

HUAZHONG AGRICULTURAL UNIVERSITY

博士学位论文

Ph D DISSERTATION

长江宜宾江段主要鱼类摄食生态及鱼类 食物网结构的研究

STUDIES ON THE FEEDING ECOLOGY OF DOMINANT

FISHES AND FOOD WEB STRUCTURE OF FISHES IN THE

YIBIN REACH OF YANGTZE RIVER

研究生	:李 雷
CANDIDATE	: LI LEI
导 师	: 危起伟 教授
SUPERVISOR	: PROFESSOR WEI QI WEI
专 业	: 渔业资源
MAJOR	: FISHERY RESOURCES
研究方向	: 鱼类生态学
FIELD	: ECOLOGY OF FISHES

中国 武汉

WUHAN, CHINA

二O一四年十一月

NOVEMBER, 2014

华中农业大学博士学位论文

长江宜宾江段主要鱼类摄食生态及鱼类食物网结构的研究 Studies on the feeding ecology of dominant fishes and food web structure of fishes in the Yibin reach of Yangtze River

研究生:	李雷	
学 号:	2011308	010017
指导教师:	危起伟	教授
指导小组:	吴金明	助理研究员
	杜浩	副研究员
	张辉	副研究员
	王成友	助理研究员

专业: 渔业资源 研究方向: 鱼类生态学 获得学位名称: 农学博士 获得学位时间: 2014 年 12 月

华中农业大学水产学院 二0一四年十二月

华中农业大学学位论文独创性声明及使用授权书

是否保密	省	如 需 保 密 ,	解密时间	年	月	H
		 独创性	吉明			
			_) ') \			
本人声	明所呈交的论文是	设个人在导师打	皆导下进行的	研究工作及取得	的研究成	果。尽
我所知,除了	文中特别加以标准	主和致谢的地方多	小,论文中不	包含其他人已经	发表或撰	写过的
研究成果,也	不包含为获得华中	中农业大学或其何	也教育机构的	学位或证书而使	用过的材料	料,指
导教师对此进	行了审定。与我一	一同工作的同志及	村本研究所做	的任何贡献均已	在论文中	做了明
确的说明,并	表示了谢意。	1 1 11 11 11 11 11 11	-4 · 1 · // 0 · / · / · /			1/2 4 / 4
190H3 9C 717 71						
	\rightarrow	5				
研究生物	资名: 9, 6	NT I	时间:	2014年12月6日	Ξ	
		字位论又使	用授权书			
本人完全	了解华中农业大学	2211年1月14日 1月11日 1月111日 1月111日 1月111日 1月111日 1月111日 1月111日 1月11111111	目学位论文的	规定, 即学生必须	须按昭学	校要求
提交学位论文	的印刷本和电子脚	「八, 水, 、 、 ()、 ()、 ()、 ()、 ()、 ()、 ()、 ()、 ()、	只 了 上 记 久 町 日 一 二 〇 町	的印刷版和电子	版,并提	人気が
检索和阅览服	备,可以采用影印	1、缩印或扫描等	等复制手段保	存、汇编学位论	文。本人	司意华
中农业大学可	以用不同方式在不	下同媒体上发表、	传播学位论	文的全部或部分	内容.同	村本人
保留在其他媒	体发表论文的权力				1 4 11 / 1 4/	
注・保密学位	论文(即涉及技术	~ ~ ~ 秋密、商业秘密	家武由请专利	等游在需要提交	保密的论	文) 在
[] [] [] [] [] [] [] [] [] []	·太授权书。					~/ H
					\mathcal{L}	
学位论文作者	· 答名: 0	De la	呈师约	×2. 124	\mathcal{P}	
1 12 10 2111		Y LI	-1 V L			
 签名日期・20	14 年 17 月 6 日		签名日期.	2014 年 12 月 6		
			ша н н 7уј•			

目录

摘 要	······i
Abstract	······V
缩略语表	·····X
第一章 前言	•••••1
1 鱼类摄食生态和食物网研究现状及进展	1
2 鱼类摄食生态及食物网研究方法的应用	
2.1 胃含物分析法的应用	3
2.2 稳定性同位素技术的应用	4
2.2.1 稳定同位素的化学特征	·····4
2.2.2 稳定问位素研究消费者食物米源和营养级甲的应用	·····5
3 水利水电建设对担业资源的影响 ····································	ייייייק ר
5.1 对酒妍逼追的影响 3.2 对切上汀段的影响	
3.3 对坝下江段的影响	7
4 研究意义及技术路线	8
第二章 长灯官宾灯段海业资源的现状 ····································	••••••11
	10
Ⅰ И 科与力法 ····································	
1.2 样品收集	
1.3 数据处理	13
2 结果与分析	13
2.1 渔获物组成	13
2.2 主要渔获物种类	17
2.3 鱼类体长及体重的组成	
2.4 王安浬具浬法的捕捞强度	23
	23
 3.1	23
5.2 优为有风相及油扔重的文化	25
	26
第三章 宜宾江段长薄鳅的摄食生态	······27
1 材料与方法	28
1.1 胃含物样品收集及处理 ·······	
 1.2 虑正性问位系杆菌収集及处理 1.3 胃今物分析	
1.4 同位素分析	
1.5 胃含物数据处理	

	I.6 同位素数据处理	2
2	结果与分析	2
	2.1 食物组成	52
	2.1.1 胃含物分析结果	2
	2.1.2 稳定性同位素分析的结果	4
	2.2 摄食强度和食物组成的体长变化	7
	2.2.1 传统胄含物分析法分析结果 ····································	7
	2.2.2 稳定同位素分析法分析结果 ······4	-0
	2.3	.4
3	讨论	5
	3.1 食物组成	-5
	3.2 摄食的体长变化4.	-6
	3.3 摄食的昼夜受化4	-8
4	小结	-8
第四	章 宜宾江段两种铜鱼属鱼类的食物关系	0
1	材料方法	51
-		51
	1.2 稳定同位素分析	52
	1.3 数据处理	52
2	结果与分析	3
-	コペラカが 21 铜鱼和圆口铜鱼的潜在食物类群5	3
	2.2 饵料相似度分析及食物重叠	<i>5</i> 4
	2.3 摄食器官形态特征比较	<i>i</i> 4
3	计论	6
		0
4	小结	8
第3	章 宜宾江段颗粒有机物和主要水生生物的 $\delta^{13}C$ 、 $\delta^{15}N$ 季节变化特征及关系 5	9
1	材料与方法	51
	1.1 颗粒有机物(POM)和日本沼虾的采样6	j 1
	1.2 主要鱼类的采样	62
	1.3 水文因子的测量 ····································	i3
	1.4 稳定同位素分析 ····································	i3
	1.5 同位素数据处理6	13
2	结果	i 4
	2.1 POM 的 δ ¹³ C 和 δ ¹⁵ N 及 C:N 比例季节分布特征6	j 4
	2.2 日本沼虾的 δ ¹³ C 和 δ ¹³ N 周年季节分布特征	i 4
	2.3 主要鱼类的食性类型及其δ ¹³ C和δ ¹³ N范围	6
	2.4 王安迪奀的δ"C 和δ"N 周牛李节分布特征6	6
	2.4.1 回口铜鱼 ð ℃ 和 ð Ň 周牛李节分 布特征	19
	2.4.2 叱氏 奥 親 旦 0 し 相 0 N 向 平 学 卫 分 巾 特 位	U 71

2.4.4 长薄鳅 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征	72
2.4.5 中华沙鳅 δ^{13} C 和 δ^{13} N 周年季节分布特征	73
2.4.6 南方鲇 δ ¹³ C 和 δ ¹³ N 周年李节分布特征	74
2.4.7 铜鱼 δ^{13} C 和 δ^{13} N 周年季节分布特征	75
2.5 POM 和水生生物 δ ¹³ C 和 δ ¹³ N 的李节变化关系	76
2.5.1 POM 和日本沼虲的 δ^{13} C 和 δ^{13} N 的李节变化关系	76
2.5.2 POM 和日本沼虲与鱼类的 δ^{13} C 和 δ^{13} N 季节变化关系	77
2.6 水文因子的李节变化	78
3 讨论	·····79
3.1 宜宾江段颗粒有机物的来源组成及季节变化	80
3.2 宜宾江段水生生物的食物来源及季节变化	
4 小结	•••••84
第六章 宜宾江段水生生物的营养结构及变化	•••••86
1 材料与方法	
11 样品收集	
12 稳定性同位素分析	
1.3 同位素数据处理	
	07
2 结果与分析 ····································	88 00
2.1 且兵江段水生生物的 6°C 和 6°N 将征	
2.2 且兵江权吊见世尖宫乔级	
2.5 问家项备小削后且兵江权鱼关 0 C 和 6 N 及宫养结构的变化。	101
3 闪化	·····101
4 小瑄	104
第七章 研究结论和对长江上游增殖放流的建议	•••••105
1 前言	105
2 主要研究结论	
21 宜宾江段渔业资源的现状	105
2.1 <u>五六</u> (二久)[三五(八)] (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1) (1)	
2.3 宜宾汀段两种铜角属角类的食物关系	
2.4 宜宾江段颗粒有机物和主要水生生物的 $\delta^{13}C$ 、 $\delta^{15}N$ 季节变化特	征及关系
	106
2.5 宜宾江段水生生物的营养结构及变化	107
3 对长江上游增殖放流的建议	•••••107
3.1 对于长薄鳅放流的建议	108
3.2 对于放流鱼类规格的建议	108
3.3 对于放流种类数量的建议	108
参考文献	•••••109
致谢	128
附录	•••••130

	发表文章目录	附录I
	攻读博士期间获奖情况	附录Ⅱ
•••••133	攻读博士期间主要参加的科研项目和撰写的报告	附录Ⅲ

摘要

长江上游是我国淡水鱼类资源最为丰富的地区之一。近年来,长江上游渔业资源呈现严重的衰退趋势。人工增殖放流被世界各国认为是恢复渔业资源较为有效的 方法,国内外许多学者认为增殖放流前应对放流对象的生物学特性和放流水域的生态系统结构及其变化开展相关的科学研究。为恢复长江上游渔业资源,农业部及中 国长江三峡集团公司对多种鱼类开展了大量的人工增殖放流工作,并取得了一定的 进展,但对放流对象的生物学特性和放流水域的生态系统结构及其变化的研究仍较 为缺乏。水利水电工程的建设被认为是影响鱼类群落结构及其变化的重要因素之一, 随着金沙江下游梯级电站开始蓄水,长江上游鱼类摄食生态及其群落结构将会发生 一定的改变。

基于上述研究背景,本论文选择宜宾江段作为长江上游的代表江段,以 2012-2013 年在宜宾江段采集的主要鱼类胃含物样品和水生生物稳定性同位素样品 为基础,采用唐启升院士提出的"简化食物网"的研究思路以及"点"和"面"相 结合的研究格局,从关键鱼种、重要鱼种及鱼类群落等 3 个层面上开展鱼类的摄食 生态和鱼类食物网结构的研究,并对向家坝蓄水前后水生生物群落营养结构的变化 进行分析,旨在为研究宜宾江段生态系统的物质循环和能量流动以及宜宾江段食物 网营养动力学建模提供基础数据,为向家坝蓄水对宜宾江段水生生态系统结构的影 响提供理论基础,为长江上游人工增殖放流的开展提供理论指导。

 本章对宜宾江段的鱼类开展了向家坝蓄水前的最后一次调查,共调查鱼类
 42种,特有鱼类 19种,其中圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼、鲢、鲇等9种为宜宾江段抽样渔获物中的主要渔获物种类。并对主要 渔获物种类的体长体重的关系和主要渔具渔法的捕捞强度进行了分析,结果显示大部分鱼类为底层杂食性鱼类,喜缓流水环境。与历史文献进行对比,杂食性鱼类和 底层鱼类呈现相对上升的趋势,激流性鱼类和产漂流性卵的鱼类呈现下降的趋势, 且主要渔获物种类的规格和流刺网的单船产量下降较为明显。结果表明,宜宾江段 渔业资源呈现衰退的趋势。

 关键鱼种方面,通过传统胃含物分析法和碳、氮稳定同位素技术相结合,对 宜宾江段长薄鳅的摄食强度和食物组成及其随体长、昼夜的变化规律进行了研究。
 结果显示,传统法认为长薄鳅食性主要以小个体鱼类、甲壳类(虾类和钩虾类)、底

i

栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫等 4 种食物类群为主。传统法认为长薄鳅的摄食强度 和食物组成随体长的增加均具有显著的变化,其体长在 110mm 时出现了明显的食物 转换现象,虾类和鱼类取代底栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫成为其主要的食物类群; 其体长在 210mm 时也出现了一定的食物转换,虾类成为最主要的食物类群。在碳、 氮稳定同位素技术方面,颗粒有机物 (POM)、虾类和鱼类为长薄鳅的主要潜在食 物类群,且长薄鳅食性随体长变化的结果与传统法得到的结果相似,当长薄鳅体 长>110mm 时,潜在食物类群的同位素值及对长薄鳅食性的贡献发生了较为显著的 改变,POM 对长薄鳅食性的贡献率减小,虾类和鱼类的贡献率增大;当长薄鳅体 长>210mm 时,虾类取代 POM 对长薄鳅的贡献率达到最大。在春季,长薄鳅具有显 著的昼夜变化,摄食强度在 09:30 和 12:30 相对最高,其次为 18:30,白天摄食强度 整体远高于夜间摄食强度。综上结果表明,宜宾江段主要渔获物长薄鳅为偏肉食的 杂食性鱼类,其具有较高的食性可塑性,且其食性随着体长和时间的变化均有较为 显著的改变,因此长薄鳅对宜宾江段的水文环境和饵料丰度等因素的改变具有一定 的适应性。

3. 重要鱼种方面,通过碳、氮稳定同位素技术研究了长江宜宾江段铜鱼和圆口 铜鱼的潜在食物类群及种间食物关系,并采用主成分分析 (PCA)对两种鱼类摄食 器官的形态特征进行了对比。结果显示,在宜宾江段虾类和 POM 为铜鱼的主要潜 在食物类群,而 POM 和有机碎屑为圆口铜鱼的主要潜在食物类群,即铜鱼是偏动 物性的杂食性鱼类,圆口铜鱼是相对铜鱼偏好植物性的杂食性鱼类。分别对铜鱼和 圆口铜鱼的δ¹³C 值和潜在饵料生物贡献率进行对比,结果显示,两种鱼类潜在的优 势食物类群不相同,其食物组成可能存在一定的差异。两种鱼类的饵料平均相似性 系数为 78.69%,食物重叠系数为 55.59%,两种鱼类对食物种间竞争关系不激烈。 主成分分析 (PCA)结果显示,在体长相似的条件下,铜鱼的上颌伸展度和下颌伸 展度要大于圆口铜鱼的上颌伸展度和下颌伸展度,这也是两种鱼类在有限的饵料环 境下的一种适应性对策。

4. 本章研究了颗粒有机物 (POM) 和水生生物的 δ¹³C 和 δ¹⁵N 值随季节的变化 规律,以及两者的稳定同位素比率随季节变化的关系。结果表明,在宜宾江段颗粒 有机物 (POM) 受长江自然径流的影响较为显著,其稳定同位素比率有显著的季节 变化,在洪水期达到最高,枯水期较低,尤其在枯水期的冬季最低。对颗粒有机物 的来源进行研究,结果表明不同季节颗粒有机物 (POM) 的有机物来源不同,在枯

ii

水期主要来源为本地有机物(浮游植物、水生固着藻类、水生植物等)和外来有机 物(陆地有机物、土壤有机物和从上游及支流输入的有机物),洪水期颗粒有机物的 主要来源为外来有机物。且在除夏季(洪水高峰期)外的所有季节 C3 植物是 POM 的 主要来源,在夏季(洪水高峰期)C4 植物和人类产生的有机物污染物可能是 POM 的主要来源。而对于鱼类而言,在洪水期间陆生外源性有机物更加丰富且易获得。 颗粒有机物 (POM) 和日本沼虾是官宾江段主要鱼类的重要食物来源, 但冬季 POM 在鱼类食物组成中的占有比例不会太高。对河流连续体概念(RCC)、洪水脉冲概念 (FPC)和河流生产力模型(RPM)等三种食物网有机物来源的理论模型进行分别 探讨,结果表明三种模型没有一种能够单独适应宜宾江段的食物网模型。在洪水期 应参照 RCC 和 FPC 等两种理论模型,在枯水期应参照 RCC、FPC 和 RPM 等三种 理论模型。POM 在向家坝蓄水后 2013 年春季的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 值均低于向家坝蓄水前 2012 年春季的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 值,表明向家坝的蓄水已经影响了陆生外源性物质和水 生内源性物质在官宾江段颗粒有机物(POM)中所占的比例,从而进一步影响了水 生生物的食物来源及组成。向家坝蓄水后,在枯水期来自上游冲击下来的有机物对 POM 的贡献下降, POM 组成主要以来自两岸输入的陆生外源性有机物和本地水生 的内源性有机物为主。

5. 在水生生物群落方面,通过碳、氮稳定性同位素技术研究了宜宾江段常见鱼 类和虾类等水生生物群落营养结构及其随季节的变化,并探讨了向家坝蓄水对鱼类 群落结构的影响。结果表明,宜宾江段常见鱼类和虾类等水生生物大致可以分为 4 个类群:第1类群为草食性类群,包括鲢;第2类群为偏植物性的杂食性类群,包 括日本沼虾、鲫、圆口铜鱼、铜鱼、瓦氏黄颡和蛇鮈;第3类群为偏动物性的杂食 性类群,包括长鳍吻鮈、吻鮈、南方鲇、中华沙鳅、宜昌鳅鮀、子陵吻虾虎鱼、犁 头鳅和紫薄鳅;第4类群为肉食性类群,包括长薄鳅(大个体)、斑鳜、鳜、大眼鳜。 把湖沼股蛤的营养级定位 2,鱼类在不同季节的营养级没有整数,均位于 2.5-4.75 之间,且不同季节食物链的营养级不同。不同季节的食物链中通常存在 2-3 个营养 级,大部分鱼类为次级消费者,营养级位于 3-4 之间。这结果一方面说明,宜宾江 段处于较高营养级的肉食性鱼类的种类和数量在减少;另一方面也说明,食性单一 的鱼类在宜宾江段很难生存,换句话说,宜宾江段的常见鱼类以杂食性为主。综上 结果表明,宜宾江段的鱼类食物网结构是不稳定的,且河流生态系统处于不健康的 状态。由于土著肉食性鱼类和草食性鱼类较为缺乏,因此从维持鱼类群落丰富度的

iii

角度分析,对于长江上游的增殖放流应适当放流土著肉食性鱼类和草食性鱼类。对 10种鱼类在2012年春季向家坝蓄水前和2013年春季向家坝蓄水后的δ¹³C值和δ¹⁵N 值分别进行对比,结果显示,大部分鱼类在向家坝蓄水前枯水期的δ¹³C值和δ¹⁵N 值要高于向家坝蓄水后枯水期的δ¹³C值和δ¹⁵N值,结果说明向家坝蓄水的成功, 对坝下宜宾江段大部分鱼类的饵料食物产生了影响,不同类群的鱼类影响程度不同, 偏植物的杂食性鱼类和肉食性鱼类受到的影响程度较大。同时在向家坝蓄水后的枯 水期外来有机物对食物网的贡献相比蓄水前枯水期的贡献有所下降,因此向家坝蓄 水后本地有机物对整个坝下宜宾江段食物网的贡献在增加。

6. 本文对长江上游鱼类的增殖放流提出建议。对于长江上游目前已经开始放流 的鱼类长薄鳅,本文认为放流的体长应大于 110mm,放流时间建议避开洪水期和冬 季,选择春季 4-6 月或秋季 10-11 月。在确定放流的具体规格前,应该对放流鱼类 的摄食生态进行研究,从而确定人工放流鱼类的具体规格。对于放流的时间,草食 性鱼类和偏植物性的杂食性鱼类建议选择洪水期;小规格土著肉食性鱼类和偏动物 性的杂食性鱼类建议避开洪水期,而大规格土著肉食性鱼类和偏动物性的杂食性鱼 类建议选择洪水期。

关键词: 宜宾江段; 胃含物分析; 稳定性同位素技术; 摄食生态; 种间关系; 食物 网结构; 增殖放流

Abstract

The upper reach of Yangtze River is one of the areas with the most abundant freshwater fishery resources in China. In recent years, the fishery resources showed a trend of serious recession in the upper reach of Yangtze River. Artificial releasing is a common methods for restore freshwater fishery resources in the world, and many academics insist that some pre-study on the water area is necessary before releasing. The study includs that investigating the biological characteristics of releasing fish and ecosystem structure of releasing area, as well as the variation of ecosystem structure with seasonal. Both Ministry of agriculture and China Three Gorges Corporation have carring out many events of artificial releasing in fishes for recover fishery resources in the upper reach of Yangtze River. However, the data of biological characteristics of releasing fish and ecosystem structure of releasing area was lacking. The construction of hydropower engineering can affect community structure in fishes and the change of community structure, so the feeding ecology and community structure in fishes would change when the cascade hydropower stations started impoundment in downstream reach of Jinsha River.

Based on the above research background, this article choose Yibin reach as a representative area in the upper reach of Yangtze River. Based the fish stomach sampled of dominant fishes and stable isotopes technology sampled of aquatic organism from 2012-2013 in Yibin reach, Academician Tang Qisheng proposed that the food web and its trophodynamics should be studied by using "simplified food web" and connecting the "points" and "facets". So the feeding ecology and the food web of fishes were studied at the levels of key fish species and dominant fish species and fish community, at the same time, the aquatic organism community structure and its seasonal variation were also studied in Xiangjiaba Dams impoundment before and after. The aims of the study in this paper are to provide basis data for better understanding of the transfer of nutritional matters and energy flow in Yibin reach, and offer theoretical basis for better understanding the effect of the Xiangjiaba Dams impoundment on aquatic ecosystem structure in Yibin reach, and instruct the theoretical direction for artificial releasing.

1. An investigation of fish resources was conducted in Yibin reach, and the investigation was last time before Xiangjiaba Dams impoundment. A total of 62 fish species were obtained, in which 19 species were endemic in the upper reach of Yangtze River. And the 9 fish species were dominant species in catches, the name of fish was

Coreius guichenoti, Pseudobagrus vachelli, Carassius auratus, Leptobotia elongate, Sinibotia supercilliaris, Silurus meridionalis, Coreius heterodon, Hypophthalmichthys molitrix, and Silurus asotus, respectively. The length-weight relationship was analyzed on dominant species, and the Catch Per Unit Effort (CPUE) was analyzed on main fishing net. The result showed that most of the fish was demersal and omnivorous, and they like to live in slow water environment. Compared with the history data, the result indicates that the demersal and omnivorous fishes were increasing, while fishes living in the torrent water and fishes spawning drift eggs were decreasing. CPUE and specifications of dominant fishes was significantly decreasing. In conclusion, the fish resources present recessionary trend in Yibin reach.

2. For the key fish species, the diet composition and feeding intensity of *Leptobotia* elongata with ontogenetic and diel variations in Yibin reach were analyzed by stomach content analysis and stable isotopes technique. The result showed that Leptobotia elongata mainly feed on fish, crustaceans(shrimps and gammaridae), benthic invertebrates and aquatic insects larvae by stomach content analysis. And there was an significant change in the diet composition by stomach content analysis, that is, the Leptobotia elongata mainly feed on benthic invertebrates, when the body length is about 110mm, aquatic insects larvae when the body length <110mm, and shrimps and fish when the body length >110mm. The diet composition also had a change at about 210mm, and the shrimps was the most important prey items when the body length of Leptobotia elongata >210mm. In the stable isotopes technique, the POM, shrimps and fish are the main prey groups to Leptobotia elongata, and the results was consistent with the results of the stomach content analysis on feeding variation with different body length. The isotope values of potential food groups were different when when the body length >110mm, and the ratio of contribution of potential food groups was also different. the ratio of the contribution of POM was lower on Leptobotia elongata, in contrast, the fishes and shrimps were higher. The ratio of the contribution of shrimps was the highest when the body length of *Leptobotia elongata* >210mm. The feeding intensity showed that the main peaks of significant diel variations in spring of 2012, occurred at 09:30h and 12:30h, secondly at 18:30h, and the feeding intensity in day was higher than the night. In conclusion, the *Leptobotia elongata* was omnivorous fish, but it prefers carnivorous prey, and its diet has higher trophic plasticity. And the diet of Leptobotia elongata would be changed when the body length and temporal were different, so the Leptobotia elongata could be able to adapt the changes of hydrological environment and prey abundance in Yibin reach.

3. For the dominant fish species, the diet of two coreius fishes (Coreius heterodon and Coreius guichenoti) and the feeding relationship between two coreius fishes in Yibin reach were studied by carbon and nitrogen stable isotopes analysis and also employing statistic methods such as cluster analysis. And the differences of the feeding apparatus morphological were also analyzed by the principal component analysis (PCA) between two species. The results showed that *Coreius heterodon* may be mainly feed on shrimps and POM, and Coreius guichenoti may be mainly feed on POM and Organic detritus. Dominant potential prey items were different between two coreius fishes, so the diet of two coreius fishes maybe have some differences. The prey similarity index is 78.69%, and the overlap coefficient is 55.59%. The PCA indicated that the morphological characters of the feeding apparatus were different when the body length was similar. In conclusion, the diet relationship of Coreius heterodon and Coreius guichenoti was not intense in Yibin reach, and two coreius fishes form their own Characteristics of feeding organs by long time evolution, the result of evolution was better to avoid intense for food resources. Therefore, we infer that the competition of diet relationship of interspecific was not intense in Yibin reach.

4. The isotopes values of POM and aquatic organism were studied from different seasons in Yibin reach, and the variation of isotopes ratio was studied between the POM and the aquatic organism in different seasons. The results indicated that the effect on POM was significant from natural runoff of Yangtze River, the change was significant from the ratio of stable isotope in dfferent season, the ratio was the highest in flood period, lower in dry season, and the lowest in winter. The source of particulate organic matter was studied, and the results indicated that the source of POM were different in different seasons. The autochthonous organic matter and the allochthonous organic matter were the major source of POM in dry season, and the allochthonous organic matter was the major source of POM in flood period. C3 plant was was the major source of POM in all seasons except summer, C4 plant and organic pollutants produced by humans may be the major source of POM in summer. In fish, allochthonous organic matter was abundant and can be easily obtained in flood period. POM and Macrobrachium nipponensis were the important diet source of main fish in Yibin reach. The three food web models (River Continuum Concept: RCC; Flood Pluse Concept: FPC; Riverine Productivity Models: RPM) were discussed, respectively. The results indicated that just one of the three models was not suitable to the food web in the Yibin reach. two models (RCC and FPC) have to be

referenced in flood period and three models(RCC, FPC and RPM) in dry season. The δ^{13} C and δ^{15} N of POM in spring of 2013 were fewer than those in spring of 2012, which indicated that Xiangjiaba Dams impoundment influenced the proportion from terrestrial exogenous organic matter and aquatic endogenous organic matter on particulate organic matter (POM), and the impoundment also affected the source of food and diet composition on aquatic organism. The contribution of organic matter from upperstream decreased in dry season, and the terrestrial exogenous organic matter from both sides and aquatic endogenous organic matter were the major composition of POM.

5. For the aquatic organism communities, the seasonal variation in the trophic structure of familiar fish and shrimps communities in Yibin reach were examined by stable isotopes technique, and the effect of Xiangjiaba Dams impoundment was discussed on the structure of fish communities. The results showed that the fishes and shrimps usually dived into 4 groups: the first group is herbivorous group, and the species included Hypophthalmichthys molitrix; the second group is the omnivorous group of partial plants, and it including Macrobrachium nipponensis, Carassius auratus, Coreius guichenoti, Coreius heterodon, Pseudobagrus vachelli and Saurogobio dabryi; the third group is the omnivorous group of partial animal, included Rhinogobio ventralis, Rhinogobio typus, Silurus meridionalis, Sinibotia superciliaris, Gobiobotia filifer, Ctenogobius giurinus, Lepturichthys fimbriata and Leptobotia taeniops; the fourth group is carnivore group, included Leptobotia elongate(big individual), Siniperca scherzeri, Siniperca chuatsi and Siniperca kenrii. The trophic level of Limnoperna lacustris as section 2 in this paper, the trophic level from 2.5 to 4.75, and the number of trophic level was different in the different food chain. There are 2-3 levels among food chain of different seasons, and most of the fishes belong to secondary consumer with the trophic level from 3 to 4. On the one hand, the results indicated that the piscivores fish in higher trophic level was decline; on the other hand, the results indicated that the monophagous fish was difficult to exist, and the main fish species were omnivory in Yibin reach. In conclusion, the food web structure of fish was not stable in Yibin reach, and ecological system of river was not healthy. Local piscivores fish and herbivority fish were lacking, so the piscivores fish and herbivority fish were major release fish to keep richness of fish community in the upper reach of Yangtze river. The $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ values of 10 fish species were compared between before Xiangjiaba Dams impoundment and after, and the results showed that the δ^{13} C values and δ^{15} N values of majority fishes in the dry period before Xiangjiaba Dams impoundment were larger than in the dry period after Xiangjiaba Dams impoundment, and the results also indicated that the diet of most fish was influenced by Xiangjiaba Dams impoundment in Yibin reach, and the degree of influence was different with different fish species, which was greater on partial plant omnivorous fish and piscivores fish. The contribution of endogenous substances on the food wab of Yibin reach in the dry period before Xiangjiaba Dams impoundment was higher than that the dry period after Xiangjiaba Dams impoundment, and the contribution of organic matter was increased in Yibin reach after Xiangjiaba Dams impoundment .

6. To table some proposal about artificial releasing in the upper Reach of Yangtze River, the body length of *Leptobotia elongata* shoud be greater than 110mm when release the fish into the river, and the releasing time choose April to June or October to November, which shuld avoid flood period and winter. As to releasing species, the local piscivores fish and herbivority fish should be released fish to keep richness of fish community in the upper Reach of Yangtze River. As to body length of releasing fish, the diet of size-shift of all species should be studied, thereby further to determine the body length of releasing in the upper Reach of Yangtze River. As to releasing time, the release of herbivority fish should be in flood period in in the upper Reach of Yangtze River; the release of the local piscivores fish should be avoid flood period when the body length of fish was small, and the local piscivores fish should be in flood period when the body length of fish was big enough.

Keywords: Yibin reach; Stomach content analysis; stable isotopes technique; feeding ecology; interspecies relationship; food web structure; restocking.

缩略语表

$\delta^{13}C$	Ratio of stable carbon	稳定碳同位素比例
$\delta^{15}N$	Ratio of stable nitrogen	稳定氮同位素比例
CPUE	Catch per unit effort	单位捕捞努力量渔获量
GF	Glass fiber filter	玻璃纤维滤膜
Ι	Isometry	等速生长
IRI	Index of Relative Importance	相对重要性指数
Max.	Maximum	最大值
Min.	Minimum	最小值
Ν	Negative allometry	消极生长
Р	Positive allometry	积极生长
PCA	Principal component analysis	主成分分析
PDB	Pee Dee Belnite	美洲拟箭石化石
POM	particulate organic matter	颗粒有机物
FPOM	Fine particulate organic matter	细粒颗粒状有机物
СРОМ	Coarse particulate organic matter	粗粒颗粒状有机物
DOM	Dissolved organic matter	可溶性有机物
RI	Repletion Index	饱满指数
S.D.	Standard difference	标准差
S.E.	Standard error	标准误
TP	Trophic position	营养级
VC	Vacuity Coefficient	空胃率
RCC	River continuum concept	河流连续体概念
FPC	Flood pulse concept	洪水脉冲概念
RPM	Riverine Productivity Model	河流生产力模型

第一章 前言

1 鱼类摄食生态和食物网研究现状及进展

殷名称(1995)认为鱼类摄食生态就是指鱼类吃什么、怎样吃、吃多少和被摄 食的食物应用于各种生命活动的分配方式,进一步包括这几个方面与鱼类的形态结 构、生理特性或不同环境因子之间的相关性。鱼类的摄食是鱼类最重要的生存因子, 而鱼类种间关系最基本的关系为食物关系,鱼类通过这种关系构成一个整体,实现 鱼类群落内部及与外部环境之间的物质循环和能量流动,因此,研究鱼类的摄食生 态和种间食物关系,是探讨和了解鱼类群落结构和功能的关键(殷名称 1995; Ross 1986; Fogarty and Murawski 1998)。食物网是指在一个群落中通过营养相互作用把 消费者和资源连接在一起的网络,其能够反映一个生态系统的基本特性(Elton 1927; MacArthur 1955),目前,更多食物网针对小尺度(samll scales)范围,对大尺度(lager scales)范围的研究较少(Guy and Alan 2002)。鱼类是食物网的重要组成部分,也是 人类主要利用的对象,因此把鱼类作为重点对海洋食物网进行研究,具有重要的理 论和现实意义(薛莹 2005)。本章简单阐述了国内外鱼类摄食生态和食物网结构研 究的内容、进展和意义。

随着人类科学技术的进步,渔业科学也在不断的发展,越来越多的新技术和方 法应用于鱼类的摄食生态和食物网结构的研究。鱼类摄食生态学研究从最初的单鱼 种食性研究扩展到不同物种间的食物关系、食物网结构及其营养动力学的研究。对 单鱼种食性的研究有助于判断鱼类生长的好坏,有利于了解鱼类的洄游分布、数量 变动、行动规律以及不同鱼类间的种间关系(洪惠馨等 1962)。单鱼种食性的研究 主要指对一种鱼的食物组成及摄食习性的研究,包括食性随体长、时间和空间的变 化(陈大刚 1997;薛莹 2005)。而对鱼类种间食物关系的研究,能够反映不同鱼种 间相互密切程度,从而能够进一步了解鱼类群落结构的稳定性及其变化的机制 (Werner 1986;孟田湘 1989; Fujita et al 1995)。影响鱼类种间食物关系的因素有很 多,主要有鱼类行为、生理特征、摄食器官的特征和栖息生境等。对于鱼类食物网 结构的研究是鱼类生态学研究的重要内容之一,所谓食物网是由很多相互交叉的食 物链组成的一个网状结构,食物网成员能够相互依存、相互制约(殷名称 1995)。 食物网的研究主要包括食性类型的划分、关键饵料生物在食物网中的作用、营养级 研究、食物网营养动力学研究、生态转换效率和食物链能流的研究等几个方面(薛

莹 2005)。

海洋方面,对鱼类食性的研究已经有 100 多年的历史,国内外很多学者对于海 洋鱼类单鱼种食性方面开展了大量的工作:如黑线鳕(Brook 1885)、牙鳕(Matthews 1887)、大西洋鳕(Powles 1958)太平洋鲱(Tanasichuk et al 1991)、鲢(Hesslein et al 1993)、似条斑副鲤(Lukoschek and Mccormick 2001)、小黄鱼(林景祺 1962; Xue et al 2005)、鲐鱼(杨纪明和林景祺 1966)、渤海鲈鱼(李军 1994)、鳀鱼(郭旭鹏 等 2007a)。20 世纪 70 年代,国内外很多学者开展了海洋鱼类种间食物关系的研究, 如 Carter (1991)、Ellis (1996)、Platell 等(1998)、Cruz 等(2000)、Linke 等(2001)、 Schafer 等(2002)、Zambrano 等(2010)、孟田湘(1989)、窦硕增(1992)、薛莹 等(2005)、郭旭鹏等(2007b)。在海洋鱼类食物网结构方面,国内外学者对很多不 同区域的鱼类食物网结构也进行了相关的研究,如对澳大利亚东部塔斯马尼亚东部 斜坡海域(Blaber and Bulman 1987),日本北部大陆架海域(Fujita et al 1995),西班 牙北部比斯开湾(Velasco et al 2001),澳大利亚昆士兰东南部的摩顿湾(Andrew and Rod 2005);闽南-台湾浅滩渔场(张其永等 1981)黄海(韦晟和姜卫民 1992;薛莹 2005),南海北部湾(颜云榕 2010)等。

淡水方面,淡水鱼类的摄食生态是淡水食物网的重要组成部分,能够为研究淡 水生态系统营养动力学提供基础数据。河流生态系统在全球生态系统中起着重要作 用,而河流在陆地生态系统和海洋生态系统之间起着纽带作用(蔡德陵和李红艳 2004),因此,对生活在河流中鱼类的摄食生态和河流鱼类食物网的研究有助于了解 全球生态系统。近年来,国外学者对于淡水鱼类摄食生态和食物网结构有过较多的 报道,如:Pusey等(2012);Brian等(2007);Vitule等(2008);Michael(2010); Wilbert and Anthony(2012);Moraes等(2013);Walker等(2013);Elvio and Angela (2013);Ronald等(2014),国内关于淡水鱼类摄食生态的研究大部局限于鱼类的 食物组成,关于食物随季节、体长和空间的变化,如:库幺梅(1999);胡隐昌等(2003); 吴强等(2008);母红霞等(2011);李斌等(2011);刘飞等(2012);Zhang等(2013) 以及种间关系等方面的研究较少,如:刘晓娜(1996);张欢(2013a)等。国内对 于淡水鱼类食物网结构的研究地点大部分为湖泊且较少,如:Xu and xie (2004); Liu 等(2006);Zhou 等(2009);Zhou 等(2011);张欢(2013b等,而长江上 游流域鱼类食物网结构的报道仅张亮(2007)和李斌(2012)利用碳氮稳定同位素 分别对三峡库区秭归到宜昌江段和三峡库区小江的鱼类食物网结构进行了研究,长

江宜宾江段鱼类食物网结构的研究尚属空白,本文利用碳、氮稳定同位素对宜宾江 段鱼类食物网结构进行研究,旨在填补这一空白。

2 鱼类摄食生态及食物网研究方法的应用

2.1 胃含物分析法的应用

胃含物分析法(Stomach content analysis)是研究鱼类摄食生态的传统方法,也 是较为经典和标准的方法(Hyslop 1980),因此在此处不再对胃含物法做详细的介绍。 该方法通过物种在被捕捞前所摄取的饵料食物即消化道内未被消化的食物来确定消 费者的食性(Hamano et al 1996),我国淡水鱼类食性的研究长期以来一直采用此法。 传统胃含物法比较直观,能够反映摄食者的瞬时摄食情况,但其也存在不足,一方 面由于鱼类普遍存在偶食性现象,为避免这种现象造成的误差,工作量就要加大 (Beaudoin et al 1999);另一方面捕食者胃含物的消化吸收程度很难判断,特别是 易于被消化的食物(Hobson et al 1994);为消除该方法自身所带来的误差只能通过 消化吸收进行校正(Kling et al 1992; Yoshioka and Wada 1994; Hamano et al 1996), 这就会使研究复杂化。传统胃含物分析法常用的方法有5种:出现频率法、计数法、 体积法、重量法和观测法(Hyslop 1980; 窦硕增 1992; 窦硕增 1996),其主要的指 标有4个:出现频率(F)、个数百分比(N)、体积比(V)和重量百分比(W)。 每一个指标单独用于分析消费者的食物组成都存在优点和缺点,因此,对消费者的 食物组成进行分析时,应该综合多个指数(Hyslop 1980; Richard and Wallace 1981; Tirasin and Jorgensen 1999),国内外学者对鱼类的食物组成进行描述时,一般会采 用多个指数。

由于单一指标不能够准确评价饵料生物的重要性,部分学者提出了综合性指数,常用的综合性指数为 Pinkas 等(1971)提出的相对重要性指数(Index of Relative Importance)

$IRI=(\%N+\%W)\times\%F$

式中 *IRI* 代表相对重要性指数; *N* 代表个数百分比; *W* 代表重量百分比; *F* 代表 出现频率。饵料生物的重要性越高, *IRI* 值越大(Pinkas et al 1971)。当然对于综合 性指数,也存在一定的争议,一种观点认为综合性指数可以防止信息丢失,减少误 差(MacDonald and Green 1983; Assis 1996; George and Hadely 1979; Cort & 1997); 另一种观点认为其在把单一指标合并的同时,也把误差合并到一起,不能够真实的 的反映饵料生物的重要性(Hyslop 1980; Tirasin and Jorgensen 1999)。本文认同后 一种观点,因此在研究鱼类食物组成时,没有采取相对重要性指数等综合指数。

鱼类的空胃率(Vacuity Coefficient:VC)和饱满指数(Repletion Index:RI)通常用于反映鱼类的摄食强度(殷名称 1995; Figueiredo et al 2005)。公式如下:

VC=空胃数/总胃数×100%, RI=W_f/W_b×100%

式中 W_f为消化道内食物重量; W_b为鱼体重。

2.2 稳定性同位素技术的应用

近年来,碳、氮稳定性同位素技术成为研究水生生物营养结构和营养关系的一种热门和有效的手段,越来越多的应用于淡水生态系统结构的研究(Fry 1991; Yoshioka and Wada 1994; Harvey and Kitchell 2000; Woodward and Hildrew 2002 David and kirk 2002; Keith et al 2006; Katrina et al 2011),成为研究鱼类摄食生态学和食物 网结构必不可少的工具。其原因主要是同位素分馏在生态系统能量传递的过程中是 普遍存在的,消费者的同位素比率和其消化吸收的食物同位素比率存在一定的差异 即食物的稳定同位素被消费者消化吸收后会产生一定的富集。与传统技术相比,传 统胃含物法反映的是消费者"瞬时"摄食情况,而同位素反映的是鱼类长期消化的 食物且在样品采集的过程中对被采集的生态系统的影响较小,稳定同位素也能够更 好的反映生态系统的物质循环和能量流动。本章主要从稳定同位素的化学特征、在 食物来源及营养级的应用和在河流中有机物来源的应用等几个方面进行介绍。

