



长江鲟类资源现状及保护

许兰馨^{1,2}, 周亮³, 危起伟^{1,2,4*}

- (1. 中国水产科学研究院长江水产研究所, 农业农村部淡水生物多样性保护重点实验室, 湖北 武汉 430223;
2. 南京农业大学无锡渔业学院, 江苏 无锡 214000;
3. 四川宜宾珍稀水生动物研究所, 四川 宜宾 644002;
4. 武汉长江中华鲟保护中心, 湖北 武汉 430223)

摘要: 归纳了白鲟、长江鲟、中华鲟近 40 年自然资源量变化情况, 统计了长江鲟和中华鲟人工增殖放流数据, 评估了增殖放流成效。因物种特性和分布的差异, 放流无效的原因迥异。过度捕捞使人工放流长江鲟在放流后 6 个月之内难逃被“误捕”, 而中华鲟放流数量不足及长江和近海过度捕捞导致中华鲟人工增殖放流的贡献甚微, 其结果是长江鲟和中华鲟增殖放流均无法达到自然繁殖群体的补充水平。本文探究了近 40 年来白鲟、中华鲟和长江鲟在保护、管理和决策上存在的误区和不足, 提出在生态大保护的背景下, ① 应编制和实施《长江鲟拯救行动计划》优先项目; ② 应以《中华鲟拯救行动计划》为指引, 在就地保护、迁地保护和遗传多样性保护方面提出更具有可操作性的优先计划; ③ 应设立中华鲟和长江鲟物种拯救行动计划专项, 对现有涉栖息地或保护区生态补偿项目进行优化整合。唯有以恢复长江鲟和中华鲟自然繁殖为核心, 才有望延续和恢复其自然种群, 实现人与自然的和谐共处, 推动长江流域社会经济绿色可持续发展。

关键词: 长江; 白鲟; 长江鲟; 中华鲟; 增殖放流; 濒危鱼类保护

中图分类号: S 931

文献标志码: A

长江鲟类包括中华鲟 (*Acipenser sinensis*)、长江鲟 (*Acipenser dabryanus*) 和白鲟 (*Psephurus gladius*), 均为国家一级保护动物。2021 年 7 月 21 日世界自然与自然保护联盟 (IUCN) 官网 (www.iucn-redlist.org) 更新, 认定白鲟灭绝 (EX), 长江鲟野外灭绝 (EW), 中华鲟仍然延续 2010 年评估的极度濒危 (CR) 但种群持续下降^[1]。评估结果表明, 1989 年列入长江流域分布的 6 种国家一级重点保护动物中, 除了 2 种爬行动物 (扬子鳄和鼋) 极度濒危, 4 种水生动物中白鲟灭绝, 白鱀豚 (*Lipotes vexillifer*) 功能性灭绝, 长江鲟野外灭绝, 中华鲟极度濒危, 2017 年以来连续 5 年未监测到自然繁

殖^[2], 长江水生生物保护形势异常艰巨。

1 白鲟、长江鲟和中华鲟的资源现状

1.1 白鲟

白鲟隶属于硬骨鱼纲 (Osteichthyes) 鲟形目 (Acipenseriformes) 匙吻鲟科 (Polyodontidae) 白鲟属 (*Psephurus*), 被认为是鲟形目的基部类群, 是鲟形目中进化地位最重要的物种。白鲟的灭绝, 标志着现生白鲟属的灭绝。匙吻鲟科现存仅 2 属 2 种, 另一种是分布在北美密西西比河流域的匙吻鲟 (*Polyodon spathula*)^[3], 我国自 20 世纪 90 年

收稿日期: 2022-09-30 修回日期: 2023-01-18

资助项目: 农业农村部财政专项“长江渔业资源与环境调查 (2017-2021)”

第一作者: 许兰馨 (照片), 从事渔业资源研究, E-mail: 1141543534@qq.com

通信作者: 危起伟, 从事水生生物多样性保护和利用研究, E-mail: weiqw@yfi.ac.cn



代从美国引进并进行商业养殖。匙吻鲟食性与白鲟迥异, 主食浮游动物, 与我国的鳙食性相似^[4]。

白鲟, 四川谚语“千斤腊子万斤象”之“象鱼”, 因其占身长约 1/3 的长吻而得名, 雌性白鲟最小 7~8 龄达性成熟, 一般 50~100 kg, 雌性大于雄性, 记载最大的全长 7 m, 体重 908 kg^[5]。

白鲟为河川洄游性鱼类, 以淡水生活为主, 分布在长江干流及其主要支流和通江湖泊, 沿长江可上溯至各大支流, 如沿长江可上溯至各大支流如乌江、嘉陵江、渠江、沱江、岷江和金沙江, 在历史上, 海河、黄河、淮河、钱塘江和黄海、渤海、东海均曾有过捕捞记录^[6-7]。在长江上游, 每年洪水期(6—8月), 白鲟洄游进入四川和重庆江段的各大支流(岷江、沱江、嘉陵江、乌江等)进行觅食, 游程最远的离干流 150 km。9 月以后, 白鲟回到干流越冬。在长江中游有大型湖泊分布的地区, 白鲟也进入支流索饵, 或者进入湖泊索饵和越冬^[6]。游泳迅速, 性凶猛, 肉食性鱼类, 主要以鱼、虾、蟹等动物为食, 消化道中也见有桡足类、端足类等^[6,8]。

历史上, 长江沿江各省均有白鲟的捕捞记录, 但白鲟资源量长期较少且未对其做过专门的评估研究。初步估计在 20 世纪 70 年代中期以前, 长江全流域白鲟的捕捞量在 25 t 左右, 其中川江约 5 t^[7,9], 1981 年, 葛洲坝截流后, 坝下江段白鲟资源量急剧下降, 建坝初期的 1981—1987 年, 每年可发现 10~32 尾成体, 1988—1993 年每年只发现 3~10 尾, 1994 年仅发现 1 尾, 1995 年以后便很少再有发现了。直到 2002 年, 在江苏南京下关附近发现了 1 尾雌性白鲟成体。在葛洲坝以上的长江上游江段, 白鲟资源也呈现急剧下降的趋势。据宜宾、泸州和重庆渔政站的不完全统计, 1982—2000 年的近 20 年时间内, 长江上游白鲟的总误捕数为 42 尾。2003 年 1 月, 在长江上游四川宜宾江段误捕 1 尾白鲟成体, 经成功救护后放流, 这也是最后 1 尾有记录的白鲟活体。2020 年张辉等^[7]统计了 1981—2003 年在长江上游和葛洲坝以下江段白鲟的目击次数, 统计显示 20 年间只有 210 次目击, 其中有观察记录数据的 45 次, 并结合 2017—2018 年农业农村部财政专项“长江渔业资源与环境调查”, 对长江干流和主要支流及鄱阳湖和洞庭湖以 20 km×20 km 网格普查未采集到白鲟的结果, 用 OLE 模型推断白鲟在 2005—2010 年已经灭绝。2019 年 9 月 14 日

