

淀川の海産天然アユ資源量を増加させるための  
流量条件と河口堰の流況制御に関する研究

瀬口 雄一



淀川の高産天然アユ資源量を増加させるための  
流量条件と河口堰の流況制御に関する研究

目 次

第1章 序論.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.1.1 研究対象としてのアユ .....	1
1.1.2 研究対象地の淀川流域 .....	6
1.2 本研究の目的.....	16
1.3 本論文の構成.....	18
1.4 引用文献.....	19
第2章 アユ資源量の変動に関する既往研究.....	21
2.1 概説.....	21
2.2 アユの流下に関する既往研究 .....	22
2.2.1 産卵時期・環境 .....	22
2.2.2 流下状況 .....	23
2.2.3 河口部・海域での分散状況 .....	24
2.2.4 河川残留（陸封）の状況.....	25
2.3 アユの遡上に関する既往研究 .....	28
2.3.1 河岸部での生息状況 .....	28
2.3.2 遡上状況 .....	28
2.4 アユ資源量の減少要因と対策 .....	30
2.4.1 気候変動に伴う海水温上昇 .....	31
2.4.2 食害.....	32
2.4.3 疾病.....	34
2.4.4 種苗放流 .....	35
2.4.5 人為的な河川環境の改変.....	36
2.5 結語 .....	41
2.6 引用文献.....	42
第3章 淀川におけるアユ仔魚の流下様式 .....	49
3.1 調査方法.....	49
3.1.1 淀川大堰周辺での流下状況 .....	49
3.1.2 淀川河口部での分散状況.....	50
3.1.3 淀川大堰での河川残留状況 .....	55

3.2 調査結果.....	60
3.2.1 淀川大堰付近における流下状況.....	60
3.2.2 淀川河口部での分散状況.....	64
3.2.3 淀川大堰湛水位域での河川残留.....	66
3.2.4 まとめ.....	70
3.3 淀川における仔魚の流下様式.....	72
3.5 結語.....	74
3.6 引用文献.....	75
第4章 淀川におけるアユの遡上様式.....	77
4.1 調査方法.....	77
4.1.1 河岸に着岸するアユの幼魚の把握.....	77
4.1.2 淀川大堰での遡上状況.....	80
4.1.3 毛馬水門での遡上・滞留状況.....	84
4.1.4 上流部への遡上状況.....	87
4.2 調査結果.....	88
4.2.1 河岸に着岸するアユの幼魚の採集結果.....	88
4.2.2 淀川大堰での遡上状況.....	91
4.2.3 毛馬水門での遡上・滞留状況.....	97
4.2.4 上流部への遡上状況.....	102
4.3 アユの遡上様式.....	104
4.4 結語.....	106
4.5 引用文献.....	107
第5章 淀川の高産天然アユを増加させる流量・流況条件とその効果.....	108
5.1 概説.....	108
5.2 検討方法.....	109
5.2.1 流下時間を短縮する流量条件.....	109
5.2.2 新淀川への流下を促進する流量・流況条件.....	110
5.2.3 新淀川への遡上を促進する流量・流況条件.....	113
5.2.4 毛馬水門からの遡上を促進する流況条件.....	114
5.3 淀川の高産天然アユ資源量を増加させる流量・流況条件とその効果.....	117
5.3.1 流下時間を短縮する流量条件.....	117
5.3.2 新淀川への流下を促進する流量・流況条件.....	119
5.3.3 新淀川への遡上を促進する流量・流況条件.....	126
5.3.4 毛馬水門からの遡上促進.....	135



5.4 考察.....	155
5.4.1 海産天然アユ資源量を増加させる流量条件.....	155
5.4.2 海産天然アユ資源量を増加させる方策.....	156
5.5 結語.....	159
5.6 引用文献.....	160
第6章 淀川における海産天然アユ資源量の増加方策.....	161
6.1 海産天然アユ資源量を増加させる方策の概要.....	161
6.2 淀川における海産天然アユ資源量の増加方策の検証.....	162
6.2.1 予測・評価方法.....	162
6.2.2 海産天然アユ資源量を増加させる効果.....	167
6.3 河口堰の流況制御に関する考察.....	169
6.3.1 河川横断工作物の弾力的運用の有効性.....	169
6.3.2 運用変更による放水路の生態的機能の向上.....	170
6.4 今後の課題.....	173
6.4.1 社会的合意と実装.....	173
6.4.2 科学的妥当性の追求.....	173
6.4.3 他河川への応用.....	174
6.5 引用文献.....	175
第7章 結論.....	177
7.1 研究背景と目的.....	177
7.2 研究成果.....	178
7.3 今後の課題.....	180



# 第1章 序論

## 1.1 研究背景

### 1.1.1 研究対象としてのアユ

#### (1) 日本の川を代表する魚類

アユ *Plecoglossus altivelis* (図 1.1.1 参照) は日本の川を代表する魚類である。712年に成立した我が国最古の歴史書である『古事記』には、“神功皇后が新羅侵攻を前に若アユを釣った”という記述が確認されるほか (図 1.1.2 参照), その後編纂された『日本書紀』の“アユ釣りで願掛け占いを行った”という故事に基づき, 「鮎」という漢字が充てられている (松井, 1986)。



図 1.1.1 アユ



図 1.1.2 『大日本名将鑑』(月岡芳年) に描かれた神功皇后のアユ釣りの様子

このように, 我が国では古くからアユという魚を認識し, それらを利用することにより捕獲 (漁撈) 方法・食味などの様々な文化を発展させてきた。例えば, 川に遡上したアユは, 毛針・コロガシ・投網・梁などで漁獲されるが, 中でも友釣りは初夏の河川の風物詩となっ

ている（西田，2001）．友釣りとはアユが有する排他的行動すなわち“なわばり”の誇示行動を利用した日本古来の独特の釣法である（鈴木，2010）．その他，鳥類のウミウ *Phalacrocorax capillatus* の習性を利用した漁である「鵜飼い」は長良川などの伝統漁法となっている（田代，1990）．このような捕獲方法は我が国独自の文化の発達が確認できる（図 1.1.3 参照）．



図 1.1.3 友釣り（左）と鵜飼い（右）

鵜飼いの写真は，岐阜県観光連盟 HP より引用．

アユの料理法としては，代表的な塩焼き以外にも，味噌焼き・刺身・鮎ご飯・甘露煮・天ぷら・寿司・うるかなどがあり（図 1.1.4 参照），総じて「美味しい」という評価を得ている（西田，2001）．それゆえに，「若鮎」というお菓みに代表されるように，アユそのものが食材とならない食品もある（図 1.1.5 参照）．



図 1.1.4 代表的なアユ料理（左：塩焼き・右：姿寿司）



図 1.1.5 アユのお菓子（若鮎）

我が国の河川や河口汽水域・湖沼などの，いわゆる内水面に生息する魚類は約 1,000 種を越えるが（国土交通省 HP），農林水産省の内水面漁業生産統計調査によれば，漁獲量自体は 1979 年以降減少傾向にある．その中で，アユは内水面漁業の漁獲量の内およそ 20% を占める水産有用魚種である（図 1.1.6 参照；農林水産省 HP）．

同様に，河川法に基づき策定された国の直轄河川の河川整備計画では，各河川の代表的な魚類が記載されており，107 水系（2 水系は整備計画が未策定）で 241 種の魚種が記載されているが，アユは 86 水系で最も記載河川が多い（図 1.1.7 参照）．次いで記載河川が多い種

はサクラマス（ヤマメも含む）の 69 河川，ウグイの 66 河川，スナヤツメ（北方種・南方種も含める）の 56 河川となっており，これらと比べても記載河川が多いことがわかる．また，河川整備の環境目標に「アユの保全」を謳った河川は 31 河川，アユの保全に配慮する旨が記載された河川が 45 河川と，全体の 70%を越える（図 1.1.8 参照）．

これらのことは，アユが日本の河川の代表的な魚種であり，我が国の文化や市民生活に根ざす左証と言える．

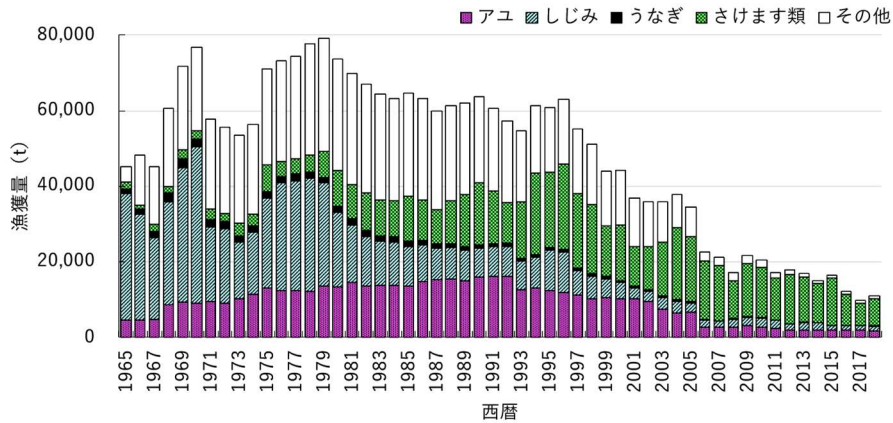


図 1.1.6 内水面漁業の魚種別漁獲量の変遷

農林水産省 HP，漁業・養殖業生産統計年報より集計・作図

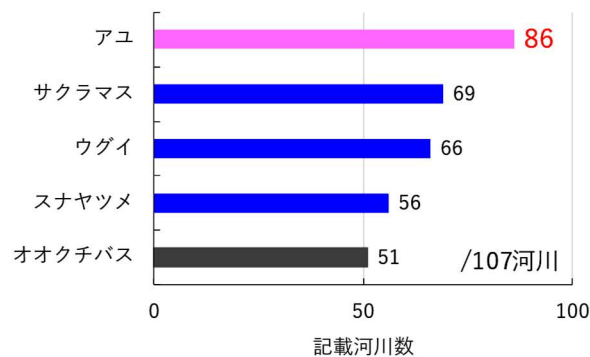


図 1.1.7 魚種別河川数グラフ

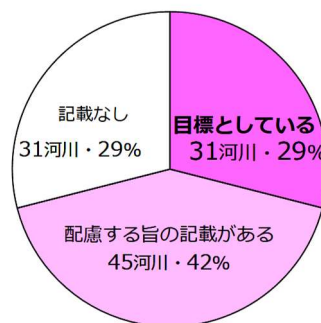


図 1.1.8 河川整備計画の環境目標に対するアユの記載状況

## (2) アユの分布

アユはサケ目アユ科に属する体長 20cm 程度の、海と川を往来する両側回遊魚である（塚本, 1994）。その分布は、日本列島を中心とする極東地域である（西田, 2001；図 1.1.9 参照）。



図 1.1.9 アユの分布

日本では北海道から九州にかけて広く生息するアユは、奄美大島と沖縄島に生息するリュウキュウアユや大陸に生息するアユとは亜種として分化しているほか（井口ほか, 2006）、我が国最大の湖である琵琶湖には琵琶湖を海に見立て生活し、生涯を通じて淡水で生活する陸封型のアユが生息し、一般に琵琶湖産アユまたは湖産アユと呼ばれる（西田, 2001）。なお、通常の間と川を往来するアユを両側回遊型アユと呼び、本研究では、このアユのことを「海産天然アユ」と呼称する。この琵琶湖産アユはDNAのマイクロサテライト分析などにより、両側回遊型アユと識別することができるものの、亜種のレベルまでに分化していない（関ほか, 1988）。また、日本の北海道から九州にかけて生息するアユについてもDNAのマイクロサテライト分析により 6 つの遺伝集団に分類されるという報告がある（図 1.1.10 参照； Takeshima et al., 2016）。

なお、奄美大島と沖縄島に生息するリュウキュウアユは環境省から絶滅危惧種 IA 類の指定を受けている（環境省, 2020）。また、琵琶湖産アユは、両側回遊型アユと比べて上述の“なわばり”の誇示行動を利用した「友釣り」において釣獲されやすい性質をもつことが知られており、全国各地に放流された経緯がある（澁谷ほか, 1995）。

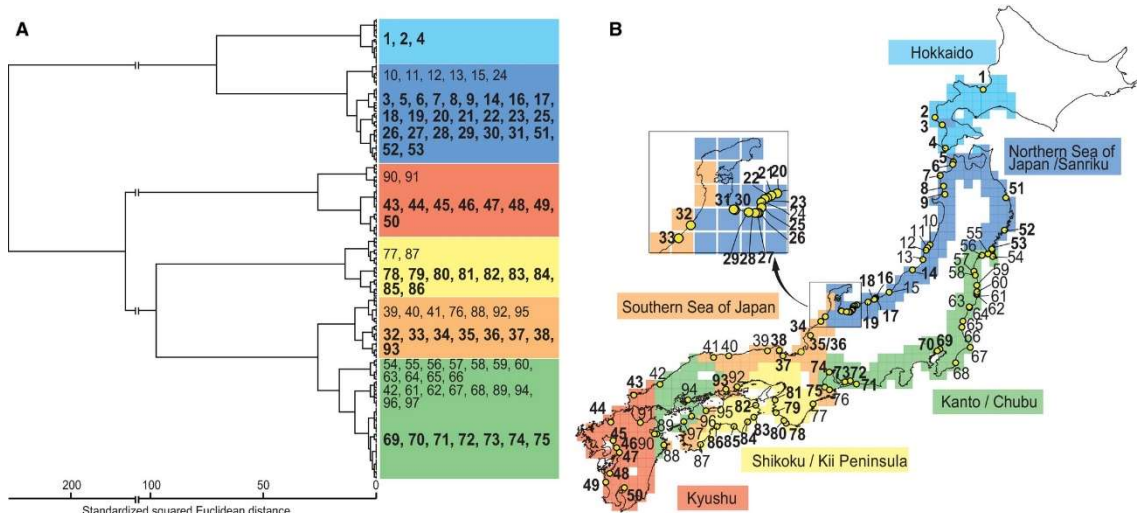


図 1.1.10 マイクロサテライト分析によるアユの遺伝分化の状況  
Takeshim et al. (2016) より引用.

### (3) アユの生活史

アユは秋から冬にかけて河川の下流部で産卵し、孵化した仔魚が河口・海域まで下り、ここで幼魚になるまで生活し、翌春の河川水温の上昇に伴い河川上流域に遡上し成長する。河川域では排他的な“なわばり”を獲得・保持するようになる。こうして成長したアユは、秋になると襲来する台風による河川流量の増大に伴って河川の下流に移動し、攪乱された礫河床に好んで産卵するという、我が国の気候と河川環境に適応した習性と生活史を有し（図 1.1.11 参照）、一年で寿命を全うする（西田，2001）。

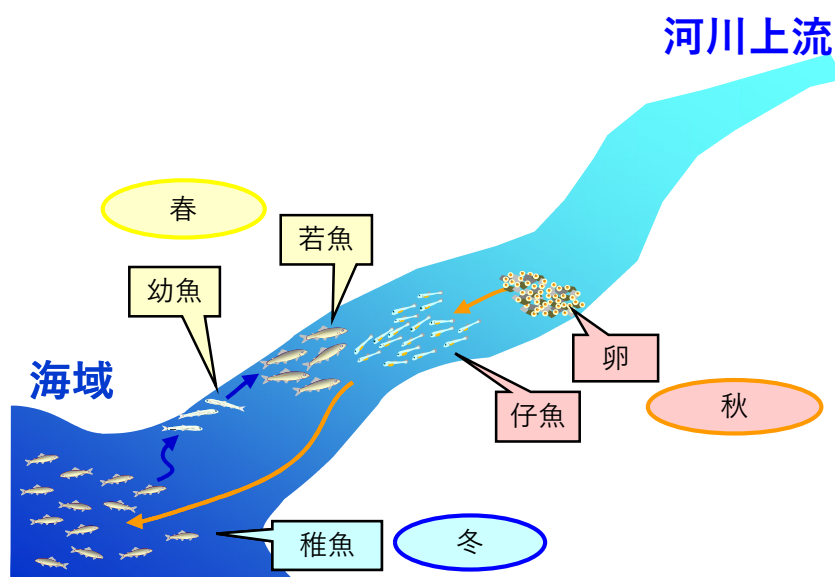


図 1.1.11 アユの生活史



## 1.1.2 研究対象地の淀川流域

### (1) 流域の概要

淀川は滋賀県の琵琶湖とそれを取り囲む山間部に源にする瀬田川が宇治川となった後に、京都府京都市伏見区淀地区で京都府丹波山地を源にする桂川と三重県鈴鹿山脈を源にする木津川が合流し、大阪平野を西南に流れて大阪湾に注ぐ、幹川流路延長 75km、流域面積 8,240 km<sup>2</sup>の一級河川である（図 1.1.12 参照；以降、淀川流域に関して特にことわりがないものは国土交通省近畿地方整備局（2005）を引用した）。その流域は、三重・滋賀・京都・大阪・兵庫・奈良の 2 府 4 県 54 市 24 町 4 村にまたがり、下流部の大阪市と中流部の京都市を中心に多くの衛星都市をかかえ、古くから関西地方の社会・経済・文化の基盤をなし、我が国有数の都市部を流れる大河川である。

### (2) 河川改修の経緯

古くから関西地方の社会・経済・文化の基盤となっている大阪平野を洪水の危険性から回避するため、仁徳天皇や豊臣秀吉と言った時の為政者に始まり、近世・現代にかけて築堤や河道改修が継続的に行われている（都市研究会，2018；表 1.1.1 参照）。



図 1.1.12 淀川水系の流域



表 1.1.1 淀川の子な改修履歴

西暦	淀川の子修工事等	備考
323 年	仁徳天皇が現・門真市近郊の淀川左岸に茨田堤を築堤する.	古墳時代
1594 年	豊臣秀吉が巨椋池の洪水を防ぐことを目的に、宇治川の川筋の付け替える総延長約 12km「太閤提」を築堤する.	安土桃山時代
1704 年	江戸幕府が大阪平野への洪水を防ぐことを目的に、大和川を淀川から切り離す付替工事を行う.	江戸時代
1874~1896 年	オランダ人土木技師のヨハネス・デ・レーケが舟運のための低水路工事を主導する.	明治時代
1896~1910 年	1885 年の洪水を契機に 1894 年に「淀川高水防御工事計画」が提出され、1896 年から新淀川の開削・毛馬閘門と毛馬洗堰の建設・瀬田川洗堰の建設・宇治川の付け替えなどを実施する.	1896 年河川法制定
1954 年	「淀川水系改修基本計画」が策定される.	
1965 年	「淀川水系工事実施基本計画」が策定される.	1964 年河川法改正
1972~1997 年	琵琶湖総合開発事業が着手される. この期間に木津川筋に高山ダム、青蓮寺ダムなどの多目的ダムなどの建設や淀川大堰が建設される.	昭和~平成時代 1997 年河川法改正
2007 年	「淀川水系河川整備基本方針」が策定される.	
2009 年	「淀川水系河川整備計画」が策定される.	
現在	大戸川ダム・余野川ダム・天ヶ瀬ダム再開発・川上ダムなどのダム建設が進められている.	令和時代

淀川の子境に大きな変化をもたらしたのは、1874（明治 7）年から 1896（明治 29）年にわたってオランダ人土木技師のヨハネス・デ・レーケが主導した舟運のための低水路工事が最初とされる. その後、1885（明治 18）年 6 月の洪水を契機とした河川法の制定（1896 年）に伴う「淀川改良工事」に始まり、この工事で琵琶湖沿岸の水害を軽減するために瀬田川洗堰を設けて瀬田川を浚渫するとともに、三川合流点付近で宇治川の付替・堤防築堤による巨椋池の分離、桂川合流点の改良を行い、大阪市の洪水防御を目的とした新淀川を開削した（図 1.1.13 参照）. また、開削地点の毛馬に洗堰及び閘門、さらに開削した新淀川への分派口に長柄床固沈床を設け（水資源機構、2014）、河川の浄化および取水のための維持用水として旧淀川に 110m<sup>3</sup>/s を分派された. しかし、その後の水需要の増大に伴い旧淀川の維持流量は 70m<sup>3</sup>/s に減じられた.

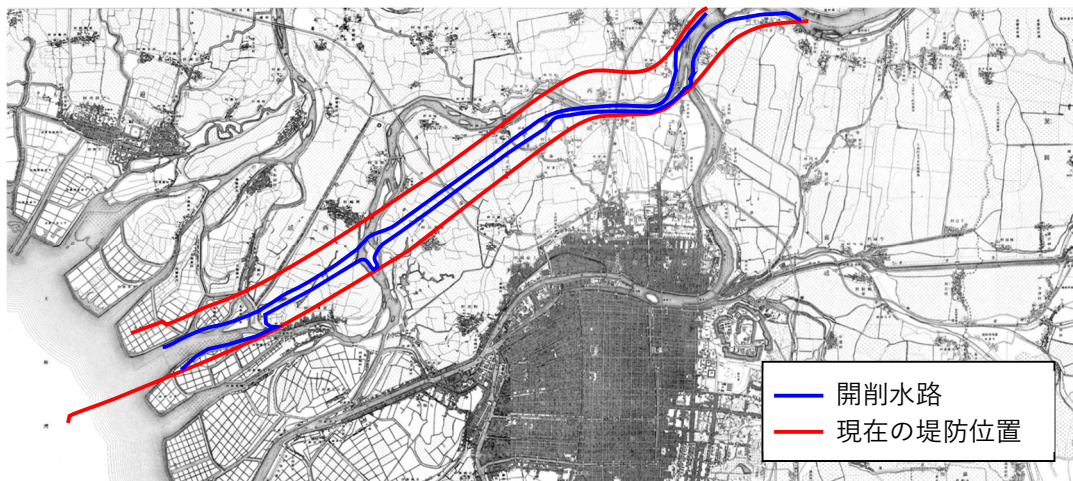


図 1.1.13 新淀川の開削と現在の堤防位置

地図は大阪市立図書館デジタルアーカイブより引用。

その後も度重なる台風被害により、1954（昭和 29）年 11 月に「淀川水系改修基本計画」、1965（昭和 40）年から淀川水系工事实施基本計画が策定され、河道改修や上流域でダム建設が行われてきた。また、1972（昭和 47）年からは“琵琶湖の自然環境の保全と汚濁した水質の回復を図りつつ、その水資源の利用と関係住民の福祉とを合わせ増進し、近畿圏の健全な発展に寄与する”ことを目的に、水資源開発や湖岸堤整備、道路、下水道、自然保護地域公有化等を行う「琵琶湖総合開発事業」が着手され、25 年の歳月をかけ、1997（平成 9）年 3 月に終結した。この期間に、支川の木津川筋に高山ダム、青蓮寺ダムなどの多目的ダム等を建設され、現在も大戸川ダム・余野川ダム・天ヶ瀬ダム再開発・川上ダムなどのダム建設が進められている。また、新淀川への分派口に設けられた長柄床固沈床は、長柄可動堰への改築を経て 1983（昭和 58）年に淀川大堰が建設された。これに伴い、新淀川は洪水流量の放水路としての機能が高められ、新淀川の河口部の汽水環境は変質したと考えられる。

2007（平成 19）年 8 月には、淀川水系における治水、利水、環境の重要性をふまえて「淀川水系河川整備基本方針」が策定され、2009（平成 21）年 3 月に「淀川水系河川整備計画」が策定された。河川整備にあたっては、流域全体の治水安全度の向上を図りつつ、琵琶湖や淀川等に生息・生育・繁殖する固有種や天然記念物、特徴ある種をはじめ、多様な生物を保全するため、ヨシ帯、ワンド・たまり、砂州河原や湖の砂浜、干潟などの特徴ある生物の生息・生育・繁殖環境を保全し、多様な生物の生息・生育・繁殖する豊かな自然環境を次世代に引き継ぐため、地域住民や学識者、関係機関と連携しながら、地域づくりにも資する川づくりを推進することなどが明記された。沿川では魚釣りやカヌー、船遊びなどの多様なレクリエーションが四季を通じて行われているほか、河川敷に整備された淀川河川公園は、住民の憩いの場として球技や散策等に利用されている。

現在の水質は、琵琶湖で湖沼 AA 類型及び湖沼 II 類型、その他の河川は淀川大堰までは概ね A 類型から B 類型となっており、淀川大堰から河口までが河川 C 類型、猪名川（藻川を含む）は藻川分岐点から藻川合流点までが河川 D 類型となっている。

### (3) 淀川におけるアユの生息状況

前項で述べたとおり、淀川は我が国を代表する都市部を流れる大河川であるが、河口部からは海産天然アユが遡上する。遡上期になると新聞などの記事となるほか、淀川の上流部の支川である木津川や桂川ではアユ釣りなどを通じて、人々の関心が高い。また、2009年に策定された「淀川水系河川整備計画」の検討に際して、淀川の環境を保全することを目的とした淀川環境委員会が設立され、河口から9kmに位置する淀川大堰の魚道を遡上するアユに着目し、遡上個体数をモニタリングが継続されている。このモニタリング結果の速報値は、河川を管理する国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所のHPで公表されている（図1.1.14参照）。

このように、アユは淀川流域に生活する人々にとって身近な存在であるとともに、豊かな河川環境の指標となっている。



図 1.1.14 淀川河川事務所 HP のアユ遡上個体速報

淀川流域を本川上流の琵琶湖とその流入支川、瀬田川を経て宇治川まで、左支川木津川、右支川桂川、三川合流後の淀川、淀川大堰下流の汽水域、神崎川及び猪名川に大別すると、各区間の環境特性とアユの生息状況は以下のとおりである。

#### 1) 琵琶湖とその流入支川

約400万年前にできたといわれる世界でも有数の古代湖である琵琶湖は、面積674km<sup>2</sup>の日本最大の淡水湖であり、ビワコオオナマズ *Silurus biwaensis*・ビワマス *Oncorhynchus masou rhodurus*・セタシジミ *Corbicula sandai Reinhardt* などの50種を超える固有種が生息している（図1.1.15参照）。前項で述べたとおり、ここには淡水環境に陸封され遺伝的に分化されたアユが生息している。なお、現在は後述するとおり天ヶ瀬ダムによって海域からの遡上アユの移動は阻害されているが、過去において海域から海産天然アユが遡上していたか否かは不明である。





図 1.1.15(1) ビワマス (左)・セタシジミ (右)  
セタシジミの写真は、滋賀県庁 HP より引用。

## 2) 瀬田川・宇治川

瀬田川は琵琶湖からの唯一の流出河川であり、琵琶湖の南端に位置する瀬田川洗堰（図 1.1.16 左参照）を経て流下し、京都府域からは宇治川と名を変え山城盆地を貫流する。琵琶湖から 17km 付近には堤高 73m のドーム型アーチ式コンクリートダムである天ヶ瀬ダムが存在し（図 1.1.16 右参照）、アユをはじめとする魚類は遡上を阻んでいる（天ヶ瀬ダム魚類等遡上・降下影響評価検討委員会，2007）。下流の向島付近では広大なヨシ原が形成されるとともに、宇治橋付近では、河床材料が礫質であって流量の安定した流水域を好むとされる絶滅危惧種のナカセコカワニナ *Biwamelania nakasekoe* が確認されている。

アユの産卵場は、観月橋から宇治橋までの区間と推定されている（図 1.1.17 参照・三井共同建設コンサルタント，2005）。



図 1.1.16 瀬田川・宇治川における河川横断工作物（瀬田川洗堰：左・天ヶ瀬ダム：右）



図 1.1.17 宇治川におけるアユの産卵場

### 3) 左支川木津川

木津川は三重県の鈴鹿山脈・布引山地に源を発し、上野盆地を貫流し、国の特別天然記念物であるオオサンショウウオ *Andrias japonicus* が生息する山間渓谷を蛇行しながら流下し（図 1.1.18 参照）、大河原において名張川と合流し山城盆地で三川合流点に達する。下流部は交互砂州が発達する砂州河川となっている。流域には高山ダムをはじめとする複数のダムが建設されている。アユはこれらのダム群の直下流まで遡上する。

アユの産卵場は京都府木津川市域と推定されており（図 1.1.19 参照・三井共同建設コンサルタント、2005）、淀川の支川三川の中では相対的に産卵場が多く、流下仔魚も相対的に多い（京の川の恵みを活かす会、2020）。

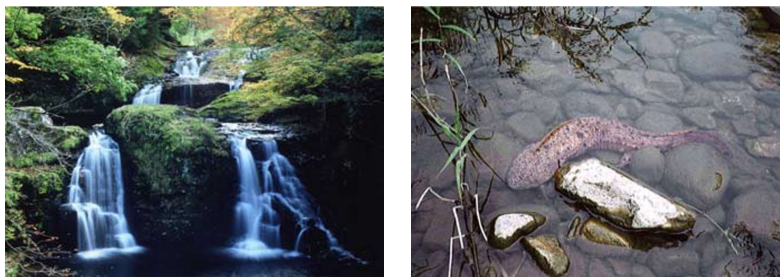


図 1.1.18 木津川上流部の赤目四十八滝（左）とオオサンショウウオ（右）  
写真は国土交通省近畿地方整備局（2005）より引用。



図 1.1.19 木津川におけるアユの産卵場

### 4) 右支川桂川

桂川は、丹波山地に源を発し、保津峠を経て京都市西部を南流して三川合流点に達する。上流部ではオオサンショウウオ、中流部では国の天然記念物に指定されているアユモドキ *Parabotia curtus* の生息が確認されている（図 1.1.20 参照）。嵐山より下流の河道内には複数



の井堰が存在し、海産天然アユの遡上が阻害されている傾向があったが、近年は魚道の設置・改良により上流側への遡上は可能となっている（アジア航測株式会社，2018）。また、支川の鴨川においても複数の床固工による落差でアユの遡上が困難であったものの、2010年以降、市民団体である京の川の恵みを活かす会による簡易魚道の設置により、出町柳付近まで遡上が可能になっている（桂，2021）。なお、これらの遡上アユの一部は、耳石の Sr/Ca 解析の結果、海域への回遊履歴がある個体であることが確認されている（瀬口，2021）。

右支川桂川におけるアユの産卵場は鴨川合流点付近と推定されている（図 1.1.21 参照；三井共同建設コンサルタント，2005）。



図 1.1.20 アユモドキ

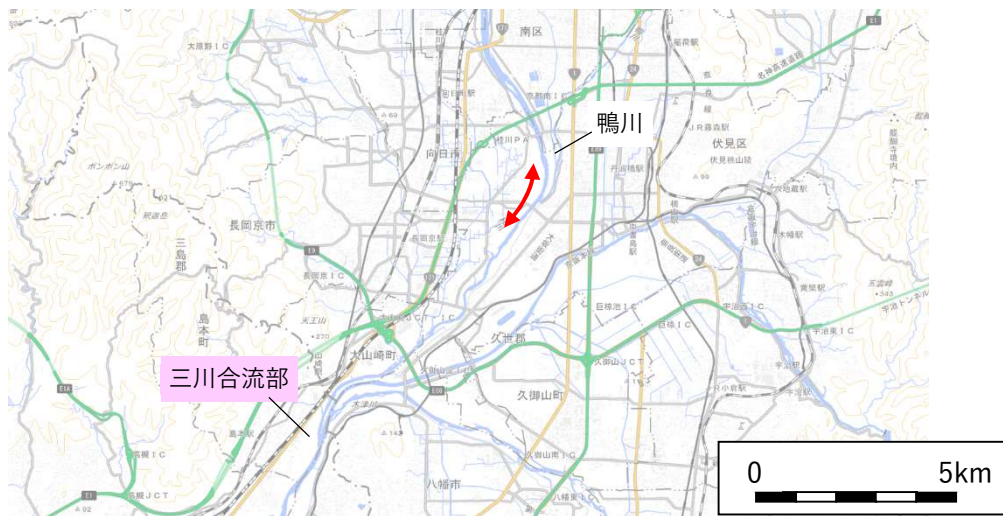


図 1.1.21 桂川におけるアユの産卵場

#### 5) 淀川本川

三川合流点から枚方大橋付近までの区間では、河岸に発達した寄り洲が見られ、オイカワ *Opsariichthys platypus*・モツゴ *Pseudorasbora parva*・カマツカ *Pseudogobio esocinus* などの淡水魚が生息する（図 1.1.22 参照）。この区間では遡上・流下期以外でもアユも生息するが、卓越した瀬が発達しないことからアユを釣る釣り人も少なく、漁業も行われていないことから詳細な生息状況は不明である（アジア航測株式会社，2018）。この区間の右岸側からは檜尾川・芥川が、左岸側からは船橋川・穂谷川・天野川といった比較的小さな支川が流入するが、右支川の芥川ではアユが遡上し、産卵することが知られている（芥川倶楽部）。

淀川大堰（図 1.1.23 左参照）から約 10km 上流までは湛水区間となっている。淀川水系における海産天然アユの大半は、この淀川大堰に設置された魚道を通過していると考えられる。この淀川大堰湛水区間の城北地区・庭窪地区・豊里地区などには明治時代以降に設置されたケレップ水制由来の止水域であるワンドやたまり群が多く存在し（図 1.1.24 参照）、イシガイ *Unio douglasiae*・ドブガイ *Sinanodonta japonica* をはじめとして、琵琶湖・淀川水系の固有種で、かつての巨椋池に生息した絶滅危惧種のオグラヌマガイ *Oguranodonta ogurae* や、イタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* をはじめとするタナゴ類などの魚貝類が生息する（図 1.1.25 参照）。この淀川大堰の直上部の左岸側には毛馬水門（図 1.1.23 右参照）があり、ここから常時 70m<sup>3</sup>/s の水が旧淀川へ流下している（詳細は第 4 章参照）。

アユは遡上期と流下期に淀川大堰と毛馬水門を通過するが、一部の仔魚はワンド・たまり群で河川残留する生活戦略を採る個体が生息する（瀬口ほか，2021）。



図 1.1.22 オイカワ（左）・モツゴ（中）・カマツカ（右）



図 1.1.23 三川合流後の淀川における河川横断工作物（淀川大堰：左・毛馬水門：右）



図 1.1.24 淀川大堰湛水区間（左）・城北ワンド（右）



図 1.1.25 イシガイ (左)・イタセンパラ (右)  
イタセンパラの写真は、大阪府 HP より引用.

#### 6) 淀川大堰下流の汽水域

淀川大堰から河口までの区間は汽水域となっており、十三から西中島にかけてスナガニ *Ocypode stimpsoni* やヤマトオサガニ *Macrophthalmus japonicus* などの底生動物が生息し、これらをシギ・チドリ類などの鳥類が採餌し、休息地として利用している干潟がある (図 1.1.26 参照). 淀川大堰を流下したアユの仔魚は、この汽水域で成長する (大美ほか, 2015). 汽水域におけるアユの主な生息場所は、詳細に把握されていないものの、新淀川左岸河口部の大阪北港マリーナや大阪港域の岸壁などで稚魚が散発的に確認されている (中筋, 2021).

また、後述するとおり、ここで成長したアユは淀川大堰の左右岸に設置された魚道から遡上すると推測される.

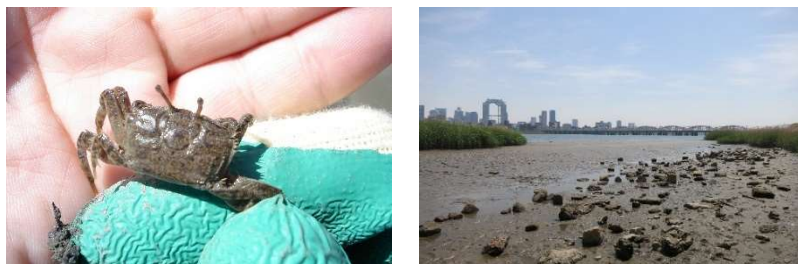


図 1.1.26 ヤマトオサガニ (左)・十三干潟 (右)

#### 7) 神崎川及び猪名川

神崎川及び猪名川は上流部や支川で渓谷河川の様相を呈している区間があるものの、大半は平地の市街地を流れる都市河川の様相を呈している。近年は下水道整備が進捗したことで、水質改善が図られており、アユの生息が確認されている。神崎川から遡上したアユは一津屋樋門直下 (図 1.1.27 参照) に達するものの、遡上は困難と考えられる (株式会社建設技術研究所, 2021).





図 1.1.27 神崎川及び猪名川における河川横断工作物（一津屋樋門）

#### (4) 淀川におけるアユの産卵場所

前項で整理したとおり、淀川水系におけるアユの産卵場所は、支川の宇治川の観月橋から宇治橋までの区間、支川木津川の京都府木津川市域、支川桂川の鴨川合流点付近と推定されている（図 1.1.28 参照）。また、上記の三支川合流後の淀川では、右支川の芥川でも産卵場が確認されている。

産卵範囲の規模（河川延長）から想定さるるように、木津川における産卵量は淀川三支川の中では相対的に多く、流下仔魚も相対的に多いとされているものの（京の川の恵みを活かす会，2021）、淀川では定量比較が可能な広域的・経年的な産卵場調査が実施されておらず、アユの主たる産卵場は詳細に把握されていない。

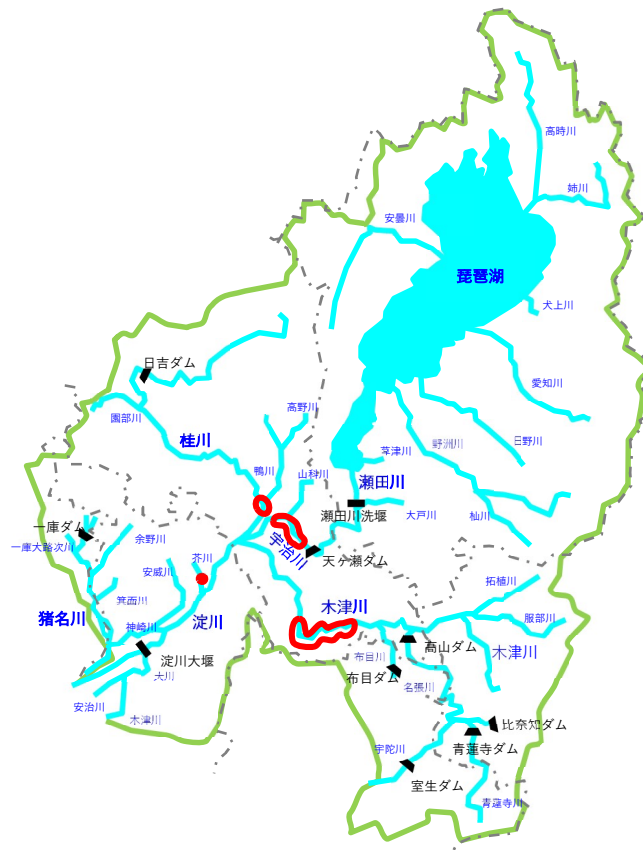


図 1.1.28 淀川水系におけるアユの産卵場

## 1.2 本研究の目的

前節の 1.1 で述べたとおり、海と河川を往来する回遊魚であるアユは、我が国の伝統・文化を代表する魚であるとともに、内水面漁業の有用魚種である。しかし、近年、近年は全国的なアユ資源量の減少が指摘されるとともに淀川においても同様に減少している（図 1.2.1 参照）。ただし、2006 年以降の減少は、統計法の改正に伴い、遊漁者（レクリエーションを主な目的として水産動植物を採捕するもの）による採捕量を含めないことになったため（農林水産省 HP）、漁獲量から想定される資源量が数値ほど減少した訳ではないと考えられる。しかし、他河川（全国合計）と比べると淀川の減少は大きい。

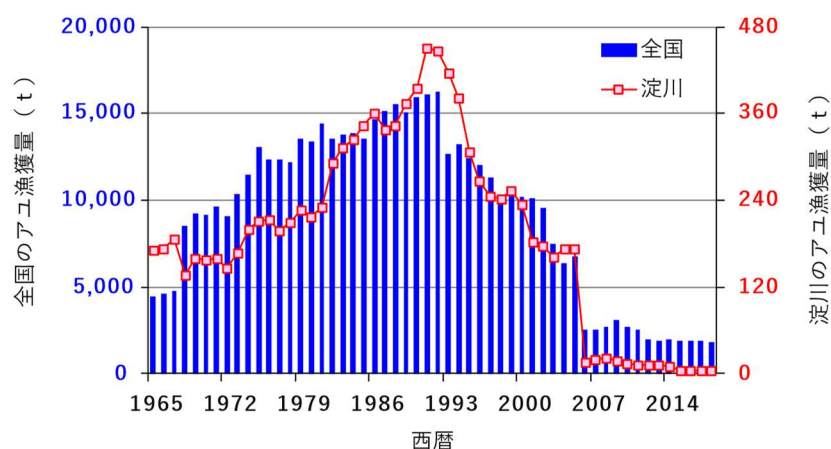


図 1.2.1 全国と淀川のアユ漁獲量

農林水産省 HP、漁業・養殖業生産統計年報より集計・作図

このアユ資源量の減少要因については、続く 2 章で既往研究をレビューして概説するが、気候変動やカワウなどによる捕食、種苗放流などの様々な要因が指摘されているほか、ダムなどの流況調節による河川の攪乱低減や土砂運搬作用の減衰、河川横断工作物による流下・遡上阻害、河川改修事業などの生息環境の改変も、減少要因として報告されている。特に、出水により攪乱される環境に適応して多産戦略を発達させたアユは、ダムなどによる攪乱制御の影響を強く受けると想像される。

一方で、近畿地方を流れる淀川は、我が国有数の都市部を流れる大河川であるが、上流部に我が国最大の湖である琵琶湖を有することで、河況係数が 23 と国の直轄管理河川 93 河川中 3 番目に小さく（図 1.2.2 参照；国土交通省の公開データより算出）、いわゆる出水による攪乱が小さい河川と考えられる。また、河口から 9.8km の位置で新淀川と旧淀川に分派し、各々に淀川大堰と毛馬水門という河口堰が存在し、河口が 2 つ存在する特異的な河川である。新淀川側の淀川大堰の左右岸には階段式魚道が設置されているものの、旧淀川側の毛馬水門ではアユの遡上の阻害が報告されている。また、上流に 10km 続く湛水域では仔魚の流下阻害が予想されることや、平常時の 90%以上の河川流量が旧淀川へ放流されるこ

とで、多くの仔魚が旧淀川へ流下することが予想され、これらが淀川のアユ資源量を減少させる要因となっていると考えられる。

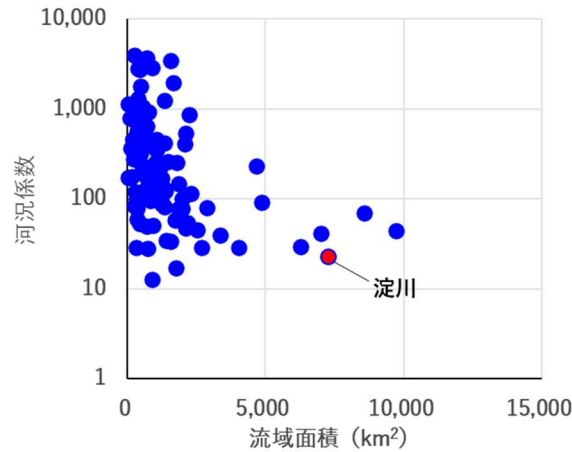


図 1.2.2 流域面積と河況係数と関係

縦軸は対数軸となっている。

アユ資源量を増加させるには、海域へ流下して再び河川へ遡上するまでの生活史の前半の生存率を上昇させ、海域から遡上してくる天然海産アユを増加させることが重要と報告されていることから (高橋, 2004), 淀川においてもアユの流下や遡上を考慮した運用を行うことができれば, アユの生活史の前半の生存率の向上を通じてアユ資源量を増加させる可能性があるだろう. しかし, アユの生活史や河川生態系に配慮した河口堰の運用方法の根拠を科学的に提示した事例がないだけでなく, 運用改善の事例やその効果についても知見はない.

本研究は, 淀川の流量ひいては淀川大堰と毛馬水門の流量や運用方法が流下仔魚の生存率や流下先が翌年の遡上, すなわち海産天然アユ資源量にどの程度影響するかに着目し, 淀川におけるアユの流下・遡上の現状を把握し, 流量や流況に起因する課題を分析することで, 淀川において海産天然アユを増加させるための流量条件や河口堰の流況制御様式 (流況調整の方法) を明らかにすることを目的とした. つまり, この流況制御はアユの繁殖戦略に見合った自然の河川に人為的に戻すことであり, この様式を確立することである. さらには, これらの河口堰における流向制御が, 全国に数多ある洪水流量をバイパスする放水路の河川環境, 言い換えるならば放水路の河口部に存在する汽水域の環境改善に寄与するのであれば, 淀川のアユ資源量だけでなく, 全国の放水路における河口部の汽水域環境をも改善し, 我が国の河川行政に寄与するだけでなく, ひいては食文化を含めた日本の文化の保全に貢献することが究極的な目的である.

### 1.3 本論文の構成

本論文の構成は以下のとおりである（図 1.3.1 参照）。

本章に続く第 2 章ではアユ資源量の減少に関する諸問題について、先行研究のレビューを行い、アユ資源量の増加を検討する上での課題を抽出した。

第 3 章では現地調査によって把握した淀川の下流部におけるアユの流下状況を整理した上で、既往研究との比較による淀川の特徴を整理し、淀川において海産天然アユ資源量を増加させる上での課題を整理した。

第 4 章では、第 3 章と同様に現地調査によって把握した淀川におけるアユの遡上状況を整理した上で、既往研究との比較による淀川の特徴を整理し、淀川において海産天然アユ資源量を増加させる上での課題を整理した。

第 5 章では、第 3 章と第 4 章で述べた淀川において海産天然アユ資源量を増加させる上での課題を踏まえ、海産天然アユ資源量を増加させる流量の条件などの分析を行い、海産天然アユ資源量を増加させる方策を検討した。

第 6 章では、第 5 章で整理した海産天然アユ資源量を増加させる方策の効果について検証するとともに、河口堰における流況制御の有効性を考察した。

第 7 章では、本研究の内容を整理するとともに、今後の課題を整理した。

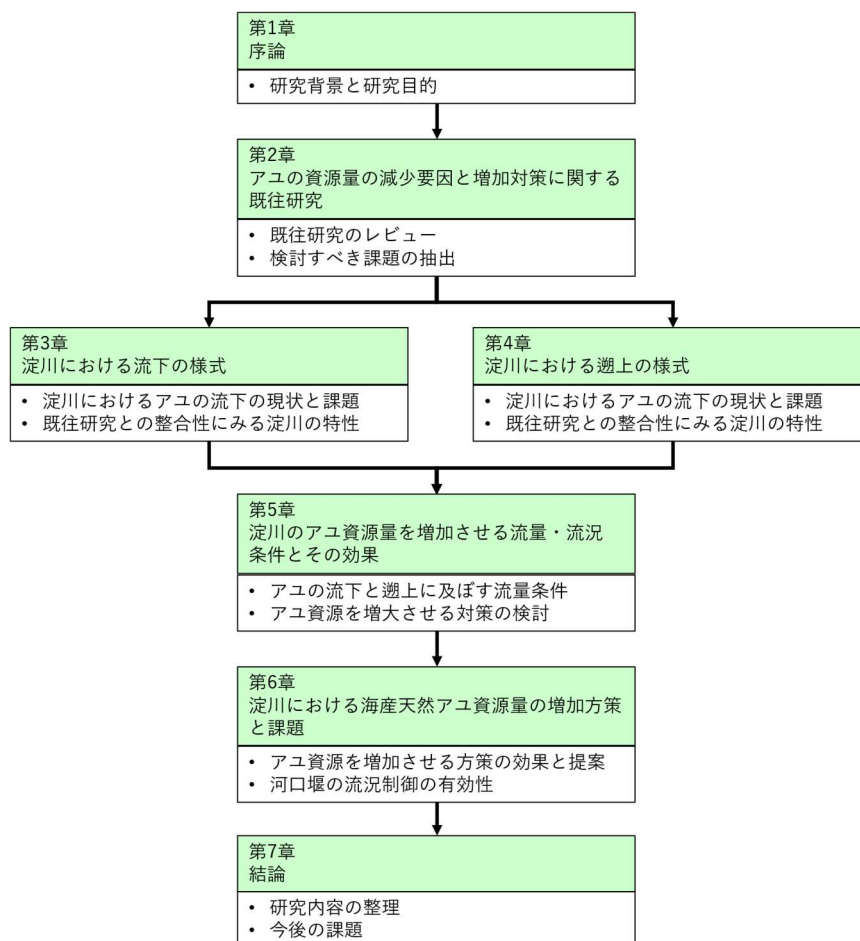


図 1.3.1 本研究論文の構成

## 1.4 引用文献

- 1) アジア航測株式会社 (2018) : アユの遡上状況の把握. 淀川河川水辺の国勢調査 (魚類) 業務報告書, pp.151-165.
- 2) 芥川倶楽部 HP : アユの仔魚調査しています, <http://akutariv.blog85.fc2.com/blog-entry-263.html> (2021.1.10 閲覧)
- 3) 天ヶ瀬ダム魚類等遡上・降下影響評価検討委員会 (2007) : 天ヶ瀬ダム魚類等遡上・降下影響評価に関する報告書. pp.382. 国土交通省近畿地方整備局淀川ダム統合管理所. 大阪府.
- 4) 一般社団法人岐阜県観光連盟 HP : ぎふ長良川の鶴飼, <https://www.kankou-gifu.jp/spot/914/> (2021.1.30 閲覧)
- 5) 井口恵一朗・武島弘彦 (2006) : アユ個体群の構造解析における進展とその今日的意義. 水産総合研究センター研究報告別冊 5 号 ; pp.187-195.
- 6) 環境省 HP : <http://www.env.go.jp/press/files/jp/114457>. (2020.11.14 閲覧)
- 7) 桂利三 (2021) : 令和 3 年度アユ等の遡上実績. 令和 3 年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 8) 株式会社建設技術研究所 (2021) : 毛馬閘門と一津屋樋門における遡上状況. 淀川下流環境保全調査業務報告書, pp.6-130-6-135.
- 9) 国土交通省近畿地方整備局 (2005) : 淀川水系河川整備計画, [https://www.kkr.mlit.go.jp/river/iinkaikatsudou/yodo\\_sui/qgl8vl0000000zy0-att/betten3.pdf](https://www.kkr.mlit.go.jp/river/iinkaikatsudou/yodo_sui/qgl8vl0000000zy0-att/betten3.pdf) (2021.1.3 閲覧)
- 10) 国土交通省 HP : 河川環境データベース, <http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/index.html> (2020.11.23 閲覧)
- 11) 国土交通省 HP : 一級水系の流況 (平成 12 年). [https://www.mlit.go.jp/river/toukei\\_chousa/kasen/jiten/toukei/birn96p.html](https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/toukei/birn96p.html) (2021.12.28 閲覧)
- 12) 松井魁 (1986) : 「アユ」ものと人間の文化史 56, 法政大学出版局, 東京, 296pp.
- 13) 三井共同建設コンサルタント (2005) : 第 5 編 桂川・宇治川・木津川のアユ産卵床調査. 平成 16 年度淀川河川水辺の国勢調査 (魚類・底生動物) 業務報告書, pp.1-30.
- 14) 水資源機構 (2014) : 淀川水系で最初に水資源機構が手がけた施設・改築から 50 年を経過した長柄稼働堰. 水とともに, 2014 年 5 月号 ; pp.4-7.
- 15) 中筋祐司 (2021) : 大阪ベイエリアから探る天然アユの生きる道. 令和 3 年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 16) 西田睦 (2001) : アユ. 「改訂版日本の淡水魚」川那部浩哉・水野信彦・細谷和海 (編著), 山と溪谷社, pp.66-79.
- 17) 農林水産省 HP : 内水面漁業生産統計調査, [https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui\\_gyosei/index.html](https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui_gyosei/index.html) (2020.11.23 閲覧)
- 18) 大美博昭・日下部敬之 (2015) : 淀川河口域におけるアユ仔魚の出現. 地域自然史と保全 37 ; pp.103-114.

- 19) 大阪府 HP:大阪の野生生物. <https://www.pref.osaka.lg.jp/midori/midori/seibutsu.html>  
(2022.1.30 閲覧)
- 20) 大阪市立図書館デジタルアーカイブ HP, <http://image.oml.city.osaka.lg.jp/archive/>  
(2020.10.28 閲覧)
- 21) 滋賀県庁 HP:こころに残る滋賀の風景, セタシジミ (滋賀県の固有種),  
[https://www.pref.shiga.lg.jp/site/kokoro/area\\_sonota/details/a1751\\_details.html](https://www.pref.shiga.lg.jp/site/kokoro/area_sonota/details/a1751_details.html)  
(2022.1.30 閲覧)
- 22) 瀬口雄一 (2021):淀川のアユの生まれ育ち. 令和3年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 23) 瀬口雄一・山本義彦・竹門康弘・源利文 (2001):淀川大堰湛水域における琵琶湖産アユの河川残留個体の存在. 魚類学会誌 68; pp.163-172.
- 24) 関伸吾・谷口順彦・田祥麟 (1988):日本及び韓国の天然アユ集団間の遺伝的分化. 日本水産学会誌 54; pp.559-568
- 25) 澁谷竜太郎・関伸吾・谷口順彦 (1995):海系アユおよび琵琶湖系アユのなわばり行動の水温別比較. 水産増殖 43; pp.415-421.
- 26) 鈴木康友 (2010):友釣りの歴史と文化. 日本水産学会誌 76; pp.419-420.
- 27) Takeshima Hirohiko, Iguchi Kei'ichiro, Hashiguchi Yasuyuki and Nishida Mutsumi (2016): Using dense locality sampling resolves the subtle genetic population structure of the dispersive fish species *Plecoglossus altivelis*. *Molecular Ecology*25; pp.3048-3064.
- 28) 田代文男 (1990):長良川の鵜飼とアユ. 水産増殖 38; pp.203-204.
- 29) 都市研究会 (2018):地図と地形で楽しむ大阪淀川歴史散歩. 洋泉社, 東京, pp.191.
- 30) 塚本勝巳 (1994):「川と海を回遊する淡水魚」, 後藤/晃 (編著), 東海大学出版社, 東京, pp.2-5

## 第2章 アユ資源量の変動に関する既往研究

### 2.1 概説

第1章で述べたとおり、アユは1年で河川と河口・海域を往来する両側回遊魚であり(図 1.1.11 参照), 生活史のステージを経るごとに個体数が減少し続けると考えられる(図 2.1.2 参照; 瀬口ほか, 2020).