2.2.1 稳定同位素的化学特征

同位素是指原子和质子数相同但中子数不同的元素,稳定同位素是指不能进行 核蜕变的同位素(Schimel 1993)。同位素有两种,一种为天然同位素,一种为人工 同位素,本文选择天然的碳、氮稳定同位素进行相关的研究。测定不同物质中的稳 定性同位素含量,并结合其独特的物理性质和化学性质,如分馏效用(fractionation) 和平衡效应(equilibration),来探讨生态系统中的物质循环和能量流动(Peterson and Fry 1987)。对于同位素的相对丰度,通常用同位素的原子百分数进行表示。由于本 研究中仅适用了碳、氮两种天然稳定性同位素,因此本文仅介绍该两种同位素的自 然丰度,自然界中碳主要以¹²C的形式存在,占到 98.89%;氮主要以¹⁴N的形式存 在,占到 99.64%。同位素效应是指由于同位素之间的质量差从而引起的物理和化学 上的差异,是一种物理现象(Urey 1947)。同位素分馏,是指不同同位素之间之间 的理化性质存在一定的差异,尽管这种差异比较微小,但经过物理、化学和生物的 过程后,反应物和产物的同位素组成就会发生仍然比较微小的改变,这些改变使可

以被测量出来的,该现象被称为同位素分馏,同位素质量差与改变的程度成正比,换句话说,同位素的质量差越大,则同位素效应越明显。氢同位素效应最显著,且 在目前科学研究中稳定同位素主要选择轻元素,如氢、碳、氮、氧、硫等。在实际 测量中,所用的稳定同位素比率是稳定同位素的比值与标准物质的同位素比值进行 比较,即δ值, δ^{13} C和 δ^{15} N公式分别为:

$$\delta^{13}C = \left(\frac{{}^{13}C/{}^{12}C_{\text{HB}}}{{}^{13}C/{}^{12}C_{\text{HB}}} 1\right) \times 1000$$

$$\delta^{15}N = \left(\frac{{}^{15}N/{}^{14}N_{\text{HB}}}{{}^{15}N/{}^{14}N_{\text{HB}}} 1\right) \times 1000$$

式中 δ^{13} C 和 δ^{15} N 分别代表稳定同位素质谱仪所测定的样品稳定同位素比率, 一般选择用符号 δ 代表; 13 C/ 12 C _{#a}和 15 N/ 14 N _{#a}分别为样品的 C 和 N 的重同位素与 轻同位素的比值; 13 C/ 12 C _{#a}和 15 N/ 14 N _{#a}分别为标准物质的 C 和 N 的重同位素与轻 同位素的比值。在进行稳定同位素样品分析时,要注意标准物质的选择 (Peterson and Fry 1987), 碳稳定同位素的标准物质一般选择 PDB (Peedee Belemnite 美洲拟箭化 石, Craig 1957), 其 δ^{13} C 值被认为为 0‰; 氮稳定同位素标物质为空气 (Mariotti 1983), 其 δ^{15} N 值被认为为 0‰。

2.2.2 稳定同位素研究消费者食物来源和营养级中的应用

近年来,稳定同位素的组成已经广泛的应用于消费者食物来源方面的研究,并 取得了较大的成功(Boutton et al 1983; Sponheimer et al 2003)。消费者的同位素组成 与摄食的食物相比总有一定的富集, δ^{13} C 富集值通常为 1‰ (DeNiro and Epsyein 1978),相关研究认为,碳稳定同位素的富集对一些消费者来说可以忽略(Haines and Montague 1979; Focken and becker 1998; Post 2002); δ^{15} N 富集值通常为 3.4‰(DeNiro and Epsyein 1981; Minagawa and Wada 1984)。碳稳定同位素通常用于确定消费者的 食物来源,因为消费者的碳稳定性同位素值和食物源的碳稳定性同位素值相似; 而 氦稳定性同位素通常被用于确定消费者的营养级(Peterson and Fry 1987)。稳定同位 素不仅可以用于确定消费者的食物来源,也可以用于确定消费者的食物来源随季节 的变化(Schell et al 1989; Hobson ey al 1996),这方面的研究国内外很多学者已经进 行过相关的报道(Ben-David et al 1997; Darimont and Reimchen 2002)。稳定同位素 仍然可以应用于确定消费者的主要食物来源,如 Ramsay 和 Hobson (1991)认为北极 熊不会摄食陆地上的食物,虽然一年 1/3 时间呆在岸上。由于稳定同位素需要的样 晶量较少,对研究的的物种不会造成较大的影响,特别是对于那些珍稀濒危物种的 研究,样品的采集较少这个特征尤其重要,所以稳定同位素作为对濒危物种的研究, 是一个较合适的方法,如 Cerling 等(1999)对大象的研究,结果认为现存大象以树 叶为主要食物来源。淡水生态系统和陆地生态系统存在着物质循环和能量流动,稳 定同位素能较准确的确定两种生态系统的物质循环和能量流动(Polis et al 1997; Zander and Rasmussen 1999)。稳定同位素除了确定消费者的主要食物来源外,当消 费者的食物来源有多种时,依然可以确定不同食物来源在消费者食物中的比列

(Ostrom et al 1997; Gannes et al 1997)。一般情况下当消费者的食物来源为两种或者 两种以上时,通常选择 δ¹³C 和 δ¹⁵N 的混合模型来评价不同饵料食物对消费者的贡 献比率,目前广泛采用 Philips 和 Gregg (2003)提出的 IsoSource 程序,该程序最多 可以通过 5 种同位素评价 10 种食物来源对消费者的贡献。

稳定同位素技术也可以用于物种的种间食物关系的研究, Gu 等(1996) 对养殖 池塘中两种摄食浮游生物的鱼类的食物重叠的研究; 如郭旭鹏等(2007) 对南黄海 两种鳀科鱼类种间食物关系的研究。对于物种种间食物关系的分析, 利用 GU 等 (1996) 提出的混合模型计算物种之间饵料的重叠系数, 公式为:

f(%) = [1 - (x - y)/a]

式中 f 表示食物重叠系数, x 表示一种物种的 $\delta^{15}N$ 值, y 代表另一物种的 $\delta^{15}N$ 值, a 为食物中的 $\delta^{15}N$ 被消费者在消化吸收的过程中产生的富集值, 一般选择 3.4‰。

对于消费者营养级的确定,一般选在氮稳定同位素,这是因为氮稳定同位素的 富集值较为明显,一般为通常为 3.4‰(DeNiro and Epsyein 1981; Minagawa and Wada 1984)。公式为:

Trophic position= λ +[(δ 15Nconsumer- δ 15Nbase)/ $\Delta\delta$ 15N]

式中 Trophic position 指消费者的营养级; $\delta^{15}N_{base}$ 为基线值(当基线生物为初级 生产者时, $\lambda=1$; 为初级消费者时, $\lambda=2$, 消费者的营养级大于 2 时为非整数, Vander Zandan et al 1997); $\delta^{15}N_{consumer}$ 为消费者的氨稳定同位素比率; $\Delta\delta^{15}N$ 为消费者 $\delta^{15}N$ 富集值。对于基线值的确定, 一般采用食性简单且常年存在的消费者 $\delta^{15}N$ 作为基线 值(Vender and Joseph 2001)。利用稳定同位素技术对水生生物营养级位置和食物网 结构的研究, 已经十分广泛, 如 Persic 等(2004) 对 Vaccares Lagoon 自然保护区的 食物网结构的研究; 王建柱(2006) 对三峡库区水生生物营养级和食物网结构的研 究; 王玉玉(2006) 对鄱阳湖枯水末期水生生物食物网结构的研究; 李斌(2010) 对小江水生生物营养级和食物网结构的研究。

2.2.3 在河流中有机物来源的应用

陆地输入的外源有机物和水生内源有机物是河流生态系统中主要的有机物来 源,两种来源的有机物的稳定同位素组成存在差异,因为稳定同位素可以用于研究 河流生态系统的有机物来源(Bunn et al 1999;Kaiser et al 2004)。同时,稳定同位素 技术也能应用于海口处的有机物来源(Hellings et al 1999)

3 水利水电建设对渔业资源的影响

近年来,随着我国经济的快速发展,对能源和资源的需求越来越高,水能作为一种可再生的能源受到重视的程度也随之提高(秦卫华等 2008)。同时,长江为世 界第三大河,水资源较为丰富,平均年径流量约为 9600 亿 m³(水利电力部水文局 1987;赵纯原等 2000),为我国水利水电重点开发的区域,其水电站建设超过全国 的 50%,建成和在建的水电站达到 2441 座(黄亮 2006)。目前,金沙江下游溪洛渡、 向家坝等大坝也先后实现了截流和蓄水。长江上游是我国淡水鱼类资源最为丰富的 地区之一,栖息着许多珍稀特有鱼类(刘建康和曹文宣 1992;曹文宣等 1987)。水 利水电工程的建设是鱼类生物多样性下降的重要原因之一。

3.1 对洄游通道的影响

水利水电工程的建设使连续的河流生态系统遭到破坏,导致了生境破碎,较为 直接的影响是阻碍了鱼类的洄游通道,如中华鲟等珍稀特有鱼类。随着鱼类洄游通 道受到阻碍,鱼类的摄食、繁殖、生长等活动也受到影响,对鱼类种群的补充产生 了不利的影响,同时,也使鱼类的遗传多样性丧失。

3.2 对坝上江段的影响

水利水电工程的建设,使得坝上的河流江段变成了水库,从而导致水文特征发 生了改变,如透明度、流速等,对长期适应与河流的特有鱼类的繁殖和摄食造成了 不利的影响。水库的形成淹没了一些鱼类的产卵场,使得需要流水环境产卵的鱼类 繁殖受到抑制;流速的减缓,使得漂流性卵可漂流的距离缩短,漂流性卵下沉死亡, 如四大家鱼(余志堂等 1981);水库的形成使得静水性鱼类得到发展,适应激流水 环境的鱼类受到抑制;水库的形成使得流沙大量沉积,透明度增加,鱼类饵料食物 的组成发生了较大的改变(刘建康和曹文宣 1992)。

3.3 对坝下江段的影响

由于水利水电工程的建立,坝下水位、流量、流速等周年变化幅度降低(黄亮

2006),由于水位的降低,河流两岸消落区的面积缩小,生境层次简化,导致流水性 鱼类关键生境消失;大坝建成后,水库排出低温水,对鱼类的繁殖和生长产生了不 利的影响,使得鱼类繁殖的时间推迟,当年幼鱼的生长较慢等;水库下泄的水体中 气体饱和,导致鱼苗发生气泡病。

4 研究意义及技术路线

长江为我国第一大河,鱼类资源较为丰富,且长江上游为我国淡水鱼类资源最 为丰富的地区之一,鱼类达到 300 种(刘建康和曹文宣 1992;曹文宣等 1987),近 年来,随着人类涉水活动如水利水电工程建设、过度捕捞等因素的增加,长江渔业 资源整体呈现下降的趋势(刘建康和曹文宣 1992:陈大庆 2003;刘绍平等 2005), 长江上游渔业资源衰退趋势也较为严重。鉴于此,2000年国务院办公厅批准建立"长 江合江-雷波段珍稀鱼类国家级自然保护区",后经多次调整,保护区正式命名为"长 江上游珍稀、特有鱼类国家级自然保护区",长江干流自金沙江向家坝水电站轴线 下 1.80km 至重庆马桑溪长江大桥 387.06km 的江段被划为保护区。宜宾江段位于金 沙江、岷江、长江等三江汇合处,金沙江干流包括宜宾县,长江干流包括翠屏区、 南溪、江安等江段,其中宜宾县三块石以上 500m 至南溪县南溪镇为长江上游珍稀 特有鱼类国家级自然保护区核心区,渔业资源较为丰富(危起伟2012),本文选择 位于保护区核心区江段的官宾江段作为长江上游的代表江段,对该江段的渔业资源 和主要鱼类的摄食生态及鱼类食物网结构展开详细研究。2012年10月10日-16日 向家坝蓄水成功,在向家坝蓄水前最后一次对长江宜宾江段的渔业资源现状进行了 调查,一方面了解宜宾江段鱼类资源的现状,确定主要渔获物对象;另一方面为研 究金沙江和长江上游的梯级电站建成后对鱼类资源的影响及渔业资源变动提供数据 基础:此外,期望为保护区的渔业资源保护和管理提供科学参考。

唐启升和苏纪兰(2000)认为对关键渔获物对象的研究有利于了解海洋渔业资源的生产和动态,也能够为了解海洋食物网及其营养动力学提供基础(唐启升和苏纪兰 2000),鉴于此,为评估淡水生态系统的生产和动态、了解食物网及营养动力学,本文选择宜宾江段的长薄鳅作为关键种进行摄食生态的研究。尽管近年来由于整个生态环境的恶化、水利水电工程建设以及过度捕捞等诸多因素导致长薄鳅的产卵场和食物组成遭到破坏,其资源量下降较为严重(段辛斌等 2008)。关于长薄鳅摄食生态的研究较少且年代较早仅库幺梅(1999)通过传统胃含物分析法对长江宜昌江段长薄鳅的摄食生态进行了专门的研究。近年来,随着宜宾江段生态环境的改

变,长薄鳅的饵料生物可能发生了变化,长薄鳅的摄食生态也可能随之发生了一定 改变,有必要对宜宾江段长薄鳅的摄食生态做进一步的研究。本文利用比较成熟的 传统胃含物分析法和较为流行的碳、氮稳定同位素技术,对宜宾江段长薄鳅的食物 组成和摄食强度随体长、季节和昼夜的变化进行研究,一方面为深入了解长薄鳅的 生物学特性提供基础资料;另一方面为进一步研究长江宜宾江段的食物网结构及其 动态变化提供基础数据;最后,为长薄鳅的人工养殖、增殖放流提供科学指导。

传统的单鱼种管理模式已经不再适应未来渔业科学研究发展的需要,代替它的 是多鱼种或整个生态系统的管理模式(Walters et al 1997; Fowler 1999)。因此,不 仅要对单鱼种的摄食生态进行研究,更要进一步对多鱼种的种间食物关系及群落的 营养结构进行研究。对鱼类种间食物关系的研究,是了解鱼类群落结构和功能的关 键(Ross 1986; Fogarty and Murawski 1998)。本文利用碳、氮稳定性同位素技术对 铜鱼属铜鱼(Coreius heterodon)和圆口铜鱼(Coreius guichenoti)的食性及种间食 物关系进行了研究,对铜鱼和圆口铜鱼的摄食器官形态特征进行了比较:另外,对 长薄鳅(Leptobotia elongate)、铜鱼(Coreius heterodon)、圆口铜鱼(Coreius guichenoti)、瓦氏黄颡鱼(Pseudobagrus vachelli)、鲫(Carassius auratus)、中 华沙鳅(Sinibotia superciliaris)、南方鲇(Silurus meridionalis)等7种水生生物的 $δ^{13}$ C 和 $δ^{15}$ N 值周年变化和 7 种鱼 $δ^{13}$ C 的相关性及 $δ^{15}$ N 的相关性进行了研究。本文 也对颗粒有机物(POM)和宜宾江段水生生物食物网在不同季节的有机物来源进行 了探讨,期望为了解鱼类种间关系提供基础数据,为研究官宾江段鱼类群落结构及 其变化情况提供科学依据,为长江上游人工增殖放流提供指导。淡水鱼类食物网是 淡水生态学研究的重要内容之一(何志辉 2000)。了解鱼类群落营养结构和功能的 关键环节就是对鱼类食物网的研究(Ross 1986; Fgoarty and Murwaski 1998)。现代 淡水生态学最重要的研究内容就是对食物网结构和营养级关系的研究(徐军 2005)。 国内有关淡水鱼类食物网的研究较少,且大部分集中于湖泊方面,长江上游宜宾江 段鱼类食物网的研究为空白。本文通过碳、氮稳定性同位素技术对长江上游宜宾江 段主要鱼类营养级、水生生物群落营养结构及其变化进行了研究,同时探讨了向家 坝蓄水对常见水生生物群落结构的影响。期望为研究长江上游生态系统的能量流动 和物质循环以及官宾江段食物网营养动力学的建模提供参考数据,为长江上游渔业 管理和增殖放流提供科学依据。本研究采用的技术路线如图 1-1。



图 1.1 长江宜宾江段主要鱼类摄食生态及鱼类食物网结构的研究

Fig.1.1 Technical route for studies on the feeding ecology of dominant fishes and food web structure of fishes in the Yibin reach of Yangtze River

第二章 长江宜宾江段渔业资源的现状

长江上游为我国淡水鱼类资源较为丰富的地区之一,刘建康和曹文宣等(1992) 调查结果显示长江流域鱼类约 300 种,其中长江上游干流及支流约 180 种(刘建康 和曹文宣 1992);刘清等在 2005 年报道,在长江上游(包括金沙江)干流、支流及 附属湖泊,鱼类共有 261 种(刘清等 2005);危起伟等在 2012 年报道在长江上游珍 稀特有鱼类国家自然保护区存在鱼类 199 种(危起伟等 2012)。长江上游特殊的地 质、地貌、气候和自然环境,使得众多的珍稀特有鱼类栖息于该江段,其中喜栖息 于激流环境的鱼类占多数(刘建康和曹文宣 1992;丁瑞华 1994)。

国内部分学者对长江宜宾江段渔业资源的调查开展了一定量的工作,如 1997-1999 年但胜国等在金沙江宜宾县江段针对三层流刺网的渔获物进行调查,共 收集鱼类样品 42种(但胜国等 1999); 1997-2000 年春季刘清等对四川宜宾县约 15km 金沙江江段进行渔获物调查,共收集到鱼类样品 46种(亚种)(刘清等 2005); 2000-2005 年春季段辛斌等在宜宾江段针对三层流刺网的渔获物进行调查,共收集 鱼类样品 49种(段辛斌等 2008)。综合历史文献的报道,长江宜宾江段鱼类约为 109 种,为长江上游鱼类资源较为丰富的江段之一。

水利水电工程的建设,使河流的水文情势发生了较大的改变,导致包括饵料生物在内的渔业生态环境发生了一系列的变化,对渔业资源产生了较显著的影响(刘建康和曹文宣 1992;陈大庆 2003),如:刘建康和曹文宣两位院士认为三峡大坝的建立将对约 40 种鱼类产生影响,其中约 2/5 为长江上游特有鱼类(刘建康和曹文宣 1992)。最近几年内,金沙江下游将要建设四座梯级巨型水电站,在 2007 年 11 月和 2008 年 12 月金沙江下游溪洛渡和向家坝等两座巨型水电站已先后实现截流。四个梯级电站将使长江上游特别是宜宾江段的水文情势、泥沙和水温等水文特征产生显著的改变。这些改变对长江上游宜宾江段鱼类群落结构将产生深远的影响,如何影响?影响的程度如何?随着四个梯级电站的建立,应该如何为实现长江上游可持续的渔业生产而开展相对应的渔业资源管理?这些问题尚不清楚,因此在向家坝蓄水前对宜宾江段的渔业资源开展相关研究具有重要的意义。

本章主要研究了长江宜宾江段鱼类的组成、主要渔获物的分布特点及捕捞量的 变化,且与历史数据进行了对比;并对 2011 年主要渔获物种类的体长体重组成和 2011-2013 年常见鱼类的体长体重的关系进行了调查。目的有三个方面,一、了解

宜宾江段鱼类资源的现状,确定主要渔获物种类;二、期望为研究金沙江、长江上 游的梯级电站建成后对鱼类资源的影响及变动提供数据基础;三、也期望为保护区 的渔业资源保护和管理提供资料参考。

1 材料与方法

1.1 采样地点

自巴塘河口至宜宾市约 2308km 的江段,一般称为金沙江。自宜宾至宜昌之间 约 1030km 的江段,习惯上称为长江上游,又称为川江(丁瑞华 1994)。宜宾江段位 于四川东南部,长江、金沙江、岷江等三江在此汇合。该江段也是长江上游珍稀特 有鱼类国家自然保护区的重要组成部分,保护区在长江宜宾江段约占 115km,岷江 宜宾江段约占 90km,其中从金沙江的横江口至长江的南溪镇江段是保护区的核心区 (危起伟等 2012)。本章研究的长江宜宾江段由金沙江下游宜宾江段和长江上游宜 宾江段组成。调查范围包括金沙江下游水富至南溪苦田坝约 85km 江段(图 2-1)。



图 2-1 长江上游鱼类资源采样江段分布图

Fig. 2-1 The sampling area of fish resources investigation in the upper of Yangtze river

1.2 样品收集

野外调查工作于 2011 年 5-7 月、10 月。样本收集主要采取两种方式,一种为 定点渔获物调查,主要对渔民捕获的鱼进行鉴定,对于不能现场鉴定的鱼收购后带 回实验室;另一种雇请渔民捕捞,租赁渔船,跟随渔船进行捕捞鉴定,两种方式都 要求渔民捕捞的鱼类不能私下出卖或者丢掉,保证渔获物调查的真实性。调查渔具 为:定置刺网、流刺网、地笼、拖网、小钩等 5 种常见网具。渔获物现场鉴定种类, 进行生物学数据测量包括全长、体长、体重等,并详细记录采集的地点、日期、船 次等基本信息。对于未知的种类,对鱼体进行相应的编码条(用印号机在白布上印 上数字,编码一般以年代为开头其次为月份,然后为相应的编号)固定,固定编码 条一般采取两种方式:一种用线固定于鱼的尾部,固定对象一般为小鱼或者鳃孔较 小的鱼类,如犁头鳅等;另一种方式用线从口部进入穿过鳃孔,固定对象一般为个 体较大或者鳃孔较大的鱼类。固定上编码条的未知鱼类一方面进行形态学鉴定,把 未知鱼类保存在 10%的福尔马林溶液中,对于裂腹鱼等需要通过鳞片进行鉴定的鱼 类,在固定前需要用抹布抹去体表分泌的粘液,防止鉴定时固定的粘液影响鳞片的 测量;较大的鱼类,在放入福尔马林溶液前,需要用注射器把福尔马林溶液注入腹 部,然后带回实验室进行鉴定。另一方面采取未知鱼的鳍条放在酒精中,带回实验 室,进行分子鉴定以确定其种类,由于本文只需要鉴定的鱼种种名,因此分子鉴定 的方法和结果不在本文中列出。

2012 年 4 月-2013 年 1 月对长江宜宾江段常见鱼类个体的全长、体重等生物学 指标进行测量。调查渔具为流刺网、定置刺网、地笼、小钩(包含垂钓)、拖网等, 测量不分船次、时间,每种鱼类的全长体重尽可能全面。样品全长精确到 1mm,体 重精确到 0.1g。

1.3 数据处理

相对重要性指数(*IRI*)主要用于描述渔获物中的优势种(邓景耀等 1988;刘凯 等 2006): *IRI*=(*N*+*W*)*F*,其中*N*为渔获物中某一种类的尾数占总尾数的百分率; *W*为某一种类的重量占总重量的百分率;*F*为各种类在不同船次中出现的频率。本 文将 *IRI* 的数值大于 100 的种类定位优势种。

全长与体重的关系方程式为 *W*=a*L*^b, 其中 *W* 为体重(g), *L* 为全长(cm)(Ricker 1973)。参数 a 和 b 通过逻辑斯蒂方程式进行表达: log^{*W*}=log^{*a*}+blog^{*L*}, 在 95%的置信 区间范围内,全长和体重的 log-log 对数图一般用于检测和排除异常值(Froese 2006)。 其中 b=3 代表等速生长, b≠3 代表异速生长(b>3 代表积极生长, b<3 代表消极生长) (Morey et al 2003; Mbarua et al 2010)。由于统计学的需要, 尾数少于 10 尾的种类 被去除, 不进行分析。

2 结果与分析

2.1 渔获物组成

2011 年 5-7 月和 10 月在长江宜宾江段共采集鱼类 62 种,隶属于 4 目 10 科 40 属。鲤形目(Cypriniformes)最多,占总数的 74.2%,共计 3 科 32 属 46 种,其中 鲤科(Cyprinidae)为 34 种,鳅科(Cobitidae)9种,平鳍鳅科(Homalopteridae)3 种。其次为鲇形目(Siluriformes),占总数的 19.4%,共计 4 科 6 属 12 种,其中鲿科(Bagridae)最多,为 6 种。鲈形目(Perciformes)2 科 3 种,分别为斑鳜、鳜和 子陵吻虾虎鱼。鲱形目(Clupeiformes)仅发现 1 科 1 种,为太湖新银鱼(表 2-1)。采集到的 62 种鱼类中 19 种为长江上游特有鱼类,分别隶属于鮊亚科 Cultrinae、鮈 亚科 Gobioninae、鲤亚科 Cyprininae、裂腹鱼亚科 Schizothoracinae、鳅鮀亚科 Gobiobotinae、野鲮亚科 Labeoninae、平鳍鳅亚科 Homalopterinae、沙鳅亚科 Botiinoe、 条鳅亚科 Noemacheilinae。在本次调查中仍有 56 种历史上采集到的鱼类没有被发现,见表 2-1。

表 2-1 宜宾江段鱼类名录

Table 2-1 The	list of fish s	pecies in the	Yibin reach of the	Yangtze River
		I · · · · · · · ·		

抽米 6	年份 Years					
种矢 Species	1994 前	1997-1999	2000	2000-2005	2011	
鲟形目 Acipenseriformes						
鲟科 Acipenseridae						
中华鲟 Acipenser sinensis Gray	+					
★达氏鲟 Acipenser dabryanus Dum éril	+					
匙吻鲟科 Polyodontidae						
白鲟 Psephurus gladius (Martens)	+					
鳗鲡目 Anguillformes						
鳗鲡科 Anguillidae						
鳗鲡 Anguilla japvnica Temminck et Schlegel	+		+			
鲤形目 Cypriniformes						
胭脂鱼科 Catostomidae						
胭脂鱼 Myxocyprinus asiaticus (Bleeker)	+					
鲤科 Cyprinidae						
鱼丹亚科 Danioninae						
宽鳍鱲 Zacco platypus (Temminck et Schlegel)	+		+	+		
马口鱼 Opsariichthys bidens G ünther	+			+		
鲃亚科 Barbinae						
中华倒刺鲃 Spinibarbus sinensis (Bleeker)	+			+	+	
★鲈鲤 Percocypris pingi pingi	+				+	
云南光唇鱼 Acrossocheilus yunnanensis (Regan)	+					
白甲鱼 Onychostoma sima (Sauvage et Dabry)	+	+	+	+		
★四川白甲鱼 Onychostoma angustistomata (Fang)	+					
瓣结鱼 Tor (Folifer) brevifilis (Peters)	+			+		
鮊亚科 Cultrinae						
蒙古鲌 Culter mongolicus (Basilewsky)	+			+	+	
翘嘴鲌 Culter alburnus Basilewsky	+	+		+		
尖头鲌 Culter oxycephalus Bleeker	+					
达氏鲌 Culter dabryi Bleeker	+					
拟尖头鲔 Culter oxycephaloides Kreyenberg et Pappenheim	+			+		
红鳍原鲌 Cultrichthys erythropterus (Basilewsky)	+	+	+	+		
★黑尾近红鲌 Ancherythroculer nigrocauda Yih et Woo					+	

th米 g ··	年份 Years				
种尖 Species	1994 前	1997-1999	2000	2000-2005	2011
★高体近红鲌 Ancherythroculter kurematsui (Kimura)	+				
★汪氏近红鲌 Ancherythroculter wangi (Tchang)	+				
鳊 Parabramis pekinensis (Basilewsky)	+				+
★厚颌鲂 <i>Megalobrama pellegrini</i> (Tchang)	+				+
★长体鲂 Megalobrama elongata Huang et Zhang	+				
银飘鱼 Pseudolaubuca sinensis Bleeker	+				
寡鳞飘鱼 Pseudolaubuca engraulis (Nichols)	+	+	+		
★四川华鳊 Sinibrama changi Chang	+				
贝氏 <i>鳌Hemiculter bleekeri</i> Warpachowski		+			
Hemiculter leucisclus (Basilewaky)	+	+	+	+	+
★张氏鳌 Hemiculter nigromarginis Fang					+
鮈亚科 Gobioninae					
棒花鱼 Abbotina rivularis (Basilewsky)	+	+	+	+	+
★钝吻棒花鱼 Abbotina obtusirostris Wu et Wang	+				+
短须颌须鮈 Gnathopogon imberbis (Sauvage et Dabry)	+				+
★裸腹片唇鮈 Platysmacheilus nudiventris Lo, Yao et Chen		+			+
长蛇鮈 Saurogobio dumerili Bleeker					+
蛇鮈 Saurogobio dabryi Bleeker	+	+	+	+	+
似師 Belligobio nummifer (Boulenger)	+				+
铜鱼 Coreius heterodon (Bleeker)	+	+	+	+	+
★圆口铜鱼 Coreius guichenoti (Sauvage et Dabry)	+	+	+	+	+
★长鳍吻鮈 Rhinogobio ventralis (Sauvage et Dabry)	+	+	+	+	+
吻鮈 Rhinogobio typus Bleeker	+	+	+	+	+
★圆筒吻鮈 Rhinogobio cylindricus Günther	+	+		+	
乐山小鳔鮈 Microphysogobio kiatingensis (Wu)	+				+
点纹银鮈 Squalidus wolterstorffi (Regan)	+				+
银鮈 Squalidus argentatus (Sauvage et Dabry)	+	+	+		+
唇蝟 <i>Hemibarbus labeo</i> (Pallas)	+			+	+
花町 Hemibarbus maculatus Bleeker	+				+
麦穗鱼 Pseudorasbora parva (Temminck et Schlegel)	+		+		
黑鳍鳈 Sarcocheilichthys nigripinnis (Günther)	+				
鲤业科 Cyprininae	1				
鲫 <i>Carassius auratus</i> (Linnaeus)	+	+	+	+	+
鲤 <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus	+	+	+	+	+
★ 宕 県 <i>Procypris rabaudi</i> (Tchang)	+			+	+
雙业科 Hypophthalmichthyinae	1			1	
et Hypophthalmichthys molitrix (Cuvier et Valenciennes)	+			+	+
I Aristichthys nobilis (Richardson)	+			+	
s the state of th	1				
尚 体 野 戦 <i>Rhodeus ocellatus</i> (Kner)	+		Ŧ		
★ 哦 闘 Achellognathus omeiensis (Shih et Ichang)	+				
殺腹里亚科 Schizothoracinae ▲ 文口烈晦在 g l: l	1				1
★介口 发版 当 Schizothorax prenanti (1 chang)	+	1	Ŧ		+
★ 细鳞发版 当 Schizothorax chongi (Fang)	+	Ŧ			Ŧ
里口爱腹鱼 Schizothorax aavial (Sauvage)	Ŧ				
Selection Selection (Control of Control	1	1		1	
且 自 瞅 匙 Gobiobona fulfer (Garman)	+	+	+	+	+
★ 押 味 勁 魁 Xenophysogoolo boutengeri Tchang	Т		Т	Т	Т
▲ 你 评升 示到 Mac Aenophysogoolo nualcorpa Huang et Zhang		Ŧ		Т.	
▲应为 勁肥 Goolooolla aboreviata Fang et wang 研究在亚利 Lausissings				Τ	
ルク 単亚科 Leuciscillae 書舟 Mylonhammandon niagus (Dishardaan)	Т				
百四 Mytopharyngodon piceus (Kichardson)	T L		_L_	т.	_L
平 四 Clenopharyngoaon laettus (Cuvier et valenciennes) 鹹 Eloniohthys hamburg (Pichardson)	⊤ ⊥		Ŧ	Τ	Ŧ
この <i>Liopichinys vandusa</i> (Kichardson) 個 亚 科 Xenocyprinae					

种类 Species	年份 Years				
	1994 前	1997-1999	2000	2000-2005	2011
银鲴 Xenocypris argenten Gunther				+	
四川鲴 Xenocypris sechuaneusis Tchang	+	+			
★云南鲴 Xenocypris vunnanensis Nichols		+			
★ 宜宾鲷 <i>Xenocypris fangi</i> Tchang	+				
圆吻鲷 Distoechodon tumirostris Peter	+				
黄尾鲷 Xenocyprisdavidi Bleeker		+			
野鲮亚科 Labeoninae					
★华龄 Sinilabeo rendahli (Kimura)	+				+
泉水角 Semilabeo prochilus (Sauvage et Dabry)	+	+	+	+	
黑头鱼 Garra ningi (Tchang)	+	+	1	+	
平鳍鳅科 Homalonteridae					
平储碱亚科 Homalopterinae					
◆ 毎身全沙鳅 <i>Linshaja abbreviata</i> (Ginther)					+
★由化全沙鳅 Jinshaia sinansis (Sauvage at Dabry)		+	+	+	+
利止姆 Lanturiohthys fimbriata (G inther)		I	+	+	+
年入场 Leptur chanys fund tutu (O uniter)			I	I	I
龙敏亚科 Cobitinge					
泥鳅 Miscurrus annuillicaudatus (Captor)	+				+
》例 Misguinus anguincauadus (Califor)	I				I
海姆 Lantabatia nellagrini Fang	Т.	<u>т</u>	_L_		
海豚 Leptoboliu pellegrini Falig	1			1	1
★ 広海			- -		т 1
★ 小田 蓮敏 Leptobolia ruoritabris (Dabiy)		Т	T	T	т 1
★小眼海歌 Lepiobolia microphinairna Fu et 1e	T	1		1	т 1
条傳動 Leptobolia identops (Sauvage)		Т		T	Т 1
★ 见件抄 Botta reevesae Chang		1	1		+
中华沙鳅 Sinibona supercutaris Gunther	Ť	Ŧ	Ŧ	Ŧ	+
化斑酮沙默 Parabona fasciata Dabry					Ŧ
余歟业件 Noemacnellinae					
红尾副飘 Paracobitis variegatus (Sauvage et Dabry)	+		+		
★超体副 新 Paracobitis potanini (Gunther)	+		Ŧ	Ŧ	Ŧ
贝氏尚原甄 <i>Iriplophysa bleekeri</i> (Sauvage <i>et</i> Dabry)	+				
即 形 目 Perciformes					
開科 Serranidae					
斑 <i>嘶 Siniperca scherzeri</i> Steindachner					+
Siniperca chuatsi (Basılewsky)	+				+
大眼 <i>鳓 Siniperca kenrii</i> (Garman)	+			+	
塘鳢科 Eleotridae					
黄 <i>黝 Hypseleotris swinhonis</i> (Herre)	+				
鰕虎鱼科 Gobiidae					
子陵吻虲虎鱼 Ctenogobius giurinus (Rutter)			+		+
鲇形目 Siluriformes					
鳐科 Bagridae					
黄颡鱼 Pelteobagrus fulvidraco (Richardson)		+		+	+
光泽黄颡鱼 Pelteobagrus nitidus (Sauvage et Dabry)		+	+	+	+
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli (Richardson)	+	+	+	+	+
大鳍鳠 Mystus macropterus (Bleeker)	+		+	+	+
长吻鮠 Leiocassis longirostris G ünther		+	+	+	+
粗唇鮠 Leiocassis crassilabris G ünther	+	+		+	+
叉尾鮠 Leiocassi tenuifurcatus Nichols	+			+	
凹尾拟鲿 Pseudobagrus emarginatus (Regan)		+			
切尾拟鲿 Pseudobagrus truncatus (Regan)		+	+		
细体拟鲿 Pseudobagrus pratti (Günther)	+		+		
乌苏拟鲿 Pseudobagrus ussuriensis (Dybowski)	+	+	+		
鲇科 Siluridae					
南方鲇 Silurus meridionalis Chen		+	+	+	+

年份 Years					
1994 前	1997-1999	2000	2000-2005	2011	
+	+	+	+	+	
			+		
+		+	+	+	
				+	
		+			
				+	
	+	+		+	
+		+			
		+		+	
	<u>1994</u> 前 + +	1994前 1997-1999 + + + + + + + +	年份 Year 1994前 1997-1999 2000 + + + + + + + + + + + + + + + +	年少 Years 1994前 1997-1999 2000 2000-2005 + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + + +	

长江宜宾江段主要鱼类摄食生态及鱼类食物网结构的研究

★表示长江上游特有鱼类; ★Endemic species to the upper reaches of the Yangtze River (表中部分数据参考:丁瑞华 1994; 但胜国等 1999; 刘清等 2005; 段辛斌等 2008)

2.2 主要渔获物种类

2011 年 5-7 月和 10 月在长江宜宾江段共调查 112 船次,获得鱼类共计 4119 尾, 总重 140.66kg。对渔获物组成结果分析显示(表 2-2),该江段的主要渔获物种类依 次为圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼、鲢、鲇等 9 种,占抽样渔获物总重量的 83.05%。主要特有鱼类依次为圆口铜鱼、长薄鳅、长鳍 吻鮈等,占抽样渔获物总重量的 37.65%。在抽样渔获物中圆口铜鱼的尾数比和重量 比分别是 18.44%和 22.66%,相对重要性指数(*IRI*)为 2097,为宜宾江段抽样渔获 物中的最主要渔获物对象。

表 2-2 2011 年长江宜宾江段渔获物组成

	尾数	尾数比	重量	重量比	尾均重	IRI
种类	Number	Percentage	Weight(g)	Percentage	Average body	
Species		Of		of Weight(%)	weight(g)	
	•	number(%)	•		-	
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	873	21.20	35032	24.91	40.13	2097
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	495	12.02	12647	8.99	25.55	731
鲫 Carassius auratus	578	14.03	8643	6.14	14.95	540
长薄鳅 Leptobotia elongate	130	3.16	13400	9.53	103.08	363
中华沙鳅 Sinibotia superciliaris	543	13.18	7168	5.10	13.20	343
南方鲇 Silurus meridionalis	316	7.67	9520	6.77	30.13	283
铜鱼 Coreius heterodon	71	1.72	10135	7.21	142.75	215
鲢 Hypophthalmichthys molitrix	112	2.72	15720	11.18	140.36	148
鲇 Silurus asotus	134	3.25	4523	3.22	33.75	104
长鳍吻鮈 Rhinogobio ventralis	36	0.87	4516	3.21	125.44	66
蛇鮈 Saurogobio dabryi	93	2.26	964	0.69	10.37	63
鲤 Cyprinus carpio	85	2.06	2854	2.03	33.58	47
光泽黄颡鱼 Pelteobagrus nitidus	51	1.24	1163	0.83	22.80	46
宜昌鳅鮀 Gobiobotia filifer	79	1.92	1133	0.81	14.34	41
其它种类 other species	523	12.70	13242	9.38		
合计 Sum	4119	100	140660	100		

Table 2-2 Composition of catchs in Yibin reach of the Yangtze River in 2011

2.3 鱼类体长及体重的组成

在 2011 年宜宾江段渔获物调查中,主要选取了圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长 薄鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼、鲢、鲇等 9 种宜宾江段的主要渔获物对象进行了 体长、体重的分析(表 2-3)。瓦氏黄颡鱼平均体重为 35.2±39.3g,平均体长为 139.7±37.9mm,优势体长范围为 70mm-140mm;中华沙鳅体重和体长幅度均较小, 平均体重和平均体长分别为 14.7±3.3g和 99.2±8.5mm,优势体长范围 90 mm-110mm; 南方鲇平均体重和平均体长分别为 48.19±87.3g 和 151.2±60.2mm,优势体长范围 80mm-180mm;铜鱼平均体重和平均体长分别为 251.2±163.2g和 295.9±81.8mm,优 势体长范围 150mm-220mm;鲢体重变化幅度较大,平均体重为 530.1±698.0g。主 要特有鱼类圆口铜鱼平均体重为 65.8±73.0g,平均体长为 139.7±37.9mm,长薄鳅平 均体重和平均体长分别为 87.3±175.6g 和 159.1±61.4mm。(表 2-3、图 2-2-2-10)

表 2-3 长江上游宜宾江段主要经济鱼类及特有鱼类体长的组成(2011年)

Table 2-3 Composition of body length of commercially-important species and endemic species in

种类	平均体长	优势体长组	优势体长组尾数/总尾数	平均体重
species	Average body	Advantage body	Number of advantage	Advantage body
	length (mm)	length group(mm)	body length group/ total	weight(g)
	Means ±S.D		amount (%)	Means ±S.D
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	139.7±37.9	100-150	82.7	65.8±73.0
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	107.7±35.5	70-140	97.2	35.2±39.3
鲫 Carassius auratus	75.5±26.3	40-90	94.64	20.8±18.2
长薄鳅 Leptobotia elongate	159.1±61.4	110-220	83.5	87.3±175.6
中华沙鳅 Sinibotia superciliaris	99.2±8.5	90-110	90	14.7±3.3
南方鲇 Silurus meridionalis	151.2±60.2	80-180	93.4	48.19±87.3
铜鱼 Coreius heterodon	295.9±81.8	150-220	74.6	251.2±163.2
鲢 Hypophthalmichthys molitrix	255.6±121.3	100-250	97.3	530.1±698.0
鲇 Silurus asotus	119.0±21.2	90-150	96.3	26.7±15.3

