

河川生態系における植物バイオマスに着目した
全球環境流量評価方法の構築

2019年 9月

篠崎 由依

河川生態系における植物バイオマスに着目した
全球環境流量評価方法の構築

篠崎 由依

システム情報工学研究科
筑波大学

2019年 9月

河川生態系における植物バイオマスに着目した 全球環境流量評価方法の構築

1. はじめに.....	1
1.1 本研究で目指す環境流量全球モデル.....	1
1.2 環境流量の定義.....	4
1.2.1 2007 年及び 2018 年改訂のブリスベン宣言による定義.....	4
1.2.2 環境流量グローバル・アクションプラン 2018.....	5
1.2.3 本論文における環境流量の定義と、グローバル・アクションプランにおける位置づけ.....	7
1.3 本論文の構成.....	7
参考文献.....	9
2. 環境流量理念の変遷の分析.....	11
2.1 本章の目的.....	11
2.2 環境流量研究の歴史的変遷.....	11
2.2.1 古代～近代（1970 年代まで）：河川サービスを無制限に享受できた時代.....	11
2.2.2 1970 年代～80 年代：対症療法的な河川環境保全の時代.....	13
2.2.3 1990 年代～2000 年代：自然の「流れ」に学んだ時代.....	14
2.2.4 2000 年代～2010 年まで：生態系にも水資源利用の権利が与えられた時代.....	14
2.3 最新の環境流量理念と研究の進展状況の整理.....	17
2.3.1 環境流量に関する包括的レビュー.....	17
2.3.2 淡水および河口域～対象地域と対象とする条件の広がり.....	19
2.3.3 生態系～個別の種の保全から生態系全体の保全へ.....	21
(1) 環境改善の評価対象とその選定理由.....	21
(2) 河川生態系全体を間接評価しようとする取り組み.....	23
2.3.4 流水の量、タイミングおよび質～最小流量を与える方法から流況を与える方法へ... ..	24
(1) 環境改善のために適用される流況の型.....	24
(2) 水文統計法の展開.....	27
(3) 水理指標法の後退.....	28
(4) 生息場モデル法の適用範囲とその限界.....	28
(5) 包括的手法の広がり.....	29

(6) 生態・水文統計法の出現	30
2.3.5 生態系に依存する人間の暮らしや福利～総合的な水資源管理への導入	31
2.3.6 維持するために必要～過去から現在を知る手段から将来の評価への展開	33
2.4 本章のまとめ	34
参考文献	35
3. 環境流量の現状	42
3.1 本章の目的	42
3.2 日本における環境流量の運用状況	43
3.2.1 維持流量としての運用	43
3.2.2 維持流量の設定方法	43
3.2.3 維持流量の課題	45
3.2.4 全国の維持流量実態分析	46
(1) 検討方法	46
(2) 維持流量の設定状況	46
(3) 検討結果	48
3.2.5 弾力的な維持流量設定に向けて	51
(1) 流量変動の考慮	51
(2) 動植物の生息環境の評価方法に対して	52
(3) モニタリングに対して	53
3.3 世界における環境流量の運用状況	53
3.3.1 環境流量を制度的に定めている地域	53
3.3.2 運用に関する課題	54
(1) 流量変動に対する考慮の不足	54
(2) 自然特性を区別しない同一基準の採用	57
(3) モニタリングの不足	58
3.4 本章のまとめ	59
参考文献	60
4. 理想的な環境流量評価のための概念モデルの構築	63
4.1 本章の目的	63
4.2 ローカルな環境流量評価モデルをグローバルに拡大適用できない理由	63
4.3 グローバルモデルの現状と課題	64

4.4 環境流量が目指す理想状態.....	67
4.5 これからの環境流量評価に取り入れるべき視点	70
4.5.1 概念モデルに取り入れるべき視点.....	70
4.5.2 地域の河川生態系の特性を反映できる評価方法.....	70
4.5.3 広域で保全の優先度をつけられる指標.....	71
4.5.4 流量変動を考慮した計算.....	72
4.5.5 概念モデル.....	72
4.6 本章のまとめ.....	74
参考文献	74
5. 河川バイオマスモデル.....	77
5.1 モデルの概要.....	77
5.2 モデルの根拠となる生態学的機構	77
5.2.1 植物バイオマス量を評価することについて.....	77
5.2.2 河川生態系を支える一次生産の特徴	79
(1) 陸上生態系を例にみた一般的な一次生産の特徴.....	79
(2) 河川生態系における一次生産.....	81
5.2.3 陸上・上流からの河川生態系のバイオマスの流入と流下.....	82
5.2.4 河川植物の生産、枯死・剥離、被食（付着藻類を例に）	83
5.3 河川バイオマスモデル（ver.1：年単位での計算モデル）	86
5.3.1 モデルの考え方.....	86
5.4 河川バイオマスモデル（ver.2：月単位での計算モデル）	87
5.4.1 モデルの考え方.....	87
5.4.2 計算結果の解釈と評価	89
(1) 計算結果を用いてできること	89
(2) 生産性指標（PI）	89
(3) 脆弱性指標（VI）	91
5.5 使用データおよびパラメータの設定.....	92
5.6 各サブモデルの計算結果と検証.....	95
5.6.1 河川バイオマス計算結果.....	95
5.6.2 河川バイオマスの検証	100
5.6.3 生産性指標（PI）	101
5.6.4 下流涵養度（CDE）	103
5.6.5 生態系回復時間（ERT）	103

5.7 本モデルに係る用語の定義および解説	105
5.8 本章のまとめ	106
参考文献	107
6. 環境流量全球評価	110
6.1 本章の目的	110
6.2 環境流量をより多く必要とする場所はどこか	110
6.3 環境流量評価モデル	112
6.3.1 流量目標設定の考え方	112
6.3.2 使用データ	114
6.3.3 計算結果	114
(1) 全球環境流量必要量	114
(2) 地域別に見た最大月環境流量必要量	121
(3) 環境流量必要量の大小を決める要因	123
(4) 河川縦断方向で見た環境流量必要量	123
6.4 考察	125
6.4.1 流量と生産性のみを考慮した場合の環境流量評価との比較	125
6.4.2 使用データ	125
6.4.3 計算結果と考察	126
6.4.4 他の環境流量基準との比較	127
6.4.5 日本の維持流量との比較	129
6.4.6 利用可能な水資源量の評価	130
6.5 本章のまとめ	136
参考文献	137
7. おわりに	138
7.1 ネパール・カリガンダキ川流域の環境流量必要量	138
7.2 本論文のまとめ	142
謝辞	146
8. 巻末資料	149
8.1 ブリスベン宣言 2018 全文（筆者和訳）	149

8.2 維持流量実態調査.....	150
-------------------	-----

1. はじめに

1.1 本研究で目指す環境流量全球モデル

2019 年現在, 世界の人口は 77 億人であり, 2050 年には 100 億人に達すると予測されている。100 年前の人口が約 17 億人であったことを踏まえると, 人口増加が急激に進展していることがわかる (United Nations, 2019)。それに伴い, 水資源の利用量も増加の一途をたどっている。世界の水使用量は 1980 年以降毎年 1% ずつ増加しており, 2050 年には現在よりもさらに 30% 程度増加することが予想されている (WWDR, 2019)。目下 60 億人が水不足の状況下にある。気候変動の影響もあいまって, 世界規模での水不足は今後さらに深刻になるといわれている (WWDR, 2019)。

現在そして将来的にどのような場所で水資源が不足する可能性があるのかを明らかにしたり, 国際的な水資源管理政策の中で優先的に対応すべき地域を設定したりするにあたって, 全球規模での水資源評価が必要である (Smakhtin, et al., 2004)。水資源は, 流域や地域を超えてやり取りされている。資源管理では, これらの発生地と消費地を区別することが重要であり, そのためにも全球規模の評価が必要になる。こうした背景から, これまで様々な全球水資源モデルが提案されてきた (Arnell, 2004; Alcamo, et al., 2007; Rockström, et al., 2009; van Beek, et al., 2011; Hoff, et al., 2010)。

しかし, 全球スケールでの水資源評価の大半は, 「人間の水需要量が, 地域の水資源の合計で賄えるか?」という観点から評価されており, 環境のための用水, すなわち健全な淡水生態系の構造や機能の維持に必要な水量は含まれていない (Smakhtin, et al., 2004; Pastor, et al., 2014)。環境流量が考慮されていない分, 人間が利用できる水資源量は全球で過大評価されている可能性があるといわれている (Gerten, et al., 2013)。

河川や湖沼, 湿地からなる淡水生態系は, 取水による流量の減少, ダムや堰などによる流れの分断や制御など, 人間の様々な働きかけによって大きな影響を受けている。世界のダムの貯水量の合計は, 全球の河川水量の 5 倍に匹敵する 10,000km³にのぼる。これにより, 本来川に流れていた流量が減少し, 生物の生息場の面積や質の低下を招いている。地球上の生息場の 0.01% に満たない淡水域は, 地球上の 10% の生物が暮らすいわば生物多様性のホットスポットである (Dugeon, 2012)。しかし, 淡水生態系は深刻な状態にある。20,000 種余りの水生昆虫や無脊椎動物, そして淡水魚の 30% が絶滅の危機に瀕している (Dugeon, 2012)。この状況は, 単に生物多様性の低下にとどまらず, 河川生態系から様々なサービス享受している, 我々人間の持続可能な生存にとっても深刻な問題である。

水資源量の評価では, 自然そのものが水利用者である (Pastor, et al., 2014) ことを忘れてはならない。その上で, 人間の利用可能な水資源量を評価しなければならない。そのためには, グローバルスケールの水資源評価に環境流量を加えることが必要である (Smakhtin, et al., 2004; Pastor, et al., 2014)。さらに, 全球規模の環境流量がわかれば, 広域評価だけでなく, データの不足している河川の環境保全に対する目安を提示でき, 各々の川でどのような河川インフラデザインを構築していくべきかの判断材料にもなる (Poff, et al., 2013)。

現在, 全球水資源評価に環境流量を考慮している事例は限られているが, 「年平均流量の 30% を環境流量として割り当てる」といった単純なルールを使用している例が殆どである。モデルを用いてグローバルスケールの環境流量評価を行った先駆けは, 2004 年の Smakhtin らである (Smakhtin, et al., 2004)。水文統計法に基づくモデルを用いて世界 128 の流域・地域の環境流量

を示した同研究は、各地の環境流量の政策や研究に大きな影響を与えている。一方、このモデルの限界は、年間の流量を一律あるいは雨季乾季程度でしか区別できず、流量変動の考慮が十分でない点、一つの流域内で環境流量を区別できない点にある。

こうした課題に対し、花崎ら（2008）の全球モデルでは、同じ流域でも上下流や流況の違いや季節に応じて異なる環境流量を設定できる方法を採用した（Hanasaki, et al., 2008）。他方、Pastor らは、月別に環境流量必要量を見積もる簡易なモデルとして、 Q_{90} - Q_{50} 法及び、Variable monthly flow (VMF) 法を提案している（Pastor, et al., 2014）。

環境流量の評価は本来、人為的な流量の変化に対して、対象となる生態系が具体的にどのような応答するのかを踏まえた上で必要となる閾値や変曲点（ごく一部の例を挙げると、これを下回るとサケの産卵が困難になる水深、地域の生物群集の多様性が維持できない生息場面積、イワナ等の冷水性魚類の生存が厳しくなる水温、あるいは付着藻類の一次生産を最大化させるような流速など）を満たすような流量を与えるのが理想である。

しかし、現在の環境流量グローバルモデルは、いずれも年平均流量、月平均流量、あるいは超過流量などの簡単な水文統計を用いており、生物や生態系の側からみた評価の視点が欠けていることが問題である。この理由は、流量と生態系の応答に関して全球をカバーするデータが欠如しており、世界中の多種多様な淡水生態系に対して環境流量の閾値や変曲点を決定することが難しいためである（Pastor, et al., 2014）。その結果、これらのモデルでは流量と生態系の応答に対し、水文統計に絡めた単純な仮定を置いているのである。

したがって、流量と生態系の間に置かれた仮定にまつわる不確実性や曖昧さを克服していくことが環境流量グローバルモデルの課題である。そのためには、水文統計だけでは表現できない河川生態系の構造や機能に関する新たな観点を取り入れる必要がある。

そこで本研究では、光合成により太陽エネルギーを固定し、餌資源その他さまざまな形で生態系の基盤を成す一次生産者、すなわち植物バイオマスに着目することで、この課題に取り組むことにした。流量や気温といった気候・物理条件に応じて一次生産が行われ、その結果蓄積する植物バイオマス（藻類、水草、植物プランクトン、及び陸上からの落ち葉等の植物由来の有機物）を評価することで、その場の河川生態系の生産性と脆弱性を定量化するモデルを構築する。そして、この生産性と脆弱性を指標として、全球で環境流量を算出するグローバルモデルを提案するものである。

How much water does a river need? これは、Richter ら（1997）の有名な問いかけである。一見簡単のように見えるが、その答えを提示するのは簡単ではない。この問いに答えるため、世界中の研究者や河川管理者が多くの努力を注いできた。環境流量について考えることは、近代的な河川管理や水資源開発の中で損なわれたり失ったりしてきた河川生態系サービスを追憶しつつ、過去百年にわたり急速に変容してきた、我々と川との関わりを正視することに他ならない。

環境流量を川に維持するということは、人が利用できる水資源が減ることを意味する。そのため、その概念が生まれた 1970 年代以降、環境流量は経済発展と対立関係にあるものと考えられてきた。90 年代に入ると、環境倫理的な意味から環境流量を評価する見方が現れた。つまり、「人間が水資源の使用を少し我慢することによって、多少経済的な不利益は被るが、河川に依存する生物を守るために譲歩すべきである、なぜなら河川生物にも水資源を利用する権利があるからで

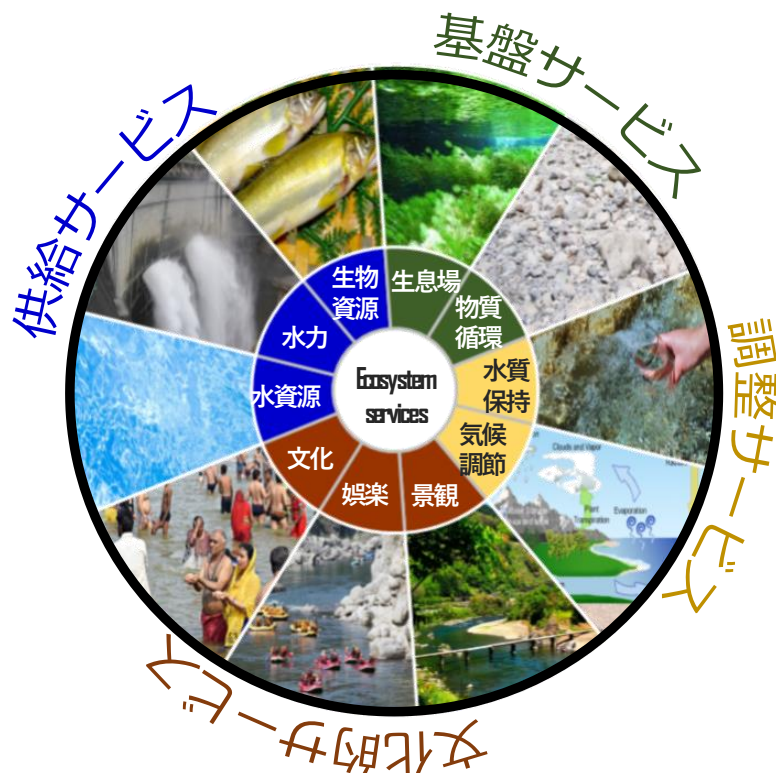


図 1-1 ミレニアム生態系評価に基づく河川生態系サービス（筆者作成）

ある。」という考え方である。この思想は、豪州や北米、欧州などの先進国で受け入れられ、環境流量の適用地域の拡大をもたらした。ところが次第にその「譲歩」が、漁獲量の増加や、沿岸環境の改善に伴う水産資源量の回復といった経済的な便益の増加、景観の向上といったアメニティの増進、沿岸への土砂供給による防災効果の向上など、人間が享受する様々な生態系サービスの回復や向上に繋がることが明らかになってきた。そのため今日では環境流量は、特定の魚や水域の保護といった狭義の環境保全の手段にとどまらず、健全な河川生態系によって支えられている人間の文化、経済、持続可能で豊かな生活にとって必要な流量として捉えられている (Arthington, et al., 2018)。環境流量によって考慮すべき生態系サービスは、ミレニアム生態系評価による四つの生態系サービスとされている (Arthington, 2012) (図 1-1)。供給サービス、基盤サービス、調整サービス、そして文化的サービスである。

我が国をはじめ、科学技術の発展した社会においては、河川生態系サービスの恩恵を肌で感じることは少なくなっている。河川が本来支えていた生態系サービスの多くは、近代技術の発達と共により効率的で安全なサービスへと置き換えられてきたからだ。川魚が減少して食べられなくなっても、それ以外の食物が豊富にある。どうしてもアユが食べたい場合は養殖すればよい。サケは輸入すればよい。時間のかかる河川の自浄作用の代わりに高度な水処理施設が安全な用水を提供してくれる。洪水によって肥沃な土砂が運ばれてくるのを待たなくても、土地改良や肥料を投入すれば安定的な農業生産が可能である。ということは、今の時代、無理に河川生態系サービスを維持するために環境流量をわざわざ川に残して、人間の水資源利用可能量を減らす必要はないのではないか？

ここで忘れてはならないことがある。河川生態系サービスを人工的な手段に置き換えようとすると、大量の補助エネルギー（その多くは有限な自然資源）の投入が必要であるということである。この点は既に半世紀も前に生態学者オダムによって指摘されている【オダム, 1974】。水資源を川から取り出し、流水によって支えられてきたその他の様々な河川生態系サービスを諦めるということは、自然の営みによって支えられてきた持続的なシステムから、石油、石炭、あるいは陸上の生物資源といった有限の資源を投入することによって支えられる非持続的なシステムに移行していることに他ならない。従って、このままでは資源の枯渇という形でシステムが崩壊する時が訪れるだろう。それを防ぐためには、近代社会の中でバランスを崩してしまった河川との付き合い方を今一度見つめ直し、人間が持続的に、そして幸福に生きるために必要な川の流れについて考える必要がある。これこそが、環境流量を研究しなければならない理由である。

続く 1.2 では、環境流量の定義を紹介するとともに、現在世界で共有されている環境流量研究や運用に関する行動計画（グローバル・アクションプラン）を紹介する。この行動計画の中で本研究がカバーする範囲を明らかにした上で、本編に入るものとする。

1.2 環境流量の定義

1.2.1 2007 年及び 2018 年改訂のブリスベン宣言による定義

2007 年 9 月 3 日から 6 日にかけてオーストラリアのブリスベンで開催された「第 10 回国際河川シンポジウム並びに国際環境流量会議」では、環境流量に関する共同宣言「ブリスベン宣言」が発表された。この会議には、世界 50 カ国以上から約 750 名の科学者、技術者、河川管理者並びに政策決定者が出席した。ブリスベン宣言は、世界の河川や水資源が置かれた現状や課題を共有し、環境流量の役割と世界が協力して目指すべき方向性を示すものである。このブリスベン宣言は、今日、環境流量の一般的な定義として広く引用されている（全文訳は巻末資料に掲載）。

環境流量とは、淡水および河口域の生態系並びにこれらの生態系に依存する人間の暮らしや福利（well-being）を維持するために必要な流水の量、タイミングおよび質である。

Environmental flows describe the quantity, timing, and quality of water flows required to sustain freshwater and estuarine ecosystems and the human livelihoods and well-being that depend on these ecosystems.

この宣言が発表されて 10 年目の節目に当たる 2017 年、再びブリスベンにて「第 20 回国際河川シンポジウム並びに国際環境流量会議」が開催された。この 10 年で進んだ世界的な成果や、依然として残る課題などを踏まえ、宣言の補強と改定が議論された。改定後のブリスベン宣言（以下、ブリスベン宣言 2018 (Arthington, et al., 2018)）では、環境流量の定義が次のように変更された。

環境流量は、水域生態系ひいてはそれらが養う人間の文化、経済、持続可能な生活および福利（well-being）を支えるために必要な淡水の流れと水位の量（値）、タイミング、および質である。

Environmental flows describe the quantity, timing, and quality of freshwater flows and levels necessary to sustain aquatic ecosystems which, in turn, support human cultures, economies, sustainable livelihoods, and well-being

この定義における水域生態系 (aquatic ecosystem) とは、河川、小川、泉、河畔の氾濫原、湿地、湖沼、ラグーンや河口域を含む沿岸水および地下水に依存する生態系である。地下水に依存する生態系の中には、河道だけでなく、地下水を利用する陸上植生も含まれる。新しい定義では、従来の流水 (water flow) から、流水 (lotic)、止水 (lentic) および地下水も含む。そのため、流量だけでなく、水位や滞留時間、帯水層を含む地下水とのやり取りや表流水を含めた管理を意味することになった。このように、環境流量の取り扱う水域の範囲が拡大すると同時に、これらの相互作用やつながりを考慮することが求められるようになった。

また、2007年の定義にある、「生態系に依存する人間の暮らしや福利 (ecosystem and human livelihoods and well-being that depend on these ecosystems.)」という表現では、生態系と人間との関係性が曖昧であるという指摘が相次いだ (Arthington, et al., 2018)。したがって新しい定義では、「水域生態系ひいてはそれらが養う人間の文化、経済、持続可能な生活および福利 (aquatic ecosystems which, in turn, support human cultures, economies, sustainable livelihoods, and well-being)」とし、生態系が人間を扶養しているという関係を具体的に記述している。

その他の大きな変更点は、環境流量の社会的、文化的側面に言及したことである。この新たな観点が加わったことにより、環境流量に対するアプローチの刷新が必要となってきた (Arthington, et al., 2018)。同時に、環境流量には過去の流況や自然流量を回復するだけにとどまらず、様々な流況の選択肢があると考えられるようになってきている (Acreman, et al., 2014)。機械的に最小流量を設定するのではなく、様々な選択肢の中からどのような環境流量を与えるのか、その意味や目的、期待する結果を明確に設定することがより一層重要になっている。

今回の改訂の特徴は、環境流量を国連の持続可能な開発目標 (Sustainable Development Goals : SDGs) の中に位置づけ、淡水及び沿岸域の生態系を保全する部分と協働していくことを盛り込んでいる点にある。このことによって環境流量それ単独の取り組みから一歩進み、環境流量が持続可能な水資源管理の中心的な要素に位置づけられるようになることが期待されている (Acreman, et al., 2014)。

1.2.2 環境流量グローバル・アクションプラン 2018

環境流量に関するブリスベン宣言 (2018) では、環境流量を保全、回復することを水資源管理の中心的要素に据え、また水資源に関連する持続可能な開発目標 (SDGs) の達成への礎として、世界中の全ての政府、開発銀行、ドナー、水・エネルギー関連団体、多国間並びに二国間組織、市民団体、研究機関、先住民グループ、民間部門が以下のアクションプランに対し積極的に関わることを求めている。

表 1-1 に、アクションプランを示す。6つの宣言文に対して、政策決定者に係る項目 (リーダーシップとガバナンス)、実務者や河川管理者に係る項目 (マネジメント)、そして研究者に係る項目 (研究) に分かれている。なお、本論文に関連するのは、研究の部分である。

表 1-1 ブリスベン宣言に対応するアクションプラン（筆者訳：太字は、本論文が関係する部分）

宣言文	リーダーシップとガバナンス	マネジメント	研究
1. 環境流量は、生物多様性、水域生態系並びにあらゆる社会にもたらされる生態系サービスを保全するために不可欠である	<ul style="list-style-type: none"> 地下水生態系（GDEs）を含めた淡水生態系への環境流量導入を支持する政府プログラムの開発と実施 水資源に関連する持続可能な開発目標（SDGs）を支持する政府の環境流量プログラムの開発と実施 	<ul style="list-style-type: none"> 地表水ならびに地下水の流動プロセスを環境流量計画、評価、モニタリング、管理に組み込んだ環境流量プログラムの開発と実施 水資源に関連する SDGs を支持するプログラムやプロジェクトに環境流量を取り込む 	<ul style="list-style-type: none"> ・ GWEs を含めた水域生態系に依存する全ての淡水域における流量と生態系の関係と生態系サービスの定量化 水資源に関連する SDGs を支持するプログラムやプロジェクトの中で、環境流量と健全な淡水生態系のもつ生態学的、経済学的、社会的便益を提示する
2. 環境流量は世界の文化遺産並びに自然遺産の保全や保護にとって極めて重要である	淡水生態系の文化的な遺産の価値、知識、並びに淡水生態系への愛着を醸成する政府プログラムの開発と実施	淡水生態系への愛着や文化遺産の価値、知識を環境流量評価、実施、モニタリング、順応的管理に組み込む	環境流量と健全な水域生態系、および水域生態系の文化的価値と愛着の関係への理解を深め、定量化する。
3. 環境流量はないがしろにされてきた。その結果、今日世界中の多くの水域生態系が危機にさらされている	<ul style="list-style-type: none"> 淡水生態系の保全と回復のための政府プログラムの開発と実施 出来るだけ早い段階での健全な淡水生態系の保全 ダムやその他施設の建設の計画段階での環境流量放流プログラムの作成 	<ul style="list-style-type: none"> 高い費用効果で生態系保全・回復を達成するための系統的な計画ツールの使用 人間の水利利用と生態学的な水要求量の折り合いをつける順応的な管理の枠組みの中で科学的知見と地域の知識に則った環境流量の基盤の保全と回復 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 世界各地の様々な状況下で環境流量の実施の妨げになりうる要因を特定 ・ ダムや水関連施設の新設にあたり、社会・生態学的な便益を考慮した最適な位置、設計、運用を検討できる系統的な計画ツールと、トレードオフ対処法の構築
4. 環境流量の実施にあたり、効果的かつ有益な成果を確保するためには、政策、立法、規制、財政、科学的、文化的な措置を一体的に整備することが必要である	<ul style="list-style-type: none"> 水資源に係る文化的価値、知識、慣習的な関わりを含む水利利用、環境流量、水利権および免許を規定する法的基盤の構築と施行 環境流量を水資源、食料、エネルギー安全保障の不可欠な構成要素に位置付ける政策・綱領の策定と実施 効果的な環境流量の計画、設計、実施、モニタリング、順応的管理のための継続的な資金の確保 水域生態系の機能や環境流量の計画、評価、実施、モニタリングおよび順応的管理に関する研究や訓練のための継続的な資金の確保 	<ul style="list-style-type: none"> 流域の状況やガバナンス体制に応じた環境流量配分メカニズムの構築 流域および地域スケールの水利利用管理システムの構築 ダムやその他の施設の新設、または既存施設を改築・撤去する場合に十分な環境流量を確保できるような流域や河道区間のインフラ計画、設計、運用 水資源管理者が水資源管理計画、実施、モニタリングおよび順応的管理に環境流量を組み込むための十分な技術力や知識を養う 	<ul style="list-style-type: none"> 環境流量を広義の水資源や関連する資源管理システムに統合するための既存のメカニズムへの投資ならびに新たなメカニズムの提案 環境流量実施プロジェクトやプログラムにおける研究効率の良い設計、モニタリング、報告の仕方を作り、現場の実例として扱う 水域生態系の機能、環境流量計画、評価、実施、モニタリングおよび順応的管理に関する理解を促進するための研究・トレーニングのための専門機関を創設
5. その土地の知識や伝統的な水マネジメントは環境流量の計画や実施、持続的な成果を増強する	環境流量の計画、評価、実施、モニタリングおよび順応的管理におけるあらゆる文化とステークホルダーの完全かつ平等な参加と、権利、義務、管理システムを整えるための開発と実施	環境流量の計画、評価、実施、モニタリングおよび順応的管理におけるあらゆる文化とステークホルダーの完全かつ平等な参加や、権利、義務、管理システムの実践	環境流量の計画、評価、実施、モニタリングおよび順応的管理におけるあらゆる文化とステークホルダーの完全かつ平等な参加や、権利、義務、管理システムの最良の実践モデルの共同開発
6. 気候変動は水域生態系の劣化リスクを高め、環境流量設定へむけた行動に対する緊急性を高める	<ul style="list-style-type: none"> 気候その他の環境変化を考慮できる環境流量と生態系の柔軟な管理体制の開発と実施 流況変化その他の環境変化によって影響を受ける水域生態系に応じて環境流量を見直しているようなプログラムの構築 	<ul style="list-style-type: none"> 気候変動が環境流量と社会生態学的システムに悪影響を及ぼす可能性がある場所では、旧来の方法を生態系の回復力と社会的便益の維持/復元するための方法に修正 流況変動や環境要因の変化に関する環境流量放流の生態学的、社会的結果をモニタリングし、状況に応じて実施計画を直していく 	<ul style="list-style-type: none"> ・ 気候変動や人口パターン、水需要の変化にさらされる地域において、流況変動や環境要因の変化に関する淡水生態系の適応や社会的応答に関する長期的視野での研究の実施 ・ 上記の地域における生態系の回復力と社会的便益を維持/復元するための新たな方策に関する研究の推進

1.2.3 本論文における環境流量の定義と、グローバル・アクションプランにおける位置づけ

本研究において取り扱う環境流量は、ブリスベン宣言の定義に従うものとする。ただし、ブリスベン宣言における環境流量は、水域生態系から人間の文化、経済、社会まで広く包括しており、一つの研究において全てをカバーすることは難しい。本研究では、ブリスベン宣言 2018 の定義の趣旨に沿いつつ、水域生態系の部分に着目して議論するものである。

したがって、本研究で取り扱う環境流量を、「水域生態系を支えるために必要な淡水の流れと水位の量（値）とタイミング、および質」と定義する。

この研究で得られた環境流量評価方法は、最終的には人間社会の要素と摺り合わせる必要があるが、それは今後の研究に譲るものとする。

また、グローバル・アクションプラン内の研究の項目に照らし合わせると、本研究の寄与する部分は、表 1-1 の中の太字で示した部分であり、宣言文 1, 3, 6 に関連した研究課題に該当する。これらの内容を要約すると、①水域の流量と生態系の関係と生態系サービスの定量化、②環境流量の実施に関する課題の特定と、最適な設計・運用方法の構築、③気候変動や変化する水需要に対して環境流量を評価するための研究の推進である。

1.3 本論文の構成

図 1-2 に、本論文の構成を示す。まず、2 章「環境流量理念の変遷の分析」では、学術研究の立場から環境流量の理念の歴史的変遷や最新の研究課題を明らかにする。そして、これからの環境流量評価において必要な観点や、評価の方法論を述べる。この章では主に 2010 年から 2016 年までの 77 カ国 779 本の論文を対象とした包括的文献レビューの結果に基づき議論する。

続く 3 章「環境流量の現状」では、日本と世界における環境流量の運用実態を整理し、実務の立場からよりよい環境流量設計のあり方について論じる。

4 章では、前半で明らかになった、最新の環境流量の理念を実際の設計へと落とし込むための理想的な概念モデルを構築する。続く 5 章では、概念モデルを踏まえて「河川バイオマスモデル」を構築する。このモデルは、河川生態系の保全の優先度を定める上で重要な、生物学的生産性と脆弱性を定量的に評価するためのモデルである。第 6 章では、「河川バイオマスモデル」で計算した河川生態系の生産性と脆弱性を使用して、全球で環境流量を評価するためのモデルを構築する。モデル計算を行い、全球規模での月別環境流量必要量を提示する。最後に、この結果から、人間の水資源利用可能量との比較、既往の環境流量グローバルモデルとの比較や日本の維持流量との比較を行い、モデルの特徴と有用性について考察する。最後の 7 章、「おわりに」では、以上を踏まえて、当初の研究目的を達成したことを確認し、総括する。

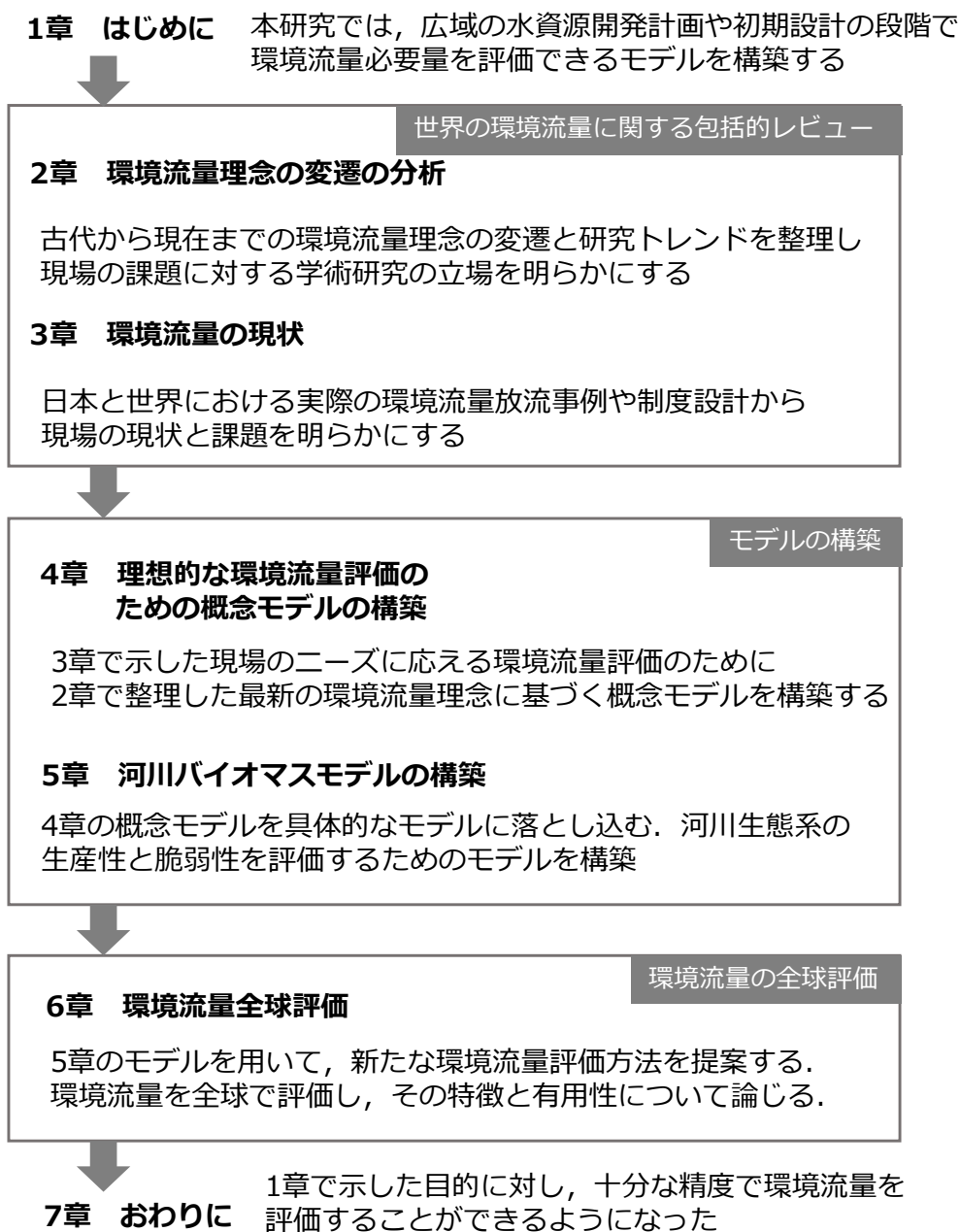


図 1-2 本論文の構成

参考文献

- Acreman, M, et al. "Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, no. 8 (2014): 466-473.
- Alcamo, J, M Flörke, and M Märker. "Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes." *Hydrol. Sci. J.* 52 (2007): 247–275.
- Arnell, N W. "Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios." *Global Environ. Change* 14 (2004): 31-52.
- Arthington, A H. *Environmental Flows Saving Rivers in the Third Millennium*. California: University of California Press, 2012.
- Arthington, Angela H, et al. "The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018)." *Frontiers in Environmental Science* 6, no. 45 (2018): 1-15.
- Dudgeon, D. "Threats to freshwater biodiversity globally and in the Indo-Burma Biodiversity Hotspot". IUCN (2012)
- Gerten, D, H Hoff, J Rockström, J Jägermeyr, M Kummu, and A V Pastor. "Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (2013): 551–558.
- Hanasaki, N, et al. "An integrated model for the assessment of global water resources - Part1: Model description and input meteorological forcing." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 12 (2008): 1007–1025.
- Hoff, H, M Falkenmark, D Gerten, L Gordon, and J Rockström. "Greening the global water system." *J. Hydrol.* 384 (2010): 177–186.
- Pastor, A V, F L Ludwig, H Biemans, H Hoff, and P Kabat. "Accounting for environmental flow requirements in global water assessments." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 18 (2014): 5041–5059.
- Poff, N L, and J H Matthews. "Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (2013): 667–675.
- Richter, B D, J V Baumgartner, R Wigington, and D P Braun. "How much water does a river need?" *Freshw. Biol.* 37 (1997): 231-249.
- Rockström, J, M Falkenmark, L Karlberg, H Hoff, S Rost, and D Gerten. "Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change." *Water Resour. Res.* 45 (2009): W00A12.
- Smakhtin, V, C Revenga, and P Döll. "A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity." *Water Int.* 29 (2004): 307-317.
- UN." *World Population Prospects*", UN (2019)
Available at: <https://population.un.org/wpp/> [Accessed 2019.6.10 2019.6.10].
- van Beek, L P, Y Wada, Y, and M F.P Bierkens. "Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability." *Water Resour. Res.* 47 (2011): W07517.
- Vörösmarty, C J, et al. "Global threats to human water security and river biodiversity." *Nature* 467 (2010): 555-561.
-

WWDR. "The United Nations World Water Development Report", WWDR (2019)

Available at: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2019/>

[Accessed 2019.6.10 2019.6.10].

オダム PE. 生態学の基礎（上）三島次郎訳. 培風館, 1974.

2. 環境流量理念の変遷の分析

2.1 本章の目的

本章では、学術研究の視点から、環境流量の理念の変遷と今日における研究課題や関心の傾向について網羅的な文献整理を行う。その作業を通し、環境流量放流の現場における課題を解決するためには、どのような研究項目が必要であり、またどのような視点と方法論をとるべきであるかを論じることが本章の目的である。本章は大きく分けて二部に分かれており、前半(2.2)では、古代から2010年代までの環境流量の歴史の変遷を振り返る。後半の(2.3)では、2010年以降の環境流量について、世界77カ国を対象とした包括的レビューを行う。レビューでは、ブリスベン宣言における環境流量の定義に出てくるキーワードと照らし合わせながら、最新の環境流量の理念と研究動向について明らかにする。

2.2 環境流量研究の歴史の変遷

2.2.1 古代～近代(1970年代まで): 河川サービスを無制限に享受できた時代

人間の河川利用とは、河川の流水により生み出される様々な便益やサービスを受け取ることである。古代の四大文明は全て大河のほとりに位置しており、歴史的な都市の多くが川沿いに発達してきたことからわかるように、河川は人間の文化や経済的な発展に極めて重要な役割を果たしてきた。はじめ人間は、漁業や舟運、用水の確保など、受動的に河川のサービスを受け取っていたが、やがて河川の流れを制御することで、より効率的に大きなサービスを受け取ろうと学んだ。ヘロドトス著「歴史」には、紀元前2900年代初期、第一エジプト王朝の創始者メネス王が首都を建設するために、堤高15mのダムを築造してナイルの流れを変えたことが記されている。これが文献上、世界最古のダムである。また現存する遺跡としては、紀元前2750年頃と推定されるダムの遺跡がカイロの南方に存在する。このダムは、ピラミッド建設用石切場の労働者の飲料水を確保するために造られ、堤高11m、堤頂長106mと大規模なものであった【(一財)日本ダム協会, 2018】。エジプトの灌漑用ダムはすでに紀元前1800年頃には建設されており、同時代の古代ローマや中国、中東地域でも多くのダムが建設されてきた。しかし、当時の水需要は流域スケールからみれば微々たるものであった。洪水氾濫の常襲する地域では、氾濫によってもたらされる肥沃な土壌を利用した氾濫農耕も行われていた。この頃は人間の川への働きかけや、水資源を川から取り出す行為が、生態系を破壊するほどの影響を及ぼすことは稀であった。そのため、人間は河川生態系の育む様々なサービスを享受し、これに依存した生活を営んできた。このようなサービスを、河川生態系サービスという(Arthington, 2012)。

表2-1に、河川生態系サービスとその代替手段を一覧で示す。水資源は、飲料水や用水として利用される。水資源には代替手段は存在せず、これが不足すると人間の生存が脅かされる極めて重要なサービスである。しかし、水資源以外にも様々な河川生態系サービスがある。舟運や筏流し、動力・発電用水力は、流体力などの物理的性質から得られるサービスである。舟運や筏流しは、流れが速いと危険や移動の制約を伴い、出水時は利用できなくなるため、これらの代替手段として道路、鉄道などの流量に左右されない陸上交通が発達した。水力は、水の位置エネルギーから得られるサービスであるが、電気や火力といったその他のエネルギー源の開発により相対的な利用率が低下している。ただし、水力発電は発電効率が高いことから、場所によっては現在でも重要なサービスである。一方、灯籠流しや精霊流しなど、川の流れを利用した祭りや神事は、

文化・宗教的な意味において重要なサービスである。多くの伝統的な文化圏において、川は彼岸と此岸を結ぶ道と考えられている。川という聖域で行事を行うことに意味があるため、他の場所で開催したり、人工的な流水で置き換えたりすることは難しい。これらは代替手段の無いサービスであるといえる。

また、河川の滔々たる流れは個性豊かな景観を生み出している。隅田川のように歌で親しまれている例は数多い。また、パリとセーヌ川、ブダペストとドナウ川、バラナシとガンジス川など、河川が都市のイメージと強く結びついている所もある。このように、河川がその土地の文化や人々の心情と密接に関わっている場合、河川景観は代替できないサービスであるといえる。

しかし、産業革命を経て 20 世紀に入ると、河川から得られていたサービスの多くは、効率的で安全な代替手段に取って代わられた。その代表例が、洪水の作用によってもたらされていたサービスである。洪水氾濫は農業に適した肥沃な土壌を陸地へ運び、居住地や果樹園などに適した自然堤防を形作ってきた。一方で、洪水氾濫は時に人命や資産を脅かすものでもあった。そのため治水対策として河道改修や堤防護岸の整備、治水ダムの建設が進められ、河道は流水を安全に流下させるための水路としての機能が強化された。それによって失われた河川生態系サービスは、肥料の投入や土地改良技術などによって代替された。代替することが難しいサービス、例えば祭りや河川景観といったものは、経済発展が優先される中で相対的な価値が小さくなった。また、川魚など河川固有の水産資源さえも、食生活の多様化やグローバルな食糧輸入システムの発達によって重要度が低下した。近代以降の社会が河川に求めるサービスは、経済的便益の分かりやすい水資源と発電に重きが置かれている。河川には、水を安全かつ安定して供給するインフラとしての役割が何より期待されるようになったのである。

水資源確保と水力発電開発は、河川の流れを大きく変える。水力発電所は河川水を水路に引き込み、落差を利用して発電する仕組みであるが、取水量が多いと、取水口の下流に水が殆ど流れていない「減水区間」あるいは全く水の無い「無水区間」が発生することもある。

表 2-1 河川生態系サービスとその代替手段（筆者作成）

河川生態系サービス	用途	近代以降の代替手段
直接的な利用		
水資源の消費	飲料水、生活用水、灌漑用水、工業用水	なし
水塊の利用	舟運	道路・鉄道・橋梁・トンネル
位置エネルギーの利用	筏流し（輸送）	道路
	水車（精製、動力）	電気や他の動力
	水車（発電）	他の発電施設
	祭り・神事（精霊流し、灯籠流し）	なし
水産物（生物）	魚、水生昆虫、植物、薪	他の場所の生物資源、化学材料、電気やガス、石油系燃料
水産物（無生物）	川砂利・土砂	山砂利や海砂利
洪水の作用	農業に適した肥沃な土壌	肥料や土地改良技術
	自然堤防	土地改良
間接的な利用		
温度調節機能	夏は涼しく、冬は暖かい	冷暖房
河川景観	公園、観光、修景施設	なし
土砂輸送	砂浜の形成、砂州・川原の形成	海岸保全施設、サンドバイパス

※網掛けは、河川にある流水自体から直接得られるサービスであり、網掛け以外は、流水の作用によって生産・形成されるサービス



図 2-1 2 月のアスワンハイダム湛水区間（上流）と下流（著者撮影）
※本来、10 月～3 月は上流スーダンからの洪水が到達し流量が豊富な時期であり、
耕作開始の時期でもある。現在ダム下流は減水区間となっている。

図 2-1 は、エジプトのアスワンハイダムの貯水池とその直下流の様子である。下流では河床が露出し、瀬切れが生じている。ルクソールに近いナイル川中流には人の背丈を越える巨岩があり、現在の水位から 2m 程度の場所に痕跡水位を示す黒い筋が入っている。ダムの建設以前船頭をしていたという地元住民は、その痕跡水位線を指差しながら以前は常にこの辺りまで水があり、船も難なく通行でき、盛んに漁業や舟運などが行われていたが、ダムの建設以降は漁獲量も減少し、川の中に船を入れるのも難しくなった。多くの住民が、新しく造成された土地で農業に転じたり、観光業へ転向したりしたと話した。さらにナイル川沿いで農業を営む高齢男性は、ダムの建設以降開拓された農地は、始めのうちは良く作物が採れたが、徐々に収量が低下し、最近では大量の化学肥料に頼らざるを得ない状況にある。肥料代だけでかなりの出費になると嘆いていた。ナイル川は、かつて毎年洪水によって肥沃な土壌が運ばれ、砂漠地帯を支える一大穀倉地帯とした。アスワンハイダムは灌漑用水の確保と、洪水調節および発電を目的に 1970 年に完成したダムである。この事例では、河川生態系サービスのうち、電力と水資源を安定的に確保することには成功したものの、土砂供給機能や生物資源などの質的低下を招いている。

このように、一基で流域の年間流出量を大きく上回るような貯水容量をもつ巨大なダムが建設されると、河川の流量は減少するだけでなく、流量変動の平滑化や季節的な増減のタイミングのずれが深刻になる。大規模な水資源開発の顕著になる 20 世紀の中盤以降、河川では様々な環境汚染や環境破壊が顕在化し、徐々に問題視されるようになってきた。だが環境流量の研究が現れるのは少し先のことである。

2.2.2 1970 年代～80 年代：対症療法的な河川環境保全の時代

取水や発電に伴う河川流量の改変が問題視されるようになった発端は、サケなどの商業的、レクリエーション的価値の高い魚類の遡上や産卵が妨げられ、漁獲量が減少したことであった。この問題はまず北米で取り上げられ、その解決策として、被害の明らかな魚類に必要な最小流量を確保するという“還元主義的”な方法 (Poff, et al., 2013) がとられた。河川に所定の流量を維持するためのルールを提示した最も初期の例は、Tennant の提案したモンタナ法(後には主に Tennant 法と呼ばれる)である (Tennant, 1975)。Tennant は、ロッキー山脈から大西洋にかけての 11 河川 58 地点で 10 年に及ぶ詳細な水理条件や生息場調査を行い、魚類の生存に必要な水理条件と流量の関係を明らかにした。さらに 21 州、数百地点で追加調査をし、平均流量からの流量減少の割合と魚類の生息数の減少が地域によらず同様の傾向をとることを明らかにした (Tennant, 1975)。

現在の Tennant 法は主に魚類の生息可能な最小流量の目安として扱われているが、Tennant 自身は、調査項目に水生昆虫や河川景観も含めており、最小流量を、minimum flow for fish, wildlife and environmental resources と表現するなど、河川環境全体を視野に入れていたことが伺える。残念ながら当時 Tennant が勧めた基準を適用した地域は多くはなかった。その理由として Tennant は、野生動物、環境保全といった項目は経済的利益につながらないため、水資源の少ない地域では最小流量が一番に削られるのだと指摘している (Tennant, 1975)。これ以降、Tennant の基準は様々な地域に展開するが、これらは最小流量、あるいは代償流量 (compensation flow) と呼ばれ、対象生物の生存に最低限必要な一定流量として位置づけられるようになった。

2.2.3 1990 年代～2000 年代：自然の「流れ」に学んだ時代

90 年代に入ると、河道改修や流量操作を受けていない自然河川 (free-flowing river) の流況が、河川生態系の機能と構造を維持するのに重要な役割を果たしていることが知られるようになった。それと同時に、最小流量だけでなく、中長期的な視点で見た場合の流量の変動サイクルが河川生態系にとって重要であるということも認識され始めた。流況による河川の類型化が行われるようになったのもこの頃からである。例えば Poff ら (1989) は、長期の水文統計を参考に、規模、タイミング、頻度、洪水や渇水の予測性の観点から、河川を類型化した (Poff, et al., 1989)。

1997 年、Natural Flow Regime という題目の論文が出された (Poff, et al., 1997)。この論文で主張されている、自然状態の流況のもつ変動性こそが河川生態系の保全・復元の要であるという考え (Poff, et al., 2013) は、河川環境保全や、環境流量評価の基本理念として多くの研究者によって引き継がれている¹。

1990 年代には、流況変化が生態系の機能を損なうという事実が次々に明らかにされていった。そのため、自然流況が人間によってどの程度、あるいはどのように改変されているかを知るための現状分析にも関心が向けられるようになった。その中で、生態系の悪化を間接的に評価する指標として流況の変化の度合いが使用されるようになった (Poff, et al., 2013)。Richter ら (1997) は、流況指標 IHA (Indicators of Hydro-logic Alteration) を提案した。IHA は月流量、出水や渇水等極端な流況下における、流量、継続時間、発生時期、高水と低水の頻度と継続時間、流量変化の度合いと頻度という 5 つのカテゴリに大別される計 32 の水文統計指標である (Richter, et al., 1997)。これは、ダム建設前の流況を基準として、生態系の維持・保全に関連する流れ (ecologically relevant flow) がどれほど改変されているかを定量的に評価するための指標である。

90 年代当時、環境流量研究に関心を向けていたのは専ら米国、豪州、南アフリカなどに限られていた。こうした地域で環境流量評価モデルが開発され始めたのもこの頃からである。

2.2.4 2000 年代～2010 年まで：生態系にも水資源利用の権利が与えられた時代

河川生態系は、人間と同等のステークホルダーであり、水利用に対する正当かつ倫理的な「権利」が与えられるべきであるという主張が進んだのがこの時代である (Poff, et al., 2013)。

それと共に、水生昆虫や植物などさまざまな生物が「水利用者」として環境流量の評価対象に加わるようになった。対象とする種数が増加しただけでなく、より包括的な視野から河川生態系

¹ 2019 年 5 月現在、この論文は 3,234 件の論文に引用されている。

をとらえる動きも出てきた。環境流量は河川生態系の健全性 (integrity) と多様性 (diversity) を保全する観点から設定されるべきであるという認識が生まれ (Bunn, et al., 2002), 特定の種を対象とする必要最小流量は、もはや環境流量として不十分であると考えられるようになった (Tharme, 2003; Yin, et al., 2011)。

2000 年代初頭までの環境流量は、ある程度経済発展を遂げて社会的にも経済的にも環境保全に関心を向ける余裕の生まれた欧米先進国に特有の課題だったが、2005 年頃を境に、その関心が世界規模へと広がりを見せるようになる。この頃から、環境流量評価や政策に環境 NGO が積極的に参与するようになった (Poff, et al., 2013)。国際環境 NGO である TNC (The Nature Conservation Agency) と、研究者や米国陸軍工兵隊が共同で実施した、Savannah 川での大規模河川環境復元プロジェクト (Richter, et al., 2006) では、共同で環境流量必要量の検討が実施された他、Bill Williams 川では環境流量を実際に放流するに至っている (Shafroth, et al., 2010)。また 2008 年に、国際自然保護連合 (IUCN) は、手引書「Flow : the essentials of environmental flow」を発行した (IUCN, et al., 2008)。この手引きは東南アジアを中心とした各国の言語に翻訳された。これを 1 つの契機として、経済発展とトレードオフになりやすいことから環境流量の導入に消極的だった新興国や途上国でも、取水・発電計画やダムの運用計画と合わせて環境流量が検討されるようになった。

様々なステークホルダーが関わるようになるにつれ、環境流量は生態学や工学分野だけでなく、社会学や経済学分野においても関心を集めるようになり、政策や管理の視点から扱われるようになった。2007 年、57 カ国の研究者や政策決定者が参加したブリスベン河川シンポジウムでは、環境流量に初めて国際的な定義が与えられた。ブリスベン宣言である。宣言では、環境流量は「淡水および河口域の生態系並びにこれらの生態系に依存する人間の暮らしや福利 (well-being) を維持するために必要な流水の量、タイミングおよび質」と定義している。この定義の注目すべき点は、生態系の持続可能性と社会的幸福とが明確に関連付けられていることである。それによって、環境流量は動物保護や環境保全を超えて、健全な生態系に支えられた持続可能な社会を目指すための枠組みとして位置づけられるようになったのである (Poff, et al., 2013; Poff, et al., 2010)。

2000 年代中盤には、これまでの環境流量の変遷を整理する研究も現れた。環境流量に関する世界的な動向分析は、2003 年に Tharme, 続いて 2009 年に Petts により行われている。

Tharme は 1970 年ごろから 2002 年までを対象に 44 カ国の環境流量研究事例を調べ、200 余りの環境流量設定方法があることや、評価方法には地域的な特徴があることを明らかにした (Tharme, 2003)。Tharme はさらにこれらの設定方法を、日流量や年平均流量等の水文統計量を指標とする「水文統計法」、水深等の水理量に着目した「水理指標法」、生物の生息場の適性から必要流量を求める「生息場モデル法」、そして委員会方式をとる「包括的手法」の四つに分類した (各設定方法の特徴や適用状況については 2.3.4 にて詳しく述べる)。Tharme が分析を行った当時、基礎調査や概略検討レベルでは水文統計法が広く用いられており、詳細設計レベルでは生息場モデル法と包括的手法が適用される傾向にあった (Tharme, 2003)。また、Tharme は環境流量への関心は米国、豪州、南アフリカなど世界の一部に偏っており、途上国や乾燥地の国々における事例が乏しいこと、中でも中国やインドや中南米では盛況なダム開発に対して環境流量への配慮が不足していることを指摘している。そして今後は国際河川、自然再生事業やダム撤去、湿地

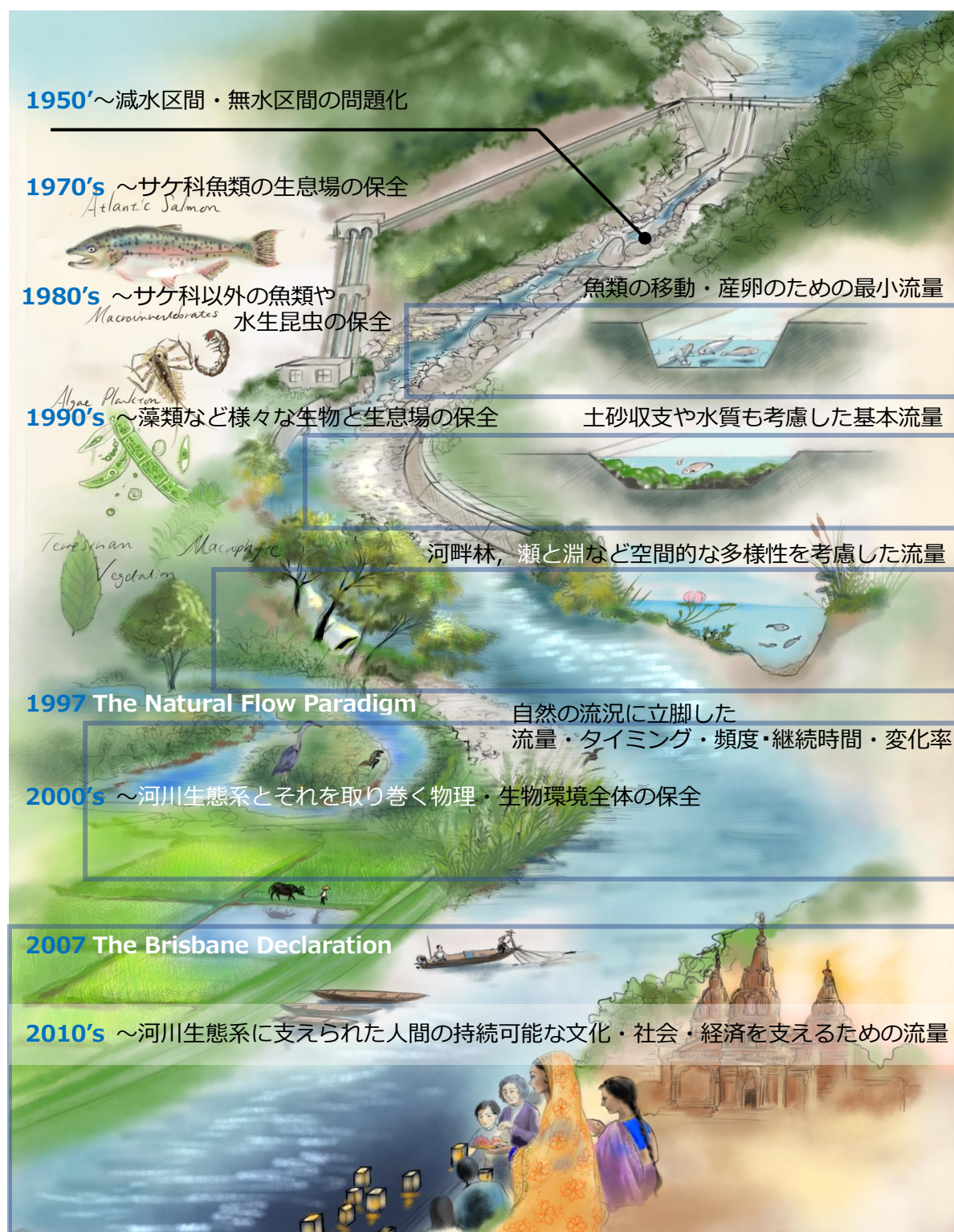


図 2-2 環境流量研究の変遷（筆者作成）

や河口域における環境流量設定が必要になると予想している (Tharme, 2003).

Tharme のレビューから 6 年後, Petts は, 1970 年代後半から 30 年間の環境流量研究を振り返った. その上で, 流量変動の重要性が認識されているにも関わらず, 環境流量では未だに最小流量に基づく単純な考え方が広く残っていると指摘した (Petts, 2009). そしてこの先に期待する進展は, 気候変動が流況にもたらす影響や, 河道地形の変動, 生物の個体数動態の知見の蓄積とそれらを学際的に統合する枠組の構築であると述べている (Petts, 2009).

図 2-2 に, これまで述べてきた環境流量研究の変遷をまとめている.

2.3 最新の環境流量理念と研究の進展状況の整理

2.3.1 環境流量に関する包括的レビュー

Tharme や Petts による先行分析から約 10 年が経過した. 2010 年以降の環境流量研究を論じるにあたって無視できないのが, 2007 年のブリスベン宣言である. それ以前の環境流量の解釈や目的は, 研究者や地域によってまちまちであり, 多くの場合, 環境流量研究は対象河川の中で自己完結していた. しかし, 世界共通の定義と行動計画が示されたことで, 環境流量研究は, 水資源開発や持続可能な社会の実現や気候変動への対応といった, より広域かつ大局的な目的と結び付けられるようになってきている.

本節では, 最新の環境流量の理念と研究動向を明らかにするために包括的レビューを行った. このレビューでは, ブリスベン宣言 (2007)²における環境流量の定義の中のキーワードに照らし合わせて, 各キーワードに対応する研究の動向をみていくことにする. ブリスベン宣言の中のキーワードとして以下の 5 つを取り上げる.

環境流量とは, 淡水および河口域の生態系並びにこれらの生態系に依存する人間の暮らしや福利を維持するために必要な流水の量, タイミングおよび質である.

- ①淡水および河口域
- ②生態系
- ③生態系に依存する人間の暮らしや福利
- ④維持するために必要
- ⑤流水の量, タイミングおよび質

レビュー対象論文の抽出方法は以下の通りである. 検索プラットフォーム Web of Science (Web of Science, 2018)に 2009 年 1 月から 2016 年 12 月までの 8 年間に収録されている英語論文のうち, environmental flow(s), (minimum) instream flow, ecological flow(s), environmental water の文字列が, 表題, 要旨, 著者指定のキーワードのいずれかに含まれるものを抽出した. このうち, 気候学における environmental flow など定義が異なるもの, 要旨に含まれるが研究内容には含まれないもの (単なる例示等) を除外したところ, 779 本の論文が該当した. minimum flow や

² ブリスベン宣言は 2018 年に最新版が出ているが, 本レビューを実施した時点で公開されていた 2007 年の宣言を参照している.

instream flow という表現は伝統的な研究に多く、ecological flow という表現は比較的最近のものである。

これらの論文の掲載誌を図 2-3 に、さらに Journal Citation Reports (JCR) [JCR, 2018]の分野別に整理したものを表 2-2 に示す (Lessard, et al., 2013). 2003 年と 2009 年の分類を見ると、環境流量は主に環境学と生態学で扱われていたことが分かる。しかし 2016 年には水資源学と工学、さらに農学へと展開している。「その他」には、経済学、エネルギー、地理学などが含まれる。これは、環境流量単独の研究にとどまらず、ダム開発や水力発電計画、かんがい計画などの他の水利用との関連の中で評価する研究が増加していることが背景にある。そのため、環境流量の評価方法も単に流量や水深といった指標だけでなく、経済的価値や貨幣価値、生態系サービスとしての価値といった幅広い尺度で評価されるようになってきている。

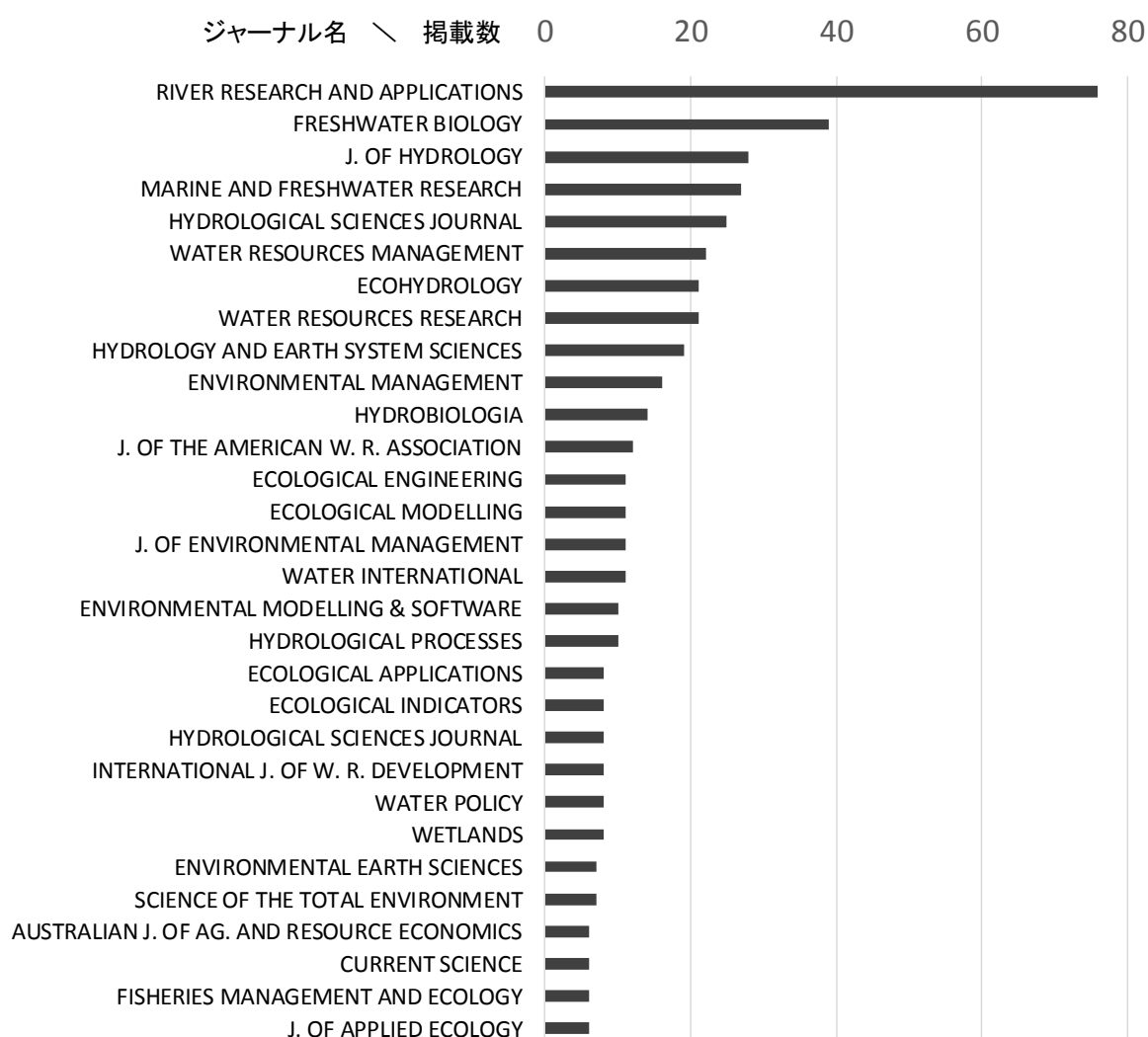


図 2-3 掲載論文誌（上位 30 まで）

表 2-2 該当論文の掲載ジャーナルの分野

※) 2003 年は Tharme, 20004, 2009 年は Petts, 2009 のレビューを参考とした。

分野	2003 年		2009 年		2016 年	
水資源	29	(10%)	9	(9%)	157	(20%)
環境学	109	(38%)	48	(48%)	156	(20%)
水理学・工学	26	(9%)	4	(4%)	105	(13%)
生態学	81	(28%)	12	(12%)	101	(13%)
生物学	7	(2%)	9	(9%)	72	(9%)
漁業	19	(7%)	8	(8%)	44	(6%)
水文学・陸水学	9	(3%)	4	(4%)	35	(4%)
農学	0	(0%)	0	(0%)	22	(3%)
計画・政策	8	(3%)	1	(1%)	1	(0%)
その他	2	(1%)	5	(5%)	86	(11%)
計	290		99		779	

2.3.2 淡水および河口域～対象地域と対象とする条件の広がり

ここでは、「淡水および河口域」というキーワードについて詳しく見ていく。どのような地域のどのような場所が対象とされているのだろうか。

図 2-4 に、対象論文の研究地域と論文数を示す。779 本の論文が対象としている地域は 77 ヶ国・地域にわたり、研究対象地域が世界規模へと展開していることがわかる。2003 年の Tharme によるレビューの時点で多かった米国と豪州はそれぞれ 3 位（115 本）と 1 位（202 本）に立っており相変わらず主要な研究地域である。逆に少ないと指摘されていた中国が 2 位（118 本）、インドからも 21 本の論文が発表されている。また、2003 年当時にはみられなかった全球規模での研究が 4 位に入った（72 本）。以前から研究の盛んなスペイン（35 本）や南アフリカ（22 本）に加え、イラン（18 本）、ブラジル（9 本）、台湾（9 本）、韓国（8 本）トルコ（8 本）などの新興国も活発に研究成果を発表している。Tharme (Tharme, 2003)が課題として挙げていた国際河川では、Zambezi (Beifluss, et al., 2010), Rio Grande (Porse, et al., 2015), Mekong (Thompson, et al., 2014), Danube (Karabulut, et al., 2016)などにおいて国境を超えた検討が行われている。

表 2-3 は、対象論文の研究カテゴリと対象地域を示している。環境流量の設定に先立つ河川調査、水文物理特性や生物特性の整理・類型化、現状評価等を扱う基礎研究は全体の 3 割（213 本）を占める。環境流量設定のためのモデルや手法の構築（141 本）、分析と評価（134 本）を扱ったものも多い。課題の議論やレビューを含む展望・概説は約 13%（105 本）であったが、実際に環境流量を放流してその応答を調べた適用は（27 本）と少なく、ツール・ソフトウェアの開発（20 本）も少数である。一方、全体の 18%にあたる 139 本は総合的な水資源管理（Integrated Water Resource Management¹⁾：IWRM）の中で環境流量を取り扱っている。地域別にみると、環境流量研究の先進地域である豪州、北米、欧州、南アフリカでは基礎研究に加えて手法の開発も盛んで環境流量評価のあらゆる段階をカバーした研究が蓄積している。一方、アジアや中南米では先進地域で開発された手法を現地で適用するための分析・評価や、モデルの改善に多くの関心が向けられている。また、生態系と流量変動の関係といった基礎的研究よりは、実際の水資源開発にすぐに使えるような環境流量を決めるための応用研究が多いのが特徴である。2010 年以降にこの分野の研究大国となった中国は、基礎研究や独自モデル開発も盛んであり、分析・評価から適用に至る幅広い研究課題に取り組んでいる。

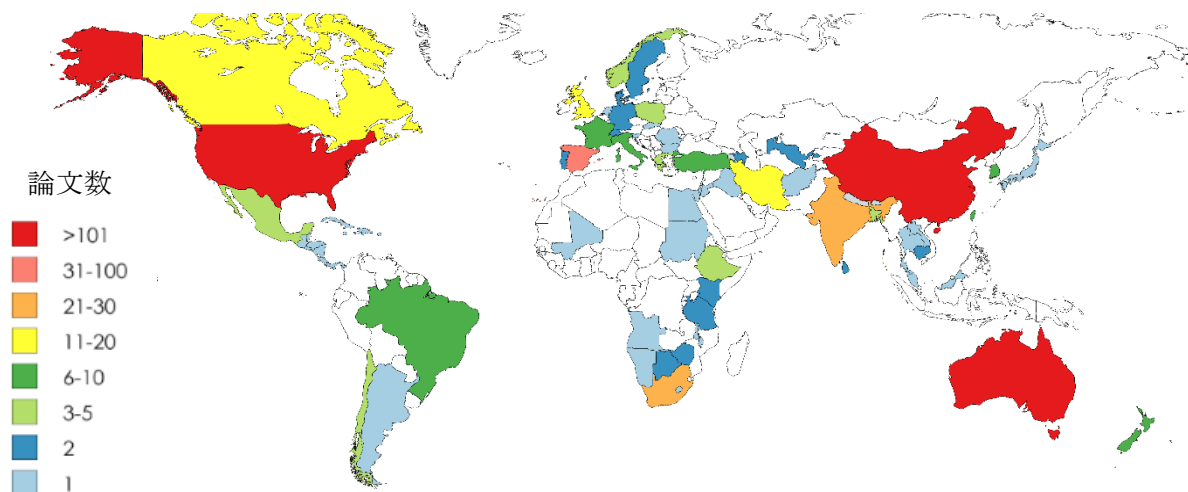


図 2-4 研究対象国・地域

表 2-3 研究カテゴリと対象地域

研究カテゴリ	地域	オセア ニア	北米	欧州	中国	アフリ カ	中南 米	中央/西 アジア	東南ア ジア	東ア ジア	インド	広域 全球	計
基礎研究 (27%)		78	48	30	20	11	7	6	4	2	2	5	213
モデル・手法構築 (18%)		32	22	21	37	11	4	5	5	0	2	2	141
ツール・ソフトウェア開発 (3%)		8	6	1	1	0	1	0	2	0	1	0	20
分析・評価 (17%)		40	19	13	28	8	5	7	3	4	2	5	134
適用 (3%)		7	7	3	3	1	2	2	0	0	1	1	27
展望・概説 (13%)		14	7	10	7	7	0	2	0	2	6	50	105
総合的水資源管理 (18%)		31	21	19	24	5	3	10	8	1	7	10	139
計		210	130	97	120	43	22	32	22	9	21	73	779

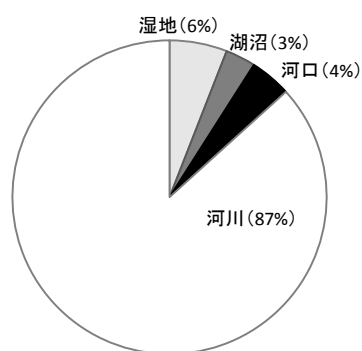


図 2-5 研究対象水域

図 2-5 に、対象論文における研究対象水域の割合を示す。定義によれば、環境流量のカバーする水域は、「淡水および河口域」である。河川を対象としている研究が圧倒的に多く、全体の約 9 割を占める。一方、湿地を対象とするものが 6% (46 件) あった。河口域を対象とするものは 4% (33 件) あり、特に黄河の河口域は多くの研究にて取り上げられている (例えば、(Shen, et

al., 2015)). また、湖沼も 3% (24 件) あり、主に中国の Baiyangdian 湖と豪州の Narran 湖が半数を占めるが、五大湖やビクトリア湖なども対象に挙げられている。

地理的な広がりだけでなく、環境流量を適用する条件も広がりを見せている。新たに注目されるようになってきた条件として乾燥地（あるいは渇水時）の河川が挙げられる。今後人口増加や気候変動などによって水需要の逼迫する地域が増加することが予想される中、環境流量をどのように取り扱うかは重要な問題である。干ばつ時に環境流量として配分できる流量の変化を、水利用者（農家）の過去の行動データに基づいて分析した Murray 川の事例をみていこう (Loch, et al., 2015). かれらは、環境流量を確保するためにかんがい設備の節水化を推進するシナリオを立てた。節水化によって水利用量は一時的に減る。ところが、水利用者は余剰水を生かそうとして農地を拡大したり、より利益率が高く多くの水を必要とする果樹などの多年生植物を植えたりするようになる。水利用者の行動が変化した結果、必要な水の量が節水効果を上回ってしまい、かえって河川からの取水量が増加する結果となった。これは、エネルギー効率が高くなればなるほど、エネルギー消費量が増加する、いわゆる「リバウンド効果」が節水技術の導入により生じることを示している。従って、水資源の逼迫する地域の水資源管理では、水不足に対する水利用者の反応や環境配慮のための技術がもたらすリバウンド効果を考慮した柔軟な政策が必要である (Loch, et al., 2015). 年ごとの流況変動が大きい地域では、標準年と渇水年を区別した環境流量を設定する工夫も必要である (Chen, et al., 2013). スペイン東南部の乾燥地域では、渇水時に環境流量を含め各所に水資源を配分し、水不足の解消を目指す意思決定手法が実施されている (Andreu, et al., 2009).

