

黄河合同研究会 報告書

- Proceedings of
YRiS Joint Meeting -

KYOTO

2006.11.15 - 16

総合地球環境学研究所
黄河プロジェクト





黄河合同研究会 報告書

- Proceedings of
YRiS Joint Meeting -

KYOTO

2006.11.15 - 16

総合地球環境学研究所
黄河プロジェクト



目次

はじめに

福嶋義宏 (総合地球環境学研究所) ……1

I. モデルと総合化

モデル適用による河套灌区水収支構造の分析

星川圭介 (総合地球環境学研究所) ……2

人間活動の影響を考慮した水文・水資源モデルを用いた

黄河流域の長期水収支解析

佐藤嘉展 (総合地球環境学研究所) ……8

黄河流域における領域気候モデルを用いた

長期降水の数値実験の結果について

馬 燮鈞 (地球フロンティア) ……20

温暖化問題と都市気温 —観測データによる検証—

徐 健青 (地球フロンティア) ……22

リモートセンシングデータを用いた土地被覆解析

松岡真如 (高知大学) ……26

II. 歴史・地理

黄河治水史序説 II

木下鉄矢 (総合地球環境学研究所) ……28

Land-use and water phenomena in the Czech Republic

Josef Krecek (CTU,Czech) ……32

III. 渤海環境と生物一次生産の変化

渤海海峡における海水交換流量とその黄河流量変動

に対する応答

郭 新宇 (愛媛大学) ……37

黄河プルームに対する潮流と吹送流の影響

王 強 (愛媛大学) ……39

黄河河口の地下水を含んだ水収支

林 美鶴 (神戸大学) ……41

渤海のクロロフィル *a* 濃度の経年変動

柳 哲雄 (九州大学) ……44

IV. 社会経済と水需要構造

黄河流域の人間活動と水資源需給構造の把握に関する研究

大西暁生 (総合地球環境学研究所) ……47

中国の食糧生産の課題に関する研究	大西暁生 (総合地球環境学研究所) ……	55
黄河流域水資源管理の法律・制度・手法	石 峰 (名古屋大学) ……	61
An Analysis of Population Migration and its Environmental Implications in China		
:Application to Domestic water use:	韓 驥 (名古屋大学) ……	72
Assessing the Effect of Grain for Green Policy in China		
:How much Soil Erosion will be Controlled?	曹 鑫 (名古屋大学) ……	79
V. 黄河デルタ域地下水		
黄河河口域沿岸における海底地下水湧出調査	石飛 智稔 (総合地球環境学研究所) ……	93
黄河デルタにおける海洋への栄養塩流出		
—現地観測結果にもとづく報告—	小野寺真一 (広島大学) ……	98
デルタ地下水調査結果の総括とまとめに向けて	谷口真人 (総合地球環境学研究所) ……	102
VI. 大気・陸面相互作用の長期変化解明に向けて		
黄土高原南部における大気境界層高度の季節変化及び日内変化		
—夏季における対流雲の発生と大気境界層の発達過程に着目して—	西川将典 (名古屋大学) ……	106
黄土高原南部における大気境界層～自由大気間の水蒸気交換量の日々変化		
—大気境界層・対流雲・総観気象場の相互作用に着目して—	高橋厚裕 (総合地球環境学研究所) ……	113
精密分光放射測定による小麦の分光放射特性の季節変化		
—地球観測衛星による詳細な陸域植生のマッピングに向けて—	樋口篤志 (千葉大学) ……	117
大気境界層班のこれまでの成果と今後の研究課題	檜山哲哉 (名古屋大学) ……	123

はじめに

黄河研究は、2002 年度に開始された競争的研究プロジェクトである RR2002 (人・自然・地球共生への革新的研究) における「水文・水資源モデル構築」という課題で、黄河河川流量のモデリングに取り組んだ成果と、地球研内で 2003 年に始まった「近年の黄河の急激な水循環変化とその意味するもの；略称は黄河プロ」から構成されている。平成 18 年度は RR2002 研究では最終年度となり、黄河プロでは 5 年計画の第 4 年次となる成果と問題が本研究集会で発表され、熱い議論を行った。RR2002 では黄河流域で展開されている大型の灌漑農地である、青銅峡灌区、河套灌区、位山灌区の実態の主として統計的資料を用いた解析と二次元に展開された水利用効率の研究班と、蒸発現象を引き起こす主因である太陽放射量の長期変化とグリッド降水量データ作成班、そして水文・水資源モデル構築班に分けて資料収集と解析を行った成果が報告された。

一方、黄河プロは黄土高原の長武における土地利用状態が大気と陸面のフラックス形成にどのような影響を及ぼしているかを課題とする名古屋大学地球水循環研究センターの檜山哲哉助教授が主導する大気境界層班、黄河河口のデルタ域における表流水と地下水からの水量と栄養物質の流入量変動と渤海の一次生物生産量がどのような関係となっているかを探求する地球研の谷口真人助教授の地下水班と九州大学応力研究所の柳哲雄教授が主導する渤海班、社会経済発展と水需要の関係を調べる名古屋大学環境学研究科の井村秀文教授の社会経済班と、これら各班の成果を総合化する、地球フロンティアの馬燮銚研究員に加えて、本年度から中国哲学を専門とする地球研内の木下鉄也教授に、中国 3000 年の書き物から読み解く黄河や水への関心の整理を願った。そして全体のまとめ役として、本研究の総合化と、それぞれの基礎学の連携による問題発見をもくろむ主催者である福嶋という役割で進めてきた。若い研究者達には幅広い課題の理解と、しっかりした解析を要請してきたつもりである。

結局のところ、黄河研究はそれぞれ参画している人たちが面白いと思わなければ、先へは進まないものであるが、プロジェクト研究であるからには、当初に標榜した課題はあと一年間で目処をつける必要がある。今回の研究会では、もちろん未解決な問題もあるが、何が解って何が解らないのかについては課題を共有化できたと思っている。本プロシーディングを読んでいただければ、その一部は理解されるであろうことを願っている。

平成 19 年 1 月 30 日
地球研・黄河プロジェクト代表：福嶋義宏

モデル適用による河套灌区水収支構造の分析

星川圭介 渡辺紹裕

(総合地球環境学研究所)

1. はじめに

本稿では、黄河流域最大の灌区である河套灌区を対象として、水収支モデル適用を通じた水収支構造分析の結果を述べるとともに、現在進行中の節水対策を、モデル解析の結果に基づいて考察する。

2. 河套灌区水管理・水収支の概要

河套灌区は総面積 110 万 ha、計画灌漑面積 57 万 ha の大型灌区であり、年間 60 億 m³ 以上取水している。(ただし配水管理用水として一部が用水路から黄河へ排出されるため、実質的な取水量は 50–53 億 m³ (光明日报, 1999))。

河套灌区への取水地点は三盛公。黄河本流に設けられた取水堰から左岸の総幹渠に年間約 53 億 m³ 取水 (1994–2000 年平均) (河套灌区資料) するほか、同取水堰の上流約 20km の地点で一幹渠 (沈烏渠) への直接取水も平均年間 3.7 億 m³ 程度行っている (王敬安ら, 出版年不詳)。ちなみに一幹渠取水口対岸には、伊盟灌区 (河套灌区外) (計画灌漑面積 9 万 ha・年間取水量 3 億 m³ 強 (中国水利报, 2001)) への取水口もある (図 1)。総幹渠末端より下流の三湖河幹渠には、年間 2.3 億 m³ が流入している (1986–97 年平均) (王成海ら, 出版年不詳)。河套灌区のうち、一幹渠によって灌漑される地域を保尔套勒盖灌域、烏梁素海 (総幹渠末端) 以東、包頭まで黄河沿いに伸びる地域を三湖河灌域、その間を后套灌域とする呼び方もある。

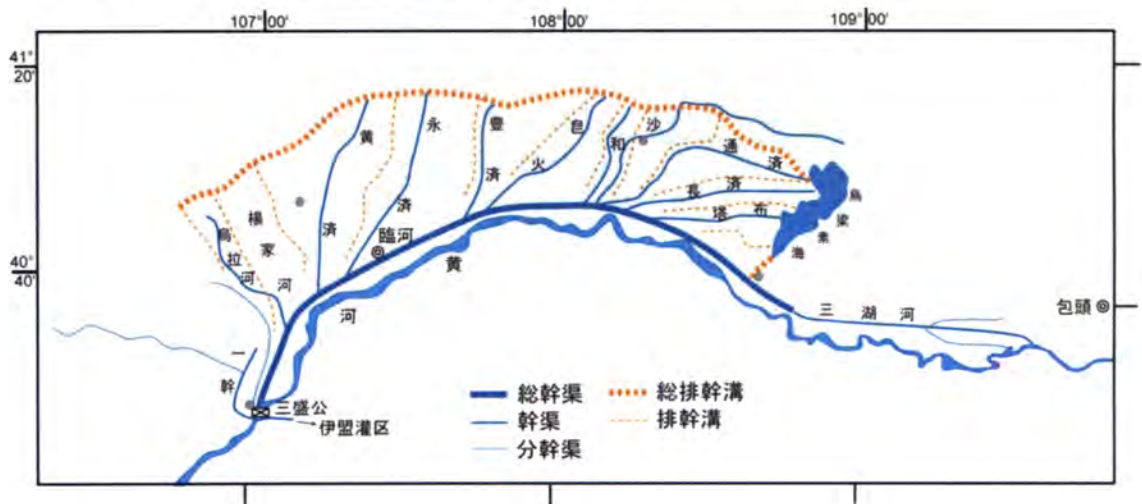


図 1：河套灌区幹渠用排水系統

排水は年間 6-7 億 m^3 。后套灌域からの排水はいったん烏梁素海に流入した後黄河へと排出。三湖河灌域の排水は、直接黄河へ流入しているものと推定される。河套灌区から最終的に黄河へと流入する排水は年間 2-3 億 m^3 程度である（光明日报，上掲）。各種節水努力により，取水量は 1990 年代末以降減少傾向にある（光明日报，上掲；人民日报，2002；馬，2002）。

3. 永济渠への IMPAM の適用

永济渠とその周辺を対象として IMPAM を適用し，水収支構造の分析を行った。解像度は 500m 四方，適用範囲は南北 50km（総幹渠以北総幹溝以南）東西 25km（図 2）。1991-2000 年にかけて 10 年分の気象データを用いてシミュレーションを行った。前半 5 年間をスピニングアップ期間とみなし，結果には後半 5 年間の値を示す。

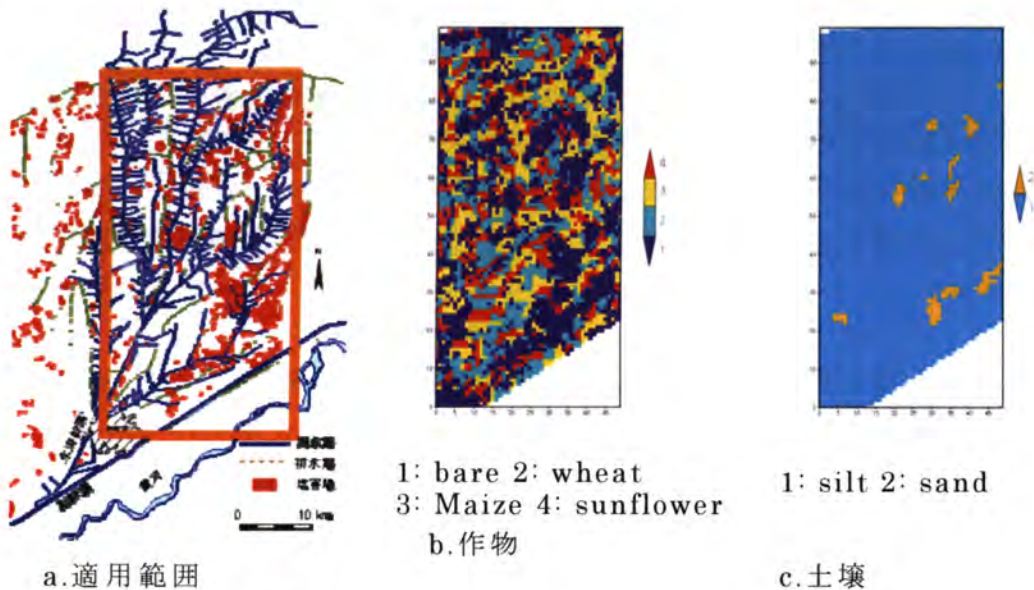


図 2：モデル適用地域

データ・パラメータ

気象データ：臨河 1991-2000 年

土地利用・作付：Matsuoka (2004) (TM・ETM)・現地聞き取り (図 2b)

用水系統諸元：永济灌域管理局 (2002) および王倫平ら (1993)

表層土壌：シルトおよび砂 (王倫平ら，上掲) (図 2c)

滞水層：

層厚：(内蒙古自治区水利水電勘测设计院，2000)

透水係数： $8m \cdot d^{-1}$ (王倫平ら，上掲)

灌漑パターン：赤江ら (2004) および現地聞き取り

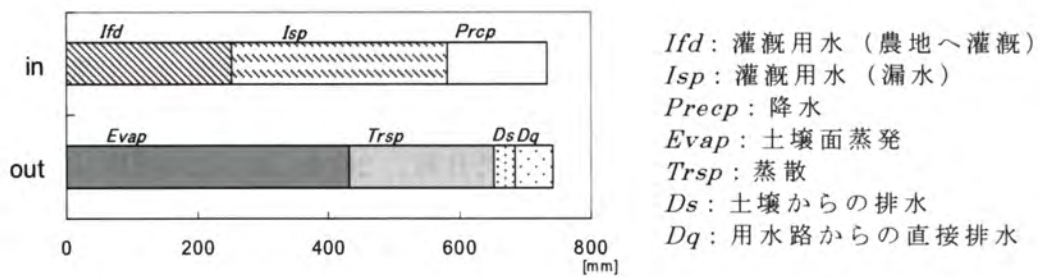
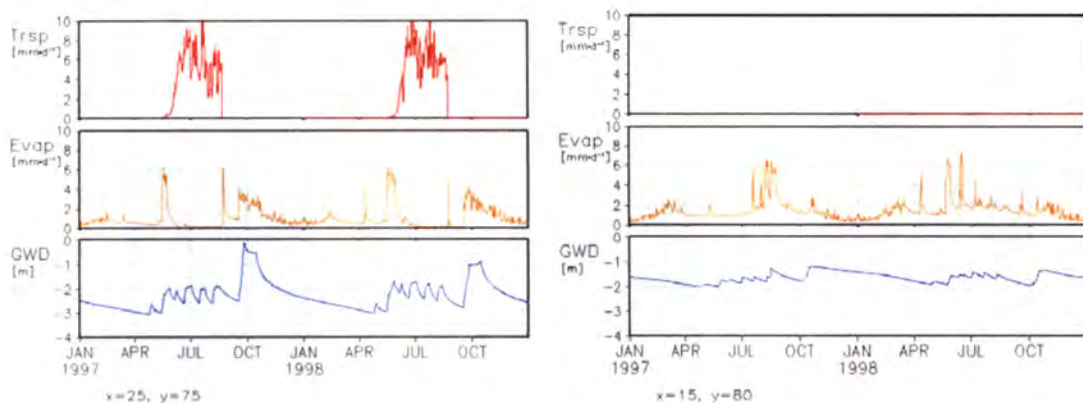


図 3：対象地区水収支（1996－2000 年平均）



a. 農地

b. 裸地

図 3：蒸散，土壌面蒸発，地下水位（地表面基準）時系列変化

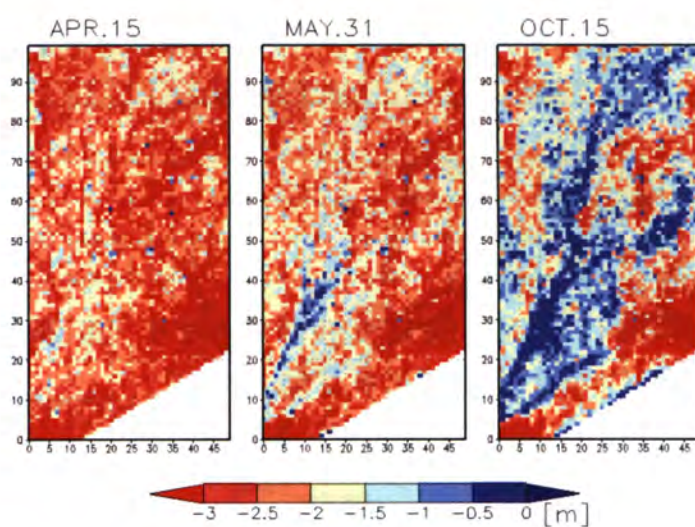


図 4：各期の地下水位（地表面基準）

灌溉期前（左），第 1 回灌溉中（中），秋季灌溉中（右）

結果

取水量および取水量に占める漏水の割合、排水量が良好に再現された。

収支の内訳を見ると支出に占める蒸発の割合が高い（図 3）。1991–2000 年平均で降水を含む流入水量が 700mm 程度であるのに対して可能蒸発量（土壌表面）は 1200mm であるから、土壌に浸透した水が排水等の形で域外に流出することはほとんど起こりえない。モデル計算結果でも、排水の 60% 近くが水路からの直接排水であり、塩類濃度から算出した結果（王亚东, 2002）とも非常によく合致する。農地において土壌面からの蒸発が多く発生するのは、被覆度が低い段階で灌漑が行われた直後（5月下旬）、収穫直後（8–9月）、秋季灌水後である（9–10月）。十分に被覆率が高い段階では、地下水位が上昇しても土壌面蒸発は増加しない（図 4a）。非農地では灌漑が行われないが、幹線水路近傍や農地に隣接した土地では、漏水や過剰灌漑によって地下水位が上昇し（図 4b）、それに伴って蒸発も増加する。農地と裸地が混在する（図 2b）、滞水層における水頭拡散が起きやすい（図 5）という河套灌区の条件が裸地からの蒸発を増やしている。

つまり、取水すればするほど蒸発が増加し、一方で排水はほとんど増加しない水収支構造であり、地域の水消費量は土地利用ではなく取水量に規定される。灌漑の余剰分や漏水が土壌水分として貯留されるということはほとんど期待できない。

4. 灌区全域への 0.1 度グリッドモデルの適用

IMPAM を空間的にランプしたモデルを構築した（図 6）。本モデルをここでは仮に LIMPAM（Lamped IMPAM）とする。もっとも粗い場合でも 1km 四方程度の空間解像度を前提とした IMPAM に対し、LIMPAM は 0.1°（Lat/Lon）の空間解像度で灌漑農業地域における水収支の計算を行う。IMPAM と LIMPAM との相違点は解像度だけではない。IMPAM ではアークやポリゴンで管理していた水路や農地に関する情報管理や計算を、LIMPAM ではすべてグリッドベースで行い、計算過程の簡略化や入力データ作成の省力化を図った。IMPAM が個々の灌漑農業地域を対象とするのに対し、LIMPAM は流域などある程度広域を対象としたモデルである。この LIMPAM を河套灌区全域へ試験的に適用した。

結果

配水が行われた直後に土壌面蒸発が増加する過程が再現された（図 7）。

取水量、排水量の時間分布に関しては、輪番灌漑モジュールのパラメータやアルゴリズムの再調整が必要である。

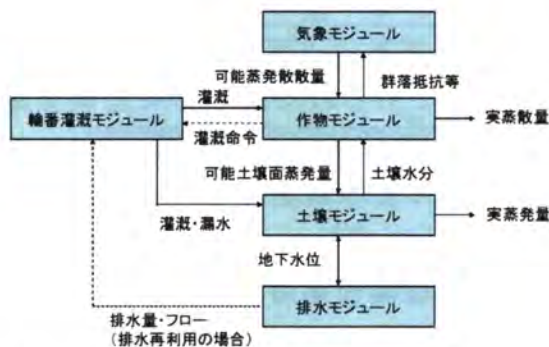


図 6 : LIMPAM

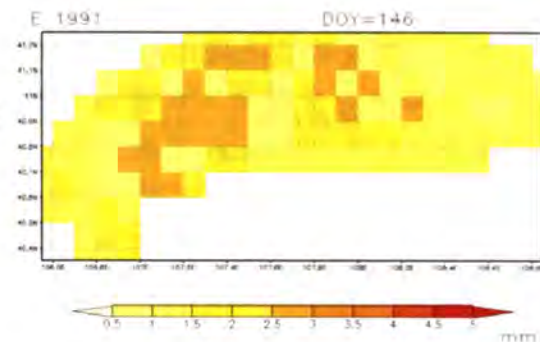


図 7 : 土壌面蒸発量

5. 結語

河套灌区が節水を行うためには蒸発を減らすことが必要である。これには 2 通りの方法が考えられる。ひとつは漏水や過剰な灌漑を減らし、地下水を下げること。もうひとつは裸地を減らすことである。

前者に関しては、国家の援助の下、主要水路のライニングおよび管水路化が進められている（人民日報，2002；馬，2002）ほか、農地からの蒸発を減らすために、秋季灌漑を縮小し、一部を春先の灌漑に回すなど灌漑パタンの見直しも行われている（馬，上掲；重庆農業信息网，2002）。また、過剰な灌漑を減らすために農地の小区画化・表面の均平化を進めている（仏山水利，2003）。

2003 年の水不足の際には塩害農地への灌漑をやめる代わりにその他の農地での増産・増収が図られた（中国新闻网，2003）。塩害農地は塩害裸地の中に点在することがしばしばであるので、これは後者の解決法とも言えるかもしれない。

他に、灌漑用水源の一部を井水に切り替えることも主要な節水対策として掲げられている（仏山水利，上掲）。これは排水を兼ねたもので、地下水位を下げ土壌面蒸発を抑制する上でも有効である。河套灌区では、上記をはじめとしたさまざまな対策の組み合わせにより、農家収入への悪影響を極力避けながら節水を実現しようとしているようである。

参考文献

- Matsuoka, M., Hayasaka, T., Fukushima, Y., Oki, T., Honda, Y., 2004. Land Cover Analysis on Yellow River Basin using Remote Sensing Data. Proc. of 2nd International Workshop on Yellow River Studies. Nov. 2004, Kyoto.

- 赤江剛夫，森本一幹，史海濱，李延林，2004. 内蒙古，河套灌区における塩害地改良法と圃場レベル水分・塩分動態，寒冷乾燥気候アジアにおける砂漠化進行農地および草原の修復と貧困改善対策. 農業土木学会地球環境研究委員会，環境事業団地球環境基金助成金 2003 年度報告書
- 王亚东，2002，河套灌区节水改造工程实施前后区域地下水位变化的分析. 节水灌溉. 2002-1. [中国語]
- 永濟灌域管理局，2002. 永濟灌域水利誌 [中国語]. 内蒙古自治区河套灌区永濟灌域管理局
- 馬祖融，2002. 河套灌区节水改造效益显著 [中国語]
<http://www.cws.net.cn/Journal/cwr/200209/19.html>
- 内蒙古自治区水利水電勘测設計院，2000. 黄河内蒙古灌区統建配套与節水改造規画報告（修訂本）[中国語]
- 王倫平，陳垂新，曾国芳（編），1993. 内蒙古河套灌区灌溉排水与塩碱化防治，水利電力出版社
- 王成海，李民英，出版年不詳. 三湖河灌域水资源可持续利用发展潜力评价. 巴彦淖尔农牧业信息网.
<http://www.bmagri.gov.cn/webpage/showFagui.asp?ID=2717>
- 王敬安，殷素刚，出版年不詳. 浅谈乌兰布和沙区地下水资源的开发利用. 巴彦淖尔农牧业信息网.
<http://www.bmagri.gov.cn/webpage/showFagui.asp?ID=2718>
- 仏山水利，2003. 河套灌区：节水抗旱保增收. 2003 年 4 月 24 日 [中国語]
<http://www.fswater.gov.cn/News/fxkh/huanghly/2003/200304240017.htm>
- 人民日报，2002，巴盟河套灌区推行节水型农业. 2002 年 04 月 13 日第五版 [中国語]
- 重庆農業信息网，2002. 河套灌区改变灌溉制度节水见成效. 2002 年 7 月 8 日.（引用元：新華社）[中国語]
<http://www.cqagri.gov.cn/detail.asp?pubID=36236&page=17>
- 中国新聞网，2003. 黄河缺水制约春播 河套灌区百万亩田地被迫休耕. 2003 年 3 月 14 日 [中国語]
<http://www.chinanews.com.cn/n/2003-03-14/26/282544.html>
- 中国水利报，2001. 无私奉献铸丰碑--内蒙古黄河三盛公水利枢纽安全运行四十年记. 2001 年 10 月 24 日 [中国語]
<http://2004.chinawater.com.cn/newscenter/dfsl/20011024/200110230070.htm>
- 光明日报，1999. 惜水如金河套人--河套灌区节水灌溉纪实. 1999 年 11 月 7 日 [中国語]
<http://www.enviroinfo.org.cn/Agriculture/Irrigation/a110801.htm>

人間活動の影響を考慮した水文・水資源モデルを用いた黄河流域の長期水収支解析

佐藤嘉展¹・馬 燮銚²・徐 健青²・松岡真如³・福嶋義宏¹

¹総合地球環境学研究所・²地球環境フロンティア研究センター・³高知大学

1.はじめに

中国で第二の大型河川流域である黄河は、乾燥した気候条件と人口増加に伴う急速な水需要の増加により、近年、水資源の減少が深刻な問題となっている。特に、河口付近の利津では、河川水が河口に到達しない「断流」が1970年代から発生し、断流は1990年代の後半まで続いた。2000年以降は、小浪底ダム等の貯水池操作などの影響で深刻な断流は発生していないといわれているが、それは、限られた水資源量を再配分しているだけで、黄河下流域の水不足問題は根本的には解決されていない。ここでは、黄河下流域で水不足を引き起こす河川流量の減少要因を明らかにするため、黄河流域内の水収支が、過去40年間(1960-2000)にわたり、どこで、いつ、どれくらい変化したのかを、貯水池操作や灌漑取水、土地利用変化といった人間活動の影響を考慮した水文・水資源モデルを用いて解析した結果について報告する。

2.流域区分と水収支要素の定義

本研究では、黄河流域内の水収支をより詳しく解析するために、黄河流域を図1のように6つの流域に区分した。

単純化のため、各流域末端における河川流量は Q_i 、区間降水量は P_i 、区間損失量は E_i 、 i は流域番号($i=1\sim 6$)とし、区間損失量 E_i は、以下の水収支式から求めた。

$$E_i = Q_{i-1} + P_i - Q_i \quad (i=1\sim 6, \text{ただし } Q_0=0) \quad (1)$$



図1 流域区分

3.データ

標高データはUSGSのGTOPO30(図2a)を用いた。土地利用については、Matsuoka et al.(2005)の2000年の土地利用分類図(図2b)から、5つの地表面タイプ(1:裸地; 2:草地・農地; 3:森林地; 4:灌漑農地; 5:水面)に区分した。NDVIはNOAA-AVHRR imageの2000年のデータ(図2c)から推定した。気象データは、黄河流域内外の128気象ステーション(図2d)の1960年から2000年までの日データ(降水量・気温・風速・水蒸気圧・大気圧・日照時間)を用いた。これらのデータは、図2e(降水量データ)のような0.1度グリッドスケールのデータセットに変換された後、モデルの入力パラメータとして用いられた。

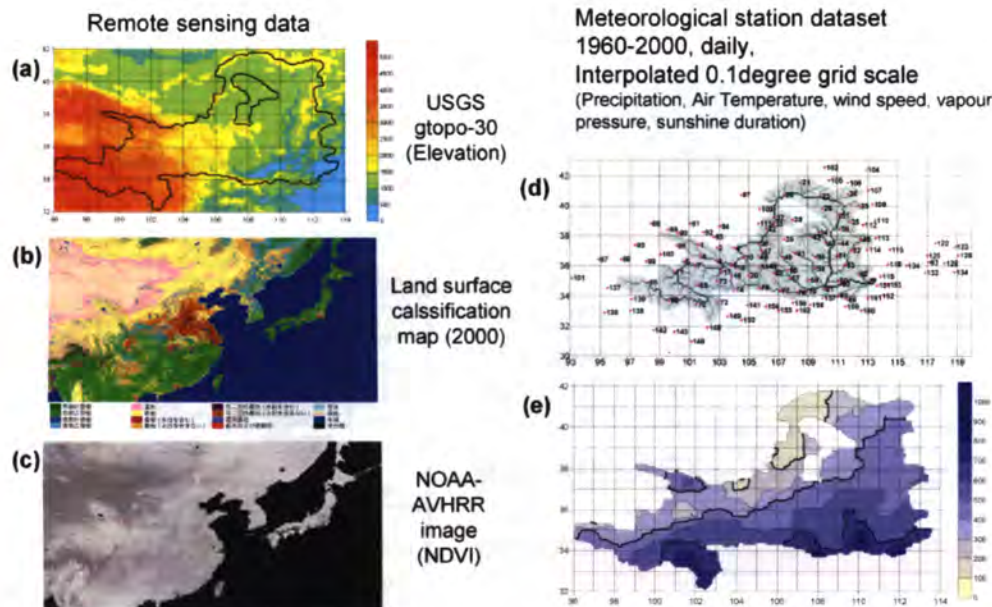


図2 本研究で用いた衛星データと気象データ

4. モデルの概要

本研究では、水文モデルとして、SVATHYCYモデル (Ma and Fukushima, 2002)を用いたが、水収支をより厳密に評価するため、以下のような改良を加えた。

まず、各地表面タイプ別のLAIをNDVIの関数(Biftu and Gan, 2000)から以下のように求めた。

【草地・(非灌漑)農地】

$$LAI = 0.21 \times \exp(NDVI/0.264) \quad (2)$$

【森林地】

$$LAI = 0.65 \times \exp(NDVI/0.34) \quad (3)$$

【灌漑農地】

$$LAI = -2.5 \times \ln(1.2 - 2NDVI) \quad (4)$$

なお、裸地のLAIは0とする。

次に、基準蒸発量は、近藤・徐(1997)の定義による厳密な熱収支計算に基づくポテンシャル蒸発量(E_p)を適用し、土壌水分ストレスのかからない条件での最大蒸発散量(E_{vt})は、以下に示すLAIの関数(近藤, 1998)から求めた。

$$E_{vt}/E_p = 0.45 + 0.4\{1 - \exp(-1.5LAI)\} \quad (5)$$

水面と灌漑期間中の灌漑農地では、LAIの値にかかわらずポテンシャル蒸発が発生するとし、灌漑農地で降水量以上の蒸発損失がある場合には、不足量を河道から取水するようにした。灌漑期間は、式(4)で見積もられるLAIの季節変化パターンから推定した。最後に、土壌乾燥に伴う蒸発抑制を考慮した実蒸発散量(E_a)は、以下の式で推定した。

$$E_a = E_{vt} \quad (S \geq S_{max}) \quad (6)$$

$$E_a = (S/S_{max}) E_{vt} \quad (S_{min} < S < S_{max}) \quad (7)$$

$$E_a = 0 \quad (S \leq 0) \quad (8)$$

ここで、 S は土壌水分量(mm)であり、HYCYMODEL(Fukushima, 1988)の S_u (表層土壌タンク水量)と S_d (下層土壌タンク水量)の和である。 S_{max} と S_{min} は流域毎の水収支が実測値と合うように経験的に決定した。本研究で用いた主要なモデルパラメータを表1に、モデルの基本構造を図3に示す。表1の D_{50} と D_{sig} は、直接流出発生に寄与する有効土壌層厚の平均値とその標準偏差であり、それ以外のパラメータはMa and Fukushima (2002)と同じ値を用いた。

表1 黄河流域用モデルパラメータ

	流域区分				
	1	2	3	4	5
S_{max}	397.5	417.5	280	210	380
S_{min}	380	400	200	50	200
D_{E0}	20	20	100	200	200
D_{sig}	5	5	20	40	40
Irrigation	150	150	150	90	90
Period (DOY)	270	270	270	300	300

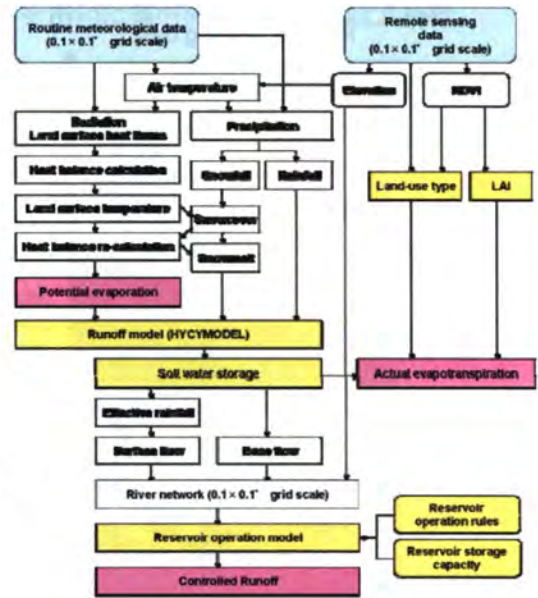


図3 水文・水資源モデルの概要

5. 結果と考察

5.1. 源流域水収支

図4に黄河源流域の長期水収支変化を示す。1960年から2000年までの平均値は、年降水量(P_1)が627億 m^3 、年損失量(E_1)が418億 m^3 、流域末端(唐乃亥)からの年流出量(Q_1)が209億 m^3 であった。1960年代と1990年代の水収支を比較すると、 P_1 が25億 m^3 減少し、 E_1 が13億 m^3 増加し、 Q_1 が38億 m^3 減少していた。モデルによる計算値は1960年代に E_1 を過小評価、 Q_1 を過大評価しているが、それ以外の期間ではモデルは黄河源流域の水収支を良好に再現していることがわかった。

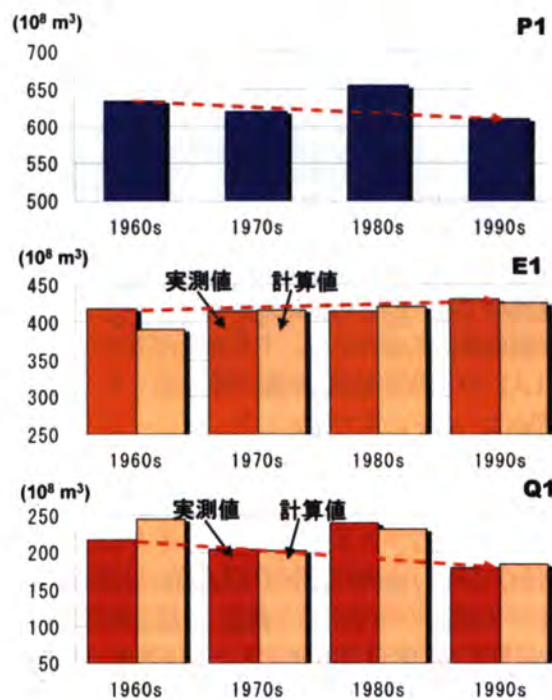


図4 黄河源流域における長期水収支変化

5.2.上流域1 水収支

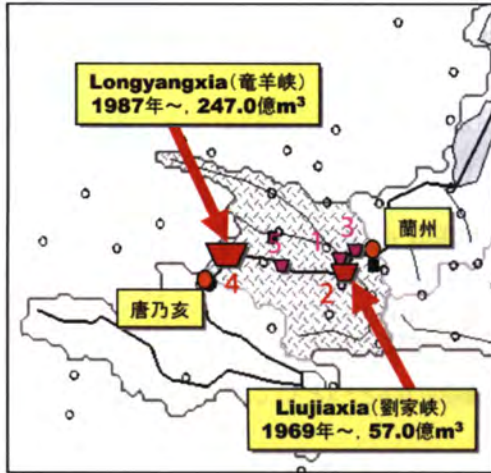


図5 黄河上流域の主要なダム

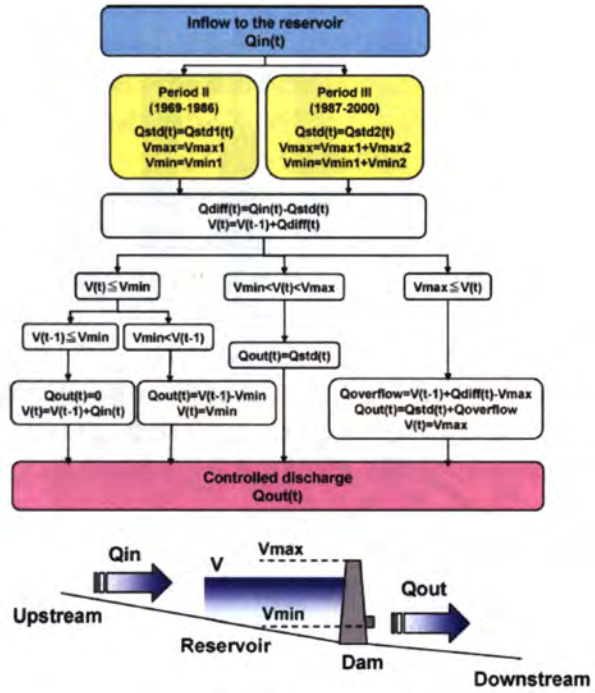


図6 貯水池操作モデルの概要

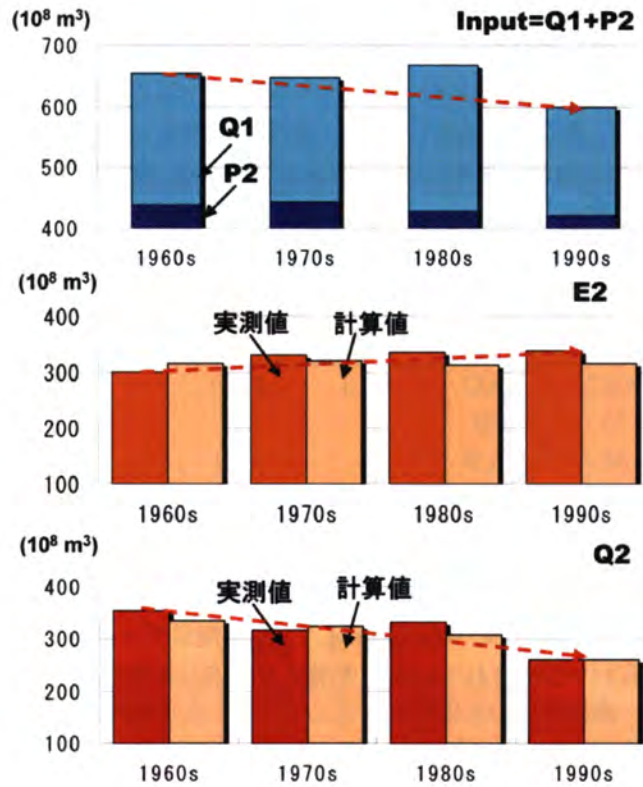


図7 黄河上流域1における長期水収支

上流域 1 (唐乃亥—蘭州間) は、高低差が比較的大きく、川幅が狭く、流量が比較的多いため、多数の貯水ダムが設置されている (図 5)。そのため、蘭州で観測される河川流量は、ダムによる人為的な貯水池操作の影響を受け、自然要因のみを考慮した水文モデルでは、河川流量の変化を良好に再現することができない。そこで、本研究では図 6 に示すような貯水池操作モデルを構築して、大型貯水ダムによる人為的な流量操作の影響も考慮した。ここで用いた貯水池操作モデルは、黄河上流域に設置されている貯水ダムの 99% に相当する制御容量を持つ、劉家峡ダムと竜羊峡ダムの運用状況に対応した構造になっている。

図 7 に、黄河上流域 1 における長期水収支の変化を示す。1960 年から 2000 年までの平均値は、年降水量(P_2)が 431 億 m^3 、年損失量(E_2)が 325 億 m^3 、流域末端 (蘭州) からの年流出量(Q_2)が 315 億 m^3 であった。1960 年代と 1990 年代の水収支を比較すると、 P_2 が 19 億 m^3 減少し、 E_2 が 38 億 m^3 増加し、さらに、上流 (唐乃亥) からの流入量 Q_1 が 38 億 m^3 減少しているため、結局、 Q_2 は 95 億 m^3 減少していた。この区間では、モデルによる計算結果が、長期間にわたって実測値を良好に再現した。このことは、この区間の土地利用形態が、過去 40 年の間に大きく変化していないことを示唆している。これは、この区間が人口の少ない急峻な峡谷地帯に位置するため、人為的な土地利用変化の影響が水収支に与える影響が小さいことが要因のひとつとして挙げられる。

5.3. 上流域 2 水収支

上流域 2 (蘭州—頭道拐間) には、高低差の小さい平坦な土地が広がっているため、黄河流域内で最も降水量が少ない乾燥地域であるにもかかわらず、大規模な灌漑農業が行われている (図 8a)。一般に、上流から下流に行くにつれて、流域 (集水) 面積が増加するため、河川流量も増加することが多いが、黄河流域では、上流域 2 (頭道拐) と下流域 (利津) で、その上流側 (蘭州、花園口) よりも流量が減少している (図 8b)。これは、上流域 2 では、乾燥地で灌漑農業を行うことによって区間降水量を上回る蒸発損失が発生し、不足水量を上流から供給される河川流量の大量取水によって補っていることを示唆しており、下流域では、黄土高原から供給される大量の土砂の堆積によって天井川となっており、流域面積がほとんどない (区間降水量の供給がない) ところで、黄河の河川水を大量に取水していることを示唆している。上流域 2 では、上流から供給される蘭州流量(Q_2)と区間から流出する頭道拐流量(Q_3)の差は約 100 億 m^3 で、過去 40 年間の間にほとんど変化していないことがわかった (図 8c)。

表 2 灌漑地水収支 (単位 面積: km^2 , 水量: 億 m^3)

	1:青銅峡灌区		2:河套灌区		3:その他の灌漑地	合計(1+2+3)
	モデル	統計資料	モデル	統計資料	モデル	モデル
灌漑面積	6057	3300	4010	5760	6581	16648
降水量 (取水量)	13	(62)	9	(50)	14	36
蒸発散量 (排水量)	54	(35.3)	36	(5.3)	61	151
取水量* (消費量)	41	(26.7)	27	(44.7)	47	115

統計資料は渡邊・星川(2006)から引用；モデルの灌漑面積は衛星データを用いて推定した

*取水量は蒸発散量-降水量から推定した

表 2 は、上流域 2 における灌漑地の水収支を示している。衛星データから判別された灌漑面積 (モデル推定値) は、統計資料で公表されている主要灌区の面積と大きく異なった。モデルが青銅峡灌区を過大評価したのは、灌区周辺の水田などを含んでしまった可能性がある。一方、河套灌区を過小評価したのは、烏梁素海より東側の灌漑地が含まれなかった可能性がある。しかし、上流域 2 全体の水収支から見積もられた不足水量 (灌漑取水量) は約 115 億 m^3 となり、モデル計算によって見積もられる、非灌漑地からの流出量 (約 9 億 m^3) を差し引けば、結局、頭道拐流量は、蘭州流量より 106 億 m^3 減少することになり、これは実測流量の実態 (図 8c) とほぼ一致する。

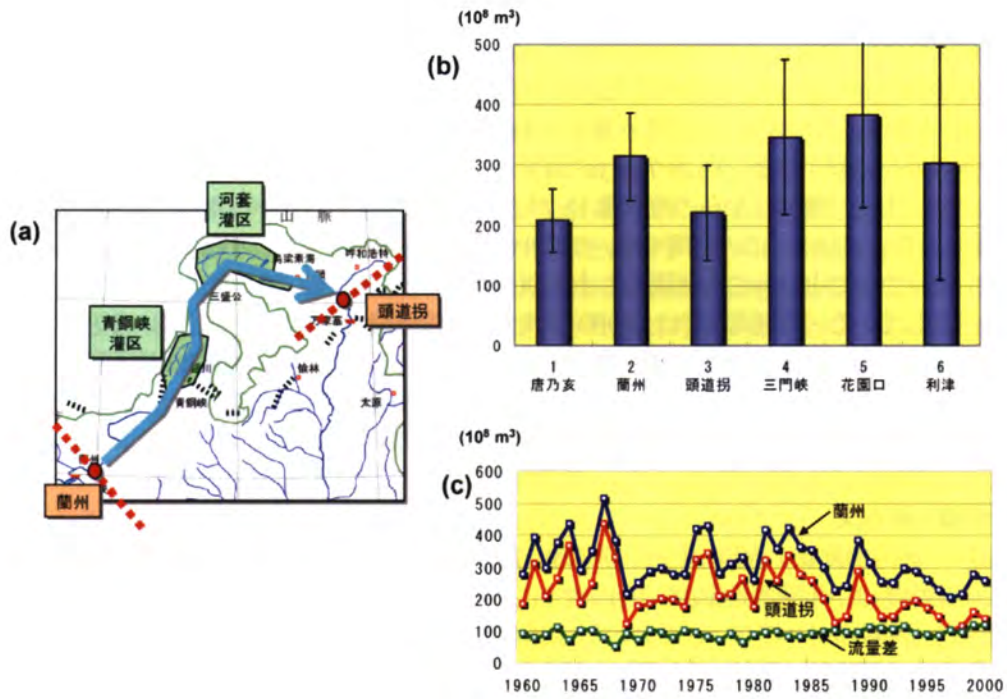


図8 黄河上流域2における実測流量の変化

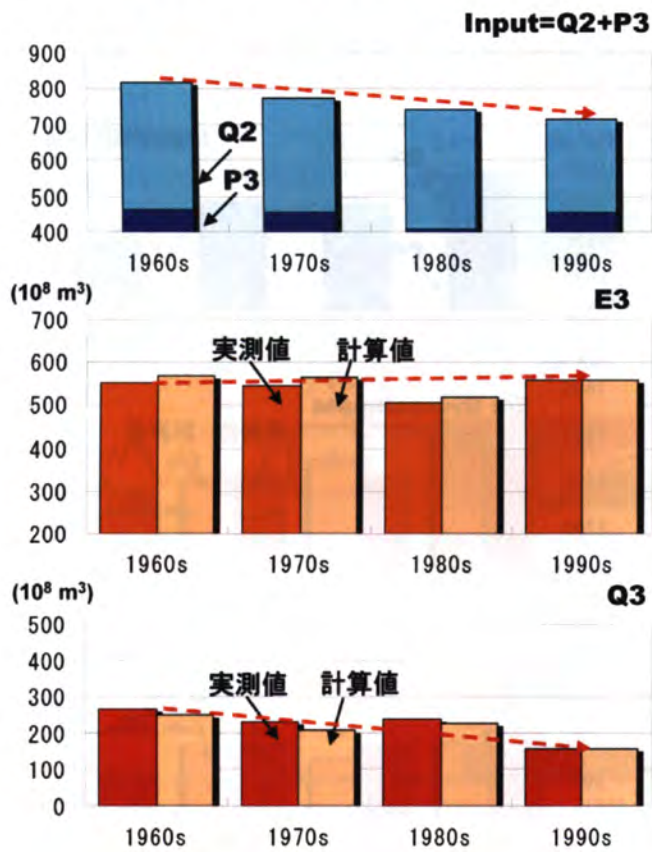


図9 黄河上流域2における長期水収支

図9に、黄河上流域2における長期水収支の変化を示す。1960年から2000年までの平均値は、年降水量(P_3)が444億 m^3 、年損失量(E_3)が537億 m^3 、流域末端(頭道拐)からの年流出量(Q_3)が221億 m^3 となり、この区間では、降水量よりも蒸発散による損失量の方が多い。1960年代と1990年代の水収支を比較すると、 P_3 が7億 m^3 減少し、 E_3 が8億 m^3 増加しているが、その変化は小さい。しかし、上流(蘭州)からの流入量 Q_2 が95億 m^3 も減少しているため、結局、 Q_3 は110億 m^3 減少することになる。この区間でも、モデルによる計算結果が、長期間にわたって実測値を良好に再現した。このことは、この区間でも土地利用形態が、過去40年の間に大きく変化していないことを示唆している。黄河流域では、1980年代までは灌漑農地面積が増加しているといわれている(Chen et al., 2003)が、長期的な水収支構造は変わっていないことから、灌漑農地面積の増加と同程度の面積が塩類集積などで放棄され、結局消費している水量は変化していない(実際に灌漑する面積は変わっていない)可能性が考えられた。

5.4. 中流域1 水収支

図10に、黄河中流域1(頭道拐—三門峡間)における長期水収支の変化を示す。1960年から2000年までの平均値は、年降水量(P_4)が1546億 m^3 、年損失量(E_4)が1420億 m^3 、流域末端(三門峡)からの年流出量(Q_4)が347億 m^3 であった。1960年代と1990年代の水収支を比較すると、 P_4 が259億 m^3 と大きく減少し、 E_4 も158億 m^3 減少している。さらに、上流(頭道拐)からの流入量 Q_3 が110億 m^3 も減少しているため、結局、 Q_4 は211億 m^3 減少することになる。黄河中流域の大部分は黄土高原に位置しているため、本研究ではHYCYMODELの土壌層厚パラメータ($D_{50} \cdot D_{sig}$)の値を源流域や上流域よりもかなり大きく設定した(表1参照)。これにより、直接流出が抑えられ、浸透量(土壌水分量)が増加するため、蒸発散量が多くなったが、モデルによる推定値は2000年における水収支を良好に再現した。

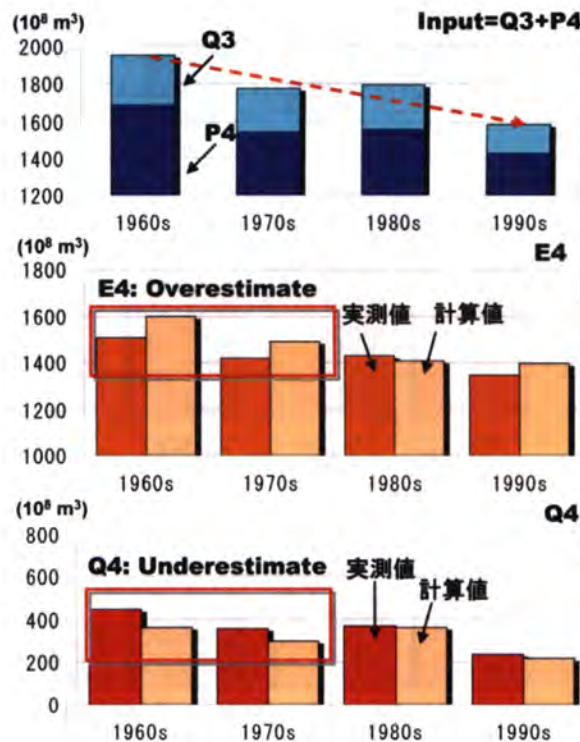


図10 黄河中流域1における長期水収支

しかし、水収支の長期的な変化を見ると、図 10b や図 10c の結果から、特に 1960 年代や 1970 年代にモデルが E_4 を過大評価し、 Q_4 を過小評価していることがわかった。この誤差の主な原因は、本研究で用いたモデルでは、土地利用区分を 2000 年のデータを用いて決定し、そのパラメータを定数として、そのまま過去 40 年間にわたって適用したためであると考えられる。つまり、このモデルは、長期的な土地利用変化の影響がないと仮定した条件での水収支を推定していることになるが、黄河中流域では、黄土高原から黄河への土砂の流入を抑制するために、1960 年代から各地で水土保持対策事業が行われており、それに伴って、人為的に大規模な土地利用形態の改変が行われている。もちろん、黄土高原でこれまでに行われてきた水土保持対策事業の全てが成功したわけではないと考えられるが、少なくとも植生条件は徐々に回復し、それに伴って蒸発散量が長期的に変化している可能性が高い。そこで、ここでは 2000 年における植生被覆率 (VCR: Vegetation Cover Ratio) を 100% とし、VCR を変化させることに伴う水収支の変化を調べた。

図 11a は、VCR を 100% 固定したままの計算結果 (Run1) で、計算結果は過去に遡るにつれて過小評価となる傾向がみられた。次に、1960 年代の VCR を 0% (裸地状態) にし、それを 1990 年代までの間に徐々に増加させた場合の計算結果 (Run2) を図 11b に示す。この結果から、1960 年代を裸地状態とすると、蒸発散量が少なくなりすぎ、計算流量が過大評価となることがわかった。そこで、1960 年代の VCR を徐々に上げていき、過去 40 年間にわたって、ほぼ水収支が合う状態になった結果 (Run3) を図 11c に示す。Run3 では 1960 年代の VCR を 40% に設定している。このことは、2000 年の時点で植生に被覆されていた土地の約 60% が 1960 年代の時点では、裸地に近い状態であったことを示唆している。ここで用いた VCR には、灌漑地の面積は含まれていない。これは、黄河中流域でも灌漑面積 (統計資料公表値ではなく、実際に灌漑している面積) は、大きく変化していないと考えられたからである。図 11c で 1964 年にモデルの推定誤差が大きくなっているのは、この年の降水量が多かったために、三門峡ダムで流量を人為的に操作した可能性が考えられる。

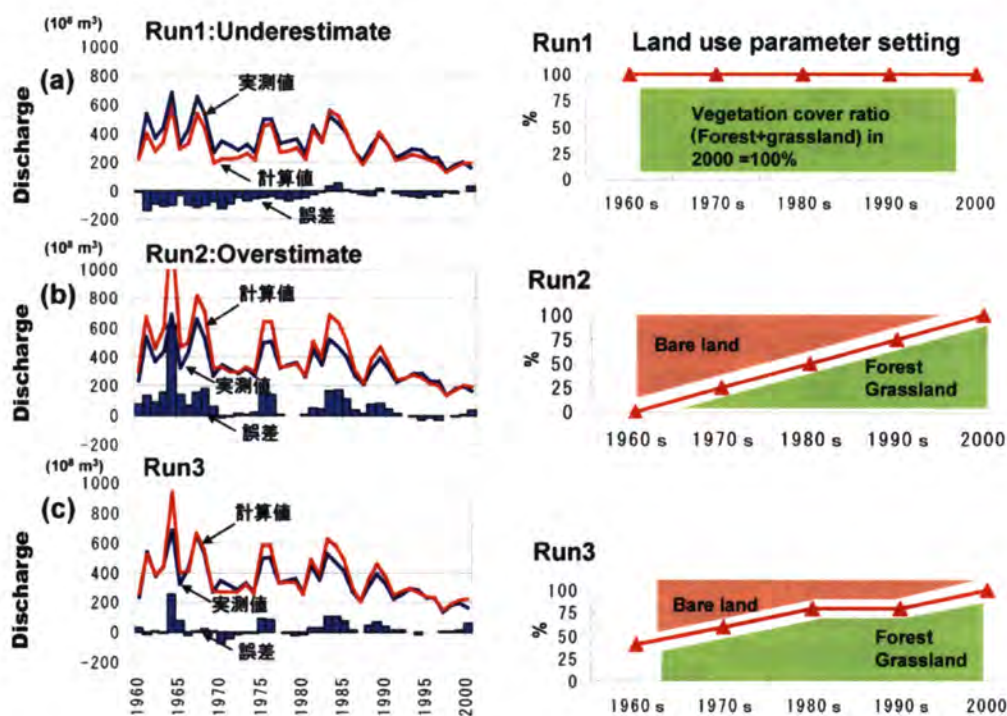


図11 黄河中流域1における長期土地利用変化の影響

5.5. 中流域2 水収支

中流域2（三門峡—花園口間）は、流域面積が小さい（黄河全流域の約5%）が、黄河流域内で最も降水量多い区間でもある。さらに、この区間に流入する2つの支流（沁河・伊洛河）は、黄河下流域への貴重な（土砂含有量の少ない）河川水の供給源となるため、この区間の水収支も無視することはできない。図12に、黄河中流域2における長期水収支の変化を示す。1960年から2000年までの平均値は、年降水量(P_5)が268億 m^3 、年損失量(E_5)が231億 m^3 、流域末端（花園口）からの年流出量(Q_5)が384億 m^3 となった。したがって、区間流出量($P_5 - E_5$)は、37億 m^3 になる。したがって、花園口から下流域に供給される流量(Q_5)の約10%が、この中流域2の区間の支流から供給されていることになる。今後、土砂濃度の低いこの区間からの流量を、いかに効率的に下流域に供給するかが、下流域の水資源管理にとって重要になるかもしれない。1960年代と1990年代の水収支を比較すると、 P_4 が30億 m^3 減少し、 E_3 が7億 m^3 増加している。さらに、上流（三門峡）からの流入量 Q_4 が211億 m^3 減少しているため、結局、 Q_5 は248億 m^3 減少した。この区間でも、モデルによる計算結果が、長期間にわたって実測値を良好に再現した。このことは、この区間でも土地利用形態が、過去40年の間に大きく変化していないことを示唆している。これも、この区間の大部分が山地峡谷部に相当するためであると考えられる。