Yibin reach of the Yangtze River (2011)









n=578






对采集到的 6483 尾鱼类样品进行全长和体重关系的研究,这些鱼类隶属于 9 科 40 种,其中鲤科鱼类最多,为 22 种,资源量最丰富的种类为长薄鳅和中华沙鳅。 参照 FishBase 的统计结果,其中 29 种鱼类全长和体重的关系式是第一次被研究。 表 2-4 列出了所有种类全长和体长的关系式。40 种鱼类的 b 值范围为 2.326 (中华纹 胸鮡)至 3.815 (棒花鱼),且回归拟合度 (r²)的变化范围为 0.848 (麦穗鱼)至 0.996 (南方鲇)。参考 b 值,22 种鱼为积极生长 (b>3),其中大部分为鲤科鱼类;17 种 为消极生长 (b<3);1 种为等速生长 (b=3)。

表 2-4 2011-2013 年宜宾江段 40 种鱼的全长体重关系式

(n: 样品数量; a和b为全长体重关系式的参数; S.E.: 标准误; r²: 回归拟合度; min: 最小值; max: 最大

值; I: 等速生长; P: 积极生长; N: 消极生长;)

Table. 2-4 Length-weight relationships for the 40 fish species in the Yibin reach of Yangtze River (2011-2013)

(n: sample size, a and b: parameters of length-weight relationships, S.E.: standard error; r²: regression coefficient,

min: minimum, max, maximum, I: isometry; P: positive allometry, N: negative allometry)

种类	全长(cm) Total Length(cm)	体重(g) Weight(g)		全长作 Parar	本重关系 neters of	式的参数 the LWR		生长类型 Growth
species	Min-max	Min-max	n	\log^{a}	b	S.E.(b)	r^2	type
*白缘 <i>鲀Liobagrus marginatus</i>	9.7-13.1	7.8-16.6	14	-1.55	2.483	0.072	0.990	Ν
*斑鳜Siniperca scherzeri	5-16.3	2-55.9	24	-1.693	2.790	0.090	0.978	Ν
棒花鱼Abbottina rivularis	5.9-9.7	1.6-13	21	-2.717	3.815	0.162	0.967	Р
*彩石鰟鮍Rhodeus lighti	5.2-7	1.7-4.9	12	-2.027	3.180	0.255	0.940	Р
窒 Hemiculter leucisculus	9.6-13.9	5.6-17.1	11	-1.822	2.565	0.202	0.951	Ν
*长鳍吻鮈Rhinogobio ventralis	8.7-28.5	6.1-205.7	125	-2.255	3.164	0.037	0.988	Р
*长薄鳅Leptobotia elongata	7.7-45.5	3.7-877.2	829	-2.186	3.021	0.021	0.969	Р
*粗唇鮠Pseudobagrus crassilabris	4.8-23.4	2.6-83.8	35	-1.660	2.646	0.093	0.961	Ν
*短体副鳅Homatula potanini	6.7-11.1	2.5-12.3	44	-2.140	3.105	0.110	0.950	Р
*福建纹胸鮡Glyptothorax fokiensis	6.9-11.1	3.1-16.3	18	-2.575	3.673	0.169	0.967	Р
*光泽黄颡鱼Tachysurus nitidus	5.2-23.5	1.1-105.2	134	-2.208	3.101	0.060	0.971	Р
*红尾副鳅Homatula variegata	8.2-19.5	3.8-29.7	13	-1.952	2.662	0.118	0.979	Ν
花鱼骨 Hemibarbus maculatus	9.6-25.1	7.4-172.1	27	-2.379	3.289	0.071	0.989	Р
黄颡鱼Tachysurus fulvidraco	6.5-12.7	3-25.9	45	-2.132	3.205	0.061	0.985	Р
*青石爬鮡Euchiloglanis kishinouyei	7.4-10.4	7.4-10.3	20	-2.016	3	0.132	0.966	Ι
鲫 <i>Carassius auratus</i>	5.2-19.1	1-89	722	-1.871	3.308	0.051	0.961	Р
*宽鳍鱲Zacco platypus	8-15.5	3.9-50	36	-2.743	3.73	0.045	0.995	Р
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	4.9-35.5	1.6-701.8	139	-1.97	3.078	0.053	0.986	Р
鲢Hypophthalmichthys molitrix	41.9-51.2	809.4-2272.3	133	-1.651	2.792	0.197	0.913	Ν
*裸腹片唇鮈Platysmacheilus nudiventris	7.2-8.1	3.1-4.4	12	-2.109	3.031	0.163	0.972	Р
麦穗鱼Pseudorasbora parva	7.1-9.5	3.2-8.5	30	-2.658	3.634	0.290	0.849	Р
*南方鲇Silurus meridionalis	8.3-61.5	5-1408.4	370	-2.111	2.943	0.024	0.996	Ν
屿 <i>Silurus asotus</i>	7.7-44.9	3-657.2	167	-2.067	2.925	0.079	0.978	Ν
蛇鮈Saurogobio dabryi	6.9-18.8	1-51.5	163	-2.869	3.639	0.086	0.964	Р
*铜鱼Coreius heterodon	25.9-37	145.7-422.5	131	-1.784	2.816	0.081	0.954	Ν
*瓦氏黄颡鱼Pseudobagrus vachellii	5-32.3	1.1-245.1	647	-2.083	3.035	0.031	0.984	Р
*岩原鲤Procypris rabaudi	8.9-19.8	5-109.3	11	-2.273	3.268	0.261	0.946	Р
*宜昌鳅鮀Gobiobotia filifer	9-14.2	5.4-33	215	-2.623	3.494	0.093	0.914	Р
*异鳔鳅鮀Xenophysogobio boulengeri	8.2-14.1	5.7-27	150	-1.998	2.942	0.078	0.906	Ν
*银鲴Xenocypris argentea	8.4-23	5.3-125.2	22	-2.369	3.267	0.11	0.978	Р
银飘鱼Pseudolaubuca sinensis	12.6-18	14-39	32	-2.124	2.93	0.167	0.911	Ν
*圆口铜鱼Coreius guichenoti	11.2-34.1	13.3-419.2	1032	-2.106	3.075	0.035	0.98	Р
*圆筒吻鮈Rhinogobio cylindricus	20.9-25.6	65.7-130.7	14	-2.092	2.969	0.248	0.922	Ν
*中华金沙鳅Jinshaia sinensis	6.3-16.4	2-25	28	-1.865	2.665	0.067	0.984	Ν
*中华鰟鮍Rhodeus sinensis	5-6.7	1.4-4.3	21	-2.173	2.346	0.207	0.932	Ν
*中华沙鳅Sinibotia superciliaris	7.9-16.4	4-43.1	908	-1.623	2.586	0.037	0.931	Ν
*中华纹胸鮡Glyptothorax sinensis	6.2-9.2	3-7	26	-1.405	2.326	0.12	0.94	Ν
*子陵吻虾虎鱼Ctenogobius giurinus	6.1-9.4	2.3-8.5	22	-2.085	3.136	0.128	0.968	Р
*紫薄鳅Leptobotia taeniops	11.5-18.2	12.7-48	50	-1.797	2.757	0.075	0.966	Ν
*吻鮈Rhinogobio typus	7.2-28	2-159.3	89	-2.28	3.083	0.037	0.988	Р

*第一次对全长体重关系研究的鱼类 The length-weight relationships of species is reported for the first time

2.4 主要渔具渔法的捕捞强度

2011 年在长江宜宾江段共调查 112 船次,不同网具的日均单船产量不同,产量 最高的为小钩,其值为 2.24kg (船 d)⁻¹;其次为定置网和流刺网,单船产量分别为 1.75kg (船 d)⁻¹和 1.39kg (船 d)⁻¹;日均单船产量最低的为地笼,其值为 0.66kg (船 d)⁻¹ (表 2-5)。

表 2-5 长江宜宾江段主要渔具的单位捕捞努力量渔获量(2011年)

渔具	渔获物总量(kg)	船次(次)	单船产量(kg (船 d)-1)
Gears	Weight of catches	Boats	Catch per unit fishing effort
流刺网 Drift net	104.06	75	1.39
定置刺网 Set gill net	3.50	2	1.75
地笼 Cage	11.92	18	0.66
小钩 Crochet	11.21	5	2.24
拖网 Bottom trawling	9.67	12	0.83
合计 Sum	140.66	112	

Table 2-5 Catch per unit effort (CPUE) in Yibin reach of the Yangtze River in 2011

3 讨论

3.1 鱼类组成现状及特有鱼类分布特点

2011 年共调查鱼类 62 种,与但胜国等在 1997-1999 年、刘清等在 1997-2000 年春季、段辛斌等在 2000-2005 春季等历史调查结果进行对比,鱼类种数有所增加, 可能由于本次调查的时间和江段较长,获取的样本量较大的原因,并不能由此反映 宜宾江段的鱼类资源较以前丰富。参考相关历史文献把本次调查的鱼类按照生态类 型如栖息水层、繁殖特性、栖息流速、食性等进行分类并分析(丁瑞华 1994;湖北 省水生生物研究所鱼类研究室 1976;危起伟等 2012)。在栖息水层分类中底层鱼类 最多,41 种,占到总数量的 82.26%;繁殖特性分类中产粘性性卵的鱼类最多,42 种,占 67.74%;栖息流速分类中缓流型鱼类最多,33 种,占 51.61%;食性分类中 杂食性鱼类最多,38 种,占 62.90%(表 2-6)。

表 2-6 宜宾江段鱼类的生态类型

生态类型 Ecological types		种类数 Number of species	百分比(%) Percentages
	中上层鱼类 Pelagic fishes	21	17.74%
栖息小层 Perched Water	底层鱼类 Bottom fish	41	82.26%
繁殖特性 Reproductive	漂流性卵 Drift sex egg	20	32.26%
characteristics	沉粘性卵 Sink viscous egg	42	67.74%
	激流型鱼类 Riptide type fish	17	30.65%
栖息流速 Habitat velocity	缓流型鱼类 Subcritical flow type fish	33	51.61%
	静水型鱼类 Static water type fish	3	4.84%
	缓流、静水混合型鱼类 Subcritical flow static water mixed fish	9	14.52%
	肉食性鱼类 Carnivorous fish	22	33.87%
食性 Diet	草食性鱼类 Herbivorous fishes	2	3.23%
	杂食性鱼类 Omnivorous fish	38	62.90%

Table 2-6 Ecological types of fishes in Yibin reach of the Yangtze River

与刘清、但胜国、段辛斌等在1997-2005年调查的渔获物生态类型进行对比(图 2-11),结果显示杂食性鱼类、底层鱼类均呈现上升的趋势,激流型鱼类、产漂流性 卵鱼类均呈现下降的趋势。如底层鳅科鱼类在渔获物中的重量比例增加,长薄鳅由 1.16%上升到 9.53%, 中华沙鳅由 2.25%上升到 5.1%。原因可能有两个方面, 一方面 可能由于凶猛捕食者的资源衰退,导致底层鱼类的天敌减少;另一方面处于中上层 的鱼类多为肉食性大型鱼类如鲌亚科,随着长江上游生态环境的改变使处于营养级 顶端的鱼类种群受到较为严重的影响,其种类下降,间接也使底层鱼类种类比例相 对上升。从食性角度分析,杂食性鱼类食性多样化,摄食生态位宽度较大,其对生 态环境的适应能力较强,生态环境的改变对其食性影响较小,使其呈现相对上升的 趋势,而底层鱼类大部分为杂食性鱼类,如鮈亚科、鳅科等;而肉食性、草食性鱼 类食谱较为单一,其食性随着生态环境的改变而易发生改变,种群结构易遭受破坏, 导致部分种类在宜宾江段消失,一定程度上使肉食性、草食性鱼类的种类数量比例 呈现下降。向家坝的建设使得坝上和坝下的生态环境发生了一定的改变,截断了产 漂流性卵的鱼类的鱼苗顺水繁育通道,由此预测在向家坝蓄水后,产漂流性卵的鱼 类及激流型鱼类在宜宾江段会继续下降,如圆口铜鱼,其产卵场分布在金沙江的屏 山至朵美江段(长江水系渔业资源调查协作组 1990),其顺江而下进行发育的鱼苗 必然会受到向家坝蓄水的影响。



Fig. 2-11 Comparison of 1998-1999 with 2011 about ecological type of catchs in Yibin reach

3.2 优势种规格及捕捞量的变化



图 2-12 宜宾江段 1998-1999、2011 年流刺网渔获物中部分优势种平均体重对比 注:1998-1999 年数据来自但胜国等(1999)

Fig. 2-12 Comparison of 1998-1999 with 2011 about middle weight of dominant species of catches of drift net in Yibin reach

部分流刺网主要渔获物对象的捕捞规格在本次调查中呈现小型化的趋势,例如 圆口铜鱼、铜鱼、吻鮈等平均体重与 1998-1999 年流刺网调查的结果相比,分别减 少了 19.2g、8.7g、和 32g。鲤和南方鲇的平均体重下降更为显著,分别下降了 96.9% 和 95.5%(图 2-12),较大规格的鲤和南方鲇在本次调查中很难见到。该江段流刺网 的平均单船产量(1.39kg/船 d)低于 2000-2005 年流刺网的平均单船产量(2.245kg/ 船 d),下降达到 38%。长江宜宾江段主要渔获物对象的规格变小及单船产量下降与 长江干流渔业资源整体下降的趋势(刘绍平等 2005;吴金明等 2010)相吻合,表明 宜宾江段渔业资源呈现出衰退的趋势。

4 小结

2011年宜宾江段共调查鱼类 62 种,在栖息水层分类中底层鱼类最多,占到
总数量的 82.26%;繁殖特性分类中产粘性性卵的鱼类最多占 67.74%;栖息流速分
类中缓流型鱼类最多占 51.61%;食性分类中杂食性鱼类最多占 62.90%。

2. 与历史资料相比,肉食性鱼类、草食性鱼类、激流型鱼类和产漂流性卵鱼类均呈现下降的趋势。且向家坝蓄水,截断了产漂流性卵的鱼类的鱼苗顺水繁育通道,如圆口铜鱼,因此推测,向家坝蓄水成功后,宜宾江段圆口铜鱼的数量将会有显著的下降。

3. 在宜宾江段鱼类规格小型化较为严重,数量下降较为明显,因此同历史 资料进行对比,宜宾江段的渔业资源出现衰退的趋势。

第三章 宜宾江段长薄鳅的摄食生态

长薄鳅(Leptobotia elongata)隶属于鲤形目(Cypriniformes)、鳅科(Cobitidae)、 沙鳅亚科(Botiinoe)、薄鳅属(Leptobotia),俗名花鳅、薄鳅、花斑鳅、花鱼、火 军(丁瑞华1994;湖北省水生生物研究所鱼类研究室1976;乐佩琪和陈宜瑜1998)。 为底层河流性鱼类,喜栖息于激流水环境,是最大的鳅科鱼类,最大个体达到3kg。 是长江上游特有鱼类,主要分布于金沙江下游、长江上游及其支流(危起伟2012; 孙大东等2010),具有较大的经济价值和极高的观赏价值,在新加波举行的第三届 世界观赏鱼大会上获得金奖。国家濒危物种科学委员会和国家环保局于1998年把其 列入中国濒危动物红皮书,易危级别(指野生种群明显下降,如不采取有效保护措 施,势必成为"濒危"物种)(乐佩琪和陈宜瑜1998),同时也是地方保护性鱼类。近 年来由于整个生态环境的恶化、水利水电工程建设、过度捕捞等多种因素导致长薄 鳅的产卵场和其食物饵料的组成受到破坏,致使其资源量下降较为严重,2000年之 前每年产量可达到10t 左右,然而近几年来每年产量不超过2t-3t(段新斌等2008)。

摄食是动物的基本生命特征之一(殷名称 1995),摄食生态的研究能够为阐述 生态系统及其功能提供基础(窦硕增 1996)。鱼类摄食生态学也是鱼类生态学的重 要内容之一(杨瑞斌和谢从新 2000),鱼类摄食生态的研究能够判断鱼类生长的好 坏,了解鱼类洄游分布、行动规律、种间关系以及数量变动(陈大刚 1997)。在海 洋方面,国外学者认为确定某鱼种在海洋生态系统中的功能和地位,要重点对该鱼 种的摄食生态进行研究(Wootton 1990; Amundsen et al 1996; Duarte and Garcia 1999),鉴于海洋方面的研究在淡水方面为确定某鱼种在淡水生态系统的功能和地 位,也要重点对该鱼种的摄食生态进行详细的研究。国内学者对于长薄鳅摄食生态 的研究较少且年代较早,仅库幺梅在 1999 对长江宜昌江段长薄鳅的食物组成和食物 组成随体长的变化进行了专门报道,其采用了传统胃含物分析法中的出现频率法; 还有一些学者对于长薄鳅的食性有所涉及,如粱银栓等在 2000 年利用传统胃含物分 析法对楚雄、宜宾等江段长薄鳅的食物组成进行了研究(粱银栓等 2000)。由于金 沙江下游、长江上游水利水电工程的建设,生态环境发生了变化,生态系统中一些 饵料生物的组成随之也发生了较大的改变(刘建康和曹文宣 1992),长薄鳅的食物 组成也可能随之发生一定的变化,有必要对其进行进一步研究。

近年来,稳定同位素技术广泛应用于评估淡水生态系统中物种间的营养关系,

包括鱼类个体的摄食生态、营养级及水域食物网结构,如:郭旭鹏等(2007); 宁家 佳等(2012);杨国欢等(2012); Fry(1988); reenwood 等(2001); Post(2002); Gidoa 等(2006); Pasquaud 等(2007); Steven 等(2009); Blanco-Parra 等(2012)。 应用于研究鱼类的摄食生态常见的稳定同位素是碳、氮稳定同位素,一般碳稳定同 位素(δ¹³C)主要用于反映鱼类的食物来源,氮稳定同位素(δ¹⁵N)主要用于反映 鱼类营养级的位置(Gu et al 1996; Vander Zanden et al 1997; Pinnegar and Polunin 2000; Márcio et al 2007; Joel et al 2012)。由于不同食物饵料的稳定性同位素组成不 同,因此,如果同种鱼类不同个体的食物来源不同,那么同种鱼类不同个体的稳定 性同位素组成也就不同(徐军 2005)。

传统胃含物分析法能够直观的反应消费者的瞬时摄食情况,但传统法本身工作 量较大,且鱼类普遍存在偶食的现象(Beaudoin et al 1999);另外易被消化的食物很 难鉴定容易被忽视,因此传统法不能全面和准确的反映鱼类的食物组成、食物的重 要性以及生态系统中物种间的相互关系(Hobson et al 1994; Deb 1997),为消除该 方法本身所带来的误差只能通过消化吸收校正(Hamano et al 1996; Kling et al 1992; Yoshioka et al 1994),这就会使研究复杂化,工作量加大。与传统法相比,利用碳、 氮稳定同位素技术可以反映鱼类长期消化吸收的食物,并且要求的样本量较少,减 小了工作量(Beaudoin et al 1999)。当然引起鱼类种内碳、氮稳定同位素组成差异 的因素有很多,主要因素有鱼类个体的形态、行为差异、生存环境的变化及食物来 源的不同(Stoner and Zimmerman 1988; Polis and Strong 1996)。因此本章通过传统 胃含物分析法和碳、氮稳定同位素技术相结合对长薄鳅的摄食生态进行研究。

本章主要利用传统胃含物分析法和碳、氮稳定同位素技术研究了长薄鳅的食物 组成、摄食强度及食物组成和摄食强度随体长和昼夜的变化情况。研究的目的有三 个方面,一方面为深入了解长薄鳅的生物学特性提供基础资料;另一方面为进一步 研究长江宜宾江段的食物网结构及动态变化提供基础数据;最后为长薄鳅的人工养 殖、增殖放流提供资料参考。

1 材料与方法

1.1 胃含物样品收集及处理

2012 年 4 月 30 日-5 月 10 日在长江宜宾江段进行野外采样 (图 3-1)。长薄鳅昼 夜采样时间为 5 月 1 日-5 月 2 日,方法参考 Bromley 等 (1997)的报道,为避免食

物的消化,聘用两条渔船进行采样,每3小时采样一次,每次2网,每网捕捞时间 为20min-30min,采样时间点为06:30、09:30、12:30、15:30、18:30、21:30、00:30、 03:30。其余长薄鳅的样品通过流动和定点有偿收购,流动有偿收购即租赁单独渔船, 每隔3小时对其它渔船捕获的长薄鳅进行流动收集;定点有偿收购即渔民把捕获到 的长薄鳅每隔3小时送到就近的收购点。所有长薄鳅个体被捕获或收购后立即测量 其全长、体长、体重等基础生物学指标,全长、体长精确到1mm,体重精确到0.1g。 对捕获或收购的长薄鳅个体肉眼观察其充塞度后立即进行解剖,胃肠两端用较细的 尼龙线系上,防止食物溢出,然后把其放入装有10%福尔马林溶液的50ml平底离心 管中,贴上注有编码的标签,编码通常为年份+日期+编号。用封口膜对离心管进行 封口,防止在运回实验室的过程中福尔马林溶液的溢出。固定的胃肠含物带回实验 室进行进一步的食物鉴定。共采集长薄鳅样品413个,体长范围为66 mm-395mm, 空胃率为29.1%。



图 3-1 长江宜宾江段采样图

A 宜宾江段位置图, 阴影部分代表采样江段; B 长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区在长

江干流江段的位置图

Fig. 3-1 Sampling area in Yibin reach of Yangtze River

A, The Yibin reach of Yangtze River, the shaded area denotes the approximate location where the samples were collected. B, National Nature Reserve for rare and endemic fish

1.2 稳定性同位素样品收集及处理

用于稳定同位素分析的长薄鳅、小鱼和虾类样品收集于 2012 年 4 月 30 日-5 月 10 日(春季),其余潜在饵料生物的采样时间为 4 月 23 日-25 日,采样地点为宜宾 江段,如图 3-1。调查共采集到 68 个长薄鳅样品,体长范围为 74mm-345mm。国外

学者已经证明,在分析鱼类食物组成时背部肌肉的 δ^{13} C 较为稳定(Fry 1977; Malseed 2004; Carabel et al 2006)。因此,用于胃含物分析的长薄鳅个体测量其基础生物学 指标和取出胃肠后,立即取其背部白肌肉(去除皮肤,且带血的肌肉被剔除),保存 于 5ml 的离心管中, 贴上具有编码的标签, 放入烘干箱中。参考历史文献(丁瑞华 1994; 库幺梅 1999), 把长薄鳅可能摄食的食物分为小鱼(沙鳅亚科、鮈亚科、虾 虎鱼科、平鳍鳅科、鲇科:体长范围为 47-125mm)、甲壳类(端足类头部到尾部的 长度为 31-46mm, 虾类)、钩虾类、软体动物 (蚌类)、颗粒有机物 (POM: 浮游生 物、水生固着藻类,有机碎屑、土壤有机物)、水生昆虫幼虫(蜻蜓目、蜉蝣目、毛 翅目、摇蚊科)、底栖无脊椎动物(寡毛类和水蛭类)、有机碎屑等8个大类。小鱼、 虾类在捕获后,进行现场处理,小鱼去头去尾(郭旭鹏等 2007);虾类去掉外壳, 采用虾球 (Bunn et al 1995), 把小鱼和虾类剩余的部分用酒精擦洗过的剪刀剪碎后 保存在 5ml 的离心管中,贴上相应的标签,放入烘干箱中。POM 的采样及处理方法: 在渔船上手执25#浮游生物网(网孔:64um)在表层0.5m处做"∞"形缓慢拖动5-10min (孟伟等 2011),待到网中的水滤去后,打开阀门,将悬浮物倒入 50ml 的白色塑料 采样瓶中,贴上标签,带回官宾临时实验室,在临时实验室将 POM 真空抽滤到经 过预热(500℃,马弗炉中加热)的玻璃纤维滤膜(Whatman GF/C)上,滤膜用锡 箔纸包裹,贴上标签放入烘干箱中,POM 分别采取三个点,水层深度均为 0.5m, 尽量保持在同一断面上,分别为长江南岸(N: 28°47.295', E: 104°57.033')、中间 (N: 28°47.309', E: 104°57.502')、北岸(N: 28°47.451', E: 104°56.699'), 每个 站点采取 8 个样品,其中 5 个用于稳定同位素的分析,3 个用于 POM 种类的鉴定。 水生昆虫幼虫利用手抄网在浅水区获取得,底栖无脊椎动物利用彼得森采泥器获取, 水生昆虫幼虫和底栖无脊椎动物带回临时实验室后,分别放到盛有蒸馏水的培养皿 中 24 小时,排出肠含物,然后分别保存到贴有标签的离心管中,放入烘干箱。软体 动物用手采集,带回临时实验室后,放在蒸馏水中 24h 排除肠含物,去掉外壳,保 存于离心管中,放入烘干箱。对于同种单个个体的量达不到同位素样品分析的量时, 可以把数个样品合在一起作为一个同位素样品(Karl et al 2002),因此可以把数个同 类的水生昆虫幼虫、底栖无脊椎动物和软体动物各自合为一个样品。有机碎屑(主 要为腐烂的植物碎屑)用彼得森采泥器在缓流区采集,用金属筛(孔径 1.5mm)去 掉较细的泥沙,然后手工挑拣出螺贝壳、碎石、较大的沙粒、底栖动物等,剩余的 装入贴有标签的离心管中,放入烘干箱。所有的样品在烘干箱中,60℃下加热 48h

至恒重,然后用研钵研磨成均匀粉末,放入盛有硅胶的干燥器中保存,待同位素的 测定。

1.3 胃含物分析

把野外收集的长薄鳅胃肠样品带回实验室后进行解剖,取出胃含物,用滤纸吸 取多余的水分,放在万分之一的电子天平上称取食物团的实际重量。然后用双筒解 剖镜或者显微镜鉴定食物团中的食物组成,并记录不同食物的个数。食物种类的鉴 定参照丁瑞华(1994)、梁象秋等(1996)、陈宜瑜等(1998)、乐佩琪等(2000)、 周凤霞和陈剑虹(2011)的方法进行,因消化而不完整的饵料生物依据其某些形态 特征进行鉴定,尽量鉴定到最低分类阶元。鉴定后的食物,用精度为 0.0001g 的电 子天平分别称其重量。对于浮游生物的重量参照赵文给出的浮游生物平均湿重表(赵 文 2005)进行换算。在胃含物分析中,具有反刍现象的鱼类样品被排除。

1.4 同位素分析

所有样品的碳、氮稳定同位素比率测定均在中国林业科学研究院稳定同位素比 率质谱实验室测定。分析所有仪器为 Flash EA1112 HT 元素分析仪与 DELTA V Advantage 同位素比率质谱连用仪。δ¹³C和δ¹⁵N的标准分别为 PDB(Pee Dee Belnite) 和 N₂。碳、氮稳定同位素的比率表示为:

R=[(X _{样品}/X _{标准})-1]×1000(‰)

式中, R 代表 δ^{13} C 或 δ^{15} N, X 代表 13 C/ 12 C 或 15 N/ 14 N。 δ^{13} C 样品分析精度约为 ±0.1‰; δ^{15} N 样品分析精度约为±0.2‰。 δ^{13} C 主要用于消费者食物来源的分析,与 食物进行比较,发现消费者的 δ^{13} C 富集度约为 1‰ (0.8±1.1‰),一般可以忽略不计

(Deniro and Epstein 1978), δ^{15} N 的富集度约为 3.4‰ (Minagawa and Wada 1984)。

1.5 胃含物数据处理

选择出现频率(F)和重量百分比(W)作为评价饵料重要性的指标(Hyslop 1980)。 计算公式如下:

出现频率(F)=某种饵料生物出现的次数/有食物的胃的个数×100

重量百分比(W)=某种饵料生物的重量/所有饵料生物的总重量×100

Cort és (1997)指出,单一选择饱满指数反映鱼类摄食强度的变化况是不够准确的。因此本文采用空胃率和饱满指数两个指标进行研究长薄鳅摄食强度的变化情况。 计算公式如下: 空胃率=空胃数/总胃数×100

饱满指数=[食物团实际重量/鱼体体长]×100

这里选择食物团实际重量和鱼体体长计算饱满指数,因为两者之间有较好的相关性(De et al 1982;薛莹 2005)。

研究长薄鳅的食物组成随体长的变化时,按照所收集的样品个体的大小以20mm 为间隔,将其划分为 8 个体长组,分别为 70mm-89mm,90mm-109mm,110mm-129mm,130mm-149mm,150mm-169mm,170mm-189mm,190mm-209mm和210mm-229mm。对长薄鳅摄食强度随昼夜的变化研究采取以 3 小时为间隔,一昼夜分为 8 个时间段,分别求其饱满指数和空胃率。排除不能鉴定的食物,减少误差(Schafer et al 2002)。

本章利用 PRIMER v5 进行聚类分析,以研究各个体长组长薄鳅食物组成的相似 性,且指数是 Bray-Curtis 相似性系数(Clarke and Warwick 2001)。仍然应用 Kruskal-Wallis 非参数秩次检验和 χ²独立检验去检验均饱满指数 (*I_F*)和长薄鳅空胃 率随体长和昼夜的变化(Zar 1984)。为避免结果产生偏差,本章将食物种类合并为 饵料类群进行检验。Williams 等(2001)认为只有当摄食强度和食物组成符合非正 态分布时采用非参数检验,而鱼类的摄食强度和食物组成多数是符合非正态分布的。 所有统计检验应用 spss 16.0 软件执行。

1.6 同位素数据处理

应用 Bonferroni *post hoc* 检验去评估不同体长组长薄鳅的稳定性同位素值之间 的差异。且利用 IsoSource 软件求取潜在饵料食物对长薄鳅的贡献率。显著性水平为 0.05, 当 *P* 值小于<0.05 时,差异较显著,否则差异不显著。用 Pearsons 相关系数确 定 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的相关性。所用统计分析应用 spss 16.0 软件执行。

2 结果与分析

2.1 食物组成

传统胃含物分析法的结果显示长薄鳅主要以小个体鱼类、甲壳类(虾类和钩虾 类)、底栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫等4种食物类群为主;稳定性同位素技术分析 结果显示,颗粒有机物(POM)、虾类和鱼类可能是长薄鳅较为重要的食物,两种 分析方法显示的结果是局部相似的。

2.1.1 胃含物分析结果

传统胃含物分析法结果显示 2012 年春季长江宜宾江段长薄鳅主要摄食鱼类、甲 壳类(虾类和钩虾类)、底栖无脊椎动物、水生昆虫幼虫等4种食物类群,较少摄食 软体动物、浮游生物和有机碎屑等3种食物类群(表 3-1)。

按照重量百分比,鱼类是最重要的食物类群,其重量百分比为44.54%,其次是 甲壳类(38.31%),然后依次是底栖无脊椎动物(8.52%)和水生昆虫幼虫(7.98%), 另外三种食物类群的重量百分比均没有超过1%。在鱼类中,沙鳅亚科是最重要的, 其重量百分比为30.90%,其次为鮈亚科(5.85%),其余各亚科鱼类均不超过5%。 甲壳类中,最重要的是虾类,其重量百分比为35.36%,其次为钩虾类(2.95%)(表 3-1)。

按照出现频率,最重要的食物类群是浮游生物,其出现频率达到100%,可能由 于其个体较小的原因,因此其重量百分比仅为0.071%。然后依次为水生昆虫幼虫 (67.33%)、甲壳类(45.68%)、鱼类(36.65%)和底栖无脊椎动物(30.69%),软 体动物和植物碎屑均没有超过10%。在浮游生物中,浮游植物的出现频率最高 (100%),而其重量百分比(0.03%)却最低,可能是由于浮游植物的个体普遍小于 浮游动物的个体。在水生昆虫幼虫中,浮游目出现频率最高,其出现频率为58.42%。 甲壳类中出现频率最高的是虾类(32.97%);鱼类中出现最高的是沙鳅亚科 (17.82%),其次是鮈亚科(8.91%)。虾类、沙鳅亚科和鮈亚科等食物类群的出现 频率与它们的重量百分比相对应,均较高。对于底栖无脊椎动物中水蛭类的出现频 率最高,出现频率为27.72%(表3-1)。

表 3-1 长薄鳅的食物组成(2012 年春季)

饵料种类	出现频率	重量百分比
Prey items	F%	W%
鱼类 Fish	36.65	44.54
鮈亚科 Gobioninae	8.91	5.85
沙鳅亚科 Botiinae	17.82	30.90
平鳍鳅亚科 Homalopterinae	0.99	0.35
鲇科 Siluridae	0.99	1.08
鰕虎鱼科 Gobiidae	1.98	1.93
不可鉴定的鱼类 Unidentified fish	17.82	4.42
甲壳类 Crustaceans	45.68	38.31
钩虾类 Gammaridae	23.76	2.95
虾类 Shrimp	32.97	35.36
软体动物 Mollusca	5.94	0.60
蚌类 Bivalves	5.94	0.60
底栖无脊椎动物 Benthic invertebrates	30.69	8.52
水蛭类 Hirudinea	27.72	7.76
寡毛类 Oligochaeta	2.97	0.75
多毛类 Polychaeta	0.99	0.02
水生昆虫幼虫 Aquatic insects larvae	67.33	7.98
蜻蜓目 Odonata	7.92	3.70
浮游目 Ephemeroptera	58.42	1.85
毛翅目 Trichoptera	6.93	2.13
摇蚊科 Chironomidae	9.90	0.02
鱼蛉科 Corydalidae	1.98	0.0003
不可鉴定水生昆虫幼虫 Unidentified aquatic insects	5.94	0.28
浮游生物 Pelagic organism	100.00	0.071
浮游动物 Zooplankton	66.67	0.041
原生动物 Protozoa	33.33	0.002
轮虫Rotifer	25.40	0.002
枝角类 Cladocera	14.29	0.004
桡足类 Copepoda	33.33	0.033
浮游植物 Phytoplankton	100.00	0.03
硅藻门 Bacillariophyta	95.24	0.006
裸藻门 Euglenophyta	44.44	0.018
绿藻门 Chlorophyta	92.06	0.0008
甲藻门 Pyrrophyta	15.87	0.0004
蓝藻门 Cyanophyta	38.10	0.0002
隐藻门 Cryptophyta	26.98	0.0002
植物碎屑 Phytodetritus	6.93	0.034

Table 3-1 Diet composition of Leptobotia elongata indicated

2.1.2 稳定性同位素分析的结果

对于碳、氮稳定性同位素组成分析本研究共收集 68 个长薄鳅样品,体长范围为 74mm-345mm,体重变化范围为 7.6g-484.3g,体长和体重呈现指数关系 (W=0.000016L^{2.96}, n=68, R²=0.99,图 3-2)。其δ¹³C 变化范围为-22.47‰--20.08‰, 平均值为-21.01±0.59‰。δ¹⁵N 的变化范围为 7.81‰-10.90‰,平均值为 9.80±0.75‰。 对长薄鳅的稳定碳氮同位素值进行纠正后,所有长薄鳅个体的值均落在由 8 个食物 类群组成的不规则多边形的内部,说明本文采到了长薄鳅所有的主要饵料生物(图 3-3)。鱼类和虾类的 δ¹³C 较接近长薄鳅的碳稳定同位素值,分别为-21.08±0.68‰和 -20.57 ± 0.02 ‰,其次为 POM (-21.73 ± 0.39 ‰),其余潜在的食物类群的 δ^{13} C 与长薄 鳅的 δ^{13} C 相差均超过 1‰。鱼类、虾类和软体动物的 δ^{15} N 接近长薄鳅的 δ^{15} N, POM 的 $\delta^{15}N$ 远低于长薄鳅的 $\delta^{15}N$ 。有机碎屑的 $\delta^{13}C$ 和 $\delta^{15}N$ 与长薄鳅的 $\delta^{13}C$ 和 $\delta^{15}N$ 差 值均为最大(表 3-2)。

对 POM 中浮游生物定性鉴定结果显示,主要有藻类(硅藻门、裸藻门、绿藻 门、隐藻门、蓝藻门、甲藻门等浮游藻类)、浮游动物(原生动物、轮虫、枝角类、 绕类等浮游动物)。通过 IsoSource 软件可以得出长薄鳅潜在食物类群的相对贡献率 (表 3-3)。POM 对长薄鳅食物来源的贡献率最大, 其相对贡献率的平均值为 49.1±3.7%, 其次为虾类(21.4±10.9%)和鱼类(14.3±10.7%), 由相对贡献率的平均 值分析结果显示,长薄鳅最主要的三种可能食物类群依次是 POM、虾类和鱼类,其 余食物类群的相对贡献率平均值均没有超过 5%,因此可以作为次级食物类群。但食 物来源的相对贡献率不是一个确定的数值,因此不同食物类群的相对贡献率都存在 一个变化范围,从变化范围的角度看, POM 的贡献依然最大,其次为虾类和鱼类, 它们贡献率的变化范围依次为34%-58%、0-52%和0-46%。因为有机碎屑相对贡献 率较少,在这里暂时不计。

Table 3-2 Values of δ^{12}	⁶ C and δ^{15} N of pote	ential prey iten	ns and Lept	obotia elon	gata		
		δ ¹³ C(‰)		δ ¹⁵ N(‰)			
Items	Number	Mean	S.D.	Mean	S.D.		
长薄鳅 Leptobotia elongata	68	-21.01	0.59	9.80	0.75		
虾类 Shrimp	3	-20.57	0.02	8.98	0.03		
颗粒有机物 POM	15	-21.73	0.39	4.48	0.58		
鱼类 Fish	21	-21.08	0.65	9.08	0.52		

-23.71

-23.56

-24.29

-25.26

-27.28

0.64

0.08

0.26

0.36

0.64

7.33

9.14

6.80

6.12

0.75

0.58

0.07

0.42

0.12

0.58

16

3

9

4

5

底栖无脊椎动物 Benthic invertebrates

水生昆虫幼虫 Aquatic insect larvae

软体动物 Mollusca

钩虾类 Gammarus

有机碎屑 Organic detritus

表 3-2 2012 年春季长薄鳅及潜在饵料食物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 值



图 3-2 长薄鳅体长与体重的关系

Fig. 3-2 Length-weight relationship of Leptobotia elongata

表 3-3	长薄鳅的潜在食物类群的相对贡献率
135	

Table 3-3	The ratio	of contr	ibution	of the i	potential	food i	tems in	Leptobotic	a elongata
14010 5 5	Inc funo	or comu	noution	or the	Jotomina	1000 1	terms m	Lepioooni	i cionguiu

食物种类	贡献率 The ratio of contribution						
Food items	平均值(%) mean	标准差 S.D.	最小值(%) min	最大值(%) max			
虾类 Shrimp	21.4	10.9	0	52			
颗粒有机物 POM	49.1	3.7	34	58			
鱼类 Fish	14.3	10.7	0	46			
底栖无脊椎动物 Benthic invertebrates	3.9	4	0	22			
软体动物 Mollusca	3.4	3.6	0	20			
水生昆虫幼虫 Aquatic insect larvae	3.3	3.4	0	18			
钩虾类 Gammarus	2.5	2.7	0	16			
有机碎屑 Organic detritus	2.1	2.4	0	12			



图 3-3 2012 年春季长薄鳅和其主要潜在饵料生物的稳定 δ¹³C 和 δ¹⁵N 值(黑色实圈代表潜在饵料生物的值;黑色空圈代表长薄鳅个体纠正后的同位素值)

Fig. 3-3 Stable isotope ratios (δ^{13} C and δ^{15} N) of the dominant potential food items (solid circles, mean \pm SD) and *Leptobotia elongata* (open circles, δ^{13} C and δ^{15} N values of individuals) from the Yibin reach in spring 2012.

