



WWF

报告

2017



气候变化对以中国大鲵
(*Andrias davidianus*)为代表的两栖
动物的影响及保护策略



关于世界自然基金会（WWF）

世界自然基金会(WWF)是在全球享有盛誉的、最大的独立性非政府环境保护组织之一。1961年成立，总部位于瑞士格朗。WWF在中国的工作始于1980年的大熊猫及其栖息地的保护，是第一个受中国政府邀请来华开展保护工作的国际非政府组织。1996年，WWF正式成立北京办事处，此后陆续在全国七个城市设立了项目中心。工作也扩展到野生动物保护、淡水和海洋生态系统保护与湿地资源的可持续利用、森林保护与可持续经营、环境教育、气候变化与能源、野生物贸易、可持续金融、市场转型、科学与政策等领域。

WWF的使命是遏止地球自然环境的恶化，创造人类与自然和谐相处的美好未来。为此我们致力于：保护世界生物多样性；确保可再生自然资源的可持续利用；推动降低污染和减少浪费性消费的行动。

WWF 气候变化适应项目

气候变化对自然生态系统和经济社会发展带来了现实的威胁。在影响日益突出、气候变化减缓行动难以迅速奏效的情形下，气候变化适应已经成为世界各国更具实现可能的选择。适应是指减少实际与预期的气候变化脆弱性及其影响的一系列方法。基于在长期保育工作中积累的实践经验，WWF在中国推动各行业制定更有效的气候适应战略与行动计划。我们以科学为基础，发展气候智慧型保护策略，探索城市适应气候变化的解决方案，创建试点示范，搭建交流机制，积极组织能力建设。

世界自然基金会（WWF）

李璜 气候与能源项目专员

陈欣 气候与能源项目署理总监

中国科学院成都生物研究所

赵天、Janak Raj Khatiwada、付磊、杨登为、江建平

世界自然基金会（瑞士）北京代表处

北京市西城区百万庄大街22号院2号楼3层B区

邮编：100037 www.wwfchina.org

中科院成都生物研究所

中国四川省成都市人民南路四段九号

邮编：610041 www.cib.ac.cn





目录

6	项目摘要 Abstract
8	1. 项目背景
9	1.1 研究背景
10	1.2 研究意义
11	1.3 研究目标
11	1.4 技术路线
12	2. 我国两栖动物的气候变化脆弱性评估
13	2.1 材料与方法
13	2.1.1 代表物种的选择
13	2.1.2 脆弱性因子的选择
13	2.1.3 数据来源及处理
14	2.2 结果
14	2.2.1 基于单个脆弱性因子分析的两栖动物对气候变化的脆弱性
17	2.2.2 基于主成分和 K-means 聚类分析的两栖动物对气候变化的脆弱性
21	2.3 讨论
23	3. 气候变化对中国大鲵潜在分布格局的影响
24	3.1 材料与方法
24	3.1.1 数据来源与处理
25	3.1.2 MAXENT 模型
26	3.1.3 生态位变动分析
27	3.2 结果
27	3.2.1 中国大鲵在气候变化条件下的分布格局
29	3.2.2 气候因子对中国大鲵分布格局的影响
30	3.2.3 生态位变动
33	3.3 讨论
35	4. 气候变化条件下中国大鲵保护措施和建议
36	4.1 中国大鲵野外种群调查及保护
36	4.2 栖息地保护
37	4.3 气候变化条件下自然保护区及社区保护建设
38	4.4 中国大鲵养殖种群的合理放归
40	参考文献

项目摘要

气候变化被认为是造成全球各种生物类群变动的主要原因，但以往的研究主要集中关注植物和大型脊椎动物。两栖动物是脊椎动物中的重要类群，属变温动物，具有特殊的生活史，无法通过自身调节适应温度和降水的剧烈变化，更易受到气候变化的影响。到 2016 年为止，气候变化已经导致了世界范围内大约三分之一（32%）两栖动物种群数量的下降，甚至面临灭绝的威胁。而对我国两栖动物受威胁现状的评估表明：中国两栖动物有 1 种灭绝，1 种区域灭绝，176 种受威胁物种，占评估总数的 43%。但遗憾的是，目前尚无直接的证据表明气候变化将对两栖动物的分布格局产生怎样影响。中国大鲵（*Andrias davidianus*）属于我国特有种，国家 II 级重点保护野生动物，IUCN 极危物种，可作为我国两栖动物的代表物种。探讨以中国大鲵为代表的两栖动物对气候变化的响应，有助于了解我国两栖动物气候变化的脆弱性，预测气候变化情景下中国大鲵分布格局的变动，以期在两栖动物保护提供策略。

本研究首先通过问卷调查的方式评估了中国两栖动物代表物种气候变化的脆弱性。然后以中国大鲵为模式物种，采用最大熵（MAXENT）模型模拟了气候变化对中国大鲵分布格局产生的影响，对影响中国大鲵栖息地分布的主要气候因子进行了识别，并计算了未来中国大鲵种群的生态位变动状况。最后结合生态学和保护生物学的知识提出了气候变化条件下中国大鲵的保护措施和建议。

研究结果表明，在选取的 104 个代表性两栖动物中，47.12% 的物种对气候变化具有高脆弱性，36.53% 属中脆弱性物种，只有 16.35% 属低脆弱性物种。对中国大鲵来说，当前适宜其分布的气候生态位主要位于秦岭-大巴山系，南岭山系，长江中下游平原，武夷山等地区。而未来适宜中国大鲵分布的气候生态位总体呈现向我国西北部省份迁移的趋势，主要表现在现有气候生态位面积的减少以及我国西北部省份气候生态位面积的增加（如青海省和内蒙古自治区西部）。在所有的气候因子中，年均温、最热月份最高温、最湿季度降水、最冷月份、最低温和最干季度降水是对当前中国大鲵的分布具有重要影响的前 5 个气候因子；而最湿季度平均温度、最湿月份降水、最暖季度平均温度、降水变化方差和年平均降水是对当前中国大鲵分布影响较小的前 5 个气候因子。到 2050 年，气候变化导致中国大鲵的生态位改变了 26%，到 2070 年这个数字将上升到 34%。

根据以上研究结果，对中国大鲵的保护提出以下建议：在全国范围内开展中国大鲵野外种群的全面调查工作，以完善物种分布模型预测的准确度，并为后续栖息地保护、保护区建设和个体放归提供基础支持；栖息地和保护区是未来中国大鲵保护的关键，可在最适宜中国大鲵分布的区域设置核心自然保护区，并根据气候变化造成的影响合理调整现有保护区；在保护区内开展社区保护建设，通过世界自然基金会（WWF）等组织的宣传和活动增强公众对中国大鲵的保护意识，提高公众主动保护的积极性；最后还可通过人工放流的形式复壮野外种群，但必须清楚放归个体的遗传背景，保证种群的遗传多样性和合理的种群大小，并进行长期的跟踪研究。

Abstract

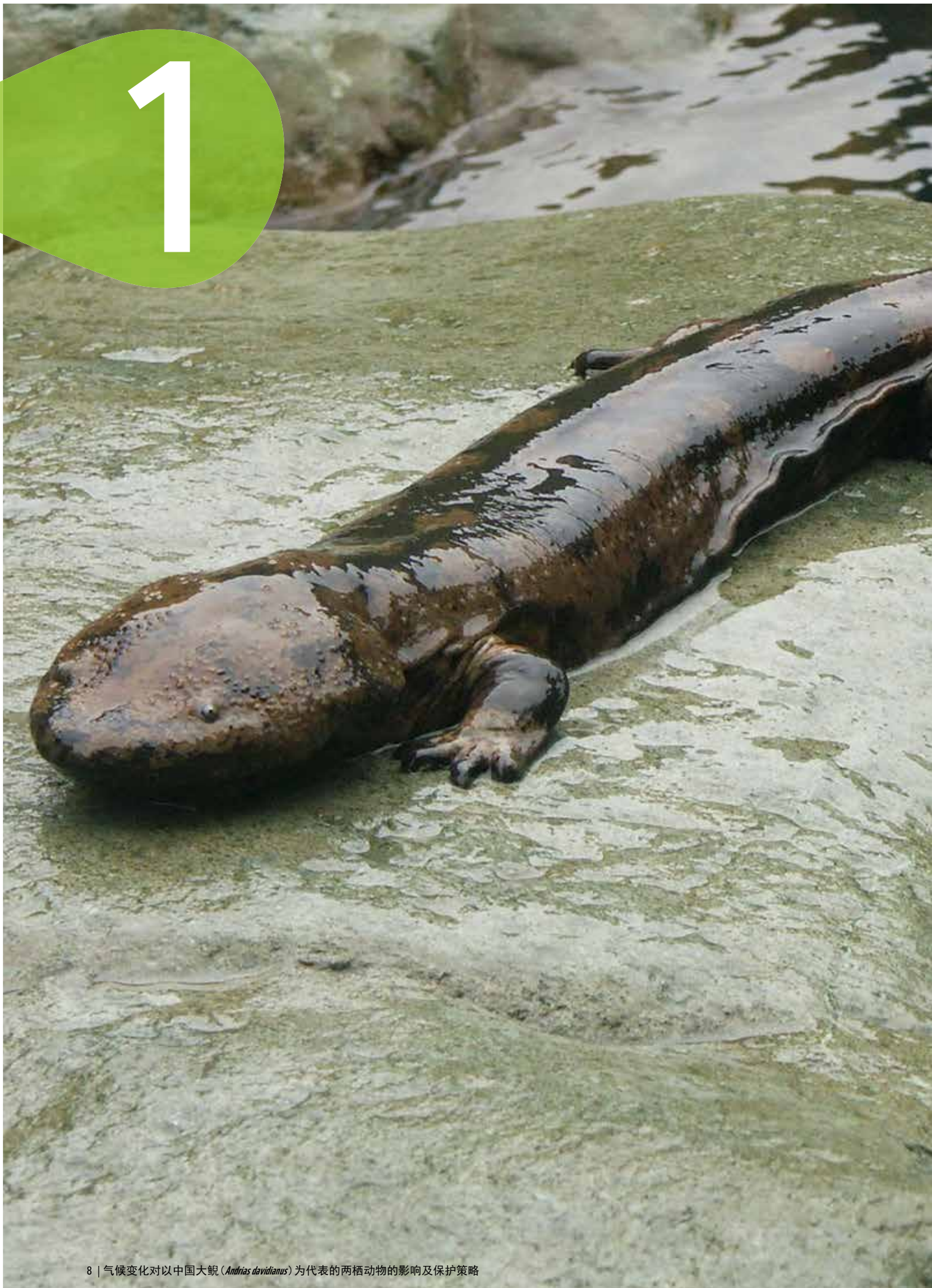
Climate change is considered as the main reason that can cause the change of biological groups. However, previous studies mainly focused on the effects of climate change on plants and large vertebrates. Amphibians are poikilothermic, which are important taxa in vertebrates. Because of their special life history traits, they cannot adapt to changes in temperature and precipitation through physiologic adjustment, and thus can be easily affected by climate change. There has been about 1/3 (32%) amphibian populations declined, even under the threats of extinction all over the world until 2016. Moreover, previous study indicated that among all the amphibian species in China, there are 1 extinct species, 1 extinct species in the region scale, and 176 threatened species, accounting for 43% of the total studied species. Unfortunately, studies on the effects of climate change on the distribution patterns of amphibian species are still relative rare. Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) is a endemic species in China. It is also one of the key protected species in China (group II) and the critically endangered species in the IUCN list, which can be considered as the representative amphibian species in China. Exploring the responses of amphibian species, especially the Chinese giant salamander, on climate change, can help us to understand the climate change vulnerability of amphibian species in China, to predict the change of Chinese giant salamander's distribution patterns, and to provide strategies to protect amphibian species.

The present study firstly assessed the climate change vulnerability of 104 amphibian species in China based on questionnaires. Using Chinese giant salamander as the model species, we then explored the effects of climate change on the distribution patterns of this species by using the MAXENT models. Specifically, we calculated the contribution of each climate factor to species distribution, and quantified the change of climate niche in 2050 and 2070. Finally, protection strategies were provided based on ecology and conservation biology theories.

Our results indicate that the studied 104 amphibian species in China can be strongly affected by climate change, including 47.12% high vulnerability, 36.53% medium vulnerability and 16.35% low vulnerability species, respectively. The suitable distribution regions of Chinese giant salamander locate in Qinling-Daba Mountains, Nanling Mountains, the middle and lower reaches of the Yangtze River Plain, and Wuyi Mountain, etc. However, habitat area of these places will be decreased in the future, while some regions of Qinghai Province and Neimenggu Province can provide suitable climate conditions for Chinese giant salamander populations because of climate change. It can be recognized that the suitable habitats of this species will present a northward trend, and Qinling-Daba Mountains could be the bridge that connect the northern and southern habitats. Moreover, our results show that Annual Mean Temperature, Max Temperature of Warmest Month, Precipitation of Wettest Quarter, Min Temperature of Coldest Month, and Precipitation of Driest Quarter are the first five climate factors that affect the distribution of Chinese giant salamander populations. While Mean Temperature of Wettest Quarter, Precipitation of Wettest Month, Mean Temperature of Warmest Quarter, Precipitation Seasonality, and Annual Precipitation are the last five climate factors that contribute little to the distribution of Chinese giant salamander populations. Further, 26% climate niche of this species will be modified until 2050, and this number will be increased to 34% in 2070.