対象地域の広がりと共に、流域よりも広い範囲で同時に環境流量基準を定めるための汎用モデルの研究も進んでいる。ニュージーランドの全土の河川に適用できる汎用モデルを提案した Snelder らの研究 (Snelder, et al., 2011) は後続の汎用モデルの参考とされている。このモデルでは、流量減少に対する生態系の脆弱性は、大河川よりも小河川のほうが高い点に着目し、流量減少に対する生息場の質的悪化の度合いを河川規模ごとに評価するものである。評価対象と基準の関係性が曖昧で、同じ基準の持つ意味や与える影響が河川によって異なる水文統計法よりも、河川の特徴に応じて柔軟な基準を設定しつつ一貫性のある評価結果が得られるのが特徴であるとしている (Snelder, et al., 2011). Eriyagama らは、スリランカ全域の河川の水文統計をデータベース化し、調べたい河川の環境流量を簡単に見積もることのできるツールを開発した (Eriyagama, et al., 2016). Hughes は南アフリカで水文・水理・生息環境の情報を使用して素早く環境流量を見積もるモデルを開発した (Hughes, et al., 2014). 同様のモデルはイラン (Karimi, et al., 2012), プエルトリコ (Esselman, et al., 2010), ギリシア (Efstratiadis, et al., 2014) でも提案されている。

2.3.3 生態系～個別の種の保全から生態系全体の保全へ

(1) 環境改善の評価対象とその選定理由

ここでは、「生態系」というキーワードに着目し、その対象や範囲を明らかにする。

初期の環境流量は商業的価値の高いサケ科魚類の保護を主な目的としていたが、流水の量や機能の維持が、河川生態系全体にとっても重要であると認知されるようになると、その対象はサケ科以外の魚類にも広がっていった。2000 年以降、河川生態系の健全性を評価することに重点が置かれるようになると、特に水生昆虫に着目した研究が増加している (Tharme, 2003; Petts, 2009).

2010 年から 2016 年までのレビューで対象を明記している論文（196 本）のうち、最も多いのは魚類（48%）で、次いで植物（18%）が水生昆虫（9%）を上回っている（表 2-4）。プランクトンや付着藻類、鳥類等も対象とされている。単一分類群では複数種を扱ったものもあった。また複数の分類群（魚類と水生昆虫等）を同時に扱うものが 1 割を占める。

対象を選定した理由として、典型性、希少性、有害性、脆弱性、未解明などが挙げられている。表 2-4 のように、約半数が典型性または希少性に注目している。典型性を理由に魚類を選ぶケースが最も多く、希少性を理由に魚類や植物を選ぶケースがそれに次ぐ。魚類の中で最も多く取り上げられるのは典型性からも希少性からもサケ科（ブラウントラウト、ニジマス、タイセイヨウサケ等）である。北半球では環境流量の指標生物の約半数がサケ科となっている。一方、サケのいない豪州や南アフリカなどの南半球ではコイ科やパーチの仲間が代表的な指標生物とされている。希少性から対象となっている生物には、魚類の他、豪州の在来河畔植生のユーカリ属（Wen, et al., 2009）、カエル類（Mann, et al., 2010）、（Wheeler, et al., 2015）、淡水貝類（Allen, et al., 2013）、渡り鳥（Bino, et al., 2014）などで、様々な生物相が取り上げられている。脆弱性の理由からは、小型の生物、特に水生昆虫やプランクトンや藻類が選ばれている。例えばカゲロウやトビケラなどの水生昆虫は流量減少や流況改変に伴う物理環境の変化に敏感に反応することが知られており、河川生態系の健全性を評価する指標として広く用いられている（Tupinambas, et al., 2014）、（Niu, et al., 2011）。

表 2-4 対象種ごとの選定理由

対象種	典型性	希少性	脆弱性	未解明	有害性	その他	合計
単一分類群							
魚類	38	26	2	1	4	21	92
植物	9	12	2	1	6	5	35
水生昆虫	5	0	5	1	0	6	17
プランクトン	1	0	4	0	1	2	8
付着藻類	0	0	3	0	1	2	6
鳥類	0	5	0	1	0	0	6
貝類	0	1	0	0	0	2	3
爬虫類/両生類	0	2	0	0	0	0	2
哺乳類	0	1	0	0	0	0	1
複数の分類群	9	1	2	0	0	8	20
有機物・物質循環	0	0	0	3	0	0	3
合計	62	48	18	7	12	46	193

表 2-5 環境流量の対象となる種の選定理由

典型性	対象河川において代表的・一般的である
希少性	希少または個体数の減少、生息場の減少・劣化が見られ、保全が必要である
脆弱性	流況変動に伴う物理条件（水温・塩分濃度・流速等）に対して敏感に反応するため評価に適する
未解明	流況変動に対する応答や脆弱性について明らかにする必要がある
有害性	その場固有の河川生態系の健全性を保全するために抑制、排除する必要がある

また、Townsend らは流速の変化に敏感に反応することからアオミドロの一種を指標種としている (Townsend, et al., 2009).

一方、知見に乏しい生物を対象とし、環境流量の設定を視野に入れ調査研究を行うもの（未解明）は全体の 4%にとどまる．未解明の例として Mcmanamay らは、水生昆虫と比較して魚類の「群集」を指標とした例が少ない点を指摘し、全米の河川を対象に流況変動の魚類への影響評価と類型化を行っている (Mcmanamay, et al., 2015). 生態系を保全するため特定の生物を排除することを目的とした環境流量もある（有害性）．外来魚・外来植物の駆除 (Conallin, et al., 2012)や河道の樹林化の抑制 (Miller, et al., 2013), 止水域での藻類・バクテリアの増殖抑制 (Mitrovic, et al., 2011)などである．

このように、現在では、初期の研究に良く見られた商業的価値やレクリエーション的価値が高いという理由で特定の種の保全を目的とするケースは稀であることが分かる．

(2) 河川生態系全体を間接評価しようとする取り組み

対象種の数に着目した場合、1 種類のみに着目しているものが約半数（4 割）を占める一方、2~3 種類を扱うものが 1 割、4 種類以上が 5 割となっている．単独あるいは少数の種を対象とする場合でも、対象地域の河川生態系の中で特筆すべき性質を持つ対象を選ぶことで、生態系全体の保全を目指そうとするものが多い．この場合、主に典型性と希少性を理由に魚類などの上位消費者が対象とされている．しかし、典型性などの判断は、現時点で明らかになっている知見からの選択にすぎない．調査対象に挙がっていない生物が対象地域の生態系の要種である可能性があるし、観察困難な相互作用関係（共生など）が存在する可能性もある．特定種を対象とする方法ではこれらを見逃す恐れがある．これに代わる着眼点として、付着藻類やプランクトンなど一次生産者のバイオマスや一次生産速度を評価することにより、河川生態系を間接的に評価する方法が提案されている (Smolar-Zvanut, et al., 2014; Lessard, et al., 2013). 例えば、黄河河口では流量に応じた総一次生産量や一次生産者のバイオマス、生態系呼吸、生態系純生産量などを測定することで、河川生態系の健全性を評価している (Shen, et al., 2015; Yang, et al., 2014). また河川食物網の特性から環境流量を評価する試みもある (Jenkins, et al., 2009). さらに最近では、河川生態系を支える物質循環に着目し、生態系を評価する研究も見られるようになった．河川縦断方向の有機物の輸送と流況の関係を評価した Moran ら (Moran, et al., 2014) や、氾濫原など外部由来の有機物の流入状況と河道内の生産力に着目し、低水時に環境流量を流す必要があることを論じた (Wallace, et al., 2016)の研究が新しい．

流況以外の要素から環境流量を評価する試みも増えている．例えば水質に着目するものとして、中国の Baiyangdian 湿地 (Yang, et al., 2012) (アンモニア、硝酸塩、リン酸塩, BOD), Yeongsan 川 (Cha, et al., 2009) (BOD) がある．水温に着目したものは米国河川 (Olden, et al., 2010), (Wheeler, et al., 2015), 南アフリカ (Nichols, et al., 2013), 長江 (Wang, et al., 2014)での研究がある．

2.3.4 流水の量、タイミングおよび質～最小流量を与える方法から流況を与える方法へ

(1) 環境改善のために適用される流況の型

ここでは、「流水の量、タイミングおよび質」というキーワードに着目する。

Environmental flow は、日本では「環境流量」と訳されることが多い。本研究でもこの用語を使用しているが、誤解を招きやすい用語でもある。流量は、文字通り単位時間あたりの流れの「量」を意味し、そこにはタイミングや質といった意味は含まれない。一方、原語の flow という用語は、「流れ」を意味し、量だけでなく、流速や水深などの水理量や、水質や水温といった性質も含まれる。ここでは、この flow の部分がどのように捉えられ、評価されているのかを見ていく。

ブリスベン宣言によれば、河川生態系の保全に効果があり、かつ水利利用者に対して説得力のある環境流量を設定するには、河川流水の「量」だけでなく、放流のタイミングや継続時間などが明示され、その流量が生態系にとってどのような意味を持つかが説明できることが重要である。この考えは、Poff らの、自然流況に立脚する考え方 (Natural Flow Paradigm) に基づいている。これは自然流況の 5 要素すなわち、規模 (magnitude)、頻度 (frequency)、タイミング (timing)、継続時間 (duration)、変化率 (rate of change) を生態系保全の基本的な枠組みに据えることを提唱したもので、(Poff, et al., 1997) 今日の環境流量評価の基本となっている。それによって、環境流量の伝統的な考え方である最小流量ではこれらをうまく表現できなくなっている。

流況を考慮するならば、自然流量を 100% 保持することが究極的な理想であるかもしれないが、環境流量の役割は、人間による様々な水利用が避けられない前提で「適切 (appropriate)」かつ「生態学的に受け入れられる (ecologically acceptable)」流況を設定することである (Petts, 2009)。そのためには、流況を完全に再現するのは難しくても、流量の季節変動や年変動を最低限再現すべきである (Petts, 2009)。

こうした認識の広がりと共に、環境流量には流量変動を模擬した型や、様々な流量要素を組み合わせる型も提案されるようになった。

これらの環境流量の設定方法は、大きくボトムアップ的な方法とトップダウン的な方法に分けられる。ボトムアップ的な方法とは、自然流量の変動とは無関係に、流量 0 の状態を起点として、最小流量、基本流量、洪水パルスなど各種の流量要素を積み上げていく方法である (Arthington, 2012)。この方法は、河川生態系の目標とする状態や、将来の理想状態が明確である一方で、生態系にとって重要な流況を取りこぼす可能性があるというリスクもある (Arthington, 2012)。

取りこぼしを防ぐ意味では、トップダウン的な方法が有効である。トップダウン法は、自然流況を起点として、河川生態系の機能や健全性からみて許容できる変化の度合いを決める方法である (Arthington, 2012)。許容できる変化の度合いは、現場の経験や知見に基づき決められる。しかし、河川生態系と流量の関係は、時と場所によって変化するため、許容幅の設定には適時フィードバックと改善が求められる。

環境流量の与え方が明記されている論文 102 本を整理した結果、環境流量の型は、図 2-6 に示す「最小流量型」「自然流量引き下げ型」「基本流量+パルス型」「流量要素型」の 4 つの型に分類できることがわかった。

まずは「最小流量型」である。これは通年または季節ごとに一定の流量を定めるもので、最も単純なボトムアップ的な方法である。年平均流量の $x\%$ といった目標設定がされ、Tennant 法 (Tennant, 1976) がその代表である。本レビューで環境流量の型が明示されていた 102 の論文のう

ち、45%が最小流量型となっている。このうち、最小流量が通年一定で定められているものが40%、季節別や月別で定められているものが5%あった。年平均流量程度の情報があれば設定できる一方、生態系保全の効果については根拠に乏しい。特に発展途上地域では、Tennant法で目安とされる年平均流量の30%や10%といった数値が頻繁に採用されているが、地域の河川特性が十分に考慮されていない場合も多い(Tharme, 2003)。最小流量型は取水や堰止めにより流量がゼロとなるような最悪の状態を回避できる点で意義はあるが、裏を返せば最小流量以外は全て取水してもよいという解釈に繋がる恐れがある。裏づけの不十分なまま最小流量を設定することは、かえって過度な水利用を正当化することにもなりえるため、安易に推奨されるものではない。

最小流量型では表現できない流量変動を考慮する方法として、「自然流量引下げ型」と「基本流量+パルス型」がある。「自然流量引下げ型」は、自然状態のハイドログラフから一定割合を引き下げることで環境流量を設定するもので、トップダウン的方法である。28%がこの型に該当する。ハイドログラフ引下げ型では、自然流量のx%といった目標設定がされる。観測値をそのまま利用できる簡便さがありながら自然の流況を多少なりとも保持出来る点で最小流量型よりも優れている。しかしトップダウン的方法に共通する弱点として、各流量要素に対して生態学的な紐付けがされていない。また、引下げ割合の科学的根拠が薄い場合も多い点が挙げられる。

「基本流量+パルス型」は、一定の基本流量を確保するとともに、数日～数週間程度の短期的な流量パルスを加味するボトムアップ的方法である。13%がこの型に該当する。中小出水や攪乱を取り込むことができる上、自然流量引き下げ型では考慮されない生起確率や流量規模を定義することで出水現象を明確に表現できる点で優れている。一方、パルスは専ら水文統計の観察によって設定され、生態系にとってどのような意味を持つのかまで検討されることは少ない。

「流量要素型」は、流況と河川生態系の応答が対応関係で表現される高度なボトムアップ的方法である。9%がこの型に該当する。自然の流況を河川物理環境の維持（土砂輸送、陸上との物質交換等）や生物群集にとって必要な機能（遡上、産卵等）に分解し、それらを流量要素として積み上げるもので、BBM (Building Block Method-ology) (Hughes, 1999)が代表的である。各々の流量要素が河川生態系に果たす役割を最も明確に表現した型である。ただし流量要素を特定できない場合や日々の細かい変動に意味のある場合、あるいは変動「量」よりも変動の「方向」に意味のある場合には自然流量引下げ型が良い場合もあるだろう。環境流量と利水がトレードオフにある場合に流量要素型を用いると、流量要素に優先順位をつけ取舍選択することができるため実現可能性の高い目標設定が可能になる。ただし、流況と河川生態系の応答に関する一般的・定

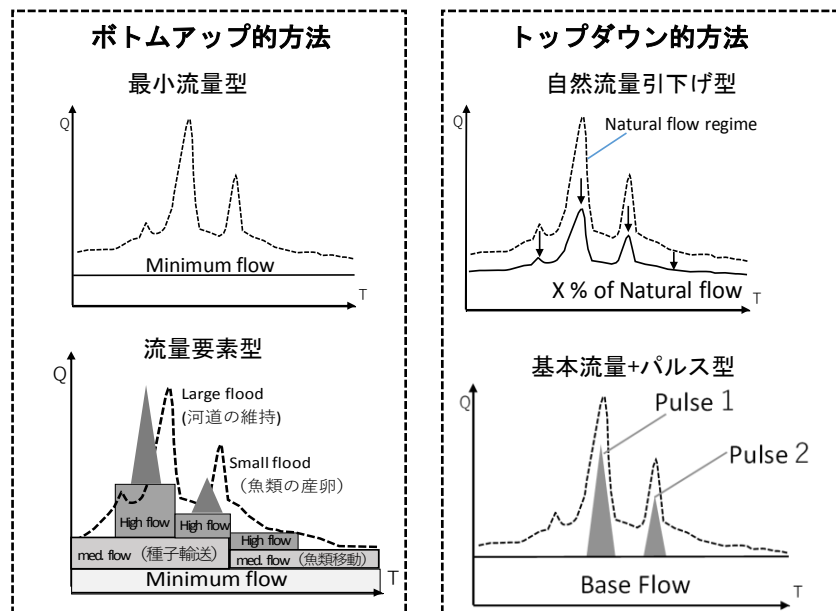


図 2-6 環境流量の型

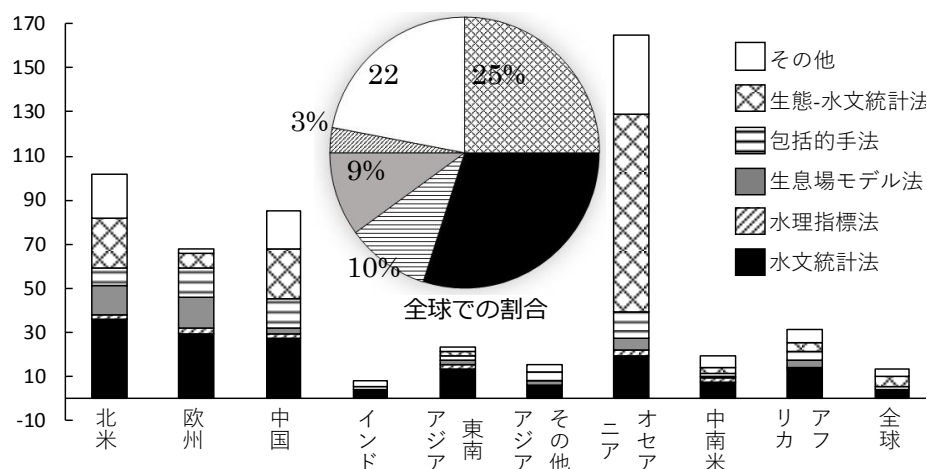


図 2-7 地域ごとにみた環境流量設定方法別の適用数

表 2-6 環境流量設定方法

名称	設定方法	例
水文統計法	日流量や平均流量等の水文統計量を指標とし適正流量を求める	Tennant 法, Tessman 法 流況曲線法, RVA
水理指標法	水深や潤辺等の水理量を用いて生息環境が大きく悪化する流量の閾値を求める	潤辺法
生息場モデル法	流量変化による生息場の物理的な環境変化を調べ、生息場の状態の維持に必要な流量を求める	PHABSIM, MESOHABSIM
包括的手法	利水、景観維持、生息場保全など複数の目的から構成される流量要素を組み合わせることで総合的な流況を求める	BBM, DRIFT, ELOHA
生態・水文統計法	現地調査に基づき対象生物（群集）と水理量や物理条件など複数の相互関係性を定量化し、必要な流量を求める	ベイジアンネットワークモデル, 個体群動的解析モデル

量的なガイドラインがない現状でこの方法を採用するには、文献や現地調査、あるいは専門家の知見などの多くの情報が必要である。

なお、残る 5%は、フラッシュ放流など、単独の出水（パルス）を個別に設計するものであった。

(2) 水文統計法の展開

ここでは、表 2-6 に示す環境流量設定方法について、それぞれの方法の特徴や適用事例を整理する。

対象論文のうち、設定方法が明示されている論文は 527 本あった。このうち、水文統計法は 30%、水理指標法は 3%、生息場モデル法は 9%、包括的手法は 10%となっている。また、2009 年以前には見られなかった生態-水文統計法は 25%、その他（経済評価等）22%となっている（図 2-7）。

水文統計法の割合は、2003 年のレビュー報告とほぼ同じである。Tennant 法など 2002 年以前から存在していた既存のモデルが若干の修正を加えながら使用されており、新たなモデルの提案は見られなかった。水文統計法で最も多く用いられているのが Tennant 法である。Tennant 法は、自然状態の年平均流量の 10%を水生生物の生存に最低限必要な最小流量、30%を河川生態系の維持のための基本流量、60%を生態系保全のためのよりよい流量と定め、改変度合いや保全目標に応じた環境流量の目安を提供する（Tennant, 1976）。この方法は流量の著しく減少した河川において、生物の生存できる最低限の流量を確保するという点で意義があり、設定や放流操作が簡単である。一方で、基準とされる自然流量に対する割合と生態系の応答の関係について科学的な裏づけに乏しい点、流況変動を表現できない点が不十分である。それにも関わらずこの方法が広く用いられるのには二つの背景がある。一つは、独自の評価方法を持たない地域で簡易的な方法として採用されている点である。アジア、アフリカなど最近環境流量の導入が始まった地域で水文統計法が半数を占める（図 2-7）のもこのためである。こうした地域では、環境流量を求める際にいくつかの簡易な方法を適用し、その結果から最も多い（あるいは実現性の高い）流量を採用する方法がとられている。Tennant 法や後述の Tessman 法（Tessmann, 1980）、流況曲線法（Tharme, 2003）を使用することが多く、精度を必要とする場合には水理指標法も用いられる。

もう一つは、農業用水や工業用水、生活用水なども含めた総合的な水資源配分を評価するモデルの中で用いられる場合である。モデルに環境流量を盛り込むことに意義があるため、それ自体の精度が突き詰められることは少なく、簡単な Tennant 法が頻繁に用いられている。このように、現在の Tennant 法は、適切な手法を導入するまでの仮モデルや、計画段階に使用する簡易モデルとしての位置づけにあるといえる（Tharme, 2003）。

水文統計法の中で流況の季節変動を多少考慮できる Tessman 法（Tessmann, 1980）は、Tennant 法に次いで用いられる方法である。月平均流量が年平均流量の 40%未満のとき月平均流量を、月平均流量が年平均流量の 40%以上のとき年平均流量の 40%を配分する。長期間の水文統計がある場合には、RVA（Range of Variability Approach）（Richter, et al., 1997）もよく用いられている。この手法は、対象河川の過去の流量記録を元に流況の長期的な周期の特徴や、人為的な流況改変の度合いを示す流況指標 IHA（Indicators of Hydro-logic Alteration）を利用する。この方法は、河川生態系の応答を逐次フィードバックして目標改善する弾力的なマネジメントが要求され、地域ごとに改良されている（Richter, et al., 1997）。RVA は、自然の流況に近い形で環境流量を設定できる点で優れているが、流量改変前を含む長期の水文統計が必要で、多数の変数を

扱わなければならないことから、データの不足する地域での適用は難しい。米国や豪州など観測値の豊富な地域や、水資源開発の盛んな Mekong 川流域やバングラデシュの河川、Nile 川において採用例がある。

水文統計法は、「自然流況からの改変の度合いが河川生態系の変化と連動する」という前提 (Poff, et al., 2010) に立つものである。しかし、この前提に対する科学的・経験的な裏付けは不足している (Bradford, et al., 2011)。実際には、流量変動と河川生態系の応答が線形関係にはない場合や、非連続 (閾値) 的な応答をする場合があることも報告されている (Poff, et al., 2010)。そのため多くの研究者が、水文統計を参照して説得力のある環境流量を設定するには、河川生態系の応答と流量との関係に関する個々の知見を整理し、一般的な関係にまとめ上げていく必要があると考えている (Poff, et al., 2010; Petts, 2009; Crossman, et al., 2010)。

(3) 水理指標法の後退

水理指標法は水深や潤辺などの水理量を用いて、魚類などの生息環境が大きく悪化する値を閾値とし、環境流量を設定する方法で、潤辺法が有名である。地形データや河道形状をもとに判断するため視覚的に理解しやすく、景観計画にも有効な指標である。米国のコロラド州など地域ごとに体系化され用いられているものに R-2 法がある。2002 年以前は適用例の 11% を占め、このうち 8 割は主に流量変動の予測しやすい北米寒冷地域の河川において適用されていた (Tharme, 2003)。しかし、2010 年以降の適用例は 3% 未満である (図 2-7)。水理指標法はこれまで水文統計法よりも高い精度を必要とする場面で使用されてきたが、現地調査に基づく生息場モデル法に対して精度が劣る上、最近では水文統計法でもある程度生態系の特質を反映できる方法が出てきたことから使用されることが少なくなった。現在、この方法は主に流量による目標設定や管理の難しい湖沼や湿地において、水位を環境流量の基準とするために用いられている (Tuteja, et al., 2009; Yang, et al., 2009)。

(4) 生息場モデル法の適用範囲とその限界

生息場モデル法は、流量変化による生息場の物理的な環境変化を調べ、生息場の状態から対象 (種) に必要な流量を求める方法である。2002 年以前は水文統計法に並んで 3 割の適用例があったが、現在では 10% 程度に減少している。生息場モデル法の代表的な方法は、河川を瀬淵や物理形状の違いの見える小さなグリッドに分け、流量の変化に対する物理環境の変化、魚類の成長段階における物理的特性への選好、および両者の相互作用の結果としての生息可能域を調べる PHABSIM (Physical HABitat Simulation System) (Maddock, 1999) である。PHABSIM を踏襲し、よりスケールの大きなハビタット、すなわちある生物の日常的な活動範囲 (例えば瀬淵を含む河川の一蛇行区間など) を単位 (mesoscale) とし、目視や写真で流量に応じた流れ形態を判別し生息場を評価する MESOHABSIM (MESOHabitat Simulation System) も良く用いられている (Parasiewicz, 2001)。

生息場モデル法は開発当初から現在まで北米や欧州で主にサケ目の魚類を対象にモデル化が進んでおり (Petts, 2009)、ブラジルを除く南半球やアジアでの適用例は少ない (図 2-7)。モデル適用のためにはサケ目を除く水生生物についても同様に河川特有のデータを得なければならないが、社会的価値が小さいことから事業者や管理者を説得させる動機付けが難しい。この点が、固

有種としてサケ目のいない南半球やアジアでの生息場モデル法の適用が少ない理由の一つであると考えられる。

流量と生息場の物理環境を定量的に結びつける生息場モデル法の考え方は明快で説得力があり、流量設定のガイドラインも確立している。しかし、環境流量の目的が、特定の生物の保全から河川生態系の健全性の維持へと拡大していく中で、生息場モデル法ではうまく評価できないケースが生じている。生息場モデル法を用いて河川生態系を包括するような評価を行うためには、成長段階ごとにできる限り多くの種を調査し、各々の生息場の選好から水位や流速などの適正値を求め、これを流量換算した後に、対象魚類の必要流量を組み合わせる必要がある。しかし、対象種を増やすにも限界があり、個々の調査では生物の相互関係を考慮できない点が弱点といえる。また生息場モデル法の成果は調査場所に固有の結果であるため広域や全球規模の評価では使用できないという制約がある (Petts, 2009)。

(5) 包括的手法の広がり

包括的手法は、水文統計法、水理指標法、生息場モデル法および専門家の知見を組み合わせ環境流量を求めるものである (Pastor, et al., 2014)。2002 年以前は 7.7% を占め、途上国を中心に増加し、将来的には最もメジャーな方法となることが予想されていたが (Tharme, 2003)、現在は 10% と微増に留まっている。包括的手法の代表例は、BBM (Hughes, 1999) や DRIFT (Downstream Response to Imposed Flow Transformation) (King, et al., 2002) である。

このほか、2010 年に新たに提唱され、米国や豪州を中心に用いられている方法として ELOHA (Ecological Limits of Hydrological Alteration) (Poff, et al., 2010) がある。この方法ではまず水文統計法により対象水系の水文学的特徴から河川を類型化し、各種の流量改変が流域生態系へ及ぼす影響を分類し、流況との対応関係を整理する。その結果をふまえて生態系にとって理想となる流量を決定する。この理想目標に流域住民のリスクや環境改善への要求レベルを加味することで環境流量を設定する (Poff, et al., 2010)。

Tharme によれば、包括的手法は人々の生活が河川の生態系サービスに強く依存している途上国にとって適切な方法である (Tharme, 2003)。実際に、包括的手法 2002 年以前は豪州や南アフリカなどの限られた地域のみで取り扱われていたが、現在では中国やインドを含むアジア・アフリカで比較的多くの適用例が見られる (図 2-7)。しかし、この手法にもいくつかの課題がある。一点目は、専門家の判断に強く依存している点である。包括的手法を採用しようとする国では、水資源管理の制度改革が急速に進められ環境流量導入への要求が高まる一方、科学的データの蓄積が追いつかない中で数ヶ月など極めて少ない時間と限られた費用で環境流量を設定する必要性に迫られている場合が多い。その結果、河川管理者が専門家の判断に一任する状況 (Petts, 2009) が生じている。地域の生態系に精通している専門家の意見を踏まえることで、地域の実情に合った目標設定が実現する一方、結果が特定の分野に有利になるように偏ったり、恣意的になったりする恐れがある。二点目は、包括的手法が個別の場所で総合化することを得意とする一方で、様々な社会的、自然的要素を含む大きなスケールでの適用が難しいことである (Pastor, et al., 2014)。三点目は、将来の流況変動に対する評価モデルがないことである。包括的手法はこれまで、既に改変された河川に流量を再配分する手段として用いられることが多かった。しかし最近では、水資源開発や気候変動によって予想される将来の流況変動に対する事前評価の需要が高まっている。

それに伴い、過去の観測値に基づく水文統計法や生息場モデル法では評価できなかった流況と生態系の応答を将来予測できるモデルが必要となっている。

2003 年当時の期待に反し、包括的手法が普及していない原因はこのような課題があるためと考えられる。こうした中、新たに環境流量を導入しようとする国は、実績が多く簡単な水文統計法を採用し、より踏み込んだ環境流量研究に取り組む先進地域では、次に述べる高度な生態-水文統計法を用いて、流況と生態系の応答に関する定量的・一般的な関係の解明に取り組んでいるなど、傾向が二分化している。

(6) 生態-水文統計法の出現

Bunn & Arthington (Bunn, et al., 2002)は、環境流量を評価する際に考慮すべき流況と河川生態系の応答を、以下に示す 4 つの定性的な原則としてまとめている。

- 流れ (flow) は河川の物理環境を決める主要な要素であり、従って生物の構成を決める主要な要素である。
- 河川縦断方向および河畔や氾濫原との水平方向の生息場の連続性を維持することは多くの生物の個体群の維持にとって不可欠である。
- 河川生物は、年間を通した様々な流況に応じて変化する生息場の利用可能性に適応した生活史を持っている。
- 外来種の移入定着は、流況の平滑化、特に湿潤—乾燥のサイクルが失われたことによって引き起こされている。

これらは経験的、定性的には良く知られているものの、実際の環境流量設定に役立てるには定量的かつ一般的な情報が必要である (Poff, et al., 2010)。例えば、これ以上/以下になると稚魚が生存できない流量など、流量の増減に対する閾値を見つけることができれば、不完全な手法によって環境流量を推定する必要がなくなり、環境流量を直接設定することができる。また、流況に対してある生物がどのように応答するかといった一般的な傾向や法則がわかれば、データが不足していても環境流量を求めることができるようになる (Poff, et al., 2010)。この課題は 2003 年時点で既に取り上げられている。さらに 2009 年には、水生昆虫と流況の応答に着目した萌芽的な研究が始まっていることが紹介されている (Petts, 2009)。

2009 年以降になると、流量変動に対する河川生態系の応答を定量的に記述し、環境流量評価モデルに組み込むための研究が出現し、顕著に増加している。本論ではこれを「生態-水文統計法」と名付けた。現在、環境流量設定方法の 25%を占めるこの方法は、環境流量研究の歴史が長い米国、欧州、豪州に加えて中国で盛んに研究されている。従来の水文統計法が流量と生物の関係を単純化して仮定していたことや、生息場モデル法では 1 つの種に対して 1 つの水理量を関係付けていたのに対し、生態-水文統計法は、流況や水温、流速などの様々な水理条件と、生態系や生物群集の応答（個体数、産卵行動、移動、種数、栄養段階、等）との具体的な関係を明らかにし、評価に組み込むことを目指している。

生態-水文統計法のアプローチとしては、複数の生物の個体数調査を行い、流量と個体数の相関から最適な流況を設定する回帰分析 (Alonso-Gonzalez, et al., 2008), (Ji, et al., 2005)や、生態系と水文量の関係をベイジアンネットワークでモデル化する方法 (Fu, et al., 2451-2457; Chan, et

al., 2012; Shenton, et al., 2014)が良く用いられている。より複雑な方法として、流況に対する個体群の動的な応答を評価する個体群統計モデルも用いられている (Shenton, et al., 2012)。

しかし、こうしたモデルの多くは非常に複雑高度であり、方法論や評価の仕方にもばらつきが大きい。また、個々の研究が生態系の変化に及ぼす重要な要素を経験的に指摘はしているものの、各分野の中で断片的に記載されているに過ぎず、全体的なメカニズムの解明には至っていない (Petts, 2009)。こうした中、Poff らは既往文献のレビューによって生態系と流況変動の関係における一般的な法則を見出すことを試みたが、残念ながら環境流量設定モデルに組み込めるような普遍的な関係を明らかにするには至らなかった (Poff, et al., 2010)。その理由として Poff らは二つの理由を挙げている。一つ目は研究ごとに条件設定が異なるため、横並びでの比較が難しい点、二つ目は観測された生態系の応答が、ある流況がもたらすさまざまな要因（流況の規模、継続時間、水温）のどれに影響を受けているのかが多くの論文で明確にされていない点である (Poff, et al., 2010)。今後はこうした指摘をふまえ、一般化や体系的整理に繋がるような個別の研究設計が行われることが望ましい。

分かりやすい生態・水文統計法の事例として、中国三峡ダムの上下流で環境流量を設定した Wang らの研究がある (Wang, et al., 2013)。この研究では、環境流量設定に次の手順を踏んでいる。まず、流況と河川生態系の応答に関する概念モデルを構築する。次に、対象生物の決定とそれらの生活に関わる流量要素を抽出し、流量指標と対象生物の指標の関係を定量化する。最後に、人間の水利用と生物の必要量をすり合わせ、環境流量必要量を決定するという流れである。この研究では、流量と連動する土砂輸送や水温などの物理条件も考慮しつつ、河川生態系を幅広く評価するために魚類、河畔植生、渡り鳥など複数の対象生物を設定している (Wang, et al., 2013)。また、概念モデルの構築から環境流量の設定に至る手順が明快であり、一般的であるため、他の地域で評価する際にも大いに参考になると考えられる。

これまで環境流量評価方法は専ら流量と、ある時点での魚類の個体数などの限られた情報に拠っていたため、流量と生物の応答との間には大きな仮定を置かざるをえず、評価結果には常に曖昧さが残っていた。現在では様々な環境変数を同時に考慮しつつ、河川の動的なメカニズムを評価することが可能となりつつある。急速に発展する計算・シミュレーション技術の後押しを受けて登場したのが生態・水文統計法である。現在、生態・水文統計法は高度なモデリング技術を運用・開発する余裕のある限られた地域で個別研究を蓄積している段階であり、環境流量を必要としている広い地域で適用するには、まだ多くの課題が残っている。個々の研究が自己目的化しないためにも、体系化が望まれる分野である。将来的には独立的な汎用モデルとしての活用に加え、包括的手法の科学的裏づけを支持するサブモデルとしての運用を視野に入れることが望まれる。

2.3.5 生態系に依存する人間の暮らしや福利～総合的な水資源管理への導入

ここでは、「生態系に依存する人間の暮らしや福利」というキーワードに着目し、環境流量と人間社会とを繋ぐ視点についてみていく。

河川生態系を保全しようとするとき、人間の影響を全て排除することも一つの方法である。しかし、ブリスベン宣言に基づく環境流量は、最終的には人間の営みや社会を持続的かつより豊かなものとするための流量であって、人間活動と切り離れたまま完結することはない。ここで、生態系サービスの考え方が役に立つ。生態系サービスは、性質やシステムの異なる人間の営みと河

川環境とを共通の評価の軸に乗せて取り扱うための概念だからである。従って、環境流量は河川生態系サービスを支える基盤として評価することが必要である (Auerbach, et al., 2014)。河川環境を生態系サービスとして定量的に評価する研究としては、Kozak ら (Kozak, et al., 2015)や、Vaughn ら (Vaughn, et al., 2015)がある。さらに、生態系サービスに着目して環境流量を推定した研究は、Baiyangdian 湖 (Xue, et al., 2015) (中国)、Tarim 盆地 (Yang, et al., 2009)、Ter 川 (Jorda-Capdevila, et al., 2015) (スペイン) などで見られる。Gopal (Gopal, 2016)は、インドの河川を対象に生態系サービスに基づく環境流量設定のための経済評価枠組みを構築した。

豪州北部のかんがい農地の水資源に関する研究では、経済評価により水資源配分を最適化した場合、かんがい用水を 20%減らして環境流量に割り当てられることを示した (Crossman, et al., 2010)。この際、環境流量を確保することで新たに生まれる生態系サービスは 3.47 億豪ドルに相当することに加え、CO₂ 削減や河川水の塩水化の抑制による収量増、レクリエーションやアメニティの価値向上によって結果的に農業その他の収益も 6,870 万豪ドル増加すると見積もられた (Crossman, et al., 2010)。

環境流量の効果は、まずは単独で評価されるべきであるが、次の段階として他の利水用途と比較されることになる。環境流量の増加はしばしば他の用水の減少を意味するからだ。その意味で注目されるのが総合的な水資源管理 (IWRM) である。IWRM は 2003 年や 2009 年のレビューでは扱われていなかった分野であるが、現在では対象文献の 18%を占める主要なテーマであり (表 2-3)、その重要性は今後ますます大きくなることが予想される。IWRM の中では、環境流量は他の水需要との競合相手として取り扱われることが多い。特に農業用水と環境流量の按分は重要な研究課題である。経済活動である農業に対して、経済評価しにくい環境流量の価値や効果をいかに評価し、説得力のある根拠を与えるかが課題となっている。

この課題に対し Grafton ら (Grafton, et al., 2011)や Bonsch ら (Bonsch, et al., 2015)の研究は環境流量の導入に前向きな示唆を与えている。Grafton らは Murray 川流域で干ばつによる生態系への影響を金銭換算し、緩和策としての環境流量放流と、かんがい取水による収穫便益との間で最適水配分を計算した。それによると、2001 年から 2009 年までの 9 年間にかんがい用水を減らし、環境流量に割り当てていれば 5 億～30 億米ドルの便益が見込まれたことを示し、環境流量の放流が社会全体でみれば便益増に繋がることを示した (Grafton, et al., 2011)。Bonsch らは今後 50 年の食糧生産に関し、複数の社会経済発展シナリオを用いて全球で評価を行った。環境流量を確保するとかんがい用水が逼迫し、低下した土地の生産性を補うために非かんがい農地の拡大 (森林の減少) をもたらす可能性がある (Bonsch, et al., 2015)。しかし彼らの計算の結果、食料需要の増加に起因する森林の減少は、環境流量の影響より大幅に大きいため、環境流量は必ずしも持続可能な開発の主たる制限要因とはならないことを示した (Bonsch, et al., 2015)。

農業システムの改善によって、環境流量を確保する試みもある。例えば、かんがい水路の漏水を防ぐ技術の導入により環境流量を確保するものである (Akbar, et al., 2013)。ただしかんがい効率が上がった分「余った」水は更なる農業用水として利用されることもある。農業従事者が技術導入コストを支払い、環境流量を確保するインセンティブがないのが理由である。従って、利用者の平等なコスト負担や補助金などメカニズムが必要である (Akbar, et al., 2013)。

水利権の調整で環境流量を確保しようとする研究もある (Erfani, et al., 2012)。英国では、水利用料は事前に取得した取水可能枠に対して付加される。取水されても利用されていない水は全

取水量の 15%に上るとみられる．同国の河川を対象とした研究では，実績の水利用に基づき余分に権料を支払っている取水枠を返上し環境流量とすることで，渇水時には流量がゼロになるような河川で，渇水時にも一定流量を維持することが出来ることを示した (Erfani, et al., 2012)．

2.3.6 維持するために必要～過去から現在を知る手段から将来の評価への展開

ここでは、「維持するために必要」というキーワードに着目し，評価の基準をどの時点に置くかについて考えていく．

河川生態系はこれを取り巻く気候条件や物理条件に影響を受けながら，常に変化し続けている．同時に，人間社会でも刻々と人口増加や技術革新が進んでおり，水需要は変化している．そのため，河川生態系や人間の社会を「維持するために必要な流量」も変化していくものである．従来の環境流量の目指すべき状態は，ダム建設前の 1970 年代の流況，あるいはサケが遡上していた 20 年前の河川環境といった様に，多くの場合過去の状態に置かれていた．しかし，気候変動に伴い洪水や干ばつなどの極端現象が増加するとみられ (Arthington, 2012)，将来的な環境流量必要量を推定する場合は，必ずしも過去の状態への回復が理想的・現実的でない場合も出てくるだろう．さらに，河川生態系を取り巻く条件も今よりも一層厳しくなることが予想される．2009 年のレビューでは，気候変動を視野に入れた環境流量評価が必要になってくることが予想されており，流況と大気や気候サイクルとの関係の理解が重要な課題に挙げられていた (Petts, 2009)．その一方で，当時気候変動に着目した研究の多くは河川の水温に焦点を当てており，流況の変化に着目することは少ないことが指摘されていた (Petts, 2009)．

本レビューの対象文献のうち 31 本が気候変動を取り扱っており，近年の関心の高さがうかがえる．ただし，10 年前のように水温のみに着目するものは稀であった．最近の研究内容は，気候変動による流況や河川生態系の変化を予測するものと，気候変動下における水資源量や水需要，環境流量必要量を推定するものに大分される．

流況変化を予測するものには，米国のワシントン州 (Liermann, et al., 2012)やカリフォルニア州 (Null, et al., 2013)，欧州全土の河川を対象とした研究 (Schneider, et al., 2013)がある．河川生態系の応答に着目したものでは，気候変動に魚類がどの程度適応できるか既往文献より推定するもの (Morrongiello, et al., 2011)や，イランの代表的な在来魚の生息場の変化を予測する研究 (Morid, et al., 2016)がある．将来の水資源配分予測評価の中で環境流量を扱う研究として，ポーランドの Narew 川 (Piniewski, et al., 2014)，韓国の都市河川 (Yang, et al., 2012)，Murray 川流域 (Kirby, et al., 2014)が対象とされている．また，農村における伝統的な水利用に着目し，気候変動下における地域の溜め池貯水量と環境流量容量の変化を分析したエチオピア (Lasage, et al., 2015)の事例などがある．

気候変動の設定条件は，過去の極端現象から類推する場合と，将来気候モデルを使用する場合がある．Watts ら (Watts, et al., 2011)は，過去の渇水や洪水等の極端現象時のダムの操作実績を参考に，気候変動下で河川生態系を保全しつつ水資源配分を行うためのダムの操作規則の再編の在り方について論じている．一方，Shadkam らは過度のかんがい取水により消失の懸念があるイランの Urmia 湖において，複数の気候変動シナリオ下における水資源賦存量の変化を考慮した環境流量必要量を見積った (Shadkam, et al., 2016)．その結果，現状のかんがい取水量を維持した

場合、2100 年時点の温室効果ガス排出量が最大の場合を想定した将来気候条件下（RCP8.5）では湖沼の保全に必要な環境流量が確保できないと指摘している（Shadkam, et al., 2016）。

環境流量の将来的な評価が難しいのは、河川生態系へのストレス要因となりうる様々な要素が複合的に絡み合うためである（Arthington, 2012）。気候変動のみならず水需要や土地利用などの社会的要因の変化も無視できない。Girard らは、フランスの Orb 川を対象に 2030 年頃の気候条件下での水資源賦存量を推定し、社会変化のシナリオに応じた農業用水、都市用水、環境用水のトレードオフをモデル化した（Girard, et al., 2015）。このモデルでは、海水淡水化など水資源量そのものを増やす視点と、節水技術の導入など水利用のあり方を変える視点の両方から様々な適応策を組み合わせる最適な水資源配分を評価できる点が新しく、政策や将来の状況に応じて柔軟な目標選択ができる点が優れている。しかし依然として、気候変動を踏まえた環境流量研究は、外力の変化に対する物理的な応答の予測が主であり、適応策などの社会実装へむけた議論が不足している。将来へ続く持続可能な水資源利用のためには、環境流量の役割と今後目指すべき状態をあらためて議論し、明らかにしていくことが不可欠である。

2.4 本章のまとめ

本章では、過去から現在までの環境流量の理念の変遷と、研究課題や関心の傾向について時系列的に俯瞰した。さらに、ブリスベン宣言による環境流量の定義の中から 5 つのキーワードを取り出し、このキーワードに沿って 2009 年から 2016 年までの世界 77 カ国の環境流量研究のレビューを行った。その結果、現在の環境流量の研究は、中国やインドをはじめとする水資源開発の盛んな発展途上地域に広く展開していることが分かった。また全球規模や国際河川における評価、渇水時や乾燥地、気候変動の進んだ近未来など新たな条件における環境流量が研究課題として取り組まれるようになっていくことが分かった。

また、最新の研究が提唱する理想的な環境流量は、次の理念に基づく必要がある。

- 環境改善には、最小流量を一定量流すだけでは効果が不十分である。自然の河川の持つ流況の 5 要素、すなわち流量、タイミング、頻度、継続時間、変化率に着目することが重要であり、少なくとも月単位あるいは季節単位での流量変動を考慮することが必要である。
- 保全対象を一種類に限定するのではなく、河川生態系の全体を保全する観点から幅広い生物相あるいは対象を選ぶべきである。河川環境を生態系サービスとして評価するのも有効である。
- 河川生態系の様々な応答と流量変動との関係に対する曖昧な仮定を出来る限り少なくし、定量的に記述していくことが求められている。

上の理念に応えるために、多くの研究努力が複雑で非線形的な応答を示す河川生態系と流量変動の関係の解明やモデル化に向けられている。それに伴い環境流量評価方法も、単純な水文統計を利用した方法から、ベイジアンネットワークなどの統計解析的方法や、個体群の動的分布モデルを用いた方法、あるいは非常に多くの変数を必要とする方法などへと複雑化・高度化する傾向にある。このような研究は、河川生態系への理解を深化させ、長期的な環境保全や河川管理の方針を決める重要な判断材料になる。しかし、こうした学術的な環境流量評価モデルの多くは、複雑高度で汎用性に欠けることから、実務レベルでの運用に結びつきにくいという課題がある。

とりわけ水資源計画や個別設計の初期段階で必要な、広域を評価し、対象地域の脆弱性や保全の優先度を比較できるような俯瞰的な評価方法については、上記の理念に沿った提案がないのが現状である。従って、学術的に理想とされる環境流量を、現場で使える評価方法に落とし込むことが研究者には求められているといえるだろう。

参考文献

- (一財) 日本ダム協会. ダム事典[用語・解説]. 2018. <http://damnet.or.jp/> [アクセス日: 2018 年 2 月 26 日].
- Acreman, M, et al. "Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world." *FRONTIERS IN ECOLOGY AND THE ENVIRONMENT* 12, no. 8 (2014): 466-473.
- Akbar, S, A Abbas, M A Hanjra, and S Khan. "Structured analysis of seepage losses in irrigation supply channels for cost-effective investments: case studies from the southern Murray-Darling Basin of Australia." *Irrigation Sci.* 31, no. 1 (2013): 11-25.
- Allen, D C, H S Galbraith, C C Vaughn, and D E.A Spooner. "Tale of two rivers: implications of water management practices for mussel biodiversity outcomes during droughts." *AMBIO* 42, no. 7 (2013): 881-891.
- Alonso-Gonzalez, C, J Gortazar, D B Sanz, and D G Jalon. "Dam function rules based on brown trout flow requirements: design of environmental flow regimes in regulated streams." *Hydrobiologia* 609 (2008): 253-262.
- Andreu, J, J Ferrer-Polo, M A Perez, and A Solera. "Decision Support System for Drought Planning and Management in the Jucar River Basin, Spain." 18th Biennial Conference on Modelling and Simulation, 2009: 3223-3229.
- Arthington, A H. *Environmental Flows Saving Rivers in the Third Millennium*. California: University of California Press, 2012.
- Arthington, Angela H, et al. "The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018)." *frontiers in Environmental Science* 6, no. 45 (2018): 1-15.
- Auerbach, D A, D B Deisenroth, R R McShan, K E McCluney, and N L Poff. "Beyond the concrete: Accounting for ecosystem services from free-flowing rivers." *Ecosystem Services* 10 (2014): 1-5.
- Beifluss, R, and C Brown. "Influence of hydropower development on flow regime in the Zambezi River Basin for Different Scenarios of Environmental Flows." *International Journal of River Basin Management* 8, no. 2 (2010): 127-138.
- Bino, G, C Steinfeld, and R T Kingsford. "Maximizing colonial waterbirds' breeding events using identified ecological thresholds and environmental flow management." *Ecol. Appl.* 24, no. 1 (2014): 142-157.
- Bonsch, M, et al. "Environmental flow provision: implications for agricultural water and land-use at the global scale." *Global Environ. Chang.* 30 (2015): 113-132.

-
- Bradford, M J, P S Higgins, J Korman, and J Snee. "Test of an environmental flow release in a British Columbia river: does more water mean more fish?" *Freshwater Biol.* 56, no. 10 (2011): 2119-2134.
- Bruno, M C, and A Siviglia. "Assessing impacts of dam operations-interdisciplinary approaches for sustainable regulated river management." *River Res. Appl.* 28, no. 6 (2012): 675-677.
- Bunn, S E, and A H Arthington. "Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity." *Environ. Manage.* 30, no. 4 (2002): 492-507.
- Cha, S M, S J Ki, K H Cho, H Choi, and J M Kim. "Effect of environmental flow management on river water quality: a case study at Yeongsan River, Korea." *Water Sci. Technol.* 59, no. 12 (2009): 2437-2446.
- Chan, T U, et al. "Bayesian network models for environmental flow decision making in the Daly River, Northern Territory, Australia." *River Res. Appl.* 28, no. 3 (2012): 283-301.
- Chen, H, L K.A Ma, W Guo, Y Yang, T Guo, and C Feng. "Linking water quality and quantity in environmental flow assessment in deteriorated ecosystems: a food web view." *Plos One* 8, no. 7 (2013).
- Conallin, A J, B B Smith, L A Thwaites, K F Walker, and B M Gillanders. "Environmental water allocations in regulated lowland rivers may encourage offstream movements and spawning by common carp, *cyprinus carpio*: implications for wetland rehabilitation." *Mar. Freshwater Res.* 63, no. 10 (2012): 865-877.
- Crossman, N D, J D Connor, B A Bryan, D M Summers, and J Ginnivan. "Reconfiguring an irrigation landscape to improve provision of ecosystem services." *Ecol. Econ.* 69, no. 5 (2010): 1031-1042.
- Efstratiadis, A, A Tegos, A Varveris, and D Koutsoyiannis. "Assessment of environmental flows under limited data availability: case study of the Acheloos River, Greece." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 3-4 (2014): 731-750.
- Erfani, T, O Binions, and J J Harou. "Protecting environmental flows through enhanced water licensing and water markets." *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* 19, no. 2 (2012): 675-689.
- Eriyagama, N, V Smakhtin, and K Jinapala. "The Sri Lanka environmental flow calculator: a science-based tool to support sustainable national water management." *Water Policy* 18, no. 2 (2016): 480-492.
- Esselman, P C, and J J Opperman. "Overcoming information limitations for the prescription of an environmental flow regime for a central American river." *Ecol. Soc.* 15, no. 1,6 (2010).
- Fu, B, C A Pollino, W Merritt, and S Capon. "Coupled Bayesian networks and recursive partitioning method for wetland ecological modelling." *19th International Congress on Modelling and Simulation*, 2451-2457: 2011.
- Girard, C, J D Rinaudo, M Pulido-Velazquez, and Y Caballero. "An interdisciplinary modelling framework for selecting adaptation measures at the river basin scale in a global change scenario." *Environ. Modell. Softw.* 69 (2015): 42-54.
-

-
- Gopal, B. "A conceptual framework for environmental flows assessment based on ecosystem services and their economic valuation." *Ecosyst. Serv.* 21 (2016): 53-58.
- Grafton, R Q, H L Chu, M Stewardson, and T Kompas. "Optimal dynamic water allocation: Irrigation extractions and environmental tradeoffs in the Murray River, Australia." *Water Resour. Res.* 47 (2011): W00G08.
- Hughes, D A. "Towards the incorporation of magnitude-frequency concepts into the building block methodology used for quantifying ecological flow requirements of South African rivers." *Water SA* 25 (1999): 279-284.
- Hughes, D A, A Y Desai, A L Birkhead, and D Louw. "A new approach to rapid, desktop-level, environmental flow as-assessments for rivers in South Africa." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 3-4 (2014): 673-687.
- IUCN, and Water and Nature Initiative. *Flow: the essentials of environmental flows*. 2008.
- JCR. JCR. 2018. <https://clarivate.com/products/journal-citation-reports/> [アクセス日: 2018 年 7 月 31 日].
- Jenkins, K, R Kingsford, and D Ryder. "Developing indicators for floodplain wetlands: managing water in agricultural landscapes." *Chiang Mai. J. Sci.* 36, no. 2 (2009): 224-235.
- Ji, J H, and N B Chang. "Risk assessment for optimal freshwater inflow in response to sustainability indicators in semi-arid coastal bay." *Stoch. Env. Res. Risk. A.* 19 (2005): 111-124.
- Jones, N E. "The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible?" *River Res. Appl.* 30, no. 4 (2014): 521-526.
- Jorda-Capdevila, D, and B Rodriguez-Labajos. "An ecosystem service approach to understand conflicts on river flows: local views on the Ter River (Catalonia)." *Sustain Sci.* 10, no. 3 (2015): 463-477.
- Karabulut, A, et al. "Mapping water provisioning services to support the ecosystem-water-food-energy nexus in the Danube river basin." *Ecosyst. Serv.* 17 (2016): 278-292.
- Karimi, S S, M Yasi, and S Eslamian. "Use of hydrological methods for assessment of environmental flow in a river reach." *Int. J. Environ. Sci. Te.* 9, no. 3 (2012): 549-558.
- King, J, C Brown, and H Sabet. "A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers." *River Res. Appl.* 19, no. 5-6 (2002): 619-639.
- Kirby, J M, J Connor, M D Ahmad, L Gao, and M Mainuddin. "Climate change and environmental water reallocation in the Murray-Darling Basin: Impacts on flows, diversions and economic returns to irrigation." *J. Hydrol.* 518 (2014): 120-129.
- Kozak, J P, M G Bennett, A Hayden-Lesmeister, K A Fritz, and A Nickolotsky. "Using flow-ecology relationships to evaluate ecosystem service trade-offs and complementarities in the nation's largest river swamp." *Environ. Manage.* 55, no. 6 (2015): 1327-1342.
- Lasage, R, J C.J.H Aerts, P H Verburg, and A S Sileshi. "The role of small scale sand dams in securing water supply under climate change in Ethiopia." *Mitig. Adapt. Strat. Gl.* 20, no. 2 (2015): 317-339.
-

-
- Lessard, J, et al. "Dam design can impede adaptive management of environmental flows: a case study from the Opuha Dam, New Zealand." *Environ. Manage.* 51, no. 2 (2013): 459-473.
- Liermann, C A.R, et al. "Hydrogeomorphic classification of Washington state rivers to support emerging environmental flow management strategies." *River Res. Appl.* 28, no. 9 (2012): 1340-1358.
- Loch, A, and D Adamson. "Drought and the rebound effect: a Murray-Darling Basin example." *Nat. Hazards* 79, no. 3 (2015): 1429-1449.
- Maddock, I. "The importance of physical habitat assessment for evaluating river health." *Freshwaer Biol.* 41, no. 2 (1999): 373-391.
- Mann, R M, R V Hyne, P Selvakumaraswamy, and S S Barbosa. "Longevity and larval development among southern bell frogs (*Litoria raniformis*) in the Coleambally irrigation area - implications for conservation of an endangered frog." *Wildlife Res.* 37, no. 6 (2010): 447-455.
- Mcmanamay, R A, and E A Frimpong. "Hydrologic filtering of fish life history strategies across the United States: implications for stream flow alteration." *Ecol. Appl.* 25, no. 1 (2015): 243-263.
- Miller, K A, J A Webb, S C de Little, and M J Stewardson. "Environmental flows can reduce the encroachment of terrestrial vegetation into river channels: a systematic literature review." *Environ. Manage.* 52, no. 5 (2013): 1202-1212.
- Mitrovic, S M, L Hardwick, and F Dorani. "Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia." *J. Plankton Res.* 33, no. 2 (2011): 229-241.
- Moran, N P, G G Ganf, T A Wallace, and J D Brookes. "Flow variability and longitudinal characteristics of organic carbon in the Lachlan River, Australia." *Mar. Freshwater Res.* 65, no. 1 (2014): 50-58.
- Morid, R, M Delavar, S Eagderi, and L Kumar. "Assessment of climate change impacts on river hydrology and habitat suitability of *Oxyneomacheilus bergianus*. Case study: Kordan River, Iran." *Hydrobiologia* 771, no. 1 (2016): 83-100.
- Morrongiello, J R, et al. "Climate change and its implications for Australia's freshwater fish." *Mar. Freshwater Res.* 62, no. 9 (2011): 1082-1098.
- Nichols, S J, and F J Dyer. "Contribution of national bioassessment approaches for assessing ecological water security: an AUSRIVAS case study." *Front. Environ. Sci. En.* 7, no. 5 (2013): 669-687.
- Niu, S Q, and D Dudgeon. "Environmental flow allocations in monsoonal Hong Kong." *Freshwater Biol.* 56, no. 6 (2011): 1209-1230.
- Null, S E, and J H Viers. "In bad waters: Water year classification in nonstationary climates." *Water Resour. Res.* 49, no. 2 (2013): 1137-1148.
- Olden, J D, and R J Naiman. "Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity." *Freshwater Biol.* 55, no. 1 (2010): 86-107.
- Pahl-Wostl, C, et al. "Environmental flows and water governance: managing sustainable water uses." *Curr. Opin. Sust.* 5, no. 3-4 (2013): 341-351.
-

-
- Parasiewicz, P. "MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning." *Fisheries* 26 (2001): 6-13.
- Pastor, A V, F L Ludwig, H Biemans, H Hoff, and P Kabat. "Accounting for environmental flow requirements in global water assessments." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 18 (2014): 5041-5059.
- Person, E, M Bieri, A Peter, and A J Schleiss. "Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations." *Ecohydrology* 7, no. 2 (2014): 580-599.
- Petts, G E. "Instream Flow Science for Sustainable River Management." *J. Am. Water Resour. AS.* 45, no. 5 (2009): 1071-1086.
- Piniewski, M, C L.R Laize, M C Acreman, T Okruszko, and C Schneider. "Effect of Climate Change on Environmental Flow Indicators in the Narew Basin, Poland." *J. Environ. Qual.* 43 (2014): 155-167.
- Poff, L N, and J V Ward. "Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, no. 10 (1989): 1805-1818.
- Poff, N L, and J H Matthews. "Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (2013): 667-675.
- Poff, N L, and J K Zimmerman. "Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows." *Freshw. Biol.* 55 (2010): 194-205.
- Poff, N L, et al. "The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards." *Freshwater Biol.* 55, no. 1 (2010): 147-170.
- Poff, N L, et al. "The natural flow regime." *BioScience* 47, no. 11 (1997): 769-784.
- Porse, E C, S Sandoval-Solis, and B A Lane. "Integrating environmental flows into multi-objective reservoir management for a transboundary, water-scarce river basin: Rio Grande/Bravo." *Water Resour. Manag.* 29, no. 8 (2015): 2471-2484.
- Richter, B D. "Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries." *River Res. Appl. (River Res. Appl.)* 26, no. 8 (2010): 1052-1063.
- Richter, B D, A T Warner, J L Meyer, and K Lutz. "A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations." *River. Res. Appl.* 22 (2006): 297-318.
- Richter, B D, J V Baumgartner, R Wigington, and D P Braun. "How much water does a river need?" *Freshw. Biol.* 37 (1997): 231-249.
- Schneider, C, C L.R Laize, M C Acreman, and M Florke. "How will climate change modify river flow regimes in Europe?" *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* 17, no. 1 (2013): 325-339.
- Shadkam, S, F Ludwig, M T.H van Vliet, A Pastor, and P Kabat. "Preserving the world second largest hypersaline lake under future irrigation and climate change." *Sci. Total. Environ.* 559 (2016): 317-325.
- Shafroth, P B, et al. "Ecosystem effects of environmental flows: modelling and experimental floods in a dryland river." *Freshw. Biol.* 55, no. 1 (2010): 68-85.
- Shen, X M, T Sun, F F Liu, J Xu, and A P Pang. "Aquatic metabolism response to the hydrologic alteration in the Yellow River estuary, China." *J. Hydrol.* 525 (2015): 42-54.
- Shenton, W, B T Hart, and T U Chan. "A Bayesian network approach to support environmental flow restoration decisions in the Yarra River, Australia." *Stoch. Env. Rs. Risk A.* 28, no. 1 (2014): 57-65.
-

-
- Shenton, W, N R Bond, J D.L Yen, and R Mac Nally. "Putting the "ecology" into environmental flows: ecological dynamics and demographic modelling." *Environ. Manage.* 50, no. 1 (2012): 1-10.
- Smolar-Zvanut, N, and M Mikos. "The impact of flow regulation by hydropower dams on the periphyton community in the Soca River, Slovenia." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 5 (2014): 1032-1045.
- Snelder, T, D Booker, and N Lamouroux. "A Method to assess and define environmental flow rules for large jurisdictional regions." *J. Am. Water Resour. As.* 47, no. 4 (2011): 828-840.
- Tennant, D L. "Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources." *Fisheries* 1 (1976): 6–10.
- Tennant, D L. *Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources*. U.S. Fish and Wildlife Service, 1975.
- Tessmann, S. *Environmental assessment, technical appendix e-environmental use sector reconnaissance elements of the western Dakotas region of South Dakota study*. South Dakota: South Dakota State University, Brookings, 1980.
- Tharme, R E. "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application 20 of environmental flow methodologies for rivers." *River Res. Appl.* 19 (2003): 397–441.
- Thompson, J R, C L Laize, A J Green, M C Acreman, and D J Kingston. "Climate change uncertainty in environmental flows for the Mekong River." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 3-4 (2014): 935-954.
- Townsend, S A, and A V Padovan. "A model to predict the response of the benthic macroalga *spirogyra* to reduced base flow in the tropical Australia." *River Res. Appl.* 25, no. 9 (2009): 1193-1203.
- Tupinambas, T H, R M.V Cortes, S G Varandas, S J Hughes, J S Franca, and M Callisto. "Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system." *Ecohydrology* 7, no. 2 (2014): 828-842.
- Tuteja, N K, and M Shaikh. "Hydraulic Modelling of the spatio-temporal flood inundation patterns of the Koondrook Perricoota Forest Wetlands - The Living Murray." 18th Biennial Conference on Modelling and Simulation, 2009: 4248-4254.
- Vaughn, C C, C L Atkinson, and J P Julian. "Drought-induced changes in flow regimes lead to long-term losses in mussel-provided ecosystem services." *Ecol. Evol.* 5, no. 6 (2015): 1291-1305.
- Wallace, T A, and D Furst. "Open water metabolism and dissolved organic carbon in response to environmental watering in a lowland river-floodplain complex." *Mar. Freshwater Res.* 67, no. 9 (2016): 1346-1361.
- Wang, J N, et al. "An environmental flow assessment method based on the relationships between flow and ecological response: A case study of the Three Gorges Reservoir and its downstream reach." *Sci. China Technol. Sc.* 56, no. 6 (2013): 1471-1484.
-

-
- Wang, J N, et al. "The relationship between thermal regime alteration and spawning delay of the four major Chinese carps in the Yangtze river below the three gorges dam." *River Res. Appl.* 30, no. 8 (2014): 987-1001.
- Watts, R J, B D Richter, J J Opperman, and K H Bowmer. "Dam reoperation in an era of climate change." *Mar. Freshwater Res.* 62, no. 3 (2011): 321-327.
- Web of Science. Web of Science. 2018. <https://clarivate.jp/products/web-of-science/> (accessed 7 31, 2018).
- Wen, L, J Ling, N Saintilan, and K Rogers. "An investigation of the hydrological requirements of River Red Gum (*Eucalyptus camaldulensis*) Forest, using Classification and Regression Tree modelling." *Ecohydrology* 2, no. 2 (2009): 143-155.
- Wheeler, C A, J B Bettaso, D T Ashton, and H H Welsh. "Effects of water temperature on breeding phenology, growth, and metamorphosis of foothill yellow-legged frogs (*rana boylei*): a case study of the regulated mainstem and unregulated tributaries of California's trinity river." *River Res. Appl.* 31, no. 10 (2015): 1276-1286.
- Xue, J, et al. "Quantification of Environmental Flow Requirements to Support Ecosystem Services of Oasis Areas: A Case Study in Tarim Basin, Northwest China." *Water* 7, no. 10 (2015): 5657-5675.
- Yang, J S, E S Chung, S U Kim, and T W Kim. "Prioritization of water management under climate change and urbanization using multi-criteria decision making methods." *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* 16, no. 3 (2012): 801-814.
- Yang, W, Z Yang, and Y Qin. "An optimization approach for sustainable release of e-flows for lake restoration and preservation: Model development and a case study of Baiyangdian Lake, China." *Ecol. Model.* 222, no. 14 (2009): 2448-2455.
- Yang, Y, H Chen, and Z F Yang. "Integration of water quantity and quality in environmental flow assessment in wetlands." 18th Biennial ISEM Conference on Ecological Modelling for Global Change and Coupled Human and Natural Systems 13 (2012): 1535-1552.
- Yang, Z F, T Sun, and R Zhao. "Environmental flow assessments in estuaries related to preference of phytoplankton." *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, no. 5 (2014): 1785-1791.
- Yin, X A, and Z F Yang. "Development of a coupled reservoir operation and water diversion model: Balancing human and environmental flow requirements." *Ecol. Model* 222, no. 2 (2011): 224-231.