一方で、アユの初期個体群の保全が、アユ資源量の増大に有効であるという指摘を踏まえ(高橋, 2004), 本章では、アユの生活史の初期にあたる流下から遡上までの期間に関する資源動態の特性を把握した既往研究とアユ資源量を増加させる対策を整理するとともに、アユの初期生活史において資源量の増加を河川管理の視点からアプローチする必要性を述べる。また、これらを踏まえ本研究で使用する用語について整理する。

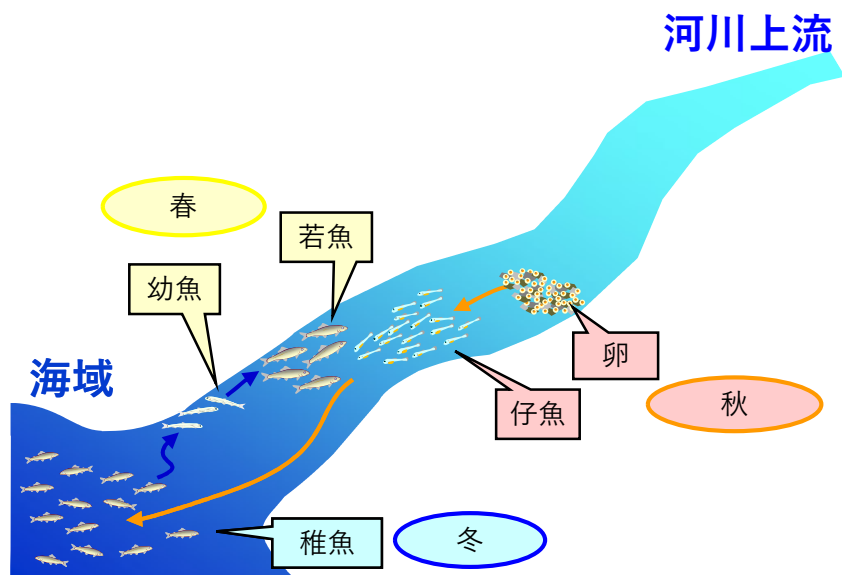


図 2.1.1 アユの生活史

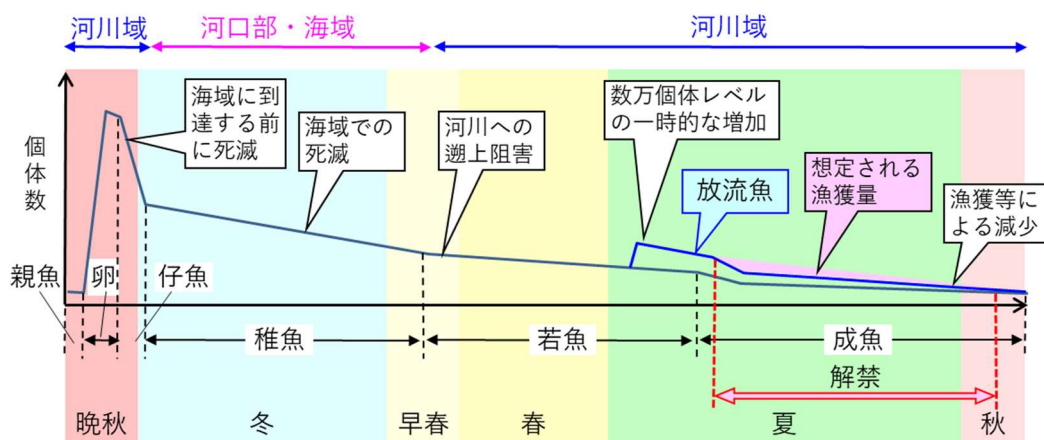


図 2.1.2 アユの生活史に伴う個体数の変動イメージ



## 2.2 アユの流下に関する既往研究

本節で取り扱うアユの生活史上のステージは、卵から孵化した後に河口・海域まで下り、そこで分散するまでの期間とする。なお、この期間は、アユの生活史において最も個体数が減少すると想定される期間である。

### 2.2.1 産卵時期・環境

全国に分布するアユは、河川によって、また年によって、その産卵盛期や卵径が異なることが多数報告されているが、概ね 10 月下旬から 12 月頃の秋から冬にかけて集団産卵を行う（例えば Iguchi, 1993）。ただし、琵琶湖に生息するアユは産卵期が早く 8 月下旬から 11 月にかけてで、両側回遊型（海産アユ）と比べて 1 ヶ月以上早い（東, 1973）。

アユの産卵環境は、主に淵に流れ込む手前の水深 0.1~0.6m、流速 0.6~1.2m/s の水面に白い波が立つ早瀬で、粒径が 5~30 mm の浮き石の礫河床に多く（水産庁, 2009）、溶存酸素量や河床軟度が高い場所とされている（兵藤ほか, 2014）。

第 1 章で整理したとおり、淀川水系におけるアユの産卵場所は、支川の宇治川の観月橋から宇治橋までの区間、支川木津川の京都府木津江市域、支川桂川の鴨川合流点付近と推定されている（図 2.2.1 参照）。また、右支川の芥川でも産卵場が確認されている。

産卵範囲の規模（河川延長）から想定するように、木津川における産卵量は淀川三支川の中では相対的に多く、流下仔魚も相対的に多いとされているが、淀川では定量比較が可能な広域的・経年的な産卵場調査が実施されておらず、アユの主たる産卵場は詳細に把握されていない。本研究では、産卵場については明確に言及しないが、河口から約 40km 以上の上流に位置することを前提とする。なお、この河口から産卵場までの距離は、100km 以上ある関東地方の利根川や荒川と比べると短いものの、多くの河川は数~10km 程度あることと比べると長く（石田, 1964）、その分、河口まで到達する時間がかかっていると想定される。



図 2.2.1 淀川水系におけるアユの産卵場



## 2.2.2 流下状況

産卵された卵は水温によって変化するものの、水温 19~20°C で 10~11 日で孵化する (大上, 1969)。魚類の発生学では卵から孵化したばかりで鰭や臓器が未発達で遊泳能力をもたない個体を仔魚と呼ぶが、本節では、この仔魚を扱う。

孵化直後の仔魚の全長は 5~7mm 程度で、川の流れによって流下する (塚本, 1991)。このようなアユ仔魚の流下の実態は、口径 30~50cm 程度の小型プランクトンネットを河川流水中の流心・表層部に 5~10 分間垂下させて流下仔魚を採集する方法が一般的である (例えば、兵藤ほか, 1984; 田子, 1999b; 高橋, 2004; 荒山ほか, 2010)。この際、ネットの開口部に濾水計を取り付けて濾水量を求め、1m<sup>3</sup>あたりの仔魚密度を算出して河川流量と乗ずることで、単位時間あたりの仔魚の流下個体数を推算し、期間中の仔魚の総流下個体数を推定する。

それらの調査の結果、仔魚は河川流量すなわち河川流速に応じて河口部・海域への到達時間が短くなると報告されている (田子, 1999b; 蓑宮ほか, 2017)。一方で、多くの個体が滞留や捕食により減耗するため (鶴田ほか, 2010)、この時期の個体数減少が最も大きいとしている (塚本, 1991; 高橋ほか, 1999; 内田ほか, 2006; 井口ほか, 2010)。

塚本 (1991) は経過時間にもう卵黄の吸収の程度と仔魚の標準体長・外部形態から 5 段階の卵黄指数を設定し (卵黄の残存量に応じて数値が下がる)、孵化後の経過日数によって卵黄指数が低下するとともに概ね孵化後 4~5 日程度で卵黄が完全に吸収されると報告している (図 2.2.2 参照)。アユの仔魚は卵黄が吸収される頃に口器が出来上がり、摂餌を行えるようになるが、この最初期のアユの餌料に関する知見は乏しい。各地の種苗生産現場ではシオミズツボワムシが利用されているほか、体長が 20mm 程度の稚魚はカイアシ類のノープリウス幼生などを摂食することが知られている (大竹, 2006)。これらのカイアシ類は河口・海域などの汽水域や止水域に多く、河川流水中には少ないとされていることから (林ほか, 2014)、孵化した仔魚は卵黄が吸収されるまでに河口部・海域に運ばれないと餓死する可能性が高いと考えられている。

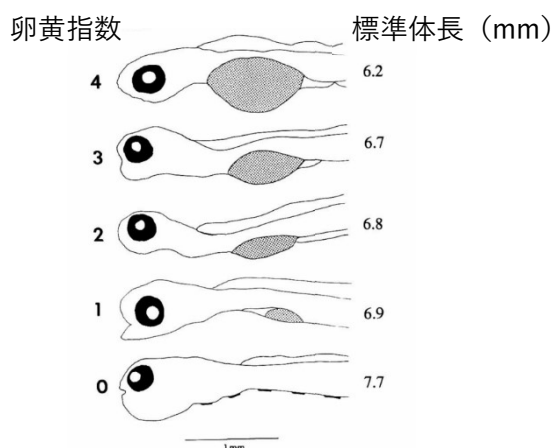


図 2.2.2 アユの仔魚の卵黄の吸収状況  
塚本 (1991) より改編引用。

兵藤ほか（1985）はアユの仔魚は無給餌で9日生存するものの、無給期間が5日を越えると、その後の生存率が50%を下回るとしており、無給期間が長くなるほど段階的に生存率が低下することを報告している（図 2.2.3 参照）。

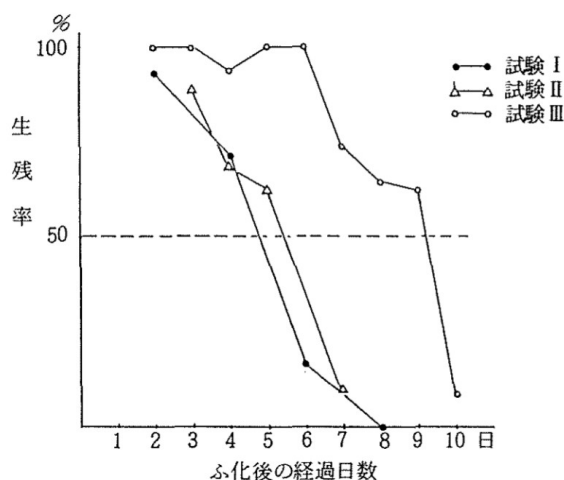


図 2.2.3 給餌開始時期とその後の生存率

兵藤ほか（1985）より引用。

試験 I（16.0～17.2℃で飼育）と試験 II（14.8～15.8℃で飼育）の横軸は孵化後の給餌開始日で、その後の生存率を示している。試験 III（14.8～16.3℃で飼育）は完全無給餌の場合の経時的な生存率を示す。

つまり、アユの仔魚の流下期の河川流量は、アユの仔魚の河口部・海域への到達時間、すなわち仔魚の生存率を規定し、アユ資源量に影響を及ぼす可能性がある。実際に、流量の増加とともに流下仔魚数が増加したり（高橋ほか，1999）、漁獲量が増加したりする傾向が報告されている（例えば，喜多村ほか，2002）。

### 2.2.3 河口部・海域での分散状況

河川の産卵場から流下したアユの仔魚は、河川の流況に応じて河口部や海域に分散して稚魚へと成長する（大竹，2006；高橋，2004；八木ほか，2006）。なお、魚類の発生学では、稚魚とは前節の仔魚の次のステージにあたり、鰭条数や脊椎骨数が定数に達するものの、体の斑紋や色彩などは成魚と異なり、種の特徴を示さない個体を指す。

このようなアユの仔稚魚の分布は、口径 0.8m の稚魚ネットなどを小型船で曳航し、これらのアユの採集することで行われている（例えば，高橋，2004；田子，2002a）。その結果、河川流量が大きい時は海域まで分散するのに対し、河川流量が小さいと河口部に留まる傾向が指摘されている（東ほか，2002）。また，大美ほか（2015）は，新淀川に流下したアユの仔魚は大阪湾に流出せず，新淀川の河口部に留まることを報告している（図 2.2.4 参照）。そのほか，総じて高塩分・高水温の海域よりも低塩分・低水温の河口部の成長速度の方が大

きいことも報告されている（東ほか，2003；高橋，2004）。これは高塩分・高水温がエネルギー消費を促進させるため、低塩分・低水温の河口部の方が初期餌料の少ない時期の成長に有利に働くためと説明されている（井口ほか，2010）。一般的に仔稚魚の高成長は、成長にともない生存率の向上を担保し（田中ほか，2009）、河川域に遡上後もなわばり獲得に有利に働くと考えられる（間瀬ほか，2014）。

つまり、アユの仔魚の流下期の河川流量が、アユの仔稚魚の河口部・海域での分布を規定し、成長率に反映されることで、アユの流下仔魚の生存率を高め、ひいてはアユ資源量に影響を及ぼす可能性がある。

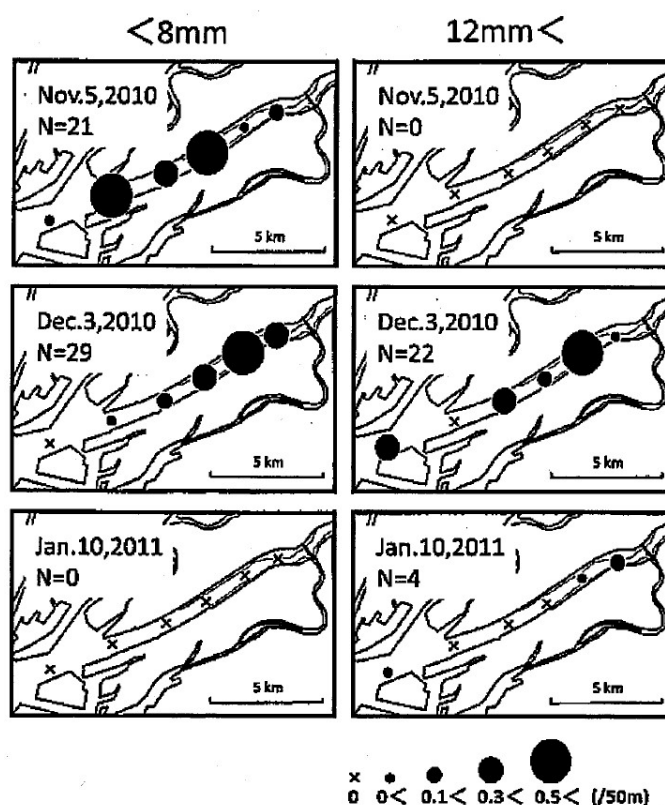


図 2.2.4 新淀川河口部でのアユの仔稚魚の分布

大美ほか（2015）より引用。

左側は体長 8mm 未満の個体の分布、右側は 12mm より大きい個体の分布を示し、円の直径は曳網距離 50m あたりの個体数を示す。

## 2.2.4 河川残留（陸封）の状況

第 1 章で述べたとおり、アユは 1 年で河川と河口・海域を往来する両側回遊魚である。一方で、本邦最大の淡水湖である琵琶湖水域では、淡水域である琵琶湖を海に見立てて、琵琶湖に流入する河川で同様の生活史を送る陸封アユが生息することが知られているとともに、河川に遡上せず琵琶湖で生活史を送るコアユと呼ばれる個体群も生息することも知られている（東，1977）。さらに、これらの琵琶湖産の個体群は遺伝的にも分化していること

が報告されている（井口ほか，2005）。また，この琵琶湖産の個体群は，なわばり占有の傾向が強いため友釣りに適したアユとして，全国の多くの河川へ積極的に放流が行われきた（高橋・東，2016）。さらに，全国のダム上流水域や天然湖では，上記の琵琶湖で陸封された個体群と同様に淡水域であるダム湖や比較的大きな湖を海に見立てて，流入する河川で同様の生活史を送る陸封アユが生息することも知られている（図 2.2.5 参照；例えば，立原・木村，1992；海野ほか，2007；近藤ほか，2008）。淀川においても，淀川大堰の湛水域において河川残留個体群が生息する（瀬口ほか，2021）。

これらのアユの起源は，当該河川を含め両側回遊型の生活史を送っていた個体群に由来する放流個体群か，上述のように琵琶湖産由来の放流個体群であると推定されるものの，いずれも海域との連続性が完全に分断されたことで陸封が起こったものと推測される。

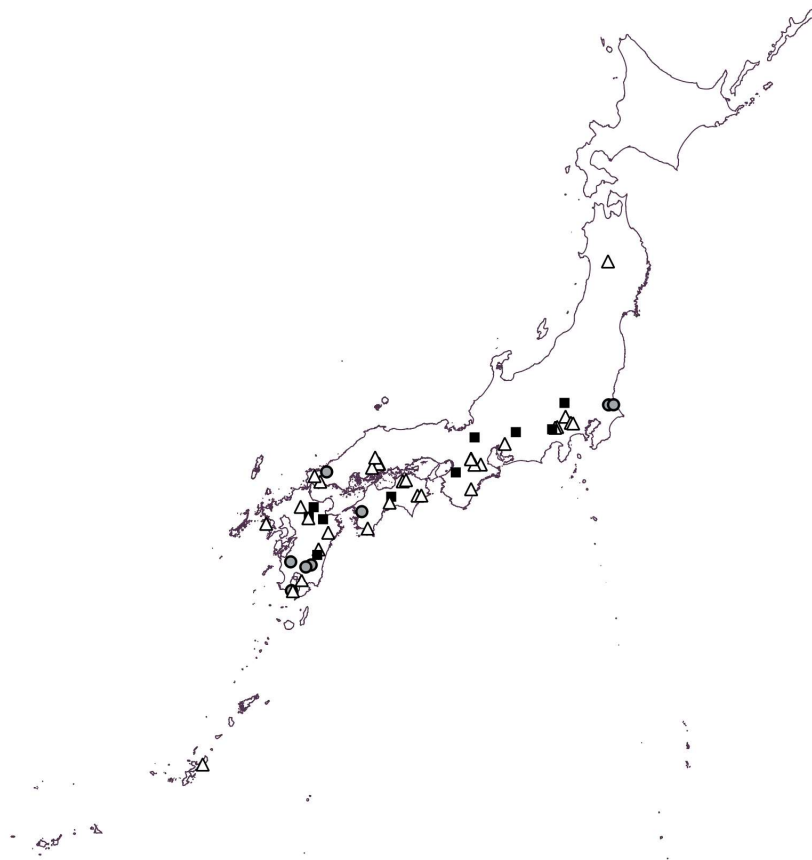


図 2.2.5 陸封アユの分布

瀬口ほか（2021）より引用。

■は琵琶湖産由来，●は海産由来，△は由来不明を示す。

このように陸封が想定される個体に対しては，耳石による孵化日や体組織の遺伝子のマイクロサテライト分析による琵琶湖型あるいは両側回遊型の判定を行ったり（谷口・池田，2009），耳石組織中のストロンチウム含量とカルシウム含量の比（Sr/Ca 比）により海域（汽水域）への降海履歴を推定したりすることで（海野ほか，2005；海野ほか，2007），由来や

降海履歴が判定されている。耳石は成長に応じて中心核から同心円状に大きくなるので、耳石の中心核から外縁方向に向かって Sr/Ca 比を分析することで、この値が下がった時期が海域から淡水域へ遡上した時期と推定することができる（図 2.2.6 参照）。

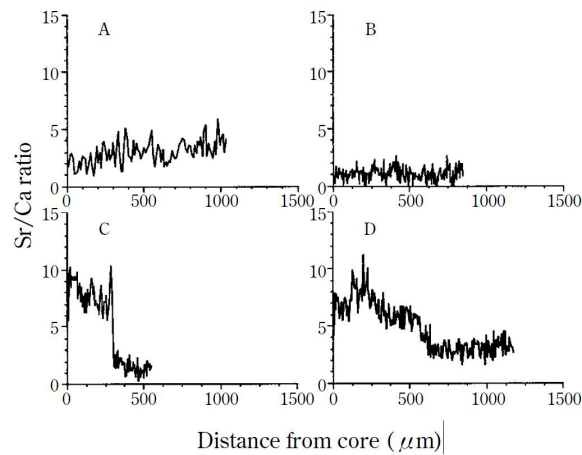


図 2.2.6 耳石の Sr/Ca 比による降海履歴の推定

海野ほか (2005) より引用。

A は琵琶湖産アユ、B は人工海水 (Sr が欠乏) で飼育された個体、C は海水で飼育されたのちに淡水に移された個体、D は海産天然アユを示す。初期に Sr/Ca 比が高く、緩やかに低下することで徐々に淡水に移動したことが推測される。

また、淀川では冬期に淀川の本流や淀川大堰の湛水域のワンドなどで越冬・成長していることが報告されているが (田中ほか, 2004; 瀬口ほか, 2021), これらの個体の一部は淀川河口部へ遅れて流下し、再び遡上する可能性もあるものの、淀川では河口部・海域以外にも仔稚魚期を送る場所があることが示唆される。

もし、淀川大堰の湛水域が仔魚の流下を阻害し、その結果として、河川残留する個体群が成立するのならば、アユの仔魚の流下期の河川流量が、アユの仔稚魚の淀川大堰の湛水域への残留を引き起こし、ひいては淀川のアユ資源量に影響を及ぼす可能性がある。

## 2.3 アユの遡上に関する既往研究

本節で取り扱うアユの生活史上のステージは、河口・海域からの分散を終え、再び河川域に進入し、河川上流へ積極的に遡上を行うまでの期間とする。

### 2.3.1 河岸部での生息状況

河口・海域に到達し、分散したアユは、成長にしたがって生息水域を変えながら碎波帯と呼ばれる波打ち際などに集まり、動物性のプランクトンを食べて冬を過ごし成長する（八木ほか、2006）。東（2004）や高橋（2004）は、このように碎波帯で生活するアユの稚魚を小型曳き網（高さ1×幅4m、網目1mm）を用いて採集している。その結果、流下から遡上に至る一連の回遊過程で碎波帯を利用することが明らかになり（東、2004；高橋、2004）、アユにとって碎波帯は生活史の過程の中で重要な生息場所であることが指摘されている（大竹、2006）。また、淀川においては大阪湾奥部に汀線部がないため、淀川の河岸の汀線部が、これらの稚魚の生息場所となっていると報告されている（大美ほか、2015）。

また、Tsukamoto ほか（1987）は、アユの内耳の中にある炭酸カルシウムの塊である硬組織の耳石に日周輪が出来ることを確認し、400倍程度の光学顕微鏡を用いて日周輪数を計数すれば、採集日から日周輪数を差し引くと孵化日を推定できると報告している。これにより、早期に孵化した個体は早期に碎波帯に着岸し、一定期間生活した後に、早期に遡上を開始することが報告され、は、この現象を「回遊の原則」と定義している（塚本、1998）。また、東（2004）は、碎波帯の個体数は遡上個体数と相関することを報告している。

### 2.3.2 遡上状況

前項のとおり、孵化後流下したアユの仔魚は、河口・海域で体長5~6cm程度の稚魚に成長し、翌年の3月頃になり河川水温が海水温と同程度の10°C前後に上昇すると河川への遡上を開始することが指摘されているが（堀田、1953；田子、2002b）、早期に孵化した個体ほど早期に遡上し、孵化が遅い個体は遡上が遅くなることが知られている（例えば、井口、2011）。このようにアユの遡上行動の開始は孵化時期とそれに伴う体長と水温がトリガーになっていると考えられるが、長良川での事例として上げ潮・高水温・水温差・阻害要因として濁り・CODなどが遡上要因となっていることが報告されている（永矢ほか、2009）。また、流量が多い方へ遡上することも実験的に確かめられており（戸井、1999）、竹門ほか（2014）は、淀川のアユの遡上数は3~4月の流量が多いと多くなると報告している。この遡上個体数はその源泉となる流下仔魚数に比例するという報告がある一方で（例えば、嶋田ほか、2006）、それらに左右されないとする報告もある（例えば、中本ほか、2002；森ほか、2008）。

なお、アユはサケのような母川回帰の習性は持たず、最寄りの河川へ遡上すると言われていた（全国内水面漁業協同組合連合会、1997）。そのほか、淀川由来の流下仔魚は近傍の大和川へ遡上する可能性も指摘されている（矢持、2008）。

また、多くの魚類の突進速度は体長の10倍程度と言われており、アユについても同等と

されており(塚本ほか, 1973), この速度がアユの遡上に適した値という報告もあり(戸井, 1999), 魚道などの設計においては, この値を参考にされているほか, 魚道の遡上を判定する際にも参考とされている. なお, アユの遡上期における体長は上述のとおり 5~6cm 程度であり, そこから類推される突進速度は 50~60cm/s となる.

## 2.4 アユ資源量の減少要因と対策

第1章で述べたとおりアユの漁獲量は、1992年以降は全国的に減少傾向にある。そのため、各地の河川において、様々な視点から原因究明が行われおり、アユの減少は複合的な要因が影響していると考えられる。これらの主な減少要因とアユの生活史との関係と、その対策は表2.4.1のとおりである。

気候変動に伴う海水温上昇が、産卵・孵化後に流下して海域生活を送るアユの仔稚魚の生存を低下させ、海域から遡上して、河川生活を送るアユを捕食するカワウや魚食性外来魚により個体数が減少する。さらに、アユの放流種苗が起因となった冷水病などの蔓延により、産卵に参加する親魚の個体数が減少する。また、琵琶湖産アユの種苗放流が行われることで、天然海産アユへの遺伝子汚染や産卵機会の減少も、アユ資源量が減少する遠因となっている。そして、なによりも川と海を往来するアユにとって、ダムや堰などの河川横断工作物は移動の障害になっているだけでなく、川が本来有している河床の攪乱機能や土砂供給機能を低下させることで、アユの生息・産卵環境にも影響が及ぶ。このように、複数の要因が複雑に影響することで、アユ資源量が減少していると考えられる。

一方で、このような減少要因に対して、アユ資源量を増やす取り組みも進められている。例えば、カワウなどの駆除や琵琶湖産アユ種苗の放流の禁止、魚道の設置による遡上促進、さらにはダムのフラッシュ放流による河床攪乱や産卵床造成などである。しかし、上述したとおり減少要因が多岐にわたっていることもあり、いずれに対策も明瞭でかつ長期的な効果が得られていない現状がある。

以降、主要な減少要因とそのメカニズム、さらにはアユ資源量の増加対策をについて概説する。

表 2.4.1 アユの生活史別の主な減少要因とその対策

減少要因	アユの生活史				対策
	産卵	流下	遡上	河川生活	
気候変動に伴う海水温上昇		◎			特になし
食害			◎	◎	カワウや外来魚の駆除
疾病				◎	琵琶湖産アユの放流規制
種苗放流	◎				琵琶湖産アユの放流規制
人為的な河川環境の改変	○	◎	◎	○	フラッシュ放流・魚道整備・産卵場造成

凡例 ◎：影響が大きい ○：やや影響がある



## 2.4.1 気候変動に伴う海水温上昇

### (1) 減少機構と影響

全国に分布する両側回遊型のアユ（以降、単にアユと表記する場合は、海産の両側回遊型アユを示す）は、河川によって、また年によって、その産卵盛期や卵径が異なることが多数報告されているが、概ね10月下旬から12月頃の秋から冬にかけて集団産卵を行う（例えば Iguchi, 1993）。産卵された卵は水温によって変化するものの、水温19~20°Cで10~11日で孵化する（大上, 1969）。孵化直後の仔魚の全長は5~7mm程度で、川の流れにしたがって流下する（塚本, 1991）。孵化直後は卵黄の栄養で成長し摂餌を行わないため、卵黄は孵化後の経過時間とともに吸収・縮小し、およそ4~5日程度で完全に吸収される（前出の図 2.2.2 参照）。

このようにアユの仔魚は孵化後しばらく卵黄の栄養で成長する。その際、高水温に曝されると卵黄の吸収速度が速まり、摂餌量と代謝のバランスが崩れ、餓死することが報告されている（坂野ほか, 2011）。そのため、気候変動に伴う気温の上昇によって（図 2.4.1 参照）、海水温の上昇が引き起こされると、アユ仔魚の生存率が低下し、仔魚が減少する可能性が指摘されている（例えば、高橋, 2004）。また、竹門ほか（2014）は、大阪湾の12月~翌年5月の海水温が低いと淀川における翌年のアユの遡上数が増加することを報告しており、逆説的に海水温の上昇がアユ資源の源泉であるアユの天然遡上個体数を減少させることを支持している。

これらのことから、気候変動に伴う海水温の上昇することで、河口部・海域で生息するアユの仔稚魚の生存率に影響を与え、ひいてはアユの個体数の減少に影響を及ぼしていることが予想され、淀川においても同様の影響が懸念される。

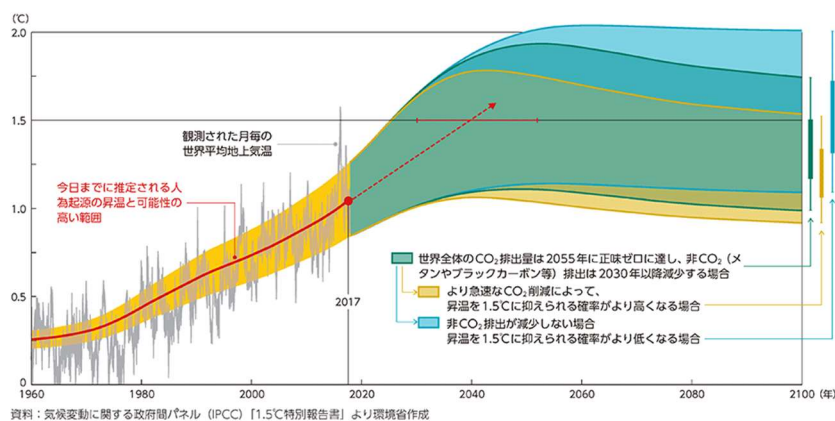


図 2.4.1 1850~1900 年を基準とした気温上昇の変化  
環境省（2019）より引用。

### (2) 対策と取り組み効果

現時点で取り組みの事例はない。

## 2.4.2 食害

### (1) 減少機構と影響

#### 1) カワウ

カワウ *Phalacrocorax carbo* は、カツオドリ目ウ科に分類される鳥類（図 2.4.2 参照）で、河川から湖沼などの浅海域で魚類を捕食する。カワウがアユを捕食することで、アユ資源が減少したという明確な証拠は提示されていないものの、全国の自治体や漁業関係者のアンケートからは食害被害が報告されている（成末ほか，1999）。井口ほか（2008）は山梨県の甲府盆地においてカワウが確認される河川区間にアユが多く生息することから、カワウはアユを選択的に捕食していると報告し、毎年決まった時期に大量にアユが放流されることで、カワウの増殖を招いている可能性を言及している。

淀川水系でも桂川をはじめ、複数箇所でもコロニー（ねぐら）が確認されており（図 2.4.3 参照；関西広域連合，2020）、遡上期や河川生活期のアユが捕食されている可能性がある。



図 2.4.2 カワウ

環境省カワウの保護管理 ぼーたるサイトより引用.

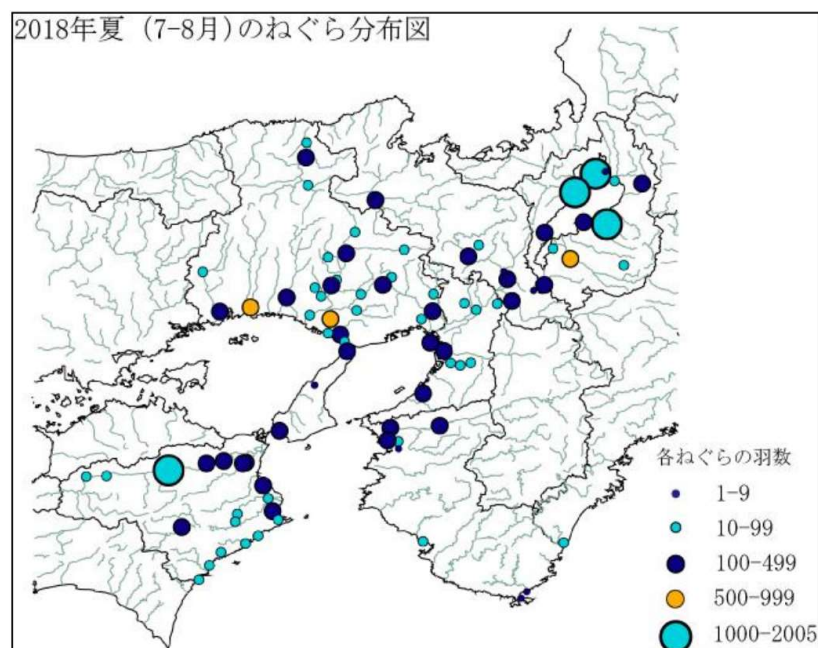


図 2.4.3 関西地域のカワウのねぐらの分布

関西広域連合（2020）より引用.

## 2) 魚食性外来魚

「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」及び法律施行令によって、生態系・人の生命・農林水産業などへ被害を及ぼす海外起源の生物種である特定外来生物として指定されている魚類は26種あり、その内、広範の分布・個体数・魚食性という観点からオオクチバス *Micropterus salmoides*・コクチバス *Micropterus dolomieu*・チャネルキャットフィッシュ *Ictalurus punctatus* (図 2.4.4 参照) は、1992 年の水産庁長官の通達を受けて都道府県の漁業調整規則により持ち出しや放流は禁止された経緯がある (片野, 2012)。



図 2.4.4 オオクチバス (左)・コクチバス (右)

これらの魚食性外来魚の捕食によるアユ資源への影響も、明確な証拠の提示は少ない。しかし、徳島県・吉野川ではアユの成長に伴い遊泳力が大きくなり捕食を免れるものの、遡上期のアユはオオクチバスに捕食されるという報告がある (牧野ほか, 2005)。また、長野県・農具川ではコクチバスにより流水中에서도アユが捕食されているという報告がある (淀ほか, 2004)。なお、チャネルキャットフィッシュについては、底生魚やエビ類を専食するが (半澤, 2004)、友釣りのアユを捕食するケースも見られる (片野ほか, 2010)。

淀川においては、河川水辺の国勢調査などの環境調査において、これらの魚食性外来魚が広く確認されている。また、国の天然記念物であるイタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* の捕食を回避するため、城北ワンド群などを中心にオオクチバスをはじめとする魚食性外来魚定期的・重点的に除去が行われている。

これらのことから、淀川においてもカワウや魚食性外来魚によって、遡上期や河川生活期のアユが捕食されている可能性が高く、淀川におけるアユ資源の減少の要因になっていると考えられる。

## (2) 対策と取り組みの効果

### 1) カワウ

カワウによる食害に対しては、各地で有害鳥獣駆除の一環として、直接的な駆除のほか、擬卵の設置などが行われているものの (成末ほか, 1999)、その効果を検証された事例がない。淀川においては、各地で追い払いなどの対策は実施されているものの、積極的な駆除まで実施されておらず、これらの取り組みによるアユ資源量の増加効果は不明である。

## 2) 魚食性外来魚

アユ資源の保護だけを目的とした魚食性外来魚の駆除の事例は探すことができなかった。このことから事例は少ないものと思われる。ただし、淀川においては、城北ワンドなどを中心に、天然記念物のイタセンパラの保護を目的とした外来魚駆除が実施されており、一定の効果を上げている（国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所）。

### 2.4.3 疾病

#### (1) 減少機構と影響

アユの主な疾病としては、冷水病・ビブリオ病・細菌性鰓病・細菌性出血性腹水症・エロモナス症・エドワジエラ＝イクタルリ感染症・真菌性肉芽腫症・ボケ病が報告されている（日本水産資源保護協会，2009）。

特に冷水病は、グラム陰性長桿菌 *Flavobacterium psychrophilum* によるサケ・マス・アユなどに体表の白濁・体表の潰瘍などの穴あき・鰓蓋下部の出血・貧血などの致死性の症状を発生させる世界的に蔓延する感染症で（図 2.4.5 参照）、英語病名の cold water disease を直訳したものである。1940 年代から北アメリカの太平洋岸沿いのサケマス孵化場で確認されたのを契機にヨーロッパなどでも確認されるようになり、日本には 1990 年にアメリカからのギンザケの輸入卵とともに持ち込まれたと考えられている（永田ら，2007）。アユでは 1987 年に徳島県の養殖場で琵琶湖産稚魚から病原菌が確認された後、全国的に拡大しアユの漁獲量に深刻な被害を及ぼしている。このため、琵琶湖産アユの放流を中止する河川が増加している（山本，2008）。

淀川においては、沿川の各内水面漁業協同組合において冷水病を保菌する可能性がある琵琶湖産種苗が放流されているものの、これまで目立った冷水病による被害の報告はない。このため、現時点では淀川において、アユの減少要因にはなっていないと考えられる。



図 2.4.5 冷水病の症状

日本水産資源保護協会（2020）より引用。

## (2) 対策と取り組みの効果

疾病の内、特に冷水病については、農林水産省（2008）によって『アユ冷水病防疫に関する指針』が示され、養殖場の除菌や保菌確率の高い琵琶湖産アユの放流を禁止する対策が講じられており、現在は一時と比べて発症率が抑えられている（例えば、川之辺ほか、2005）。淀川においては、冷水病による資源（漁獲）の減少は顕在化しておらず、琵琶湖産アユの放流を明確に禁止されていない。

### 2.4.4 種苗放流

#### (1) 減少機構と影響

##### 1) 交雑による遺伝汚染と資源減少

全国のアユを漁獲する内水面漁業協同組合は、漁業法第 127 条に基づき、第五種共同漁業権の免許を受け当該水産動物の増殖義務を負っている。そして、多くの場合、この増殖義務は種苗放流により実施している（中村、2018）。また、琵琶湖に分布するアユは、全国に分布する両側回遊型のアユと遺伝的に異なるものの、「友釣り」において釣獲されやすい性質をもつために全国各地に放流されている（鈴木、2020）。

琵琶湖産アユは、河川に生息する両側回遊型のアユと同所的に産卵することが知られているが、産卵時期が両側回遊型アユと比べて早いため、両側回遊型アユと生殖隔離があると報告がある一方で（東、1980）、高緯度地域では両側回遊型アユの産卵時期と同期し、交雑が生じているという報告もある（松田ほか、2005）。しかし、琵琶湖産アユは塩分耐性が低いという性質を有しており、放流先の在来の両側回遊型アユと交雑・孵化したアユ仔魚は塩分耐性が低い性質を受け継ぐため、孵化後に河口・海域に到達すると死滅し、翌年の繁殖個体群とならないことから、琵琶湖産アユとの交雑による遺伝汚染はないとしている。しかし、交雑個体が死滅する分、翌年の遡上数が減少し、両側回遊型のアユ資源量は減少する可能性があることが指摘されている（例えば、大竹、2006；岩田ほか、2007；井口、2011）。

アユの遺伝的系統については、第 1 章で述べたとおり、北海道から九州にかけて広く生息する両側回遊型アユが生息し、奄美大島と沖縄島には亜種のリュウキュウアユが生息しているが、琵琶湖には亜種のレベルまでに分化していない琵琶湖産アユが生息している（関ほか、1988；西田、2001；井口・武島、2006）。さらに、Takeshima et al. (2009) は、淀川水系の海域から遡上してくるアユには琵琶湖産アユと両側回遊性アユの遺伝的な 2 系統が存在することを報告しており、淀川においてはこれらの 2 系統のアユ資源についても留意する必要があるものの、淀川において種苗放流による遺伝汚染や資源減少は不明である。

##### 2) 小型化による産卵数の減少

間野（2015）は、種苗放流によりアユが小型化することを報告している。そのメカニズムは以下のとおりである。一般に、放流アユは海域から遡上するアユより体サイズが大きい。体サイズが大きい個体ほど“なわばり”を獲得しやすい傾向があるため、種苗放流後の河川域

では、まず放流アユが“なわばり”を獲得することになる。“なわばり”を獲得したアユは「友釣り」によって釣獲されやすくなるものの（澁谷ほか，1995），“なわばり”を獲得できないアユや“なわばり”の獲得が遅れたアユはそれだけ餌料確保ができず、体サイズを大きくすることができない。体サイズが小さいと産卵期が遅くなり、ひいては翌年の遡上も遅れる。そうすると翌年、河川域に遡上した時には既に大きな放流魚が“なわばり”を獲得しており，“なわばり”の獲得が困難になり、またも産卵期が遅れるという悪循環が生じる。また、アユに限らず魚類の産卵数は体サイズに比例するため、翌年の資源量の源泉である卵の数が減るという説明をしている。

淀川においても種苗放流による親魚の小型化・少卵数化が生じている可能性があるものの、詳細は不明である。

## (2) 対策と取り組みの効果

### 1) 交雑による遺伝汚染と資源減少

上述のとおり冷水病予防の観点から琵琶湖産アユの放流が行われなくなっている。そのため、在来の両側回遊型アユと琵琶湖産アユの交雑は減少していると考えられ、遺伝子汚染による影響は軽減していると思われる。ただし、これらは効果検証されていない。

### 2) 小型化による産卵数の減少

琵琶湖産アユの放流量は減少しているものの、アユの放流自体は、当該河川などに由来する在来の両側回遊型アユに由来する人工種苗を積極的に放流されており、間野（2015）が指摘したような種苗放流を原因とするアユの小型化・少産卵を回避するための対策が講じられている事例はない。

放流による影響を軽減する対策ではないが、禁漁期間の前倒しや延長により、産卵親魚の確保を行うとともに、同時に親魚を放流することで、河川内における産卵数の増加を図る取り組みが行われている（高橋，2010）。

## 2.4.5 人為的な河川環境の改変

有史以前、人類は魚介類を中心とした食料や飲料水を調達したり、農業用水をかんがいしたりしながら、河川沿いで生活してきた。また、水流を移動や運搬などの手段としても利用してきた。さらに時として発生する大規模な氾濫を回避するための流路の変更や築堤などの治水工事を行うことで、地域の文化を育むとともに河川環境を利用してきた（国土交通省HP）。このような河川利用に伴う人為的な河川環境の改変が、アユの生息に影響を及ぼしていると考えられる。以下に、主な人為的な河川環境の改変によるアユへの影響を概説する。

### (1) 減少機構と影響

#### 1) 河川横断工作物による移動阻害

一般に、治水や利水などの目的により設置されたダムや堰、樋門などの河川横断工区物は、



河川の連続性を分断することが指摘されており、アユをはじめとする魚類だけでなく、様々な生物への影響を及ぼしている（例えば、井手口ほか，2004；棗田ほか，2012；用田ほか，2018）。その他，河川の上流域から下流域に向かって供給される土砂や栄養塩などの移動や河川の下流，河口域から上流域に向かって輸送される塩分の遡上も阻害されることが指摘されている。

### ① 遡上阻害

河川横断工作物によるアユの遡上が阻害されている報告は多い（例えば，平野ほか，1996；恵崎ほか，2007；間野ほか，2018）。また，これらの対策として魚道が設置された堰があっても，魚道部の落差や越流部の流速，入り口の位置や構造などによって遡上が阻害されている場合があり，遡上個体の体長や耳石による海水生活の痕跡などから魚道が設置されている堰においても遡上行動が中断されているという報告もある（用田ほか，2018）。また，河川横断工作物によるアユの移動が制限されると，餌料の摂取が制限され，ひいては成長や繁殖に影響を及ぼす可能性も指摘されている（中川ほか，2015）。また，河川横断工作物の直下で滞留することで，遊泳能力や警戒心の低いアユが選択的にカワウヤズギに捕食されることで，個体数を減らしている（成末ほか，1999；占部ほか，2013）。このように河川上流へ遡上することができないアユは，汽水域で生活することになるが，これらのアユが汽水域中で産卵することは知られていない（阿部ほか，2003；棗田ほか，2012）。

このように河川横断工作物によるアユの遡上阻害は，本来上流域に遡上すべきアユの個体数を減少させることが予想される。

淀川水系における河川横断工作物の分布は，本川筋においては，下流から淀川大堰・毛馬水門・天ヶ瀬ダム・瀬田川洗堰という河川横断工作物が存在するほか，支川の桂川も下流から久我井堰・2号井堰・3号井堰・5号井堰（1号井堰と4号井堰・6号井堰は撤去）・一ノ井堰・蓼島統合堰・上桂川統合堰・日吉ダムが存在し，支川の木津川は近鉄京都線床固・ナルミ井堰・高岩井堰・キトラ井堰・鹿高井堰・相楽取水ダムなどが存在する。その他，本川の分派支流である神崎川も分派地点に一津屋樋門が存在する。大阪湾域から遡上するアユが最初に遭遇する河川横断工作物は，新淀川では淀川大堰，旧淀川では毛馬水門となる。前者はアユなどの魚類が遡上しやすいように上流側の河川水位に追従して魚道隔壁が稼働する魚道が左右岸に整備されている（瀬口ほか，2018）。しかし，毛馬水門には魚道はなく，多くの遡上個体が水門直下に滞留し，遡上が阻害されている。これより上流については，天ヶ瀬ダム・瀬田川洗堰・日吉ダムを除けば，概ね魚道が整備されていることから，淀川におけるアユの遡上は河川横断工作物により場所によって遡上阻害の程度は考えられる。上述したとおり，河川横断工作物によるアユの移動が制限されると，上流側の良好な生息地に到達できないことによる成長の阻害，被捕食による減少などが生じるものの，淀川においては，これまでこれらの影響がアユ資源量に及ぼす程度は明らかにされていない。

## ② 流下阻害

アユの仔魚は孵化後、河川の流れにのって河口部に流下するが、河川横断工作物などの障害物がなくても、河川の護岸や植生、淀みなどに入り込み滞留することが知られている(田子, 1999b)。しかし、河川横断工作物が存在すると、その上流部に出現する湛水域によって仔魚が滞留し、流下が大きく阻害されることが数多く指摘されている(例えば塚本, 1991; 高橋ほか, 1999; 恵崎ほか, 2007; 古屋, 2010; 近藤ほか, 2013)。孵化した仔魚は、概ね4日間は卵黄の栄養で成長するが、卵黄が消費されるまでに餌料が豊富に存在する河口域に到達しなければ餓死することになる(兵藤ほか, 1985; 森ほか, 1989)。つまり、河川横断工作物による湛水域でアユ仔魚の流下が阻害されることで餓死する可能性が高まり、河口域に到達するアユ仔魚の個体数が減少することが予想される。

また、アユの親魚は秋季に下流に降河して産卵するが、河川横断工作物による湛水域は、親魚の降河も阻害する可能性が示唆されている(恵崎ほか, 2007)。これにより、アユの親魚が下流に降河せず、より上流側で産卵するようになると、そこで孵化した仔魚は河口に到達するのにより長い時間を要するようになる。これによっても仔魚の餓死の可能性がさらに高まることが予想される。

## 2) ダムなどの運用による生息環境への間接影響

### ① 土砂供給の変化に伴う生息環境の影響

ダムなどの河川横断工作物は、河川上流からの土砂の堆積によって土砂移動を阻害することで、下流河川の河床低下や河床材料の粗粒化が生じる(辻本, 1999)。これによりアユの産卵適地が減少するとともに、産卵水域が上流側にシフトする(鈴木ほか, 2008)。産卵水域が上流にシフトすると、上記と同様に孵化した仔魚が河口に到達するのが遅れ、仔魚の餓死の可能性が高まり、ひいては本来河口域に到達すべきアユの個体数が減少することが予想される。

また、産卵場所は、河川の下流部から中流部の水深0.2~1.0mの瀬の礫底が多く、河床材料の粒径も10~30mmが多いとされているが、これも河川によって、時期によって、また親魚のサイズによって異なることが多数報告されており(例えば石田, 1961; 石田, 1962)、ダムなどの河川横断工作物による下流河川の河床低下や河床材料の粗粒化の程度も明確になっていない場合が多く、ダムなどの河川横断工作物がアユの産卵環境にどの程度影響を及ぼすかは明確になっていない。

淀川水系においては、上流側に天ヶ瀬ダムや日吉ダムなどが存在するため、河床低下や河床材料の粗粒化が生じている可能性があり、天ヶ瀬ダム下流の宇治川では河床の粗粒化がるものの(国土交通省近畿地方整備局近畿地方ダム等管理フォローアップ委員会, 2011)、現時点ではこれらがアユ資源量に及ぼす因果関係は確認されておらず、河川横断工作物がアユの産卵環境に影響を及ぼしている程度は不明である。

なお、淀川におけるアユの産卵場は、河口から40km以上も上流に位置し、全国の河川と比較すると比較的上流に位置するが(石田, 1964)、産卵場より下流にアユの産卵に適した

粒径の礫が分布することから、ダムなどの河川横断工作物による下流河川の河床低下や河床材料の粗粒化によって産卵場が上流側に位置しているとは考えにくい。淀川においてダムなどの河川横断工作物による土砂供給の変化に伴い、アユの生息環境への影響は、現時点では不明である。

## ② 流量の平滑化による産卵行動への影響

アユは10月下旬から12月頃の秋から冬にかけて産卵を行うが、産卵に先立ち親魚が上流から産卵場となる下流の瀬へ移動（降河）する。この移動の契機となるのが、降雨による増水が引き金と言われている（井口ほか，1998）。そのため、ダムなどにより河川流量が貯留され制限されると、この産卵前の降河行動が抑制される可能性がある。降河行動が遅れると、産卵時期の遅れに結びつき、ひいては翌年の遡上時期に遅れが生じ、上述したとおり遡上期の遅れが親魚の小型化（産卵数の減少）によってアユの個体数が減少することが予想される。

淀川においては、瀬田川洗堰や日吉ダムなどによって河川流量が自然状況と異なることが生じているものの、これらとアユ親魚の降河行動との関係性は把握されていない。そのため、流量の平滑化による産卵行動への影響、ひいては資源量に及ぶ影響については現時点では不明である。

## 3) 河川改修による直接改変

河床掘削や護岸設置などの河川改修工事のインパクトは、魚類をはじめとする河川に生息する生物へ直接的な影響を及ぼすことが想像できるものの、実際には短期的な低濃度濁水ではアユは逃避しないことが実験的に確認されている（加藤ほか，2015）。また、村岡ほか（2011）は、高濁水中で特定粒径の浮遊懸濁物がアユの二次鰓弁に挟まることで酸欠になることを実験的に示しているが、実際には建設機械が河川水中に入るタイミングで、逃避することで、酸欠になるまでそのような高濁度水中に留まることは考え難く、これらの影響は一過性のものと考えられる。

一方で、台風による大規模な河床形態が変化した場合は、数年にわたり産卵場などの生息環境が回復しない事例（蓑宮ほか，2017）があるとおりに、河川改修による攪乱や、河川改修後の河川の直線化などによる影響で平常時の水深・流速や出水時の掃流力などが変化することで魚類をはじめとする生物の生息状況が変化する報告は多いことから（例えば、島谷ほか，1994；渡辺ほか，2001）、河川改修後にアユの生息環境や産卵環境に長期的に影響を及ぼす可能性が推測できる。

また、前項でカワウによる捕食がアユ資源を減少させている可能性を述べたが、河川改修による河川構造の単純化することで、アユがカワウから逃れられず、捕獲されやすい環境となったとする報告もある（成末ほか，1999）。

いずれにしろ、河川改修時に直接的な影響は小さいものの、生息環境の改変を通じて、アユの生息状況に長期的な影響を与え、ひいてはアユの個体数の減少に影響を及ぼしていることが予想される。また、淀川においては、沿川の複数箇所河川改修工事が実施されてお

り、各所の直積的な影響は明確になっていないものの、何らかの影響があると考えられる。

#### 4) 水質悪化による斃死・遡上阻害

アユの生息に適した河川水質の条件は、溶存酸素や浮遊懸濁物とする検討がある（鬼塚ら，2007）。さらに、都市部における生活排水から河川へ供給されることになる遊離アンモニアは、アユの遡上を阻害する可能性も指摘されている（風間ほか，2001；恩地，2017）。つまり、河川周辺の都市化とそれに伴う河川への生活排水は、海域からのアユの遡上を阻害することで、本来河川に遡上するアユの個体数を減少させる可能性が予想される。ただし、淀川においてはアユの遡上行動を大きく阻害することは想定されない。

### (2) 対策と取り組みの効果

#### 1) 河川横断工作物による移動阻害

人的な河川環境の改変による影響の 1 つである河川横断工作物による移動阻害については、堰への魚道設置が盛んに行われている。淀川においても支川の桂川などにおいて堰に魚道設置が行われている（国土交通省近畿地方整備局，2005）。その他、簡易な魚道を設置する取り組みも行われている（山口県土木建築部河川課，2008）。桂川の支川である鴨川では市民活動団体による簡易魚道の設置なども行われている（京の川の恵みを活かす会，2020）。その他、淀川大堰に付帯する施設である毛馬水門における遡上促進策として上流側の水位を低下させる取り組みも行っている（瀬口ほか，2018；第 5 章で詳述）。また、仔魚の流下促進については、広島県の太田川でアユの産卵場の上流近傍に存在する高瀬堰からの放流量を増加させ、仔魚の流下促進を図る試験運用を実施している（広島市）。

#### 2) ダムなどの運用による生息環境への間接影響

今 1 つの人的な河川環境の改変による影響である土砂供給の減少に対しては、上流側に堆積した土砂を下流側へ移動させる対策や人為的な小規模出水を起こすダムのフラッシュ放流などが検討・実施されている（例えば、小部ほか，2005）。これらはアユの産卵場の保全に特化したものではなく、アユの生息環境や産卵環境に対する効果は不明である。淀川においても支川の桂川の日吉ダムや支川の木津川水系の高山ダムなどにおいてフラッシュ放流が実施されているが、同様にアユに対する効果は明確となっていない。また、土砂供給の減少に起因して悪化したアユの産卵場の保全に対しては、河川管理者である国土交通省が自然再生事業として大規模な河床切下げを実施しているケースがある（国土交通省四国地方整備局中村河川国道事務所）一方で、多くの場合は都道府県の水産試験場や河川の漁業共同組合が主体となった小規模な土砂供給や河床耕耘などによる産卵場造成が数多く実施されている（古川ほか，2010；高橋ほか，2011）。淀川においては、桂川の支川である鴨川では市民活動団体によるアユの産卵場造成が行われている（京の川の恵みを活かす会）ものの、その効果については不明瞭な状況となっている。

## 2.5 結語

第1章で述べたとおり、アユは1年で河川と河口・海域を往来する両側回遊魚であり、その生活史のステージを経るごとに個体数が減少し続けると考えられる。このように生活史の初期の個体数減少は、攪乱が大きい河川環境に適応したアユの生物としての繁殖戦略でもあったと考えられる。しかし、気候変動や食害、あるいは人為的な河川環境の改変が、アユの適応範囲を超えて初期の個体数減少を引き起こし、全国的なアユ資源（漁獲量）の減少となっている可能性が強いことが既往研究によって推測された。

そのような中で、既往のアユ資源量に関する研究は主として水産資源の視点からの研究事例が多く、資源量増加のアプローチについても産卵場造成や禁漁といった水産的なアプローチが多い。一方で、河川が生息環境であるアユ資源量管理は、河川管理と切り離して考えることは不可能であるにも関わらず、河川管理の視点からアユ資源量、特にアユ資源量の増大に有効な初期個体群の保全という観点で、資源量を増加させる研究がほとんどないことが確認された。

そこで、次章以降、淀川におけるアユの流下と遡上の様式を整理するとともに、淀川の流量や流況がアユ資源量に及ぼす影響を考察することで、アユ資源量の増大に結びつく初期個体群の保全を図る方策とその効果を検討し、科学的根拠のある河川管理手法について論じる。

なお、これらの既往研究で用いられていた用語を踏まえ、本研究では、以下のとおり定義した。

魚類の発生学では卵から孵化したばかりで鰭や臓器が未発達で遊泳能力をもたない個体を「仔魚」、その次のステージにあたり、鰭条数や脊椎骨数が定数に達するものの、体の斑紋や色彩などは成魚と異なり、種の特徴を示さない個体を「稚魚」、さらに成長した個体を「未成魚」、繁殖が可能な個体を「成魚」と区別し、本研究でもこれを踏襲するが、アユの場合は、これらの区分と生息場が区別されることが多い。また、アユの成魚が産卵を行うために「能動的な下流方向への移動」を行う場合は降河と定義し、アユの仔魚などが「受動的に下流方向への移動」を行う場合は流下と定義する。

本研究では流下する個体を仔魚、河口・海域に分散する個体をその成長段階に応じて仔稚魚、あるいは稚魚として扱う。以降、河岸に着岸した個体を幼魚、遡上する個体を若魚として扱う（表 2.5.1 参照）。

表 2.5.1 アユの成長区分毎の呼称とその生活場所

発生区分	河川	河口・海域	河岸
仔魚	流下	分散	
稚魚		分散	
未成魚	幼魚		着岸
	若魚	遡上	
成魚	生息・降河・産卵		

## 2.6 引用文献

- 1) 阿部信一郎・井口恵一郎・松原尚人・淀太我・田中次郎・南雲保 (2003) : 三重県銚子川河口域の付着藻類植生およびそこに生息するアユ *Plecoglossus altivelis altivelis* の消化管内容物における藻類組成. 藻類 51 ; pp.117-121.
- 2) 荒山和則・須能紀之・山崎幸夫 (2010) : 茨城県久慈川における流下アユ仔魚の鉛直分布. 日本水産学会誌 76 ; pp.812-823.
- 3) 東健作 (2004) : アユの海洋生活期における分布生態. 海洋生物教育研究センター報告書 23 ; pp.59-112.
- 4) 東健作・平賀洋之・木下泉 (2003) : 降下仔アユの海域への分散に及ぼす降水量の影響. 日本水産学会誌 69 ; pp.352-358.
- 5) 東健作・平賀洋之・堀木信男・谷口順彦 (2002) : 和歌山県中部の砕波帯におけるアユ仔魚の分布. 水産増殖 50 ; pp.9-15.
- 6) 東幹夫 (1973) : びわ湖における陸封型アユの変異性に関する研究 IV, 集団構造と変異性の特徴についての試論. 日本生態学会誌 23 ; pp.255-265.
- 7) 東幹夫 (1977) : びわ湖のアユをめぐる種の問題. 淡水魚 3 ; pp.78-86.
- 8) 東幹夫 (1980) : コアユー一代限りの侵略者. 「日本の淡水生物ー侵略と攪乱の生態学」, 川合禎次 (編著), 東海大学出版社, 東京, pp.154-161.
- 9) 恵崎撰・中本崇・浜崎稔洋 (2007) : 矢部川流程の堰がアユの遡上と降河および仔魚の流下に及ぼす影響. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 17 ; pp.37-44.
- 10) 古川彰・高橋勇夫 (2010) : 『アユを育てる川仕事』. 築地書館, 東京, pp.280
- 11) 半澤浩美 (2004) : 霞ヶ浦におけるチャンネルキャットフィッシュ (*Ictalurus punctatus*) の食性. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告 39 ; pp.52-58.
- 12) 林芳弘・神田猛 (2014) : 四万十川河口域の側流における浮遊性カイアシ類の出現と仔稚魚摂餌環境. 宮崎大学農学部研究報告 60 ; pp.21-28.
- 13) 平野克己・岩槻幸雄・三村文孝・八木征雄・尾田成幸 (1996) : 岩熊井堰中央魚道におけるアユ遡上について. 水産増殖 44 ; pp.1-6.
- 14) 広島市 HP : アユ仔魚の流下促進のため「高瀬堰の試験的運用」を実施します, <https://www.city.hiroshima.lg.jp/soshiki/122/184792.html> (2020.12.30 閲覧)
- 15) 堀田秀之 (1953) : 海産稚鮎の生態に就いて. 魚類学雑誌 3 ; pp.15-20.
- 16) 古屋康則 (2010) : 河口堰がアユの生活史に与える影響. 長良川下流域生物相調査報告書. pp.54-67. 長良川下流域生物相調査団. 岐阜県.
- 17) 兵藤誠・泉公祐・竹門康弘・角哲也 (2014) : 天竜川におけるアユ産卵に適した河床地形特性と置き土の効果の把握. 京都大学防災研究所年報 57B ; pp.537-549.
- 18) 兵藤則行・関泰夫 (1985) : 海産稚仔アユに関する研究(2), 流下仔アユの生残におよぼす絶食の影響(1). 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 12 ; pp.15-22.
- 19) 兵藤則行・関泰夫・小山茂生・片岡哲夫・星野正邦 (1984) : 海産稚仔アユに関する研究 - I - 仔アユの降下状況について -. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 11 ; pp.41-50.



- 20) 井手口佳子・山平寿智 (2004) : 河川人工構造物が通し回遊性無脊椎動物の生息に与える影響について－河川間比較による検討－. 応用生態工学 6 ; pp.145-156.
- 21) Iguchi Kei'ichiroh (1993) : Latitudinal variation in ayu egg size. Nippon Suisan Gakkaishi 59 ; p.2087.
- 22) 井口恵一郎 (2011) : アユを絶やさないための生態研究. 日本水産学会誌 77 ; pp.356-359.
- 23) 井口恵一郎・伊藤文成・山口元吉・松原尚人 (1998) : 千曲川におけるアユの産卵降河移動. 中央水産研究所研究報告 11 ; pp.75-84.
- 24) 井口恵一郎・間野静雄・安房田智司・淀太我・田子泰彦 (2011) : 最近の庄川で観察されたアユの小型化. 水産増殖 59 ; pp.459-464.
- 25) 井口恵一郎・坂野博之・武島弘彦 (2010) : 異なる塩水条件下におけるアユ孵化仔魚の飢餓プロセス. 水産増殖 58 ; pp.459-463.
- 26) 井口恵一郎・武島弘彦 (2005) : アユ個体群の構造解析における進展とその今日的意義. 水産総合研究センター研究報告別冊 5 ; pp.187-195.
- 27) 井口恵一郎・武島弘彦 (2006) : アユ個体群の構造解析における進展とその今日的意義. 水産総合研究センター研究報告別冊 5 号 ; pp.187-195.
- 28) 井口恵一郎・坪井潤一・鶴田哲也・桐生透 (2008) : 放流アユ種苗を食害するカワウの摂餌特性. 水産増殖 56 ; pp.415-422.
- 29) 石田力三 (1961) : アユの産卵生態－II. 産卵魚の体型と産卵床の礫の大きさ. 日本水産学会誌 27 ; pp.1052-1057.
- 30) 石田力三 (1962) : アユの産卵生態－III. 産卵場の水深と産卵魚の体型. 日本水産学会誌 28 ; pp.399-404.
- 31) 石田力三 (1964) : アユの産卵生態－IV. 産卵水域と産卵場の地形. 日本水産学会誌 30 ; pp.478-485.
- 32) 坂野博之・内田和男 (2011) : 異なる給餌と水温条件が汽水環境下で給餌したアユふか仔魚の成長に与える影響. 日本水産学会誌 77 ; pp.237-239.
- 33) 岩田祐士・武島弘彦・田子康彦・渡辺敏勝・井口恵一郎・西田睦 (2007) : ミトコンドリア SNP 標識で追跡した放流琵琶湖産アユの行方. 日本水産学会誌 72 ; pp.278-283.
- 34) 環境省 (2019) : 近年の異常気象と気候変動及びその影響の観測・予測. 環境白書, <https://www.env.go.jp/policy/hakusyo/r01/html/hj19010201.html> (2021.12.25 閲覧)
- 35) 環境省 HP : カワウの保護管理 ぽーたるサイト, カワウの生態, [https://www.biodic.go.jp/kawau/00\\_kawauseitai.html](https://www.biodic.go.jp/kawau/00_kawauseitai.html)
- 36) 関西広域連合 (2020) : 関西地域カワウ広域管理計画 (第 3 次) 中間案, <https://www.kouiki-kansai.jp/material/files/group/3/010829iinkaisiryousankou.pdf> (2021.9.21 閲覧)
- 37) 片野修 (2012) : 侵略的外来魚の分布をこれ以上拡大させないためになすべきこと. 日本水産学会誌 78 ; pp.997-1000.

- 38) 片野修・上垣雅史・佐久間徹・岩崎順・喜多明・尾崎真澄・坂本浩・山崎裕治・阿部夏丸・新見克也 (2010) : 日本におけるチャンネルキャットフィッシュの現状. 保全生態学研究 15 ; pp.147-152.
- 39) 加藤康充・小野田幸生・森照貴・萱場祐一 (2015) : 河川での低濃度濁水の発生に対するアユの反応事例 : 野外における河川区間スケールでの実験. 応用生態工学 18 ; pp.155-164.
- 40) 川之辺素一・沢本良宏・山本聡 (2005) : 千曲川におけるアユの放流効果と冷水病の関係. 長野県水産試験場研究報告 7 ; pp.10-15.
- 41) 風間真理・小倉紀雄 (2001) : 神田川におけるアユ溯上の水質要因に関する研究. 水環境学会誌 24 ; pp.745-749.
- 42) 喜多村雄一・松本正喜・勝山一郎(2002) : アユ漁獲量を用いた河川生態系の予測と評価. 河川技術論文集 8 ; pp.295-300.
- 43) 小部貴宣・浅見和弘・大杉奉功・浦上将人・伊藤尚敬 (2005) : 三春ダムにおけるフラッシュ放流によるダム下流河川の環境改善について. 応用生態工学 8 ; pp.15-34.
- 44) 国土交通省 HP : 河川審議会について, [https://www.mlit.go.jp/river/shinngikai\\_blog/past\\_shinngikai/shinngikai/shingi/9909204c.html](https://www.mlit.go.jp/river/shinngikai_blog/past_shinngikai/shinngikai/shingi/9909204c.html) (2020.12.28 閲覧)
- 45) 国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所 HP : 天然記念物イタセンパラが生息できるワンド環境の維持管理. <https://www-1.kkr.mlit.go.jp/river/kankyoutashizen/ol9a8v000000d2f6-att/05yodogawa.pdf> (2021. 10.10 閲覧)
- 46) 国土交通省近畿地方整備局近畿地方ダム等管理フォローアップ委員会(2011) : 平成 22 年度 天ヶ瀬ダム定期報告書 (案), 4. 堆砂, <https://www.kkr.mlit.go.jp/river/followup/jouhou/siryo/pdf/110316/22amagasetaisa.pdf> (2021.10.10 閲覧).
- 47) 国土交通省近畿地方整備局 (2005) : 淀川水系河川整備計画, [https://www.kkr.mlit.go.jp/river/iinkaikatsudou/yodo\\_sui/qgl8vl000000zy0-att/betten3.pdf](https://www.kkr.mlit.go.jp/river/iinkaikatsudou/yodo_sui/qgl8vl000000zy0-att/betten3.pdf) (2021.1.3 閲覧)
- 48) 国土交通省四国地方整備局中村河川国道事務所 HP : 四万十川自然再生事業, <https://www.skr.mlit.go.jp/nakamura/shimantoshizensaisei/effort01.html> (2021.10.11 閲覧)
- 49) 近藤正美・泉川晃一・本多卓志・大槻清人 (2008) : ダム湖上流に造成した人工産卵場の造成効果と湖内でのアユの成長について. 岡山県水産試験場報告 23 ; pp.35-44.
- 50) 近藤正美・増成伸文 (2013) : 吉井川におけるアユの産卵場と流下に係る問題. 岡山県農林水産総合センター水産研究所報告 28 ; pp.35-38.
- 51) 京の川の恵みを活かす会 (2020) : 川の恵みを活かすフォーラム資料.
- 52) 京の川の恵みを活かす会 HP : 活動報告, <http://ikasukai.web.fc2.com/styled-4/index.html> (2021.10.11 閲覧)
- 53) 牧野賢治・岡村収・團昭紀・加藤慎治・平野匠 (2005) : 吉野川下流域におけるオオクチバスによるアユ食害調査. 徳島県立農林水産総合技術センター水産研究所研究報告 4 ; pp.9-13.

- 54) 間野静雄 (2015) : アユ小型化の要因に関する研究. 博士論文, 三重大学大学院生物資源研究科
- 55) 間野静雄・淀太我・石崎大介・吉岡基 (2014) : 長良川におけるアユの由来別の成長特性. 水産増殖 62 ; pp.89-97.
- 56) 間野静雄・淀太我・吉岡基 (2018) : 庄内川において堰堤がアユの遡上に与える影響. 水産増殖 66 ; pp.185-192.
- 57) 松田宏典・原徹・長瀬崇・桑田知宣 (2005) : 長良川で採集した仔アユにおける陸封型の混合率と交雑個体 - II. 岐淡水研報 50 ; pp.1-6.
- 58) 蓑宮敦・井塚隆 (2017) : 2010 年台風 9 号により甚大な被害を受けた酒匂川水系のアユ産卵場の変遷. 神奈川県水産技術センター研究報告 8 ; pp.9-16.
- 59) 用田悠介・鹿野雄一・阿部信一郎・井口恵一朗・棗田孝晴 (2018) : 河川工作物による環境改変が淡水魚類群集に及ぼす影響. 応用生態工学 21 ; pp.17-28.
- 60) 森直也・野上泰宏・本間智晴・富田政勝 (2008) : 新潟県海川におけるアユの個体群密度と成長の関係. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 32 ; pp.1-6.
- 61) 森直也・関泰夫・星野正邦・佐藤雍彦・鈴木惇悦 (1989) : 信濃川水系を流下する仔アユの日令とさいのう体積. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 15 ; pp.1-7.
- 62) 村岡敬子・天野邦彦・土井隆秀・久保田仁志・三輪準二 (2011) : 高濃度濁水下におけるアユの生存率と懸濁物質の粒度組成の関係. 魚類学雑誌 58 ; pp.141-151.
- 63) 永田恵里奈・江口充 (2007) : 環境水におけるアユ冷水病菌 *Flavobacterium psychrophilum* の定量的モニタリング. 日本水産学会誌 73 ; pp.306-309.
- 64) 永矢貴之・白石芳樹・笠瀬明日香・鬼束幸樹・東野誠・高見徹・東均・秋山壽一郎・小野篤志 (2009) : アユの遡上を誘発および阻害する環境因子の抽出と各環境因子間の関係. 河川技術論文集 15 ; pp.91-96.
- 65) 中本崇・浜崎稔洋・福永剛 (2002) : 筑後川におけるアユ資源の動向. 福岡水技セ研報 12 ; pp.41-43.
- 66) 中村智幸 (2018) : 内水面漁協におけるアユと溪流魚の放流事業の採算性. 日本水産学会誌 84 ; pp.705-710.
- 67) 中川光・三品達平・竹門康弘 (2015) : 京都府加茂川下流域におけるアユ (*Plecoglossus altivelis altivelis*) の生息場所利用と成育状況. 応用生態工学 18 ; pp.53-63.
- 68) 成末雅恵・松沢友紀・加藤七枝・福井和二 (1999) : 内水面漁業におけるカワウの食害アンケート調査. Strix17 ; pp.133-145.
- 69) 棗田孝晴・瀬谷政貴 (2012) : 利根川最下流域に流入する感潮河川最下流部の堰が魚類相に及ぼす影響. 応用生態工学 15 ; pp.187-195.
- 70) 社団法人日本水産資源保護協会 (2009) : アユの病気. 平成 20 年度農林水産省委託事業パンフレット
- 71) 社団法人日本水産資源保護協会 (2020) : 魚類防疫技術書「アユの細菌性冷水病」, [http://www.fish-jfrca.jp/02/pdf/R1\\_gyoruiboueki.pdf](http://www.fish-jfrca.jp/02/pdf/R1_gyoruiboueki.pdf) (2021.9.23 閲覧)

- 72) 西田睦 (2001) : アユ. 「改訂版日本の淡水魚」川那部浩哉・水野信彦・細谷和海 (編著), 山と溪谷社, pp.66-79.
- 73) 大上皓久 (1969) : アユ種苗の量産と放流. 水産増殖 16 ; pp.285-292.
- 74) 恩地啓実 (2017) : 都市河川におけるアユを対象とした環境影響評価および保全に関する研究. 環境アセスメント学会誌 15 ; pp.51-54.
- 75) 鬼束幸樹・永矢貴之・白石芳樹・東野誠・高見徹・的場眞二・秋山壽一郎・尾関弘明・中川由美子 (2007) : アユの生息に適した河川環境の統計的解明. 環境システム研究論文集 35 ; pp.409-415.
- 76) 大美博昭・日下部敬之 (2015) : 淀川河口域におけるアユ仔魚の出現. 地域自然史と保全 37 ; pp.103-114.
- 77) 大竹二雄 (2006) : 海域におけるアユ仔稚魚の生態特性の解明. 水産総合研究センター研究報告別冊 5 ; pp.179-185.
- 78) 瀬口雄一・竹門康弘・稲垣茂人・角哲也 (2018) : 淀川水系のアユ資源量を増加させるための淀川大堰の運用改善方策の検討. 河川技術論文集 24 ; pp.349-354.
- 79) 瀬口雄一・竹門康弘・角哲也 (2020) : 淀川の流量が天然海産アユの遡上数に及ぼす影響—天然海産アユを殖やす方策に関する考察—. 京都大学防災研究所年報 63B ; pp.344-355.
- 80) 瀬口雄一・山本義彦・竹門康弘・源利文 (2021) : 淀川大堰湛水域における琵琶湖産アユの河川残留個体の存在. 魚類学会誌 68 ; pp.163-172.
- 81) 関伸吾・谷口順彦・田祥麟 (1988) : 日本及び韓国の天然アユ集団間の遺伝的分化. 日本水産学会誌 54 ; pp.559-568
- 82) 澁谷竜太郎・関伸吾・谷口順彦 (1995) : 海系アユおよび琵琶湖系アユのなわばり行動の水温別比較. 水産増殖 43 ; pp.415-421.
- 83) 嶋田啓一・後藤浩一・山本一生・和田吉弘 (2006) : 長良川における稚アユ遡上量の予測に関する検討. 日本水産学会誌 72 ; pp.665-672.
- 84) 島谷幸宏・小栗幸雄・萱場祐一 (1994) : 中小河川改修前後の生物生息空間と魚類相の変化. 水工学論文集 38 ; pp.337-344.
- 85) 水産庁 (2009) : アユの人工産卵床のつくり方. 水産庁, 東京,
- 86) 鈴木康友 (2010) : 友釣りの歴史と文化. 日本水産学会誌 76 ; pp.419-420.
- 87) 鈴木邦弘・羽田好孝 (2008) : 都田川におけるアユ産卵水域の上流側への移動. 静岡県水産技術研究所研究報告 43 ; pp.7-12.
- 88) 立原一憲・木村清朗 (1992) : 池田湖における陸封アユの産卵行動の開始と風の関係. 日本水産学会誌 58 ; pp.25-28.
- 89) 田子泰彦 (1999a) : 庄川におけるアユ仔魚の降下生態. 水産増殖 47 ; pp.201-207.
- 90) 田子泰彦 (1999b) : 庄川におけるアユ仔魚の河口域への到達時間の推定. 水産増殖 47 ; pp.215-220.
- 91) 田子泰彦 (2002a) : 富山湾の河口域およびその隣接海域表層におけるアユ仔魚の出現・分布. 日本水産学会誌 68 ; pp.61-71.

