



ISSN 1005-0094  
CODEN SHDUEM

# BIODIVERSITY SCIENCE

# 生物多样性

第24卷 第11期  
2016年11月

Vol. 24 No. 11  
November 2016



Sino BON 组织结构图

主 办

中国科学院生物多样性委员会  
中国植物学会  
中国科学院植物研究所  
中国科学院动物研究所  
中国科学院微生物研究所

Biodiversity Committee, CAS  
Botanical Society of China  
Institute of Botany, CAS  
Institute of Zoology, CAS  
Institute of Microbiology, CAS

<http://www.biodiversity-science.net>

•编者按•

# 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合

马克平\*

(中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

## Biodiversity monitoring relies on the integration of human observation and automatic collection of data with advanced equipment and facilities

Keping Ma\*

State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

随着生物多样性保护和研究的进展, 生物多样性监测受到广泛关注。以biodiversity与monitoring和observation分别组合作为主题词在Web of Science上检索, 可以看出在过去的10年中(2006–2015)有关生物多样性监测的论文增长了六成多(附录1, biodiversity与monitoring组合增加69%, biodiversity与observation组合增加62%)。从过去25年生物多样性监测方面被引频次最高的50篇论文可以看出(附录2), 不仅生物多样性本身的变化受到关注, 而且影响生物多样性变化的因素如气候变化、土地利用、环境污染等也是监测的主要内容。与此相关的不同尺度和主题的生物多样性监测网络建设快速发展。在全球尺度上最有影响的是GEO BON, 实为全球生物多样性监测的领导者。通过生物多样性监测核心指标(essential biodiversity variables, EBV)的建立和完善(Pereira et al, 2013), 推动监测指标的标准化和全球化, 为数据共享和大尺度生物多样性变化评估奠定基础。同时, 该网络成为全球生物多样性监测的旗舰项目, 凝聚了很高的人气。从2016年召开的全球生物多样性监测网络开放科学大会和全体成员会议可见一斑(<http://conf2016.geobon.org/>)。在区域尺度上, 环北极监测网络(<http://caff.is/monitoring>)和亚太地区生物多样性监测网([www.esabii.biodic.go.jp/ap-bon/index.html](http://www.esabii.biodic.go.jp/ap-bon/index.html))具有代表性; 国家水平上, 瑞士([www.biodiversitymonitoring.ch/en/home.html](http://www.biodiversitymonitoring.ch/en/home.html))和英国([jncc.defra.gov.uk/page-0](http://jncc.defra.gov.uk/page-0))的生物多样性

监测网络比较典型, 特别是瑞士的国家生物多样性监测网络的设计和运行都值得认真研究和效仿。在亚洲, 中国生物多样性监测网络近年来得到快速发展(马克平, 2015)。

除上述综合性的监测网络外, 还有一些全球、区域或者国家水平的专题性监测网络也颇有成效, 如全球森林生物多样性监测网络(CTFS/ForestGEO, <http://www.ctfs.si.edu/>)、湿地和海洋生态系统监测网络(<http://geobon.org/become-a-bon/thematic-bons/>)等。印度在生物多样性保护热点地区植物监测方面取得了良好进展。在2002–2015年间已经完成了5个生物多样性热点地区的网格化调查, 包括印度西高止山脉(Western Ghats)、东高止山脉、泛喜马拉雅地区和安达曼与尼科巴群岛(Andaman and Nicobar Islands)等。网格的大小为6.3 km×6.3 km(有的地方为3.6 km×3.6 km)。在每个格子内设置长1 km 宽5 m的样带, 调查记录样带上的有花植物。以西高止山脉为例, 面积14万 km<sup>2</sup>, 由北到南分为5个区, 共设立3,231个格子(附录3), 样带总长约3,000 km, 共记录到22.2万个个体, 隶属于1,896属4,035种, 其中乔木1,669种、灌木1,241种、草本1,125种(Ganeshiah私人通讯)。这些样带都做了空间位置标定, 实为监测的第一次调查。

通过不同的生物多样性监测网络和相关活动可见, 地面人工观测与运用先进手段和技术连续自动采集数据相结合是当前发展的新趋势。对于地面

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: [kpma@ibcas.ac.cn](mailto:kpma@ibcas.ac.cn)

人工观测数据而言,这种结合主要体现在:用于地面核实与补充完善自动采集的数据和重建历史演变过程。总体而言,主要包括下列6个方面:

(1)遥感技术应用于生物多样性监测。在大尺度上以卫星遥感为主,在小尺度上以近地面遥感为主,包括利用激光雷达、高光谱和多光谱仪采集数据(郭庆华等, 2016a)。近地面遥感技术在生物多样性监测中的快速推广(附录4)得益于无人机的快速发展(郭庆华等, 2016b)。卫星遥感与地面人工观测和调查结合主要在生态系统水平,而近地面遥感则在植物个体甚至性状水平上与地面人工观测结合。

(2)卫星追踪技术(satellite tracking)的应用大大推动了鸟类迁徙规律的监测与研究(附录4)。与多年来采用的环志标记法和雷达跟踪法相比,卫星追踪技术的应用大大提高了工作效率,两者无论是空间还是时间信息的精度都不在一个量级上(Sumner et al, 2009)。其他动物类群如兽类、鱼类,甚至于昆虫的迁徙也可以应用卫星追踪技术。稳定性同位素技术也可以应用到动物迁徙的研究中,比如鸟类迁徙(Bairlein et al, 2012)。关于动物繁殖地、觅食地和停歇地的地面人工观测信息是理解动物迁徙规律的必不可少的部分。

(3)近年来红外触发相机的广泛应用(附录4)推动了兽类和地面活动鸟类的监测(李晟等, 2014)。对于鸣禽而言,高精度录音机可以自动采集鸟类的鸣声,据此鉴定鸟的种类。当然,其他鸣声较大的动物种类也可以采用此方法,如蛙类、昆虫等。根据自动采集的声音信息,可以通过声景(soundcape)分析,评估生物多样性及其变化以及环境声景的影响(Derryberry et al, 2016)。

(4)基于数码相机(phenocam)、网络传输和遥感影像等综合技术开展植物物候自动观测迅速发展。欧洲、美国、澳大利亚等都建立了国家尺度或者区域尺度的新一代物候观测网络(曹沛雨等, 2016)。大

尺度连续采集的植物物候变化数据,而且是群落水平而非仅为个体水平的数据,与环境信息和物种分布信息结合,可以探讨植物对气候变化和人类活动等响应规律。

(5)利用水下机器人视频追踪、鱼探仪探测和声学信标等自动监测技术对鱼类的行为和种群动态等进行长期监测(刘焕章等, 2016)。这些方法要与传统的渔获物调查、食性分析等方法相结合才能够达到比较理想的效果。

(6)分子-组学技术在生物多样性监测中的应用越来越广泛,宏基因组学方法已经成为土壤微生物鉴定和监测的常用方法(李香真等, 2016)。土壤动物形态鉴定非常耗时,且很多幼虫难以鉴定,将常规形态鉴定与分子技术相结合会对土壤动物多样性监测起到很大的推动作用(潘开文等, 2016)。

中国科学院在“十二五”计划期间划拨专项经费开始建设中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)。“十三五”又加大投入力度,加强该网络的仪器设备购置,以提高生物多样性监测与研究能力(马克平, 2015)。Sino BON包括10个专项网和1个综合监测管理中心(组织结构见本期封面),已于今年8月15日正式启动运行。在建设Sino BON的过程中,负责各个组成部分建设的团队广泛查阅文献了解进展,不断凝练科学目标、明确自己的定位、完善结构设计和空间布局。本期有7篇文章总结了相关进展。涉及森林生物多样性监测(米湘成等, 2016)、草原和荒漠植物多样性监测(郭柯等, 2016)、内陆水体鱼类多样性监测(刘焕章等, 2016)、土壤动物多样性监测(潘开文等, 2016)、土壤微生物多样性监测(李香真等, 2016),以及近地面遥感在生物多样性监测中的应用进展(郭庆华等, 2016a, b)。关于生物多样性监测其他方面的进展,本刊会陆续发表,以推动中国生物多样性的监测与研究。

文中引用的参考文献见附录5。

## 附录 Supplementary Material

附录1 十年来生物多样性监测论文数量变化趋势 (<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016343-1.pdf>)

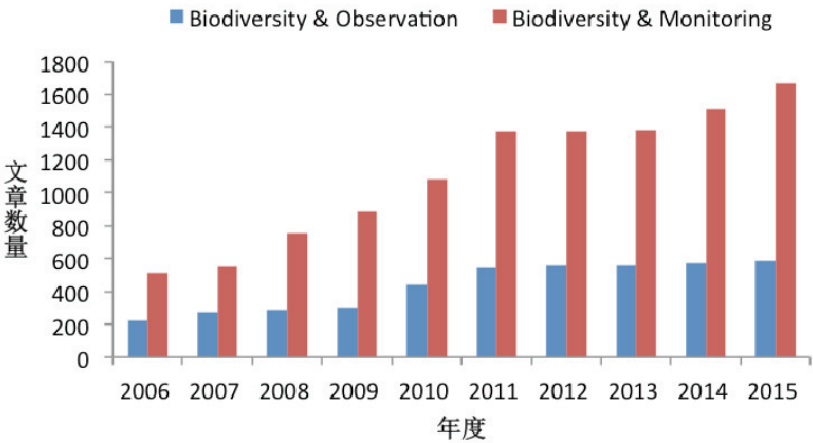
附录2 引用率最高的50篇有关生物多样性监测的论文 (<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016343-2.pdf>)

附录3 印度西高止山脉植物多样性监测网格设置图 (<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016343-3.pdf>)

附录4 十年来生物多样性主要监测技术应用趋势 (<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016343-4.pdf>)

附录5 参考文献 (<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016343-5.pdf>)

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>



附录1 十年来生物多样性监测论文数量变化趋势  
Appendix 1 Trends for annual number of papers on biodiversity monitoring published in the past 10 years (2006–2015)

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

**附录 2 引用率最高的 50 篇有关生物多样性监测的论文(以 biodiversity 和 monitoring 为主题词在 Web of Science 检索, 2016 年 12 月 7 日)**

Appendix 2 Top 50 papers on biodiversity monitoring searched from Web of Science

1. [Indicators for monitoring biodiversity - A hierarchical approach](#)

作者: NOSS, RF

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 4 期: 4 页: 355–364 出版年: DEC 1990

被引频次: [1,338](#)

2. [Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: A review](#)

作者: Giller, KE; Witter, E; McGrath, SP

SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY 卷: 30 期: 10-11 页: 1389–1414 出版年: SEP 1998

被引频次: [1,060](#)

3. [Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management](#)

作者: Berkes, F; Colding, J; Folke, C

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 10 期: 5 页: 1251–1262 出版年: OCT 2000

被引频次: [957](#)

4. [A global crisis for seagrass ecosystems](#)

作者: Orth, Robert J; Carruthers, Tim J B; Dennison, William C; 等.

BIOSCIENCE 卷: 56 期: 12 页: 987–996 出版年: DEC 2006

被引频次: [865](#)

5. [Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems](#)

作者: Waycott, Michelle; Duarte, Carlos M; Carruthers, Tim J B; 等.

PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA 卷: 106 期: 30 页: 12377–12381 出版年: JUL 28 2009

被引频次: [818](#)

6. [Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passe in the landscape era?](#)

作者: Simberloff, D

BIOLOGICAL CONSERVATION 卷: 83 期: 3 页: 247–257 出版年: MAR 1998

被引频次: [728](#)

7. [Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis](#)

作者: Bobbink, R; Hicks, K.; Galloway, J; 等.

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 20 期: 1 页: 30–59 出版年: JAN 2010

被引频次: [652](#)

8. [Plant community responses to experimental warming across the tundra biome](#)

作者: Walker, MD; Wahren, CH; Hollister, RD; 等.

PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA 卷: 103 期: 5 页: 1342–1346 出版年: JAN 31 2006

被引频次: [601](#)

9. [Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data](#)

作者: Phillips, Steven J; Dudik, Miroslav; Elith, Jane; 等.

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 19 期: 1 页: 181–197 出版年: JAN 2009

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

被引频次: [590](#)

10. [Monitoring of biological diversity in space and time](#)

作者: Yoccoz, NG; Nichols, JD; Boulinier, T

TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION 卷: 16 期: 8 页: 446–453 出版年: AUG 2001

被引频次: [574](#)

11. [Multivariate dispersion as a measure of beta diversity](#)

作者: Anderson, MJ; Ellingsen, KE; McArdle, BH

ECOLOGY LETTERS 卷: 9 期: 6 页: 683–693 出版年: JUN 2006

被引频次: [513](#)

12. [Mammal invaders on islands: impact, control and control impact](#)

作者: Courchamp, F; Chapuis, JL; Pascal, M

BIOLOGICAL REVIEWS 卷: 78 期: 3 页: 347–383 出版年: AUG 2003

被引频次: [458](#)

13. [The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems](#)

作者: Arthington, Angela H; Bunn, Stuart E; Poff, N LeRoy; 等.

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 16 期: 4 页: 1311–1318 出版年: AUG 2006

被引频次: [456](#)

14. [Ecological restoration of Southwestern ponderosa pine ecosystems: A broad perspective](#)

作者: Allen, CD; Savage, M; Falk, DA; 等.

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 12 期: 5 页: 1418–1433 出版年: OCT 2002

被引频次: [451](#)

15. [On the use of surrogate species in conservation biology](#)

作者: Caro, TM; O'Doherty, G

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 13 期: 4 页: 805–814 出版年: AUG 1999

被引频次: [436](#)

16. [The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators](#)

作者: McGeoch, MA

BIOLOGICAL REVIEWS 卷: 73 期: 2 页: 181–201 出版年: MAY 1998

被引频次: [432](#)

17. [Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica](#)

作者: Chazdon, RL; Colwell, RK; Denslow, JS; 等.

编者: Dallmeier, F; Comiskey, JA

FOREST BIODIVERSITY RESEARCH, MONITORING AND MODELING: CONCEPTUAL BACKGROUND AND OLD WORLD CASE STUDIES 丛书: MAN AND THE BIOSPHERE SERIES 卷: 20 页: 285–309 出版年: 1998

被引频次: [416](#)

18. [Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale](#)

作者: Thuiller, W; Richardson, DM; Pysek, P; 等.

GLOBAL CHANGE BIOLOGY 卷: 11 期: 12 页: 2234–2250 出版年: DEC 2005

被引频次: [399](#)

19. [Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA](#)

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

作者: Moritz, Craig; Patton, James L.; Conroy, Chris J.; 等.

SCIENCE 卷: 322 期: 5899 页: 261–264 出版年: OCT 10 2008

被引频次: [393](#)

20. [The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields](#)

作者: Allen-Wardell, G; Bernhardt, P; Bitner, R; 等.

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 12 期: 1 页: 8–17 出版年: FEB 1998

被引频次: [393](#)

21. [Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries](#)

作者: Wunder, Sven; Engel, Stefanie; Pagiola, Stefano

ECOLOGICAL ECONOMICS 卷: 65 期: 4 页: 834–852 出版年: MAY 1 2008

被引频次: [384](#)

22. [Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England](#)

作者: Williams, P; Whitfield, M; Biggs, J; 等.

BIOLOGICAL CONSERVATION 卷: 115 期: 2 页: 329–341 出版年: FEB 2004

被引频次: [367](#)

23. [A framework for debate of assisted migration in an era of climate change](#)

作者: McLachlan, Jason S.; Hellmann, Jessica J.; Schwartz, Mark W.

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 21 期: 2 页: 297–302 出版年: APR 2007

被引频次: [366](#)

24. [Community assembly: when should history matter?](#)

作者: Chase, JM

OECOLOGIA 卷: 136 期: 4 页: 489–498 出版年: AUG 2003

被引频次: [366](#)

25. [Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook](#)

作者: Baker, Andrew C; Glynn, Peter W; Riegl, Bernhard

ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE 卷: 80 期: 4 页: 435–471 出版年: DEC 10 2008

被引频次: [355](#)

26. [Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity](#)

作者: Richter, BD; Mathews, R; Wigington, R

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 13 期: 1 页: 206–224 出版年: FEB 2003

被引频次: [353](#)

27. [The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases](#)

作者: Pielke, RA; Marland, G; Betts, RA; 等.

PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY OF LONDON SERIES A-MATHEMATICAL PHYSICAL AND ENGINEERING SCIENCES 卷: 360 期: 1797 页: 1705–1719 出版年: AUG 15 2002

被引频次: [349](#)



马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

28. [Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: Where to from here?](#)

作者: Ferrier, S

SYSTEMATIC BIOLOGY 卷: 51 期: 2 页: 331–363 出版年: MAR-APR 2002

被引频次: [343](#)

29. [Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research](#)

作者: Bianchi, CN; Morri, C

MARINE POLLUTION BULLETIN 卷: 40 期: 5 页: 367–376 出版年: MAY 2000

被引频次: [343](#)

30. [Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences](#)

作者: Fearnside, PM

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 19 期: 3 页: 680–688 出版年: JUN 2005

被引频次: [341](#)

31. [Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation](#)

作者: Kuussaari, Mikko; Bommarco, Riccardo; Heikkinen, Risto K; 等.

TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION 卷: 24 期: 10 页: 564–571 出版年: OCT 2009

被引频次: [338](#)

32. [Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of Central Europe](#)

作者: Oehl, F; Sieverding, E; Ineichen, K; 等.

APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY 卷: 69 期: 5 页: 2816–2824 出版年: MAY 2003

被引频次: [336](#)

33. [Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study](#)

作者: Oliver, I; Beattie, AJ

CONSERVATION BIOLOGY 卷: 10 期: 1 页: 99–109 出版年: FEB 1996

被引频次: [334](#)

34. [Plant removals in perennial grassland: Vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties](#)

作者: Wardle, DA; Bonner, KI; Barker, GM; 等.

ECOLOGICAL MONOGRAPHS 卷: 69 期: 4 页: 535–568 出版年: NOV 1999

被引频次: [332](#)

35. [The value of the IUCN Red List for conservation](#)

作者: Rodrigues, ASL; Pilgrim, JD; Lamoreux, JF; 等.

TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION 卷: 21 期: 2 页: 71–76 出版年: FEB 2006

被引频次: [327](#)

36. [A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate](#)

作者: Paul, Alexander G; Jones, Kevin C.; Sweetman, Andrew J.

ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY 卷: 43 期: 2 页: 386–392 出版年: JAN 15 2009

被引频次: [323](#)

37. [Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data](#)

作者: Hansen, Matthew C.; Stehman, Stephen V.; Potapov, Peter V.; 等.

PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF



马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

AMERICA 卷: 105 期: 27 页: 9439–9444 出版年: JUL 8 2008

被引频次: [322](#)

38. [Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities](#)

作者: Dayton, PK; Tegner, MJ; Edwards, PB; 等.

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 8 期: 2 页: 309–322 出版年: MAY 1998

被引频次: [321](#)

39. [When can marine reserves improve fisheries management?](#)

作者: Hilborn, R; Stokes, K; Maguire, JJ; 等.

OCEAN & COASTAL MANAGEMENT 卷: 47 期: 3–4 页: 197–205 出版年: 2004

被引频次: [319](#)

40. [Application of a high-density oligonucleotide microarray approach to study bacterial population dynamics during uranium reduction and reoxidation](#)

作者: Brodie, Eoin L; DeSantis, Todd Z; Joyner, Dominique C; 等.

APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY 卷: 72 期: 9 页: 6288–6298 出版年: SEP 2006

被引频次: [311](#)

41. [High-density universal 16S rRNA microarray analysis reveals broader diversity than typical clone library when sampling the environment](#)

作者: DeSantis, Todd Z; Brodie, Eoin L; Moberg, Jordan P; 等.

MICROBIAL ECOLOGY 卷: 53 期: 3 页: 371–383 出版年: APR 2007

被引频次: [309](#)

42. [The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas](#)

作者: Elliott, Michael; Quintino, Victor

MARINE POLLUTION BULLETIN 卷: 54 期: 6 页: 640–645 出版年: JUN 2007

被引频次: [308](#)

43. [Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses](#)

作者: Tscharntke, Teja; Tylianakis, Jason M; Rand, Tatyana A; 等.

BIOLOGICAL REVIEWS 卷: 87 期: 3 页: 661–685 出版年: AUG 2012

被引频次: [307](#)

44. [Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem](#)

作者: Naeem, S; Wright, JP

ECOLOGY LETTERS 卷: 6 期: 6 页: 567–579 出版年: JUN 2003

被引频次: [307](#)

45. [Role of nematodes in soil health and their use as indicators](#)

作者: Neher, DA

JOURNAL OF NEMATOLOGY 卷: 33 期: 4 页: 161–168 出版年: DEC 2001

被引频次: [307](#)

46. [Designing a cost-effective invertebrate survey: A test of methods for rapid assessment of biodiversity](#)

作者: Oliver, I; Beattie, AJ

ECOLOGICAL APPLICATIONS 卷: 6 期: 2 页: 594–607 出版年: MAY 1996

被引频次: [304](#)

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

47. [Threats to sandy beach ecosystems: A review](#)

作者: Defeo, Omar; McLachlan, Anton; Schoeman, David S; 等.

ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE 卷: 81 期: 1 页: 1–12 出版年: JAN 1 2009

被引频次: [302](#)

48. [Trade-offs across space, time, and ecosystem services](#)

作者: Rodriguez, Jon Paul; Beard, T Douglas, Jr.; Bennett, Elena M; 等.

ECOLOGY AND SOCIETY 卷: 11 期: 1 文献号: 28 出版年: JUN 2006

被引频次: [301](#)

49. [Novel techniques for analysing microbial diversity in natural and perturbed environments](#)

作者: Torsvik, V; Daae, FL; Sandaa, RA; 等.

JOURNAL OF BIOTECHNOLOGY 卷: 64 期: 1 页: 53–62 出版年: SEP 17 1998

被引频次: [287](#)

50. [Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits](#)

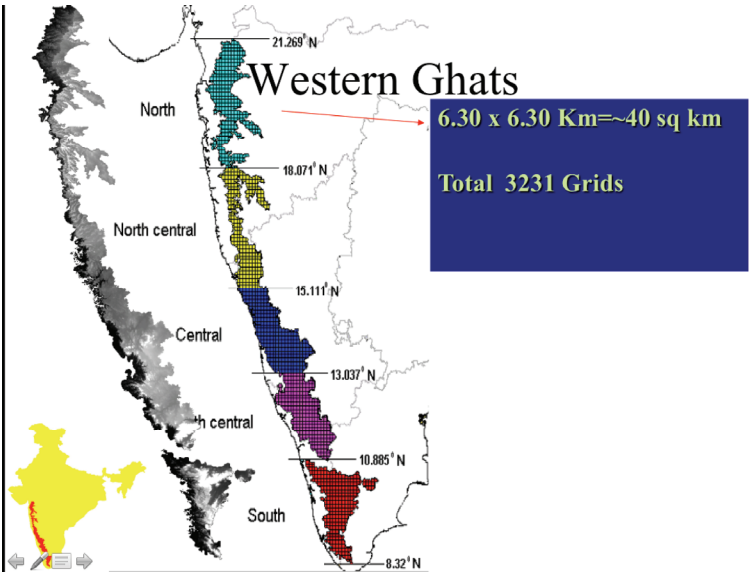
作者: Dickinson, Janis L.; Zuckerberg, Benjamin; Bonter, David N.

编者: Futuyma, DJ; Shafer, HB; Simberloff, D

ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS, VOL 41 丛书: Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 卷: 41 页: 149–172 出版年: 2010

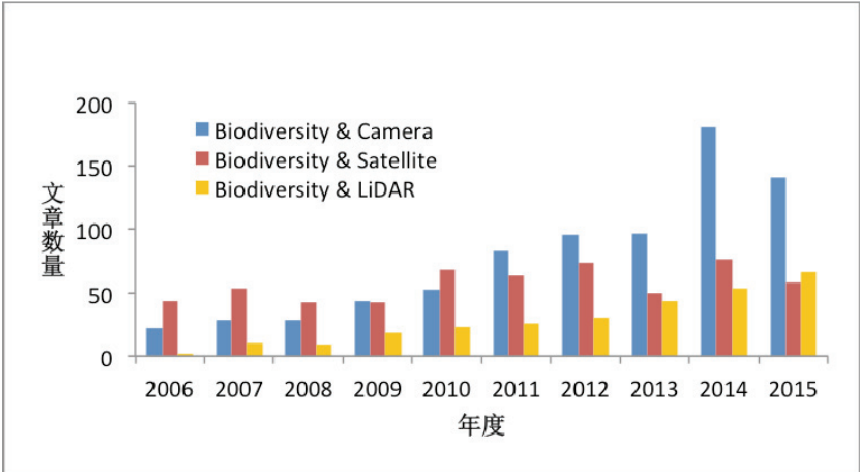
被引频次: [283](#)

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>



附录3 印度西高止山脉植物多样性监测网格设置图  
Appendix 3 Gridding scheme for plant diversity inventory in Western Ghats of India

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>



附录4 十年来生物多样性主要监测技术应用趋势  
Appendix 4 Trends for the application of techniques in biodiversity monitoring in the past 10 years

马克平. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 2016, 24 (11): 1201–1202.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016343>

## 附录5 参考文献

- Bairlein F, Norris DR, Nagel R, Bulte M, Voigt C, Fox J, Hus-sell D, Schmaljohann H (2012) Cross-hemisphere migration of a 25 g songbird. *Biology Letters*, 8, 505–507.
- Cao PY, Zhang LM, Li SG, Zhang JH (2016) Review on vegetation phenology observation and phenological index extraction. *Advanced Earth Science* (地球科学进展), 31, 365–376. (in Chinese with English abstract) [曹沛雨, 张雷明, 李胜功, 张军辉 (2016) 植被物候观测与指标提取方法研究进展. 地球科学进展, 31, 365–376.]
- Derryberry EP, Danner RM, Danner JE, Derryberry GE, Phillips JN, Lipshutz SE, Gentry K, Luther D (2016) Patterns of song across natural and anthropogenic soundscapes suggest that white-crowned sparrows minimize acoustic masking and maximize signal content. *PLoS ONE*, 11, e0154456.
- Guo K, Liu CC, Pan QM (2016) Methods of observing typical plant communities in the Steppe and Desert Biodiversity Observation Network, Sino BON. *Biodiversity Science*, 24, 1220–1226. (in Chinese with English abstract) [郭柯, 刘长成, 潘庆民 (2016) 中国草原/荒漠植物多样性监测网: 模式植物群落监测方案. 生物多样性, 24, 1220–1226.]
- Guo QH, Liu J, Li YM, Zhai QP, Wang YC, Wu FF, Hu TY, Wan HW, Liu HM, Shen WM (2016) Soil microbial diversity observation in China: current situation and future consideration. *Biodiversity Science*, 24, 1249–1266. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 刘瑾, 李玉美, 翟秋萍, 王永财, 吴芳芳, 胡天宇, 万华伟, 刘慧明, 申文明 (2016) 生物多样性近地面遥感监测: 应用现状与前景展望. 生物多样性, 24, 1249–1266.]
- Guo QH, Wu FF, Hu TY, Chen LH, Liu J, Zhao XQ, Gao S, Pang SX (2016) Perspectives and prospects of unmanned aerial vehicle in remote sensing monitoring of biodiversity. *Biodiversity Science*, 24, 1267–1278. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 吴芳芳, 胡天宇, 陈琳海, 刘瑾, 赵晓倩, 高上, 庞树鑫 (2016) 无人机在生物多样性遥感监测中的应用现状与展望. 生物多样性, 24, 1267–1278.]
- Li S, Wang DJ, Xiao ZS, Li XH, Wang TM, Feng LM, Wang Y (2014) Camera-trapping in wildlife research and conservation in China: review and outlook. *Biodiversity Science* (生物多样性), 22, 685–695. [李晟, 王大军, 肖治术, 李欣海, 王天明, 冯利民, 王云 (2014) 红外相机技术在我国野生动物研究与保护中的应用与前景. 生物多样性, 22, 685–695.]
- Li XZ, Guo LD, Li JB, Yao MJ (2016) Soil microbial diversity observation in China: current situation and future consideration. *Biodiversity Science*, 24, 1240–1248. (in Chinese with English abstract) [李香真, 郭良栋, 李家宝, 姚敏杰 (2016) 中国土壤微生物多样性监测的现状和思考. 生物多样性, 24, 1240–1248.]
- Liu HZ, Yang JX, Liu SW, Gao X, Chen YS, Zhang CG, Zhao K, Li XH, Liu W (2016) Theory and methods on fish diversity monitoring with an introduction to the inland water fish diversity observation in China. *Biodiversity Science*, 24, 1227–1233. (in Chinese with English abstract) [刘焕章, 杨君兴, 刘淑伟, 高欣, 陈宇顺, 张春光, 赵凯, 李新辉, 刘伟 (2016) 鱼类多样性监测的理论方法及中国内陆水体鱼类多样性监测. 生物多样性, 24, 1227–1233.]
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. (in Chinese with English abstract) [马克平 (2015) 中国生物多样性监测网络建设: 从CForBio到Sino BON. 生物多样性, 23, 1–2.]
- Mi XC, Guo J, Hao ZQ, Xie ZQ, Guo K, Ma KP (2016) Chinese forest biodiversity monitoring: scientific foundations and strategic planning. *Biodiversity Science*, 24, 1203–1219. (in Chinese with English abstract) [米湘成, 郭静, 郝占庆, 谢宗强, 郭柯, 马克平 (2016) 中国森林生物多样性监测: 科学基础与执行计划. 生物多样性, 24, 1203–1219.]
- Pan KW, Zhang L, Shao YH, Fu SL (2016) Thematic monitoring network of soil fauna diversity in China: exploring the mystery of soils. *Biodiversity Science*, 24, 1234–1239. (in Chinese with English abstract) [潘开文, 张林, 邵元虎, 傅声雷 (2016) 中国土壤动物多样性监测: 探知土壤中的奥秘. 生物多样性, 24, 1234–1239.]
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummitt N, Butchart SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Faith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Höft R, Hurtt G, Jetz W, Karp DS, McGeoch MA, Obura D, Onoda Y, Pettorelli N, Reyers B, Sayre R, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, 339, 277–278.
- Sumner MD, Wotherspoon SJ, Hindell MA (2009) Bayesian estimation of animal movement from archival and satellite tags. *PLoS ONE*, 4, e7324.

•生物多样性监测网络专题•

# 中国森林生物多样性监测：科学基础与执行计划

米湘成<sup>1</sup> 郭 静<sup>1</sup> 郝占庆<sup>2</sup> 谢宗强<sup>1\*</sup> 郭 柯<sup>1</sup> 马克平<sup>1</sup>

1 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

2 (中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016)

**摘要:** 中国森林生物多样性保护和恢复措施的制订依赖于生物多样性的监测信息。设计一个有效的生物多样性监测网络是一项复杂的系统工程。监测网络的设计框架可分为监测目标、监测对象、监测指标、取样策略、数据采集和处理、网络维护以及组织工作等几个部分。目前, 国际上已有5个得到广泛认可的生物多样性监测网络, 包括地球观测组织-生物多样性监测网络、全球森林监测网络、热带生态评估与监测网络、泛欧洲森林监测网络和亚马逊森林清查网络, 它们的监测目标、监测内容和方法、样地布局及部分监测成果各有特色。我们试图在全国生物多样性监测、森林资源清查和森林生态系统定位研究的基础上, 通过网络布局、建设和运行, 形成中国森林生物多样性监测网(Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network, Sino BON-CForBio)及其监测规范体系。该网络的科学目标是, 在全国尺度上研究不同典型地带性森林的生物多样性维持机制、监测森林生物多样性变化并阐明其机理、研究生物多样性变化的效应。该网络布局以《中国植被区划》中的森林植被区划成果作为顶层设计和监测样地选择的核心依据, 设计了4个层级的监测系统; 其监测指标体系以生物多样性核心指标为主, 并结合我国传统森林群落调查方法进行拓展; 预期建成国家水平上的森林生物多样性监测网络, 阐明森林生物多样性维持机制和生物多样性变化的效应, 同时对重大生态保护工程的生物多样性保护效果进行有效性监测和验证型监测。

**关键词:** 监测网络; 设计框架; 顶层设计; 监测规范与体系; 样区布局; 生物多样性核心指标; 有效性监测; 验证型监测

## Chinese forest biodiversity monitoring: scientific foundations and strategic planning

Xiangcheng Mi<sup>1</sup>, Jing Guo<sup>1</sup>, Zhanqing Hao<sup>2</sup>, Zongqiang Xie<sup>1\*</sup>, Ke Guo<sup>1</sup>, Keping Ma<sup>1</sup>

1 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

2 Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016

**Abstract:** The management and restoration of forest biodiversity is strongly dependent on information regarding biodiversity monitoring. The design of a monitoring network consists of monitoring objects and variables, an effective sampling strategy, data collection and analyses, network maintenance, and organization. Firstly, we reviewed the roles of these components in designing an effective monitoring network. We then introduced five large biodiversity networks, namely, GEO BON (Group on Earth Observations-Biodiversity Observation Network), ForestGEO (Forest Global Earth Observatory), TEAM (Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network), Pan-European Forest Monitoring Network, and RAINFOR (Amazonian Forest Inventory Network). Finally, we reviewed the history of Chinese forest biodiversity monitoring, and put forward the aims, monitoring variables and methods, and sampling strategy for forests in the Chinese Biodiversity Monitoring Network. Chinese forest biodiversity monitoring was based on a national forest resource inventory and long-term research of forests ecosystem from 1970s to 1980s. Regulations and methods of biodiversity monitoring were defined during the establishment and operation of the Chinese Forest Biodiversity Monitoring Networks (Sino BON-CForBio). Sino BON-CForBio has important achievements in biodiversity

收稿日期: 2015-11-12; 接受日期: 2016-08-10

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0500202)、中国科学院植物所植被与环境变化重点实验室研究群项目

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xie@ibcas.ac.cn

monitoring and maintenance. The planning aims of Sino BON-CForBio include: (1) to study biodiversity maintenance mechanisms of typical zonal forests, (2) to monitor trends of forest biodiversity change and to explore mechanisms at the national scale, and (3) to study the effects of biodiversity change based on manipulation experiments. Results will provide scientific foundations for management and restoration of forest biodiversity. The framework and sampling strategy of Sino BON-CForBio are based on the regionalization of forest vegetation. The framework for Sino BON-CForBio includes four levels of forest biodiversity monitoring. We will integrate essential biodiversity variables and indicators of conventional forest surveys as monitoring variables for Sino BON-CForBio. Sino BON-CForBio aims to establish forest biodiversity monitoring networks at the national scale and will continue to explore mechanisms of biodiversity maintenance and the effects of biodiversity change. In addition, Sino BON-CForBio will monitor the effectiveness of biodiversity conservation and validate the mechanisms of biodiversity change for key ecological conservation projects.

**Key words:** monitoring networks; design framework; top-down design; regulations and indicators system; sampling strategy; essential biodiversity variables; effectiveness monitoring; validation monitoring

生物多样性是自然生态系统生产和服务的基础和源泉。目前,全球人口的爆炸性增长、气候变化以及掠夺式的土地利用,导致超过90%的生境丧失,严重威胁着生物多样性。当前,生物多样性灭绝的速率甚至超过了地质历史时期前五次生物大灭绝的速率(Barnosky et al, 2011)。由于人口众多和经济的快速发展,中国生物多样性保护面临的挑战尤其严峻。生物多样性的严重丧失(40–60%)可能导致生态系统的生产力下降13%,这与臭氧污染和土壤酸化等的危害程度相当,将严重威胁人类的福祉(Hooper et al, 2012)。因此,监测生物多样性变化并阐释其机理,制订生物多样性保护策略显得非常必要和紧迫。

监测是指在一定时期内不同的时间和空间维度上,对一个或多个样区的同一组指标进行的重复测量(Vos et al, 2000)。在按一定方法选择的一组样地中,对自然体系中的种群和群落指标进行测量,以监测其趋势性变化,称为生物多样性监测网络(Vos et al, 2000)。有效的生物多样性监测不仅是收集数据,还需要对数据进行深入分析和挖掘,并以适当的形式把结果呈现给决策者和公众。监测网络应该选择哪些监测指标,如何布局才能使之具有区域代表性并且能进行有效的统计分析,以何种方式呈送给决策者和公众等,都是监测网络设计者所必须考虑的。因此,生物多样性监测网络框架的设计及其各个组分之间的相互衔接,构成了一个复杂的系统工程。

## 1 生物多样性监测网络的设计框架

通过对一系列指标进行连续观测,监测网络可

以回答生物多样性变化的一系列科学问题。由于整个网络由不同样区的观测人员按相同的方案实施监测,并将所得数据进行存储和分析,因此整个网络需要统一的组织和维护(Gardner, 2012)。Vos等(2000)将整个监测网络的框架分为5个部分:(1)监测目标;(2)监测对象和监测指标;(3)取样策略;(4)数据采集和分析;(5)网络维护和组织工作。

### 1.1 监测目标的确定

根据监测目标的不同, Gardner (2012)把监测分为4类:观测型监测(surveillance monitoring)、执行型监测(implementation monitoring)、有效性监测(effectiveness monitoring)和验证型监测(validation monitoring)。(1)观测型监测:主要关注生物多样性是否发生趋势性变化,并为系统提供预警。例如:生物多样性总量每年发生多少变化、发生变化的区域、变化是否显著以及监测到变化的概率等。通过这些观测和分析,我们可以判断是否需要对该区域内的生物多样性加强保护,以避免其进一步下降。(2)执行型监测:只记录生物多样性管理措施是否已经按照协议执行,并不判断其是否已经达到保护的目标。然而,由于科学上有关生物多样性保护管理的不确定性以及人为或自然干扰等不可预测的外部原因,有时即使完全执行了推荐的生物多样性管理措施,也有可能达不到保护的目标。(3)有效性监测:在管理措施实施后,评估生物多样性的状态和趋势是否已经达到保护的目标。但是,有效性监测也可能会造成误导,因为所达到的保护目标可能并不是生物多样性管理措施的直接作用,如某濒危植物种群增长,可能是由于近年来降雨的连续增加或其他自然和人为因子的影响。(4)验证型监测:分



析生物多样性变化是否由保护措施的变化引起, 从而判断是不是特定的管理措施产生了特定的变化效应。通过验证型监测, 可以判断生物多样性管理措施是否需要进一步调整, 以达到相应的保护目标(Lindenmayer et al, 2006)。

## 1.2 监测指标体系及取样方法的确定

近年来, 为实现《生物多样性公约》2020年的目标, 并考虑到生物多样性变化的复杂性, 不同的组织向《生物多样性公约》秘书处提交了100多个生物多样性监测指标, 但其中有2/3的指标并不能指示生物多样性的变化(Bubb et al, 2011)。为了在全世界采用具有可比性的指标比较不同区域生物多样性的变化, 《生物多样性公约》缔约方大会分别于2004年和2006年决定建立生物多样性评估的指标体系并成立生物多样性指标联盟(Biodiversity Indicators Partnership)。Pereira等(2013)提出的生物多样性核心监测指标(essential biodiversity variables), 定义了一组最少的核心指标来监测全球生物多样性变化的主要维度, 这使全球采用相同的生物多样性指标体系和相似的取样方案成为可能, 有利于地区之间的结果比较。目前, 生物多样性监测指标主要包括4类: (1)状态指标, 反映生物多样性及其组分的现状和变化趋势; (2)压力指标, 反映威胁生物多样性的主要因素的变化; (3)响应指标, 反映保护政策或措施的效果; (4)效益指标, 反映生物多样性产品和服务的现状和变化(<http://www.bipindicators.net/indicators/>)。另外, 生物多样性监测指标的选择还需要考虑监测费用, 如生理生态指标的测量往往比较昂贵。

## 1.3 监测网络的时空布局及其动态调整

取样的时空布局决定了统计上显著的生物多样性变化和我们假定的原因之间相关的置信度。随机取样是比较科学的统计方案, 可以避免一些取样上的偏差。例如, 生态学家如果倾向于在成熟林中取样, 监测结论就会倾向于: 大树的密度随时间增加而减小, 但死亡率和增长率会随时间的增加而增加, 造成成熟林偏差(majestic forest bias) (Phillips et al, 2002); 相反, 如果生态学家倾向于在次生林中取样, 监测的结论就会倾向于: 森林的胸高断面积随时间增加而增加, 造成次生林偏差(immature forest bias) (Phillips et al, 2002)。同样, 如果在森林斑块中心或边缘有倾向性地取样, 也会得出有偏差

的结论。另一方面, 也可根据监测区域的生态梯度对不同亚区域分层, 便于对不同亚区域的生物多样性变化进行比较。但也有人反对这种预先分层的方案, 因为亚区域的数量是监测生态梯度的指数函数, 这样做容易导致样区数量庞大。如监测网络有5个主要生态变量, 每个生态变量分为高、中、低3个梯度, 那么就需要分为 $3^5 = 243$ 个样区。

数据采集要尽量排除主观因素, 如计数而不是目测估计。此外, 还需要对整个数据采集方案进行优化, 包括取样频度、取样区数量和重复数量等, 在达到监测目标的同时尽量减少监测费用。但是, 在监测的开始阶段, 监测取样和数据采集方案很难达到完美, 加之监测网络很少有预监测项目, 因此最优方案通常是在监测开始几年后通过逐渐调整优化而成(Vos et al, 2000)。数据分析是用来检验生物多样性变化的假设, 如“生物多样性在监测的时间序列上没有变化”的零假设, 需要按事先设计的统计方法进行分析。

监测指标和取样频度需要不断优化, 同时, 监测数据要保证高质量。数据质量控制最重要的部分是数据统计分析以及结果的阐述。为了确保监测质量, Board (1990)建议对监测分析结果进行经常性的同行评议。另外, 大型监测网络必须在网络设计之初就考虑到网络的组织工作, 包括数据采集、储存、分析以及对监测网络的维护等。

## 1.4 监测网络的有效性评价

全国范围内的生物多样性监测需要耗费大量的时间和财力, 因此监测系统能否真正起到监测生物多样性变化的作用至关重要。根据Elzinga等(2009)的分类, 监测结果可分为结论性结果和非结论性结果。结论性结果可为监测目标提供明确的结论, 而非结论性结果由于取样量不足或取样方案等问题, 不确定性很高, 从而难以做出明确的判断, 因此应该尽量避免非结论性的监测。另外, 在进行生物多样性监测网络的设计时, 取样策略必须是可操作的, 并需要考虑森林群落结构的复杂性以及监测区域内时空上的异质性。

# 2 地球观测组织-生物多样性监测网络和国际森林生物多样性监测网络的进展

## 2.1 地球观测组织-生物多样性监测网络

2001年, 在南非约翰内斯堡举行世界可持续发

展峰会期间,各成员国都意识到了获取全球共享的、足够的环境信息对于共同管理地球环境的紧迫性和重要性(Scholes et al, 2008)。接下来,经过各国协商和设计,于2005年成立了地球观测组织(Group on Earth Observations, GEO)。目前, GEO是一个由87个政府、欧盟委员会和64个国际组织志愿成立的合作组织,目标是提高与全球环境相关的信息的可用性和协作性(Scholes et al, 2012)。在GEO提出的9个与环境相关的优先社会惠益领域中,生物多样性是其中之一。2008年5月,联合国《生物多样性公约》缔约方会议发起成立了地球观测组织-生物多样性监测网络(Group on Earth Observations-Biodiversity Observation Networks, GEO BON, <http://geobon.org/>),来协调全球生物多样性信息的组织和合作。

生物多样性包括不同时空尺度的生物和环境等各方面复杂的信息,因此GEO BON的主要目标是通过制订数据结构、标准以及设计监测网络和取样策略来提高生物多样性监测的一致性(Scholes et al, 2008)。《生物多样性公约》要求GEO BON协助设计一组全球通用的生物多样性监测指标来评估生物多样性的变化趋势,以贯彻其2011–2020生物多样性战略规划的爱知目标([www.cbd.int/sp/](http://www.cbd.int/sp/)),因此, GEO BON设计了生物多样性核心监测指标(Pereira et al, 2013)。然而, GEO BON不是一个实体监测组织,它的主要目标是指导数据收集、监测标准化以及生物多样性信息的交换。目前, GEO BON包括8个工作组,涵盖的领域有:陆地生态系统监测、淡水生态系统监测、海洋生态系统监测、生态系统服务、立地和遥感数据的模型整合以及数据整合与协作。Scholes等(2012)对GEO BON的定位总结了8点: (1)数据开放共享; (2)监测生物多样性的状态和变化; (3)服务于生物多样性监测用户的需求,且监测标准容易执行; (4)重点跟踪较大空间尺度的生物多样性变化; (5)覆盖全球; (6)覆盖不同的生物类群; (5)质量控制; (6)经济高效; (7)可持续; (8)全球协作。

GEO BON的一个很好的策略是鼓励国家和地区成立不同水平的子网络,如欧盟成立了EU BON (<http://www.eubon.eu/>), 亚太地区成立了AP BON (<http://www.esabii.biodic.go.jp/ap-bon/index.html>), 以逐步达到全球水平的监测网络,并均衡区域、国家和全球尺度的角色定位。

## 2.2 全球森林监测网络

美国史密森热带研究所的热带森林研究中心和哈佛大学等单位推动建立的全球森林监测网络(Forest Global Earth Observatory, ForestGEO, <http://www.forestgeo.si.edu/>),是目前全球最大的森林生物多样性监测网络(Anderson-Teixeira et al, 2015)。ForestGEO在全球25° S–61° N之间的24个国家和地区建立了63个2–120 ha大小不等的样地,其中90%的样地面积超过10 ha (Anderson-Teixeira et al, 2015)。样地涵盖了全部12种土壤类型中除旱成土(aridisol)之外的11种,总面积达到1,653 ha,较好地代表了不同的地带性森林,包括热带雨林、北美和中国东部的温带和亚热带森林。

ForestGEO网络采用统一的监测标准,即对胸径大于1 cm的每个木本植物个体挂牌、空间定位、鉴定到种并测量胸径,每5年复查1次,同时还制订了监测幼苗、种子产量、物候、枯倒木和凋落物等植物生活史各阶段的方案。

通过对大型样地的长期监测,人们发现ForestGEO样地的森林群落处于高度的动态变化中。在对巴拿马的BCI (Barro Colorado Island)样地前18年的监测中,发现胸径大于1 cm的树种的周转率超过40%, 75%的物种多度变化超过10%,表明森林群落正在响应全球气候变化(Leigh, 2004); Chisholm等(2014)在对ForestGEO的12个样地的研究中发现,在10年的时间尺度上,环境变化是种群变化最重要的驱动因子。Chave等(2008)对ForestGEO的10个热带森林样地的研究发现,有9个干扰较少的热带森林中生长速度较慢物种的优势度正在增加,其中5个样地增加显著,可能反映出这些森林对全球气候变化的响应,也有可能是因为它们正在从过去的干扰中恢复。在对ForestGEO的6个热带样地超过10年的监测中, Wright和Calderon (2006)发现藤本植物花的数量和种子产量一直在增加,这与在巴拿马的BCI样地及其他地区监测的结果(Ingwell et al, 2010, Schnitzer & Bongers, 2011)一致。在巴拿马的BCI样地和马来西亚的Pasoh样地都监测到地上净初级生产力减少的现象(Feeley et al, 2007),但在美国马里兰州的次生林中却监测到了净初级生产力增加的现象(McMahon et al, 2010),这可能与成熟林和次生林对气候变化的响应不一致有关。另外, ForestGEO也试图探索引起森林生物多样性变化的

驱动机制。如: 在ForestGEO的4个热带样地中, Feeley等(2007)和Dong等(2012)发现, 树种的生长速率与夜间温度呈负相关, 可能是由于夜间的呼吸速率增加导致了碳储存的减少。

### 2.3 热带生态评估与监测网络

与ForestGEO相比较, 热带生态评估与监测网络(Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network, TEAM, <http://www.teamnetwork.org/>)是一个更为综合的热带生物多样性监测网络。TEAM由保护国际、密苏里植物园、史密森研究院和野生生物保护区学会共同发起(Baru et al, 2012), 跨越中美、南美、东南亚和非洲热带森林的17个研究点, 每个样区采用相同的气候、植被、陆地脊椎动物和样区周围人类-自然系统的监测标准, 人类-自然系统的监测内容包括土地利用变化、水文过程、生境连续性等。

与ForestGEO专注于群落水平的生物多样性监测和机理研究相比, TEAM更侧重于多尺度分析。TEAM的目标是从样地尺度(1 ha)、景观尺度、区域尺度到全球尺度上监测热带森林生物多样性动态和生态系统服务功能的变化。在样地尺度上, 每个TEAM样区由在核心研究区内的至少6个1 ha森林样地组成, 样地在研究区域内设置为随机分布, 间距在2 km以上, 对胸径在10 cm以上的木本和藤本植物进行空间定位并鉴定到种, 每年复查1次, 用于监测和研究热带森林生物多样性和森林碳库的动态变化及机制。Cavanaugh等(2014)分析了分布在东南亚、非洲和美洲的11个TEAM样区59个1 ha样地的地上生物量与环境因子和生物多样性的关系, 发现种间生态位互补效应与选择效应同时影响热带雨林的地上碳储量, 表明生物多样性与生态系统功能的关系也存在于生物多样性较高的热带雨林中。

在景观尺度上, TEAM要求在180 km<sup>2</sup>的范围内, 按每2 km<sup>2</sup>布置1个红外相机的密度, 在整个样区内布置60台红外相机, 对包括哺乳动物、地面活动鸟类等在内的陆生脊椎动物进行调查(Youn et al, 2011)。在区域和全球尺度上, 截至2012年4月, TEAM的17个样区已累积达70万张陆生脊椎动物照片, 成为全球最大的陆生脊椎动物照片数据库, 为理解热带森林动物群落动态提供了重要的数据源(Baru et al, 2012)。如通过对分布在乌干达、印度尼

西亚、哥斯达黎加和巴西等6个TEAM样区的5.1万张照片进行分析, Ahumada等(2011)鉴定出105种哺乳动物, 发现与部分片断化森林区和连续森林区相比较, 高度破碎化地区具有较低的物种丰富度、物种多样性和功能多样性。

### 2.4 泛欧洲森林监测网络

泛欧洲森林监测网络(Pan-European Forest Monitoring Network, PEFMN)由国家水平上的森林清查扩展而成, 主要目标是保障欧洲森林的可持续利用。其主要监测目标有: (1)对由人为或自然压力导致的欧洲森林时空变化进行周期性评估; (2)理解由人为或自然压力引起森林变化的驱动机制(Ferretti & Chiarucci, 2003)。

泛欧洲森林监测网络跨越40多个国家, 由6,800个以上的第一层次(Level 1)样地和760个以上的第二层次(Level 2)样地组成, 两个层次上样地的监测相互补充(Ferretti, 2010)。为了达成第(1)个目标, 要求第一层次样地代表欧洲水平上的森林信息, 因此第一层次样地由大范围内在时间和空间上有代表性的森林样地组成, 普遍采用以确定的地理坐标为圆心和一定长度为半径的样圆, 样圆面积通常为2,400 m<sup>2</sup>, 每个欧盟国家最少应该在16 km × 16 km面积内设置一个样圆。每个国家可以采用不同的取样策略(随机取样或系统取样等), 但同一国家的样地要求设置成相同的形状和面积。2003–2006年, 欧盟对第一层次样地的土壤、森林结构和植物多样性进行了调查(Ferretti & Fischer, 2013)。

为了理解森林的变化机制, 第二层次上的样地主要由物种组成、生境类型等尽可能相同的森林区组成, 且样地的数量至少为第一层次样地的10%, 样地的最小面积为0.25 ha。同时, 为方便长期监测和空间定位, 可在样地内设置子样地。此外, 第二层次样地还可设置缓冲区, 缓冲区的设置根据立地条件而定, 但必须足以确保样地能避免附近道路等干扰的影响。为了方便数据分析, 应尽可能在相同类型的森林区设置重复, 而不是在大批不同的森林类型中分别设置单个的第二层次样地(Ferretti & Fischer, 2013), 使样地的变化机制难以比较。

利用1987–2007年泛欧洲森林样地监测网络的数据, Carnicer等(2011)分析了干旱对欧洲南部森林的脱叶率、死亡率和食物网的影响。他们发现欧洲

低地针叶树种的种群数量几乎持续下降,同时干旱地区脱叶率增加的趋势与死亡率增加的趋势是一致的,而且严重干旱的影响与昆虫和真菌引起脱叶率的突然变化导致了食物网长期的断裂效应。另外,通过对泛欧洲森林监测网络第二层次样地土壤硝态氮、铵态氮和硫含量在1999–2004年的连续监测,Lorenz等(2008)发现硫的沉降减少了1/4,这是欧洲《大范围跨境空气污染公约》(Fraenkel, 1989)对空气污染成功控制的结果。但是,硫、硝态氮和铵态氮在许多森林样地还是超过公约的阈值,特别是硝态氮和铵态氮,这些氮和硫的沉降引起植物群落有轻微向喜氮和喜酸植物演替的趋势(van Dobben & de Vries, 2010)。以上这些监测都为进一步制订生物多样性保护策略提供了非常关键的数据支持。

## 2.5 亚马逊森林清查网络

亚马逊森林清查网络(Amazonian Forest Inventory Network, RAINFOR) (<http://www.rainfor.org/>)是近年来崛起的另一个区域尺度上的森林监测网络。亚马逊地区的森林面积占全球森林面积的45%,储存了全球20%的碳,其重要性毋庸置疑(Malhi & Grace, 2000)。RAINFOR的主要目标是通过分析环境因子与森林在空间上的变化,理解亚马逊森林的生产力及其动态与环境因子的关系(Malhi et al, 2002)。其主要关注的环境因子包括水、光和土壤养分(Malhi et al, 2002)。后来,又增加了4个目标:(1)量化森林生物量和碳周转的长期动态变化;(2)分析当前森林结构、生理生态、生物量及其动态变化与局部气候和土壤养分的关系;(3)理解生产力、死亡率和生物量之间的关系;(4)通过上述(1)和(3)之间的关系,理解气候变化如何影响亚马逊森林的生物量和生产力,为整个区域的碳动态模型提供参数。

RAINFOR的样地由一次调查样地、多次调查样地和精细监测样地组成。样地建设从2001年开始,并将亚马逊地区原有的样地纳入网络。样地面积通常为1 ha左右,形状可设为正方形或长方形,对胸径大于10 cm以上的木本植物个体进行挂牌、空间定位、鉴定到种,并测量木本和藤本植物的胸径、树高以及叶面积指数(Phillips et al, 2003)。整个网络的样地设置在地图上随机定位,以避免因为偏向于选择成熟林或次生林,造成对森林结构和生物量估计的偏差。另外,尽可能在原来取样较少的区域取样,避免在已有样本密集区重新取样,使样地覆盖

整个亚马逊地区的环境梯度和森林类型(Phillips et al, 2003)。除了森林结构参数以外,还对土壤养分、土壤物理特性、叶功能性状、地形等进行监测,并建立自动气象站(Malhi et al, 2002)。

RAINFOR的研究发现,气候变化和人类干扰将强烈影响亚马逊森林的结构和动态(Barlow et al, 2011)。Malhi等(2009)采用19个气候变化模型模拟了亚马逊地区未来的气候变化情景对亚马逊森林的影响,表明亚马逊地区东部的季节雨林在21世纪可能面临更大的水胁迫,有可能转变成稀树草原。Brienen等(2015)分析了321个亚马逊地区的森林样地,证实了亚马逊森林是一个长期的碳库,但与20世纪90年代比较,在过去10年里地上生物量增长的速率大约减少了1/3。他们认为这可能是由于气候变化引起树木死亡率增加,从而导致森林碳储存随时间减少引起的(Brienen et al, 2015)。另有研究表明,十多年来,群落的定居率和死亡率在亚马逊森林中普遍增加,这可能是由全球气候变化导致,将来随着亚马逊老龄林的饱和、死亡率的增加以及增温所导致的呼吸速率增加,碳库有可能转化为碳源(Phillips et al, 2008)。

与RAINFOR类似的还有非洲热带雨林监测网络(African Tropical Rainforest Observation Network, afriTRON, <http://www.afritron.org/>),监测跨越非洲的热带雨林生物多样性、森林碳库的变化等。

## 3 中国森林生物多样性监测研究进展

### 3.1 森林资源清查体系和中国森林系列丛书的出版

森林资源广义上指林业用地的各种林业面积和各种森林蓄积量,同时还包括森林中的野生动植物资源、药用植物资源等。我国的森林资源清查是以掌握宏观森林资源现状和动态为目的,以省为单位,以固定样地为主,进行定期复查的森林资源调查方法,是全国森林资源与生态状况综合监测体系的重要组成部分(林来仙和岳祥华, 2007)。

全国第1次森林资源清查从1973年开始,到1976年结束。此后,每5年清查一次,优化完善了各省清查体系,并引入了遥感、全球定位和地理信息系统等技术(林来仙和岳祥华, 2007)。从第6次森林资源调查开始,国家林业局下发了《国家森林资源连续清查主要技术规定》,要求固定样地的设置按系统抽样的原则,在公里网交点上设置面积为

0.067 ha的固定样地,对样地内胸径为5 cm以上的个体测量胸径。

根据我国8次森林资源清查的结果,森林面积由第1次清查的1.22亿ha增加到第8次的2.08亿ha,森林蓄积量由86.6亿 $\text{m}^3$ 增长到151.4亿 $\text{m}^3$ 。同时,森林资源结构也更加优化,针叶林、阔叶林、针阔混交林的比例由第5次森林资源清查的51:48:1变为37:55:8,呈现针叶林减少、阔叶林和针阔混交林增加的趋势。但是,我国森林小径级株数比例由第4次森林资源清查时的55%上升到第8次森林资源清查时的73%,大、特径级比例由13%下降到3%(许传德, 2014)。从我国森林资源清查数据的布局来看,总体上能较好地进行观测型监测和执行型监测,如:监测了我国“三北”防护林建设工程、20世纪90年代的造林灭荒行动及本世纪初启动的天然林保护,但由于总体上面积都较小,很难进行验证型监测,即分析和验证生物多样性变化的机制。

在早期森林资源清查资料的基础上,林业部从20世纪70年代开始组织编写《中国森林》系列丛书,各省、自治区林业主管部门也都成立了相应的森林编辑委员会。丛书按统一规程编写,主要内容包括:森林的自然地理环境;重要森林类型的水平和垂直分布、组成结构、生境和更新演替等规律以及应采取的经营措施;重要森林病虫害及其防治等。另外,《中国森林》介绍了全国400多个森林植被类型(相当于植被分类中的群系)及其分布规律、更新演替和生长发育规律等(中国森林编辑委员会, 2000)。大部分省、自治区都出版了相应的单行本,《中国森林》系列丛书对认识我国森林的主要类型及其分布规律有重要作用,也推动了森林生物多样性监测(宫连城, 1988)。

### 3.2 森林生态系统定位研究

20世纪50年代末至60年代初,天然和人工生态系统结构与功能的定位观测逐渐受到重视。1958年,中国科学院在云南西双版纳建立了我国第一个生物地理群落定位站,一些科研院所和高校开展了小规模定位监测。之后,中国科学院又于1988年开始筹建中国生态系统研究网络(Chinese Ecosystem Research Networks, CERN)。CERN的主要目标是对全国不同区域和不同重要生态系统类型(包括农田、森林、草地、湖泊和海湾生态系统)进行长期监测与实验,同时结合遥感与模型模拟等方法,研究我国

生态系统的结构与功能、过程与格局的变化规律,并开展生态系统优化管理与示范。CERN确定了29个初始成员站,设计了生态站—分中心—综合中心的三级数据库和共享系统(杨萍等, 2008)。目前, CERN共建有40多个生态系统类型站,其中包括长白山森林生态系统定位研究站等11个森林定位研究站,形成了覆盖全国主要生态系统类型和区域的网络。从1998年开始, CERN采用统一的监测规范,对水分、土壤、气候和生物4个方面进行监测,先后出版了森林、草地、农田等生态系统的观测与分析手册。CERN的森林监测主要通过设置1—2个综合观测场进行,每个综合观测场选择1个100 m × 100 m的样方或2—3个40 m × 40 m的样方(于贵瑞和于秀波, 2013)。

经过30多年的监测和研究, CERN建立了规范的指标体系、标准规范和规章制度体系,形成了国家尺度上的生态系统监测网络,获得了大量科学数据,并有一批高水平理论成果发表,如:内蒙古草原站在25年的监测基础上,研究了多样性与稳定性的关系及其机制,得出了“群落尺度的稳定性主要来自物种之间和功能群之间的补偿作用”的研究结论(Bai et al, 2004);鼎湖山站通过20多年的观测研究,否定了“成熟森林生态系统没有碳汇功能”的假说,推动了生态系统生态学非平衡理论框架的建立(Zhou et al, 2006)。

与CERN同一时期开始建设的规模较大的监测网络还有森林生态系统研究网络(Chinese Forest Ecosystem Research Network, CFERN) (<http://www.cfern.org/>)。1978年,林业部正式确立“森林生态系统研究”规划,制订了全国发展规划草案。20世纪80年代,林业部门建立了30多个定位监测点,监测“三北”防护林等林业防护林体系的生态功能及环境效益。1992年,林业部总结了森林生态系统定位研究工作,成立了由11个定位站组成的CFERN,制订了“林业部森林生态系统定位研究网络规划”。CFERN管理委员会由国家林业局有关专家和科学家组成,网络管理中心设在中国林业科学研究院大岗山森林生态系统定位研究站(王兵等, 2004)。

目前, CFERN拟在全国布设102个站点,包括已经建成的88个站点,以形成从南到北沿热量梯度变化以及从东到西沿水分变化梯度的研究样带。CFERN的主要目标是:以十字式网络定位观测为

基础,从个体、种群、群落到生态系统4个水平上同步对森林生态系统结构和功能进行长期、全面的监测,揭示森林生态系统组成、结构与气候环境之间的关系,监测人类活动对系统的冲击与其自我调节过程,并建立森林生态环境动态评价、监测和预警体系(王淑元和林升寿,1995)。CFERN也建立了一套监测标准规范体系(<http://www.cfern.org/jczb/index.asp/>)和取样标准方法:样区确定后,在森林内坡面的上部、中部和下部各设置一条样带,在样带内选择代表性地段设置0.1–1 ha样地,在样地内设置10 m × 10 m的乔木样方、2 m × 2 m的灌木样方和1 m × 1 m的草本样方各3–5个。CFERN建立了国家尺度上的森林生态系统监测网络和规范的指标体系,并在中国森林生态系统固碳(Wang D et al, 2013)、生态系统服务(Niu & Wang, 2013)和地球化学循环(Han et al, 2013)等方面取得了重要成果。

在CERN、CFERN以及农业和气象部门、高等院校观测站点的基础上,2004年,科技部成立了国家生态系统观测研究网络综合研究中心,遴选了35个基础条件好、观测和研究水平较高的野外观测站,其中包括17个国家森林生态站,成立了国家生态系统观测研究网络(National Ecosystem Research Network of China, CNERN) (<http://www.cnern.org/>)。

### 3.3 中国森林生物多样性监测网络(CForBio)

为推动中国森林生物多样性监测和分析方法的标准化进程,中国科学院生物多样性委员会(以下简称多样性委员会)开始在中国不同典型地带性森林中建立标准化固定样地,用于不同气候带地带性森林生物多样性的长期监测和比较研究(马克平,1994)。随后,在国家自然科学基金“九五”重大项目以及林业部全球环境基金“森林植物生物多样性的动态监测”的支持下,多样性委员会采用标准化、规范化的统一方法和点面结合的网络途径,开始筹建“中国生物多样性动态监测网络”。首先,在中国科学院鼎湖山森林生态系统定位研究站、神农架生物多样性定位研究站、北京森林生态系统定位研究站以及长白山森林生态系统定位研究站等地都设置了1–5 ha不等的固定样地,对样地内各物种进行了空间标定和个体参数的测量。继而,《森林生物多样性监测规范和方法》一文发表(贺金生等,2000)。该文详细介绍了森林动态监测样地的选择、设置、调查等方面的工作方法和流程,为进一步明确和规范

森林动态监测提供了详实的基础资料。该阶段工作的主要特征是,将中国森林生态系统研究与国际上主流的研究方法接轨,积累了森林长期样地建设的经验,也为中国森林生物多样性研究领域培养了大批人才,奠定了后期进行更大规模的森林样地建设和学术研究的基础。

按照ForestGEO样地建设的技术规范(Condit, 1998),以2004年代表温带森林的长白山25 ha样地建成为标志,多样性委员会正式启动了“中国森林生物多样性监测网络”(Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network, CForBio)的建设。随后,在2005–2007年,代表中亚热带森林的古田山24 ha样地、代表南亚热带森林的鼎湖山20 ha样地和代表热带季雨林的西双版纳20 ha样地建成。陆续建立的样地还包括,亚热带高海拔的八大公山25 ha样地、喀斯特季雨林的弄岗15 ha样地、暖温带中部的东灵山20 ha样地、暖温带南部的宝天曼25 ha样地。同时,还联合院外单位建立了若干大型森林监测样地,如:小兴安岭丰林和凉水的阔叶红松(*Pinus koraiensis*)林样地、浙江天童的常绿阔叶林样地以及大兴安岭北方林样地等。

自2004年开始建立以来,CForBio邀请了一批在生物多样性监测和研究方面知名的国内外专家,对研究人员进行培训和指导,如加拿大蒙特利尔大学的Pierre Legendre教授、阿尔伯特大学的何芳良教授、台湾东海大学的孙义方教授、ForestGEO的Richard Condit、Joseph Wright、Nathan Swenson、Liza Commita和Helene Muller-Landau博士等,为研究人员举办了“种子生态学与植物功能性状”、“计算机R语言”以及“数据管理”等培训。此外,自2011年,在中美双方国家自然基金委员会的支持下,CForBio和ForestGEO每年在美国或中国举办一次数据分析和论文写作研讨班,以加强我国生态学者的能力培养及其与ForestGEO各样地的交流。

CForBio的建立标志着我国森林生物多样性监测网络初具规模,同时,在生物多样性维持机制研究方面也取得了比较好的进展,主要成果如下:

(1)各样地的物种大部分呈聚集分布。虽然物种的分布格局受多个生态学过程的影响,如种子的扩散限制、样地生境异质性、同种个体之间的密度制约效应等,但是各样地的大部分物种呈聚集分布,如在长白山样地(Hao et al, 2007)、鼎湖山样地(Li et



al, 2009)和八大公山样地(Guo et al, 2013)中, 优势种和常见种都表现出显著的空间聚集分布。

(2)不同纬度地带的森林中都存在普遍的密度制约现象。在南亚热带的鼎湖山样地(Bin et al, 2012)、中亚热带的古田山样地(Zhu et al, 2010)、北亚热带的八大公山样地(Lu et al, 2015)和温带的长白山样地(Bai et al, 2012)发现大部分物种都存在密度制约现象。另外, Chen等(2010)发现, 在古田山样地, 生境异质性的对幼苗动态的相对贡献(约占34.6%)要高于密度制约机制的相对贡献(约占17.7%); Lin等(2012)发现, 在西双版纳热带季雨林样地中, 雨季幼苗的密度制约强度大于旱季。

(3)生态位过程和中性过程在不同地带性森林的群落构建中都发挥着比较重要的作用。Legendre等(2009)发现, 在古田山样地中, 中性过程和生态位过程对亚热带常绿阔叶林群落组成变化的影响大致相等(都在30%左右)。同样, Shen等(2009)和Wang等(2011)也发现, 在古田山和长白山样地中, 只有生态位过程和扩散限制共同作用才能更好地解释种-面积曲线和 $\beta$ 多样性格局。Zhang等(2011)发现, 古田山亚热带森林树种的分布与土壤水分和养分分布显著相关。Bin等(2010)在鼎湖山样地中也发现, 中性过程和生态位过程共同决定森林的分布格局和 $\beta$ 多样性格局。另外, 在鼎湖山(Wang et al, 2009)、古田山(Lai et al, 2009)和八大公山(Wang et al, 2014b)样地中, 不同树种都表现出与生境的显著关联。

(4)不同纬度地带森林的系统发育结构和功能结构都显著地偏离随机结构。例如, Liu等(2013)对古田山样地5种性状空间分布的研究结果发现, 大部分性状受到非随机过滤作用的影响, 呈现聚集分布, 且环境过滤联合扩散限制对群落功能结构有着重要影响, 但群落进化历史对群落功能结构的影响较小。Wang等(2015)将长白山样地森林群落与代表不同生态过程的模型模拟群落的系统发育和功能 $\beta$ 多样性相比较, 发现扩散限制能较好地拟合小尺度上的系统发育 $\beta$ 多样性与功能 $\beta$ 多样性, 说明在温带森林中种间相互作用可能并不重要。同时, Wang XG等(2013)在分析长白山样地单个个体周围物种数、系统发育多样性时也发现了类似的结论。Yang等(2013)进一步分析了9个温带和热带样地个体周围的系统发育多样性, 发现个体周围的系统发育多

样性虽然没有表现出纬度梯度, 但都表现出非随机结构, 表明局部群落生态过程对群落构建有重要作用。Mi等(2012)采用群落系统发育学的方法分析了包括CForBio的4个样地在内的亚洲11样地与美洲的4个森林样地, 结果发现干扰较小的9个森林中有6个支持生态位分化假说, 而6个干扰占主导以及其他3个干扰较小的森林并不支持该假说。Yang等(2014)还分析了不同生活史阶段和不同尺度上的系统发育和功能结构, 结果支持在大尺度上环境因子决定群落结构, 而在小尺度上种间相互作用决定群落结构的结论。

(5)不同纬度地带都有较强的种间相互作用。在长白山温带阔叶红松林样地, Wang等(2010)分析了该样地内所有胸径大于10 cm树种之间的种间关系, 结果表明约有31%的物种对呈显著的负相关(排斥), 明显高于热带雨林的6%, 该结果不支持中性理论假说。Wang等(2014a)在八大公山亚热带森林中发现, 大约47%的物种对在小尺度上呈显著的种间相互作用, 而且乔木树种比灌木树种表现出更强的种间相互作用。

大样地中植物样本量大, 因此建立大型监测样地的工作量相当繁重, 但单独一个样地往往不能代表整个地带, 只能代表所在地区的少数林型。如长白山建立的25 ha样地虽然能较好地代表地带性森林——阔叶红松林, 但其所在的植被地带——温带南部针叶落叶阔叶混交林跨度较大, 即使是同一类型的阔叶红松林, 在长白山和小兴安岭也有差异。同时, 该地区除了阔叶红松林以外, 面积较大的还有杨桦(*Populus davidiana*–*Betula platyphylla*)林、落叶松(*Larix olgensis*)林、云冷杉(*Picea asperata*–*Abies fabri*)林等。因此, 中国生物多样性监测与研究网络(Sino Bon)于2015年成立后, 开始在现有的CForBio基础上, 建设中国森林生物多样性监测网(Sino Bon-CForBio), 并依据植被地带性规律适当增加监测样地, 以便在全国水平上更好地监测森林生物多样性变化。

## 4 中国森林生物多样性监测网的整体设计

### 4.1 科学目标

第一, 不同典型地带性森林的生物多样性维持机制研究。Sino BON-CForBio将以大样地为核心, 研究不同典型地带性森林的生物多样性维持机制。



同时,在各森林植被区的主要森林类型中设立较大的样地(1–5 ha),研究各植被区内主要森林类型的生物多样性维持机制,并进行比较。

第二,生物多样性变化的监测及驱动机制研究。(1)在全国尺度上监测森林生物多样性变化。Sino BON-CForBio是一个观测型监测网络,可在已有的CForBio基础上,以森林大样地为核心,选择不同森林类型的典型分布点建立植物群落监测样地,并合理取样以避免前述各种可能的取样偏差。另外,从时间和空间上扩展森林植物多样性监测工作:时间上开展长期的规范监测工作;空间上需按照生态梯度和区域代表性,涵盖不同的森林群落类型,在这些森林中开展统一的监测活动,为决策者和公众提供生物多样性变化的信息,为生物多样性保护提供预警。(2)阐明森林生物多样性变化的机理。生物多样性变化可能是由人为因素、自然因素或多种因素相互作用引起的。部分样地要能够成为验证型监测样地,即探索生物多样性变化的机理,为生物多样性保护决策提供信息支持。(3)在验证生物多样性变化机理的基础上,为生物多样性恢复提供管理示范,部分样地要成为有效性监测样地,监测生物多样性恢复措施是否有效。

第三,生物多样性变化效应的研究。由于人为干扰,生物多样性面临严重威胁,目前尚难评估由于我国生物多样性的减少所导致的生态系统功能变化,但已有少数相关研究,如以江西新岗山“生物多样性–生态系统功能”50 ha大型控制实验平台为基础,研究不同生物多样性水平下的生态系统功能和服务,以探讨在生物多样性锐减的情景下生态系统功能的变化(Bruelheide et al, 2014)。

## 4.2 网络设计

### 4.2.1 总体设计

《中国植被》(吴征镒, 1980)和《中华人民共和国植被图(1:100万)》(中国植被图编辑委员会, 2009)将我国陆地植被划分为8个植被区域、28个植被地带、119个植被区以及453个植被小区。其中,森林植被区域5个、森林植被地带14个、森林植被区57个和森林植被小区212个(附录1, 2)。森林生物多样性监测网必须对中国森林植被区和主要森林群落类型具有充分的代表性,因此,中国植被中有关森林植被区划的成果是顶层设计和监测样地布局的最重要依据。

Sino BON-CForBio涵盖了中国主要气候带的地带性森林类型,为理解森林生物多样性形成和维持机制沿纬度的变化提供了理想的实验平台。该网络的大样地是森林生物多样性监测网最重要的核心样地,在顶层设计中必须充分体现。

### 4.2.2 分层设计

基于上述顶层设计原则,结合Sino BON-CForBio对生物多样性核心指标的监测要求,以及中国科学院森林生物多样性监测的现状,拟将其分为4个层级:

第一层:在5个主要森林植被区域设置大型固定样地,主要监测对象是典型地带性森林植被。每个植被区域设1–3个大型固定监测样地(图1),覆盖我国14个森林植被地带,样地面积在16–25 ha以上,包括原有的CForBio样地。其主要目标是监测群落内优势种和常见种的多度、群落多样性的变化,研究物种共存和群落变化的机制,进行验证型监测。

第二层:在每个植被地带的森林植被区(共57个,附录2),选择典型的森林群落(附录3),设置50 m × 50 m至100 m × 100 m的固定样地。群落类型与大型固定监测样地的群落类型不重复,根据森林群落的分布面积可设置一定数量的重复,以监测各森林植被区主要森林群落动态和生物多样性变化,并开展样地间的联网研究,揭示生物多样性变化机理,进行验证型监测。

第三层:在森林植被小区(212个)设置多个小型样地(20 m × 20 m至50 m × 50 m),以监测主要森林植被类型(可以群系为基本单位)生物多样性核心指标的变化。此层次上的监测主要是观测型监测,观测植被区内森林生物多样性是否有趋势性变化。

第四层:长期野外控制实验。在观测实验中,可影响生物多样性变化的因素很多,包括气候变化、氮沉降、人为干扰和管理措施等,即使是验证型分析也只是由管理措施与生物多样性变化的显著相关性推导而来。在建立长期监测样地的同时,还需要在典型森林生态系统中建立针对重要生物多样性影响因素的长期野外受控实验,并开展对照与处理样地的长期监测,从而阐明单个影响因子及其与其他影响因子的交互作用对生物多样性的影响及作用机制。例如,在以往的观测实验中,很难验证生物多样性变化的效应,而在江西新岗山建立的50 ha的生物多样性–生态系统功能大型控制实验

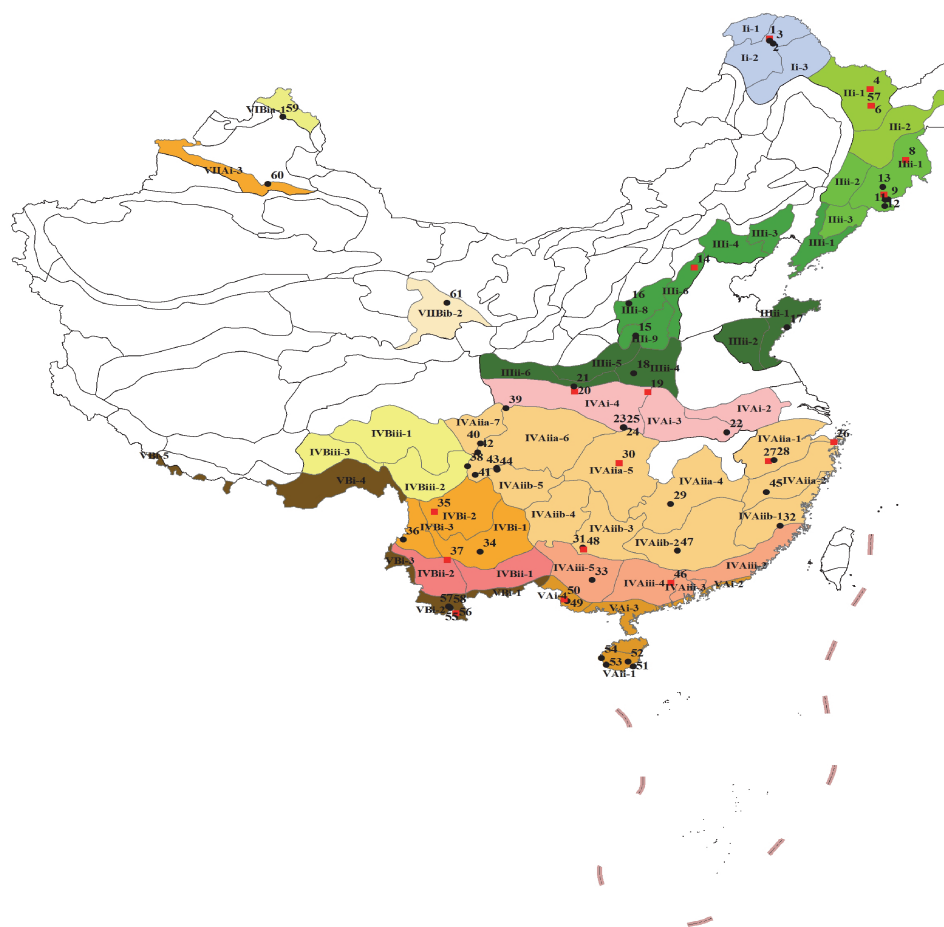


图1 中国主要森林类型的代表性群落监测样地布局。黑色圆点表示森林植物区代表性群落样地, 红色方块表示已建成或正在建设的大样地。图中从Ij-1到VII B1b-2均为植被区的编号, 详见附件2。

Fig. 1 Samples distribution of representative forest communities in China. The black circles stand for representative forest communities, and the red squares for being constructed or constructed large forest dynamic plots. The code from Ii-1 to VIIbIb-2 represents different forest areas in Appendix 2.