Therefore, we suggested that the comprehensive surveys should be conducted to accurately investigate the distribution area of Chinese giant salamander populations in China. Updated data can increase the accuracy of Species Distribution Model and provide information to habitat protection, construction of nature reserves, and individual's reintroduction. Then, we think that habitats and nature reserves will be the key work of species protection. Core nature reserves should thus be constructed in the most suitable regions, and existed nature reserves should be adjusted to follow the predications of the effects of climate change on habitats. Moreover, community engagement for conservation are encouraged. Conservationists should also plan to rev up publicity with a regional media campaign and the activities organized by WWF to increase the public awareness and the enthusiasm of protection. Finally, reintroduction could be used to expand wild populations of Chinese giant salamander. However, genetic background of reintroduced individuals and demographic of populations should be considered to support high genetic diversity within populations, and longtime monitoring should be conducted to assess the effectiveness of reintroduction efforts.

1



1 项目背景

1.1 研究背景

20 世纪以来，人口的扩张使得生物多样性和生态系统进入了“人类纪元”，即人类成为自然的主导者 (Elmqvist et al. 2013)。随着人口的急剧增加和城镇化的发展，城镇人口的数量已经由 1900 年的 2.2 亿上升到 2014 年的 39 亿 (UNPD 2014)。人类经济活动（如工业化，交通网络的构建和工程建设等）带来的全球变化（包括土地利用的改变，生境破碎化和全球气候变化等）对生态系统的生物和非生物特性产生了显著的影响 (Gaston 2010)，被认为是造成全球各种生物类群变动的主要原因：如陆生生态系统中物种分布的变动 (Chen et al. 2011)，珊瑚礁生态系统的恶化 (Hoegh-Guldberg et al. 2007)，热带山地生态系统中鸟类群落的改变 (Pounds et al. 1999) 等等。在所有受威胁的脊椎动物类群中，两栖类动物由于其生活史的特殊性（如具有渗透性的皮肤，卵无外壳保护，无尾两栖类幼体栖息于水生生态系统，变态后可栖息于陆生生态系统等），更易受到全球变化的影响 (Wake and Vredenburg 2008)。到 2016 年为止，全球变化已经导致了世界范围内大约三分之一 (32%) 两栖动物种群数量的下降，甚至面临灭绝的威胁 (IUCN 2016)。而江建平 et al. (2016) 对 408 种我国两栖动物受威胁现状的评估表明：中国两栖动物有 1 种灭绝，1 种区域灭绝，176 种受威胁物种，占评估总数的 43%。

全球变化中最主要的一个方面是全球气候变化 (Grimm et al. 2008)，被认为是直接和间接影响两栖动物生存的重要因素。具体来说，全球平均气温的上升直接导致两栖动物繁殖时间的提前 (Parmesan 2007)，平均体长的减小 (Sheridan and Bickford 2011)，而干旱地区（即降水的减少）的增加能直接破坏两栖动物的栖息地并减少补充群体的数量 (Lowe 2012)。事实上，气候变化还能导致脊椎动物地理分布格局的改变，如鱼类，鸟类和哺乳动物向极地和高纬度地区的迁移 (Walther et al. 2002)。但遗憾的是，目前尚无直接的证据表明气候变化将对两栖动物的分布格局产生怎样具体的影响 (Li et al. 2013)。尽管近年来通过研究陆生生态系统植被覆盖对气候变化的响应可以间接推断两栖动物的分布区域及种群的变动，我们仍然需要进一步的研究来探讨两栖动物对气候变化的响应 (Early and Sax 2011)。

大量研究表明，两栖动物分布广泛、物种丰富，在陆地和淡水生态系统间的物质交换、营养循环、能量流动和对有害昆虫的种群控制方面扮演着重要的作用 (Alford 2011)。同时，基于对环境变动的敏感性 (Grosjean 2015)，两栖动物被认为是判断其栖息地环境状况的良好生物指标 (Blaustein 1994, Blaustein and Wake 1995)，其分布和群落多样性与生态系统功能和人类生活（即生态系统服务）密切相关。因此，通过运用生态模型模拟两栖动物空间分布格局对气候变化的响应，预测两栖动物分布格局，种群数量和群落多样性的时空变化特征，将有助于保护生物学工作的开展和健康生态系统的维持。

本研究通过探讨以中国大鲵为代表的中国两栖动物对气候变化的响应，以期为两栖动物的保护提供策略。主要包括以下内容：1) 通过问卷调查的方式评估中国两栖动物代表物种气候变化的脆弱性；2) 根据历史资料分析气候变化对中国两栖动物产生的影响；3) 选取中国大鲵 (*Andrias davidianus*) 为模式物种，根据分析其分布区内的气候变化特征，采用最大熵 (MAXENT) 模型模拟气候变化对中国大鲵分布格局的影响。中国大鲵是全球最受关注的两栖动物之一，我国特有物种，被 IUCN 和中国濒危动物红皮书列为极危物种，被列入全球进化地位最独特和最濒危两栖动物名录 (Isaac et al. 2012)，国家 II 级重点保护野生动物，在生态系统中扮演着重要的角色和功能。长期以来，以中国科学院成都生物研究所为代表的国内外多家单位开展了一系列相关研究工作，具有较为丰富的研究背景和扎实的基础数据支持。

1.2 研究意义

基于本研究的预期结果，评估我国两栖动物对气候变化的脆弱性，揭示脆弱性产生的潜在原因；同时分析中国大鲵现有分布区的气候变化趋势，预测气候变化影响下中国大鲵适宜栖息地及生态位的变动，为动物保护部门开展中国大鲵的保护工作提供参考依据与建议（如保护区建设、栖息地保护和合理放归等）。并且，本研究还可以为探讨其他两栖动物对气候变化的响应，以及物种保护提供参考和技术支持。



1.3 研究目标

本项目以我国两栖动物为主要研究对象，重点关注代表物种中国大鲵的分布格局对气候变化的响应，具体研究以下问题：1) 调查评估我国两栖动物（约 100 个代表物种）气候变化的脆弱性；2) 探讨中国大鲵分布区域的气候变化特征并模拟中国大鲵的分布格局对这种气候变化的响应；3) 计算气候变化情景下中国大鲵种群生态位的变动；4) 针对中国大鲵分布格局可能出现的变动，综合分析并提出相应的保护策略。

1.4 技术路线

本研究的技术路线如图 1 所示：采用问卷调查评估、气候分布模型和种群分布模型等多种方法手段开展四个方面的研究，以期揭示以中国大鲵为代表的中国两栖动物对气候变化的响应，并为两栖动物保护提供策略及建议。

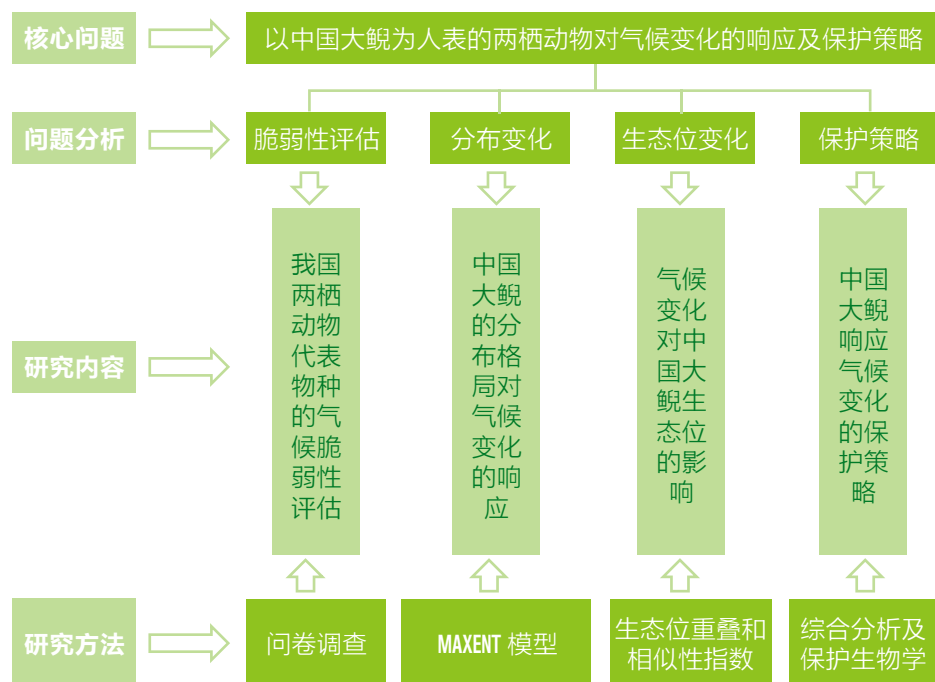


图 1 技术路线图

2



2 我国两栖动物的气候变化脆弱性评估

2.1 材料与方法

2.1.1 代表物种的选择

根据《中国动物志两栖纲》（费梁等，2009）、《中国两栖动物及其分布彩色图鉴》（费梁等，2012）和近来的物种发表信息，江建平（2016）记载了我国共有两栖动物 408 种。其中大部分物种在野外罕见或者数量较少，只有少部分物种在野外拥有较大的个体数。在生态学研究中，一般采用野外丰度较大的物种作为代表物种来判断人为 / 非人为干扰对动物群落产生的影响（Park et al. 2006）。基于该准则，我们从我国现有 82 属两栖动物中每个属至少选取 1 个代表物种（物种较多的属选取 2~3 个物种；如角蟾属、林蛙属、树蛙属等），共计 104 个代表物种（占全部物种的 25.62%）进行我国两栖动物的气候变化脆弱性评估。

2.1.2 脆弱性因子的选择

大量研究表明，物种的生态学性状、食物和栖息地等指标影响物种对气候变化的脆弱性（McKinney 1997, Carey and Alexander 2003, Williams et al. 2008）。因此，基于各物种的濒危情况（即各物种在 IUCN 红色名录中的保护等级；IUCN 2016），已经发表的文献资料（Blaustein et al. 2001, Beebe 2002, Corn 2005, Araújo et al. 2006, Lips et al. 2008；蒋志刚，罗振华，2013）和世界自然基金会（WWF）已有的野生动物气候脆弱性调查表格，我们选取了五大类（即耐热性、个体繁殖、种群扩散及多样性、食物及栖息地和栖息地气候状况）共 18 个指标作为潜在的脆弱性因子，结合个体和种群水平来评估两栖动物对气候变化的脆弱性（表 1）。

2.1.3 数据来源及处理

个体繁殖、种群扩散及多样性，食物和栖息地评价指标的数据从《中国动物志两栖纲》和《中国两栖动物及其分布彩色图鉴》中提取（费梁等，2009，2012）。栖息地气候状况指标依据 worldclim 数据库（<http://www.worldclim.org/>）提供的数据进行判定。同时，于 2016 年 12 月 20 日邀请中国科学院成都生物研究所两栖爬行动物研究中心 10 位两栖动物研究专家（包括 3 名研究员，2 名青年研究员，3 名副研究员和 2 名助理研究员）在中国科学院成都生物研究所召开了我国两栖动物气候变化脆弱性讨论会。会上依据专家的长期研究经验对 104 个代表物种的耐热性进行了判定，并对其他指标进行了讨论，依据最新的研究结果进行修正，以保证数据的真实性和可靠性。

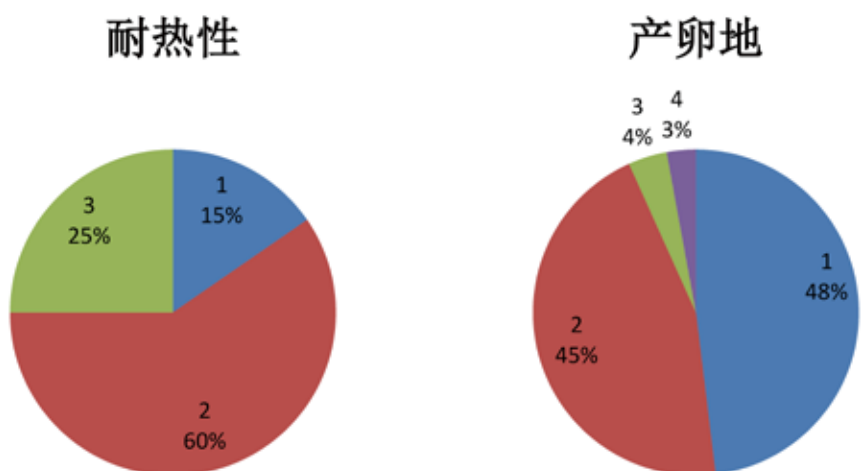
用饼状图单独揭示考虑单个脆弱性因子时我国两栖动物的脆弱性程度（即低脆弱性、中脆弱性和高脆弱性）。然后采用主成分分析的方法构建多维两栖动物脆弱性评估空间，计算每一个脆弱性因子中的贡献率大小。通过所有被评估物种在空间中的分布状况，结合 K-means 聚类分析的方法，揭示我国两栖动物类群整体的气候变化脆弱性状况及潜在的主要原因。