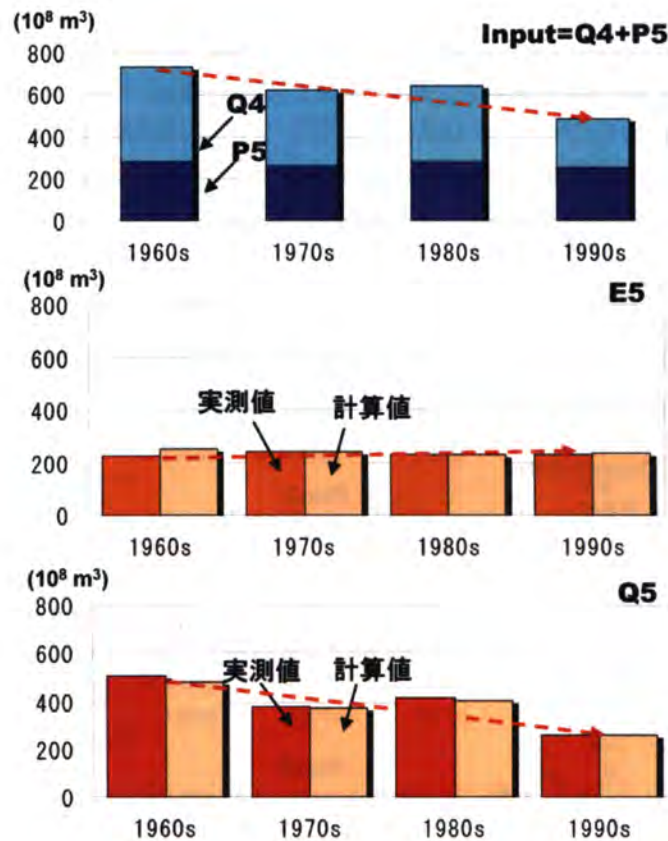


図12 黄河中流域2における長期水収支

6.まとめ

最後に、黄河流域全体の長期水収支の変化を図 13 に示す。図 13a は、6 つの流域区間別の実測流量と区間流出量の長期変化を示している。黄河流域では、すべての流域区間で、1960 年代よりも 1990 年代の河川流量は減少しており、その差は下流側ほど大きくなった。流域区間内からの流出量も、1960 年代から 1990 年代の間にすべての流域区間で減少した。流域 3 (上流域 2) と流域 6 (下流域) で、区間流出量が負の値になっているのは、区間降水量よりも蒸発散による損失量が多い (灌漑取水が行われている) ためである。なお、流域 6 の区間流出量については、区間降水量(P_6) が量的に無視できるので、花園口と利津間の流量差 ($=Q_6 - Q_5$) から推定した。各流域区間における区間流出量の積算値が、最終的に流域 6 末端 (利津) の河川流量の減少量(360 億 m^3)に相当する。そこで、各流域区間別の区間流出量の減少量を図 13b にまとめた。この図から、黄河下流域の河川流量減少量(360 億 m^3)の約 30%(112 億 m^3)が、下流域内での灌漑取水量の増加に起因していることがわかる。残りの 248 億 m^3 が花園口流量の減少量になり、そのうちの 38 億 m^3 (15.3%)が源流域、57 億 m^3 (22.9%)が上流域 1、15 億 m^3 (6.0%)が上流域 2、101 億 m^3 (40.7%)が中流域 2、残りの 37 億 m^3 (14.9%)が中流域 2 における区間流量の減少に起因していることがわかった。黄河上流域 2 では、大規模な灌漑農業により大量の河川水を取水しているが、近年の黄河下流域の流量減少にはほとんど寄与していない(利津流量減少量の約 4.2%)ことがわかった。図 13b の結果から、黄河下流域の河川流量の減少は、主に源流域、上流域 1、および中流域 1 からの区間流出量の減少に起因し、特に中流域 2 (黄土高原を流れる支流からの流出量減少) の影響が大きいことがわかった。このことは、黄土高原の水土保持対策事業に伴う植生条件の人為的な (大規模な) 改変が、黄河下流域の水収支に大きな影響を与えていることを示唆している。

図 13c は、各区間流出減少の内訳を示している。黄河流域では、すべての流域区間で降水量が減少している。一方、蒸発散量は中流域 1 を除いて、増加する傾向が見られた。これは、黄河流域全体で気温が上昇 (温暖化) していることと関係があるかもしれない。中流域 1 (黄土高原) では、気温上昇だけでなく、植生の被覆率も増加しているため、蒸発散量は大きく増加すると思われたが、水収支解析の結果からは 158 億 m^3 減少する結果が得られた。これは、黄河中流域区間における急激な降水量の減少(259 億 m^3)により、土壌が極端に乾燥し、蒸発可能な水がなくなってしまうことを示唆している。これは、近年、黄河中流域の支流で、蒸発散の盛んな夏期に流量が極端に低下し、黄河本流ではなく支流の末端で断流が起きていることにも関係があると考えられる。黄土高原では、黄河への土砂の流入を抑えるため、2000 年頃から「退耕還林・還草」プロジェクトを実施しており、急傾斜地などの不適切な耕作地を農地や草地に転換し、同時に、過放牧による牧草地の裸地化を抑制する取り組みを大規模に展開している。しかし、1990 年代の時点で、黄河中流域で利用可能な水資源はほとんど使い果たされており、中流域でさらなる植生回復が実現可能かどうかは、土砂の流出抑制だけでなく、本研究の水収支解析結果から得られた知見 (下流域への水資源供給可能性) ともあわせて、より総合的に検討を重ねていく必要がある。

7.おわりに

本研究では、人間活動の影響を考慮した水文・水資源モデルを用いた黄河流域の長期水収支解析を試みた。本研究で構築したモデルは、人為的な影響の少ない黄河源流域の水収支を良好に再現し、ダムによる貯水池操作モデルを組み込むことにより、人為的に流量操作された流域区間の水収支も良好に再現した。灌漑による取水量は、統計資料で報告されている値とは異なる結果が得られたが、水収支は、実測値の変化を良好に再現したため、本研究で用いた灌漑面積や灌漑期間のパラメータ設定は妥当なものであったと考えられる。黄河中流域では、黄土高原の水土保持対策事業により土地利用形態 (植生被覆率) が人為的に大きく改変されていることが示唆され、植生被覆率(VCR)というパラメータで植生条件を変化させることで、その影響を定量的に評価できることがわかった。

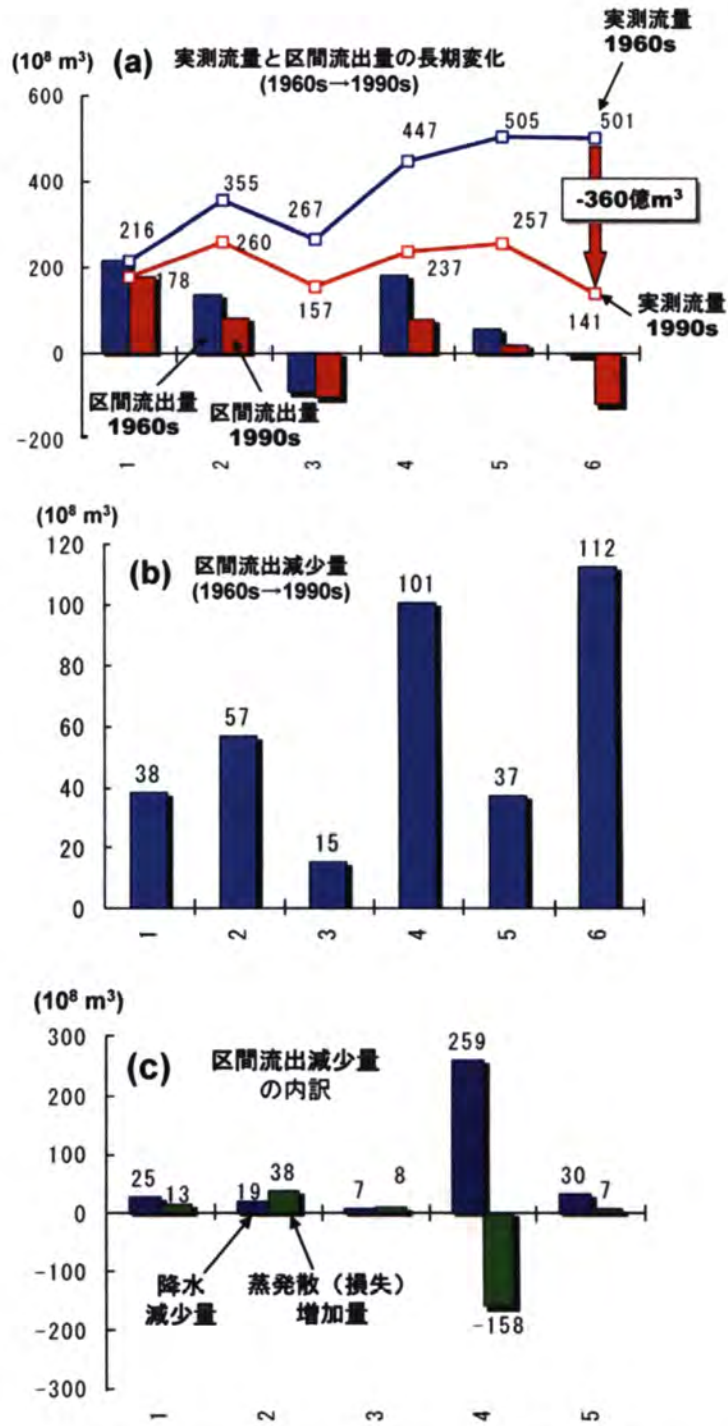


図13 黄河流域における長期水収支変化(1960s~1990s)

- 1 : 源流域 (唐乃亥)
- 2 : 上流域1 (唐乃亥 ~ 蘭州)
- 3 : 上流域2 (蘭州 ~ 頭道拐)
- 4 : 中流域1 (頭道拐 ~ 三門峽)
- 5 : 中流域2 (三門峽 ~ 花園口)
- 6 : 下流域 (花園口 ~ 利津)

引用文献

- Biftu G, Gan T. 2000. Assessment of evapotranspiration models applied to a watershed of Canadian prairies with mixed land-uses. *Hydrological Processes* **14**: 1305–1325.
- Chen J, He D, Cui S. 2003. The response of river water quality and quantity to the development of irrigated agriculture in the last 4 decades in the Yellow River Basin, China. *Water Resources Research* **39**, 1047, DOI: 10.1029/2001WR001234.
- Fukushima Y. 1988. A model of river flow forecasting for small forested mountain catchment. *Hydrological Processes* **2**: 167–185.
- Kondo J, Xu J. 1997. Potential evaporation and climatological wetness index. *Tenki: Journal of the Meteorological Society of Japan* **44**: 875–883 (in Japanese).
- Kondo J. 1998. Dependence of evapotranspiration on the precipitation amount and leaf area index for various vegetated surfaces. *Journal of the Japan Society of Hydrology and Water Resources* **11**: 679–693 (in Japanese with English summary).
- Ma X, Fukushima Y. 2002. Numerical model of river flow formation from small to large scale river basins. In *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology*, Singh VP, Frevert DK (eds). Water Resources Publications: Highlands Ranch, CO: 433–470.
- Matsuoka M, Hayasaka Y, Fukushima Y, Honda Y. 2005. Land cover classification over the Yellow River domain using satellite data. *YRIS News Letter* **4**: 15–26.
- Watanabe T, Hoshikawa K. 2006. Water management in large irrigation districts of the Yellow River basin. *Journal of Arid Land Studies* **16**: 97–101 (in Japanese).

黄河流域における領域気候モデルを用いた長期降水の数値実験の結果について

馬燮鈺¹・吉兼隆生¹・原 政之¹・木村富士男^{1,2}・福嶋義宏³

¹地球環境フロンティア研究センター, ²筑波大学, ³総合地球環境学研究所

1. はじめに

黄河流域における水循環変化を解明するには、大気と陸面双方の総合解析が必要である。本研究では、黄河流域の降水システムを理解するために領域気候モデルを用いて長期降水の数値実験を行った。ここで、この結果を報告する。

領域気候モデルの概要

今回の数値実験に導入したのは、現業機関と研究機関の協力による開発された領域モデルシステム、WRF モデル「Weather Research and Forecasting (WRF) model」。完全圧縮型方程式と非静力技術等採用され、これまでに開発されてきた気候モデル技術の最良の部分を使った新領域モデル。コミュニティモデルとして公開し、ホームページから最新情報を得ることが可能である (<http://www.wrf-model.org/>)。

2. 計算設定と入力データ

計算の領域は図-1 で示してある。センターポイントは東経 105 度、北緯 37.5 度とする。水平格子間隔は 20km で、格子の数は、X=180 (東西) Y=92 (南北) とした。NCEP (6 時間毎) の再解析データを初期値および側面境界値として、並列計算機(SGI Altix4700)で 3 ヶ月毎に計算を実施した。WRF モデルの Microphysics と Cumulus のオプションから 5 つの計算ケース(case1-case5、表 1)を設定し、case1 だけ全計算期間(1980 年から 1997 年まで)に、他は 4 年間 (1986、1989、1992 と 1997) の感度実験に用いる。

3. 計算結果と考察

計算結果は地上観測データをベースにした黄河プロジェクトの降水データ (YRP) (0.1-grid, Xie et al.) と比較した。黄河各集水域では年降水量が過小評価となったが、年々変動は概ね再現できた(図-2)。また、年降水量について感度実験でよい計算 case もあった(図-3)。降水量の 1990-1997 間の年平均値と 1980-1989 間の年平均値との差を図-4 で示している。増減の位置はほぼ再現できた。その結果、WRF モデルは黄河流域における気候システムの研究に使う価値があることを示唆された。今後は水平格子間隔を 10km まで縮小し、モデルのパフォーマンスを再度評価する予定である。

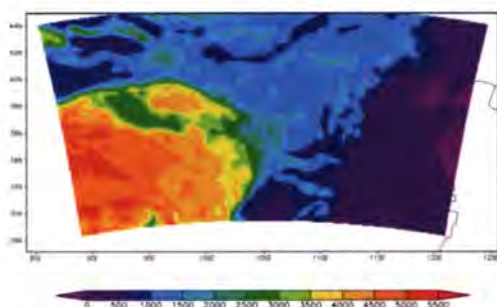


図-1 計算領域および標高図

case	microphysics opt.	cumulus opt.
1	WSM 6-class	Kain-Fritsch
2	Lin et al.	no cumulus
3	Lin et al.	Kain-Fritsch
4	WSM 6-class	no cumulus
5	WSM 6-class	Betts-Miller-Janjic

表-1 モデル計算設定の詳細

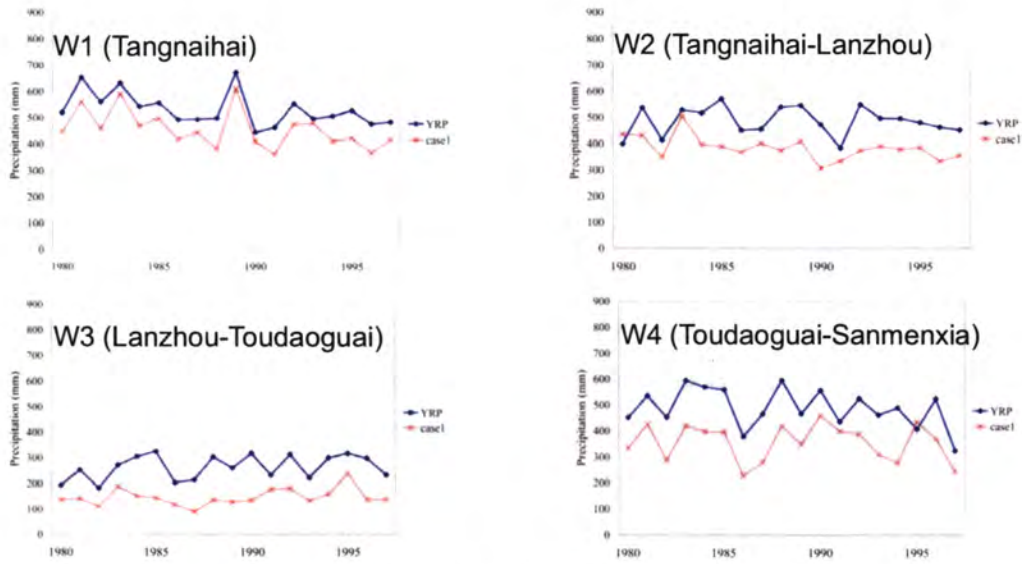


図-2 年間降水量の比較(1980-1997) (赤:計算値;青:黄河 YRP)

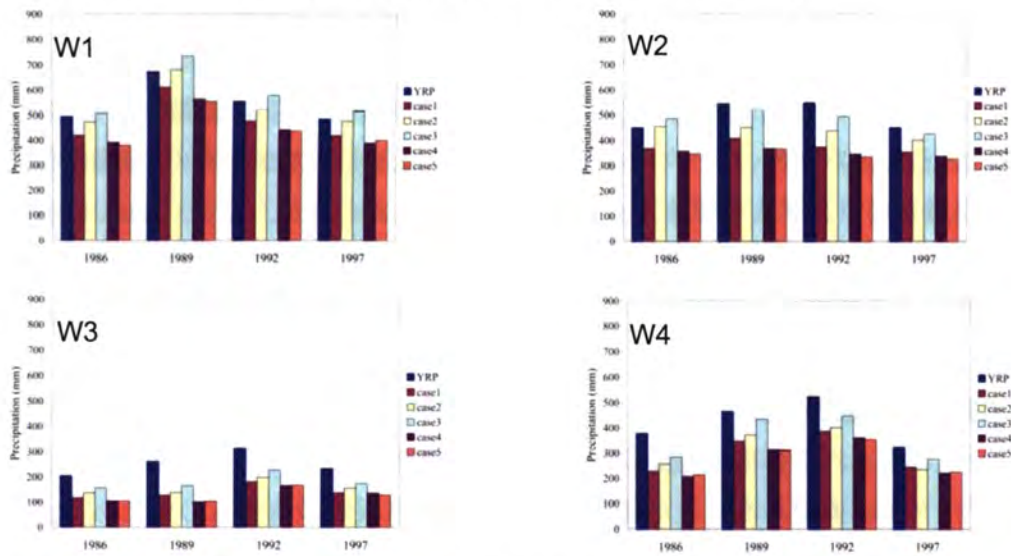


図-3 WRF モデル特定スキーム間の組合せによる年降水量の比較

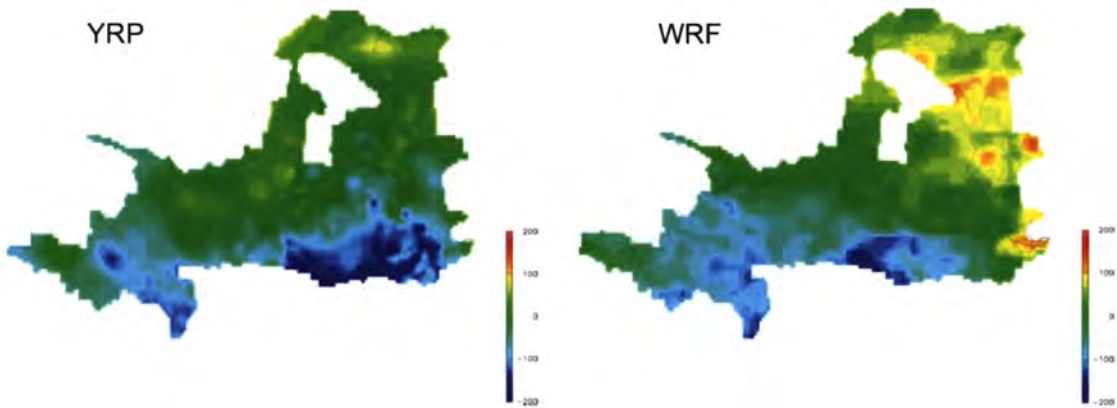


図-4 年平均降水量の 1990 年代と 1980 年代との差の比較

温暖化問題と都市気温 —観測データによる検証—

徐 健青 (FRCGC)・本谷 研 (秋田大)・近藤 純正 (東北大名誉教授)・福嶋 義宏 (RIHN)

1. はじめに

ヒートアイランド現象とは都市の構造・人工廃熱などのために郊外における自然の気温に比べ、都市内が高温になることを指す。また、大気中の二酸化炭素濃度の増加によって地球が温暖化しているといわれている。都市温暖化の影響を除外した、地球全体の地上気温の上昇傾向を正しく再評価すべきである。本研究では陽だまり効果に注目した解析を行い、気温資料に都市化の効果がどれだけ含まれているかを判断する新しい方法について示した。つまり、年(極値)最低気温の経年変化による解析、長期にわたる観測環境の変化を考慮した年平均気温による解析を行った。

2. 方法

(a) 気温長期変化とノイズ

気温観測点の周囲環境変化により、グローバルな気温変動とは異なる極めてローカルな気温変動を含むことがある。ローカルな気温変動の原因について主なもの(1)都市化によるものと(2)陽だまり効果を考慮する。

(b) 都市気温と風速

(c) 年最低気温による都市化の判別

3. データと観測点周囲の環境

気温トレンドに含まれる都市化および気温観測点の周囲環境変化による影響を調べるために気温データが必要である。また都市化や気温観測点周辺の情報も必要である。北米・日本・中国について次のようなデータを集めた。

・北米：

[最低気温データ]

日最低気温を含む気象データ ;National Climatic Data Center で配布の NCDC Cooperative Station Data (Peterson and Vose, 1997) を使用した。このデータセットには全米 23000 地点 (ただし短期間のものも含むのべ地点数)、1948-1993 年の毎日の最高気温・最低気温が含まれている。このうち観測期間が十分に長いなど、目的に合った観測点を選択して使用している。なお、このデータは気温の年(極値)最低気温の経年変化を評価するために使用した。

[日平均気温データ]

上記 NCDC Cooperative Station Data には日平均気温が含まれていないので、NASA/GISS TEMP による年平均気温の長期時系列 GISS SURFACE TEMPERATURE ANALYSIS (Hansen et al.,

1999)を利用した。これは、The Global Historical Climatology Network(GHCN) ver.2の気温資料とNCDCのUnited States Historical Climatology Network (USHCN)のデータをあわせたもので、長期の月平均気温(日平均気温の月平均)、月単位の最高・最低気温(日々の最高・最低気温を月平均したもの)などが含まれる。

[観測点周辺の情報]

気温観測点が都市にあるか郊外にあるか、また周辺が開けているか否かを知る必要がある。市街地、道路、河川が表示できるデジタル地図(Tiger Map Server Browser, U.S. Census Bureau)や地図検索サイトの衛星画像クイックルック(Google Maps)を利用し、観測点周辺の状況を調べた。

・日本：

[気温データ]

気象庁気象官署(気象台 Meteorological Observatory と旧測候所 Weather Station³²地点)における気温観測資料を用いる。資料のうち年極値の最低気温、年平均気温の長期変化を解析する。地点により異なるが100年程度の時系列が得られているので、主に1950-2000年について解析を行う。なお、最近1968年以後は24時間平均、それ以前は毎日の最高・最低気温の平均値に補正して年平均気温を算定している。この換算の際に用いる地点ごとに異なる補正量は24時間平均および日々の最高・最低気温平均の両者を長期間比較して決定した。気象庁図書室、各地方気象台で入手した田舎観測点データのほか、気象庁編集「気象庁年報2003年度版」CD-ROMに記載のデータ、および気象庁ホームページの「気象統計情報」の「気象観測(電子閲覧室)」に掲載されたデータを使用した。

[観測点周辺の情報]

観測点周囲の状況は地図および現地調査により把握した。

・中国

中国気象局により出版された地面気象資料月報には中国の気象官署における1960-2000年の気象要素がまとめられている。日平均・日最低気温、日平均風速を使用した。なお、日平均風速の時系列は観測地点周辺の状況を推測するために利用する。

中国の気象官署については周辺の状況を調査する資料が入手できなかったため、都市化若しくは陽だまり効果の影響を、

1. 年最低気温(極値)の長期変化が安定している地点
2. 年最低気温(極値)の上昇量と年平均気温の上昇量が小さい地点
3. 平均風速の長期変化が小さい地点

3が判断基準になるのは、平均風速の長期変化は観測点に隣接して建物が出来たり、周囲の林が伐採されるなどして環境が変化することを表しているからである。その結果、陽だまり効果の強弱が変わるので、気温の長期変化が観測点のごく近傍のみで生じることになる。よって、気温観測点近傍の風速の長期変化がよい判断基準になる。

4. 結果

例として、日本の解析結果を示す。これまでの解析によって、気象庁が地球温暖化の実態把握を行う目的で都市化の影響が少ないとして選んでいる 17 の気象官署のすべてにおいて、都市化の影響が見られる。

Fig. 1 によれば、(1) 30~50 年程度の短周期については気象官署と田舎観測所における変動はよく似ている。(2) 1960~1980 年は寒冷化の時代であったが、1980 年代以後に急激な温暖化が見える。都市の気象官署では都市温暖化の影響によって寒冷化時代は顕著でないが、1980 年代以後の温暖化は都市の効果も重なって一層顕著に現れている。(3) この 100 年間当たりの気温上昇率は田舎観測所で概略 0.2°C であるのに対し、気象官署では 0.9°C である。(4) 気象官署の気温上昇率は、特に戦後の 1950 年以後に大きくなった。

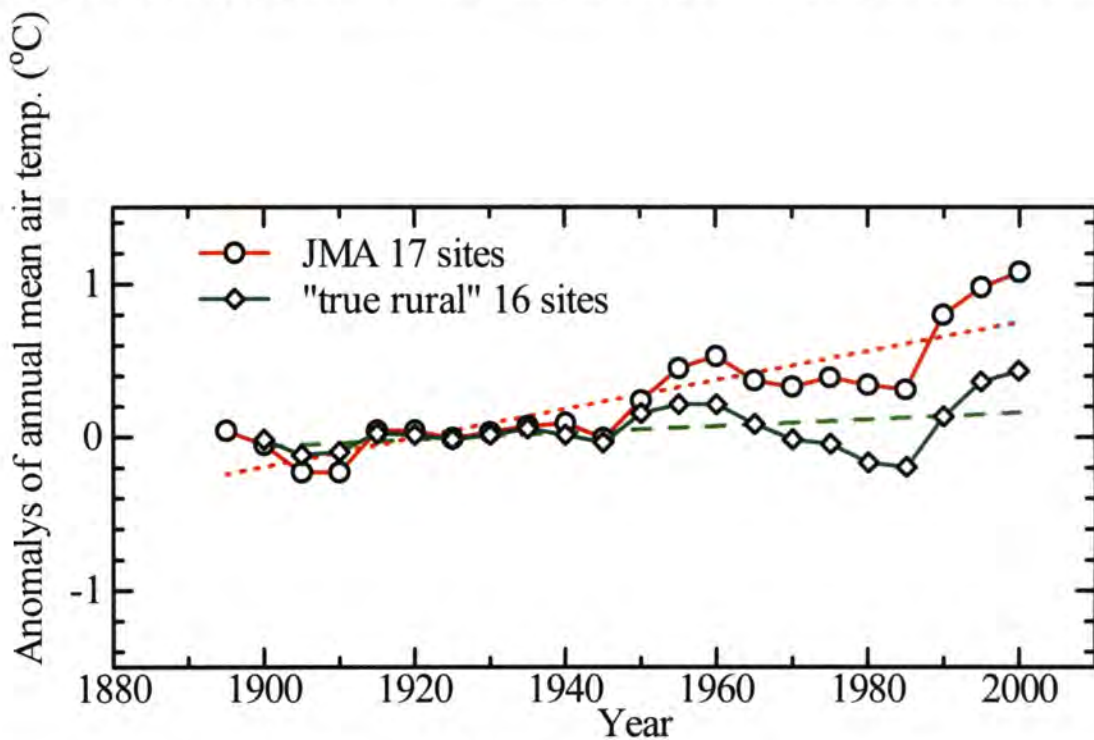


Fig. 1 気象官署 17 地点(赤実線)と田舎観測所 16 地点(緑実線)の平均気温の経年変化。点線はそれぞれを一次式で近似した傾向を表す。

- (1) 年(極値)最低気温の長期変化を北米・日本・中国について解析した。北米に比べ日本・中国では年最低気温の上昇量は非常に大きいことが分かった。これは、北米の気温観測点は都市内にあってもクールスポットに存在する地点も多いが、日本・中国ではより都市化・陽だまり効果の影響を受けているためと解釈できる。
- (2) 北米では年平均気温・年最低気温のいずれか若しくは両方が低下している地点が半数以上あるが、日本・中国ではほとんど全ての地点で年平均気温と年最低気温が共に上昇している。
- (3) 気象庁が気候変動観測所のうち”都市化の影響が小さい”として選んでいる 17 気象

官署の平均気温は、1950年以後の戦後復興期以後、都市化の影響が大きくなり2000年時点で、田舎観測所よりも約0.7℃高くなった。

- (4) 中規模の都市にある気象官署17地点と田舎観測所16地点について調べたところ、年平均気温の上昇率は100年間当たりそれぞれ約0.9℃、約0.2℃である。この100年あたり0.2℃の上昇率は今回陽だまり効果に注目して選び直した田舎観測所における平均の値であって、都市化の影響を含まない温暖化量と言える。
- (5) 数十年以下の短周期で見ると、1960～1980年は寒冷化の時代であり、1980年代以後の温暖化は顕著である。大部分が都市にある気象官署では、1980年代以後の温暖化は都市化の影響も重なって一層顕著に現われている。
- (6) 金華山などの沿岸観測所の一部では海洋(黒潮・親潮境界)の変動による気温ジャンプが見られた。
- (7) 小都市・郊外においても気温観測点周辺の状況により陽だまり効果が起こり、約0.5℃程度の気温上昇をもたらしていることが確認できた。

本研究の年(極値)最低気温、年平均気温の長期変化について解析の結果から、多くの気温観測点で都市化あるいは陽だまり効果の影響を受けていること、北米において多数の気温観測点は特異な年(極値)最低気温、年平均気温の長期変化を示しており、日本・中国のような気温上昇ではなく気温降下を示している。こうした特殊性を勘案して3つの地域の気温変動から都市化の影響を減じた場合のバックグラウンドな温暖化量は現在報告されているよりも小さくなると予想される。日本における年平均気温解析の結果から、都市化および陽だまり効果による気温上昇は2000年までの約100年間に0.7℃程度と推定される。

現在、全球的な温暖化に対し都市化の影響は少なく無視できると言う主張が通説であり、IPCC三次レポートもこの立場に立っている。しかし、都市化の影響は無視できない量であり、北米気温観測点の全球的な気温代表性にも疑問が感じられる。従来の気温時系列の長期解析では期間を長く取ること、統計上の確実さを重視することのために月単位気候値の解析に終始していたため、このような問題点が看過されたのではないだろうか？

今回の解析では、年最低気温(極値)に注目することで長期間の気温データにとって都市化などの環境変化による影響が今まで言われていた以上に大きいことを主張した。今後、気温観測点周囲の環境変化に注目し、より空間的代表性の高い気温データにより全球的な温暖化による温度上昇量を再評価することが望まれる。

リモートセンシングデータを用いた土地被覆解析

松岡真如 (高知大学農学部) 福嶋義宏、早坂忠裕 (総合地球環境学研究所)

沖大幹 (東京大学生産技術研究所) 本多嘉明(千葉大学環境リモートセンシング研究センター)

1. はじめに

黄河流域全体を対象とする本プロジェクトにおいては広域を連続的に観測することができるリモートセンシングデータの活用が有効である。本研究の目的はリモートセンシングデータを用いて黄河流域の土地被覆の変動を解析することである。本報告では、青銅峡灌漑区周辺の農地の増加、黄土高原周辺の植生の変化、地表面温度を用いた灌漑時期の推定、の三つの課題について報告する。

2. 方法

2.1 青銅峡灌漑区周辺の農地の変化

本課題では主に AVHRR の時系列データを使用して農地の変化を解析する。ただし AVHRR は空間解像度が 1km と青銅峡灌漑区の農地サイズと比較して低いため、詳細な解析には擬似的に空間解像度を向上させることが有効である。これまでの研究において、AVHRR から得られた植生指数(NDVI)の年間最大値と、空間解像度 30m の Landsat/TM から作成した土地被覆図との比較を行ない、AVHRR の画素にしめる農地の割合を年間最大 NDVI から推定する手法を開発した[1]。手法の概要を図 1 に示す。今回はこの関係を AVHRR の時系列データに適用することにより、農地の変動の抽出を試みた。はじめに 1984 年から 2000 年の 17 年間のデータを用いて青銅峡灌漑区の年間最大 NDVI の時系列を作成した。その一部として一年おきの年間最大 NDVI 画像を図 2 に示す。この各データに先の研究で得られた関係式、 $[\text{一画素内の農地の面積率}] = 2.54 \times [\text{年間最大 NDVI}] - 0.33$ を適用し、各画素内の農地の面積率を算出した。結果の評価は、県別に画素を積算して求めた農地面積と、寧夏回族自治区の統計年鑑から得た県別の農地面積を比較することによって行なった。

2.2 黄土高原周辺の植生の変化

本プロジェクトで開発された水文モデルの結果から、黄土高原において植生が増加している可能性が示唆された。そこで AVHRR から得られた年間最大 NDVI の時系列を用いて確認を行なった。使用したデータは Pathfinder AVHRR Land dataset (空間解像度 8km) である。はじめに毎日のデータである Daily dataset から各年の年間最大 NDVI を計算した。ここではエラーを避けるため 2 番目から 6 番目に大きい 5 つの NDVI の平均をとることで年間最大 NDVI とした[2]。このデータから黄河の四つの支流(無定河、汾河、洛河、チン川；図 3) の周辺の時系列を抽出した。

2.3 地表面温度を用いた灌漑時期の推定

一般に砂漠など水分の少ない地域においては昼と夜の温度差が大きく、水分の多い地域ではその差が小さくなる傾向がある。黄河上流の大灌漑区は半乾燥地域に位置するため一般に昼夜の温度差が大きいが、灌漑時期においてはその差が小さくなると考えられる。本課題では、この特性を灌漑時期の推定に利用することを試みた。使用したデータは 2005 年の Aqua/MODIS から作成された Daily land surface temperature (MYD11A1) プロダクトである。青銅峡および河套灌漑区の内部と周辺から 10km 四方のエリアを抽出し、灌漑区と非灌漑区とで昼夜の地表面温度の差を比較した。(この解析は RR2002 プロジェクトのリモートセンシング・ワーキンググループにおいてメコングループとの連携研究として行なわれている物である)

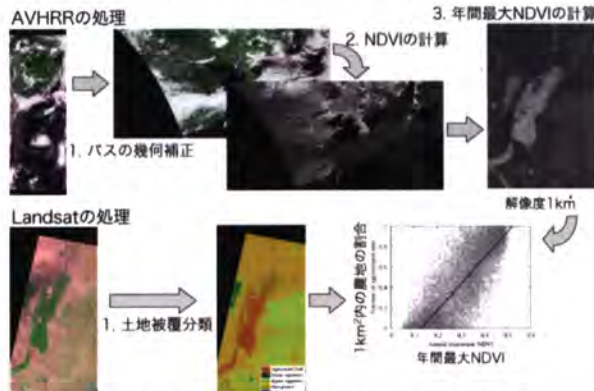


図1 年間最大 NDVI を用いた農地面積率推定手法



図2 青銅峡灌漑区の年間最大 NDVI の時系列 (一部)

3. 結果と考察

3.1 青銅峡灌漑区周辺の農地の変化

推定された農地の変化を図4に示す。統計年鑑と比較して、年間最大NDVIから算出した農地面積は現実的ではない変動を示しており、実際の農地の変動を反映しているとは言いがたい。これは地表面の年々変動にAVHRRのシステムに起因した変動が加わった結果であり、主に年間最大NDVIを計算する際のサンプル数の少なさに起因している。本研究では、主として東京大学生産技術所で受信されたAVHRRを使用しているが、青銅峡灌漑区は受信範囲の西端に位置するため、衛星軌道によってはデータが受信できない。この原因により年ごとの年間最大NDVIが大きく変動する結果となった。データサンプル数の確保が必要となると考えられる。

3.2 黄土高原周辺の植生の変化

黄土高原周辺に位置する黄河の四本の支流における年間最大NDVIの時系列を図5に示す。この図は各地域の年間最大NDVIの頻度を表現した物であり、五本の線は上から頻度10%、30%、50%、70%、90%に該当するNDVIを示している。本課題で使用したデータはPathfinderデータであり、3.1で述べたようなサンプル数の不足はないが、それでも年々の変動が非常に大きい。こちらもAVHRRのシステムに起因する変動と地表面の年々変動の混在の結果であるが、こちらは年ごとの降水量や温度の違いに起因する植物の状態の違いによる変動の割合が高いと考えられる。特に黄土高原は比較的乾燥しており、植物の状態に及ぼす気象条件の影響は大きいといえる。変動は大きいものの、無定河では特に1980年代にNDVIが連続的に上昇し、モデルの結果と一致した傾向が得られた。他の地域については特徴的な変動は見られない。Landsat等の高解像度データを用いて引き続き解析を行なう必要があると言える。

3.3 地表面温度を用いた灌漑時期の推定

青銅峡灌漑区、河套灌漑区の内部と外部で得られた地表面温度の時系列とそこから得られた昼夜の温度差の時系列を図6に示す。夜よりも昼の方が温度が高いのは当然であるが、どちらの地域においても、特に夏の時期に灌漑区の温度が非灌漑区よりも低く、結果として灌漑区の昼夜の温度差は非灌漑区よりも低い傾向が得られた。蒸発散によって温度の上昇が抑えられた結果であると言える。しかし昼夜の温度差はばらつきが大きく、この結果から灌漑の時期を推定するのは困難である。

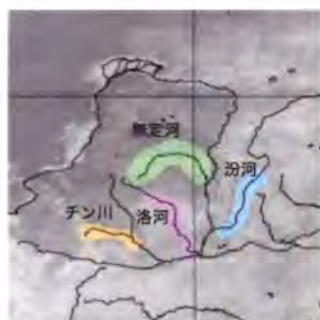


図3 黄土高原の支流

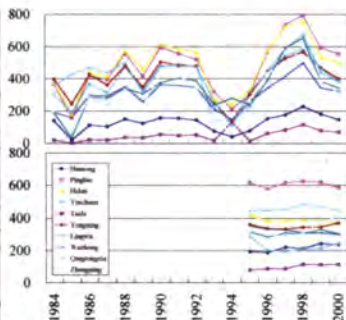


図4 年間最大NDVIから求めた県別の農地面積の変化 (上: AVHRR, 下: 統計年鑑)

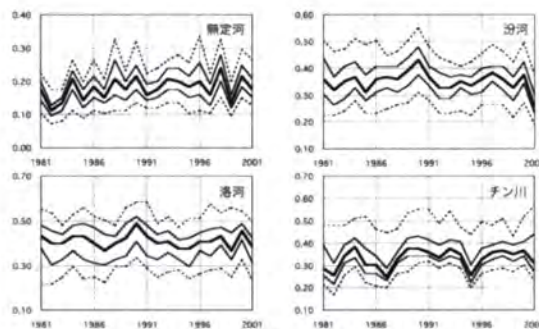


図5 支流における年間最大NDVIの変化

4. まとめと今後の課題

本報告では黄河流域の土地被覆解析として三つの課題について報告した。いずれも、実際の地表面の変動と衛星データの持つ変動の混在により、判読が難しい結果となった。

今後はデータのサンプル数の確保やデータ処理手法の改良によってできるだけ衛星データに起因する変動を軽減するとともに、Landsat等の高解像度データを併用しながら解析の精度向上を図る必要があるといえる。

参考文献：

- [1] 松岡真如, 早坂忠裕, 福嶋義宏, 本多嘉明, 沖大幹: 寧夏灌漑区における農地面積変化の抽出を目的としたLandsatとAVHRRの相互利用, 日本写真測量学会平成17年度秋季学術講演会, 2002.
- [2] 松岡真如, 早坂忠裕, 福嶋義宏, 本多嘉明: 土地被覆変化の抽出を目的としたPathfinder AVHRR Land Data Setを用いた予備的研究, 日本写真測量学会平成16年度秋季学術講演会, 2001.

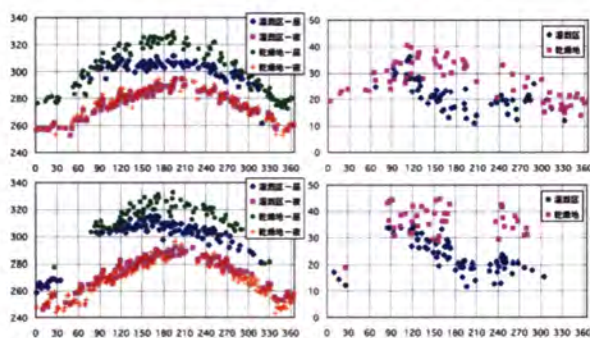


図6 灌漑区周辺での昼夜の地表面温度(左)と温度差(右) (上: 青銅峡灌漑区, 下: 河套灌漑区)

黄河治水史序説 II

木下鉄矢

総合地球環境学研究所

華北平原の中央部は黄河が形成した広大な黄土扇状地である。紀元前5～6千年期にさかのぼる黄河流域、その支流域における農地開発の歴史から見る時、この黄河下流域、黄土扇状沖積平野部への農地開発、居住地化の進出は案外に遅く、戦国中期（前4世紀）当たりから本格化したとされる。しかしこの地域は前漢末・元始2年（紀元2年）の統計では、中国第一の人口集積地に発展していた。

黄河流域の新石器時代に属する遺跡の分布図（図1。『中国歴史地図集』第1冊p.7-8・部分）を見ると有名なヤンシャオ（仰韶）文化（おおよそ前5000～前3000年）の遺跡はこの沖積平野部と太行山・嵩山・伏牛山などの山地部との境界線上に並んでいる（図1の赤丸）。『中国地質図集』に載せられている「中国新構造運動時期の升降幅度図」（図2。該書p.52・部分）に拠ると、華北平原全体が沈降部であり、太行山などが上昇部、その境界、沈降・上昇ともゼロの線がヤンシャオ文化遺跡の並んでいる線に重なっている。この華北平原部の、北部にその度合いがより高い沈降が200万年オーダーで進み、これに合わせて黄河が運んできた黄土が洪積（第4紀更新世、1万年以上前までの堆積）・沖積（第4紀完新世、1万年前以降の堆積）して、この華北平原が形成されたということになる。

興味深いのは、現在、北京と広州とを結ぶ京広鉄路がこの境界のライン上を走っており、また古来有名な都市、邯鄲、殷墟、鄴、鄭州などがこのラインに乗っている。

ロンシャン（竜山）文化（おおよそ前2600～前2000年）になるとこの扇状地部分にもいくつかの遺跡が見出せる（図1の黒丸）。この地域の地質図（図3。『中国地質図集』p.10-11・部分）を見ると、太行山脈南部の東へり、山東山塊のへり、河南省の南部にはかなりの、更新世に形成された洪積黄土地帯が広がっている（図3の濃黄部Qp。淡黄部Qhは完新世・沖積黄土地帯）。おそらく沈降の度合いの違いから華北平原の中・南部は、黄河による沖積が相対的に北部ほどは進まず、比較的高い丘陵地として洪積平野が当時かなり残っており、この丘陵地上に先ずは居住地が進出したのだろうと推測される。

ともあれ西からは京広鉄路のラインで、東からは山東山塊のへりのところで、数千年にわたり居住地の本格的な進出は足踏みしていたと考えられる。進出を妨げる原因としては、次の三つが大きいとされる。1) 黄河下流は氾濫と分流を繰り返し、流路をしきりに変えながらこの沖積平野部を形成していたと推測される。したがってその人間生活への脅威を防ぐ術（すべ）なくしてはこの地域への進出は難しかっただろう。例えば築堤の技術、そのための人力動員を行う組織編成の技術や政治的技術を達成している必要がある。2) 沖積された黄土は固く締まり、木製、石製などの開墾器具では大規模な開発、開墾は難しかった。3) 黄土は実は肥料不要の豊穡な土壌ではなく、しかもアルカリ性分が強く、排水が悪く湿地化するとアルカリ塩が溜まり、耕作が困難となる。また地中への給水が途切れ、地中の水分が表面に上がって蒸発して行くような状態になると、その際に吸い上げられたアルカリ塩が表土上に残留し、やがて耕作の困難を将来する。これらの難点を解決する灌漑、排水のシステムの構築と耕作技術上の工夫が必要となる。

これらの難点を切り開いて、この沖積平野部への進出が本格化するのには、戦国中期に入

ってからと考えられる。その画期的な進出は、魏による、山西省の最南部、黄河へと西に開ける盆地にあった従来の都・安邑から、現在、開封市がある大梁への遷都であろう。これは前361年、魏の恵王の時のこととされる。鉄の生産量が戦国時代に入ると増大し、藪を切り開き、固く締まった沖積黄土を開墾する鉄器を大量に使用することが可能となった。また魏では、戦国初期に、文侯の下、西門豹が鄴の長官となって12本の灌漑水路を開鑿し、民田に灌漑したと伝えられるなど、灌漑の技術を蓄積していた。またいち早く政治制度の改革・整備、また黄土土地での農耕技術の開発・整備を行い、後にこの改革・開発政治は商鞅によって渭河流域にあった秦国に伝えられ、始皇帝の天下統一に到る秦国発展の基礎となったとされる。すなわち今挙げた三つの難点を魏の恵王はそれぞれに解決する術（すべ）を手にして大梁に、すなわち現在の開封市の地に遷都し、黄河下流域の、広大な、それまで手つかずに来た黄土扇状沖積平野部への開発を進める拠点としたのであろう。

以降、黄土扇状沖積平野部の開発は順次進み、前漢時代の末には、この地域は堤防と耕作地と居住地とが入り組んで展開する、人口集積地となっていた。このことはしかし、堤防の内側に閉じこめられた黄河の河床が上がり、決壊と洪水に人間生活が押し流される危険が時々刻々増すことでもあった。事実、前漢に入って3～40年、前100年代半ば頃から黄河の決壊が相次ぎ、国政上の重要課題となった。

黄河の決壊・洪水への決め手が打てぬまま、やがて前漢国家は混乱期に入り、外戚の王莽に政権を篡奪された。やがてこの混乱期を越えて、光武帝・劉秀により漢帝国は再建された。この間も黄河は決壊を繰り返し、王莽・新の始建国3年（後11年）には重大な決壊を起こし、山東山塊の北辺に近い「東流」河道を主流とする形勢となった。しかし王莽は自らの一族の墓地が決壊口の上流地域にあって、この決壊により洪水の害の墓地に及ぶ危険が減少したことから、この決壊を放置したのであった。中央朝廷の回復を果たした後漢・光武帝に対して、このように決壊を繰り返す黄河を改修することが具申された。光武帝はこの具申に従い、いったんは改修の命を下したものの、現在は戦乱をようやく克服したばかり、黄河改修という大事業を完遂するには、疲弊した国力の回復を待つしかない、との意見が出たのに従い、改修の命を取り下げた。

本格的な黄河下流部の改修が行われたのは、次の皇帝である明帝の治下、後に「循吏」と評価された王景によってである。「循吏」とは司馬遷の『史記』に「酷吏」と対（ついで）にして現れる官吏への評価項目である。手短にまとめれば、赴任した地の民生の安定と向上に心を砕き、「民政」の職務に実績を挙げた地方長官を「循吏」と呼ぶ。数十万の人員、百億銭の経費、永平12年（69年）の夏より掛り、翌年夏に竣工。この大改修によって定まった黄河の河流は唐代までほぼ800年前後安定していたとされる。

ともあれ、王景の大改修はフルスケールの中国国家の全力を傾けた大事業であった。皇帝以下の中央朝廷における民政への意欲、それを裏付ける財力・人力の充実、現場で指揮に当たる官吏の民政意欲と技術水準、この三者がともにそろわなければ、この大事業は実現しないと言い得るだろう。

唐代史の研究者として知られ、黄河流域に生まれ育った縁により黄河の歴史研究にも力を注いだ史念海氏の研究によれば、この王景の大改修が800年ほどにわたる河道安定の効果を示したのは、必ずしもその改修の内容が優れていたからではない。それは、この時期、黄河中流域、黄土高原に開発が進んでいた農耕地が多く放棄されて草地にもどり、そのた

め中流域、黄土高原から黄河への黄土流出が減少したため、下流での河床への堆積量が減衰、河床上昇の減少したことが原因だとされた。史念海氏は、様々な文献により、黄河中流域、黄土高原での森林分布の変遷など、黄河に関わる環境と農地開発との相関関係を推定された。例えば、戦国期に盛んとなった中流域、支流の渭河や汾河流域などでの農地開発の結果、黄河への黄土流入が増えて、それまでは単に「河」と呼ばれていた呼称に「黄」が加わって「黄河」という呼称が漢代に入る頃から現れるのだと言われる。また後漢末以来の混乱、特に遊牧系の人々が黄河中流域に進出したために、それまでに開発が進んでいた農耕地が放棄されて草地にもどり、黄土の黄河への流出が減少したのだと分析された。

史念海氏はこのような歴史分析にもとづき、現在の黄河治水政策に、中流域での黄土の流出を減少させる措置を治河計画の中心に据えるべきであると提言しておられる。下流域の堤防を高くして洪水に備える策は短期的には採らざるを得ない策であるが、一方での黄土流出減少策を採らないならば、堤防を高くする策にはいずれ行き詰まりが来ることは必至であると。

唐代に話しをもどせば、玄宗皇帝の末年、安禄山・史思明の反乱（755—63年）が起こり、黄河下流域、特に河北の地には軍閥が割拠して中央朝廷の統制は及ばず、やがて五代・十国と呼ばれる割拠の時代へと入って行く。このため黄河下流域は戦乱に分断され、強力な日常的管理が行き届かなくなって、河道の不安定をきたしたと考えられる。あるいは王景の改修以来の余裕を使い果たしたとも考えられる。宋代に入ると黄河は山東山塊に近い河道では、周囲の土地より1丈余（約3.14mあまり）高い天井川になっていたと伝えられる。決壊が繰り返され、やがて黄河は南に流路を振って、淮河に合流し黄海に出る「南流」河道の時代に入るのである。

〈文献〉

木村正雄『中国古代帝国の形成（新訂版）』、比較文化研究所、2003年11月。

原 宗子『「農本」主義と「黄土」の発生—古代中国の開発と環境 2—』、研文出版、2005年2月。

斉思和『中国史探研』、中華書局、1981年4月。

陳正祥『中国歴史文化地理』上冊、南天書局有限公司、1995年10月。

史念海『黄河流域諸河流的演變与治理』、陝西人民出版社、1999年12月。

楊寬『戦国史料編年輯証』、上海人民出版社、2001年11月。

譚其驥主編『中国歴史地図集』第一冊、地図出版社、1982年10月。

梁家勉主編『中国農業科学技術史稿』、農業出版社、1989年10月。

『中国農業百科全書 土壤卷』、農業出版社、1996年12月。

馬麗芳主編『中国地質図集』、地質出版社、2002年11月。

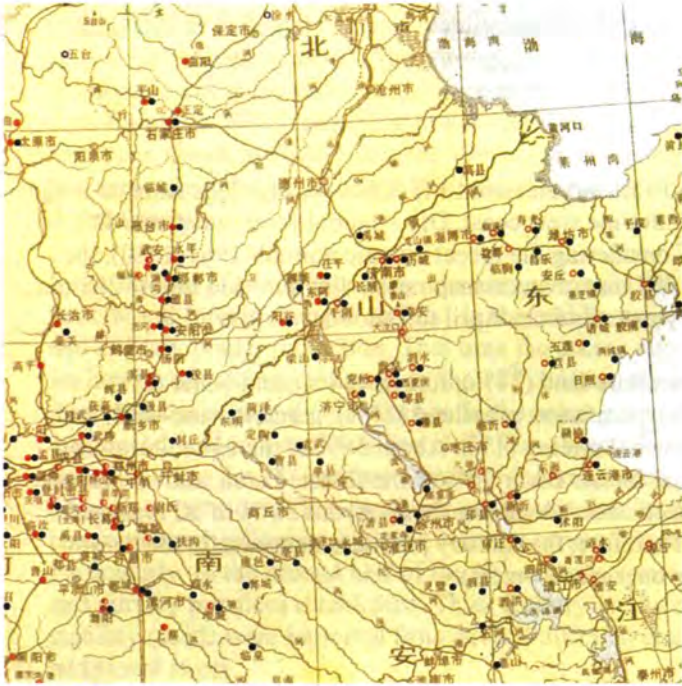


図1 黄河流域の新石器時代に属する遺跡の分布図

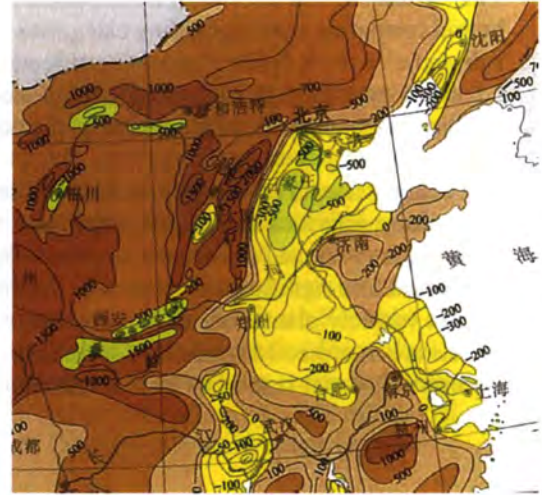


図2 中国新構造運動時期の升降幅度図

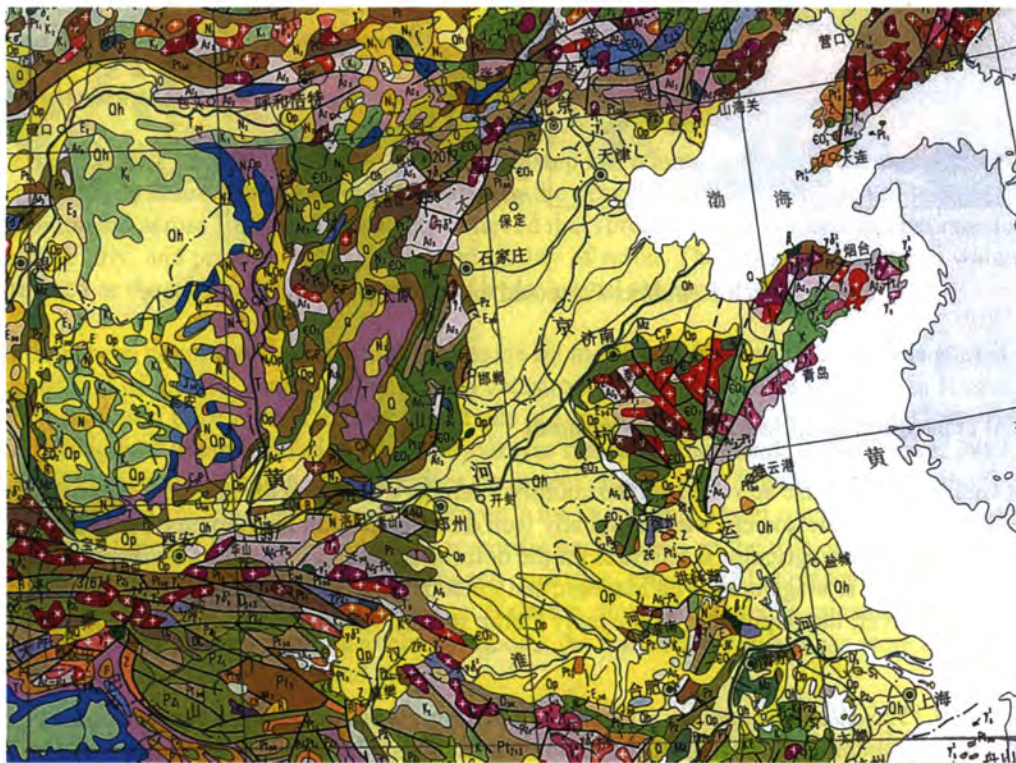


図3 更新世に形成された洪積黄土地帯

Land-use and water phenomena in the Czech Republic

Josef Křeček
Czech Technical University
Prague, Czech Republic

Introduction

The territory of the Czech Republic (48-51 N, 12-19 E, and elevation 115-1,602 m, Fig. 1) is situated in the humid temperate zone (including categories Cfb – marine west coast, Dfb – humid continental, and Dfc – sub-arctic of the Köppen climate classification). Considering the recent climate normal (1961-1990), the country's long-term mean annual precipitation is 693 mm, evapotranspiration 499 mm, and runoff 203 mm. The growing season in most regions of the country extends from April to October.

The country area (78,866 km²) consists of the agriculture land (54%), forests (34%), and water (2%). Agriculture activities include the arable land (70%), permanent grassland (24%), gardens, vine-yards and hop-yards (5%), and devastated land by open-cast coal mining (1%). About 50% of the agricultural land is exposed to a significant erosion risk. Commercial forests cover 76% of the forested area, and coniferous species (namely plantations of Norway spruce, *Picea abies*) dominate there. About 30 % of all managed forests are in protected headwater areas (Fig. 1). Therefore, the forestry practices dominate in the control of country's water resources (concentrated mainly on surface waters).