3. 環境流量の現状

3.1 本章の目的

第2章では、学術研究の視点から環境流量の最新の理念を明らかにした。それによると、環境流量は単独の種を保全する手段ではなく、健全な河川生態系とこれによって支えられている人間の文化社会的な営みを守るための流量として与えられなければならない。そのためには、河川生態系の機能や価値を、河川生態系サービスとして捉えることが必要である。さらに、健全な河川生態系を守るためには、最小流量を一定で流すだけでは不十分であり、流量変動を考慮しなければならない。流量変動を環境流量に組み込むためには、流況の5要素、すなわち規模、タイミング、継続時間、頻度、変化率に着目することが重要である。

これらを踏まえた理想的な環境流量設計のあり方を図3-1に示す。実務においては、環境流量の目的を明確にし、この目的を達成するために必要なモニタリング計画を立案する必要がある。モニタリング目標はSMART目標、すなわち Specific（具体的）、Measurable（測定可能）、Achievable（達成可能）、Realistic（現実的）、Time-bound（時間を特定している）という観点から設定するのが望ましい。これらの目標を踏まえて環境流量の設計を行う。そして、放流中には計画に則りモニタリングを実施し、結果をフィードバックして環境流量を改善していく。河川環境や社会環境は絶えず変化するものであるから、環境流量の基準は、その時々で最適化することが必要である。そのためには、環境流量を設定するだけでなく、モニタリングとフィードバックの仕組みを合わせて設計することが重要である。

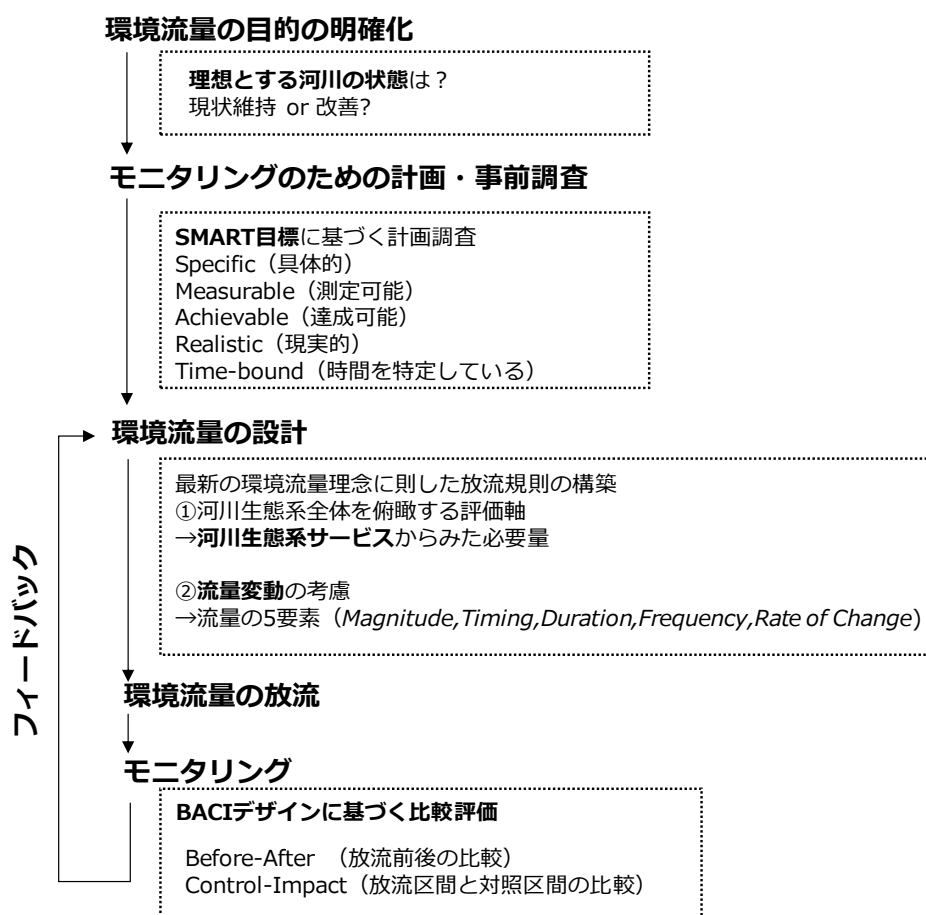


図 3-1 理想的な環境流量設計のあり方

以上を踏まえつつ、本章では、実際に環境流量を制度的に放流している事例から環境流量の現状を明らかにする。3.2 では、日本における環境流量の運用状況について実態分析を行う。3.3 では、世界における環境流量の制度や仕組みを整理する。これらの作業を通し、環境流量放流の現場の状況を明らかにすると共に、理想的な環境流量設計と照らし合わせ、どのような課題があり、課題を克服するためにはどのような枠組みや評価方法が求められているのかを明らかにする。

3.2 日本における環境流量の運用状況

3.2.1 維持流量としての運用

わが国では、環境流量という用語が用いられることは少ないが、流水の正常な機能を維持するために必要な流量として、河川法により正常流量が定められている。正常流量は、農業・工業用水などの水利流量と、河川利用や動植物の生息環境等を総合的に考慮して定める維持流量からなる。維持流量は現地の河川環境を踏まえて河川管理者が川ごとに設定する。維持流量は、正常流量検討の手引き【国土交通省河川局 2007】（1992 年制定，2007 年改定，以下「手引き」）に基づき全国の水系で設定・運用されている。特定の河川生態系サービスを維持するために川に残すべき流量を意味する維持流量は、環境流量の一種として捉えることができるだろう。

わが国の維持流量の制度は、歴史的な水利用の実態を踏まえながら、自然環境や社会にとって必要な流量がさまざまな項目によって評価され、実に 30 年近く運用されている優れたシステムである。一方、手引きの制定から 20 余年が経過し、河川環境に関する知見の蓄積や調査技術の進歩を横目に見ながらも、維持流量は一定の最小流量という最も単純な形態として据え置かれており、放流後の効果の検証も十分にされていないなどの課題がある。その原因は、現在の維持流量をめぐる課題の有無やその原因が整理されておらず、新しい知見を維持流量の改善やフィードバックに繋げるための道筋が示されていない点にあると考えられる。

従って、この節では以下の検討を行う。まず、現在の維持流量の考え方や設定方法を整理する。次に、全国における維持流量の実態分析をする。最後に、理想的な環境流量設計のあり方と照らして浮かび上がる課題に対し、より効果的な維持流量を導入するための方針を考察する。

3.2.2 維持流量の設定方法

維持流量、すなわち「河川の適正な利用及び流水の正常な機能の維持」に必要な流量に関しては、流水の占用、舟運、漁業、観光、流水の清潔の保持、塩害の防止、河口の閉塞の防止、河川管理施設の保護、地下水位の維持等を総合的に考慮することが定められている（平成 31 年 4 月 1 日改正河川法施行令第 10 条の二）。また、河川環境の整備と保全に関しては、流水の清潔の保持、景観、動植物の生息地又は生育地の状況、人と河川との豊かな触れ合いの確保等を総合的に考慮することとされている（同法 10 条の三）。これに従い河川整備基本方針及び河川整備計画にて維持流量が設定されている。

手引きに記された標準的な維持流量の設定方法を表 3-1 に示す。例えば、動植物の生息環境の保全及び漁業では、代表生物の移動や産卵に必要な水理量から必要流量を算出する。ただし、手引きでは、以下のような理由から魚類を対象とした評価方法を提示している。

「動植物の生息地又は生育地の状況」にとって必要な流量は、本来、河川に生息・生育する動植物

や河川との関わりのある動植物を広く対象として検討すべきであるが、ここでは河川流量との関わりの強いものとして水域（水中）を主な生息・生育の場とする魚介類、底生動物、付着藻類の中から次の点を考慮して魚類を取り上げて検討手法を示したものである。

イ) 魚類は河川生物の中でも大型で食物連鎖の上位に位置する重要な生物である。

ロ) 魚類については既往文献資料等において、水理的な生息条件の定量的知見が比較的得やすい。

(手引き P12)

景観では水量感が損なわれない流量をアンケートや川幅水面比を用いた評価で決定する。流水の清潔では、水質汚濁防止法の目安を参考とする。水質汚濁防止法では、異常渇水により公共水域の水質の汚濁が著しくなり、人の健康又は生活環境に係る被害があるとして緊急時の措置を命じることができる場合を、「環境基準において定められた水質の汚濁の程度の2倍に相当する程度をこえる状態が生じ、かつ、その状態が相当日数継続すると認められる場合」と規定している。これを参考とし、維持流量では水質基準値の2倍を満たすような流量を設定する。

その他、対象河川の状況に応じて舟運や河川管理施設保護等が検討される。最後に、これらの

表 3-1 現在の維持流量検討項目と流量検討方法（「手引き」を参考に筆者作成）

検討項目	内容・着眼点	手引きに例示されている検討方法
動植物の生息地又は生育地の状況・漁業	生息・生育（産卵、移動）のために河川に確保すべき水理条件（水深、流速等）を満足し得る流量	多くの生物の生息・移動においてクリティカルになる瀬に着目し、瀬と関わりの深い代表魚類の産卵、移動、生息に必要な水深と水面幅を満たす流量を求める。
景観	良好な景観の維持・形成を図るために最低限確保すべき流量	目標の河川景観イメージを定め、流れの変動と視点からの見え方の関係を明らかにして適度な流れの規模を決定。（フォトモンタージュ、或いは川幅に対する水面幅の比）
流水の清潔の保持	河川流域で実施されることが想定される汚濁削減対策を踏まえた上で、当該河川において必要とされる流量	BOD（必要に応じて DO, pH, 窒素, リン）を対象に、水質汚濁防止法に基づき、汚濁物質濃度が環境基準の2倍を評価基準とする。
舟運	人や物資の輸送或いは観光を目的とした舟運を維持するために、水面幅や吃水深を保つための流量	就航時期に必要な水面幅と喫水深を確保する。
塩害の防止	渇水時に塩水の遡上により用水や地下水の塩分濃度が上昇し、水道や灌漑用水への利用、漁業等や動植物の生息・生育環境に重大な影響を及ぼさない流量	実態調査或いは解析により流量と塩水遡上の関係を求め、塩害を生じない流量を求める。過去に塩害が生じていない河川では、必ずしも必要流量を設定する必要はない。
河口閉塞の防止	流量が減少した場合に土砂の堆積によって河口が閉塞することを避けるための流量	流量増による対応が適切でない場合も多いことから、当該河川における河口閉塞の特性や他の代替手段（導流堤や掘削等）を十分考慮して必要に応じて設定
河川管理施設の保護	水位の低下による木製の施設（護岸の基礎や杭棚）等の腐食を防止するために一定の水位を確保するための流量	必要に応じ流量の変動が河川管理施設の腐食に及ぼす影響について検討し、流量変動に配慮した必要流量を検討
地下水位の維持	河川水位の低下に起因する地下水位の低下を引き起こさないための流量	必要に応じ流量の変動が地下水位に及ぼす影響について検討し、流量変動に配慮した必要流量を検討
観光	景観や舟運の項目で評価できる。	－
人と河川との豊かな触れ合いの確保	野外リクリエーション、住民等の日常的な自然との触れ合い活動の場として必要な流量	動植物の生息地又は生育地の状況、景観及び流水の清潔の保持が満足されれば確保される。

表 3-2 環境流量と維持流量で考慮する項目の違い

		環境流量	維持流量
河川生態系サービス	基盤サービス		
	物質循環	○	×
	土砂収支	○	×
	生物の生息・生育	○	動植物の生息環境
	供給サービス		
	水資源	○	地下水位維持・塩害防止
	水産資源	○	漁業
	調整サービス		
	水質浄化	○	流水の清潔の保持
河川利用	文化的サービス	○	景観・観光
		×	舟運
		×	河口閉塞防止
		×	河川施設保護

※生態系サービスの分類は、(A. H. Arthington 2012)に従った。

項目別必要流量のうち最も大きな流量が維持流量として設定される。なお、維持流量は、原則 10 ヶ年第一位相当の渇水時に維持できるよう計画するものとされている [国土交通省河川局 2007]。

3.2.3 維持流量の課題

日本の維持流量は、欧米を中心に進化してきた環境流量の概念とは独立して考案された概念・制度であるが、河川環境を維持するために必要な流量である点から、環境流量の一つの形態として捉えることができる。環境流量の概念に照らして維持流量を見た場合、維持流量にはどのような特徴があるのだろうか。表 3-2 に、生態系サービスの観点から、環境流量と維持流量を比較してみよう。環境流量で考慮すべき生態系サービスは、ミレニアム生態系評価による四つの生態系サービスとされている (A. H. Arthington 2012)。これに対し、表 3-1 で示した維持流量の 10 つの検討項目を並べてみると、動植物の生息環境は基盤サービスの中の生物の生息、生育、地下水位維持・塩害防止は供給サービスの水資源、漁業は水産資源、流水の清潔の保持は調整サービスの水質浄化、景観・観光は文化的サービスに相当し、全ての生態系サービスを一応網羅していることが分かる。また、維持流量では、環境流量では通常扱われることのない舟運や河川施設保護など人間の河川利用に関わる項目を含むことが分かる。河口閉塞の防止は、本来、健全な物質循環や土砂収支に関係するものである。しかし、維持流量が目的とする河口閉塞防止は主に航路の確保であり、流量の確保のほかに浚渫や導流堤などの代替策が示されているため (表 3-1)、生態系サービスの維持とは異なるといえる。

従って、生態系サービスに照らした場合、維持流量には物質循環や土砂収支の評価項目がなく、動植物の生息環境についても専ら魚類の評価方法のみが定められていることから (表 3-1)、より包括的な基盤サービスの評価が課題であるといえる。基盤サービスを評価するにあたっては、自然の流況に則した流量変動の考慮が必要である。「手引き」では、期間別に設定することで、最小流量の季節変動を考慮することは可能であるが、出水攪乱のような短期間の流量や、日変動のような細かな流量を考慮する仕組みがない点が課題であるといえる。

また、モニタリングについては、手引きでは以下のように記述されている。

4. モニタリングの方針

河川における取排水、流域の汚濁負荷や河川水量の変化に伴う水質変化、動植物の生息・生育状況等河川環境管理に関する基本的事項の実態把握に常日頃から努めて行かなければならない。このようにして得られた情報をもとに検討を行い、必要に応じ正常流量を見直して行く必要がある。(手引き P58)

ただし、モニタリングの方法については具体的な方法は示されておらず、今後の課題として先送りにされている点が課題である。

このように、維持流量には、①基盤サービスの評価が弱く、動植物の生息場については魚類を対象とした評価方法しかない、②流量変動について、出水や日変動を考慮する仕組みがない、③モニタリング方法が提示されていない、という課題がある。

続く 3.2.4 では、これらの課題に着目し、全国の維持流量実態分析を行う。

3.2.4 全国の維持流量実態分析

(1) 検討方法

実際に維持流量が設定されている水系の情報や文献を参照し、実態を整理する。2019 年 6 月現在、河川整備基本方針において、「流水の正常な機能を維持するための必要な流量に関する資料」[国土交通省 2018]によって維持流量の設定が確認できた 100 の一級水系を対象とする。本研究では、これら 100 水系で個別に作成されている資料を個々に参照し、維持流量設定方法、検討項目、動植物の生息環境の評価に用いた代表魚種、維持流量（期別に設定されている場合には期別の流量）を読み取り整理した。また、水系ごとにどの項目で維持流量が決められているかを整理し、これを「決め手項目」と呼ぶことにした。流量は水系を横並びで比較するために比流量に換算した。なお、以下の考察に用いる水系の情報については、巻末資料にまとめて掲載する。

(2) 維持流量の設定状況

正常流量は維持流量に水利流量を加えたものであるが、資料によっては正常流量のみが明記されており、維持流量の内訳が不明なものもあったため、これらは分析の対象外とした。調査対象とした資料のうち、維持流量が正常流量と区別できるのは 84 水系 85 地点であった。これらの維持流量の平均値は $0.74\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ であった。2007 年の手引き改訂当時、62 水系 74 地点の維持流量の平均値は $0.73\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ であった [国土交通省河川局 2007]。このように、手引きの改訂前後で差は見られないことがわかる。

決め手項目による維持流量の大小を調べるため、84 水系の維持流量の最大、最小、平均値を整理した（図 3-2）。動植物（漁業）が決め手となっている水系で維持流量のばらつきが大きい、平均値では項目間に差は見られなかった。

次に、年間の流量に対してどの程度の維持流量が設定されているのかを整理した（図 3-3）。図より、維持流量は全体の 67%が渇水流量よりも少ない値、28%が渇水流量以上、低水流量未満の値をとっており、嘉瀬川や馬淵川など河川によっては平水流量に相当するような流量が設定されている。維持流量の目安とされる 10 ヵ年第一位相当の渇水流量や、建設省河川局が 1988 年に発行したガイドライン（指針）[建設省河川局 1988]にて維持流量の目安とされる $0.1\sim$

0.3m³/s/100km²程度と比較すると、全体的に大きな流量が設定されていることが分かる。

渇水時に焦点を当てて一定の維持流量を決める現在の方法では、流況によって維持流量の意味合いが異なってくる [島谷 2000]。豊水/渇水流量比をとると、100 水系の平均は 6.4 となる。釧路川（豊水/渇水流量比 1.6）や、庄川（1.7）のように流量の安定した川では、年間を通して維持流量が流れることになり、基本流量としての意味合いが強くなる。一方、黒部川（14.3）や姫川（28.9）など流量変動の大きな河川では、維持流量は減多に起きない流量であり、最小流量としての意味を持つことになる。河川生態系が流量変動に支えられていることを鑑みると、全国統一の指針を適用することで、河川によって維持流量の流況の中での位置づけが異なっている点は注意が必要である。

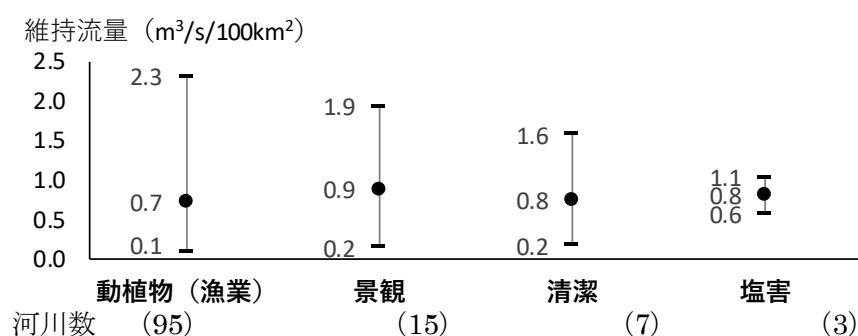


図 3-2 決め手項目別該当水系維持流量の最大，最小，平均（84 水系の維持流量の統計）

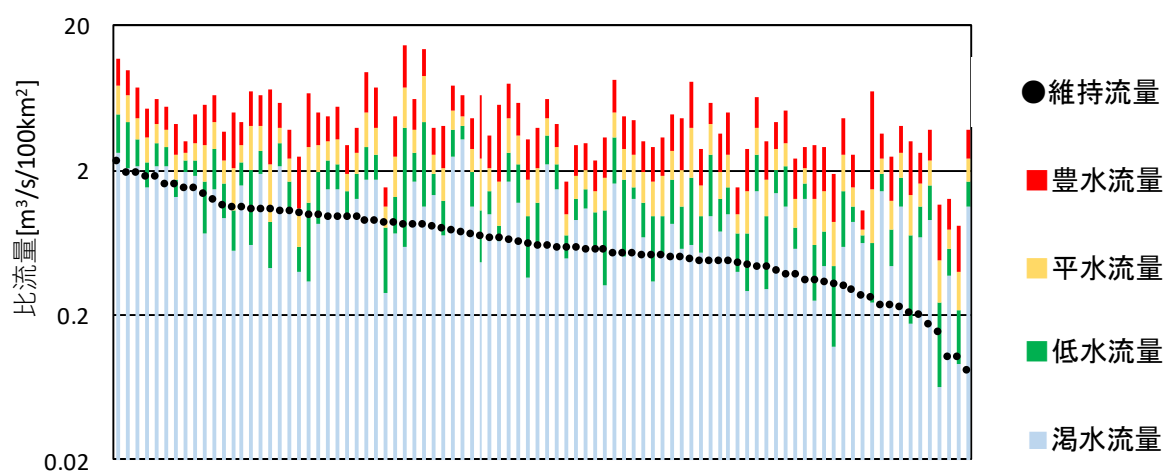


図 3-3 流況に対する維持流量（最大値）の比（横軸は水系）

表 3-3 維持流量の期別設定区分

	検討段階		維持流量	
通年一定	15	(14%)	65	(68%)
2期	45	(42%)	31	(26%)
3期	6	(6%)	4	(3%)
4期	9	(8%)	4	(2%)
5期以上	32	(30%)	3	(1%)
合計	107		107	

(3) 検討結果

1) 流量変動について

現在の維持流量は、2 章 2.3.4 で示した環境流量の 4 つの型のうちの最も単純な型である、最小流量型に相当する。パルスのような短時間の出水や日変動を考慮することは出来ないが、最小流量を季節や月ごとに区別することができる。例えば、平水流量に明確な季節差がある場合に、通年一定の最小流量を与えてしまうと、雨季には過小な、逆に乾季には過大な流量が川に流れる可能性がある。河川生態系の機能保全を鑑みると、こうした場合には最小流量を 2 期に区別することが望ましい。

ここでは、現在の維持流量が、一年をどの程度区別しているのか、どのような理由で期間分けをしているのか、そして豊水年、渇水年などの年々変動は考えられているかを確認するため、検討段階と維持流量の設定時点における期間区分を整理した（表 3-3）。まず、検討段階では通年一定の水系が 14%、2 期に区別する水系が 42%である。一方で、5 期以上に分けるものが 30%ある。2 期のケースは、全てかんがい期と非かんがい期の区分であった。3 期以上のものは、主に正常流量を見越してかんがい期や代掻き期などの利水スケジュールに区分している場合が大半である。アユやウグイの産卵時期や、観光期に配慮して時期を設けている河川は少なく、名取川や千代川、大田川などに限られている。また検討段階で 3 期以上とされたものでも、必要流量に顕著な差のない場合には、最終的に通年や 2 期などに均される場合が多い。維持流量単独では、8 期で検討されている那賀川のような例外を除くと、通年が 7 割、2 期が 3 割である。維持流量の必要項目から期間が設定されることは稀で、期別に検討されている場合も専ら利水の立場から見た期間区分となっている。日本の河川の流量変動は、大まかな傾向として、梅雨の増水期、夏の乾燥期、秋の台風や前線に伴う出水期、冬の乾燥期、そして積雪のある地域では春の融雪出水期がある。自然の流量変化の境目とは無関係に利水の立場から期間区分をしてしまうと、たとえ 5 期以上の細かな期間区分であってもかえって自然流量の季節性を分断したり、歪めたりしてしまう恐れがある。なお、豊水年や渇水年などの年々変動を考慮する水系はみられなかった。

2) 動植物の生息環境の評価方法について

表 3-4 は、水系ごとに検討された項目と、維持流量の決め手となった項目を示している。動植物の生息環境は全ての水系で検討され、さらに 95%の水系で決め手項目となっていることから、流量決定の支配的な項目であることが分かる。

動植物の生息環境の評価では、魚類が主な検討対象とされている。なぜなら、魚類は、食物連鎖の上位に位置し、生息のための水理条件に関する知見が比較的得やすいためである。中川と小池らによって、日本の在来魚 38 種の必要流量(水深)の目安が整理されており [中川, 小池 1999], 魚類の必要流量設定の際に多くの河川で参考とされている。対象水系において明記されている対象魚類を調べた結果 33 種あり、魚類以外はシジミ（利根川河口、江戸川、木曽川）のみであった（巻末資料）。複数の魚種を対象としていても、維持流量は概ね最大水深あるいは最大流速を必要とする魚種で決まっている。対象水水系のうち、複数魚種を対象とするのは 78 水系で、このうち、決め手となった魚種が不明な 19 水系を除くと 59 水系となる。この 59 水系のうち、最大必要水深/流速で決まっているのは 53 水系であった。残る 6 水系は、必要水深の異なる魚種に対して同じ必要流量を設定しているケースと、アユとウグイを対象魚種としているものの、移動水深が

30cm のウグイに対し、アユの産卵水深 15cm で流量が決まっているケースであった¹。

最大必要水深・流速をとる魚種から 100 水系 105 地点を分類した。その結果、イトウ、サケ科（サケ、サクラマス、ヤマメ）、アユ、コイ科（ウグイ、ニゴイ、オイカワ、カワムツ）、カジカ科とハゼ科（ボウズハゼ、ヨシノボリ、カジカ）、の代表魚種 12 種によって維持流量が決定されたことが分かった。これらの種の必要水深および流速は図 3-4 のとおりである〔中川，小池 1999〕。さらに、必要水深流速の大きい魚類から順に、検討対象魚類に含まれているかどうかを判別し、グルーピングしていった結果、全国の水系は 7 つのグループに分類され、維持流量の大小と代表魚種の必要水深とは弱相関であった（表-4）。

I 型（イトウが対象魚類に含まれている河川）は、必要水深，維持流量が共に最大（ $1.49\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ ）であり、尻別川と釧路川が該当する。II 型（イトウは対象外だが、サケ科が対象魚類に含まれている河川）は必要水深 30cm を基準とするグループで、維持流量の平均は $0.84\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ である。主に北海道と関東以北の河川が該当する。III 型（サケ科とアユの両方が検討対象魚類に含まれている河川）は、維持流量の平均は II 型よりもやや少なく、 $0.73\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ と全国平均と程度である。アユの生息する北海道南部から、サケ科の生息する西日本日本海側の広い範囲が該当する。IV 型（サケは対象外だが、アユは対象魚類に含まれる河川）は、維持流量の平均は $0.68\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ である。

IV 型が同じくアユを含む III 型よりも維持流量が小さくなる理由は、アユの必要産卵流速が大きいことによる可能性がある。アユの必要産卵流速は $60\text{cm}/\text{s}$ と代表魚の中で最も大きい（図 3-4）。III 型のうち、維持流量がアユの産卵によって決まっている（又はアユの産卵期である 10 月～12 月頃の維持流量が最大となる）水系は全体の 84% である。一方、IV 型では 66% であり、アユの移動あるいはアユ以外の魚類の必要水深によって決まっている。このように III 型と IV 型の維持流量の差は、アユの産卵流速が必要水深よりも支配的であるか否かに影響を受けていると思われるが、資料は最終的な流量と検討対象魚類のみが記載され、設定過程については記載が無かったため、推定にとどまった。IV 型は本州から九州にかけての広範囲が含まれる。V 型（サケ、アユは対象外だが、コイ科のウグイ、ニゴイが対象魚類に含まれる河川）の維持流量は $0.59\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ と全ての型のうち最小である。北陸日本海側、山陽地域及び関東の荒川と江戸川が該当する。同様に、VI 型は、ハゼ科やカジカ科を代表とする河川で、雲出川、六角川が該当する。三水系の維持流量は順に 0.45 、 $1.07\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ とばらついており、対象魚類の必要水深を見た場合、他の型よりも小さくなることが予想されるが、必ずしもそうはならないのが特徴である。VII 型はコイ科のオイカワ、カワムツで流量が決まっている河川で、肝属川のみが該当し、維持流量は $0.61\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$ であった。なお、代表魚種の種数と維持流量の大小に相関は見られなかった。

このように、現在の維持流量は様々な検討項目を列挙してはいるものの、閾値の大小で流量が決定する仕組みになっているため、結局は動植物の生息場で決まっており、さらには最大必要水深・流速を持つ特定の魚種で決まってしまうような評価方法になっている。合理的ではあるが、河川生態系全体の価値を多面的に評価したり、流量の放流によってその価値を回復、あるいは増進したりといった積極的な河川環境保全には結びつかない点が課題である。

¹ 通常、必要水深の大きい方で流量が決まるはずであるが、あえて必要水深の小さい魚類で流量を決めている。資料からはその理由は明らかにできなかった。

表 3-4 検討項目と流量決定の決め手となった項目（各水系の河川整備基本方針より作成）

	動植物の生 息場・漁業	景観	清潔	舟運	塩害	河口閉塞	施設保護	地下水	観光
右の項目を 考慮している 水系数	100 100%	87 87%	93 93%	18 18%	12 12%	5 5%	1 1%	7 7%	1 1%
目標の決め手とし た水系数	95 95%	15 15%	7 7%	1 1%	3 3%	0 0%	0 0%	0 0%	0 0%

※一つの水系で複数の項目を考慮している場合もある

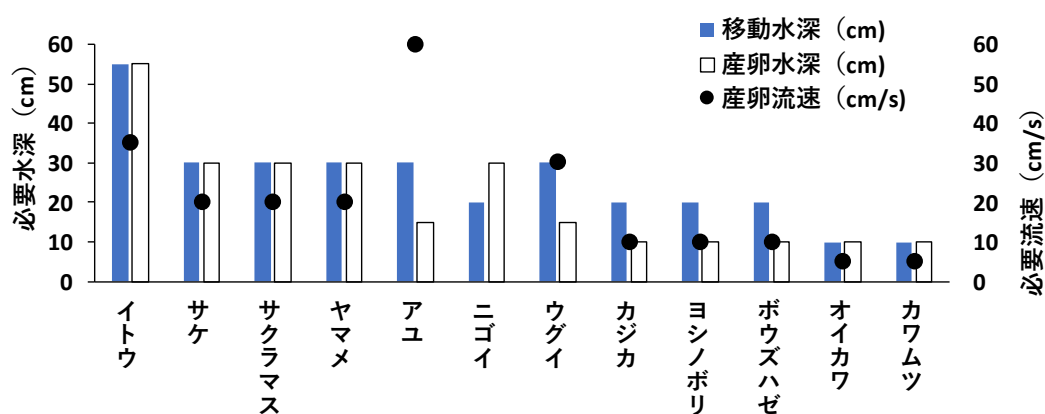


図 3-4 代表魚種の必要水深，流速（中川・小池 14）をもとに作成）

表 3-5 代表的な対象魚類による検討対象河川の類型結果

型	代表魚種	水系・地点数	維持流量($\text{m}^3/\text{s}/100\text{km}^2$)
I	イトウ	2	1.49●
II	サケ サクラマス ヤマメ	22	0.84●
III	サケ サクラマス ヤマメ・アユ	23	0.73●
IV	アユ	45	0.68●
V	ウグイ ニゴイ	10	0.59●
VI	ボウズハゼ ヨシノボリ カジカ	2	0.71●
VII	オイカワ カワムツ	1	0.61●

3) モニタリングについて

モニタリングに関する情報を公開している水系は見られなかった。対象水系以外についても文献調査を行った結果、維持流量の放流効果に関する報告は限られているものの、流量の回復や増量により生息環境が回復したという報告がいくつかみられた。広島県帝釈川下流にて維持流量放流に伴う生物群集の応答を調べた例では、魚類全体の種数、総個体数の増加は見られなかった一方、底生動物は、放流後 1 年程度で種数、総個体数、多様度指数のいずれも増加し、ダムの影響を受けていない地点との差が縮小した [村田, ほか 2008]。田子らは、神三ダム下流における維持流量放流後の水温と溶存酸素量の変化を調べ、維持流量放流によって水温、溶存酸素量共に冷水性魚類の生存条件を満たすようになったことを報告している [田子, 辻本, 村木 2006]。

3.2.5 弾力的な維持流量設定に向けて

(1) 流量変動の考慮

日本には、約 3,000 基のダムがある [ダム便覧, 2018]。しかし、河川の年間流出量に対してダムの貯水容量が比較的小さいため、結果として長期間続く著しい減水区間や無水区間が発生しない場合も多い。しかし、現状で河川生態系への影響が顕在化していないからといって、流量変動を考慮しなくてよいということではない。健全な河川生態系にとって必要な流量要素を知り、これらを整理しておくことは、流域の開発行為や気候変動により今後長期的な流況が変化した場合に、河川生態系への影響を回避・低減するための予防保全対策を講じる上で必要である。さらに、万が一流況の変化によって河川生態系の一部が損なわれてしまったとしても、あらかじめクリティカルな流量要素を整理しておくことで、効率的かつ迅速な対処が可能である。

現在の維持流量は、期別に検討されている場合でも、流況の季節性とは無関係に利水の立場に立ったものである。動植物の生息環境の観点から流量の季節変動を反映する必要がある。自然流量を考慮して維持流量を設定する先駆的な試みとして、信濃川の宮中取水ダムを対象にした香野らの研究がある [香野, 大熊 2001]。この研究では、自然流量が維持流量と最大使用水量の和よりも小さい場合でも自然流量に応じて取水率を変化させる新たな維持流量の設定方法として、「自然流量型維持流量」を提案している。これによって、大きな出水時以外は従来の最小流量一定の維持流量だけが河道に流れるような事態を回避する試みである。同ダム下流で 2011 年から 5 年間試験放流された新たな維持流量の評価では、水質、水温、河川形態、河川景観、魚類の生息及び遡上降下、付着藻類、底生動物、河川利用の 8 項目に着目している [国土交通省信濃川河川事務所 2015]。魚類以外の生物にも着目し、河川環境を俯瞰した多様な評価項目を用いている点で興味深い。

維持流量の 10 の検討項目のうち、動植物の生息環境以外の項目は現在の最小流量の評価で十分であると考えられるが、動植物の生息環境を含む基盤サービスについては流量変動を加味した新たな評価方法が必要である。目標流量を決めるにあたり、図 3-5 に示すような項目別整理表を用いることを提案する。まず、検討が必要な項目について、下の表のように必要な流量の 5 要素（規模、頻度、時期、継続時間及び変化率）を整理する。次いで、各項目の 5 要素に対する現状のずれ（図 3-5 の斜線部分）を確認する。例えば、図 3-5 の魚類 A の産卵・遡上に必要な春先の増水を見た場合、現状の流況は、規模、頻度、継続時間、変化率は概ね満足している。一方、藻類の剥離をみると、必要な規模、継続時間、変化率に対して現状の流況が不足していることがわかる。

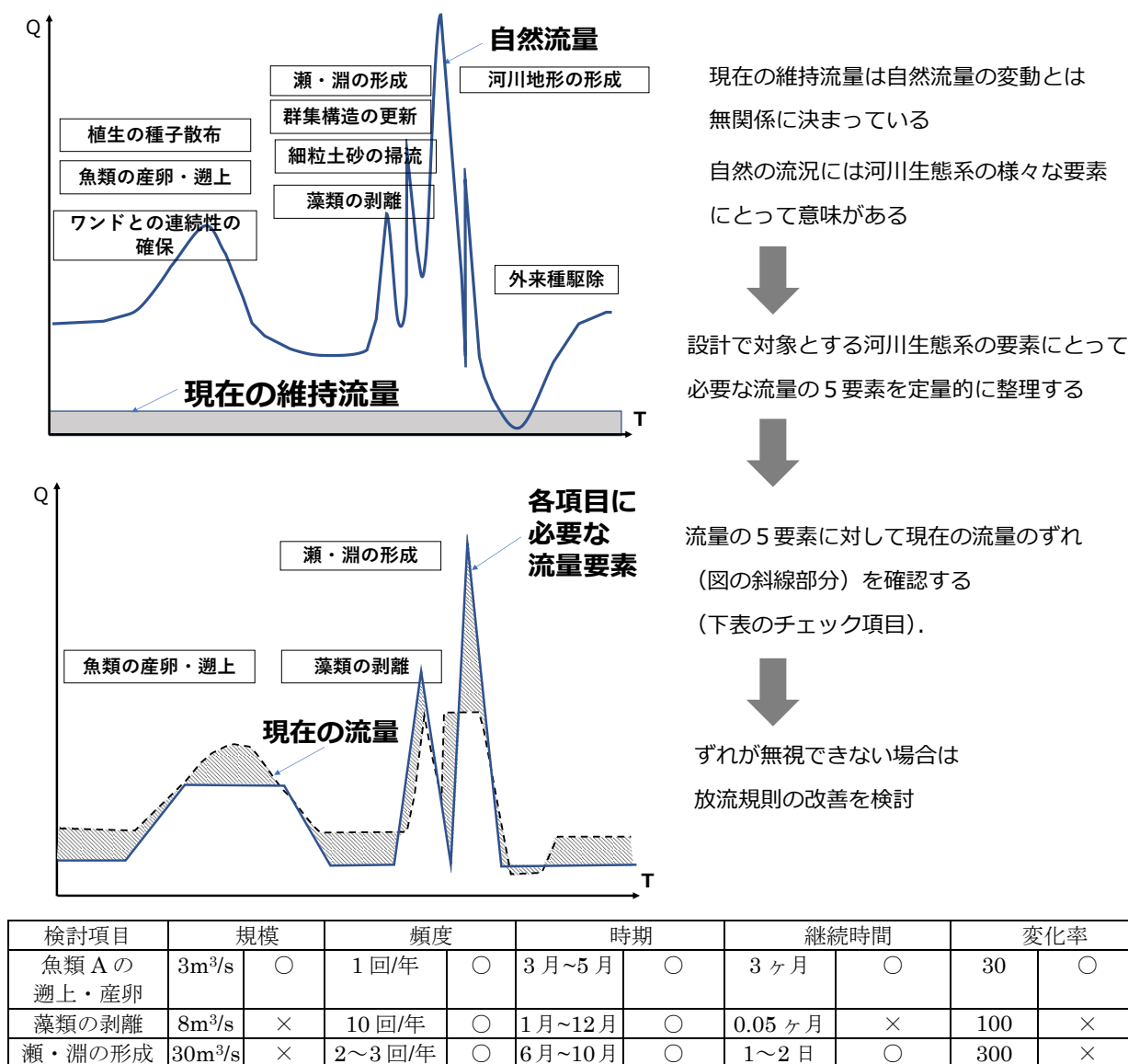


図 3-5 維持流量の検討概念図と項目別整理表の例

このように 5 要素のいずれかにずれがあり、そのずれが対象項目に無視できない影響を及ぼす可能性がある場合には、現在の取水・治水計画を踏まえ、放流操作の変更などによる改善可能性を検討することが必要である。

(2) 動植物の生息環境の評価方法に対して

動植物の生息環境に関する現在の評価方法は、河川生態系の一部の種を対象に、渇水時の瀬という一部の生息条件を切り取った評価であり、河川生態系全体を包括するような評価方法とはなっていない [島谷 2000]。島谷はこの課題に対し流量変化に応じて変化する水面形、瀬淵やワンド、砂礫地等の生息場の物理環境の増減を算出する流量-生息生育環境モデルを提案している [島谷 2000]。ただしこのモデルで最適な流量が定量的に求まるものではないため、流量決定は専門家に委ねられる点や、対象種の選定方法等の課題があるとしている。

動植物の生息環境は、生態系サービスとしてみた場合に主に基盤サービスに相当する(表 3-2)。流量変動への応答の異なる魚類以外の生物を考慮することに加え、土砂収支や物質循環などを検討項目に加える必要がある。こうした項目は、手引き設定当時の知見では最小流量として扱わざるを得なかったが、生物・物質の循環モデルや iRIC 等の河道計算ソフトの開発、藻類や底生動物等様々な生物の生息環境と流量変動に関する知見の蓄積やモデル化が進んでおり、特にこれらの知見を環境流量設定に組み込む動きが進んでいる(Shenton, et al. 2012)。このように、基盤サービスを包括的に含んだ項目が近い将来評価に取り入れられる可能性が上がっているといえる。

(3) モニタリングに対して

実態分析を終えて、モニタリングには、以下の課題があることが確認できた。まず、維持流量の放流量決定の時点でモニタリング計画が設定されていないため、制度的にモニタリングが行われていない点である。モニタリングの報告のある場合でも、研究者や河川管理者が不定期・個別に実施している。なお、維持流量設定前後を比較するだけではモニタリングとして不十分であることを忘れてはならない。維持流量放流による影響を明らかにするためには、BACI デザインすなわち維持流量の放流前と放流後(Before-After)に加え、放流対象区間と参照区間として自然流量区間(Control-Impact)を比較することが必要だからである(Underwood 1992)。

モニタリングは維持流量の放流が成功したかを定量的に証明できなければ意味がない。現状では、モニタリングは維持流量の検討とは別に、今後の課題として先送りにされているケースが主であるが、本来モニタリングは維持流量放流以前に目標を設定し、評価に必要なデータをとっておく必要がある(Richter, Warner, et al. 2006)。そのためには、モニタリングを手引きに組み込み、維持流量放流前の段階からモニタリング計画を策定する必要がある。さらに、モニタリング目標は SMART 目標、すなわち Specific (具体的)、Measurable (測定可能)、Achievable (達成可能)、Realistic (現実的)、Time-bound (時間を特定している)という観点から設定するのが望ましい。モニタリング結果を踏まえ、目標値を生態系の応答や流域環境の変化に応じて適宜見直していかなければならない。例えば河川整備計画の更新にあわせて検討を義務付けるなどして、維持流量の設定方法も見直していく弾力的な仕組づくりが必要である。

3.3 世界における環境流量の運用状況

3.3.1 環境流量を制度的に定めている地域

本項では、世界における環境流量の放流を制度的に定めている地域を取り上げる。河川環境の保全・回復を目的とし、最低限の河川流量を維持するためのルールを示した最も初期の事例は、1970 年代に D.Tennant によって提案されたモンタナ法(後には主に Tennant 法と呼ばれる)である(Tennant 1975)。これは米国の河川現地調査に基づき経験的に導き出された基準である。この基準には幾つかの場合分けがあるが、最も重要な点は、平均流量の 10%を下回ると水深や流速等の条件が河川生物(特に魚類)の生存にとって極めて厳しくなることから、これを最小流量として定めることである。Tennant らは、取水による流量減少の著しい河川について、この基準を採用することを推奨している。この基準は、北米における環境流量の先駆けとなっただけでなく、その簡潔さによって今日世界で最も多く使用されている基準のひとつになっている。

しかし、1970 年代当時は Tennant の基準を採用した河川管理者は少なかった。その理由につ

いて Tennant は、野生動物や環境の保全といった項目は経済的利益につながらないため、水資源の逼迫する場所で最初に犠牲になるのが環境のための用水であるからだと指摘している (Tennant 1975). 一方、早い段階で最小流量が運用されたのは、商業的価値の高いサケ類などの遡上する河川であり、流量減少によって遡上・産卵が妨げられ漁獲量が減少するなどの経済的な損失が明らかな場所であった。

環境流量の運用は、1990 年代まで専ら北米、豪州、南アフリカ、そして英国やノルウェーなどの一部地域に限られていた。2000 年代に入り、環境流量が持続可能な水資源開発の必須項目に数えられるようになると、当該分野の研究は世界規模に展開していく。現在、環境流量を研究テーマに据える国は約 80 カ国にのぼる (2 章で詳述) が、運用となると話は別である。環境流量を実際に放流している地域はごく一部に限られている (Arthington, et al. 2018) からだ。その多くは試験放流など単発的なものであり、制度的に環境流量を放流している地域は、米国、豪州、欧州など限られている。表 3-6 に、法律や制度に基づき環境流量を運用している例を整理した。

3.3.2 運用に関する課題

(1) 流量変動に対する考慮の不足

1970 年代に Tennant が提唱したモデルに従い、現在でも多くの環境流量が最小流量の形で運用されている。河川生態系への理解の進んだ今日では、河川生態系の保全には通年一定の最小流量では不十分であり、流量変動や攪乱も重要であることが知られている (Poff, et al. 1997, Richter, Warner, et al. 2006, A. H. Arthington 2012). それにもかかわらず、多くの地域で最少流量型の環境流量が採用されている理由には、放流量と保全すべき対象との関連を説明しやすい (サケの移動水深 30cm を維持するための流量など) ことや、ダムからの放流操作が容易であるという積極的な意味もある。一方で、河川生態系の保全にとって意味のある流量変動を取り入れたいが、その判断基準となる知見や評価方法が不足しているためであるという消極的な理由から最小流量が据え置かれているケースも多い。

表 3-6 の中で、流量変動を組み込んだ運用の枠組みを持つのは、米国のコロラド州やテキサス州、豪州と限られているものの、個別の研究では流量規則を考慮するための評価モデルが多数提案されている (2 章で詳述)。従って、研究によって得られた知見を、河川管理者や技術者が実際に運用できる方法や規則に落とし込んでいくことが必要である。

流量変動を考慮した環境流量を設定している事例を紹介する。図 3-6 は、テキサス州 San Antonio 川における環境流量設定事例である。一年を春夏秋冬の四期に区別し、さらに流量の規模を最低流量 (subsistence flow)、三段階の基本流量 (base flow)、大小の出水パルス (high flow pulses) と三段階の氾濫 (overbank events) の 9 段階に区別している。さらに、パルス以上の流況では、発生頻度 (生起確率)、継続時間、変化率 (regressed volume) を定義している。(Poff, et al. 1997) によって提唱された、河川生態系の機能の維持において着目すべき、流況の 5 要素 (規模、タイミング、頻度、継続時間、変化率) を忠実に定義している点で優れている。図 3-7 は、同じく米国 Savannah 川の事例である。こちらは月を目安によりフレキシブルな期別設定で 3 種類 7 段階の流量を定義している。規模、タイミング、継続時間に加え、標準年、湿潤年、乾燥年で流量を区別しているのが特徴である。図 3-8 は、Rio Grande における環境流量設定事例である。基本流量、高水流量、小規模出水の三段階での流量を定義している。この事例の最大の特徴

表 3-6 環境流量を制度的に定めている国・地域

国	適用単位	設定方法	特徴	準拠する法律・政策
米国	コロラド州	Colorado Water Trustと共に、水利権の寄付や売買・貸与など市場メカニズムを利用しつつ、流域のステークホルダーを交えた包括的な設定方法を採用。	渇水時や環境の悪化した場所に対して柔軟に必要な流量を確保。最小流量に限らない。	Colorado's Instream-flow Program ^{※1}
米国	フロリダ州	個別の河川における現地調査に基づき、生息場と流量の関係を評価し、必要流量を設定。	Minimum flowとして定義 季節ごとに基準を変えることを推奨	Florida Law, Chapter 373.042 ^{※2}
米国	テキサス州	管理者、研究者、ステークホルダーによる包括的評価により設定。	Environmental Flow (regime) として定義。流量変動や出水、その頻度や継続時間なども含む。	Title 2, Texas Water Code, Section 11.002.16. (2007) ^{※3}
豪州	各流域	統一的な基準はなく、場所や特定の保全対象に応じて様々な評価方法、環境流量設定方法をとる。	Environmental Flowとして定義。 場所によっては、出水（渇水）なども含む	Environmental Flow Guideline (2006)
フランス	全国	2000年以前に建設されたダム下流では平均日流量の1/40、2000年以降に建設・更新されたダムでは1/10を確保	Minimum flowとして定義	French Environmental Code, Article L432-5 (2000)
英国	全国	統一的方法は無いが、PHABSIMなどを用いて評価。平均日流量の数%～80%（全国平均は16%） ^{※4} あるいはQ95が用いられることも多い ^{※5} 。	Minimum Acceptable Flowとして定義	Water Resources Act, Section 21 (1991)
スペイン	流域ごと	流域ごとに異なる最小流量を定義（例：Ebro川、Segura川：平均流量の10%、Guadalquivir川：Q19の35%）	Minimum flowとして定義	各自治体の制度による ^{※8}
スイス	全国	人間と動植物の健康を保持するための流量として評価。	Minimum Residual Flowとして定義	The Swiss Water Protection Law, Article 1 (1992)
南アフリカ	各流域	個別に調査 包括的手法から水文統計法まで幅広く使われる。	Ecological Reserveとして定義	The South African National Water Act (1998)
インド	ガンジス川	今後開発する際には、河道区間ごとに定められた最小流量 ^{※6} を確保することを義務付ける。	Minimum flowとして定義 ただし、雨季と乾季で区別	Environment (Protection) Act, S.O. 3187(E), (2016), S.O. 5195 (E) (2018)
ネパール	全国	開発の際には、最小月流量の10%を確保する。	Minimum flowとして定義	The Hydropower Development Policy (2001) ^{※7}

※1 (Colorado Department of Natural Resources 2018), ※2 (Florida Legislature 2018), ※3 (Texas Constitution and Statutes 2007), ※4 (Calow and Petts 2009), ※5 (Neachell 2015), ※6 (Rathoure 2018), ※7 (MoWR 2001), ※8 (Maasri 2013), その他の箇所は、(Chen, et al. 2013)を参考

堤防を超える氾濫 (overbank events)	流量：600m ³ /s 頻度：5年に1度 変化率：200→800(400)10 ⁶ m ³ 継続時間：17～87(39) 日											
	流量：360m ³ /s 頻度：2年に1度 変化率：100→430(210)10 ⁶ m ³ 継続時間：13～65(29) 日											
	流量：240m ³ /s 頻度：1年に1度 変化率：64→260(130) 継続時間：10～51(23) 日											
大規模出水 (high flow pulses)	流量：45m ³ /s 頻度：1季節に1度 変化率：10→44(21)10 ⁶ m ³ 継続時間：5～25(11) 日			流量：130m ³ /s 頻度：1季節に1度 変化率：30→100(56)10 ⁶ m ³ 継続時間：7～30(14) 日			流量：57m ³ /s 頻度：1季節に1度 変化率：11→46(22)10 ⁶ m ³ 継続時間：5～24(11) 日			流量：82m ³ /s 頻度：1季節に1度 変化率：17→72(35)10 ⁶ m ³ 継続時間：5～28(12) 日		
	流量：21m ³ /s 頻度：1季節に2度 変化率：4→16(8)10 ⁶ m ³ 継続時間：3～15(7) 日			流量：54m ³ /s 頻度：1季節に2度 変化率：11→37(20)10 ⁶ m ³ 継続時間：4～19(9) 日			流量：22m ³ /s 頻度：1季節に2度 変化率：3→14(7)10 ⁶ m ³ 継続時間：3～13(6) 日			流量：31m ³ /s 頻度：1季節に2度 変化率：5→22(11)10 ⁶ m ³ 継続時間：3～17(7) 日		
基本流量 (base flow) (m ³ /s)	9.6			8.8			6.8			9.1		
	7.4			6.2			6.8			7.1		
	4.8			4			5.1			5.4		
最低流量 (subsistence flow) (m ³ /s)	2.4			1.8			3.7			2.3		
	1月	2月	1.8	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
	冬			春			夏			秋		

Fig. 2 Raw HEFR outputs for San Antonio River at Goliad. For overbank and high-flow pulses, peak flow and frequency are listed as well as the volume and duration, each with the regression best-fit shown in parentheses and the 68% prediction interval defined by the low and high values listed. For subsistence and low (orange), medium (green) and high (blue) baseflows, the historical exceedance frequency is shown in parentheses.

図 3-6 米国テキサス州環境流量基準による設定例 (Opdyke, et al. 2014)より筆者作成

Floods	<div>1450～2000m³/s (2年おき)</div> <ul style="list-style-type: none"> ・河道の維持 ・氾濫原の形成 ・氾濫原と河道との連続性確保 ・外来種の駆除 ・栄養塩の循環促進, 水質改善 ・河畔樹木の種子散布促進
High Flow Pulses	<div>>900m³/sを5回 継続時間2週間</div> <div>600～1100m³/s, 2～3日, 月一回</div> <ul style="list-style-type: none"> ・鳥類の安全な生息場の供給 ・河畔樹木の種子散布促進 ・稚魚の移動 ・氾濫原の有機物の河道への輸送 <div>370m³/s, 2～3日, 10～20年に一度</div> <ul style="list-style-type: none"> ・河畔樹木の移入定着促進 <div>250～350m³/s</div> <ul style="list-style-type: none"> ・三日月湖との水のやり取り
Low Flows	<div>>250m³/s</div> <ul style="list-style-type: none"> ・浮遊性魚卵の漂流 <div>< 150m³/s</div> <ul style="list-style-type: none"> ・氾濫原への十分な排水, 小型魚類に適した浅水域の形成 <div>90m³/s 10～20年に一度</div> <ul style="list-style-type: none"> ・氾濫原樹木の移入定着促進

■ 湿潤年

■ 標準年

□ 乾燥年

図 3-7 米国 Savannah 川の環境流量設定方法 (Richter and Thomas, Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations 2007)より筆者作成

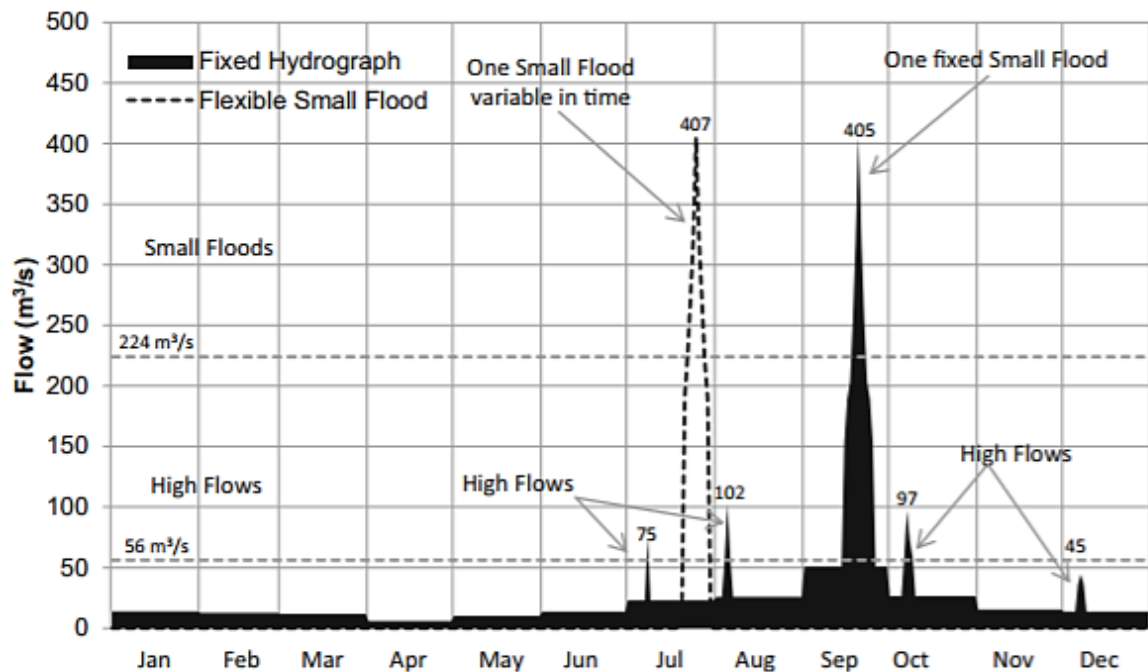


図 3-8 Rio Grande（米国・メキシコ）の環境流量設定事例
(Porse, Sandoval-Solis and Lane 2015)

は、9月に時期を固定している小規模出水の他に、時期を固定しない（7月、8月または10月に発生させる）小規模出水を設定していることである。

これらの3つの事例のように、流量規模の異なる目標流量を設定するにあたっては、その流況が河川生態系にどのような意味を持つのかを明確に位置づけられていることが望ましい。その理由は、多くの場合河川生態系の保全に必要な流量には閾値があるからである。例えば、土砂のフラッシュや、高水敷への冠水、氾濫原への通水などは出水によって引き起こされるが、これらには掃流力や水位の異なる閾値が存在するため、閾値以上の流量を流すことが必須となる。一方、ハイドログラフ引き下げ型のようなトップダウン型の方法は、出水のタイミングと頻度は再現できるが、それぞれの保全対象によって異なる閾値を満足できない可能性があるからである。たとえ出水を再現したとしても、閾値未満では保全対象にとっては意味を持たない流量となってしまうこともある。

図 3-7 に記されているように、異なる規模の出水は、河畔植生の移入定着や、河道の堆積物のフラッシュ、氾濫原との物質のやり取りなど河川生態系の健全性を維持するために重要な様々な機能を担保する。一方、対象河川における詳細な調査が必要な点に加え、洪水に相当する流量を放流することが河川管理上難しい場合も多いことから、大きな流量変動を考慮した環境流量の運用事例は米国など一部の地域に限られている。

(2) 自然特性を区別しない同一基準の採用

この点は、最小流量型の環境流量を採用している多くの地域で当てはまるが、とりわけ開発途上地域における大きな課題である。例えば表 3-6 において、インド、ネパールをはじめ、東南アジア、中央アジア、アフリカなどの地域で採用されている最小流量はいずれも Tennant の基準を

援用したものである。Tennant の最小流量基準は、北米大陸西側の河川環境に対して経験的に求められた値であるが、これが熱帯やサバナ気候など、気候条件や生物構成の全く異なる地域で十分な補正や検証を経ずに使用されている。その結果、現地の河川生態系の特徴や、流量変動に対する応答とは切り離された形ばかりの流量基準が採用されている。例えばネパールでは、環境保護法により最乾月流量の 10% を環境流量として与えることが定められている。しかし、実際に現地調査を行い、生物に必要な流量を確認したところ、10% の環境流量では地域の代表魚であるスノートラウトの産卵に必要な水深流速を満足できないことが報告されている (Narayanhari, et al., 2015)。

こうした問題が生じる理由は、河川生態系の特徴を踏まえた環境流量評価方法を持つ地域が限られているためである。一部の先進地域で採用されている高度な環境流量の評価や意思決定方法は、コストや必要データが嵩む上、汎用的な使用を前提としていないことから、多くの地域ではこうした最小流量基準を援用せざるを得ない状況にある。

(3) モニタリングの不足

実際に環境流量を放流している河川においても、十分な事後評価がなされているとはいえない。2010 年から 2016 年までの 78 か国 798 本の研究論文のレビューの結果、実際に環境流量を放流しその応答を調べた事例はわずか 3% であった (2 章で詳述)。環境流量のモニタリングの不足は、(Tharme 2003) や (Petts 2009) らによっても指摘されていたが、現在でも状況は変わっていない。こうした中、河川管理者や水利用者の間では、環境流量が本当に河川生態系の保全に繋がっているのか疑問視する声も上がっている (Davies, et al. 2014, King, et al. 2015)。

Davies らによると、環境流量のモニタリングが進まない理由は、資金不足や土地利用の変化、政策の変更などの社会的要因が複雑に関連していることから長期的な観測が難しいためであり、その結果モデル開発に重点が置かれる傾向にあることを指摘している (Davies, et al. 2014)。また、環境流量放流の目的が個別の種の保全から、河川生態系の機能や生態系サービスの保全など、より広範囲かつ多面的になっているため、流量と対象生物の生息場の面積といった単純な評価では十分でなくなってきたことも一因である。豪州 Murray-Darling 川のように環境流量のモニタリングが比較的盛んに行われている場所でさえ、モニタリングデータをフィードバックする仕組みがなく、折角のデータが河川管理に十分に役立っていない現状がある (King, et al. 2015)。

こうした中、2015 年に King らが環境流量モニタリングの枠組みを提示したことは大きな進展である。彼らは豪州の既往事例や利害関係者との対話を踏まえ、環境流量モニタリングのための枠組みを提示した (King, et al. 2015)。その要点は以下の通りである。

- 環境流量のモニタリングは、順応的管理の枠組みの中で実施する。
- 環境流量放流の目的を立てる際には、まず守るべきシステム (河川と氾濫原など) の概念モデルをきちんと構築する。これに基づき、このシステムのどの要素がモニタリングに適しているのかを吟味した上で、達成可能な目的と評価対象を選ぶ。
- 長期目標 (長い期間を通した流況など) と短期目標 (個々のフラッシュ放流等のイベント) の標的はいずれも達成可能、計測可能、かつ放流事業の目的達成のための判断基準を示すものでなければならない。モニタリング目標は SMART 目標、すなわち Specific (具体的)、

Measurable (測定可能), Achievable (達成可能), Realistic (現実的), Time-bound (時間を特定している) という観点から設定するのが望ましい。

- 多くのモニタリングが、結果の報告に重きを置いているが、流量と生態系の応答との関連への理解を深め、先に構築した概念モデルをさらに改善するために活用されるべきである。
- 対象とする指標ごとに意味のあるタイムスケールでモニタリングする必要がある。例えば水質は比較的早く変化するが、魚類の個体群などは比較的長い時間をかけて応答する。
- 個別の環境流量の放流は、より大きな実験のサンプルのひとつとして扱われるべきであり、モニタリング結果はメタデータとして参照できるように様式化すべき。

今後は、この枠組みをベースに、地域に即したモニタリング方法を発展させていく必要がある。

環境流量放流効果を調べた数少ない研究を見るだけでも、モニタリングの重要性が示唆される。例えば Bradford らは、流量の増加が必ずしも魚類の個体数の増加につながらないことを示した (Bradford, et al. 2011)。2000 年から 2008 年までの 8 年間、ダムから流入量の一部を環境流量として放流する試みが行われた。それにより、ダム下流の流量は 1.4 倍から 3 倍程度増加し、水面積は 3 倍に増加した。水が途切れていた浅瀬が冠水したことで、浅瀬には多くのサケの稚魚が見られるようになった。しかし、もともと稚魚が利用していた場所の水深や流速が増加したことで、調査区間全体では稚魚数が減少した。この調査では、流量の増加によりもともとの生息場の物理特性が変化することで、却って対象種には適さない環境になる場合があることを示している (Bradford, et al. 2011)。つまり、生息場の適性と流量増加による生息場の増加は必ずしも比例関係にはならないことを実証した (Bradford, et al. 2011)。さらに、Shafroth らは環境流量を生物の応答のみでなく土砂輸送や地形形成の観点から設定することが重要であると述べている (Shafroth, et al. 2010)。彼らは Bill Williams 川 (米国) にて複数規模の増水や中小出水を試験放流し、河川生物の応答を定量評価した。その結果、河畔植生の定着、実生の致死率、水生昆虫の種構成の流量に対する応答はいずれも非線形であり重要な閾値が存在し、その多くは物理特性の閾値 (河床材料の移動、限界掃流力、限界堆積高) に影響を受けることを示した (Shafroth, et al. 2010)。

環境流量が運用されている場所においてモニタリングを行うことは、対象河川の環境保全効果を確認するだけでなく、これから環境流量を導入しようとする地域にとっても重要である。環境流量の運用に際しては、放流に先立つ計画段階からモニタリングやフィードバックの方法も含めて検討し、状況に応じて柔軟に改善していく弾力的な仕組みづくりが進展することが望まれる。

3.4 本章のまとめ

本章では、環境流量の運用に関する現状と課題を明らかにした。

日本では、渇水時の河川環境を維持するための維持流量が運用されている。100 水系を対象に維持流量の実態分析を実施した結果、以下のような現状と課題が明らかになった。

- 流量変動の考慮が課題である。現在、維持流量は 7 割の水系で通年一定の最小流量として設定されている。期別に検討されている場合でも、利水の立場からの区別であり、項目別の必要流量の季節性が十分に反映されていない。

- 評価項目では、河川生態系サービスのうち、基盤サービスの評価が不足している。基盤サービスの中で唯一考慮されている動植物の生息環境評価では、概ね魚類 12 種の必要水深と流速によって決まっている。
- モニタリングが不十分である。維持流量放流前の段階からモニタリング計画を策定し、結果を還元しながら最適な維持流量へと更新する弾力的な設計方針を構築する必要がある。

一方で、世界の環境流量の運用には、以下のような特徴と課題がある。

- 流量変動に対する考慮が不足している。多くの場合、最小流量一定型の環境流量が採用されており、流量変動を考慮した運用は米国や豪州などの一部地域に留まっている。

独自の基準を持たない地域では、自然特性の異なる地域で開発された基準がそのまま採用されている。その結果、地域による生態系の特徴の違いや優先度が評価できていない。

モニタリングが不十分である。モニタリングを実施している場所でも、データをフィードバックして環境流量の改善につなげる仕組みが不足している。

次章では、理想的な環境流量の考え方や理念を踏まえつつ、現場の課題を克服するための環境流量評価を行うモデルへの橋渡しとして、概念モデルの構築を試みる。

参考文献

- Arthington, A H. Environmental Flows Saving Rivers in the Third Millennium. California: University of California Press, 2012.
- Arthington, Angela H, et al. "The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018)." *Frontiers in Environmental Science* 6, no. 45 (2018): 1-15.
- Bradford, M J, P S Higgins, J Korman, and J Snee. "Test of an environmental flow release in a British Columbia river: does more water mean more fish?" *Freshwaer Biol.* 56, no. 10 (2011): 2119-2134.
- Calow, P P, and G E Petts. *The Rivers Handbook: Hydrological and Ecological Principles*, Volume 2. Wiley-Blackwell, 2009.
- Chen, C, L C Wang, X Z Cao, and J Song. "Environmental Flows Legislation and Regulations in Foreign Countries and the Enlightenment to China." *Applied Mechanics and Materials* 295-298 (2013): 2181-2186.
- Colorado Department of Natural Resources. Instream Flow Program. 2018. <http://cwcb.state.co.us/environment/instream-flow-program/Pages/main.aspx> (accessed 3 6, 2018).
- Davies, P M, R J Naiman, D M Warfe, N E Pettit, A H Arthington, and S E Bunn. "Flow-ecology relationships: closing the loop on effective environmental flows." *Mar. Freshwater Res.* 65, no. 2 (2014): 133-141.
- Florida Legislature. Title XXVIII, Natural Resources; Conservation, Reclamation, and Use, 373.042 Minimum flows and minimum water levels. 2018. http://www.leg.state.fl.us/statutes/index.cfm?App_mode=Display_Statute&URL=0300-0399/0373/Sections/0373.042.html (accessed 3 6, 2018).

-
- King, A J, B Gawne, L Beesley, J D Koehn, D L Nielsen, and A Price. "Improving ecological response monitoring of environmental flows." *Environ. Manage.* 55, no. 5 (2015): 991-1005.
- Maasri, A. "Environmental Flow: Overview of some European standards and recommendations for the lower Jordan River." Technical Report, 2013: DOI: 10.13140/RG.2.1.4187.4643.
- MoWR. "Hydropower Development Policy 2001 Nepal." Ministry of Water Resources (Now Ministry of Energy), Government of Nepal, 2001.
- Narayanhari, Rijal, and Alfredsen Knut. "Environmental Flows in Nepal - an evaluation of current practices and an analysis of the upper Trishuli-I Hydroelectric Project." *Hydro Nepal Journal of Water Energy and Environment* 17 (2015): 8-17.
- Neachell, E. *Environmental flows for English rivers: a focus on modified catchments* (PhD thesis). London: University of Westminster, 2015.
- Opdyke, D R, E L Oborny, S K Vaugh, and K B Mayes. "Texas environmental flow standards and the hydrology-based environmental flow regime methodology." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 3-4 (2014): 820-830.
- Petts, G E. "Instream flow science for sustainable river management." *J. Am. Water Resour. AS.* 45, no. 5 (2009): 1071–1086.
- Poff, N L, et al. "The Natural Flow Regime." *BioScience* 47, no. 11 (1997): 769-784.
- Porse, E C, S Sandoval-Solis, and B A Lane. "Integrating environmental flows into multi-objective reservoir management for a transboundary, Water-Scarce River Basin: Rio Grande/Bravo." *Water Resour. Manag.* 29, no. 8 (2015): 2471-2484.
- Rathoure, A. "Protection of minimum environmental flow of river Ganga." *International Journal of Avian & Wildlife Biology* 3, no. 5 (2018): Editorial.
- Richter, B D, A T Warner, J L Meyer, and K Lutz. "A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations." *River. Res. Appl.* 22 (2006): 297-318.
- Richter, B D, and G A Thomas. "Restoring Environmental Flows by Modifying Dam Operations." *Ecology and Society* 12, no. 1 (2007): 12.
- Shafroth, P B, et al. "Ecosystem effects of environmental flows: modelling and experimental floods in a dryland river." *Freshw. Biol.* 55, no. 1 (2010): 68-85.
- Shenton, W, N R Bond, J D.L Yen, and R Mac Nally. "Putting the "ecology" into environmental flows: ecological dynamics and demographic modelling." *Environ. Manage.* 50, no. 1 (2012): 1-10.
- Tennant, D L. *Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources.* U.S. Fish and Wildlife Service, 1975.
- Texas Constitution and Statutes. WATER CODE. 2007.
<https://statutes.capitol.texas.gov/Docs/WA/htm/WA.11.htm> (accessed 3 6, 2018).
- Tharme, R E. "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application 20 of environmental flow methodologies for rivers." *River Res. Appl.* 19 (2003): 397–441.
- Underwood, A J. " : Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world." (*Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*) 161 (1992).
-

建設省河川局. “建設省河川局通達: 発電水利権の期間更新時における河川維持流量の確保について.” 1988.

香野哲大, 大熊孝. “新しい河川維持流量の在り方を求めて-自然流況型維持流量の提案-.” 水利科学 45, 第 6 [2001]: 1-32.

国土交通省. “一級水系の河川整備基本方針策定状況.” 2018.

http://www.mlit.go.jp/river/basic_info/jigyo_keikaku/gaiyou/seibi/index.html [アクセス日: 2018年3月1日].

国土交通省河川局. 正常流量検討の手引き (案). 河川環境課, 2007.

国土交通省信濃川河川事務所. “宮中取水ダム試験放流検証委員会総括報告書.” 2015.

村田裕, 浅見和弘, 三橋さゆり, 大本家正. “帝釈川ダム下流における流況下以前に伴う水生生物の変化.” 応用生態工学 11, 第 1 [2008]: 63-79.

中川芳一, 小池達夫. “魚類からみた必要流量について.” 河川における魚類生態検討会, 1999.

