテゴリーから採用する。

表 3 リスク認識の現状の要約 0 - 低スコア(恐怖ではない、リスクを知っている、死亡率が低い)。+ - 中スコア(多少は恐怖、知らないこともある、中程度の死亡率)。++ - 高スコア(非常に恐怖、全然知らない、死亡率が高い)。

| Option      | Dread<br>factor | Unknown<br>risk | Mortality<br>risk |
|-------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| Coal        | +               | +               | ++                |
| Oil         | +               | +               | +                 |
| Natural gas | +               | +               | +                 |
| Nuclear     | ++              | ++              | 0                 |
| Biofuel     | +               | +               | +                 |
| Hydro       | +               | +               | ++                |
| Solar       | 0               | ++              | 0                 |
| Wind        | 0               | 0               | 0                 |
| Geothermal  | +               | ++              | 0                 |

### リスク-メリット認識方法を使用しての比較

1978 年と 1979 年にオーストリアで行われた調査は、様々なエネルギー技術に対する一般的な態度を明らかにした(図 2 参照)。分布は、結局、太陽光も水力技術も、石炭と石油の化石燃料と同じであった。

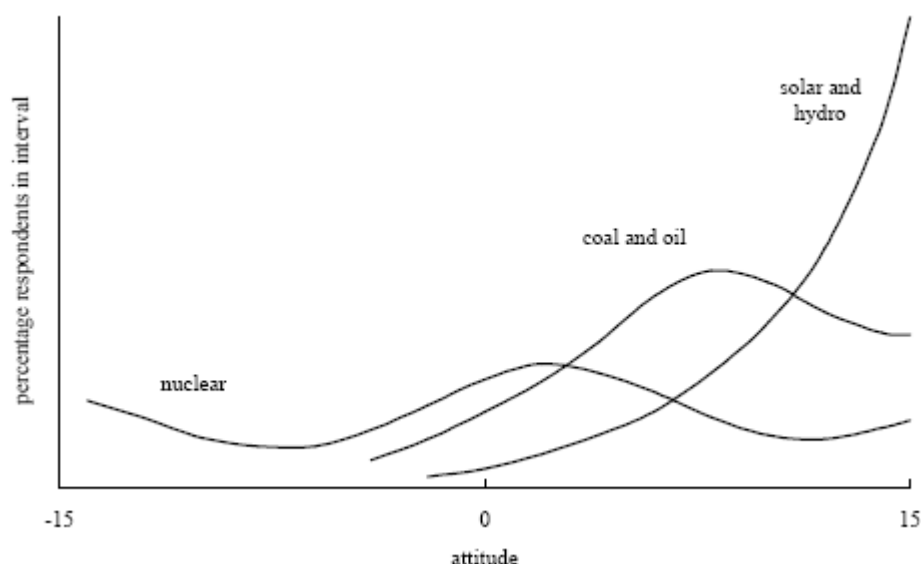
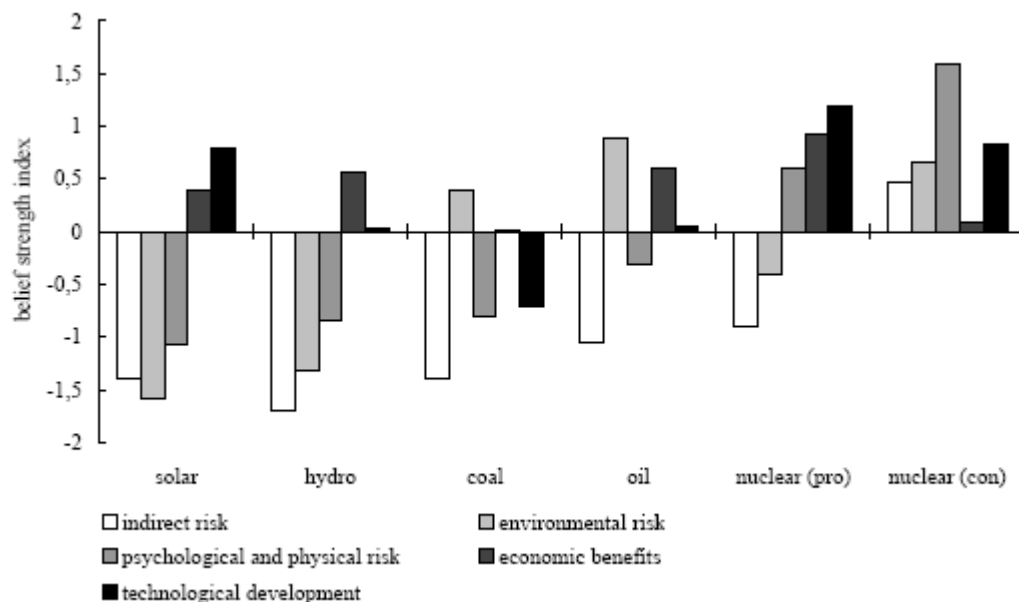