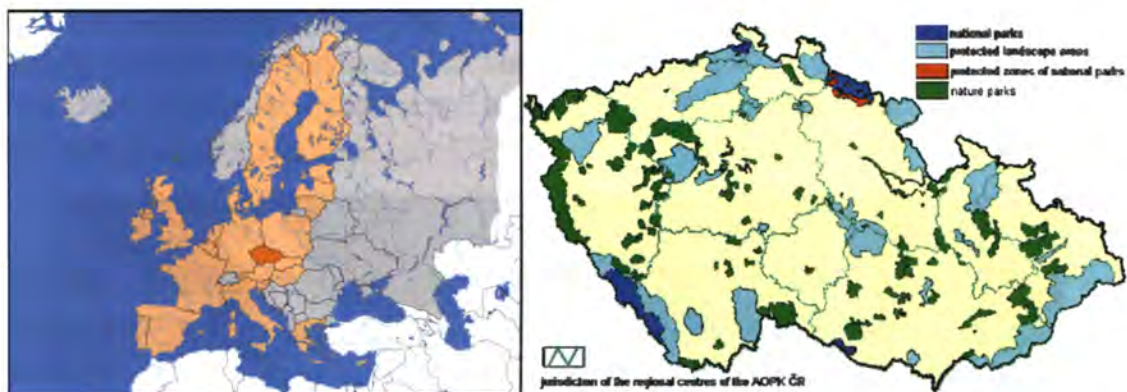


Fig. 1. Czech Republic: Protected areas cover 16% of the territory.

Historical consequences of land-use development

The first significant land-use activities on the country's territory occurred during the Celtic civilization 500 BC-50 BC. The Celtic society was technically well developed (iron instruments, stone mills, ceramics, golden coins) to perform agriculture activities on the deforested land. Finally, this civilization declined by not effective resource management. The Slavonic settlements have been developing there since the 6th century AD. However, the population of the early Celtic society was not exceeded before the end of the 12th century.

In the period of 1526-1918, the country (Bohemian Kingdom) was integrated in the Austrian Empire joining the development of central European regions (principles of sustainable agriculture and timber-yield forestry, or 'industrial revolution' in the second half of the 19th century). After the World War I, the democratic development of Czechoslovakia (included counties of Bohemia, Moravia, and Slovakia, 1918-1938) was broken by German occupation (1939-1945). In the frame of the 'Soviet Block' (1945-1989),

serious wrong decisions in the resource management lead to the devastation of the environment. The intensification in agriculture (overuse of chemical fertilizers, collectivization and unification of fields) mobilized soil erosion and declined ground-water resources in the lowland). Large-scale mining and combustion of soft coal (lignite) rapidly increased emission of sulphur into the air; the dieback of mountain spruce plantations occurred. The consequences of the acid atmospheric deposition caused extreme acidification of water resources, reduce in water biota and fish kill. After the political change ("Velvet Revolution" in 1989), and the split between Czechs and Slovaks (1993), the Czech Republic joined the European Union in 2004. Since the 1990s, the new political system is more open to ideas of 'smart resource management', land rehabilitation programmes, or concepts of 'environmentally oriented development'.

Since the end of the 13th century, the area of forests (34 %) did not change significantly. However, the structure of forests changed rapidly. In the middle ages, forestry focused mainly on the game for land-lords, and military border protection. That time the access into forests was controlled, and timber harvest was limited by selective techniques. In the 17th century, the development of manufactures (glass, iron, etc.) increased the exploitation of timber. In the upper plain of the mountains, the clear-cut technology was introduced, and timber flown downhill. The observed signs of forest devastation lead to some regulations already during the 18th century (limits of forest harvest, prohibited grazing of cattle or harvest of grass from clear-cut sides). The dominant native tree species in mountain regions in the Czech Republic are common beech (*Fagus sylvatica*), Norway spruce (*Picea abies*), and common silver fir (*Abies alba*). Particularly, in the second half of the 19th century, spruce stands were preferred from commercial reasons, and nursery practices established. Thus, forestry produced pure spruce plantations of a low ecological stability (seeds were imported from several different climates of Europe), and more sensitive to an additional stress.

In the 13th century, water engineering in the country originated with water mills. Later, during the 14-16th century, large number of fish ponds (depth of 1-3 m) was constructed mainly in the lowland. At the end of the 19th century, several water reservoirs were constructed in mountain regions to protect growing lowland cities against floods. After the World War II, the demand of drinking water was growing rapidly, and drinking water reservoirs were constructed in headwater catchments covered mainly by forests. The recent need of water resources (2.3 billion m³ per year) is oriented mainly to exploitation of surface waters (80%).

Forests controlling the hydrological cycle: traditional believes and reality

In the Czech Republic, the idea of forest-water relationship has a long tradition in the country's forestry, water engineering, culture and public believes. During the period 1850-1970, the idea of wide forest benefits dominated across Europe. The society believed that forests protect humans against rainstorms and floods, particularly, and provide them with a good quality of water. The forest percentage in watersheds was considered as the adequate information about hydrological regime.

In central European countries, the scientific discussion on the role of forests in water cycle started in the second half of the 19th century, after several catastrophic floods (observed namely in French, and Swiss Alps) supposed to be related to poor conditions of forests at that time. A new forest law oriented to protect forests against overexploitation and clear-cut was issued (Switzerland, 1876; France, 1882; and Austria, 1884), and national engineering services on torrent control were founded. In 1903, the first experiment on paired catchments originated in Swiss Alps to compare storm runoff produced from "forest" and "non-forest" types of land, and to improve scientific background on the role of the forest in the water cycle. Similar studies started later in other European countries. Engler (1919) presented first results showing that the forest can reduce effectively runoff during short and intensive rainstorms. Burger (1935) already pointed limits if forest benefits to control floods: the forested watershed can store only 10-20 mm more precipitation than the non-forested one.

Later field studies in Europe (summarized by Teller, 1967, and Rodda, 1976) showed that, in general, forest soils have higher infiltration capacities than agricultural or grassland soils. However, where the soil profile is very shallow, the nature of the surface cover may have little influence on hydrology, but is still important in reducing sedimentation and stabilizing slopes. The influence of the forest on flood flows is

greatest on deep and permeable soils, where detention and retention capacities can be increased by forest transpiration and where infiltrated water can be held in detention storage. The establishment and later manipulation of a forest influence soil temperatures, snow accumulation and melting. Winter temperatures are higher than in the open and soil freezing is therefore less prevalent so that surface runoff is thus reduced. Snow accumulation in the forest can be increased and spring melting delayed by several cutting techniques. Under some conditions, this could increase the flood danger rather than reduce it. The influence of forest cover on flooding is greatest in valleys of headwater streams, where the distance from the top to the outlet is short. The effect of land-use practices on flooding is largest during storms of short duration and relatively small total rainfall. The effect decreases with increasing length and magnitude of storm rainfall. Major floods are frequently associated with long periods of rainfall during which the soil becomes saturated, or with frozen ground, melting snow or a combination of these conditions. In general, the introduction of a forest cover may reduce the magnitude of flood peaks, but is not likely to affect the total volume of flood runoff.

After the World War II, with rising demand of drinking water, more attention was paid to the impact of forest practices on water yield, and sediment control (Křeček & Zelený, 1980; Křeček & Balek, 1981). However, the forest was still supposed to guarantee the water quality. In the 1970s and 1980s, the problem of extreme sulphur emissions, and acidification of mountain ecosystems was recognized. The hydrological studies focused on the relationship between forestry practices and water quality (Křeček & Hořická, 2006). Within a forest stand, the atmospheric deposition of sulphur rises with canopy density (leaf area), height and roughness (increasing turbulence of the air mass above the canopy). Thus, the effects of acidification were found to be worse in spruce stands, while deciduous forests have a lower canopy area, particularly in the dormant season when the concentration of sulphur dioxide in the atmosphere culminates (Fig. 2).

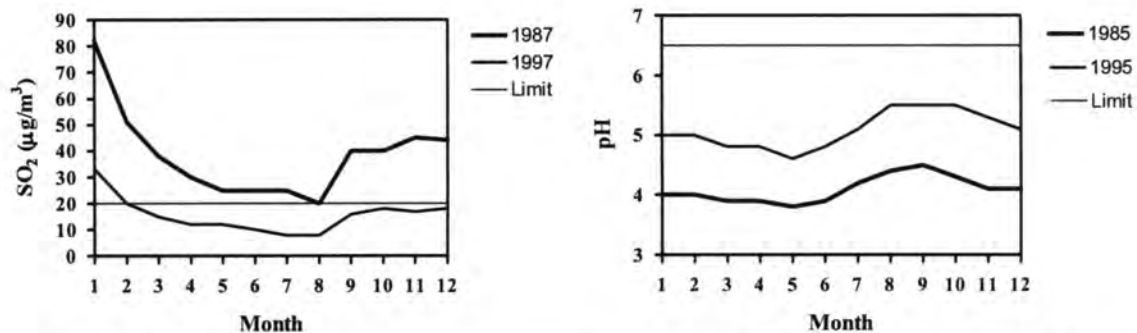


Fig. 2. Sulphur in the atmosphere, and pH of surface water (the Jizerka basin in the Jizera Mts.).

‘Fish-killing Forest’

Contrary to the traditional Japanese concept of ‘Giant Fish-feeding Forest’ (Shiraiwa, 2006), spruce plantations in mountain areas of the Czech Republic showed negative impacts on water biota in surface waters in the last couple of decades. The water quality declined – pH dropped to 4-5, content of aluminium increased to 1-2 mg/l (with a high level of toxic forms: free Al³⁺ or inorganic complexes); and the water biota was reduced. The extinction of fish was documented in reservoirs of the Jizera Mts. since the 1950s, and both zooplankton and phytoplankton were drastically reduced (Křeček & Hořická, 2006).

The recent improvement in quality of mountain waters (observed since the early 1990s) seems to be a consequence of several factors – decreased level of sulphur emissions, reduced canopy density by the clear-cut of dense spruce stands, and massive liming. Therefore, deciduous or mixed forests (near the native composition) are supposed to be more efficient in headwater regions. Furthermore, contrary to the observed dieback of spruce plantations, the native beech stands are more resistant to acidification problems.

Climate change

During the 20th century, in the temperate zone of the northern hemisphere, global temperatures have risen by 0.5°C, precipitation in high elevated areas increased by 0.5-1% per decade, snow cover declined since the late 1960's by around 10%, and the frequency of heavy rainfall increased by 2-4% (Watson, 2001).

Considered scenarios of 'low' and 'high' green gas emissions, by the 2080's, annual average temperatures are supposed to rise by 2-3.5°C. Precipitation in winter might increase by 10-20% for the 'low emissions', and by 15-35% for the 'high emissions' scenario, but reduced snow-pack by 30%. Contrary, less precipitation is expected in the summer: the 'low emissions' scenario predicts the area up to 35% drier, and the 'high emissions' scenario forecasts 50% less rainfall. The forecast includes also increasing wind velocities and evaporation, and more frequent (and intensive) rainstorm events (Houghton *et al.*, 2001). Consequently, at the end of the 21st century, some 45% of country's spruce forests (spruce cover 90% of mountain forests) might be endangered. Therefore, the expected changes in the climate could reduce water yield from headwater catchments by 15-40%, and decline the water quality.

National legislative on headwater control

The forestry sector is responsible for the management of most headwater basins and streams in the Czech Republic. Already in 1741, to support 'sustainable timber yield' the Decree on Forest Regulation included limits of forest harvest, and prohibited grazing or harvest of grass from clear-cut sides. In 1978, the Czech Government established 'Protected Headwater Areas' (Water Act, 2001) covered mainly by 'non-commercial forests' (24% of the country's forest land). The main aim of forestry in headwater basins is to control water yield, runoff timing and water quality; namely clear-cut and soil drainage are controlled there. The services on watershed stabilization or restoration (torrent control, soil amelioration, or a support to the concept of 'ecological stability') are subsidized by the state. In catchments of drinking water reservoirs, some potential point-sources of pollution are prevented by the regime of three categories of buffer zones.

Conclusions

The recent need of water resources in the Czech Republic is oriented to exploitation of surface waters, and headwater catchments are controlled mainly by forestry practices. Since the 1990, the quality of water resources has been improved. The reasons are seen in the decreased level of atmospheric pollution (namely in countries of the 'Black Triangle': Czech Republic, former East Germany, and Poland), numerous successful rehabilitation projects (funded by regional, national or international bodies), and more reasonable forest practices in headwater basins. However, the national action plans on the land-use and water resources are still limited by recent global environmental problems (climate change etc.). One of the recent forestry priorities is to adapt forest stands to new environmental conditions. Therefore, the support of mixed forests near the native composition (to increase the percentage of broadleaved trees from recent 23% to natural 65%) has been highlighted.

References

1. Burger, H., 1934: Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer, II. Mitteilung: Der Wasserhaushalt im Sperbel- und Rappengraben von 1915/16 bis 1926/27. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswesen*, 13: 51-104.
2. Engler, A., 1919: Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen*, 12: 1-626.
3. Houghton, J.Y., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Van der Linden, P.J., Dai, X. & K. Maskell (eds.), 2001: *Climate Change 2001*. ICPP: The Scientific Basis Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, 892 pp.
4. Křeček, J. & J. Balek, 1981: Afforestation and forest treatment effect on streamflow. In: *Proceeding*

- of the XVIIth IUFRO World Congress, Kyoto (Japan), 237-259.
5. Křeček, J. & Z. Hořická, 2006: Forests, air pollution and water quality: influencing health in the headwaters of Central Europe's "Black Triangle". *Unasylva*, 224: 46-49.
 6. Křeček, J. & V. Zelený (1980): Effects of commercial forest logging upon streamflow processes in a small basin in the Moravian-Silesian Beskydy Mountains. In: *The influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins*, IAHS Publication 130: 105-114.
 7. Rodda, J.C., 1976: Basin Studies. In: J.C. Rodda (ed.), *Facets of Hydrology*, John Wiley, New York, 257-297.
 8. Shiraiwa, T., 2006: Giant "Fish-Feeding Forest" – an interaction between water, materials and human culture. In: *Water for Better Human Life in the Future*. Abstracts of RIHN 1st International Symposium, November 6-8, RIHN, Kyoto (Japan), 38.
 9. Teller, H.M., 1967: *Impact of forest land use on floods*. Position paper of FAO's Forestry and Forest Industries Division, FAO, Rome, 5 pp.
 10. Watson, R.T. (ed.), 2001: *Climate Change 2001: Synthesis Report*. IPCC, Geneva (Switzerland), 184pp.

渤海海峡における海水交換流量とその黄河流域変動に対する応答
**Water exchange flux through the Bohai Strait and its response to the change
in Yellow River runoff**

郭 新宇・王 強 (愛媛大・沿岸環境科学研究センター)

Xinyu Guo and Qiang Wang (Center for Marine Environmental Studies, Ehime University)

The runoff of Yellow River has been known to vary dramatically in the past five decades. In this study, we address the water exchange flux through the Bohai Strait, a channel connecting the Bohai Sea and the Yellow Sea, and its response to the variation of runoff of Yellow River. The motivation for this study is because the direct influences of the Yellow River on the Bohai Sea have been widely concerned but the indirect influences have not been noticed. Among the indirect influences, the water exchange through the Bohai Strait is an important process because the exchange water flux there is usually more than 50 times of the runoff of Yellow River and thus affects greatly the environment in the Bohai Sea. Our tool for this study is a three-dimension ocean model with a resolution of 1/18 degree in both zonal and meridian directions and 20 layers in vertical. The model domain included not only the Bohai Sea and Yellow Sea, but also the East China Sea, which allow us to avoid the problems related to the open boundary conditions in a regional ocean model. The results of a nested ocean general current model (Guo et al., 2003) and four leading tidal constituents are given along the open boundary. On the surface, the model is forced by monthly averaged forcing including wind stress, sea surface temperature, net heat flux, evaporation and precipitation, and air pressure. Six major rivers in the model domain, including the Yellow River and Changjiang River, are considered in the model. We carried out five numerical experiments to study the response of the water exchange through the Bohai Strait to the change of Yellow River runoff. The five experiments correspond to five decades (1950s, 1960s, 1970s, 1980s, and 1990s). The differences among these cases are the Yellow River runoff and the location of Yellow River mouth. Model results represent successfully some well-known features on the water exchange through the Bohai Strait. Generally, water flows into the Bohai Sea through the north part of the Bohai Strait and flows out through the south part of the strait. By analyzing model results, we concluded that this pattern is mainly due to wind-driven current in autumn and winter and due to density-driven current in summer and spring. Tidal residual current also contributes to this pattern but its effects are confined near the coast. Using model results, we can quantitatively estimate the exchange water flux through the Bohai Strait. Corresponding to the different Yellow River runoff in the past five decades, water exchange flux through the Bohai Strait shows significant variation. As the Yellow River runoff decreases from $1733 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1960s) to $444 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (1990s), the annual water exchange flux through the Bohai Strait decreases from $5.86 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ to $5.40 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, whose difference is approximately 3.5 times of the reduction of the Yellow River runoff. Furthermore, we found that the response of water exchange flux has a significant season-dependence. The maximum response occurs in spring, when the reduction of water exchange flux through the Bohai Strait is 7 times of the reduction in the Yellow River runoff. However, in summer the water exchange flux keeps almost unchanged in the five experiments.

渤海に流入する黄河流域は 50 年代から激減している (図 1)。このような河川流量の激減は黄河自身の環境のみならず、渤海の塩分値、密度流、さらに黄海との海水交換に大きな影響を与えているだろう。また、これらの変動により、黄河と渤海海峡から供給される物質フラックスの変化も予想される。

過去 50 年間の黄河流域変動の影響を定量的に評価するため、渤海、黄海、東シナ海を対象とする 3 次元数値モデルを構築してきた。モデル結果の評価とモデル結果に現れた黄河ブルームの挙動とその支配要因については、本

proceeding 中の Wang and Guo のものを参照されたい。本講演では、渤海海峡における海水交換流量の季節変動とその黄河流域変動に対する応答に注目する。

図 2 に渤海海峡における海水交換流量中の潮汐残差流、密度流、吹送流の割合を示す。これらの成分は三つの実験から得られた。実験 1 は潮汐のみで、実験 2 は潮汐と浮力にかかわる過程で、実験 3 は実験 2 の条件にさらに風応力を加えて駆動した。実験 2 と 1 の差を密度流、実験 3 と 2 の差を吹送流とみなしている。図 2 に示されるように、密度流と吹送流は潮汐残差流

($57441\text{m}^3/\text{s}$)の半分の交換流量をもたらしている。また、両者は異なった季節変動を示している。冬から夏までの密度流による交換流量の増加量は河川流量の増加量の10倍前後達している。

ほかの外力を変化せず、図1に示された過去50年間の流量変動のみ変化させた計算から、黄河流量変動に対する渤海海峡における交換流量の変動を見積もった(図3)。50年代の値を基準とする場合は、90年代の黄河の河川流量は

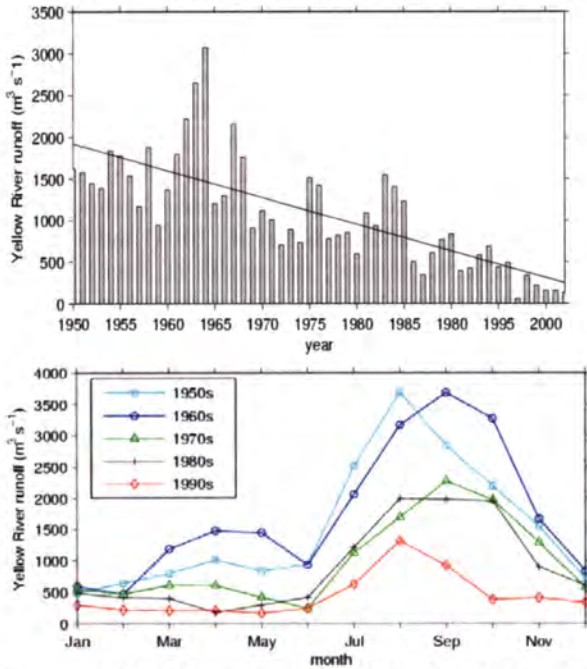


図1. 過去50年の年平均黄河流量(上段)と10年毎の月平均流量(下段)

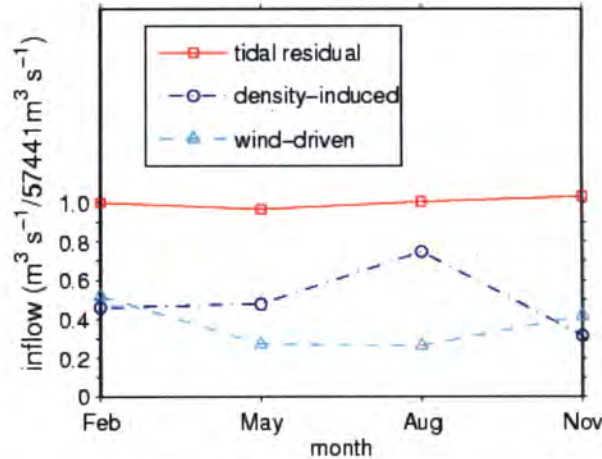


図2. 渤海海峡における海水流入量に対する潮汐残差流、密度流と吹送流の割合の季節変動

その2割前後に落ちている。一方、渤海海峡における交換流量は季節によるが、50年代から90年代まで最大で約2割減少している。一番大きく減少しているのが5月である。これは黄河プルームの挙動に関する。黄河から入った淡水は潮流と風により、すぐ黄海に流出せず、次の年の春に流出することがモデル結果から分かった。今後、このような時間ラグの生物生産への影響を調べる必要があるだろう。

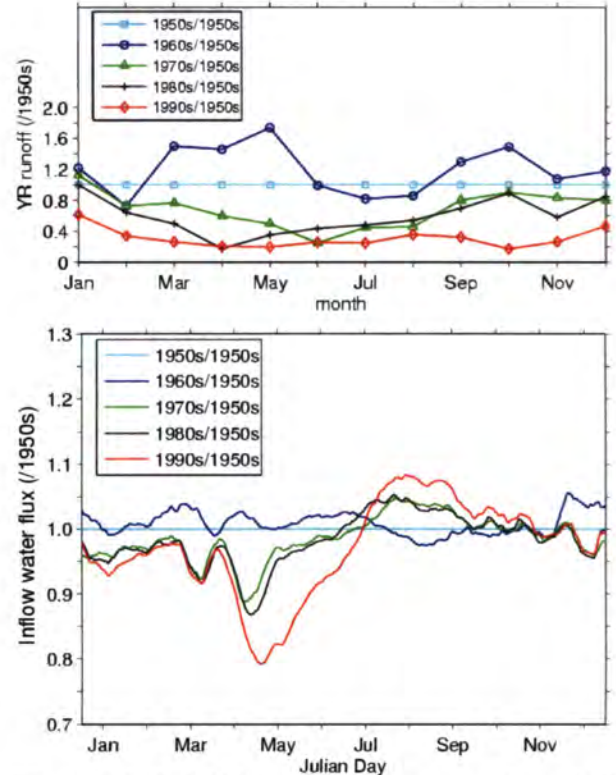


図3. 50年代を基準にする60、70、80と90年代の黄河流量(上段)と渤海海峡における海水流入量(下段)

参考文献

Guo X. Y., Hukuda H., Miyazawa Y., & Yamagata T. (2003): *J. Phys. Oceanogr.* 33: 146–169.

黄河ブルームに対する潮流と吹送流の影響 Tidal and wind effects on the Yellow River Plume

王 強・郭 新宇 (愛媛大・沿岸環境科学研究センター)

Qiang Wang and Xinyu Guo (Center for Marine Environmental Studies, Ehime University)

The seasonal variation of the Yellow River plume in the Bohai Sea is simulated using Princeton Ocean Model. The model has a resolution of 1/18 degree in both zonal and meridian directions and 20 layers in the vertical. The model domain includes not only the Bohai Sea, but also the Yellow and East China Seas. Along the open boundary the results of a nested ocean general current model (Guo et al., 2003) and four leading tidal constituents are given. On the surface, the model is forced by monthly averaged forcing including wind stresses, sea surface temperature, heat fluxes, evaporation, precipitation and air pressure. Six major rivers in the model domain are considered in the model. The model is initialized with the nested ocean model's results and run for 4 years. The results from last year's run were analyzed. The model succeeds in simulating the seasonal variation of salinity in the Bohai Sea, so does the seasonal behavior of Yellow River plume path. The model results show that the Yellow River plume forms near the mouth of the Yellow River in spring, and spreads northeastward into the central area of the Bohai Sea in summer, then flows into the Laizhou Bay along the coast in autumn, and piles up in the south-eastern corner of the Laizhou Bay in winter. Numerical experiments, in which the tidal current and winds were turned off respectively, show that tidal residual current and wind-driven current both contribute to the northeastward extension of low-salinity water in summer. Additionally, in winter wind-driven current makes the center of the buoyant water appear in the southeastern corner of the Laizhou Bay, and tidal residual current prevents buoyant water flowing out of the Bohai Sea. Numerical experiments also show that the Yellow River plume path in summer depends closely on the magnitude of wind stress.

1. はじめに

近年、渤海(図1)に流入する黄河流量の激減(図2)が社会問題になっている。このような河川流量の激減は黄河自身の環境のみならず、渤海の塩分分布、海流、さらに黄海との海水交換に大きな影響を与えているだろう。これらの影響を明らかにする前に、黄河からの淡水供給による渤海で形成される河川ブルームの挙動を調べる必要がある。

2. 数値モデル

本研究は Princeton Ocean Model をベースにして、渤海、黄海、東シナ海を対象とする海洋循環モデルを構築した。モデルの水平解像度は 1/18 度で、鉛直方向では 20 層を有する。モデルの外力は風応力、熱フラックス、潮汐、大気圧、降雨量と蒸発量に加えて、長江と黄河を含む 6 つの河川流量も入れている。季節変動を再現するために、すべての外力は月平均のものを使用している。また、開境界ではネスティング手法で黒潮、台湾暖流、対馬暖流を入れている。

3. 結果

水温と塩分の観測データ(気候値)との比較より、モデルの検証を行う。図1に示されている断面 A-B における水温の気候値と計算値(図省略)を比較すると、モデルは冬の混合状態と夏の成層構造をよく再現していることを確認できた。

河川ブルームに関わる表層の塩分分布は図3に示す。計算値と観測値ともに、1)冬の低塩分水が莱州湾の東南部に出現すること、2)春の低塩分水が莱州湾の西南部に出現すること、3)夏の低塩分水が北東方向に延びること、4)秋の低塩分水が莱州湾沿岸に沿って南下すること、を示しており、数値モデルが黄河の河川ブルームの挙動をよく捉えていることがわかる。また、観測データがないが、渤海東北部に位置する遼東湾奥部における河川ブルームが季節により違う

ルートを取ることがモデル結果からわかる。春と夏に遼東湾東岸に低塩分水が分布しているが、秋と冬に西岸に転向している。

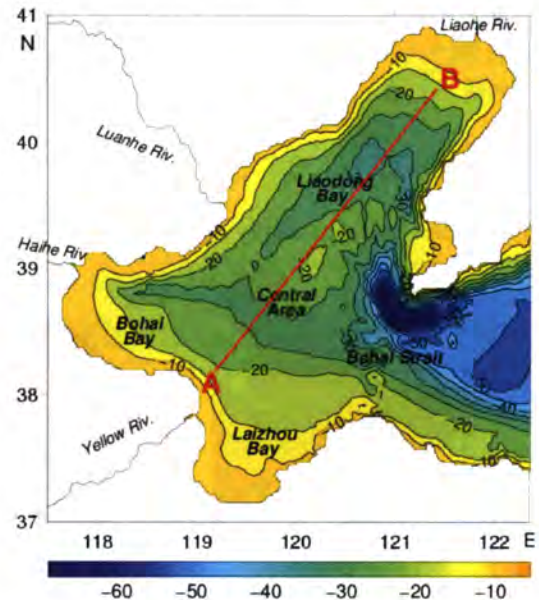


Fig. 1. Topography of the Bohai Sea.

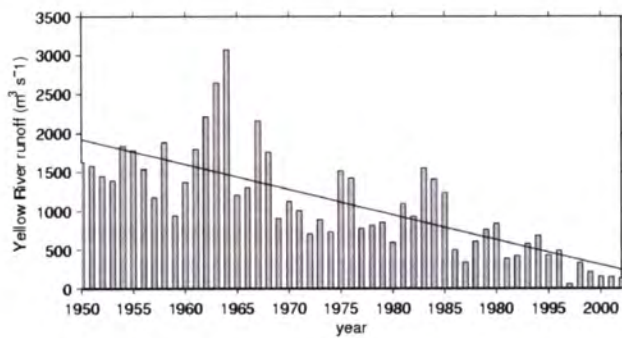


Fig. 2. Variation of annual averaged Yellow River runoff from 1950 to 2002

4. 考察

黄河プルームの挙動を支配する要因は、季節風と潮流が考えられる。数値実験として、潮流と風応力を無くして、再計算を行った(図4)。潮流がなくなると、低塩分水が早く黄海に流出し、冬季の莱州湾にある低塩分水がなくなる。一方、季節風がなくなると、夏に北東方向へ伸びる黄河プルームや秋に莱州湾東南部に移動する低塩分水がなくなる。

参考文献
Guo X. Y., Hukuda H., Miyazawa Y., & Yamagata T. (2003): *J. Phys. Oceanogr.* 33: 146–169

Liu Z., Wei H., & Jiang S. N. (2003): *J. Ocean University of Qingdao.* 33(1): 007–014.

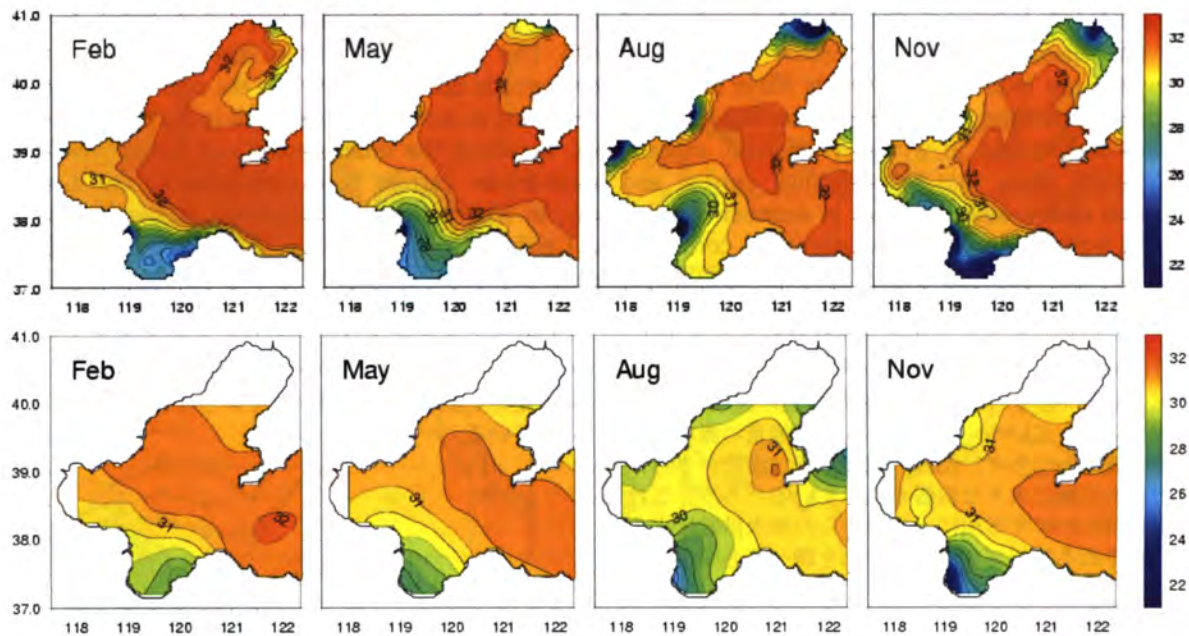


Fig. 3. Sea surface salinity distribution: simulated (upper panels) and observed (lower panels, Liu et al. 2003).

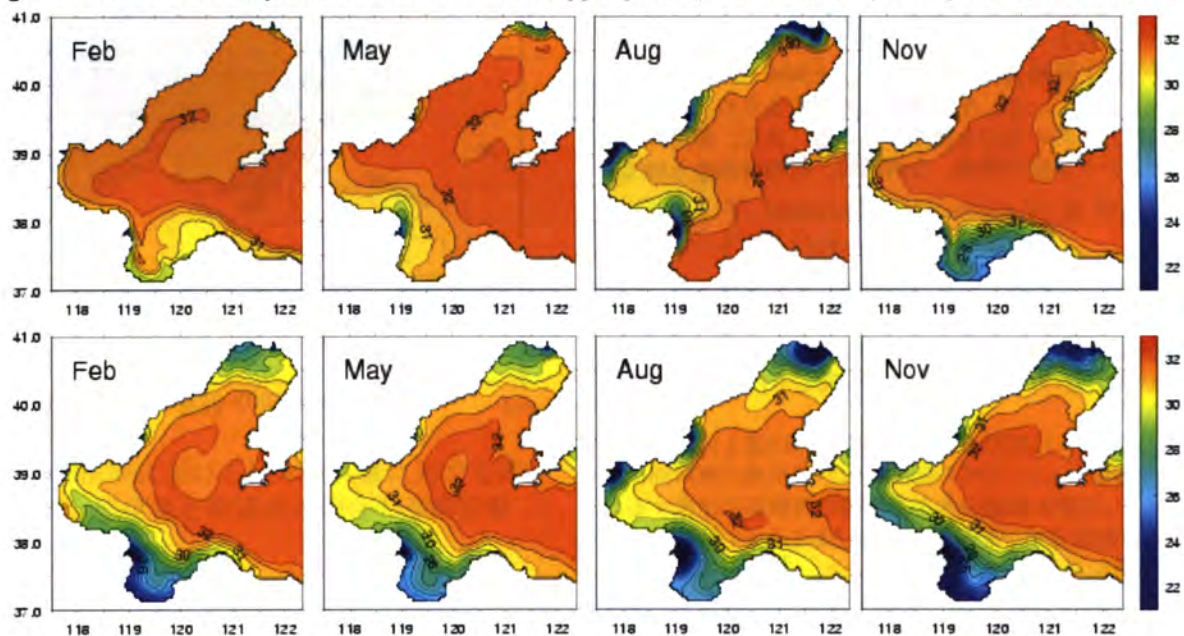


Fig. 4. Sea surface salinity distribution in the cases without tide (upper panels) and without wind (lower panels).

黄河河口地下水を含んだ水収支

林美鶴 (神戸大学 内海域環境教育研究センター)

柳哲雄(九州大学 応用力学研究所) 郭新宇(愛媛大学 沿岸環境科学研究センター)

1. 目的

2004年9月及び2005年5月に実施した黄河、黄河デルタ、黄河河口海域の一斉観測データを用いて、黄河河口海域の水・物質収支対する地下水の寄与を見積もる。この研究の目的の一つは、デルタ班の観測結果を利用しつつ海洋観測データから黄河河口海域での地下水湧出量や淡水の平均滞留時間を推定し、デルタ班やの観測値や既存の研究結果などと比較して、それらの有意性を検討することである。また、この様な検討を通じて、容易に直接測定できない地下水湧出量を、比較的入手可能な要素の観測データを用いて推定する手法を確立することも目的の一つである。

2. 地下水寄与の推定法

図1に示す様な、河川からの淡水流入があり、隣接海域と一断面で接する様な閉鎖性海域を一つのボックスと考える。また、一定時間内におけるボックス内の水・塩・TPの時間変動は、空間変動に比べ極めて小さいと仮定すると、この海域における水収支、塩収支、及びTP収支は以下の式で表せる。

$$V_Q + V_P + V_G - V_E - V_R = 0$$

$$V_X S_X - V_R S_i = 0$$

$$V_Q TP_Q + V_P TP_P + V_G TP_G + V_X TP_X - V_R TP_i = 0$$

ここでVは流量($m^3 s^{-1}$)、Sは塩分、TPはTP濃度(μM)を表し、添え字はそれぞれ、Qは河川、Pは降水、Gは地下水、Eは蒸発、Rは隣接海域への流出、Xは隣接海域との交換、iはボックス内濃度を表す。 S_X と TP_X はボックスと隣接海域との塩及びTPの濃度差で、それぞれ以下の式で表される。

$$S_X = S_o - S_i$$

$$TP_X = TP_o - TP_i$$

ここで、添え字のoは隣接海域での濃度である。

以上のパラメータのうち一般に実測困難な未知数は、地下水湧出量 V_G 、隣接海域への流出量 V_R 、及び隣接海域との海水交換 V_X の3つなので、3つの式の連立方程式からこれらの解を求める事が出来る。

地下水の寄与は以下の式の通り、河川流量 V_Q に対する地下水湧出量 V_G の割合 α_f と、河川からのTPフラックスに対する地下水からのTPフラックスの割合 α_{TP} で表現する。

$$V_G = \alpha_f V_Q$$

$$V_G TP_G = \alpha_{TP} V_Q TP_Q$$

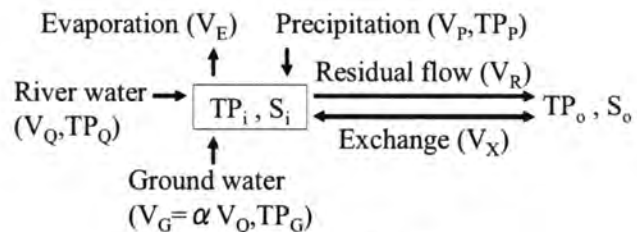


図1 水・物質収支

以上で求められた V_R と V_X を用いて、隣接海域と接する断面における平均的な流速 $U(m s^{-1})$ と拡散係数 $k(m^2 s^{-1})$ を以下の式から求めることが出来る。

$$U = V_R / F_v$$

$$k = V_X L / F_v$$

ここで F_v は断面積(m^2)、 L はボックスと隣接海域の距離(m)を示す。

さらに、それぞれの平均滞留時間を以下の通り求めることが出来る。

$$\tau_b = V_B / (V_X + |V_R|)$$

$$\tau_f = (V_B \frac{S_o - S_i}{S_o}) / V_f$$

$$\tau_{TP} = V_B TP_i / TP_f$$

τ_b は、ボックス内の水の平均滞留時間(s)を表す。 V_B はボックスの体積(m^3)である。また τ_f は淡水の平均滞留時間(s)を表し、河川、地下水及び降水で流入する淡水の合計 $V_f(m^3s^{-1})$ がボックス内に滞留する時間(ボックス内の水が入れ替わる時間)である。同様に τ_{TP} は、ボックス外(河川、地下水、降水及び隣接海域)から流入する TP の合計 $TP_i(\mu Ms^{-1})$ が、ボックス内に滞留する平均滞留時間(s)(ボックス内の TP が入れ替わる時間)を表す。

3. 使用データ

観測時期を含む 2004 年 1 月～2005 年 9 月年に、黄河下流の利津で計測された河川流量を図 2 に示す。急激に流量が変動するのは、現在、黄河の流量が人為的に制御されているためである。観測が行われた 2004 年 9 月は黄河流量が多い時期を、2005 年 5 月は黄河流量が少ない時期を表現していると言える。図 3 に、解析・観測対象海域を示す。同時に、観測地点(洋上観測地点、黄河観測地点、NCEP 再解析地点、デルタ観測領域、地下水計測領域)と、2004 年 9 月に観測された表層塩分分布、及びボックスの境界線を示す。黄河流量が多かった時期には、黄河からの淡水が南部の菜州湾にかけて広がっていることから、この分布に基づいてボックスの境界線を決定した。境界線の長さは約 120km、境界線付近の水深は約 15m で、ボックスの表面積は約 10,000km²、平均水深は約 10m である。海洋での塩分の観測値は 1m 毎に得られているが、TP 濃度はおよそ 5m 毎にしか観測されておらず、また測点毎に水深が異なる。このため、水深に応じた加重平均によってボックス内外の平均塩分、TP 濃度を求めた。黄河河川水中の TP 濃度は、河川流量を計測したのと同じ利津で採水された分析値である。地下水中の TP 濃度は、黄河デルタ地帯の井戸などで採水された分析値である。蒸発・降水量は、NCEP 再解析データの渤海上の地点を用いて、観測月の一ヶ月平均値を求めた。大気からの TP 負荷量は様々に推定されているが、観測時の正確な値は解らないため今回はゼロとする。

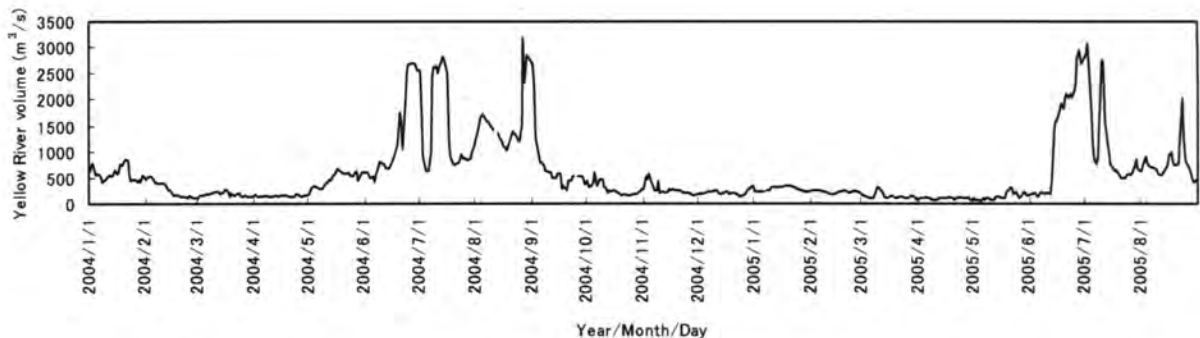


図 2 利津における黄河流量

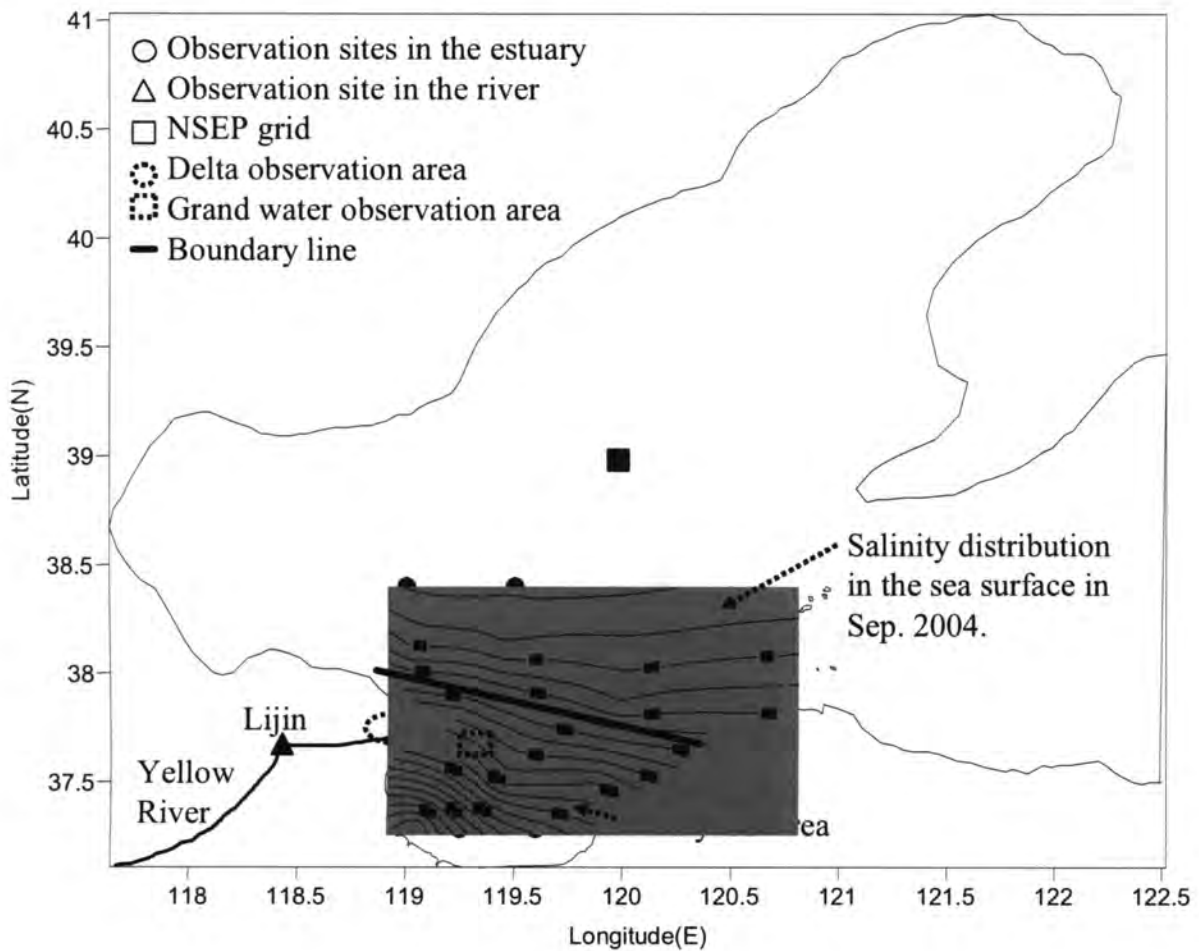


図3 解析海域

4 推定結果

研究会以降にデータの再検討を行った結果なので、ここではその結果を示す。図4に2005年5月の水・TP収支計算結果を示す。上段が水収支、下段がTP収支で、推定に用いた値と推定結果を示している。 α_f は5%、 α_{TP} は10%、 U は $1.92 \times 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$ 、 k は $184 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ 、 τ_b は259日、 τ_f は204日、 τ_{TP} は2,396日だった。これらの値を、今後、他の観測・推定結果や既存の研究結果との比較や、 α_f に対するTP濃度の観測値の感度を検討する。2004年9月の結果については、地下水中のTP濃度が計測されておらず、これまでに観測された地下水中のTP濃度の範囲で α_f を推定した結果、有意な結果が得られなかったため、ここでは割愛する。

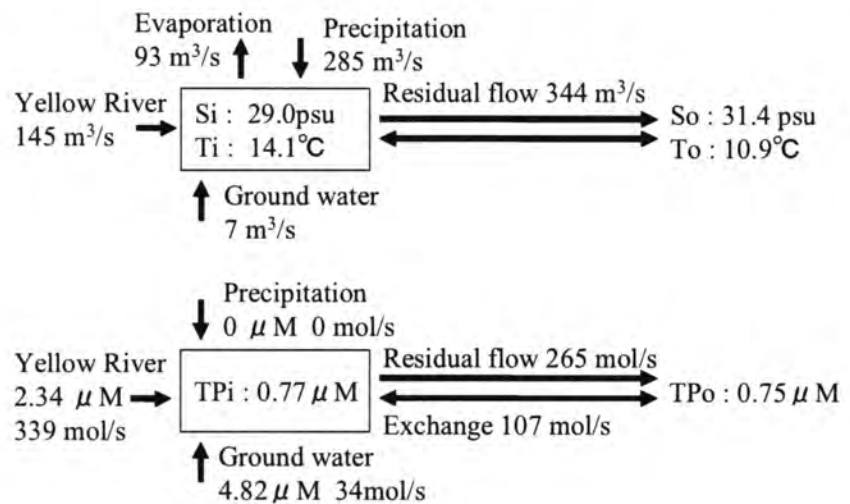


図4 地下水を含んだ黄河河口海域の水・TP収支

渤海のクロロフィル a 濃度の経年変動

柳 哲雄¹・迫田祥哉²・林 美鶴³・浅沼市男⁴

¹九州大学応用力学研究所 ²九州大学総合理工学府

³神戸大学海事科学部 ⁴東京情報大学

1. はじめに

黄河流量の経年変動が渤海の基礎生産にどのような影響を与えているかは非常に興味深い問題だが、渤海における長期のクロロフィル a 観測データが不在のため、両者の関係は今まで明らかにされてはいない。そこで、人工衛星の海色画像を解析して、渤海表層のクロロフィル a 濃度の経年変動を明らかにすることを試みた。

2. キャリブレーション

人工衛星からの SeaWiFS の海色画像解析アルゴリズムは外洋の Case 1 海水に対して作られているので、渤海のように懸濁物質や溶存有色物質の混在した Case 2 海水に対しては使えない。そこで、我々が 2004、2005 年に行った現地観測データと Gao(2003)による観測データを SeaWiFS の信号と対応させて、キャリブレーション・カーブを作成し(図 1)、得られた回帰式をもとに、渤海の表層クロロフィル a 濃度を求めた。

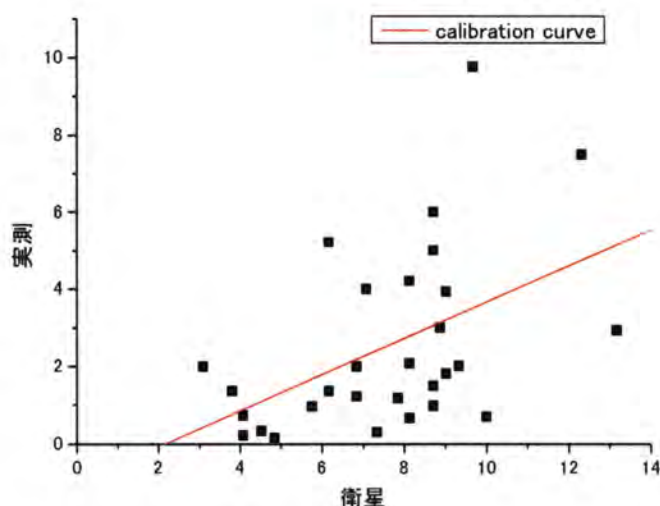


図1 SeaWiFS 画像と現地観測データの対応

3. 解析海域

渤海の沿岸海域は黄河から流入した多量の懸濁物質で濁っているので、人工衛星から正確なクロロフィル a 濃度を推定することは容易ではない。そこで、高濁度海域を除いた渤海中央部海域(図 2)におけるクロロフィル a 濃度の経年変動を求めた。

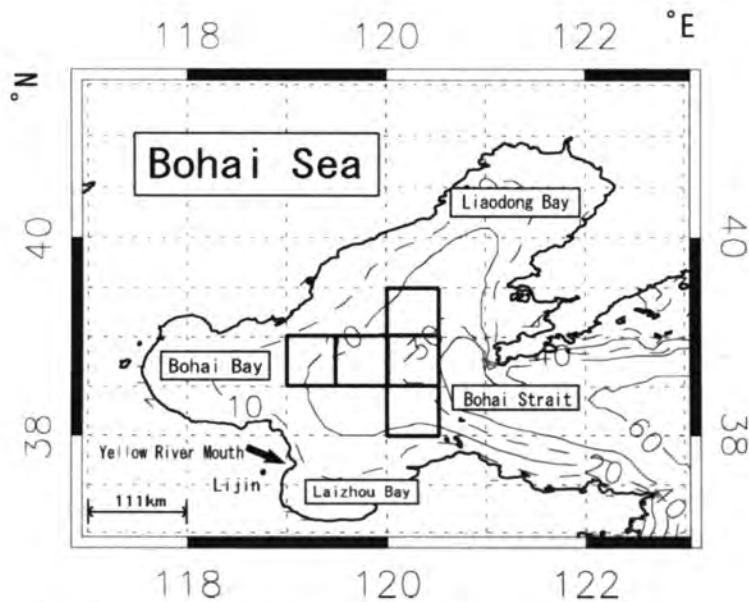


図2 解析海域（四角で囲んだ海域）

4. 結果

得られた渤海中央部の表層クロロフィル *a* 濃度の経年変動を図3に示す。縦棒は標準偏差を示す。

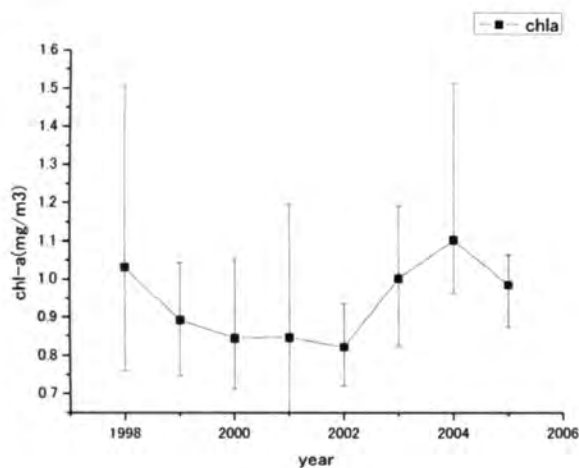


図3 渤海中央部の表層クロロフィル *a* 濃度の経年変動

クロロフィル *a* 濃度は1998年から2002年まで減少し、2004年まで上昇し、2005年には減少している。

同時期の黄河の流量変動、渤海の海面水温、渤海への短波放射、人工衛星 (Quickscat) で観測された海上風速の経年変動を図4に示す。

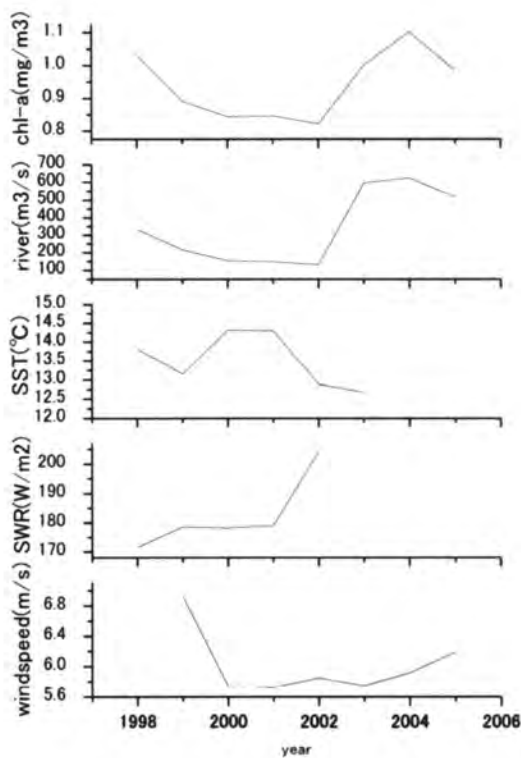


図4 渤海における表層クロロフィル *a* 濃度、黄河流量、海面水温、短波放射、海上風速の経年変動

これを見ると、渤海における表層クロロフィル *a* 濃度は黄河流量と最も相関が良く、黄河流量が多い年にはクロロフィル *a* 濃度が高く、黄河流量が少ない年にはクロロフィル *a* 濃度が低いことがわかる。

5. おわりに

以上の解析の結果、黄河流量が多い年は渤海の基礎生産が高く、黄河流量が少ない年は渤海の基礎生産が小さくなることがわかった。

黄河流域の人間活動と水資源需給構造の把握に関する研究

大西暁生（総合地球環境学研究所）井村秀文（名古屋大学環境学研究科）

福寫義宏（総合地球環境学研究所）

1. はじめに

黄河流域は、深刻な水不足に悩む地域である。この流域の一人当たり年間水資源量は約 580m³ であり、これは世界平均の 6%、中国平均の 24% である¹⁾。一方、流域の総水需要量は人口増加、灌漑農業の発達、工業化、都市化の進展に伴い増加し続けており、近年では年間 300 億 m³ を超えている²⁾。このような急速な社会経済成長を続ける黄河流域では、慢性的な水不足が発生し、1970 年代から 90 年代後半にかけて断流が頻発した。

本研究では、水資源量や各セクター（農業、工業、生活）の用水量を月単位によって推計する。さらに、水資源カスケード³⁾を利用することによって、上流から下流へ、またある用途から次の用途へと、流域内における水資源の取水・利用・排水・還元といった一連の水循環を構成する。これによって、黄河流域の季節ごとの水資源需給バランスを流域全体で把握することができ、また、ある地点の水資源需給ギャップが下流の各州市の水資源需給バランスに及ぼす影響が把握され、上流から下流までの各地域・各セクターでの水資源消費と河口近くでの水不足の関係を考察することが可能となる。本研究では、1997 年から 2000 年までの水資源需給の構造を再現し、断流現象が発生する時間的・空間的な特徴を考察する。

2. 水資源需給分析フレームの構築

2.1 水資源需給モデルの概要

図-1 に、本研究で構築する水資源需給モデルのフローを示す。このフローに従い、各州市ごとの水資源需給バランスを推計する。水資源需給モデルは、人口・経済マクロフレーム、水需要モジュール、水資源モジュールから構成されている。人口・経済マクロフレームでは、人口と GDP から産業構造を推計し、工業生産額を求める。水需要モジュールでは、農業・工業・生活といった各セクターにおける水需要量を推計する。水資源モジュールでは、各州市の水資源量を推定した上で、各セクターの用水量にそれぞれの耗水率を乗じて耗水量を求め、水資源カスケードによって上流から下流へと流域全体の水資源需給の構造を示す。