平台,可以排除观测实验中较多的其他干扰因素,研究不同生物多样性情景下的生态系统功能变化。

对于每个层次的监测样地,主要选择代表性地带、植被区和植被小区的典型植被,这些植被类型蕴含大量的特有种,对气候变化和干扰等比较敏感,可对生物多样性变化有较强的指示作用。在森林植被区内也可以选择一些以珍稀和濒危物种为优势种的植被类型,因为它们不仅是生物多样性保育的主体,对气候变化和干扰等也非常敏感。

样区布局的近期目标重点在第一层级(5个森林植被区域)和第二层级(57个森林植被区),样区数量控制在50~60个。中长期目标将拓展到第三层级(212个森林植被小区)。

### 4.3 监测指标体系

GEO BON的Pereira等(2013)提出了生物多样性核心指标的概念,定义了一组最少的生物多样性核心指标来监测生物多样性主要维度的变化,以利于数据的整合和比较。生物多样性核心指标强调在同一样点或地区对同一类群的重复测量,包括生物多样性的不同层次:

(1)遗传多样性: 物种的共祖性、等位基因的多样性、种群的基因分化、类型和品种的多样性。

(2)物种多样性: 物种的分布范围、种群的多度及年龄结构; 物种的主要功能性状, 包括比叶面积、叶片元素含量、木材密度、种子大小、树高、物种物候、传播距离、迁移行为、出生和死亡率等

形态性状和生理性状;群落的组成,包括类群多样性和种间相互作用。

(3)生态系统多样性:净初级生产力、次级生产力、营养的保留率及干扰类型;生境结构、生态系统范围和破碎程度及生态系统功能类型的组成。

遗传多样性主要在物种的不同种群中测定,因而依赖物种多样性和群落多样性的监测。生态系统多样性在大尺度上主要依赖遥感对生境结构、生态系统范围、干扰类型和破碎程度等的监测,在小尺度上依靠对净初级生产力、次级生产力、营养的保留率等生态系统功能进行监测。因此,森林植物多样性监测的核心主要是对群落和物种多样性的监测。Sino BON-CForBio主要以生物多样性核心指标为主,并结合我国传统森林群落调查方法进行拓展。

#### 4.4 监测内容与方法

第一层大型森林样地主要采用ForestGEO森林样地的建设方法(Condit, 1998);第二层、第三层的典型森林群落调查既有传统的群落学调查内容,也有群落的定期复查以及群落动态的长期监测等内容,如树木生长动态实时监测、群落地段水文条件监测以及群落更新动态监测等。归纳起来,典型森林群落监测的工作内容主要包括以下几个方面:

(1)典型森林群落实体的选择、确定和定位立标。根据中国植被分类系统和植被分布规律确定典型森林群落的类型及确切地理位置,同时考虑中国科学院相关研究所的基础和野外生态研究台站的布局,由相关研究所提出建议并由整个网络协调总体布局,选择具有代表性的典型森林群落类型及其具体样地,设立永久性标记。

目前,取样主要在群系水平上考虑,但在工作深入的过程中会将典型森林群落确定到植物群落的基本单位(群丛)。另外,典型森林群落的面积根据具体植被类型来确定,一般为20 m × 20 m至100 m × 100 m。为了保证植物群落的相对均匀,典型森林群落所在地应选择在地形一致性较高的地段,并且应尽量在所在层次内随机取样,以避免各种取样偏差。

(2)典型森林群落环境信息调查与收集。典型森林群落的地理位置、坡位、坡向、土壤类型、土壤层次、土壤理化性质、母岩类型、人类及动物活动影响等因素,均需要在群落确定后进行调查或取样分析与保存。同时,收集区域内气象数据和群落历

史变迁概况等有关信息。

通过直接的气候要素连续观测,应用气候数据插值以及其他公认的推导方法,确定典型森林群落所在地的气候指标;通过采样和分析确定群落所在地的土壤特征。

(3)典型森林群落调查。主要采用常规群落调查。乔木层、灌木层和幼苗主要参照上文4.3节的生物多样性核心监测指标来调查群落的外貌特征、层次结构、物种组成及物种分布的多度、盖度和年龄结构等。

采集、压制、鉴定和保存群落中每一种植物的标本,并作为物种组成的重要凭证之一永久保存。同时,拍摄每个植物种的照片,包括物种在群落中的一般生存状况以及不同年龄个体特征等,还可以用微距镜头记录每一物种的识别特征。

(4)典型森林群落影像资料和植物标本的采集。采集植物标本作为该典型森林群落物种组成的重要凭证。同时,拍摄相关的影像资料,如群落的外貌特征、内部结构、物种的特征以及群落季相的相对变化等。在条件许可的情况下,采集群落三维结构的影像数据,如激光雷达空间数据,并利用全息技术获取不同季节的影像资料,供档案建立和典型森林群落展示时使用。

#### 4.5 Sino BON-CForBio的不可替代性

首先, Sino BON-CForBio的研究定位主要在3个方面:森林生物多样性维持机制的研究、生物多样性变化的监测与驱动机制研究和生物多样性变化效应研究,而目前我国现存的其他监测网络主要定位于生态系统与环境变化的研究,如CERN和CFERN。

其次, Sino BON-CForBio的大型监测样地有利于生物多样性变化驱动机制的研究。由于CERN和CFERN聚焦于生态系统的结构和功能变化,其监测取样面积较小,如CERN的监测结果主要来自1个100 m × 100 m的样方或2-3个40 m × 40 m的样方组成的综合观测场,已经足够研究森林生态系统的优势种群结构及生态系统功能。但由于CERN和CFERN的监测样方面积比较小,除了个别建群种之外,森林群落内几乎所有种群数量都比较小,很难确定种群的变化是其随机波动,还是由一定的生态因素所驱动的;另一方面,由于种群比较小,也很难观测种内和种间相互作用的变化(Ricklefs &

He, 2016)。另外, 由于CNERN只有17个森林定位研究站, 不能涵盖全国多样的典型森林植被类型。

最后, Sino BON-CForBio以“中国植被区划”为基础进行取样布局, 采用三层系统, 充分考虑了不同区划层次上的森林植被和环境异质性, 从植被区域的大型样地、植被区的1 ha样地到植被小区的0.04–0.25 ha样地, 能覆盖中国各植被区重要的森林植被类型, 与CERN和CFERN在布局上相互补充。

#### 4.6 Sino BON-CForBio的预期产出

第一, Sino BON-CForBio是在CForBio基础上进行拓展, 拟初步形成国家水平的森林生物多样性监测网络。Sino BON-CForBio在第一层次的大型森林样地建设已经初具规模, 在不同的植被地带建立了多个大型森林监测样地, 近期主要考虑在第二层次上不同的森林植被区代表性森林群落布设1 ha样地, 建立包括森林群落样方、森林植被区物种名录、植物功能性状以及DNA条形码等各类型数据库, 初步形成国家水平上的森林生物多样性监测网络, 观测各植被地带和植被区是否有趋势性变化, 进行预警型监测。以大型样地和主要森林植被区的代表性群落为基础, 研究主要森林类型生物多样性变化的原因和机理, 评估不同气候带森林群落对气候变化的响应, 进一步预测生物多样性未来的变化情景。

第二, 探讨和比较不同区域进化背景下的地带性森林生物多样性的维持机制, 以及生物多样性变化的效应。目前, 经过十多年的探索, 一些基本的生态学过程, 如中性过程、生态位过程和密度制约等在不同地带性森林群落构建中的相对作用逐渐清晰, 而且随着近年来区域物种进化与群落构建关系研究的发展, 进一步探究了不同进化背景下群落构建机制的异同以及沿纬向和经向梯度群落构建机制的趋势性变化; 在全球变化背景下生物多样性维持机制的变化, 并在群落水平上为珍稀濒危物种的保护提供理论基础。另一方面, 通过数年的建设, 在江西新岗山建成的生物多样性–生态系统功能研究平台已经开展研究工作, 将逐步揭示亚热带森林在生物多样性变化的情景下生态系统功能的变化及其机制。

第三, 森林生物多样性保护和恢复的示范。在验证型监测的基础上, 有效地检验生物多样性变化的机理, 为决策者和公众提供生物多样性对应的管

理措施, 同时, 为相应的森林生物多样性保护和恢复措施进行示范。

第四, 对我国天然林保护和退耕还林等国家重大工程进行有效性监测和验证型监测, 验证我国实施天然林保护和退耕还林等措施的地区森林生物多样性的变化是否由实施这些保护和恢复措施所产生。

#### 参考文献

- Ahumada JA, Silva CE, Gajapersad K, Hallam C, Hurtado J, Martin E, McWilliam A, Mugerwa B, O'Brien T, Rovero F (2011) Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2703–2711.
- Anderson-Teixeira KJ, Davies SJ, Bennett AC, Gonzalez-Akre EB, Muller-Landau HC, Wright SJ, Abu Salim K, Almeyda Zambrano AM, Alonso A, Baltzer JL, Basset Y, Bourg NA, Broadbent EN, Brockelman WY, Bunyavejchewin S, Burslem DFRP, Butt N, Cao M, Cardenas D, Chuyong GB, Clay K, Cordell S, Dattaraja HS, Deng X, Detto M, Du X, Duque A, Erikson DL, Ewango CEN, Fischer GA, Fletcher C, Foster RB, Giardina CP, Gilbert GS, Gunatilleke N, Gunatilleke S, Hao Z, Hargrove WW, Hart TB, Hau BCH, He F, Hoffman FM, Howe RW, Hubbell SP, Inman-Narahari FM, Jansen PA, Jiang M, Johnson DJ, Kanzaki M, Kassim AR, Kenfack D, Kibet S, Kinnaird MF, Korte L, Kral K, Kumar J, Larson AJ, Li Y, Li X, Liu S, Lum SKY, Lutz JA, Ma K, Maddalena DM, Makana JR, Malhi Y, Marthews T, Mat Serudin R, McMahon SM, McShea WJ, Memiaghe HR, Mi X, Mizuno T, Morecroft M, Myers JA, Novotny V, de Oliveira AA, Ong PS, Orwig DA, Ostertag R, den Ouden J, Parker GG, Phillips RP, Sack L, Sainge MN, Sang W, Sri-ngernyuang K, Sukumar R, Sun IF, Sungpalee W, Suresh HS, Tan S, Thomas SC, Thomas DW, Thompson J, Turner BL, Uriarte M, Valencia R, Vallejo MI, Vicentini A, Vrška T, Wang X, Wang X, Weiblen G, Wolf A, Xu H, Yap S, Zimmerman J (2015) CTFS-ForestGEO: a worldwide network monitoring forests in an era of global change. *Global Change Biology*, 21, 528–549.
- Bai XJ, Queenborough S, Wang XG, Zhang J, Li B, Yuan ZQ, Xing DL, Lin F, Ye J, Hao ZQ (2012) Effects of local biotic neighbors and habitat heterogeneity on tree and shrub seedling survival in an old-growth temperate forest. *Oecologia*, 170, 755–765.
- Bai Y, Han X, Wu J, Chen Z, Li L (2004) Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland. *Nature*, 431, 181–184.
- Barlow J, Ewers RM, Anderson L, Aragao LEOC, Baker TR, Boyd E, Feldpausch TR, Gloor E, Hall A, Malhi Y, Milliken W, Mulligan M, Parry L, Pennington T, Peres CA, Phillips OL, Roman-Cuesta RM, Tobias JA, Gardner TA (2011)

- Using learning networks to understand complex systems: a case study of biological, geophysical and social research in the Amazon. *Biological Reviews*, 86, 457–474.
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471, 51–57.
- Baru C, Fegraus EH, Andelman SJ, Chandra S, Kaya K, Lin K, Youn C (2012) Cyberinfrastructure for observatory and monitoring networks: a case study from the TEAM Network. *BioScience*, 62, 667–675.
- Bin Y, Lin G, Li B, Wu L, Shen Y, Ye WH (2012) Seedling recruitment patterns in a 20 ha subtropical forest plot: hints for niche-based processes and negative density dependence. *European Journal of Forest Research*, 131, 453–461.
- Bin Y, Wang Z, Wang Z, Ye WH, Cao H, Lian JY (2010) The effects of dispersal limitation and topographic heterogeneity on beta diversity and phylobetadiversity in a subtropical forest. *Plant Ecology*, 209, 237–256.
- Board M (1990) *Managing Troubled Waters: The Role of Marine Environmental Monitoring*. National Academies Press, Washington.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, Gloor E, Baker TR, Lloyd J, Lopez-Gonzalez G, Monteagudo-Mendoza A, Malhi Y, Lewis SL, Vasquez Martinez R, Alexiades M, Alvarez Davila E, Alvarez-Loayza P, Andrade A, Aragao LEOC, Araujo-Murakami A, Arets EJMM, Arroyo L, Aymard C GA, Banki OS, Baraloto C, Barroso J, Bonal D, Boot RGA, Camargo JLC, Castilho CV, Chama V, Chao KJ, Chave J, Comiskey JA, Cornejo Valverde F, da Costa L, de Oliveira EA, Di Fiore A, Erwin TL, Fauset S, Forsthofer M, Galbraith DR, Grahame ES, Groot N, Herault B, Higuchi N, Honorio Coronado EN, Keeling H, Killeen TJ, Laurance WF, Laurance S, Licona J, Magnussen WE, Marimon BS, Marimon-Junior BH, Mendoza C, Neill DA, Nogueira EM, Nunez P, Pallqui Camacho NC, Parada A, Pardo-Molina G, Peacock J, Pena-Claros M, Pickavance GC, Pitman NCA, Poorter L, Prieto A, Quesada CA, Ramirez F, Ramirez-Angulo H, Restrepo Z, Roopsind A, Rudas A, Salomao RP, Schwarz M, Silva N, Silva-Espejo JE, Silveira M, Stropp J, Talbot J, ter Steege H, Teran-Aguilar J, Terborgh J, Thomas-Caesar R, Toledo M, Torello-Raventos M, Umetsu RK, van der Heijden GMF, van der Hout P, Guimaraes Vieira IC, Vieira SA, Vilanova E, Vos VA, Zagt RJ (2015) Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519, 344–348.
- Bruehlheide H, Nadrowski K, Assmann T, Bauhus J, Both S, Buscot F, Chen XY, Ding B, Durka W, Erfmeier A, Gutknecht JLM, Guo D, Guo LD, Härdtle W, He J-S, Klein A-M, Kühn P, Liang Y, Liu X, Michalski S, Niklaus PA, Pei K, Scherer-Lorenzen M, Scholten T, Schuldt A, Seidler G, Trogisch S, von Oheimb G, Welk E, Wirth C, Wubet T, Yang X, Yu M, Zhang S, Zhou H, Fischer M, Ma K, Schmid B (2014) Designing forest biodiversity experiments: general considerations illustrated by a new large experiment in subtropical China. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 74–89.
- Bubb P, Chenery A, Herkenrath P, Kapos V, Mapendembe A, Stanwell-Smith D, Wal-pole M (2011) National indicators, monitoring and reporting for the strategic plan for biodiversity 2011–2020. UNEP-WCMC: Cambridge, UK.
- Carnicer J, Coll M, Ninyerola M, Pons X, Sánchez G, Peñuelas J (2011) Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 108, 1474–1478.
- Cavanaugh KC, Gosnell JS, Davis SL, Ahumada J, Boundja P, Clark DB, Mugerwa B, Jansen PA, O'Brien TG, Rovero F, Sheil D, Vasquez R, Andelman S (2014) Carbon storage in tropical forests correlates with taxonomic diversity and functional dominance on a global scale. *Global Ecology and Biogeography*, 23, 563–573.
- Chave J, Condit R, Muller-Landau HC, Thomas SC, Ashton PS, Bunyavejchewin S, Co LL, Dattaraja HS, Davies SJ, Esufali S, Ewango CEN, Feeley KJ, Foster RB, Gunatilleke N, Gunatilleke S, Hall P, Hart TB, Hernández C, Hubbell SP, Itoh A, Kiratiprayoon S, LaFrankie JV, Loo de Lao S, Makana JR, Noor MNS, Kassim AR, Samper C, Sukumar R, Suresh HS, Tan S, Thompson J, Tongco MDC, Valencia R, Vallejo M, Villa G, Yamakura T, Zimmerman JK, Losos EC (2008) Assessing Evidence for a Pervasive Alteration in Tropical Tree Communities. *PLoS Biology*, 6, e45.
- Chen L, Mi XC, Comita LS, Zhang L, Ren HB, Ma KP (2010) Community-level consequences of density dependence and habitat association in a subtropical broad-leaved forest. *Ecology Letters*, 13, 695–704.
- Chisholm RA, Condit R, Rahman KA, Baker PJ, Bunyavejchewin S, Chen YY, Chuyong G, Dattaraja HS, Davies S, Ewango CEN, Gunatilleke CVS, Nimal Gunatilleke IAU, Hubbell S, Kenfack D, Kiratiprayoon S, Lin Y, Makana JR, Pongpattananurak N, Pulla S, Punchi-Manage R, Sukumar R, Su SH, Sun IF, Suresh HS, Tan S, Thomas D, Yap S (2014) Temporal variability of forest communities: empirical estimates of population change in 4000 tree species. *Ecology Letters*, 17, 855–865.
- Condit R (1998) *Tropical Forest Census Plots: Methods and Results from Barro Colorado Island, Panama and Comparison with Other Plots*. Springer, Berlin.
- Dong SX, Davies SJ, Ashton PS, Bunyavejchewin S, Supardi MN, Kassim AR, Tan S, Moorcroft PR (2012) Variability in solar radiation and temperature explains observed patterns and trends in tree growth rates across four tropical forests. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279, 3923–3931.
- Editorial Board of Forest in China (2000) *Forest in China*. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [中国森林编辑委员会 (2000) 中国森林. 中国林业出版社, 北京.]
- Editorial Board of the Vegetation Atlas of China, Chinese Academy of Sciences (2009) 1: 1000000 Vegetation Atlas

- of China. Geology Publishing House, Beijing. (in Chinese) [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2009) 中华人民共和国植被图(1:1000000). 地质出版社, 北京.]
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, Gibbs JP (2009) Monitoring Plant and Animal Populations: A Handbook for Field Biologists. John Wiley & Sons, New York.
- Feeley KJ, Joseph Wright S, Nur Supardi MN, Kassim AR, Davies SJ (2007) Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecology Letters*, 10, 461–469.
- Ferretti M (2010) Harmonizing forest inventories and forest condition monitoring—the rise or the fall of harmonized forest condition monitoring in Europe? *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 3, 1–4.
- Ferretti M, Chiarucci A (2003) Design concepts adopted in long-term forest monitoring programs in Europe—problems for the future? *Science of the Total Environment*, 310, 171–178.
- Ferretti M, Fischer R (2013) Forest Monitoring: Methods for Terrestrial Investigations in Europe with an Overview of North America and Asia. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Fraenkel AA (1989) Convention on long-range transboundary air pollution: meeting the challenge of international cooperation, *The Harvard International Law Journal*, 30, 447–476.
- Gardner T (2012) Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management. *Management of Environmental Quality*, 37, e16–e17.
- Gong LC (1988) The publication of book series of Chinese Forest. *Journal of Beijing Forestry University*, 10(2), 78. (in Chinese) [宫连城 (1988) 《中国森林》编辑出版概况. 北京林业大学学报, 10(2), 78]
- Guo Y, Lu J, Franklin SB, Wang Q, Xu Y, Zhang K, Bao D, Qiao X, Huang H, Lu Z, Jiang M (2013) Spatial distribution of tree species in a species-rich subtropical mountain forest in central China. *Canadian Journal of Forest Research*, 43, 826–835.
- Han Y, Yu X, Wang X, Wang Y, Tian J, Xu L, Wang C (2013) Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in Mainland China. *Chemosphere*, 90, 329–337.
- Hao ZQ, Zhang J, Song B, Ye J, Li B (2007) Vertical structure and spatial associations of dominant tree species in an old-growth temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 252, 1–11.
- He JS, Liu CR, Ma KP (2000) Standards and methods of forest biodiversity monitoring. In: *China's Biodiversity Conservation Toward the 21st Century: Proceedings of the Third National Symposium on the Conservation and Sustainable Use of Biological Diversity* (ed. Xu ZH), pp. 331–347. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese with English abstract) [贺金生, 刘灿然, 马克平 (2000) 森林生物多样性监测规范和方法. 见:面向21世纪的中国生物多样性保护—第三届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集(许智宏主编), pp. 331–347. 林业出版社, 北京.]
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich KL, Gonzalez A, Duffy JE, Gamfeldt L, O'Connor MI (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486, 105–108.
- Ingwell LL, Joseph Wright S, Becklund KK, Hubbell SP, Schnitzer SA (2010) The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Ecology*, 98, 879–887.
- Lai J, Mi X, Ren H, Ma K (2009) Species-habitat associations change in a subtropical forest of China. *Journal of Vegetation Science*, 20, 415–423.
- Legendre P, Mi X, Ren H, Ma K, Yu M, Sun IF, He F (2009) Partitioning beta diversity in a subtropical broad-leaved forest of China. *Ecology*, 90, 663–674.
- Leigh E (2004) The neutral theory of forest ecology. *Tropical Forest Diversity and Dynamism: Findings From a Large-Scale Plot Network* (eds Losos E, Leigh E), pp. 244–263. University of Chicago Press, Chicago.
- Li L, Huang Z, Ye W, Cao H, Wei S, Wang Z, Lian J, Sun IF, Ma K, He F (2009) Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos*, 118, 495–502.
- Lin L, Comita LS, Zheng Z, Cao M (2012) Seasonal differentiation in density-dependent seedling survival in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 100, 905–914.
- Lin LX, Yue XH (2007) The overview, directions and trends of development of Chinese forest resources inventory. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 13(15), 112–113. (in Chinese with English abstract) [林来仙, 岳祥华 (2007) 我国森林资源清查概况、发展方向和趋势. 安徽农学通报, 13(15), 112–113.]
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Fischer J (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 131, 433–445.
- Liu XJ, Swenson NG, Zhang JL, Ma KP (2013) The environment and space, not phylogeny, determine trait dispersion in a subtropical forest. *Functional Ecology*, 27, 264–272.
- Lorenz M, Nagel HD, Granke O, Kraft P (2008) Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. *Environmental Pollution*, 155, 426–435.
- Lu J, Johnson DJ, Qiao X, Lu Z, Wang Q, Jiang M (2015) Density dependence and habitat preference shape seedling survival in a subtropical forest in central China. *Journal of Plant Ecology*, 8, 568–577.
- Ma KP (1994) A workshop of biodiversity monitoring held in USA. *Biodiversity Science*, 2, 184–186. (in Chinese) [马克平 (1994) 生物多样性监测研讨班在美国举办. 生物多样性, 2, 184–186].
- Malhi Y, Aragão LEOC, Galbraith D, Huntingford C, Fisher R, Zelazowski P, Sitch S, McSweeney C, Meir P (2009) Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest.

- Proceedings of the National Academy of Sciences, USA, 106, 20610–20615.
- Malhi Y, Grace J (2000) Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 332–337.
- Malhi Y, Phillips OL, Lloyd J, Baker T, Wright J, Almeida S, Arroyo L, Frederiksen T, Grace J, Higuchi N, Killeen T, Laurance WF, Leão C, Lewis S, Meir P, Monteagudo A, Neill D, Núñez Vargas P, Panfil SN, Patiño S, Pitman N, Quesada CA, Ruelas-Li A, Salomão R, Saleska S, Silva N, Silveira M, Sombroek WG, Valencia R, Vásquez Martínez R, Vieira ICG, Vinceti B, Canadell J, White PS (2002) An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forests (RAINFOR). *Journal of Vegetation Science*, 13, 439–450.
- McMahon SM, Parker GG, Miller DR (2010) Evidence for a recent increase in forest growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 107, 3611–3615.
- Mi XC, Swenson NG, Valencia R, Kress WJ, Erickson DL, Pérez ÁJ, Ren HB, Su SH, Gunatilleke N, Gunatilleke S, Hao ZQ, Ye WH, Cao M, Suresh HS, Dattaraja HS, Sukumar R, Ma KP (2012) The contribution of rare species to community phylogenetic diversity across a global network of forest plots. *The American Naturalist*, 180, e17–e30.
- Niu X, Wang B (2013) Assessment of forest ecosystem services in China: a methodology. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 11, 2249–2254.
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller G, Jongman R, Scholes R, Bruford MW, Brummitt N, Butchart S, Cardoso A (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, 339, 277–278.
- Phillips OL, Lewis SL, Baker TR, Chao KJ, Higuchi N (2008) The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1819–1827.
- Phillips OL, Malhi Y, Vinceti B, Baker T, Lewis SL, Higuchi N, Laurance WF, Vargas PN, Martinez RV, Laurance S, Ferreira LV, Stern M, Brown S, Grace J (2002) Changes in growth of tropical forests: evaluating potential biases. *Ecological Applications*, 12, 576–587.
- Phillips OL, Vásquez Martínez R, Núñez Vargas P, Lorenzo Monteagudo A, Chuspe Zans ME, Galiano Sánchez W, Peña Cruz A, Timaná M, Yli-Halla M, Rose S (2003) Efficient plot-based floristic assessment of tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 629–645.
- Ricklefs RE, He F (2016) Region effects influence local tree species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 113, 674–679.
- Schnitzer SA, Bongers F (2011) Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters*, 14, 397–406.
- Scholes RJ, Mace GM, Turner W, Geller GN, Jürgens N, Larigauderie A, Muchoney D, Walther BA, Mooney HA (2008) Toward a Global Biodiversity Observing System. *Science*, 321, 1044–1045.
- Scholes RJ, Walters M, Turak E, Saarenmaa H, Heip CHR, Tuama ÉÓ, Faith DP, Mooney HA, Ferrier S, Jongman RHG, Harrison IJ, Yahara T, Pereira HM, Larigauderie A, Geller G (2012) Building a global observing system for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 139–146.
- Shen G, Yu M, Hu XS, Mi X, Ren H, Sun IF, Ma K (2009) Species–area relationships explained by the joint effects of dispersal limitation and habitat heterogeneity. *Ecology*, 90, 3033–3041.
- van Dobben H, de Vries W (2010) Relation between forest vegetation, atmospheric deposition and site conditions at regional and European scales. *Environmental Pollution*, 158, 921–933.
- Vos P, Meelis E, Ter Keurs WJ (2000) A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61, 317–344.
- Wang B, Cui XH, Yang FW (2004) Chinese Forest Ecosystem Research Network (CFERN) and its development. *Chinese Journal of Ecology*, 23(4), 84–91. (in Chinese with English abstract) [王兵, 崔向慧, 杨锋伟 (2004) 中国森林生态系统定位研究网络的建设与发展. *生态学杂志*, 23(4), 84–91.]
- Wang D, Wang B, Niu X (2013) Forest carbon sequestration in China and its benefits. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29, 51–59.
- Wang Q, Bao D, Guo Y, Lu J, Lu Z, Xu Y, Zhang K, Liu H, Meng H, Jiang M, Qiao X, Huang H (2014a) Species associations in a species-rich subtropical forest were not well-explained by stochastic geometry of biodiversity. *PLoS ONE*, 9, e97300.
- Wang Q, Xu Y, Lu Z, Bao D, Guo Y, Lu J, Zhang K, Liu H, Meng H, Qiao X, Huang H, Jiang M (2014b) Disentangling the effects of topography and space on the distributions of dominant species in a subtropical forest. *Chinese Science Bulletin*, 59, 5113–5122.
- Wang SY, Lin SS (1995) Progress in studies of long-term forest ecological research in China. *World Forestry Research*, (4), 44–49. (in Chinese with English abstract) [王淑元, 林升寿 (1995) 我国森林生态系统定位研究的进展. *世界林业研究*, (4), 44–49.]
- Wang XG, Swenson NG, Wiegand T, Wolf A, Howe R, Lin F, Ye J, Yuan ZQ, Shi S, Bai XJ, Xing DL, Hao ZQ (2013) Phylogenetic and functional diversity area relationships in two temperate forests. *Ecography*, 36, 883–893.
- Wang XG, Wiegand T, Hao ZQ, Li B, Ye J, Lin F (2010) Species associations in an old-growth temperate forest in north-eastern China. *Journal of Ecology*, 98, 674–686.
- Wang XG, Wiegand T, Swenson NG, Wolf AT, Howe RW, Hao ZQ, Lin F, Ye J, Yuan ZQ (2015) Mechanisms underlying local functional and phylogenetic beta diversity in two temperate forests. *Ecology*, 96, 1062–1073.
- Wang XG, Wiegand T, Wolf A, Howe R, Davies SJ, Hao ZQ (2011) Spatial patterns of tree species richness in two temperate forests. *Journal of Ecology*, 99, 1382–1393.



- Wang Z, Ye WH, Cao H, Huang Z, Lian JY, Li L, Wei S, Sun IF (2009) Species-topography association in a species-rich subtropical forest of China. *Basic and Applied Ecology*, 10, 648–655.
- Wright SJ, Calderón O (2006) Seasonal, El Niño and longer term changes in flower and seed production in a moist tropical forest. *Ecology Letters*, 9, 35–44.
- Wu ZY (1980) *Vegetation of China*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [吴征镒 (1980) 中国植被. 科学出版社, 北京.]
- Xu CD (2014) Forest management in China from eight forest resources inventories. *Forest Economics*, (4), 8–11 (in Chinese with English abstract) [许传德 (2014) 从连续八次森林资源清查数据看我国森林经营. 生态经济, (4), 8–11.]
- Yang P, Yu XB, Zhuang XL, Niu D (2008) Present status and train of thought of future development of Chinese Ecosystem Research Network (CERN) of CAS. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 23, 555–561. (in Chinese with English abstract) [杨萍, 于秀波, 庄绪亮, 牛栋 (2008) 中国科学院中国生态系统研究网络(CERN)的现状 & 未来发展思路. 中国科学院院刊, 23, 555–561.]
- Yang J, Swenson NG, Cao M, Chuyong GB, Ewango CEN, Howe R, Kenfack D, Thomas D, Wolf A, Lin L (2013) A phylogenetic perspective on the individual species-area relationship in temperate and tropical tree communities. *PLoS ONE*, 8, e63192.
- Yang J, Zhang G, Ci X, Swenson NG, Cao M, Sha L, Li J, Baskin CC, Slik JWF, Lin L (2014) Functional and phylogenetic assembly in a Chinese tropical tree community across size classes, spatial scales and habitats. *Functional Ecology*, 28, 520–529.
- Youn C, Chandra S, Fegraus EH, Lin K, Baru C (2011) TEAM Network: building web-based data access and analysis environments for ecosystem services. *Procedia Computer Science*, 4, 146–155.
- Yu GR, Yu XB (2013) Chinese ecological research network and conservation of natural ecosystem. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 28, 275–283. (in Chinese with English abstract) [于贵瑞, 于秀波 (2013) 中国生态系统研究网络与自然生态系统保护. 中国科学院院刊, 28, 275–283.]
- Yuan ZQ, Gazol A, Lin F, Ye J, Shi S, Wang XG, Wang M, Hao ZQ (2013) Soil organic carbon in an old-growth temperate forest: spatial pattern, determinants and bias in its quantification. *Geoderma*, 195–196, 48–55.
- Zhang L, Mi XC, Shao H, Ma KP (2011) Strong plant-soil associations in a heterogeneous subtropical broad-leaved forest. *Plant and Soil*, 347, 211–220.
- Zhou G, Liu S, Li Z, Zhang D, Tang X, Zhou C, Yan J, Mo J (2006) Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314, 1417.
- Zhu Y, Mi XC, Ren HB, Ma KP (2010) Density dependence is prevalent in a heterogeneous subtropical forest. *Oikos*, 119, 109–119.

(责任编辑: 王希华 责任编辑: 黄祥忠)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 中国森林植被区域和地带

Appendix 1 Chinese forest region and forest zone

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015313-1.pdf>

### 附录2 中国57个森林植被区

Appendix 2 Fifty-seven forest areas in China

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015313-2.pdf>

### 附录3 中国森林植被区代表性森林群落规划建设布局点

Appendix 3 Planned sites of representative forest communities of forest areas in China

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015313-3.pdf>

米湘成, 郭静, 郝占庆, 谢宗强, 郭柯, 马克平. 中国森林生物多样性监测: 科学基础与执行计划. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1203–1219.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015313>

## 附录 1 中国森林植被区域和地带

### Appendix 1 Chinese forest region and forest zone

#### I 寒温带落叶针叶林区域

##### I i 南寒温带针叶林地带

#### II 温带针叶阔叶混交林区域

##### II i 温带北部针叶阔叶混交林地带

##### II ii 温带南部针叶阔叶混交林地带

#### III 暖温带落叶阔叶林区域

##### III i 暖温带北部落叶栎林地带

##### III ii 暖温带南部落叶栎林地带

#### IV 亚热带常绿阔叶林区域

##### IV A 东部湿润常绿阔叶林亚区域

###### IV Ai 北亚热带常绿、落叶混交林地带

###### IV Aii 中亚热带常绿阔叶林地带

###### IV Aiii 南亚热带季风常绿阔叶林地带

##### IV B 西部半湿润常绿阔叶林亚区域

###### IV Bi 中亚热带常绿阔叶林地带

###### IV Bii 南亚热带季风常绿阔叶林地带

###### IV Biii 亚热带山地寒温性针叶林地带

#### V 热带季雨林、雨林区域

##### VA 东部偏湿性热带季雨林、雨林亚区域

###### VAi 北热带半常绿季雨林、湿润雨林地带

###### VAi 南热带季雨林、湿润雨林地带

##### VB 西部偏干性热带季雨林、雨林亚区域

###### VBi 北热带季节雨林、半常绿季雨林地带

引自中国科学院中国植被图编辑委员会(2009).

## 参考文献

Editorial Board of the Vegetation Atlas of China, Chinese Academy of Sciences (2009) 1: 1000000 Vegetation Atlas of China. Geology Publishing House, Beijing. [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2009) 中华人民共和国植被图(1:1000000). 地质出版社, 北京.]

## 附录 2 中国 57 个森林植被区

### Appendix 2 Fifty-seven forest areas in China

---

#### 森林植被区划名称 (区域—地带—植被区, 3 级)

---

##### I 寒温带落叶针叶林区域

###### II 南寒温带落叶针叶林地带

- Ii-1 大兴安岭北部山地含藓类的兴安落叶松林区
- Ii-2 大兴安岭中部中低山含兴安杜鹃和樟子松的兴安落叶松林区
- Ii-3 大兴安岭南部分布蒙古栎林的兴安落叶松林区

##### II 温带针叶、落叶阔叶混交林区域

###### II i 温带北部针叶、落叶阔叶混交林地带

- IIi-1 小兴安岭红松、落叶阔叶混交林区
- IIi-2 完达山-张广才岭山地蒙古栎、柞栎、红松混交林区

###### II ii 温带南部针叶、落叶阔叶混交林地带

- IIii-1 长白山东北部阔叶树-红松、赤松、沙冷杉混交林, 栽培植被区
- IIii-2 长白山西部低山丘陵次生落叶阔叶林区
- IIii-3 长白山南部栎类、红松、沙冷杉、油松混交林区

##### III 暖温带落叶阔叶林区域

###### III i 暖温带北部落叶栎林地带

- IIIi-1 辽东丘陵赤松、蒙古栎、麻栎林区
- IIIi-3 辽西低山丘陵灌丛, 油松、栎林区
- IIIi-4 冀辽山地、丘陵油松、辽东栎、柞栎林区
- IIIi-6 冀西山地落叶阔叶林、灌丛区
- IIIi-8 晋中山地丘陵、盆地油松、辽东栎、云杉林区
- IIIi-9 晋南油松林、辽东栎林区

###### III ii 暖温带南部落叶栎林地带

- IIIii-1 胶东丘陵栽培植被, 赤松、麻栎林区
- IIIii-2 鲁中南山地、丘陵栽培植被, 油松、麻栎、栓皮栎林区
- IIIii-4 豫西、晋南山地丘陵、台地栽培植被, 油松、栓皮栎、锐齿槲栎林区
- IIIii-5 汾河、渭河平原、山地栽培植被, 油松、华山松、栓皮栎、锐齿槲栎林区
- IIIii-6 秦岭山地落叶阔叶林、针叶林区

##### IV 亚热带常绿阔叶林区域

###### IVA 东部湿润常绿阔叶林亚区域

###### IV Ai 北亚热带常绿、落叶阔叶混交林地带

- IV Ai-2 江淮丘陵栎类、苦槠、马尾松林区
- IV Ai-3 桐柏山、大别山山地丘陵落叶栎类、青冈栎林, 台湾松林区
- IV Ai-4 秦巴山地丘陵栎类林, 巴山松、华山松林区

###### IV Aii 中亚热带常绿阔叶林地带

###### IV Aii a 中亚热带常绿阔叶林北部亚地带

- IV Aii a-1 浙皖山地丘陵青冈栎、苦槠林, 栽培植被区
  - IV Aii a-2 浙闽山丘甜槠、木荷林区
  - IV Aii a-4 湘赣丘陵栽培植被, 青冈栎、栲类林区
  - IV Aii a-5 三峡、武陵山地栲类、润楠林区
-

---

IVAiia-6 四川盆地栽培植被, 润楠、青冈栎林区

IVAiia-7 川西山地峡谷云杉、冷杉林区

IVAiib 中亚热带常绿阔叶林南部亚地带

IVAiib-1 浙南、闽北山丘栲类、细柄蕈树林区

IVAiib-2 南岭山地栲类、蕈树林区

IVAiib-3 黔东、桂东北山地栲类、木荷林, 石灰岩植被区

IVAiib-4 贵州高原栲类、青冈林, 石灰岩植被区

IVAiib-5 川滇黔山丘栲类、木荷林区

**IVAiia 南亚热带季风常绿阔叶林地带**

IVAiia-2 闽粤沿海丘陵栽培植被, 刺栲、厚壳桂林区

IVAiia-3 珠江三角洲栽培植被、蒲桃、黄桐林区

IVAiia-4 粤桂丘陵山地越南栲、黄果厚壳桂林区

IVAiia-5 黔桂石灰岩丘陵山地青冈栎、仪花林区

**IVB 西部半湿润常绿阔叶林亚区域**

**IVBi 中亚热带常绿阔叶林地带**

IVBi-1 滇中滇东高原, 盆地、谷地滇青冈、栲类、云南松林区

IVBi-2 川滇金沙江峡谷云南松林, 干热河谷植被区

IVBi-3 滇西山纵谷具铁杉、冷杉垂直带的森林区

**IVBii 南亚热带季风常绿阔叶林地带**

IVBii-1 滇桂石灰岩丘陵润楠、青冈栎、细叶云南松林区

IVBii-2 滇中南山地峡谷栲类、红木荷、思茅松林区

**IVBiii 亚热带山地寒温带针叶林地带**

IVBiii-1 横断山北部山地峡谷云杉、冷杉林区

IVBiii-2 横断山南部山地峡谷云杉、冷杉林, 硬叶栎林区

IVBiii-3 雅鲁藏布江中下游常绿阔叶林区

**V 热带季雨林、雨林区域**

**VA 东部偏湿性热带季雨林、雨林亚区域**

**VAi 北热带半常绿季雨林、湿润雨林地带**

VAi-2 粤东南滨海丘陵半常绿季雨林区

VAi-3 琼雷台地半常绿季雨林、热带灌丛草丛区

VAi-4 桂西南石灰岩丘陵、山地季雨林区

**VAii 南热带季雨林、湿润雨林地带**

VAii-1 琼南丘陵山地季雨林, 湿润雨林区

**VB 西部偏干性热带季雨林, 雨林亚区域**

**VBi 北热带季节雨林、半常绿季雨林地带**

VBi-1 滇东南峡谷山地半常绿季雨林、湿润雨林区

VBi-2 西双版纳山地、盆地季节雨林、季雨林区

VBi-3 滇西南河谷山地半常绿季雨林区

VBi-4 东喜马拉雅南翼河谷季雨林、雨林区

VBi-5 中喜马拉雅山地季雨林区

**VI 温带草原区域**

**VIB. 西部草原区域**

**VIBi. 温带草原地带**

---

米湘成, 郭静, 郝占庆, 谢宗强, 郭柯, 马克平. 中国森林生物多样性监测: 科学基础与执行计划. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1203–1219.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015313>

---

VIBia-1 阿尔泰西部草原区

**VII 温带荒漠区域**

**VIIA. 西部荒漠亚区域**

**VIIAi 温带半灌木、小乔木荒漠地带**

VIIAi-3 天山北坡山地寒温性针叶林草原区

**VIIIB. 东部荒漠亚区域**

**VIIIBi. 温带半灌木、灌木荒漠地带**

VIIIBi-2 东祁连山山地寒温性针叶林、草原区

---

引自中国科学院中国植被图编辑委员会(2009).

参考文献

Editorial Board of the Vegetation Atlas of China, Chinese Academy of Sciences (2009) 1: 1000000 Vegetation Atlas of China. Geology Publishing House, Beijing. [中国科学院中国植被图编辑委员会 (2009) 中华人民共和国植被图(1:1000000). 地质出版社, 北京.]

### 附录3 中国森林植被区代表性森林群落规划建设布局点

Appendix 3 Planned sites of representative forest communities of forest areas in China

序号	植被区	植被类型	分布地点
1	Ii-2	兴安落叶松林	大兴安岭样地
2	Ii-2	樟子松林	大兴安岭
3	Ii-2	偃松矮曲林	大兴安岭
4	IIi-1	阔叶红松林	丰林样地
5	IIi-1	阔叶红松林	凉水红松阔叶林样地
6	IIi-1	蒙古栎林	小兴安岭
7	IIi-1	云冷杉林	凉水云冷杉林样地
8	IIi-2	东北红豆杉林	穆棱样地
9	IIii-1	长白落叶松林	长白山区
10	IIii-1	臭冷杉	长白山区
11	IIii-1	鱼鳞云杉林	长白山区
12	IIii-1	紫椴、红松林	长白山样地
13	IIii-1	岳桦林	长白山区
14	IIIi-6	辽东林	东灵山样地
15	IIIii-5	油松林	山西霍山或庞泉沟
16	IIIi-8	华北落叶松林	山西关帝山(庞泉沟)
17	IIIii-1	赤松林和麻栎林	崂山或昆崙山附近
18	IIIIi-4	檀子栎林	三门峡市甘山森林公园
19	IVAi-4	锐齿槲栎林	宝天曼样地
20	IVAi-4	栓皮栎林	秦岭样地
21	IIIii-6	太白红杉林	秦岭太白山自然保护区
22	IVAi-3	栓皮栎-青冈栎林	安徽省鹞落坪自然保护区
23	IVAi-4	巴山冷杉林	神农架自然保护区
24	IVAi-4	米心水青冈-青冈栎林	神农架自然保护区
25	IVAi-4	锐齿槲栎林	神农架自然保护区
26	IVAiia-2	栲树-木荷林	天童山样地
27	IVAiia-1	甜槠-木荷林	古田山样地
28	IVAiia-1	黄山松林	古田山自然保护区
29	IVAiia-4	马尾松林	湖南衡山
30	IVAiia-5	亮叶水青冈-多脉青冈林	八大公山样地
31	IViib-3	青冈-曼青冈林	贵州茂兰自然保护区
32	IVAiia-1	丝栗栲林、罗浮栲林	福建戴云山国家级自然保护区
33	IVAiia-5	厚壳桂-华栲-越南栲林	大明山自然保护区
34	IVBi-1	云南松林、高山栲林、元江栲林	昆明、昭通、六盘水一带
35	IVBi-2	云冷杉林	玉龙雪山样地
36	IVBi-3	多变石栎-银木荷林、云南铁杉	高黎贡山
37	IVBii-2	石栎林	哀牢山样地

米湘成, 郭静, 郝占庆, 谢宗强, 郭柯, 马克平. 中国森林生物多样性监测: 科学基础与执行计划. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1203–1219.

<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015313>

序号	植被区	植被类型	分布地点
38	IVBiii-2	高山松林、紫果冷杉林、高山栎林	贡嘎山保护区
39	IVAiia-6	岷江冷杉林	四川王朗自然保护区
40	IVAiia-7	粗枝云杉林	四川米亚罗自然保护区
41	IVAiia-6	川西云杉林	四川栗子坪自然保护区
42	IVAiia-6	川滇高山栎林	四川米亚罗自然保护区
43	IVAiia-6	包石栎林	四川峨眉山自然保护区
44	IVAiia-6	峨眉栲林	四川峨眉山自然保护区
45	IVAiia-2	甜槠-米槠林、铁杉林	福建武夷山（四新）
46	IVAiia-3	锥栗、荷木、厚壳桂林	鼎湖山样地
47	IVAiib-2	山桂花、茜树林	广东南岭国家级自然保护区
48	IVAiib-3	小果厚壳桂-圆果化香树林	木论样地
49	VAi-4	擎天树、海南风吹楠、方榄林	广西龙洲
50	VAi-4	蚬木林	弄岗样地
51	VAii-1	青梅林	海南省万宁牛岭山
52	VAii-1	蝴蝶树、青梅林	海南省陵水吊罗山
53	VAii-1	厚壳桂、油丹林	海南省尖峰岭(乐东县)
54	VAii-1	青梅、光叶巴豆、海南暗罗林	海南省东方县
55	VBi-2	千果榄仁、番龙眼林	基诺山巴卡小寨
56	VBi-2	望天树林	西双版纳样地
57	VBi-2	红锥、印度锥林	基诺山巴卡小寨
58	VBi-2	四数木+多花白头树+越南榆林	勐仑石灰山
59	VIBia-1	新疆落叶松林、西伯利亚云杉林、 新疆红松林	新疆阿尔泰地区
60	VIIAi-3	雪岭云杉林、新疆野果林	新疆天池保护区
61	VIIIBib-2	青海云杉林	祁连山中段



•生物多样性监测网络专题•

# 鱼类多样性监测的理论方法及中国内陆 水体鱼类多样性监测

刘焕章<sup>1\*</sup> 杨君兴<sup>2</sup> 刘淑伟<sup>2</sup> 高 欣<sup>1</sup> 陈宇顺<sup>1</sup> 张春光<sup>3</sup>  
赵 凯<sup>4</sup> 李新辉<sup>5</sup> 刘 伟<sup>6</sup>

1 (中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

2 (中国科学院昆明动物研究所, 昆明 650223)

3 (中国科学院动物研究所, 北京 100101)

4 (中国科学院西北高原生物研究所, 西宁 810008)

5 (中国水产科学研究院珠江水产研究所, 广州 510380)

6 (中国水产科学研究院黑龙江水产研究所, 哈尔滨 150076)

**摘要:** 近年来, 生物多样性监测网络的建设得到广泛重视, 全球、地区或国家生物多样性观测网不断组建。生物多样性观测的理论框架得到发展, 提出了生物多样性核心监测指标(Essential Biodiversity Variables, EBV)。鱼类多样性监测的理论框架包含于生物多样性核心监测指标之内, 在遗传、物种、生态系统等多层次进行。基于鱼类监测提出的生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)强调不同物种的生态功能, 可以综合反映群落结构和功能的变化, 得到广泛应用。鱼类多样性的监测方法是传统网具和现代水声学等方法的结合。监测结果的分析可以进行简单的指数比较, 也可以进行长期的趋势分析, 寻找关键节点, 探讨宏观生态格局的变化。中国内陆水体鱼类多样性监测网隶属于中国生物多样性监测与研究网络, 拟选取长江、黄河、黑龙江、珠江、澜沧江、怒江、塔里木河及青海湖8大流域, 对25个重要区域和24个重点物种(类群)进行监测, 从重要区域鱼类群落结构、重点物种(类群)种群动态和个体生物学特征、遗传多样性、早期资源等不同层次, 全面监测我国内陆水体鱼类生物多样性状况。

**关键词:** 内陆水体鱼类; 监测网络; 物种多样性; 生物学特征

## Theory and methods on fish diversity monitoring with an introduction to the inland water fish diversity observation in China

Huanzhang Liu<sup>1\*</sup>, Junxing Yang<sup>2</sup>, Shuwei Liu<sup>2</sup>, Xin Gao<sup>1</sup>, Yushun Chen<sup>1</sup>, Chunguang Zhang<sup>3</sup>, Kai Zhao<sup>4</sup>, Xinhui Li<sup>5</sup>, Wei Liu<sup>6</sup>

1 Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072

2 Kunming Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223

3 Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

4 Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008

5 Pearl River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fisheries Sciences, Guangzhou 510380

6 Heilongjiang Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fisheries Sciences, Harbin 150076

**Abstract:** In recent years, the establishment of biodiversity observation networks (BON) has been of great concern. The global scale GEO-BON (Global Earth Observation—Biodiversity Observation Network), regional EBONE (European Biodiversity Observation Network) and AP BON (Asia-Pacific BON), and local networks such as the J-BON (Japanese BON) and French BON have been successful. The introduction of Essential Biodiversity Variables (EBV) has laid a theoretical foundation for biodiversity observations. The fish biodiversity observation theory is embedded in the EBV, and includes work at the genetic, species, and ecosystem levels. Originally designed for fish monitoring, the index of biotic integrity (IBI) has become the

收稿日期: 2016-11-11; 接受日期: 2016-11-23

基金项目: 中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)和长江三峡生态与环境监测系统(JJ [2015]-042)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: hzliu@ihb.ac.cn

most popular index, and emphasizes the identification of different ecological functional groups, which can reflect changes in community structure and function. Fish diversity survey methods include both traditional nets and modern instruments such as a hydroacoustic sonar system. Analysis of monitoring data can be completed as simple comparisons of various indices, modeling long term trends to identify change-points, and exploring ecological regime shifts. As a part of the Chinese Biodiversity Monitoring and Research Network (Sino BON)—Inland Water Fish is designed to conduct fish monitoring work in 8 major drainage basins in China including the Yangtze River, the Yellow River, the Heilongjiang River, the Zhujiang River, the Lancang River, the Nujiang (Salween) River, the Tarim River, and the Qinhaihu Lake. A total of 25 focused areas and 24 targeted species (groups) have been selected as sampling sites and crucial indicators, respectively, and monitoring variables including community structure, population structure and dynamics, biological traits, genetic diversity, and fish early resources.

**Key words:** inland water fish; Sino BON; species diversity; biological traits

近年来, 人类活动的影响造成了生物多样性的丧失, 特别是水生生态系统中鱼类物种的濒危与灭绝, 物种多样性下降, 鱼类小型化, 生态系统结构、功能发生变化, 遗传多样性减少等(陈宜瑜, 1990; Sarkar et al, 2012)。为了保护生物多样性, 遏制其下降的趋势, 许多国际组织和各国政府采取了诸多措施, 特别是建立观测网络, 监测生物多样性的多项指标, 评估生物多样性的状况。当前, 广泛关注的一项工作是在地球观测组织(Global Earth Observation, GEO)框架内, 联合IUCN、BIODIVERSITAS等多个国际组织形成的生物多样性观测网络(Biodiversity Observation Network, BON) (Scholes et al, 2008, 2012)。该组织致力于建立一个全球性的科学框架, 以观测生物多样性的变化, 包括收集生物多样性的资料, 从事长时间的连续观测, 进行预测和相关分析。在GEO BON的框架建议被提出以后, 得到了世界各国政府和非政府组织的响应, 并提出了多个地区性的观测网络, 如欧洲观测网络(EBONE)、亚太观测网络(Asia-Pacific BON, AP BON), 以及多个国家的观测网络, 例如日本的J-BON, 法国的French BON等(Scholes et al, 2012; Nakano et al, 2014)。这些观测网络期望通过整体的合作, 切实地了解和保护生物多样性。特别值得高兴的是, 2014年在中科院创新项目的支持下, 成立了中国生物多样性监测与研究网络(Biodiversity Observation Network of China, Sino BON) (马克平, 2015), 包含10个专项网和1个综合监测管理中心, 以期对中国的生物多样性进行全面的监测和研究。

鱼类是生物多样性的一个重要组分。据Fish-Base的统计, 全世界的鱼类物种数已达3万多种

(Froese & Pauly, 2016), 它们在全球生态系统中起着极其重要的作用。新成立的中国生物多样性监测与研究网络中也包含对鱼类的监测, 即内陆水体鱼类多样性监测网(Sino BON-Inland Water Fish)。本文拟综述世界鱼类多样性监测的理论基础和方法, 介绍中国内陆水体鱼类多样性监测网的设计框架和拟进行的工作, 期望藉此推进我国鱼类多样性监测和保护工作的开展。

## 1 鱼类多样性监测的理论与方法

### 1.1 鱼类多样性监测的指标体系

在GEO BON的框架建议被提出以后, 为配合相关的工作, Pereira等(2013)提出了配套的生物多样性核心变量(Essential Biodiversity Variables, EBV), 期望从遗传、物种、群落、生态系统结构、功能等多尺度反映生物多样性的变化(表1)。在这一体系中, 既包括我们常规使用的遗传多样性、物种数目、群落物种多样性等内容, 也包含了物种的特征, 例如植物叶子的颜色变化时间, 类比于鱼类的生长、繁殖状况等。我们认为这一指标体系将会对GEO BON的监测工作起到重要的理论指导作用。

在很多情况下, 为了反映某地区生物多样性的总体状况, 生物多样性的监测非常强调群落层次物种多样性的监测。传统的群落物种多样性衡量方法是计算各种生物多样性指数, 如Shannon-Wiener指数、Simpson多样性指数等。但是, 有学者认为, 单纯计算笼统的生物多样性指数仅能反映物种的总体状况, 而忽略了群落中物种的生态类型和生态功能的变化(Karr, 1981)。因此, Karr (1981)提出了生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)的指标体系

表1 生物多样性的核心变量说明(引自Pereira et al, 2013)  
Table 1 Examples of candidate Essential Biodiversity Variables (EBV) (adopted from Pereira et al, 2013)

EBV 类别	EBV举例	度量与尺度	时间敏感性
EBV class	EBV examples	Measurement and scalability	Temporal sensitivity
遗传组成	基因型多样性	选定的物种(濒危或家养物种)在代表性分布区的基因型	世代时间
Genetic composition	Allelic diversity	Genotypes of selected species (e.g. endangered, domesticated) at representative locations	Generation time
物种种群	丰度或分布	进行计数或出现与否调查, 主要针对大范围网络尺度上容易监测的物种、生态系统服务重要的物种等	1年–10年以上
Species populations	Abundances and distributions	Counts or presence surveys for groups of species easy to monitor or important for ecosystem services (ES), over an extensive network of sites	1 to >10 years
物种特征	形态学 Phenology	遥感监测植物叶子颜色变化的时间, 需要现场核实。在鱼类可以采用生长、繁殖等特征	1年
Species traits		Timing of leaf coloration by remote sensing (RS), with <i>in situ</i> validation. Growth and reproduction traits in fish.	1 year
群落组成	分类单元多样性	多个分类单元的调查以及选定区域的宏基因组研究	5年–10年以上
Community composition	Taxonomic diversity	Consistent multitaxa surveys and metagenomics at select locations	5 to >10 years
生态系统结构	生境结构	全球或区域尺度的生物量或覆盖度遥感	1–5年
Ecosystem structure	Habitat structure	RS of cover (or biomass) by height (or depth) globally or regionally	1 to 5 years
生态系统功能	营养物质保留	选定区域的营养物输出/输入比例测量	1年
Ecosystem function	Nutrient retention	Nutrient output/input ratios measured at select locations	1 year

表2 基于生物完整性指数(IBM)评价鱼类群落生物完整性的指标及评分级别(修改自Karr, 1981, 1991)  
Table 2 Metrics used to assess biological integrity of fish communities based on the Index of Biotic Integrity (IBM) (from Karr, 1981, 1991 with modifications)

评价指标 Metrics	评分级别 Rating of metrics		
	5	3	1
<b>A. 物种组成与丰富度 Species richness and composition</b>			
1. 鱼类物种总数(土著物种) Total number of fish species (native fish species)	根据调查河流的大小或区域特征设定评价指标1-5的期望值, 大型河流鱼类物种期望值高; 中国的河流鲤科鱼类物种多。 Expectations for metrics 1-5 vary with stream size and region. Large rivers are with more species, and more cyprinids in Chinese waters		
2. 鲈类物种单元与数量(底栖物种) Number and identity of darter species (benthic species)			
3. 太阳鱼科物种单元与数量(中层鱼类) Number and identity of sunfish species (water-column species)			
4. 亚口鱼科物种单元与数量(长寿命鱼类) Number and identity of sucker species (long-lived species)			
5. 非耐受型鱼类物种单元与数量 Number and identity of intolerant species			
6. 蓝绿鳞鲃太阳鱼个体组成百分比(耐受型鱼类) Percentage of individuals as green sunfish (tolerant species)			
<b>B. 营养类型组成 Trophic composition</b>			
7. 杂食性鱼类个体组成百分比 Percentage of individuals as omnivores	<20	20-45	>45
8. 昆虫食性鲤科鱼类个体组成百分比 Percentage of individuals as insectivorous cyprinids (insectivores)	>45	45-20	<20
9. 凶猛肉食性鱼类个体组成百分比(顶级捕食者) Percentage of individuals as piscivores (top carnivores)	>5	5-1	<1
<b>C. 鱼类丰度与状况 Fish abundance and condition</b>			
10. 采集到的样本个体数 Number of individuals in sample	指标10随河流大小等因子变化 Expectations for metric 10 vary with stream size and other factors		
11. 杂交个体百分比 Percentage of individuals as hybrids	0	>0-1	>1
12. 带病、肿瘤、鳍条损伤、或骨骼畸形的个体百分比 Percentage of individuals with disease, tumors, fin damage, and skeletal anomalies	0-2	>2-5	>5

(表2)。该指标体系强调不同物种的生态功能, 其内容包括总的物种数目、不同生态类型鱼类物种数, 以及受影响的物种的数量等。因此IBM指数可以综合反映群落结构和功能的变化。该指标体系提出以后, 立刻得到积极响应, 并得到各种修正和改进, 不仅适用于鱼类的监测分析, 也被用于底栖动物等类群的分析。目前, 许多地区和单位在进行河流的监测

时, 均以IBM指数作为基本的指标, 使得该指标体系成为当前使用最广泛的指标体系。

实际监测工作中, 不同的人类活动产生的影响是不一样的, 监测的指标内容也需要进行适当的调整。如大坝的修建、鱼类栖息地的改变等会导致鱼类群落结构的变化, IBM指数应该是合适的选择; 捕捞压力过大会造成鱼类的小型化, 因此监测的内容

表3 鱼类调查方法及其适用水体(修改自Giles et al, 2005)  
Table 3 Methods for fish surveying and applied water body (From Giles et al, 2005 with modifications)

调查方法 Survey methods	适用水环境 Applied water body
目测调查 Visual surveys	小型水体或清澈的溪流 Small pools and clear streams
渔获物调查 Catch returns	流水或静水水体 Running and still waters
定置网等诱捕型网具 Traps	流水或静水水体 Running and still waters
撒网等网具 Lift, throw and push netting	流水或静水水体 Running and still waters
电鱼 Electrofishing	流水或静水水体 Running and still waters
刺网 Gill netting	缓流或静水水体 Slow-flowing or still waters
围网 Seine netting	缓流或静水水体 Slow-flowing or still waters
拖网 Trawl netting	缓流或静水水体 Slow-flowing or still waters
水声学计数 Hydroacoustic sonar counters	缓流或静水水体 Slow-flowing or still waters
电子计数 Electronic counters	流水水体 Running waters

应该增加物种特征, 如个体的生长情况等; 近亲繁殖可能造成遗传多样性的丧失, 不同分子标记的遗传多样性监测与分析就是必不可少的内容。

1.2 鱼类多样性监测的采样方法

目前鱼类监测系统中比较系统的工作有美国陆军工程兵团(US Army Corps of Engineers, USACE)、美国地质调查局(US Geological Survey, USGS)、美国鱼类与野生动物局(US Fish and Wildlife Service, USFWS)及相关单位开展的密西西比河干流及主要支流的监测工作(Barko et al, 2004; Killgore et al, 2007; Steuck et al, 2010; Miranda & Killgore, 2013)。另外在加拿大、欧洲、澳大利亚等国家和地区, 也有很多的鱼类监测系统。在进行这些监测工作时, 许多部门提出了非常具体的监测方法或手册, 特别是《生物多样性工作手册》(*Handbook of Biodiversity Methods*)中对鱼类监测方法有详细和具体的描述(Giles et al, 2005)(表3)。这些方法有传统的渔具, 如刺网、拖网、各种诱捕网具(定置网、地笼、虾笼)等, 也有现代的鱼探仪等水声学设备, 在不同的水环境(河流、溪流、湖泊)条件下, 以及服务于不同目的(物种识别、种群估算)的时候, 可以分别参考使用。此外, 最近中国环保部也颁布了生物多样性观测技术导则·内陆水域鱼类(HJ 710.7-2014), 也可以供参考使用。

1.3 多样性观测数据的分析方法

在获得了大量的监测数据以后, 如何分析、评价这些数据, 并对未来的工作进行指导, 是生物监测需要解决的重要问题。最简单的办法是对获得的评价结果进行直接的对比。例如, Miller等(1988)对美国加州Fresno河Hidden大坝下游某地点1970–

1985年的调查数据进行IBI评分, 比较结果发现该地的评分级别由1970年的良好变成1985年的一般。从评分内容也可以看出, 土著鱼类百分比变化尤其大, 反映出土著鱼类受到了极大的影响。

随着生物多样性监测工作的开展, 许多学者对生物多样性长期变化趋势和变化节点进行了研究。例如, Fewster等(2000)利用the British Trust for Ornithology's Common Birds Census (CBC)的调查数据, 对12种鸟类的丰度变化趋势和关键变化点进行了分析, 发现这些物种的丰度存在增加和减少的关键变化点(图1)。

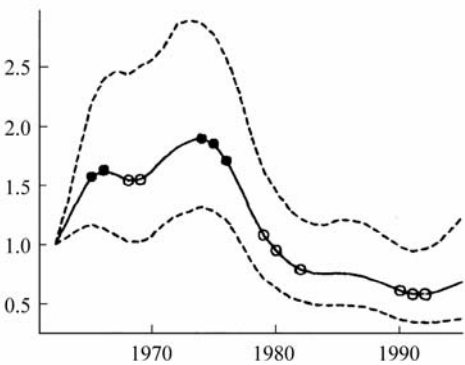


图1 基于不列颠鸟类调查数据库分析的红腹灰雀丰度指数变化趋势图示(实线为丰度指数变化曲线, 虚线为95%置信区间, 黑点表示上升的变化点, 圆圈表示下降的变化点, 引自Fewster et al, 2000)

Fig. 1 Index curves from CBC data for the Bullfinch. The solid lines give the index curves from a GAM and the dashed lines represent upper and lower 95% bootstrapped confidence limits. A solid circle denotes a point at which the second derivative is significantly negative (a downturn in the index curve), and an open circle denotes a point at which the second derivative is significantly positive (an upturn in the index curve) (Fewster et al., 2000).

由于生物多样性不是孤立存在,而是存在于生态系统之中的,生态系统的稳态转换也可以用来分析生物多样性的变化情况。例如,Hare和Mantua(2000)对北太平洋(North Pacific Ocean)的100个环境因子(包括31个气候因子和69个生物因子)分析,发现其在1977和1989年有两次明显的稳态转换,特别是在1989年的稳态转换中,生物的转换非常明显(图2)。

生物多样性监测的目的是发现和评价监测指标的变化。如果相关指标发生了稳态转换,则意味着生物多样性的格局发生了变化。如果是群落特征发生变化,说明群落结构功能进入了新的格局;如果是物种特征发生变化,说明物种的生活史过程

进入了新的格局。在这种情况下,相关的研究和管理需要采取不同的措施。

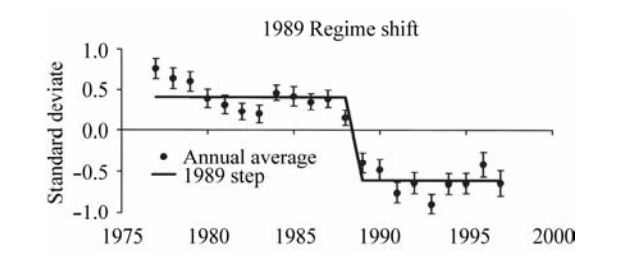


图2 基于100个环境因子分析的北太平洋生态稳态转换(引自Hare & Mantua, 2000)  
Fig. 2 Regime shift analyses of a composite of the 100 environmental time series in North Pacific Ocean (Hare & Mantua, 2000)

表4 中国内陆水体鱼类多样性监测专项网空间布局、重要地区、重点物种及主要承担单位			
Table 4 The scheme of the Sino BON—Inland Water Fish, including focused areas, targeted species (groups) and lead institutions			
水系	重要地区	重点物种	主要承担单位
Water systems	Focused areas	Target species	Lead institutions
长江 Yangtz River	长江上游珍稀特有鱼类保护区(四川合江)、三峡库尾(重庆)、三峡大坝坝下(湖北宜昌)、中游湖泊区(江西湖口) Reserve for rare and endemic fishes of the Upper Yangtz River (Hejiang), end of the Three Gorges Reservoir (Chongqing), downstream of the Three Gorges Dam (Yichang), and floodplain of the middle Yangtz (Hukou)	洄游性鱼类(鲟鱼类)、长江上游特有鱼类(圆口铜鱼)、长江重要经济鱼类(四大家鱼) Anadromous fish (sturgeons), endemic fishes of the Upper Yangtz River, economic species (the four major Chinese carps)	中国科学院水生生物研究所 Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences
黄河 Yellow River	上游(巴彦淖尔)、中游(三门峡)、下游(东营) Upper reaches (Bayan Nur), middle reaches (Sanmenxia), and lower reaches (Dongying)	马口鱼或宽鳍鱲、裂腹鱼类、鲇类 <i>Opsariicthys bidens</i> or <i>Zacco platypus</i> , schizothroaxins, and catfishes	中科院动物研究所 Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences
黑龙江 Heilongjiang River	上游(呼玛)、中游(萝北)、下游(抚远) Upper reaches (Huma), middle reaches (Luobei), and lower reaches (Fuyuan)	施氏鲟或达氏鳇、鲑科鱼类 <i>Acipenser schrenckii</i> , <i>Huso dauricus</i> , salmonids	中国水产科学研究院黑龙江水产研究所 Heilongjiang River Fisheries Research Institute of Chinese Academy of Fishery Sciences
珠江 Zhujiang River	上游(合山)、中游(桂平)、下游(肇庆) Upper reaches (Heshan), middle reaches (Guiping), and lower reaches (Zhaoqing)	广东鲂、野鲮亚科代表种、鳅类代表种 <i>Megalobrama terminalis</i> , labeonins, loaches	中国水产科学研究院珠江水产研究所 Zhujiang River Fisheries Research Institute of Chinese Academy of Fishery Sciences
澜沧江 Lancang River	上游(维西)、中游(大理)、下游(景洪) Upper reaches (Weixi), middle reaches (Dali), and lower reaches (Jinghong)	裂腹鱼类、鲃类、鲴类代表种 Schizothroaxins, sisorins, barbinins	中科院昆明动物研究所 Kunming Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences
怒江 Nujiang River	上游(贡山)、中游(六库)、下游(永德) Upper reaches (Gongshan), middle reaches (Liuku), lower reaches (Yongde)	裂腹鱼类、鲃类、鳅类的代表种 Schizothroaxins, sisorins, loaches	中科院昆明动物研究所 Kunming Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences
塔里木河 Tarim River	上游(阿拉尔)、中游(沙雅)、下游(尉犁) Upper reaches (Alaer), middle reaches (Shaya), and lower reaches (Yuli)	裂腹鱼类、鳅科鱼类代表种 Schizothroaxins, loaches	中科院西北高原生物研究所 Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences
青海湖 Qinghai Lake	湖北岸(刚察)、湖北岸(海晏)、湖西南岸(共和) Northwest bank (Gangcha), north bank (Haiyan), and south bank (Gonghe)	裂腹鱼类、鳅科鱼类代表种 Schizothroaxins, loaches	中科院西北高原生物研究所 Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences

2 中国内陆水体鱼类多样性监测网介绍

2.1 总体设计

中国内陆水体鱼类多样性监测专项网将在长江等8大水系选择25个重要地区,对鱼类多样性的总体变化情况进行监测,并选择24个区域代表性物种(类群),监测它们的主要生物学特征状况。具体的重要地区、重点物种以及主要承担单位的信息见表4、图3。

8大河流选择的依据是:它们代表了我国不同的河流类型、不同的水环境条件,它们纵横交错,拥有丰富的鱼类多样性及渔业资源,形成了我国流域范围内的核心网络。除长江流域有4个重要地区外,其他流域均为3个,合计25个重要地区。每一水系3个重点物种(类群),合计24个重点物种(类群)。重点类群的选择依据是:它们为其分布水系的代表性类群,同时考虑优势类群和生态功能代表性。如长江流域选择了洄游性鱼类(鲟鱼类)、长江上游特有鱼类(圆口铜鱼 *Coreius guichenoti*)、长江重要经济鱼类(四大家鱼)。监测的内容包括群落、物种、遗传等不同层次的内容(表5)。监测内容在生物多样性核心变量(EBV)的框架下,结合IBI的理论,以及鱼类生物学特征进行了具体化,在群落层次上强调了物种数目、不同的生态功能类群;在物种层次上,

强调了个体生长、繁殖等特征。对这些特征的分析应该可以全面反映鱼类多样性的现状、发生的变化,并寻找导致变化的原因。

2.2 科学目标

中国内陆水体鱼类多样性监测专项网将通过多家单位的合作,进行长期的监测,实现其科学目标。首先,获取重要区域鱼类资源状况的第一手资料。在长江、黄河、黑龙江、珠江、澜沧江、怒江、塔里木河及青海湖8大流域选取代表性区域,建立鱼类监测和研究平台,运用渔获物调查、水环境监测等方法,结合水下机器人视频追踪、鱼探仪探测、声学信标监测等技术,获取各流域鱼类生物多样性总体概况的基本数据,包括总体的物种组成、总体的资源量状况、优势种的组成、不同分类单元和功能类群的组成、外来种的组成等,以及相关的环境因子参数。

其次,分析重点监测对象的生物学特征。代表性物种的状况可以反映生态系统的健康状况和环境的影响,是生物多样性监测的重要内容。内陆水体鱼类专项网将重点监测各流域代表性物种,获取大量第一手资料,分析它们的种群数量、年龄结构、个体大小、繁殖时间、繁殖群体组成、早期资源量(即繁殖的后代数量)等特征,并将采用线粒体DNA、

表5 中国内陆水体鱼类多样性监测专项网的监测内容、方法和主要指标  
Table 5 Monitoring variables and methods of the Sino BON—Inland Water Fish

监测类别 Classes	监测方法 Methods	监测指标 Variables
重要区域鱼类资源监测(群落水平): 流域内鱼类种类组成、不同分类单元和功能类群组成比例、优势种成分变化、早期资源状况、鱼类生存的水环境因子。 Fish resources monitoring in focused areas (community level): species composition, taxonomic groups and ecological functional groups, dominant species, fish early resources, and environmental abiotic factors.	鱼类资源调查、渔获物调查、鱼类早期资源调查、水下声纳探测、水下机器人视频追踪、水环境因子调查。 Fish resource survey, fishing harvest survey, fish early resource survey, hydro acoustic survey, and environmental abiotic factor survey.	鱼类群落特征: 鱼类名录、鱼类多样性指数、不同物种的数量组成、重量组成、优势种类、不同分类单元、功能类群的成分变化等。早期资源的种类组成与资源量。鱼类生存环境: 水温、流速、水深、河面宽度、底质特征、溶氧、pH值、透明度、电导率, 水文站的水位、径流量等。 Community level characters: species list, diversity indices, proportion of different species in numbers and biomass, dominant species, proportion of different taxonomic groups and ecological functional groups. Species composition and abundance of fish early resources. Environmental abiotic factor: water temperature, flow velocity, water depth, river width, riverbed types, dissolved oxygen, pH, transparency, conductivity, water discharge, water level of the nearby hydrographic station.
重点物种鱼类生物学特征监测(物种水平): 重点鱼类物种(类群)的种群动态、个体生物学特征。 Target species biological monitoring: population dynamic and biological traits.	渔获物调查、鱼探仪、水下机器人视频追踪、声学信标。 Fishing harvest survey, sonar detection system, video monitoring with remotely operated vehicle (ROV), hydro acoustic survey.	鱼类种群特征: 种群数量、年龄结构、性比组成、体长和体重频数分布等。鱼类个体生物学特征: 鱼类的年龄与生长、鱼类的食物组成、性腺发育、繁殖力等个体生物学特征。鱼类行为特征: 鱼类洄游时间、线路; 鱼类繁殖、摄食等行为表现。 Population level characters: population size, age structure, sexual ratio, frequency distribution of body length and body weight. Fish biological traits: age and growth, diet composition, gonad development, fecundity. Fish behavior: migration time and route, breeding and feeding behavior.
重点物种遗传多样性监测: 种群遗传多样性现状 Genetic diversity monitoring of target species	线粒体DNA基因和微卫星分子标记 mtDNA and short sequence repeats (SSR) diversity analysis	线粒体DNA基因的单倍型数目、单倍型多样性、核苷酸多样性; 微卫星标记反映的等位基因频率、杂合度与近交状态、有效种群大小等。 MtDNA haplotype numbers and diversity, nucleotide diversity, SSR genotype frequency, heterozygosity and inbreeding coefficient, effective population size.