IUCN 物种存活委员会鲟鱼专家组 (sturgeon specialist group/SSC-IUCN) 在上海召开对欧亚大陆鲟形目鱼类的濒危状况再评估会议, 专家组对其评估结论是白鲟灭绝。国际自然保护联盟 (IUCN) 在 2022 年 7 月 21 日更新物种濒危状况, 白鲟濒危等级由 2009 年的极危(可能灭绝)提级至灭绝 (EX)^[11]。

1.2 长江鲟

长江鲟又称达氏鲟, 四川俗名沙腊子, 是长江 3 种鲟类中个体最小的, 野生雌性一般全长 120 cm 以内、体重在 15 kg 以下, 雌性略大于雄性, 雌性 8 龄开始性成熟, 雄性略早。养殖个体规格可超过野生个体, 一般可达 20 kg, 最大雌性全长可达 160 cm、体重 45 kg^[6,10]。该物种与中华鲟形态极为接近, 仅鳃耙数量有显著差异(体长 > 17 cm 的个体, 长江鲟鳃耙数 > 30, 中华鲟鳃耙数 < 26); 外部色泽方面, 暗光养殖条件下, 长江鲟幼鱼骨板偏白、侧骨板上下体色分界明显, 上部为青灰色, 下部为乳白色, 而中华鲟幼鱼骨板一般不偏白, 侧骨板以下灰色过渡到白色分界线不明显, 表皮带金属铜光泽^[6,11]。长江鲟和中华鲟在分布区域与生态习性有明显区别^[10,12], 长江鲟主要分布在长江上游, 偶见于长江中游, 长江下游和长江口及海洋无分布, 没有明显的江海洄游习性, 属于淡水定居种类^[13-14], 一般常栖于江河中下游, 这些场所一般离河岸 10~20 m、水深 8~10 m、流速 1 m/s 左右, 底质为沙质或砾滩, 有较多的腐殖质和底栖生物。长江鲟为淡水定居性鱼类, 不进行远距离洄游。

长江鲟为以动物性食物为主的杂食性鱼类, 幼体以动物性饵料为主, 随着个体的增大, 摄食植物性食物的种类和数量也相应地增加。在动物性食物中, 主要是水生寡毛类、昆虫幼虫和某些底栖小型鱼类; 在植物性食物中, 多为水生高等植物的茎、叶、碎片以及绿藻、硅藻等。

长江鲟是川江重要经济鱼类, 20 世纪 60 年代, 长江鲟曾经占合江县捕捞总产量 10%, 70 年代, 宜宾江段长江鲟的春季捕捞量就达到 5 t^[15]。1981 年葛洲坝水电站建立后, 阻断了长江鲟的洄游路线, 也使得长江鲟的生存空间被迫分离, 导致长江鲟的栖息地缩减, 再加上受过度捕捞、航道整治、挖沙采石及水资源污染等影响, 致使长江鲟的资源量显著下降。据相关资料表明, 1984—

1996年,在长江上游泸州及宜宾段共调查到长江鲟151尾,到2000年只有零星误捕^[16-17]。2000年以后未见野生仔鱼,且至今未监测到其自然繁殖活动发生^[18],推测其停止了自然繁殖。据统计,2006—2010年在长江上游监测到39尾长江鲟,2010—2012年中国水产科学研究院长江水产研究所分别监测到长江鲟29尾、17尾、35尾,分布的江段依次为宜宾、重庆(江津)、泸州,后经鉴定全部为放流个体。2019—2020年“长江渔业资源与环境调查”专项项目组在长江上游开展了2次长江鲟自然繁殖专项调查,调查结果表明,增殖放流的长江鲟个体在放流后主要集中于宜宾三江口以上江段,部分放流个体已观测到摄食,能较好地适应放流后的水域环境。但2年的早期资源监测未发现长江鲟自然繁殖发生。在全流域65个固定站位的监测中,2017—2020年共记录到长江鲟350尾,其中2017年共记录到9尾,2018年记录到117尾,2019年记录11尾,2020年记录到213尾。所有记录个体均为增殖放流个体。1981年葛洲坝截流以来,葛洲坝下长江鲟自然资源逐渐减少,至2000年左右自然繁殖活动停止,自然种群已无法自我维持,2022年7月国际自然保护联盟(IUCN)宣布长江鲟野外种群灭绝。

1.3 中华鲟

中华鲟是国家一级重点保护野生动物,国际自然保护联盟红色名录(IUCN Red list)在2010年收录其为极危物种^[1]。中华鲟被认为是长江水生动物保护的旗舰物种和长江水生生态系统健康状况的指示物种。中华鲟属于溯河产卵洄游型鱼类,生活史的90%在海洋,因此其自然地理分布区为东亚大陆架及其主要注入河流,即我国黄海、渤海、东海及海南岛万宁以北的南海海域是中华鲟的主要索饵场,以东海为主;剩下的10%则溯江而上至金沙江下游和长江上游(葛洲坝截流前)或葛洲坝下(葛洲坝截流后)产卵繁殖^[19]。中华鲟长江种群数量相对较多,每年的繁殖和洄游路线稳定,国内外对其研究较多。

在长江,中华鲟曾是重要的渔业资源,但由于过度捕捞和环境污染,特别是1981年葛洲坝的修建切断了中华鲟洄游到长江上游进行繁殖的路线,被阻隔在葛洲坝下的繁殖群体一部分在坝下建立了新的产卵场,但已知的产卵场范围和面积不及原来的1%。1973—1980年,整个长江年捕

捞量平均为517尾(77 550 kg),1981年和1982年由于大坝的拦截,上溯产卵的中华鲟在坝下大量聚集,两年的捕捞量达到历史的最高峰(1 163尾),只有很少量的个体参与自然繁殖。1983年开始停止商业捕捞,只用于科研或者人工繁殖的捕捞数量控制在100尾左右。中国水产科学研究院长江水产研究所、中科院水生生物研究所,水利部中科院水工程生态研究所以及中国三峡集团中华鲟研究所进行“长江渔业资源与环境调查”专项调查,每年在葛洲坝下对中华鲟洄游群体进行水声学监测,结果显示,2017—2021年秋季,葛洲坝下游80 km江段,疑似中华鲟数量分别为:2017年27尾、2018年20尾、2019年16尾、2020年13尾和2021年15尾(内部资料,《长江重点禁捕水域鱼类资源本底调查报告》),5年平均为18.2尾。该数量与葛洲坝截留初期的评估结果2 176尾相比^[20],下降了99.16%,即目前的资源量不及20世纪80年代初的1%。值得注意的是,从宜昌至长江口中华鲟保护区东段至南汇角连续的长江干流距离约为1 783 km,期间有自然保护区和水产种质资源保护区18处占江段累计长度1 085 km,即保护区占长江河道长度比例为60.85%,长江“十年休渔”在2021年1月1日零时开始,2020年1月1日保护区开始全面休渔,2020年1月1日长江口至葛洲坝下捕捞的网具和钩的障碍大多消除,2020年和2021年葛洲坝下游中华鲟产卵群体数量没有显著增长的原因不是洄游通道捕捞网具障碍,而可能是海洋中的中华鲟性成熟群体数量稀少、无大批性成熟中华鲟从海洋上溯洄游至葛洲坝下。如果此状况客观存在,根据近10年(2012—2022)以来糟糕的中华鲟自然繁殖状况,以及规模非常有限与效果堪忧的人工增殖放流,推测长江中华鲟产卵群体在未来若干年内(中华鲟雄性第一次性成熟最小的年龄8龄)不会显著增加^[21-22],中华鲟自然繁殖终止将持续至2030年^[19]。