2.2 摄食强度和食物组成的体长变化

2.2.1 传统胃含物分析法分析结果

用于传统胃含物分析的长薄鳅个体被分为 8 个体长组(70mm-89mm, 90mm-109mm,110mm-129mm,130mm-149mm,150mm-169mm,170mm-189mm, 190mm-209mm和210mm-229mm)。由于在春季宜宾江段较大的个体被捕捞到的数 量较少,不能够进行传统胃含物分析,因此最大的个体体长不超过229mm。

在不同体长组的长薄鳅之间,平均饱满指数(Kruskal-Wallis test, d.f.=6, *p*<0.01) 和空胃率(χ^2 -test, d.f.=6, *p*<0.001)呈显著性差异(图 3-4),有显著的体长变化。 长薄鳅的空胃率随着体长的增加而呈现增加的趋势。当体长小于 110mm 时两个体长 组(70mm-89mm,90mm-109mm)长薄鳅的空胃率均没有超过 20%,且 70mm-89mm 体长组长薄鳅的空胃率(7.14%)最低。不同体长组的长薄鳅中,空胃率最大的体长 组为 210mm-229mm,其值为 44.12%。平均饱满指数的变化趋势存在一定的规律性, 体长从 70mm 到 169mm,平均饱满指数呈现增加的趋势,在 150mm-169mm 体长组 饱满指数呈现的下降趋势。长薄鳅在 70mm-89mm 体长组时其平均饱满指数最低, 从 90mm-109mm 体长组到 110mm-129mm 体长组长薄鳅平均饱满指数增加趋势极 为显著,而从 190mm-209mm 体长组到>209mm 体长组时,长薄鳅平均饱满指数下 降较为明显,因此按照体长组长薄鳅平均饱满指数可以分为 3 组,一组为体长 <110mm,平均饱满指数相对最低;第二组为体长 110-209mm,平均饱满指数相对 最高;体长>209mm 为第三组,平均饱满指数介于第一组和第二组的平均饱满指数 之间。





210-229mm 体长组的样品个数依次为 28,65,106,69,44,35,32 和 34)

Fig. 3-4 Mean ±S.E. of stomach fullness index and percentage of empty stomachs for each size class(the number of sample in different size class were 28,65,106,69,44,35,32 and 34, respectively)

由于软体动物、浮游生物和有机碎屑的重量百分比较低,所以合为一组,因此 所有的食物种类被分成鱼类、虾类、钩虾类、底栖无脊椎动物、水生昆虫幼虫及其 它食物类群(软体动物、浮游生物和有机碎屑)。按照食物类群的重量百分比(W%), 长薄鳅的食物组成随着体长组的不同而呈现显著的差异(图 3-5)。当长薄鳅体长小 于 110mm(把 70mm-89mm 和 90mm-109mm 合为一组计算)时,水生昆虫幼虫和 底栖无脊椎动物为其主要的食物类群,其重量百分比分别为 40.78%和 39.87%。当 长薄鳅体长>109mm 时,虾类和鱼类在长薄鳅的食物组成中占着主导地位;当其体 长为 110mm-209mm 时,不同体长组中鱼类占据长薄鳅食物组成的重量百分比均大 于虾类,此时鱼类是其最主要的食物类群;当其体长大于 210mm 时,虾类超过鱼类 成为长薄鳅最重要的食物类群,其重量百分比分别为 49.16%和 38.80%。底栖无脊 椎动物的重量百分比随着长薄鳅体长的增加而呈现下降的趋势,而水生昆虫幼虫随 着长薄鳅体长组的不同其重量百分比也不同。在长薄鳅的体长为 70mm-89mm 时, 底栖无脊椎动物是其最重要的食物类群,其重量百分比为 60.75%,其次为水生昆虫 幼虫,其重量百分比为 31.81%;在长薄鳅体长为 90mm-109mm 时,水生昆虫幼虫 是其最重要的食物类群,其重量百分比为 46.20%,其次为底栖无脊椎动物(27.28%); 在长薄鳅体长为 110mm-129mm 和 130mm-149mm 时,底栖无脊椎动物的重量百分 比分别为 10.45%和 8.51%,水生昆虫幼虫在两组的重量百分比均为 8%左右;其余 各体长组长薄鳅的底栖无脊椎动物重量百分比均不超过 5%,长薄鳅在 210mm-229mm 体长组时底栖无脊椎动物的重量百分比达到最低为 2.1%。钩虾类在 长薄鳅体长组为 90mm-109mm 时其重量百分比达到最大,为 19.41%,其余长薄鳅 体长组中够虾类重量百分比均没有超过 4%。其它食物类群在长薄鳅所有体长组中较



(不同体长组的数量从 70mm-89mm 到 210mm-229mm 的样品数量依次为 26,54,77,43,28,25,21 和 19。

F1: 鱼类; F2: 底栖无脊椎动物; F3: 虾类; F4: 钩虾类; F5: 水生昆虫幼虫; F6: 其它食物)

Fig. 3-5 The weight percentages of food items in different body length

(The number of sample in different size class were26, 54, 77, 43, 28, 25, 21 and 19, respectively. F1: Fish; F2: Benthic invertebrates; F3: Shrimp; F4: Gammarid; F5: Aquatic insects larvae; F6: Others)

按照食物类群的重量百分比,对不同体长组长薄鳅的食物组成进行聚类分析, 结果显示 8 个体长组分为 2 组,其中一组为 70mm-109mm (A 组),其平均相似性 系数为 81.28%;另一组为>109mm (B 组),其平均相似性系数均超过为 89%,A 和 B 两组之间的平均差异性系数为 50.44% (图 3-6)。同时 B 组被进一步的分为 C 组 (110mm-209mm)和D组(>209mm),平均差异性系数为10.38%。从食物类群来 看,A组长薄鳅主要摄食水生昆虫幼虫和底栖无脊椎动物,B组主要摄食鱼类和虾 类,且在>209mm时,虾类成为长薄鳅最重要的饵料类群。



图 3-6 长薄鳅各个体长组食物组成的鱼类分析图

Fig. 3-6 Dendrogram of the cluster analysis based on the percentage mass values

2.2.2 稳定同位素分析法分析结果

2012 年春季共收集 68 尾长薄鳅个体,体长范围为 74mm-345mm,体重范围为 7.6g-484.3g, 按照个体的大小分为11个体长组, 分别为70mm-89mm, 90mm-109mm, 110mm-129mm, 130mm-149mm, 150mm-169mm, 170mm-189mm, 190mm-209mm, 210mm-229mm, 230mm-249mm, 250mm-269mm 和>269mm。长薄鳅不同个体的δ¹³C 变化范围从-22.47‰--20.08‰,最大差值为 2.39‰; δ¹⁵N 的变化范围从 7.81‰到 10.90‰,最大差值为 3.09‰。 δ^{13} C 和 δ^{15} N 随着长薄鳅体长的增加呈现正相关 (r=0.734, p<0.001)(图 3-7)。δ¹³C 平均值随着长薄鳅体长的变化存在显著的变化 (ANOVA, F_{5.506}=1.184E-5, *p*<0.001),且整体呈现上升的趋势(图 3-8)。δ¹³C 平 均值在长薄鳅体长从 90mm-109mm 到 110mm-129mm 时, δ^{13} C 的平均值变化相对 较为显著,从-21.60‰上升到-21.01‰;其次,长薄鳅体长从 190mm-209mm 到 210mm-229mm 时, δ¹³C 的平均值从-20.84‰上升到-20.55‰。不同体长组长薄鳅的 δ¹⁵N 平均值呈现显著性体长变化(ANOVA, F_{13.28}=1.55E-11, p<0.0001),随着长薄 鳅体长的增加呈现整体增加的趋势。 δ^{15} N平均值也存在两个显著增加点,第一个显 著增加的点是从 90mm-109mm 到 110mm-129mm, 其 δ^{15} N 平均值依次分别为 8.95‰ 和 9.91‰; 第二显著增加点是从 190mm-209mm 到 210mm-229mm, 其 δ¹⁵N 平均值 分别为 10.10‰和 10.59‰。从图 3-6-c 可以看出,随着体长的不同,长薄鳅的 δ¹³C 和 δ^{15} N 平均值分布有着明显的差异。按照 δ^{13} C 和 δ^{15} N 平均值的分布,不同体长的 长薄鳅可以分为三组,第一组 70mm-109mm,第二组 110mm-209mm,第三组体 长>209mm (图 3-8),这与传统胃含物分析法分析的结果相符合。第一组和第二组、 第二组和第三组等相邻体长组之间不同长薄鳅个体的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值存在重叠, 第一组和第三组的不同长薄鳅个体的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值不存在重叠。



图 3-7 2012 年春季长薄鳅 δ¹³C 和 δ¹⁵N 关系图(直线代表 δ¹³C 和 δ¹⁵N 关系图)

Fig. 3-7 Variations in δ^{13} C and δ^{15} N signatures in spring of 2012(The lines represent the relationships among the δ^{13} C and δ^{15} N values (‰))



(a: 不同体长的 δ^{13} C 值; b: 不同体长的 δ^{15} N 值; c: 不同体长组的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 平均值 (平均值±S.D), 直线代表 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值分别与体长的关系)

Fig. 3-8 δ^{13} C and δ^{15} N signatures in the *Leptobotia elongata* with different body lengths (mm) in

spring

(a: $\delta^{13}C$ with different body lengths; b: $\delta^{15}N$ with different body lengths; c: $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ compositions (mean ± S.D.) of different size classes. The lines represent the relationships among the isotopes values ($\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$) and the body lengths)

利用 IsoSource 软件计算潜在食物类群对不同体长的长薄鳅的相对贡献率(图 3-9)。当长薄鳅的体长从 70mm-109mm 到 110mm-209mm 时,底栖无脊椎动物、钩 虾类、水生昆虫幼虫、有机碎屑等潜在食物类群对长薄鳅相对贡献率的平均值显著 下降,其中底栖无脊椎动物约从5%下降到3%左右:钩虾类:约从4%下降到约2%: 水生昆虫幼虫: 5%到 3%; 有机碎屑: 5%到 2%; 当长薄鳅体长从 110mm-209mm 到体长>209mm 时,底栖无脊椎动物、钩虾类、水生昆虫幼虫和有机碎屑的相对贡 献率平均值再次降低,约为1%-2%。软体动物在长薄鳅体长为70mm-209mm时, 其贡献率平均值基本不变。当长薄鳅体长>209mm 时,软体动物对长薄鳅贡献率的 平均值下降,约为1.5%。在长薄鳅体长<110mm内的两个体长组,POM贡献率的平 均值约等于或超过 60%; 在 110mm-209mm 体长组内, POM 贡献率的平均值均约为 50%; 在体长>209mm 的体长组内, POM 的贡献率平均值约为 35%。因此, 随着长 薄鳅体长的增加 POM、底栖无脊椎动物、钩虾类、水生昆虫幼虫、有机碎屑和软体 动物的相对贡献率降低,而鱼类和虾类却呈现增加的趋势。鱼类和虾类对长薄鳅的 贡献率在 70mm-89mm 长薄鳅体长组最低, 其平均值分别为 4.2±4.2%和 4.8±4.7%; 在 90mm-109mm 长薄鳅体长组时, 两者对长薄鳅贡献率的平均值均略有增加, 分别 为 7±6.2% 和 8±6.8%; 当长薄鳅的体长增加到 110mm-209mm 时, 虾类对长薄鳅贡 献率的平均值增加较大,其平均值变化范围为 22.6%-27.9%, 鱼类增加较小,其平 均值变化范围为 12.8%-15.5%; 当长薄鳅的体长>210mm 时, 虾类在所有潜在的食 物类群中取代 POM 成为对长薄鳅贡献最大的食物类群,其平均值变化范围为 42.3%-47.1%。潜在食物类群对不同体长组长薄鳅的相对贡献率变化结果与传统胃 含物分析法中相对应的食物类群重量百分比及 δ^{13} C 和 δ^{15} N 值的变化结果一致。因 此,根据潜在食物类群对不同体长组长薄鳅的贡献率进行分析,所有长薄鳅的体长 组可以分为三组,即第一组 70mm-109mm,第二组 110mm-209mm,第三组体 长>209mm。





2.3 摄食强度的昼夜变化

2012年5月1日-5月2日组织渔船对长薄鳅进行昼夜捕捞,其中在00:30、03:30 分别捕捞到2尾和3尾,长薄鳅的空胃率分别为50%和67%,由于数量较少,不进 行昼夜统计分析。其余捕捞时间点为06:30(n=10)、09:30(n=22)、12:30(n=36)、 15:30(n=32)、18:30(n=20)、21:30(n=13)。长薄鳅空胃率的昼夜变化差异较显著 (χ^2 , p<0.05),其空胃率最高的时间点为21:30,其值为38.46%;长薄鳅的空胃率 最低时间点为09:30,其值为18.18%(图3-10)。下午18:30长薄鳅的空胃率远低于 15:30的空胃率,其值为20%。6个时间点长薄鳅空胃率对比结果显示,上午(06:30、 09:30、12:30)的空胃率要整体低于下午(15:30、18:30)和夜里(21:30)的空胃率。 经统计检验发现,春季长薄鳅的平均饱满指数也具有极显著的昼夜变化 (Kruskal-Wallis test, p<0.001),其变化趋势与空胃率的变化趋势相反。如图3-10 所示,长薄鳅的平均饱满指数在09:30最高,其值为3.18±2.79;其次为12:30,其值 为3.13±2.61;随着昼夜的来临,在21:30长薄鳅的平均饱满指数最低,为0.43±0.07, 其平均饱满指数远低于其它时间点,且在18:30长薄鳅的平均饱满指数要高于15:30。 6个时间点的长薄鳅平均饱满指数进行对比,结果显示上午的平均饱满指数要高于



图 3-10 长薄鳅的空胃率和平均饱满指数的时间变化



3 讨论

3.1 食物组成

本文利用传统胃含物分析法对食物组成进行分析,长江宜宾江段的长薄鳅主要 摄食鱼类和甲壳类(虾类和钩虾类),其次是底栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫。在鱼 类中,沙鳅亚科为主要食物类群,甲壳类中虾类为主要食物类群。历史调查结果显 示,长江中上游长薄鳅主要摄食鱼、虾和水生昆虫幼虫(湖北省水生生物研究所鱼 类研究室,1976;丁瑞华1994;库幺梅和温小波1997;库幺梅1999)。由此可见, 同历史上研究的结果相比,长薄鳅的摄食发生了一定的变化,其中鱼类和虾类分别 从33.21%和29.17%(库幺梅和温小波1997)上升到目前的44.54%和38.31%;水生 昆虫的重量百分比从20.91%(库幺梅和温小波1997)下降到目前的7.98%;底栖无 脊椎动物从不是主要饵料生物到目前成了主要饵料生物之一。长薄鳅的食物组成发 生变化,一方面是因为采样的地点、时间、周期和样本的数量不同(殷名称1995)。 另一方面,刘建康和曹文宣(1992)等认为水利水电工程的建设会导致鱼类的饵料 生物组成发生一定的变化,因此,由于金沙江下游水利水电工程的建设和其余的人 类涉水活动导致长江上游生态环境发生了变化,生态系统中一些饵料生物的组成随 之发生了较大的改变,有可能使长薄鳅的食物组成也随之发生了一定的改变。

稳定同位素法得到的结果与传统法得到的结果仅局部相同,稳定同位素法结果

显示长薄鳅主要以颗粒有机物 (POM)、虾类和鱼类为食, 其中 POM 的贡献率最大。 首先, POM 被长薄鳅摄食的虾类、鱼类、水生昆虫等饵料生物的摄食, 从而间接的 被长薄鳅摄食消化; 其次由于饵料大小和易消化程度的原因 (Kaifu et al 2013), 传 统法得到的结果可能过高的估计了鱼类和虾类的作用, 过低的估计了 POM 的对长 薄鳅的贡献。; 另一方面, 碳、氮稳定同位素随食物被消费者吸收后在体中得到表现 需要一定的时间, 鲤科鱼类约为 3 个月 (Persson and Hansson 1999), 因此长薄鳅的 δ¹³C 和 δ¹⁵N 反映的是长时间的摄食情况, 而传统法反应的是瞬时摄食情况(Beaudoin et al 1999), 从而导致两种研究方法的结果存在一定的差异

3.2 摄食的体长变化

本文首次利用传统胃含物分析法和稳定同位素技术相结合对长薄鳅在宜宾江段的摄食强度和食物组成随体长的变化进行了研究。结果显示,当长薄鳅的体长增加时摄食强度有显著的变化,这种现象在其它鱼类上也有发现(洪惠馨等 1962)。原因可能是长薄鳅幼鱼的新陈代谢速率高于成鱼的新陈代谢速率,因此幼鱼摄食更加频繁且具有较低的空胃率。

对于长薄鳅的食物组成传统胃含物法分析结果显示所有的体长组均以底栖无脊 椎动物、水生昆虫幼虫、虾类和鱼类为主,随着体长的增加,大型饵料生物(鱼类 和虾类)的重要性在提高,当体长>209mm 后,虾类成为最主要的饵料生物,说明 在不同的发育阶段长薄鳅对食物有一定的偏好性,这与库幺梅(1999)研究结果相 似即随着长薄鳅体长的增加小鱼、小虾在其食物组成中的出现频率增加,而藻类和 小型浮游动物出现频率随体长增加而降低。碳、氮稳定性同位素技术显示,随着长 薄鳅体长的增加, δ^{13} C和 δ^{15} N均存在显著性变化,说明不同体长的长薄鳅在相当长 的一段时间内摄食了不同 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的食物类群 (Gu et al 1997)。碳稳定同位素分 析技术产生这种现象的原因不可能是碳同位素分馏引起的,因为相同食物来源的生 物其 δ^{13} C 是相似的, 富集值约为 1‰, 一般可以忽略不计 (DeNiro and Epstein 1978)。 肌肉的脂类能够影响肌肉中的 δ^{13} C 分析, Gu 等(1996)认为未经过和经过去脂化 处理的肌肉样品 δ^{13} C 值差异范围为 0.2‰-4.1‰,本文长薄鳅的肌肉样品未经过去脂 化处理, 且 δ^{13} C 的差值为 2.39‰在这个范围之内, 因此不同体长的长薄鳅 δ^{13} C 值差 异可能是由于脂类存在的原因。然而与传统胃含物分析法相结合进行分析,结果可 以排除脂类存在对 δ^{13} C 分析的影响,因此不同体长的长薄鳅 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值存在 显著性差异的原因,可能是摄食了含有不同稳定性同位素组成的食物类群。相邻长

薄鳅体长组的个体 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值存在重叠现象,说明相邻长薄鳅体长组的个体 之间经常捕食相同的食物,这与胃含物分析的结果是相似的,也可以说明少部分长 薄鳅个体在生长过程中过早的发生了食性转变 (Grey 2001)。

90mm-109mm 和 210mm-229mm 体长组的长薄鳅 δ¹³C 均值差值约为 1‰, δ¹⁵N 值在两个体长组的变化差值为 1.64‰, 而食物 δ¹³C 和 δ¹⁵N 在被消费者消化和吸收 的过程中产生的富集值分别为1‰和3.4‰,因此说明其食物种类没有发生改变,但 对食物摄食的偏重点发生了较显著的变化。长薄鳅的幼鱼偏重于利用 POM、水生昆 虫、底栖无脊椎动物等小型饵料生物,成鱼偏重于利用虾类、鱼类等大型饵料生物, 这与潜在食物类群对不同体长组长薄鳅的贡献变化趋势是相符合的,传统胃含物分 析的结果也证明了这一结果。长薄鳅的食物随着体长的增加发生改变,可能与多方 面因素的影响有关。同时,Lucifora et al (2000)发现被摄入的饵料生物的大小受到 捕食者口裂的限制(Lucifora et al 2000); Santiago et al (2010)认为鱼类随体长的食 性转变可能与其自身形态的局限性有关。胃含物分析法和碳、氮稳定同位素技术均 显示随着长薄鳅体长的增加饵料生物从小型化到大型化过渡,说明长薄鳅在不同体 长的食物组成及对食物的偏好性受到其自身摄食器官形态特征的影响。鱼类的摄食 仍然和游泳速度有关,并且大的胸鳍能够促进鱼类精确和稳定的摄食 (Higham2007),而在同种类中,大个体是积极的捕食者(Scharf et al 2000)且具有 较大的胸鳍。同时 Wootton 等(1990)认为,随着鱼类体长的增加,其摄食器官和 捕食能力均发生了变化,这必然会对食物的种类和个体产生新的要求。因此当长薄 鳅个体>109mm时,利于获得较大饵料生物的游泳速度和捕食能力得到提高,因此, 长薄鳅更易获取小鱼和虾类等相对较大且游泳速度相对较快的饵料生物。另外与饵 料生物自身含有的能量也有一定的关系(Kikolsky 1963)。根据"最佳摄食理论",捕 食者尽可能获得含有能量较高的大个体饵料生物,从而补偿因为捕食所消耗的能量

(Gerking 1994)。因此,个体越大的长薄鳅在捕食过程中,消耗的能量越大,为补偿捕食过程中能量的消耗且满足自身生存时能量的需求,长薄鳅会摄食含有较高能量的饵料生物,而浮游生物、底栖无脊椎动物和水生昆虫等本身含有的能量远小于虾类和鱼类含有的能量。再者 Wanink and Joordens (2007)认为为了快速生长的需要,消费者必须要有最佳的觅食行为。长薄鳅具有较高的生长率(陈景星 1980;梁银栓等 2000),且达到性成熟最低的体长为 230mm (库幺梅和温小波 1997),因此为了快速生长和繁殖的需要,长薄鳅必然要摄食含有能量较高的大型饵料生物,从

而其食性随其体长发生变化。

食性的转变有可能与缓解对食物资源利用而避免种内的激烈竞争有关(Brooks and Dodson 1965; Grossmn 1980; Langton 1982),以满足不同体长的个体对饵料的 需求。另外,为缓解对食物资源利用的竞争,同种不同大小的个体生存的栖息地可 能会不同(Schoener 1974),小个体生长在浅水区更利于摄食和降低被捕食的风险 (Bacha and Amara 2009),因此饵料生物有可能会随环境发生变化,这种现象在其 它鱼类上也进行了一定的报道,如虹鳟,小个体主要生存在浅水区,大个体主要生 存在深水区(Hegge et al 1993; Martin and Shine 1993; Hesthagen et al 1997)。库幺 梅等(1999)发现,较大的长薄鳅个体更容易在较深的激流水中捕获,且较浅的缓 流水区相对较深的激流水区,底栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫等食物类群更易被获 取,这种现象也与胃含物分析法得到的<109mm 的长薄鳅主要摄食底栖无脊椎动物 和水生昆虫幼虫的现象相符合。当然较大的个体更容易跨越到浅水区去摄食 (Grey2001),这也是较大的长薄鳅个体与小个体在食物组成上存在一定重叠的原因 之一。

3.3 摄食的昼夜变化

长薄鳅在春季的摄食强度有显著的昼夜变化,其摄食强度在 09:30 和 12:30 相对 最高,其次为 18:30。本研究发现,长薄鳅的摄食强度在 21:30 远低于白天的摄食强 度,而 00:30 和 03:30 的摄食强度是否和 21:30 的摄食强度相似,由于数据的缺乏仍 然需要进一步的研究。长薄鳅昼夜摄食强度的变化,与饵料生物的活动有很大的关 系,这种现象其他学者也进行过相关的报道(杨纪明和林景祺 1966; Buckel 1999)。 长薄鳅为底层鱼类(丁瑞华 1994),由于浮游生物和水生昆虫具有昼夜垂直移动的 情况,水生昆虫、浮游生物在白天多栖息于底层(何志辉 2000);虾类也具有昼伏 夜出摄食习性;因此长薄鳅白天在底层更易获得饵料生物。由此说明饵料生物的易 获得性,可能是导致长薄鳅摄食强度白天增强的主要原因。当然,鱼类昼夜摄食强 度的变化也可能与其自身的摄食习性有关(洪惠馨等 1962)。

4 小结

 1. 传统胃含物分析法和稳定同位素技术对长薄鳅食性研究的结果仅局部相同, 传统胃含物分析法认为长薄鳅主要摄食鱼类和甲壳类(虾类和钩虾类),其次是底栖 无脊椎动物和水生昆虫幼虫,同历史数据相比,长薄鳅的摄食发生了一定的变化。

稳定同位素技术认为长薄鳅主要以颗粒有机物(POM)、虾类和鱼类为食,其中 POM 的贡献率最大。综合上述结果表明,长薄鳅主要以 POM、虾类、鱼类、底栖无脊椎 动物和水生昆虫幼虫为食。

2. 摄食强度和食物组成随着长薄鳅体长的增加有显著的变化,其食性转变点在体长为 110mm 和 210mm 时,且少部分长薄鳅个体在生长过程中过早的发生了食性转变。当体长<110mm 时,长薄鳅主要以小型饵料为食,如 POM、底栖无脊椎动物和水生昆虫,体长>110mm 时,主要以较大饵料为食,如小鱼、小虾,体长在>210mm 时,虾类成为长薄鳅的最重要食物类群,当然无论长薄鳅体长为多少,POM 在长薄鳅的食物类群中,都起着相当重要的作用。

3. 在春季长薄鳅的摄食强度有显著的昼夜变化,其摄食强度在 09:30 和 12:30 相对最高,其次为 18:30,白天的摄食强度远高于夜里的摄食强度

第四章 宜宾江段两种铜鱼属鱼类的食物关系

种间竞争是鱼类之间存在的一种普遍现象,当两个物种的分布区发生重叠时两物种就可能会产生种间竞争,而对食物资源的利用是造成种间竞争的主要原因之一(殷名称 1995)。研究鱼类种间食物关系有利于提高水域生产力和渔业管理,并有助于指导增殖放流(邓景耀等 1988;殷名称 1995)。另外,对种间食物关系的研究是了解鱼类群落结构及其变化机制的关键途径之一(werner 1986;孟田湘 1989;Fujita et al 1995),也是群落生态学研究的两大主题之一(窦硕增 1992)。因此对于鱼类种间食物关系的研究具有重要的理论和实践意义。

铜鱼属(Coreius)隶属于鲤形目(Cypriniformes)、鲤科(Cyprinidae)、鮈亚科 (Gobioninae),包括三种:铜鱼、圆口铜鱼和北方铜鱼(Coreius septentrionalis), 主要分布于中国和朝鲜,三种铜鱼属鱼类在国内均有分布,在长江上游仅分布有铜 鱼和圆口铜鱼(陈宜瑜等 1998; 丁瑞华 1994; 湖北省水生生物研究所鱼类研究室 1976)。铜鱼俗名尖头棒、尖头、尖头水米子、麻花鱼等。喜生活在流水环境,有集 群行为,杂食性鱼类,主要摄食底栖动物如纹沼螺(Parafossarulus striatulus)和湖 沼股蛤(Limnoperna lacustris)等水生软体动物及水生昆虫幼虫,也摄食植物碎屑和 鱼卵 (丁瑞华 1994;何学福 1980)。圆口铜鱼俗名肥沱、水密子、圆口、方头水密 子、麻花鱼等。生活习性与铜鱼相似,喜流水环境,杂食性鱼类,主要以底栖动物、 水生昆虫幼虫为食,也摄食鱼苗、鱼卵和植物碎屑(丁瑞华1994;黄琇和邓中粦1990; 刘飞等 2012)。圆口铜鱼是长江上游特有鱼类,是产漂流性卵的河道洄游性鱼类(危 起伟等 2012; 刘乐和等 1990; 程鹏 2008)。铜鱼和圆口铜鱼均为长江上游的经济鱼 类,尽管近年来资源衰退较为严重(丁瑞华1994;杨四秀和谢新民2005;陈春娜和 黄颖颖 2009), 但在官宾江段仍为主要的渔获物对象。铜鱼和圆口铜鱼在分布区域 及食物组成上具有一定的重叠,因此两种鱼之间可能存在种间食物竞争关系。国内 利用传统胃含物分析法对铜鱼和圆口铜鱼的食性有一定的报道(何学福 1980; 黄琇 和邓中粦 1990; 刘飞等 2012), 然而利用碳、氮稳定同位素技术对两种鱼的食性及 种间食物关系的研究尚为首次。

本文利用碳、氮稳定同位素技术研究了铜鱼和圆口铜鱼的潜在食物类群及两种 鱼的种间食物关系,并利用主成分分析(PCA)对铜鱼和圆口铜鱼摄食器官形态特 征的差异进行了比较。期望为深入了解铜鱼和圆口铜鱼之间的食物关系提供基础数

据,为研究宜宾江段鱼类群落结及其变化情况提供科学依据,为两种鱼的增殖放流 提供指导。

1 材料方法

1.1 样品收集

样品于 2012 年 4 月 30 日-5 月 10 日采自长江上游宜宾江段(图 4-1)。共收集 铜鱼 25 尾和圆口铜鱼 25 尾,其中各 5 尾较大个体的铜鱼和圆口铜鱼用于稳定同位 素分析。圆口铜鱼和铜鱼获得主要方式是向渔民收购。两种鱼获得后,测量体长、 全长和体重等生物学指标,体长和全长精确到 1mm,体重精确到 0.1g。用于同位素 分析的较大个体,测量生物学指标结束后,立即取其背部白肌肉(除去皮肤,带血 的肌肉部分剔除)保存于 5ml 的离心管中,贴上具有编码的标签,放入烘干箱中, 60℃条件下加热至少 48h 至恒重。参考铜鱼和圆口铜鱼的关于食性研究的历史文献, 把其潜在的食物类群分为软体动物(湖沼股蛤)、虾类、钩虾类、底栖无脊椎动物(寡 毛类)、水生昆虫幼虫(毛翅目、蜻蜓目和蜉蝣目)和有机碎屑等 6 大类。对潜在食 物类群样品的收集及处理参考第 3 章 1.2 稳定同位素样品处理部分中提到的长薄鳅 的潜在食物类群的收集及处理方法。

分别选择 20 尾不同大小的铜鱼和圆口铜鱼个体进行摄食器官形态指标的测量。 摄食器官参考 Schafer (2002)的报道,选择 5 个指标进行测定,分别为口高(当口 完全张开时,口裂的最大高度)、口宽(当口完全张开时,口裂的最大高度)、上颌 伸展度(由前颌骨的正中到其末端的水平距离)、下颌伸展度(当口完全张开时,下 颌前段至鳃盖后缘的水平距离),肠长(将肠道水平放置,自口咽腔至肛门的距离)。 采用精确度为 0.02mm 的游标卡尺进行测量,为减小测量误差,由固定人员进行操 作。



图 4-1 宜宾江段采样区域

A 宜宾江段位置图,阴影部分代表采样江段; B 长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护 区在长江干流江段的位置图。

Fig. 4-1 Sampling area in Yibin reach

A Sampling area of Yibin reach in the Yangtze River, the shaded area denotes the approximate location where the samples were collected. Blocation of National Nature Reserve for rare and endemic fish.

1.2 稳定同位素分析

碳、氮稳定同位素比率测定均在中国林业科学研究院稳定同位素比率质谱实验 室测定。分析所用仪器为 Flash EA1112 HT 元素分析仪与 DELTA V Advantage 同位 素比率质谱连用仪。 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的标准分别为 PDB(Pee Dee Belnite)和 N₂。碳、 氮稳定同位素的比率表示为:

R=[(X _{样品}/X _{标准})-1]×1000(‰)

式中, R 代表 δ^{13} C 或 δ^{15} N, X 代表 13 C/ 12 C 或 15 N/ 14 N。 δ^{13} C 样品分析精度约为 ±0.2‰。 δ^{13} C 富集度约为 1‰,一般可以忽略不计

(Deniro and Epstein 1978), δ^{15} N 的富集度约为 3.4‰ (Minagawa and Wada 1984)。

1.3 数据处理

潜在食物类群的贡献率利用 IsoSource 软件求取。利用聚类分析法对饵料相似性指数进行分析,采用 PRIMER5.0 软件。利用 Gu et al (1996)提出的混合模型计算 铜鱼和圆口铜鱼之间的重叠系数,公式为:

f(%) = [1 - (x - y)/a]

式中 f 表示食物重叠系数, x 表示铜鱼的 $\delta^{15}N$ 值, y 代表圆口铜鱼的 $\delta^{15}N$ 值, a

为食物中 δ^{15} N 被消费者消化吸收的过程中产生的富集度, 一般选择 3.4‰(Minagawa and Wada 1984)。

为消除不同个体的体长对鱼体形态特征的影响,将不同个体的形态学数据与其体长进行对比,以消除误差(Shcafer et al 2002)。

2 结果与分析

2.1 铜鱼和圆口铜鱼的潜在食物类群

2012 年春季在宜宾江段分别采集铜鱼和圆口铜鱼 5 尾。铜鱼的 δ¹³C 值变化范围 为 -21.15‰--20.31‰, δ¹⁵N 值 的 变 化 范 围 为 9.67-10.21‰, 体 长 范 围 为 297mm-318mm。圆口铜鱼 δ¹³C 值变化范围为-23.30‰--21.18‰, δ¹⁵N 值的变化范 围为 7.40-9.21‰, 体长变化范围为 222mm-256mm (图 4-1)。铜鱼的 δ¹³C 平均值大 于圆口铜鱼的 δ¹³C 平均值,差值为 1.51‰。对于铜鱼,所有潜在食物类群中虾类的 δ¹³C 与铜鱼 δ¹³C 的最为接近,其值为 -20.57±0.02‰;其次为 POM,其值为 -21.73±0.39‰;其余食物类群的 δ¹³C 与铜鱼的 δ¹³C 相差较大,差值均大于 2‰,其 中有机碎屑的 δ¹³C 值与铜鱼 δ¹³C 值差值最大,为 6.55‰。对于圆口铜鱼, POM 的 δ¹³C 在所有潜在食物类群中与圆口铜鱼的 δ¹³C 最接近,其次为底栖无脊椎动物 (-23.14±0.10‰);有机碎屑的 δ¹³C 值与圆口铜鱼 δ¹³C 值的差值要小于与铜鱼 δ¹³C 值差值,其值为 5.04‰;其余食物类群的 δ¹³C 值与圆口铜鱼的 δ¹³C 值更为接近,说明圆口铜 鱼比铜鱼更倾向于以 POM 为食。虾类的 δ¹⁵N 平均值值小于铜鱼的 δ¹⁵N 平均值,差 值约为 1‰。而虾类的 δ¹⁵N 值大于圆口铜鱼的 δ¹⁵N 值,差值为 0.65‰。有机碎屑的 δ¹⁵N 值与铜鱼和圆口铜鱼的 δ¹⁵N 值差值最大,分别为 9.2‰和 7.58‰。

通过 IsoSource 软件计算可以得到潜在食物类群的相对贡献率(图 4-2)。POM 对铜鱼和圆口铜鱼的贡献率均较高,分别为 42.3±2.9%和 46.9±5.4%。虾类对铜鱼的贡献率要远高于对圆口铜鱼的贡献率,其值为 41.2±5%。有机碎屑对圆口铜鱼的贡献率远高于对铜鱼的贡献率,其值为 14.7±6.1%。底栖无脊椎动物(寡毛类)、水生昆虫、淡水壳菜、甲壳类(钩虾类)对圆口铜鱼的贡献率均大于对铜鱼的贡献率。

表 4-1 铜鱼和圆口铜鱼及潜在饵料食物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 值 (2012 年春季)

Table 4-1 Values of δ^{13} C and δ^{15} N of potential prey items and *Coreius heterodon Coreius guichenoti* in

2012									
$\frac{\delta^{13}C(\%)}{\delta^{15}N(\%)}$									
Items	Number	Mean	S.D.	Mean	S.D.				
铜鱼 Coreius heterodon	5	-20.73	0.31	9.95	0.21				
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	5	-22.24	0.82	8.33	0.7				
虾类 Shrimp	3	-20.57	0.02	8.98	0.03				
底栖无脊椎动物 Benthic invertebrates	5	-23.14	0.10	7.88	0.15				
软体动物 Mollusca	3	-23.56	0.08	9.14	0.07				
水生昆虫幼虫 Aquatic insect larvae	9	-24.29	0.26	6.80	0.42				
颗粒有机物 POM	15	-21.73	0.39	4.48	0.58				
钩虾类 Gammarus	4	-25.26	0.36	6.12	0.12				
有机碎屑 Organic detritus	5	-27.28	0.64	0.75	0.58				



图 4-2 潜在食物类群对铜鱼和圆口铜鱼的相对贡献率

Fig. 4-2 Contribution ratios of potential food items in Coreius heterodon and Coreius guichenoti

2.2 饵料相似度分析及食物重叠

参考潜在饵料生物贡献率的均值,利用 PRIMER5.0 软件,采用聚类分析方法, 对铜鱼和圆口铜鱼摄食的饵料相似性指数进行分析,平均相似性指数为 78.69%。

铜鱼潜在主要食物类群为 POM、虾类,同时 POM 也是圆口铜鱼的潜在重要食物类群,因此可以通过比较铜鱼和圆口铜鱼的δ¹⁵N 值来确定两者的食物重叠。应用 混合模型对铜鱼和圆口铜鱼的食物重叠系数进行计算,食物重叠系数为55.59%。

2.3 摄食器官形态特征比较

分别选择 20 尾铜鱼和圆口铜鱼进行摄食器官形态特征的比较,铜鱼的体长范围为 128mm-191mm;圆口铜鱼的体长范围为 112mm-213mm。对铜鱼和圆口铜鱼的 5 个形态的性状进行了主成分分析 (PCA),表 5-2 列出了 5 个形态性状的前 5 个主成分的方差贡献率、特征值和负荷值。前 3 个主成分的方差贡献率为 88.5%,前 2 个主成分的贡献率为 69.8%。第一主成分受下颌伸展度和上颌伸展度的影响较大,其次为口宽和口高;第二主成分受口高和口宽的影响最大,其次为上颌伸展度;第三主成分受肠长影响最大,其次为口宽 (表 4-2)。

表 4-2 铜鱼和圆口铜鱼 5 个形态性状对 5 个主成分的负荷值以及 5 个主成分的特征值和方

差贡献率

Table 4-2 lodaings, eigenvalus and percentage contribution explained by the five pribcipal components for six morphological characters of *Coreius heterodon* and *Coreius guichenoti*

	主成分 principle components							
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5			
特征值 Eigenvalus	1.99	1.50	0.94	0.43	0.14			
方差贡献率(%)Percentage contribution	39.8	30.0	18.7	8.6	2.8			
性状 Characters								
上颌伸展度 Upper jaw extension	-0.565	0.444	0.009	0.013	0.695			
下颌伸展度 Lower jaw extension	-0.625	0.308	0.033	-0.136	-0.703			
口高 Mouth height	0.314	0.617	-0.174	0.685	-0.149			
口宽 Mouth width	0.397	0.524	-0.241	-0.714	0.004			
肠长 Intestine length	0.184	0.230	-0.954	-0.050	-0.008			

图 4-3 为铜鱼和圆口铜鱼的 5 种形态性状的第一和第二主成分散布图。由图中 可见铜鱼和圆口铜鱼具有明显的分离。在第一主成分轴上,有部分铜鱼分布在圆口 铜鱼的左方,由于对第一主成分影响较大的形态性状为下颌伸展度和上颌伸展度且 负荷值均为负值,因此铜鱼的上颌伸展度和下颌伸展度要大于圆口铜鱼。在第二主 成分轴上多数铜鱼分布在圆口铜鱼的下方,由于对第二主成分影响较大的是口高和 口宽且两者的负荷值均呈正值,因此圆口铜鱼的口高和口宽大于铜鱼。




3 讨论

传统的胃含物分析法认为,铜鱼和圆口铜鱼均为偏动物性的杂食性鱼类(丁瑞 华 1994; 何学福 1980; 刘飞等 2012), 铜鱼主要摄食纹沼螺和淡水壳菜等软体动物 以及水生昆虫幼虫 (丁瑞华 1994;何学福 1980);圆口铜鱼主要摄食软体动物、水 生昆虫幼虫及蟹类,且植物碎片的出现频率较高(丁瑞华1994;刘飞等2012)。本 研究发现铜鱼的 δ^{13} C 明显大于圆口铜鱼的 δ^{13} C, 说明铜鱼摄食更多富含 δ^{13} C 的饵 料生物。把两种鱼的 δ^{13} C与潜在食物类群的 δ^{13} C进行比较并结合食物类群对两种鱼 的贡献率,结果显示铜鱼潜在食物类群主要为虾类,其次为 POM,为偏动物性的杂 食性鱼类;圆口铜鱼潜在食物类群主要为 POM、有机碎屑(植物碎片),其次为底 柄无脊椎动物,相对铜鱼为偏好植物性的杂食性鱼类。稳定同位素技术对两种鱼食 性研究的结果与传统胃含物分析法得到的结果仅局部相同,第一,是因为虾类、底 栖无脊椎动物等摄食 POM,从而 POM 间接的被两种鱼类摄食;第二,可能是由于 饵料大小和易消化的程度不同(Kaifu et al 2013),浮游生物较小、易消化,而软体 动物、蟹类具有不易消化的甲壳,因此在传统胃含物法中 POM 的重要性被忽略, 软体动物、蟹类等带甲壳的饵料生物重要性被放大; 第三, 碳、氮稳定同位素随食 物被消费者吸收后在体中得到表现需要一定的时间,鲤科鱼类约为3个月(Persson and Hansson 1999),因此铜鱼和圆口铜鱼的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 反映的可能是两种鱼类长时

间的摄食情况,而传统法反映的是瞬时摄食情况(Beaudoin et al 1999),从而导致两种研究方法的结果存在一定的差异;第四,根据何学福(1980)对铜鱼食性研究的结果显示,铜鱼随着体长、季节和空间的不同对食物类群的偏重点不同;刘飞等(2012)对圆口铜鱼的研究结果显示,随着季节的不同圆口铜鱼对食物类群的偏重点也不同,且鱼类的食物组成随体长、季节和栖息水域的不同而变化是一种非常普遍的现象(殷名称 1995),因此样品个体的体长、采样时间和地点的不同也可能是两种方法得到的结果存在差异的原因之一。综上所述,铜鱼在宜宾江段主要的潜在食物类群是虾类和 POM,而圆口铜鱼的潜在食物类群主要是 POM 和有机碎屑,即铜鱼是偏动物性的杂食性鱼类,圆口铜鱼相对于铜鱼为更偏好植物性的杂食性鱼类, 且传统肠含物分析法可能过高的估计了软体动物和水生昆虫幼虫在铜鱼和圆口铜鱼食性中的作用,过低估计了浮游生物对铜鱼和圆口铜鱼的贡献。