2.2 结果

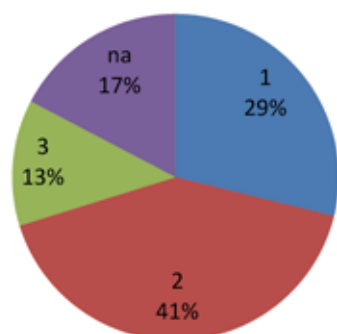
根据 IUCN 红色名录，104 个代表两栖动物中有未评估 / 数据缺乏（NE/DD）物种 22 个，灭绝（ET）物种 1 个，极危（CR）物种 3 个，濒危（EN）物种 8 个，易危（VU）物种 11 个，近危（NT）物种 5 个和无危（LC）物种 54 个。

2.2.1 基于单个脆弱性因子分析的两栖动物对气候变化的脆弱性

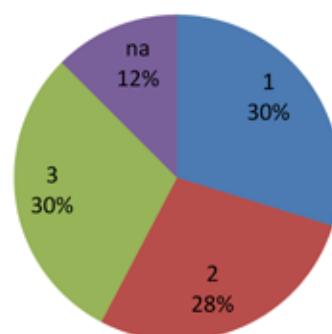
18 个脆弱因子由低到高的等级（即 1-2，或 1-3，或 1-4）表示两栖动物对气候变化的高脆弱性到低脆弱性，na 表示资料不详。通过对单个脆弱因子逐一分析发现，在考虑单一脆弱因子的情况下，高脆弱性物种，中脆弱性物种和低脆弱性物种占整个两栖动物类群的百分比具有较大的变动。如高达 79% 的两栖动物因具有繁殖迁徙的习性而表现为高脆弱性，20% 的两栖动物因没有繁殖迁徙的习性而表现为低脆弱性，另有 1% 的两栖动物资料不详；又如，仅有 2% 的两栖动物因食物来源不丰富表现为高脆弱性，95% 的两栖动物因食物来源丰富表现为低脆弱性，另有 3% 的两栖动物资料不详。将 18 个脆弱因子进行平均值 \pm 标准差 SD 的分析发现，高脆弱性的两栖动物占到整个两栖动物类群的 $26.61\% \pm 19.27\%$ ，中脆弱性物种占 $35.50\% \pm 21.29\%$ ，低脆弱性物种占 $34.11\% \pm 27.62\%$ ，而不确定物种占 $3.78\% \pm 6.61\%$ （图 2）。



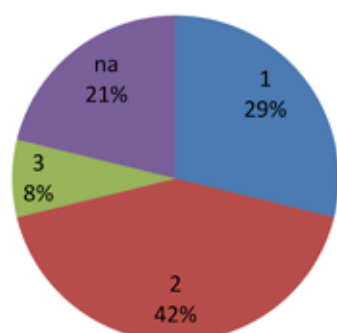
产卵数



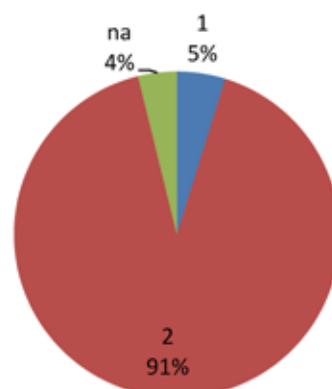
完成变态时间



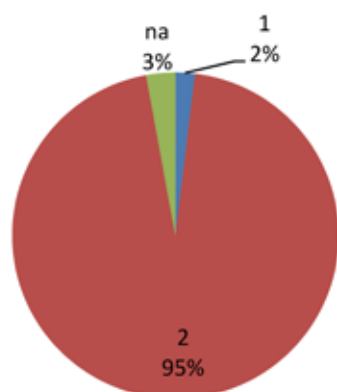
性成熟年龄



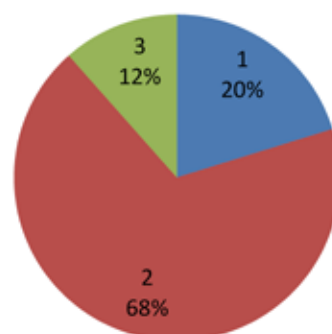
摄食



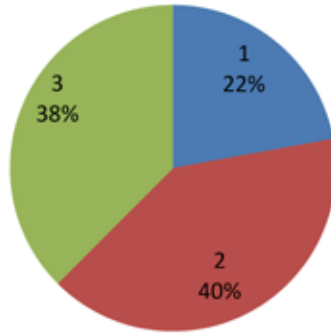
食物来源丰富度



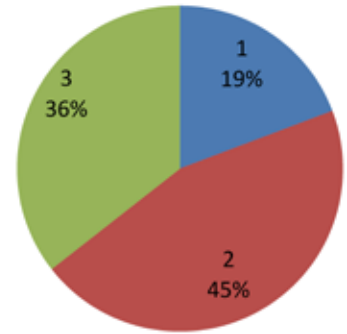
主要栖息地



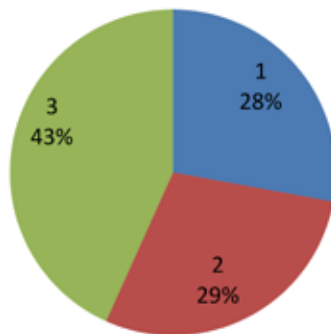
生境类型多样性



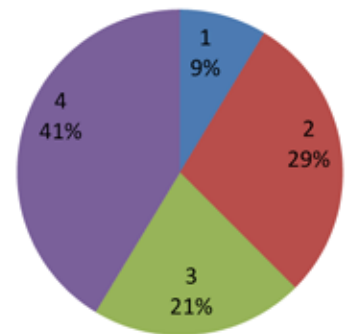
种群规模



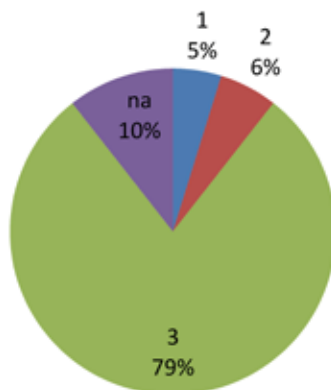
种群分布范围



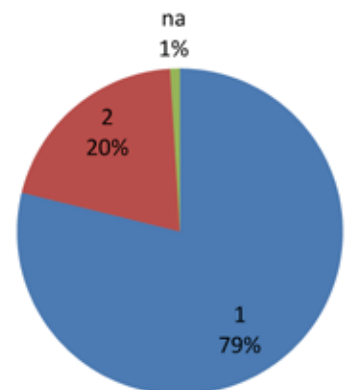
主要运动方式



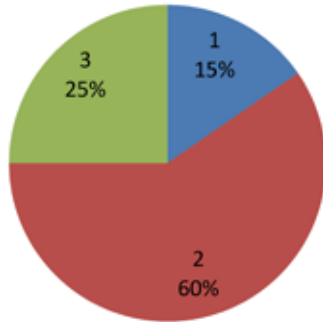
遗传多样性



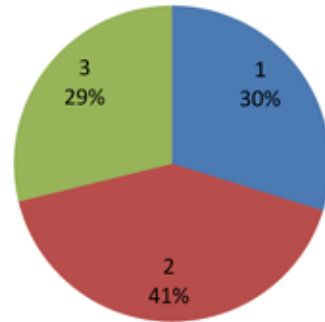
繁殖迁徙



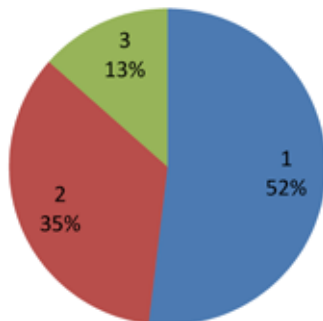
该物种当前暴露于气候变异的程度



物种分布范围内气温预计的变化程度



物种分布范围内降水预计的变化程度



其他威胁如栖息地破坏、污染等

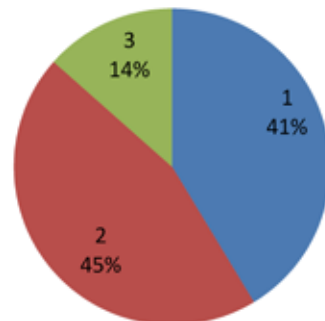


图2 单个脆弱性因子（共18个）分析下高脆弱性物种，中脆弱性物种和低脆弱性物种所占全部研究物种的百分比。数字表示物种的脆弱性程度，数字越小表明脆弱性越高，数字越大表明脆弱性越低。na表示物种的相关资料不详。

2.2.2 基于主成分和 K-means 聚类分析的两栖动物对气候变化的脆弱性

根据主成分分析的结果，前6个主成分的 Eigenvalue 值大于1，共解释了77.59%的脆弱性因子（PC1=25.79%，PC2=20.28%，PC3=10.22%，PC4=8.32%，PC5=7.01%，PC6=5.97%），因此选取前6个主成分构建气候脆弱性评估空间。其中PC1主要与产卵数，种群规模，种群分布范围，主要运动方式和遗传多样性成正相关关系，而与产卵地和繁殖迁徙成负相关关系。这表明随着PC1值的增加，物种对气候变化的脆

弱性相对越低。PC2 主要与耐热性，完成变态时间，性成熟年龄，该物种当前暴露于气候变异的程度和物种分布范围内气温预计的变化程度成正相关关系，而与物种分布范围内降水预计的变化程度成负相关关系，表明随着 PC2 值的增加，物种对气候变化的脆弱性相对越低。PC3 主要与摄食和食物来源丰富度成正相关关系。PC4 主要与生境类型多样性成正相关关系。PC5 主要与其他威胁如栖息地破坏、污染等成正相关关系。PC6 主要与主要栖息地成正相关关系（表 1）。

K-means 聚类分析的结果表示，104 种两栖动物在气候脆弱性评估空间中被聚为六大类。首先，中华蟾蜍、黑眶蟾蜍、沼蛙和虎纹蛙等 17 个物种被聚为第 1 类，主要分布于 PC1 和 PC2 的正值区域，表明这些物种为低脆弱性物种，占全部研究物种的 16.35%。其次，高原林蛙、中国林蛙、东北林蛙、秦岭雨蛙和滇蛙等 16 个物种被聚为第 2 类，主要分布于 PC1 的正值和 PC2 的负值区域。乐东蟾蜍、锯腿水树蛙、海南溪树蛙和墨脱角蟾等 22 个物种被聚为第 3 类，主要分布于 PC1 的负值和 PC2 的正值区域。因此，第 2 类和第 3 类物种为中脆弱性物种，占全部研究物种的 36.53%。再次，福建掌突蟾，东方蝾螈，隆肛蛙和峨眉髭蟾等 30 个物种被聚为第 4 类，主要靠近 PC2 的负值区域分布。西藏北鲵，山溪鲵，普雄原鲵和中国大鲵等 17 个物种被聚为第 5 类，主要在 PC1 和 PC2 的负值区域分布。最后，版纳鱼螈和琉球原指树蛙被聚为第 6 类，主要分布于 PC1 的负值和 PC2 的正值区域。第 4-6 类物种可被认为是高脆弱性物种，占全部研究物种的 47.12%（表 2；图 3-4）。

表 1 脆弱性因子（18 个）和主成分分析的前六个主成分。粗体表示各主成分下的主要脆弱性因子（定义为 >0.50）。

	PC1(25.79%)	PC2(20.28%)	PC3(10.22%)	PC4(8.32%)	PC5(7.01%)	PC6(5.97%)
耐热性	0.44	0.56	-0.17	0.15	-0.20	0.02
产卵地	-0.59	0.13	-0.02	0.47	0.21	0.02
产卵数	0.73	-0.02	0.08	-0.12	0.13	-0.27
完成变态时间	0.48	0.53	0.05	-0.47	-0.04	0.29
性成熟年龄	0.48	0.55	0.00	-0.44	0.01	0.07
摄食	0.31	-0.16	0.73	0.13	-0.22	0.03
食物来源丰富度	0.28	-0.35	0.64	-0.05	-0.10	-0.05
主要栖息地	0.26	0.25	0.13	0.29	0.26	0.72
生境类型多样性	0.41	-0.05	-0.35	0.51	-0.35	0.34
种群规模	0.52	-0.35	-0.44	-0.02	0.27	0.04
种群分布范围	0.60	-0.40	-0.42	0.05	0.04	-0.16
主要运动方式	0.56	-0.05	0.25	0.29	0.22	-0.34
遗传多样性	0.55	-0.19	-0.22	0.17	0.41	-0.07
繁殖迁徙	-0.53	0.27	-0.29	-0.31	0.35	-0.10
该物种当前暴露于气候变异的程度	0.03	0.72	-0.11	0.40	-0.06	-0.25
物种分布范围内气温预计的变化程度	0.05	0.52	-0.08	0.28	-0.33	-0.35
物种分布范围内降水预计的变化程度	-0.15	-0.58	-0.13	0.15	-0.11	0.12
其他威胁如栖息地破坏、污染等	-0.03	0.34	0.42	0.27	0.61	-0.01

表 2 代表物种的 IUCN 等级及 K-means 聚类分析研究揭示的气候变化脆弱性。1: 低脆弱性物种; 2-3: 中脆弱性物种; 4-6: 高脆弱性物种。聚类数字越高表明物种气候变化的脆弱性越高。

