

doi: 10.7541/2015.118

运用稳定同位素技术分析大宁河主要鱼类营养层级

邓华堂^{1,2} 巴家文^{1,2} 段辛斌¹ 朱峰跃¹ 刘绍平¹ 宋明江^{1,2} 陈大庆¹

(1. 中国水产科学研究院长江水产研究所农业部长江中上游渔业资源环境科学观测实验站, 武汉 430223;

2. 西南大学生命科学学院/动物科技学院, 重庆 400715)

摘要: 运用氮稳定同位素技术分析了大宁河静水水域和流水河段主要鱼类的氮稳定同位素比值和营养层级, 并对静水水域不同水文时期相同鱼类的营养层级进行了比较研究。结果表明, 颗粒有机物(POM)氮稳定性同位素变化幅度较大, 并存在季节差异。大宁河下游静水水域鱼类 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 4.54‰—17.51‰, 营养级处于 1.51—3.88, 平均营养层级为 2.49; 上游流水水域鱼类的 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 2.25‰—10.81‰, 营养层级范围为 1.49—4.01, 平均营养层级为 2.87。大宁河上游鱼类的平均营养层级大于下游静水水域, 可能是由于上游底栖生物丰富, 鱼类倾向摄食适口性更高的动物性食物而导致。大宁河下游静水水域汛期的鱼类营养层级较非汛期的值显著降低, 可能是因为汛期的水文扰动影响鱼类摄食中间捕食者, 以及水位的降低导致鱼类食物竞争增加迫使其摄食低营养水平的食物。重复基准生物采样建立精确充足的基线值以及确定合适的富集度, 是提高营养层级评估准确性的重要手段。

关键词: 稳定同位素; 大宁河; 鱼类; 营养层级

中图分类号: Q958.12 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2015)05-0893-09

在自然界中, 稳定同位素的分馏效应(Isotope fractionation)使得生态系统中各组分的稳定同位素自然丰度会产生一定程度的差异^[1]。利用稳定同位素技术对这种差异进行分析, 进而解释其产生的理化及生态学原因, 成为研究生态系统结构与功能的主要手段之一^[2-4]。用于同位素分析的元素有多种, 根据各种元素的在生物体内、组织或化合物中体现出的不同的同位素特征, 分别具有其各自的应用范围^[5]。消费者的氮稳定同位素相对于其食物将富集 2‰—5‰^[6], 因此氮同位素常用于确定食物网中各物种的相对营养位置^[7]以及食物链的长度^[8-10]。为评估食物网的营养结构, 通常是选取一种通用基线值(General baseline)来确定食物网中每个物种的相对营养位置, 从而对食物网中每个物种的营养关系以及食物链长度进行研究^[6, 9, 11], 同时也能进行不同时间序列^[11]或不同食物网^[12]的对比研究。这类方法在湖泊^[7, 13]、河流^[11, 14]以及海洋^[12, 15, 16]生态系统

食物网研究中已经广泛运用。然而, 由于基准生物也存在一定的变异性^[17], 河流中食物网营养结构的对比性研究报道并不多见^[11]。

在三峡水库蓄水后, 库区的水生生态系统结构与功能发生了改变。为充分开发利用三峡库区水域资源, 推进库区生态渔业发展, 水生生物增殖放流已作为库区鱼类种群自然恢复和增殖的重要手段之一。作为增殖放流试点区域, 大宁河每年开展多种经济鱼类增殖放流活动。目前关于库区干流的食物来源^[18]、食物网动态变化^[19]的研究已有相关报道, 然而对大宁河渔业生态系统的营养结构和生态位状况并不了解。本文通过氮稳定同位素技术方法, 分析了大宁河主要鱼类的营养层级组成和食物链, 进而探讨不同水文时期的鱼类营养层级变化趋势, 为了解大宁河鱼类的营养关系及营养结构的变动情况, 构建大宁河渔业生态系统食物网结构奠定基础, 以期进一步为增殖放流实施及效果评估体系建立提供

收稿日期: 2015-01-26; 修订日期: 2015-05-22

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项经费(201303056-5); 中国长江三峡集团公司科研项目(No. 0799526; No. CT-12-08-01)资助