田子康彦, 辻本良, 村木誠一. “維持流量設定後における神三ダム直下の大きな淵での水温と溶存酸素量の改善.” 応用生態工学 9, 第 1 [2006]: 63-71.

島谷幸宏. “河川における正常流量設定手法に関する近年の動向と課題—動植物の保全を中心に.” 河川技術に関する論文集 6 [2000]: 173-178.

4. 理想的な環境流量評価のための概念モデルの構築

4.1 本章の目的

本章では、2章で示した環境流量の現場のニーズを満たしつつ、3章の学術研究の立場から見た環境流量に関する最新の理念を盛り込み、理想的な環境流量評価のための概念モデルを構築する。この概念モデルを基本として、本研究の最終的な目標である、広域の水資源計画や個別プロジェクトの初期段階で利用可能な環境流量評価モデルを構築する。なお、本研究の目的である広域の比較評価を実現するために、流域や国境を超えたグローバルスケールでのモデル化を行う。

概念モデルは、次章以降で具体化する評価モデルが、環境流量の評価における今日の課題と理念を体系的に包括していることを確認するための、いわば骨格である。

モデルを構築する前に、次の問いに対して回答しておかなければならない。それは、本研究で目指すグローバルな環境流量評価に、なぜ新たにモデルを構築する必要があるのかという問いである。前に述べたように、現在ローカルスケールの環境流量評価方法は200余りあり、様々な環境下や条件下での評価方法が提案されている。しかし、なぜこれら既存の環境流量評価モデルをグローバルに拡大適用できないのか、仮に拡大適用が難しいならば、なぜこれまでグローバルスケールに特化した環境流量評価モデルが不足していたのか、これらの点を明らかにした上で、概念モデルの構築に取り掛かる。

4.2 ローカルな環境流量評価モデルをグローバルに拡大適用できない理由

環境流量の検討の大部分はローカルスケールで行われる。実測データに基づき特定の対象に必要な流量、あるいは流況を直接求めるアプローチである。

代表的な評価方法は、IHAなどの水文統計法や、河川の物理環境と生物の応答に着目する、PHABSIM (Maddock, 1999)やMESOHABSIM (Parasiewicz, 2001)などの生息場モデル法、水理指標法及び委員会方式をとる包括的手法などがある。どの方法も、対象とする河川に固有のデータがあること、または取得できることが前提になる。ローカルモデルを用いた評価の利点は、地域固有のデータに基づいているために、地域の環境条件を細かく反映でき、守るべき対象が必要とする流量を直接推定することができる点である。また、現地調査によってダムや堰の下流の背切れ区間や、流量の増減によって物理環境が大きく変化する場所などをターゲットに絞った効果的な流量規則を設定することができる。

これらの方法は、観測地点を増やすことによって、流域レベルや気候や社会条件（例えば、土地利用や水需要）の似ている地域レベルまで拡大適用が可能である。

しかし、ローカルスケールのモデルを流域・地域よりも広い範囲で使用することは困難である。その理由は、主に二つある。一つ目は、調査時間やコストの高さから複数の現場データを連続的に取得することが困難なことである。ローカルモデルは、現地調査に基づく多数の資料が必要であるが、こうした制約から、実際には限られた地点での調査結果から流域全体の基準が決められることが多い。また、ローカルスケールの代表的評価方法である生息場モデル法は、一回の調査では産卵場など一部の生息環境しか評価できない。そのため遡上魚のように広い範囲を移動するような魚種に対して、縦断方向に連続した流量目標の設定が難しいという弱点がある。

二点目は、横並びで評価することが難しいという点である。ローカルスケールの評価モデルはいずれも現地調査結果の解釈が必要であり（最も単純なTennant法でさえ、その場の守るべき生

態系の水準を設定するための意思決定が必要である), 広範囲を機械的に評価できない. 包括的手法がその最たる例で, 環境流量必要量は専門家の意見に強く依存している. そのため, 全球規模を同条件下において客観的に評価することが困難である.

4.3 グローバルモデルの現状と課題

ここでは, グローバルスケールの環境流量評価の現状と課題を整理する.

人口増加や経済発展による水資源の逼迫が全球規模で問題となっている. 水資源や人間の水需要は共に地域的・時間的に偏在している. そのため, 現在から将来にわたってどのような場所で潜在的な水ストレスが高く, 水不足が起こるのかを明らかにしたり, 国際的な水資源管理政策の中で優先的に対応すべき地域を設定したりするにあたって, 全球規模での水資源評価が助けとなる (Smakhtin, et al., 2004). また, 水資源は, 流域や地域を超えてやり取りされている. 資源管理では, これらの発生源と消費地を明確することが重要であり, そのためにも全球スケールの評価が必要になる. こうした背景から, 様々な全球水資源モデルが提案されてきた (Arnell, 2004; Alcamo, et al., 2007; Rockström, et al., 2009; van Beek, et al., 2011; Hoff, et al., 2010).

しかし, 全球水資源評価の大半は, 「人間の水需要量 (生活用水、工業用水、農業用水) が, 地域の水資源の合計で賄えるか?」という評価方法を取っており, 環境のための用水, すなわち淡水生態系や, こうした生態系に直接的に依存している人々にとって必要な水量は含まれていない (Smakhtin, et al., 2004; Pastor, et al., 2014). 環境流量が考慮されていない分, 人間が利用できる水資源量は全球で過大評価されている可能性がある (Gerten, et al., 2013). 水資源量の評価では, 自然そのものが水利用者である (Pastor, et al., 2014)ことを忘れてはならず, 人間の取り分にも限度を設定しなければならない. したがって, (Smakhtin, et al., 2004)や, (Pastor, et al., 2014)らも述べているように, グローバルスケールの水資源評価に環境流量必要量を加えることは極めて重要である. 同時に, 全球規模の環境流量の目安があれば, データの不足している河川の環境保全に対する指針となるだけでなく, 各々の川でどのような河川インフラデザインを構築していくべきかの判断材料にもなる (Poff, et al., 2013).

全球水資源評価に環境流量を考慮している事例はごく限られているが, その多くは Tennant 法や Tessman 法といった簡単な水文統計法を仮適用しているような段階にある. グローバルスケールでの独自の環境流量評価モデルの先駆けは, 2004 年に Smakhtin らにより提案された水文統計法に基づくモデルである (Smakhtin, et al., 2004) (以下, Smakhtin モデル). このモデルで与えられる環境流量は, 年間一定 (場合によっては季節別) であり, 河川生物の生存に最低限必要となる低水流量 (low-flow requirement: LFR) と, 河道形状の維持や更新のための高水流量 (high-flow requirements: HFR) に分けられる. また, 管理レベルを natural (自然河川), good (やや改変された状態), fair (普通～強く改変された状態), poor (深刻に改変された状態) の 4 段階に設定する. 例えば, natural を目指す場合, LFR は超過流量の Q_{75} に相当する流量を割り当てる. 同様に good に対しては Q_{50} を, fair に対しては Q_{90} を割り当てる. poor については, 環境保全の観点から許容できない状態であるとみなし, 評価の対象外としている (Smakhtin, et al., 2004). HFR については低水期には Q_{90} を, 豊水期には年平均流量の最大 20% を上乗せする. このルールを用いて世界 128 の流域・地域の環境流量を示した同研究は, 世界各地の環境流量の政策や研究

に大きな影響を与えている¹。一方、このモデルの限界は、年間一律あるいは雨季乾季程度でしか流量を区別できず、流量変動の考慮が十分でない点、流域内で環境流量を区別できない点にある。例えば、ミシシッピ川やナイル川など流域内で気候や物理条件が大きく変化する場合でも流域一律の基準が与えられる。ちなみに日本もひと括りにされ、年平均流量の 31%が環境流量として与えられている (Smakhtin, et al., 2004)。

ところが、日本を含むアジア・モンスーン地域のような場所では、水資源量と水利用が季節によって大きく変動する。さらに将来的には気候変動により気温と降水のパターンが変化し、その結果、利用可能な水資源量とその時期も変化することが予想される。そのため、全球水資源評価には年内の変動を考慮に入れる必要がある (Hanasaki, et al., 2008)。花崎ら (2008) の全球水資源評価では、環境流量を月別に評価するだけでなく、同じ流域でも上下流や気候区分の違いに応じて異なる環境流量を設定できるモデルを採用した (Hanasaki, et al., 2008)。また、月平均流量と年間の流量変動の度合いによって、全球を年中少雨型、年中多雨型、通年安定型、雨季・乾季型に区分し、それぞれ異なる基本流量と攪乱流量 (出水) 基準を与えている [白川, 2005]。

他方、Pastor らは、月別に環境流量必要量を見積もる簡易なモデルとして、 Q_{90} - Q_{50} 法及び、Variable monthly flow (VMF) 法を提案している (Pastor, et al., 2014)。前者は、豊水期と低水期にそれぞれ Q_{50} 、 Q_{90} を割り当てる方法で、後者は、低水期には月平均流量の 60%を、豊水期には 30%を確保する方法である。

図 4-1 に、全球評価で用いられる主なモデルで計算した環境流量必要量を示す。Tennant 法や Tessman 法は、元々流量変動の少ない北米で開発された方法を全球に拡大適用したものであるが、地域の違いが殆ど表現されないことがわかる。VMF 法は、砂漠や高山などの乾燥地域で低めの値をとるものの、それ以外の地域では概ね年平均流量の 30%程度をとる。Smakhtin 法は、大河川ほど高い環境流量をとる傾向が見られるが、気候条件や水文特性による地域差ははっきりしない。地域による差がはっきりと出ているのは Q_{90} - Q_{50} 法である。この方法では、熱帯地域の河川は概ね年平均流量の 60%程度の高い基準をとり、次いで熱帯を囲むようなサバナやアジア・モンスーン地域で 50%、温帯から寒帯にかけて 10%程度の幅広い値をとる。

上で紹介した環境流量グローバルモデルは、いずれも月平均流量と超過流量などの簡単な水文統計のみを用いたものである。流量と河川生態系の応答に関して全球をカバーするデータが欠如しており、世界中の異なる淡水生態系に対して環境流量の閾値や変曲点を決定することが難しいためだ (Pastor, et al., 2014)。吉川らは、こうした全球モデルでは、流量と生態系の機能・構造とが明確に関連付けられていない点を指摘し、流況と魚類の多様性の関係に着目した全球評価モデルを構築した (Yoshikawa, et al., 2014)。この研究で用いられた ESR-FLAVAR 法は、年平均流量と魚類の種多様性の関連を評価する FSR-MAD 法 (Xenopoulos, et al., 2005)や、岩崎らの方法 (Iwasaki, et al., 2012)を統合したものである。この研究は、全球規模の河川評価に生物の観点を取り入れた初めての試みとして高く評価される。しかしながら、魚類の多様性はあくまで河川生態系全体の一部分であり、河川生態系の特徴をより包括的かつ客観的に評価できる指標が必要である。

¹ Smakhtin ら 2004 の研究は、2019 年 5 月現在 200 本の研究に引用されている。

河川生態系の特徴を反映した精度の高いグローバルモデルを目指すにあたり、ボトムアップ的方法とトップダウン的方法のどちらが適しているかを検討しなければならない。前者は、世界の河川を生態系の特徴などからいくつかのエコリージョンに分類し、できるだけ多くのケーススタディを集めて各々のエコリージョンに対する精度の高いパラメータ与えることで、全球モデルとしての精度を高める方法である (Pastor, et al., 2014)。しかしケーススタディの評価方法や精度のばらつきが心配であることや、コストと時間がかかることが難点である。

トップダウン的な方法としては、流況変化に対する感度を考慮した世界的な河川分類システムの開発へ向けて、一貫的な生態水文学的モニタリングおよび予測システムを構築することである (Barnosky, et al., 2012)。これは2章で紹介した、生態・水文統計法を全球規模で適用しようという考え方である。しかし、現在の知見の蓄積・整理状況や計算機環境を鑑みた場合、こうしたシステムの構築が実現するのはまだ先のことに思える。

これら両方の利点を生かしつつ、現実的かつ、早期に実現可能なアプローチとしては、河川環境や河川生態系・水資源に関連して既に全球規模で評価されている項目を用いて、既存の水文統計法に基づく環境流量基準の生態学的な意味づけを強化し、精度を補強することであると考えられる。例えば、標高や降水量などの河川の物理・流出特性を規定する実測値に加え、河川生態系の特徴を記述する上で有用な情報である、太陽放射や気温、植物の一次生産力などの測定値が全球的に取得可能である。またこれらを補強する情報として、全球規模の淡水魚類の多様性指数 (Oberdorff, et al., 1995)や、流域の人口や土地利用等から河川に流出する栄養塩濃度を評価するモデル (Mayorga, et al., 2010)が既に提案されている。本研究においては、このアプローチに従うものとする。

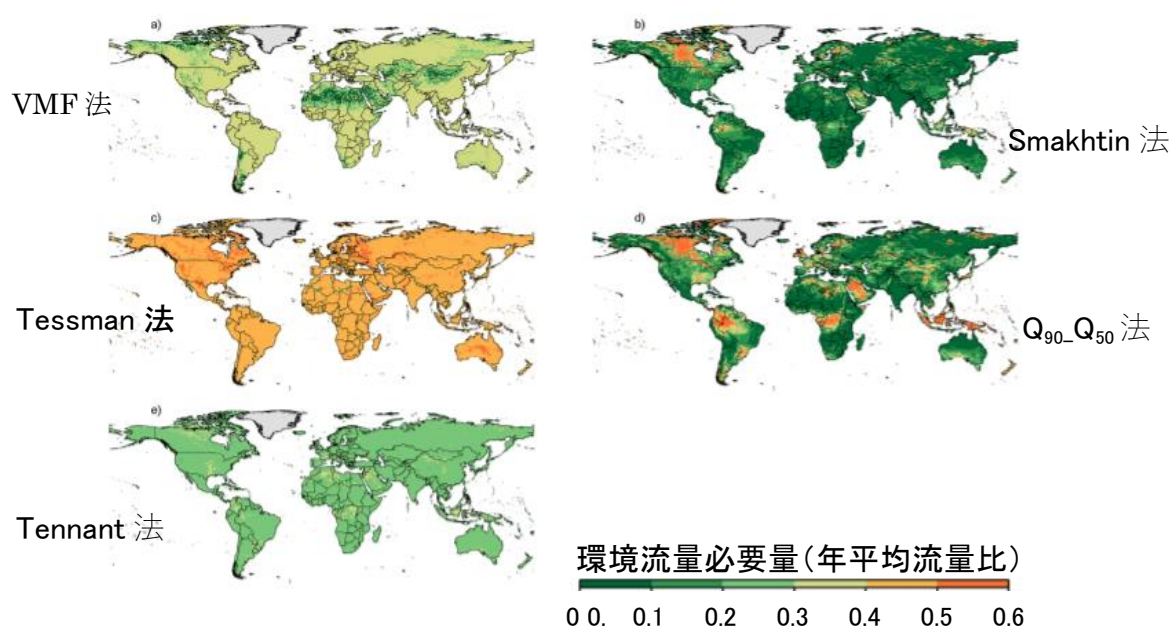


図 4-1 既往全球モデルに基づく環境流量必要量（年平均流量比） (Pastor, et al., 2014)より編集

4.4 環境流量が目指す理想状態

1章～3章では、環境流量の国際的な共通理念として、健全な河川生態系ひいては人間の持続可能な社会を支える重要な要素であるということを述べた。では実際に、どのような河川環境が実現すれば、環境流量がその役割を果たしたといえるのだろうか。環境流量が目指す河川の「理想状態」については多くの議論があり、自然環境や開発の度合い、河川流域に関わる人々の意識や社会経済的バックグラウンドによっても様々である。従って環境流量には、唯一の正解といったものはない (Arthington, 2012) というのが、多くの研究者の認識するところである。世界共通の普遍の解に収斂させるというよりは、その時々で変化する自然環境の状態や社会背景を踏まえた適切なシナリオと目標を十分な科学的根拠に基づき設定し、他のシナリオとの比較検証を通して改善していくことが重要であると考えられる。ここでは、環境流量が目指す様々な理想状態について整理するとともに、本研究において環境流量のめざす立場を明確にする。

表 4-1 に、環境流量が目指しうる 7 つの理想状態を列挙した。

まず、人の手の全く加わっていない原生自然を理想とする考え方がある。この考え方では、対象流域の現在の開発の程度にかかわらず、本来自然状態で得られていた（と想定される）河川生態系の生産力や機能を回復させることが目的となる。あるいは、原生状態への完全な回復を最高の基準とし、現状の開発度合いや人間の水需要とのバランスなどから、原生状態の 80%、60%、50% などの管理水準を設けて目標設定をする場合もある。Tennant 法や Smakhtin 法などの水文統計手法はこの観点に立脚する方法である。この方法では、そもそも「原生自然」とは何かという議論からはじめなければならない。例えば人手の加わっていない過去の自然を基準とする場合にも、気候変動などの長期的な外力を受けながら、流水の作用による洗掘や堆積などの作用によって河川自らが時々刻々と変化しているため、どれくらい前を基準とするのかによって目標となる自然状態は大きく異なる。極端な例を挙げると、現在とは気候条件や物理環境、生物構成も大きく異なる 1 万年前の河川を理想としても、流量の増減だけでは当時の状態を再現することは不可能である。

これに対して、原生自然までは戻らずに、ダム建設など対象河川の流況が大幅に改変された時点より少し前の状態を基準とする方法がある。具体的には、ダム建設以前のハイドログラフを理想とし、流況を再現したり近づけたりする方法や、ダム建設前に確認されていた生物の個体数を回復させることを目的に置く方法がある。これらは、環境流量の目標設定において最も多く用いられている視点である。IHA や ELOHA などのやや高度な水文統計法はこの考え方に立脚している。ただし、この方法に異議を唱える意見もある。流量改変されて数十年が経過した河川では、すでに過去の自然流量の下で維持されていた生態系は失われ、改変後の流況に適応した新たな生態系が確立している場合があるからだ。Jones (2014) は、水温などその他の物理環境が改変されたまま流量のみを自然状態に近づけることは、環境保全の観点から適当でないと指摘する。発電所の放流口下流のように、一定間隔で増水と減水を繰り返す（いわゆるハイドロピーキング: HP）河川では、自然状態を最良とするのではなく、出水とは無関係に起こる人為的な豊水と低水の差が生物へ悪影響を及ぼさないようにするという観点到立つべきあるとしている (Jones, 2014)。大規模なダムの築造が本格化して半世紀以上が経ち、また気候変動によって長期的な流況が変化することが予想される中、人工的な流量操作が長期間続く河川において、理想状態をどのように設定するかについてはさらなる議論が必要である。

表 4-1 環境流量が目指す状態

目標とする状態	内容	特徴
原生自然	人の手の全く加わっていない原生状態を基準とする	<ul style="list-style-type: none"> ・本来の自然の生産力や生態系の最大のキャパシティを評価する上で有効 ・気候変動や流水の作用によって変化する河川のどの時点を基準とするかが難しい ・人間活動のある流域では非現実的な場合もある
過去	ダム建設など流量改変以前の流況を参照	<ul style="list-style-type: none"> ・データがある場合には、目標設定しやすい ・改変後長期間が経過している場合、必ずしも過去の再現が適切でない場合もある。
近隣の低開発地域	ダムがなく、自然状態の高い支流や隣接する流域を参照	<ul style="list-style-type: none"> ・現在の気候条件や社会条件下で評価ができ、現実的 ・近隣の河川の選択によって目標があいまいになる
現状維持	現在の状態を基準とし、これ以上悪化させない	<ul style="list-style-type: none"> ・目標が明確である。
閾値	現状の状態から発し、閾値を超えない開発を許容する	<ul style="list-style-type: none"> ・理解しやすく、目標が明確である。 ・現状よりも状態が悪化する可能性がある。 ・閾値を誤ると不可逆的な悪影響が生じる可能性がある。
将来	気候変動をふまえた将来気候下での水資源量を参照	<ul style="list-style-type: none"> ・不確実性が排除できない
時系列によらない最高の状態	例えば生態系サービスを最大化できる状態を目標とする	<ul style="list-style-type: none"> ・人間の伝統的社会・経済活動の理念に則っている ・一部の生態系サービスが補強されても、全体では環境悪化を引き起こす恐れがある

Petts は、人為的影響のもとで自然（原生）状態とは異なる河川生態系が安定して存在する場合には、過去の状態ではなく現在の流域の条件下においてダムや取水施設がないと想定した場合の流況を基準とする必要があると述べている（Petts, 2009）。この場合、ダム開発などの影響を受けていない支流や近隣の流域における、いわゆる「自然区間」を参照する方法がある。この方法は、生息場モデル法など、生物の生息環境に着目した環境流量の評価においてしばしば用いられるアプローチである。ベンチマーク法が代表的なアプローチである（Arthington, 2012）。この方法ではまず、近くの水系から近自然区間（near-natural reference）と、様々な開発の影響下にある複数のベンチマーク（benchmark reference）を選定する。そして、将来的な水資源開発シナリオや環境保全によって、対象河川がどのように変化しうるのかを、これらのベンチマークから推定する方法である（Arthington, 2012）。具体的なリファレンスサイトがあるため、流量と生態系の応答に関する経験的な知見が得られ、目標設定が明確になりやすい。また、モニタリングによる環境流量の効果の検証がしやすいという利点がある。注意しなければならないのは、支流や隣接する流域の自然状態が、必ずしも対象河川における自然状態と一致しない恐れがあるという点である。リファレンスサイトへ状態を近づけようとするあまり、対象河川が本来有していた固有の特徴を損なう可能性があることがあってはならない。

現状維持を理想とする方法もある。これ以上の河川環境の悪化を許容しないことを目指す考え方であり、自然保護区を設けて、開発行為を制限するようなケースがこれにあたる。予防保全（precautious approach）として有効な手段であり、なおかつ現状の人間活動をさらに制限するものではないため、流域住民の理解を得やすいというメリットがある。

あるいは、開発行為によって河川生態系が不可逆的、非回復的に破壊する閾値を超えないことを目標とする方法がある。社会開発や環境保全の分野で最近好んで用いられているアプローチである。（Postel, et al., 2003）は、環境流量設定における「持続可能性の境界（Sustainability

Boundary)」を提案した。自然状態の流況は、それ自体も変動するが、河川生態系はこの変動にある程度追従できるよう適応している。従って、健全な生態系を維持するために、開発に伴う流況変動量を自然状態で起こりうる流量変動の範囲内で許容するという考え方である。同様の目標設定は、(King, et al., 2010)の「開発スペース (Development Space) や、(Steffen, et al., 2015)の「地球システムの境界 (Planetary Boundary)」などに見られる。地球システムの境界は、その境界内であれば、人類は将来世代に向けて発展と繁栄を続けられるが、それを越えると取り返しのつかない急激な環境変化が生じる可能性がある境界のことで、淡水資源やオゾン層、海洋の酸性化など9つの境界が定義されている (Steffen, et al., 2015)。このうち、淡水水資源の閾値は、全水資源量から環境流量必要量を差し引いた値として評価されている。人間の水需要がこの値を上回らない限り、河川生態系の健全性がある程度守られるという考え方であり、2015年現在ではまだ比較的余裕があることになっている (Steffen, et al., 2015)。ちなみにこの評価における環境流量必要量の算出には4.3にて紹介したVMF法が用いられている (Pastor, et al., 2014)。閾値を設ける方法は説得力があり、開発許容量に明確な線引きを設けられるため、環境保全と開発の両方において行動計画を立てやすい利点がある。一方筆者は以下のような点を懸念する。まず、閾値によっては、開発の加速化をもたらす恐れがある。現状で閾値までに余裕があることが明らかになった場合、開発は進むであろうが、閾値の手前で足並みをそろえて開発行為を抑制するのは難しいだろう。人間の経済活動において利用可能な資源量に上限を設けた場合、却って競争が激化し、資源が枯渇するまで消費行動が止まらないケースが多々ある。加えて、閾値の設定が誤っていた場合には、生態系へ取り返しのつかない損失をもたらす可能性がある。第2章では、網羅的なレビューを通して、現在多くの環境流量研究がこの閾値を求めることに努力を注いでいることや、個別の研究は進んでいるものの、全球網羅的な情報が不足している点を述べた。従って、この考え方を環境流量で適用するためにはまだ多くの精査とデータの蓄積が必要であるといえる。

次に、将来に基準を置く方法がある。どのような将来を理想状態に置くかについては、環境流量単独のみならず、これからの自然保護や人間の社会の在り方とともに議論を深めていかなければならない必須のテーマである。将来予測に対しては不確実性が高く、多くの課題がある。

最後に、過去や現在の状態とは無関係に独自の理想状態を目指す考え方もある。例えば、生態系サービスの最大化である。肥料の投入による農業生産の最大化や、養殖による生物資源量の最大化などが例として挙げられ、人間のより豊かな生活を実現するために行われてきた努力に通じる考え方である。尤も、このような生態系サービスの一部を制御・肥大化させるアプローチが様々な環境問題をもたらしてきた事実を鑑みると、持続可能性や環境保全との親和性は低いだろう。

以上を踏まえて、本研究が立脚する環境流量の目指す理想状態を次のように決める。本研究では、「任意の時点において人間活動の影響がない場合に想定される自然状態を理想状態とおく」という考え方に立脚する。当然この理想状態は、気候変動や物理環境の変化によって時間的に可変である。今この瞬間に人間活動がすべて停止し、現在の気候条件に支配される流量が何の妨げもなく川に流れるようになったことを想定する。さらに、この流れの作用によって生物やこれを取り巻く物理環境が徐々に変化していくが、数十年程度の後にある程度動的平衡状態に達した時点での状態を理想状態とするものである（これ以上長い時間を経ると、長期の気候変動や浸食堆積作用、生物の進化などの影響が排除できなくなる）。この時点での河川生態系の状態を、現在の気候物理環境が扶養しうる生態系の最上の状態とみなし、ここに評価の基準を置くことにする。

環境流量の評価では、流況変動に対する生態系の限界を明らかにする科学的な評価と、人間の社会経済的な背景を踏まえた意思決定プロセスを区別することが重要である (Arthington, 2012). 社会的な文脈における最終的な意思決定は、時と場所によって変化する一方で、ベースラインとなる生態系の情報はこれらから切り離された普遍的な情報として提示される必要がある。本研究ではこの考え方に立脚し、地域の社会状況や、現在の開発レベルにかかわらず、その場の生態系が持つ潜在的な理想状態を評価する。

4.5 これからの環境流量評価に取り入れるべき視点

4.5.1 概念モデルに取り入れるべき視点

グローバルな環境流量評価モデルには、次の三つの観点を取り入れる必要がある。まず、評価方法については、地域の河川生態系の特性を十分に反映できる評価方法であることが必要である。次に評価指標については、広域を同条件下で比較でき、河川生態系保全（環境流量配分）の優先度をつけられる指標を導入することが必要である。さらに出力方法については、通年一定の最低流量ではなく、流量変動を考慮した結果が必要である。この三つの観点について、以下にて説明する。

4.5.2 地域の河川生態系の特性を反映できる評価方法

これまでのグローバルな環境流量評価方法は、ある地点の流量あるいは水文統計を参照するものであるが、これだけでは十分に地域の自然特性を反映することはできない。例えば広く用いられている平均流量を参照する方法を見てみよう。図 4-2 に示す三つの写真は、左からドイツ、日本（屋久島）、チュニジアの河川の様子である。これらは年平均流量では同程度であるため、年平均流量を参照する水文統計法では、環境流量必要量は同じになる（図 4-1 の VMF 法、Tessman 法、Tennant 法、Smakhtin 法）。しかし、写真からも判別できるように、河畔の植生や輸送土砂の状況、過床材料の特性や水の濁り具合などからハビタットの質が異なることがわかる。各々の河川において生物相が異なり、生態系サービスも異なることが容易に想定できる。これらの写真のように、流量特性は似ているが、生態系の特徴が異なる河川を区別するにはどのような点を踏まえればよいだろうか。

そのためには、河川生態系を律する物質やエネルギーに関する三つの主要な仮説に基づき、河川生態系を評価する視点が必要である。三つの仮説とは、河川連続体仮説（RCC）、洪水攪乱仮説（FPC）そして河川内生産モデル（RPM）である。河川連続体仮説（River Continuum Concept (RCC)）は、自然状態の河川では、水温や川幅、流量などの環境要因が連続的に変化し、物質やエネルギーの流れも上流から下流へと連続的につながる 1 つの系を形成しているという考えに立っている (Vannote, et al., 1980). ある場所の生物相や生態系の特徴は、上流から供給される餌資源などのエネルギーによって規定されるというこの仮説は、河川生態系を捉える上での中核になる枠組みとして多くの研究者によって支持されている (Arthington, 2012).

洪水攪乱仮説（FPC; (Junk, et al., 1989)）では、定期的な洪水によって河道と陸上の氾濫原との間で引き起こされる物質循環が河川生態系にとって重要であることを唱えるものである。



ドイツ



日本（石垣島）



チュニジア

図 4-2 同等の平均流量を持つ河川の様子

一方、河川内生産性モデル（Riverine Productivity Model (RPM; (Thorp, et al., 1994)）は、河道内の生産性とその場の生態系を支える上で重要であるとするものである。

これらの仮説は全ての河川において同程度に当てはまらない場合もあるが²、河川生態系を、流水の作用を通して上流から下流、そして陸域と水域の間で物質やエネルギーが移動する開放系として捉えている点が重要である。程度の差こそあれ、これは自然河川に共通する重要な性質である。従来の水文統計法のように、ある地点の流量のみに着目する方法では、これら三つの仮説に示されているような河川生態系の特徴は表現できない。これら进行评估するためには、河道を縦断方向、水平方向に連続した系として捉え、物質の縦断方向への移動や陸域との連続性を考慮した評価方法を採用する必要がある。

4.5.3 広域で保全の優先度をつけられる指標

国際的な水資源開発計画や、国土計画および実行可能性調査など開発初期の段階で環境流量を評価するためには、河川生態系の特徴を踏まえ、どの地域を優先的に保全すべきか（より多くの環境流量を川に残すべきか）を同じ条件のもと、広域的に評価・比較するための共通の指標が必要である。

河川生態系に保全優先度をつける方法は、2003 年気候変動枠組条約第 9 回締約国際会議 (COP9) で提示された 7 つの基準が参考になる。これは、①希少性、②種の生活史における重要性、③絶滅危惧種または減少しつつある種の生育・生息地、④脆弱性、感受性または低回復性、⑤生物学的生産性、⑥生物学的多様性、⑦自然性に基づき、保全の優先地域を区分する考え方である (UNEP, 2008)。この 7 つの基準は、海域を対象に提示された基準であるが、一般的な生物多様性の保全の考え方に基づいており、河川水域にも適用できると考えられる。

本研究の目的と照らし合わせた場合、①、②、③については河川のリーチ（一蛇行区間）から地点スケールでの個別の生物調査に基づく詳細な検討が必要であるため、本研究で目的としている広域計画よりも後の個別地点における詳細な設計段階において評価されるべきものである。

² RCC でうまく表現できないケースとして、ダム等による人為的に河川が分断されている場合が挙げられる。また自然河川でも、セグメントの前後で大きく河川景観が変わる場合などには、上流の生態系とは独立的に生物相が発達する場合もある。これを河川非連続体仮説（River discontinuum concept）と呼ぶこともある。FPC は、氾濫原河川以外では相対的に重要性が低下する。RPM は、水の滞留時間の長く勾配の緩やかな大陸大河川で良くあてはまるといわれている。

また、①、②、⑥、⑦について、河川生態系の特徴を全球規模で分類した淡水エコリージョン (Freshwater Ecoregion of the world : FEOW) が参考になる。これは、淡水ハビタットを文献や専門家の判断に基づき全球を 426 のエコリージョンに分類したものである。各々のエコリージョンは、水生生物（ただし、魚類、ワニ類、カメ類、両生類の 4 分類）の多様性、固有種の多さ、人為的な土地利用の変更や取水量など流域の開発圧力が 10 段階で評価されている。FEOW は一部の生物種からみて整理された分類であり、河川流量の特徴とは結びついていない。従って、これらの情報から直接環境流量を評価する方法はまだ無いものの、将来的にはこれらの情報を環境流量評価に役立てることができる可能性は大いにある。

残る④、⑤については全球網羅的な情報がなく、評価方法もない。一方で、脆弱性と生産性は、本研究で目指している広域計画や初期評価段階にて保全優先度を定める際の重要な判断材料となる。従って本研究では、河川生態系の脆弱性と生産性を指標とするモデルを構築する。

4.5.4 流量変動を考慮した計算

時々刻々と変化する流量に応じた様々な外力を受けつつ、河川生態系は動的な平衡状態を保っている。止水環境を好む一部の生物を除き、河川生物は流量変動に適応した生活史を営んでいる。また、中小規模の出水は付着藻類の剥離や水生植物群落の更新を促し、溶存酸素濃度やよどみを改善し、水生生物の生息環境を整える役割を果たしている。季節的な流量の増加を産卵や移動のトリガーとしている魚類いる。さらに氾濫原へ広がるほどの大規模な洪水となると、陸域から河川に栄養塩や有機物が供給され、水生生物にとって重要な生息基盤を形成するのに役立つ。大規模洪水は、転石を促し、侵食堆積を通じた河川地形の形成にとっても不可欠なイベントである。

そのため、環境流量の評価では、流量変動を考慮する必要がある (Arthington, 2012)。King らの研究では、環境流量に流量変動を加味することで、在来魚の産卵数や個体数が増加したことが報告されている (King, et al., 2009)。

本研究のモデルにおいても環境流量の出力結果には流量変動を加味するものとする。自然河川の流況は 5 つの要素（規模、タイミング、頻度、継続時間、変化率 (Poff, et al., 1997)）によって特徴付けられる。最小流量型の環境流量は、このうち規模のみに着目したものであるが、本モデルでは、これにタイミングを加えることで、季節的な流量変動を考慮する。タイミングは、月毎の平均流量を与えることで加味する。これにより、基本流量の季節性が表現できるようになる。雨季乾季の明確な地域や、年間の流量変動の大きな地域で、より自然の流況に則した評価が可能となる。5 要素のうち、頻度、継続時間、変化率については、月レベルよりもより短期的な流況、特に突発的な出水などの攪乱現象を記述する上で重要になる。全球規模での評価に当たっては、まずは月単位での流量変動を考慮することで、基本流量の精度向上を行うものとし、攪乱の考慮については今後の課題とする。

4.5.5 概念モデル

ここでは、2 章、3 章で確認した環境流量評価モデルの構造に加え、上の 4.5.1 から 4.5.4 にて示した、新たに着目すべき視点を加えた概念モデルを示す (図 4-3)。図の左がこれまでのグローバルモデル、右側が理想的な概念モデルである。従来のグローバルモデルは、流量を入力条件とし、流量と生態系の応答の関係に仮定をおいていた。あるいは、現地調査によって経験的・統計

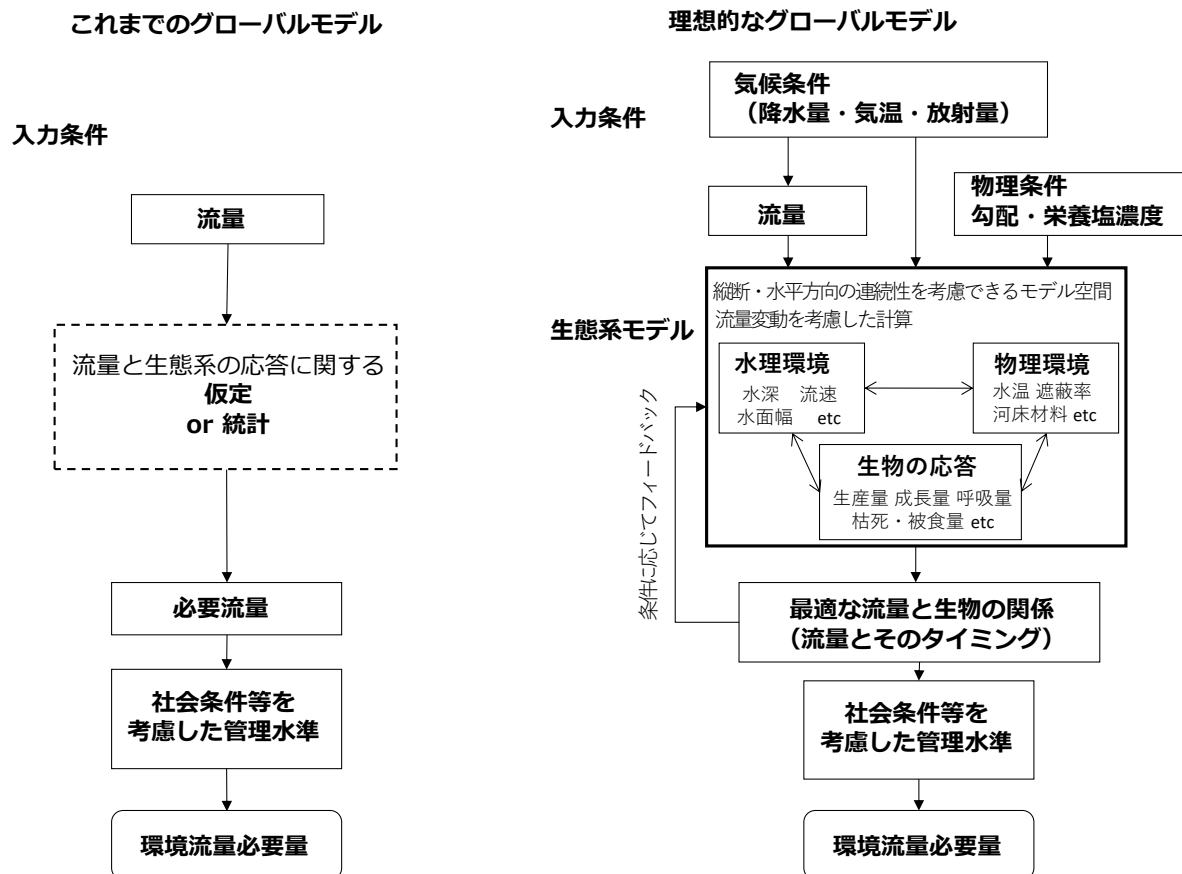


図 4-3 概念モデル

的に求めた値を援用していた。このようにして得られた必要流量に対して、流域の水需要や環境保全レベルなどの管理目標を加味して最終的な環境流量必要量を求めるものであった。

これに対して、理想的な概念モデルでは、入力条件として流量に加えて気候条件と物理条件を考慮する。気候条件としては、降水量、気温、放射量が考えられる。これらは流量に直接関係するだけでなく、河川生物の生産や代謝を考える上で重要な要素である。また、物理条件では、河床勾配や栄養塩濃度を考慮することが理想である。

さらに、流量と河川生態系の応答に関しては、仮定をおいたり、観測によって局所的な値を調べたりする方法によらずに、モデル化することによって、時間的・空間的な広がりの中で結果を比較できるようになる。モデルでは、河川縦断方向と水平方向（陸域と水域）の連続性を考慮したモデル空間を利用し、任意の場所における水理環境、物理環境、生物の応答の相互作用を解く。このモデルでは、季節ごとに流量と生物の関係が定量的に得られる。また、条件を変えて計算することで、様々なシナリオに応じて流量と生物の関係についての解を得ることができる。

こうして、あるシナリオに基づく最適な流量と生物の関係が得られる。この最適流量に管理水準を加味することで環境流量必要量を求めるものである。

続く 5 章では、この概念モデルに従い、実際に生態系モデル部分の構築を行う。

4.6 本章のまとめ

本章では、現場のニーズを満たしつつ、最新の理念を盛り込んだグローバルスケールでの環境流量評価のモデル化に先立ち、モデルの前提条件を確認し、概念モデルの構築に取り組んだ。要点は以下の通りである。

- 本研究において環境流量の目指す理想的な状態は、現在の気候物理条件下において、ダム操作や流域開発がないと仮定した場合に存在する河川生態系の状態である。
- グローバルな環境流量評価モデルには、地域の河川生態系の特性を十分に反映できる評価方法、広域を同条件下で比較でき、河川生態系保全（環境流量配分）の優先度をつけられる指標、流量変動を考慮した出力が必要である。
 1. 地域の河川生態系の特性を十分に反映できる評価方法として、河道を縦断方向、水平方向に連続した系として捉え、物質の縦断方向への移動や陸域との連続性を考慮した評価方法を採用する。
 2. 河川生態系保全（環境流量配分）の優先度をつけられる指標として、脆弱性と生産性に着目する。
 3. 流量変動について、基本流量の規模とタイミングを考慮する。

従来の環境流量グローバルモデルでは流量と河川生態系の応答を個別の現地調査で得られた経験や統計から仮定していた。これに対して理想的な評価方法は、流量と生態系の応答の部分をモデル化し、様々な条件やシナリオにおいて同じ精度で比較・評価できる必要がある。

参考文献

- Alcamo, J, M Flörke, and M Märker. "Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes." *Hydrol. Sci. J.* 52 (2007): 247–275.
- Arnell, N W. "Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios." *Global Environ. Change* 14 (2004): 31–52.
- Arthington, A H. *Environmental Flows Saving Rivers in the Third Millennium*. California: University of California Press, 2012.
- Barnosky, A D, et al. "Approaching a state shift in earth's biosphere." *Nature* 486 (2012): 52–58.
- Gerten, D, H Hoff, J Rockström, J Jägermeyr, M Kummu, and A V Pastor. "Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (2013): 551–558.
- Hanasaki, N, et al. "An integrated model for the assessment of global water resources - Part1: Model description and input meteorological forcing." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 12 (2008): 1007–1025.
- Hoff, H, M Falkenmark, D Gerten, L Gordon, and J Rockström. "Greening the global water system." *J. Hydrol.* 384 (2010): 177–186.
- Iwasaki, Y, M Ryo, P Sui, and C Yoshimura. "Evaluating the relationship between basin-scale fish species richness and ecologically relevant flow characteristics in rivers worldwide." *Freshwater Biol.* 57 (2012): 2173–2180.

-
- Jones, N E. "The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible?" *River Res. Appl.* 30, no. 4 (2014): 521-526.
- Junk, W J, P B Bayley, and R E Sparks. "The flood pulse concept in river-floodplain systems." *Canadian Special Publications Fisheries Aquatic Sciences* 106 (1989): 110–127.
- King, A J, Z Tonkin, and J Mahoney. "Environmental flow enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia." *River. Res. Appl.* 25 (2009): 1205-1218.
- King, J M, and C A Brown. "Integrated basin flow assessments: concepts and method development in Africa and South East Asia." *Freshwater Biology (Freshwater Biology)* 55 (2010): 127-146.
- Maddock, I. "The importance of physical habitat assessment for evaluating river health." *Freshwaer Biol.* 41, no. 2 (1999): 373-391.
- Mayorga, E, et al. "Global Nutrient Export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation." *Environmental Modelling & Software* 25, no. 7 (2010): 837-853.
- Oberdorff, T, F Guégan, and B Hugueny. "Global scale patterns in freshwater fish species diversity." *Ecography* 18 (1995): 345-352.
- Parasiewicz, P. "MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning." *Fisheries* 26 (2001): 6-13.
- Pastor, A V, F L Ludwig, H Biemans, H Hoff, and P Kabat. "Accounting for environmental flow requirements in global water assessments." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 18 (2014): 5041–5059.
- Petts, G E. "Instream Flow Science for Sustainable River Management." *J. Am. Water Resour. AS.* 45, no. 5 (2009): 1071–1086.
- Poff, N L, and J H Matthews. "Environmental flows in the Anthropocene: past progress and future prospects." *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (2013): 667–675.
- Poff, N L, et al. "The Natural Flow Regime." *BioScience* 47, no. 11 (1997): 769-784.
- Postel, S, and B Richter. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washinton DC: Island Press, 2003.
- Rockström, J, M Falkenmark, L Karlberg, H Hoff, S Rost, and D Gerten. "Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change." *Water Resour. Res.* 45 (2009): W00A12.
- Smakhtin, V, C Revenga, and P Döll. "A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity." *Water Int.* 29 (2004): 307-317.
- Steffen, W, et al. "Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet." *Science* 347, no. 6223 (2015).
- Thorp, J H, and M D Delong. "The riverine productivity model: a heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems." *Oikos* 70 (1994): 305–308.
- UNEP. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its ninth meeting ix/20. Marine and coastal biodiversity. Bonn: UNEP, 2008.
- van Beek, L P, Y Wada, Y, and M F.P Bierkens. "Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability." *Water Resour. Res.* 47 (2011): W07517.
-

-
- Vannote, R L, G W Minshall, K W Cummins, J R Sedell, and C E Cushing. "River continuum concept." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 (1980): 130-137.
- Xenopoulos, M A, D M Lodge, J Alcamo, M Marke, K Schulze, and D P van Vuuren. "Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal." *Glob. Change Biol.* 11 (2005): 1557–1564.
- Yoshikawa, S, et al. "Illustrating a new global-scale approach to estimating potential reduction in fish species richness due to flow alteration." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 18 (2014): 621–630.
- 白川直樹. “水文気候の季節性から推定される環境用水のグローバル必要量.” *水工学論文集* 49 [2005]: 391-396.

5. 河川バイオマスモデル

5.1 モデルの概要

ここでは、流量と河川生態系の生産性と脆弱性を定量的に評価するためのモデルを構築する。結論から言うと、本研究におけるモデルでは、生態系のエネルギー基盤として生物を支えている緑色植物のバイオマスに着目する。植物バイオマスが、上下流や陸域と連続した河道空間内において、気候条件や流量の増減に応じて蓄積、流下、消失していく過程をモデル化する。このモデルによって、ある場所の任意時間におけるバイオマスの蓄積や移動の特徴から、河川生態系の生産性と脆弱性を定量的に評価するものである。本研究では、このモデルを「河川バイオマスモデル」と呼ぶ。本研究においてバイオマスとは、河川生物の餌として利用されうる緑色植物（水生植物および陸上から河川に流入する落葉などの陸上植物体の一部）の植物体の総体を指し、特に断りのない場合、魚類や水生昆虫などの動物性のバイオマスは含まない。

河川バイオマスモデルでは、以下のような流れで任意地点・任意時間における河道内の植物バイオマス量を計算する。次項から、これらの項目ごとに、関係する河川生態系の基本的性質とその仕組みを整理し、前提条件を説明する。

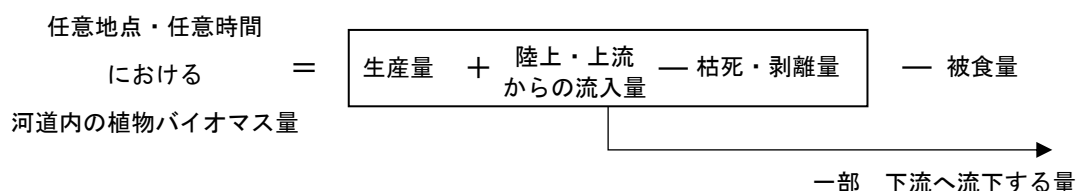


図 5-1 河川バイオマス量の求め方

5.2 モデルの根拠となる生態学的機構

5.2.1 植物バイオマス量を評価することについて

河川生態系は様々な生物の相互作用によって成り立っており、物質はこれらの生物の生産・消費・分解の過程の中で循環している。河川生態系の物質循環を担う生物として、まず二酸化炭素や栄養塩類などの無機物を取り込み、光合成によって有機物を生産する藻類や植物プランクトン、水草などの緑色植物（生産者）がいる。この植物を食べる水生昆虫やアユなどの草食性魚類（一次消費者）がおり、これらの生物を捕食する大型魚類などの肉食性生物（二次消費者、三次消費者・・・）が続く。また、これらの生物の排泄物や死骸を分解し、有機物を無機化する微生物（分解者）が存在する。このような生物の代謝やエネルギーの流れを図示すると、図 5-2 に示すような栄養段階で構成される生態系ピラミッドとして表現することができる (Odum & Barrett, 2004)。実際の生態系は、雑食性の魚のように栄養段階を跨る種や相互作用が存在するため、単純なピラミッドにはならないが、生産・消費を通した河川生態系のエネルギーの流れや、各々の階層に属する生物の特徴やその数を相対的に記述する良い方法である。

このようなピラミッドで表現される河川生態系を満遍なく評価し、環境流量を決めるには、幾つかの方法がある。一つ目は、栄養段階ごとに代表的な種を抽出し、それぞれに必要な流量を求

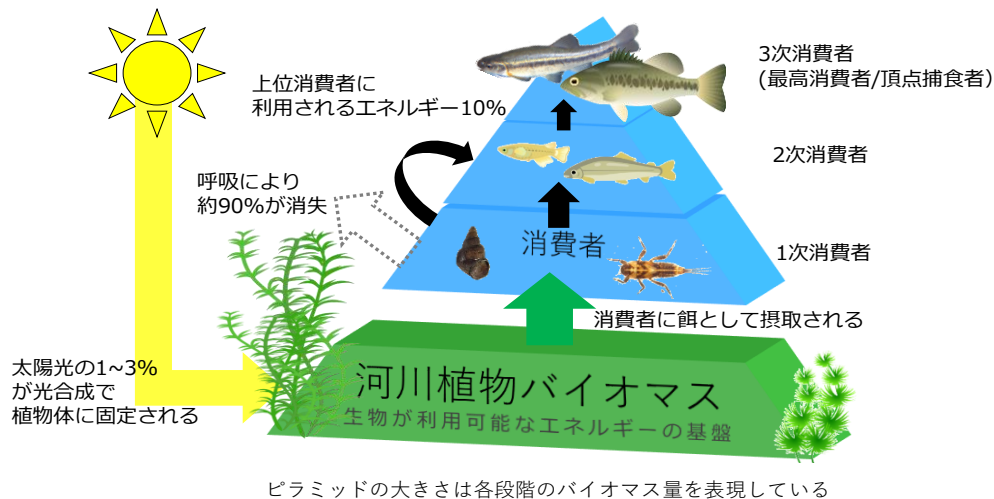


図 5-2 河川生態系のエネルギーの流れ

めて最大流量を採用する，あるいは季節ごとに優先する代表生物を変える方法である．2章で紹介した信濃川における維持流量評価方法【国土交通省信濃川河川事務所，2015】がこれにあたる．

二つ目は，個体数は少ないものの，その生物がいなくなると生態系が大きく変化してしまうような，生態系の安定を保つ上で不可欠な種，いわゆるキーストーン種を対象とする方法である．

例えばニュージーランドの河川では，雑食性のザリガニが捕食や落ち葉の分解，生態系の改変など様々な役割を果たすキーストーン種であることが確認されている【西川，2010】．キーストーン種は必ずしも栄養段階の上位種であるわけではなく，また時間的にも空間的にも変化しやすいため，特定することは容易ではない【西川，2010】．三つ目は，栄養段階最上位の生物，いわゆるアンブレラ種を抽出する方法である．河川生態系の最上位消費者は，多くの場合サケやパーチなどの大型魚類である．この方法は日本の維持流量をはじめ，大多数の環境流量評価で用いられている．多くの生態系では，高次消費者が生態系の構造と動態を規定しており，その数が減少すると，食物連鎖の下位の生物へ順次影響を及ぼす，いわゆるトップダウン型の「栄養段階カスケード現象」を引き起こすことが知られている．そのため，最高次消費者を守ることで，生態系全体の健全性を保つことを目指すのがこの方法の狙いである．これとは反対に，ボトムアップ型の波及現象に焦点を当てる方法もある．これが四つ目の方法である．栄養段階の基盤すなわち緑色植物（一次生産者）の大小が，これを餌とする消費者の数および栄養段階の構造を制御するためである．この観点から，付着藻類やプランクトンなど一次生産者のバイオマスや一次生産速度を評価することにより，河川生態系を間接的に評価する方法が提案されている（Smolar-Zvanut & Mikos, 2014; Lessard, et al., 2013）．これが四番目の方法である．一般に，トップダウン効果とボトムアップ効果は同時に生じており（Wallace & Webster, 1996），どちらが強く影響するかは河川環境や生物構成によって異なる．例えば，ニュージーランドにおける調査では，頂点捕食者が移入種であるブラウントラウトの河川と，在来であるキュウリウオの仲間の河川で栄養段階カスケードの状況を調べた．その結果，ブラウントラウトのいる河川では強いトップダウン効果が見られ，水生昆虫の生産量のほぼ100%がブラウントラウトの餌資源として消費されることが分か

った。一方、キュウリウオのいる河川ではトップダウン制御はほとんど見られず、水生昆虫の個体数は餌となる植物量に強く依存していることが報告されている (Huryn, 1998)。

生態系の生産性、脆弱性及び多様性を評価する場合には、ボトムアップ的なアプローチの方がより適していると考えられる。その理由は、河川生態系において植物（一次生産者）は河川生物の生存に不可欠な一次生産力や栄養塩の保持を司る基盤であり (Fox, 2004)、生産性に関しては、一次生産者そのものを評価することが適当であると考えられるためである。また、脆弱性や多様性についても、利用可能なエネルギー量の多い地域では種の多様性および生態系構造の複雑さが増加する (Odum & Barrett, 2004)ことが知られており、さらに利用可能なエネルギー量の基盤は植物の一次生産 (NPP) であるとされている (Odum & Barrett, 2004; 森, 2000)。この考えに立脚すれば、生産基盤が破壊された場合の回復時間を評価することで河川生態系の脆弱性を評価することも可能である。また、前述の一から三の方法は特定の消費者を抽出してその生態を評価する必要があるが、種によって採餌特性や行動形態は様々で、また空間や時間によって対象種が非常に多くなりうるし、種の選定に不確実性が伴うことなどから、全球規模でのモデル化が難しい。一方、生産者である水生植物は、環境要因による差があるものの光合成により成長し、その場から移動しない（流水による受動的な移動は除く）という共通の生理特性があるため、同条件で広範囲をモデル化しやすいという利点がある。

従って、本研究では、植物（一次生産者）に着目して河川生態系を評価する方法を採用する。

5.2.2 河川生態系を支える一次生産の特徴

(1) 陸上生態系を例にみた一般的な一次生産の特徴

河川生態系における一次生産のメカニズムを説明する前に、陸上生態系の一次生産を通してモデル化にかかわる一般的な事項を確認する。その理由は、前者と比較して後者を扱った研究が歴史的にも地域的にも圧倒的に多く、より詳細な仕組みが解明されているため、そして太陽放射、温度、水の三大要素に律速される緑色植物の光合成と一次生産の原則は、陸上と水域で共通しているためである。

まず、植物が光合成を行い、大気中の二酸化炭素を固定し、有機物を生成する速度を総一次生産 (GPP: Gross Primary Production) という。生成された有機物の一部は呼吸により大気へ戻され、残りは葉や幹枝など植物体の成長へ回される。この過程で GPP から呼吸量を差し引いた植物体の成長量のことを純一次生産量 (NPP : Net Primary Production) という。単位は、単位面積当たりの重量で表される (例えば、 g/m^2 や t/ha がよく用いられる)。純一次生産量を決める三大要因は太陽放射、降水量、気温である。十分な太陽光があり、降水量が多く、温暖であるほど NPP は大きくなる。表 5-1 に、太陽エネルギーの流入量と一次生産力の関係を示した。総放射エネルギーのおよそ半分だけが吸収され、総光合成に変わるのは最高の条件でも 5%程度である。さらに、一次生産力を評価する上では植物自体の呼吸が無視できない。植物の呼吸が、従属栄養生物の利用しうる食物（純生産）をかなり減じているからである。表 5-1 より、総一次生産の 50% が呼吸により失われ、太陽エネルギーから純一次生産となるのは 1%程度であることがわかる [オダム, 1974]。因みに、NPP は、Net Primary Productivity すなわち一次生産力の略記としても用いられることがある。これは、一定の期間内に生産される植物体の重量をもって、その場所の「生

表 5-1 太陽エネルギーの流入量と一次生産力の関係 [オダム, 1974]

A 移行率	1	2	3	4
	全太陽放射エネルギー	独立栄養層による吸収	総一次生産	純一次生産（従属栄養生物が利用可能）
最高値	100	50	5	4
好条件での平均	100	50	1	0.5
生物圏での平均	100	< 50	0.2	0.1
B 効率 (%)				
段階	最高値	好条件での平均	生物圏での平均	
1 - 2	50	50	< 50	
1 - 3	5	1	0.2	
2 - 3	10	2	0.4	
3 - 4	80	50	50	
1 - 4	4	0.5	0.1	

表 5-2 植生の種類別に見た世界の純一次生産力と現存量

(Whittaker & Likens 1973 (吉良, 1976 より引用))

植生タイプ	NPP		現存量(t/ha)	
	総量(10 ⁹ t/y)	平均(t/ha/y)	総量(10 ⁹ t)	平均(t/ha)
熱帯多雨林	34	20	755	444
熱帯季節林	11	15	267	356
温帯常緑林	6.5	13	178	356
温帯落葉林	8.4	12	210	300
亜寒帯林	9.6	8	240	200
低木林	4.8	6	48	60
サバナ	10.5	7	60	40
ステップ	4.5	5	14	16
ツンドラ	1.1	1.4	5.4	6.7
低木砂漠	1.3	0.7	12	6.7
砂漠	0.7	0.03	0.53	0.2
陸水・河川河口	3.8	23	1.45	1.2

産性」を評価する場合に用いられる。この場合の単位は、単位時間に単位面積当たりの重量（例えば g/m²/hour や t/ha/year）で表される。すなわち、一次生産量といえば、単純にバイオマス量のことを指し、一次生産力は、植物体の成長速度からみた生産性を意味する。本研究では両者を適宜使い分ける。

NPP は植物体の成長速度を表すが、一次生産の結果蓄積される生きた植物体の総量を現存量 (Standing Crop) という。NPP が大きい地域では現存量も大きくなる傾向があるが [佐藤, 1973], 様々な要因によって NPP と現存量との比率は一定にはならない。現存量は植物の性質や環境の違いに大きく左右される。NPP 以外に現存量に影響を与える要因は、群落の種組成及び遷移段階などの群落構造、樹齢、呼吸量、落葉・枯死量、分解されやすさなどの植物体そのものの特徴に加え、地形や風速などの物理環境、栄養分を含む土壌組成、被食率が挙げられる。同程度の NPP をもつ植物群落でも、種が違えば個体の大きさや落枝・落葉量が異なる。例えば年間の落葉量は気温と相関があり、熱帯雨林とサバナで最も多く、10t/ha 程度であるのに対し、照葉樹林では 5～7t/ha、寒冷地のブナ林で 2～4t/ha と少ない。地表面に落下した葉や枝は微生物による分解や化学的過程による無機化の過程で消失する。同様に、有機物が 95%消失するのに要する時間 (t₉₅)

は気温と高い相関があり、熱帯と亜寒帯との間で数十倍の差があることが知られている [佐藤, 1973]. このことから、熱帯林の NPP は亜寒帯林の 2.5~4 倍になるが、落葉量が多いため現存量では差が縮まり、地上部のバイオマスは 2 倍程度に収まっている. また、同じ気候で同じ植物群落が生育している場合でも、群落の立地する地形が異なれば現存量は大きく異なることが知られている. 例えばスギ群落の場合、風当たりが強く、土壌養分の流出しやすい急傾斜地と、水分や養分が集まる谷間では葉の現存量に 7 倍もの差が生じることがある [佐藤, 1973].

NPP と現存量との関係を表 5-2 に示す. 同様の試算は Bazilevich et al.(1971), Liech(1972), Golley(1972)ら¹により試みられているが、その値には最大 1.5 倍程度の差がある. 表の試算では、人間による植生破壊や土地利用を考慮した値となっており、原生自然状態を仮定した. Bazilevich et al.(1971)の試算はこれより 1.4 倍程度大きくなっている [吉良, 1976]. 植物体が昆虫や草食生物により摂食されることにより減少する割合は森林では現存量の 0.0005%程度 (マレーシア: パソー熱帯林), サバナやステップでは 1~2%程度と見積もられ [吉良, 1976], 現存量に対して非常に小さいため、現存量の推定では無視されることが多い.

(2) 河川生態系における一次生産

河川の NPP は栄養塩濃度や濁度等の水域特有の条件に影響を受けるが、陸上と同様に気温 (水温) と太陽放射が支配要因となり、陸上 NPP と強い相関があるとされる (Hugueny, et al., 2010).

しかし水中では水体そのものが光合成に有効な波長域の光を強く吸収してしまう上、水の濁りなどによって陸上植生よりも厳しい光条件の制約を受けるのが特徴である.

表 5-3 に水生植物の NPP の平均値を示す. 陸上植生と余り差がなく、抽水植物では陸上植生の森林並みの生産力を持つことがわかる. 水域の植物現存量に関する資料は少ないが、同じ気候帯にある陸上植生と比較すると 1/10 程度であることが知られている [生嶋, 1972]. NPP が同程度にもかかわらず現存量が小さい理由は主に二つある. まず、流れがあるためその場で生産されたものが速やかに流下する点、そして陸上植物の幹のように巨大な支持組織を必要とせず、生産や繁殖により多くのエネルギーを投入できることから、個体の大きさが小さく寿命が短く、世代交代が早い点である.

河川植生は、植物プランクトン (phytoplankton), 付着藻類 (benthic algae), と水草 (macrophyte) に分けられる. 水草はさらに、オオカナダモなどのように水底に根を張り、植物体全体が水中にある沈水植物 (submerged), ハスなどのように水底に根を張り、葉を水面に浮かべる浮葉植物 (floating-leaved), ホテイアオイなどのように水面に浮かんで生育する浮遊植物 (free-floating), ヨシ, ガマなどのように水底に根を張り、茎の下部は水中にあるが、茎か葉の一部が水上に突き出ている抽水植物 (emergent) に分けられる. これら植生の河川横断方向の分布を図 5-3 に示す.

¹Bazilevich et al.(1971), Liech(1972), Golley(1972)らの論文の原典が入手できなかったため, [吉良, 1976] によって整理された情報を参照している.

表 5-3 水生植物の純一次生産力

(Westlake 1963 等を参考)	
植生タイプ	NPP(t/ha/y)
藻類	1~9
沈水植物	4~20
抽水植物	30~85
河川全体(平均)	11.5

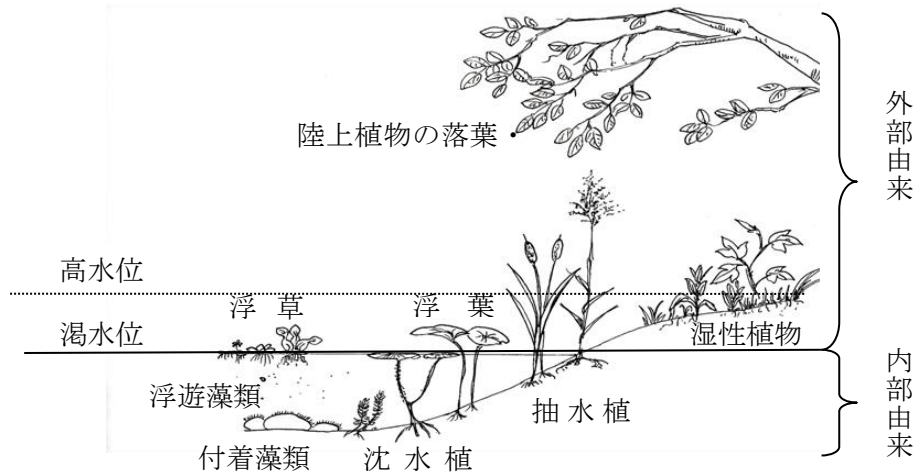


図 5-3 河川植生の種類

5.2.3 陸上・上流からの河川生態系のバイオマスの流入と流下

河川の植物バイオマスの収支をとる場合には、その場の一次生産によって生まれる内部由来 (autochthonous) のバイオマスと、流水によって上流から運ばれるものや、陸上植生の落葉・落枝など外から供給される外部由来(allochthonous)のバイオマスの区別が重要となる (Odum & Barrett, 2004; Dodds, 2007). 河川生態系ではバイオマスの由来の大部分は外部由来であると言われている (Odum & Barrett, 2004; Mulholland, 1981; Thorp & Delong, 2002).

例えば森林で囲まれた河川では落葉・落枝の供給に恵まれる一方で、河畔林が覆いかぶさることで川の中に十分な光が届かず、水生植物の NPP が著しく小さくなる。こうした河川では全植物バイオマスに占める外部由来の比率が 9 割を超える。反対に、草原を流れる河川や中下流域では、水温が高く、十分な日光が届くことで河川内の NPP が大きくなるため、内部由来のバイオマスが 8 割を超える場合もある。

供給される植物バイオマスの全てが餌資源として利用されるわけではない。例えば、外部由来のバイオマス供給が多いからといって、河川生物のエネルギーを支えているのは必ずしも外部由来のバイオマスではない場合がある。実のところ多くの河川では、消費者のエネルギー源として外部性の有機物と河川植物がどの位の割合で使われているのか不明である (Thorp & Delong, 2002). しかし Thorp らによれば、河畔の植物はこれまでに考えられていたよりも河川生物を支える餌資源としては重要性が低く、4 次河川 (4th order stream : 扇状地河川に概ね該当する) よ

り下流の殆どの河川では、河川生物の生存や多様性を支えている主なエネルギー源は河川内の藻類によってもたらされる内部由来のエネルギーであるという (Thorp & Delong, 2002).

上流と下流では異なる物理環境に応じて異なる一次生産者やそれを餌とする水生昆虫が生息しており、その生命活動で生産された物質が河川縦断方向の流れによって下流の生態系を支えている。これを明快に記述したのが河川連続体仮説 (River Continuum Concept : RCC) である (Vannote, et al., 1980). 上流は川幅が狭く、河畔林が生い茂り、河川へ届く光が少ないため、河道内に藻類などの植生が発達せず、生物の餌資源は専ら落ち葉などの外来性植物バイオマスである。そのため、落ち葉などを細かく砕いて食べる破碎食者 (シュレッダー) が優先する。中流では川幅が広がると共に、太陽光も水面に届きやすくなるため、付着藻類や水草など水中の植生が繁茂する。そのため、これらを餌とする刈取り食者 (グレイザー) が増加する。下流では、水深が深くなり水中の懸濁物も増えるため、河床へ到達する光が減少する。そのため、専ら水表面で光合成を行う植物プランクトンが増加するほか、上流から供給される細粒状有機物 (FPOM) を餌とする収集者 (コレクター) が卓越する (Vannote, et al., 1980).

RCC では河川の上流から下流方向の連続性の重要性を説くが、河川流下方向とは逆の有機物の流れもある。サケ・マス類などの回遊魚である。サケ由来の栄養分により河川の生産性が増大することが知られている [河内, 2014]. サケ類の減少が問題となっている北米西海岸では河川の実産性向上のためにサケの死骸やこれに類似した養分を投入するなどの措置を講じているが、遡上して生きているサケの産卵行動に伴って排出される養分の方が死んだ状態のサケから流出する養分よりも多いことが報告されている (Tiegs, et al., 2011).

このように、流水の作用がもたらす縦断方向のバイオマスの流れや、陸域からのバイオマス供給は、その場の河川生態系の特徴を捉える上で重要な要素である。

5.2.4 河川植物の生産、枯死・剥離、被食 (付着藻類を例に)

河川内の一次生産を評価するためには、その主要な一次生産者である付着藻類への理解が不可欠である。付着藻類は河川縦断方向に広く分布し、水生昆虫やアユなどの魚類の餌資源として重要な役割を果たしている。河道内の餌資源の主要な部分を担うのが付着藻類である (Thorp & Delong, 2002) とされていることから、付着藻類の消長パターンに着目する。

付着藻類とは、水中植物、底泥、礫、岩石等の表面に付着している珪藻、藻、緑藻、紅藻等の藻類の総称である。付着藻類の現存量と生産量の時間推移を図 5-4 に示す。河床の礫等の表面に細菌類が付着し、ある程度の細菌膜が形成されると、この膜に藻類の定着が始まる [相崎, 1980]. その後、藻類の生産量は増加し、それと共に現存量も増加する。その後、生産量は一定もしくは減少するが、現存量は増加する時期に入る。生産量が増加しないのは、付着藻類の層厚が厚くなると、層内部への遮光と栄養塩の供給低下により下層の細胞活性が低下することで、藻類の老化・枯死が進行するためである。従って、藻類の生産は光・栄養塩の十分供給される表層部のみで行われる。その後、光合成によって生産された炭酸ガスの気泡の浮力等をきっかけに、老化・枯死によって弱くなった部分から藻類が剥離しはじめる [中土井, et al., 2012]. クロロフィル α の量が約 $200\text{mg}/\text{m}^2$ まで減少すると、下層まで光が到達するようになり、下層でも再び光合成が行えるようになり生産力が回復する [相崎, 1980]. この成長・剥離のサイクルは季節や環境によっても異なるが、戸田らの実験では、付着藻類の成長量は増殖の初期段階である 15~20 日付近に指標

的増殖を示し、40日を過ぎると現存量が小さくなっていく傾向が見られた [戸田, et al., 2001]. 水温、日射量、栄養塩濃度がほぼ等しい河川中では、一次生産力は瀬の方が淵よりも高く [戸田, et al., 2002], 流速や底面付近の乱れが大きいほど、高くなることが知られている.

藻類の剥離は、藻類自身の老化の結果引き起こされるほかに、流速の増大によっても引き起こされる. 出水による剥離は、流速そのものというよりは、河床礫の移動による摩擦や、付着藻類の付着した石が転がることにより引き起こされる [中土井, et al., 2012].

