

課題 11-3
維持用水と環境用水の流下基準の研究

叢振濤（清華大学）

1 序文

人間社会による水の使用量は増え続けており、水使用における社会経済と生態環境の間のアンバランスは日増しに顕在化している。一方では中国の黄河やタリム河のように、水使用量の増加が河川流量の減少を招き、河川の下流域での水枯れ現象を引き起こしており、また一方では中国の淮河のように、排出された大量の汚水が河川の水質を悪化させ、水資源の不足状況をいっそう深刻化させている。水利権の角度から見ると、これらの問題の出現は、社会経済と生態環境の間で水使用権のバランスが崩れていることを意味している。特に生態環境側の水使用権は保証されないため、生態環境水利権の内包と実現手段を研究する必要がある。河道内水量の多寡は、河川の生態環境の状況を知る上での重要な指標であることから、本テーマ研究では主に河道の水量を研究の対象としている。

本研究は「日中共同－中華人民共和国水利権制度整備研究プロジェクト特定テーマ」のII-3であり、プロジェクトの実施期間は2005年7月から2006年6月である。本テーマでは、国内外の生態水利権制度整備に対する幅広い調査研究およびモデル流域の研究を通じて、可能な限り中国の水利権制度整備に有益な参考材料を提供することを試みている。研究計画の内容では「①河川の環境容量と自然浄化能力問題の研究」「②総量規制と污水排水基準の研究」「③河川の最小生態基本流量基準問題の研究」「④河川の生態用水の保障管理制度」としていたが、研究の過程の中で、研究内容を③と④の二つに集中させた。また、研究計画ではモデル調査の対象を太子河流域と海河流域とされていたが、後にこれを黄河流域とタリム河流域に調整した。

研究活動とその進展は以下のとおり。

- 研究グループでの討論（8回）－研究作業の展開、研究内容の調整、研究成果物の作成。
- 三本木教授との討論（3回）－研究の構想および方法の確定。
- シンポジウムへの参加（2回）－研究の進展について情報交換。
- 文献の閲読－国内外における河川最小生態基本流量（必要最低維持流量）の概念と算定方法、および生態水利権の定義について調査。
- 文献の閲読－国内外における河川生態用水の保障管理制度、および生態水利権の実現について調査。
- 文献の閲読－モデル河川の生態用水の算定方法と保証管理制度について情報収集。
- 実地調査－タリム河流域の生態用水の境界画定と実現について調査。

- 実地調査－黄河の最小生態基本流量の確定と実現について調査。
- 中国の河川生態水利権の境界画定と実現について分析し、中国の水利権制度整備に貢献できる研究成果を提供。
- 研究レポートの作成。

2 生態水利権の定義

2.1 若干の概念

本テーマのタイトルは「維持用水と環境用水の流下基準の研究」であるが、維持用水、環境用水に類似した概念は多く存在する。これに含まれるものとして、「維持流量、維持用水、環境流量、環境用水、環境消費水量、環境需要水量、生態流量、生態用水、生態消費水量、生態需要水量、生態環境用水、生態環境消費水量、生態環境需要水量、河道生態用水、河道生態消費水量、河道生態需要水量、河川環境用水、河川生態消費水量、河川生態需要水量、河道渇水流量(low-flow)、最小許容流量(minimum acceptable flows (MAFs))、生態許容流量範囲(ecology acceptable flow regime (EAFR))」などがある。これらの概念は、異なる具体的な問題に対して提出されたものであり、それぞれに背景と意味を持つ。以下に「生態環境用水」と「維持流量」の二つの概念について、それぞれ説明と分析を行う。

「生態環境用水/消費水量/需要水量」は、最も広く使用されている概念である。広義の上では、地球全体の生物圏内の生態系バランス、例えば水-熱バランス、生物バランス、水-砂バランス、水分-塩類バランスなどを維持するために消費される水分は、すべて生態環境用水である。狭義の生態環境用水とは、生態環境の元の質を維持する、またはその基礎の上に生態環境の質を改善あるいは向上させるために消費する必要がある表流水と地下水資源の総量を指し、これには主に河川を維持するための生態基本流量、必要な湖と湿地の水面水位や一定の地下水水位を維持するための用水、水土保持用水、汚染水域の希釈・入れ替え用水および都市湖・都市河川用水などが含まれる。簡潔に言えば、生態環境用水とは、生態環境を保護し、生態系のバランスを保つのに必要な水資源のことである。《中国の持続可能な発展のための水資源戦略の研究》

「維持流量」は、主に日本で使用されている。いわゆる河川維持用水とは、河川の正常な機能を保証する基本水量（河川の流水に必要な流量、河川が存在を維持する最低流量、河川の水枯れ現象が起きないことを保証する最低流量）のことである。さらに、近年は河川流域の特定・不特定の利益を守るために地域の水環境に対して実施される環境保護の内容も増えている。また、従来の水利権の構成内容と比べて困難であるが、直面せざるを得ない問題として、魚類の生態の維持（水生動植物の生物多様性の保全）、水運に必要な流量およびその利用、都市公園への給水すなわち環境の保護に必要な水量の問題がある。（屠曉峰、2004）

このほか、テーマのタイトルの中で「流下基準」にも触れているが、河川にダムなどの水利施設がある場合、下流の流量を「放流水」または「流下水」といい、水利施設がない場合は、流下水とはすなわち河道の基本流量のことである。

問題をより正確に認識するために、何組かの概念を区別する必要がある。まず「河川」「河道」「流域」を区別する必要がある。「河道」と「流域」の概念は比較的明確だが、「河

川」の概念はやや曖昧で、異なった理解がある可能性があり、河道として理解されることも、流域として理解されることもあり得る。本テーマ研究においては、「河川」を「河道＋川辺」として定義し、河道と流域の間の範疇を呼ぶものとする。次に「用水」「消費水量」「需要水量」の区別を明確にする必要がある。「消費水量」の概念は明確で、現状の条件下ですでに発生している水の消費量のことである。「需要水量」は比較的明確だが、一定の目標に対応するものであり、すなわち一定の環境目標の維持という条件下での水資源に対する需要であることから、唯一のものではない可能性がある。いわゆる「最小需要水量」とは、最も低い生態目標の維持に対応する水資源需要をいう。「用水」もまた、あまり明確ではない概念で、消費水量を指すこともあれば、需要水量を指すこともある。また、消費する水量の純消費量に対する場合は、総消費水量を指していることも多い。最後に「生態」「環境」の二つの概念であるが、生態とは一般に自然の状態のもとでの動植物を指し、環境とは人間を取り巻く外部の事物のことである。したがって通常では環境は生態を含むはずであるが、生態の重要性から、二つの概念を同列に並べて「生態環境」とすることが多く、これは広く受け入れられている。

以上の分析に基づき、本テーマに関係する研究内容を表1のようにまとめることができる。本テーマでは、河道内と、河道外の川辺の部分に重点をおいており、これを「河川生態環境需要水量」または「河川最小生態環境需要水量」とまとめることができる。河道内の需要水量は、具体的には河道内の基本流量として表され、川辺区域の需要水量も、主に河道内基本流量によって決定される（これらを分けて述べるのは、河道が完全に水路化されれば兩岸の生態が水源補給を得られない状況になると考えたことが主な理由である）。したがって、これをさらに「河川最小生態環境基本流量」とまとめることができ、また、生態環境における主要な問題は生態問題であることから、さらに簡単に「河川最小生態基本流量」とすることもできる。

表1 本テーマの研究対象

範囲		自然	人間	総括
河道内		魚類の生存 土砂運搬 河口水量 汚染許容 塩害の防止	漁業 水上運輸 水力発電 水面景観 観光	本テーマの研究対象 河川最小生態環境需要水量 河川最小生態基本流量
河道外	川辺	動植物の生息	景観：植生、水面	流域の生態環境 用水/消費水量/需要水量
	流域	動植物の生息 地下水位の維持	景観：植生、水面	

ここまでの討論の中では、主に水量の問題に焦点を当てているが、これは生態環境の水

質に対する要求が相対的に低いためである。しかし、実際には水質汚染が日増しに深刻化しており、生態環境需要水量の研究と実践においては水質問題も考慮する必要がある。したがって、本テーマでいう水量とは、一定の水質を保証されている水量を指すものとする。このほか、必要となる洪水プロセスも生態環境を健全に保つ基本条件の一つであることから、水量だけでなく流量プロセスにも関心を払う必要があり、これは河川生態環境需要水量の研究の中でも注意すべき問題である。最後に、以上の生態水利権では河川を中心とする表流水を主な対象としているが、地下水の生態水利権も極めて重要な問題である。しかしながら地下水問題は特殊であるため、本文の討論では河川を中心とする表流水を主な対象とする。

2.2 生態水利権の算定方法

生態水利権は、具体的には生態環境の機能の維持に必要な水資源量によって表される。川辺を含む河道を対象とする場合は、主に最小流量の確定によって具体化され、流域を対象とする場合は、原単位法によって生態需要水量が確定されることが多い。生態水利権の算定方法としては、主に次の4種類がある。(1) Montana 法、流量流況曲線法、水生産恒常法などを含む過去流量法 (Historic flow method)。(2) 潤辺長法 (Wetted-perimeter method)、簡略化量水計分析法、R2CROSS 法、WSP 水力シミュレーション法などを含む水力原単位法。(3) 正常流量漸増法 (IFIM)、有効範囲 (UW) 法、加重有効範囲 (WUW) 法、選好面積法などを含む生息場原単位法。(4) BBM 法、オーストラリアの全体法などを含む大域解析法。以下、それぞれについて説明する。

(1) 過去流量法

過去流量法は、歴史的観測データから一定の流量比率を確定し、河川生態環境用水の基準とするものであり、この種類の方法は簡単で実施しやすいことから広く応用されている。

① Montana (モンタナ) 法 (Tennant 法)

Tennant 法 (すなわち Montana 法) では、生物の種と生息環境にとってどれほど有利な状態であるかの程度に基づき、河川生態用水の流量ランクを判定する。この方法における河川流量の推奨値については表 2 を参照のこと。この方法は現場での測量が不要で、水文観測所がある河川の場合は歴史的データから年間平均流量を概算することができ、水文観測所がない河川の場合はその他の水文技術によって年間平均流量を間接的に得ることができる。アメリカでは、この方法は通常、優先度が高くない河川の研究において河川流量の推奨値として使用されるか、またはその他の方法の検証に用いられる。

表2 河川生態用水等の環境資源関連の河川流量状況基準

流量ランクおよび その生態に対する有利さの 程度	河川生態用水流量の 年間平均流量に占めるパー センテージ (10～3月)	河川生態用水流量の 年間平均流量に占めるパー センテージ (4～9月)
最大	200	200
最良範囲	60～100	60～100
極めて良い	40	60
非常に良い	30	50
良い	20	40
中程度または劣る	10	30
劣るまたは最小	10	10
極めて劣る	0～10	0～10

各観測地点における平均流量の 10%を維持流量として設定する。平均流量の 60%を生態に最も適する流量とし、最低値は平均流量の 10%とする。

② 7Q10 法

保証率90%の条件下で最も水が少ない連続7日間の平均流量の水量を河川水質汚染防止用水の最小設計値とする。

③ 渇水月の平均流量の概算

《地方における水質汚染物質排出基準の技術原則と方法》(GB3839-83)では、一般河川については最近10年間で最も水が少なかった月の平均流量または保証率90%の条件下で最も水が少なかった月の平均流量を採用すると規定している。

④ 最小連続30d平均流量法

最小連続30d平均流量法の具体的な算定方法は次のとおり。保証率80%の条件下での最小連続30d平均流量を渇水期の河川の最小生態流水量とし、その正確性は河川所在地の地理的・社会経済的条件に左右される。豊水期には水路網に留まる水量が多くなり、最小生態流水量が増大する（特にダムがある場合）ため、この時は保証率50%～75%の条件下での最小連続30d平均流量を最小生態流下量として採用することもできる。年々乾燥が進む河川の基本最小生態流水量については、多年平均（保証率50%）または乾季の流量（平常流量）を採用することができる。内陸乾燥地域の場合は河川流水の形成帯（河川上流）および自然衰微帯（河川下流）の存在を考慮する必要があり、これらの最小生態流水量値をそれぞれに確定する。（于龍娟、2004）

(2) 水力学的方法

① 潤辺長法

水力学的方法で最もよく用いられるのが潤辺長法である。潤辺長法では生態環境需要水量に対する地形の影響を考慮する。水力学の知識から、潤辺は流量の増大に伴って大きくなるが、ある臨界値を超えると、河川の流量が増加しても潤辺にはほとんど変化がなくなることが分かる。この臨界点を影響点といい、流量が影響点に達しない場合、水生生物の生息場の環境は急激に悪化する。したがって、水生生物の生息場の臨界潤辺区域を適切に保護すれば、非臨界区域の水生生物生息環境の保護における最低限の需要は基本的に満たされることになる。(倪晋仁、2002)



図1 U型河床概念図

② R2CROSS 法

R2CROSS 法も同様に水力学の基礎知識を主なよりどころとしているが、マニングの式を用いて流量を確定することで信頼性がより高くなるようである。河川生態需要水量は、「河川の水生生物の生息場類型としては浅瀬が最も臨界に近く、浅瀬の生息場を保護すれば他の生息場も基本的に守られる」という仮定に基づいて確定される。一般的な浅瀬タイプの生息場については、河川の平均水深、平均流速および潤辺長を生物生息場の質が反映される水力学的指標とし、これらの指標を十分に満足できるレベルに保つことができれば、水生生物とその生息環境も十分健全に保つことができるとしている。(宋蘭蘭、2004)

水面幅率、平均水深、最大水深の適切な値については、まだ統一された基準がない。参考になる資料としては、R2CROSS 法の中のデータとテナント (Tennant, D.L.) による野外試験の統計データがある。アメリカのコロラド州は、同州の自由流動の河川について大量の調査・研究を実施し、尺度の異なる河川の最小生態流量に対応する水力学的パラメータを提出している。表3を参照のこと。

表3 R2CROSS 単断面法による最小生態流量の確定基準

川面幅 /m	平均水深 /m	潤辺長率 /%	平均流速 /m/s
0.30～6.10	0.06	50	0.3
6.40～12.19	0.06～0.12	50	0.3
12.50～18.29	0.12～0.18	50～60	0.3
18.59～30.48	0.18～0.30	≥70	0.3

表3を参考にすると、自由流動の大・中型河川では最小生態流量の平均水深が0.3mを下回ってはならず、潤辺長率が70%以上でなければならないことが分かる。

テナント（Tennant, D.L.）野外試験の統計分析では、最小生態流量が平均流量の10%である流量に対応する平均水深は0.3mで、潤辺長率は60%であることが示されている。

二つの研究成果を総合すると、大・中型河川の場合、最小生態流量に対応する平均水深は約0.3mで、水面幅率はおよそ60%から70%となる（分岐しない河川に適用）。

（3）生息場評価法

① IFIM 法

IFIM（Instream Flow Incremental Methodology）法は生息場評価法の中で最も広く応用されている方法であり、アメリカでよく用いられる。流量の変化と魚類の有効な生息場の変化との関係を定量的に予測するのに一番良い方法である。IFIM法による生息場評価は断面データと物理的生息場シミュレーション技術PHABSIM（Physical Habitat Simulation）に依存しており、詳細な水力および河道形状の実測値と対象生物の生息場に関する知識を利用して、流量増加による変化が生息場に与える影響を評価する必要がある。主な評価指標には、河川の水の流れの流速、最小水深、河床の底質、水温、溶存酸素、全アルカリ度、濁度、透明度などがある。（宋蘭蘭、2004）

② CASIMIR 法

CASIMIR（Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements in diverted stream）法は、現場データ-流量の空間的・時間的变化に基づき、FSTで作成した水力学モデル、流量の変化、選定された生物類型の間の関係を用いて、主要な水生生物の数量や規模を概算し、さらに水力発電所の経済的損失についてのシミュレーションを行うことができる。

（4）大域解析法

BBM法は現時点で最も新しい方法であり、KingとLouwによって提唱された（1998）。BBM法では専門家（魚類、無脊椎動物、水辺植物および地形学の専門家）の関連知識に基づき、生息場の需要と河川の水力学的特徴を理解した上で、区域内の流量需要を確定する。BBM法で算定する生態需要水量は、正常年の月別低流量または基本流量、旱魃年の

月別低流量または基本流量、正常年の月別洗浄流量（流量と経過時間）、旱魃年の月別洗浄流量の4種類に分けられる。生態需要水量を算定する公式は、生態環境需要水量＝水文動的流量＋生態機能流量＋流量と生息場の関係流量＋ノイズ流量として表すことができる。ノイズ流量は、まだ認識されていない要素を指す。BBM法は評価に長い時間がかかるため、生態需要水量の評価を迅速に行うための新しい方法が必要となり、DRM（desktoppreservemodel）が開発された。その設計構想はBBM法を基にしており、モデルでは水文学的な角度から生態需要水量の概算方法を考え、生態環境需要水量＝水文動的流量＋ノイズ流量とした。この中のノイズ流量は、BBM法のノイズ流量よりも多くの不確定性を含む。（宋蘭蘭、2004）

（5）日本

日本では、河川が正常な機能を維持するのに必要な流量を「正常流量」と呼び、また、河川の舟運、漁業、景観、塩害の防止、河口閉塞の防止、河川管理施設の保護、地下水位の維持、動植物の保護などの機能の維持を総合的に考慮して、必要となる最小流量を「維持流量」とすると定義している。各地の河川の正常流量は10年間で最大の渇水期（10年間最低流量）にも確保されることを原則とする。（屠曉峰、2004）

生態を含む9項目を総合的に考慮し、維持すべき流量を決定する。維持流量を設定する地点では、9項目の中から検討しなければならない項目を選び出し、それぞれの項目で要求される流量を算定する。維持流量は、検討が必要なすべての項目で要求される流量を満たすものとして、それぞれの項目で算定した流量の最大値を採用する。

- ① 舟運
- ② 漁業
- ③ 景観
- ④ 塩害の防止
- ⑤ 河口閉塞の防止
- ⑥ 河川管理施設の保護
- ⑦ 地下水位の維持
- ⑧ 動植物の生育・生息
- ⑨ 流水の清潔の保持

この方法で日本の主な河川の維持流量を算定すると、その平均値は多年平均流量の約54%（おおむね流域面積の1%（ $\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ））で、最小値は平年の平均流量の20%以上となる。表4を参照のこと。これは河川が比較的短く、雨量が多いという日本の特長による。

表4 日本の主な河川の維持流量

地方	河川	観測所	流域面積 Km ²	維持流量 (m ³ /s)			平均流量	維持流量の占める割合 m ³ /s	m ³ /s/km ²
				灌漑期		非灌漑期			
北海道	石狩川	石狩大橋	12696.7		100		138.10	72.41%	0.79%
	十勝川	茂岩	8208.0		70		85.04	82.31%	0.85%
	常呂川	北見	1394.2		18.5		20.49	90.29%	1.33%
	尻別川	名駒	1402.2	21			69.98	30.01%	1.50%
	沙流川	平取	1253.0		11		45.54	24.15%	0.88%
東北	最上川	高屋	6270.9		60		387.08	15.50%	0.96%
	雄物川	椿川	4034.9	80			247.38	32.34%	1.98%
	馬淵川	剣吉	1751.1	16			38.82	41.22%	0.91%
関東	利根川	栗橋	8601.2	140			126.47	110.70%	1.63%
	那珂川	野口	2181.0	31		23	42.71	72.58%	1.42%
中部	天竜川	鹿島	4880.0	86			163.71	52.53%	1.76%
	矢作川	岩津	1355.9	7			17.07	41.01%	0.52%
中国	旭川	牧山	1586.6	26		13	44.75	58.10%	1.64%
四国	吉野川	池田	1904.0	43		15	50.94	84.41%	2.26%
九州	大淀川	高岡	1563.5		26		89.96	28.90%	1.66%
	五ヶ瀬川	三輪	1044.1		11		49.44	22.25%	1.05%
平均値								53.67%	1.32%

(6) 中国

《全国水資源総合計画技術細則》

① 生態環境需要水量の予測

i 目標と準則

生態環境用水とは、生態と環境の機能を維持し、生態環境を整備するために必要となる最小需要水量のことである。我が国は地域が広大で、気候が多様であるために、生態環境需要水量は地域性、自然性、機能性という特徴を持つ。生態環境需要水量の予測においては、《生態環境整備計画要綱》を指針とし、その地域の生態環境が直面する主要な問題に基づいて、生態保護と環境整備の目標を定め、主要な内容を明確にし、予測における基本原則と要求事項を確定しなければならない。

ii 内容と方法

生態環境の回復と美化という要求に照らして、河道内と河道外の2種類の生態環境需要水量を別々に予測する。地区・地域や流域水系ごとに異なる状況に基づき、河道内と河道外のそれぞれの生態環境需要水量を算定する。

河道内生態環境用水は、一般的に河道基本機能維持用水と河口生態環境用水に分けられる。河道外生態環境用水は、都市・町生態環境美化用水やその他の生態環境整備用水などに分けられる。

生態環境需要水量はタイプごとに算定方法が異なる。都市・町緑化用水、防護林・防護草用水などの植生関連の需要水量を主体とする生態環境需要水量の予測には、原単位による方法を採用することができる。湖、湿地、都市湖・都市河川への補水などは、計画上の水面面積における水面蒸発量と降水量の差を、その生態環境需要水量とする。植生を主とする生態需要水量については、地下水の水位に対する規制要求をおこなうよう求める。その他の生態環境需要水量については、各地区・地域や各河川の実情に結び付けて、相応する算定方法を採用することができる。河道外生態環境需要水量については表5と表6に記入して報告し、河道内生態環境需要水量については表7に記入して報告する。

② 河道内のその他需要水量の予測

河道内のその他の生産活動用水（水上運輸、水力発電、漁業、観光などを含む）は、通常は水量を消費しないものであるが、水位や流量などに対して一定の要求があることから、河道内の制御ノードにおける水量バランスを保つために、やはり水量を概算する必要がある。具体的にはそれぞれの要求内容に基づき、その特徴に合わせ、関係する算定方法を参考にして別々に概算し、さらに制御ノードの月間需要水量のアウトラインを算定する。

表5 都市・町生態環境美化需要水量の予測結果

三級区	地区レベル 行政区	水準年		計画目標			河道外純需要水量原単位			年間純需要水量(万m³)				年間総需要 水量 合計 (万 m³)
				緑化 (万ムー)	河川・湖補水 (万ムー)	環境衛生 (km²)	緑化 (m³/ムー)	河川・湖補水 (m³/ムー)	環境衛生 (m³/km²)	緑化	河川・湖補水	環境衛生	合計	
		2000年	現状											
			基準年											
		2010年												
		2020年												
		2030年												
	:	:												
:														

注：環境衛生の年間純需要水量は都市面積原単位法で算定し、主に街路清掃用水および公共施設用水とする。

表6 河道外生態環境需要水量の予測結果

三級区	地区レベル行政区	水準年		計画目標						需要水量原単位						需要水量(万m ³)						
				水土保持 (万km ²)	防護林草 (万ム一)	防砂治砂 (万ム一)	地下水回復 (万km ²)	湖湿地 (万km ²)	その他	水土保持 (m ³ /km ²)	防護林草 (m ³ /ム一)	防砂治砂 (m ³ /ム一)	地下水回復 (m ³ /km ²)	湖湿地 (m ³ /km ²)	その他	水土保持	防護林草	防砂治砂	地下水回復	湖湿地	その他	合計
		2000年	現状																			
			基準年																			
		2010年																				
		2020年																				
		2030年																				
		：																				
：																						

注：① 河道外生態環境回復需要水量は、純需要水量と総需要水量を区別しない。

② 防護林・防護草の計画需要水量原単位および年間需要水量は、その正常な成長を維持するために使用される水量であり、産水量の減少を招くことから、水資源量の評価の中で考慮する。

③ 水土保持、防砂・治砂などの項目の計画需要水量原単位および年間需要水量は、各地の実情に応じて設定することができる。

③ 湖・湿地とは、人工的に水の補給を行う必要がある河道外の湖・湿地を指す。

表7 河川の主な制御ノードにおける河道内年間需要水量のプロセス予測

単位：m³/s

制御 ノード	所在		流入 保証率	水準年	月	河道内生態環境需要水量											河道内のその他生産活動需要水量					月間需 要水量 アウト ライン		
	一級 区	河川				河道基本機能の維持					河口生態				河川に 繋がる 湖 湿地	その他	総合 採用量	養殖業	水上 運輸	水力 発電	その他 生産 活動		総合 採用量	
						河道 基本流量	土砂 排出	氷塊 閉塞 防止	希釈 浄化	総合採 用量	砂排出 港湾閉 塞防止	防潮 塩分 低減	河口 生物	総合採 用量										
：	：	：	多年 平均	2000 年	1 月																			
					2 月																			
					：																			
					12 月																			
					年間水量 (万 m³)																			
				2010 年	：																			
				2020 年	：																			
				2030 年	：																			
				50%	：	：																		
				75%																				
			95%	：	：																			
：	：	：	：																					

注：① その他生産活動の需要水量は、具体的な状況に応じて設定することができる。

② 河道基本機能維持需要水量の総合採用量は、河道基本流量、土砂排出、氷塊閉塞防止、希釈浄化の4項目中で最大の需要水量とする。河口生態需要水量の総合採用量は、砂排出・港湾閉鎖防止、防潮・塩分低減、河口生物の3項目中で最大の需要水量とする。

2.3 算定方法の比較－太子河流域

遼河流域にある太子河の流域を例に、その最小生態流量を Tennant 法、7Q10 法、日本の維持流量の算定方法を用いてそれぞれに算定した。結果は表 8 および図 1 のとおりである。三つの方法による算定結果にそれほど大きな差異はなく、最小流量は平均流量の 5%～10% であった。

表8 太子河流域の主な観測所における維持流量 (m³/s)

地点	平均流量	Tennant 法	7Q10 法	日本の方法	三つの方法の平均	割合
本溪	40.01	4.00	2.69	2.21	2.97	7.42%
遼陽	53.26	5.33	1.74	3.27	3.45	6.47%
大東山堡	6.61	0.66	0.60	0.45	0.57	8.63%
小林子	65.36	6.54	2.34	4.15	4.34	6.64%
唐馬寨	76.29	7.63	8.73	4.54	6.97	9.13%
海城	4.90	0.49	0.08	0.40	0.32	6.60%

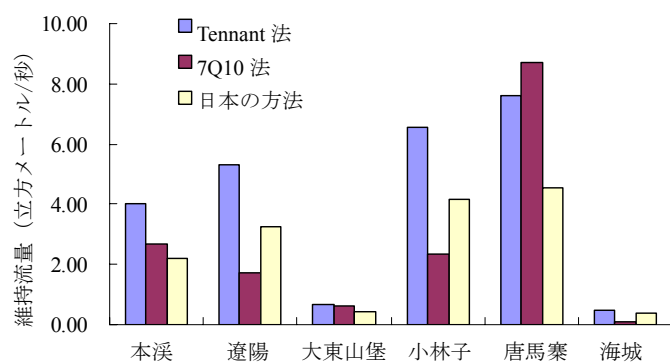


図1 太子河流域の主な観測所における維持流量

3 生態水利権の実現

3.1 生態水利権の特徴

ここでいう生態水利権とは、生態環境の水使用権のことである。一般的な意味の水利権は、主に人と人の間の権利分配を解決するものであるが、生態水利権によって解決するのは、人と物の間の権利分配である。水利権の特徴の一つは、利水者間で総量に対する一定の権利を分配するということであり、したがって分水制度の多くは数百年前も数千前も変わらない。しかし生態水利権の場合、権利の主体、特に生態側の権利主体が自ら権利を争うことができないため、生態水利権は絶えず侵害され続けている。社会経済の急速な発展とともに、こうした侵害が生態環境の破壊を招く一方で、社会経済の持続可能な発展にも影響を与えるようになり、日に日に関心が集まっている。

生態環境の水使用権の主体になれるのは政府だけであり、自由取引不可性を有する。水利権分配においては優先性を持つが、水量・水質に対する要求レベルはかなり低い。生態環境の水使用権の特徴は以下のとおり（李雲玲、2004）。

(a) 外部性。生態用水は直接には経済的利益を生まないが、その供給水量が不足すると地域の生態環境に不利な影響をもたらす、時として生態災害を発生させ、損害をもたらすことさえある。

(b) 分離性。所有権と使用権が分離しているが、使用権について言えば、一般の生産・生活の水使用権の使用権とは異なる。生態環境の水使用権の主体は政府であるが、その他の水使用権の使用権の主体は政府、機関、部門であってもよく、個人であってもよい。

(c) 自由取引不可性。これは一種の非排他的な公共財であり、水市場に完全にゆだねることはできず、目先の利益を手に入れる代価として生態環境を犠牲にする現象が発生するのを避ける必要がある。その管理と提供については主に政府が責任を負い、その取引は政府の監督のもとで行われなければならない。

(d) 遅滞性。水に対する生態環境の反応は敏感ではなく、タイムラグ効果があり、水質に対する要求レベルが低い。水使用のピーク期には、この部分の水利権が他の水利権よりもやや後回しにされたり、質を少し低くされたりすることがある。

生態環境用水は優先権を持つべきであり、計画や水利権分配においては最初に考慮されるべきである。

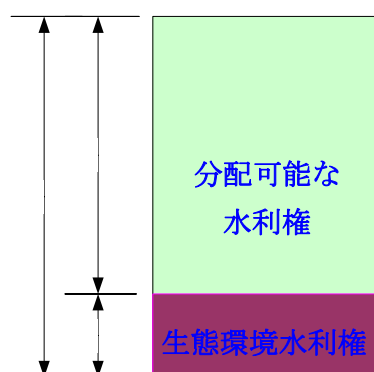


図2 水利権分配における生態環境水利権の位置づけ

以下の公式を用いて、水利権分配における生態環境の水使用権の位置づけを簡潔に表現することができる。

$$Q_E = \alpha Q_0, \quad Q_A = (1 - \alpha) Q_0$$

このうち、

Q_E —生態環境の水使用権

Q_0 —分配可能な水利権全体

Q_A —分配可能な水利権

α —係数、0～1.0 である。

3.2 各国の生態水利権に関する法律

イスラエル水法（1959 年制定、1971 年改正）

第 9 条——いかなる者も次の義務を持つ。水が管理されている状況のもとで、水を有効に使い、なおかつ節水し、管理下にある水の施設を良好な状態に保持する。水の浪費と汚染を防止し、いかなる水資源も閉塞、枯渇したり、汚染されることはない。

ソ連水法（1970 年制定）

基本水法の制定目的は次のとおりである。住民と国民経済の必需を拡充するため、水資源を合理的に利用し、水体を汚染、汚濁、枯渇から守り、……

コロンビア水法（1974 年制定）

第 91 条——水量不足、水枯れなどのような状況が発生した場合は、水についての供給量や供給順序を変更することができる。

中華人民共和国水法

第十六条、……水力発電所を建設する際は、生態環境を保護し、洪水の防止、給水、灌漑、水上運輸、竹木の流送、漁業などの方面の需要を総合的に考慮しなければならない。

第二十条、水利工事またはその他の建設プロジェクトの建設により、以前からの灌漑用水、給水水源または航路の水量に不利な影響があった場合、建設機関は回復措置を講じるか、またはこれを補償しなければならない。

第三十一条、流水の導水・貯水および水量分配の際は、上流・下流および両岸における水使用、水上運輸、竹木の流送、漁業ならびに生態環境保護の需要を総合的に考慮しなければならない。

3.3 生態水利権の実現

生態それ自体は自己の権利を主張することができないため、生態水利権の実現は一般の水利権とは異なる点がある。我が国の現行の水資源管理体制のもとでは、政府が生態水利権の代弁者としての責任を引き受ける必要がある。まず河川ごとに異なる特徴に基づいてそれぞれの生態流量を確定し、次に初期水利権の区分の中で生態水利権について考慮し、最後に水資源計画において水資源管理の中で生態水利権を実現しなければならない。生態水利権の実現とは、まず立法による保証（通常は原則的な規定にすぎない）であり、次に水資源計画の中の生態水利権についての規定である（初期水利権の区分として理解されることもある）。最も重要なのは、水資源管理の過程において、政府を代表する水行政主管部門が生態水利権を重視し、これを着実に実行することであり、特に生態水利権の侵害に対する懲罰措置を確実に実行に移す必要がある。

生態水利権の実現手段としては以下のものがある。

立法：我が国の水法には、すでに生態水利権についての明確な規定があるが、これはまだ原則的な規定にすぎず、また実行性に欠けている。生態環境が日に日に悪化しており、さらに調和のとれた社会および節水型社会の構築における必要性から、早急に生態水利権の立法作業を推し進め、生態水利権の具体的な要求事項を明確にする必要がある。フランスの《農事法典》は我々にとって良い参考であり、その第 232.5 条では「河川の最低環境流量は多年平均流量の 1/10 を下回ってはならない。河川の全体または一部について、その多年平均流量が 80m³/s を上回る場合、政府は河川ごとに法規を定めることができるが、その最低流量の下限は多年平均流量の 1/20 を下回ってはならない」と規定している。

合意：水資源はよく不足することから、歴史の中で様々な利水合意や分水合意が生まれたが、生態環境を考慮したものは少ない。生態水利権の実現プロセスの中では、合意は立法を補うものになり得る。黄河の分水合意も生態水利権に関する合意だと見なすことができる。1987 年の黄河分水合意によると、黄河の多年平均水資源量は 580 億立方メートルで、そのうち黄河流域の各省が割り当てに従って利用できる量が合計で 370 億立方メートルであり、残りの 210 億立方メートルは生態環境用水と考えることができる。ただ、この合意では引水の総量しか定めておらず、実行性の指標が不十分で、懲罰手段も明確ではないために、合意の実施は徹底されていない。最も犠牲になっているのが生態環境用水であり、結果として黄河の水枯れ現象を引き起こしている。しかしながら、政府の指導のもと

で、利水者間で合意を通じて生態水利権を実現させることは可能である。

計画：水利権に対する法律の規定は計画において具現化されなければならない、水資源計画、特に水資源の需給分析の中では、生態需要水量を合理的に考慮し、その優先権は生活用水に次いで 2 番目とするべきである。新しい全国水資源総合計画の中では、生態水利権のことがより全面的に考慮されている。しかし実践の中では、生態水利権の定義について未だ統一的な認識がなく、また計画の実施が徹底されているとはいえない状況にある。

管理：政府は水行政主管部門を通じて水資源の管理を実現するが、その主な手段は取水許可制度である。水行政主管部門は、取水許可申請を認可し、取水許可証を発行する過程において、生態用水について保証しなければならない。また、取水行為を効果的に監督し、許可を得ていない取水行為や基準を超える取水行為については厳重に処罰する。

工事：工事は生態水利権を実現する重要な手段であり、特に生態水利権が損なわれている状況において重要である。タリム河下流の生態回復プロセスの中では、河道の浚渫や堤防建設などの工事による措置が重要な役割を果たした。そのほか、生態環境の中で重要な地位を占める人工景観も、主に工事という手段によって実現される。

経済的手段：一般的な意味での水利権の譲渡とは異なり、ここでいう経済的手段とは、政府による投資を通じ、生産・生活における節水を実現することで、水利権の社会経済から生態環境への移転を実現するものである。

生態水利権の実現プロセスでは、往々にして以上の各種手段が総合的に運用される。タリム河を例にとると、生態保護目標の実現のため、特に下流の生態回廊を回復させるために、「源流で節水措置を講じ、本流への水の供給を増やす」「本流で堤防の建設を進めて水の無駄な消費を減らし、下流への水の供給を増やす」「博斯騰湖からタリム河下流域へ生態のための緊急導水を行う」などの措置がとられた。これらの措置により、下流の尾閘台特瑪湖と「緑の回廊」は回復している。タリム河本流での生態水利権の実現は、主に国による政策的な支持と経費の投入によって得られたものである。タリム河の総合整備対策のために合計で 107 億元が投じられる計画であり、源流から本流への導水も主に投資による節水の方式によって行われている。特に博斯騰湖からの導水は、行政的手段と経済的手段の結合による産物である。中央政府は、タリム河流域管理局を通じ、行政的手段（地方行政長官協調会）と経済的手段（国による投資）をよりどころとして、水量調整合意（水利権分配案）を制定し、さらに具体的なモニタリングと調整を通じて分水合意を実現させることで、生態水利権の保護と実現を果たした。

政府は生態水利権の主たる代弁者であるため、政府の評価における、GDP によってのみ生態水利権を根本から解決できるという考えを改める必要がある。

4 モデル研究

4.1 黄河の最小生態基本流量の確定と実現

1972 年から始まった黄河の季節的な水枯れ現象は、沿岸の自然生態に対する害が大きいことから、広く関心を集めた。黄河下流の最小生態基本流量の値は、各研究によって大きな差異がある。黄河下流の花園口、高村、利津の 3 ヶ所における観測断面の最小生態基本流量はそれぞれ $170\text{m}^3/\text{s}$ 、 $140\text{m}^3/\text{s}$ 、 $154\text{m}^3/\text{s}$ （対応する年間流水量はそれぞれ 53.61 億 m^3 、44.15 億 m^3 、48.57 億 m^3 ）であり、これはそれぞれ多年平均天然流量の 8.9%、7.4%、7.9% にあたる。（唐蘊、王浩、2004）（水力原単位法）小浪底ダム建設以後、黄河下流の土砂輸送機能が良好に保たれることを前提とした最小土砂輸送用水総量は 80～120 億 m^3 。花園口、利津における生態需要水量は、それぞれ 160～220 億 m^3 と 130～180 億 m^3 である。（石偉、2002）

黄河の最も基本的な生態基本流量は、河道で水枯れ現象が起きないことを保証する流量である。国務院が制定した黄河流域各省区の分水合意は、河道で水枯れ現象を発生させないための基本的な保証である。したがって、黄河の分水合意も生態水利権に関する合意だと見なすことができる。1987 年の黄河分水合意（表 9 参照）によると、黄河の多年平均水資源量は 580 億立方メートルで、そのうち黄河流域の各省が割り当てに従って利用できる量が合計で 370 億立方メートルであり、残りの 210 億立方メートルは生態環境用水と考えることができる。ただ、この合意では引水の総量しか定めておらず、実行性の指標が不十分で、懲罰手段も明確ではないために、合意の実施は徹底されていない。最も犠牲になっているのが生態環境用水であり、結果として黄河の水枯れ現象を引き起こしている。

表9 国務院 1987 年黄河分水合意

省	分配水量（億 m^3 ）	余剰水量（億 m^3 ）
		580.0
青海	14.1	565.9
四川	0.4	565.5
甘肅	30.4	535.1
寧夏	40.0	495.1
内モンゴル	58.6	436.5
陝西	38.0	398.5
山西	43.1	355.4
河南	55.4	300.0
山東	70.0	230.0
河北	20.0	210.0
合計	370.0	

小浪底ダム建設以後、特に「調水調砂（ダムの放流量を調節して下流の土砂を海まで押し流すこと）」の実現によって、黄河下流の生態基本流量は工事による保証を得ている。

黄河下流の主な河床が急激に縮小し、流下能力・土砂輸送能力が急速に低下している状況を変えるため、黄河水利委員会は2002年から3年連続で「調水調砂」試験を実施し、2005年からは正式な事業としての運用に入った。連続4回にわたる「調水調砂」により、すでに3億トン余りの土砂が海に排出され、黄河下流の主な河床の縮小、「二級天井川」の継続的な悪化という不利な状況がひとまず抑えられたと同時に、黄河デルタの湿地面積が明らかに拡大した。2005年の第4回「調水調砂」では、新たに堆積した土砂が海の中に1.6キロメートル押し流され、湿地が2万ムー拡大した。

2005年の黄河の「調水調砂」に使われた水量は、すべて黄河本流の万家寨、三門峡、小浪底の三つのダムの増水期制限水位より上の貯留水で、合計46.2億立方メートルであった。この回の「調水調砂」は6月16日に開始し、小浪底ダムの水位が増水期制限水位まで下がった時点で終了した。その間の小浪底ダムの平均放流流量は2900立方メートル/秒、最高では3300立方メートル/秒に達した。（《人民日報》）

4.2 タリム河流域の生態用水の定義と実現

4.2.1 流域の概況

タリム河（塔里木河、略称：塔河）流域は、我が国最大の内陸河川流域であり、西から東へタクラマカン大砂漠を迂回してタリム盆地を貫いている。タリム河流域とはタリム盆地をめぐるアクス河、カシュガル河、ヤルカンド河、ホータン河、開都河～孔雀河、迪那河、渭干河とクチャ河、ケリヤ河、チャルチェン河などの9大水系144本の河川の総称であり、またタリム盆地をめぐる多くの求心型水系の総称でもある（図1-1参照）。流域面積は102万 km^2 で、南疆（新疆ウイグル自治区の天山山脈以南）全体を覆うように広がり（国内における流域面積は99.6万 km^2 ）、そのうち山地が47%、平原区が20%、砂漠面積が33%を占める。流域の多年平均天然流水量は398.3億 m^3 （国外からの流入水量63億 m^3 ）で、氷河の雪解け水を主な補給源としている。これとは別に、地下水資源量が30.7億 m^3 あり、流域の水資源総量は429億 m^3 になる。

人間の活動や気候変動などの影響によって、チャルチェン河、ケリヤ河、迪那河は1940年代以前に相次いで本流との表流水のつながりがなくなり、1940年代以降はカシュガル河、開都河—孔雀河、渭干河もだんだんと本流から分離した。現在、表流水がタリム河本流とつながっているのはホータン河、ヤルカンド河、アクス河の3本の源流だけであり、孔雀河からはポンプステーションを通じて博斯騰湖から水をくみ上げ、庫塔一次用水路を経てタリム河下流の灌漑区域に水を送ることで、「4源流・1本流」の形をとっている（図3参照）。「4源流・1本流」は、流域面積が（タリム河）流域総面積の25.4%を占め、多年平均年間流水量が流域年間流水総量の64.4%を占めることから、タリム河の形成・発展・変遷に

として決定的な役割を果たしている。

タリム河本流は肖夾克から台特瑪湖区までの河道であり、全長 1321km。タリム河本流区の流域面積は $4.6 \times 10^4 \text{km}^2$ で、その流域は南疆の 5 地州 27 縣市と生産建設兵団の 49 の農場・牧場にまで及ぶ。典型的な乾燥地域の内陸河川であり、自らは流れを生み出さず、水資源はすべてその源流から補給を受けている、純消費型の内陸河川である。タリム河本流に流入する水量は年々減少する状況にあるが、本流ではこれまで長い間管理がおろそかにされ、工事によるコントロール手段がなかった。阿拉爾断面での流入量に占める上中流域での消費水量の割合は上昇し続け、下流域の河道まで到達する水量の減少傾向はいっそう顕著になり、下流の大西海子攔河ダムから先 357km の河道の水枯れ現象を引き起こしている。土地は砂漠化し、胡楊林の面積は激減し、下流の台特瑪湖は干上がり、戦略的な意義を持つ「緑の回廊」は壊滅の危機に瀕した。



凡 例	番号	名称	番号	名称
市	1	阿拉爾水文觀測所	10	協合拉水文觀測所
県	2	新其満水文觀測所	11	沙里桂蘭克水文觀測所
河川 季節河川 湖	3	英巴扎水文觀測所	12	多浪ダム
水文観測所 ダム	4	タリム大壩水文観測所	13	上遊ダム
国境線	5	恰拉水文観測所	14	勝利ダム
	6	依瑪帕夏水文観測所	15	小海子ダム

	7	艾力賽克水文観測所	16	恰拉ダム
	8	肖塔水文観測所	17	大西海ダム
	9	西大？水文観測所	18	？塔平一時用水路

図3 タリム河「4 源流・1 本流」の略図

タリム河本流のカラから台特瑪湖までの下流部分は、主な河道の長さが約 428km ある。もとは河道両側の植生状態が良好だったことから「緑の回廊」と呼ばれ、回廊の面積は 4240km² である。カラの流入量（庫塔一次用水路の水量は含まない）は、50～60 年代（57～67）の 12 億 m³ から、80～90 年代（86～95）には 2.7 億 m³ にまで減少した。阿拉干から台特瑪湖までの下流域下部は、すでに何年も水が枯れた状態で、一帯の胡楊とタマリスクの灌木は枯死し、多くが流砂の下に埋もれた。鉄干里克から阿拉干までの下流域中部は、英蘇までは大西海子ダムから放水された少量の水が届き、胡楊とタマリスクがまだ残っているが、それより先は河の水が枯れているために植生が衰え、砂漠化が深刻で、生態環境が悪化している。カラから鉄干里克までの下流域上部は、今は生産建設兵団農二師団の 5 ヶ所の農牧場がタリム河本流および庫塔一次用水路からの給水でなんとか維持しているが、農業生産と生態環境は常に乾燥の脅威にさらされている。このため、タリム河本流の下流域にある「緑の回廊」の生態環境問題は、国内外から注目される重大な環境問題となっている。

4.2.2 タリム河流域の総合整備対策

中国政府はタリム河流域の総合整備事業を十分に重視しており、2001 年 2 月の第 95 回國務院総理弁公会議では、新疆ウイグル自治区人民政府と水利部が作成した《タリム河流域の短期間内総合整備計画についての報告》が承認された。計画では、国の実施する「西部大開発」の戦略上の配置に従い、5 年間で 107.04 億元を投資して、タリム河流域の生態環境の整備を飛躍的に発展させることを求めている。これは流域の経済・社会・生態環境の調和ある発展にとって、非常に重要な意義を持つものである。

水資源の需給バランス分析によると、現状水準の年における本流の平均流入量は 38.7 億 m³ で、2006 年の整備目標実現後に達成を求められている流入量 51.0 億 m³ とは 12.3 億 m³ の差異がある。この分の水量は源流区に対し節水を中心とする整備措置をとることで解決するものとし、また源流区下流の河道における送水による損失を考慮して、現地の灌漑区域の節水量は 19.75 億 m³ に達しなければならない。源流の整備事業と同時に、本流の総合整備と灌漑区域の節水改造を実施して 3.7 億 m³ を節水し、さらに開墾された耕地 33 万ムーを非農用地とすることで 3.18 億 m³ を節水する。これにより本流の工業・生活用水および合理的な範囲での生態需要水量を確保し、大西海子ダムから生態用用水量 3.5 億 m³ を放流して台特瑪湖まで送るという目標を実現するのである。今回の総合整備短期計画の目標が元の計画の基準年である 2010 年の目標と違っている点は、開都河—孔雀河からタリム河下流域への導水量が元の計画の 3.0 億 m³（現状は 2.5 億 m³）から 4.5 億 m³ に引き上げられ、本流の流入総量が 49.5 億 m³ から 51.0 億 m³ に増えていることである。

計画の総投資額は 107.4 億円で、プロジェクトの主な内容は以下のとおりである。

- (1) 灌漑区域の節水改造工事。
- (2) 平原ダムの節水改造工事。
- (3) 地下水の開発利用工事。
- (4) 河道の治水工事。
- (5) 博斯騰湖からの導水工事。
- (6) 生態整備工事。
- (7) 山地制御機能性ダム工事
- (8) 流域水資源の調整および管理プロジェクト。

4.2.3 タリム河下流域への生態のための緊急導水

悪化傾向が深刻なタリム河生態の現状からすると、もしも応急措置をとらなければ、流域の整備工事措置が環境悪化の速度に追いつけず、タリム河の生態を徐々に改善して「緑の回廊」を保護するという目標が最終的に実現できなくなる可能性が高い。したがって、大西海子ダムより下流に一定の水量を送り、河道兩岸の地下水位を上昇させ、生態の悪化傾向を抑え込んで、必要な工事が完了するまで現在の植生を維持し保護することは、非常に重要である。

開都河の流量が豊富で、博斯騰湖が高い水位を保っている状況を利用し、2000 年 5(月) から、タリム河流域管理局と巴州（バインゴリン・モンゴル自治州）、農二師団が共同でタリム河下流域への生態のための緊急導水を 5 回にわたって実施した。3 年余りの間に、博斯騰湖から合計で 22.19 億 m^3 の水量を調達し、大西海子ダムの水門から放水して 13.79 億 m^3 をタリム河下流域に送った。そのうち 3 回は水を台特瑪湖まで送り、最大で 30 平方キロメートル近い湖面を形成した。導水によって下流域の水文状況は改善され、生態環境はある程度回復した。

5 回の緊急導水の主なルートは、博斯騰湖から調達された水が孔雀河の第一分水工、第二分水工、第三分水工、普惠洪水吐きゲートを通して 66 分水門まで送られ、さらに庫塔一次用水路を経てカラダムの排水ゲートまで送られ、ここからタリム河に入って大西海子ダムに届き、最後に大西海子ダムの洪水吐きゲートから其文濶爾河と旧タリム河に放流され、下流の台特瑪湖に入るといったものであった。

なお、2002～2003 年にはタリム河本流の流量が比較的豊富であったうえに、タリム河流域管理局が本流に対する厳格な水量調整案を実施したことから、後の 3 回の導水期間においてはタリム河上中流域からも水量の一部を調達して大西海子ダムに送り、下流域の河道に放流した。

導水ルートは博斯騰湖から台特瑪湖まで、合計 927.59km に及ぶ。そのうち博斯騰湖から 66 分水門までが 390.0km、66 分水門からカラまでが 30.0km、カラから大西海子ダムまでが 150.0km、大西海子ダムの洪水吐きゲートから台特瑪湖までが 357.59km である。緊急導水ルートについては図 4 を参照のこと。

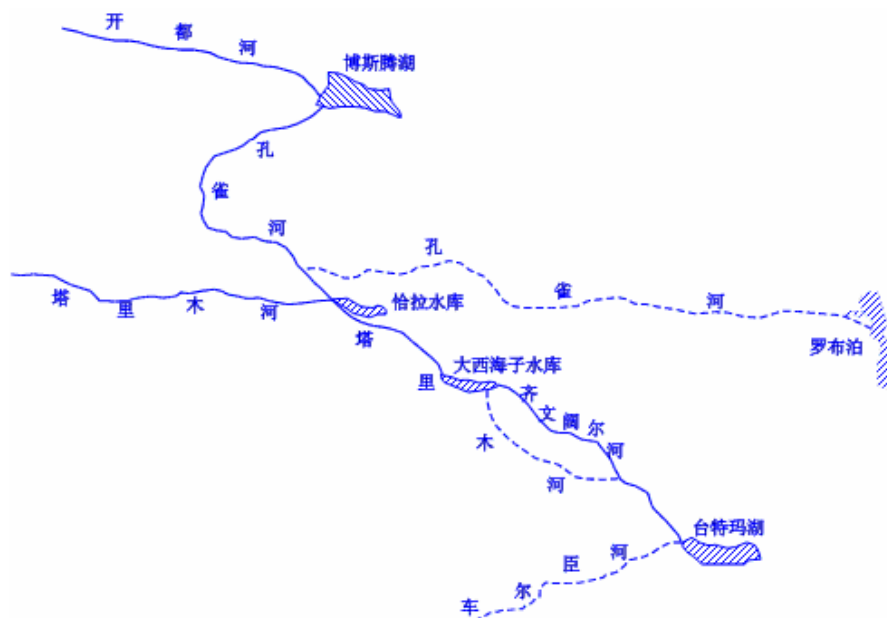


図4 タリム河下流域への緊急導水の略図

4.2.4 生態環境の保護目標

内陸乾燥地域の自然植生はその水源により、主に降雨・降雪によって維持される砂漠・荒野生態系統、主に河川や湖からの水量補給によって維持される天然オアシス生態系統、主に社会経済システム用水の未消費部分によって維持される人工オアシス生態系統に区分できる。そのうち人間の社会経済と密接に関係するのは、後の 2 種類の生態系統である。

生態環境の保護目標に基づき、自然の景観および環境の状況を維持・改善する自然生態系統のバランスを支えるために消費しなければならない水、またはそのために消費した水資源量を、生態需要水量として確定する。

生態需要水量には、河道や湖による消費水量、河道およびその両岸と湖周囲の自然生態植生および湿地による消費水量、オアシス内部とその周辺の自然生態植生による消費水量を含む。河道、湖およびその植生による消費水量は、河川や湖の一定の水量を維持することで保証される。オアシス内部とその周辺の自然生態消費水量は、大水時に河道からあふれた氾濫水を除き、主に社会経済用水の中で消費されなかった水量によってまかなわれる。なお、人工灌漑林草の社会経済用水・環境用水は生態需要水量に含まない。

上記の原則に基づいて、各研究区域の自然生態環境保護目標と自然生態需要水量をそれぞれに確定し、さらに水資源配置の現状に基づき、水資源配置における要求事項を提出する。

自然生態環境の保護目標：本流の上中流域の天然植生面積は基本的に現状を維持し、面積約 $130 \times 10^4 \text{hm}^2$ (1950 万ムー) を改善する。本流下流域の最低保護目標は、すでに水枯れしている 300km 余りの河道（台特瑪湖から大西海子）と砂漠化が徐々に進んでいる地域における生態の悪化傾向を転換させることであり、水流を台特瑪湖まで届け、地下水位を自然植生による消費水量の需要をほぼ満たせるレベルまで回復させて、下流域の生態植生の回復面積 $10.67 \times 10^4 \text{hm}^2$ (160 万ムー) を達成する。

自然生態需要水量：生態需要水量の指標は、森林地 $300 \text{m}^3/\text{ムー}$ 、灌木・草地 $150 \text{m}^3/\text{ムー}$ 、総合では $200 \text{m}^3/\text{ムー}$ （約 300mm）とする。初期の概算による生態需要水量は、本流の上中流域が約 39 億 m^3 、下流域が約 4 億 m^3 で、合計で約 43 億 m^3 である。

水資源の配置：タリム河本流の社会経済用水は、主に農牧業による消費水量であることから、農牧業消費水量の総合原単位（用水路やダムでの蒸発損失などを含む）を用いて概算し、その総合消費水量原単位は $460 \text{m}^3/\text{ムー}$ （約 650～700mm）とする。本流の上中流域の灌漑面積を $6 \times 10^4 \text{hm}^2$ (90 万ムー) として計算すると、消費水量は約 4 億 m^3 となり、下流域の灌漑面積を $2.67 \times 10^4 \text{hm}^2$ (40 万ムー) として計算すると、消費水量は約 2 億 m^3 となる。社会経済による水使用量は合計で 6 億 m^3 であり、現在の 4 源流から本流への水の供給量は約 39 億 m^3 であることから、現状の自然生態消費水量は 33 億 m^3 であり、生態消費水量の不足分は約 10 億 m^3 と考えられる。

4.2.5 生態回復措置

A に基づくと、タリム河本流の上中流域の生態需要水量は河川または流域の生態需要水量であり、下流域の生態需要水量は河道の生態需要水量である。したがって、別々に原単位分析法と流量分析法を採用した。上述の生態目標の実現のために、以下の措置がとられている。

- A、源流で節水措置を講じ、本流への水の供給を増やす。
- B、本流で堤防の建設を進めて水の無駄な消費を減らし、下流への水の供給を増やす。
- C、博斯騰湖からタリム河下流域へ生態のための緊急導水を行う。

2000 年 5 月以降、博斯騰湖からタリム河下流域への緊急導水が 5 回にわたって実施され、大西海子ダムの洪水吐きゲートからは累計で 13.79 億 m^3 の水がタリム河下流域に放流された。水は台特瑪湖まで届けられ、200 平方キロメートル近い湖面を形成した。

4.2.6 生態回復効果

大西海子から下流に送られた水量の行方は、主に二つある。一つは河道両側の地下水と土壤水の補給であり、もう一つは河道両側の一定範囲内での蒸発・蒸散による消費である。蒸発・蒸散には、水面蒸発、土壤面蒸発、植生による蒸散が含まれる。

5 回目の導水（2003.03.03～2003.07.11、合計 131 日間）を例にとると、大西海子から放流

された 3.40 億 m^3 の水量のうち、2.35 億 m^3 が最終的に地表より下に蓄えられ、台特瑪湖に入った水量が 0.23 億 m^3 、蒸発・蒸散による消費量が 0.82 億 m^3 であった。4～7 月は蒸発・蒸散量が比較的多くなるため、給水停止期間の蒸発・蒸散量は 0.8 億 m^3 程度と考えられ、1 年に 1 回導水を行うとすると、1 年間の蒸発・蒸散の総量は 1.6 億 m^3 、地下水と土壤水の補給量もおおよそ $2.35 - 0.8 = 1.6$ 億 m^3 で、台特瑪湖に入る水量はおおよそ 0.3 億 m^3 となる。

衛星リモートセンシング分析によると、大西海子から台特瑪湖までの、河道から 0～1km の範囲内の森林地・草地・灌木などの植生の総面積は約 570 km^2 で、自然植生による年間蒸発・蒸散量を約 300mm と概算すると、蒸発・蒸散による消費はおおよそ 1.7 億 m^3 となり、前述の 1.6 億 m^3 とほぼ一致する。

導水がさらに展開されるのに伴い、一方では地下水位が上昇し続けることで、直接的に蒸発・蒸散量の増加をもたらすと同時に、地下水位の上昇につれて地下水の影響範囲が次第に拡大していき、これによって植生が回復する面積が拡大する。また一方では、地下水の影響範囲が拡大するために、地下水位が上昇した高さと同高度における必要な水量が増加する。したがって、導水量に限りがあるという条件のもとでは、地下水位が一定段階まで上昇したところでそのまま安定させる。導水は、年間を通して考えると、すべて蒸発・蒸散において消費しているといえる。

《タリム河流域の総合整備短期計画》によると、計画している大西海子ダムの毎年の放水量は 3.5 億 m^3 であり、まずはこの水量で植生面積を維持できるのかを分析する。地下水位がさらに上昇するのに従い、タリム河下流域の自然植生による年間蒸発・蒸散量を約 400mm と概算する。衛星リモートセンシング分析によると、大西海子から台特瑪湖までの、河道から 0～2km の範囲内の植生の総面積は約 870 km^2 であり、この面積上の自然植生の正常な成長を維持するのに必要な水量を概算すると、ちょうど約 3.5 億 m^3 になる。したがって、現地の地下水位の回復による影響範囲が河道から 0～2km の範囲になった時点で、地下水位は比較的安定した状態になると考えられる。

緊急導水が実施される前のタリム河下流域の地下水位は地表下 8～10m あたりだったが、現在は 2.5m 前後にまで上昇している。現在の導水モデルのもとでは、地下水の回復は次第に緩やかになっていき、最終的には 5～6m あたりで安定すると予想される。

現在の導水の実践においては、浸水式面状送水(河道や引水口にゲートを設けて封鎖し、兩岸や任意の地点に放水する)と河道による線状送水を結合させた方式が徐々に採用されるようになっている。これは地下水位の分布が均一でない(河道から近い場所は水位が高く、離れた場所は水位が低い)という現状をある程度改善することになるため、地下水の回復に役立ち、したがって植生の回復に役立つ。

4.2.7 タリム河下流域への導水における水資源配置の分析

前 5 回の導水では、主に単線式の導水モデルが採用された。導水の過程が進んでいくにつれて、タリム河下流域の河道が絶え間なく浚渫されると同時に、地下水位が上昇を続け、

滲出量も減少し、大西海子から放流された水量がより速く台特瑪湖まで届くようになった。そのまま単線式の導水モデルを採用し続けた場合、大量の水が台特瑪湖に流れ込み、両岸の生態を回復させる機能を果たせないだけでなく、国道 218 号線の安全を脅かすことになる。

このため 4 回目の導水からは、河道に沿って適度に岸を切り開いて分水を実施することで、水流による横方向のカバー面積を増やし、生態の回復面積を拡大させた。5 回目の導水では、其文潤爾河と旧タリム河の 2 本のルートを採用し、2 本線での導水を実施した。

《タリム河下流域への緊急導水と生態改善モニタリングの評価報告についての研究》の中では、導水案と水量配置について検討し、以下のように原則をまとめている。

① タリム河短期総合整備の目標に基づき、水資源の配置については下流域の「緑の回廊」の回復を主とし、台特瑪湖の水面面積の回復を副とする。

② 下流域の「緑の回廊」の回復と保護については現在の植生を主とし、また河道両側および国道 218 号線両側を主とする。

③ 河道による線状送水と浸水式面状送水の結合を実現する。

④ 面状送水は恒久的給水を主とし、恒久的給水と機動的給水の結合を原則とする。

恒久的給水とは、引水を通じて比較的適した地点（一定の自然植生面積を有する）を浸水させる形式で、一定の成長状態と構造（高草・低草）の生態植生を固定的に形成するものである。

機動的給水とは、多年にわたり給水・給水停止を行い、時には枯れ時には茂るという草木植生を形成するもので、同じ水量でも保護面積を拡大できる。

以上の原則を指針として、タリム河短期総合整備で要求される、大西海子から放流する 3.5 億 m^3 の水量を合理的に配置する。まず、台特瑪湖に流入する水量を 1000 万 m^3 と確定する。5 回の導水のデータに基づいてモデル予測を行うと、プロセスに沿って 22650 万 m^3 が消費され、面状送水のうち恒久的送水が 10100 万 m^3 、機動的送水が 1250 万 m^3 となる。

4.2.8 生態水利権についての検討

タリム河本流での生態水利権の実現は、国による政策的な支持と経費の投入によって得られるものである。タリム河の総合整備対策のために合計で 107 億元が投じられる計画であり、源流から本流への導水も主に投資による節水の方式によって行われている。特に博斯騰湖からの導水は、行政的手段と経済的手段の結合による産物である。中央政府は、タリム河流域管理局を通じ、行政的手段（地方行政長官協調会）と経済的手段（国による投資）をよりどころとして、水量調整合意（水利権分配案）を制定し、さらに具体的なモニタリングと調整を通じて分水合意を実現させることで、生態水利権の保護と実現を果たす。

4.3 その他

4.3.1 瀾滄江階段式発電所

瀾滄江景洪水文観測所の1957年からこれまでの実測データによると、漫湾発電所の操業開始（1993年）以前に景洪水文観測所で観測された最小流量は1979年3月16日の $388\text{m}^3/\text{s}$ であった。1993年7月以後、景洪水文観測所では史上最小の実測流量を下回る状況が何度も発生し、時には $100\text{m}^3/\text{s}$ に届かないことさえあった。1993年以後は上流からの流入量が以前より少ない年があったという以外に、漫湾・大朝山の二つの発電所が操業と貯水を開始したことも重要な原因であった。

今年の3月、景洪水文観測所は連続して最小流量 $269\sim 351\text{m}^3/\text{s}$ を観測し、景洪港の数十隻の船舶が水深不足で出航できない事態になった。応急措置をとり、上流のダムが放水量を増やしたことで、ようやく解決をみた。

表10 瀾滄江中、下流域階段式発電所最小放流量概算表

発電所	流域面積 / (万 km^2)	多年平均流量 / (m^3/s)	最小流量/ (m^3/s)		発電所出力/ (万 kW)	
			状況 1	状況 2	状況 1	状況 2
小湾	11.33	1210	304	342	54.5	61.3
漫湾	11.45	1230	307	346	22.7	25.6
大朝山	12.10	1340	325	365	19.6	22.0
糯扎渡	14.47	1730	388	437	60.2	67.8
景洪	14.91	1810	400	450	19.9	22.4
合計					176.9	199.1

4.3.2 浙江玉溪（柳勇、2004）

玉溪水利センターは浙江省麗水市蓮都区大港頭鎮に位置し、竜泉溪の下流、麗水から竜泉にいたる自動車道路沿いにあり、麗水市からは33km離れている。ダムの管轄する集雨面積は 3407km^2 で、多年平均流量は $115.42\text{m}^3/\text{s}$ 、多年平均流入量は36.4億 m^3 である。

玉溪水力発電所は日間調整能力しかなく、調節できる貯水容量が小さいため、発電所の下流を船が通航するには、上流の緊水灘水力発電所および石塘水力発電所から毎日16h（6:00-22:00）、 $50\text{m}^3/\text{s}$ を下回らない流量を放流する必要がある。上流のダムが最小流量を放流している状況のもとで、玉溪ダムが同じ基準に従って $50\text{m}^3/\text{s}$ の流量を放流すれば、下流の河道の生態、水上運輸、灌漑、景観などの各利水需要を満たすことができる。

4.3.3 福建鄧坊一級発電所（許天金、2005）

鄧坊一級発電所は、福建省将楽県高塘鎮鄧坊村にある鄧坊溪の河畔に位置する、水路式発電所(diversion type hydro-power station)である。ダムサイトより上流の集雨面積は 1015km^2

で、流域内多年平均降雨量は 1724.4mm、ダムサイト断面における多年平均流量は 959.6 万 m^3 、多年平均流量は $0.304\text{m}^3/\text{s}$ である。建設予定の堰堤の高さは 4.6m、取水庭までの送水システムの長さは 2.6km で、そのうちトンネルの長さが 1.7km、開水路の長さが 0.9km である。発電所の設計落差は 183.9m、設計発電水力流量は $0.46\text{m}^3/\text{s}$ 、設備容量は $2\times 320\text{kW}$ である。

鄧坊溪は金溪水系に属し、福建省将楽県万安鎮の孔坪自然村にその源を発し、鄧坊、陳坊、蛇尾、下蘆、于堯坑を流れて金溪本流に注ぐ。流域面積は 46km^2 、河道の天然の落差は 1060m で、そのうち利用可能な落差は 680m である。流域内は深い森林で傾斜がきつく、地表の植生は比較的状態が良い。

表11 異なる方法で算定した流量値の比較表

算定方法		流量/ (m^3/s)	備 考
歴年法 (P=90%)		0.046/0.026	最小月平均流量/最小日平均流量
代表年法 (P=90%)		0.073/0.055	最小月平均流量/最小日平均流量
7Q10 法		0.056	
Montana 法	(「良い」の基準に到達)	0.061/0.122	(10～3 月) / (4～9 月)
	(「中程度または劣る」の基準に到達)	0.030/0.091	(10～3 月) / (4～9 月)
多年平均流量		0.304	

5 結論

5.1 研究の構想

生態水利権の研究の構想は、図 5 のようにまとめることができる。まず、それぞれの河川、それぞれの気候類型、それぞれのダム類型の特徴に基づいて、それぞれの生態流量を確定し、これを法律または合意の形式で固定する。次に初期水利権の区分すなわち水資源計画の中で生態水利権について考慮し、最後に水資源管理、工事、経済的手段などを通して生態水利権を実現する。

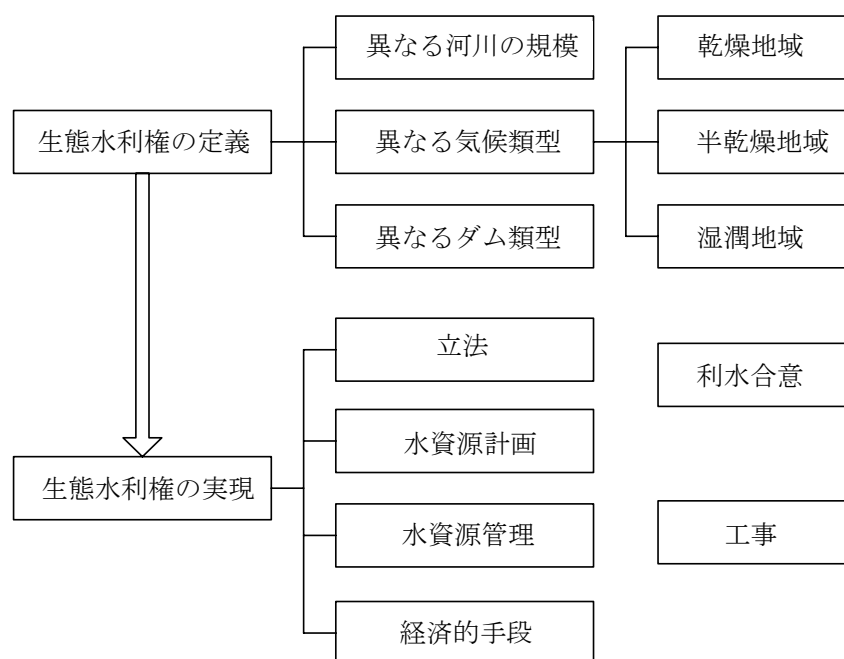


図5 生態水利権の研究の構想

5.2 生態水利権の境界画定について

本特定テーマ研究では生態水利権の概念と算定方法について検討し、研究内容は乾燥地域（タリム河）、半乾燥地域（黄河）、湿潤地域（瀾滄江）に及んだ。総括すると、生態水利権の境界画定は、以下の原則に従って行う必要がある。

乾燥地域の内陸河川の場合、下流の水量をもって目標としなければならない。

半乾燥地域の河川の場合、その河道生態水量は、海に流入する水量を重要な制御目標としなければならない。

湿潤地域では一般に河道最小生態水量の問題は存在しないが、大型の水利工事、特に水力発電の工事後は、必要な基本流量と洪水プロセスを保証しなければならず、単純に発電

の経済的利益の観点から問題を考えてはならない。

つまり、生態水利権の境界画定においては、算定と運用がしやすいことを原則とし、同時に地域ごとの特徴も十分に考慮しなければならない。

5.3 生態水利権の実現について

3.3 節で生態水利権の実現手段について総括したが、ここでさらに簡潔にまとめる。

立法：我が国の水法には、すでに生態水利権についての明確な規定があるが、これはまだ原則的な規定にすぎず、また実行性に欠けている。生態環境が日に日に悪化しており、さらに調和のとれた社会および節水型社会の構築における必要性から、早急に生態水利権の立法作業を推し進め、生態水利権の具体的な要求事項を明確にする必要がある。

合意：水資源はよく不足することから、歴史の中で様々な利水合意や分水合意が生まれたが、生態環境を考慮したものは少ない。生態水利権の実現プロセスの中では、合意は立法を補うものになり得る。政府の指導のもとで、利水者間で合意を通じて生態水利権を実現させることは可能である。

計画：水利権に対する法律の規定は計画において具現化されなければならない、水資源計画、特に水資源の需給分析の中では、生態需要水量を合理的に考慮し、その優先権は生活用水に次いで 2 番目とするべきである。新しい全国水資源総合計画の中では、生態水利権のことがより全面的に考慮されている。しかし実践の中では、生態水利権の定義について未だ統一的な認識がなく、また計画の実施が徹底されているとはいえない状況にある。

管理：政府は水行政主管部門を通じて水資源の管理を実現するが、その主な手段は取水許可制度である。水行政主管部門は、取水許可申請を認可し、取水許可証を発行する過程において、生態用水について保証しなければならない。また、取水行為を効果的に監督し、許可を得ていない取水行為や基準を超える取水行為については厳重に処罰する。

工事：工事は生態水利権を実現する重要な手段であり、特に生態水利権が損なわれている状況において重要である。そのほか、生態環境の中で重要な地位を占める人工景観も、主に工事という手段によって実現される。

経済的手段：一般的な意味での水利権の譲渡とは異なり、ここでいう経済的手段とは、政府による投資を通じ、生産・生活における節水を実現することで、水利権の社会経済から生態環境への移転を実現するものである。

お礼の言葉

研究の過程においては三本木先生に幾度も全力をもってご指導いただき、研究作業のために多くの価値あるご提案やご意見を提供していただきました。三本木先生の深く広い学識と堅実な学風は、我々にとって得るところが大きいものでした。心より感謝の念を申し上げ、敬意を表します。