物种名	IUCN 等级	聚类	物种名	IUCN 等级	聚类
版纳鱼螈	LC	6	高原林蛙	LC	2
中国小鲵	EN	5	峨眉林蛙	LC	4
阿里山小鲵	VU	5	金线侧褶蛙	LC	1
商城肥鲵	VU	5	胫腺蛙	NE/DD	2
普雄原鲵	NE/DD	5	滇蛙	LC	2
贵州拟小鲵	NE/DD	5	东北粗皮蛙	LC	2
秦巴巴鲵	VU	5	小腺蛙	CR	1
新疆北鲵	EN	5	越南趾沟蛙	NE/DD	1
山溪鲵	VU	5	台北纤蛙	LC	1
西藏山溪鲵	VU	5	弹琴蛙	LC	1
极北鲵	LC	2	仙琴蛙	LC	2
吉林爪鲵	NE/DD	5	沼蛙	LC	1
中国大鲵	CR	5	阔褶水蛙	LC	1
贵州疣螈	VU	4	黑耳水蛙	LC	3
红瘰疣螈	NT	4	竹叶蛙	LC	3
文县瑶螈	NE/DD	4	绿臭蛙	LC	4
大凉螈	NT	4	凹耳臭蛙	VU	3
镇海棘螈	CR	5	墨脱臭蛙	NE/DD	3
黑斑肥螈	LC	5	台湾拟湍蛙	EN	3
瑶山肥螈	NE/DD	5	棘皮湍蛙	LC	4
中国瘰螈	LC	4	墨脱湍蛙	NE/DD	3
龙里瘰螈	NE/DD	4	武夷湍蛙	LC	3
蓝尾蝾螈	LC	4	泽陆蛙	NE/DD	1
东方蝾螈	LC	4	虎纹蛙	LC	1
滇螈	ET	5	版纳大头蛙	NE/DD	3
东方铃蟾	LC	2	双团棘胸蛙	EN	4
利川齿蟾	NT	4	棘臂蛙	LC	4
大齿蟾	VU	4	棘腹蛙	EN	4
胸腺猫眼蟾	LC	5	棘胸蛙	VU	4
西藏齿突蟾	LC	4	棘肛蛙	NE/DD	4
六盘齿突蟾	VU	4	叶氏肛刺蛙	NE/DD	4
华深拟髭蟾	LC	3	隆肛蛙	NE/DD	4
峨眉髭蟾	EN	4	倭蛙	NT	2
福建掌突蟾	LC	4	西藏舌突蛙	NE/DD	3
峨山掌突蟾	LC	4	尖舌浮蛙	LC	1
宽头短腿蟾	LC	4	圆舌蛙	NE/DD	1
淡肩角蟾	LC	4	海南溪树蛙	VU	3
墨脱角蟾	NE/DD	3	锯腿水树蛙	LC	3

物种名	ICUN 等级	聚类	物种名	ICUN 等级	聚类
沙坪角蟾	LC	4	眼斑刘树蛙	EN	3
小口拟角蟾	LC	3	侧条跳树蛙	LC	3
中华蟾蜍	LC	1	琉球原指树蛙	LC	6
黑眶蟾蜍	LC	1	横纹树蛙	NE/DD	3
乐东蟾蜍	NE/DD	3	广西棱皮树蛙	NE/DD	3
花背蟾蜍	LC	2	斑腿泛树蛙	LC	2
塔里木蟾蜍	LC	2	双斑树蛙	LC	3
鳞皮小蟾	EN	3	宝兴树蛙	LC	4
缅甸溪蟾	NE/DD	5	翡翠树蛙	NT	3
中国雨蛙	LC	2	云南小狭口蛙	LC	4
秦岭雨蛙	LC	2	饰纹姬蛙	LC	1
东北雨蛙	LC	2	德力小姬蛙	LC	1
中国林蛙	LC	2	四川狭口蛙	LC	1
东北林蛙	LC	2	花细狭口蛙	LC	1

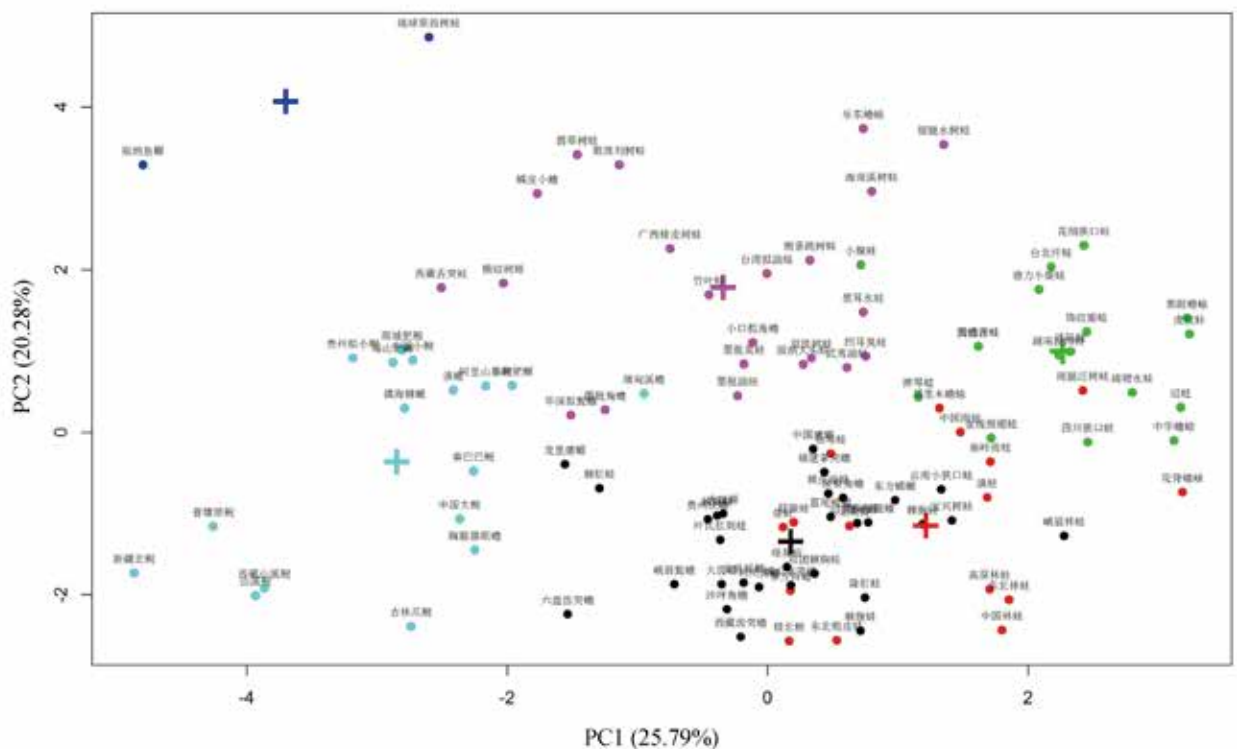


图3 两栖动物在气候脆弱性空间中的分布 (PC1 和 PC2) 及 K-means 聚类分析结果。(绿色: 第 1 类; 红色: 第 2 类; 紫红色: 第 3 类; 黑色: 第 4 类; 天蓝色: 第 5 类; 深蓝色: 第 6 类。“+”号表示每个聚类中动物的分布中心。

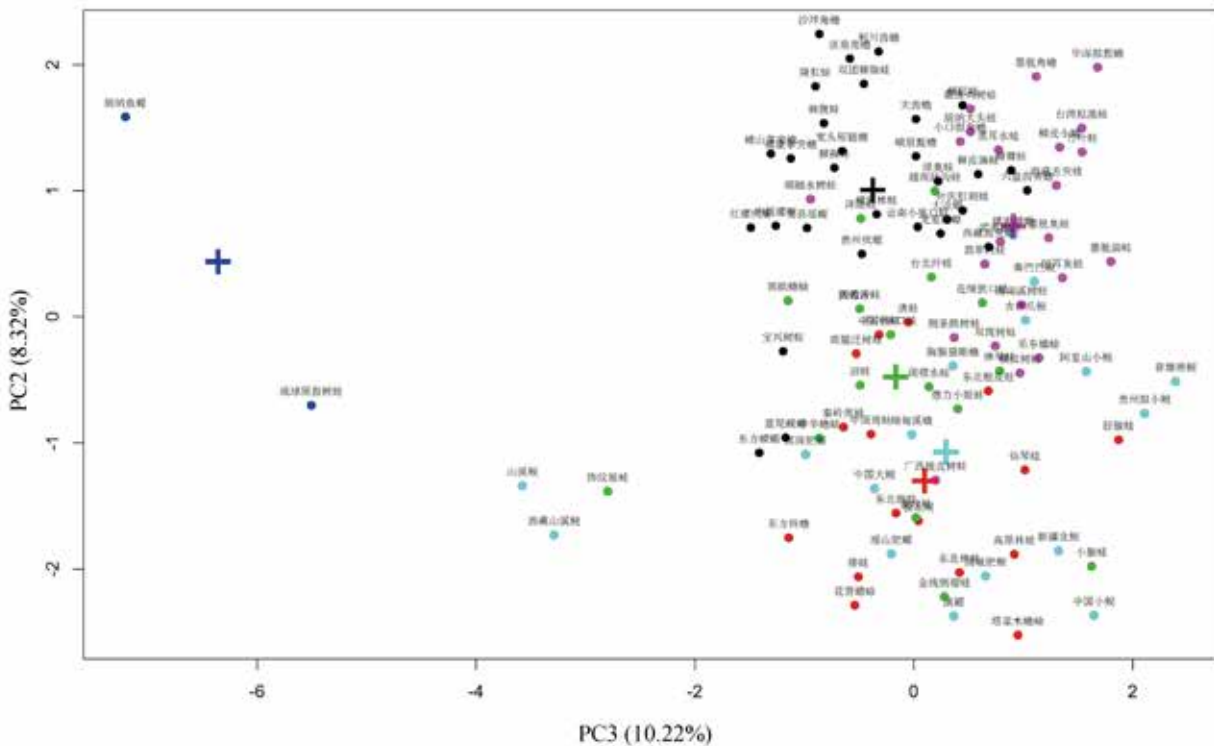


图4 两栖动物在气候脆弱性空间中的分布 (PC3 和 PC4) 及 K-means 聚类分析结果。(绿色: 第1类; 红色: 第2类; 紫红色: 第3类; 黑色: 第4类; 天蓝色: 第5类; 深蓝色: 第6类。“+”号表示每个聚类中动物的分布中心。

2.3 讨论

通过选取代表物种研究整个动物类群对干扰的响应被认为是生态学研究常用且可行的方法 (Park et al. 2006)。本研究选取的 104 个代表物种占到我国全部两栖类物种的 25.62%，每个属至少 1 个物种，其研究结果能较为准确的反应我国两栖动物类群对气候变化的脆弱性。

单个脆弱性因子分析下对气候变化高脆弱性的两栖动物数量具有较大的差异，是由脆弱性因子的选择所决定的，与两栖动物本身的生活史特性直接相关。如大多数的两栖动物都具有繁殖迁徙的习性，摄食广泛且具有较丰富的食物来源。因此对脆弱性因子进行单独分析，并结合平均值 \pm 标准差 SD 的计算结果不能准确的反映两栖动物类群对气候变化的脆弱性。目前，越来越多的研究采用主成分分析的方法，同时综合性考虑所有脆弱性因子的贡献，通过降维的方式研究每一个物种在多维空间中的分布 (Zhao et al. 2014)，揭示每一个物种对气候变化的脆弱性。同时，K-means 聚类分析是对主成分分析结果的进一步研究，将具有相似脆弱性的物种聚为一类，并根据其在多维空间中的分布判定该类物种对气候变化的脆弱性程度。

在本研究中，47.12%的两栖动物为高脆弱性物种（49个），即接近一半的两栖动物对气候变化极为敏感。而这其中又有8个物种的IUCN等级在濒危及以上，这表明气候变化造成的生物多样性降低很可能首先作用于这8个物种。因此，研究气候变化对我国两栖动物的影响应首先关注这8个物种，同时开展相应的物种保护工作。结合这8个物种的IUCN等级和其对气候变化的脆弱性，我们建议按照滇螈、中国大鲵、镇海棘螈、新疆北鲵、中国小鲵、峨眉髭蟾、双团棘胸蛙和棘腹蛙的顺序重点关注并开展相应的研究工作。同时，气候变化对其他41个高脆弱性物种的影响将主要表现为迫使其迁移到适宜的气候区或地区性的消失（吴建国等，2009）。因此，未来的研究可应用物种分布模型开展相应的适宜分布区预测，采取人工迁地保护和增加栖息地连通性的方式开展物种保护工作。另外，本研究揭示了中脆弱性和高脆弱性的两栖动物占到所有被研究两栖动物的83.65%，证明了气候变化对我国两栖动物类群具有较大的影响，是造成两栖动物种群数量下降的主要原因之一（武正军，李义明，2004）。