概ね断面平均流速が 1m/s を越えると、付着藻類の物理的な剥離が始まるといわれている. 付着藻類の現存量に影響を与える要因として、水生昆虫やアユなどの魚類による摂食も重要である. 付着藻類の摂食される割合は、その場所に生息する生物の構成や季節によって大きく異なるが、夏季に多くなり、冬に減少する傾向にある (例えば, [中本, et al., 1997]). 多摩川中流域の早瀬及び平瀬における付着藻類の NPP を例に取ると、アユやヤマトビケラの摂食量は $1/3$ 以上に相当する場合もある [皆川 & 萱場, 2009(b)]. 摂食により付着藻類は一時的に減少するが、適度な摂食により藻厚が薄く保たれることで、底部にまで光が届き藻類の活性が維持されるという側面もある [皆川, ほか, 2009]. また、付着藻類の現存量と摂食率は、流量にも影響を受ける. PHABSIM に基づく数値モデルを用いて 7 月の木曽川中流域を対象とした計算では、流量の増減に従って付着藻類現存量、日当たり摂食量、および日当たり剥離量が変化することが示された [皆川 & 萱場, 2009(a)]. また、流量が増加するに従い、アユの生息環境が改善されて生息密度が増加し、摂食量が大きくなる傾向が示された. 一方、剥離量と現存量は流量の増加と伴に減少した [皆川 & 萱場, 2009(a)].

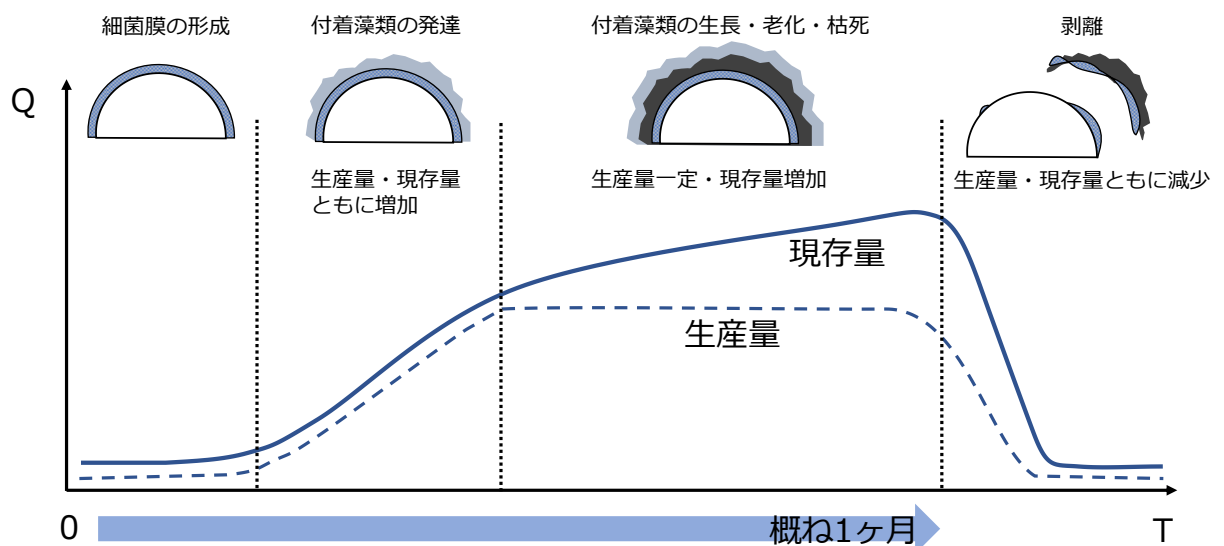


図 5-4 付着藻類の消長過程

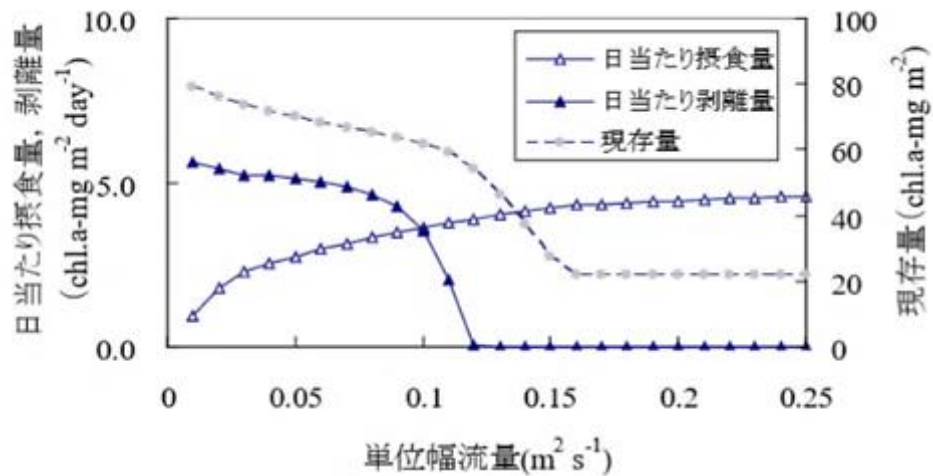


図 5-5 単位幅流量と付着藻類の日当たり摂食量・剥離量、現存量の関係 [皆川 & 萱場, 2009(a)]

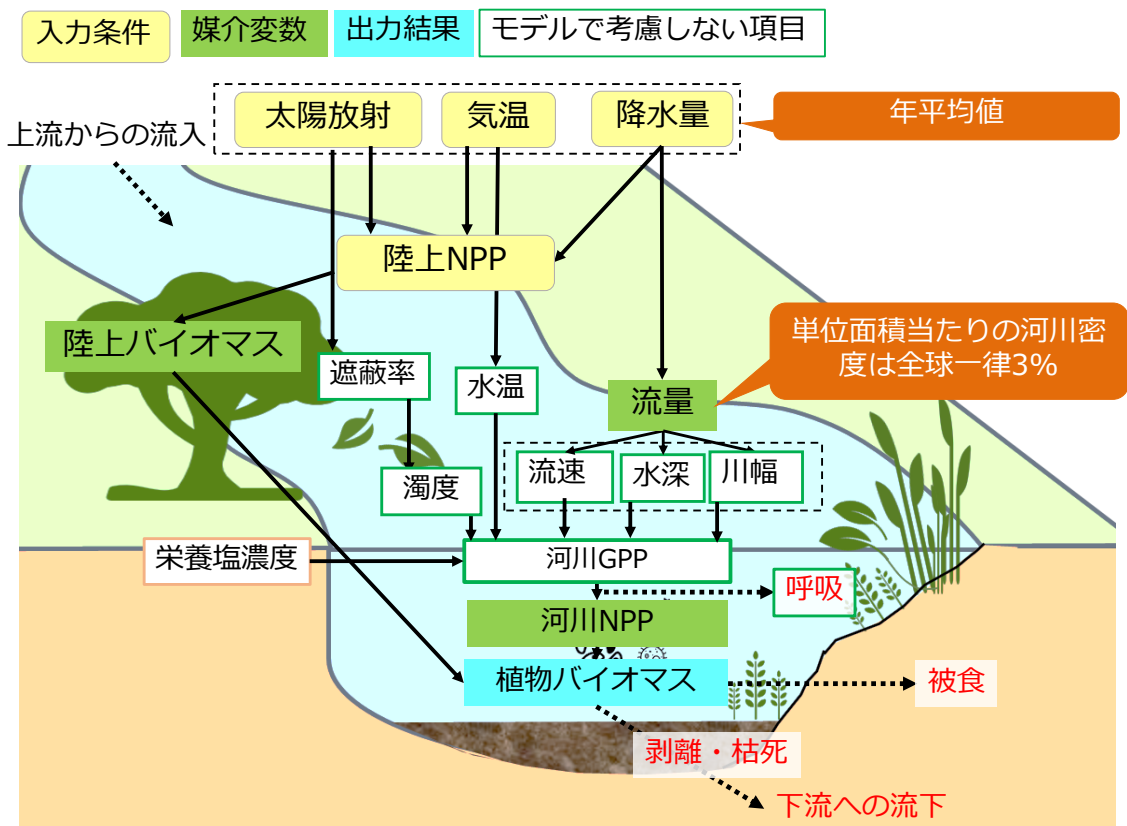


図 5-6 植物バイオマスの評価にあたり、モデル Ver.1 で考慮する項目

5.3 河川バイオマスモデル（ver.1：年単位での計算モデル）

5.3.1 モデルの考え方

これまでに述べてきた河川生態系の性質を踏まえ、河道内の植物バイオマスの生産とその蓄積、移動を植物の純一次生産力を用いてモデル化する。なお、本研究では、断りのない場合バイオマス(biomass)は河道内の植物バイオマスを指し、現存量（Standing Crop）に加え、枯死・脱落、流入流出によって移動する量も含めるものとする [篠崎 & 白川, 2016]。モデルの考え方を図 5-6 に示す。

ある場所の河川内で生産されるバイオマスに加え、上流からの流入、下流への流出および陸上からの供給の三つを考慮する。ある場所のバイオマスは無限に蓄積することではなく、呼吸や枯死などのエネルギー損失により平衡状態に保たれていることから、以下の式に従って算定を行った。

$$\frac{\partial B}{\partial t} + f \frac{\partial B}{\partial x} = NPP - rB + \beta B \quad (1)$$

ここに、 B (g/m^2)：河川バイオマス、 NPP ：純一次生産 ($\text{g/m}^2/\text{day}$)、 f 、 r 、 β ：係数である。右辺第1項は光合成による植物の増殖、第2項は呼吸・分解・溶脱による減少、第3項は陸上からの植物バイオマス流入である。 f は、付着藻類の剥離と地形や横断構造物による流下割合低減係数である。植物バイオマスの流下量は、主にその場の付着藻類の剥離量と輸送速度によって決まり、これを係数 f に加味する。

NPP の算定は筑後モデルを用いる (Seino & Uchijima, 2010)。これは植生の水利用効率の考え方に基づき、純一次生産量と降水量、気温などの気候条件を関連付けたモデルである。筑後モデルは、陸上植生の実測値に基づく経験的な回帰式である。このモデルを使用する理由は、水温、気温などの条件によって NPP を推定できるため、直接 NPP が観測されていない時代や場所でも NPP の推定が可能であるためである。従って、気候データが手に入れば将来や過去など様々なシナリオでの評価が可能である。

$$NPP = 0.29\{\exp(-0.216RDI^2)\}R_n \quad (2)$$

$$R_n = 10.38 + 3.13 \times T \quad (3)$$

ここで、 R_n ：純放射量の年合計 (kcal/cm^2)、 RDI ：放射乾燥度 (R_n/lr)、 l ：発熱潜熱 ($580\text{cal/gH}_2\text{O}$)、 r ：年降水量 (cm) である。 R_n は年平均気温 T ($^{\circ}\text{C}$) との経験式より(3)式のように定める (Seino & Uchijima, 2010)。

また、次の方法によって単位面積あたりの河川密度を設定した。日本の河川 36 水系と、世界の河川 19 水系において、面積あたりの川幅と河川延長を調べて河川密度を求めた。河川密度の値は河川によって異なるほか、上流、中流、下流で差があり、 1km^2 当たりの河川面積の割合はドナウ川やホイト・ツェヘリン川（モンゴル）の 10%から、米国のビーバー川の 100%まで幅があった。ただし、これらは河川流域内のみでの値であり、流域外や全く河川が存在しない地域を含めた河川密度はこれより小さくなる。陸上面積における河川・湖沼の面積は河口を含めおよそ

3.9×10⁶km² であり (吉良, 1976), 陸上の土地に占める割合は約 3%程度となっている. 従って, 本研究では単位面積当たりの河川密度を全球一律 3%に設定した.

5.4 河川バイオマスモデル (ver.2 : 月単位での計算モデル)

5.4.1 モデルの考え方

河川バイオマスモデル Ver.1 には, 式(1)からも分かるように, 流量に関連する項が入っていない. そのため, 河道内のバイオマスの収支は, 入力条件である太陽放射, 気温および降水量の変化のみに影響を受ける. 降水量と流量には強い相関があり, 降水量の多寡によって一次生産を推定することは妥当であるといえる. しかし, 一次生産の場である河道の面積の増減や, 流量の増加に伴う流速の増大と, それによって引き起こされる下流へのバイオマス流下量の増加を表現できない点が課題である. また, 一次生産力 (NPP) は, 年平均値を用いているため, 季節的な流量の増減によるバイオマスの増減を計算することができない点も改善が必要である. こうした課題を解消するためにモデルに改良を加え, 河川バイオマスモデル Ver.2 を構築する.

新旧の河川バイオマスモデルの違いを表 5-4 に整理し, モデル ver2.で考慮する項目を図 5-7 に示す.

表 5-4 新旧河川バイオマスモデルの考え方

	河川バイオマスモデル	
	Ver.1 : 年単位での計算モデル [篠崎 & 白川, 2016]	Ver.2 : 月単位での計算モデル
空間解像度	全球 1.0° × 1.0°	全球 0.5° × 0.5°
計算間隔	1 年	1 日 (出力は月単位)
時間変化	定常状態	NPP (月別), 流量 (月別) で与える
空間変化	水面積は一律グリッドの 3%	水面積は流量に応じた川幅により決定
NPP	筑後モデルによる計算値 (年別)	NASA 観測値 (月別)
パラメータ	全球一律	全球一律

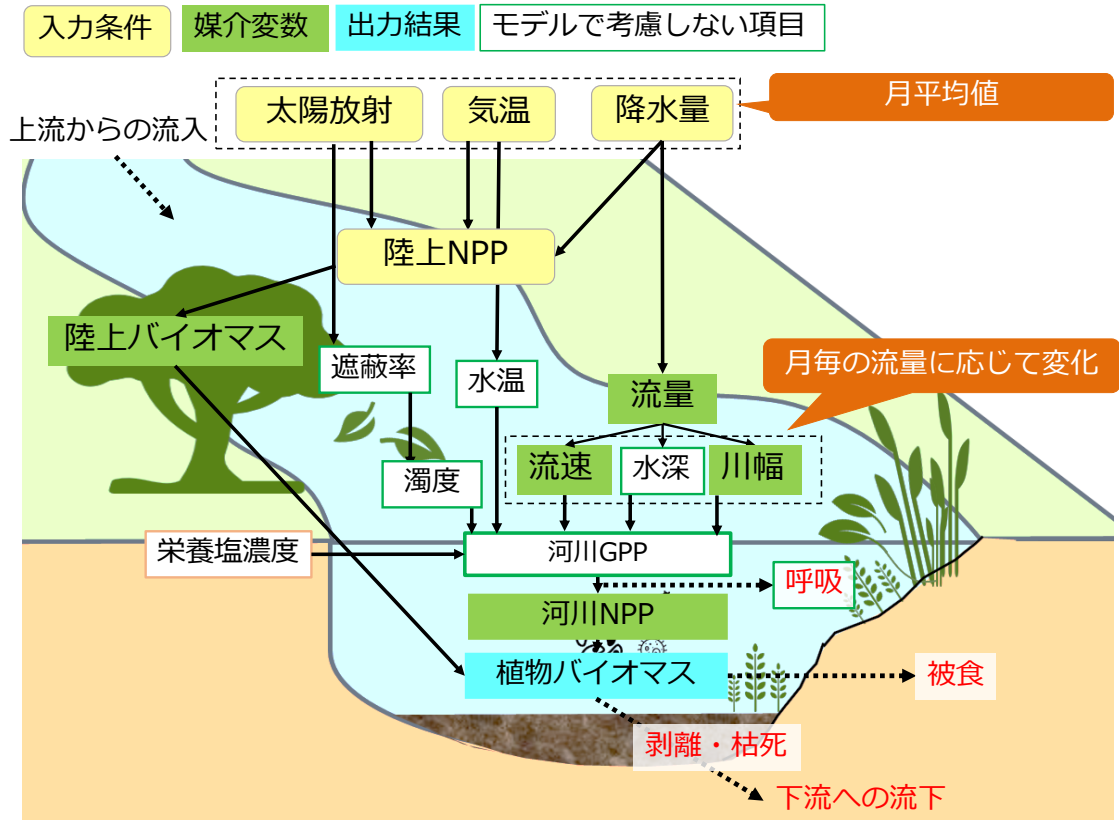


図 5-7 植物バイオマスの評価にあたり，モデル Ver.2 で考慮する項目

本モデルでは，月別にバイオマスを計算する．モデルの構造は図 5-8 の通りである．河川植物バイオマスは次式により算出する．

$$\frac{\partial B}{\partial t} + \frac{\partial BU}{\partial x} = NPP - dB - pB + \beta B \quad (4)$$

$$U = fV \quad (5)$$

ここに， B (g/m^2) : 河川バイオマス， U : バイオマス流出速度 (m/s)， NPP : 純一次生産 ($\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)， d ， p ， β ， f : 係数， V : 流速 (m/s) である．右辺第 1 項は光合成による植物の増殖，第 2 項は呼吸・分解・溶脱による減少，第 3 項は被食による減少，第 4 項は陸上からの植物バイオマス流入である． U は，流速 V に係数 f を乗じて求める． f は，付着藻類の剥離と地形や横断構造物による流下割合低減係数である．植物バイオマスの流下量は，主にその場の付着藻類の剥離量と輸送速度によって決まり，剥離量は掃流力による前提に基づき左辺第 2 項に流速を加味する．

なお，本モデルの目的は，河川生態系の特徴を全球規模で相対的に表現することであり，実際の河川植物バイオマス量やその収支を厳密に再現することではない．

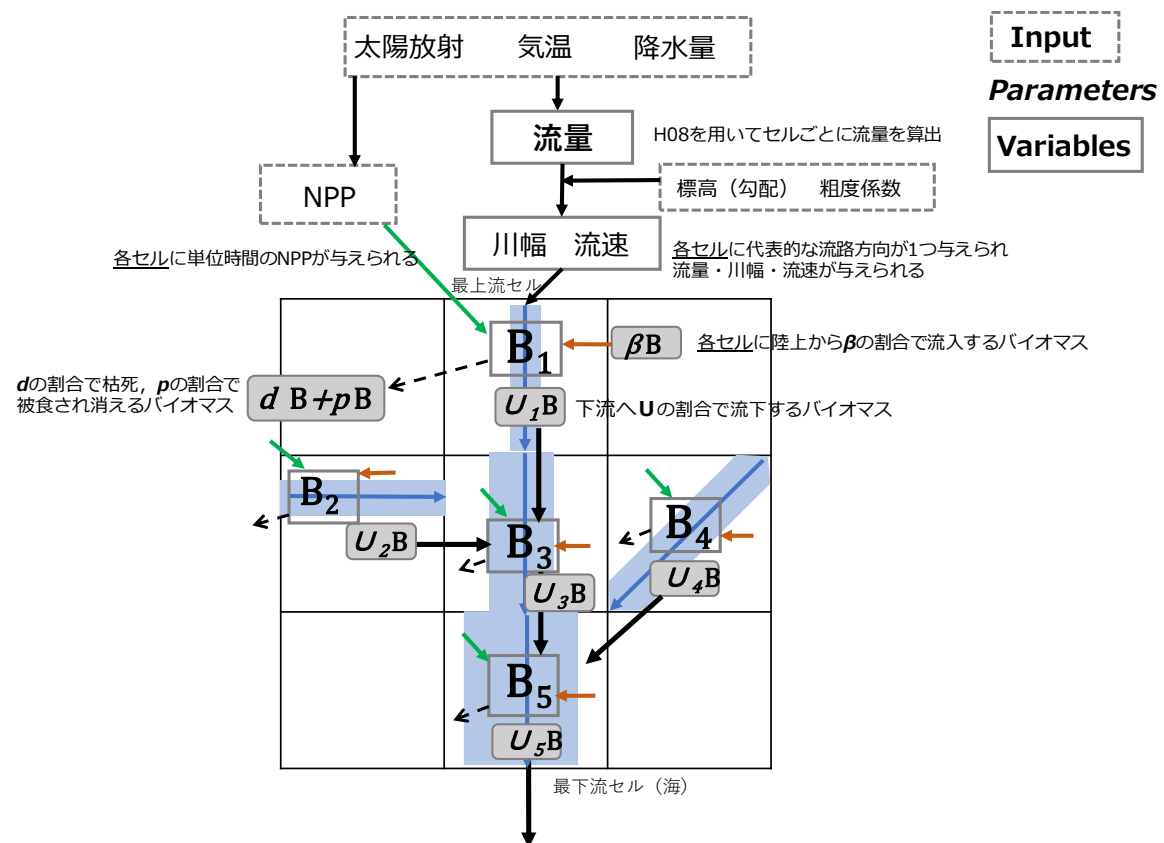


図 5-8 モデルの構造

5.4.2 計算結果の解釈と評価

(1) 計算結果を用いてできること

河川バイオマスモデルで評価できるのは、ある場所における単位時間（月）のバイオマス量（ストック）、および、そのバイオマスがどの位の時間をかけて、どこから（上流、陸上、その場）、どれ位供給されるのかという蓄積過程（フロー）である。これらの計算結果を用いて、対象とする場所の河川生態系の生産性と脆弱性を定量的に評価することができれば、環境流量の設定や、河川生態系保全の優先度を設けることが出来る。ここでは、計算結果を用いて、河川生態系の生産性と脆弱性を評価するための指標を提案する。これらは、生産性指標（Productivity Index: I ）および脆弱性指標（Vulnerability Index: VI ）とし、脆弱性指標はさらに、下流涵養度（Contribution to Downstream Ecosystems: CDE ）と生態系回復時間（Ecological Recovery Time: ERT ）から構成される。

(2) 生産性指標（PI）

生産性指標（Productivity Index: PI ）は、バイオマスの蓄積量（ストック） B を用い、河川生態系の生産性を生態系ピラミッドの概念にあわせて離散的に表す指標である。一般的に、利用可能なエネルギー、すなわち基盤となる河川植物バイオマスが多いほど、生態系ピラミッドの階層

は増加するといわれている．生産性指標は，このような生態系の性質にならない，計算で得られた連続的なバイオマスの値を離散的な値として表現することで，保全の優先度や環境流量基準の閾値設定を明快かつ容易にするのが目的である．

競争や個体密度などの環境的な制約がない場合，ある生物が何匹生存できるかは，餌資源の量によって決まる．餌となる植物バイオマスが多ければ，より多くの水生昆虫や藻植性魚類などが生存できる．ただしバイオマスの増加により植物を餌とする生物が無限に増え続けるのではなく，これを捕食する肉食生物が増加する．さらに肉食動物が一定数より多くなれば，それを捕食する高次の肉食動物が出現する．このような具合で，バイオマスを裾野とする生態系構造は，横に広がるのではなくピラミッド状に高度化する特徴がある（ベゴン，2003）．生産性指標は，この状況を模式的に表現するものである．図 5-9 に，指標の考え方を示す．本モデルは生態系ピラミッドの仕組みを用いた簡易的な指標であって，食物網の厳密な再現を目指したものではない．

本研究では，代表魚にサケを用いる．これは北半球の多くの河川において，環境流量を設定する際に商業用サケ科魚類の生息環境が重視されていることや，サケ科魚類に関する代謝機構や生態に関する研究が比較的多く，根拠の取得が容易であるためである．サケは肉食動物であり，厳密には植物バイオマスを摂取しないが，本モデルでは単純に，サケ 1 匹が必要とするエネルギーをカロリーベースに換算して考え，餌資源の種類については考慮しない．

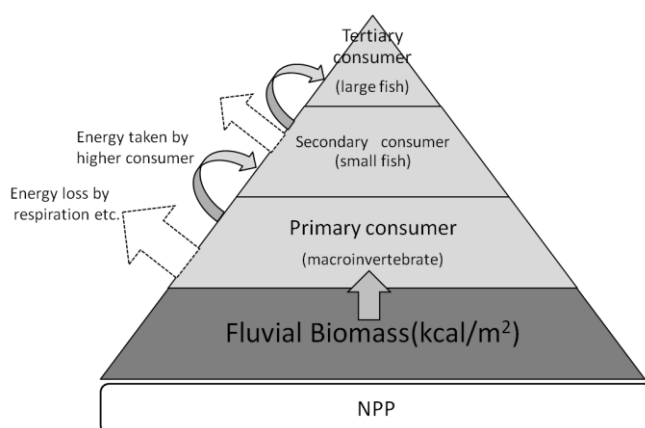


図 5-9 一次生産力から河川生態系の構造を評価する概念図

表 5-5 PI のパラメータ

生産性指標(PI)	1	2	3	4	5
対象種	生産者 (植物)	一次消費者	二次消費者	三次消費者	四次消費者
対象種の基礎代謝 (kcal/g/day)	-	φ_2	φ_3	φ_4	φ_5
対象種のエネルギー (kcal/g)	e1	e2	e3	e4	e5
エネルギー摂取効率 (%)	-	δ_2	δ_3	δ_4	δ_5
対象種の重量 (g/individual)	-	w2	w3	w4	w5

表 5-6 PI の算出過程

生産性指標(PI)	2	3	4
対象種	一次消費者	二次消費者	三次消費者
1 個体が生きるのに必要なエネルギー(kcal/個体/年)	$\frac{365\phi_2w_2}{\delta_2}$	$\frac{365\phi_3w_3}{\delta_3}$	$\frac{365\phi_4w_4}{\delta_4}$
上位消費者に利用される 1 個体のエネルギー (kcal/個体)	e_2w_2	e_3w_3	e_4w_4
上位消費者 1 個体の生存に必要な個体数 (個体)	-1)	$\frac{365\phi_3w_3}{\delta_3} \times \frac{1}{e_2w_2}$	$\frac{365\phi_4w_4}{\delta_4} \times \frac{1}{e_3w_3}$
1 個体の生存に必要な植物バイオマス量 (g/個体)	$II = \frac{365\phi_2w_2}{\delta_2} \times \frac{1}{e_1}$	$III = \left(\frac{365\phi_2w_2}{\delta_2} \times \frac{1}{e_1} \right) \times \left(\frac{365\phi_3w_3}{\delta_3} \times \frac{1}{e_2w_2} \right)$	$IV = \left(\frac{365\phi_2w_2}{\delta_2} \times \frac{1}{e_1} \right) \times \left(\frac{365\phi_3w_3}{\delta_3} \times \frac{1}{e_2w_2} \right) \times \left(\frac{365\phi_4w_4}{\delta_4} \times \frac{1}{e_3w_3} \right)$
PI	$II \leq B^2)$, PI=2	$III \leq B$, PI=3	$IV \leq B$, PI=4

1) 植物の種・種構成に関わらず、一律植生面積として考慮する (m²). 2) B: バイオマス (g/m²)

表 5-7 PI の計算に際しての入力値

PI	1	2	3	4	5
対象種	生産者 (植物)	一次消費者	二次消費者	三次消費者	四次消費者
ϕ (kcal/g/d) ¹⁾	-	0.051	2.000	2.000	2.000
e (kcal/g)	4.2 ²⁾	5.0 ³⁾	3.0 ⁴⁾	3.0	3.0 ⁵⁾
δ (%) ⁶⁾	-	0.1	0.1	0.1	0.1
w (g/individual)	-	0.01	1.00	50.00	500.00

※1) Basic metabolic rate [W (kcal/day)] was calculated using the following formula (Peters, 1986), which is generally applicable to poikilotherms: $W = 20.7 \times 0.14 \times (\text{body weight [kg]})^{0.751}$, 2) Average energy of 57 plant species (Golley, 1961). 3) Average energy of insects in general [三橋, 2012]. 4) [MEXT, 2019], 5) As no data for *Opsariichthys uncirostris* was available, the value for a *Cyprinus carpio* of similar body size and belong to the same family was used [MEXT, 2019]. 6) (Odum & Barrett, 2004).

(3) 脆弱性指標 (VI)

1) 下流涵養度 (CDE)

下流涵養度 (Contribution to Downstream Ecosystems) は、ある場所が植物バイオマスの供給源として下流の河川生態系へどれほど寄与しているのかを評価する指標である。バイオマスの蓄積過程 (フロー) に着目することで、対象地点の生態系の重要度を評価するのがねらいである。CDE は、ある地点の NPP に対する下流へ流下する B の比により評価する。ただし B はその場の NPP によって大きさが異なるため、NPP の異なる地域で相対化するために、平衡状態に達した時点での比 B/NPP を下流涵養度として計算する。この値が大きいほど、下流への生態系への寄与率が高い地点であり、この場所の河川生態系を健全に維持し物質循環の機能を保全することが、下流域にとっても重要になると考えられる。従って、下流涵養度が高い場所は、環境流量を優先して流すべき地域であるといえる。

2) 生態系回復時間 (ERT)

生態系回復時間(Ecological Recovery Time: ERT)は、生態系の脆弱性を時間的な観点から評価する指標である。一見豊かな生態系が維持されている（バイオマス量が多い）場所でも、破壊された場合回復に長い時間を要するような場所は生態系の脆弱性が高い地域といえ、優先的に保全する必要がある。河川バイオマスモデルにおいて、 B が 0 の状態、すなわち河川環境が完全に破壊された状態を仮定し、 B の蓄積時間を計算する。標準状態（月単位での計算の場合は B の破壊のなかった場合の月末の値、年単位では年末の値）に達した時点で計算終了とし、初期状態から標準状態になるまでのタイムステップ数を以て生態系回復時間とする。タイムステップ数が多いほど回復時間が長く、脆弱性の高い地域である。評価には主に二つの視点がある。一つは、上流部に大きなダムが建設されるなど、流域全体に改変が起こることを想定する場合である。もう一つは、中・下流域に取水堰が建設されるなど、部分的な改変が起こる場合である。前者の場合、流域全体の初期状態で $B=0$ となることを仮定する。こうすることで、流域全体の環境が破壊された時点からの各地点の回復時間を調べることができる。後者の場合は、対象地点のみを初期状態で $B=0$ とし、それ以外の場所では通常通り計算する。対象地点が破壊されても、上流・支流、及び陸上の生態系に変化はないため、外部から B が流入し続けることになる。

生態系回復時間は年数として表現される。ただし、この値は地域の傾向や大小関係を比較するための相対値であり、モデルでは表現されない様々な要因の影響する実際の生態系回復過程を再現することが目的ではない。

5.5 使用データおよびパラメータの設定

流量は全球水資源モデル H08 (Hanasaki, et al., 2008)より 2001～2010 年日別値を算出し、各月の 10 年間の平均流量を河川バイオマスモデルへの入力値とした。上記の時期のデータを使用したのは、流量計算に用いる気温や降水量、太陽放射等について同一条件下でのデータセットが直近で揃っているためである。H08 のサブモデルの内、本研究では陸面過程サブモデルと河川サブモデルを用いる（図 5-10）。陸面過程サブモデルは地表面の熱収支・水収支をセル毎に解くモデルである。Bucket モデルを基にしており、土壌について、水収支的には 1 層タンクモデルを、熱収支的には 1 層と地表面を想定する。河川サブモデルは河道網に沿って格子をまたいで流出量を流下させ、河川流量を求めるモデルである。河道は、セル内の河道網や水路網から代表的な流路方向を抽出し、図 5-10 に示すように 8 つの流下方向のいずれか一つを持つ一本の直線で表現される。この河道は断面形状を持たない仮想的なものである。この河道には河道内貯留量 (RivSto) という一つの状態量がある。この河道に上流の河道からの流入量 (RivInf)、および、自らのセルの総流出量 ($Q_{tot} \times A$)が流入する。計算セルからその下流のセルまでの距離を、ある一定の流速で水が流下することを仮定し、河川流量 (RivOut)の計算が行われる [花崎, 2013]。流量計算に用いたデータを表 5-8 に示す。

モデル格子サイズは 0.5 度である。一辺の長さは緯度によって異なるが、日本付近で 50km 程度であり、利根川の流域が 3～4 格子で再現できる空間解像度である。全球を網羅した河川 NPP に関する情報がないことから、NPP は NASA Earth Observatory による全球における 2001～2010 年の日観測

値を使用する²。河川 NPP は栄養塩濃度や濁度等の水域特有の条件に影響を受けるが、陸上と同様に気温（水温）と太陽放射が支配要因となり、陸上 NPP と強い相関があるとされ、水域に陸域 NPP を適用しても過小評価とはならないと考えられる（Livingstone, et al., 1982）。全球の淡水魚類の多様性を評価した（Oberdorff, et al., 1995; Guégan, et al., 1998）など、陸上 NPP を水域で代用する事例が複数あるため、本研究でも陸上 NPP を使用した。

現実のバイオマス蓄積過程は、気候や河道の物理条件により影響を受けるものと考えられるが、以下に示す理由によりパラメータを全球一律に設定した。まず、植物バイオマスの流下割合 f は、剥離率と流速に加え河床形状や横断構造物の有無に影響を受けるので、空間解像度が数 m～数百 m 程度の評価では無視できない。一方、本研究の空間解像度では横断構造物や瀬淵レベルの河川地形は反映されないため f に差を設けることは難しい。従って $f = 1.0$ とした。

分解・溶脱割合 d について、種構成や水温等に影響を受けるものの、全球レベルで精度よく差を設けることが難しいことから、抽水植物の代謝の研究例を参考に $d = 0.1$ に設定する【佐々木, 2011】。

陸上由来バイオマスの割合については、上流では河畔林からの外部由来が卓越し（ $\beta \approx 1.0$ ）、中下流域では河川内一次生産が卓越する（ $\beta \approx 0.0$ ）傾向が知られている（Odum & Barrett, 2004）。本研究では、その中間値として $\beta = 0.5$ を適用する。

上位消費者による被食については、5.2.4 に述べたように NPP の 1/3 程度となる場合が報告されているが【皆川 & 萱場, 2009(b)】、季節によっても大きく異なり、同一地点においても流量に応じて変化することが知られている【皆川 & 萱場, 2009(a)】。今回、被食率については全球を網羅できる情報が得られなかった。また、今回の検討では各々の地点における植物バイオマスの値を精度よく再現することよりも、全球を同条件下に置いて相対的な違いを評価することが優先であるため、被食率は考慮しないものとした（ $p = 0.0$ ）。

V は月平均流量 Q を用いて三角形断面を仮定してマニング式で算出した。標高からグリッド毎に河床勾配を求め、粗度係数を一律 $n=0.03$ として算出した。

初期条件として B を 0～1000 の間で計算したが、結果は初期値に依存しないことを確認した。計算時間 t は日単位とする。

算定結果に影響する河道面積は、流量より決まる川幅に、グリッド延長 Δx と蛇行係数 α を乗じたものである。本論文では $\alpha = 3$ として得られた値を示す。 α の値により河道面積が変わることから、 α について感度分析を行った。その結果、 $B=1.10 \times 108t$ （ $\alpha=2$ ）、 $1.74 \times 109t$ （ $\alpha=4$ ）が得られた。なお蛇行度を実際の河川の衛星写真で測定してみると、メコン川下流の蛇行の少ない区間で $\alpha=1.6$ 、アラスカのユカック川などの非常に蛇行の大きい原始河川において $\alpha=4$ となっている。

² モデル ver1 で使用した筑後モデルを用いない理由は、同モデルの算定式が年平均値で得られた NPP の実測値に基づき経験的に導き出されたものであり、月単位での計算を想定しておらず、誤差が大きくなるためである。

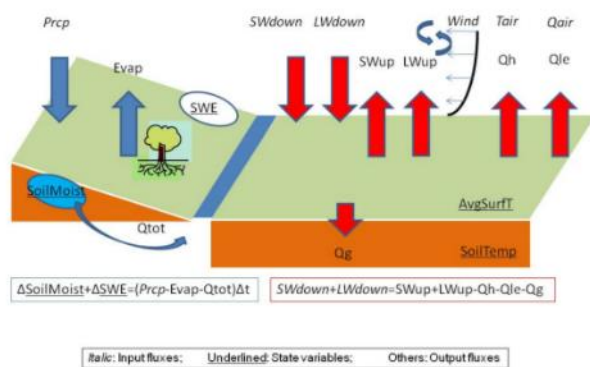


図 8-1 陸面過程サブモデルの模式図

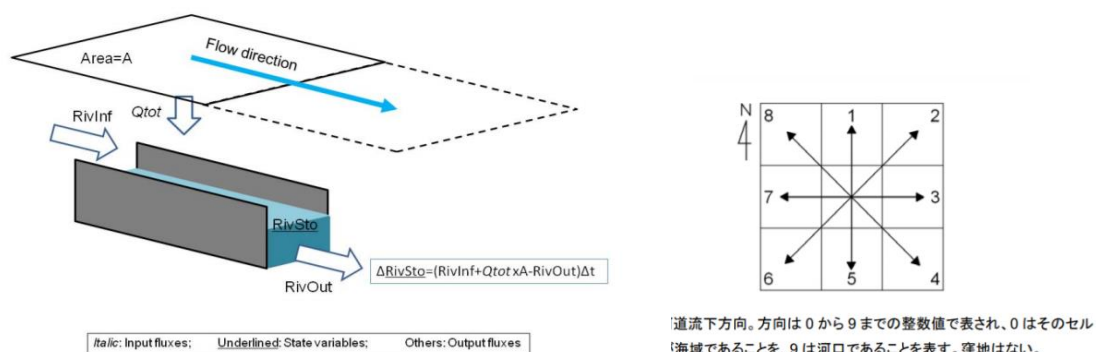


図 9-1 河川サブモデルの模式図

図 5-10 H08 を用いた流量計算と河道網モデルの概念 [花崎 & 山本, 2013]

表 5-8 使用データ一覧

種類	期間	データ名	発行元	リンク (URL)
気温	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data (WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/wat_ermip/data-format
降水量	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data (WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/wat_ermip/data-format
放射量	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data (WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/wat_ermip/data-format
河道網		The 30' global drainage map (DDM30)	Goethe-Universität Frankfurt am Main	https://www.uni-frankfurt.de/45217896/3_drainage_direction_map
標高		WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data (WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/wat_ermip/data-format
NPP	2001-2010	Net Primary Productivity	NASA Earth Observatory	https://neo.sci.gsfc.nasa.gov/view.php?datasetId=MOD17A2_M_PSN

5.6 各サブモデルの計算結果と検証

5.6.1 河川バイオマス計算結果

河川バイオマスモデルを用いて全球の月毎のバイオマス量を計算した。

全球年合計の河川植物バイオマス量の計算結果は $1.00 \times 10^9 \text{t}$ となった。過去の研究では $B = 0.40 \times 10^9 \text{t} \sim 1.45 \times 10^9 \text{t}$ [吉良, 1976] と見積もられており、モデル計算結果はこの範囲に収まっている。入力に用いた月別実測 NPP を図 5-11 に、月別バイオマス計算結果を図 5-15 に示す。NPP とバイオマスの図を比較すると、多くの地域で河川バイオマスの季節的増減が、NPP の季節変動と連動していることがわかる。しかし、図 5-15 では、大河川の河道に沿って上流・支流からバイオマスが下流へ受け渡される様子が再現されている。特に、その場の NPP が極めて少ない砂漠地域の河川では、陸上 NPP のみを見た場合に比べ、計算結果では比較的大きなバイオマス蓄積量が得られている。

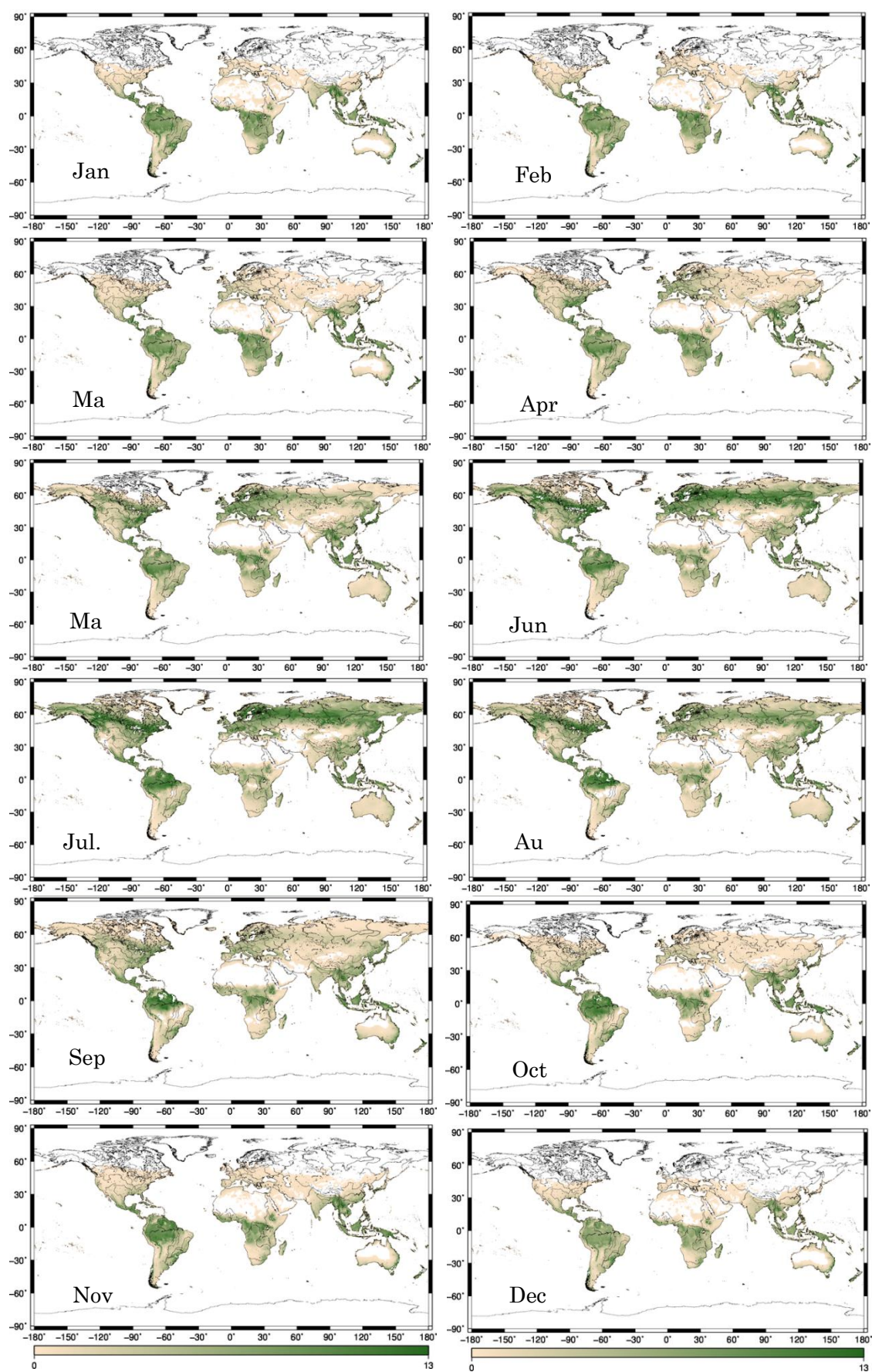


図 5-11 計算に使用した実測 NPP（10 年間の平均）(g/m^2)（月平均値）

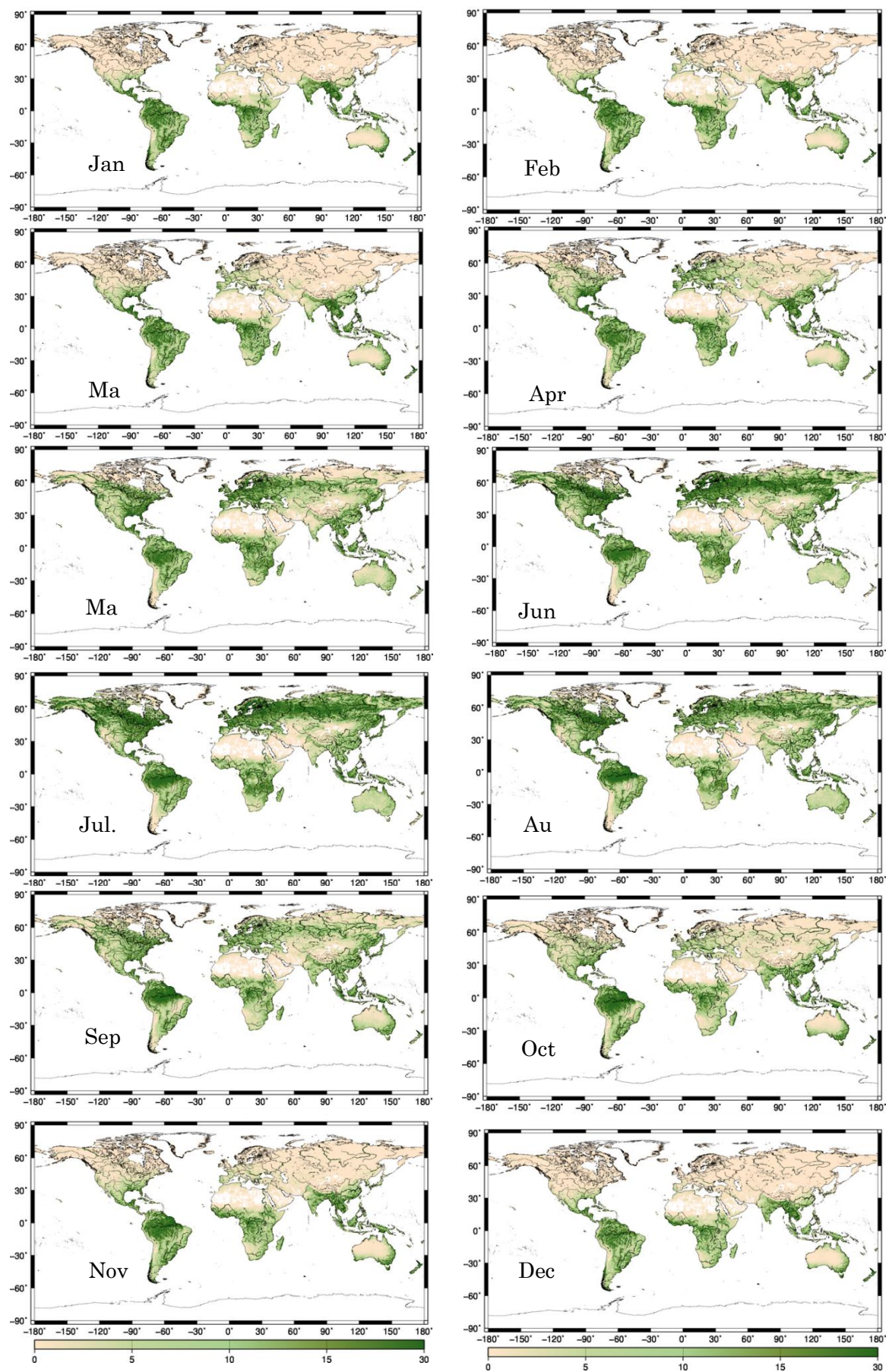


図 5-12 月別バイオマス計算結果 (g/m²) (月平均値)

エジプトのナイル川を例に、バイオマス計算結果について考察する。まず、当該流域の流量の特徴について説明する。図 5-13 に、ナイル川縦断方向における 1 月、8 月、11 月の流量を示した。ナイル川の出水期は秋口から冬にかけて続き、上流の洪水が徐々に下流へ伝播し、11 月頃に下流の流量が最大になる。夏場は逆に、上流の流量が下流よりも大きくなるという、一般の河川にはない特徴を持つ。これは、流域の中下流がサハラ砂漠に囲まれており、強い蒸発散の影響を受けるためである。

図 5-14 に、ナイル川縦断方向の 1 月から 12 月までの陸上実測 NPP とバイオマス計算結果を示す。ナイル川流域は下流（南）に行くにつれ乾燥する。マラカルより上流はサバナ気候、白ナイル合流点まではステップ気候、それより下流は砂漠気候となる。陸上 NPP は上流から下流に行くにつれ減少する。白ナイルの合流するスーダンのハルツーム付近では、広大な氾濫原に農地が広がり、比較的河畔植生が豊かである。サハラ砂漠に入ると NPP はほぼゼロになる。ただし、ルクソールやソハグなど氾濫原沿いに不連続に農業地帯があり、断続的に高い NPP が現れるのはそのためである（図 5-14）。河口デルタに近づくにつれ NPP が増加するのは、灌漑農地面積の広がりに伴うものである。以上が縦断方向にみた NPP の傾向である。一方で、NPP は季節変動する。ナイル川では、上流と下流で NPP の季節変動が逆転する特徴がある。上流では気温が高く降水量がピークになる 8 月に NPP が最大となり、冬場に NPP が最小となる。一方、アスワンより下流では降水は主に 11 月から 2 月の冬季に発生する。夏場は農閑期であり、作付けは 10 月頃から始まる。下流域では主要な作物である麦類やエジプト牧草（ベルシム）の収穫は 3 月頃から始まる（[JICA, 1996]）。NPP の季節的な増減はこうした営農サイクルを反映しているようである。

次に、同図下のバイオマス計算結果に注目する。NPP の小さい 1 月から 4 月までは流域全体のバイオマス量も少ないが、上流で NPP が上昇し始める 5 月以降、バイオマスも増加するとともに、下流にもバイオマスが蓄積し始める。上流や白ナイルやアトバラ川などの支流からもバイオマスが流下することで、陸上 NPP が殆どない中流域でもバイオマスが存在しているのがわかる。夏から秋にかけて、中流アスワンより下流のバイオマス量は 1.0t/ha と、温帯湿润地域に位置するミシシッピ川やパラナ川の中下流域と同等の値まで高くなる。さらに洪水期の終盤である 10 月頃にはバイオマスは下流まで到達し、最大 1.4t/ha 程度の場所も出てくる。ナイル川の洪水氾濫により肥沃な土壌が維持され、冬季の農業が盛んである当地の状況を鑑みると、バイオマスの流下の様子やその時期を再現できているといえる。

従来の水文統計法では、同程度の流量であれば寒冷地域のように生物数・生物多様性共に比較的低い河川と、赤道付近の生物量や生物多様性が高い場所を区別することができなかったが、このモデルでは一次生産力を加味することで河川生態系の質的な違いを表現できる。また、流下方向に連続した計算ができるため、ナイル川のように、下流域が生産力の低い砂漠地帯であるにも関わらず、上流からの肥沃な流れの供給によって一定の生産力を得ているような場所も捉えられるのが特徴である。

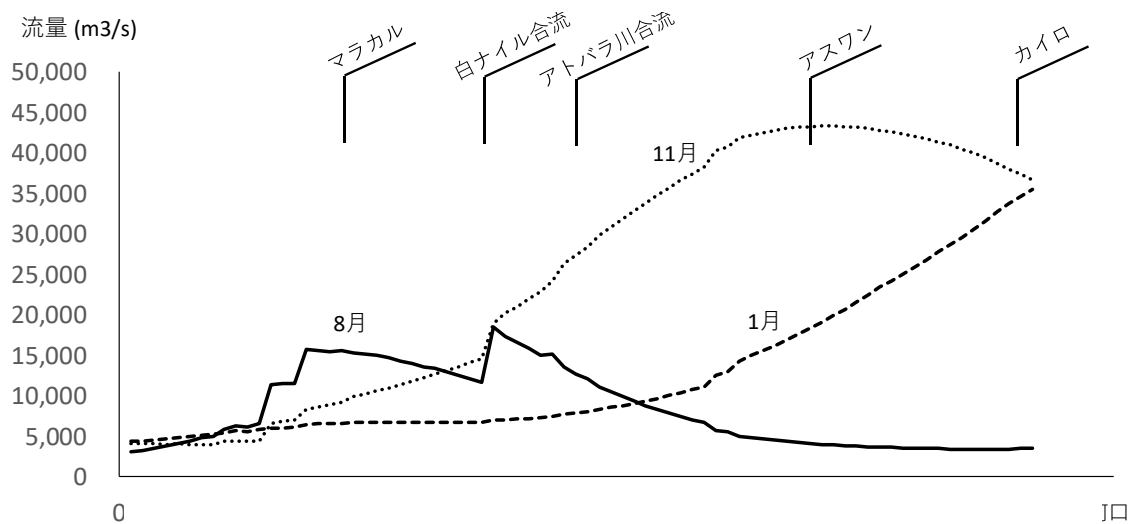


図 5-13 ナイル川（アスワン地点）における平均流量（H08 による計算結果）

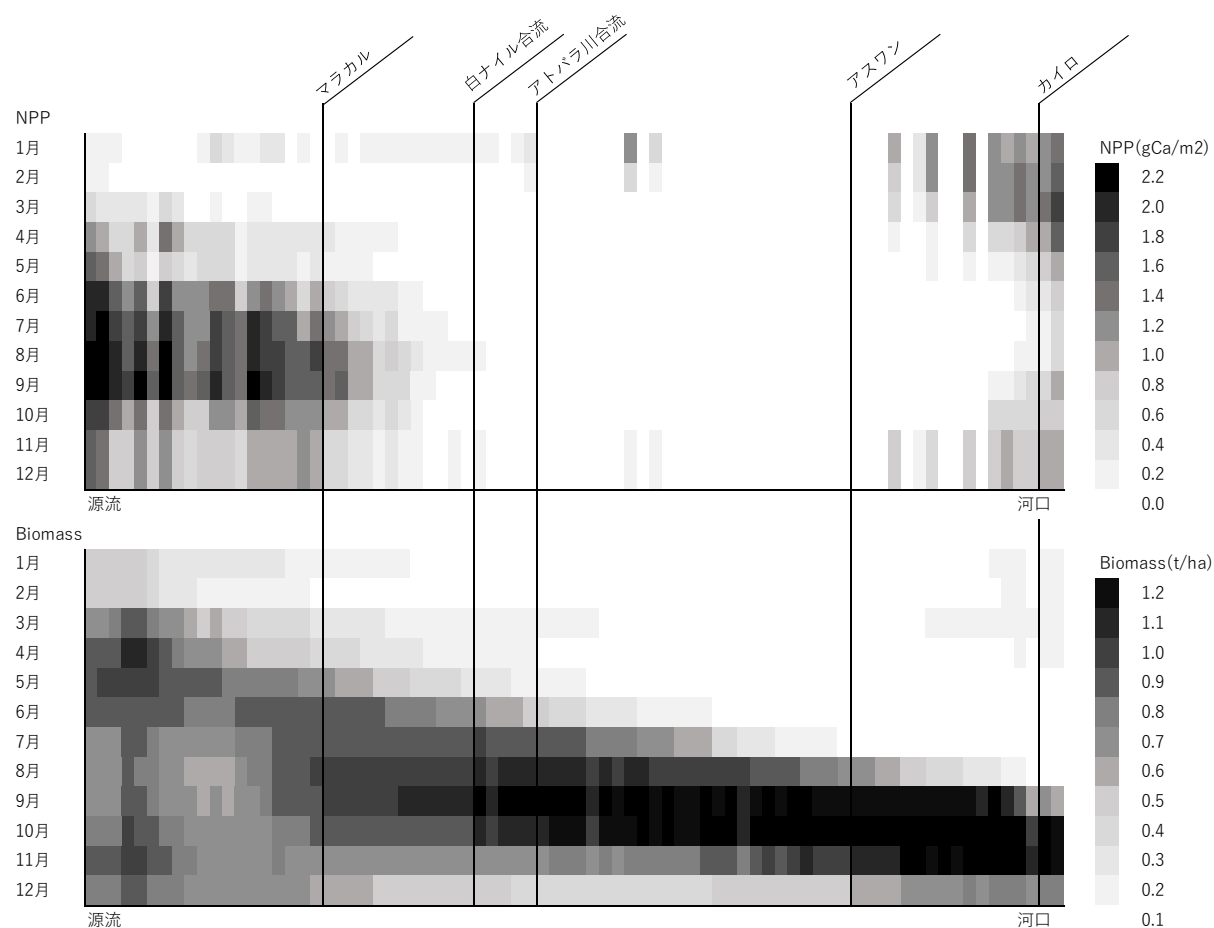
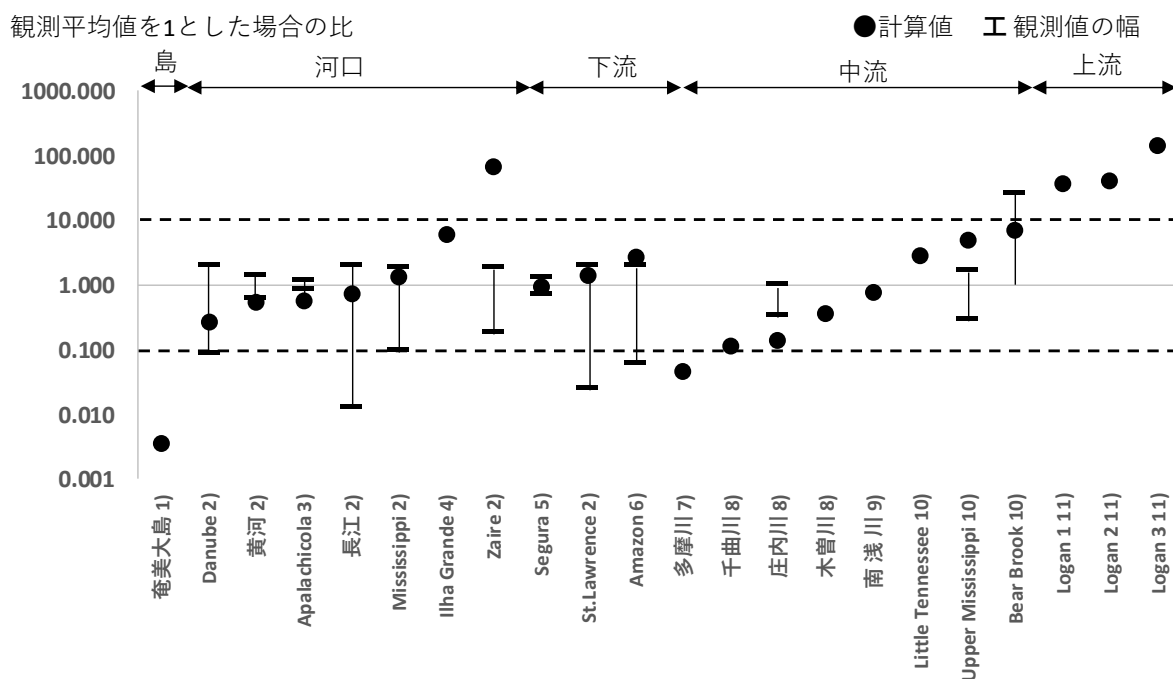


図 5-14 ナイル川における NPP およびバイオマス計算結果



※ 1) [阿部, et al., 2008], 2) (Humborg, 1997), 3) (Mortazavil, et al., 2000), 4) (Moulton, et al., 2015) 5), (Valesco, et al., 2003) 6) (Costa, 2005), 7) [相崎, 1980], 8) [八木, 1983], 9) [安田, et al., 1989] 10) (Webster & Meyer, 1997), 11) (Pennak & Lavelle, 1979)

図 5-15 バイオマス観測値と計算値の比較

表 5-9 パラメータ感度分析

d	p	β	f	バイオマス計算値 (g/m ²)
0.1	0.0	0.5	1.0	$1.00 \times 10^9 \text{t}$
0.5	0.0	0.5	1.0	$4.80 \times 10^8 \text{t}$
1.0	0.0	0.5	1.0	$2.81 \times 10^8 \text{t}$
0.1	0.5	0.5	1.0	$4.20 \times 10^8 \text{t}$
0.1	1.0	0.5	1.0	発散
0.1	0.0	0.0(0.01) ^{※1}	1.0	$0.27 \times 10^8 \text{t}$
0.1	0.0	1.0	1.0	$1.66 \times 10^9 \text{t}$
0.1	0.0	0.5	0.5	$1.50 \times 10^9 \text{t}$
0.1	0.0	0.5	0.0	$1.89 \times 10^9 \text{t}$

※1 0.0 と置くと、計算が収束しなくなったため、最小値を 0.01 とした。

5.6.2 河川バイオマスの検証

計算バイオマス量と世界各地の実測バイオマス量を比較し検証を行った。河川植物バイオマスは、同地点でも流況や季節、測定方法により値の変動が大きく、図 5-15 の観測値の幅から判るようにその差が 10^2 倍となることもある。その理由は、水生植物は出水により容易に流失する点、世代交代が数週間程度と速く、僅かな環境変化で現存量が大きく変化する点にある。攪乱がない場合でも連続する年のバイオマスは 2 倍程度の違いが生じることがある (Mulholland, 1981)。

図 5-15 に、世界 22 地点の河川植物バイオマス観測値と計算値を示す。計測場所について、島、河口、下流、中流、上流に分類した。計算値の 7 割が 10^2 の変動幅に収まり、観測幅のあるものについては概ね地域的な差が表現できているといえる。観測場所で見えた場合、河口～中流にかけ

て精度の差は見られず、特に中流では精度よく評価できている。一方、島嶼部（奄美大島）では大きく過小評価となり、山地河川（上流）では全て過大評価となった。島嶼部のように島全体が1グリッドに収まる場所では、河道のバイオマスの流入・流出過程が再現できず、陸上実測 NPP が支配的になっている。このため、流域が一グリッドに収まる小河川での精度は低くなると考えられる。一方、上流部で計算バイオマスが過大となった理由としては、対象地域において陸上からのバイオマス流入割合 β が過大であった点が考えられる。対象河川の位置するコロラド川流域上流部は、グランドキャニオンの景観に代表されるような河畔植生の殆どない乾燥地域である (Pennak & Lavelle, 1979)。従って、 $\beta=0.5$ という条件が過大になっていた可能性がある。陸上バイオマスの流入が殆どないと仮定し、 $\beta=0.1$ と置いて計算した結果、当該地点のバイオマスは全て観測結果内に収まることが確認できた。

以上より、モデルは概ね実測値のオーダーで地域特性を反映できているが、島嶼部など一グリッドに流域全体が収まる河川では精度が低くなる。また、特に乾燥地河川など、陸上からのバイオマス流入が期待できない地域では過大評価となっていることがわかったため、現在一律で設定しているパラメータを場所に応じて変更する必要があると考えられる。

各パラメータの影響を確認するため、感度分析を行った（表 5-9）。

d, p, f, β (0~1) の4つの係数を最大値から最小値まで変化させてバイオマス計算結果を確認した。 d, p, f については影響度に差はなく、 B は 2.80×10^8 ($d=1$) から 1.90×10^9 ($f=0$) と、過去の研究の値のオーダー内に収まる。最も敏感なのは β で、0 から増加させると B は 0.27×10^8 から 1.66×10^9 をとる。従って、特に、 β については上下流や植生の違いを考慮して区別するなど注意深い設定が必要である。

5.6.3 生産性指標 (PI)

生産性指標の計算結果を図 5-16 に示す。指標 0~1 は主に砂漠、指標 2 は砂漠の隣縁部、指標 3 は高緯度地域の大河川を除く地域や西オーストラリア砂漠地帯に該当する。指標 4 は温帯から熱帯にかけての広い範囲に分布する。指標 5 は大河川沿いに見られる。指標 1 は植物のみの単調な生態系を指し、指標 2 になると植物と草食動物、指標 3 以上になると捕食者の存在する、より多様性の高い生態系に対応する。PI は一次生産の大小から扶養可能な消費者の生物量を求め、その階層を指標化したものであり、実際の生態系ピラミッドを表すものではない³。しかし、自然の生態系において、栄養段階が2未満となることはなく、少なくとも一次生産者、一次消費者、上位消費者の三段階が様々な構成員をもつのが普通である (Woodward, 2009) ことや、生態系ピラミッドの階層は最高でも 4~5 段であること、生産力との相関性があること (Odum & Barrett, 2004) を踏まえ、妥当な指標が得られたといえる。

次に、河川縦断方向のバイオマス輸送が、その場の一次生産基盤にどの程度寄与しているかを調べた。まず、バイオマスの流下率 f をゼロとし、バイオマスが上流から供給されないものとし、その場の NPP と陸上からのバイオマス供給のみで蓄積するバイオマスから PI 計算した。これをバイオマス流下のある計算結果と比較すると、上流からのバイオマス供給がある場合に指標が上

³ また、栄養段階の階層は、種としての分類ではなく、機能の分類として捉えるべきである [オダム, 1974]

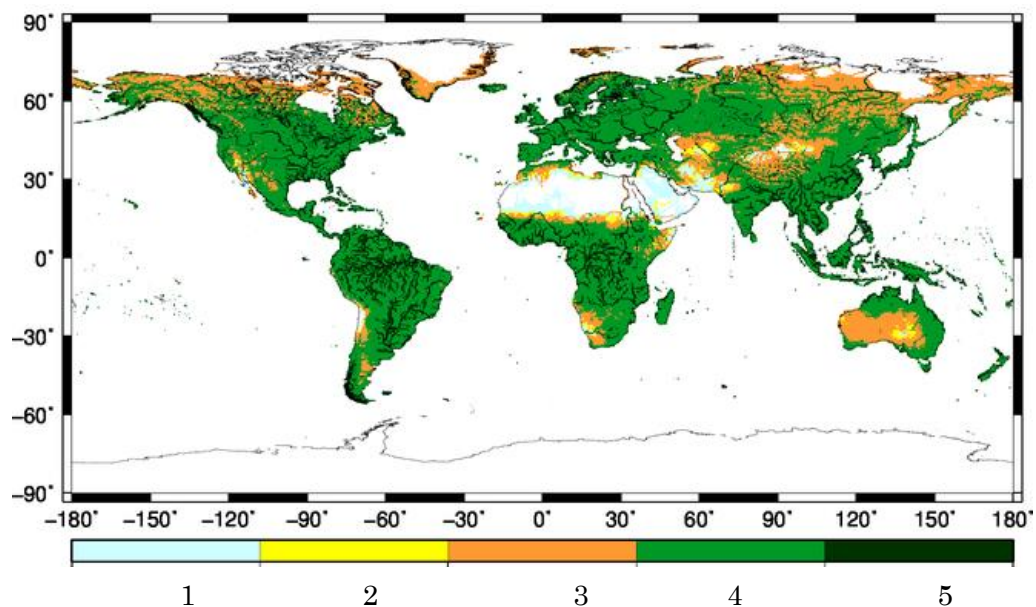


図 5-16 生産性階指標 (PI)

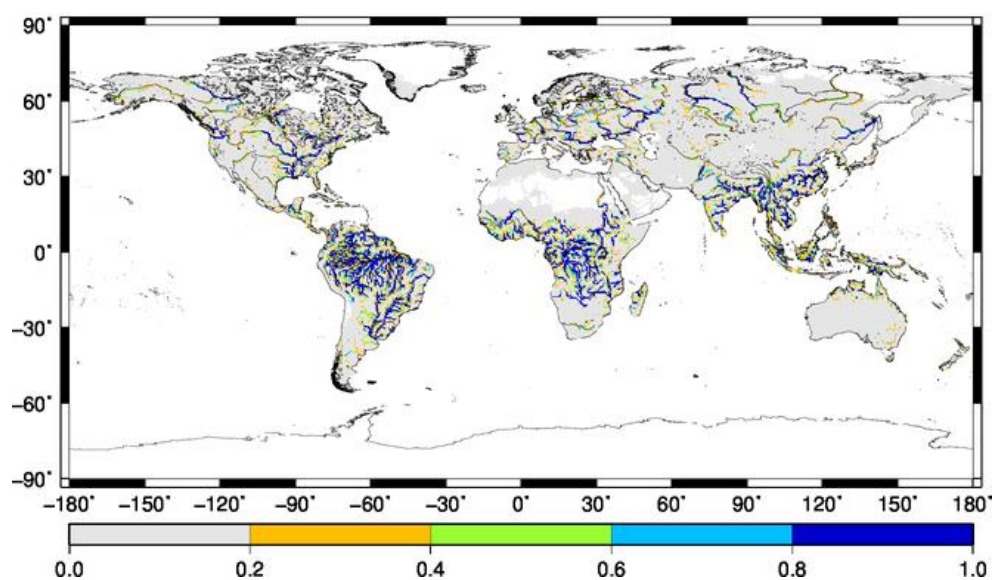


図 5-17 下流涵養度

昇した地域は 12%あった。河川別にみるとアマゾン川河口で指標が 1 段階上昇し、エニセイ川、ユーコン川中流、マーレー川、長江上流で 2 段階、オビ川、ナイル川、ニジェール川中流及びインドス川下流で 3 段階上昇した。指標の上昇は高緯度地域や乾燥地河川で顕著であり、その地域の生産力だけでは一定以上の生物の生存が難しい地域において、上流からのバイオマス供給によってより多くの生物の生存が可能となり、生態系構造の多様化がもたらされることが示された。

5.6.4 下流涵養度 (CDE)

図 5-17 に、下流涵養度の年平均値を示す。下流涵養度がゼロの地域はその場の一次生産量が極めて少なく、下流へ流下するバイオマスのない地域である。砂漠や極地が該当する。対して下流涵養度の大きな地域は、大河川の本流に沿って現れる。ナイル川のように上流が肥沃で下流で乾燥している地域は、白ナイル合流点よりも上流域の下流涵養度が高く、1.0 程度となる一方、下流では 0.1~0.2 と低くなる。長江や黄河のように上流域が乾燥帯で下流に行くにしたがい温暖湿潤になる地域では逆に、下流涵養度は下流の方が高くなる。また、アマゾン川のように支流を含む流域全体が熱帯~サバナ気候に含まれる地域ではどの場所でも一次生産に対する下流へ流下するバイオマス量が大きく、下流涵養度は 1.0 程度をとる。

また、エニセイ川、レナ川、ミシシッピ川などでは、合流点において下流涵養度が一気に大きくなる。支流の合流が下流域の生態系を支える上で重要な役割を担っていることが推察される。このように、バイオマスの供給源となるような「ホットスポット」は支流の合流点や流域内でも温暖湿潤な場所に点在する。このような場所は河川全体に占める面積は小さい場合でも、生態系を扶養する上で重要な役割を果たしている。従って下流涵養度の高い地点は保全優先度の高い地域といえ、より多くの環境流量必要量が求められる。

5.6.5 生態系回復時間 (ERT)