不同的鱼类在长期进化的过程中为更好的生存,形成了特定的形态学适应(殷 名称 1995; Labropoulou and Elefheriou 1997)。Nikolsky(1963)认为摄食较大饵料 生物的鱼类其口部形态特征较大。根据第一主成分对铜鱼和圆口铜鱼 5 种形态性状 的分析结果显示,铜鱼的上颌伸展度和下颌伸展度要大于圆口铜鱼,说明在个体体 长相似的情况下铜鱼摄食较大饵料生物的能力要高于圆口铜鱼。

利用稳定同位素技术分析显示,在宜宾江段铜鱼和圆口铜鱼的潜在优势饵料生物存在一定的差异,对铜鱼而言动物性饵料要比植物性饵料重要的多,对圆口铜鱼 而言植物性饵料要比动物性饵料相对重要的多,这种差异一方面可能与他们的摄食 器官和摄食行为的差异有关(Clarke 1993);另一方面,由于圆口铜鱼的产卵场分布 在金沙江屏山至朵美江段(长江水系渔业资源调查协作组 1990),体长为 300mm 以 上的个体在宜宾江段很难收集到,因此两种鱼体长的不同也可能是导致食性存在差 异的原因。从铜鱼和圆口铜鱼潜在食物的重叠系数来看,其重叠指数不超过 60%, 说明两种鱼类之间的潜在食物重叠程度较低,种间食物竞争不激烈。这可能与两种 鱼食谱组成的多样性有一定的关系,因为饵料组成多样性的高低与鱼类种间的食物 重叠程度呈现正相关(Platell et al 1997)。根据相关的研究结果显示,通过长期的进 化过程,生存在同一栖息环境的物种其营养生态位的部分交错,有利于缓和对食物 资源的竞争,从而有利于生存同一栖息环境中(Brewer et al 1995; Platell and Potter 2001; Platell et al 1997),当然是否由于两种鱼栖息的空间不同,这仍然需要进一步 的研究。综上所述,由于在宜宾江段体长范围相似的铜鱼和圆口铜鱼的摄食器官存

在差异,且两种鱼较大个体的优势饵料生物不同,因此目前在宜宾江段两种鱼类种 间食物竞争不激烈,然而两种鱼的潜在食物类群仍存在一定的相似性,因此当宜宾 江段饵料基础缺乏,种间食物竞争激烈程度有可能就会增大。

4 小结

1. 依据 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值, 铜鱼在宜宾江段的主要潜在食物类群是虾类和 POM, 而圆口铜鱼的主要潜在食物类群是 POM 和有机碎屑,即铜鱼是偏动物性的杂食性 鱼类,圆口铜鱼相对铜鱼是偏好植物性的杂食性鱼类。传统胃含物分析法过高的估 计了软体动物和水生昆虫幼虫在铜鱼和圆口铜鱼食性中的作用, 过低估计了 POM 对 铜鱼和圆口铜鱼的贡献。

2. 铜鱼和圆口铜鱼的摄食器官形态特征存在差异,铜鱼的上颌伸展度和下颌伸 展度要大于圆口铜鱼,说明在个体体长相似的情况下铜鱼摄食较大饵料生物的能力 要高于圆口铜鱼。

3. 目前在宜宾江段两种鱼类种间食物竞争不激烈,然而两种鱼的潜在食物类群 仍存在一定的相似性,因此当宜宾江段饵料基础缺乏,种间食物竞争激烈程度有可 能就会增大。铜鱼属鱼类是宜宾江段主要的渔获物对象,由此推断,在长江宜宾江 段鱼类的食物种间竞争关系不激烈。

第五章 宜宾江段颗粒有机物和主要水生生物的 $\delta^{13}C$ 、 $\delta^{15}N$ 季

节变化特征及关系

河流在海洋与大陆之间起着桥梁作用,在全球碳氮循环中,河流也是河流生态 系统向海洋生态系统输送碳、氮有机物的重要环节(蔡德林和李红艳 2004)。研究 河流中的颗粒有机物(particulate organic matter, POM)对于了解海洋生态系统和陆 地生态系统是十分必要的(Angradi 1993; Barth et al 1998),同时也能够获得陆地碳、 氮循环的重要相关信息(Meybeck 1982)。长江是世界第三大河流,为我国第一大河 流,其颗粒有机碳的年输送量约占世界河流输送量的 1/15(Milliman et al 1984)。长 江上游为我国淡水鱼类资源最为丰富的水域之一,POM 作为食物对于草食性和偏植 物性的杂食性的鱼类具有相当重要的作用,因此对长江上游 POM 的δ¹³C 和δ¹⁵N 季 节变化特征的研究具有重要意义。

颗粒有机物分为粗粒颗粒状有机物(Coarse particulate organic matter, CPOM)和 细粒颗粒状有机物(Fine particulate organic matter, FPOM),本文颗粒有机物(POM) 为粗粒颗粒状有机物和细粒颗粒状有机物的统称。POM 包括陆生外源性物质和水生 内源性物质,主要由浮游生物、水生固着藻类、有机碎屑和土壤有机物等组成,其 中陆源性物质主要由有机碎屑和土壤有机物组成,内源性物质主要有浮游植物、水 生固着藻类组成(Kendall et al 2001)。POM 有机物来源一般包括本地有机物(浮游 植物、水生固着藻类、水生植物等)和外来有机物(陆地有机物、土壤有机物和从 上游及支流输入的有机物)。目前,关于本地有机物和外来有机物对河流食物网贡献 大小的理论概念有三种: 河流连续体概念(River continuum concept, RCC, Vannote et al 1980)、洪水脉冲概念(Flood pulse concept, FPC, Junk et al 1989)和河流生产力模 型(Riverine Productivity Model, RPM, Thorp and Delong 1994)。RCC 理论认为,河 流中的有机物主要来源上游和中游的落叶及木质碎屑,这些落叶和木质碎屑主要以 可溶的有机物(DOM)和细小的颗粒有机物(CPOM/FPOM<0.0001)的形式存在, 同时该理论认为邻近河岸植物对河流中有机物来源的影响是小的(Vannote et al 1980:Sedell et al 1989); FPC 理论认为河流中有机物主要来源于河岸两侧输入的有机 物,而不是来自上游河段的有机物输入(Junk et al 1989); RPM 理论认为河流中的 有机物主要来自本地有机物,其次是来自河岸两侧有机物输入。国外学者对三个理 论对不同有机物对河流食物网的贡献大小仍然存在争议,没有统一的标准。对于RCC

理论, Sedell 等(1989)认为其不适合具有明显季节变化的河漫滩河流系统; 对于 FPC 理论, Thorp 和 Delong(1998)及 Bunn 等(2003)认为,不能准确解释河流中不同 有机物对河流食物网的贡献; 对于 RPM 理论, Thorp 和 Delong (2002)等认为由于 研究资料的缺乏,无法证实其也适应与其它的温带和热带河流。因此,在本章,我 们验证三个理论在长江宜宾江段河流生态系统中的适用性。

利用碳、氮稳定同位素技术能够研究陆生外源性有机物和水生内源性有机物与 POM 的关系(Kendall et al 2001)。据相关报道,浮游生物和水生生物的碳氮稳定同 位素值存在着时间的变化,对于利用 δ¹³C 和 δ¹⁵N 构建和研究食物网结构会产生不 利的影响(Yoshioka et al 1994; Beaudoin et al 2001)。国内对于长江上游干流 POM 不同物质来源的报道较少,吴莹等(2000)利用碳、氮稳定同位素技术对长江流域 的 POM 进行了研究;张亮(2005)利用碳、氮稳定同位素技术对秭归到宜昌的干 流江段进行了相关报道;王建柱(2006)利用碳、氮稳定同位素技术对三峡大坝库 区的修建对洛碛、皇华城和茅坪等江段有机物组成的影响进行了研究。

对于虾类,本文选择日本沼虾(Macrobrachium nipponensis)为代表,日本沼虾, 俗名青虾,具有昼伏夜出的习性,为杂食性动物,其食性与其生活环境有明显的一 致性。日本沼虾摄食行为存在显著的季节变化,其中浮游动物、浮游植物和有机碎 屑在各个季节的出现频率最高,除三者之外春季还主要摄食水生昆虫和虾;夏季还 主要摄食枝角类和水生寡毛类;秋季还主要摄食轮虫、水生寡毛类;冬季还主要摄 食水生寡毛类和水生昆虫幼虫;具有两个摄食高峰期分别为 4-6 月和 8-11 月,冬季 不停止摄食,其繁殖期为 4-9 月(长江水系渔业资源调查协作组 1990;刘军等 2005)。

鱼类食性随着季节的变化是一种常见的现象(殷名称 1995),其实际上反映了 鱼类本身代谢强度和摄食行为及栖息水域饵料生物的季节性差异(薛莹 2005)。了 解鱼类食性随季节的变化情况,对于全面认识和了解鱼类食物网结构是非常重要的。 近年来,碳、氮稳定同位素技术越来越广泛的应用于鱼类生态学的研究中且取得了 一定的进展。δ¹³C 一般用于反映消费者的食物来源,δ¹⁵N 一般用于反映消费者在食 物网中所处的营养级位置(Peterson and Fry 1987)。Fry(1988)认为如果消费者食 物来源的组成存在差异,那么消费者δ¹³C 和δ¹⁵N 也会存在差异。长江上游的洪水 期和枯水期分化较为明显,水文情势随之呈现显著的季节性变化,鱼类饵料生物的 种群结构和数量会发生相关的变化,因此为正确评估宜宾江段鱼类食物网的结构和 功能,对于主要鱼类的碳氮稳定同位素值随季节变化的研究是十分必要的。

宜宾江段渔业资源较为丰富,历史上记载的渔获物种类达到 118 种。然而近年 来,由于人类涉水活动的加剧及过度捕捞,使得长江渔业资源呈现整体下降的趋势, 宜宾江段与之相吻合(陈大庆 2002;刘绍平等 2005;吴金明等 2010;李雷等 2013)。 由于部分鱼类样品在洪水期季节缺乏,因此本章主要参考第二章宜宾江段(金沙江 水富县到南溪苦田坝)渔获物调查的结果,选择圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄 鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼等 7 种鱼类作为代表,对长江宜宾江段主要鱼类的 δ¹³C 和 δ¹⁵N 季节变化进行研究。

本章研究内容包括长江宜宾江段颗粒有机物(POM)和主要水生生物(日本沼 虾和鱼类)δ¹³C 和 δ¹⁵N 的季节变化特征及 POM 和主要水生生物的稳定同位素季节 变化的关系。首次对宜宾江段颗粒有机物和水生生物 δ¹³C 和 δ¹⁵N 值的季节变化进 行了报道,并对引起 POM 和水生生物 δ¹³C 和 δ¹⁵N 变化的可能原因进行了分析。目 的有三个,一方面了解长江外源性和内源性物质对颗粒有机物的贡献及颗粒有机物 的季节变化;另一方面探讨颗粒有机物和水生生物季节变化的关系;最后,为正确 评估宜宾江段食物网结构及其功能提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 颗粒有机物(POM)和日本沼虾的采样

2012年4月23日(春季)、7月21日(夏季)、10月1日(秋季)和2013年1 月3日(冬季)、4月22日(春季)对宜宾江段的POM和日本沼虾进行采样。2012 年春季宜宾江段POM的采样点位于N: 28°47.295', E: 104°57.033',其余季节采样 点参考春季采样点,采样点避开城镇(图 5-1)。日本沼虾的采样时间为 2012年4 月30日、7月21日、10月1日和2013年1月2日,采样地点如图5-1,采样网具 主要为地笼,由于洪水等原因,四个季节的采样点并不相同,但均在10km的范围 内。长江为我国第一大河,其径流量具有明显的季节变化,按照长江上游寸滩水文 监测站2010-2011年全年监测的结果,长江上游6-10月为洪水期,其余月份为枯水 期,其中7月份为洪峰期(图 5-2)(数据引自中国水文网,网址: http://www.hydroinfo.gov.cn/gb/sqyb/)。位于金沙江下游的向家坝在2012年10月10 日-16日间接性蓄水成功,其与POM的采样点之间的江段距离约为65km。

用于稳定性同位素分析的 POM 样品采集及处理参考第 3 章宜宾江段长薄鳅的 摄食生态中 POM 的样品采集及处理方法。对于日本沼虾的采集主要向渔民收购。

采集到的日本沼虾作为捕食者保留外壳(Bunn et al 1995),放入装有蒸馏水的玻璃 缸中暂养 24 小时,排空肠含物。然后用剪刀(不同个体间剪刀均用酒精擦洗干净) 把日本沼虾剪成小块,用锡箔纸包好,贴上标签放入烘干箱中。所有样品均在 60℃ 条件加热 48h 至恒重,然后用研钵研磨成均匀粉末,放入对应的离心管中,贴上相 应的标签,离心管用封口膜封口,保存在盛有硅胶的干燥器中,以待同位素的测定。



图 5-1 宜宾江段采样区域 A.宜宾江段位置图,阴影部分代表采样江段; B.长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护 区在长江干流江段的位置图。

Fig. 5-1 Sampling area in Yibin reach

A. Sampling area of Yibin reach in the Yangtze River, the shaded area denotes the approximate location where the samples were collected. B. location of National Nature Reserve for rare and endemic fish.



图 5-2 长江上游寸滩水文监测站 2010-2011 的流量 Fig. 5-2 The discharge of Yangtze River from CuiTan hydrological stations in 2010-2011 years

1.2 主要鱼类的采样

2012年4月30日-5月10日(春季),7月21日-8月10日(夏季)、10月1 日-10月15日(秋季)和2013年1月2-11日(冬季)在长江上游宜宾江段进行样 品的采集(图4-1)。长江上游2月1日至4月30日为禁渔期,因此春季采样时间均 从4月30日开始。鱼类样品收集有两种方式,一种为向渔民进行收购,另一种为聘 请渔船进行捕捞。对收购或捕获后的鱼类样品进行基本生物学指标的测定,包括体 长、全长和体重。体长和全长精确到1mm,体重精确到0.1g。由于部分鱼类随着体 长的增加存在食性转变的现象,因此作为碳、氮稳定同位素分析的鱼类样品尽量选 择较大个体,各个季节的鱼类样品个体体长较为相似。鱼类样品获得后采取鱼类背 部白肌肉,保存于5ml的离心管中,贴上相应的标签,放入烘干箱中,60℃的条件 下加热48h至恒重。所有加热至恒重的样品,用研钵研磨成均匀粉末,保存盛有干 燥剂的容器中,以待稳定同位素的测定。不同季节不同种类个体在研磨前均须用酒 精把研钵清洗干净,防止样品的交叉污染。

1.3 水文因子的测量

2012 年春(4月)、夏(7月)和秋(10月)三个季节的水温、含沙量、流速、流量等水文因子由向家坝水文监测站提供。透明度测定的时间与 POM 采样的时间 同步,应用透明度盘对水流较缓的水域进行测定,测定的地点与 POM 采样地点相近。

1.4 稳定同位素分析

所有样品的碳、氮稳定同位素比率测定均在中国林业科学研究院稳定同位素比 率质谱实验室测定。分析所有仪器为 Flash EA1112 HT 元素分析仪与 DELTA V Advantage 同位素比率质谱连用仪。δ¹³C 和 δ¹⁵N 的标准分别为 PDB(Pee Dee Belnite) 和 N₂。碳、氮稳定同位素的比率表示为:

R=[(X _{样品}/X _{标准})-1]×1000(‰)

式中, R 代表 δ13C 或 δ15N, X 代表 13C/12C 或 15N/14N。δ13C 样品分析精度约为 ±0.1‰; δ15N 样品分析精度约为±0.2‰。

1.5 同位素数据处理

应用非参数检验 Kruskal-Wallis 检验方法和中位数检验方法(Median Test)去分析 POM、日本沼虾和主要鱼类的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值季节差异显著性。显著性水平为 0.05,当 *p* 值小于<0.05 时,差异显著,否则差异不显著。相关分析中的 Pearson's

相关系数被用于确定 POM、日本沼虾和主要鱼类的的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 相关性。所有的数据均采用 SPSS16.0 软件分析。

2 结果

2.1 POM 的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 及 C:N 比例季节分布特征

POM 在不同季节的 δ^{13} C 值呈现极显著差异 (*p*<0.001),在 2012 年春季和 2012 年秋季 (-21.09±2.03‰) POM 的 δ^{13} C 值较为接近,在冬季的 δ^{13} C 值最低,其值为 -24.88±1.01‰,夏季的 δ^{13} C 最高,其值为-9.42±0.24‰ (图 5-4)。在 2012 年 10 月 16 日向家坝蓄水后 2013 春季 POM 的 δ^{13} C 值小于蓄水前 2012 年春季 δ^{13} C 的值,差 值为 2.26‰,且蓄水后 2 个季节 (2012 年冬季和 2013 年春季) POM 的 δ^{13} C 值均小 于蓄水前 3 个季节 (2012 年春季、夏季和秋季) POM 的 δ^{13} C 值(图 5-4)。不同季 节 POM 的 δ^{15} N 值也呈现极显著差异 (*p*<0.001), δ^{15} N 值的季节变化趋势与 δ^{13} C 的 季节变化趋势相似,两者呈现极显著的正相关关系 (*r*=0.956,*p*<0.001), δ^{13} C 和 δ^{15} N 变化趋势存在较小差异的地方是 2012 年春季 POM 的 δ^{13} C 值略小于秋季 POM 的 δ^{13} C 值,而 δ^{15} N 平均值在春季略高于秋季。夏季 POM 的 δ^{15} N 最高,其值为 9.39±1.21‰; 在冬季最低,为 2.26±0.26‰。在夏季洪水期,POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值均与其它季 节有显著性差异,且 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值均最高 (图 5-4)。2012 年春季、夏季和秋季 POM 的 C:N 比例,变化范围依次为 23-26、36-48 和 23-37,夏季的 C:N 值较高,而 春季和夏季的 C:N 比例较为相似。



Fig. 5-3 The $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ of POM from different season in Yibin reach

2.2 日本沼虾的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

2012年春(n=8)、夏(n=5)、秋(n=7)和冬(n=7)等四季对宜宾江段的日本

沼虾进行采样,其 δ^{13} C 值变化范围为-22.99‰--20.30‰, δ^{15} N 的变化范围 7.32‰-10.32‰ (图 5-5)。日本沼虾的 δ^{13} C 呈现不显著的季节变化 (p>0.05),其中 在冬季最高,其值为-20.81±0.26‰;在秋季最低,其值为-21.49±0.90‰。在春和秋 及夏和冬的 δ^{13} C 值分别较接近,且在春秋两季的 δ^{13} C 值要略低于夏冬两季的 13 C 值, 差值小于 1‰ (图 5-6)。在相同的季节,日本沼虾不同个体的 δ^{13} C 不同,其中 δ^{13} C 值变化最大的季节为秋季,差值为 2.65‰;其次为春季,差值为 1.87‰;夏季和冬 季日本沼虾不同个体的 δ^{13} C 差值较小,均为 1‰左右 (夏: 1.01‰;冬季: 0.72)(图 5-5),该现象说明不同的日本沼虾个体在相同季节的食物组成可能不同。日本沼虾 不同季节的 δ^{15} N 值存在极为显著的差异性 (p<0.001),在 2012 年的夏、秋和冬等 三个季节的 δ^{15} N 值较为相似,而在 2012 年春季的 δ^{15} N 最低,其值为 7.81±0.21‰; 在冬季最高,为 9.87±0.16‰ (图 5-6)。



Fig. 5-5 The means values of δ^{13} C and δ^{15} N of *Macrobrachium nipponensis* from different season in Yibin reach

2.3 主要鱼类的食性类型及其 δ^{13} C 和 δ^{15} N 范围

本章选择圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼等7 种鱼类进行季节变化的研究。参考相关文献(丁瑞华1994;湖北省水生生物研究所 鱼类研究室1976;何学福1980;刘飞等2012)及本文第3章中长薄鳅传统胃含物 分析法提供的食性结果,7种主要鱼类的食性类型初步划分为肉食性鱼类(南方鲇、 瓦氏黄颡鱼),杂食性鱼类(长薄鳅、圆口铜鱼、中华沙鳅、铜鱼、鲫)(表5-1)。

由表 5-2 可以看出,长江宜宾江段在周年之内同种不同个体的 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值 存在着很大的差异,同种不同个体的 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值差异最大的为南方鲇,其 δ¹³C 的极差值为 6.79‰,δ¹⁵N 极差值为 5.09‰;其次为长薄鳅,其 δ¹³C 极差值为 5.03‰, δ¹⁵N 极差值为 4.12‰;δ¹³C 极差值最小的鱼类为瓦氏黄颡鱼,其值为 1.19‰,δ¹⁵N 极差值最小的鱼类为铜鱼,其值为 2.05‰。7 种主要鱼类不同个体周年的 δ¹³C 极差 值均大于 1‰,δ¹⁵N 极差值均大于 2‰。对 7 种鱼类 δ¹³C 和 δ¹⁵N 周年均值进行对比, 结果显示 δ¹³C 周年均值最高的为南方鲇,其值为-20.95‰;δ¹³C 最低的鱼类为鲫, 其值为-22.12‰;长薄鳅、圆口铜鱼、铜鱼、瓦氏黄颡鱼和中华沙鳅的 δ¹³C 周年均 值较为相似。δ¹⁵N 周年均值最高的鱼类为长薄鳅,其值为 10.82‰,其次为中华沙鳅 (10.69‰);最低的为鲫,其值为 8.06‰,其次为圆口铜鱼(8.16‰)。

表 5-1 宜宾江段主要鱼类的食物组成和食性类型

鱼名 Fish	摄食类型	主要食物组成	次要食物组成					
南方鲇 Silurus meridionalis	肉食性	鱼类	虾类、水生昆虫					
长薄鳅 Leptobotia elongate	杂食性	虾、鱼、浮游生物	水生昆虫、底栖无脊椎动物					
中华沙鳅 Sinibotia superciliaris	杂食性	底栖无脊椎动物、	甲壳类、水生昆虫					
		浮游生物						
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	杂食性	底栖动物	水生昆虫幼虫、鱼苗、植物碎屑					
铜鱼 Coreius heterodon	杂食性	底栖动物	水生昆虫、有机碎屑					
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	杂食性	水生昆虫幼虫	小虾、软体动物					
鲫 Carassius auratus	杂食性	有机碎屑、藻类、	枝角类、桡足类、摇蚊幼虫和虾					
		水生植物						

Table 5-1 The die	t composition	and types of	of main	fish in	Yibin read	ch
	1	~ 1				

2.4 主要鱼类的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

鱼类 δ¹³C 和 δ¹⁵N 的周年季节分布特征用每个季节稳定同位素的均值进行表示。 周年 δ¹³C 季节均值变化较大的是南方鲇和长薄鳅,其均值季节变化范围分别为 -23.39‰--19.06‰和-23.30‰--20.63‰,两种鱼季节均值变化极差(指不同季节均值 的最大值和最小值之差值)值分别为 4.33‰和 2.43‰。铜鱼 δ¹³C 季节均值变化范围 为-21.86‰‰--20.73‰,变化极差值为 1.13‰。瓦氏黄颡鱼、中华沙鳅、鲫和圆口 铜鱼的周年 δ¹³C 季节均值变化较小,其均值变化范围依次为-22.10‰--21.34‰、 -22.07‰--21.19‰、-22.62‰--21.73‰和-22.36‰--21.39‰,4 种鱼的周年季节均值 变化极差值均小于 1‰。按照不同季节 δ¹³C 均值变化的大小,7 种鱼可以分为 2 大 类群,南方鲇和长薄鳅分为一类,其 δ¹³C 均值季节变化较大;另一类群包括瓦氏黄 颡、中华沙鳅、鲫、圆口铜鱼和铜鱼,其 δ¹³C 值季节均值变化较小。

华中农业大学 2014 届博士研究生学位论文

表 5-2 宜宾江段常见鱼类 $\delta^{13}C$ 和 $\delta^{15}N$ 周年原始数据

Table 5-2 δ^{13} C $\Re \delta^{15}$ N original data among the familiar fishes in Yibin reach

角夕			δ ¹³ C‰			δ^{15} N‰							
E 当 Fish	最小值	最大值	极差	均值	标准差	-	最小值	最大值	极差	均值	标准差		
	(Min)	(Max)	(Range)	(Mean)	(S.D)		(Min)	(Max)	(Range)	(Mean)	(S.D)		
南方鲇 Silurus meridionalis	-25.16	-18.37	6.79	-20.95	2.09		8.66	13.75	5.09	10.14	1.09		
长薄鳅 Leptobotia elongate	-24.97	-19.94	5.03	-21.81	1.56		8.59	12.71	4.12	10.82	1.1		
中华沙鳅 Sinibotia superciliaris	-22.75	-21.10	1.65	-21.55	0.44		9.26	11.55	2.29	10.69	0.56		
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	-23.93	-20.44	3.49	-21.86	1.02		7.11	9.21	2.1	8.16	0.61		
铜鱼 Coreius heterodon	-23.69	-20.31	3.38	-21.43	0.7		9.14	11.19	2.05	9.93	0.52		
瓦氏黄颡鱼 Pelteobagrus vachelli	-22.36	-21.17	1.19	-21.61	0.36		7.56	11.07	3.51	9.13	1.02		
鲫 Carassius auratus	-23.23	-20.56	2.67	-22.12	0.59		5.57	9.95	4.38	8.06	1.13		

δ¹⁵N周年季节均值变化较大是鲫、瓦氏黄颡鱼和长薄鳅,其周年季节均值变化 范围依次为 6.97-9.27‰、8.31-10.48‰和 9.81-11.94‰,其不同季节均值变化极差值 均大于 2‰。其次为南方鲇,周年季节均值变化范围为 9.7-10.84‰,极差值为 1.14‰。 圆口铜鱼的周年季节均值变化范围最小,极差值为 0.44‰。中华沙鳅和铜鱼 δ¹⁵N 周 年季节均值极差值均在 0.5-1‰之间。按照不同季节 δ¹⁵N 均值周年变化大小,7 种鱼 可以分为 2 大类群,一种类群为极差值大于 2‰,包括鲫、瓦氏黄颡鱼和长薄鳅; 另一类群为极差值约等于 1‰,包括南方鲇、中华沙鳅、铜鱼和圆口铜鱼。按照在 相同季节 δ¹⁵N 均值大小,仍然可以分为两类,一类为南方鲇、长薄鳅、中华沙鳅和 铜鱼,它们每个季节的均值均大于瓦氏黄颡鱼、圆口铜鱼和鲫相对应的季节均值, 除瓦氏黄颡鱼在冬季的 δ¹⁵N 外;另一类群包括瓦氏黄颡鱼、圆口铜鱼和鲫。



Fig. 5-6 The δ^{13} C and δ^{15} N mean values of main fish in 2012

2.4.1 圆口铜鱼 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

圆口铜鱼 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值周年季节变化的相关性不显著 (*p*>0.05),其 δ^{13} C 值 没有显著的季节性差异 (*p*>0.05),但从图 5-7 可以得到,圆口铜鱼的 δ^{13} C 值仍然存 在一定的季节变化。圆口铜鱼在春季和冬季的 δ^{13} C 值相似,其值分别为-22.24±0.82‰ 和-22.36±1.56‰;在夏季和秋季的 δ^{13} C 值均大于春季和冬季的 δ^{13} C 值,其值分别为 -21.39±0.41‰和-21.43±0.81‰。对圆口铜鱼在四个季节 δ^{13} C 值的标准差进行比较, 结果显示圆口铜鱼在冬季 δ^{13} C 值标准差最大(图 5-7),说明从秋季到冬季这段时间, 不同圆口铜鱼个体的食物组成存在一定的差异。从春季到夏季圆口铜鱼 δ^{13} C 值增加, 从秋季到冬季其 δ^{13} C 值的变化趋势与春季到夏季相反,呈现下降的趋势,且冬季其 δ^{13} C 低于春季。圆口铜鱼 δ^{15} N 值也不呈现显著的季节性差异 (*p*>0.05),但从图 5-6 可以得到,其 δ^{15} N 值仍然存在一定的差异。圆口铜鱼在春季 δ^{15} N 值最大,其值为 8.38±0.7‰; 在冬季 δ¹⁵N 值最小, 其值为 7.89±0.41‰。从春季到冬季, 其 δ¹⁵N 值呈 现递减的趋势(图 5-7)。



图 5-7 2012 年圆口铜鱼在不同季节的 δ^{13} C 和 δ^{15} N Fig. 5-7 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Coreius guichenoti* from different season in 2012

2.4.2 瓦氏黄颡鱼 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

瓦氏黄颡鱼 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值的周年季节变化没有显著的相关性 (p>0.05)。其 δ^{13} C 值呈现极显著的季节性差异 (p<0.001),按照瓦氏黄颡鱼在四个季节的 δ^{13} C 值 大小,可以把四个季节分为 2 组,一组为春季,瓦氏黄颡鱼在这个季节的 δ^{13} C 值最 低,其值为-22.10±0.29‰;另一组为夏、秋和冬季,瓦氏黄颡鱼在这三个季节的 δ^{13} C 值较为相似。在秋季瓦氏黄颡鱼的 δ^{13} C 最高,为-21.34±0.13‰。从春季到秋季 δ^{13} C 值呈现递增的趋势,且在春季和秋季 δ^{13} C 均值相差最大 (0.76‰),其 δ^{13} C 值从秋 季到冬季略为下降 (图 5-8)。瓦氏黄颡鱼 δ^{15} N 值在四个不同季节呈现极显著性的差 异 (p<0.01),且瓦氏黄颡鱼在春季和秋季的 δ^{15} N 值较为相似。在秋季瓦氏黄颡鱼 的 δ^{15} N 值最小,其值为 8.31±0.31‰;在冬季其 δ^{15} N 值最大,为 10.48±0.5‰。从春 季到夏季和从秋季到冬季瓦氏黄颡鱼的 δ^{15} N 值均增加;从夏季到秋季其 δ^{15} N 值降 低,其中在夏季的 δ^{15} N 值为 9.26±0.78‰ (图 5-8)。



Fig. 5-8 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Pseudobagrus vachelli* from different season in 2012

2.4.3 鲫 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

鲫 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值的周年季节变化没有显著的相关性 (p>0.05)。其 δ¹³C 值没 有显著的季节性差异 (ANOVA, F=2.917, p>0.05),春季 δ¹³C 最高,其值为 -21.73±0.65‰;冬季的 δ¹³C 最低,为-22.62±0.14‰。从春季到冬季,鲫的 δ¹³C 呈现 递减的趋势。在夏季和秋季的 δ¹³C 值分别为-21.95±0.78‰和-22.24±0.10‰ (图 5-9)。 鲫的 δ¹⁵N 值呈现极显著的季节性变化 (p<0.01),鲫的 δ¹⁵N 值在夏季和冬季相似, 春季和秋季相似。秋季的 δ¹⁵N 值最高,为 9.27±0.59‰;冬季的 δ¹⁵N 值最低,为 6.97±1‰。从春季到夏季和从秋季到冬季 δ¹⁵N 的变化相似,均呈现下降的趋势。从 夏季到秋季鲫的 δ¹⁵N 升高,其在夏季的 δ¹⁵N 值为 7.66±0.77‰ (图 5-9)。



Fig. 5-9 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Carassius auratus* from different season in 2012

2.4.4 长薄鳅 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

长薄鳅 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值周年季节变化的相关性不显著 (*p*>0.05)。其 δ¹³C 值呈 现极显著的季节性差异 (*p*<0.01)。长薄鳅在春季和冬季的 δ¹³C 值较大,其值分别为 -20.63±0.53‰和-21.39±0.2‰;在夏季和秋季的 δ¹³C 值均小于春季和冬季 (最小极差 值大于 1.5‰),其值分别为-23.30±1.99‰和-23.13±1.13‰。对长薄鳅 δ¹³C 值的标准 差进行分析,结果显示夏季长薄鳅 δ¹³C 值的标准差最大,说明在夏季不同长薄鳅个 体的 δ¹³C 差异最大 (图 5-10)。从春季到夏季长薄鳅的 δ¹³C 值呈现下降的趋势,长 薄鳅在春季的 δ¹³C 均值和在夏季的 δ¹³C 均值相差最大,其差值为 2.67‰。夏、秋两 季长薄鳅的 δ¹³C 值相似,在秋季 δ¹³C 值略大于夏季的 δ¹³C 值。从秋季到冬季 δ¹³C 值上升,但其 δ¹³C 值仍小于春季。

长薄鳅的δ¹⁵N 值呈现极显著的季节性差异 (*p*<0.01),按照δ¹⁵N 值的相似性,四个季节可以分为两组,一组为夏季和秋季,一组为春季和冬季。在春季和冬季长 薄鳅的δ¹⁵N 值相似且均较低,其值分别为 10.47±1.05‰和 9.81±0.28‰;在夏季和冬 季长薄鳅的δ¹⁵N 相似且均较大,其值分别为 11.41±0.9‰和 11.94±0.56‰ (图 5-10)。 长薄鳅的δ¹⁵N 值从春季到秋季呈现递增的趋势,到冬季δ¹⁵N 值下降,但其值仍小 于春季。



Fig. 5-10 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Leptobotia elongate* from different season in 2012

2.4.5 中华沙鳅 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

中华沙鳅 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值周年季节变化的相关性不显著 (p>0.05)。其 δ^{13} C 值 呈现极显著的季节性差异 (p<0.01)。在秋季中华沙鳅的 δ^{13} C 最高,其值为 -21.19±0.13‰;在冬季 δ^{13} C 值最低,为-22.07±0.56‰ (图 5-11)。中华沙鳅的 δ^{13} C 值从春季到秋季呈现递增的趋势,而秋季到冬季 δ^{13} C 下降,且春、夏两季长薄鳅的 δ^{13} C 值较为相似,其值分别为-21.49±0.2‰和-21.43±0.21‰。中华沙鳅 δ^{15} N 没有显 著性的季节性差异 (p>0.05),其变化趋势与中华沙鳅 δ^{13} C 从春季到冬季的变化趋势 一致, δ^{15} N 值从春季到夏季的增加程度大于 δ^{13} C 值从春季到夏季的增加程度。秋季 中华沙鳅的 δ^{15} N 值最高,其值为 11.08±0.37‰;春季其 δ^{15} N 值最低,为 10.35±0.78‰。 中华沙鳅在夏季的 δ^{15} N 值高于冬季,其中冬季中华沙鳅的 δ^{15} N 值为 10.57±0.11‰(图 5-11)。



Fig. 5-11 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Sinibotia superciliaris* from different season in 2012

2.4.6 南方鲇 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

南方鲇 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值周年季节变化的相关性不显著 (*p*>0.05)。其 δ¹³C 值呈 现极显著的季节性差异 (*p*<0.01)。在秋季南方鲇的 δ¹³C 最高,其值为-19.06±0.2‰; 冬季南方鲇的 δ¹³C 最低,为-23.39±2.9‰。对南方鲇在四季的 δ¹³C 值标准差进行分 析,结果显示在冬季南方鲇的 δ¹³C 值标准差最大,说明不同南方鲇个体的 δ¹³C 值在 冬季差异最大,进一步的说明在冬季南方鲇的食物来源较广 (图 5-12)。从春季到秋 季,南方鲇的 δ¹³C 值呈现递增的趋势,秋季到冬季其 δ¹³C 值则下降。南方鲇的 δ¹⁵N 没有显著的季节性差异 (*p*>0.05)。夏季南方鲇的 δ¹⁵N 值最高,其值为 10.84±0.4‰; 秋季的其 δ¹⁵N 值最低,为 9.7±0.19‰。从春季到夏季和从秋季到冬季南方鲇的 δ¹⁵N 值增加,在冬季南方鲇的 δ¹⁵N 值高于春季,其值为 10.13±2.1‰ (图 5-12)。



图 5-12 2012 年不同季节南方鲇的 δ¹³C 和 δ¹⁵N

Fig. 5-12 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Coreius heterodon* from different season in 2012 2.4.7 铜鱼 δ^{13} C 和 δ^{15} N 周年季节分布特征

铜鱼 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值周年季节变化的相关性不显著 (p>0.05)。其 δ¹³C 值呈现 显著的季节性差异 (p<0.05),按照 δ¹³C 值的相似性进行分析,由图 6-9 可以得到四 个季节可以分为两组,一组为夏季、秋季和冬季;另一组为春季。铜鱼在春季 δ¹³C 值最高,其值为-20.73±0.31‰;在冬季 δ¹³C 值最低,为-21.86±1.13‰。夏季和秋季 铜鱼的 δ¹³C 值比较相似,其值分别为-21.57±0.21‰和-21.57±0.17‰ (图 5-13)。从 春季到冬季,铜鱼的 δ¹³C 值呈现整体下降的趋势。铜鱼的 δ¹⁵N 值没有显著的季节 性差异 (p>0.05),按照 δ¹⁵N 值的相似性,由图 6-9 可以得到铜鱼的 δ¹⁵N 值可以分 为两组,一组秋季,其 δ¹⁵N 最高,为 10.41±0.2‰;另一组为春季、夏季和冬季, 其中铜鱼在夏季的 δ¹⁵N 值最低,其值为 9.54±0.32‰;从春季到夏季和从秋季到冬 季,铜鱼的 δ¹⁵N 均呈现下降的趋势,在冬季 δ¹⁵N 小于在春季,在冬季其值为 9.82±0.79‰ (图 5-13)。



Fig. 5-13 The δ^{13} C and δ^{15} N of *Silurus meridionalis* from different season in 2012 2.5 POM 和水生生物 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的季节变化关系 2.5.1 POM 和日本沼虾的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的季节变化关系

2012 年春、夏、秋和冬等四季 POM 和日本沼虾的 δ^{13} C 值变化呈现不显著的相关性,从 2012 年春季到夏季 POM 的 δ^{13} C 值增加较快,日本沼虾的 δ^{13} C 增加较慢;从秋季到冬季 POM 的 δ^{13} C 值下降,日本沼虾的 δ^{13} C 值增加,然而在 2012 年春季 和秋季两者的 δ^{13} C 值平均值几乎重叠(图 5-14)。POM 的 δ^{15} N 值和日本沼虾的 δ^{15} N 值随季节的变化趋势也没有显著的相关性,从 2012 年夏季到 2012 年冬季 POM 的 δ^{15} N 呈现下降的趋势,日本沼虾的 δ^{15} N 则相反,然而从春季到夏季,两者的 δ^{15} N 值均增加,在 2012 年夏季两者的 δ^{15} N 值几乎重叠(图 5-14)。





Fig. 5-14 The season variation of δ^{13} C and δ^{15} N in *Macrobrachium nipponensis* and POM

2.5.2 POM 和日本沼虾与鱼类的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 季节变化关系

为更明显的在图 5-15 中显示 POM 和日本沼虾与鱼类的 δ¹³C 季节变化关系, POM 在 2012 年夏季的 δ¹³C 值被去除。由图 5-15 可以得到,在 2012 年春季 POM 和日本沼虾的 δ¹³C 值变化范围与主要鱼类 δ¹³C 值的变化范围相似;在 2012 年夏季, 南方鲇的 δ¹³C 值与日本沼虾的 δ¹³C 值较为相似;在 2012 年秋季,除南方鲇、长薄 鳅和鲫的 δ¹³C 值不与 POM 和日本沼虾的 δ¹³C 值相似外,其余鱼类的 δ¹³C 值与 POM 和日本沼虾的 δ¹³C 值相似;在 2012 年冬季,POM 的 δ¹³C 值较低,与其他主要鱼类 的 δ¹³C 值相差较远,而日本沼虾的 δ¹³C 值与长薄鳅、铜鱼、瓦氏黄颡鱼和圆口铜鱼 的 δ¹³C 值相似。综上结果显示,在 2012 年春季,POM 和日本沼虾是 7 种鱼类的潜 在饵料生物;在 2012 年夏季,日本沼虾主要是南方鲇的潜在饵料食物;2012 年秋 季,POM 和日本沼虾是瓦氏黄颡鱼、圆口铜鱼、铜鱼和中华沙鳅的潜在饵料生物; 2012 年冬季日本沼虾是长薄鳅、铜鱼、瓦氏黄颡鱼和圆口铜鱼的潜在饵料生物。

2012 年春、夏、秋和冬等四季 POM 和日本沼虾与主要鱼类的 δ^{13} C 值变化呈现 不显著的相关性。从 2012 年春季到 2012 年夏季,铜鱼、鲫和长薄鳅的 δ^{13} C 值下降, 日本沼虾与其余鱼类的 δ^{13} C 值上升;从 2012 年夏季到 2012 年秋季除日本沼虾和鲫 的 δ^{13} C 值下降外,其余鱼类的 δ^{13} C 值均上升;从 2012 年秋季到 2012 年冬季,日本 沼虾和长薄鳅的 δ^{13} C 值升高,其余鱼类和 POM 的 δ^{13} C 下降。在 δ^{15} N 值方面,POM 和日本沼虾的 δ^{15} N 值季节变化与主要鱼类的季节变化没有显著的相关性。从 2012 年春季到 2012 年夏季,铜鱼、鲫和圆口铜鱼的 δ^{15} N 值下降,POM、日本沼虾和其 余鱼类的 δ^{15} N 值上升;从 2012 年夏季到 2012 年秋季,日本沼虾、瓦氏黄颡鱼和圆 口铜鱼的 δ^{15} N 值下降,POM 和其余鱼类的 δ^{15} N 值上升;从 2012 年秋季到 2012 年 冬季,瓦氏黄颡鱼、日本沼虾和南方鲇的 δ^{15} N 值上升,POM 和其余鱼类的 δ^{15} N 值 均下降(图 5-16)。不同季节日本沼虾和 POM 的 δ^{15} N 值与主要鱼类的 δ^{15} N 值没有 完全符合 3.4‰的差距,结果表明主要鱼类的食性不仅包含日本沼虾和 POM,也包 括其它的食物类群。