在历史上,中华鲟自然产卵场分布在四川宜宾的新市镇冒水以下的金沙江下游及重庆以上江段,江段总长度800 km,共19处中华鲟产卵场^[19,23]。每年都记录到中华鲟2~3批产卵,产卵时间在10月下旬至11月中旬。1981年1月葛洲坝水利工程截流后,1983—2002年每年都在葛洲坝下监测到了中华鲟自然繁殖,20年中15个年份有2批自然繁殖,只有5个年份为一批产卵;2003年(三峡蓄水)—2012年,只有1年(2012年)有2

批繁殖, 9年只有一批自然繁殖; 2013—2021年9年中只有2年度(2014年和2016年)有一批次自然繁殖, 其他年份无自然繁殖^[24], 2014年在葛洲坝下传统产卵场未监测到中华鲟产卵, 但是根据水体和幼鲟鳍条骨微化学分析判断, 产卵场位于清江口以上江段, 推测该年度产卵场位于传统产卵场下游至清江口以上的长江干流上, 可能在虎牙滩江段^[25], 2017—2021年繁殖连续5年中断^[2]。1970年代, 每年洄游到长江的中华鲟繁殖群体数量达2 000余尾, 1980年代葛洲坝截流后, 每年到达葛洲坝下产卵场的中华鲟繁殖亲鱼数量从2 000余尾开始持续下降^[26]; 到1996—2001年, 每年洄游到坝下产卵场江段的中华鲟亲鱼数量下降至300余尾, 2004—2008年, 下降至200余尾, 2009—2012年间, 下降至100余尾, 2013年以后

进一步下降至100尾以下, 2015年洄游到葛洲坝下产卵场江段的中华鲟亲鱼数量已不足50尾^[2], 2017—2020年葛洲坝下中华鲟繁殖群体数量分别为27、20、16和13尾(95%置信区间7~18尾)。

Huang等^[26]通过数学模型的方法, 推算长江和海洋野生中华鲟成体数量(图1-a), 2020年中华鲟成体数量相较于1981年之前下降了93.67%, 预测2030年长江和海洋野生中华鲟成体数量约为757尾; 推算野生中华鲟产卵群体数量(含长江及海洋, 图1-b), 2020年野生中华鲟产卵群体数量相比于1989年下降了95.32%, 并预测2030年野生中华鲟产卵群体数量约为20尾。Huang等^[26]据此推测, 如果不采取有效措施, 中华鲟自然种群将可能在未来10~20年内绝迹。

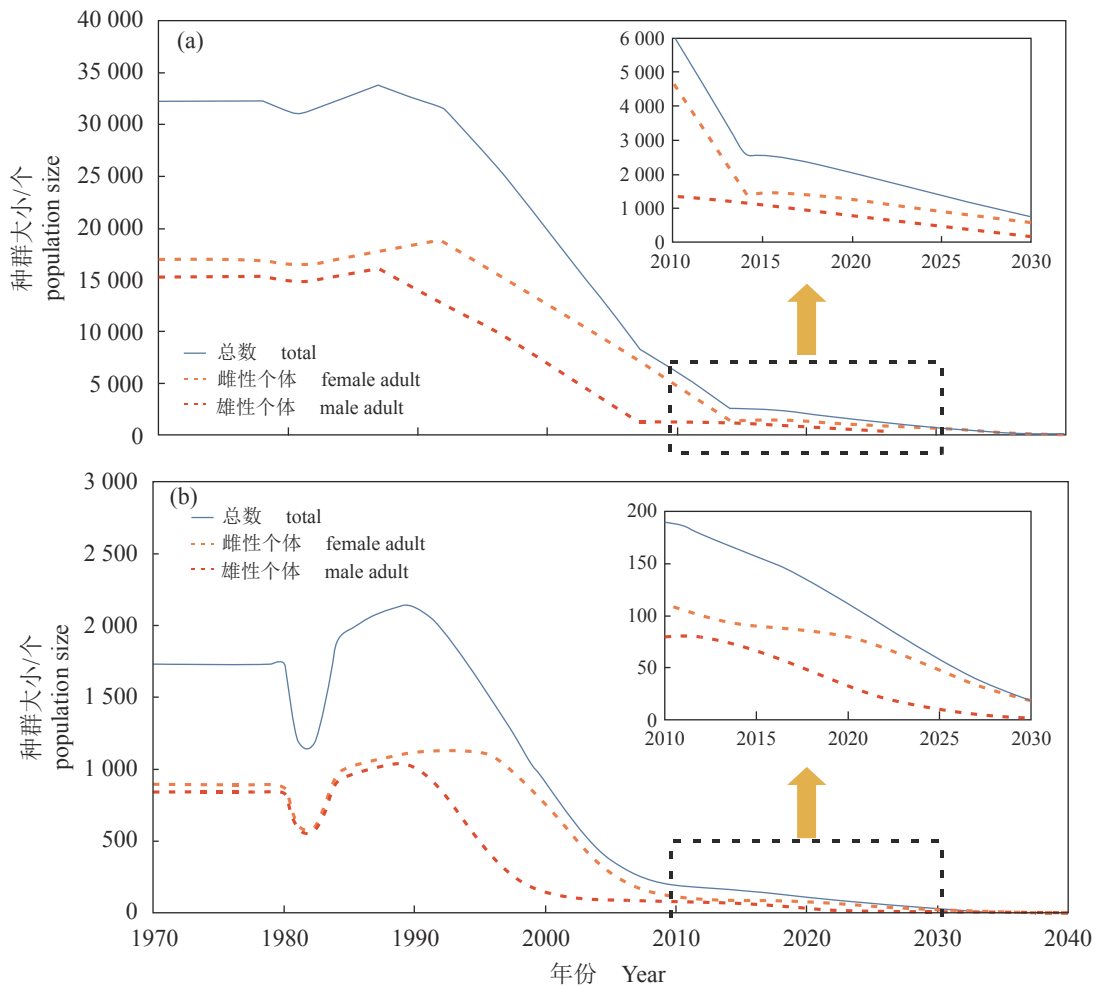


图1 中华鲟长江与海洋数量估算

(a) 成体; (b) 产卵群体

Fig. 1 Population estimation of *A. sinensis* in the Yangtze River and sea

(a) adult; (b) propagation population

2 长江鲟类的保护及困境

2.1 白鲟的保护措施

由于白鲟的资源量逐渐减少, 1983 年国家明令禁止长江鲟鱼类(包括白鲟)的商业性捕捞, 1989 年我国将白鲟列为国家一级重点保护动物, 也是长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区的主要保护对象之一。1997 年由原泸州市长江珍稀特有鱼类自然保护区和宜宾地区珍稀鱼类自然保护区合并成立长江合江—雷波段省级自然保护区, 2000 年调整晋升为国家级保护区, 2005 年调整后成立。保护区主要保护对象为白鲟、长江鲟、胭脂鱼等国家及地方重点保护的珍稀濒危水生动物和其他长江上游特有鱼类。