図 2 エネルギー・システムに対する、平滑化した度数分布。一般オーストリア人のサンプル、1978 年、 $n = 211$  (Thomas, 1981)

化石燃料に関しては、ほとんどの回答者が中程度に好意的であった。非常に否定的または非常に肯定的な態度はほとんどなかった。ソーラー発電と水力発電に対する態度は、ほとんどが非常に好意的で、否定的な態度はなかった。原子力発電だけが、二極化した。しかし、ほとんどが、ほぼ中庸であったが、非常に肯定的な態度のグループと非常に否定的な態度のグループがあった。この分布は、以下の 5 つのリスクとメリットの信念体系の評価に考慮されている。今日、全体像は少し異なって見えるかもしれない。最近、化石燃料の危険性(地球温暖化、酸性化など)が強調され、当面、平均的態度が少なくなり、おそらく、非常に否定的な態度が出てくると思われる。それにより、わずかに二極化する。原子力、ソーラー、水力発電に対する態度は、大きく変化していないと思われる。

研究では、このような態度は主に、リスクとメリットの認識により形成される(DeLuca et al., 1986)ことが示されている。オーストリアで実施された研究のリスクとメリットの方式は、唯一、原子力発電に対する態度が非常に好意的または非常に否定的な回答者の回答を検討している。それぞれ、48 人と 47 人であった。ソーラー、水力、石炭、石油のエネルギー技術に対する彼らの信念は驚くほど似ており、図 3 にまとめられ、母集団を代表すると考えられるイメージを提供している。原子力発電に対する信念は、予想通り、大幅に異なり、グループごとに別々に示されている。信念体系「心理的および身体的リスク」および「間接リスク」は、心理測定パラダイム研究の「未知のリスク」および「恐怖リスク」と同様の特徴で構成されていることに注目すべきである。

図3 5つのエネルギー・システムに関する信念。オーストラリア人のサンプルのサブグループ、1978年。原子力賛成グループ n = 48、原子力反対グループ n = 47 (Thomas, 1981)



結果は、エネルギー・システムに対する態度と高い相関関係がある。つまり、リスク信念は、否定的な態度と相関関係にあり、メリット信念は、肯定的な態度と相関関係にある。2つのグループは、原子力発電の間接リスク、環境リスク、経済的恩恵に対し、かなり正反対な判断をしたが、両グループとも、技術開発同様、原子力発電の心理的および身体的リスクは高いと判断した。興味深いことは、原子力エネルギーだけが、間接リスク(反対グループによる)と心理的および身体的リスク(両グループによる)が結びついており、どちらも、心理測定パラダイムの恐怖リスク因子と未知のリスク因子と同様の特徴を持っている(Thomas, 1981)。

ここで再度述べると、科学的に調査され、公に討論された問題は、調査以降、これらの認識に影響を及ぼしたと考えられる。特に、石炭発電の環境影響は、気候変動の討論やこの分野の政治的動きにより、今日、以前よりずっと深刻に判断されていることはほぼ確実である。

## 結論

心理測定パラダイムの結果は、当面の可能な変化を考慮しても、顕著である。原子力エネルギー・リスクは、不明で、最も恐ろしいものと考えられている。化石燃料(石炭、石油、天然ガス)のグループは、水力発電、おそらくバイオ燃料も一緒に、電力技術の第2のグループと見られており、中程度の恐怖なリスクがあると考えられている。第3のグループは、新しい再生可能な技術であるソーラー / 太陽光発電、おそらく風力発電と地熱発電も含み、恐ろしい危険はもたらさないが、十分に知られていないと考えられている。

リスク・メリットの認識研究では、再生可能な技術は、低リスク、高メリットの認識に基づき、前向きな姿勢で受け入れられていることが示され、それにより、これらの結果を確認した。化石燃料は、環境影響が高いという事実により、さらに中立的な態度で考えられている。原子力エネルギーは、人によっては、全く受け入れられないと考えられている。このように、原子力発電は非常に議論的となる技術であるが、化石燃料技術も、昔よりは、物議を醸すようになっている可能性は高い(表 8.3)。