参考文献

- 1 陈增奇. 浙江省河流生态环境用水的界定与确定方法探讨. 水利规划与设计, 2004.4(増)
(陳增奇「浙江省河川生態環境用水の境界画定と確定方法についての検討」水利計画と設計、2004.4(増))
- 2 丛振涛, 周海鹰, 雷志栋等. 塔里木河下游输水过程的分析与模拟. 水科学进展, 2003.5
(叢振涛、周海鷹、雷志棟 他「タリム河下流域への導水プロセスの分析とシミュレーション」水科学進展)
- 3 洪祖兰. 关于澜沧江梯级电站设置最小下泄流量的建议. 云南水力发电, 2004.5 (洪祖蘭「瀾滄江階段式發電所の最小放流流量設定についての提案」雲南水力発電)
- 4 李云玲, 谢永刚, 谢悦波. 生态环境用水权的界定和分配. 河海大学学报(自然科学版), 2004.3 (李雲玲、謝永剛、謝悦波「生態環境水使用權の境界画定と分配」河海大学学报(自然科学版))
- 5 倪晋仁, 崔树彬, 李天宏, 金玲. 论河流生态环境需水. 水利学报, 2002.9 (倪晋仁、崔樹彬、李天宏、金玲「河川生態環境需要水量を論じる」水利学報)
- 6 石伟, 王光谦. 黄河下游生态需水量及其估算. 地理学报, 2002.9 (石偉、王光謙「黄河下流域の生態需要水量およびその概算」地理学報)
- 7 宋进喜, 李怀恩, 王伯铎. 河流生态环境需水量研究综述. 水土保持学报, 2003.6 (宋進喜、李懷恩、王伯鐸「河川生態環境需要水量研究の概要論述」水土保持学報)
- 8 宋兰兰, 陆桂华. 生态环境需水研究综述. 水利水电科技进展, 2004.6 (宋蘭蘭、陸桂華「生態環境需要水量研究の概要論述」水利水电科技進展)
- 9 屠晓峰. 南水北调西线一期工程调水河流生态环境用水阈值的讨论. 黄河规划设计, 2004.11 (屠曉峰「『南水北調西線一期』プロジェクトにおける導水の河川生態環境用水閾値についての検討」黄河計画設計)
- 10 王金霞, 黄季焜. 国外水权交易的经验及对中国的启示. 农业技术经济, 2002.5 (王金霞、黃季焜「国外の水利權取引の経験およびその中国に対する啓示」農業技術経済)
- 11 王礼先. 生态环境用水的界定和计算方法. 中国水利, 2002.10 (王礼先「生態環境用水の境界画定と算定方法」中国水利)

12 王西琴, 刘昌明, 杨志峰. 生态及环境需水量研究进展与前瞻. 水科学进展, 2002.7 (王西琴、劉昌明、楊志峰「生態および環境需要水量研究の進展と展望」水科学進展)

13 徐志侠, 王浩, 陈敏建, 唐克旺, 王研. 基于生态系统分析的河道最小生态需水计算方法研究Ⅱ. 水利水电技术, 2005.1 (徐志侠、王浩、陳敏建、唐克旺、王研「生態系統分析に基づく河道最小生態需要水量の算定方法の研究Ⅱ」水利水电科技)

14 于龙娟, 夏自强, 杜晓舜. 最小生态径流的内涵及计算方法研究. 河海大学学报(自然科学版), 2004.1 (于龍娟、夏自強、杜曉舜「最小生態流水量の内包および算定方法の研究」河海大学学报(自然科学版))

課題 11-4

水不足地区の用水安定性と渇水弾性

邵薇薇（清華大学）

中華人民共和国の水利権制度整備

特定テーマ II-4 水不足地区の用水安定性と渇水弾性

ファイナルレポート

2006 年 6 月

研究指導員：楊大文

研究者：邵薇薇

一. 研究の背景

水利権制度整備についての研究では、通常の条件下での水資源開発（例えばダム建設）、流域内の上・下流関係、業種部門間の用水配分、生態環境の維持、水質汚染の防除、流域間導水といった水資源管理上の水利権問題以外に、自然環境の変化（例えば気候の変動や流域下層条件の変化）が水資源管理制度に与える影響も考慮する必要がある。地球規模の気候変動（例えば地球温暖化）によって、異常気候に起因する水害や旱魃が頻繁に発生し、連続的渇水の発生頻度も前世紀末に増加傾向を呈しており、中国の黄河流域や華北地区では、20 世紀 90 年代からの 10 年間、連続的に渇水期が出現した。中国は現在、節水型社会の建設を目標に将来の水資源管理制度を整備しているが、高度な節水対策に依拠した社会経済の発展モデルは、より深刻な渇水に直面した時に対応し難い状況にぶつかるであろう。そこで、水不足地区にとっては、いかにして（渇水）弾性のある安定的用水制度を建設するかという研究が必要である。

二. 研究の方法

本テーマにおいては、異常旱魃条件の危機管理は考慮しない。主要な研究方法としては、(1)図の解釈を用いて、マクロの渇水弾性範囲と渇水弾性指標の定義を導く。(2) WPI 指数（Water Poverty Index）を用いて、中国の各大型流域における水資源欠乏状況の測定を試みる。(3) 中国の水不足地区における水資源分配状況を分析し（黄河流域を例とする）、存在する問題点並びにアメリカの水利権制度整備の経験から得られるヒントを考察する。(4) 黄河流域における過去の渇水経験について統計と分析を行う。(5) 中国の水不足地区における水利権制度整備の原則を検討し、初歩的な枠組み設計を行う。(6) 太子河流域を対象に、水資源の現状と渇水の事例を分析する。

三. 渇水弾性に関する定義

(一) 若干の取水量についての理解（日本の若干の取水量の定義を参考に）

日本では、利水者が河道から取水する水量は、その所有する水利権量と密接に結びついている。その内、最大取水量（maximum）とは権利保障のためのものであり、最大取水量が最大程度の権利保障に対応する。通常取水量とは、一般に利水者の正常な取水・利水時の水量を計算したものである。渇水時取水量とは、正常な取水量を満たすことはできないが水不足の程度は深刻でない時の取水量である。最低取水量(minimum)とは、雨水利用や汚水処理の対策を講じ、循環・回収利用できる水量も考慮に入れた上で、利水者が耐え得る最小取水量を指す。そして、渇水克服量とは深刻な渇水時の最低取水量であり、渇水期の取水量の極限值である。取水量が渇水克服量をさらに下回ると、飢饉、死亡などの災害を引き起こし、災害が大きければ社会経済全体に重大な影響をもたらすことになる。

(二) 渇水弾性の範囲と渇水弾性指標の意味及び図示

渇水が発生すると、取水量は減少する。この時の、通常の水取量から利用者が耐え得る渇水克服量までの取水量の範囲が、我々の研究しようとする渇水弾性である。取水量または給水量が減少しても災害的状況を引き起こすには至らない場合に、取水量または給水量を減らすことができる最大の範囲を渇水弾性範囲という。ここで、災害的状況を引き起こすには至らないというのは、一定の経済的損失はあるものの飢饉や死亡等が発生する状況にまでは至らないという意味である。

渇水弾性の研究は、社会の節水対策とも関わってくる。例えば、渇水を克服し旱魃に対抗するために、日本では溜め池や河床を掘るなどの貯水対策を講じて、できるだけ雨水を集めたり川の水を貯留することで、各部門の用水問題を緩和し深刻な渇水期を乗り切るといった自衛方策が一般的に行われてきた。中国の一部の地域でも、それに類似する対策として、渇水期には水使用ピーク時を避けて河の水を用地に貯留し、水資源不足の状況を解決するといった方法が採られている。

我々は普通、通常の意味における水利権の範疇を、多年平均の水資源量（例えば河川の流量）で定義する。しかし、実際の水利権量は河川の実際水量の多少によって変化する。つまり、降雨量、蒸発量などの変化により水利権量の範囲は拡大したり縮小したりするのである。これは自然系統から見た場合である。

人の系統から見れば、我々が研究する水利権は主に水の使用権である。自然系統に対し、一般的には多年平均の獲得可能水量によって、通常の意味における水利権の範疇を定義する。しかし実際の使用可能水量、即ち実際の水利権量は、豊水や渇水の状況により調整され、変化する。

ここで、生態環境が保留する水利権量を差引いた、人類社会全体の水利権量に対応する

取水量を図に表わしてみる。それぞれの取水者（工業、農業、生活などの部門）は、株式所有に似た方式で、自己の占有する水利権の割合で水資源を分配される。マクロの意味の渇水弾性を図で示すと以下の通りである。

図1の中間の円は、平水年に対応する、社会のある部門またはある利水者の取水量を表わし、多年平均の河川水量状況に近い時の多年平均社会取水量である。豊水年には河川水量が比較的充分なので、取水量を増やすことができ、円の範囲が拡大される。仮に外側の青い円まで拡大した場合、社会のある部門または利水者の取水量が中間の円と外側の円の間の範囲内で変動する時は豊水段階に属する。渇水年になると、元の取水量は必然的に縮小し、円の範囲も縮小する。最も内側の赤い円を特別渇水年とした場合、中間の円と内側の円の間の範囲で取水量が変動する時を渇水段階と呼ぶ。

社会部門または利水者の取水量は、渇水年には減らし豊水年には増やすことができる。この取水量の範囲を取水可能範囲と呼ぶ。平水年の通常取水量から、渇水年にここまでは減らせるという最低の取水量までの範囲が、つまり我々の研究しようとする渇水弾性範囲である。

取水量が取水可能範囲の中で変化している時は、我々の制定する水利権制度が機能する。その内、渇水年には社会が比較的水不足の状態にあるため、一定の節水対策をとり、節水型社会を建設する必要がある。豊水年は、社会全体の水量が比較的充分であり、豊水型社会と呼ばれる。旱魃の程度が特別渇水年を超えると、取水量は渇水弾性範囲の下限を下回り、水資源危機や社会的災害を引き起こす可能性が生じる。この時、一般的意味で制定した水利権は機能しなくなり、通常状況を想定した水利権は維持できないため、水利権の規則を見直す必要がある。このような状態は水資源危機管理の範疇に属する。

簡単な数字で説明すると、中間の円に対応する平水年の状態での取水量を1単位と定義し、内側の円に対応する取水量を0.5単位と定義した場合、もし実際の渇水年の取水量が0.8単位であるとする、実際の取水量は両者の間にあるが、それでもやはり渇水弾性の範囲内である。つまりこの取水量のレベルでは、社会は正常な状態に比べて一定の経済損失を蒙るものの、引続き維持可能であり、災害（飢饉、死亡等）を引き起こすには至らない。

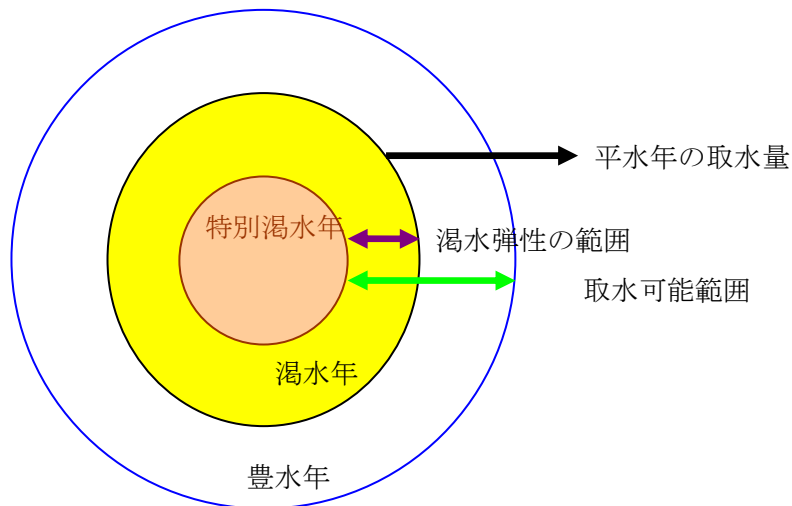


図1 渇水弾性範囲を示す図

節水型社会と豊水型社会の境界は絶対的なものではない。社会の発展と科学技術レベルの向上に伴って、我々は工農業及び生活の節水技術を向上させ、水の循環と反復利用のレベルを高め、有限な水資源を充分に利用し、生産と生活の水消費量を低減させることができる。その結果、節水を必要とした社会が豊水型社会に転換する可能性もある。具体的措置としては、さらに都市と農村の社会経済構造の改革と調整、並びに土地利用、建築規制などにも関わってくるであろう。例えば、土地の実情と結びつけていかに水資源を有効利用するか、などであるが、ここでは詳述しない。また、豊水型社会を建設するには、我々水資源管理部門の転換を早める必要がある。つまり行政命令に完全に服従する管理から、行政命令を指導とする自主管理に転換し、自身の主導的地位を強化しなければならない。

以上の解釈から、渇水弾性を以下のように定義する。ある地域で渇水が発生し正常な用水がまかなえないと、各用水部門がそれぞれ一定の悪い影響を受ける。取水量または給水量が減少しても災害的と言えるほどの状況に至らない場合に、取水量または給水量を減らすことができる範囲を渇水弾性範囲と呼ぶ。災害に至らないとは、一定の経済的損失はあるが飢饉や死亡など極端な状況には至らないことを意味する。また、渇水弾性範囲の中の最小値を渇水弾性指標とする。上図でいえば、内側の円に対応する取水量である。よって、渇水弾性指標とは、ある地区のある業種が、渇水発生時に取水量が減少するが災害的状況には至らない程度の取水量の下限值である。これはパーセンテージ、即ち、渇水弾性範囲の下限値と正常な用水量の比率で表わすこともできる。

四. WPI を用いた中国各流域の水不足状況の分析

(一) WPI の概念と構成

周知のように、中国の水不足地区には二つのタイプがある。(1) 資源型水不足、即ち、

天然の水資源量が不足することによる水不足であり、中国の華北、西北及び黄河流域がこれにあたる。(2) 汚染型水不足、即ち天然の水資源量は豊富であるが、深刻な水質汚染のため利用可能な水資源量が不足するものである。淮河流域及び一部の南方の河川がこれにあたる。水不足地区の多くは、天然の水資源量が不足している上に深刻な水質汚染が加わり、中国の水不足問題を更に困難にしている。

我々は水不足地区の用水安定性と渇水弾性を研究するにあたり、まずは水不足地区の水資源状況を評価することにした。既存の水資源評価体系を見ると、主に水量と水質からの評価であり、社会経済の要素が含まれていないため、一定の限界性がある。資源と汚染の状況を結び付け、その他の要素も考慮して、地域の水資源欠乏状況を評価するにはどうすればよいか。ここで、比較的新しい水資源評価体系を紹介したい。2002 年、英国の生態水文研究所 (Center for Ecology and Hydrology—CEH) の研究者 Sullivan らが、消費者物価指数 (Consumer Price Index—CPI) に似通った水不足指数 (Water Poverty Index—WPI) を研究、提出した。この指数はいろいろな学科の角度から、国または地域の水資源開発利用についての標準化された評価の枠組みを提供し、水不足が人類社会及び経済の発展に与える影響の程度を重点的に評価することができるものである。指数システムで主に考慮されるのは、国または地域の水資源の利用程度や取得可能性、人々の取水・利水能力、及び水資源涵養のための環境の質などである。この指数の提起によって、国と地域の水資源安全性のランキングが可能になり、また、社会経済の発展と関係する多くの要素も考慮に入れて水資源不足評価に組込めるようになった。

WPI 指数は 5 つのカテゴリーから構成され、その 5 カテゴリーを数個の指標で示す。カテゴリーはそれぞれ、水資源、水取得のアクセス、水取得能力、水の利用及び水関連の環境である。各カテゴリーに、1～6 個の指標がある。表 1 に基本的な枠組みを示す。

表 1 WPI (Water Poverty Index) の基本的構造

WPI 項目	指標
資源 (Resource)	獲得可能な水資源量
アクセス (Access)	清浄な水の獲得が可能な人口割合、衛生設備の使用が可能な人口割合、耕地に占める灌漑面積の割合
能力 (Capacity)	1 人当たり GDP、5 歳以下の児童の死亡率、教育を受けられる割合、経済の均衡性 (ジニ係数)
利用 (Use)	住民 1 人 1 日当たりの水使用量、工業用水・農業用水・生活用水の割合 (それぞれの GDP に占める割合で調整)
環境 (Environment)	水質と水利用の圧力、水と環境の重要なつながり

WPI 指数は、主に国の水不足の度合いを評価するのに用いられるが、水の安全性指標として、その国の水資源の豊かさの世界における順位を評価し、そこから自国の水資源関連の政策や対策を点検することができる。全体的に、WPI の値が低いほどその国または地域の水資源は不足しており、WPI の値が高いほど水資源が豊かであると言える。例えば、CEH が算出した世界各国の WPI の中で、中国の WPI 値は 51 点であり、アメリカは 54 点、日本は 65 点、ロシアは 63 点であった。しかし一方、WPI 値の総得点は単に流域水資源の欠乏性についての総体評価に過ぎず、各カテゴリーの値からその流域の各指標のバランスを具体的に評価する必要がある。カテゴリーに分けたレーダーグラフの面積が大きければ大きいほど、そして分布が均一なほど、流域水資源の安全性が本当に高いと言えるのである。

(二) 簡略式 WPI 指数計算指標

もともと WPI の指標は、主に国の水資源安全性を計算するために用いられるものであるが、現在我々はこの評価方法を国内各流域の水資源安全性評価に応用しようと考え、エリアの範囲を縮小したところ、一部のデータはかえって収集しにくくなってしまった。それに対し、ある学者が、簡略化された指標を用いても同様に評価の効果が得られるとして、簡略指標を用いて国内各流域の WPI 値を計算することを提案した。そこで、WPI 指数の簡略指標に基づき、《中国水資源公報》のデータを採用して、国内各流域の水資源安全性ランキングを分析することとした。

簡略式 WPI 指標の計算の根拠を表 2 に示す。

表 2 簡略式 WPI 指標の計算の根拠

WPI 項目	指標
資源 (Resource)	年間総流量、表流水・地下水資源量、年平均降雨量など。
アクセス (Access)	大中型ダム年間貯水量の変量、年間給水量、耕地面積に対する灌漑面積の割合など。
能力 (Capacity)	1 人当たり水使用量、1 人当たり GDP、家庭消費レベル、教育レベル、水業界の投資状況など。
利用 (Use)	農地の実質灌漑面積 1 ムー当たり水使用量、GDP1 万元当たり水使用量、工業付加価値 1 万元当たり水使用量、都市住民 1 人当たり生活用水量、農村住民 1 人当たり生活用水量など。
環境 (Environment)	評価対象河川の総延長に対するⅢ類またはそれ以上の水質の河川延長の割合、廃水・汚水排出量、水土流失面積など。

(三) WPI の計算方法

1. ある流域のある指標について、全国範囲で順位付けを行い、全国の流域中におけるその流域の相対的位置を求める。1 が最高点、0 が最低点とする。

$$y_j = (x_j - x_{\min}) / (x_{\max} - x_{\min})$$

ここで、 x_j はある流域の変数項目 j の実際値であり、 $x_{\max}$ と $x_{\min}$ は、ある変数項目の全国の各流域における最大値と最小値、 y_j はその流域のその変数項目の指標値である。

ここで注意すべきことは、幾つかの指数は逆数で順位付けをしていることである。例えば利用カテゴリー中、農地の実質灌漑面積 1 ムー当たりの水使用量、GDP 1 万元当たりの水使用量、工業付加価値 1 万元当たりの水使用量という 3 つの値は、数値が大きいほど水の利用効率が低いことを示し、他にも、環境カテゴリーの廃水・汚水排出量は、排出量が大きいほど環境破壊の程度が大きいからである。

2. 各カテゴリー中のそれぞれの指標得点を平均し、20 を掛けたものがそのカテゴリーの総得点となる。各カテゴリーの満点は 20 点である。

$$c_i = 20 \times \sum y_j$$

ここで、 c_i はある流域のあるカテゴリーの得点数であり、満点は 20 点、カテゴリーは全部で 5 つである。

3. 5 つのカテゴリーの得点を加えた総得点数が WPI 値である。

$$WPI = \sum c_i$$

WPI は、即ちその流域の総得点であり、満点は 100 点である。

(四) WPI 指数の中国の各流域への応用

以上からわかるように、WPI の計算には社会経済環境に関連する多くの要素に関わり、それは我々が水資源評価の過程で考慮すべき点である。ここで、WPI を用いて中国 7 大流域の水状況を評価してみたい。データ収集が万全でないため、簡単な方法で大まかな評価しかできないが、大体の傾向は反映できている。(以下に用いたデータは、主に 2004 年《中国水資源公報》から採用した)。

1. データと資料の整理

- (1) 2004 年の各大流域水資源量を表 3 に示す。

表 3 2004 年の中国水資源一級区の水資源量

水資源一級区	降水量 (mm)	天然流水深 さ (mm)	降水総量 (億 m ³)	表流水資 源量 (億 m ³)	地下水資 源量 (億 m ³)	地下水と 表流水資 源との非 重複量 (億 m ³)	水資源総 量 (億 m ³)
全国	600.6	244.2	56876.4	23126.4	7436.6	1003.2	24129.6
松花江	412.3	107.8	3854.0	1007.8	429.3	182.1	1189.9
遼河	510.1	106.9	1638.4	335.7	183.2	83.3	419.0

海河	538.2	43.1	1686.6	137.9	237.7	161.6	299.6
黄河	421.8	65.2	3353.7	518.5	352.4	109.5	628.0
淮河	780.0	155.0	2573.6	511.6	391.9	240.7	752.2
長江	1040.3	484.2	18546.8	8633.6	2259.5	100.9	8734.6
南東諸河川	1414.4	630.7	2945.4	1313.3	288.3	10.4	1323.8
珠江	1273.6	605.9	7359.3	3500.9	860.9	12.0	3512.9
南西諸河川	1114.2	707.2	9404.8	5969.3	1547.3	0.0	5969.3
北西諸河川	164.0	35.6	5513.8	1197.7	785.7	102.7	1300.4

(2) 2004 年の水資源一級区における給水量・用水量を表 4 に示す。

表 4 2004 年の水資源一級区給水量・用水量

水資源一級区	給水量				用水量				
	表流水	地下水	その他	総給水量	生活	工業	農業	生態	総用水量
全国	4504.2	1026.4	17.2	5547.8	651.2	1228.9	3585.7	82.0	5547.8
松花江	219.6	150.0	0.0	369.6	33.7	69.6	263.1	3.2	360.6
遼河	78.6	109.7	0.7	189.0	28.8	23.4	135.4	1.3	189.0
海河	120.1	247.2	2.8	370.0	52.5	56.6	256.6	4.3	370.0
黄河	237.9	132.1	2.1	372.1	37.1	54.7	277.1	3.2	372.1
淮河	394.4	161.0	1.0	556.4	72.7	97.9	381.7	4.1	556.4
長江	1731.6	78.3	5.5	1815.4	223.2	613.6	948.6	30.0	1815.4
南東諸河川	302.3	12.1	1.9	316.3	43.6	96.2	169.0	7.5	316.3
珠江	817.6	42.2	2.5	862.3	134.2	197.5	522.5	8.0	862.3

南西諸河川	94.1	2.5	0.2	96.9	8.9	4.6	83.1	0.2	96.9
北西諸河川	507.9	91.3	0.5	599.7	16.4	14.7	548.4	20.1	599.7

他に、2004 年の全国の用水構成は、全国総用水量 5547.8 億 m³ の内、第一次産業 66.2%、第二次産業 22.7%、第三次産業 1.6%、国民生活 8.0%、生態 1.5%である。

(3) 2004 年の水資源一級区における水消費量を表 5 に示す。

表 5 2004 年の水資源一級区用水消費量及び消費率

水資源一級区	松花江	遼河	海河	黄河	淮河	長江	南東の諸河川	珠江	南西の諸河川	北西の諸河川
水消費量 億 m ³	195.7	126.0	255.1	210.4	358.8	838.5	147.3	387.1	64.3	417.5
水消費率 (%)	53	67	69	57	65	46	47	45	66	70

(4) 2004 年の水資源一級区の主要な水利用指標を表 6 に示す。

表 6 2004 年の水資源一級区の主要な水利用指標

水資源一級区	1 人当たり国内総生産 GDP (万元)	1 人当たり水使用量 (m ³)	GDP1 万元 当たり水使用量 (m ³)	農地灌漑面積 1 ムー当たり水使用量 (m ³)	1 人当たり生活用水量 (L/d)		工業付加価値 1 万元 当たり水使用量 (m ³)
					都市生活	農村生活	
全国	1.053	427	399	450	212	68	196
松花江	1.278	576	447	517	174	55	180
遼河	1.405	343	242	406	193	55	74
海河	1.541	280	180	238	166	51	64
黄河	0.969	335	343	387	156	42	114
淮河	1.138	270	236	272	149	55	92
長江	1.211	413	335	467	226	70	286
南東諸河川	1.920	438	222	558	242	96	137
珠江	1.312	525	396	852	306	120	202
南西諸河川	0.484	472	972	613	156	66	271
北西諸河川	1.057	2054	1879	719	204	47	137

(5) 2004 年における水資源一級区の水質状況

全国の水資源一級区 10 箇所の中で、Ⅲ類またはそれ以上の水質の河川延長の割合が高いものから順に挙げると、南西諸河川区 97.2%、北西諸河川区 77.4%、長江区 72.4%、珠

江区 70.1%、南東諸河川区 63.4%、黄河区 45.9%、海河区 41.0%、松花江区 39.1%、遼河区 31.9%、淮河区 31.0%となっている。

2. 中国七大流域の WPI の計算

WPI 指数の簡略指標に基づく計算方法で、2004 年の中国七大流域における水資源不足状況を分析してみる。

資源(R)カテゴリーの指数を確定する際は、主に流域の水資源総量（表流水と地下水の水資源総量から重複部分を差引いて計算する）、年間総流量、年平均降雨量の 3 つの指標を考慮した。（表 7）

表 7 WPI 中の資源(R)カテゴリーの指標計算

流域	水資源総量 (億 m ³)	y1	年間流水深さ (mm)	y2	年平均降雨量 (mm)	y3	C(R)
松花江	1189.9	0.11	107.8	0.11	412.3	0.00	1.47
遼河	419.0	0.01	106.9	0.11	510.1	0.11	1.61
海河	299.6	0.00	43.1	0.00	538.2	0.15	0.97
黄河	628.0	0.04	65.2	0.04	421.8	0.01	0.59
淮河	752.2	0.05	155.0	0.20	780.0	0.43	4.53
長江	8734.6	1.00	484.2	0.78	1040.3	0.73	16.75
珠江	3512.9	0.38	605.9	1.00	1273.6	1.00	15.87

アクセス (A) カテゴリーの指数については、主に流域の取水・利水の可能性を考え、大中型ダムの年間貯水量の変量、年間給水量、耕地面積に対する灌漑面積の割合という 3 項目の指標を採用した。但し、《2004 年中国水資源公報》には前の 2 項目しか挙げられていなかったため、とりあえずその 2 項目で計算した。（表 8）：

表 8 WPI 中のアクセス(A)カテゴリーの指標計算

流域	大中型ダムの年間貯水変量(億 m ³)	y1	年間給水量(億 m ³)	y2	C(A)
松花江	-4.0	0.37	369.6	0.11	4.80
遼河	12.9	0.69	189	0.00	6.87
海河	8.4	0.60	370	0.11	7.14

黄河	-20.5	0.06	372.1	0.11	1.71
淮河	-22.0	0.03	556.4	0.23	2.56
長江	29.5	1.00	1815.4	1.00	20.00
珠江	-23.6	0.00	862.3	0.41	4.14

利用（U）カテゴリーの指数については、主に水資源の開発利用度を考え、農地の実質灌漑面積 1 ムー当たり水使用量、GDP1 万元当たり水使用量、工業付加価値 1 万元当たり水使用量、都市住民 1 人当たり生活用水量、農村住民 1 人当たり生活用水量の 5 項目の指標を採用し、流域の水資源総合開発利用評価に基づいて確定した。（表 9）。その内、農地の実質灌漑面積 1 ムー当たり水使用量、GDP1 万元当たり水使用量、工業付加価値 1 万元当たり水使用量の値は大きいほど生産効率が低いことを意味するため、この 3 項目の計算方法は前とは異なる。つまり、

$$y_j = (x_{\max} - x) / (x_{\max} - x_{\min}) \quad \text{である。}$$

表 9 WPI 中の利用(U)カテゴリーの指標計算

流域	農地実質灌漑面積 1 ムー当たり水使用量 (m ³)	y1	GDP1 万元当たり水使用量 (m ³)	y2	工業付加価値 1 万元当たり水使用量 (m ³)	y3	都市住民 1 人当たり生活用水量 (L/d)	y4	農村住民 1 人当たり生活用水量 (L/d)	y5	C(U)
松花江	517	0.58	447	0.00	180	0.48	174	0.16	55	0.17	5.52
遼河	406	0.77	242	0.77	74	0.95	193	0.28	55	0.17	11.75
海河	238	1.06	180	1.00	64	1.00	166	0.11	51	0.12	13.13
黄河	387	0.80	343	0.39	114	0.77	156	0.04	42	0.00	8.04
淮河	272	1.00	236	0.79	92	0.87	149	0.00	55	0.17	11.32
長江	467	0.66	335	0.42	286	0.00	226	0.49	70	0.36	7.73
珠江	852	0.00	396	0.19	202	0.38	306	1.00	120	1.00	10.28

能力（C）カテゴリーの指数を確定する際は、主に 1 人当たり水使用量、1 人当たり GDP の 2 つの指標を考慮した（表 10）

表 10 WPI 中の能力(C)カテゴリーの指標計算

流域	1人当たり水使用量 (m ³)	y1	1人当たり国内総生産 GDP (万元)	y2	C (C)
松花江	576	1.00	1.278	0.54	15.40
遼河	343	0.24	1.405	0.76	10.01
海河	280	0.03	1.541	1.00	10.33
黄河	335	0.21	0.969	0.00	2.12
淮河	270	0.00	1.138	0.30	2.95
長江	413	0.47	1.211	0.42	8.90
珠江	525	0.83	1.312	0.60	14.33

環境(E)カテゴリーの指数確定は、主に水質検査と生態環境品質評価の結果に基づき、評価対象河川の総延長に対するⅢ類またはそれ以上の水質の河川延長の割合、廃水・汚水排出量、水土流失面積等の指標を採用した（表 11）。但し、《2004 年中国水資源公報》には評価対象河川の総延長に対するⅢ類またはそれ以上の水質の河川延長の割合のデータしかなく、別に 2004 年《中国環境統計年報》の中に各大流域の排水受入れ量と廃水処理投資比率の数値があった。但し、データの出典が異なるので、分析精度は劣るであろう。

表 11 WPI 中の環境(E)カテゴリーの指標計算

流域	水質がⅢ類かそれ以上の河川延長の割合%	y1	排水受入れ量 (億トン)	y2	排水処理 投資比率 %	y3	C (E)
松花江	39.10	0.20	20.9	0.95	4.39	0.10	8.35
遼河	31.90	0.02	13.1	1.00	1.13	0.00	6.81
海河	41.00	0.24	44.2	0.81	10.58	0.30	9.03
黄河	45.90	0.36	40.7	0.83	18.83	0.56	11.71
淮河	31.00	0.00	36.5	0.86	12.98	0.38	8.24
長江	72.40	1.00	179.2	0.00	32.62	1.00	13.33

珠江	70.10	0.94	59.5	0.72	8.96	0.25	12.76
----	-------	------	------	------	------	------	-------

各カテゴリーの数値が確定した後に、算術平均を行い WPI の総得点を計算し、全国水資源一級区（松花江流域・遼河流域・海河流域・黄河流域・淮河流域・長江流域・珠江流域）の七大流域の WPI 値及び各カテゴリーの値（表 12）を算出した。

表 12 全国水資源一級区の WPI 値及びカテゴリー別指数

流域	C (R)	C (A)	C (U)	C (C)	C (E)	WPI 総得点
松花江	1.47	4.8	5.52	15.4	8.35	35.54
遼河	1.61	6.87	11.75	10.01	6.81	37.05
海河	0.97	7.14	13.13	10.33	9.03	40.60
黄河	0.59	1.71	8.04	2.12	11.71	24.17
淮河	4.53	2.56	11.32	2.95	8.24	29.60
長江	16.75	20	7.73	8.90	13.33	66.71
珠江	15.87	4.14	10.28	14.33	12.76	57.38

今回計算した WPI は、指標が簡略化されているため、CEH の WPI 分析と比較することは適当ではない。しかしこの結果は全国の大流域及び全国平均の基本的状況を十分に示すものであり、各流域の全国における相対的レベルの位置も反映している（表 13）。

表 13 七大流域の WPI 値ランキング

流域	黄河	淮河	松花江	遼河	海河	珠江	長江
WPI 値	24.17	29.60	35.54	37.05	40.60	57.38	66.71

以下に、各流域の WPI レーダーグラフを示す（図 2～図 8）。

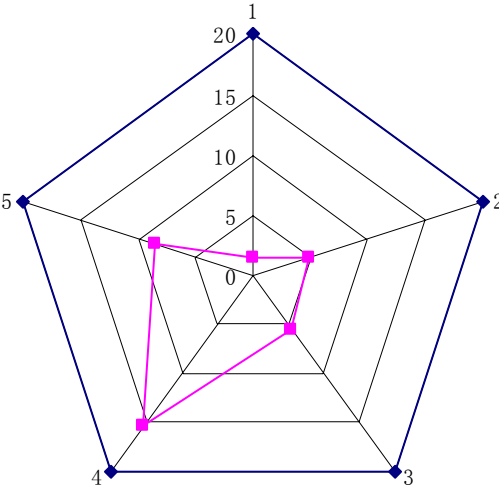


図 2 松花江流域の WPI 図

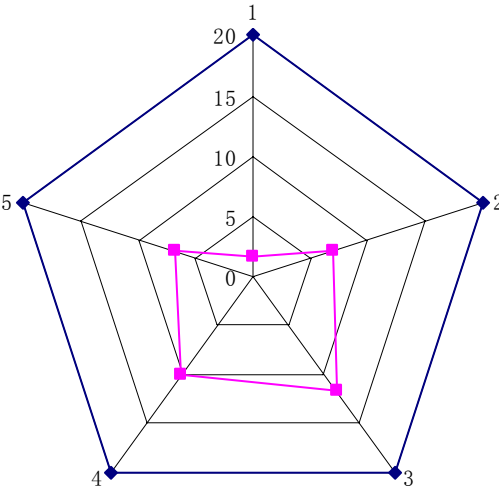


図 3 遼河流域の WPI 図

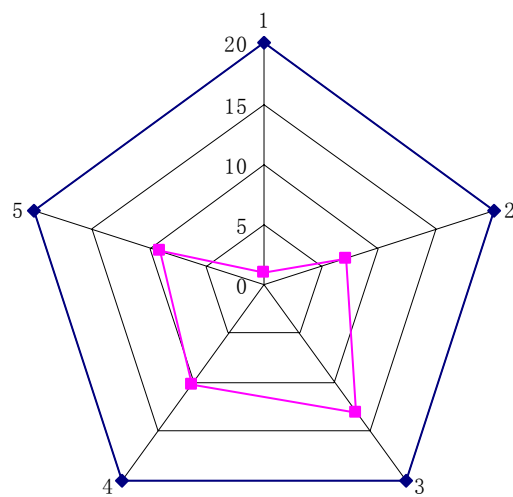


図 4 海河流域の WPI 図

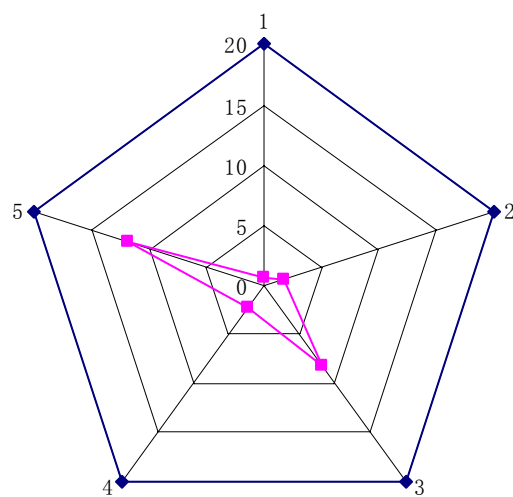


図 5 黄河流域の WPI 図

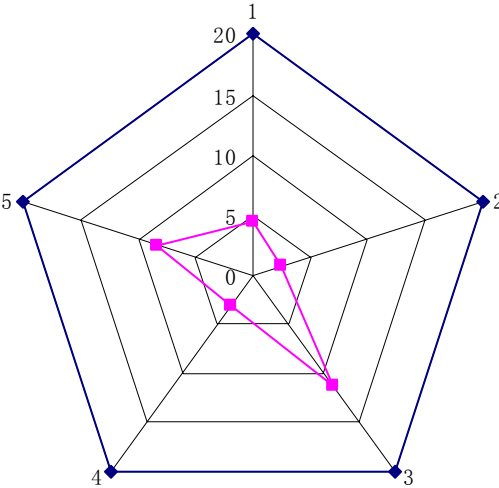


図 6 淮河流域の WPI 図

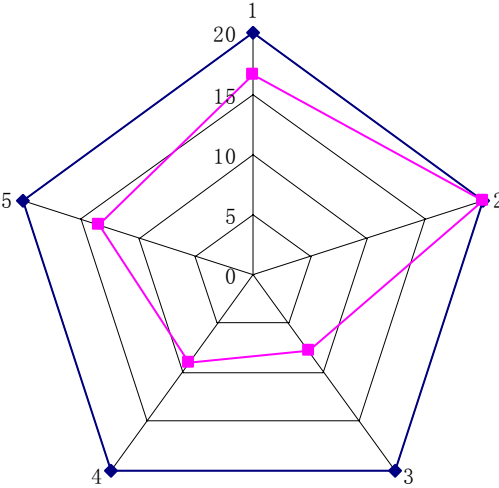


図 7 長江流域の WPI 図

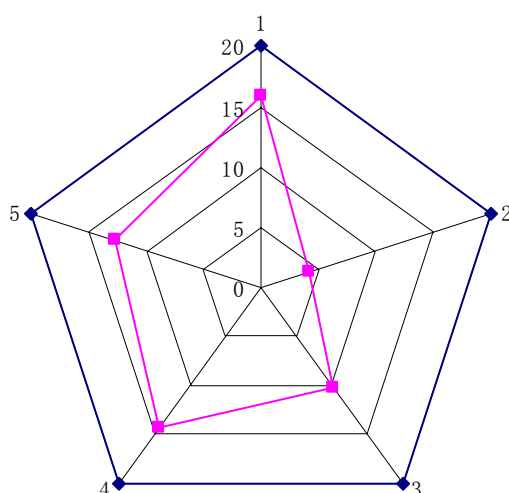


図 8 珠江流域の WPI 図

注: 図 2～8 の軸線 1 は資源(resource)、軸線 2 はアクセス(access)、軸線 3 は利用(use)、軸線 4 は能力(capacity)、軸線 5 は環境(environment)を表わす。

表 13 と図 2～8 から、各流域の水資源不足状況を相対的に評価できる。

WPI の数値から見ると、黄河、淮河、松花江、遼河、海河流域の WPI 値は比較的低く (<50)、水資源の安全性が比較的低地域に属する。その根本的原因是流域自体の水資源量が不足していることであり、資源カテゴリーの指標がいずれも 5 以下であることからそれがわかる。一方、人口も多く、1 人当たりの水資源量も不足している。しかし、それぞれの流域には特徴もある。例えば黄河流域は、資源以外にアクセスと能力の指数も大変低く、レーダーグラフは極めて不均衡である。アクセス指数は貯水変量と給水量が低いことと関係があり、能力指数が低いのは経済条件が立ち遅れ、1 人当たり GDP が低いことと関連する。遼河と淮河は環境の指数が低く、水質が悪い。松花江流域は能力指数が比較的高い。海河流域は、他の部分は比較的高いにもかかわらず資源カテゴリーが低すぎるため、発展のバランスを著しく制限している。珠江流域は、総得点数は比較的高いがアクセス指数が低い。これは、珠江流域の大中型ダムで、2004 年の貯水量減少が最も大きかったことによる。相対的には、七大流域の中で水資源安全性が最も高いのは長江流域であった。

WPI 図から各流域の水不足のタイプを知ることができる。それによって、それぞれに適した対策を導き、水資源の安全性を高め、水資源の発展と経済社会の発展のバランスを保証することで、水資源の持続可能な利用により経済社会の持続可能な発展を支えることが可能となるであろう。

五. 中国の水不足地区における水資源分配の現状分析（黄河流域の例）

上の分析からわかるように、黄河流域は中国で最も水資源の安全性が低い地域であり、

最も深刻な水不足地区である。黄河流域の水資源分配については、多くの学者が研究してきた。以下に、黄河流域の水資源分配方式の変遷から、中国の水不足地区における水資源分配の状況を考察する。

20 世紀 50 年代から現在まで、中国の水資源分配方式は 3 つの段階(表 14)を経てきた。黄河流域を例にとると、建国初期の黄河の水資源管理は洪水防止、農業用灌漑及び水力発電開発が主であり、水資源の分配は一種の「自由利用」制度であった。農業用灌漑の開発が進むにつれて、流域全体の水資源が不足し始め、1972 年には断流（河川表流水が下流まで届かずに途絶えてしまう現象）が出現した。この時期の水資源分配は「先に来た者が先に使う」方式であり、上流地域の取水者が当然優先的地位にあって、無制限に水を使うことができた。そのため下流の水資源は必要量を満たすことができず、黄河下流の河道の断流を招いた。この現象が 1997 年まで続き、この年にこれまでに最も深刻な断流状況が発生したのである。断流は 226 日間も継続し、断流部分の長さは 704km（河口からの距離）に達した。実は国務院は 1987 年に黄河流域各省の水資源分配規則（即ち『黄河の供給可能水量分配案』）を公布していたのだが、きちんと実行されていなかった。

表 14 黄河流域の水資源分配方法の変遷

年代	水資源分配方式	説明
1950-1987	自由利用	沿岸の部門と個人が誰でも自由に黄河の水を利用でき、農業用灌漑の費用は一切支払う必要が無かった。
1988-1998	先着利用	上流地域の取水が当然優先的地位を有し、無制限に水を利用できた。その結果、20 世紀 90 年代に黄河下流河道の深刻な断流を招いた。
1999-現在まで	統一調整管理	国務院が水利部黄河水利委員会に対し、黄河水量の統一調整管理の実施権限を与えた。

黄河流域の上流・下流間で水使用の競争によるアンバランスが激化したことから、黄河水利権に対する高度集中型の行政分配が始まった。1987 年、国務院は「南水北調」前の『黄河の供給可能水量分配案』を承認した。これにより、土砂輸送などの生態用水 210 億 m³を除く 370 億 m³について、黄河の水を沿岸各省・自治区に一定の比率で分配することとした（表 15）。

表 15 1987 年 黄河の供給可能水量分配案

省区	青海	四川	甘肅	寧夏	内蒙古	陝西	山西	河南	山東	河北
----	----	----	----	----	-----	----	----	----	----	----

水量(億 m ³)	14.1	0.4	30.4	40.0	58.6	38.0	43.1	55.4	70.0	20.0
比率 (%)	3.81	0.11	8.22	10.81	15.84	10.27	11.65	14.97	18.92	5.41

しかし、この「分水案」は実施過程において、有効な情報と権威ある流域統一管理機構及び関連の法律法規が無かったため、実際の引水量を効果的に監督・制御できず、水を超過使用した個別の地区や部門に対する制裁も実施されなかった。渇水年や水使用のピーク期には黄河流域の引水工事が争って行われ、水の分配は統制を失っていた。

黄河の水資源の需給アンバランスと、日ごとに深刻化する下流地域の断流現象を緩和するため、1998年12月、国务院の承認を経て、国家計画委員会と水利部が共同で『黄河の供給可能水量の年度及び主流水量調整案』と『黄河水量調整管理規則』を公布し、水利部の黄河水利委員会に黄河水量の統一調整管理の実施権限を与えた。黄河水量の統一調整管理は下流の日々深刻化する断流現象を食い止め、2000年には厳しい旱魃があったにもかかわらず、1990年代以来初めて黄河下流に断流が起らず、都市と農村の住民の生活用水は保証され、農業用水も大きく改善された。この水量統一調整管理案では、渇水期または渇水年に上流・下流の各省が同じ割合（各省各年とも同一の割合を適用）で給水量を減らし、豊水年にはまた同じ割合（各業種部門に同一の割合を適用）で給水量を増やすことが規定されている。

このような政府の関与について、一部の学者は十分に肯定的であるが、実は依然として計画経済の延長線上にあることも認めなければならない。この方法は流域の各地及び各業種の利益調整に関わるため、運営効率は低くコストも高い。

「分水案」にせよ流域統一調整管理にせよ、根本的には一種の計画経済の延長である。このような配置モデルは水利権の初期配分としては一定の合理性がある。しかし、水利権取引（譲渡）市場が確立していない黄河流域では効率が低い。現在の黄河流域水資源配置の状況には、次のような問題点がある。

1. 具体性を欠く初期水利権の分配

現在、黄河流域の初期水利権は主流までしか分配されておらず、支流は分配されていない。初期水利権の分配は最終的には個別の利水者まで実現すべきであり、主流を分配した後で更に支流を分配し、その後各地区、各部門、最後は各利水者まで分配しなくてはならない。また、表流水と地下水が統一計画の下に分配されていない。現在、初期水利権の分配は表流水に限られ、一部地域では表流水が不足した時に地下水を大量に採取して、広範囲にわたる地下水の過剰採取を引き起こしている。また、初期水利権の分配では、国民経済における各業種の用水の優先順位や保証率が明らかにされておらず、初期水利権の排他性が十分に体现されていない。

2. 水資源不足と高度浪費現象の並存

黄河流域は、一方で水資源の総量が不足している。2004年『水資源公報』の統計データによれば、黄河流域の2004年の水資源総量は、我が国の水資源一級区10箇所の中で下から3番目であり、628.0億m³に過ぎない。統計によれば、現在の中国で平水年の水不足

量は 358 億 m^3 、その内農業用水の不足が 300 億 m^3 であり、水不足による食糧生産の減少は 350 億～400 億 kg に達する。このような水不足地区が黄河流域でかなりの比重を占めている。黄河の不足水量は 2010 年までに 40 億 m^3 に、2030 年までには 150 億 m^3 に達するであろう。

これと同時に、黄河流域では農業用水の浪費が極めて深刻である。黄河の水を用いて灌漑を行う黄河下流地域では、送水ロスが 30%～50%に達し、河西回廊の一部用水路では水量の損失が 60%～80%にまで達している。農業用水の利用では一般的に「大水慢灌方式（大量の水を使った粗放な灌漑方式）」がとられており（特に中流・下流地域）、その利用効率は極めて低く、水 1 m^3 当たりの穀物生産能力は先進国の約 3 分の 1 でしかない。

3. 運用効率の低い現行の水資源分配メカニズム

『黄河の供給可能水量分配案』は、黄河の河川水量が異なる場合について、別々の分配規則を定めているわけではない。そのため、豊水年には余った水を分配しきれないのに、渇水年には下流で利用できる水がなくなり、生態用水まで使わざるを得ないという状況を引き起こしている。また、この分配案では流域中の異なる場所の異なる部門の用水量も明確にされていない。そのため、この分配案は実用性が低い。さらに、これを基礎として制定された『黄河水量調整管理規則』は、異なる水準年の水量分配問題は解決できるが、水利用メカニズムの上では柔軟性に欠ける。『規則』には、各省（区）の年度用水量を、一定の割合で豊水年には増やし渇水年には減らすという調整原則が定められている。つまり、各年度の黄河実際水量に基づいて、1987 年に国务院が承認した各省（区）の供給可能水量比率で分配するやり方であり、渇水年には同じ比率で圧縮する。渇水年に同比率で圧縮するのはまだ合理的と言えるが、豊水年に同比率で増やすことには検討の必要がある。なぜなら、最初に一定の比率で分配した水量は、すでに基本的需要を満たしており、用水の増加分は結局浪費となって水の利用効率の低下を招くからである。また、水量分配の比率が高い地域は、もともと既得権益を有しているのに、同比率で増加分の用水まで獲得すれば新たな不公平を招くことになる。さらに『規則』には、月間の用水については各省（区）管轄区域内の利水者が省（区）水利庁（局）に用水需要計画を申告し、水利庁（局）がそれを集計して毎月 25 日までに黄河水利委員会に報告し、審査承認を受けること、と規定されている。年度用水計画についても、黄河水利委員会が毎年 9 月 20 日～10 月 10 日に黄河から引水する各省（区・市）の次年度、即ちその年の 11 月から次の年の 6 月までの水需要計画を受理し、10 月 25 日までに水利部へ報告しなければならない。このように面倒な審査承認の運用体制は、水資源総量を効果的に監督・制御できるものの、効率が低いことは争えない事実である。

4. 節水の動機付けになりにくい現行の水資源管理体制及び政策

水資源管理の面から見ると、現行の黄河流域の灌漑区域は「事業機関・企業管理」の管理体制をとっている。事業機関として、財政部門から事業経費の支給は受けられず、企業的管理を要求されながら、公共財のサービスを引受けることになるため、完全に企業のような利潤追求もできない。その結果、灌漑区域は動きがとれなくなっている。事業経費が無いので、現在灌漑区域の収入は主に水料金に頼っているが、価格が一定という条件のため、水料金の多寡は給水量によって決まる。その結果、一部の灌漑区域では収益を増やそうとして、利水者に水を沢山使うよう奨励したり、ある灌漑区域がせっかく水を節約しても、それを無償で他の灌漑区域や部門にまわされてしまうといったことが起こり、節水の積極性を著しく阻害している。水資源利用者の面から見ても、現行の水価格政策と分配体

制は節水の動機付けにはなっていない。黄河下流では、1998 年の頭首工の給水価格が 1 m³ で平均 0.0045 元であり、黄河からの引水灌漑工事での給水価格もたったの 0.04 元であった。ある人は、黄河の水 1000m³ の値段でたった 1 本のミネラルウォーターさえ買えないと言っていた。水の値段がこれほど安価で、農業生産コストに占める比重が小さすぎるため、農家の節水意欲が損なわれている。水使用地域から見ると、水資源を節約しても譲渡できず何の保障も得られない。しかも節水には一定の先行投資が必要であることから、なかなか節水の原動力が得られないのである。

六. 中国の水不足地区における水利権制度整備にあたり、アメリカの水利権制度整備から得られるヒント

アメリカの水利権制度は、市場に水資源を配置させる方式であり、それによって資源配置の効率を高めている。初期配置で生じる個人の物品としての水利権は、3 つの特性を備えていなければならない。それは、排他性・譲与性・実行可能性である。公共財としての生態・排砂・舟運などの用水権は、当然、政府が主に供給する。

(一) アメリカの水法における個人物品の制度的手配及びそのヒント

アメリカの水利権制度には 2 種類ある。「専用権原則」は中西部 19 の州で適用され、「河岸権原則」は東部 31 州で適用されている。前者が保護する水利権は排他性・譲与性・実行可能性を有し、その水利権は真に個人の物である。中西部には世界でも最も発達した水市場が作られている。後者が保護する水利権には排他性が欠けるが、水不足が徐々に深刻化するにつれ、もともと水が豊かであったアメリカ東部も中西部の水利権制度を導入しつつあり、現在、専用権の原則に移行中である。

1. 排他性

アメリカ中西部の水利権制度における専用権原則の真髄は、「早い者勝ち」ということであり、水利権の優先順位が水利権の排他性を生み出し、渇水期の水資源分配に法律の根拠を提供した。豊水期には、その水利権より先に成立した他の水利権がまず権利を認められ、渇水期には後のごく一部の水利権者が権利を剥奪されるだけで、その他の人は影響を受けない。

アメリカ東部の水利権制度は排他機能が欠けており、河岸権原則に基づき発行された許可証は互いに排他性を持たず、新しい許可証が古い許可証の水利用における安全性を損なう可能性がある。そのため、許可証が少ない方がこのような損害を回避できるのだが、許可証の総量が少ないと豊水期に水の浪費を招き、許可証が多いと渇水期の水資源分配が根拠を失い、全ての水利権の水利用の安全性が脅かされてしまう。そこで政府の職能として許可証総量を確定し、渇水期には公権力で一部の取水権を剥奪する。

中国の水利権制度：我が国の水利権制度の主なものは自由占用制度・適宜占用する均等水分配制度・許可証制度及び水量統一調整管理制度の 4 種類である。その内、排他的水利権を生じるのは水量統一調整管理制度だけであり、主に黄河・黒河主流に適用されているが、これも主流水利権の分配のみに限られている。

中国の水不足地区の水利権制度を構築するに当たり、排他性から得られるヒント（例えば黄河流域において）

(1) 国が比率による水利権を完全に取消し、渇水年を基準として、黄河流域各省・区・市が固定水量の水利権割当分を獲得できるようにする。豊水年の余った割当分は、市場取引を通じて利水者が利益を獲得できるようにしたり、または日本に倣って、日頃節水効果をあげている利水者に奨励として与える。さらに、黄河流域の各省・区・市が、そこに属する地区に固定水量の水利権割当分を分配する時は、分水路やパイプの上流・下流関係によって利水地区の優先順位を決める（初期配置においては水利用効率の問題を考慮しない）ことができ、また利水地区に契約を結ばせて優先順位を決める（初期配置において水利用効率の問題を考慮する）こともできる。各地区の内部でも、同様の方法で固定水量の水利権割当分を分割し、優先順位を決める。末端地区は個人の利水者に水利権を分割する。

(2) 主流の下流地域の水利権割当分を保証するため、主流の生活、重要な工業、排砂、環境用水の水利権割当分を、地元の大多数の取水権に優先するものとして支流上に設定し、支流の水量の一部が必ず主流に入るようにする。このようにすることで、主流下流地域の生活、重要工業の水利権が、事実上、上・中流地域の主流における灌漑用水権を排除できる。

2. 譲与性

アメリカ中西部の水市場取引の対象は、恒久的水利権、季節的水利権、契約水利権、臨時水利権である。個人の物品として取引する水利権は、主に取水権である。アメリカ東部では、許可証水利権が通常自由に取引でき、人々は主に沿岸の土地を購入する方式で河岸権による水利権を獲得する。

我が国の自由占用制度と適宜占用する均等水分配制度はまったく水利権を設定しないため、水利権取引の問題は存在しない。許可証制度は、表面的にはアメリカ中西部や東部の許可証制度によく似ているが、取引ができず、財産権も創設されていない。但し、新しい『水法』が採択されてから、許可証取引の障害が無くなった。統一調整管理を実施する水資源においては、水利権の割当分には取引の障害がない。例えば、黄河主流で分配された水利権の割当分は譲渡することができる。今後、黄河流域各省・区・市が利水地区と利水者に分割した黄河主流の水利権も譲渡できるようになる。しかし、分割した水利権に対しても取水許可証を作る必要がある。現在、黄河主流の利水者は大多数が許可証水利権を獲得しておらず、黄河流域の省・区間では水利権割当分の取引はまだ出現していない。今後、我が国は水利権取引の障害を取除いて、水利権の市場参入を認めるだけでなく、全体的に「使わなければ水利権を失う原則」を廃止し、水利権を市場に向かわせる必要がある。

3. 実行可能性

市場は、水利権に「実行性」を与える証書システムを必要とする。そこで 20 世紀 60～80 年代にかけて、アメリカ中西部の 17 の州は相前後して水利権の裁決を始めた。裁決活動によって水利権に絶えず実行性が付与されれば、水利権の排他性、譲与性も実際に機能を発揮する。

(二) アメリカ水法における公共財の制度的手配及びそのヒント

公共財としての水利権は、主に地域内を流れる水の流量の保護に用いられる。アメリカ中西部各州のやり方は、地域内流水保護の水利権を確認し、これを水利権の優先順位に組込むことである。

中国の『黄河水量調整管理規則』第 10 条には、黄河水量の調整案の中では河道に必要

な土砂運搬用水及び環境用水を残すことが規定されている。これは、我が国が一部の水利権を完全に公共財として認めていることを表わす。水量の統一調整管理制度で重要なのは、初期配置において公共財としての水利権の境界を固定し、政府の各部門に分配している点である。水利権初期配置の過程では、公共財を提供するこれら政府部門は積極的に統一調整管理を行い、水利権割当分配を担当する職能部門は自分の割当分を確認して申請し、分水の職責を担う各部門も自分の水利権割当を残すようにする。初期配置が終わった後は、それまで統一調整管理と水利権割当分配を担当していた各級行政当局は、水資源の分配活動から完全に手を引く必要がある。もともと行政命令に基づいて水法・環境保護法・森林法などの公法を履行していた各行政当局が、法律の道具を交換するのである。これら各行政当局が水環境を保護する行為は、主に私法モデルに頼るべきであり、所有権者としての立場から、財産法、権利侵害法という道具を運用し、自己の水利権を保護するべきである。これまでの公法モデルでは、比較的安い行政費用を支払うだけでよかったが、新しいモデルでは、政府機関がより大きな支払能力を有する必要がある。アメリカ国会が1980年に環境保護局に「スーパーファンド」を設立したやり方を中国も学び、国家が出資して各流域管理局や各省の水利・環境保護部門のために訴訟基金を設立することが望ましい。自己の土砂運搬用水権、環境用水権などを保護するために、これらの機関はこの基金を使って全国各地の違法な取水行為に対し民事訴訟を起こすことができる。このようにすれば、我が国の公権力は、主に私法によって公共財を提供することになる。我が国も個人による公共財の提供を認めるべきである。

七. 我が国の黄河流域渇水経験の分析

(一) 黄河流域各省の実際の水使用量の分析

表 16 黄河流域各省の水資源分配指標及び実際の水使用量（単位：億 m³）

	青海	甘肅	寧夏	内蒙古	陝西	山西	河南	山東
1987年国務院分配基準量	14.1	30.4	40.0	58.6	38.0	43.1	55.4	70.0
1988～2003年実際最大使用量	15.9	30.03	42.5	71.55	25.03	14.4	50.82	134.8
1988～2003年実際最小使用量	9.83	17.56	30.37	50.46	17.3	9.04	28.25	50.57
1988～2003年実際平均使用量	12.04	24.55	35.71	62.79	20.87	10.97	34.61	81.8
1988～2003年分	69.7～	57.8～	75.9～	86.1～	45.5～	21.0～	51.0～	72.2～

配基準量に対する 実際使用量の 割合の変動幅 (%)	112.7	98.8	106.3	122.1	65.9	33.4	91.7	192.6
-------------------------------------	-------	------	-------	-------	------	------	------	-------

注：表 16 のデータは『中国水資源公報』による。

表 16 からわかるように、1987 年に国務院の分水案が実施されて以来、陝西・山西 2 省の多年平均の実際使用量は分配基準量を大きく下回っている。これは、取水対策が不完全で、黄河の水を大量に取得して利用することができなかったからである。しかし同時に、この 2 省は大量の地下水を採取している。青海・甘粛・寧夏・河南の 4 省の多年平均の実際使用量は、分配基準量よりやや少ない。内蒙古自治区と山東省の多年平均の実際使用量は、分配基準量を上回っている。陝西・山西の 2 省を除き、1988～2003 年の 16 年間、各省の水資源の実際使用量の変動幅は分配基準量の 60%～190%の間である。この結果は、黄河流域各省の水使用総量の渇水弾性指標が、基本的に正常な水使用量の約 60%であることを示している。

(二) 黄河流域各部門の水使用量と渇水弾性の分析

『中国水資源公報』及び『中国統計年鑑』に基づいて、黄河流域各省の農業、工業及び生活の 3 部門の、1998 年から 2004 年までの実際の水使用量を分析した。表 17～20 はそれぞれ 3 部門（農業・工業・生活、生活用水は更に都市と農村に分ける）の実際の水使用量の最大値、最小値及び平均値を示している。その変動の範囲を弾性範囲と考えることができる。

表 17 黄河流域各省の農業用水の実際使用量（ $\text{m}^3/\text{ムー}$ ）及び弾性範囲

省区	1998～2004 年最大値	1998～2004 年最小値	1998～2004 年平均値	弾性範囲%
青海	1060.00	633.00	764.57	82.8～138.6
甘粛	1250.00	579.00	737.28	78.5～169.5
寧夏	3290.00	943.88	1553.48	60.8～211.8
内蒙古	455.00	379.20	423.92	89.5～107.3
陝西	470.00	265.75	314.43	84.5～149.5

山西	224.22	201.00	210.22	95.6～106.7
河南	400.00	157.76	238.95	66.0～167.4
山東	290.00	219.85	256.61	85.7～113.0

表 18 黄河流域各省の工業用水の実際使用量（m³/万元）及び弾性範囲

省区	1998～2004 年最大値	1998～2004 年最小値	1998～2004 年平均値	弾性範囲%
青海	237.55	105.26	186.64	56.4～127.3
甘肅	282.21	50.87	164.89	30.9～171.2
寧夏	326.42	90.21	186.77	48.3～174.8
内蒙古	134.00	64.00	89.94	71.2～149.0
陝西	114.57	37.42	77.04	48.6～148.7
山西	150.88	54.00	84.43	64.0～178.7
河南	121.63	41.26	80.52	51.2～151.1
山東	67.86	23.46	40.67	57.7～166.9

表 19 黄河流域各省の都市人口生活用水の実際使用量（L/人/日）及び弾性範囲

省区	1998～2004 年最大値	1998～2004 年最小値	1998～2004 年平均値	弾性範囲%
青海	217	197	202	97.5～107.6
甘肅	193	190	191	99.4～101.0
宁夏	192	151	170	88.7～112.8
内蒙古	134	71	108	65.7～124.1

陝西	178	157	169	92.8～105.1
山西	148	99	119	83.0～124.1
河南	186	159	172	92.7～108.3
山東	143	131	135	97.1～106.1

表 20 黄河流域各省の農村人口生活用水の実際使用量（L/人/日）及び弾性範囲

省区	1998～2004 年最大値	1998～2004 年最小値	1998～2004 年平均値	弾性範囲%
青海	124	39	86	45.6～145.0
甘肅	57	41	50	81.7～113.2
寧夏	44	25	34	73.4～130.3
内蒙古	121	28	81	34.5～149.0
陝西	57	42	50	84.2～114.3
山西	48	35	40	88.3～121.7
河南	70	44	58	76.4～121.4
山東	67	49	55	88.8～121.2

表 17～表 20 を見ると、1998 年～2004 年までの 7 年間の、黄河流域各省の農業用水、工業用水、都市人口及び農村人口の生活用水の弾性範囲（即ち、最小値と最大値の平均値に対する割合）が、60～200%、48～170%、66～124%及び 35～149%となっている。ここからわかるとおり、黄河流域の各用水部門を喝水弾性指標値が大きい順に並べると、都市生活、農業、農村生活、工業となる。つまり、喝水弾性範囲が最も大きいのは工業で、次が農村生活、農業と続き、最後に都市生活となっている。都市生活用水の各省平均喝水弾性指標は正常使用量の約 90%であり、農業用水の各省平均喝水弾性指標は正常使用量の約 80%、農村生活用水の各省平均喝水弾性指標は正常使用量の約 70%、工業用水の各省平均喝水弾性指標は正常使用量の約 60%（ここでは甘肅の状況を無視している、表 21）となっている。

表 21 黄河流域各用水部門の渇水弾性の統計

用水部門		水使用の可能性の範囲	平均渇水弾性指標
工業		48～170%	60%
農業		60～200%	80%
生活	農村生活	35～149%	70%
	都市生活	66～124%	90%

原因を分析すると、工業用水は一般に循環利用が可能であり、渇水時には、水の循環利用技術の向上と生産プロセスの改善を通じて、比較的大幅に水の使用量を削減できることがあげられる。また農業では、近代的農業の推進に伴い、農業の節水技術も比較的大きく向上し、さらに、作物の主要成長期以外の灌漑用水も適宜減らすことができるため、渇水発生時には水の使用量をかなり削減することができるのである。この中では、農村の生活用水の渇水弾性範囲も比較的大きい。これは農村地区で地下水を採取する井戸の数が多く、しかも農村では小さな用水池などのような簡易型の貯水対策をとることが比較的容易であり、渇水発生時にはこれらの貯水を応急措置として利用し、水資源の不足状況を緩和することができるからだと考えられるが、これらの水量は我々の統計には入っていない。実際には、生活用水を削減できる余地は限られており、都市生活用水のように 90% までの削減とするのが妥当であろう。

(三) 我が国の他の都市や地区の渇水対策

そのほか、我が国のいくつかの都市と地区の渇水発生時に採用された、または学者が採用を提案している工事的対策と政策的対策について、主に北方の都市と地区を考察した。

大連：海水の淡水化が可能。但し、コストが高すぎるため実用は困難。また、碧流河ダムの水を大連に引き込む給水工事の建設もある。

瀋陽：節水の潜在力を引き出し、水源開発（「北水南調（北から南への導水）」で松花江の水を引き、「東水西調（東から西への導水）」で渾江の水を引くなど）を行う。

長春：松花江の水を長春に引き込む。

保定：洪水の資源化を強化し、農業の構造調整を実施。

山西省：「豊かなところから持ってきて不足を補う」措置を講じる。水資源の動態バランスを向上させ、局部的気候を改良し、温室効果を減らし、全省の緑地被覆面積を拡大し、山西省の泉水または湧水の保有量を維持し、積極的に地下水を戻す措置をとって、地下水の過剰採取による損失を補償する。

山東省：都市の水不足問題を解決する上では、水資源の最適配置が基本であり、節水が主要な選択であり、非通常水の十分な利用（汚水の処理と再利用、海水・微塩水の利用、雨水・洪水の利用）が必要な手段であり、「南水北調（南から北への導水）」工事が根本対策であり、都市と農村の水業務の一体化管理が保障となる。

甘粛省：農業の節水灌漑制度と効果的灌漑技術の実施、水資源の総合開発利用と最適配分管理制度の実施、流域間導水工事の実施が、甘粛中部と河西の旱魃・水不足を解決し、中長期の需給を満たす根本的措置である。また、隴東白亜系華池層の深層淡水資源及び民勤東部の砂漠辺縁の深層淡水の開発と、科学技術で土地を豊かにし科学技術で水を探す発展戦略の実施。

北京市：「南水北調」の中間ライン工事と東ライン計画に基づき、拒馬河の水を引いて北京を救うための応急工事を実施する。

寧夏：灌漑区域の用水管理の改革により、水資源不足の状況を緩和する。

以上の都市と地区における渇水対策をまとめる中で、水資源不足状況の緩和対策として、まず以下の点から着手すべきだということがわかった。

1. 水源開発：水の資源量を根本的に拡大する。
2. 節水：水資源の浪費を減らす。
3. 科学的管理、最適化配置：つまりこれまでに述べた水資源管理体制の転換であり、行政命令への完全服従から、水資源管理部門がその土地の事情に合わせて自主管理を行う方式に変更し、政府はマクロ調整をするだけに止め、水利権の移転は市場メカニズムに任せるようにする。
4. 宣伝：人々の水資源重視の意識を強め、水の貴重さを認識させる。

八. 渇水条件下における各用水部門間の水資源分配の再調整：原則と方法

以上の分析から、我々は水不足地区に水利権制度を構築する基本原則をまとめた。まず、基本的生活用水の補償原則及び食糧安全用水の保障原則である。即ち、基本的生活用水と食糧安全用水が、まず水使用の優先権を持つものとする。その上で、社会経済の安定と発展を保障することを目標とする。即ち、持続可能な発展の原則、総合的利益重視の原則及び社会安定保障の原則に基づき、各地区と各部門の用水を最適化する。そして、不足の程度によって、優先権の原則と公平性の原則に基づいて用水量を配置し、水不足条件下の水利権制度の実施を実現する。

上述の原則に従い、ある水不足地区に渇水期の水利権制度を構築する時は、まず以下の指標を確定し、さらにそれを根拠として渇水条件下における各用水部門間の水資源分配の再調整を行わなくてはならない。

- （一） 当該地区の各用水部門の渇水弾性指標。
- （二） 各用水部門の渇水弾性の要求を満たす最低配水量。

九. 水不足地区の水利権制度枠組みの初歩的設計

(一) 枠組み設計

中国の水利権制度の整備は、水資源不足の発生を背景にその必要性が提出された。しかし、我々が検討する水利権制度は、多年平均の河川水量条件下で整備される一般的な制度である。気候変動が存在する条件下では、水文循環も同様に周期性と変動性を有するため、渇水発生時の各用水部門の適応性を研究しなければならない。日中水利権研究特定テーマⅡ—4「水不足地区の用水安定性と渇水弾性の研究」の意義はここにある。

我々は、水不足地区の水利権制度に3つの基本項目を含めることを提案する。それは、通常の状況下の水利権分配、渇水の状況下の水資源分配再調整、並びに渇水弾性を超える水資源危機管理と危機対策計画である。図9に、水不足地区の水利権制度枠組みの初歩的設計を示す。

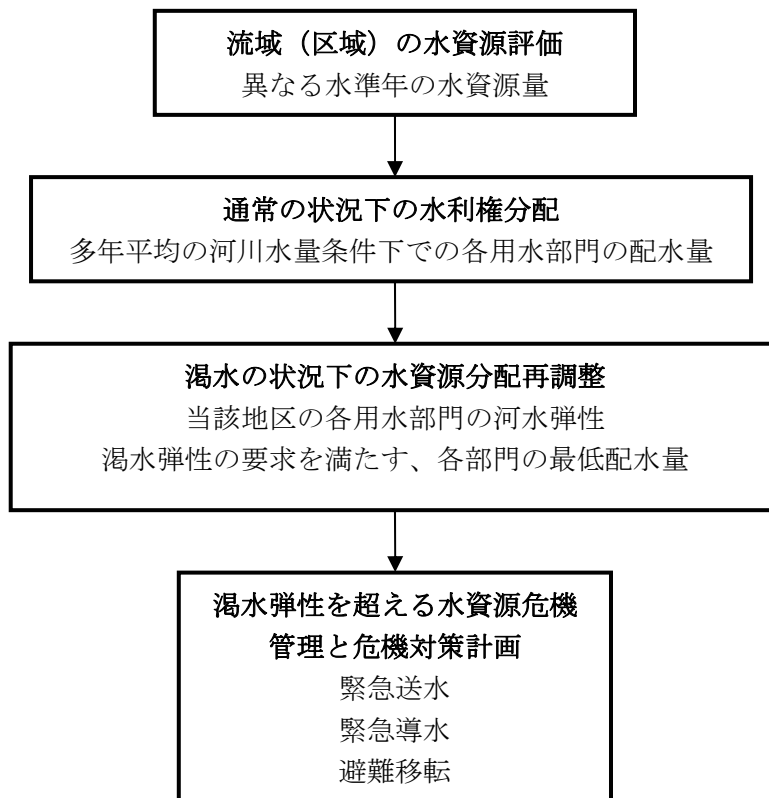


図9 水不足地区の水利権制度枠組みの初歩的設計

この枠組みからわかるように、まずはそれぞれの水準年の水資源量を基礎として流域（区域）の水資源を評価し、その後、多年平均の河川水量条件下で通常の状況下の水利権分配を行って、各用水部門の配水量を分配する。渇水発生時には、その地区の各用水部門の渇水弾性と、各部門の渇水弾性の要求を満たす最低配水量に基づいて、渇水の状況下の水資源分配再調整を行う。旱魃が渇水弾性の範囲を超える時には、水資源危機管理と危機

対策計画を実施する。対策には、緊急送水、緊急導水、避難移転などが含まれる。

（二）通常の状況下の水利権分配

中国の現段階の水資源分配問題は主に二つの面に集中する。即ち、流域から区域への分配と、地方政府から社会の利水者への分配である。

1. 流域から区域への水資源分配

主に、流域から区域へ水資源を分配する際の影響要素、分配原則、分配メカニズム及び紛争処理メカニズムに着目する。

影響要素には、水資源の自然条件、各地区の社会経済及び水使用の現状、各区域の用水総量及び原単位に基づく各区域の水需要総量、各区域の水利工事給水能力の現状と予測、各区域の用水構造と用水原単位の差異、各地区の発展分布、国の発展政策と計画、並びに生態用水などその他の考慮すべき要素が含まれる。

分配の原則には、（1）公平、公正、公開（2）総量規制と基準量管理の結合（3）現状と未来の結合（4）用水の優先順位の考慮（5）マクロ調整と協議調整の結合（6）統一管理・監督強化、が含まれる。

分配のメカニズム：現段階では行政主導の分配メカニズム、即ち政府のマクロ調整と流域内での民主的協議及び利水者参加とを結びつけたメカニズムを主に採用する。将来的には行政主導と市場メカニズムが共に作用する分配メカニズムを構築したい。その時、市場メカニズムは地区間の水資源再配分の中で大きな役割を果たすであろう。

流域から区域への水資源分配における紛争処理メカニズム：

- （1） 紛争処理の原則：主として、公平の原則、統一計画・各方面配慮の原則、統一的調整管理の原則に従う。
- （2） 紛争処理の目標：主として、合法的權益の保護、公正で合理的な水事業の秩序の構築、並びに社会の安定の維持である。
- （3） 紛争処理の手順：協議、聴聞、再審議、行政裁決。
- （4） 紛争処理の内容：権利と義務の重視。

2. 地方政府から利水者への取水権配置

地方政府から社会各部門の利水者に取水権を配置する際の基本的要求は、主に手続き、技術及び効率などの面での要求ある。

地方政府から社会各部門の利水者に取水権を配置する際の優先順位は、一般的には以下の通りである。緊急用水を優先し、次に基本生活用水、基本生態用水、その他の生活用水、それから主要成長期の農業用水、調整が難しい工業用水、その他の農業用水とする。