中国科学院水生生物研究所、水利部中国科学院水库渔业研究所与葛洲坝工程局中华鲟人工繁殖研究所 1988—1991 年开展了葛洲坝下游白鲟人工繁殖可行性及池塘蓄养白鲟的性腺发育研究, 期间共人工饲养了 3 尾白鲟, 单尾饲养最长的达半年, 但均因饵料及水质等问题死亡^[27]。四川省万县市水产研究所于 1973 年曾饲养 1 尾雄鱼, 体重由 2 kg 长至 18 kg, 精巢呈乳白色, 后因水质恶化死亡。1987—1990 年又开展了池塘养殖, 也因鱼体受伤离水时间长水质恶化而死亡未获结果。总之, 白鲟人工饲养未取得成功, 且对其生态要求研究尚少。中华鲟人工繁殖研究所 20 世纪 80 年代, 分别对江边养殖的 1 尾雄鱼和 1 尾雌鱼进行催产, 获得少量精液和卵子, 但未能授精。由于白鲟的资源量少, 难以在同一时间、同一地点捕获性腺发育成熟的雌雄亲鱼, 致使白鲟的人工繁殖未能取得成功。

2006—2013 年, 在原农业部渔业局的安排和中国长江三峡集团有限公司等的支持下, 由危起伟研究员牵头, 在长江上游原白鲟主要产卵场及其邻近江段开展了 8 次大规模的水声学探测-试验性捕捞调查, 均未调查到白鲟活体。同时, 项目支持开展了白鲟误捕应急救援网络建设, 建立起渔民-渔政-科研人员的多方联动机制, 还开展了精液冷冻保存、雌核发育技术储备等鱼类专业方面的工作, 为今后白鲟的拯救工作创造了条件。2017—2021 年, 农业农村部支持各研究单位开展“长江渔业资源与环境调查”专项, 在长江全流域布置了 65 个调查站位, 有 20 余家单位参加, 在 5 年的野外调查工作中均未发现白鲟。

2019 年 9 月, 世界自然保护联盟的鲟鱼专家组在上海召开物种状况评估会议。按照其评估标准, 专家组认为白鲟已属灭绝等级, 2022 年被国际自然保护联盟(IUCN)宣布灭绝(EX)。

2.2 长江鲟的保护措施

长江鲟也是长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区的主要保护对象之一。长江鲟的被动保护可以追溯到 1983 年国家, 明令禁止长江鲟鱼类(包括长江鲟)的商业性捕捞。1989 年长江鲟被列为国家一级重点保护动物。

在农业农村部、环保部和四川省渔业主管部门的领导和组织协调下, 各有关科研单位就长江鲟增殖放流和保护开展了相关工作。20 世纪 90 年代, 四川省宜宾珍稀水生动物研究所收集零星误捕长江鲟幼鱼蓄养, 存活野生个体共 58 尾, 至今仅剩 18 尾^[28], 2007 年成功实现了全人工繁殖和苗种培育, 并于该年开始在长江宜宾段进行长江鲟增殖放流工作。2012 年, 长江水产研究所联合宜宾珍稀水生动物研究所, 成功实施了长江鲟规模化繁殖、保种和人工增殖放流等工作。

关于长江鲟增殖放流, 中央财政、四川省地方财政和有关涉水工程生态补偿项目安排有长江鲟增殖放流内容, 尤其是在“长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区生态补偿项目”中, 长江鲟是主要增殖放流对象。据统计, 2007-2022 年, 宜宾珍稀水生动物保护研究所、四川省水产研究所、向家坝增殖放流站和长江水产研究所在宜宾、泸州和湖北长江段累计放流长江鲟 86.58 万尾, 前期放流规格主要以 20-80 cm 的幼鱼为主, 四所科研机构累计放流 24 万尾长江鲟幼鱼, 其中四所机构分别放流 7.1 万、1.6 万、13.44 万和 1.86 万尾长江鲟幼鱼(图 2)。自 2017 年起, 各科研机构开始重视亲鱼和后备亲鱼的放流, 在 2017—2022 年宜宾珍稀水生动物保护研究所、长江水产研究所与四川省水产研究所放流规格 120~160 cm 亲鱼分别为 94、70 和 10 尾, 向家坝增殖放流站、长江水产研究所和四川省水产研究所人工放流规格 100~120 cm 后备亲鱼分别为 115、463 和 20 尾(图 3)。除此之外, 宜宾珍稀水生动物保护研究所在 2018 年开始放流规格 5~20 cm 稚鱼, 2018—2022 年累计放流稚鱼 32.2 万尾, 向家坝增殖放流站也在 2022 年放流长江鲟稚鱼 30.3 万尾。但根据“十种珍稀特有鱼类标记放流效果评估”项目监测评估报

告显示, 因捕捞压力过大, 放流效果未达到预期成效, 2018年之前, 误捕的长江鲟放流个体未达到性成熟^[18]。2018年, 农业农村部颁布了《长江鲟拯救行动计划(2018—2035)》, 2018—2022年, 执行该行动计划, 其中长江水产研究所义务放流亲鱼和后备亲鱼超过500尾。2018年以后放流的稚鱼生长情况很好, 其中放流的772尾性成熟或近性成熟长江鲟, 超声波监测显示, 主要滞留在向家坝下游至宜宾岷江三江口, 位于安边长江鲟历史产卵场范围内^[29-30], 通过2019—2022年每年3—5月实施食卵鱼解剖、江底采卵和下水视频等监测手段, 均未监测到自然繁殖。放流长江鲟还未形成自然繁殖原因复杂, 推测可能与被放流的性成熟长江鲟亲鱼密度不足、生态适应性等有关, 也与向家坝下游近坝区(安边即长江鲟历史重要产卵场江段)水文变化过大有关^[31-32]。金沙江下游的4座巨型电站(即向家坝、溪洛渡、乌东德和白鹤滩水电站), 总装机容量已经超过2座三峡电站, 导致向家坝下游宜宾江段水温滞后现象严重, 水温的日变化不稳定, 以及清水下泄和水文周年节律和日节律变化较大等对长江鲟性腺发育、洄游、栖息和繁殖交配等造成的影响尚需研究。