Fig.5-15 The season variation of δ^{13} C in POM and Aquatic organism







2.6 水文因子的季节变化

2012-2013 年对采样点(南岸)的透明度进行实时测量。2012 年春(4月)、夏(7月)和秋(10月)三个季节的水温、含沙量、流速、流量等水文因子来自向家坝水文监测站,其中秋季的水文数据选自向家坝蓄水之前。透明度数据与 POM 的 采样时间同步。由图 5-17 可知,透明度、水温、含沙量、流速和流量等水文因子的 值随着季节的变化均发生变化。透明度在向家坝蓄水之前较低,三个季节的透明度 均没有超过 400mm,最低的季节为夏季,其值约为 176mm;蓄水之后,透明度较高,

且在 2013 年春季达到最高,其值约为 1500mm。2013 年春季的透明度远高于 2012 年春季的透明度,其差值约为 1200mm。水温、含沙量、流速和流量等季节变化趋势相似,与透明度在 3 个季节的变化趋势相反,四种水文因子均在夏季最高,春季 最低(图 5-17)。



Fig. 5-17 The seasonal varation of hydrology in Yibin reach

3 讨论

3.1 宜宾江段颗粒有机物的来源组成及季节变化

本文测量了2012年春季、夏季和秋季POM的C:N比例,变化范围依次为23-26、 36-48 和 23-37。Thorp 等(1998) 和 Zah 等(2001)的报道认为,物质 C:N 比例可以 用来划分有机物来源的物质为外源性物质还是内源性物质。陆生外源性有机物物质 C:N 比例范围为 35-45 之间, 而水生内源性有机物 C:N 比例范围为约为 12:1 (Wetzel 1983; 李斌 2012)。由于夏季颗粒有机物的 C:N 比例值与陆生外源性有机物物质 C:N 比例值相似,而春季和秋季颗粒有机物的 C:N 比例值位于陆生外源性有机物和水生 内源性有机物的 C:N 比例值之间,因此说明,夏季(洪水期)颗粒有机物的主要来 源为陆生外源性有机物物质,即外来有机物(浮游植物、水生固着植物、水生植物 和藻类等)为夏季颗粒有机物的主要来源,包括C3和C4植物碎屑及土壤有机物。 在春季和秋季颗粒有机物的主要来源为陆生外源性有机物质和内源性有机物质,即 在枯水期有机物来源主要为本地有机物(浮游植物、水生固着植物、水生植物和藻 类等)和外来有机物(陆地有机物、土壤有机物和从上游及支流输入的有机物)。王 建柱(2006)对三峡库区有机物来源研究认为,枯水期(5 月份)以本地有机物为 主,在洪水期(9月份)以外来有机物为主,且离大坝越近,本地有机物的比例呈 现递增趋势。本研究采样地点为非库区环境,与王建柱对库区研究结果进行对比表 明,随着向家坝蓄水的成功,向家坝库区随之形成,坝上有机物来源与坝下有机物 来源相比,本地有机物和外来有机物的比例将会发生改变。因此,向家坝的蓄水改 变了坝下河流有机物来源,使得在向家坝蓄水前后坝下的本地有机物和外来有机物 的比例发生了改变,进而影响了水生生物的食物来源及组成。

长江径流具有明显的季节变化,6-10 月为洪水期(危起伟等 2012),由图 5-2 可以得到,7 月份(夏季)达到洪峰,且 7-9 月的流量显著大于其它月份为洪水高 峰期,其它月份可以称为枯水期。颗粒有机物(POM)的δ¹³C 和δ¹⁵N 有显著的季 节变化,洪水期(夏季)达到最高,枯水期较低,尤其在冬季最低。这个结果与吴 莹等(2002)在长江南通段和张亮(2005)在长江秭归到宜昌江段研究的结果类似, 说明宜宾江段 POM 的组成受长江自然径流的影响较为显著,也进一步的表明了在 宜宾江段不同季节 POM 的来源不同,并且不同来源的物质对 POM 的贡献随着季节 而发生了一定的变化。由于在三峡大坝蓄水达到 139m 水位时,在洛碛江段还没有形 成水库,其水文特征没有受到三峡大坝的影响,是一个典型的狭窄江道(王建柱 2006),与宜宾江段的地理特征、气候、水文特征较为相似(长江水系渔业资源调查

协作组 1990),距本研究采样点的距离约 450km。根据王建柱(2006)对洛碛江段的有机物来源研究可得,在 δ^{13} C方面,陆地 C3 植物的变化范围为-29.8‰--28.6‰,陆地 C4 植物的变化范围为-13.5‰--12.2‰,这结果与 Smith 和 Epstein(1971)对 C3 植物的研究和 Kendall(2001)对 C4 植物的研究结果类似,即水生和陆生 C3 植物 δ^{13} C 值变化范围为-23‰--30‰, C4 植物 δ^{13} C 值变化范围为-9--16‰。由于不同季节(洪水期高峰期除外)的颗粒有机物(POM)的 δ^{13} C 值更接近与 C3 植物,这说明 C3 植物是除洪水高峰期外所有季节 POM 的主要来源,另外在所有季节 POM 的碳、氮稳定同位素组成变化较大,这是由于在 POM 样品中,C3 和 C4 植物碎屑所占的比例不同(Hein et al 2003;Matthews and Mazumder 2005)。据相关报道,由于人类活动产生的有机污染物的 15 N 含量和 13 C 含量均较高(Mariotti 1986; Kendall and Aravena 2000; Kendall et al 2001;徐军 2005)。而在夏季 POM 的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 也均较高,因此有两个方面的原因,一方面由于夏季为洪水期,人类产生的有机物污染物的输入量要高于枯水期;另一方面,陆地 C4 植物的 δ^{13} C 值较高,在夏季 C4 植物对颗粒有机物的贡献要高于其它季节,即夏季 C4 植物可能是 POM 主要来源。

据 Mariotti 等 (1991) 和 Barth 等 (1998) 的研究结果显示 POM 的 $\delta^{15}N$ 会随着 内源性物质的增多而升高,另外水温适当且透明度高的情况下适宜内源性有机物的 生长(张亮 2007)。因此,从 2012 年冬季到 2013 年夏季随着水温的升高和透明度 的增大,内源性有机物在 POM 中占的比例正大,其 δ^{15} N 应该增加,本文研究的结 果证实这个推断,即颗粒有机物的δ¹⁵N从2012年冬季到2013年春季升高。在相同 的采样点, 2013 年春季 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值显著低于 2012 年春季 POM 同位 素值,说明两个季节颗粒有机物(POM)的内源性有机物和外源性有机物的比例发 生改变,两个季节透明度的显著差异也证实了这一观点。原因有两个方面,一、来 自上游的人类产生的有机物污染物的输入量和 C4 植物碎屑含量发生改变, 2013 年 春季有机物污染物的输入量和 C4 植物碎屑含量要低于 2012 年春季, 从而使 2013 年春季 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值降低, 向家坝蓄水导致来自金沙江下游的陆源性有 机物被阻止在坝前,从而使得坝下官宾江段的透明度增大且颗粒有机物(POM)的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 降低,也就说向家坝蓄水对坝下宜宾江段颗粒有机物 (POM)中陆生 外源性有机物和水生内源性有机物的比例产生了影响;二、也有可能是水温发生了 一定改变,即 2013 年春季的水温低于 2012 年春季的水温,2013 年春季内源性有机 物降低,但在同一地点同一季节,水温的改变一般较小,因此水温因素对其变化的

影响较小。综上所述,在宜宾江段对于颗粒有机物(POM)有三个来源,一、来自 河岸两侧输入的有机物;二、来自上游冲击下来的有机物;三,来自本地水生的内 源性有机物,且在不同的季节三种来源的有机物对颗粒有机物(POM)的贡献不同, 在洪水期,POM 以来自两岸两侧输入有机物和来自上游冲击下来的有机物为主,在 枯水期三者的重要性相当,当然,在洪水期来自两岸两侧输入有机物和来自上游冲 击下来的有机物哪个最重要,仍需要进一步的研究。向家坝蓄水后,在枯水期来自 上游冲击下来的有机物的贡献下降,POM 主要以来自两岸两侧输入有机物和本地水 生的内源性有机物为主,可以推测蓄水后的洪水期 POM 主要以来自两岸两侧的输 入有机物为主。

3.2 宜宾江段水生生物的食物来源及季节变化

根据历史参考文献,日本沼虾和7种鱼类(圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄 鳅、中华沙鳅、南方鲇、铜鱼)大部分为杂食性,但按照本章测定的同位素数据, 日本沼虾和鱼类的δ¹³C值在洪水前后均有一定的变化,即8种水生生物的食物组成 在洪水前后均有一定的变化。对水生生物和陆地植物(C3 和 C4 植物)的 δ^{13} C 值进 行分析,结果显示水生生物并不直接以陆地植物为食。且根据 Persson and Hansson (1999)的研究结果显示,食物的 δ^{13} C在消费者体内得到反应需要一定的时间。不 同季节日本沼虾 δ^{13} C 均值存在差异 目均不超过 1‰,说明日本沼虾在四个季节的食 物组成具有一定的差异,然而每个季节又有相同的食物类群,这与刘军等(2005) 利用传统法对日本沼虾食性研究得到的结果是相似的。日本沼虾 δ^{15} N均值从春季到 冬季呈现增加的趋势,其中夏季到冬季增加的趋势较小,由于从春季到夏季有一个 摄食高峰期,因此春季到夏季 δ^{15} N值增加明显。随着洪水的到来,日本沼虾获得底 栖无脊椎动物、水生昆虫等水生动物的机会减小难度加大,而陆生外源性有机物获 得的机会增大,从而使得秋季日本沼虾的 $\delta^{15}N$ 值仍然保持较高的值。按照传统胃肠 含物分析法显示 8-11 月为日本沼虾的第二个摄食高峰期,因此冬季日本沼虾的 $\delta^{15}N$ 值达到最高。春季透明度虽较高,但水温较低,不适合浮游生物的生长, 且从冬季 到春季日本沼虾的摄食强度较低,因此春季日本沼虾 δ¹⁵N 值远低于其它三个季节。 日本沼虾的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值与 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值在季节变化上没有较显著 的相关性,说明 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值季节变化没有通过食物链反映到较高营养 级生物日本沼虾的体内,即日本沼虾不仅以 POM 为食,也摄食其它的食物类群。

据相关文献报道,随着水位等水文因子的波动鱼类的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值会产生

季节性的变化(Wantzen et al 2001; Wang et al 2011)。部分鱼类在统计学上虽然没有 显著的季节性变化,但由数据表明其仍然呈现一定的季节变化。δ¹³C 主要用于反映 物种的食物来源(Peterson and Fry 1987); $\delta^{15}N$ 可以用于反映物种体内组织的新陈 代谢(张亮 2005),因此,鱼类的食物来源和新陈代谢随着季节的不同而呈现较大 的差异,也显示了长江营养条件的剧烈变化。7种鱼类有中华沙鳅、铜鱼、瓦氏黄 颡鱼、圆口铜鱼、鲫等 5 种鱼的 δ^{13} C 均值在四个季节的最大差值均小于 1‰,说明 在4个季节,该5种鱼类各自的食物种类均具有较显著的季节相似性,证明长江宜 宾江段大部分鱼类的食性相似,且在不同季节对相同食物的偏重点发生了稍小改变。 据有关报道细粒颗粒有机物(FPOM)、水中固着植物和藻类是水生食物网的主要来 源(Thorp et al 1998;Bunn et al 2003; Hein et al 2003); CPOM 对水生食物网也有较大 的贡献(Polis and Hurb 1996;Brown et al 2001;王建柱 2006)。本文研究结果表明, 在 2012 年春、夏和秋季等季节颗粒有机物 (POM) 对于宜宾江段鱼类食物网的食 物来源起着重要的作用(图 5-15),在冬季鱼类很少利用 POM。由图 5-6 可以得到, 鱼类在宜宾江段洪水期(6-10月)δ¹³C均值的变化范围大于在枯水期(春冬两季), 说明在洪水期鱼类食物来源较为多样化,特别是陆生外缘源性有机物输入的影响, 类似的现象在其它的水体鱼类中也又出现,如 Wang 等(2011)对鄱阳湖鱼类和张 欢等(2013)对东洞庭湖鱼类同位素季节变化的研究。也就是说,对于鱼类而言, 在洪水期间,陆生外源性有机物更加丰富且易获得。一方面,尽管洪水期水温较高, 适宜水生内源性有机物的生长,但透明度的降低、流速的增加对内源性有机物的生 产力产生了严重的限制(Vannote et al 1995),同时在洪水期流量的增大也稀释了水 生内源性有机物的组成:另一方面,洪水期多为雨季,带入了丰富的陆生外源性有 机物,一部分被水生生物直接利用,另一部分不断分解,使其成为颗粒有机物的 (POM)的主要来源。这一结论也从秋季大部分的鱼类的 δ^{13} C升高得到了证明。由 于食物的 δ^{13} C 在消费者体内得到反应需要一定的时间,鱼类在洪水期间消化吸收 POM 的 δ^{13} C 在 10 月份 (秋季) 得到了体现。由于 POM 的 δ^{15} N 值与鱼类的 δ^{15} N 值 在 2012 年春、夏和秋季差异不大,所以 POM 在鱼类食物组成中的占有一定较高的 比例,而在冬季两者的 δ^{15} N值差异较大,因此POM在鱼类食物组成中的占有比例 不会太高。

本章的研究结果还表明,日本沼虾也是大多数鱼类的食物来源之一。鱼类和虾 类都没有特定的食物,它们的食物包括不同的生物种类,这些生物种类甚至处在不

同的营养级上(Jones and Waldron 2003)。综上讨论可以得到,在洪水期 POM 是水 生生物的主要食物来源之一,且 POM 的主要有机来源是陆生外缘性有机物,即 POM 的主体是来自两岸两侧输入有机物和来自上游冲击下来的有机物,而在枯水期 POM 的主要有机来源是水生内源性有机质。因此,在讨论陆生外源性有机质和水生内源 性有机质对和河流食物网贡献大小的时不能简单把一年所有季节全都整合在一起, 而应分为不同的季节进行讨论,如洪水期和枯水期。从 POM 的稳定同位素组成分 析,在洪水期,POM 主要来自陆生的外源性有机物,而不是水生的内源性有机物, 且受到向家坝蓄水的影响,RPM 模型不适用于宜宾江段的食物网模型,而 FPC 模型 认为与上游传输下来的有机质无关且适应与中小型河流系统(Junk et al 1989)。因为 宜宾江段两岸具有河漫滩和植被,而 RCC 模型认为邻近岸边的植被对河流有机物的 来源较小并且有研究认为其不适应与具有季节性变化的河漫滩河流系统(Vannote et al 1980; seddell et al 1989)。综上所述,本研究认为在洪水期为正确评估长江宜宾江 段不同有机物对河流食物网贡献时应结合 RCC 和 FPC 等两种理论模型,在枯水期 应结合 RCC、FPC 和 RPM 等三种理论模型

4 小结

1. 在宜宾江段,不同季节颗粒有机物(POM)的有机物来源不同,在枯水期 主要来源为本地有机物(浮游植物、水生固着植物、水生植物和藻类等)和外来有 机物(陆地有机物、土壤有机物和从上游及支流输入的有机物),在洪水期(夏季) 颗粒有机物的主要来源为外来有机物。在除夏季外的所有季节 C3 植物是 POM 的主 要来源,而在夏季 C4 植物和人类产生的有机物污染物可能是 POM 的主要来源。

2. 宜宾江段颗粒有机物 (POM) 受长江自然径流的影响较为显著,其稳定同位素比率有显著的季节变化,在洪水高峰期达到最高,枯水期较低,尤其在冬季最低。

3. 向家坝的蓄水已经影响了陆生外源性物质和水生内源性物质在宜宾江段颗粒 有机物 (POM)中所占的比例,从而进一步影响了水生生物的食物来源及组成。从 空间上对比,向家坝的蓄水影响了坝上和坝下陆生外源性有机物和水生内源性有机 物的比例;从时间上对比,使得坝下陆生外源性有机物和水生内源性有机物的比例 在向家坝蓄水前后也发生了改变。向家坝蓄水后,在枯水期使得来自上游冲击下来 的有机物的贡献下降,POM 可能主要以来自两岸两侧输入有机物和本地水生的内源 性有机物为主。

4. 对于鱼类而言,在洪水期间,陆生外源性有机物更加丰富且易获得。颗粒有机物(POM)是鱼类的重要食物来源,但冬季 POM 在鱼类食物组成中的占有比例 不会太高。

5. 对于宜宾江段食物网的有机物来源的模型,不能简单把一年所有季节全都整 合在一起,而应分为不同的季节进行讨论,如洪水期和枯水期。因此,本研究认为 三种模型没有一种能够单独适应宜宾江段的食物网模型,需要综合考虑。在洪水期 为正确评估长江宜宾江段不同有机物对河流食物网贡献时,应结合 RCC 和 FPC 等 两种理论模型,在枯水期应结合 RCC、FPC 和 RPM 等三种理论模型。

第六章 宜宾江段水生生物的营养结构及变化

由于受到过度捕捞和水利水电工程建设等人类涉水活动影响,长江干流整体渔业资源呈现下降的趋势(刘绍平等 2005;吴金明等 2010),宜宾江段的渔业资源与长江整体下降的趋势相吻合,渔获物个体小型化、较高营养层次的中上层肉食性鱼类资源衰退,而较低营养层次的底层杂食性鱼类呈现相对上升的趋势(李雷等 2013)。海洋方面,国内外许多学者提出为科学管理和利用渔业资源,实现渔业资源的可持续发展,有必要全面、深入的了解鱼类群落结构和功能及其变化的规律(金显仕 2000;Larkin 1996; Garrison 2000)。河流在陆地生态系统和海洋生态系统之间起着纽带作用(蔡德陵和李红艳 2004),因此,对生活在河流中的鱼类摄食生态和鱼类群落结构及功能的研究有助于了解全球生态系统。

鱼类群落结构是水生生物群落结构重要组成部分(何志辉 2000)。了解鱼类群 落营养结构和功能的关键环节就是对鱼类食物网的研究(Ross 1986: Fogarty and Murwaski 1998)。国外学者和国内学者在河流鱼类食物网方面开展了许多研究工作 (Winemiller and Kelso-Winemiller 1994; Pusey et al 2012; Brian et al 2007; Vitule et al 2008; Michael 2010; Wilbert and Anthony 2012; Moraes et al 2013; Ronald et al 2014; Xu et al 2004; 张亮 2007; 李斌 2009)。对于河流鱼类食物网的研究,目前较 常用的方法为传统胃含物分析法和碳氮稳定性同位素技术。传统胃含物分析法很难 准确反映食物网结构且要求样本量较大,当然实际研究中,几乎不可能精确的评价 水生生物的营养结构和关系(Hobson and Welch 1992)。近年来,稳定同位素技术成 为研究水生生物营养结构和关系的一种热门和有效的手段,越来越多的应用于淡水 生态系统结构的研究(Fry 1991; Michener and Schell 1994; Harvey and Kitchell 2000; Woodward and Hildrew 2002; David and kirk 2002; Keith et al 2006; Katrina et al 2011)。常用的稳定同位素为碳、氮,碳主要用于鉴定消费者的食物来源,氮主要用 于确定消费者的营养级(Peterson and Fry 1987),一般碳的富集值约为 1‰,通常忽 略不计(Deniro and Epstein 1978),氮的富集值约为 3.4‰(Minagawa and Wada 1984)。

国内对于水生生物营养结构的研究主要集中与海洋和湖泊(韦晟和姜卫民 1992; 唐启升 2000;薛莹 2005;徐军 2005),且以传统胃含物分析法为主;利用稳定同 位素技术对水生生物食物网结构及其变化的研究较少,对长江上游水生生物群落营 养结构的研究更少,仅张亮(2007)对长江干流秭归到宜昌江段的水生生物食物结

构及李斌(2010)对长江支流小江的鱼类食物网结构进行了研究。通过碳、氮稳定 同位素技术对于长江上游宜宾江段水生生物群落营养结构及其变化的研究尚属首 次。

本章主要研究长江上游宜宾江段水生生物群落结构及其变化,并应用碳、氮稳 定同位素技术确定了常见鱼类的营养级,同时探讨了向家坝蓄水对水生生物群落结 构的影响。期望为研究长江上游生态系统的能量流动和物质循环提供参考数据,为 长江上游渔业管理和增殖放流提供科学指导。

1 材料与方法

1.1 样品收集

2012年4月30日-5月10日(春季),7月21日-8月10日(夏季)、10月1 日-10月15日(秋季)和2013年1月2日-11日(冬季)、4月30日-5月10日(春 季)在长江上游宜宾江段进行样品采集(图4-1)。由于长江上游2月1日-4月30 日为禁渔期,因此两个春季的采样时间开始均为4月30日。鱼类和虾类样品收集有 两种方式,一种向渔民收购,另一种为聘请渔船进行捕捞。鱼类、日本沼虾、软体 动物选择同种个体中相对较大的个体。湖沼股蛤作为基线值生物,采集时间为2013 年春季,采集地点选择离岸边较远且露出水面的大块石头,尽量减少其人为污染的 影响。其中日本沼虾、螺类、湖沼股蛤等作为水生生物群落结构及变化的研究不去 外壳。对鱼类样品的体长、全长和体重进行测量,体长和全长精确到1mm,体重精 确到0.1g。获得的鱼类样品现场进行处理,采取鱼类背部白肌肉,保存于5ml的离 心管中,贴上相应的标签,放入烘干箱中。所有样品均在60℃的条件下加热至少48h 至恒重,然后用研钵研磨成均匀粉末,保存于盛有干燥器的容器中,以待稳定同位 素的测定。

1.2 稳定性同位素分析

参考第3章宜宾江段长薄鳅摄食生态3.1.4节同位素分析。

1.3 同位素数据处理

 δ^{15} N用于确定消费者的营养级,公式如下:

Trophic position= $\lambda + [(\delta^{15}N_{consumer} - \delta^{15}N_{base})/\Delta \delta^{15}N]$

Trophic position 指消费者的营养级; $\delta^{15}N_{base}$ 基线值(当基线生物为初级生产者时, $\lambda=1$; 当为初级消费者时, $\lambda=2$, 且消费者的营养级大于 2 时为非整数, Vander

Zandan et al 1997); $\delta^{15}N_{consumer}$ 为消费者的氮稳定同位素比率; $\Delta\delta^{15}N$ 为消费者的 $\delta^{15}N$ 相对于食物 $\delta^{15}N$ 产生的富集值(氮的富集值约为 3.4‰, Minagawa and Wada 1984)。 对于水生生物营养级的确定,一般采用食性简单且常年存在的消费者作为基线生物 (Vender and Joseph 2001),因此本研究采用湖沼股蛤的 $\delta^{15}N$ 作为确定水生生物营养 级的基线值。

2 结果与分析

2.1 宜宾江段水生生物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 特征

2012 年春季至 2013 年春季等 5 个采样季节共采集水生生物 28 种, 362 个样品 用于官宾江段水生生物营养结构及其变化的研究,由于洪水和网具的原因,部分样 品在某些季节缺乏(表 6-1 和 6-2)。宜宾江段水生生物 δ¹³C 的变化范围为 -27.52‰--7.35‰, δ¹⁵N 值的变化范围为 5.01‰-14.87‰, 并且这种变化从较低营养 生物到较高营养生物呈现递增的趋势(表 6-1、6-2 和图 6-1-6-5)。2012 年春季水生 生物的 δ^{13} C 值的变化范围为-23.58‰--7.35‰,其中螺类 δ^{13} C 值较高,变化范围为 -13.70‰--7.35‰,与其他水生生物的 δ^{13} C 值差异较大,其他水生生物的 δ^{13} C 值变 化范围为-23.58--18.78‰(表 6-1); 吻鮈 δ¹³C 值最低, 其值为-23.11±0.38‰(图 6-1)。 2012 年夏季 δ¹³C 值较高的水生生物为鲇和粗唇鮠,其值分别为-20.29±1.04‰和 -20.31±0.22‰; δ¹³C 值最低的为大眼鳜 (-23.88±0.22‰), 其次为长薄鳅 (-23.30±1.99‰)(图 6-2)。2012 年秋季水生生物 δ¹³C 值变化较小,除南方鲇外其 余均集中在-23.21‰--21.00‰,南方鲇 δ¹³C 值最大为-19.06±0.2‰ (图 6-3)。2012 年冬季南方鲇的 δ¹³C 值变化范围最大,为-25.16‰--18.37‰,其余水生生物的 δ¹³C 值基本上均在南方鲇的变化范围之内,可能与南方鲇在冬季食谱较广有关;鲇的 δ^{13} C 值最低,为-26.15±0.26‰(图 6-4)。2013 年春季中华金沙鳅的 δ¹³C 值最低,为 -24.06±0.38‰; 长薄鳅的δ¹³C 值最高,为-20.75±0.06‰(图 6-5)。去除螺类、湖沼 股蛤等底栖无脊椎动物,对比 2012 年春季到 2013 年春季宜宾江段较高营养级的水 生生物的 δ^{13} C 值变化范围,结果显示秋季宜宾江段水生生物的变化范围最大,为 -27.52‰--18.78‰,其次为冬季(-26.51‰--18.37‰)。2013 年春季 δ¹³C 值的变化范 围低于 2012 年春季 δ^{13} C 值的变化范围,且春季 δ^{13} C 的变化范围在 5 个采样季节中 最小,为-24.57--20.69‰。

2012 年春季水生生物 δ¹⁵N 值变化范围为 7.15‰-12.57‰, 螺类具有较高的 δ¹⁵N

值,其变化范围为 11.68‰-12.55‰,其次为鳜 (11.78±0.23‰);日本沼虾的 $\delta^{15}N$ 值 最低,其值为 7.81±0.27‰ (图 6-1)。2012 年夏季,长薄鳅的 $\delta^{15}N$ 值最高,其值为 11.41±0.9‰; 鲢 $\delta^{15}N$ 值最低,为 7.43±0.42‰ (图 6-2)。2012 年秋季长鳍吻鮈的 $\delta^{15}N$ 值变化范围最大,为 9.35-14.62‰ (表 6-2),大眼鳜的 $\delta^{15}N$ 值最高,为 13.01±0.01‰; 圆口铜鱼的 $\delta^{15}N$ 值最低,其值为 (8.11±0.61‰)(图 6-3)。2012 年冬季鲇的 $\delta^{15}N$ 值 最高,为 14.62±0.27‰; 鲫的 $\delta^{15}N$ 值最低,为 6.97±1‰ (图 6-4)。2013 年春季水生 生物 $\delta^{15}N$ 值变化范围为 5.01‰-11.94‰,湖沼股蛤具有最低的 $\delta^{15}N$ 值,其变化范围 为 5.01‰-5.49‰;中华金沙鳅的 $\delta^{15}N$ 值较高,其值为 11.20±0.16‰ (图 6-5)。排除 螺类、湖沼股蛤等底栖无脊椎动物的 $\delta^{15}N$ 值,结果表明,冬季和秋季水生生物的 $\delta^{15}N$ 值变化范围最广,这与 $\delta^{13}C$ 值相似; 2013 年春季水生生物的 $\delta^{15}N$ 值变化范围最小, 为 7.08-11.94‰,且低于 2012 年春季。

据张亮(2007)认为,将 δ^{13} C 和 δ^{15} N 作为判别因子进行聚类分析,可以客观 的反映鱼类食物网的现状。本文选择 δ^{13} C 和 δ^{15} N 作为判别因子,通过 PRIMER5.0 软件(Hierarchical Cluster Analysis)进行聚类分析,且聚类分析表上物种的排列顺 序是按照 δ^{15} N 值的高低。按照不同季节水生生物的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值,将不同季节 的水生生物分为不同的功能类群。Hobson and Welch (1992)认为精确的评价水生生 物的营养结构和关系几乎是不可能的,因此,本章结合 2012 年春季至 2013 年春季 等 5 个采样季节对宜宾江段不同类群的水生生物进行了粗略的划分。由图 6-1-6-5 可以看出,在长江上游宜宾江段鲢一般属于第 1 类群,日本沼虾、鲫、圆口铜鱼、 铜鱼、瓦氏黄颡鱼和蛇鮈一般属于第 2 类群,长鳍吻鮈、吻鮈、南方鲇、中华沙鳅、 宜昌鳅鮀、子陵栉鰕虎鱼、犁头鳅、紫薄鳅一般属于第 3 类群,长薄鳅、鲇、斑鳜、 鳜、大眼鳜一般属于第 4 类群。当然,随着季节的不同,饵料生物的丰度会有差异, 不同类群的生物组成也会存在差异。因此,本章认为,长江上游宜宾江段的鱼类大 致可分为 4 个类群,第 1 类群:草食性类群;第 2 类群:偏植物性的杂食性类群; 第 3 类群:偏动物性的杂食性类群;第 4 类群:肉食性类群。

表 6-1 2012-2013 年宜宾江段水生生物的 δ¹³C

Table 6-1 the δ^{13} C values of aquatic organism from 2012-2013 in Yibin reach

		2012 쿡		2012 夏			2012 秋				2012 冬			2013 春		
在夕		Spring,2	012		Summer,2	012	Autumn,2012				Winter,2012			Spring,2013		
四石 Fish	n	$\delta^{13}C$		- n	δ ¹³ C		- n	$\delta^{13}C$		- n	δ	³ C	- n -	δ	¹³ C	
1 1511	11	min	max	п	min	max	11	min	max	п	min	max	п	min	max	
斑鳜 Siniperca scherzeri	3	-20.94	-20.39	_	—	—	—	—	—	—	—	—	—	_	—	
鳜 Siniperca chuatsi	3	-20.02	-19.63	_	—	—	—	—	—	—	—	—		_	—	
大眼鳜 Siniperca kenrii	—	—	—	3	-24.09	-23.66	3	-22.08	-21.17	—	—	—	—	_	—	
南方鲇 Silurus meridionalis	5	-21.28	-20.32	5	-20.89	-20.23	5	-19.32	-18.78	5	-25.16	-18.37		_	—	
屿 Silurus asotus		—		5	-21.39	-19.24	5	-21.84	-21.14	5	-26.51	-25.78	5	-21.36	-20.63	
粗唇鮠 Leiocassis crassilabris	5	-21.08	-20.46	5	-20.57	-20.02	—			—		—	_	—	—	
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	5	-22.36	-21.63	5	-21.58	-21.27	5	-21.50	-21.17	5	-21.89	-21.23	5	-21.95	-21.34	
光泽黄颡鱼 Pseudobagrus nitidus		—		5	-22.71	-21.78	_	_	_	—		_	—	_	—	
长薄鳅 Leptobotia elongate	10	-21.47	-19.94	5	-24.97	-20.09	5	-24.04	-21.37	5	-21.66	-21.12	5	-20.83	-20.69	
紫薄鳅 Leptobotia taeniops	—	—		_	—	—	—	—	_	—	—	—	3	-23.05	-22.63	
中华沙鳅 Sinibotia supercilliaris	5	-21.69	-21.17	5	-21.65	-21.14	5	-21.41	-21.10	5	-22.75	-21.41	5	-22.02	-21.53	
宜昌鳅鮀 Gobiobotia filifer	5	-22.45	-21.34		—	—	—	—	—	—		—	—	—	—	
异鳔鳅鮀 Xenophysogobio boulengeri	5	-21.24	-21.02	3	-21.35	-20.93	—			—		_	5	-22.56	-21.61	
长鳍吻鮈 Rhinogobio ventralis	5	-22.83	-22.28	5	-21.93	-21.74	5	-27.52	-21.29	—		_	5	-22.77	-21.44	
吻鮈 Rhinogobio typus	5	-23.58	-22.62	5	-21.56	-21.03	_	_	_	—		_	5	-22.27	-21.03	
蛇鮈 Saurogobio dabryi	5	-21.71	-21.29	5	-21.26	-20.61	_	—	_	_	—	_	5	-23.40	-21.54	
银鮈 Squalidus argentatus	5	-21.66	-20.94		_	_		_		_					_	
铜鱼 Coreius heterodon	5	-21.15	-20.31	5	-21.82	-21.31	5	-21.79	-21.31	5	-23.69	-20.82	5	-21.31	-21.09	
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	5	-23.30	-21.18	5	-21.96	-20.91	5	-22.44	-20.44	5	-23.93	-20.80	5	-23.04	-22.27	
子陵吻虾虎鱼 Ctenogobius giurinus	5	-21.14	-18.78		_	_		_		_					_	
犁头鳅 Lepturichthys fimbriata		_			_	_		_		_			4	-24.57	-21.09	
中华金沙鳅 Jinshaia sinensis		_			_	_		_		_			3	-24.43	-23.68	
鲫 Carassius auratus	6	-22.42	-20.56	5	-23.23	-21.12	5	-22.39	-22.13	5	-22.81	-22.45	7	-23.86	-23.19	
鲜 Hypophthalmichthys molitrix				5	-23.26	-22.94	3	-21.26	-20.73	3	-24.61	-24.53			_	
螃蟹	3	-21.87	-21.23		_	_				_					_	
日本沼虾 Macrobrachium nipponensis	8	-22.17	-20.30	5	-21.36	-20.35	7	-22.99	-20.34	7	-21.08	-20.36	_	_	_	
单齿螺 Monodonta labio	5	-13.70	-7.35						_	_		_	_	_	_	
湖沼股蛤 Limnoperna lacustris													5	-24.66	-22.40	

长江宜宾江段主要鱼类摄食生态及鱼类食物网结构的研究

表 6-2 2012 -2013 年宜宾江段水生生物的 $\delta^{15}N$

Table 6-2 the δ^{15} N values of aquatic organism from 2012-2013 in Yibin reach

	2012 春				2012 夏	-		2012 秋			2012 冬	-		2013 春		
奋 夕		Spring,2012			Summer,20)12		Autumn,2012			Winter,20	12		Spring,2013		
四 Tish		$\delta^{15}N$			δ^1	'n	_	δ ¹⁵ N		_	$\delta^{15}N$		_	δ ¹⁵ N		
1 1511	11	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	n	min	max	
斑鳜 Siniperca scherzeri	3	11.41	11.76		_	—	_	—	—		—	—	_	—	—	
鳜 Siniperca chuatsi	3	11.56	12.01			—			—		—	—		—	—	
大眼鳜 Siniperca kenrii		—	—	3	11.00	11.57	3	13.00	13.02			—		—	—	
南方鲇 Silurus meridionalis	5	9.51	10.26	5	10.31	11.32	5	9.52	9.97	5	8.66	13.75		—	—	
鲇 Silurus asotus		—	—	5	10.01	11.51	5	8.22	10.56	5	14.22	14.87	5	9.48	9.96	
粗唇鮠 Leiocassis crassilabris	5	10.01	10.67	5	9.57	10.23			—			—			—	
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	5	7.56	9.06	5	8.55	10.29	5	7.92	8.70	5	9.89	11.07	5	9.00	9.88	
光泽黄颡鱼 Pseudobagrus nitidus		—	—	5	9.23	10.18			—			—			—	
长薄鳅 Leptobotia elongate	10	8.59	12.57	5	10.34	12.71	5	11.05	12.38	5	9.47	10.13	5	10.35	11.81	
紫薄鳅 Leptobotia taeniops	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	9.78	10.23	
中华沙鳅 Sinibotia supercilliaris	5	9.26	11.37	5	9.92	11.43	5	10.58	11.55	5	10.43	10.72	5	9.67	10.50	
宜昌鳅鮀 Gobiobotia filifer	5	10.32	11.51			—			—			—			—	
异鳔鳅鮀 Xenophysogobio boulengeri	5	10.80	11.42	3	10.41	10.89			—			—	5	10.43	11.94	
长鳍吻鮈 Rhinogobio ventralis	5	8.87	9.99	5	10.18	10.35	5	9.35	14.62			—	5	8.96	10.17	
吻鮈 Rhinogobio typus	5	10.78	11.32	5	8.82	9.22			—			—	5	10.72	10.86	
蛇鮈 Saurogobio dabryi	5	8.28	9.21	5	9.63	10.13			—			—	5	7.91	9.23	
银鮈 Squalidus argentatus	5	8.17	10.62			—			_			_			_	
铜鱼 Coreius heterodon	5	9.67	10.21	5	9.14	9.93	5	10.12	10.69	5	9.33	11.19	5	9.05	9.42	
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	5	7.40	9.21	5	7.11	9.13	5	7.27	8.85	5	7.39	8.43	5	7.44	7.88	
子陵吻虾虎鱼 Ctenogobius giurinus	5	9.37	10.93			—			_			_			_	
犁头鳅 Lepturichthys fimbriata		_	—			—			_			_	4	9.01	9.71	
中华金沙鳅 Jinshaia sinensis		_	—			—			_			_	3	11.04	11.36	
鲫 Carassius auratus	6	7.15	9.52	5	6.72	8.53	5	8.58	9.95	5	5.57	8.38	5	7.08	7.63	
鲢 Hypophthalmichthys molitrix		_	_	5	6.96	7.86	3	8.93	9.39	3	6.98	7.41	_	—	_	
螃蟹	3	8.23	8.71			—			_			_			_	
日本沼虾 Macrobrachium nipponensis	8	7.32	8.09	5	9.23	9.86	7	9.08	10.32	5	9.56	10.03			_	
单齿螺 Monodonta labio	5	11.68	12.55	_		_			_		_	_				
湖沼股蛤 Limnoperna lacustris		_	—			_			_				5	5.01	5.49	


图 6-1 2012 年春季宜宾江段水生生物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N (平均值±标准差)及功能群聚类 Fig. 6-1 The δ^{13} C and δ^{15} N (means ±S.D.)values of aquatic organism and functioning group from spring of 2012 in Yibin reach



-	
第一类群	鲢、鲫
第二类群	圆口铜鱼、吻鮈、瓦氏黄颡鱼、铜鱼、日本沼虾、蛇鮈、粗唇鮠、长鳍吻鮈、
	光泽黄颡鱼
第三类群	异鳔鳅鮀、中华沙鳅、南方鲇、鲇
第四类群	长薄鳅、大眼鳜

图 6-2 2012 年夏季宜宾江段水生生物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N (平均值±标准差)及功能群聚类 Fig. 6-2 The δ^{13} C and δ^{15} N (means ±S.D.) values of aquatic organism and functioning group from summer of 2012 in Yibin reach



图 6-3 2012 年秋季宜宾江段水生生物的 δ¹³C 和 δ¹⁵N (平均值±标准差)及功能群聚类

Fig. 6-3 The δ^{13} C and δ^{15} N (means \pm S.D.) values of aquatic organism and functioning group from autumn of 2012 in Yibin reach



图 6-4 2012 年冬季宜宾江段水生生物的 δ¹³C 和 δ¹⁵N (平均值±标准差)及功能群聚类

Fig. 6-4 The δ^{13} C and δ^{15} N (means ±S.D.) values of aquatic organism and functioning group from winter of 2012 in Yibin reach



图 6-5.12013 年春季宜宾江段水生生物的 δ^{13} C 和 δ^{15} N (平均值±标准差)及功能群聚类 Fig. 6-5 The δ^{13} C and δ^{15} N (means ±S.D.) values of aquatic organism and functioning group from spring of 2013 in Yibin reach

2.2 宜宾江段常见鱼类营养级

本章采用 δ¹⁵N 对宜宾江段常见鱼类的营养级进行计算,消费者与饵料生物之间 的 δ¹⁵N 富集度取 3.4‰。2012 年春季至 2013 年春季等 5 个采样季节均以 2013 年春 季湖沼股蛤的 δ¹⁵N 平均值(5.27‰)作为基线值,不同季节的水生生物营养级见表 6-3。

长江上游宜宾江段常见鱼类不同季节的食物网中通常有 2-3 个营养级,其中, 2012 年春季、夏季和 2013 年春季,具有 2 个营养级,2012 年秋季和冬季具有 3 个 营养级。24 种鱼类中,大部分鱼类的营养级位于 3-4 之间,少部分鱼类的营养级位 于 3 以下或者 4 以上,随着季节不同,同种鱼类的营养级会发生一定的变化。瓦氏 黄颡鱼在 2012 年春季和 2012 年夏季营养级位于 2-3 之间,在其余季节位于 3-4 之 间; 鲫在 2012 年秋季,营养级位于 3 以上,其余季节均位于 2-3 之间;大眼鳜在 2012 年秋季,营养级位于 4 以上,其余季节位于 3-4 之间;鲇在 2012 年冬季营养 级位于 4 以上,其余季节均处于 3-4 之间。综上所述,鲢、鲫、圆口铜鱼为初级消 费者,瓦氏黄颡鱼、蛇鮈、银鮈、犁头鳅、紫薄鳅、铜鱼、长鳍吻鮈、粗唇鮠、光 泽黄颡鱼、宜昌鳅鮀、异鳔鳅鮀、吻鮈、子陵吻虾虎鱼、中华沙鳅、中华金沙鳅、 南方鲇、长薄鳅、鲇、斑鳜、鳜、大眼鳜等为次级消费者。其中,鲫、鲢、瓦氏黄 颡鱼、大眼鳜和鲇的季节性变化明显。秋季的大眼鳜和冬季的鲇会成为第三级消费 者,瓦氏黄颡鱼在 2012 年春季和 2012 年秋季会成为初级消费者,而鲢和鲫在 2012 年秋季会成为次级消费者。

表 6-3 长江宜宾江段不同季节的营养级 Table 6-3 The trophic level of the different season in Yibin reach of the Yangtze River.