微卫星标记等分析其遗传多样性现状。

第三, 实现资源共享, 推动公众参与, 服务国家建设。为更好地发挥专项网的公益性, 内陆水体鱼类专项网将整理各流域监测数据及影像资料等并通过网络共享, 带动公众参与到环境保护、鱼类多样性保护、资料收集的各项进程。同时深入研究鱼类多样性的维持机制, 提高我国生物多样性科学研究水平, 为我国鱼类多样性保护、涉水工程开发的决策提供依据。

目前有关我国内陆水体鱼类多样性的监测工作在不同的水系、不同的区域均有一定程度的开展, 如珠江水系对鱼类早期资源的监测, 长江流域“三峡工程生态与环境监测系统”中水生动物和渔业资源的监测, 农业部“渔业资源与环境监测”等。已有的这些监测工作服务于不同的目的, 积累了大量的资料。但是, 目前还缺乏全国性的综合监测网络。中国内陆水体鱼类多样性监测网是在中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)的框架内搭建内陆水体鱼类多样性监测的平台, 期望现有的区域性监测网络能够相互合作, 通过数据共享, 形成全国性的监测网络, 为我国生物多样性的研究与保护做出贡献。

## 参考文献

- Barko VA, Herzog DP, Hrabik RA, Scheibe JS (2004) Relationship among fish assemblages and main-channel-border physical habitats in the unpounded upper Mississippi River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133, 371–384.
- Chen YY (1990) Some aspects on biological diversity of freshwater ecosystem. *Bioscience Communciation*, 2, 197–200. (in Chinese) [陈宜瑜 (1990) 淡水生态系统中的若干生物多样性问题. *生物科学信息*, 2, 197–200.]
- Fewster RM, Buckland ST, Siriwardena GM, Baillie SR, Wilson JD (2000) Analysis of population trends for farmland birds using generalized additive models. *Ecology*, 81, 1970–1984.
- Froese R, Pauly D (2016) FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (10/2016).
- Giles N, Sands R, Fasham M (2005) Fish. In: *Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring* (eds Hill D, Fasham M, Tucker G, Shewry M, Shaw P), pp. 368–386. Cambridge University Press, Cambridge..
- Hare SR, Mantua NJ (2000) Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography*, 47, 103–145.
- HJ 710.7–2014 (2014) Technical Guidelines for Biodiversity Monitoring—Inland Water Fish. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese) [HJ 710.7–2014 (2014) 生物多样性观测技术导则: 内陆水域鱼类. 中国环境科学出版社, 北京.]
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21–27.
- Karr JR (1991) Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1, 66–84.
- Killgore KJ, Hoover JJ, George SG, Lewis BR, Murphy CE, Lancaster WE (2007) Distribution, relative abundance and movements of pallid sturgeon in the free-flowing Mississippi River. *Journal of Applied Ichthyology*, 23, 476–483.
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. (in Chinese) [马克平 (2015) 中国生物多样性监测网络建设: 从CForBio到Sino BON. *生物多样性*, 23, 1–2.]
- Miller DL, Hughes RM, Karr JR, Leonard PM, Moyle PB, Schrader LH, Thompson BA, Daniels RA, Fausch KD, Fitzhugh GA, Gammon JR, Halliwell DB, Angermeier PL, Orth DJ (1988) Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5), 12–20.
- Miranda LE, Killgore KJ (2014) Fish depth distributions in the Lower Mississippi River. *River Research and Applications*, 30, 347–359.
- Nakano SI, Yahara T, Nakashizuka T (2012) The Biodiversity Observation Network in the Asia-Pacific Region: Toward Further Development of Monitoring. *Ecological Research Monographs*, Springer, Tokyo.
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummitt N, Butchart SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Fith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Höft R, Hurr G, Jetz W, Karp DS, McGeoch MA, Obura D, Onoda Y, Pettorelli N, Reyers B, Sayre R, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, 339, 277–278.
- Sarkar UK, Pathak AK, Sinha RK, Sivakumar K, Pandian AK, Pandey A, Dubey VK, Lakra WS (2012) Freshwater fish biodiversity in the River Ganga (India): changing pattern, threats and conservation perspectives. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22, 251–272.
- Scholes RJ, Mace GM, Turner W, Geller GN, Jürgens N, Larigauderie A, Muchoney D, Walther BA, Mooney HA (2008) Toward a Global Biodiversity Observing System. *Science*, 321, 1044–1045.
- Scholes RJ, Walters M, Turak E, Saarenmaa H, Heip CH, Tuama ÉÓ, Faith DP, Mooney HA, Ferrier S, Jongman RH, Harrison IJ, Yahara T, Pereira HM, Larigauderie A, Geller G (2012) Building a global observing system for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 139–146.
- Steuck MJ, Yess S, Pitlo J, Van Vooren A, Rasmussen J (2010) Distribution and Relative Abundance of Upper Mississippi River Fishes. Upper Mississippi River Conservation Committee, Onalaska, Wisconsin.

(责任编辑: 陈小勇 责任编辑: 时意专)



•生物多样性监测网络专题•

# 中国土壤动物多样性监测：探知土壤中的奥秘

潘开文<sup>1</sup> 张 林<sup>1</sup> 邵元虎<sup>2</sup> 傅声雷<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> (中国科学院成都生物研究所, 成都 610041)

<sup>2</sup> (中国科学院华南植物园, 广州 510650)

**摘要：**土壤动物多样性变化及其对环境的指示作用已被学术界和政府决策部门高度关注。本文从土壤动物多样性监测的重要性及面临的挑战、国内外土壤动物多样性监测概况等方面进行了评述，提出了未来、尤其是2016–2020年我国土壤动物多样性监测的目标、站点布局、样地设置、监测类群和指标等，并讨论了在制定土壤动物多样性监测方案时需考虑的问题，有助于在全国开展多点化土壤动物多样性及分布状况的监测工作，建立标准统一、数据共享的土壤动物监测网，提供完整的、可信的监测数据，为国家生态文明建设提供科技支撑。

**关键词：**监测目标；样地设置；监测类群；监测指标；站点布局

## Thematic monitoring network of soil fauna diversity in China: exploring the mystery of soils

Kaiwen Pan<sup>1</sup>, Lin Zhang<sup>1</sup>, Yuanhu Shao<sup>2</sup>, Shenglei Fu<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041

<sup>2</sup> South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650

**Abstract:** The important roles of soil fauna diversity and associated indicative functions of environment changes have received increasing attention from both academic circles and government decision makers. This paper summarizes the current situation of soil fauna monitoring in developed countries and related work in China. We introduce the objectives and structure of the thematic monitoring network of soil fauna diversity (TMNSFD), and highlighted some aspects that need attention. The TMNSFD proposed to establish permanent monitoring plots within forest plots established by Chinese Forest Biodiversity Monitoring Network for monitoring soil fauna including earthworms, mites, springtails, nematodes and protists. During the years 2016–2020, TMNSFD may choose typical forest ecosystems as priority ecosystems for soil fauna monitoring, which cover temperate forest ecosystems (including broadleaved Korean pine mixed forests in Changbaishan, Jilin Province and warm temperate deciduous broadleaved forests in Donglingshan, Beijing), subtropical forest ecosystems (including typical subtropical evergreen broadleaved forests in Gutianshan, Zhejiang Province, lower subtropical evergreen broadleaved forests in Dinghushan, Guangdong Province, and north subtropical evergreen broad-leaved forests in Duijiangyan, Sichuan Province), tropical forest ecosystems (tropical rainforests in Xishuangbanna, Yunnan Province and Jianfengling, Hainan Province), as well as mountainous dark coniferous forests in Liziping, Sichuan Province. By 2030, TMNSFD soil fauna monitoring plots may cover various ecosystems including forests, grasslands, wetlands, deserts, farmland, urban areas and other typical ecosystems in different regions of China. TMNSFD emphasizes the value of applied molecular biology technology, unified monitoring methods, and manipulation experiments to simulate the effects of global change on soil fauna during the processes of monitoring. We propose monitoring soil fauna diversity once every 5 years in established monitoring plots. The objective of TMNSFD is to provide reliable and integrated data of soil fauna diversity via the establishment of standard monitoring methods and a data-sharing network at the national level, which could support the development of ecological civilization in China.

收稿日期: 2016-01-20; 接受日期: 2016-04-19

基金项目: 国家自然科学基金(31370632、3150517)和“十三五”国家科技攻关课题(2015BAD07B050304)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: sfu@scbg.ac.cn

作者邵元虎和傅声雷现工作单位: 河南大学环境与规划学院, 邮编 475004

**Key words:** monitoring objective; plot setting; monitoring group; monitoring index

## 1 土壤动物多样性监测的重要性及面临的挑战

21世纪以来, 人们开始意识到人类活动引起的环境污染和全球变化严重威胁着土壤生物多样性(Turbé et al, 2010; Eisenhauer et al, 2012), 因此对土壤生物多样性的监测和保护愈加重视(Wall et al, 2001; Gardi et al, 2009; Parker, 2010; 时雷雷和傅声雷, 2014)。随着工业化和城镇化的快速推进, 我国生物多样性同样正在经受着前所未有的快速变化, 而这些变化又具有长期性、复杂性、后果滞后性和难以预测性等特点。对生物多样性动态进行长期的网络监测研究, 不仅有助于人们认识生物多样性变化的驱动因子并对其进行量化研究, 而且还有助于认识生物多样性变化的主导过程及其对生态系统功能和人类的影响。

陆地生态系统中, 土壤动物是除土壤微生物外种类最为丰富、数量最多的生物类群。几乎所有的地下生态学过程都与土壤动物有关, 其在调控生态系统地上部分的结构、功能和过程中有着至关重要的作用(Ruiter et al, 1998; Fu et al, 2009)。随着研究的深入, 研究人员注意到, 土壤动物在表征全球变化(Wardle et al, 1998; Pritchard, 2011; Li et al, 2012)和人类活动(Holtkamp et al, 2008, 2011; Susyan et al, 2011)等外来因子对生态系统的扰动方面更具敏感性, 并能通过营养级联效应对生态系统的地上部分进行有效反馈, 从而对整个生态系统的构建和维持有着不可忽视的影响(傅声雷, 2007)。因此, 土壤动物多样性及其生态功能的研究迅速成为近年来最受关注的热点之一(Wardle et al, 2004; Fu et al, 2009)。然而, 土壤动物多样性的监测仍然面临相当大的挑战。首先, 土壤的异质性非常强, 是生物种类最丰富、数量最多的亚系统, 绝大多数土壤动物个体很小, 而且土壤动物分类学家和分类手段都十分缺乏。据估计, 目前仅有1–5%的土壤动物已被描述。其次, 土壤生物的习性复杂而且富于变化, 这对研究土壤生物多样性及其生态功能来说也是巨大的挑战。土壤动物之间并非简单的取食与被取食关系, 它们之间存在着复杂的正、负反馈过程; 同

时, 土壤食物网的复杂性可能导致土壤生物之间还存在大量的间接作用, 这些都加大了量化研究的难度(傅声雷等, 2011)。随着科学界对土壤动物研究的日益重视, 土壤动物多样性监测与研究迎来了良好的契机, 突破研究方法和认识上的局限性, 建立长期的野外监测网络是陆地生态系统和人类社会可持续发展的迫切要求。

## 2 国外土壤动物多样性监测的概况

从20世纪90年代开始, 拉脱维亚、荷兰、英国、德国、法国、意大利等国家先后建立了区域和国家尺度上的土壤动物监测网, 对土壤跳虫、螨类、原生动物、线虫、蚯蚓等多个土壤动物关键功能群和群落多样性进行长期监测, 并通过相应数据较好地表征了土壤生态系统的质量和功能, 为环境科学、农学、林学以及生态学等相关学科提供了重要的基础数据。之后在欧盟委员会组织下, 欧洲很多国家开始合作研究人类干扰和全球变化等对土壤生物多样性造成的威胁(附录1) (Turbé et al, 2010), 寻找对威胁因素产生强烈反应的指示类群(Bispo et al, 2009), 制定合理的土壤生物多样性监测和保护体系(Gardi et al, 2009)。其中做得最好的是荷兰和英国, 但需要指出的是完成一次全面的土壤动物监测的周期很长, 荷兰6年才完成一个采样周期, 而英国仅在1998年和2007年进行了比较系统的采样(Turbé et al, 2010)。总之, 欧盟委员会在土壤生物多样性的监测、评价、保护与立法方面都采取了具体而有代表性的行动。2010年, 欧盟委员会下属的环境研究所和联合研究中心分别完成了*Soil Biodiversity: Functions, Threats and Tools for Policy Makers*和*European Atlas of Soil Biodiversity* 两本报告, 系统总结了现阶段人们对土壤生物多样性的认识和土壤生物多样性面临的一些威胁(Turbé et al, 2010; Jeffery et al, 2010; 时雷雷和傅声雷, 2014)。2011年底, 著名土壤生态学家Diana H. Wall, Wim van der Putten, Richard D. Bardgett, Johan Six 和Luca Montanarella共同建立全球土壤生物多样性研究的交流平台(Global Soil Biodiversity Initiative, <http://www.globalsoilbiodiversity.org/>), 旨在号召各国加强对土

壤生物多样性的积极研究,并将获得的知识应用于环境政策和可持续管理(时雷雷和傅声雷,2014)。尽管上述国家已在监测方面做了很多工作,但是受地域限制,很难在大尺度上开展监测工作,即使可以整合获得的监测数据,但难以保证这些数据在采样时间上的一致性。另外,这些国家有的倾向于监测大型土壤动物,有的倾向于监测中型或小型土壤动物,同步监测大中小型土壤动物的国家只有英国和荷兰,这对大尺度上整合研究土壤动物间的相互作用来说是很大的局限。号召不同国家之间的合作并整合这些国家的监测数据,仍然是发达国家在监测方面的一个发展趋势。

### 3 我国土壤动物多样性研究和监测的概况

近20年来,土壤动物多样性研究在我国发展较快。其中,中国科学院是我国最早全面开展土壤动物多样性及其相关研究的单位。20世纪90年代,中国科学院上海植物生理生态研究所尹文英院士组织编撰的《中国土壤动物检索图鉴》,奠定了我国深入开展土壤动物研究的基础。进入21世纪后,以中国科学院华南植物园、沈阳应用生态研究所、东北地理与农业生态研究所、西双版纳热带植物园等为代表的研究所在我国不同区域开展了大量工作,获取了丰富的基础数据资料,取得了一系列突出的成果(Shao et al, 2008; Sun & Wu, 2012; Yang et al, 2012; Chang et al, 2013)。但这些研究工作主要集中在华南和东北等区域,中西部广大腹地土壤动物的研究基础相对薄弱;部分生态功能重要区域和地上生物多样性热点区域(如横断山区、青藏高原等)的土壤动物研究工作则起步较晚(李玲娟等, 2015)。各区域研究不平衡的现状导致土壤动物监测研究难以全面开展,数据局限性较强,因而急需建立覆盖全国重点区域的标准统一、数据共享的土壤动物监测网,为社会提供完整的、可信的监测数据。此外,从已有的研究来看,土壤动物个体小、生命周期短而且绝大多数种类对环境十分敏感,温度、水分、土壤营养状况等因素都能很大程度上影响其种群的变化。尤其是地上植被组成与土壤动物分布特征(种类和数量)有着非常紧密的联系,土壤动物群落结构和功能对地上植被类型变化也有着很好的反馈作用。我国地域辽阔,拥有多个气候类型,形成多种植被地理分布格局,孕育了丰富的土壤动物,

对于大尺度上开展土壤动物的监测工作来说具有得天独厚的条件。但迄今为止,我国开展的生物多样性监测工作主要集中在地上部分,而针对土壤动物多样性开展的监测工作则十分缺乏。因此,有必要在我国典型区域选择有代表性的生态系统开展土壤动物的监测工作。

### 4 我国土壤动物多样性监测的目标

为进一步丰富国家尺度下土壤动物的基础资料,回答全球气候变化和人类活动对地下生物多样性影响等热点科学问题及国家战略需求,中国科学院拟建立土壤动物多样性监测专项网,作为中国生物多样性监测网络的有机组成部分(马克平, 2015),在全国开展多点化土壤动物多样性及分布状况的监测工作,从而揭示土壤动物多样性的空间分布、时间变化规律及其对外来干扰的反馈效应对地下生态过程的调控机理。具体目标如下: (1)开展土壤动物多样性监测,整合各监测点数据,建立“全国土壤动物数据库”,从而为国家生物多样性保护和生物资源储备提供基础数据,为工程实施和政策制定提供科学依据,促进多学科协同发展; (2)揭示土壤动物多样性的分布规律及其变化的驱动机制,阐明土壤动物多样性对全球变化和人类活动的响应机制,识别其受胁迫因素,为土壤动物多样性保护和资源合理利用、土壤肥力和生态系统生产力的维持提供科学支撑; (3)整合政策和科学方面的需求,对土壤动物多样性保护和管理提出建议和规划,形成有效调控手段,促进资源可持续利用、土壤肥力提升和生态系统生产力的维持。

### 5 我国土壤动物多样性监测点布局

考虑到土壤动物巨大的多样性和数量以及专业人员的缺乏,在专项网建设的具体操作和实施上,拟选择我国典型区域的代表性植被类型,依托已建成的生物多样性监测大样地、野外台站和实验基地,先期进行监测点布局,重点以中国科学院生物多样性委员会组织建设的中国森林生物多样性监测网络(CForBio, [www.cfbiodiv.org/](http://www.cfbiodiv.org/))大型森林固定样地为对象,开展土壤动物多样性监测(2016–2020年),初步形成森林生态系统土壤动物监测网体系;到2030年,最大可能地涵盖我国不同区域的森林、草原、湿地、荒漠、农田和城市等各类

典型生态系统。在第一期规划(2016–2020年)中,土壤动物专项网拟初步设置主监测点8个,由北至南分别分布在吉林、北京、浙江、广东、四川、云南和海南,分别代表不同气候区域的典型森林生态系统,条件成熟时再适当增设一些辅助监测点并选择其他类型的生态系统布设监测点。其中,位于吉林长白山的温带红松落叶阔叶混交林生态系统由中国科学院沈阳应用生态所和东北地理与农业生态所监测,位于北京东灵山的暖温带落叶阔叶林生态系统由中国科学院动物所和东北地理与农业生态所监测,位于浙江古田山的亚热带常绿阔叶林生态系统由中国科学院上海生命科学研究院植物生理生态研究所监测,位于广东鼎湖山的南亚热带常绿阔叶林生态系统由中国科学院华南植物园监测,位于四川都江堰的亚热带常绿阔叶林生态系统由中国科学院成都生物所和成都山地灾害与环境所监测,位于四川栗子坪亚热带区域的山地暗针叶林生态系统由中国科学院成都生物所和成都山地灾害与环境所监测,位于云南西双版纳的热带雨林生态系统由中国科学院西双版纳热带植物园监测,位于海南尖峰岭的热带雨林生态系统由中国科学院华南植物园、中国林业科学研究院热带林业研究所监测。

## 6 我国土壤动物多样性监测样地设置

在大型森林固定样地内,拟选择典型的地带性植被设置3个20 m × 20 m的样方,每个样方选取5个5 m × 5 m的采样区,分别以样方四角和样方中心点为采样区。类似的,在每个采样区内的四角和中心选取5个采样点,这5个采样点的土壤可以混合成1个混合样。这样每个大样地的典型地带性植被每次采样数量为15个(3个样方 × 5个混合样)。每次监测网合计采样120个(8个大样地 × 15个混合样)。事实上,每个大样地内地形比较复杂,以鼎湖山大样地为例,大样地内的植被类型沿海拔梯度依次分布有沟谷雨林、南亚热带常绿阔叶林、山地常绿阔叶林或山地常绿灌丛和山地常绿灌草丛。除大样地内的典型地带性植被作为监测网设置的主要采样点外,其他植被类型可以根据需要采样。

## 7 我国土壤动物多样性监测的主要类群和指标

专项网监测工作以土壤食物网构成的不同土

壤动物类群作为监测对象。其中,大型土壤动物主要包括肉眼可见的大型无脊椎动物(例如土壤昆虫和蚯蚓等),以监测蚯蚓为主;中型土壤动物主要包括螨类、跳虫等;小型土壤动物主要包括线虫等。然而不同土壤动物类群的大小及形态差别很大,比如大型土壤动物中的蚯蚓,比较容易获得多度、生物量和多样性等指标,可直接作为监测指标。中型动物中的跳虫鉴定相对螨虫简单一些,可通过评估其多度和多样性来反映生态系统的健康状况。而螨虫数量庞大,类群众多,可优先得到多度、生物量及几个主要的功能群的信息,在条件允许的情况下进行细分以获得更加详细的信息。线虫的个体较小,其多度相对容易获得,但准确测定生物量则相对困难,可根据不同类群的生活史特性和相对多度计算成熟指数(Bongers, 1990)、富集指数及结构指数等(Ferris et al, 2001)。随着监测工作的不断深入,这些分类群的监测指标还可进一步整合,分析食物网的稳定性及复杂性,预测土壤生态系统对扰动的抵抗力以及在受到扰动之后的恢复力。在各监测点,采用定点、长期监测(辅以土壤动物群落调查等)的统一方法,通过监测土壤动物群落的个体数、密度、频度、生物量、食性、性别比等特征指标,以及植被类型、优势植物种、海拔、湿度、光照、土壤理化性质等,实现对土壤动物的物种、食性和功能群、食物网结构和生存环境等本底数据进行长期监测和记录的目的。在此基础上,对所搜集到的数据进行整理、信息化,建立土壤动物数据库。

## 8 土壤动物多样性监测方案制定需考虑的问题

关于监测方案的制定方面,有以下几点需要强调:

(1)越来越多的证据表明,全球气候变化对土壤生物多样性及其生态功能具有重要影响。因此,结合全球变化的背景设置一些有针对性的监测样地(比如温度或水分梯度)是有必要的。同时,如果能设置一些相应的控制实验以模拟全球变化因子对土壤动物多样性的影响,并结合野外监测平台的实验结果,可能会对未来模型模拟研究起到一定的推动作用。

(2)土壤动物种类繁多、数量庞大,而土壤动物传统的形态学鉴定工作量大、专业人才缺乏。目前,

在土壤动物研究方面已开始了分子技术鉴定研究的尝试性工作。比如,欧洲土壤动物监测的前10位类群中,有7个使用了分子方法(Stone et al, 2016)。土壤动物形态鉴定非常耗时,且很多幼虫难以鉴定,如果将常规形态鉴定与分子技术相结合或许会对开展大规模的采样和土壤动物多样性分析起到很大的推动作用(邵元虎等, 2015)。

(3)根据欧盟发达国家的监测经验(Turbé et al, 2010), 3–5年进行一次集中采样可能是相对比较可行的。

(4)土壤动物常常是土壤生态系统服务的驱动者,而不同研究者采用的采样方法、研究方法以及实验手段都或多或少有一定的差别,在监测网框架下选择统一的监测方法收集数据很有必要。此外,这些数据标准化后再整合分析同样重要,特别是在食物网水平上分析土壤动物多样性和生态系统功能之间的关系会加深我们对土壤动物多样性和土壤质量及其功能之间关系的理解,也有利于建立研究者和政策制定者之间的桥梁。

最后,希望专项网的执行能帮助我们实现以下目标: (1)基本掌握土壤动物的分布格局及其变化规律; (2)了解土壤动物多样性面临的威胁及其原因; (3)形成一套相对统一的监测方法; (4)结合生态学的知识和新的方法,把土壤动物多样性研究结果与生态系统功能与服务结合并应用于政策和教育,为国家生态文明建设和可持续发展提供科技支撑。

## 参考文献

- Bispo A, Cluzeau D, Creamer R, Dombos M, Graefe U, Krogh PH, Sousa JP, Peres G, Rutgers M, Winding A (2009) Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5, 717–719.
- Bongers T (1990) The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83, 14–19.
- Chang L, Wu HT, Wu DH, Sun X (2013) Effect of tillage and farming management on Collembola in marsh soils. *Applied Soil Ecology*, 64, 112–117.
- Eisenhauer N, Cesarz S, Koller R, Worm K, Reich PB (2012) Global change belowground: impacts of elevated CO<sub>2</sub>, nitrogen, and summer drought on soil food webs and biodiversity. *Global Change Biology*, 18, 435–447.
- Ferris H, Bongers T, de Goede RGM (2001) A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied Soil Ecology*, 18, 13–29.
- Fu SL, Zhang WX, Shao YH, Xu GL (2011) 10000 Scientific Problem (Agricultural volume). Science Press, Beijing. (in Chinese) [傅声雷, 张卫信, 邵元虎, 徐国良 (2011) 10000个科学难题(农学卷). 科学出版社, 北京.]
- Fu SL (2007) A review and perspective on soil biodiversity research. *Biodiversity Science*, 15, 109–115. (in Chinese with English abstract) [傅声雷 (2007) 土壤生物多样性的研究概况与发展趋势. 生物多样性, 15, 109–115.]
- Fu SL, Zou XM, Coleman D (2009) Highlights and perspectives of soil biology and ecology research in China. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 868–876.
- Gardi C, Montanarella L, Arruays D, Bispo A, Lemanceau P, Jolivet C, Mulder C, Ranjard L, Römke J, Rutgers M (2009) Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science*, 60, 807–819.
- Holtkamp R, van der Wal A, Kardol P, van der Putten WH, de Ruiter PC, Dekker SC (2011) Modeling C and N mineralisation in soil food webs during secondary succession on ex-arable land. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 251–260.
- Holtkamp R, Kardol P, van der Wal A, Dekker SC, van der Putten WH, de Ruiter PC (2008) Soil food web structure during ecosystem development after land abandonment. *Applied Soil Ecology*, 39, 23–34.
- Jeffery S, Gardi C, Jones A, Montanarella L, Marmo L, Miko L, Ritz K, Peres G, Römke J, Putten W (2010) European Atlas of Soil Biodiversity. European Commission, Luxembourg.
- Li LJ, Xiong QL, Pan KW, Zhang L (2015) The responses of soil protozoan communities to *Quercus aquifolioides*: recovery after cutting and growing season dynamics. *Biodiversity Science*, 23, 793–801. (in Chinese with English abstract) [李玲娟, 熊勤犁, 潘开文, 张林 (2015) 土壤原生动物对川滇高山栎恢复时间的响应及生长季动态. 生物多样性, 23, 793–801.]
- Li Q, Bao XL, Lu CY, Zhang XK, Zhu JG, Jiang Y, Liang WJ (2012) Soil microbial food web responses to free-air ozone enrichment can depend on the ozone-tolerance of wheat cultivars. *Soil Biology and Biochemistry*, 47, 27–35.
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. (in Chinese) [马克平 (2015) 中国多样性监测网络建设: 从CForBio到Sino BON. 生物多样性, 23, 1–2.]
- Parker SS (2010) Buried treasure: soil biodiversity and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3743–3756.
- Pritchard SG (2011) Soil organisms and global climate change. *Plant Pathology*, 60, 82–99.
- Ruiter PCD, Neutel AM, Moore JC (1998) Biodiversity in soil ecosystems: the role of energy flow and community stability. *Applied Soil Ecology*, 10, 217–228.
- Shao YH, Zhang WX, Liu SJ, Wang XL, Fu SL (2015) Diversity and function of soil fauna. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 6614–6625. [邵元虎, 张卫信, 刘胜杰, 王晓丽, 傅声雷 (2015) 土壤动物多样性及其生态功能. 生态学报, 35, 6614–6625.]
- Shao YH, Zhang WX, Shen JC, Zhou LX, Xia HP, Shu WS,

- Ferris H, Fu SL (2008) Nematodes as indicators of soil recovery in tailings of a lead/zinc mine. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, 2040–2046.
- Shi LL, Fu SL (2014) Review of soil biodiversity research: history, current status and future challenges. *Chinese Science Bulletin*, 59, 493–509. (in Chinese with English abstract) [时雷雷, 傅声雷 (2014) 土壤生物多样性研究: 历史、现状与挑战. *科学通报*, 59, 493–509.]
- Stone D, Ritz K, Griffiths BG, Orgiazzi A, Creamer RE (2016) Selection of biological indicators appropriate for European soil monitoring. *Applied Soil Ecology*, 97, 12–22.
- Sun X, Wu DH (2012) Two new species of the genus *Sensillo-nychius* Pomorski et Sveenkov, 2006 (Collembola: Onychiuridae) from Changbai Mountains, China. *Annales Zoologici*, 62, 563–570.
- Susyan EA, Wirth S, Ananyeva ND, Stolnikova EV (2011) Forest succession on abandoned arable soils in European Russia—Impacts on microbial biomass, fungal-bacterial ratio, and basal CO<sub>2</sub> respiration activity. *European Journal of Soil Biology*, 47, 169–174.
- Turbé A, Toni A De, Benito P, Lavelle P, Lavelle P, Ruiz N, van der Putten WH, Labouze E, Mudgal S (2010) Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).
- Wall DH, Snelgrove PVR, Covich A (2001) Conservation priorities for soil and sediment invertebrates. In: *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade* (eds Soule ME, Orians GH), pp. 99–123. Island Press, Washington.
- Wardle DA, Bardgett RD, Klironomos JN, Setälä H, van der Putten WH, Wall DH (2004) Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304, 1629–1633.
- Wardle DA, Verhoef HA, Clarholm M (1998) Trophic relationships in the soil micro food-web: predicting the responses to a changing global environment. *Global Change Biology*, 4, 713–727.
- Yang XD, Yang Z, Warren MW, Chen J (2012) Mechanical fragmentation enhances the contribution of Collembola to leaf litter decomposition. *European Journal of Soil Biology*, 53, 23–31.

(责任编辑: 吴纪华 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 部分欧洲国家对土壤生物的监测(引自Turbé et al, 2010)

Appendix 1 Monitoring soil animal in Europe (from Turbé et al, 2010)

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016019-1.pdf>

潘开文, 张林, 邵元虎, 傅声雷. 中国土壤动物多样性监测: 探知土壤中的奥秘. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1234–1239.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016019>

附录1 部分欧洲国家对土壤生物的监测(引自Turbé et al, 2010)  
Appendix 1 Monitoring soil animal in Europe (from Turbé et al, 2010)

国家 Country	监测指标 Organisms monitored				采样频率 Frequency of sampling	尺度 Scale
	蚯蚓 Earthworm	跳虫 Collembola	螨类 Mite	线虫 Nematode		
奥地利 Austria	+	+	—	—	不确定 Uncertain	区域尺度 Regional
捷克 Czech Republic	—	—	—	—	每年1次 Annual	国家尺度仅对微生物指标监测 National (microbiological parameters)
法国 France	+	0	0	—	区域尺度上每年采样1次, 国家尺度 上不确定 Annual for regional scale, not yet decided for national scale	区域尺度上监测微生物、大型土壤动物、 一些生物调节者及一些腐殖质指标, 国 家尺度上监测细菌和真菌多样性 Microbes (biomass, bacterial and fungal diversity, soil respiration), biological regulators, macrofauna (earthworms, total macro-fauna), humus index at regional scale; Microbes (bacterial and fungal diversity) at national scale
德国 Germany	0	0	0	0	不确定 Uncertain	区域尺度 Regional
意大利 Italy	—	+	+	—	不确定 Uncertain	区域尺度上监测小型节肢动物 Regional
拉脱维亚 Latvia	0	+	+	—	每年1次 Annual	国家尺度上监测中型和表栖类土壤动物 Meso-fauna and epigeic fauna at national scale
荷兰 Netherlands	+	+	+	+	十类土每年采两类, 6年完成1次监 测网络的全部采样 Two soil/landuse types sampled an- nually, so one cycle to cover whole network takes 6 years	国家尺度 National
罗马尼亚 Romania	—	—	—	—	4年1次, 个别点每年1次 Every four years, unless site is par- ticularly degraded in which case monitoring is annual	国家尺度上监测细菌和真菌 Bacteria and fungi (number) at national scale
英国 United Kingdom	+	+	+	+	1998年和2007年 Since biological measurements were added, surveys have been done in 1998 and 2007	国家尺度上监测无脊椎动物 Invertebrates at national scale

“+”表示已监测, “—”表示未监测, “0”表示不确定。

“+” means monitored, “—” means no monitoring, “0” indicates uncertainty.



•生物多样性监测网络专题•

# 中国土壤微生物多样性监测的现状和思考

李香真<sup>1\*</sup> 郭良栋<sup>2</sup> 李家宝<sup>1</sup> 姚敏杰<sup>1</sup>

1 (中国科学院成都生物研究所环境与应用重点实验室, 环境微生物四川省重点实验室, 成都 610041)

2 (中国科学院微生物研究所真菌学国家重点实验室, 北京 100101)

**摘要:** 土壤微生物多样性研究是整个生态系统研究中最薄弱的环节之一。高通量测序技术和生物信息学方法的快速发展极大地促进了土壤微生物多样性监测研究的深度和广度。目前世界范围内已经开展了一些综合的微生物多样性研究计划, 如地球微生物计划。这些计划存在的主要问题是缺少动态的监测、研究方法不统一、数据整合困难等。中国土壤微生物多样性监测网(Soil Microbial Observation Network, SMON)是中国生物多样性监测与研究网络(Chinese Biodiversity Monitoring and Research Network, Sino BON)的重要组成部分, 本文中我们对该监测网的建设提出了一些思考。在监测布局上建议选择我国南北水热梯度下的森林生态系统、东西降雨梯度下的草原生态系统、典型湿地生态系统及重要农田生态系统, 同时依托现已建成的生物多样性监测网络观测点或大样地, 布设监测样点, 利用现代环境基因组学和生物信息学技术, 重点围绕土壤微生物群落和功能基因组的组成与多样性, 开展长期定点的动态监测。监测的结果将以名录、数据集或图鉴的形式发布, 包括中国典型生态系统中土壤细菌、古菌、真菌与地衣、土壤宏基因组和重要功能基因的组成和多样性等数据, 同时建设土壤生物大数据平台, 达到监测数据的储存、查询、分析、下载、成图的功能。通过土壤微生物多样性监测, 将阐明我国重要森林、草地、湿地、农田生态系统中土壤微生物组成、多样性、功能基因的时空变化特征和驱动机制, 建立土壤微生物多样性变化与生态系统功能的关系及相关的模型, 预测全球环境条件变化下土壤微生物的演变规律, 为土壤微生物多样性资源的保护和利用提供科学依据。

**关键词:** 土壤微生物群落; 多样性; 监测网; 环境基因组; 生态系统功能

## Soil microbial diversity observation in China: current situation and future consideration

Xiangzhen Li<sup>1\*</sup>, Liangdong Guo<sup>2</sup>, Jiabao Li<sup>1</sup>, Minjie Yao<sup>1</sup>

1 Key Laboratory of Environmental and Applied Microbiology, CAS; Environmental Microbiology Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041

2 State Key Laboratory of Mycology, Institute of Microbiology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

**Abstract:** Soil microbial diversity has not been extensively observed due to technique limitations. With the development of the high-throughput sequencing technique and bioinformatics, much progress has been made in observations of microbial diversity. Currently, international microbiome initiatives have been founded (including the Earth Microbiome Project). However, problems in these projects include a lack of dynamic observations, differences in observational methods, and data integration. The soil microbial observation network (SMON) is an important part of the Chinese Biodiversity Monitoring and Research Network (Sino BON). The observational network initially selected field observation sites in forest ecosystems along a temperature and precipitation gradient from south to north, in grassland ecosystems along a precipitation transect from east to west, and in typical wetland and agricultural ecosystems in China. Field ecological observation stations have been established in these selected ecosystems. Key tasks for the SMON are to observe spatial and temporal dynamics of soil microbial communities and functional genes in various ecosystems, including bacteria, archaea, fungi, and lichens. Observational data will be published periodically

收稿日期: 2015-12-07; 接受日期: 2016-03-29

基金项目: 国家自然科学基金(41371268, 31400458)、中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)和中国科学院科学数据库项目(XXH12504-3-18)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lixz@cib.ac.cn

in the format of database, annals, and illustrated handbooks. Key methods used in the SMON are high-throughput sequencing, metagenomics, and bioinformatics. A soil biota database is currently being constructed to store observational data for public inquiry and analysis. Through the efforts of SMON, we plan to explore the driving mechanisms of spatial and temporal variations of soil microbial communities and their functional genes, and understand the relationships between microbial diversity and ecosystem function, in order to predict microbial dynamics under global environmental change scenarios, and to design strategies to protect soil microbial diversity and properly utilize microbial resources.

**Key words:** soil microbial community; diversity; monitoring network; metagenomics; ecosystem function

土壤微生物是地球上多样性最高、物种最丰富的生物类群之一,是生物地球化学过程的关键驱动者(Torsvik & Øvreås, 2002; Veresoglou et al, 2015)。每克土壤中仅微生物数量就可能有上亿,微生物物种可高达数万,包括真菌、细菌、古菌等。因此,土壤是最丰富的菌种资源库,例如产抗生素的菌株大多分离自土壤。另一方面,土壤中的微生物含有各种功能基因,是一个巨大的基因资源库,构成了土壤微生物宏基因组(soil metagenomics)。

土壤微生物多样性包括物种和基因多样性,其形成受到时间(进化)和空间(地理分布)因素的共同作用(Ohtonen et al, 1997; Lynch et al, 2004),因受到自然和人类活动的影响而面临丧失的风险(Veresoglou et al, 2015)。揭示土壤微生物的物种和基因多样性形成机制与时空分布格局等,对于深入认识地下生态系统的结构和功能以及开展微生物多样性资源的保护和利用具有重要意义。

不同于植物和动物,土壤微生物(除大型真菌与地衣外)个体微小,难以用肉眼观测到,也不能直接在野外用仪器监测,而且绝大多数微生物至今还不能被分离培养。由于手段的限制,以往的研究常把土壤微生物系统当作一个黑箱来处理,对微生物多样性的监测研究是整个生态系统研究中的薄弱环节之一。最近10年发展起来的高通量测序技术使核苷酸序列测定有了革命性的进步,为监测微生物的多样性、群落结构与环境基因组的时空变化提供了强有力的手段(Gonzalez et al, 2012)。当今常见的监测过程是把野外获得的土壤样品运送到实验室,然后对提取的DNA进行序列测定,再通过生物信息学方法对微生物类群和基因进行鉴定和分类(Liu et al, 2015)。

本文在简要分析土壤微生物多样性研究现状的基础上,对中国土壤微生物多样性监测网络(Soil

microbial Observation Network, SMON)的建设提出一些思考,包括监测点的选择、监测方法、监测结果的发布形式及监测数据的信息化等,供大家讨论。

## 1 土壤微生物多样性研究的现状

近年来,高通量测序、DNA条形码技术以及生物信息学等新方法的快速发展,为大规模、快速、准确、全面检测土壤微生物多样性提供了技术保障,已成为当前微生物多样性研究的一个热点。世界各国开展了一些土壤生物学方面的研究计划,发展了很多新的研究方法,使人们对土壤微生物的组成和功能多样性及其时空分布有了更深入的认识(Orgiazzi et al, 2015)。欧盟自2011年起资助了国际合作项目EcoFINDERS (Ecological Function and Biodiversity Indicators in European Soils),重点研究土壤微生物和动物多样性及其与地上生物多样性的关系(Lemanceau, 2011)。2011年发起的全球土壤生物多样性倡议(Global Soil Biodiversity Initiative, [www.globalsoilbiodiversity.org](http://www.globalsoilbiodiversity.org))旨在促进对土壤生物多样性及其生态服务功能的认识,为制定环境政策提供科学依据。美国科学家发起的地球微生物计划(the Earth Microbiome Project),旨在全球范围内收集20万份各种环境样品,分析其微生物组成和功能多样性,构建微生物组成和基因分布图(Gilbert et al, 2014)。近十余年来,在国家科技部、国家自然科学基金委员会、中国科学院等机构的资助下,中国的土壤生物学研究也取得了很大的成绩(Song et al, 2013; Lu et al, 2015)。如科技部启动了基础性工作专项,重点收集我国不同生态系统的微生物资源,揭示微生物多样性;2014年开始,中国科学院实施了战略性先导科技专项(B类)“土壤-微生物系统功能及其调控”,重点研究土壤微生物分布格局、微生物

过程与地上-地下生物协同调控与氮磷高效利用机理。这些研究将会极大地促进中国土壤微生物学的发展。

相对于植物和动物,土壤微生物多样性监测与研究起步相对较晚。最近十几年来,由于技术手段的进步,土壤微生物多样性和生物地理学方面的研究取得了丰硕的成果。对北美和南美大陆土壤细菌多样性的研究表明,在大尺度上土壤pH是影响细菌多样性和丰富度的最重要环境因子(Fiere & Jackson, 2006),而真菌对土壤pH的敏感性弱于细菌。在全球尺度上对土壤真菌的地理分布研究表明,气候和土壤因子是预测真菌多样性和组成的最佳参数,但不同真菌类群随着气候、土壤、植物参数变化的模式表现出了很大的差异(Tedersoo et al, 2014)。在不同的地理尺度上,土壤微生物多样性变化的关键驱动因子会有所不同,即表现出尺度依赖性。如在中国西部干旱和半干旱草原土壤中,土壤细菌多样性和组成主要受到干旱度的影响,与此同时,气候和地理距离也同时影响着细菌群落的生物地理分布模式(Wang et al, 2015)。

中国科学院下属的很多与生态、环境、农业相关的研究所均有土壤生物尤其是土壤微生物相关的专业研究人员,如长沙农业现代化研究所、南京土壤研究所、成都生物研究所、生态环境研究中心、微生物研究所、东北地理与农业生态研究所、沈阳生态研究所、城市环境研究所等。尤其在最近几年,在利用高通量测序技术研究土壤微生物多样性方面取得了很多进展,这里只介绍几个实例。在中国科学院“十二五”生物多样性监测计划的支持下,成都生物所和南京土壤研究所建立起完善的高通量测序和生物信息学平台,重点为生物多样性研究提供技术服务,先后培训了科研人员上百人。中国科学院微生物所对我国南北热量梯度下一些典型森林生态系统中真菌的组成和多样性开展了研究,揭示了真菌群落的形成机制(Gao et al, 2013, 2015)。在重点样地也开展了大型真菌的监测工作。成都生物所在内蒙古草原土壤微生物地理、土壤微生物对全球变化的响应等方面开展了研究,同时在青藏高原、贡嘎山开展了土壤微生物多样性监测工作,研究揭示了不同细菌类群对氮沉降(Yao et al, 2014)和增温的响应模式(Rui et al, 2015)。南京土壤所等单位的研究人员调查了长白山垂直带谱上土壤细菌

(Shen et al, 2013)和真菌(Shen et al, 2014)多样性的变异,发现土壤微生物多样性随海拔的变化与植物表现出不同的趋势,土壤pH也是驱动微生物多样性变异的关键因子。东北地理与农业研究所等调查了我国黑土微生物群落的地理分布,发现细菌群落组成主要受土壤pH和有机碳的影响(Liu et al, 2014),而真菌群落的变化主要受土壤有机碳的驱动(Liu et al, 2015)。这些结果为进一步系统地开展土壤微生物监测与研究打下了坚实的基础。

## 2 土壤微生物多样性研究中存在的问题

针对土壤微生物,以往的研究大多聚焦于土壤微生物组成和多样性的空间分异,而对土壤微生物组成和多样性在时间尺度上的动态变化研究较少(Shade et al, 2013)。人们观测到很多微生物介导的生物地球化学过程均显示出季节性的动态变化,如温室气体排放通量( $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ )(Butterbach-Bahl et al, 2013)。然而,这些过程与微生物群落组成和多样性动态变化的关系尚不清楚。在为数不多的一些有关土壤微生物群落动态变化研究中,人们利用时间序列分析和高通量测序技术发现,一些生态系统中土壤微生物群落组成和多样性也表现出明显的动态变化,动态变化的模式因不同生态系统而有差异(Rasche et al, 2011)。揭示这种动态变化的规律及其驱动机制,可以使我们深入认识微生物群落的演替规律及其对生态系统功能的影响,以揭示群落稳定性与生物多样性的关系,预测微生物群落对全球气候变化、土地利用等扰动的响应(Shade et al, 2013)。为了阐明这些科学问题,需要在不同生态系统中对土壤微生物类群和基因组进行长期、定点、动态的监测;同时结合其他生态过程监测,如生物地球化学过程、植被演替等,以便获得系统的监测数据。

最近十余年来,国际上开展了一些微生物组计划,这些计划主要研究人体肠道微生物,如美国人体微生物组计划(The NIH Human Microbiome Project),加拿大微生物组研究项目(Canadian Microbiome Initiative),以及欧盟和中国的MetaHIT项目(Metagenomics of the Human Intestinal Tract)等,尚缺乏专门针对土壤微生物组的研究计划。当前进行的微生物组计划没有能够很好地合作,研究方法也不统一,虽然各研究计划都产生了大量数据,但很难对这些数据进行整合。如利用16S rRNA基因鉴

定微生物群落组成时, 由于扩增16S rRNA基因的引物不同, 最终获得的数据差异很大。另外, 由于生物信息处理序列数据时选择的方法不同, 估算微生物物种数量时可以差2–3个数量级 (Dubilier et al, 2015)。因此, 对微生物多样性监测工作而言, 标准化的研究流程和研究方法对于数据的可比性非常重要。然而, 每种研究方法均有其局限性, 过分追求标准化也不利于创新。如用常用的16S rRNA引物515F/806R调查土壤微生物组成时, 可能会漏掉一些独特的菌群。在第三代单分子测序技术的应用中, 在对测序数据进行处理时, 进行OTUs(可操作分类单元)分类是关键的一步, 目前虽然有很多计算方法, 但没有一种方法适用于所有的情况, 所以要根据研究问题、数据情况和计算能力来选择。

对于土壤微生物多样性监测的系统研究工作很少, 可以借鉴的经验和标准方法不多。美国科学家发起的地球微生物组计划(the Earth Microbiome Project) (Gilbert et al, 2014), 目的是为了在全球尺度上收集各种生态系统中微生物群落组成和分布的数据, 分析微生物群落的分布、多样性及形成机制。项目组织者也建议了一些标准化的方法, 涉及实验室技术和数据处理流程等, 如土壤基因组DNA提取建议用Mo Bio公司生产的PowerSoil DNA isolation kit。该试剂盒采用的方法能有效地去除土壤中的PCR抑制物, 可重复性强, 但价格较高。PCR扩增16S rRNA基因建议用515F/806R, 利用Illumina公司的Miseq或Hiseq平台测序; 18S rRNA基因的扩增推荐用Euk\_1391f和EukBr (Amaral-Zettler et al, 2009); 扩增子序列的处理推荐用QIIME平台 (Caporaso et al, 2010)。该项目还对如何提供与样品对应的宏数据(metadata)也进行了一定的规范。但是, 该项目没有对野外取样过程和土壤微生物动态监测的方法提出建议。这种人为设定的标准方法和流程还存在一些问题。笔者认为, 在土壤微生物多样性监测方法的选择上, 要根据不同的研究目的制定出多套研究方案, 同时及时采用新的技术手段, 鼓励探索新的方法。

土壤微生物多样性监测将产生大量数据, 加上已经发表的数据, 数据的管理、查询和挖掘亟需建立大数据平台, 然而至今尚没有系统的土壤微生物多样性的数据集和专业数据库。如何实现微生物多样性监测数据的共享, 涉及到很多具体问题需要解

决, 如数据整合和共享方式、数据库运行支撑体系、知识产权保护问题等等。

另一方面, 为了研究一个物种的生理、生化特征及工业应用, 分离纯化功能微生物是非常重要的。至今, 环境中的大多数微生物物种还不能在实验室中被分离培养出来, 这是当前土壤微生物多样性研究中存在的一个大问题, 因此, 传统分离培养方法的改进也是土壤微生物多样性研究的重要课题。利用监测获得的数据可以得到物种的分类信息, 把要分离的物种与已分离菌种的生长条件进行比较, 通过查询已知培养基数据库(如KOMODO), 可以为分离新菌种推荐培养基和培养条件(Oberhardt et al, 2015)。而一株重要功能微生物的获得, 可以对人类社会产生巨大的影响。2015年诺贝尔奖获得者日本科学家大村智在1974年从土壤中分离到一株阿维菌素链霉菌(*Streptomyces avermitilis* NRRL 81655), 其产生的阿维菌素能够有效拮抗寄生虫病, 推动了全球寄生虫病防治(Jia, 2016)。

综上所述, 建议在国家层面上顶层设计相关重大项目, 围绕土壤微生物多样性监测、微生物资源挖掘、分离培养新技术和微生物资源大数据共享平台建设等方面重点开展研究。

### 3 中国土壤微生物多样性监测网络建设

我国不同地区气候差异显著, 生态系统自然变异和人为扰动程度各不相同, 生态系统多样性非常丰富。我国在南北热量梯度样带、东西降水梯度样带上设有很多长期生态定位监测站和样点, 如中国生态系统研究网络(CERN)在全国布设了多处生态观测站, 对生态系统的不同要素进行了长期的监测, 已经积累了大量的气候、土壤、植被、动物等方面的观测数据(Ma, 2015), 这些都为土壤微生物多样性监测提供了很好的基础。然而, 由于技术手段的限制, 土壤微生物多样性大多没有包括在监测内容之中。近10年来技术手段的突破为土壤微生物多样性监测研究提供了强有力的手段, 使得我们与国际同行处于同一起跑线上。

土壤微生物多样性监测网(SMON)是中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)的一部分(Ma, 2015)。通过土壤微生物多样性监测工作, 将获得地下微生物系统的数据, 加深对地下生态系统结构和功能的理解, 促进整个生态学科的发展。下面将对

我国土壤微生物多样性监测研究和监测网建设,包括监测样点、监测内容和规范监测方法等提出一些初步的思考。

### 3.1 土壤微生物多样性监测的科学目标

土壤微生物监测网主要依托现代高通量测序技术、生物信息学技术,以及传统的微生物学方法对我国重要生态系统中微生物的多样性、功能基因及其参与的生态过程进行监测和研究,以揭示土壤微生物多样性的时空分布格局、动态演替和形成机制(图1)。具体科学目标如下:

(1)监测我国重要生态系统中(草地、森林、湿地、农田等)土壤微生物及典型森林系统中的大型真菌和地衣组成、多样性的时空分布格局,发布系列监测数据集。

(2)解析土壤微生物多样性变化的影响因素,阐明土壤微生物群落的演替规律,揭示土壤微生物多样性丧失的机制,建立相关预测模型。

(3)监测典型生态系统中土壤基因组的组成和多样性,揭示土壤微生物与植物、其他生态学过程的关系及其在环境变化条件下的耦合机制。

(4)建立土壤微生物大数据平台,整合土壤微生物

物监测的数据,为利用土壤微生物资源服务。

### 3.2 土壤微生物多样性监测网的总体设计

在土壤微生物监测网建设的早期阶段,建议选择我国南北热量梯度下森林生态系统和东西水分梯度下典型草原生态系统及典型湿地生态系统,同时依托现有的生物多样性监测网络的观测点或大样地,布设监测样点20–30个,进行土壤微生物多样性方面的长期监测。这些监测点要求在不同领域已经开展了一些工作,生态系统代表性强、基础资料齐全、软硬件条件均能得到保障。随着监测工作的展开,还可以进一步增加或调整监测样地的布设,如增加农业生态系统的监测点。

### 3.3 监测的主要内容、方法和指标

#### 3.3.1 监测内容

将围绕土壤微生物的群落组成、多样性及土壤基因组的组成与多样性、重点森林生态系统中的大型真菌和地衣,在典型森林、草地、湿地、农业生态系统中开展定点长期监测(表1)。微生物组成主要包括土壤中不同微生物(细菌、古菌、真菌)在门、纲、目、科、属水平上的构成和多样性。在条件成熟时,也可以开展土壤中病毒的监测。土壤基因组

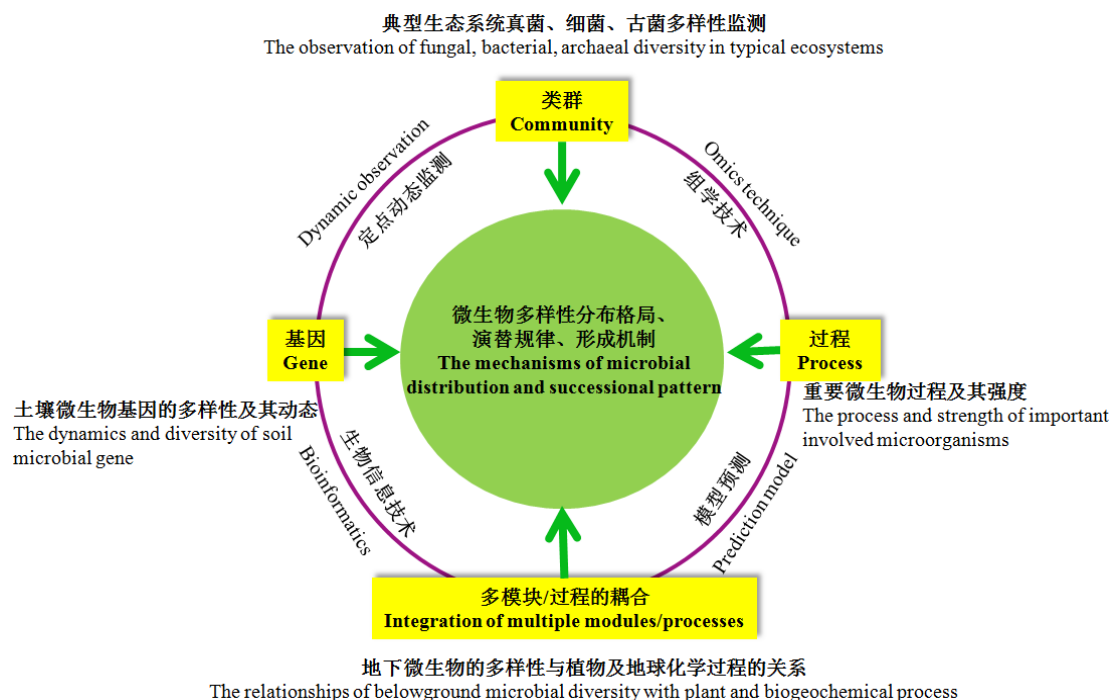


图1 土壤微生物多样性监测和研究的总体思路

Fig. 1 General scientific goals and outline of soil microbial observation network

表1 土壤微生物多样性监测的主要内容、方法和指标  
Table 1 Observation items, approaches and main aims of soil microbial diversity

监测内容 Observation items	监测方法 Approaches	主要指标 Main aims
监测点的基本生态、地理信息数据 采集 Ecological and geographic information collection	野外直接测量、数据收集等 Field observation, data collection	地理坐标、气候参数(温度、降雨等)、植被组成、生物量、 土地利用类型等 Geographic coordinate, climate parameters (temperature, precipitation), plant composition and biomass, land use types
土壤微生物的群落组成和多样性(真 菌、细菌、古菌等) Soil microbial community composition and diversity (fungi, bacteria, archaea)	高通量测序(Hiseq、Miseq)、生物信 息学分析 High-throughput sequencing (Hiseq, Miseq), bioinformatics analysis	鉴定出微生物的系统组成和多样性 Revealing soil microbial community composition and diversity
土壤基因组的组成和多样性 Soil genomic composition and diversity	高通量测序(Hiseq)、定量PCR High-throughput sequencing, quantitative PCR	鉴定出土壤微生物群落的功能基因组组成和多样性 Revealing soil microbial functional gene composition and diversity
重点森林样地大型真菌监测 Observation of macrofungi in typical forest ecosystems	野外样线调查、形态观察、生理特 征检测等 Field study, morphology observation, physiology study	完成重点森林样地的大型真菌组成和多样性调查及生理生 态特征描述 Revealing soil macrofungal composition, diversity and physiological characteristics
土壤微生物过程监测 Observation of microbial processes	野外直接测定 Field measurement	重点监测与温室气体排放、养分循环相关的过程 Revealing the processes related to greenhouse gas flux and nutrient cycling
土壤微生物的分离、纯化和生理鉴定 Isolation, purification and characteristics of soil microorganisms	微生物分离培养技术 Microbial isolation and culturing techniques	分离纯化鉴定重要的微生物菌种资源 Isolating and identifying important microorganisms

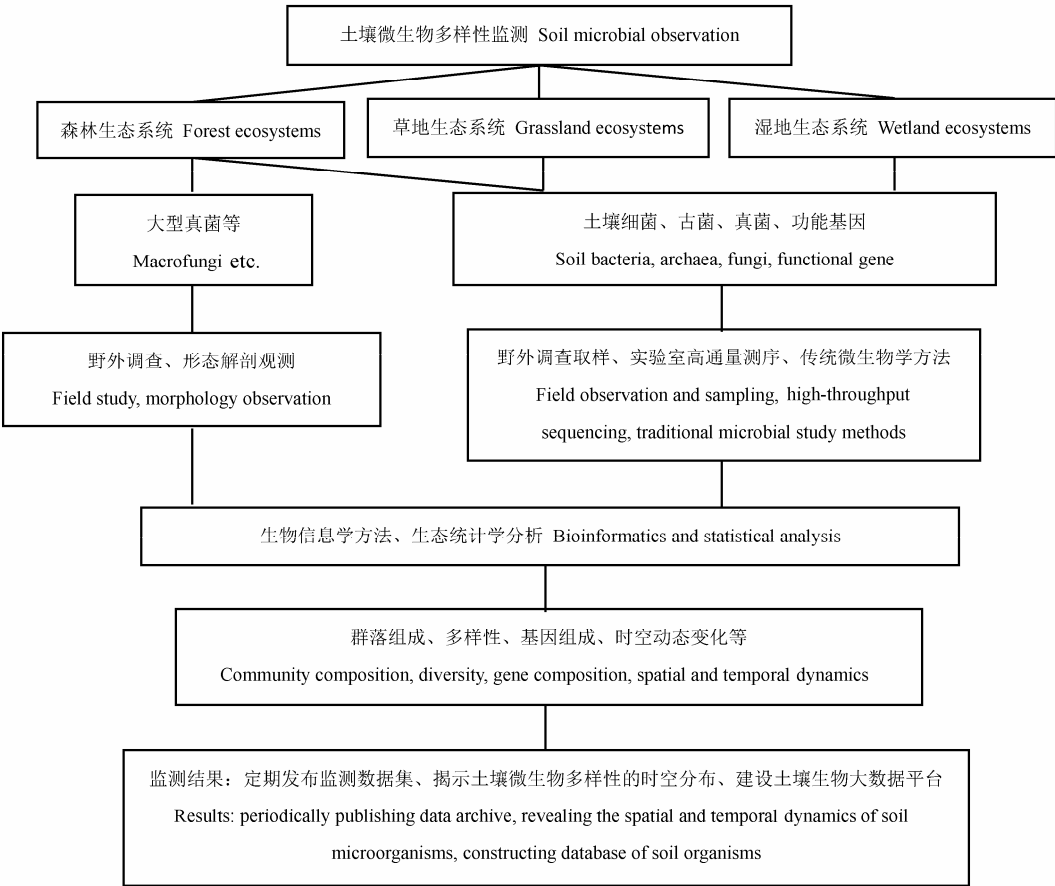


图2 土壤微生物多样性监测的技术路线  
Fig. 2 General technique route used in the soil microbial observation network

的组成主要包括土壤中与物质代谢和养分循环相关的功能基因,如参与碳、氮、磷循环的基因,以及参与这些过程的功能微生物的多样性,这部分工作可以与土壤监测工作结合进行。大型真菌是菌物中形成大型子实体的真菌,即广义上的蘑菇,主要属于担子菌亚门,少数属于子囊菌亚门,将在部分重点森林系统中进行监测。

### 3.3.2 监测方法

基本的技术路线包括野外样地选择、定点定期取样(一年2–3次);在实验室中,将现代高通量测序技术和传统微生物分离技术结合起来,对我国主要生态系统中微生物的多样性进行监测。大型真菌主要利用野外调查、形态观测和DNA条形码方法(图3)。在利用DNA条形码方法鉴定微生物的技术流程中,每个步骤都有可能引起很大的变异,如取样、DNA提取、测序方法及数据处理方法等。所以土壤微生物多样性的监测一定要有一个规范化的技术流程,要根据研究的问题、数据情况和硬件能力来制定研究方法。我们对宏数据的收集和研究方法的规范化提出了建议(表1,附录1)。目前,我们已经建立起实验室操作的规范流程,与国际上土壤微生物群落鉴定的标准基本一致,这也为将来进行全球尺度下土壤微生物数据的比对提供了极大便利。在监测的具体操作过程中,不同监测点的样品将统一在规定的实验室进行测定,操作的规范流程相对容易控制。但是,也要注意现有方法的改进和新方法、新技术的应用。

监测网需要制定统一的取样方法。首先确定好监测样地,作好标记。取样时,沿着固定样线,每隔5 m取一个0–10 cm层土壤样品,共取20个土钻样品(土钻直径5 cm),混合为一个点的样品;每个监测点最少取10个重复。样品首先冷冻干燥,通过邮寄的方式运送到实验室。对于重点样品,可以按土壤层次0–10 cm、10–30 cm、30–60 cm取样。

对每一个样地的取样,要同时记录该点的地理坐标、气候、植被、土壤特征及土地利用类型等信息。同时在实验室,要对土壤的一些基本性状进行测定,如pH和有机C、N、P、无机N、土壤质地等,以分析土壤微生物多样性与环境因子的关系。如果样品含有特殊的功能微生物,如抗生素产生菌、特殊代谢产物产生菌等,有必要进一步进行菌种分离工作,研究其基因和代谢特征。

### 3.4 监测网的组织方式

土壤微生物监测不同于动物、植物监测,除了大型真菌可以在野外观测外,土壤微生物的鉴定主要在实验室内进行。因此,需要建立一个由专业人员组成的工作组,制定、发布和实施统一的土壤微生物多样性监测方案和技术流程。合作人员主要包括参与监测的野外台站和大样地的研究人员,负责野外调查取样工作,样品将统一邮寄至指定的实验室进行鉴定和生物信息学分析。

### 3.5 监测网的主要产出

#### 3.5.1 发布数据集

每年初,发布前一年度的监测数据,监测和发布的内容示范见附录1。数据集主要包括以下几个方面:

(1)监测样点土壤细菌、古菌和真菌的种群组成和多样性数据,包括各样点微生物在门、纲、目、科、属水平上的组成。

(2)监测样点的土壤基因组成和多样性数据,主要包括与养分循环相关的功能基因组成和丰度。

(3)主要森林样地大型真菌的组成和多样性,包括真菌的形态特征和图片资料。

(4)发布新分离的菌种目录及其生理特性数据。

(5)经过数年监测,发布中国典型生态系统中土壤细菌、真菌、古菌、大型真菌、地衣、土壤宏基因组和重要功能基因的组成和多样性等数据,以名录、数据集或图鉴的形式发布。

#### 3.5.2 研究成果

通过土壤微生物多样性监测,将主要探讨以下科学问题:

(1)阐明我国典型森林、草地、湿地、农田系统中土壤微生物组成、多样性的时空分布格局,绘制微生物多样性分布图。

(2)阐明自然变异和人为扰动对土壤微生物组成和多样性及其时空分布的影响,明确土壤微生物时空分布的驱动机制。

(3)通过调查典型系统中土壤微生物功能基因的组成和多样性,揭示土壤微生物多样性变化与生态系统功能的关系。

(4)通过解析土壤微生物多样性变化的影响因素,阐明土壤微生物群落的演替规律,并建立相关预测模型,提出保护土壤微生物多样性的对策。

(5)开发利用微生物多样性资源,获得一批具有



应用价值的微生物菌种资源。

### 3.5.3 土壤生物大数据平台建设

我们将利用获得的数据以及文献发表的数据,对现有数据进行整合,建设土壤生物大数据平台,土壤微生物监测网是大数据平台的一个重要组成部分。利用土壤生物大数据平台,可以达到监测数据的储存、查询、分析、下载、成图的功能。最终目的是利用已获得的数据构建模型,预测环境条件变化下土壤微生物的演变规律,为土壤微生物多样性资源的保护和利用提供科学基础。

### 参考文献

- Amaral-Zettler LA, McCliment EA, Ducklow HW, Huse SM (2009) A method for studying protistan diversity using massively parallel sequencing of V9 hypervariable regions of small-subunit ribosomal RNA genes. *PLoS ONE*, 4, e6372.
- Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R, Zechmeister-Boltenstern S (2013) Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368. doi: 10.1098/rstb.2013.0122
- Caporaso JG, Kuczynski J, Stombaugh J, Bittinger K, Bushman FD, Costello EK, Fierer N, Pena AG, Goodrich JK, Gordon JI, Huttley GA, Kelley ST, Knights D, Koenig JE, Ley RE, Lozupone CA, McDonald D, Muegge BD, Pirrung M, Reeder J, Sevinsky JR, Turnbaugh PJ, Walters WA, Widmann J, Yatsunenko T, Zaneveld J, Knight R (2010) QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods*, 7, 335–336.
- Dubilier N, McFall-Ngai M, Zhao LP (2015) Create a global microbiome effort. *Nature*, 526, 631–641.
- Fierer N, Jackson RB (2006) The diversity and biogeography of soil bacterial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 103, 626–631.
- Gao C, Shi NN, Liu YX, Peay KG, Zheng Y, Ding Q, Mi XC, Ma KP, Wubet T, Buscot F, Guo LD (2013) Host plant genus-level diversity is the best predictor of ectomycorrhizal fungal diversity in a Chinese subtropical forest. *Molecular Ecology*, 22, 3403–3414.
- Gao C, Zhang Y, Shi NN, Zheng Y, Chen L, Wubet T, Bruehlheide H, Both S, Buscot F, Ding Q, Erfmeier A, Kühn P, Nadrowski K, Scholten T, Guo LD (2015) Community assembly of ectomycorrhizal fungi along a subtropical secondary forest succession. *New Phytologist*, 205, 771–785.
- Gilbert JA, Jansson JK, Knight R (2014) The Earth Microbiome project: successes and aspirations. *BMC Biology*, 12, 69. doi: 10.1186/s12915-014-0069-1.
- Gonzalez A, King A, Robeson II MS, Song S, Shade A, Metcalf JL, Knight R (2012) Characterizing microbial communities through space and time. *Current Opinion in Biotechnology*, 23, 431–436.
- Jia ZJ (2016) 2015 Nobel Prize and soil microbiology—culture-dependent study warrants more attention. *Acta Pedologica Sinica*, 53, 12–15. (in Chinese with English abstract) [贾仲君 (2016) 2015年诺贝尔生理学或医学奖的启示——土壤微生物分离培养推动了寄生虫病防治. *土壤学报*, 53, 12–15.]
- Lemanceau P (2011) EcoFINDERS: characterizing biodiversity and soil functioning in Europe. 23 partners from 10 European countries and China. *Biofutur*, 326, 56–58.
- Liu C, Li JB, Rui JP, An JX, Li XZ (2015) The applications of the 16S rRNA gene in microbial ecology: current situation and problems. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 1–9. (in Chinese with English abstract) [刘驰, 李家宝, 芮俊鹏, 安家兴, 李香真 (2015) 16S rRNA 基因在微生物生态学中的应用: 现状和问题. *生态学报*, 35, 1–9.]
- Liu JJ, Sui YY, Yu ZH, Shi Y, Chu HY, Jin J, Liu XB, Wang GH (2014) High throughput sequencing analysis of biogeographical distribution of bacterial communities in the black soils of northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 113–122.
- Liu JJ, Sui YY, Yu ZH, Shi Y, Chu HY, Jin J, Liu XB, Wang GH (2015) Soil carbon content drives the biogeographical distribution of fungal communities in the black soil zone of northeast China. *Soil Biology and Biochemistry*, 83, 29–39.
- Lu YH, Fu SL, Chu HY, Yang YF, Liu ZF (2015) Recent advances in global change and soil biology. *Science Foundation in China*, 29(1), 19–24. (in Chinese with English abstract) [陆雅海, 傅声雷, 褚海燕, 杨云锋, 刘占锋 (2015) 全球变化背景下的土壤生物学研究进展. *中国科学基金*, 29(1), 19–24.]
- Lynch JM, Benedetti A, Insam H, Nuti MP, Smalla K, Torsvik V, Nannipieri P (2004) Microbial diversity in soil: ecological theories, the contribution of molecular techniques and the impact of transgenic plants and transgenic microorganisms. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 363–385.
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. [马克平 (2015) 中国生物多样性监测网络建设: 从CForBio到Sino BON. *生物多样性*, 23, 1–2.]
- Oberhardt MA, Zarecki R, Gronow S, Lang E, Klenk H, Gophna U, Ruppert E (2015) Harnessing the landscape of microbial culture media to predict new organism-media pairings. *Nature Communications*, 6, 8493.
- Ohtonen R, Aikio S, Väre H (1997) Ecological theories in soil biology. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1613–1619.
- Orgiazzi A, Dunbar MB, Panagos P, de Groot GA, Lemanceau P (2015) Soil biodiversity and DNA barcodes: opportunities and challenges. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 244–250.
- Rasche F, Knapp D, Kaiser C, Koranda M, Kitzler B, Zechmeister-Boltenstern S, Richter A, Sessitsch A (2011) Seasonality and resource availability control bacterial and



- archaeal communities in soils of a temperate beech forest. *ISME Journal*, 5, 389–402.
- Rui JP, Li JB, Wang SP, An JX, Liu W-T, Lin QY, Yang YF, He ZL, Li XZ (2015) Responses of bacterial communities to simulated climate changes in alpine meadow soil of Qinghai-Tibet Plateau. *Applied and Environmental Microbiology*, 81, 6070–6077.
- Shade A, Caporaso JG, Handelsman J, Knight R, Fierer N (2013) A meta-analysis of changes in bacterial and archaeal communities with time. *ISME Journal*, 7, 1493–1506.
- Shen CC, Liang WJ, Shi Y, Lin XG, Zhang HY, Wu X, Xie G, Chain P, Grogan P, Chu HY (2014) Contrasting elevational diversity patterns between eukaryotic soil microbes and plants. *Ecology*, 95, 3190–3202.
- Shen CC, Xiong JB, Zhang HY, Feng YZ, Lin XG, Li XY, Liang WJ, Chu HY (2013) Soil pH drives the spatial distribution of bacterial communities along elevation on Changbai Mountain. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 204–211.
- Song CQ, Wu JS, Lu YH, Shen QR, He JZ, Huang QY, Jia ZJ, Leng SY, Zhu YG (2013) Advances of soil microbiology in the last decade in China. *Advances in Earth Science*, 28, 1087–1105. (in Chinese with English abstract) [宋长青, 吴金水, 陆雅海, 沈其荣, 贺纪正, 黄巧云, 贾仲君, 冷疏影, 朱永官 (2013) 中国土壤微生物学研究十年回顾. *地球科学进展*, 28, 1087–1105.]
- Tedersoo L, Bahram M, Põlme S, Kõljalg U, Yorou NS, Wijesundera R, Ruiz LV, Vasco-Palacios AM, Thu PQ, Suija A, Smith ME, Sharp C, Saluveer E, Saitta A, Rosas M, Riit T, Ratkowsky D, Pritsch K, Põldmaa K, Piepenbring M, Phosri C, Peterson M, Parts K, Pärtel K, Otsing E, Nouhra E, Njouonkou AL, Nilsson RH, Morgado LN, Mayor J, May TW, Majuakim L, Lodge DJ, Lee SS, Larsson K, Kohout P, Hosaka K, Hiiesalu I, Henkel TW, Harend H, Guo LD, Greslebin A, Grelet G, Geml J, Gates G, Dunstan W, Dunk C, Drenkhan R, Dearnaley J, Kesel AD, Dang T, Chen X, Buegger F, Brearley FQ, Bonito G, Anslan S, Abell S, Abarenkov K (2014) Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346, 1256688.
- Torsvik V, Øvreås L (2002) Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5, 240–245.
- Veresoglou SD, Halley JM, Rillig MC (2015) Extinction risk of soil biota. *Nature Communications*, 6, 8862.
- Wang XB, Van Nostrand JD, Deng Y, Lu XT, Wang C, Zhou JJ, Han XG (2015) Scale-dependent effects of climate and geographic distance on bacterial diversity patterns across northern China's grasslands. *FEMS Microbiology Ecology*, 91. doi: 10.1093/femsec/fiv133.
- Yao MJ, Rui JP, Li JB, Dai YM, Bai YF, Heděnc P, Wang JM, Zhang SH, Pei KQ, Liu C, Wang YF, He ZL, Frouz J, Li XZ (2014) Rate-specific responses of prokaryotic diversity and structure to nitrogen deposition in the *Leymus chinensis* steppe. *Soil Biology and Biochemistry*, 79, 81–90.