- 92) 田子泰彦 (2002b) : 富山湾の湾奥部で成育したアユ稚魚の河川への回遊遡上. 日本水産学会誌 68 ; pp.554-563.
- 93) 高橋勇夫 (2004) : 四万十川河口域におけるアユの初期生活史に関する研究. 海洋生物教育研究センター報告書 23 ; pp.113-173.
- 94) 高橋勇夫 (2010) : 天然アユを増やす河川整備. 日本水産学会誌 76 ; pp.414-415.
- 95) 高橋勇夫・東健作 (2016) : 天然アユの本. 築地書館, 東京. 279pp.
- 96) 高橋勇夫・寺門弘悦・村山達朗 (2011) : 島根県西部河川におけるアユ産卵場造成について - II. 島根県水産技術センター報告書 2 ; pp.39-48.
- 97) 高橋勇夫・新見克也 (1999) : 矢作川におけるアユの生活史 - II, 孵化から産卵・流下までの生態. 矢作川研究 3 ; pp.247-267.
- 98) 竹門康弘・浦部真治・角哲也 (2014) : 淀川のアユ溯上数に与える大阪湾の環境要因の影響. 京都大学防災研究所年報 57B ; pp.550-560.
- 99) Takeshima, H., K. Iguchi and M. Nishida. (2009) : Ayu (*Plecoglossus altivelis*) in a contact zone between amphidromous and landlocked forms: genetic analyses of populations in the Yodo River system. Zool. Sci., 26 ; pp.536-542.
- 100) 田中克・田川正朋・中山耕至 (2009) : 『稚魚 生残と変態の生理生態学』, 田中克・田川正朋・中山耕至 (編著), 京都大学学術出版会, 京都, pp.3-9.
- 101) 田中正治・平松和也 (2004) : 淀川の生息魚類の分布及びその生態. 大阪府立食とみどりの総合技術センター水生生物センター研究報告 12 ; pp.1-64.
- 102) 谷口順彦・池田実 (2009) : アユ学. 築地書館, 東京. 352pp.
- 103) 戸井真一郎 (1999) : アユによる魚道遡上条件の検討. 広島県水産試験場研究報告 20 ; pp.5-9.
- 104) 辻本哲郎 (1999) : ダムが河川の物理的環境に与える影響 - 河川工学及び水理学的視点から -. 応用生態工学 2 ; pp.103-112.
- 105) 塚本勝巳 (1991) : 長良川・木曾川・利根川を流下する仔アユの日齢. 日本水産学会誌 57 ; pp.2013-2022.
- 106) 塚本勝巳 (1998) : アユの回遊メカニズムと行動特性. 現代の魚類学, 朝倉書店, 東京. pp.100-133.
- 107) 塚本勝巳・梶原武 (1973) : 魚類の遊泳速度と遊泳能力. 水産土木, 10, pp.31-36.
- 108) Tsukamoto Katsumi and Takeshi Kajihara (1987) : Age Determination of Ayu with Otolith. Nippon Suisan Gakkaishi 53 ; pp.1985-1997.
- 109) 鶴田哲也・小池亮人・武島弘彦・棗田孝晴・井口恵一郎 (2010) : 明・暗条件下におけるオイカワ, ウグイおよびスミウキゴリのアユ仔魚捕食. 魚類学雑誌 57 ; pp.51-55.
- 110) 内田和男・清水昭男・阿部信一郎・佐藤年彦・桂和彦・坂野博之 (2006) : 鼠ヶ関川におけるアユの個体数の推定. 水産総合研究センター研究報告別冊 5 ; pp.197-202.
- 111) 海野哲也・清家暁・高塚順・平野美保・中川平介・大竹二雄・石井紀明・後藤悦郎 (2005) : 耳石 Sr/Ca 比およびアロザイムによる島根県斐伊川産アユの生態学的研究. 水産増殖 53 ; pp.175-190.

- 112) 海野徹也・柴智久・検崎仁美・柴田恭宏・長澤和也 (2007) : 耳石 Sr/Ca 比による広島県芦田川水系における陸封アユの確認. 広島大学大学院生物圏科学研究科紀要 46 ; pp.35-42.
- 113) 占部敦史・海野徹也 (2013) : スズキに捕食された稚アユ *Plecoglossus altivelis altivelis* の由来判別. 生物圏科学 52 ; pp.9-14.
- 114) 渡辺恵三・中村太士・加村邦茂・山田浩之・渡邊康玄・土屋 進 (2001) : 河川改修が底生魚類の分布と生息環境におよぼす影響. 応用生態工学 4 ; pp.133-146.
- 115) 八木佑太・美藤千穂・舟越徹・木下泉・高橋勇夫 (2006) : 土佐湾沿岸域におけるアユ仔魚の分布および食性. 日本水産学会誌 72 ; pp.1057-1067.
- 116) 山口県土木建築部河川課 (2008) : 水辺の小わぎ改訂増補版. 山口県.
- 117) 矢持進(2008) : 河川・海洋生態系の連関を重視した河口域での環境動態と仔アユの降下・遡上に関する研究. 平成 20 年度河川整備基金情勢事業報告書, 30pp.
- 118) 山本秀文 (2008) : 天然アユの資源回復に関する政策的研究. 東京海洋大学修士論文, 東京
- 119) 淀太我・井口恵一朗 (2004) : 長野県農具川における外来魚コクチバスの食性. 水産増殖 52 ; pp.95-400.
- 120) 全国内水面漁業協同組合連合会 (1997) : 「天然アユを川にたくさん遡上させるための手引き－海産アユ種苗回帰率向上総合検討調査報告書－」, 東京



### 第3章 淀川におけるアユ仔魚の流下様式

本章では、アユの流下に関する既往研究成果を参考に、淀川において現地調査を実施し、淀川におけるアユ仔魚の流下状況を把握し、淀川におけるアユ仔魚の流下様式を考察する。

#### 3.1 調査方法

##### 3.1.1 淀川大堰周辺での流下状況

淀川大堰と毛馬水門におけるアユの流下状況を推測するため、2018年10月下旬から12月上旬と2019年10月上旬から2020年1月下旬にかけて概ね1週間に1回の頻度（2018年は全5回・2019年は全15回）で淀川大堰の左右岸にある調節ゲート直下近傍の魚道出口付近と毛馬水門の直下流部において（図3.1.1参照）、主として日没前の17時頃から未明の翌2時頃にかけての時間帯に直径20cmのプランクトンネットを2つ利用して1～2時間毎に10～20分間垂下させてアユの流下仔魚の採集を行った（図3.1.2参照）。なお、淀川大堰での採集は、2018年は左岸側のみ、2019年は左右岸で行った。

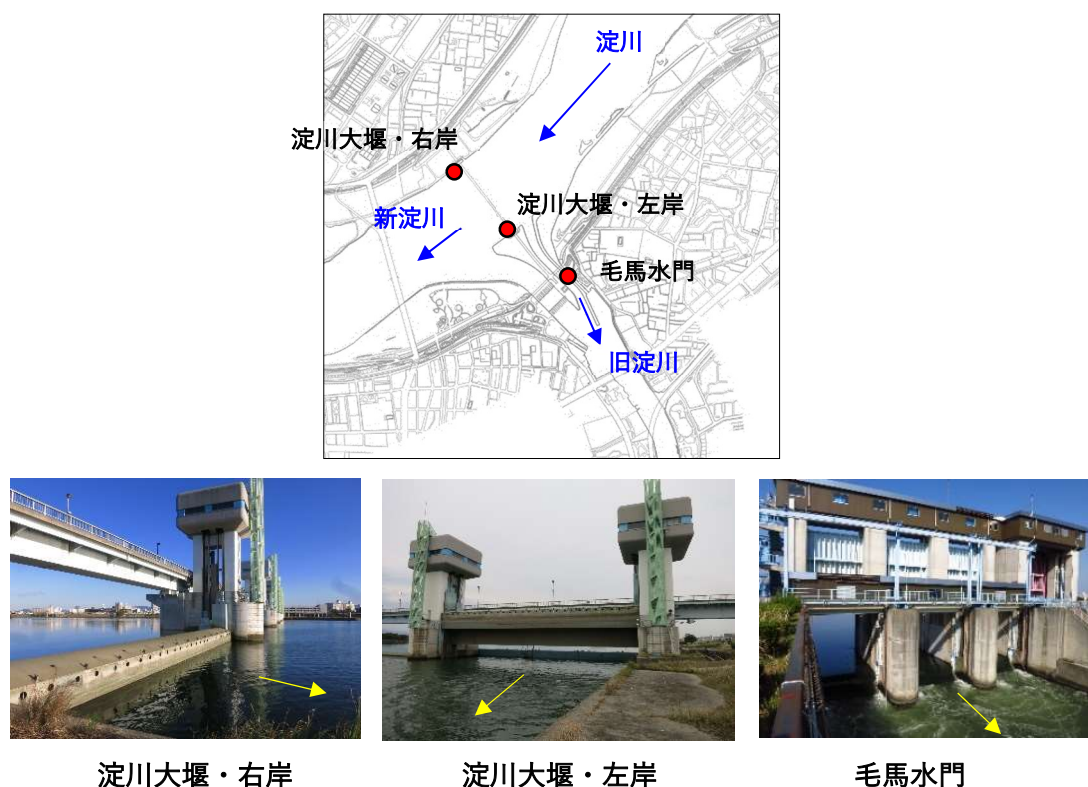


図 3.1.1 流下仔魚の採集地点

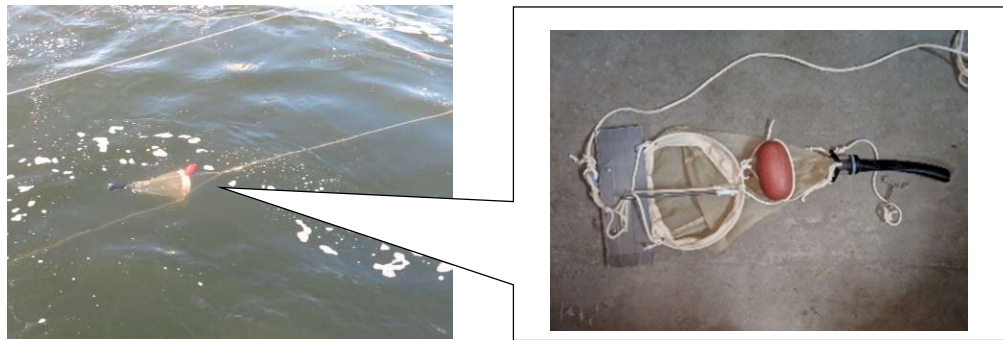


図 3.1.2 プランクトンネットと採集状況

採取物はホルマリンまたはアルコールで固定した後、室内に持ち帰り、浮遊物などの夾雑物を取り除いて採集個体数を計数し、濾水量（プランクトンネットを通過した水の量）から  $1\text{m}^3/\text{s}$  あたりの個体数密度を求め、各地点の流量を乗じて1時間あたりのアユの流下仔魚個体数を推定した。なお、各地点の流量は、後刻、国土交通省から提供を受けた。

また、採集したアユ仔魚の卵嚢の大きさ・形状を観察し、塚本（1991）にならって卵黄指数を把握し、孵化からの経過時間を推測した。

なお、本研究では、秋から冬にかけて続く一連の産卵期に産出された卵に由来する集団を「年級群」と呼ぶ。

### 3.1.2 淀川河口部での分散状況

#### (1) 稚魚ネットによる採集

旧淀川と新淀川におけるアユの仔魚の流下と仔稚魚の分布状況を推測するため、2018年11月下旬から翌年1月上旬と2019年10月上旬から2020年1月下旬、2020年11月から12月にかけて1月に1回の頻度で（表 3.1.1 参照）、旧淀川河口部と新淀川下流部の各所の流心部において（図 3.1.4 参照）、主として日没前の17時頃から日没後の22時頃にかけての時間帯に直径1.2mの稚魚ネットと直径30cmのプランクトンネットを小型船舶により300m程度曳航し、アユの仔稚魚の採集を行った（図 3.1.3 参照）。なお、稚魚ネットは表層から0.5~1.7m付近の水塊を濾過し、プランクトンネットは表層から0.3m付近の水塊を濾過した。なお、各年で調査箇所や採取回数が若干異なる。

採取物はホルマリンまたはアルコールで固定した後、室内に持ち帰り、浮遊物などの夾雑物を取り除いて採集個体数を計数した。

表 3.1.1 アユの仔稚魚曳航採集調査日と調査地点

年級群	2018年			2019年			2020年	
調査日	18/11/25	18/12/22	19/1/19	19/11/26	19/12/8	20/1/12	20/11/26	20/12/3
潮汐	中潮	大潮	大潮	大潮	中潮	中潮	中潮	中潮
河口	◎	○	○	○	○	○	○	○
伝法	◎	○	○	○	○	○	○	○
新淀川 2号線上	◎	○	○					
十三	◎	○	○	○	○	○	○	○
大堰直下	◎	○	○					
北港漁協				○	○	○	○	○
ふとう前				○	○	○	○	○
旧淀川 天保山								
安治川				○	○	○	○	○
市場前								
大阪港 港大橋下							○	○

◎は1日の調査で2回の採取，網掛けは未採取を示す。

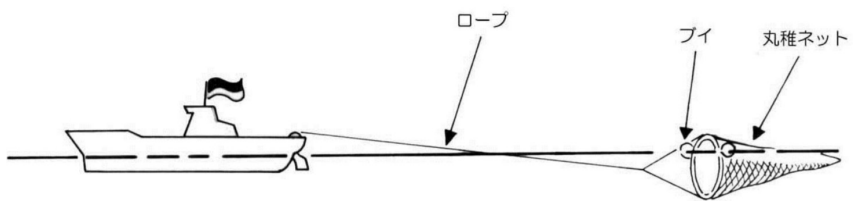


図 3.1.3 稚魚ネットとプランクトンネットの曳航状況



図 3.1.4(1) アユの仔稚魚の曳航調査地点 (2018 年級群)



図 3.1.4(2) アユの仔稚魚の曳航調査地点 (2019 年級群)



図 3.1.4(3) アユの仔稚魚の曳航調査地点 (2020 年級群)



## (2) 環境 DNA による仔稚魚・幼魚の把握

前項で示した調査手法では、前節で推定した流下個体数や遡上個体数に対して採集される個体数と比べると少なく、仔稚魚や幼魚の動態を把握することは困難である。そのため、環境 DNA による把握も試みた。

2018 年の 12 月から 2020 年 1 月の前項の稚魚ネットによるアユの採集に際し、並行して環境 DNA によるアユ仔稚魚の分布の把握を試みた。環境 DNA の採取は、前項の稚魚ネットによる採集地点と同一の流心・表層の他に、流心・中下層（底層から 4 割の水深）、さらに新淀川では河岸部において 1 リットルの採水を行い、フィルターユニット（商品名：ステリベクス；孔径  $0.45\ \mu\text{m}$ ）で濾過してサンプルとした（図 3.1.5 参照）。表層のサンプル採取はサンプル瓶を用いて直接採水し、中底層の採取はバンドーン採水器を採水層に降ろして行った。バンドーン採水器は、他地点の環境 DNA の影響を回避するために十分に“共洗い”を行った。また、2019 年 11 月～2020 年 1 月は、大阪湾への分散を把握するため舞洲沖とトレードセンター前（TC 前）の表層と中下層においても 1 リットルの採水を行った（図 3.1.6 参照）。



図 3.1.5 環境 DNA 用サンプルの採取状況



図 3.1.6(1) 環境 DNA 用サンプルの採水地点 (2018 年級群)



図 3.1.6(2) 環境 DNA 用サンプルの採水地点 (2019 年級群)

サンプルはドライアイスで保冷して室内に持ちかえり、ステリベクス内に Buffer ATL 720 $\mu$ L+Protelinase K 80 $\mu$ L を添加し、56 $^{\circ}$ Cで 40 分インキュベートした後、DNeasy blood and tissue kit に付属するカラムで精製し、1 サンプルあたり 50 $\mu$ L の Buffer AE を用いて DNA を溶出し、塩化ベンザルコニウム添加サンプル系群と同様に-20 $^{\circ}$ Cで凍結保管した。

各サンプル系群について Thermo Fisher scientific 社製 Qbit 及び Agilent 社製 Tape Station を用いて、得られた DNA の濃度および品質の確認を行った。アユの DNA 定量は、Thermo Fishr Scienseti 社製 Quant Studio 3 リアルタイム PCR システム、Yamanaka et al. (2016) のプライマーを用いて行った。TaqMan gene expression Master Mix を用いた予備検討では、Total volume 15 $\mu$ L (サンプル DNA 2 $\mu$ L) の分析系において、いずれもアユを検出しなかった。これは、サンプル中に含まれるアユの DNA が少ない可能性が考えられたた

め、1wellあたりのDNA量を増やすとともに、PCR阻害物質の影響を受けている可能性も考慮し、PCR反応液を25 $\mu$ L/wellとし、その組成をDNAサンプルが2.5 $\mu$ L、Taq Path Master Mixを12.5 $\mu$ L、各10pmol/ $\mu$ LのFプライマーを2.25 $\mu$ L、Rプライマーを2.25 $\mu$ L、5pmol/ $\mu$ LのTaq Man Probeを1.25 $\mu$ Lを基本とした。但し、サンプルDNAが不足する地点についてはTotal Volumeを20 $\mu$ L、DNAサンプル2.0 $\mu$ Lとした。PCRの温度条件はUNG処理を50 $^{\circ}$ Cで2分、初期変性を95 $^{\circ}$ Cで10分の初期ステップの後、95 $^{\circ}$ Cで15秒、60 $^{\circ}$ Cで1分の温度条件で50サイクルの定量PCR分析を行った。

全ての分析は、分析者や機材によるばらつきの可能性を排除するため、作業ステップごとに同じ電動ピペットを用いたが、定量限界付近の低濃度領域におけるスタンダードDNAのばらつきを解消するには至らなかった。そのため、同一プレート内においてコンタミネーションが疑われたケースを排除したうえで、1検体当たり3回繰り返して分析し、3回中2回以上のwellに増幅が確認された地点を「在」とし、それ以下の回数については「不明瞭（≡不在）」と判断した。

アユの仔稚魚の採集結果（確認の有無）と環境DNAによる「在」「不在」判定の組合せによる混同行列は、表3.1.2のとおりである。環境DNAによるアユ仔稚魚の分布の判定には不明瞭な状況があるものの、第1象限と第2象限についてはアユの仔稚魚が採集されているので、その水域でアユが生息していると判断できる。アユの仔稚魚が採集されないにも関わらず、環境DNAでアユの存在が確認される第3象限の偽陽性（第1種過誤）についてもアユが存在したと解釈した。つまり、今回の結果では、第4象限以外は、全てアユが存在すると解釈した。

表 3.1.2 仔稚魚と環境DNAの混同行列

		環境DNA	
		在	不在
採集調査	有	真陽性	偽陰性 【第2種過誤】
	無	偽陽性 【第1種過誤】	真陰性

### 3.1.3 淀川大堰での河川残留状況

#### (1) ワンドにおけるアユの生息状況の把握

2018年4月から2019年4月の毎月1回（全13回）、淀川大堰から上流2~3km区間の淀川大堰湛水域の左岸に存在する城北33・34・35・36号ワンドにおいて（図3.1.7参照）、地引網（長さ30m、網目5mm、袖網の深さ1m、袋口の深さ3m）を用いて、ワンド内の魚類の捕獲調査を実施した（図3.1.8参照）。この調査は、おおさか生物多様性センターが同所に生息するタナゴ亜科魚類のイタセンパラ *Acheilognathus longipinnis* の保全のための基礎



調査（ワンドにおける魚類相の把握）と外来種防除を目的としたもので、その内、アユに関するデータを利用した。

捕獲したアユは、現地でワンド毎に麻酔（FA100，DS ファーマアニマルヘルス社）下でスケールとともに撮影して、実験室で撮影画像からの体長測定と個体数計数を行った（図 3.1.9 参照）。

これらのワンドは 33 号が水路を通して淀川本川と水面が常時接続し、36 号が下流側のいくつかのワンドを介して本流に接続しているのに対し、34 号と 35 号の 2 つのワンド同士は水面が接続して魚類の移動が可能であるものの、淀川本川や 33・36 号ワンドとは石積み護岸により隔離されており増水時にのみ水面が接続する。

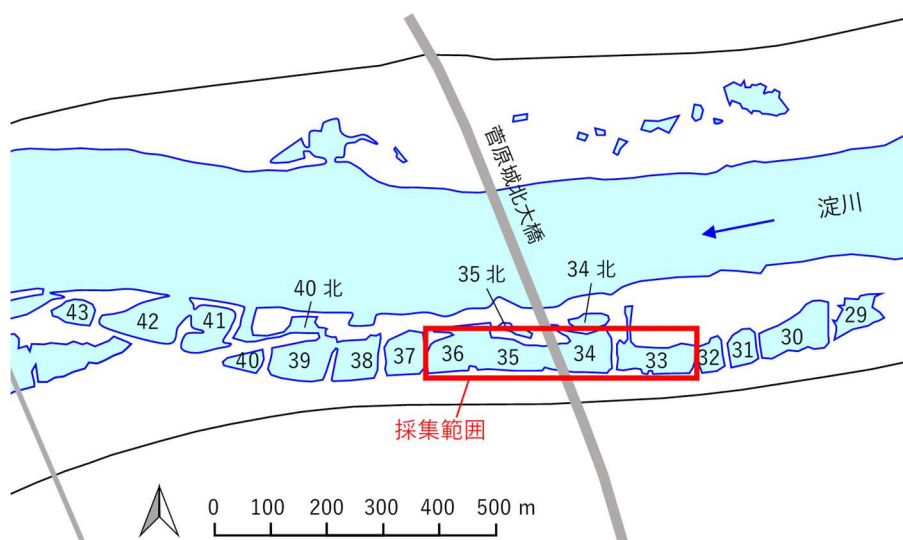


図 3.1.7 ワンド部でのアユの採集範囲



図 3.1.8 ワンド部で捕獲状況



図 3.1.9 捕獲されたアユの体長測定写真

## (2) ワンドで捕獲されたアユの孵化日と由来・降海履歴の推定

### 1) 孵化日の推定

捕獲したアユは一部あるいは全ての個体を保冷して実験室に持ち帰り、 $-20^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存して耳石の輪紋による日齢解析と DNA による由来判定に供した。耳石の日輪解析の方法については、Tsukamoto ほか (1987) に準じ、前節「3.3.2 河口部への流下状況」と同様に、顕微鏡下で耳石の扁平石を摘出し、描画装置のついた光学顕微鏡を用いて日周輪数を計数して日齢とし、採集日から日輪を差し引いて孵化日を推定した。

### 2) 遺伝的由来判定の推定

これらの各個体から体側筋を採取し 99.5%エタノールに浸漬したものをマイクロサテライト分析による由来判定に供した。アユ個体の由来判定に際し、Qiagen 社 DNeasy Blood & Tissue Kit を用いて DNA の抽出を行った。対象とするマイクロサテライト座は Pal1・Pal3・Pal5・PalAyu191・PalAyu194・PalAyu199・PalAyu42 の 7 座を用いた (Takagi et al., 1999; Hara et al., 2006)。

プライマーセットは、Life Technologies Japan 社蛍光標識合成プライマーに Tailed オプションを付加したものを採用した。増幅は Qiagen 社 Type-it Microsatellite PCR Kit を用い、反応溶液は製品のプロトコルに従って調整した。増幅反応 (PCR) は  $95^{\circ}\text{C}$ 5 分の酵素活性化ステップを行った後、 $95^{\circ}\text{C}$ 30 秒の熱変性、 $60^{\circ}\text{C}$ 90 秒のプライマーのアニーリング、 $72^{\circ}\text{C}$ 30 秒の伸長反応を 31 サイクル繰り返し、 $60^{\circ}\text{C}$ 30 分の最終伸長反応を実施した。増幅を行ったサンプルは Applied Biosystems Japan 社 (現 Life Technologies Japan 社) 3730xl ジェネティックアナライザにおいて検出を行い、同社 Gene Mapper version 4.1 ソフトウェアによってアリル型の決定を行った。

琵琶湖陸封型および両側回遊型の判定を行うための基準集団は、谷口・池田 (2009) の基準集団を用いた。琵琶湖陸封型および両側回遊型の判定はコンピューターソフトウェア GenAlex 6.5 の対数尤度比による Assignment Test を行った。この判定で両側回遊型アユの尤度が琵琶湖陸封型アユの尤度より大きい場合は両側回遊型と判定し、小さい場合は琵琶湖陸封型と判定した。

### 3) 降海履歴の推定

耳石中のカルシウム含量は生息水域に関係なくほぼ一定であるのに対し、ストロンチウム含量は海水中で生息した場合に高くなり、淡水中で生息した場合に低くなる。そのため、ストロンチウム含量とカルシウム含量の比 (Sr/Ca 比) により海域 (汽水域) への降海履歴を推定できるため、清家ほか (2002) に準じて、上記で耳石の日輪解析と DNA による由来判定に供したアユの内、下流側の淀川大堰魚道でアユの遡上が始まった後の 4 月に採集され、かつ体長が大きい 4 個体について発育に伴う耳石上のカルシウムとストロンチウムの濃度変化を、波長分散型電子線マイクロアナライザー (図 3.1.10 参照) を用いて測定し、カルシウムに対するストロンチウムの濃度比を 103 倍にする Sr/Ca 比を把握した。この Sr/Ca 比の測定に際しては、上述のワンドで採捕したサンプルの他に下流側の淀川大堰の魚道を遡上した海域 (汽水域) へ降海した個体を対照サンプルとした。



図 3.1.10 波長分散型電子線マイクロアナライザー  
日本電子株式会社 HP より引用

### 4) 環境 DNA によるワンドへの進入時期の推定

アユのワンドへの進入状況や生息状況を調査するため、河川水を採水し、環境 DNA 分析によりアユ DNA の在・不在検出を行った。河川水の採水は、前項の地引網による魚類調査の実施前に実施し、調査対象とした 4 つのワンドの陸側岸辺の中央部とワンドの上流約 1km の淀川本川の岸辺で、プラスチック製ボトルを用いて表層水を 1,000ml 採取した。

なお、採水時はサンプル間の交互汚染を防ぐため使い捨てビニール手袋を着用した。微生物の活動による DNA の減少防止を目的に、採取した河川水ボトルに現地で塩化ベンザルコニウムを 0.01% となるよう添加し (Yamanaka et al., 2017)、遮光・保冷して実験室に持ち帰って 24 時間以内にとろ過を行った。ろ過は水 500ml あたりガラスフィルター (GF/F, 直径 47 mm) 1 枚を用い、1,000ml を 1 つのサンプルとした。ろ過したガラスフィルターは

DNA 抽出時まで $-20^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存した。ガラスフィルターからの DNA 抽出は福岡ほか (2016) に従い、得られた  $100\mu\text{l}$  の抽出液は $-20^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存した。ガラスフィルターからの DNA 抽出は福岡ほか (2016) に従い、サリベット (ザルスタット社製) と DNeasy Blood & Tissue Kit (キアゲン社製) を用いて行った。Taqman リアルタイム PCR 法によるアユ検出のためのプライマー・プローブセットは Yamanaka et al. (2016) に従った (Paa-CytB-Forward , 5'-CCTAGTCTCCCTGGCTTTATTCTCT-3' , Paa-CytB-Reverse , 5'-GTAGAATGGCGTAGGCGAAA-3' ; Paa-CytB-Probe ; 5'-FAM-ACTTCACGGCAGCCAACCCCC-TAMRA-3')。反応液組成は各プライマーを終濃度に対して  $900\text{nM}$  , 同様に TaqMan プローブを  $125\text{nM}$  ,  $2\times$  TaqMan Environmental Master Mix 2.0 (ThermoFisher Scientific) を  $10\mu\text{l}$  , AmpErase UNG (ThermoFisher Scientific) を  $0.2\mu\text{l}$  , 抽出液を  $2\mu\text{l}$  とし、分子生物学用水を加えて最終量を  $20\mu\text{l}$  とした。リアルタイム PCR 装置は Thermal Cycler Dice Real Time System II (タカラバイオ社製) を用い、反応温度条件は  $95^{\circ}\text{C}$ 10 分の初期反応の後、 $95^{\circ}\text{C}$ 15 秒、 $60^{\circ}\text{C}$ 1 分の反復を 60 回行った。

ネガティブコントロールとして、調査毎に現地で塩化ベンザルコニウムを添加した蒸留水を河川水と同様のろ過・抽出作業を行ったものを用いた。ポジティブコントロールは採捕したアユの尾鰭からカネカ簡易 DNA 抽出キット version2 (カネカ社製) によって抽出した DNA を用いた。環境 DNA 抽出物  $2\mu\text{l}$  をテンプレートとし、3 反復の反応中で 1 つ以上増幅が認められたものを陽性、全く増幅が無かったものを陰性とした。

## 3.2 調査結果

### 3.2.1 淀川大堰付近における流下状況

#### (1) 推定流下個体数

期間中に採集された流下仔魚（図 3.2.1 参照）の採集個体数は、2018 年級群は淀川大堰が 49 個体、毛馬水門が 541 個体の合計 590 個体、2019 年級群は淀川大堰が 79 個体、毛馬水門が 104 個体の合計 144 個体となり、2019 年は採集時間（回数）が多かったにも関わらず採集個体数は少なかった（表 3.2.1 参照）。



図 3.2.1 採集された流下仔魚

表 3.2.1 アユの流下仔魚の採集数と採集時の 1 時間あたりの推定流下数

個体数	年	採集時間(分)		淀川大堰			毛馬水門	総計
		推定時間(分)	右岸	左岸	合計			
採集	2018	340	—	40	40	470	510	
	2019	480	9	53	62	84	146	
推定	2018	2,040	—	43,890	43,890	1,543,846	1,587,737	
	2019	2,880	3,962	35,297	39,259	317,435	356,694	

また、これらの集計結果と採集時の流量から、採集時の 1 時間あたりに換算した個体数の合計は、2018 年級群は 34 時間で淀川大堰が 43,890 個体、毛馬水門が 1,543,846 個体、淀川大堰への流下個体数の割合は 2.8%であった。同様に 2019 年級群は 48 時間で淀川大堰右岸が 3,962 個体、淀川大堰左岸が 35,297 個体で合計 39,259 個体、毛馬水門が 317,435 個体であった。ただし、2019 年の淀川大堰での採集時間は毛馬水門の 2 倍であるため、毛馬水門の流下個体数を 2 倍にした 634,870 個体として比較する必要があるため、淀川大堰への流下個体数の割合は 6.2%となった。淀川大堰への流下個体数と割合は、年によって採集期間や採集時間によって異なるものの、総じて毛馬水門よりも 2 桁程度少ないことが推定された。

## (2) 流下時期

調査日毎に集計した 1 時間あたりに換算した個体数の経時変化は、図 3.2.2 に示すとおりである。流下仔魚の調査期間が長い 2019 年で見ると、流下仔魚が確認された時期は 10 月中旬から 12 月であり、そのピークは 10 月中旬から 11 月中旬までの期間と考えられ、これはお 2018 年も同様の傾向であった。

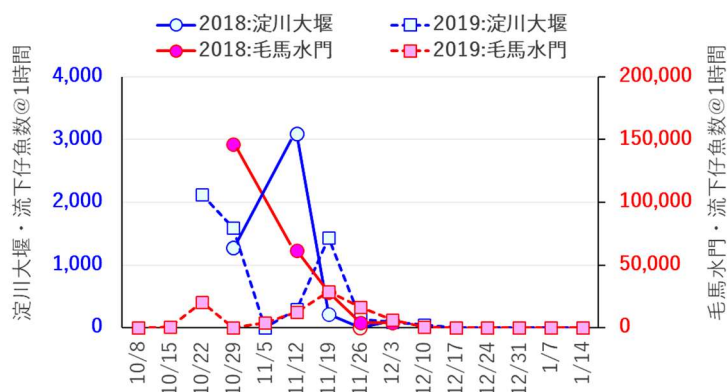


図 3.2.2 淀川大堰と毛馬水門の流下仔魚数の経時変化

## (3) 流量と流下状況の関係

前項のとおり、流下個体数は毛馬水門の方が多いものの、淀川大堰と毛馬水門への流量比率が変化すると、淀川大堰と毛馬水門への流下個体数の比率も変化することが確認された。具体的には、淀川大堰への流量が増加して毛馬水門に対する流量比率が上がれば上がるほど、淀川大堰への仔魚の流下個体数の比率も上昇する傾向が伺えた（図 3.2.3・表 3.2.2 参照）。

例えば、2019 年 10 月 26 日には毛馬水門から 70m<sup>3</sup>/s の放流に対し、淀川大堰から 270～295m<sup>3</sup>/s 放流されたが（淀川大堰の流量比率は 418%）、この時は淀川大堰左岸で 1 時間あたり 3,197 個体の流下が推定されたのに対し、毛馬水門では流下仔魚が全く確認されなかった。この 2019 年 10 月 26 日のデータを除くと、相関関係はやや小さくなるものの、それでも淀川大堰への流量が増加すると、淀川大堰への仔魚の流下個体数の比率も上昇する傾向が伺えた（図 3.2.3 右参照）。

これらのことから、アユの流下仔魚の流下先は、淀川大堰と毛馬水門の流量比率、ひいては淀川の流量に大きく影響されることが把握された。

これらのことと、前項(2)の結果から、アユの仔魚の流下ピーク時に、淀川大堰と毛馬水門の流量比率（淀川の流量）が変わると、アユの流下状況に影響することが推測された。

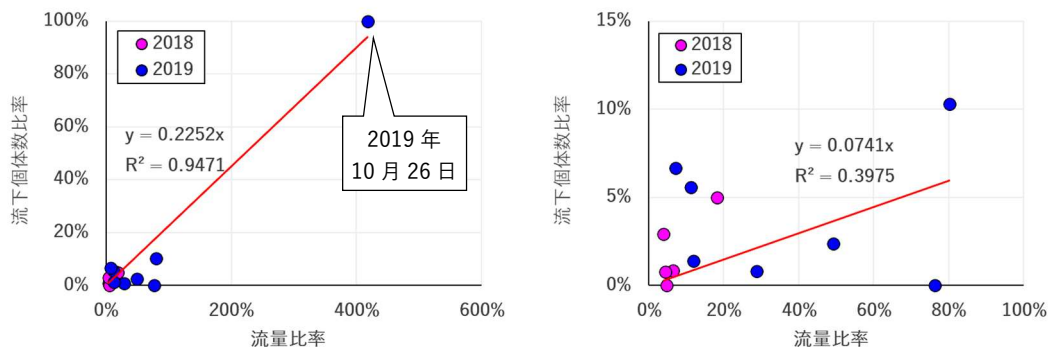


図 3.2.3 淀川大堰と毛馬水門の流量比率と流下仔魚個体数比率  
 右は左のグラフから 2019 年 10 月 26 日のデータを除いたもの。

表 3.2.2 調査日ごとの推定個体数と平均流量

年級群	採集日	淀川大堰 (左岸)				淀川大堰 (左岸)				毛馬水門			
		採集時間	推定個体数	1時間あたり個体数	平均流量 (m³/s)	採集時間	推定個体数	1時間あたり個体数	平均流量 (m³/s)	採集時間	推定個体数	1時間あたり個体数	平均流量 (m³/s)
2018年	10/28	4	5,104	1,276	4.65					4	585,909	146,477	71.63
	11/10	12	37,019	3,085	12.93					12	740,373	61,698	70.65
	11/17	6	1,316	219	2.68					6	169,956	28,326	60.75
	11/24	8	0	0	2.78					8	32,129	4,016	59.08
	12/8	4	452	113	2.78					4	15,480	3,870	71.05
2019年	10/5	3	0	0	9.86	3	0	0	9.86	3	0	0	71.30
	10/13									6	3,884	647	70.82
	10/19	3	0	0	57.23	3	12,748	4,249	58.87	3	61950.55	20,650	71.34
	10/26	3	0	0	295.33	3	9,592	3,197	270.12	3	0	0	70.65
	11/3	4	0	0	54.75	4	0	0	3.50	4	15,601	3,900	71.67
	11/9	4	1,250	313	34.73	4	1,145	286	3.50	4	50,102	12,525	70.66
	11/16	4	2,539	635	8.02	4	10,370	2,593	2.93	4	115,695	28,924	71.01
	11/23	3	173	58	20.48	3	632	211	3.04	3	48802.36	16,267	71.26
	11/30	4	0	0	8.48	4	550	138	4.53	4	19,462	4,865	71.11
	12/7	3	0	0	5.02	3	259	86	2.58	3	1939.364	646	71.01
	12/14	3	0	0	2.39	3	0	0	2.36	3	0	0	42.16
	12/21	4	0	0	2.11	4	0	0	2.11	4	0	0	71.36
	1/4	3	0	0	2.25	3	0	0	2.25	3	0	0	70.73
	1/11	3	0	0	3.29	3	0	0	3.29	3	0	0	70.92
1/18	3	0	0	4.78	3	0	0	3.50	3	0	0	70.07	

網掛けは調査を実施していないことを示す。

#### (4) 流下仔魚の状態

採集された仔魚の卵黄は全て吸収されており、塚本 (1991) の基準に照らせば、孵化後 4 日以上が経過していると推測され、流下の途中で餓死する個体が存在することも示唆された (兵藤ほか, 1985)。これらの仔魚の餓死を回避するためには、産卵場からより早く淀川大堰付近に到達させる必要がある。

また、毛馬水門において採集した個体は、淀川大堰において採集した個体と比べて眼球の



消失や体躯の一部の損傷がある個体の割合が多かった（図 3.2.4 参照）。これは毛馬水門の水位差や流速によって生じる水圧に起因する可能性が考えられた（瀬口ほか，2019）。



図 3.2.4 損傷が見られる流下仔魚

2018/11/11 毛馬水門にて採集した個体。通常の流下仔魚より体長が大きく、淀川大堰の湛水域で成長したことが示唆される個体。

#### (5) まとめ

淀川においては、河口から 40km 以上上流にアユの産卵場があり、下流の淀川大堰付近では 10 月中旬から 11 月中旬頃の流下のピークを迎える。流下個体数は年によって変動があるが、多くの個体が毛馬水門、すなわち旧淀川へ流下すると考えられる。これらのことは、Iguchi (1993) などが報告しているアユの一般的な生態と整合した。

ただし、淀川大堰付近に到達する仔魚は、塚本 (1991) が示した基準に照らせば、餓死する可能性が高かった。また、淀川においては、淀川大堰の放流量が大きくなると、新淀川へ流下する割合が増加すると推定された。つまり、淀川の流量が多くなると、下流への到達時間が短くなり、さらには新淀川へ流下する確率が高くなるが示唆された。このような淀川のアユの流下仔魚の実態は、アユの流下期は旧淀川への河川流量が多いことを理由に、これまでも流下仔魚数は旧淀川の方が多いと予想されていたものの、その実態は今回の調査で初めて明らかになったことである。

田子 (1999b) などが指摘したとおり、淀川においても河川流量すなわち河川流速に応じて仔魚の河口部・海域への到達時間は短くなると予想される。これは産卵場から河口部・海域まで距離が長い淀川においては、より顕著になると考えられる。そのため、高橋ほか (1999) や喜多村ほか (2002) が指摘したとおり、淀川においても河川流量が流下仔魚数や漁獲量の多寡に影響を及ぼすと考えられる。また、毛馬水門を通過する個体は、毛馬水門の水位差や流速によって生じる水圧によって損傷を受ける可能性があり、仔魚の生存率を高めるのならば、新淀川へ流下させるか、毛馬水門における水位差や流速を低減する必要があると考えられる。

つまり、このアユの流下期の河川流量の調整は、高橋 (2004) が指摘しているとおり、アユの資源量管理において重要とされる流下仔魚期の減少の低減に有効と考えられる。

### 3.2.2 淀川河口部での分散状況

#### (1) 稚魚ネットによる採集結果

アユの仔稚魚の採集状況は、表 3.2.3 のとおりである。3ヶ年の合計で53個体が確認され、新淀川では34個体、旧淀川では18個体、大阪港では1個体で、年によって調査地点・調査回数が異なるため、一概に比較できないものの、総じて採集個体数が多かったのは新淀川では河口、旧淀川では安治川水門となった（図 3.2.5 参照）。また、新淀川では3ヶ年いずれの調査地点でも仔稚魚が確認され、大美ほか（2015）が報告したとおり、新淀川に流下したアユの仔魚は大阪湾に流出せず、新淀川の河口部に留まることが示唆された。

なお、3ヶ年通じて仔稚魚が確認されたのは、ふとう前だけであったが、採集個体数は総じて少なかった。そのほか、採集月別でみると11月が多く、12月と1月はほとんど採集されなかった。これは、アユの成長に伴い遊泳力が向上することで採集を免れている可能性があることと、成長にともなって河床付近に生息場所を移動させるため（高橋，2004）、表層付近での曳網採集では確認されなかった可能性がある。

表 3.2.3 河口部のアユ仔稚魚の採集状況

年級群	採集日	新淀川						旧淀川			大阪港	
		河口	伝法	2号線上	十三	大堰直下	北港漁港	ふとう前	天保山	安治川水門	市場前	港大橋
2018	18/11/25	17	2	5	2	2						
	18/12/22	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	19/01/19	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	合計	17	2	5	2	2	0	2	0	0	0	
2019	19/11/26	0	0		3		0	1		3		
	19/12/08	0	0		0		0	0		0		
	20/01/12	2	0		0		0	0		0		
	合計	2	0		3		0	1		3		
2020	20/11/26	0	1		0		1	2		6		0
	20/12/03	0	0		0		0	0		3		1
	合計	0	1		0		1	2		9		1
総計		19	3	5	5	2	1	5	0	12	0	1
						34					18	1
												53

網掛けは採集を実施していないことを示す。

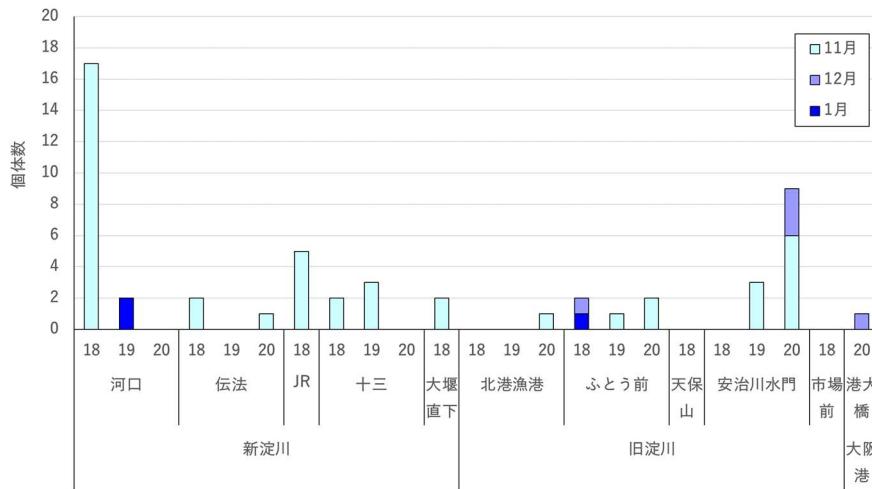


図 3.2.5 下流部での仔稚魚の採集状況

前節 3.2.1 で述べたとおり流下仔魚個体数は流量に応じて旧淀川で多く、新淀川で少なかった。しかし、仔稚魚個体数は新淀川の方が多く、逆転することとなった。これは、前節で述べたとおり、毛馬水門で採集される流下仔魚に損傷がある個体が多かったことと関係があると考えられ（前出の図 3.2.4 参照）、毛馬水門を通過する時点で流下仔魚の生存率が大きく低下する可能性が考えられた。

## (2) 環境 DNA によるアユの分布状況の推定

アユの仔稚魚の確認状況（前出の表 3.2.3）と環境 DNA に基づくアユの在・不在情報の踏まえた河口部のアユの仔稚魚の分布状況は、表 3.2.4 のとおりである。全 146 サンプルの内、陽性反応が出たサンプルは 43、陰性反応が出たサンプルは 98、反応が不明なサンプルが 5 で、総じて陰性反応が多かった。この内、前出の表 3.1.2 の混同行列に基づく判定結果は、真陽性に該当するサンプルは 4 で偽陽性は 39 であった。一方、偽陰性も 7 あった。また、2018 年級群と 2019 年級群を比べると、前者の方が陽性の割合が高く、後者の方が偽陰性の割合が高い結果となった。

これらの結果からも、前項(1)で稚魚ネットによりアユの仔稚魚が採取されなかった水域でもアユの生存の可能性があり、アユは新淀川の河口部に広く分布することが伺えた。また、2018 年級群では 12 月に表層付近で環境 DNA によって確認されたアユは、1 月には確認されなくなり、中底層や河岸部で確認されるようになった。高橋（2004）は、高知県の四万十川でのアユ仔稚魚の分布は、成長に応じて流心部の底層へ集積した後、河岸部に移動すると報告しており、新淀川においても流下したアユは時間の経過とともに底層への移動や河岸部に移動していることが伺えた。

表 3.2.4 環境 DNA の在・不在情報を踏まえた河口部のアユ仔稚魚の分布状況

河川名	採取日	2018/12/22						2019/1/19						2019/11/26			2019/12/8			2020/1/12			1/21	2/25		
		採取位置		流心		河岸		採取位置		流心		河岸		流心	河岸	流心	河岸	流心	河岸	流心	河岸	流心	河岸	流心	河岸	
		表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	表層	中底層	
サンプル処理	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST	OS	ST		
淀川本川	城北																									
新淀川	大堰直下	○	○	○		○		○	×	×		×													×	×
	築島																								×	×
	十三	○	○	○		×		×	×	×		○		×		×	×	×	×	×	○	×	○	×	×	
	2号線上	○	○	○	○	○	○	×	×	×	○	×	○												○	×
	伝法橋	○	×	?		?		×	×	×		×		○		×	×	×	×	×	×	×	×		○	×
	海老江																								○	×
	新淀川河口	○	×	○	○			×	×	×	○	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×	?	?		
	舞洲沖														×	×		×	×		×	×				
旧淀川	桜ノ宮																								×	×
	市場前	?	×	○		○		×	×	×																
	安治川水門	○	○	×		○		×	×	×				×	×		×	×		×	×					
	天保山	×	○	×		×		○	○	×																
	ふとう前	×	○	○				×	○	○				×	×		×	×		×	×					
	北港漁港	×	○	○	○			×	×	×						×	×		×	×		×	×			
	TIC前														×	×		×	×		×	×				

OS:塩化ベンザルコニウム添加 ST:フィルターユニット通過 表層:アユ仔稚魚採取箇所  
 未調査 真陽性 偽陽性? 偽陰性 真陰性

(3) まとめ

新淀川でのアユの仔稚魚は下流側の河口部での確認が多かったものの、新淀川で広く確認されたことや旧淀川では比較的上流部の安治川水門で多く確認された。これらの結果は大美ほか（2015）がアユの仔稚魚は新淀川河口部の広い範囲で生息するとした報告と整合する。八木ほか（2006）は土佐湾では河口から3kmの沿岸域まで分布することや東ほか（2002）は和歌山県中部では河口から15~20km離れた沿岸部までアユが輸送されることを報告しているが、2020年には旧淀川の河口部から1.5km南の港大橋地点でアユの仔稚魚が確認されたものの、その確認個体数は少なく、多くの個体が大阪湾まで流下しているという積極的な傍証は確認されなかった。

また、環境DNAの調査においても、大阪湾部に位置する調査地点ではアユの環境DNAの存在を確認することはできなかった。高橋（2004）は高知県の四万十川では海域まで流下分散することなく、河口部に留まることが多いと報告している。これらのことから淀川においても一部は大阪湾まで流下して分布するものの、多くの個体は新淀川・旧淀川の河口部に分散し、生息していると考えられる。

3.2.3 淀川大堰湛水位域での河川残留

(1) ワンドにおけるアユの生息状況

調査期間中の2018年4月と5月、さらに両側回遊アユが海域で生活する期間と想定される冬期を含む2018年12月から2019年4月に4つのワンドで合計122個体のアユが採集された（表3.2.5・図3.2.6参照）。2018年10月から12月にかけて採集された個体の体長

は、一般的な孵化直後のアユ仔魚の全長は5~7mm程度（塚本，1991）や、これらのワンドより下流に位置する淀川大堰や毛馬水門において同時期に採集された流下仔魚の全長から類推される体長（ほとんどが全長6mm程度；瀬口ほか，2019）より明らかに大きかった。また、期間中全てのワンドで毎月の採集例がなかったものの、2018年12月以降2019年4月の調査期間中にかけて採集個体の体長は概ね経時的な成長が確認された。

表 3.2.5 月別・調査地点別のアユの採集個体数と体長

年月 地点	2018年				2019年				合計
	4月	5月	6~11月	12月	1月	2月	3月	4月	
No.33					1 (35)	1 (55)	5 (43±3.9)		7
No.34				17 (41±1.5)		1 (48)	6 (66±4.0)	8 (66±10.6)	32
No.35	1 (64)	1 (67)				48 (47±3.6)	3 (59±2.3)	12 (83±7.9)	65
No.36	1 (77)				1 (51)	2 (57±2.8)	11 (55±4.0)	3 (70±2.0)	18
合計	2	1	0	17	2	52	25	23	122

上段は個体数，下段は平均体長（mm）と標準偏差



図 3.2.6 ワンド部で採集されたアユ

## (2) ワンドで捕獲されたアユの孵化日・由来・回遊履歴

### (3) 孵化日

琵琶湖産アユは海産アユと比べて産卵期が早いことが報告されているが（東，1973），2018年12月から2019年4月の各月のサンプルから無作為に抽出した50個体の耳石による日齢と採集日から推定される孵化日（誕生日）は9月20日から11月16日の間で、9月後半から11月上旬の個体が多かった（図 3.2.7 参照）。

これらは、3.2.1 で示した仔魚の流下ピークと整合した。

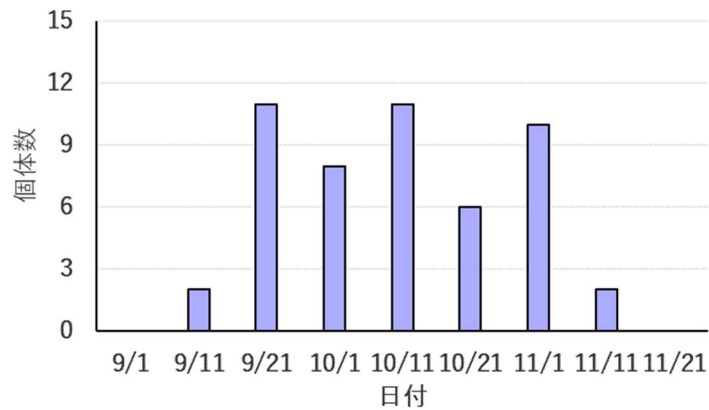


図 3.2.7 ワンドで採集されたアユの誕生日の分布

#### (4) 遺伝的由来

ワンドで採集されたアユのマイクロサテライト分析による尤度判定では、全て琵琶湖型アユに近いものと判定された (図 3.2.8 参照)。図 3.2.8 の横軸は両側回遊型の基準集団に属する尤度、縦軸は琵琶湖型に属する尤度を表し、対角線にあたる黒破線は尤度比が 1 で、この対角線より右下側が両側回遊型、左上側が琵琶湖型と判定する。

2018 年 12 月から 2019 年 4 月にかけて淀川大堰湛水域のワンドで捕獲されたアユのうち、遺伝的由来の分析に供された個体は全て琵琶湖集団由来の個体であると推定された。

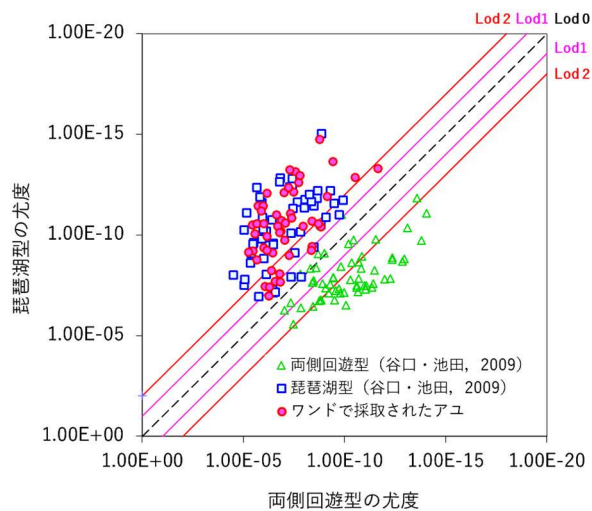


図 3.2.8 ワンドで採集されたアユの由来判定結果

## (5) 降海履歴

耳石の Sr/Ca 比の変化は淀川大堰を遡上した個体, すなわち降海履歴がある個体は Sr/Ca 比が高い期間があるのに対し, ワンドで捕獲されたアユは一貫して低い値で推移していた (図 3.2.9 参照). ワンドで捕獲されたアユは, 上述のとおり海域からの遡上の可能性が高い 4 月であることから, これらのアユは孵化してから淡水域, すなわち淀川大堰の湛水域にあるワンドで生息していたと考えられる. ワンドにおける確認状況や捕獲された個体の体長から類推される遊泳能力から, 耳石の Sr/Ca 比を分析しなかった個体についても, 海域へ降海履歴のない河川残留個体であると推定された.

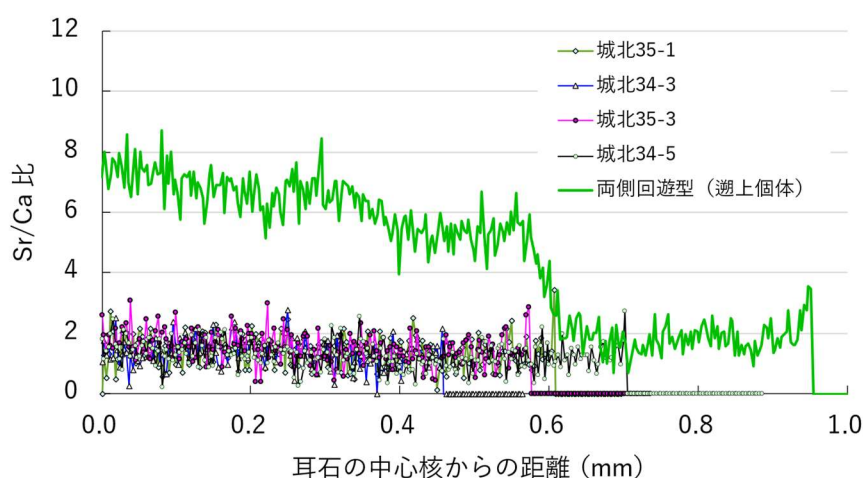


図 3.2.9 ワンドで採集されたアユの耳石の Sr/Ca 比

## (6) ワンドへの進入時期

淀川本川では 2018 年 7 月と 12 月以外の全ての月で, 環境 DNA によるアユの遺伝子が検出されたのに対し, ワンドでは 2018 年 5 月に 33 号で検出されて以降しばらく検出されず, 33 号で 2018 年 10 月に, それ以外のワンドで 11 月以降に検出されるようになった (表 3.2.6 参照).

これらの環境 DNA による遺伝子の検出結果とワンドにおけるアユの捕獲による確認状況と完全な一致はなかったものの, アユ仔魚の流下時期である秋季から翌年の春季にかけてワンド内でアユが生息する時期に, 環境 DNA が検出された.

前項 (2) で示したとおりワンドで捕獲されたアユの孵化日は 9 月後半から 11 月上旬であったことを勘案すると, アユはワンドで周年生息するのではなく, ワンド以外の水域で産卵・孵化し, 淀川本川を流下中にワンドに加入したものと考えられる. また, 本川では 7 月と 12 月を除き通年に渡ってアユの環境 DNA が検出されていることから, ワンドだけでなく本川でもアユが残留している可能性が示唆された.