地方政府から社会各部門の利水者に取水権を配置する際は、主に以下の要素を考慮する。合法性、地区の水資源量の程度、利水者の取水する水量、水質及び引水の用途。また、設置すべき分配制度には、用水原単位制度、国家緊急事態時の水資源徴用制度、協議制度、聴聞制度、情報収集及び集計の制度、監督管理制度及び争議の解決制度などがある。

十. 日本の水利権の渇水弾性

前に述べた渇水弾性の関連定義はマクロのものであり、多年平均の水資源量を基礎とする取水量の渇水弾性である。日本ではすでに取水許可量の規定があり、利水者の河川からの取水量は水利権と密接に関係し、取水許可証が必要となる。渇水が発生すると、取水許可に基づき、取水制限が行われる。日本の取水許可量は水利権量を代表しており、渇水時には取水制限率によってコントロールされ、削減されるため、このような渇水弾性はミクロの水利権の渇水弾性を意味すると考えることができる。ミクロの意味における渇水弾性を、以下の図で説明する。外側の円は日本の利水者の取水許可量である。渇水発生時には取水が制限され、取水許可量を基礎として取水量が削減される。しかし、削減の量には一定の範囲があり、特別渇水期に取水制限率でコントロールすることができなくなったときは、別途水の危機管理を行う必要がある。取水許可量に基づいて取水量を減らせる範囲を、我々は日本の水利権の渇水弾性範囲と考える。

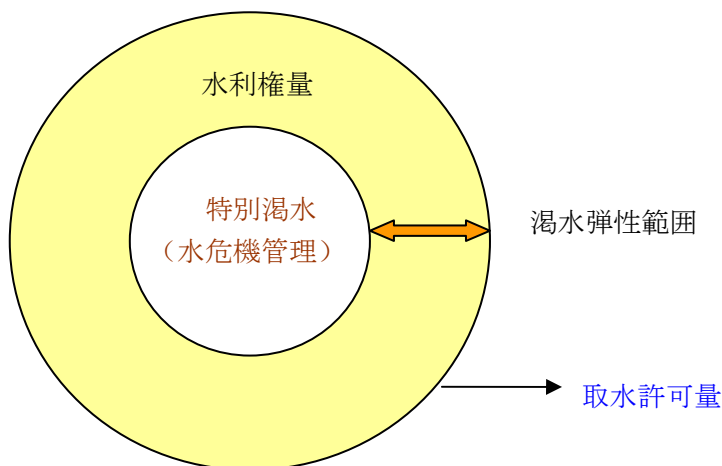


図 10 日本の水利権の渇水弾性

日本各地の渇水期における取水制限の資料を分析し、取水制限時間の長さによって、それぞれの取水制限率の最大値、最小値及び平均値を表わした（表 22）。この結果から、日本の渇水期の取水制限は、以下のような法則性があることがわかる。即ち、渇水時間が長いほど取水制限率は大きく、水量の削減が最も多いのは一般的に農業用水であり、次が工業用水、最後が住民生活用水である。但し地域によって明らかな違いがあり、関東地区では水道水、工業用水、農業用水の 3 種類の用水に対する制限程度がほぼ等しい。中部地区の木曽川流域では 3 種類の用水の取水制限率は約 1 : 2 : 2 である。中部地区の豊田市は工業が発達し、工業用水の循環利用の割合の程度が高いため、渇水時間が 1 ヶ月以内の場合に、工業の取水制限率が最も大きい。

日本の経験から得られる最初の結論は、先進工業国における渇水期の水資源分配原則は、基本的生活用水の保障を前提として、水資源配置の最適化により社会経済の損失を最小にすることを原則とし、渇水期の水資源分配を行うということである。これらの経験は中国

の水不足地区の水利権制度整備にとっても参考になる。しかし、中国が農業大国であることを考えると、基本的な生活用水と同様に、食糧の安全を保障する用水量も優先的に解決される必要がある。同時に、工業の発展レベルと渇水弾性が正比例の関係にあり、工業レベルが高ければ高いほど渇水弾性も大きいということがわかる。

表 22 日本各地の渇水期における取水制限分析表

取水制限時間が 1 ヶ月以内の場合の取水制限率の統計値			
	水道水	工業用水	農業用水
平均 (%)	15.5	20.2	25.7
最大 (%)	60 高松市香川	80 阿南市	63 阿南市
最小 (%)	5 名古屋市	10 島田市	10 桐生市
取水制限時間が 1 ～3 ヶ月の場合の取水制限率の統計値			
	水道水	工業用水	農業用水
平均 (%)	20.3	29.7	33.6
最大 (%)	66 高知市	66 高知市	77 京都市
最小 (%)	3.3 伊予三島市	10 中津市	10 中津市
取水制限時間が 3 ヶ月以上の場合の取水制限率の統計値			
	水道水	工業用水	農業用水
平均	32.2	44.8	50.8

最大	75 高松市	82 福岡市	79 福岡市
最小	10 京都市・大阪市	10 京都市・大阪市	10 京都市・大阪市

十一． 黄河流域の渇水状況下の水利権分配構想

ここで、以上の検討事項を基礎として、黄河流域の渇水状況における水利権分配の構想を提出する。この分配構想もマクロの多年平均水資源量に基づくものであるが、それは、中国では各部門の取水許可量がまだ有効に規定されていないためである。中国の水利権の優先順位は、渇水発生時には一般にまず農業用水を減らし、次に工業用水、その後で生活用水とされている。これは主に社会の安定を保障するという考えからであり、生活用水を優先的に保障し、工業と農業については、基本的な食糧の安全に関わる農業用水を保障した後で、工業用水の方が経済効率が高いことから、一般にはまず農業用水を削減する。黄河流域の統計資料によれば、黄河流域においては、多年平均の河川水量条件下での各用水部門の配水量を基礎として、渇水発生時には一定の割合で削減することができる。但し、基本的生活用水と食糧安全用水の保障が第一の原則である。渇水発生時には各部門の黄河からの取水量を制限する。一般にまず非作物成長期の農業用水を削減するが、少なくとも多年平均の 80%は保障しなければならない。次に工業用水であるが、一般的に多年平均の 60%を保障しなければならない。その次に生活用水を削減し、農村住民の生活用水と都市住民の生活用水を含めて、一般的には多年平均の 90%まで削減する。取水量がこの渇水弾性指標を更に下回る時は、飢饉や死亡等の社会的災害を引き起こす可能性がある。この優先順位は主に社会の安定を考えたものであり、生活用水を優先的に保障し、工業と農業については基本的な食糧の安全に関わる農業用水を保障した後で、工業用水の方が経済効率が高いことから、一般にはまず農業用水を削減する。

表 23 各用水部門の優先順位

優先順位	用水部門
1	生活用水と基本的食糧安全を保障する農業用水
2	工業用水
3	非作物成長期の農業用水

表 24 各用水部門の渇水弾性

用水部門	最も多く減少する時の多年平均用水量に対する割合
農業用水	80%
工業用水	60%
生活用水	90%

十二. 渇水状況及び水危機発生時の対策の研究

我々は発生した渇水の程度によって状況を分析し、採用可能な渇水対策を検討した。

1. 一般的渇水の発生に対しては、日本の自衛方策を参考にし、渇水期に用水池や湖を利用して小規模に水を取り、貯水するといった措置を講じる。これは主に農村地区で適用できる。

2. 比較的長期間の渇水の発生に対しては、都市では特に水循環システムの健全化に努め、雨水利用や汚水処理能力を高める。これは大いに推進すべきことである。さらに水資源管理部門が主導的役割を果たし、その土地に合った対策を考える必要がある。

3. 取水量が渇水弾性の範囲を超え、水資源の危機が発生する状況に対しては、危機対策計画を制定する必要がある。日本を参考にした危機管理の方法として、主に、

(1) 緊急送水、給水：トラックで水を運ぶ等、臨時の送水措置をとる。

(2) 緊急導水路：主には水道管を通じて送水する。下図は日本の北千葉導水路の事例であるが、この導水路系統は渇水期に緊急用水を輸送する役割を果たすだけでなく、洪水期の水の排出や、環境浄化用水の役割も果たし、水利権保護の目的を実現するのに役立つ。日本では主要な危機管理対策としてこのような緊急導水路の方式が採用されている。日本の北千葉の緊急導水路を図 11 に示す。

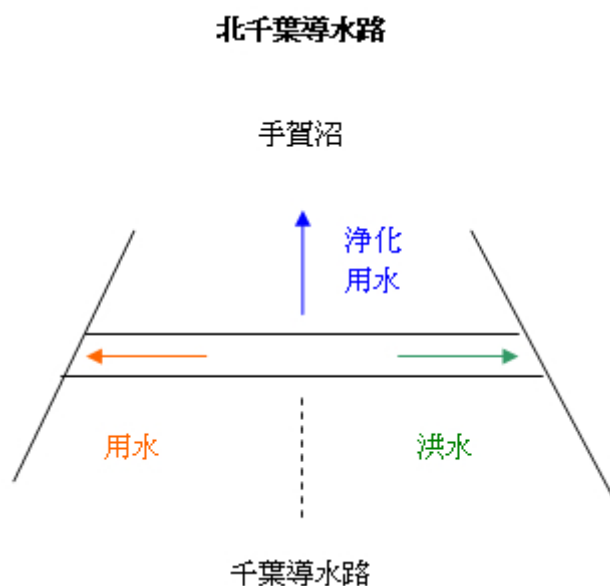


図 11 日本の北千葉緊急導水路

(3) 避難、移転：環境保護の目的から、これにも優先順位があり、通常は多年性の貴重な植物の用水を先に保護し、次に人と動物である。人の方が移転が容易なので、普通はまず人を移転させる。カリフォルニア州にも渇水発生時の人口移転の例がある。果樹は枯れると数十年間も回復できないので、果樹園の水利権は最優先される。我が国の石羊河流域の移民もこれと共通する。

十三. 太子河流域の渇水経験の分析

(一) 太子河流域の水資源評価

1. 太子河流域の概況

太子河は大遼河左側の大きな支流であり、遼寧省新賓県大紅石礫子に源を発し、本溪、遼陽、鞍山の3市を経由して、三岔河で渾河と合流し大遼河になり、營口市で渤海に流れ込む。太子河の主流は全長413km、流域面積は13883km²であり、大型河川に属する。流域内には本溪市、遼陽市、鞍山市、瀋陽市、撫順市の計123の県と区がある。流域の地勢は東高西低であり、東部は低山丘陵地区、西部は遼河沖積平野で、地勢は平坦な窪地であり、俗に遼寧腹地と呼ばれる。流域内は山地が69%を占め、丘陵が6.1%、平野が24.9%を占める。太子河流域は東経122°26'～124°53'、北緯40°30'～41°39'の場所に位置し、温帯の湿潤・半湿潤地域に属する。

太子河流域の水資源総量は59.6億m³で、内、表流水資源量が54.6億m³、地下水資源量が14.0億m³、重複計算量が9.0億m³であり、地下水資源の年間採取可能量は5.5億m³である。流域の1人当たり占用水量は約983.5m³、1ムー当たり占用水量は794m³で、それぞれ全国の1人当たり占用水量2700m³と1ムー当たり占用水量1755m³の36%と45%である。国連の基準では、太子河流域は水不足地区に数えられ、この流域も我が国の

深刻な水不足地区の一つと言える。

流域内には大型のダムが3基建設され、内、主流には2基（観音閣ダム、蘆窩ダム）、支流には1基（湯河ダム）がある。その総制御面積は10198km²で、総貯水容量36.82億m³、総有効貯水容量22.88億m³、総調節水量19.87m³である。1999年時点での現状分析によれば、表流水の不足量が4.27億m³、地下水の過剰採取量が6.22億m³であり、表流水と地下水を合わせた不足総量は10.5億m³に達する。渾河、太子河流域の水資源開発利用率は79.8%に達しており、これ以上工事開発を進める余地は無い。流域内の観音閣、蘆窩、湯河の3つの大型ダムの特性値は表25の通りである。

表25 太子河流域ダムの特性値（億m³）

ダム	総貯水容量	有効貯水容量	水質状況
観音閣	21.68	13.85	II 級
蘆窩	7.91	5.33	III 級
湯河	7.23	3.70	II 級

遼寧省水利庁水資源管理年報の統計データによれば、近年来、太子河流域の年間給水量は19億m³であり、給水源の内、表流水が40%、地下水が60%を占める。流域内水資源総量の使用状況は、工業用水が39%、農業林業用水が45%、生活用水が16%である。

2. 太子河流域の水循環の現状

（1）降雨量の状況

太子河流域は、西から東に向かって降水量が増えていく。年平均降水量は600mmから900mm程度であり、流域全体の多年平均降水量は約761mmである。降水量の変化から見ると、1990年後半以降、太子河流域の年間降水量は少雨期に入った。2001年の渇水期は、渇水期の中でも記録的な雨の少なさであった。遼寧省水利資源公報によれば、太子河流域の月別降水量分布は大体豊水期（6月～9月）と渇水期（10月～5月）に分けられる。統計上では、太子河流域の4ヶ月間（1月～4月）の降雨量最多年は1987年であり、最少年は2001年であった。特に2001年は記録的な年で、4月の降水量が記録に残っている月間降水量の中で最少となり、わずか4.8mmであった。この月の降雨量は平均月間降水量40.6mmの12%に過ぎない。太子河流域では5月が稲の水田整地と田植の時期にあたり、最も農業用水を必要とする時期である。そのため、2001年の渇水による被害は拡大した。

（2）水資源の開発利用率

太子河流域の表流水資源の開発利用は飽和状態に近く、観音閣、蘆窩、湯河の3つのダムを合わせた総貯水容量、有効貯水容量及び多年平均給水量は、それぞれ流域の多年平均流水量の100.6%、62.2%及び60.3%を占めている。しかも流域内には他に大中型水利工事を行う理想的な場所は存在しない。地下水の年間採取可能量は5.5億m³であるが、実際の採取量は11.14億m³に達し、開発の程度は202.5%に達している。

（3）地下水漏斗

地下水が大量に過剰採取されたことで、区内には遼陽首山、鞍山旧堡、海城などを中心とする大面積の地下水漏斗（地下水位が漏斗状に低下する現象）が出現した。その内、首山漏斗区の面積は 320km² に達し、漏斗中心部の水位までの深さは 22.5m に達している。鞍山鉄鋼は首山水源池に、近い内に使用停止を予定している井戸と時々しか利用しない井戸を計 14 本持っており、これは稼動中の井戸全体の 4 分の 1 に当たる。漏斗区を通過する瀋大鉄道と瀋大高速道路は、地盤沈下のスピードが 3.33～3.64mm/a に達し、交通安全の潜在的な危険要因となっている。生態環境用水は地下水の補給も含めて、地下水環境を維持し、且つ徐々に回復させるものであるが、太子河流域は水資源量の不足と経済条件による制約から、地下水の補給工事が有効に実施されないままになっている。

（4）農業灌漑の管理レベル

農業は大口利水者であり、灌漑が農業の安定した高い生産量と地域の食糧の安全を確保する上で重要であることは言うまでもない。太子河流域は我が国の重要な食糧生産基地の一つであるが、その農業灌漑には問題が多い。水使用の管理が手薄であり、現行の管理制度は利水者に対しほとんど何の制約も無い。特に河流から水を引いて行いう灌漑は、水の価格が安く必要な水量計量設備も備えていないために、利水者は遠慮なく水門を開け、大量の水で放漫な灌漑を行っており、蘆窩ダム管理局はこの問題でずっと頭を痛めている。農業灌漑率は約 32.3% であり、全国平均の 47.5% の灌漑率に比べると低い水準である。また、灌漑区域の工事も現実の必要にかみ合っており、一部の用水路は長い間修理されていない。水路系統の利用係数は一般的に 0.5 程度であり、灌漑の総原単位は平均で約 839.0m³/ムーと、全国平均の 1.75 倍になっている。

（5）産業構造、用水構造中の工業の比重が大きい

太子河流域の産業構造は、鉄鋼、石炭、建材、石油化学工業など重工業が主であり、鞍山、本溪、遼陽の 3 市の工業生産額が国民経済に占める割合は、それぞれ 70.5%、62.6% 及び 68.8% となっている。産業構造的には重工業を主とするが、その技術、管理レベルは高くなく、これが工業用水原単位の高さを決定付けている。現在、工業生産 1 万元当たりの水使用量は 208.1m³ で、全国平均レベルの 2.7 倍である。

遼寧省水利庁水資源管理年報の統計データによれば、太子河流域の年間給水量は 19 億 m³ であり、給水の水源は表流水が約 40%、地下水が約 60% である。流域内の水資源総量の使用状況を見ると、工業用水が 39%、農業林業用水が 45%、生活用水が 16% であり、全国平均レベル（水資源使用総量の内、生活用水が 5.2%、工業用水が 20.7%、農業林業用水が 63.0%）と比べ、生活用水と工業用水の占める割合が大きく、農業灌漑の占める割合は小さい。これは、太子河流域の都市化発展レベル及び産業構造と基本的に対応している。

（6）水質汚染状況

最近、太子河流域も水質型水不足の影響を受けている。流域内の産業構造はエネルギー、原材料を主とし、しかも生産プロセスが立ち遅れているため、水の消費が大きいばかりでなく、汚染物質の排出量も多い。これにより太子河の主流・支流と蘆窩ダムは長期にわたり汚染されてきた。2000 年に流域の主流の河川延長 398km、支流 25km を対象に評価したところ、主流上流域の小市で水質が II-III 類であった以外は、大部分の評価対象区間の水質が IV、V 類、或いは V 類を超えていた。主な基準超過汚染物質には、過マンガン酸カリウム指数、BOD、アンモニア性窒素、揮発フェノールなどがあった。蘆窩ダムは本溪

市の下流に位置し、長い間本溪市の工業廃水と生活污水を受入れてきたために水質が悪く、ダムの水はほとんど全てが農業灌漑及び大遼河河口の塩分低減用用水に用いられている。漁業環境も悪化し、ダムの中の魚はフェノール臭があって食用に適さないため、菱窩ダム管理局はやむなく養殖業を放棄した。

(7) 生態環境用水

現在、太子河流域の水資源計画は、依然として従来の計画方式を採用している。即ち工農業用水と生活用水のみが考慮され、生態環境用水はほぼ無視されている状態である。湯河ダムは 1970 年に使用が開始され、多年平均の農業給水量は 1.28 億 m^3 、工業給水量は 0.57 億 m^3 であり、工業用水の増加に伴って 1980 年から 1986 年までの工業給水量はいずれも 0.94 億 m^3 に達した。1998 年以降、ダムの水は全量が工業と都市・町の生活に使われるようになり、農業への給水は行わなくなった。しかも給水方式は密封型パイプラインを採用しており、増水期に水を捨てる時以外、非増水期には下流の河道への放水を考慮していない。

都市用水の不足が大きくなるにつれ、都市用水が農業・生態用水を圧迫する現象が出現した。前述の湯河ダムの状況は正にその典型事例である。一方、観音閣ダムの多年平均調節水量は 9.24 億 m^3 であるが、その内、工業と都市への給水が 7.9 億 m^3 を占める。今のところ、ダムの給水方式には河道給水を採用しているが、下流都市の清浄水源の需要増に伴い、他に対策を考えなければ、観音閣ダムも湯河ダムと同じように、給水ロスを減らすためにパイプラインで各都市に送水するようになり、下流河道の生態用水がまたも圧迫される結果になるであろう。

3. 太子河流域の水循環の発展傾向

(1) ダムが清浄な水資源を貯留する重要な手段となる

河川の水体が汚染されやすいことから、ダムは洪水防止、灌漑等の機能以外に、もう一つ重要な機能を持つようになった。それが清浄な水資源の貯留である。汚染された河川水は兩岸の浅層地下水を汚染し、沿岸の生活用水や工業用水の安全を脅かす。実際、多くの地下水源が利用できなくなり、やむなく放棄された。用水問題解決のため、多くの都市が水源地を上流のダムに移している。鞍山と遼陽でも、生活飲用水といくつかの大企業の用水が湯河ダムから取水されるようになった。清浄な水資源をより多く貯留するため、1998 年には「引蘭入湯」工事が完成し、菱窩ダムの支流の蘭河の水を湯河ダムに引き込むようになった。また、菱窩ダムのもう一本の支流である細河の水を湯河ダムに引き込む「引細入湯」工事も、近いうちに実施される予定である。

(2) 日々深刻化する面源汚染

改革開放以来、太子河流域の栽培業と飼育業の急速な発展に加え、植生が大なり小なり破壊されたことで、N、P などを多く含む有機物質が直接排出されたり雨水に携帯されたりして水体に入り、観音閣ダム、菱窩ダム及び湯河ダムはいずれも富栄養化に脅かされるようになった。湯河ダムと観音閣ダムは水質が良好で、集中型生活飲用水水源地一級保護区に属し、いずれも表流水の環境品質基準 GHZBI-1999II 類の基準を満たしている。しかし、基準中の湖・ダムの特定項目基準値を見ると、2000 年には観音閣ダムの全リン、全窒素が平均で基準値の 9.4 倍と 15 倍に達し、湯河ダムの全窒素は平均で基準値の 4 倍、全リンは基準値の 0.7 倍であった。現行の基準は全窒素の規定が厳しすぎるものの、太子

河流域の面源汚染は関係部門からの注意を十分にひきつけている。

(3) 汚染され始めた地下水

遼陽首山は遼河平野の東部に位置し、太子河流域の重要な地下水源となっている。水源の補給条件は主に太子河側からの補給、大気からの降水及び水田からの滲入である。50～60年代までは、首山の地下水は低鉱化度の $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ 型良質淡水であったが、70年代から水中浮遊汚染物質が検出され始め、近年は汚染範囲が拡大し、濃度上昇の傾向にある。「第8次5カ年計画」期間の汚染調査では、観測井の内、汚染された井戸が22.2%であったものが、「第9次5カ年計画」期間中には62.5%にまで上昇した。硫酸塩の平均濃度も 89.0mg/L から 121.5mg/L に上がった。しかも地下水品質基準 GB/T14848-93111 類の基準から見ると、一部の井戸で全鉄と亜硝酸性窒素が基準値を超えている。

(4) 水辺の景観と水文化が十分に重視されていない

都市河川の総合的整備の中では、水辺の景観もまた重要な一面である。入念に設計された水辺の景観は都市の表情を大きく改善するばかりでなく、良好な社会、経済、及び生態効果をもたらす。水辺の景観は自然で親水的でかつ多様な生物の存在に適するものでなければならない。そして、その功利的価値だけでなく、生態環境の機能も重視する必要がある。水文化は流域の人々が何代にもわたって水害や旱魃と闘い、水と共存する中で、育まれ、発展し、豊かになってきたものである。地元の水文化を体現する水辺の景観設計は、豊かなレクリエーションと教育の機能を持つ。現在、太子河流域の河川と護岸は多くが練石張またはコンクリート構造になっている。一見整然として美しいが、水辺の景観と水文化の豊かな内容や機能はまだ十分に体現されていない。

4. 太子河流域の水資源需給状況

太子河流域の現在の水資源賦存量と水需要量（2003年）の概算を図で示す（単位：百万 $\text{m}^3/\text{年}$ ）

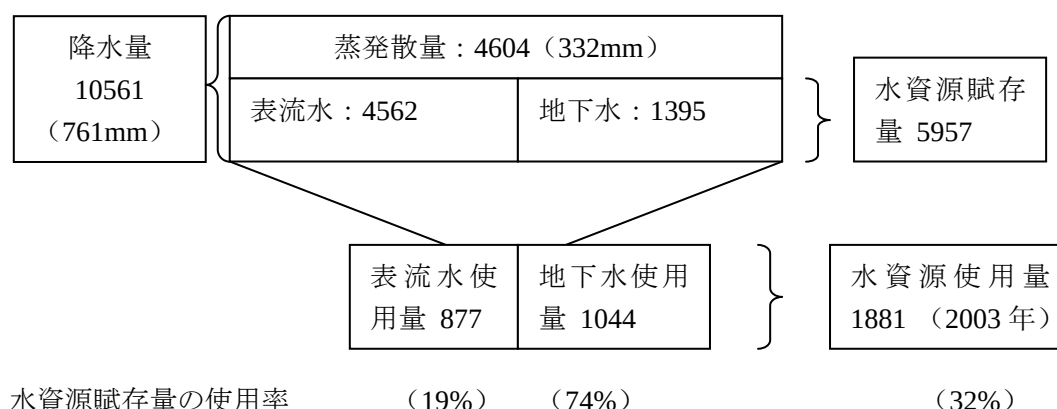


図 12 太子河流域における現在の水資源賦存量と水需要量（2003年）

注：降水量：太子河流域の年平均降雨量（1984–2003）

表流水：観音閣ダム所在地の年平均流出率(1958-1983) × 平均降水量。

地下水：地下水用水量（2003）と太子河基本流量データ（2003）から計算。

水使用量：水資源管理公報（遼寧省水利庁、2003）より。

5. 太子河流域の水資源分配

社会経済の発展に伴い、太子河流域の水需要総量は、2003 年の実際の用水量 18.8133 億 m^3 /年から更に増加すると予測される。2010 年の水需要総量は 20 億 m^3 を超え、2020 年には 20.8 億 m^3 /年に達する見込みである。表 26 に、各県レベル行政区の水需要量予測結果を示す。

水需要量の顕著な増加が予測される地区は、鞍山市街区（2020 年には約 6700 万 m^3 /年増加、以下同様）、遼陽市街区（約 6400 万 m^3 /年増加）及び平山区（約 3100 万 m^3 /年増加）である。3 地区の増加量だけで、水需要総増加量の 80%を占める。これらの地区は鞍山、遼陽、本溪市の行政の中心地であり、主な工業地区でもあり、2003 年の工業用水給水量が大きかった地区でもある。

水需要量の顕著な減少が予測される地区は、遼陽県（2020 年には約 2500 万 m^3 /年減少、以下同様）、灯塔市（約 2400 万 m^3 /年減少）である。この 2 地区は、2003 年の農業用水給水量が比較的多かったが、水需要量が減少するのは、灌漑効率の自然改善（-0.658%/年）による効果である。

表 26 2003 年における太子河流域各地区の実際の水需要量

地域		水需要量（万 m^3 ）						
		都市	割合	農業	割合	工業	割合	合計
瀋陽市	蘇家屯区	384	11.84	2537	78.25	321	9.90	3242
鞍山市	海城市	3965	18.57	15303	71.67	2085	9.76	21353
	鞍山市街区	7597	26.28	0	0.00	21311	73.72	28908
	千山区	820	10.88	6500	86.21	220	2.92	7540
撫順	撫順県	50	23.26	150	69.77	15	6.98	215
	新賓県	216	12.99	1350	81.18	97	5.83	1663
本溪市	本溪県	822	22.94	1246	34.77	1516	42.30	3584

	平山区	436	4.53	485	5.04	8706	90.43	9627
	溪湖区	153	3.81	1247	31.02	2620	65.17	4020
	明山区	4565	46.19	790	7.99	4528	45.82	9883
	南芬区	598	11.07	2066	38.25	2737	50.68	5401
遼陽市	遼陽県	3730	13.45	22825	82.30	1180	4.25	27735
	灯塔市	2887	9.52	25714	84.75	1740	5.73	30341
	遼陽市 街区	4385	19.42	0	0.00	18196	80.58	22581
	宏偉区	80	15.09	140	26.42	310	58.49	530
	張嶺区	436	7.25	470	7.82	5105	84.93	6011
	太子河 区	320	5.82	3130	56.92	2049	37.26	5499
合計		31444	16.71	83953	44.62	72736	38.66	188133

6. 農業・工業用水の生産原単位

各農業分野の経済生産高を単位水量で換算した値を、農業用水の経済生産原単位と呼ぶ。この経済生産原単位の数値が大きいほど、水利用の経済効果が大きいことを意味し、反対にその数値が小さいほど、水利用の経済効果が小さいことを意味する。太子河流域各地域の農業用水の経済生産原単位は、工業用水の生産原単位より小さい。特に、農業用水の約80%を占める水稻灌漑用水の生産原単位はおよそ1万元/万 m^3 であり、工業用水のほぼ100分の1に過ぎない。表26は、大部分の農業用水の生産原単位を比較したものである。

表27 太子河流域各地域の農業用水と工業用水の生産原単位（単位：万元/万 m^3 ）

		水稻	とうもろこし	野菜	大型家畜	豚	羊	家禽	養殖	育苗	工業用水
瀋陽市	蘇家屯区	1.2	2.2	14.4	87.8	101.3	50.2	330.4	3.1	6.4	82.8
鞍山	海城市	0.8	5.5	12.3	170.1	99.3	43.7	209.3	4.1	1.0	193.1

市	鞍山市街区	0.7	4.9	12.1	285.7	99.9	43.6	257.6	4.1	4.9	
	千山区	0.8	5.0	12.6	302.0	105.2	46.5	281.7	4.3	4.9	
撫順	撫順県	1.3	0.9	6.8	111.1	130.3	81.7	252.0	21.1	2.1	89.3
	新賓県	1.0	0.7	48.8	92.9	132.9	29.6	199.6	38.1	0.4	
本溪市	本溪県	0.7	0.6	5.0	48.9	86.1	41.7	156.4	1.7	111.9	193.7
	平山区	0.6	0.6	5.4	266.5	148.2	56.2	218.2	9.6	1.8	
	溪湖区	0.6	0.5	7.1	271.1	122.6	57.9	182.2	5.1	3.0	
	明山区	0.6	0.8	11.1	148.5	154.0	85.8	281.2	8.0	3.0	
	南芬区	0.7	0.6	5.8	118.4	111.1	81.9	354.9	65.4	19.5	
遼陽市	遼陽県	0.9	1.5	4.6	67.6	78.7	35.0	144.0	12.4	2.1	69.1
	灯塔市	0.9	1.7	6.1	104.6	82.8	23.4	237.5	19.5	2.1	
	遼陽市街区	1.0	1.5	7.1	139.4	124.4	152.4	183.8		11.0	
	宏偉区	1.0	1.5	7.1	139.4	124.4	152.4	183.8		11.0	
	張嶺区	0.8	2.0	3.9	138.3	136.7	306.7	313.9		32.8	

	太子河区	1.0	1.4	7.4	145.3	137.0	19.3	172.8		2.1	
--	------	-----	-----	-----	-------	-------	------	-------	--	-----	--

(二) 太子河流域の渇水実例分析

1. 太子河流域の渇水実例——2001 年春の旱魃対策実例

(1) 渇水記録

2001 年は、遼寧省全体が特に深刻な旱魃年であった。渇水期 2 月～6 月上旬までの降水量（4.33 ヶ月）は、歴史上代表的な典型的な旱魃に襲われた 1972 年、1982 年、1989 年、2000 年の同時期の降水量を明らかに下回り、1949 年以来の同期降水量 56mm という記録を残した。

省全体から見ると渇水規模は 1949 年以来の最少の雨量であり、渇水確率が 50 年間のトップで 50 分の 1 に相当する。しかし、太子河流域においては 10 年間の第 1 位に相当する。2001 年 8 月～9 月には雨量が回復し、年間降雨量は水準年の雨量に相当した。

渇水期において、遼寧省境界内の各河川の流水量は明らかに減少し、小さな川は枯れ、大きな河では持続的または間歇的な断流が出現した（表）。また、降水の地域分布が不均衡なために地下水の補給量が不足し、地下水採取量は増加した。その結果、地下水の水位が急激に下降した。

表 28 2001 年渇水時の太子河遼陽観測所での断流記録

回数	発生日時 - 終了日時	期間
1	6 月 11 日 8 時-6 月 12 日 9 時	25 時間
2	6 月 18 日 17 時-6 月 21 日 8 時	63 時間
3	6 月 24 日 8 時-6 月 27 日 7 時	71 時間
4	7 月 8 日 12 時-7 月 11 日 8 時	68 時間
5	7 月 16 日 5 時-7 月 17 日 4 時	23 時間
6	7 月 17 日 11 時-8 月 17 日	1 ヶ月

図 13 は、太子河流域大型ダムの 2001 年 6 月 11 日の貯水量である。

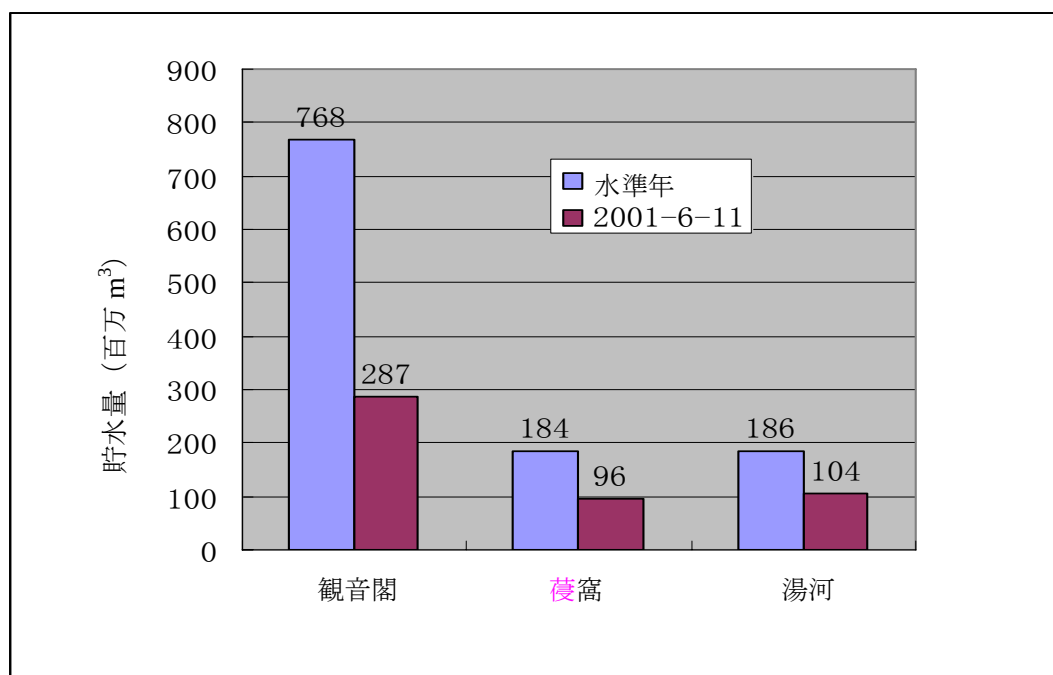


図 13 太子河流域大型ダムの 2001 年 6 月 11 日の貯水量

遼寧省は政府の緊急早魃対策に基づき、省内で早魃対策を実施した。その内容は主に、節水指導、水管理の強化、水利施設の統一管理である。特に都市部で節水指導を行い、農村部の生活用水を確保した。同時に、工業用水の収益性が高い企業については用水量を 30%削減し、収益性の低い企業には操業を停止させた。

水利庁が 2001 年の早魃で得た教訓は以下の通りである。

- 1) 水資源の不足は、遼寧省の社会経済の発展を制約する。
- 2) 水資源の浪費と汚染の深刻さが、給水状況を更に逼迫させる。
- 3) 農業インフラが脆弱なために、農業生産は自然気候条件に左右される。
- 4) 現行の体制と政策では有効な節水メカニズムの形成が難しい。
- 5) 農村の人と家畜の飲料水が充分保障されていない。
- 6) 早魃に対抗するためのサービス組織が不完全である。

(2) 国の緊急早魃対策の指示

全国の多くの地域で数十年来最も深刻な早魃が発生するという状況に対し、国は重要な指示を出し、早魃地区では確実な用水管理を行うよう指示した。特に節水を重視し、中央・地方・企業及び大衆など各方面が積極的に節水に取り組むことを重視した。

そのために水資源の統一管理を強化し、先に生活・次に生産、先に節水・次に導水、先に地表・次に地下という原則に基づいて用水を手配し、次の3つの方面の仕事に重点を置いた。

- 1) 都市の給水安全の保証
- 2) 農村の飲料水問題の解決
- 3) 工農業生産の確保、被災地の生活の手配

(3) 遼寧省が採用した主な旱魃対応措置

1) 都市の節水のための措置

①各市が渇水期の応急管理制度、給水週報制度を制定し、水不足の状況について速やかに処理の意見を出した。優先的用水保証の原則を制定し、まず都市住民の基本的生活用水、次に生産用水を保証した。また、2001年に新しく植える苗木の用水を保証し、植樹の活着率を保証した。

一方、組織的に、水を大量に使う工業企業の用水量を改めて逐一審査決定し、年初の生産ノルマを保証しつつ、正常年の用水計画に基づき、平均30%の給水を圧縮する指標を出した。都市給水・節水行政主管部門は、再審査で決定された水量に基づき、利水企業と利水協定を結んだ。

②利水者に対し「用水指標証」制度を実施し、平均30%圧縮という指標で改めて給水量を決め、住民の水使用については基準量管理を実施し、基準量は1戸毎月6~9m³とした。

指標や基準量を超えて水を使用した場合は、都市給水・節水行政主管部門が関連規定に基づいて費用を追加徴収することとした。追加料金の基準は、住民の基準量超過分については1m³当たり1~10倍の追徴とし、工業、サービス業、政府機関の事業団体及び大量の水を消費する利水者の基準量超過分については、現行の分類水価格を基礎として、10倍~20倍の追徴とした。

それぞれの市が、自分達の地域の水不足状況に基づき、決められた範囲内で具体的な料金追徴の意見を出し、審査手続きに従って省物価局に報告し、その承認を得た後に実施した。徴収した計画超過による追加料金は、都市の給水・節水施設の改造、給水パイプライン網の改造、中水施設の建設及び都市給水応急工事に使用することとした。

③自家水源の水使用で基準量を超えた企業や事業体、機関、団体に対しては、いずれも累進追徴方法に基づいて水資源費を追加徴収した。即ち、基準量超過分の水量が5%~10%、10%~15%、15%以上の場合、それぞれ水資源費徴収基準の1倍、3倍、5倍の料金を追加徴収し、基準量超過分の水量が20%を超えた場合は水の使用制限を行うこ

とした。

2) 工業用水の節水対策

厳格に工業用水を制御し、経済の成長スピードを保証することを前提に、全省の工業企業に水使用を 30%圧縮させた。

保証すべきは保証し、捨てるべきは捨てるという原則で、水消費量が大きく、汚染がひどく、経済効率が劣る企業に対しては厳格に水の使用を制限し、国の経済や国民生活に関わり、用水効率が高く、経済効率が良く、契約が充分にある優良企業に対しては基本用水を保証し、対外協力プロジェクトの基本用水も保証した。冶金、電力、石油化学工業、紡織、製紙等、水を多く消費する業種の節水にも力を入れた。

3) 水行政の主要部門は水資源の統一管理と調整を強化することとした。

2. 渇水年の水資源分配

(1) 2001 年の旱魃年の水分配

2001 年は 1949 年以來の特に厳しい旱魃年であり、遼寧省の平均降水量は 595mm しかなかった。政府は水資源の一元管理と科学技術の応用を強化し、『生活用水を生産用水に優先させ、節水を水の分配調整に優先させ、表流水を地下水に優先させる』という原則の下で、水の使用における分配を行った。

都市の給水保証：節水の潜在力を引き出し、広告宣伝によって市民の節水意識を強化し、用水指標と節水指標を制定し、水料金の徴収システムを通じて水の使用を規制し、都市の節水技術を普及させ、節水型器具の使用に努める。

農村の飲料水の供給：渇水期の緊急水源を開発し、小規模な水貯留施設の建設を推進する。用水管理の強化を通じて用水秩序を維持する。

工業と農業の生産維持：栽培構造の調整を進め、水の使用量が多く、汚水の排出量が多い企業は閉鎖または生産停止とする。

(2) 分配の優先順位

我が国の用水保証率の指標は以下の通りである（表 29）。

表 29 中国の各用水部門の用水保証率

用途		用水保証率
1	農業用水（水田）	75%

2	農業用水（畑）	50%
3	工業用水	95%
4	生活用水（一般）	95%
5	生活用水（重要都市）	98%

他に、中・上流と下流との関係調整も難しい問題であり、水資源が不足する下流の方が収益が高いという事実から考えると、水源を保護し水土流失問題を解決するには、何らかの手段で下流から上流に利益を移転することが必要かもしれない。

十四． 結論と展望

本文の内容をまとめると、まず、日本の若干の取水量の定義を参考にして、マクロの渇水弾性範囲と渇水弾性指標を定義し、これを図で示した。簡略化した WPI 指数により、中国の各大型流域の水資源欠乏状況の評価と分析を試みた。黄河流域を例にとり、中国の水不足地区の水資源分配の現状を分析し、さらにアメリカの水利権制度整備の経験を参考にして幾つかの提案を行った。黄河流域のこれまでの渇水経験について統計、分析を行った。中国の水不足地区の水利権制度整備の原則を検討し、初歩的な枠組み設計を行った。日本の水利権の渇水弾性を統計、分析し、渇水弾性の定義におけるミクロの理解を説明した。最後に太子河流域の実際状況と結びつけて、水資源の現状と渇水の実例を分析した。

今後は、分布型水文モデルの研究を基礎に、対象区域の水資源状況に対する評価を進めてゆきたい。また、全面的に資料を収集して各地区用水部門の水資源需給バランスを研究し、さらには、2006年に公布された『取水許可と水資源費徴収管理規則』を基礎として、各用水部門の取水許可量を研究し、引続き渇水弾性の要求を満たす各部門の最低配水量について研究を進めたいと考えている。

課題 11-5

水質改善による利用可能水資源の増加

韓松俊（清華大学）

目 次

1. 水資源の水質特性	1
1.1. 水資源の特性と水質の密接な関係	1
1.2. 水質の悪化は人類の活動の影響による	3
1.3. 水質改善は再生可能な水資源を実現する重要な手段である	5
2. 水質改善措置	9
2.1. 水質改善の研究の進展	9
2.2. 水質改善措置	11
2.2.1. 水質改善計画	11
2.2.2. 水機能別区分管理	12
2.2.3. 水質モニタリング	14
2.2.4. 水質評価	14
2.2.5. 水汚染の防止・処理	16
2.3. ダムの調整による水質改善と応用の実例	18
2.3.1. ダムの調整による下流の水質の改善	18
2.3.2. 下流の水質を考慮したダムの管理調整	20
3. 水利権構造における権利と義務の統合の分析モデル	26
3.1. 水利権構造における権利と義務	26
3.2. モデル構造	27
3.2.1. 権利と義務の循環の分析	27
3.2.2. 権利と義務の最適化配置	28
3.2.3. 権利と義務の移転	31
4. モデルの応用Ⅰ：上下流の水資源の衝突の分析	32
5. モデルの応用Ⅱ：水質的な制約下における水利権取引	34
5.1. 工業用水の都市用水への転換における権利と義務の分析	34
5.2. 理想的な水利権取引の潜在力の分析	36
5.3. 水質的な義務という制約下での水利権取引の分析	37
参考文献	40

1. 水資源の水質特性

1.1. 水資源の特性と水質の密接な関係

通常、水資源は人が直接利用することができる、絶えず更新される天然の淡水を指し、主に陸地上の表流水と地下水を指す。河川の年間流量で地表の水資源量を表し、含水層の補給量で地下の水資源を表すように、通常は淡水体の年間補給量を水資源の定量指標としている。また、気体の水、液体の水、固体の水という自然界の如何なる形態の水でも、水資源と定義することもある。地球上の水の総貯蔵量は大変多く、13.86 億キロ立方メートルであるが、この内淡水の貯蔵量は 2.5%を占めるのみである。地球全体の陸地上の水文循環に関わる長期年間平均流量は 4.7 万キロ立方メートル、この内 40%が人類の生存に適した地域に分布する。

現在、国内外の「水資源」の定義には色々な見解があるが、1977 年国際連合教育科学文化機関（UNESCO）は、「水資源は、利用することができる、または利用される可能性のある水源を指すべきである。この水源は十分な量と利用に耐える質を備え、ある地点である主の用途を満足させるために利用されるに足るべきである。」と提案している。また、『中国大百科全書』では、「地球の表層の人類の利用に供することのできる水で、水量、水質、水域、水力資源を含み、一般的には毎年更新される水量資源を指す。」と定義されている。これらの定義は、基本的に水量と水質の両方の側面を含んでいる。

水資源という言葉の由来は古いが、そこに内在する概念をどのように理解するのか、いまだ公認の定論がない。その原因は、主に以下のようないくつかの理由による。(1) 水の現れ方は表流水、地下水、降水、土壌水など多種多様であり、かつ、それぞれの間で転化することができる。(2) 水の流動性、侵食性、多くの化学的特性から、水資源に言及する際には水量と水質の二つの側面を含まなければならない。(3) 水は、土壌生産力や工業生産因子、エネルギー資源、人類の健康への影響など、社会の発展に対する多くの基本的な制約を形成する。(4) 水は、社会の大多数のセクションと関連しており、各セクションになくてはならない物質的な基礎となり、あるいはそのセクションに破壊をもたらす。水資源の開発利用は自然的要素、社会的要素、経済的要素、環境的要素など多種の要素の影響を受ける。(5) 水を研究対象とする場合、往々にして数学、物理学、化学、経済学、管理学などの分野の知識にまで及ぶことになり、非常に複雑な総合的学科になる。

広義の水資源には通常、水量資源、水質資源、水力資源を含んでいる。水量資源は、河川、湖、陸地上の地下水や人工的な水体中の水など、生産と生活に用いることができる淡水資源を指す。水質資源は、水の正常な用途に影響を及ぼさないという前提で、水体が許容することのできる汚染物質質量または自浄して生態バランスを保持できる能力を指し、水環境容量とも称される。水環境容量は地方性、専門性のある水域の排出基準を制定する根拠の一つであり、環境管理部門はこれを利用して特定した水域の排出が許容される汚染物質の量を確定している。水資源の開発利用や保護において、水量資源と水質資源は不可分

のものである。

わが国の水資源は、総量は豊富だが一人当たりの量は少ない。わが国は、この 50 数年間で、歴史上最も早い発展を遂げている。現在、水は国民経済と社会の発展を制限する最大のボトルネックとなっており、水資源は 21 世紀の中国において最も希少な天然資源となるだろう。予測によると、わが国の用水のピークは 2030 年前後に出現し、用水総量は 7000 億～8000 億 m^3 /年である。比較分析によれば、全国の実際利用可能水資源量は約 8000 億～9500 億 m^3 で、需要水量は既に基本的に利用可能水量の限界に近づいている。

わが国の水資源の地域分布は不均衡で、人口、資源、生産力の分布とは一致していない。北部は、人口において全国の 46.5%を占め、耕地は 64.8%、GDP は 45.2%を占めているが、水資源は 19.5%しか占めていない。この内、黄淮海地区は、人口において全国の 34.8%以上、耕地は 39.1%、GDP は 32.1%を占めるが、水資源はわずか 7.7%を占めるのみである。また、わが国の気候や地形などの特徴から、降水と流水の時間的分布と経済社会の発展のための水需要が同調しておらず、大部分の地域では増水期の 4 ヶ月間の降水量が年間総降水量の 70%前後を占め、水資源の開発利用に困難をきたしている。更に、わが国の水源構造、給水構造、水利用構造、水利用指標は合理的とはいえず、水資源の配置の任務は困難を極めている。

不利な自然環境と不合理な水利用モデルは、わが国の経済社会の発展に深刻な影響と損失を与えた。水利部の統計によると、水害についていえば、わが国の 1990 年代の水害による直接的な経済的損失は 1 兆元という巨額になり、この内、1998 年の損失は 2500 億元以上に上る。旱魃については、現在全国の農業面における水不足は年間 300 億 m^3 前後で、損失食糧生産量は年平均 250 億 Kg である。都市の生活と工業面の水不足は年間 60 億 m^3 で、工業生産値への影響額は 2300 億元、全国の市のうち、400 あまりの市で水不足となっており、資源型、工事型、汚染型の水不足は都市の総不足水量の 70%以上である。このほか、農村の貧困地域では未だに 2400 万人が飲料水にも事欠いている。水汚染の方面では、わが国の平均污水排出量は年間 600 億トンを超え、処理後の基準に達している排出量はわずか 24%である。全国の約 10 万 Km の水質評価対象河川距離中、IV類以上の汚染に達している河川距離は 47%を占め、全国の湖では 75%以上の水域で水質汚染が著しい。全国 118 の都市の飲用水の状況調査では、64%の都市の地下水の含水層が非常に汚染されているという結果が出ている。その他、多くの地域で森林草原の植生の退化、河や湖の萎縮、灌漑区域の二次的塩類化、土壌の砂漠化、深刻な土砂流失など一連の生態環境問題が存在している。

水資源の危機は、一面では水資源量が日増しに不足し、欠乏することに表れている。過去 100 年間で、人類は史上例を見ない変化を遂げ、水資源とその他の自然資源への需要の高まりを招いた。人口が 3 倍に増加すれば水資源の総消費量は 10 倍になり、世界の経済発展は 20 倍、世界の燃料消費は 30 倍に膨れ上がる。予測によると、2050 年の世界の人口は 2 倍の 106.4 億になり、その内、発展途上国が 87%、92.9 億を占めるという。世界人口の大幅な増加は必ず総需要水量の増加を引き起こし、生活水準の向上もまた一人当たりの水需要量を引き上げるだろう。

水資源の危機は、他方では水汚染に表れる。工業化と都市化の急速な発展により、多くの水域と河流が深刻な汚染を受ける。予測では、2025 年には人口の 50%が都市部に住み、

人類活動の発展により多量の廃棄物が利用可能な水源を汚染し続ける。汚染物質は、未処理または一部処理された汚水中の農業や工業から排出される汚水が主要な部分を占める。これらの汚染物質は水質に深刻な影響を与え、特に生活用水の水質に与える影響が大きい。発展途上国の多くの中心都市付近の水源、特に地下水、湖や一部の河川は既にひどく汚染されている。これらの汚染は、一部の水源を多大な投資をして処理しないかぎり利用できないようにしてしまう。現在の発展の趨勢から、21 世紀初頭の人々が地球全体の水質の状況をはっきりと理解し有効にコントロールできるとは考えにくい。このため、過去に経済開発が可能であると考えられていた多くの水源は、将来は使用に適さないものとなり、特に飲用には耐えないものになることが考えられる。

水資源は多くの独特かつ重要な性質を有しており、多くの特性は水質と密接な関係があり、また、少なくない特性が水質的な要求を含んでいる。水の流動性、浸食性、様々な物理的、化学的性質により、水資源は水量と水質の二つの側面を含んでいる。循環性：水文は人類の生活と生産活動を循環させ、多くの重要な要素を移動・分散させるが、同時に大量の汚染物質を知らず知らずのうちに水文循環中に引き入れてしまう。有限性：水質の悪化により水資源の逼迫は深刻化する。時空分布の不均衡性：水量的な分布の不均衡だけではなく、水質の時空的な差異が非常に大きい。多用途性：用途によって水質に対する要求も様々である。

1.2. 水質の悪化は人類の活動の影響による

水文循環は、地球上の水が太陽の輻射と重力の作用によって、蒸発、降水、流水などの形で大気、陸地、海洋の間を繰り返し循環する運動であり、水循環ともいう。海と陸の間の水蒸気の交換と海への流入は地球全体の水文循環に属し、陸面から大気に蒸発した水蒸気が、降水としての陸面の回帰する現象は、水文の小循環に属する。海洋面上にも同様の海面の水文小循環がある。紀元前 239 年に出版された『呂氏春秋』の中で、「雲氣西行云々然、冬夏不輟、水泉東流、日夜不休、上不竭、下不滿、小為大、重為輕、圓道也。（薄雲はゆったりと西に流れ、一年中止まることがない、泉は東に流れ、休むことはない、どこまでも昇り、降りても満たされず、小から大へ、重から軽へ、廻ってゆく）」とある。これは、人類史上最初の素朴でありながら完成された水文循環の思想である。

水文循環の過程において、大気中の水蒸気の源は主に海洋上からの蒸発である。約 15% の海洋からの水蒸気が大気の環流によって陸地上空にもたらされ、この水蒸気が陸面上の降水の 89% を形成する。残る 11% の陸面上の降水は、陸地自体の蒸発から発生した水蒸気によるものである。陸面の降水は陸面で土壌水、地下水、表流水を形成し、蒸発によって大気中に戻るものの他は、合流して海に流れ込む。多年平均から、海洋中の水量がバランスを保っているのは、陸地上の各種水体中の水量の収支が相殺しているからであり、水体中の水は絶えず更新、補充されることで、淡水は繰り返し循環し、浄化されているのである。

水文循環は地球上における物質とエネルギーの最も重要な循環であり、これは、地球上

の水が太陽の輻射と重力の作用によって蒸発、降水、流水などの形で大気と陸地と海洋の間を繰り返し循環する運動のことを指す。人類の生産、生活などの絶え間ない活動に伴って地表と地表の植生の性質と状態が変化し、水蒸気の表流水と大気との境界での転換をささげ、人類の活動が水文循環の過程に影響を与えるという状況が作られている。生物学的側面における水文循環の研究は、地球全体の変化を研究する核心となる問題である。同時に、人類が生産、生活活動で行う取水、水利用、水消費、排水が作り出す部分的な水文循環は、陸面の水文循環中の一つの脇枝となって、陸面の水文循環に影響を与えている。人類の活動が水文循環に与える影響は、水質を自然の状態から変化させ、水質悪化を招く。水質悪化の様々な原因についてはメカニズムの面から研究しなければ、的確な水質改善を行うことはできない。

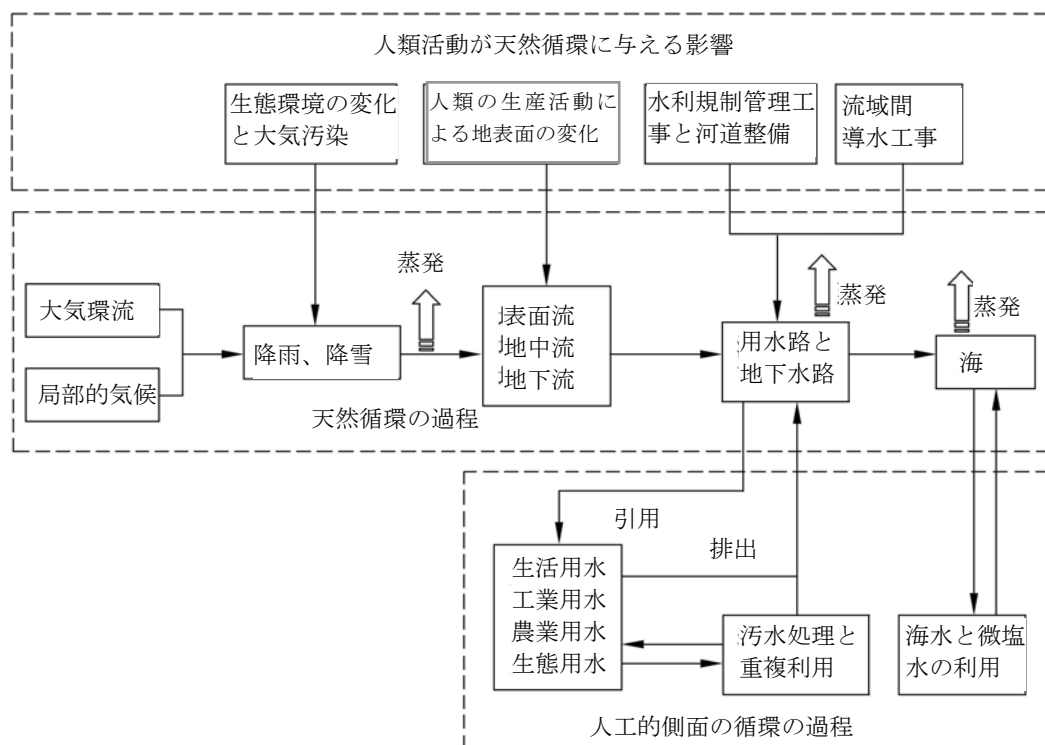


図1 人類活動の水文循環への影響（『現代水資源計画』より抜粋）

工業化と都市化の急速な発展により、多くの水域と河川が深刻な汚染を受けている。2025年には人口の50%が都市に住むと予測されており、人類活動の発展は更に多くの廃棄物により利用可能な水源を絶えず汚染し続けるだろう。汚染物質の中では、未処理または一部処理された汚水のうち、農業や工業から排出される汚水が主要な部分を占める。これらの汚染物質は水質に深刻な影響を与え、特に生活用水の水質に与える影響が大きくなる。発展途上国の多くの中心都市付近の水源、特に地下水、湖や一部の河川は既に深刻に汚染されている。これらの汚染は一部の水源を、多大な投資をして処理しないかぎり利用できないようにしてしまう。現在の発展の趨勢から、21世紀初頭の人々が地球全体の水質の状況をはっきりと理解し有効にコントロールできるとは考えにくい。このため過去に経済開発が可能であると考えられていた多くの水源は、将来は使用に適さないものとなり、特に飲用に耐えないものになることが考えられる。したがって、人類活動（引水と排水を含む）

と生態環境は連携させなければならないのである。

水循環の内部メカニズムに対する人類活動の影響は、以下の 3 つのルートにまとめることができる。

(1) 水循環の経路の改変：表流水に対しては主に河道の用水と流域間導水、地下水に対しては主に大規模な淡水の採取とする。海水の淡水化利用は直接ある地域や都市の淡水の補給量を増加させる。わが国の人間社会の水循環流量は総流量の 5600/28000 で、総資源量 28000 億 m^3 の内の 20% が人間社会の需要を満たすためのものであり、そのために自然の循環経路を変えているといえる。一部の水不足の地域では、経路を変化させている水量は 80%~90% に上る。

(2) 流域の水文特性の改変：土地の地表面、土壌の孔隙水や保水構造の変化および都市化の過程などが、流域の蒸発、流水、浸透などの水文特性に相応の変化をもたらし、自然の循環状態の水文特性を変えている。

(3) 水循環の動力条件の改変：温室ガスの増加が地表の温度を上昇させ、これにより大気の還流運動が活発になるなど、降水と蒸発の特性が変化する。人類の社会システムのエネルギーの注入や大規模な汲み上げ給水システムの出現も、一部の地域と河川の水循環の自然な動力システムを変えている。このことから、社会と科学技術の進歩に伴って、もともと自然循環の基礎の上に定義されていた水資源の「更新される自然資源」は、もはやその内包する意味を全てカバーすることはできず、特に人類活動の影響を受けた一部の水資源の転化と再生は、既に純粋な自然現象ではない。科学技術の更なる発展に伴って、この部分の水資源の占める比重はますます大きくなるであろう。このため、現代の水資源の循環の特徴には、水資源の自然循環と人類の開発利用による循環の二つを含むべきである。こうした水資源の循環の特徴は、水資源の再生性を決定する。再生性という側面から現代の水資源の循環の特徴を述べると、ある流域または地域の水資源が、水資源の循環を通して絶えず更新、補充、再生され、繰り返し循環して何度も利用できる特徴と理解することができる。更新とは主に自然循環部分を指し、補充は主に海水の淡水化、深層地下水の汲み上げ、流域間導水、人口降雨による部分を指す。再生は主に人工的处理によって水資源を二次または多次循環に回復させる部分である。このため、水資源は消耗・枯渇を不可とするタイプの再生性の資源とみなすことができ、その再生能力は自然の再生能力と人工的な再生能力の両面で現される。

1.3. 水質改善は再生可能な水資源を実現する重要な手段である

いわゆる水資源の再生性とは、流域の水資源が水量上の損失（蒸発、引水など）後および水体の汚染後、大気の降水と水体の自浄（または人工的な水質改善）によって回復または更新されることを指す。水資源の人工的な再生能力には、主に水質改善、海水の淡水化、人工降雨、流域間導水などの能力がある。これらは主に、社会経済の発展の実力と科学技術の発展の水準によって決定される。科学技術の水準が高ければ高いほど、社会経済が実力を備え、投入を増加するほど、水資源の人工的再生能力は強くなる。但しこれは無限で

はなく、人工的な再生能力は地理的環境、水環境、社会経済や科学技術の水準などの要素の制約を受ける。

水質改善は、利用可能な水資源を増やすための重要な方法の一つである。水資源の質的な再生性と、水体の汚染許容力と自浄能力は密接に関連している。汚染物質が水体内に侵入する度合いが水体の自浄能力よりも低い場合、または汚染物質の排出量が水体の環境容量以内の場合、水質は回復することができ、このとき水質は再生性を有している。逆に、水質が悪化する場合、水質の再生性は破壊されている。つまり、水資源の再生能力に基づいて、水質基準を制定しなければならないということである。

水資源の自然の再生可能能力は、水資源の自然循環により決定される。水資源は地球全体の水文循環の過程で繰り返し循環運動を続けており、量的にも絶えず補充され、質的には絶えず浄化されている。水資源の存在形態の違いによって、水資源の自然再生性は、表流水資源の再生能力、地下水資源の再生能力、土壤水資源の再生能力、植物の水資源の再生能力、大気の水資源の再生能力に分けることができる。一定の地域の水資源再生能力は、その地域の各種の水資源の再生能力が積み重なったものである。但し、一つの地域の水資源の自然再生能力は絶対的なものではなく、制限を受けているものである。水資源の自然再生過程において、異なる形態の水資源の正常な更新循環周期はそれぞれ異なっている。水資源の開発利用には、更新循環の周期と再生能力を考慮しなければならず、再生能力を超えている場合、水資源の再生周期は長くなり、その再生性は弱まる。例えば、地下水の過度の採取は、その地域の地下水と土壤水の再生能力を低下させ、再生周期を長くする。このため、水資源の開発利用の過程では、水資源が再生できるような自然の規律を守り、再生が妨げられたり破壊されたりすることのないようにしなければならない。

水資源の人工的な再生可能能力には廃水の資源化、海水の淡水化、人工的降水、流域間導水などの能力が含まれる。これらは主に社会経済の発展の実力と科学技術の発展の水準によって決定される。科学技術の水準が高ければ高いほど、社会経済が実力を備え、投入を増加するほど、水資源の人工的再生能力は強くなる。但しこれは無限ではなく、人工的な再生能力は地理的環境、水環境、社会経済や科学技術の水準などの要素の制約を受ける。

現在の状況から論ずれば、水資源の人工的な再生能力にはまだ発展の余地が存在するが、そのためには高額な代価を支払う必要がある。例えば、人類が絶えず水資源を開発利用する過程において、水資源の質は下降を続け、資源としての利用価値を失い、廃水となって環境や河流を汚染し、清潔な水源を破壊し、処理を加えなければ使用価値を回復できなくなる。

つまり、自然と人工とを問わず、水資源の再生能力は有限なものである。それは人類の水資源の開発と利用の過程と大きな関係がある。水資源の開発は人類の水資源に対する要求を満たすことを主旨とし、利用とは水資源の使用価値を失わせ続けることであり、水資源の再生の過程にとっては不利に働く。このため、人類は水資源の開発利用の過程において自律に努め、できるだけ節約して消耗を減らし、規律を尊重して水資源の再生能力を維持し、保護しなければならない。

流域の水資源に水量上の損失（蒸発、引水など）後、および水体の汚染後、大気の降水と水体の自浄（または人工的な水質改善）によって回復または更新される水資源の再生性

は、水資源の量と質の二つの側面を考慮しなければならない。水資源の再生性とは、水資源に賦与された水体の水文循環の過程の中で、自然または人為的な汚染を受けた後、水体の自浄機能によって水質が回復する一種の能力である。水資源の質的再生性と、水体の汚染許容力と自浄は密接に関連している。汚染物質が水体内に侵入する度合いが水体の自浄能力よりも低い場合、または汚染物質の排出量が水体の環境容量以内の場合、水質は回復することができ、このとき水質は再生性を有している。逆に、水質が悪化する場合、水質の再生性は破壊されている。

水資源の量的な再生性と水資源の質的な再生性には本来密接な関連がある。水資源の量的な再生性は水文循環の特性と直接関連があり、また、これは水資源の再生性の基礎であり、水資源の質的再生性や人類活動の汚水排出と直接関係している。例えば、河川の渇水期の水体の更新は緩やかで、水資源の量的な再生性も小さい。同様の汚水排出状況において、渇水期の水質は豊水期の水質に劣り、水資源の質的再生性も小さい。

水資源の量的再生性と水資源の質的再生性は総合的に水資源全体の再生性を決定し、水資源の再生能力が量的にも質的にも高ければ、水資源の再生性は高くなる。これは、水資源が水量と水質の両面を内包していることによるもので、水量の不足と水質の悪化はどちらも水資源の損失につながる。

1. 水資源の再生利用の特徴

社会の発展と人口の不断の増加に伴い、人為と自然の双方の作用を受けて、流域の発展の需要と資源の許容能力の矛盾は日増しに大きくなり、多くの流域の水資源の需給アンバランスが日増しに高まり、社会、資源、環境システムの関係のバランスが崩れかけている。一方では、水不足、水枯れ現象、汚染などの問題が社会経済と生態環境に重大な影響を及ぼし、もう一方では、管理不善、効率低下、用水の浪費、粗放な汚染などの問題が普遍的に存在し、二つの面は明らかなコントラストを見せている。このため、再生利用性の原則に従った上で流域の有限の水資源の合理的配置を進め、社会経済の持続可能な発展と生態環境の保護の需要を最大限に満足させ、同時に流域自身の水循環の再生の過程を保護・改善し、資源と社会経済と生態環境が良好な循環の軌道に乗ることを促進することは、現在の経済整備と社会発展において研究・解決を急がなければならない問題であり、重大な現実的意義を持つ。

水資源の再生利用とは、実際上は社会経済システムの持続可能な発展の過程における水資源の利用準則を指す。「再生可能」と「再生利用可能」は、主に以下の二つの側面を含んでいる。

1) マクロ的な尺度から言えば、水資源とは再生性と有限性を備える地球上の各種の形態の水であり、太陽の輻射と地球引力の作用によって絶えず循環往復し形を変えている。このような繰り返しの循環運動は、自然界の各種の水体を何度でも更新し、水資源に「永続利用」という特徴を与えている。これが水資源のマクロ的尺度から見た再生性の意味である。

しかし水資源は永遠に採取できる、枯渇しないものではなく、特定の地域、特定の水体、特定の時期について言えば、水資源は有限のものであり、いったん水資源の実際の利用の速度率が更新の速度率を超えたり、または水質の破壊程度が更新能力を超えたりしてしま

うと、水資源は量的にも質的にも危機に瀕し、水循環と環境の破壊を生じる。これが水資源の有限性である。このため、マクロ的尺度の上での水資源の再生利用の核心は、数量と質の上で水資源の再生循環の過程を維持することにある。例えば、黄河の水枯れ現象の問題、泥砂の問題や汚染の問題は、どれも流域水資源の再生循環過程の深刻な脅威なのである。

2) 中、小規模な尺度でいうと、水資源の一定の地域内での再生性の特性は、次のようである。中、小規模な尺度の地域内において、水資源の再生利用の特性は主に以下のいくつかで表される。(1) 汚水に対して人工的処理を行い、他のセクションで新たに利用できる水準に到達させることで実現する再生の過程 (2) 地下水の補給と採取の循環の過程によって、上流の浸透水量の二次使用を実現し、地域内での水資源の再生利用を実現する (3) 増水期の廃棄水、流砂用用水、生態用水の合理的開発と利用 (4) 海水の淡水化、人口降雨などの措置の応用。このため、中小規模の尺度での水資源の再生利用のキーポイントは、以上の過程における水量と水質のコントロールをうまく行うことで、水質の悪化、地下水の過度の採取、生態用水の不足などの問題の出現を回避することである。

以上の二つの角度から言うと、水資源の再生利用の研究は二つの側面の基本的な内容を含んでいる。一つは、利用可能な水資源の配置の最適化の研究であり、水資源の利用効率を向上させることで、有限な水資源を使って経済的利益、社会的利益、生態環境への利益を最大化する。もう一つは、水資源の再生過程の維持改善を研究することで、水資源の再生過程において人類がコントロールできる部分について科学的、有効的な管理を行い、水資源の再生過程の連続性を維持し、水資源の再生過程の最適化を実現することである。

2. 水資源の再生利用の過程

科学的問題と科学的規律の角度から、持続可能な発展の原則の下に、流域の水資源の再生維持のルート进行研究し、流域の水資源の利用の新しいバランスを求め、水資源の再生の過程の良好な循環を実現する。水質改善は中でも重要な一つの手段である。

2. 水質改善措置

水汚染を防止し合理的に水資源を利用するために、行政、法律、経済技術などの総合的措置を採り、水資源に対して積極的に保護と科学的管理を行うことを、水資源の保護と称する。

現在、わが国の水資源の欠乏は既に持続可能な発展を制限する深刻な要素となっており、わが国の持続可能な発展のネックとなっていると言える。上記の文中で述べたとおり、わが国の一人当たりの水資源量は 2200m³ で、軽度の水不足の国に属する。水資源の時空分布は大変不均衡で、人口が多く、従来の工業経済の発展が早いことが水不足の問題を加速しており、深刻な水汚染は水不足の問題を日増しに重大なものにしている。近年、水資源の保護は非常に切迫した問題となっている。水汚染の防止・処理は、水資源保護における急務である。

水質改善の目標は、有害物質が環境に侵入することを減少し消去することであり、水汚染を防止・処理し、水資源の水文、生物、化学的な側面での自然の機能を維持し、人類活動を水の生態システムの許容能力に適應させ、最終的に水資源の永続的な利用を保護することで、人類に福をもたらし、子孫に恵みをもたらすことである。

水質改善の主な内容は、水量保護と水質保護の二つの側面を有する。水量保護の面では、主に水資源の統一計画、水源の涵養、水量の調整、科学的水利用、用水の節約、節水型工業・農業と節水型社会が挙げられる。水質保護の面では、主に水質計画の制定、汚染防止・処置措置の提議が挙げられる。例えば、水環境を保護する法規や基準の制定、水質の調査、観測、評価、水体中の汚染物質の移動、汚染物質の転化や分解と水体の自浄作用の法則の研究、水質モデルの構築、水環境計画の制定、科学的水質管理の実行、などがあげられる。

2.1. 水質改善の研究の進展

多くの国では行政機構の設立、法律政策の制定により、具体的な状況に対してそれに相応する技術的措置を行い、総合的な整備により水資源の保護を行っている。

(一) 行政機構の設立

水質の改善管理とは、人類の水資源に対する損害、特に水質に損害を与える活動に一定の手段を講じて影響を与えることであり、政策、法律、経済、技術、教育などの手段を用いて、生態学の原理の基づいた環境容量の許容範囲内で、開発に従事する集団または個人の行為に計画化、協調、監督規制を行うことで水環境汚染と生態破壊を防止することを指す。

アメリカでは 1970 年に環境保護局を設立して、水質改善管理に当たっている。わが国では、現在水質改善の主管部門は水利部水資源司とそれに属する七大河川の流域水利委員会の水質改善部門、および国家環境保護総局である。これらは主に、流域の水体の水環境の

観測業務、流域の水質改善計画の制定、水体の機能区の区分、および直接河に流入する污水排出口の管理の強化を行っている。

（二）政策の制定

スムーズな水質改善業務を保障するために、各国では一連の水質改善政策を制定しており、法令法規の形で確定している。

アメリカには 1899 年に制定された河川港湾管理法があり、「廃棄物法」(Refuse Act)とも呼ばれ、主に航行水域にゴミを捨てることを禁止している。1924 年には水汚染に関する油汚染防止法が制定され、1948 年には水質汚染規制法が制定された。1961、1966、1970 年には水質汚染規制法に対して何度も改定が加えられ、1972 年には水質浄化法 (Clean Water Act) と改められ、主に点汚染源に対する規制を行っている。1987 年の「水質浄化法修正案」では、主に面汚染源の汚染規制計画を制定している。飲用水の安全を確保するために、アメリカ環境保護局は、公衆の健康基準に基づいて、飲用水中の殺虫剤、鉛、ヒ素など 80 種余りの汚染物質の含有量の基準を確立し、同時に時間間隔が異なる定期的な水質検査制度を制定した。浄化法案の中では、工業、農業および都市と家庭が「污水排出ゼロ」となるよう要求し、環境法に違反した企業または工場は厳罰に処するとしている。地球最大の小売企業ウォルマートは、これに前後してその建築工事地の污水排出指標を二度にわたって超過し、数百万米ドルの罰金に処せられた。

中国は相次いで、『中華人民共和國環境保護法（暫定）』（1979）、『中華人民共和國海洋保護法』（1982）、『中華人民共和國水汚染防止・処理法』（1984）、『中華人民共和國水法』（1988）、『中華人民共和國環境保護法』、『中華人民共和國水法』（2002）を採択した。環境立法とは、国家の環境政策の具体化、条文化、制度化であり、環境管理を展開する法律的根拠であり重要な手段である。