生態系回復時間について、全球の ERT を図 5-18 に示す。ERT が 20 以下の地域は淡水域全体の 10% に相当し、10~50 の地域が 22%，50~100 が 53%，100 以上の地域が 14% を占めている。ERT が最も短い地域 (<10) は、ロッキー山脈、アルプス、ヒマラヤなど上流からの影響を受けない山岳地帯の源流域、および、インドネシア、パプアニューギニアの中央部、マダガスカル東部など NPP の高い熱帯の島嶼部が含まれる。こうした地域は、その場で生産されたバイオマスがその場で分解される自律性の高い生態系によって特徴付けられる。流路自体が比較的短いこともあり、元々上流からのバイオマス供給が少ないことも理由である。このように、概して下流涵養度が高い (>0.8) 場合、ERT は短くなる傾向がみられる。

ERT の長い (>100) 地域は、ミシシッピ州、アマゾン、パラナ、ナイル、ニジェール、オビ、エニセイ、マーレー=ダーリング、ガンジス、長江などの大河川の中流から下流にかけて見られる。これは、上流や支流部から長い時間をかけて長距離を流下する外部性のバイオマスに影響を受けているためである。同様に、ナイル川の中・下流のように、砂漠地帯にありその場での生産力が極めて小さい場所では、ERT は最大 150 程度になり、肥沃な上流域からのバイオマス供給によって元の状態に回復するまでに長い時間がかかる。

流域の環境破壊からのバイオマスの回復過程を詳しくみるために、メコン流域を例に、3 つの破壊ケースで生態系回復時間を比較した。下流プノンペン地点のみのバイオマスをゼロと置く地点破壊 (ケース 1)、下流から中流までの流域の半分のバイオマスをゼロと置く部分的破壊 (ケース 2) および、流域全体の破壊 (ケース 3) である。計算結果を図 5-19 に示す。ケース 1 では、バイオマスの 60% が 1 年以内に回復し、6 年後に標準状態に戻った。プノンペンではその場の一次生産が高い (NPP=18t/ha/y) ことに加え、このケースでは、影響を受けていない上流地域のバイオマスがすぐに対象地点に流入するため回復時間が最も早かった。ケース 2 では回復プロセスは緩やかになる。バイオマスの 90% が回復するのに 20 年以上、標準状態に戻るのに 30 年を要す

る。ケース 3 はケース 2 と同様の傾向をたどり、27 年目までは回復率が同じである。ケース 2 との違いはごくわずかで、図中では判読できないが、27 年以降はケース 3 の回復率は遅れ、標準状態までに 50 年を要する結果となった。このことから、対象地点（プノンペン）に寄与するバイオマスの大部分が中流域より下流に由来していることが言える。なお、中流域以上の上流から対象地点に到達するバイオマスは 3 % であった。

ERT は NPP、上流の河川延長、および破壊の位置/範囲によって影響を受ける。実際の生態系では、洪水などの自然攪乱や河道の浚渫による人為的破壊を受けた植生の回復は、湿潤地域では速く、乾燥地域では遅くなる傾向が知られている (Sloan, et al., 2001)。本モデルの生態系回復時間は NPP が大きいほど短い傾向にあるが、NPP は年降水量を変数としており、乾燥湿潤に影響される現実の傾向とは矛盾しない。カリフォルニア北部の中小河川において植生破壊から回復まで約 20 年程度である観測結果があり、これは温暖湿潤な同地域において例外的に長いことが報告されている (Sloan, et al., 2001)。

このように、生態系回復時間の遅い地域については、河川生態系保全の優先地域として区別する必要があるといえる。

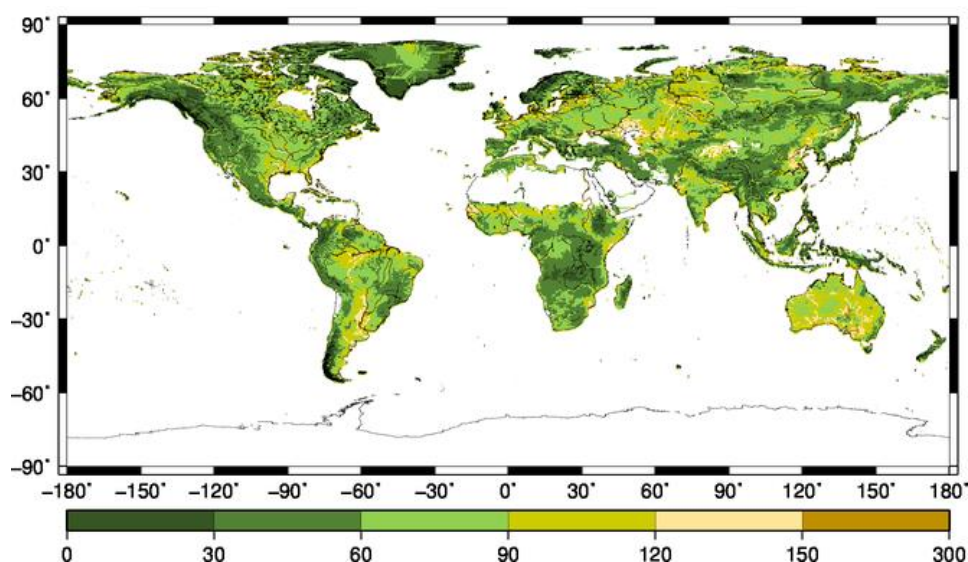


図 5-18 生態系回復時間

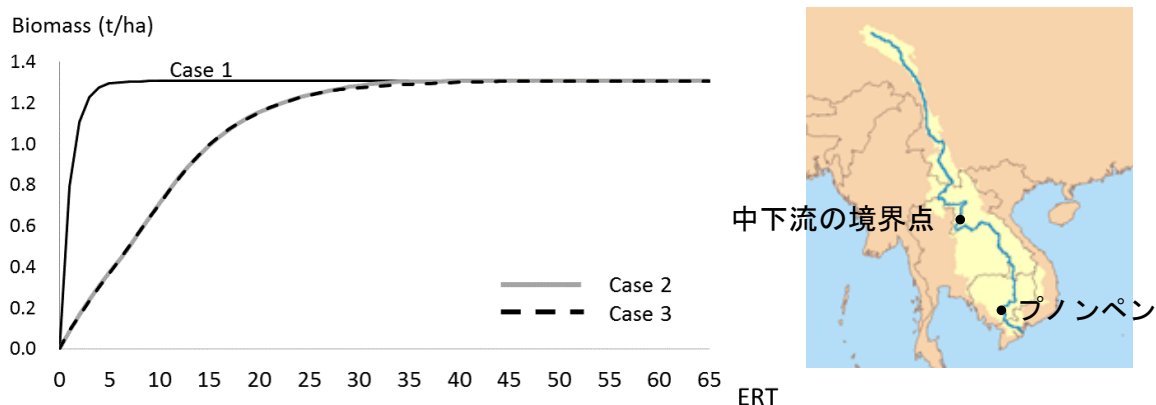


図 5-19 メコン川（プノンペン地点）における生態系回復時間

5.7 本モデルに係る用語の定義および解説

本研究で構築した河川バイオマスモデルで使用する用語の定義を以下に整理する。なお、生態学や生物学の分野で一般に用いられている定義や、幅広い意味を持つ用語について、本研究において特別に対象を限定しているものもあり、必ずしも同義でない場合がある。

表 5-10 本モデルに係る用語の定義

用語	解説	解説箇所
バイオマス	植物バイオマスを指す。本研究で対象とする植物バイオマスは、河川生物の餌として利用されうる緑色植物（水生植物および陸上から河川に流入する落葉などの陸上植物体の一部）の植物体の総体である。特に断りのない場合、魚類や水生昆虫などの動物性のバイオマスは含まない。本研究では、現存量に加え、流入、流下などで移動途中の植物体、および落葉など、生きた植物ではないが餌資源として利用されうる植物由来の有機物もバイオマスとして表す。	5.1
生産者	本研究では、一次生産者、すなわち緑色植物のことを指す。	5.2
消費者	本研究では、河道内の植物バイオマスを餌とする生物（水生昆虫、魚類等）や、それら生物を餌とする捕食者（大型魚類等）を指す。	5.2
NPP : Net Primary Production (一次生産量)	総一次生産 GPP から呼吸量を差し引いた植物体の成長量。単位面積当たりの重量 (g/m^2 や t/ha) で表す。特に記載のない場合は、河川植物による NPP を指す。	5.2.2 (1)
NPP : Net Primary Productivity (一次生産力)	植物体の成長速度からみた生産性を意味する。単位時間に単位面積当たりの重量 (例えば $\text{g/m}^2/\text{hr}$ や t/ha/year) で表す。	5.2.2 (1)
現存量	一次生産の結果、単位時間、単位面積あたりに蓄積する生きた植物体の総量。	5.2.2 (1)
河川植物	植物プランクトン (phytoplankton), 付着藻類 (benthic algae), および水草 (macrophyte) を指す。ただし、本モデルによるバイオマスの計算ではこれらを区別せず、総体として扱う。	5.2.2 (2)
内部由来 (autochthonous)	その場の一次生産によって生じるバイオマス。例えば剥離する前の付着藻類や、根で固定された植物体等。	5.2.3
外部由来 (allochthonous)	流水によって上流から運ばれてくるバイオマスや、陸上から河川に落下・流入するバイオマス。例えば、剥離して流れてくる藻類や、落葉等。	5.2.3

5.8 本章のまとめ

本章では、流量変化に応答する河川生態系の生産性と脆弱性を評価するためのモデルである、河川バイオマスモデルを構築した。

このモデルは、主に植物の一次生産力と流量を入力条件として用い、河道内の任意地点に単位時間に存在する植物バイオマス量を算定するモデルである。

このモデルの特徴は、全球河道網モデル上に構築されているため、上流から下流へ、陸上から河川へのバイオマスの流れや、その変化を河道に沿って連続的に解くことができる点である。そのため、例えば上流にダムが建設されて流量減少した場合に、下流のバイオマスにどのような影響が生じるかなどを想定したシミュレーションも可能である。

このモデルを用いて、月ごとの河川バイオマス蓄積量を全球で計算した。

このモデルでは、ナイル川など砂漠河川のように、その場の一次生産力が極めて小さいにも関わらず、上流から供給されるバイオマスによって周辺の陸地よりも肥沃である（生産性が高い）場所やその季節変化を表現することができる。また、ある時点でみた場合に、同程度に生産力のある地域でも、メコン川のように環境破壊によって速やかに元の状態に回復する場所と、ガンジス川のように回復に長期間を要する（脆弱性が高い）場所を区別することが可能である。これらの観点を用いて、生産性指標（PI）と脆弱性指標（VI）を導入し、全球の生産性と脆弱性を指標化した。

気候の異なる世界 22 地点の河川植物バイオマス実測値と計算値との比較を行い、バイオマス計算結果の妥当性を検証した。バイオマスの全球年平均値は、 1.00×10^9 t となり、既往の全球水域バイオマスの推定値内に収まった。また、計算値は概ね実測値の変動幅に収まることを確認した。ただし、全域が 1 グリッド内におさまらず、流入流下過程が再現できない島嶼部では精度が低くなることが分かった。そのため、1 グリッド程度の小流域では注意が必要である。また、陸上からのバイオマス供給の殆どない乾燥地の上流域などでは全球一律のパラメータでは過大評価となるため、個別にパラメータを設定することが必要であることがわかった。

参考文献

- Costa, M. "Estimate of net primary productivity of aquatic vegetation of the Amazon floodplain using Radarsat and JERS - 1." (International Journal of Remote Sensing) 26, no. 20 (2005): 4527-4536.
- Dodds, W K. "Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams." Trends Ecol Evol. 22, no. 12 (2007): 669-676.
- Fox, J W. "Effects of algal and herbivore diversity on the partitioning of biomass within and among trophic levels." Ecology 85 (2004): 549-559.
- Golley, F B. "Energy values of ecological materials." (Ecology) 42 (1961): 581-84.
- Guégan, J F, S Lek, and T Oberdorff. "Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity." Nature 391 (1998): 382-384.
- Hanasaki, N, et al. "An integrated model for the assessment of global water resources - Part1: Model description and input meteorological forcing." Hydrol. Earth Syst. Sc. 12 (2008): 1007-1025.
- Hugueny, B, T Oberdorff, and P Tedesco. "Community ecology of river fishes: a large-scale." American Fisheries Society Symposium 73 (2010).
- Humborg, C. "Primary productivity regime and nutrient removal in the Danube estuary." (Estuarine, Coastal and Shelf Science) 45, no. 5 (1997): 579-589.
- Huryn, A D. "Ecosystem-level evidence for top-down and bottom-up control of production in a grassland stream system." OECOLOGIA 115, no. 1-2 (1998): 173-183.
- JICA. オモウム農村地域排水改良計画調査報告書、三祐コンサルタンツ、国際協力事業団編。JICA 報告書 PDF 版, 1996.
- Lessard, J, et al. "Dam Design can Impede Adaptive Management of Environmental Flows: A Case Study from the Opuha Dam, New Zealand." Environ. Manage. 51, no. 2 (2013): 459-473.
- Livingstone, D A, M Rowland, and P E Bailey. "On the size of African riverine fish faunas." American Zoologist 22 (1982): 361-369.
- MEXT. MEXT. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT). 2019. http://www.mext.go.jp/en/policy/science_technology/policy/title01/detail01/1374030.htm [アクセス日: 2019].
- Mortazavil, B, R L Iverson, W M Landing, F G Lewis, and W Huang. "Control of phytoplankton production and biomass in a river-dominated estuary: Apalachicola Bay, Florida, USA." (Marine Ecology Progress Series) 198 (2000): 19-31.
- Moulton, T P, C Lourenço - Amorim, C Y Sasada - Sato , and V Neres - Lima . "Dynamics of algal production and ephemeropteran grazing of periphyton in a tropical stream." International Review of Hydrobiology 100, no. 2 (2015).
- Mulholland, P J. "Organic carbon flow in a swamp-stream ecosystem." Ecol. Monogr. 51 (1981): 307-322.
- Oberdorff, T, F Guégan, and B Hugueny. "Global scale patterns in freshwater fish species diversity." Ecography 18 (1995): 345-352.
- Odum, E, and G W Barrett. Fundamentals of Ecology 5 edition. Cengage Learning, 2004.
- . Fundamentals of Ecology 5 edition. Cengage Learning: Brooks/Cole Pub Co, 2004.

-
- Pennak, R W, and J W Lavelle. "In situ measurements of net primary production in a Colorado mountain stream." (*Hydrobiologia*) 66, no. 3 (1979): 227–235.
- Pennak, R W, and J W Lavelle. "In situ measurements of net primary production in a Colorado mountain stream." *Hydrobiologia* 66, no. 3 (1979): 227-235.
- Peters, R H. *The Ecological Implications of Body Size*. Cambridge University Press, Cambridge, 1986.
- Seino, H, and Z Uchijima. "Assessment of net primary productivity of the earth's natural vegetation." *Journal of Agricultural Meteorology* 48 (2010): 859–862.
- Sloan, J, J Miller, and N Lancaster. "Response and recovery of the Eel River, California, and its tributaries to floods in 1955, 1964, and 1997." *Geomorphology* 36 (2001): 129–154.
- Smolar-Zvanut, N, and M Mikos. "The impact of flow regulation by hydropower dams on the periphyton community in the Soca River, Slovenia." *Hydrolog. Sci. J.* 59, no. 5 (2014): 1032-1045.
- Thorp, J H, and M Delong. "Dominance of autochthonous autotrophic carbon food webs of heterotrophic rivers." *Oikos* 96, no. 3 (2002): 543-550.
- Tiegs, S D, P S Levi, J Rüegg, D T Chaloner, J L Tank, and G A Lambert. "Ecological effects of live salmon exceed those of carcasses during an annual spawning migration." *Ecosystems* 14 (2011): 598-614.
- Valesco, J, J V A Millan, M R Vidal - Abarca, M L Suarez, C Guerrero, and M Ortega. "Macrophytic, epipelic and epilithic primary production in a semiarid Mediterranean stream." (*Freshwater Biology*) 48, no. 8 (2003): 1408-1420.
- Vannote, R L, G W Minshall, K W Cummins, J R Sedell, and C E Cushing. "River Continuum Concept." *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 (1980): 130-137.
- Wallace, J B, and J R Webster. "The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function." *ANNUAL REVIEW OF ENTOMOLOGY* 41 (1996): 115-139.
- Webster, J R, and J L Meyer. *Stream Organic Matter Budgets: An Introduction*. North American Benthological Society, 1997.
- Woodward, G. "Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: assembling the jigsaw puzzle." *Freshwater Biology* 54, no. 10 (2009): 2171-2187.
- オダム PE. 生態学の基礎 (上) 三島次郎訳. 培風館, 1974.
- 阿部信一郎, 井口恵一朗, 米沢俊彦, 四宮明彦. “奄美大島のリュウキュウアユ (*Plecoglossus altivelis ryukyuensis*) 生息河川における付着藻類植生および一次生産力.” [*藻類*] 56 [2008]: 9-16.
- 安田 卓哉, 市川 秀夫, 小倉 紀雄. “裏高尾の山地溪流における有機物収支.” [*陸水学雑誌*] 50, 第 3 [1989]: 227-234.
- 河内香織. “森林－河川－沿岸海域のつながり：粗粒有機物や栄養塩の移動と水生生物との関係.” *日本生態学会誌* 64 [2014]: 119 - 131.
- 花崎直太. “全球水資源モデル H08 の開発と公開.” *水文・水資源学会誌* 26, 第 6 [2013]: 295-301.
- 花崎直太, 山本隆広. *H08 マニュアル 利用編*. 国立環境研究所: an open source global hydrological model with human activities, 2013.
- 皆川朋子, 萱場裕一. “生物による付着藻類摂食は河床環境の健全性に寄与するか?”. [*土木技術資料*] 51, 第 8, [2009(a)]: 14-17.
-

-
- 皆川朋子, 萱場裕一. “藻食性魚類アユの摂食が河床付着膜の性状に果たす役割.” [土木技術資料] 51, 第 7 [2009(b)]: 26-29.
- 吉良竜夫. 生態学講座 陸上生態系概論. 共立出版, 1976.
- 戸田 祐嗣, 赤松良久, , 池田駿介. “水理特性が付着藻類の一次生産特性に与える影響に関する研究.” 土木学会論文集 705 [2002]: 161-174.
- 戸田祐嗣, 赤松 良久, , 池田 駿介. “平坦河床上の藻類の増殖と剥離に関する研究.” 水工学論文集 45 [2001]: 1111-1116.
- 国土交通省信濃川河川事務所. “宮中取水ダム試験放流検証委員会総括報告書.” 2015.
- 佐々木晶子. “氾濫原河畔植生に由来する有機物の生産・分解・流出過程.” 日本生態學會誌 61, 第 1 [2011]: 53-61.
- 佐藤大七郎. 生態学講座陸上植物群落の物質生産 I a- 森林. 共立出版, 1973.
- 三橋 淳. 虫を食べる人びと. 平凡社, 2012.
- 篠崎由依, 白川直樹. “河川生態系の質と脆弱性を考慮した全球環境流量必要量の推定.” 土木学会論文集 B1 (水工学) Vol.72, 第 4 [2016]: I_991-I_996.
- 森主一. 動物の生態. 改定第三版. 京都大学学術出版会, 2000.
- 生嶋功. 生態学講座 水界植物群落の物質生産 I -水生植物-. 共立出版, 1972.
- 西川潮. “河川生態系のキーストーン種～雑食性エンジニアの機能的役割を解明する.” 日本生態学会誌 60 [2010]: 303-317.
- 相崎 守弘. “富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化.” 陸水学雑誌 41, 第 4 [1980]: 225-234.
- 相崎守弘. “富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化.” 陸水学雑誌 41, 第 4 [1980]: 225-234.
- 中土井佑輔, 椿 涼太, 河原 能久. “付着藻類の剥離形態の整理と出水に伴う剥離量評価モデルの精緻化.” 土木学会論文集 B1 (水工学) 68, 第 4 [2012]: I_751-I_756.
- 中本信忠, 桜井恭士, 山本満寿夫, 阿部信一郎. “千曲川中流部での人工付着版による付着藻類群集の発達過程.” [環境科学年報-信州大学] 19 [1997]: 89-94.
- 八木明彦. “木曽川下流部の付着藻類の光合成量.” [名古屋女子大学紀要] 29 [1983]: 79-83.
-

6. 環境流量全球評価

6.1 本章の目的

本章では、5 章で構築したバイオマスモデルを用いて、全球環境流量必要量（Environmental Flow Requirement :EFR）を算定するモデルを構築する。バイオマスモデルの計算結果の解釈次第で、環境流量を設定する方法は複数考えられるが、本研究では、生産性指標（PI）及び脆弱性指標（VI）によって必要流量に重み付けをする方法によって環境流量を評価する。さらに、この方法によって全球月別環境流量必要量を提示する。最後に、これらの結果から、人間の水資源利用可能量との比較、既往の環境流量グローバルモデルとの比較、日本の維持流量との比較を行い、モデルの特徴と有用性について考察する。

6.2 環境流量をより多く必要とする場所はどこか

環境流量評価モデルを作成する前に、そもそものような場所でより多くの環境流量が必要であるか、という点を明確にしておかなければならない。良く知られている生態学的原則や仮説に基づくと、EFR は次の 4 つの原則に則り配分されるべきであると考えられる。

1. 年平均流量が大きい場所で高い EFR を確保すべき。
2. 流量の季節変動が大きい場所では高い EFR を確保すべき。
3. 一次生産力が大きい場所ほど高い EFR を確保すべき。
4. 生態系が脆弱な場所ほど高い EFR を確保すべき。

まず、原則 1：流量の大きな場所により多くの環境流量を与えるという考え方は、種数面積関係（species-area relation）（MacArthur and Wilson 1967）に基づいている。これは生息場の面積が大きいほど生息場の多様性が高くなるため、種数が多くなるという考えである。河川では Guégan らが魚類の豊富さを決定する主な要因は平均流量と水面積であることを示しこの関係を裏付けている（Guégan, Lek and Oberdorff 1998）。さらに、生物の栄養段階に着目すると、高次の栄養段階の生物はより広い生息場が必要である。例えば大型魚類は生活史の営みと採餌行動に広い面積を必要とし、流量減少による生息場の減少に直接的な影響を受ける（Bunn and Arthington 2002）。また、大型捕食者は鳥や陸上の捕食者から身を隠すための水深を必要とする（Power, et al. 1995）。従って、以下のような関係が成り立つ。すなわち、流量の大きい場所は、生息場が大きいため、生息する生物の種数と多様性が高いと推定できる。したがって、大型の生物が生存している可能性が高く、元々流量の少ない場所よりも多くの流量を川に残しておく必要がある。

次に、原則 2：流量の季節変動の大きい地域では、より多くの環境流量を与えるという考え方は、中規模攪乱仮説（Connel 1978）に基づく。この仮説によると、攪乱のない場所では、一部の優先種が生態系の中で卓越し、逆に攪乱の頻度が高い場所では、ストレス耐性の強い一部の種のみが卓越するため、中程度の攪乱を受ける場所で種多様性が最も高くなる。ここでいう中程度の攪乱は、河川生態系においては、雨季や乾季、雪解け出水や前線に伴う増水などの季節性を持つ流量変化や中規模の出水が該当すると考えられる。従って、以下の関係が成り立つ。種多様性は高

くなるということは、より高次の生物すなわち大型の生物が生存している可能性が高く[ベゴン, 2003], 元々流量の少ない場所よりも多くの流量を川に残しておく必要がある¹.

次に、原則3：一次生産力の大きな場所により多くの環境流量を与えるという考え方は、種-エネルギー仮説 (Species-energy theory) に基づく (Wright 1983). この仮説は、種多様性と利用可能なエネルギーとの間に正の関係があることを唱えるものである。この仮説に従うと、以下のような関係が成り立つ。一次生産力の大きな場所は、種多様性も高い。種多様性は高くなるということは、より高次の生物すなわち大型の生物が生存している可能性が高く[ベゴン, 2003], 元々流量の少ない場所よりも多くの流量を川に残しておく必要がある。

最後に、原則4：脆弱性の高い場所により多くの環境流量を与えるという考え方は、一般的な保全生態学の考え方に基づく。生態系の脆弱性が高いということは、僅かな環境変化に対して大きな影響を受けることを意味するため、環境悪化の度合いを出来るだけ小さくする必要がある。従って、自然流量により近い流量を川に残しておく必要があり、環境流量は大きくなる。

これらの原則に則り、代表的な河川において期待される EFR を表 6-1 に示す。また、代表河川の位置をケッペンの気候区分上に落としたものを図 6-1 に示す。表では、特徴的な6つの地域における代表的な河川中流域において、流量、流量の季節変動、そして脆弱性（5章で指標化した、生態系回復時間と下流涵養度）を示した。河川ごとに、5つの項目の相対的な評価を「大」「中」「小」で示している。EFR はこれらを総合的にみて決定するが、ここでは5つを平均して求めている。従来の環境流量グローバルモデルでは、5つの項目の内の流量のみで、あるいはやや複雑なモデルでは流量に加えて流量の季節変動のみによって EFR が決まっている。本研究ではこれらに河川生態系の生産力と脆弱性を考慮することで、より精度の高い環境流量評価を目指すものである。さらに、流量と季節変動だけでは EFR の判定の分かれる場所で、河川生態系の特徴を踏まえた評価が可能になることが期待される。

表 6-1 代表的な河川中流域において期待される環境流量 (EFR) (大小は相対値)

地域	① 気候の安定した熱帯地域	② 季節の明確な温暖湿潤地域	③ 雨季・乾季の明確な地域	④ 乾燥地域	⑤ 大陸の温暖地域	⑥ 寒冷地域
河川の例	アマゾン	利根川	サン・フランシスコ (ブラジル)	ナイル	ライン	インディギルカ
流量	大	小	中	中	中	中
一次生産力	大	大	大	小	中	小
流量の季節変動	小	大	大	大	小	大
脆弱性 生態系回復時間	中	小	大	大	中	小
下流涵養度	中	小	中	大	中	小
EFR	中	中	大	大	中	小

¹ 季節変動と環境流量の関係を巡っては、逆の解釈をしている研究者もいる。Smakhtin らは、元々流量変動が大きい場所の生物は、流量の増減に適応しているため、元々流量変動の小さい地域の生物よりも、人為的な流量減少に対して強い耐性を持っているとしている。従って、環境流量は流量変動の小さい地域により多く配分すべきだとしている (Smakhtin, Revenga and Döll 2004)

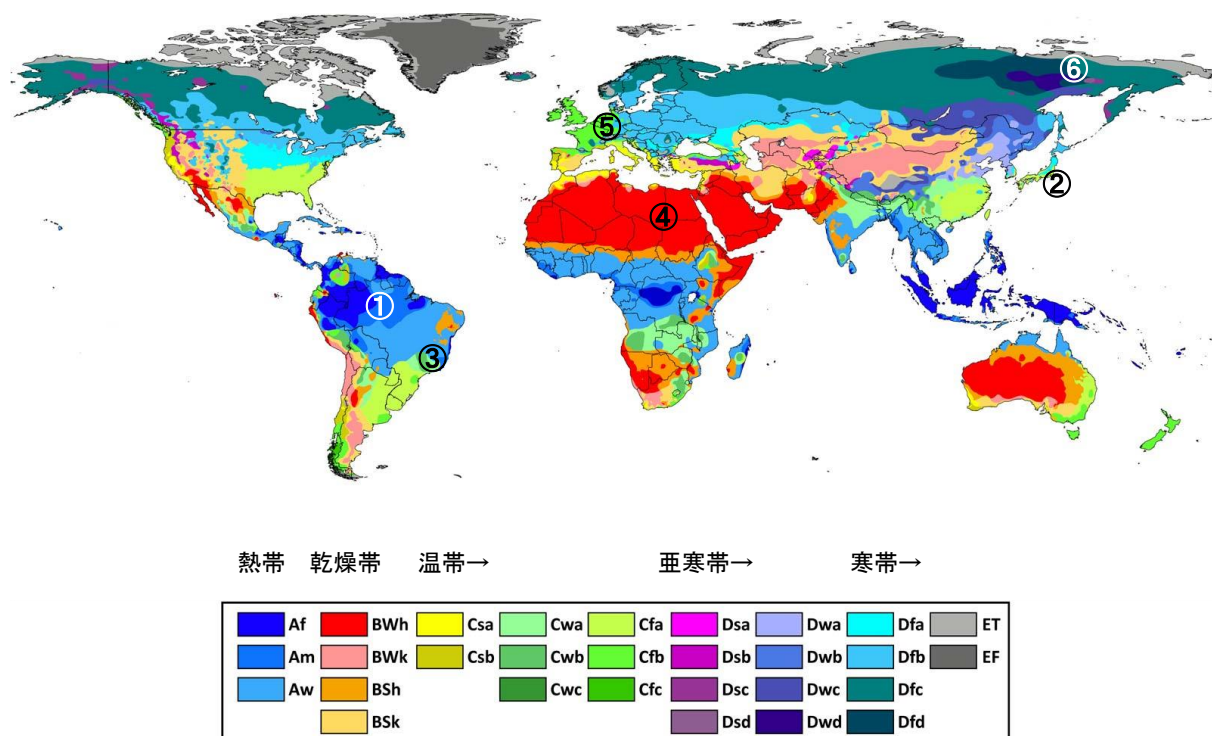


図 6-1 ケッペン気候区分と表 6-1 で示した代表的な河川の中流位置図

(図出典：M. C. Peel, B. L. Finlayson, and T. A. McMahon (2007), updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644.)

6.3 環境流量評価モデル

6.3.1 流量目標設定の考え方

6.2 で示した，環境流量を配分するための原則に従い，5 章で提案した生産性指標（PI）と脆弱性指標（VI）を用いて優先度を設定し，環境流量必要量（EFR）を求めるモデルを構築する。

環境流量必要量（EFR）は以下の考え方により設定する。

$$\text{環境流量} = \text{月平均流量 (m}^3/\text{s)} \times \text{管理水準} \times \left\{ \text{生産性で決まる閾値 (\%)} + \text{脆弱性で決まる割増 (\%)} \right\} \quad (1)$$

まず，原則 1 について，環境流量は月平均流量に対する割合とする．次に原則 2 であるが，ここでは流量変動に関する変数は直接現れない．なぜなら，河川バイオマスモデルによってバイオマス量を計算する時点で，既に月ごとの流量が与えられており，流量の季節変動を踏まえて生産性や脆弱性が決められているため，流量変動を二重に考慮することを防ぐためである。

原則 3 について，生産力と流量との関係を離散的に表現するために，生産性指標 PI を用いる．PI は，利用可能なエネルギー，つまり植物バイオマス量が多いほどより高い栄養段階を支えられるとする生態系ピラミッドの概念を参考として，全球を，1 (uniform), 2 (poor), 3 (simple), 4 (moderate), 5 (diverse) の 5 段階に離散化した指標である（5 章 5.5.5）．PI が高い場所ほど生物多様性が高く，大型の生物が生息するという前提に立つ．本研究では流量を生息場の面積と関連付け，流量減少による生息場の減少に対する耐性（影響の度合い）を PI によって区別する．図

6-2 に流量と PI の関係を模式的に示す．例えば PI=5 (diverse) の地域において，流量が自然流量の $X_b\%$ に減少した場合，栄養段階の最上位（魚類等）は生存が難しくなる．従って自然流量の $X_a\%$ が閾値となる．同様に PI=4 (moderate) の地域では栄養段階の最上位指標種である小魚（大型魚よりも流量減少に対する耐性が比較的高いと仮定）にとって，自然流量の $X_b\%$ が閾値となる．以下同様である．最後に，原則 4 に基づき，脆弱性(VI)で決まる割増を閾値に加えて環境流量を設定する．なお，全球レベルで流量と河川生態系の特質を非線形で表現することは難しいため，本モデルは線形にて定式化する．

以上の考え方にに基づき，環境流量必要量（EFR）は次式により計算する．

$$EFR_i = MMD_i \times A \times \{xm_i + xr_i\} \quad (2)$$

ここに， EFR_i : i 月の環境流量必要量， A : 管理水準（本研究では生態系保全を最優先するものとし，管理水準 $A = 1$ とする）． xm_i , xr_i : 係数（0～1）ただし， $xr_i = (a_i + b_i)/2$: 脆弱性指数 $\{a_i$: 下流涵養度（0～1）， b_i : 回復指数（0～1）}．

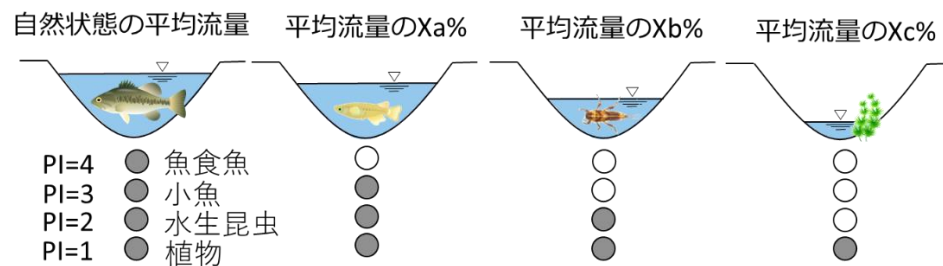


図 6-2 生産性指標 PI と流量の閾値の関係

ここで，管理水準とは，社会経済的状况に応じて最終的な EFR を設定する際の水準である．例えば管理水準を最高の 1 とする場合，EFR は河川生態系の特徴のみで決まるため，生態系保全が最優先とされる．一方，開発優先地域など水需要との折り合いが厳しい地域では，社会経済的状况を鑑みて管理水準を引き下げる場合がある．

表 6-2 に各項の閾値を示す．生態系の生産性や脆弱性について全球を網羅できる閾値の情報がないため，ここでは経験的に得られた水文統計法の閾値 (Tennant 1975) を下限値に据え，PI と VI に応じてこの下限値に必要流量を上乗せすることで，その場の生態系の特徴をより詳細に反映できるように工夫した．まず，月平均流量の 10%，20%，30%，40%，60% を各段階の下限値とする．これに脆弱性による上乗せ分を足して EFR_i を決める．生態系の構造が uniform (PI=1) の場合， MMD_i の 10%～20% が EFR_i のとりうる値である．同様に，poor (PI=2) の場合 20%～30% を，simple (PI=3) では 30%～40% を moderate (PI=4) の地域では 40%～60% を，diverse (PI=5) の地域は 60%～100% を与える． EFR_i は， xm_i と $xr_i = (a_i + b_i)/2$ の和で表される．例えば， EFR_i が 40%～60% の幅をとる場合，脆弱性指数が高い場所では 60%，低い場所では 40% となる．

6.3.2 使用データ

流量の計算は H08 (Hanasaki, et al. 2008)による (H08 の説明は、5 章 5.5 使用データに記載)。その他、使用データを表 6-3 に示す。

表 6-2 環境流量の重み付け

		uniform PI=1	poor PI=2	simple PI=3	moderate PI=4	diverse PI=5
①生産性から決まる閾値	xm_i	10	20	30	40	60
②脆弱性による上乗せ分	xr_i	0～10	0～10	0～10	0～20	0～40
① + ②	EFR_i	10～20	20～30	30～40	40～60	60～100

表 6-3 使用データ一覧

種類	期間	データ名	発行元	リンク (URL)
気温	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data(WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/watermip/data-format
降水量	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data(WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/watermip/data-format
放射量	2001-2010	WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data(WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/watermip/data-format
河道網		The 30' global drainage map(DDM30)	Goethe-Universität Frankfurt am Main	https://www.uni-frankfurt.de/45217896/3_drainage_direction_map
標高		WATCH Forcing Data methodology applied to ERA-Interim reanalysis data(WFDEI)	EU WATCH (Water and Global Change)	http://www.eu-watch.org/watermip/data-format
NPP	2001-2010	Net Primary Productivity	NASA Earth Observatory	https://neo.sci.gsfc.nasa.gov/view.php?datasetId=MOD17A2_M_PSN

6.3.3 計算結果

(1) 全球環境流量必要量

図 6-3 に EFR の年平均値を示す。ここでは地域やモデルごとの計算結果を比較するため EFR は年平均流量 MAD に対する割合 (MAD の x%) を用いて議論する。

図 6-3 より、全球における環境流量年平均値 EFR_{AVE} は 45% である。先の表 6-1 で想定した、主な河川における環境流量必要量に対する計算結果を表 6-4 に示した。計算の結果、アマゾン川を除く 5 つの河川では、EFR の相対的な大小は当初の想定どおりの結果が得られた。ところが、アマゾン川については、ナイル川よりも 10% 程度高い EFR をとっており、砂漠地帯で脆弱性の高いナイル川のような場所よりも流量の安定しているアマゾン川で EFR が小さくなるという予想とは反する結果となった。

しかし、月平均値で見ると、年平均では現れない重要な傾向が見えてくる。

図 6-4 に月別の EFR を、図 6-8 に EFR の年平均と最大月を示す。また表 6-5 には主要河川の月別 EFR を示す。図 6-4 に示すように、EFR は月ごとに大きな差があることがわかる。最大月の環境流量 EFR_{MAX} の平均は 149% であり、季節によっては年平均値の 3 倍以上の環境流量が必要である。EFR_{MAX} が最も高い地域は (図 6-8)、アフリカのサバナやインド亜大陸、豪州北部にあり、MAD の 300% を超える。ケッペン気候区分ではサバナ気候 (Aw) やステップ気候 (Bs)

に該当する地域と概ね一致し、雨季・乾季の明確な地域である。EFR_{Max}に着目すると、年間を通して流量が豊富で高いNPPを持つ熱帯雨林気候(Af)よりも、雨季乾季の明確な地域で高くなる特徴が現れた。EFR_{MAX}が200%程度の地域は低緯度地域の大河川主流、100%以上の地域は大河川を除いた熱帯～弱い雨季乾季のある低緯度地域と、温帯の大河川主流路に分布する。逆にEFR_{MAX}が年平均流量を下回る地域は中程度のNPPを持ち流量の季節変動が緩やかな温帯地域に見られる。EFR_{MAX}が50%以下の地域は砂漠隣縁部やツンドラ気候(ET)等のNPPの極めて低い地域に限られる。

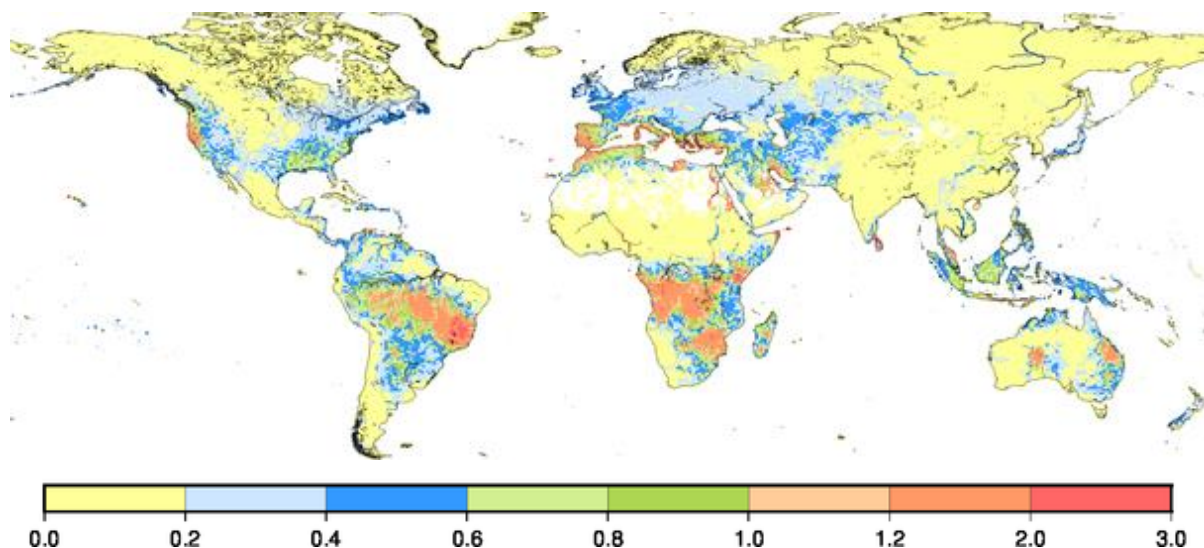


図 6-3 環境流量必要量（年平均値：年平均流量に対する割合）

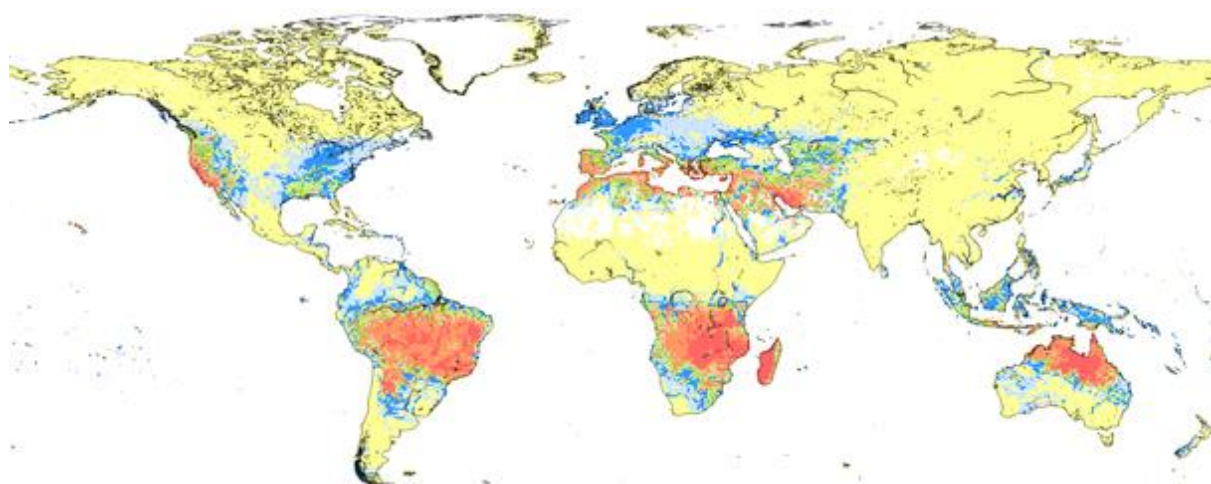
表 6-4 代表的な河川における環境流量（EFR）（大小は中流における平均値）

地域	気候の安定した熱帯地域	季節の明確な温暖湿潤地域	雨季・乾季の明確な地域	乾燥地域	大陸の温暖地域	寒冷地域
河川の例	アマゾン	利根川	サン・フランシスコ（ブラジル）	ナイル	ライン	インディギルカ
当初の想定	中	中	大	大	中	小
計算結果（EFR）	0.97	0.46	1.04	0.85	0.59	0.35
判定	大	中	大	大	中	小

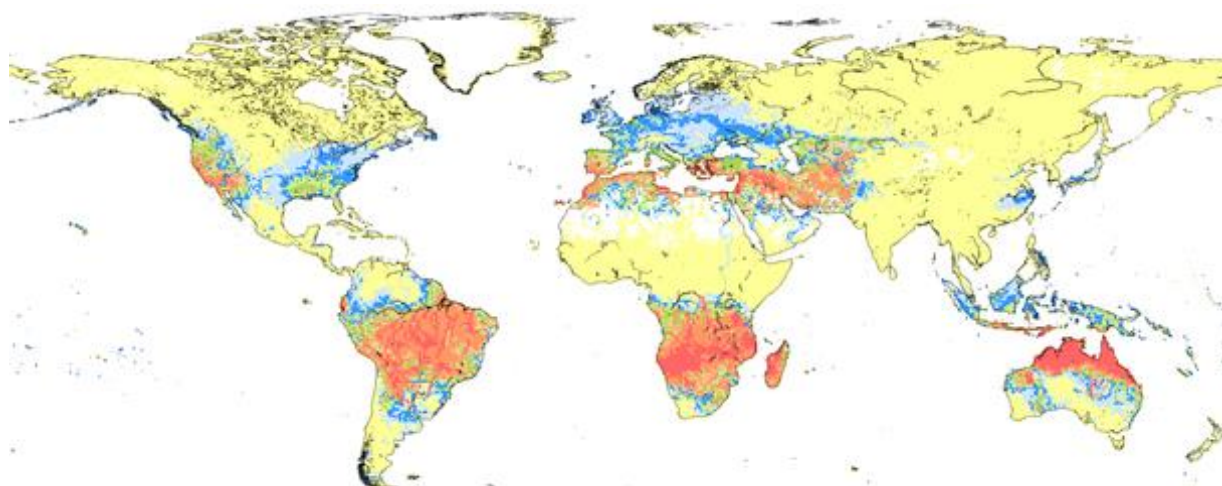
表 6-5 主な河川中流域の環境流量必要量
(上段は流量 (m3/s) 下段 () は年平均流量 MAD に対する比, 網掛けは EFR の最大月)

河川	位置	MAD (m3/s)	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	平均	最大/平均	環境流量の型
ライン川	50° 15'N	1,820	837	1,074	1,420	1,929	1,984	965	637	746	910	637	910	801	1,071	1.9	通年型
	7° 45'E		(0.46)	(0.59)	(0.78)	(1.06)	(1.09)	(0.53)	(0.35)	(0.41)	(0.50)	(0.35)	(0.50)	(0.44)	(0.59)		
ドナウ川	44° 45'N	7,000	4,480	4,480	5,250	8,540	8,120	4,760	3,570	3,080	3,570	4,900	3,710	4,690	4,900	1.7	通年型
	20° 45'E		(0.64)	(0.64)	(0.75)	(1.22)	(1.16)	(0.68)	(0.51)	(0.44)	(0.51)	(0.70)	(0.53)	(0.67)	(0.70)		
アマゾン川	3° 15'S	172,000	141,040	197,800	232,200	242,520	247,680	245,960	206,400	159,960	118,680	79,120	60,200	80,840	166,840	1.5	通年型
	60° 15'W		(0.82)	(1.15)	(1.35)	(1.41)	(1.44)	(1.43)	(1.20)	(0.93)	(0.69)	(0.46)	(0.35)	(0.47)	(0.97)		
ミズーリ川	47° 45'N	350	77	88	140	291	476	634	319	42	53	81	102	77	198	3.2	季節型 (夏)
	107° 15'W		(0.22)	(0.25)	(0.40)	(0.83)	(1.36)	(1.81)	(0.91)	(0.12)	(0.15)	(0.23)	(0.29)	(0.22)	(0.56)		
オビ川	61° 15'N	8,230	2,058	1,564	1,152	2,716	10,781	15,143	6,255	3,292	3,374	2,716	2,963	2,387	4,533	3.5	季節型 (夏)
	74° 15'E		(0.25)	(0.19)	(0.14)	(0.33)	(1.31)	(1.84)	(0.76)	(0.40)	(0.41)	(0.33)	(0.36)	(0.29)	(0.55)		
インディギルカ	66° 50'N	1,800	270	180	180	180	432	1512	936	738	882	1056.6	666	504	628.05	3.0	季節型 (夏)
	107° 15'W		(0.15)	(0.10)	(0.10)	(0.10)	(0.24)	(0.84)	(0.52)	(0.41)	(0.49)	(0.59)	(0.37)	(0.28)	(0.35)		
マーレー川	34° 15'S	440	44	44	48	44	88	211	497	528	546	444	167	128	232	2.4	季節型 (秋)
	147° 50'E		(0.10)	(0.10)	(0.11)	(0.10)	(0.20)	(0.48)	(1.13)	(1.20)	(1.24)	(1.01)	(0.38)	(0.29)	(0.53)		
黄河	40° 15'N	770	285	154	85	77	77	77	246	616	1,140	1,309	916	708	474	2.7	季節型 (秋)
	110° 45'E		(0.37)	(0.20)	(0.11)	(0.10)	(0.10)	(0.10)	(0.32)	(0.80)	(1.48)	(1.70)	(1.19)	(0.92)	(0.62)		
利根川	35° 45'N	300	90	75	102	105	66	87	183	135	195	321	171	132	139	2.2	季節型 (秋)
	140° 15'E		(0.30)	(0.25)	(0.34)	(0.35)	(0.22)	(0.29)	(0.61)	(0.45)	(0.65)	(1.07)	(0.57)	(0.44)	(0.46)		
ナイル川	24° 45'N	16,740	10,714	5,524	3,683	3,181	2,176	1,674	2,009	8,872	22,097	35,824	42,520	33,145	14,285	2.9	季節型 (秋)
	32° 45'E		(0.64)	(0.33)	(0.22)	(0.19)	(0.13)	(0.10)	(0.12)	(0.53)	(1.32)	(2.14)	(2.54)	(1.98)	(0.85)		
信濃川	37° 15'N	500	250	240	235	95	50	50	205	105	130	185	360	290	185	2.1	季節型 (秋)
	138° 45'E		(0.50)	(0.48)	(0.47)	(0.19)	(0.10)	(0.10)	(0.41)	(0.21)	(0.26)	(0.37)	(0.72)	(0.58)	(0.37)		
サン・フラン	11° 15'S	4,950	14,207	14,751	10,544	8,118	3,713	495	495	495	495	495	1,287	6,831	5,160	2.9	季節型 (冬)
	43° 15'W		(2.87)	(2.98)	(2.13)	(1.64)	(0.75)	(0.10)	(0.10)	(0.10)	(0.10)	(0.10)	(0.26)	(1.38)	(1.04)		
全球平均			(0.45)	(0.49)	(0.48)	(0.52)	(0.55)	(0.48)	(0.44)	(0.52)	(0.48)	(0.37)	(0.33)	(0.45)	(0.45)	1.2	

1月



2月



3月

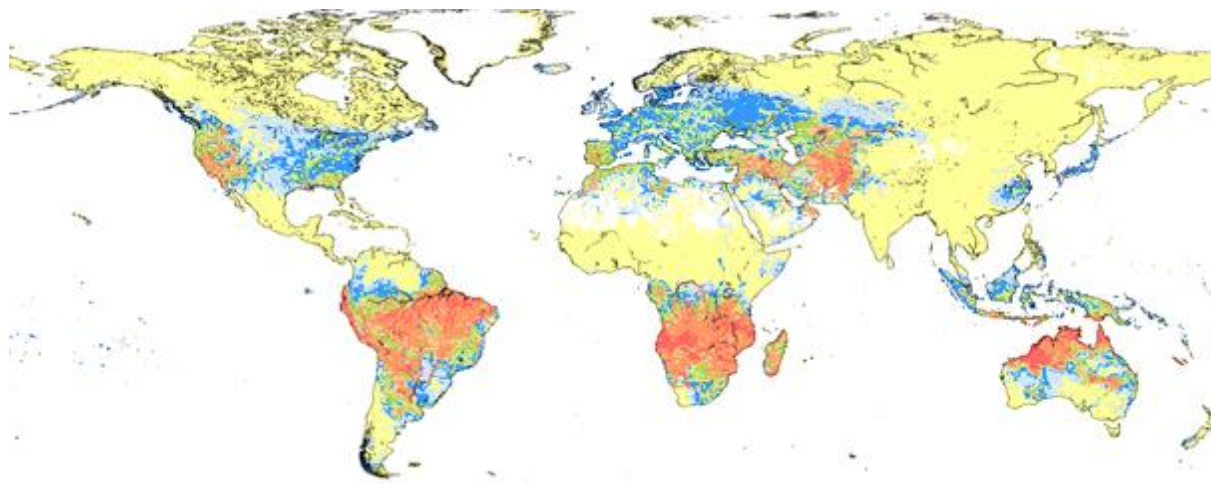
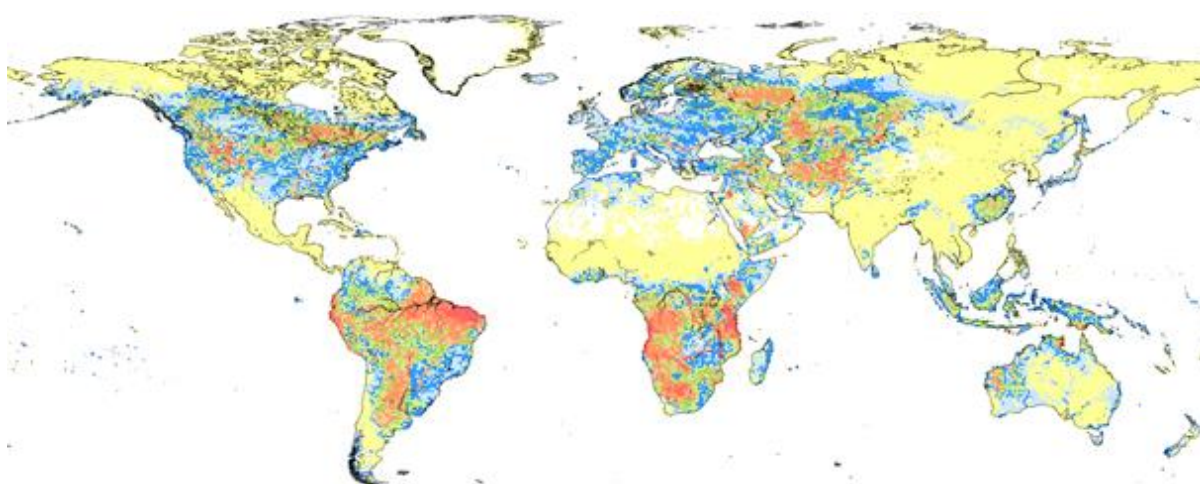
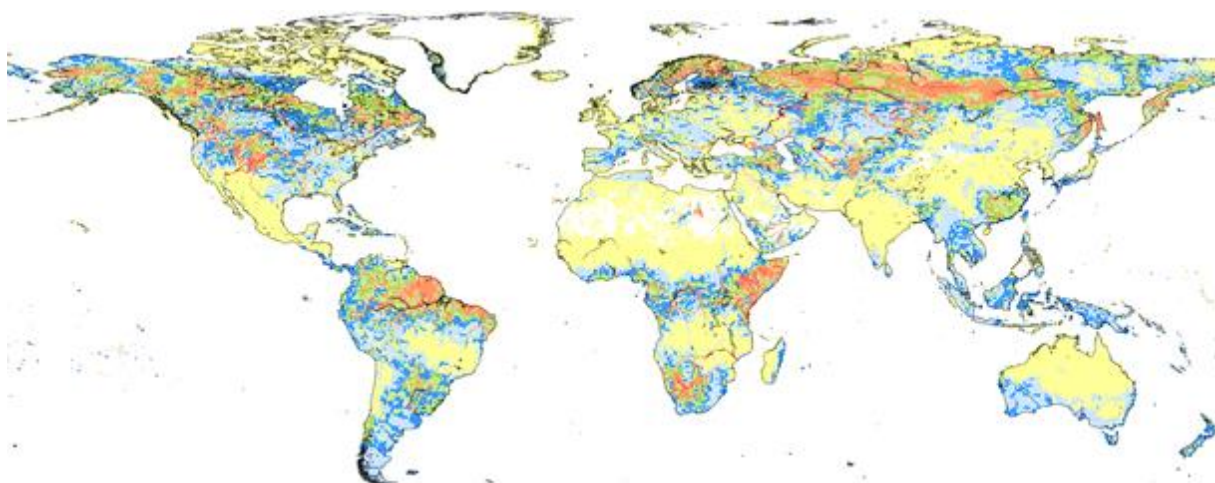


図 6-4 月別環境流量必要量（1月～3月：年平均流量に対する割合）

4月



5月



6月

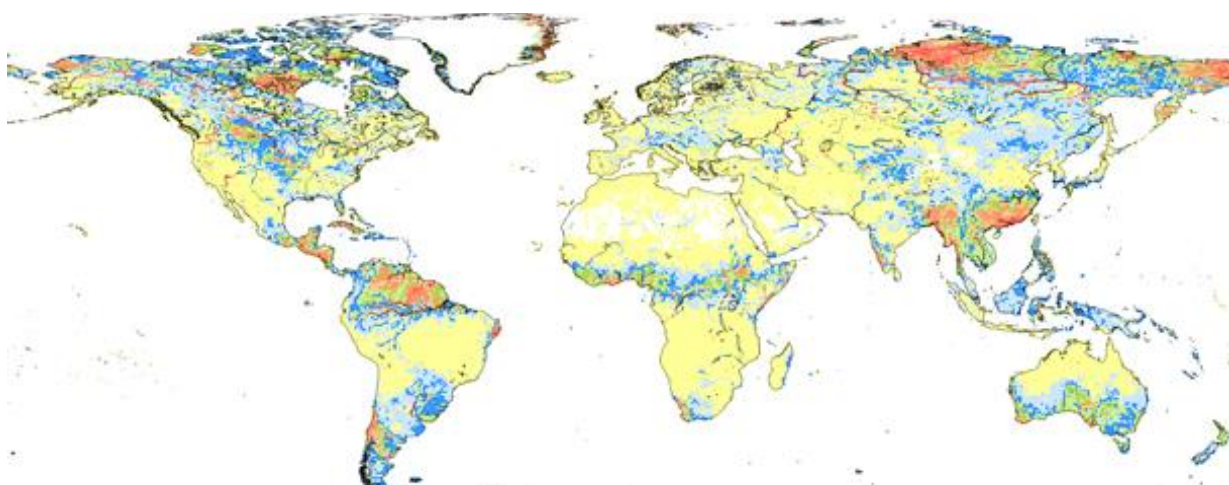
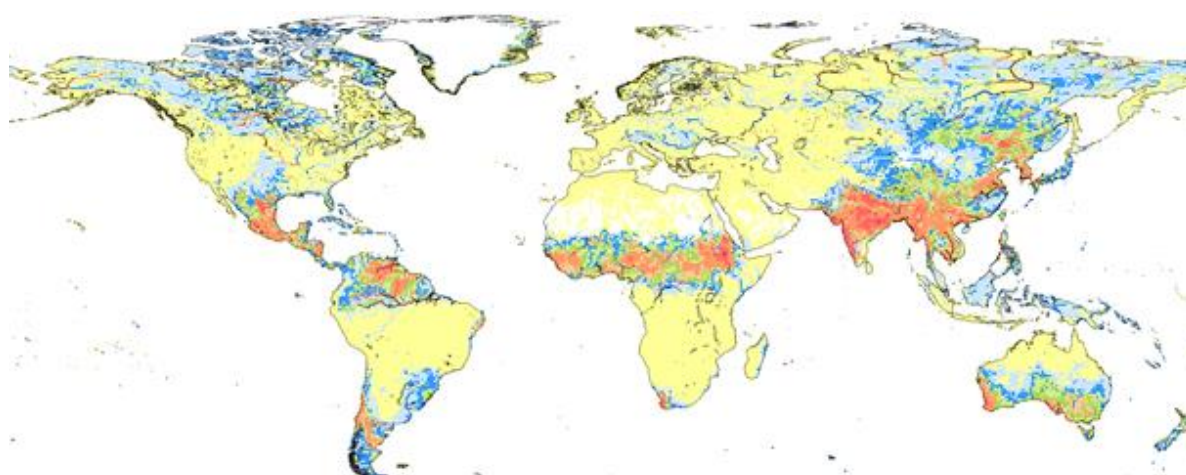
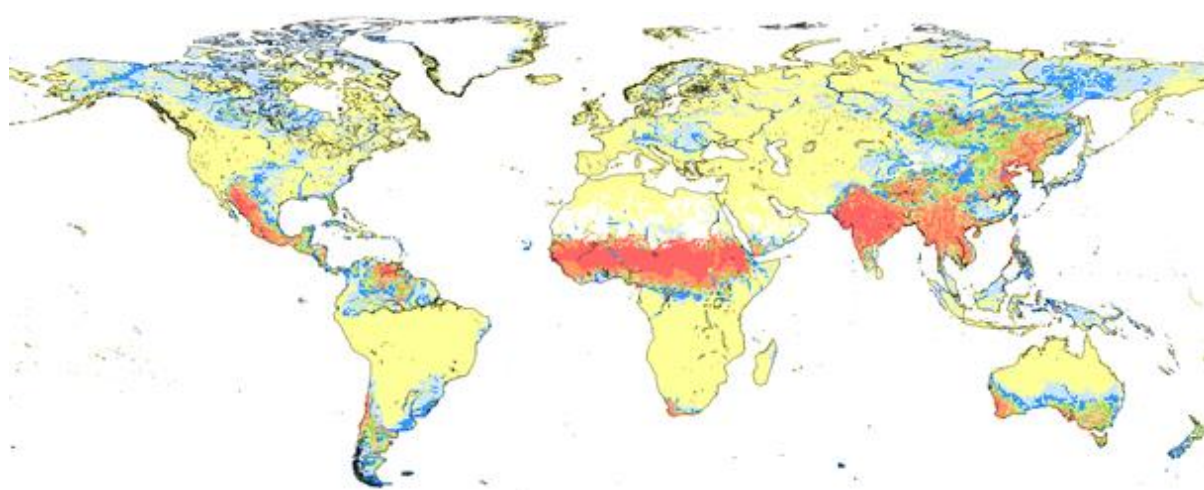


図 6-5 月別環境流量必要量（4月～6月：年平均流量に対する割合）

7月



8月



9月

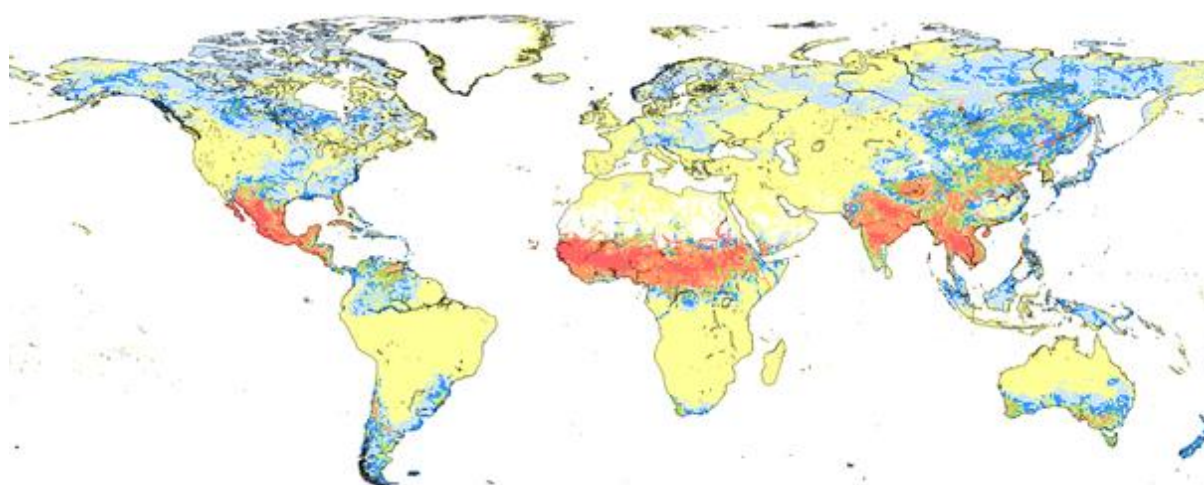
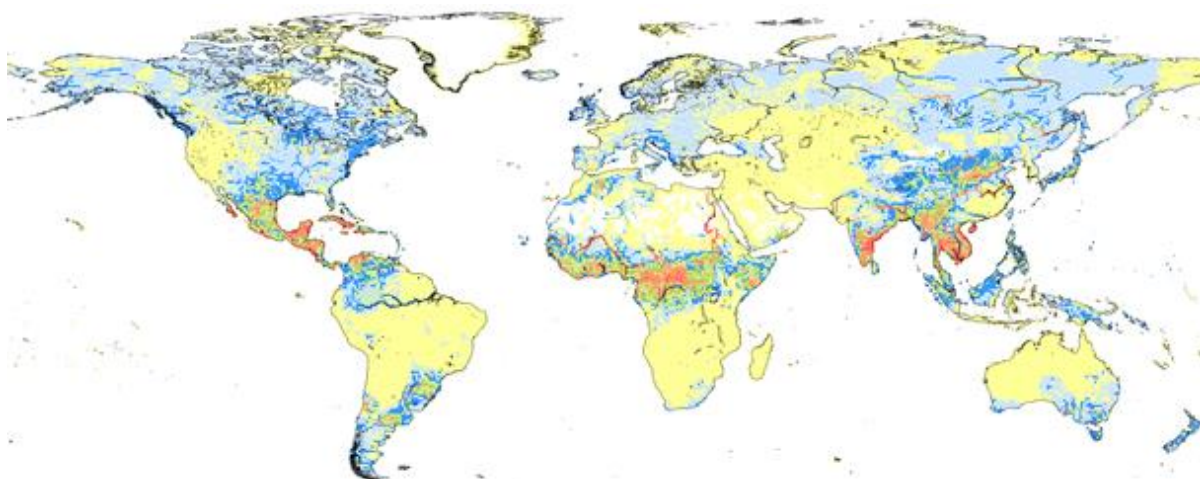
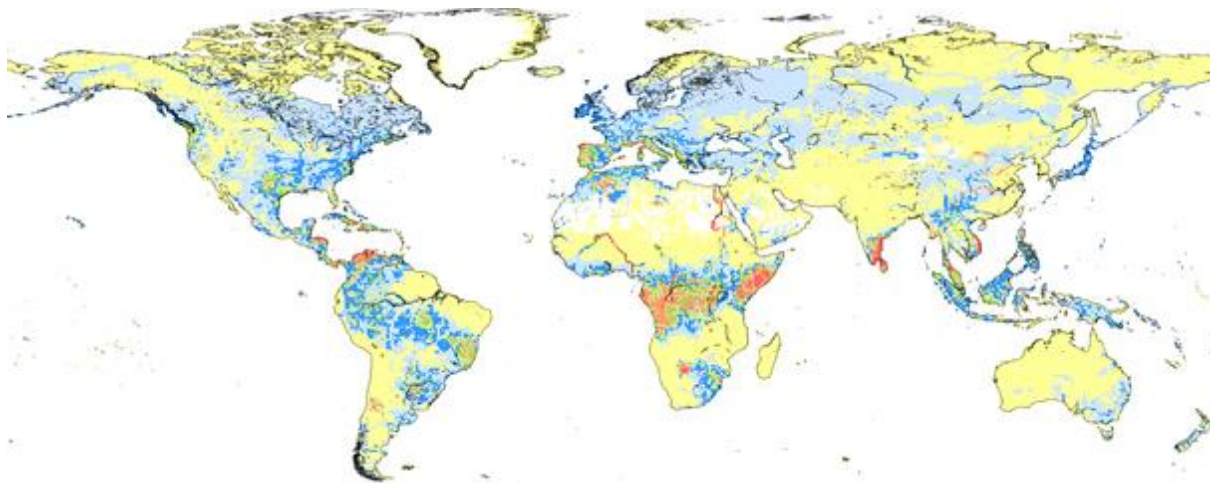


図 6-6 月別環境流量必要量（7月～9月：年平均流量に対する割合）

10月



11月



12月

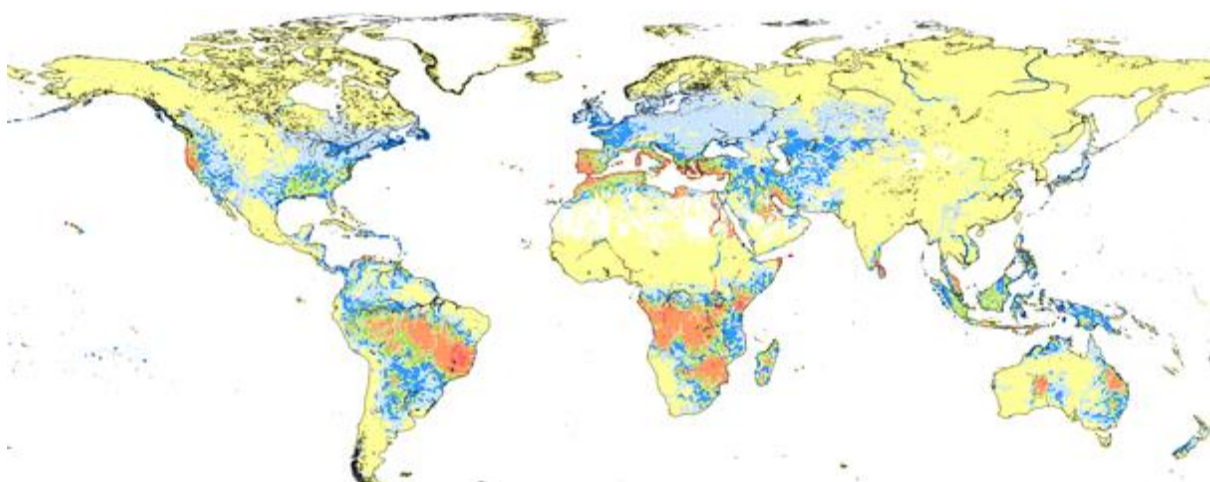


図 6-7 月別環境流量必要量（10月～12月：年平均流量に対する割合）

(2) 地域別に見た最大月環境流量必要量

EFR_{AVE} に対する EFR_{MAX} の比と EFR_{MAX} の発生月に基づき全球を 5 つの型に分類した (表 6-5). これらの型の分布を図 6-9 に示す. また, 既出の表 6-4 の右端には, 代表河川の属する型を示しているのでもちも参照されたい.

まず, EFR_{MAX} が EFR_{AVE} の 2 倍未満の地域を通年型とする. 環境流量必要量の月変動が比較的小さく, 年間を通して EFR_{AVE} 程度を確保していれば河川生態系の維持に必要な流量が満足できると考えられる地域である. 通年型にはライン川や, ドナウ川などを含む西ヨーロッパや, アマゾン川と赤道アジア島嶼部が含まれる. ケッペンの気候区分では熱帯雨林気候 (Af), 温暖湿潤気候 (Cfa) 及び西岸海洋性気候 (Cfb) の地域と概ね一致する地域である.