表 3.2.6 月別・調査地点別のアユの環境 DNA の確認状況

月 地点	2018年												2019年			
	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	4月			
ワンド No.33		+					+									
										1	1	5				
								+	+				+			
									17		1	6	8			
No.34												+	+			
No.35	1	1														
											48	3	12			
No.36								+								
	1									1	2	11	3			
本流	+	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+			

＋ は、環境DNAでアユが確認されたことを示す。

数字は、アユが捕獲されたことを示す（数字は個体数）。

### 3.2.4 まとめ

前節 3.1.3 で述べたとおり、アユの陸封事例は数多く報告されている。しかし、これらの陸封事例は河川上流のダム湖や海域との連続性が分断された自然湖における事例であり、河川の下流部における報告は皆無である。淀川における河川残留アユの個体群サイズは不明である。また、淀川大堰により河川は完全に連続しているとは言えない状況ではあるものの、河川に残留するアユが生息していることは特異的なことと考えられる。

アユの仔稚魚が生存するためには、餌料が担保されている必要がある。一般に、アユの仔稚魚の餌料であるカイアシ類ノープリウス幼生やワムシなどの動物プランクトン（八木ほか、2006）は、植物プランクトンを餌とするため、アユの仔稚魚の生活水域には植物プランクトンが増殖している必要がある。ダムなどで増殖したプランクトンや有機物は、ダム下流において底生動物などの捕食や河床などで捕捉され減耗することが知られているが（例えば、対馬ほか、2007）、琵琶湖の流出河川であり淀川に合流する宇治川は、同じく淀川に合流する木津川と比べて微粒状有機物が捕捉されにくく、淀川本川まで流下する率が高いことが報告されている（竹門ほか、2006；Ock and Takemon, 2010）。

これらのことから、淀川では上流の琵琶湖という巨大なプランクトンの供給地から多くの植物プランクトンが供給され、淀川大堰の湛水域や接続するワンドでは、アユの餌料となる動物プランクトンが再生産されやすく、アユ仔稚魚期の摂餌場になっている可能性があり、このことが淀川において河川残留個体群が存続できる理由になっていると考えられる。

Takeshima et al. (2009) は、淀川水系の海域から遡上してくるアユには琵琶湖型アユと両側回遊型アユの遺伝的に異なる 2 系統が存在することを報告しており、琵琶湖型アユの由来は不明としているものの、今回の結果から淀川における琵琶湖型アユは、河川残留個体群と遡上個体群の両方が存在していることが推測された。また、岐阜県・長良川（松田ほか、2005）や富山県・庄川（田子、1999a）では放流由来の琵琶湖産アユの生存や天然海産アユ

との交雑が示唆されているものの、従来、河川に放流された湖産アユやその交雑個体の仔魚は、海域へ流下する過程で死滅するという報告が多い（例えば、東，1980）。Takeshima et al. (2009) は、琵琶湖産アユの仔魚は流下する過程で塩分耐性を獲得することで、海域（汽水域）に流下しても死滅せず遡上すると推測しているが、その塩分耐性の獲得機構は、淀川を流下するアユの仔魚の一部が淀川大堰の湛水域でトラップされ、そこで一定サイズ以上に成長することで塩分耐性を獲得し、その後淀川大堰より下流に流下しても塩分による死滅を免れている可能性が考えられた。

このように湛水域に残留した個体は、淀川大堰から流下せずそのまま淀川大堰の湛水域で成長した後、上流へ遡上する可能性も考えられる。つまり、淀川のアユの流下する場所は、大阪湾を含む淀川河口部だけでなく、淀川大堰の湛水域も含まれると考えられた。

複数の生息場所に個体群（メタ個体群）が存在する場合は、絶滅の確率を低減させる効果があると言われている（松田，2004）。このように、流下する場所が複数存在することが、淀川のアユの個体群の存続に寄与している可能性も伺える。

イワナ *Salvelinus leucomaenis* などのサケ科魚類では降海型と河川残留型の生活史戦略を進化させているが（森田・森田，2007）、アユの河川残留はサケ科魚類とは異なり受動的な要因によって生じていると考えられる。上流に琵琶湖を有するという淀川の特異的な環境条件と淀川大堰の湛水域という条件が、アユの特異的な流下様式を成立させ、アユの個体群の存続に寄与していると考えられる（瀬口ほか，2021）。

ただし、これらの淀川大堰湛水域のワンドでの河川残留個体群は、継年的に連続して確認される訳でない（おおさか生物多様性センター私信）。

### 3.3 淀川における仔魚の流下様式

前項までの調査結果から推定される淀川におけるアユの流下仔魚の動態モードは、図 3.3.1 に示すとおりである。

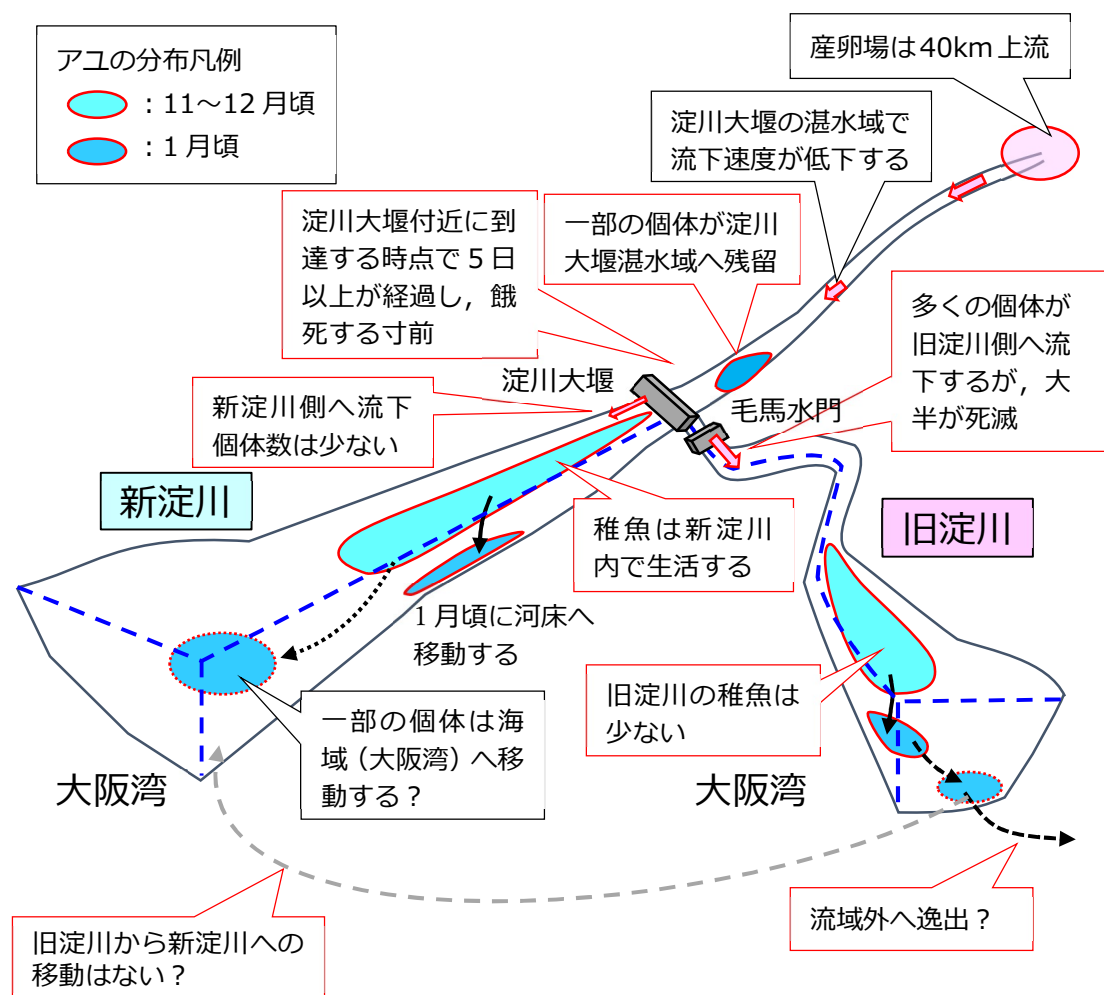


図 3.3.1 淀川におけるアユの流下仔魚の動態モード

- 河口から 40km 以上上流の産卵場で孵化した仔魚は淀川の流れによって流下するものの、淀川大堰に到達する時点で卵黄の吸収状況から 4 日以上が経過しており、餓死する可能性があった。また、この流下の過程で、淀川大堰の上流 10km まで広がる湛水域で流下が妨げられている可能性がある。
- その後、一部の個体は淀川大堰の湛水域に残留するが、残りの仔魚の大半は流量が大きい毛馬水門（旧淀川）へ流下する。ただし、淀川大堰と毛馬水門の流量比によっては淀川大堰（新淀川）への流下個体数が増える場合もある。
- 旧淀川へ流下した仔魚は、毛馬水門の 2m 程度の水位差（落差）と場所によっては 2m/s を超える流速によって物理的に損傷する可能性がある。

- 新淀川と旧淀川へ流下した仔魚は大阪湾まで分散せず、各々の河口部で生活すると考えられる。この時、高知県の四万十川の事例と同様に一度、河床付近に移動する。
- 旧淀川の河口部で採取される仔稚魚の個体数は新淀川よりも少ないことから、旧淀川へ流下した仔魚の生存率が低いと考えられた。これは、新淀川の方が仔稚魚の生息環境である干潟や浅場が多いことが要因になっている可能性がある。

### 3.5 結語

淀川のアユ資源の増大を図る上では、天然海産アユの遡上個体数を増加させる必要がある。そのためには、遡上個体の源泉となる流下仔魚の個体数を増加させる必要がある。流下仔魚の個体数を増加させるためには仔魚の生存率を高める必要がある。

淀川のアユの流下様式を鑑みると、仔魚の餓死を防ぐため流下時間の短縮することと生存率が高く生息環境が多い新淀川へ仔魚を流下させることが流下仔魚の生存率を高める方法と考えられる。

次章以降で、河川流量とアユの仔魚の流下状況との関連を分析し、淀川の流量がアユの流下時間の短縮化や新淀川への流下量にどのような影響を及ぼすかを検討するとともに、アユの仔魚の生存率を高める条件・方策を考察する。

### 3.6 引用文献

- 1) 東健作・平賀洋之・堀木信男・谷口順彦 (2002) : 和歌山県中部の碎波帯におけるアユ仔魚の分布. 水産増殖 50 ; pp.9-15.
- 2) 東幹夫 (1973) : びわ湖における陸封型アユの変異性に関する研究 IV 集団構造と変異性の特徴についての試論. 日本生態学会誌 23 ; pp.255-265.
- 3) 東幹夫 (1980) : コアユー一代限りの侵入者. 川合禎次・川那部浩哉・水野信彦 (編), pp. 154-161. 日本の淡水生物. 東海大学出版会, 東京.
- 4) 福岡有紗・高原輝彦・松本宗弘・兵庫県立農業高校生物部・丑丸敦史・源利文 (2016) : 在来希少種カワバタモロコノ環境 DNA による検出系の確立. 日本生態学会誌 66 ; pp.613-620.
- 5) Hara, M., T. Sakamoto, M. Sekino, K. Ohara, H. Matsuda, M. Kobayashi and N. Taniguchi. (2006) : Characterization of novel microsatellite DNA markers in ayu *Plecoglossus altivelis*. Fish. Sci.72 ; pp.208-210.
- 6) 兵藤則行・関泰夫 (1985) : 海産稚仔アユに関する研究(2), 流下仔アユの生残におよぼす絶食の影響(1). 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 12 ; pp.15-22.
- 7) Iguchi Kei'ichiroh (1993) : Latitudinal variation in ayu egg size. Nippon Suisan Gakkaishi59 ; p.2087.
- 8) 喜多村雄一・松本正喜・勝山一郎(2002) : アユ漁獲量を用いた河川生態系の予測と評価. 河川技術論文集 8 ; pp.295-300.
- 9) 松田宏典・原徹・長瀬崇・桑田智亘 (2005) : 長良川で採集した仔アユ内における陸封型の混合率と交雑個体-II. 岐阜県水産試験場研究報告 50 ; pp.1-6.
- 10) 松田裕之 (2004) : ゼロからわかる生態学-環境・進化・持続可能性の科学. 共立出版, 東京. 244pp.
- 11) 森田健太郎・森田晶子 (2007) : イワナ (サケ科魚類) の生活史二型と個体群過程. 日本生態学会誌 57 ; pp.13-24.
- 12) Ock, G. and Y. Takemon (2010) : Estimation of transport distance of fine particulate organic matter in relation to channel morphology in tailwaters of the Lake Biwa and reservoir dams. Landsc. Ecol. Eng.6 ; pp.161-169.
- 13) 大美博昭・日下部敬之 (2015) : 淀川河口域におけるアユ仔魚の出現. 地域自然史と保全 37 ; pp.103-114.
- 14) 瀬口雄一・竹門康弘・角哲也・稲垣茂人 (2019) : 淀川の流量が天然海産アユ個体群に及ぼす影響. 河川技術論文集 25 ; pp.423-428.
- 15) 瀬口雄一・山本義彦・竹門康弘・源利文 (2001) : 淀川大堰湛水域における琵琶湖産アユの河川残留個体の存在. 魚類学会誌 68 ; pp.163-172.
- 16) 清家暁・岡部正也・佐伯昭・海野徹也・大竹二雄・中川平介 (2002) : 耳石 Sr/Ca 比による高知県伊尾木川および物部川産アユの由来判別. 日本水産学会誌 68 ; pp.852-858.
- 17) 田子泰彦 (1999a) : 庄川における放流湖産アユの生残. 水産増殖 47 ; pp.111-112.

- 18) 田子泰彦 (1999b) : 庄川におけるアユ仔魚の河口域への到達時間の推定. 水産増殖 47 ; pp.215-220.
- 19) Takagi, M., E. Shoji and N. Taniguchi (1999) : Microsatellite DNA polymorphism to reveal genetic divergence in ayu, *Plecoglossus altivelis*. Fish. Sci.65 ; pp.507-512.
- 20) 高橋勇夫 (2004) : 四万十川河口域におけるアユの初期生活史に関する研究. 海洋生物教育研究センター報告書 23 ; pp.113-173.
- 21) 高橋勇夫・新見克也 (1999) : 矢作川におけるアユの生活史-II, 孵化から産卵・流下までの生態. 矢作川研究 3 ; pp.247-267.
- 22) 竹門康弘・山本佳奈・池淵周一 (2006) : 河川下流域における懸濁態有機物の流程変化と砂州環境の関係. 京都大学防災研究所年報 49B ; pp.677-690.
- 23) Takeshima, H., K. Iguchi and M. Nishida (2009) : Ayu (*Plecoglossus altivelis*) in a contact zone between amphidromous and landlocked forms: genetic analyses of populations in the Yodo River system. Zool. Sci.26 ; pp.536-542.
- 24) 谷口順彦・池田実 (2009) : アユ学. 築地書館, 東京. 352pp.
- 25) 塚本勝巳 (1991) : 長良川・木曾川・利根川を流下する仔アユの日齢. 日本水産学会誌 57 ; pp.2013-2022.
- 26) Tsukamoto Katsumi and Takeshi Kajihara (1987) : Age Determination of Ayu with Otolith. Nippon Suisan Gakkaishi53 ; pp.1985-1997.
- 27) 対馬孝治・天野邦彦・傳田正利・時岡利和 (2007) : ダムの下流における河川生態系への特定の有機物供給に関する研究. 水工学論文集 51 ; pp.1117-1122.
- 28) 八木佑太・美藤千穂・舟越徹・木下泉・高橋勇夫 (2006) : 土佐湾沿岸域におけるアユ仔魚の分布および食性. 日本水産学会誌 72 ; pp.1057-1067.
- 29) Yamanaka, H. and T. Minamoto (2016) : The use of environmental DNA of fishes as an efficient method of determining habitat connectivity. Ecol. Indic.62 ; pp. 147-153.
- 30) Yamanaka, H., T. Minamoto, J. Matsuura, S. Sakurai, S. Tsuji, H. Motozawa, M. Hongo, Y. Sogo, N. Kakimi, I. Teramura, M. Sugita, M. Baba and A. Kondo (2017) : A simple method for preserving environmental DNA in water samples at ambient temperature by addition of cationic surfactant. Limnol.18 ; pp.233-241.



## 第4章 淀川におけるアユの遡上様式

本章では、アユの遡上に関する既往研究成果を参考に、淀川において現地調査を実施し、淀川におけるアユ仔魚の流下状況を把握し、淀川におけるアユ仔魚の流下様式を考察する。

### 4.1 調査方法

#### 4.1.1 河岸に着岸するアユの幼魚の把握

アユは河川の下流部に流下した後、河口部・海域に分散し、その後、海浜の碎波帯に着岸することが知られているため（高橋，2004），2019年2月・3月，2020年1月・2月，2021年1月・2月・3月に（表 4.1.1 参照），淀川大堰より下流側の新淀川・旧淀川・淀川大堰上流の淀川本川の河岸部に調査地点を設け（図 4.1.4 参照），サーフネットにより稚魚を採集した（図 4.1.1・図 4.1.2 参照）。なお，阪神なんば線工事や淀川左岸線工事によって立ち入りが困難になった調査地点があり，調査地点は年によって異なる。

表 4.1.1 アユの幼魚の採集調査日と調査地点

年級群	2018年		2019年		2020年		備考		
調査日	19/2/26	19/3/22	20/1/21	20/2/25	21/1/26	21/2/25		21/3/26	
新淀川	福町				○	○	○	海老江の代替地点	
	海老江	○	○	○	○			左岸線工事のため廃止	
	姫島	○	○					なんば線工事のため廃止	
	塚本			○	○	○	○	○	姫島の代替地点
	十三	○	○	○	○	○	○	○	
	柴島	○	○	○	○	○	○	○	
旧淀川	桜ノ宮	○	○	○	○	○	○		
淀川	城北			○	○				

網掛けは未採取を示す。

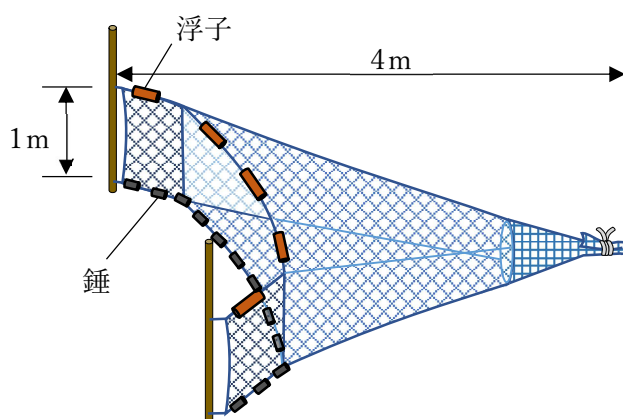


図 4.1.1 小型曳き網（サーフネット）



図 4.1.2 サーフネットによる稚魚採集状況

採集した個体は室内に持ちかえり，採集尾数と体長を測定し，Tsukamoto ほか（1987）に準じて顕微鏡下で耳石の扁平石を摘出し（図 4.1.3 参照），スライドガラス上にユーパールで封入し，必要に応じて研磨処理を行った．その後，描画装置のついた光学顕微鏡を用いて日周輪数を計数して日齢とし，採集日から日輪を差し引いて孵化日を推定した．



図 4.1.3 摘出した耳石（扁平石）



図 4.1.4(1) アユ幼魚の採集地点 (2018 年級群)



図 4.1.4(2) アユ幼魚の採集地点 (2019 年級群)



図 4.1.4(3) アユ幼魚の採集地点 (2020 年級群)

## 4.1.2 淀川大堰での遡上状況

### (1) 淀川大堰・階段式魚道の諸元

淀川大堰の魚道は、上流側の水位に関わらず常に落差が一定になるように、油圧により転倒するフラットゲート式魚道を併設した階段式魚道となっており（図 4.1.5 参照）、当初は 12 段であったが、落差が 0.3m と大きかったことや魚道プール長 2.6m に対し、プール幅 5.0 m が小さかったため、流れが乱れて遡上阻害が認められたため、2009 年に改修が行われている（株式会社建設技術研究所，2005）。

現在の魚道は、左右岸に 14 段の階段式魚道が設置されており、下流側の 10 段が固定隔壁を有する 3 列の階段式魚道で、上流側の 4 段が上流側の水位に追従して転倒可動する 1 列の階段式魚道となっている。下流側の各列の魚道隔壁には切り欠きが設けられているため、1 段毎の落差は概ね 0.05～0.15m 程度、越流水深が 0.05～0.15m、越流流速が 0.8～1.2m/s 程度と水深や流速にバリエーションがあり、アユを中心に多くの魚類などが遡上できるように設計されている。



図 4.1.5 淀川大堰の魚道（左岸魚道：左・右岸魚道：右）

### (2) 遡上調査方法

この魚道において、2012 年から CCD カメラと映像解析ソフトを用いた連続観測が国土交通省によって実施されている（表 4.1.2 参照）。ただし、2012 年から 2015 年までは調査の開始日が 4 月上旬から中旬であり、2016 年からは開始日が 3 月 10 日頃となっている。つまり、2012 年から 2015 年までの 4 月の遡上数は欠測があり、全体の遡上個体数も過小評価となっている可能性が高い。

CCD カメラの設置と遡上状況の録画方法と映像解析ソフトにより計数処理の詳細は、以下のとおりである。



表 4.1.2 遡上調査の実施期間

調査年	年級群	調査月日	調査日数
2012	2011	3/10～15, 4/13～6/15	70
2013	2012	4/12～6/15	65
2014	2013	4/17～6/15	60
2015	2014	4/16～6/15	61
2016	2015	3/10～6/15	98
2017	2016	3/10～6/15	98
2018	2017	3/10～6/15	98
2019	2018	3/10～6/15	98
2020	2019	3/6～6/15	102
2021	2020	3/6～6/15	102

#### 1) CCD カメラの設置と遡上状況の録画

淀川大堰の左右岸に録画ユニットと太陽光パネルからなる電源ユニットを設置した上で、左右岸の最上段の魚道隔壁部（可動ゲート部の越流部）の真上に、魚道の隔壁部全体が視野に入るように4台の CCD カメラを設置し、朝5時から夕方7時までの間で連続的に動画撮影が行われている（図 4.1.6 参照）。調査日の天候によって早朝や夕暮れ時の視認状況が異なるため、録画開始時間及び録画終了時間は、調査期間を通して確実に視認できる5時から19時の14時間に統一した。なお、別途の捕獲網を用いた調査により夜間の遡上はほとんどないことを確認しており、夕方7時から翌朝の5時までは遡上がないものとして取り扱った。

また、3～5日に1回のペースでデータ回収と機器のメンテナンスを実施されている。

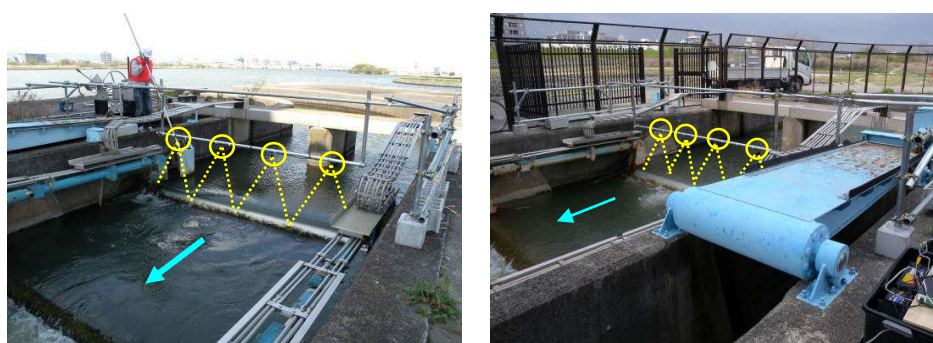


図 4.1.6 淀川大堰の魚道の CCD カメラの設置状況（左岸：左・右岸：右）

## 2) 映像解析ソフトにより計数処理

上記で録画した映像は、映像解析ソフトにより計数処理を行った（図 4.1.7 参照）。

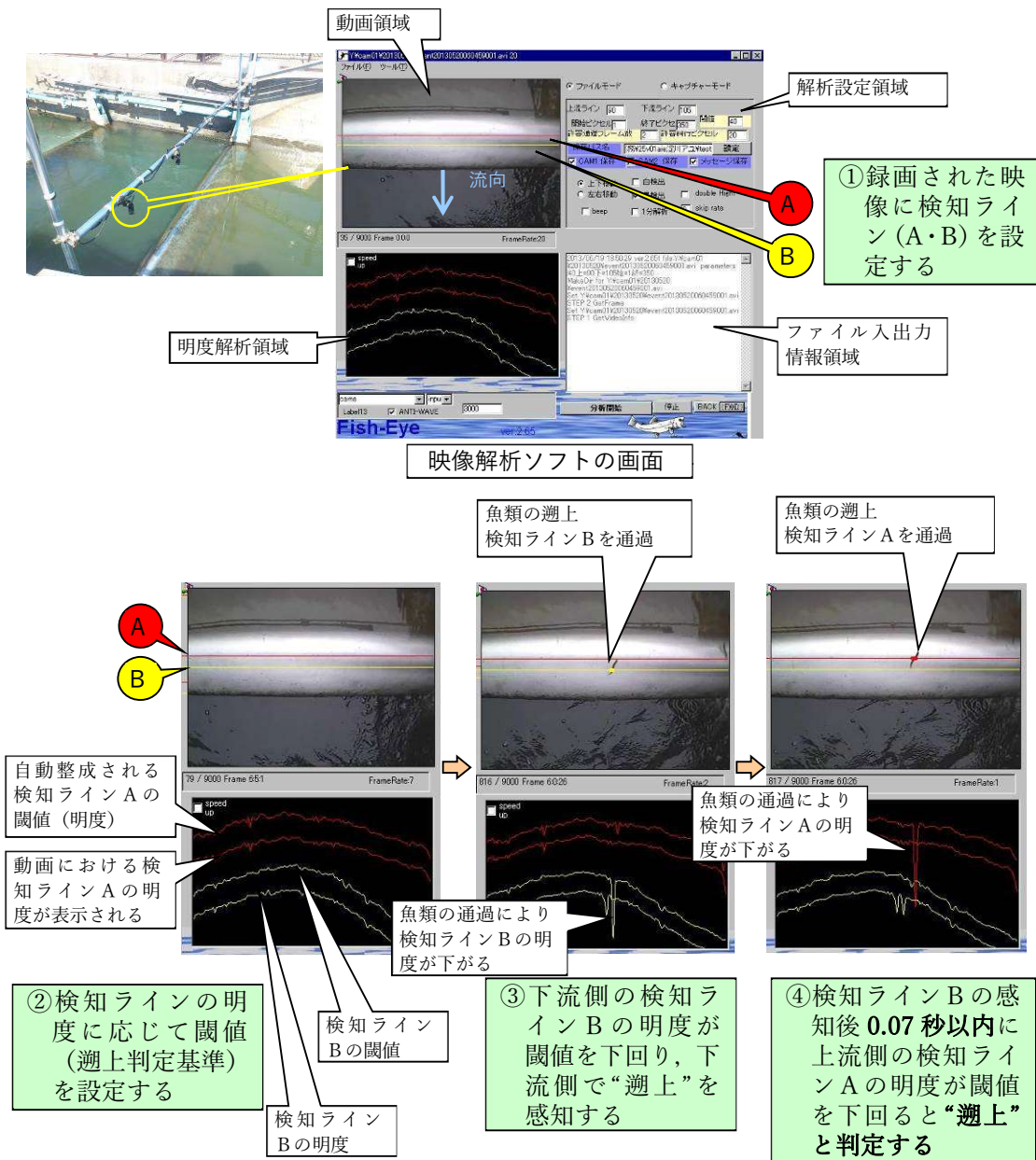


図 4.1.7 映像解析ソフトによる計数原理

映像解析ソフトによる計数処理の原理は、以下のとおりである。映像中の魚道越流部に横断方向に2本の「検知ラインA」と「検知ラインB」を設定し、「検知ライン」上の画素明度を求める。この明度は時間とともに変化する。次に、「検知ライン」の明度に10%下回る「閾値」を設置する。この状況で、魚類が遡上すると、まず下流側の「検知ラインB」に“魚



影”による明度の低下が生じる。次に、「検知ライン A」に“魚影”による明度の低下が生じる。この下流側の「検知ライン B」から上流側の「検知ライン A」の順に明度の低下を検知すると、「魚類の遡上が生じた」と自動判断し、その瞬間の動画を“切り出し”（キャプチャー）して静止画を保存する仕組みである。

### (3) 捕獲調査

2012 年から 2021 年までの間に年に 1～9 回（年によって異なる；表 4.1.3 参照）、淀川大堰魚道の出口に専用の網を設置して捕獲されたアユを計数し、体長測定を行った（図 4.1.8 参照）。また、2018～2020 年級群の個体については、4.1.1 で述べた方法で耳石の日輪から日齢を把握した。



図 4.1.8 淀川大堰の魚道の専用網と網の設置状況

表 4.1.3 捕獲調査の実施日

調査年	年級群	調査月日	調査回数
2012	2011	5/2・3・21・22, 6/7・16・18	7
2013	2012	5/5・6・21・22, 6/4・5	6
2014	2013	5/15・16・22・23・26・27, 6/1	7
2015	2014	5/12・13・15・19・26・27・29, 6/6・7	9
2016	2015	5/7・12・13・20・27・30・31	7
2017	2016	5/11・15・19・20・23・24, 6/1・5	8
2018	2017	5/18, 6/14	2
2019	2018	5/21	1
2020	2019	3/23, 5/22	2
2021	2020	3/15, 5/18	2

### 4.1.3 毛馬水門での遡上・滞留状況

#### (1) 毛馬水門における遡上阻害の状況

毛馬水門の上流側の淀川大堰湛水域の水位は、概ね O.P.+3.0m に維持されている一方で、下流側の旧淀川（大川）の水位は潮汐によって変動する。そのため、毛馬水門の上下流の水位差は、1日の内で満潮時に小さくなり、干潮時に大きくなる。上述のとおり、毛馬水門からは常時 70m<sup>3</sup>/s の放流を行うため、この上下流の水位差に応じて毛馬水門の調節ゲートの高さを変動させており、上下流の水位差が大きい時は「完全越流」となり、小さい時は「潜り越流」となる（図 4.1.9 参照）。

そのため越流部の水深と流速は、毛馬水門の上下流の水位差によって変動するが、多くの時間帯（特に「完全越流」時）で越流部の落差と流速がアユの遡上（遊泳）能力（概ね落差 1m・流速 1.2m/s）を超え、遡上が困難な状況となっている（瀬口ほか，2018）。そのため、毛馬水門からアユが遡上できるのは、毛馬水門の上下流の水位差が小さい時だけで、大潮の満潮時のわずか 1 時間程度だけとなる。上述したとおり、アユは夜間にほとんど遡上しない。そのため、アユの遡上期である 3 月下旬から 6 月上旬までの間（約 2,000 時間）に、毛馬水門から遡上可能な時間はおよそ数%程度の時間しかなく、ここでアユの遡上阻害が生じている。これらの遡上阻害に対する対策は、第 5 章で述べる。

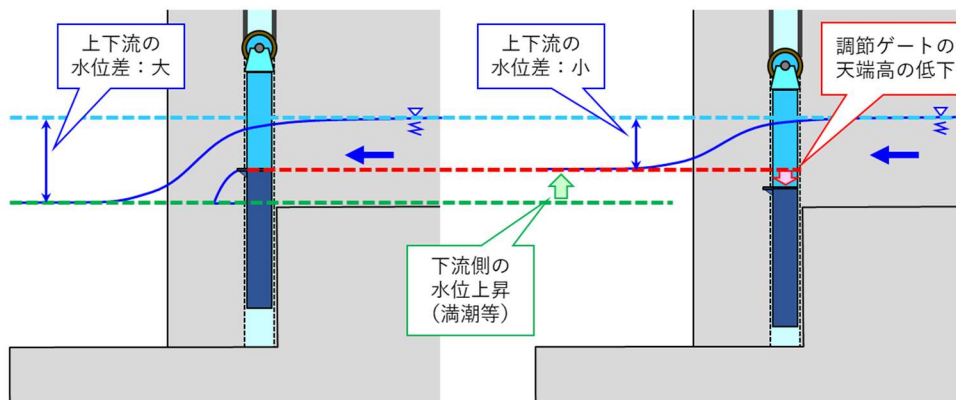


図 4.1.9 毛馬水門の運用イメージ

#### (2) 遡上調査方法

##### 1) 水中カメラによる遡上個体の計数と遡上数の推定

毛馬水門を遡上したアユなどの魚類は水際沿いを遡上することから（和田，2000），2016 年から 2020 年のアユの遡上期であるアユの遡上期である 4 月から 6 月までの期間の内、大潮時（毛馬水門の上下流の水位差が小さくなる時期）に 4 回（合計 8 時間），国土交通省によって毛馬水門上流水路の壁面の水深 1～2m の箇所に単管パイプを利用した水中カメラ架台を設置され（図 4.1.10 参照），動画録画から上流側へ遊泳移動するアユを計数されている（図 4.1.11 参照）。この際，水中カメラを水面に向けることで，水面を背景に遡上するアユを下面の影を捉えることで視認性を上げている。また，録画時間から推測される遡上時間と

その際の上下流の水位差が把握されている。

なお、水中カメラの設置状況は、表 4.1.4 のとおりである。2016 年と 2017 年は右岸のみの設置であった。そのため、左右岸で観測を行った 2018～2020 年の結果から右岸に対する左岸の比率を求め、2016 年と 2017 年の左岸の個体数を推定した。各年の調査日は、表 4.1.5 のとおりである。なお、2018 年の 5 月 1 日の調査は便宜上、4 月後半として扱った。

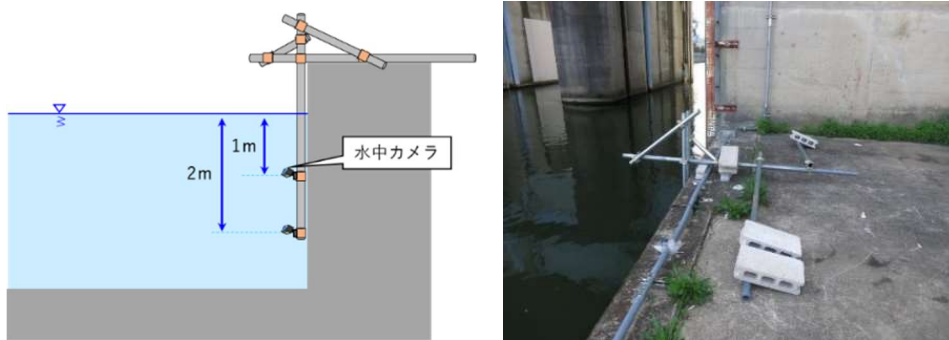


図 4.1.10 水中カメラの設置状況



図 4.1.11 アユの遊泳状況（撮影状況）

表 4.1.4 水中カメラの設置状況

調査年	右岸		左岸	
	1m	2m	1m	2m
2017	○	—	—	—
2018	○	○	—	—
2019	○	○	○	○
2020	○	○	○	○

○：設置 —：未設置

表 4.1.5 毛馬水門の遡上調査年月日

調査年	4月後半	5月前半	5月後半	6月前半
2016年	4/22	5/6	5/23	6/4
2017年	4/27	5/12	5/26	6/9
2018年	5/1	5/16	5/31	6/14
2019年	—	5/6	5/20	5/20
2020年	4/24	5/8	5/24	6/8
2021年	4/24	5/8	5/24	6/8

## 2) 滞留状況の把握

上述のとおり，毛馬水門の上下流の水位差が小さくなると毛馬水門から遡上が可能になるものの，全ての個体が遡上できる訳ではない．毛馬水門の下流部には，上下流の水位差が小さくなっても多くの個体が蝟集していた（図 4.1.12 参照）．

上記の毛馬水門からの遡上調査を実施する時，すなわちアユの遡上期である 4 月から 6 月までの期間の内，大潮時（毛馬水門の上下流の水位差が小さくなる時期）に 4 回，毛馬水門直下で蝟集するアユの個体数を，双眼鏡を用いて目視で計数した（図 4.1.13 参照）．

また，これらの滞留個体数と全項の遡上数の比率から遡上率を求め，その逆数を滞留率とすることで，毛馬水門における滞留状況を定量化した．

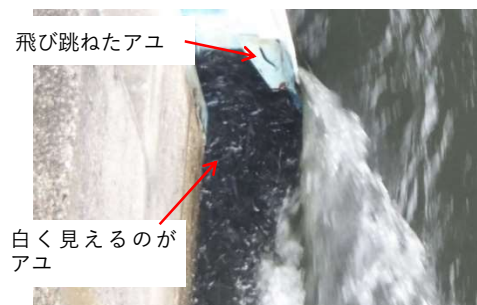


図 4.1.12 毛馬水門の直下に蝟集するアユ



図 4.1.13 毛馬水門の直下での目視計数状況

#### 4.1.4 上流部への遡上状況

前節までで淀川大堰あるいは毛馬水門から遡上したアユは、淀川の上流域まで遡上すると考えられるものの、主な支川である宇治川・桂川・木津川への遡上個体数の比率は不明である。一方で、支川の芥川（芥川一号井堰）や桂川の支川の鴨川（今井堰）では、断片的な遡上個体数の記録がある（図 4.1.14 参照）。

ここでは、これらの情報を引用整理し、淀川大堰における遡上個体数との関係を把握し、淀川大堰あるいは毛馬水門から遡上したアユの上流側への遡上状況を推測した。

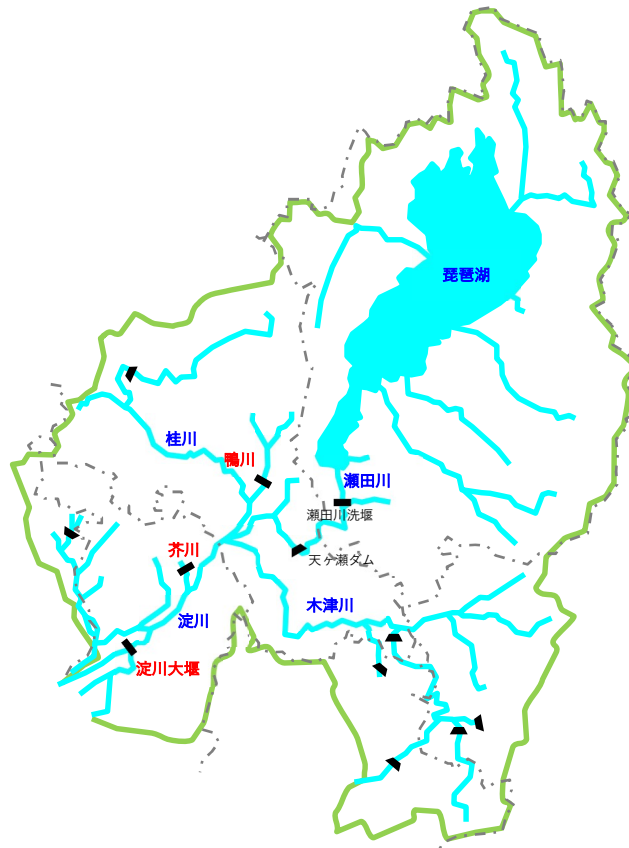


図 4.1.14 淀川大堰上流域におけるアユ遡上調査地点

## 4.2 調査結果

### 4.2.1 河岸に着岸するアユの幼魚の採集結果

#### (1) 採取個体数

アユの幼魚の採集状況は、表 4.2.1 のとおりである。3ヶ年の合計で64個体が確認され、新淀川では63個体、旧淀川では1個体で、比較的採集個体数が多いのは新淀川の十三・海老江・姫島（塚本）となった。3章3.2.2で述べた仔稚魚の河口部への分散状況と同様に旧淀川に比べて、新淀川の方が個体数は多かった（図 4.2.1 参照）。また、採集個体数は2018年級群が最も多く、次いで2019年級群、2020年級群となり、年を経るごとに減少した。

3ヶ年通じて仔稚魚が確認されたのは、十三・姫島（塚本）となり、採集数は総じて多かった。このことから、新淀川に流下したアユは十三・姫島（塚本）付近で生活した後、遡上するものと考えられた。そのほか、採集月別でみると2月と3月多い傾向があったものの、年によっては1月しか採集されなかった調査地点もあった。

高橋（2004）は、高知県の四万十川でのアユ仔稚魚の分布は、成長に応じて流心部の底層へ集積した後、河岸部に移動すると報告しており、新淀川においても2月から3月にかけて時間の経過、すなわち仔稚魚の成長につれて河岸部での採集数が増えたことから、流下したアユが河口部で分散した後、河岸部に移動していることが伺えた。

また、東（2004）は、碎波帯の個体数は遡上個体数と正の相関があることを報告しているが、今回の結果ではむしろ負の相関が認められた（図 4.2.2 参照）。

表 4.2.1 河岸部のアユ幼魚の採集状況

年級群	採集月	調査地点							合計
		新淀川						旧淀川	
		海老江	福	姫島	塚本	十三	柴島	桜宮	
2018	2月	16	—	2		4		1	23
	3月	1	—	2		17			20
	合計	17	—	4		21		1	43
2019	1月		—		5	8	2		15
	2月		—		1				1
	合計		—		6	8	2		16
2020	1月				1	3			4
	3月						1		1
	合計				1	3	1		5
総計		17	0	4	7	32	3	1	64

空白は採集がなく、—は調査を実施していないことを示す。



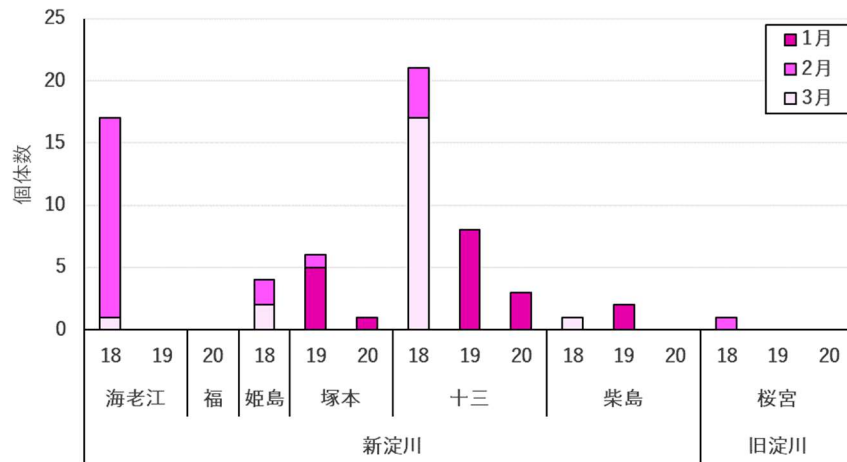


図 4.2.1 河岸部での幼魚の採集状況

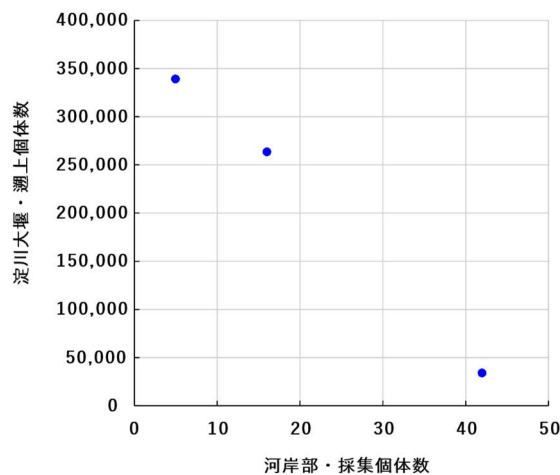


図 4.2.2 河岸部での幼魚の採集個体数と淀川大堰の遡上個体数の関係

## (2) 遡上個体の日齢

これらの幼魚の耳石の日輪から判定された孵化日は10月前半から12月後半までであり、年によって採集月や採集個体数が異なるものの、孵化日が11月の個体が多く確認された(図 4.2.3 参照)。これらは3章で述べた流下仔魚の調査結果と概ね整合した。また、採集日と孵化日の関係は図 4.2.4 に示すとおりで、採集日が遅くなるほど孵化日が遅くなる傾向が伺えるものの、いずれも採集個体数が少なく、なんとも言えなかった。また、河岸での採集月毎の推定孵化日と体長の関係を見ると、採集月が早いほど日齢が大きい個体の方が体長は大きい傾向があり(図 4.2.5 参照)、塚本(1998)や高橋(2004)が提唱・報告したような、“早生まれの個体ほど若齢で、成長のよいものほど小サイズで移動する”という「回遊

の原則」は、淀川の河岸部においては確認されなかった。ただし、後述するとおり、淀川大堰における遡上個体については、「回遊の原則」があてはまった。このことから、河岸部での幼魚の成長は若魚の遡上時期に影響を及ぼすと考えられる。

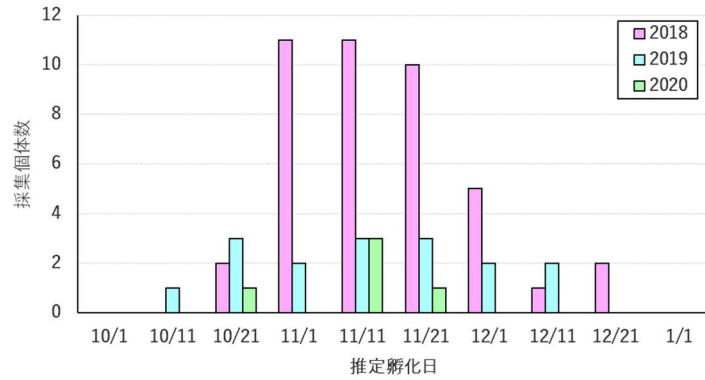


図 4.2.3 下流部で採取された幼魚の推定孵化日

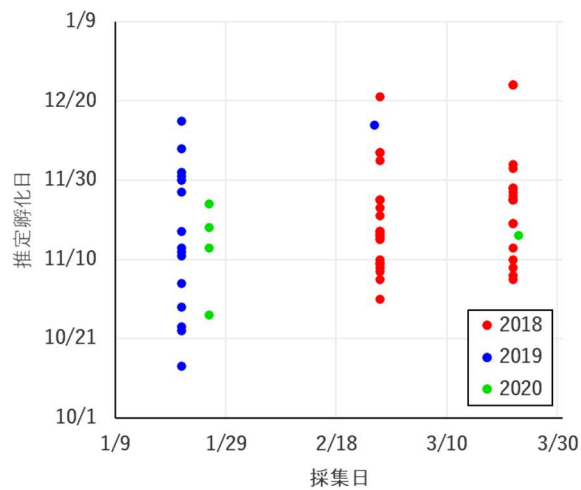


図 4.2.4 下流部で採取された幼魚の推定誕生日と採取日の関係

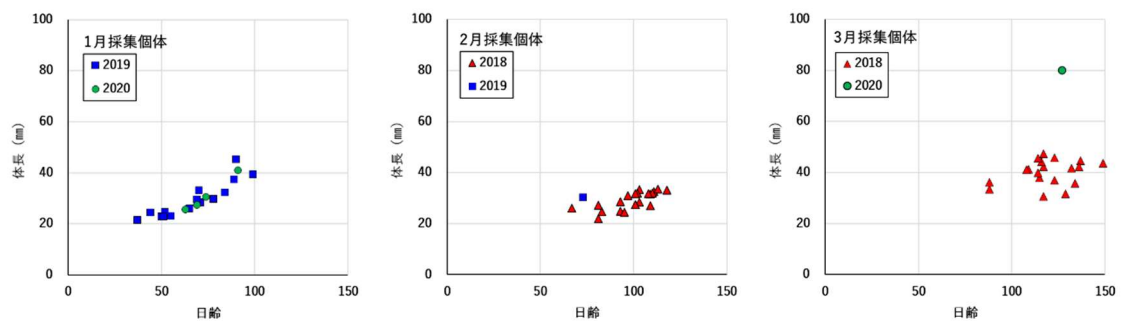


図 4.2.5 採集月別の採集された幼魚の推定孵化日と体長の関係

左から採集月が1月・2月・3月.

## 4.2.2 淀川大堰での遡上状況

### (1) 遡上個体数

2012年から2020年の経年的な遡上個体数の経年変化は、図4.2.6に示すとおりである。遡上個体数は2012年が最も多く、次いで2017年、2021年の順となり、年によって大きく変動した。各年の遡上個体数と淀川大堰からの放流量の経日変化は図4.2.7に示すとおりで、こちらも年によって遡上ピークの時期が大きく異なった。また、日々の放流量と遡上個体数には明瞭な関係性が認められない。

また、2012年と2019年は右岸より左岸の遡上個体数の方が多くなったが、その他の年は右岸の方が多かった。2012年に左岸の遡上個体数が多くなった要因としては、遡上期の前年となる2011年9月から遡上期をまたいだ2012年7月にかけて左岸側の調節ゲート設備の修繕作業により、調節ゲートからの放流が停止していた期間が長かったためと考えられる。このことは、戸井(1999)がアユは流量が多い方へ向かって遡上すると報告した現象と同じである可能性がある。2019年については上記のような状況がなかったものの、遡上個体数が期間を通じて最低になった年であり、この理由については次章以降で検討する。

上述したとおり、日々の放流量と遡上個体数には明瞭な関係性は認められなかったものの、遡上期間の前半にあたる3~4月の平均流量が大きいと3~6月の全期間の遡上個体数が増加する傾向がうかがえた(図4.2.8参照)。これらの現象は、竹門ほか(2014)が報告した結果と同じであった。

なお、3~4月の平均流量が多いと3~4月の遡上個体数が増加するものの、3~6月の全期間の遡上個体数の相関より小さくなった。つまり、3~4月の平均流量は、直近の遡上個体数だけでなく遡上期間を通じて遡上個体数を増加させる効果があると考えられる。

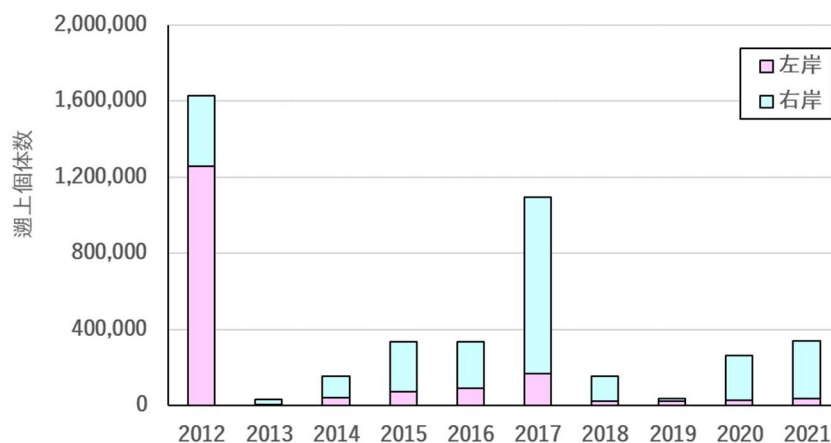


図 4.2.6 淀川大堰のアユの遡上個体数の経年変化

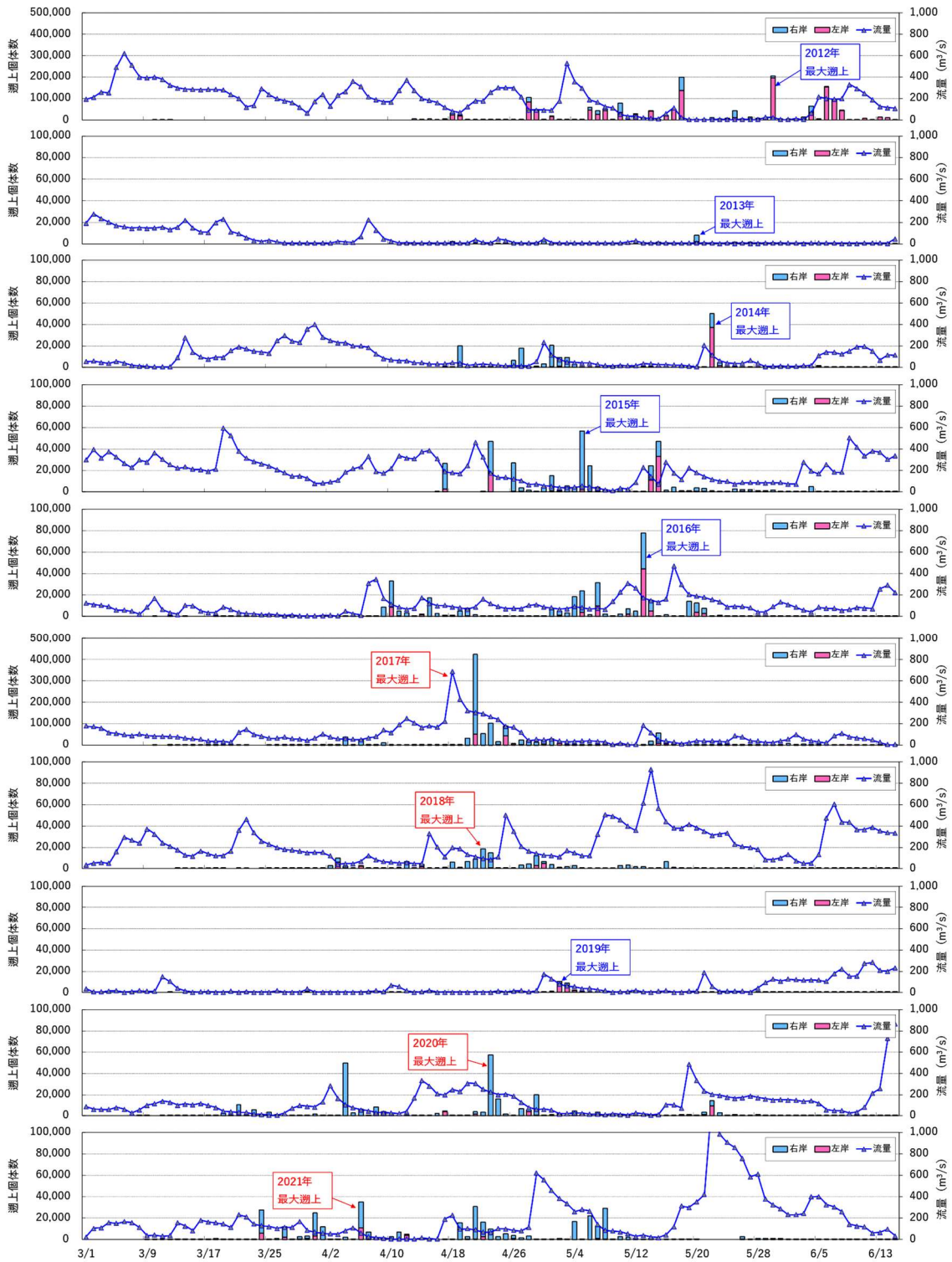


図 4.2.7 淀川大堰のアユの遡上個体数と流量の年別経日変化

吹き出しは最大遡上日を示し、赤字は4月、青字は5月であることを示す。また、2012年と2017年の縦軸のスケールが異なる。

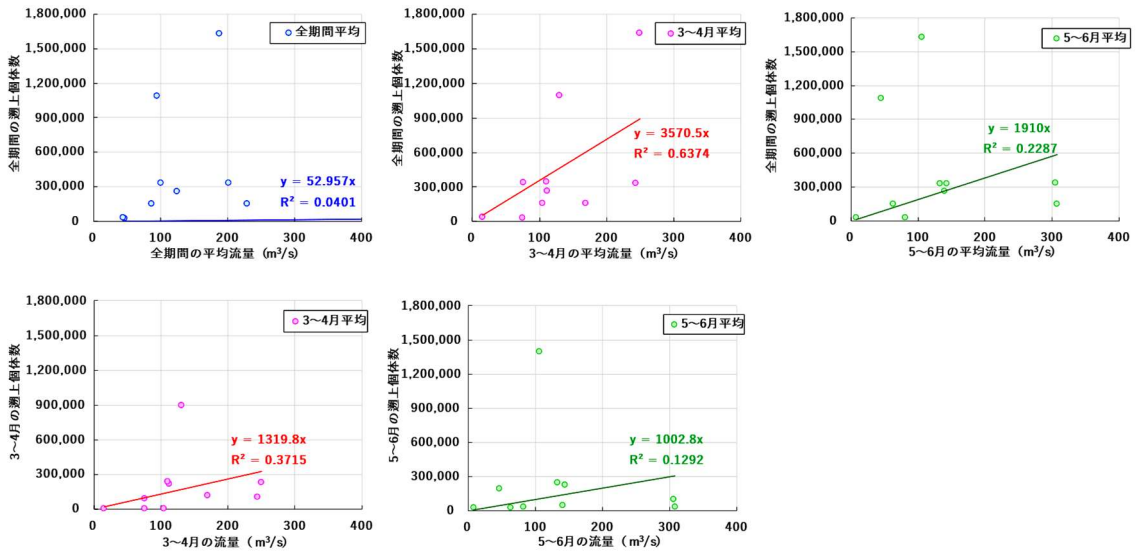


図 4.2.8 淀川大堰の期間別平均流量と遡上個体数の関係

上段は全期間の遡上個体数と期間別の平均流量との関係。平均流量の計算期間は左が 3 月 1 日～6 月 15 日までの全期間，中が 3 月 1 日～4 月 30 日までの前半期間，右が 5 月 1 日～6 月 15 日までの後半期間。

下段は基板別の遡上個体数と期間別の平均流量との関係。左が遡上個体数と平均流量ともに 3 月 1 日～6 月 15 日までの前半期間，右が 5 月 1 日～6 月 15 日までの後半期間。

## (2) 遡上個体サイズ

2012 年から 2021 年まで捕獲した旬毎の個体数 (2011～2020 年級群) と体長分布をみると，年によって捕獲時期や捕獲個体数が異なり比較が困難であるものの，2011 年級群や 2012 年級群のように捕獲日が 6 月の個体ほど体長が小さく，2019 年と 202 年級群のように捕獲日が 3 月の個体ほど体長が大きい傾向があった (図 4.2.9 参照)。

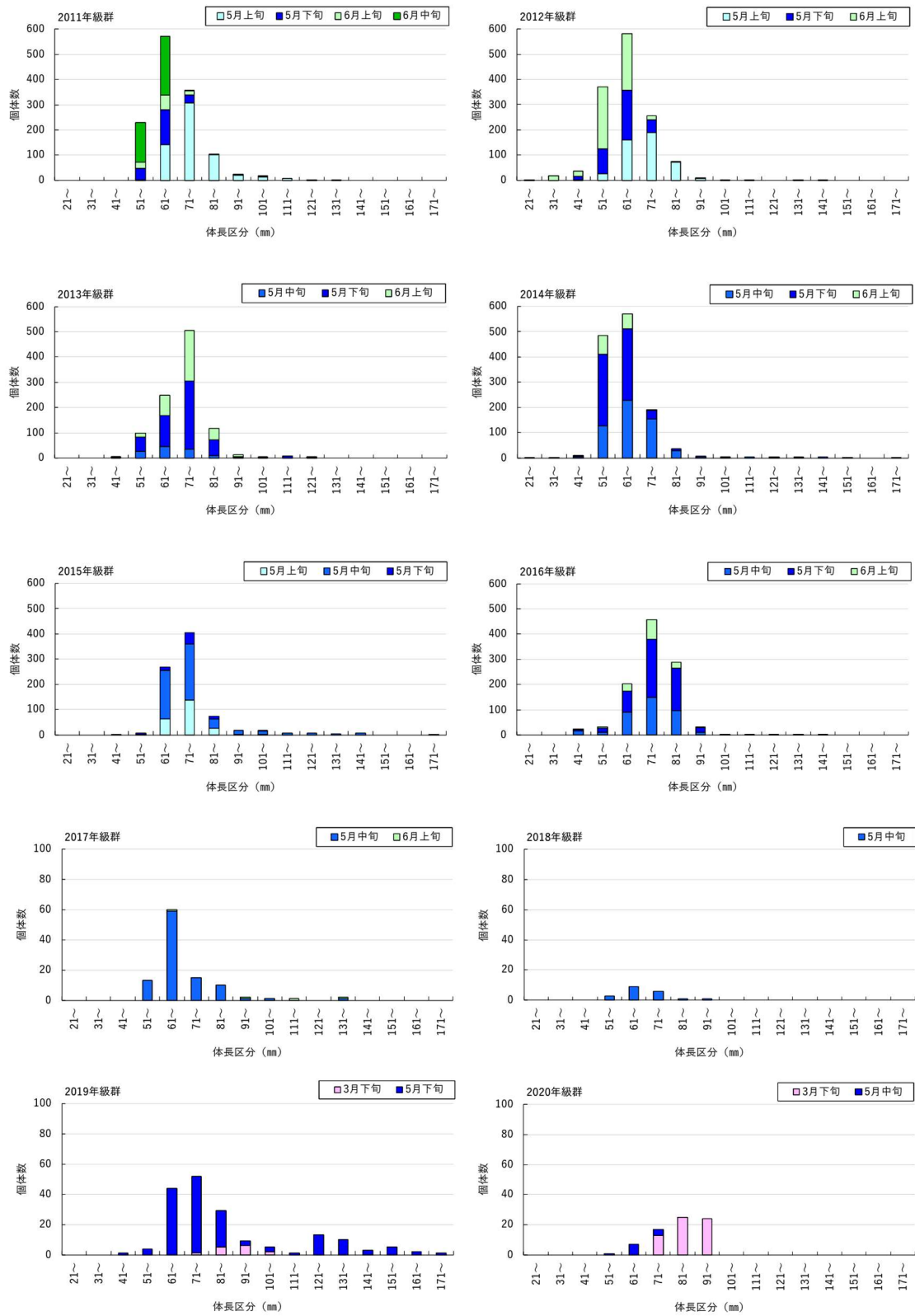


図 4.2.9 淀川大堰で捕獲されたアユの捕獲時期と体長の関係



### (3) 遡上個体の日齢

2018～2020年級群の耳石から推定された捕獲時の日齢と体長の関係は、年によって異なり2019年級群は日齢と体長の相関が確認されたが、2018年級群や2020年級群は不明瞭であった(図4.2.10参照)。また、各年の捕獲時期を旬毎にみると、5月中旬と5月下旬に捕獲された個体は日齢と体長の相関が確認された。

また、捕獲時期の旬毎の、日齢と捕獲日の差分で推定される日齢と体長の関係は、上記(2)で述べたとおり、3月中旬に捕獲された個体の方が、5月中旬・下旬に捕獲された個体よりも、同程度の日齢であっても体長が大きく、孵化日も早いことが確認された(図4.2.11参照)。これらの結果は、塚本(1998)が提唱した“早生まれの個体ほど若齢で、成長のよいものほど小サイズで移動する”という「回遊の原則」と整合した。

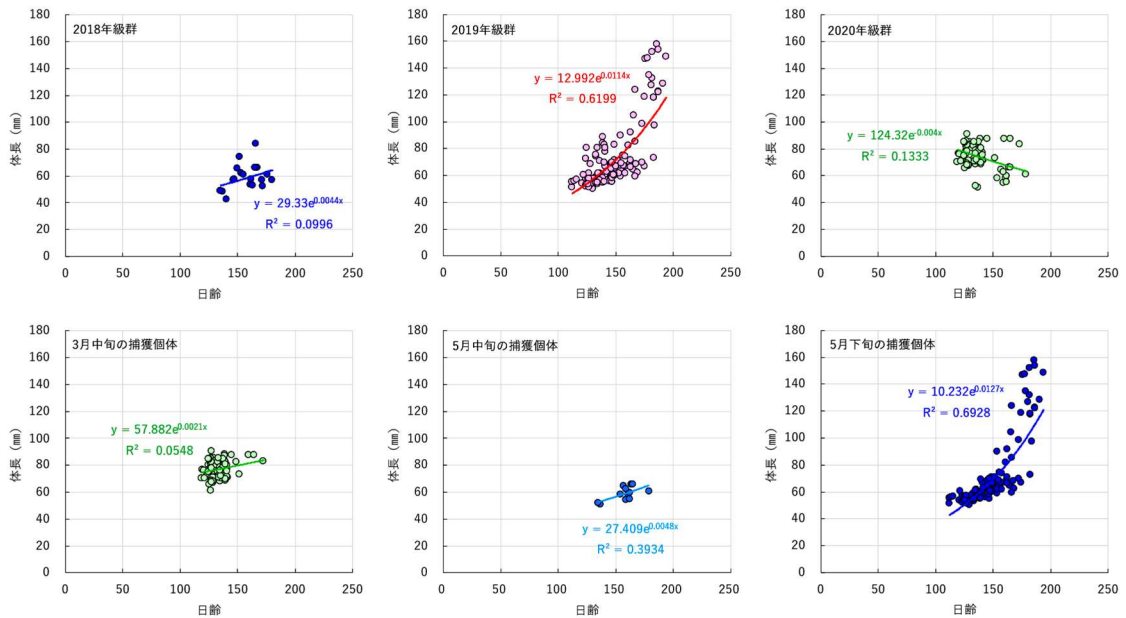


図 4.2.10 淀川大堰で捕獲されたアユの日齢と体長の関係

上段は2018～2020年級群毎の日齢と体長との関係、下段は捕獲時期の旬毎の日齢と体長との関係。

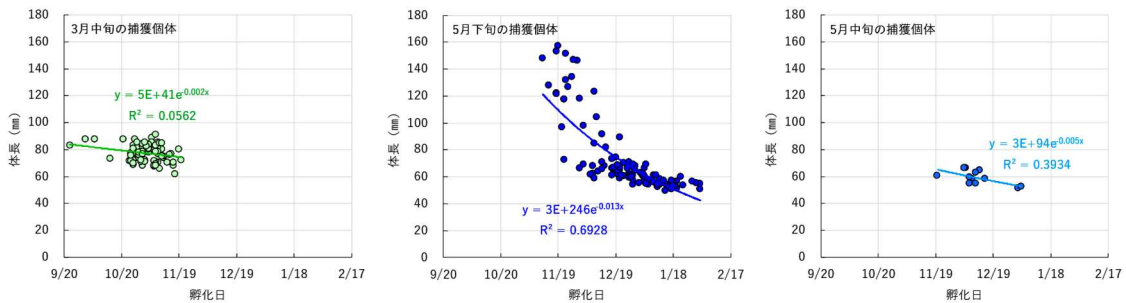


図 4.2.11 淀川大堰で捕獲されたアユの孵化日と体長の関係

さらに、4.2.1 で述べた河岸に着岸する幼魚も含めた日齢と体長の関係は、概ね指数関数的な成長が見られた(図 4.2.12 参照)。その成長速度は 2018 年級群が最も小さく、2019 年級群、2020 年級群と大きくなった(図 4.2.13 参照)。そのため、2019 年級群と 2020 年級群の 3 月期の遡上個体の平均体長である 77mm に達すると推定される日齢は、2018 年級群が 173 日、2019 年級群が 153 日、2020 年級群が 141 日となり、年々小さくなり、それだけ遡上時期が早くなることが予想された。事実、各年級群の最大遡上が確認された日は、年々早くなるとともに、遡上個体数も年々増加する傾向があった(前出の図 4.2.6 と図 4.2.7 参照)。

これらのことから、河岸の接岸から遡上期までの成長は、遡上時期を早めるだけでなく、幼魚の生存率を高め、ひいては遡上個体数を増加させる可能性が考えられた。

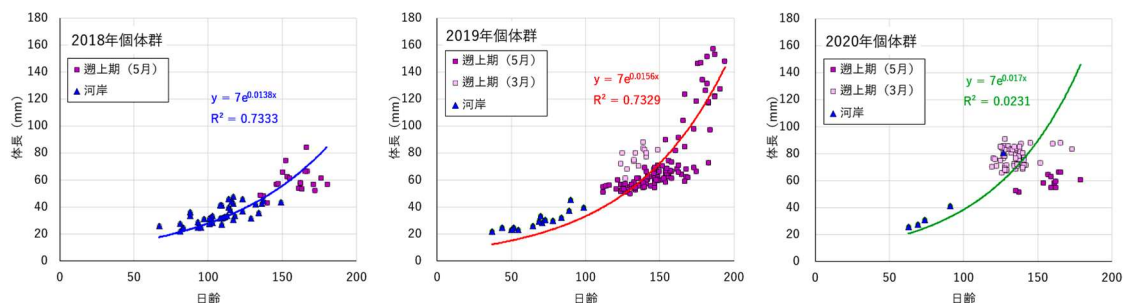


図 4.2.12 河口部と淀川大堰で捕獲されたアユの孵化日と体長の関係

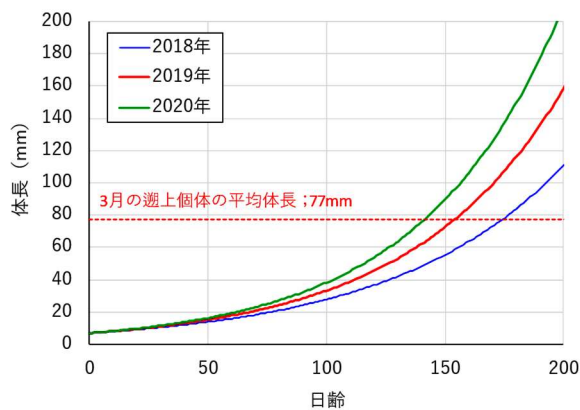


図 4.2.13 2018~2020 年級群の成長曲線の比較

## 4.2.3毛馬水門での遡上・滞留状況

### (1) 遡上状況

毛馬水門における2016年から2020年に観測した遡上個体数と遡上可能時間から求めた1時間あたりの遡上個体数の経年変化は、表4.2.2と図4.2.14に示すとおりである。なお、2016年と2017年は右岸のみの観測であるため、左右岸で観測を行った2018～2020年の結果から右岸に対する左岸の比率(0.68倍)を求め、推定される左岸の個体数を含めた値である。

2017年が最も多く、次いで2016年となり、淀川大堰魚道における遡上個体数と同様に年によって大きく変動した。また、遡上個体数は、2017年は4月後半が多かったものの、多くの年では5月前半や5月後半が多かった。