人体の健康を保障し、生態のバランスを維持し、水資源を保護するために各種汚染物質の天然水体中の許容含有量、汚染源の廃水排出時の許容汚染濃度、総量および最大制限値を規定する。即ち、水体を用途ごとに分けて、それぞれの水環境の質量基準と汚染源排出基準を定めるのである。アメリカでは 1972 年に発布した四種の水質基準に基づいて行なっている。即ち、遊覧水、水生物養殖水、公共給水、工業農業用水である。わが国の水質基準には、『漁業水質基準』（暫定 HJ25-79）、『海水水質基準』（GB3097-97）、『生活飲用水衛生基準』（GB5749-85）、『田畑灌漑水質基準』（GB5084-92）、『表流水環境品質基準』（GB3838-2002）、『地下水質量基準』（GB/T14848-93）があり、汚染源排出については、『污水総合排出基準』（GB8978-88）を定めている。

（三）具体的な措置と総合整備

世界の水資源汚染が日増しに深刻になっている状況にあって、一部の国家は総合的な対策を採っている。多くは以下のような内容である。

（1）水汚染防止の専門機構を組織的に強化し、全国の水汚染の防止・処理を行い、地方にも相応の管理部門を置いて、調査研究業務を行う。

（2）全国にモニタリングシステムを設立する。水質モニタリングは二つの面に分けられる。一つは廃水処理場のモニタリング、もう一つは河川や湖のモニタリングである。これにより、水質と污水の排出を厳格に規制する。

(3) 下水道の普及と改善により、排水、汚水排出を徐々に従来の合流制から分流制にかえていく。

(4) 汚水処理場を建設し、都市の生活污水と工業排水の集中処理を行う。工業廃水は一般に分類処理され、同様の性質の廃水を排出基準に達するように集中処理し、生活污水は市政当局で処理を行う。汚水処理面では、現在の大多数の国家が二級処理（生化学処理）から三級処理（有機物や溶解性の無機物など、その他の有害成分を更に除去する）に徐々に発展している。

(5) 副産物を回収、総合利用することで、水利用を合理的にする。

(6) 汚水の三級処理のコストが高く、一般的に工場の同期の投資の 30%～35%に達する。現在多くの国家が無害化技術の発展を主な攻略項目とし、無害化技術の研究に注力している。特に汚染が深刻なセクションでは活発で、初歩的な成果を挙げている。

2.2. 水質改善措置

前述の通り、水質改善には行政の管理強化が必要なだけでなく、法律制度を制定し、水質改善計画を作成し、水汚染防止・処理の技術的研究の拡大を強化する必要がある。

2.2.1. 水質改善計画

水質改善計画では、河川、湖、ダムなどの汚染源の分布や排出量、方法などの状態の調査分析を基礎とした上に、水文の状況と水資源の開発利用状況と関連させ、水質モデルなどの手段を利用して、水質の変化の法則を探り、水質の現状と趨勢を評価し、各計画の基準年の年間汚染状況を予測する。水体の機能別区分の範囲を設定し、水質基準を確定し、機能的な要求に基づいて環境目標を制定して、水環境容量とそれに対応する汚染物質の減少量の計算を行い、関連する河川の区間、地域、城鎮に分配し、流域または地域の経済に符合する経済的で合理的な総合防止措置を提出する。流域または地域の水資源の開発利用計画を結合させることで、主流や支流、左右岸、上下流、地域の水質改善を協調させる。水質水量の統一的な配分を行い、汚染物質の排出に対して総量規制を実行し、単独の整備と総合的な整備を結合させ、管理と整備を結びつける。総合的に水汚染を防止する。

わが国は 1983 年から、従来の河川の流域計画中に水質改善の内容を加えた。各流域機構は省市の水利、環境保護部門と共同で、長江、黄河、淮河、松花江、遼河、海河、珠江の七大河の流域の水質改善計画を展開した。1988 年末、七河流域水質改善計画が相次いで制定され、主流の水質計画の整備以外に、135 の河川について、271 の都市で水質改善計画が進められた。

『水法』第十四条、第十七条では水質改善計画について明確に規定されている。水質改善計画は水利専門の計画で、人民政府の批准を必要とする。関連規定を着実に実行するために、水利部は 2000 年に、全国で水質改善計画作成業務を展開し、2003 年、以上の計画の成果を『全国水質改善計画の初歩的報告』にまとめた。現在、水質改善計画は全国の水

資源総合計画に組み込まれて作成が進められている。

2.2.2. 水機能別区分管理

欧州各国では、集水建築物保護区の区分に関する立法と規定には大きな差がある。フランスでは、取水建築物とすぐ隣り合った近距離保護区、中距離保護区、遠距離保護区に区分している。近距離保護区内では、特別に許可を得たもの以外の一切の活動を禁じている。中距離保護区内では、以下の事項を禁止、或いは規定を設けている。掘削、露天採石場の開掘、露天掘りや盛土工事、ゴミ、放射性廃棄物その他一切の水質を悪化させる物品の積み置き、トンネルや貯水池の建設、液体または気体燃料、化学物質、一切の廃水の保管、地下または地上の建築、下肥、有機肥料、化学肥料、農薬の使用、放牧および直接または間接的に水質を汚染する可能性のある一切の活動。遠距離保護区内では、上述の活動に規定があるだけで、如何なる活動も禁止されていない。

ドイツでは保護区をいくつかの保護エリアに分けている。保護エリアⅠは保護エリアの範囲から集水建築物の周囲まで10m以上、泉の上流では10m以上として、保護帯Ⅰを囲み、芝生を植えることを要求している。保護帯Ⅱは保護帯Ⅰの境界から地下水が50日以内に移動する距離までとし、保護帯Ⅲは保護帯Ⅱの境界から集水盆地の境界までとしている。保護帯Ⅲは化学製品や放射性物質による汚染を受けてはならず、状況に応じて保護帯Ⅲを保護帯ⅢAと保護帯ⅢBに分割する。

スイスは1985年4月に連邦法を改正し、スイスを3つの地域に分割した。資源に対して全面的に保護する水保護区、集水建築物の周囲の保護区、将来集水建築物を建てる可能性のある保護区であり、この保護区内では地下水の将来の使用に害を与える可能性のある一切の工事が禁止されている。スイスの集水建築物保護区分は保護エリアⅠ、Ⅱ、Ⅲに分けられ、保護エリアⅠの周囲を保護することが要求されており、保護エリアⅡでは大部分の病原菌とウイルスの消滅の保障が要求され、また、非分解性物質を集水建築物中に運びこまないことを保障しなければならない。保護エリアⅢは保護エリアⅡと隣接する保護区間の緩衝地帯である。

欧州の大部分の国家がドイツ方式を採用し、中間距離保護エリアまたは保護エリアⅡを区分する際は、多くの場合少なくとも地下水が50日以内に移動する距離を基準としている。その理由は、ウイルスによる汚染が消滅する最短の距離が50日だからである。

わが国の機能別区分管理は、一級区分（流域レベル）と二級区分（省、市レベル）の二級制をとっている。一級機能区は保護区、保留区、開発利用区、緩衝区の四種に分けられる。これらの区分はマクロ的に水資源の開発利用と保護の問題を解決し、持続可能な発展に立脚し、地域間の用水関係を高度に協調させる。一級機能区の中の緩衝区は、省境や矛盾が深刻な地域の用水関係の協調を図るものであり、また、保護区の水質を保つために保護区と開発利用区の間において区分する水域である。水機能別区分管理技術ガイドラインに基づき、緩衝区の範囲の大小は行政区の協議によって決定し、省境と機能別区間の水質の差異が大きい場合は緩衝区を長めにし、反対の場合は短くする。一級水機能区は、流域管理機構と流域内の省レベルの人民政府水行政主管部門が区分、確定する。

二級機能区の区分は、一級機能区分を基礎とした上で開発利用区を細分化し、飲用水水源区、工業用水区、農業用水区、漁業用水区、景観娯楽用水区、過渡区、汚染排出規制区の七種類に分けられる。この内、汚染排出規制区と過渡区の区分は二級機能区の区分の中で最も複雑かつデリケートな部分である。現在、わが国の水機能別区分管理において、汚染排出規制区、過渡区にはまだ明確な定義がない。一般的に言って、汚染排出規制区は生活、生産による汚废水が集中しやすい水域であり、過渡区は水質の要求に差異がある隣接した機能別区を順当につなぎあわせるために区分する水域である。水機能別区分管理技術ガイドラインは、汚染排出規制区と過渡区の範囲および水質保護の目標を以下の通り規定している。「河に流入する污水排出口が存在する污水排出規制区の範囲は、当該川区間の上流の一つ目の污水排出口の上流 100m から最後の污水排出口の下流 200m までとする。当該区域内の汚染物質濃度はⅤ類の水質基準を超過しても良いが、排出濃度は表流水の排出基準より低くなくてはならず、また、過渡区を通過後は下流の機能区の水質の要求を満たすことを保障すること。」

一般に、河川は全てその機能別に区分、保護されているが、特殊な地域では機能区分を行い保護基準を確定する際に、更に多くの要素を考慮しなければならない。わが国の経済が相対的に発達している地域の湖、貯水池、感潮河川網などの特殊な水域では、その特殊な社会特性、自然特性、水動力特性、汚染特性により、これらの水域の水質改善計画は、一般の河川と比べて差異が非常に大きい。例えば、太湖、滇池などの浅水湖について言えば、区画全体を保護区とすることは不可能である。風による湖流が主導的な地位を占め、風況によって湖の流動形態の差異が大きく、これにより様々な汚染物質の分布状態と汚染物質の移動のルートが形成されるからである。このため、水域の機能別区分管理を行なう際は、湖（特に湖湾）の還流形態と自浄能力の時空変化を十分に考慮する必要がある。更に、潮汐の影響を受ける珠江デルタの河川網については、河道が四方八方に広がっているために、潮汐と流水の両方の作用により河川の流向が不安定で、このため水質改善計画の制定は一般の河川よりも困難となる。水機能別区の範囲、水機能別区の保護基準、汚染排出区の大きさ、汚染物質の許容排出量などの定量化には、まず河川網の水動力特性を確実に理解する必要がある。河川網の水動力特性を理解していなければ、異なる水文条件での汚染物質の流向と分布の特性を把握することはできない。例えば一次元の河川網の数学的モデル（必要ならば二次元、三次元の部分的数学的モデルを含めることもできる）で計算すると、水体の汚染許容能力を得ることができる。

『中国水機能別区分管理』報告では、全国 2069 の河川と 248 の湖と貯水池を区分し、水機能一級区は 3397 箇所、区分された川の合計長さは 21.4 万 Km である。全国の 1333 の開発利用区の中で、水機能二級区は 2813 箇所、河川の合計長さは 7.4 万 Km である。区分管理では各水域の主要機能と機能順序を確定しており、水域機能が破壊されないための水質改善目標を制定し、水質の改善と管理の目標をそれぞれの機能別区の単位に振り分けることで管理と保護にピンポイント性を持たせ、各機能別区の水質改善の目標実現を通して、水資源の持続可能な利用を保障している。

2.2.3. 水質モニタリング

水質モニタリングは水体の質の動態を把握するために、水質のパラメータに対して行う測定と分析であり、水質改善計画および予防処理の基礎である。

早くは 1957 年の水利システムで全国水化学ステーション網設立が計画され、70 年代に水汚染のモニタリングが始まり、1984 年には『水質モニタリング規範』が發布され、全国の水質ステーション網が新たに計画された。各流域と各省、市、自治区は 1985 年に相次いでステーション網計画を完成させ、全国的なとりまとめと認定が行われた。2000 年末までに、水質モニタリングのためのモニタリングステーションは 2718 箇所となり、その内、水文と結びつけた水質モニタリングステーションは各種の水質モニタリングステーションの総数の 62.3%を占め、水利システムの健全なモニタリング体系を形成している。水質改善、計画、予測予報、調査評価、環境監督管理、環境工事などの面での基礎的業務を行っており、すでに重要視され、急速な発展を遂げている。

モニタリング技術の面では、現在のモニタリング分析の手段は物理、化学、生物学的な方法であり、モニタリングには完全性、即時（瞬時）性、連続性、正確性が要求される。水質モニタリングに当たっては、モニタリングパラメータ、サンプル採取地点、採取頻度、採取時間、採取方法およびサンプルの保管、運送、分析方法、統計方法など多方面にわたる計画設計が要求される。一部の機関では、水質モニタリング断面の設定、短時間での微生物毒性の測定方法、水サンプル採集、保存、前処理の方法、分光光度法による水中のヒ素やセレンの同時測定、表流水の汚染のリモートセンシングなどのモニタリング技術の実験研究を行っている。このほか、生物モニタリング技術も重視され始めており、底生動物、菌類、藻類についてのサンプル採取、生物鑑定から評価方法にいたるまで研究が進められ、更に飲用水の大腸菌群の測定や紫露草小核試験（*Tradescantia* MCN Test）技術、藻類の急性毒性試験などを展開している。『水質モニタリング規範』の実行を徹底する上で、長江水資源保護局は『底質観測技術規定』と『水生生物モニタリング技術規定』を作成した。これらは異なる水系の異なる水質特性についての水質モニタリング技術と水質分析方法の研究に応用することができ、各大流域の機関から重視されている。

この数年、水質モニタリング業務の範囲は拡大を続け、一部の省市では地下水の水質と降水の水質モニタリングをしており、都市の大雨流水の水質モニタリングを行い、272 箇所の鉱泉水の水質の化学実験分析をしており、飲用水の水源地の水質動態を監視モニタリングし、主要な污水排出口の水質モニタリング、水汚染のプロセスモニタリング、污水塊の追跡モニタリングなどを行っている。また水資源水質年報、水質短信、水質季報の作成や水質年鑑などの編集作業を通して、水質改善と国民経済の整備に貢献している。

2.2.4. 水質評価

水質評価は、水資源の汚染管理や水質バランスの改善効果を評価する基準の一つであり、水体の用途に基づいて、一定の評価パラメータ、水環境水質基準、評価方法により、水体の質に定性または定量的評価を行う過程である。水環境の質の予測は、水体の質の歴史的

資料や現状に基づいて、将来の人口と経済発展による需要を結びつけ、定性の経験分析または水質の数学的モデルを用いた計算によって、水環境の質的变化の趨勢を探り、水汚染規制のための計画と施策に根拠を提供する。

水質評価の分類：時間により、回顧評価、予断評価に分けられる。用途により、生活飲用水評価、漁業水質評価、工業水質評価、田畑灌漑水質評価、風景遊覧水質評価に分けられる。水体の種類により、河川水質評価、湖・貯水池水質評価、海洋水質評価、地下水水質評価に分けられる。評価のパラメータは、単独要素評価と総合評価に分けられ、同一の水体は更に水、水生物、底質の評価に分けることができる。

評価の方法は大別すると、生物評価法、一般統計法、総合指数表、数理統計法、ファジイ数学総合判定法、濃度級数パターン法、Hamming 距離法に分けることができる。各方法の主な長所と短所および適用範囲は下表の通り。

表 1 水質評価の方法の比較

名称	基本原理	適用範囲	長所・短所
一般統計法	モニタリング地点の検出値と背景または飲用水の基準を比較し、その検出数、検出率、基準超過率の分布と法則の統計を出す	水環境の条件が簡単で、汚染物質が単一の地域に適用し、水質の初歩的評価に用いる	簡単だが限界性があり、全体の水質状況は反映できない
総合指数法	体積のある実測値を体積のない汚染指数に変えて水質評価を行う	ある井戸、ある区画または時間帯の水体の質を評価する	縦方向と横方向の対比はしやすいが、各汚染物質が環境に与える影響の大小を確実に反映することはできず、レベルごとに絶対化するので、あまり合理的ではない
数理統計法	大量の水質資料を分析した上で各種の数学モデルを構築し、数理統計の定量計算で、水質を評価する	水質資料が正確で、かつ、長期のモニタリング資料が豊富で、水質モニタリングと分析の基礎が着実であることが前提となる	直観的で、水化学類型の要因の研究に向くが、比較性もある。データの収集が困難
ファジイ数学総合判定法	ファジイ数学理論を応用し、メンバシップグレードを用いて水質のレベルの境界を引く。メンバシップ関数で各指標をそれぞれ評価し、ファジイマトリックス複合計算法で水質を評価する	地域の現状評価と趨勢評価	境界の曖昧性を考慮し、各指標で総体中の汚染程度の明晰化、定量化を行なうが、比較性にやや劣る
濃度級数パ	マトリックス指数のモデルの	連続した地域の水質評価	水質のレベル分けと境

ターン法	原理に基づく	界値が接近する不合理を克服した
Hamming 距離法	機能分析中の Hamming 距離の概念を応用し、任意の 2 つのファジィ部分集合の間の接近の程度を定量分析する	水質のレベルを自ら定めなければならない状況に適用する。連続性のあるものを評価し、地域の評価に適用する 実際の状況から水質のレベル基準を算出するのに適する。評価の結果が伝える情報が豊富

生物評価法は、主に水生物の種類、数量、群落の構造の環境に伴う変化を評価する。これらの変化の情報を利用して水質評価を行い、水体汚染の多くの因子の総合効果と歴史的状況を反映させることができることから、生物評価法はその他の評価の結果の検証に重要な意義を持つ。この方法は流速が緩慢で比較的長い河川の水質評価に適している。また、この方法では水体の汚染物質の種類と濃度を確定するのは難しいので、一般的な状況では、化学的指標を主とした水質指数評価法と組み合わせられる。

水質評価は複雑で総合的な作業であり、上述の評価方法はそれぞれ長所と短所と限界性を有している。全面的な水質評価ならば、当然水体の汚染の程度、汚染の範囲と汚染の時間的経過を反映するが、既存の方法では水体の汚染程度の評価ができるのみで、他の二つの面は反映しきれない。このことから、水質評価は今後、総合評価と生物学評価法を間断なく完備してゆき、水資源の開発利用において水質と水量の統一的な評価方法を採用する方向に向かうだろう。

2.2.5. 水汚染の防止・処理

水資源計画は、水汚染をひとつの制限条件として、「汚染してから処理する」という従来と同じ轍を踏むことを防ぐものである。しかしわが国の経済状況では、予防を行なったとしても全ての汚染源を徹底的に消滅させることはできないのが現状である。人間は生活と生産の過程で各種の廃污水を排出しないわけにはいかず、汚水処理を適切に行なう以外に道は無い。

わが国の深刻な水汚染現象を作り上げた原因は、人口増加と経済成長の圧力、工業構造の不合理性や粗放な発展モデル、廃水処理率の低さ、大量の廃水が浄化基準に達しないまま直接排出されている状況、面汚染源による深刻な汚染に対して有効な規制措置をとっていないことなどであり、更に重要なのは、環境保護の意識が薄く、環境管理措置が迫いついておらず、環境に関する法律の執行力が足りないこと、汚染排出費用などの経済的制約メカニズムが不完全なこと、汚染の防止と処理の規制がいまだ徹底していないことである。

わが国の中国工程院院士、清華大学の銭易教授によれば、わが国の水汚染災害が形成される主な原因は、まず経済構造の不合理性があげられる。70 年代末から 80 年代中期にかけて大きく発展した郷鎮企業は、効率が悪く、または環境利益を犠牲にしても経済的利益を獲得する傾向があり、結果として深刻な水汚染を発生させた。現在でも、まだ多くの工業

企業が依然野放しの生産方式をとっており、工業排水処理は理想的ではなく、よしんば排出基準を実現しているとしても、大量の汚染物質が河川や湖に排出されており、汚染の程度は河川や湖自体の環境容量を超えてしまっている。経済の発展に伴って、工業排水の排出量は増加を続け、それにともない汚染物質も増加するので、もし末端の管理のみを重視するならば、現在の水汚染の状況を改善することは非常に困難である。もし我々がクリーンな生産の推進に尽力し、汚染物質の排出の根本的な規制を実行すれば、汚染物質の排出は大幅に削減され、工業生産は増産しても汚染を増やすことはなくなる。水環境の汚染の規制のキーポイントは、汚染物質の排出量の厳格な規制と汚染源が排出する廃汚水量の減少である。用水の節約を提唱し、クリーン生産と汚染の全過程の規制を進め、汚水管理に力を入れ、水体の自浄能力を充分に利用することが、水汚染を規制する基本的な方法である。

教授は更に、わが国の水汚染防止戦略はできるだけ早く調整するべきだともしている。まず、末端の処理から大元の規制に転換する、第二に、単純な工業の点汚染源の管理から、面汚染源と内部からの汚染の統一的管理に転換する、第三に、都市の污水处理場の建設と同時に、廃水の資源化利用を実行する。

現在一部の産業では主に生産技術の改革、産業構造の整理から着手して、単位製品当たりの汚水量と汚染物質排出量を最大限圧縮し、技術改革と無害化处理、集中管理と分散管理、人工処理と自然の浄化作用を組み合わせ、污水处理設備の運転率、設備利用率、汚染物質除去率の向上を進めている。水汚染処理の主な措置は以下の通り。

- (1) わが国の水体汚染の主な特徴は有機物による汚染であり、故に二級生物処理のフローを採用し、特に活性汚泥処理の応用が最も普遍的な方法である。
- (2) 土壌処理システムを利用して汚水を浄化する。即ち土壌——生物システムを利用して汚水中の有機汚染物質と無機栄養塩類を転化して除去し、汚水を浄化して水資源に変化させ、再利用する。これは、低コストで、エネルギー消費も少なく、高効率な汚水浄化方法であるが、欠点は専有面積が大きく、気候、土壌、土地利用の要素などの影響を受けることである。ここ 20 年で世界各国から重視されており、特に中小都市の污水处理では優先的に適用を考慮すべき技術である。わが国は国外の技術を学習、導入、消化するという基礎の上で、わが国の特徴に合わせて各種類の土壌処理システムの設計パラメータと運行管理条件を試験研究してきた。土壌污水处理システムの中で、緩慢浸透、急速浸透、地表の緩流などの 3 つの主な類型の中では、緩慢浸透の研究と発展の歴史が一番長く、技術は徐々に成熟している。近年来、急速浸透と地表緩流システムの研究も加速してきている。
- (3) 水量の増加を利用して水体の自浄能力を高める。これによって污水处理の費用を減少させる研究が実用化に入っている。例えば引水を利用し、ダムを作って貯水することで渇水期の環境容量を上げることなどである。水汚染の防止・処理を行なう際、引水調節により、水環境容量を引き上げる。例えば、第二松花江、伊洛河による下流への最小環境維持流量の提供、蘇州市の外城河による陽澄湖への水源補充、大運河の主流と蘇南の郷鎮の水汚染を総合的に防止するための河川流量の増加、福建省漳浦県における南門溪引水汚水排出工事の建設、などである。これらの措置の運用

と研究成果が合わさって地域の水害を防ぎ、給水、灌漑、舟運に役立ち、水量調整によって水体の自浄能力が向上し、水環境が改善されている。この内、水環境容量を引き上げて総量規制を行う措置は、水体の汚染許容量に基づいて、水質を数学的モデルで計算し、経済的技術の実現可能性分析を行い、負荷の最適化分配を行った上、水質規制の目標を結合させて確定する。水量調整は水環境容量の総量規制を向上させる主要な措置の一つである。

水資源管理と保護の効果は、社会—経済—自然の複合的な生態システムの持続可能な安定した発展と密接に関連する。水資源管理と保護体制の法規を完備していき、技術面の革新的な研究を行なうことは、国家の政策決定をサポートし、主管部門と公衆の「水利は国民の経済発展と社会の進歩の保障であり、支えである」という認識を深め、また、水資源管理の科学性、優越性を充分に表すことで、更に経済発展の規律に従った合理的な水資源配置、水資源管理最適化、科学的に制定した水利発展計画を自覚的に進めることができる。これは政府の全国国民経済に対するマクロコントロールに有利に働くだけではなく、国民経済における産業構造の調整にも有利であり、更に水利そのものの発展にも有利である。

2.3. ダムの調整による水質改善と応用の実例

単純に河道の流量の増加に頼るだけでは、河川の汚染問題を解決することはできないことを認識するべきである。人為的に汚染された河川は、汚染排出量を減少させることで河川の水質を改善しなければならない。ダムの調節機能を利用して水資源の配置を行い、豊水期には貯水し、渇水期には放水を行なう。渇水期にはダムの放水量を増加して下流の渇水流量を増やすことで、下流の河道の環境容量を大幅に増やし、下流の水質改善に役立てることができる。特に、元々の河道の汚染が深刻なとき、ダムの調節を利用して渇水流量を増加させ、河流のわずかな自浄能力を相応に増やすと、これにより水質に顕著な改善が現れる。ダムの正常な利水管理調節において、下流の水質改善という目的を考慮に入れば、更に効果を得ることができる。突発的に河川の深刻な汚染が起きたときも、緊急にダムの放水量を増加すれば、汚染水塊の濃度を希釈し、汚染水塊を流し去る速度を早める重要な作用を発揮する。しかし、汚染物質の毒性を考慮しなければならず、また有毒な汚染物質は希釈して流し去ってはならないため、可能な限り流れをせき止めて汚染範囲を少なくし、発生地点において処置を行うことが必要である。

2.3.1. ダムの調整による下流の水質の改善

下流の水質改善のためにはまず汚染された区間のコントロールの臨界時期をはっきりさせなければならない。川の各区間の汚染源（汚染負荷、汚水量、汚水排出方法、各種の汚染物質の排出濃度など）の調査および区間の汚染の特徴の分析の基礎の上に、区間の汚染の臨界時期を確定する。松花江、ハルピンなどでは12月から次の年の3月までは氷結期で水質が最悪になり、上海黄浦江では多く5～9月に有機汚染によって水質が黒ずんで悪臭が

発生し、また潮流の逆流の影響で、1～4 月は水道水の水質に問題が多発する。汚染コントロールの臨界期を明確にすれば、ダム管理調整運用に対して要求を提出することができ、また給水方式を変更して、下流の水質改善の要求に応えることができるかどうかを研究することができる。発電面では、十分に容量の作用を発揮するという前提の下で、適切に運行方式を調整することができ、臨界期の出力を増加させ、放水量を増やし、臨界期以外の渇水調節期には適宜出力を減少させ、渇水調節期を通して総放水量を変えずに保つことができる。

以前、吉林豊満ダム下流の松花江は汚染がひどく、三盆河以上の累計汚水流量は約 $35\text{m}^3/\text{s}$ だったが、正常な渇水年においてダムの発電流量は $350\text{m}^3/\text{s}$ に達し、基本的に汚水希釈の要求に応えることが出来ている。しかし、もし調整不足またはその他の原因によりこの時期の発電出力が少なすぎた場合、河川の汚染防止には非常に不利に働くことになる。下流の水質を改善することから始めて、渇水期全体の運行方式の調整を考慮し、豊満発電所の 12 月から次の年の 3 月までの平均出力を増やし、渇水期以外のその他の月の出力を適宜減少させれば（容量は平衡を前提とする）、汚染コントロールの臨界期内で、豊満ダムは更に多くの流量を放流し、下流の水質改善に充分貢献することができる。

2005 年 11 月、吉林石化会社のベンゼン工場の爆発事故の影響で、松花江の重大な水質汚染事故が発生した際、水利部門は緊急に行動を起こし、松花江の水体汚染の沿岸都市給水への影響を極力減少させるよう、各種の対策措置を講じた。措置の一つとして、上流のダムの放水量を増やすことで、汚染水塊が流れる速度を早くし、汚染された水体を希釈した。11 月 23 日、第二松花江豊満ダムの放水量を $300\text{m}^3/\text{s}$ から $600\text{m}^3/\text{s}$ に増やし、更に 24 日には $1000\text{m}^3/\text{s}$ に増やした。11 月 22 日には建設中の嫩江尼爾基ダムの放水量を $20\text{m}^3/\text{s}$ から $120\text{m}^3/\text{s}$ に増やした。松花江主流は渇水期と氷結期にあたり、河の水の汚染濃度が高く流速も遅かったが、豊満と嫩江尼爾基ダムの放水量を増やすことで汚染水塊の濃度を希釈して流速を速め、川水の凍結を遅くしたことが重要な効果をもたらした。こととなった。

漢江下流の渇水期の 2 月前後には頻繁に水の華現象が起こるので、丹江口ダムの堤防を高くして、貯水能力を増強し、また、「引江濟漢(長江から漢江への導水)」と共同で調節を行って漢江下流の 2 月前後の河道流量を増加することができ、漢江下流の水体の富栄養化減少を緩和して藍藻の「水の華」発生を抑えている。

四川沱江主流は全長 600km 余りで、成都、資陽、内江、瀘州を通過して長江に流れ、流域面積は 2.7 万 km^2 である。兩岸は人口が密集し、工業企業が多い。有効な環境管理がなされていないために、沱江では連続して二度の深刻な汚染が発生した。2004 年 2 月下旬、川化集团公司第二化学肥料工場の技術設備改造事故と 3 月 2 日の沱江上流の突発的水汚染により、四川簡陽、資中、内江などの兩岸の人々の飲用水と正常な生活、生産に大きな影響が出た。各レベルの水文部門は水文観測所の機能を十分に発揮し、観測点を強化し、水質の状況を逐一モニタリングし、沿岸の都市の飲用水の取水業務の方針決定の根拠を提供した。四川省水利庁は科学的導水、配水、水利用のピークシフトを行い、成都の都市生活、工業生産用水の確保に尽力するという前提の下、都江堰、三盆ダムの清潔な水源を導水し、都江堰と三盆ダムからそれぞれ 5000 万 m^3 と 500 万 m^3 を沱江に流して汚染を押し流した。導水流量は、沱江上流からの流入水より多いほどであった。連続 23 日間の流域間導水によ

って汚水を流し去った結果、3月27日、沱江中流の水質が回復した。しかし導水で汚染を流す過程において、沱江の主流の石橋、沱江、南津緯などの階段式発電所では統一調整と管理の不足により汚水塊の流れが緩慢で、導水により汚染を流す理想的な効果を得ることが出来なかった。この事件は、発電調整と水利調整の矛盾をあらわにし、企業が経済的利益と生態保護を処理する上での限界を表し、さらに管理制度の脆弱性を明らかにした。沱江上流の東方紅紙業有限公司の基準超過廃水の排出により、2004年5月3日、沱江の中江区間で再度水汚染が発生し、6万キログラム余りの魚が死に、直接的な経済損失は90万元に上った。

2.3.2. 下流の水質を考慮したダムの管理調整

沁河は黄河三門峡～花園口の区間の二大支流の一つで、山西省長治市沁源县霍山南麓の二郎神溝に発し、北から南へ山西省沁源、安澤、晋城、陽城と河南省の沁陽、武陟などの県や市を経由して、武陟県南賈村から黄河に合流する。主流の全長485km、平均勾配3.8‰、流域面積13532Km²である。沁河流域は大陸性気候に属し、年間平均気温10～14.4℃、無霜期間は173～220日である。沁河の河川の水資源は主に大気からの降水で補給され、多年平均降水量は617mmである。

河道は自然の特長により4区間に分けられる。源流地から孔家坡までは、河道長96Km、落差940m、平均勾配13.62‰、河床は礫岩が多く、滑らかで、植生がよく、土砂の流失は軽微である。孔家坡から潤城までは、河道長235Km、落差531m、平均勾配2.26‰、上段は深い谷で流れは曲がりくねり、下段は潤城盆地を横切り、兩岸は高く陰しく、植生はやや少なく、土砂の流失現象がみられる。潤城から五龍口までは、河道長92Km、落差328m、平均勾配3.57‰、河道は太行山を断ち切り、幅200～300mの峡谷の間を流れ、岸壁は切り立っていて流れが速く、区間内の石灰岩地区には鍾乳洞が発達している。この区間は高い堤防を作るのにふさわしく、計画中の河口村ダムはこの区間の末端、五龍口の上流9.5Kmに位置する。五龍口から沁河口までは、河道長90Km、落差45m、平均勾配0.5‰、この区間は冲積平野を流れ、丹河口以下は天井河を形成して兩岸の地面から2～4m高くなっており、最大では7mに達し、洪水防止の重要区間となっている。

沁河は北方の旱魃地域の河川の代表といえる。現有の生態環境問題に基づいてダムの生態流量曲線を設計し、多くの生態管理調整案を設計して選択に供する。

2000年の統計資料によれば、沁河流域には中型のダムが5基あり、任庄ダム、申庄ダム、上郊ダム、董封ダムの4基が山西省に、青天河ダムが河南省にある。任庄ダム、申庄ダム、上郊ダム、青天河ダムは沁河支流の丹河にあり、董封ダムは沁河の支流南大河にある。総容量1.53億m³、その内ダムの利水容量は0.52億m³、堆砂済みの容量は0.41m³、有効灌漑面積16.4万ムー、実質灌漑面積13.2万ムーである。流域内の現有の小型ダムは103基、この内100基が土石山を主とする山西側にあり、山西の水土保持と貯水灌漑に大きな効果を持っている。小型ダムの総容量は1.01億m³、利水容量0.58億m³、有効灌漑面積4.85万ムーである。

計画中の済源河口村ダムは五龍口水文観測所から9.5kmのところであり、沁河の最後の

峡谷区間の出口から約 9km 遡ったところにある。河口村ダムの管理流域面積は 9223km³、沁河の流域面積の 68.2%を占める。ダムの開発目的は洪水防止を主とし、同時に給水、生態保護、発電も考慮している。河口村は大（2）型のダム施設に属し、堤防高 117m、総容量 3.3 億m³、利水容量 1.24 億m³、ダムは灌漑放水と組み合わせて発電を行い、電容量 3.5 万 kW、多年平均発電量は 1.0 億 kW・h である。

沁河は五龍口に出たのち沁黄沖積平野に入り、長さ 90km の河道は堤防で囲まれ、天井河となっている。これまでに頻繁に決壊し、洪水の危険が大きい。下流の河道の洪水防止の安全性は、豫北平原の工業農業生産と京広、焦枝の鉄道輸送に直接大きな影響を与える。下流地域は長らく沁河から水を引いて灌漑しているが、近年来の農業の急速な発展により、沁河の天然水量は豊水、渇水の差が大きく、灌漑と給水の需要を満足させられるものではなく、用水アンバランスが顕著である。河口村ダムの建設以降は、沁河下流の小董観測所の洪水ピーク流量を 8740m³/s から 4000m³/s に削減することができ、洪水予防基準は 20 年に一度から 200 年に一度に引き上げられ、基本的に沁河下流の洪水の脅威は解除され、黄河下流の洪水予防に一定の機能を果たすことになるだろう。

沁河主流の基本的な貯水調整施設が不足しているために、沁河主流は水源地の灌漑区域となり、引水が保証される程度が低く、灌漑区域の面積は萎縮を続け、上下流の灌漑区域の水争いが激化している。河口村ダムの建設後は、広利と沁北灌漑地区はダムから直接引水することができるので、灌漑用水の要求を一定程度満たすことができる。

沁河下流の両岸には小規模企業が多く、廃污水の多くは処理されないまま直接河道に排出され、更に上流からの水が少なく希釈する水量が不足しているために、河流の水質は悪化の一途を辿っている。下流の灌漑区域は近年引水量が増え続け、河道の水枯れが日増しに深刻になっている。河口村ダムの建設後は、下流の生態環境の保護に大きな効果がある。

沁河の特徴に基づき、初歩的に河口村ダムを管理調整の対象として確定し、五龍口観測所を管制型の測量所し、五龍口以下の川区間を研究対象として生態流量の水位図の設計を行なった。

五龍口観測所の集水面積は 9245 km² で、1956 年 7 月から 2000 年 6 月の連続した実測資料があり、黄河委員会水文局に属する。下表に示す通り、『沁河の水資源利用計画報告』の結果に基づいた、五龍口観測所の 1986.7~2000.6 までの実測流水量は 7.00 億m³ で、1956.7~1986.6 までよりも 6.24 億m³減少し、減少幅は 47%である。沁河五龍口観測所の 2000 年の天然流水量は 4.38 億m³で、1956.7~2000.6 の平均値より 7.22 億m³少なく、その天然流水量の流入水頻度は 95.6%に相当し、特別渇水年に属する。

五龍口以上の 1986~2000.6 の多年平均降水量は 539mm で、1956.7~1986.6 の 636mm より 97mm 減少し、減少幅は 15%である。最近十数年は渇水年で、計算の中では 1986~1998 年の比較が適している。

表 2 五龍口観測所の異なる期間の流量の比較

	単位	1956.7-1986.6	1986.7-2000.6	減少量	減少率	1956.7-2000.6
実測流水量	億m ³	13.24	7.00	6.24	47%	11.25
実測流量	m ³ /s	41.98	22.20	19.79	47%	35.69

天然流水量	億m ³	13.47	7.60	5.87	44%	11.60
天然流量	m ³ /s	42.71	24.10	18.61	44%	36.78

沁河の年間流水量は 6.62 億立方メートルで、水質は優良、表流水は三類基準に達している。沁河全体はまだ汚染されていないが、沁河の小董断面での現状は、年間水枯れ日数が 228 日前後に上り、水質はⅤ類を超過しており、また、工業発達地域の潤城断面の汚染は言うまでも無い状況である。

過去において、沁河の中上流は植生の状態がよく、水による侵食率が少なく、清流が絶えることは無かった。現在、沿岸の傾斜地の田畑の開発により、土砂の流失が著しく、河の水はどんどん濁ってきている。

沁河の状況が山西省内のその他の河川ほど悪くないのは、周辺が開発されていないせいである。現在、晋城の国民総生産は沁河流域の 30%に過ぎず、丹河流域は 70%、両河川の有する水資源の比率はこれと正反対である。例えて言えば、丹河流域が既に工業文明時代に入っているとすると、沁河流域はまだ農業文明の時代であるといえる。沁河は過去において当地に農業文明を築いたが、その農業文明がいまだ沁河の中心となっている。

沁河の現在の流量は過去に比べて大幅に縮小しているが、人による引水のため、今後さらに減少するだろう。沁河はすでに負担に耐えられる状態ではないが、沁河上流の臨汾市では安澤県に油坊溝引水工事を行っており、竣工すると沁河から 5 立方メートルの流量を引くことになる。陽城発電所の発電には北留延河泉の全ての泉水を必要とするので、沁河は疑いなく重要な補充源を失うことになるだろう。張峰ダム稼働後は、沁河への調節能力が増すだろうが、これにより沁河の水資源の利用もさらに便利になることになる。

石炭化学肥料企業の違法な污水排出が既に沁河を汚染しており、消費水量の大きな化学肥料生産基地の建設が水不足と汚染に拍車をかけている。晋城の経済の中心が西に移るに連れ、沁河の汚染も深刻化する可能性がある。丹河流域の三号炭層が枯渇するにつれて、晋城市の石炭の採掘は大挙して西に向かっており、晋煤集団と市県両レベルの石炭系企業が次々と沁河沿岸に投資して大型炭鉱群を建設している。これらの炭鉱が稼働すれば、地下水の漏洩を招くだけでなく、関連産業の著しい発展を招き、石炭工業に従事する小都市の一群を作り上げることになる。環境保護と汚染管理がこの動きに歩調を合せることができなければ、沁河の汚染範囲と汚染程度は激しくなるであろう。

『沁河水資源利用計画報告書』中の「水資源の開発利用の現状評価」によると、沁河の主な生態環境の問題点は以下の三方面にわたっている。

(1) 主流において管制施設が不足しているために、表流水の開発利用の程度が低く、地下水が深刻な超過採取となっている

沁河流域は現在中心となる貯水・調整施設が無い場合、表流水の開発利用が制限され、流域の表流水の開発利用度は低く、現状では水資源の開発利用度は 40%前後である。社会経済の急速な発展と水需要の絶え間ない増加に合わせるため、各機関、産業は大量の地下水を採取せざるをえず、地域の地下水は深刻な超過採取の状態になっている。

(2) 一部の川区間の水質汚染が深刻である

沁河の一部地域の石炭炭坑からの排水と石炭化学工業企業からの汚水排出により、一部区間の自浄能力が低下しており（主に陽城以下の区間）、環境容量が減少している。ただし、五龍口断面の水質がⅢ類の水質基準に達しているなど、主流の主要断面の水質は良好である。沁河下流流域内の沁陽、温県、武陟などの県の小型企業の廃污水は全く処理されておらず、直接沁河支流の老蠡河に排出されており、加えて主流の流入水が少なく、希釈水量が不足しているために、小董以下の水質は悪化を続けている。

（3）沁河の水枯れの状況は深刻である

1951～1997 年の 47 年間の実測の逐日流量資料統計によれば、沁河下流の水枯れ（小董観測所を例とする、以下同じ）は 1951 年に始まり、47 年間で 45 年と、ほとんどの年で水枯れが発生している。この内、水枯れ日数が最も多い年は 1991 年で、319 日間水枯れが起こり、連続水枯れ時間は最長 240 日（1979 年 10 月～1980 年 7 月）に達している。水枯れの年毎の変化を見ると、50 年代の年平均水枯れ日数は 26 日で、60 年代は 68 日、70 年代は 167 日、80 年代は 157 日、90 年代（1990～1997 年）は 228 日で、90 年代の水枯れが深刻化している。水枯れが発生する原因の一つは、90 年代以来連続的な渇水期の状態にあるということである。二つ目は、沁河の源流地の水量の分析結果から見ると、下流の河南省灌漑区域の引水が小董の水枯れの主な要因である。例えば、「引沁濟蠡（沁河から蠡河への導水）」、広利、丹東などの灌漑区域での大量の引水は、水を排出する時は蠡河や衛河などの河流に入れるため、沁河小董の水枯れの主な原因となるのである。このほか、沁河の最大の支流—丹河の水枯れの問題もかなりひどく、現在丹河は増水期を除いて少量の洪水が数回河南に流れる以外、その他の時期は越境する水量はなく、丹河山路平以下は常に水枯れしている状態である。

上述から、計画中の河口村ダムは洪水防止、給水の二大機能を実現すると同時に、河道の水枯れ防止、河川の水質改善、適量を地下水に還元するといった生態環境の問題も解決しなければならない。この他、仮に観光業発展のため、五龍口観測所の河道の景観を維持するとした場合は、武陟観測所より下流の沿岸湿地を保護しなければならない。

ここでは、河口村ダムを管理調整の対象とし、河口村ダム以下の川区間を研究の対象として、五龍口水文観測所を制御性の測量所とする。

生態環境の目標は、河道が水枯れせずに一定の基本流量を維持することを保障することであり、五龍口断面の水質がⅢ類であるという基礎の上に、武陟（小董）断面の水質を表流水Ⅲ類の基準に到達させ、五龍口観測所の河道の景観を維持する場合には、武陟観測所の沿岸湿地を保護することが必要である。

沁河中下流地域のカルスト地形はそれぞれ発育段階にあり、地中流、地下水および深層地下水の水分運動に影響を与える。川床の滲出および川床付近のカルストの発育も、カルスト水と表流水に密接な関係性を与えている。旱魃または地下水の超過採取の地域が一定量の河道基本流量を保障すれば、河川は自然に一定量の地下水を補給することができるので、地下水に補充する必要流量を単独で考慮することはなくなる。

確定した三つの生態環境の目標を実現するために、それぞれの河道基本維持流量、実現水質目標と土砂輸送用水の流量過程の要求を示した。

（1）五龍口断面基本流量

現有の五龍口観測所の 1986～1998 年の逐日平均流量資料から逐月平均流量を計算し、13 年間の各月の最小平均流量を各月の河道基本流量量とする。

表 3 五龍口観測所の逐月の基本流量水位図 単位：m³/秒

月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
河道基本流量	2.29	3.70	5.03	2.11	1.24	1.27	3.43	2.58	4.39	6.22	6.38	4.54
平均値	6.40	7.17	9.88	10.08	8.42	8.75	26.05	62.57	22.05	13.20	15.40	8.81
基本流量/平均値	0.36	0.52	0.51	0.21	0.15	0.14	0.13	0.04	0.20	0.47	0.41	0.52

(2) 武陟観測所の基本流量の保障

武陟観測所の流量の変動幅は大きく、頻繁に水枯れする。武陟観測所の最大流量は 1982 年 8 月 2 日の洪水ピーク流量 4130m³/s であり、二番目は 1954 年 8 月 4 日の 3050m³/s と 1956 年 7 月 31 日の 2130m³/s であった。最小流量はいろいろな年の異なる月に主流で発生しているが、特に 1950 年 7 月 1 日、1952 年 8 月 1 日、1952 年 9 月 1 日、1965 年 10 月 1 日には、大增水期においても水が流れなかった。1997 年の水枯れは 282 日である。1997～1998 年には連続して 340 日の水枯れがあった。

武陟断面で水枯れを起こさないことを保障するために、現有の武陟観測所の 1986～1998 年（1988 年は欠落）の逐日平均流量資料に基づいて逐月平均流量を計算する。河道の水枯れによって月平均流量中に 0 があることを考慮して、この 12 年間の各月の 0 ではない回の最小平均流量を各月の河道基本流量量とする。計算結果は下記の通り。

表 4 武陟観測所の逐月の基本流量水位図 単位：m³/秒

月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
基本流量	0.36	0.09	0.23	0.12	0.61	0.71	0.33	7.38	4.50	2.46	6.47	1.40
平均値	1.03	1.08	2.63	5.67	4.73	4.93	16.64	51.52	18.18	6.64	10.56	3.94
基本流量/平均値	0.35	0.09	0.09	0.02	0.13	0.14	0.02	0.14	0.25	0.37	0.61	0.36

生態流量水位図の設計は、五龍口観測所を管制的な測量所としているために、武陟観測所の逐月基本流量水位図から流水関係計算によって五龍口観測所の流量過程の需要を得なければならない。計算の簡略化のために、一連の 1986～1998 年（1988 年は欠落）の五龍口観測所と武陟観測所の逐月流量資料は流量と相関関係にあるものとする。武陟観測所に河道の水枯れがあり基本流量水位図の流量値が若干小さくなることに鑑み、武陟観測所は 0 ではなく 8 より小さい流量値を選択し、これに対応する五龍口観測所の流量と流量関係にあるとする。

表 5 武陟観測所の逐月の基本流量水位図の五龍口観測所に対する流量の要求

単位：m³/秒

月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
武陟観測所基本流量	0.36	0.09	0.23	0.12	0.61	0.71	0.33	7.38	4.50	2.46	6.47	1.40
五龍口流量	6.28	6.00	6.14	6.02	6.54	6.64	6.25	13.61	10.61	8.48	12.66	7.36

(3) 水質目標の実現

『沁河水資源利用計画報告書』の生態環境需要水量予測の結果によると、沁河流域の山西省区間の水質は全体的に良好で、2000年の水質観測の各項の指標評価の結果を示すと、五龍口断面の水質はⅡ類で、この断面の総合汚染指数は0.15、水質は清潔で、このことから五龍口以上では各地域の廃污水は2010年の基準を満たして排出されていることになる。污水处理率の向上につれて、各川区間の水質および水環境は明らかに改善されている。五龍口以下は沁河が途中で一部の工業企業の廃污水を受け入れるため、また、河道の流水の減少のため稀釈用の水が不足し、下流区間の水質悪化を招いている。このため、沁河流域環境需要水量予測は主に五龍口以下の区間に集中している。沁河下流の主流は天井川であることから、大堤以内の汚水が沁河に流入するのを除き、大堤以外の汚水は全て老蟒河に排出され、武陟（小董）断面以上の区間の水質には影響はない。しかし老蟒河の污水問題に対してもやはり処理に力を入れなければならない、排出を厳格に規制しなければならない。河南省焦作市環境保護局の統計資料によれば、2000年の五龍口以下区間では武陟断面の水質の廃污水排出量は777万tに達し、これは主に製紙工場と化学工業工場によるものである。2010年の工業廃污水量の予測は、万元生産高污水排出係数法を採用して算出した結果、排出量は1485万tである。

河川の水質汚染の深刻化を防止し、水環境の質を向上させ、沁河流域の生態環境の状況を改善するために、廃污水を管理する措置を採り、技術と生産設備の更新を通して工業排水の排出量を減少させ、污水处理場を建設して汚水を集中処理し、新しい汚染源の発生を厳格に規制し、2010年の五龍口以下区間の污水流入総量を600万t以内にする。分析によると、武陟断面の水質を表流水のⅡ類の基準に合わせるには、非増水期の基本流量を $3\text{m}^3/\text{s}$ とする必要があり、これにより河道を水枯れさせず汚水を希釈する必要がある。2010年の武陟断面の流水量と汚水量の比率を15:1とすれば、下流の河道の良好な水環境を維持するという要求を満足させることができる。

五龍口観測所～武陟観測所の月平均流量の相関関係に基づき、一定の途上用水を考慮した結果、武陟断面では $3\text{m}^3/\text{s}$ の生態維持流量を維持する必要があり、五龍口断面では $9.04\text{m}^3/\text{s}$ の維持流量を維持する必要がある。

3. 水利権構造における権利と義務の統合の分析モデル

3.1. 水利権構造における権利と義務

水利権は一種の客観的存在の権利と義務の関係であり、水の管理、開発と利用という行為があれば、水利権問題は存在する。広義の水利権は水に関する事項に係わる活動の策定権を指し、各種の策定の実体は水事項に関わる権利と義務の関係を反映する。狭義の水利権とは資源の財産権を指し、水資源の用益（分配利用）中の相互の権利と義務の関係である。

広義の水利権中、水質に係わる権利と義務に関しては、水質調査や評価、監視規制、水汚染防止、汚水管理および水汚染危機の応急メカニズムのような関連事項がかかわってくる。

狭義の水利権体系中、財産権の客体としての財産権は、有用性、制御可能性、希少性の3つの条件を同時に満足させなければならない。この内の有用性は必然的に水質的な要求を含み、もし使用できないほどに水質が悪化していれば、水利権の基本的な要求を満足させることはできない。社会経済の発展と技術の進歩に伴って、制御、利用可能な水資源の範囲はますます拡大し、水質改善によって利用可能な水資源は増加した。水汚染による水質型の水不足は水資源の希少性を高め、水資源の価値が高くなり、水利権への要求を引き上げる。

水利権の権利をまとめると、水利権は主に配置権、取得権、使用権の3つの権能があり、この場合配置権には水資源量の配置以外に水質の配置も含む。例えば流域の水汚染の総量を規制と分配のように、排水地域の調整を通して流域または地域全体の水質を改善するのである。水利権の取得権は、水を利用する主体の水資源の取得と使用の権利を指すが、同時に水質の悪化が他者または生態環境に影響を及ぼすことを避ける義務をも含んでいる。

水利権の質から考えると、水質は水利権の質的な重要な特徴であるが、工業農業生産の発展と生産側の環境の保護措置の違いによって、水質は月毎、年毎に大きく変化している。水利権体系の強化に伴って、水利権体系の水質基準はますます明確になるであろう。

水資源には再生性があり、水資源の水質の状態は不変なものではなく、随時変化するものなので、これと相応する水利権も水質の変化につれて変化する。この内、最も顕著なのが、汚水処理の水利権のように、水質改善後の水利権の変化である。もし水質改善前後の水利権の変化が統一されておらず不明確なら、水質改善政策は衝突を生ずるであろう。

中国の水利制度整備の主な内容には、水質に対する要求を含んでいる。水資源所有権制度の整備は、国家が行う水資源量に対する統一管理、水資源の経済、環境、生態価値に対する評価制度を強調しており、国家が水資源に対して有する水量と水質両方面の配置権を明確に規定するものである。水資源の使用権制度の整備では、水資源の分配の限度枠と水環境容量の限度枠の二つの内容を明確に確定し、付帯する権限と義務の初期分配を進める。更に取水許可管理制度を完備し、使用目的対象や水質などの方面で管理監督を行う。

汚水処理後の水利権の変化の規定は、カリフォルニア州水法の「滲出流出して失った当地の水の回収処理または当地の廃水の回収に尽力した者は、その結果が既存の合法的な利水者の権利を侵害しない限り、開発した水または処理した水の使用権を授けられる」という規定を参考にすることができる。汚水の水利権の定義、分配、取引、水質改善後の水利権の増大の問題は、現在の水利権制度整備における比較的弱い部分であり、更なる分析研究が必要である。

現在わが国の大部分の地域で汚水処理費用徴収政策がとられているが、汚水処理後の水利権の問題は規定されておらず、霍林河地区において「処理したものが使用する」という原則で汚水処理後の水利権が分配されているのみである。

3.2. モデル構造

水資源は数量と質の二つの特性があるために、水利権も権利と義務の二つの内容を備え、このために水利権構造の分析では必ず権利と義務の統合が発生する。含むべき主な内容は、異なる利水主体の権利と義務の循環の分析、権利の初期の最適化配置、権利と義務の転換である。そのモデル構造は下図を参照のこと。

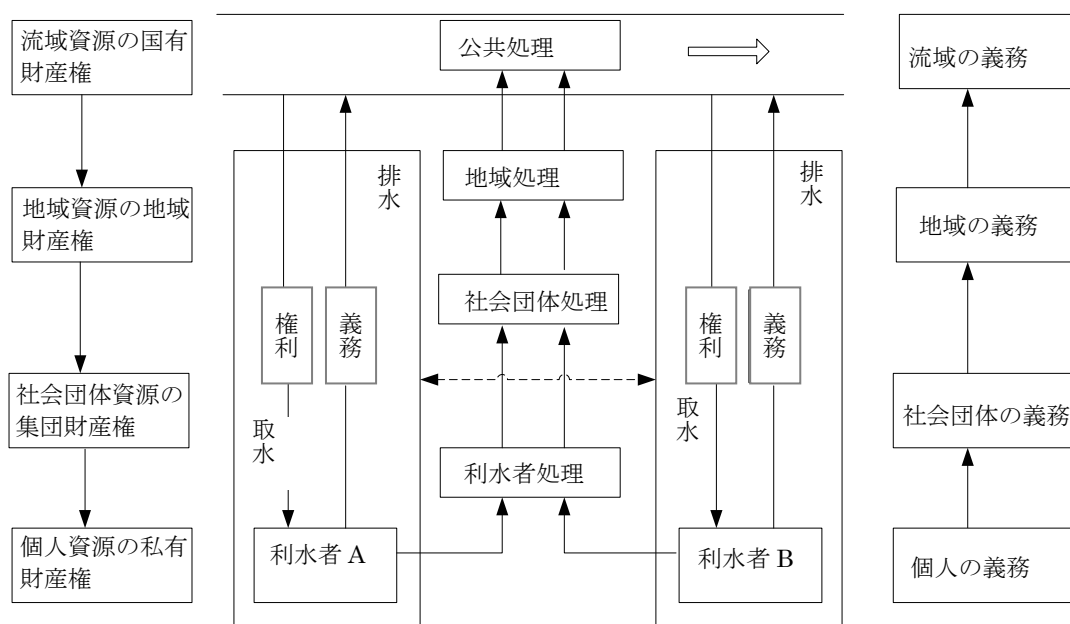


図2 水利権構造の権利と義務の分析の枠組み

3.2.1. 権利と義務の循環の分析

わが国は公共水利権体制を執っているために、水資源の財産権はトップダウン式の官僚機構によって、異なる権利付与体系により段階ごとに各レベルの利水主体に分配される。その中の水資源の属性も、国有の流域資源から地域（地方行政主体）の所有する地域資源に転換され、更に続けて利水集団が所有する社会団体資源に転換され、最後に個人が所有

する資源となる。この中で、水利権は異なる主体間を移動していく。各レベルの利水主体は権利を有すると同時に自己の義務、主に汚水の排出を減らして水質を保障するという義務を履行しなければならない。義務はトップダウン式の官僚機構によって、異なる体系により段階ごとにひとつ上のレベルの利水主体に対して履行されるが、具体的には、ひとつ下のレベルの利水主体がひとつ上のレベルの利水主体に対して、規定の水質面での義務を履行するという形で表される。このように、権利と義務は異なるレベルの利水主体間での循環を実現する。この内、権利の循環は主に水利権の分配で表現され、義務の循環体系は汚水処理費用の分担メカニズムと各レベルの汚水排出量の規制で表現される。

同一のレベルの利水主体間にも、権利と義務の循環は存在する。図から分かるとおり、利水者 A と B は同時に取水の権利を有しており、また同時に公共の水源を汚染しないという義務も有している。しかし利水者 A は利水者 B の上流に位置するため、利水者 B の権利は利水者 A の義務の完遂状況の影響を受ける。もし利水者 A が自己の取水の権利を行使すると同時に自己の水質保障、水量保障の義務も完成させることができれば、利水者 B の取水権は利水者 A の影響を受けない。反対に、もし利水者 A が水質、水量を保障するという義務を完了させなければ、利水者 B の権利は影響を受け、衝突が生ずるであろう。このような状況は、黄河の省間の水利用紛争のように、上下流の利水主体間で広く存在する。

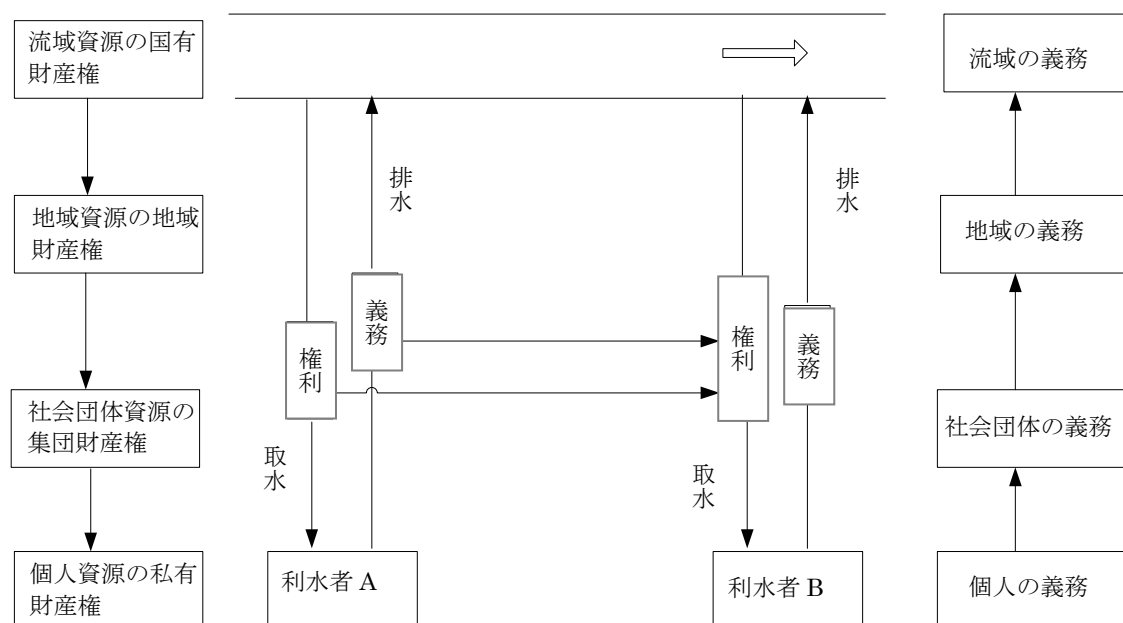


図3 異なる利水主体間の権利と義務の循環

水質改善のコスト負担についていえば、権利と義務の総合的分析に注意しなければならない。つまりよく言われるところの「汚染したものが処理する」ということである。

3.2.2. 権利と義務の最適化配置

わが国の公共水利権体系の下では、中央政府と各レベルの地方政府がそれぞれ違う段階の権利と義務の循環の最上級の主体となる。収益を最大化するという条件の下、最上級の主体は下のレベルの主体の権利と義務を配置する権利を有する。具体的には、水資源配置

と汚水排出量を分配することは、それぞれ権利と義務の配置と言う事ができ、この種の権利と義務の配置に対しては一定程度最適化の目標を満たすことが必要だが、目標の多様性のため、こうした最適化配置は多目標という特性を持つ。

最適化目標：

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goal1(i, j)$$

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goal2(i, j)$$

...

$$\max \text{ or } \min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n Goaln(i, j)$$

この内、 $Goal1 \sim Goaln$ は異なる最適化配置目標で、主に異なる用途の収益や、環境的な目標、社会発展の目標などであり、 i と j はそれぞれ異なる階層の利水主体を表す。

最適化配置を行うときは、一定の制約条件を満たさなければならない。主な制約条件は以下の通り。

(1) 水量バランスの制約

ダム節点の水量バランスの制約：

$$REWS_{last} + WR_{up} + RWT_{up} = \sum WW + REWE + REWL + WR_{down} \pm REWD + REWS_{end}$$

この内、

$REWS_{last}$ 前年末のダムの貯水量

WR_{up} ダムの上流の河道の年間流入水量

RWT_{up} ダムの上流の支流からダム区に合流する水量

WW ダムの年間総取水量

$REWE$ ダム区の蒸発量

$REWL$ ダム区の滲出量

WR_{down} ダムの年間放水量

$REWD$ ダムの流域間送引水量、送出はプラス、引き入れはマイナス

$REWS_{end}$ ダムの年末の貯水量

地域の水量バランスの制約は、

$$WS_{up} + RWT \pm RWD + WS_{out} = WS_{in} + RWL + RWE + WS_{down}$$

$$\text{または、} WS_{up} + RWT \pm RWD + \sum DRW = \sum WW + RWL + RWE + WS_{down}$$

水文管制断面水量バランスの制約は式 (4-15) を参照：

$$WS_{down} = WS_{up} + RWT \pm RWD + WS_{out} - WS_{in} - RWL - RWE$$

(2) 公平性の制約

一人あたり最低生活用水の保障の制約：

$$\sum_l WW_{dom,l} \geq \sum_{urban} 365 \cdot \mu \cdot MINDW \cdot POP_l + \sum_{rural} 365 \cdot \mu \cdot MINDW \cdot POP_l$$

この内、

WW_{dom} 生活需要水量

μ 生活用水の保証率、一般的には 0.98 とする

$MINDW$ 1人あたりの平均1日最低需要水量

POP_l 地域の人口（城鎮の人口と農村の人口を含む）

1人あたり最低食糧の保証の制約：

$$\sum_l WW_{agr,l} \geq \xi \cdot \varphi \cdot POP_l \cdot MINDF \cdot CFW$$

この内、

WW_{arg} 農業需要水量

ξ 農業給水保証率、一般的には 0.80 とする

φ 地域の食糧市場保有率、地域の一人あたり食糧生産量と一人あたり最低年間食糧消費量の割合

$MINDF$ 一人あたりの最低年間食糧消費量

CFW キログラムあたりの食糧総合用水原単位

地域の最低度の発展の制約：

$$\sum_l WW_{ind,l} \geq \lambda \cdot MEANW_{ind}$$

この内、

WW_{ind} 工業需要水量

λ 工業用水保障率、一般的に 0.90 とする

$MEANW_{ind}$ 地域の多年平均工業用水量

(3) 生態環境用水の制約

河道内生態環境用水の制約の主な内容：

河道生態基本流量の制約：河道の生態環境バランスを維持し、水体に一定の自浄能力と汚染物質許容量を持たせるための、非増水期の河道の保持に必要な基本流量。具体的には、区画の水文管制断面の年間流水流量は、ある閾値より大きくなければならない。即ち、

$$WS_{down} \geq WEBF$$

$WEBF$ 生態基本流量

河道の最小土砂輸送の制約：

$$WS_{down} \geq MINWST$$

$MINWST$ 土砂輸送のための最小河道水量

河口の最低流量の制約：

河口地域の湿地の生態の退化と海水に近い水域の生態や生物資源の衰退を予防するために、海に流れ込む流量を一定量保持する必要がある。

$$WS_{down} \geq MINWF_{estuary} \quad (4-43)$$

この内、

$MINWF_{estuary}$ 河口の最低流量閾値

WS_{down} 臨海水文観測所の通過水量

河道内の生態環境需要水量の制約は、最終的に上述の三種の制約のアウトラインを河道内の総合生態環境用水の制約とする。

河道外の生態環境用水の制約：

主に水土保持用水およびオアシス、湿地ならびにその他生態用水を含む。

$$WW_{eco} \geq MINWW_{wsc} + MINWW_{o\&m} \quad (4-44)$$

この内、

$MINWW_{wsc}$ 地域の最低水土保持用水の閾値

$MINWW_{o\&m}$ オアシス、湿地およびその他生態用水の閾値

この他、具体的な状況に基づいた色々な制約がある。

3.2.3. 権利と義務の移転

同一のレベル内で、異なる利水主体の発展の水準と需要が同じではない場合、異なる利水主体の有する権利と義務はその需要と整合するとは限らず、このような状況下では、異なる利水主体間の権利と義務の移転は、具体的には水利権と汚染排出権の取引という形で表現される。

水資源の効率の角度から、二つの利水主体をそれぞれ A と U、総水量を T、利用水量をそれぞれ Q、T-Q とする。A の利用水量は Q、効果を $F_1(Q)$ 、U の利用水量を T-Q、効果を $F_2(T-Q)$ とする。水資源配置目標関数は、

$$\max F = F_1(Q) + F_2(T-Q)$$

最適化の条件は、一階逆数が 0 となる

$$\frac{dF}{dQ} = \frac{dF_1(Q)}{dQ} + \frac{dF_2(T-Q)}{dQ} = F_1'(Q) - F_2'(T-Q) = 0$$

最適な配置のときは、 $F_1'(Q^*) = F_2'(T-Q^*)$

現在の水資源の配置は、最適な配置とはいえず、財産権の移転が発生する可能性がある。

義務の負担というコストの角度からのみ分析を行なったとしても類似の結論を得ることができるだろうが、権利の移転の過程ではもしも一定程度の制約を行なわなければ、権利の移転を生ずるだけで、これに対応する義務がおろそかになり、第三者の利益を害するこ

とになる。このため、水質義務は水利権取引において注意すべき点であり、権利と義務は「ひとまとめ」にして移転すべきである。下図を参照のこと。

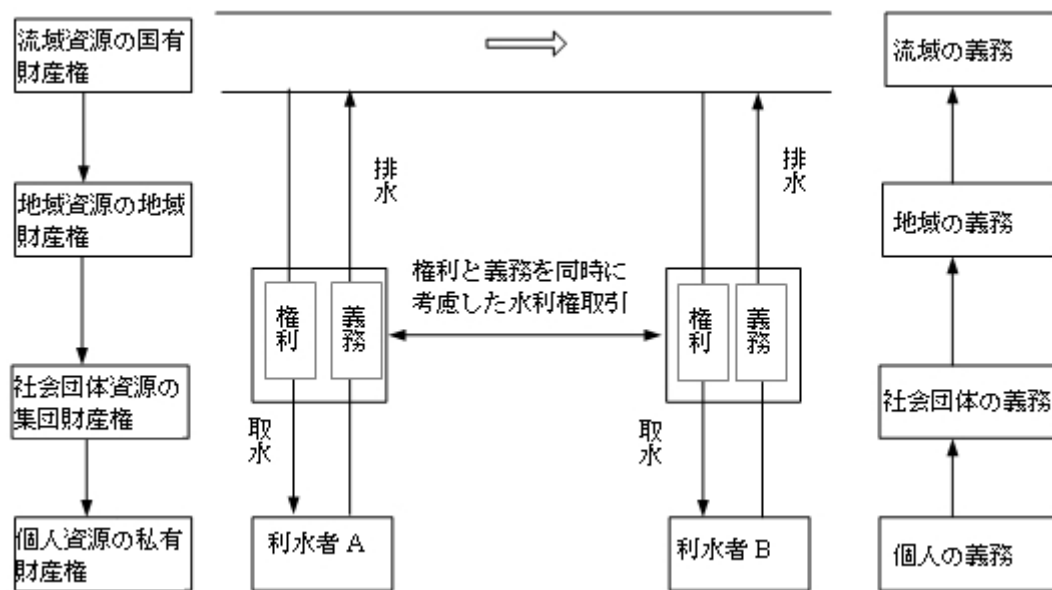


図4 権利と義務の移転を同時に考慮する

4. モデルの応用 I：上下流の水資源の衝突の分析

近年の急速な経済発展という状況において、相対的に立ち遅れている某ダムの上流地域の政策決定においては経済発展が必然的な要求となる。上流の経済発展という目標の推進は、下流の水量と水質の目標との間に衝突を生じた。某ダムの1990年代の流入水は215m³億で、50年代の1/5しかない。測定によると、某ダムの平年の水質は□-□類基準だったが、水体汚染と水資源の不足という二重の危機に直面し、1997年には飲用水の水源地という機能を奪われ、今では工業用と都市河川、湖の景観補充用にのみ使用されている。この紛争例は、境界間の水量不足、境界間の水質汚染、流域の生態環境の悪化が同時に存在する危機という形で表れており、わが国の境界間の衝突の典型的な症状である。

流域内の水資源の欠乏は、地域間の水資源の衝突を引き起こす自然要因となり、水資源の利用と管理上の人為的な原因がこの矛盾に拍車をかけている。主に、上流の経済発展が生態環境用水に割り込んでくる、流域機構を主体とする流域の統一管理メカニズムがその機能を果たしていない、断面水量、水質基準と水質の改善の双方向の補償のメカニズムの欠乏、各行政区間の必要な意思の疎通と協調の不足などの問題として具現化している。

この某ダムの、地域間の水質改善政策の衝突モデルを構築する。

衝突の当事者

ダムの境界間の水資源の衝突の中で、上流の地域が経済を発展させようとして水環境の保護をおろそかにすれば、下流の地域の水資源は不足し、水汚染は深刻化する。明確な水資源の財産権が欠乏しているために、地域の水利利用の権利と保護の責任が明確にされず、更に上下流の収入の格差が原因となって、「汚染者払い」の原則を有効に実施することができない。上流は実質的な補償がない前提では汚染物質の削減を行おうとせず、下流は「汚染者払い」に従って上流が単独で汚染処理の費用を負担するよう要求する。外部による調停が無い状況で、上下流間で協力することなくゲームを続ければ、ゲームの結末は現状のような境界間の水量と水質の衝突を招く。

境界間の汚染は中央政府の利益にも影響する。全流域経済の純利益が最大となることを促進し、流域の生態環境整備を改善し、社会の公平性と安定性を維持することは中央政府の重要な職責であることから、中央政府を衝突の調停者として選択し、上下流間の協力を促進するよう措置を講じれば、協力して汚染を管理することが可能となる。

衝突の局面における当事者は、上流、下流、中央政府である。

当事者が選択できる戦略

下流の地域は二つの戦略を選択することができる。「受益者が補償する」原則に従って、一部の費用を負担する。上下流の経済協力を強化して、資金提供、技術援助の面で上流の産業構造の調整とクリーンな生産技術の実施を援助する。

「汚染者負担」の原則に従う。上流が単独で汚染処理にあたり、当該ダムの飲用水源としての機能を回復させるよう要求する。

上流の地域は三種類の戦略を選択することができる。現状を保持し、現有の経済成長の方法と現有の汚水処理の能力で経済発展を継続させる。

部分的削減。汚染処理に注力する。産業構造の調整が波及する範囲が大きく、影響を与える範囲が広いために、費用が確定できず、また、経済効果の低下をもたらす。汚水処理場の建設や汚水源の分散管理など汚染の末端処理に傾きがちである。

完全な削減。末端処理、産業構造の調整、クリーン生産や節水工事などのハード面とソフト面による措置で、汚染物質を完全に削減する。

中央政府は調停者の観点から二つの戦略を採ることができる。

奨励政策。上下流間の協力を奨励し、水源保護と整備のための基金を設立する。上流が水資源を利用する際に下流の生態環境を考慮するならば、上流に対して環境に有利な経済発展と汚染処理プロジェクト、技術、関連優遇政策などのサポートを提供する。

規制政策。省（自治区）境と重要な川区間に規制ポイントを設置し、ポイントにおける水量と水質基準を制定し、ポイントにおける水量と水質の総量規制制度を実施して、ポイントにおける総量規制を実施するために有利な法律、制度、機構、監視監督といった外部環境を設立し、流域の管理機能を完備する。

ゲーム理論による分析から、ゲームの最終的な均衡は次のようになる。中央政府の指導の下で上流地域が水利利用行為を制約され、各種の措置を通じて水質を改善し、下流は上流の発展のために一定の資金援助を行う。