总体而言, 通过长江十年禁捕, 并开展持续性放流, 并开展金沙江下游梯级电站的生态调度, 在宜宾至合江江段, 以及赤水河干流的长江鲟在2030年之前有望实现自然繁殖和自然种群重建。另一方面, 长江鲟的野生亲本(F_0)数量目前仅18尾, 不完全统计子一代(F_1)长江鲟亲鱼(年龄大于10龄)1518尾, 监测发现 F_1 的遗传多样性比 F_0 更高, 还储备了 F_1 后备亲鱼超过1万尾,

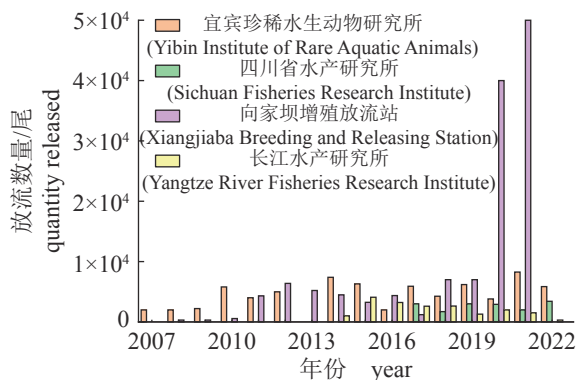


图2 2007-2022年各科研机构人工增殖放流长江鲟幼鱼数量

Fig. 2 Number of juvenile *A. dabryanus* released by four research institutes from 2007 to 2022

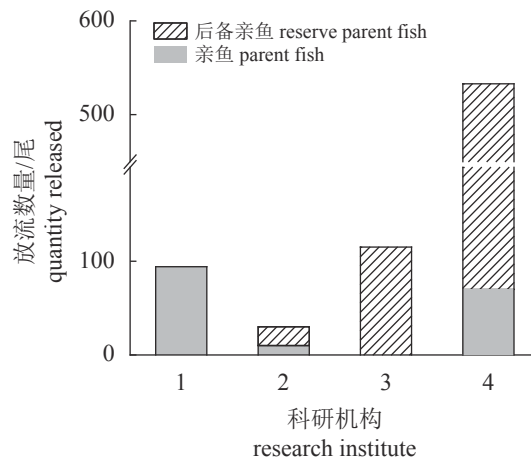


图3 2017-2022年各科研机构放流长江鲟亲鱼与后备亲鱼数量

1. 宜宾珍稀水生动物研究所; 2. 四川省水产研究所; 3. 向家坝增殖放流站; 4. 长江水产研究所

Fig. 3 Number of *A. dabryanus* brood fish and reserve brood fish released by four research institute from 2017 to 2022

1. Yibin Institute of Rare Aquatic Animals; 2. Sichuan Fisheries Research Institute; 3. Xiangjiaba Breeding and Releasing Station; 4. Yangtze River Fisheries Research Institute

这些均为长江鲟自然种群重建奠定了良好基础。

2.3 中华鲟的保护措施

关于中华鲟人工保种群体 历史上未曾预料到中华鲟还需要通过人工保种方式来维系其物种延续。1983—2008年均依靠捕捞野生亲鱼进行人工繁殖与增殖放流^[33], 2009年停止了亲鱼科研捕捞^[34], 此后多年几乎无法开展规模化增殖放流, 尽管中华鲟全人工繁殖技术取得了突破, 但是因性成熟亲鱼数量少, 繁殖规模小, 获得的 F_2 数量非常有限。由于技术、条件和资金等原因, 人工繁育单位在1983—1996年间几乎没有计划性储备中华鲟 F_1 ^[19], 1997—2008年开始小批量储备 F_1 。根据2016年农业部长江办委托长江水产研究所开展的中华鲟养殖群体普查的结果, 全国养殖中华鲟的单位共计25家, 2019年普查结束时, F_0+F_1 数量约3200尾, 其中 F_0 (野生仔稚鱼人工培育存活的个体)92尾, 其余3100尾为 F_1 。考虑到中华鲟的正常死亡率, 目前该批人工群体估计还存活3000尾左右, F_1 年龄为14~25龄, 正值育龄期, 但是该批亲鱼的绝大多数因长期养殖条件欠佳, 例如养殖水体普遍偏小, 夏季水温偏高, 缺乏海水过程, 营养、病害问题等^[19], 使得它们生长和

性成熟特性普遍显著低于自然种群, 例如与同龄野生种群比较个体显著偏小(一般不及野生亲鱼的体重 1/2)、性成熟年限超长、性成熟鱼比例低下、性产物质量下降(怀卵量小、性成熟卵粒偏小、精子运动时间下降), 由此导致催产率、受精率和孵化率低下, 从“水花”育成可放流稚鱼(TL>10 cm)的比例也不高, 还有半数以上的养殖条件和生存状况仍然堪忧, 带病和残次亲鱼有相当比例, 这些问题使得尽管中华鲟亲鱼有相当数量, 多数已经处于“壮年”育龄期, 但是用于人工繁殖获得可用于增殖放流的苗种的数量却非常有限^[35], 在 2020 年之前, 长期低于 10 万尾/年^[36], 2021 年达到历史最高峰近 40 万尾, 但是距离放流需求 100~300 万尾/年大规格苗种相差甚远^[19], 即目前中华鲟人工群体亲鱼状况在短期内还难以稳定突破 100 万尾/年。

此外, 中华鲟人工群体亲鱼培育长期缺乏计划性, 也缺乏养殖和育苗的科学规范, 在要求野化或环境丰容、优化繁殖交配策略提高遗传多样性等方面仅仅限于理论, 实际操作仍然处于粗放阶段。亲鱼的培育方面, 养殖设施、条件、淡水和海水布局方面, 有良好的设想和科学规划, 但是规划一直未能实施。如《中华鲟拯救行动计划》^[37]提出的中华鲟“陆-海-陆”接力保种工程提出了 8 年尚得不到有效落实。

关于中华鲟人工繁殖放流情况 葛洲坝救鱼对象确立了保护中华鲟, 明确了中华鲟保护方向是禁捕、自然繁殖保护、网捕过坝和人工繁殖放流^[38]。1983 年实现了葛洲坝下游中华鲟人工繁殖成功, 1983—1998 年放流 F_1 仔鱼合计 584.55 万尾, 其中开口前后“水花”575.6 万尾、10~15 cm 稚鱼 8.9 万尾、50~87 cm 幼鱼 543 尾; 1997 年中华鲟苗种培育技术突破, “水花”放流停止, 放流规格明显提升, 1999—2009 年放流 F_1 仔鱼、幼鱼和亚成体合计 135.85 万尾。2009 年停止中华鲟亲鱼科研捕捞, 而中华鲟 F_1 多数尚未性成熟, 人工增殖放流成了无源之水, 2009 年 3—10 月在宜昌和荆州被流了 6 批 2008 年繁殖的 F_1 合计 42.5 万尾。2010 年开始放流子二代 F_2 , 2010—2018 年累计放流 F_2 不足 10 万尾, 以及被迫放流少量 2008 年 F_1 幼鱼、亚成体或成体。2019—2021 年, 共放流中华鲟 F_2 幼鱼约 4.3 万尾; 2022 年 F_2 繁育取得突破, 放流 F_2 稚鱼和幼鱼超过 32 万尾, 其中放流 5 万余尾中华鲟系 $F_2\delta \times F_1\eta$