本研究的结果提示我们，过去大多数气候变化脆弱性的研究集中关注大型脊椎动物和旗舰保护物种（如大熊猫、雪豹等）。这对动物保护工作的开展是不够的，因为气候变化同样会对两栖动物这一小型脊椎动物类群产生巨大的影响，迫切需要开展相应的研究和保护工作，并提高公众的保护意识。因此，在上文提及的8个建议优先研究的两栖动物中，我们选择了中国大鲵作为两栖动物类群中的旗舰物种（因滇螈的IUCN等级为野生灭绝），在下一章着重探讨气候变化对中国大鲵潜在分布格局的影响。



3



3 气候变化对中国大鲵潜在分布格局的影响

3.1 材料与方法

3.1.1 数据来源与处理

当前中国大鲵种群在我国的分布点信息主要来源于《中国动物志两栖纲(上卷)》，共 18 个省市 131 个分布点；同时结合《湖南动物志两栖纲》和中国科学院成都生物研究所费梁、叶昌媛研究员早期的调查资料补充分布点 26 个，总计 157 个分布点（图 5）。然后根据分布点的经纬度划定研究区域（95.25°E ~ 119.75°E，17.50°N ~ 39.50°N）。接下来将研究区域栅格化（这里定义 0.05° 经度 x 0.05° 纬度为 1 个栅格），剔除距离较近的分布点，保证每个栅格内只有一个分布点（presence points），最终得到中国大鲵 96 个现有分布点用于后续的 MAXENT 模型分析（Ward 2007）。

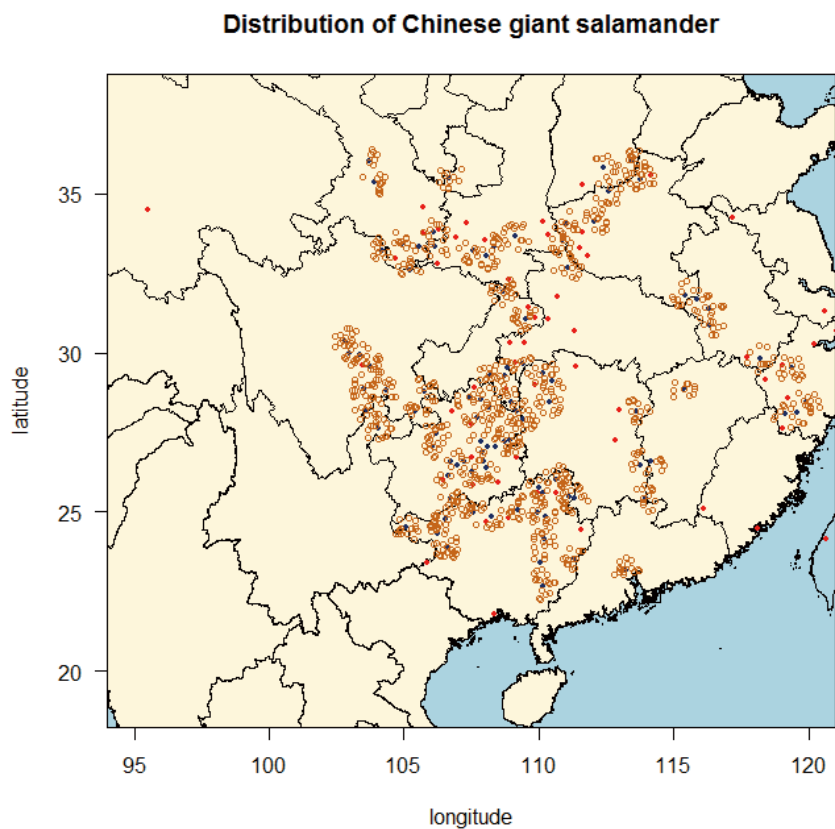


图 5 当前中国大鲵野外种群在我国的分布点。红色和蓝色实心点表示有记录的分布点，蓝色实心点同时表示用于模型分析的点，橙色空心点表示伪缺失点。

气候因子的数据采用 R 语言的 raster 包从 WorldClim 数据库 (www.worldclim.org) 中提取, 包括当前的气候数据 (1950–2000) 和根据全球气候模型 (GCMs) 预测 (分辨率为 2.5 arc-minutes) 下 2050 年和 2070 年的气候数据, 共 19 个生物气候因子。这些气候因子可以被分为三大类, 包括年际变化气候因子 4 个: Bio1 (年均温), Bio3 (等温性), Bio7 (年温变化范围), 和 Bio12 (年平均降水); 季节性变化气候因子 11 个: Bio2 (昼夜温差月均值), Bio4 (温度变化方差), Bio8 (最湿季度平均温度), Bio9 (最干季度平均温度), Bio10 (最暖季度平均温度), Bio11 (最冷季度平均温度), Bio15 (降水变化方差), Bio16 (最湿季度降水), Bio17 (最干季度降水), Bio18 (最暖季度降水), 和 Bio19 (最冷季度降水); 极端变化气候因子 4 个: Bio5 (最热月份最高温), Bio6 (最冷月份最低温), Bio13 (最湿月份降水), 和 Bio14 (最干月份降水; 表 3)。

表 3 用于 MAXENT 模型分析的 19 个生物气候因子

年际变化因子	季节性变化因子	极端气候因子
Bio1 (年均温) Annual Mean Temperature	Bio2 (昼夜温差月均值) Mean Diurnal Range	Bio5 (最热月份最高温) Max Temperature of Warmest Month
Bio3 (等温性) Isothermality	Bio4 (温度变化方差) Temperature Seasonality	Bio6 (最冷月份最低温) Min Temperature of Coldest Month
Bio7 (年温变化范围) Temperature Annual Range	Bio8 (最湿季度平均温度) Mean Temperature of Wettest Quarter	Bio13 (最湿月份降水) Precipitation of Wettest Month
Bio12 (年平均降水) Annual Precipitation	Bio9 (最干季度平均温度) Mean Temperature of Driest Quarter	Bio14 (最干月份降水) Precipitation of Driest Month
	Bio10 (最暖季度平均温度) Mean Temperature of Warmest Quarter	
	Bio11 (最冷季度平均温度) Mean Temperature of Coldest Quarter	
	Bio15 (降水变化方差) Precipitation Seasonality	
	Bio16 (最湿季度降水) Precipitation of Wettest Quarter	
	Bio17 (最干季度降水) Precipitation of Driest Quarter	
	Bio18 (最暖季度降水) Precipitation of Warmest Quarter	
	Bio19 (最冷季度降水) Precipitation of Coldest Quarter	

3.1.2 MAXENT 模型

采用 R 语言 (版本 3.3.2) 的 maptools, maps 和 mapdata 包对研究区域进行作图, 采用 dismo 包构建 MAXENT 模型。然后以每个栅格中唯一的已知分布点为中心辐射 50km 的范围, 在范围内随机选取 1000 个点, 并假设这些点没有目标物种的分布 (pseudo-absence points)。接着将 96 个中国大鲵现有分布点及当前的气候数据,

和现有分布点辐射 50km 范围内的 1000 个伪缺失点 (pseudo-absence points) 及当前的气候数据导入 MAXENT 模型进行首次模拟。根据首次模拟的结果剔除相关性 <1 的气候因子, 并用剩余的气候因子进行第二次模拟。

为验证预测模型的有效性, 采用 R 语言 (版本 3.3.2) dismo 包中的 kfold() 功能将已构建好的数据库拆分为等量的 k 组, 并选择其中 1 组作为被检验组, 采用 dismo 包中的 evaluate() 功能评估模型区分被检验组中 presence points 和 absence points 的能力, 即计算 AUC 值。其评价标准为: AUC 值在 0.5-0.6, 不及格; 0.6-0.7, 较差; 0.7-0.8, 一般; 0.8-0.9, 良好; 0.9-1.0, 优秀。最后通过 dismo 包中的 predict() 功能结合总的环境数据库估算目标物种在每一个栅格中出现的概率, 并用 dismo 包中的 plot() 功能和 maps 包中的 map() 功能作图, 将结果可视化 (R development Core Team 2011)。

最后采用同样的方法, 提取中国大鲵分布点和伪缺失点 2050 年和 2070 年的气候因子数据, 经两次 MAXENT 模型模拟后预测气候变化条件下 2050 年和 2070 年中国大鲵野外种群的潜在分布格局, 并通过作图将模拟结果可视化。

3.1.3 生态位变动分析

用 MAXENT 模型二次模拟时的气候因子做主成分分析, 取前两个主成分构建二维气候空间, 然后将二维气候空间中物种分布的核心区域网格化为 10000 个 (100×100) 气候单元, 每一个气候单元与一个独立的气候环境相对应。将物种出现概率投射到二维气候空间, 不同的灰度则表示物种在当前气候单元中出现的概率大小。采用该方法并结合当前的气候因子可做出中国大鲵当前的气候环境生态位, 结合 2050 或 2070 年的气候因子则可做出中国大鲵在 2050 或 2070 年的气候环境生态位。

然后通过生态位重叠率 (niche overlap) 和生态位相似性 (niche similarity) 两个指标计算气候变化对中国大鲵生态位变动的影响。通常情况下这两个指标差别不大, 用来判定计算的可靠性 (Warren et al. 2008, Broennimann et al. 2012)。生态位重叠率介于 0 (即生态位完全变动) 和 1 (生态位没有变动) 之间, 可通过以下公式计算所得:

$$D(P_X, P_Y) = 1 - \frac{1}{2} \sum_i |P_{X,i} - P_{Y,i}| \quad (1)$$

而生态位相似性则需要首先计算 Hellinger 距离 (Hellinger distance)。Hellinger 距离在 0 到 2 之间, 广泛用于已有的生态学研究中, 比二元预测更准确, 主要用来比较不同采样点群落组成的异同 (Legendre and Gallagher 2001), 计算方法如下:

$$H(P_X, P_Y) = \sqrt{\sum_i (\sqrt{P_{X,i}} - \sqrt{P_{Y,i}})^2} \quad (2)$$

生态位相似性则是基于 Hellinger 距离的结果, 按照下面的公式进行计算:

$$I(P_X, P_Y) = 1 - \frac{1}{2} H(P_X, P_Y) \quad (3)$$

生态位相似性也介于 0 (生态位完全变动) 与 1 (生态位没有变动) 之间。以上公式中的 D 表示生态位重叠率, H 表示 Hellinger 距离, I 表示生态位相似性, i 表示

气候单元， P_{x_i} 表示中国大鲵当前在气候单元 i 中出现的概率（即对当前生态位的利用状况）， P_{y_i} 表示中国大鲵未来在气候单元 i 中出现的概率（即对未来生态位的利用状况）。

最后采用等效性检验（equivalency test）和相似性检验（similarity test）分别比较当前和 2050 年，当前和 2070 年以及 2050 年和 2070 年的生态位重叠率和生态位相似性是否存在显著性差异，即气候变化对中国大鲵生态位变动的产生的影响是否显著高于随机产生的影响。所有的数据统计分析在 R 语言中进行（版本 3.3.2；R development Core Team 2011）

3.2 结果

3.2.1 中国大鲵在气候变化条件下的分布格局

根据 MAXENT 模型第一次预测的结果，Bio3（等温性），Bio6（最冷月份最低温），Bio10（最暖季度平均温度），Bio12（年平均降水），Bio14（最干月份降水），Bio15（降水变化方差）和 Bio19（最冷季度降水）等 7 个气候因子的相关性 <1 。用剩余的 12 个气候因子，即 Bio1（年均温），Bio2（昼夜温差月均值），Bio4（温度变化方差），Bio5（最热月份最高温），Bio7（年温变化范围），Bio8（最湿季度平均温度），Bio9（最干季度平均温度），Bio11（最冷季度平均温度），Bio13（最湿月份降水），Bio16（最湿季度降水），Bio17（最干季度降水）和 Bio18（最暖季度降水）进行了第二次模拟。模拟结果显示：当前适宜中国大鲵分布的气候生态位主要位于秦岭 - 大巴山系，南岭山系，长江中下游平原，武夷山等地区（图 6；AUC = 0.988）。到 2050 年，青海和内蒙古地区将会出现大片适宜中国大鲵分布的气候生态位，而秦岭 - 大巴山系，南岭山系，长江中下游平原和武夷山地区适宜中国大鲵分布的气候生态位开始减少（图 7；AUC = 0.967）。这一现象将在 2070 年表现得更加明显，青海和内蒙古地区适宜中国大鲵分布的气候生态位约占到全国范围内适宜气候生态位的一半，整个适宜气候生态位呈现北移的趋势，而秦岭 - 大巴山系可能作为连接中国大鲵南北栖息地的重要桥梁（图 8；AUC = 0.972）。