5. モデルの応用Ⅱ：水質的な制約下における水利権取引

5.1. 工業用水の都市用水への転換における権利と義務の分析

経済総量とは、地域の経済発展にマクロ制御を行う際の有効な目標であり、この内、総生産量と地域の資源の総量には密接な関係があるため、水資源の不足は地域経済の成長に影響を与える。生産とは労働によって資源を製品とする、または役務を提供する過程であり、生産関数式を用いることができる。

$$Y = F(K, L, R, W)$$

この内、Y は最大産生量、K は資本の投入、L は労働の投入、 x_i は資源の投入量、W は水資源の投入量、R は水資源以外のその他資源の投入量を表す。

$$Y = AK^\alpha L^\beta R^\gamma W^\eta$$

この式を全て微分する

$$\frac{dY}{Y} = \alpha \frac{dK}{K} + \beta \frac{dL}{L} + \gamma \frac{dR}{R} + \eta \frac{dW}{W}$$

$\eta \frac{dW}{W}$ は水資源の投入増加の総産出量に対する貢献度、 η は水資源の経済総量の成長に対する影響係数で、一定の技術水準と産業構造の関数である。理論上からいえば、一つの新規の団体の水資源開発利用量が形成する国内総生産の相応する増加は、給水の新規の投入のみで決まるものではなく、相応する新規の固定資産や中間投入、労務の投入によって決まるものである。

水資源は資源システムの中の重要な構成要素であり、通常はその他の資源と共同で機能を発揮し、大部分の生産過程において必ず投入される要素の一つである。国民経済の発展により、水資源に対する需要は徐々に増加し、水資源の開発利用によってもこの需要を無制限に満足させることはできず、このため水資源の分布が少なく人口と経済活動が相対的に集中している地域において、必然的に水資源不足の現象が発生している。

水資源の欠乏が最も直接的に表れるのは、農業における水資源不足のための減産、工業における水資源不足のための生産高の損失など、経済の不安定と経済総量の損失の面である。経済システムと資源システムの相乗作用の影響で、水資源の不足は総合的に国民経済システムの各方面にフィードバックされ、調整を迫られる。この中で最も顕著なのは、国民経済産業構造の変遷への作用である。

仮に一定の技術条件と産業構造の下で、各投入要素の総産出量に対する投入産出関係式を固定すると、それらは同調して成長するので、

$$\frac{dY}{Y} = (\alpha + \beta + \gamma + \eta) \frac{dW}{W}$$

$\alpha + \beta + \gamma + \eta = 1$ 水資源の不足がもたらす経済成長の損失量は、

$$\Delta \frac{dY}{Y} = \frac{dW_1}{W_1} - \frac{dW_1'}{W_1'}$$

$\frac{dW_1}{W_1}$ は経済成長目標の要求する水資源投入増加率、 $\frac{dW_1'}{W_1'}$ は実際の増加率

但し、 $\alpha + \beta + \lambda + \eta = 1$ の仮説は現実には存在しない。

$$Z = \alpha \frac{dK}{K} + \beta \frac{dL}{L} + \gamma \frac{dR}{R} \text{ とし、即ち}$$

水資源が不足しているとき、経済システムにフィードバックが発生し、経済成長が減少するという損失が発生する。

$$\frac{dW}{W} = \left(\frac{dY}{Y} - Z \right) / \eta$$

$\frac{dW}{W}$ を減らすには三つの手段がある。

$\frac{dY}{Y}$ を減らす、即ち成長速度を遅くする

Z を増やす、即ちその他資源の経済成長に対する貢献度を増大させるよう産業構造を調整する

η を増やす、技術の進歩、管理水準の向上とその他節水措置による

上記の分析から、水資源不足が発生したとき、経済発展を維持する手段の一つとしては、投入している各資源の経済成長に対する貢献度を再分配し、同量の水資源でより多くのその他資源の配置の需要を満足させる。このように、工業農業構造の改変、農業内部の植栽構造、工業内部の産業構造の改変など、地域の経済システム構造を変化に導く。

もし η 不変だと仮定すると、経済成長を実現させるには経済システムの工業、第三次産業への傾向性という産業構造の改変が必要である。農業と工業の内部では水の消費構造を低消費型に転換する。また反対に、水資源を農業用水から工業用に転換することもありうる。一定の価格体系では、農業の単位生産当たりの水需要量は工業よりはるかに多く、農業用水は総用水量の 70% を占め、このため水資源が不足すると、農業用水を工業や第三次産業に転換するよう要求される。農業用水は占めるシェアが大きいため、 η の増加、即ち技術の進歩によって、管理水準の向上やその他節水措置による用水量減少の潜在力は工業や第三次産業より大きく、これも一定の程度、農業用水を工業と第三次産業に転換することを要求する。

農業用水を工業と第三次産業に転換する過程で、権利の移転に伴う義務の移転にも注意を払わなければならない。しかし現実において、用水の転換後は工業と第三次産業は相応する義務を負担せず、これにより汚染の深刻化、水質の悪化が発生し、わが国の水資源危機の苦境をもたらしている。このため、工業と第三次産業は水質改善措置をさらに講ずる必要があり、今までの欠陥と失策を負担する義務がある。

5.2. 理想的な水利権取引の潜在力の分析

二種類の可能な水利権取引状況を考える。一つは、異なる地域で水利権を取引する潜在力、もう一つは異なる利水業界で水利権を取引する分析である。

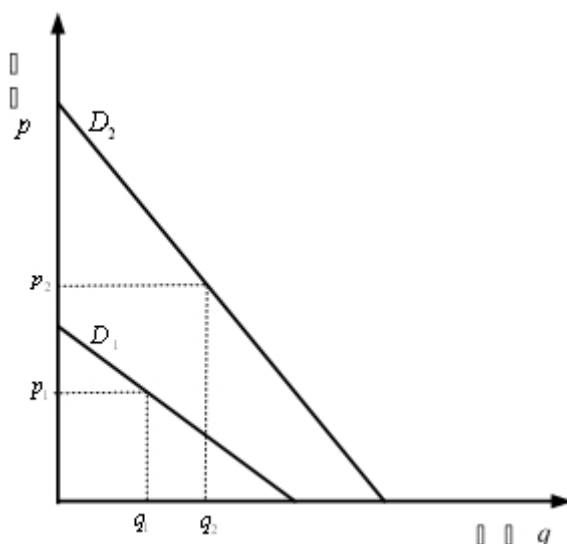


図5 異なる利水地域の水利権取引市場の潜在力の分析

図5のように、1と2の二つの利水地域があると仮定し、 D_1 、 D_2 はそれぞれ上述の2つの地域の水需要曲線とする。経済発展の条件と天然資源の違いから、2つの地域間の水価格には差異が存在する。分析を単純にするために、二者は同様の送水コストを有すると仮定する。図のように、 p_1 、 p_2 はそれぞれ地域1、地域2の市場均衡価格である。比較から分かるように、地域1の価格は地域2の価格よりはるかに低く、潜在的貿易利益（potential gains from trade）が存在する。このような状況では、理論上、もし地域1から地域2に一部の水量を移動すれば、社会全体の利水効率が大幅に上がるであろう。

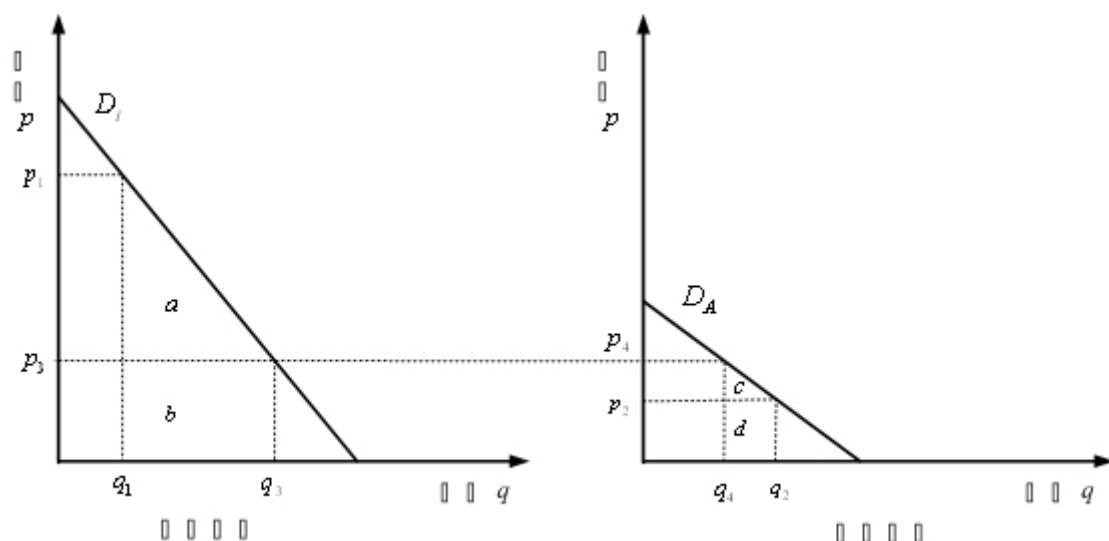


図6 異なる利水業界の水利権取引市場の潜在力の分析

もう一つの状況について、図6を参照いただきたい。水を必要とする2つの異なる団体があり、一つは工業用水を必要とし、もう一つは農業用水を必要とする団体と仮定する。同様に、二者の送水コストは同じと仮定する。習慣的な水利権の分配の影響により、工業用水は q_1 の水量、農業用水は q_2 の水量を分配される。これに対応して、工業用水の水価格を p_1 、農業用水の水価格を p_2 とすると、二者の間には大きな潜在的貿易利益が存在する。もし一方の水を農業から工業に転換すれば、 $p_1 - p_2$ の純利益を得ることになる。このような差異が存在するために、市場配置によって絶えずプラスの純収益が発生するのである。最終的には $p_3 (= p_4)$ の点で、二者の限界価値が同等となり、このとき市場配置を通じて社会全体の総純収益の最大化が実現し、総純収益値は $(a + b) - (c + d)$ となる。

5.3. 水質的な義務という制約下での水利権取引の分析

水利権の譲渡の管理方法においては一定の水質要求に触れなければならないが、この分野は現在やや欠落している状況にある。水利権の譲渡過程中的還水量と地点の改変、水体の環境容量の改変は往々にして生態環境および第三者の利益を害する。このため、水利権の譲渡制度の設計においては水質を考慮せねばならず、第三者の権益に対する補償により水利権譲渡の水質への影響を打ち消さなければならない。最も重要なことは、河川の最小流量を確定して、水質的な要求を保障することである。

水利権市場の設計においては、水質的な要求を更に考慮すべきであり、水利権取引の比率制度を設計することで水質悪化の影響を打ち消し、水利権市場の取引コストを減少させることができる。

$$\begin{aligned}
V_0 - (1 - R_1)q_1 &\geq F_1 \\
V_0 - (1 - R_1)q_1 - (1 - R_2)q_2 &\geq F_2 \\
&\vdots \\
V_0 - (1 - R_1)q_1 - (1 - R_2)q_2 - \cdots - (1 - R_n)q_n &\geq F_n
\end{aligned}$$

この式からわかるとおり、従来の水利権取引は河道の環境流量の減少、水質悪化を引き起こす根本的な原因であり、水利利用の用途が異なれば、その還水係数 R も違ってくる。異なる還水係数の水利権を 1 とすると、1 の方法の自由取引は一部の区間の環境流量を減少させる可能性がある。これは三つの状況で表現することができる。

(1) 上流の還流比率の高い用水を下流の還流の低い用水に移転すると、下流の利水地点から下流区間の流量が減少する。たとえば、 $R_1 > R_2$ 、水利権を Z_1 から Z_2 に移転すると、 Z_2 から後の全区間の流量は減少する。

(2) 下流の用水を上流の用水に転換すると、取引双方間の川区間の流量が減少する。例えば水利権を Z_2 から Z_1 に移転すると、 Z_1 と Z_2 の間の区間の流量を減少させることになる。

(3) 下流の還流比率が高い用水を上流の還流が低い用水に転換すると、上流の利水地点から下流区間の流量を減少させることになる。例えば $R_2 < R_3$ のとき、水利権を Z_3 から Z_2 に移転すると、 Z_2 から後の全区間の流量が減少する。このことから、従来の 1:1 の水利権の取引方法では生態環境需要水量を保障することができず、水質の維持安定を保証することもできないということがわかる。

如何なる取引も、河川のどの区間においても環境流量の減少を引き起こさない、ということを保証するため、取引では一定の規則を遵守しなければならない。

最小環境維持流量を保障するために、水利権取引制度上に一定の制限を設け、水利権取引の比率の設計の際は、外部コストの内部化が取引双方に与える奨励作用を十分に考慮する。即ち、異なる還流比率の用水間の取引比率を制限し、如何なる取引によっても環境流量の減少を引き起こさないことを保障する。水利権取引の規則の設計は下記の通り。

(1) 一つの流域をいくつかの地域に分け、それぞれの地域の取水点は 1 箇所のみとし、それぞれ順番に従って番号をふる。水の採取、消費、還流はすべてこの取水点上で発生する。区分した地域は原則として、農業用水区、都市用水区というように、同じ用水属性を持つ連続した地域の一区画とする。

(2) それぞれの区間の主な用途に基づき、それぞれの取水点に相応する最小環境流量需要量 F を定める。現地で還流するだけであれば環境流量は上流から下流にかけて通減するので、最小環境流量需要量の制定は実際に即するように適宜調整しなければならない。例えば上流 i 点の環境流量需要量が小さければ (F_i を小さく設定する)、下流の j 点の水量が小さくなり、つまり $i+1$ から j 点の取水が全てゼロとなることから、最小環境流量需要量に達することはできず、この場合は新たに $F_i = F_j$ と設定する必要がある、これで下流 j 点の環境流量は基準に達することができる。このとき ($i+1$) から J 点までの取水は全てゼロになる。

(3) 初期水利権を分配する。実際の水量は季節に伴って大きく変化するので、一年を乾季と雨季の二つの季節に分けることによって、固定した水量状況下の問題として論ずるこ

とができる。各時期の期首に、予測水量から初期水利権量を決定し、上流から順に一箇所ずつ水利権を分配し、これによってそれぞれの地点の環境流量をちょうど最小環境流量需要量と等しくする。これを満たす等式は、

$$V_0 - \sum_{j=1}^i (1 - R_j) iniq_j = F_i$$

式中 $iniq_j$ は j 点の初期分配水利権とする。

(4) 利水者は以下の決められた取引規則に基づいて、自由に水利権取引を行うことができる。

(a) 同一地域内の水利権取引は、利水者は 1 : 1 の比率で取引を行い、如何なる制限も受けない。

(b) 異なる地域内の水利権取引は、中間の区間の水量の減少を避けるために水利権は上流から下流への移転のみを許可する。

(c) 上流 i の利水者と下流 j の利水者の間の取引比率の設定は、 $1 : \frac{1-R_i}{1-R_j}$ とすることで、下流のどの区間の水量も減少させないことを保障し、水質の悪化を避ける。

参考文献

1. 白永平, 区域工业化与城市化的水资源保障研究, 北京: 科学出版社, 2004
(白永平、地域の工業化と都市化の中での水資源の保障の研究、北京: 科学出版社、2004)
2. 冯利海, 李怀志, 李拴才, 张小稳, 王新波. 沁河下游防洪存在的问题及对策[J]. 人民黄河, 2002, 24(8): 26~27
(馮利海、李懷志、李拴才、張小穩、王新波. 沁河下流の洪水防止に存在する問題とその対策[J]. 人民黄河、2002、24(8): 26~27)
3. 贾绍凤, 工业用水零增长的条件分析——发达国家的经验, 地理科学进展, 2003, 20(1)
(賈紹鳳、工業用水のゼロ成長の条件と分析——先進国の経験による 地理科学の進展、2003、20(1))
4. 贾绍凤, 张士锋, 杨红, 夏军, 工业用水与经济发展的关系——用水库兹涅茨曲线, 自然资源学报, 2004(3): 279-284,
(賈紹鳳、張士峰、楊紅、夏軍、工業用水と經濟發展の關係——ダムの環境クズネッツ曲線を用いて 自然資源学報、2004(3): 279-284)
5. 姜文来, 水资源价值论, 北京: 科学出版社, 1998
(姜文来、水資源価値論、北京: 科学出版社、1998)
6. 李广贺 水资源利用工程与管理 清华大学出版社 2000
(李広賀 水資源利用のための工事と管理 清華大学出版社 2000)
7. 廖文根, 李锦秀, 彭静 我国水资源保护规划中若干量化问题的探讨 水利发电 2002 年第 5 期
(廖文根、李錦秀、彭静 わが国の水資源保護計画における若干の定量化の問題の検討 水利発電 2002 年第 5 期)
8. 彭祥 水资源配置博弈分析 清华大学博士学位论文 2006 年 3 月
(彭祥 水資源配置のゲーム理論分析 清華大学博士学位論文 2006 年 3 月)
9. 任树梅, 杨培岭 水资源保护 中国水利水电出版社 2003 年
(任樹梅、楊培嶺 水資源保護 中国水利水电出版社 2003 年)
10. 水利部黄河水利委员会勘测规划设计研究院. 沁河水资源利用规划报告. 郑州: 2002
(水利部黄河水利委員会観測計画設計研究院. 沁河の水資源利用計画報告書. 鄭州: 2002)
11. 王健 水资源保护的定位与体系分析 中国水利 2005 年 11 月
(王健 水資源保護の位置付けと体系の分析 中国水利 2005 年 11 月)
12. 王亚华 水权解释 上海三联书店, 上海人民出版社, 2005
(王亜華 水利權解釈 上海三聯書店、上海人民出版社、2005)
13. 温小国. 沁河水利辑要. 郑州: 黄河水利出版社, 2001. 1~2
(温小国. 沁河水利記録 鄭州: 黄河水利出版社、2001. 1~2)
14. 萧代基, 刘莹, 洪鸣丰, 水权交易比率制度的设计与模拟, 经济研究, 2004 年第 6 期
(蕭代基、劉瑩、洪鳴豐、水利權取引比率制度の設計とシミュレーション 經濟研究、

2004 年第 6 期)

15. 于名萱，郑连生 中国水资源保护的进展 水资源保护 1997 年 9 月 第 13 卷第 3 期
(于名萱、鄭連生 中国の水資源保護の進展 水資源保護 1997 年 9 月 第 13 卷第 3 期)
16. 曾勇，杨志峰，官厅水库跨区域水质改善政策的冲突分析，水科学进展，2004 年第 1 期
(曾勇、楊志峰、官庁ダムの地域間の水質改善政策の衝突の分析、水科学の発展、2004 年第 1 期)
17. 郑连生，于名萱 中国水资源保护进展 水资源保护 1993 年 第 3 期
(鄭連生、于名萱 中国の水資源保護の進展 水資源保護 1993 年 第 3 期)
18. Matthew A. Cole, Economic growth and water use. Applied Economics Letters, 2004, 11, 1–4

課題 11-6
地下水の枯渇および地下水位回復の
対策研究

楊大文（清華大学）

1 はじめに

水資源は自然界のさまざまな生物が生存の拠り所としている重要な物質であり、人間の生活・社会発展および人類の進歩にとって不可欠な物質であり、また工業・農業の生産におけるかけがえのない資源でもある。地下水資源は水資源の重要な一部分である。広く分布し、水質が良く、汚染され難く、また貯水量の調整能力に優れ、給水の保証度が高いことから、すでに広範囲において開発利用されており、世界の多くの国で地下水は優先的に考慮される水源とされ、とくに生活用水の優先的な水源とされている。表流水の開発利用度がたえず高まっていくのに伴い、地下水の開発利用も増加を続け、水資源の中におけるその重要性は日増しに高まっている。

地下水資源は、わが国のとくに北方地区において、水資源の全局面を左右するほどの重要な位置づけを占めている。統計によると、2000年以降、地下水は全国の総用水量の20%となっている。農村では、全国における灌漑面積7億ムー余りのうち、井戸水による灌漑の面積が約1.68億ムーであり、総灌漑面積の24%を占めている。都市部では、全国の310都市で都市給水の水源として地下水が利用されている。これは全国における都市数の約71%を占める数である。わが国の北方における乾燥・半乾燥地域の多くの都市や農村では、地下水が給水の唯一の水源となっている。

地下水への依存度の上昇は地下水の超過採取を招き、そして地下水の超過採取は地下水位の低下や地盤沈下、湧水の消失、植生の退化などの生態環境問題を引き起こす。それと同時に、農薬や化学肥料の使用および表流水の汚染を原因として、地下水の汚染も深刻さを増している。地下水は一度汚染されるとその回復がとても難しい。地下水が日増しに枯渇しているという現状に対し、社会経済の持続可能な発展を実現させるためには、地下水の枯渇に対処して地下水位の回復を実現させるための対策を示す必要がある。

この研究は「日中協力—中華人民共和国水利権制度整備研究プロジェクト特定テーマ」のII-6であり、プロジェクトの実施期間は2005年7月から2006年6月までとなっている。このテーマでは、国内外における地下水管理についての広範囲な調査研究およびモデル地域についての研究を通じて、中国における地下水の枯渇および地下水の回復に対処するための価値のある研究成果を可能な限り提供していきたい。研究計画の内容には、以下が含まれる。①中国における地下水管理体系と制度についての現状評価。②国外における地下水管理の経験。③太子河流域または京津唐（北京・天津・唐山）地区の実際状況と結びつけた、地下水の動態バランスおよび水利権分配の研究。④地下水の採取と利用についての

経済政策決定モデル。⑤地下水位回復の対策研究。

研究の実際状況により、④の内容を簡略化して、同時に乾燥地域における地下水の利用についての研究を追加する。

研究活動および進展は、次のとおり。

- 研究グループのディスカッション（8回）。研究作業の展開、研究内容の調整、研究成果の形成。
- 三本木教授とのディスカッション（4回）。研究構想と方法の確定。
- シンポジウムに参加（2回）。研究の進展について話し合い。
- 文献調査。中国の地下水管理体系と制度を調べ、評価を行う。
- 文献調査。国外における地下水管理の経験を調べる。
- 文献調査。太子河および京津唐地区における地下水利用に関する資料を集める。
- 実地調査。京津唐地区における地下水の開発利用の現状を調べる。
- 地下水の採取についての経済分析。
- 安全地下水位の研究。
- 地下水位の回復についての対策研究。

2 地下水水利権の特徴

2.1 地下水の概念

地下水とは地面より下に埋蔵され、岩石と土壌の隙間に存在する流動可能な水を指している。地面より下の地層は不飽和帯と飽和帯に分けられる。図1を参照。不飽和帯に含まれる水分は土壌水と呼ばれ、飽和帯に含まれる水が地下水とされる。地下水には間隙水・裂か水および空洞水が含まれる。

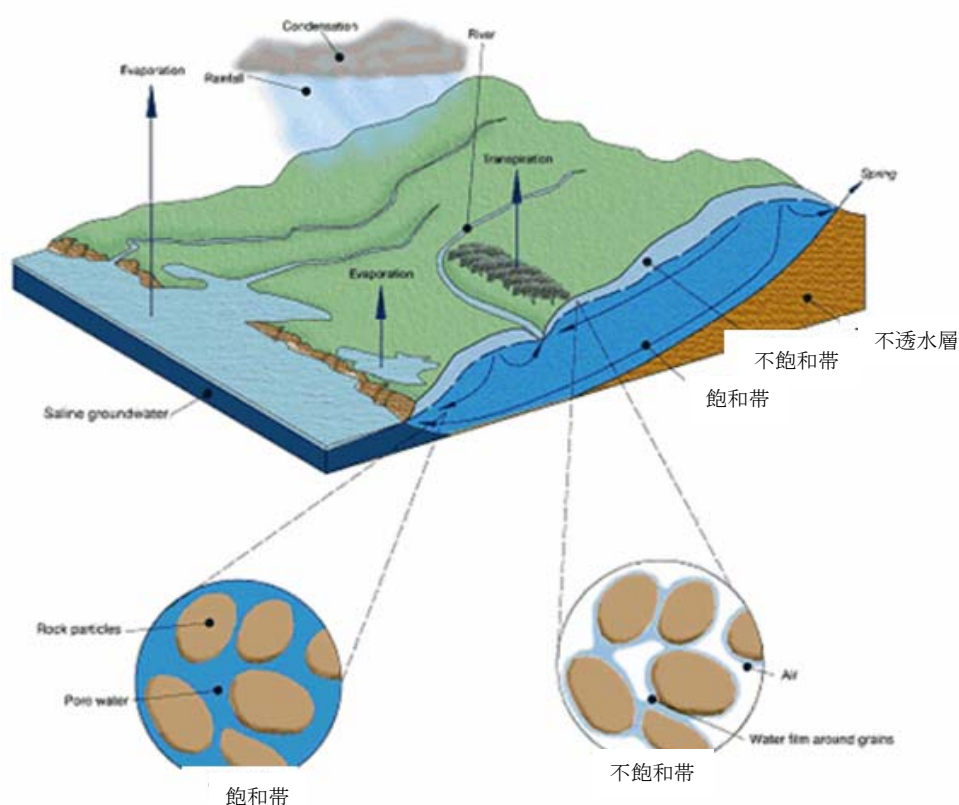


図1 地下水概念の略図 (www.sepa.org.uk/groundwater/principles.htm)

2.2 地下水が直面する問題

(1) 資源分布の不均衡、不合理な採取分布

わが国の南方地区と北方地区では地下水資源の分布および都市給水の構造などの面に比較的大きな地域差が存在する。南方地区は地下水資源が豊富で、全国における地下水資源の総量の約71%を占める。一方、全国土面積の60%を占める北方地区は、地下水資源では全国の29%を占めるに過ぎない。都市給水の構造では、北方地区において地下水の

占める割合が比較的大きく、地下水が唯一の水源となっている都市もある。地下水の開発利用度が最も高いのは華北地区であり、地下水による給水量が全地区の総用水量の 52% を占めている。

(2) 超過採取が目立つ

多くの地区や都市において、合理的な計画・管理の不足を原因として、盲目的かつ無秩序な地下水の大量採取が行われている。北方地区における大部分の地下水資源は、超過採取または深刻な超過採取の状態に置かれている。

(3) 地下水汚染が日増しに深刻化

大量の農薬・化学肥料・生活污水および工業の「三廃（廃ガス・廃水・固形廃棄物）」が未処理のまま直接排出され、地下水汚染の汚染源となっている。完全ではない統計によると、現在、わが国において地下水の水質汚染が発見されている地区および都市の数は 136 に上る。汚染が比較的深刻なのは包頭・瀋陽・蘭州などの都市である。

(4) 一部の地区で地下水の有効利用率が低い

一部の地区では地下水資源の浪費が深刻化している。現在、西北盆地には、1 ムーあたりの灌漑原単位が $700\sim 1000\text{m}^3/\text{a}$ にまで達し、有効利用率が 30%~40%に過ぎないという地区がある。山東省の一般的な都市における地下水の工業リサイクルは 40~60%の間であり、県政府所在地では一般的に 20~40%となっている。都市給水管では「漏れ、噴き出し、滴り、しみ出し」による損失が深刻で、済南市の調査によると、これらが生活用水の約 1/2 を占めている。農業灌漑も多くが越流式灌漑であり、用水路の有効利用係数は 0.4~0.5 前後である。都市・工鉱業企業・農業における浪費が深刻であり、リサイクル率も低いため、貴重な地下水資源が大量に浪費されている。

(5) 地下水の過度の採取により発生する生態環境問題

わが国における大規模な地下水の開発利用は、社会の進歩と経済発展、および人々の生活レベルの向上に対して、きわめて大きな効果を発揮している。しかしながら地下水の開発利用の過程で、その土地における地下水の実際の開発能力が考慮されておらず、長期的な計画や科学的な管理を欠いており、盲目的な大量採取が地域における地下水位の低下を招き、一連の生態・環境問題を発生させている。地下水資源の枯渇、地盤沈下、地割れ、帯水層の汚染、塩水侵入、湧水の枯渇、土地の砂漠化、アルカリ化など、とくに北方地区で目立って現れている。これは主に以下に示すいくつかの点で現れている。

① 地下水の開発や利用に統一的な計画・管理が不足しているため、長期間に渡って採取が補給を上回り、結果として地下水位が低下を続け、水源が枯渇し、生態環境が破壊され

ている。河北省および江蘇省の蘇州・無錫・常州などの地区が最も深刻である。北京市における利用可能な地下水資源は約 18 億 m^3/a であるが、採取量はすでに 26 億 m^3/a に達しており、西郊外の帯水層はすでに枯渇・半枯渇に近い状態にある。1999 年までに、山東省では地下水の超過採取による漏斗（地下水位が漏斗状に低下する現象）がすでに 18 ヶ所で発生しており、その面積は 10750.5km^2 に達する。また地下水位の大幅な低下は、湧水の流量を衰えさせ、さらには枯渇させることから、それを生存の拠り所とする多くの動植物が死の脅威にさらされ、広大な土地資源が放棄されることになる。類似する危害の波及は広範囲にわたり、湧水を観光資源とし「泉城」の別名で知られる済南市ですら、この災難を逃れることは難しい。

② 地下水の超過採取は、広い面積で地域的な地下水位の低下を招き、資源を枯渇させるほか、地盤沈下を誘発する。上海市では 1921 年～1986 年の累計沈下量が 2.61m に達している。河北省中東部の平野地区では、累計沈下量が 100mm を超えている面積が約 3.39 万 km^2 であった。これは北京・天津以南の華北平野の面積の約 55%を占める。1995 年までに、累計沈下量が 200～500mm となった地域の面積は 42120km^2 に達し、500～1000mm の地域は 5675km^2 、1000mm を上回った地域は 1000km^2 であった。西安市における地盤沈下の面積は 160km^2 を超え、西安市の総面積の 20%を占める。同様の状況は山東・江蘇・河南などの省区でも発生している。地下水の開発が強化されるにつれ、上述した地区を含む広大な地下水資源の開発区域では、それぞれ程度は異なるが地盤沈下が加速する傾向にある。地盤沈下により、鉄道の路盤が沈み、道路や橋梁にひび割れが生じ、地下管が破裂し、ポンプ式井戸が使用できなくなり、建築物の基礎が沈み、河川における洪水の排水能力が低下するなど、人々の生命・財産が深刻な脅威にさらされる。

③ 地下水の水質悪化。開発利用の過程では、往々にして給水量が急増し、それに伴い汚水・汚染物質の排出量も増加するため、処理施設が発展に追いつかず、地下水の汚染が生じる。同時に、地下水の大量採取は、その水の動力場および水の化学場を変化させる。また、地下水中の特定の物理化学成分や微生物の含まれる量の増加も起こり、水質の悪化が続くことになる。沿海地区では地下水の大量採取により、その水の動力条件に変化が生じ、塩水が遡上して、地下水の水質を悪化させる。わが国の大連・萊州・秦皇島および寧波などの沿海都市では、この種の問題が存在する。1998 年までに、遼寧省の塩水侵入面積はすでに 760km^2 に達し、3.87 万 km^2 の耕地が塩水侵入区域に入り、580 ヶ所のポンプ式井戸が使用できなくなり、0.2 万 km^2 の灌漑地が灌漑能力を失っている。地下水の水質悪化は、工業・農業にかなりの悪影響をもたらすだけでなく、人々の健康にとっても脅威となる。

全国の都市における地下水モニタリングの資料から、その程度は異なるが、圧倒的多数

の都市に地下水汚染が存在していることが明らかになった。全国 165 の都市では、国の生活飲用水衛生基準に適合していない地下水の飲用水が 25%を超えており、全国人口の約 30%の人々の飲用水が汚染されている。工業廃水（廃棄物）および生活污水の大量排出、農業生産における汚水灌漑、化学肥料・農薬の乱用などが、地下水汚染の主な経路である。海河流域を例にとると、1980 年の廃水・汚水の排出量は 36.8 億 m^3 であったが、同年の海に流入した汚水の量は 11 億 m^3 に過ぎず、また 1983 年に海に流入した汚水はわずか 3 億 m^3 で、大部分の汚水が灌漑に用いられていた。下水道システムの不備や損傷のため、一部の汚水がその場所にしみ込んでいる。汚水排出河川の両側の地区では、程度は異なるが、いずれも地下水が汚染されている。また固体廃棄物の堆積場から有害な液体が地下の帯水層にしみ込んでおり、地下水汚染のもう一つの重要な経路となっている。一般的に、これに対して対処が行われることは少なく、あるいは処理が行われてもその効果はあまり上がっていない。

④ 二次性の塩害および二次性の沼沢化。乾燥・半乾燥地域では、灌漑および排水が合理的ではないために、地下水位の上昇が起こり、土壌に塩分が蓄積して二次性の塩害が発生する。また土地の低い地区では、地下水位が地表に近づき、または地表を超えてしまい、長い間土壌が飽和状態または水の溜まった状態に置かれ、二次性の沼沢化が起こる。わが国の西北・華北では多くの灌漑区域で二次性の塩害または二次性の沼沢化が発生している。



図2 地盤沈下の全国分布図 (<http://www.cgs.gov.cn>)



図3 地下水位の漏斗状低下現象の全国分布図 (<http://www.cgs.gov.cn>)

2.3 地下水の特徴

- ✓ 境界の確定が難しい。地下水は水量を直接測ることができず、水文地質条件がそれぞれに異なり、人間の活動による影響を大きく受けることから、地下水の資源量および採取可能量の確定には不確定性が存在する。このため、地下水の合理的な利用は多くの困難を伴う。
- ✓ 頻繁に循環する。地下水と表流水・土壌水との間で頻繁に循環が起こる。降水および表流水の利用は地下水の補給に大きく影響する。地下水の埋蔵の深度は蒸発量に直接影響する。表流水と地下水の統一管理によってのみ、本当の意味での地下水資源の有効利用が可能となる。
- ✓ 回復が難しい。地下水の超過採取により地盤沈下、塩水侵入、生態系の悪化などの危害が起こる。これらの危害は往々にして回復が難しく、不可能な場合もある。工業廃水、化学肥料・農薬などによる地下水の汚染も、同様に回復が難しい。これらの内容はこの研究における関心の中心ではないため、以下の研究においては注目しない。
- ✓ 発生源が安定している。地下水には長い年月をかけた天然の調節機能があり、それが破壊されていない場合には、水源が安定している。

3 国内外における地下水管理

3.1 中国の地下水管理体系と制度

3.1.1 中国における地下水の評価結果

(一) 地下水資源量

地下水資源についての新たな評価結果によると、全国の地下淡水天然資源は年平均 8837 億立方メートルであり、全国における水資源の総量の約 1/3 を占める。そのうち山地が 6561 億立方メートルで、平野が 2276 億立方メートルとなっている。地下淡水の採取可能な資源量は年平均 3527 億立方メートルであり、そのうち山地が 1966 億立方メートルで、平野が 1561 億立方メートルである。このほか、全国における地下微塩水の天然資源（鉱化度 1～3 グラム/リットル）は年平均 277 億立方メートルであり、半塩水の天然資源（鉱化度 3～5 グラム/リットル）は年平均 121 億立方メートルとなっている。

(二) 地域の地下水水質の状況

『地下水水質基準』（国家規格 GB/T 14848-93）に基づいて地域評価を行う。全国の地下水資源のうち、分布面積の統計によると、63%の地下水資源は直接の飲用が可能であり、17%が適切な処理の後に飲用可能である。12%は飲用には適さないが工業・農業給水の水源とすることが可能である。約 8%は直接利用することのできない地下水資源であり、これは専門処理を行った後にはじめて利用できる。南方の大部分の地区における地下水は直接の飲用が可能であり、江西・福建・広西・広東・海南・貴州・重慶などの省（区・市）では、飲用可能な地下水の分布面積が各省の地下水分布面積の 90%以上を占める。ただし一部の平野地区における浅層地下水は汚染がかなり深刻である。北方地区における丘陵山地および山際の平野地区の水質は比較的良く、中央の平野地区の水質は比較的悪く、臨海地区の水質が最も悪い。

各省（区・市）には、その程度は異なるが飲用水の水質に関連する地方病区域が存在している。わが国北方の丘陵山地には克山病・カシンベック氏病・フッ素中毒・甲状腺腫などの地方病に係る高フッ素水・高ヒ素水・低ヨウ素水および高铁・マンガン水などが分布している。依然として全国で約 7000 万人余りの人々が飲用水の水質基準に適合しない地下水を飲用している。

（三）地下水資源の分布概況

地下水の形成および分布は、地質・気候・水文などの自然要因による制約を受ける。わが国の地下水資源の分布には明らかな地域差が存在する。西から東へ向かって崑崙山—泰嶺—淮河を結ぶラインは、わが国における自然・地理・景観の重要な境界線となっているが、これはわが国における地域の水文地質条件および地下水の地域分布に関しても明らかな違いを示す境界線となっている。このラインより南では地下水資源が豊富であり、北では地下水資源が相対的に乏しい。

（1）各地区における地下水資源量

地下水資源は北方に比べて南方が豊富である。南方地区では、地下淡水天然資源が年間 6094 億立方メートルで、全国の地下淡水天然資源の 69%を占める。採取可能な資源量は年間 1991 億立方メートルで、全国における採取可能な地下水資源量の 56%を占める。北方地区では、地下淡水天然資源が年間 2743 億立方メートルで、全国の地下淡水天然資源の 31%を占める。採取可能な資源量は年間 1536 億立方メートルで、全国における採取可能な地下水資源量の 44%を占める。

山地の地下水資源は平野よりも多い。平野では、地下水の天然資源量が年間 2567 億立方メートルで、採取可能な資源量は年間 1561 億立方メートルである。山地では、地下水の天然資源量が年間 6668 億立方メートルで、採取可能な資源量（主に山間盆地と河谷平野に分布）は年間 1966 億立方メートルとなっている。

わが国における地下水資源の形成および分布の特徴に基づいて、全国を 26 の地下水資源区域に分ける。各区域の地下水資源の分布をみると、珠江流域および雷瓊地区が最も豊富であり、その地下水天然資源の補給率（1 平方キロメートルあたりの年間補給量）は、それぞれ 32.2 万立方メートルおよび 41.5 万立方メートルに達する。長江流域の平均補給率は 14.8 万立方メートルであり、そのうち洞庭湖流域では 23.1 万立方メートルに達する。華北平野の補給率は 5 万立方メートル前後である。西北地区が最も少なく、5 万立方メートルに満たない。

（2）類型別の地下水資源量

地下水はそれぞれの帯水層の中に賦存しており、帯水層の媒質の性質および賦存状況に基づいて、地下水を間隙水・空洞水および裂か水という 3 種類の類型に分けることができる。

間隙水：主に平野・河谷平野および山間盆地の軟らかい堆積地層中に分布する。間隙水は開発利用において主要な位置づけを占める。間隙水の天然資源量は年間 2810 億立方メートルであり、採取可能な資源量は年間 1686 億立方メートルである。

空洞水：それぞれの埋蔵深度における炭酸塩岩層の空洞や裂け目に賦存する。空洞水の天然資源量は年間 2116 億立方メートルであり、採取可能な資源量は年間 870 億立方メートルである。

裂か水：主に丘陵山地における岩盤の風化による裂け目または断層の裂け目に埋蔵されている。裂か水の天然資源量は年間 4308 億立方メートルであり、採取可能な資源量は年間 971 億立方メートルである。

(3) 地下水資源の空間分布の特徴

地下水はその空間的な分布において多層性を有する。大気中からの降水および表流水と直接的に交替循環し、比較的浅い所に埋蔵されている地下水を、浅層地下水という。これには不圧水および浅層被圧水が含まれる。地質時代に形成・賦存されたもので、比較的深いところに埋蔵され、現在の大気中からの降水および表流水との交替循環が比較的緩やかな地下水を、深層地下水または深層被圧水という。地下水の空間分布における多層性は、地下水資源の層別採取および合理的な配置の条件となる。

(4) わが国の主な平野・盆地における地下水資源の分布状況

わが国における各大平野・盆地は地下水資源の集中地区となっている。そのうち松遼平野・三江平野・黄淮海平野・河西回廊・ジュンガル盆地・タリム盆地・ツァイダム盆地・四川盆地などの平野・盆地における地下水の天然資源量は年間 2045 億立方メートルに達し、全国の地下水天然資源量の 22%を占める。地下淡水の採取可能な資源量は年間 1082 億立方メートルであり、全国における採取可能な地下水資源量の 31%を占めている。

(四) わが国における地下水資源の変化傾向

(1) 北方では地下水の資源量が減少し、南方では地下水の資源量が増加している。北方では、年平均の天然資源量が 122 億立方メートル減少し、採取可能な資源量が 56 億立方メートル減少している。南方では、年平均の天然資源量が 242 億立方メートル増加し、採取可能な資源量が 643 億立方メートル増加している。

(2) 平野では地下水の資源量が減少し、山地では地下水の資源量が増加している。平野

では、年平均の天然資源量が 228 億立方メートル減少し、採取可能な資源量が 309 億立方メートル減少している。山地では、年平均の天然資源量が 348 億立方メートル増加し、採取可能な資源量が 896 億立方メートル増加している。

(3) 単位面積あたりの採取可能な資源量が減少している。全国における地下水の採取または引用に適した地区の平均地下水採取率（1 平方キロメートルあたりの年間の採取可能な地下水資源量）は、すでに 15 万立方メートルから 6 万立方メートルにまで減少している。そのうち南方では平野が 17.8 万立方メートルで、山地が 6.4 万立方メートルとなっている。北方では平野が 6.6 万立方メートルで、山地は 2.5 万立方メートルに満たない。

3.1.2 中国における地下水の開発利用の現状

(一) 地下水の採取量は持続的に増加傾向

建国以来、全国における地下水の採取量は増加を続けている。地下水の年間採取量は、1970 年代には年平均 572 億立方メートルであったが、80 年代に 748 億立方メートルまで増加し、1999 年には 1116 億立方メートルに達している。そのうち北方地区における地下水の採取量が全国における採取量の 76%を占めている。80 年代から 90 年代までの期間に、採取量の増加が比較的急速であった省は、河南（43 億立方メートル）・湖南（24 億立方メートル）・遼寧（21 億立方メートル）である。1999 年の採取量上位 3 位までの省は、河北（149 億立方メートル）・河南（129 億立方メートル）・山東（123 億立方メートル）である。

(二) 地下水の採取程度の地域差が比較的大きい

総体的にみて北方の採取程度が南方よりも高い。北方では青海省を除き、採取程度がすべて 20%を超えている。そのうち天津市・河北省および北京市の採取程度は 100%を超えている。採取程度が 70%を超えている、またはそれに近いのは、山東・河南・山西・遼寧である。南方における地下水の採取程度は、上海が 90%を超え、貴州・江蘇・重慶が 20%を超えているのを除き、その他の省（区・市）はすべて 20%を下回っている。

(三) 給水における地下水の割合および用水構造に変化が発生

20 年近くにわたり、実際の給水量に占める地下水の割合は一貫して増加傾向を示しており、すでに 1980 年の 14.0%から 2000 年の 19.8%まで増加している。用水構造という点では、わが国においては農業灌漑用の地下水が地下水の総用水量に占める比重が最も高い。

ただし現在はしだいに減少する傾向にあり、80年代の88%から1999年の62%にまで下がってきている。工業および生活用の地下水の比重は明らかに上昇しており、80年代の工業および生活用の地下水の比重は12.0%であったが、1999年までに工業用の地下水の比重が18%、生活用の地下水の比重が20%となっている。工業化の加速および都市化レベルの向上に伴い、この傾向は今後も続いていく。

全国における400余りの都市で地下水が採取・利用されている。都市用水の総量のうち、地下水は30%を占めている。北方の都市では地下水の採取が主体であり、華北・西北の都市では地下水の利用比率がそれぞれ72%・66%にまで達している。

(四) 地下水資源採取の潜在力についての評価

地下水採取の潜在力とは、現状の採取条件において採取の拡大が可能な地下水資源を指している。全国の総体的な評価では、地下淡水採取の潜在力は約70%である。南方の潜在力は比較的大きく、86%に達する。北方の潜在力は比較的小さく、45%に満たない。各地区における地下水採取のアンバランスを原因として、地域全体としては潜在力があるが、一部の地区で潜在力がない、あるいは超過採取となっているという問題が多くの地区で存在する。

3.1.3 中国の地下水管理体系

1998年6月23日、国務院弁公庁の国法弁[1998]87号文書により『水利部職能配置・内部設置機構および人員編成についての規定』（水利部「三定法案」という）に関連した水利部の職能に対する一定の調整が行われた。それまで地質鉱産部門が担当していた地下水の水行政管理の職能が、水利部の担当とされた。鉱泉水・地熱水の採取については、『取水許可証』の処理のみが行われ、採鉱許可証の処理は行われないことになった。また、それまで建設部が担当していた都市の洪水対策指導の職能、都市計画区における地下水資源の管理保護の職能が、水利部の担当とされた。水利部が統一管理を行う水資源には、大気中の水、表流水、地下水が含まれる。

1998年12月16日、中央機構編成委員会弁公室より配布された『鉱泉水・地熱水の管理における職責分担の問題に関する通知』の中で、先に取水許可証の処理を行い、採取の制限量を確定した後に、相応する採鉱許可証の処理を行うことが規定され、また地熱水・鉱泉水に対する水資源費の徴収を取り消し、鉱産資源の主管部門が採鉱権使用費および鉱産資源補償費を徴収するように改められた。

建国以来、中国の地下水は長い間地質鉱産部門（現国土資源部）により管理されてきた。上述した一つめの文書により、水利部による水資源の統一管理は実現されたが、その実践にはまだ多くの困難が存在している。二つめの文書は、ある一定のレベルで現状に対応するための便宜的なものである。

『水法』では水資源の管理について次のように規定されている。国家は水資源について流域管理と行政区域管理を相互に結びつけた管理体制を実行する。

国務院の水行政主管部門は全国における水資源の統一管理および監督業務に責任を負う。国務院の水行政主管部門により国家の定める重要河川・湖沼において設立された流域管理機構（以下「流域管理機構」という）は、その管轄範囲において、法律・行政法規に規定された、および国務院の水行政主管部門より与えられた水資源管理および監督の職責を行使する。県レベル以上の地方人民政府の水行政主管部門は、規定された権限に基づき、その行政区域内における水資源の統一管理および監督業務に責任を負う。

国務院の関連部門は、職責の分担に基づき、水資源の開発・利用・節約および保護に関する業務に責任を負う。県レベル以上の地方人民政府の関連部門は、職責の分担に基づき、その行政区域内における水資源の開発・利用・節約および保護に関する業務に責任を負う。

基本的な管理体系は以下に示すとおり。

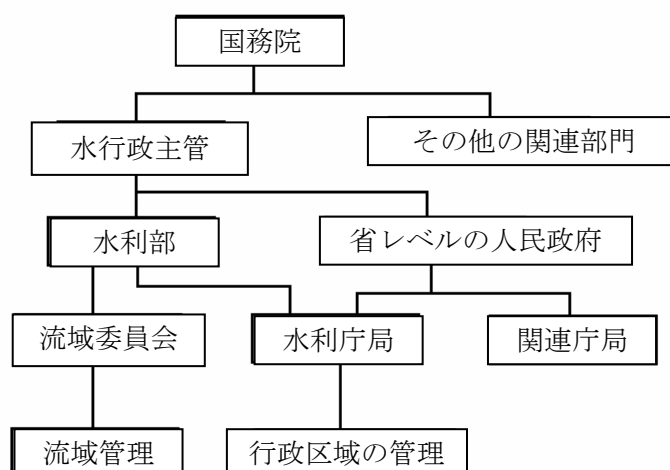


図4 中国の水資源管理体系

3.1.4 中国の地下水管理制度

『中華人民共和国水法』第二条には、「本法に述べる水資源には、表流水と地下水が含まれる」とある。このため、わが国における地下水管理は、まずわが国の水資源管理制度に従うことになる。地下水管理における特別な部分については別途に詳細を述べる。

わが国の水資源管理制度には、主に以下の7項目の制度が含まれる。

(一) 水資源の配置の最適化についての制度

(1) 水資源計画制度。『水法』第十四条には、「国家は全国の水資源戦略計画を定める。水資源の開発・利用・節約・保護および水害対策については、流域・地域に照らして統一的に計画を定めなければならない。計画は流域計画と地域計画に分かれる。流域計画には流域総合計画および流域専門別計画が含まれる。地域計画には地域総合計画および地域専門別計画が含まれる」と示されている。

(2) 水資源の論証制度。2002年5月1日、『建設プロジェクト水資源論証管理規則』が施行された。河川・湖沼または地下から直接取水を行い取水許可証の申請が必要とされる新築・改築・拡張の建設プロジェクト（以下「建設プロジェクト」という）について、建設プロジェクトの事業主（以下「事業主」という）は本法の規定に基づき建設プロジェクトにおける水資源の論証を行い、建設プロジェクト水資源論証報告書を作成しなければならない。

(3) 総量規制および基準量管理制度の実施。『水法』第四十七条には、「国家は利水に対して総量規制と基準量管理を相互に結びつけた制度を実施する。省・自治区・直轄市の人民政府の関連業界主管部門は、その行政区域内における業界用水の基準量を定め、同レベルの水行政主管部門および品質監督検査行政主管部門に提出して審査・承認を受けた後に、省・自治区・直轄市の人民政府がこれを公表し、また国务院の水行政主管部門および国务院の品質監督検査行政主管部門に届け出るものとする。県レベル以上の地方人民政府における発展計画主管部門は、同レベルの水行政主管部門と共同にて、用水の基準量・経済技術条件および水量分配案により確定されるその行政区域での使用に供給できる水量に基づいて、年度用水計画を定め、その行政区域内におけるその年度の利水に対して総量規制を実施する」と規定されている。

(4) 水の中長期需給計画の実施。『水法』第四十四条には、「国务院の発展計画主管部門および国务院の水行政主管部門は、全国の水資源についてのマクロ調整に責任を負う。全

国および省・自治区・直轄市を跨いだ水の中長期需給計画は、国務院の水行政主管部門が関連部門と共同にて定め、国務院の発展計画主管部門による審査で承認された後に実施される。地方における水の中長期需給計画は、県レベル以上の地方人民政府の水行政主管部門が同レベルの関連部門と共同にて、一つ上のレベルの水の中長期需給計画およびその地区の実情に基づいて制定し、そのレベルの人民政府の発展計画主管部門による審査で承認された後に実施される。水の中長期需給計画は、水の需給の現状、国民経済・社会の発展計画、流域計画、地域計画に基づいて、水資源の需給調整、総合バランス、生態保護、節約の励行、合理的な水源開発の原則に照らして制定する」と規定されている。

(5) 水量分配案および調節予備案制度の実施。水の状態が平年並みの年における水量分配案は水資源計画における重要な部分である。乾燥年および乾期における特殊な水状況が発生した場合、とくに水飢饉に対しては、相応する予備案を定める。これには給水・節水の防御案・対策および措置が含まれる。『水法』第四十五条に具体的な規定がある。

(二) 取水許可制度。『水法』第四十八条には、「河川・湖沼または地下から直接水資源を採取して使用する組織および個人は、国家の取水許可制度および水資源有償使用制度の規定に基づき、水行政主管部門または流域管理機構に申請を行って取水許可証を受領し、また水資源費を納め、取水権を取得しなければならない。ただし、家庭生活および家畜・家禽のごく小規模な放牧・飼育における飲用水など少量の取水については除外される。取水許可制度の実施および水資源費の徴収管理の具体的な方法については、国務院が規定する」と規定されている。取水許可制度は国家による水資源の統一管理を体現する重要な制度である。

『取水許可制度実施規則』の第七条と第八条には、地下水の取水許可について別途の規定がある。第七条には、「地下水の取水許可は、その行政区域の地下水の年度計画における採取可能な総量を超えるものであってはならず、また取水地点の総体的な分布および取水層の位置についての要求に符合するものとする。地下水の年度計画における採取可能な総量、取水地点の総体的な分布および取水層の位置については、県レベル以上の地方人民政府の水行政主管部門が地質鉱産行政主管部門と共同にて確定する。都市計画区の地下水の年度計画における採取可能な総量、取水地点の総体的な分布および取水層の位置については、さらに都市建設行政主管部門と共同にて確定しなければならない」と規定されている。第八条には、「地下水の超過採取区域では、地下水の採取が厳しく規制されなければならない、取水の拡大は認められない。地下水の涵養措置がとられていない深刻な超過採取

区域での取水は禁止する。地下水の超過採取区域および取水禁止区域については、省レベル以上の人民政府の水行政主管部門が地質鉱産行政主管部門と共同にて境界を定め、同レベルの人民政府の承認を受ける。都市計画区および都市給水の水源に関わる場合は、省レベル以上の人民政府の水行政主管部門が同レベルの人民政府の地質鉱産行政主管部門および都市建設行政主管部門と共同にて境界を定め、同レベルの人民政府の承認を受ける」と規定されている。

（三）水資源の有償使用制度。『水法』第四十八条では水資源の有償使用制度の実施が規定されている。水資源費の徴収は、水資源の希少性および水資源に対する国家の所有権に基づいて決定されたものである。また同時に、水行政主管部門が展開する水資源管理の基礎的な業務経費の不足を補うものでもある。1988 年の『水法』では、都市で地下から直接取水を行う組織については水資源費を徴収し、その他の地下または河川・湖沼から直接取水を行う場合については省・自治区・直轄市の人民政府が水資源費の徴収を決定することができる」と規定された。2002 年に改正された『水法』では、河川・湖沼または地下から直接水資源を採取して利用する組織または個人は水資源費を納める必要があると規定されている。

（四）計画的利水、基準量を超えた利水についての累進価格制度。『水法』第四十九条には、「利水においては計量を行い、承認された用水計画に基づいて水を使用しなければならない。利水については、計量による費用徴収および基準量を超えた場合の累進価格制度を実施する」と規定されている。『取水許可監督管理規則』第六条には、「取水者は毎年 11 月 15 日までに取水許可監督管理機関に翌年度の用水計画を申告しなければならない。年度用水計画には以下の内容が含まれるものとする。（一）規定に従って記入した年度用水計画の申請表。（二）用水計画の申告についての合理性の分析。新築・改築・拡張の工事については、取水開始の 1 ヶ月前までにその年度の用水計画を取水許可監督管理機関に提出し、承認を受けた後に計画に基づき取水を行うものとする。地下水を取水して利用する場合、取水者はこれと同時に年度用水計画の写しを地質鉱産行政主管部門へ提出するものとする。都市計画区内において地下水を取水して利用する場合は、さらに都市建設行政主管部門へ写しを提出するものとする」と規定されている。

（五）節水制度。『水法』第八条には、「国家は節水を励行し、節水措置の推進に力を入れ、節水の新技术・新プロセスを普及させ、節水型の工業・農業およびサービス業を発展させ、節水型社会を確立させる。各レベルの人民政府は、節水管理の強化、節水技術の開発・普

及体系の確立、節水産業の育成と発展のための措置を行うものとする。組織および個人には節水の義務がある」と規定されている。

（六）水質管理制度

（1）水機能別区分管理制度。『水法』第三十二条には、「国务院の水行政主管部门は国务院の環境保護行政主管部门、関連部門および関連する省・自治区・直轄市の人民政府と共同にて、流域総合計画、水資源保護計画および経済社会発展の要求に基づき、国家の定める重要河川・湖沼についての水機能別区分を制定し、国务院の承認を受けるものとする。省・自治区・直轄市を跨ぐその他の河川・湖沼の水機能別区分管理については、関連する流域管理機構が河川・湖沼のある省・自治区・直轄市の人民政府の水行政主管部门、環境保護行政主管部门およびその他の関連部門と共同にて制定し、それぞれの関連する省・自治区・直轄市の人民政府による審査と意見提出を経た後に、国务院の水行政主管部门が国务院の環境保護行政主管部门と共同にて審査を行い、国务院またはその権限を与えられた部門の承認を受けるものとする」と規定されている。

（2）污水排出の総量規制制度。『水法』第三十二条には、「県レベル以上の人民政府の水行政主管部门または流域管理機構は、水機能別区分の水質に対する要求および水の自然浄化能力に基づき、その水域の受容能力を査定し、環境保護行政主管部门にその水域での污水排出の総量規制について意見を提出する」と規定されている。

（3）飲用水の水源保護区制度。『水法』第三十三条には、「国家は飲用水の水源保護区制度を確立する。省・自治区・直轄市の人民政府は飲用水の水源保護区を定め、また水源の枯渇や水の汚染を防止し、都市と農村の住民に飲用水の安全を保証するための措置をとるものとする」と規定されている。

（4）污水排出口の管理制度。『水法』第三十四条には、「飲用水の水源保護区内における污水排出口の設置を禁止する。河川・湖沼における污水排出口の新築・改築または拡張については、管轄権を有する水行政主管部门または流域管理機構の承認を受けなければならない。環境保護行政主管部门の責任により、その建設プロジェクトの環境影響報告書に対する審査が行われるものとする」と規定されている。

（七）水に関する紛争処理の制度。『水法』には水に関する紛争処理についての基本的な法律規範が定められている。第五十六条には地区間における水に関する紛争の処理方法が規定されている。第五十七条には組織間、個人間および組織と個人の間における水に関す

る紛争の処理方法が規定されている。第五十八条には、県レベル以上の人民政府またはその権限を与えられた部門が水に関する紛争を処理する際は臨時処置・措置をとる権限を有し、関係する各方面または当事者は必ずそれに従うことが規定されている。

(八) 監督検査制度。『水法』第五十九条には、「県レベル以上の人民政府の水行政主管部门および流域管理機構は、本法に違反する行為に対し、監督検査を強化して法に基づき処置を行うものとする。水行政監督検査の担当者は、職務に忠実であり、公平に法を執行するものとする」と規定されている。この他に、水行政監督検査の担当者の権利と義務についても規定されている。

(九) 水資源公報制度。水資源公報制度は、統一された規定・要求および基本書式に基づき、全国・重要河川流域・行政区域の水に関する基本状況を社会全体に公表するものである。わが国では全国の水資源公報が発表されるだけでなく、重要河川流域・省（区）・市の水資源公報も発表される。『水資源公報』の主な内容としては以下の6つがある。

(1) 水資源量。水資源量には降水量、表流水の資源量、地下水の資源量、水資源の総量が含まれる。

(2) 給水・用水量。給水量は各種の水源地により利水者に提供される、送水中の損失を含む総給水量を指すもので、表流水資源・地下水資源およびその他の水資源（污水处理によるリサイクル量および雨水集水工事による給水量を指す）の給水量に基づいて統計する。海水からの直接の利用量については別途に統計する。用水量は利水者に分配される、送水時の損失を含む総用水量を指すもので、農業・工業・生活という三大利水者に基づいて統計する。

(3) 貯水の動態。貯水の動態は、主に全国の各大流域一帯、省レベルの行政区域内の大型・中型ダムにおける貯水の動態および北方の平野における浅層地下水の動態、平野における地下水位の漏斗状低下の状況について評価・統計したものである。

(4) 河川・湖沼・ダムの水質。

(5) 水資源の利用についての簡易分析。

(6) 水に関する重要事項。

『中華人民共和国水法』はわが国で水資源管理を行う際に依拠とされる根本法であり、わが国における水資源管理制度の基礎を規定するものである。地下水は重要な水資源の一

つとされ、その管理は水資源管理制度に基づいて行われなければならないが、地下水には特殊性があるために、その管理にも特殊性が生じる。地下水資源は極めて破壊されやすく、採取量が補給量を上回ると、水資源の量および質のバランスが共に失われ、地下水位が下がり、地下水位の漏斗状低下現象が拡大し、一連の地質環境問題が引き起こされる。現在すでに地下水の問題はかなり深刻であり、地下水の管理を強化して、その保護と回復を実現することが必要とされている。『中華人民共和国水法』第二条には「本法に述べる水資源には、表流水および地下水が含まれる」とある。このため、わが国における地下水管理は、まずわが国の水資源管理制度に従うことになる。実践においては、主に取水許可制度に依拠する。

この他に、地下水の管理に関係する法規として以下のものが挙げられる。『水文水資源調査評価の適性および建設プロジェクト水資源論証の適性についての管理規則(試行)』、『地下水資源分類等級基準』GB15218-94、『地下水モニタリング規範』SL/T183-96、『地下水動態モニタリング規程』DZ/T0133-94、『都市地下水動態観測規程』CJJ/T76-98 など。

3.1.5 中国における地下水管理の法規

(一)『中華人民共和国水法』

1988年7月1日より施行された『中華人民共和国水法』(以下『水法』という)は、わが国最初の水に関する根本法である。2002年に改正が行われ、2002年10月に施行されている。改正後の『水法』には、総則、水資源計画、水資源の開発利用、水資源・水域および水工事の保護、水資源の配置と節水、水に関する紛争処理と法の執行・監督・検査、法的責任、付則の合計8章82条が含まれる。

憲法を除くと、『水法』は水に関する法律体系において中心的な位置づけを占める。これは水に関する基本法であり、その他の水に関する法律規範の立法根拠とされる。

『水法』ではわが国における水資源管理について各項目の基本制度が規定されている。たとえば、水資源の配置の最適化に関する各制度、取水許可制度、水資源の有償使用制度、計画的利水・基準量を超えた利水の累進価格制度、節水制度、水質管理制度、水に関する紛争処理制度、監督検査制度などがある。

『水法』には、地下水は国家の所有に属し、国务院が国家を代表してその所有権を行使すると規定されている。地方における各レベルの人民政府は、その地区における水資源の実際状況に合わせ、表流水と地下水の統一的な調節・開発、水源開発と節水の結合、節水

の優先および汚水の処理と再利用の原則に基づいて、水資源の開発や総合利用を合理的に計画しなければならない。水資源の開発・利用・節約・保護および水害対策などの水に関わる活動を行う際には、承認された計画を守らなければならない。計画に違反したために、河川や湖沼の水域における使用効率の低下、地下水の超過採取、地盤沈下、水の汚染が発生した場合には、その処理責任を負うものとする。地下資源の採取または地下工事の建設において、排水を原因とする地下水位の低下、水源の枯渇または地面の陥没が発生した場合、採鉱または建設を行った組織はその救済措置をとらなければならない。他者の生活および生産に損失を与えた場合は、法に基づき補償が行われるものとする。地下水の超過採取地区においては、県レベル以上の地方人民政府が地下水の採取を厳しく規制する措置をとらなければならない。地下水の超過採取が深刻な地区においては、省・自治区・直轄市の人民政府による承認を経て、地下水の採取禁止区または採取制限区を定めることができる。沿海地区における地下水の採取については、科学的な論証を行うものとし、また地盤沈下や塩水侵入を防止する措置をとるものとする。

（二）取水許可制度に関連する法規

取水許可制度は、わが国における水資源管理の基本制度である。『取水許可制度実施規則』（1993年8月1日に国務院令第119号として公布、1993年9月1日に施行）は、水行政管理における規範的法規である。（2006年4月15日に『取水許可・水資源費徴収管理条例』が施行され、『取水許可制度実施規則』は廃止された）

『取水許可制度実施規則』には、次のように規定されている。水利工事または機械揚水施設を利用して河川・湖沼または地下から直接取水を行うすべての組織および個人は、家庭生活や家畜・家禽の飲用水として取水を行う場合、農業灌漑のために少量の取水を行う場合、人力・畜力またはその他の方法により少量の取水を行う場合、農業において干ばつ対策としての応急的な取水が必要である場合、鉱山などの地下工事において施工・生産の安全を確保するために取水が必要である場合、公共安全または公共利益への危害を防止または除去するために取水が必要である場合の6種類の状況を除き、必ず本規則に従って取水許可証の申請を行い、また規定に従って取水を行うものとする。

地下水の取水については、とくに次のように規定されている。地下水の取水許可は、その行政区域の地下水の年度計画における採取可能な総量を超えるものであってはならず、また取水地点の総体的な分布および取水層の位置についての要求に符合するものとする。地下水の年度計画における採取可能な総量、取水地点の総体的な分布および取水層の位置

については、県レベル以上の地方人民政府の水行政主管部門が地質鉱産行政主管部門と共同にて確定する。都市計画区の地下水の年度計画における採取可能な総量、取水地点の総体的な分布および取水層の位置については、さらに都市建設行政主管部門と共同にて確定しなければならない。地下水の超過採取区域では、地下水の採取が厳しく規制されなければならない。地下水の涵養措置がとられていない深刻な超過採取区域での取水は禁止する。地下水の超過採取区域および取水禁止区域については、省レベル以上の人民政府の水行政主管部門が地質鉱産行政主管部門と共同にて境界を定め、同レベルの人民政府の承認を受ける。都市計画区および都市給水の水源に関わる場合は、省レベル以上の人民政府の水行政主管部門が同レベルの人民政府の地質鉱産行政主管部門および都市建設行政主管部門と共同にて境界を定め、同レベルの人民政府の承認を受ける。

『取水許可申請審査許可手順規定』は、1994年6月9日に水利部第4号令として公布された。この規範では、統一された取水許可の申請・審査許可の手順が規定されている。

『取水許可水質管理規定』は、1995年12月に水利部水政資[1995]485号として公布され、1996年1月1日より施行されたもので、1997年12月23日の水利部『「取水許可水質管理規定」の改正および再公布に関する通知』に基づいて修正された。

『取水許可監督管理規則』は、1996年7月29日に水利部令第6号として公布され、公布日より施行された。この規則が定められた目的は、取水許可制度の実施に対する監督管理を強化して、計画的利水および節水を促進することである。

GB/T17367-1998『取水許可技術参考・管理通則』は、1998年12月1日より実施された。この通則では、取水許可において遵守されるべき技術要求と管理に関する主な原則は、取水許可管理の範囲内におけるすべての利水者に適用されると規定されている。

（三）水污染防治に関連する法規

『中華人民共和国水污染防治法』は、1984年5月11日に第6期全国人民代表大会常務委員会第5回会議を通過し、1984年11月1日より施行され、1996年5月15日の第8期全国人民代表大会常務委員会第19回会議における『「中華人民共和国水污染防治法」の改正に関する決定』に基づき改正された。その内容には、総則、水環境水質基準と汚染物質排出基準の制定、水污染防治の監督管理、表流水の污染防治、地下水の污染防治、法的責任、付則の合計7章62条が含まれる。

第五章「地下水の污染防治」には、次のように規定されている。企業・事業機関が排水

用の穴または裂け目・空洞などを利用して、有毒な汚染物質を含む廃水、病原体を含む汚水およびその他の廃棄物を排出・廃棄することを禁止する。浸透を遮断できる地層がない場所において、企業・事業機関が浸透防止の措置を施していない用水路・ため池などを使用して、有毒な汚染物質を含む廃水、病原体を含む汚水およびその他の廃棄物の輸送または貯蔵を行うことを禁止する。複数層の地下水を採取する際、各帯水層の水質に大きな差がある場合には、層別の採取を行わなければならない。すでに汚染されている不圧水と被圧水は、混ぜて採取してはならない。地下工事施設の建設または地下資源の実地調査や採鉱などの活動を行う場合は、地下水の汚染を防止する防護措置を講じるものとする。人工涵養による地下水の補給は、地下水の水質を悪化させるものであってはならない。

『中華人民共和国水污染防治法実施細則』は、1989年7月12日に国务院の承認を受け、国家環境保護総局により公布された。現時点では、改正された『中華人民共和国水污染防治法』に基づく実施細則の改正は行われていない。関連する重要規則には、GB8978-1996『污水総合排出基準』、GB/T14848-93『地下水水質基準』などがある。

（四）都市用水に関する法規

『都市節水管理規定』は、1988年11月30日に国务院の承認を受け、1988年12月20日に建設部により公布され、1989年1月1日より実施された。この規定の目的は、都市の節水管理を強化して、水資源の保護とその合理的な利用を行い、国民経済および社会の発展を促進することである。現在、国务院の水行政主管部門が全国における計画的な節水の管理業務に責任を負うということが、国务院により明確に規定されている。

『都市給水条例』は、1994年7月19日に国务院令第158号として公布され、1994年10月1日に施行された。

『都市地下水開発利用保護管理規定』は、1993年12月4日に中華人民共和国建設部令第30号として公布され、1994年1月1日より実施された。この規定の目的は、都市における地下水の開発・利用および保護に対する管理を強化し、都市給水の保証、地盤沈下の抑制、都市の経済・社会の発展の保障を実現することである。

（五）その他の関連する管理法規

地下水の管理に関しては、この他にも多くの法規がある。たとえば、『水文水資源調査評価の適性および建設プロジェクト水資源論証の適性についての管理規則（試行）』、『地下水資源分類等級基準』GB15218-94、『地下水モニタリング規範』SL/T183-96、『地下水

動態モニタリング規程』DZ/T0133-94、『都市地下水動態観測規程』CJJ/T76-98 などがある。

現在、わが国では地下水を特定の対象とした立法は行われておらず、地下水に関する立法作業が全面的に完成するまでの道のりは遠い。

3.2 国外における地下水管理の経験

各国における水資源の状況、経済発展レベルおよび社会制度には相違があるため、水資源の開発利用や保護の管理についても、その方法に差が生じる。しかしながら、国家経済・市民生活に関連する、そしてその発展の潜在力に影響を及ぼす重要資源として水資源を位置づけ、管理を行い、持続可能な利用の実現を目指しているという点ではおおむね一致している。ここでは、いくつかの国における地下水管理の状況を簡単に紹介する。わが国における地下水管理の参考となるものを提供できればと考えている。

3.2.1 アメリカの地下水管理

アメリカの水資源は比較的豊富である。936.3 万平方キロメートルの土地に対して、年間平均 760 ミリメートルの降水があり、全国における河川の総流量は 29702 億立方メートルとなっている。河川流量の 30%は地下水によるもので、湧水および河岸からの横への浸透により補給されている。地下水への主な補給源は降水の下への浸透であり、その次が河川・ダムおよび灌漑用水路からの横への漏水による補給である。

アメリカの水資源管理機構は、連邦政府機構・州政府機構および地方政府機構（郡・市）の 3 レベルの機構に分かれる。州政府レベルでは、流域と地域との相互の結びつきが強調され、水資源の開発・利用および保護に対する流域機構の管理・協調の機能が際立っている。

100 年近くにわたるアメリカの地下水管理制度は、いまだ一連の実験段階にある。その発展の過程は、以下のとおり。

(1) 絶対所有権制－早期の河岸権制と優先権制に基づく変形型

アメリカにおける地下水の水利権は河岸権制に由来すると考えられ、地下貯水の上にある土地の所有者が、そのまま水利権を享受できる。この制度では、地下水の埋蔵量を正確に測ることができず、また地下水資源が一種の共有資源（common property）とされていたこともあり、地下水の超過採取がたいへん深刻であった。水利権の拘束力には限界があ

り、水の使用も効率的ではなかった。

(2) 相関的権利制－1903 年の *Katz v. Walkinshaw* の判例に由来

19 世紀におけるアメリカの水利法規では表流水の使用に重点が置かれていたが、水資源の欠乏が進むのに伴い、20 世紀になって、地下水資源がしだいに重要視され始めた。1903 *Katz v. Walkinshaw* の判例では、相関的権利の原則（correlative rights）が示されている。これは、「土地所有者は地下水資源に対する最高の使用权を有するが、水資源は関連する地下水資源の所有者と共に享受しなければならない。その場合でも、地下水資源についての最優先の使用权を有するのは、地下水源の所有者とされる。地下貯水の上にある土地の所有者の他に、申請を行って優先権を取得した者（appropriated）も、地下水資源の所有者の余りの水（surplus）を使用することができる。また、優先権の申請は、先に来た者が先に使うという原則（First in time, first in right）に基づいて行われる」というものである。この規範は土地所有権から地下水の水利権を分離するものであり、表流水についての優先権制と同様に、水資源配分という概念の大きな突破口となった。

(3) 共同規範の法則（Mutual prescription）－1949 年の *Pasadena v. Alhambra* の判例に由来

地下水資源には消耗という性質がある。相関的権利制では水使用の公平性が部分的に解決されているが、しかし「先に来た者が先に使う」という規範では依然として効率が悪く、不公平であった。そこで共同規範の法則が登場する。1949 *Pasadena v. Alhambra* の判例では、同一の地下水域（basin）の使用者は、その使用可能な水量を比率に基づき公平に分配しなければならず、また先に来た者が先に使うという制度は採用されないとした。この判例では、後から来た者の権益および水の使用効率の向上が比較的考慮されている。一般的にも水使用の公平性を高める原則だと考えられており、地下水の水利権に関するその後の判例において広く引用されている。

(4) 公共用水権－1961-62 年のカリフォルニア州水資源臨時委員会の決議に由来

地下水は乾燥年における応急用の重要資源であるが、地下水資源は共有資源であるため、政府による規制がなければ必然的に過度の取水という結果を招く。地下水の使用を適切に規制することを目的として、すでに 1957 年にカリフォルニア州では表流水・地下水の統一管理メカニズムが形成されていた。1961-62 年、カリフォルニア州では臨時委員会が設けられ、地下水の問題が検討された。当時の決議は、「社会の最高利益（paramount interest）および重大な関心（vital concern）に配慮する用水として、公共用水には最優先権が与え