的后代($F_{2.5}$)。

综上, 自 1983 年葛洲坝下人工繁殖成功以来, 共放流中华鲟子代 766.92 万尾^[19], 其中 F_1 约 720 万尾(其中稚鱼及以上 144.8 万尾), F_2 约 46.5 万尾(含 5 万尾 $F_{2.5}$)。

中华鲟人工增殖放流缺乏放流规划, 也缺乏对放流效果长期系统性评估, 仅仅在 1997—2000 年, 通过物理标记和遗传标记初步评估了放流 10 万尾稚鱼抵达长江口的贡献率, 占当年自然繁殖补充群体的 1%~5%^[39-40]。据此判断, 中华鲟增殖放流数量远远不足, 预计放流 300 万尾, 才可能达到当年自然繁殖群体的补充水平。

3 对策与建议

3.1 关于长江鲟

编制实施《长江鲟拯救行动计划》优先项目, 重点包括: ① 长江鲟增殖计划与标志溯源体系建设。其中, 保证在十年禁渔期间、每年持续放流长江鲟性成熟亲鱼 300 尾以上, 放流 5~10 cm 稚鱼 10 万尾以上。② 栖息地恢复, 即在对长江鲟关键栖息地(如产卵地)适宜性评价的基础上, 恢复和改善长江鲟的关键栖息地(如产卵地), 开展向家坝下长江鲟自然栖息地调查和生态调度及河床地形改良研究。栖息地恢复的重点是补充长江鲟赖以生存的物种, 以促进长江鲟在自然栖息地的有效生存、育肥和越冬。③ 长江鲟饵料生物调查及增殖放流生态容量调查与评估。④ 长江鲟人工保种工程系统规划、建设与运行。

3.2 关于中华鲟

中华鲟最后一次自然繁殖是 2016 年, 目前长江葛洲坝下游中华鲟产卵群体的数量已经不足 20 尾^[2], 自然种群极度濒危, 亟待恢复中华鲟自然种群, 建议以《中华鲟拯救行动计划》为指引, 在就地保护、迁地保护和遗传多样性保护方面提出更具有可操作性的优先计划。

加强就地保护 长江十年休渔期是中华鲟自然种群恢复的重要窗口期, 除夯实长江十年休渔措施外, 一是要努力改善中华鲟索饵场和洄游通道生境, 包括长江中下游、长江口河滨消落区(中华鲟索饵场)生境修复与洄游通道(长江深水航道)畅通性监测评估; 二是开展设立中华鲟海洋特别保护区可行性调查研究。中华鲟 90% 的生活史在海洋度过, 借助中华鲟稚幼鱼规模化人工放流

和监测, 查清中华鲟海洋主要分布区及其生长和栖息条件, 摄食及饵料基础, 通过 3 年调查研究, 完成中华鲟海洋生活史研究报告, 提出《建立中华鲟海洋栖息地保护名录》或《建立中华鲟海洋特别保护区可行性研究报告》。

编制《中华鲟增殖放流规划》和《中华鲟增殖放流技术规范》 主管部门组织编制完成《中华鲟增殖放流规划》和《中华鲟增殖放流技术规范》, 目前繁殖育苗数量和遗传多样性均距离恢复中华鲟自然种群的需求具有较大差距, 需尽快启动中华鲟“陆-海-陆”保种工程建设, 充分利用现有的 3 000 尾 F_1 ——中华鲟物种延续的“火种”, 它们正值育龄期, 多数个体的繁育旺盛期还可持续 10 年, 与长江十年禁渔期相吻合, 应抓住长江禁捕十年的黄金窗口期, 在遵守科学规范地前提下加强培育。

实施遗传谱系管理, 推动溯源体系建设

利用分子标记建立人工群体和放流后代遗传谱系, 并借助物理芯片标记, 建立中华鲟人工繁殖放流可追溯体系。一是构建现有 3 000 尾 F_1 遗传谱系, 共享遗传资源。在几个主要繁殖基地(宜昌、荆州、武汉、上海)通过精液超低温冷冻保存, 共享中华鲟精液资源, 优化繁殖交配策略, 利用已经被广泛认可的 mt DNA 标记和核基因标记, 建立增殖放流群体和人工保种群遗传谱系, 构建共享所有繁殖子代谱系档案; 二是通过 PIT 芯片标记放流稚幼鱼, 通过水野主管部门论证批准, 在《中华鲟人工增殖放流技术规范》中, 对中华鲟增殖放流苗种明确 PIT 标志要求, 中华鲟保护联盟成员单位和联盟秘书处开展放流中华鲟的 PIT 芯片标记, 借助长江中下游渔业监测站和东海及黄渤海重点渔业捕捞监测船采集误捕中华鲟 PIT 芯片信息, 广泛回收中华鲟误捕信息。开发中华鲟增殖放流追溯体系 APP, 追踪中华鲟分布和洄游路线, 并对社会公众展示, 以提升和激发社会对中华鲟的关心关爱, 把参与中华鲟保护的单位和社会大众联系起来, 同时, 建议实施“中华鲟增殖放流追溯体系”。

3.3 设立长江鲟类保护专项

随着《中华鲟拯救行动计划》和《长江鲟拯救行动计划》分别在 2015 和 2018 年颁布实施, 并于 2016 年成立了“中华鲟保护联盟”, 中华鲟和长江鲟物种的保护工作方向明确, 总体工作进展良好。然而, 由于该行动计划缺乏国家专项财政

支持, 导致保护基地建设、子一代 (F_1) 培育、增殖放流、栖息地修复和海区跟踪监测调查等项目进展缓慢。建议在现有涉栖息地或保护区生态补偿项目中, 对有关项目进行优化整合, 设立中华鲟和长江鲟物种拯救行动计划专项资金。一是优化长江水生生物增殖放流计划, 由农业农村部在“全国水生生物增殖放流计划”中进行优化调整, 倾斜中华鲟和长江鲟增殖放流任务; 二是清理和优化沿江与海区中华鲟重要栖息地生态补偿项目(含自然保护区和水产种质资源保护区有关生态补偿项目), 加强项目执行效果评估和监督管理, 统筹生态补偿资金, 用于中华鲟和长江鲟保护专项资金, 重点用于中华鲟和长江鲟增殖放流与追溯体系建设; 三是中华鲟保护联盟成员单位(如中国三峡集团公司中华鲟研究所)自筹集资金, 支持中华鲟和长江鲟物种保护专项。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