(责任编辑: 贺纪正 责任编辑: 时意专)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 土壤微生物多样性监测网发布数据的内容和建议的监测方法

Appendix 1 Example datasets collected in the soil microbial observation network

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015345-1.pdf>

李香真, 郭良栋, 李家宝, 姚敏杰. 中国土壤微生物多样性监测的现状和思考. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1240–1248.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015345>

#### 附录1 土壤微生物多样性监测网发布数据的内容和建议的监测方法

##### Appendix 1 Example datasets collected in the soil microbial observation network

监测内容	监测方法
样点名称	
样品采集人	
采样时间	
采样土壤深度(cm)	
样地的地理坐标(纬度)	GPS
地理坐标(经度)	GPS
海拔 (m)	GPS
年均温度 (°C)	收集
年均降雨量 (mm)	收集
生态系统类型	
植物盖度(%)	样方调查
植物丰富度	样方调查
优势植物种	样方调查
植物生物量 (kg/ ha)	样方调查
土壤pH	pH计(water)
土壤电导率(μs/cm)	电导率仪(water)
土壤砂粒含量 (2-0.02 mm)	吸管法
土壤粉粒 (0.02-0.002毫米)	吸管法
土壤粘粒 (<0.002毫米)	吸管法
土壤全磷TP (g/Kg dry soil)	电感耦合等离子体发射光谱仪
土壤全碳TOC (%)	元素分析仪
土壤全氮TN (%)	元素分析仪
土壤NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/kg dry soil)	靛酚蓝比色法
土壤微生物量碳Cmic (mg/kg dry soil)	熏蒸培养法
土壤微生物量氮Nmic (mg/kg dry soil)	熏蒸培养法
土壤细菌丰度 (copies/g dry soil ×10 <sup>9</sup> )	定量PCR
土壤古菌丰度 (copies/g dry soil ×10 <sup>7</sup> )	定量PCR
土壤真菌丰度 (copies/g dry soil ×10 <sup>7</sup> )	定量PCR
.....其他性状(可以自己定义)	
高通量测序方法	
仪器类型 (Miseq、NexSeq 500、Hiseq、454 GS Flx+、PacBio等)	
PCR扩增使用的引物	
PCR扩增条件描述	
数据处理使用的软件平台	QIIME、MG Rast
多样性指数 (细菌、古菌、真菌分别计算)	
Shannon index	QIIME
Chao1 estimation	QIIME
Observed species (OTUs)	QIIME
细菌组成(门、纲、目、科、属的构成(占总量的%))	高通量测序、生物信息学分析
土壤细菌在门水平上的构成(phylum, %)	利用RDP分类系统进行分类
Acidobacteria	
Actinobacteria	
Aquificae	

监测内容	监测方法
Armatimonadetes Bacteroidetes BRC1 Caldiserica Chlamydiae Chlorobi Chloroflexi Chrysiogenetes Cyanobacteria/Chloroplast Deferribacteres Deinococcus-Thermus Dictyoglomi Elusimicrobia Fibrobacteres Firmicutes Fusobacteria Gemmatimonadetes Lentisphaerae Nitrospira OD1 OP11 Planctomycetes Proteobacteria Spirochaetes SR1 Synergistetes Tenericutes Thermodesulfobacteria Thermotogae TM7 Verrucomicrobia WS3 细菌在纲水平上的构成class (%) ..... 细菌在目水平上的构成order (%) ..... 细菌在科水平上的构成family (%) ..... 细菌在属水平上的构成genus (%) ..... 细菌在OTU水平上(种)的构成 (%) 土壤古菌在门水平上的构成phylum (%) Euryarchaeota Crenarchaeota Nanoarchaeota Korarchaeota 古菌在纲水平上的构成class (%) ..... 古菌在目水平上的构成order (%) ..... 古菌在科水平上的构成family (%)	高通量测序、生物信息学分析 利用RDP分类系统

监测内容	监测方法
<p>.....</p> <p>古菌在属水平上的构成genus (%)</p> <p>.....</p> <p>古菌在OTU水平上(种)的构成 (%)</p> <p>土壤真菌在门水平上的构成phylum (%)</p> <p>Glomeromycota</p> <p>Basidiomycota</p> <p>Fungi_unidentified</p> <p>Incertae_sedis_36</p> <p>Ascomycota</p> <p>Chytridiomycota</p> <p>Zygomycota</p> <p>Neocallimastigomycota</p> <p>Microsporidia_1</p> <p>真菌在纲水平上的构成class (%)</p> <p>.....</p> <p>真菌在目水平上的构成order (%)</p> <p>.....</p> <p>真菌在科水平上的构成family (%)</p> <p>.....</p> <p>真菌在属水平上的构成genus (%)</p> <p>.....</p> <p>真菌在OTU水平上(种)的构成 (%)</p> <p>大型真菌多样性调查</p> <p>调查地点</p> <p>调查时间</p> <p>调查方法(样线法、样方法)</p> <p>样线或样方大小</p> <p>菌种名称(中文)</p> <p>菌种名称(拉丁文)</p> <p>生境</p> <p>习性</p> <p>营养类型</p> <p>形态特征(菌盖、菌褶、菌柄等)</p> <p>数量</p> <p>丰度</p> <p>个体大小</p> <p>总生物量估计</p> <p>图片资料(照片, 录像等)</p> <p>样品采集供实验室研究</p> <p>土壤基因组监测</p> <p>基因多样性指数</p> <p>各类基因组成(%)</p> <p>Amino Acids and Derivatives</p> <p>Carbohydrates</p> <p>Cell Division and Cell Cycle</p> <p>Cell Wall and Capsule</p> <p>Clustering-based subsystems</p> <p>Cofactors, Vitamins, Prosthetic Groups, Pigments</p> <p>DNA Metabolism</p>	<p>高通量测序、生物信息学分析</p> <p>利用RDP分类系统</p> <p>野外调查与实验室研究结合</p> <p>解剖镜、显微镜、电镜观察照相</p> <p>高通量测序(Hiseq等)</p> <p>依据 MG RAST系统, 在每个大类下还可以继续细分</p>

监测内容	监测方法
Dormancy and Sporulation	
Fatty Acids, Lipids, and Isoprenoids	
Iron acquisition and metabolism	
Membrane Transport	
Metabolism of Aromatic Compounds	
Miscellaneous	
Motility and Chemotaxis	
Nitrogen Metabolism	
Nucleosides and Nucleotides	
Phages, Prophages, Transposable elements, Plasmids	
Phosphorus Metabolism	
Photosynthesis	
Potassium metabolism	
Protein Metabolism	
RNA Metabolism	
Regulation and Cell signaling	
Respiration	
Secondary Metabolism	
Stress Response	
Sulfur Metabolism	
Virulence, Disease and Defense	
纯菌种分离	
菌种名	
分离样品的来源地	
分离方法	
Barcoding信息	
底物利用谱	全自动微生物鉴定系统(Biolog)
代谢产物分析	高压液相色谱、色质联机
应用推荐	

•生物多样性监测网络专题•

# 生物多样性近地面遥感监测: 应用现状与前景展望

郭庆华<sup>1\*</sup> 刘 瑾<sup>1</sup> 李玉美<sup>1,2</sup> 翟秋萍<sup>1,2</sup> 王永财<sup>1,2</sup> 吴芳芳<sup>1,2</sup>  
胡天宇<sup>1</sup> 万华伟<sup>3</sup> 刘慧明<sup>3</sup> 申文明<sup>3</sup>

1 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

3 (环境保护部卫星环境应用中心, 北京 100094)

**摘要:** 近年来中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)建设得到了快速发展, 为我国生物多样性长期监测和研究提供了良好的平台条件。其中, 以激光雷达技术为核心的近地面遥感平台, 作为Sino BON综合监测与管理中心的重要组成部分, 已研发形成了较为成熟的软、硬件技术体系, 可以提供林下地形建模, 林分高度、林分表面结构, 林窗或内部分界线, 郁闭度动态, 植被群落划分、群落内部精细空间结构, 单木高度与胸径, 冠层形态、周长和盖度, 物种识别, 亚米级三维景观图等数字产品, 从而能够为国家相关部门和研究单位开展多种时空尺度的生物多样性监测、评价和保护工作提供精准、高效的技术支持。本文首先介绍了遥感技术在生物多样性研究中的应用发展历史及最新趋势。然后在生物多样性遥感监测直接和间接两种方法研究进展基础之上, 总结了从遥感数据中可提取的重要生物多样性指标, 以及选择不同类型遥感数据源时需要考虑的时空尺度信息。在详细阐述NEON、CEOS、GEO BON等国际合作组织推动遥感技术开展生物多样性监测的过程中指明: 以无人机为代表的近地面遥感平台具有机动灵活、高效低廉和高分辨率的特点, 可在卫星平台、载人航空平台和地面常规调查平台之间架构起生物多样性信息尺度推绎不可或缺的中间桥梁, 将是未来生物多样性监测的一个重要手段。最后, 文章指出: Sino BON近地面遥感平台的逐步建设完善将为我国生物多样性监测提供全方位的立体量化信息, 在促进我国生物多样性监测网络向跨尺度等级动态系统监测、多源信息集成、智能决策与服务的平台方向发展意义重大。

**关键词:** 激光雷达; 高光谱遥感; 定量三维生境; 监测指标; 生物多样性制图

## A near-surface remote sensing platform for biodiversity monitoring: perspectives and prospects

Qinghua Guo<sup>1\*</sup>, Jin Liu<sup>1</sup>, Yumei Li<sup>1,2</sup>, Qiuping Zhai<sup>1,2</sup>, Yongcai Wang<sup>1,2</sup>, Fangfang Wu<sup>1,2</sup>, Tianyu Hu<sup>1</sup>, Huawei Wan<sup>3</sup>, Huiming Liu<sup>3</sup>, Wenming Shen<sup>3</sup>

1 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 Satellite Environmental Application Center, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100094

**Abstract:** In recent years, the Chinese Biodiversity Monitoring and Research Network (Sino BON) has developed rapidly, which provides an unprecedented platform for long-term biodiversity monitoring and research. The near-surface remote sensing (NsRS) platform, an important component of the Sino BON-Synthesis (Synthesis Center of Sino BON) and equipped with LiDAR (Light Detection and Ranging) as the core technique, has developed a mature technology system integrating hardware and software, which can provide digital products such as topographic modeling under forest, stand height, stand surface structure, gap or internal boundaries, canopy closure dynamics, vegetation community division, fine spatial structure

收稿日期: 2016-02-29; 接受日期: 2016-08-12

基金项目: 国家自然科学基金(41471363)、国家重点研发计划(2016YFC0500202)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: qguo@ibcas.ac.cn

within the community, individual tree height and diameter at breast height, canopy morphology, circumference and cover, species identification, sub-meter three-dimensional landscape map and so on. Therefore it can be used to acquire multiple spatiotemporal scales of biodiversity observations and offer scientists and managers specialized and effective technical support for biodiversity evaluation and conservation. In this paper, we provide a comprehensive review on the history and recent development of remote sensing technology in biodiversity studies. Then, we summarize the important indices of biodiversity that can be extracted from remote sensing data based on the direct and indirect methods for remote sensing monitoring of biodiversity and suggest spatial and temporal scales that should be referenced against the selection of different types of remote sensing data. Next we describe in detail the application of the state-of-the-art NsRS platform at home and abroad and figure out that the near-surface remote sensing platform represented by unmanned aerial vehicle (UAV), characterized by flexibility, high efficiency, low cost and high resolution, will be an important means for biodiversity monitoring in the near future. Because it can act as an indispensable intermediate bridge between satellite platform, manned aviation platform and ground survey platform when conducting the biodiversity information scaling. Finally, based on currently available techniques and equipment of the NsRS platform, we conclude that further improvement of the platform construction will greatly help us to obtain three-dimensional quantitative habitat information. And it will be a long-term, significant step for the biodiversity observation network in China to have transformed into an intelligent decision and service platform with trans-scale hierarchy dynamic monitoring ability and multi-source information integration technology.

**Key words:** LiDAR; hyper-spectral remote sensing; quantitative three-dimensional habitat; monitoring index; biodiversity mapping

人类活动导致全球范围内生物多样性丧失、生态系统服务功能退化、全球气候变化等重大生态环境问题日趋严重(MA, 2005; IPCC, 2007; Brook et al, 2013)。20世纪90年代以来, 生物多样性保护开始成为国际社会广泛关注的重大议题。在科研实践和各种保护行动计划实施过程中, 社会各界普遍意识到: 需要对不同尺度生物多样性进行长期性、周期性和动态性的网络监测, 以帮助科研人员认知生物多样性变化的驱动因子并对其进行量化研究, 从而认识生物多样性变化的主导过程及其对生态系统功能和人类生产活动的反馈机制(李延梅等, 2009); 而且, 也只有通过这样的监测活动才能使生物多样性保护和持续利用实践建立在科学的基础之上, 使其真正变为有效的行动(马克平和钱迎倩, 1998; Magurran et al, 2010)。

中国是世界上生物多样性最丰富的12个国家之一, 但同时也是生物多样性受威胁最严重的国家之一(马克平, 2007)。2015年4月, 中共中央、国务院发布了《关于加快推进生态文明建设的意见》, 明确将“生物多样性丧失速度得到基本控制, 全国生态系统稳定性明显增强”确立为主要目标之一。2015年5月22日, 环境保护部陈吉宁部长在“国际生物多样性日”纪念大会上强调: “要清醒地认识到,

中国生物多样性退化的总体趋势尚未得到根本遏制, 仍面临严峻挑战和艰巨任务”。因此, 如何将中国的生物多样性监测尽快地推进到多尺度、量化的新时代, 既是实现生物多样性保护和科学合理利用的迫切愿望, 也是提高生态文明水平和可持续发展能力的迫切需求, 更是社会公众的殷切期盼。

然而, 这一愿景的实现必须突破来自多方面的制约, 其中最根本性的制约是缺乏可以直接观测生物多样性多尺度格局以及识别生物多样性变化驱动因子的技术手段。因植根于生态学研究范畴, 传统的生物多样性监测和保护工作主要还是基于地面调查方法而重点关注物种水平(Myers et al, 2000; Duro et al, 2007; 朱超等, 2015)。在样方或样地水平上的调查结果虽然在过去相当长一段时间内为物种丰富度和均匀度评估提供了准确的信息, 但是它们无法及时反映生态系统多样性的变化(Nicholson et al, 2009), 在获取大尺度土地覆盖、净初级生产力、干扰事件等反映生物多样性和生态系统结构功能的关键指标时呈现出局限性(郭庆华等, 2014; Pettorelli et al, 2014); 另外, 在评估和预测全球变化和人类活动影响下的生物多样性格局动态、揭示其响应机制以及探究生物多样性与生态系统稳定性关系等方面, 仅靠样点的监测结果很难有效地推

动决策层面保护措施制定。

自1972年美国国家航空航天局(the U.S. National Aeronautics and Space Administration, NASA)成功发射Landsat 1飞行器以来, 空间遥感技术在环境探测、生态制图、理解和预测生境变化方面发挥着越来越重要的作用。20世纪90年代前后, 科研人员就曾指出: 卫星影像具备即时性、系统性和可重复性, 在大尺度监测和评价生物多样性要素方面具有优势(Soulé & Kohm, 1989; Noss, 1990; Roughgarden et al, 1991)。卫星影像早期的应用主要侧重于土地利用和覆盖变化的监测, 例如, 监测森林砍伐导致热带亚马逊流域生境破碎化的状况(Skole & Tucker, 1993); 再如, 评估全球土地覆盖历史变迁从而揭示农田扩张致使野生动植物生境资源锐减(Ramankutty & Foley, 1999)。随着高分辨率的新型传感器的不断涌现, 以及运载工具覆盖地面、天空乃至宇宙空间, 形成了多层次、多视角、多领域的对地观测体系, 研究者更加意识到: 遥感技术在实施跨越不同时空尺度、不同组织水平的生物多样性

监测任务方面具有巨大潜力(图1) (Kerr & Ostrovsky, 2003; Running et al, 2004; Vierling et al, 2008; Davies & Asner, 2014)。借助该技术并配合常规地面调查, 使得对树木构件、单木、群落、景观、区域乃至全球尺度的生物多样性研究从对不同类型生态系统的定性描述过渡到定量研究成为可能。

目前从植物(Saatchi et al, 2008)到哺乳动物(Oindo et al, 2003)再到鸟类(Lavers & Haines-Young, 1997)、昆虫(Peterson et al, 2005)等的相关生物多样性研究应用的遥感产品均来自于卫星遥感平台, 例如30 m空间分辨率的Landsat数据以及250–1,000 m空间分辨率的MODIS数据。其优点是数据获取费用相对低廉, 能够提供区域、洲际乃至全球尺度的生物多样性信息, 监测区域可重复访问、数据一致性好并且能够及时、规律地更新(Gould, 2000)。但是其局限性也相当突出, 尤其体现在空间分辨率与局地调查数据以及时间分辨率与生态过程的时间尺度匹配方面(Wulder et al, 2004)。虽然过去10年间Quickbird、IKONOS、WorldView-2的出现能够提供



图1 不同时空尺度生物多样性遥感监测平台的选择  
Fig. 1 The choice of remote sensing platforms for biodiversity monitoring according to different spatiotemporal scales



米级空间分辨率的数据,明显提升了遥感在实践中的应用能力,但它们还存在购买费用过高、倾角和几何形变、云层阴影干扰等问题(Loarie et al, 2007)。随着低空领域的开放,从理论上讲民用飞机平台似乎能够规避上述所有问题,实现监测调查的个性化定制服务,而且还能够搭载最新的主动遥感传感器激光雷达(light detection and ranging, LiDAR),以获取高精度地形信息以及生境垂直维度结构功能参数(Lefsky et al, 2002)。但事实上,仅购买航线一项费用就会让许多地区的常规监测因经费限制而无法开展。

无人机(unmanned aerial vehicle, UAV)遥感新技术的出现,使得任意时间内收集足够精细空间分辨率的影像和空间数据成为可能。该遥感平台提供的遥感数据便于实现多源数据融合,从而允许跨尺度生态过程的研究设计得以实现(尤其适合填补介于机载平台和地面固定平台调查取样的时空尺度空缺)。与卫星和载人飞机等航空航天地面信息采集平台相比,无人机近地面遥感平台凭借其影像获取速度快、覆盖面积大、应用周期短、影像清晰度高(精度可达到厘米级)、便于解析、受自然环境约束小、成本低、操作容易、运行和维护成本低等特点,充分弥补了传统卫星遥感和普通航空遥感的不足(刘倩等, 2016),将是生物多样性监测领域未来发展的方向。

目前,我国开展的生物多样性网络监测项目对生境或生态系统的调查主要还是以地面测量为主,工作量大、体力劳动强度大、周期长、时效性差。虽然也有少量项目采用遥感方法进行了基于景观指数或者植被指数以及光谱异质性的生物多样性监测研究(方彬等, 2007; 高宁, 2008<sup>①</sup>; 梁大双, 2011<sup>②</sup>)。但总体而言,生物多样性生境监测在跨尺度监测既定目标格局(包括水平和垂直两个方向)与动态把握方面尚未形成体系。因此,中国生物多样性监测与研究网络(Chinese Biodiversity Monitoring and Research Networks, Sino BON)综合监测管理中心(Synthesis Center of Sino BON, Sino BON-Synthesis)将于“十三五”期间建立以激光雷达和高光谱影像传

感器为主的UAV近地面遥感生物多样性监测平台,旨在为当前生物多样性监测和研究中亟需但是严重缺乏的生境的三维结构和质量提供定量描述。该平台将协同传统光学遥感平台以及地面调查监测展开多台站、多生境、多尺度的联网研究,使得我们能够通过观测、模拟和实验相结合的方法,确定生物多样性格局变化最重要的基本过程,为不同尺度的多样性空间大格局分析、环境驱动机制研究,不同景观共性规律的发现和验证提供数据支撑和实验研究条件。

本文拟简要介绍生物多样性遥感监测方法,重点说明使用近地面遥感平台进行生物多样性监测的国内外应用现状,最后展望未来生物多样性近地面遥感监测的发展方向、关键科学问题以及工作重心。遥感领域的新技术很可能从数据类型、数据收集和处理方式等方面的转变积极推动生物多样性创新研究的产生。

## 1 生物多样性遥感监测方法简介

Turner等(2003)将遥感技术定量和模拟生物多样性的方法分为直接和间接两种途径。直接法是直接识别物种或群落类型及其分布、多度,对遥感数据的空间分辨率和光谱分辨率有相当高的要求,是该领域未来的发展方向;间接法是通过遥感数据衍生一些指标或变量,而这些指标或变量被认为或证实是与生物多样性密切相关的,然后结合野外采样构建模型来预测物种分布以及多样性格局,目前这种方法是生物多样性遥感的应用主流。

### 1.1 直接法

早期该方向的应用研究都是利用卫星影像数据生成土地覆盖分类信息,在此基础上区分植被类型并计算斑块数量和面积、边界密度、Shannon多样性等一系列景观指数,围绕森林砍伐等干扰引起生境丧失和景观破碎化导致的物种丰富度降低这一问题,来预测物种应对这些变化的抗风险能力并对此展开评价(Westman et al, 1989; Stoms & Estes, 1993)。基于景观指数分析的生物多样性监测制图方法适合较大空间尺度(胡海德等, 2012),从20世纪80年代开始到90年代末得到广泛应用。但是进入2000年后,一些学者从环境因子(Griffiths et al, 2000)、遥感数据空间分辨率(Saura, 2004)和土地覆盖分类结果精度(Langford et al, 2006)、斑块内部质量信息

① 高宁 (2008) 红树林高分辨率遥感监测技术研究. 硕士学位论文, 山东科技大学, 山东青岛.

② 梁大双 (2011) 森林植物多样性遥感监测应用研究. 硕士学位论文, 北京林业大学, 北京.

(Gillespie, 2005)等角度, 指出单纯应用这种方法得到的生物多样性信息精度难以保证。

随着遥感影像数据空间分辨率和光谱分辨率的不断提高, 可直接建立光谱辐射值与样地调查得到的物种分布模式的相关关系, 这种研究方式特别适用于物种丰富度较高的小范围区域(Nagendra, 2001)。该方法的特别之处还在于: 它最有可能通过区分地物的特殊光谱特征解决基于遥感技术的个体物种识别这一难题(Wulder et al, 2004)。该方法的理论基础是光谱变异性与物种丰富度和多样性有很好的相关关系, 即光谱异质性假说(Palmer et al, 2002)。因为光谱异质性可以作为栖息地异质性的指标, 而异质性高的栖息地理论上允许更多的物种存在。Asner和Martin (2009)利用植被化学性质和植被光谱反射率间的回归分析关系, 确定了热带森林的各类植被分布。Carlson等(2007)将高光谱数据应用于夏威夷雨林的冠层多样性研究中, 探究了木本植物物种多样性与高光谱遥感数据光谱变异性的关系, 并进一步分析了叶片生理生化指标(如水分、色素、氮含量等)的变化与高光谱数据的光谱变异之间的关系。研究认为叶片的光谱变异主要是由于叶片理化性质的种间差异导致, 该结论明确将有机体的理化性质与遥感数据相结合, 是光谱变异理论的重要进展(胡海德等, 2012)。叶片理化性质类信息的可获性有助于更好地使用遥感手段直接进行树种分类, 进而提高了遥感技术直接测度生物多样性的能力。但目前仅利用单一来源的遥感数据获得的分类效果在实际应用中与需求还存在较大差距。

近年来, 基于多源遥感数据融合的生物多样性研究越来越受到重视, 比如高光谱数据反演植被冠层生化指标结合主动传感器提取冠层结构参数(郭庆华等, 2014)。高光谱影像在光谱维度方面能达到纳米级分辨率, 可以提供地物细节特征区分信息, 根据光谱差异分析不同的物种组成。激光雷达点云(point cloud)数据能提取树高、枝下高、林冠体积等, 可以从生活型、生长型角度反映物种差异。二者的有效结合可以实现数据优势互补, 增强遥感技术直接定量生物多样性的实际应用效果。已有研究表明, 激光雷达点云数据与高光谱数据的结合在林冠树种识别、地上生物量估算、目标树种高度提取、冠层孔隙分析及阴影去除等研究中都有了成功的应用(Asner et al, 2008; Lucas et al, 2008)。Voss和

Sugumaran (2008)将激光雷达数据和AISA高光谱数据相结合, 对4个落叶树种和3个常绿树种进行了分类, 激光雷达数据的加入使得阴影效应得以去除, 其提供的高程信息使得高矮植被得以区分, 最终使得基于秋季和夏季扫描获取的数据分类精度都提高了19%。Sugumaran和Voss (2007)以及Johansen等(2010)则基于面向对象和回归分析的分类方法, 将激光雷达获取的强度和高度信息加入到光谱数据的图像分割中, 使分类精度提高了12–24%。除了上述两类数据融合的方法外, 目前研究中还有利用基于支持向量机、最大似然法和随机森林等的监督分类和半监督分类方法融合激光雷达和多光谱数据进行群落和物种分类(Dalponte et al, 2008; Colgan et al, 2012; Féret & Asner 2012; Leutner et al, 2012; Ceballos et al, 2015)。在最新的研究中, Zhao等(2016b)在激光雷达数据进行单木分割的基础上, 利用光谱信息进行物种多样性的分析取得了较好的效果。另外, 还有研究提出了一种基于贝叶斯和K-均值的自动聚类算法的非监督分类方法(Su et al, 2016a), 其分类效果相比于单纯应用高光谱信息的分类结果更加精确。

综上所述, 激光雷达和高光谱数据的结合使用将会是研究生物多样性的有力工具。但两类数据的融合利用仍处于初步研究阶段, 需要探究新的数据融合利用方式, 进而发挥其在生物多样性监测中的优势。

## 1.2 间接法

相对于直接监测, 间接途径主要是利用遥感技术获取4类环境遥感变量进行生物多样性的间接估算与模拟。监测内容主要包括: (1)气候和地形; (2)生产力; (3)生境状况; (4)干扰等。这些变量在不同环境背景下的重要程度表现不同。

气候决定区域和全球尺度上的生物多样性格局已是共识(Hawkins et al, 2003)。气候变量主要是温度和降水两方面, 通常采用年均温、年降水量和潜在或实际蒸发量等。在不考虑地形变量的情况下, 仅基于气候因子的物种多样性预测精度就可以达到70–88% (Duro et al, 2007)。而地形已被很好地证实是解释区域、景观生物多样性差异的关键变量(Rosenzweig, 1995; Irl et al, 2015)。常选的参数有高程、地形复杂度指数(topographic complexity)、太阳辐射强度。针对目前常用的SRTM (shuttle radar

topography mission)全球数字高程模型DEM (digital elevation model)数据在植被覆盖地区(特别是森林覆盖的山区)偏高的问题, Su和Guo (2014)、Su等(2015)利用机载激光雷达数据分析了不同植被结构参数对DEM的影响, 建立了一种矫正SRTM DEM数据的方法, 为全球尺度DEM产品的改进提供了方法上的突破。

净初级生产力(*NPP*)和总初级生产力(*GPP*)是大尺度生物多样性格局的另一重要驱动因子。这主要是基于生产力与物种丰富度存在正相关关系, 即: 生产力高的地区相较于生产力低的地区能够为更多竞争的共存物种提供更丰富的资源, 从而支撑更为庞大的生物类群和种群规模。如Kooistra等(2008)利用遥感估算的*NPP*结合植被动态模型模拟莱茵河下游洪泛平原的生物多样性, 取得了较好的效果。由于植被指数与生物量 and 生产力显著相关并更易于计算, 更多研究直接采用归一化植被指数(*NDVI*)、增强型植被指数(*EVI*)、光合有效辐射吸收比率(*fPAR*)等表征植被光合作用能力的指标进行生物多样性研究, 而且这些指数被证实更容易建立起物种丰富度地面调查数据和基于遥感估测的植被生产功能之间的关系模型(Belote et al, 2011)。Krishnaswamy等(2009)采用基于马氏距离的多时相归一化植被指数代替直接的反射率数据, 能够以单一、连续的量化标尺定量描述森林类型的变化。也有研究发现了*NDVI*与动物多样性的简单关系, 如Seto等(2004)探讨了TM卫星*NDVI*与北美地区鸟类和蝴蝶多样性的关系。而对于半干旱地区, *EVI*更适合代替*NDVI*预测生物多样性。这是由于*EVI*考虑了蓝波段, 与*NDVI*相比其对土壤和大气影响不敏感; 同时随着林分密度增加, 当*NDVI*趋于饱和时*EVI*仍继续保持对植被的敏感性(魏彦昌等, 2008)。但后续研究发现生物多样性和生产力关系的确立要依赖于空间尺度的选择(Belote et al, 2011)。另外, 在进行大尺度生物多样性监测评估分析时需要考虑多尺度数据的综合应用, 即需要将地面数据、近地面遥感数据、机载与卫星数据结合在一起, 利用尺度转换方法使表征生产力的变量数据达到无缝覆盖。关于尺度推绎的不同工作思路以及具体方法可以分别参考Li等(2015)、Su等(2016b)和Zhao等(2016a)。需要注意的是: 树冠交叠是利用机载激光雷达数据估测地上生物量时必须考虑的因素, 它对分割算法

的选择和体积变量的选取都有重要影响(Tao et al, 2014)。

在局地、景观等小尺度范围, 如土地覆盖类型较为稳定的原始森林地区, 生境数量、布局和质量(类型、结构等)等因素对物种的分布、丰富度和多度影响更为显著。其中生境垂直维度的信息是解释和预测生物多样性的关键因子(MacArthur, 1960; Davies & Asner, 2014)。在该尺度范围开展的生物多样性遥感监测对数据的精细程度要求也更高。另外, 传统的光学遥感影像及航片的不足之处就在于难以描绘生境的三维结构特征(Levick & Rogers, 2008)。而生物多样性研究中亟需但是严重缺乏关于生境的三维结构和质量的定量描述, 如植被冠层高度、冠层生物量, 尤其是生物量垂直分布剖面轮廓(vertical biomass profiles)、枝下高、真实叶面积指数(true leaf area index)、材积等。因此, 仅依靠光学遥感已经不能完全满足生境数量和质量描述的需要。

激光雷达技术的兴起和发展把遥感空间分析成功地拓展到了三维领域, 点云和波形数据提供的扫描区域精确的三维位置和结构信息被视为提高生物多样性测量精度的一个有效补充(Mücher et al, 2013)。机载激光雷达数据可以刻画地形和植被的三维结构, 即动物栖息地信息, 也就可以间接估测动物多样性(Simonson et al, 2014)。Goetz等(2010)利用激光雷达数据计算的冠层垂直结构信息分析了一种热带鸟类的分布特征并指出: 由激光雷达数据获得的森林结构数据是确定鸟类多样性的关键参数, 由此建立了鸟类丰富度与森林结构的关系模型, 成功预测了该种鸟类在全美的分布情况(Goetz et al, 2014)。Muller和Brandl (2009)利用激光雷达数据预测山区的森林甲虫种群, 发现激光雷达数据获取的环境变量与实地调查结果具有较高的一致性, 不仅表明激光雷达技术可实时高效地评价复杂山区或结构复杂的森林栖息地, 并且能够很好地建立大尺度上遥感观测数据与实地调查数据之间的关系。Vihervaara等(2015)结合地面调查鸟类栖息情况与机载激光雷达数据获得的森林植被信息, 开展了景观尺度上的生物多样性评估, 提出两种数据结合的方法可作为量化生物多样性必需指标(essential biodiversity variables, EBV) (Pereira et al, 2013)的一个重要途径。

干扰发生在一系列时空尺度上,也具有不同的强度,通常在提高植被地区的空间异质性方面发挥着关键作用。遥感技术在监测生态系统干扰事件尤其是对于火、砍伐以及飓风等事件导致的立木更新、景观破碎化方面很有优势(Duro et al, 2007)。更多关于遥感数据如何应用于动植物生物多样性的研究可参见Kuenzer等(2014)。另外,从遥感数据中可提取哪些重要生物多样性指标,以及对于不同类型遥感数据源选择时需要考虑的时空尺度建议参考表1。

## 2 近地面遥感平台在生物多样性监测中的应用现状

生物多样性正经历着前所未有的快速变化(Ceballos et al, 2010),使得对生物多样性的认知也变得更为复杂和困难。已有研究显示:与人口增长、文化变迁、政治和经济有关的土地利用变化会直接导致生物生境的减小和重组,这将是造成21世纪生物多样性丧失的最强驱动力(Sala et al, 2000);物种分布和丰富度的变化最终将会影响生物地球化学循环中的土壤、水和大气化学组成(Vitousek et al, 1997),进而影响生态系统功能和服务的变化。而这些变化又具有长期、复杂、后果滞后和难以预测的特点(MA, 2005)。国际社会已取得广泛共识:只有借助遥感、地理信息系统、全球定位系统、数据智能化处理技术及虚拟环境等新技术、新方法,从单站点的定位观测转向台站网络观测综合集成方向发展,才能使生物多样性监测对一些基本规律的认识拓展到区域、国家层面的应用。于是,一些国家、国际组织和国际合作项目建立的国家、区域甚至全球尺度的观测、监测和信息共享网络,像NEON (the National Ecological Observation Network)、CEOS (the Committee on Earth Observation Satellites)、GEO BON (the Group on Earth Observations-Biodiversity Observation Network)等都在努力募集资金、协调遥感和地面数据的同期配合收集,希望能促进会议和工作组聚焦推动遥感技术在生物多样性监测和保护中的应用。

NEON作为综合性以及跨学科、跨尺度生物学研究全国联网平台,结合基于站点数据与遥感数据和现有洲际尺度的数据集(如卫星数据),生成了一系列数据产品用于探究生态系统在空间和时间维

度的变化。NEON的任务之一是提供区域景观和植被的详细航片拍摄数据,这一目标是通过称为“机载观测平台”助力完成的。机载观测平台(airborne observation platform, AOP)主要由三架搭载仪器的飞机构成,在专家指定和常规模式下对NEON所有计划的样地点进行航拍,其搭载的仪器主要包括可见光至短波红外光谱区域的成像光谱仪、波形激光测距仪(waveform-LiDAR)、高分辨率数码相机(Johnson, 2009)。AOP的仪器配置能够提供观测区域的土地利用、植被结构、植被的生物化学和生物物理特性以及由于土地利用、气候等的变化和入侵物种的活动所引起的生态系统响应。

GEO BON是国际生物多样性计划(DIVERSITAS)、世界自然保护联盟(IUCN)和美国国家航空航天局(NASA)等国际和地区性组织在2008年成立的生物多样性监测和保护平台。其目标是构建一个全球性平台来整合和共享生物多样性监测数据和信息,为生物多样性数据整合和分析提供工具,并给生物多样性保护决策提供更多的服务和支持。GEO BON的第七工作组专门进行整合遥感数据和基于遥感数据的生物多样性监测方法和模型的开发。其目的是在全球范围内通过合理布设样点,整合各个样点的遥感观测资料,加强同NASA在内的国际遥感数据主要提供者之间的联系,在不同的时空尺度上建立遥感生物多样性监测数据整合中心,并结合遥感生物信息、土地利用变化数据、气候数据、监测站点信息数据,制定相关数据使用规范和模型并提供以下信息:(1)生物多样性变化指示信息;(2)需要优先监测和保护的生物多样性重点区域;(3)基于遥感监测的生物多样性保护计划;(4)生物多样性资源变化趋势;(5)生态系统服务(GEO BON, 2008)。

EU BON (European Biodiversity Observation Network)于2012年12月成立,建立在GBIF、LifeWatch、EBONE等已有项目基础上,是GEO BON成员中的实质性组成部分。其目标是借助于新的生物多样性与生态系统服务政府间科学-政策平台(Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES)获取数据,有效地处理和分析数据,并给相关人员和团体提供措施来保护生物多样性。EU BON会提供最新的从局地到全球尺度的实地观测数据和遥感数据,并致

表1 生物多样性遥感监测的主要内容

Table 1 Remote sensing monitoring contents for biodiversity

	传感器(S星载 A机载) Sensor Space (S)/ Airborne (A)	传感器类型 Sensor type	空间分辨率 Spatial resolution	光谱分辨率 Spectral resolution	重访时间 Revisit time	监测内容 Monitoring Contents
<b>直接方法 Direct approaches</b>						
物种组成 Species composition	TM/ETM + (S)	可见光 O	30–120 m	PAN (ETM+), VNIR (4), SWIR (2), TIR (1)	16 d	冠层及物种信息
	HYPERION (S)	可见光 O	30 m	400–2,500 nm (242 band)	16 d	Canopy and species informations
	IKONOS (S)	可见光 O	1–4 m	PAN, VNIR (4 band)	3 d	
	Quickbird (S)	可见光 O	0.6–2.4 m	PAN, VNIR (4 band)	2.5–5.6 d	
	AVIRIS (A)	可见光 O	20 m	380–2,500 nm (224 band), 400–1,010 nm (32 band)	N/A	
	CASI (A)	可见光 O	1 m	385–1,050 nm (288 band)	N/A	
土地覆盖 Land cover	MODIS (S)	可见光 O	250–1,000 m	400 nm–14.4 $\mu$ m, 36 band	1–2 d	土地分类
	TM/ETM + (S)	可见光 O	30–120 m	PAN (ETM+), VNIR (4), SWIR (2), TIR (1)	16 d	Land cover classification
	ASTER (S)	可见光 O	15/30/90 m	VNIR (4), SWIR (6), TIR (5)	16 d	
	IKONOS (S)	可见光 O	1–4 m	PAN, VNIR (4 band)	3 d	物种分布
	Quickbird (S)	可见光 O	0.6–2.4 m	PAN, VNIR (4 band)	2.5–5.6 d	Species distribution
<b>间接方法 Indirect approaches</b>						
初级生产力 Primary productivity	MODIS (S)	可见光 O	250–1,000 m	400 nm–14.4 $\mu$ m, 36 band	1–2 d	植被绿度
	ASTER (S)	可见光 O	90 m	VNIR (4), SWIR (6), TIR (5)	16 d	Vegetation greenness
	TM/ETM + (S)	可见光 O	30–120 m	PAN (ETM+), VNIR (4), SWIR (2), TIR (1)	16 d	
	ALI (S)	可见光 O	10/30 m	PAN, VNIR (8), SWIR (1), MIR (1)	16 d	生产力
	HYPERION (S)	可见光 O	30 m	400–2,500 nm (242 band)	16 d	Productivity
	IKONOS (S)	可见光 O	1–4 m	PAN, VNIR (4 band)	3 d	植物健康监测
	Quickbird (S)	可见光 O	0.6–2.4 m	PAN, VNIR (4 band)	2.5–5.6 d	Plant health monitoring
	AVIRIS	可见光 O	20 m	380–2,500 nm (224 band), 400–1,010 nm (32 band)	N/A	
	CASI (A)	可见光 O	1 m	385–1,050 nm (288 band)	N/A	
降水 Rainfall	CERES (S)	可见光 O	20 km	Microwave	<1 d	降水
	AMSR-E (S)	被动微波 PM	5–50 km	Microwave	1–2 d	Rainfall
土壤湿度 Soil moisture	AMSR-E (S)	被动微波 PM	5–50 km	Microwave	1–2 d	地表湿度、干旱程 度 Soil moisture, Aridity
物候 Phenology	MODIS (S)	可见光 O	250–1,000 m	400 nm–14.4 $\mu$ m, 36 band	1–2 d	开花结果周期
	TM/ETM + (S)	可见光 O	30–120 m	PAN, VNIR (8), SWIR (1), MIR (1)	16 d	Flower/fruit cycles
	ASTER (S)	可见光 O	15/30/90 m	VNIR (4), SWIR (6), TIR (5)	16 d	
	ALI (S)	可见光 O	10/30 m	PAN, VNIR (8), SWIR (1), MIR (1)	16 d	物候事件探测
	HYPERION (S)	可见光 O	30 m	400–2,500 nm (242 band)	16 d	Phenological events monitoring
	IKONOS (S)	可见光 O	1–4 m	PAN, VNIR (4 band)	3 d	
	Quickbird (S)	可见光 O	0.6–2.4 m	PAN, VNIR (4 band)	2.5–5.6 d	
生境 结构 Habitat structure	地形 Topography					
	SRTM (S)	雷达 R	30/90 m	Microwave	N/A	数字高程
	ASTER (S)	可见光 O	15/30/90 m	VNIR (4), SWIR (6), TIR (5)	16 d	Digital elevation model
	IKONOS (S)	可见光 O	1–4 m	PAN, VNIR (4 band)	3 d	
	GLAS (S)	激光雷达 L	直径~70 m	LiDAR	N/A	
冠层垂 直结构 Vertical canopy structure	Airborne LiDAR (A)	激光雷达 L		LiDAR	N/A	冠层结构和 生物量估算
	GLAS (S)	激光雷达 L	直径~70 m	LiDAR	N/A	Canopy structure and biomass estimation

O, Optical; PM, Passive microwave; R, Radar; L, LiDAR.

力于开发模型用于高度整合各尺度、各站点的生物多样性观测数据(Häuser, 2016)。

上述观测网络项目多采用星载平台和载人航空遥感平台作为生物多样性遥感数据获取源。虽然目前来看, 无人机载荷能力与有人航空遥感平台相比稍显逊色(表2), 但是以固定翼UAV、无人机旋翼机和垂直起降UAV等为代表的平台既能克服载人航空遥感受制于长航时、恶劣气象条件、危险环境等的影响, 又能提供多角度高分辨率影像以弥补卫星因天气和时间无法获取目标区域遥感信息的空缺, 还能避免地面遥感工作范围小、视野窄、工作量大等不利因素(李德仁和李明, 2014)。UAV作为一种小型自制飞行系统, 具有机动灵活、高效低廉和高分辨率的特点, 可作为卫星影像与航片的一个折中选择, 是生物多样性调查研究的一个很好的数据获取平台(Gademer et al, 2010)。Getzin等(2012, 2014)利用UAV搭载高光谱传感器和高清相机, 通过获得详细的林隙分布数据揭示了干扰模式与植物多样性的强相关性, 并反映了森林结构的动态变化情况。Zhang等(2016)通过对物种丰富的亚热带森林20 ha大样地数据的整合性分析发现: 无人机提取的冠层变量能够对局地景观水平的生物多样性格局分布给出充分解释, 尤其是在支持林窗动态主导所观察到的森林生物多样性假说方面。该研究提

供了令人信服的证据, 无人机能够以低成本为长期生态监测提供大量有价值的高分辨率数据。

Sino BON正是看到了近地面遥感平台作为生物多样性研究的数据源(马克平, 2015), 可更好地提供生态系统现状及相关物种多样性的评价, 量化生物多样性的退化程度, 实现传统地面监测难以实现的大尺度分析(Nagendra et al, 2013), 而在“十三五”期间大力建设无人机近地面遥感平台, 进行生物多样性调查、监测和研究。该平台将通过硬件平台的研发, 实现通过激光雷达扫描仪、全球定位系统(GPS)和惯性测量装置(IMU)搭建地面激光雷达手持移动扫描系统和无人机载激光雷达以及高光谱系统, 将自下而上(地基平台)和自上而下(天基平台)两种数据获取手段有机结合, 获取中国大陆地区大型地带性植被类型监测样地生境的全方位、多尺度、多源遥感数据; 同时开发有效的去噪、数据融合算法, 实现多尺度多源数据的高效、精准、自动化数据预处理和参数提取的数据分析系统; 最终形成林下地形建模, 林分高度、林分表面结构, 林窗或内部分界线, 郁闭度动态, 植被群落划分、群落内部精细空间结构, 单木高度与胸径, 冠层形态、周长和盖度, 物种识别, 亚米级三维景观图, 环境因子沿纬度梯度不同生境的时间序列数据集等数字产品(图2)。

表2 机载平台与无人机平台所搭载的激光雷达和高光谱传感器性能对比

Table 2 The performance comparison of the LiDAR and hyperspectral sensor mounted on airborne platform and unmanned aerial vehicle (UAV)

平台		参数 Parameter					
类型	常用品牌	扫描模式(针对激光雷达)/光谱范围(nm)(针对高光谱)	扫描距离(m) (针对激光雷达)/光谱分辨率(nm)(针对高光谱)	回波信息(针对激光雷达)/波段数(针对高光谱)	视场角	扫描频率/帧频	重量
Platform type	Representative brands	Scanning pattern (for LiDAR)/Spectral range (nm) (for spectral imager)	Distance (m) (for LiDAR)/Spectral resolution (nm) (for spectral imager)	Return times (for LiDAR)/Band number (for spectral imager)	FOV (Field of view) (°)	Frequency (hz)/ Frame rate (fps)	Weight (kg)
激光雷达 LiDAR							
机载 Airborne	Leica ALS70-CM	正弦形/三角形/单向	1,848 (max)	未定义 Unlimited	0-75	200	45
	LiteMapper6800	平行线扫描	3,000 (max)	未定义 Unlimited	60	158 120 80-400	36
无人机 UAV	Velodyne HDL-32E	32激光器	100	1	(H) 360 (V) 41	5-20	2
	RIEGL VQ-820-GU	单扫描线	≥1,000	多次回波	(H) 60 (V) N/A	520 (max)	9.5
高光谱成像仪 Spectral imager							
机载 Airborne	CASI-1500	365-1,050	< 3.5	288	40	333	25
	AISA eagle	400-970	3.3	244/60	39.7/29.9/60	50/80	6.5
无人机 UAV	BayspecOCI-UAV-2000	600-1000	12-15	25	16	120	0.18
	Cubert UHD-185	450-950	4	125	可选 Optional	20	0.47



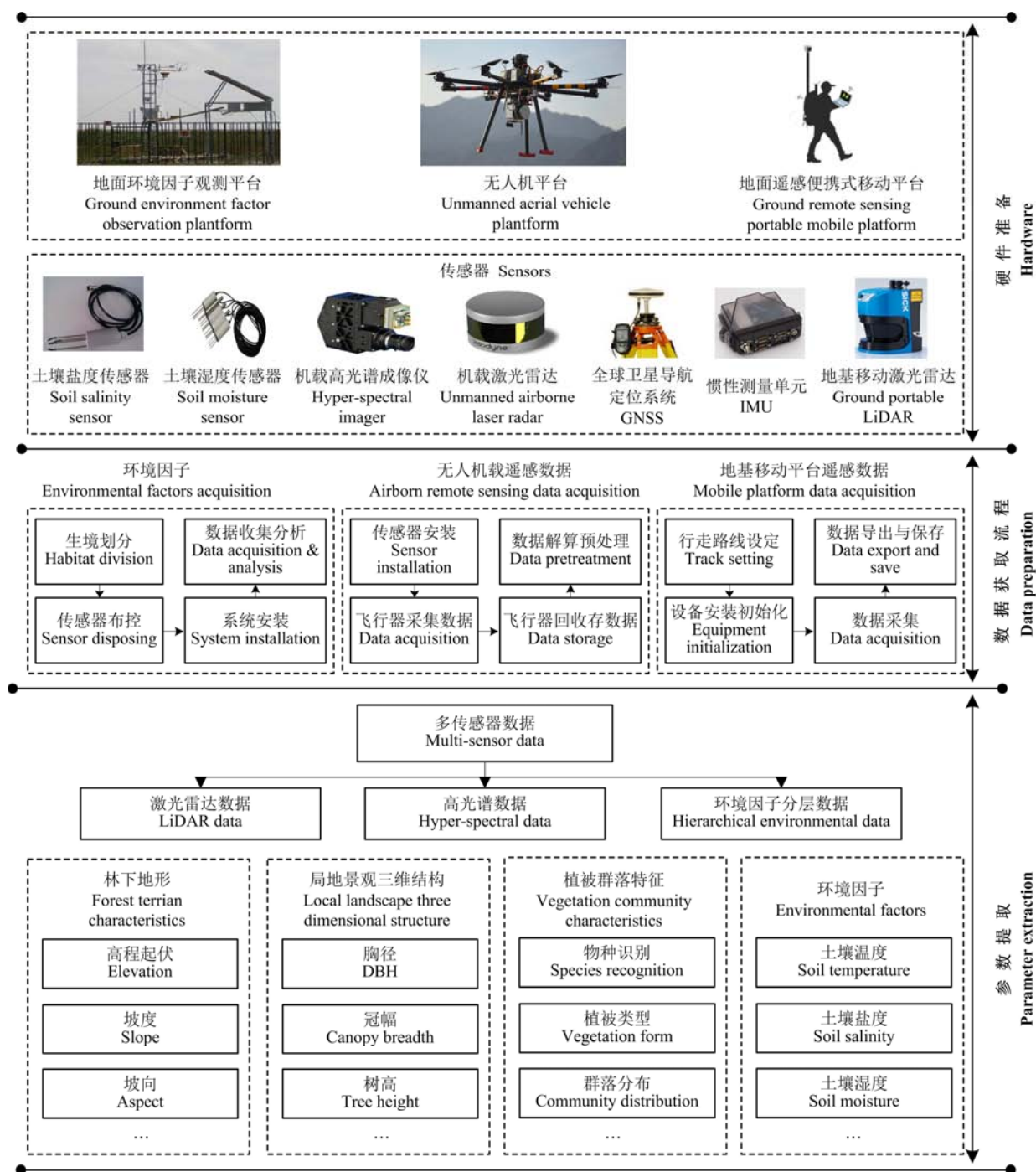


图2 近地面遥感监测总体技术路线

Fig. 2 The technical route of the near-surface remote sensing monitoring platform

在“十三五”近地面遥感平台建设初期, Sino BON综合监测管理中心将选择典型有代表性的9个森林地带性植被监测站点进行主要的监测任务布局, 同时选取10个草原和荒漠的重要群落类型监测站点作为辅助站点(图3)。在平台建设过程中, 为满足用户对扫描数据准确性和完整性的高要求, 追求

数据获取的高效性和扫描角度的互补性是该平台开发研究的重要目标, 涉及的1个核心技术问题就是多源传感器的硬件集成(图4)。所谓“核心”主要体现在4个方面: (1)单传感器检校和多源传感器的集成检校; (2)多源传感器时间同步; (3)多传感器工作状态实时监控, 特别是多源数据的实时压缩、打包、

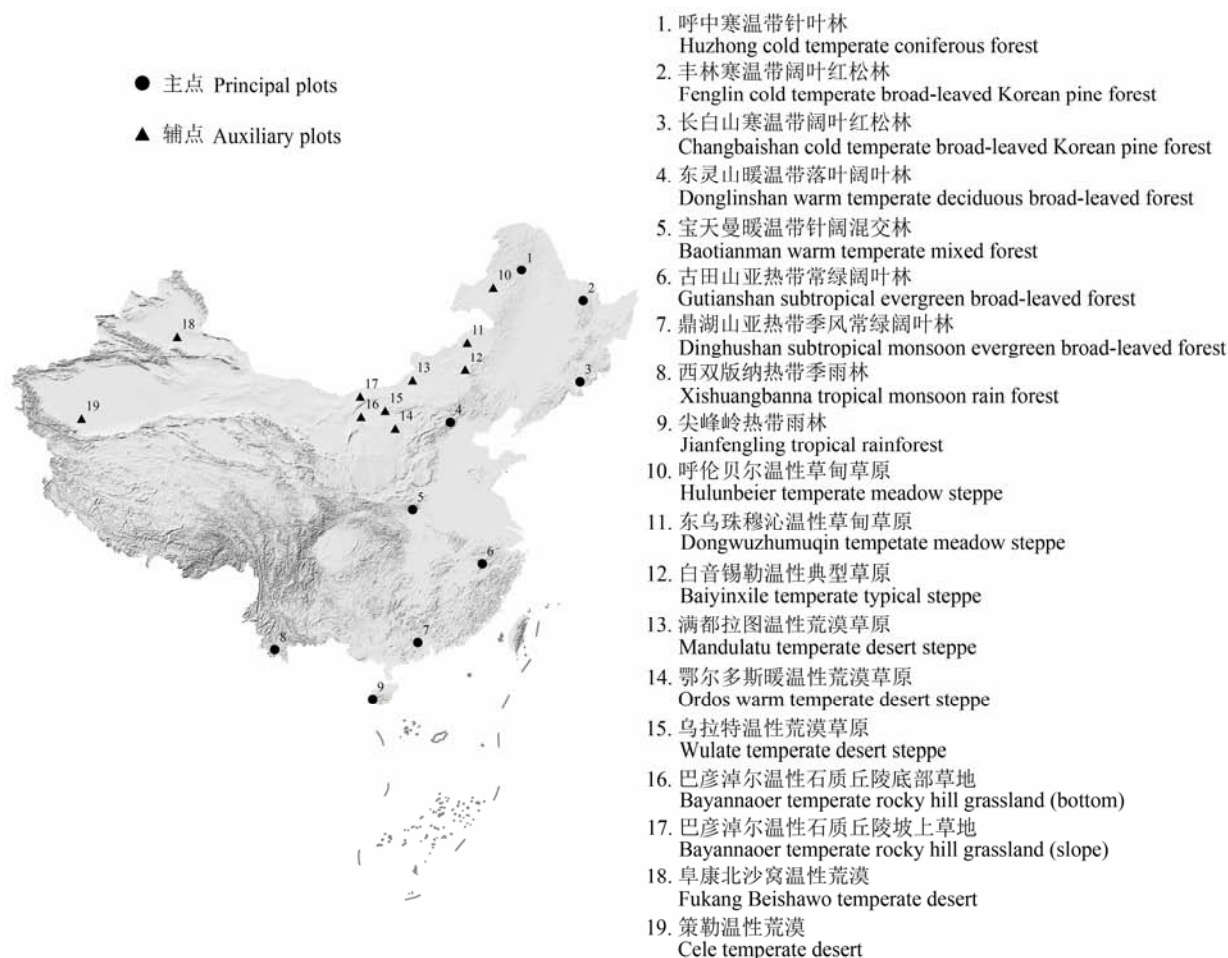


图3 近地面遥感监测网络初期建设布局

Fig. 3 The overall arrangement of the near-surface remote sensing platform for biodiversity monitoring in its initial construction

存储等处理技术; (4)多源数据的解算、时空匹配与融合。另外1个核心技术就是反映生物多样性信息的EBV核心参数提取算法。我们考虑的EBV遥感核心参数分为3个类别, 包括植被三维结构参数(如树高、胸径、枝下高、冠幅等)、植被功能性参数(如LAI、地上生物量)和植被群落类型。以激光雷达点云数据处理为例, 从提出鲁棒性强的滤波算法(Zhao et al, 2016b) (图5), 到选用最适合的插值方式生成数字地形模型和冠层高度模型(CHM) (Guo et al, 2010), 再到直接针对点云分割而进行的单木识别系列算法(Li et al, 2012; Lu et al, 2014; Tao et al, 2015), 以及单木的树高、冠幅、胸径和枝下高等结构参数提取(图6)等, 我们团队已经形成了一整套获取生境和植被三维结构、功能参数的技术流程方法。

这种借助遥感前沿技术和空间分析手段实施

“自上而下”(天基平台)与“自下而上”(地基平台)相结合的近地面遥感监测理念, 全方位完整地立体定量生态系统生物多样性, 以实现定量管理为目标, 形成与国际接轨的生物多样性遥感监测技术方法标准, 统一采样、分析、计算等操作规范, 保证遥感监测信息的可比性, 将实质性促进科研与管理相关部门之间的有效信息交换, 也将大力推动生物多样性研究深入开展。

### 3 近地面遥感平台未来发展前景

我国的生物多样性保护工作已取得了长足进步, 但面临的形势依然严峻: 我国生物资源本底不清, 监测监管能力不足; 资源过度利用、工程建设导致一些生态系统功能不断退化、部分物种濒危程度加剧; 气候变化严重影响着物种生存和生物资源的可持续利用。经验表明, 当目标被准确定义并且对有



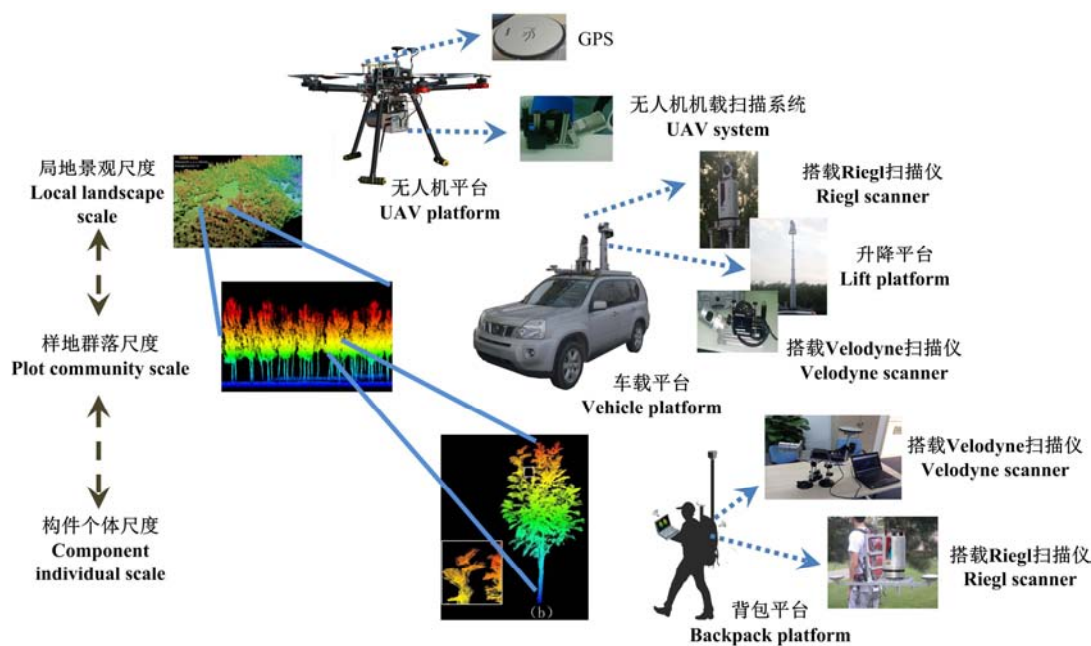


图4 集成平台细节以及获取数据示意

Fig. 4 Details of the integration platforms and their acquired corresponding data

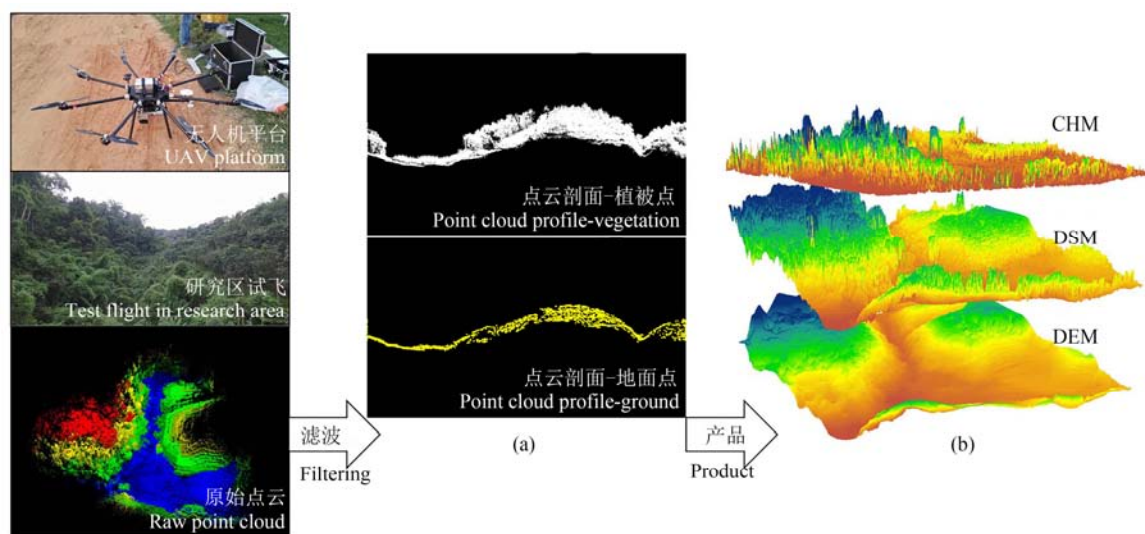


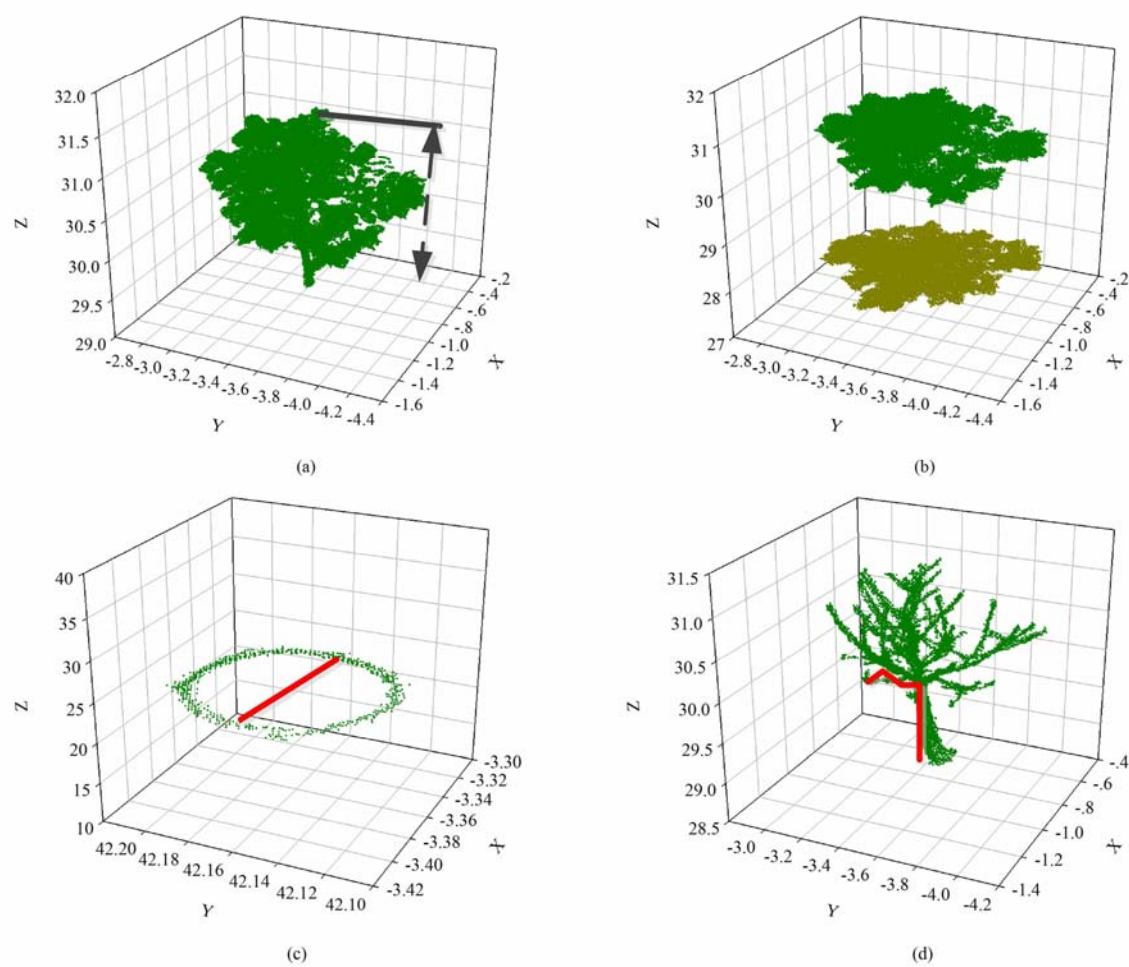
图5 滤波和产品模型效果图。(a)滤波;(b)DEM、DSM和CHM模型效果图。

Fig. 5 Filtering and modeling results: (a) Filtering results; (b) DEM (Digital elevation model), DSM (Digital surface model) and CHM (Canopy height model) products.

关问题选择了合适遥感技术的时候,遥感是非常有用的工具(岳天祥, 2000)。然而,遥感技术在生物多样性领域的潜力远未达到被深度挖掘综合利用的程度。结合国际发展趋势,我们认为近地面遥感平台在我国生物多样性监测和保护中具有广阔的应用前

景,未来其发展应主要集中于以下3个方面:

(1)三维生境结构获取与真三维景观重建。激光雷达技术能定量描述植被冠层高度、体积、生物量、冠层高度轮廓线、冠底高度等垂直维度结构参数,从而能为物种分布生境提供更综合全面的描述和



**图6** 三维立体生境量化参数提取示意图。(a)树高; (b)冠幅; (c)胸径; (d)枝下高。  
**Fig. 6** Three-dimensional quantitative habitat information extraction. (a) Tree height; (b) Crown size; (c) DBH (diameter at breast height); (d) Canopy base height.

评价(郭庆华等, 2014)。利用这些参数, 借助计算机图形、图像处理和可视化技术可以重建真实三维景观。重建出的植物对象是现实存在的、原位的、地理位置准确的。这一研究方向对于改进传统辐射传输模型, 发展加入真正垂直结构分层模块的生态模型, 从而提高生物物理模型对碳水循环模拟的可靠性提供解决方案, 同时将在辅助森林经营管理以及森林景观规划设计等方面具有重大应用价值。

(2)物种分布预测及模型改进。在全球变暖的背景下, 物种分布变化将给生物圈带来重大影响, 众多研究表明, 物种分布格局变化受气候变化等众多因素的驱动, 物种动态变化过程也异常复杂。因此, 不同尺度的物种分布格局和变化过程是物种分布研究的关键。物种分布模型可用来估计物种的真实

和潜在的分布区, 在生物多样性评估、生态恢复、物种迁移、生境保护、自然保护区规划和生态系统分布模拟等方面具有重要应用。在种群分布模型研究中, 整合种群动态过程与物种迁移过程来模拟功能群和群落结构将是未来物种分布模型的重要发展方向(李国庆等, 2013)。近地面遥感平台多传感器、多台站的扫描方式, 可在水平尺度、垂直水平、景观尺度上为物种动态监测提供多源遥感数据, 特别是三维生境监测数据, 将有利于提高物种分布模型模拟的精度(Zellweger et al, 2013, 2014), 改善不同尺度的物种动态格局演变模拟预测的可信度。

(3)海量数据获取和多源数据融合。随着地面联网观测技术及遥感技术的发展, 多源数据联合使用应用于生物多样性区域监测是一种发展趋势。这些

不同类型的数据源包括光学遥感、微波雷达、激光雷达、航空像片以及地面调查数据等。只有将地面数据、近地面遥感、机载和星载数据结合在一起分析挖掘信息,才能发挥不同传感器各自的优势作用,克服不足。例如光学遥感在大尺度水平结构和生物物理、化学参数的估测方面具有优势,但在获取生境垂直结构信息方面存在不足;LiDAR可以获得DEM信息、植被三维结构信息,而在光谱信息方面存在不足;地面调查数据精度高,但是因其空间范围小、时间序列短,在区域尺度或较大范围内应用存在困难。目前备受关注的将被动光谱信息和主动激光雷达数据结合起来的“多光谱激光雷达技术”在一定程度上弥补二者的不足,这项技术的发展和运用将是生物多样性遥感研究的一次质的飞跃。除观测技术的发展外,依据模式识别、大数据、人工智能等科学计算方法的数据融合技术也将逐步改善光谱数据、激光雷达数据和地面数据空间和时间不匹配等问题,极大扩展不同数据源的探测能力,并提高各个数据源信息准确率。因此观测技术和数据融合技术的发展将极大改善各个数据源的不足,这将助力于生物多样性整合性研究和生物多

样性保护,在此基础上联合多种数据建立生物多样性监测专题数据库,通过模型模拟提供多时序、高质量的数据产品,以便于进一步深度数据挖掘时获得更加准确、详实、可信的计算结果。

## 4 结语

Sino BON正在建设以激光雷达传感器为基础并集成高光谱等传感器的近地面遥感平台(图7),它对物种生境的三维结构进行精细刻画和定量描述,尤其为预测物种分布、探明物种资源选择机理和评估生境质量提供了有效的技术手段。多传感器集成技术不仅可获取植被三维结构信息,而且能够反演冠层理化特征信息,这为实现基于遥感技术的物种识别、植被分类提供了可靠的数据来源;以样地作为基本扫描单元,结合多台站、多尺度联合观测方式,研究物种在局地、景观和区域尺度上的分布特征和规律,能够为探究生物多样性演变过程及其内在机理提供条件,并为评价和保护生物多样性提供更多的智力支持。

虽然目前我国在生物多样性遥感监测网络建设方面与国外还存在一定差距,但值得庆幸的是,

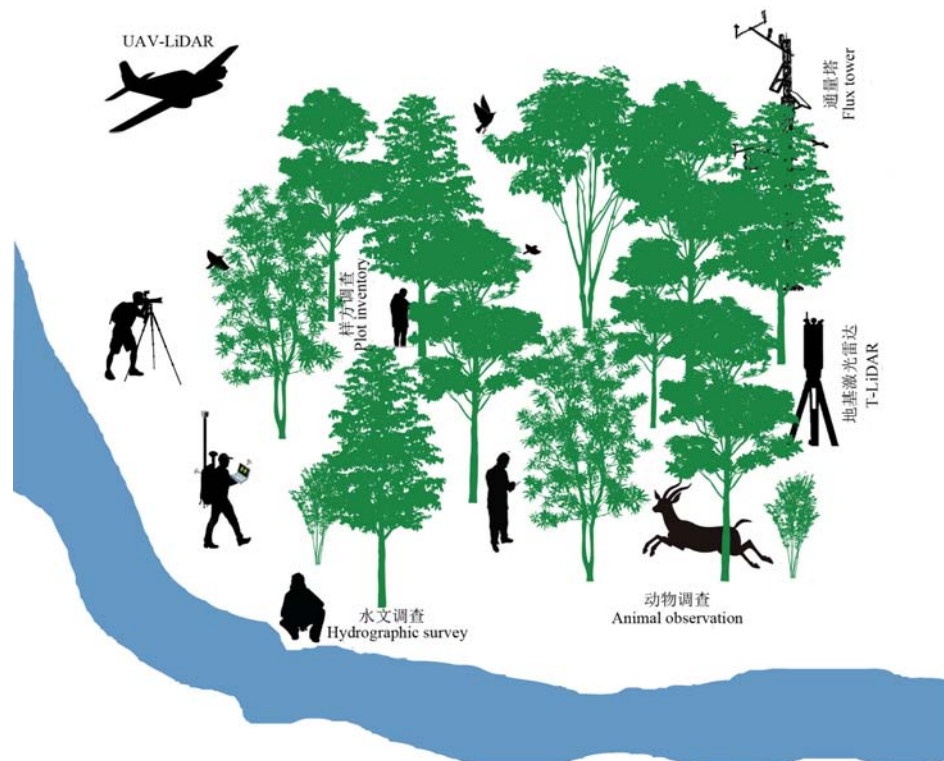


图7 生物多样性近地面遥感监测整体构想

Fig. 7 The whole idea of building the near-surface remote sensing platform for biodiversity monitoring



国家各部委、院局各相关单位都意识到加强这项工作建设的重要性和紧迫性, 并已布局实施。而且 CForBio 在这方面已积累了大量的基础工作。相信随着 Sino BON 近地面遥感平台生物多样性监测和研究能力的不断加强, 中国作为生物多样性大国 (生物多样性居世界第八位、居北半球第一位) (李延梅等, 2009), 也能跻身于生物多样性保护和研究强国之列, 在参与国际生物多样性各类研究、计划和战略行动中发挥重要作用, 进一步深化国际交流与合作。

## 参考文献

- Asner GP, Knapp DE, Kennedy-Bowdoin T, Jones MO, Martin RE, Boardman J, Hughes RF (2008) Invasive species detection in Hawaiian rainforests using airborne imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 112, 1942–1955.
- Asner GP, Martin RE (2009) Airborne spectranomics: mapping canopy chemical and taxonomic diversity in tropical forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 269–276.
- Belote R, Prisley S, Jones RH, Fitzpatrick M, de Beurs K (2011) Forest productivity and tree diversity relationships depend on ecological context within mid-Atlantic and Appalachian forests (USA). *Forest Ecology and Management*, 261, 1315–1324.
- Brook BW, Ellis EC, Perring MP, Mackay AW, Blomqvist L (2013) Does the terrestrial biosphere have planetary tipping points? *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 396–401.
- Carlson KM, Asner GP, Hughes RF, Ostertag R, Martin RE (2007) Hyperspectral remote sensing of canopy biodiversity in Hawaiian lowland rainforests. *Ecosystems*, 10, 536–549.
- Ceballos G, Davidson A, List R, Pacheco J, Manzano-Fischer P, Santos-Barrera G, Cruzado J (2010) Rapid decline of a grassland system and its ecological and conservation implications. *PLoS ONE*, 5, e8562.
- Ceballos A, Hernández J, Corvalán P, Galleguillos M (2015) Comparison of airborne LiDAR and satellite hyperspectral remote sensing to estimate vascular plant richness in deciduous Mediterranean forest of Central Chile. *Remote Sensing*, 7, 2692–2714.
- Colgan M, Baldeck CA, Féret JB, Asner GP (2012) Mapping savanna tree species at ecosystem scales using support vector machine classification and BRDF correction on airborne hyperspectral and LiDAR data. *Remote Sensing*, 4, 3462–3480.
- Davies AB, Asner GP (2014) Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29, 681–691.
- Dalponte M, Bruzzone L, Gianelle D (2008) Fusion of hyperspectral and LIDAR remote sensing data for classification of complex forest areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46, 1416–1427.
- Duro DC, Coops NC, Wulder MA, Han T (2007) Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography*, 31, 235–260.
- Fang B, Chen B, Zhang Y (2007) Research on scale selection and mapping of inspecting biologic diversity using remote sensing. *Geography and Geo-Information Science*, 23(6), 78–81. (in Chinese with English abstract) [方彬, 陈波, 张元 (2007) 生物多样性遥感监测尺度选择及制图研究. *地理与地理信息科学*, 23(6), 78–81.]
- Féret J-B, Asner GP (2012) Semi-supervised methods to identify individual crowns of lowland tropical canopy species using imaging spectroscopy and LiDAR. *Remote Sensing*, 4, 2457–2476.
- Gademer A, Petitpas B, Mobaied S, Beaudoin L, Riera B, Roux M, Rudant JP (2010) Developing a low cost vertical take off and landing unmanned aerial system for centimetric monitoring of biodiversity—the Fontainebleau forest case. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 99, 600–603.
- Getzin S, Nuske RS, Wiegand K (2014) Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. *Remote Sensing*, 6, 6988–7004.
- Getzin S, Wiegand K, Schoning I (2012) Assessing biodiversity in forests using very high-resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 397–404.
- Gillespie TW (2005) Predicting woody-plant species richness in tropical dry forests: a case study from south Florida, USA. *Ecological Applications*, 15, 27–37.
- Goetz SJ, Steinberg D, Betts MG, Holmes RT, Doran PJ, Dubayah R, Hofton M (2010) Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant bird. *Ecology*, 91, 1569–1576.
- Goetz SJ, Sun M, Zolkos S, Hansen A, Dubayah R (2014) The relative importance of climate and vegetation properties on patterns of North American breeding bird species richness. *Environmental Research Letters*, 9, 2033–2053.
- Gould W (2000) Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications*, 10, 1861–1870.
- Griffiths GH, Lee J, Eversham BC (2000) Landscape pattern and species richness; regional scale analysis from remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 2685–2704.
- Group on Earth Observations-Biodiversity Observation Network (GEO BON) (2008) Working Group7: *In-situ* and remote-sensing integration. <http://geobon.org/working-groups/working-group-7-in-situ-remote-sensing-integration-integration-and-modelling-across-scales/>. (accessed on 2016-8-10)
- Guo Q, Li W, Yu H, Alvarez O (2010) Effects of topographic variability and lidar sampling density on several DEM interpolation methods. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 76, 701–712.
- Guo QH, Liu J, Tao SL, Xue BL, Li L, Xu GC, Li WK, Wu FF, Li YM, Chen LH, Pang SX (2014) Perspectives and