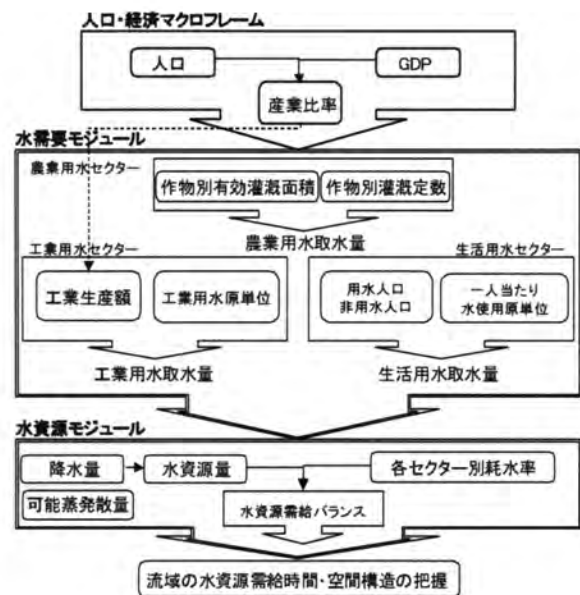


図-1 水資源需給モデルの構成

2.2 人口・経済マクロフレーム

2.2.1 人口, GDP

人口と GDP は、「中国県(市)社会経済統計年鑑」⁴⁾、「中国城市統計年鑑」⁵⁾、「各省統計年鑑」⁶⁾の値を用いる。しかし、こうした統計書から得られるデータは、年次の値であり、月単位で推計を行なうには、その月ごとの変化を設定する必要がある。そのため、統計書の値を年末(12月)に集計された値と仮定し、月ごとにおける人口と GDP は、年次間での変化率を用いて推計する。

2.2.2. 産業構造

工業用水量を推計するためには、工業生産額の値が必要となる。しかし、県市ごとの工業生産額は 2000 年については実績値が存在するものの、1997 年から 1999 年については城市のデータしか得られない。そのため、1952 年から 2000 年における各省の時系列データを基に以下の方法によって推計式を求める。この推計式を用い、前項の人口と GDP から、各県市 i の GDP (総生産値) に占める各産業の比率を推計する。

$$\left. \begin{aligned} \ln\left(\frac{1}{1-\gamma_1}-1\right) &= a_1 \ln y + b_1 \dots\dots\dots 1\text{次産業} \\ \ln\left(\frac{1}{\gamma_3}-1\right) &= a_2 \ln y + b_2 \dots\dots\dots 3\text{次産業} \\ \gamma_2 &= 1-\gamma_1-\gamma_3 \dots\dots\dots 2\text{次産業} \end{aligned} \right\} \quad (1)$$

y : 一人当たり所得 (GDP), γ_1 : 1 次産業比率, γ_2 : 2 次産業比率, γ_3 : 3 次産業比率

2.3 水需要モジュール

2.3.1 農業用水量

本研究では、現存する統計書類や書籍から、作物の水需要パターンや作物の灌漑面積を求め、月別で農業用水量を推計する。各県市ごとの月別、作物別の用水量 (CIW) は、以下のように表される。なお、ここでの農業用水量は灌漑用水量のみを扱い、天水(自然降水)による分は計上されていない。

$$CIW_{i,t} = CIWU_{i,t} \times CIA_{i,y} \quad (2)$$

CIW (Crop Irrigation Water): 作物別用水量, $CIWU$ (Crop Irrigation Water Unit): 作物別灌漑定数, CIA (Crop Irrigation Area): 作物別灌漑面積, i : 県市, t : 月, y : 年

作物別、月別の灌漑定数は、以下の式を用いて推計する。作物別の灌漑定数は、「黄河水資源管理」や「中国持続発展水資源戦略研究報告集第 4 巻」⁷⁾に記載されている省の作物別灌漑定数を代用する。作物の水需要パターンは、「引黄灌区節水決策技術応用研究」⁸⁾と Yang, D. et al.⁹⁾の研究を参考とし、黄河流域の作物別、月別の水需要パターンを設定する。

$$CIWU_{i,t} = CIWU_{j,y} \times CWDP_t \quad (3)$$

$CWDP$ (Cop Water Demand Pattern): 作物別水需要パターン, j : 7 省・2 自治区

各県市の作物別灌漑面積は以下のように推計する。

$$CIA_{i,y} = IA_{i,y} \times CSA_{j,y} \quad (4)$$

IA (Irrigation Area) : (有効) 灌漑面積, CSA (Crop Sown Area) : 作物別作付面積割合 (全作物の作付面積に占めるある作物の作付面積割合)

2.3.2 工業用水量

工業用水量は、単位工業生産 (1 万元) 当たり水使用量 [m^3 /万元] (以下、工業用水原単位) に工業生産額 [万元] を乗じて求める。各県市 i の工業生産額 Y_i の推計には、「産業構造」の推計によって得られた 2 次産業比率の値を用い、以下の式で求める。

$$\textcircled{1} \text{市区} : Y_i = 3.0986 \times GDP_i \times \gamma_{2,i} \quad (5)$$

$$\textcircled{2} \text{県(地区一市区)} : Y_i = 3.6751 \times GDP_i \times \gamma_{2,i} \quad (6)$$

県市ごとの工業用水原単位については、筆者ら³⁾や国際開発銀行¹⁾が採用した方法によって、全国や省、流域、都市レベルで存在する実績値を県市ごとに用いて推計する。

各県市の工業用水量は、以下の式のようなのである。

$$WI_i = \sum_k (Y_{i,k} \times w_{i,k} \times f_{i,k}), \quad Y_{i,k} = Y_i \times r_{i,k} \quad (7)$$

WI_i : 県市 i の工業用水量, $Y_{i,k}$: 県市 i における産業 k の工業生産額, $w_{i,k}$: 県市 i における産業 k の工業用水原単位, $f_{i,k}$: 県市 i における産業 k の回収率, $r_{i,k}$: 県市 i における産業 k の生産比率

2.3.3 生活用水量

全生活用水量 (DW) は、各県市 i において、以下の様に表される。

$$DW_i = Piped_DW_i + NonPiped_DW_i \quad (8)$$

上水道有りの生活用水量 ($Piped_DW$) :

$$Piped_DW_i = Piped_dw_i \times Piped_Pop_i, \quad Piped_Pop_i = Pop_i \times S_i \quad (9)$$

上水道無し生活用水量 ($NonPiped_DW$) :

$$NonPiped_DW_i = NonPiped_dw_i \times NonPiped_Pop_i, \quad NonPiped_Pop_i = Pop_i' \times S_i' \quad (10)$$

$Piped_dw_i$: 上水道有りの 1 日 1 人当たり水使用量, $Piped_Pop_i$: 上水道有りの人口, Pop_i : 都市非農業, S_i : 都市非農業人口に対する用水普及率, $NonPiped_dw_i$: 上水道無しの 1 日 1 人当たり水使用量, $NonPiped_Pop_i$: 上水道無しの人口, Pop_i' : 都市農業人口, S_i' : 都市農業人口に対する用水普及率

ここで、都市非農業・都市農業人口の値は年間の値であるため、これを年末の値と仮定し、その年次間の変化率をもって各月の値を求める。用水普及率も同様である。

2.4 水資源モジュール

縣市などの水資源量を求めるためには、河川や地下水を含めた流域全体の水収支を把握する必要がある。そのためには、本流、支流、地下水系およびダムを含めたネットワーク全体について、多数の観測点での流量、流速、地下水位等のデータが必要である。しかし、こうした詳細なデータの入手は難しく、本研究では降水量から水資源量を推計する以下の簡略化した方法を用いる。降水量については、流域内 190 の観測所によって記録された 10 日単位の降水量データを Kriging 補間法により点データから面データに変換し縣市ごとの降水量を推計する。ここで、縣市ごとの水資源量を推計するため、縣市の降水量をその属する省で集計し、「黄河水資源変化研究」¹⁰⁾に記載されている省別の水資源量と回帰する。ここで得られた回帰式を用い、各縣市、各月別の水資源量を推計する。

2.5 耗水率

前節までの方法によって、各セクターの水需要量と水資源量が計算される。次に、使用された水がどれだけ再び水資源として還元されるのかを推定する必要がある。本研究では、1998 年と 1999 年は「黄河水資源管理」²⁾を、2000 年は「黄河水資源公報」¹¹⁾を、1997 年は「黄河水資源管理」の 1998 年の値を用いる。ここで、耗水率は取水量に対する耗水量の比で定義できるため、以下の様に表される。

$$\text{耗水率} = \frac{\text{耗水量}}{\text{取水量}} \quad (11)$$

以上を整理すれば、本研究における各セクターの需要量とは取水量を意味しており、これに耗水率を乗じた分が耗水量となる。水資源量から耗水量を差し引いた残量が河川に還元され、下流で利用可能な水資源となる。

2.6 水資源カスケード

中国国家基礎地理情報センターの 100 万の 1 データ¹²⁾を用いて DEM (Digital Elevation Model: 数値標高モデル) から本流・支流で構成される集水域を設定する。この作成した集水域界に縣市行政界を合わせ、各縣市の面積が占める割合が大きい方をそれぞれの集水域に属するものとする。そして、それぞれの集水域の上流から下流への順序 (河道) に合わせ縣市の順番を決定する。

本研究では、流域全体の大局的分析を目的として、8 大支流を本流とは別に考える (図 2 参照)。なお、支流から本流への流入については、それぞれ黄河本流に合流する縣市で交わるものとする。

上記までの方法をまとめると、各縣市 i からの流出量は、次式で表される。

$$\begin{aligned} \text{流出量}_i &= \text{流出量}_{i-1} + \text{水資源量}_i - \text{農業耗水量}_i - \text{工業耗水量}_i - \text{生活耗水量}_i \\ &\quad \leftarrow \begin{array}{c} \text{天然流量} \\ \hline \text{實際流量} \end{array} \rightarrow \end{aligned} \quad (12)$$

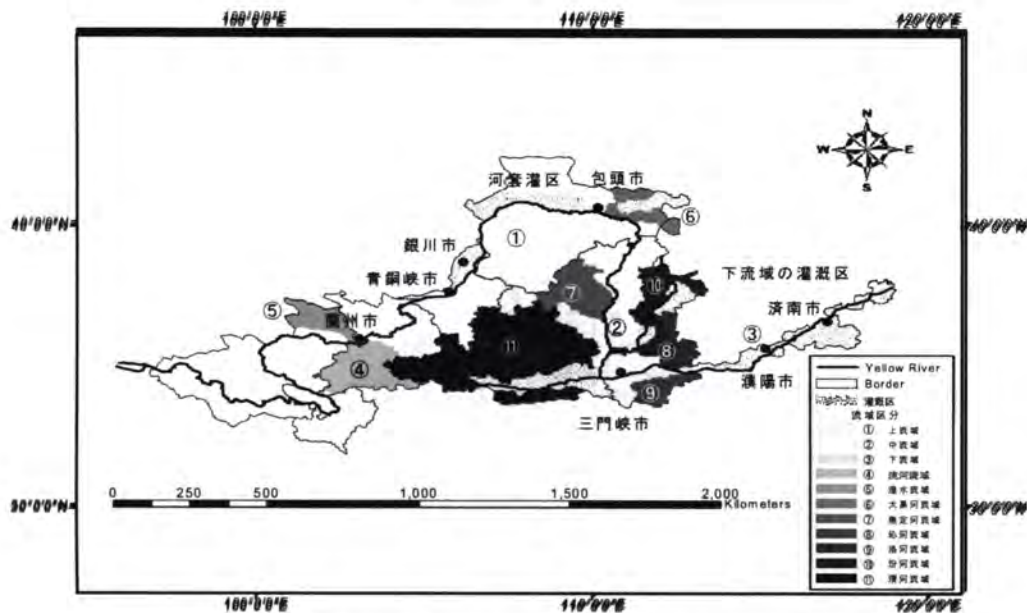


図-2 黄河流域の行政流域界と流域区分

3. 水資源需給の時間・空間構造の把握

3.1. 1997年から2000年までの水資源需給構造

ここでは、1997年から2000年までの水資源需給構造の結果を流域別にまとめる。結果を表-1に示す。得られた結果から、①水資源量の大半は上流域から供給されている、②1997年は、その他の年と比べて、どの流域においても水資源量が少ない、③一方、耗水量は下流域と上流域において多く、特に農業での耗水量が多い、④特に、下流域では域内の水資源量を上回る耗水量が発生している、⑤支流域においても、水資源量と耗水量が逼迫している、⑥近年、工業や生活に由来する水需要が増加傾向にある、ことがわかる。

3.2. 1997年の県市別、月別の水資源需給構造

結果を図-3に示す。ここには、黄河本流について、上流から下流へと、各県市の水資源量、耗水量の時間・空間分布が表示されている。また、流量の結果として、天然流量と実際流量の結果を示している。支流域については、頁数の制限より割愛する。

各県市の水資源需給バランスの結果を示す。この結果から、①水資源量の多くが蘭州より上流で供給されており、特に、夏季にその供給量が多い、②下流域の大型灌区地域において、耗水量が慢性的に水資源量を超過している、③また下流域では、冬季にも多くの水を引黄灌漑区に引水しているため、水資源需給のアンバランスが年間を通じてみられる、④上流域は恵まれた水資源量によって、下流ほど水資源需給アンバランスは酷くないが、耗水量が増加する4月から8月においては、河套灌区で耗水量が水資源量を上回っている、ことがわかる。こうした各県市の需給バランスによって、黄河本流の下流域において実際流量が全くなくなる月が発生した(図中、破線枠)。実際流量が枯渇した月は、1月から6月である。また、頁数の制限より支流域の結果は掲載できないが、支流域の多くは、渇水

表-1 1997年から2000年までの流域別、セクター別の耗水量と水資源量

	① 黄河本流上流域					② 黄河本流中流域					③ 黄河本流下流域				
	農業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	工業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	生活 耗水量 (10 ⁸ m ³)	全耗 水量 (10 ⁸ m ³)	水資 源量 (10 ⁸ m ³)	農業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	工業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	生活 耗水量 (10 ⁸ m ³)	全耗 水量 (10 ⁸ m ³)	水資 源量 (10 ⁸ m ³)	農業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	工業 耗水量 (10 ⁸ m ³)	生活 耗水量 (10 ⁸ m ³)	全耗 水量 (10 ⁸ m ³)	水資 源量 (10 ⁸ m ³)
1997	63.39	9.22	2.91	75.52	207.89	18.83	4.50	2.95	26.29	56.91	116.56	7.55	5.19	129.29	24.42
1998	62.87	10.01	3.04	75.91	276.45	18.82	4.70	3.01	26.52	82.33	115.90	8.03	5.32	129.25	35.32
1999	71.47	11.81	3.54	86.82	259.59	20.42	5.37	3.16	28.96	78.12	114.06	9.12	5.53	128.72	31.59
2000	67.27	12.08	4.01	83.36	230.36	19.79	5.42	3.23	28.44	77.18	92.14	9.69	5.74	107.57	35.79
	④ 洮河流域					⑤ 湟水流域					⑥ 大黒河流域				
1997	2.56	0.77	0.56	3.89	16.15	5.07	0.96	0.67	6.70	40.26	18.46	1.12	0.57	20.15	7.43
1998	2.54	0.83	0.56	3.93	25.25	5.02	1.06	0.59	6.67	47.86	18.15	1.19	0.58	19.92	9.11
1999	2.71	0.96	0.67	4.34	25.84	5.47	1.13	0.67	7.27	51.51	20.30	1.30	0.60	22.20	8.25
2000	3.31	0.90	0.71	4.92	25.49	6.22	1.19	1.35	8.76	35.30	18.58	1.46	0.79	20.84	8.12
	⑦ 無定河流域					⑧ 沁河流域					⑨ 洛河流域				
1997	0.98	0.33	0.45	1.76	10.64	2.90	3.33	0.68	6.90	6.86	5.66	2.03	1.44	9.13	7.65
1998	0.98	0.36	0.46	1.80	16.08	2.83	3.18	0.63	6.64	10.01	5.49	2.14	1.47	9.10	12.01
1999	1.01	0.40	0.51	1.92	13.71	3.33	3.30	0.62	7.26	9.88	6.70	2.52	1.59	10.81	10.38
2000	1.10	0.39	0.59	2.07	18.15	3.08	2.94	0.58	6.60	9.60	6.08	2.64	1.54	10.25	11.90
	⑩ 汾河流域					⑪ 渭河流域					黄河全流域				
1997	11.24	4.75	2.14	18.13	18.24	28.35	12.68	6.16	47.20	72.59	274.01	47.25	23.70	344.96	469.04
1998	11.09	4.80	2.21	18.10	27.07	28.07	13.61	6.38	48.05	109.37	271.76	49.91	24.25	345.91	650.88
1999	10.45	5.27	2.31	18.02	23.70	29.10	15.47	7.40	51.97	108.24	285.03	56.65	26.60	368.28	620.81
2000	10.81	4.91	2.25	17.97	22.82	31.53	15.07	8.37	54.96	104.86	259.91	56.70	29.14	345.76	579.57

全耗水量=農業耗水量+工業耗水量+生活耗水量

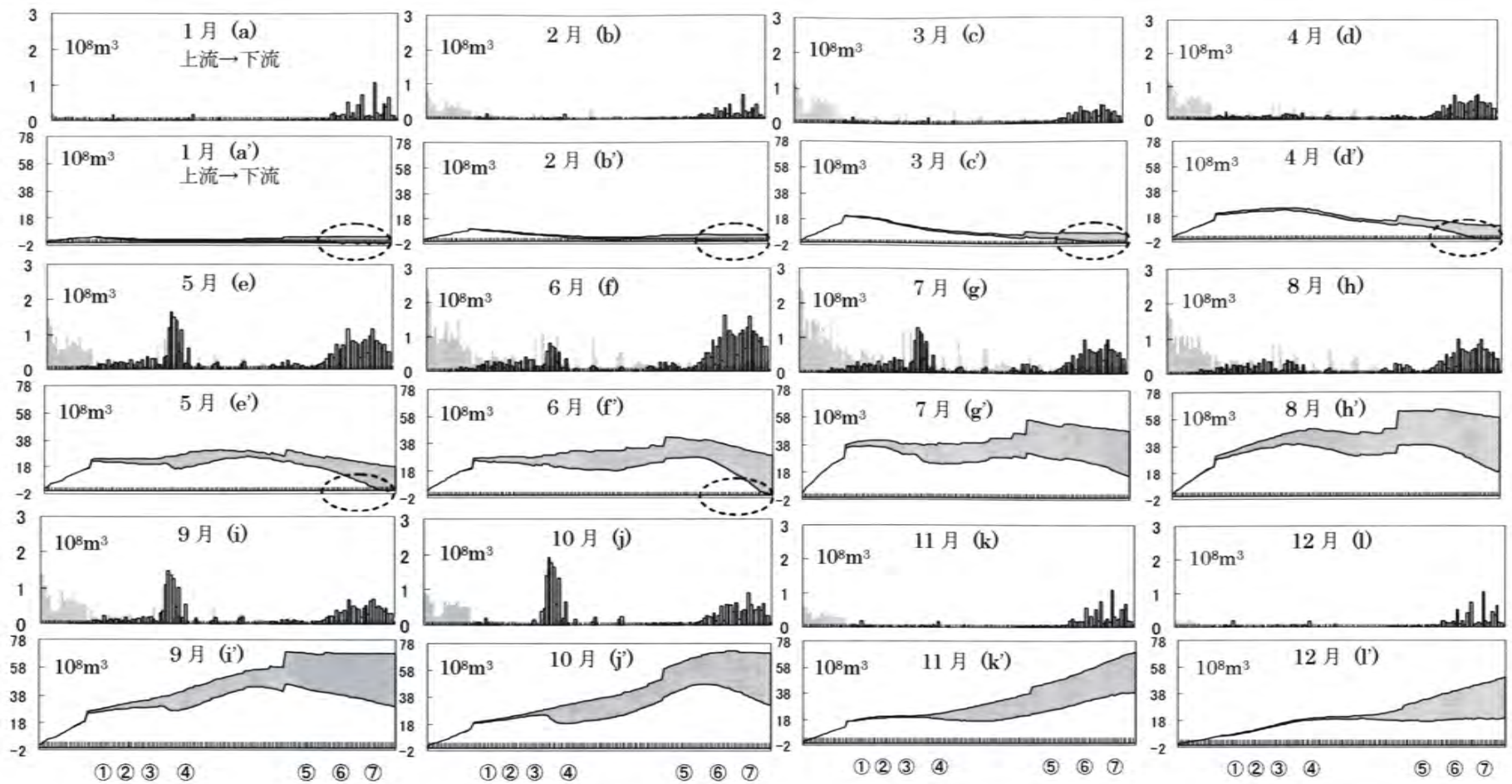


図-3 1997年の黄河流域の月別、縣市別水資源需給構造
 (a)~(l) は各縣市の水資源量と耗水量を示す, (a')~(l')は各縣市からの天然流量と実際流量を示す,
 ①蘭州, ②青銅峽, ③銀川, ④包頭, ⑤三門峽, ⑥濮陽, ⑦濟南, ⑧河套灌区, ⑨下流域の灌漑区

■ 水資源量 ■ 天然流量
 □ 耗水量 □ 実際流量

期を中心に、水資源需給バランスが逼迫し、水不足は本流域より更に厳しい状況にある。

4. 結論

本研究では、黄河流域における水資源需給の時間的・空間的な特徴を、月別・縣市別で表わすことによって、上流から下流への取水・耗水・還元といった一連の水循環を分析するための枠組みを提示した。また、この枠組みを用いることによって、1997年から2000年までの水資源需給の構造を再現し、断流現象などの水資源需給アンバランスが発生するメカニズムを考察した。このような流域全体における水資源需給の特徴と削減目標を示すことによって、黄河水資源管理の議論に貢献することが目的であった。

参考文献

- 1) 国際協力銀行：中国北部水資源問題の実情と課題－黄河流域における水需給の分析－，JBIC Research Paper No. 28, 2004.
- 2) 孫広生，喬西現，孫寿松主編：黄河水資源管理，黄河水利出版社，2001.
- 3) 大西暁生，井村秀文，白川博章，韓驥：黄河流域水資源需給の時間・空間構造の把握に関する研究，環境システム研究論文集，Vol.34, pp.611-622, 2006.
- 4) 国家統計局農村社会經濟調査総隊：中国県（市）社会經濟統計年鑑 2001，中国統計出版社，2001.
- 5) 国家統計局城市社会經濟調査総隊：中国城市統計年鑑 2001，中国統計出版社，2001.
- 6) 各省統計局編：青海省，四川省，甘肅省，寧夏回族自治区，内蒙古自治区，山西省，陝西省，河南省，山東省統計年鑑，中国統計出版社.
- 7) 石玉林 主編：中国農業需水与節水高效農業建設-中国可持續發展水資源戰略研究報告集-第4卷，中国水利水電，2001.
- 8) 許迪，蔡林根，茆智等：引黄灌区節水決策技術応用研究，中国農業出版社.
- 9) Yang, D., C. Li, H. Hu, Z. Lei, S. Yang, T. Kusuda, T. Koike, and K. Mushiaki : Analysis of water resources variability in the Yellow River of China during the last half century using historical data, Water Resour. Res., 40, W06502, 2004.
- 10) 朱曉原，張学成：黄河水資源变化研究，黄河水利出版社，1999.
- 11) 中華人民共和国水利部黄河水利委員会：黄河水資源公報，1997-2000，中国黄河水利委員会.
- 12) 1：100万中国数值地図データ：中国国家基礎地理情報センター.

中国の食糧生産の課題に関する研究

大西暁生（総合地球環境学研究所）井村秀文（名古屋大学環境学研究科）

福嶋義宏（総合地球環境学研究所）

1. はじめに

中国における重要な政策課題の一つとして食糧問題があげられる。近年、爆発的に増加した人口と食の多様化により、これら需要を賄えるだけの食糧の生産が困難となってきている。中国の食糧生産は、近代農業の発達による化学肥料の投入や機械化の進展などによって、単位面積当たりの食糧生産量、すなわち食糧の土地生産性（単収）が飛躍的に増大することによって支えられてきた。しかしながら、近年の化学肥料や機械化などの生産資材の投入効果の鈍化や、自然災害、水不足問題、農地の塩類化問題などから単収の伸び悩みが続いている。そのため、このような実情を詳細に考察することによって、各地域に内在する課題を抽出し、今後の持続可能な食糧生産につなげていく必要がある。

本研究では、食糧生産の地域的な特徴に合わせて、中国全土を3地域（主要穀物生産：トウモロコシ生産地域、米生産地域、小麦生産地域）に区分し、これら地域ごとに単収を決定する要因を同定した。さらに、ここで得られた計測結果を用い、単収成長における諸要因の変化の寄与を推定した。こうした単収変化の要因の特徴を示すことによって、今後の食糧増産のための方策を検討した。

2. 中国の地域別単収要因の変化

2.1 地域区分

本研究では、Imura et al.¹⁾や清水ら²⁾の穀物生産量の空間分布推定の方法を参考に、中国全土の各省のデータを用いて全食糧生産量に占める穀物別の生産量割合を推計し、この割合を基にクラスター分類を行う。使用したデータの期間は、1979年から2004年までである。ここで、食糧別生産量とは、トウモロコシ、米、小麦、豆類、キビ、ソルガム、薯類の7種類を意味する。ここでは、主要食糧である米、小麦、トウモロコシの3種類をクラスターとして設定し、これら主要食糧を基に地域特性を区分する。図-1に地域区分を、表-1に各地域区分に含まれる省（自治区）市を示す。

表-1 地域区分に含まれる省(自治区)市

地域区分	所属の(自治区)市
トウモロコシ地域	北京, 天津, 河北, 山西, 内蒙古, 遼寧, 吉林, 黒龍江
米地域	上海, 江蘇, 浙江, 安徽, 福建, 江西, 湖北, 湖南, 広東, 広西, 海南, 四川, 貴州, 雲南
小麦地域	山東, 河南, 西藏, 陝西, 甘肅, 青海, 寧夏, 新疆

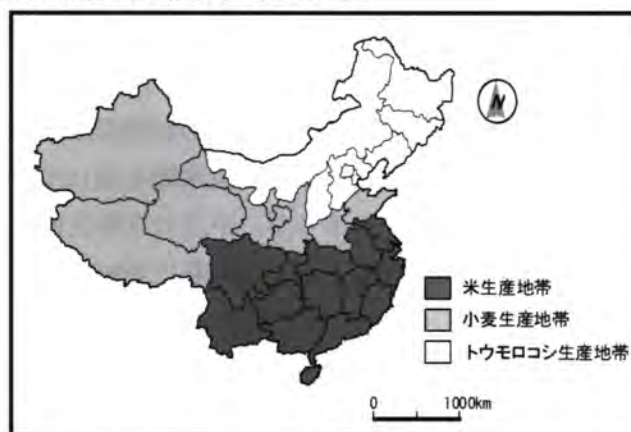


図-1 農業特性による地域区分

2.2 地域別食料生産の変化

2.2.1 食糧生産量

図-2には、各地域に属する省の値をサンプルとした、1980年から2002年までの地域別の食糧生産量の平均値と最大値・最小値の分散具合を示す

(以後の図でも同様の分散具合を表すものは、平均値、最大値、最小値を示す)。これらの図表から、まず1980年から1984年まで食糧生産量は急激に増加していたが、その後1990年頃まで生産量が低下傾向にあることが分かる。これが顕著なのが、トウモロコシ生産地域と米生産地域である。また1990年以降は、米生産地域を除いて、生産量は概ね増加傾向に転じているが、1998年前後を境に再度低下

傾向に転じる。食糧生産は、全体的に増加傾向にあったが、近年では、その増加が鈍化してきているのが特徴である。

2.2.2 単収（食糧の土地生産性）

本研究では、地域別の単位耕地面積あたりの食糧生産量を単収と定義する。図-3に地域別の単収を示す。この結果、次の特徴が各地域において共通している。まず、改革開放以降、1990年代後半まで、単収は着実に向上している。しかし、1990年代の後半から、単収は低下傾向に転じる。また、近年では、トウモロコシ生産地域や米生産地域において、分散が縮小傾向にあり、地域内の単収の格差は減少している。これは、単収の高かった省の伸びが鈍化したことと、単収の低かった省のボトムアップが進んだことが原因であると考えられる。

2.2.3 地域別食糧生産の変化と寄与度

ここでは、食糧生産量の変化に対する耕地面積、単収の変化の寄与度（貢献度）を分析する。表-2に、得られた結果を示す。この表から、もっぱら単収の増加が生産量増加に寄与したことを表している。しかし、近年では、単収の伸び悩みを反映して、単収増加の寄与が大幅に低下している。一方、トウモロコシ生産地域や小麦生産地域では、耕地面積の寄与が増加していることが分かる。全期間を通してみると、単収の増加の寄与が、中国の食糧生産の成長の主な要因であることが容易に分かる。

3. 地域別単収変化の要因分析

地域別における単収とその要因の同定を行うため、筆者らの黄河流域における地域別の単収変化の要因分析³⁾、Imura et al.の単収に関する経験式の導出¹⁾、張のトウモロコシ生産による生産関数の計測⁴⁾を参考に分析を行う。単収を表すモデル式は、式-(1)、(2)の対数線形モデルを仮定する。回帰分析で用いたデータは、地域ご

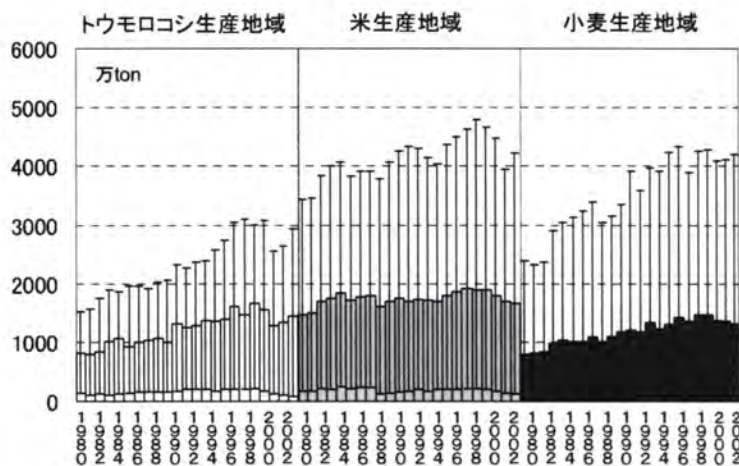


図-2 地域別食糧生産量の変化

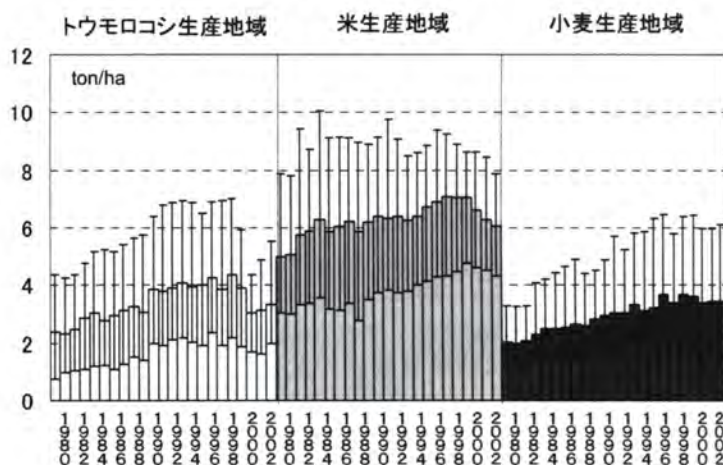


図-3 地域別単収の変化

表-2 地域別食糧生産の変化と寄与度

期間	トウモロコシ生産地域					
	生産量		耕地面積		単収	
	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %
1980-1984	3.84	100.00	-0.22	-5.72	4.07	105.90
1985-1989	2.56	100.00	-0.27	-10.41	2.84	110.82
1990-1994	2.95	100.00	0.21	7.26	2.73	92.54
1995-2002	-0.87	100.00	1.00	-114.94	-1.83	210.06
期間	米生産地域					
	生産量		耕地面積		単収	
	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %
1980-1984	3.39	100.00	-0.38	-11.20	3.79	111.62
1985-1989	0.53	100.00	-0.24	-45.24	0.77	145.93
1990-1994	0.15	100.00	-0.35	-232.60	0.51	335.37
1995-2002	-0.47	100.00	-0.14	28.89	-0.33	71.10
期間	小麦生産地域					
	生産量		耕地面積		単収	
	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %	成長率 %	寄与率 %
1980-1984	4.46	100.00	-0.38	-8.58	4.87	109.08
1985-1989	1.52	100.00	-0.30	-19.81	1.82	120.22
1990-1994	1.99	100.00	-0.21	-10.53	2.21	110.65
1995-2002	0.27	100.00	0.13	49.18	0.14	50.48

注) 成長率及び寄与率の計算には、対象年前後3ヶ年移動平均を用いている(例:1980年の場合は、1979-1981年の平均値)。

注) 灰色で示した箇所は、生産量の成長率がマイナスのため、このマイナス成長に対する寄与率を示している。

注) 寄与率の計算は、次のようである。(生産量)=(耕地面積)×(単収)である。そのため、両辺対数をとって時間微分することによって、Q(生産量)=Q(耕地面積)×Q(単収)となる。(Q(・)は変化率を表す。) (文献4を参照)

との省(自治区)市の値であり、式中の i は各地域、 t は年次を表す。また、時系列的に単収を決定する要因自体が変化したり、その要因の影響の強弱が変わったりすることが考えられるため、本研究では、1980年から5年間を一つの分析期間としてこの期間ごとに分析を行う。しかし、1995年から2002までの8年間については、これを1つの期間として設定する。本研究では、この期間内における各地域に属する省(自治区)市のクロスセクションデータを使用する。ここで、1980-1994年までの期間においては、公表データが限られているため、式-(1)、(2)に示すように、1980-1994年までの期間とそれ以降の期間において、2通りのモデルを仮定する。本研究で用いた非説明変数及び説明変数を表-3に示す。全変数を投入して回帰を行った場合、変数間において多重共線性(Multicollinearity)が発生することが多い。そのため、多重共線性が発生した場合は変数を選択した。

表-3 分析に使用した変数

記号	変数
V	穀物生産性
I	有効灌漑面積率
F	化学肥料(耕地面積あたり化学肥料使用量)
M	機械化(耕地面積あたり農業機械総動力)
L	労働力(耕地面積あたり農村人口)
P	作付回数(耕地面積あたりの作付け面積)
N	自然災害面積率 ²⁾ (耕地面積あたりの自然災害面積)
IW	灌漑定数 (灌漑面積当たりの用水量)
W	水資源率 (各省(自治区)市の行政区域あたりの水資源量)
A	塩性・アルカリ性土壌改良面積率 (耕地面積あたりの塩性・アルカリ性土壌改良面積)
D	時間変数
α_0	定数項
μ	誤差項

$$\ln V_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 \ln I_{it} + \alpha_2 \ln F_{it} + \alpha_3 \ln M_{it} + \alpha_4 \ln L_{it} + \alpha_5 \ln P_{it} + \alpha_6 \ln N_{it} + \alpha_7 D_{it} + \mu_{it} \quad (1)$$

$$\ln V_{it} = \alpha_0 + \alpha_1 \ln I_{it} + \alpha_2 \ln F_{it} + \alpha_3 \ln M_{it} + \alpha_4 \ln L_{it} + \alpha_5 \ln P_{it} + \alpha_6 \ln N_{it} + \alpha_8 \ln IW_{it} + \alpha_9 \ln W_{it} + \alpha_{10} \ln A_{it} + \alpha_7 D_{it} + \mu_{it} \quad (2)$$

3.1 地域別単収の要因同定

表-4に、全変数を用いた分析結果と変数選択の結果を示す。得られた計測結果の解釈は次のとおりである。

① トウモロコシ生産地域：まず、決定係数が、全期間において良好である。また、変数選択における t 値及び P 値も有意である。トウモロコシ生産地域における単収要因の同定の結果、化学肥料の係数が全期間に渡り、高い値を示している。また、機械化については、1980-1989年の間で、単収に正の影響を与えていることが分かる。一方、自然災害被災率が、全期間に渡り、単収に負の影響を与えていることが分かる(1995-2000年の期間では、自然的な制約が水資源率と自然災害面積率に分解されていると考えられる)。これは、トウモロコシ生産地域が、比較的水の不足している地域に位置しており、この影響が反映されたと考えられる。

② 米生産地域：決定係数が、全期間において良好である。また、変数選択における t 値及び P 値も有意である。米生産地域における単収要因の同定の結果、有効灌漑面積率と化学肥料、作付回数の影響が顕著に伺える。この中でも、作付回数や有効灌漑面積率の単収への寄与が高くなっている。一方、1990年以降においては、自然災害面積率の影響も伺える。1985-1989年の労働力については、負の影響が見られるが、この符号の妥当性については今後検討を要する。

③ 小麦生産地域：決定係数が、全期間において良好である。また、変数選択における t 値及び P 値も有意である。小麦生産地域における単収要因の同定の結果、有効灌漑面積率と作付回数は、一貫した正の影響が伺える。一方、化学肥料、機械化、労働力に関しては、期間において寄与の出現が一貫していないことが分かる。1990-1994年を除いては、自然災害面積率の負の影響が伺え、トウモロコシ生産地域同様に、中国北部の水の乏しい地域である影響が出ていると考えられる。

上記の各地域の計測結果で、労働力の影響が負または微小であるが、これは中国の農業において労働力が過剰であると言われ⁴⁾、労働力の大小が単収に大きな影響を与えないことを反映していると考えられる。ただし、この結果の詳細については更なる検討が必要である。

3.2 地域別単収変化の要因分析

各年次間における地域別の単収変化の要因を以下の方法で検討した。まず、各年次間における要因別の変化の差を求め、次に、前節で得られた単収の推計式を偏微分して、要因別の変化の差による単収の変化量を推計した。その際、変化の差は、各年次における平均値を用いている。また、用いた推計式は統計的な効率性を考慮して変数選択による計測結果とした。地域別の単収の変化を図-4に示すとともに、その概要を以下にまとめる。

① トウモロコシ生産地域：トウモロコシ生産地域における単収変化の要因の結果を図-5に示す。単収の向上に大きく貢献したのが、化学肥料の増加であり、1980年代のその増加がおよそ40%の単収成長に寄与した。しかし、その後、その寄与が低下していった。また、自然災害面積率の変化における単収成長への寄与が非常に高く、特に、近年の水資源率の変化と合わせると、その変化の寄与が高くなっている。また、残差の単収に対する寄与が高く、この残差には農業政策や農業組織の改革の影響が含まれていると考えられる。特に、1980年代から1990年代初頭の残差の正の寄与は、生産責任制導入などの農業組織の改革などの影響が考えられる。一方、1993年からの残差の負の影響は、食糧市場の自由化や価格政策の影響が伺える⁵⁾。ただし、このような残差の検証には、地域的な政策実施の効果や、その実施時期に違いがあることから、個々地域における詳細な実施状況を考慮し議論する必要がある。

② 米生産地域：米生産地域における単収変化の要因の結果を図-6に示す。単収の変化に寄与した主な要因として、化学肥料と有効灌漑面積率、作付回数が挙げられる。特に、作付回数による単収変化への影響が高く、近年の作付回数の低下が、単収低下に寄与している。また、化学肥料の増加が、単収の向上に一貫して寄与している。ただし、年を経ることにその寄与が低下している。その一方で、有効灌漑面積率の単収向上に占める寄与が若干ではあるが高くなっている。また、トウモロコシ生産地域の場合と同様に、残差の占める割合も大きい。

③ 小麦生産地域：小麦生産地域における単収変化の要因の結果を図-7に示す。1980年代における単収の変化に対する寄与は、機械化が非常に高い。しかし、1990年代に入ると化学肥料の増加に合わせて化学肥料の寄与が高くなる。また近年では、作付回数の影響が伺える。一方、1990年代半ば以降では、自然災害による負の影響が顕著となり、断流現象の深刻化に合わせて、単収成長に対して制約となっていることが分かる。これが顕著なのが、1996-1997年の単収の大幅な低下である。トウモロコシ生産地域と同様に、乾燥・半乾燥地における水の制約が単収成長の大きな足枷となっていることが証明され、これを防ぐための対策が必要であると考えられる。

4. 結論

本研究では、中国食糧生産の課題を地域ごとに検討するため、中国全土をトウモロコシ生産地域・米生産地域・小麦生産地域の3地域に分類した。また、これら地域ごとに、単収を決定する要因を同定した。さらに、単収成長の要因分析を行うことによって、その寄与を成長要因と制約要因の両側面から検討した。

表-4 地域別の単収要因の同定結果

		トウモロコシ地域						米地域						小麦地域					
		全変数			変数選択			全変数			変数選択			全変数			変数選択		
		偏回帰係数	t 値	P 値	偏回帰係数	t 値	P 値	偏回帰係数	t 値	P 値	偏回帰係数	t 値	P 値	偏回帰係数	t 値	P 値	偏回帰係数	t 値	P 値
1980-1984	有効灌漑面積率	0.02	0.17	0.865	—	—	—	0.38	3.57	0.001	0.16	3.38	0.001	0.16	8.50	0.000	0.16	7.21	0.000
	化学肥料	0.54	4.93	0.000	0.48	13.08	0.000	0.24	2.95	0.005	0.19	4.56	0.000	0.06	2.19	0.038	—	—	—
	機械化	0.16	1.47	0.151	0.09	2.19	0.035	-0.15	2.23	0.030	—	—	—	0.66	8.81	0.000	0.68	12.79	0.000
	労働力	-0.19	0.62	0.537	—	—	—	0.13	0.94	0.352	—	—	—	-0.26	3.56	0.001	—	—	—
	作付回数	-0.13	0.24	0.813	—	—	—	0.87	3.17	0.003	1.29	12.52	0.000	1.21	9.77	0.000	0.80	9.79	0.000
	自然災害被災率	-0.10	2.02	0.052	-0.12	2.87	0.007	-0.02	1.31	0.197	—	—	—	-0.07	5.40	0.000	-0.03	3.25	0.003
	時間変数	0.00	0.04	0.970	—	—	—	0.04	5.23	0.000	0.05	6.52	0.000	0.00	0.12	0.907	—	—	—
	定数項	2.22	2.45	0.020	1.77	11.53	0.000	1.48	4.13	0.000	1.41	17.87	0.000	1.24	8.23	0.000	0.67	18.55	0.000
	重相関係数	0.96			0.96			0.97			0.93			0.99			0.99		
	修正済重相関係数	0.96			0.96			0.97			0.93			0.99			0.99		
1985-1989	有効灌漑面積率	0.15	1.59	0.121	—	—	—	0.43	4.83	0.000	0.42	5.98	0.000	0.26	11.01	0.000	0.27	11.70	0.000
	化学肥料	0.92	8.27	0.000	0.57	8.51	0.000	0.24	2.87	0.006	0.14	2.51	0.015	0.22	6.25	0.000	0.23	6.33	0.000
	機械化	0.54	4.16	0.0002	0.11	2.12	0.0407	-0.09	1.25	0.2189	—	—	—	0.14	1.82	0.0809	0.11	1.52	0.1412
	労働力	-1.14	4.77	0.000	—	—	—	-0.25	3.01	0.004	-0.22	2.74	0.008	0.36	4.82	0.000	0.37	4.93	0.000
	作付回数	-0.03	0.07	0.947	—	—	—	1.32	5.63	0.000	1.25	5.73	0.000	0.24	2.03	0.053	0.26	2.17	0.039
	自然災害被災率	-0.07	1.97	0.0581	-0.13	2.58	0.0143	-0.02	1.39	0.1714	—	—	—	-0.02	1.79	0.0853	-0.02	1.78	0.0876
	時間変数	-0.06	3.52	0.001	—	—	—	-0.01	0.90	0.372	—	—	—	-0.01	1.07	0.294	—	—	—
	定数項	4.52	7.55	0.0000	1.91	10.98	0.0000	2.50	9.55	0.0000	2.24	11.56	0.0000	0.87	6.99	0.0000	0.87	6.97	0.0000
	重相関係数	0.97			0.92			0.97			0.97			0.99			0.99		
	修正済重相関係数	0.96			0.91			0.97			0.97			0.99			0.99		
1990-1994	有効灌漑面積率	0.22	1.71	0.096	—	—	—	0.49	7.90	0.000	0.45	9.73	0.000	0.25	7.19	0.000	0.26	8.37	0.000
	化学肥料	1.07	6.87	0.000	0.65	10.31	0.000	0.16	2.50	0.015	0.15	3.22	0.002	0.18	2.73	0.011	0.11	2.89	0.007
	機械化	0.42	2.74	0.0101	—	—	—	-0.06	1.33	0.189	—	—	—	0.24	3.22	0.003	0.29	4.65	0.000
	労働力	-1.08	4.45	0.000	—	—	—	0.04	0.39	0.695	—	—	—	0.16	1.86	0.075	0.23	3.73	0.001
	作付回数	-0.54	0.77	0.449	—	—	—	1.01	5.38	0.000	1.03	9.74	0.000	0.52	4.09	0.000	0.46	4.41	0.000
	自然災害被災率	-0.09	1.51	0.1398	-0.17	3.26	0.0024	-0.04	3.11	0.003	-0.04	3.01	0.004	-0.03	1.27	0.214	—	—	—
	時間変数	-0.06	1.98	0.056	—	—	—	0.01	0.89	0.377	—	—	—	0.00	0.07	0.947	—	—	—
	定数項	4.58	6.89	0.00	2.07	14.15	0.0000	1.70	7.73	0.000	1.70	27.23	0.000	1.04	4.91	0.000	0.82	7.52	0.000
	重相関係数	0.93			0.87			0.96			0.96			0.99			0.99		
	修正済重相関係数	0.91			0.87			0.95			0.95			0.99			0.99		
1995-2002	有効灌漑面積率	0.17	2.31	0.025	—	—	—	0.97	8.69	0.000	0.43	10.36	0.000	0.33	6.24	0.000	0.33	10.50	0.000
	化学肥料	0.82	6.43	0.000	0.31	6.54	0.000	0.28	4.60	0.000	0.16	3.71	0.000	0.30	3.64	0.001	0.26	6.15	0.000
	機械化	-0.15	1.62	0.111	—	—	—	0.14	2.09	0.044	—	—	—	0.07	1.13	0.267	—	—	—
	労働力	-0.37	2.46	0.017	—	—	—	-0.67	5.88	0.000	—	—	—	-0.27	2.07	0.045	—	—	—
	作付回数	0.61	4.06	0.000	0.76	5.57	0.000	0.45	5.37	0.000	0.74	10.49	0.000	0.94	7.50	0.000	0.78	14.21	0.000
	自然災害被災率	-0.12	4.12	0.000	-0.09	2.41	0.019	0.00	0.04	0.967	-0.04	2.59	0.012	-0.10	6.18	0.000	-0.07	5.53	0.000
	灌漑定数	0.07	1.07	0.287	—	—	—	0.31	7.24	0.000	—	—	—	-0.06	0.72	0.477	—	—	—
	水資源率	0.08	2.34	0.023	0.19	6.26	0.000	0.06	2.18	0.036	—	—	—	-0.02	0.63	0.530	—	—	—
	塩性・アルカリ性土壌改良面積率	0.02	1.37	0.178	—	—	—	-0.06	5.73	0.000	—	—	—	-0.01	0.90	0.374	—	—	—
	時間変数	-0.02	1.46	0.149	—	—	—	-0.03	4.03	0.000	-0.01	1.64	0.105	0.00	0.29	0.773	0.01	1.82	0.074
定数項	2.29	2.85	0.006	0.39	1.94	0.057	0.25	0.79	0.433	1.90	35.13	0.000	2.79	3.01	0.005	1.74	49.21	0.000	
重相関係数	0.97			0.93			0.96			0.89			0.99			0.99			
修正済重相関係数	0.96			0.93			0.96			0.88			0.99			0.99			

参考文献

- 1) H. IMURA, T. TOYODA and J. CHEN (1999) An Empirical Analysis and Forecasting of Grain Production in China, *Journal of Global Environment Engineering*, **5**, 37-56.
- 2) 清水庸 (2000) 穀物 (米, 小麦, とうもろこし) の生産量の空間分布推定 (1990年), LU/GEC プロジェクト報告書 VI-中国における土地利用変化のメカニズムとその影響に関する研究一, 1-5.
- 3) 大西暁生, 井村秀文, 韓驥, 方偉華 (2005) 黄河流域の地域別食糧生産性の変化に関する研究, *環境システム研究論文集*, **33**, 79-88.
- 4) 張越傑 (2000) 中国トウモロコシ生産の成長と技術進歩に関する実証分析, *農業林業問題*, **137**, 170-175.
- 5) 田島俊雄 (1996) 中国農業の構造と変動. 御茶の水書房.

注1) 通常の農産物の産出量が自然災害によって、30%以上減産した耕地面積を自然災害面積と定義している。この自然災害とは、水害、干害、霜害、凍害、風害、霰害による影響を含んでいる。水害と干害を併せて、全災害面積の70%以上を占めており、特に干害は、全災害面積の50%に及ぶ。

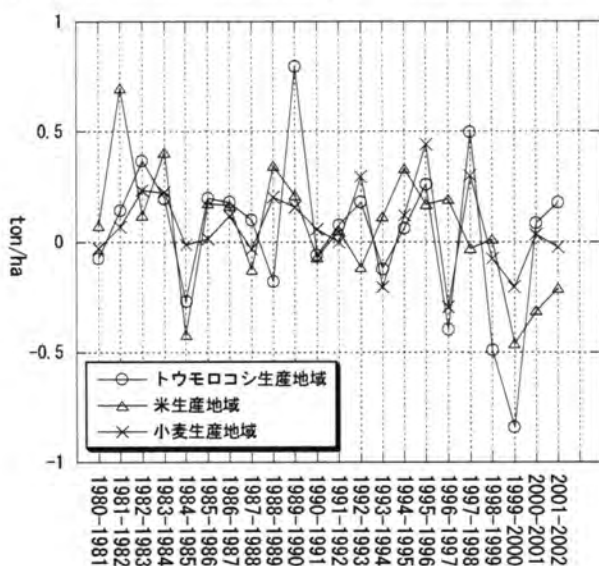


図-4 地域別単収変化の平均値

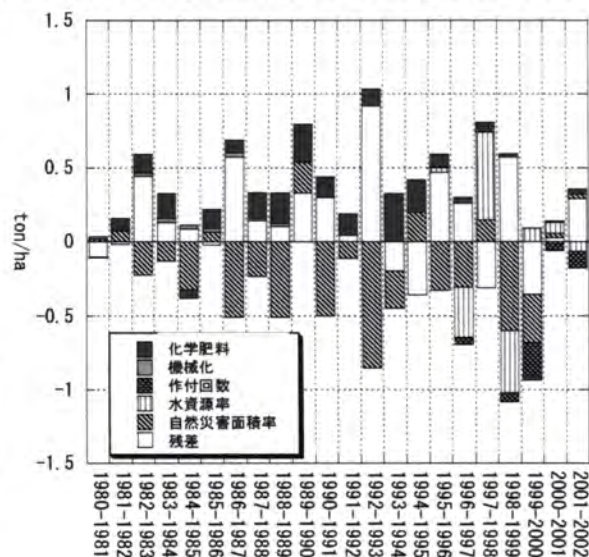


図-5 トウモロコシ生産地域における単収要因の寄与の変化

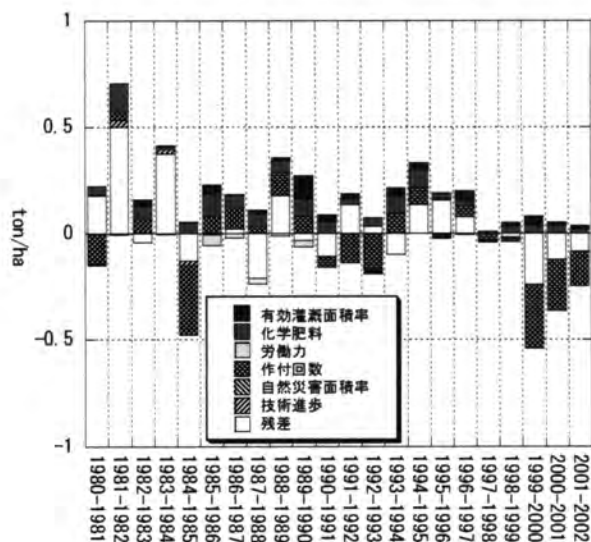


図-6 米生産地域における単収要因の寄与の変化

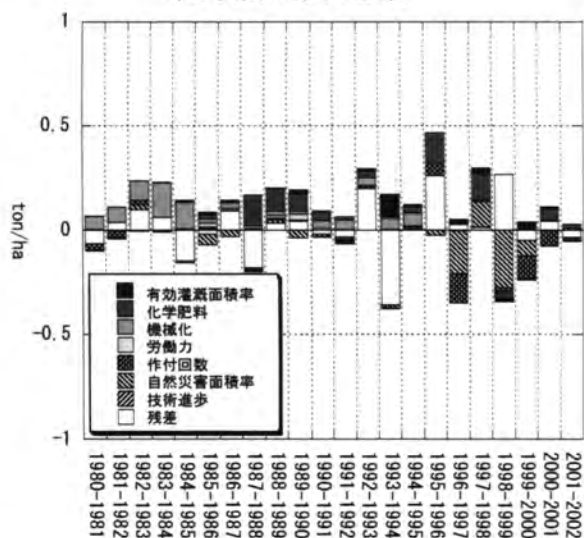


図-7 小麦生産地域における単収要因の寄与の変化

黄河流域水資源管理の法律・制度・手法
 石峰 (名古屋大学)・大西暁生 (総合地球環境学研究所)
 井村秀文 (名古屋大学)

1. はじめに

黄河流域は農業が活発な地域であり、また、流域内の山西省、陝西省、内モンゴル自治区を中心に、エネルギー資源も豊富である。そのため、黄河流域は今後中国の食糧及びエネルギーの安全保障に対して重要な地域と位置づけられる。しかし、黄河流域は水資源が乏しく、流域内の水資源開発率は既に70%以上であり、世界的な水準である40%を大きく上回っているため、更なる水資源の供給を期待することは困難な状況である²⁾。一方、近年の流域の都市化、工業化により、水資源需要は増加している。このため、有限な黄河水資源を効率的に配分、利用することは黄河流域水管理の重要な課題である。こうした背景から、中国政府は市場メカニズムによって、黄河水資源が効率的に配分されることを期待し、2003年に“水権転換”(水市場)による水資源管理政策を策定した。

黄河流域は九つの省(自治区)を含み、地域間の民族及び社会経済は非常に多様である。このため、他国の水権転換に係る成功事例を黄河流域に適用することは困難である。一方、黄河流域における断流現象の発生は70年代に遡り、1997年には、断流発生日数226日、断流距離700kmにも及ぶ最長の断流を記録したが⁸⁾、2000年以降、断流現象は確認されていない⁹⁾。そのため、中国政府がどのような方策を打ち出し、またこれに係る法体系並びに管理体制をどのように整え、こうした成果を得たのか、といった疑問を解明することが、今後、“水権転換”政策を有効に実施する上で非常に重要である。

したがって、本研究では、まず黄河流域の水資源管理政策の変遷を整理し、“断流現象の消失”に一定の成果をもたらした法律並びに管理体制を把握する。次に、黄河流域の“水権転換”の現状と課題を明らかにする。最後に、今後、黄河流域で“水権転換”を有効に実施するため、関連する法律並びに管理体制のあり方に関して議論する。

2. 黄河流域における水資源管理政策の変遷とその考察

黄河断流の発生抑制に係る政策的効果は90年代以前、殆ど見られなかったものの、1999年以降、大きな成果を得ている。この要因を明らかにするため、黄河流域の水管理体制と政策内容の推移を把握するとともに、特に政策的に大きな成果をあげた1999年に着目し、この前後の法体系及び管理体制の違いを明らかにする。

2.1 黄河流域の水資源管理体制

黄河流域の水資源は、主に水利部流域管理代表部門の黄河水利委員会及び、流域内の各省(自治区)の水管理部門により管理されている。水資源管理に係る詳しい体制構造を図-1に示す。

1994年に水利部は“黄河水利委員会職能配置、機構設置和人員編成方案”を制定した。その中で黄河水利委員会は、国家からの権利の委託を受け、黄河流域及び、新疆ウイグル自治区、内蒙古自治区を管轄地域とし、水資源管理に係る役割を担う。具体的には、企画、管理、調整、監督、サービスの提供等を通じ、河川の総合開発、利用、保護を行う¹¹⁾。しかし、流域管理部門は権力が弱く、直接的に地方の水資源開発、利用、保護を管理する権利はこの時点において殆どなかった¹²⁾。

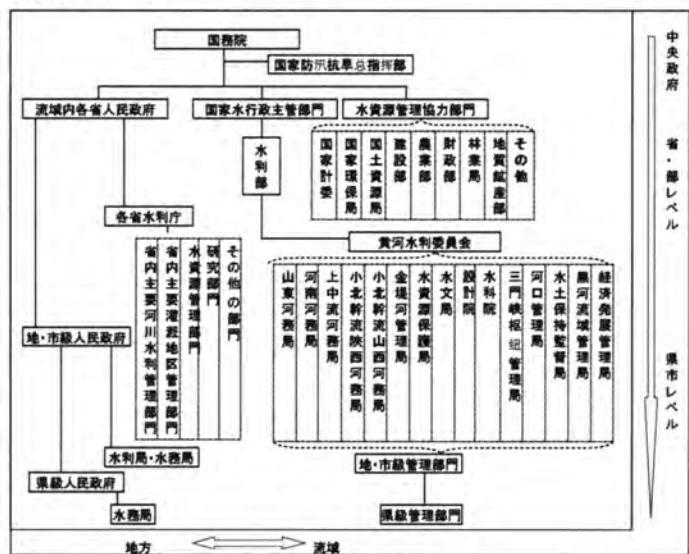


図-1 黄河流域管理体制の構造

流域管理部門は権力が弱く、直接的に地方の水資源開発、利用、保護を管理する権利はこの時点において殆どなかった¹²⁾。

2.2 黄河流域における水資源管理政策の変遷

黄河の水資源管理政策は、その推移の状況から大きく3段階に区分される。第1段階はダム建設等による水資源開発利用及び洪水防止のための政策が目立つ50、60年代であり、第2段階は水資源利用制限に係る取り組みが開始された80年代である。この政策の目的は水需給ギャップを縮小することである。断流現象はこの段階の主な特徴である。第3段階は2003年からの黄河水資源を効率的に配分するための“水権転換”政策である。なお、政策の実施にあたり、法規及び管理体制を重視し始めたのは80年代からである。表-1に黄河流域水資源管理政策と関連する主な法規、制度、並びに手法を示す。