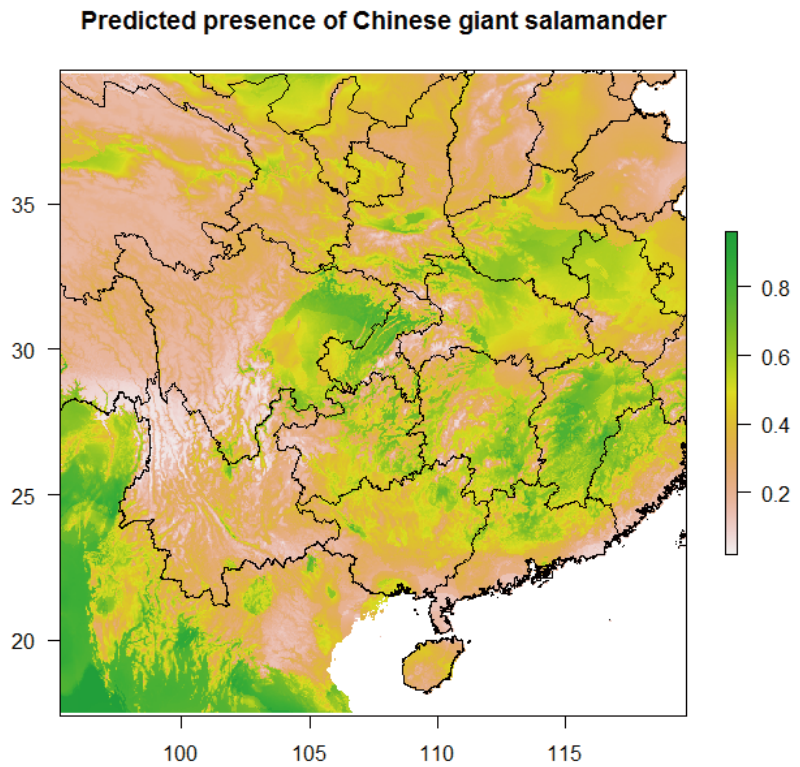


图6 全国范围内当前适宜中国大鲵分布的气候生态位预测。绿色越深的区域表示适宜度越高。

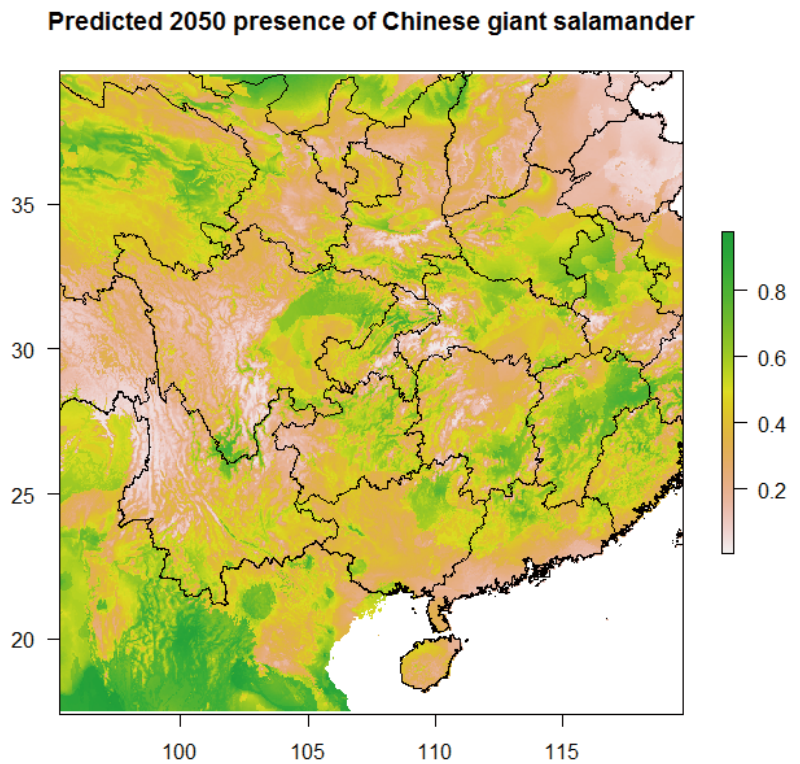


图7 全国范围内 2050 年适宜中国大鲵分布的气候生态位预测。绿色越深的区域表示适宜度越高。

Predicted 2070 presence of Chinese giant salamander

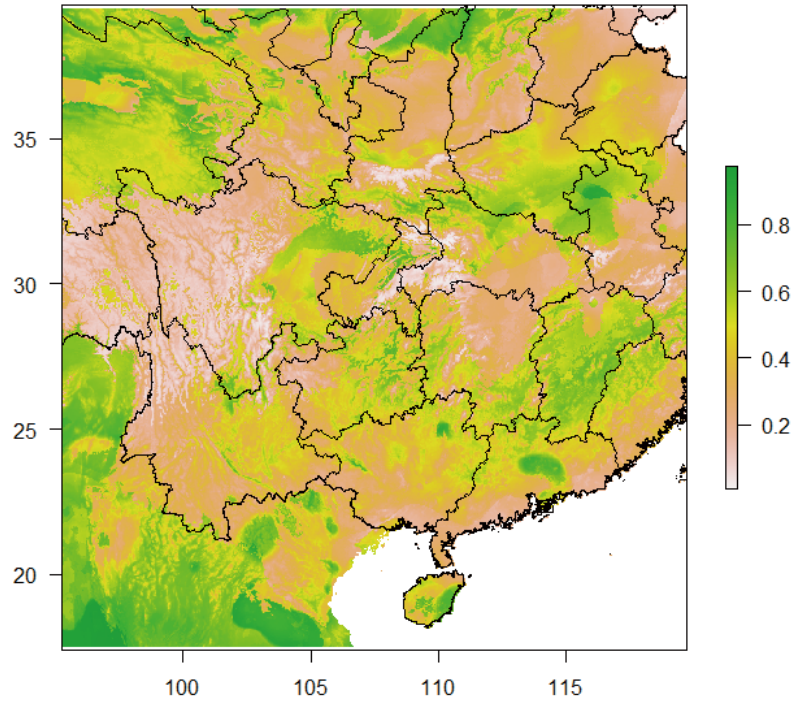


图 8 全国范围内 2070 年适宜中国大鲵分布的气候生态位预测。绿色越深的区域表示适宜度越高。

3.2.2 气候因子对中国大鲵分布格局的影响

根据对当前生物气候因子进行主成分分析的结果，Bio1 年均温（22.4%）、Bio5 最热月份最高温（12.1%）、Bio16 最湿季度降水（10.1%）、Bio6 最冷月份最低温（9.7%）、Bio17 最干季度降水（8.4%）是对当前中国大鲵的分布具有重要影响的前 5 个气候因子；而 Bio8 最湿季度平均温度（0）、Bio13 最湿月份降水（0.4%）、Bio10 最暖季度平均温度（0.4%）、Bio15 降水变化方差（0.6%）和 Bio12 年平均降水（0.9%）是对当前中国大鲵分布影响较小的前 5 个气候因子（表 4）。

表 4 气候因子对中国大鲵分布影响的贡献率

生物气候因子	贡献率 (%)	生物气候因子	贡献率 (%)
Bio1 年均温	22.4	Bio7 年温变化范围	2.8
Bio5 最热月份最高温	12.1	Bio14 最干月份降水	1.7
Bio16 最湿季度降水	10.1	Bio3 等温性	1.4
Bio6 最冷月份最低温	9.7	Bio9 最干季度平均温度	1.2
Bio17 最干季度降水	8.4	Bio12 年平均降水	0.9
Bio2 昼夜温差月均值	7.5	Bio15 降水变化方差	0.6
Bio18 最暖季度降水	6.1	Bio10 最暖季度平均温度	0.4
Bio4 温度变化方差	5.7	Bio13 最湿月份降水	0.4
Bio11 最冷季度平均温度	5.7	Bio8 最湿季度平均温度	0
Bio19 最冷季度降水	2.9		

3.2.3 生态位变动

首先比较中国大鲵当前的气候生态位与 2050 年的气候生态位。通过对参与 MAXENT 模型二次模拟的 12 个气候因子进行主成分分析，前两个主成了解释了 78.71% 的气候因子，用来构建气候生态位。结果表明，Bio1 年均温，Bio9 最干季度平均温度，Bio11 最冷季度平均温度，Bio13 最湿月份降水，Bio16 最湿季度降水和 Bio18 最暖季度降水与主成分 1 成显著的正相关关系。而 Bio2 昼夜温差月均值和 Bio7 年温变化范围与主成分 1 成显著的负相关关系；Bio4 温度变化方差和 Bio5 最热月份最高温与主成分 2 成显著的负相关关系（表 5）。

表 5 比较中国大鲵当前的气候生态位与 2050 年的气候生态位，前 2 个主成分与 12 个生物气候因子之间的 Pearson 相关系数。具有显著相关关系 ($P < 0.05$) 的以粗体表示。

生物气候因子	当前 - 2050 年	
	主成分 1 (61.21%)	主成分 2 (17.50%)
Bio1 年均温	20.49	-8.00
Bio2 昼夜温差月均值	-15.87	-7.02
Bio4 温度变化方差	-13.43	-15.41
Bio5 最热月份最高温	13.73	-17.43
Bio7 年温变化范围	-16.58	-13.84
Bio8 最湿季度平均温度	14.39	-11.79
Bio9 最干季度平均温度	21.13	-3.43
Bio11 最冷季度平均温度	21.46	-1.94
Bio13 最湿月份降水	18.84	0.69
Bio16 最湿季度降水	20.17	2.61
Bio17 最干季度降水	14.13	-3.26
Bio18 最暖季度降水	18.05	6.62

然后比较中国大鲵当前的气候生态位与 2070 年的气候生态位。通过对参与 MAXENT 模型二次模拟的 12 个气候因子进行主成分分析，前两个主成了解释了 77.93% 的气候因子，用来构建气候生态位。结果表明，Bio1 年均温，Bio8 最湿季度平均温度，Bio9 最干季度平均温度，Bio11 最冷季度平均温度，Bio13 最湿月份降水，Bio16 最湿季度降水和 Bio18 最暖季度降水与主成分 1 成显著的正相关关系。而 Bio7 年温变化范围与主成分 1 成显著的负相关关系；Bio4 温度变化方差，Bio5 最热月份最高温和 Bio7 年温变化范围与主成分 2 成显著的负相关关系（表 6）。

对比中国大鲵在当前气候空间中的生态位和 2050 年气候空间中的生态位发现，中国大鲵适宜栖息地中的气候环境逐渐向 PC1 的正方向和 PC2 的负方向移动（图 9）。而这一移动的程度在对比当前和 2070 年生态位中表现的更为明显（图 10）。结合气候因子与 PC1 和 PC2 的关系，这一结果揭示了未来中国大鲵适宜栖息地的气候将呈现年均温升高，年温差变小，雨季降水增多的变化趋势。

表 6 比较中国大鲵当前的气候生态位与 2070 年的气候生态位，前 2 个主成分与 12 个生物气候因子之间的 Pearson 相关系数。具有显著相关关系（ $P < 0.05$ ）的以粗体表示。

生物气候因子	当前 - 2070 年	
	主成分 1 (58.33%)	主成分 2 (19.60%)
Bio1 年均温	20.58	-7.79
Bio2 昼夜温差月均值	-14.21	-8.84
Bio4 温度变化方差	-12.13	-16.68
Bio5 最热月份最高温	14.02	-17.26
Bio7 年温变化范围	-15.09	-15.64
Bio8 最湿季度平均温度	15.25	-10.98
Bio9 最干季度平均温度	21.40	-3.04
Bio11 最冷季度平均温度	21.50	-1.95
Bio13 最湿月份降水	19.25	-0.25
Bio16 最湿季度降水	20.26	1.82
Bio17 最干季度降水	13.47	-4.36
Bio18 最暖季度降水	15.62	8.91

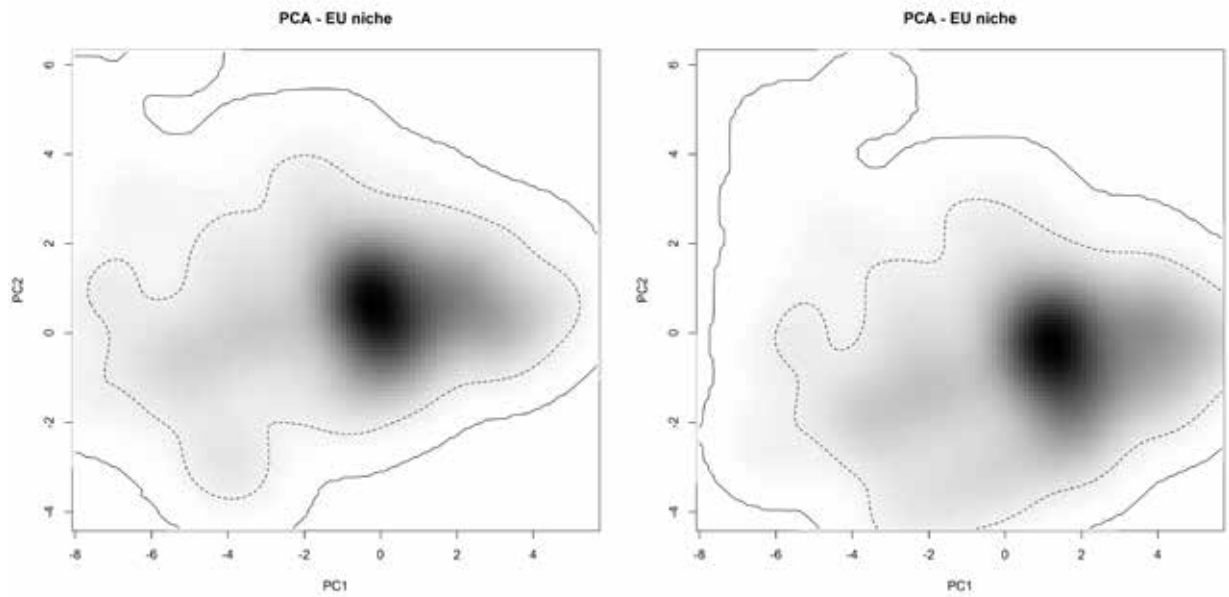


图9 中国大鲵在当前的气候空间和 2050 年气候空间中的生态位比较。灰色阴影显示每个栅格中物种出现的概率，颜色越深表示出现的概率越大。实轮廓线和虚轮廓线分别表示中国大鲵在气候空间中 100% 和 50% 的可用环境。