- [1] IUCN, 2022. The IUCN red list of threatened species. Version 2022-1[EB/OL]. <http://www.iucnredlist.org> (202-09-25).
- [2] 吴金明, 王成友, 张书环, 等. 从连续到偶发: 中华鲟在葛洲坝下发生小规模自然繁殖[J]. 中国水产科学, 2017, 24(3): 425-431.
Wu J M, Wang C Y, Zhang S H, et al. From continuous to occasional: small-scale natural reproduction of Chinese sturgeon occurred in the Gezhouba spawning ground, Yichang, China[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2017, 24(3): 425-431 (in Chinese).
- [3] Birstein V J, Bemis W E, Waldman J R. The threatened status of acipenseriform species: a summary[M]. *Sturgeon biodiversity and conservation*. Springer, Dordrecht, 1997: 427-435.
- [4] 李学梅, 朱永久, 杨德国, 等. 池塘养殖匙吻鲟与鳊鱼肠道饵料生物的比较[J]. 水生生物学报, 2013, 37(6): 1028-1035.
Li X M, Zu Y J, Yang D G, et al. Comparison of food organisms in gastrointestinal tract of paddlefish (*Polyodon spathala*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*) from pond[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2013, 37(6): 1028-1035 (in Chinese).
- [5] 谢平. 我们能拯救长江中正在消逝的鲟鱼吗?[J]. 湖泊中国水产学会主办 sponsored by China Society of Fisheries

- 科学, 2020, 32(4): 899-914.
- Xie P. Can we save the disappearing sturgeons in the Yangtze River?[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(4): 899-914 (in Chinese).
- [6] 四川省长江水产资源调查组. 长江鲟鱼类生物学及人工繁殖研究 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 1988. The Yangtze Aquatic Resources Survey Group. The Biology of the Sturgeons and Paddlefish in the Yangtze River and Their Artificial Propagation[M]. Sichuan Scientific and Technical Publishing House, 1988(in Chinese).
- [7] Zhang H, Jarić I, Roberts D L, *et al.* Extinction of one of the world's largest freshwater fishes: Lessons for conserving the endangered Yangtze fauna[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 710: 136242.
- [8] 姚承昌. 白鲟消化道形态学与组织学的初步观察[J]. *水生生物学报*, 1989, 13(1): 1165-75. Yao C C. Preliminary observation on the morphology and histology of the alimentary tract of the Chinese paddlefish *Psephurus gladius*[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1989, 13(1): 1165-75 (in Chinese).
- [9] 危起伟, 杨德国. 中国鲟鱼的保护、管理与产业化 [J]. *淡水渔业*, 2003, 33 (3): 3-7. Wei Q W, Yang D G. Conservation and management of sturgeons and paddlefishes in China and their industrialization[J]. *Freshwater Fisheries*, 2003, 33(3): 3-7(in Chinese).
- [10] 丁瑞华. 四川鱼类志 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 1994. Ding R H. The fishes of SiChuan[M]. ChengDu: Sichuan Science and Technology Press, 1994(in Chinese).
- [11] Zhuang P, Kynard B, Zhang L, *et al.* Ontogenetic behavior and migration of *Chinese sturgeon, Acipenser sinensis*[J]. *Environmental biology of fishes*. 2002, 65: 83-97.
- [12] Kynard B, Zhuang P, Zhang T, *et al.* Ontogenetic behavior and migration of Dabry's sturgeon, *Acipenser dabryanus*, from the Yangtze River, with notes on body color and development rate[J]. *Environmental biology of fishes*, 2003, 66(1): 27-36.
- [13] Bemis W E, Kynard B. Sturgeon rivers: an introduction to acipenseriform biogeography and life history[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 1997, 48(1): 167-183.
- [14] Zhuang P, Ke F, Wei Q, *et al.* Biology and life history of Dabry's sturgeon, *Acipenser dabryanus*, in the Yangtze River[J]. *Environmental Biology of Fishes*, 1997, 48(1): 257-264.
- [15] 中国科学院水生生物研究所三峡工程生态环境监测系统水生动物流动监测站. 1996年监测工作年度报告 [R]. 1997. Aquatic Animal Flow Monitoring Station of the Three Gorges Project Ecological Environment Monitoring System, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences. 1996 Annual Report on Monitoring Work[R]. 1997(in Chinese).
- [16] Zhang H, Wei Q W, Du H *et al.* Present status and risk for extinction of the Dabry's sturgeon (*Acipenser dabryanus*) in the Yangtze River watershed: a concern for intensified rehabilitation needs[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2011, 27(2): 181-185.
- [17] Wu J M, Wei Q W, Du H *et al.* Initial evaluation of the release programme for Dabry's sturgeon (*Acipenser dabryanus*) in the upper Yangtze River[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2014, 30(6): 1423-1427.
- [18] 危起伟. 从中华鲟(*Acipenser sinensis*)生活史剖析其物种保护: 困境与突围[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(5): 1297-1319. Wei Q W. Conservation of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) based on its life history: Dilemma and breakthrough[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(5): 1297-1319 (in Chinese).
- [19] 黄真理. 利用捕捞数据估算长江中华鲟资源量的新方法 [J]. *科技导报*, 2013, 31(13): 18-22 Huang Z L. A new method of estimation on populations of Chinese sturgeon in the Yangtze River by using existing fishing data[J]. *Science and Technology Review*, 2013, 31(13): 18-22(in Chinese).
- [20] 刘鉴毅, 危起伟, 陈细华, 等. 葛洲坝下中华鲟繁殖生物学特性及其人工繁殖效果[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(6): 1397-1402. Liu J Y, Wei Q W, Chen X H, *et al.* Reproductive biology and artificial propagation of *Acipenser sinensis* below Gezhouba Dam[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(6): 1397-1402 (in Chinese).
- [21] 危起伟, 陈细华, 杨德国, 等. 葛洲坝截流24年来中华鲟产卵群体结构的变化[J]. *中国水产科学*, 2005, 12(4): 452-457. Wei Q W, Chen X H, Yang D G, *et al.* Variations in spawning stock structure of *Acipenser sinensis* within 24 years since damming of Gezhouba Dam[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2005, 12(4): 452-457 (in Chinese).