鱼类 Fish	2012 春 Spring	2012 夏 Summer	2012 秋 Autumn	2012 冬 Winter	2013 春 Spring
斑鳜 Siniperca scherzeri	3.86				
鳜 Siniperca chuatsi	3.92				
大眼鳜 Siniperca kenrii		3.77	4.28		
南方鲇 Silurus meridionalis	3.36	3.64	3.30	3.43	
鲇 Silurus asotus		3.66	3.21	4.75	3.31
粗唇鮠 Leiocassis crassilabris	3.49	3.36			
瓦氏黄颡鱼 Pseudobagrus vachelli	2.95	3.17	2.89	3.53	3.26
光泽黄颡鱼 Pseudobagrus nitidus		3.32			
长薄鳅 Leptobotia elongate	3.53	3.81	3.96	3.34	3.62
紫薄鳅 Leptobotia taeniops					3.39
中华沙鳅 Sinibotia superciliaris	3.49	3.62	3.71	3.56	3.44
宜昌鳅鮀 Gobiobotia filifer	3.66				
异鳔鳅鮀 Xenophysogobio boulengeri	3.68	3.59			3.68
长鳍吻鮈 Rhinogobio ventralis	3.28	3.46	3.69		3.29
吻鮈 Rhinogobio typus	3.72	3.11			3.62
蛇鮈 Saurogobio dabryi	3.05	3.36			2.98
银鮈 Squalidus argentatus	3.26				
铜鱼 Coreius heterodon	3.38	3.26	3.51	3.34	3.17
圆口铜鱼 Coreius guichenoti	2.9	2.89	2.84	2.77	2.69
子陵吻虾虎鱼 Ctenogobius giurinus	3.44				
犁头鳅 Lepturichthys fimbriata					3.20
中华金沙鳅 Jinshaia sinensis					3.74
鲫 Carassius auratus	2.89	2.70	3.18	2.5	2.61
鲢 Hypophthalmichthys molitrix		2.64	3.14	2.57	
日本沼虾 Macrobrachium nipponensis	2.75	3.25	3.33	3.35	

"-":指样品缺乏

2.3 向家坝蓄水前后宜宾江段鱼类 δ^{13} C 和 δ^{15} N 及营养结构的变化

由于部分鱼类在 2012 年春季和 2013 年春季某一个季节的数据缺乏,因此选择 10 种鱼用于比较向家坝蓄水前后即 2012 年春季和 2013 年春季常见鱼类的 δ^{13} C 和 δ^{15} N 的特征及营养结构的变化,10 种鱼分别为:鲫、铜鱼、圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、 长薄鳅、中华沙鳅、长鳍吻鮈、吻鮈、蛇鮈和异鳔鳅鮀。瓦氏黄颡鱼、长鳍吻鮈和 吻鮈在 2012 年春季的 δ^{13} C 值小于 2013 年春季的 δ^{13} C 值;其余 7 种鱼类在 2012 年 春季的 δ^{13} C 值均大于 2013 年春季的 δ^{13} C 值,与 POM 在两个季节的变化相似。鲫 在 2012 年春季和 2013 年春季的 δ^{13} C 值变化最大,其次为吻鮈和蛇鮈,其余种类的 δ^{13} C 变化较小均不超过 1‰ (图 6-6)。 δ^{15} N 值:瓦氏黄颡鱼和长薄鳅在 2012 年春季

的 $\delta^{15}N$ 低于 2013 年春季的 $\delta^{15}N$; 长鳍吻鮈和异鳔鳅鮀在两个季节的 $\delta^{15}N$ 基本没有 变化; 其余 6 种鱼在 2012 年春季的 $\delta^{15}N$ 值高于 2013 年春季的 $\delta^{15}N$ 值, 变化趋势 与 POM 的 $\delta^{15}N$ 值变化相似。瓦氏黄颡鱼的 $\delta^{15}N$ 值变化最大,其次为鲫、圆口铜鱼 和铜鱼,其余鱼类的 $\delta^{15}N$ 变化较小 (图 6-7)。10 种鱼类营养级的变化结果与其 $\delta^{15}N$ 值变化结果相似 (图 6-8)。



图 6-6 2012 年春季和 2013 年春季宜宾江段主要鱼类的 δ¹³C (横坐标 1.瓦氏黄颡鱼; 2.长薄鳅; 3.中华沙鳅; 4.异鳔鳅鮀; 5.长鳍吻鮈; 6.吻鮈; 7.蛇鮈; 8.铜鱼; 9.圆口铜鱼; 10.鲫; 11.POM)

Table 6-6 The δ¹³C values of main fish from spring of 2012 and spring of 2013 in Yibin reach (abscissa: 1. *Pseudobagrus vachelli*; 2. *Leptobotia elongate*; 3. *Sinibotia superciliaris*; 4. *Xenophysogobio boulengeri*; 5. *Rhinogobio ventralis*; 6. *Rhinogobio typus*; 7. *Saurogobio dabryi*; 8. *Coreius heterodon*; 9. *Coreius guichenoti*; 10. *Carassius auratus*; 11. POM)



图 6-7 2012 年春季和 2013 年春季宜宾江段主要鱼类的 δ¹⁵N (横坐标 1.瓦氏黄颡鱼; 2.长薄鳅; 3.中华沙鳅; 4.异鳔鳅鮀; 5.长鳍吻鮈; 6.吻鮈; 7.蛇鮈; 8.铜鱼; 9. 圆口铜鱼; 10.鲫; 11.POM)





图 6-8 2012 年春季和 2013 年春季宜宾江段主要鱼类营养级 (横坐标 1.瓦氏黄颡鱼; 2.长薄鳅; 3.中华沙鳅; 4.异鳔鳅鮀; 5.长鳍吻鮈; 6.吻鮈; 7.蛇鮈; 8.铜鱼; 9.圆口铜鱼; 10.鲫)

Table 6-8 The trophic level of main fish from spring of 2012 and spring of 2013 in Yibin reach (abscissa: 1. *Pseudobagrus vachelli*; 2. *Leptobotia elongate*; 3. *Sinibotia superciliaris*; 4. *Xenophysogobio boulengeri*; 5. *Rhinogobio ventralis*; 6. *Rhinogobio typus*; 7. *Saurogobio dabryi*; 8. *Coreius heterodon*; 9. *Coreius guichenoti*; 10. *Carassius auratus*; 11. POM)

3 讨论

宜宾江段水生生物的 δ¹³C 值和 δ¹⁵N 值从较低营养级的生物到较高营养级的生物呈现递增的趋势,说明碳氮稳定同位素在消费者消化和吸收食物的过程中产生了 富集 (Xu and Xie 2004)。据相关研究报道,δ¹³C 值在相邻营养级间的富集度为 1‰, 即消费者营养级越高,其δ¹³C 值理论上应该越大 (Cormie and Schwarcz 1994; Post 2002)。然而在本章研究中,不同季节部分鱼类的营养级越高其 δ¹³C 值反而降低, 这种现象在其他学者的研究结果中也有出现 (Persic et al 2004; Bunn et al 2003),这 可能与不同季节组织中脂肪的含量有关,脂肪含量越低,其δ¹³C 值越高,相反脂肪 含量越高,其δ¹³C 值越低(Deniro and Epstein 1977; Monson and Hayes 1982; Macko et al 1987)。

Kendall 等(2001)在对美国四条大河进行研究中发现 C4 植物有较高的 δ^{13} C, 其范围在-9‰--16‰; 王建柱(2006)年对长江上游洛碛江段的 C4 植物研究发现, 其 δ^{13} C 的变化范围为-13.5‰--12.2‰。本文研究中单齿螺的 δ^{13} C 值变化范围与其相 似,说明 C4 植物是螺类有机物的主要来源之一,结果说明 C4 植物对宜宾江段水生 生物的有机物来源具有一定的贡献。同时,螺类可以积累一定的污染物,是评价污 染情况的指示生物(高宝峰 2010; 黄俊等 2013)。据相关研究报道,来自人类活动 的有机污染物和水生生物的排泄物均含有较高的 ¹⁵N(Mariotti 1986; Kendall and Aravena 2000; Kendall et al 2001),而在本研究中螺类的 δ^{15} N 值较高,因此这可能 是由于来来自岸上的有机污染物及水生生物的排泄物被螺类吸收,从而使其 δ^{15} N 值 较高,进一步证明了螺类可以作为监测污染的指示生物。2012 年秋季宜宾江段水生 生物 δ^{13} C 值的变化范围在 5 个采样季节中最大,一方面可能是由于不同季节水生生 物的种类不同;另一方面,由于长江上游 7–9 月为洪水高峰期,饵料来源较广泛, 尤其受上游陆源性物质输入的影响(Wantzen et al 2002; Wang et al 2011),换句话说, 洪水期水生生物的 δ^{13} C 变化范围较大,可能与其较广泛的食物来源有一定的关系, 也证明了在洪水期,水生生物陆生外源性有机物更加丰富且易获得。

本研究共捕获鱼类 24 种,可以划分为 4 个营养类群,草食性鱼类、偏植物性的杂食性鱼类、偏动物性的杂食性鱼类、肉食性鱼类。由营养级的数值可以看到在不同季节的营养级均位于 2.5-4.75 之间,基本上没有整数,且不同的营养级之间没有显示出显著的界限,结果表明消费者摄食一个或多个营养级上的饵料生物,该结果能够真正的反映自然界捕食和被捕食的关系以及食物网结构(Hobson and Welch

1992)。不同季节食物链的营养级不同,也可能是由于水位不同导致鱼类的群体分布 不同,从而导致了食物链的长度发生了变化(Post and Takimoto 2007)。在相同季节, 光泽黄颡鱼的营养级略高于同属的瓦氏黄颡鱼;铜鱼营养级高于同属圆口铜鱼的营 养级;异鳔鳅鮀的营养级略高于宜昌鳅鮀的营养级,表明光泽黄颡鱼、铜鱼和异鳔 鳅鮀的饵料食物中动物性的饵料生物要大于各自同属鱼类或者说营养级高的更偏向 于摄食动物性的饵料,这与李斌(2010)对光泽黄颡鱼和瓦氏黄颡鱼营养级的研究 结果相同。日本沼虾具有较高的营养级,这可能与它的食物来源有关,其更偏向于 动物性饵料(李斌 2010;刘军 2005)。

对官宾江段常见鱼类不同季节营养级的分布进行分析(如图 6-9),结果显示在 官宾江段大部分鱼类偏植物或偏动物的杂食性鱼类,草食性鱼类和肉食性鱼类较少, 而营养级在不同季节均在4以上的鱼类几乎没有,也就是说处于营养级低端的初级 消费者和处于顶端的高级消费者在官宾江段是较少的。这与长江上游整体资源呈现 衰退趋势是相符合的,即处于较高营养级的肉食性鱼类的种类和数量在减少。董哲 仁(2003)认为一个生物群落多样性丰富的或者说食物链复杂的生态系统要比食物 链简单的生态系统稳定性要高,并且一个健康的淡水生态系统,水生生物种类要多 且物种的数量比较均衡。本章研究结果显示,处于营养级顶端的捕食者和处于营养 级低端的草食性鱼类种类和数量较少,且食物链较短,因此说明宜宾江段鱼类食物 网结构不稳定。在非洲 Victoria 湖土著肉食性鱼类种数占到该湖所有鱼类种数的 40%, 其物种较为丰富, 但当引进外来物种尼罗鲈(Lates niloticus) 后, 各种当地 的丽鱼类群面对着灾难性的毁灭,因此,土著捕食者有助于维持,甚至增加当地鱼 类群落的丰富度(殷名称 1995)。然而在官宾江段常见的鱼类几乎全部为初级消费 者和次级消费者,土著的肉食鱼类很少,如鳜属鱼类仅在个别季节捕捞到且数量较 少,从鱼类食物网的角度分析,官宾江段的食物网是不稳定的,鱼类生态系统处于 不健康的状态。根据上一章的结论得到, POM 是宜宾江段鱼类的主要食物来源之一, 在枯水期 POM 主要来源为本地有机物(浮游植物、水生固着植物、水生植物和藻类 等)和外来有机物(陆地有机物、土壤有机物和从上游及支流输入的有机物):在洪 水期 POM 的主要有机物来源为外来有机物。因此对于宜宾江段食物网,在洪水期 主要有机物来源为外来有机物,在枯水期其有机物来源主要为本地有机物和外来有 机物。第五章的研究结果表明,除 POM 外,日本沼虾也是鱼类的主要食物来源之 一,从鱼类的食物类群出发,仍需要对对长江上游虾类的资源量进行进一步的调查。



图 6-9 宜宾江段不同季节的营养级

Fig 6-9 The trophic level of different season in Yibin reach

2012 年春季和 2013 年春季同种鱼类的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值发生了变化, 且大部分 鱼类的变化趋势与 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值变化相似,说明向家坝的蓄水对宜宾江 段鱼类食物网的有机物来源产生了影响,也说明了坝下官宾江段鱼类的食物类群受 到了向家坝蓄水的影响。通过两个季节常见鱼类 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值的差值进行分析, 结果说明向家坝蓄水对大部分鱼类的食物类群产生了影响,不同类群的鱼类影响程 度不同。偏植物的杂食性鱼类如鲫鱼、圆口铜鱼以及较高偏好肉食性鱼类如瓦氏黄 颡鱼、铜鱼、长薄鳅等受到的影响较大,一方面,在长江上游沉水植物很少,偏植 物性的鱼类偏向于浮游植物(张亮 2005),因此受 POM 的影响较大;另一方面,向 家坝蓄水,导致透明度远高于蓄水前,使得肉食性鱼类获得饵料的难度降低,食物 组成和摄食强度发生改变,从而导致 δ^{13} C 和 δ^{15} N 发生改变。按照第五章结论,在 枯水期本地有机物对 POM 的贡献大于在洪水期对 POM 的贡献, 且本地有机物的贡 献在蓄水后的枯水期要高于蓄水前枯水期,而向家坝蓄水前的2012年春季和向家坝 蓄水后的 2013 年春季大部分鱼类的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值变化趋势与 POM 的 δ^{13} C 值和 δ^{15} N 值变化相似,说明本地有机物对食物网的贡献在向家坝蓄水后枯水期要高于向 家坝蓄水前的枯水期,也说明在向家坝蓄水后的枯水期外来有机物对食物网的贡献 相比蓄水前枯水期的贡献有所下降,因此向家坝蓄水后本地有机物对整个官宾江段

食物网的贡献在增加。

4 小结

1. C4 植物是单齿螺有机物的主要来源之一,进一步的说明 C4 植物对宜宾江段 水生生物的有机物来源具有一定的贡献。同时,单齿螺可以作为监测污染的指示生物。

农据δ¹⁵N值,宜宾江段的鱼类可以划分为四个营养类群,草食性鱼类、偏植物性的杂食性鱼类、偏动物性的杂食性鱼类、肉食性鱼类。鱼类在不同季节的营养级均位于 2.5-4.75 之间,基本上没有整数,且不同季节食物链的营养级不同。

3. 宜宾江段的鱼类食物网结构是不稳定的,且鱼类生态系统处于不健康的状态。

4. 向家坝的蓄水成功,对坝下宜宾江段大部分鱼类的饵料食物产生了影响,不同类群的鱼影响程度不同,偏植物的杂食性鱼类和肉食性鱼类受到的影响程度较大。同时在向家坝蓄水后的枯水期外来有机物对食物网的贡献相比蓄水前枯水期的贡献 有所下降,因此向家坝蓄水后本地有机物对整个坝下宜宾江段食物网的贡献在增加。

第七章 研究结论和对长江上游增殖放流的建议

1 前言

传统胃含物分析法是研究鱼类生态学较为经典和标准的方法,而稳定同位素技 术也已广泛的应用于鱼类生态学的研究中,但两种方法存在各自的优缺点,因此目 前对于鱼类摄食生态和鱼类食物网结构的研究,普遍采用传统胃含物分析法和稳定 同位素技术相结合的方法。本文选择宜宾江段作为长江上游代表江段,按照唐启升 院士提出的"简化食物网"的研究思路以及"点"和"面"相结合的研究格局,对 宜宾江段主要鱼类的摄食生态和鱼类食物网结构及其变动进行研究,并对向家坝蓄 水前后坝下宜宾江段鱼类食物来源和鱼类食物网结构的变动进行了评估,旨在为研 究宜宾江段生态系统的物质循环和能量流动提供基础数据,为向家坝蓄水对宜宾江 段水生生态系统结构的影响提供理论基础,为长江上游人工增殖放流的开展提供指 导。

现将本研究的主要结论和对增殖放流的建议概述如下:

2 主要研究结论

2.1 宜宾江段渔业资源的现状

本文在 2011 年宜宾江段共调查鱼类 62 种,包含长江上游特有鱼类 19 种,隶属 于 4 目 10 科 40 属,其中鲤科最多,为 34 种。圆口铜鱼、瓦氏黄颡鱼、鲫、长薄鳅、 中华沙鳅、南方鲇、铜鱼、鲢、鲇等 9 种鱼类为宜宾江段的主要渔获物对象。圆口 铜鱼、长薄鳅和长鳍吻鮈为主要的长江上游特有鱼类。按照鱼类的生态类型进行划 分,在栖息水层分类中底层鱼类最多,占到种类总数的 82.26%;按照繁殖特性进行 划分,产粘性卵的鱼类最多,占 67.74%;按照栖息流速进行划分,缓流型鱼类最多, 占 51.61%;按照食性进行划分,杂食性鱼类最多,占 62.90%。与历史资料相比, 肉食性鱼类、草食性鱼类、激流型鱼类和产漂流性卵鱼类均呈现下降的趋势,且在 宜宾江段鱼类小型化较为严重,数量下降较为明显,渔业资源出现衰退的趋势。向 家坝的蓄水截断了产漂流性卵鱼类的鱼苗顺水繁育通道,可以推断蓄水成功后宜宾 江段圆口铜鱼的数量将会有显著的下降。

2.2 宜宾江段长薄鳅的摄食生态

本文对宜宾江段长薄鳅食性的研究采取传统胃含物分析法和稳定同位素技术相结合,两种方法得到的结果仅局部相同,传统胃含物分析法认为长薄鳅主要摄食鱼

类和甲壳类 (虾类和钩虾类),其次是底栖无脊椎动物和水生昆虫幼虫。稳定同位素 技术认为长薄鳅主要以颗粒有机物 (POM)、虾类和鱼类为食,其中 POM 的贡献率 最大。对两种方法综合分析表明,长薄鳅主要以虾类、鱼类、颗粒有机物底和栖无 脊椎动物和水生昆虫幼虫为食。同历史数据相比,长薄鳅的摄食发生了一定的改变。 鱼类食性随着鱼类体长的增加发生改变是一种常见的现象。在长薄鳅体长为 110mm 和 210mm 时,其食性发生了转变,并且少部分长薄鳅个体在生长过程中过早的发生 了食性转变。当长薄鳅体长<110mm 时,主要以小型饵料为食,如浮游生物、底栖 无脊椎动物和水生昆虫,体长>110mm 时,主要以较大饵料为食,如小鱼、小虾, 体长在>210mm 时,虾类成为长薄鳅的最重要食物类群,当然对于不同体长的长薄 鳅,颗粒有机物 (POM) 均起着相当重要的作用。长薄鳅的摄食强度有显著的昼夜 变化,在春季时其摄食强度在 09:30 和 12:30 相对最高,其次为 18:30,白天的摄食 强度远高于夜里的摄食强度。

2.3 宜宾江段两种铜鱼属鱼类的食物关系

铜鱼在宜宾江段主要以虾类和 POM 为食,而圆口铜鱼主要以 POM 和有机碎屑 为食,即铜鱼是偏动物性的杂食性鱼类,圆口铜鱼是偏植物性的杂食性鱼类,且传 统胃含物分析法过高的估计了软体动物和水生昆虫幼虫在铜鱼和圆口铜鱼食性中的 作用,而过低估计了浮游生物对铜鱼和圆口铜鱼的贡献。两种鱼类的的摄食器官形 态特征存在差异,铜鱼的上颌伸展度和下颌伸展度要大于圆口铜鱼,说明在个体体 长相似的情况下铜鱼摄食较大饵料生物的能力要高于圆口铜鱼。两种鱼类的平均相 似性指数为 78.69%,食物重叠系数为 55.59%。

2.4 宜宾江段颗粒有机物和主要水生生物的 $\delta^{13}C$ 、 $\delta^{15}N$ 季节变化特征及 关系

在宜宾江段,不同季节颗粒有机物(POM)的有机物来源不同,在枯水期主要 来源为本地有机物(浮游植物、水生固着藻类、水生植物和藻类等)和外来有机物 (陆地有机物、土壤有机物和从上游及支流输入的有机物),洪水期 POM 的主要来 源为外来有机物。在除夏季外的所有季节 C3 植物是 POM 的主要来源,而夏季 C4 植物和人类产生的有机物污染物可能是 POM 的主要来源。并且颗粒有机物(POM) 受长江自然径流的影响较为显著,其稳定同位素比率在洪水高峰期(7 月)达到最 高,枯水期较低,在冬季最低。随着向家坝蓄水的成功,外来有机物和本地有机物

在颗粒有机物(POM)中所占的比例发生了改变,进一步影响了水生生物的食物来源及组成。且向家坝蓄水后,在枯水期使得来自上游冲击下来的有机物的贡献下降, POM 主要以来自两岸两侧输入有机物和本地水生的内源性有机物为主。

颗粒有机物(POM)和日本沼虾是宜宾江段主要鱼类的重要食物来源,在洪水 期间,外来有机物更加丰富且易获得,但冬季 POM 在鱼类食物组成中的占有比例 不会太高。对于宜宾江段的食物网理论模型(RCC、FPC、RPM),不能简单把一年 所有季节全都整合在一起,而应分为不同的季节进行讨论,如洪水期和枯水期。同 时,本研究认为三种理论模型没有一种能够单独适应宜宾江段的食物网模型,需要 综合考虑。在洪水期为正确评估长江宜宾江段不同有机物对河流食物网的贡献,应 把 RCC 和 FPC 等两种理论模型进行结合,在枯水期应把 RCC、FPC 和 RPM 等三 种理论模型进行结合。

2.5 宜宾江段水生生物的营养结构及变化

依据δ¹⁵N值, 宜宾江段的鱼类可以划分为四个营养类群, 草食性鱼类、偏植物性的杂食性鱼类、偏动物性的杂食性鱼类、肉食性鱼类。鱼类在不同季节的营养级均位于 2.5-4.75 之间, 基本上没有整数, 且不同季节食物链的营养级不同。但宜宾 江段的鱼类食物网结构是不稳定的,并且鱼类生态系统处于不健康的状态。在宜宾 江段的鱼类群落中土著肉食性鱼类和草食性鱼类较为缺乏, 因此从维持鱼类群落丰 富度的角度分析, 对于长江上游的增殖放流应适当增加土著肉食性鱼类和草食性鱼 类的放流。随着向家坝蓄水的成功, 坝下宜宾江段大部分鱼类的饵料食物发生了改 变, 不同类群的鱼影响程度不同, 偏植物的杂食性鱼类和肉食性鱼类受到的影响程 度较大, 并且在向家坝蓄水后本地有机物对整个坝下宜宾江段食物网的贡献有所增 加。另外, 本章研究结果仍然证明了 C4 植物对宜宾江段水生生物(如单齿螺)的 有机物来源具有一定的贡献。

3 对长江上游增殖放流的建议

在国内外,增殖放流是补充和恢复渔业资源较为普遍的方法,特别对于一些濒 危鱼类,由于其数量较少,通过放流这些鱼类,来增加其数量,从而实现对濒危鱼 类的保护。不同的河流由于地理环境、气候、水文特征及理化性质、饵料生物种类 及丰度的不同,放流鱼类的种类、规格、数量、地点和时间就会有差异。本文选择 宜宾江段作为长江上游的代表江段,参考本文的研究结论,对长江上游增殖放流提

供建议。目前,长江上游宜宾江段鱼类的种类和数量同历史相比,已经十分匮乏, 为补充和恢复其渔业资源,增殖放流是较为有效的手段之一。

3.1 对于长薄鳅放流的建议

长薄鳅为偏动物的杂食性鱼类,其食性随体长具有显著的食性转变,在体长>110mm 后,其食物来源较为丰富,不仅能够摄食 POM、底栖无脊椎动物和水生 昆虫,也能够摄食小鱼、小虾等相对较大的饵料生物,而捕食较大的饵料生物要求 捕食者具有相对应的游泳能力,因此,在长薄鳅体长>110mm 后其捕食能力和逃避 被捕食能力均加强。综上结果得出,从食物来源、捕食能力及躲避能力的角度建议,在长江上游放流的长薄鳅体长应>110mm。由于长薄鳅为偏动物的杂食性鱼类,在洪 水期水位升高,水域面积加大,不易获得饵料生物;冬季 POM 在鱼类食物组成中 的占有比例不会太高,且水温较低被长薄鳅摄食的饵料生物较少,因此长薄鳅的放 流时间建议避开洪水期和冬季,选择春季 4-6 月或秋季 10-11 月。

3.2 对于放流鱼类规格的建议

对于放流的具体规格,应该对每一个放流物种的食性随体长的转变进行研究, 从而确定其具体的放流规格。对于放流的时间,草食性鱼类和偏植物的杂食性鱼类 建议选择洪水期,一方面水体面积加大降低了被捕食的风险,另一方面,按照本文 的研究在洪水期外来有机物更加丰富且易获得,即一些被洪水淹没的河漫滩的植物 碎屑及来自上游的植物碎屑更易被草食性鱼类获取。对于肉食性鱼类和偏动物的杂 食性鱼类放流的时间,从食物来源的角度出发小规格鱼类建议避开洪水期,因为洪 水期水体较大,透明度较低,增加了其捕食的难度,而大规格鱼类则可以选择洪水 期。

3.3 对于放流种类数量的建议

在本论文的研究基础上,应进一步的研究外来有机物和本地有机物的生物量, 从而估算整个长江上游能够被鱼类摄食的外来有机物和本地有机物的总量。利用水 生学等种方法,估算出长江上游的渔业资源量,并进一步的估算出鱼类栖息的空间, 计算得到长江上游的环境容纳量,从而最终确定放流鱼类的数量。

参考文献

- 蔡德陵, Tan FC, Edmond JM. 长江口区有机碳同位素地球化学. 地球化学, 1992,
 3: 305-312
- 蔡德陵,李红艳,稳定碳、氮同位素在河流系统研究中的应用.海洋科学研究进展,2004,22(2):225-232
- 曹文宣,余志堂,许蕴开.三峡工程对长江鱼类资源影响的初步评价及资源增殖 途径的研究.见:中国科学院三峡工程生态与环境科研项目领导小组,长江三峡工 程对生态与环境的影响及其对策研究论文集.北京:科学出版社,1987.2-20
- 4. 陈春娜,黄颖颖.圆口铜鱼的生物学及病害学等研究现状.水产科学,2009,28(11): 706-709
- 5. 陈大刚. 渔业资源生物学. 北京: 中国农业出版社, 1997, 80-100
- 6. 陈大庆. 长江上游渔业资源现状与增殖保护对策. 中国水产, 2003, 3: 17-19
- 7. 陈景星. 中国沙鳅亚科鱼类系统分类的研究.动物学研究, 1980, 1(1): 3-20
- 8. 陈宜瑜. 中国动物志. 硬骨鱼纲. 鲤形目(中卷). 北京: 科学出版社, 1998. 19-454
- 程鹏.长江上游圆口铜鱼的生物学研究.[硕士学位论文].武汉:华中农业大学 图书馆,2008
- 10. 但胜国,张国华,苗志国,邓昕.长江上游三层流刺网渔业现状的调查.水生生物学报,1999,23(12):655-661
- 11. 邓景耀, 孟田湘, 任胜民, 邱显寅, 朱建元. 渤海鱼类种类组成及其数量分布. 海洋水产研究, 1988, 9(2): 12-89
- 12. 丁瑞华. 四川鱼类志. 四川: 科学技术出版社, 1994. 48-531
- 13. 董哲仁. 河流形态多样性与生物群落多样性. 水利学报, 2003, 11: 1-7
- 14. 窦硕增. 依食物关系研究鱼类群落生态学的方法. 海洋科学, 1992, 5: 12-14
- 15. 窦硕增. 鱼类摄食生态研究的理论及方法. 海洋与湖沼, 1996, 27(5): 556-561
- 16. 段辛斌,刘绍平,熊飞,陈大庆,杨如恒,池成贵,穆天荣.长江上游干流春季
 禁渔前后三年渔获物结构和生物多样性分析.长江流域资源与环境,2008,17(6):
 878-885
- 17. 高宝峰. 汉江中下游铜锈环棱螺重金属分布及生物指示作用[硕士学位论文]. 武汉: 华中农业大学图书馆, 2010

- 18. 郭旭鹏,李忠义,金显仕,戴芳群.采样碳氮稳定同位素技术对黄海中南部鳀鱼 食性的研究.海洋学报,2007a,29(2):98-104
- 19. 郭旭鹏,李忠义,金显仕,戴芳群.应用稳定同位素技术对南黄海两种鳀科鱼类 食物竞争的研究.杭州师范学院学报(自然科学版),2007b,6(4):283-287
- 20. 何学福. 铜鱼 Coreius heterodon(Bleeker)的生物学研究. 西南师范学院学报(自然 科学版), 1980, 2: 60-76
- 21. 何志辉. 淡水生态学. 北京: 中国农业出版社, 2000. 1-276
- 22. 洪惠馨,秦忆芹,陈莲芳. 黄海南部、东海北部小黄鱼摄食习性的初步研究.见: 海洋渔业资源论文选集. 北京:农业出版社,1962. 45-57
- 23. 胡隐昌,陈熴慈,李恒颂,邓国成,邬国民,李大疆.珠江斑鱯的食性.水产学报,2003,4:301-306
- 24. 湖北省水生生物研究所鱼类研究室. 长江鱼类. 北京: 科学出版社, 1976. 21-208
- 25. 黄俊,李家园,朱祎,张清顺,侯建军.梨形环棱螺抗氧化系统对六氯苯的毒性 响应.武汉纺织大学学报,2013,6:88-94
- 26. 黄亮. 水工程建设对长江流域鱼类生物多样性的影响及其对策. 湖泊科学. 2006, 18(5): 553-556
- 27. 黄琇, 邓中粦. 宜昌葛洲坝下圆口铜鱼食性的研究. 淡水渔业, 1990(06): 11-14
- 28. 库幺梅,温小波.长薄鳅生物特征的初步研究.湖北农学院学报,1997,17(1): 40-43
- 29. 库幺梅. 长薄鳅食性的初步研究. 水利渔业, 1999, 19(5): 4-5
- 30. 乐佩琪, 陈宜瑜. 中国濒危动物红皮书—鱼类. 北京: 科学出版社, 1998. 203-204
- 31. 乐佩琪,单乡红,林人端,褚新洛,张鹗,陈景星,陈毅峰,曹文宣,罗云林,陈宣瑜,唐文乔,蔡鸣俊,吴保陆.中国动物志.硬骨鱼纲.鲤形目(下卷).北京:科学出版社,2000.1-390
- 32. 李斌, 王志坚, 金丽, 叶凤芬, 陈大庆, 张耀光. 蒙古鲌食性转变的稳定性同位 素研究. 水产学报, 2011, 35(9): 1419-1425
- 33. 李斌. 三峡库区小江鱼类食物网结构、营养级关系的 C、N 稳定性同位素研究. [博 士学位论文]. 重庆:西南大学图书馆, 2012
- 34. 李军. 渤海鲈鱼食物组成与摄食习性的研究. 海洋科学, 1994, 3: 39-43

- 35. 李雷, 危起伟, 吴金明, 杜浩, 谢晓. 长江宜宾江段渔业资源现状调查. 长江流 域资源与环境, 2013, 11: 1449-1457
- 36. 梁象秋,方纪祖,杨和荃.水生生物学(形态和分类).北京:中国农业出版社,1996. 1-408
- 37. 梁银栓,梁友光,胡小健,黄道明,杜发成,苗凤池,苗可.长薄鳅的生物学研 究概况.水利渔业,2000,20(5): 4-5,42
- 38. 林景祺.小黄鱼幼鱼和成鱼的摄食习性及其摄食条件的研究.见:海洋渔业资源 论文选集.北京:中国农业出版社,1962.34-33
- 39. 刘飞,但胜国,王剑伟,曹文宣.长江上游圆口铜鱼的食性分析.水生生物学报,2012,36(6):1081-1086
- 40. 刘建康,曹文宣. 长江流域的鱼类资源及其保护对策. 长江流域资源与环境, 1992, 1(1): 17-23
- 41. 刘军, 龚世园, 何绪刚, 张训蒲. 武汉日本沼虾食性的研究. 淡水渔业, 2005, 35(1): 25-28
- 42. 刘凯,张敏莹,徐东波,段金荣,施炜纲. 长江春季禁渔对崇明北滩渔业群落的 影响. 中国水产科学,2006,13(5):834-840
- 43. 刘乐和,吴国犀,王志玲. 葛洲坝水利枢纽兴建后长江干流铜鱼和圆口铜鱼的繁殖生态.水生生物学报,1990,14(3):205-215
- 44. 刘清, 苗志国, 谢从新, 张国华. 长江宜宾江段渔业资源调查. 水产科学, 2005, 24(7): 47-49
- 45. 刘绍平,段辛斌,陈大庆,廖伏初,陈文静.长江中游渔业资源现状研究.水生 生物学报,2005,29(6):708-711
- 46. 刘向伟.重建长江上游中华鲟种群的可行性:底栖动物调查及放流试验.[硕士学位论文].武汉:华中农业大学,2009
- 47. 刘晓娜. 几种肉食性鱼类摄食形态学适应的初步研究. 湖北农学院学报, 1996, 16(4): 280-283
- 48. 孟田湘. 渤海重要底层鱼类食物重叠系数与鱼类增殖. 海洋水产研究, 1989, 10:1-7
- 49. 孟伟, 张远, 梁晓东等. 河流生态调查技术方法. 北京: 科学出版社, 2011. 77-129

- 50. 母红霞, 孙宝柱, 曹文宣, 但胜国, 谭德清. 张氏鳖的食性分析. 水生生物学报, 2011, 3: 373-378
- 51. 宁家佳,刘辉,古滨河,刘正文. 流溪河水库颗粒有机物及浮游动物碳、氮稳定 同位素特征. 生态学报, 2012, 32(5): 1503-1509
- 52. 秦卫华,刘鲁君,徐网谷,王智,蒋明康.小南海水利工程对长江上游珍稀特有 鱼类保护区生态影响预测. 生态与农村环境学报,2008,24(4):23-26
- 53. 孙大东,杜军,周剑,何兴恒. 长薄鳅研究现状及保护对策. 四川环境, 2010, 29(6): 98-101
- 54. 水利电力部水文局. 中国水资源评价. 北京: 水利电力出版社, 1987
- 55. 唐启升,苏纪兰.中国海洋生态系统动力学研究 1.关键科学问题与研究发展战略.北京:科学出版社,2000,3-74
- 56. 王建柱. 三峡大坝的修建对库区动物的影响. [博士学位论文]. 北京: 中国科 学院植物研究所, 2006
- 57. 望甜. 捕食与竞争-流溪河水库浮游动物群落的种间关系研究. [博士学位论文]. 广州:暨南大学图书馆, 2010
- 58. 危起伟. 长江上游珍稀特有鱼类国家自然保护区科学考察报告. 北京:科学出版 社, 2012
- 59. 韦晟, 姜卫民. 黄海鱼类食物网的研究. 海洋与湖沼,1992,23(2):182-192
- 60. 吴金明,赵海涛,苗志国,陈永祥,张富铁,王剑伟.赤水河鱼类资源的现状与保护. 生物多样性,2010,18(2): 168-178
- 61. 吴强,陈大庆,熊传喜,杨青瑞,刘建虎,王珂,刘明典. 宜昌鳅鮀食性的初步 研究. 水利渔业,2008,2:53-55
- 62. 吴莹, 张经, 曹建平, 张再峰, 刘素美, 陈洪涛, 熊辉. 长江流域有机碳同位素 地球化学特征. 青岛海洋大学学报, 2000, 30(2): 309-314
- 63. 吴莹,张经,张再峰,任景玲,曹建平:长江悬浮颗粒物中稳定碳、氮同位素的 季节分布.海洋与湖沼,2002,33(5):546-552.
- 64. 徐军.应用碳、氮稳定性同位素探讨淡水湖泊的食物网结构和营养级关系.[博 士学位论文].武汉:中国科学院水生生物研究所.2005
- 65. 薛莹,金显仕,张波,梁振林.南黄海三种石首鱼类的食性.水产学报,2005,29(2):178-187

- 66. 薛莹. 黄海中南部主要鱼种摄食生态和鱼类食物网研究. [博士学位论文]. 青岛:中国海洋大学, 2005
- 67. 颜云榕.北部湾主要鱼类摄食生态及食物网关系的研究.[博士学位论文].青岛:中国科学院海洋研究所,2010
- 68. 杨国欢,孙省利,候秀琼,陈春亮.基于稳定同位素方法的珊瑚礁鱼类营养层次 研究.中国水产科学,2012,19(1):105-115
- 69. 杨纪明,林景祺.烟台及其附近海区贻鱼的摄食习性.见:太平洋西部渔业研究 委员会,第七次全体会议论文集.北京:科学出版社,1966.10-5
- 70. 杨瑞斌,谢从新. 鱼类摄食生态研究内容与方法综述. 水利渔业, 2000, 20(3):1-3
- 71. 杨四秀,谢新民. 铜鱼的生物学特性及养殖前景分析. 水利渔业, 2005, 25(4):33-34
- 72. 殷名称. 鱼类生态学. 北京:中国农业出版社. 1995
- 73.余志堂,邓中粦,许蕴轩.丹江口水利枢纽兴建以后的汉江鱼类资源.鱼类学论 文集(第一辑).北京:科学出版社,1981.77-96
- 74. 张欢,谢平,吴功果,张欢,张培育,徐军. 日本沼虾与秀丽白虾的营养生态位. 环境科学研究, 2013a, 26(1): 22-26
- 75. 张欢, 吴功国, 张欢, 张培育, 谢平, 徐军. 东洞庭湖鱼类稳定同位素季节变化. 水 生生物学报, 2013b, 37(4): 796-798
- 76. 张亮. 长江三峡江段鱼类碳、氮稳定性同位素研究[博士学位论文]. 武汉:中国科学院水生生物研究所,2007
- 77.张其永,林秋眠,林尤通,张月平. 闽南-台湾浅滩渔场鱼类食物网研究. 海洋学报, 1981, 3(2): 275-290
- 78.长江水系渔业资源调查协作组.长江水系渔业资源.北京:海洋出版社,1990.134-136
- 79. 赵纯原,朱振宏,周端庄.世界河流与大坝.北京:中国水利水电出版社.2000 80. 赵文.水生生物学.北京:中国农业出版社,2005.7-467
- 81. 周凤霞,陈剑虹.淡水微型生物与底栖动物图谱.第二版.北京:化学工业出版 社,2011.1-409

- 82. Amundsen PA, Temming A, Mergardt N. Comparison of stomach contents of haddock (Melanogrammus aeglefinus) from the 1981 and 1991 North sea International Stomach Sampling Projects. *ICES J Mar Sci*, 2002, 59: 497-515
- 83. Andrew JM, Rod MC. Food webs supporting fish over subtropical mudflats are based on transported organic matter not in situ microalgae. *Mar Biol*, 2005, 148: 363-371
- 84. Angradi TR. Stable carbon and nitrogen isotopes analysis of seston in aregulated rocky mountain river, USA. *Regul Riv Res Manag*, 1993, 8: 251-270
- 85. Assis CA. A generalized index for stomach contents analysis in fish. *Sci Mar*, 1996, 60: 385-389
- 86. Bacha M, Amara R. Spatial, temporal and ontogenetic variation in diet of anchovy (Engraulis encrasicolus) on the Algerian coast (SW Mediterranean). *Estuar Coast Shelf S*, 2009, 85: 257-264
- Barth JAC, Veizer J, Bernhard M. Origin of particulate organic carbon in the upper St. Lawrence: Isotope constrains. *Earth Planet Sc Lett*, 1998, 162: 111-121
- Beaudoin CP, Prepas EE, Tonn WM, Wassenaar LI, Kotak BG. A stable carbon and nitrogen isotope study of lake food webs in Canada's Boreal Plain. *Freshw Biol.* 2001, 46: 465-477
- Beaudoin CP, Tom WM, Prepas EE, Wassenaar LI. Individuals specialization and trophic adaptability of northern pike (Esox lucius):anisotope dietary analysis. *Oecologia*, 1999, 120: 386-396
- 90. Ben-David M, Flynn RW, Schell DM. Annual and seasonal changes in diets of martens: evidence from stable isotope analysis. *Oecologia*, 1997, 111:280-291
- 91. Blaber SJM, Bulman CM. Diets of fishes of the upper continental slope of eastern Tasmania: content, calorific values, dietary overlap and trophic relationships. *Mar Biol*, 1987, 95: 345-356
- 92. Blanco-Parra MP, Galván-Magaña F, Márquez-Far ás FJ, Niño-Torres CA. Feeding ecology and trophic level of the banded guitarfish, Zapteryx exasperata, inferred from stable isotopes and stomach contents analysis. *Environ Biol Fish*. 2012, 95:65-77
- 93. Boutton TW, Arshad MA, Tieszen LL. Stable isotope analysis of termite food habits in East African grasslands. *Oecologia*. 1983, 59:1-6
- 94. Brewer DT, Blaber SJM, Salini JP, Farmer MJ. Feeding ecology of predatory fishes from Groote Eylandt in the Gulf of Carpentaria, Australia ,with special reference to predation on penaeid prawns. *Estuar Coast Shelf S*, 1995, 40: 577-600