られるべきであり、これにより地盤沈下・塩水侵入などの危害による社会の安寧 (peace) ・安全 (safety) および大衆の福祉 (welfare) などに対する侵害を防止する」というものであった。

詳細な権利帰属のもとで、アメリカ西部の各州では地下水の地域区分規制が採用されており、また地下水資源の生産力評価 (water production statements) を根拠として、地下水の補給 (replenishment assessment) を目的とした揚水税 (pump tax) の徴収が行われている。ただし、地下水管理組織にはいまだ実力が伴わず、アメリカ各州で地下水の超過採取が繰り返されている。しかし、アメリカ各州における規範および地下水埋蔵量の観測によると、規範が緻密であるほど超過採取が発生しにくいといえる。

(5) 実質的条件の原則 (physical solutions) — 1975 年の Los Angeles v. San Fernando の判例に由来

地下水の埋蔵量はそれぞれの地下水域によって異なる。それまでに確立されてきた絶対所有権、相關的権利の原則、共同規範の法則、および公共用水権といった水利権メカニズムでは、水使用の優先順位および需要面での水量規制のみが考慮されていた。1975 年の Los Angeles v. San Fernando の判例により、供給面での管理を考慮した地下水の水利権管理メカニズムが示された。この判例では、水利権が公平に分配されるためには地下水埋蔵量の自然条件 (physical solutions) に基づいて設定を行う必要があり、その水利権の量についての設定はそれぞれの事例によって異なる (case by case) としている。

Los Angeles v. San Fernando の判例によると、地下水の水利権を定義する場合には、まず安全揚水量 (safe yield) を把握する必要があるとされ、すべての権利者はその安全揚水量を超えた水量の取水を行ってはならない。この供給面における管理メカニズムはすでに展開されているが、しかしながら地下水に関する科学的知識にはいまだ限界があり、安全揚水量の確定や地下水水利権の設定をどのように行うかについても、確定されていない部分が多い。

(6) 許可制 (Permit) — 1977 年の Coastal Commission に由来

1977 年の Coastal Commission の規範では、海岸地区における地下水の開発・取水には発給される許可証の取得が必要であるとされた。これが西部地区における地下水管理制度の先駆けである。ただし、この規範は完全なものとはいえない。同一の地下水域であっても、海岸地区の外で地下水を取水すれば許可が不要になり、地下水の超過採取や海岸地区の破壊を招いてしまうからである。このため地下水の規制には全面的な規制が必須であり、そ

れによりはじめて効率的な管理メカニズムとなるのである。

1977 年以降、西部各州では相次いで地下水の許可制が行われている。しかしながら、地下水の水量の不確定性および共有資源であるという特性が、依然として地下水の許可制における悩みの種となる。

(7) 経営管理権制 (Management doctrine) —1990 年代

地下水と表流水の水利権管理制度は同じような変遷をたどっており、1990 年代になると、人々は地下水の生態環境に対する効果、および地下水の超過採取により引き起こされる地盤沈下や地下水塩害化による生態環境の損失について、しだいに重要視するようになった。アメリカにおける地下水水利権の経営管理制 (Management doctrine) は、市民の利益のために形成された (Bowman, 1990)。

経営管理権制は、公益に基づいて私権に対する制約をいま一步進めるものである。採用されて間もないため、地下水の超過採取による共有資源の消耗を阻止するのに有効であるか否かの判断には、さらに時間を要する。

アメリカにおける地下水の水利権管理は、表流水の水利権管理ほどには整備されていない。現在、アメリカにおける地下水の水利権制度には、おおよそ以下の 4 つの形式がある。

(1) 優先用水権。「先に使った者が優先される」および「継続的な使用、使わなければ水利権を失う」という 2 つの原則に基づく。14 の州で採用。

(2) 沿岸用水権に類似した水利権。19 の州で採用。

(3) 合理的用水権。「土地所有者がその地下の水についての水利権を有する。ただし灌漑用水については制限がある」というのが原則。16 の州で採用。

(4) 相関的用水権。「公共の帯水層の上にある各土地の所有者が同等の用水権 (水使用权) を有する。水量の不足時には土地面積の比率に応じて削減される」というのが原則。カリフォルニア州でのみ採用。

100 年余りの発展を経て、アメリカにおける地下水の水利権は、絶対所有権制、相関的権利制、共同規範の法則、公共用水権、実質的条件の原則、許可制、経営管理権制を経験してきた。おおむねのところ、所有者のいない状態から社会の共有に至り、そして共有から立法により私有とされ (絶対所有権)、続けて法の改正により私有の権限が制約された (合理的所有権)。しかし結局は、水資源の重要性および希少性が要因となり、水利権を土

地所有権から独立させて、別途にその財産権を分配するべきだと考えられるようになった（優先権制）。また、分配に対する政府の介入は効率を欠くことが多いとはいえ、許可制を導入せざるを得ず、水利権の審査がそれまで以上に厳しく行われ、随時介入できる可能性が確保されている。

3.2.2 フランスの地下水管理

フランスの国土面積は 54.73 万平方キロメートルで、人口は 6200 万人（2004 年 1 月）、耕地面積は 2.58 億ムー、年平均の流量は約 2000 億立方メートルである。

フランスでは 1935 年に『地下水保護法』が公布され、その後、水に関する一連の法令が公布されている。1992 年 1 月 3 日、フランスで新たな水資源管理法案が公布された。この法律の第 1 条には、「水は全市民の共同財産を構成する一部分である」と規定されている。フランスの水資源管理では法律の規定を前提として、次の原則が体现されている。「水の管理は総体的に行わなければならない。表流水の管理と同時に、地下水の管理を行う。水量と同時に水質を管理する。また水資源の開発利用における長期的な利益に目を向け、物理・化学および生物学などの点で生態系のバランスを考慮しなければならない」。

フランスの水資源管理システムは、国家の各レベルの行政機関—中央・地域圏・県・市町村・利水者・民選代表者・流域委員会および水業務管理局に及んでいる。

3.2.3 オランダの地下水管理

オランダの国土面積は 3.4 万平方キロメートルで（内陸の水面面積を含まない）、そのうち干拓造成による面積が 2.0 万平方キロメートルとなっている。全国における年間の流量は約 100 億立方メートルである。

オランダは複数の自治州により構成されており、政府組織には中央政府、12 の州、約 800 の市という 3 つのレベルがある。15 世紀以来、オランダでは「水委員会」という独特な水資源管理機構が確立されている。水委員会の行政レベルは市と同列で、州の 1 レベル下の機構であり、州には水委員会の設立・解散を行う権限がある。ただし水委員会は市とは異なり、水管理と用水路・水道および橋梁の管理・保守にその責任が限定された職能部門である。主な役割は、洪水対策、水量・水質の規制、水道・道路の管理である。

水委員会は公共事業部門であり、その管理範囲には地下水・表流水・水量・水質・水環境および河床・河岸などのインフラが含まれ、都市と農村における水質・水量・廃水処理

および洪水対策を含む排水の全過程に責任を負う。主な役割は管理案の制定であり、それが利水者および関連団体により執行される。また、水に関する政策の問題点について意見を提出する。

3.2.4 オーストラリアの地下水管理

オーストラリアの国土面積は 768.23 万平方キロメートルで、年平均の降水量は約 400 ミリメートルである。雨量の分布は、その地理や季節・年による差が大きい。オーストラリアの水資源の総量は 3430 億立方メートルであり、1 人あたりの水資源量は 18743 立方メートルとなっている。

オーストラリアでは、水資源に対して連邦政府・州政府および水管理局という 3 つのレベルでの管理が採用されており、厳格な水量の基準量配分制度および水業務管理の市場運用が行われている。

各州政府は、表流水と地下水を含む水資源の所有者である。それぞれの州における水利権の形式および管理モデルは全く同じというわけではないが、すべて立法を通じてその区域内の水資源が管理されており、基本的に比較的健全な水資源・水利権管理の法律法規体系が形成されている。水利権の境界確定・分配・譲渡・調整など、すべてについて根拠となる法や規則が存在している。しかしながら状況に違いがあるため、各州が水資源を採取・利用する際に相互間の協調を行うことは難しく、過度の水使用が頻繁に起こり、それぞれ程度は異なるが、生態環境を脅かす破壊が発生している。この状況に対して、オーストラリア政府は 1995 年に『水の分配と水利権－水利権実施の国家枠組み』を公布し、「環境は合法的な利水者である」ということを明確にした。また 1996 年に、オーストラリア政府は『地下水の分配と使用－オーストラリアにおける地下水管理の国家枠組み』を公布し、これにより地下水資源と表流水資源が全体として国家による統一管理の範疇に加えられている。

1994 年、オーストラリア政府は水資源改革の枠組み協定を示し、各州にその協定への署名を求めた。これにより水資源配分における水利権の関係、水量、水の譲渡可能性などについて改革が行われた。協定では、表流水および条件を満たす地下水の取引が認められている。つまり、水利権を有する利水者は自身が生産過程において節約した水を商品として需要者に販売することができる。表流水取引の主な形式には、河川区間や集水区の範囲内、流域内、流域間および州を跨いだ水利権取引が含まれる。地下水の取引は一般的に同一の区域内においてのみ行われる。表流水・地下水の取引は、いずれも政府の定める水資

源管理計画およびそれに関連する資源管理計画や政策に符合するものとされる。枠組み協定の登場とその実施により、水利権取引市場の形成・発展が大きく促進された。

水取引は形式や区域に関わらず、すべて生態環境用水を維持できることを前提として行われなければならない。水資源の配分過程において、国家の環境部門はまず各流域の水資源について評価を行わなければならない。その確保が確実にできる状況の下で、はじめて水利権に基づき水資源の配分を行うことができる。水利権の所有者は、その水資源の割当量の中でのみ取引を行うことができる。

分水上限制度に基づき、流域委員会は協定に従って各州へ水量を配分し、州政府はその執行に責任を負う。新たな利水者（灌漑開発・工業用途および都市の発展）は、いずれも現有的水使用権を購入することで水を獲得しなければならない。

3.2.5 日本の地下水管理

日本の国土面積は 37.7 万平方キロメートルで、年平均の降水量は約 1800 ミリメートルであり、通常年における水資源の総量は約 4500 億立方メートル、乾燥年は 3300 億立方メートルとなっている。

日本には地下水の使用と水利権に関する総合的な法律はない。『日本国民法』207 条には、私有地の下にある地下水の所有権は土地所有者の所有に属することが規定されている。すなわち、土地の所有権には相応する地下水の所有権が含まれており、この二つの所有権は分離されていない。

地下水のくみ上げについては、『工業用水法』および『ビル用水法（建築物用地下水の採取の規制に関する法律）』の中で具体的に規定されており、地盤沈下地区における地下水の採取には、すべて都道府県知事または市長の許可が必要となる。

国により歴史的な変遷や地下水問題の深刻さに違いがあるため、各国における地下水に関する法律、地下水の水利権制度および市場化の度合いはそれぞれ異なる。しかしながら、おおよその傾向としては表流水と地下水の統一管理が進められており、水利権が明確化され、程度は異なるが水利権の市場取引も導入されている。また、地下水の採取可能量や生態用水についても注目され始めている。

4 地下水採取の経済分析

地下水採取の経済分析には二つの目的がある。一つは、地下水をどのように有効利用するかについての分析であり、もう一つは、経済的に実行可能な地下水の代替水源を探ることである。

一つめの問題については、地下水の採取と利用に関する経済政策決定モデルを構築することができる。地下水の用途を政策決定の変数とし、地下水の利用により発生する経済効果を目録関数とする。境界条件は地下水の採取可能量および工事施設とする。このタイプのモデルにおいて単純に経済効果を目録とした場合、最適化の結果として、必然的により多くの地下水が工業およびサービス業で使用されることになる。このため、社会的効果という要素も考慮しなければならない。

二つめの問題については、どのようにして合理的な地下水の価格を定め、同時に代替水源または節水のコストを下げるかという点がその中心的な問題であり、経済的手段によって地下水の採取規模を抑制することが最終目標である。

4.1 水資源費について

『用水管理の理論と実践』によると、1996 年末までに、水資源費徴収の管理規則が実施されている省（区）の数は全国で 20 に達し、水資源費の徴収が行われている県（市・区）の数は全国で 1800 余りに達している。徴収額は 1993 年の 4 億元から 1996 年の 6 億元余りにまで増加している。山東省では 1997 年に合計 2.53 億元の水資源費が徴収されており、そのうち 1.33 億元が淄博市で徴収された水資源費である。

表1 山東省各地における水資源費の徴収基準 単位：元/立方メートル

地区レベル市	済南	青島	淄博	棗莊	東營	煙台	済寧	荷澤
表流水	0.10~0.70	0.05	0.30~0.70	0.30	0.10~0.15	0.05~0.80	0.20	0.04
地下水	0.15~0.70	0.15	0.90~1.00	0.30	0.40~0.50	0.05~0.80	0.30	0.04

表2 淄博市における水資源費の徴収基準 単位：元/立方メートル

年、月	表流水			地下水			鉱水・坑水	
	良質		不良	良質		不良	生活	生産経営
	生活	生産経営		生活	生産経営			
1993.4~1993.6	0.06	0.30	0.10	0.06	0.50	0.30	0.06	0.50
1993.7~1996	0.30	0.70	0.20	0.90	1.00	0.50	0.30	0.90

『水資源費の徴収管理状況に関する調査研究』によると、水資源の条件や経済発展レベルなどの影響により、全国の各省・自治区における水資源費の徴収基準には大きな差がある。最も低い 0.004 元/立方メートル（吉林）から、最高は 1.80 元/立方メートル（山東）まであり、基準の制定方式にも違いがある。

統計によると、1998 年～2001 年の 4 年間に全国で徴収された水資源費は合計 46.15 億元である。水資源費の徴収総額は年々増加しており、1998 年の 8.74 億元から 2001 年には 14.08 億元まで増えている。1998 年～2001 年に徴収された水資源費のうち、工業用水の水資源費は 28.56 億元であり、徴収額全体の 66.9%を占めている。生活用水の水資源費は 9.32 億元で、徴収額全体の 21.8%を占める。水力発電用水の水資源費は 2.88 億元で、徴収額全体の 6.7%を占める。火力発電用水の水資源費は 1.79 億元で、徴収額全体の 4.2%を占める。農業用水の水資源費は 0.16 億元で、徴収額全体の 0.4%を占める。

北京市における 2000 年の水利工事による給水の水価格は 0.50 元/立方メートルであり、水道水の販売価格は 2.13 元/立方メートル、污水处理費は 0.68 元/立方メートルで、污水处理費を含む水道水の総合販売価格は 2.81 元/立方メートルであった。自設井戸の地下水の水資源費は 0.80 元/立方メートルであった。

天津市における 2000 年の水利工事による給水の水価格は 0.55 元/立方メートルであり、污水处理費は 0.40 元/立方メートル、水道水の総合販売価格は 2.20 元/立方メートル（污水处理費を含む）であった。地下水の水資源費は 0.50 元/立方メートルであった。

河北省の現状における水道水価格は、住民の生活用水が 1.00～1.50 元/立方メートルまで上がっており、商工業企業が 1.79～2.55 元/立方メートルで、都市水道水の平均水価格は 1.43～2.00 元/立方メートルとなっている。水資源費・排水費・污水处理費および地方の付加費を含めると、自設井戸の水資源費は 0.30～1.50 元/立方メートルとなる。

2002 年 9 月 1 日より、蘇州市における市の地下水資源費の基準は次のようになっている。企業・事業機関（外資企業、個人経営の商工業者を含む）による地下水の直接取水の場合、1 立方メートルあたり 2.0 元。農村における公共施設の給水（鎮・村の浄水場）で地下水を水源としている場合、1 立方メートルあたり 1.0 元。機械電気施設を用いて浅層地下水を直接取水している場合、1 立方メートルあたり 1.0 元。

4.2 経済モデル

包頭市における地下水・表流水総合調節の多目的管理モデルを例とする。

管理モデルを地下水・表流水資源の最適化調節に応用して、包頭市における水資源不足の問題を解決する。まず、2層の帯水層における地下水流の数値シミュレーションモデルを構築して、地下水系単位のインパルス応答関数を求める。水資源と社会、経済および環境の関係を考慮して、地下水・表流水総合調節の多目的管理モデルを構築する。政策決定の変数は、不圧水と被圧水の採取量、各浄水場からそれぞれの管理小区への表流水の給水量とする。主な目標は、最大限の工業総生産額の達成、最小の給水コスト、地下水位の規制の最適化、および農業灌漑用水の需要を最大限に満たすことである。モデルの帰結は、線形目標計画の問題の解を求めることである。その結果によると、最適な総給水量は $66638.9 \times 10^4 \text{m}^3/\text{a}$ であり、そのうち地下水の給水量は $13506.2 \times 10^4 \text{m}^3/\text{a}$ となった。最適化案は、計画需要水量を最大限に満たし、限られた水資源に最大の経済効果を発揮させるものである。また、地下水の採取量を抑制することで、地下の水流場が適正化される。最終的には、最適化案に基づいて水資源管理のマクロ対策が示される。

解を求める方法：目標計画法では、理想点法と階層求解法のメリットを合わせ、各目標において期待される到達数値を理想点とし、「硬い制約」に正負の偏差変数を加えて「軟らかい制約」に転化させ、目標計画という意味において最も適切な問題の解を得られるようにする。解における正負の偏差変数値から、政策決定に役立つ多くの情報が得られる。線形目標計画は単一目的の線形計画を延長したもので、統一された数式および一般的な計算プロセスを備えており、大規模な多目的計画についての問題の解を求めることができる。これは現在最も広く応用されている方法の一つである。

管理モデルに表流水・地下水という 2 種類の政策決定変数を設ける：管理モデルでは多目的計画により解が求められる。各制約に正偏差と負偏差の変数が加えられて、等式制約となる。目標関数はそれぞれの偏差変数から極小値を求める問題として示される。

目標の制約：

第 1 階層の目標—最大限の工業生産額の達成

第 2 階層の目標—最小のコスト。給水総コストを可能な限り計画の給水総コストに近づける、またはそれを下回るようにする。

第 3 階層の目標—環境規制。地下水位に対する厳しい規制を行い、各規制ポイントの水位を可能な限り期待される規制水位に近づける。

第 4 階層の目標—基本的な農業の需要水量を確保する。

資源の制約：各表流水の水源地および取水工事の給水量が、その最大供給可能水量を超えてはならない。地下水はバランスのとれた採取を原則として、各水文地質ユニットにおける採取可能な資源量を確定する。不圧水の採取量は、その採取可能な資源量を超えてはならない。被圧水の採取量は、その採取可能な資源量を超えてはならない。

上限・下限の制約：表流水の変数は、計画期間における上水道管網の最大給水能力を上限とする。地下水の変数の上限・下限は、過去の採取量に基づいて確定する。

結果の分析：最適化の結果および給水価格に基づき、包頭市区域の総給水コストを 1.79×10^8 元と算出する。そのうち表流水の給水コストは 1.75×10^8 元で、平均の単位給水コストは 0.414 元/ m^3 となる。地下水の取水コストは 0.04×10^8 元で、平均の給水コストは 0.099 元/ m^3 に過ぎない。このように、地下水の給水コストは表流水に比べてずっと低く、加えて地下水は水質が良いことから、各組織は自設井戸により取水した地下水を多用する傾向にあり、地下水の深刻な超過採取を招いている。現在、包頭市における地下水の水資源費は 0.05 元/ m^3 であり、これを加えても自設井戸の給水コストは 0.15 元/ m^3 に過ぎず、包頭市における現在の上水道の工業用水価格（0.5 元/ $\text{m}^3 \sim 0.8$ 元/ m^3 ）を大幅に下回っている。したがって、価値法則を応用し、地下水の水資源費を適切に引き上げて、自設井戸を水源とした給水コストと水道水価格とを基本的に同じ水準に保つことにより、地下水の採取量を調整・規制するという目的を達成することができる。

5 モデル研究

5.1 太子河における地下水利用

5.1.1 太子河流域および地下水の概況

太子河流域の面積は 13,883 平方キロメートルであり、年平均の水資源量は 59.6 億立方メートルで、表流水の水資源量が 45.6 億立方メートル、地下水の水資源量が 14.0 億立方メートルとなっている。年間給水量は 19 億立方メートルで、表流水が 40%、地下水が 60%（約 12 億立方メートル、採取係数 0.85）を占める。



図5 太子河流域 (<http://www.esrichina-bj.cn/library/arcnews15/new15-taizihe.htm>)

5.1.2 太子河流域の地下水管理

『遼寧省取水許可制度実施細則（1994）』によると、 10000m^3 を超える場合に水利庁の許可、 $3000\sim 10000\text{m}^3$ の場合に市水利局の許可、 3000m^3 以下の場合に県水利局の許可がそれぞれ必要となる。

太子河流域における、地下水管理に関連する政策法規には以下が含まれる。

『遼寧省地下水資源保護区計画』（1998）

『遼寧省地下水観測井戸ネットワーク計画』（1999）

『遼寧省地下水資源保護条例』（2004）

『遼寧省地下水通報』

5.2 京津唐地区の地下水

5.2.1 京津唐地区の概況と地下水の評価結果

京津唐平野は華北平野の北部に位置し、全区の総面積は 33075km^2 である。この地区の年平均降水量は 594.6mm となっている。浅層淡水の主な補給源は大気中からの降水および用水路からの浸透である。京津唐平野の淡水区の地下水資源量は 47.53 億、 $2\text{-}5\text{g/l}$ の微塩水区の地下水資源量は 7.18 億、 5g/l を超える塩水区の地下水資源量は 5.77 億となっている。京津唐平野における浅層地下水の採取可能量は 47.07 億であり、補給量全体の 88% を占める。深層被圧水の規制採取可能量は 4.34 億で、空洞水の採取可能量は 0.25 億となっている。

5.2.2 京津唐地区における地下水の開発利用の現状

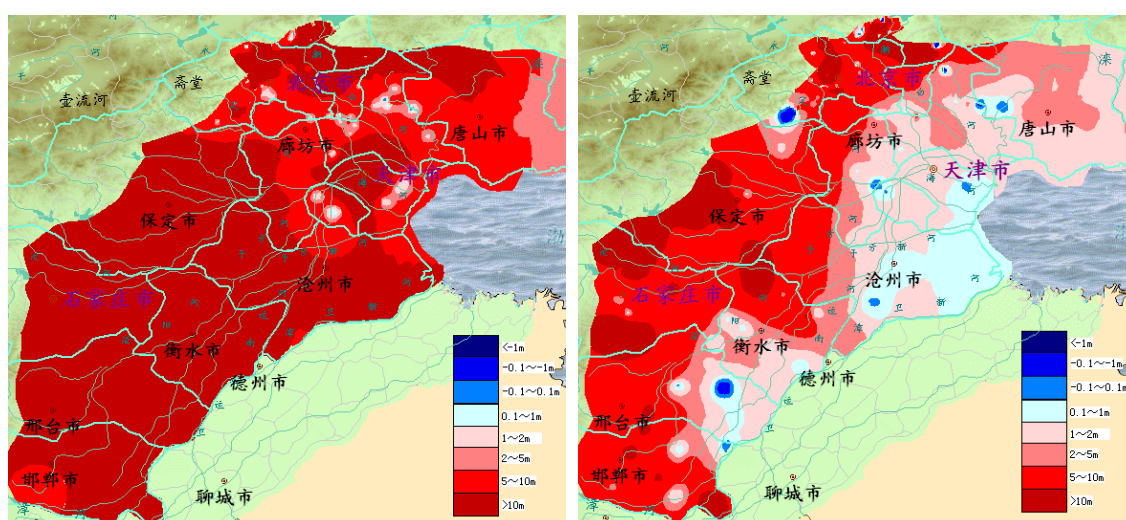
地下水は京津唐平野における主な給水水源であり、統計によると平年の地下水給水量は給水量全体の 40% を占め、渇水年には半分、渇水がとくに深刻な年には $2/3$ を占める。

全区における 1984 年の地下水採取量は 62.64 億であり、そのうち浅層地下水の採取量が 45.06 億で 71.9% を占め、深層地下水の採取量が 17.58 億で 28.1% を占める。北京市近郊区域では、長期にわたる継続的な採取により年平均 0.89m/a の速さで地下水位が低下しており、1980～1984 年の平野における累計損失量は 36.92 億前後となっている。1985～1988 年の降水量は平年並みもしくは豊水年に相当していたが、集中的に採取が行われる中心区および郊外の一部地区では依然として水位が低下し、地下水はバランスを欠いた超過採取の状況に置かれていた。天津市では深層被圧水の超過採取が深刻であり、すでに市区・塘沽・漢沽・静海などで被圧水の水頭が下がる地下水位の漏斗状低下現象が形成されている。1983 年の滬河から天津への引水の後、市区では部分的に採取量が削減され、水位低下の抑制に一定の効果があつた。しかし許容規制採取量と実際の採取量を比べると、市区・塘沽などの地区では、実際の採取量が許容規制採取量を数倍上回っていた。1998 年においても北京東郊外・天津の水位の漏斗状低下区の面積は 1000km^2 を上回っており、唐山市の中心区・東鋁区・廊坊市区・大城県・壩県などでも、地下水の超過採取が原因で地下水位の漏斗状低下現象が形成されている。京津唐地区における地下水位の変化については、図 6 を参照。

5.2.3 京津唐地区における地下水の合理的な採取量についての分析

B-a によると、華北平野における補給率は 5 万立方メートル前後である。地下水の採取

または引用に適した地区における平均の地下水採取率（1 平方キロメートルあたりの年間の採取可能な地下水資源量）は、北方の平野地区で 6.6 万立方メートルとなっている。ここから推計すると、京津唐地区における地下水の天然補給量および適切な採取量はそれぞれ 15 億立方メートル、20 億立方メートルとなり、現状における地下水の評価結果を下回る。降水量という角度からみると、降水による浸透係数を 0.1 とした場合、浸透による補給総量は約 $33075 \times 594.6 \times 0.1$ で、およそ 20 億立方メートルとなる。近年、北方では降水量が少なく乾燥傾向にあることを考えると、補給量は更に少なくなる。以上の 2 つの観点から、現在の地下水の評価結果（採取可能量 47.07 億）は楽観的すぎるということができる。



2005 年 12 月と 1990 年 12 月の地下水位の比較

2005 年 12 月と 2000 年 12 月の

地下水位の比較

図 6 京津唐地区における地下水位の変化

5.2.4 京津唐地区における地下水回復の対策

超過採取区における採取量の削減、水源の補充：北京市近郊区ではポンプ式井戸の配置調整が必要であり、官庁ダムおよび西部の地下貯水を合わせて運用することで、平年・豊水年におけるダムの余剰水を利用して地下水源への涵養を行う。天津市・廊坊地区では深層水の採取を規制しなければならない。深層水を採取しすぎると地盤沈下や塩水侵入などの一連の問題が発生し、また長期間にわたる深層水の飲用は人間の健康を害する。天津で

は給水システムの関連工事を早急に進め、飲用水の水源を深層水から灤河の水に転換しなければならない。廊坊地区では飲用水の補充水源とするための表流水を早急に手配しなければならない。

地下水採取区の合理的な調整:天津南部の浅層地下水は水質が良く、採取も容易であり、まだ一定の潜在力を有するため、状況を見ながら採取することができる。灤河の下流地区では、地下水の埋蔵が浅いため、不圧水が蒸発する前に採取・利用を行い、これを確保しなければならない。北京東部では個々に水位の比較的高い地区があり、状況を見ながら井戸を配置することで、地下水を最大限に利用することができる。

5.3 安全地下水位（内陸乾燥地域を例とする）

5.3.1 内陸乾燥地域の基本的な特徴

わが国の西北地区には、新疆・青海・甘粛・寧夏・陝西および内蒙古の西部が含まれる。西北内陸乾燥地域とは、上述の省・自治区の範囲内における賀蘭山以西の内陸乾燥地域を指す。地理的には、西と北が国境まで、東は賀蘭山－祁連山－青海湖のラインまで、南は崑崙山脈までとなる。流域区分の上では、長江流域・黄河流域の水系は含まれないが、新疆北部のエルティシ川などの国外へ流れ出る河川が含まれる。乾燥・湿潤の度合いについては、ほとんどが乾燥地域・極乾燥地域に属する。

西北内陸乾燥地域の年間降水量は、海拔の高い山地を除き、すべて 300mm 以下であり、個別には 10mm 以下の地区もある。内陸河川流域はその水文過程に基づき、山地の流水形成区および平野の流水利用・散失区に分けられる。平野オアシス地区が人間の主な活動区であり、内陸乾燥地域における経済の主体はオアシス農業である。内陸乾燥地域の平野オアシスにおける年間降水量は通常約 50～150mm であり、自然植生の生長は、主に地下水を抛り所としている。各植物が正常に生長するための条件として、それぞれに適切な地下水位の深度および必要な消費水量（不圧地下水の蒸発）がある。内陸河川流域は、生態環境が地下水に対して最も敏感に反応する地区である。

平野オアシスにおける社会経済の発展に伴い、用水量と消費水量が増加し、多くの地区で地下水が大量に開発利用されている。人間の活動が自然状態での水量バランスを変化させており、そのために地下水系の水環境に変化が起き、直接的に自然植生の衰退や死滅を招いている。これが西北地区の内陸盆地・平野における土地の砂漠化の主な原因の一つとなっている。ある意味では、西北内陸乾燥地域における地下水系の保護は、自然生態系の

保護であるといえる。

5.3.2 内陸乾燥地域における地下水の問題

日々増加する水の需要を満たすため、一部の地区では表流水を高度に開発利用すると同時に、地下水の採取利用も拡大し続けている。現在、地下水の開発利用の過程に存在する主な問題は、一部地区における地下水資源の推定量が大きすぎることであり、これが各地区における地下水の深刻な超過採取を招き、すでに生態環境に対して明らかなマイナス影響を与えている。

内陸乾燥地域における水資源の循環・消費は複雑であるため、これまでの水資源の評価には不確定性が存在した。これは主に、地下水資源の評価において地下水補給量と採取可能量の評価が全体的に大きくなりすぎるという形で現れており、一定の程度で水資源の利用計画における政策決定の誤りを招いている。

内陸乾燥地域の平野オアシスにおける地下水資源の評価および利用には、簡単にまとめると、循環性・動態性・有効性・不確定性という4つの特徴がある。

- 地下水資源の循環性——内陸乾燥地域の平野オアシスにおける「四水転化（大気中の水、表流水、土壌水、地下水の循環）」の特徴からも分かるように、地下水の補給量は天然補給量と循環補給量に分けられる。補給量全体の中では、循環補給量の占める割合が比較的大きく、通常で80～90%以上となっている。循環補給量は採取利用が可能なものであるが、これを資源量に入れてしまうと表流水の資源量と重複する。また湧水は地下水から表流水への循環であり、この湧水を独立した水資源としてしまうと、2回重複して計算することになる。
- 地下水資源の動態性——地下水の補給量と流入量には関連性があり、このため地下水には動態変化という特徴がある。同時に、地下水の循環補給量は灌漑区域における用水路の水利用係数、耕作地の水利用係数などに関連があり、用水路のライニングが普及するにつれて、用水路からの浸透による補給量は減少する。このほか、地下水の採取や地下水位の低下もまた地下水の補給量に影響を及ぼす。したがって、地下水の補給条件が変化した場合には、地下水の補給量について評価をやり直す必要がある。
- 地下水資源の有効性——地下水の補給量は、資源という点では重複計算される部分もあるが、原則的にすべて採取利用が可能である。地下水の採取量が多くなるほど、地下水位の深度は大きくなり、不圧水の蒸発量が少なくなる。このため西北地区では、蒸発による無効分を確保して水資源の利用可能量を増やす

という観点が存在する。しかし実際には、不圧地下水の蒸発は大部分が農作物や未耕作地の自然生態の植生により利用されたものであり、一概に無効と見なすことはできない。自然生態の植生による水の消費を考慮した上で、地下水の採取可能量の評価を慎重に行わなければならない。

- 地下水資源評価の不確定性——地下水の補給量は直接測定できないため、地下水資源の評価および循環補給量の計算には、いくつかのパラメーターが必要となる。これらのパラメーターの確定に必要な根拠が不足していることが、地下水資源量の評価における不確定性の原因である。現在行われている評価では、全体的に資源量が多めに偏る傾向にある。

地下水評価における以上の問題が原因となって、現在の西北内陸乾燥地域における地下水の評価結果は大きめの数値に偏っており、とくに採取可能係数の推定値が大きくなっている。それが各地区における実際の採取量が採取可能量に達していないにもかかわらず地下水位の低下が続くという状況を招き、生態環境の悪化を引き起こしている。現在、内陸乾燥地域の地下水評価では、通常 0.7～0.8 とされる湿潤地域の地下水の採取可能係数が用いられているが、実際の採取可能係数はこの数字よりも遙かに小さい。

内陸乾燥地域における水資源利用の主な問題点は、水資源の利用効率および効果が低く、社会経済の用水が自然生態用水を絶えず侵害していることである。表流水の開発利用度がすでにかかなり高い、もしくはすでに完全に利用されているという状況下で、地下水の大量採取へと方向が移っている。実際上において、地下水資源量は表流水の開発度と密接に関係しており、表流水の利用度が上がり続けるのに伴い、地下水資源は必然的にある程度減少する。この状況において、過去の地下水評価での採取可能量に基づいて地下水の開発を行うと、必然的に地下水位が低下を続けることになり、地下水位の低下は、土地の砂漠化や生態系の退化に直結する。

生態環境が重要視されるようになるにつれ、表流水資源の配置においては、現在すでに、生態環境を維持するために生態への給水を一定量確保することの必要性が認識され始めている。地下水資源の開発利用においては、この方面での認識がいまだ明確ではない。たとえば、地下水の合理的な採取量、地下水と生態環境の関係などについて、あまり明確には認識されておらず、それが地下水の開発利用において実際に起こっている地下水の超過採取や生態環境の破壊など一連の問題を招いている。

5.3.3 自然植生と地下水位の深度

植生の生長には光合成や呼吸などの生理過程のための水分補給が必要であり、水分補給の条件が直接的に植生の生長状況を決定する。陸生植物は主に根系から土壤中の水分をくみ上げて水分補給を行うため、土壤中の水分状況が陸生植物の生長状況を決定する。土壤中の水分の由来には、降水・灌漑・洪水流などによる表流水の浸透、ならびに土壤水の横への浸透、地下水の横方向への運動、地下水の上方向への補給など地下水・土壤水自体による運動が含まれる。通常、自然植生は灌漑の存在しない状況に置かれており、また西北内陸乾燥地域は降水が少なく、洪水流の発生も少数の河川における一部の区間に限られている。このため、内陸乾燥地域の自然植生は主に河道（用水路を含む）の両側、湖沼・貯水池の周辺および灌漑区域の周辺地帯に分布している。これらの地帯に共通する特徴は地下水の補給が比較的安定していることであり、これは主に地下水の横方向への補給によるもので、土壤中の水分状況は主に地下水位の高さにより決定される。したがって、よりマクロ的な角度（時間と空間を含む）からみると、内陸乾燥地域における自然植生の生長状況は地下水の深度と密接に関係していると考えられる。

このような考え方にに基づき、多くの研究が行われている。フィールドワークを通じて各植生の生長状況と地下水位との関係を調査し、生態環境の維持と保護に必要とされる水資源、とくに地下水の基本条件を確定するというのが、その基本的な方法である。すべて乾燥地域であるとはいえ、降水量には差があり、また気温などの気候条件や土壌条件にも差があるため、それぞれの乾燥地域における自然植生と地下水の関係も、すべて同じであるわけではない。

乾燥地域の自然植生は大まかに高木・低木・草本の3種類に分けられ、必要とされる地下水位の条件もそれぞれ異なる。ここではコヨウ・ギョリュウ・アシをそれぞれ高木・低木・草本の典型植生として、他者の研究成果に基づき、典型植生の生長状況と地下水の深度との関係をまとめる。

1、コヨウ

コヨウ（胡楊）。英語名は *Populus euphratica*。多年生の高木で、アルカリ土壌・やせた土壌に強く、砂漠・半砂漠の河川沿岸、河谷、亀裂土(adobe soil)、アルカリ土、湖沼周辺の河川オアシスに生える。

張蔚榛氏らがタリム河本流区域で行った研究により、地下水深度の各範囲内におけるコヨウの出現率が明らかにされている。表 3 を参照。

表3 タリム本流区域における地下水深度別のコヨウの全体出現率（％）

地下水の深度	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	>10m
出現率	4.72	13.78	20.96	20.62	12.41	5.90	7.26	7.11	4.77	0.37	

趙文智氏が黒河地区で行った研究により、地下水の各深度に対応するコヨウの生長状況が明らかにされている。表 4 を参照。

表4 黒河デルタ地区における地下水深度とコヨウの生長状況および群落内における地位との関係

地下水の深度（m）	生長の状況
1.0-2.5	アシ・ホソバグミと随伴。群落中の重要値は 40-60%に過ぎない。
2.0-3.0	正常に生長。群落中の重要値は 70-80%を占める。
3.0-4.5	基本的に正常に生長。生育環境にギョリュウが侵入し、群落中の重要値は
4.5-6.0	50%に満たない。
6-10	生長不良、梢枯れ、一部死滅。ギョリュウ群落中に散在。
>10	大部分が死滅。苦豆子（ <i>Sophora alopecuroides</i> ）やその他の雑草中に点在。すべて死滅。

張武文氏らがエジナ旗地区で行った研究の結果によると、コヨウは地下水の深度が 4m を下回る場合、正常に生長する。地下水の深度が 4～6m の場合は生長不良となり、梢端部の枯れ・葉枯れが現れ、少数が死滅。地下水の深度が 6～10m に達した場合、大部分が枯死。地下水の深度が 10m を超えた場合はすべて死滅する。

王議会氏らがタリム河両岸で行った研究の結果によると、洪水による浸水がない状況においては、地下水が生長に対する重要な役割を果たし、地下水の深度が砂漠河岸林の生長を制約する主要要素となる。地下水の深度が<3.0m の場合、生長は旺盛。地下水の深度が 3.0～4.0m の場合、生長は正常。そして地下水の深度が>4.0m の場合、生長は衰える。

以上をまとめると、コヨウの生長に最も適した地下水の深度は 3～5m であると考えられる。

2、ギョリュウ

ギョリュウ（檉柳）。紅柳ともいう。英語名は *Tamarix*spp。落葉小低木の一で、古枝は赤色。葉が鱗に似ている。夏と秋に開花する。花は薄紅色で、実はさく果。アルカリ・乾燥に強く、防砂林に適している。

張蔚榛氏らがタリム河本流区域で行った研究により、地下水深度の各範囲内におけるギョリュウの出現率が明らかにされている。表 5 を参照。

表5 タリム本流区域における地下水深度別のギョリュウの全体出現率（％）

地下水の深度	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	>10m
出現率	4.34	19.96	26.11	22.12	13.59	3.92	0.92	5.17	0	2.31	1.56

趙文智氏が黒河・石羊河地区で行った研究により、地下水の各深度に対応するギョリュウの生長状況が明らかにされている。表 6 を参照。

表6 石羊河・黒河下流における地下水深度別のギョリュウ群落の生長状況の比較

地下水の深度（m）	石羊河下流	黒河下流
1-3	正常に生長。群落中では随伴種。	正常に生長。群落中では随伴種。
3-5	正常に生長。群落中では随伴種。	正常に生長。優勢種。
5-7	正常に生長。群落中では優勢種。	退化、枯死、少数が死滅。
7-9	正常に生長。優勢種。種群の被覆度が	退化が深刻。大部分が死滅。
9-11	最大。	ほぼ全て死滅。
>11	被覆度が低下。枯死。 明らかに衰退。	

馬金珠氏らがタクラマカン砂漠南端地区で行った研究によると、生長が良好なギョリュウのうち 90%以上は地下水位が 6m を下回る区域に分布している。表 7 を参照。

表7 タクラマカン砂漠南端におけるギョリュウ低木群落と地下水位の関係

群落タイプ	地下水の 深度/m	地形	被覆度 /%	高さ /m	随伴植物	生長状 況
ギョリュウの 幼林	1.0~2.5	中州氾濫原	35~45	1.0~3.0	アシ・ホッスガヤ・ コヨウの若苗	良好
ギョリュウー アロエ ー苦豆子	3.0~3.5	一級段丘	60~75	>3.0	アシ・苦豆子・黒刺 (Lycium ruthenicum)・ラクダソウ・ 獐毛 (Aeluropus sinensis)	旺盛
ギョリュウー アシ	3.0~4.0	一級段丘	70	2.0~2.5	ラクダソウ・カンゾウ・コ ヨウ	良好
ギョリュウー カンゾウ	5.0	一級段丘	35	1.5~2.0		葉が落 ちる
ギョリュウ	6.0~7.0	二級段丘	25~40	1.5~2.0	ラクダソウ・アシ	枯れ枝 あり
ギョリュウの 砂山	8.0~10.0	二級段丘	10	3.5	アシなどの草本植物	枯れ枝 あり

このように、ギョリュウはコヨウに比べて乾燥に強く、地下水の深度が 5~6m の範囲内で広く分布し、生長が良好である。

3、アシ

アシ（蘆葦）。英語名は *Phragmites australis*。多年生の草本で、わが国の各地に広く分布する。湿地植生の主要な構成種となることが多い。乾燥地域の沼沢・湖岸・河岸および塩害土壌にも分布する。

張蔚榛氏らがタリム河本流区域で行った研究により、地下水深度の各範囲内におけるアシの出現率が明らかにされている。表 8 を参照。

表8 タリム本流区域における地下水深度別のアシの全体出現率（％）

地下水の深度	<1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	>8m
出現率	14.29	36.93	29.45	16.85	6.02	1.81	0.77		

馬金珠氏らがタクラマカン砂漠南端地区で行った研究によると、通常、生長の良好なアシは地下水の深度が 1~2.5m の範囲内に分布している。

以上から、アシの生長に適した地下水の深度は 1～2m であると考えられる。ただし、地下水の深度が増すにつれてアシの株高も増し、それに応じて根系も発達するため、アシの分布範囲は比較的広がっている。

4、植生群落

内陸乾燥地域の自然植生群落では、いくつかの種類の植生が混ざっていることが多く、生態景観の違いは地下水と密接に関係している。馬金珠氏らがタクラマカン砂漠南端地区で行った研究の結果については、表 9 を参照。

表9 タクラマカン砂漠南端における地下水と砂漠植生の生長との関係

砂漠の生態景観	地形	土質	有機物の含有量 /g·kg ⁻¹	土壌の塩量 / g·kg ⁻¹	地下水の深度/m	地下水の鉱化度/g·L ⁻¹	優勢植物および生長状況
幼齢の砂漠河岸林	河川氾濫原	沖積の微細砂	高くない	軽微	1～2	1～3	コヨウ（灰楊）の生長が良好。林下はギョリュウおよび多種の草本植物。
中齢・成熟に近い砂漠河岸林	低段丘または自然堤防	微細砂、落葉落枝層あり	10～40	10～20	2～4	1～3	林相が良く、うっ閉度 0.2～0.4。林下は多種の草本植物。
成熟を過ぎた砂漠河岸林	古沖積平野、乾いた河床の両岸	微砂質壤土	10～30	20	5～10	5～10	コヨウ（灰楊）が優勢、少量のギョリュウ低木が混ざる。更新は不良。
衰退した砂漠河岸林－低木	古沖積平野	壤土、埴土、塩殻		20～50	5～10	5～20	コヨウ（灰楊）が優勢、ギョリュウは明らかに衰える。
ギョリュウ低木	低段丘、河川間の低平地	壤土、埴土	10～30	10～20	2～4	1～5	ギョリュウ・シオノキの生長が良好。多種の草本植物が随伴。
塩化草原	河川氾濫原	壤土	10～15	5～15	0.5～2	1～5	耐塩・中生の草本植物の生長が良好で、被覆度が比較的高い。
塩生の低木・草本	低段丘、河間地、湖畔	壤土、埴土腐植質がある	10～20	10～20	2～4	1～5	低木および草本の生長が良好。塩穂木（ <i>Halostachys caspica</i> ）が混ざり、被覆度が比較的高い。
砂漠化草原	断流河道の砂州、低段丘	壤土、粘土	10～20	10～15	4～6	3～5	草本植物の生長が不良で、被覆度が低い。
まばらなギョリュウ低木	砂漠の端、砂丘高さ 1～6m	微細砂と落葉落枝の互層	2～6		3～10	3～30	ギョリュウ低木の生長が不良で、被覆度が低い。＜10%

張武文氏は馮起氏らの研究成果を引用して、砂漠オアシス植物のコヨウ・梭梭（*Haloxylon ammodendron*）・白刺（*Nitraria sibirica*）・ホソバグミなどの生長状況と地下水の深度には密接な関係があるという認識を示している。地下水の深度が3m前後の場合、中齢と成熟齢の植物の伸び方が良好であり、根発芽が多いが、ただし生長は不良である。深度が4mの場合、造林帯の低木が生長不良になり始め、植物の主幹の枝が枯死する。深度が4～5mの場合、中生樹の生長が完全に止まる。地下水の深度が6～8mの場合、成熟林と中齢樹の上部が枯死する。

5.3.4 各地下水位に対応する消費水量の分析

内陸乾燥地域では、土壌からの蒸発と植生からの蒸散はどちらも不圧地下水の蒸発と見なすことができる。裸地における不圧水の蒸発を計算するための主な経験公式には、冪関数公式・指数公式・アヴェリヤノフ公式・清華公式・逆 Logistic 公式などがある。植生からの蒸散を考慮する場合は、一般的に根系の発育程度に基づき地下水の深度について根系を加味した修正を行う。

この研究では指数公式を用いて不圧水の蒸発を計算する。

裸地における不圧水の蒸発の計算式は、次のとおり。

$$\frac{E}{E_{20}} = \alpha e^{-\beta H} \quad (5-1)$$

そのうち、

E－蒸発量、mm

E_{20} －20cm の蒸発皿で実測した蒸発量、mm

H－地下水の深度、m

α ・ β －パラメーター。微細砂土を主体とした乾燥地域では、それぞれ 0.62・0.8 とする。

植生の根系を考慮して修正した不圧水の蒸発の計算式は、次のとおり。

$$\frac{E}{E_{20}} = \alpha e^{-\beta(H-r)} \quad (5-2)$$

そのうち、 r —植生の平均根系深度、 m

新疆タリム河本流の起点であるアラル観測所では、2001年に20cm蒸発皿で実測された年間蒸発量は1872.1mmであった。下流のティッケンリクでは1981～2000年に20cm蒸発皿で実測された年間蒸発量は平均2517.6mmであった。この2つの平均値をとって2195mmを乾燥地域における平均の蒸発能力 E_{20} とする。根系の各深度および地下水の各深度に対応する不圧水の蒸発量については、表10を参照。

通常の状態においては、植生の根系の平均深度と地下水の深度との差は1～2mと考えられる。以上のことから、表の計算結果に基づき、自然植生の年間の消費水量は約300～500mmであると考えられる。

表10 根系の各深度 r と地下水の各深度 H に対応する不圧水の蒸発量 (mm/a)

$r \setminus H$ (m)	0.0	0.5	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5	6.0	6.5	7.0
0.0	1361														
0.5	912	1361													
1.0	611	912	1361												
1.5	410	611	912	1361											
2.0	275	410	611	912	1361										
2.5	184	275	410	611	912	1361									
3.0	123	184	275	410	611	912	1361								
3.5	83	123	184	275	410	611	912	1361							
4.0	55	83	123	184	275	410	611	912	1361						
4.5	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361					
5.0	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361				
5.5	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361			
6.0	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361		
6.5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361	
7.0	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912	1361
7.5	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611	912
8.0	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410	611
8.5	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275	410
9.0	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184	275
9.5	1	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123	184
10.0	0	1	1	2	2	3	5	8	11	17	25	37	55	83	123

5.3.5 自然植生と地下水の水質

砂生植物は体内の含塩量が比較的高く、アルカリ環境に対する一定の適応性を有するが、地下水の鉱化度が一定の限度に達した場合には、植物の生長が抑制される。野外にて植生のそれぞれの生長状況において地下水を採取し、水の化学分析を行った結果によると、ギ

ヨリュウの耐塩性が最も強く、鉍化度が 22g/L に達した場合でも生長を続けることができる。その他の大多数の植物は鉍化度が 3g/L を下回る場合に生長が良好で、5～10g/L に達すると明らかに生長が抑制される。ギョリュウを除き、大多数の植物は地下水の鉍化度が 10g/L に達すると、死滅が始まる。

張武文氏、馬金珠氏の研究結果はどちらも、地下水の鉍化度が 3g/L を下回る場合に、自然植生の生長が正常であることを示している。典型自然植生の生長状況と地下水の鉍化度との関係については、表 11 を参照。

表11 地下水の水質と植物の生長状況

	それぞれの生長状況における地下水の鉍化度/g・L ⁻¹			
植物の種類	生長が良好	通常の生長	まばら・退化	枯死
ギョリュウ	<5.0	5.0~22.0	22.0~30.0	>30.0
コヨウ	<3.0	3.0~6.0	5.0~10.0	>10.0
アシ	<3.5	3.5~7.0	7.0~10.0	>10.0
カンゾウ	<3.5	3.5~5.5	5.5~10.0	>10.0
ラクダソウ	<2.0	2.0~6.0	6.0~8.0	>8.0
ラフマ	<3.0	3.0~6.0	6.0~10.0	>10.0

5.3.6 総合分析

地下水資源量の評価結果の合理性を判断するための科学的な指標は、地下水位の変化であり、地下水の合理的な採取量については、地下水位の持続的な低下を引き起こさないことを規制の条件としなければならない。

多くの研究成果を分析したところ、地下水の深度が 3～5m の範囲内にある場合、植生の生長状況は良好である。地下水位が高すぎると塩類化が発生し、地下水位が低すぎると植生の衰退を招く。

研究によると、自然植生の年間の最小消費水量は 300～500mm であり、植生の根系の平均深度が 1～2m の範囲内にある場合、適切な地下水位は 2.5～4.0m である。

以上より、一応の結論として内陸乾燥地域における安全な地下水の深度は 5m であると確定できる。この制限を超えると、自然植生の衰退および生態環境の悪化を招いてしまう。

6 地下水の枯渇および地下水位回復の対策

6.1 関連する研究成果

取引可能な水利権制度の導入は、地下水の採取量を効果的に抑制し、地下水の使用効率を向上させる重要な手段である。一級水利権市場を通じて、地下水の分配可能な総量について明確な財産権を定める。二級水利権市場を利用して、利水者の手にある水利権の再分配を行い、水資源の配置の最適化を実現させる。同時に、政府は地下水の分配可能な総量に対する規制、水利権取引市場の調整や監督管理および地下水の採取状況の監視を行い、それにより地下水の採取量を調節して、地下水の水利権市場を支障なく運用させる。

—葛顔祥氏他、『水利権市場と地下水資源の配置』

地下水資源管理の情報システムは、地下水の採取量、水位の動態変化の過程および賦存の媒質を可視化するものである。これにより、地下水資源の管理者は、地下水の採取—地下水位の低下—地下水位の漏斗状低下現象の形成までの時間的プロセスならびに地下水の賦存する地質を目の当たりにすることができる。これは管理における政策決定の助けとなるものであり、地下水の合理的な開発利用や保護において重要な意義を持つ。

楊軍氏他、『江蘇省における地下水資源管理の情報化整備についての研究』

水価格の改革を進める上での重点は、節水の中核とした合理的な価格形成メカニズムの確立に置かれるべきである。主な課題としては、1 つに水価格の形成メカニズムの整備がある。その改革の主な課題は、1 つめが水価格形成メカニズムを整備して、水価格の管理体制を改革することである。2 つめが水価格の計算方式の改革であり、用水の基準量管理の普及に力を入れ、基準量を超えた場合の累進価格制度を実施する。また「二部制」の水価格についての研究とその拡大をさらに進め、豊水期・渇水期別の水価格または季節変動式の水価格を普及させる。3 つめが地域の平均給水コストに基づいた価格決定の実施である。4 つめが農業給水における末端レベルの用水路についての水価格制度の確立である。「末端水価格」制度を積極的に進め、末端レベルの用水路における水価格を規範化する。5 つめが農業給水における計量施設を徐々に整備して、計量管理を強化することである。6 つめが水価格改革とそれに関連する改革とを協調させることである。

温桂芳氏他、『わが国における水価格の形成メカニズムと管理制度の改革についての研

究』

現在の技術レベルでは水量分配を末端の各利水者のそれぞれの井戸にまで行き渡らせることも可能であるが、管理上の融通性や対応能力を確保するために、行政区域内における総量規制を主体とする。このため、上述した実行可能なオプションを具体的に実施する際には、必ず以下の原則を守らなければならない。中心都市部および河川沿線などの沈下に敏感な地区では、地下水の採取量と涵養量の動態バランスを保つ。すなわち、帯水層を沈下抑制のための道具および貯蔵場所として使い、「冬に補給して夏に使う」または「夏に補給して冬に使う」という方法を実施し、人工涵養を浅い部分の砂層に集中させて、沈下の抑制という目的を達成するとともに、水質汚染の可能性を回避する。周辺地区の深部帯水層からは、主に人々の生活飲用水を供給するものとし、良質の水は質の高い用途に用いる。採取を分散させ、層別・水質別の給水を行い、良質の水を特別価格で工業用水として使用する場合は相応する涵養の義務を負うものとし、水の使用が指標を超えた場合は都市災害防止リスク金を納付するものとする。地下水資源の管理を徐々に法規体系の中に取り込み、社会における資源の配置を最適化し、また合理性のない採取や資源の浪費あるいは廉価での使用を減らす。

龔士良氏他、『上海における地下水資源系の開発と管理』

6.2 地下水の枯渇および地下水の回復に対応するための対策

モニタリングの整備：地下水モニタリングシステムの構築と整備を行って、地下水動態モニタリングをより科学的で規範化されたものとし、地下水管理を科学的に行うための資料を蓄積する。京津唐地区・東北地区では初歩段階のモニタリングネットワークが確立されている。

科学的な評価：地下水の資源量および採取可能量について科学的な評価を行う。とくに実践における採取量と地下水位の変化との関係を重視し、地下水と表流水の循環、および人間の活動による影響を考慮に入れて、動態評価を行う。

統一管理：必ず表流水と地下水の統一管理を行い、表流水資源を優先的に利用する。各地に設立された水事務局を活用して、地下水・表流水のモニタリング、科学研究、管理など多方面での連携を図る。

経済的手段：地下水の水価格の引き上げは、地下水の採取を規制するための重要な手段である。遼寧省ではこの方面での実践が行われており、水資源費の徴収基準の引き上げに

よって、地下水の採取が減少している。

水利権制度：取引可能な水利権制度の導入は、地下水の採取量を効果的に抑制し、地下水の使用効率を向上させる重要な手段となる。政府は地下水の分配可能な総量に対する規制、水利権取引市場の調整や監督管理および地下水の採取状況の監視を行い、それにより地下水の採取量を調節して、地下水の水利権市場を支障なく運用させる。

保護の実施：地下水の超過採取が深刻な一部の地区に対しては、地下水の保護区を設けて強制的な保護を行わなければならない。自然の補給作用により地下水位を回復させ、必要な場合には人工涵養により地下水位を回復させる。

代替水源：社会の安定的な発展のためには、地下水の採取を規制すると同時に、積極的に代替水源を探さなければならない。実行可能な手段としては、表流水の最大限の利用、雨水の利用、節水、流域間導水などがある。

7 結び

地下水は広く分布しており、水質が良く、汚染され難く、また貯水量の調整能力に優れ、給水の保証度が高いことから、すでに広範囲において開発利用されている。しかし地下水の超過採取は、地下水位の低下や地盤沈下、湧水の消失、植生の退化などの生態環境問題を引き起こす。このため、地下水の枯渇および地下水位の回復についての対策研究が必要となる。地下水には境界の確定が難しく、頻繁に循環し、回復が難しいなどの特徴があり、研究作業には多くの困難が伴う。

中国の地下淡水天然資源は年平均 8837 億立方メートルであり、全国における水資源全体の約 1/3 を占める。採取可能な地下淡水資源は年平均 3527 億立方メートルとなっている。建国以来、全国における地下水の採取量は増加を続けている。北方地区では青海省を除き、採取程度がすべて 20%を超えており、そのうち天津市・河北省および北京市では採取程度が 100%を超えている。20 年近くにわたり、実際の給水量に占める地下水の割合は一貫して増加傾向を示しており、すでに 1980 年の 14.0%から 2000 年の 19.8%にまで増加している。

建国以来、中国の地下水は長い間地質鉱産部門（現国土資源部）により管理されてきた。上述した一つめの文書により、水利部による水資源の統一管理は実現されたが、その実践にはまだ多くの困難が存在している。わが国の地下水管理制度は表流水のものと類似しており、水資源の配置の最適化に関する制度、取水許可制度、水資源の有償使用制度、基準量を超えた利水の累進価格制度、節水制度、水質管理制度、水に関する紛争処理制度、監督検査制度、水資源公報制度などが含まれる。

世界の国々では歴史的な変遷や地下水問題の深刻さに違いがあるため、各国における地下水に関する法律、地下水の水利権制度および市場化の度合いはそれぞれ異なる。しかしながら、およそその傾向としては表流水と地下水の統一管理が進められており、水利権が明確化され、程度は異なるが水利権の市場取引も導入されている。

太子河流域では全般的に見ても地下水に関する目立った問題はなく、地下水の保護と回復に関する制度が比較的良く整備されている。京津唐地区では地下水の超過採取が深刻であり、節水を励行して同時に代替水源を積極的に探す必要がある。内陸乾燥地域の安全地下水位については、地下水の深度を 3～5m とする。

地下水の枯渇および地下水位の回復に対応するための対策には、モニタリングの整備、科学的な評価、統一管理、経済的手段、水利権制度、保護の実施、代替水源などが含まれる。

参考文献

- [1] 国土资源部，2001 年启动的新一轮全国地下水资源评价成果（国土资源部、2001 年開始の新たな全国地下水資源評価の成果）
- [2] 《中华人民共和国水法》（『中華人民共和国水法』）
- [3] 林洪孝主编，水资源管理理论与实践，中国水利水电出版社（林洪孝主編、水資源管理の理論と実践、中国水利水电出版社）
- [4] 《建设项目水资源论证管理办法》（『建設プロジェクト水資源論証管理規則』）
- [5] 《取水许可制度实施办法》（『取水許可制度実施規則』）
- [6] 《取水许可监督管理办法》（『取水許可監督管理規則』）
- [7] 《中华人民共和国水污染防治法》（『中華人民共和国水污染防治法』）
- [8] 钱變铭，裘江海，水政監察实务，中国水利水电出版社（錢變銘・裘江海、水行政監察実務、中国水利水电出版社）
- [9] 陈明健、阙雅文，美国水权制度—水权与地下水管理制度（陳明健・闕雅文、アメリカの水利権制度—水利権と地下水管理制度）
- [10] 李景卫，依法管水，调控有方，国外水资源利用和保护笔谈（李景衛、法に基づく水の管理 適正なコントロール、国外における水資源の利用と保護に関するメモ）
- [11] 《中国水资源公报》（『中国水資源公報』）（1997～2002）
- [12] 《中国北方平原区地下水通报》（『中国北方平野地区地下水通報』）（2000～2003）
- [13] 《全国地下水资源保护行动计划》（『全国地下水資源保護行動計画』）
- [14] 京津冀地区的地下水动态监测信息网（北京・天津・河北省地区における地下水動態モニタリング情報ネットワーク）、
<http://sqqx.hydroinfo.gov.cn/shuiziyuan/default.htm>
- [15] 姜文来，唐曲，雷波，杨瑞珍，水资源管理学导论（姜文来・唐曲・雷波・楊瑞珍、水資源管理学序論）
- [16] 贺国平等，北京市平原区地下水资源开采现状及评价，水文地质工程地质（賀国平他、北京市平野地区における地下水資源採取の現状と評価、水文地質工

事地質)、2005 (2)

- [17] 戴长雷, 迟宝明, 地下水监测研究进展, 水土保持研究 (戴長雷・遲宝明、地下水モニタリング研究の進展、水土保持研究)、2005 (4)
- [18] 康凤新, 地下水允许开采量及其潜力评价研究, 工程勘察 (康鳳新、地下水の許容採取量およびその潜在力の評価に関する研究、工事实地調査)、2005 (3)
- [19] 葛颜祥等, 水权市场与地下水资源配置, 中国农村经济 (葛顏祥他、水利権市場と地下水資源の配置、中国農村経済)、2004 (1)
- [20] 杨军, 常本春, 江苏省地下水资源管理信息化建设探讨, 江苏水利 (楊軍・常本春、江蘇省における地下水資源管理の情報化整備についての研究、江蘇水利)、2004 (11)
- [21] 龚士良, 上海地下水资源系统开发与管理, 管理工程学报 (龔士良、上海における地下水資源系の開発と管理、管理工程学報)、1999 (1)
- [22] 中国工程院“西北水资源”项目组. 西北地区水资源配置、生态环境建设和可持续发展战略研究项目综合报告 (中国工程院「西北水資源」プロジェクトチーム、西北地区における水資源の配置・生態環境建設および持続可能な発展戦略研究プロジェクト総合レポート)、2003.02
- [23] 黄培祐. 干旱区免灌植被及其恢复. 北京: 科学出版社 (黃培祐、乾燥地域における無灌漑植生とその回復、北京: 科学出版社)、2002
- [24] 杨建平, 丁永建, 陈任升, 刘连友. 近 40 年中国北方降水量与蒸发量变化. 干旱区资源与环境 (楊建平・丁永建・陳任升・劉連友、この 40 年の中国北方における降水量と蒸発量の変化、乾燥地域の資源と環境)、17 (2)、2003.03: p6-11
- [25] 张蔚榛, 张瑜芳. 地下水的超采对农业灌溉和环境的影响及其对策. 节水灌溉论坛 (張蔚榛・張瑜芳、地下水の超過採取による農業灌漑と環境への影響およびその対策、節水灌漑フォーラム)、2002 年 8 月、北京
- [26] 赵文智. 内陆河流域生态需水和生态地下水位研究. 博士论文, 兰州: 中国科学院寒区旱区环境与工程研究所 (趙文智、内陸河川流域における生態水需要と生態地下水位の研究、博士論文、蘭州: 中国科学院寒冷・乾燥地域の環境と工事研究所)、2002
- [27] 张武文, 史生胜. 额济纳绿洲地下水动态与植被退化关系的研究. 冰川冻土 (張武文・史生勝、エジナオアシスにおける地下水の動態と植生の退化との

関係についての研究、氷河凍土)、2002、24 (4) :421~425

- [28] 王让会, 韦如意. 干旱区内陆河流域荒漠河岸林变化研究. 北华大学学报 (自然科学版) (王讓会・韋如意、乾燥地域における内陸河川流域の砂漠河岸林の変化についての研究、北華大学学报 (自然科学版))、2000、1 (3) :242~245
- [29] 马金珠, 朱中华, 李吉均. 塔克拉玛干沙漠南缘地下水在脆弱生态环境中的作用. 兰州大学学报 (自然科学版) (馬金珠・朱中華・李吉均、タクラマカン砂漠南端における地下水の脆弱な生態環境への作用、蘭州大学学报 (自然科学版))、2000、36 (4) :88~95
- [30] 徐兆祥. 西北干旱内陆平原地下水开发与生态环境问题. 甘肃水利水电技术 (徐兆祥、西北乾燥内陸平野における地下水開発と生態環境問題、甘肅水利水電技術)、1994.06、(2) :16~19
- [31] 董新光. 新疆地下水资源评价及可持续利用的对策与模式. 学术报告 (董新光、新疆における地下水資源評価および持続可能な利用の対策とモデル、学術報告)
- [32] 塔里木河流域管理局. 应急输水对塔里木河下游绿色走廊生态环境影响的初步分析 (タリム河流域管理局、緊急送水によるタリム河下流域の「緑の回廊」の生態環境に対する影響についての初歩的分析)、2003.03
- [33] 新疆水利厅“水利部科技创新项目”课题组. 塔里木河下游应急输水与生态改善监测评估研究 (新疆水利庁「水利部科学技術刷新プロジェクト」テーマグループ、タリム河下流域の緊急送水と生態改善のモニタリング評価についての研究)、2004.02
- [34] 邵景力, 崔亚莉, 李慈君, 包头市地下水-地表水联合调度多目标管理模型, 资源科学 (邵景力・崔亜莉・李慈君、包頭市における地下水・表流水総合調節の多目的管理モデル、資源科学)、2003 (7)

課題 11-7
農民自主灌漑管理組織の性格と役割

全志輝（清華大学）

目 次

1. 東坪灌漑区の基本的状況.....	5
2. 利水協会設立以前の灌漑区体制の欠陥.....	9
2.1 利水協会設立以前の灌漑区体制.....	9
2.2. 利水協会設立以前の灌漑区体制の問題.....	10
2.2.1 低い水費用徴収基準.....	10
2.2.2 利水戸の水費用滞納.....	11
2.3 灌漑区体制の難題.....	11
2.3.1 末端政府の管理.....	11
2.3.1.1 「水費用剰余権」.....	11
2.3.1.2 末端政府の管理.....	12
2.3.1.3 社長による水費用徴収.....	13
2.3.1.4 社長に対する監督の欠如.....	14
2.3.1.5 電気揚水灌漑ステーションの社長に対する処罰は無力であった.....	14
2.3.2 農民の「フリーライダー」.....	16
2.3.2.1 農民の「フリーライダー」行為.....	16
2.3.2.2 農家による「フリーライダー」行為の影響.....	16
2.3.2.3 灌漑グループの出現.....	17
3. 利水協会は如何に設立されたか：改革モデルプロジェクトの政治学.....	19
3.1 モデルプロジェクト以前の戸別配水改革.....	19
3.2 利水戸協会の設立.....	20
3.2.1 モデルプロジェクトの遂行過程.....	20
3.2.2 節水効益増加灌漑モデルプロジェクト.....	21
3.3 改革に対する抵抗の克服とモデルプロジェクトの政治学.....	21
4. 利水戸協会の実績.....	23
4.1 農民の水費用負担の減少.....	23
4.2 協会収入の大幅増加.....	24
4.3 協会収入の大幅増加.....	25
5.協会が実績を挙げた理由とその限界.....	27
5.1 協会が実績を挙げた理由.....	27
5.1.1 市場メカニズムにより用水効率が向上.....	27
5.1.2 効果的な監督と罰則制度.....	27
5.2 協会の運営実績の限界：より多くの農家が参加するか.....	28
6. 結 論.....	31
6.1 上記の検討の結論：利水戸協会の改革成功の本質.....	31
6.2 より深い分析：利水戸協会の改革を成功に導いた特殊な前提.....	31
6.3 利水戸協会の本質.....	32
6.4 利水戸協会の促進政策とその運用.....	32
参考文献.....	34

概 要

農民水利協会は現在振興しつつある農民自主灌漑管理組織である。その優れた管理への期待と灌漑管理の問題解決という切実な要求に基づいて、農民水利協会についてすでに多くの研究がなれている。中でも最も核心的問題は、農民水利協会の性格と農村灌漑事業発展における位置付けを、如何に具体的に理解するかということである。本研究ではケーススタディ方式を採用し、甘肅小白銀市東坪灌漑区を事例に取り、水利協会振興の内在的論理と設立過程を重点的に分析することによって、農民水利協会モデル事業の実施過程とその性格を如何に理解すべきかについて回答を得たい。これにより、農民水利協会の育成政策に信頼に足る基礎を提供したいと思う。

1. 東坪灌漑区の基本的状況

東坪灌漑区は白銀市靖遠県西部の北湾鎮に位置していて、白銀区四龍鎮と境界を接し、靖遠県県都から 35 km、白銀市市街区から 30 km の距離にある。1995 年 8 月に、東坪車口（旧名 100 千瓦）と金山車口（旧名 75 千瓦）が合併して誕生した。灌漑区は南北約 3,700m、東西約 4,200m、海拔 1,423~1,480m で、靖遠黄河沿岸高効率農業区の一つである。

灌漑区の建設には以下のような特徴がある。第一に典型的な「三つのながら工事」、即ち設計、建設、施工を同時に行ったこと、第二に工事の品質基準が低く、関連施設が整備されていないこと、第三に、建設を重視し保守点検を軽視する意識が強いことである。

2002 年末の時点で、東坪灌漑区にはポンプ場 8 基、水路関連の主要建築物 153 がある。灌漑区には計 3 本の幹線用水路があり、延長 11.8km、支線水路は 35 本で、延長 76km である。プロジェクトの固定資産は 113 万元である。総揚程は 72.8m、実灌漑面積は 1 万 300 ムー（約 6.667 アール）である。

2. 水利協会設立以前の灌漑区体制の欠陥

1980 年から 1998 年かけて、灌漑区では社長（集落の長）中心の配水制度を実施した。灌漑区の電力揚水灌漑ステーションはまず 36 人の社長に配水し、その後社長が集落の灌漑事業に責任を負った。水費用については、社長が電力揚水灌漑ステーションの稼動記録に基づいて水価格を見積もり、さらに集落の 1 ムー当りの水費用を算出してから、農家から水費用を徴収し、電力揚水灌漑ステーションとの間で決算するのである。このような体制には末端政府が管理していること、及び水利戸が「フリーライダー」行為をするという二つの欠陥が存在あった。

3. 水利協会が如何に設立されたか：改革モデルプロジェクトの政治学

戸別配水の改革は社長の利益と村、郷政府の費用徴収体制に直接抵触する問題である。改革に反対する声に対し、灌漑区の管理機構は主に以下の様な方法で矛盾を解決し、戸別配水を運営を成功に導いた。

第一に、能力を有し直接改革に取り組める社長を、報酬を払って季節工として雇用し、配水事業を担当させた。第二に、参加型灌漑管理モデルプロジェクトが水利部、甘肅省水

利庁、白銀市政府等各レベルの政府から多大な支援を受けた。第三に、改革の初期、白銀市水利局は陳情ホットラインを設けることにより、戸別配水の運営過程における灌漑効率を高め、農家の灌漑コストを削減し、多くの農家から支持された。ごく少数の故意に面倒を引き起こす「釘子戸（お上の言うことを聞かない頑固な農家）」は政府に対抗できなくなった。

4. 利水戸協会の運営実績

——農民の水費用支出が減少：1996年、全灌漑区におけるほとんどの農家の灌漑1回当りの水費用は18～22元で、ポンプ場から最も離れた集落では約25元であった。1999年に灌漑区が戸別配水改革を行うと、1 m³当りの水価格は1.38角になった。1ムー当りの平均灌漑時間は約50分で、それに要する水費用は約15元であった。

——協会の収入が大幅に増加：協会の収入は着実に増加し、水費用は改革前の1 m³当り1角から1.38角にまで上がった。水路の補修により水の地下浸透が減少した。また、水費用の前払い方式により水費用徴収率が100%になった。様々な措置を講じたことにより、協会の水費用収入は1998年に36万元だったものが、1999年には49万元に増えた。温室ドリップ灌漑プロジェクトの効果が顕著であったため、2003年には協会の水費用収入が61万元に達した。

——灌漑区の施設と水路を効果的に保全：ここ5年来、協会は給水施設改築・改造に力を入れ、ハイレベルの地下浸透防止水路21.5 kmを延長し、ポンプ場2基を改築、洪水防止施設2を建設し、鉄製水門100基、用水堰80基、温室様給水管6,880mを延長した。プロジェクトと設備の正常稼働率は1998年の45%から1998年には45%に上昇、単位エネルギー消費量は1999年の5.40度/千t mから5.12度/千t mまで減少し、給水コストは従来の71.4元/ムーから66.5元/ムーまで下がった。灌漑区の固定資産は従来の46万3,000元から240万元に増加し、固定資産の維持・増加という目標を達成した。

5. 協会が実績を挙げた理由とその限界

協会が実績を挙げた理由：

——市場メカニズムによって用水効率が向上：協会は集落の量水施設により、従来の「大鍋の水（公有制の水の意）」を計量可能な商品に変えた。つまり農家は自分の必要量に応じて直接協会から水を購入し、協会は水費用事前徴収方式で各農家に配水できるようになり、協会と灌漑区内の農民との間で市場関係が形成された。

——効果的な監督・罰則制度：協会は水費用事前徴収により費用徴収コストを節約し、一部農民の水費用滞納問題を解決したため、灌漑の全過程で「フリーライダー」の余地がなくなった。