- Chinese).
- [22] 王成友. 长江中华鲟生殖洄游和栖息地选择 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- Wang C Y. Migrations for reproduction of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) and its habitat selections in the Yangtze River[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012(in Chinese).
- [23] 危起伟, 杜浩, 张辉, 等. 中华鲟保护生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 2019.
- Wei Q W, Du H, Zhang H, *et al.* Conservation biology of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*)[M]. Beijing: Science Press, 2019(in Chinese).
- [24] Boscari E, Wu J, Jiang T, *et al.* The last giants of the Yangtze River: a multidisciplinary picture of what remains of the endemic Chinese sturgeon[J]. *Science of The Total Environment*, 2022, 843: 157011.
- [25] 肖新平. 达氏鲟微卫星开发及其亲子鉴定应用效果评估 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2018.
- Xiao X P. Development of novel microsatellite and evaluation on the application effectiveness of paternity identification of Dabry's Sturgeon(*Acipenser dabryanus*)[D]. Wuhan: Huzhong Agricultural University, 2018(in Chinese).
- [26] Huang Z L, Wang L. Yangtze dams increasingly threaten the survival of the Chinese sturgeon[J]. *Current Biology*, 2018, 28(22): 3640-3647.
- [27] 陈金生. 长江三峡工程与白鲟的资源保护[J]. 水利渔业, 1996(6): 7-8.
- Chen J S. Three Gorges Project and resource protection in Chinese paddlefish (*Psephurus gladius*)[J]. *Reservoir Fisheries*, 1996(6): 7-8 (in Chinese).
- [28] Li J Y, Du H, Wu J M, *et al.* Foundation and prospects of wild population Reconstruction of *Acipenser dabryanus*[J]. *Fishes*, 2021, 6(4): 55.
- [29] Li J Y, Wang C Y, Wei Q W. Migration and distribution of adult hatchery reared Yangtze sturgeons (*Acipenser dabryanus*) after releasing in the upper Yangtze River and its implications for stock enhancement[J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2021, 37: 3-11.
- [30] Wang Y K, Xia Z Q, Wang D. Characterization of hydraulic suitability of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) spawning habitat in the Yangtze River[J]. *Hydrology*, 2012, 26, 3489-3498.
- [31] Zhou J Z, Zhao Y, Song L X, *et al.* Assessing the effect of the Three Gorges reservoir impoundment on spawning habitat suitability of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) in Yangtze River, China[J]. *Ecological Informatics*, 2014, 20: 33-46.
- [32] Yi Y J, Sun J, Zhang S H. A habitat suitability model for Chinese sturgeon determined using the generalized additive method[J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 534: 11-18.
- [33] 危起伟, 李罗新, 杜浩, 等. 中华鲟全人工繁殖技术研究[J]. 中国水产科学, 2013, 20(1): 1-11.
- Wei Q W, Li L X, Du H, *et al.* Research on technology for controlled propagation of cultured Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*)[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2013, 20(1): 1-11 (in Chinese).
- [34] 黄真理, 王鲁海. 长江中华鲟(*Acipenser sinensis*)保护—反思、改革和创新[J]. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1320-1332.
- Huang Z L, Wang L H. The Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) conservation — Introspection, reform and innovation[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(5): 1320-1332 (in Chinese).
- [35] 罗江, 杜浩, 危起伟, 等. 濒危中华鲟人工群体的繁殖生物学[J]. 中国水产科学, 2020, 27(3): 269-276.
- Luo J, Du H, Wei Q W, *et al.* Reproductive biology of an artificial population of endangered Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*)[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2020, 27(3): 269-276 (in Chinese).
- [36] 杨海乐, 危起伟. 论水生野生动物的主动保护与被动保护[J]. 湖泊科学, 2021, 33(1): 1-10.
- Yang H L, Wei Q W. Suppressive and active protective actions in aquatic wildlife conservation[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(1): 1-10 (in Chinese).
- [37] 中华人民共和国农业农村部. 中华鲟拯救行动计划(2015-2030)[N/OL]. 2015.
- Ministry of Agriculture of PRC. The Action Plan for Conservation of the Chinese Sturgeon (2015-2030)[N/OL]. 2015(in Chinese).
- [38] 王鲁海, 黄真理. 中华鲟(*Acipenser sinensis*)生存危机的主因到底是什么?[J]. 湖泊科学, 2020, 32(4): 924-940.
- Wang L H, Huang Z L. What is actually the main cause for the survival crisis of Chinese sturgeon?[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(4): 924-940 (in Chinese).
- [39] Yang DG, Wei QW, Chen XH, *et al.* Hydrological Status of the spawning ground of *Acipenser sinensis* underneath the Gezhouba Dam and its relationship with the spawning runs[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(3):

- 862-868.
- [40] Zhu B, Zhou F, Cao H, *et al.* Analysis of genetic variation in the Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*: estimating the contribution of artificially produced larvae in a wild population[J]. Journal of Applied Ichthyology, 2002, 18(4/5/6): 301-306.

Stock status and conservation dilemma of species of Acipenseriformes in the Yangtze River and relevant suggestions

XU Lanxin^{1,2}, ZHOU Liang³, WEI Qiwei^{1,2,4*}

- (1. Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China;
2. Wuxi Fisheries College, Nanjing Agricultural University, Wuxi 214000, China;
3. Sichuan Yibin Institute of Rare Aquatic Animals, Yibin 644002, China;
4. The Center for Chinese Sturgeon Conservation, Wuhan 430223, China)

Abstract: This paper summarized the changes in the natural resources of three sturgeon species (*Psephurus gladius*, *Acipenser sinensis*, and *Acipenser dabryanus*) over the past 40 years, quantified the artificial stocking populations of *A. dabryanus* and *A. sinensis*, and then assessed the effectiveness of restocking. The influence factors that cause the ineffective releases widely depend on species characteristics and distribution. Overfishing of ten resulted in the fact that the artificial released *A. dabryanus* individuals were inevitably captured within 6 months as bycatch after they were released. The insufficient number of released *A. sinensis* combined with overfishing in the Yangtze River and offshore caused the inefficient contribution to the wild population of *A. sinensis*. We believe that the past releasing input intensity of both *A. dabryanus* and *A. sinensis* cannot reach the sufficient replenishment level of the natural breeding population. We discussed the misconceptions and shortcomings in the action, management, and policy-making of *P. gladius*, *A. sinensis*, and *A. dabryanus* conservation over the past 40 years. In the current ecological protection era, We should promote the implementation of 3 key protection measures urgently: 1) to prepare and implement the priority project of *A. dabryanus* rescue action plan; 2) to propose more operational priority projects for *in situ* conservation, *ex situ* conservation and genetic diversity conservation based on *A. sinensis* rescue action plan; 3) to establish a species rescue action plan project of *A. sinensis* and *A. dabryanus*, and to optimize and integrate the existing ecological compensation programs involving their habitats or protected areas. We believe that we can restore the natural populations of *A. dabryanus* and *A. sinensis*, by restoring their natural reproduction. Then we can realize the harmonious coexistence between human and nature, and promote the sustainable development of social economy in the Yangtze River basin.

Key words: Yangtze River; *Psephurus gladius*; *Acipenser dabryanus*; *Acipenser sinensis*; stocking enhancement; conservation of endangered fish

Corresponding author: WEI Qiwei. E-mail: weiqw@yfi.ac.cn

Funding projects: The Project of Yangtze Fisheries Resources and Environment Investigation from the Ministry of Agriculture and Rural Affairs (2017-2021)