EFR_{MAX} が EFR_{AVE} の 2 倍以上の地域を季節型とする. 季節型は, 環境流量の月変動が無視できないほど大きく, 最大月の発生する時期に明確な季節性を持つ地域である. こうした場所で河川生態系の保全を目指すには, 通年一定の EFR_{AVE} だけでなく, EFR_{MAX} とその発生時期を考慮することが必要である. 最大月の発生する季節を北半球における春夏秋冬で 4 分類した. 季節型 (春) は EFR_{MAX} が 3~5 月の間に現れる場所である. 春先の融雪出水が卓越する地域である. 長期間穏やかに流量が増加する融雪出水がもたらす栄養塩輸送は河川や沿岸の生態系を支える重要な役割を果たしている [田中, ほか 2016]. 従って季節型 (春) では春先の流量増加を加味する必要がある. シベリアや北米北部, 北海道などの北緯 40 度以上の寒冷地域の他, 南半球ではパラナ川やオレンジ川流域が含まれる. 気候区分では湿潤大陸性気候 (Da, Db) と南半球のステップ気候 (Bs) が該当する.

季節型 (夏) は EFR_{MAX} が 6~8 月の間に現れる場所である. 一つに北緯 60 度以上の寒冷地域の遅い融雪出水のある地域が該当し, オビ川やインディギルカ川, マッケンジー川などの亜寒帯から寒帯の大河川が代表である. もう一つは, 台風やハリケーン等の熱帯低気圧による出水に特徴のある地域である. こうした地域では, 夏季に一次生産力のピークがある. 同時に夏季の出水は藻類の剥離や転石, 河床材料の間隙の細粒土砂の送流を促し, 餌資源や生息場の質的の向上に重要な役割を果たしている. 従って, 出水を再現するフラッシュ放流などにより夏季の流量増加を加味する必要がある. 日本の九州から東南~東アジア, 南半球では豪州南部が該当する. 気候区分では, サバナ気候 (Aw), 温暖冬季少雨気候 (Cw) の地域が良く当てはまる. 季節型 (秋) は EFR_{MAX} が 9~11 月の間に現れる場所である. 雨季乾季の明確な地域にて, 雨季の豪雨により植生が回復し, 急激に一次生産力が増大する時期に相当する. ナイル川, マーレー川, インダス川, ガンジス川, 黄河など砂漠 (Bs) やサバナ (Aw) に該当する地域である. また, 秋雨前線による増水が特徴的な利根川や信濃川もここに含まれる. 季節型 (冬) は EFR_{MAX} が 12~2 月の間に現れる場所である. 北半球では冬季に雨の多い地中海沿岸が該当する. この時期, 南半球の雨季に相当し, 月流量と NPP のピークが現れる. サン・フランシスコ川も該当し, ブラジル高原や豪州北部, ザンベジ川流域もこの型に含まれる.

季節型の地域は, 通年一定の環境流量では十分な環境保全効果が得られない地域だといえる. これらの地域で環境流量の導入する場合には, 表 6-5 の分類を参考に, 対象地域の生物に必要なイベントの時期と, 基本流量に上乗せすべき流況を十分に考慮することが重要である.

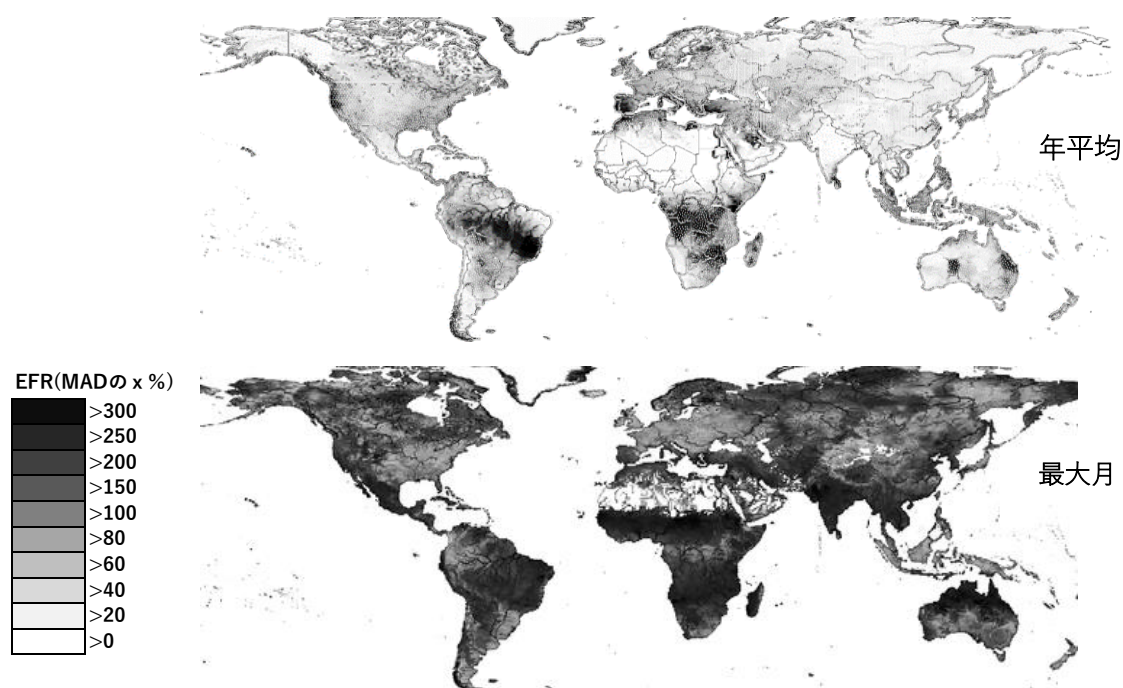


図 6-8 環境流量必要量（上は年平均，下は最大月における環境流量）

表 6-6 環境流量必要量の季節傾向による分類

型	条件	該当地域	ケッペン気候区分
通年型	$EFR_{MAX} / EFR_{AVE} < 2$	温帯大河川（ドナウ川，ライン川），アマゾン川，赤道アジア，西欧，本州	Af, Cf a, Cfb
季節型（春）	$EFR_{MAX} / EFR_{AVE} \geq 2$, 3~5月に最大	シベリア，北海道，北米北部，パラナ川，オレンジ川	Da, Db
季節型（夏）	$EFR_{MAX} / EFR_{AVE} \geq 2$, 6~8月に最大	九州，東南～南アジア，亜寒帯～寒帯大河川（オビ川，インディギルカ川，ユーコン川，マッケンジー川，ミシシッピ川上流）	Df 大河川，Dw, Aw, Cw
季節型（秋）	$EFR_{MAX} / EFR_{AVE} \geq 2$, 9~11月に最大	亜熱帯～熱帯大河川（ナイル川，インダス川，ガンジス川，ニジェール川）中米	Am, Aw, Af 大河川
季節型（冬）	$EFR_{MAX} / EFR_{AVE} \geq 2$, 12~2月に最大	サン・フランシスコ川，地中海沿岸，豪州北部，ザンベジ川中上流域 など	Cs, Aw, Bs

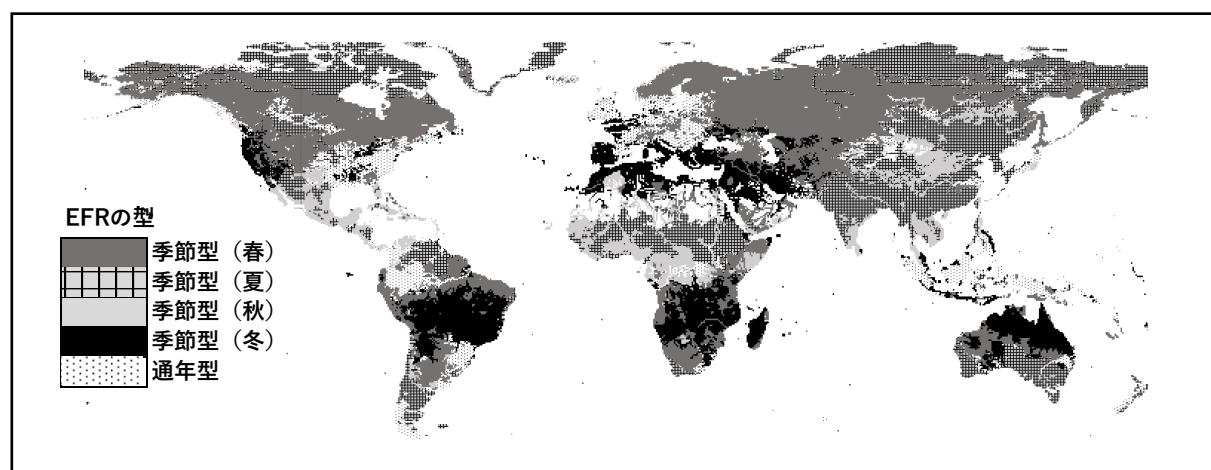


図 6-9 環境流量の季節傾向による型

(3) 環境流量必要量の大小を決める要因

モデル計算による EFR の大小を決める要因を確認するため、各変数について感度分析を行った。その結果、EFR の大小を決める主たる要因は、NPP と流量の月変動、及び閾値であることが分かった。さらにその他、流量、NPP の季節変動、河川延長と支流の数が影響する。モデルでは年間を通して安定した生態系が保たれている場合、脆弱性指数が小さくなる。反対に、雨季と乾季が明確な場所など強い季節性を持つ場所は、季節変動に依存する生態系が存在するため各月の NPP や流量の変動が重要である。故に平滑化に対する脆弱性が大きくなることから高い EFR が重み付けされる。各要素について感度分析を行った結果を以下に示す。

EFR 決定に最大の影響を持つのは NPP であり、NPP が 10 倍、100 倍となると EFR は 10%、15%増加する。流量の月変動による影響は、最大最小月流量の比が異なる地域を比較すると、流量比が 10 倍の地域では、EFR は 10%程度大きくなっている。閾値を 10%変えて計算すると EFR は平均 4%、最も変化の大きい場所では 25%変わる。

一方、流量が 100 倍になると EFR は 3%程度減少する。これは流量が大きくなるとその場のバイオマスが流下し減少するためである。また、NPP の月変動による影響は流量の月変動の 1/3 程度である。また、オビ川、エニセイ川、ナイル川のように支流の流入のない大河川沿いでは、縦断方向に 200km 下ると EFR は約 1%高くなっており、支流の流入により EFR は平均 1%、最大で 3%程度高くなっている。

ケッペン気候区分は気温と降水量にて決定されており、同じく気温と降水量が支配要因である NPP と強い相関がある。従って、NPP を入力条件とする本モデルの結果は気候区分と大体一致する。ただし、本モデルでは河川流下を加味しているため、気候区分には表れない次のような場所が評価できる。それは、上流からバイオマスが供給されるために肥沃になっているナイル川などの砂漠河川、ミシシッピ川のように多くの支流の合流する大河川中下流など、陸上 NPP だけでは過小評価となる場所や、逆に森林に囲まれた河川源流域など、陸上 NPP では過大評価になるような場所である。

(4) 河川縦断方向で見た環境流量必要量

図 6-10 にナイル川、図 6-11 に黄河の河川縦断方向の EFR を示す。

ナイル川では、年平均でみると上流から下流まで 90%程度で EFR が横ばいになるという特徴があるが、月別に見ると大きな季節変動がある。夏場は中流域で EFR が高くなるが、冬場はその傾向が逆転し、下流域で高い EFR を示す。この理由は、春先から夏にかけて上流で生産されたバイオマスが、秋から冬にかけて徐々に増加する流量に乗って流下し、下流域では冬場に最も多くのバイオマスが蓄積するためである。従って、下流の EFR が冬場に高いのは、バイオマス量が多なるのと同時に、その多くが上流からもたらされる外部由来のバイオマスであり、脆弱性が高いため、EFR に高い重み付けがされたためである。水資源の利用と EFR との関係を考慮した場合、冬季は下流に十分な流量を川に残しておくことに留意する必要があるといえる。

黄河では、年平均でみると縦断方向に EFR が増加傾向を示し、30%から 70%程度まで変化する。黄河流域の気候区分は、上流からツンドラ気候、ステップ気候、砂漠気候、ステップ気候、温暖冬季少雨気候、亜寒帯冬季少雨気候と大きく変化する。ナイル川ほど顕著ではないが、季節傾向は似ており、春に中流の比較的肥沃な地域で生産されたバイオマスが、冬季に下流の乾燥地域・

寒冷地域に運ばれ、下流の生産力が高くなることから、EFRが高くなる傾向が見られる。黄河のように、流域に肥沃な地域と、砂漠や寒冷地域といった生産性の低い地域が混在する流域では、図 6-11 のように EFR は不連続な変動を示す。EFR の変化点は、河川生態系の機能や構造が大きく変わる場所であるため、開発行為には特に注意が必要である。黄河の場合は、山岳地帯から台地に出る蘭州付近と、ステップ気候から降水量 1000mm を越える温暖湿潤気候に入る渭水付近が主要な変化点になっている。開発計画や初期評価の際には、セグメントなどの河道の物理条件に加えて、EFR の変化点にも着目し、連続性や下流への影響を考慮した計画が求められる。

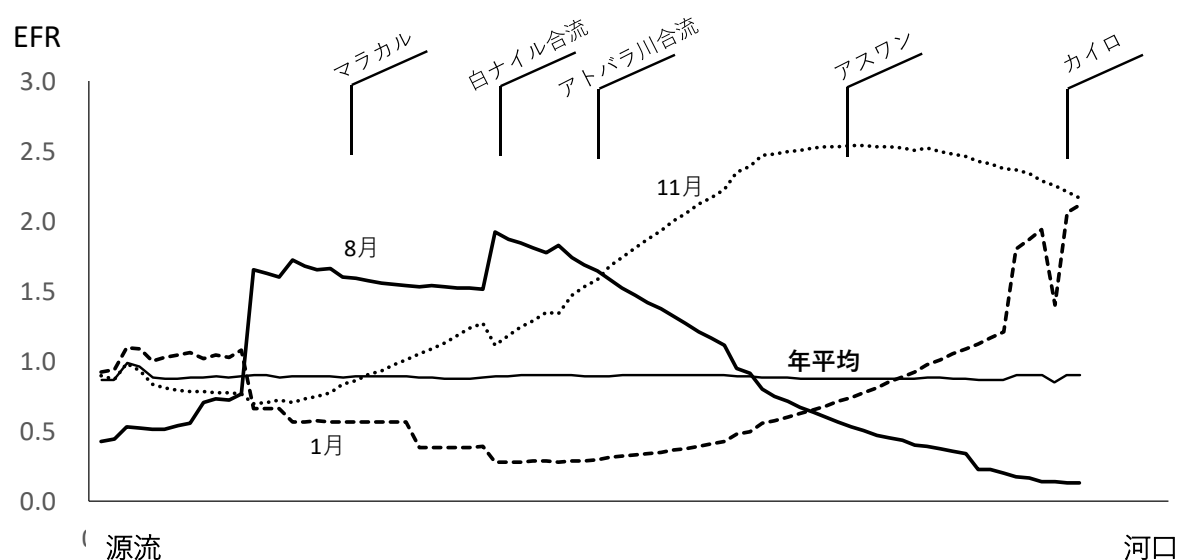


図 6-10 縦断方向に見た場合の環境流量必要量（ナイル川）

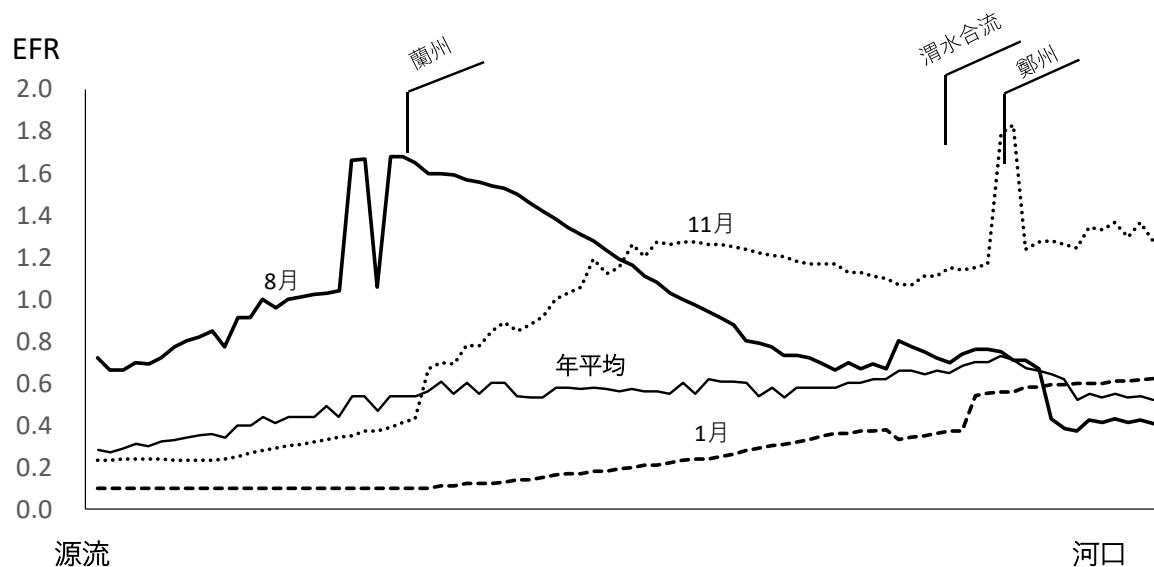


図 6-11 縦断方向に見た場合の環境流量必要量（黄河）

6.4 考察

6.4.1 流量と生産性のみを考慮した場合の環境流量評価との比較

ここでは、5章で計算した河川植物バイオマス量を直接参照する方法で環境流量を求める。使用するのは流量と生産性を代表するバイオマス量 (B) のみであり、脆弱性は考慮しない。このセクションの目的は、生産性のみで環境流量を評価する場合と脆弱性を加味した場合で、環境流量がどれほど変わるかを感度分析にて確認し、脆弱性を考慮することの必要性を論じることである。

ここでは、流量減少に対する、バイオマスの減少の度合いから最低限必要な流量の閾値を求める方法をとる。まず、自然流量 (Q_N) における年間のバイオマス量の合計値を B_N とし、これを初期値 (自然状態) とする。次に、人為的な取水を想定して、徐々に流量を減少させていく。流量が減少すると、①一次生産の行われる河川の面積が減少するためバイオマス量が減少する。同時に、②流速の低下により上流から入ってくるバイオマス量は減少する一方で、③下流へ流出するバイオマス量も減少するため、その場に留まるバイオマスが増加する。これら①、②、③の過程よりバイオマス量に変化するが、多くの場合①が支配的であるため、程度の差はあるが結果としてバイオマス量は減少する。生態系の健全性を鑑みてこれを下回ることを許容しないバイオマスの閾値を X (初期値に対する%) とする。流量を減少させた時に、 B_N に対してバイオマス量が X となる時の流量 (Q_x) をもって、これを環境流量必要量とする。

バイオマスの下限値 X をどの程度に設定するかについては複数の観点がある。植物バイオマスの減少は、これを餌資源とする生物に必要なエネルギーの減少を意味するため、消費者の個体数や種多様性の減少をもたらすことは5章に述べたとおりである。しかし、餌資源と消費者との関係は単純な線形にはならない。バイオマスが半分になれば、消費者が半減するというわけではないからだ。消費者の個体数は種間競争や種内競争、個体群密度の多寡による生息環境の質的な違いなどの様々な要因が影響する。また、環境要因の変化に伴う生態系の構造の変化は緩やかに連続するというよりは、閾值的な応答となる場合が多い。例えば、餌資源が一定を下回ると、消費者の個体数が急激に減少して絶滅することもある (Odum and Barrett 2004)。そのため、植物バイオマス量に着目して河川生態系の保全を目指す場合には、植物バイオマス量が減少して上位消費者を支えられなくなり、構造としての崩壊点となる閾値を下回らないような流量を維持することが必要である。しかしながら、この閾値を見つけることは容易ではなく、生物相の構成や環境の違いによって非常に多様であるため、全球スケールで一般化することは現時点では困難である (Poff and Zimmerman 2010)。流量変動と生態系の応答と厳密な閾値の解明とは個々の研究に譲るものとし、本研究では、全球を同条件下においた場合の相対的な傾向を見ることにする。世界自然保護基金の報告によれば、1970年から2014年までの間に、人間活動が原因となって世界の脊椎動物の個体数の6割が減少したと報告されている (WWF 2018)。これを参考とし、これ以上の環境悪化を許容しないために、バイオマス閾値を $X=60\%$ とし、バイオマスが元の6割に減少した時の流量 (すなわち、現在の生態系の状態にとってモデル計算上必要となる最小流量) を環境流量必要量として評価する。

6.4.2 使用データ

使用データは、モデルと同様である (6.3.2 参照)。

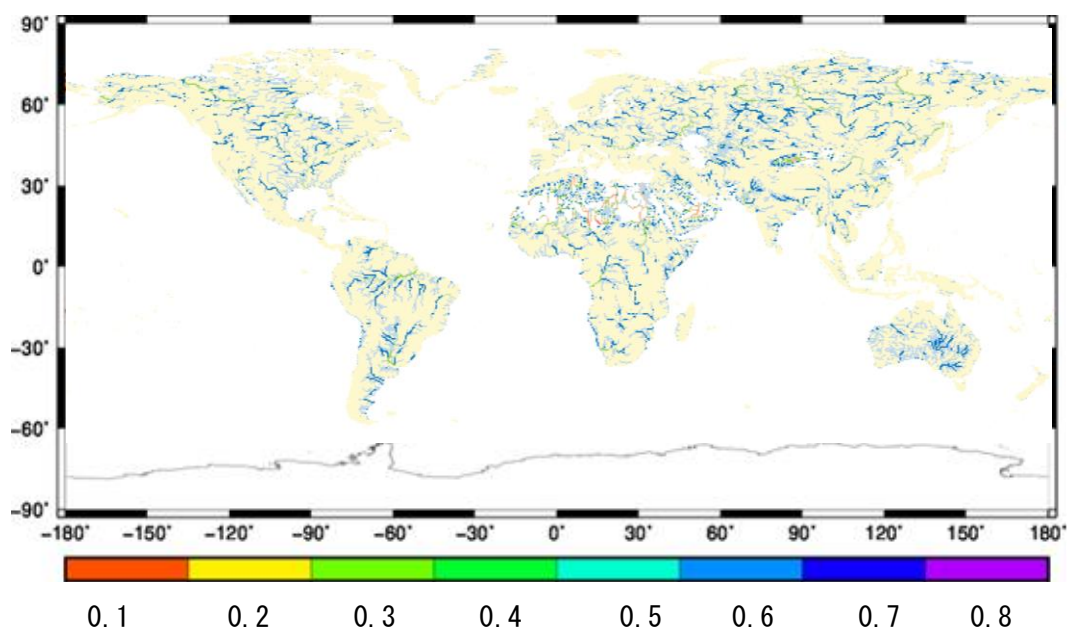


図 6-12 環境流量必要量（年平均流量に対する比）

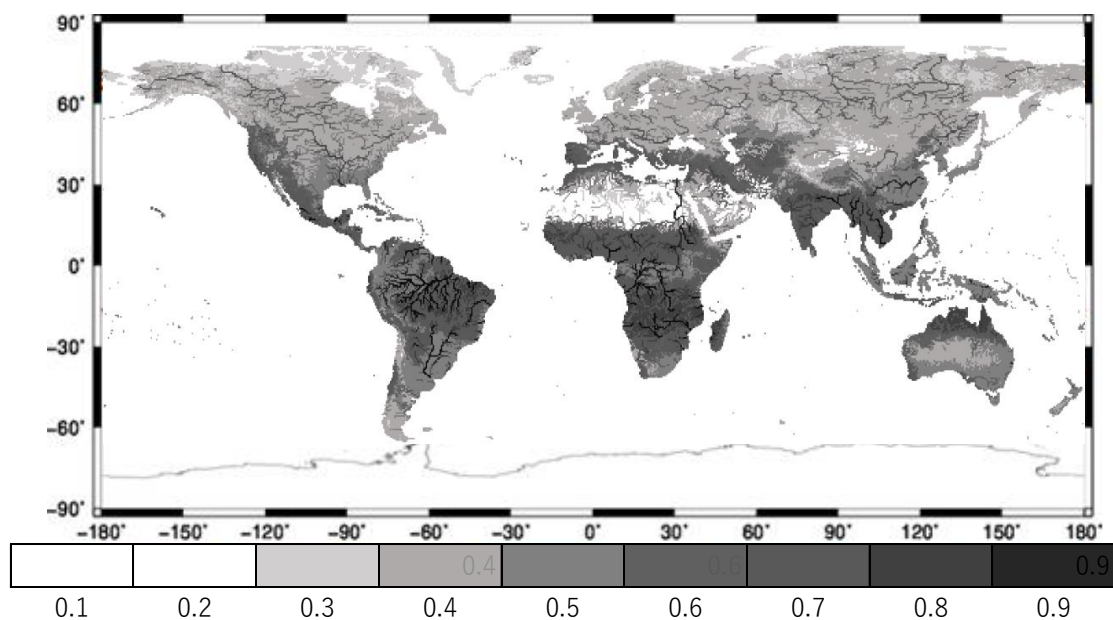


図 6-13 脆弱性によって環境流量に重み付けされている地域
（生産性と脆弱性を考慮したモデルー生産性のみを考慮したモデルA）

6.4.3 計算結果と考察

図 6-12 に計算結果を示す。環境流量は、年平均流量（Mean Annual Discharge : MAD）に対する比で表している。全球平均の環境流量必要量（Environmental Flow Requirement: EFR）は、13%である。これは、自然状態の流量下におけるバイオマス量を基準とした場合、バイオマス量が元の 6 割に減少する流量である。

EFR の高い地域は、わずかな流量減少に対して大きくバイオマスが減少する地域である。水資源開発の観点から見ると、取水による河川生態系の悪化が生じやすい地域であるといえる。今回は仮に 6 割を閾値としたが、閾値を変えた場合も全球の相対的な傾向は同様になる。従って、図 6-12 において EFR の高い地域では、水資源開発に対して脆弱性の高い地域であるといえ、注意が必要である。

次に、6.3.3 で示した、生産性と脆弱性を考慮した環境流量必要量の計算結果から、ここでの計算結果を差し引いてみると（図 6-12）、脆弱性によって重み付けされた地域がどこにあるのかが浮かび上がってくる。まず、砂漠などもともと EFR の与えられていない地域を除く全ての地域で、脆弱性を加味することで高い EFR が与えられている。とりわけ差の大きい地域、つまり脆弱性を加味することでより高い EFR が与えられている地域は、大河川沿いとサバナ・ステップなどの季節性の強い地域が該当している。環境流量を配分するための前提条件 2：流量変動の大きい場所でより多くの EFR を配分すべきという点と、前提条件 4：脆弱性の高い場所でより多くの EFR を配分すべきという点が、モデル上でうまく反映されていることが確認できた。

6.4.4 他の環境流量基準との比較

ここでは、モデルの妥当性を検証する。本研究の全球環境流量評価モデルで計算した EFR と、現地データに基づき設定されたケーススタディーの EFR を比較する。環境流量には唯一の正解がないため、二つの計算値を比較して一致していれば正しいと一概には判断できない。しかし、ケーススタディーの基準は主に現地固有のデータや調査結果を参照しているため、全球モデルよりも現場の生態系の特徴をより精度高く反映しているはずである。従って、この全球モデルの計算結果がケーススタディーの基準値に近ければ、現地調査に基づく評価方法に近い精度を持っていると判断できることから、上記の方法をモデル妥当性の検証方法として採用した。ケーススタディーは、17 か国 28 地域における環境流量設定事例を取りあげる（表 6-7）。これらは、Web of Science に 2009~2017 年に公開されている環境流量を提案する論文のうち、基準値が年平均流量の比で表現できるものを全て採用した。

あわせて、既往の全球モデルにおける計算結果とも比較を行う。

既往の全球モデルとして、Tennant 法 (Tennant 1975)、Smakhtin 法 (Smakhtin, Revenga and Döll 2004)、Q90_Q50 法 (Pastor, et al. 2014)を比較対象とする。Tennant 法は最も広く用いられており、生態系の状態を「fair」に保つ場合（管理水準＝中）には MAD の 30%を目安とする。北米温帯河川で開発され、季節変動の大きな地域における適用性は低い。Smakhtin 法は、低水期には Q90 を、豊水期には MAD の最大 20%を上乗せする。地域特性の加味されない Tennant 法に対し、同法は Q90 に基づく 4 通りの地域特性が表現できる特徴がある。Q90_Q50 法は、豊水期と低水期にそれぞれ Q50、Q90 を割り当てる。モンスーン地域など流量の季節変動の大きな場所での適用性が高く、Smakhtin 法よりも高めの基準をとる傾向がある。

ケーススタディーと計算で得られた基準を比較し、設定幅の重複率が 50%以上かつ平均値の差が 15%以内のもの（設定幅のないものは平均値の差が 10%割以内）を「概ね一致」と評価する。一致率からカテゴリ A~D を分類する。

比較検証の結果、本モデルは約 6 割のケーススタディーの基準と概ね一致し、全球モデルで最

も一致率が高いことが示された（表 6-7）。とりわけ、特に流量のみに着目する既往の全球モデルでは評価できなかった生産基盤の大きな場所、すなわち水域の一次生産力が高く、生物多様性の高い地域でより適当な EFR を評価できるようになった。以下、その内容を説明する。

カテゴリ A は、既往モデルは過小評価であるが、本モデルのみ一致している場所である。ステップやサバナなど、雨季乾季が明確で流量変動の大きな場所や、NPP が大きく生物多様性の高い低緯度地域、脆弱性の高い乾燥地において本モデルでは EFR を精度良く評価できた。

カテゴリ B は、本モデルといずれかの既往モデルが事例と一致するものである。Tennant 法は流量の安定した地域で良くあてはまる。一方 Q90_Q50 法は Tennant 法が苦手とする雨季乾季の明瞭な地域での親和性が高い。Smakhtin 法は広範囲をカバーするが、アジアモンスーン地域での一致率が低い。Smakhtin 法で用いる 4 段階の重みづけでは、夏季の大規模増水と高い生物多様性に特徴づけられるこの地域を表現できないようである。

カテゴリ C (29%) は、他のモデルでは一致するが、本モデルでは一致しない地域である。この原因の一つは、環境流量設定手法によるとみられる（表 6-7）。Great Ruaha 川、青ナイル及び Trabzon では最も簡易な水文統計法（修正 Tennant 法）が用いられている。これは月平均流量に対して管理水準に応じた EFR を決める方法であるが、現場の生態系に即した評価という点で現地調査に基づく生息場法や包括的手法に劣る。そのためこれらの事例で適切な流量設定がされていない可能性もある。また、これらの事例の多くが管理水準を中としており、管理水準を高とする本モデルよりも低めの基準値をとっている可能性がある。この推測は、管理水準が中の全球モデル（Tennant 法、Smakhtin 法）と事例の一致率が高い点からも裏付けられる。

カテゴリ D は全てのモデルで一致しなかった。この事例では著しく小さな基準が設定されている。設定方法が明記されておらず断定できないが、各モデルの計算値からみても事例の基準が過小評価の可能性はある。

表 6-7 環境流量設定事例と全球モデルにおける基準値
(年平均流量 MAD に対する比（最大-最小）、網掛けは一致率が高いもの)

河川/地域	個別設定のEFR	全球モデルで算定したEFR					参考			
		本モデル	テナント法	Smakhtin法	Q ₉₀ -Q ₅₀ 法	ケッペン気候区分	環境流量設定方法	参考文献		
		管理水準	高	中	中	-				
A	ビル・ウィリアムズ川	1.33-0.48 (0.63)	高	2.02-0.10 (0.58)	0.30	0.18-0.11 (0.12)	0.18-0.03 (0.06)	砂漠(BW)	包括的手法	Pastor et.al., 2014
	黄河河口	1.01-0.15 (0.58)	高	1.19-0.10 (0.51)	0.30	0.31	0.3	ステップ(BS)	包括的手法	Sun et.al.,2012
	Shahr Chai River	0.42-0.53 (0.51)	低	1.55-0.10 (0.48)	0.30	0.70-0.15 (0.19)	0.70-0.13 (0.19)	ステップ(BS)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
	Kazemroud River	0.50	高	1.85-0.10 (0.54)	0.30	0.24	0.1	ステップ(BS)	水文統計法/水理指標法	Shokoohi et.al.,2014
	ラヌガ川	0.54-0.50 (0.53)	高	1.49-0.10 (0.62)	0.30	0.31-0.09 (0.28)	0.42-0.38 (0.38)	サバナ(Aw)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
B	ウアスコ川	0.42-0.30 (0.34)	高	0.94-0.10 (0.36)	0.30	0.94-0.56 (0.81)	0.94-0.64 (0.83)	砂漠(BW)	生息場評価法	Pastor et.al., 2014
	Perkerra River	0.60-0.10 (0.35)	中	1.30-0.10 (0.44)	0.30	0.31	0.4	サバナ(Aw)	水文統計法	Aktivaga et.al.,2010
	イルティシュ川	0.79-0.21 (0.50)	中	1.76-0.10 (0.35)	0.30	0.38	0.4	ステップ(BS)	生息場モデル法/包括的手法	Shang et.al.,2015
	Ochotnica	0.60-0.10 (0.35)	中	0.90-0.21 (0.40)	0.30	0.47	0.3	西岸海洋性(Cfb)	水文統計法	Walega et.al.,2015
	錦江	0.69-0.09 (0.39)	高/低	1.83-0.10 (0.44)	0.30	0.27	0.1	温暖冬季少雨(Cw)	水文統計法/生息場モデル法	Lee et.al.,2013
C	上ガンジス川	0.72-0.45 (0.59)	高/中	2.36-0.10 (0.63)	0.30	0.23	0.5	温暖冬季少雨(Cw)	包括的手法	Sapkota et.al.,2013
	香港	0.77-0.44 (0.48)	高/中	2.34-0.10 (0.63)	0.30	0.42-0.16 (0.19)	0.54-0.42 (0.53)	温暖冬季少雨(Cw)	包括的手法	Pastor et.al., 2014
	メコン川上流	0.80-0.50 (0.65)	高	1.56-0.10 (0.57)	0.30	0.28	0.6	温暖冬季少雨(Cw)	水文統計法	Dong et.al.,2012
	ヤムナー川	0.60	-	2.99-0.10 (0.69)	0.30	0.23	0.5	温暖冬季少雨(Cw)	水文統計法	Soni et.al.,2014
	ニューホーレン川	0.27-0.14 (0.18)	中	0.93-0.10 (0.31)	0.30	0.62-0.15 (0.20)	0.63-0.29 (0.50)	冷帯湿潤(Df)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
D	Vojm Dam	0.21-0.18 (0.20)	-	1.10-0.10 (0.33)	0.30	1.23-0.28 (0.51)	1.00-0.52 (0.69)	冷帯湿潤(Df)	包括的手法	Pastor et.al., 2014
	イプスウィッチ川	0.56-0.12 (0.25)	高	0.88-0.10 (0.40)	0.30	0.50-0.14 (0.25)	0.44-0.19 (0.37)	冷帯湿潤(Df)	水文統計法/包括的手法	Pastor et.al., 2014
	沿海州 (カナダ)	0.25	中	0.72-0.10 (0.35)	0.30	0.3	0.1	冷帯湿潤(Df)	水文統計法	Caissie et.al.,2015
	海河	0.18	-	2.82-0.10 (0.59)	0.30	0.28	0.6	ステップ(BS)	?	Yang et.al.,2013
	Great Ruaha River	0.22-0.19 (0.22)	中/低	2.23-0.10 (0.75)	0.30	0.35-0.12 (0.15)	0.58-0.17 (0.19)	サバナ(Aw)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
E	青ナイル	0.28-0.20 (0.24)	中	3.82-0.10 (0.82)	0.30	0.24	0.2	サバナ(Aw)	水文統計法	Reitberger et.al.,2011
	青ナイル	0.22	中	3.82-0.10 (0.82)	0.30	0.24	0.2	サバナ(Aw)	水文統計法	McCartney et.al.,2005
	Osborne Dam	0.84-0.13 (0.46)	中	1.81-0.10 (0.64)	0.30	0.73-0.26 (0.44)	0.73-0.53 (0.59)	温暖冬季少雨(Cw)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
	ザブ川	0.35-0.17 (0.26)	-	1.63-0.10 (0.49)	0.30	0.26	0.1	地中海性(Cs)	包括的手法	Abdi et.al.,2015
	Trabzon	0.40-0.20 (0.30)	中	1.12-0.10 (0.50)	0.30	0.36	0.2	温暖湿潤(Cfa)	水文統計法	Karakoyun et.al.,2016
F	オルミーエ湖	0.35-0.17 (0.26)	-	1.36-0.10 (0.43)	0.30	0.24	0.4	温暖湿潤(Cfa)	水文統計法/包括的手法	Yasi et.al.,2017
	Silvan River	0.58-0.28 (0.34)	中	1.13-0.10 (0.50)	0.30	0.54-0.20 (0.26)	0.89-0.74 (0.77)	西岸海洋性(Cfb)	水文統計法	Pastor et.al., 2014
	Bridge River	0.03	-	0.90-0.10 (0.31)	0.30	0.25	0.3	冷帯湿潤(Df)	?	Bradford et.al.,2011
一致率			64%	50%	46%	39%				

6.4.5 日本の維持流量との比較

ここでは、3章で取り上げた日本の維持流量に対して、本研究で提案する環境流量必要量（EFR）がどの程度であり、またどのような特徴があるのかを考察する。図 6-14 に、88 水系における現行の維持流量（●）と、本研究で求めた EFR（◆と網掛けの幅）を示す。水系内に複数個所の維持流量の設定地点がある場合は水系平均値を示している。また、水系の地域を色分けしている。

まず、最小流量に着目する。EFR の最低値を維持流量が下回っている河川は、44%（42 河川）あり、地域に偏りは見られない。維持流量は主に魚類の移動・産卵のための最小流量として設定されているが、河川の生産力を維持する観点からみた場合、約半数の河川で最小流量が足りていない可能性が示唆される。次に、現行の維持流量では考えられていない流量変動に着目する。図中の網掛けの部分、年間の EFR の幅である。年内の基準の幅が大きい場所では、年平均流量の 10%~120%を必要とし、小さい場所では 10%~50%程度の幅をもつ。EFR の幅と地域にはやや相関がある。EFR の幅の最も大きい地域（EFR の年内変動が 80%以上）は、九州と関東地方に多い。やや大きい地域（年内変動が 60%以上）は、中部地方と近畿地方に多い。中程度の地域（年内変動が 50%以上）は、中国・四国地方が、小さい地域（年内変動が 40%以上）には、北海道、東北、北陸の河川がよく当てはまる。河川生態系の生産力と脆弱性に着目した場合、これらの地域には図 6-14 に示した流量変動の幅が必要であることが示唆された。この幅で示した流量変動が実際ある河川もある一方で、ダム操作などによって流量が平滑化され、流量変動幅が小さい河川もある。

本研究では EFR の流量変動幅よりも流量の平滑化している河川の抽出までは行っていないが、ここで示した EFR とその変動幅は、今後維持流量を改善していくにあたっての参考となるだろう。

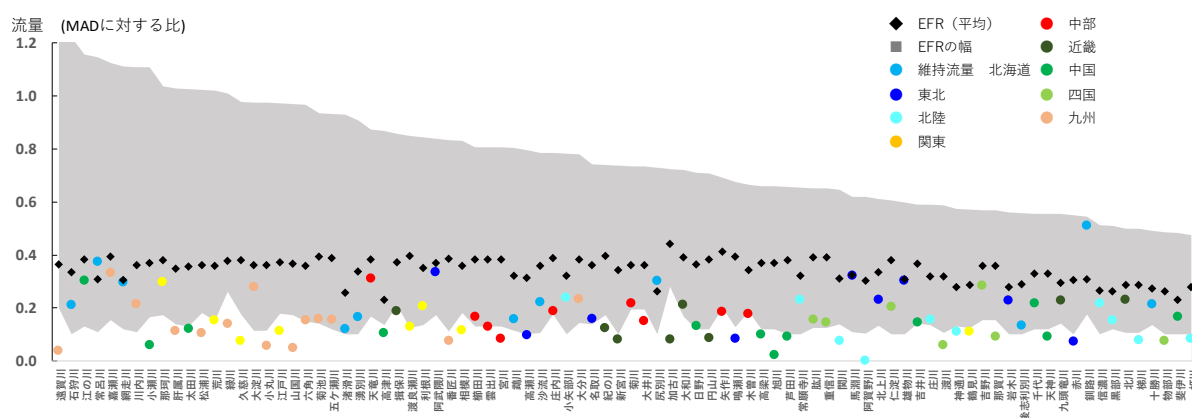


図 6-14 日本の一級水系における現在の維持流量と環境流量

6.4.6 利用可能な水資源量の評価

河川の自然流量から環境流量を差し引くと、河川生態系への負荷を最小限に抑えつつ人間が利用できる水資源量を求めることができる。本研究で計算した EFR を用いて、利用可能な水資源量を試算した。

月平均流量から月ごとの EFR を差し引いた量を利用可能な水資源量（Available Water Resources: AWR）と定義する。水ストレスの程度を表す指標として、一人当たりの最大利用可能な水資源量が $1,700\text{m}^3/\text{年}$ が最低限度とされており、これを下回る場合には水ストレス下にある状態、 $1,000\text{m}^3$ を下回る場合は水不足の状態、 500m^3 を下回る場合は絶対的な水不足の状態とされている（WWDR 2015）。これを参考に、国連が 2013 年に推定した AWR を図 6-15 に示す。これは、環境流量を含まないため、生態系の保全とは無関係に河川から取水できる水資源量を示している（以下、ケース①とする）。これに対し、本研究で計算した環境流量を考慮した AWR をケース②とする（図 6-16）。ケース②では環境流量を河川に残しておかなければならないため、人間の利用可能な水資源量は少なくなる。ケース①、②ともに、水資源のひっ迫する地域はアフリカ北部、アラビア半島とインドが該当し、西ヨーロッパや中国においても高いストレスを受けていることが分かる。二つの図から見て取れるように、ケース①で水資源量が $7,500\text{m}^3$ 以上の地域では環境流量によって AWR が大きく制限されることはない。ただし、ケース②ではアメリカ西海岸や五大湖周辺、アンデス山脈、インドネシア、フィリピンのほか、大都市のある人口集中地域で局所的に AWR が $1,700\text{m}^3$ を下回り、水ストレスを受けることがわかる。日本も例外ではない。ケース①では AWR は $2,500\text{m}^3$ 以上と比較的余裕があるが、環境流量を考慮するケース②では、関東以南から九州にかけて $1,000\text{m}^3$ を下回る水不足の状態が生じることが分かった。

一方、ケース①で AWR が $2,500\text{m}^3$ 以下（脆弱性の高い）地域では、ケース②において水ストレスはさらに大きくなる。特に、ケース②では中国の黄河流域やインダス川流域、インド南部、英国南部などで絶対的な水不足の地域が生じる。

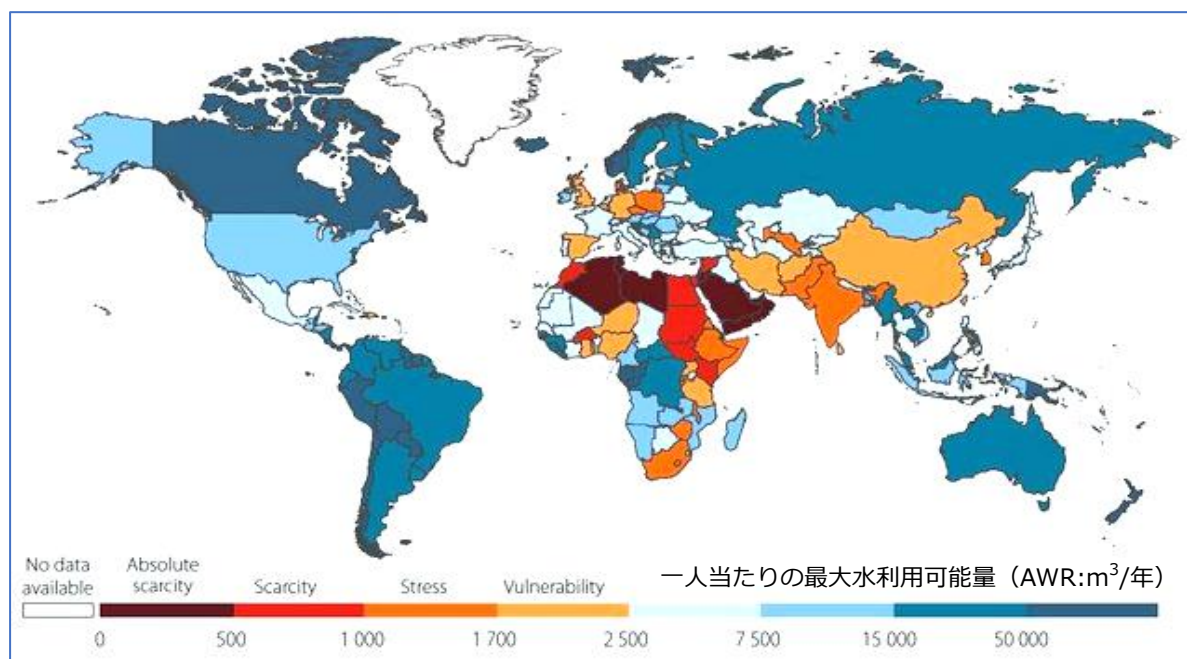


図 6-15 利用可能な水資源量ケース①（環境流量を考慮しない試算 2013 年現在 (WWDR 2015)）

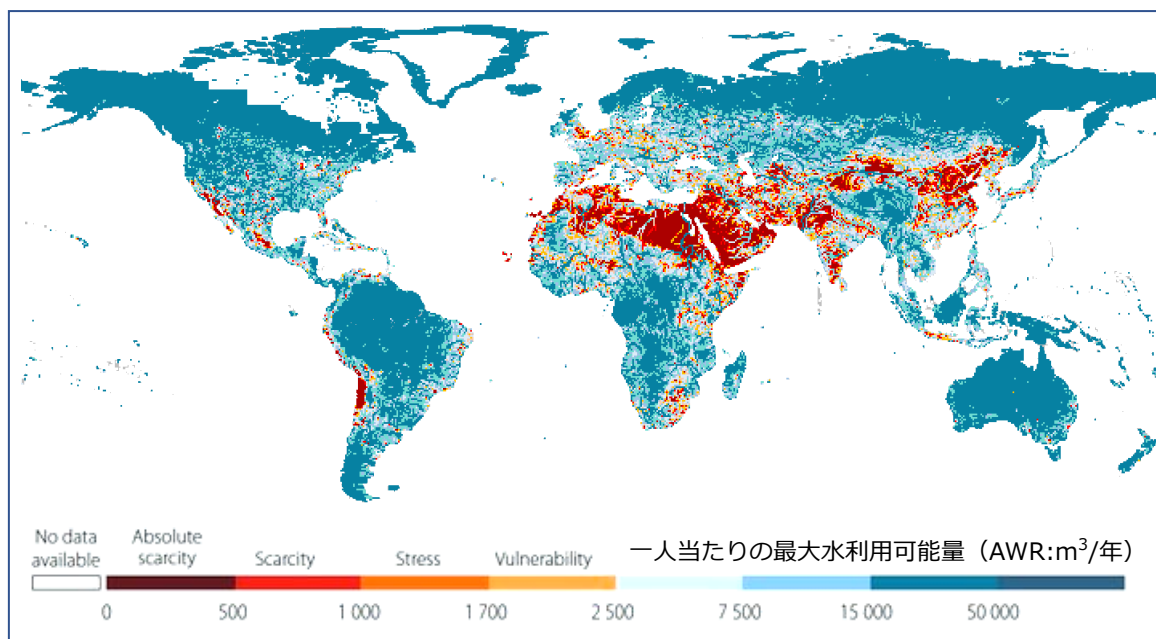


図 6-16 利用可能な水資源量ケース②（環境流量を考慮した試算 2000～2010 年平均（本研究））

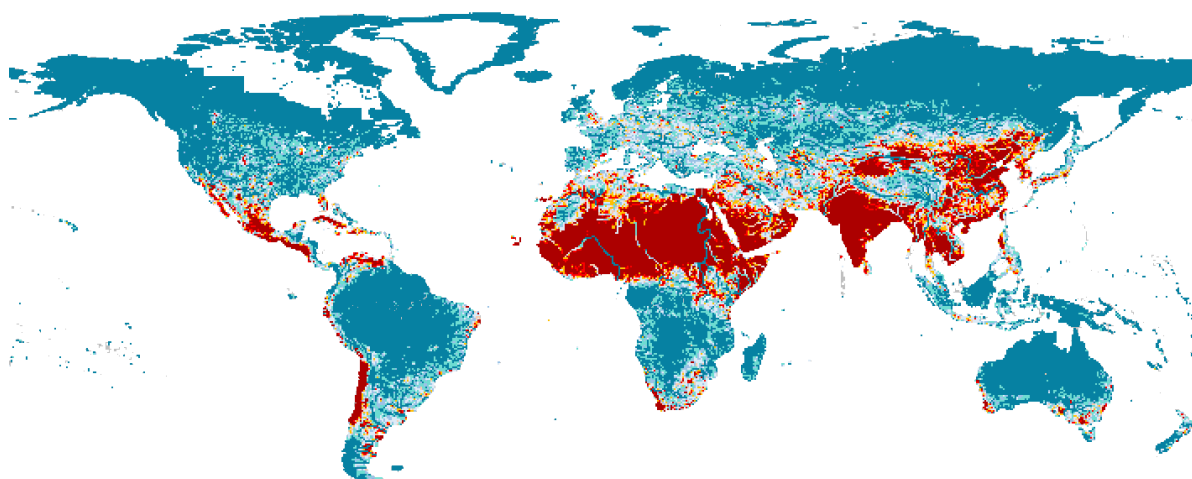
AWR を月ごとに見ることによって、さらに局所的にクリティカルになる場所を明らかにする。図 6-17～図 6-20 にケース②における月ごとの AWR を示す。前述の一人当たりの水ストレスを月換算すると、水ストレス下にある状態は 140m^3 以下、水不足の状態は 80m^3 以下、絶対的な水不足は 40m^3 以下となる。

1 月から 3 月は、赤道付近を中心に水ストレスが高くなる。中央アメリカ、サハラ砂漠周辺、インド亜大陸、インドシナ半島、中国および東～西日本で水不足となる。その他、豪州南部や南アフリカをはじめ、世界の大都市地域で局所的に水ストレスを受ける。4 月から 6 月にかけて、水ストレスを受ける地域は赤道から南北に遠ざかる方向に移動する。依然として北アフリカやインド、中国にかけて水不足となっているが、北半球では新たにアメリカ西海岸やユーラシア大陸南部にかけて高ストレスの地域が出現する。南半球ではパラナ川流域や、ケニア、タンザニアなどのサバナ地域にかけて水不足となる。一方、赤道付近の熱帯地域では AWR は豊富である。

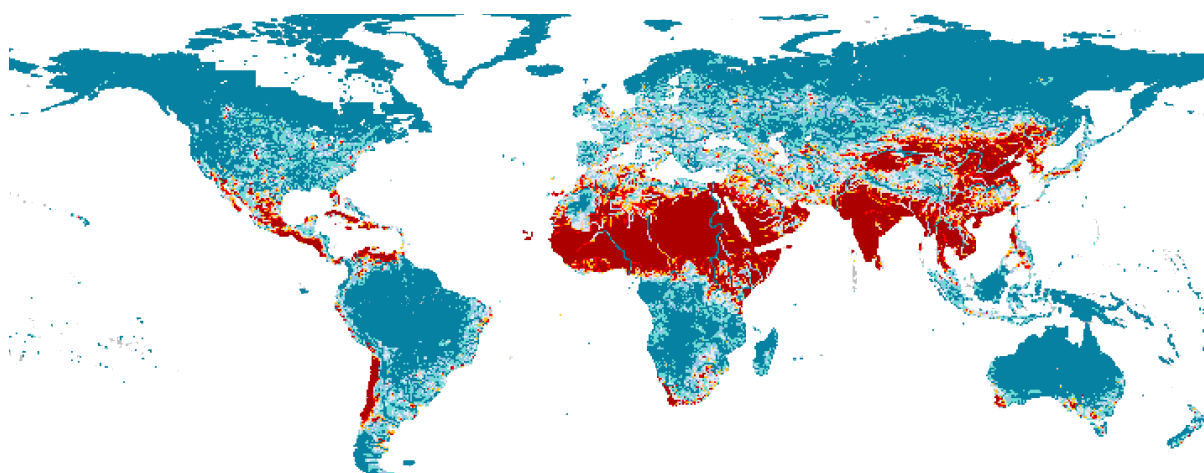
8 月から 9 月にかけて、インドや中国の水不足は解消に向かう一方で、スペインとイタリアを中心とする西欧での水不足が深刻になる。また、アフリカの水不足地域はさらに南下し、ブラジル高原、インドネシアでも水不足が生じる。10 月から 12 月にかけては、全球規模の水ストレスの最も小さくなる時期である。欧州の水ストレスは大河川沿いを中心に低減し、アフリカ南部や東南アジアでも水ストレスは解消する。一方で、インドや中国では再び深刻な水不足の状態が始まる。日本については、東日本以内において一年を通して水ストレスの高い状態が継続する。

月別に見た場合、年間でみた場合の AWR（図 6-16）には現れない、季節的に高い水ストレスを受ける地域が明らかになる。特に、欧州、アフリカ南部、ブラジル高原は 6 月から 9 月にかけて深刻な水不足となる可能性が示唆された。従って、環境流量を放流するケース②においては、現在水不足が深刻でない地域においても、特定の時期に水資源量が制約されることが予想される。水資源開発と河川生態系保全とのトレードオフが生じやすい地域といえるため、特に注意が必要である。

1月



2月



3月

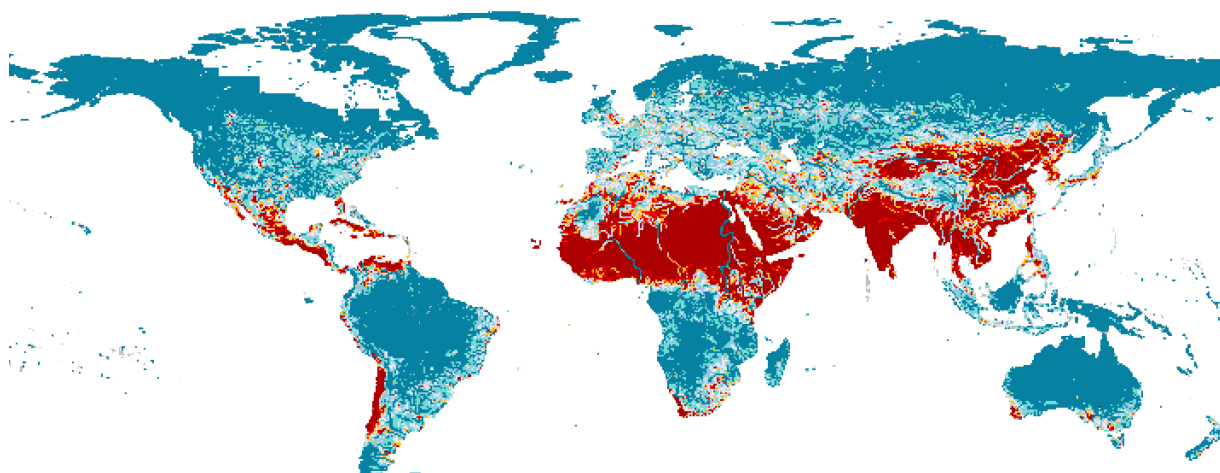
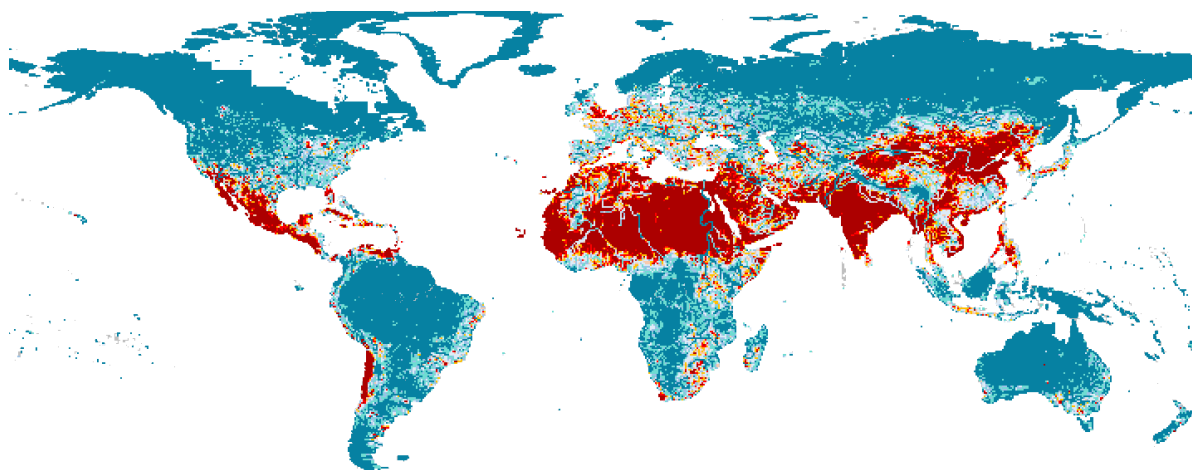
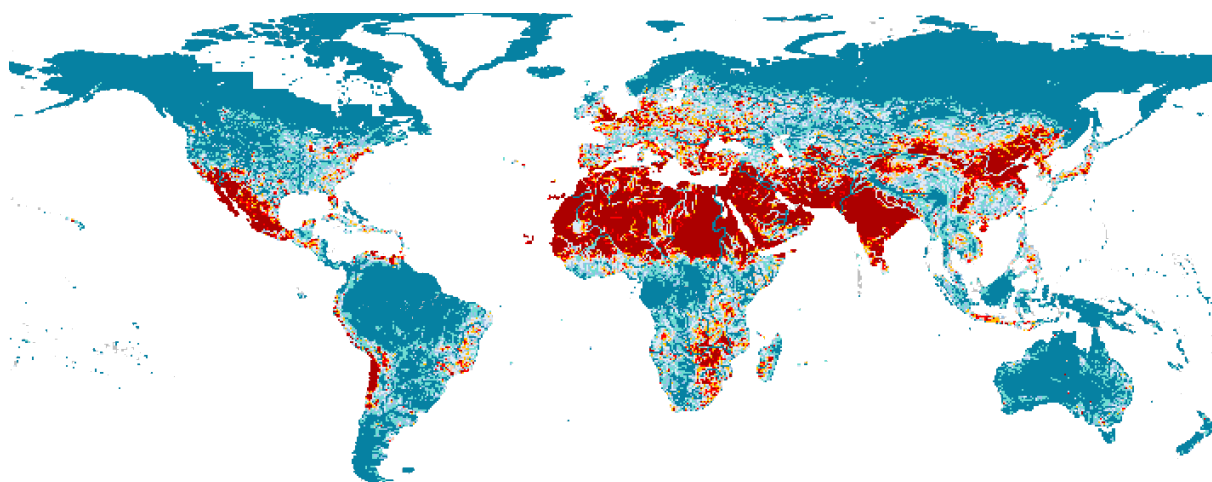


图 6-17 利用可能な水資源量（1月~3月）

4 月



5 月



6 月

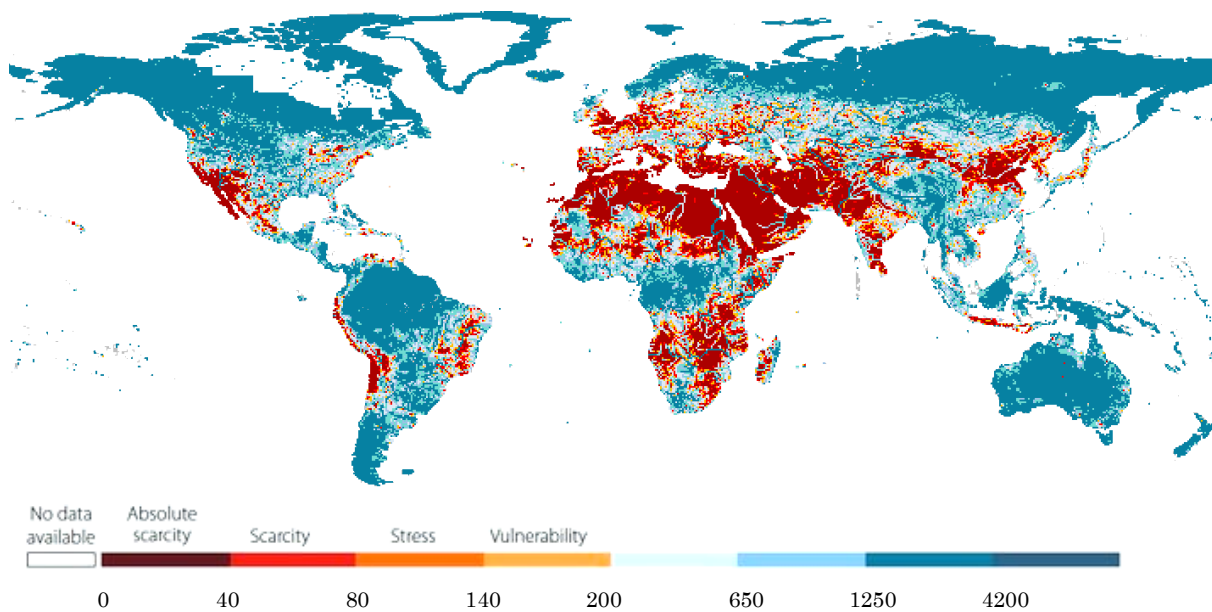
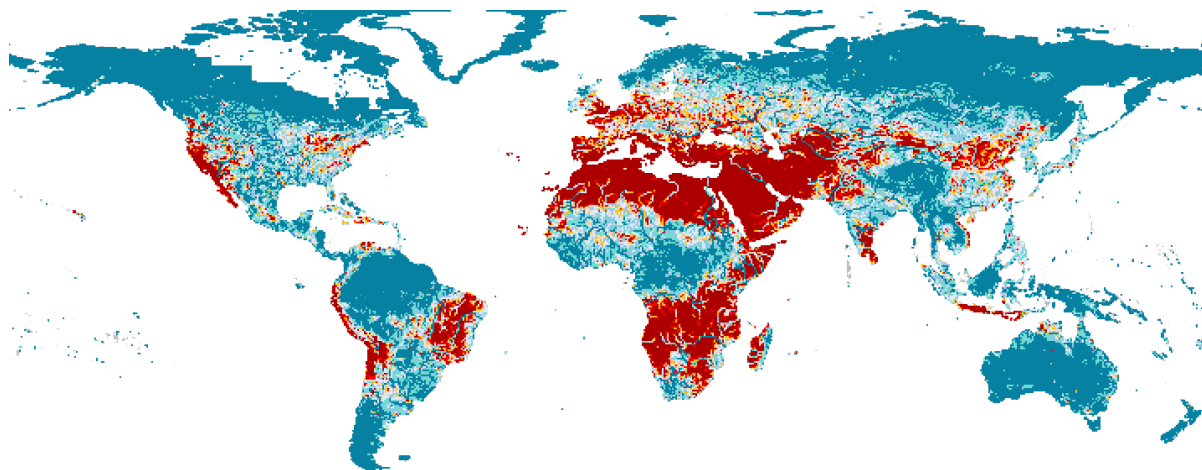
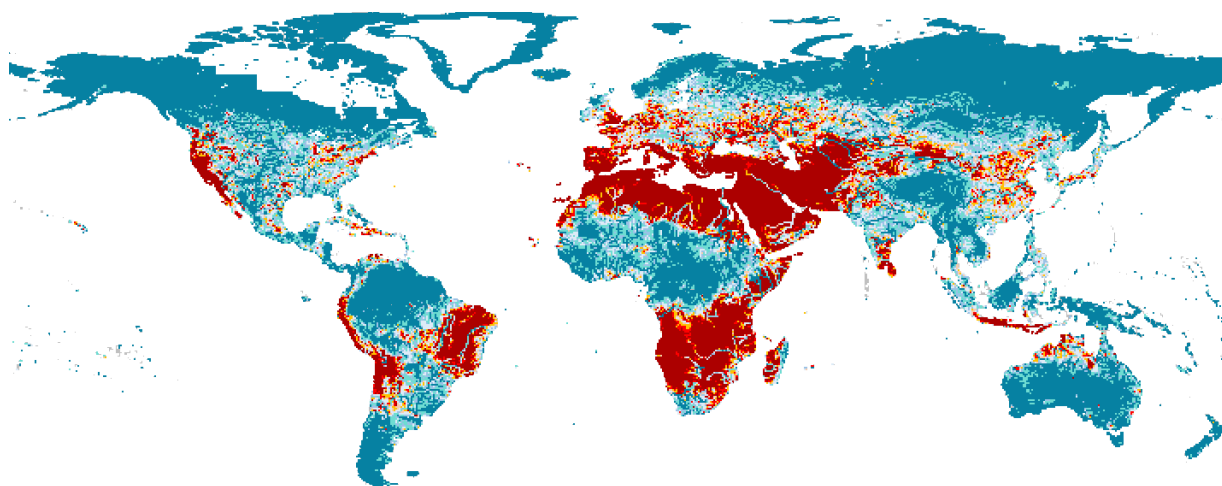


図 6-18 利用可能な水資源量（4 月~6 月）

7月



8月



9月

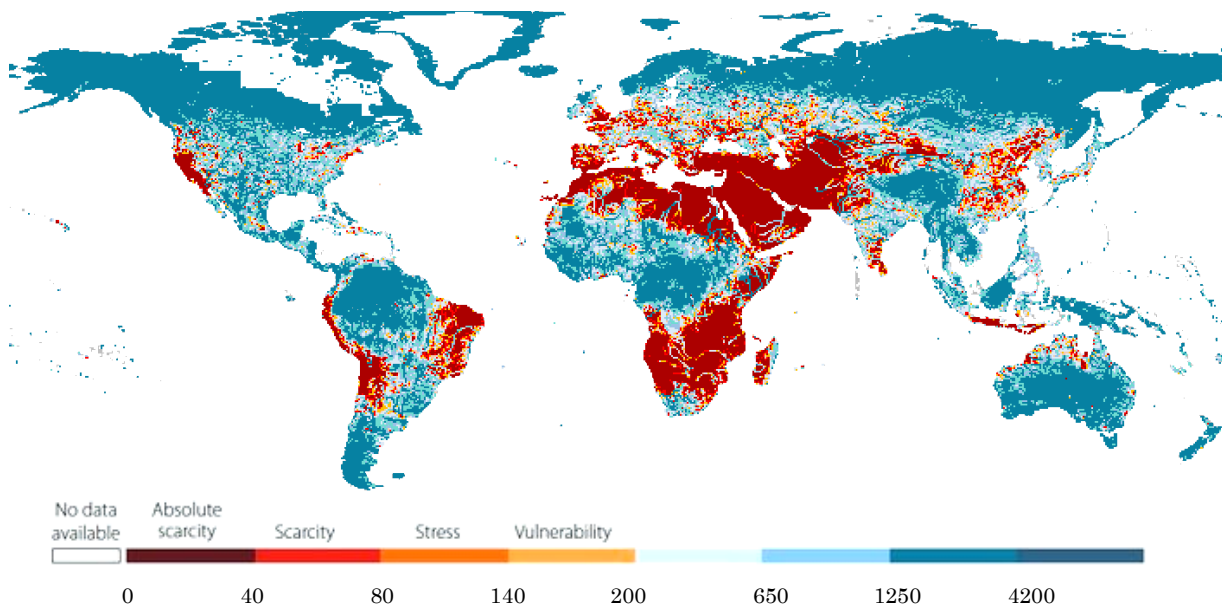
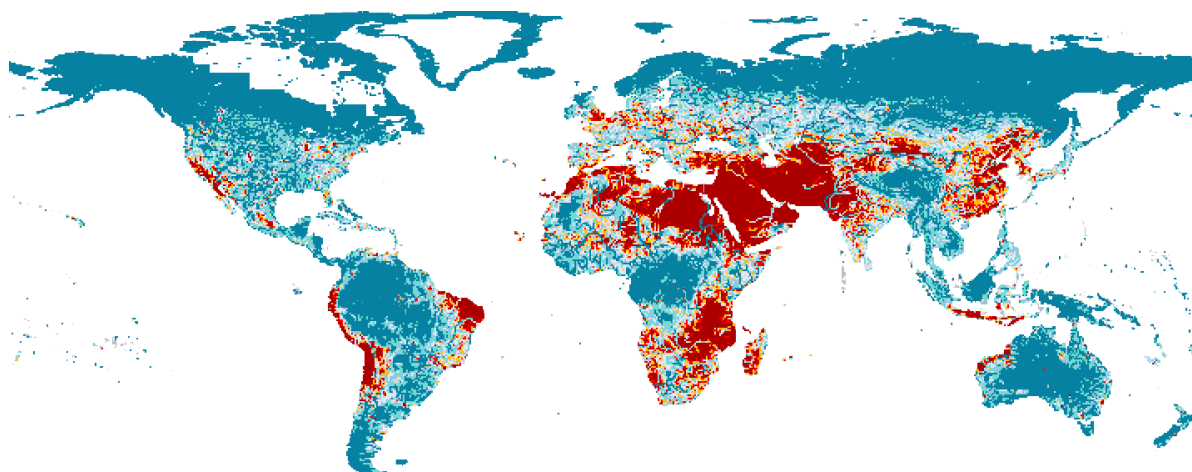
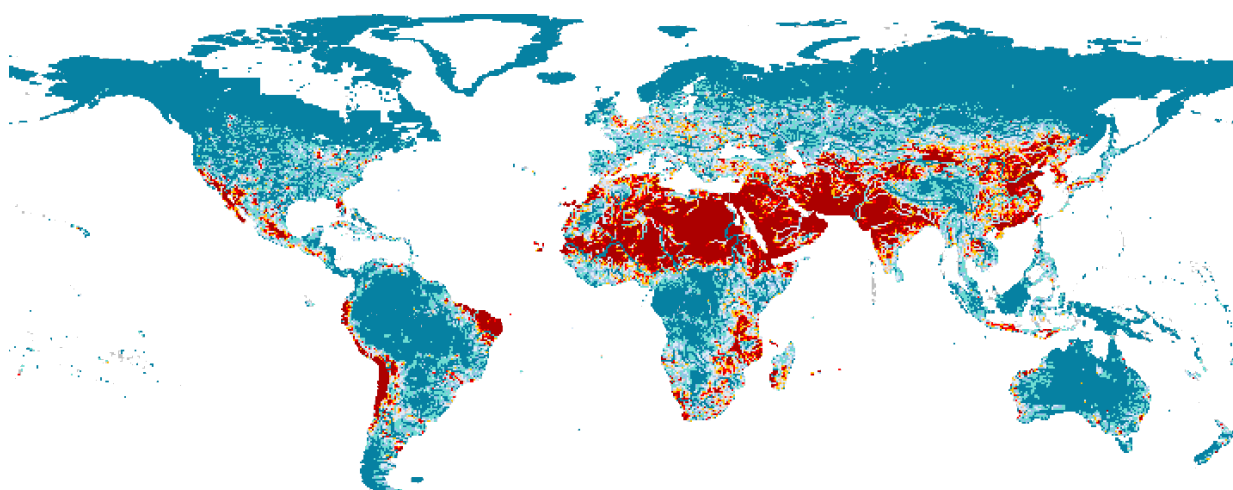


图 6-19 利用可能な水資源量（7月~9月）

10 月



11 月



12 月

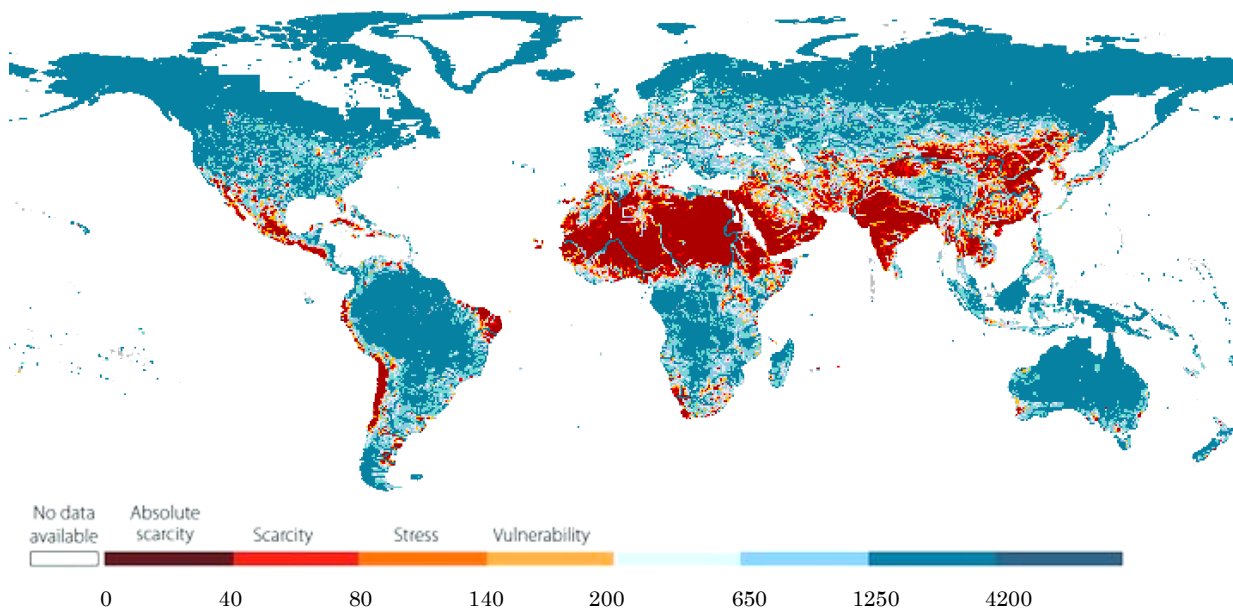


图 6-20 利用可能な水資源量（10 月~12 月）

6.5 本章のまとめ

本研究では河川純一次生産力に着目して環境流量必要量（EFR）を推定するモデルを構築し、モデルを用いて月別に全球 EFR を算出した。本研究における環境流量は、以下の原則に基づいて重み付けされる。

1. 年平均流量が大きい場所で高い EFR を確保すべき。
2. 流量の季節変動が大きい場所では高い EFR を確保すべき。
3. 一次生産力が大きい場所ほど高い EFR を確保すべき。
4. 生態系が脆弱な場所ほど高い EFR を確保すべき。

全球年平均 EFR は、年平均流量の 45% となった。しかし月別に見た場合、EFR は場所によって大きく変動する。一次生産力と流量が年間を通して安定している温帯や熱帯では通年一定の EFR でよいだろう。しかし、一次生産力や流量の季節変動が大きいサバナやモンスーン地域、亜寒帯～寒帯地域では最大月 EFR が年平均値の 3 倍以上になるため、最大月を加味した EFR を設定する必要がある。どの月に最大 EFR を配分すべきかによって、全球を 5 つの型に分類した。

本研究のモデル計算と個別ケーススタディーで求められた EFR を比較した結果、本モデルは現場情報に基づく個別事例に対して、4 つの全球モデルの中で最もはまりが良いことが分かった。特に流量のみに着目する既往の全球モデルでは評価できなかった生産基盤の大きな場所、すなわち水域の一次生産力が高く、生物多様性の高い地域でより適当な EFR を評価できるようになった。

本研究の環境流量モデルを用いて、EFR を計算することにより、1 章で示した目的を達成できたといえる。

- グローバルな水資源開発計画や、国土計画、個別プロジェクトにおける初期の評価段階で、河川生態系保全の優先度の高い場所や開発に対して脆弱な場所を相対的に俯瞰できる。
- 空間的（場所）にも、時間的（流量を流す時期）にも河川生態系にとって意味のある環境流量の目標値がわかる
- 詳細な現地調査が難しい地域や、現場のデータが不足している地域でも等しい水準・精度で評価できる

ただし、以下の点は更なる検討が必要である。

- 閾値の設定方法：本研究のモデルでは、河川生態系の生産性指標（PI）に応じて、EFR の閾値を年平均流量の 10%、20%、30%、40%、60% と設定した。これは北米の生物調査によって得られた水文統計法の閾値を参考としているものであるが、閾値が変わると EFR の結果も変わってくる。従って、閾値の設定方法に関しては今後、様々な選択肢を比較検討する必要がある。
- 管理水準の設定方法：今回の計算では、管理水準を理想的な河川生態系の状態を 100% 保全する最高水準で評価した。しかし、水資源の逼迫した地域では、現実的に運用の難しい高い目標値である可能性がある（6.4.4 で示した、アフリカ地域における環境流量設定事例などが参考になる）。人間の水需要や社会条件を踏まえた管理水準の設定のあり方を、今後検討していく必要がある。

-
- 最新のデータに基づく検討: 今回の計算で用いた流量や人口データは全て、2001～2010 年までの平均値を用いている。モデルの信頼性を確保するため、観測方法や換算方法の統一を図る理由から上記の期間のデータを使用した。しかし、既に 10 年近くが経過しており、最新のデータを使用した再計算が求められる。合わせて、将来気候条件下におけるシミュレーションも今後の研究課題として望まれる。

参考文献

- Bunn, S E, and A H Arthington. "Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity." *Environ. Manage.* 30, no. 4 (2002): 492-507.
- Connel, J H. "Diversity in tropical rain forests and coral reefs." (*Science*) 199 (1978): 1302-1310.
- Guégan, J F, S Lek, and T Oberdorff. "Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity." *Nature* 391 (1998): 382-384.
- Hanasaki, N, et al. "An integrated model for the assessment of global water resources - Part1: Model description and input meteorological forcing." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 12 (2008): 1007-1025.
- MacArthur, R H, and E O Wilson. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 1967.
- Narayanhari, Rijal, and Alfredsen Knut. "Environmental flows in nepal - an evaluation of current practices and an analysis of the upper Trishuli-I Hydroelectric Project." *Hydro Nepal Journal of Water Energy and Environment* 17 (2015): 8-17.
- Odum, E, and G W Barrett. *Fundamentals of Ecology* 5 edition. Cengage Learning: Brooks/Cole Pub Co, 2004.
- Pastor, A V, F L Ludwig, H Biemans, H Hoff, and P Kabat. "Accounting for environmental flow requirements in global water assessments." *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 18 (2014): 5041-5059.
- Poff, N L, and J K Zimmerman. "Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows." *Freshw. Biol.* 55 (2010): 194-205.
- Power, M E, A Sun, G Parker, W E Dietrich, and J Wootton. "Hydraulic food-chain models." *Bioscience* 45 (1995): 159-167.
- Smakhtin, V, C Revenga, and P Döll. "A pilot global assessment of environmental water requirements and scarcity." *Water Int.* 29 (2004): 307-317.
- Tennant, D L. *Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources*. U.S. Fish and Wildlife Service, 1975.
- Wright, D H. "Species-energy theory: an extension of species-area theory." *Oikos* 41 (1983): 496-506.
- WWDR. "The United Nations World Water Development Report." 2015.
- WWF. *Living Planet Report*. 2018. https://www.wwf.or.jp/activities/data/201810lpr2018_en.pdf.
- オダム PE. 生態学の基礎 (上) 三島次郎訳 培風館, 1974.
- 田中聡史, 馬場勝寿, 石川洋一, 齋藤誠一. "融雪と漁業生産をつなげる陸海連関: 噴火湾の例." *低温科学* 74 [2016]: pp.34-41.