協会の運営実績の限界：より多くの農家が参加するか

東坪灌漑区が万ムー灌漑区として管理されるようになると、白銀市政府が東坪灌漑区に対して国有資産管理権を行使し、靖遠県水利局が業務指導を行い、東坪灌漑区に審査システムを導入した。利水戸協会が設立されると、協会の責任者は政府の任免ではなく、会員の代表によって選出するようになった。協会の定款には次のように書かれている。「協会は

東坪灌漑区の全利水戸が民主的方法によって設立した非営利の社会団体で、法人の資格を有する。」

協会代表の選出制度から見ると、会員代表は村民委員会の推薦と郷党委員会及び郷政府の同意を得た上で、モデル事業改革グループが代表の資格を審査して決定する。会員代表の選出結果を見ると、会員代表は農民によって選出されるわけではなく、村民委員会の推薦と郷政府の承認を受けて選出されるのである。ここから、選出された会員代表は政府の利益を代表していることが分かる。このように政府部門に選挙の結果を効果的に管理させることによって、政府の事業やすべての改革を管理しやすいようにしたのである。

6. 結論

利水戸協会の改革成功の本質

改革前、東坪灌漑区の管理には二つの難題があった。一つは末端政府の農業灌漑の管理が主として社長が集落の配水制度を請負う方法で行われていたこと、もう一つは農民に「フリーライダー」行為があったことである。

改革では、灌漑区の参加型灌漑管理を行うに当たり、省水利庁と白銀市政府が改革の主要な担い手になったため、郷（鎮）政府が交渉の権限を失い、改革の進行に協力するだけの存在になった。そのため、東坪灌漑区の改革は、省と市政府が指導し、郷（鎮）政府が身を引くとい形で行われたため、改革後東坪灌漑区は末端政府の管理から完全に離れた。

第二の難題については、参加型灌漑管理の改革で提供された資金と権威を利用し、協会は自然独占市場メカニズムを導入し、東坪灌漑区に農業灌漑用水の取引市場を形成した。市場メカニズムは従来の「大鍋の水」と比べ、水資源の利用効率が大幅に向上した。

より深い分析：利水協会の改革を成功に導いた特殊な前提

第一、東坪灌漑区は高揚程揚水灌漑方式を採用していて、灌漑用水の供給をコントロールできるので、水資源の計量が可能になった。

第二、灌漑区農家の水路灌漑用水への依存は 100% で、水路灌漑に完全に依存していた。これが東坪灌漑区で自然独占市場を形成するのに基礎を提供した。

第三、東坪灌漑区は黄河上流に位置し水資源に恵まれているため、工業用水或いは飲料水との間で矛盾が生じなかった。

第四、東坪灌漑区は灌漑面積が集中し地理的特性が相似した万ムー灌漑区である。また、改革の範囲が二つの地域に跨るだけなので、少ない投資でプロジェクトの改造ができる。これらが改革の成功に有利な条件を提供した。

第五、効率の高い農業が灌漑区に多くの経済的収益をもたらした。

第六、協会に業務経験が豊富で実務に優れ、責任感を有した優秀な人材がいた。

第七、協会の改革は水利部と甘粛省水利庁から一貫して重視された。現協会長の田重海氏によると、参加型灌漑管理の機会がなければ、協会だけの能力で灌漑区全域の戸別配水を行えなかっただろうということである。

利水戸協会の本質

利水戸協会の改革は、農村における農家経営を主とした農業経営制度の下、農家に農村の灌漑管理責任を持たせることによって、灌漑事業の継続と発展面における政策的改革を実現した。政府、市場、社会の枠組みの中で、協会は成長途上にある農村社会の積極的要素となり、非営利で自主管理するNGOに成長しつつある。灌漑管理の組織体系から見ると、それは国が提供する灌漑サービスを得るために農家が設立した、国の機関と機関を仲介するサービス組織であり、また農民が灌漑サービスを自主的に提供する民間の公共サービス組織である。

利水戸協会の促進政策とその運用

上記のような性格をもつ組織が発展し役割を発揮するためには、中央政府、地方政府、水利管理部門、社会各界、農民のそれぞれが共に努力し、関連政策を二度と持ち出さないことである。東坪灌漑区のケースで学んだ最も重要なことは、様々な主体の間で力を合わせて協力すること、或いは抵抗を排除するのに適した時期や方式を見つけるということである。これは各地の利水戸協会が事業を進める際に最も参考にすべきことであろう。

農民自主灌漑管理組織の性格と役割

—甘肅省東坪灌漑区農民利水協会のフィールド・スタディを基に

農民利水協会は中国で現在振興しつつある農民自主灌漑管理組織である。その優れた管理への期待と灌漑管理の問題解決という切実な要求に基づいて、農民利水協会についてすでに多くの研究がなされている。中でも最も核心的問題は、農民利水協会の性格と農村灌漑事業発展における位置付けを、如何に具体的に理解するかということである。本研究ではケーススタディ方式を採用し、甘肅小白銀市東坪灌漑区を事例に取り、利水協会振興の内在的論理と設立過程を重点的に分析することによって、農民利水協会モデルプロジェクトの実施過程とその性格を如何に理解すべきかについて回答を得たい。これにより、農民利水協会の育成政策に信頼に足る基礎を提供したいと思う。

1. 東坪灌漑区の基本的状況

1.1 地理的位置

東坪灌漑区は白銀市靖遠県西部の北湾鎮に位置していて、白銀区四龍鎮と境界を接し、靖遠県県都から 35 km、白銀市市街区から 30 km の距離にある。1995 年 8 月に、東坪車口（旧名 100 千瓦）と金山車口（旧名 75 千瓦）が合併して誕生した。灌漑区は南北約 3,700m、東西約 4,200m、海拔は 1,423～1,480m で、靖遠黄河沿岸高効率農業区の一つである。

東坪灌漑区の気候は、日照に恵まれ、熱量が豊富で、少雨多風、四季の変化が明確であるという特徴を有する、典型的な大陸性気候である。全国及び全省の気候区分によれば、灌漑区は半乾燥温暖性気候に属する。県気象局の 1937 年から 1979 年までの 42 年間の観測記録によると、年平均気温 39.4℃、1 月が最も寒く 7 月が最も暑い、年・月温度差が大きい、最低気温マイナス 25.1℃、最高気温 39.5℃、春（3～5 月）の平均気温 10.9℃、秋（9～10 月）の平均気温 8.4℃、年平均降水量 244 mm、最多降水量 385.5 mm、最小 104.2 mm である。年間を通じ雨の時間的・区間的分布が不均衡で、主に夏季（6～8 月）に集中する。この時期の平均降水量は 138.2 mm で、年総降水量の 57% を占める。年平均蒸発量は 1660.6 mm で降水量の 6.8 倍、年平均日照時間は 2691.1 時間で、年平均日照率は 61% である。東坪灌漑区の平均旱魃指数は約 8.0 である。

灌漑区は一、二級の階段状地形にあり、地形は平坦で整い、傾斜度は 5 度以下である。第一段沖積層の地中水ミネラル度は 0.31～1.2 g / ㊳㊴、第二段沖積層は 3～6 g / ㊳㊴であるため地下水を灌漑に使用することができない。土壌類型は馬蘭黄土で、地層が薄く、山あいでは 1m、平均 12m、最も深い所で 20m である。

1.2 灌漑区の建設過程

現在の東坪灌漑区は東坪車口と金山口が合併して設立された。東坪車口のケースを例に取って見ると、建設には国が投資した設備を使い、農民による投工・投労方式（労働力を資金に換算する方法）を採用している。当時の歴史的制約により、灌漑区の建設には以下の様ないくつかの特徴があった。

第一に、工事が典型的な「三つのながら工事（設計、建設、施工を同時に行う）」であったことである。表 3.2 と表 3.3 から分かるように、竣工まで 20 年以上の期間を要し、その上プロジェクト計画に統一性がなかったため、竣工後ずっと「問題を抱え」たまままで運営を行ってきた。

第二に、工事の品質基準が低く、関連施設が整備されていなかったことである。当時の技術と施工条件の制約により、本体工事は土固めの方法で建設され、灌漑水路のほとんどが土水路であり、水路の利用係数は 1996 年に至るまでずっと 60～70% であった。東坪灌漑区のライニングを施した幹線水路の延長はわずか 2.7 km で全体の 3% に過ぎない。ほかはすべて土水路である。また、工事用設備が不足していたため、「子馬で大型荷車を引く」状況が多く見られた。

第三に、建設を重視し保守点検を軽視する意識が強かったことである。機械・電気設備の保守点検とメンテナンスが行き届かないため、設備がすぐに破損し早期に廃棄処分されることが多かった。

表 1.1 東坪車口（別称 100 千瓦）プロジェクト建設過程

時間	国の投資部分（主要設備）	灌漑面積（ムー）	農民の投労
1954 年	60 馬力ディーゼルエンジン 3 台	100（1955 年）	1972 年時点の、大衆の投工投労（労働力を資金に換算する方法）による工事量累計は 46 万 9,200 m ³ 、労働日（1 人 1 日働くことを表す単位）53 万 4,400、1 ムー当りの投資 93.35 元、1 ムー当りの灌漑コスト、6.4 元である。 1995 年の灌漑面積 6,300 ムーである（内訳：靖遠 3,300 ムー、四龍 3,000 ムー）。
1958 年	100kw 電気揚水灌漑設備 1 セット	450（1956 年）	
1965 年	28kw 電気揚水灌漑設備 1 セット	623（1957 年）	
1969 年	55kw 電気揚水灌漑設備 1 セット	2400（1964 年）	
1974 年	75kw 電気揚水灌漑設備 3 セット 40kw 電気揚水灌漑設備 1 セット	4300（1972 年）	
1975 年	靖豊水路からの給水を黄河からの給水に改め、4 級・・・となる	6300（1995 年）	
1976 年	100kw 電気揚水灌漑設備 1 セット		

表 1.2 金山車口（別称 75 千瓦）プロジェクト建設過程

時間	国の投資部分（主要設備）	灌漑面積	農民の投労
1955 年	40 馬力ディーゼルエンジン 1 台 32 馬力ディーゼルエンジン 1 台	300（1955）	1972 年時点の、大衆の 投工投労による工事量 累計は 59 万 6,000 m ³ 、 労働日（1 人 1 日働くこ とを表す単位）14 万 4,200、1 ムー当りの投 資 134 元、 1 ムー当りの灌漑コス ト、4.4 元である。
1958 年	75 電気揚水灌漑設備 1 セット 55 電気揚水灌漑設備 1 セット	500（1958）	
1968 年	28 電気揚水灌漑設備 1 セット		
1971 年	28 電気揚水灌漑設備 1 セット 40 電気揚水灌漑設備 1 セット	3515（1972）	
1974 年	30 電気揚水灌漑設備 1 セット 17 電気揚水灌漑設備 1 セット		1995 年時の灌漑面積 4,000 ムーである。
1977 年	東坪車口の 1 級取水を現在 の 4 級・・・に改める	4000（1995）	

竣工後、灌漑区の本体プロジェクトではずっと大規模な更新・改造工事をしていなかったため、毎年多くの資金を投入して、灌漑を保証するのに必要な更新・改造工事をしなければならなかった。これは電気揚水灌漑ステーションにとって大きな財政的負担になった。

1.3 プロジェクトの状況

2002 年末の時点で、東坪灌漑区にはポンプ場 8 基、水路関連の主要建築物 153 があつた。灌漑区には計 3 本の幹線用水路があり、延長 11.8km、支線水路は 35 本で、延長 76km である。プロジェクトの固定資産は 113 万元である。

東坪灌漑区の総揚程は 72.8m、純揚程 56.36m、設計汲上水量 1.17 m³/秒である。機械ポンプ 20 セット、容量 1,008kw、配電変圧器 8 基、総容量 1,345kw である。東坪灌漑区の設計灌漑面積は 1 万 1,330 ムー、実灌漑面積は 1 万 300 ムーで、その内白銀区龍鎮 3,000 ムー、靖遠県北湾鎮 7,000 ムー、和平堡郷 300 ムーである。区内には 3 つの郷鎮、8 つの村民委員会及び 36 の生産合作社があつて、1 万人余がその恩恵を受けている。

1.4 農業の発展状況

東坪灌漑区における一人当りの灌漑地面積は約 0.86 ムーである。混作面積が 88%以上に上り、食糧の体位面積当りの収穫量は 590 kg/ムー、一人当りの食糧生産量 500 kg、一人当りの生産額 600 元である。産業構造の調整に伴い、東坪灌漑区の温室（日照を利用）面積は急速に発展した。1993 年からモデル栽培を開始、1995 年からそれを大々的に普及し始め、温室栽培産業は順調な発展を見せた。2002 年時点で、温室面積 1,800 ムー、純生産額

7,000 元／ムー、灌漑区全体の経済作物収入は 1,276 万元であった。東坪灌漑区の主要農作物は小麦、とうもろこし、黄大豆、水稻等、経済作物は胡麻、西瓜、果樹・野菜、温室栽培作物はきゅうり、ナス、マクワウリ等である。

1.5 灌漑面積と裨益人口

表 1.1 東坪灌漑区の灌漑面積と裨益人口

郷（鎮）	村	社（集落）名	戸数	人口	灌漑面積 （ムー）	1 人当面積 （ムー）
北湾鎮	金山村	北湾鎮金山村一社	125	565	640	1.13
		北湾鎮金山村二社	85	402	380	0.95
		北湾鎮金山村三社	105	5032	390	0.08
		北湾鎮金山村四社	102	478	370	0.77
		北湾鎮金山村五社	92	470	410	0.87
		北湾鎮金山村六社	78	382	380	0.99
		北湾鎮金山村七社	75	361	320	0.89
		北湾鎮金山村八社	80	382	360	0.94
		北湾鎮金山村九社	121	592	370	0.63
		北湾鎮金山村十社	90	413	380	0.92
		小計	953	4547	4000	0.88
	太安村	北湾鎮太安村一社	83	388	330	0.85
		北湾鎮太安村二社	80	386	360	0.93
		北湾鎮太安村三社	96	440	340	0.77
		北湾鎮太安村四社	93	408	380	0.93
		北湾鎮太安村五社	101	445	410	0.92
		北湾鎮太安村六社	102	461	400	0.87
		北湾鎮太安村七社	86	402	380	0.95
		北湾鎮太安村八社	82	393	390	0.99
		小計	723	3313	2990	0.90
	古城	北湾鎮古城薛庄	38	252	70	0.28
		北湾鎮古城後庄	53	346	75	0.22
		北湾鎮古城石庄	10	50	15	0.30
		北湾鎮古城雷庄前社	22	116	55	0.47
		北湾鎮古城雷庄後社	35	276	70	0.25

続表 3.1 東坪灌漑区人員基本状況

	北湾鎮古城権湾社	16	82	15	0.18
	小計	174	1122	300	0.27
		1892	9217	7320	0.79
平堡村	平堡村二社	47	262	380	1.45
民楽村	四龍鎮民楽村一社	42	220	130	0.59
合計	四龍鎮民楽村二社	42	167	120	0.72
平堡郷	四龍鎮民楽村三社	50	260	150	0.58
四龍鎮	四龍鎮民楽村四社	21	118	50	0.42
	四龍鎮民楽村五社	36	180	100	0.56
	小計	191	945	550	0.58
金山村	四龍鎮金山村一社	5	21	10	0.48
	四龍鎮金山村二社	105	430	600	1.40
	小計	110	451	610	1.35
永興村	四龍鎮永興村一社	53	297	460	1.55
	四龍鎮永興村二社	92	426	490	1.15
	四龍鎮永興村三社	108	577	450	0.78
	四龍鎮永興村四社	63	320	440	1.38
	小計	316	1620	1840	1.14
		617	3016	3000	0.99
		2556	12495	10700	0.86
合計					
総計					

出典：『甘肅省白銀市東坪灌漑区プロジェクト誌（初稿）』、東坪電気揚水灌漑利水者協会提供

2. 利水協会設立以前の灌漑区体制の欠陥

2.1 利水協会設立以前の灌漑区体制

1995 年、東坪車口と金山車口の二つの灌漑区が合併して東坪灌漑区が設立された。1995 年以前の東坪車口について述べると、東坪車口は万ムー以下の灌漑区であったため地元の郷政府が管理を行い、灌漑区の管理機構は北湾郷東坪電気揚水灌漑ステーションであった。

東坪車口は北湾郷と白銀郷^①を跨いで位置しているため、北湾郷電気揚水灌漑ステーションは二つの郷政府が灌漑面積の割合に応じて職員を出向させ電気揚水灌漑ステーションを設置し共同管理を行っていた。電気揚水灌漑ステーションは郷水利水土保持ステーションが管理した。1995 年に万ムー灌漑区が設立されると、県水利局が直接管理を行うことになり（図 3.1 を参照）、靖遠県東坪電気揚水灌漑ステーションを設立した。特筆すべきことは灌漑区の管理者すべてが兼業農家だということである。1989 年 8 月、靖遠県政府は兼業農家に技術者の職称を付与することを認可した。

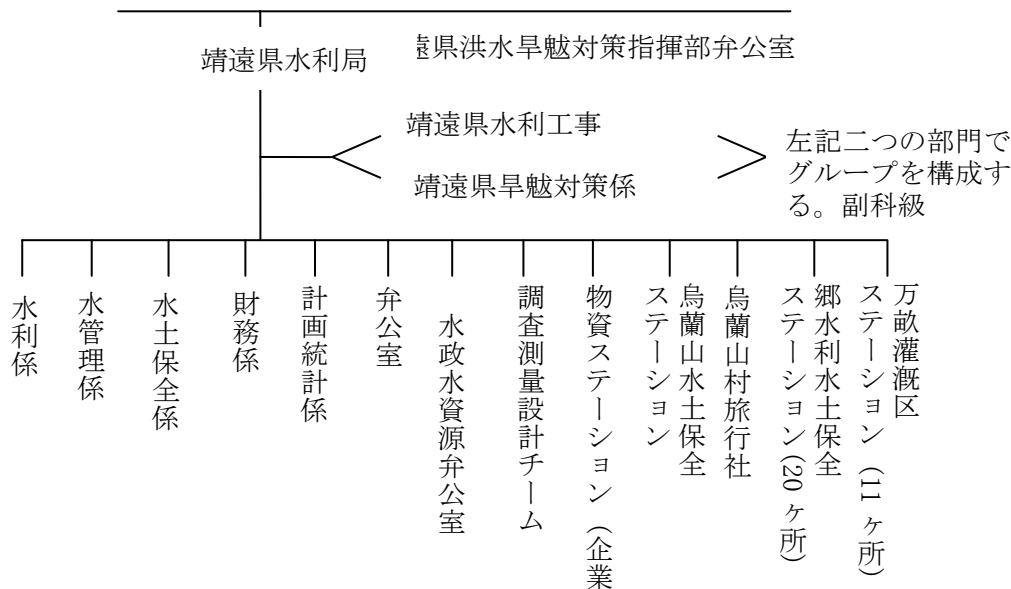


図2.1 靖遠県水利局組織機構図

1980 年から 1998 年まで、灌漑区は社長中心の配水制度を実行した。灌漑区の電気揚水灌漑ステーションはまず 36 の社長に配水し、その後社長が各集落の灌漑事業に責任を負った。水費用については、社長が電気揚水灌漑ステーションの稼動記録に基づいて水価格を計算し、さらに集落の 1 ムー当りの水費用を算出してから、農家から水費用を徴収し、電気揚水灌漑ステーションとの間で決算するのである。

東坪灌漑区は年間を通じ稼動する灌漑区として、毎年農業灌漑を 6 回^①、即ち冬季 1 回、夏季 5 回行う。1 ムー当り 1 回 20～25 円で計算すると、各農家の 1 ムー当り 1 年間の水費用支出は約 120～150 元になり、農業生産における最大の支出である。

2.2. 利水協会設立以前の灌漑区体制の問題

2.2.1 低い水費用徴収基準

水費用の徴収基準を見ると、1980 年から 1993 年に至るまで、灌漑区の電気揚水灌漑ステーションは灌漑区の運営コストに基づいて水費用を徴収していただけで、プロジェクトの固定コストから大規模補修費と減価償却費を計上・留保していなかった。1994 年から郷政府の文書に基づいて、大規模補修費と減価償却費を計上・留保し始めた。しかし、減価償

^①現在では白銀区。

^① 1 回の灌漑を“一水”とも呼ぶ。

却の計上・留保基準が依然プロジェクト建設時期の固定資産総額であったため、計上・留保された減価償却費は灌漑区にとって焼け石の水であった。^②

2.2.2 利水戸の水費用滞納

長期に亘り、社長が農民の水費用滞納を口実に電気揚水灌漑ステーションの水費用を納入しなかったため、多くの不良債権が生まれた。1995 年に万ムー灌漑区が設立された時、東坪灌漑区における一人当りの滞納額は 1 万 9,516 元 52 銭、金山灌漑区では一人当たり或いは一組織当りの滞納額は 3 万 3,668 元 79 銭であった。また、滞納者が死亡したため 4 万 1,964 元 40 銭が不良債権処理された。これは運営コストを徴収するだけの電気揚水灌漑ステーションにとって、運営コストさえも賄えないことを意味した。設備の更新・改造費については言うまでもない。

2.3 灌漑区体制の難題

では、社長が長期間電気揚水灌漑ステーションの水費用を滞納しても処罰を受けなかった理由は何だろうか。現地の取材を通して分かったのは、東坪灌漑区の運営メカニズムに二つの問題があるということである。一つは末端政府の農業灌漑に対する管理であり、もう一つは農民の「フリーライダー」行為である。

2.3.1 末端政府の管理

2.3.1.1 「水費用剰余権」

人民公社時代には、社長が水費用を徴収した。社長本人のインセンティブは「剰余管理権」である。この時代、集団経済の実質的管理者には官僚等級制の昇進もなく、また集団経済の剰余権もなかった。集団経済の管理者はわずかな手当のため、剰余生産の監督という大きな責任を負っていたわけではない。彼らは自らのインセンティブを増すのに重要な集権的官位等級制を変えられなかったが、実質的に農村経済の剰余生産と一次配給を管理していたため、「剰余管理権」を利用して剰余を分かち合い、自らの努力への報いとしていたのである。

人民公社は「政社合一（末端行政機関と集団経済組織が一体化したもの）」の体制である。従って、集団経済の管理者は生産管理の役割（例：労働者の派遣、労働量の計算、労働点数、税務・財務）を負っていただけでなく、多くの国の機関事務（例：戸籍登記、徴兵、結婚許可、産児制限、紛争の調停、治安、地方行政）も担っていた。情報コストが高くつくため、国はこうした農村末端権力を行使し難かったのである。農民は独立した経済的権限

^②北湾郷人民政府は、靖政発[1994]17 号文書で、『北湾水利水土保全ステーションの当郷水利施設についてコストに基づいて水料金を徴収すること及び水費用の管理・使用に関する意見』を通達し、水費用の徴収方法を定めるとともに、減価償却費を計上・留保する、大規模補修費を郷の水利水土保全ステーションが統一管理する、個別に帳簿に計上する、積み立てた者が使用する、転用を許さないという制度を初めて定めた。また、水費用を徴収する機関が給水を停止する権限を有し、これに大きく背く者に対しては、『水法』の関連規定に基づいて、責任を追及することを定めた。

と政治的権限を持たないため、権力のチェックアンドバランスを図ることができない。このため集団経済の末端管理権は容易に管理特権に化け、管理者はモノや金銭などの利得にありつくのである。国や社会が末端のこうした「微々たる」特権をどんなに非難したとしても、それは実際人民公社体制にとって不可欠な構成要素であった。^①

家庭生産リンク請負責任制の実施以降、農業生産経営はすべてが集中する人民公社体制を打破し、農業生産に家族経営を導入した。生産隊の隊長は集落の生産管理権限を剥奪され、上記の「剰余管理権」を失った。東坪灌漑区では、社長に対する唯一のインセンティブとして 2 ムーの土地を与えたが、上記の四つの事業に対してはインセンティブとして機能しなかった。この時、末端政府は農業灌漑の水費用に目を付け、集落の農業灌漑を社長に「請け負」わせることによって、社長に「水費用剰余権」を与え、社長のインセンティブ制度を作ったのである。

こうした状況の中で、社長中心の配水制度が作られた。社長は個人として集落全体の配水業務を請け負い、財務上如何なる組織の監督を受けることなく「水費用剰余権」を享受できるようになった。この「水費用剰余権」による社長インセンティブ制度は、ある意味で家庭生産リンク請負責任制の構成要素であり、末端政府は効果的なインセンティブ制度を通して社長に各任務を達成させていたのである。改革が末端政府の利害に直接抵触するため、これも現在の中国における灌漑管理改革のネックとなっている。

2.3.1.2 末端政府の管理

家庭生産リンク請負責任制の実施以降、農村経済体改革が継続して推進された。それに伴い、これまで農村の末端まで及んでいた国の権力が郷鎮止まりとなり、郷鎮が農村における国の末端政権になった。そして郷鎮の社会管理事務に責任を負うようになったのである。特に 1987 年に『村民委員会組織法（試行）』が公布されてから、農村社会管理体制に二つの独立した権力が形成された。一つは上意下達の状態権力で、具体的には郷鎮政府によって行使される行政管理権として体现された。もう一つは農村社会における村民自治権で、ここから「郷村政治」の枠組みが出来上がった。^①

国家権力が村レベルの組織から退場すると、党と国の様々な発展目標、計画、任務は最終的に郷鎮政府によって実行されるようになった。これらの目標、計画、任務の達成効果は郷鎮政府の業績を図る基準であり、指導幹部のポストを決める重要な指標であった。郷政府の業績を審査する体系としてすでに「三つの一票否決制」があった。即ち産児制限一票否決制、社会治安一票否決制、経済発展一票否決制である。現行の職能から見ると、郷鎮幹部の仕事は主に以下のいくつかの面に集中していた。第一に国税の徴収及び郷レベルの財政支出と費用徴収、第二に治安の維持、第三に農民へのサービス提供、第四に産児制限である。現在、郷レベルの政府と幹部は第一の仕事に大部分の精力が割かれている。^②郷

^① 周其仁「所有権と制度の変遷」、『中国改革の経験研究』、北京、社会科学文献出版社、2002、pp19－21 を参照。

^① 黄世虎、趙建梅「村民自治の進展における郷鎮政府権力の浸透に関する考察」、『政治学研究』、2001、23（1）、pp36－39 を参照。

^② 王強「郷級政府の問題に関する研究」、『四川財政』、2003、pp20－23 を参照。

鎮幹部はこれらを達成しなければ、出世の望みがないのである。これらのプレッシャーに対し、郷鎮政府は村レベルの組織、特に村民委員会に権力の浸透を図るため干渉を行い、彼らを自分達の言いなりの有力者に育てたのである。そして村長はノルマを各集落に下達し、^③社長に各自のノルマを達成させたのだ。

農業生産に直接干渉できない中、末端政府は間接的に農業を管理するやり方でノルマを達成した。灌漑用水は農業発展の基礎であり、水がなければ農民は飢え死にするのに等しい。つまり水は農民の生命線である。家庭生産リンク請負責任制の実行以降、灌漑用水の管理は末端政府が農業生産を管理する唯一の「拠り所」になった。末端政府は灌漑管理を社長に任せる方式、及び水費用の徴収と同時にその他費用を徴収する方法により、末端政府の費用徴収任務を達成したのである。

2.3.1.3 社長による水費用徴収

人民公社制度の下では、灌漑区の電気揚水灌漑ステーションが各生産隊に配水を行っていた。つまり組織と組織の間で行っていたのである。生産隊の隊長は各生産隊の責任者として組織の灌漑事業に責任を負い、支線水路以下の第 2 次支線水路の補修と清掃業務を担った。水費用は 1 年間の灌漑区運営コストと作業日数及び生産隊の灌漑時間に基づいて分担し、事前に徴収する費用^①を年末に決算して、年ごとに長期に亘って繰り越してきた。この時期、水費用は生産隊の帳簿に基づいて計算し、生産隊の隊長は灌漑の業務を担うのみであった。

灌漑区の電気揚水灌漑ステーションは政府が建設し政府が管理していたため、灌漑区の管理機関は政府部門にただ従属していただけである。そのため灌漑区の電気揚水灌漑ステーションは運営のため、政府に人材、物資、資金を依存せざるを得なかったのである。

家庭生産リンク請負責任制を実行後、電気揚水灌漑ステーションには農家に直接給水できるだけの十分な経験と人材が不足していたが、社長の方は以前の生産隊の隊長として配水と水路保全の面で豊富な経験を有していた。従って、灌漑区の電気揚水灌漑ステーションは社長という政府部内の人材に依拠して支線水路以下の配水事業をせざるをえなかった。しかし、この時の社長は生産隊を代表する隊長ではなく、個人の資格で集落全体の灌漑事業を請け負っていたのである。

家庭生産リンク請負責任制が改革されると、農家は基本的経済単位になり、灌漑区の電気揚水灌漑ステーションも独立採算の事業体になった。灌漑区は運営上社長中心の配水制度をとり、社長は灌漑区ポンプ場の稼働時間に基づいて集落が支払うべき水費用を計算し、その後集落全体の灌漑面積に基づいて各農家が負担すべき水費用を平等に算出する。そして社長は農民から水費用を徴収して、電気揚水灌漑ステーションとの間で 4 枚綴りの水費用証憑（原文：「四聯水費」）^②で決算を行った。

^③ 東坪灌漑区における現在の 36 の集落は、人民公社時代の 36 の生産隊である。

^① 電気料金、補修費、管理費を含む。

^② 決算と証憑制度は絶えず整備されつつある。1981 年から 1983 年まで水配給券制を実施していた。灌漑区の電気揚水灌漑ステーションが生産隊に水を供給し、生産隊長が水配給券を購入する責任を負っていた。ポンプ室の当直員が各生産隊の灌漑時間に基づいて水配給券を回収し、その後電気揚水灌漑ステーションが設備稼働日誌に基づいてポンプ室の係員との間で決算をしていた。この制度が実施されてから暫くすると、水配給券を勝手に書き換える、当直員が水配給

表面的には、社長中心の配水制度は人民公社時代の制度の継続のように見えるが、実際は末端政府が農業生産の管理を通して費用徴収を行う有力な手段なのである。

2.3.1.4 社長に対する監督の欠如

社長個人の水費用の帳簿は誰の監督も受けないので、社長は水費用を思いのままに懐に入れたり「人情の水」をかけることができた。運営管理制度に則り、社長はまず集落の灌漑区ポンプ場の用水記録に基づいて、集落全体の支払うべき灌漑ステーションの水費用を計算する。その後農地面積（ムー数）に基づき割り当てた費用を徴収し、灌漑ステーションに納入する。しかし実際の運用では、社長個人が水費用を計算して集落のムー当りの金額を決めるのである。つまり社長自身が費用を決め、しかも全農家が支払った水費用と灌漑ステーションに納入した費用の帳簿を誰にも公開することはない。このため社長が水費用を懐に入れる現象が多く見られたが、公然の秘密であった。しかし、社長は外部に「配水は赤字で、自分がそれを補填している」と公言するのである。ある社長によると、耕地が多い一部の大規模集落では、社長が毎年水費用約 3,000 元を懐に入れていたとのことである。

社長はまた「人情の水」をかけることもできる。つまり社長は配水の際、集落内の親戚友人（時にはよその集落の場合もある）が水を使っても費用を徴収しないか或いは少額の費用しか徴収していなかった。もちろんこうした費用は他の農家に転嫁されたのである。取材の中で、我々は「“人情の水”をかける社長は自分で自分の首を絞めている」という話をよく耳にした。これも制度の欠陥の現れだろう。

社長は水路の保全やメンテナンスには関心を示さない。社長が配水の過程で追求するのは個人の利益を最大化することである。つまり水路の保全・メンテナンス費をできる限り減らし灌漑ノルマを最低基準に押さえて、水費用を横領するのである。そのため、水路の質が低下し、水利用係数が下がり、水資源の浪費が顕著になった。

2.3.1.5 電気揚水灌漑ステーションの社長に対する処罰は無効であった

電気揚水灌漑ステーションには、水費用を故意に滞納した社長を処罰する制度がないため、多くの社長がまねをして不正を働こうとした。電気揚水灌漑ステーションとの間で水費用を決算する過程で、一部の社長は水費用が全額徴収できていない或いは一部の農家か未納であることなどを口実に納入を遅らせたり納入費を減らしたりした。よく見られたのは、1 年間の水費用を冬季に農家が食糧を販売し終わるのを待って納めるとか、或いは翌年の夏になってから決算することである。

社長は水費用徴収のリスクや未回収金を電気揚水灌漑ステーションに転嫁した。水費用

券を紛失したり間違えて徴収したりすることが起きた。1983 年から 1985 年までは預金記帳方式の水購入手帳に改め、社長（集落の長）がそれぞれ水購入手帳を保管するようになった。これは、手帳の前の 2 ページに預金金額を記録し、後の 3 ページにポンプ室の当直員が給水時間に基づいて費用を計算して記載するものである。しかし、手帳の記録を書き換えたり、債務のある社長が手帳を紛失したとすることが発生した。1985 年から 1998 年までは、電気揚水灌漑ステーションが四枚綴りの水費用証憑を使用して、社長との間で決算をする方式に改めた。電気揚水灌漑ステーションが会計に責任を持ち、財務を検査するようになったため、書き換え等の行為は基本的になくなった。

の徴収過程では、一部の「釘子戸」が水費用を支払わない或いは一部の農家が経済的に苦しくて水費用を支払えない等の状況があるため、社長は全額徴収することができず、この未回収分を給水コストとして電気揚水灌漑ステーションに転嫁したのである。そうすると回収したコストに依拠して運営する電気揚水灌漑ステーションは赤字になり、多くの未回収金が生まれたのである。一方社長は水費用の未回収金を給水コストで相殺するため、自分の懐に入れるお金は少しも減ることはなかった。このような行為に対し効果的に監督し処罰をしなかったため、この方法で未回収金を相殺する社長がますます増えたのである。また水費用徴収率に関心を示さなくても、未回収金を電気揚水灌漑ステーションの帳簿に計上できるので、自分の懐に入るお金は決して減ることがなかったのである。

電気揚水灌漑ステーションは社長に直接給水し社長と決済する。水費用を払わない農家と直接交渉することができないので、社長に水費用を徴収させるしかないのである。ある社長が水費用を滞納した時、電気揚水灌漑ステーションはその集落への給水を停止する方法で水費用支払いの督促することを考えた。この時、積極的に水費用を支払い出来るだけ早く水を使用したいと望む農家は、電気揚水灌漑ステーションが集落全体に対し給水を停止するというニュースを聞き、郷政府へ陳情を行った。一方郷政府にとって、社長が末端で徴収する費用が郷政府予算の基本的財源であるため、社長が積極的な姿勢を維持し、郷政府の費用徴収目標を達成するよう要求する必要があった。この時、郷政府は前面に出て電気揚水灌漑ステーションと直接調整を行い、安定を維持し、農業生産を保証し、農民の生活を保証するという見地から、ステーションに対し滞納している集落に給水し、滞納金は一旦電気揚水灌漑ステーションの帳簿上に個人の滞納として計上させた。このように、社長は集落の経済的困窮或いは特別な事情で水費用が支払われないリスクを電気揚水灌漑ステーションに転嫁した。ほとんどの水費用の滞納金は電気揚水灌漑ステーションの帳簿上で処理し、そのことによって自己利益の最大化を図っても、何ら処罰を受けなかった。未回収金を電気揚水灌漑ステーションに転嫁するやり方を、他の社長達も真似たのである。すべての過程で、電気揚水灌漑ステーションは農家の水費用不払いのコストを負担しても、それに対し何ら打つ手がなく水費用不払いの農家を処罰できないのだ。

2.3.2 農民の「フリーライダー」

2.3.2.1 農民の「フリーライダー」行為

東坪灌漑区では集落を単位とする灌漑体制を採用した。社長は全集落の農業灌漑の組織者であるため、集落全体の灌漑用水量を基に 1 ムー当りの平均を計算し、農家から徴収する水費用を算出して灌漑ステーションとの間で決算を行うのである。オルソン教授の集団行動の論理によると、集落の全農家で一つの灌漑集団を組織していることになる。集団の共通利益は効果的に水路を保全し、できるだけ少ない灌漑量で最適な農業生産量をあげ、集団の利益を獲得することである。オルソン教授の理論によれば、灌漑集団というのは仲間内の集団であるから、構成員は共通の利益を追求するため、用水量を減らし、各構成員の水費用支出を減らそうとするはずである。しかし、実際はこれに反し用水量が増加し、各構成員の水費用支出は増えたのである。事実、東坪灌漑区では、集落を単位とする灌漑集団において、集団に属する農家は集団の利益を共有しているので、用水量を減らし、各構成員の水費用支出を減らそうとしたが、逆に増加えたのである。しかし、灌漑集団には個別の構成員を対象にしたインセンティブ制度（例えば節水をした農家に報奨金を出すなど）も、水を浪費した農家を罰する制度もないため、オルソン教授の言う集団行動の論理の通り、集団構成員の「フリーライダー」が不可避となる。

例えば、100 戸の農家で構成し計 120 ムーの農地を持つ灌漑集団で、1 ムーの農地を所有する農家が 1 m³の農業用水を節約すれば、集団は 1 m³の農業用水費を減らすことができる。これによる収益は集団に属するすべての農家が 1/120 m³に相当する水費用を享受することになる。従って、1 m³の農業用水を節約した農家が得る個人収益はわずか 1/120 m³の水費用で、その額は雀の涙程度のものである。場合によってはそれさえもない時もある。同様に、ある農家が 1 m³の農業用水を多用すると、集団に 1 m³分の水費用の損失を与える。この損失は集団に属するすべての農家が 1/120 m³の水費用を負担することになる。従って、自己利益を追求する冷静な農家は、自分が負担する水費用が少なくて済むのなら、できるだけ多くの水を使って他の農家に負担させればよいと考えるのである。

2.3.2.2 農家による「フリーライダー」行為の影響

灌漑集団による実際の灌漑の過程には、集団全体の共通利益を得るために構成員に節水を強制する力もインセンティブもない。そのため集団の構成員は自己利益の最大化を図ろうとはするが、集団の利益のために何かしようとは考えない。こうして集団の灌漑過程に以下のような一連の問題が生じたのである。

第一に、灌漑秩序に乱れ生じ、水争いなどがしばしば発生したことである。農家は自分の農地にいつ散水されるのか分からないので、散水の頃合を見計らって、農地で待機しなければならないと、多くの時間を浪費する。また、灌漑のための明確な決まりがないので、農家は自分の作物が正常に育つよう早期の散水を要求する。そこで水争いが発生するのである。

第二に、水資源の浪費が顕著になったことである。水費用は農地面積（ムー数）に応じて均等に負担することになっている。そのため農家はみなできるだけ多くの水を使おうと

し、満灌現象^①（灌漑量が多すぎて、畝溝に水が満ちること）や重複散水といった現象が生じる。また、昼間に散水が集中し、夜間散水する人がいないという状況が生じる。つまり、灌漑の季節になると、各ポンプ場は 24 時間稼動するが、農民は夜間散水を望まないのだ。理由は、一つは翌日の農作業のため、夜は休息したいと考えるからであり、もう一つは夜間では水量がよく確認できないので、灌漑の質に影響すると考えるからである。こうした水資源の浪費によって集落全体の灌漑コストが増加すると共に、農地がアルカリ土壌であるため、土壌への水の過剰な浸透によってアルカリ水ができ、地下水を汚染するのである。

第三に、一部農家の「フリーライダー」行為によって水費用の滞納や盗水現象が起きたことである。農家個人が水費用を納入するか否かに関わらず、集落全体としては灌漑しなければならない。そのため、一部の農家は水費用を故意に滞納し、灌漑の時期になると皆と同じように水を使うのである。またある農家は自分の農地は散水の必要がないので、水費用を払わないと主張する。しかし、灌漑の過程で、この農家は夜陰に乗り水路に穴をあけ自分の農地に水を引き、夜が明けると社長をつかまえ、水路から水が漏れ自分の農地が水浸しになったから賠償しろと要求するのである。しかし、工事の質が悪く、しかも水路の巡回や監督体制が不備のため、水路からの漏水なのか盗水なのか鑑別できないのである。そして、他の農家は見て見ぬ振りをするのである。彼らは、盗まれる水は集落の、つまりで公のものであって自分の水ではない、だから自分達には罪人（盗水をする人）をとがめる理由がないと考えるのだ。従って、このような現象を効果的に抑制できないばかりか、逆に多くの農家が真似をし、灌漑区管理の不治の病と化したのである。

2.3.2.3 灌漑グループの出現

配水の過程で「フリーライダー」行為を行う農家が増加するのに伴い、農家と社長の関係も益々ギクシャクしたものになった。つまり水費用の滞納や盗水の問題によって、社長の水費用収入と水費用計算の過程で懐に入れる金額が減少するため、社長が水費用を前払いした農家にだけ配水すると提唱したからである。一部の農家はできるだけ早く散水するため、積極的に水費用を納め、納めたからにはすぐに配水してほしいと要求した。また一部の「フリーライダー」を目論む農家は、あれこれ言っても最後は必ず集落に配水されるので、その時他の農家と一緒に散水してもらえば良いと考え、水費用を故意に滞納した。こうした状況の下、配水しなければ社長は水費用を払った農家から責められ、配水すれば水費用を徴収できず、懐に入れるはずのお金もなくなり最悪の場合赤字になるのである。

このような中で、灌漑グループの分化が始まったのである。一部の社長は集落全体の水のことなど構わずに、水費用を払った農家にだけ配水するので、水費用を払わない他の農家は別のグループを作って、電気揚水灌漑ステーションと連絡を取り散水せざるを得なくなった。新規に作られた灌漑グループも数年すると、また同じ様に「フリーライダー」の問題に直面するだろう。そのため、益々多くの農家が自分で灌漑グループを作るか或いは農家個人が直接電気揚水灌漑ステーションと連絡を取り配水してもらうことになる。

電気揚水灌漑ステーションについて言えば、社長にだけ配水する状況は打破されたが、

^①満灌とは灌漑用の水量が多く、水位を畝の高さと同じにすることを指す。

灌漑グループひいては個人が給水を希望するようになるに伴い、電気灌漑ステーションの管理は益々多元化した。社長が集落の配水業務から退場すると、電気揚水灌漑ステーションがより多くの灌漑グループに配水できること、また自身に配水できる能力があることが分かった。社長がいなければ、電気揚水灌漑ステーションは配水ができないし農民も灌漑できないという古い考えが崩れてきたのである。一部の電気揚水灌漑ステーションの管理者^①はこうした状況に触発されて、各農家に直接配水したらどうかという発想が生まれたのである。

^①戸別配水の提唱者及び発起人は、協会会計員の李新達氏（灌漑区で40年余り仕事をしており、1995年までは東坪車口の会計員を務め、1995年以降は東坪灌漑区の会計員として現在に至る）及び田重海氏（1968年～1995年金山車口副主任、1995年～1998年東坪電気揚水灌漑ステーション副所長、1999年～2004年協会副主任、2004年協会主任に就任し現在に至る）である。

3. 利水協会は如何に設立されたか：改革モデルプロジェクトの政治学

1999 年は東坪灌漑区の転換点になった。1992 年 2 月、東坪灌漑区が申請した「節水効率向上モデル」プロジェクト（百万元）が水利部農水局に批准された。1999 年 8 月に、灌漑区は参加型管理の改革を実行して、東坪電気揚水灌漑利水者協会を設立した。運営制度面では、1999 年の夏から灌漑を開始し、全灌漑区を対象にした戸別配水制度を実行した。改革後、農民の負担は減少し、協会の収入は増加し、灌漑区の経済効益は大幅に高まって、参加型灌漑管理を全面的に実行し成功を収めた中国で唯一の中規模灌漑区であると言われるようになった。本節では主として参加型灌漑管理改革によって登場した利水戸協会の設立過程について考察してみたい。

3.1 モデルプロジェクト以前の戸別配水改革

1996 年に、東坪灌漑区は麻痺状態に陥り、運営が不可能になった。1997 年には、当時の灌漑区副灌漑ステーション長の田重海氏と灌漑区会計担当の李新達氏が長年の業務経験と仕事への責任感から、電気揚水灌漑ステーションが直接戸別配水して費用も直接徴収するという方式を提唱した。1997 年に、彼らは戸別配水の試験を開始したが、田重海氏によると、この改革は「成功あるのみで、失敗は許されない」ものだったそうである。彼らは戸別配水・戸別徴収の試験をまず二幹一ポンプから着手した。田重海氏は白銀廃品回収センターで、直径 200 mm の中古プラスチックパイプを調達し、各出水口に量水堰に替えて取り付けるため 1m の長さに切断し、灌漑を行う出水口に取り付けて、1 時間に 1 ムーの割りで灌漑を行った。田重海氏は、社長は 1 ムーの灌漑で水費用 20～25 元徴収したが、彼らは 17 元だったため、試験は成功したと述べた。1998 年には、更に二幹二ポンプを対象に加え戸別配水の試験を行った。2 年間の戸別配水試験に通じ、一部の利水戸はこの方法の良さを理解するようになった。

戸別配水の実際のやり方は、配水の 1 ヶ月前に、農家はまず協会で用水時間を基に水配給券を購入するのである。例えば、1 ムーの農地に 1 回灌漑するのに平均 50 分の時間を要する。配水の前に、配水員が各量水堰から出水する時間とどの農家に灌漑を行うかを手配する。配水時には、協会の配水員が量水堰で水の流量が基準を満たしているか否かを測定し、同時に農家は現場で流量の監督をする。もし水量が不足していれば、配水員は農家の監督下で配水時間増加方式で補償を行う。こうして配水員と利水戸の相互監督制度ができたのである。また、灌漑を行わない時には、出水口を閉め施錠する。

水費用徴収体制の面では、配水前に農家が水配給券を購入することにより、水費用徴収率が 100% になり、協会の水費用徴収コストも低減した。

3.2 利水戸協会の設立

3.2.1 モデルプロジェクトの遂行過程

東坪灌漑区が甘粛省利水戸参加型灌漑管理のモデル組織になったのは、主に二つの理由がからである。第一は、1996 年前後になると灌漑区はすでに麻痺状態に陥っていて、国のプロジェクト投資により灌漑区の運営を正常に戻す必要があった。そのためモデルプロジェクトの実施を通して水利部のプロジェクト資金を得ることは灌漑区にとって願ってもないことだった。第二に、水利部と甘粛省水利庁は参加型灌漑管理の改革に力を入れてた時期で、モデルプロジェクトを実施する灌漑区が必要だったのである。東坪灌漑区はこうした背景の下、参加型灌漑管理のモデル組織になったのである。

1998 年、東坪区灌漑区は甘粛省の利水戸参加型管理モデル組織に指定され、水利部農水局と甘粛省水管理局の関係幹部に注目されるようになった。

1999 年 5 月 25 日、白銀市人民政府は市政〔1999〕27 号文書をもって、改革案と審査意見に原則的に同意した。モデル改革指導グループは制度改革事業について大々的なキャンペーンを行い、また広報用の要綱『利水戸を灌漑区の真の主人公にしよう―白銀市東坪灌漑区参加型灌漑管理体制改革広報用要綱』を 3,000 部配布し、その中で住民と関わる問題について解説した。モデル改革指導グループは利水戸から代表 27 名、オブザーバー 11 名を選出した。各代表は村民委員会の推薦と郷党委員会及び郷政府の同意を得た上で、モデル改革グループが代表の資格審査を行い選出されたのである。

1999 年 8 月 12 日、第一回利水戸代表大会が開催された。会議参加者は省水管理局の杜成義氏、李甲林氏、劉向榮氏、市水利局の李生才氏、武治校氏、馬徳宏氏張文富氏、靖遠県水利局の張海洲氏、呉普正氏、北湾郷政府の高建琦氏、王得俟氏、白銀区政府の寇自家氏、白銀区水利局の王得権氏、騰立新氏、四龍郷政府の陳仙賢氏、寇宗元である。会議の代表 27 名とオブザーバー 11 名が全員出席した。大会は靖遠県水利局の張海洲氏が司会をし、大会選挙委員会が推薦した周祥氏を執行委员会主任委員に、周祥氏が指名した許建勇氏と田重海氏を副主任委員に選出し、討議を経て挙手による全会一致で協会の規約を採択した。最後に、爆竹の音が響く中、省水利庁水管理局長杜成義氏と白銀市水利局長李生才氏が、“白銀市東坪電気揚水灌漑利水者協会”と書かれた扁額を掲げ、協会が正式に設立された。その後、白銀市水利局は水発〔1999〕115 号文書と靖遠県水利局靖水利発〔1996〕146 号文書をもって、“白銀市東坪電気揚水灌漑利水者協会”の設立を認可し、同時に周祥、許建勇、田重海の三氏を執行委員会の指導者に就任するのを承認した。

1999 年協会は国のプロジェクト資金と自己調達資金を基に、鉄製水門 100 基、量水堰 80 基を取り付け、技術面から協会戸別配水の実現を保証した。参加型灌漑管理改革の追い風に乗って、1999 年の夏季灌漑の時期から、東坪灌漑区全域で戸別配水の管理を実行し、長期に亘って形成された社長一括管理モデルを廃止した。灌漑区の管理では、水価格、用水量、水費用の公開制を真に実現したのである。

3.2.2 節水効益増加灌漑モデルプロジェクト

東坪灌漑区が利水戸参加型灌漑管理モデル組織になった見返りに、1999 年 2 月水利部農水局は 100 万元を投資して「節水効益増加灌漑モデルプロジェクト」を行うことにした。

協会は「節水効益増加灌漑モデルプロジェクト」の資金 100 万元から 20 万元を拠出して、灌漑区の従来のプロジェクトに対し大規模な節水のための改造を行い、灌漑区の水路のライニング率を高め、設備と灌漑区プロジェクトの施設を更新した。

協会はプロジェクト資金の 80 万元を使い、温室ドリップ灌漑設備を建設した。東坪灌漑区は西北地方に位置しており、その独特な気候環境によって温室栽培産業が急速に発展し、地元経済の基幹産業になった。1999 年時点で、東坪灌漑区には冬暖式日照温室が計約 2,000（灌漑面積約 1,600 ムー）できた。温室栽培産業の急速な発展に伴い、灌漑区における夏季の灌漑面積が年々減少し、そのため夏季の用水需要も減少した。それにも拘らず冬季の用水量はかなり不足した。温室ドリップ灌漑設備を建設する以前には、冬季の温室灌漑の水源は主に二つあった。一つは地下水であるが、地下水は苦塩水で灌漑に適さなかった。もう一つは上水場から水を引くことであるが、1 m³当り訳 8 元でコストが高かった。

3.3 改革に対する抵抗の克服とモデルプロジェクトの政治学

戸別配水改革は社長の利害と村、郷政府の費用徴収体制に直接抵触した。モデルプロジェクトを始めた時、農家の改革に対する態度として、主に以下の二つタイプがあった。

第一に、少数の農家は戸別配水に反対の態度をとった。その中には、社長にそそのかされた農家や、灌漑ステーションには適時に配水する能力がない或いは根本的に配水することなどできないとった社長の言葉に影響を受けた農家が含まれる。さらに「釘子戸」が含まれる。社長が配水する際、「釘子戸」が水費用を払わずに水を使っても、社長はそれを抑制することができなかった。新しい体制では、先に水を買ってから配水することになっていたので、直接「釘子戸」の利益に抵触したのである。そのため彼らは戸別配水に反対したのである。さらには「人情の水」を分けてもらう農家もいて、これには社長の親戚友人も含まれる。彼らは社長中心の配水体制の中で特権を享受し、小額の水費用を払うかもしくは全く支払わなかった。改革後、彼らの特権は失われたのである。

第二に、大部分の農家は模様眺めの態度をとった。大部分の農家は戸別配水モデルが確実に水費用を低減することを理解したが、灌漑区全域で実現できるかどうかについては疑問があった。歓迎もするが心配もするというような態度が彼らに模様眺めをさせたのである。

改革に反対する声に対して、灌漑区の管理機構は以下の様な方法を使うことにより、戸別配水を成功裏に運営したのである。

第一に、能力を有し直接改革に取り組める社長を報酬を払って季節工として招き、配水事業を担当させた。戸別配水の体制下では、リーダーシップと業務経験を有した配水員が必要なので、協会は一部の社長を配水員として雇用した。配水員として社長を招聘

することは一部の社長からも支持された。しかし一部の集落では、社長が配水すると水費用を勝手に懐に入れると言って反発が強まったため配水がうまく行えず、農家と社長の軋轢が深まった。このため社長も従来の配水方式を変えるのを望んだのである。しかも、公明正大に配水しても彼らは報酬が得られるので、改革をしても彼らは自分の利益を失うことがなかった。協会は水費用の前払い方式によって、社長の水費用徴収が難しいという問題を解決した。これにより社長を取り込み、改革で最も被害を受ける社長達との全面対決が回避できたのである。

第二に、参加型灌漑管理モデルプロジェクトが水利部、甘肅省水利庁、白銀市政府等各レベルの政府から多大な支援が得られ、灌漑区の農家を対象に参加型灌漑管理モデルプロジェクトの広報活動を行ったことである。この機会を利用し、戸別配水事業も1999年の夏の灌漑期から全面的に実行に移された。当時東坪灌漑区利水者協会執行委員会主任であった田重海氏は、参加型灌漑管理の改革がなければ、戸別配水を灌漑区全域で推進できないと考え、しぶしぶ承認したのである。

第三に、改革の初期、白銀市水利局が陳情ホットラインを設置し、戸別配水の過程で生じる問題を直接電話で市水利局に陳情できるようにし、各農家に改革広報用の要綱を配布したことである。戸別配水により、確実に灌漑効率が上がり、農家の灌漑コストが低減したので、多くの農家から支持を得られた。故意に問題を起こすごく少数の「釘子戸」も政府に逆らうことができなくなったのである。

4. 利水戸協会の実績

4.1 農民の水費用負担の減少

戸別配水の改革以前には、社長と電気揚水灌漑ステーションの間の決算はポンプ場の稼動日記に基づいて行われた。各集落の用水量が異なるので、特に各集落のポンプ場からの距離が異なるので、集落によって 1 ムー当りの水費用が違っていた。水路はほとんど土水路である。ポンプ場から近い集落は、水路の距離が短く水の浪費が少ないため、水価格が安い。一方、ポンプ場から遠い集落は、水路の距離が長くなるので水の損失が多く、その分水価格は割高になる。1996 年に、灌漑区のほとんどの農家は灌漑 1 回当りの水費用が 18 ～22 元で、ポンプ場から最も遠い集落の場合約 25 元で、平均は約 20 元であった。当時の水価格はポンプ場を 1 時間稼動するごとに社長から 80 元徴収し、1 m³当りの水価格は 1 角であった。

1999 年に灌漑区が戸別配水改革を実行して以降、1 m³当りの水価格は 1.38 角になった。流量が安定した中で、農家は必要水量に基づいて必要な用水時間を購入した。1 ムー当りの平均灌漑時間は約 50 分で、その水費用は約 15 元である。

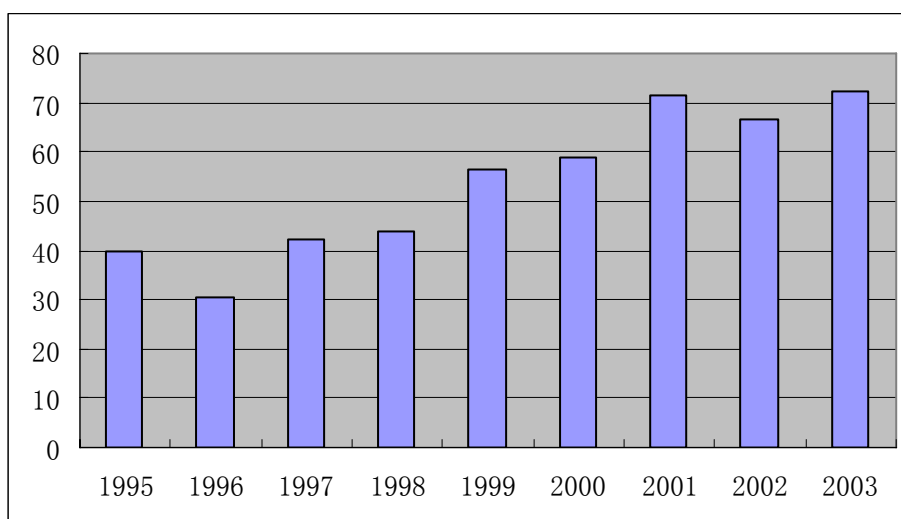


図 4.2 東坪灌漑区の 1 ムー当りの年平均水費用（1995～2003）

このため、実際の給水価格は 1 m³当たり 1 角弱であったが現在では 1.38 角になり、38% 上昇した。こうした中、農民の実際の水費用は従来の 1 ムー当たり約 20 元から現在では約 15 元となり、25%減少した。それは、従来水費用はポンプ場で算出していたが、現在では量水堰で算出し、支線水路の地下浸透による損失分を農民が負担しなくてよくなったこと、さらに協会もライニング処置を施すことによって水費用の浪費を減らしたことである。もう一つは、農民が自分のコストを考慮し、できる限り節水をして水の使用量を減らしたことである。

4.2 協会収入の大幅増加

協会の収益の着実な増加は以下の理由による。つまり水費用は改革前 1 m³当り 1 角弱であったが 1.38 角に上昇したこと、水路のライニングにより、水の地下浸透が減少したこと、水費用前払い方式により水費用の徴収率 100%になったことである。様々な面で効果が挙げられたため、協会の水費用収入は 1998 年の 36 万元から 1999 年には 49 万元に増え、温室のドリップ灌漑プロジェクトの効果も顕著に現れ、2003 年には協会の水費用が 61 万元になった。

表 4.1 東坪灌漑区経済指標（1997-2003 年）

基本指標	計量単位	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
実質運営	マシンアワー	15110	15200	14800	14200	14800	13300	14470
実質汲上量	万立方米	530	530	490	450	470	420	490
実質平均揚程	m	15.65	15.65	14.96	14.96	14.96	14.9	14.9
実質エネルギー容量	万トツ	100.8	100.7	95	88	91	83	94
実質灌漑面積	万ムー	0.96	0.96	0.96	0.96	0.91	0.91	0.91
実質単位生産量	kg/ムー	490	490	550	529	520	500	510
実質設備容量	基/キロワット	19/968	19/968	19/968	19/968	19/968	19/968	20/1028
1. 年総収入	万元	38.15	39.36	49.38	46.6	51.18	52.7	61.93
内訳: A 水費用収入	万元	36.39	37.66	48.09	46.6	50.13	51.9	61.1
B. 総合経営効益収入	万元							
C. 上部機関の交付金	万元							6.13
D. その他	万元	1.75	1.7	1.29		0.16	0.8	0.83
2. 年総支出額	万元	37.13	36.41	48.09	46.6	50.69	51.9	56.47
灌 漑 コ ス ト	1. 賃金	万元	8.59	12.82	12.66	12.28	15.52	20.11
	2. 電力費	万元	5.79	5.79	5.69	6.357	6.55	6.27
	3. 固定資産 減価償却費	万元	6.06	5.86	6.26	6.66	5.99	7.89
	4. 保全費	万元	4.46	6.01	8.36	7.11	12.2	7.12
	5. 管理費	万元	5.17	5.93	6.63	5.9	2.01	6
	6. その他	万元					2.7	3.62
	合計	万元	30.47	36.41	39.6	38.31	42.31	46.35
A. 灌漑支出	万元	30.47	36.41	39.6	38.31	42.31	42.5	46.35
C. その他	万元	6.66		8.49	8.28	8.38	9.4	10.13
総計 利潤(損益)	万元	1.02	2.95	1.29	0.003	0.49	0.8	5.45

4.3 協会収入の大幅増加

1999 年以降、灌漑区の改革には目に見える効果が現れた。協会職員の絶え間ない努力によって、協会の収益は着実に増加し、1 ムー当りの平均灌漑費は $520 \text{ m}^3/\text{ムー} \cdot \text{年}$ から $470 \text{ m}^3/\text{ムー} \cdot \text{年}$ まで低下した。一方、水収入は 1998 年の 36 万元から 2003 年には 61 万元に増加し（図 4.1 参照）、年増加率は 13% であった。ここ 5 年間で計 60 万 kwh の節電を行い、節水、省エネ、効益増の三つを実現し、それにより灌漑区は良循環の軌道に乗ったのである。戸別配水を実施して以降、利水戸は 1 回の灌漑で 1 ムー当り平均 30 m^3 （年間 185 万 4,000 m^3 節水）節約し、灌漑区農民の負担は毎年 26 万元減少した。温室ドリップ灌漑プロジェクトの開始後 2 年間に、地元の温室産業は目覚しく発展し、協会にも 13 万元の収益をもたらした。

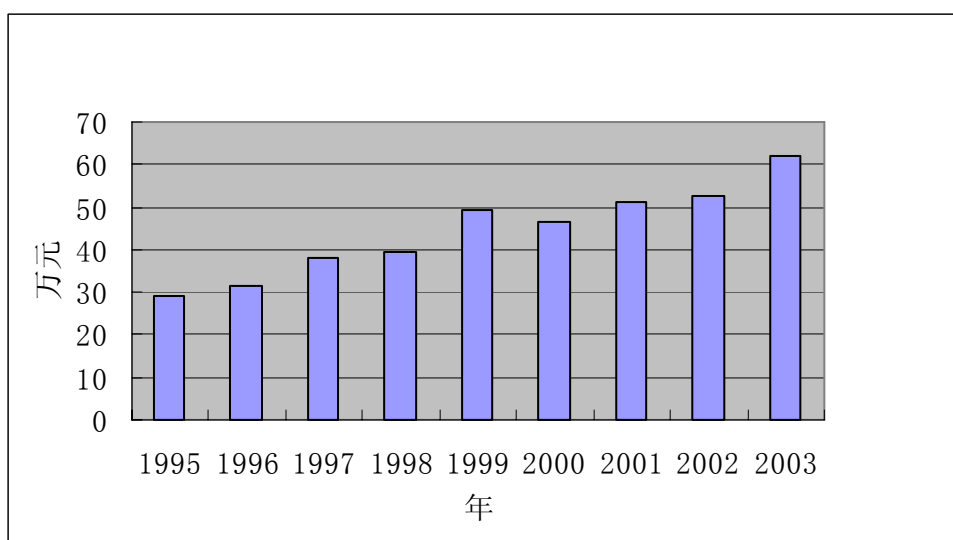


図 4.1 東坪灌漑区の水費用収入

灌漑区の施設と水路はしっかり保全されてきた。ここ 5 年来、協会は給水施設の建替えた改造に力を入れ、高規格ライニング浸透防止水路の延長 21.5 km、ポンプ場の建替え 2、洪水防止施設の新築 2、鉄製水門 100 基、量水堰 80 基、温室給水管の延長 6,880m であった。工事と設備の正常稼働率は 1998 年の 45% から 2003 年には 80% に上昇し、単位エネルギー消費は 1999 年の $5.40 \text{ kwh}/\text{千トンメートル}$ から $5.1240 \text{ kwh}/\text{千トンメートル}$ に減少し、給水コストは従来の $71.4 \text{ 元}/\text{元}$ から $66.5 \text{ 元}/\text{ムー}$ に減少した。単位仕事当りの効益は 308 元から 354 元に加え、水路の水利用係数は 65% から 73% に向上した（表 4.1 参照）。灌漑区の固定資産はこれまでの 46 万 3,000 元から 240 万元に増加し、固定資産の維持と増加という目標を達成した。

同時に、水資源利用効率が目に見えて向上した。一方、水路のライニング率を増やしたことにより、水資源の浪費が大幅に減少した。その主な理由は、農家の用水に対する考え方が、従来の「大鍋の水」を使うから現在の「自分の水」を使うへと大きく転換したこと

である。このことを農家の言葉で表せば、「水をどれだけ使うかは自分で決める。だから自分の水は絶対に無駄使いできない」である。協会の節水効果は大きく上がり、1 ムー当りの灌漑量が $520 \text{ m}^3/\text{ムー} \cdot \text{年}$ から $470 \text{ m}^3/\text{ムー} \cdot \text{年}$ に減少した。

支線水路以下の水路の保全は各農家が責任を負い、協会は流量基準に従って給水するだけである。配水口から供給される水は、農家が水路の整備に責任を負い、自主灌漑を行う。責任を明確化すると、農家は自己利益という観点から、自然に農地の水路を合理的・効果的に利用し、農業の生産に奉仕するようになった。

5. 協会が実績を挙げた理由とその限界

5.1 協会が実績を挙げた理由

5.1.1 市場メカニズムにより用水効率が向上

集落にある量水施設によって、従来の「大鍋の水」が計量可能な商品に変わったため、農家は自分の必要に応じて直接協会から購入し、協会は水費用を事前に徴収するやり方で各農家に配水するようになった。こうして協会と灌漑区内の農家の間で市場関係が形成された。取材中、ある農民が次の様に語った。「水をどれだけ使うかは自分で決めるので、自分の水は絶対に無駄使いできません。昔は水を大量に使うと 100 元払わなければいけなかったが、今では 50 元から 60 元を払えば充分です」。このように、戸別配水の制度によって、協会が独占的経営をする自然独占市場体制に変わったのである。

灌漑面では、水路の水が時間に応じて農家にきちんと配分されるようになり、資源の利用者が明確になった。この前提の下に、農家は自分の実需に応じて水を購入、即ち用水時間を購入するのである。農家は用水の費用対効果と農産物生産量の直接的関係を比較・評価するようになった。農民の灌漑概念も相応に変化した。つまり、従来の「大鍋の水」を使うという概念から、現在は比較・評価を通して農作物の生産量と水費用の支出を検討し、農家にとって最も効果的な水量を決めるという概念に変わったのである。こうして水資源の利用が合理的になり、水資源の浪費現象が消失したのである。灌漑の前に、配水員は集落の黒板に時間を公示し、農家は自分の用水時間に基づいて配水を行うのである。昼夜に係らず用水時間を逸すれば、それは自分自身の責任になる。用水時間の明確化により、全灌漑区の用水と配水の効率が向上したのである。

5.1.2 効果的な監督と罰則制度

協会は水費用の事前徴収方式によって費用徴収コストを削減し、一部農家による水費用滞納問題を解決して、灌漑の全過程で「フリーライダー」ができないようにした。改革以前には、水費用を滞納した農家に対し処罰のため配水を止めようとしても、集落全体への配水ができなくなるのでそれができなかった。しかし改革以降、農家が水費用を事前に納めないと、水路の水の使用権を失う上に、配水員及び他の農家の厳しい監督を受けるようになった。残された唯一の方法は盗水であるが、もし支線水路の水を盗めば、すぐに捕まって法律に基づいて処罰されるだろう。もし配水口からの水を盗んで使えば、それはもう一人の農家の財産をくすねたと看做され、同じく法律で処罰されることになる。

配水員は勤務時間に基づいて報酬をもらい、自身は財務に関与しない。配水の際、前もって黒板上に公布された時間に基づいて、配水員は農家へ配水し、量水堰にある量水計の流量が基準に合っているか否かを検査する。同時に、農場の現場で流量を監督する。もし水量が不足していれば、農家の監督の下、配水員は配水時間を増やすという方式で補償し、農家の配水時間を延長する。ある農家への配水が終了したら、次の農家へ配水を行い、そ

の農家は配水員の配水を監督する。配水終了後、協会はポンプステーションの実配水量と水配給券で配水すべき配水量とを比較し、配水員の業務を監督する。

盗水現象がなくなったのは以下の理由による。現在、水路のライニング率が高くなったため、水を購入せず盗水で灌漑したとしても、100%の農地が灌漑を必要とする状況ではすぐに分かってしまうからである。また、従来盗水で使う水は集落全体のものであったが、今は特定の農家のものとなり、農家の監視を受けるようになったからである。従って、盗水行為をすれば、『水法』に従って処罰されるのだ。

社長中心の配水制度では、水路の水は全集落が共同で使用するものであり、社長個人或いはある特定の農家のものではない。つまり「公」のものであったため、水の使用権を明確にできないのである。盗水と「フリーライダー」行為を行う農家は、「公」のものを使えば安上がりと考える。これはある意味で道義上の問題である。戸別配水制度の実行後、水路の水は時間に応じて特定の農家が所有するものとなり、使用権が明確になった。もしある人が水を盗んだとすると、特定の農家のモノを盗んだことを意味する。つまりそれは窃盗行為であって、道義的な問題ではない。従ってこのような窃盗行為は、国の法律で処罰されるのである。

5.2 協会の運営実績の限界：より多くの農家が参加するか

東坪灌漑区が万ム一灌漑区として管理されるようになると、白銀市政府が東坪灌漑区に対して国有資産管理権の行使し、また靖遠県水利局が業務指導を行い、東坪灌漑区に審査システムが導入された。利水戸協会の設立以降、協会部は会員が会員代表を通して選出することになっており、政府が任免するわけでない。協会の規約には、「協会は東坪灌漑区のすべての利水戸が民主的に組織した非営利の社会团体であり、法人としての地位を有する」と書かれている。

会員代表の選出制度によると、会員代表は村民委員会の推薦と郷党委員会及び郷政府の同意を得た上で、モデル改革グループが代表の資格を審査し選出することになっている。27名の代表中、21名が協会職員、5名が村長もしくは社長、1名が一般農民である。会員代表の選出結果を見ると、会員代表は農民が選挙で選出するわけではなく、村民委員会の推薦と郷政府の同意を得た上で選出しているので、明らかに会員代表が政府の利益を代表しているのが分かる。こうすることで、政府部門に選挙結果を効果的に管理させることができ、政府事業の遂行と改革全体のコントロールがやり易くなるのである。

表 4.2 東坪電気揚水灌漑ステーションの歴代責任者

時 期	機 構	氏 名	役 職	任 期（年月）
1958-1995. 11	東坪車口	郝希徳	主任	1955-1960
		樊占彪	主任	1960-1961
		李生畦	主任	1961-1962
		張星敦	主任	1962-1985. 10
		周祥	主任	1985. 10-1995. 11
		高寛	副主任	1964-1992
		魏周新	副主任	1973-1985. 10
		王克俛	副主任	1985. 10-1995. 11
1955-1995. 11	金山車口	魏長豊	主任	1958-1961
		郝希徳	主任	1961-1985
		周鴻万	主任	1985. 10-1995. 11
		田重海	副主任	1968-1995. 11
1995. 11-1999. 8	東坪電気揚水灌 漑ステーション	周祥	所長	1995. 11-1999. 8
		王克俛	副所長	1995. 11-1999. 9
		周鴻万	副所長	1995. 11-1999. 9
		田重海	副所長	1995. 11-1999. 8
1999. 8-2004. 4	東坪電気揚水灌 漑ステーション (第1期執行委員会)	周祥	所長	1999. 8-2004. 4
		田重海	副所長	1999. 8-2004. 4
		許建勇	副所長	1999. 8-2004. 4
2004. 4 至今	東坪電気揚水灌 漑ステーション (第2期執行委員会)	田重海	副所長	2004. 4 - 現在
		許建勇	副所長	2004. 4 - 現在
		周勲	副所長	2004. 4 - 現在

選挙結果を見ると、協会の執行委員会メンバーは元の電気揚水灌漑ステーションの幹部と同じ顔ぶれであり、協会の職員も基本的に変わっていない（図 4.2 参照）。協会の職員はみな地元の農民であるにもかかわらず、農民は参加型管理の改革において、灌漑区の管理の仕事にほとんど関与していない。

東坪灌漑区が建設されて以来、管理の仕事は一貫して地元の兼業農家の農民が担い、参加型灌漑管理改革以前の協会管理者はすべて農民であった。改革後も、人的な面ではほとんど変わっていない。調査によると、多くの農民は集落の会員代表が誰なのか知らず、協会の職員に言われて初めて社長が会員代表だと分かるのである。つまり、農民は東坪灌漑区の参加型灌漑管理改革において、灌漑区の管理にほとんど関与していないのである。

協会の運用を見ると、協会設立以降、執行委員会が協会の運営に責任を負い、改革以前

の東坪灌漑区電気揚水灌漑ステーションの所長や副所長の場合とほとんど同じである。協会の意思決定メカニズムは何も変わっていないため、協会が設立されても実質的には農民に対し灌漑区の意思決定参加権限がほとんど与えられていないのだ。