表-1 黄河水資源管理政策の推移

	国及び流域管理部門	地方	主要内容
1988年(国務院)	「関与黄河可供水量分配方案的報告の通知」	1982年 「山西省水資源管理条例」	黄河可供水量分配方案の確定 取水許可制度の実施。 取水権の転換を禁止
1988年(国務院)	「水法」		
1993年(国務院)	「取水許可制度実施弁法」		
1994年(水利部)	「取水許可申請審批程序規定」		
1994年(黄委会)	「黄河取水許可實施細則」		
1995年(国務院)	「関与征收水資源費有關問題的通知」		
1996年(水利部)	「取水許可監督管理弁法」		
1998年(黄委会)	「黄河流域省際邊界水事協調工作規約」	「内モンゴル自治区農業節水灌溉条例」 2001年に内モンゴル水の使用権を有償で転換することができることを明確にした。	水権転換”政策の導入
1998年(水利部)	「黄河可供水量年度分配及幹流水量調度方案」		
1998年(水利部)	「黄河水量調度管理弁法」		
1999年(水利部)	「関与加強黄河取水許可管理的通知」		
2002年(国務院)	新「水法」 1988年「水法」廢止		
2003年(黄委会)	「関与在内蒙自治区開展黄河取水権轉換試点工作的批復」		
2004年(水利部)	「水利部関与内モンゴ・寧夏黄河幹流水量轉換試点工作的指導意見」		
2004年(黄委会)	「黄河水権轉換管理實施弁法」(試行)		
2005年(水利部)	「水利部関与水権轉換的若干意見」		
2005年(黄委会)	「黄河水権轉換節水工程核驗弁法」(試行)		
2006年(国務院)	「取水許可和水資源費徵收管理條例」 1993年「取水許可制度實施弁法」廢止		取水権の転換を正当化 統一調度制度の法律化
2006年(国務院)	「黄河水量調度條例」		
今後	「黄河法」と「黄河水資源管理与保護條例」		

2.1.1 黄河可供水水量分配方案

a. 1954年の水分配方案

1954年の「黄河総合利用規劃技術經濟報告」の中に黄河の水資源配分に係る記載がある。これによると、当時計算された天然径流量は545億m³/年で、そのうち470億m³を灌溉用水として分配している。なお、この灌溉用水量は当時の将来灌溉用水予測結果から得られた数値である。分配案を表-2に示す。

なお、1959年に、黄河水利委員会が水分配法案を提示した事例があるため、これを紹介する。1959年は、渇水年であったため、河南、山東、河北の三省で水資源配分に係る争いが発生した。これを受け、黄河水利委員会は渇水年に花園口流量を河南、山東、河北の三省に2:2:1で分配する案を提示したが、¹³⁾各省に受け入れられることはなかった。黄河水利委員会の各省への水資源配分に関する拘束力の低さを伺わせる事例である。

当時、黄河の水利用は典型的な需要追従型であり、需要に応じて供給量が設定されていた。このため各省は自由に黄河から引水し、經濟レベルの低さやインフラ未整備等により無駄使いも非常に多かった¹⁴⁾。こうした水資源の浪費も1972年から始まる断流現象の大きな要因となったことは容易に想像がつく。

表-2 1954年黄河可供水水量分配方案

省	青海	四川	甘肅	宁夏	内モンゴル	陝西	山西	河南	山東	河北 天津	合計
灌溉用水 (億m ³)	4		45		57.3	47	26	112	101	77.4	470

b. 1987年分配方案

国務院により批准された初めての黄河水分配方案は1987年分配方案である。黄河水利委員会設計院は、「黄河流域2000年水平河川水資源量的予測」、「1990年黄河水資源開発利用予測」及び「黄河流域水資源開発利用予測補充説明“各省（区）分配意見”」に基づき、1984年に「黄河水資源開発利用予測」を編集した。1987年に国務院がこの法案を批准したことから、“1987年分配方案”と呼ばれる。具体内容を表-3に示す。

表-3 1987年黄河可供水水量分配方案（単位：億m³）

省	青海	四川	甘肅	宁夏	内蒙古	陝西	山西	河南	山東	河北 天津	合計
農業	12.1		25.8	38.9	52.3	33.6	28.5	46.9	53.5		291.6
城郷生活 及工業	2	0.4	4.6	1.1	6.3	4.4	14.6	8.5	16.5	20	78.4
合計	14.1	0.4	30.4	40	58.6	38	43.1	55.4	70	20	370

本方案は1980年の実際用水量を参考とし、各省（区）の将来的な灌漑・工業・都市の用水増加と水利工程の可能性を考慮し、取りまとめられたものである。この中で、山西省の水需要は、エネルギー産業の発展が見込まれているため、1980年の実際用水量に比し50%増となっている。また、寧夏及び内モンゴは灌漑用水の需要が非常に大きいものの、灌漑効率が明らかに低いため、本方案において節水の促進を求められている。このため両自治区への水資源配分量は1980年の実際用水量に比し10%増に留まっている。なお、その他の省（区）では一般的に30%～40%の増加が記されている¹⁵⁾。

1987年8月に水利部は「関与黄河可供水量分配方案的報告」を中国国務院に提出した。同年9月に国務院はこの報告を黄河流域の各省（区）に通達し、各省（区）の政府がこの分配方案を遵守することを呼びかけた。

しかし、この方案では、黄河の断流現象を抑えることができなかった。原因の一つに黄河流域の水資源需給ギャップの大きさがあげられる。黄河流域各省が策定した水需要量の合計は1983年に747億m³、1986年に600億m³であり、黄河の水資源量を大きく上回っている¹⁵⁾。もう一つの原因は黄河水利委員会が水配分に係る拘束力を持たず、地方政府が自地域の利益を損なうと判断した場合、黄河水利委員会の勧告を無視するケースが多かったためである¹⁶⁾。結局、分配案は各省で適正に履行されず、上下流、左右岸（陝西省と山西）などにおいて水資源の配分を争うケースが絶えなかった。なお、1989-1991年には、大量取水も見られ、内モンゴの65.6億m³、山東の99.7億m³等はその顕著な例である¹⁷⁾。

2.1.2 取水許可制度

1987年分配方案を実施した翌年の1988年に中国では初めての水資源に関する法律となる「水法」が制定された。その中で、水資源の利用について、“取水許可制度”を実施することが決められた。その内容および実施状況について以下に紹介する。

a. 内容

水法第3条第一項に、水資源の所有権は国家にあるとされ、同条第三項に水資源の所有権と使用権との分離が明記されている。また、第32条に直接的に河川から取水する機関に対し、取水許可制度が設けられた。

水法に基づき、黄河流域における水配分は2段階に分けられる。まず、国務院により批准された「黄河可供水量分配方案」を基準として、水資源は各省（区）に分配される。その後、各用水を利用する機関に対して取水許可制度を実施する。なお、各省（区）に許可される取水総量と黄河に戻す総水量の差（総耗水量）は「黄河可供水量分配方案」に定めた配分量を超過してはならない¹⁵⁾。

さらに、1993年に中国国務院が「取水許可制度実施弁法」を制定し、取水許可制度の内容を定めた。主な内容を以下に示す。第2条に取水の概念が記されており、これによると、取水は水利施設などを利用し、直接に河川・湖・地下水から水を取ることとなっている。また、第6条に“取水は必ずその取水河川の流域総合開発計画及び全国・地方の長期水供給計画に従う”とあり、批准された水量分配方案・協議を遵守しなければならない。第26条には、取水許可書の移譲の禁止、第28条には取水許可書により取得された水を違法売買の禁止が、それぞれ記されている。

黄河の取水許可書の発行機関について、1994年5月に水利部は「関与授与黄河水利委員会取水許可管理権限的通知」に、黄河水利委員会が水利部を代表して黄河流域の取水許可制度の実施及び監督の権利を実施すると定めた。これに基づき黄河水利委員会に与えられた権限を表-4に詳しく示す。

同年10月に黄河水利委員会は「黄河取水許可実施細則」を制定し、その中で取水許可申請手続きや許可審議権限、並びに取水許可登録等に係る詳細を定めた。これを受け、1995年から黄河流域の各省は各自の「取水許可実施細則」を制定した。なお、取水許可について、山西省は1982年に「山西省水資源管理条例」を定めている。

b. 実施状況

「取水許可制度実施弁法」が制定される以前の1992年、黄河水利委員会は取水許可制度実施のためのモデルケースとして、内蒙古の包頭市において24の取水許可書を発行した。その後、「黄河取水許可実施細則」を制定し、1999年末までに黄河流域全体を対象に323の取水許可書を発行した。総水量は303億m³であった。なお、内蒙古、寧夏、山東省は「黄河可降水量分配方案」によって分配された水量を全て使い切っている¹³⁾。

2.1.3 “黄河水量統一調度制度”

水資源利用に関するもう一つの重要な政策は“黄河水量統一調度制度”である。“黄河水量調度”とはダムの水調度機能を利用して、時間的、空間的に黄河水資源を調整することである。黄河の水資源分布は不均一であるため、“黄河水量調度”は黄河水資源の有効利用にとって非常に重要である。“黄河水量統一調度制度”とは黄河本流のダムを黄河水利委員会が統一管理して“黄河水量調度”を実施することである。

黄河水利委員会が本格的に黄河本流のダムの統一管理を開始したのは1999年である。これに至るまでに“黄河水量調度”は2つの段階に分けられる。

第1段階は1961年の三門峡ダムの使用開始から1986年の龍羊峡ダムの使用開始までである。60年代に黄河上中流に位置する省（自治区）政府水管理部門と黄河水利委員会をメンバーとして“黄河上中流水量調度委員会”が設立された。本委員会の主な役割は黄河上中流に位置する劉家峡ダム・青銅峡ダム・塩鍋峡ダムの水量調度計画を実施することである。当時、黄河水利委員会はメンバーであったが、実質的に管理可能なダムは、直轄している三門峡ダムだけであり、上中流に位置するダムを管理する権限はなかった。

第2段階は1986年から1999年3月かけての黄河本流水量統一調達を実施するまでの期間である。この段階の特徴は黄河上中流水量調度委員会の中において黄河水利委員会は主任委員を務めたことである。これにより、黄河水利委員会が黄河本流のダムを管理することが可能となり、凍結期（11月～3月）の黄河本流水量統一調達を実施した。

表-4 黄河水利委員会の取水許可権限

項目	水系	河川	指定河川区間	取水許可		許可部門
				工業と城鎮生活 (万m ³ /日)	農業 (m ³ /s)	
河川本流	黄河	黄河	头道拐以上	8.0以上 (地下水2.0以上)	15.0以上	黄河水利 委員会
			头道拐以下	全部	全部	
省を跨る河川	黄河	黄河	大通河 本流	5.0以上 (地下水2.0以上)	10.0以上	
			渭河 本流	8.0以上 (地下水2.0以上)	10.0以上	
			泾河 本流	5.0以上 (地下水2.0以上)	10.0以上	
			汾河 本流	5.0以上 (地下水2.1以上)	10.1以上	
			沁河 本流	紫柏灘以上	全部	
			沁河 本流	紫柏灘以下	全部	
省の界にある河川	黄河	金堤河 本流	北耿庄-張家剛	全部	全部	
省を跨る取水	黄河	干支流	全流域	全部	全部	
国務院許可された建設工程	黄河	干支流	全流域	全部	全部	
その直接管理河川	黄河	洛河	故県ダム	全部	全部	

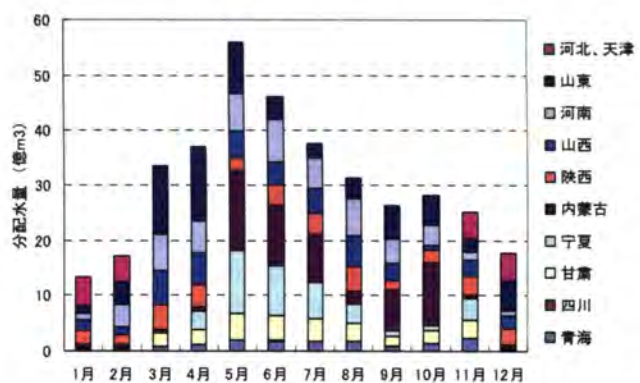


図-2 黄河可降水量年度分配方案

前述のように90年代に断流現象が深刻になり、下流の工業生産と生活に支障を与えたため、1998年7月に中国科学院・工程院の科学者たちが黄河断流に関する研究結果をとりまとめ、「関与緩解黄河断流的对策与建議」を国务院に提出し、黄河の水資源に対し“法律をもって統一管理と調度を実施すべきである”と提言した。これを受け、1998年に国务院により、「黄河可供水量年度分配及幹流水量調度方案」と「黄河水量調度管理弁法」が施行された。「黄河水量調度管理弁法」により、黄河水利委員会に黄河水量統一調達・管理を実施する権利が与えられた¹⁵⁾。

「黄河可供水量年度分配及幹流水量調度方案」に制定した可供水量年度分配方案の詳細を図-2に示す。

又、「黄河水量調度管理弁法」の主要内容を表-5に示す。

表-5 「黄河水量調度管理弁法」の主要内容

原則	第2条：黄河において、水量の統一的な管理を実施する。総量をコントロールするため、供給量に従う需要量を決める 第3条：対象地域は流域の9の省(区)と黄河から導水する天津と河北省である 第6条：各省(区)の年度用水量分配は1987年「黄河可供水量分配方案」に準じる。
“調度”権限	第11条：黄河水利委員会を水量統一調度の責任者とする 第14条：青海省、四川省、甘肅省、寧夏、内蒙古、山西省、陝西省、天津、河北省の水利庁は黄河水利委員会が制定した月の用水計画に応じて、取水する。 第15条：河南省、山東省の本流水量について、河南河務局と山東河務局が月の用水計画に応じて、水量を調節する。
用水の申請と審査許可	第22条：黄河水利委員会は流域内の省(自治区)及び河北省・天津市から提出した年度用水計画を取り纏めて、各地の貯水及び用水状況を考慮して、流域の年度水量分配と調度草案を制定する。毎年10月25日までに水利部へ提出する。 第23条：水利部は毎年11月5日までに年度水量分配と調度草案を審査許可する。
用水監督	第33条：黄河水量調度計画の実施状況を黄河水利委員会が監督検査する。 第35条：各省(自治区)は毎月5日までに先月の用水状況を黄河水利委員会へ報告する。 第38条：用水状況に関し虚偽の報告をした部門に対して、当事者及び責任者の責任を追及する。

“黄河水量統一調度制度”は1999年3月の施行開始以来、以下の成果を上げた。

- ◇ 1999年8月11日以来、連続7年間断流現象が発生しなかった。
- ◇ 河口湿地の生態系が回復し、鳥類の種数は187から283種まで増加した。
- ◇ 下流用水の保障が可能となり、統一調度実施後の利津断面の年平均実測水量は23億 m^3 で、以前に比し5.5億 m^3 増加した⁹⁾。

2.2 黄河水資源管理に関する法律の内容の比較

中国の国家国务院は長年の黄河水管理の経験を踏まえ、2002年に水法を改正し、2006年に「取水許可制度実施弁法」(1993)の拡充を図るため「取水許可和水資源費徴収管理条例」を制定した。ここでは、主な改正ポイントを取り上げ、法律改正による制度拡充により、得られた成果を検証する。

2.2.1 「水法」(1988)と「水法」(2002)の比較

2002年の新「水法」と旧「水法」を比較すると、7章53条から8章82条まで、その内容に拡充が見られた。主な改正ポイントを以下に示す。

① 水資源管理体制の修正

流域管理と行政区域管理との関係性を整理し、流域管理部門の地位を高めた。

② 水資源利用計画の強化

「水法」(1988)には水資源利用計画を策定するに当たり、流域あるいは区域で個別に計画すると規定したが、「水法」(2002)には流域範囲内に位置する区域における計画は流域計画に従うことになった。これにより地域水資源利用計画より流域水資源利用計画が優先されることが明らかとなった。また、計画は批准され次第厳格に履行されるべきであるとされ、水資源利用計画の執行性が強化された。

③ 水資源利用管理に関する内容の拡充

水資源利用管理に関する内容を8条から12条に拡充した。

主な拡充項目は、流域単位で流域水量分配方案を制定する、総量制御制度と用水定額制

度との同時実施を図る、取水権を取得するには水資源費を納入する、節水に関する条項の増設等である。

④ 法律実行の監督検査に関する条項の増設

「水法」(1988)には法律実行の監督検査に関する条項は存在しなかったが、改正後、第6章に“水事糾紛処理与執法監督検査”の項目が新たに追加された。

⑤ 法律責任に係る内容の追加等

法律責任に係る条項は7条から14条まで増加し、具体的な罰金額も示された。

主な改正内容を附表-1に示す。

2.2.2 「取水許可制度実施弁法」と「取水許可和水資源費徴収管理条例」の比較

2006年に「取水許可制度実施弁法」(1993)が強化され「取水許可和水資源費徴収管理条例」となり、内容は38条から58条まで増加した。主な拡充内容は以下のとおりである。

- ① 流域の取水許可の権限は流域管理部門にあることを明確化した。
- ② 流域管理部門の取水許可に係る権限の及ぶ範囲を拡大した。
- ③ 水量分配方案と産業用水定額は取水審査許可の主要根拠とする。
- ④ 取水権の有効期間を設定し、有償転換できることを明記した。
- ⑤ 水資源費の納入及びその使用に関する条項を増設した。
- ⑥ 監督管理に関する条項を増設した。
- ⑦ 法律責任の内容は5条から11条まで増設し、具体の罰金額まで制定した。

上記内容の詳細を附表-2に示す。

2.3 法律及び管理体制の側面から見た“断流現象の消失”に係る重要なポイント

黄河流域の水資源管理政策の変遷を整理し、法律及び管理体制の変化を把握した。以下、“断流現象の消失”に一定の成果をあげたと考えられる重要なポイントを整理する。

- ① 法律に基づき、地方の水利用及び全流域の“水量調度”に関して、流域管理部門の権限を拡大し、流域管理部門(黄河水利委員会)を中心とする管理体制が形成された。

従来の制度では、流域管理部門の水資源管理能力が低く、流域内各自治区間の取水を巡る争いや過剰取水の発生、また断流現象の頻発等により、制度として有効に機能しなかった。流域管理部門の地位及び権力の強化は制度を有効に執行するための必須条件である。

- ② 流域の水資源利用計画を優先することを明確化した。

従来、水資源利用計画の優先順位は法律で定められておらず、ある同一の項目において、地方の利用計画と流域の利用計画が異なった場合、地方の利用計画が優先されたため、上述のように、結果的に流域の利益を損なうこととなった。流域の水資源利用計画を優先することを明確化したことで、地域の不合理な利用計画を修正することができ、流域の利益を確保することができる。

- ③ 水資源管理制度の充実

取水許可制度のほか、水量統一調度制度、水資源有償使用制度、総量制御制度、用水定額制度などを制定した。

- ④ 監督検査の強化。

流域管理部門に監督検査の権限を与えた。また、法律において、地方用水部門は監督検査を受ける義務があると明記されたため、法規・制度の実施効果を正確に把握することができる。

- ⑤ 法律責任の具体化及び詳細化を図ることにより、法律の操作性を高めた。

3.黄河流域の“水権転換”の現状と問題点

3.1 黄河流域の“水権転換”

3.1.1 背景

表-6に黄河流域各省区の耗水量と石炭関連産業の状況を示す。表より、青海、寧夏、内モンゴルにて耗水量全体に占める農業の比率が非常に高い。このうち、寧夏及び内モンゴルでは石

炭が豊富であり、今後の石炭関連産業の発展ポテンシャルは非常に高いと考えられる。

2004年の内蒙古及び寧夏のGDPはそれぞれ全国24位、30位と非常に低いが、こうした状況からの脱却を図るため、両自治区は、エネルギー産業を中心とする経済発展を目指す方針を取りまとめた。寧夏では発電所の建設により2020年までにエネルギー生産量を現状に比し1500万KW増加させる計画があり¹⁸⁾、また内蒙古では、鄂尔多斯市だけで2010年までに、年生産量2億^ト規模の石炭基地、1500万KWの発電基地、1000万^ト規模の天然ガス生産基地を建設する計画がある¹⁹⁾。

しかし、エネルギー産業の発展には、水資源の確保が不可欠である。87年分配方案が制定されて以来、両自治区は分配された水量を全て使い切っており、発電所への新たな取水を許可されてこなかった。一方、両自治区では節水投資資金が不足しているため、農業セクターにおける節水灌漑施設の整備が遅れており、灌漑効率が非常に低い。例えば、平均亩当り灌漑水量の黄河流域全体の平均値は480^{m³}程度であるが、寧蒙灌区では平均823^{m³}、また青銅峡灌区は1341^{m³}と非常に大きい¹⁹⁾。また、1999年から国家は2500万元を投資して、鄂尔多斯市の黄河灌漑地区の用水路の改修を図ったが、現在までに改修が完成した地域は全体の1%程度である。

こうした背景から、発電所の用水不足問題を解決するために、両自治区政府は発電所が節水灌漑に投資し、節約された灌漑用水を発電所へ移譲することを解決案として黄河水利委員会へ報告した。これを受け、黄河水利委員会は2000年の水利部汪恕誠部長の談話²⁰⁾を根拠として、2003年4月1日に「関与在内蒙古自治区開展黄河取水権轉換試点工作的批復」にて内蒙古の“水権轉換”に同意した。その後、2004年に水利部が「水利部関与内蒙古・寧夏黄河幹流水権轉換試点工作的指導意見」を出し、これが黄河流域の“水権轉換”の始まりとなった。

現在、内蒙古において、30の建設プロジェクトがあり、これに必要な水資源は“水権轉換”により獲得される予定である。そのうち、16件はすでに協定を締結しており、また主管部門が正式に許可して、節水工事を実施しているものも2件ある。この2件を合わせて、2005年9月15日までに、すでに97kmの幹線用水路が改修された。累積投資は24400万元であった¹⁹⁾。寧夏では許可された事例が3件あり、これらの節水工事総投資は1.52億元、轉換水量は0.45億^{m³}となっている²¹⁾。

3.1.2 具体的な事例

ここでは、黄河流域の“水権轉換”に係る一つの事例、内蒙古における杭錦旗黄河南岸自流灌区から鄂尔多斯市达拉特発電所への水権轉換、について紹介する。

“西電東送”の一環として、内蒙古では、呼和浩特市、包頭市及び鄂尔多斯市を中心としたエネルギー生産基地の建設が計画された。鄂尔多斯市に建設予定である発電所の総発電量は3000万kWである。达拉特発電所の生産拡大はその計画の一部である。87年分配方案に基づき新たな取水権の取得を許可されないため、発電所に必要な水資源を鄂尔多斯市杭錦旗黄河南岸自流灌区から獲得することとした。両者は水利庁の斡旋で、“水権轉換”に係る協定を結んだ。主な内容を以下に示す²²⁾。

① 関係者：

- 水利権を轉換する者は内蒙古黄河工程管理局と鄂尔多斯黄河灌漑管理局。
- 水利権を取得する者は达拉特発電所。
- 監督は内蒙古自治区水利庁

表6 黄河流域各省(区)の耗水量と石炭関連産業の状況

	耗水量の占有率			石炭とその関連産業		
	農林業	工業	城鎮生活	石炭現存量 (億 ^ト)	探掘量 (100万 ^ト)	火力発電 (億Kw.h)
青海	96.1%	1.2%	2.6%	—	3.10	63.88
四川	73.1%	11.5%	15.4%	—	—	—
甘肅	64.4%	25.0%	10.5%	—	26.03	295.95
寧夏	97.6%	1.2%	1.2%	308.20	20.47	198.85
内蒙古	93.3%	5.3%	1.4%	2239.10	119.59	639.53
陝西	80.3%	9.0%	10.6%	1659.64	73.90	373.35
山西	79.0%	12.9%	8.0%	2644.90	295.08	945.71
河南	78.1%	13.0%	8.9%	254.42	118.71	968.26
山東	81.8%	9.3%	8.9%	—	146.67	1396.77
河北	0.0%	26.5%	73.5%	—	—	—
天津	—	—	—	—	—	—

出所：「黄河水資源公報」2004 各省の統計年鑑 2005 中国能源統計年鑑 2004

② 主な内容

- 新規用水量は 2043 万m³/year, 55kmの灌区幹線用水路を修繕
- 発電所は節水工事費用の 8000 万元を投資する（建設費用・調査費用・建設管理費用を含む）
- 発電所は農民が負担した水資源費(0.015 元/ m³/year)を黄河工程管理局に支払う
- 転換期間は 20 年とする。

3.1.3 黄河流域の“水権転換”に関する法規・管理体制の現状

黄河流域の“水権転換”に関する法規には以下の三つがある。

2001 年（内蒙古） 「内蒙古自治区農業節水灌溉条例」

2004 年（黄委会） 「黄河水権転換管理実施弁法」（試行）

2005 年（黄委会） 「黄河水権転換節水工程核驗弁法」（試行）

「黄河水権転換管理実施弁法」（試行）は黄河水利委員会が 2005 年の水利部の「水利部関与水権転讓的若干意見」を参考して制定したものである。主な内容を表 - 6 に示す。

表-6 「黄河水権転換管理実施弁法」（試行）の主な内容

“水権”の定義	第 2 条：本弁法の水権とは黄河取水権を指し、水権転換とは黄河取水の転換を意味する
“転換”の条件	第 3 条：水権の転換を実施する省は最初に、“水権分配方案”と“水権転換総体規劃”を制定することが必要 黄河水権転換は省(自治区)内で行うべき 第 4 条：水権の転換を行うことができる部門は必ず法律によって取水権を取得し、且つ一定期間内に余る水量或は節水工事により余る水量を有する取水部門である。
“転換”の原則	第 5 条：1. 総量制御原則 2. 統一調節原則 3. 水権明確原則 4. 可持續利用原則 5. 政府監督管理と市場調節と共同実施原則
審査権限	第 6 条：黄河水利委員会の取水許可権限内、或は分配された水量を使い切った省(自治区)の“水権転換”の審査の権利は黄河水利委員会にある。その他の場合、省(自治区)の水管理部門にある。 第 7 条：“水権転換”総体計画は流域あるいは地域水資源総合計画を参考とし、省(自治区)の水管理部門とその他関連部門と共同で制定する。
申請書類	第 8 条： 1. 取水許可証 2. 水権転換協議 3. 水資源論証報告書 4. 水権転換実行性に関する研究報告 5. 地方政府の水権転換に関する承諾と意見 6. その他水権転換に関する資料
“転換”の期間	第 18 条：原則 25 年以下とする
“水権転換”の費用	第 19 条： 節水工事により、水権を転換する場合、以下の費用を含めるべき。 1. 建設費用 2. 維持管理費用 3. 更新改造費用 4. 経済利益（“水権転換”による増収益）と生態補償
監督管理	第 24 条：黄河水利委員会と省の水管理部門が黄河の水権転換プロジェクトの実施状況を監督検査すべきである。
罰則	第 28 条：黄河本流において断流現象が発生した省（区）に対して、5 年間水の転換を禁止する 第 29 条：以下のことに対して、1 年間水権転換を禁止とする I. 实际耗水量が 2 年連続年度分配水量を超過する或は同期の節水計画目標を達成しない場合 II. 省（区）が黄河統一調節命令に従わず取水し、かつ連続 10 日間以上以下の状況になったとき ◇ 省（区）の上流部の水量 > 基準水量 ◇ 省（区）の下流部の水量 < 基準水量の 90%

黄河水利委員会は審査の権利をもっているが、計画・実施・監督などは省政府水管理部門にあるため、現状における“水権転換”に関する管理体制は省政府水管理部門が中心であるといえる。

3.2 法律・管理体制の視点から見た黄河流域の“水権転換”の問題点

黄河流域の“水権転換”及びそれに関する法規などの現状から考察すると、法律・管理体制の視点から以下の問題点が存在すると考えられる。

- ① “水権転換”に関する法律は完備されておらず、関連する法律は 2004 年に黄委会が制定した「黄河水権転換管理実施弁法」（試行）のみである。なお“弁法”は国务院以外の国家機関の行政命令で拘束力が小さい²³⁾。
- ② “弁法”では執行性の確保がやや不十分であるため、規定された内容に準じないこともある。例えば、転換に際し必要であると規定された費用は 4 種類であるが、実際の転換では工事費用しか含まれていないことが多い。
- ③ “弁法”では内容が具体的でなく、詳細事項の設定もされていない。このため、水使用用途の変更に応じ水資源費も相応に変更すべきであるが、これに関する記載は無い。特に、監督検査に関する内容は少なく、罰則も不十分である。

- ④ “弁法”に規定された“水権転換”の許可範囲は小さく、省（自治区）内、且つ節水工事による節水量の転換しか認めていない。省間の“水権転換”を禁止することは黄河全流域の水資源を効率的に配分することを阻害すると考えられる。
- ⑤ “水権転換”に適応する管理体制が出来ていない。現状では黄河水利委員会は審査の権利をもっているが、計画・実施・監督などは省政府水管理部門にある。つまり、現在は省政府水管理部門を中心とする管理体制であるといえる。前述のように、地方の水管理部門の権力が高くなると流域全体の利益を損なうことがある。“水権転換”を行う目的は黄河全流域の水資源の効率的な配分であるため、現在の体制は“水権転換”に適応していないと考えられる。

4. おわりに

従来、黄河流域では、水資源を配分する際、各省（自治区）が自らの利益のみを追求したため、流域全体の利益を損なうことになった。前述のように中国政府は流域管理部門の権限強化、さらに、法律による監督検査・法律責任の明確化等により、“取水許可制度”や“黄河水量統一調度制度”などの政策を有効に実施することができた。黄河流域水資源管理の変遷を考察すると、政策を有効に実施するためには、適正な法律と管理制度の確立が不可欠である。

黄河の水資源を効率的に配分するため、“水権転換”制度が導入されたが、本研究で考察した結果、管理体制と法律の整備について、未だ多くの課題があることが明らかとなった。これらを解決しない限り、黄河流域で水資源の効率的配分を実現するのは困難であると考えられる。筆者の私見として、以下にこれらの問題への対処法を示す。

- ① “黄河水権転換条例”の制定。条例は国家レベルの行政法規であり、拘束力があるため、黄河における水権転換を徹底的に執行することができる。
- ② “黄河水権転換条例”の内容は現行の2004年（黄委会）「黄河水権転換管理実施弁法」（試行）よりさらに充実させる必要がある。特に監督検査及び法律責任についての条項を増設しないといけない。罰則について、もっと具体化、厳格化を図る必要がある。
- ③ “水権転換”の許可範囲の拡大。流域の水資源を効率的に配分するために、省（自治区）の間での“水権転換”は不可欠である。
- ④ “水権転換”に適応する管理体制の構築。現在の省（自治区）内での“水権転換”では、黄河水利委員会の役割は現状のままで十分と考えられるが、省（自治区）の間での“水権転換”を今後認めた場合、黄河水利委員会の下に水権転換管理部門を設置すべきである。この部門は“水権転換”の審査・許可の権限だけでなく、“水権転換”の計画・監督検査にわたる権限を持つべきである。

本研究は、これまでの黄河流域における水資源管理政策の変化の経緯とその政策の実施効果について、法規と管理体制の側面から考察し、その問題点を明らかにした。その結果、“水権転換”制度を有効に実施するには“弁法”だけでなく、さらなる条例の施行等、適切な法体系の整備の必要性を認識できた。具体的かつ合理的な初期水権の分配手法や政府の介入の尺度に関する規定を設けない限り“市場の失敗”を招く恐れがあることも確かである。これらの問題の解決方法を探るのは今後の課題である。

参考文献

- 1) 黄河水資源 黄河水利出版社
- 2) 蘇青・安新代,黄河河流生命水権探討,泥砂研究,2006,4期.
- 3) 胡玉榮,黄河水権轉讓的實踐与認識中国水利,2004,11期.
- 4) 劉曉岩,黄河水権轉讓工作中應重視的幾個問題,中国水利,2006,7期.
- 5) 胡繼連ら,黄河水資源的分配模式与協調机制 - 兼論黄河水権市場的建設与管理,管理世界,2004,8期
- 6) 蘇青ら,黄河水権体系探討,中国水利,2006,15期.
- 7) 秦泗陽ら,中華民國時期黄河流域水権制度述評,水利經濟,第24卷,第4期,2006.

- 8) 銭征寒, 倪晋仁: 黄河断流及其生態環境影響, 黄河流域水資源演化規律与可再生性維持机理研究和發展, 黄河水利出版社, pp.215, 2001.
- 9) <http://www.qhsl.gov.cn>. 黄河水量統一調度之路, 2006, 10, 20
- 10) <http://www.hnyr.gov.cn>. 黄河水利委员会治河旧址探尋与考察行記, 2006, 11, 7.
- 11) 水利部政策法規司編, 中国水政要覽 1993—1999, 中国水利水電出版社, pp.442, 2000.
- 12) 李雪松, 中国水資源制度研究, 武汉大学出版社, pp192, 2006.
- 13) 苏青·施国庆, 河流水权和黄河取水权市场研究, 黄河水利出版社 2004.12
- 14) 蔡守秋, 論水權体系和水市場, 中国法学, 2001 增刊
- 15) 孫広生ら, 黄河水資源管理, 黄河水利出版社 2001
- 16) 龍愛華ら, 我国水資源管理中的行政分割問題与对策, 中国軟科学, pp.17-21, 2001, 8 期.
- 17) 常柄炎ら, 黄河流域水資源合理分配和優化調度, 黄河水利出版社, 1998.
- 18) <http://www.hwcc.com.cn> 寧夏內蒙古水權轉讓狀況的調研報告, 水利部經濟調節司調研組, 2004, 4, 16.
- 19) 水利部水資源管理司, 水權制度建設試点經驗總結(一), 中国水利水電出版社, 2006.
- 20) 2000, 汪恕誠, 水權和水市場—談水資源優化配置的經濟手段, 中国水利, 2000, 11 期
- 21) 張会敏ら, 寧夏黄河水權轉換实践價值分析, 中国水利, pp34-36, 2006, 15 期.
- 22) 李淡, 重分黄河水, 財經, 總 110 期
- 23) <http://www.china.org.cn/ja-shuzi/1/zti-lifa.htm> 中華人民共和國立法法 (2000 年)
- 24) 黄河水資源公報 2004
- 25) 黄河流域各省の統計年鑑 2005
- 26) 中国能源統計年鑑 2004

附表 - 1 「水法」(1988) と「水法」(2002) との比較

項目	「水法」(1988)	「水法」(2002)
水資源管理体制	第 9 条: 国家が統一管理と部門別管理との共存	第 12 条: 流域管理と行政区域管理との共存
水資源利用計画	第 11 条: 流域あるいは区域で統一計画する。	第 15 条: 流域範囲の区域計画は流域計画に従う 第 18 条: 計画は批准されると必ず厳格に実行する
水資源利用管理	第 31 条: 区域を跨る流域水量分配方案は水行政部門が地方政府の意見をまとめて制定する。 第 32 条: 直接に河川から取水する機関に対して、取水許可制度を実施すると定めた。	第 45 条: 表流水の調節と水量分配は流域計画と水中長期供給計画を準じて流域単位で水量分配方案を制定する。 第 46 条: 関連地方政府は必ず水量統一調度に従う 第 47 条: 国家は水資源に対して、総量制御制度と用水定額制度とを同時に施行する。 第 48 条: 直接に河川から取水する部門と個人は、取水許可制度と水資源有償使用制度に準じて、水行政管理部門或は流域管理部門に取水許可を申請し、且つ水資源費を納入し、取水権を取得する。 第 50 条: 節水灌漑技術を推進し、農業用水効率を向上すべき 第 51 条: 工業用水は先進な技術を採用、水の重複利用率を向上すべき 第 52 条: 節水型生活用水器具の利用、供水管路漏水率を控える、污水再生利用率を向上 第 53 条: 新規プロジェクトを実施すると同時に必ず節水方案を設定する。工事は同時施工しないといけない。
法律実行の監督検査	なし	第 60 条: 水管理行政部門及び流域管理部門は以下の措置を取る権利がある 1. 関連文書と資料を提供することを要求できる。 2. 発生した問題に関する説明を求めることができる。 3. 現場調査 4. 違法行為を止めさせる 第 61 条: 関連部門は監督・検査に協力する義務があり、検査を拒絶することをできない。
法律責任の内容	第 44 条から第 50 条までに河川施設を破壊する、河床で違法建築などの行為に対して、地方政府が処罰する権利がある。	「水法」(1988) に規定した条項をに対し罰金を明記した他 第 67 条: 飲用水源区域で污水排水口を設置する。或は、水管理部門の許可なしで污水排水口を設置する部門に対して、污水排水口を撤去する他、5 万元から 10 万元までの罰金を徴収する。 第 69 条: 以下の行為に対して、2 万元以上 10 万元以下の罰金を徴収する 1. 許可なしの取水 2. 規定された用途以外の取水 第 70 条: 水資源費を納入しない行為に対して、2%の滞納金を徴収するほか、水資源費の 1 倍から 5 倍までの罰金を徴収する。 第 75 条: 行政区間の間の水紛争において、いかなる行為に対して、行政的処分を下す。 1. 水量分配方案を遵守しないこと 2. 水量統一調度に従わないこと 3. 上級政府部門の裁決に従わないこと 4. 協議と許可はなし、片方で水利用現状を変化すること

附表-2 「取水許可制度実施弁法」と「取水許可和水資源費徴収管理条例」との比較

項目	「取水許可制度実施弁法」(1993)	「取水許可和水資源費徴収管理条例」(2006)
原則	<p>第2条:3条と4条に規定する条件以外の取水は必ず取水許可証を申請し、規定通り取水する。</p> <p>第3条:以下の少量取水に対して取水許可を必要なし ①家庭・畜飲用水②農業灌漑③人力による取水</p> <p>第4条:以下の取水に対して取水許可申請を免状する①早魃時の農業用水②炭鉱など地下施設の安全のための取水③公共安全の阻害を防ぐための取水</p>	<p>第2条:4条に規定する条件以外の取水は必ず取水許可証を申請し、且つ、水資源費を納入する。</p> <p>第4条:以下の取水に対して取水許可を必要なし ①農村集団経済組織が所有する溜池と農村集団経済組織が建造し管理している水庫(ダム湖)の取水。②家庭・畜飲用水の少量取水。③炭鉱など地下施設の安全のための取水④公共安全の阻害を防ぐための取水⑤早魃時の農業用水と生態環境を維持するための取水</p> <p>増設する条項</p> <p>第3条:県レベル以上の政府水管理部門が与えられた権限内で取水許可制度を実施・監督する。流域管理部門は与えられた権限内で流域の取水許可制度を実施・監督する。</p> <p>第7条:取水許可を実施する際、地表水と地下水を同時に考慮する;水資源開発と節水利用;総量規制と用水定額管理同時に実施する原則を遵守する。流域内で許可された取水の総耗水量は流域の使用可能な水資源量を超えてはいけない。</p>
取水の申請	<p>第10条:新規プロジェクトの取水申請は県レベル以上の政府水管理部門へ申請を提出こと。</p>	<p>第10条:許可権限を持つ部門へ申請を提出すること。許可権限は流域管理部門である場合、取水口が位置する省政府水管理部門へ申請を提出し、省政府水管理部門が申請資料を流域管理部門へ転送すること。</p>
取水の審査許可	<p>第11条:政府水管理部門が審査許可する。都市の地下水の審査は都市建設部門の同意を必要とする。</p> <p>第19条:以下の取水は國務院水管理部門(水利部)、或は流域管理部門が審査許可する。</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 長江・黄河・淮河・海河・淮河・珠江・松花江・遼河・金沙江・漢江の本流、国際河川、国境線の河川及びその他省(自治区)を跨る河川の規定額以上の取水。 2. 省の境界線の河川・湖の規定額以上の取水。 3. 省(自治区)を跨る規定額以上の取水。 4. 國務院が許可された大型建設プロジェクトの取水、但し、審査権限が他の部門にあることを除外とする。 	<p>第14条:以下の取水は國務院水管理部門(水利部)、或は流域管理部門が審査許可する。</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 長江・黄河・淮河・海河・淮河・珠江・松花江・遼河・金沙江・漢江の本流と太湖及びその他省(自治区)を跨る河川の規定額以上の取水。 2. 国境線を跨る河川の指定区間と国境線の河川の規定額以上の取水。 3. 省の境界線の河川・湖の規定額以上の取水。 4. 省(自治区)を跨る取水。 5. 國務院が許可された大型建設プロジェクトの取水。 6. 流域管理部門が直接管理する河川区間・湖の取水。 <p>増設した条項</p> <p>第15条:批准された水量分配方案或は締結した協議は流域と行政区域取水許可総量規制の標準である。</p> <p>第16条:産業用水定額は取水量審査許可の主要根拠である。</p> <p>第24条:取水許可証は以下の内容を有すべき</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 取水部門或は個人の名称(名前) 2. 取水期間 3. 取水量と取水用途 4. 水源の類別 5. 取水と水の戻り地点及び水の戻り量 <p>第25条:取水許可証の有効期間は5年とする、最長でも10年以内とする。延期の場合は、有効期限まで45日前に延期申請を必要とする。</p> <p>第27条:取水権がある部門或は個人が産業構造転換などの節水措置により節約した水資源を主管部門の許可の下、有償転換することができる</p>
水資源費の徴収と使用管理	<p>なし</p>	<p>第28条:取水部門と個人は水資源費を納入すべき</p> <p>第31条:水資源費は取水審査許可部門が徴収する。流域部門許可した取水の場合に取水口の位置する省(自治区)が徴収する。</p> <p>第36条:徴収された水資源費は全額を財政予算に編入する。主に水資源の節約・保護・管理と水資源の合理的な開発に使用する。</p>
監督管理	<p>なし</p>	<p>第39条:年度水量分配方案は批准された水量分配方案と実際水使用量・産業用水定額・年度予測水資源量などによって、制定する。国家指定する河川・湖の年度水量分配方案は流域管理部門と関連省(自治区)政府水管理部門と共同に制定する。</p> <p>第42条:取水部門は毎年の12月31日までに本年度の取水状況と次年度の取水計画を提出すること。</p> <p>第44条:連続に2年取水しない場合は取水許可証を無効とする。</p>
法律責任	<p>第28条:以下ことに対して、申請許可部門は期限内で違法行為を停止するように要請する。嚴重の場合に取水許可証を取消とする。</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 規定通りに取水しない場合 2. 水量計量器を設置しない場合 3. 取水量データなどの資料を提出しない或は偽りの資料を提示する場合 4. 取水許可部門の決定を無視する場合 5. 取得した水を売買した場合 	<p>第52条:以下ことに対して、申請許可部門は期限内で違法行為を停止するように要請し、5000元から2万元までの罰金を徴収する。嚴重の場合に取水許可証を取消とする。</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 年度取水状況を報告しない場合 2. 監督検査を拒絶し、偽りがある場合 3. 河川に戻る水の水質が規定に達してない場合 <p>増設した条項</p> <p>第50条:偽りの資料を提出の場合に2万元から10万元までの罰金を徴収する。嚴重の場合に取水許可証を取消とする。</p> <p>第53条:水量計量器具を設置しない場合は5000元から2万元までの罰金を徴収する。嚴重の場合に取水許可証を取消とする。</p>

AN ANALYSIS OF POPULATION MIGRATION AND ITS ENVIRONMENTAL IMPLICATIONS IN CHINA: APPLICATION TO DOMESTIC WATER USE

Ji HAN¹, Akio ONISHI², Hiroaki SHIRAKAWA³ and Hidefumi IMURA⁴

¹PhD Student, Graduate School of Civil Engineering, Nagoya University
(Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8601, Japan)
E-mail: hanji@urban.env.nagoya-u.ac.jp

²Researcher, Research Institute for Humanity and Nature
(457-4 Motoyama, Kamigamo, Kita-ku, Kyoto 603-8047, Japan)
E-mail: akio123@topaz.ocn.ne.jp

³Research Assistant, Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University
(Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8601, Japan)
E-mail: sirakawa@urban.env.nagoya-u.ac.jp

⁴Professor, Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University
(Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8601, Japan)
E-mail: imura@genv.nagoya-u.ac.jp

This paper studies China's population migration and its environmental implications taking domestic water use as an example. Firstly, mechanisms of population migration between provinces and between rural and urban areas are analyzed by regression models. Secondly, future scenarios integrating economic development, population migration and urbanization up until 2020 are developed. Finally, the implication of population migration for domestic water use is examined.

The major findings are as follows: a) income gap, migration stock and distance are main determinants of inter-provincial migration; b) In 2020, population migration will cause domestic water use increase by 7.2% in Eastern Region, and decrease by 5.5% and 4.9% in Middle and Western Regions respectively.

Key Words: Environmental issues in China, Domestic water use, Population migration, Urbanization

1. INTRODUCTION

Since the start of economic reform in 1978, China has been experiencing a dramatic transition from a planned economy to a market economy. Uneven regional economic development has created a massive population migration in the past two decades. As a result, urbanization in China is taking place rapidly because of the large flow of rural to urban migration. From 1978 to 2000, China's urbanization level in terms of the ratio of urban population to the total one grew from 18% to 36%, while the total urban population increased from about 170 million to 460 million people. During the period of 1995 to 2000, the total migration amounted to 128 million people¹. What do this timing and magnitude of urbanization imply? What is the mechanism of population migration? And more importantly, what the regional environment change will take place due to the population migration and urbanization in China? Although the environmental implications caused by population migration cover many aspects, such as water use, energy consumption, land use change and environmental pollution, this paper just emphasizes on domestic water use as an example, because among the total water use, domestic water use is always given the top priority in water supply and planning, it is directly linked to the public health and regarded as one of the important premises for urban and economic development.

Regarding China's population migration issue, many studies have been conducted in the last decade. As a macro-level study, Wu *et al.* (1996) surveyed the literature on China's rural-to-urban labor migration²). Wang *et al.* (1999) pointed out that huge urban-rural income gap and massive rural surplus labor were the main drivers of the rapid increase of immigrants in cities³). Seeborg *et al.* (2000) adopted sociological theories to

supplement the neoclassical explanation of rural-urban migration in China⁴). Wu *et al.* (2003) established an economic model to explain rural-urban migration theoretically and tested it with empirical data⁵). Yan (2004a) used national census data and examined the driving forces of inter-provincial migration by using a regression model¹¹). IIASA (2003a, b) summarized the historical characteristics of China's demographic changes and projected their future development^{6, 7}). In the micro-level studies, Zhao (1999) used questionnaires on migrants from rural to urban areas to analyze the motivation of individual migrants⁸). Liang (2004) analyzed the patterns and social characteristics of temporary migrants⁹). Yan (2004b) modeled the choice and schedule of individual migrant with different age and living condition¹⁰). These studies provide a useful insight into the actual situation. However, most of them focused on the whole China, and the regional disparities of population migration and environmental implications caused by migration have not yet been analyzed.

Water resource issues in China have been paid much attention nationally and internationally. Chinese Academy of Engineering (2001) evaluated the current water resource issues and analyzed the future trend of water supply and demand¹¹). World Bank (2001) focused on water resource and demand management issue in north China¹²). Japan Bank for International Cooperation (2004) studied the water supply and demand balance in China's Yellow River Basin¹³). All of these studies analyzed water resource in China comprehensively. However, while evaluating the socio-economic development, especially the population growth, most of the studies just extrapolate the historical trend, neglecting population migration under specific socio-economic development.

In order to overcome the shortcomings of previous studies, this paper uses the works of previous studies as a baseline, and explores particular socio-economic scenarios to consider population migration (as shown in Fig. 1). It attempts to a) characterize the population migration and urbanization phenomena in China; b) analyze the mechanism of population migration by using both nationwide time-series data and 2000 census data; c) formulate scenarios of economic development, population migration and urbanization in China toward the year 2020 by considering possible socio-economic development in the future; d) evaluate the implication of population migration for domestic water use.

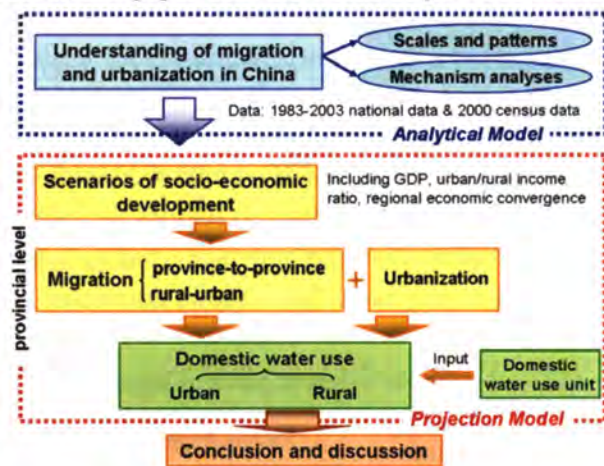
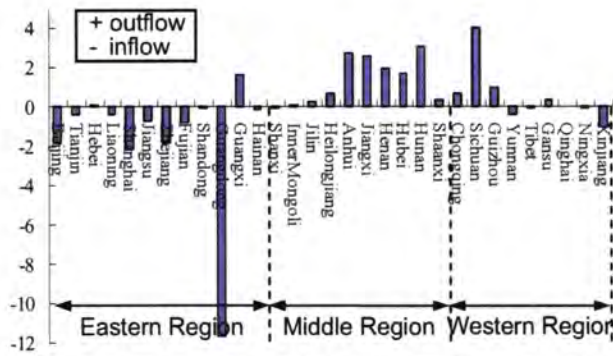


Figure 1 Flow chart of this study

2. POPULATION MIGRATION AND URBANIZATION IN CHINA

(1) Scales and contribution of rural-to-urban migration to urbanization 1983-2003

According to the 5th National Census in 2000, within the total 128 million migrants, 73% were identified as the intra-provincial migrants, while 27% belonged to inter-provincial migration. As showed in Fig. 2 and 3, the migration was primarily from the middle and western regions toward the eastern region. Guangdong, Shanghai, Zhejiang and Beijing became the concentrated centers. While Sichuan, Hunan, Anhui, Jiangxi were the largest senders of emigrants.



Notes: Eastern Region includes: Beijing, Tianjing, Hebei, Liaoning, Shanghai, Jiangsu, Zhejiang, Fujian, Shandong, Guangdong, Guangxi, Hainan. Middle Region includes: Shanxi, Inner Mongolia, Jilin, Heilongjiang, Anhui, Jiangxi, Henan, Hubei, Hunan. The rest belong to Western Region.

Figure 2 Provincial-level net in and out population migration (Unit: million)

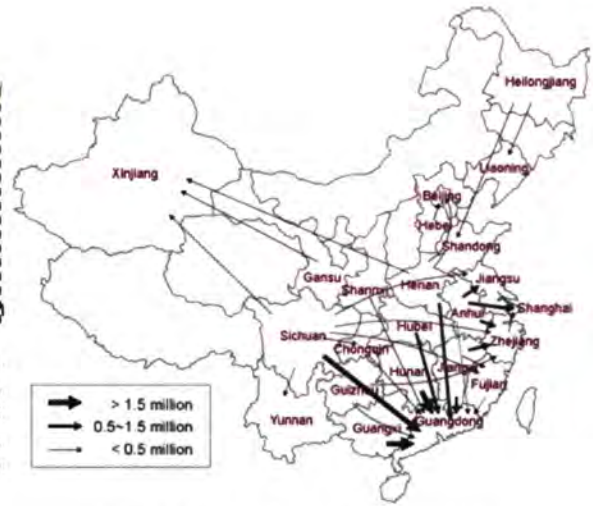


Figure 3 The 31 largest inter-provincial migration flow in 1995-2000 in China

(2) Empirical analyses of the mechanism of population migration

In order to further describe the patterns and mechanisms of population migration, an analytical model is established based on the cross-section data of 2000 Census.

$$\ln M_{ij} = C + \alpha_1 \ln(Y_j / Y_i) + \alpha_2 \ln(GDPR_j / GDPR_i) + \alpha_3 \ln(M_{ij} / \sum M_{ij}) + \alpha_4 \ln(DIS_{ij}) + \alpha_5 \ln(U_j / U_i) + \alpha_6 \ln(S_j / S_i) \quad (2)$$

where, M_{ij} is migration from province i to j ; Y is provincial per capita income; $GDPR$ is annual growth rate of provincial GDP ; $M_{ij} / \sum M_{ij}$ is migration stock (measured by the proportion of emigrants from province i to each immigration province j . It implies the influence of old migrants on new migrants who plan to move); DIS_{ij} is distance between province i and j ; U is urban unemployment rate; S is share of the 2nd and 3rd industrial employment. Tab. 1 shows the results. The major findings are as follows.

Table 1 Determinants of inter-provincial migration in China (with stepwise estimation)

Independent variables	Eastern Region		Middle Region		Western Region		Whole China	
	Coefficients	t statistic	Coefficients	t statistic	Coefficients	t statistic	Coefficients	t statistic
Y	0.84***	10.58			0.43**	2.39	0.62***	9.53
$GDPR$					2.90***	7.17		
$Mstock$	0.77***	20.84	0.72***	21.52	0.66***	12.55	0.64***	23.89
DIS	-0.28***	-3.42	-0.42***	-5.00	-1.13***	-7.96	-0.83***	-13.17
$Unemploy$								
S			0.92***	6.59				
Constant	5.25***	9.98	6.69***	11.81	10.50***	11.63	8.74***	20.56
Adjusted R^2	0.77		0.82		0.61		0.65	
F statistic	385.06***		433.87***		107.40***		567.27***	

*Level of significance: 10%; **Level of significance: 5%; ***Level of significance: 1%.

In whole China, income gap and migration stock have significant and positive effects on migration, while distance has a significant and negative effect on migration. In sum, the most important determinants of inter-provincial migration are income gap, migration stock and distance. Income gap and migration stock encourage migration while the distance discourages migration.

3. SCENARIOS OF POPULATION MIGRATION AND IMPACT ON DOMESTIC WATER USE

(1) Projection of population migration

This projection starts from Lowry's migration model and substitutes some variables for more readily available data.

$$M_{ij} = k \frac{U_i}{U_j} \times \frac{y_j}{y_i} \times \frac{P_i P_j}{D_{ij}} \quad (3)$$

Where, M_{ij} is migration from province i to j ; U is the unemployment rate; y is average provincial per capita income; P is provincial population; D_{ij} is the distance between province i and j ; k is a constant. Suppose the new income in province i after the migration can be expressed like $y_i' = y_i + \Delta y_i$ then to first order,

$$\Delta\left(\frac{y_j}{y_i}\right) \approx \left(\frac{y_j}{y_i}\right) \cdot \left(\frac{\Delta y_j}{y_j} - \frac{\Delta y_i}{y_i}\right) \quad (4)$$

Ignoring the second-order effect of changes in population due to migration and changes in unemployment associated with income change, we obtain

$$\Delta M_{ij} \approx M_{ij,t-1} \left(\frac{\Delta y_j}{y_{j,t-1}} - \frac{\Delta y_i}{y_{i,t-1}} \right) \quad (5)$$

In this exercise, the relative unemployment UE_i/UE_j is neglected, because the unemployment rate in provinces are quite similar according to the published statistical data in China. Using Eq. (5), the net inflow migrants to province i is

$$\text{NETM}_{i,t} = \sum_{j \neq i} (M_{ji} - M_{ij})_t = \text{NETM}_{i,t-1} + \sum_{j \neq i} (M_{ji} + M_{ij})_{t-1} \left(\frac{\Delta y_i}{y_{i,t-1}} - \frac{\Delta y_j}{y_{j,t-1}} \right) \quad (6)$$

Here, Eq. (6) is used for the projection of inter-provincial migration.

Similar to Eq. (6), the net inflow of migrants to urban is

$$\text{NETM}_{u,t} = -\text{NETM}_{r,t} = (M_{ru} - M_{ur})_t = \text{NETM}_{u,t-1} + (M_{ru} + M_{ur})_{t-1} \left(\frac{\Delta y_u}{y_{u,t-1}} - \frac{\Delta y_r}{y_{r,t-1}} \right) \quad (7)$$

Eq. (7) is used for the projection of rural-urban migration.

(2) Projection of economic development

In order to achieve the target of sustainable development of whole nation, regional convergence must be considered as an important policy focus in the model. The model is based on the following hypotheses: Firstly, if other things being equal, per capita GDP growth rate is higher for regions with lower per capita GDP. Secondly, per capita income is a constant proportion of per capita GDP. Over the whole scenario, they share the same growth rate. Each province converges in the following way.

$$r = r_0 - \chi \lambda \ln(y/y_0) \quad (7)$$

Where, r is the growth rate of the provincial per capita income y ; r_0 is the growth rate of per capita income y_0 in the reference region; λ is the coefficient, set as 2.5% (Barro and Martin, 2003); χ is the economic convergence parameter of each province.