7. おわりに

7.1 ネパール・カリガンダキ川流域の環境流量必要量

カリガンダキ川は、ヒマラヤ山脈に源流をもつネパールの大川である。標高 8000m を越えるダウラギリ山塊とアンナプルナ山群の間より発し、氷雪を戴く険しい山々から多くの支流を迎えながら少しずつ川幅を広げていく。標高 3000m を下ると気候は一気に温暖になる。米やトウモロコシや麦などの穀物の豊かに実る丘陵地帯を貫き、深い河岸段丘を掘り込みながらインドへ向けて南下し、やがてガンジス川に合流する。2015 年の秋、筆者はカリガンダキ川の支流の十数か所に計画されていた水力発電施設建設の実行可能性調査（フィージビリティースタディー：FS）に土木技術者として参加した。経済発展の著しいネパールは、首都で一日 16 時間停電することもあるなど深刻な電力不足に直面しており、電源開発が喫緊の課題である。年降水量が 1,700mm を超え、カルナリ川やカリガンダキ川、トリスル川などの大河に恵まれる同国では、電源の主力は水力である。ヒマラヤ山脈に大型水力発電ダムを建設すれば、電力不足は一気に解決するようにも思えるが、ネパール政府はダムの建設を避けたい考えである。その理由の一つは、登山と観光が重要な収入源であり、ダム建設によって山岳地域の自然景観が損なわれることを懸念しているためだ。二つ目は、流況変化によって下流の大国インドの水資源利用に影響を与え、軋轢が生じることを避けたいためである。三つ目は、技術的な課題である。ネパールには多くの活断層があり、ダム建設には高度な技術を必要とする。このような理由から、ネパールでは小規模の水力発電施設（micro-hydro¹）を沢山建設することで電力需要に対応しようとしている。

水資源開発の FS では、予定地に発電所を建設することが可能かを総合的に判断しなければならない。そのためには、対象地域の河川の性質を知ることが重要である。発電用水が安定的に確保できるか、増水・出水時に安全に稼働できるか、大量の土砂の流入によってタービンを損傷する恐れはないかなどが焦点となる。

同時に、環境への配慮も重要である。水力発電所の取水堰下流では自然状態よりも流量の少なくなる、いわゆる減水区間が生じるため、影響を受ける可能性のある動植物や村人の生活を調査し、適切な流量を川に残す必要がある。流域には、コイ科の大型魚であるスノートラウトや、産卵のために河道を数キロにわたって移動する半回遊性のコイ（地元では Kale と呼ばれている）や、希少な回遊魚ビカーラウナギなど多くの魚類が生息している。流量減少によって魚類の移動や産卵が阻害され、個体数の減少などの影響が生じると、河川生態系のバランスを損なうだけでなく、川魚を貴重な蛋白源として利用する村人や、漁業で生計を立てる人々の生活に影響を及ぼすことになる。またこれらの流域は、ジャッカルなどの大型の希少動物をはじめ多くの生物の生息場の一部をなしている。貴重な水場が損なわれると、陸上生物への影響も免れない。川の流れで種子を運ぶハンノキやヤナギなどの河畔植生は、燃料を薪材に頼る村人の生活を支えている。さらにこの地域では、遺灰を川に流す習慣があり、宗教行事には一定以上の流量が必要である。このように河川の流れは、河川生態系や人々の生活を様々な形で支えており、流量減少によりこれらの恩恵や便益が損なわれないように配慮することが必要である。

ネパールでは 1997 年の環境保護法により、水力発電所の発電規模に応じて初期環境評価と環

¹ 日本では、小水力発電は概ね出力 1,000kW 以下をさすが、ネパールでは 10,000kW 程度の施設も含まれる。

境影響評価が義務付けられている。また、2001年の水力発電開発計画では、減水区間が環境へもたらす悪影響を緩和するための流量を設定することが定められた。最も流量の少ない月の平均流量の10%、あるいは初期環境評価で必要とされた流量のいずれか大きい方を採用する。これがいわゆる環境流量である。しかし、この環境流量の基準には問題がある。まず、10%という値そのものが科学的根拠に乏しく、設定の経緯や妥当性を示す資料が存在しない。今回の現場でこの基準を採用すると、川幅5mほどの区間での環境流量は0.004m³/s程度となる。巨礫の多い山地河川であるため、殆ど岩の下に伏流してしまい表面に水が残らない。魚類の移動などを考慮すれば、この流量が不十分であることは明らかであるが、多くの現場では十分な環境調査が行われないまま、機械的に10%流量が採用されているようである。また、この基準は渇水時だけでなく一年を通して適用されるため、環境流量を差し引いた分が全て取水可能流量として取り扱われる。環境流量を設定したという実績が一人歩きし、河川環境保全に効果が無いばかりか、却って大規模な取水と流量減少を正当化している状況がある。

このような状況に際し、河川環境の保全にとって意味のある環境流量を設定しなければならぬと感じた筆者は、問題意識を共有する現地の環境専門家らと共に再評価に向けて取り組んだものの、様々な困難に直面した。まず流量データがない。断続的にでも観測値があればまだよい方で、流量観測所の存在しない流域も多数ある。さらに、河川環境や生物に関する資料も乏しく、流域をまたがるプロジェクト対象地域の中で、どの場所の優先度が高く、どの程度の環境流量が必要なのかを総合的に判断する材料が決定的に不足していた。新たに調査するにしても環境流量に詳しい専門家がおらず、時間や資金は極めて限られていた。結果的に環境流量の見直しには至らず、FSの報告書に「施設に魚道を設けると共に、河川環境を保全するための意味のある流量を設定することを強く求める」といった文言を追加することが精一杯だった。

ところが後日、同国のトリスル川の水力発電所建設における詳細設計で環境流量が再評価されていたことを知った。当初この事業では、他の流域と同様に最乾月の10%を環境流量に定めていたが、現場の河川生態系にとって真に意味のある流量を設定する必要があるとして再評価が決められたのだ。評価はノルウェーの大学とコンサルタントを中心に実施された。流量見直しの一端には、カリガンダキ川流域にある既設の水力発電所下流における事後評価において、魚類の個体数、種数ともに減少したことが報告(Onishi, 2010)されていたこともあった。こうして、トリスル川では魚類に着目した詳細な生息環境調査が実施され、結果的に10%の環境流量では地域の代表魚であるスノートラウトの産卵に必要な水深流速を満足できないことが裏付けられた。これを受け、月ごとに必要流量を確認しつつ、月平均流量の20%程度を最低限確保する基準に変更され、発電所の放流規則が再調整された(Narayanhari, et al., 2015)。筆者は環境流量の再評価が実現したことに強い関心を抱きつつも、自身の現場でここまで出来なかったことを残念に思った。

Narayanhari (2015) らは、現状の最小流量基準では河川生態系にとって必要な流量が十分に確保されない場合があることを示し、環境流量の設定にはより詳細な現地調査と包括的な評価が必要であると強調しており、筆者もその点に同意する。しかし、時間的にも資金的にも制約尽くめの開発プロジェクトでは、環境流量設定のためだけに現地調査を行うことが難しいのが本音である。また、トリスル川の事例のように設計の最終段階である詳細設計で流量の大幅な見直しをかけられるのは例外的であり、発電量に直接影響するような変更が受け入れられない場合も多い。適切な環境流量を設定するには、計画の早い段階、できれば具体的な取水量や発電量が決まる前

の FS や、それ以前の水資源開発計画や国土計画の段階である程度精度のある基準を提示しておく必要がある。初期段階で環境流量がおざなりにされたり、形ばかりの基準値が設定されたりしてしまうと、最後まで引き継がれてしまう恐れがあるからである。

環境流量の設定にあたって課題を抱えているのはネパールだけではない。2000 年以降、国際的な開発援助機関や自然保護団体の働きかけもあり、環境流量は水資源開発にあたっての必須検討項目に数えられている (Arthington, et al., 2018)。そのため、中国、インド、イランなどを筆頭に、多くの発展途上地域で環境流量を設定する試みが増えている。一方、多くの地域では、環境流量評価のための情報や判断基準を持たないため、2 章や 3 章で触れたように、根拠の薄い基準が適用されたり、自然条件の全く異なる地域で提案された基準がそのまま使用されたりしている。従って、これからの水資源開発に際し、河川環境の保全にとって真に意味のある環境流量を設定するためには、次の性質を満たす評価方法が求められている。

- 広域の水資源開発計画や、国土計画、個別プロジェクトにおける初期の評価段階で、河川生態系保全の優先度の高い場所や開発に対して脆弱な場所を相対的に俯瞰できる方法。
- 空間的（場所）にも、時間的（流量を流す時期）にも河川生態系にとって意味のある環境流量の目標値がわかる方法。
- 詳細な現地調査が難しい地域や、現場のデータが不足している地域でも等しい水準・精度で評価できる方法。

本研究で構築した環境流量グローバルモデルは、全球を網羅した河道網モデルを用いている点、河川植物の純一次生産力に着目している点、月別に目標流量を設定できる点、そして、入力データは全て公開されている全球データを利用可能である点から、上の性質をいずれも満たしている。

本モデルを用いて、前述のネパール・カリガンダキ川当該流域における EFR を計算した。

カリガンダキ川の支流である地点 A（図 7-1）と、同じく 250 km 程東の異なる支流にある地点 B（図 7-2）における月平均流量と、慣例的な EFR 及び本研究の EFR を示す。当該流域はアジアモンスーン地域に属し、6 月～10 月は雨季、11 月～5 月は乾季であり、流量に明瞭な季節性がある。地点 A を例にとると、図 7-1 に示すように慣例的な EFR は、最乾月 3 月と 4 月の平均流量の 10% である、 $0.13\text{m}^3/\text{s}$ が与えられる。これは年平均流量比に換算すると、1.7% である。Tennant によれば、年平均流量の 10% を下回ると生物の生存が難しくなるため、EFR の下限値を 10% としている。また、多くの環境流量設定事例の下限値が 10% を上回っている事実を鑑みても（例えば、6 章 表 6-7）、1.7% という数字が極めて小さいことがわかる。

一方、本研究で計算した EFR は、乾季には 10%、雨季には 18%～160% 程度の幅をとり、最も EFR の高い 7～8 月には、月平均流量の約半分を川に残しておくべきであるという結論に至った。

一方、地点 B においても流量は夏場に最大となり、冬場は乾燥する。慣例的な EFR は、年平均流量の 0.8% と地点 A よりもさらに少ない。これに対し、本研究で提案した EFR は、乾季には 10%、雨季には 20～100% 程度となった。EFR の最大となる 8 月には、月平均流量の 30% を川に残しておく必要があることが示唆された。

従来の全球モデルでは、流量の季節変動の類似している河川や、同流域にある河川において EFR を区別することができなかったが、本モデルでは、こうした場所を区別することができる。

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	年平均
月平均流量 (m ³ /s)	1.7	1.4	1.3	1.3	1.7	6.2	19.1	23.1	17.8	7.8	3.5	2.3	7.3
慣例的なEFR	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
本研究のEFR	0.73	0.73	0.73	0.73	1.32	3.63	11.39	11.53	6.54	2.18	0.73	0.73	3.4
年平均流量のx%	10%	10%	10%	10%	18%	50%	157%	159%	90%	30%	10%	10%	47%

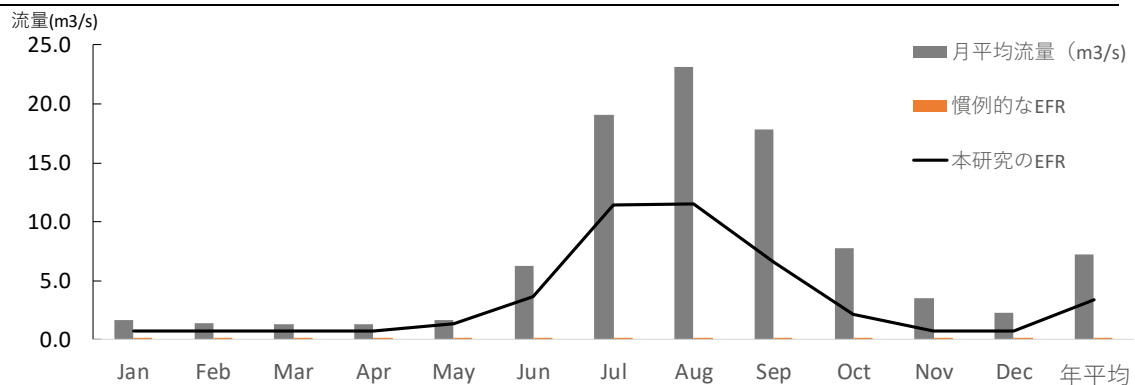


図 7-1 カリガンダキ川支流における月平均流量（推定）と、EFR（地点 A）

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	年平均
月平均流量 (m ³ /s)	0.4	0.4	0.3	0.4	0.6	2.5	6.4	6.7	4.2	1.9	0.9	0.6	2.1
慣例的なEFR	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.13
本研究のEFR	0.21	0.21	0.21	0.21	0.58	1.24	1.91	2.12	1.63	0.46	0.21	0.21	0.8
年平均流量のx%	10%	10%	10%	10%	28%	59%	90%	100%	77%	22%	10%	10%	36%

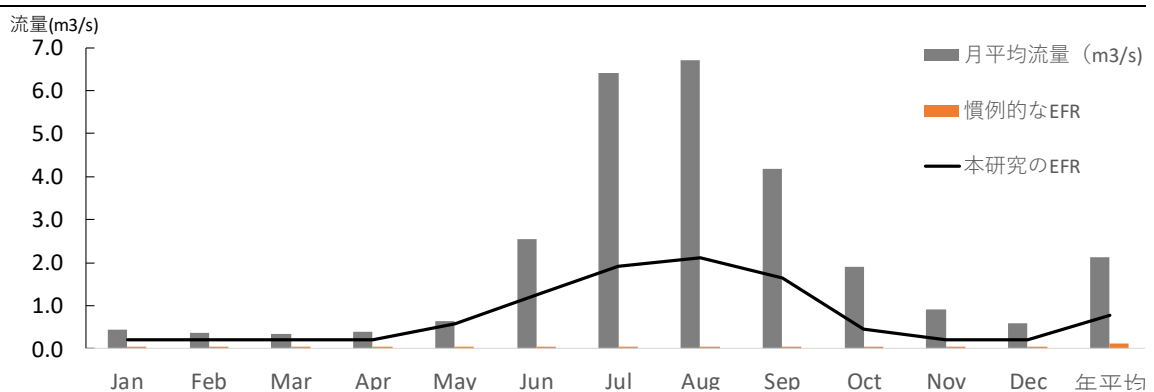


図 7-2 カリガンダキ川支流における月平均流量（推定）と、EFR（地点 B）

ネパールの電力需要は、気温の上昇する夏季に増える傾向にあるため、この時期の水資源配分が課題であることが予想される。実際の施設計画の際には、この EFR の季節傾向を踏まえて、最もクリティカルになる夏 7~8 月の取水計画を精査していく必要がある。万が一、電力需要から見た取水量が河川流量から EFR を差し引いた流量を上回る場合は、次に示すような選択肢が検討対象に上がるだろう。

- 影響の少ない場所へ取水施設を移動する（例えば、A 地点より B 地点の方が、EFR がより少ない。このことは、流量に対する取水可能の割合が大きいことを意味する。流量自体で見た場合、B 地点の方が流量が少ないが、B 地点近傍で A 地点の流量相当あるいはそれ以上の場所（下流や隣接市流域等）が、より環境への影響を抑えつつ最大限に取水することの可能な場所である。）

-
- 施設を分散し、一施設あたりの取水量を低減する（経済性との兼ね合いになるが、近隣の村落への配電を考えると、送電線の建設など施設が少なくなり、有利になる可能性がある）
 - EFR の管理水準を下げることで、EFR を低減させ、影響を受けうる動植物に対しては流量以外の方法で対策を講じる
 - 水力発電以外の発電方法などの代替案を講じる

このように、本研究で構築した環境流量グローバルモデルで計算した情報があれば、個別のプロジェクトにおける施設計画を対象としても、留意すべき点が明確になる。そのため、環境流量と取水量の配分に関する具体的な検討・調査計画を立案することができ、より高次の設計段階においても河川生態系に配慮した設計を進めることができると考えられる。

7.2 本論文のまとめ

本研究では、環境流量を評価するために、二つのモデルを開発した。まず一つ目のモデルは、河川植物バイオマスに着目し、河川生態系の生産性と脆弱性を定量化するモデルである。二つ目は、一つ目のモデルで得られた情報を用いて、全球で月別に環境流量を算出するモデルである。

環境流量は、河川生態系と人間の持続可能な存続のために必要な流量である。そのため、環境倫理的な意味も絡みながら、様々な解釈と形態をとりうる。国際的な水資源開発の中で活用できる環境流量評価モデルを構築するには、その前提として、「環境流量とは何か」という問いに対して、学術的に十分な議論と根拠に基づき、なおかつ現場で受け入れられる解を整理する必要がある。その作業が疎かになると、モデル自体が自己目的化する恐れがあるためである。したがって、本論文では、前半部分を「環境流量とは何か」という問いに対する答えを導く作業に割いた。

以下に、各章で得られた主な結論を示す。

第 2 章では、過去から現在までの環境流量の理念の変遷と、研究課題や関心の傾向について時系列的に俯瞰した。さらに、ブリスベン宣言による環境流量の定義の中から 5 つのキーワードを取り出し、このキーワードに沿って 2009 年から 2016 年までの世界 77 カ国の環境流量研究のレビューを行った。その結果、最新の研究が提唱する理想的な環境流量は、次の理念に基づく必要があることが明らかになった。

- 環境改善には、最小流量を一定量流すだけでは不十分である。自然の河川の持つ流況の 5 要素、すなわち流量、タイミング、頻度、継続時間、変化率に着目することが重要であり、少なくとも月単位あるいは季節単位での流量変動を考慮しなければならない。
- 保全対象を一種類あるいは限られた種に限定するのではなく、河川生態系の全体を保全する観点から幅広い生物相あるいは対象を選ぶべきである。河川環境を生態系サービスとして評価するのも有効である。
- 河川生態系の様々な応答と流量変動との関係に対する曖昧な仮定を出来る限り少なくし、定量的に記述していくことが求められている。

しかしながら、水資源計画や個別設計の初期段階で必要な、広域を評価し、対象地域の脆弱性や保全の優先度を比較できるような俯瞰的な評価方法については、上の理念に沿った提案がなか

った。従って、学術的に理想とされる環境流量を、現場で使える評価方法に落とし込むことを本研究では目指すものとした。

第3章では、実務の視点から、環境流量の運用に関する現状と課題を明らかにした。わが国では、環境流量の一形態として、渇水時の河川環境を維持するための維持流量が運用されている。100水系を対象に維持流量の実態分析を行った結果、以下のような現状と課題が明らかになった。

- 流量変動の考慮が課題である。現在、維持流量は7割の水系で通年一定の最小流量として設定されている。期別に検討されている場合も、自然の流量変動とは無関係に利水の立場から区別されており、河川生態系にとって必要な流量の季節性が十分に反映されていない。
- 評価項目では、河川生態系サービスのうち、基盤サービスの評価が不足している。基盤サービスの中で唯一考慮されている動植物の生息環境評価では、概ね魚類12種の必要水深と流速によって決まっている。
- モニタリングが不十分である。維持流量放流前の段階からモニタリング計画を策定し、結果を還元しながら最適な維持流量へと更新する弾力的な設計方針を構築する必要がある。同様に、世界の環境流量の運用には、以下のような特徴と課題があった。
- 多くの場合、最小流量一定型の環境流量が採用されており、流量変動を考慮した運用は米国や豪州などの一部地域に留まっている。
- 独自の基準を持たない地域では、自然特性の異なる地域で開発された基準がそのまま採用されている。その結果、地域による生態系の特徴の違いや優先度が評価できていないばかりか、却って河川環境にとって悪影響を及ぼす恐れもある。
- モニタリングが不十分である。モニタリングを実施している場所でも、データをフィードバックして環境流量の改善につなげる仕組みが不足している。

第4章では、現場のニーズを満たしつつ、最新の理念を盛り込んだグローバルスケールでの環境流量評価のモデル化に先立ち、概念モデルの構築に取り組んだ。要点は以下の通りである。

- 本研究では、環境流量の目指す理想的な状態を、「現在の気候物理条件下において、ダム操作や流域開発がないと仮定した場合に存在する河川生態系の状態」とする。
- グローバルな環境流量評価モデルには、地域の河川生態系の特性を十分に反映できる評価方法、広域を同条件下で比較でき、河川生態系保全（環境流量配分）の優先度をつけられる指標、流量変動を考慮した出力が必要である。
 1. 地域の河川生態系の特性を反映できる評価方法として、河道を縦断方向、水平方向に連続した系として捉え、物質の縦断方向への移動や陸域との連続性を考慮した評価方法を採用する。
 2. 河川生態系保全（環境流量配分）の優先度をつけられる指標として、生産性と脆弱性に着目する。
 3. 流量変動について、基本流量の規模とタイミングを考慮する。

従来の環境流量グローバルモデルでは流量と河川生態系の応答を現地調査で得られた経験や統計などから仮定していた。これに対して理想的な評価方法は、流量と生態系の応答の部分をモ

デル化し、様々な条件やシナリオにおいて同じ精度で比較・評価できる必要がある。従って、本研究ではこのモデル化を行う。

第5章では、流量変化に応答する河川生態系の生産性と脆弱性を評価するためのモデルである、河川バイオマスモデルを構築した。このモデルは、主に植物の一次生産力と流量を入力条件として用い、河道内の任意地点に単位時間に存在する植物バイオマス量を算定するモデルである。

このモデルの特徴は、全球河道網モデル上に構築されているため、上下流や陸上から河川へのバイオマスの流れや、その変化を河道に沿って連続的に解くことができる点である。そのため、

このモデルを用いて、月ごとの河川バイオマス蓄積量を全球で計算した。このモデルでは、ナイル川など砂漠河川のように、その場の一次生産力が極めて小さいにも関わらず、上流から供給されるバイオマスによって周辺の陸地よりも肥沃である（生産性が高い）場所やその季節変化を表現することができる。また、ある時点でみた場合に、同程度に生産力のある地域でも、メコン川のように環境破壊によって速やかに元の状態に回復する場所と、ガンジス川のように回復に長期間を要する（脆弱性が高い）場所を区別することが可能である。これらの観点を用いて、生産性指標（PI）と脆弱性指標（VI）を導入し、全球の生産性と脆弱性を指標化した。

気候の異なる世界22地点の河川植物バイオマス実測値と計算値との比較を行い、バイオマス計算結果の妥当性を検証した。バイオマスの全球年平均値は、 $1.00 \times 10^9 \text{t}$ となり、既往の全球水域バイオマスの推定値内に収まった。また、計算値は概ね実測値の変動幅に収まることを確認した。ただし、流域が1グリッド内に収まり、流入流出過程が再現できない島嶼部では過小評価となった。そのため、50 km四方ほどの小流域では精度が低くなる。また、モデル内のパラメータのうち、陸上からのバイオマス供給量を規定するパラメータ β の影響が支配的である。従って、陸上からのバイオマス供給の殆どない乾燥地では全球一律のパラメータでは過大評価となる。今回の計算では、パラメータは全球一律で平均的な値を使用した。が、今後は場所ごとにより適切な値を検討することが望ましい。

第6章では、河川純一次生産力に着目して環境流量必要量（EFR）を推定するモデルを構築し、モデルを用いて月別に全球EFRを算出した。本研究における環境流量は、以下の原則に基づいて重み付けされる。

1. 年平均流量が大きい場所で高いEFRを確保すべき。
2. 流量の季節変動が大きい場所では高いEFRを確保すべき。
3. 一次生産力が大きい場所ほど高いEFRを確保すべき。
4. 生態系が脆弱な場所ほど高いEFRを確保すべき。

上の原則をモデル化し、EFRを計算した。全球年平均EFRは、年平均流量の45%となった。しかし月別に見た場合、EFRは場所によって強い季節変動を持つ。一次生産力と流量が年間を通して安定している温帯や熱帯では通年一定のEFRでよいだろう。しかし、一次生産力や流量の季節変動の大きいサバナやモンスーン地域と、亜寒帯～寒帯地域では最大月EFRが年平均値の3倍以上になるため、最大月を加味したEFRを設定する必要がある。

本研究のモデル計算と個別ケーススタディーで求められたEFRを比較した結果、本モデルは現場情報に基づく個別事例に対して、4つの全球モデルの中で最も再現性が良いことが分かった。

特に流量のみに着目する既往の全球モデルでは評価できなかった生産基盤の大きな場所、すなわち水域の一次生産力が高く、生物多様性の高い地域でより適当な EFR を評価できるようになった。また、月ごとの計算を行っているため、季節ごとに変動する人間の水需要との関係を踏まえながら効果的な目標流量の設定が可能である。さらに、河川縦断方向を連続的に計算しているため、同一流域内でも季節や場所によって異なる環境流量必要量を評価することができる。例えば上流にダムが建設されて流量減少した場合に、下流の EFR にどのような影響が生じるかなどを想定したシミュレーションも可能である。

本研究の環境流量モデルを用いて、EFR を計算することにより、先に示した目的を達成できたといえる。

以下の点については、更なる検討が必要である。

- 攪乱の考慮：本モデルは、月単位よりも短い短期間の出水などの攪乱を考慮できず、氾濫原など常時冠水していない場所との物質のやり取りを考慮できない点に限界がある。河川植物バイオマス量に影響する攪乱現象として、掃流力の上昇による付着藻類の剥離や、氾濫による陸上から河道への有機物の供給が挙げられる。流量の 5 要素のうち、本モデルでは考慮できていない、頻度、継続時間、変化率が関係する部分である。今後は、攪乱現象をモデルへの取り込み、河川バイオマスモデルの機構の強化と精度向上を図る必要がある。
- 閾値の設定方法の精査：環境流量評価モデルでは、河川生態系の生産性指標 (PI) に応じて、EFR の閾値を年平均流量の 10%、20%、30%、40%、60%と設定した。これは北米の生物調査によって得られた水文統計法の閾値を参考としているものであるが、閾値が変わると EFR の結果も変わってくる。従って、閾値の設定方法に関しては様々な選択肢を比較検討する必要がある。
- 管理水準の設定方法と人間の水需要とのすり合わせ：今回の計算では、管理水準を理想的な河川生態系の状態を 100%保全する最高水準で評価した。しかし、水資源の逼迫した地域では、現実的に運用の難しい高い目標値である可能性がある (6.4.4 で示した、アフリカ地域における環境流量設定事例などが参考になる)。人間の水需要や社会条件を踏まえた管理水準の設定のあり方を、今後検討していく必要がある。
- 最新のデータに基づく検討：今回の計算で用いた流量や人口データは全て、2001~2010 年までの平均値を用いている。モデルの信頼性を確保するため、観測方法や換算方法の統一を図る理由から上記の期間のデータを使用した。しかし、既に 10 年近くが経過しており、最新のデータを使用した再計算が求められる。合わせて、将来気候条件下におけるシミュレーションも今後の研究課題として望まれる。

謝辞

本研究は、2011 年の博士前期課程 2 年次から、4 年間の社会人経験を経て、2016 年に博士後期課程に入学し、2019 年 6 月までの 9 年間の研究成果を取りまとめたものです。環境流量の研究は、学生の時分に学術的な興味から始めたものでしたが、実際に土木技術者として、奇しくも環境流量の設定に関わる現場に立つことになり、リアルな現実と直面しました。文献のみから構築していた理論が、現実には様々な問題や課題によってうまく行かないことが分かり、時間をかけてこのテーマについて突き詰めたいと感じたのが研究を進める契機になりました。

その間、紙面に尽くせない程多くの方々の支えを頂きました。この場を借りて、全ての方に感謝いたします。

筑波大学大学院システム情報工学研究科の白川直樹准教授には、国際総合学類 3 年次に研究室配属になった 2007 年以降、大学生生活のあらゆる面でご指導・ご鞭撻を賜りました。研究遂行に必要な多くの知識や技術だけでなく、研究者としての哲学を学びました。研究に没頭する中で特定の対象や部分に囚われ、視野が狭くなったり、迷いが生じたりした際には、ご多忙にも関わらず時間を忘れるほどの議論を通して大局的な視野へと導いてくださいました。この考え方は、技術者として現場に立つと時にも忘れずに持ち続けたいと思っています。

また、水圏環境工学研究科教授 教授 京藤敏達先生、武若聡先生、羽田野裕子先生には、博士課程全体を通して、貴重な助言と研究遂行の道筋を示していただきました。武若先生には、日本の維持流量を環境流量の文脈で評価する必要性を教えていただくと共に、聞き手を説得させるための情報や、効果的なデータの見せ方など、論文の質を高める上で重要な助言を頂きました。

生命環境科学研究科の浅沼順教授には、水文学的な視点からモデルの構成に関する助言を頂きました。

土木研究所 ICHARM 主任研究員、傳田正利先生には、河道内植生の剥離や呼吸、被食などの挙動や、動態のモデル化に関して、取り入れるべき要素を教えてくださいました。

土木研究所自然共生センターには、講師としてお招き頂き、環境流量に関する意見交換の場を提供頂きました。研究員 森照貴さま、主任研究員 宮川幸雄さま、専門研究員 小野田幸生さまをはじめ、河川生態系を専門としておられる方々に、研究遂行の上でかけがえのないご意見とご指摘を頂くと共に、河道内植生の動態に関する多くの資料を閲覧させて頂きました。また、同センター専門研究員、坂本貴啓さまには、博士前期課程における研究室時代から研究遂行、計画立案、論文執筆などあらゆる面で多大なサポートを頂きました。

また、寒地土木研究所主任研究員の太石哲也さまには、河川現地見学に同行させて頂き、実際の流路における植生の状況や評価方法をご教授頂きました。

名古屋大学大学院工学研究科教授 戸田祐嗣先生、准教授 田代喬先生、助教 尾花まき子先生には、河川バイオマスモデルについて、工学的視点と生態学的視点の両面から考慮すべき機構について貴重な助言を戴くと共に、付着藻類の動態に関する調査資料を提供頂きました。

埼玉大学理工学研究科助教 溝口裕太先生には、河川の物理環境と生物環境に関する工学的モデル化に関して貴重な知見と研究成果を共有させて頂き、河川バイオマスモデル構築のサポートを頂きました。

国立環境研究所地球環境研究センター室長 花崎直太先生には、全球水資源モデル H08 及び関連データのご提供と、全球モデルの取り扱い方法についてご教授頂きました。

島根大学大学院自然科学研究科助教 佐藤裕和先生には、維持流量に関する共同研究を通して課題抽出や維持流量のあり方について多くの示唆を頂くと共に、数値データの解釈について貴重な助言を頂きました。

ネパールの環境コンサルタント Green Globe International Pvt. Ltd. の Executive Director

Surendra Dev Bhatta 氏には、同国の環境流量評価方法について情報提供頂くと共に、現場の課題についての議論を通し、本研究の目的を明確にして頂きました。また、この研究を進めるモチベーションの一つとなった、同国の水力発電プロジェクトへの参加にお声かけ頂いた鶴巻技術士事務所の鶴巻広一さまに、深くお礼申し上げます。

ドイツバイエルン州環境庁の Stefan Raab 氏には、同国の河川計画や河川自然再生方針についての情報提供を頂きました。また、複数回にわたって現地調査に同行させて頂いた経験は、欧州における環境流量の理念を理解する上で大きな助けとなりました。

英国 Centre for Ecology and Hydrology (CEH) の、Dr. Matthew O'Hare 先生には、河川生態学の観点から全球モデルの説得力を高めるための様々な助言を頂きました。特に、現場スケールの生態学的視点と、全球モデルでの大局的な視点をどのように結びつけるかについて、多くの強力な助言を頂きました。

オランダ Wageningen 大学 Water Systems and Global Change Group の Dr. Amandine Pastor 先生には、環境流量全球モデルの精度向上、特に、既往のモデルや現地調査方法との比較検証法について、貴重な助言を頂きました。

また、本研究は筑波大学水圏環境工学研究室の環境流量班の皆様の協力があったて進めることができました。特に、歴代の研究生である、斉藤裕佑さま、鴨志田穂高さま、藤原誠士さま、岸田まりなさま、仲田英人さま、松田ひかりさまには、河川バイオマスモデルや環境流量全球モデルのプログラミング、計算解析、検証、資料収集、論文執筆のあらゆる面で非常に強力なサポートを頂きました。深くお礼申し上げます。

また、本研究は JSPS（日本学術振興会）特別研究員奨励費の助成（課題 No.17J01264）を受けたものです。ここに、心より謝意を示します。

上に記した皆様のかげがえのない支えのもと、本研究は無事に節目を迎えることができました。しかし、環境流量を通した人間と河川生態系とのよりよい関わり方の模索は今後も続けてまいります。今後とも、何卒よろしくお願いいたします。

Acreman, M, et al. "Environmental flows for natural, hybrid, and novel riverine ecosystems in a changing world." *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, no. 8 (2014): 466-473.

Arthington, Angela H, et al. "The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018)." *Frontiers in Environmental Science* 6, no. 45 (2018): 1-15.

Grill, G, B Lehner, A E Lumsdon, G K MacDonald, C Zarfl, and C Reidy Liermann. "An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by

-
- global dams at multiple scales." *Environ. Res. Lett.* 10 (2015): 015001.
- Narayanhari, Rijal, and Alfredsen Knut. "Environmental Flows in Nepal - an evaluation of current practices and an analysis of the upper Trishuli-I Hydroelectric Project." *Hydro Nepal Journal of Water Energy and Environment* 17 (2015): 8-17.
- Onishi, Hajime. Ex-post Evaluation of Japanese ODA Loan Project "Kali Gandaki "A" Hydroelectric Project". Mitsubishi UFJ Research & Consulting Co., Ltd, 2010.
- Richter, B D, J V Baumgartner, R Wigington, and D P Braun. "How much water does a river need?" *Freshw. Biol.* 37 (1997): 231-249.
- Vörösmarty, C J, et al. "Global threats to human water security and river biodiversity." *Nature* 467 (2010): 555-561.

8. 巻末資料

8.1 ブリスベン宣言 2018 全文（筆者和訳）

1. 環境流量は、生物多様性、水域生態系並びにあらゆる社会にもたらされる生態系サービスを保全するために不可欠である。

全ての水域生態系における生物多様性と生態系サービスを支えるためには、動的な環境流量あるいは止水域の流量変動が必要である。流れは、気候や景観要素、人間の働きかけや時間によって変化する。流況は、ハビタット、生物多様性、生産性、および水域生態系の回復力を決定する。健全な水域、湿地、河畔のハビタットは通常湿潤な時期（雨季）に広がり、乾季や人為的な取水や分水によって分断されたり、面積や機能が縮小したりする。機能的に損なわれていない河川の多くは広大な氾濫原と連続しており、沿岸域への淡水や土砂の供給に寄与している。こうした動的なプロセスは重要かつ多様な生態系サービスを支えるだけでなく、しいては人間の文化、経済、持続可能な生活そして福利を支えるものである。

2. 環境流量は世界の文化遺産並びに自然遺産の保全や保護にとって極めて重要である

人と川や湿地との健やかな精神的つながりは時代を超えて続いていくものであり、川を崇め、水に関わるシンボルや儀式を祭ることは人間の普遍的な心理である。多くの社会では水やその流れに意味を持たせ、生態系の保全を含む文化的な目的や実践を通してこの世界に対する共通の理解を表現する。環境流量を持続的に管理することは、こうした自然や文化的な遺産の価値を保全し、回復していくために必要である。

3. 環境流量はないがしろにされてきた。その結果、今日世界中の多くの水域生態系が危機にさらされている。

淡水生物は陸上生物や海洋生物よりも急速に減少し続けている。その原因は、生息環境の悪化や過度な取水、汚染、環境配慮に乏しいインフラの建設、流況改変などである。多くのダムが建設・計画される中、さらなる水域生態系の悪化が予想される。淡水生態系が悪化し、生物種が失われるにつれ、人間のコミュニティも重要な社会的、文化的、経済的便益を失うことになる。河口域では生産力が失われ、侵略的外来種が増え、河川や湿地、河口域の生態系の回復力が弱まる。こうした影響が世界全体で蓄積することで重大な影響が生じてくる。人間と生態系のニーズを均衡させるような賢い水利用によって、生物多様性、持続的な生態系、そして生態系サービスを維持することができる。

4. 環境流量の運用にあたり、効果的かつ有益な成果を確保するためには、政策、立法、規制、財政、科学的、文化的な措置を一体的に整備することが必要である

水資源や環境とその関連部門（農業、エネルギー等）に係る政策や法律、規制において、環境流量を各々の文脈に応じて明確に位置づけていかなければならない。環境流量の設定、運用、評価は、人間と生態系の水需要のバランスを目指す順応的管理の枠組みの中で蓄積し分析されてきた科学的・文化的知識に基づくべきである。環境流量の運用にあたっては、十分な予算とあらゆる関連分野からの継続的なサポートが必要になる。

5. その土地の知識や伝統的な水マネジメントは環境流量の計画や実施、持続的な成果を増強する

生態学的、水文学的、社会的な相互作用は水辺のコミュニティにおける経済活動や文化的遺産の基盤となる。全ての社会はこのような知識を活用して水へのアクセス、利用、管理方法に関するシステムを管理する制度（法律、規範、価値）を作り上げてきた。全ての文化が完全かつ平等に参画し、環境流量の決定に関わる権利や責務、管理システムを尊重することで、文化や経済、より良い豊かな暮らしのための持続的な成果を増強することができる。

6. 気候変動は水域生態系の劣化リスクを高め、環境流量設定へむけた行動に対する緊急性を高める

気候変動は利用可能な水資源量や流況、水温、物理環境および土砂輸送レジームの不確実性を高め、生物相が生息場を変える原因になる。気候変動は水資源の安全保障に対する課題を一層厳しいものにするとともに、環境流量への需要や圧力を強める。供給側に視点を置いた工学的な働きかけを基本としていた 20 世紀型の水資源管理のアプローチでは、水文条件が急速に変化している今日の世界に対ではうまく対処できなくなっている。こうした中、環境流量マネジメントのための選択肢を評価しつつ、生態系、文化、経済、持続可能な生活および福利にとっての最適な水管理を実施するために、速やかで協調的な行動がより一層求められている。

8.2 維持流量実態調査

以下に、全国の維持流量実態分析にて整理した全水系の情報を示す。

表 8-1 一級水系における維持流量設定状況（１）

	水系名	設定年	幹川流路 延長 (km)	流域 面積 (Km ²)	維持流量設定点	設定点	豊水	平水	低水	渇水	維持流量	年平均流量 に対する 維持流量比	期間区分	
						流域面積 km ²	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	年最大値 m ³ /s		検討段階	最終的な 維持流量
北海道	天塩川	H15	256	5,590		2,899	141.8	80.9	52.6	30.7	-	-		
	清滑川	H20	84	1,240	上清滑	1,051	30.8	15.1	8.0	4.6	3.5	12%	1	1
	湧別川	H20	87	1,480	開盛	1,335	31.8	16.7	10.7	7.6	5.0	17%	1	1
	常呂川	H19	120	1,930	北見	1,394	23.1	13.8	9.8	6.9	8.1	37%	2	1
	網走川	H18	115	1,380	美幌	824	12.8	8.2	6.0	3.3	3.8	30%	2	1
	留萌川	H11	44	270	大和田	234	45.0	19.3	10.7	6.2	-	-	2	1
	石狩川	H16	268	14,330	石狩大橋	12,697	504.6	327.1	241.1	169.8	103.0	21%	2	1
	尻別川	H20	126	1,640	名駒	1,402	67.6	43.3	33.0	25.4	20.9	30%	2	1
	後志利別川	H18	80	720	今金	361	26.7	14.0	9.4	6.2	3.2	14%	2	1
	鵲川	H19	135	1,270	鵲川	1,228	42.1	22.3	11.8	6.4	6.3	16%	2	1
	沙流川	H17	104	1,350	平取	1,253	58.9	31.1	16.5	9.3	10.9	22%	2	1
	釧路川	H18	154	2,510	標茶	895	28.8	24.0	20.7	17.7	13.4	51%	2	1
	十勝川	H18	156	9,010	茂岩	8,277	254.4	167.2	120.9	90.9	47.5	22%	1	1
	岩木川	H17	102	2,540	五所川原	1,740	88.0	52.4	33.9	14.9	17.2	23%		
	高瀬川	H16	64	867	上野	345	15.0	9.6	6.9	4.8	1.4	10%	2	1
東北	馬淵川	H19	142	2,050	剣吉	1,751	26.7	20.0	13.9	5.0	15.3	32%	2	1
	北上川	H24	249	10,150	狐禅寺	7,070	337.2	222.2	163.2	103.6	68.1	23%	3	1
	鳴瀬川	H24	89	1,130	鳴瀬川中流堰下流	729	37.8	22.6	15.7	8.3	2.8	8%	3	1
	名取川	H18	55	939	名取橋	431	14.5	7.6	4.6	1.4	2.4	16%	2	2
	阿武隈川	H24	239	5,400	館矢間	4,133	122.4	78.6	59.6	41.4	39.3	33%	4	2
	米代川	H14	136	4,100	ニツ井	3,750	238.6	136.7	89.8	52.9	-	-	12	1
	雄物川	H20	133	4,710	横川	4,035	297.6	186.9	133.4	85.0	78.4	30%	1	1
	子吉川	H16	61	1,190	宮内	900	77.6	41.1	23.4	9.5	-	0%	3	1
	最上川	H11	229	7,040	高屋	6,271	422.7	250.0	160.6	82.9	-	-	1	1
	赤川	H20	70	857	熊出	552	81.6	40.7	22.0	3.3	4.7	7%	1	1
	久慈川	H20	124	1,490	山方	898	23.6	14.6	10.0	6.1	1.8	8%	3	2
	那珂川	H18	150	3,270	野口	2,181	82.8	52.6	36.4	23.4	22.8	30%	2	2
	利根川	H18	322	16,840	栗橋	8,588	255.5	156.7	108.9	77.3	50.0	21%	2	2
	利根川	H18	322	16,840	利根川河口堰下流	13,627	-	145.0	81.6	36.5	30.0	-	2	2
	江戸川	H18	59.5	200	野田	8,688	108.8	67.9	49.4	32.3	9.0	9%	2	2
	江戸川	H18	59.5	200	江戸川水門下流	8,794	73.1	35.5	18.9	8.1	9.0	13%	2	2
関東	鬼怒川	H18	176.7	1,761	佐貫	1,070	43.4	28.6	19.3	11.9	2.4	6%	2	2
	渡良瀬川	H18	107.6	2,621	大間々	472	20.8	12.0	7.1	6.1	2.5	13%	2	2
	荒川	H19	173	2,940	香居	905	25.1	14.3	8.8	4.9	4.3	15%	2	1
	多摩川		138	1,240	石原	1,040					-	-	1	1
	鶴見川	H17	43	235	落合橋	112	7.4	5.3	4.5	3.7	0.8	11%		
	相模川	H19	109	1,680	小倉	1,201	30.6	18.3	13.4	10.6	3.6	11%	2	1
	富士川		128	3,990	清水端	2,179					-	-	2	2
	荒川	H14	73	1,150	葛籠山	1,080	141.1	79.8	46.5	17.5	-	-		
	阿賀野川	H19	210	7,710	馬下頭首工	6,997	471.7	337.1	232.6	141.0	62.5	15%	1	1
	阿賀野川	H19	210	7,710	宮古	1,014	48.0	27.1	18.1	8.5	9.3	21%	2	1
	信濃川	H20	367	11,900	上流部(千曲川)生	2,036	58.5	42.2	33.3	25.7	7.0	13%	2	1
	信濃川	H20	367	11,900	犀川 小市	2,443	136.0	94.4	70.8	51.8	39.2	32%	2	1
	信濃川	H20	367	11,900	中・下流部 小千谷	9,719	578.1	388.3	297.0	206.6	102.8	20%	2	1
	関川	H19	64	1,140	高田	703	59.1	35.7	23.4	11.3	3.8	7%	2	1
	姫川	H20	60	722	山本	698	49.8	10.4	4.4	1.7	1.9	8%	2	1
陸部	黒部川	H18	85	682	宇奈月	637	42.8	15.6	6.6	3.0	4.5	20%	2	1
	黒部川	H18	85	682	愛本	667	37.6	11.0	5.6	4.3	4.5	11%	2	1
	常願寺川	H17	56	368	瓶岩	344	17.4	7.1	3.6	1.9	3.8	23%	2	1
	神通川	H20	120	2,720	神通大	2,688	207.5	138.7	104.2	67.8	20.6	11%	1	1
	庄川	H19	115	1,180	雄神	1,098	11.6	8.5	7.8	6.9	3.0	16%	3	1
	小矢部川	H20	68	667	津沢	280	33.1	21.6	13.6	7.3	6.5	24%	5	1
	手取川		72	809	鶴来	748	53.0	15.4	3.0	0.8	-	-	2	1
	梯川	H20	42	271	埴田	167	23.3	15.2	7.3	1.9	1.4	8%		
	狩野川		46	852	大仁						-	-	4	4
	安倍川		51	567	牛妻	288					-	-		
	大井川	H18	168	1,280	神座	1,160	79.3	33.6	13.9	4.0	11.5	15%		
	菊川	H18	28	158	加茂	37	2.1	1.1	0.6	0.3	0.5	22%	4	3
	天竜川	H20	213	5,090	宮ヶ瀬	2,224	88.5	58.5	42.1	28.3	21.1	25%	2	1
	天竜川	H20	213	5,090	鹿島	4,880	260.4	162.9	112.0	74.2	89.4	37%	7	2
	豊川	H11	77	724	牟呂松原頭首工	552	14.9	7.7	4.4	2.6	-	-	9	1
中部	矢作川	H18	117	1,830	岩津	1,356	38.9	23.0	13.2	4.7	7.0	19%	1	1
	庄内川	H17	96	1,010	枇杷島	705	24.7	14.5	10.2	6.9	4.8	19%	2	1
	木曽川	H19	227	9,100	今渡	4,632	308.4	190.0	127.2	86.4	50.0	18%	2	1
	鈴鹿川		38	323	高岡	269					-	-	9	1
	雲出川	H18	55	550	舞出	536	15.2	7.6	3.9	1.6	2.4	13%		
	櫛田川	H15	85	461	南郡橋	379	15.2	7.9	4.7	2.7	3.0	17%	2	2
	宮川	H19	91	920	岩出	780	35.4	15.5	8.8	4.5	3.9	8%	8	1

表 8-2 一級水系における維持流量設定状況（2）

	水系名	設定年	幹川流路 延長 (km)	流域 面積 (Km ²)	維持流量設定点	設定点	豊水	平水	低水	渇水	維持流量	年平均流量 に対する 維持流量比	期間区分	
						流域面積 km ²	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	流量 m ³ /s	年最大値 m ³ /s		検討段階	最終的な 維持流量
近	由良川		146	1,880	福知山						-	-	8	2
	淀川	H28	75	8,240	高岡	1,564	98.5	65.3	48.3	33.0	-	-		
	大和川	H21	68	1,070	柏原	962	22.8	13.7	9.9	5.5	5.5	21%	2	1
	田山川	H20	68	1,300	府市場	837	38.1	21.7	12.1	5.0	2.6	9%	8	2
	加古川	H20	96	1,730	国包	1,656	41.2	20.5	12.8	7.1	3.8	8%	9	2
畿	揖保川	H19	70	810	上川原	796	26.2	13.5	7.8	2.9	5.0	19%	6	2
	紀の川	H17	136	1,660	船戸	1,558	49.5	26.6	15.0	4.8	6.6	12%	8	1
	新宮川	H20	183	2,360	相賀	2,251	146.7	88.6	57.4	32.0	9.8	8%	2	2
	九頭竜川	H18	116	2,930	中角	1,240	121.8	81.8	53.0	25.5	24.1	23%	7	4
	北川	H20	30	211	高塚	202	14.2	8.1	4.1	1.2	2.2	23%	6	3
中	千代川	H18	52	1,190	行徳	1,054	69.4	45.0	30.1	15.8	13.3	22%	9	2
	天神川	H18	32	500	小田	464	27.6	19.4	11.9	4.5	2.2	9%	5	1
	日野川	H21	77	860	車尾	857	40.0	24.3	14.7	4.3	4.6	13%	5	1
	斐伊川	H21	153	2,070	馬木	451	14.3	8.7	5.3	3.1	2.4	17%	6	1
	江の川	H19	194	3,870	尾関山	1,981	73.1	46.5	31.9	18.7	22.5	30%	1	1
	高津川	H17	81	1,080	神田	615	30.2	17.0	10.6	5.3	3.1	10%	2	1
	吉井川	H21	133	2,060	津山	507	32.0	19.3	13.5	8.5	4.3	14%	4	1
	旭川	H20	142	1,800	牧山	1,587	59.9	37.8	26.7	17.7	1.3	2%	4	1
	高梁川	H19	111	2,670	酒津	2,644					6.3	10%	6	2
	芦田川	H16	86	870	山手	799	9.4	3.9	1.9	0.5	1.2	9%	6	1
	太田川	H19	103	1,700	矢口第1	1,527	88.9	53.1	33.5	18.1	9.7	12%	3	1
	小瀬川	H20	59	342	防鹿	323	11.7	7.8	6.1	4.7	0.8	6%	7	1
	佐波川		56	446	新橋	423					-	-	6	1
	吉野川	H17	194	3,750	池田	1,904	80.5	48.2	32.5	25.1	30.1	28%	6	2
	那賀川	H18	125	874	和食	690	66.0	34.9	20.2	12.0	6.2	9%	2	2
国	土器川		33	140							-	-	8	8
	重信川	H18	36	445	出合	445	8.5	3.9	2.0	0.5	1.4	15%		
	肱川	H15	103	1,210	大洲	984	38.3	20.1	11.7	5.9	6.0	16%	8	1
	物部川	H19	71	508	杉田	445	35.6	20.3	11.9	7.5	2.9	8%	2	1
	仁淀川	H20	124	1,560	加田	1,415	-	48.3	29.1	17.8	10.2	20%	6	2
	渡川	H21	196	2,270	具同	1,804	90.3	46.0	28.0	17.7	8.5	6%	6	2
	遠賀川	H16	61	1,026	日の出橋	695	26.5	16.2	10.9	6.4	1.2	4%	6	2
	山国川	H18	56	540	下唐原	483	15.4	6.6	3.4	0.9	1.0	5%	4	1
	筑後川	H15	143	2,863	夜明	1,440	77.6	50.3	38.3	29.0	-	-	5	1
	矢部川	H26	61	647	船小屋	460	16.0	7.8	4.6	2.5	-	-	4	1
	松浦川	H18	47	446	牟田部	275	9.9	5.4	3.5	2.1	1.3	10%		
	六角川	H21	47	341	溝ノ上	28	2.0	0.6	0.3	0.1	0.3	15%	5	2
	嘉瀬川	H18	57	368	池森	231	5.8	2.6	1.4	0.9	2.3	33%	6	2
	本明川	H12	21	87	公園堰	37	1.3	0.8	0.6	0.1	-	-	2	1
	菊池川	H20	71	996	山鹿	586	24.5	17.0	13.0	8.7	3.4	16%	1	1
州	白川		74	480	代継橋	477					-	-	8	3
	緑川	H20	76	1,100	城南	681	31.1	19.4	13.3	7.7	4.9	14%		
	球磨川	H19	115	1,880	人吉	1,137					-	-	7	1
	大分川	H18	55	650	府内大橋	601	26.2	18.2	13.8	9.5	6.6	23%		
	大野川	H11	107	1,465	白滝	1,381	55.6	36.9	28.5	19.7	-	-	2	1
	番匠川	H16	38	464	番匠橋	278	8.3	3.5	1.7	0.7	1.0	8%	1	1
	五ヶ瀬川	H16	106	1,820	三輪	1,044	57.2	33.9	23.2	15.4	10.0	16%	1	1
	小丸川	H20	75	474	高城	396	32.7	15.6	7.1	2.4	1.9	6%	1	1
	大淀川	H28	107	2,230	高岡	1,564	98.5	65.3	48.3	33.0	28.1	28%	4	1
	川内川	H19	137	1,600	倉野橋	1,153					19.2	21%	2	1
	肝属川	H19	34	485	朝日橋	49	3.1	2.3	1.7	1.1	0.3	11%	2	1

表 8-3 維持流量で考慮した項目（○）と維持流量の決め手となった項目（●）（１）

	水系名	考慮する項目								
		動植物	景観	清潔	舟運	塩害	河口閉	地下水	観光	施設保護
北海道	天塩川	●	●	○						
	渚滑川	●	○	○						
	湧別川	●	○	○						
	常呂川	●	○	○						
	網走川	●	○	○						
	留萌川	●	○	○						
	石狩川	●	●	○	○	○				
	尻別川	●	○	○						
	後志利別川	●	○	○						
	鱒川	●	○	○						
	沙流川	●	○	○						
	釧路川	●	○	○	○					
	十勝川									
東北	岩木川	●	○	○				○		
	高瀬川	●	○	○				○		
	馬淵川	●	○	○						
	北上川	●	○	○		○	○	○		
	鳴瀬川	●	○	○						
	名取川	●	○	○						
	阿武隈川	●	○	○	○		○	○		
	米代川	●	○	○		○	○	○		
	雄物川	●	○	○		○	○			
	子吉川	●	○	○		○		○		
	最上川	●	○	○	○	○				
関東	赤川	●	○	○						
	久慈川	●	○	○						
	那珂川1	●	○	○		●				
	利根川2	○	○	○		●				
	利根川3	●								
	江戸川1	●	○	○						
	江戸川2	●		○						
	鬼怒川	●	○	○						
	渡良瀬川	●	○	○						
	荒川	●	○	○	○					
	多摩川									
	鶴見川	●	○							
	相模川	●	○	○						
富士川										
東北	荒川	●			●					
	阿賀野川	●	○	○	○	●				
	信濃川1	●	●	○						
	信濃川2	●	○	○						
	信濃川3	●	○	●	○	○				
	関川	●	○	○						
	姫川	●	○	○						
	黒部川	●	○	○					○	
	常願寺川	●		○						
	神通川	●	○	○	○					
	庄川	●	○	○	○					
	小矢部川	●	○	○	○					
	手取川									
	梯川	●	●	○						
中部	狩野川									
	安倍川									
	大井川	●	●	○						
	菊川	●		○						
	天竜川	●	○	○	○					
	天竜川	●	●	○	○					
	豊川	●	●	○		○				
	矢作川	●	○	○						○
	庄内川	●	○	○						
	木曽川	○	○	○	○					
	鈴鹿川									
	雲出川	●	○	○						
	櫛田川	●	○	○						
	宮川	●	○	○						

表 8-4 維持流量で考慮した項目（○）と維持流量の決め手となった項目（●）（2）

	水系名	考慮する項目									
		動植物	景観	清潔	舟運	漁業	塩害	河口閉塞	地下水	観光	施設保護
近畿	由良川										
	淀川	●	○	○							
	大和川	●	○	○		●					
	円山川	●	○	●							
	加古川	●	○	○		●					
	揖保川	●	○	○		●					
	紀の川	●	○	○		●					
	新宮川	●		●		●					
	九頭竜川	●	●	○		●					
	北川	●	●	●							
中国	千代川	●	●	○		●					
	天神川	●	○	○		●					
	日野川	●	○	○		●					
	斐伊川	●	○	○		●					
	江の川	●	○	○		●					
	高津川	●	○			●					
	吉井川	●		○		●					
	旭川	●	○	○		●					
	高梁川	●	○	○		●					
	芦田川	●	●	○		●					
	太田川	●	○	○		●					
	小瀬川	●	○	○		●					
	佐波川	●	●			●					
	吉野川	●	○	●	○						
四国	那賀川	●	○	○		●					
	土器川										
	重信川	●	●	○		●					
	肱川	●	●	●		●	○	○	○		
	物部川	●	○	○		●					
	仁淀川	●	○	○		●					
	渡川	●	●	○		●					
九州	遠賀川	○		●		○					
	山国川	●	○	○		●					
	筑後川	●	○	○	○	○					
	矢部川	○	○	○		○					
	松浦川	●	○	○		●					
	六角川	●		○							
	嘉瀬川	●		○		●					
	本明川	●	○	○		●					
	菊池川	●	○	○							
	白川										
	緑川	●		○							
	球磨川	○	○	○	○	○					
	大分川	●	○	○		●					
	大野川	●	○	○		●					
	番匠川	●	○	○		●					
	五ヶ瀬川	●	○	○	○	●					
	小丸川	●	○	○							
	大淀川	●	○	○							
	川内川										
	肝属川	●	○	○							

表 8-5 維持流量検討における対象魚類

	水系名	サケ科	サケ科	サケ科	サケ科	サケ科	サケ科	カジカ	ウグイ	オイカ	アブラ	ニゴイ	カワム	アユ	ヨシノ	ボウス	アカザ	その他	魚種名
		サケ	サクラ	ヤマメ	イワナ	サツキ	アマゴ								ボリ類	ハゼ	アカザ	その他	
北海道	天塩川	●	●	●					●									○●	カワヤツメ イトウ シシャモ イトウ
	清静川	●	○●						●									○●	
	湧別川	○	○															○●	
	常呂川	○	○															○●	
	網走川	○	○															○●	
	留萌川	●	●	●				●	●							●		●	
	石狩川	●	●	●				●	●									●	
	尻別川	●○	●○											●				●	
	後志利別川	○	○	●				●	●									●	
	釧路川	●○	●○						●									●	
東北	十勝川																	●	ヤマトシジミ ヤマトシジミ ウナギなど ウグイ マルタ カマキリ カマキリ シジミ ウツセミカジカ、アマゴ ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	岩木川	●●	●●	●●				●●	●●	●●	●●	●●				●●		●●	
	高瀬川	●●	●●	●●	●●			●●	●●	●●	●●	●●				●●		●●	
	馬淵川	○□	○	●				●	●							●		●	
	北上川	●○	○	●				●	●			●						●	
	鳴瀬川	●	●	●				●	●	●					●	●		●	
	名取川	●	●	●	●			●	●	●				●	●	●		●	
	阿武隈川	●●	●●	●●	●●			●●	●●	●●				●●	●●	●●		●●	
	米代川	●	●	●				●	●	●				●	●	●		●	
	雄物川	●	○	●	●			●	●	●				●	●	●		●	
関東	子吉川	●●	●●	●●	●●			●●	●●	●●				●●	●●			●●	ヤマトシジミ ヤマトシジミ ウナギなど ウグイ マルタ カマキリ カマキリ シジミ ウツセミカジカ、アマゴ ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	最上川	●	●	●	●			●	●	●				●	●			●	
	赤川	●	○	●				●	●	●				●	●			●	
	久慈川	●○	○	●				●	●	●				●	●			●	
	那珂川	○●	○	○				●	●	●				●	●			●	
	利根川	○	○					●	●	●				●	●			●	
	江戸川							●	●	●				●	●			●	
	荒川	○●	○●	○●				●	●	●				●	●			●	
	多摩川							●	●	●				●	●			●	
	鶴見川							●	●	●				●	●			●	
東北	相模川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウナギなど ウグイ マルタ カマキリ カマキリ シジミ ウツセミカジカ、アマゴ ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	富士川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	荒川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	阿賀野川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
中部	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
近畿	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
中国	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
四国	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
九州	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	ウツセミカジカ スズキ タカハヤ ゴクラクハゼ ヌマチチブ カマキリ ウツセミカジカ スナヤツメカマキリ ウツセミカジカ スナヤツメ カマキリ ウツセミカジカ ゴクラクハゼ ウツセミナヌマチチブ アリアケギバチ カマツカ スズキ
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
	信濃川	●	●	●				●	●	●				●	●			●	