- prospects of LiDAR in forest ecosystem monitoring and modeling. *Chinese Science Bulletin*, 59, 459–478. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 刘瑾, 陶胜利, 薛宝林, 李乐, 徐光彩, 李文楷, 吴芳芳, 李玉美, 陈琳海, 庞树鑫 (2014) 激光雷达在森林生态系统监测模拟中的应用现状与展望. *科学通报*, 59, 459–478.]
- Hawkins BA, Field R, Cornell HV, Currie DJ, Guegan JF, Kaufman DM, Kerr JT, Mittelbach GG, Oberdorff T, O'Brien EM, Porter EE, Turner JRG (2003) Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84, 3105–3117.
- Häuser CL (2016) EU BON-achievements and future challenges for biodiversity observation networks. [https://ec.europa.eu/easme/sites/easme-site/files/gepw\\_plenary\\_eu-bon\\_haeuser.pdf/](https://ec.europa.eu/easme/sites/easme-site/files/gepw_plenary_eu-bon_haeuser.pdf/). (accessed on 2016-8-10)
- Hu HD, Li XY, Du YF, Zheng HF, Du BX, He XY (2012) Research advances in biodiversity remote sensing monitoring. *Chinese Journal of Ecology*, 31, 1591–1596. (in Chinese with English abstract) [胡海德, 李小明, 杜宇飞, 郑海峰, 都本绪, 何兴元 (2012) 生物多样性遥感监测方法研究进展. *生态学杂志*, 31, 1591–1596.]
- IPCC (2007) Climate change 2007: synthesis report. Contribution of Working Group I, II and III to the Fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (eds Core Writing Team RKP, Reisinger A), Geneva, Switzerland, 104.
- Irl SDH, Harter DEV, Steinbauer MJ, Gallego PD, Maria FPJ, Jentsch A, Beierkuhnlein C (2015) Climate vs. topography-spatial patterns of plant species diversity and endemism on a high-elevation island. *Journal of Ecology*, 103, 1621–1633.
- Johansen K, Phinn S, Witte C (2010) Mapping of riparian zone attributes using discrete return LiDAR, QuickBird and SPOT-5 imagery: assessing accuracy and costs. *Remote Sensing of Environment*, 114, 2679–2691.
- Johnson B (2009) National ecological observatory network: Airborne Observation Platform (AOP). [http://www.neon-science.org/sites/default/files/document-files/107%20AOP\\_v3\\_c1.pdf/](http://www.neon-science.org/sites/default/files/document-files/107%20AOP_v3_c1.pdf/). (accessed on 2016-8-10)
- Kerr JT, Ostrovsky M (2003) From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 299–305.
- Kooistra L, Wamelink W, Schaepman-Strub G, Schaepman M, van Dobben H, Aduka U, Batelaan O (2008) Assessing and predicting biodiversity in a floodplain ecosystem: assimilation of net primary production derived from imaging spectrometer data into a dynamic vegetation model. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2118–2130.
- Krishnaswamy J, Bawa KS, Ganeshaiah KN, Kiran MC (2009) Quantifying and mapping biodiversity and ecosystem services: utility of a multi-season NDVI based Mahalanobis distance surrogate. *Remote Sensing of Environment*, 113, 857–867.
- Kuenzer C, Ottinger M, Wegmann M, Guo H, Wang C, Zhang J, Dech St, Wikelski M (2014) Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *International Journal of Remote Sensing*, 35, 6599–6647.
- Langford WT, Gergel SE, Dietterich TG, Cohen W (2006) Map misclassification can cause large errors in landscape pattern indices: examples from habitat fragmentation. *Ecosystems*, 9, 474–488.
- Lavers CP, Haines-Young RH (1997) Displacement of *dunlin* *Calidris alpina schinzii* by forestry in the flow country and an estimate of the value of moorland adjacent to plantations. *Biological Conservation*, 79, 87–90.
- Lefsky MA, Cohen WB, Parker GG, Harding DJ (2002) Lidar remote sensing for ecosystem studies. *BioScience*, 52, 19–30.
- Levick S, Rogers K (2008) Patch and species specific responses of savanna woody vegetation to browser exclusion. *Biological Conservation*, 141, 489–498.
- Leutner BF, Reineking B, Müller J, Bachmann M, Beierkuhnlein C, Dech S, Wegmann M (2012) Modelling forest  $\alpha$ -diversity and floristic composition—on the added value of LiDAR plus hyperspectral remote sensing. *Remote Sensing*, 4, 2818–2845.
- Li DR, Li M (2014) Research advance and application prospect of unmanned aerial vehicle remote sensing system. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 39, 505–513, 540. (in Chinese with English abstract) [李德仁, 李明 (2014) 无人机遥感系统的研究进展与应用前景. *武汉大学学报(信息科学版)*, 39, 505–513, 540.]
- Li GQ, Liu CC, Liu YG, Yang J, Zhang XS, Guo K (2013) Advances in theoretical issues of species distribution models. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 4827–4835. (in Chinese with English abstract) [李国庆, 刘长成, 刘玉国, 杨军, 张新时, 郭柯 (2013) 物种分布模型理论研究进展. *生态学报*, 33, 4827–4835.]
- Li L, Guo Q, Tao S, Kelly MG, Xu G (2015) Lidar with multi-temporal MODIS provide a means to upscale predictions of forest biomass. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 102, 198–208.
- Li W, Guo Q, Jakubowski MK, Kelly MG (2012) A new method for segmenting individual trees from the Lidar point cloud. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 78, 75–84.
- Li YM, Niu D, Zhang ZQ, Qu JS (2009) Review of international scientific programmes and frontiers of biodiversity. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 2115–2123. (in Chinese with English abstract) [李延梅, 牛栋, 张志强, 曲建升 (2009) 国际生物多样性研究科学计划与热点述评. *生态学报*, 29, 2115–2123.]
- Liu Q, Liang ZH, Fan HF (2016) The development of UAV remote sensing and its application in geo-information related industries. *Geomatics and Spatial Information Technology*, 39(6), 167–169. (in Chinese with English abstract) [刘倩, 梁志海, 范慧芳 (2016) 浅谈无人机遥感的发展及其行业应用. *测绘与空间地理信息*, 39(6), 167–169.]
- Loarie SR, Joppa LN, Pimm SL (2007) Satellites miss

- environmental priorities. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 630–632.
- Lu X, Guo Q, Li W, Flanagan J (2014) A bottom-up approach to segment individual deciduous trees using leaf-off lidar point cloud data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 94, 1–12.
- Lucas RM, Lee AC, Bunting PJ (2008) Retrieving forest biomass through integration of CASI and LiDAR data. *International Journal of Remote Sensing*, 29, 1553–1577.
- Ma KP (2007) Biodiversity change scenarios and conservation hotspots. In: *Lectures in Modern Ecology (III) Advances and Key Topics* (eds Wu JG, Ge JP, Han XG, Yu ZL, Zhang DY), pp. 268–284. Higher Education Press, Beijing. (in Chinese with English abstract) [马克平 (2007) 生物多样性变化预测与保护重点地区的确定. 见: 现代生态学讲座 (III) 学科进展与热点论题(郭建国, 葛剑平, 韩兴国, 于振良, 张大勇 编著), pp. 268–284. 高等教育出版社, 北京.]
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. (in Chinese) [马克平 (2015) 中国生物多样性监测网络建设: 从 CForBio到Sino BON. 生物多样性, 23, 1–2.]
- Ma KP, Qian YQ (1998) Biodiversity conservation and its research progress. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 4, 96–100. (in Chinese with English abstract) [马克平, 钱迎倩 (1998) 生物多样性保护及其研究进展. 应用与环境生物学报, 4, 96–100.]
- MacArthur R (1960) On the relative abundance of species. *The American Naturalist*, 94, 25–36.
- Magurran AE, Baillie SR, Buckland ST, Dick JM, Elston DA, Scott EM, Smith RI, Somerfield PJ, Watt AD (2010) Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 574–582.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mücher S, Roupioz L, Kramer H, Wolters M, Bogers M, Lucas R, Bunting P, Petrou Z, Kosmidou V, Manakos I, Padoa-Schioppa E, Ficetola GF, Bonardi A, Adamo M, Blonda P (2013) LiDAR as a valuable information source for habitat mapping. In: *Gi\_Forum 2013: Creating the Gisociety* (eds Jekel T, Car A, Strobl J, Griesebner G), pp. 520–523. Herbert Wichmann Verlag, Berlin/Offenbach.
- Muller J, Brandl R (2009) Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 46, 897–905.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Nagendra H (2001) Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 22, 2377–2400.
- Nagendra H, Lucas R, Honrado JP, Jongman RHG, Tarantino C, Adamo M, Mairota P (2013) Remote sensing for conservation monitoring: assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. *Ecological Indicators*, 33, 45–59.
- Nicholson E, Mace GM, Armsworth PR, Atkinson G, Buckle S, Clements T, Ewers RM, Fa JE, Gardner TA, Gibbons J, Grenyer R, Metcalfe R, Mourato S, Muuls M, Osborn D, Reuman DC, Watson C, Milner-Gulland EJ (2009) Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1139–1144.
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity—a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355–364.
- Oindo BO, Skidmore AK, de Salvo P (2003) Mapping habitat and biological diversity in the Maasai Mara ecosystem. *International Journal of Remote Sensing*, 24, 1053–1069.
- Palmer MW, Earls PG, Hoagland BW, White PS, Wohlgemuth T (2002) Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics*, 13, 121–137.
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummitt N, Butchart SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Faith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Hoft R, Hurtt G, Jetz W, Karp DS, McGeoch MA, Obura D, Onoda Y, Pettorelli N, Reyers B, Sayre R, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, 339, 277–278.
- Peterson AT, Martinez-Campos C, Nakazawa Y, Martinez-Meyer E (2005) Time-specific ecological niche modeling predicts spatial dynamics of vector insects and human dengue cases. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 99, 647–655.
- Pettorelli N, Safi K, Turner W (2014) Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369, 1–5.
- Ramankutty N, Foley JA (1999) Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 997–1027.
- Rosenzweig ML (1995) *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roughgarden J, Running SW, Matson PA (1991) What does remote-sensing do for ecology? *Ecology*, 72, 1918–1922.
- Running SW, Nemani RR, Heinsch FA, Zhao MS, Reeves M, Hashimoto H (2004) A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. *BioScience*, 54, 547–560.
- Saatchi S, Buermann W, Ter SH, Mori S, Smith TB (2008) Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112, 2000–2017.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Biodiversity—global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Saura S (2004) Effects of remote sensor spatial resolution and

- data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 19, 197–209.
- Seto KC, Fleishman E, Fay JP, Betrus CJ (2004) Linking spatial patterns of bird and butterfly species richness with Landsat TM derived NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, 25, 4309–4324.
- Simonson WD, Allen HD, Coomes DA (2014) Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 719–729.
- Skole D, Tucker C (1993) Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260, 1905–1910.
- Soulé ME, Kohm KA (1989) *Research Priorities for Conservation Biology*. Island Press, Washington, DC.
- Stoms DM, Estes JE (1993) A remote-sensing research agenda for mapping and monitoring biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 14, 1839–1860.
- Su Y, Guo Q (2014) A practical method for SRTM DEM correction over vegetated mountain areas. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 87, 216–228.
- Su Y, Guo Q, Fry DL, Collins BM, Kelly M, Flanagan JP, Battles JJ (2016a) A vegetation mapping strategy for conifer forests by combining airborne LiDAR data and aerial imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42, 1–15.
- Su Y, Guo Q, Ma Q, Li W (2015) SRTM DEM correction in vegetated mountain areas through the integration of spaceborne LiDAR, airborne LiDAR, and optical imagery. *Remote Sensing*, 7, 11202–11225.
- Su Y, Guo Q, Xue B, Hu T, Alvarez O, Tao S, Fang J (2016b) Spatial distribution of forest aboveground biomass in China: Estimation through combination of spaceborne lidar, optical imagery, and forest inventory data. *Remote Sensing of Environment*, 173, 187–199.
- Sugumaran R, Voss M (2007) Object-oriented classification of LIDAR-fused hyperspectral imagery for tree species identification in an Urban environment. In: 2007 Urban Remote Sensing Joint Event, pp. 1–6. IEEE, Paris.
- Tao S, Guo Q, Li L, Xue B, Kelly M, Li W, Xu G, Su Y (2014) Airborne lidar-derived volume metrics for aboveground biomass estimation: a comparative assessment for conifer stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 198, 24–32.
- Tao S, Wu F, Guo Q, Wang Y, Li W, Xue B, Hu X, Li P, Tian D, Li C, Yao H, Li Y, Xu G, Fang J (2015) Segmenting tree crowns from terrestrial and mobile LiDAR data by exploring ecological theories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 110, 66–76.
- Turner W, Spector S, Gardiner N, Fladeland M, Sterling E, Steininger M (2003) Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 306–314.
- Vierling KT, Vierling LA, Gould WA, Martinuzzi S, Clawges RM (2008) Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 90–98.
- Vihervaara P, Mononen L, Auvinen AP, Virkkala R, Lu Y, Pippuri I, Packalen P, Valbuena R, Valkama J (2015) How to integrate remotely sensed data and biodiversity for ecosystem assessments at landscape scale. *Landscape Ecology*, 30, 501–516.
- Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW, Schlesinger WH, Tilman D (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737–750.
- Voss M, Sugumaran R (2008) Seasonal effect on tree species classification in an urban environment using hyperspectral data, LiDAR, and an object-oriented approach. *Sensors*, 8, 3020–3036.
- Wei YC, Wu BF, Zhang XW, Du X (2008) Advances in remote sensing research for biodiversity monitoring. *Advances in Earth Science*, 23, 924–931. (in Chinese with English abstract) [魏彦昌, 吴炳方, 张喜旺, 杜鑫 (2008) 生物多样性遥感研究进展. *地球科学进展*, 23, 924–931.]
- Westman WE, Strong LL, Wilcox BA (1989) Tropical deforestation and species endangerment: the role of remote sensing. *Landscape Ecology*, 3, 97–109.
- Wulder MA, Hall RJ, Coops NC, Franklin SE (2004) High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization. *BioScience*, 54, 511–521.
- Yue TX (2000) Discussion on studying biodiversity by remote sensing. *Biodiversity Science*, 8, 343–346. (in Chinese with English abstract) [岳天祥 (2000) 生物多样性遥感研究方法浅议. *生物多样性*, 8, 343–346.]
- Zellweger F, Braunisch V, Baltensweiler A, Bollmann K (2013) Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management*, 307, 303–312.
- Zellweger F, Morsdorf F, Purves RS, Braunisch V, Bollmann K (2014) Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment. *Biodiversity and Conservation*, 23, 289–307.
- Zhang J, Hu J, Lian J, Fan Z, Ouyang X, Ye W (2016) Seeing the forest from drones: testing the potential of lightweight drones as a tool for long-term forest monitoring. *Biological Conservation*, 198, 60–69.
- Zhao X, Guo Q, Su Y, Xue B (2016a) Improved progressive TIN densification filtering algorithm for airborne LiDAR data in forested areas. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 117, 79–91.
- Zhao Y, Zeng Y, Zhao D, Wu B, Zhao Q (2016b) The optimal leaf biochemical selection for mapping species diversity based on imaging spectroscopy. *Remote Sensing*, 8, 1–16, doi:10.3390/rs8030216.
- Zhu C, Fang Y, Zhou KX, Mu SJ, Jiang JL (2015) IUCN red list of ecosystems: a new tool for biodiversity conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 2826–2836. (in Chinese with English abstract) [朱超, 方颖, 周可新, 穆少杰, 蒋金亮 (2015) IUCN生态系统红色名录——一种新的生物多样性保护工具. *生态学报*, 35, 2826–2836.]

(责任编辑: 唐志尧 责任编辑: 黄祥忠)

•生物多样性监测网络专题•

# 无人机在生物多样性遥感监测中的应用现状与展望

郭庆华<sup>1\*</sup> 吴芳芳<sup>1,2</sup> 胡天宇<sup>1</sup> 陈琳海<sup>1,2</sup> 刘 瑾<sup>1</sup>  
赵晓倩<sup>1,2</sup> 高 上<sup>1,2</sup> 庞树鑫<sup>1</sup>

1 (中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 近十年, 无人机平台由于其灵活机动、成本低等优势在植被生态调查、资源环境监测、生物多样性保护等领域逐渐兴起。本文从生物多样性遥感监测应用角度首先介绍了无人机分类系统, 为具体工作开展过程中如何选择合适的载体和传感器提供了参考; 继而总结了不同类型无人机的适用性及其可搭载传感器的用途与区别。在此基础上, 针对无人机平台的高精度遥感信息具体应用案例, 就反映生物多样性变化并揭示其驱动机制方面的无人机遥感直接和间接指标的相关研究进展展开阐述。最后, 就目前无人机遥感技术在生物多样性监测领域的应用中存在的限制, 如软硬件结合匹配程度不够、部分设备过于昂贵、法律法规不完善、与传统生物多样性监测手段结合较弱等问题进行探讨。我们认为: 无人机遥感技术可以很好地弥补地面监测与航天、卫星遥感之间的尺度空缺, 更好地将监测点上的结果以准确、可靠的推绎方法扩展到区域尺度供决策分析使用。今后迫切需要进一步加大生物多样性近地面遥感监测项目建设的实施力度, 从整体上提高生物多样性热点区域应对变化的分析预警能力。

**关键词:** 无人机; 遥感; 传感器; 激光雷达; 多源数据

## Perspectives and prospects of unmanned aerial vehicle in remote sensing monitoring of biodiversity

Qinghua Guo<sup>1\*</sup>, Fangfang Wu<sup>1,2</sup>, Tianyu Hu<sup>1</sup>, Linhai Chen<sup>1,2</sup>, Jin Liu<sup>1</sup>, Xiaoqian Zhao<sup>1,2</sup>, Shang Gao<sup>1,2</sup>, Shuxin Pang<sup>1</sup>

1 State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093

2 University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

**Abstract:** During the past decade, unmanned aerial vehicle (UAV) based remote sensing has been increasingly used in the fields of vegetation inventory, natural resource management, and biodiversity conservation, due to its low cost and high flexibility. In this study, we present a reference for the selection of UAV platforms and remote sensing sensors, by introducing a UAV classification system and summarizing applicability in biodiversity monitoring using remote sensing techniques. For each UAV platform category, we also introduce the characteristics and capabilities of different remote sensing sensors that can be supported. Moreover, through the combination of a case study which collected high-fidelity UAV-based remotely sensed data, we discuss current research progress using UAV-borne remote sensing data to derive direct and indirect biodiversity parameters. Finally, we discuss the current limitations of UAV-based remote sensing platforms for biodiversity monitoring, such as the existing gap between hardware and software, the high cost of certain components (e.g. the initial measurement unit), incomplete laws and regulations, and the disconnect with traditional biodiversity monitoring methods. In summary, we believe that UAV-based remote sensing platforms can greatly help to fill the gaps between terrestrial measurements and aerial/spaceborne measurements, and can increase the accuracy and reliability of upscaling point-based terrestrial measurements to the regional scale. There is a need to launch more projects that address building a UAV-based biodiversity monitoring

收稿日期: 2016-11-02; 接受日期: 2016-11-23

基金项目: 国家自然科学基金(41471363, 41401505)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: qguo@ibcas.ac.cn



network, and therefore improve our capability to analyze and forecast biodiversity changes in hotspots.

**Key words:** UAV; remote sensing; sensors; LiDAR; multi-source data

全球生态学界、生物多样性保护相关组织、各国政府部门一直在积极探索监测生物多样性变化的有效途径和方法,从而确认区域或更大尺度上生物多样性现状格局,预估其未来演化的可能趋势,以期为解决全球变化背景下的生物多样性丧失问题提供科学数据支撑(马克平, 1993; Poiani et al, 2000; Butchart et al, 2010; Stephenson et al, 2015)。随着对地观测体系的不断发展和完善,近地面遥感技术的出现为生物多样性监测带来了新的机遇,它能够为生物多样性监测提供相对较大范围、长时间序列、高时空分辨率的光谱、影像和激光雷达数据,被认为是生物多样性遥感监测的重要手段(马克平, 2015; 郭庆华等, 2016)。尤其是无人机(unmanned aerial vehicle, UAV)遥感技术,由于其机动灵活、成本相对载人飞机平台低廉等优势,近10年在植被生态调查、资源环境监测、生物多样性保护等科研领域的应用日渐兴起(张园等, 2011; Koh & Wich, 2012; Anderson & Gaston, 2013)。而且,它最有可能让遥感技术走出无法提供大尺度精细数据的困境。

无人机是无人驾驶航空器的简称,由无线电控制系统自动导航完成飞行过程(李德仁和李明, 2014),它最早于20世纪20年代出现,用于军事侦察。无人机之所以能够在植被生态调查、资源环境保护、生物多样性监测等科研领域得到大量应用的主要原因在于:(1)无人机很好地弥补了区域遥感监测与样方调查之间的尺度空缺,是地面实测数据到大尺度间推演的桥梁;(2)随着移动终端的迅速发展以及电池、芯片、传感器等产业链的逐渐成熟,无人机硬件成本下降,并且微电子和计算机技术的发展也促使无人机飞控技术进一步完善;(3)小型和轻量化的各种高性能成像传感器开始搭载于无人机平台,实现了高空间、高时间、高光谱分辨率的对地观测;(4)行业内无人机平台数据的后处理软件增多并且成熟和商业化,如国外的Pix4D、Agisoft's PhotoScan、Erdas LPS,国内的DPGrid、PixelGrid、LiMapper等。此外,还有部分硬件厂商提供了与其无人机平台配套的软件。这种软硬件一体化的快速发展使得无人机平台逐渐从军事领域扩展到民用、

商用和科研领域(Colomina & Molina, 2014; Sandbrook, 2015)。

通过ISI Web of Science数据库搜索无人机平台在生态环境应用中的文献数量(图1)可以看出,文献数量总体呈现上升趋势,研究内容涉及地形建模、物种识别、森林结构参数提取、专题图制作、森林管理等。人们正在逐步认识到无人机遥感技术是应对生物多样性变化复杂、滞后、难以预测等监测技术挑战(傅伯杰等, 2007)的强有力工具。但是,在工作开展过程中如何根据需求选择合适的载体和传感器以及如何利用这些高精度的遥感信息,仍有待进一步探索。本文从生物多样性遥感监测应用角度首先介绍了无人机分类系统,以为具体工作开展过程中如何选择合适的载体和传感器提供参考;然后总结不同类型无人机的适用性及其可搭载传感器的用途与区别。在此基础上,针对无人机平台的高精度遥感信息具体应用案例,就反映生物多样性变化并揭示其驱动机制方面的无人机遥感直接和间接指标的相关研究进展展开阐述。最后,就目前无人机遥感技术在生物多样性监测领域的应用中存在的限制进行探讨。

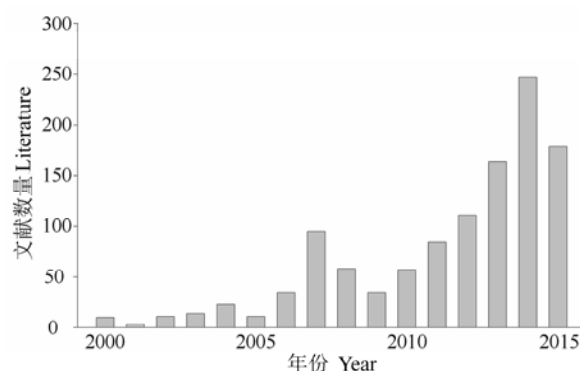


图1 无人机在生态环境应用中的文献数量变化趋势

Fig. 1 The trend of literature quantity of UAV applied in ecological environment

## 1 无人机遥感技术简介

20世纪80年代以来,在以信息技术为核心的高

科技革命发展推动下, 无人机性能得以大幅度提升, 从续航时间到载重负荷方面都产生了质的飞跃。以其为载体搭载精、高、轻等不同类型的传感器逐渐在农业生产、环境保护、地籍调查等民用领域得以广泛应用。无人机遥感技术集无人自动驾驶飞行器技术、通信技术、遥感技术、导航技术(Global Positioning System, GPS)、姿态测量技术(Inertial Measurement Unit, IMU)于一体, 能够快速获取空间信息的技术(附录1)。在无人机与各类型传感器集成的无人机-遥感整体系统组成中, 无人机作为传感器搭载平台, 其飞行高度、载荷能力、续航时间、导航精度以及起降方式等对数据影响较大, 因此, 性能稳定的飞行平台是获取高质量数据的重要保障。当前无人机主要采用质量轻但稳定性强的碳纤维复合材质作为机身材料, 同时为满足载荷需求, 机身也已出现车厢式, 并配备有伞降回收等保障措施。在航测任务执行之前, 须按照相关规定向有关部门申请空域以及航飞权, 获得批复后, 方可进行无人机航测数据采集作业。在此之后依据搜集的测区资料及实地踏勘工作进行飞行规划, 主要包括航线设计、GPS基站的设置规划以及传感器参数的设置。基于以上准备进行实地航测时, 平台、传感器与地面控制站依靠无线电遥测遥控技术实现飞行控制管理和数据实时采集和回传。即无人机飞行平台将根据自身接收的GPS信息以及无人机系统控制地面站上传的航线数据进行平台启动, 并启动相应遥感传感器单元按照设定参数进行数据的采集, 同步地将数据记录于存储终端。在整个飞行阶段, 无人机平台和数据存储单元实时地反馈其状态信息, 操作人员可以通过地面控制平台实时监测整个系统的运行状态。无人机航测飞行之后, 需要对各类型数据进行下载和分类存储, 并按照要求对采集的遥感数据进行解算和处理, 及时地对数据进行质量评估, 若不达标, 则需要根据实际情况进行数据补测。在完成满足精度需求的遥感数据回传后, 应建立起海量数据的存储及管理系统以便于快捷有效的后处理(附录2)。

科研领域中, 无人机遥感平台主要用于获取局地-景观尺度的遥感数据, 与传统星载和机载平台数据相比具有以下优势(图2): (1)更高的空间分辨率, 能够更好地与地面调查数据衔接。星载遥感平台数据一般为全球覆盖, 免费获取的光学遥感数据

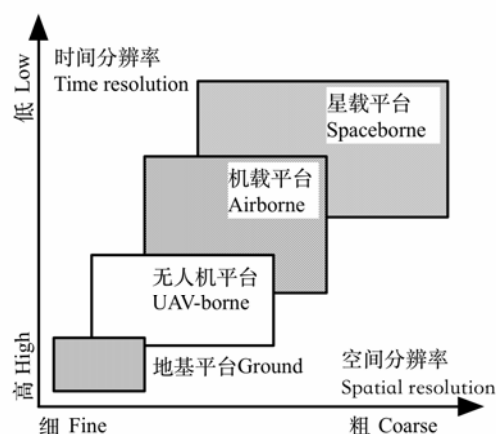


图2 无人机在生物多样性监测中的尺度示意

Fig. 2 The scale of UAV applied in biodiversity remote sensing monitoring

最高空间分辨率为10 m (Sentinel-2), 而米级分辨率通常为付费数据 (WorldView-3, QuickBird-2 和 Ikonos-2等); 星载平台获取的激光雷达数据为直径约70 m的离散点, 生成的数据产品空间分辨率最高为70 m。机载遥感平台通常获取区域尺度数据, 光学遥感数据的空间分辨率一般为亚米级; 机载小光斑激光雷达发射的光斑大小为亚米级, 每平方米获取10个左右的激光点, 生成的数据产品空间分辨率最高为亚米级。无人机平台获取的光学遥感数据空间分辨率高达厘米级别; 无人机平台搭载小光斑激光雷达每平米可获取上百个激光点, 生成的数据产品空间分辨率能达到厘米级别。(2)更高的时间分辨率, 能够满足遥感动态观测需求。遥感数据的空间分辨率取决于各平台对观测区域的回访时间: 大部分资源卫星回访时间在1天以上, 部分商用卫星通过增加卫星数量的方式提高时间分辨率; 机载平台对观测区域的回访时间一般在小时级别; 无人机平台的回访时间通常在分钟级别, 甚至可以定点实时观测。(3)搭载多种传感器和较低的数据获取费用, 能够满足定制化遥感需求。卫星平台一般根据特定观测目的进行设置, 搭载的传感器固定; 虽然可选择多个卫星来满足特定研究数据需求, 但是不同卫星数据存在时空分辨率不一致等问题, 给后期使用带来困难。机载平台和无人机平台均可以选择多种传感器(高分相机、多/高光谱成像仪、激光雷达扫描仪)获取时空匹配的多源数据, 但是由于机载平台费用较高, 无法满足同一区域的长期观测。另外,

相对于机载平台,无人机平台还可以搭载热红外成像仪,而且新传感器扫描的成本也较低;机载平台通常只能匹配顶端传感器系统,新增数据源的成本过高。21世纪是无人机蓬勃发展的时期,越来越多的无人机品牌备受瞩目。国外品牌主要有法国 Parrot、德国 AscTec 和 Microdrones、美国 3D Robotics。国内以大疆创新为代表,其先后推出了 Phantom、“悟”系列,还有广州亿航智能科技有限公司旗下知名的 Ghost 系列以及北京数字绿土科技有限公司自主开发的 LiAir 系列等。更多信息参见国家遥感中心无人机遥感系统信息库(<http://159.226.110.196/uva/Default.aspx>)。简而言之,不同类型的无人机平台各有所长,在具体研究开展时应综合多种因素进行合理选择和方案规划。

2 生物多样性遥感应用中无人机类型和传感器的选择

随着无人机生产厂商的增多、售价逐渐降低,以及无人机知识普及和操控难度降低,近年来越来越多生态学、林学等非遥感领域研究人员开始接触和购置无人机设备用于野外调查并开展相关研究。由于大多数传统生态学研究人员的遥感知识较为薄弱,面对种类繁多的无人机以及各式传感器,需要掌握一些基本原则以便于更好地开展生物多样性研究。

2.1 无人机类别选择

无人机根据尺寸、重量、飞行高度、系统组成的不同存在多种分类体系,目前常用的为基于尺寸的分类和基于结构的分类(Colomina & Molina, 2014)。尺寸的大小决定了无人机载荷能力、续航时间和飞行高度。基于尺寸的分类通常借鉴军用无人机分类系统,如 Watts 等(2012)根据尺寸、飞行高度、续航和飞行方式对无人机进行了归类;Anderson 和 Gaston (2013)按飞行距离、高度和续航将无人机分为微型、小型、中型和大型。根据上述分类标准来看,文献中用于生物多样性监测、森林调查研究的无人机均属于微型或小型。从监管角度,我国民用航空局飞行标准司也对无人机进行了分类,根据重量分为微型、轻型、小型和大型无人机,对于轻型无人机在飞行速度和高度方面有单独规定(表1)。无人机作为一种飞行器,其飞行也受到航空类法律法规管制。由于大多数生物多样性研究区域处在人烟稀少的空旷地区,从目前法律法规来看,微型无人机(空机重量≤7 kg)只须由控制人员自行负责,无须证照管理,因而该级别的无人机是作为生物多样性遥感应用的首选。

按照机械结构组成和飞行原理,无人机可划分为固定翼和多旋翼(表2)。由于飞行原理的特性,固定翼无人机比多旋翼无人机能够飞得更快、更高并且载荷大、续航时间长;固定翼无人机需要一定面

表1 不同尺寸无人机参数对比(参考《民用无人驾驶航空器系统驾驶员管理暂行规定》; Anderson & Gaston, 2013)  
Table 1 Comparison the characterization of different UAV sizes (refer to the Interim Provisions on the Administration of Civil Unmanned Aircraft System Pilot; Anderson & Gaston, 2013)

	微型无人机 Mini UAV	轻型无人机 Light UAV	小型无人机 Small UAV	大型无人机 Large UAV
空机重量 Weight (kg)	< 7	7–116	≤ 5,700	> 5,700
载荷大小 Payload (kg)	< 5	5–30	≤ 50	200–900
续航时间 Flying time (h)	< 1	< 2	< 10	< 48
最大飞行高度 Max flying height (km)	< 0.25	< 1	< 4	3–20

表2 固定翼和多旋翼无人机对比  
Table 2 Comparison of fixed- and rotating-wing UAV

	固定翼 Fixed-wing	多旋翼 Rotating-wing
优势 Advantage	飞行速度快、航程远、航时长、载荷大、空中最大飞行高度更高 Faster in flying speed, longer in flying time and distance, larger in payload, and higher in max flying height	起飞环境要求低,不受场地限制;能悬停,可长时间观测某个静止目标;操作简单、维护方便 Less requirements in takeoff and landing place, hover in place and observe, and easy to operate and maintain.
局限性 Limitation	操作相对困难,受场地限制较多 More difficult in operation, and more requirements in takeoff and landing place	载荷小、续航时间短 Lower in payload and shorter in flying time

积的开阔平坦区域用于起飞和降落。虽然固定翼无人机可以通过弹射设备解决起飞的操作难度和场地要求,但是降落时仍受限制。多旋翼无人机作为近几年兴起的类型,具备可悬停观测、操作简单、起飞环境要求低(1 m×1 m或2 m×2 m的空地)等优点。目前,多旋翼无人机以4轴、6轴和8轴旋翼为主,旋翼的多少决定了无人机的稳定性和载荷大小。根据现有研究,固定翼无人机一般用于大范围(>1 km<sup>2</sup>)的环境监测,而多旋翼主要应用于面积较小(<1 km<sup>2</sup>)的森林调查和精细植被类型调查等。由于大多数生物多样性研究在森林区域,往往不具备固定翼无人机起飞和降落场地,而多旋翼无人机操作简单且对起降场地要求不高,非常适合研究人员自行在样区长期、高频率地采集遥感数据。

2.2 无人机传感器类型的选择

无人机平台可搭载的传感器类型与传统机载平台一致,包括光学遥感、微波遥感和激光雷达遥

感传感器。但是受无人机载荷大小的限制,适用于无人机的传感器没有传统机载平台丰富(表3,图3)。目前,无人机平台的微波遥感传感器还处于研究开发阶段,商用产品很少,在生物多样性监测领域暂时未见相关应用报道。

光学遥感传感器包括高分相机、多光谱成像仪、高光谱成像仪和热成像仪,4种传感器分别记录不同电磁波段反射率,从而获取地物信息,其最终数据为黑白或彩色的二维影像。由于价格便宜和后期处理简单等优势,高分相机在无人机平台应用最为广泛。高分相机获取的是可见光波段范围内的RGB影像信息,空间分辨率极高,均在亚米级别;提取影像中的颜色和纹理可用于植被制图、物种分类和林窗分析。Getzin等(2012)通过无人机高分影像提取的林窗参数估算林下植物生物多样性信息。

多光谱成像仪和高光谱成像仪均是获取可见光和近红外波段的信息,大部分多光谱成像仪只获

表3 不同传感器的应用案例和优劣对比  
Table 3 Advantages and limitation of different sensors and the application

传感器 Sensor	原始数据 Raw data	应用案例 Application	优势 Advantage	局限性 Limitation
高分相机 High-resolution camera	二维图像, 包含颜色信息 2D image, RGB bands	草地监测(Bareth et al, 2015)、林火监测(Merino et al, 2012)、野生动物研究(Jones et al, 2006)、地形产品生成(Mancini et al, 2013) Grassland monitoring (Bareth et al, 2015), wildfire detection (Merino et al, 2012), wildlife research (Jones et al, 2006), and terrain products generation (Mancini et al, 2013)	价格便宜、数据处理技术相对成熟 Cheap in hardware and mature in data post-processing	成像质量受天气条件影响; 光谱信息有限 The imaging quality is affected by the weather condition, and limited in spectral information
多光谱成像仪 Multi spectrum sensor	二维图像, 包含几个离散波段的光谱信息 2D image, several spectral bands	冠层截获的光合有效辐射研究(Guillen-Climent et al, 2012); 精准农业(De Biasio et al, 2011) Photosynthetically available radiation interception in canopy (Guillen-Climent et al, 2012). Precision agriculture (De Biasio et al, 2011)	能够获取光谱信息, 反演常用植被指数 Easy to retrieval vegetation index	同物异谱、同谱异物现象造成数据解译困难 Difficult in classification due to synonyms spectrum phenomenon and same spectrum different object phenomenon
高光谱成像仪 Hyperspectral sensor	二维图像, 能够获取近百个波段的光谱信息 2D image, hundred spectral bands	病虫害监测(Näsi et al, 2015) 冠层生化参数反演(Zarco-Tejada et al, 2013) Pest monitoring (Näsi et al, 2015) Deriving canopy biochemical parameter	光谱分辨率高, 有利于精确反演各种生化参数 Higher in spectral resolution, easier to the precise derive biochemical parameters	数据量大, 数据处理分析难度大 Large in data size and difficult in data processes and analysis
热红外相机 Thermal infrared sensor	二维图像, 包含温度信息 2D image, contains temperature information	干旱胁迫响应研究(Bendig et al, 2012)、冠层水分胁迫研究(Bellvert et al, 2013)、动物监测(Israel, 2011) Plant response to drought (Bendig et al, 2012), water deficiency in canopy (Bellvert et al, 2013), and animal monitoring (Israel, 2011)	能够获取温度信息, 可以识别部分动物 Obtain temperature information and detect some animals	温度变化易受周围环境影响 Affected by the environment temperature
激光雷达扫描仪 LiDAR sensor	点云数据, 包含三维地理坐标 Point cloud, with 3D geographic coordinates	森林参数提取(许子乾等, 2015)、变化监测(Wallace et al, 2012a) Forest parameters extraction (Xu et al, 2015), and change detection (Wallace et al, 2012a)	高精度, 受外界环境因素影响小; 可反演植被三维形态结构参数。 High precision, rarely influenced by the external environment; able to retrieve three dimensional shape and structure parameters of vegetation	无法获取纹理、光谱信息 Unable to obtain texture and spectral information

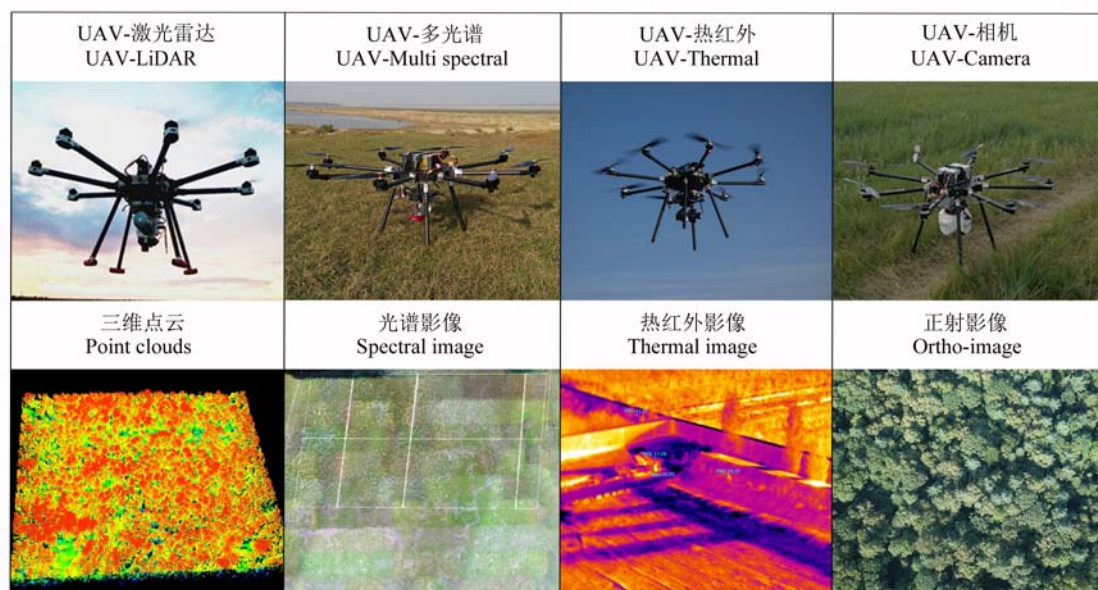


图3 不同无人机遥感平台及其相应遥感数据

Fig. 3 Different UAV-RS platforms and its corresponding data

取5个波段信息,而高光谱成像仪可获取100个或更多的波段信息。与高分相机相比,多光谱成像仪和高光谱成像仪只在空间分辨率上逊于高分相机,但是它们能获取不同波段的反射率信息,能够更好地应用于植被制图、物种分类研究;高光谱影像还可以反演植物生化组分,更好地开展生物多样性维持机制研究。高光谱成像仪分为推扫式和画幅式,由于无人机存在机身震动、飞行过程易受气流扰动等现象,导致推扫式在实际应用中往往出现数据量巨大、拼接质量差或无法拼接等缺陷。

热成像仪获取的是热红外波段信息,反映了地物的温度信息,被广泛用于作物抗旱性、植被蒸发、生态系统热交换等研究,在生物多样性领域主要利用动物和植物的体温差异,识别出目标动物,对动物的种类和种群数量进行估算。Gonzalez等(2016)利用热红外相机识别出澳大利亚草原上的袋鼠、鹿、兔子等动物,并成功估算了实验区森林中考拉的分布状况和数量。空间分辨率是光学遥感数据的精细衡量指标,其主要受飞行高度、传感器镜头参数和感光元件尺寸影响。在实际选择光学遥感传感器时还要考虑单张影像覆盖的范围:在大尺度的生物多样性研究中,需要将拍摄的所有影像拼接成一幅大范围影像;单张影像覆盖的范围越大,一方面

可以减少影像数量,降低作业时间和航飞风险,另一方面可以提高重叠率,增加影像拼接的稳健性。

激光雷达遥感传感器根据其计时原理分为脉冲式和相位式,现有的无人机载激光雷达扫描仪均为脉冲式,其获得的数据为三维点云数据和全波形数据。与光学遥感相比,激光雷达的特点是能获得地物精细的三维信息(图4)。利用点云数据可以构建研究区域的精细地形和反演植被结构参数(树高、覆盖度、叶面积指数等),构建动植物精细生境信息,进而结合地面实测的物种分布信息估算更大尺度的生物多样性分布信息。如Jorg和Roland (2009)利用机载激光雷达提供的三维生境信息与实地收集的甲虫信息具有很高的相关性,利用这些参数绘制整个山区甲虫的分布,极大地降低了实地调查成本。利用单木分割算法可以从点云数据分离出每棵树的点云并计算其相关结构参数(树高、冠幅、枝下高),结合地面调查数据可识别出单木树种从而实现植物多样性大尺度监测。Holmgren和Persson (2004)在挪威只用机载激光雷达获取的单木数据和地面实测数据,成功识别了挪威云杉(*Picea abies*)和苏格兰松(*Pinus sylvestris*)。与光学遥感传感器的空间分辨率指标类似,激光雷达点密度是点云数据精细程度的衡量指标,主要取决于无人机的飞行速



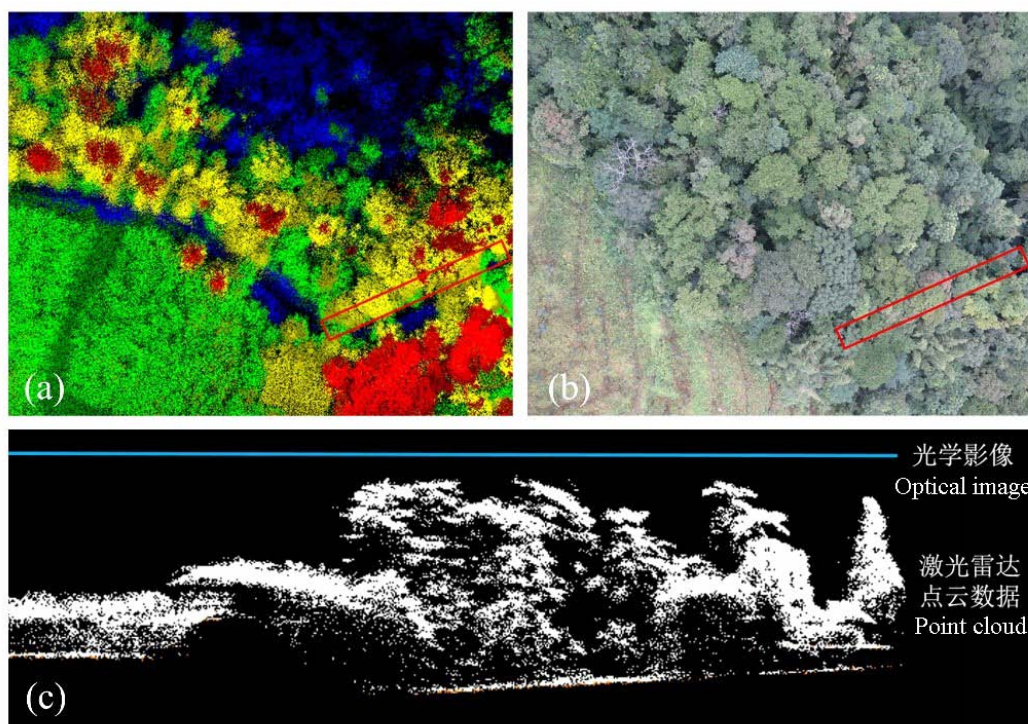


图4 激光雷达点云数据和传统光学影像数据比较。(a)无人机激光雷达点云数据;(b)无人机影像数据;(c)点云剖面图。

Fig. 4 Comparison of LiDAR point cloud data and traditional optical image. (a) UAV LiDAR data; (b) UAV optical image data; (c) Point cloud profile.

度和激光发射频率:飞行速度越快、激光发射频率越低,获得的点密度越低,其生成的产品空间分辨率和精度也越低。选择无人机激光雷达扫描仪需要特别注意设备的最大测距范围,尤其是在地形落差较大的研究区应用时,往往会由于测距不够导致数据收集不全或增加无人机坠机风险。

总而言之,传感器的选择需要结合领域的具体研究内容和研究区特性来定:对动物空间分布研究而言,激光雷达扫描仪提供的三维信息是最好的选择;对植物空间分布研究而言,光学遥感传感器更适合,在植物种类比较少的寒带区域高分相机就能胜任,对于物种数量繁多的亚热带、热带区域则需要同时使用高光谱成像仪和激光雷达扫描仪。

### 3 无人机平台在生物多样性遥感监测中的应用进展

受遥感数据空间分辨率限制,传统生物多样性遥感监测应用主要集中在单个树种或生境制图、生物多样性与遥感数据间的关系模型以及与野外调查数据结合直接进行生物多样性描述指标制图(徐

文婷和吴炳方, 2005)等方面。与传统遥感手段相比,无人机获取的影像数据和三维点云数据具有更高的时空分辨率,基于长期、高频率的无人机遥感数据能够更深入地开展生物多样性监测,如:植物物种分布和植被制图、生物多样性反演、生境监测,开拓更多传统生物多样性遥感监测方法无法实现的监测应用,如入侵物种监测、野生动物监测等。

(1)植物物种分布和植被制图。物种分布区鉴定以及植被覆盖类型划分对植被空间分布和对特定环境的适应性研究具有重要意义(Franklin, 1995; 李珍存等, 2006; Kelly et al, 2011; McDowell et al, 2015)。Kaneko和Nohara (2014)对比了载人飞机和无人机获取的影像数据在植被制图中的应用,并探讨了无人机遥感平台在植被资源调查方面的可行性。该研究基于无人机航拍影像清晰地分辨了植物的数量和形状,精细划分了不同物种的分布范围,得到高精度的植被分类图。冯家莉等(2015)采用无人机影像数据进行了红树林树种分类的研究,从而为红树林资源管理和保护提供了数据支撑。

(2)入侵物种监测。外来入侵物种也是生物多样

性监测和保护研究的重要方向之一。无人机遥感由于具备极高的空间分辨率,能够突破传统遥感方法的局限,直接识别入侵物种及其分布的空间范围。

Gini等(2014)用无人机平台获取了意大利北部一个公园的可见光和近红外影像并对其进行分类,成功地检测出非本土树种。Wan等(2014)在广西北海尝试基于多期无人机数据的互花米草入侵监测,很好地揭示了其变化规律。

(3)生物多样性反演。传统的生物多样性遥感监测研究多是间接地建立数据和多样性之间的关系模型,间接反映生物多样性。主要通过遥感数据反演与生物多样性相关的指标或变量(如地形、植被指数、光谱特性等),结合野外实测数据构建数学模型,预测物种分布以及多样性格局(徐文婷和吴炳方, 2005)。Getzin等(2012)在德国的落叶阔叶林样地用无人机获取了高分影像数据(分辨率约7 cm),并从中提取每个单独林窗计算其面积、周长和面积比、形状复杂度指数等7个指数,同时结合地面长期观测数据,分析发现林窗形状复杂度指数是与生物多样性相关性最高的变量,利用这些林窗参数可以很好地反映区域生物多样性。

(4)生境监测。生境信息可间接反映生物多样性因素,植被结构参数在评价生物物种栖息地和预测物种分布中起着重要的作用,特别是下层植被对物种的分布具有较大影响(Hyyppä et al, 2000; Kayitakire et al, 2006);地形信息对环境内动植物、物种分布也有重要影响(Wilson et al, 2013; Franklin et al, 2013; 郭庆华等, 2014; 赵雪等, 2015)。激光雷达扫描仪能够穿透林冠,获取涵盖林冠和林下的垂直三维信息,并广泛应用于森林参数反演(Popescu & Wynne, 2004; Lu et al, 2014)。与机载平台相比,无人机操作灵活,飞行高度低,能获取更高的点云密度且不受云层影响,无人机激光雷达在森林垂直结构,尤其是林下植被结构监测较机载平台更有优势。亚热带生物群落演替速度快,生物多样性极高,是众多动植物物种的栖息地,通过对点云数据进行处理,对森林进行分层结构和垂直结构的分析,实现生境三维结构和质量的定量描述,并结合地面调查数据评估生境内鸟类的多样性(Tattoni et al, 2012; Davies & Asner, 2014)。

(5)野生动物监测。野生动物是生物多样性的的重要组成部分,就其监测而言面临的挑战包括空间分

布范围广、种群密度低、对干扰敏感,以及栖息地难以到达等。传统遥感由于受空间分辨率的影响,通常无法直接观测到动物的信息。基于遥感的野生动物直接监测较少,主要集中于栖息地生境制图上,或利用栖息地的变化探究动物多样性的变化规律。无人机平台的出现为野生动物监测提供了真正有效的解决方案。Gonzalez等(2016)利用无人机同步获取研究区的热红外和RGB视频,完成了对研究区所有野生动物的计数、跟踪和分类。与实测数据对比发现,在20 m、30 m和60 m高度处,对考拉(*Phascolarctos cinereus*)的识别率均能达到100%。具体到今后的动物监测研究,应注重选择合适的无人机和传感器设备,尽量减少对动物的干扰(Hodgson & Koh, 2016)。

综上,与星载、机载遥感监测手段相比,无人机遥感具有高分辨率、高精度、灵活性强的优势,同时可以克服传统野外调查手段周期性长、时效性差、难以大面积覆盖等缺点,为直接测量和建模推断动植物各种特征参数提供了全新的手段,有望从数据类型、数据采集和处理方式等多个方面推动生物多样性研究的巨大变革。

## 4 无人机遥感面临的技术挑战和研究展望

### 4.1 无人机遥感面临的技术挑战

无人机遥感平台所具有的独特优势使其能够有效弥补航空、卫星遥感平台在分辨率和时效性方面的不足。然而,在生物多样性监测领域该技术仍然面临着一些技术挑战:

(1)平台的系统集成性和稳定性有待进一步提升。生物多样性研究涉及森林、湿地、草地等多种多样的生态系统类型,尤其是当无人机平台作业于茂密林区和无人区时会由于脱离操控者视野而存在潜在坠机风险。因此,系统的智能避障能力、飞行安全性和稳定性仍需要进一步提高。固定翼和多旋翼一体化的新型无人机利用多旋翼起飞降落、固定翼高速飞行两种模式间的切换,兼具了多旋翼的垂直起降优势和固定翼的续航和速度性能,有望成为无人机平台新的发展方向(赵长辉等, 2014)。

(2)基于无人机平台的多源数据后处理软件有待开发。飞行姿态不稳定导致的影像畸变校正,多源传感器数据的配准以及海量数据的自动化处理是当前无人机遥感面临的一大难题。目前可用一些

通用软件处理无人机获取的数据,如Pix4D, PhotoScan和LiMapper等软件,功能主要包括无人机光学影像的拼接,基础地形产品的生成以及三维建模和可视化。针对无人机多源数据的融合和森林结构参数提取的专用软件仍有待开发。

(3)行业相关法律法规有待进一步完善。无人机行业的蓬勃发展在带来经济效益的同时,也存在着坠落伤人、侵犯隐私等潜在问题。因此,针对于保护区域、大型样地以及敏感区域的相关作业条例需要进一步完善,从而形成一套系统化的行业标准。

(4)基于无人机平台的遥感数据分析应用能力有待提升。地面调查作为生态学研究的重要手段,具有不可替代的作用(郝占庆等, 2008; 张春雨等, 2009; 张冕等, 2014)。无人机遥感一定程度上提高了数据获取的时效性,但无法完全替代传统手段。加之无人机平台的“自上而下”的作业方式,密林区的林下数据往往由于遮挡存在缺失。因此,结合不同监测手段的优势互为补充和验证,可为生物多样性相关研究提供更丰富的信息。

## 4.2 研究展望

随着生物多样性的保护和管理逐渐受到各国专家学者的重视,获取长时间序列、高空间分辨率的基础数据是推动相关研究顺利开展的重要保障。无人机平台在生物多样性遥感监测领域具有广阔的应用前景,未来可能需要着重从以下方面拓展:

(1)激光雷达数据的应用普及。当前,无人机在生物多样性领域中的应用以二维的高分影像为主,具有三维信息的激光雷达技术并未普及应用。一方面,激光雷达和惯性导航系统价格过高,多数研究单位和团队无法负担;另一方面,激光雷达遥感知识普及不足,无法将激光雷达获取的三维数据有机结合到传统生物多样性研究中。作者所在课题组利用自主研发无人机激光雷达平台,与生物多样性研究团队合作获取无人机激光雷达数据以及开展激光雷达应用培训普及相关知识,努力推动无人机激光雷达在传统生物多样性研究中的应用。随着Flash LiDAR和Geiger LiDAR等新一代激光雷达设备的出现和激光雷达技术的进一步普及,未来无人机激光雷达遥感技术的使用将进一步推动生物多样性遥感监测研究。

(2)多源数据的高效获取。由于生物多样性监测具有时空尺度效应,宏观、大尺度、常态性的监测

更有助于揭示生物多样性变化过程的内在驱动因子和机制。在今后生物多样性的网络监测研究中,无人机平台以其高机动性、时效性和低成本等优势,可用于长期动态的区域遥感监测数据收集,进一步开展多台站、多层次、多生境的生物多样性联网研究。此外,随着新型传感器的不断研发和改进,当前研究中面临的一些问题也有望逐步得以解决。

(3)多源数据融合。数据融合是指同一区域不同遥感数据或遥感数据与非遥感数据之间的匹配融合,包括不同传感器的遥感数据融合和不同时相的遥感数据融合。通过多源数据融合能够弥补单一数据源的不足,实现各种数据源的优势互补。数据融合在生物多样性监测中的应用已相继开展,如多光谱数据和全色影像融合、SAR (Synthetic Aperture Radar)和光学影像融合,以及遥感数据与地面通量塔数据结合的升尺度研究(Huang et al, 2009; Souza-Filho et al, 2009; Anderson & Gaston, 2013)。通过多源数据融合能够实现空间分辨率、光谱分辨率和时间分辨率的相互补充,可提高定量反演的精度,为生物多样性监测提供更系统、科学和有效的支撑。

## 5 结语

生物多样性保护和持续利用是一个国家生态文明建设的重要组成部分,是衡量一个国家可持续发展能力的重要指标。由于生物多样性受到前所未有的破坏和威胁,如何采取有效措施进行生物多样性监测成为各国广泛关注的焦点。目前国际社会已经取得了广泛的共识:只有借助遥感、地理信息系统、全球定位系统、数据智能化处理技术及虚拟环境等新技术、新方法从单站点的定位观测转向台站网络观测监测综合集成方向发展,才能使生物多样性监测对一些基本规律的认识拓展在区域、国家层面应用,为相关部门的政策拟定、实施提供更为有效可靠的数据支持。因此,长期动态监测对于生物多样性保护和管理至关重要,中国生物多样性监测与研究网络(Sino BON)将建立以激光雷达扫描仪、成像光谱仪、高分辨率相机为主要传感设施的无人机近地面遥感监测平台。我们相信,未来十年无人机遥感技术以其部署灵活、安全性高、数据分辨率高等优势,将在生物多样性监测领域得到更加广泛而深入的应用。



## 参考文献

- Anderson K, Gaston KJ (2013) Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 138–146.
- Bareth G, Bolten A, Hollberg J, Aasen H, Burkart A, Schellberg J (2015) Feasibility study of using non-calibrated UAV-based RGB imagery for grassland monitoring: case study at the Rengen Long-term Grassland Experiment (RGE), Germany. *DGPf Tagungsband*, 24, 1–7.
- Bellvert J, Zarco-Tejada PJ, Girona J, Fereres E (2014) Mapping crop water stress index in a 'Pinot-noir' vineyard: comparing ground measurements with thermal remote sensing imagery from an unmanned aerial vehicle. *Precision Agriculture*, 15, 361–376.
- Bendig J, Bolten A, Bareth G (2012) Introducing a low-cost mini-UAV for thermal-and multispectral-imaging. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 39, 345–349.
- Butchart SHM, Walpole M, Collen B, Strien A, Scharlemann JPW, Almond REA, Baillie JEM, Bomhard B, Brown C, Bruno J, Carpenter KE, Carr GM, Chanson J, Chenery AM, Csirke J, Davidson NC, Dentener F, Foster M, Galli A, Galloway JN, Genovesi P, Gregory RD, Hockings M, Kapos V, Lamarque JF, Leverington F, Loh J, McGeoch MA, McRae L, Minasyan A, Morcillo MH, Oldfield TEE, Pauly D, Quader S, Revenga C, Sauer JR, Skolnik B, Spear D, Stanwell-Smith D, Stuart SN, Symes A, Tierney M, Tyrrell TD, Vié JC, Watson R (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.
- Colomina I, Molina P (2014) Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: a review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 92, 79–97.
- Davies AB, Asner GP (2014) Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution*, 29, 681–691.
- De Biasio M, Arnold T, Leitner R (2011) UAV based multi-spectral imaging system for environmental monitoring. *tm-Technisches Messen Plattform für Methoden, Systeme und Anwendungen der Messtechnik*, 78, 503–507.
- Feng JL, Liu K, Zhu YH, Li Y, Liu L, Meng L (2015) Application of unmanned aerial vehicles to mangrove resources monitoring. *Tropical Geography*, 35(1), 35–42. (in Chinese with English abstract) [冯家莉, 刘凯, 朱远辉, 李勇, 柳林, 蒙琳 (2015) 无人机遥感在红树林资源调查中的应用. *热带地理*, 35, 35–42.]
- Franklin J (1995) Predictive vegetation mapping: geographic modelling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. *Progress in Physical Geography*, 19, 474–499.
- Franklin J, Davis FW, Ikegami M, Syphard AD, Flint LE, Flint AL, Hannah L (2013) Modeling plant species distributions under future climates: how fine scale do climate projections need to be? *Global Change Biology*, 19, 473–483.
- Fu BJ, Niu D, Yu GR (2007) The roles of ecosystem observation and research network in earth system science. *Progress in Geography*, 26, 1–16. (in Chinese with English abstract)
- [傅伯杰, 牛栋, 于贵瑞 (2007) 生态系统观测研究网络在地球系统科学中的作用. *地理科学进展*, 26(1), 1–16.]
- Getzin S, Wiegand K, Schöning I (2012) Assessing biodiversity in forests using very high-resolution images and unmanned aerial vehicles. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 397–404.
- Gini R, Passoni D, Pinto L, Sona G (2014) Use of unmanned aerial systems for multispectral survey and tree classification: a test in a park area of northern Italy. *European Journal of Remote Sensing*, 47, 251–269.
- Gonzalez LF, Montes GA, Puig E, Johnson S, Mengersen K, Gaston KJ (2016) Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) and Artificial Intelligence Revolutionizing Wildlife Monitoring and Conservation. *Sensors*, 16, 1–18.
- Guillen-Climent ML, Zarco-Tejada PJ, Berni JAJ, North PRJ, Villalobos FJ (2012) Mapping radiation interception in row-structured orchards using 3D simulation and high-resolution airborne imagery acquired from a UAV. *Precision Agriculture*, 13, 473–500.
- Guo QH, Liu J, Li YM, Zhai QP, Wang YC, Wu FF, Hu TY, Wan HW, Liu HM, Shen WM (2016) A near-surface remote sensing platform for biodiversity monitoring: perspectives and prospects. *Biodiversity Science*, 24, 1249–1266. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 刘瑾, 李玉美, 翟秋萍, 王永财, 吴芳芳, 胡天宇, 万华伟, 刘慧明, 申文明 (2016) 生物多样性近地面遥感监测: 应用现状与前景展望. *生物多样性*, 24, 1249–1266.]
- Guo QH, Liu J, Tao SL, Xue BL, Li L, Xu GC, Li WK, Wu FF, Li YM, Chen LH, Pang SX (2014) Perspectives and prospects of LiDAR in forest ecosystem monitoring and modeling. *Chinese Science Bulletin*, 59, 459–478. (in Chinese with English abstract) [郭庆华, 刘瑾, 陶胜利, 薛宝林, 李乐, 徐光彩, 李文楷, 吴芳芳, 李玉美, 陈琳海, 庞树鑫 (2014) 激光雷达在森林生态系统监测模拟中的应用现状与展望. *科学通报*, 59, 459–478.]
- Hao ZQ, Li BH, Zhang J, Wang XG, Ye J, Yao XL (2008) Broad-leaved Korean pine (*Pinus koraiensis*) mixed forest plot in Changbaishan (CBS) of China: community composition and structure. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 32, 238–250. (in Chinese with English abstract) [郝占庆, 李步杭, 张健, 王绪高, 叶吉, 姚晓琳 (2008) 长白山阔叶红松林样地 (CBS): 群落组成与结构. *植物生态学报*, 32, 238–250.]
- Hodgson JC, Koh LP (2016) Best practice for minimising unmanned aerial vehicle disturbance to wildlife in biological field research. *Current Biology*, 26, 404–405.
- Holmgren J, Persson Å (2004) Identifying species of individual trees using airborne laser scanner. *Remote Sensing of Environment*, 90, 415–423.
- Huang S, Crabtree RL, Potter C, Gross P (2009) Estimating the quantity and quality of coarse woody debris in Yellowstone post-fire forest ecosystem from fusion of SAR and optical data. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1926–1938.
- Hyypä J, Hyypä H, Inkinen M, Engdahl M, Linko S, Zhu

- YH (2000) Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 128, 109–120.
- Israel M (2011) A UAV-based roe deer fawn detection system. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 38, 1–5.
- Jones IV GP, Pearlstine LG, Percival HF (2006) An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 750–758.
- Jörg M, Roland B (2009) Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 46, 897–905.
- Kaneko K, Nohara S (2014) Review of effective vegetation mapping using the UAV (Unmanned Aerial Vehicle) method. *Journal of Geographic Information System*, 6, 733–742.
- Kayitakire F, Hamel C, Defourny P (2006) Retriving forest structure variables based on image texture analysis and IKONOS-2 imagery. *Remote Sensing of Environment*, 102, 390–401.
- Kelly M, Tuxen KA, Stralberg D (2011) Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. *Ecological Indicators*, 11, 263–273.
- Koh LP, Wich SA (2012) Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Conservation Letters*, 5, 121–132.
- Li DR, Li M (2014) Research advance and application prospect of unmanned aerial vehicle remote sensing system. *Geomatics and Information Science of Wuhan University*, 39, 505–513. (in Chinese with English abstract) [李德仁, 李明 (2014) 无人机遥感系统的研究进展与应用前景. *武汉大学学报(信息科学版)*, 39, 505–513.]
- Li ZC, Ma MG, Zhang F, Jiang ZR (2006) The dynamic analysis of vegetation pattern in the northwest of China. *Remote Sensing Technology and Application*, 21, 332–337. (in Chinese with English abstract) [李珍存, 马明国, 张峰, 蒋志荣 (2006) 1982–2003年中国西北地区植被动态变化格局分析. *遥感技术与应用*, 21, 332–337.]
- Lu XC, Guo QH, Li WK, Flanagan J (2014) A bottom-up approach to segment individual deciduous trees using leaf-off lidar point cloud data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 94, 1–12.
- Ma KP (1993) On the concept of biodiversity. *Biodiversity Science*, 1, 20–22. (in Chinese) [马克平 (1993) 试论生物多样性的概念. *生物多样性*, 1, 20–22.]
- Ma KP (2015) Biodiversity monitoring in China: from CForBio to Sino BON. *Biodiversity Science*, 23, 1–2. [马克平 (2015) 中国生物多样性监测网络建设: 从CForBio到Sino BON. *生物多样性*, 23, 1–2.]
- Mancini F, Dubbini M, Gattelli M, Stecchi F, Fabbri S, Gabbianelli G (2013) Using Unmanned Aerial Vehicles (UAV) for high-resolution reconstruction of topography: the structure from motion approach on coastal environments. *Remote Sensing*, 5, 6880–6898.
- McDowell NG, Coops NC, Beck PSA, Chambers JQ, Gango-damage C, Hicke JA, Huang C, Kennedy R, Krofcheck DJ, Litvak M, Meddens AJH, Muss J, Negrón-Juarez R, Peng CH, Schwantes AM, Swenson JJ, Vernon LJ, Williams AP, Xu CG, Zhao MS, Running SW, Allen CD (2015) Global satellite monitoring of climate-induced vegetation disturbances. *Trends in Plant Science*, 20, 114–123.
- Merino L, Caballero F, Martinez R, Maza I, Ollero A (2010) Automatic forest fire monitoring and measurement using unmanned aerial vehicles. In: VI International Conference on Forest Fire Research (ed. Viegas DX), pp. 1–15.
- Näsi R, Honkavaara E, Lyytikäinen-Saarenmaa P, Blomqvist M, Litkey P, Hakala T, Viljanen N, Kantola T, Tanhuanpää T, Holopainen M (2015) Using UAV-based photogrammetry and hyperspectral imaging for mapping bark beetle damage at tree-level. *Remote Sensing*, 7, 15467–15493.
- Poiani KA, Richter BD, Anderson MG, Richter HE (2000) Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience*, 50, 133–146.
- Popescu SC, Wynne RH (2004) Seeing the trees in the forest: using lidar and multispectral data fusion with local filtering and variable window size for estimating tree height. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 70, 589–604.
- Sandbrook C (2015) The social implications of using drones for biodiversity conservation. *Ambio*, 44, 636–647.
- Souza-Filho PWM, Goncalves FD, Rodrigues SWP, Costa FR, Miranda FP (2009) Multi-sensor data fusion for geomorphological and environmental sensitivity index mapping in the Amazonian mangrove coast, Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI56, 1592–1596.
- Stephenson PJ, Burgess ND, Jungmann L, Loh J, O'Connor S, Oldfield T, Reidhead W, Shapiro A (2015) Overcoming the challenges to conservation monitoring: integrating data from in-situ reporting and global data sets to measure impact and performance. *Biodiversity*, 16, 68–85.
- Tattoni C, Rizzolli F, Pedrini P (2012) Can LiDAR data improve bird habitat suitability models? *Ecological Modelling*, 245, 103–110.
- Wallace L, Lucieer A, Watson C (2012a) Assessing the feasibility of UAV-based LiDAR for high resolution forest change detection. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 499–504.
- Wan H, Wang Q, Jiang D, Fu J, Yang Y, Liu X (2014) Monitoring the invasion of *Spartina alterniflora* using very high resolution unmanned aerial vehicle imagery in Beihai, Guangxi (China). *The Scientific World Journal*, 2014, 1–8.
- Watts, AC, Ambrosia VG, Hinkley EA (2012) Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: classification and considerations of use. *Remote Sensing*, 4, 1671–1692.
- Wilson JW, Sexton JO, Jobe RT, Haddad NM (2013) The relative contribution of terrain, land cover, and vegetation structure indices to species distribution models. *Biological Conservation*, 164, 170–176.

- Xu WT, Wu BF (2005) Progress on measuring forest biodiversity with remote sensing technique. *Acta Ecologica Sinica*, 25, 1199–1204. (in Chinese with English abstract) [徐文婷, 吴炳方 (2005) 遥感用于森林生物多样性监测的进展. *生态学报*, 25, 1199–1204.]
- Xu ZQ, Cao L, Ruan HH, Li WZ, Jiang S (2015) Inversion of subtropical forest stand characteristics by integrating very high resolution imagery acquired from UAV and LiDAR point-cloud. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 39(7), 694–703. (in Chinese with English abstract) [许子乾, 曹林, 阮宏华, 李卫正, 蒋圣 (2015) 集成高分辨率 UAV 影像与激光雷达点云的亚热带森林林分特征反演. *植物生态学报*, 39(7), 694–703.]
- Zarco-Tejada PJ, Guillén-Climent M, Hernández-Clemente R, Catalina A, González M, Martín P (2013) Estimating leaf carotenoid content in vineyards using high resolution hyperspectral imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *Agricultural and Forest Meteorology*, 171, 281–294.
- Zhang CY, Zhao XH, Zhao YZ (2009) Community structure in different successional stages in north temperate forests of Changbai Mountains, China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 1090–1100. (in Chinese with English abstract) [张春雨, 赵秀海, 赵亚洲 (2009) 长白山温带森林不同演替阶段群落结构特征. *植物生态学报*, 33, 1090–1100.]
- Zhang M, Mi XC, Jin GZ (2014) Composition and spatial patterns of the Liangshui spruce-fir valley forest in the Xiao Hinggan Mountains. *Chinese Science Bulletin*, 59, 2377–2387. (in Chinese with English abstract) [张觅, 米湘成, 金光泽 (2014) 小兴安岭凉水谷地云冷杉林群落组成与空间格局. *科学通报*, 59, 2377–2387.]
- Zhang Y, Tao P, Liang SX, Liang WL (2011) Research on application of UAV RS techniques in forest inventories. *Journal of Southwest Forestry University*, 31(3), 49–53. (in Chinese with English abstract) [张园, 陶萍, 梁世祥, 梁万里 (2011) 无人机遥感在森林资源调查中的应用. *西南林学院学报*, 31(3), 49–53.]
- Zhao CH, Yang WB, Li B, Yang G (2014) Composite aircraft with fixed wing and four-rotor-wing combined. In: *Proceedings of the Fifth China Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Conference* (eds Chinese Aeronautical Society), pp. 39–44. China Aviation Publishing Media Co., Ltd, Beijing. (in Chinese) [赵长辉, 杨五兵, 李波, 杨光 (2014) 固定翼四旋翼复合飞行器. (第五届)中国无人机大会论文集 (主编: 中国航空学会), 39–44. 中航出版传媒有限责任公司, 北京.]
- Zhao X, Xu LN, Jin GZ (2015) Effect of topography on shrub regeneration in a mixed broadleaved-Korean pine forest in the Xiaoxing'an Mountains. *Biodiversity Science*, 23, 767–774. (in Chinese with English abstract) [赵雪, 徐丽娜, 金光泽 (2015) 地形对典型阔叶红松林灌木更新的影响. *生物多样性*, 23, 767–774.]

(责任编辑: 唐志尧 责任编辑: 时意专)

## 附录 Supplementary Material

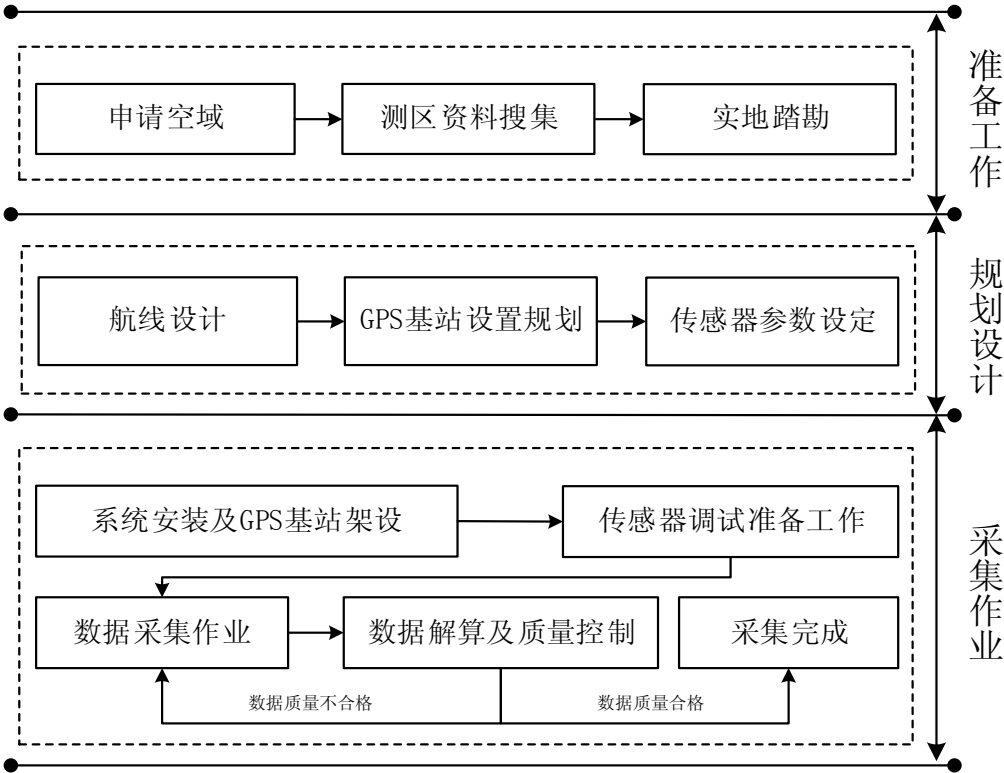
### 附录1 无人机遥感系统作业流程图

Appendix 1 Flowchart of UAV Remote sensing system operation  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016105-1.pdf>

### 附录2 无人机遥感系统组成框架图

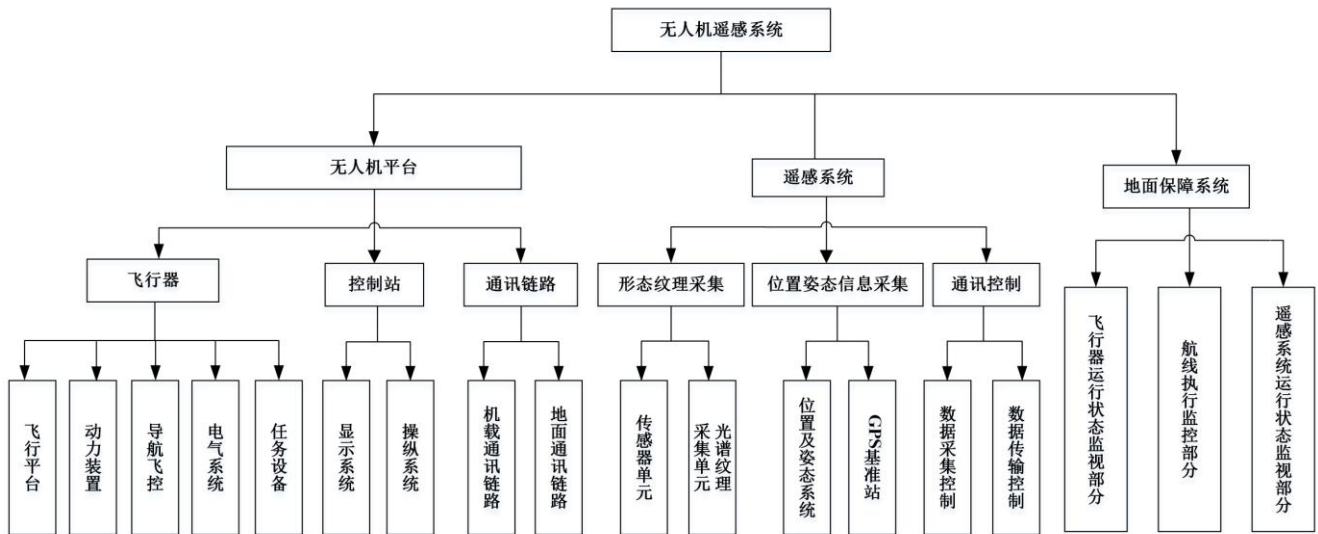
Appendix 2 Flowchart of UAV Remote sensing system components  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016105-2.pdf>

郭庆华, 吴芳芳, 胡天宇, 陈琳海, 刘瑾, 赵晓倩, 高上, 庞树鑫. 无人机在生物多样性遥感监测中的应用现状与展望. 生物多样性 2016, 24 (11): 1267–1278. <http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016105-1.pdf>



附录1 无人机遥感系统作业流程图  
Appendix 1 Flowchart of UAV Remote sensing system operation

郭庆华, 吴芳芳, 胡天宇, 陈琳海, 刘瑾, 赵晓倩, 高上, 庞树鑫. 无人机在生物多样性遥感监测中的应用现状与展望. 生物多样性 2016, 24 (11): 1267–1278. <http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016105-2.pdf>



附录2 无人机遥感系统组成框架图

Appendix 2 Flowchart of UAV Remote sensing system components

• 研究报告 •

# 不同土壤质地和淤积深度对大米草生长繁殖的影响

刘琳<sup>1</sup> 安树青<sup>2</sup> 智颖飙<sup>3</sup> 张明祥<sup>1</sup> 李红丽<sup>1\*</sup><sup>1</sup> (北京林业大学自然保护区学院, 北京 100083)<sup>2</sup> (南京大学生命科学学院, 南京 210093)<sup>3</sup> (内蒙古大学环境与资源学院, 呼和浩特 010021)

**摘要:** 盐沼湿地生态系统中的土壤质地和淤积深度由于受到潮汐和生物的协同作用会发生相应的变化, 将对植物个体生长与湿地植被分布产生影响。本文通过智能温室人工模拟控制土壤质地和淤积深度实验, 分析了不同土壤质地(粘土和混合土)及淤积深度(无淤积、淤积植株高度1/4、淤积植株高度1/2及淤积植株高度3/4)对外来克隆植物大米草(*Spartina anglica*)种群的生长繁殖特征及生物量积累的影响。结果表明: 粘土促进叶面积、叶片数及根状茎数的增加, 并增加根状茎总长、根状茎生物量及地上生物量的积累; 而混合土(粘土与沙土体积比为1:1)增加了克隆分株数、总生物量、地下生物量及根生物量。除叶面积在淤积株高3/4处理下达到最大值外, 其他指标均在淤积株高1/2处理下达到最大值。由此推断, 大米草种群较适宜的土壤质地及淤积深度为粘土淤积株高的1/2处。据此推测, 可通过相应的生物及工程措施来改良土壤质地及通过改变淤积深度来有效管理我国海岸带大米草的分布, 为控制大米草在海岸带盐沼中的入侵与种群扩张提供了理论依据。

**关键词:** 盐沼湿地; 大米草; 种群衰退与扩张; 生物量积累

## Effects of different sediment type and burial depth on growth traits and biomass accumulation of *Spartina anglica*

Lin Liu<sup>1</sup>, Shuqing An<sup>2</sup>, Yingbiao Zhi<sup>3</sup>, Mingxiang Zhang<sup>1</sup>, Hongli Li<sup>1\*</sup><sup>1</sup> School of Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083<sup>2</sup> School of Life Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093<sup>3</sup> College of Environment and Resources, Inner Mongolia University, Hohhot 010021

**Abstract:** Soils in salt marsh ecosystems have been undergoing certain changes including those related to sediment types and burial depths due to tidal activity and a variety of biotic factors. The changes in sediment type affect water-retaining properties, permeability and organic content while those in burial depth alter soil humidity, nutrition content, oxygen content, light intensity and temperature. Although many previous studies have focused on the effects of soil properties on plant growth and reproduction, few have explicitly tested the impacts of sediment type and burial depth on plants in salt marsh ecosystems. The exotic species *Spartina anglica* found in coastal China has been experiencing increased mortality over the past decade, however the mechanism of this mortality remains unclear. This study mainly focused on the effects of sediment type and burial depth on growth traits and biomass accumulation of *S. anglica* and was conducted under greenhouse conditions. The experiment included two types of sediments with clay and clay-sand mixtures (the volume of 1:1). Furthermore, four treatments were established with burial depths from 0 cm to one quarter of the plant height, one half of the plant height and three quarters of the plant height. Results indicated that clay increased leaf area, number of leaves, number of rhizomes, total length of rhizomes, rhizome mass and aboveground mass, while the clay-sand mixture led to an increase in the number of ramets, total mass, underground mass

收稿日期: 2016-01-17; 接受日期: 2016-05-09

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项资金(2015ZCQ-BH-01)、国家自然科学基金(31470475)和国家重大研发计划生物安全关键技术研发专项(2016YFC1201100)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lihongli327@163.com

and root mass. All of the measures, except for leaf area, peaked at one half of the plant height burial treatment among all treatments. Overall, burial depth at one half of the plant height in clay was the most suitable combination for *S. anglica*. The results indicate that changes in sediment properties and subsequent changes in burial depth for *S. anglica* may assist with management of its populations over the species range.