As for the urban/rural income ratio, provinces within the region converge toward the target over scenario at a convergence rate. Since there are no data that directly give an estimate for this rate. There are only data for the change of urban/rural income ratio. Between 1978 and 2003, the national ratio varied between -5% and 5% annually. Based on the historical performance, a convergence rate of 5% per year is assumed. We set

the national target that urban/rural income ratio will decrease at the rate of 0.4% per year.

(3) Projection of domestic water use

In this model, provincial domestic water use (PW) can be calculated as:

$$PW = \text{urban pop.} \times \text{urban domestic water use unit} + \text{rural pop.} \times \text{rural domestic water use unit} \quad (8)$$

Where, domestic water use unit in rural and urban areas are estimated according to the research result of Chinese Academy of Engineering (Liu and Chen, 2001). In scenario analyses, urban domestic water use unit will increase to 209 L/(person•d) in 2020. And the rural unit will increase to 105 L/(person•d) in 2020.

(4) Model results

Tab. 2 shows some major results of socio-economic development. Fig. 4 shows two different methods in evaluating domestic water use. Method A considers the effect of population migration and urbanization by using the projection models stated above. Method B just bases on the observation of historical patterns, and then extrapolates the domestic water use.

Table 2 Selected outputs from projection models

	Regions	2000	2005	2010	2015	2020
GDP (trillion yuan)	China	9.72	13.74	19.27	26.52	36.32
	Eastern	5.77	8.14	11.38	15.63	21.38
	Middle	2.79	3.94	5.52	7.57	10.33
	Western	1.15	1.66	2.37	3.31	4.61
Population (million)	China	1,242	1,282	1,321	1,359	1,398
	Eastern	528	553	579	607	636
	Middle	468	476	484	490	496
	Western	247	253	258	262	267
Urbanization n (%)	China	35.96	39.30	44.44	49.64	54.74
	Eastern	44.96	48.06	54.55	60.85	66.72
	Middle	31.38	35.34	39.54	43.90	48.36
	Western	24.50	27.60	30.92	34.42	38.07

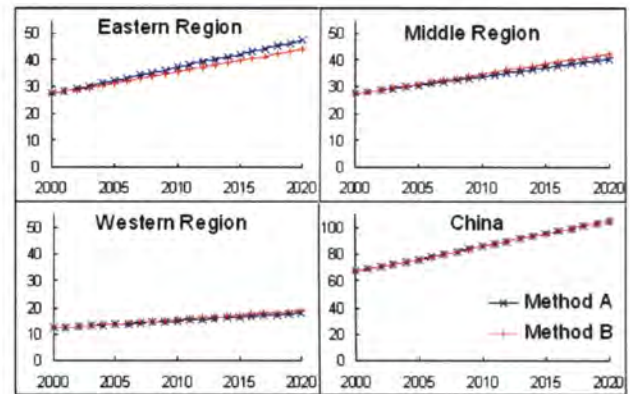


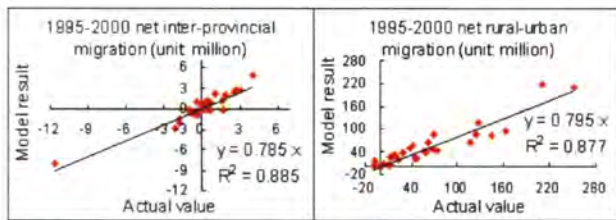
Figure 4 Regional domestic water use (unit: billion m³)

In whole China, the domestic water use estimated by method A and B are nearly the same. But in the eastern region, domestic water use affected by population migration is larger than the value just extrapolated by historical trend. While the situations in the middle and western regions are opposite. Apparently, because of population migration, large amount of people will move to eastern provinces and urban areas, which will definitely cause the disparity of domestic water use among regions. If just estimating the domestic water demand without tying to specific socio-economic and policy influences, the result of projected future domestic water use will deviate largely from the possible amount.

(5) Model verification

In order to verify the validities of equations in projecting population migration, models are modified to start from 1990 by using the 1990 census data to simulate the net inter-provincial and rural-urban migration till 2000 and results are compared with actual migration data in 2000 census. As shown in Fig.6, R² in each case is high, proving that models in this paper are acceptable and reasonable for evaluation.

In addition, actual population, urbanization level and GDP of each province in 2004 are compared with model results respectively. As shown in Fig. 7, R² in each case is close to 1.0.



(1) Data source: the 1990 census (NBS, 1993); the 2000 census (NBS, 2002).

(2) Data source: China Statistical Yearbook 2005 (NBS, 2006); China Population Statistical Yearbook 2005 (NBS, 2006).

Figure 6 Model verification (1)

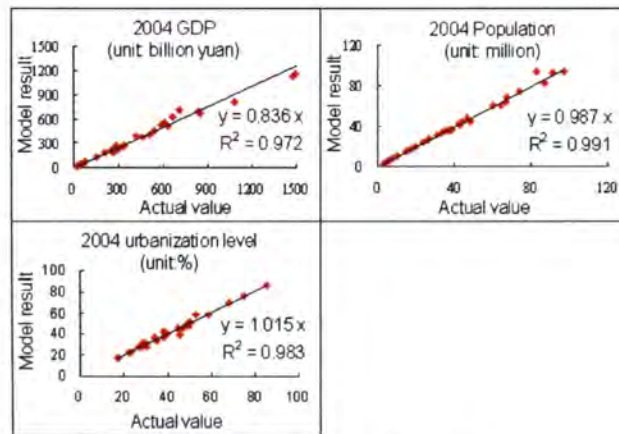


Figure 7 Model verification (2)

4. CONCLUSION AND DISCUSSION

In China, large flows of population migration, rapid urbanization and their environmental implications have been paid wide attentions in recent years. This paper tries to understand the historical trend and mechanism of population migration, and project its implication for domestic water use. The main findings are as follows.

- The main source of China's urbanization in the past two decades is the rural-to-urban migration, which shares about 80% of total urban population growth.
- The most important determinants of inter-provincial migration in China are income gap, migration stock and distance. Income gap and migration stock encourage migration while the distance discourages migration.
- Due to the uneven regional economic development, large amount of people move from Western and Middle Regions to Eastern Region, particularly from rural to urban areas. This also results in the disparity of domestic water use among regions. Comparing with the case neglecting population migration, in 2020, population migration will cause the amount of domestic water use increasing by 7.2% in Eastern Region, while decreasing by 5.5% and 4.9% in Middle and Western Regions respectively.
- This paper integrates specific socio-economic development such as regional economic convergence and population migration, etc. with the implication for domestic water use, which are usually neglected in conventional studies. The validities of model results are high and acceptable.

This paper presents a method to evaluate the future population migration between provinces and between rural and urban areas, together with income distribution, urbanization and etc. in China. By using the results, we can apply them for further studies. For example, by taking into account the regional water supply capacity, regional water balance affected by population migration and urbanization can be evaluated. Moreover, by adding assumptions to the projection models, the authors plan to study environmental implications of population migration and urbanization with respect to urban housing issues, energy consumption issues, land use changing issues and environmental pollution issues, etc. in the future.

ACKNOWLEDGEMENT: Financial assistance for this work was provided by the Research Institute for Humanity and Nature in Japan, under the project "Fast water cycle change and its implications in Yellow River Basin, China".

REFERENCES

- 1) S.P. Yan, Inter-provincial migration and its determinants in China. *Asian Economy*, 45(4), 2-20, 2004. (in Japanese)
- 2) H.X. Wu and Z. Li, Rural-to-urban migration in China. *Asian-Pacific Economic Literature*, 11, 54-67, 1996.
- 3) F. Wang and X. Zuo, Inside China's cities: Institutional barriers and opportunities for urban migrants. *American Economic Review*, 89(2), 276-280, 1999.
- 4) M.C. Seeborg, Z. Jin and Y. Zhu, The new rural-urban labor mobility in China: Causes and implications. *Journal of Socio-Economics*. 29, 39-56, 2000.
- 5) Z. Wu and S. Yao, Intermigration and intramigration in China: A theoretical and empirical analysis. *China Economic Review*, 14, 371-385, 2003.
- 6) F. Toth, G.Y. Cao, H. Eva, Regional population projections for China. *IIASA Interim Report IR-03-042*. 2003.
- 7) S. Liu, X. Li and M. Zhang, Scenario analysis on urbanization and rural-urban migration in China. *IIASA Interim Report IR-03-036*. 2003.
- 8) Y. Zhao, Labor migration and earnings differences: the case of rural China, *Economic Development and Cultural Change* (July), 767-782. 1999.
- 9) Z. Liang, Patterns of migration and occupational attainment in contemporary China: 1985-1990, *Development and Society*, 33(2), 251-274, 2004.
- 10) S.P. Yan, Model population migration schedule and choice. *Asian Economy*, 45(9), 2-22, 2004. (in Japanese)
- 11) Chinese Academy of Engineering, A Series of Reports on Water Resource Strategies for China's Sustainable Development. Vol.1-9, CWHR Press. 2001. (in Chinese)
- 12) The World Bank, China Agenda for Water Sector Strategy for North China, Vol.1-4, 2001.
- 13) JBICI, *Water resources in North China, analyses of water supply and demand balance in Yellow River Basin*. Research paper No.28, 2004. (in Japanese)
- 14) F. Cai and D.W. Wang, Population migration as marketization: Analysis of 5th census data. *Population Science of China*, 5, 11-19, 2003. (in Chinese)
- 15) J.R. Harris and M.P. Todaro, Migration, unemployment and development: A two-sector analysis. *American Economic Review*, 60, 126-142, 1970.
- 16) Ira. Lowry, Migration and metropolitan growth: Two analytical models. San Francisco: Chandler Publishing Company. 1966. (cited in "Gravity Models", available at <http://faculty.washington.edu/krume/systems/gravity.html>)
- 17) The Proposals for Establishing National 11th Five-Year Plan. (in Chinese, available at <http://gov.people.com.cn/GB/46742/3781970.html>).
- 18) Eric Kemp-Benedict, *Background report on quantitative scenarios: For the CCICED SUS Task Force*, 2005.
- 19) Barro R.J., and Xavier Sala-i-Martin, *Economic Growth, 2nd Edition*, Cambridge, MIT Press, 2003.

**Assessing the Effect of Grain for Green Policy in China:
How Much Soil Erosion Will Be Controlled?**

Xin CAO¹ and Hidefumi IMURA²

1. Graduate School of Engineering, Nagoya University, Nagoya 466-8603, Japan

Email: h055107d@mbox.nagoya-u.ac.jp

2. Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University, Nagoya 466-8603, Japan

Email: imura@genv.nagoya-u.ac.jp

Abstract: Since 1999, the **Grain for Green** policy has been implemented in Shaanxi, Sichuan and Gansu province, China. The aim of the policy is to control the soil erosion and desertification in the ecological vulnerable regions. This research assessed the impact of the Grain for Green policy on soil erosion using universal soil loss equation (USLE) in Yanhe basin, Shaanxi province. DEM, meteorological data, GIS land cover and Landsat ETM+ data were collected to calculate soil erosion in 2000 as the start year of the policy. Then the scenarios of the reforestation over 25d, 20d and 15d sloping farmlands were produced to predict the soil loss after the policy has been fully implemented. The results indicated that if over 25d, 20d or 15d slope farmlands were reforested, the percentages of soil erosion reduction would be 1.31%, 10.29% or 24.21% compared with 2000, respectively. For further soil erosion control, it was suggested to increase the vegetation coverage and improve the supporting practices for farmlands.

Key words: Grain for Green policy, soil erosion, USLE, farmland, slope

1. Introduction

Soil erosion by water is the most important land degradation problem in the world (Eswaran et al., 2001). Loess Plateau is the most heavily soil eroded region (Wang et al., 2005), the erosion modulus above 1000 t km⁻² y⁻¹ is 287,629 km², and the total soil loss is over 2.2 billion t y⁻¹ (Meng, 1996). As an importance source of sediment, the Loess Plateau transports 0.6 billion t y⁻¹ sand, or 37.5% of the total sediment to Yellow River (Ran et al., 2000).

In order to control the soil erosion and desertification in the ecological vulnerable regions, China started the policy of Grain for Green in the beginning of 21st century, through reforestation or grass-planting on sloping farmlands. The steps of the policy including:

- 1999: the Grain for Green policy was implemented in Shaanxi, Sichuan and Gansu as experimental provinces;
- 2000: Shaanxi enacted 'Measures of Grain for Green Policy: Engineering and Design in Shaanxi Province';
- 2002: the policy was expanded to 25 provinces of China;
- 2003: the 'Regulations of Grain for Green' was put in force.

According to the 'Planning of the sloping farmland reforestation engineering in Yellow River

Basin', the Grain for Green policy was divided into 3 stages: 2000-2010, 2011-2030, and 2031-2050. In recent stage (2000-2010), all farmlands on the slope over 25 degrees will convert into forest or grassland, and the reforestation will also be put in practice for the sloping farmland below 25 degrees in the latter stages (Pei et al., 2003).

Although the aim the policy it to control the soil erosion, the impact of the Grain for Green policy on soil erosion has not been assessed in the Loess Plateau. The objective of this research is to estimate the soil erosion controlled by the Grain for Green policy, using Universal Soli Loss Equation (USLE) proposed by Wischmeier and Smith (1978). First of all, the soil erosion in 2000 was calculated, as the start year of the policy. Then based on the assumption of the reforestation over 25, 20 or 15 degrees sloping farmlands, the reforested farmlands scenarios were predicted when the policy had been fully implemented. Finally, the effects of soil erosion reduction were assessed based on the scenarios.

2. Study area and data

The study area is located in the Loess Plateau, north of Shaanxi province, China. There are three watersheds in the study area, Yanhe River, Qingjianhe River and Yunyanhe River, which are the branches of Yellow River. The area of the whole basin (Yanhe basin in short) is about 18131.77 km², annual mean precipitation is about 480mm, mean temperature is 9~14°C, annual mean evapotranspiration is 1500~2000mm. The total sediment of Qingjianhe River, Yanhe River, and Yunyanhe River are 37.0, 49.8 and 3.1 million t y⁻¹, respectively (Ran et al., 2000).

Fig. 1 indicates the location, DEM and slope of Yanhe basin. Three main branches are marked, the upper one is Qingjianhe River, the middle one is Yanhe River, and the lower one is Yunyanhe River.

The data used in this research include:

(1) Digital Elevation Model (DEM) data

The DEM data are provided by SRTM with spatial resolution of 90m. The missing values (void) were detected and filled up by interpolation. The slope of Yanhe Basin was computed in ArcGISTM based on DEM data (Fig. 1), and resampled to 30m resolution.

(2) Land cover map

The land cover map of 2000 was derived from classification of Landsat ETM+ (Enhanced Thematic Mapper plus) data. The primary land cover types are farmland, forest, grassland, water, urban/city and bare land. Fig 2 shows the land cover map of the study area.

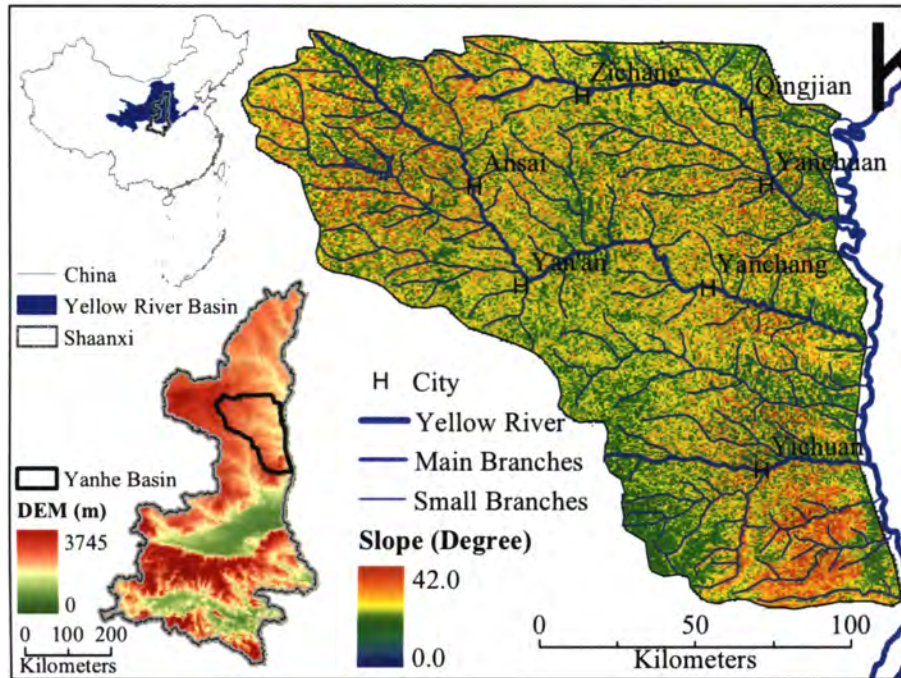


Fig.1 The location of study area

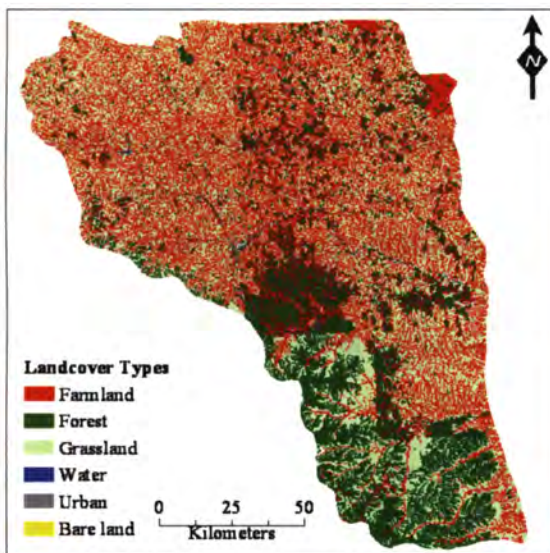


Fig. 2 Land cover map of Yanhe basin

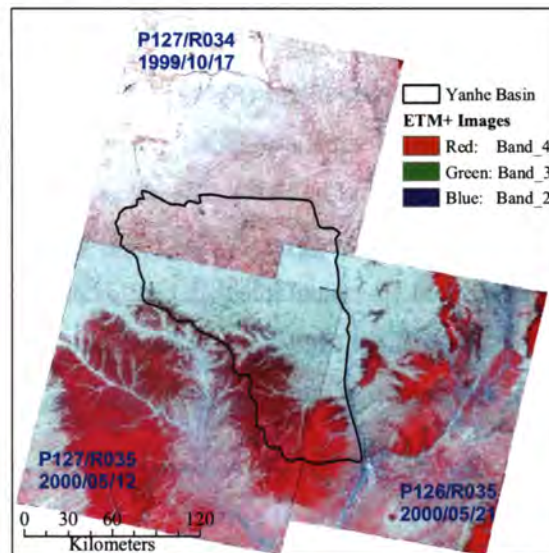


Fig. 3 Landsat ETM+ images

(3) Meteorological data

Only Yan'an station in Yanhe Basin is available. The daily rainfall data of 2000 was used for whole basin instead of interpolation by neighborhood stations, since interpolation would produce uncertain errors.

(4) Remote sensing data

Three Landsat ETM+ data were collected, one was acquired in 1999, the other two were 2000. The EMT+ data were geometrically referenced, radiometrically rectified and atmospherically corrected, and then produced reflectance images. The original spatial resolution of 28.5m was resampled to 30m. Fig 3 shows the mosaic of the three images covering the entire Yanhe basin.

3. Method

Water soil erosion is predominated by climatic characteristics, topography, soil properties, vegetation, and land management (Vrieling, 2006). The Universal Soil Loss Equation (USLE, Wischmeier and Smith, 1978) and Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE, Renard et al., 1997) were developed to estimate the potential soil erosion. Both of the models were used widely in Loess Plateau (Fu, 1997; Liu et al., 1999; Zhang et al., 2004; Pan and Dong, 2006). By USLE and RUSLE, soil erosion is calculated as:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (1)$$

where

A = annual soil loss ($\text{t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$)

R = rainfall erosivity factor ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$)

K = soil erodibility factor ($\text{t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)

L = slope length factor (unitless)

S = slope steepness factor (unitless)

C = cover and management factor (unitless)

P = conservation supporting practices factor (unitless)

3.1 Rainfall erosivity factor (R)

The rainfall erosivity factor (R) represents the effect of rainfall intensity on soil erosion (Wischmeier and Smith, 1978). The calculation of R -factor requires detailed and continuous rainfall data, since it is computed by the sum of the erosivity of individual storms, whose total energy (derived from maximum 30-minute intensity (I_{30})) is directly related to the erosivity. However, the detailed data for each storm is not available in Yanhe basin. An alternative of R calculation was given by Arnoldus (1981), using monthly rainfall data:

$$R = \left[4.17 \times \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{P_i^2}{P} \right) \right] - 152 \quad (2)$$

where P_i is the monthly rainfall (mm) in month i , and P is the annual rainfall (mm).

The rainfall data of Yan'an in 2000 was used to represent the whole basin. The total rainfall of Yan'an in 2000 was 367.3mm. Based on Fig. 4, which indicates the monthly accumulative rainfall (excluding snow) measured at Yan'an in 2000, R equals $108.501 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

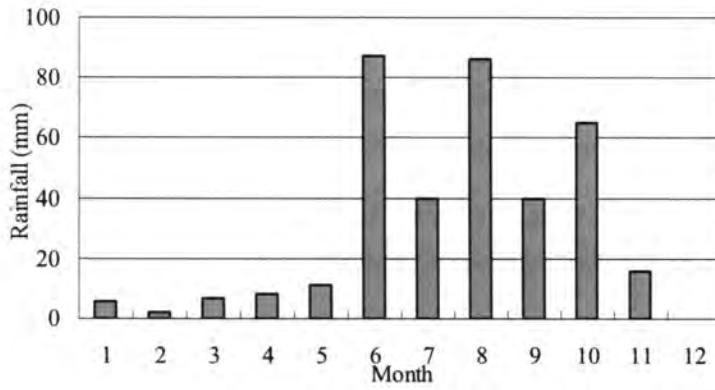


Fig. 4 Monthly rainfall data measured at Yan'an in 2000

3.2 Soil erodibility factor (K)

The soil erodibility factor (K) represents the long-term soil and soil profile response to the erosive power associated with rainfall and runoff. Romken (1983) gave a calculation of soil erodibility factor (K) as following:

$$K = 0.0034 + 0.387 \exp\left(-0.5\left(\frac{\log D_g + 1.5333}{0.7671}\right)^2\right) \quad (3)$$

where D_g is the size of soil particulates. Based on the soil components measured at Ansai (Table 1, provided by Zhang et al., 2004 and Meng, 1996), the K is $0.390 \text{ t h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$.

Table 1 The soil components measured at Ansai

Component	Percent (%)	Size (mm)
Sand	19.0	>0.05
Silt	65.2	0.005-0.05
Clay	15.8	<0.005
Organic matter	0.63	/

3.3 Slope steepness factor (S)

Using DEM data, the pixel slope is calculated as:

$$\theta_i = \max\left(\tan^{-1}\left(\frac{h_i - h_j}{D}\right)\right) \quad (4)$$

where θ_i ($^\circ$) is the slope of the pixel i , h_i is the DEM altitude of the pixel, h_j is the j -th altitude at 8-direction neighbored to the pixel i , D is the distance between pixel i and j . In the horizontal and perpendicular directions, $D = d$ (d is the pixel size); in diagonal directions, $D = \sqrt{2}d$. The slope of Yanhe basin is shown in Fig. 1.

The slope steepness factor is calculated as (Renard et al., 1997):

$$S = \begin{cases} 10.8 \sin \theta + 0.03 & (\theta < 5.14^\circ) \\ 16.8 \sin \theta - 0.50 & (\theta \geq 5.14^\circ) \end{cases} \quad (5)$$

3.4 Slope length factor (L)

Slope length factor (L) is one of the main and most variable factors in both USLE and RUSLE. The calculations of L have been given by many authors. The calculation provided by USLE is:

$$L = (\lambda / 22.13)^m \quad (6)$$

where L is soil loss normalized to soil loss on the 22.13m long slope, λ (m) is slope length. Slope length is defined as the horizontal distance from the origin of overland flow to the point at which either the slope gradient decrease sufficiently for deposition to begin or the runoff water enters a well defined channel (Kim et al., 2005). The calculation of λ is based on the technique proposed by Ma et al. (2003). The exponent m was recommended as 0.2, 0.3, 0.4 and 0.5 for slope gradients less than 1%, 1-3%, 3.5-4.5%, and 0.5 or greater. RUSLE (Renard et al., 1997) also gave the calculation of the m , in which it would continue to increase with the slope steepness:

$$m = \beta / (1 + \beta) \quad (7)$$

$$\beta = (\sin \theta / 0.0896) / (3.0 (\sin \theta)^{0.8} + 0.56) \quad (8)$$

Liu et al. (2001) discussed the steep situation (slope gradient over 9%, $\theta > 5.14^\circ$) between USLE and RUSLE in Loess Plateau, and found even when slope gradient was 57.7% ($\theta = 30^\circ$) in Ansai, m value was about 0.4. However, there seems no convinced model covering all situations in Loess Plateau, and here the RUSLE calculation was used for L calculation. The SL map is shown in Fig. 6.

3.5 Cover and management factor (C)

The cover and management factor (C) is the ratio of soil loss from land cropped under specified conditions to the corresponding loss from clean-tilled, continuous fallow land (Wischmeier and Smith, 1978). Based on land cover data of Yanhe basin (Fig. 2), all land cover types have specific C values according to Table 2 (Liu and Luo, 2006).

Table 2 The land cover types and their C values

Land cover type	Area (km ²)	Percent (%)	C
Farmland	6659.78	36.73	0.46
Forest	3752.28	20.70	0.005
Grassland	7643.17	42.15	/
Water	30.87	0.17	0.0
Urban	43.17	0.24	0.08
Bare land	2.50	0.01	1.0
Total	18131.77	100.0	/

In Table 2, forest has the fixed C value. However, the vegetation coverage is directly related to soil erosion. Theoretically, when vegetation coverage c is above 78.3%, there would be little erosion; when $c < 0.1\%$, there is almost no resistance to water erosion (Romken, 1983). Then the C values for forest and grassland are calculated by the following equation:

$$C_{Forest,Grassland} = 0.6508 - 0.343 \log c \quad (0 < c < 78.3\%) \quad (9)$$

when $c \geq 78.3\%$, $C = 0$; $c \leq 0.1\%$, $C = 1$. According to the land cover map, the mean coverage of forest and grassland are 56.1% and 31.0%, and then the mean C values are 0.051 and 0.139, respectively.

Using Landsat ETM+ data, the coverage of vegetation is calculated by the following equations

$$c = \frac{NDVI - NDVI_S}{NDVI_V - NDVI_S} \quad (10)$$

$$NDVI = \frac{R_{NIR} - R_{RED}}{R_{NIR} + R_{RED}} \quad (11)$$

where c is vegetation coverage, $NDVI$ is the normalized difference vegetation index derived from reflectance at near-infrared and red (R_{NIR} and R_{RED}) bands. $NDVI_S$ is the $NDVI$ value of totally bare soil, and $NDVI_V$ is the $NDVI$ of 100% covered vegetation. Based on Chen et al. (2005), $NDVI_S=0.05$ and $NDVI_V=0.72$. The Landsat EMT+ images used in this study were daily data of Oct 17, 1999, and May 12 and 21, 2000 (Fig. 3). Then the vegetation coverage calculated from these single dates would represent the usual condition of year 2000.

3.6 Conservation supporting practices factor (P)

The supporting practices factor (P) represents the erosion prevention practices, such as altitude cropping, strip cropping and terraced cropping. In Shaanxi province, the percent of terraced farmland is about 20.9%; sloping farmland is about 58.3% (Zhang et al., 2005). Liu and Luo (2006) provided the

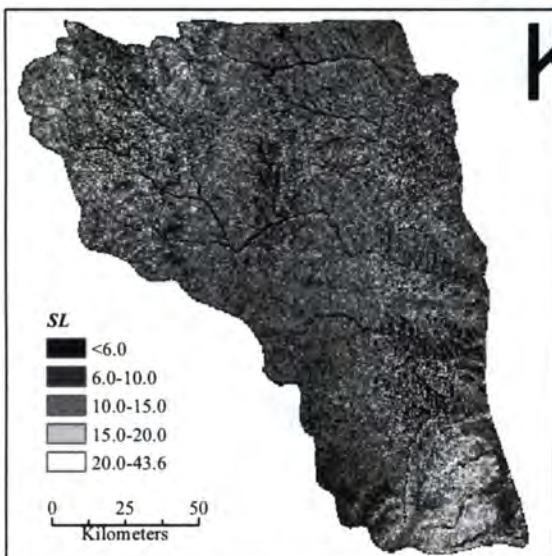


Fig. 5 SL map

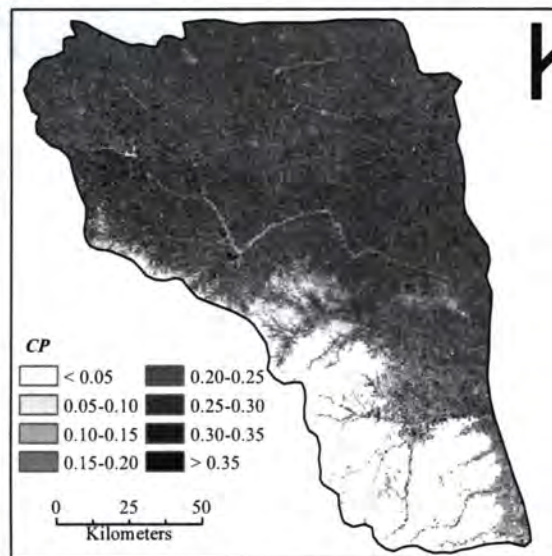


Fig. 6 CP map

P-factor values for supporting practices of all farmlands (Table 3). However, the distribution of all supporting practices is unknown in Yanhe basin, because it is difficult to recognize the supporting practices using 28.5m resolution remote sensing data. In this study, all farmlands used the *P*-factor values as strip farmland (for slope above 25d, *P* equals 1.0). The others land cover types, such as forest, grassland and urban, the *P* value is 1.0 since there are no supporting practices. The *CP* map of Yanhe basin is shown as Fig. 6.

Table 3 *P* values for various supporting practice factors

Slope (°)	Slope aspect farmland	Altitude farmland	Strip farmland	Terraced farmland
0.0–5.0	1.0	0.5	0.3	0.1
5.1–9.0	1.0	0.7	0.4	0.16
9.1–16.0	1.0	0.9	0.5	0.3
16.1–20.0	1.0	1.0	0.7	0.4
20.1–25.0	1.0	1.0	0.9	0.55

3.7 Scenarios of the reforested farmlands

Based on the three stages of the ‘Planning of the sloping farmland reforestation engineering in Yellow River Basin’, the prediction of reforested farmlands assumed that the sloping farmlands would be reforested gradually by the slope. In this study, three indices were given for the reforestation practice: > 25d, > 20d and >15d slope representing the recent stage, next stage and final aim of the Grain for Green policy, respectively. The scenarios of the reforested farmlands were produced by these three indices (Fig. 7, the scenarios of whole Yanhe basin; and Fig. 8, detailed scenarios and slope contour lines). The area of reforested farmlands for >25d, >20d and >15d scenarios are 53.43 km², 578.27 km², and 2244.73 km², respectively.

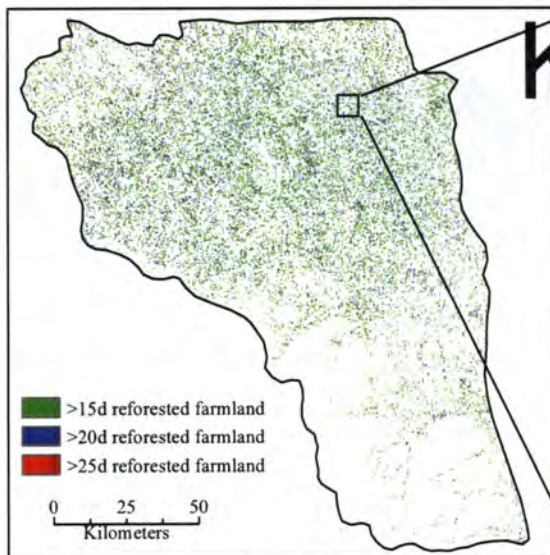


Fig. 7 Scenarios of reforested farmlands

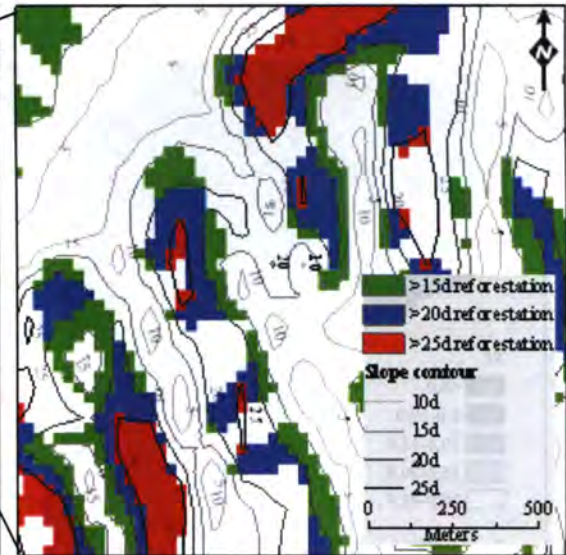


Fig. 8 Enlarged reforested farmlands

In USLE, the R , K , and SL factors of the scenarios are the same as 2000. The P values are assigned to 1.0 for reforested lands since there will be no supporting practices. The vegetation coverage of the reforested lands is set to 43.6% according to the mean coverage of the forest and grassland in 2000, since the reforested farmlands planted forest and grass 50% by 50% in Shaanxi province (Xie et al., 2002).

4. Results

Using the R , K , SL and CP factors of 2000 and three scenarios, the soil erosion maps were calculated based on USLE model. According to the criteria of soil erosion intensity provide by Chinese Ministry of Hydrology (Table 4), the computed A ($t\ ha^{-1}\ year^{-1}$) was converted into the erosion modulus ($t\ km^{-2}\ y^{-1}$). The classified results were shown in Fig. 9~12.

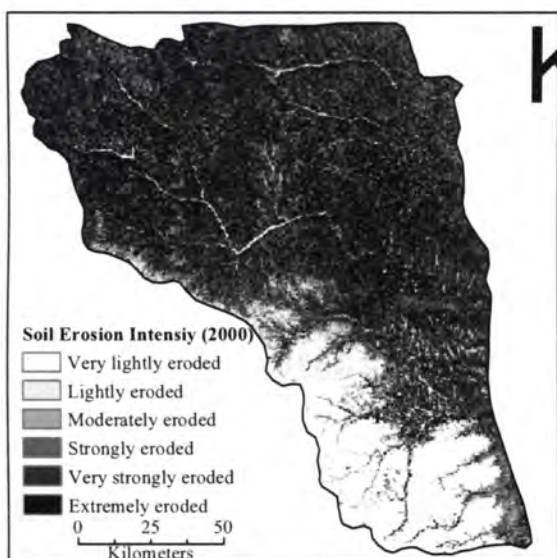


Fig. 9 USLE result 2000

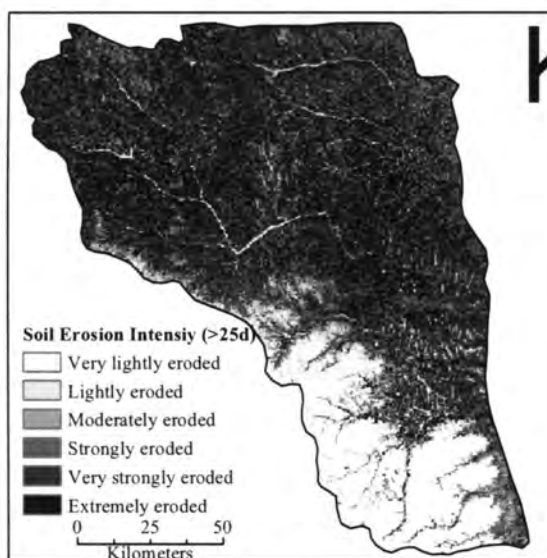


Fig. 10 USLE result for >25d reforested farmlands

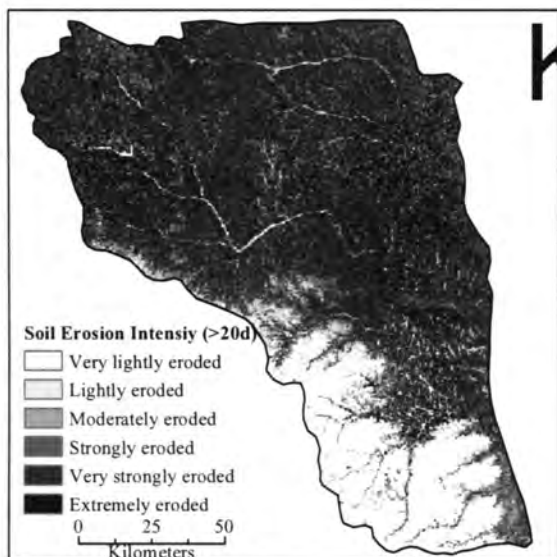


Fig. 11 USLE result for >20d reforested farmlands

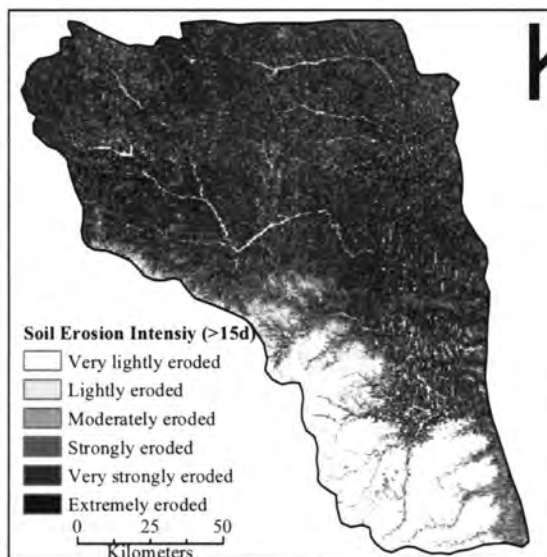


Fig. 12 USLE result for >15d reforested farmlands

Table 4 The criteria of soil erosion intensity

Degree of soil erosion	Average erosion modulus ($t\ km^{-2}\ y^{-1}$)	Average loss thickness ($mm\ y^{-1}$)
Very lightly eroded	<1000	<0.74
Lightly eroded	1000–2500	0.74–1.9
Moderately eroded	2500–5000	1.9–3.7
Strongly eroded	5000–8000	3.7–5.9
Very strongly eroded	8000–15000	5.9–11.1
Extremely eroded	>15000	>11.1

4.1 The soil erosion in 2000

The statistics of the soil erosion in 2000 were shown in Table 5–7. Mean erosion modulus is $9430.25\ t\ km^{-2}\ y^{-1}$, and total soil loss is $170986972\ t\ y^{-1}$ in 2000 (Fig. 9). The whole Yanhe basin is in ‘very strongly eroded’ class, and the 18.28% extremely eroded area provides 45.80% soil loss (Table 5). For sloping farmland, the erosion modulus increases dramatically with the slope rising (Table 6), which implies the necessity of the Grain for Green policy to control soil loss in Loess Plateau.

Table 5 The degree of soil erosion of 2000

Degree of soil erosion	Soil loss($t\ y^{-1}$)	Soil loss (%)	Eroded area (km^2)	Eroded area (%)
Very lightly eroded	438752	0.26	2941.70	16.22
Lightly eroded	2000230	1.17	1158.90	6.39
Moderately eroded	9077390	5.31	2383.51	13.15
Strongly eroded	16700200	9.77	2503.60	13.81
Very strongly eroded	64463000	37.70	5829.17	32.15
Extremely eroded	78307400	45.80	3314.89	18.28
Total	170986972	100	18131.77	100

Table 6 The statistics of the slope farmlands of 2000

	0°–5°	5°–10°	10°–15°	15°–20°	20°–25°	>25°	Total
Area (km^2)	409.40	1626.53	2379.12	1666.46	524.84	53.43	6659.78
Percent in farmland (%)	6.15	24.42	35.72	25.02	7.88	0.80	100.0
Percent in total area (%)	2.26	8.97	13.12	9.19	2.89	0.29	36.73
Mean erosion modulus ($t\ km^{-2}\ y^{-1}$)	891.6	4552.3	10107.7	20215.2	37169.6	52069.2	/

Table 7 The land cover types and their mean erosion modulus of 2000

Land cover type	Mean erosion modulus ($t\ km^{-2}\ y^{-1}$)
Farmland	13182.8
Forest	4451.6
Grassland	8674.3
Water	0.0
Urban	2086.7
Bare land	39774.0

4.2 Scenario of >25d

For the scenario of over 25d slope farmlands being reforested, the mean erosion modulus is $9306.31 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$, and total soil loss is $168739772 \text{ t y}^{-1}$ (Fig. 10). The whole Yanhe basin is in ‘very strongly eroded’ class. Compared with 2000, soil loss reduces by 1.31%; versus the farmlands over 25d slope is 0.29% in the whole Yanhe basin. The statistics of soil erosion map for the >25d scenario are shown in Table 8.

Table 8 The degree of soil erosion of >25d reforestation scenario

Degree of soil erosion	Soil loss(t y^{-1})	Soil loss (%)	Eroded area (km^2)	Eroded area (%)
Very lightly eroded	438752	0.26	2941.70	16.22
Lightly eroded	2000230	1.19	1158.90	6.39
Moderately eroded	9077390	5.38	2383.51	13.15
Strongly eroded	16700200	9.90	2503.60	13.81
Very strongly eroded	64998000	38.52	5882.60	32.44
Extremely eroded	75525200	44.76	3261.46	17.99
Total	168739772	100	18131.77	100

4.3 Scenario of >20d

For the scenario of over 20d slope farmlands being reforested, the mean erosion modulus is $8460.29 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$, and total soil loss is $153400072 \text{ t y}^{-1}$ (Fig. 11). The whole Yanhe basin is still in ‘very strongly eroded’ class. Compared with 2000, soil loss reduces by 10.29%; versus the farmlands over 20d slope is 3.18% in the whole Yanhe basin. The statistics of soil erosion map for the >20d scenario are shown in Table 9.

Table 9 The degree of soil erosion of predicted >20d reforestation

Degree of soil erosion	Soil loss(t y^{-1})	Soil loss (%)	Eroded area (km^2)	Eroded area (%)
Very lightly eroded	438752	0.29	2941.70	16.22
Lightly eroded	2000230	1.30	1158.90	6.39
Moderately eroded	9077390	5.92	2383.51	13.15
Strongly eroded	19052500	12.42	2815.64	15.53
Very strongly eroded	66813900	43.56	6095.40	33.62
Extremely eroded	56017300	36.52	2736.62	15.09
Total	153400072	100	18131.77	100

4.4 Scenario of >15d

For the scenario of over 15d slope farmlands being reforested, the mean erosion modulus is $7147.29 \text{ t km}^{-2} \text{ y}^{-1}$, and total soil loss is $129593062 \text{ t y}^{-1}$ (Fig. 12). The whole Yanhe basin will upgrade into ‘strongly eroded’ class. Compared with 2000, soil loss reduces by 24.21%; versus the farmlands over 15d slope is 12.37% in the whole Yanhe basin. The statistics of soil erosion map for the >15d scenario are shown in Table 10.

Table 10 The degree of soil erosion of predicted >15d reforestation

Degree of soil erosion	Soil loss(t y ⁻¹)	Soil loss (%)	Eroded area (km ²)	Eroded area (%)
Very lightly eroded	438752	0.34	2941.70	16.22
Lightly eroded	2000230	1.54	1158.90	6.39
Moderately eroded	9247280	7.14	2417.61	13.33
Strongly eroded	28763400	22.20	4448.00	24.53
Very strongly eroded	61112400	47.16	5672.12	31.28
Extremely eroded	28031000	21.63	1493.44	8.24
Total	129593062	100	18131.77	100

5. Discussion and conclusion

This research assessed the impact of 'Grain for Green' policy of China on the soil erosion control. Using DEM, land cover, meteorological data and remote sensing data, the soil erosion map of Yanhe basin was calculated as the start year of the policy based on USLE model. The soil erosion modulus is about 9430.25 t km⁻² y⁻¹, and the whole basin is in 'very strongly eroded' class in 2000. According to Ran et al. (2000), the erosion modulus around Yanchuan and Ansai are over 10000 t km⁻² y⁻¹, along Yanhe river, the modulus is over 5000 t km⁻² y⁻¹, and in Yunyanhe river watershed, the modulus is between 1000~5000 t km⁻² y⁻¹. It proved that the USLE calculation in this research is quite reasonable.

Based on the stages of the policy implementation, three scenarios were produced, assuming >25d, >20d and >15d sloping farmlands would have been reforested gradually. Then the soil erosion value was estimated for each scenario. The results indicated that when >25d sloping farmlands were reforested, the total soil loss would reduce by 1.31%. Such little improvement might due to the low percent of >25d sloping farmlands (0.29%). If >20d sloping farmlands were reforested, the total soil loss would reduce by 10.29%, but the whole Yanhe basin would still be in 'very strongly eroded' class. Once >15d sloping farmlands were reforested, the total soil loss would decrease by 24.21%, and the whole basin would upgrade to 'strongly eroded' class. The assessment suggested that if only reforestation over 25d sloping farmlands, the effect of soil loss control would be unsatisfied; when over 15d sloping farmlands were reforested, the soil loss would be controlled effectively.

However, even if all the farmlands over 15d slope were reforested, the soil erosion in Yanhe basin would still be very heavy. In the USLE model, the only factors could be altered are *C* and *P*. Besides the Grain for Green policy, it is suggested to increase the vegetation coverage and improve the supporting practices for farmlands (terraced field engineering instead of strip farmlands) for further soil erosion reduction in Loess Plateau region.

References

- Arnoldus, H. M., 1981, An approximation of the rainfall factor in the USLE, In *Assessment of Erosion*, de Boodt, M. and Gabriels, D. (Eds.), Chichester: John Wiley, pp 127-132.

- Chen, W. H., Liu, L. Y., Zhang, C., Pan, Y. C., Wang, J. H., and Wang, J. D., 2005, The fast method of soil erosion investigation based on remote sensing, *Research of Soil and Water Conservation*, 12 (6): 8-10.
- Eswaran, H., Lal, R., Reich, P. F., 2001, Land degradation: an overview. In *Response to Land Degradation*, Bridges, E. M., Hannam, I. D., Oldeman, L. R., et al. (Eds.), Enfield: Science Publishers Inc, pp 20-35.
- Fu W., 1997, Research on universal soil loss equation model in loess regions, *China Environmental Science*, 17 (2): 118-122.
- Kim, J. B., Saunders, P., and Finn, J. T., 2005, Rapid assessment of soil erosion in the Rio Lempa Basin, Central America, using the universal soil loss equation and geographic information system, *Environmental Management*, 36 (6): 872-885.
- Liu, B. Y., Nearing M. A., Shi, P. J., and Jia, Z. W., 2001, Slope length effects on soil loss for steep slopes, In *Sustaining the Global Farm*, Stott D. E, Mohtar R. H., and Steinhardt G. C. (Eds.), pp 784-788.
- Liu, Y., and Luo, Z., 2006, Study on quantitative monitoring soli loss in small watershed based on GIS and RS, *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 31 (1): 35-38.
- Ma, J. W., Xue, Y., Ma, C. F., and Wang, Z. G., 2003, A data fusion approach for soil erosion monitoring in the Upper Yangtze River Basin of China based on universal soil loss equation (USLE) model, *International Journal of Remote Sensing*, 24 (23): 4777-4789.
- Meng, Q. M., 1996, *Water and soil conservation in Loess Plateau*, Zhengzhou: Yellow River Water Conservancy Press.
- Pan, J. H., Dong, X. F., 2006, Monitoring and analysis for soil erosion on Loess Hilly regions using GIS and RS – A case study of loess plateau Jingning project area, *Journal of Northwest Normal University (Natural Science)*, 42 (2): 85-89.
- Pei, X., Gan, Z., and Liu, X., 2003, A study on the problem of returning farmland to forests in Yellow River Basin, *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 17 (3): 98-102.
- Ran, D. C., Liu, L. W., Zhao, L. Y., et al., 2000, *Soil conservation and sediment change in middle of Yellow River (Hekou - Longmen)*, Zhengzhou: Yellow River Water Conservancy Press.
- Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., and Yoder, D. C., 1997, Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), *Agricultural Handbook 703*, US Department of Agriculture, Washington DC.
- Romken, M. J. M., 1983, The soil erodibility factor: a perspective, *Soil Erosion and Conservation*, 10: 445-461.
- Vrieling, A., 2006, Satellite remote sensing for water erosion assessment: A review, *Catena*, 65: 2-18.
- Wang, F., Li, R., Jiao, F., Yang, Q., and Tian, J., 2005, The impact of cropland conversion on environmental effect in the Loess Plateau: a pilot study based on the national experimental bases, *Journal of Geographical Sciences*, 15 (4): 484-490.

- Wischmeier, W. H., and Smith, D. D., 1978, Prediction rainfall erosion losses: a guide to conservation, *Agricultural Handbook 537*, Planning, Science and Education Administration, US Department of Agriculture, Washington DC, pp 1-58.
- Xie, G. D., Yu, G. R., Leng, Y. F., and Yu, Z. L., 2002, The spatial analysis of the pattern for vegetation resume and reconstruct in West China, *Journal of Mountain Science*, 20 (6), 666-672.
- Zhang, K., Li, S., Peng, W., and Yu, B., 2004, Erodibility of agricultural soil on the Loess Plateau of China, *Soil & Tillage Research*, 76: 157-165.
- Zhang, X. Y., Yang, G. H., Wang, D. X., Zhu, F. M., and Yang, S. Q., 2005, *The study on the 'Concede the Farmland to Forestry and Grassland' in Northwest, China*, Beijing: Science Press, pp 193.