作者简介: 邓华堂(1985—), 男, 湖北松滋人; 博士研究生; 主要从事渔业生态方面研究。E-mail: dht12202@163.com

通信作者: 陈大庆(1964—), 男, 研究员; E-mail: chdq@yfi.ac.cn

理论基础。

1 材料与方法

1.1 调查区域与时间

大宁河为三峡库区一级支流,全长 202 km,流域面积 4415.84 km²[20],河口距三峡大坝约 120 km。三峡大坝蓄水后,受回水影响河口巫山-水口段形成静水水域,该区域长约 40 km,平均宽度约 60 m,河床平均水深达 38.3 m^[21]。龙溪(距河口约 50 km)以上江段仍为流水生境,该段河道弯曲,滩多流急,河床主要由砂砾卵石组成。受长江流域汛期及三峡库区水位调节的影响,大宁河下游的水文变化一般分为汛期和非汛期,大宁河静水区域每年的 5 月下旬开始水位显著下降,进入汛期,由于三峡水库 5—8 月进行汛期调度,大宁河下游水位波动较大;在 9 月中旬水位回升,10 月达到最高水位 175 m 后并维持高水位,在来年 1 月水位缓慢下降,直至 5 月,在此期间水位总体较稳定。

为全面了解大宁河鱼类食物网营养层级,本研究在 2011 年 5 月、10 月,2012 年 5 月、10 月,2013 年 6 月、9 月、12 月及 2014 年 3 月进行调查,同时

在静水生境和流水生境分别采样。静水水域鱼类采样点设置为巫山和大昌,两点相距 30 km,样本主要是通过三层刺网、地笼和板罾获得。流水水域鱼类在巫溪及以上江段采集,样本主要是通过刺网和地笼捕获。作为食物网基准生物的螺类于巫山、大昌采集,蜉蝣类于宁厂、巫溪河段采集后混合。颗粒有机物(POM)采样点设置为巫山、双龙、大昌、巫溪(图 1)。

1.2 样品采集和测定

鱼类样品采集后,测量记录体长(mm)和体重(g),取其背部肌肉,用去离子水冲洗后,在 60℃ 下连续烘干至恒重,使用研钵研碎成均匀粉末,干燥保存。POM 样品在各采样点采上中下层水混合,先通过浮游动物网过滤(网目 112 μm),然后抽滤到预先灼烧的 Whatman GF/C 纤维滤膜上获得,用去离子水冲洗后,于 60℃ 烘干 24h 至恒重,用锡箔纸包裹后保存。底栖动物螺于地笼中收集,并将其放置于充分曝气的蒸馏水中过夜,使其肠含物排空;去壳取肌肉在 60℃ 下连续烘干至恒重,用研钵研成粉末,干燥保存;蜉蝣用小型手抄网于上游河底石缝收集,烘干至恒重,干燥保存。