**Key words:** salt marsh; *Spartina anglica*; population invasion and decline; biomass accumulation

土壤是湿地生态系统获取化学物质的最初场所及生物地球化学循环的中介,是诸多湿地生态过程的重要参与者与载体;其理化性质是湿地生态系统的重要指征,决定着湿地植物的分布类型、数量和质量(田应兵等, 2002; 姜明等, 2006; 张玉兰和陈利军, 2010)。

由于受到潮汐的作用,盐沼湿地常出现淤积。淤积程度由输沙量、固体悬浮物的浓缩及接收水体中泥浆的分配决定(Nielsen et al, 2002)。淤积作用、潮汐运动及地形对盐沼湿地海岸质地类型具有重要的影响(Kim et al, 2013),如在江苏盐城盐沼湿地海岸,从海水到陆地土壤质地类型依次为粗砂、细砂、砂土混合基质及粘土(Ren, 1986)。盐沼湿地土壤质地类型的差异导致其理化性状如土壤pH值、盐度、土壤含水量及土壤紧实度发生改变。而土壤理化性状在很大程度上决定着植被的分布(Kim et al, 2013)。如在美国乔治亚州,盐沼湿地的土壤容重大,土壤含水量下降在一定程度上导致了互花米草(*Spartina alterniflora*)在海岸带的衰退(Crawford & Stone, 2015)。另一方面,植物的生长反过来也会影响盐沼湿地土壤的沉积作用(Sánchez et al, 2001),植被类型及其覆盖率会调节盐沼湿地土壤的沉积动态及质地类型,植物与土壤二者间形成反馈,共同影响着盐沼湿地的发展(Kent et al, 2001)。

随着土壤的不断淤积,盐沼湿地植物会被沉积物掩埋(Pye, 1995),而不同植物物种对掩埋土壤的质地类型及淤积深度的适应能力和反应各不相同(Kent et al, 2001)。例如,研究表明粘土掩埋深度降低了大叶藻(*Zostera marina*)种子的萌发率(Jarvis & Moore, 2015)。对于幼苗来说,有些植物如灰株藁草(*Carex rostrata*)被掩埋后不久就会死亡(Ewing, 1996),也有些植物如盐草(*Distichlis spicata*)被掩埋后并没有影响正常生长(Brown, 1997),甚至掩埋会促进一些植物的生长,如互花米草和加拿大披碱草(*Elymus canadensis*) (Pezeshki et al, 1992; Perumal & Maun, 2006; Maun, 2011)。这些反应主要因物种、

掩埋质地及掩埋深度而异(Kent et al, 2001; Owen et al, 2004; Walls et al, 2005)。

大米草(*Spartina anglica*)是欧洲米草(*S. maritima*)和互花米草的自然杂交种,它能在广阔的滩涂生长,具有较强的耐盐耐淹能力(仲崇信, 1985; An et al, 2007)。由于大米草具有较强的克隆生长特性,而且可以作为饲料,具有稳定堤坝及保护海岸线等生态功能,我国于1963年从英国埃塞克斯将其引入,之后它便在我国海岸带逐步定居且成功建立了种群(An et al, 2007),曾成为我国海岸带湿地植被的优势植物之一(李湘萍等, 1998; 沈永明等, 2005)。

然而,大米草的扩张对海岸的生态系统有显著的负面效应,对当地的植物种群、濒危鸟类及许多软体动物都具威胁,在一定程度上降低了生物多样性(An et al, 2007; Cutajar et al, 2012)。互花米草自1979年被引入我国后迅速在海岸带大面积扩张(邓自发等, 2006; Li et al, 2014b),由于其秆密集粗壮、地下根系更加发达,能够促进泥沙的快速沉降与淤积(王卿等, 2006),入侵后造成地势升高,海岸淤积程度加重,微生物环境发生变化(Chen et al, 2012)。随着土壤的淤积,土壤质地组成及其性质也会发生改变。与互花米草相反,自20世纪90年代以来,大米草在我国海岸带出现了严重的自然衰退(An et al, 2007),主要表现为分布面积减少、植株矮化、有性繁殖率低下(An et al, 2007),但在欧洲及其他许多地方它仍属入侵性很强的物种(Nehring & Hesse, 2008; Balke et al, 2012)。

对于大米草种群在我国海岸带的自然衰退机理,已经进行了种间竞争、密度效应及潮汐淹没时间等方面的研究(Zhi et al, 2007; Li et al, 2009; 李红丽等, 2010; Li et al, 2014a),而关于土壤质地和淤积深度对大米草种群影响的研究相对缺乏。本文通过探讨大米草种群自然衰退与土壤质地和淤积深度的关系,研究大米草对不同土壤质地下不同淤积深度处理的生态响应,探讨不同的土壤环境条件如土

壤质地及淤积深度对大米草的克隆繁殖性状和生长性状的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料来源

实验材料大米草采自江苏省盐城海岸带湿地(32°34′–34°28′ N, 119°48′–120°56′ E)的新洋港(33°37.8′ N, 120°34.6′ E), 该地区受到古长江和古黄河携带泥沙的共同堆积作用, 其泥沙淤积相对严重(闵凤阳和汪亚平, 2008; 高祥宇, 2013)。该滩涂是典型的淤泥质海岸, 根据沉积、地貌、动力及发育演替特征, 自海向陆可分为4个土壤类型和植被带: (1)低潮粉沙滩(光滩); (2)泥–粉沙混合滩; (3)高潮位泥沙滩; (4)草滩地。滩涂受潮汐以及其他因素的影响, 其中滩面植物依次为互花米草、互花米草+大米草、碱蓬(*Suaeda salsa*)+大米草等。其中实验所用材料取自互花米草和大米草植被带。

### 1.2 实验方法

2009年4月3日, 在我国盐城海岸滨海湿地大米草生长区, 选取一定数量的克隆苗带根土取样。去除部分不健康植株和死根后, 移植于南京大学智能温室(32°10.6′ N, 118°41.9′ E)。5月10日, 将大米草克隆苗分成独立的克隆分株, 并从中选取高度 $6 \pm 0.5$  cm的分株, 移植于内直径28 cm、高20 cm的塑料培养钵容器内, 每个实验容器内定植两株。培养一周后, 开始实验。

采用双因素完全随机实验设计, 包括土壤质地(2种类型)和淤积深度(4个水平)两个因素, 共计8个处理。根据盐城国家级自然保护区大米草分布区土壤的质地特点, 将实验设计为粘土和混合土两种土壤质地类型。其中, 混合土为体积比1:1的粘土与沙土(混合土比例根据野外样地的监测结果而设计); 粘土主要取自盐城海岸带湿地的新洋港, 而沙土选用南京附近的河沙。河沙先以盐度15‰的人工海水淋透, 以模拟大米草野外生长的盐沼土壤环境。粘土和混合土的土壤有效氮含量分别为 $76.34 \pm 1.23$  mg/kg和 $52.50 \pm 3.59$  mg/kg; 有效磷含量分别为 $8.31 \pm 0.76$  mg/kg和 $5.09 \pm 0.18$  mg/kg。4种淤积深度分别对应为基质不淤积、淤积株高的1/4、淤积株高的1/2和淤积株高的3/4 (缩写代号依次为CK、株高1/4、株高1/2和株高3/4), 后3个处理的淤积深度随植株的生长而调整。为了便于处理, 将实验容器置入略

大容器中。实验结束时, 大米草株高约40 cm, 因此淤积深度依次约为10、20及30 cm左右, 各处理淤积深度能在一定程度上反映盐沼湿地的基质及淤积情况。每种处理设置6个重复。整个实验在智能温室内进行, 最初土壤深度约为12 cm, 实验中保持土壤表层积水状态, 自然光照, 盐度保持为15‰, 每2 d检测一次淤积深度。

### 1.3 指标测定

10月18日, 将培养钵倒置, 将植株完整取出, 每重复随机取1株, 每处理共取6株。用水冲洗干净后主要测定克隆繁殖和生长指标参数(克隆分株数、根状茎数、根状茎生物量、根状茎总长、叶片数及叶面积)及生物量参数(总生物量、地上生物量、地下生物量及根生物量)。用LI-3000A叶面积仪(LI-COR公司, Lincoln, NE, USA)随机测量6片克隆系代表性功能叶片的叶面积, 取其均值。随后, 将大米草植株分解为地上、根和根状茎3部分, 放置在60°C烘箱内烘干72 h, 测定生物量。

### 1.4 数据分析

采用双因素方差分析(Two-Way ANOVA)检验土壤质地、淤积深度及二者的交互效应对大米草克隆繁殖、叶性状及生物量积累各指标的影响, 并采用Duncan法对均值进行多重比较( $P = 0.05$ )。在方差分析前, 对数据进行正态性检验和方差齐性检验(Levene's test)。对于不满足方差齐性的数据进行对数转换。采用SPSS 19.0软件进行数据统计分析, 利用Sigmaplot 11.0软件作图。

## 2 结果

### 2.1 土壤质地及淤积深度对大米草克隆繁殖和叶性状指标的影响

土壤质地对大米草克隆分株数、根状茎数、根状茎总长、叶片数及叶面积均有显著影响( $P < 0.05$ ), 而对根状茎生物量影响不显著( $P > 0.05$ ); 淤积深度对克隆繁殖和叶性状指标均有极显著影响( $P < 0.001$ ); 土壤质地和淤积深度的交互作用对根状茎数、根状茎生物量、根状茎总长和叶片数具有显著影响( $P < 0.05$ ) (表1)。

两种土壤质地的分株数、根状茎数、根状茎生物量和根状茎总长均在淤积株高1/2处理下达到最大值, 其中粘土在CK、淤积株高1/4、淤积株高1/2处理下的各指标均大于混合土处理; 除分株数外,



表1 土壤质地及淤积深度对大米草克隆繁殖、叶性状指标以及生物量积累影响的方差分析结果  
Table 1 Results of ANOVAs testing the effects of sediment type and burial depth on clonal and growth traits, and biomass accumulation of *Spartina anglica*

性状指标 Traits	土壤质地		淤积深度		土壤质地×淤积深度	
	Sediment type (S)		Burial depth (B)		S × B	
	<i>F</i> <sub>1, 40</sub>	<i>P</i>	<i>F</i> <sub>3, 40</sub>	<i>P</i>	<i>F</i> <sub>3, 40</sub>	<i>P</i>
(A)克隆繁殖和叶性状指标 Clonal and leaf traits						
分株数 No. of ramets	7.9	0.008	9.8	<0.001	1.1	0.359
根状茎数 No. of rhizomes	6.5	0.014	25.4	<0.001	4.5	0.008
根状茎生物量 Rhizome biomass	3.9	0.057	28.5	<0.001	5.2	0.004
根状茎总长 Total length of rhizomes	9.8	0.003	18.1	<0.001	3.6	0.023
叶片数 No. of leaves	6.4	0.015	17.5	<0.001	3.4	0.028
叶面积 Leaf area	6.5	0.014	32.9	<0.001	2.0	0.127
(B)生物量积累 Biomass accumulation						
总生物量 Total biomass	1.0	0.328	49.4	<0.001	10.8	<0.001
地上生物量 Aboveground biomass	0.1	0.770	48.0	<0.001	12.1	<0.001
地下生物量 Belowground biomass	6.6	0.014	44.1	<0.001	7.3	<0.001
根生物量 Root biomass	11.0	0.002	23.8	<0.001	2.6	0.064

上述指标在淤积株高3/4处理下小于混合土(图1A–D)。两种土壤质地的叶片数在淤积株高1/2处理下达到最大值,且显著大于淤积株高3/4处理( $P < 0.05$ ) (图1E),而两种土壤质地的叶面积在淤积株高3/4处理下达到最大值,且粘土类型显著大于其他处理,而混合土则显著大于CK处理(图1E, F)。

2.2 土壤质地及淤积深度对大米草生物量积累的影响

不同的土壤质地对大米草种群的地下生物量及根生物量影响显著( $P < 0.05$ ),对总生物量及地上生物量则无显著影响( $P > 0.05$ );而不同的淤积深度处理对大米草种群的生物量积累均有极显著影响( $P < 0.001$ );此外,除根生物量外,土壤质地和淤积深度的交互作用对其他生物量指标均影响显著( $P < 0.001$ ) (表1)。

两种土壤质地的总生物量、地上生物量、地下生物量和根生物量均在淤积株高1/2处理下达到最大值,且除根生物量外,均显著大于CK和淤积株高3/4处理( $P < 0.05$ ) (图2)。其中总生物量、地下生物量和根生物量以混合土处理时最大,而地上生物量以粘土处理时最大。

3 讨论

湿地土壤质地对植物种群的生长和发育有着显著影响。由于潮汐流速改变,导致基质的悬浮物

质发生变化,进而引发土壤质地组分的改变,在一定程度上引发了植被的变化(Kim et al, 2013)。本研究结果表明,粘土显著促进大米草的克隆生长及植株生物量积累,而混合土仅促进大米草生物量的积累。虽然粘土透气性差、排水能力不强、易限制植株根部的生长,但相对于混合土而言,粘土的蓄水能力更强,有机质含量也更加充足,并且能增加土壤中无机磷酸盐和铵浓聚物的含量,提供给植物充足的养分(Jarvis & Moore, 2015),有利于根系获取足够的养分以保证地上部的生物量积累,因而更有利于大米草的许多形态指标的生长及其克隆繁殖,从而有利于克隆植物获得更多的阳光,使其具有较强的生长优势,有利于大米草的种群延续(Willis & Hester, 2004; 李红丽等, 2007; Li et al, 2014a; Jarvis & Moore, 2015)。与粘土相比,混合土的透气性增加,有利于植物根部的生长,但其土壤养分相对缺乏,不利于地上部生物量积累(Mariska et al, 2009)。总的看来,粘土更有利于大米草的生长和总生物量的积累。这与部分有关互花米草的研究结果(何军等, 2009; Crawford & Stone, 2015)一致:随着土壤淤积深度的增加,土壤质地以粘土为主,土壤的保水性有所提高,含沙量下降,粘土相对于混合土更有利于互花米草的生长繁殖,能维持其种群延续及扩张,而混合土可增加互花米草地下生物量尤其是根生物量的积累。但在美国乔治亚州海岸,互花米

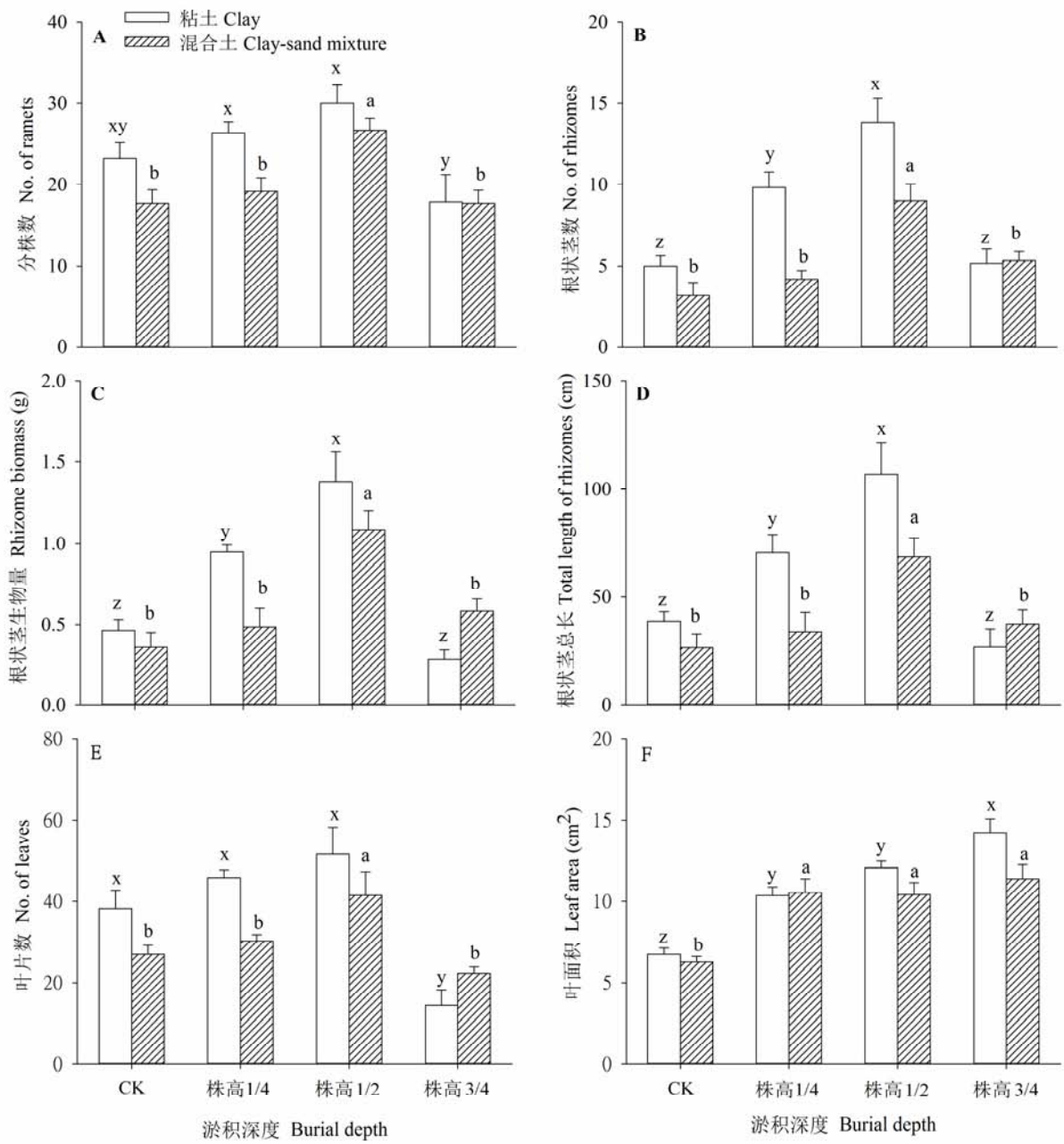


图1 不同土壤质地及淤积深度处理下大米草种群的克隆繁殖及叶性状指标(平均值+标准误)。相同字母表明同一土壤质地淤积深度处理间无显著差异(Duncan检验,  $P = 0.05$ )。淤积深度处理CK、株高1/4、株高1/2和株高3/4分别对应为基质不淤积、淤积株高1/4、淤积株高1/2和淤积株高3/4。

Fig. 1 Clonal and leaf traits of *Spartina anglica* under different soil types and the four burial depth treatments (Mean + SE). Means sharing the same letter are not different at  $P = 0.05$  within sediment type treatments (Duncan tests). Furthermore, CK, 1/4 plant height, 1/2 height and 3/4 height were established with unburied, 25% buried, 50% buried and 75% buried, respectively.

草的衰退区相比植被覆盖区土壤容重从 $0.33\text{ g/cm}^3$ 增加为 $0.69\text{ g/cm}^3$ , 土壤含水率下降, 土壤透气性增加, 粉砂性增加。土壤质地的这种改变在一定程度上导致了该区域互花米草的衰退(Crawford &

Stone, 2015)。本研究表明, 土壤质地也可能引发我国海岸大米草种群的衰退, 进而引发植物群落类型的演变。

虽然不同土壤质地间大米草的生长繁殖性状

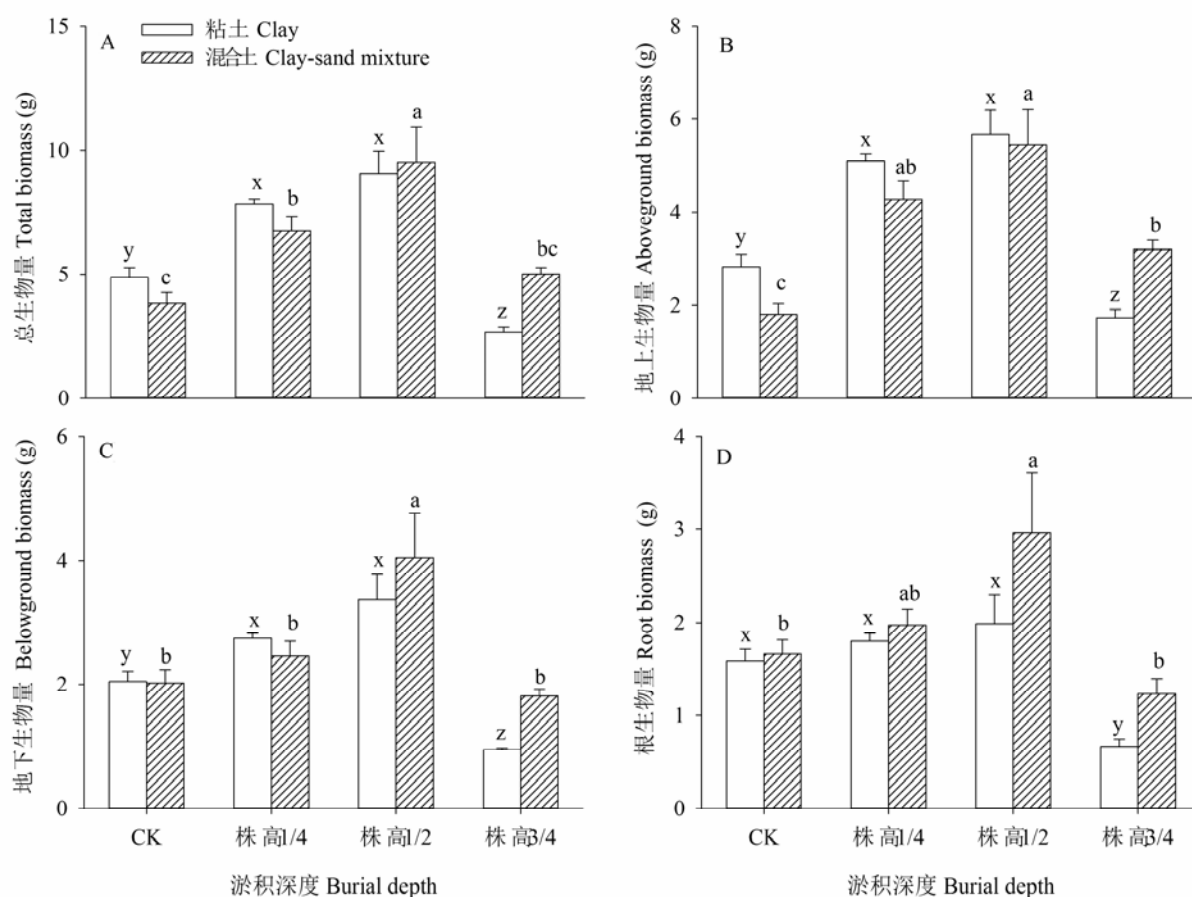


图2 不同土壤质地及淤积深度处理下大米草种群的生物量积累(平均值+标准误)。相同字母表明同一土壤质地淤积深度处理间无显著差异(Duncan检验,  $P = 0.05$ )。淤积深度处理CK、株高1/4、株高1/2和株高3/4分别对应为基质不淤积、淤积株高1/4、淤积株高1/2和淤积株高3/4。

Fig. 2 Biomass of *Spartina anglica* under different soil types and the four burial depth treatments (Mean + SE). Means sharing the same letter are not different at  $P = 0.05$  within sediment type treatments (Duncan tests). Furthermore, CK, 1/4 plant height, 1/2 plant height and 3/4 plant height were established with unburied, 25% buried, 50% buried and 75% buried, respectively.

指标间有一定差异,但对淤积深度的响应呈现一致规律。持续淤积深度处理对大米草种群的生长繁殖性状均有极显著影响,并且适中或者稍浅的淤积处理有利于大米草的生长和繁殖。本研究结果与关于土壤淤积对盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)的形态指标影响的研究结果相类似(Sun et al, 2014)。此外,研究表明互花米草除了在完全淤积处理下以外,株高、总生物量、营养繁殖体数均随着淤积深度的增加而显著增加,并且在淤积株高1/2和重复淤积下达最大值(Deng et al, 2008),即淤积株高1/2时最能促进互花米草在我国海岸的扩张。然而,随着土层淤积深度的继续增加,其对大米草的生长和生物量积累由促进转变为抑制,这可能是因为土壤环境中的湿度及容积密度增加,土壤透气性减弱,导致植株生长受

抑,无氧呼吸加剧,不利于植物生长。因此轻度和适中的淤积能促进大米草的生长和生物量的积累,而随着淤积深度的增加,氧气、光照和温度会逐渐减少和降低,造成植株能量代谢失调(李秋艳和赵文智, 2006; 聂华丽等, 2006; Sciegienka et al, 2011),进而影响了大米草的生长,甚至造成大米草种群的死亡(Koch, 2001)。

综上所述,粘土相对于混合土更有利于大米草种群的生长,且淤积株高1/2为大米草种群较适宜的淤积深度。在自然盐沼生态系统中,互花米草有极高的繁殖系数及强大的造淤能力,能够在我国海岸迅速扩张与繁殖,并且使得海岸的淤积程度不断加深(Chung et al, 2004; 杨东和万福绪, 2014),土层深度越来越大,逐渐超过大米草的最佳淤积状态,

并且使得湿地土壤的各项养分指标、通透性及保水性明显下降, 土壤生态化学性质发生明显的变化(张祥霖等, 2008), 这在一定程度上不适宜大米草种群的生长及繁殖。此外, 在我国海岸带, 大米草由于花粉活力降低、花粉管伸长受阻导致有性繁殖能力低下, 其种子实生苗比例较低(Li et al, 2008)。大米草种群生长主要依赖克隆苗, 因此克隆苗对土壤质地及淤积深度的响应, 以及其他环境因素的协同作用如淹水时间、淹水梯度等, 最终可能引起其种群的自然衰退(Li et al, 2008, 2009, 2011, 2014a)。

根据本研究结果, 可以通过采取适当的工程措施及生物措施促淤(喻国华和鲍曙东, 1992), 合理改变土壤质地(如改变粘土与沙土的比例关系)及控制土层深度减少或增加淤积深度来控制大米草种群的衰退或者暴发。

## 参考文献

- An SQ, Gu BH, Zhou CF, Wang ZS, Deng ZF, Zhi YB, Li HL, Chen L, Yu DH, Liu YH (2007) *Spartina* invasion in China: implications for invasive species management and future research. *Weed Research*, 47, 183–191.
- Balke T, Klaassen PC, Garbutt A, Wal DVD, Herman PMJ, Bouma TJ (2012) Conditional outcome of ecosystem engineering: a case study on tussocks of the salt marsh pioneer *Spartina anglica*. *Geomorphology*, 153–154, 232–238.
- Brown JF (1997) Effects of experimental burial on survival, growth, and resource allocation of three species of dune plants. *Journal of Ecology*, 85, 151–158.
- Chen JH, Wang L, Li YL, Zhang WQ, Fu XH, Le YQ (2012) Effect of *Spartina alterniflora* invasion and its controlling technologies on soil microbial respiration of a tidal wetland in Chongming Dongtan, China. *Ecological Engineering*, 41, 52–59.
- Chung CH, Zhuo RZ, Xu GW (2004) Creation of *Spartina* plantations for reclaiming Dongtai, China, tidal flats and offshore sands. *Ecological Engineering*, 23, 135–150.
- Crawford JT, Stone AG (2015) Relationships between soil composition and *Spartina alterniflora* die back in an Atlantic salt marsh. *Wetlands*, 35, 13–20.
- Cutajar J, Shimeta J, Nugedoda D (2012) Impacts of the invasive grass *Spartina anglica* on benthic macrofaunal assemblages in a temperate Australian saltmarsh. *Marine Ecology Progress Series*, 464, 107–120.
- Deng ZF, An SQ, Zhi YB, Zhou CF, Chen L, Zhao CJ, Fang SB, Li HL (2006) Preliminary studies on invasive model and outbreak mechanism of exotic species, *Spartina alterniflora* Loisel. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 2678–2686. (in Chinese with English abstract) [邓自发, 安树青, 智颖飙, 周长芳, 陈琳, 赵聪蛟, 方淑波, 李红丽 (2006) 外来种互花米草入侵模式与爆发机制. *生态学报*, 26, 2678–2686.]
- Deng ZF, An SQ, Zhao CJ, Chen L, Zhou CF, Zhi YB, Li HL (2008) Sediment burial stimulates the growth and propagule production of *Spartina alterniflora* Loisel. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76, 818–826.
- Ewing K (1996) Tolerance of four wetland plant species to flooding and sediment deposition. *Environmental & Experimental Botany*, 36, 131–146.
- Gao XY, Dou XP, Zhu MC (2013) Research of hazard evaluation on sediment deposition downstream of the sluice in estuaries. *The Ocean Engineering*, 31(5), 55–61. (in Chinese with English abstract) [高祥宇, 窦希萍, 朱明成 (2013) 入海河口闸下河道泥沙淤积危害评估研究. *海洋工程*, 31(5), 55–61.]
- He J, Zhao CJ, Qing H, Gan L, An SQ (2009) Effect of soil-water condition on morphological plasticity of clonal plant *Spartina alterniflora*. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 3518–3524. (in Chinese with English abstract) [何军, 赵聪蛟, 清华, 甘琳, 安树青 (2009) 土壤水分条件对克隆植物互花米草表型可塑性的影响. *生态学报*, 29, 3518–3524.]
- Jarvis JC, Moore KA (2015) Effects of seed source, sediment type, and burial depth on mixed-annual and perennial *Zostera marina* L. seed germination and seedling establishment. *Estuaries and Coasts*, 38, 964–978.
- Jiang M, Lü XG, Yang Q (2006) Wetland soil and its system of environmental function assessment. *Wetland Science*, 4, 168–173. (in Chinese with English abstract) [姜明, 吕宪国, 杨青 (2006) 湿地土壤及其环境功能评价体系. *湿地科学*, 4, 168–173.]
- Kent M, Owen NW, Dale P, Newnham RM, Giles TM (2001) Studies of vegetation burial: a focus for biogeography and biogeomorphology? *Progress in Physical Geography*, 25, 455–482.
- Kim D, Cairns DM, Bartholdy J (2013) Tidal creek morphology and sediment type influence spatial trends in salt marsh vegetation. *The Professional Geographer*, 65, 544–560.
- Koch EW (2001) Beyond light: physical, geological, and geochemical parameters as possible submersed aquatic vegetation habitat requirements. *Estuaries*, 24, 1–17.
- Li HL, Lei GC, Zhi YB, Perter B, Zhao L, Wang Y, Deng ZF, Liu YH, Liu FD, An SQ (2011) Phenotypic responses of *Spartina anglica* to duration of tidal immersion. *Ecological Research*, 26, 395–402.
- Li HL, Wang YY, An SQ, Zhi YB, Lei GC, Zhang MX (2014a) Sediment type affects competition between a native and an exotic species in coastal China. *Scientific Reports*, 4, 6748.
- Li HL, An SQ, Zhi YB, Chao Y, Zhao L, Zhou CF, Deng ZF, Su W, Liu YH (2008) Protogynous, pollen limitation and low seed production reasoned for the dieback of *Spartina anglica* in coastal China. *Plant Science*, 174, 299–309.
- Li HL, Zhi YB, An SQ, Zhao L, Zhou CF, Deng ZF, Gu SP (2009) Density-dependent effects on the dieback of exotic

- species *Spartina anglica* in coastal China. *Ecological Engineering*, 35, 544–552.
- Li HL, Zhi YB, Lei GC, Zhao L, An SQ, Deng ZF (2010) Physiological responses of clonal plant *Spartina anglica* to simulated tidal waterlogging time. *Wetland Science*, 8, 125–131. (in Chinese with English abstract) [李红丽, 智颖飙, 雷光春, 安树青, 赵磊, 邓自发 (2010) 外来克隆植物大米草对模拟潮汐淹水时间的生理响应. *湿地科学*, 8, 125–131.]
- Li HL, Zhi YB, Zhao L, An SQ, Deng ZF, Zhou CF, Gu SP (2007) Eco-physiological responses of the declining population *Spartina anglica* to N and P fertilizer addition. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 2725–2732. (in Chinese with English abstract) [李红丽, 智颖飙, 赵磊, 安树青, 邓自发, 周长芳, 顾舒平 (2007) 大米草(*Spartina anglica*)自然衰退种群对N、P添加的生态响应. *生态学报*, 27, 2725–2732.]
- Li QY, Zhao WZ (2006) Seedling emergence and growth responses of five desert species to sand burial depth. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 1802–1808. (in Chinese with English abstract) [李秋艳, 赵文智 (2006) 五种荒漠植物幼苗出土及生长对沙埋深度的响应. *生态学报*, 26, 1802–1808.]
- Li XP, Tang GG, Wang DS, Xu HQ (1998) Studies on the community characteristics, the distribution and succession patterns of wetland vegetation in Jiangsu Province. *Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences)*, 22, 47–52. (in Chinese with English abstract) [李湘萍, 汤庚国, 王定胜, 徐惠强 (1998) 江苏湿地植物群落学特征及其分布和演替规律. *南京林业大学学报(自然科学版)*, 22, 47–52.]
- Li ZJ, Wang WQ, Zhang YH (2014b) Recruitment and herbivory affect spread of invasive *Spartina alterniflora* in China. *Ecology*, 95, 1972–1980.
- Mariska TB, Nicola S, Han O, Wim HP (2009) Plant-soil feedback induces shifts in biomass allocation in the invasive plant *Chromolaena odorata*. *Journal of Ecology*, 97, 1281–1290.
- Maun MA (2011) Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Canadian Journal of Botany*, 76, 713–738.
- Min FY, Wang YP (2008) Study on the sediment siltation downstream tidal barriers in the north of Jiangsu Province. *Marine Science*, 32(12), 87–91. (in Chinese with English abstract) [闵凤阳, 汪亚平 (2008) 江苏淤泥质海岸入海河道闸下淤积研究. *海洋科学*, 32(12), 87–91.]
- Nehring S, Hesse K (2008) Invasive alien plants in marine protected areas: the *Spartina anglica* affair in the European Wadden Sea. *Biological Invasions*, 10, 937–950.
- Nie HL, Wu N, Liang SM, Wang HL, Zhang YM (2006) Effects of different sand burial depths on the growth of fragments of *Tortula desertorum*. *Arid Zone Research*, 23(1), 66–70. (in Chinese with English abstract) [聂华丽, 吴楠, 梁少民, 王红玲, 张元明 (2006) 不同沙埋深度对刺叶墙藓植株碎片生长的影响. *干旱区研究*, 23(1), 66–70.]
- Nielsen LK, Vermaat JE, Wesseling I, Borum J, Hansen O (2002) Sediment properties along gradients of siltation in South-East Asia. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 54, 127–137.
- Owen NW, Martin K, Pamela DM (2004) Plant species and community responses to sand burial on the machair of the Outer Hebrides, Scotland. *Journal of Vegetation Science*, 15, 669–678.
- Perumal VJ, Maun MA (2006) Ecophysiological response of dune species to experimental burial under field and controlled conditions. *Vegetatio*, 184, 89–104.
- Pezeshki SR, Delaune RD, Pardue JH (1992) Sediment addition enhances transpiration and growth of *Spartina alterniflora* in deteriorating Louisiana Gulf Coast salt marshes. *Wetlands Ecology & Management*, 1, 185–189.
- Pye K (1995) Controls on long-term saltmarsh accretion and erosion in the Wash, eastern England. *Journal of Coastal Research*, 11, 337–356.
- Ren ME (1986) The integrative investigation reports of coastal line and tideland resources in Jiangsu Province, China. Marine Press, Beijing. (in Chinese) [任美镠 (1986) 江苏海岸带与海涂资源综合调查报告. 海洋出版社, 北京.]
- Sánchez JM, Sanleón DG, Izco J (2001) Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Botany*, 69, 15–25.
- Sciegienka JK, Keren EN, Menalled FD (2011) Impact of root fragment dimension, weight, burial depth, and water regime on *Cirsium arvense* emergence and growth. *Canadian Journal of Plant Science*, 91, 1027–1036.
- Shen YM, Zeng H, Wang H, Liu YM, Chen ZY (2005) Characteristics of halophyte and associated soil along aggradational muddy coasts in Jiangsu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 25, 1–6. (in Chinese with English abstract) [沈永明, 曾华, 王辉, 刘咏梅, 陈子玉 (2005) 江苏典型淤长岸段潮滩盐生植被及其土壤肥力特征. *生态学报*, 25, 1–6.]
- Sun ZG, Song HL, Sun WG, Sun J (2014) Effects of continual burial by sediment on morphological traits and dry mass allocation of *Suaeda salsa* seedlings in the Yellow River estuary: an experimental study. *Ecological Engineering*, 68, 176–183.
- Tian YB, Song GY, Ai TC (2002) Wetland soil and its ecological functions. *Chinese Journal of Ecology*, 21(6), 36–39. (in Chinese with English abstract) [田应兵, 宋光煜, 艾天成 (2002) 湿地土壤及其生态功能. *生态学杂志*, 21(6), 36–39.]
- Walls RL, Wardrop DH, Brooks RP (2005) The impact of experimental sedimentation and flooding on the growth and germination of floodplain trees. *Plant Ecology*, 176, 203–213.
- Wang Q, An SQ, Ma ZJ, Zhao B, Chen JK, Li B (2006) Invasive *Spartina alterniflora*: biology, ecology and management. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 44, 559–588. (in Chi-

- nese with English abstract) [王卿, 安树青, 马志军, 赵斌, 陈家宽, 李博 (2006) 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. 植物分类学报, 44, 559–588.]
- Willis JM, Hester MW (2004) Interactive effects of salinity, flooding, and soil type on *Panicum hemitomon*. *Wetlands*, 24, 43–50.
- Yang D, Wan FX (2014) Research progress on invasive alien species *Spartina alterniflora*. *Plant Protection*, 40(2), 5–10. (in Chinese with English abstract) [杨东, 万福绪 (2014) 外来入侵种互花米草的研究进展. 植物保护, 40(2), 5–10.]
- Yu GH, Bao SD (1992) Experimental study of erosion prevention and siltation acceleration on Lüsü beach. *The Ocean Engineering*, 1(1), 65–74. (in Chinese with English abstract) [喻国华, 鲍曙东 (1992) 吕泗海滩防蚀促淤的试验研究. 海洋工程, 1(1), 65–74.]
- Zhang XL, Shi SL, Pan GX, Li LQ, Zhang XH, Li ZP (2008) Changes in eco-chemical properties of a mangrove wetland under *Spartina* invasion from Zhangjiangkou, Fujian, China. *Advances in Earth Science*, 23, 974–981. (in Chinese with English abstract) [张祥霖, 石盛莉, 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉, 李志鹏 (2008) 互花米草入侵下福建漳江口红树林湿地土壤生态化学变化. 地球科学进展, 23, 974–981.]
- Zhang YL, Chen LJ (2010) Evolvement of soil properties during reversal of desertification: research progress. *Chinese Journal of Ecology*, 29, 1440–1450. (in Chinese with English abstract) [张玉兰, 陈利军 (2010) 沙漠化逆转过程中土壤性状演变综述. 生态学杂志, 29, 1440–1450.]
- Zhi YB, Li HL, An SQ, Zhao L, Zhou CF, Deng ZF (2007) Inter-specific competition: *Spartina alterniflora* is replacing *Spartina anglica* in coastal China. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 74, 437–448.
- Zhong CX (1985) A brief history and overseas review of *Spartina anglica*. *Journal of Nanjing University-Album of Spartina Research Progress*, 1–30. (in Chinese) [仲崇信 (1985) 大米草简史及国外研究概况. 南京大学学报——米草研究的进展专集, 1–30.]

(责任编辑: 李博 责任编辑: 黄祥忠)

• 研究报告 •

# 黄顶菊凋落物分解对节肢动物群落结构的影响

晏 静<sup>1,2</sup> 张国良<sup>1</sup> 张瑞海<sup>1</sup> 宋 振<sup>1</sup> 赵晓红<sup>1</sup> 刘玉升<sup>2</sup> 付卫东<sup>1\*</sup>

1 (中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

2 (山东农业大学植物保护学院, 山东泰安 271018)

**摘要:** 选择黄顶菊(*Flaveria bidentis*)入侵的林地、农田、荒地、沟渠等4种生境作为调查样地, 比较黄顶菊与本地植物凋落物的分解速率及凋落物分解对节肢动物群落结构的影响。于2014年10月凋落物高峰期在样地内分别搜集黄顶菊与本地植物的凋落物, 每种凋落物称取20 g装入尼龙网分解袋中, 放入各生境。2015年的每个月将不同生境不同处理凋落袋各取回10袋, 用Tullgren法分离节肢动物。4种生境共捕获17,466头, 隶属8纲18目, 4种生境的优势类群皆为蜱螨目和啮目。其中, 林地、农田、荒地、沟渠4种生境处理组中节肢动物数量分别为1,698头, 1,838头, 2,631头, 3,413头, 分别比对照组高18%, 53%, 22%, 11%。多数月份黄顶菊凋落物中的节肢动物丰富度及多样性指数高于同生境对照组, 并且在黄顶菊生长盛期差异显著; 黄顶菊凋落物的分解速率高于对照植物分解速率, 且各月份凋落物分解速率动态与节肢动物数量变化动态呈显著相关。黄顶菊凋落物对节肢动物的影响与人为干扰程度有关, 这种影响在人为干扰较小的荒地及沟渠生境中更为明显。综上所述, 黄顶菊凋落物的分解改变了节肢动物群落结构, 并引起节肢动物多样性的升高。

**关键词:** 黄顶菊; 凋落物; 分解; 节肢动物; 生物多样性

## The effect of *Flaveria bidentis* litter decomposition on the structure of arthropod communities

Jing Yan<sup>1,2</sup>, Guoliang Zhang<sup>1</sup>, Ruihai Zhang<sup>1</sup>, Zhen Song<sup>1</sup>, Xiaohong Zhao<sup>1</sup>, Yusheng Liu<sup>2</sup>, Weidong Fu<sup>1\*</sup>

1 Institute of Agricultural Environment and Sustainable Development, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081

2 College of Plant Protection, Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong 271018

**Abstract:** An investigation was conducted between fall 2014 and 2015 to illustrate litter decomposition of the non-native plant species *Flaveria bidentis* and its effects on the structure of local arthropod communities. The survey was implemented in four different habitats, including forestland, cultivated fields, uncultivated land and ditches, which were all invaded by *F. bidentis*. The collection yielded a total number of 17,466 individuals belonging to 8 classes from 18 orders dominated by Arachnoidea and Psocoptera. In all habitat types, the numbers of arthropod individuals collected from *F. bidentis* treatments were noticeably more than those collected from neighboring plants as a control treatment (by 11–53%). Throughout the survey season, species richness and diversity index of arthropods were usually higher in the *F. bidentis* litter than those in the control, and reached significant levels at the peak of *F. bidentis* growth. Results also showed that *F. bidentis* litter decomposed faster than the litter of neighboring plants. Other results also suggested that the effects of *F. bidentis* litter on arthropod might be associated with the extent of human disturbance, indicating that habitats rarely visited by humans such as uncultivated land and ditches might be affected more than forestland and cultivated fields, which had greater intensity of human activity. In summary, the invasion of *F. bidentis* changes the community structure of arthropods and increases the diversity of arthropods in four habitat types.

**Key words:** *Flaveria bidentis*; litter; decomposition; arthropods; biodiversity

收稿日期: 2016-02-18; 接受日期: 2016-04-15

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201103027)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: fuweidong@caas.cn

外来植物入侵是全球变化的一部分, 它打破地理隔离, 对入侵地生物多样性造成严重的生态危害(Mack et al, 2000; 万方浩等, 2002)。评价外来植物生态后果的研究多集中在入侵植物对生态系统地上部分的影响, 而对地下生物群落与多样性的研究相对较少, 尤其缺乏对土壤生物多样性的研究(陈慧丽等, 2005; 类延宝等, 2010)。土壤动物在土壤生态系统食物链中发挥着重要作用, 其群落结构的稳定及物种多样性的变化能反映土壤生态系统的健康程度(Wood et al, 2012; 崔洋等, 2012)。

随着对土壤生态系统的不断认识, 研究人员越来越重视外来植物入侵对土壤动物多样性的影响及其影响机制。如陈雯等(2012)研究发现, 加拿大一枝黄花(*Solidago canadensis*)入侵浙江省金华市后, 通过改变入侵地土壤理化性质进而影响土壤动物的群落结构, 且土壤动物的类群数、个体数量随着入侵程度的增大而减少。谢俊芳等(2011)调查豚草(*Ambrosia artemisiifolia*)入侵广东省后中小型土壤动物的群落特征, 发现其总个体数及线虫类、弹尾目个体数显著增加, 原因之一是豚草形成单优群落改变了局部小气候环境, 为土壤动物优势类群提供了更好的栖息环境。但目前尚缺乏外来入侵植物凋落物的分解对土壤动物, 尤其是节肢动物群落结构影响的研究实例, 以及外来植物对土壤生态系统的危害评估及更深入的机制研究。

黄顶菊(*Flaveria bidentis*)原产于南美洲, 2001年在我国天津南开大学与河北衡水相继发现, 现已扩散蔓延至河北省邯郸、邢台等56个县(市、区)、河南、山东及天津部分地区(刘全儒, 2005; 任艳萍等, 2008; 张国良等, 2014)。黄顶菊通过与本地植物竞争水分、光照、养分及生存空间或分泌释放化感物质等抑制本地物种生长, 降低物种多样性, 给入侵地的农业生产与生态环境带来严重的威胁(皇甫超河等, 2009; 张国良等, 2013)。我国对黄顶菊的研究主要集中在鉴别特征(高贤明等, 2004)、分布危害(刘全儒, 2005; 张天瑞等, 2010)、防治方法(张国良等, 2010)等方面, 而对土壤动物群落的影响鲜见报道。

本文采用凋落袋法调查了不同生境黄顶菊凋落物中的节肢动物群落结构, 探讨黄顶菊凋落物的分解过程是否对节肢动物群落多样性产生影响, 以期评估黄顶菊入侵对地下生物多样性尤其是节肢动物群落结构的影响效应提供科学依据, 为探究

黄顶菊入侵对土壤生态系统的影响提供更多的理论基础。

## 1 研究区域概况

河北省巨鹿县地处37°08'–37°25' N, 114°48'–115°13' E, 属于暖温带季风区中的大陆性气候。年平均气温13℃, 1月平均气温–3.9℃, 7月平均气温28.8℃, 年平均降水量585 mm, 多集中在7、8月, 年日照时数2,738 h, 光照充足, 雨热同期, 该地区黄顶菊发生早且危害严重(刘宁等, 2014)。

选取黄顶菊入侵的4种典型生境: (1)林地生境。紧挨农田, 地势平坦, 以河北杨(*Populus × hopeiensis*)为主, 伴有较多狗尾草(*Setaria viridis*)、牛筋草(*Eleusine indica*)等禾本科杂草, 黄顶菊长势较弱。(2)农田生境。地势低洼, 以金银花(*Lonicera japonica*)为主, 受定期农事活动影响, 农田边缘黄顶菊长势较弱。(3)荒地生境。地势平坦, 黄顶菊植株高大, 竞争优势明显, 局部形成单优群落。(4)沟渠生境。地势倾斜, 水分充足, 黄顶菊植株高大密集, 长势旺盛, 形成大面积单优群落。

## 2 研究方法

### 2.1 样地设置与样品处理

每个生境中设置处理组与对照组2个代表性样地, 处理组为黄顶菊入侵地, 对照组为非黄顶菊入侵地, 相邻样地间隔10 m。于2014年10月凋落物高峰期在样地内采集黄顶菊与代表性植物河北杨、黄花蒿(*Artemisia annua*)、芦苇(*Phragmites australis*)、金银花的凋落物, 带回实验室在自然条件下风干, 称取20 g风干后的凋落物装入孔径为5 mm的尼龙袋中(30 cm × 20 cm), 处理组凋落袋中放置黄顶菊凋落物, 对照组凋落袋中分别放置对照植物凋落物。于2014年11月分别放入样地, 每个样地放置凋落袋120袋, 即总袋数为960袋。2015年1–12月, 每月从4种生境处理组与对照组各取回10袋凋落袋, 装入透气的收集袋内, 并低温保存带回实验室处理。采用Tullgren法分离凋落袋内的中小型土壤节肢动物, 将分离完节肢动物的凋落物于80℃烘干称重(崔振东, 1985), 体视解剖镜和生物显微镜镜检计数并进行分类, 标本分类鉴定依据《中国土壤动物检索图鉴》与《昆虫分类检索》(李鸿兴等, 1987; 尹文英, 1998)。



## 2.2 数据处理

节肢动物个体数占总个体数10%以上定义为优势类群, 1–10%为常见类群, 1%以下为稀有类群(谭波等, 2012)。节肢动物群落多样性指标:

丰富度(species richness): 以地表土壤动物类群数( $S$ )表示(马克平, 1994)。

Shannon-Wiener多样性指数(Shannon & Weaver, 1949):  $H' = -\sum P_i \ln P_i$  (1)

Simpson多样性指数(Simpson, 1949):  $D = 1/\sum P_i^2$  (2)

Pielou均匀度指数(Pielou, 1975):  $E = H'/\ln S$  (3)

式中,  $P_i$ 为第 $i$ 类群的个体数占群落总个体数的比例。

凋落物质量(累积)损失率(李艳红, 2012):

$L_c(\%) = \{(X_0 - X_t)/X_0\} \times 100$  (4)

式中,  $X_0$ 为样品的初始干质量,  $X_t$ 为样品分解 $t$ 段时间后的干质量。

凋落物质量月净损失率:  $L_n(\%) = L_{c_t} - L_{c_{(t-1)}}$  (5)

式中,  $L_{c_t}$ 为当月累积损失率,  $L_{c_{(t-1)}}$ 为前一月累积损失率。

采用Origin9软件制作凋落物中节肢动物数量及多样性变化动态图; 采用SPSS19.0软件进行 $t$ -检验, 比较处理组与对照组凋落物分解速率及群落特征指标的差异显著性, 并分析凋落物分解动态与节肢动物数量变化动态的相关性。

## 3 结果

### 3.1 4种生境凋落物中节肢动物群落结构

4种生境共捕获节肢动物17,466头, 隶属8纲18目, 4种生境的优势类群皆为蜚蠊目和啮目(附录1)。

林地生境共捕获节肢动物3,136头, 隶属7纲16目。其中, 处理组捕获1,698头, 占总捕获量的54.15%; 对照组捕获1,438头, 占总捕获量的45.85%。从节肢动物群落结构看, 处理组优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为蜘蛛目、弹尾目与膜翅目, 其余为稀有类群; 对照组优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为弹尾目、鞘翅目、双翅目与膜翅目, 其余为稀有类群。处理组除啮目相对多度略小于对照组外, 其余优势类群与常见类群相对多度均大于对照组, 且蜘蛛目在处理组中为常见类群, 而在对照组中为稀有类群。

农田生境共捕获节肢动物3,043头, 隶属5纲14

目。其中, 处理组捕获1,838头, 占总捕获量的60.40%; 对照组捕获1,205头, 占总捕获量的39.60%。从节肢动物群落结构看, 处理组优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为蜘蛛目、弹尾目、膜翅目、鞘翅目与双翅目, 其余为稀有类群。对照组中, 优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为蜘蛛目、弹尾目与膜翅目, 其余为稀有类群。处理组蜚蠊目、蜘蛛目、弹尾目的相对多度略小于对照组, 其余优势类群与常见类群的相对多度均大于对照组。

荒地生境共捕获节肢动物4,790头, 隶属7纲17目。其中, 处理组捕获2,631头, 占总捕获量的54.93%; 对照组捕获2,159头, 占总捕获量的45.07%。从节肢动物群落结构看, 处理组与对照组的优势类群均为蜚蠊目与啮目, 常见类群均为蜘蛛目、弹尾目与膜翅目, 其余为稀有类群。处理组中优势类群与常见类群相对多度均大于对照组。

沟渠生境共捕获节肢动物6,497头, 隶属6纲15目。其中, 处理组捕获3,413头, 占总捕获量的52.53%; 对照组捕获3,084头, 占总捕获量的47.47%。从节肢动物群落结构看, 处理组优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为蜘蛛目、弹尾目、等足目与膜翅目, 其余为稀有类群; 对照组优势类群为蜚蠊目与啮目, 常见类群为蜘蛛目、弹尾目与膜翅目, 其余为稀有类群。处理组中优势类群与常见类群相对多度均大于对照组, 且等足目在处理组中为常见类群, 而在对照组中为稀有类群。

### 3.2 4种生境中凋落物分解速率与节肢动物数量变化动态

林地生境中凋落物的分解动态与节肢动物数量变化动态见图1-a。2015年7–9月, 处理组与对照组凋落物月净损失率较高( $L_n > 10\%$ ), 处理组( $L_n = 12.90\%$ )与对照组( $L_n = 11.63\%$ )均在7月达最高值, 8月份处理组凋落物月净损失率显著高于对照组( $P = 0.008$ ), 其余月份差异不显著。2015年12月处理组累积损失率达97.10%, 对照组累积损失率达93.83%, 凋落物基本分解完毕。处理组与对照组节肢动物个体数在2015年7–9月到达一个高峰, 处理组(392头)与对照组(290头)均在8月达最高值, 7月与8月处理组数量显著高于对照组( $P = 0.039$ ;  $P = 0.001$ ), 且处理组节肢动物总数量高于对照组。林地生境月净损失率与节肢动物数量变化动态呈极显著相关( $P < 0.01$ ), 相关系数为0.910。由上述结果可知, 在林地

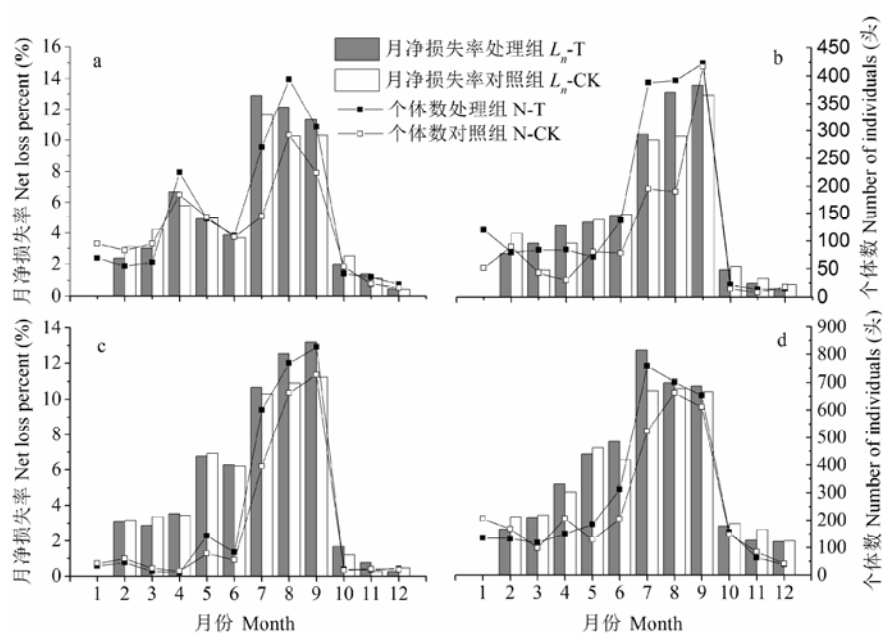


图1 4种生境凋落物月净损失率与节肢动物数量变化动态。a: 林地生境; b: 农田生境; c: 荒地生境; d: 沟渠生境。

Fig. 1 Dynamic of net loss percent of litter and the number of arthropods in four habitats. a, Forestland habitat; b, Cultivated field habitat; c, Uncultivated land habitat; d, Ditch habitat.

生境中, 分解较快的处理组凋落物中节肢动物数量高于分解较慢的对照组凋落物。

农田生境中凋落物的分解动态与节肢动物数量变化动态见图1-b。由图可知, 2015年7-9月, 处理组与对照组凋落物月净损失率较高( $L_n > 10\%$ ), 处理组( $L_n = 13.63\%$ )与对照组( $L_n = 13.00\%$ )均在9月达到最高值, 且8月两者间达到显著差异( $P = 0.028$ ), 其余月份差异不显著。2015年12月处理组累积损失率达96.73%, 对照组累积损失率达92.27%, 凋落物基本分解完毕。处理组与对照组节肢动物个体数高峰均在2015年7-9月, 处理组(423头)与对照组(417头)均在9月达最高值, 7月与8月两者间达到显著差异( $P = 0.015$ ;  $P = 0.003$ ), 且处理组节肢动物总数量高于对照组。农田生境凋落物月净损失率与节肢动物数量变化达到极显著相关( $P < 0.01$ ), 相关系数为0.949。由上述结果可知, 在农田生境中, 分解较快的处理组凋落物中的节肢动物数量高于分解较慢的对照组凋落物。

荒地生境凋落物的分解动态与节肢动物数量变化动态见图1-c, 由图可知, 2015年7-9月, 处理组与对照组凋落物月净损失率较高( $L_n > 10\%$ ), 处理组( $L_n = 13.20\%$ )与对照组( $L_n = 11.57\%$ )均在9月达到

最高值, 在8月份与9月份的调查中处理组显著高于对照组( $P = 0.001$ ;  $P = 0.001$ )。2015年12月处理组累积损失率达99.07%, 对照组累积损失率达97.67%, 凋落物基本分解完毕。处理组与对照组节肢动物个体数高峰均在2015年7-9月, 处理组(830头)与对照组(730头)均在9月达最高值, 在7月份与8月份的调查中处理组显著高于对照组( $P = 0.015$ ;  $P = 0.033$ ), 且处理组节肢动物总数量高于对照组。荒地生境凋落物月净损失率与节肢动物数量变化动态达到极显著相关( $P < 0.01$ ), 相关系数为0.909。由上述结果可知, 在荒地生境中, 分解较快的处理组凋落物中的节肢动物数量高于分解较慢的对照组凋落物。

沟渠生境凋落物的分解动态和节肢动物数量变化动态见图1-d。由图可知, 2015年7-9月, 处理组与对照组凋落物月净损失率较高( $L_n > 10\%$ ), 处理组在7月达到最高值( $L_n = 12.60\%$ ), 对照组在8月达到最高值( $L_n = 10.30\%$ ), 且在7月份的调查中处理组显著高于对照组( $P = 0.003$ ), 其余月份差异不显著。2015年12月处理组累积损失率达96.60%, 对照组累积损失率达90.80%, 凋落物基本分解完毕。处理组与对照组节肢动物个体数高峰均在2015年7-9月, 处理组在7月(758头)达最高值, 对照组在8月

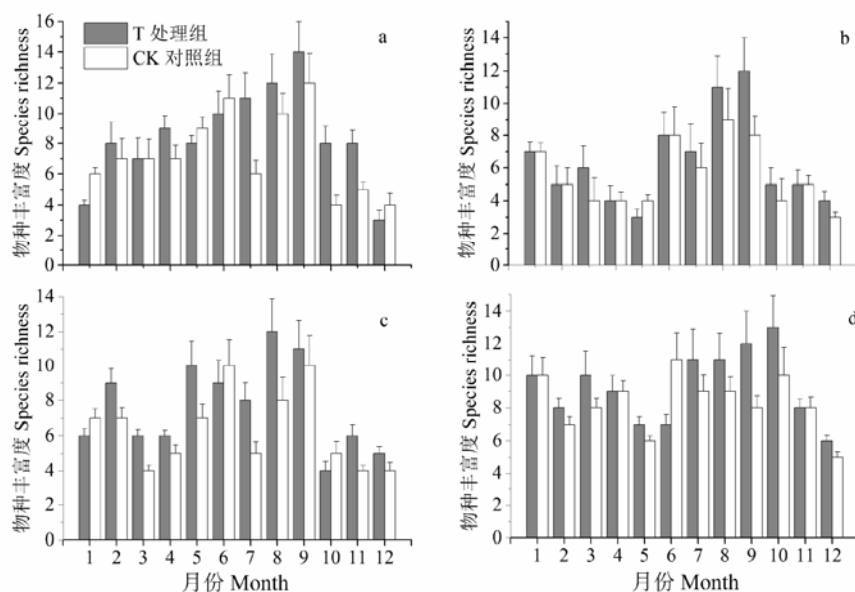


图2 4种生境节肢动物丰富度周年变化。a: 林地生境; b: 农田生境; c: 荒地生境; d: 沟渠生境。

Fig. 2 Annual variation of species richness of arthropod in four habitats. a, Forestland habitat; b, Cultivated field habitat; c, Uncultivated land habitat; d, Ditch habitat.

(663头)达最高值,在6月份与7月份的调查中处理组均显著高于对照组( $P = 0.031$ ;  $P = 0.011$ ),且处理组节肢动物总数量高于对照组。沟渠生境凋落物月净损失率与节肢动物数量达到极显著相关( $P < 0.01$ ),相关系数为0.938。由上述结果可知,在沟渠生境中,分解较快的处理组凋落物中的节肢动物数量高于分解较慢的对照组凋落物。

### 3.3 4种生境中节肢动物群落多样性

林地生境节肢动物丰富度周年变化见图2-a,在7月以前的6次调查中,处理组与对照组的丰富度并无显著差异,而7月及以后的调查中处理组的丰富度均高于对照组,并且在7月的调查中达到显著差异( $P = 0.089$ )。节肢动物多样性指数变化动态如图3-a所示,处理组多样性指数均高于对照组,并且Shannon-Wiener多样性指数( $P = 0.039$ )、Simpson多样性指数( $P = 0.034$ )、Pielou均匀度指数( $P = 0.032$ )在10月份均达到显著差异。上述结果表明,黄顶菊入侵林地生境后随着凋落物的分解节肢动物群落的多样性升高了。

农田生境节肢动物丰富度变化动态见图2-b,多数月份的调查显示处理组的节肢动物丰富度高于对照组,并且在9月的调查中达到显著差异( $P = 0.004$ )。节肢动物多样性指数变化动态如图3-b所示,在9月份的调查中处理组的Shannon-Wiener多样性

指数( $P = 0.030$ )、Simpson多样性指数( $P = 0.028$ )均显著高于对照组。上述结果表明,黄顶菊入侵农田生境后随着凋落物的分解节肢动物多样性升高。

荒地生境节肢动物丰富度变化动态见图2-c,处理组节肢动物丰富度基本高于对照组,并且在7月( $P = 0.004$ )与8月( $P = 0.005$ )的调查中达到显著差异。节肢动物多样性指数变化动态如图3-c所示,大多数月份的调查显示处理组节肢动物多样性指标高于对照组,并且在8月份调查中处理组的Simpson多样性指数( $P = 0.024$ )显著高于对照组。上述结果表明,黄顶菊入侵荒地生境后随着凋落物的分解节肢动物的多样性升高。

沟渠生境节肢动物丰富度变化动态见图2-d,大多数月份的调查显示处理组节肢动物丰富度高于对照组,并且在9月( $P = 0.005$ )的调查中达到显著差异。节肢动物多样性指数变化动态如图3-d所示,在7月份的调查中处理组的Pielou均匀度指数( $P = 0.034$ )显著高于对照组。上述结果表明,黄顶菊入侵沟渠生境后随着凋落物的分解节肢动物多样性升高。

## 4 讨论

本研究通过对黄顶菊凋落物中节肢动物群落的调查,发现黄顶菊的入侵导致节肢动物总个体数量与多样性指数升高,这与刘宁等(2014)采用陷阱

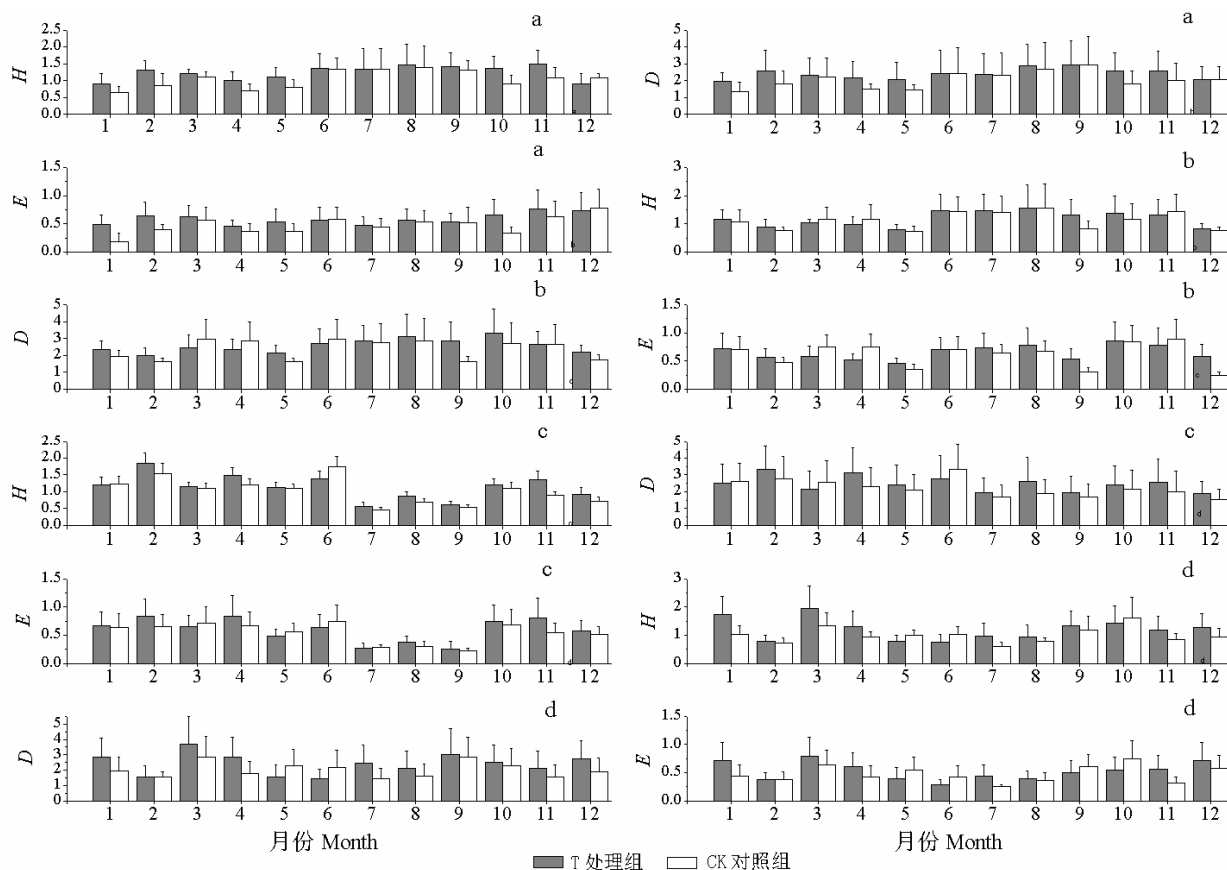


图3 4种生境节肢动物多样性。H: Shannon-Wiener多样性指数; D: Simpson多样性指数; E: Pielou均匀度指数。a: 林地生境; b: 农田生境; c: 荒地生境; d: 沟渠生境。

Fig. 3 Diversity index of arthropods in four habitats. H, Shannon-Wiener diversity index; D, Simpson-Yule index; E, Pielou evenness index. a, Forestland habitat; b, Cultivated field habitat; c, Uncultivated land habitat; d, Ditch habitat.