表 4.2.2 各調査回における遡上個体数と推定遡上数

調査年	調査箇所	遡上数					年合計	遡上可能 時間(分)	遡上数 /時間	遡上可能 時間	推定 遡上数	
		4月後半	5月前半	5月後半	6月前半							
2016年	右岸	上層	0	0	0	—	0	316	250	75.8	28	2,124
		下層	0	0	179	—	10					
		合計	0	0	179	0	10					
	総計*	0	0	300	0	16						
2017年	右岸	上層	1,738	19	2,146	—	0	7,228	290	1,495	48	71,782
		下層	381	0	20	—	0					
		合計	2,119	19	2,166	0	0					
	総計*	3,559	31	3,638	0	0						
2018年	右岸	上層	0	33	28	—	9	115	330	20.9	52	1,087
		下層	1	12	1	—	1					
		合計	1	45	29	—	10					
	左岸	上層	1	15	4	—	2					
		下層	1	4	2	—	1					
		合計	2	19	6	—	3					
	総計	3	64	35	—	13						
	2019年	右岸	上層	—	5	13	0					
下層			—	0	0	3	2					
合計			—	5	13	3	12					
左岸		上層	—	2	4	24	6					
		下層	—	1	0	0	0					
		合計	—	3	4	24	6					
総計	—	8	17	27	18							
2020年	右岸	上層	0	7	15	—	15	58	270	12.9	44	567
		下層	0	0	0	—	0					
		合計	0	7	15	—	15					
	左岸	上層	0	17	1	—	0					
		下層	0	0	3	—	0					
		合計	0	17	4	—	0					
総計	0	24	19	—	15							

\*2016年と2017年の総計は、左岸の推定値(右岸の0.68倍)との合計値である。

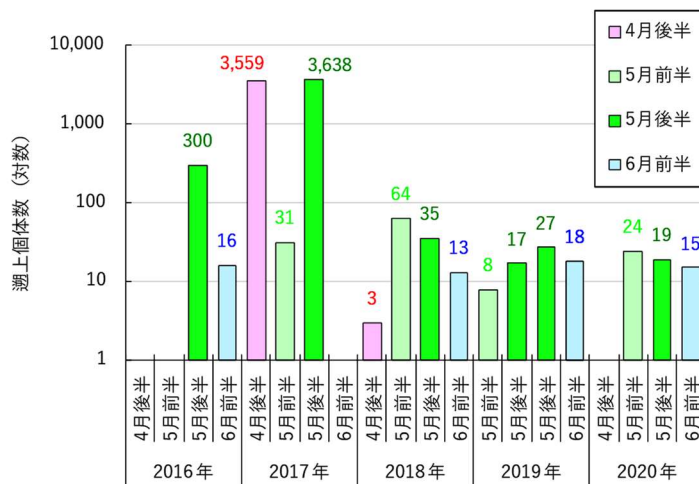


図 4.2.14 毛馬水門におけるアユの遡上数の経年変化  
注) 縦軸は対数軸

これらの遡上が確認された時の毛馬水門の上下流の水位差は図 4.2.15 に示すとおりで、毛馬水門における上下流の水位差が概ね 0.76m以下になると遡上が起こることが確認された。このことから、アユが毛馬水門を遡上できる時間帯は、アユの遡上期である4月から6月までの期間の昼間の時間帯で、毛馬水門における上下流の水位差が 0.76m以下となる時間帯と推測された。そのため、各年の昼間の時間帯で上下流の水位差が 0.76m以下となる時間帯を求めた(図 4.2.16 参照)。その結果、2015年からのアユの遡上可能時間の経年変化は、図 4.2.17 に示すとおりである。ただし、2015年は、毛馬水門におけるアユの遡上促進対策を実施していない(第5章で述べる)。そして、前出の表 4.2.2 の1時間あたりの遡上個体数と図 4.2.17 に示した水位差が 0.76m以下となる時間の積が推定遡上個体数とした(図 4.2.18 参照)。上述したとおり確認された遡上個体数が多い2017年が最も多く、次いで2016年が多い結果となった。

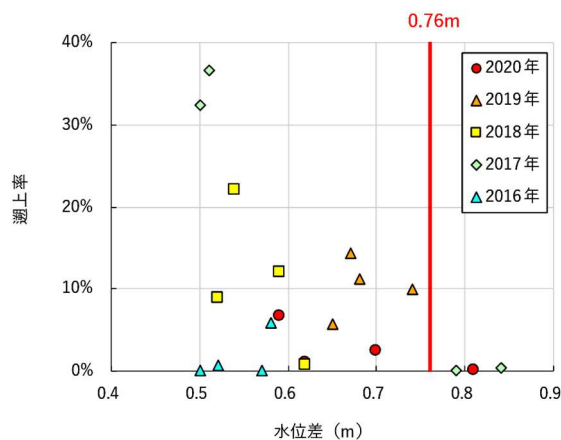


図 4.2.15 毛馬水門における上下流の水位差と遡上個体数の関係

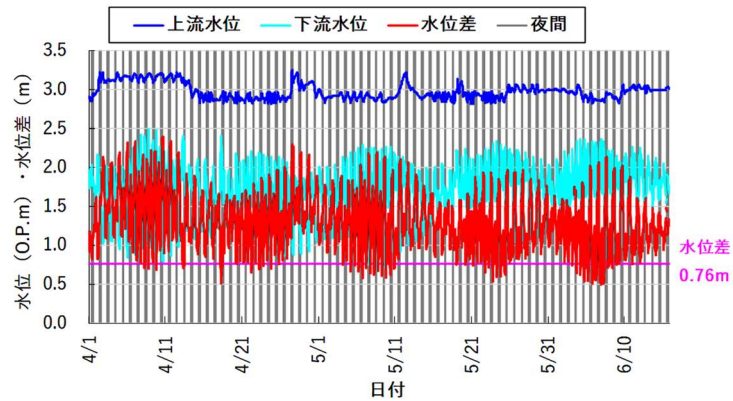


図 4.2.16 毛馬水門における上流・下流水位と水位差の経時変化（2020年）

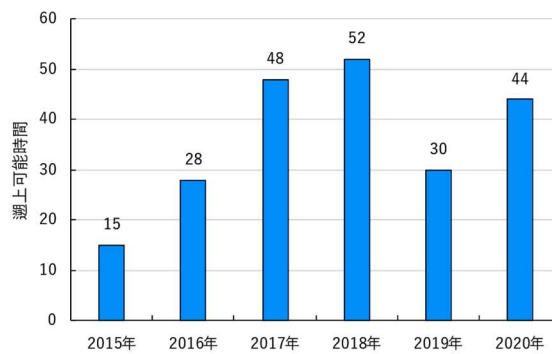


図 4.2.17 毛馬水門における遡上可能時間の経年変化

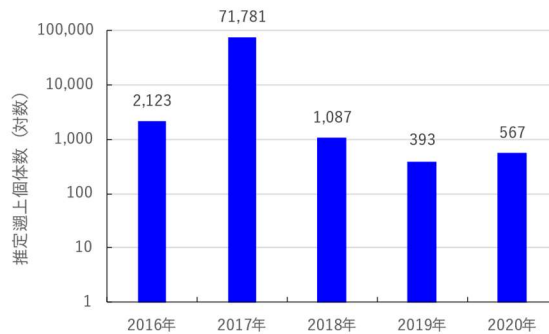


図 4.2.18 毛馬水門における推定遡上個体数の経年変化  
注) 縦軸は対数軸

この毛馬水門（旧淀川）における推定遡上個体数と新淀川（淀川大堰）の遡上個体数は相関が見られたが、毛馬水門（旧淀川）における推定遡上個体数は、最大でも新淀川（淀川大堰）のその7%（平均は1.9%）にも満たない状況であった（図 4.2.19 参照）。このことは、3章で述べた毛馬水門への流下仔魚の個体数が新淀川より16倍多いという現象と比べて、逆転している。

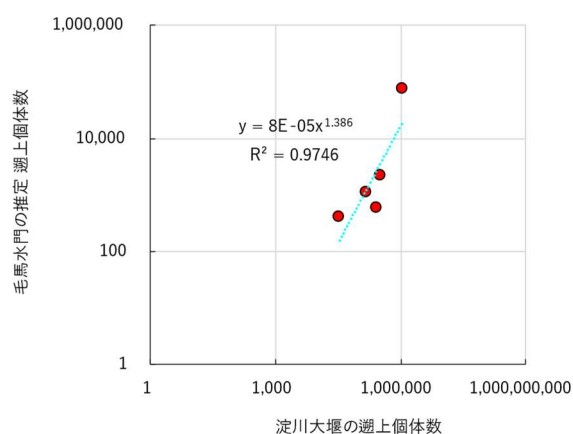


図 4.2.19 淀川大堰と毛馬水門における遡上個体数の関係  
注) 両軸ともに対数軸

また、毛馬水門（旧淀川）と淀川大堰（新淀川）の遡上個体数が相関するという事は、河口・海域部におけるアユの生存率が旧淀川と新淀川で同調していると考えられる。つまり、旧淀川と新淀川で同調する環境要素が、河口・海域部におけるアユの生存率を決定づけていることが推測される。

## (2) 滞留状況

毛馬水門における 2016 年から 2020 年に観測した滞留個体数の経年変化は、表 4.2.3 と図 4.2.14 に示すとおりである。

遡上個体数と同様に 2017 年が最も多く、次いで 2016 年となり、新淀川（淀川大堰魚道）における遡上個体数と同様に年によって大きく変動した。また、滞留個体数は、2017 年は 4 月後半が多かったものの、多くの年では 5 月前半や 5 月後半が多かったことは遡上個体数と同様であり、滞留個体数と推定遡上個体数は概ね相関が認められ、滞留個体数の 9% が遡上すると考えられた（図 4.2.21 参照）。

表 4.2.3 各調査回における滞留個体数

調査年	水門直下滞留数					年合計
	4月後半	5月前半	5月後半	6月前半		
2016年	140	3,128	5,166	—	2,672	11,106
2017年	9,730	7,426	11,263	—	122	28,541
2018年	418	534	400	—	59	1,411
2019年	—	81	119	241	316	757
2020年	259	2,350	290	—	635	3,534



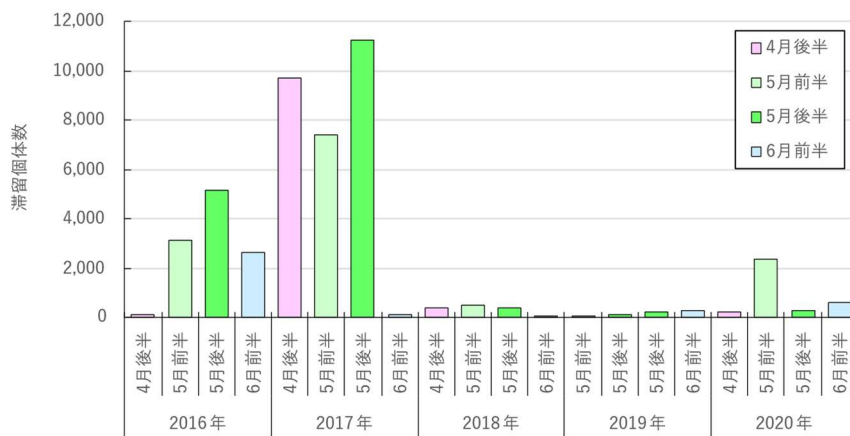


図 4.2.20 淀川大堰と毛馬水門における滞留個体数の関係

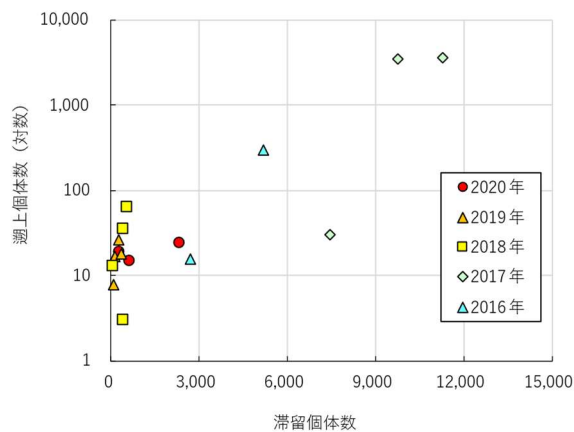


図 4.2.21 毛馬水門における滞留個体数と推定遡上個体数の関係  
注) 縦軸は対数軸

この毛馬水門（旧淀川）における滞留個体数は、毛馬水門（旧淀川）における推定遡上個体数と同様に淀川大堰（新淀川）の遡上個体数は相関が見られることから（図 4.2.22 参照）、淀川全体で遡上状況は、淀川大堰（新淀川）での遡上個体数が多くなると、毛馬水門における滞留個体数も多くなり、ひいては淀川大堰（新淀川）での遡上個体数と連動すると考えられる。

この毛馬水門直下の滞留個体数は、調査日の確認個体数である。上述したとおり毛馬水門の遡上期間を通じた推定遡上個体数は淀川大堰のその2%程度であることと、毛馬水門直下の滞留個体数の9%が遡上することを勘案すると、淀川大堰の遡上個体数の20%程度が毛馬水門の直下に滞留するという計算となる。

3章で述べたとおり、旧淀川（毛馬水門）への流下仔魚の個体数は新淀川より16倍多いが、旧淀川の潜在的な遡上個体数は新淀川のその20%程度であることを勘案すると、旧淀川での仔魚から遡上までの生存率は、新淀川のその1.25%という低い値となる。

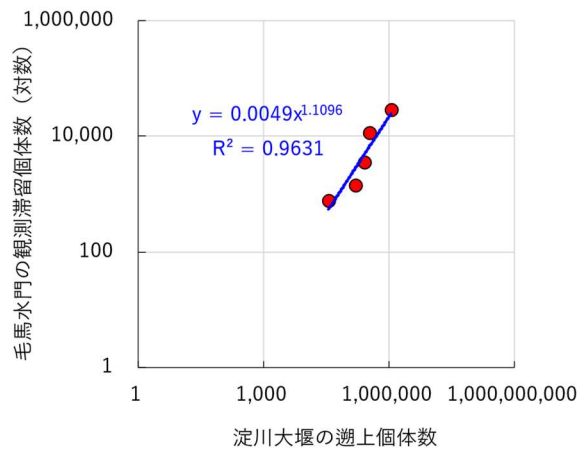


図 4.2.22 淀川大堰と毛馬水門における滞留個体数の関係

#### 4.2.4 上流部への遡上状況

支川の芥川や桂川の支川の鴨川で実施されている断片的な遡上調査の方法は、以下のとおりである。

##### (1) 遡上状況の把握方法

###### 1) 芥川の遡上状況

支川の芥川の遡上状況は、2012年から摂南大学と芥川倶楽部により継続的に目視計測が実施されている。調査頻度や調査時間は年によって若干異なるものの、主として4～6月のアユの遡上期間において50日以上で計測を行い、観測時間あたりの遡上個体数から芥川における遡上個体数の推算を行っている（濱正ほか，2021）。

###### 2) 鴨川の遡上状況

桂川の支川の鴨川の遡上状況は、2011年から京の川の恵みを活かす会により継続的に目視計測が実施されている。調査頻度や調査時間は年によって若干異なるものの、主として5～6月のアユの遡上期間において30～50日の計測を行っている。また、計測する地点は鴨川の最下流の堰としているが、2013年に最下流の龍門堰が撤去されたため、2014年は上流の今井堰に変更されている。観測時間あたりの遡上個体数から鴨川における遡上個体数の推算を行っている（桂，2021）。

## (2) 各河川への遡上状況

芥川と鴨川の推定遡上個体数と淀川大堰の遡上個体数は、図 4.2.23 に示すとおりである。各年・各河川ともに淀川大堰の遡上個体数の数%~22%を占める結果となった。各河川の遡上数は推定のため誤差があると考えられものの、鴨川においては、淀川大堰の遡上個体数が多い年は遡上個体数が多くなる傾向があり（図 4.2.24 参照）、淀川大堰あるいは毛馬水門から遡上したアユが、淀川の上流域へ遡上している状況が確認され、淀川大堰のアユの遡上個体数は、淀川のアユ資源量を指標すると考えられる。

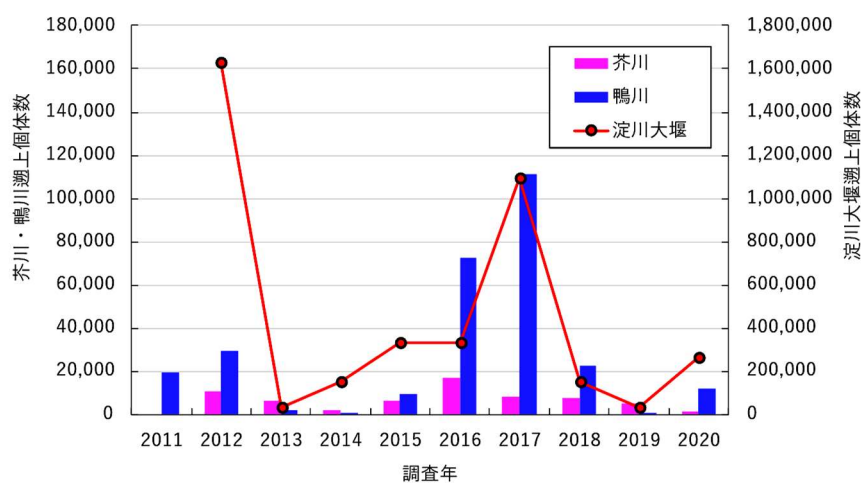


図 4.2.23 芥川と鴨川の推定遡上個体数と淀川大堰の遡上個体数の経年変化

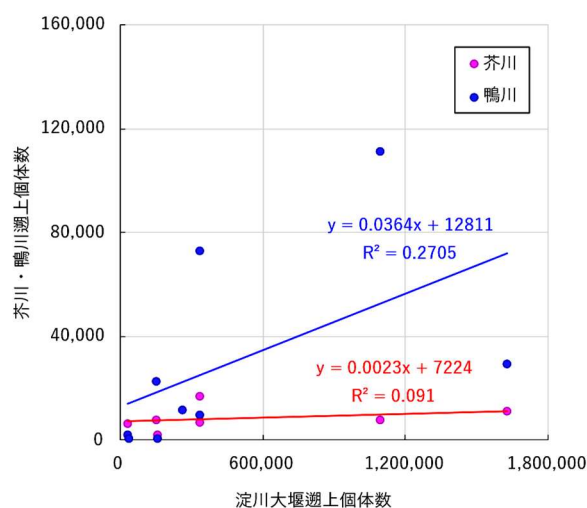


図 4.2.24 芥川と鴨川の推定遡上個体数と淀川大堰の遡上個体数の関係

### 4.3 アユの遡上様式

前項までの調査結果から推定される淀川におけるアユの遡上魚の動態モードは、図 4.3.1 に示すとおりである。

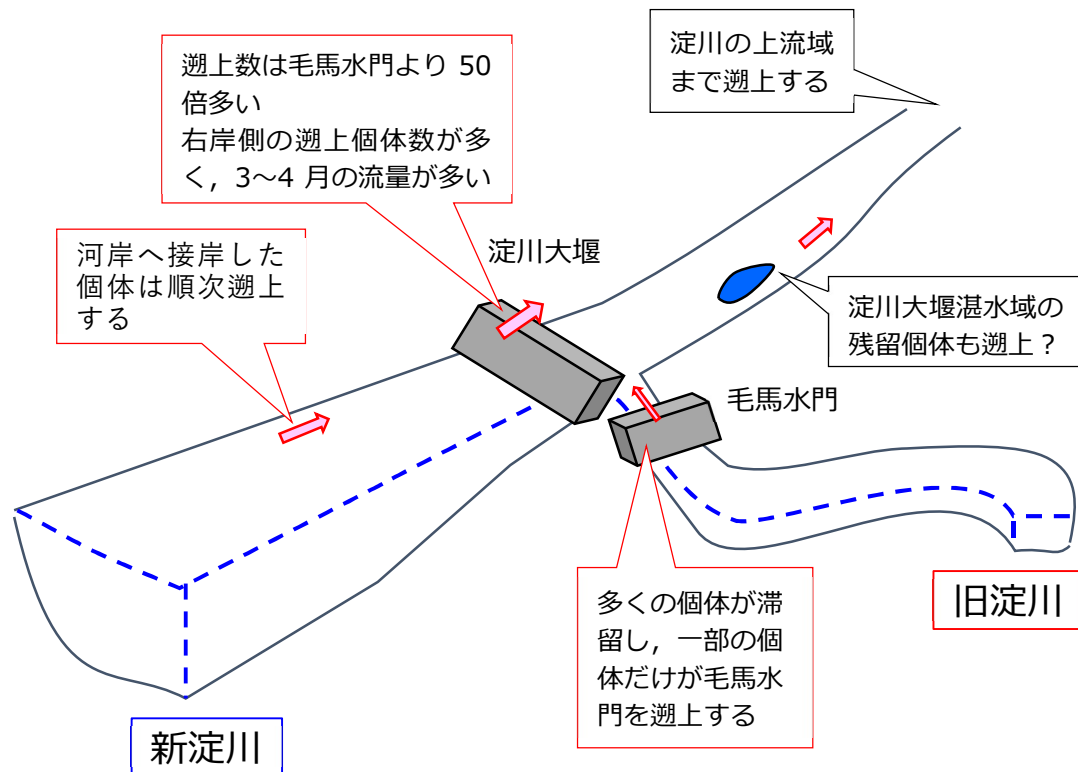


図 4.3.1 淀川におけるアユの遡上魚の動態モード

アユの遡上過程にしたがって、淀川におけるアユの遡上様式を述べる。

- 新淀川の河口部に分散したアユの仔稚魚は、遡上前に河岸部に移動する。なお、この移動は、高知県の四万十川での事例と同様である（高橋，2004）。
- 淀川大堰と毛馬水門からアユが遡上するが、その個体数は 2 桁以上淀川大堰の方が多。これは、3 章で述べた毛馬水門と淀川大堰への流下仔魚の個体数比率と比べて逆転する。
- 淀川大堰の左右岸にある魚道から遡上する個体数は、年によって大きく変動する。また、遡上個体は、塚本（1998）が提唱した“早生まれの個体ほど若齢で、成長のよいものほど小サイズで移動する”という「回遊の原則」と整合し、河岸の接岸から遡上期までの成長は、遡上時期を早めるだけでなく、幼魚の生存率を高め、ひいては遡上個体数を増加させる可能性が考えられた。

- 竹門ほか（2014）が報告したとおりアユの遡上期間の前半にあたる3～4月の流量が多いと、その年の遡上個体数が多くなる傾向があり、この時期の流量は、アユの遡上の「呼び水」となるほか、幼魚の成長を担保し、遡上個体数の増加に寄与している可能性がある。
- 旧淀川から遡上するアユの個体数は、新淀川（淀川大堰の魚道）を遡上する個体数と正の相関があるものの、毛馬水門を遡上できる個体は水門直下に滞留した個体の9%程度で、その多くは毛馬水門の下流で滞留する。
- 旧淀川から遡上する潜在的なアユの個体数は、新淀川（淀川大堰の魚道）を遡上する個体数の20%程度と計算され、旧淀川への流下仔魚数を勘案すると、旧淀川での生存率は新淀川の1.25%という低い値と推測された。
- 淀川大堰あるいは毛馬水門を遡上した若魚はより上流域に遡上し、多くの個体は桂川・宇治川・木津川に遡上すると考えられるが、一部は支川の芥川や鴨川にも遡上する。また、鴨川の遡上個体数は淀川大堰での遡上個体数が多いと、多くなる傾向もあった。
- 3章で述べたとおり淀川大堰の湛水域には、河口部に流下せず、河川残留個体が存在するが、これらの個体も遡上期に上流へ遡上すると考えられる。

#### 4.4 結語

旧淀川へ流下する流下仔魚の個体数と旧淀川から遡上する個体数の比率と新淀川のそれを勘案すると、旧淀川から遡上する個体数は相対的に少ないことから、旧淀川での仔魚から稚魚までの生存率が低いと考えられる。その理由としては、第3章で述べたとおり毛馬水門を通過する際に仔魚が損傷すること以外にも、新淀川と旧淀川におけるアユの幼魚が接岸する干潟や浅瀬環境の分布も要因として考えられる（図4.4.1参照）。アユの仔稚魚の一部は、新淀川河口部の大阪港マリーナに集積する情報もあるものの（中筋，2021），その確認個体数から全ての個体が大阪港マリーナに集積しているとは考えられず、アユの幼魚の多くは新淀川の河岸に分布する干潟や浅瀬環境を生息していると考えられる。そのため、より多くの流下仔魚を新淀川へ流下させることが得策であることが考えられる。



図 4.4.1 淀川河口部における干潟・浅瀬環境の分布

その上で、淀川のアユの遡上様式を鑑みると、河岸に着岸する幼魚の生息環境を保全しつつ、遡上時期の淀川大堰からの遡上促進することが遡上個体数を増加させる方法と考えられる。また、毛馬水門での遡上率を向上させることも、淀川水系全体の遡上個体数を増加させる効果が見込まれる。一方で、アユの遡上個体数は竹門ほか（2014）が指摘したように、3～4月の流量が多いと増加する経過する傾向があるものの、流量を増加させると無尽蔵に遡上個体数が増加する訳ではない。遡上個体数は流下仔魚の個体数以上に増加しない。そのため、第3章で述べたとおり流下仔魚の個体数を増加させる流量も含めて遡上個体数を増加させる流量条件を検討する必要がある。

次章以降で、河川流量と淀川大堰からの遡上状況との関連を分析し、淀川の流量がアユの遡上促進にどのような影響を及ぼすかを検討するとともに、アユ遡上個体数を増加させる条件・方策を考察する。また、毛馬水門における遡上促進方策について考察する。



#### 4.5 引用文献

- 1) 東健作 (2004) : アユの海洋生活期における分布生態. 海洋生物教育研究センター報告書 23 ; pp.59-112.
- 2) 濱正京志・石田裕子・山崎文男 (2021) : 2021 年度芥川におけるアユの遡上調査報告及び 2020 年度の仔魚調査報告. 令和 3 年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 3) 桂利三 (2021) : 桂川・鴨川のアユの遡上状況. 令和 3 年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 4) 株式会社建設技術研究所 (2011) : 魚道改修後の状況. 淀川下流環境保全調査業務報告書 ; pp.2.2-28 - 2.2-33.
- 5) 国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所 HP : 第 43 回淀川環境委員会, [https://www.kkr.mlit.go.jp/yodogawa/activity/comit/kankyo\\_iinkai/43th-env.html](https://www.kkr.mlit.go.jp/yodogawa/activity/comit/kankyo_iinkai/43th-env.html) (2021. 4.25 閲覧)
- 6) 中筋祐司 (2021) : 大阪ベイエリアから探る天然アユの生きる道. 令和 3 年度京の川の恵みを活かす会フォーラム資料, 京都.
- 7) 瀬口雄一・竹門康弘・稲垣茂人・角哲也 (2018) : 淀川水系のアユ資源量を増加させるための淀川大堰の運用改善方策の検討. 河川技術論文集 24 ; pp.349-354.
- 8) 高橋勇夫 (2004) : 四万十川河口域におけるアユの初期生活史に関する研究. 海洋生物教育研究センター報告書 23 ; pp.113-173.
- 9) 竹門康弘・浦部真治・角哲也 (2014) : 淀川のアユ溯上数に与える大阪湾の環境要因の影響. 京都大学防災研究所年報 57B ; pp.550-560.
- 10) 戸井真一郎 (1999) : アユによる魚道遡上条件の検討. 広島県水産試験場研究報告 20 ; pp.5-9.
- 11) 塚本勝巳 (1998) : アユの回遊メカニズムと行動特性. 現代の魚類学, 朝倉書店, 東京. pp.100-133.
- 12) Tsukamoto Katsumi・Kajihara Takeshi (1987) : Age Determination of Ayu with Otolith. NIPPON SUISAN GAKKAISHI53 ; pp.1985-1997.
- 13) 和田吉弘 (2000) : 魚道の設計で知っておきたいこと. 応用生態工学会誌 3 ; pp.225-230.

## 第5章 淀川の海産天然アユを増加させる流量・流況条件とその効果

### 5.1 概説

淀川のアユ資源，すなわち海域天然アユの遡上個体数を増大させるためには，遡上個体数の源泉となる流下仔魚の生存率を高める必要がある．前章までで淀川のアユの流下様式と遡上様式を鑑み，①流下仔魚の餓死を防ぐため流下時間の短縮すること，②仔稚魚の生存率が高い新淀川へ流下させること，③淀川大堰からの遡上促進すること，④毛馬水門での遡上率を向上させることが望まれることを述べた（表 5.1.1 参照）．

本章では，以下の観点で河川流量と流況管理が海産天然アユ資源量に及ぼす影響を分析し，淀川の新産天然アユを増加させる流量条件と方策を検討し，その効果を考察する．

表 5.1.1 検討の視点と検討すべき内容

検討の視点（保全方策）	検討すべき内容
流下仔魚の餓死を防ぐため流下時間の短縮	流下時間を短縮する流量条件
仔稚魚の生存率が高い新淀川へ流下	新淀川への流下を促進する流量・流況条件
淀川大堰からの遡上促進	新淀川への遡上を促進する流量・流況条件
毛馬水門での遡上率の向上	毛馬水門からの遡上を促進する流況条件

## 5.2 検討方法

### 5.2.1 流下時間を短縮する流量条件

#### (1) 目的と検討概要

第3章で述べたとおり、淀川におけるアユの産卵場は、河口から40km以上上流に位置するため、産卵場で孵化した仔魚は淀川大堰周辺に到達するまでに4日以上が経過し、卵黄を吸収して餓死する可能性があった。また、淀川大堰の上流10kmまで広がる湛水域で流下が妨げられている可能性も考えられた。海産天然アユ資源量を増加させるためには、まずは流下仔魚の餓死を回避させる必要がある。

そこで、平面2次元流況解析により、流量別にアユの流下時間を把握し、アユの生存率を高める、すなわち流下時間を短縮できる流量条件を検討した。

#### (2) 分析方法

##### 1) アユの流下状況の把握

本研究では、iRIC (International River Interface Cooperative) によって公表されている河川をはじめ水や土砂など水工学に係る数値シミュレーションのプラットフォーム (iRIC ソフトウェア) を用い、後述する流量条件を上流端条件として淀川におけるアユの産卵場が分布する桂川・宇治川・木津川の三川合流点部 (35.2km) から淀川大堰 (9.8km) までを対象とした平面2次元流況解析を行った (図 5.2.1 参照)。

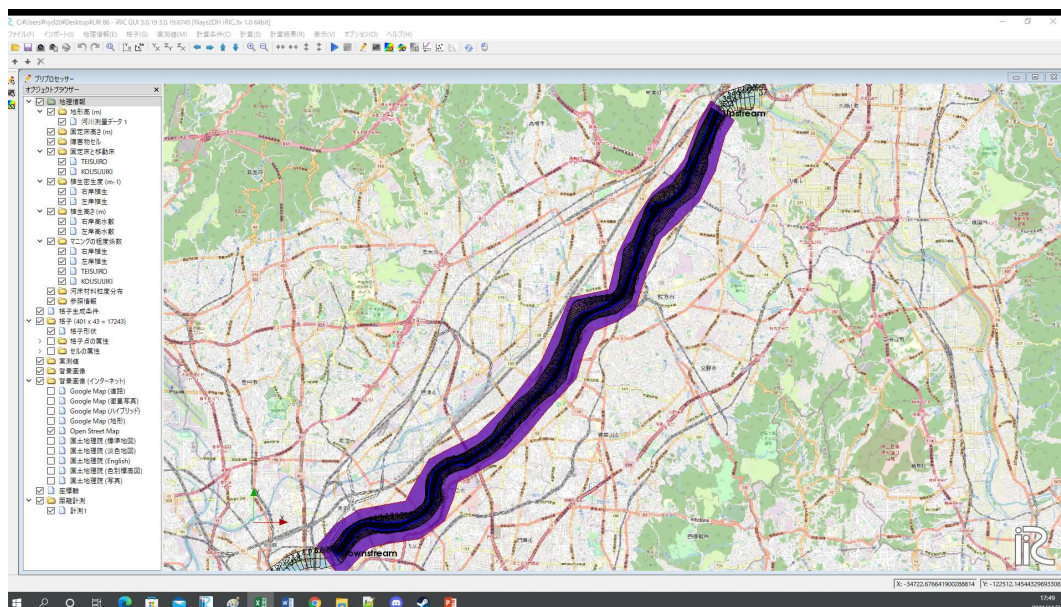


図 5.2.1 三川合流点部から淀川大堰までの解析範囲 (iRIC の操作画面)

解析では、横断方向に43メッシュ、縦断方向に401メッシュの格子を設定し、粗度係数を0.027に設定し、桂川・宇治川・木津川の三川合流点部から淀川大堰までの流量が定常な

状態に収束したことを確認した後、流況と仔魚の流下状況を解析対象とした。アユの仔魚は体長が 7 mm程度で比重がほぼ 1.0 で水と同等であることや、仔魚の段階では背鰭等が発達しておらず、遊泳能力が小さいこと（北島ほか、1998）、検討区間の水深は 1~2m程度あることから、仔魚は水表面近くを流れに乗って流下すると考えられる。そのため、iRIC に実装されている流下する粒子を追跡する機能を利用して仔魚の流下過程を予測した。

## 2) 流量条件と運用方法の決定

2011~2019 年の淀川大堰の平均河川流量は 243m<sup>3</sup>/s であるのに対し、アユの流下時期である 10 月~翌年 1 月の平均流量は 194m<sup>3</sup>/s と相対的に低い。そのため、アユの流下時期（123 日）の豊水・平水・低水・渇水相当流量を算出し（表 5.2.1 参照）、上記の流況モデルの条件とした。なお、低水流量と渇水流量は、ほぼ同値のため、低水流量で代表した。

このほか、流量の添加による効果を検討するために、100m<sup>3</sup>/s についても計算条件とした。

表 5.2.1 アユ流下期の豊水・平水・低水・渇水相当流量

流況区分	アユ流下期		
	基準 365日	123日	流量
豊水流量	95日	32日	130m <sup>3</sup> /s
平水流量	185日	62日	86m <sup>3</sup> /s
低水流量	275日	92日	75m <sup>3</sup> /s
渇水流量	355日	119日	74m <sup>3</sup> /s

## 5.2.2 新淀川への流下を促進する流量・流況条件

### (1) 目的と検討概要

第 3 章で述べたとおり、河口から 40km 以上上流に位置する産卵場から流下してきたアユの仔魚の大半は流量が大きい毛馬水門（旧淀川）へ流下する。しかし、毛馬水門の 2m 程度の水位差（落差）と場所によっては 2m/s を超える流速によって、仔魚は物理的に損傷する可能性があり、旧淀川の河口部で採取される仔稚魚の個体数は新淀川よりも少ない。さらに、翌年の遡上個体数は毛馬水門で遡上が阻害されることを勘案しても、新淀川の方が多く、淀川の家産天然アユ資源量を増加させるためには、より多くの仔魚を新淀川へ流下させることが望まれる。このことは、後述するが淀川の家産天然アユ資源量を増加させるために最もクリティカルな方策である。

そこで、平面 2 次元流況解析により、流量別に淀川大堰周辺におけるアユの流下状況を把握し、新淀川へのアユ流下率を高める流量条件と流況を検討した。



## (2) 分析方法

### 1) 淀川大堰上流の湛水域の流況のアユの流下状況の把握

本研究では、上記の 5.2.1 で述べた方法と同様に iRIC ソフトウェアを用い、後述する流量条件を上流端条件として淀川大堰の上下流部を対象とした平面 2 次元流況解析と流下する粒子を追跡する機能を利用して 204 粒子の流下先を計数し、アユの流下状況を推定した (図 3.2.8 参照; 瀬口ほか, 2021).

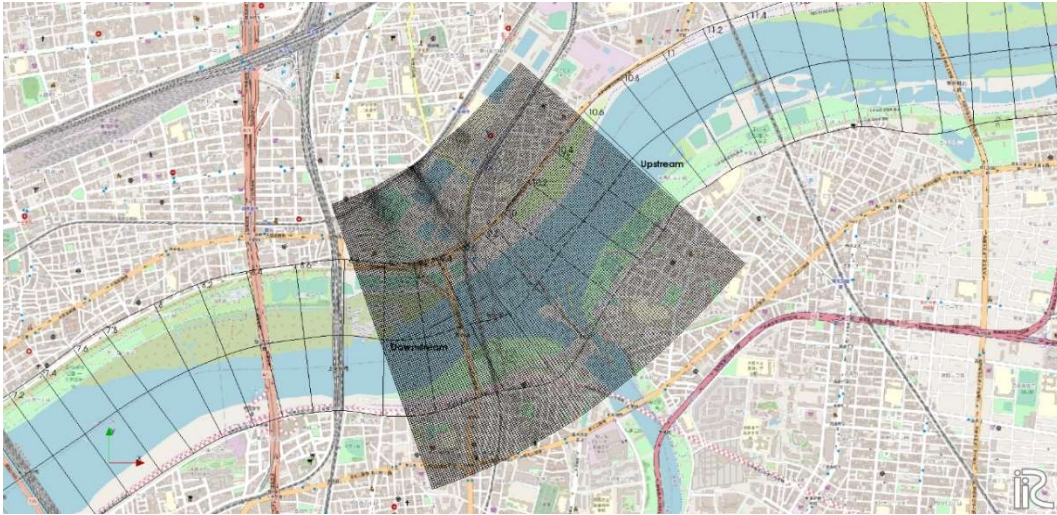


図 5.2.2 淀川大堰周辺における解析範囲

### 2) 流量条件と運用方法の決定

流量条件は、上記の 5.2.1 で述べた方法で設定した。解析では、横断方向に 301 メッシュ、縦断方向に 313 メッシュの格子を設定し、粗度係数を 0.027 に設定し、毛馬水門および淀川大堰の調節ゲートからの越流量が定常な状態に収束したことを確認した後、流況と仔魚の流下状況を解析対象とした。上記の 5.2.1 で述べたとおり、アユの仔魚の遊泳能力と検討区間の淀川大堰湛水域は概ね 0.15m/s 以下の流速が支配的であることを勘案すると、仔魚は水表面近くを流れに乗って流下すると考えられるため、ここでも iRIC に実装されている流下する粒子を追跡する機能を利用して仔魚の流下過程を予測した。

また、淀川大堰の現状の操作規則では、出水時等を除く平常時は河川流量の内 70m<sup>3</sup>/s を旧淀川へ放流し、残りを新淀川の左右岸へ等分して放流することになっている (株式会社東京建設コンサルタント, 2011)。したがって、河川流量が少ない時は、相対的に新淀川への流量が小さくなる (図 5.2.3 参照)。

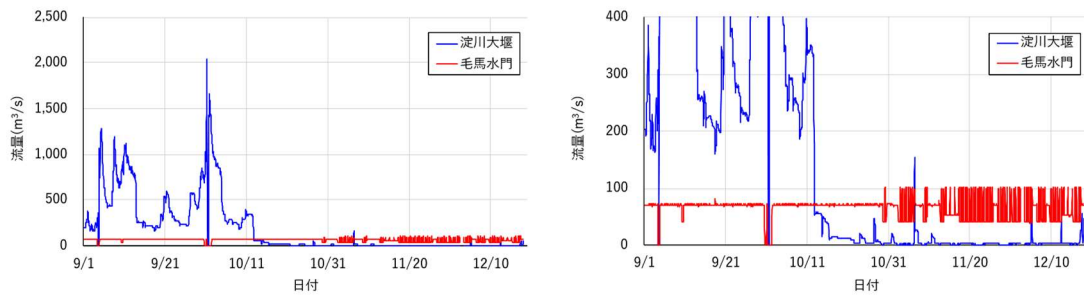


図 5.2.3 2018 年のアユ流下期間の淀川大堰と毛馬水門の流量の経時変化  
右のグラフは左のグラフの縦軸スケールを変更したもの。

また、第 3 章で述べたとおり新淀川へのアユの流下仔魚の個体数は、新淀川への放流量比に比例すると考えられることから、新淀川へ流下するアユの仔魚の個体数を増加させる方策は、新淀川への放流量比を上げる淀川大堰と毛馬水門の運用方法を変更する必要があると考えられたことから、暫定的に旧淀川へ放流する  $70\text{m}^3/\text{s}$  の放流量の内、 $10\text{m}^3/\text{s}$  を新淀川へ振り返る運用変更案（以下「毛馬減量」と表記する）を考案した（図 5.2.4 参照）。なお、上述したとおり旧淀川から新淀川への補給ができないまでも、左右岸に等分に放流されている流量を左岸のみ（以下「左岸のみ」）あるいは右岸のみ（以下「右岸のみ」）にまとめて放流することで、淀川大堰上流部の流況を変化させる運用変更案も考案した。なお、図 5.2.4 はアユ流下期間の平水流量である  $75\text{m}^3/\text{s}$  の場合、現状の運用規則による流量配分と運用変更による流量配分のイメージである。

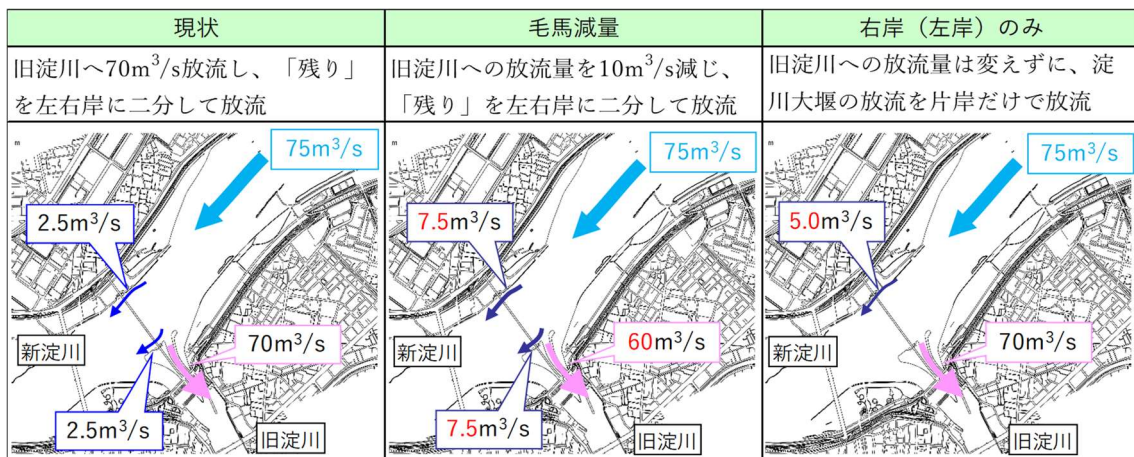


図 5.2.4 アユ流下期間の平水流量（ $75\text{m}^3/\text{s}$ ）相当時の運用変更案のイメージ

### 3) 運用変更による流下数と遡上数の推定

第 3 章で述べたとおり、アユの流下個体数は 11 月頃をピークに時期、あるいは年によって変動する。そのため、運用変更による増加効果はアユの流下個体数と流量の組合せによ



て異なると考えられる。例えば、運用変更によって新淀川への流下割合を増加させたとしても流下個体数が少ないと、運用変更による増加効果は小さくなる。

つまり、運用変更による新淀川への流下個体数の増加効果は、流量に依存するが、将来の流量までは予測できないため、2018年と2019年の流下仔魚調査の調査日の当日の流量に応じて今回提案した運用変更案の新淀川と旧淀川への流下数の比率を実際の流下仔魚数に適用し、新淀川と旧淀川への流下数の増加量を推定し、その平均増加量を運用変更に伴う増加効果とした。

### 5.2.3 新淀川への遡上を促進する流量・流況条件

#### (1) 目的と検討概要

第4章で述べたとおり、新淀川での遡上個体数は遡上期の3～4月の流量が大きいと多くなる傾向が確認された。

しかし、アユの遡上個体数の源泉は、前年の流下仔魚個体数であり、流量に比例して遡上個体数が増加する訳ではない。前年の流下仔魚個体数は、その年の成魚（卵）の個体数に起因するが、その成魚の個体数は、その年の遡上個体数に起因すると考えられる。そのため、検討に際しては、遡上個体数そのものを対象とするのではなく、前年との個体数比で検討することが妥当と考えられる。そこで、アユの遡上期の流況データと、この個体比の関連を検討し、淀川の高産天然アユ資源量に及ぼす影響を流量条件の検討を行った。

#### (2) 分析方法

高産天然アユの遡上個体数は、前年の流下仔魚の個体数に依存しているため、多くの河川で流下仔魚数の把握と翌年の高産天然アユの遡上数の推定が試みられている（向井ら、2011）。嶋田ほか（2006）や吉本ほか（2006）は遡上個体数と前年の流下仔魚の個体数に相関があると報告している一方で、アユの遡上個体数は前年の流下仔魚の個体数に比例しないと報告もある（例えば、中本ほか、2002）。

そこで、4章で整理した淀川大堰におけるアユの遡上個体数と、上述のとおり遡上個体数の前年比を求め、アユの生活史に応じた期間毎（表 5.2.2 参照）の淀川大堰の堰諸量データ（淀川大堰流入量・淀川大堰放流量・淀川大堰調整ゲート開放時間）の平均値・中央値との単相関分析から河川流量と遡上個体数の関係を解析的に求め、アユの遡上個体数、すなわち高産天然アユ資源量に及ぼす要因を考察した。なお、淀川大堰調整ゲートは新淀川に7m<sup>3</sup>/以上が放流される場合に開放されるため、この開放時間は新淀川へ水が流れている時間が反映されることから、上記の平均値や中央値と組み合わせることで流量も含めた流況の指標となると考えられる。これらの淀川大堰の堰諸量データは、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所より提供を受けた。

表 5.2.2 アユの生活史に応じた堰諸量データの集計期間

生活史区分		期間
流下期	全期	前年10/1～12/31
	前期	前年10/1～10/31
	中期	前年11/1～11/30
	後期	前年12/1～12/31
稚魚期		1/1～3/31
遡上期	全期	3/1～6/15
	前期	3/1～4/30
	盛期	4/1～5/30
	後期	5/1～6/15

## 5.2.4 毛馬水門からの遡上を促進する流況条件

### (1) 目的と検討概要

第4章で述べたとおり，毛馬水門では上下流の水位差と流速によって多くのアユが遡上できず滞留している。毛馬水門において滞留するアユは新淀川の淀川大堰を遡上するアユの遡上個体数と比べて相対的に少ないものの，毛馬水門からアユを遡上させることで，淀川のアユ資源の増加に寄与すると考えられる。そのため，現地調査と数値計算により毛馬水門におけるアユが遡上しやすい条件を，上下流水位差と流速の観点から詳細に検討し，毛馬水門での遡上対策を検討した。

### (2) 分析方法

#### 1) 毛馬水門におけるアユの遡上状況の現地観測

2015年6月4日と6月15日に，毛馬水門において上下流の水位差を把握しながら，毛馬水門直下流部においてアユの遡上個体数や滞留状況などの目視観察を行った（表 5.2.3・図 5.2.5 参照）。

表 5.2.3 調査実施日の状況

調査日	時間	潮汐	天候	期間流量	最小上下流水位差	
					時間	水位差
2015年6月4日	05:00～15:00	中潮	晴れ	73m <sup>3</sup> /s	08:00	0.65m
2015年6月15日	13:00～19:20	大潮	晴れ	87m <sup>3</sup> /s	18:00	0.76m



図 5.2.5 目視観察状況

## 2) 放流量別・上下流水位差別の流速計算

『毛馬水門操作規則』(図 5.2.6 参照;株式会社東京建設コンサルタント, 2011)に記載された上下流水位差による越流量の計算式に基づき, 毛馬水門における放流量と上下流水位差を以下の方法で設定し, 流速の計算を行った。

毛馬水門における放流量は, 操作規則に基づき  $41\text{m}^3/\text{s} \cdot 71\text{m}^3/\text{s} \cdot 100\text{m}^3/\text{s}$  の 3 ケースを設定した。上下流水位差は, 上流の淀川大堰湛水位を O.P.+2.8m・O.P.+2.9m・O.P.+3.0m の 3 ケースで設定した上で, 下流の大川水位を 2011~2015 年の 5 ケ年分の 4 月 1 日~6 月 30 日の実績値の組み合わせで計算を行った。

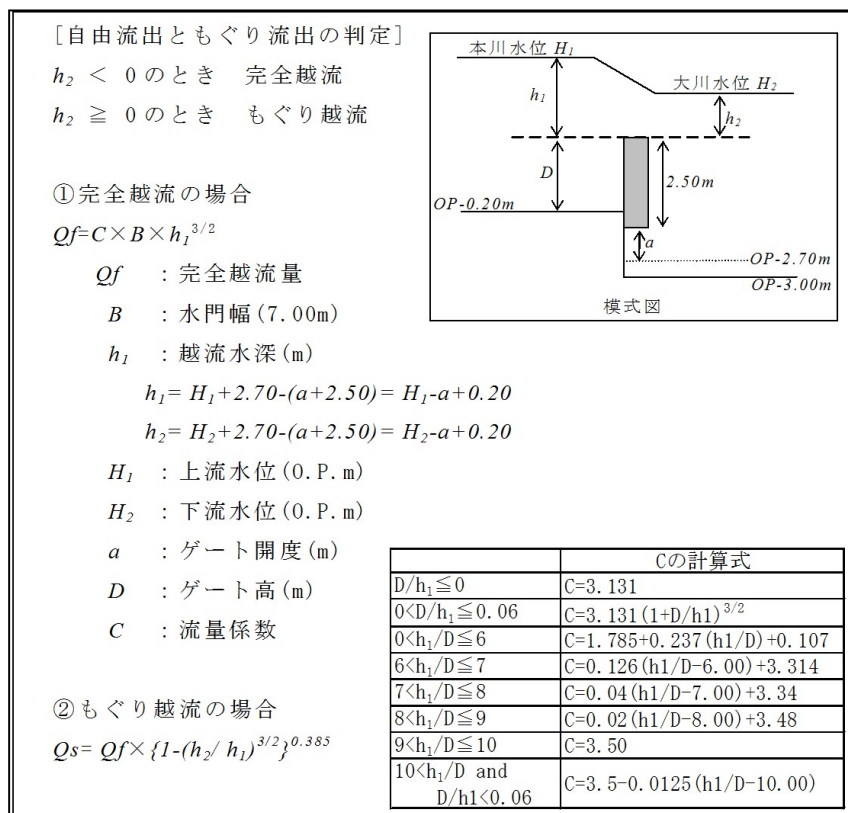


図 5.2.6 毛馬水門の越流量の計算

株式会社東京建設コンサルタント (2011) より引用。

### 3) 淀川大堰の試行運用計画の立案

上記の流速計算結果とアユの遊泳特性と比較し、『淀川大堰運用規則』（株式会社東京建設コンサルタント，2011）や、取水事業への影響を考慮してアユの遡上を促進する淀川大堰などの試験運用計画を立案した。

### 4) 試験運用計画の妥当性検証のためのモニタリング

上記で立案した試験運用計画に基づき、2016年と2017年のアユ遡上時期（4～6月）において、大潮時に大川の水位が上昇し、上下流水位差が小さくなると想定される日に、各年4回の遡上モニタリングを実施し、その結果に基づき運用計画の改善とその改善効果の検証を行った。具体的には、毛馬水門における直下流部と直上流部においてアユの遡上行動の目視観察や右岸部に水中カメラ（水深1mと2m深に設置）を設置し、その動画撮影によって遡上個体数の計数、上下流水位差の把握、STIV（Space Time Image Velocimetry）法により表面流速の把握を行った（山本ほか，2014）。

アユの遡上行動の目視観察方法と水中カメラによる遡上個体数の計数は、第4章4.2で示した方法で実施した。また、STIV法とはビデオ撮影画像上で明確に識別できる標定点を予め設けて位置座標を測量し、これらの標定点と水面上を流下する浮遊物や泡、波紋などとの時系列的な位置関係から、流速を推定する画像解析手法である（図5.2.7参照）。

ビデオ撮影は毛馬水門の直上から行い、毛馬水門の3つある水門に対し、20測線を設定した（図5.2.8参照）。

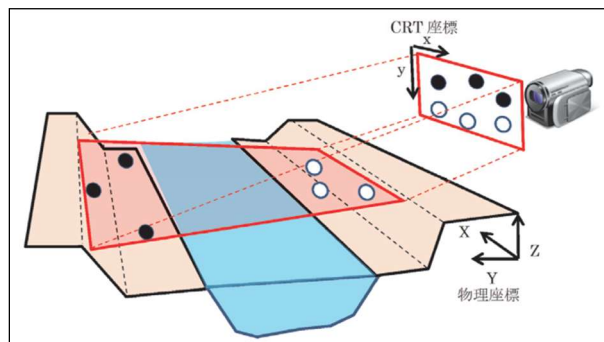


図 5.2.7 ビデオ撮影と幾何補正イメージ（山本ほか，2014）

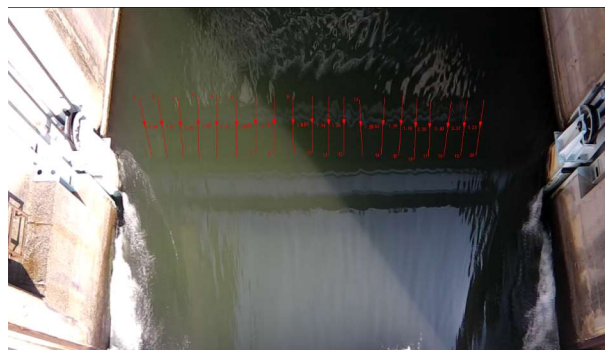


図 5.2.8 STIV法による測線設定状況

## 5.3 淀川の海産天然アユ資源量を増加させる流量・流況条件とその効果

### 5.3.1 流下時間を短縮する流量条件

#### (1) 流量別の流況の変化

iRIC で構築した流況モデルにより、5.2.1 で設定した低水流量・平水流量・豊水流量毎に、アユの産卵場が分布する桂川・宇治川・木津川の三川合流点部(35.2km)から淀川大堰(9.8km)までに流達する時間の計算結果は、表 5.3.1 のとおりである。

流量が大きいほど平均流下時間は短くなり、アユの流下期の平水流量である  $86\text{m}^3/\text{s}$  では平均流達時間は 46.3 時間(≒2 日)となった。しかし、アユの仔魚は夜間のみ流下し、昼間は河床に沈降する習性が知られていることから(田子, 1999)、流下時間を夜間のみ(18 時～翌 6 時)の 12 時間と仮定すると 92.5 時間(≒4 日未満)となり、第 3 章で述べた淀川大堰周辺で採集される仔魚は、孵化後 4 日以上経過しているという現地調査結果と概ね整合した。

また、平水流量よりやや多い  $100\text{m}^3/\text{s}$  では夜間のみでの到達時間が 77.0 時間(≒3 日程度)となることが確認された。ただし、これらの計算結果は三川合流点部からの流下時間であり、実際には各河川の産卵場から三川合流点部までの流下時間を考慮する必要がある、実際にはさらに 1 日程度多くなると考えられる。

アユの仔魚は孵化後 5 日間の絶食で餓死する可能性が極めて高くなることを勘案すると(兵藤ほか, 1985)、海産天然アユ資源量の増大のためにはアユの流下期に  $100\text{m}^3/\text{s}$  程度の河川流量が必要であることが示唆された。

表 5.3.1 流量別のアユの仔魚の流下時間

流況区分	流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	平均流下時間	
		全日	夜間のみ
豊水	130	29.2 (1.2)	58.3 (2.4)
平水 + $\alpha$	100	38.5 (1.6)	77.0 (3.2)
平水	86	46.3 (1.9)	92.5 (3.9)
低水・渇水	75	53.5 (2.2)	107.0 (4.5)

( ) 内の数値は日数を示す。

#### (2) 流量増が流下仔魚の生存率向上にもたらす効果

兵藤ほか(1985)はアユの仔魚は無給餌で 9 日生存するものの、無給餌期間が 5 日を越えると、その後の生存率が 50%を下回るとしており、無給餌期間が長くなるほど段階的に生存率が低下することを報告している。このことから、 $86\text{m}^3/\text{s}$  の平水流量時は流下時間が 5 日となり生存率が 50%程度、 $75\text{m}^3/\text{s}$  の低水・渇水流量時は流下時間が 6 日となり生存率が 20%程度と予測される。同様に、河川流量が  $100\text{m}^3/\text{s}$  程度になると流下時間が 4 日となり生存率が 60%程度になると予測されることから、生存率の向上の効果は、各々 1.2 倍、3 倍となると推定された。

### (3) 流量増を担保する琵琶湖の状況

上記の結果から、河川流量を  $100\text{m}^3/\text{s}$  程度に増やせば、すなわち、実際の流量の差分を添加することができれば、アユの仔魚の生存率の低下、すなわち資源量（流下仔魚の個体数）の減少を抑制することが期待できる。一方で、淀川の流量は宇治川、すなわち琵琶湖からの流量が支配的である（図 5.3.1 参照）。そのため、この流量添加は実質的には琵琶湖からの流量補給が必要になると考えられる。

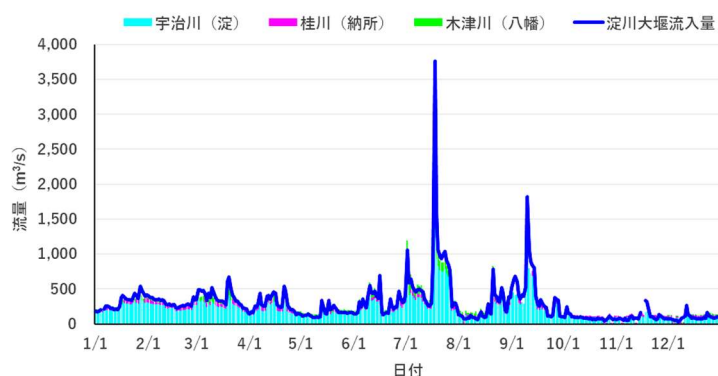


図 5.3.1 淀川大堰流入量と各河川の流入量（2015 年）

しかし、2011～2018 年のアユの流下期（10～12 月）の琵琶湖（堅田）最低水位と淀川大堰最低流入量の関係を見ると、淀川大堰に  $100\text{m}^3/\text{s}$  の流量を安定的に供給するには、琵琶湖水位が  $-0.06\text{m}$  以上である必要があると推測される（図 5.3.2 参照）。一方で、9 月 1 日～10 月 15 日の洪水期制限水位期を除くアユの流下期に、琵琶湖水位が概ね  $-0.06\text{m}$  以上を大幅に上回る年は 2010～2019 年の 10 ヶ年のうち、3 ヶ年だけである（図 5.3.3 参照）。ただし、いずれの年も、琵琶湖の常時満水位である  $0.3\text{m}$  に到達していない。

これらの結果から、琵琶湖から淀川大堰に  $100\text{m}^3/\text{s}$  の流量を安定的に供給できるのは 10 年に 3 回程度と考えられる。



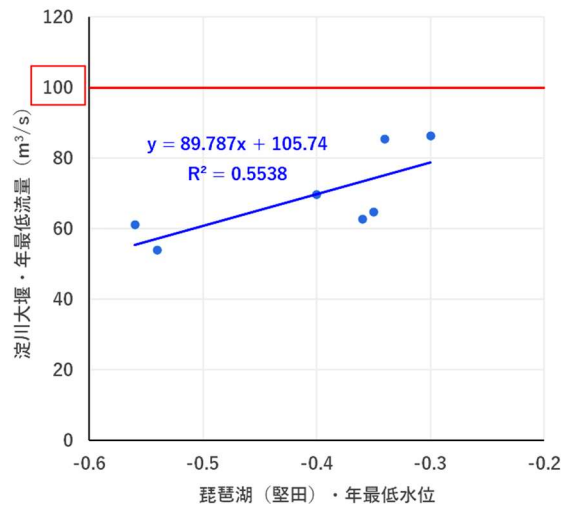


図 5.3.2 琵琶湖（堅田）の年最低水位と淀川大堰の年最低流入量の関係

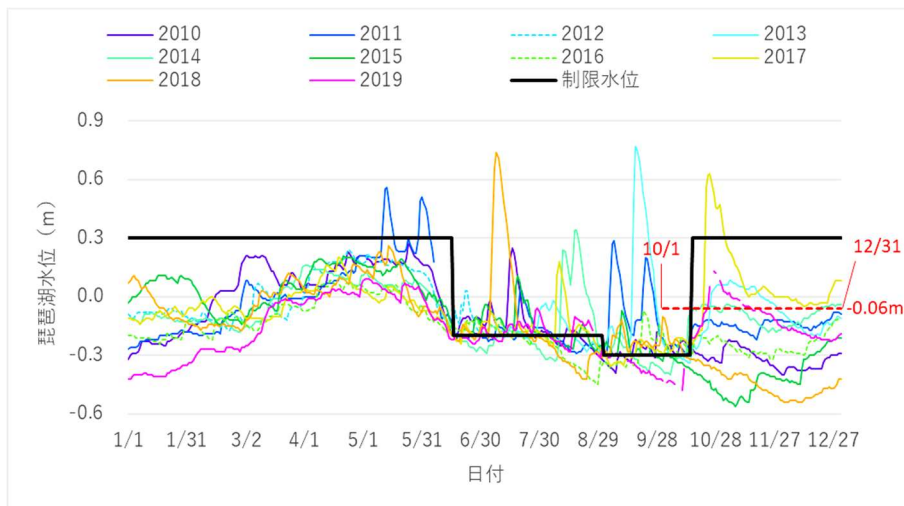


図 5.3.3 琵琶湖（堅田）水位の経年変化と制限水位

### 5.3.2 新淀川への流下を促進する流量・流況条件

#### (1) 流量と運用変更による流況の変化

iRIC で構築した流況モデルにより、5.2.2 で設定した低水流量・平水流量・豊水流量毎に、「現況」運用と同じく 5.2.2 で設定した「毛馬減量」「右岸のみ」「左岸のみ」という 3 つの運用変更案の流況の計算を行った。「現況」運用の計算結果は、河川流量が小さいほど旧淀川へ引き込まれる流線が多くなることが予測された（図 5.3.4 参照）。同様に、「毛馬減量」「右岸のみ」「左岸のみ」運用時の計算結果では、流量が少ない時ほど新淀川に流下する流線の数が「現況」と比べて多くなる傾向があった。しかし、豊水流量時は大きな変化が確認されなかった（図 5.3.5 参照）。