6. 結 論

6.1 上記の検討の結論：利水戸協会の改革成功の本質

改革前、東坪灌漑区は管理面で二つの難題に直面していた。一つは末端政府の農業灌漑の管理が、主として社長が集落の配水制度を請け負う形で行われていたこと、もう一つは農民に「フリーライダー」行為があったことである。

東坪灌漑区は改革を通じて如何にこの二つの難題を効果的に解決したのであろうか。

まず、灌漑区の参加型灌漑管理において、省水利庁と白銀市政府が改革の主要な組織者になった。何故なら、当時の郷政府には交渉能力がなく、改革の遂行に協力することしかできなかったためである。東坪灌漑区の改革は、郷政府が関与しない状況下で、省、市政府の幹部によって実施されたため、改革後東坪灌漑区は末端政府の管理から完全に離れることになった。それは主として社長の集落配水事業請負制度を解消し、協会が季節工を雇用して配水事業を行うと形で現れた。

二つ目の難題については、協会が参加型灌漑管理の改革で提供された資金と権威を使って、自然独占市場メカニズムを導入し、東坪灌漑区に農業灌漑用水の取引市場を形成したのである。市場メカニズムの形成は、それ以前の「大鍋の水」に比べ、水資源の利用効率が顕著に向上した。

6.2 より深い分析：利水戸協会の改革を成功に導いた特殊な前提

第一、東坪灌漑区は高揚程揚水灌漑方式を採っていたため、灌漑用水の供給をコントロールできたということである。そして自流灌漑区とは全く異なる状況のため、水資源のコントロールがし易く、水資源の計量もできるようになったのである。

第二、東坪区の農家は水路灌漑用水に 100%依存し他の灌漑方式を利用しないので、灌漑需要が比較的安定していたことである。東坪灌漑区は他の多くの灌漑とは異なり、地下水が苦塩水で灌漑に使用できないため、ポンプ式井戸による灌漑が活用できない。気候条件が安定し、また完全灌漑地域に属し灌漑状況の年度変化が小さいため、水路灌漑に完全に依存していたのである。これは東坪灌漑区で自然独占市場を形成するのに基礎を提供した。

第三、東坪灌漑区は黄河上流に位置し水資源に恵まれているため、工業用水或いは飲料水との間で矛盾が生じなかったことである。東坪灌漑区は取水の面で天賦の強みを持っているため、乾燥によって農業用水を供給できないという現象が起こらない。農業用水は飲用水や工業用水に比べ優先度が低いので、東坪灌漑区は農業灌漑用水の供給だけを行う。従ってこの面での問題は存在しないのである。

第四、東坪灌漑区は灌漑面積が集中し、地理的特性が相似した万ム一灌漑区であるということである。東坪灌漑区の灌漑面積は集中し規模が小さいこと、改革の範囲が二つの地域に跨るだけなので少ない投資でプロジェクトの改造ができること、これらが改革の成功に有利な条件を提供したのである。

第五、効率の高い農業が灌漑区に多くの経済的収益をもたらしたことである。東坪灌漑

区で蔬菜の温室栽培が発展するのに伴い、協会は温室用水の独占的供給者として莫大な利益を上げた。またそれが協会の長期的、安定的な発展の道を切り開くことになったのである。

第六．豊富な業務経験と能力そして責任感を有した優秀な人材がいたことである。改革以前には、田重海氏と李新達氏がリスクを負って戸別配水のモデルプロジェクトを開始し、改革の中で多くの困難に直面しながら、自らの勇気と気力によって協会をうまく運営してきたのである。

第七．協会の改革は水利部と甘肅省水利庁から一貫して重視されてきたことである。東坪灌漑区の制度改革は時期的にも恵まれ、多くの面で良好な結果が得られた。水利部の農水局長と甘肅省水利庁の水管理局長は、参加型灌漑管理の改革を推進する過程で東坪灌漑区に関心を示し、灌漑面積がわずか 1 万ムーの東坪灌漑区にプロジェクト資金 100 万元を拠出した。一方、改革の全過程を通じ、水利部が東坪灌漑区に大変強い関心を示していたため、甘肅省水利庁水管理局長の杜氏は自らこの問題を主管した。杜氏自身の言によると、彼が「ゴッドファーザー」の様な存在だったので、協会が彼の意見を大変尊重したということである。現協会長の田重海氏は、もし参加型灌漑管理の機会がなければ、協会だけの能力では灌漑区全域の戸別配水を行えなかっただろうと述べた。

6.3 利水戸協会の本質

東坪灌漑区は制度を全面的に改革して利水戸協会を設立し、かつ成功を収めた唯一の灌漑区である。そして、参加型灌漑管理改革のモデルになった。他の灌漑区も続々と協会を設立し、規約と制度を定めている。協会設立を目的にしたこうした灌漑管理体制の改革は全国ですでに大きな流れになっている。

東坪灌漑区の事例研究で分かったことは、改革前、東坪灌漑区では地元の兼業農家が一貫して管理を行ってきたが、農民が管理に深く関与する中で協会が設立されたことが、灌漑区の様相を一変させたのである。

利水戸協会の改革は、農村における農家経営を主とした農業経営制度の下、農家に農村の灌漑管理責任を持たせることによって、灌漑事業の継続と発展面における政策的改革を実現した。政府、市場、社会の枠組みの中で、協会は成長途上にある農村社会の積極的要素となり、非営利で自主管理する NGO に成長しつつあるのである。灌漑管理の組織体系から見ると、それは国が提供する灌漑サービスを得るために農家が設立した、国の機関と機関を仲介するサービス組織であり、また農民が灌漑サービスを自主的に提供する民間の公共サービス組織である。

6.4 利水戸協会の促進政策とその運用

上記のような性格を有する組織が成長し役割を発揮するためには、中央政府、地方政府、水利管理部門、社会各界、農民がそれぞれ共に努力し、関連政策を二度と持ち出さないことである。東坪灌漑区のケースで学んだ最も重要なことは、様々な主体の間で力を合わせて協力すること、或いは抵抗を排除するのに適した時期や方式を見つけるということであ

る。これは各地の利水戸協会が事業を進める際に最も参考にすべきことであろう。

参考文献

- [1] 周其仁「所有權と制度の変遷」、『中国改革の経験研究』、北京、社会科学文献出版社、2002、pp19－21
(周其仁「産權与制度變遷」、『中国改革的經驗研究』、北京、社会科学文献出版社、2002、pp19－21)
- [2] 雷声隆、徐雲修、姜開鵬等『全国大型灌漑区施設老朽化の状況と対策』、中国農村水利水電、1997、pp17－23
(雷声隆、徐雲修、姜開鵬等『全国大型灌区工程老化狀況与对策』中国農村水利水電、1997、pp17－23)
- [3] (米) マンサー・オルソン (毛寿龍訳)『集合行為論』、上海、上海人民出版社、1995
((美) 曼瑟爾・奧爾森著 (毛寿龍訳)『集团行動的邏輯』、上海、上海人民出版社、1995)
- [4] (米) McGinnis, Michael (陳郁、郭宇峰、李崇新訳)『Polycentricity and Local Public Economies』、上海、上海人民出版社、2000
((美) 邁克爾・買金尼斯 (陳郁、郭宇峰、李崇新訳)『多中心治与發展』、上海、上海人民出版社、2000)
- [5] (米) Babbie, Earl『The practice of social research (第8版)』、華夏出版社、2003
((美) 蓬爾・巴比『社会研究方法基礎 (第八版)』、華夏出版社、2003)
- [6] 姜春海、李懷「自然独占理論評論」、『当地經濟研究』、2003、pp65－70
(姜春海、李懷「自然壟斷理論評述」、『当地經濟研究』、2003、pp65－70)
- [7] 姚洋「市場が農民の公共協力に取って代わる」、『華中師範大學學報 (人文社会科学版)』、2004、43 (1)、pp40－41
(姚洋「市場替代農民的公共合作」、『華中師範大學學報 (人文社会科学版)』、2004、43 (1)、pp40－41)
- [8] 王名編「中国 NGO 研究－ケーススタディを中心に」、『国連地域發展センターシリーズ研究報告第38』、2000
(王名主編「中国 NGO 研究－以個案為中心」、『国連區域發展中心系列研究報告第38』、2000)
- [9] 王名編「中国 NGO 研究 2001－ケーススタディを中心に」、『国連地域發展センターシリーズ研究報告第43』、2001
(王名主編「中国 NGO 研究 2001－以個案為中心」、『国連區域發展中心系列研究報告第43』、2001)
- [10] 同志輝『選舉事件と村政治』、北京、中国社会科学出版社、2004
(同志輝『選舉事件与村庄政治』、北京、中国社会科学出版社、2004)
- [11] (米) Ostrom, Elinor (余遜達、陳旭東訳)『Governing the commons』、上海三聯書店、2000、pp16－17
((美) 埃莉諾・奧斯特羅姆 (余遜達、陳旭東訳)『公共事物的治理之道』、上海三聯書店、2000、pp16－17)
- [12] 方副前『公共選擇理論－政治の経済学』、北京、中国人民大学出版社、2000
(方副前『公共選擇理論－政治的經濟学』、北京、中国人民大学出版社、2000)

- [13] 黄新華、「新公共管理：市場の機能不全と政府の機能不全における新たな選択」、『理論と現代化』、2001、(5)、pp80－84
(黄新華、「新公共管理：面对市場失靈与政府失靈的新選択」、『理論与現代化』、2001、(5)、pp80－84)
- [14] 胡益強『利水戸の灌漑管理の模索と研究』
(胡益強『用水戸参与灌漑管理探索与研究』)
- [15] 謝長剛『水利権制度と経済的成果』、北京、経済科学出版社、2004
(謝長剛『水権制度与經濟績效』、北京、経済科学出版社、2004)
- [16] 馬徳宏「農民利水者協会－灌漑区管理体制の正しい選択」、『甘肅省参加型灌漑管理座談会會議論文』、2004
(馬徳宏「農民用水者協会－灌区管理体制的正確選択」、『甘肅省参与式灌漑管理座談会會議論文』、2004)
- [17] 于萍「チャンスをつかみ、改革を深化させ、水利事業を新たな段階へと引き上げる」、『甘肅省参加型灌漑管理座談会スピーチ』、2004
(于萍「把握機遇、深化改革、促進水利工作再上新台階」、『甘肅省参与式灌漑管理座談会講話』、2004)
- [18] 東坪電気揚水灌漑利水者協会『甘肅省白銀市東坪灌漑区プロジェクト記録（初稿）』、未出版
(東坪電灌漑用水者協会『甘肅省白銀市東坪灌区工程志（初稿）』、未出版)
- [19] 中国灌漑区協会、中国・オランダ貧困対策プロジェクト弁公室『利水戸参加型灌漑管理シンポジウム論文集』、2003
(中国灌区協会、中荷扶貧項目弁『用水戸参与灌漑管理検討会論文集』、2003)
- [20] 竇寰『靖遠県水利史（たたき台）』、甘肅省靖遠県水利局
(竇寰『靖遠県水利志（討論稿）』、甘肅省靖遠県水利局)

課題 11-8
水市場の仮定水価格及び水利権の形成

彭祥（清華大学）

水市場の仮定水価格及び水利権の形成

胡和平 彭祥

清華大学水文水資源研究所

水資源を開発・利用する過程において、水利権、水価格、水市場は自然にもたらされてきたのではなく、その形成、発展、変遷はいずれも一定の流れに基づいている。このため、水利権、水価格、水市場に対しては必ず比較制度による研究方法が用いられなければならない。こうしたことから、本課題では、先ず水資源配置の複雑性について概要を述べる。次に、制度の概念について触れると共に、新制度経済学の基本的理念を用いて水制度の構成システムを組み立てる。そして最後に、水利権、水価格、水市場について比較制度による分析を行う。

一、研究内容の理論的構造

水資源配置の複雑性と水制度、水利権、水価格、水市場との関係は、単純なつながりなどではなく、互いの間には非常に密接な論理的関係性がある。この点については、以下の図1に示される通りとなっている。これらの要素間の相互影響は、水資源配置の基本モデルを決定するものであり、異なるレベルにおいて水利権、水価格、水市場の形成に対して影響を及ぼしている。

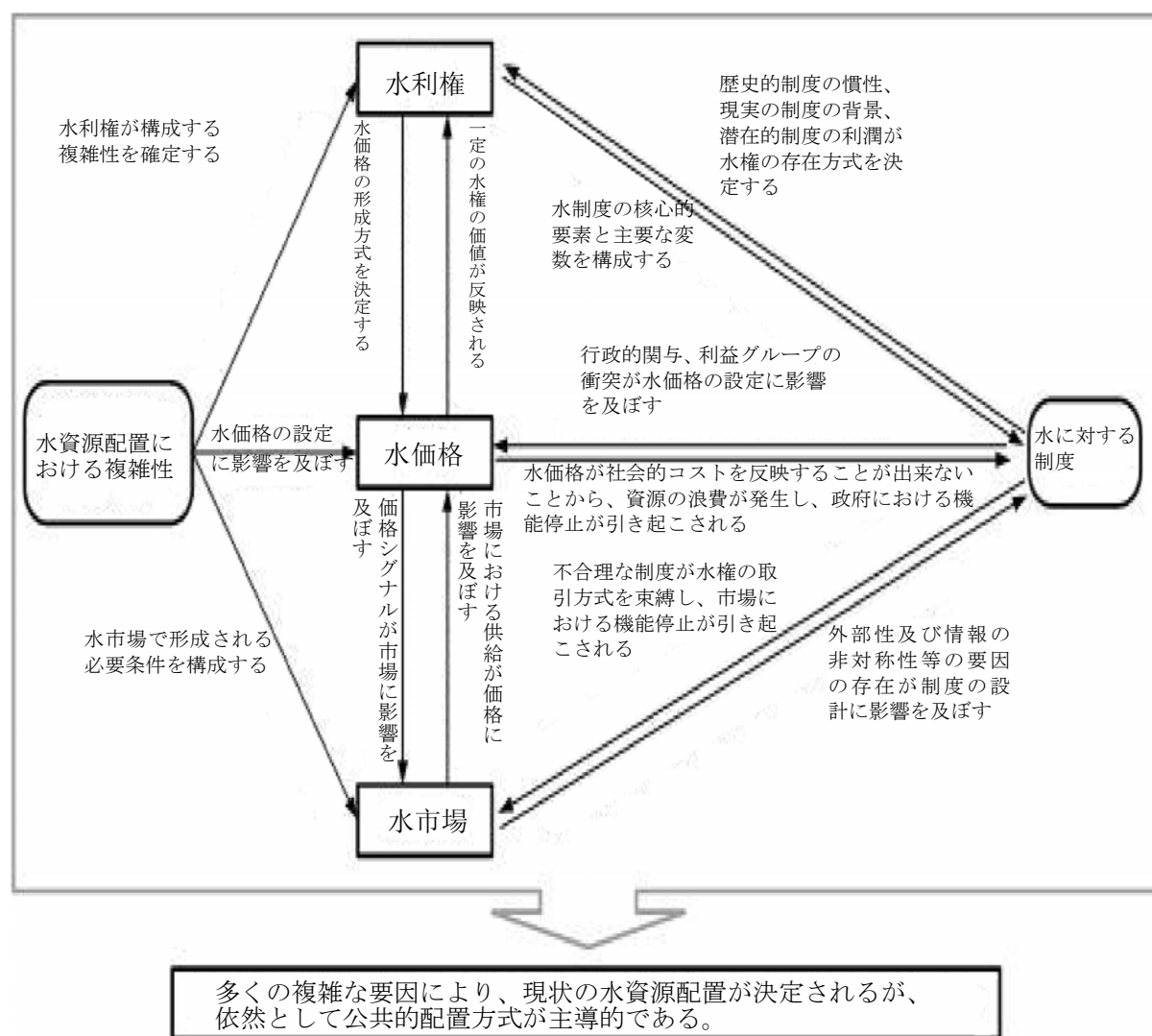


図1 水資源配置の複雑性と水制度、水利権、水価格、水市場との間の理論的關係

二、水資源配置における複雑性

水から水資源、更に水資源配置に至る過程は、複雑性に満ちており、それは具体的には自然的側面における複雑性、経済的側面における複雑性、社会的側面における複雑性といった3つの側面において示される。

1. 水資源配置の自然的側面における複雑性

水資源配置の自然的側面における複雑性は、水その自体の複雑性によって決定されるものである。具体的には、3つの側面から示すことが出来る。1つ目は水圏の運動、2つ目は水文の循環、3つ目は水それ自体の特性である。

自然界においては、水は各種の形体を取って地殻の表層、表面及び地球の大気層中に存在する。地球上の水圏と岩石圏、大気圏及び生物圏は互いに影響を及ぼし合い、互いに共存している。水圏は、地球圏層において最も活発なものとして、地球全体の水文を通じて地球の表層及び大気中を巡って絶えず変化している。

水圏においては、各種の水は蒸発、水気の輸送、降水、浸透、地表と地下での流出等の形を通じて、絶えず転移が繰り返されており、終わることのない運動状態に置かれている。関連データによると、地球上の97%の水は、海洋或は湖に存在している。また、約3%ある淡水資源中の50%以上は、高山の氷河、北極と南極の氷土や永久積雪に存在し、その他は地殻深層の地下水として存在している。地球全体の水の貯蔵量において、降雨、蒸発、地表における流出といった過程を経る淡水は、僅か0.3%にも満たない。

人類が利用することが出来る液体水は、その他の自然資源とは異なる数多くの独自の属性を有している。具体的には、以下に挙げられる諸の属性を有している。

- (1) 生命維持品としての属性：水が存在しなければ生命も存在しない。
- (2) 稀少性：絶対的稀少性と相対的稀少性といった2つの側面において示される。前者は、人類が利用可能な水資源は有限であり、空間的にもアンバランスに分布していることに示され、後者は、人口の増加や社会の発展により水が相対的に稀少となることに示される。
- (3) ランダム性：水は自然の規律の影響を受けて絶えず変化する。
- (4) 流動性：重力の影響の下、高所から低所へ、上から下へと流動する。
- (5) 可再生性と不可再生性：前者は、地表水と浅い層の地下水は一定の水文規律に基づいて循環を繰り返すことに示され、後者は、深層地下水が過度の採掘が行われた場合、その後長い期間に亘り有効な形で回復させることが出来なくなること示される。
- (6) 転移の困難性：水は体積が膨大となるため、その他の自然資源が異なる地域において低コストで移転交換される場合と異なる。

2. 水資源配置の経済的側面における複雑性

水資源配置の経済的側面における複雑性は、水資源が世界で唯一の一種の多重物品としての属性を有する自然資源であり、異なる使用目的、水を利用する各種の業界、異なる使用段階及び異なる数量・質量が変化することにより、水資源に異なる資源的属性が現れ、場合によっては互いに矛盾する資源的属性が現れるようになることに示される。

1. 公共的品物としての属性

この属性はまた不可充当性とも呼ばれ、水資源が個人に対して無料であると共に、社会資本としての性格を有する資源であることを示している。水資源の公共物としての属性は、個人が所有する物品の属性に対して言われるものである。水を利用する各種の業界或いは特殊な状況の下では、水資源は公共物のカテゴリーに属し、政府が社会的安定を維持し、社会の福利を増加していく際の共有資源となる。水資源の公共物としての属性には、二つ

の基本的特徴が備わっている。即ちそれは、非競争性と非排他性である。水資源の非競争性とは、水利プロジェクトの投資において、その規模が巨大であるためマクロ経済に対する依赖性が生じるようになり、給水プロジェクトの管理も自から独占的となるほか、水の輸送システムが単一的となり、そこから市場取引における地域性がもたらされるようになることである。水資源の非排他性とは、水資源に公共的財産権が備わっていることから、財産の所有主体が不明確となり、水資源の排他的財産権を確立し、これを保護することが非常に困難であるばかりか、それに要するコストも非常に高くつくことである。水資源は公共物に属するという観点は、これまで長い間に亘り、世界の各国に受け入れられてきており、このことは水資源の開発と利用の程度とかなりの関連性を有している。水資源の公共物としての属性により、水を使用する過程において、「ただ乗り」といった行為が生み出されることとなった。

2. 経済的品物としての属性

この属性はまた可充当性とも呼ばれている。これは、水資源が極端に枯渇するようになった今日、人類社会の水資源に対する新たな位置づけであり、そのことは水資源が単に自然資源であるというだけでなく、更に重要なことは一種の経済的品物ということにある。

3. 外部性

経済学的に言えば、外部性とは、個別の経済的活動が他人に対して引き起こすもので、当該経済活動の損益に組み入れられない影響のことである。個別の経済活動により生じる個別のコストが社会コストと異なり、個別の収益が社会の収益と異なる場合、外部性が生じることとなる。例えば、上流の非合理的な水の利用が下流における既存の水利用の権利に影響を及ぼしたり、或いは上流の水質汚染が付近の下流地域に対して経済的損失や生態環境の破壊を引き起こしたりする場合がそうである。水資源の外部性と水資源の公共物としての属性との間には関連性がある。

4. 情報の非対称性

これは、水資源を使用する過程において、供給側と需要側の双方のいずれか一方だけが他方が保有出来ない情報を保有していることを示すものである。情報経済学の解釈によると、情報の非対称性には、次の二つの側面が含まれている。一つは「モラルリスク」であり、もう一つは「逆選抜」(adverse selection) である。モラルリスクとは、いずれか一方の行為が他方の立場から見て、観察が不可能な状況にある場合を言う。例えば、計量設備が不足している状況の下では、水をいっぱいに貯めることが水の利用者にとって最良の選択となる可能性がある。逆選抜は、どちらか一方が他方のタイプ或いは特徴を確認することが不可能な状況において起こる。例えば、政府が水の利用者の節水の潜在力及び節水コストと収益に対して、正確な判断が行えない場合、政府による投資を主体とする節水のモデル行動は、逆選抜を引き起こす可能性がある。また、政府が資金を使用し、節水事業を推進することを望む場合、水を供給する主体は、節水を望むかどうかに関係なく、政府の投資を積極的に競って獲得しようとし、水を使用する主体は、コストに対する収益分

析に基づいて節水を行うかどうかを決定することとなる。一般的状況において、節水のためのコストは非常に高くつくのに対して、水の価格はかなり廉価である。こうしたことから、水の利用者の多くは、公共の節水施設を放棄し、既存の伝統的方式に基づいて大量の水を貯蓄することとなる。また、こうした大量の貯水は、水を供給する主体が上級政府に対し、新たな節水への投資を競って獲得する際の有益な口実ともなる。こうして「節水のパラドックス」が引き起こされることとなる。

5. 政府における機能停止と市場における機能停止

ここで言う政府の機能停止とは、政府の政策的ミスにより水資源の生産コストが実際のコストからかけ離れるようになり、そこから資源に対する非効率的な使用や過度の浪費が引き起こされると共に、生態系に対して一連の環境問題が引き起こされることである。体制面の不備、政策上の脆弱性、多方面の利益集団の政策決定への関与、情報の非対称性などは、政府の機能停止を引き起こす主な原因となっている。

ここで言う市場における機能停止とは、外部性及び非競争性などの要素が存在することにより、水利権の取引に対して全面的に正確な市場のシグナルを提供することが出来ず、水資源の価格が実際の価値や社会的コストからかけ離れ、市場における需給を調節する梃子の原理が機能しなくなることである。

6. 臨機的バリエビリティ

水資源における臨機的バリエビリティは、水量の変化に伴い、水資源が生命資源—経済資源—自由資源—有害資源の間で臨機的に変化することに示される。具体的な流れについては、図2に示される通りとなっている。

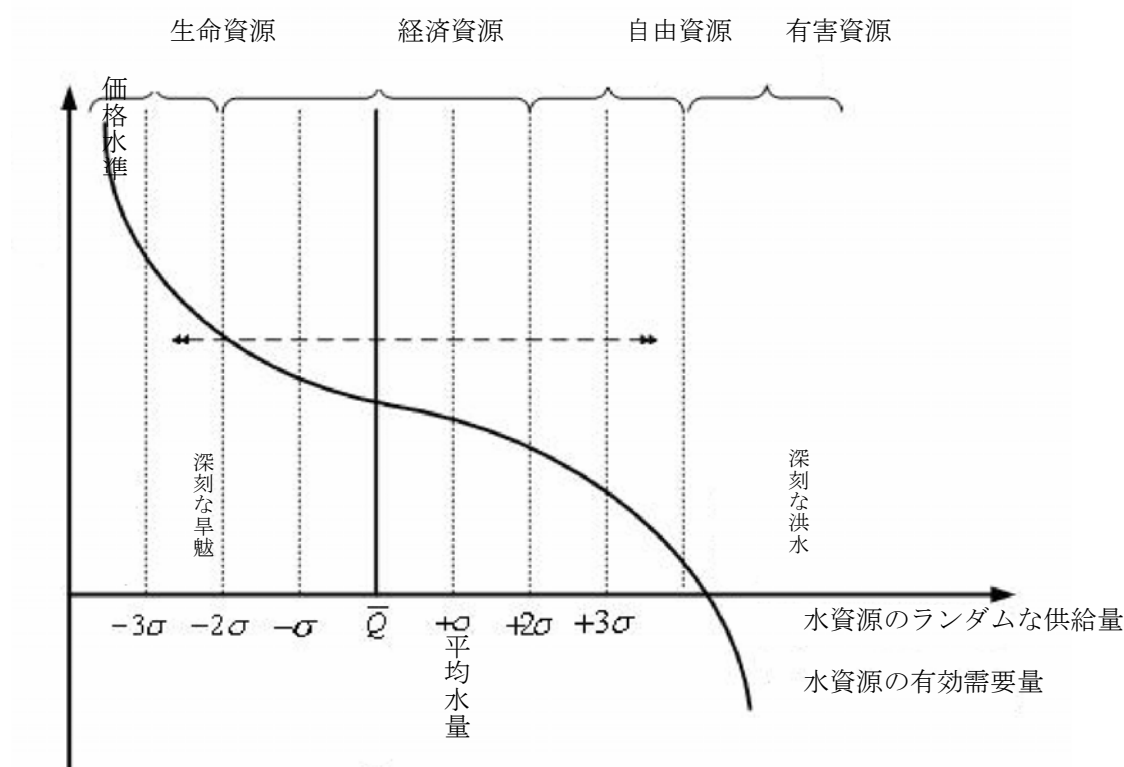


図2 水資源の臨機的バリエーティティー

3. 水資源配置の社会的側面における複雑性

水資源配置は多方面の利益を再調整する事柄に関わり、関連する利益グループの損益を変化させることとなる。扱いが適切でない場合、各種の社会的矛盾の衝突が引き起こされる。

水資源配置の衝突は、先ず国際的境界線の河川資源に対する開発利用の方式を巡って現れる。地球人口の増加と水の利用に対する需要の増加に伴い、稀少性を有する国際的境界線の河川の水の利用を巡る争いは、水に関する衝突の最前線となる。各国の社会的、政治的、経済的発展におけるモデルが異なることから、一種の単一の解決案或いは法的フレームワークの下、全ての参加国を満足させようとする事は、非常に困難な事である。

国際的な水資源配置を巡る衝突と比較した場合、国内の水資源配置を巡る衝突問題も同様に複雑となっており、政策決定者の頭を悩ませ続けている。こうした問題は主に以下の諸点において示される。

(1) 地域的衝突

流域内においては、上・下流、左・右両岸、本・支流の水の利用を巡る衝突が既に長年の問題となっている。また、流域における水の調節においては、流域を跨ぐ水の調節、地域外に運び出される水資源地域の利益を保障する問題が新たな焦点となっている。

(2) 行政管理部門の職能重複による衝突

ここでの衝突は、先ず中央政府の主観部門の重複した管理が原因となり、農業用水、都市用水、水環境の保護、水力発電など、多岐に亘って示されている。その次は、流域層における場合で、流域内の管理機構と地域内の管理機構のそれぞれの権限が曖昧で、目標に対する偏差が存在することから、長い間に亘って争っていることに示される。

(3) 水の利用目標における衝突

この種の衝突は、主に工業用水が農業、経済用水を占有し、生態環境用水を流用するといったことに示される。

(4) 政府の目標と公衆の利益との間の衝突

これは、政府が水の利用価格に対する保障コストを引き上げることで財政的負担を軽減する一方、他方において公衆の側が自身の利益の観点から、可能な限り政府に「ただ乗り」し、「水の浪費」を多く行うことである。

(5) 公平性と効率性との間の衝突

水資源配置を行う過程においては、効率性が必ず公平性に対して影響を与え、過度の公平性が効率性を損なうことが強調される。効率性の基準については、経済学的分析を通じて鑑定することが必要であり、公平性のルールには政治体制を活用して判断が下されなければならない。こうしたことから、両者の間の衝突は避けて通ることが出来なくなっている。

三 水制度の内容、構造、役割メカニズム

伝統的経済学の理論においては、制度的習慣は固定した環境パラメーターとして看做され、ゲーム理論の観点とは一致しないものとなっている。ゲーム理論の観点に基づけば、制度とは、一種の社会的なゲーム規則のことであり、ゲーム理論の参加者或いは組織のことではない。参加者は一定のゲーム理論の規則の下で互いに影響し合う。異なるゲーム理論の規則は異なる制度を生み出し、その異なる制度が資源配置の基本的方式を決定する。

ここでは制度が社会的なゲーム理論の規則であるとの定義に基づき、水制度の組織構造に対して、以下の通りに区分する。即ち、水に対する法規、水に対する政策、水に対する文化といった具合に区分する。この内、水に対する法規と水に対する政策については、正式な規則であるが、水に対する文化については、非正式な規則である。

水に対する法規についてみると、そこには「水法」を核心とする一つの法律の束が含まれており、国家的側面をより多く示すものとして、一種の政治的規則が体现され、法の絶対的強制力を備えたものとなっている。また、水に対する政策については、水に対する開発、利用、管理、配置、節約、保護といった一連の過程における関連条項や規則がそこには含まれ、それは社会構造的側面をより多く示すものとして、一種の経済的規則が体现されている。こうした経済的規則に基づいて、規範の制定、財産権の確定、市場の育成が可能となる。さらに、水に対する文化については、水の利用に関連する社会的規則、習慣、慣例、道徳的規則が含まれており、そこでは社会の個別的側面が反映され、一種の緩やかな約束事となっている。

上述の3つの側面、2種類のモデルを有する制度により構成される構造の中で、水に対

する規則について見ると、それは国家的強制力を代表するものとして、相対的な硬直性或いは耐久性を体現しており、通常の状態においては安易に変更されることはなく、一定の期間内において、固定化した制度的パラメーターとして看做することが出来る。次に、水に対する文化の場合であるが、制度的慣性の観点からも相対的に安定していることから、それは社会的、歴史的、文化的な観点から長期的に蓄積された産物であり、制度建設における基礎的土壌を構成するのみならず、主要な制度上の約束事ともなっている。こうした観点から見ると、水に対する政策だけが最も活力を備え、有効なものとされることとなる。また、水に対する政策は、それが一旦固定化されるようになると、水に対する法規へと昇華する。同様に、水に対する文化の場合も、一旦固定化されるようになると、水に対する政策へと凝縮化されるようになる。水に対する政策については、制度が形成され、変遷する過程において、かなりの弾力性と張力を発揮することから、制度の建設過程における主要な変数となる。具体的には図3に示される通りとなる。

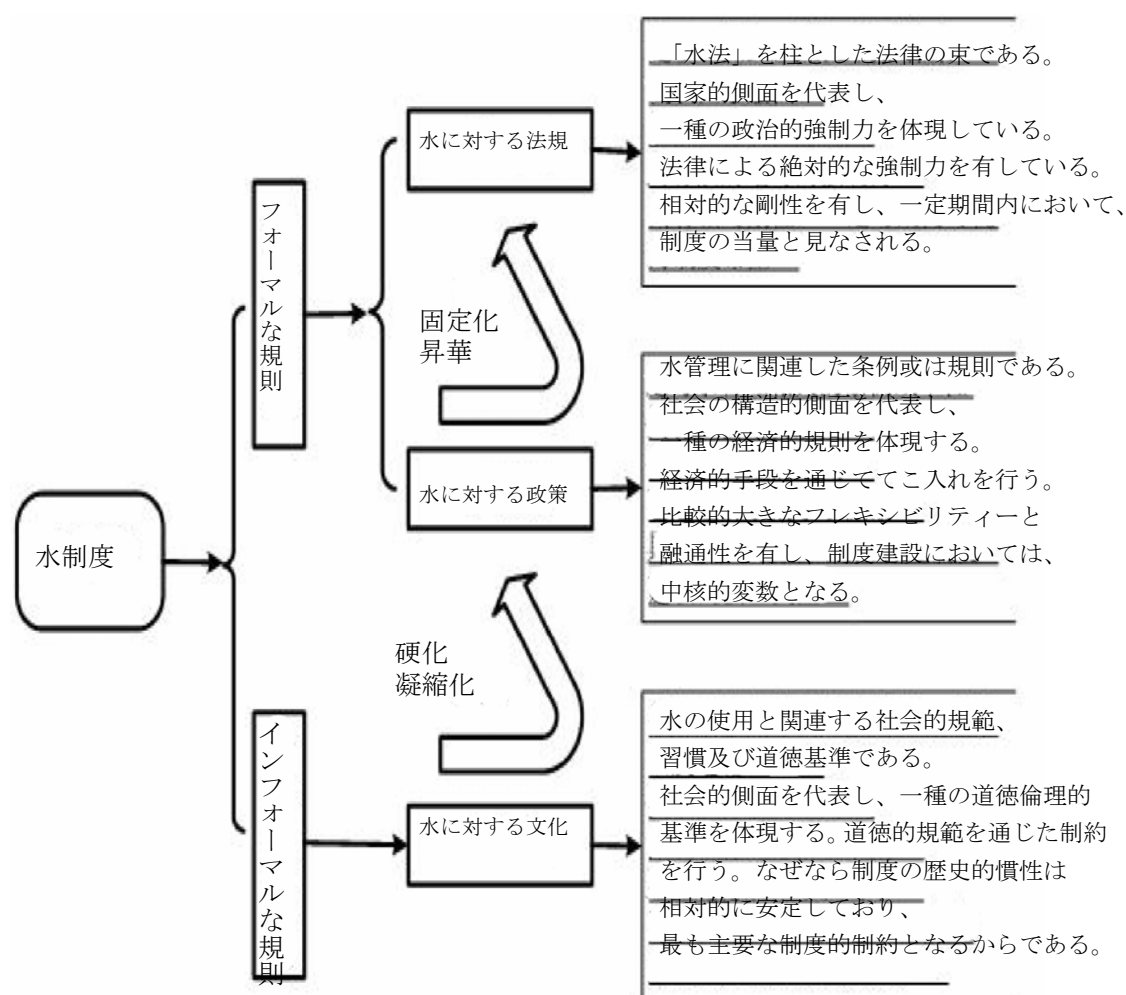


図3 水制度の構成構造と機能メカニズム

水制度の機能メカニズムは、主に以下の3つの側面において示される。

1. 誘致度と強制度の面における制度的変革が相互に結合することにより、水に対する法規と水に対する政策が生み出され、発展してきた。

理論的には、ある種の制度において刷新された主体—政府、団体或いは個人が制度外に存在する利潤を発見した後、一つの新たな制度的変革が可能となる。制度において刷新された主体は、新たな制度的配置を通じて既存の制度における空白或いは不足を補うようになる。

制度的変革は、誘致度の面における制度的変革と強制度の面における制度的変革といった二種類の方式に区分することが出来る。

誘致度の面における制度的変革とは、制度的配置に対する変更或いは刷新のことで、個人或いは団体が制度外の利益を追求する際に独自に実施されるものである。その主な特徴は、自発性に依拠し、人々が新たな制度的配置に対して一致してそれに同意し、自覚的に遵守するという点にあり、強制的力によって人々がそれに無条件に従うようにするものではないという点にある。2000 年に我が国の浙江省において発生した東陽—義烏水利権の譲渡問題は、水領域の誘致度の面における制度的変革を研究する上で、一つの良いモデルを提供した。既存の制度的枠組みの下での行政的配水モデルでは、コストがますます高くなる。また、これに対して、新たな協議制度を利用して配水を行うモデルの場合、潜在的収益がますます大きくなる。こうした状況の中、義烏市政府はそれまでの上級に対して水を要求する伝統的モデルを放棄する一方、新たな方式に依拠して水資源が不足する問題を解決し、水利権の誘致度の面における制度的変革を実現させた。

強制度の面における制度的変革とは、制度的配置の変更或いは刷新のことで、主に政府の行背命令或いは法律を通じて実施されるものである。それは国家による強制力を後ろ盾とし、上から下に対して強制的に行われるもので、通常の場合、その他の参加者による意見の一致は必要とされない。我が国では、1993 年 9 月に国務院において吸水許可制度の実施細則が正式に公布されたが、それは一種の法律を利用した強制力であり、水資源の管理を更に強化し、水資源の合理的な開発と利用を促進するといった、強制度の面における制度的変革に当たるものである。

誘致度の面における制度的変革は、その実施と経済的利益の最大化の原則に基づいて、一定程度において社会全体の福利を増進させることが出来る。但し、往々にしてかなりの長い時間を費やすことによる効率の損失をもたらす。強制度の面における制度的変革は、行政的力に依拠して最も速い速度、最も短い時間で最大範囲の制度的変革を達成することが出来る。但し、その他の人との利益と合致しない場合、実際にその役割を発揮することが困難となり、「上に政策があれば、下には対策がある」といった頭の痛い局面が引き起こされることとなる。

具体的な実践においては、大抵の場合、常に誘致度の面における制度的変革と強制度の面における制度的変遷の双方を結合させることが、有効な制度的配置となる。

2. 水に対する法規、水に対する政策、水に対する文化が互いに浸透し合い、補完し合うことが水制度システムを完備させている

歴史的発展の視点から見ると、フォーマルな規則とインフォーマルな規則の間には量的

な差だけが存在し、質的な差は存在していない。但し、フォーマルな規則が次第にインフォーマルな規則に取って代わるという趨勢は明らかであり、近代化のプロセスは法律が次第に浸透していくプロセスである。水に対する法規、水に対する政策が絶えず完備され発展していくプロセスについても、水に対する文化が絶えず「硬化」していくプロセスであると言える。但し、健全な法制が社会的進歩における必然的結果であるとしても、それはフォーマルな規則がインフォーマルな規則に常に取りって代わることを意味するものではないことを見逃してはならない。理論的に言えば、フォーマルな規則、例えば法律が全ての人の行為を律することは不可能である。また、インフォーマルな規則がフォーマルな規則を排斥するといった状況も存在している。更に、社会がインフォーマルな規則を必要とするのは多くのフォーマルな規則を執行するコストが高いことによる。こうした状況の下においては、フォーマルな規則を補完・強化するものとしてインフォーマルな規則を運用することの方が合理的となる。節水に対する意識、節水の習慣等の社会的規範や習慣も法律化されるようになれば、その結果、社会からより多くのフレキシビリティや融通性が失われることとなる。この他、水に対する新しい法規、とりわけ水に対する政策の制定とその実施においては、その水に対する文化との間の相性が必ず確保されなければならない。政府が水管理に対する社会目標を実現するため、新しい政策或は法令を盲目的に導入し、それらが一定の政治的、経済的背景、複雑な社会的背景の下で実施された場合、頻繁に予期しなかったような結果が引き起こされることとなる。これはあたかも実験室で開発された薬品が人体上に使用された際、人体の複雑性から副作用が引き起こされる場合と同じである。水に対する法規、水に対する政策、水に対する文化との関係を一致させ、それぞれをサポートする制度こそが豊かな生命力と自己を維持する力を備えていると言える。そうした制度でなければ、どんなに苦勞して設計した制度であっても非常に不安定なものになってしまう。

3. 個人的理性と集団的理性との間の衝突と協力は、制度の有効性に対する判断基準を提供する

世界の大多数の国家において、水資源は共有の資源と見なされ、共有の財産権の形式で存在している。また、水資源の使用においては、排他的な財産権が不足していることからマイナスの外部効果を引き起こし易くなっている。水を使用する過程において、政府の目標と団体及び個人の目標は完全に一致しないばかりか、場合によっては相互に衝突する可能性がかなりある。政府は集団的理性を備え、水資源の持続可能な利用を追求する。これに対し、水管理単位或は水を使用する個人は、個人的理性を備え、自らの利益の最大化を追求する。そこから個人的理性と集団的理性との間の衝突が引き起こされる。これは具体的には、フォーマルな水の利用とインフォーマルな伝統的水利用の習慣との間の衝突となって現れる。フォーマルな水の利用規則は、実施の過程において、水の利用者の伝統的水利用における収益に影響を及ぼし、水の利用者からの激しい抵抗を引き起こすようになる。こうした状況の下、政府は一進一退の苦境に直面することとなる。或は制度に対して規定外の実施メカニズムを追加し、制度的コストが大幅に増加することとなる。或は政府自身の身勝手な行為から政府に対する不信感が社会に生まれ、既存の制度設計が形骸化するよ

うになる。その結果、当初の水管理目標の実現程度を大幅に割り引いたものとしなければならない。このように、水制度は一種の内生的ゲーム理論であり、個人的理性と集団的理性を同時に満たし、実施者を含めたゲーム理論の参加者間の戦略の相互作用を通じて効用を生み出すようにしなければならない。社会全体が一様に認可し、且つ自己を維持することが出来る制度こそが有効な制度であることは明らかである。そうでなければ、それは単に制度であるというに過ぎない。

四、水利権の歴史的変遷に関する比較

1. 中国における水利権制度システムの歴史的変遷過程

中国における水利権の歴史に対する考察から、中国における水利権制度は、少なくとも西漢時代には形成され、それ以後も歴史の流れの中で絶えず豊かさを増し、発展を遂げてきた。その具体的内容については、表1に示される通りとなっている。

表1 中国における水利権制度システムの歴史的変遷過程

時代	制度的背景	水制度建設による主な成果	水利権の基本的特徴
先秦から漢の時代	中国において封建社会が確立し、発展した時代。国家によりフォーマルな水利権制度が制定されるようになったものの、システムを形成するには至らなかった。	西漢の倪寛が関中において、「水令を制定し、以って広く水田を灌漑した」。また、水を使用する優先順位を制定した。これは我が国で最初の水の使用に関する制度の法令である。南陽太守の召信臣が民衆のために「均水の約束」を行い、灌漑地域において水の使用、分水する制度を確立した。	水の使用管理は、主に国家のフォーマルな法令に依拠し、マクロ的レベルにおいて体现された。このことは、当時の水利プロジェクト建設が主に政府の力量に依拠して行われていたことに関係する。
唐・宋・元の時代	中国における封建社会が全面的な発展を迎えた時代であり、国家の法律を柱とする、フォーマルな制度が初歩的に完備されるようになった。	唐代に制定された「水部式」は、中央政府が法律の形式で発布した最初の系統的な水法典であり、「平等」な水使用による分配原則が強調された。また、宋代には、王安石の変法において、「農田水利約束」が発布された。これは我が国において比較的整備された初の水田水利法である。元代には、「洪堰制度」が制定され、マクロ的レベルにおいて、灌漑地域において水を使用する制度に対して詳細な規定が行われた。	水使用の管理は国家のマクロ的管理を柱とし、「平等」「均しく行き渡り、偏らないようにする」といった原則が強調され、具体的方式においては、「甲貼制」が採用された。
明・清の時代	中国における封建社会が衰退し、資本主義が芽生えるようになった時代。郷規民約を柱とする	この時代には、国家により水の利用に関する法律がそれほど多く発布されなかった。インフォーマルな制度については、灌漑地域における郷規民約が当時の水利権制度の主体となり、水利権制度は	管理方式が「水柵制」に変化する。水資源が次第に枯渇するようになった他、資本主義的商品経済が芽生えるようになったこと

	インフォーマルな水利権制度が主導的地位を占めた。	灌漑地域におけるミクロ的管理を主な特徴とするようになった。	から、多くの地域において、例えば関中一帯の場合のように、水利権取引が実施されるようになった。
中華民国の時代	中国が半封建的、半植民地的社会に置かれるようになり、欧米の科学技術が中国に導入された。	中華民国期（1942 年）に「中華民国水利法」が發布された。これは中国近代史上において制定された最初の全国的な水法であり、近代的な水制度のモデルを体现するものであった。	公共水利権制度が採用され、欧米の先進的な経験が導入され、水利権制度に対する全面的なシステムの定義が行われた。

2. 米国における水利権制度システムの歴史的変遷過程

米国の沿岸の所有権制度は、英国の慣習法と 1804 年のナポレオン法典にその淵源を有している。但し、全体としてみると、米国における水利権システムの発展過程は、基本的に欧米全体の水利権システムの基本的特徴を代表するものとなっている。米国の水利権システムに関する歴史的考察については、以下の図 4 に示される通りとなっている。

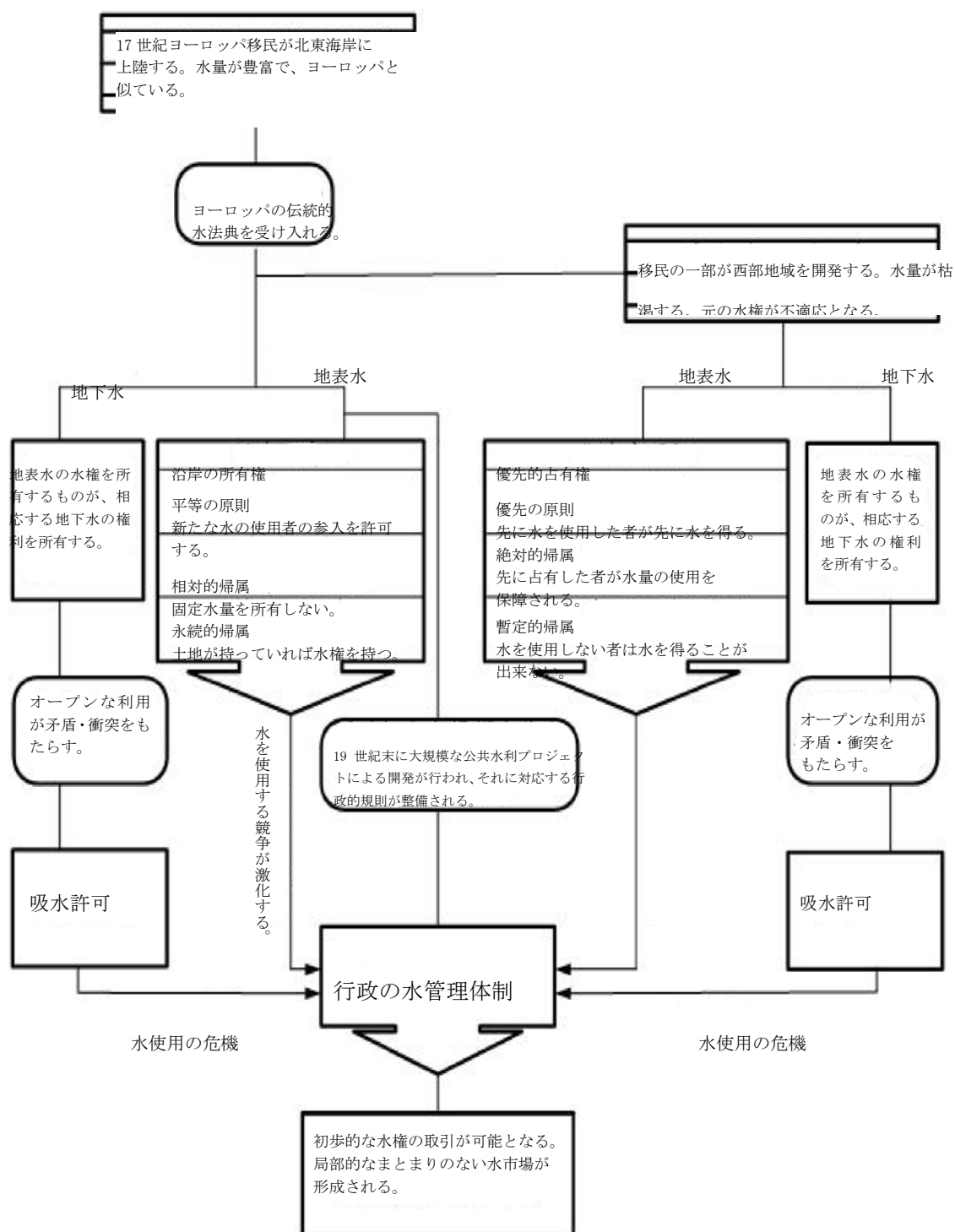


図 4 米国における水利権制度システムの歴史的変遷過程

3. 現状の水利権制度に対する総合的評価

中国において目下実行されているのは、公共水利権制度であり、それは具体的には吸水許可制度において示されている。この種の水利権システムの存在は、3つの側面から解釈することが出来る。

第1の側面は、制度的慣性による影響である。我が国においては、歴史的に一貫して公共水利権システムが採用され、「平等」な水利用の原則が強調されている。第2の側面は、現状体制による制限である。新中国が成立した後、我が国では旧ソ連の計画経済発展モデルを採用され、旧ソ連の公共水利権理論も当然のこととして受け入れられた。公共水利権理論には、3つの基本原則が含まれている。1つ目は、所有権と使用権が分離され、水資源は国家が所有し、個人と部門は水資源に対する使用権を保有出来るようになっていることである。2つ目は、水資源の開発利用が国家の発展計画に従わなければならない、水資源配置が通常の場合、行政的手段により実施されることである。3つ目は、国際的水利権の発展趨勢が融合したものであることである。中国における吸水許可制度の理論的モデルは、明清時代の「水柵制」において示されている。但し、近代的管理の段階においては、欧米のとりわけ米国の制度に基づく考え方が取り入れられた。両者の異なる点は、中国の吸水許可制度の場合、水柵制の段階では地表水を対象とし、その後地表水と地下水にまでその対象が拡大してきたのに対して、欧米の吸水許可制度の場合、その制度の出現は先ず地下水の採掘に対する制限を強化することに起因している点にある。

五、水価格の設定における影響要素についての分析

水価格の設定に関する各種の方法については、既に多くの文献において論述されている。本文においては、取引コスト、情報の非対称性といった問題、政府による関与と政治的要因が水価格の設定に与える影響程度についての研究に重点が置かれる。全体としてみると、水価格の制定は、一つの政治経済学的問題であり、伝統的なミクロ経済学における価格計算方法と比較した場合、水価格の設定には最適の解決方法というものがなく、二次的な解決方法があるだけである。このことは、水価格が市場における需給関係の産物であるというより、政治的グループによる値段のかけ合いの結果であること示している。

1. 理想的な完全競争の市場条件下における水価格の設定方法

古典的経済学理論においては、理想的な市場経済条件下では、市場の見えざる手の働きにより市場における販売価格が決定され、社会的資源配置の最適の状態が実現されることが証明されている。以下では、農業用水を例にして、二種類の価格制定方式——定量による価格設定方式と定量に拠らない価格設定方式——が存在する状況の下、水価格がどのようにして計算されるのか検討することとする。

先ず単一の水使用者の場合を考えることとする。水使用の産出と水使用量が関数 $y=f(q)$ を満たしているとする。 $f(q)$ は、厳格な逓増の凹関数。水使用の産出価格を p 、水価格を w とすると、水使用者は有限理性に基づいて水使用のレベル $q(w)$ を確定し、以って自己の純利潤 $\pi(q)=p \cdot f(q)-w \cdot q$ を最大化する。最適条件に基づけば、以下通りとなる。

$$\frac{\partial \pi}{\partial q} = 0 \quad (1)$$

そこから $f'[q(w)]=w/p$ が推測され、更に必要とされる水の関数 $q(w)=f^{-1}(w/p)$ が得られるほか、同様にして最適な水の産出レベル $f[q(w)]$ が得られる。

給水コスト $c(q)$ は逓増の凸関数であり、取引コストがゼロである場合、社会の総純収益関数は以下の通りとなる。

$$\{p \cdot f[q(w)] - w \cdot q(w)\} + \{w \cdot q(w) - c[q(w)]\} \quad (2)$$

計算式の第一部分は水使用者の利潤であり、第二部分は水使用者の利潤となる。社会の総純収益の最大化を通じて、 $p \cdot f'[q(w)] = c'[q(w)]$ となる。明らかに限界コストと限界収益が一致するという条件が満たされ、競争市場条件下における限界コストの価格設定規則に合致している。

この内、 $W=c[q(w)]=MC[q(w)]$ の場合、最適産出は $y=f[q(w)]$ となる（図5のE点を参照）。

次に、多数の水使用者が存在する場合であるが、各々の水利用者は全て単独の必要とされる水の関数 $P \cdot f(q)$ を有している。 $i=1, \dots, n$ 。トータルで必要とされる水の関数は、それぞれの必要とされる水の関数を合計することで得られ、限界コストの価格は、必要とされる水の関数と供給される水の限界コストが交叉する点の価格となる（図6のE点を参照）。この場合、限界コストの価格が最適であることが満たされており、社会的公益の最大化を実現することが出来る。

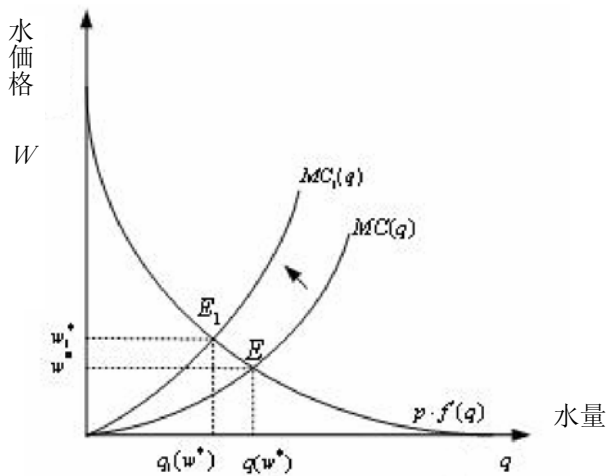


図5 異なる条件下において、水使用者が単独である場合の最適価格の設定

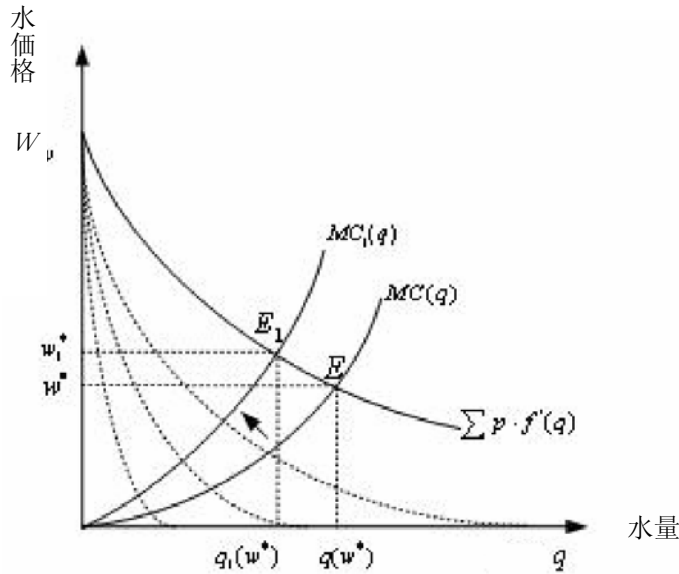


図6 ことなる条件下において、水使用者が多数である場合の最適価格の設定

2. 取引コストと情報の非対称性の存在が水価格の設定に対して与える影響

しかしながら、理想的水価格の設定モデルは、古典的教科書の中にのみ存在している。実際の水価格の設定は、それよりも遥かに複雑なものとなっている。先ず水を供給する側は実際の水使用量を正確に把握することが出来ないため、そこに情報の非対称性といった現象が存在するようになる。次に、水の計量設備の設置、水の供給管理機構の正常なオペレーション、水使用制度の制定、実施、監督等は、いずれも取引コストを占有するものとなる。これらの取引コストは、量化することが難しく、情報の非対称性といった問題が存在することから不確定性を有することとなる。こうした取引コストが水の供給者の収益の一部の割合を占めていると仮定し、水価格の支出割合に占める取引コスト λ^v を設けた場合、社会全体の総純益関数は以下の通りに変形される。

$$\begin{aligned} & \{p \cdot f[q(w)] - w \cdot q(w)\} + \{(1 - \lambda^v) \cdot w \cdot q(w) - c[q(w)]\} \\ & = p \cdot f[q(w)] - \lambda^v \cdot w \cdot q(w) - c[q(w)] \end{aligned} \quad (3)$$

最適化の条件に基づき、以下の関係が満たされる。

$$p \cdot f'[q(w)] = \lambda^v \cdot w + c'[q(w)] = MC_1[q(w)] \quad (4)$$

明らかに最適水価格 $w^*(\lambda)$ は、 λ の関数である。このことは理想的状況下の限界コスト価格の場合とは大きく異なり、限界コスト価格が増大し、均衡点が E 点から E_1 点に移行している。具体的には図5と図6に示される通りとなっている。

3. 平均コスト価格から見た政府の水価格の設定に対する関与の影響

生活用水を例に挙げることにする。一般的状況下においては、都市用水は公共の給水企業により提供される。これらの給水企業は公共的職能を有する企業実体として、給水を独占する立場にあり、政府の主管部門により監督されている。政府は、給水企業が正常に運営され、自らの運営コストが保証されることを望む一方、他方において政府はまた、給水企業が過剰に利益を獲得することで公共の利益を損ね、社会的不安定を引き起こすことを心配している。こうしたことから、通常の場合、政府は保証コストの原則に基づいて、水価格の設定に関与し、平均コスト価格を形成することとなる。

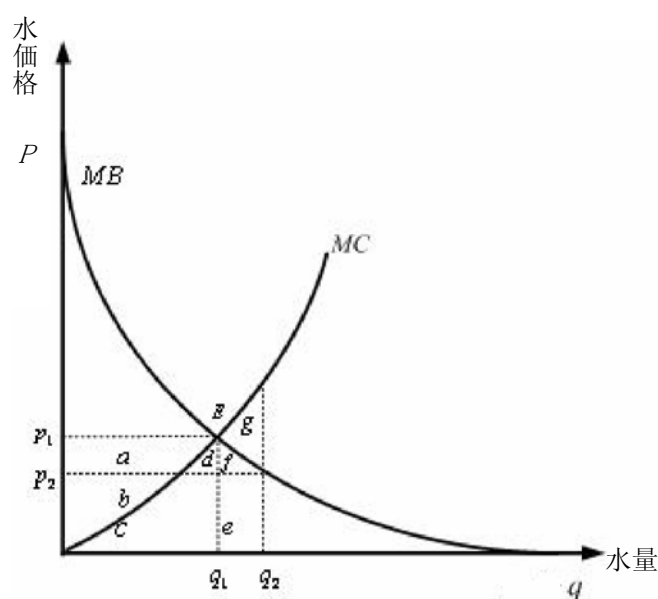


図7 政府による関与が平均コスト価格の設定に与える影響

図7に示される通り、MBは限界収益の関数であり、MCは限界コストの関数である。経済学の原理に基づき、均衡点Eにおいて、限界コストと限界収益は等しくなる。このため、 q_1 は有効生活用水量となり、同様に p_1 は市場における販売価格となる。給水企業がこの価格標準に基づき料金を徴収する場合、その給水の総コストは $c+d$ であり、給水の総収益は $a+b+c+d$ となる。給水の総収益は遥かに給水の総コストを上回っており、給水企業は利益を獲得することとなる。明らかにこれは政府が望む結果ではない。政府は公共利益のバランスを確保し、給水企業の利益獲得を回避するため、通常は水価格を p_2 点のような、限界コスト以下に設定する。給水企業の給水総コストは、これによ $c+d+e+f+g$ に増加する。 p_2 は、給水企業の給水総収益 $b+d+e$ が給水総コスト $c+d+e+f+g$ と等しくなる点である。この価格は疑いなく社会的効率が欠けている。このため、この価格レベルの下では、限界収益が限界コストを下回ることとなる。

4. 政治的要因が水価格の設定に与える影響についての分析

上述の分析から、水価格の設定が簡単な技術的問題でなく、各種の要素——特に不確定性要素による影響を受け、各種の関連グループの関心を誘発するものであることが分かる。この内、政治的要因の存在は、有効な水価格の改革プロセスを阻害或は混乱させることが出来る。伝統的計量経済モデルが資源の有効配置を描く一つの極めて有用なツールであるとしても、そのモデルではどうして最適な政策において、頻繁に大きな偏差が引き起こされるのかを説明することが出来ない。また、伝統的計量経済モデルでは、似たような経済的条件と資源を有する国家或は地域において、水資源の管理レベルに差異が生じるのかを説明することが出来ない。水価格の設定には、多くの異なる社会的目標が満たされなければならない。但し、最も重要なのは、必ず政治的バランスが達成されるということである。目下の状況において、制度としてまだ成熟したものとなっていないが、近年、我が国において徐々に構築されてきている水価格の公聴会制度は、この点をよく説明するものとなっている。

六、水市場の配置理論に対する基本的評価

1. 理想的水利権取引の潜在力についての分析

ここで2つの可能な水取引の場合について考えてみることにする。1つは異なる地域における水利権取引の潜在力についてであり、もう1つは異なる用水業界における水利権取引に対する分析についてである。

図8に示されるように、1、2の二つの水使用地域があるとする。 D_1 、 D_2 はそれぞれ上述の2つの地域において必要とされる水の曲線であるが、経済的發展条件と資源の保有状況が異なっているため、2つの地域の間で必要とされる水に対する価格には、差異が存在することとなる。

分析を簡略化するため、両者における水の輸送コストは同じであると仮定する。図の P_1 、 P_2 はそれぞれ地域1、地域2における市場販売価格である。両者の比較から、地域1における価格が地域2における価格を遥かに下回っており、潜在的な貿易収益が存在していることが分かる。このような状況の場合、理論的には、地域1から地域2に水量の一部を移動させれば、社会的な水利用の効率と利益が大幅に増進されることとなる。

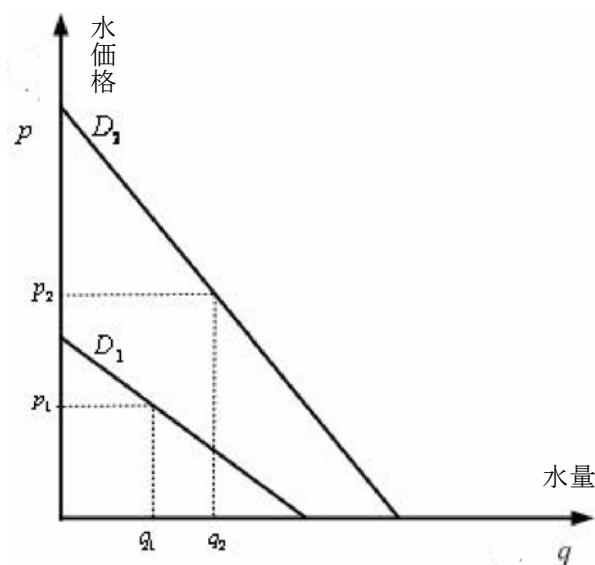


図8 異なる水使用地域における水利権取引市場の潜在力

他の水取引の場合については、図9に示される通りとなっている。ここで水を必要とする2つの異なるユニットが存在していると仮定する。1つは工業水を必要とするユニットであり、もう1つは農業水を必要とするユニットである。同様に、水を輸送するコストは両者とも同じであると仮定する。歴史的な水利権配分の影響を受けていることから、工業用水に対しては水量 q_1 が配分され、農業用水に対しては水量 q_2 が配分されている。これらの配分に合わせて、工業用水の水価格は p_1 となり、農業用水の水価格は p_2 となる。両者の間にはかなり大きな潜在的な貿易利潤が存在している。一方の水を農業から工業に移行させた場合、 $p_1 - p_2$ の純利潤が得られる。明らかに、こうした差異が存在する限り、市場配置を通じて不断に純収益が生まれることとなる。最終的には、 $p_3 (=p_4)$ の点において、両者の限界価値が等しくなる。この時、市場配置を通じて社会全体の総純収益の最大化が実現されることとなり、総純収益値は $(a+b) - (c+d)$ となる。

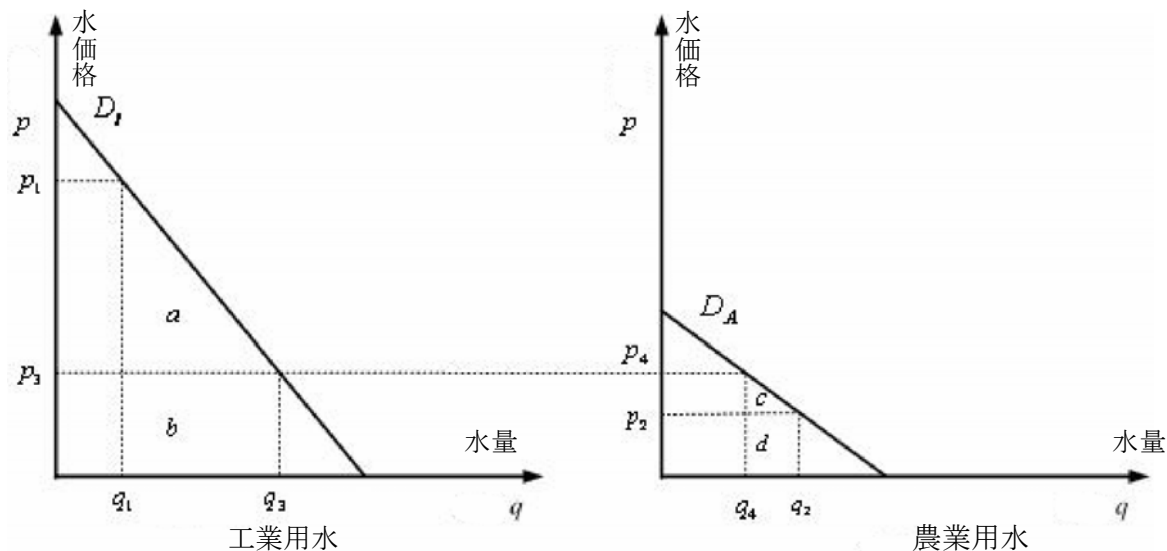


図9 水を使用する各種業界における潜在的水取引市場

2. 水市場の形成に必要な必要条件

但し、上述の分析は、明らかに過度に理想化、単純化されたものである。そこには、暗黙の内に水市場が完備されているとの仮説が含まれている。しかし、現実の状況においては、水市場の形成には一連の必要条件が必要とされ、その他の資源市場の場合と比べると、これらの条件は非常に過酷なものであり、全てを満たすことは困難である。そうした困難性は具体的に以下の諸点において示される。

1. 水利権における完璧性

水利権における完璧性とは、水利権の設置する際、水の全体的存在システム及びその相互影響に対して十分な考慮をするということである。一つの完備された水利権システムにおいては、地表水、地下水、水質汚染といった3つの側面が同時に考慮されなければならない。なぜならば、水の自然循環のメカニズムから見た場合、水が大気水、地表水、土壌水、地下水から構成される統一の複合体であり、この4つの水の間には相互に転化する関係となっているからである。4つの水はいずれも直接的に人類の活動に対して影響力を有しているが、使用レベルの面から見ると、地表水と地下水が主な利用水源である。また、水は人工利用された後、水量の減少として現れるほか、更に水質の劣化としても現れる。水質の劣化はまた、間接的に水量の不足をもたらすこととなる。地表水と地下水、またそれらの開発利用によりもたらされる水の生態環境における汚染問題は、水利権システムの形成を研究する上でバランスの取れた視点を提供するものであり、欠かすことの出来ないものである。

地表水の使用権を規定するだけで、地下水や水の生態環境における汚染に対する限定を行うことを無視或いは法規した場合、水を使用する過程において、実際の水の利用者に対

して幅の広い戦略的選択を行う余地を提供することとなる。つまり、一方において、例えば、地下水の使用によりもたらされる総収益が地表水を使用する際の総コストを上回るような場合、そこに一種の新たな制度外の利潤が生まれることとなり、その結果、地下水が大量に超過採取されることとなる。また、他方において、地表水を使用するか、地下水を使用するかに関係なく、いずれの場合でも異なる程度の水質汚染が引き起こされることとなる。水質汚染はそれを引き起こした者に大きな利潤をもたらす反面、社会に対しては大きな社会的コストをもたらすようになる。こうしたことから、水質汚染に対して同時にこれを限定することが行われない場合、一方的に経済的利益を追求し、恣意的に汚染を行うことが水の利用者にとって合理的な選択となる。

2. 水利権における合理性

水利権における合理性とは、水を使用する権益が長期に亘って安定することが保障されなければならないということである。水を使用する権益の頻繁な変更は、逆選抜の行動を容易に引き起こすこととなる。水の使用権の大きさを規定する際、水の利用者が実際に必要とする水量に基づいて確定し、絶えず調整を行った場合、存在することが可能である水利権取引の下において、水の利用者が自らの水の使用を節約することで市場を通じて一部の余った水利権を販売することが出来たととしても、そうした行為の結果は、水の利用者の側にとって、その将来の水の使用権が政府により「縮小」される危険性をはらむものとなる。このため、水の利用者が余った水量を販売し、余分な利益を獲得するようになった場合、政府はその水の利用者の行為に依拠して、水の利用者が更に少ない水利権の配分でも問題がないということを証明するようになる。明らかに、こうした不確定性の存在は、水の利用者が正常な取引を行いたいとする期待を束縛するものとなっている。これと反対の場合には、水の利用者は多くの水を利用することを通じて既存の水利権に対するシェアを確保するか或いは更に多くの水を獲得することを望むようになる。

3. 水利権における第三者に対する影響

その他の市場取引の場合とは異なり、水利権取引においては第三者に対する影響が引き起こされる可能性がある。具体的には、例えば、回流の問題を挙げることが出来る。水利権取引が存在しない状況の下では、流域の上流と下流との間、異なる地域において水を使用する主体との間には、長期的に安定した水力の連係が存在している。即ち、上流の水を使用する主体が放棄した水は、下流において有効に利用されることとなる。但し、上流において水を使用する主体と他の水を使用する主体との間で水利権取引が結ばれた場合、下流で水を使用する主体は、回流する水が不足するようになるため、本来有する水利権の利益に影響が及ぶようになる。水利権取引の過程において、第三者の回流用水の損失に対する補償が無視された場合、矛盾・衝突の隠れた原因となる可能性がある。

4. 水市場における競争的条件

水取引はその他の普通の商品取引とは異なる。第一に、取引に参加する人数が少なく、

且つ長期的に安定している。第二に、水取引の水量においては、必ず単一の独占化した輸送システムに依拠しなければならない。こうした2つの要素が存在することに加え、水を使用する過程における情報の非対称性が影響し、水市場において競争的な需給市場を形成することが非常に困難となっている。

5. 政府のマクロ調整と市場配置の限界

水資源は公共物であり、経済物でもあるといった二重の属性を有している。政府の公共管理は非常に重要であり且つ不可欠である。水を使用する過程において、水市場は往々にして給水領域においてだけ役割を発揮することが出来るが、それは水資源配置システムにおいて一つの重要な構成部分であるに過ぎない。しかしながら、こうした緊急の状況下においては、政府の行政的関与は正常な水市場の秩序をかく乱するものとなる。また、水の生態環境保護については、政府だけが生態的水利用の代言人となることが出来る。こうしたことから、水市場の運営過程においては、市場の見えざる手が存在しているだけではなく、政府のマクロ的調整の手も必要であり、必要な時にそれは現れ必要のない時にそれは隠れるのである。

七、水資源配置モデルの選択—市場競争或は駆け引きか

上述の通り、水市場を確立し、有効なオペレーションを行うことは簡単なことではない。実際、水市場制度の設計は完璧に近くなったとしても、更に大きな制約となるボトルネックが存在する。それは良好な法律・規則体系による保障である。水資源配置の複雑性により、政策の制定者は常に市場配置の効率と社会的公平性との間に一つの均衡点を模索しなければならない。更に、法律・規則体系によっては全ての水利用者の行動をカバーすることが出来ない、水の使用問題は、異なる地域、異なる業界及び異なる発展段階において、異なる特徴を有している。こうしたことから、水市場に対する処方箋を使用して全ての水使用問題を解決することは、長続きしない。実際、ある特定体制や管理機構がある一地域において有効性を発揮した機能の組み合わせが、その他の地域の公共利益を満足させることができるとは限らない。つまり、水の使用問題は、一つのゲーム理論の問題であり、水を使用する過程においては、多方面に亘る協議、集団的政策決定、駆け引きといった行為が不可避免的に存在することとなる。水資源管理の最終的目標は、全ての参加者が均しく自主的に受け入れることが出来るゲーム理論の均衡解を探し出すことにあると言える。