法调查黄顶菊地表土壤动物群落结构的结果类似。其他入侵植物种类的调查也出现过类似的结果, 如 Lana和Guiss等(1991)调查了互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵巴西东南部海湾盐沼后土壤动物群落在14个月内的时空变化, 发现由于互花米草增加了植被覆盖度及凋落物, 引起了土壤动物密度以及腹足类和等足类类群数的升高。

本研究分析发现黄顶菊入侵后对节肢动物群落结构及多样性有一定的影响, 该影响与黄顶菊生长情况、凋落物分解速率有关。黄顶菊在7月份达到生长旺期, 植株高大, 植被密集, 林下形成弱光、高温、潮湿的小气候环境, 而高温潮湿环境中节肢动物数量更丰富(Palacios-Vargas et al, 2007; Darby et al, 2011), 因此黄顶菊通过为节肢动物的生存及繁衍提供更适宜的栖息环境来增加其个体数量。同时, 高温潮湿的环境能加速凋落物的分解, 凋落物分解初期并不适合节肢动物定殖, 土壤动物会选择

凋落物适合取食时定殖(Schulze & Walker, 1997)。在整个研究过程中, 处理组与对照组凋落物分解最快时段均为7-9月, 节肢动物数量最高峰也在7-9月。节肢动物对凋落物的摄食以及排泄, 直接或间接粉碎凋落物, 并通过影响微生物群落结构调控凋落物分解, 因此节肢动物的增加也加速了凋落物的分解(Bokhorst & Wardle, 2013; García-Palacios et al, 2013; Zhang et al, 2015)。并且分解较快的黄顶菊凋落物中的节肢动物数量高于分解较慢的对照植物凋落物, 这与以往的研究一致(Barajas-Guzmán & Alvarez-Sánchez, 2003; 查同刚等, 2012)。

黄顶菊入侵后对节肢动物群落结构及多样性的影响还与生境内的人为干扰有关, 干扰程度较轻、植被覆盖稳定的生境条件更有利于中小型土壤动物的生存(秦钟等, 2009; Thakur et al, 2014)。本研究结果显示林地与农田生境内的节肢动物数量低于荒地与沟渠生境, 且林地与农田生境内处理组的

节肢动物优势类群出现小于对照组的现象,而荒地与沟渠生境处理组的节肢动物优势类群与常见类群皆大于对照组。出现此差异的原因可能是林地与农田生境存在较多的农业活动,植被保持稳定时间较短,这都无助于节肢动物多样性的提高。而沟渠与荒地生境受人类活动干扰较少,植被保持稳定时间长,节肢动物群落受扰动小,因此黄顶菊在这两种生境中对节肢动物多样性的影响更大。

**致谢:** 感谢柏超师姐对英文摘要的悉心修改,感谢张婷、黄成成在实验采样时的帮助。

## 参考文献

- Barajas-Guzmán G, Alvarez-Sánchez J (2003) The relationships between litter fauna and rates of litter decomposition in a tropical rain forest. *Applied Soil Ecology*, 24, 91–100.
- Bokhorst S, Wardle DA (2013) Microclimate within litter bags of different mesh size: implications for the ‘arthropods effect’ on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 147–152.
- Chen HL, Li YJ, Li B, Chen JK, Wu JH (2005) Impacts of exotic plant invasions on soil biodiversity and ecosystem processes. *Biodiversity Science*, 13, 555–565. (in Chinese with English abstract) [陈慧丽, 李玉娟, 李博, 陈家宽, 吴纪华 (2005) 外来植物入侵对土壤生物多样性和生态系统过程的影响. *生物多样性*, 13, 555–565.]
- Chen W, Li T, Zheng RQ, Chen P, Li T, Lu JJ, Zhang JY (2012) Effects of the invasion by *Solidago canadensis* L. on the community structure of soil animals. *Acta Ecologica Sinica*, 32, 7072–7081. (in Chinese with English abstract) [陈雯, 李涛, 郑荣泉, 陈平, 李婷, 陆俊佳, 张加勇 (2012) 加拿大一枝黄花入侵对土壤动物群落结构的影响. *生态学报*, 32, 7072–7081.]
- Cui Y, Wang SL, Yu XJ, Yan SK (2012) Effects of forest soil animals on early decomposition and nutrient release of litter. *Chinese Journal of Ecology*, 31, 2709–2715. (in Chinese with English abstract) [崔洋, 汪思龙, 于小军, 颜绍堃 (2012) 森林土壤动物对凋落物早期分解及养分释放的影响. *生态学杂志*, 31, 2709–2715.]
- Cui ZD (1985) Function of soil animals. *Chinese Journal of Zoology*, 20(2), 49–52. (in Chinese) [崔振东 (1985) 土壤动物的作用. *动物学杂志*, 20(2), 49–52.]
- Darby BJ, Neher DA, Housman DC, Belnap J (2011) Few apparent short-term effects of elevated soil temperature and increased frequency of summer precipitation on the abundance and taxonomic diversity of desert soil micro- and meso-fauna. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1474–1481.
- Gao XM, Tang TG, Liang Y, Zheng TX, Sang WG, Chen YL (2004) An alert regarding biological invasion by a new exotic plant, *Flaveria bidentis*, and strategy for its control. *Biodiversity Science*, 12, 274–279. (in Chinese with English abstract) [高贤明, 唐廷贵, 梁宇, 郑天翔, 桑卫国, 陈艺林 (2004) 外来植物黄顶菊的入侵警报及防控对策. *生物多样性*, 12, 274–279.]
- García-Palacios P, Maestre FT, Kattge J, Wall DH (2013) Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes. *Ecology Letters*, 16, 1045–1053.
- Huangfu CH, Wang ZY, Yang DL (2009) Basic photosynthetic characteristics of exotic invasive weed *Flaveria bidentis* and its companion species. *Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica*, 29, 781–788. (in Chinese with English abstract) [皇甫超河, 王志勇, 杨殿林 (2009) 外来入侵种黄顶菊及其伴生植物光合特性初步研究. *西北植物学报*, 29, 781–788.]
- Lana PC, Guiss C (1991) Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat of Paranaguá Bay (southeastern Brazil). *Marine Ecology Progress Series*, 73, 231–244.
- Lei YB, Xiao HF, Feng YL (2010) Impacts of alien plant invasions on biodiversity and evolutionary responses of native species. *Biodiversity Science*, 18, 622–630. (in Chinese with English abstract) [类延宝, 肖海峰, 冯玉龙 (2010) 外来植物入侵对生物多样性的影响及本地生物的进化响应. *生物多样性*, 18, 622–630.]
- Li HX, Sui JZ, Zhou SX (1987) Index of Insect Classification. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [李鸿兴, 隋敬之, 周士秀 (1987) 昆虫分类检索. 农业出版社, 北京.]
- Li YH (2012) Decomposition Characteristics and Soil Fauna Community Dynamics in Mixed *Eucalyptus grandis* and *Alnus formosana* Litters. PhD dissertation, Sichuan Agricultural University, Ya'an. (in Chinese with English abstract) [李艳红 (2012) 巨桉-台湾桉木混合凋落物分解特征及其土壤动物群落动态. 博士学位论文, 四川农业大学, 雅安.]
- Liu N, Fu WD, Zhang GL, Liu YS, Lu AL (2014) Impacts of *Flaveria bidentis* invasion on ground-dwelling soil animal communities in different habitats. *Chinese Journal of Ecology*, 33, 176–183. (in Chinese with English abstract) [刘宁, 付卫东, 张国良, 刘玉升, 卢爱玲 (2014) 黄顶菊入侵对不同生境地表土壤动物群落的影响. *生态学杂志*, 33, 176–183.]
- Liu QR (2005) *Flaveria* Juss. (Compositae), a newly naturalized genus in China. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 43, 178–180. (in Chinese with English abstract) [刘全儒 (2005) 中国菊科植物一新归化属——黄菊属. *植物分类学报*, 43, 178–180.]
- Mack RN, Simberloff D, Mark LW, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications*, 10, 689–710.
- Ma KP (1994) Measurement of biotic community diversity. I. a

- diversity (Part 1). Chinese Biodiversity, 2, 162–168. (in Chinese) [马克平 (1994) 生物群落多样性的测度方法. I.  $\alpha$ 多样性的测度方法(上). 生物多样性, 2, 162–168.]
- Palacios-Vargas JG, Castaño-Meneses G, Gómez-Anaya JA, Martínez-Yrizar A, Mejía-Recamier BE, Martínez-Sánchez J (2007) Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. Biodiversity and Conservation, 16, 3703–3717.
- Pielou EC (1975) Ecological Diversity. John Wiley and Sons, New York.
- Qin Z, Zhang JE, Li QF (2009) Community structure of soil meso- fauna and micro- fauna in different habitats of urbanized region. Chinese Journal of Applied Ecology, 20, 3049–3056. (in Chinese with English abstract) [秦钟, 章家恩, 李庆芳 (2009) 城市化地区不同生境下中小型土壤动物群落结构特征. 应用生态学报, 20, 3049–3056.]
- Ren YP, Jiang S, Gu S, Wang YZ, Zheng SX (2008) Advances in *Flaveria bidentis* (L.) Kuntze, a new exotic plant. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 16, 390–396. (in Chinese with English abstract) [任艳萍, 江莎, 古松, 王永周, 郑书馨 (2008) 外来植物黄顶菊(*Flaveria bidentis*)的研究. 热带亚热带植物学报, 16, 390–396.]
- Schulze DJ, Walker KF (1997) Riparian eucalypts and willows and their significance for aquatic invertebrates in the River Murray, South Australia. Regulated Rivers: Research & Management, 13, 557–577.
- Shannon CE, Weaver W (1949) The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson EH (1949) Measurement of diversity. Nature, 162, 688.
- Tan B, Wu FZ, Yang WQ, Xia L, Yang YL, Wang A (2012) Diversity of the large soil animal communities and its response to seasonal freezing and thawing in the subalpine / alpine forests. Biodiversity Science, 20, 215–223. (in Chinese with English abstract) [谭波, 吴福忠, 杨万勤, 夏磊, 杨玉莲, 王奥 (2012) 川西亚高山/高山森林大型土壤动物群落多样性及其对季节性冻融的响应. 生物多样性, 20, 215–223.]
- Thakur MP, Berg MP, Eisenhauer N, van Langevelde F (2014) Disturbance–diversity relationships for soil fauna are explained by faunal community biomass in a salt marsh. Soil Biology and Biochemistry, 78, 30–37.
- Wan FH, Guo JY, Wang DH (2002) Alien invasive species in China: their damages and management strategies. Biodiversity Science, 10, 119–125. (in Chinese with English abstract) [万方浩, 郭建英, 王德辉 (2002) 中国外来入侵生物的危害与管理对策. 生物多样性, 10, 119–125.]
- Wood CT, Schlindwein CCD, Soares GLG, Araujo PB (2012) Feeding rates of *Balloniscus sellowii* (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): the effect of leaf litter decomposition and its relation to the phenolic and flavonoid content. ZooKeys, 176, 231–245.
- Xie JF, Quan GM, Zhang JE, Mao DJ, Xu HQ, Qin Z (2011) Effects of *Ambrosia artemisiifolia* invasion on the community structure of meso- and micro-fauna. Acta Ecologica Sinica, 31, 5682–5690. (in Chinese with English abstract) [谢俊芳, 全国明, 章家恩, 毛丹鹃, 徐华勤, 秦钟 (2011) 豚草入侵对中小型土壤动物群落结构特征的影响. 生态学报, 31, 5682–5690.]
- Yin WY (1998) Pictorial Keys of Soil Animals of China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [尹文英 (1998) 中国土壤动物检索图鉴. 科学出版社, 北京.]
- Zha TG, Zhang ZQ, Sun G, Wang GM, Yun XQ, Wang YK, Liu Y (2012) Home-field advantage of litter decomposition and its soil biological driving mechanism: a review. Acta Ecologica Sinica, 32, 7991–8000. (in Chinese with English abstract) [查同刚, 张志强, 孙阁, 王高敏, 负小琴, 王伊琨, 刘艳 (2012) 凋落物分解主场效应及其土壤生物驱动. 生态学报, 32, 7991–8000.]
- Zhang GL, Fu WD, Sun YF (2013) Manual of National Comprehensive Prevention and Control Technology for the State Key Management of Alien Invasive Species. China Agriculture Press, Beijing. (in Chinese) [张国良, 付卫东, 孙玉芳 (2013) 国家重点管理外来入侵物种综合防控技术手册. 中国农业出版社, 北京.]
- Zhang GL, Fu WD, Zheng H (2014) Invasion Mechanisms and Integrated Management of *Flaveria bidentis*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张国良, 付卫东, 郑浩 (2014) 黄顶菊入侵机制及综合治理. 科学出版社, 北京.]
- Zhang GL, Fu WD, Han Y (2010) Emergency Prevention and Control Guidelines of *Flaveria bidentis* (L.) Kuntze. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张国良, 付卫东, 韩颖 (2010) 黄顶菊应急防控指南. 科学出版社, 北京.]
- Zhang TR, Huangfu CH, Bai XM, Yang DL, Li G, Lai X, Zhao JN (2010) Effect of *Flaveria bidentis* invasion on soil nutrients and enzyme activities. Chinese Journal of Ecology, 29, 1353–1358. (in Chinese with English abstract) [张天瑞, 皇甫超河, 白小明, 杨殿林, 李刚, 赖欣, 赵建宁 (2010) 黄顶菊入侵对土壤养分和酶活性的影响. 生态学杂志, 29, 1353–1358.]
- Zhang W, Yuan S, Hu N, Lou Y, Wang S (2015) Predicting soil fauna effect on plant litter decomposition by using boosted regression trees. Soil Biology and Biochemistry, 82, 81–86.

(责任编辑: 万方浩 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 4种生境节肢动物群落结构

Appendix 1 Community structure of arthropods in four habitats

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016047-1.pdf>

晏静, 张国良, 张瑞海, 宋振, 赵晓红, 刘玉升, 付卫东. 黄顶菊凋落物分解对节肢动物群落结构的影响. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1288–1295.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016047>

附录1 4种生境节肢动物群落结构  
Appendix 1 Community structure of arthropods in four habitats

类群 Taxa	林地生境 Forestland habitats				农田生境 Cultivated field habitats				荒地生境 Uncultivated land habitats				沟渠生境 Ditch habitats			
	处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control	
	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance	个体数 Individuals	相对多度 Relative abundance
蜚蠊目 Arachnoidea	1,036	61.01	793	55.15	1,100	59.85	757	62.82	1,882	71.53	1,540	71.33	2,060	60.36	1,860	60.31
蜘蛛目 Araneae	42	2.47	9	0.63	59	3.21	43	3.57	36	1.42	30	1.39	66	1.93	54	1.75
弹尾目 Collembola	107	6.3	88	6.12	49	2.67	56	4.65	243	9.24	197	9.12	311	9.11	272	8.82
石蜈蚣目 Lithobiomorpha	1	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
柄眼目Stylommatophora	1	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
等足目 Isopoda	9	0.53	4	0.28	3	0.16	7	0.58	6	0.23	4	0.19	35	1.03	30	0.97
双尾目 Entotrophi	7	0.41	10	0.7	3	0.16	0	0	0	0	3	0.14	1	0.03	1	0.03
综合目 Symphyla	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.08	0	0	1	0.03	0	0
石蜈蚣目Lithobiomorpha	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.05	0	0	0	0
啮目 Psocoptera	359	21.14	398	27.68	504	27.42	288	23.9	320	12.16	262	12.14	739	21.65	665	21.56
啮科 Psocidae	359	21.14	398	27.68	504	27.42	288	23.9	320	12.16	262	12.14	739	21.65	665	21.56
同翅目 Homoptera	2	0.12	6	0.42	0	0	0	0	9	0.34	0	0	2	0.06	0	0
红蚧科 Kermesidae	2	0.12	0	0	0	0	0	0	9	0.34	0	0	2	0.06	0	0
半翅目 Hemiptera	7	0.41	16	0.98	7	0.38	7	0.58	28	1.06	23	1.06	14	0.41	30	0.97
蝽科 Pentatomidae	5	0.29	7	0.49	7	0.38	4	0.33	16	0.61	16	0.74	11	0.32	21	0.68
长蝽科 Lygaeidae	0	0	0	0	0	0	1	0.08	11	0.42	5	0.23	2	0.06	7	0.23
花蝽科 Anthocoridae	0	0	2	0.14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
红蝽科 Pyrrhocoridae	2	0.12	5	0.35	0	0	2	0.17	1	0.04	2	0.09	1	0.03	2	0.06
鞘翅目 Coleoptera	17	1.01	20	1.39	19	1.03	9	0.75	8	0.3	12	0.56	23	0.67	29	0.94
黑蝼科 Passalidae	3	0.18	0	0	1	0.05	0	0	0	0	0	0	1	0.03	0	0
象甲科 Curculionidae	1	0.06	0	0					0	0	1	0.05	3	0.09	2	0.06
拟步甲科 Tenebrionidae	0	0	0	0	1	0.05	0	0	0	0	0	0	3	0.09	1	0.03

类群 Taxa	林地生境 Forestland habitats				农田生境 Cultivated field habitats				荒地生境 Uncultivated land habitats				沟渠生境 Ditch habitats			
	处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control	
	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度
	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance
叶甲科 Chrysomelidae	0	0	1	0.07	0	0	1	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0
瓢甲科 Coccinellidae	0	0	1	0.07	0	0	1	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0
苔甲科 Scydmaenidae	9	0.53	11	0.76	6	0.33	6	0.5	7	0.27	3	0.14	8	0.23	9	0.29
出尾罩甲科 Scaphidiidae	1	0.06	1	0.07	1	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
谷盗科 Ostomatidae	0	0	0	0	0	0	1	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0
小罩甲科	2	0.12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mycetophagidae																
鞘翅目幼虫 Coleoptera	1	0.06	6	0.42	10	0.54	0	0	1	0.04	8	0.37	8	0.23	17	0.55
双翅目 Diptera	12	0.7	18	1.25	19	1.03	4	0.33	8	0.3	20	0.93	24	0.72	30	0.97
瘿蚊科 Cecidomyiidae	6	0.35	5	0.35	7	0.38	3	0.25	4	0.15	7	0.32	7	0.21	8	0.26
蚊科 Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0.18	14	0.45
大蚊科 Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.05	2	0.06	3	0.1
秆蝇科 Chloropidae	1	0.06	0	0	0	0	0	0	1	0.04	0	0	1	0.03	0	0
食蚜蝇科 Syrphidae	0	0	1	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
水虻幼虫 Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.06	0	0
双翅目幼虫 Diptera	5	0.29	12	0.83	12	0.65	1	0.08	3	0.11	12	0.56	6	0.18	5	0.16
膜翅目 Hymenoptera	70	4.12	59	4.1	60	3.26	26	2.16	70	2.67	40	1.85	92	2.7.0	75	2.43
蚁科 Formicidae	51	3	42	2.92	34	1.85	11	0.91	47	1.79	24	1.11	59	1.73	41	1.32
蜜蜂科 Apidae	1	0.06	0	0	0	0	0	0	3	0.11	1	0.05	1	0.03	0	0
金小蜂科 Pteromalidae	15	0.88	13	0.9	26	1.41	14	1.16	15	0.57	14	0.65	23	0.67	29	0.94
姬蜂科 Ichneumonidae	1	0.06	4	0.28	0	0	0	0	1	0.04	0	0	2	0.06	0	0
叶蜂科 Tenthredinidae	1	0.06	0	0	0	0	0	0	2	0.08	1	0.05	4	0.12	5	0.16
茧蜂科 Braconidae	1	0.06	0	0	0	0	1	0.08	0	0	0	0	1	0.03	0	0
蚜小蜂科 Aphelinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.04	0	0	2	0.06	0	0
缨小蜂科 Mymaridae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.04	0	0	0	0	0	0
缨翅目 Thysanoptera	16	0.94	8	0.56	9	0.49	4	0.33	11	0.42	20	0.93	30	0.88	8	0.26
管蓟马科 Phlaeothripidae	16	0.94	8	0.56	9	0.49	4	0.33	11	0.42	20	0.93	30	0.88	8	0.26
蜚蠊目 Blattaria	5	0.3	1	0.07	1	0.05	4	0.33	3	0.11	0	0	1	0.03	10	0.32



类群 Taxa	林地生境 Forestland habitats				农田生境 Cultivated field habitats				荒地生境 Uncultivated land habitats				沟渠生境 Ditch habitats			
	处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control		处理组 Treatment		对照组 Control	
	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度	个体数	相对多度
	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance	Individuals	Relative abundance
蜚蠊科Blattidae	2	0.12	0	0	1	0.05	4	0.33	3	0.11	0	0	1	0.03	10	0.32
蜚蠊目幼虫 Blattaria	3	0.18	1	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
鳞翅目 Lepidoptera	7	0.41	10	0.7	4	0.22	0	0	3	0.11	7	0.32	14	0.41	20	0.65
鳞翅目幼虫 Lepidoptera	7	0.41	10	0.7	4	0.22	0	0	3	0.11	7	0.32	14	0.41	20	0.65
脉翅目 Neuroptera	0	0	0	0	1	0.05	0	0	2	0.08	0	0	0	0	0	0
草蛉科幼虫 Chrysopidae	0	0	0	0	1	0.05	0	0	2	0.08	0	0	0	0	0	0
总计 Total	1,698		1,438		1,838		1,205		2,631		2,159		3,413		3,084	

•研究报告•

# 基于DNA条形码的物种丰富度估计： 以宿迁地区鳞翅目蛾类为例

金倩<sup>1,2</sup> 陈芬<sup>1</sup> 罗桂杰<sup>1</sup> 蔡卫佳<sup>1</sup> 刘旭<sup>1</sup> 王昊<sup>1</sup>  
杨采青<sup>2</sup> 郝梦迪<sup>2</sup> 张爱兵<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> (江苏省农业科学院宿迁农科所, 江苏宿迁 223800)

<sup>2</sup> (首都师范大学生命科学学院, 北京 100048)

**摘要:** 为了探究基于DNA条形码方法量化物种多样性指标的可行性, 本研究以江苏省宿迁地区蛾类群落为例, 基于DNA条形码方法估计群落物种丰富度并绘制等级多度分布曲线(rank-abundance curves), 同时与基于传统形态学的对应指标进行比较。结果表明: (1)基于DNA条形码的物种丰富度估计与基于形态的物种丰富度估计之间没有显著差异; (2)基于形态和DNA条形码的等级多度分布曲线趋势一致, 通过K-S检测发现二者之间没有显著性差异( $P > 0.05$ )。结果显示, 基于DNA条形码的物种丰富度估计能够在一定程度上补充基于形态学的方法, 可以尝试将其应用于蛾类群落生态学调查研究中。

**关键词:** 鳞翅目; DNA条形码; 物种丰富度; 等级多度分布曲线

## Estimation of species richness of moths (Insecta: Lepidoptera) based on DNA barcoding in Suqian, China

Qian Jin<sup>1,2</sup>, Fen Chen<sup>1</sup>, Guijie Luo<sup>1</sup>, Weijia Cai<sup>1</sup>, Xu Liu<sup>1</sup>, Hao Wang<sup>1</sup>, Caiqing Yang<sup>2</sup>, Mengdi Hao<sup>2</sup>, Aibing Zhang<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup> Suqian Institute of Agricultural Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Suqian, Jiangsu 223800

<sup>2</sup> College of Life Sciences, Capital Normal University, Beijing 100048

**Abstract:** To explore the feasibility of assessing species diversity using DNA barcoding, we investigated this approach by focusing on moths species (Lepidoptera) in Suqian, China. The study evaluated community species richness and rank-abundance curves using the DNA barcoding method, and compared it with the traditional morphology method. Results indicated that there was no significant difference between the DNA barcode-based approach and the morphology-based approach. All DNA barcode-based rank-abundance curves gave similar and clear patterns when compared with morphology-based curves (Kolmogorov-Smirnov two sample test,  $P > 0.05$ ). Our results indicate that the DNA barcode-based approach is able to be used to estimate species richness.

**Key words:** Lepidoptera; DNA barcoding; species richness; rank-abundance curves

对于个体小、物种丰富度高的鳞翅目蛾类进行多样性调查的研究中, 通常需要对野外收集到的大量标本进行鉴定, 然后计算各种物种多样性指数。然而, 对于没有分类学背景的生态学者而言, 凭借传统形态学知识对群落内所有物种进行鉴定往往

耗时耗力(May, 1988; Blaxter & Floyd, 2003)。DNA条形码的兴起打破了这一局面, Hebert等致力于构建一个全球生物多样性数据库(Hebert et al, 2003; Ebach & Holdrege, 2005; Schindel & Miller, 2005; Dincă et al, 2011)。截至2016年6月22日, BOLD系统

收稿日期: 2016-07-22; 接受日期: 2016-11-02

基金项目: 国家杰出青年基金(31425023)、国家自然科学基金(31272340)、国家自然科学基金委青年科学基金项目(31601877)和宿迁市自主创新项目(SQCX2015-06)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: zhangab2008@mail.cnu.edu.cn

中共记录鳞翅目物种 101,790 个, 条形码序列 1,075,731 条 (<http://www.barcodinglife.org>)。DNA 条形码研究主要分为 2 种类型: 理论研究和实例研究, 理论研究重点探讨基于 DNA 条形码的识别方法及有效性, 包括经典的系统发育方法(Saitou & Nei, 1987; Ekrem et al, 2007)、基于聚类的统计学方法(Austerlitz et al, 2009; Jin et al, 2012; 金倩和张爱兵, 2013)、人工智能方法(Zhang et al, 2008, 2012a)以及模糊集合理论(Zhang et al, 2012b); 实例研究是不同生物类群的分类学家通过 DNA 条形码研究各自感兴趣的生物类群, 例如探讨类群之间的系统发育关系(Qin et al, 2015), 未知物种的分配(Li et al, 2015), 隐存种复合体的研究(Leray & Knowlton, 2015), 对群落内的生物多样性进行测度, 对生态系统的 $\alpha$ 和 $\beta$ 多样性进行估计(Quicke et al, 2012; Jin et al, 2013; Decaëns et al, 2015; Leray & Knowlton, 2015)。群落物种丰富度(species richness)、等级多度分布曲线(rank-abundance curves)是测度群落多样性的重要指标, 对群落中种类和数量繁多的鳞翅目昆虫类群来说, 探讨基于分子的方法能否一定程度上代替或补充基于形态的指标体系, 将大大有利于群落多样性的调查和评估。

宿迁是江苏省林业资源大市, 鳞翅目种类相对较多, 包括舟蛾类的杨小舟蛾(*Micromelalopha troglodyte*)、杨扇舟蛾(*Clostera anachoreta*)等, 以及美国白蛾(*Hyphantria cunea*)、刺蛾类、螟蛾类等。杨树(*Populus*)作为本地主栽树种, 发展较快, 形成了树种单一、林相单纯的林业生态现状, 导致本土农林害虫日趋猖獗。针对宿迁地区种类和数量繁多的鳞翅目昆虫类群, 我们尝试基于 DNA 条形码的方法估计群落的物种丰富度并绘制等级多度分布曲线, 同时与基于传统形态学的对应指标进行比较, 探讨基于 DNA 条形码的方法能否在一定程度上补充基于形态学的指标体系。本研究在提高物种识别效率的同时, 能够对农林害虫的防控提供基础数据, 为建立宿迁及周边地区生态环境监测与保护体系打下基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 标本采集及形态鉴定

样品取自宿迁市运河湾基地(海拔 17 m, 118.32° E, 33.97° N)。该基地面积 260 亩, 地势平坦,

周围种植了大面积的林木和蔬菜。属暖温带季风气候区, 光热资源比较优越, 四季分明, 气候温和, 全年日照 2,271 h, 无霜期较长, 全年作物生长期为 310.5 天, 年均降水量为 892.3 mm。

2015 年 9 月 22–27 日每晚 20 点至凌晨 2 点, 利用高压汞灯(1 个)和黑光灯(1 个)诱集蛾类, 共收集得到 320 个样本。采集的样本低温冷冻后展翅保存并制作外生殖器玻片, 参照动物志等鳞翅目相关文献进行鉴定, 疑难标本由相关类群专家帮助鉴定。320 个标本隶属于 10 个科, 60 个属, 67 个种, 科的数量由高到底排序依次为: 夜蛾科、草螟科、裳蛾科、螟蛾科、尺蛾科、卷蛾科、毒蛾科、舟蛾科、天蛾科、枯叶蛾科(附录 1)。

### 1.2 DNA 提取、COI 扩增及测序

取样本 3–4 条足, 分离足部肌肉组织并置于 100% 的酒精中 4℃ 保存。用 Biomed 组织/细胞基因组 DNA 快速提取试剂盒提取基因组 DNA, 置于 -20℃ 冰箱保存备用。使用 DNA 条形码引物 LCO1490 (5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3') 和 HC O2198 (5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATC-A-3') (Vrijenhoek, 1994) 扩增线粒体 COI 基因 5' 端长度为 658 bp 的目的片段。PCR 反应体系为 25  $\mu$ L, 包括: 2 $\times$ Mastermix 12.5  $\mu$ L, 引物 LCO1490 和 HCO2198 各 0.5  $\mu$ L (10  $\mu$ mol/L), 模板 DNA 2.5  $\mu$ L, ddH<sub>2</sub>O 9  $\mu$ L。反应条件为: 94℃ 预变性 2 min; 94℃ 变性 20 s, 54℃ 复性 20 s, 72℃ 延伸 45 s, 40 个循环; 最后 72℃ 延伸 10 min。扩增产物经 1% 琼脂糖凝胶电泳检测, 若结果为 700 bp 左右的亮带, 则将产物送北京中科西林公司测序, 序列分析仪为 ABI 3130 全自动序列测序仪。所有的序列提交至 GenBank, 序列号为 KX440631–440950 (附录 1)。

### 1.3 数据分析

#### 1.3.1 分子可操作分类单元估计

本研究主要采用两种方法进行分子可操作单元(molecular operational taxonomic units, MOTU)估计: (1) 利用 ABGD 软件估计(Puillandre et al, 2012)。将样本在线提交至 ABGD 网站 (<http://www.wabi.snv.jussieu.fr/public/abgd/abgdweb.html>), 基于 K2P 模型计算遗传距离, 其余参数使用缺省值; 基于遗传距离对样本进行划分, 将划分在同一组的样本认定为 1 个种。(2) GMYC 模型估计。通过 BEAST v1.8.0 软件, 直接构建(Drummond & Rambaut, 2007)超度量系统

发育树(ultrametric tree)。主要参数设置: Yule物种分化模型、ULRC宽松分子钟(Drummond et al, 2006),  $2 \times 10^8$ 次MCMC分析、后验分布样本每 $10^4$ 保存1次。最佳碱基替代模型由jModelTest2.2.2软件评估获得(Darriba et al, 2012)。在Tracer软件(Rambaut & Drummond, 2007)中检验分析结果以确保每个参数的有效取样量(effective sample size)均超过200。在BEAST软件包的TreeAnnotator version中生成最大谱系置信树(maximum clade credibility tree)。最后在R环境中使用语言包“SPLITS”进行单阈值(single-threshold) GMYC物种界定(Fujisawa & Barraclough, 2013)。通过函数gmyc可获得零模型与GMYC模型之间的似然比值(LRT)、种(Yule模型) - 种群(溯祖模型)的转折点, 以及转折点对应的物种数量。

### 1.3.2 物种丰富度估计

任何生态学采样过程都无法保证获得一个群落内的所有物种, 故研究者们一般通过参数或非参数的方法对群落内物种的丰富度进行估计(Colwell & Coddington, 1994)。非参数方法因其不需要物种多度分布数据和拟合先验的模型而受到研究者的青睐。本研究采用两种非参数方法进行物种丰富度估计: Chao1方法(Chao, 1984)和ACE方法(Kempton & Taylor, 1974; Chao et al, 2000)。

假设群落内的物种无迁入迁出。Chao1计算公式如下:

$$S_{\text{chao1}} = S_{\text{obs}} + \frac{f_1^2}{2f_2} \quad (1)$$

其中,  $S_{\text{obs}}$ 表示群落内实际观测到的物种数目,  $f_1$ 表示群落内物种个体数为1的物种频数,  $f_2$ 表示群落内物种个体数为2的物种频数。 $S_{\text{chao1}}$ 为估计的物种丰富度。

ACE计算公式如下:

$$S_{\text{ACE}} = S_{\text{abund}} + \frac{S_{\text{rare}}}{C_{\text{ACE}}} + \frac{f_1}{C_{\text{ACE}}} \gamma_{\text{ACE}}^2 \quad (2)$$

其中,  $S_{\text{rare}} = \sum_{k=1}^{10} f_k$ , 表示稀有物种( $\leq 10$ 个个体)的数目,  $f_k$ 表示群落内物种个体数为k的物种频数。

$S_{\text{abund}} = \sum_{k=11}^{S_{\text{obs}}} f_k$ 代表优势种( $> 10$ 个个体)的数目。

$C_{\text{ACE}} = 1 - \frac{f_1}{n_{\text{rare}}}$ 是除去个体数为1个的所有稀有种个

体占总体比率,  $n_{\text{rare}} = \sum_{k=1}^{10} k f_k$ , 是稀有种的个体总数量,  $f$ 表示群落内物种个体数为1的物种频数。

$\gamma_{\text{ACE}2}$ 为估计 $f_k$ 方差的系数, 具体计算公式如下:

$$\gamma_{\text{ACE}2} = \max \left\{ \frac{S_{\text{rare}}}{C_{\text{ACE}} (n_{\text{rare}})(n_{\text{rare}}-1)} - 1, 0 \right\} \quad (3)$$

### 1.3.3 基于形态与基于DNA条形码的等级多度分布曲线

分别基于形态学和DNA条形码(ABGD和GMYC)的分类结果绘制等级多度分布曲线, 并且使用K-S检验(Kolmogorov-Smirnov two sample test)判断二者间是否存在差异。此外, 还采用断棍模型(Broken stick model) (MacArthur, 1957)、生态位优先占领模型(Preemption model) (Tokeshi, 1990)、对数正态分布模型(Log normal model) (Preston, 1948)、Zipf模型(Zipf model) (Zipf, 1949)、Zipf-Mandelbrot模型(Zipf-Mandelbrot model) (Zipf, 1949; Mandelbrot, 1983)进行物种多度分布格局拟合, 并通过赤池信息量准则(Akaike Information Criterion, AIC)检验获取最优拟合模型(AIC值越小, 拟合效果越好) (Burnham & Anderson, 2002)。

## 2 结果

### 2.1 分子可操作分类单元估计结果

**ABGD方法划分结果:** 利用ABGD软件以0.001–0.100的先验值P区间对320个样本进行划分, 结果包含了初始划分(initial partition)和递归划分(recursive partition)两种情况, 如图1所示。其中, 初始划分较为稳定, 320个样本均被分成67个组; 递归划分结果波动较大, 且出现过度划分的情况, 先验值P为0.001–0.0017时为100个组,  $P > 0.0028$ 时样本被划分为69个组。本研究选择比较稳定的初始划分结果与形态鉴定结果进行比较, 结果如表1所示, ABGD方法划分的MOTUs数目与形态学鉴定的物种数目一致, 除了MOTU54包含2个形态种、MOTU58与MOTU60被合并为1个形态种 *Plusia nadeja* 之外, 剩余64个MOTUs与形态种呈现一一对应的关系, 物种划分准确率达95.5%。

**GMYC模型划分结果:** 利用自主开发的Perl脚本进行单倍型分析, 去除320个样本中相同的碱基序列, 得到共享单倍型121条, 经jModelTest2.2.2检

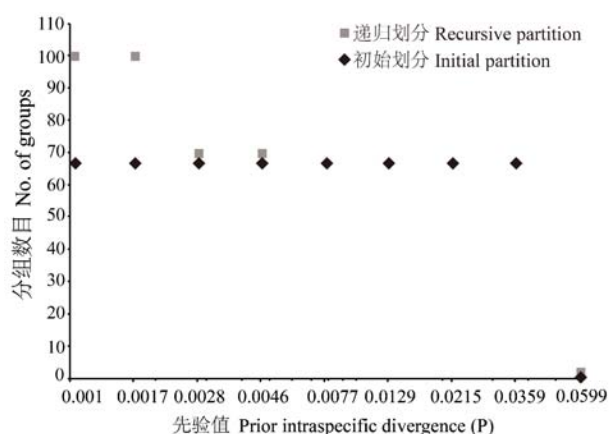


图1 ABGD方法划分MOTU结果

Fig. 1 The automatic partition results of dataset with ABGD method

测发现该数据集适用于HKY + I + G碱基替代模型。如图2所示, 种(Yule模型)-种群(溯祖模型)的转折点发生在-0.0075 Mya, 转折点对应的物种数量为68 (67-69)。零模型与GMYC模型之间的似然比值(LRT)为176.866\*\*\*, 形态种数目(67)在GMYC划分数目的置信区间范围内(67-69)。除了MOTU31、MOTU16被合并为1个形态种*Plusia nadeja*之外, 剩余66个MOTUs与形态种呈一一对应的关系(附录2), 物种划分准确率达97%。

## 2.2 物种丰富度估计结果

在物种丰富度估计中, Chao1和ACE结果均表明, 基于DNA条形码(ABGD初始划分结果和GMYC模型)的物种丰富度估计与基于形态的物种丰富度估计之间没有显著差异, 置信区间呈现重叠(图3)。Chao1方法:  $Chao1_{Morphology} = 99.8$ , 置信区间[94.98-104.62];  $Chao1_{ABGD} = 100.12$ , 置信区间[95.68-104.56];  $Chao1_{GMYC} = 100.83$ , 置信区间[96.33-105.34]。ACE方法:  $ACE_{Morphology} = 103.9$ , 置信区间[92.64-115.16];  $ACE_{ABGD} = 104.80$ , 置信区间[95.42-114.18];  $ACE_{GMYC} = 104.90$ , 置信区间[92.64-115.16];  $ACE_{ABGD} = 104.80$ , 置信区间[95.82-114.0]。ACE方法与Chao1方法之间没有显著性差异, Chao1方法置信区间跨度范围在ACE方法内(图3)。

## 2.3 等级多度分布曲线

本文绘制了基于形态、DNA条形码(ABGD初始划分结果和GMYC方法)的等级多度分布曲线(如图

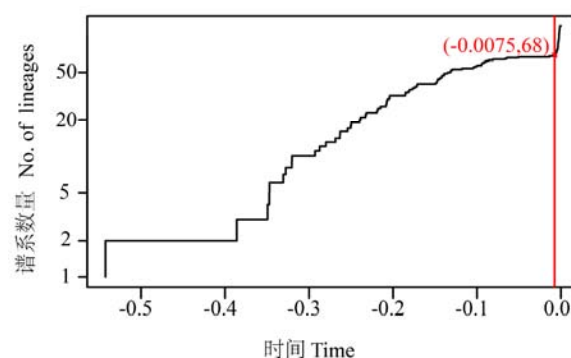


图2 121条单倍型基于超度量树绘制的时间-谱系数量关系图。曲线表示支长速率, 支长速率急剧上升的变化转折点对应物种界定的数量。

Fig. 2 Lineages-through-time plot based on the time calibrated tree obtained from all 121 haplotypes. The sharp increase in branching rate, corresponding to the transition from interspecies to intraspecies branching events.

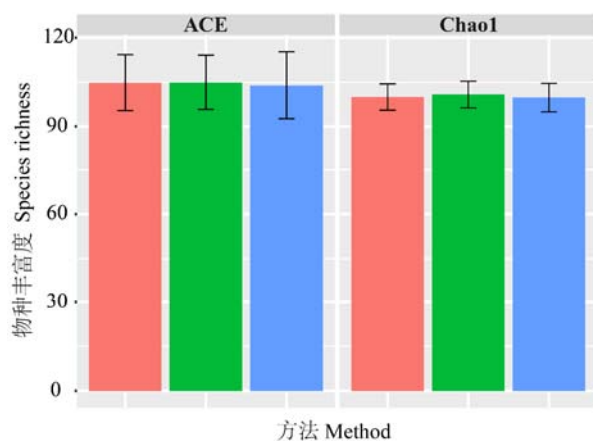


图3 基于不同方法的物种丰富度估计结果。粉红色表示基于ABGD方法的结果, 绿色表示基于GMYC方法的结果, 蓝色表示形态学结果, 黑色误差线表示置信区间。

Fig. 3 Species richness estimation results with different methods. Pink colour represents ABGD-based method. Green colour represents GMYC-based method. Blue colour represents morphology-based method. Black error bar indicates confidence interval.

4a-1, a-2, a-3)。结果表明, 基于形态、DNA条形码的等级多度分布曲线趋势一致, 通过K-S检测发现二者之间没有显著性差异(形态学与ABGD方法之间 $P = 0.45$ ; 形态学与GMYC方法之间 $P = 0.88$ )。说明基于DNA条形码的等级多度分布曲线适用于该数据集并可以替代基于形态学的等级多度分布曲线。此外, 通过赤池信息量准则(AIC)检测发现, 基于DNA条形码的等级多度分布曲线显示该数据集

表1 ABGD方法MOTU分组结果与形态种类对照  
Table 1 The comparison of ABGD method with morphospecies

MOTU <sup>①</sup>	种名 Species <sup>②</sup>	MOTU	种名 Species
MOTU01	<i>Lacanobia contigua</i>	MOTU34	<i>Parapoynx vittalis</i>
MOTU02	<i>Agrotis segetum</i> 黄地老虎	MOTU35	<i>Heliothis assulta</i> 烟青虫
MOTU03	<i>Conogethes punctiferalis</i> 桃蛀螟	MOTU36	<i>Herminia grisealis</i>
MOTU04	<i>Nola cicatricalis</i>	MOTU37	<i>Spodoptera depravata</i>
MOTU05	<i>Hipoepa fractalis</i> 中影单跗夜蛾	MOTU38	<i>Scopula subpunctaria</i>
MOTU06	<i>Oraesia lata</i> 平嘴壶夜蛾	MOTU39	<i>Diaphania indica</i> 瓜绢野螟
MOTU07	<i>Spodoptera litura</i> 斜纹夜蛾	MOTU40	<i>Botyodes diniasalis</i> 黄翅缀叶野螟
MOTU08	<i>Uropyia meticulodina</i> 核桃美舟蛾	MOTU41	<i>Emmelia trabealis</i> 谐夜蛾
MOTU09	<i>Evergestis extimalis</i>	MOTU42	<i>Termiopycha nigrescens</i>
MOTU10	<i>Mythimna separate</i>	MOTU43	<i>Ipimorpha subtusa</i> 杨逸色夜蛾
MOTU11	<i>Ctenoplusia albostrata</i>	MOTU44	<i>Spilosoma lubricipeda</i>
MOTU12	<i>Peridea lativitta</i> 侧带内斑舟蛾	MOTU45	<i>Parapediasia teterrellus</i>
MOTU13	<i>Thyas junco</i> 肖毛翅夜蛾	MOTU46	<i>Adoxophyes orana</i>
MOTU14	<i>Nephopterix fumella</i>	MOTU47	<i>Simplicia rectalis</i> 黑点贫夜蛾
MOTU15	<i>Spodoptera exigua</i> 甜菜夜蛾	MOTU48	<i>Glyptoteles leucacrinella</i> 亮雕斑螟
MOTU16	<i>Oglasa consanguis</i>	MOTU49	<i>Somena scintillans</i>
MOTU17	<i>Diaphania perspectalis</i> 黄杨绢野螟	MOTU50	<i>Anadevidia peponis</i> 葫芦夜蛾
MOTU18	<i>Athetis lepigone</i>	MOTU51	<i>Hypocala subsatura</i> 苹梢鹰夜蛾
MOTU19	<i>Miyakea raddeella</i>	MOTU52	<i>Choristoneura diversana</i> 异色卷蛾
MOTU20	<i>Herpetogramma pseudomagna</i> 狭翅切叶野螟	MOTU53	<i>Choristoneura luticostana</i> 棕色卷蛾
MOTU21	<i>Axylia putris</i> 朽木夜蛾	MOTU54	<b><i>Archips betulana</i>; <i>Archips podana</i></b>
MOTU22	<i>Mocis ancilla</i>	MOTU55	<i>Palpita nigropunctalis</i> 白蜡绢须野螟
MOTU23	<i>Mecyna tricolor</i>	MOTU56	<i>Epiblema foenella</i> 白钩小卷蛾
MOTU24	<i>Mamestra brassicae</i> 甘蓝夜蛾	MOTU57	<i>Grammodes geometrica</i> 象夜蛾
MOTU25	<i>Xanthorhoe quadrifasiata</i>	MOTU58; MOTU60	<b><i>Plusia nadeja</i></b>
MOTU26	<i>Euproctis similis</i>	MOTU59	<i>Sphinx caligineus</i>
MOTU27	<i>Zanclognatha lunalis</i> 朽镰须夜蛾	MOTU61	<i>Acronicta rumicis</i> 梨剑纹夜蛾
MOTU28	<i>Theretra japonica</i>	MOTU62	<i>Herminia tarsipennalis</i>
MOTU29	<i>Herminia tarsicrinalis</i>	MOTU63	<i>Pangrapta trimantesalis</i>
MOTU30	<i>Eremodrina morosa</i>	MOTU64	<i>Eutelia hamulatrix</i> 沟尾夜蛾
MOTU31	<i>Helicoverpa armigera</i> 棉铃虫	MOTU65	<i>Plusilla rosalia</i>
MOTU32	<i>Nomophila noctuella</i>	MOTU66	<i>Bertula bistrigata</i>
MOTU33	<i>Dysgonia mandschuriana</i>	MOTU67	<i>Gastropacha populifolia</i> 杨枯叶蛾

①表示基于ABGD方法的MOTU分组结果; ②表示对应的形态物种。ABGD方法与形态种不一致情况以灰色显示。  
① Results of ABGD method. ② Results of morphospecies. The grey shaded areas show the difference between ABGD method and morphospecies.

的最优模型是Zipf-Mandelbrot模型, 与基于形态的检测结果一致(如图4b-1, b-2, b-3) ( $AIC_{\text{Morphology}} = 199.54$ ;  $AIC_{\text{ABGD}} = 205.97$ ;  $AIC_{\text{GMYC}} = 207.52$ )。

3 讨论

本研究以宿迁地区蛾类为例, 尝试提出基于

DNA条形码的方法估计群落的物种丰富度和绘制等级多度分布曲线, 检测了基于形态学的多样性评估方法和基于条形码的多样性评估方法之间的关系。结果显示, 基于DNA条形码的物种丰富度估计能够在一定程度上补充基于形态学的估计, 可以尝试将其应用于蛾类群落生态学调查研究中。

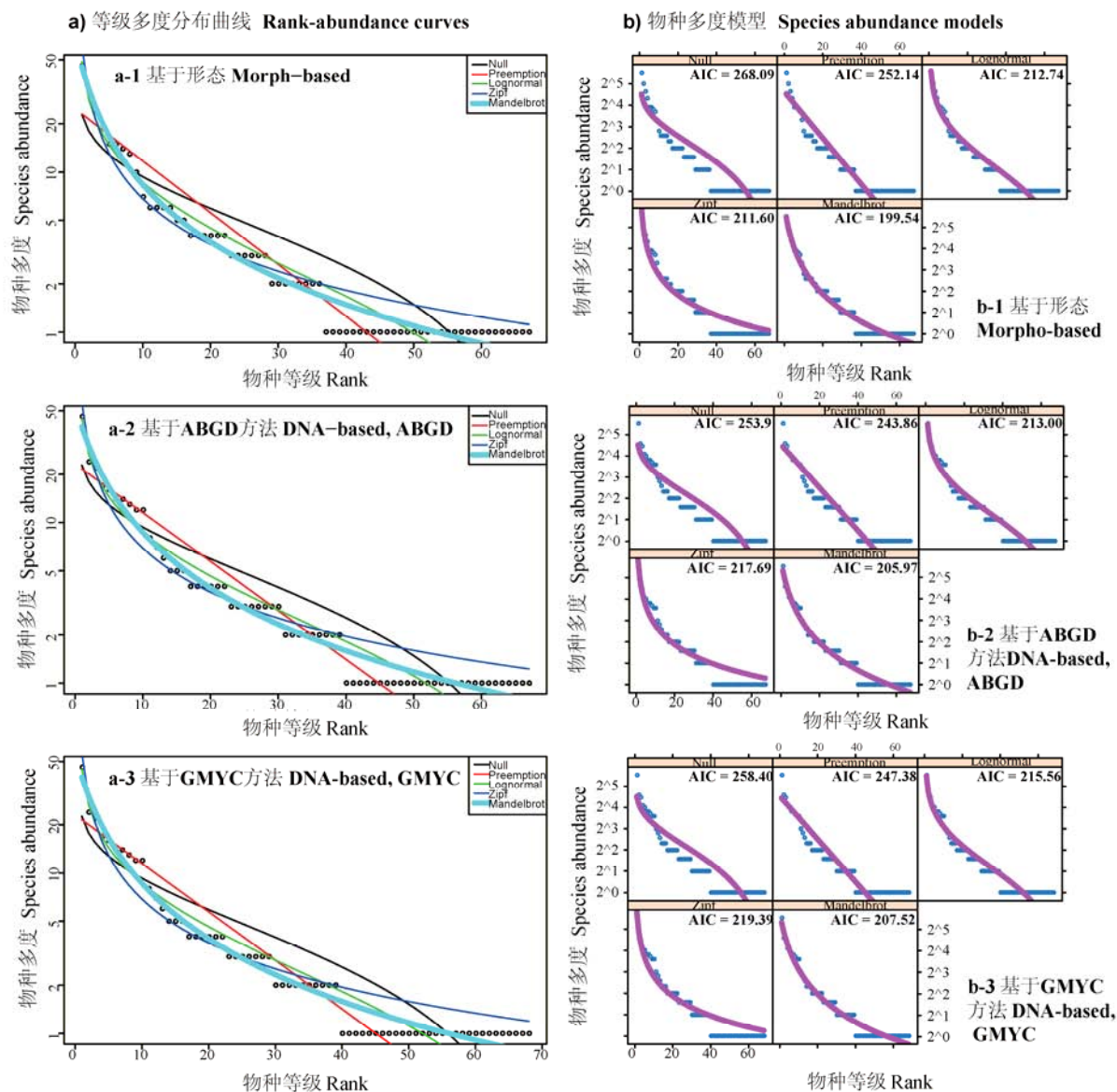


图4 等级多度分布曲线及模型拟合。a-1) 基于形态的等级多度分布曲线, a-2) 基于ABGD方法的等级多度分布曲线, a-3) 基于GMYC方法的等级多度分布曲线; b-1) 基于形态学的物种多度模型, b-2) 基于ABGD方法的物种多度模型, b-3) 基于GMYC方法的物种多度模型。黑点表示实际观测数据, 黑色曲线是零模型断棍模型, 红色曲线是生态位优先占领模型, 绿色曲线是正态分布模型, 深蓝色曲线是Zipf模型, 淡蓝色曲线是Zipf-Mandelbrot模型。

Fig. 4 Rank-abundance curves and fittings of five models. a-1) Species rank-abundance curves based on morphological method, a-2) Species rank-abundance curves based on ABGD method, a-3) Species rank-abundance curves based on GMYC method; b-1) Species abundance models based on morphological method, b-2) Species abundance models based on ABGD method, b-3) Species abundance models based on GMYC method. Black points represent the real abundance data. Black curve represents broken stick model. Red curve represents preemption model. Green curve represents log normal model. Dark blue curve represents Zipf model. Light blue curve represents Zipf-Mandelbrot model.

### 3.1 阈值法划分物种

研究者曾试图建立种内种间遗传距离差异的标准值(标准值为3%或10倍法则)对物种进行阈值划分(Hebert et al, 2004)。Smith等(2005)将条形码技

术应用于蚂蚁类群的多样性研究中, 并将2-3% COI序列差异作为区分各类群的标准。结果表明, 对于群落中的物种丰富度, 形态学方法和分子可操作单元方法之间并没有显著性的差异。微生物群落



研究中已经将3%的16S rRNA阈值作为区分物种的标准(Ovreas, 2000; Oline, 2006; Gomez-Alvarez et al, 2007; Herrera et al, 2007)。对于生物多样性调查,尤其是针对那些没有良好分类学基础的研究而言,根据DNA条形码阈值法进行物种识别确实行之有效。然而,该方法不适用于种内种间遗传距离分布存在重叠现象的研究(Hickerson et al, 2006; Rubinoff, 2006; Ward et al, 2009)。在本研究中,我们发现类群之间的平均种间遗传距离约是平均种内遗传距离的8倍,但是最小种间遗传距离0.0576小于最大种内遗传距离0.1559,使得种内和种间遗传距离分布出现了重叠(overlap),种内和种间没有严格定义的DNA条形码空白区(附录3),如果主观设定一个阈值在本研究中很难奏效。

### 3.2 ABGD方法和GMYC方法划分物种的有效性

本研究采用的ABGD方法和GMYC模型方法规避了阈值划分的主观性,仅仅依赖分子本身的信息而不需要借助参考数据库,可自主地进行物种划分(Puillandre et al, 2012)。ABGD方法的优势在于能够自动地找到DNA条形码空白区的位置,即使分布重叠,也可以进行准确的物种划分。该算法首先用先验种内变异范围去推断种内遗传差异的单边置信区间界限,用检测到的第一个DNA条形码空白区进行MOTUs划分(初始划分),以此类推,递归地进行置信限的推断和DNA条形码空白区检测,直到不能划分MOTUs为止(递归划分)。有学者对ABGD方法的可靠性进行了验证(Puillandre et al, 2012; Ratnasingham & Hebert, 2013),结果显示递归划分结果不稳定且容易出现过度划分MOTUs的情况,初始划分却在一个大范围P值内表现出稳定性,并且与形态种更加匹配。本研究同样支持该结论,初始划分结果稳定且与形态种更加吻合,当采用ABGD方法进行物种划分时,建议以初始划分结果为准。

Pons等(2006)提出GMYC模型对物种进行划分,该方法基于最大似然法进行模型构建。主要用于单分子标记的MOTUs界定,也有学者尝试用于多分子的界定,但效果还不稳定(Boykin et al, 2012)。该方法需在一个系统发育框架内进行,主要是确定物种形成事件与溯祖事件之间发生变化的转折点,通过此点对物种进行划分。相关学者以鸟类、蛾类、蝴蝶等为例,进行不同物种界定算法的比较验证,发现GMYC方法准确率最高(89%),其次为ABGD

算法(85.2%) (Ratnasingham & Hebert, 2013)。在本研究中, GMYC方法划分的准确率也较高(97%)。但从计算效率上看,基于BEAST的GMYC方法计算过程耗时较长,尤其对于大数据而言往往不太适合。划分结果显示,除了*P. nadeja*物种之外,绝大多数物种都能够通过ABGD方法和GMYC方法进行准确区分,我们尝试提出将这两种方法应用于群落多样性调查研究中。

DNA条形码的应用加速了生物多样性的研究进程,也使得大量的隐存种被不断发现。例如, Hebert等(2004)在关于哥斯达黎加西北部蝴蝶*Astraptes fulgerator*的研究中运用DNA条形码技术发现了10个隐存种; Smith等(2005)较早运用DNA条形码方法研究了非洲马达加斯加岛屿上蚂蚁的多样性,明确了DNA条形码在加速节肢动物类群多样性调查中的作用,并且发现DNA条形码方法会产生较高的物种丰富度;一项针对南美洲厄瓜多尔热带雨林尺蛾的研究表明基于DNA条形码的物种界定有时能发现额外的物种丰富度(Hebert & Humble, 2011)。在本研究中,无论是ABGD还是GMYC方法都将*P. nadeja*物种划分为2个MOTUs,说明隐存种存在的可能性,但是该种样本之间遗传距离差异较大(最大种内遗传距离为0.1559),不排除假阳性现象的存在,即在一个种内差异较高的物种中发现伪隐存种(Meyer & Paulay, 2005)。不完全谱系分选可能是导致假阳性现象、种内种间遗传距离出现重叠区域的原因(Wiemers & Fiedler, 2007)。MOTUs的划分可以作为物种分类的一个初步假设,是否真正存在隐存种仍需要增加形态学、生态学等其他非分子数据信息作为必要的补充。

### 3.3 Chao1方法和ACE方法的适用范围

非参数估计物种丰富度不需要物种多度分布模型作为前提假设,只需根据数据集本身进行统计学计算。通常使用Chao1方法和ACE方法,前者倾向估计物种丰富度的下限值(Chao, 1984),后者则基于多度的盖度统计量,更加侧重于那些广泛分布的物种或大量包含在每个群落中的物种。ACE方法估计的结果可能只包含整体群落的极少信息,因此有研究者指出,在样本量比较小的情况下, ACE方法易高估物种丰富度(O'hara, 2005)。本研究由于样本量较小, ACE方法的实际估计值确实略高于Chao1方法,但后者的估计结果落在了前者的置信区间

内, 因而二者间并不存在显著性的差异。Chao1 估计量提供了丰富度的最小估计, 并假设样本具有同质性(Chao, 1984), 而本研究中所涉及的样本均采自同一样点, 气候生态因子相同, 因此该指数对于本文数据集而言更为适用。今后研究需要注意的是, 在进行物种丰富度估计时, 需根据数据集的实际特点选择合适的度量体系。

### 3.4 结论

本研究尝试基于 DNA 条形码进行蛾类物种多样性初步探索, 一方面能够对农林害虫的防控提供基础数据; 另一方面有助于提高物种多样性的调查效率。本研究结论虽然支持基于 DNA 条形码的物种丰富度估计能够在一定程度上补充基于形态学的方法, 但由于采样的局限性, 不同物种间个体样本数量不均衡、部分物种中个体样本偏少, 每种蛾类的序列数目也有限(1–46 条), 导致代表性略显不足, 在涉及的类群方面还显得不够全面, 后续更详尽的研究需尽可能地纳入更多的类群以及引入宏条形码技术, 进行更为深入的验证和推理。

### 参考文献

- Austerlitz F, David O, Schaeffer B, Bleakley K, Olteanu M, Leblois R, Veuille M, Laredo C (2009) DNA barcode analysis: a comparison of phylogenetic and statistical classification methods. *BMC Bioinformatics*, 10(Suppl. 14), 1–13.
- Blaxter M, Floyd R (2003) Molecular taxonomics for biodiversity surveys: already a reality. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 268–269.
- Boykin LM, Armstrong KF, Kubatko L, Barro PD (2012) Species delimitation and global biosecurity. *Evolutionary Bioinformatics*, 8, 1–37.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Chao A (1984) Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11, 265–270.
- Chao A, Hwang WH, Chen YC, Kuo CY (2000) Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica*, 10, 227–246.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 345, 101–118.
- Darriba D, Taboada GL, Doallo R, Posada D (2012) jModel-Test 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nature Methods*, 9, 772.
- Decaëns T, Porco D, James SW, Brown G, Da SE, Dupont L, Lapid E, Rougerie R, Taberlet P, Roy V (2015) Dissecting tropical earthworm biodiversity patterns in tropical rainforests through the use of DNA barcoding. *Genome*, 58, 210.
- Dincă V, Zakharov EV, Hebert PDN, Vila R (2011) Complete DNA barcode reference library for a country's butterfly fauna reveals high performance for temperate Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278, 347–355.
- Drummond AJ, Ho SYW, Phillips MJ, Rambaut A (2006) Relaxed phylogenetics and dating with confidence. *PLoS Biology*, 4, e88.
- Drummond AJ, Rambaut A (2007) BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evolutionary Biology*, 7, 214.
- Ebach MC, Holdrege C (2005) DNA barcoding is no substitute for taxonomy. *Nature*, 434, 697.
- Ekrem T, Willassen E, Stur E (2007) A comprehensive DNA sequence library is essential for identification with DNA barcodes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 43, 530–542.
- Fujisawa T, Barraclough TG (2013) Delimiting species using single-locus data and the Generalized Mixed Yule Coalescent (GMYC) approach: a revised method and evaluation on simulated datasets. *Systematic Biology*, 62, 707–724.
- Gomez-Alvarez V, King GM, Nüsslein K (2007) Comparative bacterial diversity in recent Hawaiian volcanic deposits of different ages. *FEMS Microbiology Ecology*, 60, 60–73.
- Hebert PDN, Cywinska A, Ball SL, deWaard JR (2003) Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 270, 313–321.
- Hebert PDN, Humble LM (2011) A comprehensive DNA barcode library for the looper moths (Lepidoptera: Geometridae) of British Columbia, Canada. *PLoS ONE*, 6, e18290.
- Hebert PDN, Penton EH, Burns JM, Janzen DH, Hallwachs W (2004) Ten species in one: DNA barcoding reveals cryptic species in the neotropical skipper butterfly *Astrartes fulgerator*. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 101, 14812–14817.
- Herrera A, Héry M, Stach JEM, Jaffré T, Normand P, Navarro E (2007) Species richness and phylogenetic diversity comparisons of soil microbial communities affected by nickel-mining and revegetation efforts in New Caledonia. *European Journal of Soil Biology*, 43, 130–139.
- Hickerson MJ, Meyer CP, Moritz C (2006) DNA barcoding will often fail to discover new animal species over broad parameter space. *Systematic Biology*, 55, 729–739.
- Jin Q, He LJ, Zhang AB (2012) A simple 2D non-parametric resampling statistical approach to assess confidence in species identification in DNA barcoding—an alternative to Likelihood and Bayesian approaches. *PLoS ONE*, 7, e50831.
- Jin Q, Han HL, Hu XM, Li XH, Zhu CD, Ho SYW, Ward RD, Zhang AB (2013) Quantifying species diversity with a DNA barcoding-based method: Tibetan moth species (Noctuidae) on the Qinghai-Tibetan Plateau. *PLoS ONE*, 8, e64428.
- Jin Q, Zhang AB (2013) Distance-based DNA barcoding

- methods for insects. *Chinese Journal of Applied Entomology*, 50, 283–287. (in Chinese) [金倩, 张爱兵 (2013) 昆虫DNA条形码分析中的距离方法. *应用昆虫学报*, 50, 283–287.]
- Kempton RA, Taylor LR (1974) Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the Lepidoptera. *The Journal of Animal Ecology*, 43, 381–399.
- Leray M, Knowlton N (2015) DNA barcoding and metabarcoding of standardized samples reveal patterns of marine benthic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 112, 2076–2081.
- Li X, Yang Y, Henry RJ, Rossetto M, Wang Y, Chen S (2015) Plant DNA barcoding: from gene to genome. *Biological Reviews*, 90, 157–166.
- MacArthur RH (1957) On the relative abundance of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 43, 293–295.
- Mandelbrot BB (1983) *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- May RM (1988) How many species are there on earth? *Science*, 241, 1441–1449.
- Meyer CP, Paulay G (2005) DNA barcoding: error rates based on comprehensive sampling. *PLoS Biology*, 3, e422.
- O'hara RB (2005) Species richness estimators: how many species can dance on the head of a pin? *Journal of Animal Ecology*, 74, 375–386.
- Oline DK (2006) Phylogenetic comparisons of bacterial communities from serpentine and nonserpentine soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 6965–6971.
- Ovreas L (2000) Population and community level approaches for analyzing microbial diversity in natural environments. *Ecology Letters*, 3, 236–251.
- Pons J, Barraclough TG, Gomez-Zurita J, Cardoso A, Duran DP, Hazell S, Kamoun S, Sumlin WD, Vogler AP (2006) Sequence-based species delimitation for the DNA taxonomy of undescribed insects. *Systematic Biology*, 55, 595–609.
- Preston FW (1948) The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, 29, 254–283.
- Puillandre N, Lambert A, Brouillet S, Achaz G (2012) ABGD, Automatic Barcode Gap Discovery for primary species delimitation. *Molecular Ecology*, 21, 1864–1877.
- Qin J, Zhang YZ, Zhou X, Kong XB, Wei SJ, Ward RD, Zhang AB (2015) Mitochondrial phylogenomics and genetic relationships of closely related pine moth (*Lasiocampidae: Dendrolimus*) species in China, using whole mitochondrial genomes. *BMC Genomics*, 16, 428.
- Quicke DLJ, Smith MA, Janzen DH, Hallwachs W, Fernandez-Triana J, Laurence NM, Zaldivar-Riveron A, Shaw MR, Broad GR, Klopstein S, Shaw SR, Hrccek J, Hebert PDN, Miller SE, Rodriguez JJ, Whitfield JB, Sharkey MJ, Sharanowski BJ, Jussila R, Gauld ID, Chesters D, Vogler AP (2012) Utility of the DNA barcoding gene fragment for parasitic wasp phylogeny (Hymenoptera: Ichneumonoidea): data release and new measure of taxonomic congruence. *Molecular Ecology Resources*, 12, 676–685.
- Rambaut A, Drummond AJ (2007) Tracer v1.4: MCMC Trace Analyses Tool. <http://tree.bio.ed.ac.uk/software/tracer/> (accessed on 2014-10-08).
- Ratnasingham S, Hebert PD (2013) A DNA-based registry for all animal species: the Barcode Index Number (BIN) system. *PLoS ONE*, 8, e66213.
- Rubioff D (2006) DNA barcoding evolves into the familiar. *Conservation Biology*, 20, 1548–1549.
- Saitou N, Nei M (1987) The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, 4, 406–425.
- Schindel DE, Miller SE (2005) DNA barcoding a useful tool for taxonomists. *Nature*, 435, 17.
- Smith MA, Fisher BL, Hebert PDN (2005) DNA barcoding for effective biodiversity assessment of a hyperdiverse arthropod group: the ants of Madagascar. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360, 1825–1834.
- Tokeshi M (1990) Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. *The Journal of Animal Ecology*, 10, 1129–1146.
- Vrijenhoek R (1994) DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3, 294–299.
- Ward RD, Hanner R, Hebert PDN (2009) The campaign to DNA barcode all fishes, FISH-BOL. *Journal of Fish Biology*, 74, 329–356.
- Wiemers M, Fiedler K (2007) Does the DNA barcoding gap exist? — a case study in blue butterflies (Lepidoptera: Lycaenidae). *Frontiers in Zoology*, 4, 8.
- Wilson JB (1991) Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science*, 2, 35–46.
- Zhang AB, Feng J, Ward RD, Wan P, Gao Q, Wu J, Zhao WZ (2012a) A new method for species identification via protein-coding and non-coding DNA barcodes by combining machine learning with bioinformatic methods. *PLoS ONE*, 7, e30986.
- Zhang AB, Muster C, Liang HB, Zhu CD, Crozier R, Wan P, Feng J, Ward RD (2012b) A fuzzy-set-theory-based approach to analyse species membership in DNA barcoding. *Molecular Ecology*, 21, 1848–1863.
- Zhang AB, Sikes DS, Muster C, Li SQ (2008) Inferring species membership using DNA sequences with back-propagation neural networks. *Systematic Biology*, 57, 202–215.
- Zipf GK (1949) *Human Behavior and the Principle of Least Effort*. Hafner, New York.

(责任编辑: 黄晓磊 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 样品信息及COI序列GenBank登录号

Appendix 1 Species, Sample ID and GenBank accession numbers in this study

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016202-1.pdf>

附录2 GMYC方法划分MOTUs的结果。该树为基于BEAST软件构建的超度量树, 树中红色竖线表示物种形成事件和种群溯祖事件的转折点, 支长为红色表示种下种群溯祖事件, 支长为黑色表示种上物种形成事件, 右侧方格内为GMYC划分的MOTU结果。

Appendix 2 MOTU results with GMYC method. The ultrametric tree implemented with BEAST software. Red line indicates transition from between-species to within-species. Red branches represent coalescence processes. Black branches represent speciation and extinction processes. Box shows the MOTU results with GMYC method.

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016202-2.pdf>

### 附录3 DNA条形码空白区

Appendix 3 DNA barcoding gap

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016202-3.pdf>

金倩, 陈芬, 罗桂杰, 蔡卫佳, 刘旭, 王昊, 杨采青, 郝梦迪, 张爱兵. 基于DNA条形码的物种丰富度估计: 以宿迁地区鳞翅目蛾类为例. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1296–1305. <http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016202>

附录1 样品信息及COI序列GenBank登录号

Appendix 1 Species, sample ID and GenBank accession numbers in this study

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
草螟科 Crambidae	缀叶野螟属 <i>Botyodes</i>	黄翅缀叶野螟 <i>B. diniasalis</i>	SQ150927036	KX440742
			SQ150927011	KX440747
			SQ150924009	KX440750
			SQ150925044	KX440791
			SQ150925004	KX440805
			SQ150925037	KX440807
			SQ150925075	KX440838
			SQ150926067	KX440841
			SQ150922069	KX440857
			SQ150926056	KX440870
			SQ150926101	KX440897
			SQ150926089	KX440899
			SQ150926070	KX440915
			SQ150925082	KX440940
			SQ150924020	KX440633
			SQ150923039	KX440644
	蛀野螟属 <i>Conogethes</i>	桃蛀螟 <i>C. punctiferalis</i>		

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
			SQ150924075	KX440647
			SQ150924029	KX440654
			SQ150923012	KX440659
			SQ150924010	KX440667
			SQ150926055	KX440668
			SQ150926080	KX440682
			SQ150924077	KX440690
			SQ150926041	KX440732
			SQ150922080	KX440796
			SQ150923023	KX440799
			SQ150927019	KX440815
			SQ150922025	KX440740
			SQ150925039	KX440697
			SQ150925065	KX440793
			SQ150927015	KX440665
			SQ150927033	KX440670
			SQ150927004	KX440866
			SQ150926068	KX440719

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	<i>Mecyna</i>	<i>M. tricolor</i>	SQ150925090	KX440746
			SQ150926005	KX440663
			SQ150926004	KX440676
			SQ150926010	KX440679
			SQ150923031	KX440691
			SQ150922058	KX440692
			SQ150922158	KX440693
			SQ150925043	KX440694
			SQ150925079	KX440696
			SQ150925052	KX440705
			SQ150923006	KX440724
			SQ150926087	KX440735
			SQ150926100	KX440741
			SQ150926104	KX440743
			SQ150926065	KX440748
			SQ150926022	KX440751
			SQ150924041	KX440784
			SQ150926109	KX440787
			SQ150924086	KX440794



科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
			SQ150925067	KX440798
			SQ150925045	KX440830
			SQ150927026	KX440834
			SQ150925011	KX440849
			SQ150926029	KX440852
			SQ150927038	KX440862
			SQ150926033	KX440874
			SQ150925073	KX440877
			SQ150926028	KX440880
			SQ150926054	KX440882
			SQ150925085	KX440906
			SQ150925084	KX440919
			SQ150925070	KX440929
			SQ150924058	KX440945
			SQ150927039	KX440662
	<i>Miyakea</i>	<i>M. raddeella</i>	SQ150925078	KX440851
	<i>Nomophila</i>	<i>N. noctuella</i>	SQ150927031	KX440700
			SQ150927016	KX440716
			SQ150927006	KX440783

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
裳蛾科 Erbidae	绢须野螟属 <i>Palpita</i>	白蜡绢须野螟 <i>P. nigropunctalis</i>	SQ150926074	KX440879
			SQ150926115	KX440907
			SQ150926105	KX440819
			SQ150926096	KX440832
			SQ150927034	KX440764
			SQ150927020	KX440712
			SQ150926027	KX440770
			SQ150927024	KX440817
			SQ150927023	KX440905
			SQ150926040	KX440831
			SQ150922203	KX440721
			SQ150926044	KX440890
			SQ150926094	KX440925
			SQ150922166	KX440689
			SQ150924049	KX440914
	<i>Hipoepa</i>	中影单跗夜蛾 <i>H. fractalis</i>	SQ150922048	KX440635
			SQ150925008	KX440782
	<i>Hypocala</i>	苹梢鹰夜蛾 <i>H. subsatura</i>		

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	嘴壶夜蛾属	平嘴壶夜蛾	SQ150926098	KX440653
			<i>Oraesia</i>	<i>O. lata</i>
			SQ150924037	KX440703
			SQ150925081	KX440714
	<i>Spilosoma</i>	<i>S. lubricipeda</i>	SQ150926015	KX440717
			SQ150925047	KX440730
			SQ150925024	KX440855
			SQ150926014	KX440761
尺蛾科 Geometridae	<i>Zanclognatha</i>	朽镰须夜蛾	SQ150922036	KX440684
	<i>Z. lunalis</i>		SQ150922075	KX440927
	<i>Scopula</i>	<i>S. subpunctaria</i>	SQ150927008	KX440731
			SQ150927028	KX440801
			SQ150924083	KX440842
	<i>Xanthorhoe</i>	<i>X. quadrifasiata</i>	SQ150926025	KX440916
			SQ150926059	KX440646
			SQ150927029	KX440669
			SQ150927025	KX440797
			SQ150922087	KX440833

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
枯叶蛾科 Lasiocampidae	<i>Gastropacha</i>	杨枯叶蛾	SQ150922066	KX440950
		<i>G. populifolia</i>		
毒蛾科 Lymantriidae	<i>Euproctis</i>	<i>E. similis</i>	SQ150927030	KX440681
			SQ150926102	KX440756
			SQ150926075	KX440802
	<i>Somena</i>	<i>S. scintillans</i>	SQ150926030	KX440779
			SQ150926031	KX440920
	剑纹夜蛾属 <i>Acronicta</i>	梨剑纹夜蛾	SQ150923027	KX440892
		<i>A. rumicis</i>		
		地夜蛾属 <i>Agrotis</i>	SQ150922191	KX440632
		<i>A. segetum</i>		
			SQ150926035	KX440683
			SQ150927002	KX440839
			SQ150926007	KX440847
		<i>Anadevidia</i>	SQ150924043	KX440781
		<i>A. peponis</i>		
夜蛾科 Noctuidae	委夜蛾属 <i>Athetis</i>	<i>A. lepigone</i>	SQ150926063	KX440856
			SQ150925020	KX440881
			SQ150925057	KX440895
	委夜蛾属 <i>Axylia</i>	朽木夜蛾 <i>A. putris</i>	SQ150924076	KX440666
			SQ150924096	KX440816

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	<i>Bertula</i>	<i>B. bistrigata</i>	SQ150926043	KX440845
			SQ150925026	KX440883
			SQ150924057	KX440656
			SQ150926021	KX440677
			SQ150924051	KX440699
			SQ150924063	KX440702
			SQ150922012	KX440704
			SQ150926024	KX440715
			SQ150922096	KX440767
			SQ150925009	KX440774
			SQ150925056	KX440836
			SQ150923060	KX440854
			SQ150926050	KX440900
			SQ150925072	KX440903
			SQ150925042	KX440911
			SQ150926108	KX440948
			SQ150922063	KX440949
	<i>Crenoplusia</i>	<i>C. albostrigata</i>	SQ150924036	KX440636

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	<i>Dysgonia</i>	<i>D. mandschuriana</i>	SQ150924046	KX440709
	<i>Emmelia</i>	谐夜蛾	SQ150926003	KX440745
		<i>E. trabealis</i>		
	<i>Eremodrina</i>	<i>E. morosa</i>	SQ150922167	KX440698
			SQ150925048	KX440729
			SQ150925005	KX440822
			SQ150926032	KX440946
	尾夜蛾属	沟尾夜蛾	SQ150924024	KX440922
	<i>Eutelia</i>	<i>E. hamulatrix</i>		
	铃夜蛾属	棉铃虫	SQ150925038	KX440657
	<i>Helicoverpa</i>	<i>H. armigera</i>		
			SQ150927017	KX440672
			SQ150923025	KX440695
			SQ150925086	KX440722
			SQ150927013	KX440726
			SQ150924050	KX440737
			SQ150926058	KX440760
			SQ150925016	KX440773
			SQ150925094	KX440785
			SQ150925068	KX440884
			SQ150925083	KX440888

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
夜蛾科 Noctuidae	铃夜蛾属 <i>Helicoverpa</i>	棉铃虫 <i>H. armigera</i>	SQ150925051	KX440901
			SQ150925050	KX440923
			SQ150925027	KX440930
			SQ150925023	KX440934
		烟青虫 <i>H. assulta</i>	SQ150924099	KX440661
			SQ150926020	KX440701
			SQ150926016	KX440752
			SQ150924109	KX440875
			SQ150925098	KX440896
			SQ150925088	KX440926
			SQ150926097	KX440941
	逸色夜蛾属 <i>Ipimorpha</i> <i>Lacanobia</i>	杨逸色夜蛾 <i>I. subtusa</i> <i>L. contigua</i>	SQ150926018	KX440757
			SQ150922168	KX440631
			SQ150922049	KX440637
			SQ150922136	KX440763
	<i>Mamestra</i>	甘蓝夜蛾 <i>M. brassicae</i>	SQ150922142	KX440795
			SQ150922148	KX440928
			SQ150926038	KX440675

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	<i>Mocis</i>	<i>M. ancilla</i>	SQ150925074	KX440917
	<i>Mythimna</i>	<i>M. separate</i>	SQ150924069	KX440642
			SQ150924002	KX440645
			SQ150924034	KX440688
			SQ150925053	KX440708
			SQ150927001	KX440727
			SQ150922003	KX440728
			SQ150926049	KX440749
			SQ150926037	KX440765
			SQ150922040	KX440775
			SQ150925087	KX440780
			SQ150926057	KX440790
			SQ150926073	KX440800
			SQ150924091	KX440810
			SQ150924027	KX440828
			SQ150925034	KX440837
			SQ150926090	KX440840
			SQ150925025	KX440844
			SQ150926060	KX440889



科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
			SQ150922026	KX440912
			SQ150926061	KX440947
			SQ150927018	KX440634
			SQ150925097	KX440641
			SQ150925041	KX440651
			SQ150926048	KX440723
			SQ150925046	KX440725
			SQ150926039	KX440759
			SQ150925036	KX440806
			SQ150927035	KX440813
			SQ150925049	KX440814
			SQ150926071	KX440823
			SQ150927037	KX440871
			SQ150925062	KX440921
			SQ150924047	KX440655
			SQ150926069	KX440680
			SQ150924012	KX440720
			SQ150926036	KX440789
			SQ150922176	KX440811

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
	<i>Plusilla</i>	<i>P. rosalia</i>	SQ150925006	KX440863
			SQ150926026	KX440933
			SQ150925015	KX440769
	<i>Simplicia</i>	黑点贫夜蛾 <i>S. rectalis</i>	SQ150925003	KX440788
			SQ150926072	KX440859
			SQ150922197	KX440643
	斜纹夜蛾属 <i>Spodoptera</i>	<i>S. depravata</i>	SQ150924054	KX440652
			SQ150926008	KX440660
			SQ150926111	KX440674
			SQ150925018	KX440685
			SQ150922028	KX440713
			SQ150926006	KX440733
			SQ150926047	KX440755
			SQ150926062	KX440758
			SQ150925007	KX440772
			SQ150922041	KX440777
			SQ150925022	KX440778
			SQ150922031	KX440786

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
		甜菜夜蛾 <i>S. exigua</i>	SQ150927003	KX440820
			SQ150926042	KX440829
			SQ150926011	KX440850
			SQ150926079	KX440858
			SQ150925017	KX440861
			SQ150926023	KX440864
			SQ150924098	KX440886
			SQ150926045	KX440891
			SQ150925064	KX440909
			SQ150923005	KX440913
			SQ150924044	KX440918
			SQ150925054	KX440936
			SQ150926103	KX440650
			SQ150926099	KX440664
			SQ150926017	KX440673
			SQ150926112	KX440678
			SQ150924061	KX440706
			SQ150926052	KX440707
			SQ150927007	KX440710

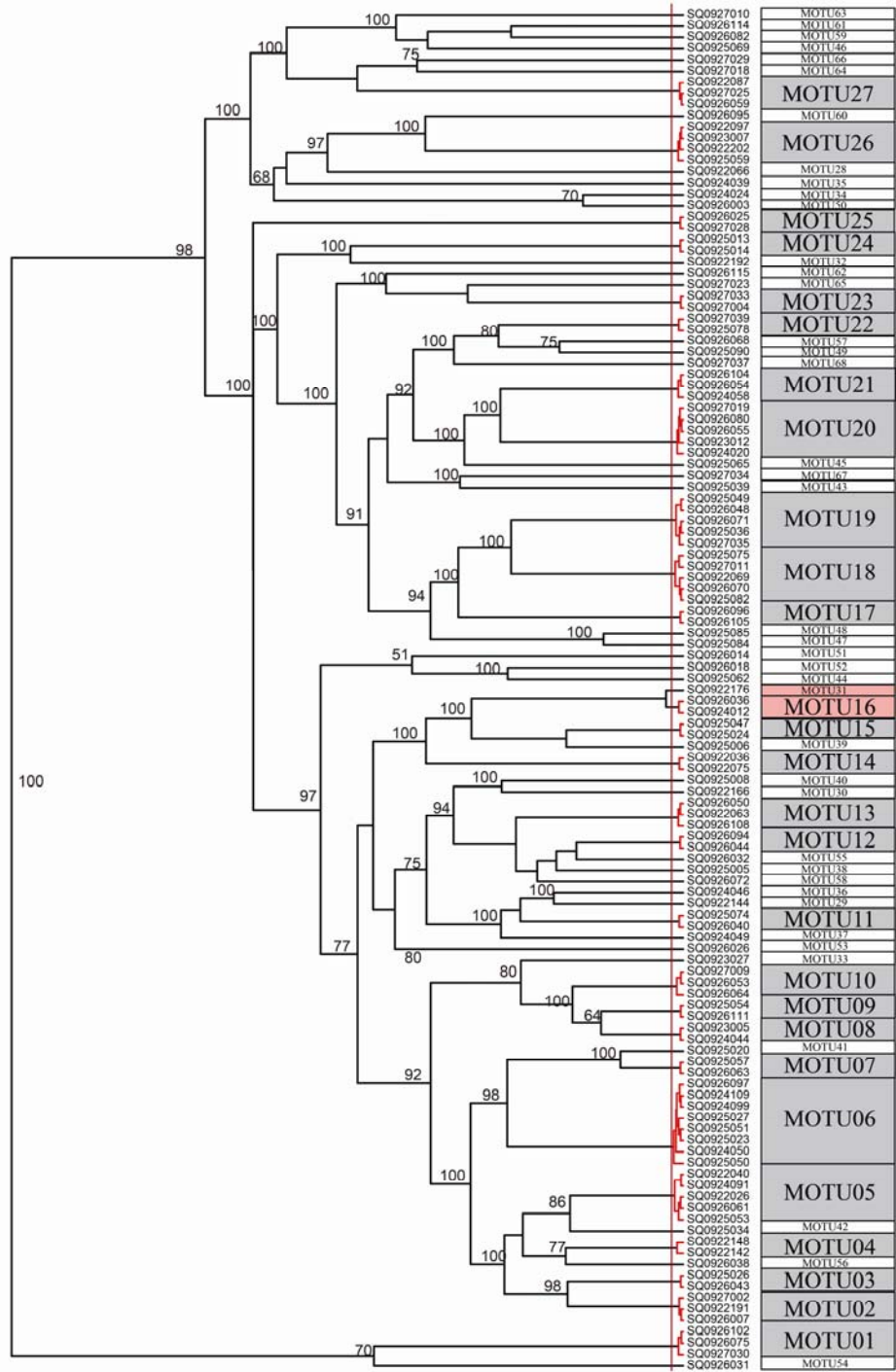
科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
			SQ150926051	KX440711
			SQ150926083	KX440718
			SQ150925055	KX440734
			SQ150926019	KX440736
			SQ150927009	KX440738
			SQ150926013	KX440739
			SQ150927022	KX440753
			SQ150927005	KX440754
			SQ150925092	KX440776
			SQ150926113	KX440792
			SQ150925093	KX440803
			SQ150927014	KX440809
			SQ150926084	KX440812
			SQ150924031	KX440818
			SQ150925077	KX440824
			SQ150926110	KX440825
			SQ150926064	KX440826
			SQ150926078	KX440835
			SQ150924005	KX440843

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
			SQ150926088	KX440846
			SQ150926009	KX440848
			SQ150926092	KX440853
			SQ150925021	KX440865
			SQ150926066	KX440868
			SQ150925071	KX440869
			SQ150926046	KX440872
			SQ150926086	KX440887
			SQ150925080	KX440893
			SQ150925010	KX440898
			SQ150925058	KX440902
			SQ150925066	KX440904
			SQ150926012	KX440910
			SQ150926093	KX440931
			SQ150925029	KX440937
			SQ150926106	KX440938
			SQ150925063	KX440939
			SQ150923061	KX440942
			SQ150926081	KX440943

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
舟蛾科 Notodontidae	肖毛翅夜蛾属 <i>Thyas</i>		SQ150926053	KX440944
		斜纹夜蛾 <i>S. litura</i>	SQ150924045	KX440638
		肖毛翅夜蛾 <i>T. juno</i>	SQ150922144	KX440648
	内斑舟蛾属 <i>Peridea</i>	侧带内斑舟蛾 <i>P. lativitta</i>	SQ150926034	KX440860
		美舟蛾属 <i>Uropyia</i>	SQ150922192	KX440639
		核桃美舟蛾 <i>U. meticolodina</i>		
			SQ150925096	KX440640
螟蛾科 Pyralidae	<i>Glyptoteles</i>	<i>G. leucacrinella</i>	SQ150926095	KX440771
	<i>Nephopterix</i>	<i>N. fumella</i>	SQ150924068	KX440649
			SQ150924074	KX440766
			SQ150922043	KX440873
			SQ150922146	KX440894
			SQ150922097	KX440908
	<i>Termioptycha</i>		SQ150925059	KX440935
		<i>T. nigrescens</i>	SQ150925095	KX440658
			SQ150922201	KX440687
			SQ150923007	KX440744
			SQ150922202	KX440762

科	属	种	标本编号	序列号
Family	Genus	Species	Sample ID	Accession no.
天蛾科 Sphingidae	<i>Sphinx</i>	<i>S. caligineus</i>	SQ150925089	KX440808
			SQ150926085	KX440821
			SQ150925013	KX440878
	<i>Theretra</i>	<i>T. japonica</i>	SQ150925014	KX440885
			SQ150924039	KX440686
卷蛾科 Tortricidae	<i>Adoxophyes</i>	<i>A. orana</i>	SQ150925069	KX440768
	<i>Archips</i>	<i>A. betulana</i>	SQ150926077	KX440804
		<i>A. podana</i>	SQ150926114	KX440876
	色卷蛾属 <i>Choristoneura</i>	异色卷蛾 <i>C. diversana</i>	SQ150926076	KX440867
			SQ150927021	KX440924
	<i>Epiblema</i>		SQ150926082	KX440932
		棕色卷蛾 <i>C. luticostana</i>	SQ150927027	KX440671
		白钩小卷蛾 <i>E. foenella</i>	SQ150927010	KX440827

金倩, 陈芬, 罗桂杰, 蔡卫佳, 刘旭, 王昊, 杨采青, 郝梦迪, 张爱兵. 基于DNA条形码的物种丰富度估计: 以宿迁地区鳞翅目蛾类为例. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1296–1305.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016202>



附录2 GMYC方法划分MOTUs的结果。该树为基于BEAST软件构建的超度量树，树中红色竖线表示物种形成事件和种群溯祖事件的转折点，支长为红色表示种下种群溯祖事件，支长为黑色表示种上物种形成事件，右侧方格内为GMYC划分的MOTU结果。

Appendix 2 MOTU results with GMYC method. The ultrametric tree implemented with BEAST software. Red line indicates transition from between-species to within-species. Red branches represent coalescence processes. Black branches represent speciation and extinction processes. Box shows the MOTU results with GMYC method.