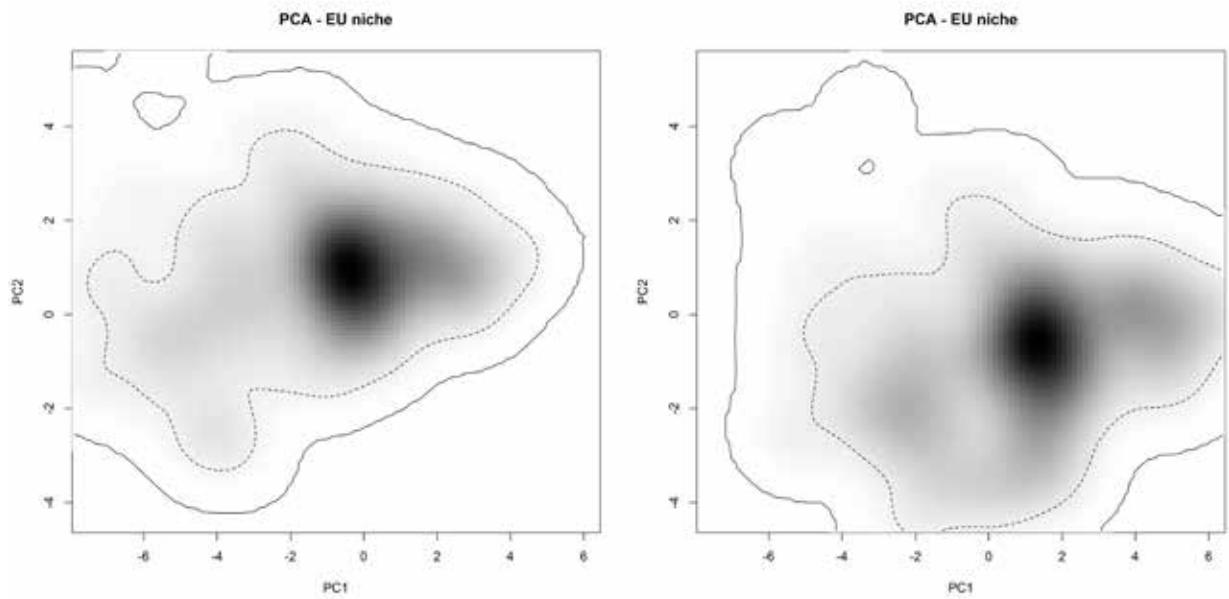


图10 中国大鲵在当前的气候空间和 2070 年气候空间中的生态位比较。灰色阴影显示每个栅格中物种出现的概率，颜色越深表示出现的概率越大。实轮廓线和虚轮廓线分别表示中国大鲵在气候空间中 100% 和 50% 的可用环境。

生态位重叠率计算表明，中国大鲵当前和 2050 年的生态位重叠率为 74%，当前和 2070 年的生态位重叠率为 66%，而 2050 年和 2070 年的生态位重叠率为 85%。等效性检验的结果表明，中国大鲵当前和 2050 年，当前和 2070 年以及 2050 年和 2070 年的生态位均存在显著差异 ($P < 0.05$)。生态位相似性与生态位重叠的结果类似，显示中国大鲵当前和 2050 年的生态位相似性为 72%，当前和 2070 年的生态位相似性为 66%，而 2050 年和 2070 年的生态位相似性达到了 82%。相似性检验同样表明，中国大鲵当前和 2050 年，当前和 2070 年以及 2050 年和 2070 年的生态位均存在显著差异 ($P < 0.05$; 表 7)。通过计算生态位重叠率和生态位相似性的平均值，到 2050 年中国大鲵的生态位改变了 26%，到 2070 年改变了 34%。

表 7 比较中国大鲵当年和 2050 年，当前和 2070 年，以及 2050 年和 2070 年的气候生态位变动。粗体表示存在显著性差异 ($P < 0.05$)

生态位比较	生态位重叠率 D	等效性检验 (Equivalency test)	生态位相似性 I	相似性检验 (Similarity test)
当前 - 2050 年	0.74	0.02*	0.72	0.04*
当前 - 2070 年	0.66	0.02*	0.66	0.23*
2050 年 - 2070 年	0.85	0.02*	0.82	0.02*

3.3 讨论

这部分研究证明了气候变化会对中国大鲵的分布格局和气候生态位产生显著的影响，主要由年均温、最热月份最高温、最湿季度降水、最冷月份最低温和最干季度降水等气候因子造成。具体来说，我们发现气候变化会导致部分当前适宜中国大鲵分布的地区不再适宜其生存，该物种整个气候生态位呈现向我国西北方向转移的趋势。

MAXENT 模型预测，除现有记录的分布点外，内蒙古南部，江西和福建西部地区的气候环境也适宜中国大鲵的生存。结合中国大鲵野外种群的栖息地多分布于洞穴较多的山区溪流、小型河流的特性（章克家等，2002；陶峰勇等，2004），猜测在江西武夷山地区和内蒙古阴山山脉可能存在尚未发现或记录的中国大鲵分布点。同时发现，在当前的气候条件下，秦岭 - 大巴山系南面、四川盆地东侧最适合该物种生存。研究表明，该区域内丛林密布，地貌复杂，气候环境多变，是中国最重要的南北气候分界线，为各种野生动物提供了多样的栖息地（范俊韬，2009；李双双等，2012）。同时，山区内溪流河谷数量众多，水质清澈，虾蟹鱼类等水生生物丰富，为中国大鲵提供了良好的天然栖息地和丰富的食物资源。因此，该区域可作为中国大鲵核心自然保护区和人工繁育基地建设，以及驯养个体放归的潜在区域（如已建成的陕西省略阳大鲵自然保护区、陕西省黑河珍稀水生野生动物自然保护区、陕西省洛南大鲵自然保护区、四川省通江县诺水河大鲵自然保护区等）。

根据对当前生物气候因子进行主成分分析的结果，中国大鲵的活动和分布受气候因子的影响明显，分布区内年均温较高，极端气候因子扮演着重要的角色。如最热月份最高温和最冷月份最低温能直接影响栖息地内中国大鲵潜在摄食对象（如浮游动植物，虾蟹鱼类和无尾两栖类）的丰度，并决定其活动和冬眠的时间（宋鸣涛，1982；Cheng 1998）。而最湿季度降水和最干季度降水则影响山溪水体的水流速度、水深和水体透明度等，与中国大鲵的迁移，繁殖时间和繁殖期长短密切相关（张红星等，2006；于虎虎等，2013）。因而，气候变化特别是一年中极端气候因子的变化将会直接作用于中国大鲵的繁殖、生长、摄食和越冬，导致部分现有栖息地的气候环境不再适宜中国大鲵的生存。具体表现为秦岭-大巴山系，南岭山系，长江中下游平原和武夷山地区适宜气候生境的减少。与之相反的是，气候变化使得该物种适宜的气候生境呈现向我国西北方向迁移的趋势，如青海高原和内蒙古高原未来的气候可能适宜中国大鲵的生存。

但是由于本研究只考虑了大尺度范围内的气候因子，MAXENT 模型预测结果的准确度有待验证。而未来的进一步研究需要结合中国大鲵栖息地微生境环境因子（如水体流速，水深，植被覆盖，植被类型，洞穴情况等）完善物种分布模型，以提高其预测的准确度。并通过野外调查和实验室试验相结合的手段揭示适宜中国大鲵生存的微生境，为该物种的栖息地保护和驯养个体放归提供数据支撑。





4

4 气候变化条件下中国大鲵保护措施和建议

4.1 中国大鲵野外种群调查及保护

为进一步准确的了解中国大鲵野外种群在我国的分布状况，建议在全国范围内重新开展中国大鲵野外种群的调查工作。结合问卷调查、走访调查和野外采样相结合的方式，绘制该物种在我国准确的分布图。特别需要根据本研究的结果，对适宜中国大鲵分布但却尚未发现或记录该物种的地区（如阴山山脉和武夷山地区）进行全面仔细的调查，以完善物种分布模型预测的准确度，并为后续栖息地保护、保护区建设和个体放归提供基础数据支持。

由于中国大鲵是我国重要的水生经济动物，具有较高的营养价值和经济价值，其野生种群受到极大的人为捕捞压力（侯进慧等，2004；刘绍等，2010；彭亮跃，2010）。即使在国家明令禁止的情况下，偷猎和黑市交易依然猖獗（刘爱华，鲁振省，2007）。同时，由于养殖业的兴起，野生中国大鲵被大量捕捉用于繁殖所用的亲本，造成野外种群量进一步下降（殷梦光等，2014）。因此，需要进一步完善法律法规，同时加强保护区管理，严格执法，严厉打击破坏中国大鲵野生资源的犯罪活动。

遗传多样性保护是濒危物种保护的重要内容。由于中国大鲵迁移能力差，且对水体的依赖性强，野外种群破碎化地分布在生境斑块中，保护区与保护区之间的个体不能进行基因交流，导致了野生大鲵遗传多样性的降低（孟彦等，2008；杨丽萍等，2011），进一步将导致其后代抗病能力、繁殖能力和幼体成活率的降低（马跃岗等，2012；殷梦光等，2014）。如 Murphy et al. (2000) 已经采用分子生物学的手段证明了相较于其他种群，中国大鲵黄山种群具有特殊的遗传特征，与其他种群存在遗传差异。因此，为防止各保护区内中国大鲵种群遗传多样性的降低，建议人为加强种群与种群之间的基因交流，或连通相邻的保护区，开辟不同种群相互交流的通道。

4.2 栖息地保护

栖息地作为中国大鲵繁殖，生长，摄食和冬眠的主要场所，是保护该物种的关键所在。然而，随着经济的发展和人类活动的影响，中国大鲵的自然栖息地被严重的破坏，如大规模修建水利工程，农药化肥污染，植被破坏和森林砍伐等。因此，建议加强对中国大鲵适宜的栖息地，特别是重要栖息地的监管。严格控制水利工程的数量和人为活动带来的水体污染和植被破坏。同时加强对栖息地内居民对中国大鲵栖息地的保护意识，提倡和表彰主动保护的行为。

4.3 气候变化条件下自然保护区及社区保护建设

从 1965 年至今，我国共批准建立 17 个中国大鲵自然保护区，分布在湖南、湖北、四川、河南、陕西、甘肃、贵州、江西和广东九省（表 8），其中 7 个保护区位于秦岭-大巴山系南坡和四川盆地东侧。根据本研究的结果，因为这些保护区具有最适合中国大鲵生存的气候环境，建议可作为中国大鲵的核心自然保护区。

表 8 我国批准建立的 16 个中国大鲵自然保护区

保护区名称	行政区划	级别	面积（公顷）	建立日期
湖南省张家界大鲵自然保护区	湖南张家界	国家级	14285	1998
湖北省竹溪县万江河大鲵自然保护区	湖北竹溪	省级	780	1994
湖北省咸丰县忠建河大鲵自然保护区	湖北咸丰	国家级	238	1994
四川省通江县诺水河大鲵自然保护区	四川通江	省级	9480	2002
河南省新安县青要山大鲵自然保护区	河南新安	国家级	9000	1987
河南省卢氏县卢氏大鲵自然保护区	河南卢氏	省级	4004	1982
河南省伏牛山自然保护区	河南省西峡、内乡、南召、栾川、嵩县、鲁山等 6 县	国家级	56024	1997
陕西省太白山自然保护区	陕西太白、眉县、周至三县交界处	国家级	56325	1965
陕西省洛南县洛南大鲵自然保护区	陕西洛南	国家级	5715	2004
陕西省略阳大鲵自然保护区	陕西略阳	国家级	5600	2002
甘肃省秦州大鲵自然保护区	甘肃秦州	省级	2350	2010
甘肃省康县大鲵自然保护区	甘肃康县	省级	10247	2009
甘肃省文县白龙江大鲵自然保护区	甘肃文县	省级	212	2005
贵州省松桃苗族自治县松桃大鲵自然保护区	贵州松桃	国家级	—	2007
贵州省黔西县黔西娃娃鱼自然保护区	贵州黔西	县级	2000	1985
江西省靖安县潦河大鲵自然保护区	江西靖安	省级	100	1976
广东省河源桂山大鲵自然保护区	广东河源	市级	1199	2001