- 95. Brian RH, David HW, John MD, Daniel AS. Spatial and temporal patterns in the food web structure of a large floodplain river assessed using stable isotopes. *Can J Fish Aquat Sci*, 2007, 64: 495-508
- 96. Brook VE. Preliminary report on the food of cod. In: Fourth annual Report of the Fisheries Board of Scotland, 1885, 134-147
- 97. Brown JH, Davidson DW. Competition between seedeating rodents and ants in desert ecosystems. *Science*, 1977, 196: 880-882
- 98. Buekel JA. Foraging habits of bluefish, Pomatomus saltatrix, on the U.S. east coast Continental shelf. *Fish B-Noaa*, 1999, 97: 758-775
- 99. Bunn SE, Davies PM, Mosisch TD. Ecosytem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biol*, 1999,41:333-345
- 100. Bunn SE, Davies PM, Wining M. Sources of organic carbon supporting the food web of an arid zone floodplain river. *Freshwater Biol*, 2003, 48: 619-635
- 101. Bunn SE, Loneragan NR, Kempster MA. Effects of acid washing on stable isotope ratios of C and N in penaeid shrimp and seagrass: implications for food-web studies using multiple stable isotopes. *Limnol Oceanogr*, 1995, 40: 622-625
- 102. Cai DL, Tan FC and Edmond JM. Sources and transport of particulate organic carbon in the Amazon River and Estuary. *Estua Coast Shelf S*, 1988, 26(1): 1-14
- 103. Carabel S, Dom nguez EG, Ver simo P, Fern andez L, Freire J. An assessment of sample processing methods for stable isotope analyses of marine food webs. *J Exp* Mar Biol Ecol, 2006, 336: 254-261
- 104. Carter CG, Grove DJ, Carer DM. Trophic resource partitioning between two coexisting flatfish species off the north coast of Anglesey, North Wales. *Neth J Sea Res*, 1991, 27(3/4): 325-335
- 105. Cerling TE, Harris JM. Carbon isotope fractionation between diet and bioapatite in ungulate mammals and implications for ecologiacal and paleoecological studies. *Oecologia*, 1999,120: 347-363
- 106. Clarke KR, Warwick RM. Change in Marine Community: An approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory,1994.144
- 107. Clarke KR. Non-parametric multivariate analysis of change in community structure. *Aust J Ecol*, 1993, 18: 117-143
- 108. Cormie AP, Schwarcz HP. Stable isotopes of nitrogen and carbon of North American white-tailed deer and implications for paleodietary and other food web studies. *Palaeogeogr palaeocl*, 1994, 107: 227-241

- 109. Cort éz EA. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Can J Fish Aquat Sci*, 1997, 54: 729-738
- 110. Craig H. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochim Cosmochin Acta*, 1957, 12: 133-149
- 111. Cruz EVH, Abitia CLA, Campos DL, Galvan F. Trophic interrelations of the three most abundant fish species from Laguna San Ignacio, Baja California Sur, Mexico. B Mar Sci, 2000, 66(2): 361-373
- 112. Darimont CT, Reimchen TE. Intra-hair stable isotope analysis implies seasonal shift to salmon in gray wolf diet. *Can J Zool*, 2002, 80: 1638-1642
- 113. David BJ, Kirk OW. Structure of trophical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos*, 2002, 96: 46-55
- 114. De Vlaming V, Grossman GD, Chapman F. On the use of the gonadosomatic index .*Comp Biochem Physiol*, 1982, 73: 31-41
- 115. Deb D. Trophic uncertainly vs. parsimony in food web research. *Oikos*, 1997, 78: 191-194
- 116. Deniro MJ, Epstein S. Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotope in animals. *Geochim Cosmochin Acta*, 1981, 45: 341-351
- 117. DeNiro MJ. Epstein S. Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim Cosmochim Acta*, 1978, 42: 495-506
- 118. Doucett RR, Power G, Barton DR, Drimmie RJ, Cunjak RA. Stable isotope analysis of nutrient pathways leading to Atlantic salmon. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 1996, 53: 2058-2066
- 119. Duarte LO, Garc Á CB. Diet of the mutton snapper Lutjanus analis(Cuvier) from the Gulf of Salamanca , Colombia, Caribbean Sea. *B Mar Sci*, 1999, 65(2): 453-465
- 120. Ellis JR, Pawson MG, Shackley SE. The comparative feeding ecology of six species of shark and four species of ray in the North-east Atlantic. *J Mar Biol Assoc UK*, 1996, 76(1): 89-106
- 121. Elton CS. Animal Ecology. London: Sidgwick and Jackson, 1927
- 122. Elvio SFM, Angela HA. Fish diet composition in floodplain lagoons of an Australian dryland river in relation to an extended dry period following flooding. *Environ Biol Fish*. 2013,published online:http://link.springer com/article/ 10.1007/s 10641-013-0180-0

- 123. Figueiredo M, Morato T, Barreiros JP, Afonso P, Santos RS. Feeding ecology of the white seabream, Diplodus sargus, and the ballan wrasse, Labrus bergylta, in the Azores. *Fish Res*, 2005, 75(1-3): 107-119
- 124. Focken U, Becker K. Metabolic fractionation of stable carbon isotopes: implications of different proximate compositions for studies of the aquatic food webs using δ^{13} C data. *Oecologia*, 1998,115: 337-343
- 125. Fogarty MJ, Murawski SA. Larger-scale disturbance and the structure of marine systems; fisher impacts on Georges Bank. *Ecol Appl*, 1998, 8(1):6-22
- 126. Fowler CW. Management of multi-species fisheries: from overfishing to sustainability. *ICES J Mar Sci*, 1999, 56: 927-932
- 127. Froese R. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol*, 2006: 22, 241-253.
- 128. Fry B. Food web structure on Georges Bank from stable C,N, and S isotopic compositions. *Limnol Oceanog*, 1988, 33: 1182-1190
- 129. Fry B. Stable carbon isotope ratios-a tool for tracing food chains. M.Sc. Thesis, University of Texas, Austin, 1977, 1-126
- 130. Fry B. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. *Ecology*, 1991. 72: 2293-2297
- 131. Fujita T, Kitagawa D, Okuyama Y, Ishito Y, Inada T, Yin Y. Diets of the demersal fishes on the shelf off Iwate northern Japan. *Marine Biology*, 1995, 123: 219-233
- Gannes LZ, O'Brien DM, del Rio CM Stable isotopes in animal ecology: assumptions, caveats, and a call for more laboratory experiments. *Ecology*, 1997: 1271-1276
- 133. Garrison LP. Spatial and dietary overlap in the Georges Bank groudfish community. Can J Fish Aquat Sci, 2000, 57, 1679-1691
- 134. George EL, Hadely WF. Food and habitat partitioning between rock bass (Ambloplites rupestris) and small-mouth bass(Microptrus dolomieui) young of the year. *T Am Fish Soc*, 1979, 108: 253-261
- 135. Gerking SD. Feeding ecology of fish. San Diego, California: Academic press, 1994
- 136. Gidoa KB, Franssena NR, Propst DL. Spatial variation in δ15N and δ13C isotopes in the San Juan River, New Mexico and Utah: implications for the conservation of native fishes. *Environ Biol Fish*, 2006, 75: 197-207

- 137. Greenwood KS, Thorp JH, Summers RB, Guelda DL. Effects of an exotic bivalve mollusc on benthic invertebrates and food quality in the Ohio River. *Hydrobiologia*, 2001, 462: 169-172
- 138. Grey, J. Ontogeny and dietary specialization in brown trout (Salmo trutta L.) from Loch Ness, Scotland, examined using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Ecol Freshw Fish*, 2001, 10: 168-176
- 139. Gu B, Schelske CL, Hoyer MV. Intrapopulation feeding diversity in blue tilapia: evidence from stable-isotope analyses. *Ecology*, 1997, 78 :2263-2266
- 140. Gu B, Schelske CL, Hoyer MV. Stable isotopes of carbon and nitrogen as indicators of diet and trophic structure of the fish community in shallow hypereutrophic lake. J Fish Bio, 1996, 49: 1233-1234
- 141. Guy W, Alan GH. Food web structure in riverine landscapes. *Freshw Biol*, 2002, 47: 777-798
- 142. Haines EB, Montague, CL. Food sources of estuarine invertebrates analyzed using ¹³C/¹²C ratios. *Ecology*, 60:48-56
- 143. Hamano T, Hayashi KI, Kubota K, Matsushita H, Tabuchi K. Population Structure and Feeding Behavior of the Stomatopod Crustacean Kempina Mikado (Kemp & Chop ra,1921)in the East China Sea. *Fish Sci*, 1996, 62(3): 397-399
- 144. Hansson LA, Tranvik LJ. Food webs in sub-Antarctic lakes: a stable isotope approach. *Polar Biol*, 2003, 26: 783-788
- 145. Harvey CJ, Kitchell JF. A stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of a Lakes Superior food web. *Can J Fish Aquat Sci*, 2000,57: 1395-1403
- 146. Hedges JI, Clark WA, Quay PD, Richey JE, Devol AH, Santos UM. Compositions and fluxes of particulate organic material in the Amazon River. *Limnol Oceanogr*, 1986, 31: 717-738
- 147. Hegge O, Hesthagen T, Skurdal J. Vertical distribution and substrate preference of brown trout in a littoral zone. *Environ Biol Fish*, 1993, 36: 17-24
- 148. Hellings L, Dehairs F, Tackx M, Keppens E, Baeyens W. Organic and fate of organic carbon in the freshwater part of the Scheldt Estuary as traced by stable isotope composition. *Biogeochemistry*, 1999,47: 167-186
- 149. Hein T, Baranyi C, Herndl GJ, Wanek W, Schiemer F. Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplain s of the River Danube:the importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biol*, 2003,48: 220-232

- 150. Hesslein RH, Hallard KH, Ramlal P. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (Coregonus nasus) in response to a change in diet traced by δ34S, δ13C, andδ15N. *Can J Fish Aquat Sci*, 1993, 50: 2071-2076
- 151. Hesthagen T, Jonsson B, Ugedal O, Forseth T. Habitat use and life history of brown trout (Salmo trutta)and Arctic charr (Salvelinus alpinus) in some low acidity lakes in central Norway. *Hydrobiologia*, 1997, 348: 113-126
- 152. Higham TE. The integration of locomotion and prey capture in vertebrates: Morphology, behavior, and performance. *Integr Comp Biol*, 2007, 47: 82-95
- 153. Hobson KA, Piatt JF, Pitocchelli J. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *J Anim Ecol*, 1994, 63: 786-798
- 154. Hobson KA, Wassenaar LI. Linking breeding and wintering grounds of neotropical migrant songbirds using stable hydrogen isotopic analysis of feathers. *Oecologia*, 1997, 109: 142-148
- 155. Hoffman JC, Kelly JR, Peterson GS, Cotter AM, Starry MA, Sierszen ME. Using δ15N in Fish Larvae as an Indicator of Watershed Sources of Anthropogenic Nitrogen: Response at Multiple Spatial Scales. *Estuar Coast*, 2012, 35:1453-1467
- 156. Hyslop EJ. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. J Fish Biol, 1980, 17(4): 411-429
- 157. Johannsson OE, Legeet MF, Rudstam LG, Servous MR, Mohanmmadian MA, Gal G, Dermott RM, Hesslein RH. Diet of Mysis relicta in lake Ontario as revealed by stable isotope and gut content analysis. *Can J Fish Aquat Sci*, 2001, 58:1975-1986
- 158. Junk WJ, Arscott DB, Tockner K, Sulzberger B. Sources and distribution of organic carbon and nitrogen in the Tagliamento River, Italy. *Aquat Sci*, 2004, 66: 103-116
- 159. Kaifu K, Miyazaki S, Aoyama J, Kimura S, Tsukamoto K. Diet of Japanese eels Anguilla japonica in the Kojima Bay-Asahi River system. *Japan Environ Biol Fish*, 2013, 96: 439-446
- 160. Kaiser E, Arscott DB, Tockner K, Sulzberger B. Sources and distribution of organic carbon and nitrogen in the Tagliamento River. Italy, *Aquat Sci*, 2004,66:103-116
- 161. Karl MW, Francisco DAM, Maren V, Hinnerk B, Hinnerk JJ. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland. *Brazil Aquat Sci*, 2002, 64: 239-251
- 162. Katrina LP, Weston HN, David GH, Timothy HB. Trophic ecology of a nonnative population of suckermouth catifish(Hypostomus plecostomus) in a central Texas spring-fed stream. *Environ Biol Fish*, 2011, 90: 277-285

- 163. Keith BG, Nathan RF, David LP. Spatial in δ15N and δ13C isotopes in the San Juan River, New Mexico and Utah: implication for the conservation of native fishes. *Environ Biol Fish*, 2006, 75: 197-207
- 164. Kelly JF. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. *Can J Zool*, 2000, 78: 1-27
- 165. Kendall C, Silva SR, Kelly VJ. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrol Process*, 2001, 15: 1301-1346
- 166. Kennicutt MC, Barker C, Brooks JM, DeFreitas DA, Zhu GH. Selected organic matter source indicators in the Orinoco,Nile and Changjiang deltas. *Org Geochem*, 1987, 11: 41-51
- 167. Kikolsky GV. The Ecology of Fishes. London: Academic Press, 1963.
- 168. Kling GW, Fry B, O`Brien WJ. Stable isotopes and planktonic structure in arctic lakes. *Ecology*, 1992, 73(2): 561-566
- 169. Kritzberg ES, Cole JJ, Pace ML, Gran di, W, Bade DL. Autochthonous versus allochthonous carbon sources of bacteria: results from whole-lake 13C addition experiments. *Limnol Oceanogr*, 2004, 49(2): 588-596
- 170. Labropoulou M, Elefheriou A. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. *J Fish Biol*, 1997, 50: 324-340
- 171. Larkin PA, Principlies of ecosystem management of fisheries. *Rev Fish Biol Fisher*,1996, 6:139-164
- 172. Linke TE, Platell ME, Potter IC. Factors influencing the partitioning of food resources among six fish species in a large embayment with juxtaposing bare sand and seagrass habitats . J Exp Mar Biol Ecol, 2001, 266: 193-217
- 173. Liu XQ, Wang HZ, Liang XM. Food web of macroinvertebrate community in a Yangtze shallow lake: trophic basis and pathways. *Hydrobiologia*, 2006, 571: 283-295
- 174. Lucifora LO, Valero JL, Bremec CS, Lasta ML. Feeding habits and prey selection by the skate Dipturus chilensis (Elasmobranchii: Rajidae) from the south-western Atlantic. J Mar Biol Assoc UK, 2000, 80: 953-954
- 175. Lukoschek V, Mccormick MI. Ontogeny of diet changes in a tropical benthic carnivorous fish, Parupeneus barberinus(Mullidae): Relationship between foraging behavior, habitat use, jaw size, and prey selection. *Mar Biol*, 2001, 138: 1099-1113

- 176. MacArthur RH. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 1955, 36: 533-536
- 177. MacDonald JS, Green RH. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. *Can J Fish Aquat Sci*, 1983, 40: 635-637
- 178. Malseed T. Stable isotope analysis of the food web supporting Sardinops sagax in the waters off Esperance, Western Austualia. (Ph B dissertation). Australia: The University of Western Australia, 2004
- 179. M árcio SA, Daniel IB, Glauco M, Ariovaldo AG, Sérgio FD. Using δ13C stable isotopes to quantify individual-level diet variation. *Oecologia*, 2007, 152: 643-654
- 180. Marioti A. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural 15N abundance measurements. *Nature*, 1983, 303: 685-687
- 181. Mariotti A, Gadel F, Giresse P, Mouzeo K. Carbon isotope composition and geochemistry of particulate organic matter in the Congo River (CentralAfrica):
 Application to the study of Quaternary sediments off the mouth of the river. *Chem Geol*, 1991, 86: 345-357
- 182. Martin DS, Shine AJ. The food and feeding relationships of pelagic fish in Loch Ness. 1993, 105: 149-174 http://www.lochnessproject.org/adrian_shine _____ archiveroom/papershtml/LOCH_NESS_pelagic_fish.htm
- 183. Matthews D. Food of whiting. Rep Fish Bd Scot, 1887, 5:317-323
- 184. Mbarua EK, Mlewa CM, Kimani EN, Length-weight relationship of 39 selected reef fishes in the Kenyan coastal artisanal fishery. *Fish Res*, 2010, 106, 567-569
- 185. McCallister SL, Bauer JE, Cherrier JE, Ducklow HW. Assessing sources and ages of organic matter supporting river and estuarine bacterial production: A multiple-isotope (δ14C, δ13C, and δ15N) approach. *Limnol Oceanogr*, 2004, 49(5): 1687-1702
- 186. Meybeck M. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am J Sci*, 1982, 282: 401-450
- 187. Michael DD. Food webs and the Upper Mississippi River: contributions to our understanding of ecosystem function in large rivers. *Hydrobiologia*, 2010, 640: 89-101
- 188. Michener RH, Schell DM. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. PP. 138-157. In stable Isotopes in Ecology and Environmental Science, K Lajtha and RH Michener (eds). Blackwell, Oxford.

- 189. Minagawa M, Wada E. Stepwise enrichment of 15N along food chains: further evidence and the relation between δ15N and animal age. *Geochim Cosmochim Acta*, 1984, 48: 1135-1140
- 190. Moraes M, Rezende CF, Mazzoni R. Feeding ecology of stream-dwelling Characidae (Osteichthyes: Characiformes) from the upper Tocantins River. *Brazil Zoologia*, 2013, 6: 645-651
- 191. Morey G, Moranta J, Massut E, Grau A, Linde M, Riera F, Morales-Nin B.Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fish Res*, 2003, 62:89-96
- 192. Nikolsky GV. The ecology of fish. London: Academic press, 1963.
- 193. Ostrom PH. Colunga-Garcia M, Gage SH. Establishing pathways of energy flow for insect predators using stable isotope ratios: field and laboratory evidence. *Oecologia*, 1997, 109:108-113
- 194. Pasquaud S, Lobry J, Elie P. Facing the necessity of describing estuarine ecosystems: A review of food web ecology study techniques. *Hydrobiologia*, 2007, 588: 159-172
- 195. Persic A, Roche H, Ramade F. Stable carbon and nitrogen isotope quantitative structural assessment of dominant species from the Vaccares Lagoon trophic web (Camargue Biosphere Reserve. France). *Estuar Coast Shelf S*, 2004,, 60: 261-272
- 196. Persson A, Hansson LA. Diet shift in fish following competitive release. Can J Fish Aquat Sci, 1999, 56: 70-78
- 197. Peterson BJ, Fry B. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Syst*, 1987, 18: 293-320
- 198. Phillips DL, Gregg JW. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too many sources. *Oecologia*, 2003, 136: 261-269
- 199. Pinkas L, Oliphant MS, Iverson ILK. Food Habits of Albacore, Bluefin Tuna, and Bonito In California Waters. *Fish Bull*, 1971, 152: 105
- 200. Pinnegar JK, Polunin NVC. Contributions of stable-isotopes data to elucidationg food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, 2000, 122: 399-409
- 201. Platel ME,Sarre GA, Potter IC. The diets of two co-occurring marine teleosts, Parequula melbournensis and Pseudocaranx wrighti, and their relationships to body size and mouth morphology, and the season and location of capture. *Environ Biol Fish*, 1997, 49: 361-376

- 202. Platell ME, Potter IC, Clarke KR. Do the habitats, mouth morphology and diets of the mullids Upeneichthys stotti and U. lineatus in coastal waters of south-western Australia differ?. J Fish Biol, 1998, 52: 398-418
- 203. Platell ME, Potter IC. Partitioning of food resources amongst 18 abundant benthic carnivorous fish species in marine waters on the lower west coast of Australia. J Exp mar Biol Ecol, 2001, 261: 31-54
- 204. Platell ME, Sarre GA, Potter IC. The diets of two co-occurring marine teleosts, Parequula melbournensis and Pseudocaranx wrighti, and their relationship to body size and mouth morphology, and the season and location of capture. *Environ Biol Fish*, 1997, 49: 361-376
- 205. Polis G, Strong DR. Food web complexity and community dynamics. *Am Nat*, 1996, 147:813-846
- 206. Polis GA, Anderson WB, Holt RD. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annu Rev Ecol Syst*, 1997, 28: 289-316
- 207. Post DM. Using stable isotopes to estimate trophic position models, methods, and assumptions. *Ecology*, 2002, 83: 703-718
- 208. Powles PM. Studies of reproduction and feeding of Atlantic cod (Gadus morhua L.) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. *J Fish Res Board Can*, 1958, 15: 1383-1402
- 209. Pusey BJ, Arthington AH, Read MG. The dry-season diet of freshwater fishes in monsoonal tropical rivers of Cape York Peninsula, Australia. *Ecol Freshw Fish*, 2012, 9(3): 177-190
- 210. Ramsay MA, Hobson KA. Polar bears make little use of terrestrial food web: evidence from stable-carbon isotope analysis. *Oecologia*, 1991,86:598-600
- 211. Richard K, Wallace JR. An assessment of diet-overlap indexes. *T Ame Fishe Soc*, 1981, 110: 72-76
- 212. Ricker WE, Liner regressions in fishery research. J Fish Res Board Can, 1973, 30: 409-434
- 213. Ronald B, Amanda B, Marcus S. Fish gut content analysis: robust measures of diet composition. *Fish Fish*, 2014, 15: 170-177
- 214. Ross ST. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 1986, 2: 352-388

- 215. Santiago AB, Lorena, BS, Daniel EF, Maria BC, Juan M, Astarloa DD. Feeding habits of the Magellan skate: effects of sex, maturity stage, and body size on diet. *Hydrobiologia*, 2010, 641: 275-286
- 216. Schafer LN, Platell ME, Valesinni FJ, Potter IC. Comparisons between the influence of habitat type, season and body size on the dietary compositions of fish species in nearshore marine waters. J Exp Mar Biol and Ecol, 2002, 278: 67-92
- 217. Scharf FS, Juanes F, Rountree RA. Predator size prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size trophic-niche breadth. *Mar Ecol Prog Ser*, 2000, 208: 229-248
- 218. Schell DM, Ziemann PJ. Natural carbon isotope tracers in Arctic aquatic food webs.
 In: Rundel PW, Ehleringer JR, Nagy KA(eds). Stable isotopes in Ecological Research. *New York: Springer-Verlag*, PP: 230-251
- 219. Schimel DS. Theory and application of tracers. Academic press, San Diego, 1993
- 220. Schoener TW. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 1974, 185: 27-39
- 221. Sedell JR, Richey JE, Swanson FJ. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers. *Can J Fish Aquat Sci*,1989,106: 49-55
- 222. Sponheimer M, Grant CC, Ruiter DD. Diets of impala from Kruger National Park: evidence from stable carbon isotopes. *Koedoe*, 2003, 46: 101-106
- 223. Stallard RF, Edmond JM. Geochemistry of the Amazon 1. Precipitation chemistry and the marine contribution to the dissolved load at the time of peak discharge.*J Geophys Res*, 1981, 86: 9844-9858
- 224. Steven CZ, Danielle P, Kirk OW. Movement into floodplain habitats by gizzard shad(Dorosoma cepedianum) revealed by dietary and stable isotope analyses. *Environ Biol Fish*, 2009, 84: 307-314
- 225. Stoner AW, Zimmerman RJ. Food pathways associtated with penaeid shrimps in a mangrove-fringed estuary. *Fish Bull*, 1988, 86: 543-551
- 226. Tanasichuk RW, Ware DW, Shaw W, McFarlane GA. Variations in diet, daily ration, and feeding periodicity of pacific hake(Merluccius productus) and spiny dogfish(Squalus acanthias) off the lower west coast of Vancouver Island. *Can J Fish Aquat Sci*, 1991, 48: 2118-2128

- 227. Thorp JH, Delong MD. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikokos*, 1994, 70: 305-308
- 228. Tirasin EM, Jorgensen T. An evaluation of the precision of diet description. Mar Ecol Prog Ser, 1999, 182: 243-252
- 229. Urey HC. The thermodynamic properties of isotopic substances. J. Chem. Soc. 1947, 1947: 562-581
- 230. Vander ZMJ, Cabana G, Rasmussen JB. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotopes ratios(δ15N) and literature dietary data. *Can J Fish Aquat Sci*, 1997, 54: 1142-1158
- 231. Vander ZMJ, Joseph BR. Variation in the δ15N and δ13C trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnol Oceanogr*, 2001, 46(8): 2061-2066
- 232. Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci*, 1980, 37: 130-137
- 233. Velasco F, Olaso I, Sónchez F. The role of cephalopods as forage for the demersal fish community in the southern Bay of Biscay. *Fish Res*, 2001, 52: 65-77
- 234. Vender ZMJ, Joseph BR. Variation in the δ^{15} N and δ^{13} C trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnol Oceanogr*, 2001, 46: 2061-2066
- 235. Vitule JRS, Braga MR, Aranha JMR. Ontogenetic, spatial and temporal variations in the feeding ecology of Deuterodon langei Travassos,1957 (Teleostei: Characidae) in a Neotropical stream from the Atlantic rainforest, southern Brazil. *Neotrop Ichthyol*, 2008, 6(2): 237-242
- 236. Walker RH, Kluender ER, Inebnit TE. Differences in diet and feeding ecology of similar-sized spotted (Lepisosteus oculatus) and shortnose (Lepisosteus platostomus) gars during flooding of a south-eastern US river. *Ecol Freshw Fish*, 2013, 22(4): 617-625
- 237. Walters C, Christensen V, Pauly D. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev Fish Biol Fisher*, 1997, 7: 139-172
- 238. Wang YY, Yu XB, Li WH, Xu J, Chen YW, Fan N. Potential influence of water level changes on energy flows in a lake food web. *Chinese Sci Bul*, 2011, 56(26): 2794-2802

- 239. Wanink JH, Joordens JCA. Dietary shifts in Brycinus sadleri (Pisces: Characidae) from southern Lake Victoria. *Aquat Ecosyst Health*, 2007, 10: 392-397
- 240. Wantzen KM, de Arruda Machado F, Voss M, Boriss H, Junk WJ. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquat Sci*, 2002, 64(3): 239-251
- 241. Werner EE. Species interactions in freshwater fish communities. In: Diamond J, Case T J (eds.) community ecology. *New York :Harper, Row*,1986. 344-358
- 242. Wilbert TK, Anthony JB. Integrating stomach content and stable isotope analyses to elucidate the feeding habits of non-native sharptooth catfish Clarias gariepinus. *Biol Invasions*, 2012, 14: 779-795
- 243. Williams A, Koslow JA, Terauds A, Haskard K. Feeding ecology of five fishes from the mid-slope micronekton community off southern Tasmania, Australia. *Mar Biol*, 2001, 139: 1177-1192.
- 244. Winemiller KO, Kelso-Winemiller LC. Comparative ecology of the African pike, *Hepsetus odoe*, and tigerfish, *Hydrocynus forskahlii*, in the Zambezi River floodplain. *J Fish Biol*, 1994, 45: 211-225
- 245. Woodward G, Hidrew AG. Food web structure in riverine landscapes. *Freshw Biol*, 2002, 47: 777-798
- 246. Wootton RJ. Ecology of teleost fishes. London: Chapman, Hall, 1990. 33-41
- 247. XU J, Xie P. Studies on the food web structure of lake Donghu using stable carbon and nitrogen isotope ratios. *J Freshw Ecol*, 2004, 19: 645-650
- 248. Xue Y, Jin XS, Zhang B, Liang Zl. Seasonal, diel and ontogenetic variation in feeding patterns of small yellow croaker in the central Yellow Sea. *J Fish Biol*,2005, 67(1): 33-50
- 249. Yoshioka T, Wada EA. Stable isotope study on seasonal food web dynamics in a eutrophic lake. *Ecology*, 1994, 75(3): 835-846
- 250. Zah R, Burgherr P, Bemasconi SM, Uehlinger U. Stable isotope analysis of macro-invertebrates and their food sources in a glacier strem. *Freshwater Biol*, 2001,46: 871-882
- 251. Zambrano L, Valiente E, Vander ZMJ. Food web overlap among native axolotl(Ambystoma mexicanum) and two exotic fishes: carp (Cyprinus carpio) and tilapia (Oreochromis niloticus) in Xochimilco, Mexico City. *Biol Invasions*, 2010, 12(9): 3061-3069
- 252. Zanden VMJ, Shuter BJ, Lester N, Rasmussen JB. Patterns of food chain length in lakes: a stable isotope study. *Am Nat*, 1999, 154: 406-416

- 253. Zar JH. Biostatistical Analysis, 2nd. USA: Prentice-Hall.1984, 48
- 254. Zhang H, Wu GG, Zhang H, Xie P, Xu J, Zhou Q. Role of body size and temporal hydrology in the dietary shifts of shortjaw tapertail anchovy Coilia brachygnathus (Actinopterygii, Engraulidae) in a large floodplain lake. *Hydrobiologia*, 2013, 703: 247-256
- 255. Zhou Q, Xie P, Xu J, Ke Z, Guo L, Cao T. Seasonal variations in stable isotope ratios of two biomanipulation fishes and seston in a large pen culture in hypereutrophic Meiliang Bay, Lake Taihu. *Ecol Eng*, 2009, 35(11): 1603-1609
- 256. Zhou Q, Xie P, Xu J, Liang X, Qin J, Cao T, Chen F. Seasonal trophic shift of littoral consumers in eutrophic Lake Taihu (China) revealed by a two-source mixing model. *The Scientific World J*, 2011, 11: 1442-1454
致谢

当这篇论文写到致谢这部分的时候,自己却不知从何处下笔了。回首自己五年 的求学生涯,很多往事涌上心头。为了这一刻,多少个夜晚没有睡觉;为了这一刻, 多少次没有按时吃过饭,但这一切的一切现在回首看看,都值了。苦读五年,自己 彷徨过,也怀疑过,但自己始终没有放弃过。五年,相对历史的长河是如此的短暂, 但相对人生却是如此漫长。五年,不仅让自己学会了专业知识,也更让自己学会了 感恩,感谢每一个给我帮助和支持的老师、同学、朋友,以及自己的亲人。

首先,要感谢我的恩师中国水产科学研究院长江水产研究所危起伟研究员/博 士,正所谓"一日为师,终生为父",师恩如父恩,一生难以报答。危老师深厚的学 术造诣和严肃的科学态度,言传身教,让我终生受益。感谢危老师在我的博士研究 方向、研究进展和博士论文写作上给与的关心和指导。感谢危老师在日常学习中给 与的指导和帮助,在生活中给与的关心和关怀。感谢危老师在自己的博士实验上给 与的指导和在人力、物力及财力上给与的全力支持。古语说的好,海阔凭鱼跃,天 高任鸟飞,非常感谢危老师给与了这样一个自由的科研平台。最后还要感谢危老师 在我毕业后的工作问题上给与的关心和帮助。

同时感谢要课题组吴金明博士和王成友博士。感谢吴博士在我的实验方案、野 外采集及发表论文修改方面无私的帮助和指导。感谢吴博士和王博士在野外调查和 日常生活中给与的关心和帮助。

感谢本课题组杜浩副研究员、张辉副研究员、厉萍副研究员、张淑环博士、刘 志刚工程师、李罗新工程师、沈丽助理研究员、李创举副研究员、周琼女士、黄瑾 女士、李曼女士、钱慧女士在日常的学习和生活中给与的关心和帮助。感谢周运涛 工程师、张文俊先生在野外出差采集数据时给与的帮助。感谢课题组司机胡志华先 生和杨猛先生在野外数据采集用车方面给与的支持。

感谢华中农业大学水产学院谢从新教授对实验方案提出的有利建议。感谢内江 师范大学邹远超师姐和长江大学柴毅师姐帮忙联系大学生进行协助野外采集数据。 感谢在中国科学院地理科学与资源研究所读博士的同学张欢在关于同位素野外实验 方法和发表论文的修改上给与的大力帮助。感谢华中农业大学周琼老师在发表论文 的修改上给与的帮助。感谢中国林科院同位素重点实验室柯渊老师在同位素样品测 定方面给与的帮助。感谢向家坝水文监测站对宜宾江段 2012 年水文数据的提供。

128

感谢同门邵俭,师弟薛超、任泷、谢晓、李君轶、郭威,师妹杨晓鸽、辛苗苗、 蔺丹清、颉璇,内江师范大学学生刘阳、李冰冰、邓明凯,长江大学学生徐洪森等 在野外实验时给与的大力帮助和支持。感谢长江宜宾南溪渔民周绍清夫妇及家人、 李庄渔民杨清立夫夫妇和何老板及家人在野外实验实验用鱼以及在生活上给与的关 心。感谢李庄江南河鲜的李老板及家人免费提供实验场地和帮忙照看实验器材。感 谢宜宾江段所有给我提供实验用鱼并叫不上名字的渔民。同时也再次感谢师弟郭威、 师妹颉璇在部分室内试验和部分数据处理上的帮助。

感谢 06 级师兄孙庆亮、师姐邹远超,07 级师兄王成友、李艳华、胡佳、张晓 燕、杨璐。08 级师兄刘猛、李伟、王崇瑞和靳建波,同门施德亮、成为为、邵俭、 叶欢,在职博士梁志强,10 级师弟薛超、孙立元、史玲玲和骆慧,11 级师弟谢晓、 王恒、任泷、师妹杨晓鸽,12 级师弟李君轶、霍来江、师妹辛苗苗、席萌丹,13 级 师妹蔺丹清、汪珂、颉璇,师弟郭威、张磊、杨焕超。感谢鱼病组周勇师兄,感谢 同学高正勇、陆诗敏、刘子栋、罗伟、冯宪斌、于少梅、苏岚、毕鹏、孙建斌、喻 亚丽、姚建伟、李飞等等所有在本人的学习、实验和生活上给与关心帮助的同学。 谢谢你们。

感谢我们家小凤同学,谢谢你在这五年来对我的支持和理解,携子之手,与子 同老。

感谢我的父母,您们对我们兄妹四人的爱可比天地。我们兄妹四人能读完大学, 您们已经付出了很多很多,您们又支持我和弟弟妹妹继续深造。能成为您们的儿女, 我们兄妹四人永远都感到骄傲和自豪,谢谢您们,您们辛苦了。感谢哥哥,您放弃 了继续深造的机会,和爸妈一起供我们三个继续深造。感谢我的弟弟妹妹,给我的 支持和鼓励。感谢我的亲戚们,我们几人上学不在家,农田的活都是您们帮忙来做, 还有你们在人力、财力上无私的支持,谢谢您们。

最后感谢华中农业大学给了追梦杨帆的机会,感谢长江水产研究所濒危鱼类保 护组给了我梦想实现的平台。本论文还要感谢农业部、中国三峡集团公司等相关项 目的支持。

二零一四年三月二十二日凌晨于武汉

129

附录

附录 [发表文章目录

- 李雷, 危起伟, 吴金明, 杜浩, 谢晓.长江宜宾江段渔业资源现状调查.长江流域资源与环境.2013,22(11):1449-1457
- Lei Li, Qiwei Wei, Jinming Wu, Xiao Xie, Long Ren, Hao Du. Length-weight relationships of 11 fish species from Yibin the Yangtze River, southwest China. Journal of Applied Ichthyology. 2014, 1-2
- 李雷, 危起伟, 郭威, 蔺丹清, 吴金明.应用 δ¹³C 和 δ¹⁵N 对宜宾江段铜鱼属鱼类种 间食物关系的研究. 应用生态学报.(接收)
- Lei Li, Jinming Wu, Shuhuan Zhang, Qiwei Wei1. Complete mitochondrial genome of Schizothorax lantsangensis Tsao (cypriniformes, Cyprinidae, schizothoracinae). Mitochondrial DNA. (Accept)
- 5. Lei Li, Qiwei Wei, Jinming Wu, Huan Zhang, Long Ren, Xuan Xie. Diet of Leptobotia elongata revealed by stomach content analysis and inferred from stable isotope signatures. Environmental biology of fishes. (under review)
- Lei LI, Jinming Wu, Hao Du, Long Ren, Qiwei Wei. Length-weight relations for 5 endemic fish species of the upper Yangtze River basin, China. Journal of Applied Ichthyology. (under review)
- Lei Li, Jinming Wu, Qiwei Wei, Chengyou Wang, Wei Guo, Jian Shao. Diet of the sinibotia superciliaris revealed by stomach content analysis and inferred from stable isotope signatures. Acta Ichthyolica Et Piscatoria (拟投)
- Jinming Wu, Lei Li, Hao Du, Hui Zhang, Chengyou Wang, Qiwei Wei. Length-weight relations 14 endemic fish species from the upper yangtze River basin. Acta Ichthyologica Etpiscatoria.2013; 43 (2): 163–165
- H. Du, C.Y. Wang, Q.W. Wei, H. Zhang, J.M. Wu and L. Li. Distribution and movement of juvenile and sub-adult Chinese sturgeon (Acipenser sinensis Gray, 1835) in the Three Gorges Reservoir and the adjacent upstream free-flowing Yangtze River section: a re-introduction trial. J. Appl. Ichthyol. (2013), 1–6
- 10. 任泷, 吴金明, 李雷, 霍来江, 杨焕超, 杜浩, 危起伟. 赤水河中华倒刺鲃的形态 分化及 Cytb 基因序列比较研究. 淡水渔业, 2014,44(6)
- 11. 王恒, 危起伟, 李伟, 刘猛, 李雷, 杜浩,李罗新.5 月龄、7 月 龄中华鲟子二代光

照偏好性研究.水产学报, 2014, 38(7): 27-36

- 12. 成为为, 汪登强, 危起伟, 杜浩, 王成友, 吴金明, 李雷. 基于微卫星标记的中国 胭脂鱼增殖放流效果评估.中国水产科学. 2014,3:574-580
- 13. 杜浩,李罗新,危起伟,张书环,王成友,孙庆亮,杨晓鸽,李雷.濒危物种陕哲罗鲑在汉 江上游太白河再发现.动物学杂志. 2014,3:41
- 14. 发明专利: 杜浩,梁志强,危起伟,李罗新,李雷,杨晓鸽,谢晓. 一种鱼类鳃 盖标记的方法(已授权)
- 15. 参与编写《长江珍稀鱼类增殖放流技术手册》.科学出版社.2014
- 16. 参与编写《长江上游珍稀特有鱼类保护区鱼类图谱集》.科学出版社,待出版
- 17. 为《丽江鱼类》提供照片

附录Ⅱ 攻读博士期间获奖情况

2010.9 获得华中农业大学"三好研究生"称号并荣获研究生一等奖学金

2011.9 获得华中农业大学"三好研究生"称号并荣获研究生一等奖学金

2012.9 获得华中农业大学"单项积极分子"称号

2013.11在第四届全国青年鱼类学工作者学术研讨会暨水生生物学类博士生论坛上获得二等奖

2013.12 获得华中农业大学 2013 年研究生优秀科研记录奖

附录Ⅲ 攻读博士期间主要参加的科研项目和撰写的报告

- 2010-2012 长江中华鲟、达氏鲟和胭脂鱼增殖放流及生态修复技术研究(农业 行业专项);
- 2011-2013 长江上游珍稀特有鱼类增殖放流效果评价(中国长江三峡集团公司 科研项目);
- 3. 2010-2014 《长江上游珍稀特有鱼类保护区鱼类图谱集》野外拍摄及编写;
- 4. 2011-2012 长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区科学考察野外调查;
- 5. 2012 长江宜宾至重庆段水生生物多样性调查与评价及对策措施研究;
- 2012"甘肃秦州珍稀水生野生动物自然保护区"综合考察及"甘肃秦州珍稀水生 野生动物自然保护区"图谱集的拍摄与编写;
- 2012 长江上游珍稀特有鱼类保护区临近水域的鱼类资源现状调查及栖息地质 量评价 野外调查;
- 8. 2010 参与长江上游珍稀濒危鱼类监测项目报告撰写;
- 9. 2010长江主要珍稀特有鱼类增殖放流技术研究与示范项目报告的撰写;