•研究报告•

# 黄渤海甲壳类的分类多样性

吴 强<sup>1,2</sup> 李忠义<sup>1,2</sup> 戴芳群<sup>1</sup> 陈瑞盛<sup>1</sup> 王 俊<sup>1,2</sup> 单秀娟<sup>1,2</sup> 金显仕<sup>1,2\*</sup>

1 (中国水产科学研究院黄海水产研究所农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室/山东省渔业资源与生态环境重点实验室, 山东青岛 266071)

2 (青岛海洋科学与技术国家实验室海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室, 山东青岛 266071)

**摘要:** 为了解黄渤海甲壳类的分类多样性特征, 我们统计了2010–2015年中国水产科学研究院黄海水产研究所调查捕获的黄渤海甲壳类(软甲纲: 十足目与口足目)物种名录。结合历史文献, 进一步系统整理得到黄渤海甲壳类物种总名录。基于这2个名录, 应用分类阶元包含指数(the inclusion index at taxonomic level,  $TINCL_i$ )、平均分类差异指数(average taxonomic distinctness index,  $\Delta^+$ )和分类差异变异指数(variation in taxonomic distinctness index,  $\Lambda^+$ )研究了其分类多样性特征。结果显示: 2010–2015年调查名录中, 甲壳类共93种, 隶属于2目39科66属, 其中10种为新分布种; 对虾科、藻虾科、长臂虾科、梭子蟹科和弓蟹科的物种数最多, 合计占总物种数的38.71%;  $TINCL_i$ 分别为1.41种/属和2.38种/科;  $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.25和35.20。总名录中, 甲壳类共228种, 隶属于2目53科123属, 其中藻虾科、豆蟹科、对虾科、弓蟹科和鼓虾科的物种数最多, 合计占总物种数的30.70%;  $TINCL_i$ 分别为1.85种/属和4.30种/科,  $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.18和30.87。对虾科的相对丰富度指数(the relative richness index,  $R_i$ )最高(100), 其次是梭子蟹科(71.43)和长臂虾科(62.50), 豆蟹科最低(6.25)。黄渤海甲壳类的平均分类差异指数( $\Delta^+$ )明显小于鱼类( $P < 0.05$ )。2010–2015年调查的 $\Delta^+$ 计算值高于理论值, 且在理论值的95%置信区间内, 说明黄渤海甲壳类群落正处在中等程度的干扰中。

**关键词:** 甲壳类; 分类阶元包含指数; 平均分类差异指数; 分类差异变异指数; 黄渤海

## Taxonomic diversity of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea

Qiang Wu<sup>1,2</sup>, Zhongyi Li<sup>1,2</sup>, Fangqun Dai<sup>1</sup>, Ruisheng Chen<sup>1</sup>, Jun Wang<sup>1,2</sup>, Xiujuan Shan<sup>1,2</sup>, Xianshi Jin<sup>1,2\*</sup>

1 Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fishery Resources, Ministry of Agriculture/ Shandong Provincial Key Laboratory of Fishery Resources and Ecological Environment, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao, Shandong 266071

2 Function Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao, Shandong 266071

**Abstract:** To reveal the taxonomic diversity of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea, a species list of crustaceans (Malacostraca: Decapoda and Stomatopoda) was obtained by the Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, using survey data collected by bottom trawling from 2010 to 2015. A total species list of crustaceans was also obtained by combining the species list above with historical literature. Based on the above two lists, the inclusion index at taxonomic level ( $TINCL_i$ ), average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ) and variation in taxonomic distinctness index ( $\Lambda^+$ ) were computed. A total of 93 species of crustaceans, belonging to 2 orders, 39 families, and 66 genera, were recorded from 2010 to 2015. Among these, 10 species were newly recorded. Penaeidae, Hippolytidae, Palaemonidae, Portunidae and Varunidae were among the top 5 families, accounting for 38.71% of the total species.  $TINCL_i$  were 1.41 species/genus and 2.38 species/family, respectively.  $\Delta^+$  and  $\Lambda^+$  were 50.25 and 35.20, respectively. According to the total species list, a total of 228 species of crustaceans were recorded, belonging to 2 orders, 53 families, and 123 genera. Hippolytidae, Pinnotheridae, Penaeidae, Varunidae and Alpheidae were among the top 5

收稿日期: 2016-09-07; 接受日期: 2016-11-24

基金项目: 国家重点基础研究发展计划项目(2015CB453303)、鳌山科技创新计划(2015ASKJ02)、公益性行业(农业)科研专项经费(201303050)和山东省泰山学者专项基金(2008-67)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: jin@ysfri.ac.cn

families, accounting for 30.70% of the total species.  $TINCL_i$  were 1.85 species/genus and 4.30 species/family.  $\Delta^+$  and  $\Lambda^+$  were 50.18 and 30.87, respectively. The relative richness index ( $R_r$ ) of Penaeidae (100) was the highest, followed by Portunidae (71.43) and Palaemonidae (62.50). The relative richness index ( $R_r$ ) of Pinnotheridae (6.25) was the lowest. The average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ) of crustaceans was less than that of fish in Yellow Sea and Bohai Sea ( $P < 0.05$ ). The value of  $\Delta^+$  calculated by recent surveys was higher than the theoretical value and was within the 95% confidence intervals. This result shows that crustacean species in Yellow Sea and Bohai Sea were being intermediately disturbed.

**Key words:** crustaceans; inclusion index at taxonomic level ( $TINCL_i$ ); average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ); variation in taxonomic distinctness ( $\Lambda^+$ ); Yellow Sea and Bohai Sea

传统的生物多样性指数主要反映群落内的物种数目和物种间数量分布的均匀度(Magurran, 1988)。而除此之外,合适的生物多样性研究不仅应包括物种的数目及物种间的相对数量,还应考虑物种间的亲缘关系(Clarke & Warwick, 1998)。例如,由不同科物种构成的群落,其生物多样性显然应高于由同一属物种构成的群落。因此,要完整体现群落的生物多样性,应将其群落结构复杂性也考虑在内(Tilman et al, 1997),即将物种之间的分类距离纳入到生物多样性的计算中(Anand & Orloci, 1996)。此外,传统的生物多样性指数受样本大小、采样方法及环境类型的影响很大,但很多情况下不同区域或不同历史时期的取样性质不同,这就为传统生物多样性指数的应用带来了诸多困难(徐宾铎等, 2005)。20世纪90年代,分类多样性指数被用来度量和解释群落中种类间形态关系的差异,根据种类间分类关系的路径长度量化群落的分类多样性和分类差异性(Warwick & Clarke, 1995; Clarke & Warwick, 1998)。作为主要指标的平均分类差异指数(average taxonomic distinctness index,  $\Delta^+$ )和分类差异变异指数(variation in taxonomic distinctness index,  $\Lambda^+$ ),其平均值不依赖于取样大小和取样方法,这对开展不同区域、不同生境间和历史数据的对比研究,以及对取样性质未知或不一致情况下的研究具有重要意义(Clarke & Warwick, 1998)。

21世纪以来,国内学者将分类多样性指数广泛用于海洋鱼类(徐宾铎等, 2005, 2007; 张衡和陆健健, 2007; Shan et al, 2010; 胡成业等, 2015)、大型底栖动物(Leonard et al, 2006; Zhou et al, 2010, 2012; 曲方圆和于子山, 2010; 胡成业等, 2016)和桡足类(刘光兴等, 2010; 陈洪举和刘光兴, 2014)等生物群落的研究。目前,利用平均分类差异指数( $\Delta^+$ )和分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )分析海洋甲壳类生物多样性的研

究,国内还未见报道。渤海是中国的内海,是黄渤海主要渔业种类的产卵场和索饵场(金显仕, 2001),素有“黄渤海渔业摇篮”之称。黄海作为全球50个大海洋生态系之一,是我国重要的渔业水域(唐启升和苏纪兰, 2000),分布有烟威、石岛、海州湾、连青石、吕泗和大沙等众多渔场。本研究根据2010–2015年的调查数据,结合历史文献,建立了较为全面而系统的黄渤海甲壳类(甲壳动物亚门:软甲纲:十足目和口足目)物种总名录,并进一步推算了 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ ;利用95%置信区间漏斗图分析了2010–2015年调查值与总名录理论值的差异,以期黄渤海甲壳类多样性的研究提供基础资料。

## 1 材料与方法

### 1.1 数据来源

2010–2015年底拖网调查时间与区域范围见表1,调查站位见图1。其中黄海调查利用黄海水产研究所“北斗”号科研调查船,渤海调查利用双拖渔船,港湾调查利用单拖渔船。受调查船只限制,黄海调查未含9 m以内浅水域,渤海调查未含5 m以内浅水域,崂山湾等港湾调查未含3 m以内浅水域。种类鉴定主要参考《中国海洋生物图集 第六册》(黄宗国和林茂, 2012),现场无法鉴定的种类用福尔马林溶液浸泡带回实验室分析。根据鉴定结果,结合相关报道(张焕君等, 2014; 丛旭日等, 2015),获得黄渤海甲壳类物种的2010–2015年调查名录。在此调查物种名录的基础上,参考《中国海洋生物种类与分布》(黄宗国, 2008)和《中国海洋生物名录》(刘瑞玉, 2008)等,排除同物异名,建立了较为全面而系统的黄渤海甲壳类物种总名录。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 分类阶元包含指数

分类阶元包含指数(the inclusion index at taxo-

表1 2010–2015年黄渤海甲壳类底拖网调查  
Table 1 Crustacean surveys by bottom trawl between 2010 and 2015 in Yellow Sea and Bohai Sea

海区 Sea area	调查年(次数): 月份 Year(Times): Month	调查范围 Survey district	站位数 Number of survey stations	备注 Remarks
渤海 Bohai Sea	2010 (2): 05, 10; 2012 (2): 06, 08; 2013 (4): 05, 06, 08, 10; 2014 (5): 02, 05, 06, 08, 10	渤海 Bohai Sea	50	本研究 This study
	2011 (7): 05, 06, 07, 08, 09, 10, 11; 2012 (2): 03, 04	莱州湾 Laizhou Bay	18	本研究 This study
	2010 (2): 10, 12; 2011 (4): 05, 08, 10, 12; 2012 (2): 05, 08	莱州湾 Laizhou Bay	18	丛旭日等, 2015
	2012 (6): 05, 06, 07 (2), 08, 09	黄河口 Yellow River Estuary	15	张焕君等, 2014
		黄海东南部 Central and southern Yellow Sea	59	本研究 This study
黄海 Yellow Sea	2010 (1): 05; 2013(1): 05	黄海 Yellow Sea	75	本研究 This study
	2014 (2): 08, 10; 2015 (2): 01, 05	黄家塘湾、崂山湾 Huangjiatang Bay and Laoshan Bay	36	本研究 This study
	2014 (3): 05、08、10			

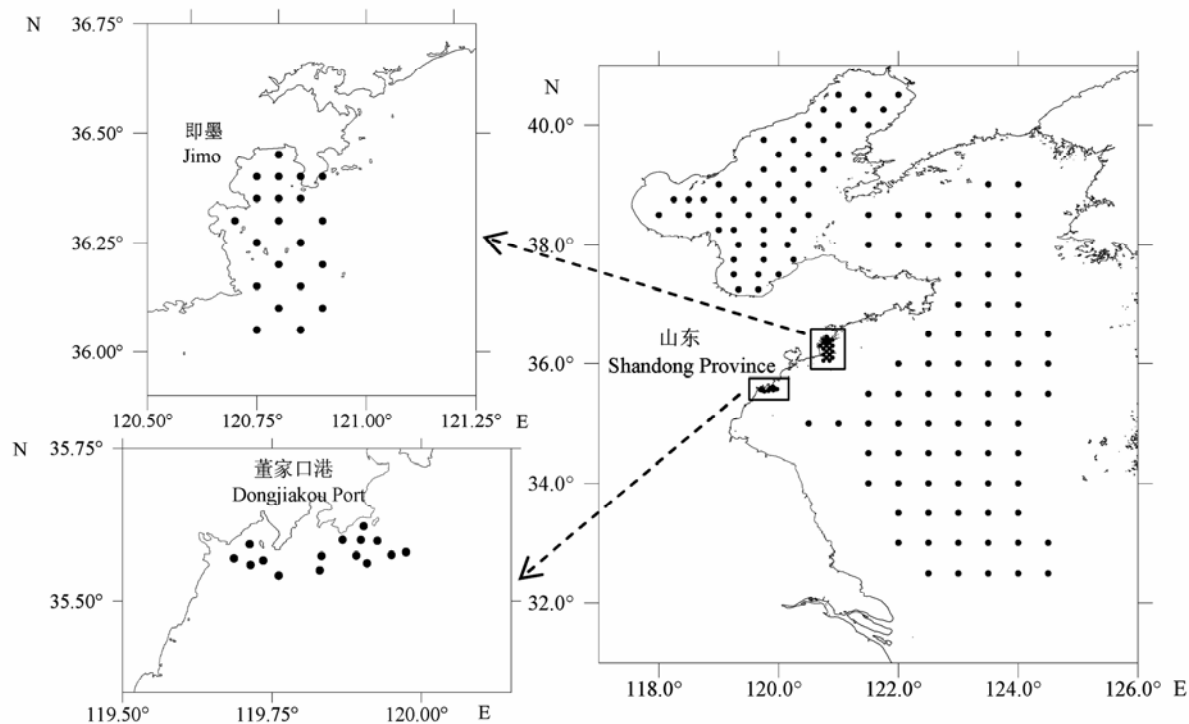


图1 2010–2015年黄渤海甲壳类调查站位(•)  
Fig. 1 Survey stations for crustaceans between 2010 and 2015 in Yellow Sea and Bohai Sea

onomic level,  $TINCL_i$ )可以在各分类阶元上表征物种组成的多样性, 分析各阶元种类分布的集中程度, 解释物种之间的亲缘关系。 $TINCL_i$ 的计算公式为(李娜娜等, 2011):

$$TINCL_i = \frac{1}{N_i} \sum_{j=1}^{N_i} C_{ki} \quad (k=i) \quad (1)$$

式中,  $N_i$ 表示第*i*级分类阶元的数目,  $C_{ki}$ 为第*i*个*k*级

分类阶元的数目。通过对比不同海区之间的 $TINCL_i$ 分析甲壳类分类组成差异。 $TINCL_i$ 值越大, 表示更多的种(属、科、目)级阶元类群数目归属于属(科、目、纲)级分类阶元的一个类群, 说明甲壳类在该分类阶元的种类分布越集中, 亲缘关系越近。反之,  $TINCL_i$ 数值越小, 表明目(科、属)所包含的科(属、种)越少, 即甲壳类的种类分布越分散, 亲缘关系越远。

### 1.2.2 相对丰富度指数

采用Turner相对丰富度指数( $R_r$ ), 其计算公式为(胡成业等, 2015):

$$R_r = S_i \times 100/S \quad (2)$$

式中,  $S_i$  为第*i*属(科、目)甲壳类种数,  $S$ 为该海域记录的相应的属(科、目)的种数。本研究统计了科级分类阶元的物种丰富度。

### 1.2.3 分类学多样性指数

平均分类差异指数( $\Delta^+$ )的计算公式(Clarke & Warwick, 1998):

$$\Delta^+ = (\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}) / (S(S-1)/2) \quad (3)$$

分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )的计算公式(Warwick & Clarke, 1995):

$$\Lambda^+ = \sum \sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2 / (S(S-1)/2) \quad (4)$$

式中,  $S$ 为甲壳类物种数,  $\omega_{ij}$ 为第*i*种与第*j*种在系统分类树中的路径长度。根据相关文献(徐宾铎等, 2005; 李凡等, 2015), 5个分类等级水平分别为: 种、属、科、目和纲, 不同等级间的权重值( $\omega_{ij}$ )设为16.67, 即种间16.67、属间33.33, 依此类推直至门间100。根据黄渤海甲壳类物种的2010–2015年调查名录及总名录, 推算了平均分类差异指数( $\Delta^+$ )和分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )。

采用PRIMER 5.0软件进行数据分析。先通过Analyse下拉菜单下的TAXDTEST程序对目标区域的物种总名录进行随机抽样(程序中默认1,000次), 作出多样性值的95%置信区间漏斗图(95% probability funnels), 得到分类多样性的理论值, 将2010–2015年调查名录计算值叠加到漏斗图上, 如果调查值在95%置信区间内, 则接受零假设, 即调查值与理论值无显著差别; 反之, 则调查值与理论值有差别。

## 2 结果

### 2.1 种类及分类阶元组成

2010–2015年黄渤海调查共捕获甲壳类93种, 隶属于2目39科66属; 其中, 黄海有80种, 隶属于2目35科57属; 渤海有46种, 隶属于2目26科40属。黄渤海甲壳类分类阶元包含指数( $TINCL_i$ )分别为1.41种/属和2.38种/科。黄海 $TINCL_i$ 分别为1.40种/属和2.29种/科; 渤海 $TINCL_i$ 分别为1.15种/属和1.77种/科

(表2)。

据文献记载, 黄渤海甲壳类共218种。结合2010–2015年的调查, 得到黄渤海甲壳类总名录, 共计228种, 隶属于1纲2目53科123属, 除口虾蛄(*Oratosquilla oratoria*)等6种隶属于十足目外, 其余222种均隶属于十足目(附录1)。按海区来分, 黄海甲壳类共226种, 隶属于2目53科123属; 渤海甲壳类共119种, 隶属于2目40科73属(表2)。黄渤海分类阶元包含指数分别为1.85种/属和4.30种/科。按海区来看, 黄海 $TINCL_i$ 较高, 分别为1.84种/属和4.26种/科; 渤海 $TINCL_i$ 较低, 分别为1.63种/属和2.98种/科(表2)。

2010–2015年间的调查于黄渤海采集到10个新分布种, 即假长缝拟对虾(*Parapenaeus fissuroides*)、细指异对虾(*Atypopenaeus stenodactylus*)、日本单肢虾(*Sicyonia japonica*)、长额拟鞭腕虾(*Exhippolysmata ensirostris*)、镰虾一种(*Glyphocrangon* sp.)、条纹长臂虾(*Palaemon paucidens*)、太平玻璃虾(*Pasiphaea pacifica*)、哈氏秀阿蛄虾(*Calocarides habereri*)、长手隆背蟹(*Carcinoplax longimana*)和武士螯(*Charybdis miles*)。具体到海区, 渤海新增分布种3个, 包括周氏新对虾(*Metapenaeus joyneri*)、绒毛细足蟹(*Raphidopus ciliates*)和裸盲蟹(*Typhlocarcinus nudus*); 黄海新增分布种11个, 包括凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)、假长缝拟对虾、细指异对虾、日本单肢虾、长额拟鞭腕虾、镰虾一种、条纹长臂虾、太平玻璃虾、哈氏秀阿蛄虾、长手隆背蟹和武士螯。

### 2.2 优势类别及其相对丰富度

2010–2015年黄渤海甲壳类调查名录中, 对虾科、藻虾科、长臂虾科、梭子蟹科和弓蟹科包含种类较多(共36种), 占总种类数的38.71%; 其中, 黄海以对虾科、藻虾科、梭子蟹科、长臂虾科和鼓虾科(除鼓虾科外, 玻璃虾科、长额虾科、褐虾科、长臂虾科、弓蟹科和大眼蟹科也各包含3个种)占优, 5个科共包含33种, 占总种类数的41.25%; 渤海以对虾科、藻虾科、弓蟹科、鼓虾科和梭子蟹科占优, 5个科共包含19种, 占总种类数的41.30%(表3)。

黄渤海甲壳类总名录中, 以科为分类阶元进行优势类别统计, 前5个科分别是藻虾科(18种, 7.89%)、豆蟹科(16种, 7.02%)、对虾科(13种, 5.70%)、弓蟹科(12种, 5.26%)和鼓虾科(11种, 4.82%), 5个科共包含70种, 占总种类数的30.70%, 其余48科所含

表2 黄渤海甲壳类分类阶元组成及分类阶元包含指数  
Table 2 Taxonomic level composition and the inclusion index at taxonomic level ( $TINCL_i$ ) of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea

		种/科 Species/ Family	种/属 Species/ Genus	分类阶元数 Number of taxa					
				种 Species	属 Genus	科 Family	目 Order	纲 Class	
2010–2015年调查物种 and 2015		Species caught between 2010							
黄海	Yellow Sea	2.29	1.40	80	57	35	2	1	
渤海	Bohai Sea	1.77	1.15	46	40	26	2	1	
黄渤海	Yellow Sea and Bohai Sea	2.38	1.41	93	66	39	2	1	
总名录		Total species list							
黄海	Yellow Sea	4.26	1.84	226	123	53	2	1	
渤海	Bohai Sea	2.98	1.63	119	73	40	2	1	
黄渤海	Yellow Sea and Bohai Sea	4.30	1.85	228	123	53	2	1	

表3 黄渤海甲壳类优势科(前5位)包含的种类数及其所占百分比  
Table 3 Species number and its percentage of dominant families of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea

	2010–2015年调查物种 Species caught between 2010 and 2015			总名录 Total species list			相对丰富度(黄渤海调查物种/黄渤海总名录) Relative richness(Species caught /Total species list in Yellow Sea and Bohai Sea)
	黄海 Yellow Sea	渤海 Bohai Sea	黄渤海 Yellow Sea and Bohai Sea	黄海 Yellow Sea	渤海 Bohai Sea	黄渤海 Yellow Sea and Bohai Sea	
对虾科 Penaeidae	13 (16.25%)	5 (10.87%)	13 (13.98%)	13 (5.75%)		13 (5.70%)	100.00
藻虾科 Hippolytidae	8 (10.00%)	4 (8.70%)	8 (8.60%)	18 (7.96%)	7 (5.88%)	18 (7.89%)	44.44
长臂虾科 Palaemonidae	4 (5.00%)		5 (5.38%)		7 (5.88%)		62.50
鼓虾科 Alpheidae	3 (3.75%)	3 (6.52%)		10 (4.42%)	8 (6.72%)	11 (4.82%)	36.36
梭子蟹科 Portunidae	5 (6.25%)	3 (6.52%)	5 (5.38%)				71.43
弓蟹科 Varunidae		4 (8.70%)	5 (5.38%)	5 (2.21%)		12 (5.26%)	41.67
豆蟹科 Pinnotheridae				16 (7.08%)		16 (7.02%)	6.25
大眼蟹科 Macrophthalmidae					8 (6.72%)		50.00
玉蟹科 Leucosiidae					6 (5.04%)		37.5

种类均不足10种。按海区来分, 黄海以藻虾科、豆蟹科、对虾科、鼓虾科和弓蟹科占优, 5个科共包含62种, 占总种类数的27.43%; 渤海以鼓虾科、大眼蟹科、藻虾科、长臂虾科和玉蟹科占优, 5个科共包含36种, 占总种类数的30.25% (表3)。

黄渤海甲壳类优势科的相对丰富度指数( $R_r$ )中, 对虾科的 $R_r$ 值最高, 为100; 其次是梭子蟹科(71.43); 再次是长臂虾科(62.5), 豆蟹科的 $R_r$ 值最低(6.25) (表3)。

根据黄渤海甲壳类总名录, 计算得到平均分类差异指数( $\Delta^+$ )和分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )的理论值(图2)。黄渤海甲壳类的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.18和30.87; 按海区, 黄海甲壳类的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.19和30.84, 渤海甲壳类的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为49.50和24.50。

根据2010–2015年调查名录, 黄渤海甲壳类的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.25和35.20; 按海区, 黄海甲壳类

的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.32和39.46, 渤海甲壳类的 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 分别为50.06和26.83。将2010–2015年调查的分类多样性指数计算值叠加到总名录的95%置信区间漏斗图, 黄渤海甲壳类 $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 的调查值分别接近或高于由总名录得出的理论值, 且均在理论值的95%置信区间内。按海区, 无论黄海还是渤海,  $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ 的调查值均高于理论值, 且均在理论值的95%置信区间内(图3)。

### 3 讨论

本文以传统渔业资源中的“虾蟹类”为研究对象, 包括甲壳类软甲纲中的十足目与口足目。本研究中, 渤海新增分布种3个, 文献记载这3种均分布于黄海及其以南水域(黄宗国, 2008; 刘瑞玉, 2008); 黄海新增分布种11个, 文献记载这些种类均分布于东海及其以南水域(黄宗国, 2008; 刘瑞玉, 2008)。

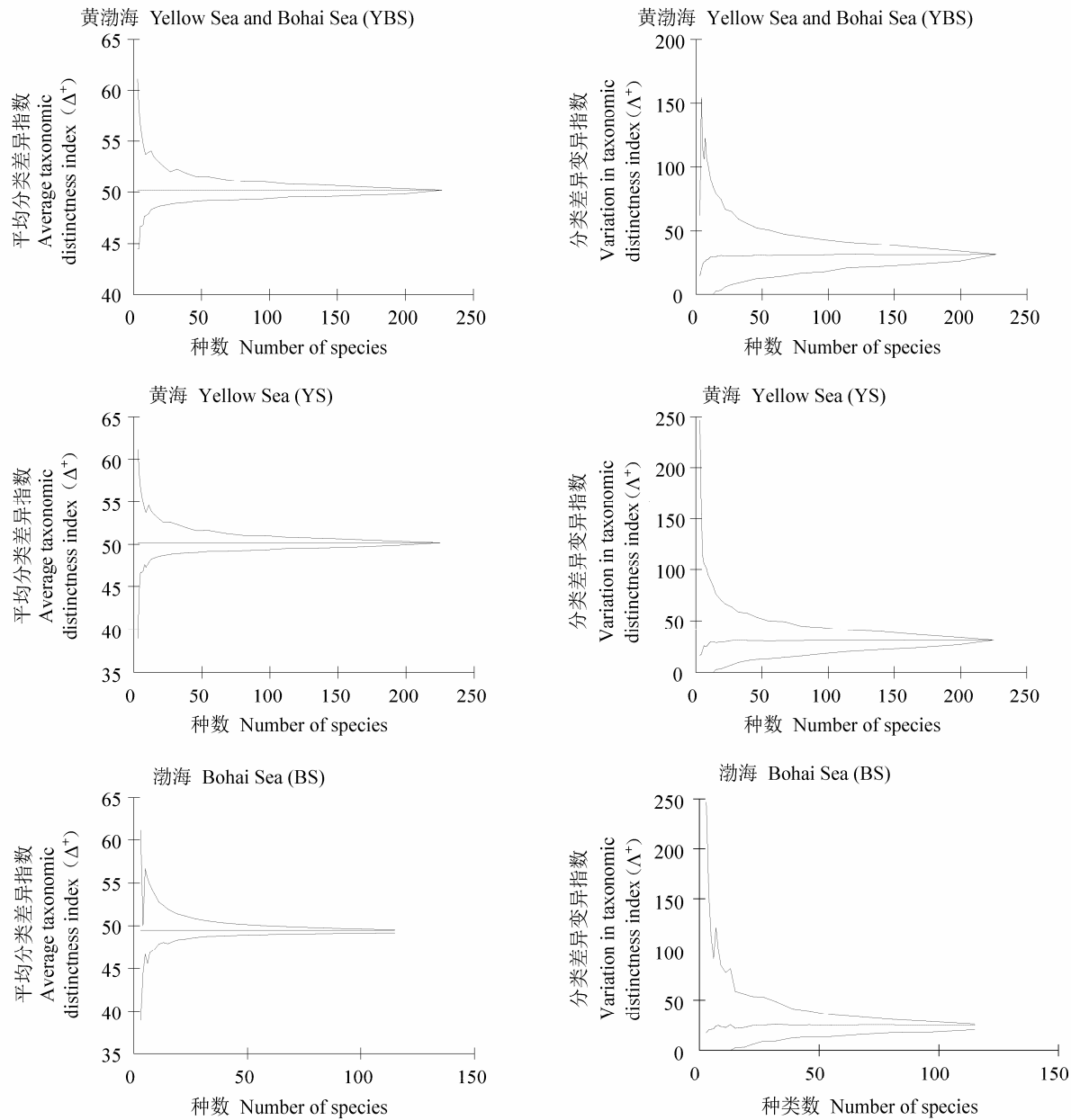


图2 基于总名录的黄渤海甲壳类平均分类差异指数( $\Delta^+$ )和分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )  
Fig. 2 Average taxonomic distinctness index ( $\Delta^+$ ) and variation in taxonomic distinctness index ( $\Lambda^+$ ) of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea based on the total species list

本研究结果对以上新采集种的分布范围进行了补充。据报道,近30年来中国沿海海洋表面温度上升了0.9℃(杜建国等,2012),这导致热带或亚热带种类向温带水域迁移,如台湾海峡和北部湾都有热带暖水性鱼类新记录种出现(陈宝红等,2009;黄梓荣和王跃中,2009)。本研究中原本分布于东海以南水域的10个甲壳类物种出现在黄渤海水域,其分布范

围的北扩可能也和全球气候变化引起的海水温度升高有关。

目前,关于黄渤海甲壳类分类多样性的研究还未见报道。徐宾铎等(2005)曾推算了黄渤海鱼类的等级多样性,得出鱼类平均分类差异指数( $\Delta^+$ )的理论平均值为77.7。本研究采用了相同的计算权重,得出黄渤海甲壳类 $\Delta^+$ 为50.18。甲壳类的 $\Delta^+$ 值明显小

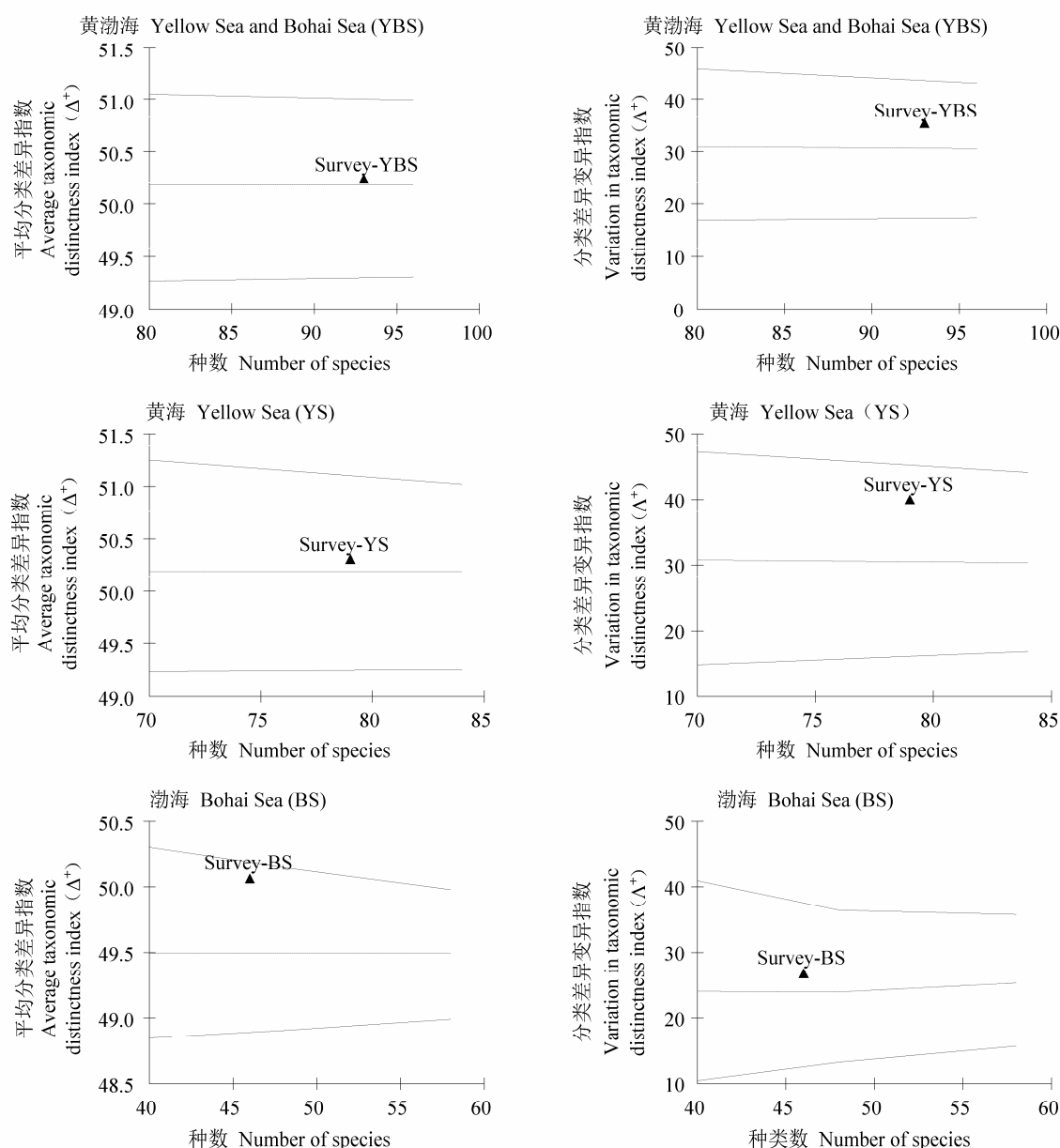


图3 黄渤海甲壳类平均分类差异指数( $\Delta^+$ )及分类差异变异指数( $\Delta^+$ )的95%置信区间漏斗图

Fig. 3 95% confidence intervals of average taxonomic distinctness index and variation in taxonomic distinctness index of crustaceans in Yellow Sea and Bohai Sea

于鱼类, 原因是黄渤海379种鱼类隶属于3纲36目129科264属(徐宾铎等, 2005), 而228种甲壳类仅隶属于1纲2目53科123属(除口虾蛄等6种十足类外, 其他222种均隶属于十足目)。随机选择的任意两个甲壳类物种之间的平均分类等级路径长度( $\Delta^+$ 值)显然要小于随机选择的任意两个鱼类物种, 即黄渤海甲壳类物种之间的亲缘关系比鱼类的更近。

2010–2015年的物种名录汇总了来自黄渤海水

域45个航次的调查结果。受调查船只吃水深度所限, 调查范围均未包含潮间带等近岸水域。其中, 渤海大面调查未含5 m以内浅水域, 黄海大面调查未含9 m以内浅水域, 莱州湾、黄河口、黄岛及崂山近岸调查未含3 m以内浅水域。因此, 栖息于潮间带等浅水区的豆蟹科等小型甲壳类<sup>①</sup>, 被捕获的几率大大

① 蒋维 (2006) 中国海豆蟹科 Family Pinnotheridae 分类学研究. 硕士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 山东青岛。

降低。本研究结果也证实了这点, 豆蟹科的相对丰富度指数( $R_r$ )仅为6.25, 明显小于对虾科的100和梭子蟹科的71.43。

Warwick和Clarke (1995, 1998)曾指出受到污染的海区其分类多样性指数低于未受污染的海区, 这是由于底栖动物群落在未受到扰动时, 通常包含不同门类, 受到扰动或污染后, 最先消失的通常是个体数较少的门类, 这就导致了平均分类距离的下降, 即 $\Delta^+$ 值减小。本研究中的 $\Delta^+$ 调查值渤海(49.50)小于黄海(50.19), 这与渤海污染程度较高、捕捞压力大的现实相吻合。

将平均分类差异指数的调查计算值叠加到总名录的95%置信漏斗图中, 可以分析出其偏离总名录等级多样性理论平均值的程度, 进而探讨其变化特征(Clarke & Warwick, 1998)。本研究中, 黄渤海甲壳类 $\Delta^+$ 的调查值在理论值的95%置信区间内, 说明调查值与理论值无显著差别。根据Mouillot等(2005)和曲方圆等(2010): 对于受到中度扰动的底栖生物群落, 其分类差异变异指数( $\Lambda^+$ )高于理论平均值, 本研究中黄渤海甲壳类2010–2015年调查的 $\Lambda^+$ 计算值高于理论值, 由此推测黄渤海的甲壳类物种正遭受中等程度的干扰。然而, 需要指出的是, 本研究中, 2010–2015年调查的分类多样性指数( $\Delta^+$ 和 $\Lambda^+$ )的计算均是根据45个航次调查捕获的物种总名录, 这可能导致计算得出的调查值高于真实值, 如果根据具体某个航次调查的物种名录(李凡等, 2015), 则可能会得出不同的研究结果。

## 参考文献

- Anand M, Orlovi L (1996) Complexity in plant communities: the notion and quantification. *Journal of Theoretical Biology*, 179, 179–186.
- Chen BH, Zhou QL, Yang SY (2009) Impacts of climate changes on marine biodiversity. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 28, 437–444. (in Chinese with English abstract) [陈宝红, 周秋麟, 杨圣云 (2009) 气候变化对海洋生物多样性的影响. 台湾海峡, 28, 437–444.]
- Chen HJ, Liu GX (2014) Study on taxonomic diversity of pelagic copepods in the Changjiang River estuary and its adjacent waters. *Periodical of Ocean University of China (Natural Science)*, 44(12), 90–96. (in Chinese with English abstract) [陈洪举, 刘光兴 (2014) 长江口及邻近海域浮游桡足类分类多样性研究. 中国海洋大学学报(自然科学版), 44(12), 90–96.]
- Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, 35, 523–531.
- Cong XR, Li F, Lü ZB, Gao YJ, Ren ZH, Chen JQ (2015) Community structure of crab in Laizhou Bay. *Marine Fisheries*, 37, 419–426. (in Chinese with English abstract) [丛旭日, 李凡, 吕振波, 高彦洁, 任中华, 陈建强 (2015) 莱州湾蟹类的群落结构. 海洋渔业, 37, 419–426.]
- Du JG, Cheung WWL, Chen B, Zhou QL, Yang SY, Ye GQ (2012) Progress and prospect of climate change and marine biodiversity. *Biodiversity Science*, 20, 745–754. (in Chinese with English abstract) [杜建国, Cheung WWL, 陈彬, 周秋麟, 杨圣云, Guanqiong Ye (2012) 气候变化与海洋生物多样性关系研究进展. 生物多样性, 20, 745–754.]
- Hu CY, Du X, Shui YY, Shui BN (2016) Taxonomic diversity of macrobenthos species of intertidal zone in six important islands of Zhejiang. *Journal of Fishery Sciences of China*, 23, 458–468. (in Chinese with English abstract) [胡成业, 杜肖, 水玉跃, 水柏年 (2016) 浙江6个列岛潮间带大型底栖动物分类多样性. 中国水产科学, 23, 458–468.]
- Hu CY, Xu H, Shui BN, Han ZQ, Du X, Wang FL, Zheng W, Li L (2015) Taxonomic diversity of fish species in Tangshan Bay, the Bohai Sea. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 39, 608–614. (in Chinese with English abstract) [胡成业, 徐衡, 水柏年, 韩志强, 杜肖, 王凤丽, 郑伟, 李良 (2015) 唐山湾海域鱼类分类多样性研究. 水生生物学报, 39, 608–614.]
- Huang ZG (2008) *Marine Species and Their Distribution in China*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国 (2008) 中国海洋生物种类与分布. 海洋出版社, 北京.]
- Huang ZG, Lin M (2012) *An Illustrated Guide to Species in China's Sea (Part II), Vol.6*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国, 林茂 (2012) 中国海洋生物图集. 下卷(第六册). 海洋出版社, 北京.]
- Huang ZR, Wang YZ (2009) *Nemipterus mesoprion* (Bleeker, 1853) appeared in Beibu Bay and its morphologic character. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 28, 516–519. (in Chinese with English abstract) [黄梓荣, 王跃中 (2009) 北部湾出现苏门答腊金线鱼及其形态特征. 台湾海峡, 28, 516–519.]
- Jin XS (2001) The dynamics of major fishery resources in the Bohai Sea. *Journal of Fishery Sciences of China*, 7(4), 22–26. (in Chinese with English abstract) [金显仕 (2001) 渤海主要渔业生物资源变动的研究. 中国水产科学, 7(4), 22–26.]
- Leonard DRP, Clarke KR, Somerfield PJ, Warwick RM (2006) The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. *Journal of Environmental Management*, 78, 52–62.
- Li F, Zhou X, Zhang L, Ren ZH, Lü ZB (2015) Taxonomic diversity of fish assemblages in coastal waters off Shandong. *Acta Ecologica Sinica*, 35, 2322–2330. (in Chinese with English abstract) [李凡, 周兴, 张岚, 任中华, 吕振波 (2015) 山东近海鱼类群落分类多样性. 生态学报, 35, 2322–2330.]



- Li NN, Dong LN, Li YZ, Ai H, Li X, Chen BG, Shi YR (2011) Taxonomic diversity of fish species in the Daya Bay, the South China Sea. *Journal of Fisheries of China*, 35, 863–870. (in Chinese with English abstract) [李娜娜, 董丽娜, 李永振, 艾红, 李夏, 陈宝国, 史赞荣 (2011) 大亚湾海域鱼类分类多样性研究. *水产学报*, 35, 863–870.]
- Liu GX, Jiang Q, Zhu YZ, Chen HJ (2010) The taxonomic diversity of planktonic copepods in the North Yellow Sea. *Periodical of Ocean University of China (Natural Science)*, 40(12), 89–96. (in Chinese with English abstract) [刘光兴, 姜强, 朱延忠, 陈洪举 (2010) 北黄海浮游桡足类分类多样性研究. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 40(12), 89–96.]
- Liu RY (2008) Checklist of Marine Biota of China Seas. Science Press, Beijing. (in Chinese) [刘瑞玉 (2008) 中国海洋生物名录. 科学出版社, 北京.]
- Magurran AE (1988) *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, New Jersey.
- Mouillot D, Laune J, Tomasini JA, Aliaume C, Brehmer P, Dutrieux E, Do Chi T (2005) Taxonomic diversity of fish, zoobenthic and macrophyte communities along an eutrophication gradient in Mediterranean coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 550, 121–130.
- Qu FY, Yu ZS (2010) The application of taxonomic diversity in macrobenthic ecology: taking Yellow Sea for example. *Biodiversity Science*, 18, 155–160. (in Chinese with English abstract) [曲方圆, 于子山 (2010) 分类多样性在大型底栖动物生态学方面的应用: 以黄海海底栖动物为例. *生物多样性*, 18, 155–160.]
- Shan XJ, Jin XS, Yuan W (2010) Taxonomic diversity of fish assemblages in the Changjiang Estuary and its adjacent waters. *Acta Oceanologica Sinica*, 29(2), 70–80.
- Tang QS, Su JL (2000) Study on Ecosystem Dynamics in Coastal Ocean. I. Key Scientific Issues and Research on Development Strategy. Science Press, Beijing. (in Chinese) [唐启升, 苏纪兰 (2000) 中国海洋生态系统动力学研究. I. 关键科学问题与研究发展战略. 科学出版社, 北京.]
- Tilman D, Knops J, Wedin D, Reich P, Ritchie M, Siemann E (1997) The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277, 1300–1302.
- Warwick RM, Clarke KR (1995) New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 301–305.
- Warwick RM, Clarke KR (1998) Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology*, 35, 532–543.
- Xu BD, Jin XS, Liang ZL (2005) Calculation of hierarchical diversity of fish in the Huanghai and Bohai Seas. *Periodical of Ocean University of China (Natural Science)*, 35(1), 25–28. (in Chinese with English abstract) [徐宾铎, 金显仕, 梁振林 (2005) 对黄、渤海鱼类等级多样性的推算. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 35(1), 25–28.]
- Xu BD, Ren YP, Ye ZJ, Zeng XQ (2007) The taxonomic diversity of fish community in the coastal waters of Qingdao. *Periodical of Ocean University of China (Natural Science)*, 37, 907–910. (in Chinese with English abstract) [徐宾铎, 任一平, 叶振江, 曾晓起 (2007) 青岛近海鱼类群落分类多样性. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 37, 907–910.]
- Zhang HJ, Li F, Cong RX, Cong XR, Ren ZH, Lü ZB (2014) Community structure of invertebrate and its change in Huanghe (Yellow River) Estuary. *Journal of Fishery Sciences of China*, 21, 800–809. (in Chinese with English abstract) [张焕君, 李凡, 丛日翔, 丛旭日, 任中华, 吕振波 (2014) 黄河口海域无脊椎动物群落结构及其变化. *中国水产科学*, 21, 800–809.]
- Zhang H, Lu JJ (2007) Calculation of the taxonomic diversity of fish communities in the Yangtze River Estuary. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, (2), 11–22. (in Chinese with English abstract) [张衡, 陆健健 (2007) 鱼类分类多样性估算方法在长江河口区的应用. *华东师范大学学报(自然科学版)*, (2), 11–22.]
- Zhou H, Hua E, Zhang ZN (2010) Taxonomic distinctness of macrofauna as an ecological indicator in Laizhou Bay and adjacent waters. *Journal of Ocean University of China*, 9, 350–358.
- Zhou H, Zhang ZN, Liu XS, Hua E (2012) Decadal change in sublittoral macrofaunal biodiversity in the Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 2364–2373.

(责任编辑: 李新正 责任编辑: 闫文杰)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 黄渤海甲壳类(甲壳动物亚门: 软甲纲: 十足目与口足目)物种名录

Appendix 1 Species list of crustaceans (Crustacea, Malacostraca, Decapoda and Stomatopoda) in Yellow Sea and Bohai Sea  
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016250-1.pdf>

吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

附录1 黄渤海甲壳类(甲壳动物亚门: 软甲纲: 十足目与口足目)物种名录  
Appendix 1 Species list of crustaceans (Crustacea, Malacostraca, Decapoda and Stomatopoda) in Yellow Sea and Bohai Sea

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
十足目 Decapoda	对虾科 Penaeidae	明对虾属	中国明对虾 <i>Fenneropenaeus chinensis</i>	+	+
		<i>Fenneropenaeus</i>			
		滨对虾属 <i>Litopenaeus</i>	凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>	+	*▲
			细角滨对虾 <i>Litopenaeus stylirostris</i>		+
		囊对虾属 <i>Marsupenaeus</i>	日本囊对虾 <i>Marsupenaeus japonicus</i>	+	+
		赤虾属 <i>Metapenaeopsis</i>	戴氏赤虾 <i>Metapenaeopsis dalei</i>		+
		新对虾属 <i>Metapenaeus</i>	周氏新对虾 <i>Metapenaeus joyneri</i>	*▲	+
			刀额新对虾 <i>Metapenaeus ensis</i>		+
		长眼对虾属 <i>Miyadiella</i>	长眼对虾 <i>Miyadiella podophthalmus</i>		+
		仿对虾属	细巧仿对虾 <i>Parapenaeopsis tenella</i>		+
		<i>Parapenaeopsis</i>			
			哈氏仿对虾 <i>Parapenaeopsis hardwicki</i>		+
		拟对虾 <i>Parapenaeus</i>	假长缝拟对虾 <i>Parapenaeus fissuroides</i>		*▲
		鹰爪虾属 <i>Trachypenaeus</i>	鹰爪虾 <i>Trachypenaeus curvirostris</i>	+	+
		异对虾属 <i>Atypopenaeus</i>	细指导对虾 <i>Atypopenaeus stenodactylus</i>		*▲
	单肢虾科 Sicyonidae	单肢虾属 <i>Sicyonia</i>	日本单肢虾 <i>Sicyonia japonica</i>		*▲
	管鞭虾科 Solenoceridae	管鞭虾属 <i>Solenocera</i>	中华管鞭虾 <i>Solenocera crassicomis</i>		+
	莹虾科 Lueiferidae	莹虾属 <i>Lucifer</i>	间型莹虾 <i>Lucifer intermedius</i>		+
			费氏莹虾 <i>Lucifer faxoni</i>		+
			汉森莹虾 <i>Lucifer hanseni</i>		+
			东方莹虾 <i>Lucifer orientalis</i>		+
			正型莹虾 <i>Lucifer typus</i>		+
			刷状莹虾 <i>Lucifer penicillifer</i>		+
	樱虾科 Sergestidae	毛虾属 <i>Acetes</i>	中国毛虾 <i>Acetes chinensis</i>	+	+
			日本毛虾 <i>Acetes japonicus</i>		+
	鼓虾科 Alpheidae	鼓虾属 <i>Alpheus</i>	短脊鼓虾 <i>Alpheus brevirostratus</i>	+	+
			双凹鼓虾 <i>Alpheus bisinensis</i>	+	+
			鲜明鼓虾 <i>Alpheus distinguendus</i>	+	+
			日本鼓虾 <i>Alpheus japonicus</i>	+	+

吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
	藻虾科 Hippolytidae	角鼓虾属 <i>Athanas</i>	刺螯鼓虾 <i>Alpheus hoplocheles</i>	+	+
			太平鼓虾 <i>Alpheus pacificus</i>	+	
			异形角鼓虾 <i>Athanas dimorphus</i>	+	+
			日本角鼓虾 <i>Athanas japonicus</i>	+	+
			大岛角鼓虾 <i>Athanas ohsimai</i>		+
			虾蛄角鼓虾 <i>Athanas squillophilus</i>		+
			无刺鞭尾虾 <i>Stenalpheops anacanthus</i>		+
		毕如虾属 <i>Birulia</i>	岸上毕如虾 <i>Birulia Branikov</i>		+*
			细额安乐虾 <i>Eualus gracilirostris</i>		+
		安乐虾属 <i>Eualus</i>	狭额安乐虾 <i>Eualus leptognathus</i>	+	+
			中华安乐虾 <i>Eualus sinensis</i>		+*
		七腕虾属 <i>Heptacarpus</i>	匙额安乐虾 <i>Eualus spathulirostris</i>		+*
			长足七腕虾 <i>Heptacarpus futilirostris</i>	+*	+*
			勘察加七腕虾 <i>Heptacarpus camtschaticus</i>		+
			屈腹七腕虾 <i>Heptacarpus geniculatus</i>		+
			长额七腕虾 <i>Heptacarpus pandaloides</i>		+
			直额七腕虾 <i>Heptacarpus rectirostris</i>	+	+
		深额虾属 <i>Latreutes</i>	刀形深额虾 <i>Latreutes laminirostris</i>	+	+
			水母深额虾 <i>Latreutes anoplonyx</i>	+*	+*
			疣背深额虾 <i>Latreutes planirostris</i>	+*	+*
			莱伯虾属 <i>Lebbeus</i>		+
		鞭腕虾属 <i>Lysmata</i>	红条鞭腕虾 <i>Lysmata vittata</i>	+*	+*
		拟鞭腕虾属 <i>Exhippolysmata</i>	长额拟鞭腕虾 <i>Exhippolysmata ensirostris</i>		*▲
		弯虾属 <i>Spirontocaris</i>	栉弯虾 <i>Spirontocaris pencitiniifera</i>		+
			粗额弯虾 <i>Spirontocaris crassirostris</i>		+
			东方长眼虾 <i>Ogyrides orientalis</i>	+	+
			纹尾长眼虾 <i>Ogyrides striaticauda</i>		+

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
	褐虾科 Crangonidae	褐虾属 <i>Crangon</i>	脊腹褐虾 <i>Crangon affinis</i>		+*
			圆腹褐虾 <i>Crango cassiope</i>		+
			日本褐虾 <i>Crangon hakodatei</i>	+	+*
			黄海褐虾 <i>Crangon uritai</i>	+	+
			窄尾合褐虾 <i>Syncrangon angusticauda</i>		+
		后褐虾属 <i>Metacrangon</i>	中华后褐虾 <i>Metacrangon sinensis</i>		+
			日本拟褐虾 <i>Paracrangon abei</i>		+
		拟褐虾属 <i>Paracrangon</i>	双刺南褐虾 <i>Philocheras bidentatus</i>		+
			南褐虾属 <i>Philocheras</i>		+
			镰虾一种 <i>Glyphocrangon</i> sp.		*▲
	镰虾科 Glyphocrangonidae	镰虾属 <i>Glyphocrangon</i>	安氏白虾 <i>Exopalaemon annandalei</i>	+	+*
	长臂虾科 Palaemonidae	白虾属 <i>Exopalaemon</i>	脊尾白虾 <i>Exopalaemon carinicauda</i>	+	+
			葛氏长臂虾 <i>Palaemon gravieri</i>	+	+*
			敖氏长臂虾 <i>Palaemon ortmanni</i>	+	+
			巨指长臂虾 <i>Palaemon macrodactylus</i>	+	+
			细指长臂虾 <i>Palaemon tenuidactylus</i>	+	+
		长臂虾属 <i>Palaemon</i>	锯齿长臂虾 <i>Palaemon serrifer</i>	+	+*
			条纹长臂虾 <i>Palaemon paucidens</i>		*▲
			纤细长额虾 <i>Pandalus gracilis</i>	+	+
			北方长额虾 <i>Pandaius borealis</i>		+
			红虾属 <i>Plesionika</i>		+*
	长额虾科 Pandalidae	红虾属 <i>Plesionika</i>	东海红虾 <i>Plesionika izumiae</i>		+*
			半滑红虾 <i>Plesionika semilaevis</i>		+*
			单刺红虾 <i>Plesionika unidens</i>		+*
			等腕虾属		+
			滑脊等腕虾 <i>Heterocarpoides laeovicarina</i>		+
		等腕虾属 <i>Heterocarpoides</i>	细螯虾 <i>Leptochela gracilis</i>	+	+*
			海南细螯虾 <i>Leptochela hainanensis</i>	+	+*
			玻璃虾属 <i>Pasiphaea</i>		*▲
			太平玻璃虾 <i>Pasiphaea pacifica</i>		*▲
			哈氏和美虾 <i>Nihonotrypaea hammandi</i>	+	+*
	美人虾科 Callinassidae	和美虾属 <i>Nihonotrypaea</i>	扁尾和美虾 <i>Nihonotrypaea petalura</i>		+
			日本和美虾 <i>Nihonotrypaea japonica</i>	+	+*

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
	泥虾科 Laomediidae	泥虾属 <i>Laomedia</i>	泥虾 <i>Laomedia astacina</i>		+
	海螯虾科 Nephropidae	后海螯虾属 <i>Metanephrops</i>	红斑后海螯虾 <i>Metanephrops thomsoni</i>		+
	螯蛄虾科 Upogebiidae	螯蛄虾属 <i>Upogebia</i>	大螯蛄虾 <i>Upogebia major</i>	+	+
			黄海螯蛄虾 <i>Upogebia imperfecta</i>		+
			伊塞夫螯蛄虾 <i>Upogebia issaeffi</i>		+
			沈氏螯蛄虾 <i>Upogebia shenchiajuui</i>		+
			伍氏螯蛄虾 <i>Upogebia wuhsienweni</i>	+	+
			刺螯螯蛄虾 <i>Upogebia acanthocheia</i>		+
	阿蛄虾科 Axiidae	秀阿蛄虾属 <i>Calocarides</i>	哈氏秀阿蛄虾 <i>Calocarides haberi</i>		*▲
	眉足蟹科 Blepharipodidae	眉足蟹属 <i>Blepharipoda</i>	解放眉足蟹 <i>Blepharipoda liberate</i>		+
		管鞭蟹属 <i>Lophomastix</i>	日本管鞭蟹 <i>Lophomastix japonica</i>		+
	瓷蟹科 Porcellanidae	岩瓷蟹属 <i>Petrolisthes</i>	日本岩瓷蟹 <i>Petrolisthes japonicus</i>		+
		豆瓷蟹属 <i>Pisidia</i>	锯额豆磁蟹 <i>Pisidia serratifrons</i>	+	+
		瓷蟹属 <i>Lithodes</i>	美丽瓷蟹 <i>Porcellana pulchra</i>	+	+
		多指瓷蟹属 <i>Polyonyx</i>	中华多指瓷蟹 <i>Polyonyx sinensis</i>		+
		细足蟹属 <i>Raphidopus</i>	绒毛细足蟹 <i>Raphidopus ciliatus</i>	*▲	+
	活额寄居蟹科 Diogenidae	活额寄居蟹属 <i>Diogenes</i>	艾氏活额寄居蟹 <i>Diogenes edwardsii</i>	+	+
			弯螯活额寄居蟹 <i>Diogenes deflectomanus</i>	+	+
			宽带活额寄居蟹 <i>Diogenes fasciatus</i>	+	+
			拟脊活额寄居蟹 <i>Diogenes aracristimanus</i>	+	+
			直螯活额寄居蟹 <i>Diogenes rectimanus</i>		+
		长眼寄居蟹属 <i>Pagunistes</i>	奥氏长眼寄居蟹 <i>Pagunistes ortmanni</i>		+
	寄居蟹科 Paguridae	寄居蟹属 <i>Pagurus</i>	长毛寄居蟹 <i>Pagurus brachiomastus</i>		+
			日本寄居蟹 <i>Pagurus japonicus</i>	+	+
			细足寄居蟹 <i>Pagurus gracilis</i>		+
			长腕寄居蟹 <i>Pagurus geminus</i>	+	+

吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
			柔毛寄居蟹 <i>Pagurus lanuginosus</i>		+
			小型寄居蟹 <i>Pagurus minutus</i>		+
			大寄居蟹 <i>Pagurus ochotensis</i>		+*
			海绵寄居蟹 <i>Pagurus pectinatus</i>		+
	石蟹科 Lithodidae	软腹蟹属 <i>Hapalogaster</i>	锯足软腹蟹 <i>Hapalogaster dentata</i>		+
		窄额蟹属 <i>Oedignathus</i>	无刺窄额蟹 <i>Oedignathus inermis</i>	+	+
	绵蟹科 Dromiidae	拟绵蟹属 <i>Paradromia</i>	沈氏拟绵蟹 <i>Paradromia sheni</i>	+	+*
	圆关公蟹科 Cyclodorippidae	鬼蟹属 <i>Tymolus</i>	日本鬼蟹 <i>Tymolus japonicus</i>		+
	黎明蟹科 Matutudae	黎明蟹属 <i>Matuta</i>	红线黎明蟹 <i>Matuta planipes</i>	+*	+*
	黄道蟹科 Canceridae	土块蟹属 <i>Glebocarcinus</i>	两栖土块蟹 <i>Glebocarcinus amphiaetus</i>	+	+
		体壮蟹属 <i>Romaleon</i>	隆背体壮蟹 <i>Romaleon gibbosulum</i>	+*	+*
	关公蟹科 Dorippidae	拟平家蟹属 <i>Heikeopsis</i>	日本拟平家蟹 <i>Heikeopsis japonicus</i>	+*	+
		拟关公蟹属 <i>Paradorippe</i>	中国拟关公蟹 <i>Paradorippe cathayana</i>	+	+
			颗粒拟关公蟹 <i>Paradorippe granulata</i>	+	+
	哲扇蟹科 Menippidae	圆扇蟹属 <i>Sphaerozium</i>	光辉圆扇蟹 <i>Sphaerozium nitidus</i>	+*	+
	宽背蟹科 Euryplacidae	强蟹属 <i>Eucrate</i>	隆线强蟹 <i>Eucrate crenata</i>	+*	+*
	长脚蟹科 Goneplacidae	隆背蟹属 <i>Carcinoplax</i>	泥脚隆背蟹 <i>Carcinoplax vestita</i>	+*	+*
			长手隆背蟹 <i>Carcinoplax Longimana</i>		*▲
	玉蟹科 Leucosiidae	栗壳蟹属 <i>Arcania</i>	球形栗壳蟹 <i>Arcania globata</i>		+
			圆十一刺栗壳蟹 <i>Arcania novemspinosa</i>		+
			十一刺栗壳蟹 <i>Arcania undecimspinosa</i>	+*	+*
		五角蟹属 <i>Nursia</i>	斜方五角蟹 <i>Nursia rhomboidalis</i>	+	+*
		拳蟹属 <i>Philyra</i>	尖齿拳蟹 <i>Philyra acutidens</i>	+	+
			隆线拳蟹 <i>Philyra carinata</i>	+	+
			杂粒拳蟹 <i>Philyra heterograna</i>	+	+
			豆形拳蟹 <i>Pyrhila pisum</i>	+*	+
	卧蜘蛛蟹科 Epialtidae	矶蟹属 <i>Pugettia</i>	长矶蟹 <i>Pugettia elongata</i>	+	+
			小型矶蟹 <i>Pugettia minor</i>		+
			四齿矶蟹 <i>Pugettia quadiden</i>	+*	+*
		互敬蟹属 <i>Hyastenus</i>	慈母互敬蟹 <i>Hyastenus pleione</i>		+
		长腿蟹属 <i>Naxioides</i>	公牛长腿蟹 <i>Naxioides taurus</i>	+	+

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
		剪额蟹属 <i>Scyra</i>	扁足剪额蟹 <i>Scyra compressipes</i>		+
	膜壳蟹科 Hymenosomatidae	滨蟹属 <i>Carcinus</i>	毛额滨蟹 <i>Carcinus setirostris</i>		+
		新尖额蟹属 <i>Neorhynchoplax</i>	中华新尖额蟹 <i>Neorhynchoplax sinensis</i>		+
	尖头蟹科 Inachidae	英雄蟹属 <i>Achaeus</i>	有疣英雄蟹 <i>Achaeus tuberculatus</i>	+	+*
	突眼蟹科 Oregoniidae	突眼蟹属 <i>Oregonia</i>	枯瘦突眼蟹 <i>Oregonia gracilis</i>	+*	+*
	虎头蟹科 Orithyidae	虎头蟹属 <i>Orithyia</i>	中华虎头蟹 <i>Orithyia sinica</i>	+	+
	菱蟹科 Parthenopidae	武装紧握蟹属 <i>Enoploambrus</i>	强壮武装紧握蟹 <i>Enoploambrus validus</i>	+	+*
	静蟹科 Galenidae	精武蟹属 <i>Parapanope</i>	贪精武蟹 <i>Parapanope euagora</i>		+
	毛刺蟹科 Pilumnidae	毛粒蟹属 <i>Pilumnopeus</i>	马氏毛粒蟹 <i>Pilumnopeus makiana</i>	+	+*
			中华毛粒蟹 <i>Pilumnopeus sinensis</i>	+*	+
		毛刺蟹属 <i>Pilumnus</i>	整额毛刺蟹 <i>Pilumnus integifrons</i>		+
			小巧毛刺蟹 <i>Pilumnus minutus</i>		+
			小型毛刺蟹 <i>Pilumnus spinulus</i>		+*
			团岛毛刺蟹 <i>Pilumnus tuantaoensis</i>		+
		拟盲蟹属 <i>Typhlocarcinops</i>	沟纹拟盲蟹 <i>Typhlocarcinops canaliculata</i>		+
		盲蟹属 <i>Typhlocarcinus</i>	裸盲蟹 <i>Typhlocarcinus nudus</i>	*▲	+
	梭子蟹科 Portunidae	圆趾蟹属 <i>Ovalipes</i>	细点圆趾蟹 <i>Ovalipes punctatus</i>		+*
		梭子蟹属 <i>Portunus</i>	三疣梭子蟹 <i>Portunus trituberculatus</i>	+*	+*
		螯属 <i>Charybdis</i>	钝齿螯 <i>Charybdis hellerii</i>		+
			日本螯 <i>Charybdis japonica</i>	+*	+*
			变态螯 <i>Charybdis variegata</i>		+
			武士螯 <i>Charybdis miles</i>		*▲
			双斑螯 <i>Charybdis bimaculata</i>	+*	+*
	扇蟹科 Xanthidae	银杏蟹属 <i>Actaea</i>	钙银杏蟹 <i>Actaea calculosa</i>	+	+
		盖氏蟹属 <i>Gaillardiellus</i>	东方盖氏蟹 <i>Gaillardiellus orientalis</i>		+
		花瓣蟹属 <i>Liomera</i>	雕刻花瓣蟹 <i>Liomera caelata</i>	+	+
			小螯花瓣蟹 <i>Liomera virgata</i>	+	+
		大权蟹属 <i>Macromedaeus</i>	特异大权蟹 <i>Macromedaeus distinguendus</i>	+	+
		近扇蟹属 <i>Xanthias</i>	中华近扇蟹 <i>Xanthias sinensis</i>	+	+*
	方蟹科 Grapsidae	大额蟹属 <i>Metopograpsus</i>	四齿大额蟹 <i>Metopograpsus quadridentatus</i>		+

吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
弓蟹科 Varunidae	相手蟹科 Sesamidae	螳臂相手蟹属	无齿螳臂相手蟹 <i>Chiromantes</i>		
		<i>Chiromantes</i>	<i>dehaani</i>	+	+
			红螯螳臂相手蟹 <i>Chiromantes</i>		
			<i>haematocheir</i>		+
		拟相手蟹属	近亲拟相手蟹 <i>Parasesarma</i>		
		<i>Parasesarma</i>	<i>affinis</i>		+
	弓蟹科 Varunidae		斑点拟相手蟹 <i>Parasesarma</i>		
			<i>pictum</i>	+	+
		中相手蟹属 <i>Sesarma</i>	中华中相手蟹 <i>Sesarma sinensis</i>		
					+
		倒额蟹属	异足倒额蟹 <i>Asthenognathus</i>		
		<i>Asthenognathus</i>	<i>inaequipes</i>	+	+
		拟厚蟹属 <i>Helicana</i>	伍氏拟厚蟹 <i>Helicana wuana</i>	+	+
		厚蟹属 <i>Helice</i>	天津厚蟹 <i>Helice tientsinensis</i>	+	+
				+	+
		蜞属 <i>Gaetice</i>	平背蜞 <i>Gaetice depressus</i>	+	+
		无齿蟹属 <i>Acmaeopleure</i>	巴氏无齿蟹 <i>Acmaeopleure balssi</i>		
					+
		绒螯蟹属 <i>Eriocheir</i>	中华绒螯蟹 <i>Eriocheir sinensis</i>	+	+
		近方蟹属 <i>Hemigrapsus</i>	长指近方蟹 <i>Hemigrapsus</i>		
			<i>longitarsis</i>	+	+
			绒螯近方蟹 <i>Hemigrapsus</i>		
			<i>penicillatus</i>	+	+
			肉球近方蟹 <i>Hemigrapsus</i>		
			<i>sanguineus</i>	+	+
			中华近方蟹 <i>Hemigrapsus</i>		
			<i>sinensis</i>	+	+
猴面蟹科 Camptandriidae	猴面蟹科 Camptandriidae		竹野近方蟹 <i>Hemigrapsus takanoi</i>	+	+
		新绒螯蟹属 <i>Neoeriocheir</i>	狭额新绒螯蟹 <i>Neoeriocheir</i>		
			<i>leptognathus</i>	+	+
	猴面蟹科 Camptandriidae	猴面蟹属 <i>Camptandrium</i>	六齿猴面蟹 <i>Camptandrium</i>		
			<i>sexdentatum</i>	+	+
		闭口蟹属 <i>Cleistostoma</i>	宽身闭口蟹 <i>Cleistostoma</i>		
			<i>dilatatum</i>	+	+
	猴面蟹科 Camptandriidae	背脊蟹属 <i>Deiratonotus</i>	隆线背脊蟹 <i>Deiratonotus</i>		
			<i>cristatus</i>	+	+
	毛带蟹科 Dotillidae	泥蟹属 <i>Ilyoplax</i>	锯脚泥蟹 <i>Ilyoplax dentimerosa</i>	+	+
			谭氏泥蟹 <i>Ilyoplax deschampsii</i>	+	+
			秉氏泥蟹 <i>Ilyoplax pingi</i>	+	+
			双扇股窗蟹 <i>Scopimera</i>		
		股窗蟹属 <i>Scopimera</i>	<i>bitympana</i>	+	+
			圆球股窗蟹 <i>Scopimera globosa</i>	+	+
			长趾股窗蟹 <i>Scopimera</i>		
			<i>longidactyla</i>	+	+



吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314.  
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
	大眼蟹科 Macrophthalmidae	大眼蟹属 <i>Macrophthalmus</i>	短身大眼蟹 <i>Macrophthalmus ababbreviatus</i>	+	+*
			万岁大眼蟹 <i>Macrophthalmus banzai</i>	+	+
			常见大眼蟹 <i>Macrophthalmus frequens</i>	+	+
			日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i>	+*	+*
		三强蟹属 <i>Tritodynamia</i>	双齿三强蟹 <i>Tritodynamia bidentata</i>	+	
			霍氏三强蟹 <i>Tritodynamia horvathi</i>	+	+*
			兰氏三强蟹 <i>Tritodynamia rathbunae</i>	+*	+
			中型三强蟹 <i>Tritodynamia intermedia</i>	+	+
	沙蟹科 Ocypodidae	沙蟹属 <i>Ocypode</i>	痕掌沙蟹 <i>Ocypode stimpsoni</i>	+	+
	短眼蟹科 Xenophthalmidae	短眼蟹属 <i>Xenophthalmus</i>	豆形短眼蟹 <i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>	+	+
			宽腿巴豆蟹 <i>Pinnixa penultipedalis</i>		+
	豆蟹科 Pinnotheridae	巴豆蟹属 <i>Pinnixa</i>	肥壮巴豆蟹 <i>Pinnixa tumida</i>	+	+
		蛎豆蟹属 <i>Arcotheres</i>	中华蛎豆蟹 <i>Arcotheres sinensis</i>	+	+
		拟豆蟹属 <i>Pinnaxodes</i>	大拟豆蟹 <i>Pinnaxodes major</i>		+
			陆奥拟豆蟹 <i>Pinnaxodes mutuensis</i>		+
		豆蟹属 <i>Pinnotheres</i>	青蛤豆蟹 <i>Pinnotheres cyclinus</i>		+
			宽豆蟹 <i>Pinnotheres dilatus</i>		+
			戈氏豆蟹 <i>Pinnotheres gordonae</i>	+	+
			海阳豆蟹 <i>Pinnotheres haiyangensis</i>		+
			隐匿豆蟹 <i>Pinnotheres pholadis</i>		+
			锯额豆蟹 <i>Pinnotheres serrignathus</i>		+
			青岛豆蟹 <i>Pinnotheres tsingtaoensis</i>		+*
		倒颚蟹属 <i>Asthenognathus</i>	异足倒颚蟹 <i>Asthenognathus inaequipis</i>	+	+
		酒井蟹属 <i>Sakaila</i>	亚洲酒井蟹 <i>Sakaila asiatica</i>		+
			日本酒井蟹 <i>Sakaila japonica</i>		+
			韩国酒井蟹 <i>Sakaila koreensis</i>		+

吴强, 李忠义, 戴芳群, 陈瑞盛, 王俊, 单秀娟, 金显仕. 黄渤海甲壳类的分类多样性. 生物多样性, 2016, **24** (11): 1306–1314. <http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2016250>

目 Order	科 Family	属 Genus	种 Species	渤海 Bohai Sea	黄海 Yellow Sea
十足目 Stomatopoda	矮虾蛄科 Nannosquillae	方额虾蛄属 <i>Bigelowina</i>	排列方额虾蛄 <i>Bigelowina phalangium</i>		+*
			圆尾绿虾蛄 <i>Clorida rotundicauda</i>		+
	虾蛄科 Squillidae	拟绿虾蛄属 <i>Cloridopsis</i>	蝎型拟绿虾蛄 <i>Cloridopsis scorio</i>		+
			无斑拟绿虾蛄 <i>Cloridopsis immaculata</i>		+
			口虾蛄 <i>Oratosquilla oratoria</i>	+*	+*
			黑斑口虾蛄 <i>Oratosquilla kempi</i>		+*
		口虾蛄属 <i>Oratosquilla</i>			

+ 表示文献记录种, \* 表示 2010–2015 年调查捕获种, ▲表示新分布种。  
+ means literature recorded species, \* means species caught by surveys from 2010 to 2015, ▲means newly distributed species.