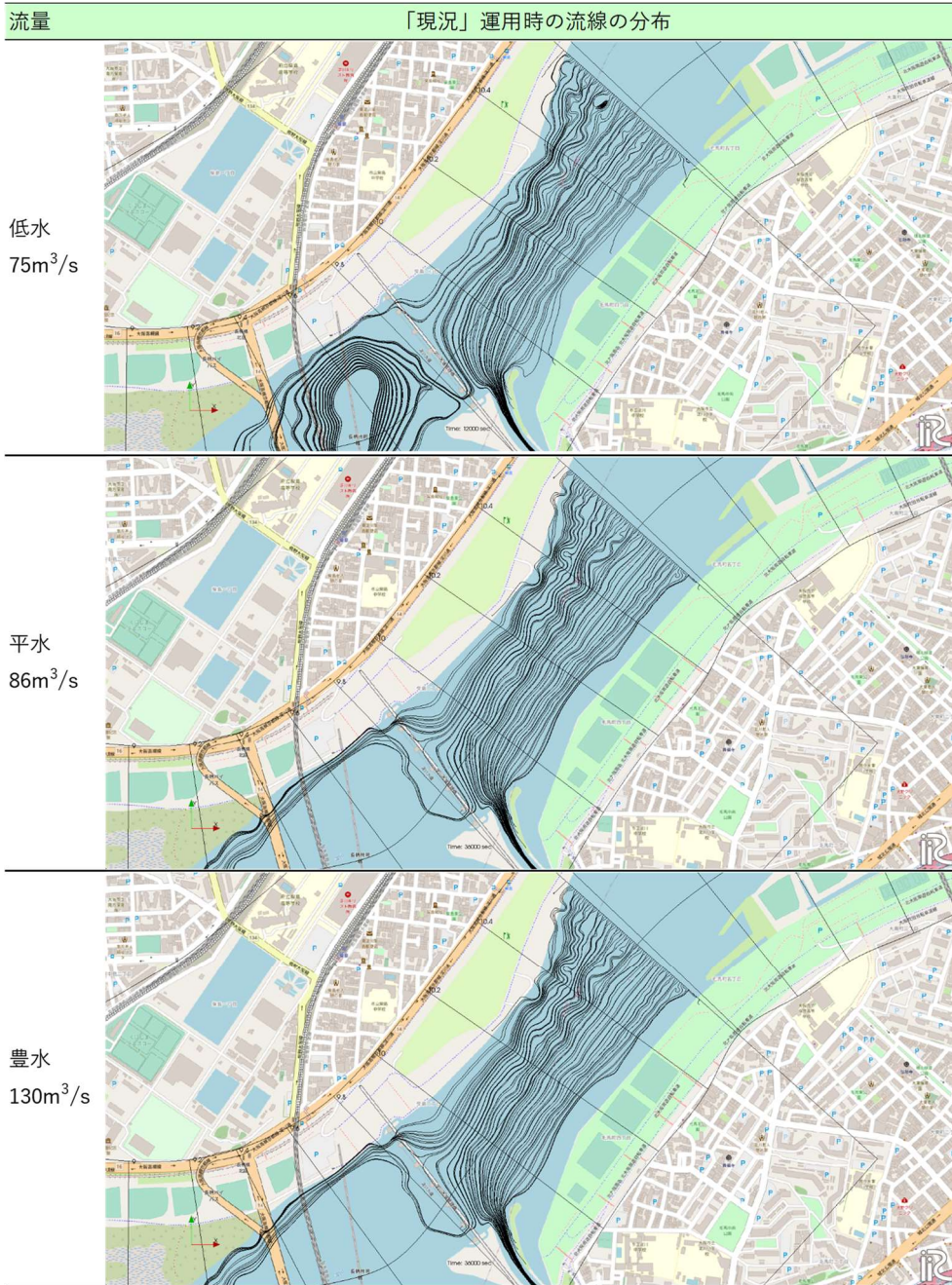


図 5.3.4 「現況」運用の計算結果



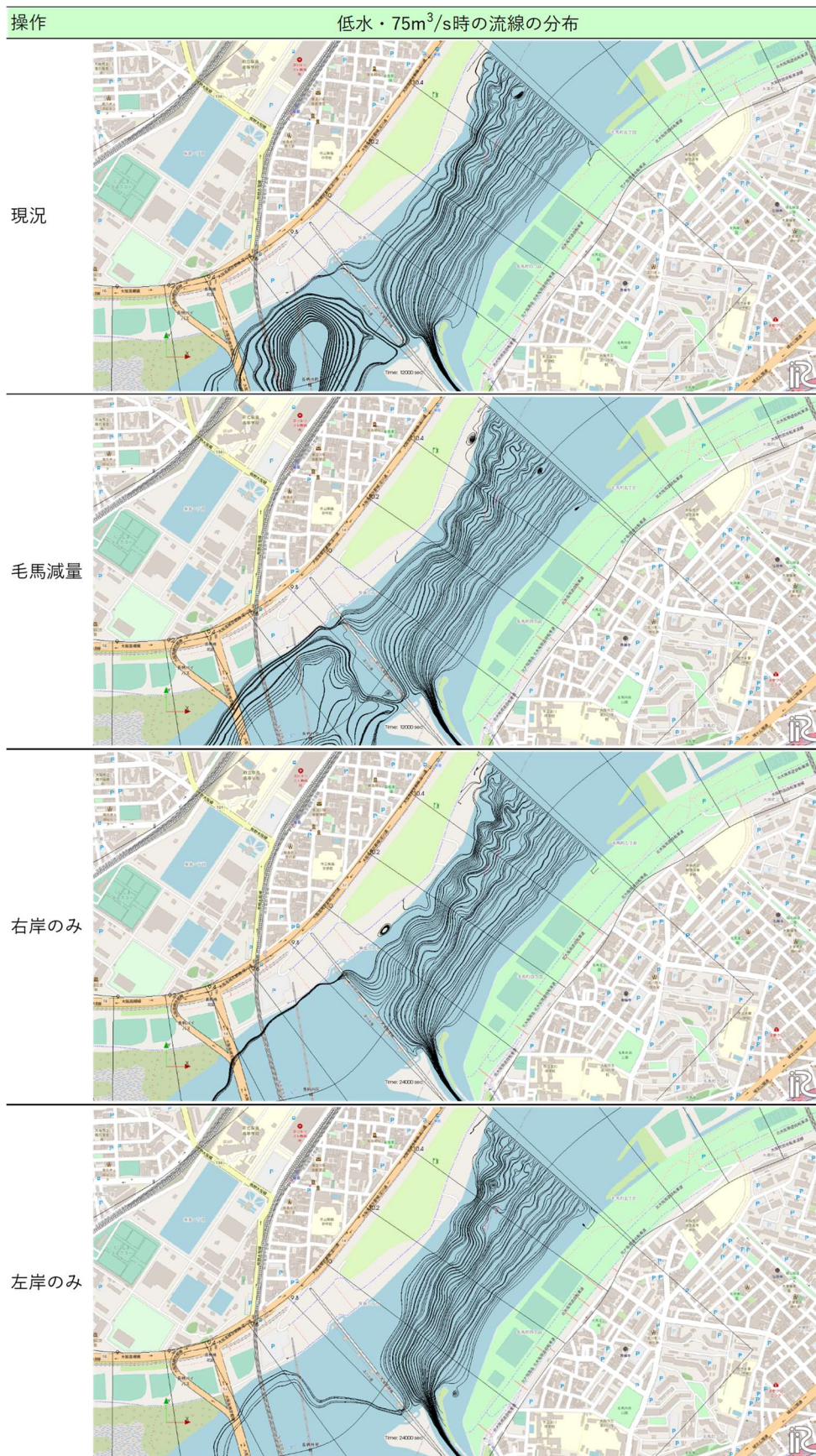


図 5.3.5(1) 低水流量時の各運用の計算結果



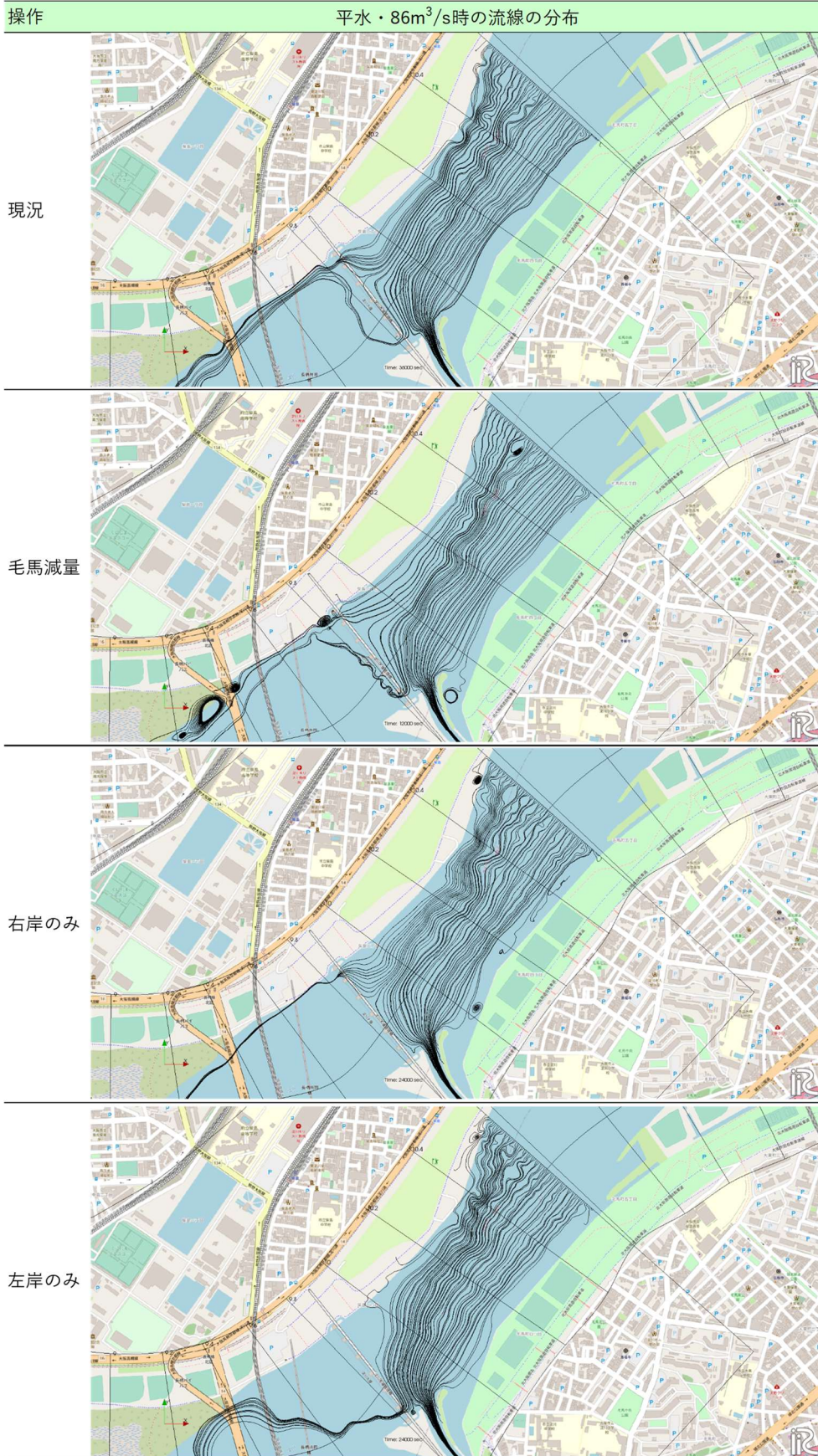


図 5.3.5(2) 平水流量時の各運用の計算結果



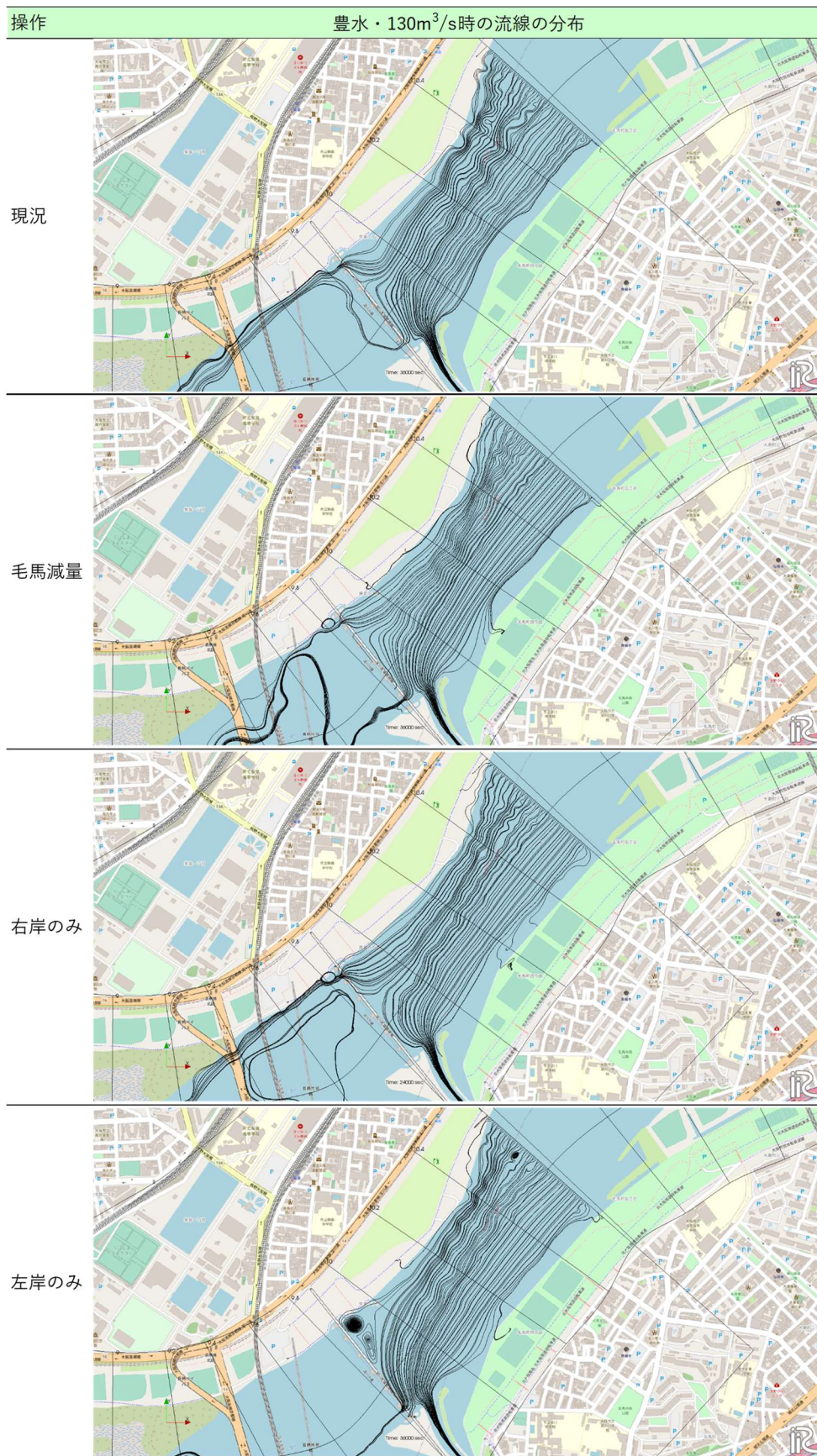


図 5.3.5(3) 豊水時の各運用の計算結果

## (2) 運用変更による流下割合の変化

上記(1)の流況モデルの流下する粒子を追跡する機能を利用した、粒子の流下割合からアユの流下状況を推定した結果は、「現況」運用では低水・濁水流量（75m<sup>3</sup>/s）から平水流量（86m<sup>3</sup>/s）、豊水流量（130m<sup>3</sup>/s）と流量が増えるにつれて新淀川への流下割合が高くなることと予測された（図 5.3.6 参照）。この結果から、新淀川への流下割合が 50%となるのは、概ね 100m<sup>3</sup>/s 程度と予測された。なお、上記の 5.3.1 で述べたとおり、淀川の河川流量が 100m<sup>3</sup>/s を越えると、流下仔魚の生存率向上にも寄与すると考えられることから、100m<sup>3</sup>/s という河川流量は淀川の河川生態を健全に維持するために必要な流量であることが伺える。

また、「現況」の新淀川への流下数と比べると、低水・濁水流量時の「毛馬減量」は 1.8 倍、「右岸のみ」は 1.3 倍となり、平水流量時の「毛馬減量」は 1.3 倍、「右岸のみ」は 1.1 倍増加すると予測され、流量が小さいほど操作の効果が大きいと予測された。

しかし、「左岸のみ」は、いずれの流量でも「現況」よりも少なくなると予測されたほか、豊水流量時ではいずれの運用でも「現況」よりも流下数が減少することが予測された。つまり、低水・濁水流量から平水流量時は「左岸のみ」以外の運用を、豊水流量時は「現況」の運用を採用すると、仔魚が新淀川へ流下しやすくなると予測された。また、流量が少ないほど運用の効果があり、「右岸のみ」より「毛馬減量」の方が、効果が高くなると予測された。

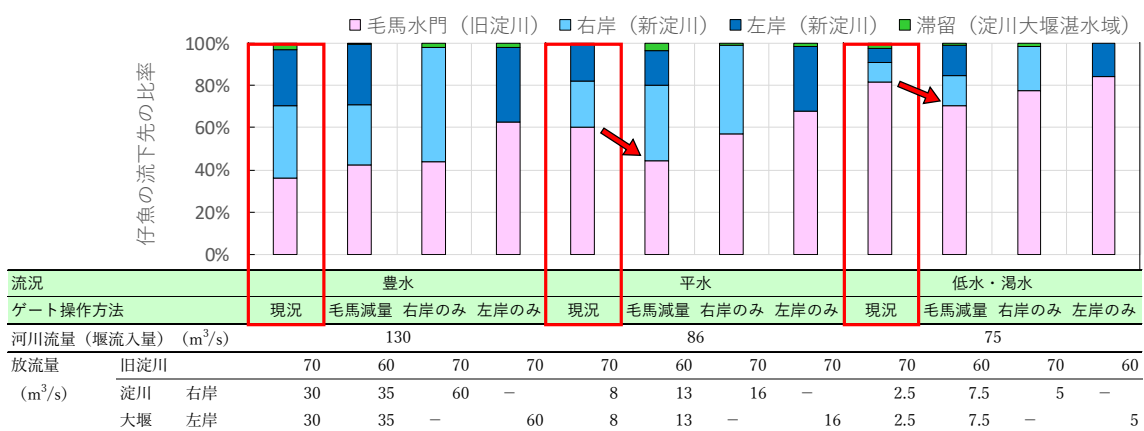


図 5.3.6 運用変更に伴うアユの流下先の変化

## (3) 運用変更による流下仔魚への影響

上記(2)では、豊水流量時では「現況」運用を、低水・濁水流量から平水流量時は「左岸のみ」以外の運用を採用すると、新淀川への流下仔魚個体数が増加すると予測された。そこで、2018年と2019年の実際の流量と流下仔魚個体数に対し、「毛馬減量」と「右岸のみ」を運用したと仮定した場合、新淀川への流下個体数を試算した（図 5.3.7 参照）。

その結果、2018年は流下仔魚の調査時に豊水流量が発生しなかったため、1時間あたり



の流下仔魚数の増加率は「毛馬減量」で 148%、「右岸のみ」で 117%になると予測された。これに対し、2019 年は流下仔魚の調査時に豊水流量が発生したため、「毛馬減量」で 126%、「右岸のみ」で 109%となった。つまり、上述したとおり、年によって流下仔魚の個体数と流量の発生時期が異なるため、同じ運用を行っても新淀川へ流下させる効果が異なりことが予測された。これらの結果から、便宜的に見なしの増加効果を「毛馬減量」が 130%、「右岸のみ」が 110%と設定した（表 5.3.2 参照）。

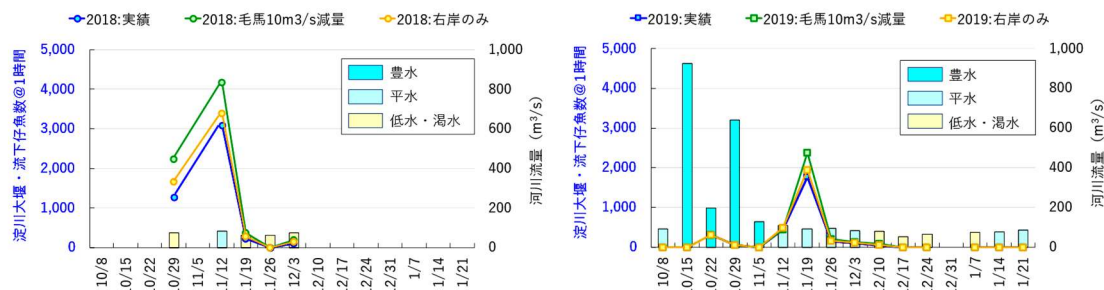


図 5.3.7 運用変更による新淀川への流下仔魚の増加効果の試算

左は 2018 年の試算結果、右は 2019 年の試算結果。

表 5.3.2 運用変更による流下仔魚数の増加効果

年	現状（実績）	毛馬減量	右岸のみ
2018年	939	1,396 (148%)	1,097 (117%)
2019年	359	452 (126%)	392 (109%)
見なし増加効果		130%	110%

( ) 内は増加割合を示す。

#### (4) 運用が遡上数増加にもたらす効果

#### (5) 運用変更による遡上数への影響

前項 (3) で試算した流下仔魚の増加効果に伴う遡上数への影響（効果）について論ずる。ここでは新淀川へ流下した後の仔魚の生存率は変化しない、すなわち流下仔魚個体数の増加がそのまま遡上個体数に反映されると仮定し、各年の遡上個体数に前項 (3) で試算した「毛馬減量」の運用変更によって 1.3 倍、「右岸のみ」のそれによって 1.1 倍を乗じて遡上数の増加を推定した。その結果、最大の増加は、「毛馬減量」の運用変更を行った場合の 2012 年の 70 万個体であった（図 5.3.8・表 5.3.3 参照）。一方で、最小の増加は、「右岸のみ」の運用変更を行った場合の 2019 年の 3 千個体であった（図 5.3.9 参照）。

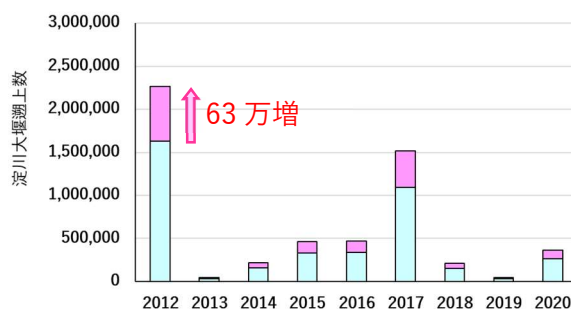


図 5.3.8 「毛馬減量」の運用変更案による遡上数増加の試算

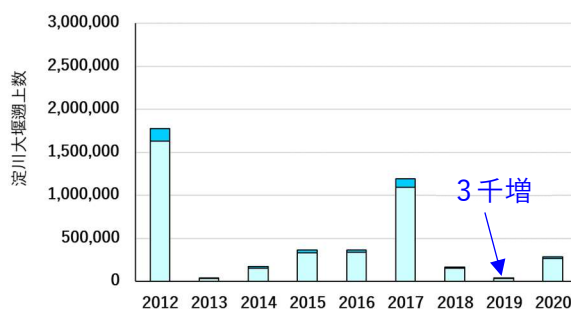


図 5.3.9 「右岸のみ」の運用変更案による遡上数増加の試算

表 5.3.3 運用変更による遡上数の増加効果

	増加数	総数
現状	—	3.1～163万
右岸のみ	0.3～14万	3.4～177万
毛馬減量	1.2～63万	4.3～226万

### 5.3.3 新淀川への遡上を促進する流量・流況条件

#### (1) 流量と遡上個体数との関係

##### 1) 観測値の相関関係

遡上時期別のアユの遡上個体数とアユの生活史に応じた期間毎(表 5.2.2 参照)の淀川大堰における堰諸量(流入量・放流量の平均値と中央値, 調節ゲートの開放時間)の組合せの相関係数は, 表 5.3.4 のとおりである。

表 5.3.4(1) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（流入量）と  
遡上時期別の遡上個体数との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											合計
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰 流入量 平均値	流下期	全期 前年10/1～12/31	-0.18	-0.18	-0.04	-0.05	-0.06	-0.44	-0.17	-0.29	-0.15	-0.25	-0.23	
		前期 前年10/1～10/31	-0.18	-0.22	-0.14	-0.14	-0.15	-0.46	-0.18	-0.30	-0.15	-0.25	-0.28	
		中期 前年11/1～11/30	-0.29	-0.19	-0.11	-0.13	-0.15	-0.26	-0.01	-0.11	-0.01	-0.08	-0.14	
		後期 前年12/1～12/31	-0.51	-0.19	0.13	0.06	0.02	0.07	0.02	0.04	-0.02	0.02	0.02	
	稚魚期	1/1～3/31	-0.25	-0.21	0.17	0.10	0.07	0.52	0.39	0.47	0.38	0.44	0.39	
	遡上期	全期 3/1～6/15	0.28	0.11	-0.01	-0.00	0.02	0.45	0.40	0.44	0.41	0.44	0.37	
		前期 3/1～4/30	-0.12	-0.06	0.21	0.16	0.14	<b>0.66</b>	<b>0.65</b>	<b>0.70</b>	<b>0.65</b>	<b>0.69</b>	<b>0.63</b>	
		盛期 4/1～5/30	0.50	0.40	0.07	0.12	0.17	0.31	0.19	0.25	0.21	0.24	0.28	
		後期 5/1～6/15	0.56	0.20	-0.23	-0.18	-0.12	0.03	-0.05	-0.02	-0.02	-0.02	-0.08	
	通年	1/1～12/31	-0.01	0.14	0.34	0.32	0.31	0.30	0.23	0.27	0.25	0.27	0.37	
淀川大堰 流入量 中央値	流下期	全期 前年10/1～12/31	-0.26	-0.30	-0.15	-0.19	-0.22	-0.19	0.11	-0.00	0.08	0.03	-0.09	
		前期 前年10/1～10/31	-0.20	-0.23	-0.18	-0.20	-0.21	-0.27	0.10	-0.04	0.09	-0.00	-0.10	
		中期 前年11/1～11/30	-0.25	-0.21	-0.16	-0.18	-0.20	-0.29	-0.00	-0.11	-0.01	-0.08	-0.17	
		後期 前年12/1～12/31	-0.48	-0.35	-0.06	-0.14	-0.17	0.16	0.09	0.12	0.05	0.10	-0.01	
	稚魚期	1/1～3/31	-0.39	-0.29	0.17	0.10	0.06	0.41	0.25	0.33	0.25	0.30	0.27	
	遡上期	全期 3/1～6/15	0.02	0.01	0.01	-0.01	-0.00	<b>0.61</b>	<b>0.54</b>	<b>0.60</b>	<b>0.54</b>	<b>0.59</b>	0.47	
		前期 3/1～4/30	-0.12	-0.10	0.11	0.07	0.06	0.69	0.63	0.70	0.63	0.68	0.58	
		盛期 4/1～5/30	0.04	0.23	0.00	0.04	0.05	0.43	0.40	0.43	0.40	0.43	0.37	
		後期 5/1～6/15	0.43	0.17	-0.18	-0.13	-0.08	-0.12	-0.16	-0.15	-0.13	-0.14	-0.16	
	通年	1/1～12/31	0.05	-0.00	0.16	0.12	0.11	0.53	0.29	0.41	0.30	0.37	0.36	

■：相関係数が0.5を上回る ■：相関係数が-0.5を下回ることを示す。また、太字はp値が5%未満を示す。以下同じ。

表 5.3.4(2) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（放流量）と  
遡上時期別の遡上個体数との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											合計
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰 放流量 平均値	流下期	全期 前年10/1～12/31	-0.15	-0.07	0.02	0.03	0.03	-0.44	-0.23	-0.33	-0.21	-0.30	-0.22	
		前期 前年10/1～10/31	-0.16	-0.17	-0.11	-0.10	-0.11	-0.46	-0.20	-0.32	-0.17	-0.27	-0.27	
		中期 前年11/1～11/30	-0.27	-0.07	-0.06	-0.06	-0.07	-0.27	-0.11	-0.18	-0.10	-0.16	-0.16	
		後期 前年12/1～12/31	-0.38	0.30	0.55	0.53	0.48	0.03	-0.29	-0.18	-0.31	-0.23	0.05	
	稚魚期	1/1～3/31	-0.23	-0.07	0.25	0.20	0.17	0.55	0.34	0.45	0.34	0.42	0.42	
	遡上期	全期 3/1～6/15	0.35	0.21	-0.00	0.01	0.04	0.37	0.26	0.32	0.28	0.31	0.28	
		前期 3/1～4/30	-0.09	0.05	0.23	0.19	0.18	<b>0.64</b>	0.58	<b>0.64</b>	0.58	<b>0.63</b>	0.60	
		盛期 4/1～5/30	0.55	0.47	0.08	0.14	0.18	0.24	0.08	0.15	0.10	0.14	0.20	
		後期 5/1～6/15	0.57	0.24	-0.22	-0.17	-0.11	-0.03	-0.13	-0.10	-0.10	-0.10	-0.14	
	通年	1/1～12/31	0.18	0.50	0.40	0.42	0.43	0.30	0.05	0.15	0.08	0.13	0.32	
淀川大堰 放流量 中央値	流下期	全期 前年10/1～12/31	-0.20	-0.03	-0.03	-0.03	-0.04	-0.36	-0.16	-0.25	-0.16	-0.22	-0.20	
		前期 前年10/1～10/31	-0.17	-0.13	-0.12	-0.12	-0.13	-0.27	0.06	-0.07	0.06	-0.03	-0.08	
		中期 前年11/1～11/30	-0.18	-0.09	-0.13	-0.12	-0.14	-0.36	-0.16	-0.25	-0.15	-0.22	-0.24	
		後期 前年12/1～12/31	-0.32	<b>0.62</b>	0.39	0.36	0.32	0.33	-0.10	0.07	-0.15	-0.00	0.15	
	稚魚期	1/1～3/31	-0.37	-0.10	0.27	0.21	0.18	0.42	0.16	0.27	0.17	0.24	0.28	
	遡上期	全期 3/1～6/15	0.06	0.14	0.05	0.05	0.06	0.58	0.45	0.53	0.46	0.52	0.45	
		前期 3/1～4/30	-0.09	0.03	0.16	0.13	0.12	<b>0.69</b>	0.60	<b>0.67</b>	0.60	<b>0.65</b>	0.59	
		盛期 4/1～5/30	0.09	0.33	0.02	0.06	0.08	0.36	0.28	0.33	0.29	0.32	0.30	
		後期 5/1～6/15	0.44	0.21	-0.18	-0.12	-0.08	-0.20	-0.26	-0.25	-0.23	-0.25	-0.24	
	通年	1/1～12/31	0.23	0.44	0.28	0.28	0.29	0.51	0.13	0.29	0.15	0.25	0.34	

表 5.3.4(3) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（調節ゲート開放時間）と遡上時期別の遡上個体数との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月	合計	
淀川大堰	流下期	全期	前年10/1~12/31	-0.07	0.27	0.14	0.15	0.15	-0.10	0.19	0.09	0.16	0.11	0.17
調節ゲート	前期	前年10/1~10/31	0.60	0.23	0.31	0.34	0.39	-0.17	0.12	0.01	0.15	0.06	0.25	
合計時間	中期	前年11/1~11/30	-0.27	0.06	-0.20	-0.19	-0.21	-0.22	0.07	-0.04	0.03	-0.02	-0.12	
	後期	前年12/1~12/31	-0.56	0.25	0.30	0.26	0.21	0.41	0.25	0.33	0.19	0.29	0.34	
稚魚期		1/1~3/31	-0.07	0.22	0.31	0.29	0.27	0.44	0.29	0.37	0.26	0.34	0.41	
遡上期	全期	3/1~6/15	0.17	0.44	0.21	0.23	0.24	0.40	0.27	0.34	0.24	0.31	0.37	
	前期	3/1~4/30	0.12	0.43	0.31	0.32	0.33	0.33	0.23	0.28	0.20	0.26	0.37	
	盛期	4/1~5/30	0.08	0.38	0.18	0.20	0.20	0.33	0.23	0.29	0.19	0.26	0.31	
	後期	5/1~6/15	0.33	0.34	-0.17	-0.13	-0.10	0.49	0.29	0.39	0.27	0.35	0.23	
通年		1/1~12/31	-0.63	0.02	0.38	0.34	0.29	0.17	0.04	0.09	0.02	0.07	0.20	

これらの結果、相関係数が 0.5 以上で、 $p$  値が 5% 以下の統計的に有意な相関関係は、主として 3~4 月の遡上期・前期の河川流量（淀川大堰流入量・放流量）の平均値が高いと 5 月以降の遡上個体数が多くなるというもので、そのほか、3~4 月の遡上期・前期の淀川大堰放流量の中央値や 3~6 月の遡上期・全期を通じて淀川大堰流入量の中央値が高いと同じく 5 月以降の遡上個体数が多くなるというものであった（表 5.3.5 参照）。

また、前年 12 月の流下期・後期の淀川大堰放流量の中央値が高いと、4 月前半の遡上個体数が多くなる傾向も確認された。しかし、遡上時期の全期、つまりアユの総遡上個体数と相関があるのは、3~4 月の遡上期・前期の河川流量（淀川大堰流入量・放流量）の平均値だけであった。

表 5.3.5 相関が高い淀川大堰の堰諸量と遡上個体数

区分	生活史区分	期間	遡上時期								
			3月	4月前半	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月	全期	
淀川大堰流入量	平均値	遡上期 前期	3/1~4/30			0.66	0.65	0.70	0.65	0.69	0.63
	中央値	遡上期 全期	3/1~6/15			0.61	0.54	0.60	0.54	0.59	
淀川大堰放流量	平均値	遡上期 前期	3/1~4/30			0.64		0.64		0.63	
	中央値	流下期 後期	前年12/1~12/31		0.62						
調節ゲート開放時間	合計値	遡上期 前期	3/1~4/30			0.69		0.67		0.65	
	通年	流下期 前期	前年10/1~10/31	0.60							
		通年	1/1~12/31	-0.63							

## 2) 前年比の相関関係

同様に、アユの生活史に応じた期間毎（表 5.2.2 参照）の淀川大堰における堰諸量（流入量・放流量の平均値と中央値、調節ゲートの開放時間）の前年比と期間別の遡上個体数の前年比の相関分析の組合せは、表 5.3.6 のとおりである。

表 5.3.6(1) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（流入量）の前年比と  
遡上時期別の遡上個体数の前年比との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											合計
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰 流入量 平均値	流下期	全期	前年10/1～12/31	-0.11	-0.09	0.22	0.04	0.03	-0.27	-0.03	-0.33	0.19	-0.34	-0.03
		前期	前年10/1～10/31	-0.18	-0.17	0.06	-0.07	-0.08	-0.22	-0.11	-0.29	0.07	-0.30	-0.13
	平均値	中期	前年11/1～11/30	0.18	0.18	0.08	0.18	0.18	-0.23	0.22	-0.23	-0.20	-0.24	0.08
		後期	前年12/1～12/31	0.18	0.21	0.46	0.32	0.31	-0.20	0.20	-0.21	0.33	-0.20	0.25
	稚魚期	1/1～3/31	0.58	<b>0.60</b>	0.49	0.46	0.46	0.06	0.33	0.11	0.37	0.13	0.48	
	遡上期	全期	3/1～6/15	0.48	0.44	0.24	0.40	0.40	0.26	0.39	0.31	0.02	0.31	0.47
		前期	3/1～4/30	<b>0.80</b>	<b>0.78</b>	<b>0.69</b>	<b>0.75</b>	<b>0.74</b>	0.12	<b>0.67</b>	0.26	0.36	0.27	<b>0.79</b>
		盛期	4/1～5/30	<b>0.66</b>	<b>0.63</b>	0.33	0.57	0.58	0.19	0.58	0.30	-0.05	0.30	0.59
		後期	5/1～6/15	-0.02	-0.04	-0.25	-0.09	-0.08	0.20	-0.04	0.13	-0.30	0.13	-0.05
	通年	1/1～12/31	0.55	0.57	0.56	0.50	0.50	-0.07	0.37	-0.00	0.40	0.01	0.49	
淀川大堰 流入量 中央値	流下期	全期	前年10/1～12/31	0.19	0.13	0.22	0.23	0.23	0.04	0.25	0.03	-0.00	0.02	0.26
		前期	前年10/1～10/31	0.14	0.10	0.14	0.18	0.17	-0.02	0.20	-0.02	-0.05	-0.03	0.18
	中央値	中期	前年11/1～11/30	0.17	0.15	0.08	0.18	0.18	-0.15	0.21	-0.15	-0.18	-0.16	0.11
		後期	前年12/1～12/31	0.37	0.31	0.41	0.38	0.37	0.18	0.29	0.16	0.27	0.16	0.44
	稚魚期	1/1～3/31	0.24	0.29	0.34	0.20	0.19	0.01	0.05	-0.00	0.40	0.02	0.23	
	遡上期	全期	3/1～6/15	0.56	0.52	0.22	0.42	0.42	0.24	0.42	0.31	-0.02	0.31	0.48
		前期	3/1～4/30	<b>0.76</b>	<b>0.73</b>	0.48	0.60	0.60	0.20	0.55	0.31	0.21	0.32	<b>0.67</b>
		盛期	4/1～5/30	<b>0.78</b>	<b>0.76</b>	0.37	<b>0.66</b>	<b>0.66</b>	-0.02	<b>0.68</b>	0.13	-0.11	0.13	<b>0.60</b>
		後期	5/1～6/15	-0.09	-0.09	-0.27	-0.14	-0.14	0.10	-0.11	0.02	-0.30	0.01	-0.15
	通年	1/1～12/31	0.31	0.34	0.20	0.19	0.19	0.17	0.09	0.16	0.20	0.18	0.25	

■：相関係数が0.5を上回る ■：相関係数が-0.5を下回ることを示す。また、太字はp値が5%未満を示す。以下同じ。

表 5.3.6(2) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（放流量）の前年比と  
遡上時期別の遡上個体数の前年比との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											合計
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰 放流量 平均値	流下期	全期	前年10/1～12/31	-0.21	-0.17	0.37	0.02	0.01	-0.34	-0.10	-0.39	0.44	-0.39	-0.04
		前期	前年10/1～10/31	-0.25	-0.23	0.28	-0.04	-0.05	-0.23	-0.15	-0.29	0.41	-0.29	-0.06
	平均値	中期	前年11/1～11/30	<b>0.68</b>	<b>0.68</b>	0.30	0.59	0.59	-0.30	<b>0.66</b>	-0.15	-0.27	-0.16	0.42
		後期	前年12/1～12/31	0.09	0.13	0.15	0.13	0.13	-0.35	0.07	-0.38	-0.00	-0.38	-0.01
	稚魚期	1/1～3/31	<b>0.95</b>	<b>0.95</b>	<b>0.62</b>	<b>0.84</b>	<b>0.84</b>	-0.10	<b>0.77</b>	0.07	0.13	0.08	<b>0.73</b>	
	遡上期	全期	3/1～6/15	<b>0.63</b>	0.54	0.28	0.50	0.50	0.33	0.52	0.41	-0.03	0.41	0.59
		前期	3/1～4/30	<b>0.97</b>	<b>0.96</b>	<b>0.72</b>	<b>0.95</b>	<b>0.95</b>	-0.05	<b>0.92</b>	0.15	0.14	0.16	<b>0.87</b>
		盛期	4/1～5/30	<b>0.89</b>	<b>0.70</b>	0.43	<b>0.72</b>	<b>0.72</b>	0.43	<b>0.78</b>	0.58	-0.03	0.58	<b>0.85</b>
		後期	5/1～6/15	-0.08	-0.18	-0.21	-0.11	-0.11	0.59	-0.00	0.54	-0.19	0.52	0.14
	通年	1/1～12/31	<b>0.63</b>	<b>0.64</b>	0.46	0.44	0.43	0.05	0.33	0.12	0.35	0.14	0.47	
淀川大堰 放流量 中央値	流下期	全期	前年10/1～12/31	0.60	0.40	0.44	0.52	0.52	0.23	0.57	0.33	0.10	0.32	<b>0.63</b>
		前期	前年10/1～10/31	-0.02	-0.14	0.00	0.01	0.01	0.44	0.09	0.42	-0.02	0.40	0.23
	中央値	中期	前年11/1～11/30	0.10	0.09	-0.03	0.09	0.10	-0.16	0.13	-0.18	-0.25	-0.19	0.00
		後期	前年12/1～12/31	<b>0.71</b>	0.10	0.28	0.28	0.27	<b>0.82</b>	0.35	<b>0.88</b>	0.25	<b>0.87</b>	<b>0.67</b>
	稚魚期	1/1～3/31	<b>0.71</b>	<b>0.71</b>	0.35	0.44	0.44	0.04	0.34	0.11	0.19	0.13	0.41	
	遡上期	全期	3/1～6/15	<b>0.99</b>	<b>0.91</b>	0.58	<b>0.92</b>	<b>0.92</b>	0.14	<b>0.96</b>	0.34	-0.05	0.34	<b>0.90</b>
		前期	3/1～4/30	<b>1.00</b>	<b>0.99</b>	<b>0.64</b>	<b>0.97</b>	<b>0.97</b>	-0.12	<b>0.96</b>	0.09	-0.02	0.09	<b>0.83</b>
		盛期	4/1～5/30	<b>1.00</b>	<b>0.98</b>	<b>0.61</b>	<b>0.96</b>	<b>0.96</b>	-0.06	<b>0.98</b>	0.15	-0.07	0.15	<b>0.85</b>
		後期	5/1～6/15	-0.10	-0.17	-0.25	-0.14	-0.14	0.33	-0.06	0.27	-0.26	0.25	-0.01
	通年	1/1～12/31	<b>0.90</b>	<b>0.90</b>	0.36	0.56	0.56	0.06	0.51	0.18	0.07	0.20	0.54	

表 5.3.6(3) アユの生活史に応じた期間別の淀川大堰流入量堰諸量（調節ゲート開放時間）の前年比と遡上時期別の遡上個体数の前年比との相関関係の一覧

区分	生活史区分	期間	遡上時期											合計
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰	流下期	全期	前年10/1~12/31	0.70	0.35	0.42	0.47	0.47	0.41	0.55	0.53	0.14	0.52	0.68
		前期	前年10/1~10/31	-0.17	-0.17	0.60	0.11	0.09	0.10	-0.03	0.10	0.83	0.11	0.25
調節ゲート	合計時間	中期	前年11/1~11/30	0.66	0.35	0.16	0.40	0.40	0.38	0.54	0.48	-0.19	0.47	0.56
		後期	前年12/1~12/31	0.95	0.75	0.63	0.84	0.83	0.27	0.89	0.46	0.11	0.46	0.93
	稚魚期	1/1~3/31	0.98	0.98	0.68	0.97	0.97	-0.17	0.96	0.04	0.01	0.04	0.81	
遡上期	全期	3/1~6/15	0.92	0.91	0.63	0.90	0.90	-0.06	0.90	0.13	0.01	0.13	0.81	
		前期	3/1~4/30	0.98	0.97	0.69	0.96	0.97	-0.17	0.95	0.03	0.02	0.04	0.82
		盛期	4/1~5/30	0.93	0.92	0.62	0.91	0.91	-0.12	0.91	0.06	-0.03	0.07	0.79
		後期	5/1~6/15	0.58	0.50	0.11	0.44	0.45	0.32	0.54	0.40	-0.29	0.40	0.51
通年	1/1~12/31	0.60	0.62	0.49	0.52	0.51	-0.44	0.42	-0.34	0.21	-0.32	0.36		

これらの結果、相関係数が 0.5 以上で、 $p$  値が 5% 以下の統計的に有意な相関関係は、相関係数も高い傾向があった（表 5.3.7 参照）。淀川大堰放流量の流下期から遡上期にかけての流量が 3~5 月にかけての遡上個体数に影響を及ぼし、ひいては全期の遡上個体数に影響を及ぼすことが確認された。放流量が増加すると調整ゲート開放時間も増加すると考えられ、調整ゲート開放時間との相関も高かった。これらの相関係数が高い組み合わせは、上述の観測値の組合せ（表 5.3.5 参照）より数が多く、遡上個体数が単純に流量で決まるのではなく、前年の流下仔魚数の源泉である親魚数（卵数）、ひいては前年の遡上個体数によって規定されるという個体群の連続性が想定された。

表 5.3.7 相関が高い淀川大堰の堰諸量の前年比と遡上個体数の前年比

区分	生活史区分	期間	遡上時期											全期
			3月	4月前半	4月後半	4月	3月4月	5月前半	5月後半	5月	6月前半	5月6月		
淀川大堰流入量	中央値	遡上期	前期	3/1~4/30						0.64		0.64		0.63
		流下期	後期	前年12/1~12/31			0.62							
淀川大堰放流量	中央値	遡上期	前期	3/1~4/30						0.69		0.67		0.65
		流下期	中期	前年11/1~11/30	0.68	0.68						0.66		
稚魚期	中央値	1/1~3/31	0.95	0.95	0.62	0.84	0.84			0.77			0.73	
		遡上期	全期	3/1~6/15	0.63									
遡上期	中央値	前期	3/1~4/30	0.97	0.96	0.72	0.95	0.95		0.92			0.87	
		盛期	4/1~5/30	0.89	0.70		0.72	0.72		0.78			0.85	
通年	1/1~12/31	0.63	0.64											
調節ゲート開放時間	合計値	流下期	全期	前年10/1~12/31	0.70									0.68
		前期	前年10/1~10/31									0.83		
中期	合計値	前期	前年11/1~11/30	0.66										
		後期	前年12/1~12/31	0.95	0.75	0.63	0.84	0.83		0.89			0.93	
稚魚期	1/1~3/31	0.98	0.98	0.68	0.97	0.97		0.96				0.81		
遡上期	合計値	全期	3/1~6/15	0.92	0.91	0.63	0.90	0.90		0.90			0.81	
		前期	3/1~4/30	0.98	0.97	0.69	0.96	0.97		0.95			0.82	
盛期	4/1~5/30	0.93	0.92	0.62	0.91	0.91		0.91				0.79		
通年	1/1~12/31	0.60	0.62											



### 3) まとめ

これらの結果は、竹門ほか（2014）が、2003～2013年アユの遡上個体数と3～4月の月平均流量と遡上数に正の相関があり、3～4月の流量が淀川への遡上を促す「呼び水」として働いていることを報告していることと整合するとともに、前年の流下期の流量も遡上個体の源泉となる仔魚を新淀川へより多く流下させることで、遡上個体数を増加させることが強く示唆された。上記の5.3.1で流量が多いと仔魚が新淀川へ流下する割合が多くなると述べたことと整合する。

つまり、新淀川を遡上する海産天然アユの遡上数は、前年の流下期と遡上期の淀川の流量に影響を受けて、増減していると考えられた。

## (2) 遡上個体数に影響を及ぼす要素の検討

前項では遡上個体数を増加する淀川大堰の堰諸量を整理した。本項ではアユの遡上個体数あるいは遡上個体数の前年比を目的変数とし、前項で相関が高いとされたアユの生活史に応じた期間別の淀川大堰の堰諸量を説明変数に用いた多変量解析を行い、遡上個体数に影響を与える要因についてさらに検討した。

多変量解析は以下のとおり実施した。

- ①前項で相関係数が大きいと抽出された堰諸量のうち、遡上個体数あるいは遡上個体数の前年比の全期と相関係数があるものを抽出した。この中から最も相関係数が高い堰諸量を説明変数の一次候補とし、この堰諸量と相関係数が0.8以上あるものを説明変数から除外した。次に、相関係数が高い堰諸量についても同様に、相関係数が0.8以上あるものを除外していき、最終的に残った堰諸量を説明変数の一次候補とした。
- ②説明変数の一次候補を用いて多変量解析を行い、アユの遡上個体数あるいは遡上個体数の前年比の相関係数と多変量解析の係数が異なる説明変数を除外して、説明変数の二次候補とし、さらに多変量解析を行った。この作業を繰り返して回帰式を得た。
- ③回帰式の分散分析の統計値  $p$  値が5%以下から回帰式の評価を行った。

### 1) 観測値の相関関係

遡上個体数の説明変数の一次候補は、淀川大堰流入量；遡上期・前期（平均値）のみとなった（表 5.3.8 参照）。これらを説明変数とした回帰式は次式となり、統計的に有意な結果となった。

$$\begin{aligned} \text{遡上個体数} &= 2,333 \times FI_{AV3-4} & (1) \\ r &= 0.78 \quad p = 0.01 \end{aligned}$$

ここに  $FI_{AV3-4}$  は淀川大堰流入量；遡上期・前期（平均値）

表 5.3.8 遡上個体数の説明変数の一次候補

区分	生活史区分	期間別の遡上個体数						期間数	平均値		
		5月 前半	5月 後半	5月	6月 前半	5月 6月	全期				
流入量	平均値	遡上期	前期	0.66	0.65	0.70	0.65	0.69	0.63	6	0.66

■：説明変数の一次候補を示す。

この回帰式の説明変数である淀川大堰流入量；遡上期・前期（平均値）とアユの遡上個体数の経年変化は、図 5.3.10 に示すとおりである。全体的な傾向をみると、遡上個体数が相対的に少なかった 2013 年と 2019 年は遡上期・前期（3～4 月）の淀川大堰の平均流入量が他の年と比べて少ない傾向がある。特に 2019 年は  $100\text{m}^3/\text{s}$  を下回っている。一方で、2016 年は 2013 年より遡上期・前期（3～4 月）の淀川大堰の平均流入量は少ないものの、遡上個体数は少なくなかった。これらのことから、遡上個体数の多寡は遡上期・前期（3～4 月）の淀川大堰の平均流入量以外の要因が示唆された。

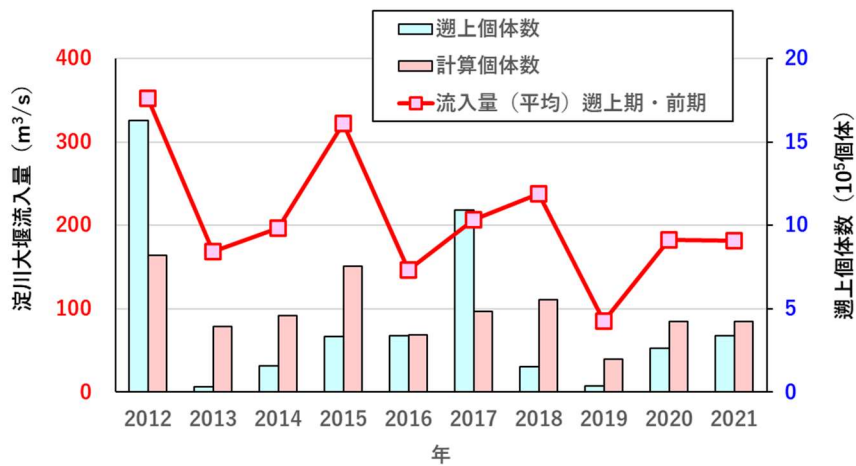


図 5.3.10 淀川大堰流入量；遡上期・前期（平均値）とアユの遡上個体数の経年変化  
折れ線グラフは回帰分析に用いた淀川大堰の堰諸量を示し、棒グラフはアユの遡上個体数の実績と回帰計算結果を示す。

## 2) 前年比の相関関係

次に遡上個体数前年比をみると、説明変数の一次候補は、淀川大堰放流量；流下期・後期（中央値）；遡上期・全期（中央値），調節ゲート開放時間；流下期・全期（合計値）の 3 つとなった（表 5.3.9 参照）。これらは全て説明変数として採用され、回帰式は次式となり、統計的に有意な結果となった。

$$\text{遡上個体数の前年比} = 0.724 \times FO_{ME12} + 0.339 \times FO_{ME3-6} + 0.070 \times GT_{SU10-12} \quad (2)$$

$$r = 0.97 \quad p = 0.001$$

ここに  $FO_{ME12}$  は淀川大堰放流量；流下期・後期（中央値）の前年比  
 $FO_{ME3-6}$  は淀川大堰放流量；遡上期期・全期（中央値）の前年比  
 $GT_{SU3-6}$  は淀川大堰調節ゲート開放時間；流下期・全期（中央値）の前年比

表 5.3.9(1) 遡上個体数の前年比の説明変数の一次候補

区分	生活史区分	期間別の遡上個体数										期間数	平均値		
		3月	4月 前半	4月 後半	4月	3月 4月	5月 前半	5月 後半	5月	5月 6月	全期				
放流量	平均値	稚魚期	0.95	0.95	0.62	0.84	0.84		0.77			0.73	7	0.813	
		遡上期 前期	0.97	0.96	0.72	0.95	0.95		0.92			0.87	7	0.906	
		盛期	0.89	0.70		0.72	0.72		0.78			0.85	6	0.774	
	中央値	流下期	全期									0.63	1	0.632	
			後期	0.71					0.82		0.88	0.87	0.67	5	0.788
		遡上期	全期	0.99	0.91		0.92	0.92		0.96			0.90	6	0.932
			前期	1.00	0.99	0.64	0.97	0.97		0.96			0.83	7	0.909
		盛期	前期	1.00	0.98	0.61	0.96	0.96		0.98			0.85	7	0.906
			盛期	1.00	0.98	0.61	0.96	0.96		0.98			0.85	7	0.906
	調節ゲート 開放時間	合計値	流下期 全期	0.70									0.68	2	0.690
後期			0.95	0.75	0.63	0.84	0.83		0.89			0.93	7	0.832	
稚魚期		全期	0.98	0.98	0.68	0.97	0.97		0.96			0.81	7	0.908	
		遡上期 全期	0.92	0.91	0.63	0.90	0.90		0.90			0.81	7	0.854	
		前期	前期	0.98	0.97	0.69	0.96	0.97		0.95			0.82	7	0.906
			盛期	0.93	0.92	0.62	0.91	0.91		0.91			0.79	7	0.854

■：説明変数の一次候補 ■：説明候補として除外したものを示す。

表 5.3.9(2) 遡上個体数の前年比の説明変数の一次候補

区分	生活史区分	データ間の相関係数														
		放流量		放流量						調節ゲート						
		平均値		中央値						合計値						
		遡上期		流下期		遡上期		流下期		稚魚期		遡上期				
		前期	盛期	全期	後期	全期	前期	盛期	全期	後期	全期	前期	盛期			
放流量	平均値	稚魚期	0.94	0.70	0.27	0.10	0.80	0.90	0.83	0.15	0.62	0.89	0.89	0.89	0.87	
		遡上期	前期	0.82		0.53	0.28	0.94	0.98	0.95	0.43	0.81	0.95	0.95	0.96	0.93
			盛期			0.75	0.62	0.91	0.78	0.81	0.71	0.88	0.73	0.83	0.75	0.79
	中央値	流下期	全期				0.57	0.66	0.49	0.57	0.90	0.79	0.46	0.57	0.50	0.55
			後期					0.47	0.21	0.29	0.71	0.67	0.18	0.24	0.19	0.20
		遡上期	全期						0.95	0.98	0.60	0.91	0.91	0.91	0.92	0.90
			前期							0.99	0.40	0.80	0.98	0.94	0.98	0.94
		盛期	前期							0.49	0.85	0.97	0.93	0.97	0.93	
			盛期								0.49	0.85	0.97	0.93	0.97	0.93
	調節ゲート 開放時間	合計値	流下期 全期								0.83	0.40	0.51	0.43	0.49	
後期											0.80	0.84	0.82	0.83		
稚魚期		全期										0.95	1.00	0.96		
		遡上期 全期											0.97	1.00		
		前期	前期											0.97	1.00	
			盛期												0.98	

この回帰式の説明変数とアユの遡上個体数の経年変化は、図 5.3.11 に示すとおりである。全体的な傾向をみると、3つの説明変数が全て前年比を上回ると遡上個体数も前年比を上回る（2014年と2020年）一方で、3つの説明変数が全て前年比を下回ると遡上個体数も前年比を下回る（2013年と2019年）ことが確認された。また、3つの説明変数が全て前年比並だと遡上個体数も前年比になる（2016年と2021年）ことも確認された。

これらのことから、遡上個体数の多寡は流下時と遡上期の流量さらに、定常的に新淀川へ放流される時間、すなわち流況の、各々の前年からの変化率が遡上個体数の増減に影響を及

ぼすことが示唆された。特に遡上時よりも、流下時の定常的な流況が流下仔魚を新淀川へ流下させることで、翌年の遡上数を増加させる傾向が強いことが予測される。前項で、遡上個体数は、前年の流下仔魚数の源泉である親魚数（卵数）、ひいては前年の遡上個体数によって規定されるという個体群の連続性を述べたが、アユの個体群、すなわち資源量は流量や流況の経年的な変動の影響を連綿と受けて増減していると考えられる。そのため、海産天然アユ資源量を増加させるためには、流量や流況の経年的な変動を踏まえて長期的な取り組みが必要なことが想定される。

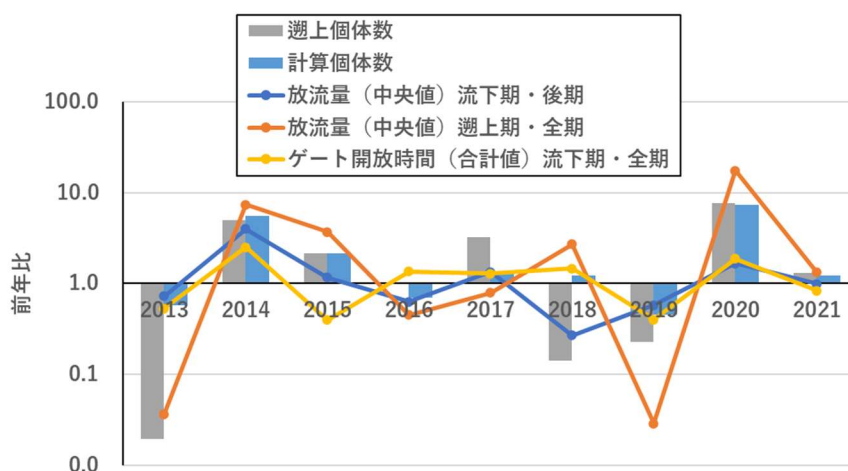


図 5.3.11 淀川大堰の堰諸量とアユの遡上個体数の前年比の経年変化

折れ線グラフは回帰分析に用いた淀川大堰の堰諸量の前年比を示し、棒グラフはアユの遡上個体数の前年比の実績と回帰計算結果を示す。

### (3) 遡上を促進する流量

前項の結果からは、遡上個体数を増加させるためには、流下期や遡上期の流況が前年並み以上であることが必要であることが考えられた。そこで、前項でアユの遡上個体数の回帰式に採用された淀川大堰の堰諸量の平均値を求め、アユの遡上を促進する流量を検討した。

前項の多変量解析における説明変数となった堰諸量の 2012～2021 年の期間平均は、表 5.3.10 のとおりである。また、これらの平均値と各年の値の比と、遡上個体数の前年比の経年変化は、図 5.3.12 に示すとおりである。概ね平均値並の流量・流況が確保されると、前年と同等の遡上個体数が維持される（つまり減少しない）と考えられる。このことから、遡上を促進するために必要な流量・流況は、これらの平均値と考えて良いと考えられる。なお、調節ゲートの開放時間の 1,160 時間とは、期間中の 53%の時間に相当する。

表 5.3.10 アユの遡上個体数の回帰式に採用された堰諸量の経年変化と平均値

区分	生活史区分	期間	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	平均	中央値	
淀川大堰	平均値	遡上期 前期	3/1	351.7	168.7	196.6	322.4	146.8	206.4	237.9	85.7	182.6	181.7	208.0	189.6
			~4/30	1.7	0.8	0.9	1.5	0.7	1.0	1.1	0.4	0.9	0.9	-	-
淀川大堰	中央値	流下期 後期	前年12/1	6.2	4.5	18.0	20.8	13.1	17.5	4.7	2.7	4.5	4.5	9.6	5.5
			~12/31	0.6	0.5	1.9	2.2	1.4	1.8	0.5	0.3	0.5	0.5	-	-
放流量		遡上期 全期	3/1	181.6	6.6	48.7	179.6	81.0	63.6	171.0	4.9	85.5	113.1	93.6	83.3
			~6/15	1.9	0.1	0.5	1.9	0.9	0.7	1.8	0.1	0.9	1.2	-	-
調節ゲート	合計値	流下期 全期	前年10/1	1,346	711.0	1,776.0	703.0	951.0	1,217.0	1,780.0	707.0	1,326.0	1,103.0	1,162.0	1,160.0
			~12/31	1.2	0.6	1.5	0.6	0.8	1.0	1.5	0.6	1.1	0.9	-	-
遡上個体数 (1,000個体)			1,630	32	156	333	336	1,093	153	35	264	341	437	299	
遡上個体数の前年比			3.7	0.1	0.4	0.8	0.8	2.5	0.3	0.1	0.6	0.8	-	-	
遡上個体数の前年比			-	0.0	4.9	2.1	1.0	3.2	0.1	0.2	7.6	1.3	2.3	1.3	
遡上個体数の前年比			-	0.0	2.2	0.9	0.4	1.4	0.1	0.1	3.3	0.6	-	-	

上段は各年の値、下段は平均値に対する比率を示す。

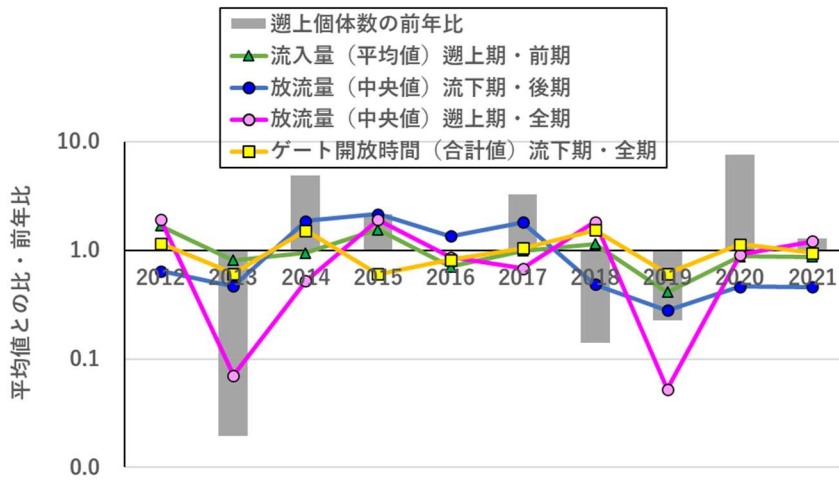


図 5.3.12 アユの遡上個体数の回帰式に採用された堰諸量の各年の平均値比とアユの遡上個体数の前年比の経年変化

棒グラフは遡上個体数の前年比を、折れ線グラフは各堰諸量の平均値との比の経年的変化を示す。

### 5.3.4 毛馬水門からの遡上促進

#### (1) 毛馬水門におけるアユの遡上状況

現地観測を行った2015年6月4日と6月16日の調査期間中の毎正時の上下流水位差、流量、遡上個体数は表 5.3.11 のとおりである。

調査時間帯の上下流水位差は、主として下流側の水位変動によって変動したが、6月4日の方が小さくなった。調査時間帯の流量も時間とともに変動したが、6月15日は後半の2時間だけ流量が100m<sup>3</sup>/sを越えた。

アユの遡上は6月4日だけ確認され、遡上が確認された時の流量は69.7m<sup>3</sup>/s、上下流水位差は0.99mであった。この上下流水位差については、調査時間帯の最小値ではなかった。

表 5.3.11(1) 調査日毎の時間別水位・流量と遡上個体数

月日	時間	観測所水位			流量 (m <sup>3</sup> /s)	遡上 個体数
		上流	下流	水位差		
2015/6/4	5:00	2.92	1.82	1.10	71.0	0
2015/6/4	6:00	2.90	1.91	0.99	69.7	11
2015/6/4	7:00	2.91	2.08	0.83	70.3	0
2015/6/4	8:00	2.91	2.26	0.65	70.9	0
2015/6/4	9:00	2.91	2.07	0.84	79.6	0
2015/6/4	10:00	2.92	1.70	1.22	82.8	0
2015/6/4	11:00	2.93	1.42	1.51	71.9	0
2015/6/4	12:00	2.94	1.24	1.70	72.4	0
2015/6/4	13:00	2.94	1.10	1.84	72.5	0
2015/6/4	14:00	2.95	0.91	2.04	70.5	0
2015/6/4	15:00	2.94	0.79	2.15	70.5	0
最小値		2.90	0.79	0.65	69.7	0
最大値		2.95	2.26	2.15	82.8	11
平均値		2.93	1.51	1.42	74.0	1

表 5.3.11(2) 調査日毎の時間別水位・流量と遡上個体数

月日	時間	観測所水位			流量 (m <sup>3</sup> /s)	遡上 個体数
		上流	下流	水位差		
2015/6/15	13:00	2.97	0.85	2.12	69.8	0
2015/6/15	14:00	2.96	0.82	2.14	69.0	0
2015/6/15	15:00	2.96	0.96	2.00	69.0	0
2015/6/15	16:00	2.96	1.47	1.49	69.0	0
2015/6/15	17:00	2.93	1.79	1.14	109.5	0
2015/6/15	18:00	2.93	2.17	0.76	107.7	0
最小値		2.93	0.82	0.76	69.0	0
最大値		2.97	2.17	2.14	109.5	0
平均値		2.95	1.34	1.61	82.3	0

毛馬水門では上流側の淀川大堰湛水位によっては、大潮満潮時に下流側の大川水位との水位差が小さくなり「もぐり越流」が発生するが、その際、水門調節ゲートを吊り上げる滑車に付属する整流板の下流部に、上下流水位差がほとんどないポケット状の流速が小さい死水域（「緩流ポケット」という）が発生することを確認した（図 5.3.13 左参照）。