同时，由于气候变化将导致适宜中国大鲵分布的气候生境呈现总体北迁的趋势，现有部分保护区的气候条件将不再适宜中国大鲵生存，而未来具有适宜中国大鲵分布气候环境的青海高原和内蒙古高原并没有中国大鲵自然保护区的分布。因此需要考虑对现有的自然保护区进行调整（主要是在地理范围内进行垂直调整），包括面积和位置的变动。结合进一步模型模拟的结果（即加入中国大鲵栖息地微环境因子），考虑在未来适宜中国大鲵分布的地区建立新的自然保护区，将新的适宜的气候生境纳入原有保护区内。或者连通临近的保护区，扩大栖息地面积，增加有效种群的范围，保持生态系统的相对完整，并对该物种开展人为的迁地保护行动。

更为重要的是，虽然我国建立了相应的中国大鲵自然保护区，但由于缺乏经费和能力维持和建设，保护管理能力不强，成效并不显著。因此，建议在增加保护区经费和保护管理人员的同时，开展社区参与保护活动。具体来讲，可以将科研管理部门的研究和保护工作与 WWF 等公益组织的资助和工作相结合，加大宣传力度，开展相关活动，加强传统媒体（广播、电视等）和新媒体（互联网、微信、微博等）的宣传力度，唤醒公众（特别是保护区内居民）对中国大鲵普遍保护的主人翁意识，强调中国大鲵在两栖动物中“国宝”的地位。通过保护工作增加居民的收入（如吸纳保护区居民为保护区临时工作人员等），积极调动保护区内居民的对中国大鲵保护的积极性，探讨“保护区-社区共管”的工作模式。同时还可通过 WWF 等公益组织的统筹安排，鼓励志愿者在科学的指导下积极参与科研单位的研究与保护工作，提升公众参与保护工作的荣誉感与自豪感，在普通百姓中努力发展中国大鲵的保护文化。

4.4 中国大鲵养殖种群的合理放归

中国大鲵具有较高的营养价值和经济价值，市场需求巨大。但因该物种属于国家二级保护动物，野生资源量稀少且被禁止进行贸易，催生了人工养殖业的快速发展。我国从上个世纪 90 年代开始大规模中国大鲵的人工养殖。迄今为止，其人工繁殖技术已较为成熟，子二代个体已经成为高档酒店的名贵佳肴（吴学祥等，2010）。中国大鲵的人工养殖主要采用池塘养殖和仿生态养殖的模式，对水质的要求较高。但养殖个体普遍存在遗传背景不清楚的问题，随机交配也造成了种群遗传多样性的下降（孟彦等，2008）。

由于野生中国大鲵野生种群数量稀少，需要通过养殖个体的放归对野外种群进行复壮，开展该物种的保育工作。虽然我国的水产部门已经定期组织开展中国大鲵养殖个体的放归工作，但仍然需要通过大量的科学研究工作评估放归的合理性和有效性，科学指导放归工作。首先是种源的选择。为了维持放归种群较高的遗传多样性，必须了解所有放归个体的家系。因此建议尽量选择杂合度较高的个体，或者来自于不同养殖种群的个体进行放归（Sarrazin and Barbault 1996）。同时，为了不对放归栖息地内的潜在野生个体造成基因污染，建议尽量选择与野生个体遗传背景

较为接近的养殖个体进行放归。其次需要对放归种群的大小进行评估，应依据栖息地的环境容纳量和最小存活种群量计算放归种群的数量。同时需要根据该物种的繁殖模式（即一雄多雌）和性成熟年龄合理分配放归种群的性比和年龄结构，而这些工作都需要以前期实验结果为基础。再次是生境的选择，建议结合中国大鲵的生活习性选择水质较好且洞穴较多的山区溪流作为放归栖息地。栖息地内最好已知有少量遗传背景清晰的野生个体，或者曾经有野生个体分布，且人为干扰较小。最后还需要对放归种群进行长期追踪研究，评估放归的有效性。已有研究建议，只有放归种群的出生率连续三年高于成体死亡率，才能被认定为放归成功（Cade and Temple 2008）。



参考文献

1. Alford, R. A. 2011. Ecology: bleak future for amphibians. *Nature* 480:461–462.
2. Araújo, M. B., W. Thuiller, and R. G. Pearson. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33:1712–1728.
3. Beebee, T. J. C. 2002. Amphibian phenology and climate change. *Conservation Biology* 16:1454–1454.
4. Blaustein, A. R. 1994. Chicken little or Nero's Fiddle? a perspective on declining amphibian populations. *Herpetologica* 50:85–97.
5. Blaustein, A. R., L. K. Belden, D. H. Olson, D. M. Green, T. L. Root, and J. M. Kiesecker. 2001. Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology* 15:1804–1809.
6. Blaustein, A. R., and D. B. Wake. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272:52–57.
7. Broennimann, O., M. C. Fitzpatrick, P. B. Pearman, B. Petitpierre, L. Pellissier, N. G. Yoccoz, W. Thuiller, M.-J. Fortin, C. Randin, N. E. Zimmermann, C. H. Graham, and A. Guisan. 2012. Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography* 21:481–497.
8. Cade, T. J., and S. A. Temple. 2008. Management of threatened bird species: evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137:S161–S172.
9. Carey, C., and M. A. Alexander. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9:111–121.
10. Chen, I.-C., J. K. Hill, R. Ohlemuller, D. B. Roy, and C. D. Thomas. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333:1024–1026.
11. Cheng, W. 1998. The ecology and behavioral research of *Andrias davidianus* and its protection. *Russian Journal of Herpetology* 5:2–4.
12. Corn, P. S. 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* 28:59–67.
13. Early, R., and D. F. Sax. 2011. Analysis of climate paths reveals potential limitations on species range shifts: Climate paths. *Ecology Letters* 14:1125–1133.
14. Elmqvist, T., M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K. C. Seto, and C. Wilkinson, editors. 2013. *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Springer Netherlands, Dordrecht, Heidelberg, New York, London.
15. Gaston, K. J., editor. 2010. *Urban ecology*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York.
16. Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, and J. M. Briggs. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319:756–760.

17. Grosjean, S. 2015. Corrigendum to: “Improving biodiversity assessment of anuran amphibians using DNA barcoding of tadpoles. Case studies from Southeast Asia” [C. R. Biologies 338 (2015) 351–361]. *Comptes Rendus Biologies* 338:708.
18. Hoegh-Guldberg, O., P. J. Mumby, A. J. Hooten, R. S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C. D. Harvell, P. F. Sale, A. J. Edwards, K. Caldeira, N. Knowlton, C. M. Eakin, R. Iglesias-Prieto, N. Muthiga, R. H. Bradbury, A. Dubi, and M. E. Hatziolos. 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318:1737–1742.
19. Isaac, N. J. B., D. W. Redding, H. M. Meredith, and K. Safi. 2012. Phylogenetically-Informed Priorities for Amphibian Conservation. *PLoS ONE* 7:e43912.
20. IUCN. 2016, June 20. IUCN red list of threatened species.
21. IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2016. The IUCN red list of threatened species. Available from www.iucnredlist.org (accessed February 2016).
22. Legendre, P., and E. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280.
23. Li, Y., J. M. Cohen, and J. R. Rohr. 2013. Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology* 8:145–161.
24. Lips, K. R., J. Diffendorfer, J. R. Mendelson, and M. W. Sears. 2008. Riding the wave: reconciling the roles of disease and climate change in amphibian declines. *PLoS Biology* 6:e72.
25. Lowe, W. H. 2012. Climate change is linked to long-term decline in a stream salamander. *Biological Conservation* 145:48–53.
26. McKinney, M. L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:495–516.
27. Murphy, R. W., J. Fu, D. E. Upton, T. De Lema, and E.-M. Zhao. 2000. Genetic variability among endangered Chinese giant salamanders, *Andrias davidianus*. *Molecular Ecology* 9:1539–1547.
28. Park, Y.-S., J. Tison, S. Lek, J.-L. Giraudel, M. Coste, and F. Delmas. 2006. Application of a self-organizing map to select representative species in multivariate analysis: A case study determining diatom distribution patterns across France. *Ecological Informatics* 1:247–257.
29. Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13:1860–1872.
30. Pounds, J. A., M. P. L. Fogden, and J. H. Campbell. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398:611–615.
31. R development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
32. Sarrazin, F., and R. Barbault. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 11:474–478.
33. Sheridan, J. A., and D. Bickford. 2011. Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change* 1:401–406.

34. UNPD. 2014. World urbanization prospects: the 2014 revision. Department of Economic and Social Affairs, United Nations.
35. Wake, D. B., and V. T. Vredenburg. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105:11466–11473.
36. Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J.-M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg, and F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.
37. Ward, D. F. 2007. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. *Biological Invasions* 9:723–735.
38. Warren, D. L., R. E. Glor, and M. Turelli. 2008. Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62:2868–2883.
39. Williams, S. E., L. P. Shoo, J. L. Isaac, A. A. Hoffmann, and G. Langham. 2008. Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLoS Biology* 6:e325.
40. Zhao, T., S. Villéger, S. Lek, and J. Cucherousset. 2014. High intraspecific variability in the functional niche of a predator is associated with ontogenetic shift and individual specialization. *Ecology and Evolution* 4:4649–4657.
41. 于虎虎, 梁刚, 刘巧巧, 等. 中国大鲵繁殖前期夜间活动节律及其与环境因子的关系 [J]. *陕西师范大学学报 (自科版)*, 2013, 41(3): 56–61.
42. 侯进慧, 朱必才, 童玉玮, 等. 中国大鲵研究进展 [J]. *四川动物*, 2004, 23(3): 262–266.
43. 刘爱华, 鲁振省. 陕西省大鲵资源保护及管理初探 [J]. *水生态学杂志*, 2007, 27(4): 69–71.
44. 刘绍, 刘卉琳, 周月华, 等. 中国大鲵营养成分的分析 [J]. *营养学报*, 2010, 32(2): 198–200.
45. 吴学祥, 汤德元, 陈祥, 等. 大鲵的养殖 [J]. *中国畜禽种业*, 2010, 6(3): 51–52.
46. 吴建国, 吕佳佳, 艾丽. 气候变化对生物多样性的影响: 脆弱性和适应 [J]. *生态环境学报*, 2009, 18(2): 693–703.
47. 孟彦, 杨焱清, 张燕, 等. 野生和养殖大鲵群体遗传多样性的微卫星分析 [J]. *生物多样性*, 2008, 16(6): 533–538.
48. 宋鸣涛. 陕西省大鲵生活习性的初步调查 [J]. *动物学杂志*, 1982, 17(6): 11–12.
49. 张红星, 王开锋, 权清转, 等. 中国大鲵的繁殖生态暨行为学观察研究 [J]. *陕西师范大学学报 (自科版)*, 2006, 34(s1): 70–75.
50. 彭亮跃. 2010. 中国大鲵基础生物学及其进化的研究 [D]. 博士学位论文. 长沙: 湖南师范大学.
51. 李双双, 延军平, 万佳. 全球气候变化下秦岭南北气温变化特征 [J]. *地理科学*, 2012, 32(7): 853–858.
52. 杨丽萍, 蒙子宁, 刘晓春, 等. 中国大鲵 5 个野生种群的 AFLP 分析 [J]. *中山大学学报 (自然科学版)*, 2011, 50(2): 99–104.

53. 武正军, 李义明. 两栖类种群数量下降原因及保护对策 [J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 140–146.
54. 殷梦光, 曹宇, 李灿. 中国大鲵资源现状及保护对策 [J]. 贵州农业科学, 2014, 42(11): 197–202.
55. 江建平, 谢锋, 臧春鑫, 等. 中国两栖动物受威胁现状评估 [J]. 生物多样性, 2016, 24(5): 588–597.
56. 章克家, 王小明, 吴巍, 等. 大鲵保护生物学及其研究进展 [J]. 生物多样性, 2002, 10(3): 291–297.
57. 范俊韬. 2009. 气候变化对秦岭大熊猫分布格局的影响研究 [D]. 中国环境科学研究院硕士学位论文. 北京: 中国环境科学研究院.
58. 蒋志刚, 罗振华. 物种受威胁状况评估: 研究进展与中国的案例 [J]. 生物多样性, 2013, 20(5): 612–622.
59. 费梁, 叶昌媛, 江建平. 中国两栖动物及其分布彩色图鉴 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 2006.
60. 费梁, 胡淑琴, 叶昌媛, 等. 中国动物志两栖纲 [M]. 北京: 科学出版社, 2009.
61. 陶峰勇, 王小明, 章克家. 大鲵栖息地环境的初步研究 [J]. 四川动物, 2004, 23(2): 83–87.
62. 马跃岗, 朱杰, 袁万安. 大鲵 2 个驯养群体 ITS2 遗传多样性分析 [J]. 安徽农业大学学报, 2012, 39(1): 36–40.

100%
再造纸



32%

到2016年为止，气候变化导致全球两栖动物种群数量下降约32%

中国大鲵

IUCN极危物种，国家II级重点保护野生动物，我国两栖动物中的“国宝”



47.12%

我国104个两栖动物代表物种中，47.12%具有高度气候变化脆弱性

1.5°C

WWF与各国政府共同努力将全球气温上升控制在1.5°C以内，并积极落实气候变化适应行动



我们致力于
遏止地球自然环境的恶化，创造人类与自然和谐相处的美好未来。
www.wwfchina.org



欢迎关注WWF官方微信