黄河河口域沿岸における海底地下水湧出調査

石飛智稔¹、谷口真人¹、陳建耀²、小野寺真一³

1. 総合地球環境学研究所 2. 中山大学大学院地理科学科 3. 広島大学総合科学部

はじめに

本研究プロジェクトの目的の一つは『河川および地下水による渤海湾への物質負荷量の評価』である。この目的を達成するためには、渤海湾への河川水の流出量および溶存成分・地下水の流出量および溶存成分の評価を行わねばならない。河川の流出については、流量観測所にてその流量および溶存物質の測定が行われており、比較的容易にその結果を得ることが可能である。しかしながら、地下水の流出については一般に見えない現象であるためにその評価が難しい。本研究の目的はその海底からの地下水流出量の定量的評価であり、その目的を達成するために、シーページメータを用いて2004年度より毎年、黄河河口南部地域にて地下水湧出量の直接測定を行っている。

黄河デルタからの地下水流出について、2004年度・2005年度の観測より、デルタ全体からの地下水流出量は、黄河からの河川流出量の2.9~8.5%程度と推定されている(石飛ほか、2005、および2005年度黄河プロジェクト研究会(伊勢)より)。しかしながらその結果には、測定精度の問題、地下水湧出量の位置変化などの課題が未だ残されている。他方、フロリダ大G(William C Burnettほか)によって、Raを用いた地下水湧出量の測定が本研究地域において行われている。そこで正確な地下水流出量の評価のために、フロリダ大Gと同スケールでの観測を行い、他の手法とのクロスチェックを図ることを目的として、今回、再び黄河河口南部地域において地下水湧出量の観測を行った。

また、一般に夏季であれば、陸域地下水の水温は海水温よりも低い。従って、もし海底から活発な地下水湧出が生じていれば、その湧出点付近の水温は周囲の水温よりも低くなることが予測される。近年、実際に海底面の温度探査による海底地下水湧出の評価を行った研究例もいくつか見られる(小山ほか、2005など)。そこで、温度測定用光ファイバケーブルを用いて、海底面の温度を『線』状に測定し、広範囲での地下水湧出点の探査を行った。

観測方法および観測地域概要

観測方法は、海底からの地下水湧出量の評価については、シーページメータを用いて測定を行った。本研究に用いたものは自記連続測定が可能なヒートフロータイプのシーページメータであり、測器の詳細については谷口・岩川(2001)に記されている。このシーページメータの湧出水集水部にCTセンサー(Conductivity-Temperatureセンサー、アレック電子社製『Compact-CT』)を設置し、湧出水の電気伝導度・水温の測定も同時に行っている。またそれらのほかに、温度測定用光ファイバケーブル(全長200m、日立電線製)を用いて、海底面の温度測定を1m間隔で行った。

図 1 に測器の設置概要を示す。シーページメータ・CTセンサーについては海岸から 7000m の範囲に 1000m 間隔で設置を行っている (A1~A7)。測定期間は 2006 年 9 月 18~23 日であり、湧出水の湧出量・電気伝導度・水温については 1 分間隔での測定を行った。光ファイバーケーブルによる海底面の温度測定については、図 1 中の T1・T2・T3・T4・T5 の計 5 地点において、それぞれ 1 分毎に約 20 分間の測定を行った。5 地点の内、T1 は河床にて、T2 については満潮時には海水に覆われるが干潮時には干潟が露出する潮間帯にて測定を行った。

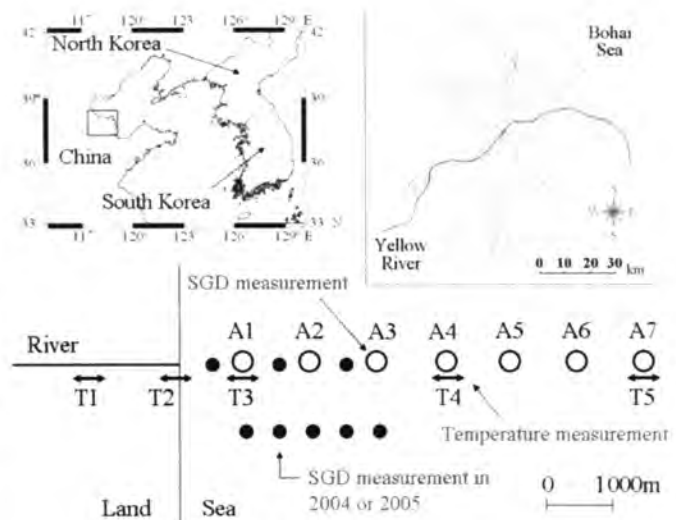


図 1. 調査地域概要図

海底からの地下水湧出量の評価

図 2 にシーページメータによる地下水湧出量の測定結果を、また図 3 にその平均値とこれまでに得られた結果 (2004・2005 年度の結果) を加えたものをそれぞれ示す。A4 地点のみは残念ながら測器に不調が生じ、観測結果を得ることができなかった。図 2 を見ると、地下水湧出量の時間変化に周期性が見られるがこれは潮位の変化に対応するものと考えられる。潮位の変化に対応する地下水湧出量の変化は、これまでの海底地下水湧出に関する研究において数多く確認されている (Taniguchi, 2002 ; Kim and Hwang, 2002 など)。次に図 3 を見ると、まず 2006 年度の結果については、地下水湧出量が各地点で概ね 50cm/d 以下の値を示すのに対し、3000m 地

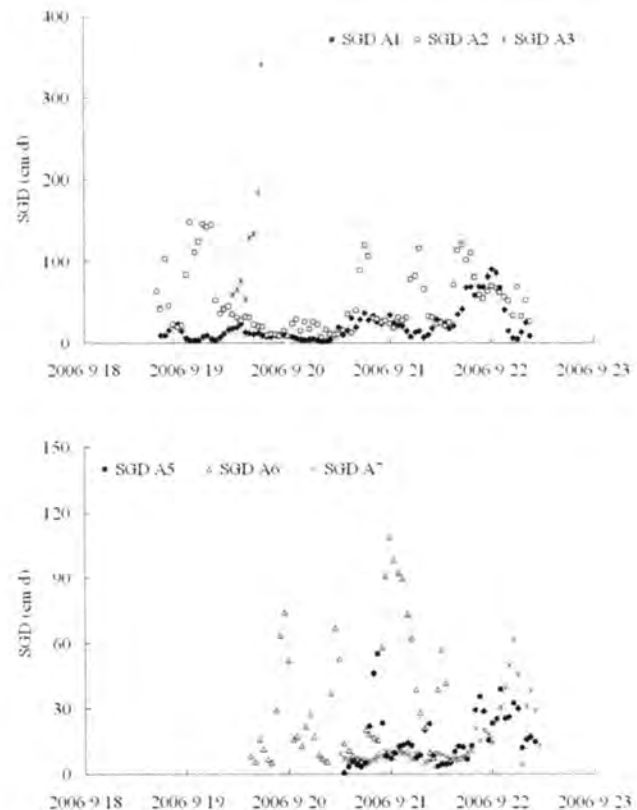


図 2. 地下水湧出量の時間変化

(上段—A1, A2, A3, 下段—A5, A6, A7)

1 分間隔で測定されたものを、1 時間平均値で示す。

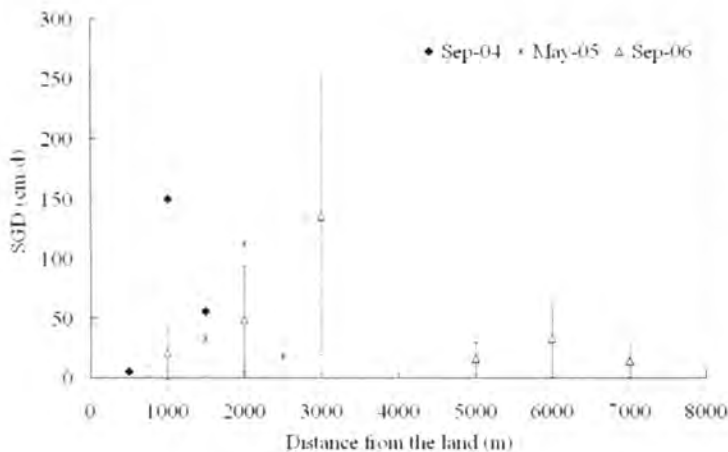


図3. 地下水湧出量の平均値

点 (A3) のみは 140cm/d と高い値を示している。2004・2005年度の結果を見ると、2004年度は海岸から1000m地点に湧出量のピークの地点が見られ、2005年度では2000m地点にピークが見られる。これらのことから、約1年おきに地下水湧出量の高い地点が1000mずつ沖合いにシフトする傾向が見られる。データ数には限り

りがあるが、本地域は黄河からの堆積物により陸域の拡大が続いている地域でありそれとの関連や、また、地下水湧出地点の時間移動については、これまで全く指摘されていない現象であるため、今後の観測に期待が持たれる。

これまでの海底地下水湧出に関する研究より、海底からの湧出地下水には純粋な陸域起源の地下水に加え、海水がいったん海底下に潜り再び湧出する再循環水が含まれることが明らかにされている (Taniguchi *et al.*, 2002)。従って、陸域からの水・物質の輸送量を評価するためには、海底からの湧出水を陸域地下水・再循環水に分けて評価を行わねばならない。そのため、本研究では電気伝導度を指標として両者の分離を行っている。

一般に、陸域地下水の電気伝導度と海水の電気伝導度は大きく異なる。その性質を利用し、下記の式を用いて陸域由来の地下水湧出量の評価を行った。

$$SGD = SFGD + RSGD \quad (1)$$

$$SGD \times Csgd = SFGD \times Csfgd + RSGD \times Crsgd \quad (2)$$

ここで (1) 式は湧出水の水収支を表す式であり、SGD (Submarine Groundwater Discharge) は海底からの湧出水全体の湧出量を、SFGD (Submarine Fresh Groundwater Discharge) は陸域由来の地下水の湧出量を、

RSGD (Recirculated Submarine Groundwater Discharge) は再循環水の湧出量をそれぞれ示す。次に (2) 式は湧出水の物質収支を示すものであり、Csgd は湧出水の電気伝導度を、Csfgd は陸域地下水の電気伝導度を、Crsgd は海水の電気伝導度をそれぞれ示す。湧出水の電気伝導度については、設置の問題が生じ 4 地点のみし

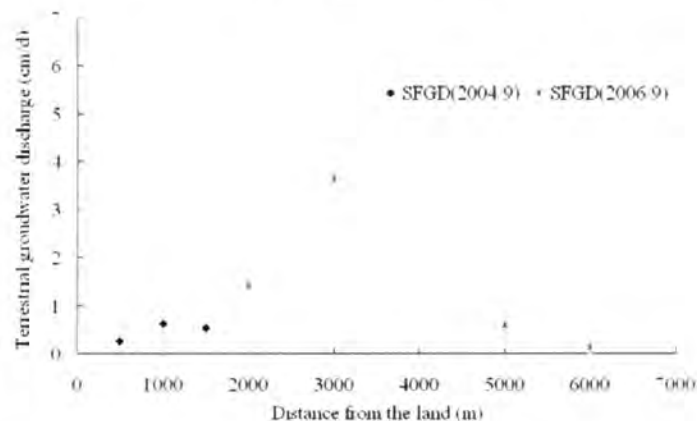


図4. 湧出水に含まれる陸域地下水のみの湧出量

か結果が得られなかった (A2・A3・A5・A6)。それらの値は概ね 42mS/cm 程度を示し、海水の電気伝導度に近い値 (43mS/cm 程度) であった。この (1) 式と (2) を連立して解くことにより陸域由来地下水のみの湧出量の算出を行った結果と、既に結果の得られている 2004 年の陸域由来地下水の湧出量を図 4 に示す。その結果から、陸域由来地下水の湧出量は海岸から 3000m 地点 (A3) が最も湧出量が大きく、その地点を境に陸側・沖側へ行くに連れ湧出量が減少する傾向が見られる。

これまで陸域由来の地下水湧出量は、海岸付近が最も高く沖合いに向かうに連れ低くなるものと考えられていた (Bokuniewicz, 1992)。しかしながら、近年の野外観測結果からは、海岸から少し離れた地点に湧出量の高い地点が確認されている (Taniguchi *et al.*, 2006)。この地下水湧出量の分布については未だ明らかにされておらず、沿岸域の地下水研究における今後の課題である。

海底面温度測定による地下水湧出点探査

近年、海底付近の水温を用いて地下水湧出の評価を行っている研究例がいくつか見受けられる。本研究においても、地下水湧出点の探査を目的として光ファイバーケーブルを利用して海底面の温度測定を試みた。

海底面の温度測定は図 1 に示す計 5 地点で行った。ここでは地下水湧出量の測定結果が得られている T5 (A7) の海底面温度測定結果を図 5 に示す。海底面の温度測定は各地点で 1 分毎に約 20 分の測定を行っており、図 5 に示したものは、約 20 分間の測定結果の内のある時間の測定結果を代表として示している。それを見ると海底面の温度は概ね 24.4°C 程度を示しており、特に特徴的な値を示す地点は見られない。また、図 5 で示した以外の時間の測定結果についても、図 5 と同様な傾向が得られている。従って、T5 (A7) 付近の海底では特に地下水湧出が活発な地点は見られないものと考えられる。T5 以外の地点も、T5 と同様に温度の急変点は見られなかったため、顕著に地下水湧出が生じている地点は見られないものと考えられる。

また温度と同様にシーページメータによる地下水湧出量の測定も 1 分間隔で行っている。図 6 に A7 (T5) における

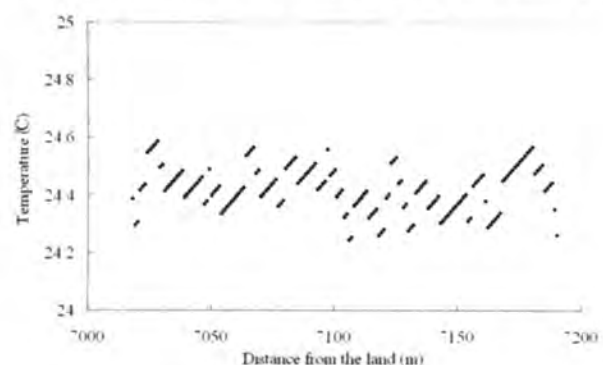


図 5. 海底面温度測定結果 (T5)

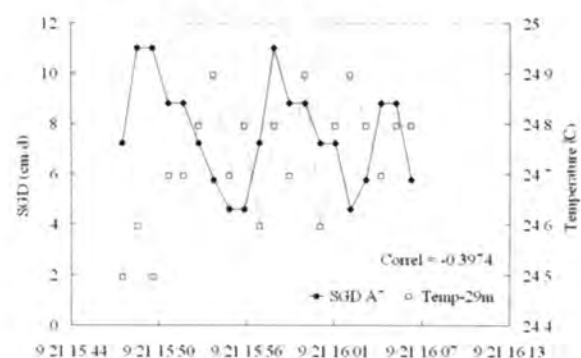


図 6. 海底面温度と地下水湧出量の比較 (A7&T5)

海底面の温度と地下水湧出量の時系列変化を示す。これを見ると両者には地下水湧出量が高い時には温度が低いという負の相関の傾向が見られる。現在の段階では海底面の温度と比較し得るデータが数少ないため信頼性に欠けるが、野外観測によりこの相関を明らかにすれば海底面温度から地下水湧出量を推測することが期待される。

まとめと今後の課題

黄河デルタからの水・物質輸送量を評価するために、黄河河口域沿岸においてシーページメータを用いた海底地下水湧出量の定量的評価を行った。本研究では、海岸から 7km 沖合いまでの地下水湧出量の分布が明らかになった。また、2004・2005 年度の観測結果と比較すると、湧出量の高い地点が年々、沖合いへとシフトする傾向が確認された。シーページメータにより得られた湧出量から、電気伝導度を指標として陸域由来のみの湧出量を算出した結果、海岸から約 3km 地点が最も湧出量が高いことが明らかになった。その他、地下水湧出地点探査を目的として、光ファイバーケーブルによる海底面温度測定を行った結果、顕著に温度変化の表れる地点は見られなかった。従って、本測定地点付近においては、地下水湧出が非常に活発な地点は見られないものと考えられる。

今後の課題としては、まず今回の結果をフロリダ大 G の結果と比較し、正確な地下水湧出量の評価を行うことがあげられる。また、図 3 で見られる地下水湧出量の高い地点が移動することについての評価も今後の課題としてあげられる。

参考文献

- 石飛智稔, 谷口真人, 陳建耀, 小野寺真一, 宮岡邦任, 徳永朋祥, 福寫義弘 (2005) : 黄河河口域沿岸における海底地下水湧出調査, 地球惑星関連合同大会要旨集, H120-P008
- 小山裕樹, 張勁, 萩原崇史, 佐竹洋, 浅井和見 (2005) : 富山県東部における広域海底湧水湧出量の推定, 地球化学, 39(3), 149-156
- 谷口真人, 岩川浩照 (2001) : 連続熱供給型湧出量計を用いた大阪湾における海底地下水湧出量の測定. 地下水学会誌, 43(4), 271-277
- Henry J. Bokuniewicz (1992) : Analytical Descriptions of Subaqueous Groundwater Seepage. *Estuaries*, 15(4), 458-464.
- Kim. G. and D.W. Hwang (2002) : Tidal pumping of groundwater into the coastal ocean revealed from submarine Rn-222 and CH4 monitoring. *Geophys. Res. Lett.*, 29(14), 1-4.
- Taniguchi, M. (2002) : Tidal effects on submarine groundwater discharge. Into the ocean, *Geophys. Res. Lett.*, 29. 12. 10.1029/2002GL014987.
- Taniguchi M, T. Ishitobi and J. Shimada (2006) : Dynamics of submarine groundwater discharge and freshwater-seawater interface, *J. Geophys. Res.*, 111, C01008, doi:10.1029/2005JC002924.

黄河デルタにおける海洋への栄養塩流出 —現地観測結果にもとづく報告—

小野寺真一 (広島大), 斎藤光代 (広島大), 石飛智稔 (地球研),
宮岡邦任 (三重大), 谷口真人 (地球研), 陳 建耀 (中山大)

1. はじめに

陸域からの物質輸送は、沿岸海洋環境に大きな影響を及ぼすため、従来から多くの研究が行われてきた (Burt et al., 1993 ; LOICZ, 2001 など)。近年、世界の大河川流域における水・物質収支にもとづき、地下水による海洋への物質輸送の重要性が指摘されてきた (Zektser and Loaiciga, 1993 ; Burnett et al., 2001 など)。特に、黄河は近年上・中流域における水利用にともない下流域で断流が生じることが報告されている。その影響は、デルタ地域における地下水および海洋に対して大きな影響が予想されるが、その現状は解明されていない (Fukushima, 2003 Taniguchi, 2003)。

本研究では、黄河デルタ地域における地下水の物質輸送について報告する。調査は、2003 年以降、2006 年 9 月で計 5 回目となった。

2. 地下水流出にともなう栄養塩流出

黄河デルタにおける地下水流動量は、これまでの調査結果から、デルタ形成過程にともなう不均一性は存在するものの、浅層地下水に限れば、河川から涵養されていること、またその後地形勾配に依存する方向で、海に向けてデルタを放射状に流動することが、明らかになっている。そこで、下記のような仮定のもとに地下水流動量を推定し、各地下水中の栄養塩濃度を考慮し栄養塩流出量を見積もる。

まず、地下水流動はマトリックス中の流動を仮定し、ダルシー式 (Freeze and Cherry, 1978) によって見積もる。対象とする帯水層のスケールは 20m と仮定した。この場合の動水勾配は、地形勾配で与え、特に、海洋に近い沿岸部でのものを使用した。5km の側線における簡易測定の結果、最大で 0.001 となっていたので、その値を採用した。また、飽和透水係数は、100cc スケールでは $10^{-4} \sim 10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$ (Liu, 2004) であったが、帯水層スケールでは、一般に割れ目などの不均一な粗大間隙の影響でその値より大きいといわれている (Freeze and Cherry, 1978) ので、ここでは、 $10^{-1} \sim 10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$ (仮定値) と仮定した。また、流動断面は、海洋に出て行く部分、すなわち海岸線の長さ (170km ; 図 1 中の点線で囲まれた範囲) に帯水層の厚さを加味したものとした。

計算の結果、海洋に流出する地下水流動量は $4.4 \times 10^5 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ となり、河川流量の $9 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ (Mie, 2005) の 5% と見積もられた。

さらに、濃度を加味して見積もった地下水を経由した栄養塩流出量と河川を経由した栄養塩流出量の比は、次の通りである。DN (溶存窒素) 濃度の比は、河川と地下水で 2 : 1 であり、結果として窒素流出量は 100 : 2.4 である。Si 濃度の比は、1 : 11.9 であり、シリカ流出量は 10 : 6 である。リン濃度は、1 : 10 であり、リン流出量は 10 : 5 である。すなわち、窒素が極めて地下水由来が少ないのに対して、リンやシリカは地下水由来が河川とほぼ同等であることが明らかになった。

3. 地下水浸出域における栄養塩動態

地下水が実際に浸出する場において、浸出水の化学組成を明らかにするため、観測井及びピエゾメータ



図 1 黄河デルタと計算領域

の沖合いに当たる A ライン及び B ラインで調査を行った (図 2)。2005 年の調査では、シーページメータの設置とともにピエゾメータの設置を行い、地下の間隙水の採水を試みたが、海岸線から 2km 程度の範囲であったため、十分ではなかった。そのため、2006 年の調査では、沖合い 7km まで側線を延ばして、調査を試みた。調査では、海岸から 1km ごとに 7km 沖まで海水、間隙水の採水を行なった。間隙水の採水は、パイプ (径 3cm) を海底から深度 50cm まで埋め込みながら、10cm、30cm、50cm で採水を行なった。今回は、水圧の測定を行なう時間がなかったため、動水勾配を求めることはできなかった。採水した試料は、分光法により栄養塩類を分析した。

図 3 に海岸線から 7km 地点までの海水及び海底間隙水の塩分濃度分布を示す。間隙水の塩分濃度が、海水の値に比べて低い 1km、3km 地点では、地下水の湧出が示唆される。しかし、それ以外の地点では、海水と同様かそれより高い

値を示し、明瞭な地下水湧出の傾向が示されなかった。ただし、海岸線付近では、明らかに海水よりも高い値を示し、陸域で濃縮された高濃度の塩分を含む地下水が湧出していることが示唆された。

続いて、図 4 に海岸線から 7km 地点までの海水及び海底間隙水の溶存窒素 (DN) 濃度分布を示す。図 5、図 6 に、リン及びシリカ濃度の分布をそれぞれ示す。DN 濃度の場合、間隙水中の濃度が 0km、1-3km、6-7km の範囲が海水よりも高く、地下からの窒素の供給を示唆した。また、リン濃度の場合、0km、2-3km、5-7km の範囲で、シリカ濃度の場合、0km、1-3km、6-7km の範囲で供給を示唆した。結果として、3つの栄養塩類の供給を示した地点は比較的似かよっていた。ただし、これらは、地下水によって陸域から輸送されてきたものとみるのは問題である。すなわち、図 3 でみられるように、地下水の湧出の可能性のあるエリアは、1km 及び 3km 地点であるため、この地点以外では、別な過程 (再生産) によって、生じたと考えることができる。



図 2 黄河デルタ沖合い調査地点 A, B
*N9:沿岸観測井、SS1:沿岸ピエゾメータ

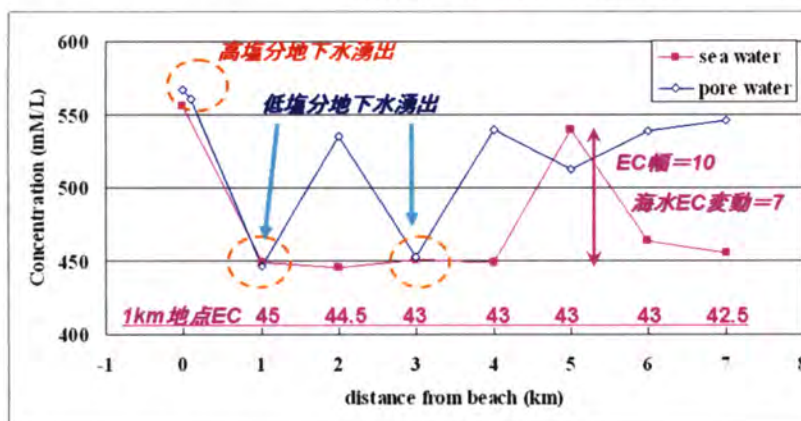


図 3 海岸線から 7km 地点までの海水及び海底間隙水の塩分濃度分布.

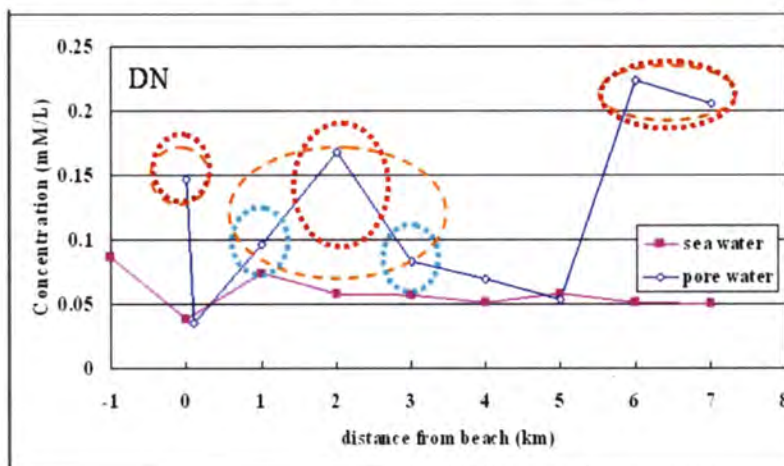


図 4 海岸線から 7km 地点までの海水及び海底間隙水の溶存窒素 (DN) 濃度分布.

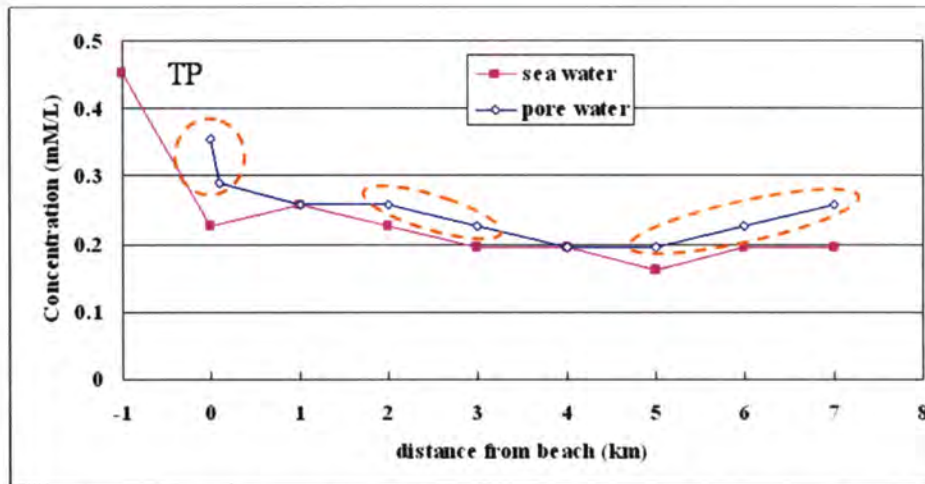


図5 海岸線から7km地点までの海水及び海底間隙水のリン (TP) 濃度分布.

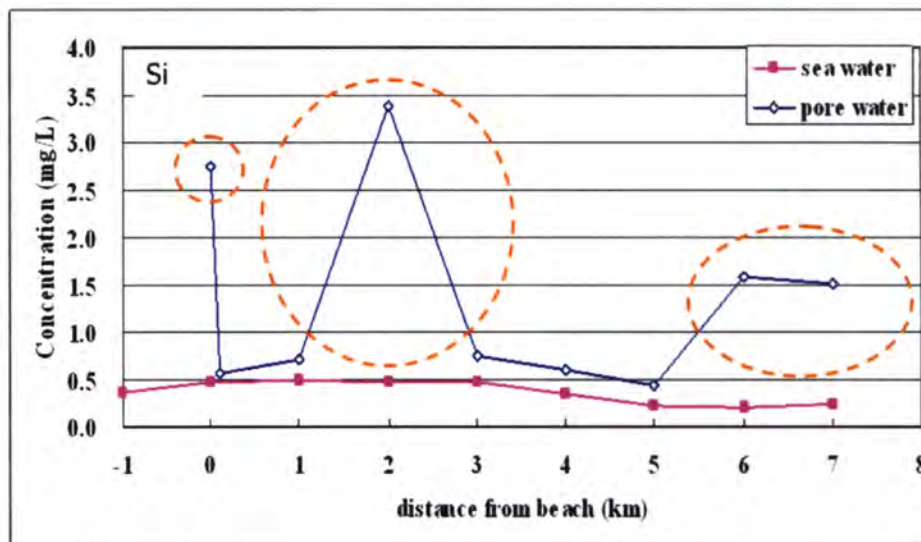


図6 海岸線から7km地点までの海水及び海底間隙水のシリカ (Si) 濃度分布.

現状は、地下水湧出域が狭く、一方で、海底における再生産が多いことが特徴である。しかし、このあたりは、河川が運んできた懸濁物質が堆積しているエリアであり、これらが栄養分を含んでいることが予想され、これらからの供給もありうる。ただし、シーページ (石飛, 2007) による結果は、3km 付近で淡水流出量が最大になっていて、その点では本結果と一致している。しかし、0km, 2km, 4km, 6-7km において、海水の EC 以上になっている点では、隣接して計測されたシーページメータの結果と一致しなかった。

これに対して、窒素濃度の深度プロファイルの測定結果を図7、図8に示す。図7は0km から7km 地点まで示す。図8はA2とB2地点の比較である。図から明らかなように、深部ほど濃度が高い。特に、2km, 6km, 7km がその傾向が強い。2km 地点では地下水流出が想定されていたので、陸域からの可能性があるが、それ以外の地点では、一旦表層で生成した溶存窒素が、海水の再循環の過程で地下に移動していることが示唆される。

また、図7からは、よりBラインの方が地下水成分が多い傾向を示した。

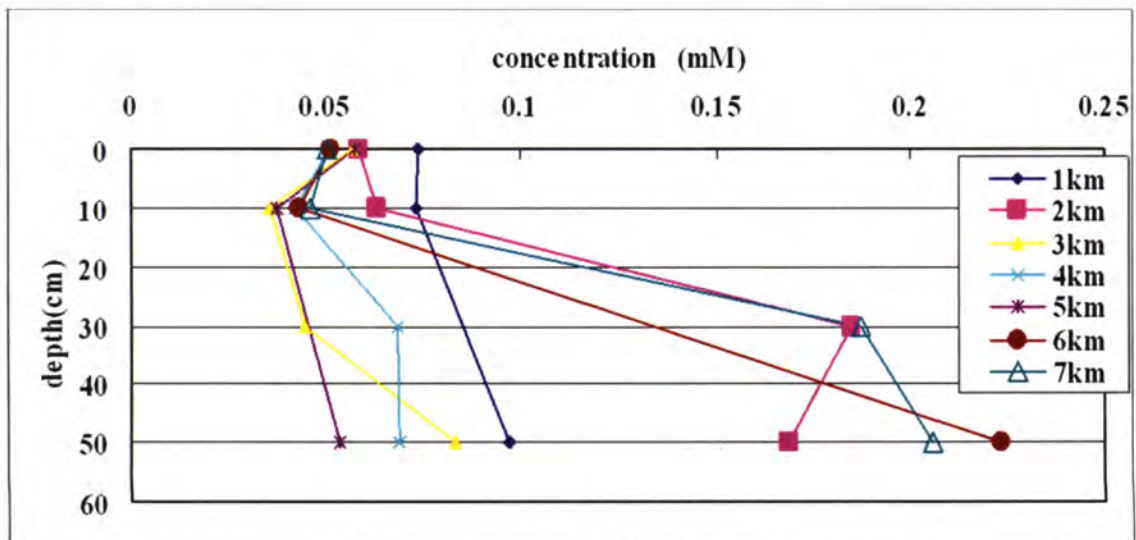


図8 海岸線から7km地点までの海水及び海底間隙水中の溶存窒素濃度プロファイル

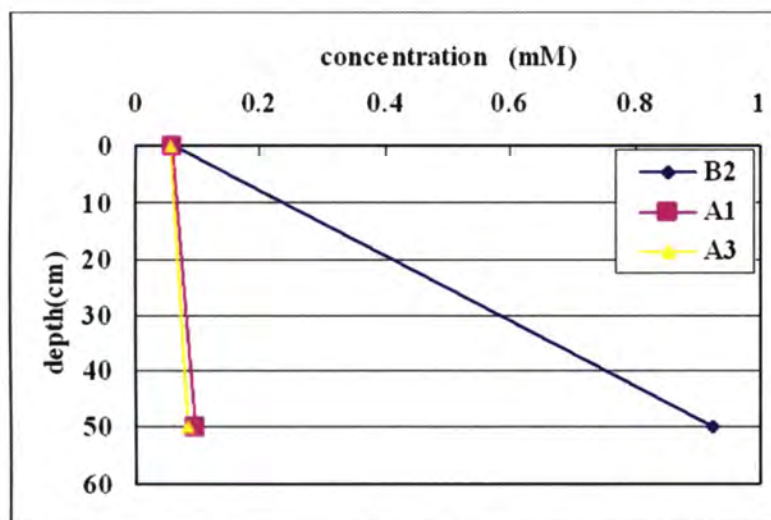


図9 A1, A3, B2 地点における溶存窒素濃度プロファイル

デルタ地下水調査結果の総括とまとめに向けて

谷口真人（総合地球環境学研究所）

1. はじめに

黄河プロジェクトのデルタ地下水班の役割は、黄河流域の最下流にあるデルタ地域における水と物質の移動を、黄河断流および渤海湾との関係から明らかにすることにある。2003年から2006年にかけて計5回の集中的な観測(内2回は渤海調査班と合同観測)を行い(図1)、モニタリングシステムによる地下水連続測定、利津での河川水調査・分析(中国側に依頼)、沿岸・河口での調査(フロリダ州立大学との共同)とあわせて、現在解析を行っている。来年、最終年度を迎える黄河プロジェクトの、デルタ班としての総括と成果の取りまとめを念頭に、これまでの結果を整理し、最終年度に行うべき項目を検討した。

2. 河川水・地下水・海水相互作用

黄河流域デルタ地域は、河川水・地下水・海水が接する地域であり、黄河断流がデルタ地域の環境に与える影響を明らかにする上で、3者の流動方向、大きさなどを明らかにすることが重要である。これまでの調査の結果、黄河河川水から地下水への水の流動、黄河デルタから渤海への地下水流出が認められた(図2)。また、デルタ内で新たにボーリングを行い、水文地質状況を明らかにした(図3)。さらに新たに設けたモニタリング用観測井を用いた地下水連続測定により、黄河河川水と周辺地下水の連続性を解析することによりから、黄河下流域の impact zone が少なくとも両岸 40km に及んでいることが水理的・水質的連続性から明らかになった(図4)。このことは、地形学的流域界を超える水と物質の移動を示しており、海への地下水流出もふくめて、下流域におけるトランスバウンダリー現象として一般化できる概念であると考えられる。

3. デルタから渤海への水・物質輸送

プロジェクト期間中これまで計3回にわたり、渤海への沿岸地下水流出状況の調査を行った。この調査は黄河断流を想定して、流量の異なる時期を選定して行われた。2004年9月(通常流量)のデルタ沿岸域での地下水流出量調査と利津での黄河河川流量との比較から、デルタから渤海湾への地下水流出量は河川流出量の3-8%であることが明らかになった(河川水:地下水=15:1、図5、図6)。一方、2005年5月(河川流量が2004年9月の5分の1)の調査では、渤海への地下水流出量自体は2004年9月(通常流量)の3分の2と少ないものの、河川水と地下水との割合は3:1程度と地下水流出の重要性が増すことが明らかになった。つまり河川流出と地下水流出の渤海への影響については、断流時には地下水の寄与率が通常時よりも大きくなるといえる。

一方、地下水流出および河川流出に伴う物質負荷に関しては、それぞれの水フラックスとそれぞれの濃度の積から求められる。水フラックスを河川水:地下水=100:5とし

た時の、各溶存成分の河川水と地下水の割合を評価すると、シリカの負荷に関しては、河川水：地下水＝100：60、総リンの負荷は河川水：地下水＝100：50となり、地下水寄与率がこれまで考えられた以上に大きいことなどが明らかになった。

4. 測定手法の統合

デルタ域における河川水・地下水・海水相互作用研究においては、様々な評価手法を同じ研究対象地域で行うことで、評価方法の統合化を図ることが試みられた。地球物理的探査手法としては、GPSを用いた地下水面の詳細評価方法の確立、比抵抗法による間隙水の塩分濃度分布評価、地下水流出量計による直接地下水流出量の測定、光ファイバーによる地下水流出地点の特定、地下水位の連続測定による黄河河川水と地下水との圧力伝播からインパクトゾーンの特定などを行った。また、地球化学的評価方法としては、各種安定同位体・放射性同位体の測定による水の起源と滞留時間の評価、溶存成分の化学分析による陸域から海域への物質負荷量の評価、ポーリングおよび間隙水の解析による堆積環境の推定などである。これらの手法は、それぞれが新しい測定手法であるばかりでなく、同じ研究対象地域で異なる手法を併用することで明らかになったことも多い。このことはプロジェクト研究の「手法」の確立方法・評価方法としてとりまとめを行う。

5. まとめに向けて

これまでの調査結果を踏まえて、最後のデルタ班・渤海班合同調査を企画する。特に沿岸から7－8 kmを中心にした陸・海相互作用の解明と窒素負荷評価に特化した調査を行う。成果の公表に関しては、これまでもすでにいくつかの成果を国際誌に投稿しているが、未整理のデータを解析して投稿するとともに、さらに最後のまとめとして、デルタ班と渤海班の成果の統合（渤海班のモデルへのデータ提供）、デルタとエスチュアリー成果の統合（データの相互交換による異なる手法の相互評価）を行い、その成果を国際学術誌に投稿する。さらに、統合測定手法と黄河デルタ地下水の特徴を強調した教科書の分担執筆を行い、プロジェクトのまとめのひとつとする。

	Bohai	(3)Estuary	(2) Yellow R.	(1) Groundwater
May, 2003				General survey (GS)
Jul., 2003				10 boreholes
Sep., 2003				GS, CTD, resistivity
Apr., 2004				Maintenance of CTD
Sep., 2004	Obs.	Obs.	Observation	Seepage, resistivity, WQ
Dec., 2004			Observation	
May., 2005	Obs.	Obs.	Observation	Seepage, Thermo R, WQ
Jun., 2005			Observation	
Sep., 2005			Observation	Maintenance of CTD
Dec., 2005			Observation	
Mar., 2006				Maintenance of CTD
Sep., 2006		Obs.		Seepage, Thermo R, WQ
2007 ?				

Red: Japan Blue: China

図1 黄河プロジェクトデルタ班の調査時期と調査項目

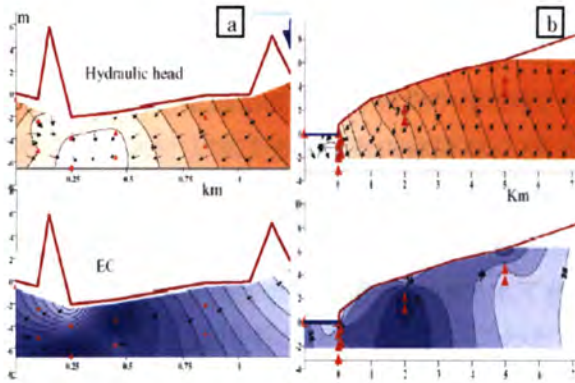


Fig.4 Hydraulic head and electric conductivity (a) near the Yellow River (RS) and (b) near the Bohai Sea (SS). The Yellow River is located at the right of Fig 4a. and Bohai sea is located at left of Fig. 4b

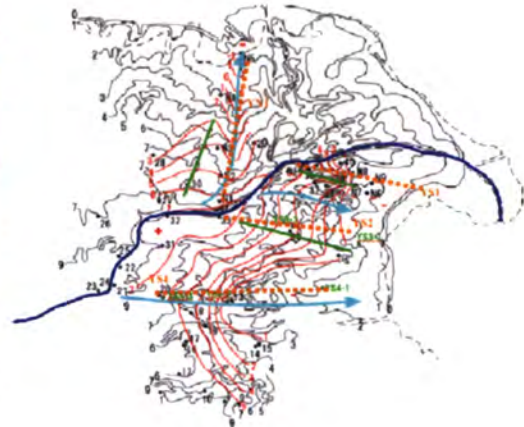


Fig.1 Topographic and groundwater table map and locations of observation sites.

図2 黄河河川水・地下水・海水相互作用

図3 黄河デルタ水文地質

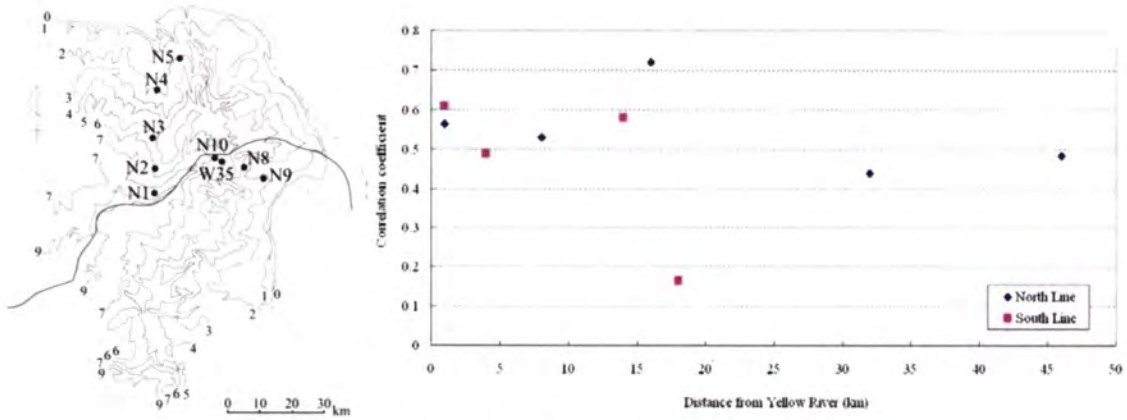


図4 インパクトゾーンの特定

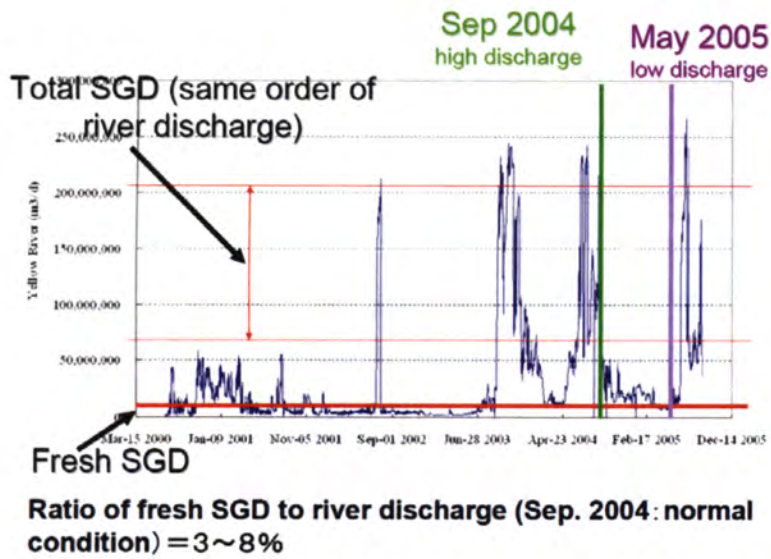


図5 デルタから渤海への地下水流出 (SGD:全地下水流出、Fresh SGD:淡水地下水流出成分)

デルタスケールでの地下水流出 (淡水成分)

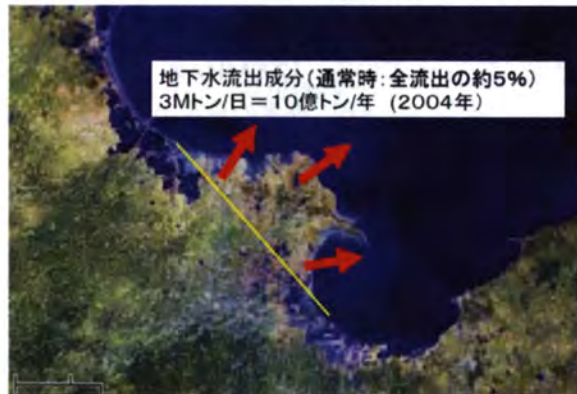


図6 デルタスケールでの地下水流出(淡水成分)

黄土高原南部における大気境界層高度の季節変化及び日内変化 —夏季における対流雲の発生と大気境界層の発達過程に着目して—

*西川 将典¹・檜山 哲哉²・高橋 厚裕³・李 薇¹・樋口 篤志⁴・福嶋 義宏³

- 1: 名古屋大学 大学院環境学研究科
- 2: 名古屋大学 地球水循環研究センター
- 3: 総合地球環境学研究所
- 4: 千葉大学 環境リモートセンシング研究センター

1. はじめに

ウィンドプロファイラレーダ (Wind Profiler Radar, 以下 WPR) は、上空の3次元風速や乱流強度の鉛直プロファイルの高い空間・時間分解能で観測できる利点を持つ。そのため、1990年代の WPR の実用化以降、大気境界層 (Atmospheric Boundary Layer, 以下 ABL) を含む対流圏下層の乱流特性に関する連続的なデータを容易に取得できるようになった。WPR を用いた初期の ABL 観測は、この利点を生かし快晴日のみの ABL 構造の把握を中心に研究が進展した [例えば *Angevine et al.*, 1998]。最近では、地表面状態の違いによる ABL 構造の不均一性など、様々な問題についても議論されている [例えば *Banta and White*, 2003]。

WPR を用いた ABL 観測は、これまで WPR の観測網がいち早く整備された欧米における平坦かつ均一な地表面上での観測が大部分を占めていた。しかしながら欧米以外の様々な地表面状態下における ABL 観測は現在までほとんど行われておらず、特にユーラシア大陸内陸部 (本研究が対象にしている中国・黄土高原なども含まれる) における報告は無い。また、従来の観測的研究は、Flatland プロジェクト [*Angevine et al.*, 1998] に代表されるように、観測期間が数ヶ月間のキャンペーン的な研究がほとんどであり、観測期間が数年にわたる長期連続的な ABL 観測はほとんど行われていなかった。このため、ABL 高度が ABL と自由大気との間のエネルギーや水物質の交換において重要であるのにも関わらず、その日内変化や季節変化など基礎的なデータの積み上げがなされていなかった。

我々は黄土高原南部において、2004年6月から現在まで継続的な ABL 観測を行っており、一部のデータ欠損期間を除き、WPR データの長期連続的な取得に成功している。ここでは、黄土高原南部における 2005 年の ABL 高度の季節変化と日内変化について報告を行う。特に夏季における ABL 高度の日内変化を、対流雲の発生に着目して考察を行った。

2. 観測とデータ

2-1. 観測サイト及び観測の概要

ABL 観測は中国科学院・長武農業生態試験所の小麦圃場 (35.24°N, 107.68°E, 標高 1224 m) において 2004 年 6 月から現在まで連続的に行われている。1290MHz の WPR (L-28, 住友電工) を用いて ABL 観測を行っており、得られたエコー強度から ABL 高度の算定ができる。本研究では、エコー強度に加えて WPR から得られた 3 次元風速の解析も行った。また、高さ 32 m のフラックスタワー、地上部及び地下部センサーより構成される陸面接地境界層観測システムから得られた地表面付近の乱流熱輸送量、放射量、及びその他の気象データを使用した。さらに、2005 年 5 月から 7 月にかけて実施した集中観測時に取得した全天空写真も使用した。観測サイトと観測の詳細は、[*Hiyama et al.*, 2005] に記載されている。

2-2. ABL 高度の算出方法

2-2-1. slab model

日中の ABL 高度は主に浮力 (仮温位) フラックスの積算量に依存すると考えられている。浮力フラックスから ABL 高度を推定する代表的な方法として、slab model が提唱されている [Tennekes, 1973; Garratt, 1992]。slab model は、ABL 内の温位を slab (平板) のように一定値とし、鉛直 1 次元のエネルギー保存則

を適用したモデルであり、以下のように表される。

$$Z^2 = Z_0^2 + \frac{2(1+2\varepsilon)}{\gamma} \int_0^t \overline{(w'\theta')} dt \quad (1)$$

ここで Z_0 は ABL 高度の初期値、 Z_t は時間 t (s) 後の ABL 高度、 $\overline{(w'\theta')}$ は浮力フラックスである。仮温位は仮温度 ($T_v = (1+0.608q)T$, q : 比湿) を温位にしたものであるため、顕熱フラックスだけではなく潜熱フラックスの効果も入るが、その効果は比湿 q が小さければかなり小さい。 γ は湿潤断熱減率 ($=0.005$ [Km^{-1}]), ε はエントレインメントフラックスを考慮するためのエントレインメントパラメータである。本研究では、多くの先行研究で一般的に用いられている ε の値として 0.2 を採用した [Garratt, 1992]。この slab model は、ABL の発達時にしか ABL 高度を求められないという適用上の限界がある。しかし、夏季における晴天日や一時的に曇りになる日においては、日中の仮温位フラックスが最大となるときの 4 時間後程度までは適用可能である [Yi et al., 2001]。

2-2-2. median filtering method

median filtering method [Angevine et al., 1994] は、WPR のエコー強度の鉛直プロファイルを用いた ABL 高度の算出法である。ABL 上端では湿度及び温度の高度変化により、大気屈折率の揺らぎが大きくなるため、WPR のエコー強度は通常 ABL 上端付近で最大となることが多い。median filtering method は、エコー強度の最大値を検出し、その平均化時間 (本研究では 30 分) 内で中間値にフィルタをかけて ABL 高度を求める方法である。(1) 式の slab model は浮力フラックスを用いて ABL 高度を推定する方法であるのに対し、median filtering method は WPR の観測から ABL 高度を決定する方法である。そのため現在では、WPR を使用した際の一般的な ABL 高度算出法となっている。この方法の問題点は、ABL 高度に起因したエコー強度のピークの他に、上空に残余層 (residual layer) や対流圏中上層の層状雲の存在によりエコー強度がダブルピーク構造になる場合、その上空のピークを ABL 高度と誤判定してしまうことである [Heo et al., 2003]。ただし、ABL より上空の残余層や対流圏中上層の層状雲の高度は、2 つのピークの位置とエコー強度の時間高度断面図を用いれば、把握することができる。本研究では、エコー強度がダブルピーク構造となり ABL 高度を誤判定してしまった場合、誤判定の原因となった上空のピーク以下の高度で median filtering method により再計算を行い、最終的な ABL 高度を求めた。また、ABL 内の水滴や昆虫等の散乱体の強いエコーを ABL 高度と誤判定してしまった場合にも、同様な方法を用い誤判定の原因となった ABL 内のピーク以上の高度で median filtering method により再計算を行い、最終的な ABL 高度を求めた。これらの操作を行った場合、今後「ABL 高度の補正を行った」と記述する。

3. 結果と考察

3-1. ABL 高度の季節変化

はじめに ABL 高度の季節変化を正確に表現するため、ABL が明瞭に発達する晴天日の抽出を行った。ここで、晴天日とは快晴日に限らず、浅い積雲や雄大積雲などの対流雲が発達する日を含むものとする。つまり、対流圏中下層が層状雲に覆われ日中の ABL の発達が不明瞭だった日を除き、晴天日とした。晴天日の抽出は、陸面接地境界層観測システムの放射量データを使用し、以下の手順で行った。

- 1) 10~16 北京標準時 (中国では首都北京を中心に地方時が設定されているため、黄土高原是北京との位置関係から太陽の南中時刻が 13 時頃と遅くなる。そのため、13 時を中心に前後 3 時間とした) において、《直達日射量の鉛直成分 / 全天日射量》 ≥ 0.5 となる日を晴天日と定義する。
- 2) 日中停電のためデータが一時的に欠損した日や、降雨 (地上に降らなかった降雨も含む) によって ABL の発達が妨げられた日を、WPR の鉛直風速及びエコー強度の時間高度断面図から確認して除外する。

直達日射量の鉛直成分 (直達日射量を、天頂角を用いて地表面と鉛直な成分に換算したもの) と全天日射量との比と、正味長波放射量 (下向き長波放射量から上向き長波放射量を差し引いた値) を図 1 にプロットした。横軸の《直達日射量の鉛直成分 / 全天日射量》は直達日射が全天日射のうちどれだけ地

表面に入射したかを表し、縦軸の正味長波放射量は負の値が大きければ、晴れていたことを示す。横軸 0.5 以下では、横軸の増加に伴い直線的に正味長波放射量が減少した。これは対流圏中下層を覆う層状雲が直達日射量を大きく遮った結果であると考えられる。また、横軸 0.5 以上ではその値によらず、正味長波放射量が変化した。これは上空を積雲が覆っており、積雲の合間から直達日射が地表面に入射する現象を表した結果であると考えられる。このように、図 1 に示すプロットが横軸 0.5 付近を境界として上空の状態に対応して異なる傾向が表れたため、横軸 0.5 以上の場合を晴天日と分類した。

上記 2 つのデータ選択方法において 2005 年の 4 月から 7 月までの 4 ヶ月間で晴天日と分類された日は、合計 36 日であった。抽出された晴天日において ABL 高度の補正を行い、日最大 ABL 高度の季節変化を求めた (図 2)。図 2 上段に示したオメガ値は、総観規模の鉛直流を表すパラメータである。観測サイト周辺において約 5-10 日周期の擾乱が通過した場合、低気圧性の循環場となり、上昇流場 (オメガ値が負) となった。この多くの場合に降雨があり、ABL 高度が決定できなかった。また、観測サイトにおける日最大 ABL 高度は、見かけ上浮力フラックスの増減にあまり対応せず、日々のばらつきが大きかった。この傾向は晴天日を抽出し、ABL 高度の補正を行っても変わらなかった。

この原因を見出すため日の出から最大 ABL 高度になる時間までの浮力フラックスを積算し、日最大 ABL 高度とともにプロットした (図 3)。プロットはオメガ値により場合分けをした。日最大 ABL 高度は、(1) 式から推定される ABL 高度を下端として大きくばらついた。つまり、ABL 高度はある程度は浮力フラックスに依存しているが、他の要因により大きくばらついていることが分かった。また、日最大 ABL 高度をオメガ値で場合分けしても、明瞭な関係は得られなかった。

3-2. ABL 高度の日内変化

図 2 や図 3 から ABL 高度には明瞭な季節変化が観測されなかったため、以下では ABL 高度が日々で大きくばらつく原因についてより詳細に調べる。2005 年 4 月 21 日から 7 月 31 日までの計 102 日間の晴天日 32 日について、ABL 高度の日内変化を分類し、その発達過程について解析した。日内変化の分類は、median filtering method で決定した補正後の ABL 高度 (Z_{imd_cr}) を真値として、slab model から求めた ABL 高度 (Z_{ical}) と比較することにより行った。日中の Z_{imd_cr} と Z_{ical} が一致しているか否かについて、下記の (2) 式に示す α 値を用いて判断した。また、ABL 高度の日内でのばらつきを下記 (3) 式の β 値を用いて判断した。

$$\alpha = (Z_{imd_cr} \text{ の日内 (10~16 時) 平均値}) / (Z_{ical} \text{ の日内 (10~16 時) 平均値}) \quad (2)$$

$$\beta = \sigma_{Z_{imd_cr}} / \sigma_{Z_{ical}} \quad (3)$$

Z_{imd_cr} と Z_{ical} のそれぞれの日内平均値が同程度 ($0.8 \leq \alpha \leq 1.2$) である場合とそれ以外でデータを区分した。 β 値は 10 時から 16 時の ABL 高度の標準偏差 (σ) の比であり、WPR で観測された ABL 高度の日内のばらつきを、浮力フラックスから推定された ABL 高度の日内のばらつきで規格化したものである。ここでは、 β 値 1.75 をしきい値として、それより大きい場合 Z_{imd_cr} がばらつく、それ以下の場合 Z_{imd_cr} がばらつかないとした。このしきい値は、観測から好天積雲が発達した場合を基準に主観的に決定したものであり、今後客観的な評価を行う必要がある。以上をまとめると、データの分類方法は以下に示す通りであり、ケース 1~3 の代表的な ABL の発達を図 4 に示す。

ケース 1: Z_{imd_cr} と Z_{ical} が一致 ($0.8 \leq \alpha \leq 1.2$)、かつ日内 ABL 高度のばらつき小 ($\beta \leq 1.75$)

ケース 2: Z_{imd_cr} と Z_{ical} が不一致 ($\alpha < 0.8, \alpha > 1.2$)、かつ日内 ABL 高度のばらつき小 ($\beta \leq 1.75$)

ケース 3: 日内 ABL 高度のばらつき大 ($\beta > 1.75$)

ケース 1 は、ABL 内の鉛直風は弱く、快晴または快晴に近い天気であった。快晴の場合を除き、雲形は一日中巻雲や巻層雲が存在するか、午後に若干の浅い積雲が見られた程度であった。ケース 2 は、 Z_{imd_cr} と Z_{ical} が一致しなかった場合であるが、この理由は以下のように説明できる。オメガ値が正の場合、総観規模の沈降流により ABL が押さえつけられるため、結果として α 値が小さくなった ($Z_{imd_cr} < Z_{ical}$)。逆にオメガ値が負の場合、ABL の押さえつけが弱いいため、結果として α 値が大きくなった ($Z_{imd_cr} > Z_{ical}$)。しかし、ケース 1 においても、ケース 2 と同程度のオメガ値が観測されたため、ケー

ス1とケース2の差異を総観気象場(上昇流場か下降流場であるか)のみに帰着することは不可能であった。これは、オメガ値が $2.5^{\circ} \times 2.5^{\circ}$ グリッドの客観解析データを基にしていること、指定面(700hPa、長武においては地上から約1800 m)のデータであることから、実際のABL上の総観気象場を表現していない場合があり得るためである。

ケース3では、午後にABL高度が急速に発達し、 Z_{imd_cr} のばらつきが大きくなった。このケースは、午後にサーマルの発達に伴う強い鉛直風が複数観測された点が大きな特徴とすることができる。それらの鉛直風の一部が、 Z_{imd_cr} よりもさらに高々度に達した現象も計12ケース中6ケース観測された。この場合、ABL高度が急速に発達する同じ時間帯に対流雲が発達、すなわち好天積雲(Cu)や雄大積雲(Cu congestus)が観測されていた。

上記のケース毎の特徴をより明らかにするために、ケース1とケース3のエコー強度のプロファイルを図5に示す。ケース2はケース1と同様なエコー強度のプロファイルを示したのでここでは省略した。ケース1(図5-a)では、ABL高度(丸印)上でエコー強度が急激に小さくなっており、ABL上端のcapping inversion(逆転層)がはっきりと確認できる。これに対しケース3では、午後においてABL高度付近でエコー強度のばらつきが大きく、ABL上端のcapping inversionは確認できなかった。

3-3. 考察

以上の結果を基に考察を行う。ケース1,2とケース3はABLと対流雲の発達過程の差異として考察できる。ケース1,2ではABL上端でcapping inversionがあり、基本的には総観規模の沈降流に押さえつけられるため、ABLの発達は抑制される。また、このときのABL内の鉛直風は弱い。ケース3では、ABLの発達はケース1,2とは異なり、積雲の影響が大きいケースであったと考えられる。サーマルが発達し、空気塊が「持ち上げ凝結高度」 Z_{LCL} (実際のABL高度(Z_i)とほぼ一致と仮定)において飽和水蒸気圧に達し、好天積雲が生じる。WPRの観測から得られたABL高度(Z_{imd_cr})は、積雲内部のエコー強度が最大となる高度、つまり水蒸気密度が最も高くなる高度を検出していると考えられる。このケースでしばしば観測された Z_{imd_cr} よりもさらに高い高度に達した強い鉛直風が、好天積雲の発達に伴う鉛直風であったと推測される。好天積雲が「自由対流高度」 Z_{LFC} に達し雄大積雲に発達したか否かの議論は、今後マイクロ波放射計から得られた気温の鉛直プロファイルから Z_{LFC} を求めて評価する必要がある。

以上のように、本研究からAngevine et al., [1994]のmedian filtering methodは、積雲内部のエコー強度が最大となる部分をABL高度として誤判定してしまうことが明らかとなった。好天積雲の発達時に、median filtering methodを用いてABL高度を求めた際には、注意が必要である。

4. おわりに

晴天日を抽出し、WPR観測から得られたABL高度を補正することにより2005年4~7月の黄土高原における日最大ABL高度の季節変化を明らかにした。その結果、日最大ABL高度は浮力フラックスに対応した季節変化をあまりしておらず、ABLの発達過程の違いによる日々の変動が大きいことが分かった。そこでABL高度の日内変化について3つのケースに分類し、それぞれのケースの記述を行った。2005年4月21日から7月31日までの計102日間の晴天日32日において、ケース1は12日(全期間の12%)、ケース2は8日(全期間の8%)であった。午後にABLが急速に発達するケース3は12日(12%)であり、その中でも強い鉛直風が高い高度にまで達するケースは6日(6%)あった。このような午後にABLが急速に発達するプロセスは、好天積雲の発達と関連があることが明らかとなった。好天積雲発達時にmedian filtering methodを用いて求めたABL高度(Z_{imd_cr})は、好天積雲内のエコー強度の大きい部分を検出してしまうため、正確なABL高度を表していなかった。よって好天積雲の発達時に、median filtering methodを用いてABL高度を求めた際には、注意が必要である。

ABL観測は黄土高原の台地上で行っているが、ケース3の場合、ABLが急速に発達するのに伴い、地表付近の風向が午前から午後にかけて平坦な台地側から谷側に日変化する現象が多く観測された。そのため、ケース3にみられたABLの発達は、地形の存在による局地循環の効果の結果であると推測で

きる。地形の存在による局地循環の効果として、現在、仮説として以下に示すプロセスを想定している。

- 1) 台地上の地表付近が加熱されることにより、日中、台地面と谷との間で気温差が生じる。その結果、局地循環が生じ、地表付近において風向が台地側から谷側に変化し、強い対流が起こる。
- 2) 強い対流に加えて、顕熱フラックスが大きく、また日中、総観気象場は熱的低気圧が発達し **capping inversion** が弱められた状況であると推測されるため、サーマルが発達し、積雲が急速に発達しやすくなると考えられる。

上記の仮説を検証する場合、本研究のような観測データの解析だけでは、例えば地形の影響を定量評価できない。そこで今後、雲解像モデル (Cloud Resolving Storm Simulator (CReSS); [Tsuboki and Sakakibara, 2003]) を用いて、黄土高原特有の地形が ABL の発達過程に与える影響について、数値実験を行う予定である。数値実験では地形の影響を評価するために、黄土高原の実地形を入れた場合と、仮想的に平坦な地形にした場合の2つの条件で実験を行う予定である。どのような条件下で強い鉛直風が高い高度まで達するのか、またその場合の局地循環の有無やサーマルの構造、周囲の環境場の特徴に着目し、解析を行っていききたい。

参考文献

- Angevine, W. M., White, A. B., and S. K. Avery (1994), Boundary-layer depth and entrainment zone characterization with a boundary-layer profiler, *Bound.-Layer Meteor.*, 68, 375-385.
- Angevine, W. M., A. W. Grimsdell, L. M. Hartten and A. C. Delany (1998), The flatland boundary layer experiments, *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 79, 419-431.
- Banta, R. M., and A. B. White (2003), Mixing-height differences between land use types: Dependence on wind speed, *J. Geophys. Res.*, 108(D10), 4321, doi:10.1029/2002JD002748.
- Garratt, J. R. (1992), *The Atmospheric Boundary Layer*, 316 pp., Cambridge Univ. Press, New York.
- Heo, B-H., Jacoby-Koaly, S., Kim, K-E., Campistron, B., Benech, B., and E-S. Jung (2003), Use of the doppler spectral width to improve the estimation of the convective boundary layer height from UHF wind profiler observation, *J. Atmos. Oceanic Technol.*, 20, 408-424.
- Hiyama, T., Takahashi, A., Higuchi, A., Nishikawa, M., Li, W., Liu, W., and Y. Fukushima (2005), Atmospheric Boundary Layer (ABL) observations on the “Changwu Agro-Ecological Experimental Station” over the Loess Plateau, China. *AsiaFlux Newsletter*, 16, 5-9.
- Tennekes, H. (1973), A model for the dynamics of inversion above a convective boundary layer. *J. Atmos. Sci.*, 30, 558-567.
- Tsuboki, K. and A. Sakakibara (2003), Large-scale parallel computing of cloud resolving storm simulator, *High Performance Computing*, 243-359, Springer.
- Yi, C., Davis, K. J., and B. W. Berger (2001), Long-term observations of the continental planetary boundary layer, *J. Atmos. Sci.*, 58, 1288-1299.