この「緩流ポケット」からはアユと想定される魚類の遡上を確認したが（図 5.3.13 右参照）、水門の中央部からは遡上を確認できなかった。



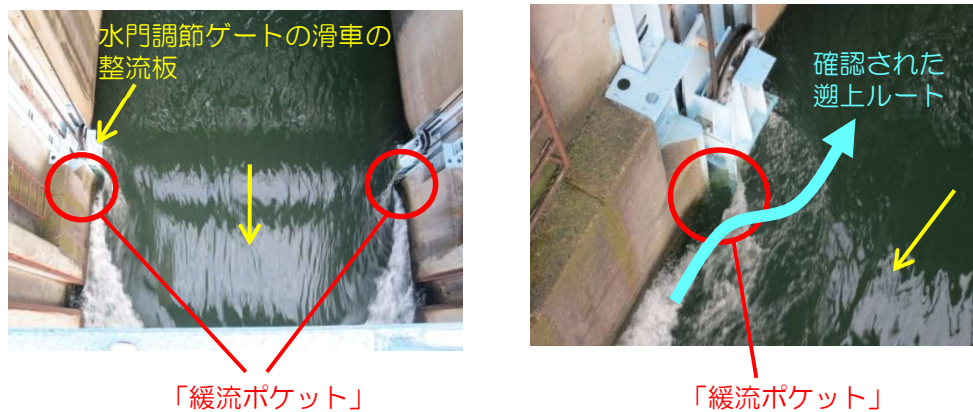


図 5.3.13 毛馬水門の越流箇所の状況

## (2) 毛馬水門における水理条件とアユの遡上条件の検討

『毛馬水門操作規則』に記載された計算式に基づき、放流量と上下流水位差を組み合わせ、流速を計算した結果（図 5.3.14～図 5.3.16 参照）、放流量が小さいほど、上下流水位差が小さいほど流速が小さくなり、毛馬水門からの常時放流量である  $71\text{m}^3/\text{s}$  の時は平均流速が  $1.3\sim 2.4\text{m}/\text{s}$  で変化することが計算された。

また、これらの計算結果から上下流水位差が  $1.4\text{m}$  になると「潜り越流」となり、水門調節ゲートの天端高から見ると落差が解消されることが確認された。

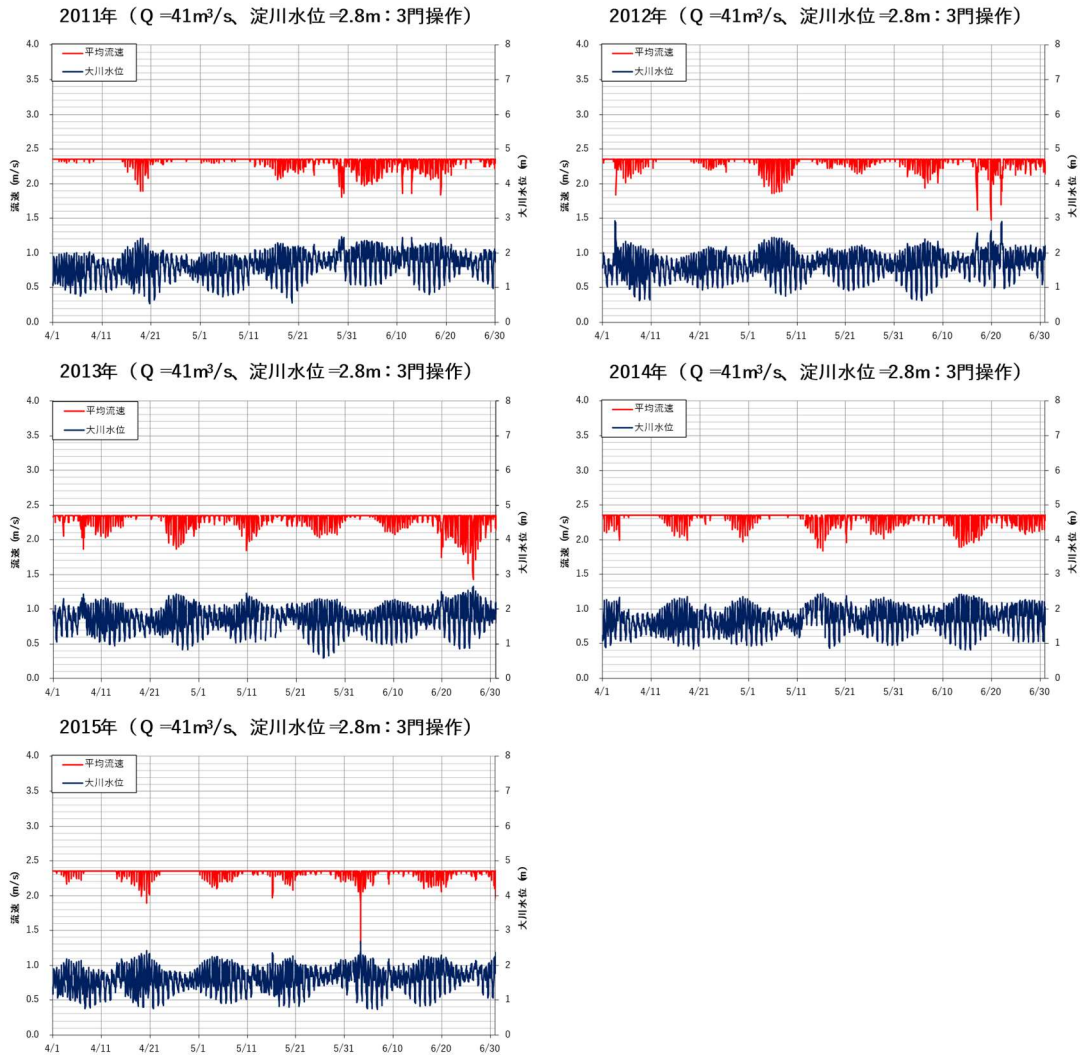


図 5.3.14(1) 放流量 41m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.8m)

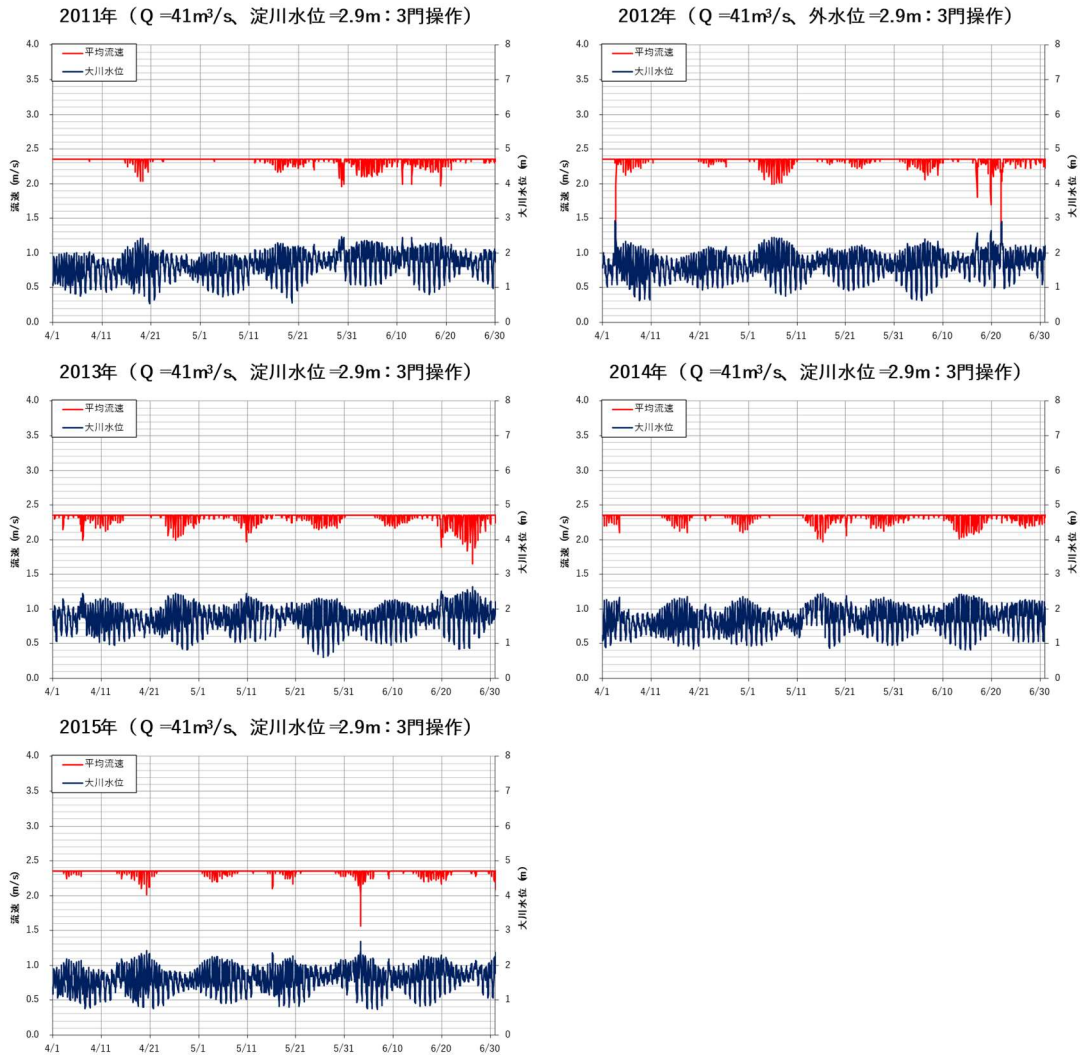


図 5.3.14(2) 放流量 41m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.9m)

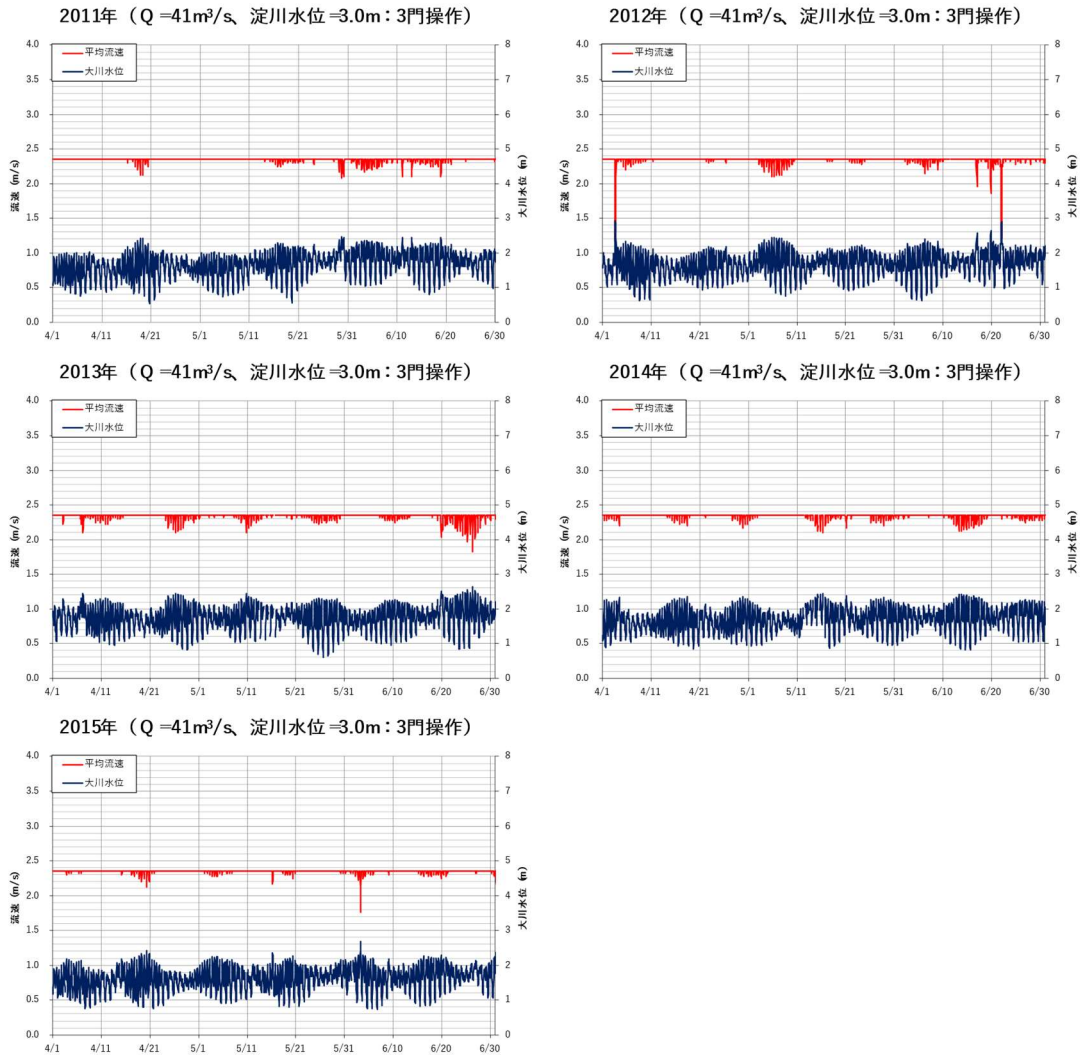


図 5.3.14(3) 放流量 41m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.3.0m)

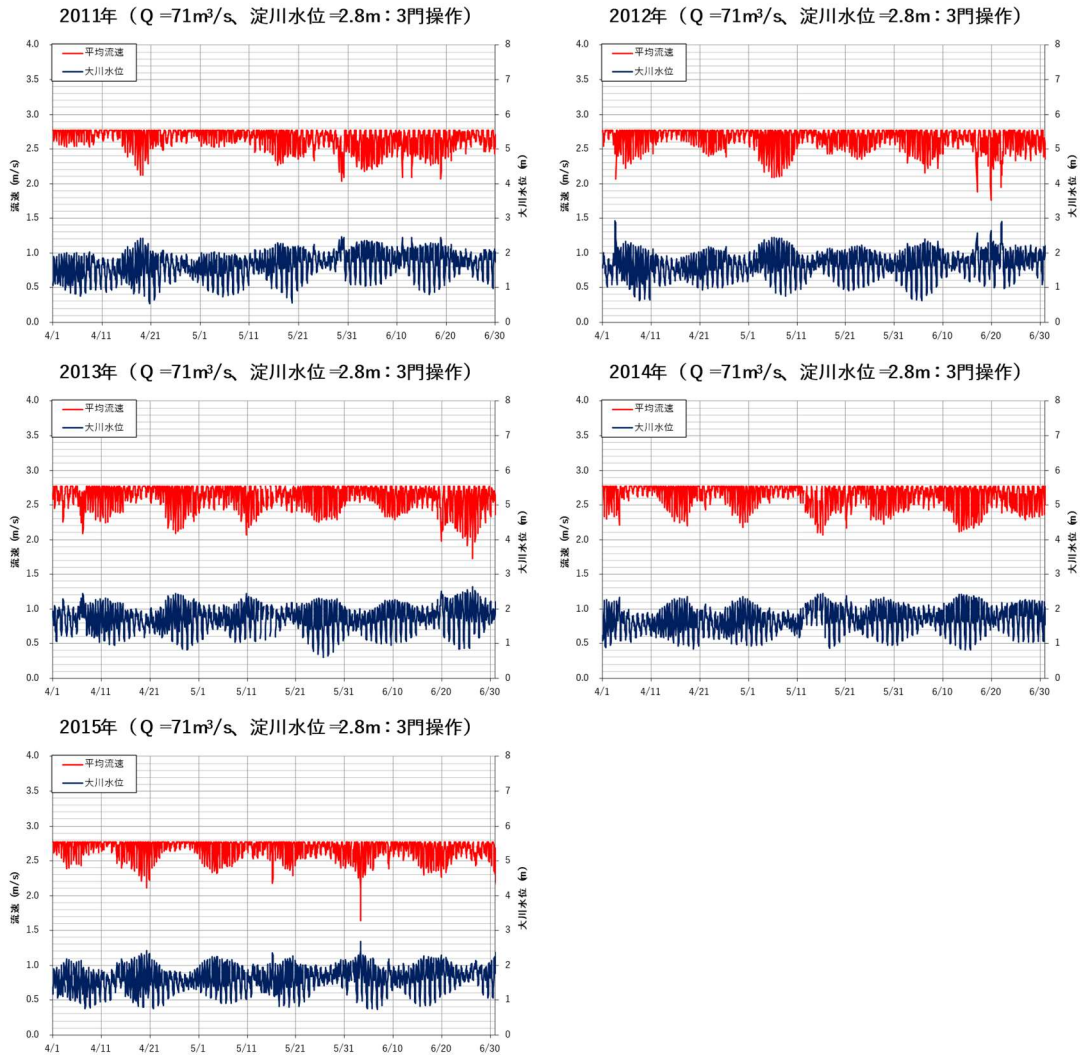


図 5.3.15(1) 放流量 71m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.8m)

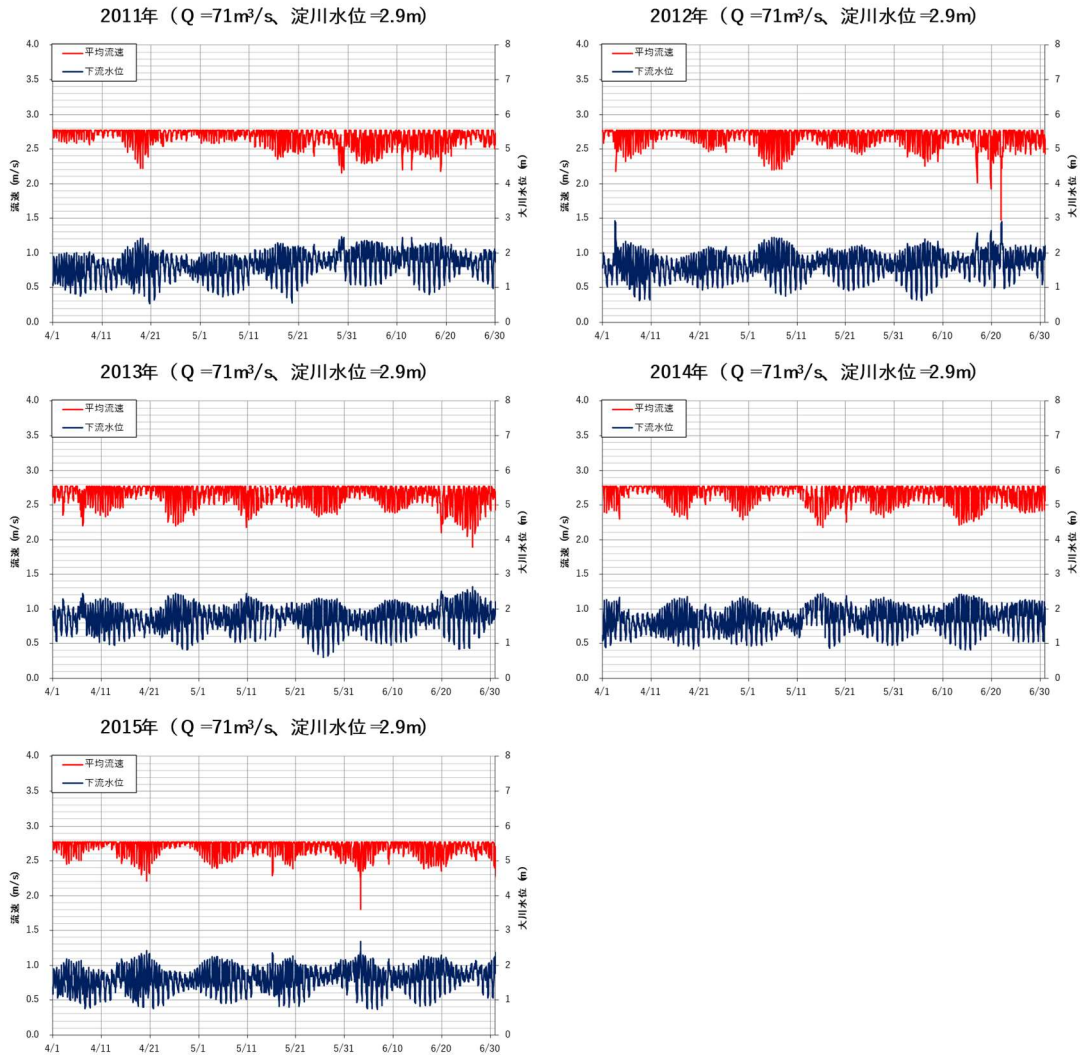


図 5.3.15(2) 放流量 71m<sup>3</sup>/s 流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.9m)



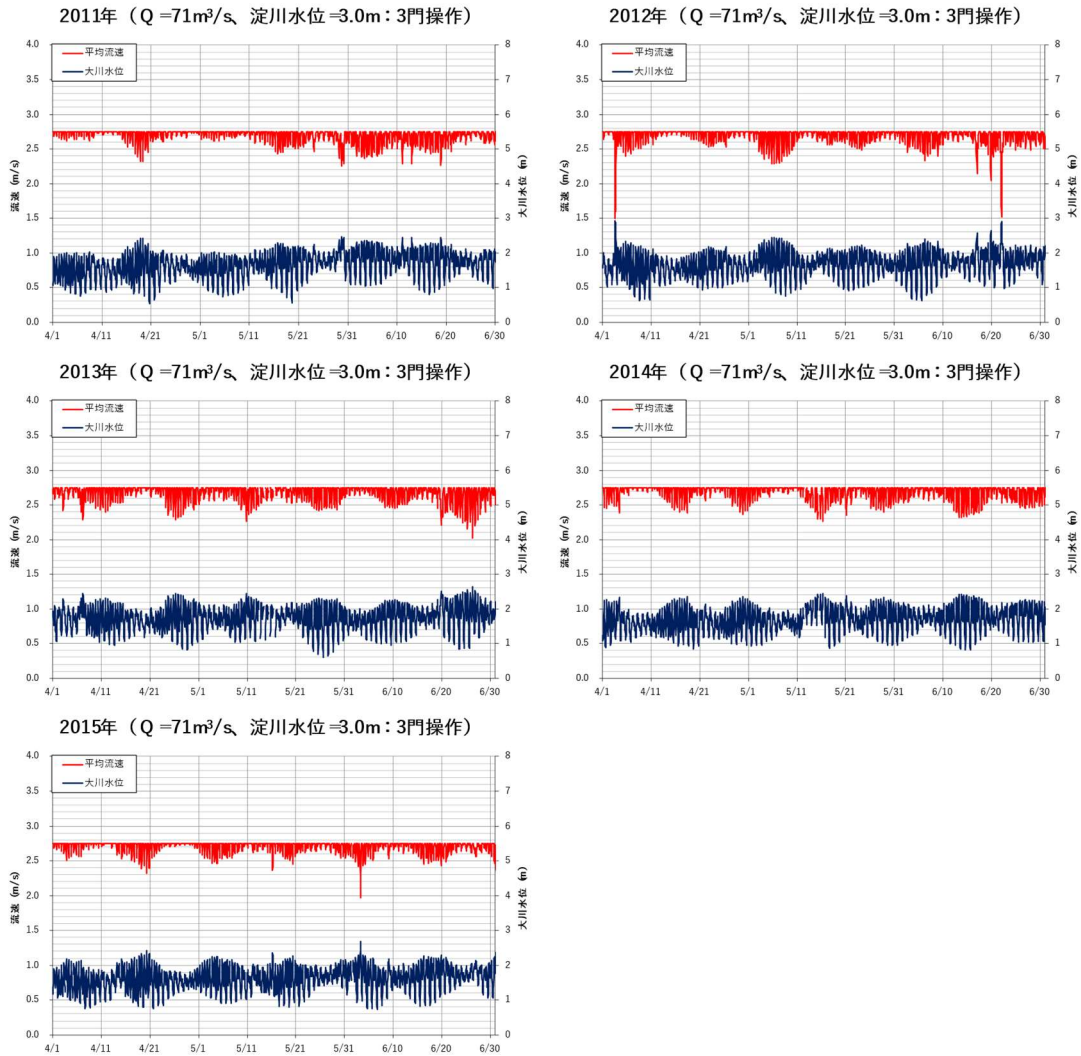


図 5.3.15(3) 放流量 71m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.3.0m)

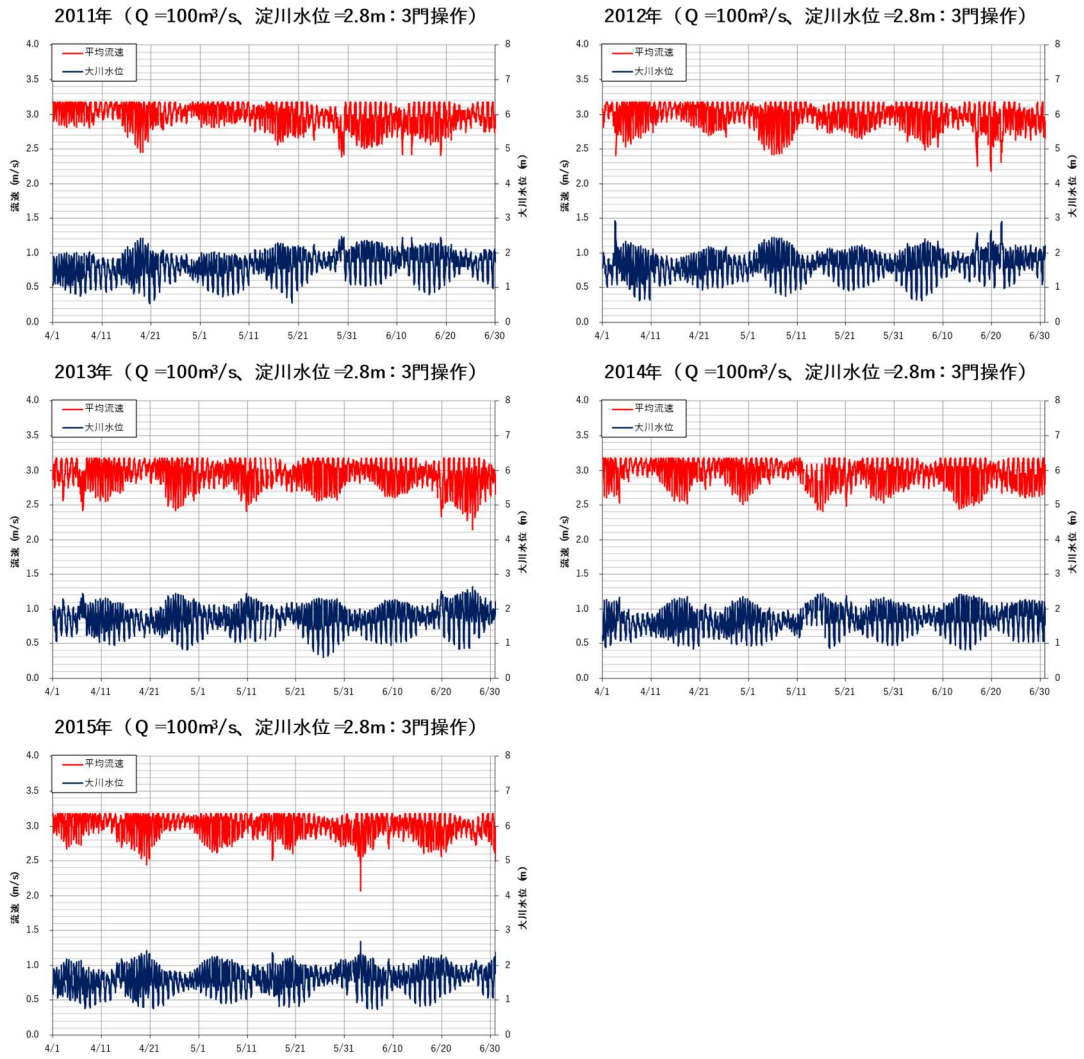


図 5.3.16(1) 放流量 100m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.8m)

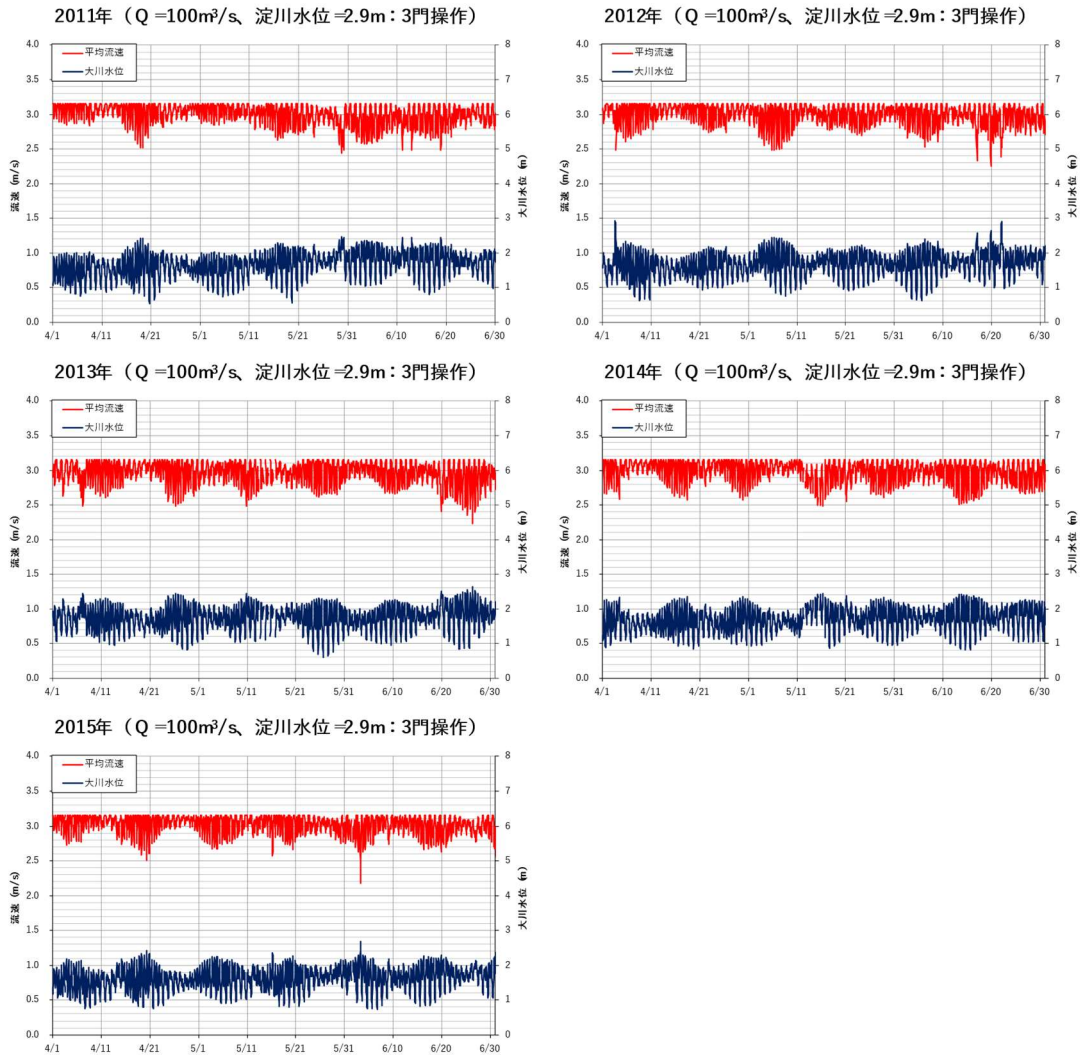


図 5.3.16(2) 放流量 100m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.2.9m)

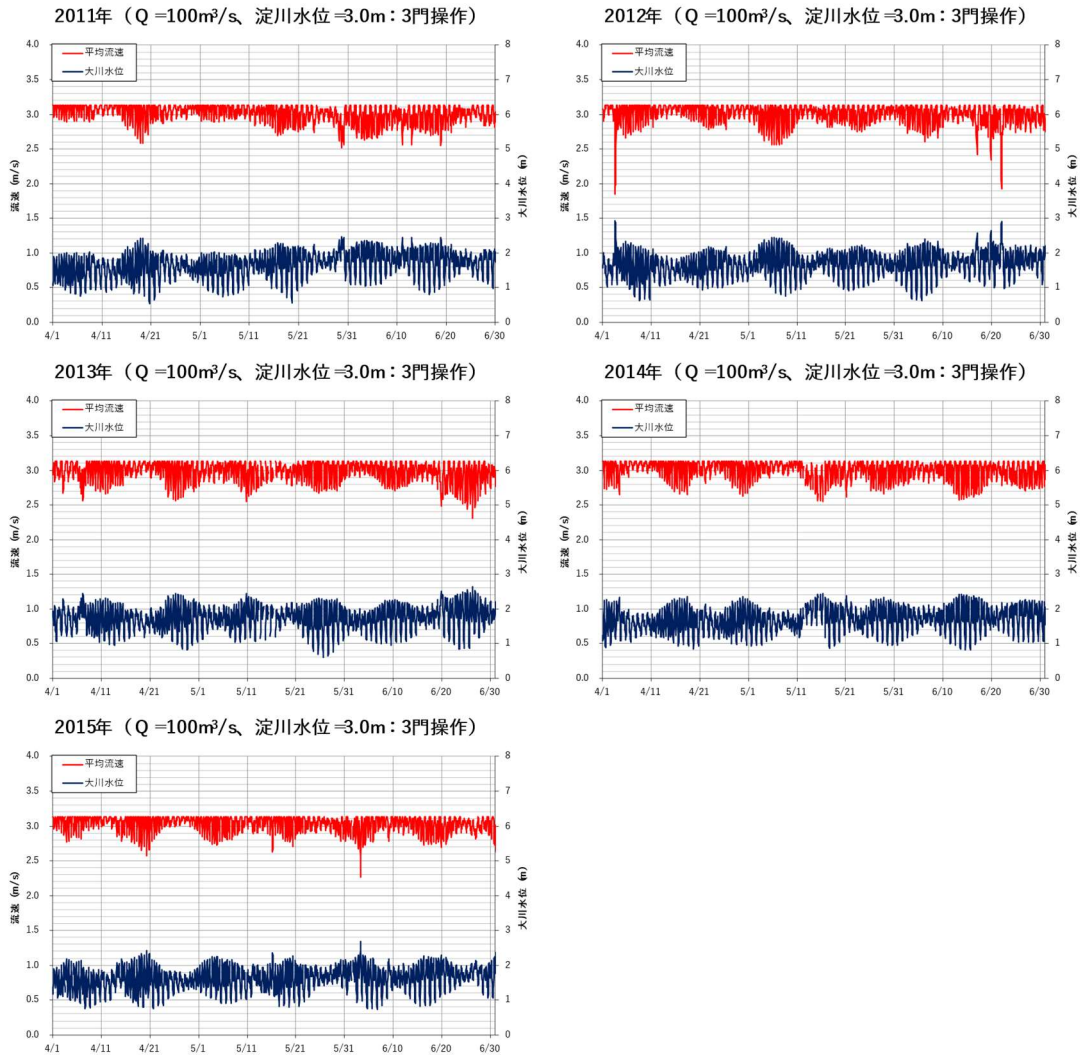


図 5.3.16(3) 放流量 100m<sup>3</sup>/s の流速計算結果 (淀川大堰湛水位 O.P.3.0m)

### (3) 淀川大堰の試行運用計画の立案

前項の計算結果と日本水産資源保護協会（1981）や建設省河川局治水課（1993）、白石（1995a）、白石（1995b）が示した体長別の跳躍力や遊泳突進速度に基づき算出した遡上期のアユ（体長 39～143 mm；平均 60 mm）のそれを比較すると（表 5.3.12 参照）、O.P.2.9m で流量が 71m<sup>3</sup>/s の場合、上下流水位差は跳躍力（0.4m 未満又は 0.6m 未満）を下回り遡上可能と推測されるものの、平均流速は遊泳突進速度（0.7m/s 未満又は 1.2m/s 未満）を上回り、この放流量別・上下流水位差別の組み合わせ流速計算からは遡上は難しいという結果となった（図 5.3.17 参照）。しかし、上下流の水位差が 1.4m より下回り、「潜り越流」が生じると流速が徐々に小さくなり平均流速の 0.5329 倍で表面流速を推算すると、上下流水位差が 0.8m になるとアユが遡上可能な 1.2m/s を下回ることが予測された（瀬口ほか，2018）。

表 5.3.12 アユの遡上条件

区分	落差	流速
A (容易)	0.4m 未満	0.7m/s 未満
B (可能)	0.6m 未満	1.2m/s 未満

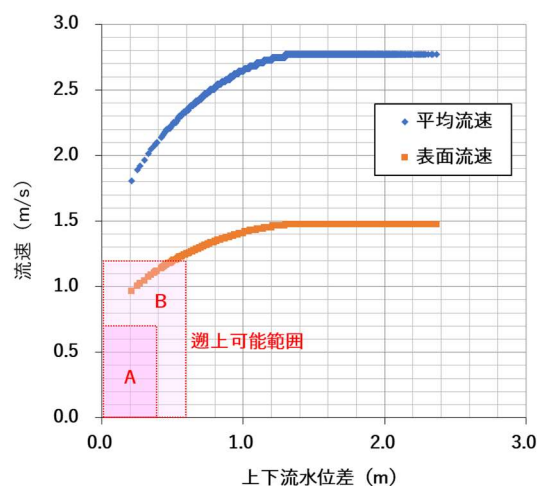


図 5.3.17 流量 71m<sup>3</sup>/s 時の上下流水位差の変化に伴う平均流速と表面流速の変化

落差工を遡上するアユの遡上行動については、緩流部となっている落差工直下から流速が大きくなっている隔壁上部を乗り越える際に、急激な流速変化によりバランスを崩し、一旦下流側へ押し戻され後、体勢を立て直して最終的に流速が小さい表層部を選択しながら遡上するという行動が報告されている（土木研究所 HP）。毛馬水門では、上述のとおり水門調節ゲート上部ではアユの遊泳能力を超える大きな流速となっており、遡上するアユは水門調節ゲートを乗り越える際にバランスを崩すと、そのまま下流側へ押し戻されると想定された。しかし、上述したとおり上下流水位差が 1.4m 以下になると「もぐり越流」になるが、この時、前項 1) で述べた水門調節ゲートの直下流の両側に表層付近まで流速がほと



んどない「緩流ポケット」が発生し、この場所から流速が比較的小さな表層部を選択しながら遡上するという仮説を立てられた（図 5.3.18 参照）。

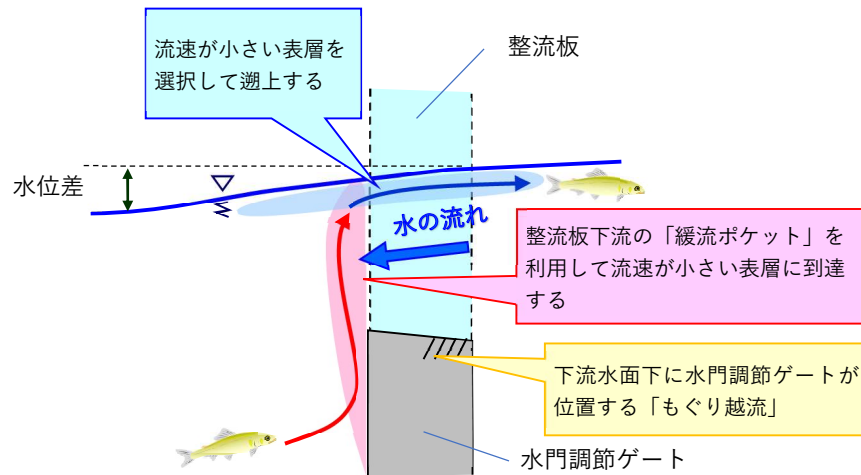


図 5.3.18 毛馬水門でのアユの遡上ルート（もぐり越流時）

そこで、大潮満潮時に「もぐり越流」が生じやすくするために淀川大堰の湛水位を低下させる試行運用計画の立案を考案した。しかし、淀川大堰の湛水位は、堰の運用規則や取水事業により大幅な水位低下に制約がある。淀川大堰の湛水位は、常時は O.P.3.0m で維持されているが、翌 2016 年は毛馬水門の下流側の水位が上昇する大潮満潮時に合わせて 0.1m 低下させ、淀川大堰の湛水位を通常水位の O.P.3.0m から O.P.2.9m にする特例操作で運用する計画とした。また、後述するとおり、淀川大堰の湛水位を下げれば下げるほど、遡上促進効果が見込まれたことから、2017 年は淀川大堰の湛水位をさらに 0.05m 低下させた O.P.2.85m にする特例操作で運用する計画とした。

#### (4) 試験運用計画の妥当性検証

2016 年と 2017 年のアユ遡上時期（4～6 月）に、前項 3）で考案した特例操作を実施し、上下流水位差が小さくなる日（大潮時に大川の水位が上昇する日）の上下流水位差が小さくなる時間帯に、各年 4 回の遡上モニタリングを実施した（表 5.3.13 参照）。

なお、このモニタリング結果は、4 章の 4.2.3 の毛馬水門の遡上調査結果と重複する。



表 5.3.13 調査実施日の状況

調査日	時間	潮汐	天候	平均流量	最小上下流水位差		
					時間	水位差	
2016年	4月22日	05:40~10:30	大潮	曇り	71m <sup>3</sup> /s	6:00	0.91m
	5月6日	05:20~09:40	大潮	曇り	71m <sup>3</sup> /s	6:00	0.56m
	5月23日	05:20~10:10	大潮	晴れ	71m <sup>3</sup> /s	8:00	0.63m
	6月4日	05:20~09:50	大潮	晴れ	71m <sup>3</sup> /s	6:00	0.56m
2017年	4月27日	06:20~10:00	大潮	曇り	71m <sup>3</sup> /s	8:00	0.51m
	5月12日	06:20~10:10	大潮	曇り	71m <sup>3</sup> /s	8:00	0.84m
	5月26日	06:20~09:20	大潮	曇り	71m <sup>3</sup> /s	7:00	0.55m
	6月9日	05:40~09:20	大潮	曇り	70m <sup>3</sup> /s	7:00	0.79m

1) 上下流水位差

前項 3) で考案した試験運用を実行した結果、淀川大堰の湛水位は、2016 年は O.P.2.81～3.19m の間で推移し、上下流水位差は 0.28～2.36m (平均 1.23m) となった。また、2017 年は O.P.2.81～3.19m で推移し、上下流水位差は 0.37～2.44m (平均 1.33m) となった (図 5.3.19 参照)。

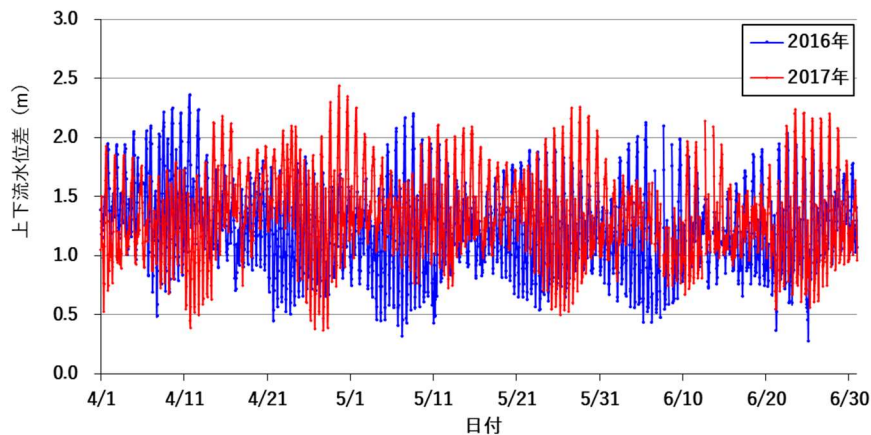


図 5.3.19 毛馬水門における上下流水位差

2) 遡上個体数

2016 年と 2017 年のアユ遡上時期 (4～6 月) において、大潮時に大川の水位が上昇し、上下流水位差が小さくなると想定される日に、各年 4 回 (4 月後半・5 月前半・5 月後半・6 月前半) の遡上モニタリングを実施した。2016 年は 2 回で合計 235 個体のアユの遡上を確認され、2017 年は 4 回で合計 3,998 個体のアユの遡上を確認された (表 5.3.14 参照)。

一方で、水門部直下には前項 1) で述べた「緩流ポケット」には、遡上できずに滞留する

多くのアユが確認された(図 5.3.20 参照)。そのほか、毛馬水門の下流にも遊泳するアユも多く確認され、これらの滞留・遊泳するアユを狙うカワウヤサギなどの鳥類のほかに、魚類のスズキなどが確認された。2016 年は毛馬水門の直下流に 11,805 個体、下流部に 1,316 個体で合計 13,121 個体、2017 年は直下流に 28,541 個体、下流部に 13,525 個体で合計 42,066 個体の滞留個体が確認された。これらの個体数から遡上率は、2016 年が 1.8%、2017 年が 9.5%となった。

表 5.3.14 毛馬水門下流の滞留・遊泳個体と遡上数

調査年	調査項目	4月後半	5月前半	5月後半	6月前半	合計	総計	遡上率
2016年	遡上個体数	0	0	222	13		235	
	直下流部滞留個体数	40	3,168	5,925	2,672	11,805	13,121	1.8%
	下流部遊泳個体数	247	75	841	153	1,316		
2017年	遡上個体数	1,827	20	2,150	1			
	直下流部滞留個体数	9,730	7,426	11,263	122	28,541	42,066	9.5%
	下流部遊泳個体数	1,615	10,540	555	815	13,525		



図 5.3.20 「緩流ポケット」に蝟集するアユ

また、毛馬水門から約 25m 上流地点で水深 1m と 2m に設置した水中カメラの撮影結果では、水深 1m 未満の水深帯(目測では 0.5m 付近)で遊泳するアユが多く確認されたのに対し(図 5.3.21 参照)、水深 2m ではほとんど確認できなかった。これは、水門調節ゲートの表層付近を遡上したアユがそのまま表層を選択して遊泳し続けた結果と考えることができ、前項 1)で示した、アユは表層付近を選択して遡上するという仮説を裏付けるものと考えられた。



図 5.3.21 毛馬水門上流部の表層を通過するアユの群れ

### 3) STIV 法による表面流速

STIV 法による表層流速の実測値は、ばらつきがあり、いずれの観測日においても水門調節ゲートを吊り上げる滑車に付属する整流板付近では表面流速が、前項 3)で示したアユの遊泳突進速度の 1.2m/s を下回ることがあった(表 5.3.15・図 5.3.22 参照)。また、上下流水位差が 0.8m より小さくなると必ず表面流速がアユの遊泳突進速度の 1.2m/s を下回る訳ではなかったものの、上下流水位差が概ね 0.8m 程度になると、表面流速が 1.2m/s を下回る場所が発生することが確認された。これらのことから、前項 1)で示した、アユは表層付近を選択して遡上するという仮説を裏付ける材料となった。

表 5.3.15 観測日毎の上下流水位差と表面流速

		2016年			2017年				
		4/22	5/6	5/23	6/4	4/27	5/12	5/26	6/9
上下流水位差 (m)		0.74	0.90	0.63	0.61	0.51	0.84	0.58	0.79
流速 (m/s)	平均	1.46	1.53	1.77	1.98	1.44	1.38	1.21	1.22
	最大	2.88	2.97	2.99	2.81	2.03	2.59	2.23	2.11
	最小	0.54	0.79	0.85	1.11	0.97	0.65	0.61	0.37
	中央値	1.43	1.48	1.75	1.95	1.41	1.24	1.08	1.13
	25%値	1.13	1.16	1.51	1.71	1.27	0.96	0.90	0.92
	75%値	1.65	1.82	2.06	2.25	1.62	1.71	1.38	1.58

網掛けは、アユの遡上条件を超過していることを示す。

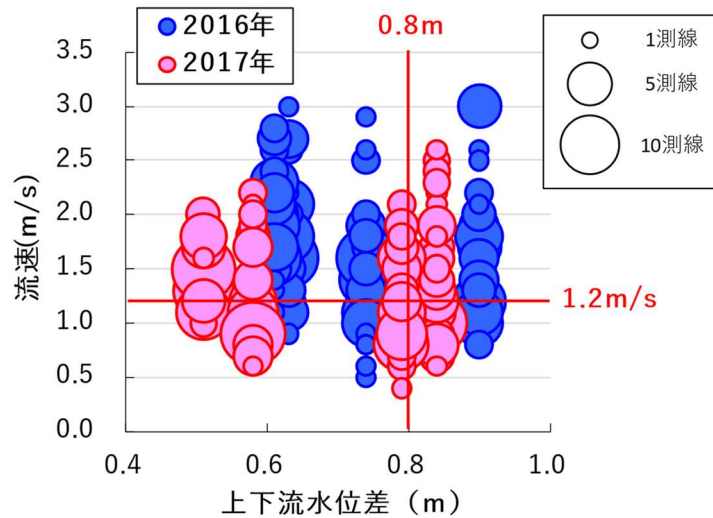


図 5.3.22 毛馬水門における上下流水位差別の表面流速の測線数の分布

#### 4) 毛馬水門におけるアユの遡上促進対策の妥当性と効果

毛馬水門においてアユの遡上状況から上下流水位差が小さくなった際に、調整ゲートの天端高が下流側水位より小さくなる「もぐり越流」が生じ、流速が小さくなる現象に着目し、アユが遡上可能となる毛馬水門の水力条件から毛馬水門においてアユの遡上を促進する試行運用を検討した。

これらの試行運用の妥当性を検証するために実施したモニタリングにおける遡上個体数・直下流部滞留個体数・下流部遊泳個体数・上下流水位差の関係をみると、直下流部滞留個体数と遡上個体数で正の相関、つまり直下流部で個体数が増えれば増えるほど遡上個体数の増加が確認された。また、上下流水位差と下流部遊泳個体数で負の相関、つまり上流側の淀川大堰の湛水位を低下させることで、下流の遊泳個体数の減少が確認された(図 5.3.23 参照)。つまり、今回の遡上促進対策によって毛馬水門で全てのアユが遡上できる訳ではないものの、上下流水位差を小さくすればアユの遡上が促進され、下流部での遊泳個体数が減少するという現象を示している。

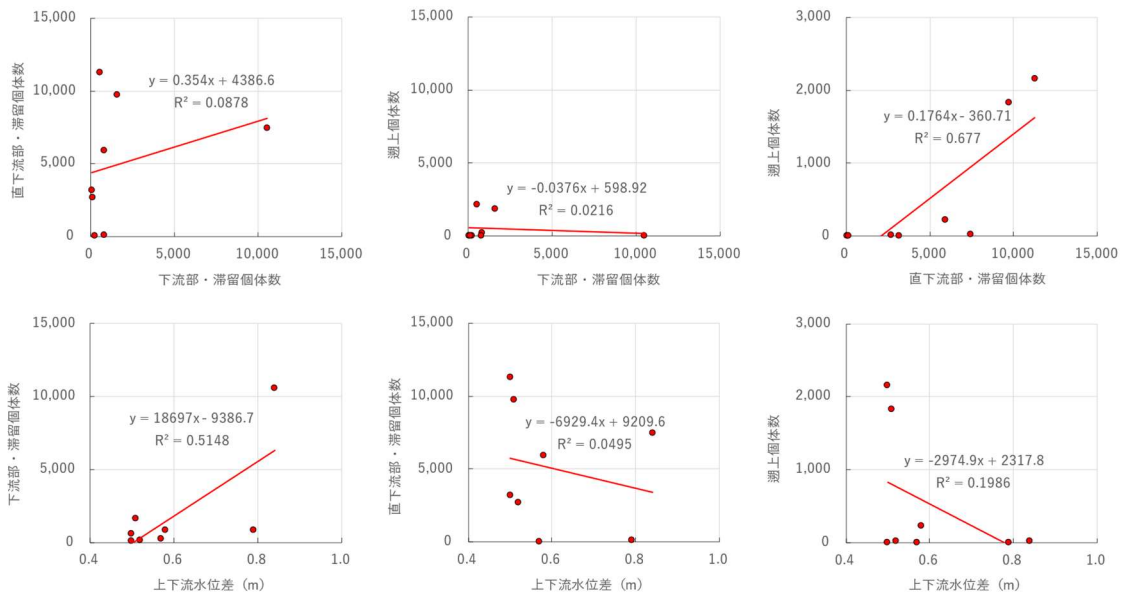


図 5.3.23 遡上個体数・直下流部滞留個体数・下流部遊泳個体数・上下流水位差の関係  
 上段は下流部の滞留個体数と直下流部の滞留個体数(左)・遡上個体数(中)の関係、直下流部の滞留個体数と遡上個体数の関係(右)。  
 下段は上下流の水位差と下流部の滞留個体数(左)・直下流部の滞留個体数(中)・遡上個体数(右)の関係。

各年の遡上が確認された時の上下流水位差と遡上個体数を見ると、前項3)で上下流水位差が0.78mになるとアユが遡上できると述べたが、実際には0.99mでも遡上が確認された(図 5.3.24 参照)。一方で、上下流水位差が低下すると遡上個体数が増加する傾向が確認された。ただし、前述のとおり、遡上個体数は直下流部滞留個体数に影響を受けることから、上下流水位差と直下流部滞留個体数から求まる遡上率との関係を見ると、こちらも上下流水位差が低下すると遡上率が上昇する傾向が確認された(図 5.3.25 参照)。

これらのことから、前項3)で設定した、アユが遡上可能な上下流水位差は0.8mであることは概ね妥当と考えられた。

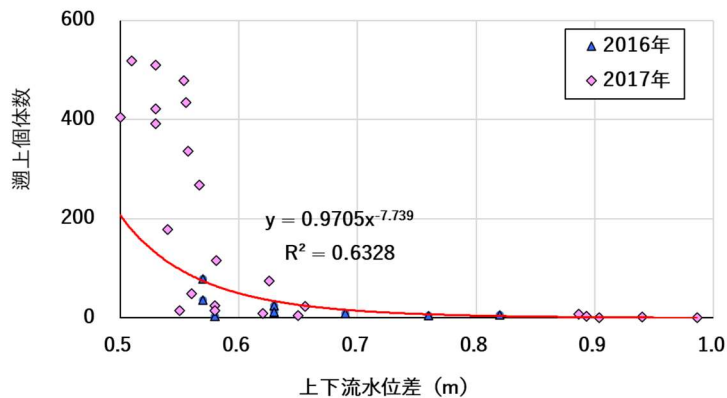


図 5.3.24 上下流水位差とアユの遡上個体数の関係

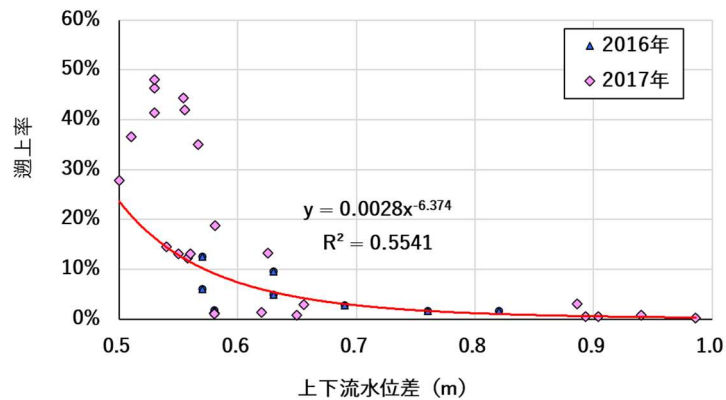


図 5.3.25 上下流水位差とアユの遡上率の関係

しかし、上下流水位差が0.8mを下回っても必ずしもアユの遡上が確認される訳ではなかったため、安全側の基準として、この0.8mを下回り、現地観測で遡上が確認された上下流水位差の最大値である0.76mを遡上可能基準として設定した。

そこで、アユの夜間に遡上しない習性を考慮して（楠田，1963）、遡上が起こりにくい夜間の時間帯（19時～翌4時）を含めずに、実績の上下流水位差に基づくアユの遡上可能時間を計算すると、2016年がおよそ91時間、2017年がおよそ54時間となった。

さらに、今回のモニタリングで確認された1時間あたりの遡上個体数（2016年は24個体/h、2017年は227個体/h）を乗じることで、右岸のみの推定遡上個体数は2016年が約2,200個体、2017年が約12,000個体と推定された。

今回の試行運用を行わなかった場合の状況を、毛馬水門の上流水位（淀川大堰の湛水位）の最低値をO.P.3.0mと仮定して試算すると、上述の遡上可能時間は、2016年がおよそ45時間、2017年がおよそ32時間、右岸のみの推定遡上個体数は2016年が約1,100個体、2017年が約7,200個体と推定された（図5.3.26参照）。つまり、試験運用は、遡上個体数を1.7～2倍程度増加させる効果があると考えられた。

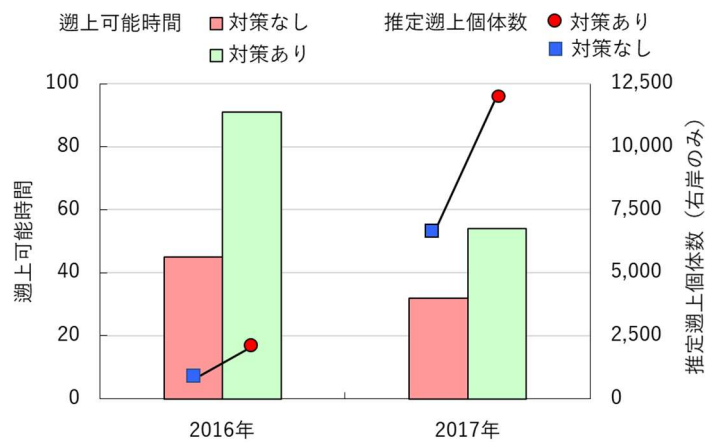


図 5.3.26 試験運用の有無による遡上可能時間と推定遡上個体数の変化



## 5.4 考察

### 5.4.1 海産天然アユ資源量を増加させる流量条件

前節までの検討結果から、海産天然アユ資源量の増大させる流量条件、表 5.4.1 のとおりである。5.3.3 で述べたとおり、海産天然アユ資源量は流下時と遡上期に新淀川へ放流される流量と流況に影響を受けると考えられる。具体的にはアユの流下期（10～12月）に河川流量（淀川大堰への流入量）が  $100\text{m}^3/\text{s}$  と遡上全期（3～6月）に淀川大堰放流量が  $100\text{m}^3/\text{s}$ （淀川大堰には  $170\text{m}^3/\text{s}$  流入する計算となる）の流量を定常的に維持する必要がある（図 5.4.1 参照）。しかし、河川流量と淀川大堰放流量の過去 10 ヶ年の流量の平均値は、表 5.4.1 の流量条件を上回るものの、上回らない年も多く、これにより海産天然アユ資源量が増減すると考えられる。

表 5.4.1 海産天然アユ資源量を増大させる流量などの条件

生活史	要件	種別	条件	参照先
流下期 10～12月	産卵場から淀川大堰付近まで流下時間を短縮させて餓死による死亡率を低減させる流量	河川流量 (淀川大堰流入量)	$100\text{m}^3/\text{s}$	5.3.1
	淀川大堰において新淀川への流下率が概ね50%程度になると予測される流量	河川流量 (淀川大堰流入量)	$100\text{m}^3/\text{s}$	5.3.2
	翌年の遡上個体数が減少しない流況（統計的に求められた値）	淀川大堰調節ゲート開放時間	1,200時間	5.3.3
後期 12月	翌年の遡上個体数が減少しない放流量（統計的に求められた値）	淀川大堰放流量 (中央値)	$10\text{m}^3/\text{s}$	5.3.3
遡上期 3～6月	翌年の遡上個体数が減少しない放流量（統計的に求められた値）	淀川大堰放流量 (中央値)	$100\text{m}^3/\text{s}$	5.3.3
	新淀川からの遡上が促進されると推測される流量	河川流量	$200\text{m}^3/\text{s}$	5.3.3

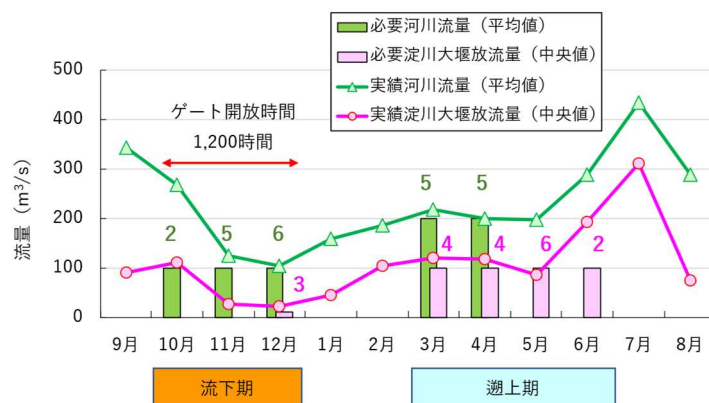


図 5.4.1 海産天然アユ資源量を増加させるために必要な流量と過去 10 ヶ年の実績流量

棒グラフは海産天然アユ資源量を増加させるために必要な河川流量・淀川大堰放流量を示す。折れ線グラフは過去 10 ヶ年の河川流量・淀川大堰放流量の実績値を示し、数字は各々の必要流量条件を満たさない年数を示す。

## 5.4.2 海産天然アユ資源量を増加させる方策

前節 5.3 で述べた海産天然アユ資源量を増加させる流量・流況条件と、上記 5.4.1 で述べた河川流量の実績を勘案すると、海産天然アユ資源量を増加させる大方針としては、

- ①不足する流量を添加する
- ②淀川大堰と毛馬水門の運用をアユが流下・遡上しやすいように変更する

ことに大別される。これらを具体的に整理したものは、表 5.4.2 と図 5.4.2 に示すとおりである。

アユの産卵場からの流下時間を短縮させる方策を、流下を助けるという意味で「お助け放流」、新淀川へ流下させる方策を、新淀川に流下を導くという意味で「みちびき分流」、遡上期の流量を増加させる方策を、アユを堰下流に集めて遡上を促進するという意味で「呼び寄せ放流」と呼称する。さらに、毛馬水門からの遡上を促進させる方策と併せたものが、本研究で考案した淀川における海産天然アユ資源量を増加させる方策である。

表 5.4.2 淀川における海産天然アユ資源量に及ぼす現象とそれに対応した方策

海産天然アユ資源量に影響を及ぼす現象	方針	方策	効果
産卵場所から 30km 流下する必要があることから、流下の過程で大きく減耗する。	流量添加	お助け放流	河川流量を 100m <sup>3</sup> /s に増加させることで流下速度を高め、河口までの到達時間を短縮する。
3～4月の流量が少ないと遡上促進効果が低下し、遡上数が減少する。		呼び寄せ放流	遡上期の前半に淀川大堰放流量を 100m <sup>3</sup> /s に増加させ、遡上促進を図る。
河口まで流下した仔魚の多くが旧淀川へ流下し、新淀川からの遡上個体数が減少する（旧淀川では生存率が低い）	運用変更	みちびき分流	河川流量が 86m <sup>3</sup> /s を下回る場合、淀川大堰・毛馬水門の運用を変更して、多くのアユの仔魚を新淀川へ流下させる。
毛馬水門の水位差により多くのアユの遡上が阻害されている。		毛馬水門における遡上促進	淀川大堰の湛水位を低下させて毛馬水門の上下流水位を低下させて、遡上を促進する。

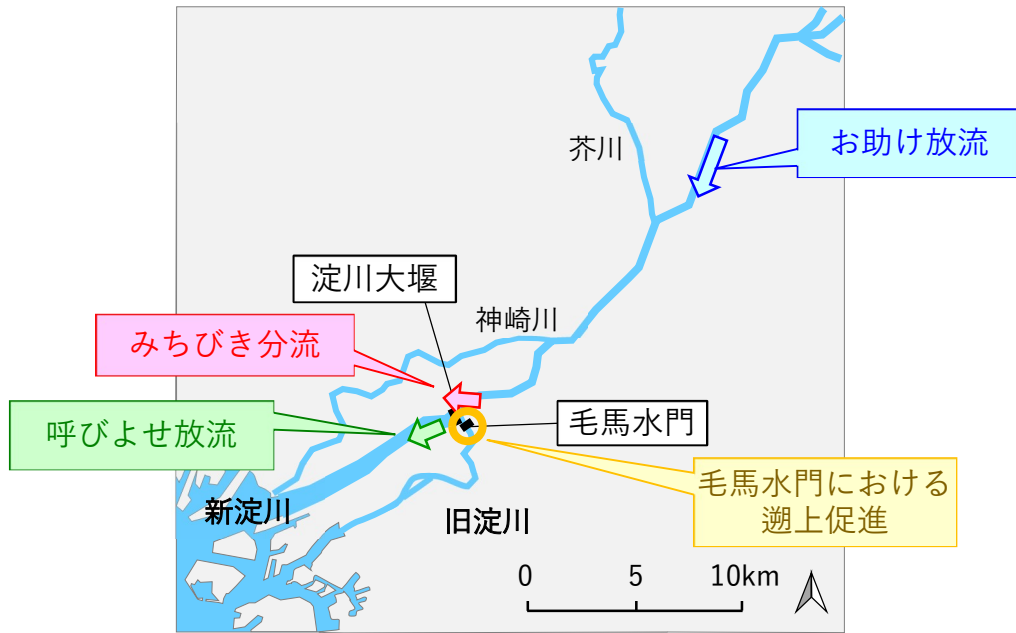


図 5.4.2 淀川において海産天然アユ資源量を増加させる方策（イメージ）

これらの方策が、アユの生活史における個体数の変動に及ぼす効果のイメージは、図 5.4.3 に示すとおりである。上段はこれらの方策を実施していない場合、下段はこれらの方策を実施した場合の個体数の変動イメージである。下段は方策の実施により個体数の減少が低下する（個体数を示す直線の傾きの角度が小さくなる）。

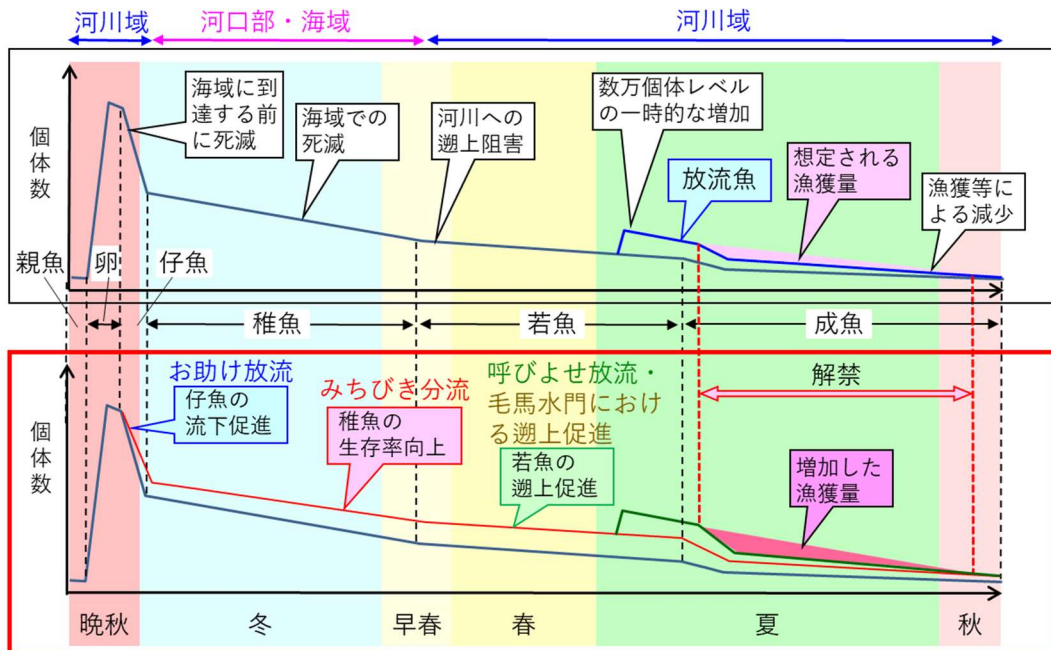


図 5.4.3 海産天然アユ資源量を増加させる方策の効果（イメージ）

①卵の時点が最も個体数が多い。その後、卵の孵化までにわずかな減少が見られ、「海域に到達する前に死滅」する。淀川では産卵場が 40km 上流にあることで、流量が少ない時

は個体数が大幅に減少する。ここで「お助け放流」を実施して仔魚の流下を促進することで、減少が緩和される。

- ② 海域での生活を経て河川域に遡上するまでに、経時的に「海域での死滅」することで個体数が減少する。淀川では仔魚の多くは旧淀川へ流下するが、それにより個体数が減少する。ここで「みちびき分流」により新淀川へ流下させて海域での生存率が向上する。
- ③ 海域から遡上してくる個体は、「河川への遡上阻害」により減少する。淀川でも春先の流量が少ない時や毛馬水門で遡上阻害が生じている。ここで、「呼びよせ放流」と「毛馬水門における遡上促進」により、遡上個体数の増加が期待できる。
- ④ その後、放流により個体数が一時的に増加し、アユ漁の解禁を迎える。漁獲によってアユの個体数は時間の経過とともに減少する。この時に、漁獲されたものが「水産統計」における漁獲量となり、海産天然アユ資源量を反映したものとなる。今回検討した方策により海産天然アユ資源量の増加が期待される。

## 5.5 結語

淀川におけるアユの流下・遡上と流量の分析から海産天然アユ資源量を増加させる流量・流況として、アユの流下期（10～12月）に  $100\text{m}^3/\text{s}$  と遡上全期（3～6月）に  $170\text{m}^3/\text{s}$  の河川流量を定常的に維持する必要があることが考えられたが、現状の淀川の流量・流況を勘案すると、海産天然アユ資源量を増加させるためには、①流量の添加と②淀川大堰・毛馬水門の運用変更が必要であることが示唆された。

そのため、アユの産卵場からの流下時間を短縮させる「お助け放流」、新淀川へ流下させる「みちびき分流」、アユの遡上を促進する「呼び寄せ放流」、さらに毛馬水門からの遡上を促進させる方策を考案した。

これらの方策により海産天然アユ資源量が増加することが期待されるものの、「お助け放流」と「呼び寄せ放流」の実施は流量添加、具体的には琵琶湖からの補給が必要であり、これらの方策の実施は流況の生起確率に支配されると考えられる。また、海産天然アユ資源量は流下時と遡上期に新淀川へ放流される流量と流況に経年的に影響を受けていると考えられることから、これらの方策の効果の推定は個体群を長期的な追跡する必要がある。

次章では、個体群数理モデルを用いて、海産天然アユ資源量の予測を行い、これらの方策の有効性を検討する。

## 5.6 引用文献

- 1) 土木研究所 HP:土木研究所 WEB マガジン 41, 魚たちが遡上しやすい魚道をめざして,  
<https://www.pwri.go.jp/jpn/about/pr/mail-mag/webmag/wm041/kenkyu.html>  
(2020.10.28 参照).
- 2) 兵藤則行・関泰夫 (1985): 海産稚仔アユに関する研究(2), 流下仔アユの生残におよぼす絶食の影響(1). 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 12; pp.15-22.
- 3) 建設省河川局治水課 (1993): 魚ののぼりやすさからみた河川横断施設概略点検マニュアル (案)
- 4) 北島力・山根康幸・松井誠一・吉松隆夫 (1998): アユ仔魚の発育に伴う比重の変化. 日本水産学会誌 64; pp.822-829.
- 5) 楠田理一 (1963): 海産稚アユの遡上生態-I:大雲川における遡上群の日週変化. 日本水産学会誌 29; pp.817-821.
- 6) 向井哲也・山根恭道・寺門弘悦・村山達朗 (2011): アユ資源管理技術開発. 島根県水産技術センター事業報告; pp.71-74.
- 7) 中本崇・浜崎稔洋・福永剛 (2002): 筑後川におけるアユ資源の動向. 福岡堅水産技術センター研究報告 12; pp.41-43.
- 8) 瀬口雄一・竹門康弘・稲垣茂人・角哲也 (2018): 淀川水系のアユ資源量を増加させるための淀川大堰の運用改善方策の検討. 河川技術論文集 24; pp.349-354.
- 9) 瀬口雄一・田中耕司・高橋京輔・竹門康弘・角哲也 (2021): アユ仔魚の降河を促進する淀川大堰のゲート操作に関する水理学的検討. 河川技術論文集 27; pp.349-354.
- 10) 嶋田啓一・後藤浩一・山本一生・和田吉弘 (2006): 長良川における稚アユ遡上量の予測に関する検討. 日本水産学会誌 72; pp.665-672.
- 11) 白石芳一(1955a): 階段式魚梯における溯上アユの生態について(1). 水産増殖 3; pp.31-38.
- 12) 白石芳一 (1955b): 階段式魚梯における溯上アユの生態について(2). 水産増殖 3; pp.45-53.
- 13) 田子泰彦 (1999): 庄川におけるアユ降下仔魚量の推定. 日本水産学会誌 64; pp.718-727.
- 14) 竹門康弘・浦部真治・角哲也 (2014): 淀川のアユ溯上数に与える大阪湾の環境要因の影響. 京都大学防災研究所年報 57B; pp.550-560.
- 15) 株式会社東京建設コンサルタント (2011): 淀川大堰操作規則作成補助業務報告書. 国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所
- 16) 山本泰督・本永良樹・栗城稔 (2014): KU-STIV を用いた流量観測の検証. 平成 26 年度河川情報シンポジウム講演集
- 17) 吉本洋・高橋芳明 (2006): 紀伊水道東部海域における稚アユの漁獲量変動要因. 水産増殖 54; pp.89-94.



## 第6章 淀川における海産天然アユ資源量の増加方策と課題

### 6.1 海産天然アユ資源量を増加させる方策の概要

第5章で整理した淀川における海産天然アユ資源量を増加させる方策のイメージは、図5.4.3に示すとおりである。生活史における生育段階（仔魚や稚魚など）毎に作用する減少要因に対して、各方策によって個体数の減少を抑制するものである。

しかし、第5章でも述べたとおり、「お助け放流」「みちびき分流」「呼び寄せ放流」、さらに「毛馬水門遡上促進」は、流量条件の生起確率があることと、流量によって効果が異なるほか、気象条件などによってアユそのものの成長や繁殖状況が年によって変動することが予想されるため、これらの方策の効果を定常的に予測することは困難である。

特に、河川流量に添加する水源を必要な「お助け放流」や「呼び寄せ放流」は、水利権者との水融通が必要となることから実施できない場合もありうる。そのため、次節で、海産天然アユ資源量を増加させる方策の効果や生起確率、方策の実施の有無を踏まえた効果の予測を行う。

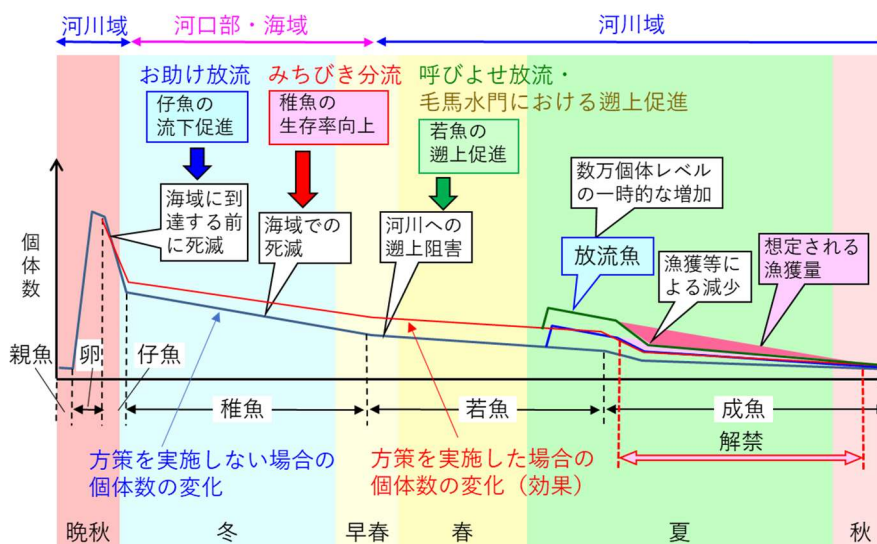


図 6.1.1 海産天然アユ資源量を増加させる方策の効果（イメージ）

## 6.2 淀川における海産天然アユ資源量の増加方策の検証

上記で提案した「お助け放流」「みちびき分流」「呼び寄せ放流」、さらに「毛馬水門遡上促進」の効果（仔稚魚の生存率や遡上率の向上）と流量条件の生起確率を踏まえた簡易なアユの個体群数理モデルを作成し、各方策の実施の有無によるシナリオ別の海産天然アユ資源量増加方策の効果を予測・評価する。

### 6.2.1 予測・評価方法

#### (1) 個体群数理モデルの概要

アユの生活史と個体数の減少・方策の効果をイメージしたものは、6.1 で示した図 5.4.3 のとおりで、産卵後に時間の経過とともに減少するものを方策によって、減少を抑制する効果が期待される。この現象を生育段階型の個体群数理モデルを表現した（図 6.2.1 参照：アクチャカヤ，2002）。例えば、流下による「仔魚」の減耗は、「仔魚」の個体数に対して生存率（減耗率）と分流比というパラメータを乗じることで、次のステージの新淀川と旧淀川の「稚魚」の個体数を得るという具合である。また、この生存率や分流比のパラメータは、「お助け放流」と「みちびき分流」の実施の有無によって変化するという構造である。なお、このモデルにおいて個体群サイズが既知なものが、淀川大堰遡上個体数だけである。したがって、モデル上で新淀川の遡上個体数を算出することで、モデルの妥当性を確認するとともに方策の効果を検証した。

また、放流魚によって増加する個体数については考慮せず、生存率で調整することとした。

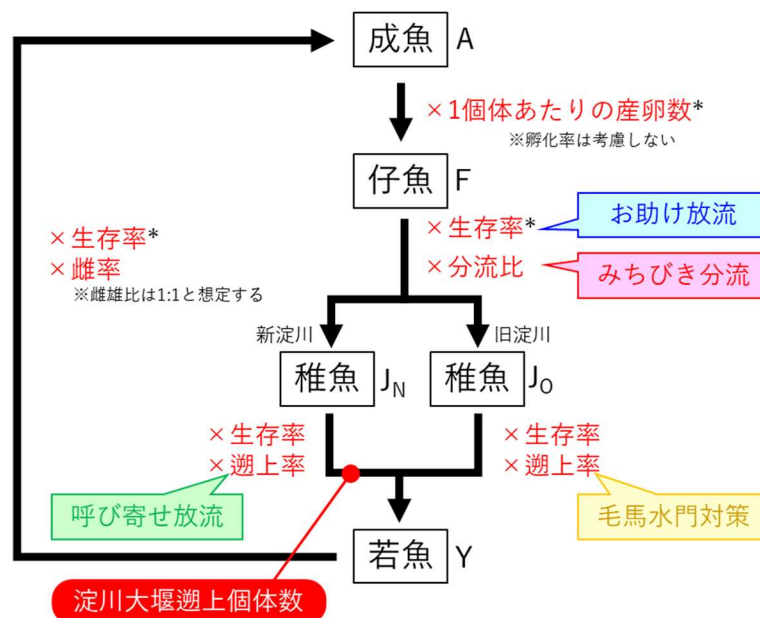


図 6.2.1 個体群数理モデルのイメージ

成魚・仔魚・稚魚・若魚という生育段階を設定し、赤文字はパラメータを示す。各方策は、このパラメータを変化させる二次パラメータとする。

\*は文献値を採用することを示す。

モデルの詳細は、以下のとおりである。なお、パラメータは斜字体で示し、下線のあるパラメータは方策によって値が変化するパラメータを示す。

ある年 ( $t$  年) の仔魚の個体数  $F_t$  は、その年 ( $t$  年) の成魚・雌の個体数  $A_t$  と雌 1 尾の卵数  $R$  によって決まる。

$$F_t = A_t \times R \quad (1)$$

新淀川の稚魚の個体数  $J_{Nt}$  は、上記の仔魚の個体数  $F_t$  に流下時の生存率 (減耗率)  $\underline{SV}_F$  と新淀川への分流比  $\underline{Sp}$  を乗じることで求める。

$$J_{Nt} = F_t \times \underline{SV}_F \times \underline{Sp} \quad (2)$$

同様に、旧淀川の稚魚の個体数  $J_{Ot}$  は、上記の仔魚の個体数  $F_t$  に流下時の生存率 (減耗率)  $\underline{SV}_F$  と新淀川への分流比の差分  $(1 - \underline{Sp})$  を乗じることで求める。

$$J_{Ot} = F_t \times \underline{SV}_F \times (1 - \underline{Sp}) \quad (2)'$$

新淀川からの若魚の遡上個体数  $Y_{Nt}$  は、上記の新淀川の稚魚の個体数  $J_{Nt}$  に新淀川での稚魚の生存率 (減耗率)  $\underline{SV}_{JN}$  と新淀川への遡上率  $\underline{M}_N$  を乗じることで求める。

$$Y_{Nt} = J_{Nt} \times \underline{SV}_{JN} \times \underline{M}_N \quad (3)$$

同様に、旧淀川からの若魚の遡上個体数  $Y_{Ot}$  は、上記の旧淀川の稚魚の個体数  $J_{Ot}$  に旧淀川での稚魚の生存率 (減耗率)  $\underline{SV}_{Jo}$  と旧淀川への遡上率  $\underline{M}_O$  を乗じることで求める。

$$Y_{Ot} = J_{Ot} \times \underline{SV}_{Jo} \times \underline{M}_O \quad (3)''$$

淀川での若魚の個体数  $Y_t$  は、上記の新淀川からの若魚の遡上個体数  $Y_{Nt}$  と旧淀川からの若魚の遡上個体数  $Y_{Ot}$  を合算して求める。

$$Y_t = Y_{Nt} + Y_{Ot} \quad (3)'''$$

次年の成魚・雌の個体数  $A_{t+1}$  は、淀川での前年の若魚の個体数  $Y_t$  に淀川での若魚の生存率  $\underline{SV}_Y$  と性比  $Sr$  を乗じて求める。

$$A_{t+1} = Y_t \times \underline{SV}_Y \times Sr \quad (4)$$

上記の (1) ~ (4) 式をまとめると、以下のように整理される。

$$\begin{aligned}F_t &= A_t \times R \\J_{Nt} &= F_t \times \underline{SV}_F \times \underline{Sp} \\J_{Ot} &= N_{Ft} \times \underline{SV}_F \times (1 - \underline{Sp}) \\Y_{Nt} &= J_{Nt} \times \underline{SV}_{JN} \times \underline{M}_N \\Y_{Ot} &= J_{Ot} \times \underline{SV}_{JO} \times \underline{M}_O \\Y_t &= Y_{Nt} + Y_{Ot} \\A_{t+1} &= Y_t \times \underline{SV}_Y \times \underline{Sr}\end{aligned}\tag{5}$$

## (2) パラメータの設定

上記のモデルのパラメータは、孕卵数・生存率（仔魚の流下期・稚魚・若魚）・分流比・遡上率・性比となる。

この内、孕卵数・生存率（仔魚の流下期・稚魚・若魚）・性比については既往研究を参考に、分流比と遡上率は現地調査結果を基に、以下のとおり設定した

### 1) 孕卵数 ( $R$ )

アユの産卵数 ( $R$ ; 孕卵数) については、日本水産資源保護協会 (1998) も魚体サイズに比例し 2~7 万粒程度と報告しているほか、内田ほか (2006) は、アユは多回産卵を行うとし、その初回産卵では雌親 1g あたり 798 個の卵を孕むとし、これにアユの平均的な体重である 150g を適用すると約 120,000 個となる。また、山口県(2012)は、親魚の大きさによるが 1~10 万粒産卵すると報告しており、これらのことから、1 尾あたり 25,000 個の卵を産卵すると仮定した。

なお、環境変動を勘案して、一様乱数のもと 0.6~1.6 倍の 60,000~160,000 個となるように設定した。

### 2) 仔魚の生存率 ( $\underline{SV}_F$ )

アユの流下時の生存率 ( $\underline{SV}_F$ ; 減耗率) については報告事例が少なく、塚本 (1991) が 1 km 当たりの減耗率を 99.9% であると推定している一方で、内田ほか (2006) は、新潟県の鼠ヶ関川の海域までの生存率は 7~24% とし、それらが遡上するまでの生存率を 0.08~1.0% と報告している。

そこで、計算試行の過程を踏まえ産卵場から淀川大堰までの生存率を 0.5% とし、この流下期の生存率に対し、「お助け放流」の効果を 1.16 倍、効果発現の確率を 30% とした。

### 3) 稚魚の生存率 ( $SV_N \cdot SV_O$ )

4 章で述べたとおり、新淀川と旧淀川の仔魚から若魚までの生存率は、新淀川の方が 80 倍ほど高いと推定されることから、計算試行の過程を踏まえ淀川大堰と毛馬水門を通過した後の新淀川での生存率 ( $SV_N$ ) を 40%、旧淀川での生存率 ( $SV_O$ ) を 0.5%とした。

### 4) 若魚の生存率 ( $SV_Y$ )

河川に遡上後の若魚・成魚の生存率 ( $SV_Y$ ) についてはほとんど報告がなく、川那部(1970)が遡上後は 30~50%の個体が生存すると報告しているだけである。本来であれば、この 30~50%の値を採用するべきであるが、放流による個体数増加をモデルに組み込まないことと、計算試行の過程を踏まえ 60%を採用した。

### 5) 分流比 ( $Sp \cdot 1-Sp$ )

新淀川と旧淀川の仔魚の流下先を決める分流比は、現地調査の結果では新淀川への分流比 ( $Sp$ ) は 5%程度程度であった(旧淀川への分流比は  $1-Sp$  となる)。しかし、iRic のモデルでは河川流量によって変化し、新淀川への分流比は 10~20%と推定されたため、ここでは 10%を採用した。

この分流比に対し、「みちびき分流」の効果を毛馬水門での減量の場合を 1.3 倍、右岸のみの場合を 1.1 倍とした。「みちびき分流」については効果発現の確率は 100%とした。

### 6) 遡上率 ( $M_N \cdot M_O$ )

新淀川の遡上率 ( $M_N$ ) は、不明である。しかし、新淀川、すなわち淀川大堰での遡上阻害は大きくないと考えられることから、ここでは計算試行の過程を踏まえ 73%を採用した。また、新淀川の遡上率に対し、「呼び寄せ放流」の効果は 1.16 倍とし、効果発現の生起確率は 20%とした。

一方で、旧淀川の遡上率 ( $M_O$ ) は、現地調査の結果から 9%と推定した。旧淀川の遡上率に対し、「毛馬水門における遡上対策」の効果は、実績を踏まえ効果発現が 50%の確率で 1.7 倍か、2 倍のどちらかとした。

### 7) 性比 ( $Sr$ )

アユの性比 ( $Sr$ ) については明確な報告はない。一般に、性比による生存率や繁殖成功が異なる場合に、いずれかの性に偏ることが知られているものの、多くの生物は性比が 1:1 であることが進化的に安定な状態と言われている(松田, 2004)。また、孵化後 3~4 ヶ月にステロイド飼料の経口投与によって性転換を図る実験を行った研究では、ステロイド飼料を無投与とした対照区の性比が 1:1 であることが示されており(佐々木ほか, 1987)、ここでは 50%を採用した。

上記をまとめると、表 6.2.1 のとおりとなる。

表 6.2.1 数理モデルのパラメーター一覧

項目	値	方策	生起確率	適用値
孕卵数 ( $R$ )	25,000	—	一様乱数	15,000~40,000
生存率 仔魚 ( $SV_F$ )	0.005	お助け放流	0.3	0.0058
新淀川・稚魚 ( $SV_{JN}$ )	0.4	—	1	—
旧淀川・稚魚 ( $SV_{JN}$ )	0.005	—	1	—
若魚 ( $SV_Y$ )	—	—	1	—
分派率 新淀川 ( $SP$ )	0.1	みちびき 右岸のみ	1	0.11
		分流 毛馬減量	1	0.13
旧淀川 ( $1-SP$ )	$1-SP=0.9$	—	1	0.87~0.89
遡上率 新淀川 ( $M_N$ )	0.73	呼び寄せ放流	0.2	0.8468
旧淀川 ( $M_O$ )	0.09	毛馬遡上促進	0.5	0.153 or 0.18
性比 ( $Sr$ )	0.5	—	1	—

### (3) モデルの妥当性の検討

上記の計算式を Microsoft Excel に展開し、1 試行で 50 年分の計算を 20 回試行して、各試行の平均個体数の平均値を求めた。この 20 回の試行を 1 セットとして 10 セット実施した時の平均値は、およそ 40 万個体となった。2012~2021 年の平均値 43 万個体と概ね同値で、妥当な計算結果を得ることができた。

なお、具体的に把握はできていないが、実現象では、いわゆる環境収容量があり個体数の上限が想定される。そのため、ここでは暫定的に新淀川の遡上個体数を 500 万個体として設定した。複数回の計算試行の中には、計算値が発散し、この 500 万個体に近づく場合があったものの、多くの計算試行は過去の遡上個体数の範囲 (3~160 万個体) に収まった。モデルの計算結果の一例は、図 6.2.2 に示すとおりである。

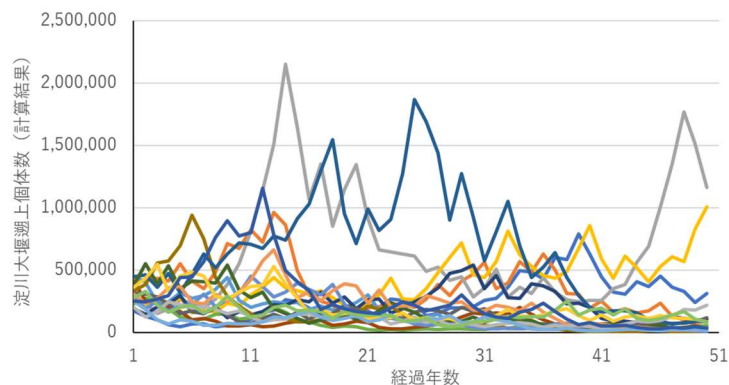


図 6.2.2 計算結果の例 (50 年×20 回の試行)

グラフ 1 本あたりが 1 試行を示す。



また、上記のモデルに対して、方策による生存率などのパラメータの変更を組み込んだモデルを構築した。この計算では、上記で暫定的に設定した環境収容量の 500 万個体をしばしば超える結果となった（図 6.2.3 参照）。上述したとおり、この環境収容量の妥当性を確認することができないが、ここでは、このままの計算結果を用いることとした。

その結果、全ての方策を実施した場合、20 試行を 1 セットとする計算を 10 セット実施した時の平均値はおよそ 426 万個体となり、現状を再現した計算結果の 41 万個体の約 10 倍の結果となった。つまり、今回検討した方策の効果は、海産天然アユ資源量（個体数）を 10 倍程度増加させる可能性があることが推定された。

なお、漁獲量は最盛期の 3 分の 1 以下になっていることを勘案すると、方策の効果として示した 10 倍という値はやや大きいものの、漁獲量は重量であり、個体数が増加すると密度効果で 1 個体あたりのサイズが小さくなることを勘案すると（森ほか、2008）、それほど過大な値ではないと考えられる。

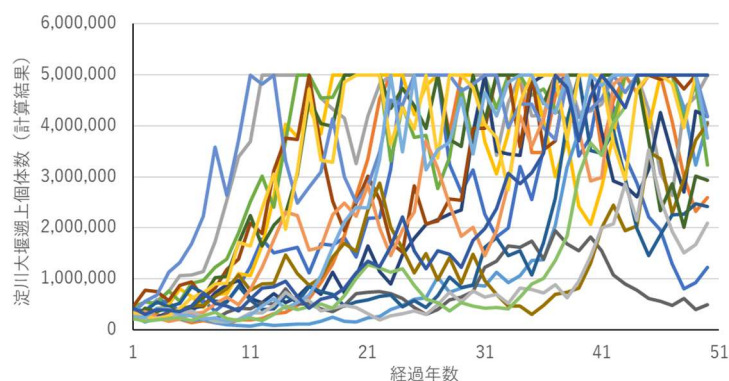


図 6.2.3 全ての方策適用時の計算結果の例（50 年×20 回の試行）

## 6.2.2 海産天然アユ資源量を増加させる効果

「お助け放流」と「呼び寄せ放流」は河川流量に添加する水源が存在しなければ、実現は困難な不確実性の高い方策である。また、「みちびき分流」の毛馬水門減量についても旧淀川における水利権に関わる可能性があり、実現性が高いとは言い難い。そこで、全ての方策を実施する場合と、いくつかの方策のみを実施する場合のシナリオを設定して、各シナリオ間の海産天然アユ資源量を増加させる効果を比較し、各方策の有効性を検証した（表 6.2.2 参照）。

表 6.2.2 シナリオ別の海産天然アユ資源量の増加効果

シナリオ	方策				淀川大堰 遡上個体数	増加率
	お助け	みちびき	呼び寄せ	毛馬		
現状					400,478	—
シナリオ①	●	毛馬減量	●	●	4,269,830	10.66
シナリオ②	●	右岸のみ	●	●	2,974,583	7.43
シナリオ③		右岸のみ		●	2,534,211	6.33
シナリオ④-1	●				431,451	1.08
シナリオ④-2		毛馬減量			4,123,178	10.30
シナリオ④-3		右岸のみ			1,753,293	4.38
シナリオ④-4			●		546,949	1.37
シナリオ④-5				●	576,143	1.44

これらの結果、全ての方策を実施した場合（シナリオ①）は、上述のとおり 426 万個体で現状の 10 倍の効果となったのに対し、「みちびき分流」を“右岸のみ”とした場合（シナリオ②）は 297 万個体で約 7 倍の効果となった。また、「みちびき分流」の“右岸のみ”と「毛馬水門における遡上促進」のみを実施した場合（シナリオ③）は 253 万個体で約 6 倍となった。

そのほか、各方策を単独で実施した場合（シナリオ④-1～5）では、海産天然アユ資源量を増加させる効果が最も大きいのは「みちびき分流」の“毛馬減量”で、次いで「みちびき分流」の“右岸のみ”となった。「お助け放流」や「呼び寄せ放流」は、現状と比べて微増となった。

なお、「毛馬水門における遡上促進」は 2018 年以降、既に行われているが、このまま 50 年経過すると約 1.4 倍程度になることが予測された。

ただし、いずれのケースも明確な効果が確認できるのは、方策を実施して 10 年程度経過した後であり、これらの方策を実施の効果が認識できるのには時間が要することも確認された。その観点では、「毛馬水門における遡上促進」は現時点で発現していないと考えられる。

## 6.3 河口堰の流況制御に関する考察

### 6.3.1 河川横断工作物の弾力的運用の有効性

#### (1) 河川横断工作物の弾力的運用の事例

第2章で述べたとおり、ダムや堰、樋門などの河川横断工作物は、今回の研究でとりあげたアユのような回遊魚の移動だけでなく、土砂や栄養塩などの輸送を阻害している。そのため、上流から下流、あるいは下流から上流への移動阻害の影響を低減する様々な対策が講じられているが、特にダムにおいては2000年代からダムの下流域の流砂の連続性確保や水質改善を図る目的で一時的な小規模洪水を起こすフラッシュ放流が検討されている（大杉ほか、2000）。また、ダムや堰の湛水域の水質を改善するために運用を変更している事例もある（岐阜県HP；国土交通省福山河川国道事務所HP）。

さらに、近年では第4章で述べた毛馬水門におけるアユの遡上促進のように水産資源をはじめとする水生生物の生活に配慮した運用ルールの変更が増加しつつある（表6.3.1参照）。これらの運用変更は、当該施設の治水や利水の利便性を図ることを目的とした運用を変更したもので、水生生物（水産資源）の初期減耗を抑える殖やすことを目的化したものであり、本研究で提案した河口堰の流況制御は、これらと類似する。

表 6.3.1 施設運用の変更による水生生物を殖やす取り組み事例

施設	運用内容	参照先
瀬田川洗堰 (淀川水系)	降雨などで上昇した琵琶湖水位を B.S.L.+0.1m に維持し、緩やかに水位を低下させ、コイ・フナ類の孵化した仔魚の干出を防止する。	佐藤ほか、2010
淀川大堰 (淀川水系)	春季に O.P.+2.8m から O.P.+3.3m へ水位上昇させた後に、10 日程度維持し、コイ・フナ類に産卵を促し、孵化した仔魚の干出を防止する。	国土交通省近畿 地方整備局、 2005
淀川大堰・毛馬水門 (淀川水系)	アユの遡上期の大潮期（毛馬水門の下流水位が上昇する時期）に、淀川大堰の湛水位を O.P.+2.8m へ低下させて上下流の水位差を小さくすることでアユの遡上を促進する。	瀬口ほか、2018
高瀬堰 (太田川水系)	アユの孵化期の夜間に放流量を増加させ、アユの仔魚を早期に海へ流下させ、生存率を高める。	広島市 HP
農業用取水堰 (旭川水系)	農業用取水堰の屹立により水位上昇した休耕田でアユモドキの産卵をさせる。	青、2009
農業用取水堰 (淀川水系)	農業用取水堰（ゴム堰）の屹立により水位上昇した休耕田でアユモドキの産卵をさせる。	亀岡市 HP

## (2) 初期減耗を低減させる運用変更の有用性

一般に、動植物の個体群サイズは、その動植物が利用できる資源によって規定され、個体群サイズは無限に大きくなる訳ではない。個体群サイズの上限に対応する環境のポテンシャルを環境収容力と言い、環境収容力の変動が大きい場所に適応した生物は、大部分の個体が死滅することを前提に卵や子供の数を多く残し、生き残ったわずかの個体で個体群を維持する戦略を採用する。一方で、環境収容力の変動が小さい場所に適応した生物は、環境収容力に応じて競争力（生存能力）の大きい子供を確実に残すことで個体群を維持する戦略を採用すると言われている。前者を個体群成長の数学的モデルであるロジスティック式から r 戦略と呼び、後者を環境収容力から K 戦略と呼ぶ（日本生態学会，2012）。そして、多くの水生生物（水産資源）は r 戦略を採用している。

今回の研究で取り上げたアユは、河川の攪乱に適応して多くの卵を産卵する典型的な r 戦略の生物であり、第 2 章で述べたとおり生活史の初期に個体数が減少する。前項で示した施設運用の変更による水生生物を殖やす取り組み事例は、初期減耗を低減させることを目的としていることから、r 戦略を採用する生物の保全に効果的である。これらのことから、本研究で提案した河川横断工作物の運用変更手法は、多くの河川横断工作物で有用と考えられる。

## 6.3.2 運用変更による放水路の生態的機能の向上

### (1) 全国の放水路の状況

岩屋（2002）は全国に分布する大小 275 の放水路を、洪水時と平水時の現川との流量比の観点から、洪水流量と平水流量のほぼ全量が流れ当該河川の主流に見える主流型放水路、洪水流量と平水流量の一部が流れ当該河川の派川に見える派川型放水路、洪水流量の大半（全量ではないが、一部とは言い難い量）が流れ平水流量が少ない中間型放水路に分類している。なお、これらの 275 の放水路の詳細な分類を示していないものの、新淀川を主流型放水路と分類している。しかし、新淀川の流量様式を鑑みるといずれの放水路の定義に該当しないため、岩屋（2002）の分類に、洪水流量のほぼ全量が放水路に流れる洪水限定型を加え（表 6.3.2 参照）、我が国における主要な放水路について放水路型を分類した（表 6.3.3 参照）。

表 6.3.2 放水路型の分類 岩屋（2002）を改編。

放水路型	放水路への流量配分様式	
	洪水時の流量	平水時の流量
主流型	ほぼ全量	ほぼ全量
派川型	一部	一部または無し
中間型	大半（2/3程度）	一部または無し
洪水限定型	ほぼ全量	一部または無し

表 6.3.3 我が国における主要な放水路の放水路型

地方	放水路名	本川（旧本川）	放水路の位置付け	放水路型
北海道	新釧路川	釧路川	釧路川の洪水を太平洋へ放流	主流型
	石狩放水路	茨戸川	茨戸川の洪水を石狩湾へ放流	派川型
	永山新川	牛朱別川	石狩川へ合流	中間型
東北	新田名部川	田名部川	田名部川の洪水を陸奥湾へ放流	主流型
	新北上川	北上川	北上川河口の付替	主流型
	雄物川放水路	雄物川	雄物川河口の付替	主流型
	赤川	旧赤川（最上川支川）	最上川の支川の付替（分離）	主流型
関東	利根川	利根川	利根川河口の付替	主流型
	荒川放水路	荒川（隅田川）	荒川の洪水を東京湾へ放流	主流型
	中川放水路	中川	中川の洪水を東京湾へ放流	主流型
	江戸川放水路	旧江戸川	旧江戸川の洪水を東京湾へ放流	派川型
北陸	関屋分水路	信濃川	信濃川の洪水を日本海へ放流	派川型
	大河津分水路	信濃川	信濃川の洪水を日本海へ放流	派川型
中部	豊川放水路	豊川	豊川の洪水を三河湾へ放流	派川型
	庄内川放水路	合瀬川など（庄内川支川）	庄内川の洪水と支川流量を伊勢湾へ放流	派川型
近畿	新淀川	淀川	淀川の洪水を大阪湾へ放流	洪水限定型
	大和川放水路	大和川（淀川支川）	淀川の支川の付替（分離）	主流型
中国	百間川	旭川	旭川の洪水を瀬戸内海へ放流	派川型
	新太田川	太田川	太田川の洪水を瀬戸内海へ放流	洪水限定型
	斐伊川放水路	斐伊川	斐伊川の洪水を神戸川へ放流	派川型
四国	波介川放水路	波介川（仁淀川支川）	波介川の洪水を太平洋へ放流	洪水限定型
	新宇治川放水路	宇治川（仁淀川支川）	宇治川の洪水を仁淀川へ放流	中間型

主流型以外の放水路型のうち、平水時に放水路への流量配分がほぼゼロになる放水路では、アユの仔魚は放水路側へほとんど流下しないと予測されるが、放水路側と本川側におけるアユの仔稚魚の生息環境の違いや、放水路側と本川側からの若魚の遡上しやすさによって、アユにとって望ましい流下方向が決まると考えられる。すなわち、本研究で対象とした新淀川と同様に放水路側の方が、生息環境が良く、遡上が容易であるならば、アユ資源量を増加させるためにアユの仔魚を放水路側へ流下させる「みちびき分流」は有効であろう（図 6.3.1 参照）。

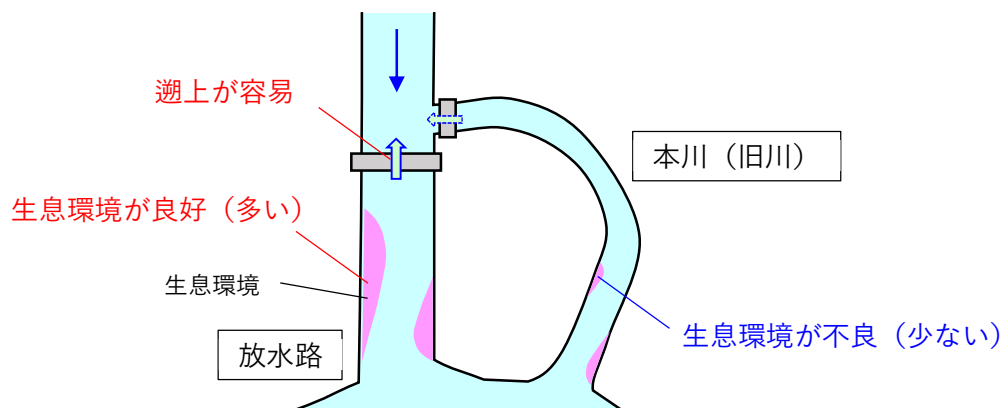


図 6.3.1 「みちびき分流」が有効な放水路の状況

## (2) 運用変更による放水路の生態的機能の向上

本研究で対象とした淀川の放水路（新淀川）だけでなく、中下ほか（2010）が太田川（広島県）の放水路について報告しているように、放水路は多様な干潟環境が存在し、放水路が本来の治水機能だけでなく、生物の生息空間を提供するという生態的機能を有していると考えられる。

前項の主流型放水路を除く全ての放水路のうち、特に河口部が海域に接続している放水路では、本研究で対象とした新淀川と同様に、平常時の塩分は高く、洪水時には淡水とほぼ同程度まで低下するという変動があると予想される。塩分の急激な変化は、移動性の低い底生動物の消長に影響を及ぼすことが知られている（例えば中下ほか，2010）。本研究では、これらの底生動物に対する影響については対象としなかったものの、本研究で提案した「アユの個体群の生存率を高める流量条件を河口堰の流況制御へ反映するアプローチ」は、放水路への平水時の維持流量を確保し、平水時と洪水時の急激な塩分変化を緩和することによって河口干潟などの生息環境改善を通じて、放水路が有する生態系機能の向上に繋がる一般性を有すると考えられる。つまり、放水路のハード対策とソフト対策によって河川の洪水管理と環境管理を両立することが可能となり、放水路の有効活用が進むと考えられる。

また、前述のように、我が国には河口堰の流況制御によって放水路の生態的機能を向上することができる派川型放水路と中間型放水路が多く存在する。さらに、このような派川型放水路と中間型放水路は世界的にも数多く知られており（例えば、アメリカのボンネ・キャレ放水路など）、本研究で提案した河口堰の流況制御を導入することによって世界各地の河口域環境の改善に寄与することが期待される。



## 6.4 今後の課題

### 6.4.1 社会的合意と実装

本研究で提示した全ての方策を実施した場合、海産天然アユ資源量を現状の10倍程度まで増加させることも推定された。一方で、水資源の融通の必要がなく比較的实现可能な「みちびき分流」の“右岸のみ”と「毛馬水門の遡上対策」だけでも、海産天然アユ資源量を現状より6倍程度増加させることが推定された。どの程度海産天然アユ資源量が増加すれば良いかという議論は別の機会で論じるとしても、アユの漁獲量が最低でも半分程度に減少していることを勘案すれば、それらの回復に向けては、今回提示した方策を実装することが望まれる。しかし、本研究で提示した方策のうち「お助け放流」や「呼び寄せ放流」の実施に際しては、水資源の融通が必要となる。水資源の融通に社会的な合意を得るためには、実施期間をより厳密に設定することも重要になると考えられる。例えば、「お助け放流」は10～12月に実施するとしたが、孵化した仔魚がない時に実施しても効果が発揮されない。「みちびき分流」についても流下仔魚が多い時期に実施すると効果的である。そのため、これらの方策の実施期間を短くし、水資源の融通を図ることで、これらの方策の実装の実現性が高まると考えられる。例えば、アユの産卵時期は年によって変動があり、その時期の特定は従来、短い頻度での産卵場調査などを実施していたが（例えば、高橋、2004）、産卵時に河川水中に大量に放出されるオスの精子を手がかりに環境DNAを用いて特定できれば（齋藤ほか、2020）、それから類推される孵化時期を狙って方策を実施する期間を設定でき、実現性が高まるかも知れない。

いずれにしろ、本研究によって、流量や淀川大堰の運用方法を改善することで海産天然アユ資源量を増加させる可能性があることの根拠を科学的に提示できたことで、これらの方策の実装に向けて具体的な調整が可能になると考えられる。また、毛馬水門からの遡上促進方策は既に実装されており、上述したとおり海産天然アユ資源量の増加に貢献していると考えられる。

### 6.4.2 科学的妥当性の追求

今回の研究の結果から、淀川の高産天然アユ資源量を増加させる方策を示したが、明確な効果が発現するには10年程度の時間を必要とするため、少なくとも上述の社会的合意を得て10年程度の継続実施の必要がある。それに伴い、モニタリングを継続して効果を確認することで、本研究で提示した海産天然アユ資源量を増加させる方策の評価を行い、科学的妥当性を追求する必要がある。特に、方策の効果を試算した個体群数理モデルでは、環境収容量として淀川大堰での遡上個体数の上限を500万個体としている（計算上、それ以上増加しないように設定している）。環境収容量がそれより大きければ、さらなる資源量の増加も見込まれるし、環境収容量がそれより小さければ、それほど資源量は増加しない訳で、方策の効果を評価する上でも、環境収容量の把握は重要である。

また、今回の研究は、海産天然アユ資源量はアユの流下から遡上に及ぶアユの初期の生活

史のみに限定して検討したが、実際には産卵場の面積と関係がある産卵期直前までの攪乱状況やなども海産天然アユ資源量を制限すると考えられるし、流量だけでなく、その年の日照量や気温（水温）などにも影響を受けると考えられる（板野ほか、2011）。また、放流個体の加入は海産天然アユ資源量に直接的に働きかける効果があると考えられることから、これらを個体群数理モデルのパラメータの値や変動幅に反映させ、さらに有効な方策を示すことが重要である。さらに、本論文で示した淀川大堰湛水域に河川残留するアユの個体群サイズと動態を把握し、淀川のアユ資源量に及ぼす影響も把握し、これらを有効活用することも望まれる。ひいては、これらの方策を応用して、海産天然アユ資源量だけでなく幅広い視点での河川管理の方策についても研究する必要がある。

### 6.4.3 他河川への応用

本研究は淀川における海産天然アユ資源量を増加させる方策を提示した。しかし、淀川は上流に琵琶湖という“巨大なダム”があることで河況係数が低く（国土交通省 HP）、攪乱が小さいという特性があるほか、それ故に淀川大堰の湛水域で仔稚魚が生育できるという（瀬口ほか、2021）、アユの生息環境の観点からも他の河川にない特徴がある。さらに、下流部に新淀川という放水路があることで、アユの流下・遡上状況も複雑になっていることから、本研究で提示した海産天然アユ資源量を増加させる方策を、他の河川にそのまま適用することはできない。

しかし、前節で述べたとおり、全国にはダムなどによる流量制限や河口堰などによる流下阻害によりアユ資源量が減少している河川は多く、例えばダム直下流部に産卵場所がある河川では「お助け放流」が実施できるかも知れないし、下流部に放水路がある河川では「みちびき分流」が実施できるかも知れない。特に淀川のように分流後の仔稚魚の生存率や若魚の遡上率が大きく異なる河川では、より生存率が高く遡上が容易な方へ流下させる「みちびき分流」は大きな効果があると考えられ、本研究で示したアユの初期生活史に対応した流況制御の考え方が適用できると考えられる。また、前節で述べたとおり、我が国だけでなく世界の派川型放水路と中間型放水路において本研究で提案した河口堰の流況制御は放水路の生態機能を向上させることも期待できる。アユ資源量を増加させる河口堰の流況制御が、底生動物などにどのような影響を及ぼすのかを把握することも今後の課題と考えられるが、アユに限らず放水路の生態的機能向上という観点から河口堰の流況制御を提案・実装し、まずは我が国の河川行政に寄与し、ひいては食文化を含めた日本の文化を保全することが今後の課題である。

## 6.5 引用文献

- 1) H. レシット アクチャカヤ・マーク A. バーグマン・レフ R. ギンズバーグ (著)・楠田尚史・小野山敬一・紺野康夫 (訳) (2002): コンピュータで学ぶ応用個体群生態学 希少生物の保全をめざして. 文一総合出版. 東京, 325pp.
- 2) 青雅一 (2009): 岡山市内の休耕田を利用したアユモドキの自然産卵. 岡山実験動物研究会報 25 ; pp.27-30.
- 3) 岐阜県 HP : 長良川河口堰, <http://www.pref.gifu.lg.jp/page/116.html> (2022.2.5 閲覧)
- 4) 広島市 HP : アユ仔魚の流下促進のため「高瀬堰の試験的運用」を実施します. <http://www.city.hiroshima.lg.jp/soshiki/122/184792.html> (2022.2.5 閲覧)
- 5) 岩屋隆夫 (2002): 庄内川の治水史を通してみた新川の役割と治水問題. 土木史研究 22 ; pp.1-12
- 6) 川那部浩哉 (1970): アユの社会構造と生産 II. 日本生態学会誌 20 ; pp.144-151.
- 7) 亀岡市 HP : かもおかの環境のシンボル「市の魚」アユモドキを守ろう!, <https://www.city.kameoka.kyoto.jp/soshiki/21/2683.html>
- 8) 国土交通省 HP : 一級水系の流況 (平成 12 年). [https://www.mlit.go.jp/river/toukei\\_chousa/kasen/jiten/toukei/birn96p.html](https://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/jiten/toukei/birn96p.html) (2021.12.28 閲覧)
- 9) 国土交通省福山河川国道事務所 HP : 河口堰の弾力的運用, <http://www.cgr.mlit.go.jp/fukuyama/river/> (2022.2.5 閲覧)  
国土交通省北海道開発局 HP : 網走川大曲堰, <http://www.hkd.mlit.go.jp/ky/ki/kouhou/ud49g7000000jpgq.html> (2022.2.5 閲覧)
- 10) 松田裕之 (2004): ゼロからわかる生態学. 共立出版. 東京, 244pp.
- 11) 森直也・野上泰宏・本間智晴・富田政勝 (2008): 新潟県海川におけるアユの個体群密度と成長の関係. 新潟県内水面水産試験場調査研究報告 32 ; pp.1-6.
- 12) 中下慎也・日比野忠史・駒井克昭・福岡捷二・阿部徹太 (2010): 太田川放水路に形成された干潟の生態環境に関する考察. 土木学会論文集 B66 ; pp.344-358.
- 13) 日本生態学会 (2012): 生態学入門 (第 2 版). 東京化学同人, 東京, 304pp.
- 14) 大杉奉功・尾澤卓思・小笠原智宏・角哲也 (2000): フラッシュ放流による河川掃流効果に関する検討. 河川技術に関する論文集 6 ; pp.185-190.
- 15) 齋藤稔・乾隆帝・河野誉仁・赤松良久・中尾遼平・小林勘太 (2020): 高津川における環境 DNA を用いたアユの産卵活性評価に適した時間帯の検討. 水工学論文集 B1 76 ; pp.1315-1320.
- 16) 坂野博之・内田和男 (2011): 異なる給餌と水温条件が汽水環境下で飼育したアユふ化仔魚の成長に与える影響. 日本水産学会誌 77 ; pp.237-239.
- 17) 佐々木拓・隆島史夫・高橋昭夫 (1987): アユの性分化とその制御. 水産増殖 34 ; pp.249-251.
- 18) 佐藤祐一・西野麻知子 (2010): 水位操作がコイ科魚類の産卵に与える影響のモデル解析と対策効果予測. 湿地研究 1 ; pp.7-31.

- 19) 瀬口雄一・山本義彦・竹門康弘・源利文(2001):淀川大堰湛水域における琵琶湖産アユの河川残留個体の存在. 魚類学会誌 68; pp.163-172.
- 20) 社団法人日本水産資源保護協会(1998):わが国の水産業, あゆ. 東京都, 11pp.
- 21) 高橋勇夫(2004):四万十川河口域におけるアユの初期生活史に関する研究. 海洋生物教育研究センター報告書 23; pp.113-173.
- 22) 塚本勝巳(1991):長良川・木曾川・利根川を流下する仔アユの日齢. 日本水産学会誌 57; pp.2013-2022.
- 23) 内田和男・清水昭男・阿部信一郎・佐藤年彦・桂和彦・坂野博之(2006):鼠ヶ関川におけるアユの個体数の推定. 水産総合研究センター研究報告別冊 5; pp.197-202.
- 24) 山口県(2012):アユ. 栽培漁業のてびき(改訂版), 山口県, pp.58-68.

## 第7章 結論

本研究は、全国的に漁獲量が減少しているアユについて、淀川における流下と遡上の現状を把握し、流量や流況に起因する資源量の減少要因と課題を分析することで、海産天然アユ資源量を増加させるための流量条件や河口堰の流況制御様式（流況調整の方法）の科学的根拠を明らかにしたものである。なお、本研究で検討した一部の方策は、既に実装されており、海産天然アユ資源量の増加に貢献している。

### 7.1 研究背景と目的

#### (1) 研究背景

海と河川を往来する回遊魚であるアユは、我が国の伝統・文化を代表する魚であるとともに、内水面漁業の有用魚種である。秋に襲来する台風によって攪乱された礫河床に好んで産卵し、孵化した仔魚は海域へ流下して越冬し、翌春再び河川へ遡上するという、我が国の気候と河川環境に適応した習性をもつ。

近年、このアユ漁獲量（資源量）は急激に減少しており、気候変動やカワウなどによる捕食、種苗放流等の様々な視点から原因究明が行われ、ダム等の流況調節による河川の攪乱や土砂運搬作用の減衰、河川横断工作物による流下・遡上阻害、河川改修事業などの生息環境の改変も、減少要因の一つとして報告されている。そして、海産天然アユ資源量を増加させるには、海域へ流下して再び河川へ遡上するまでの生活史の前半の生存率を上昇させ、海域から遡上してくる天然海産アユを増加させることが重要と報告されている。つまり、河口堰の存在・運用は、上流に存在する湛水域で仔魚の流下を妨げたり、海域から河川への遡上を妨げたりすることで、アユの生活史の前半に影響を及ぼしていることが予想される。そのため、河口堰でアユの流下や遡上を考慮した運用を行うことができれば、アユの生活史の前半の生存率の向上を通じて海産天然アユ資源量を増加させる可能性がある。

しかし、これらの運用方法やその効果に関する知見はなく、河口堰の運用方法の根拠を科学的に提示した事例はなく、本研究の意義は、この部分を明確にすることである。

#### (2) 研究目的

近畿地方を流れる淀川は、上流部に我が国最大の湖である琵琶湖を有する我が国有数の大河川であるが、河口から 9.8km の位置で新淀川と旧淀川に分派し、各々に淀川大堰と毛馬水門という河口堰が存在する。新淀川側の淀川大堰の左右岸には階段式魚道が設置されているものの、旧淀川側の毛馬水門ではアユの遡上の阻害が報告されている。また、上流に 10km 続く湛水域では仔魚の流下阻害が予想されることや、平常時の 90%以上の河川流量が旧淀川へ放流されることで、多くの仔魚が旧淀川へ流下することが予想され、これらが淀川の高産天然アユ資源量を減少させる要因となっていると考えられる。

本研究は、淀川の流量ひいては淀川大堰と毛馬水門の流量や運用方法が流下仔魚の生存率や流下先などの程度影響するかに着目し、淀川におけるアユの流下・遡上の現状を把握し、

流量や流況に起因する課題を分析することで、淀川において海産天然アユを増加させるための流量条件や河口堰の流況制御様式（流況調整の方法）を明らかにすることを目的とした。

## 7.2 研究成果

### (1) アユの重要性と淀川の特徴の整理（第1章）

アユが我が国の伝統・文化を代表する魚であることの理由と、淀川の河川特性やアユの生息状況を把握し、研究背景を整理した。

### (2) アユの減少要因の整理（第2章）

海と河川を往来するアユの生態的特性や、アユの減少要因について既往研究を整理し、主なアユの減少要因を以下のとおり把握した。淀川においては、淀川の河口堰である淀川大堰の存在や流況の調整が、アユの減少要因となりうることを整理した。

- ①気候変動に伴い海水温が上昇することで、海域生活中のアユが斃死する。
- ②カワウや魚食性外来魚の食害によって減少する。
- ③冷水病をはじめとする疾病のまん延により減少する。
- ④種苗放流による遺伝的な攪乱により、繁殖の成功率が減少する。
- ⑤河川改修や河川横断工作物などによる人為的な河川環境の改変により減少する。

### (3) 淀川におけるアユの流下様式の把握（第3章）

淀川のアユの流下特性（卵から孵化した仔魚の河口部への流下状況や河口部へ仔稚魚の分散状況）を現地調査によって、以下のことが明らかにし、海産天然アユ資源量の減少要因を把握した。

- ①河口から40km上流域で産卵・孵化した仔魚は、淀川の流れによって流下するものの、淀川大堰付近に到達するまでに孵化から4日程度が経過して、餓死状態と推測される。
- ②淀川大堰付近に到達したアユの仔魚のほとんどが旧淀川へ流下する。
- ③旧淀川へ流下したアユは毛馬水門の落差と流速で損傷を受けて斃死する。

これらのことから、海産天然アユ資源量を増加させるためには産卵場からより短時間で流下させ、かつ新淀川へ流下させる方策が望まれると考えられた。なお、上記②と③の淀川における流下仔魚の大半が旧淀川へ流下し、そしてその多くが損傷を受けて斃死することは、本研究によって初めて明らかにされた事項である。



#### (4) 淀川におけるアユの遡上様式の把握 (第4章)

淀川のアユの遡上特性を現地調査によって、以下のことが明らかにし、海産天然アユ資源量の減少要因を把握した。これらのことから、海産天然アユ資源量を増加させるためには産卵場からより短時間で流下させ、かつ新淀川へ流下させる方策が望まれると考えられた。

- ①淀川大堰の魚道で確認された遡上個体数は、旧淀川のものよりも2桁以上も多い(遡上個体の源泉となる流下仔魚は旧淀川の方が多くにも関わらず)。
- ②新淀川からの遡上個体数は3~4月の流量が多い場合ほど増加する傾向がある。
- ③旧淀川の毛馬水門では水位差と流速条件が厳しいために、遡上できる個体は全体の10%に留まる。

これらのことから、海産天然アユ資源量を増加させるためには、上述したとおり流下仔魚を新淀川へ流下させること前提に、遡上期の淀川大堰の流量を増加させると同時に、毛馬水門からの遡上も促進させる水門操作手法の改善が考えられた。なお、上記①の淀川における流下仔魚の大半が旧淀川へ流下しているにも関わらず、遡上個体は新淀川の方が多くことは、本研究によって初めて明らかにされた事項である。

#### (5) 海産天然アユ資源量を増加させる流量条件と流況調整の方法の検討 (第5章)

第3章と第4章で考えられた、海産天然アユ資源量を増加させる方策を、アユの流下状況や遡上状況から、以下の観点で検討した。

- ①平面2次元流況解析の結果から、河川流量が多くなれば、それだけアユの仔魚が短期間で淀川大堰付近まで流下し、アユの流下期の豊水流量に相当する100m<sup>3</sup>/sの場合、流下期間は約3日となり、アユの仔魚の生存率が上昇する。⇒流下期の流量添加の有効性を示した。
- ②平面2次元流況解析の結果から、河川流量が多くなれば、それだけアユの仔魚は新淀川へ流下する。⇒流下期の流量添加が有効性を示した。
- ③流下仔魚を新淀川へ流下させる方策として、旧淀川への放流量を10m<sup>3</sup>/s減じて新淀川への放流量に添加することや右岸の調節ゲートのみで放流することでも、新淀川への流下率が上昇する。⇒淀川大堰と毛馬水門の運用変更が有効性を示した。
- ④遡上個体数と流下期や遡上期の流量との相関関係から3~4月の流量が100m<sup>3</sup>/sを超えると遡上個体数の前年比が1以上になると予測された。⇒遡上期の流量添加が有効性を示した。
- ⑤毛馬水門における上下流の水位差が0.7m程度になるとアユの遡上が促進される。⇒淀川大堰と毛馬水門の運用変更が有効性を示した。

これらのことから、アユの産卵場からより短時間で流下させる方策を、流下を助けるという意味で「お助け放流」、新淀川へ流下させる方策を、流下を新淀川へ導くという意味で「みちびき分流」、遡上期の流量を増加させる方策を、アユを堰下流に集めて遡上を促進するという意味で「呼び寄せ放流」と呼称するとともに、「毛馬水門における遡上促進」と併せ、淀川における海産天然アユ資源量を増加させる方策として考案した。

## (6) 総合検討（第6章）

「お助け放流」と「呼び寄せ放流」の実施は流量添加のための水源の確保が不可欠で、方策の実施は各年の流況の生起確率に支配されることから、これらの生起確率を考慮する必要がある。そこで、各方策によって期待される仔魚の生存率や新淀川への流下比率、遡上促進量等をパラメータとした簡易な個体群数理モデルを用いて、これらの方策を実施した場合に海産天然アユ資源量がどれだけ増加するかを試算した。

アユが遡上した後の生存率や繁殖成功率、さらには環境収容量や密度効果などは今回の個体群モデルに反映しておらず、不確実性はあるものの、方策の組み合わせによって異なるものの、これらの効果として遡上個体数が1.2~10倍程度増加することが予測された。

また、本研究で提案した「個体群の生存率を高める流量条件を河口堰の流況制御に反映するアプローチ」は、多くの河川横断工作物において水生生物の初期減耗を低減させることが可能になると考えられた。さらに、世界に数多ある派川型放水路と中間型放水路では、河口堰の流況制御によって放水路の生態的機能を向上させ、河口域環境の改善を通じて、放水路が有する生態系機能の向上に繋がる一般性を有すると考えられた。

### 7.3 今後の課題

本研究で示した方策は、アユ資源量の大幅な増加が期待され、社会実装が望まれる。しかし、方策の一部は水資源の融通が必要となり、これについて社会的な合意を図っていく必要がある。

そのほか、本研究で示した方策の実装に向けた予測精度の向上や、方策が実装された場合のモニタリングと評価を行うことも課題と考えられた。

また、本研究で示したアユの初期生活史に対応した流況制御の考え方を全国の河川、特に流量補給が容易な河川や下流部に放水路形式の分派がある河川において適用し、アユ資源量を増加させる方策を提案・実装していくことも今後の課題で、アユ資源量だけでなく幅広い視点での河川管理の方策についても研究していきたい。

## 謝辞

本研究を進めるにあたり、京都大学防災研究所の角哲也教授および竹門康弘准教授には、終始懇切丁寧なご指導を賜りました。角先生には、研究の端緒から総括に至るまで適時で明確な指針を示して頂き、研究を進める上で重要な示唆を頂きました。竹門先生には、先生が委員を務める国土交通省の淀川環境委員会が関わるアユの遡上調査に私が従事したことを機に、博士後期課程へ進学する機会を与えていただいただけでなく、現地調査への同行をはじめ研究の視点、とりまとめ方、科学論文の書き方など、多面的にご指導いただきました。そして、毎回ご馳走になるコーヒーは本当に美味しかったです。また、先生の主宰する「京の川の恵みを活かす会」のサポーターの方々には現地調査にご協力頂いただけでなく、毎年のフォーラムで研究成果に対して多面的なご意見を頂きました。京都大学防災研究所角研究室の皆様にもご協力をいただきました。

また、大阪工業大学の田中耕司特任教授には、水理解析において並々ならぬご指導・ご助力を頂きました。同校の高橋京輔氏にも水理解析においてご助力を頂きました。さらに、本研究で用いた多くのデータは、国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所から提供いただくとともに、現地調査においても様々な便宜を図って頂きました。

博士後期課程へ進学の許可と支援をいただいた株式会社建設技術研究所、特に進学当時の大阪本社環境部長であった中辻崇浩氏には会社への進学申請に際してご尽力頂きました。また、同僚諸氏にも現地調査やデータ整理にご協力頂いただけでなく、在学中は仕事面でのフォローも頂き、ご迷惑をおかけしました。そして、特別顧問の栗田秀明氏には、研究そのものの端緒を開く機会を頂きました。今後は、研究を通じて得た知見を社内に還元するとともに、社会に貢献したいと思えます。

日本ミクニヤ株式会社の米花正三氏ほかの皆様には、調査機材の借用でお世話になりました。

最後に、在学中は家事への協力もおざなりとなり様々な負担を増やしてしまった妻の祥子、遊びたい盛りにも関わらず、それに顧みることもなく調査や研究を行い寂しい思いをさせてしまった息子の結介、また、これら全般に関して心配をかけた両親には申し訳なく思うとともに、日々の会話や生活が励みになりました。

この場を借りて心より感謝申し上げます。

令和4年3月

瀬口 雄一