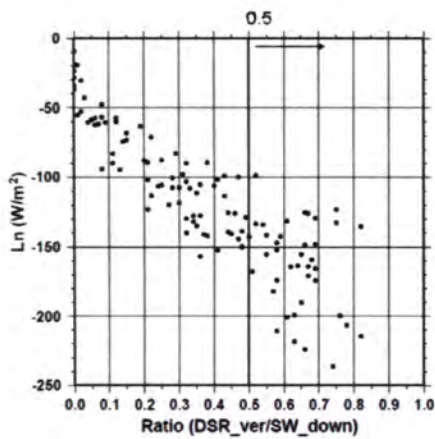


図1. 2005年4~7月に観測された10~16時平均の(直達日射量の鉛直成分 / 全天日射量(下向き短波放射量); Ratio (DSR_ver / SW_down))と正味長波放射量(Ln)の関係

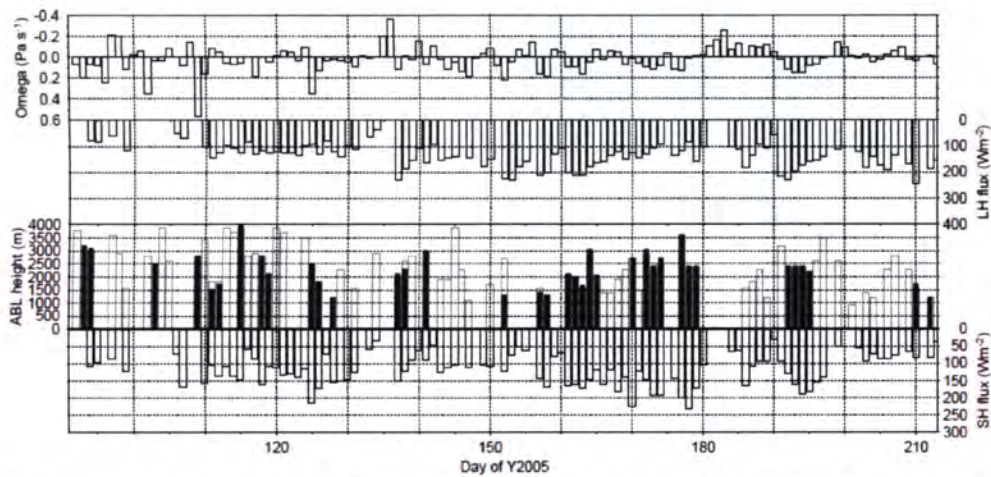


図2. 2005年4~7月における、NCEP/NCAR再解析データ700hPa面00Zのオメガ値(Omega)、日中平均潜熱フラックス(LH flux)、日最大ABL高度(ABL height, 黒塗りは晴天日を抽出後、補正を行った日最大ABL高度。白抜きは補正を行わずに済んだ日最大ABL高度)、及び日中平均顕熱フラックス(SH flux)の季節変化

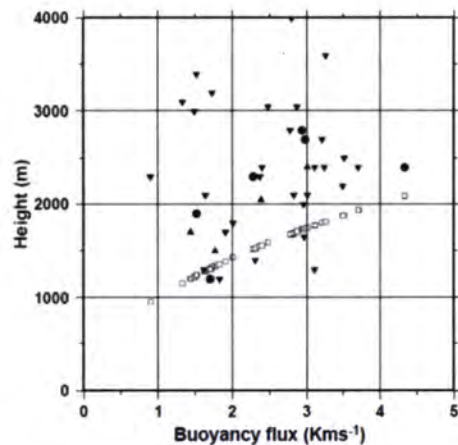


図3. 浮力フラックス(x軸, 日の出から最大ABL高度になる時間までの積算値)と、日最大ABL高度(y軸)の関係
プロットはオメガ値(700hPa面00Z)により場合分けした(▼: $\omega \geq 0.02$ (下降流場), ●: $-0.02 > \omega < 0.02$ (中立), ▲: $\omega \leq -0.02$ (上昇流場))

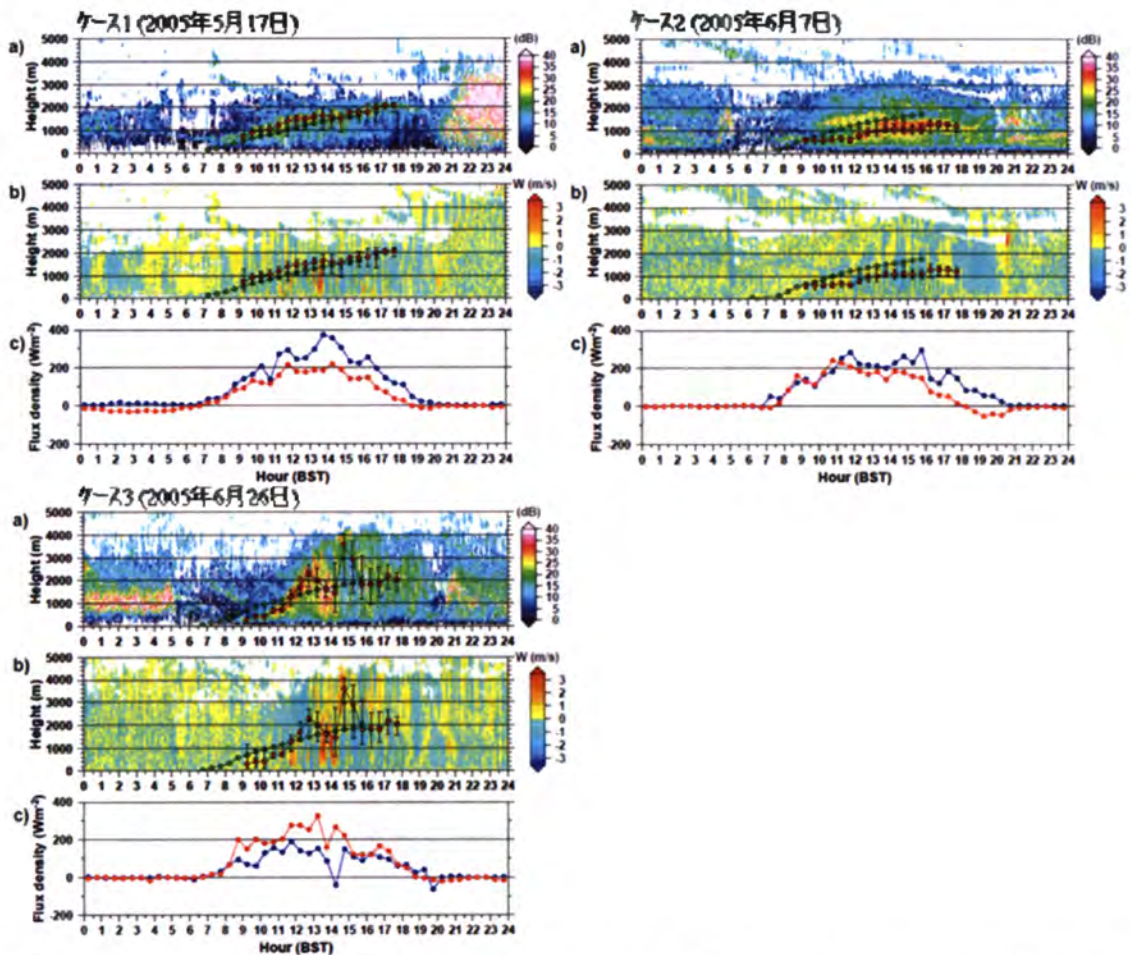


図4. WPR により観測された a) エコー強度の時間高度断面図 (赤丸: median filtering method で求めた補正後の ABL 高度 (Z_{imd_cr}), 緑丸: slab model から求めた ABL 高度 (Z_{ical})), b) 鉛直風速の時間高度断面図 (赤丸, 緑丸は a) と同じ), c) 高度 10 m における顕熱フラックス (赤丸), 潜熱フラックス (青丸) の日内変化。

左上: ケース 1 (2005 年 5 月 17 日, $\alpha = 1.19, \beta = 0.87, \omega = 0.112$), 右上: ケース 2 (2005 年 6 月 7 日, $\alpha = 0.67, \beta = 0.78, \omega = 0.183$), 左下: ケース 3 (2005 年 6 月 26 日, $\alpha = 1.14, \beta = 2.86, \omega = 0.126$)

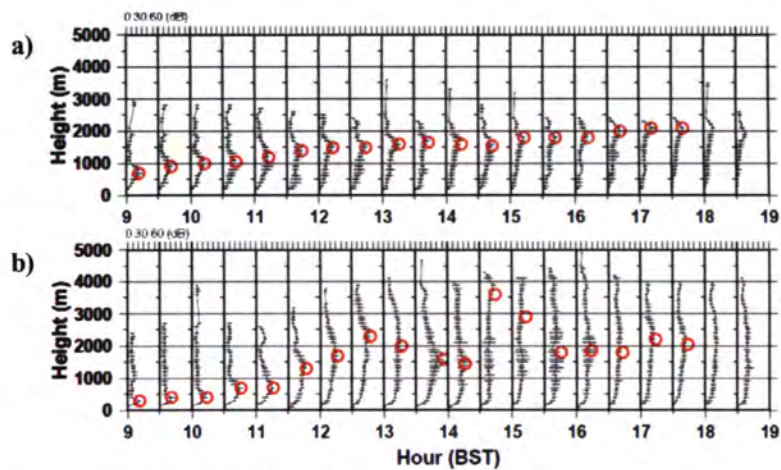


図5. WPR から得られたエコー強度の鉛直プロファイル (30 分平均) の日内変化 (赤丸: median filtering method で求めた補正後の ABL 高度 (Z_{imd_cr})) a) ケース 1 (2005 年 5 月 17 日), b) ケース 3 (2005 年 6 月 26 日)

黄土高原南部における大気境界層～自由大気間の水蒸気交換量の日々変化 —大気境界層・対流雲・総観気象場の相互作用に着目して—

高橋厚裕¹・檜山哲哉²・樋口篤志³・西川将典⁴・李薇⁴・福嶋義宏¹

1：総合地球環境学研究所

2：名古屋大学・地球水循環研究センター

3：千葉大学・環境リモートセンシング研究センター

4：名古屋大学・大学院環境学研究科

1. はじめに

半乾燥域に属する黄土高原南部では天水農業が行なわれており、台地上に小麦やリンゴ、トウモロコシ等の耕地が広くランダムに分布している。独特の「谷—台地」状の地形に不均一な地表被覆という条件下における蒸発散量、水蒸気鉛直輸送の日変化、季節変化、年々変化を明らかにするために、我々は2004年6月から大気境界層の長期連続観測を行っている。

これまでの観測により、西川ら(2005)は、夏季の黄土高原南部では、晴天で午後に風速が弱いときに混合層が急速に発達することがあり、その高さは高度3km程度にもなり、その内部では最大6.4 m/sの強い鉛直流が発達することを報告している。西川ら(2005)は、このような混合層発達について、黄土高原では夏季に熱的低気圧が発達するために上昇流場となり、この条件のもとで地表面から大気へ強い顕熱供給があるとプルームが発達するために混合層が急発達すると結論している。

本研究では、このように強い鉛直流の発達が生じれば観測される夏季の黄土高原南部において、鉛直的な水蒸気交換の日変化について調べるとともに、積雲対流との関係について考察を行なった。

2. 観測地と方法

観測場所は中国科学院・長武黄土高原農業生態試験所の小麦圃場(35.24°N, 107.68°E, 標高1224 m)である。圃場内では冬小麦の栽培が行なわれており、毎年9月に種がまかれ、翌年の6月に収穫が行なわれる。また同圃場内の一部ではトウモロコシの栽培が行なわれ、9月下旬に収穫される。また圃場の北側はリンゴ畑になっており、東側部分には建物が並んでいる。圃場内には高さ32 mの接地境界層観測タワーが設置され、2004年6月から微気象観測を行うとともに、2005年5月にマイクロ波放射計(TP/WVP-3000, Radiometrics Co, USA)を設置し、高度10 kmまでの鉛直1次元の水蒸気量と気温の連続観測を行っている。32 mタワーには32 m、12 m、2 mの3高度に超音波風速計(R3, Gill Instruments Limited, UK)とopen-path型赤外線式H₂O/CO₂ガス変動計(LI-7500, Li-Cor Co., USA)が設置されており、風速3成分と気温、水蒸気量、CO₂濃度を測定し、顕熱、潜熱、CO₂の各フラックスを取得している。

2005年5月11日～7月13日と2006年5月15日～7月10日の期間に、現地において集中観測を行い、現地時刻の8時から18時の間の正午を除く毎正時に、雲量と10種雲形による雲タイプの観測を行った。

3. 結果と考察

マイクロ波放射計により測定された大気水蒸気量と接地境界層観測により得られた顕熱・潜熱フラックス、降水量、土壌水分量の季節変化を図1に示す。2005年の7月中旬から2006年4月上旬までは、マイクロ波放射計の電源部の故障により、大気水蒸気量は欠測となっている。高度

10 km までの大気水蒸気量は、夏季に 2~5 cm で、冬季には 1~2 cm であった。顕熱フラックスと潜熱フラックスは高度 32 m で測定されたものであるが、一部の期間において高度 32 m 部の測器が故障のために、その期間は高度 2 m で測定された潜熱（水色）を示した。図 2 は 2005 年と 2006 年の集中観測期間における大気水蒸気量（高度 10 km までの総量と、高度 2 km 以下での大気水蒸気量）、顕熱・潜熱フラックス、降水量、土壌水分量（深度 10cm と 20 cm）、日中の雲量・雲タイプの時系列である。図 2 からわかるように、2005 年と 2006 年のいずれの年も、6 月以降 7 月中旬までの夏季に、積雲・雄大積雲が頻繁に観測された。図 3 の左図には積雲・雄大積雲が発達していた期間における大気水蒸気量と雲量・雲タイプの日々変化を示す。雄大積雲は日中の午後に頻繁に観測された。このように積雲が発達し雄大積雲も観測された場合には、高度 2 km 以下の大気で日中に大気水蒸気量は減少し、それとは逆に、高度 2 km 以上では増加するという明瞭な日変化が観測された。図 4 には積雲が日中に発達した 2005 年 6 月 19 日の 8 時、12 時、16 時における温位と絶対湿度の鉛直分布を示す。図 4 に示したように、8 時における絶対湿度は地表面近傍で高く、上層ほど低い分布であるが、その後、高度約 1.5 km 以下では絶対湿度が減少しつつ、その上層では逆に時間とともに増加した。16 時においては、高度 0.8 km 付近で極小、高度 2.5 km 付近で極大を示している。このことは、積雲発達時には大気下層から大気上層へ水蒸気が輸送されていることを示唆している。これに対し、図 3 の右図には、積雲・雄大積雲が発達しなかった場合の大気水蒸気量と雲量・雲タイプの日々変化を示す。このうち 6 月 7 日は快晴であった。図 3 に示したように、積雲が発達していなかった場合には、積雲発達時に見られたような日中の大気水蒸気量の日変化は観測されなかった。

このように、観測された大気水蒸気の日変化は、積雲の発達と関係があることが示唆された。つまり、雄大積雲が発達した場合には、積雲対流により鉛直方向の水蒸気輸送が強められ、水蒸気量の多い下層大気と少ない上層大気が混合され、大気水蒸気量の鉛直分布に顕著な日変化が生じたものと考えられた。大気水蒸気量の日変化に関連して、局地循環によると考えられる可降水量の日変化については、チベット高原の谷状地形 (Takagi et al., 2000) や、スマトラ島の山地 (Wu et al., 2003)、タイの沿岸部 (Fujita et al., 2006) などで報告されているが、鉛直方向の輸送による高さ別の大気水蒸気量の日変化についての報告例はほとんど無く、本研究結果の意義は高い。

4. まとめ

夏季の黄土高原南部では、雄大積雲が発達した日に、高度 2km 以下の大気下層で大気水蒸気量が減少し、高度 2km 以上の大気上層で大気水蒸気量が増加する現象が観測された。これは、大気境界層が日中に発達することに加えて、積雲対流により、大気下層の湿度の高い空気が湿度の低い上層大気と混合されたことにより生じたものと考えられた。積雲対流が生じることにより、大気境界層から自由大気への水蒸気供給が活発になることが示唆された。可降水量を用いた従来の研究では、局地循環により数百 km スケールでの大気水蒸気量の日変化が起こることが、様々な場所で報告されている。しかしながら、本研究で示したように、大気境界層と自由大気間における水蒸気交換を高い時間分解能で示した研究例はほとんど無い。

このような積雲対流とそれに伴う大気水蒸気量の鉛直輸送のメカニズムについて、今後は雲解像モデルを利用して明らかにしていく必要がある。また、こうした大気水蒸気量の輸送が総観気象場とどのように関係し、黄河中流域の水循環変動にどの程度影響しているのかを定量的に調べる必要がある。

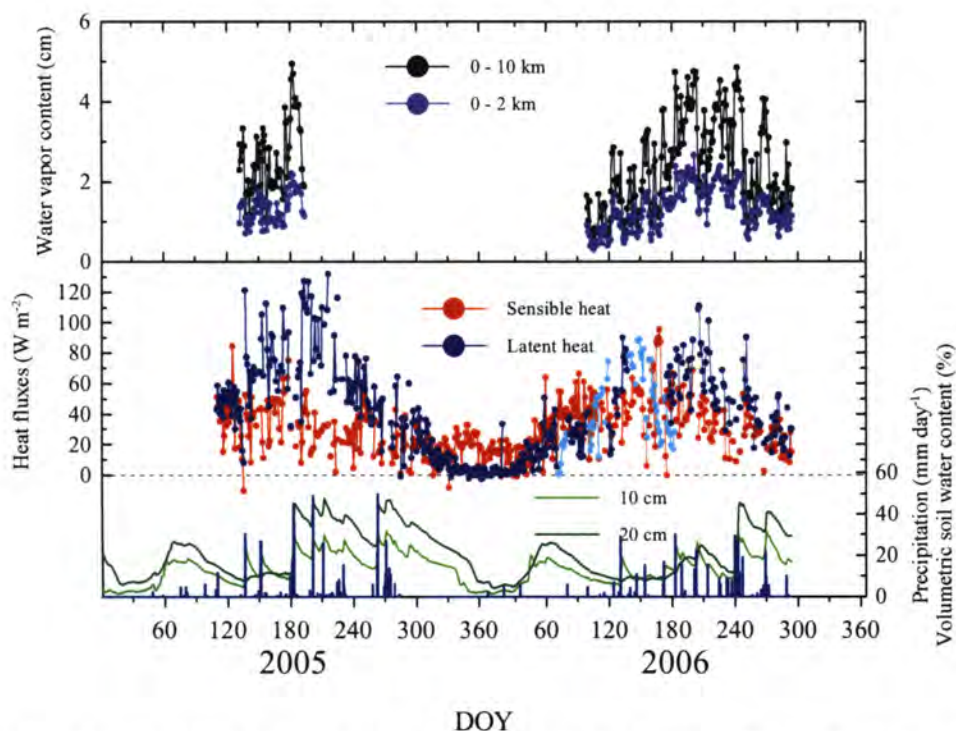


図1. 大気水蒸気量（上段、黒：高度0-10 km、青：高度0-2 km）、顕熱・潜熱フラックス（中段、赤：高度32 mにおける顕熱、青：高度32 mにおける潜熱、水色：高度2 mにおける潜熱）、降水量（下段、棒グラフ）、土壌水分量（下段、黄緑：深度10 cm、緑：深度20 cm）の季節変化（日平均値）。

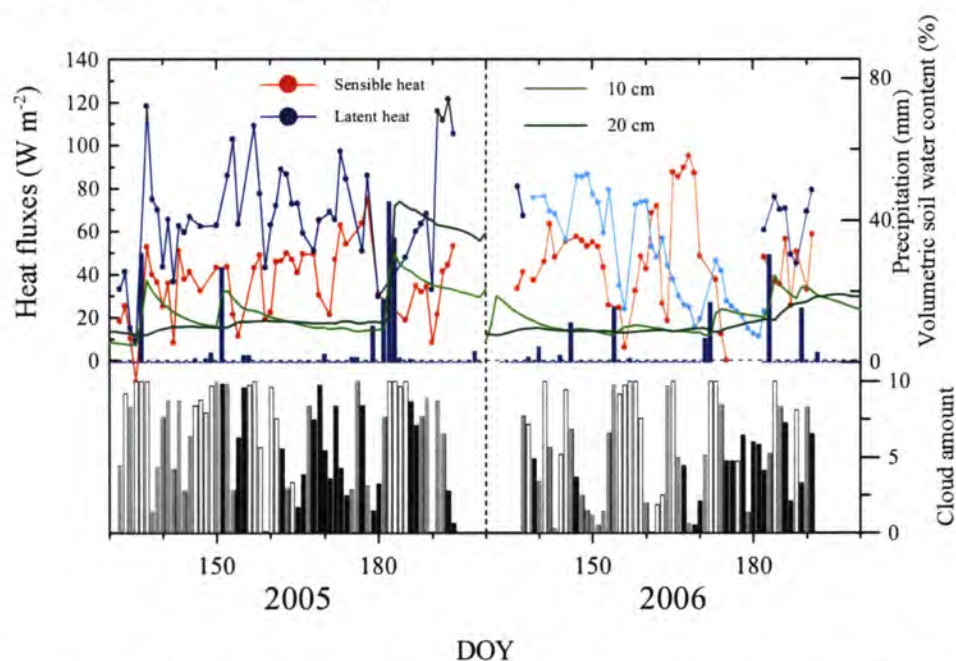


図2. 集中観測時における顕熱・潜熱フラックス（上段、赤：顕熱、青：潜熱）、降水量（上段、棒グラフ）、土壌水分量（上段、黄緑：深度10 cm、緑：深度20 cm）、雲量・雲タイプ（下段の棒グラフ、白：積雲なし、灰色：積雲あり、黒：雄大積雲あり）の時系列（日平均値）。

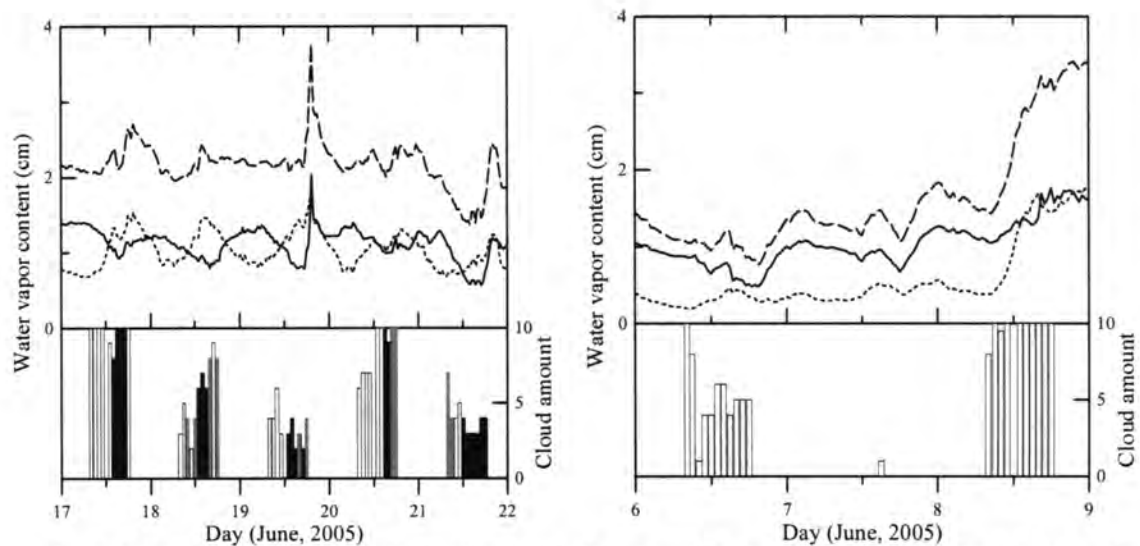


図 3. 大気水蒸気量の日変化。左図：積雲が発達しているとき。右図：積雲がないとき。それぞれの図において、上段は大気水蒸気量（実線：高度 0-2 km、点線：高度 2-10 km、破線：高度 0-10 km）、下段は雲量・雲タイプ（白：積雲なし、灰色：積雲あり、黒：雄大積雲あり）を表す。雲量・雲タイプの観測は日中のみ行っており、夜間は行っていない。

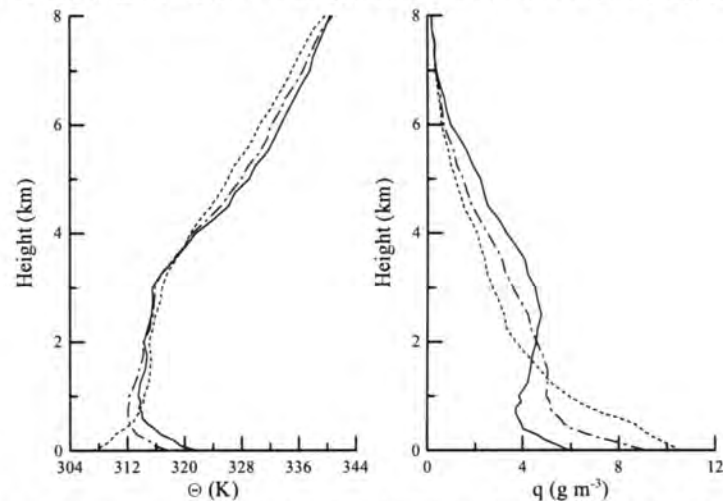


図 4. 2005 年 6 月 19 日に観測された温位（左）と絶対湿度（右）の鉛直分布。高度は観測地からの高さで海拔ではない。各線は 1 分間隔で測定した値を 30 分で平均したもの（点線：7:30-8:00 LST、一点鎖線：11:30-12:00 LST、実線：15:30-16:00 LST）。

参考文献

- 西川将典・檜山哲哉・高橋厚裕・李薇・樋口篤志・福脇義宏 (2005)：中国・黄土高原南部において混合層発達時に観測された鉛直風の特徴，黄河合同研究会報告書（福岡 2005.12.1-3）総合地球環境学研究所，84-87.
- Fujita, M., T. Sasaki, and F. Kimura (2006): A dramatic daytime decrease in water vapor over coastal Thailand, *SOLA*, 2, 49-52.
- Takagi, T., F. Kimura, and S. Kono (2000): Diurnal variation of GPS precipitable water at Lhasa in premonsoon and monsoon period, *J. Meteor. Soc. Japan*, 25, 175-180.
- Wu, P., S. Hamada, S. Mori, Yudi I. Tauhid, M. D. Yamanaka, and F. Kimura (2003): Diurnal variation of precipitable water over a mountainous area of Sumatra Island, *J. Appl. Meteor.*, 42, 1107-1115.

精密分光放射測定による小麦の分光放射特性の季節変化
・地球観測衛星による詳細な陸域植生のマッピングに向けて・

樋口篤志¹・檜山哲哉²・高橋厚裕³・西川将典⁴・李薇⁴・飯島雄⁵
吉田聖治⁴・福寫義宏³

- 1: 千葉大学・環境リモートセンシング研究センター
- 2: 名古屋大学・地球水循環研究センター
- 3: 総合地球環境学研究所
- 4: 名古屋大学・大学院環境学研究科
- 5: 千葉大学・大学院自然科学研究科

1. はじめに

昨年度の合同研究集会で報告したように、長武黄土高原農業生態試験所に設置した FROS (Flux & Radiation Observation System) 中の分光放射計測システムはデータ収録プログラムの version up により安定した連続計測が可能となった。2004 年 5 月末の測器設置から既に 2 年が経過しているが、まずは上記分光放射計測データも含め、FROS 観測要素の時系列変化を図化し、データ取得状況を確認する。

2. FROS におけるデータ取得状況

2.1. 微気象要素

図 1～図 3 に各微気象要素（下から 2m 気温、2m 相対湿度、全天日射量、直達日射量、正味長波放射 [$L_{net}=L_{\uparrow}-L_{\downarrow}$]、および降水量）の季節変化を示す。縦軸は北京標準時(BST)、横軸は通年積算日数(Day of Year)である。図中黒くなった時間は計測が行われていない(欠測)、あるいはデータが有意でないこと(例えば、日射量の図の上下が黒くなっている部分は、日没後のためデータに意味が無いなど)を示している。なお、データロガー自身はバッテリー駆動であるため、商用電源が停止されてもロギング自身は行われるが、温湿度計の通風ファンへの電源供給は DC ではなく AC であるため、データ自身は得られるが得られたデータの信頼性は著しく落ちる(過大評価となる)。そのため、同時に収録されるロガー電圧(バッテリー電圧)も参照し、商用電源が停電で落ち、ロガー電圧が 12.5V 以下となった際にも欠測扱いとするようにプログラミングを行い(転倒マス式雨量計に関しては通風の影響は受けないため、この制限はかけていない)、図を作成したことを付記しておく。

図 1～図 3 を俯瞰すると、以下の特徴が認められる。

- 停電によるデータの欠測が非常に少ない。これは FROS のシステム設計もさることながら、現地スタッフの対応の良さにも助けられている。
- 2004 年～2006 年の全データを眺めた場合、明確な乾燥期と湿潤期が認められる。これは直達光の減少→正味長波放射量の減少(雲量に対応する)→相対湿度の増加(降雨イベントに対応)という順番を踏んでいる。

- 雨は一時期にまとめて降る半乾燥域の特徴的な降水特性が認められる。ただし、IOPでは雨量計で捉えられないドリズル（霧雨）や霧が多いことも付記しておく。

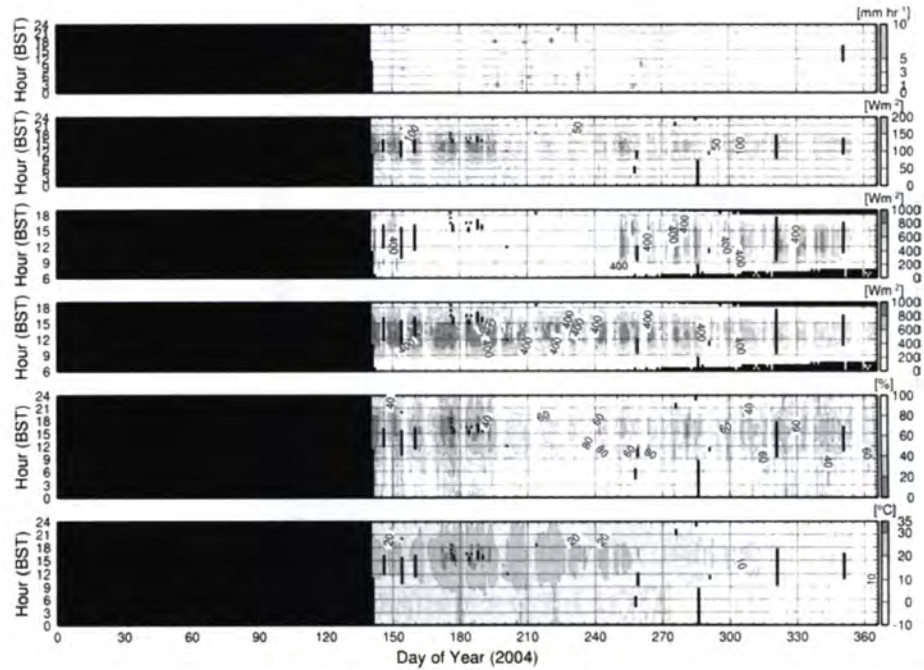


図 1: FROS で得られた 2004 年の各種微気象・放射要素の季節変化。縦軸に時間 (BST), 横軸に通年積算日数 (DOY)を示す。要素は下から 2mでの気温 (°C), 2m での相対湿度 (%), 全天日射量 ($W m^{-2}$), 直達日射量 ($W m^{-2}$), 正味長波放射量 ($W m^{-2}$), および降水量 ($mm hour^{-1}$) である。黒いところは欠測を示す。

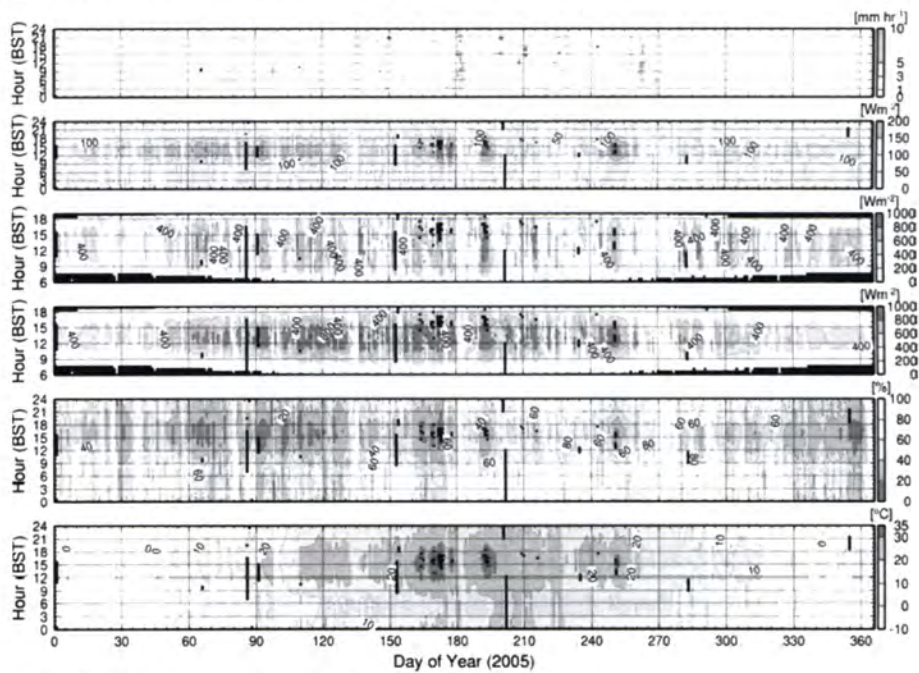


図 2: 図 1 と同じ。ただし 2005 年。

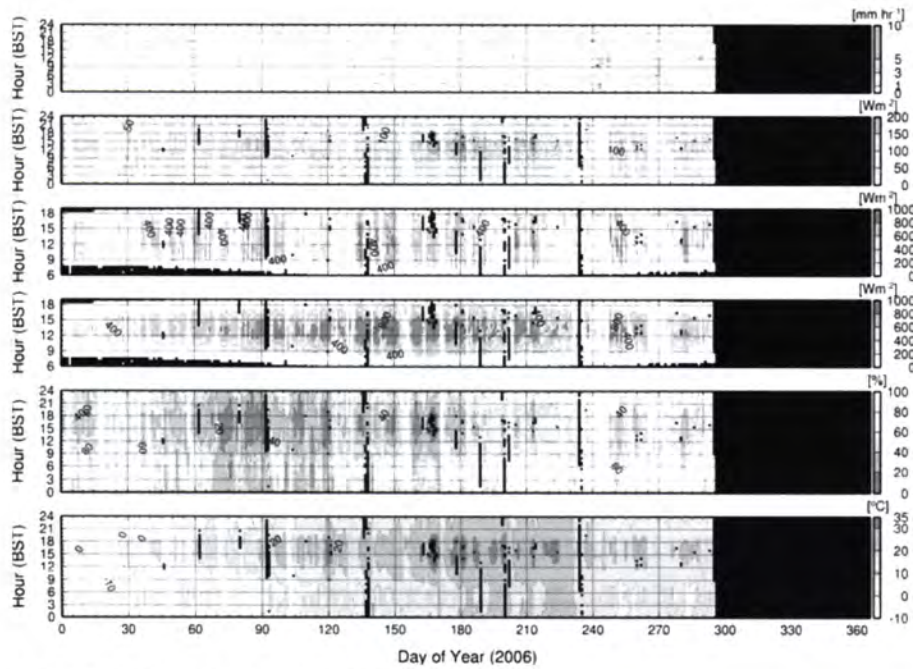


図3: 図1と同じ。ただし2006年。

2.2. 地中水（土壌水分）

例として2005年の季節変化を図4に示す。表層は比較的弱い降水イベントにも対応し土壌水分は増加するが、20cmを境にして応答特性が鈍くなっている。20cm以下では強い擾乱によってもたらされた降水によって涵養され、その後緩やかに減少する。これは黄土特有の応答特性であると考えられる。

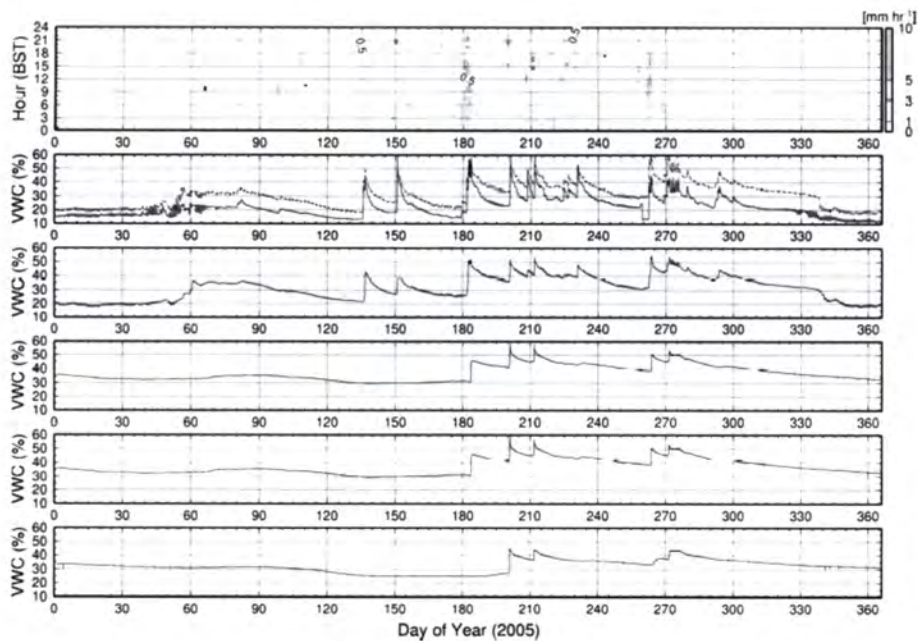


図4: FROS で得られたTDRによる体積含水率の季節変化(2005年). 下から80cm, 40cm, 20cm, 10cm, 5cm (2カ所), 単位は%, および降水量をそれぞれ示す。

3. 分光反射特性の季節変化

3.1. 分光放射計によって得られた分光反射の季節変化

図5に2005年における、下から午前衛星(Terraで代表)通過時、午後衛星(Aquaで代表)通過時の分光放射特性, 代表的な地球観測衛星に搭載されている光学センサー(MODIS, AVHRR, GLI, TM[ETM+]), のNDVI算出用の分光反射率を本観測データから算出し, 算出したNDVI, 波長間差分(Red edge抽出)を示す. 波長間差分(傾き抽出)は得られるチャンネル数が256と多いため, 算出対象波長の前後2つのチャンネルデータ(総サンプル5つ)を用い, 重み付けをかけた傾き計算を行った(重み付け移動平均と同様の処置である). まず特徴的な点として, 疑似センサーデータから得られるNDVI値に関してはAVHRRを除いて殆ど差がない(TMによるNDVIのみしかプロットされていないように見えるが, 実際にはMODIS, GLIによるそれもTM上に線が引かれている). このことは, 従前のNDVIによる研究では細かな可視~近赤外の観測波長の違いはNDVI値そのものには強く効かないことを示している. ただし, 分光放射計による計測は積分球での計測であるため, 視野角による違いを考慮することができない. そのため, この知見がそのまま衛星計測でのNDVIの類似性に直接繋がるとは現段階では断言できない.

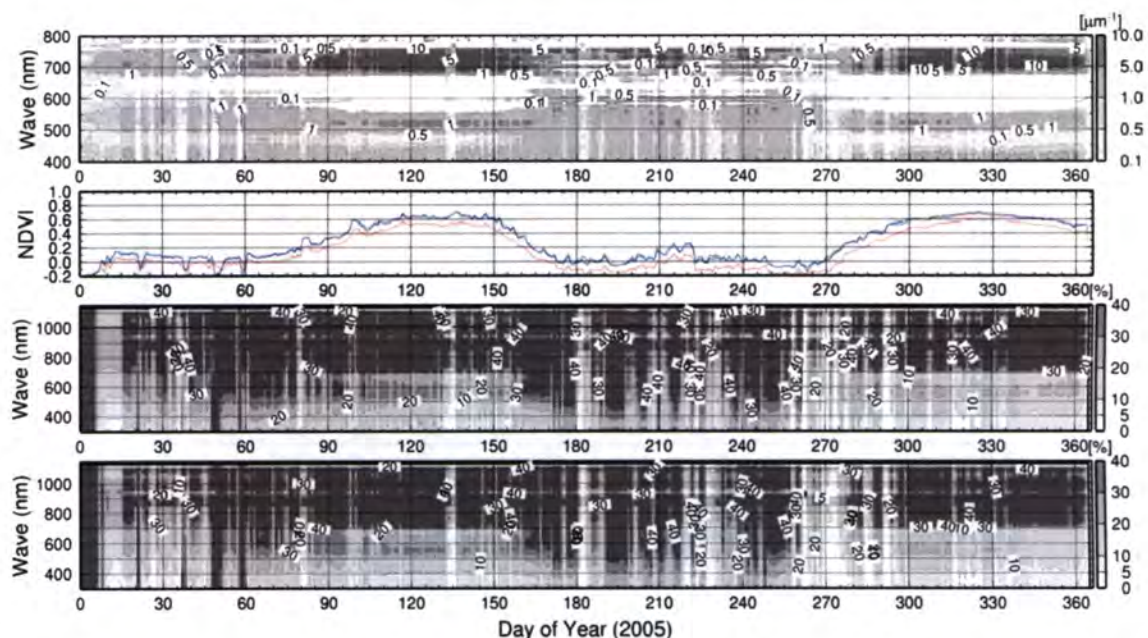


図5: 分光放射計によって得られた分光反射特性, 各種衛星搭載光学センサー相当のNDVI, および波長間差分の2005年における季節変化. 下からTerra衛星通過時(10:45BST)の分光反射特性, Aqua衛星通過時(13:45BST)の分光反射特性, 各種衛星搭載光学センサー相当のNDVI (MODISを黒, AVHRRを赤, GLIを緑, TM[ETM+]を青でそれぞれ示す. Terra通過時のデータから作成), および波長間差分(同じくTerra通過時より作成). 波長間差分の計算法に関しては本文を参照のこと.

その証拠として、午前衛星通過時の分光放射特性と午後衛星通過時の分光放射特性は似て非なる者となっており、これは、2つの要因：太陽入力光の日変化に伴う反射特性変化、（特に麦が植えられている時期では）麦の植物生理（日変化特性）に伴う反射特性変化、が混在して得られた結果であり、全体として、緑付近の反射率は午後衛星通過時の方が高く、一方麦が開花し、穂を着け枯れていくフェーズではレッドエッジのシフトでは午後の反射特性の方が早くシフトしている。

波長間差分はより明瞭に麦が枯れていく過程をモニターしている。赤と近赤外の境（700nm: Red Edge）の波長間差分は150DOYから変化を始めている。地上計測 NDVI でもほぼ同時期から減少が認められるが、2006年のケースでは700nmの波長間差分の減少は130DOYに表れているのに対し、NDVIでの減少は130DOYでは緩やかであり（急激な減少は2005年と同様150DOYであった；図省略）、年による応答特性の違いが認められている。

図6にAVHRR, MODIS, TMのNDVIの散布図を示す。横軸がMODIS baseのNDVIであり、縦軸が同一観測日での他のNDVIである。TM（青）に多少のばらつきがあるが、ほぼ1:1の関係にあり、AVHRR（赤）は全体として過小評価方向にバイアスがかかった状態であることがわかる。AVHRRのch.2（近赤外）は水蒸気の吸収帯も含んでいるため衛星での計測ではこの知見にプラスして水蒸気補正が正しく行われている必要があるが、これらの結果はデータの連続性（AVHRR～SPOT Vegetation～MODIS product）の検証にも役立つ結果であると思われる。

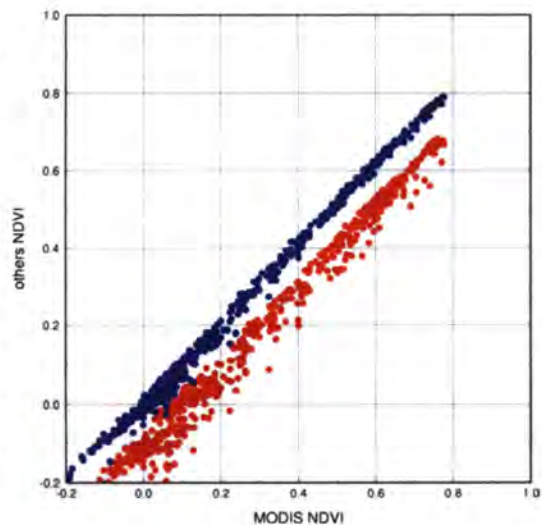


図6: MODISの分光反射率を用いて換算したNDVI（横軸）と、AVHRR（赤）、TM（青）のそれらとの関係

3.2. フラックスとの関係

図7に12m, 32mでの乱流計測で算出された顕熱・潜熱フラックスの季節変化を示す。2mでのフラックス(含むNEE)に関しては、麦の状態変化との対応が良いことが解析によって示されたので、ここではスケールアップ（地表面不均質性）との関連性、および12m, 32mの乱流計測の取得状況を示す意味合いを持つ。

図7より、麦の季節変化特性と12mおよび32mの水・熱フラックスとの関連性は殆ど認められない。これは言うまでも無くフットプリントの違いであるが、これらの得られたデータから地域の蒸発散量を算出する際には、スケールアップ的な発想よりも大気側のアプローチ（大気水収支、補完法とCBLモデルを併用した領域蒸発散量の算出等）を用いることの方が望ましい、ということを暗示させる結果でもある。

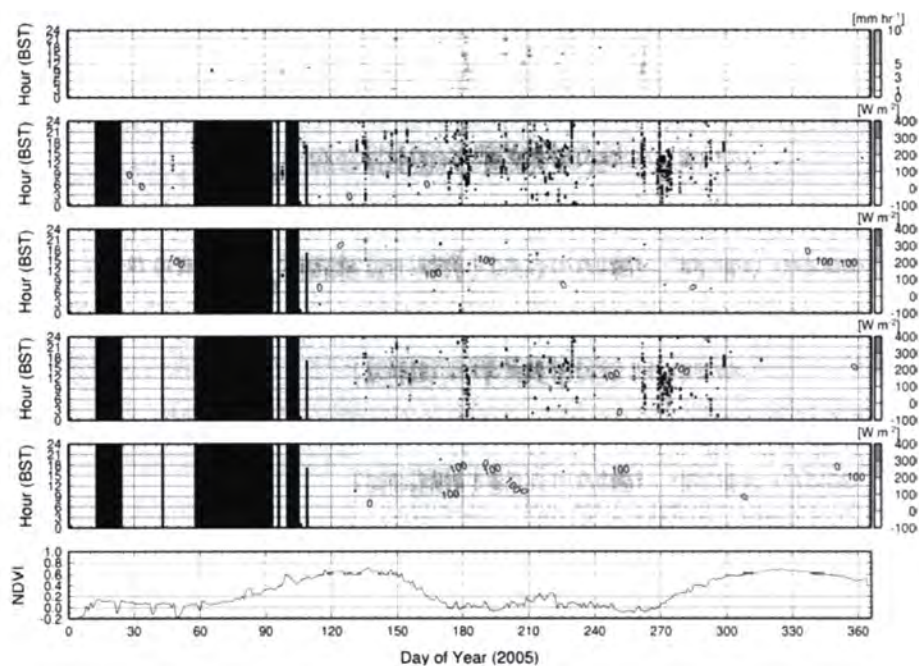


図 7: 2005 年での MODIS 相当の NDVI と各種フラックスの季節変化. 下から NDVI, 12m での顕熱フラックス, 同高度での潜熱フラックス, 32m での顕熱フラックス, 潜熱フラックス, 降水量を示す.

4. まとめと今後の課題

まとめ, 及び今後の課題は以下の通りとなる.

- FROS での計測は 2004 年 6 月から継続して行われているが, 現地の協力もあり, 海外計測としてはかなり良質なデータが連続して取得されている.
- 分光放射特性に関しても同様である. また 2 年分のデータ蓄積により, 2005 年と 2006 年での応答特性の違いも得られている.
- 各種疑似センサーによる NDVI においては AVHRR を除き, ほぼ同じ値となった. これは観測波長の違い自身は NDVI 値にクリティカルには効かないことを示している. むしろ, 太陽高度やセンサー角度といった BRDF に関連する要素が強く値の違いとして表れる可能性が認められた.
- IOP データで得られた詳細な現地観測と, 分光放射計測で得られた分光反射特性の変化との関連性について, 詳細かつ丁寧な解析と論文化を急ぐ必要がある.
- プロジェクト最終年に向け, 黄土高原における正確な蒸発散量算出, 水循環過程理解のための研究 (スケールアップとスケールダウンの両方から) を他の研究チームも含めて早急に取り組む必要があると思われる.

大気境界層班のこれまでの成果と今後の研究課題

檜山 哲哉

(名古屋大学・地球水循環研究センター)

1. 大気境界層班の研究目標

黄河中流域に位置し広大な面積を有する黄土高原は、気候学的に次のような特徴があり、黄河流域における水循環変化を考える上で非常に重要な地域である。

- 1) 中国の乾燥域と湿潤域の境界に位置する半乾燥域であり、アジアモンスーンの影響下にあつてその年々変動の影響を受けやすい。したがって降水量などの水循環変化が大きい。
- 2) 平坦な台地と急峻な谷が混在する複雑地表面であり、従来の水文気象学的観測手法では精度良い蒸発散量の推定が困難であると考えられる。
- 3) 夏季には熱的低気圧が発生しやすく、半乾燥域でありながら積雲対流が生じる。また、このような条件下での大気-陸面間のエネルギー・水輸送過程と雲・降水過程の研究は例が少ない。

以上の気候学的特徴を鑑み、本研究班では、近年の黄河中流域における水循環変化を気候学的に捉えつつ、エネルギー・水輸送を通じた地表面-大気境界層-雲層（自由大気）間の相互作用に着目した研究を行う。手法的には、最新の測器による長期連続観測（日変化～季節変化～年々変化）を行うことで、複雑地表面上の大気境界層の成立過程と積雲対流との相互作用を解明し、複雑地表面における広域蒸発散量の推定手法を確立することを目的とする。

2. これまでの研究成果

2.1 人工衛星データを用いた複雑地表面における広域蒸発散量の推定手法の検討

黄土高原は台地状の平坦面と急峻な谷からなる複雑地形を有し、平坦な台地表面上では人為（農業活動）により不均一な地表被覆を形成している。このような複雑地表面からの蒸発散量の定量は、均一で平坦な地表面に由来から適用されてきた水文気象学的観測手法（空気力学的手法）を用いた場合、基本的に不可能である。

空気力学的手法に頼らない広域蒸発散量の推定には、人工衛星データの利用が有効であると考えられる。MODIS や ASTER などの人工衛星データを用いて、短波放射量、アルベド、長波放射量、地表面温度、地表面射出率をグリッド毎に決定し、地表面近傍の気温を気象局などで測定しているデータから得ることで、日毎かつ広域の蒸発散量を推定する手法を開発している。

一方、上記手法の検証には精度良い蒸発散量の観測データが必要である。そこで我々は、黄土高原南部に位置する中国科学院・長武黄土高原農業生態試験所の小麦圃場 (35.24°N, 107.68°E, 標高 1224 m) において、渦相関法による乱流熱フラックスの観測を 2004 年 6 月より開始し、現在も継続させている。精密なクオリティーチェックを経て得た潜熱フラックスから、時間単位での蒸発散量の経時変化を約 2 年半、取得している。

また、同圃場において小麦の植物季節（フェノロジー）を分光放射計により連続的に計測することによって、AVHRR や TM、MODIS などの異なるセンサーの人工衛星データから、広域かつ長期にわたる地表面状態（植物季節）を得るための手法開発も行っている。これまでに得られた分光放射計測データの解析から、正規化植生指数 (NDVI) の推定には、センサーによる観測波長の差異は重要ではなく、むしろ観測日時やセンサー角、空間分解能が大きく影響することが明らかになってきた。

2.2 黄土高原南部における大気境界層の季節変化と日変化に関する研究

対流圏下部における水循環過程は、地球環境を把握する上で必要不可欠な研究対象である。特に、陸面—大気境界層—雲層間における水の相変化を含めた水輸送過程を、観測や数値モデルによって詳細に定量評価することが必要である。従来、大気境界層の観測は欧米などの平坦で比較的均一な地表面に限られ、アジアにみられるような複雑地表面上での観測事例が不足していた。

本研究班は、長武黄土高原農業生態試験所の小麦圃場に 32m タワーを設置し、接地境界層下部における乱流熱フラックスの長期観測を行いながら、ウィンドプロファイラーレーダ (Wind Profiler Radar : WPR) とマイクロ波放射計 (Microwave Radiometer : MR) を用いて対流圏中・下層における 3次元風速や大気屈折率、気温、水蒸気量の鉛直分布を連続的に観測している。これまでに得られた観測データとその解析結果から、以下のことが明らかになってきた。

- 1) 対流圏下部が層状性雲に覆われない晴天日を抽出し、WPR 観測から得られたエコー強度の鉛直分布により日最大の大気境界層高度を決定した結果、日最大大気境界層高度には明瞭な季節変化がみられなかった。大気境界層の上端付近に生じた積雲などの対流雲が存在した場合、エコー強度の鉛直分布から見積もった大気境界層高度には、大きな誤差を含むことが原因として挙げられた。今後、WPR 観測によるエコー強度の鉛直分布から大気境界層高度を決定する方法を改良する必要がある。
- 2) 本研究地域では、夏季になると積雲や雄大積雲などの対流雲が発達するケースが多い。MR による大気水蒸気量の鉛直分布観測から、そのような場合には、大気境界層と雲層 (自由大気) 間で活発に水蒸気の交換が行われていた。従来の研究からは、局地循環にともなう可降水量の日変化が報告されていたが、本研究のように、高時間分解能で、かつ高度別に観測された大気水蒸気量の日変化については、ほとんど報告例が無い。特に興味深い点は、積雲対流によって大気境界層と雲層 (自由大気) の間で、活発に水蒸気の交換が行われていることを観測的に示した点である。
- 3) 長武試験地における 2回 (2005年と2006年の夏季) の集中観測結果から、低気圧性の擾乱による降水強度の強い降水が、この地域における年降水量と地下への涵養量に大きく寄与していることが示唆された。

2.3 黄土高原における総観規模での水蒸気輸送と夏季の擾乱

長武試験地に強い降水強度の降水をもたらす擾乱が、どのような総観気象場で観測されるのかについて、2004年と2005年の2年間のNCEP/NCAR再解析データを用いて調べた。5日平均での大気水蒸気の水平移流量をユーラシア大陸周辺地域で地図化したところ、長武試験地を含む黄土高原南部で観測される擾乱は、主にベンガル湾方向から、多量の大気水蒸気が流入した場合に観測されることが示唆された。今後、1980年代以降について、大気水蒸気場と本地域の降水量データを用いて、総観規模での水蒸気輸送と降水量の年々変動に関する解析を行っていきたい。

3. 今後の研究課題

長武黄土高原農業生態試験所におけるこれまでの観測データの蓄積とそのデータ解析を踏まえ、最終年度に向けた大気境界層班の残された研究課題を下記に列挙する。

- 1) 黄土高原における大気境界層と対流雲の日変化過程に関する総括
- 2) 複雑地表面上における広域蒸発散量の推定手法の確立
- 3) 1990年代以降の黄土高原 (黄河中流域) における降水量減少に関する気候学的検討
- 4) 長武試験地における表層土壌水分量と河川流出量の年々変動に関する研究
(降水強度や年降水量との関係を含めた検討)

編集・発行 平成19年3月1日
大学共同利用機関法人 人間文化研究機構
総合地球環境学研究所
黄河プロジェクト 福嶋義宏
〒603-8047 京都市北区上賀茂本山457番地4
Tel : 075- 707- 2230 Fax : 075- 707- 2506
E-mail : YRIS@chikyu.ac.jp
ホームページ <http://www.chikyu.ac.jp/yris/>