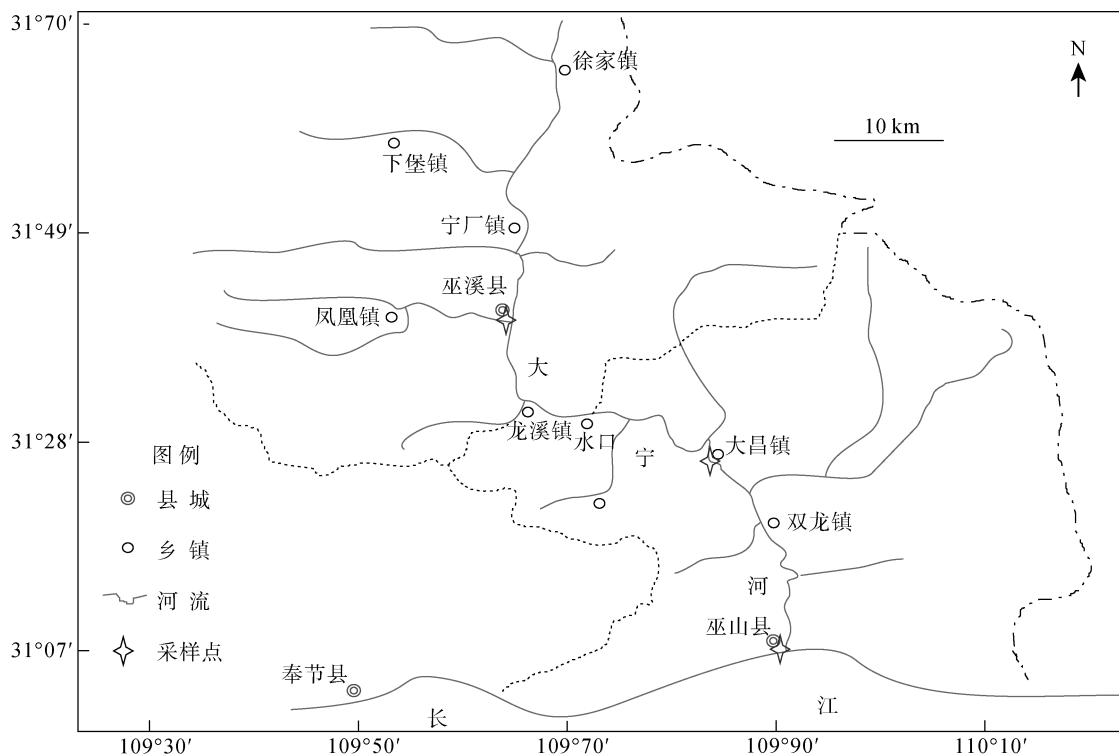


图 1 大宁河采样点分布图

Fig. 1 The location of sampling sites in the Daning River

所有样品的稳定性同位素比值测定均使用 Flash EA1112 HT 元素分析仪和 DELTA V Advantage 同位素比率质谱仪(中国林业科学院)进行。碳氮稳定性同位素分析分别采用国际标准物质 PDB(Pee Dee Belemnite)和标准大气氮对比。测定精度 $\delta^{15}\text{N} < 0.2\text{‰}$ 。

1.3 营养层级计算

营养层级(Trophic level)的计算公式如下:

$$TL = (\delta^{15}\text{N}_{\text{consumer}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}) / \Delta\delta^{15}\text{N} + \lambda$$

式中, TL 为消费者的营养层级, $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumer}}$ 为消费者氮稳定同位素比值, $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$ 为系统中作为基线生物的氮稳定同位素比值, $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 为相邻营养级之间氮稳定同位素富集度, λ 为该基线生物的营养级, 初级生产者时 $\lambda=1$, 初级消费者时 $\lambda=2$ 。

营养层级的计算首先需要确定该系统中的基线生物和富集度。基线生物一般为生态系统中常年存在、食性简单初级消费者^[6, 7]。本文中静水水域选取铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*)为基线生物; 上游流水水域选取在上游广泛分布的浮游目似动溞属(*Cinygmna* spp.)为基线生物。富集度以文献中淡水生态系统中普遍运用的数值 3.4‰ ^[6]。

1.4 统计分析

对 POM 氮稳定性同位素值, 采用单因素和双因素方差分析其时空变化特征。根据大宁河静水水域水位变动的规律以及鱼类肌肉同位素具有的低周转率和半衰周期^[2], 将 9—10 月采集的鱼类作为受汛期影响的样品, 12 月至来年 6 月采集的鱼类作为水位稳定时期的样品(非汛期), 研究不同水文时期鱼类食物网营养层级变动规律; 采用配对双样本 t 检验, 对不同时期的同种鱼类稳定性同位素值及营养层级进行差异分析。以 $P < 0.05$ 作为差异显著水平。对上述统计分析均通过 SPSS 16.0 软件完成, 图像处理采用 CorelDRAW 12.0 软件。实验数据用平均数 \pm 标准差(Mean \pm SD)表示。

2 结果

2.1 颗粒有机物(POM)氮稳定性同位素时空变化特征

大宁河静水水域的巫山、双龙、大昌三个采样点的 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 0.73‰ — 11.99‰ , 均值为 4.83‰ , 上游巫溪的 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 3.59‰ — 7.14‰ , 均值为 4.97‰ , 各采样点不同季节 POM 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值见表 1。季节与位点的双因素方差分析表明, 不同季节($F=2.6508$, $P=0.1060$), 不同位点($F=2.4845$, $P=0.1205$)的 POM 氮稳定性同位素值均无显著差异。单因素方差分析表明, 不同位点 POM 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值无显著差异($F=2.0570$, $P=0.1366$); 不同季节 POM 的 $\delta^{15}\text{N}$ 值有显著性差异($F=3.1702$, $P < 0.05$)。多重比较显示, 夏季和秋季之间存在显著差异($P < 0.05$), 其他季节间的差异均不显著。静水区域 POM 的 $\delta^{15}\text{N}$ 均值(三个采样点)与上游流水区域(巫溪)无显著差异($t=-0.1208$, $P=0.9049$)。

2.2 主要鱼类氮稳定性同位素值及其营养层级

大宁河下游静水水域共测定 32 种鱼类氮稳定同位素样本, 共计 183 个(表 2)。静水水域鱼类的 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 4.54‰ — 17.51‰ , 相差达 12.96‰ , 平均值为 $(9.64 \pm 2.34)\text{‰}$ 。 $\delta^{15}\text{N}$ 均值最高的鱼类为光泽黄颡鱼(*Pelteobagrus nitidus*), 其值为 $(14.01 \pm 0.41)\text{‰}$; 均值最低的为团头鲂(*Megalobrama amblycephala*), 为 $(5.38 \pm 0.12)\text{‰}$ (表 2)。作为基线生物的铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*), 非汛期采集到的 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值为 $(7.05 \pm 0.96)\text{‰}$ ($n=3$), 汛期采集螺的平均值为 $(9.31 \pm 0.01)\text{‰}$ ($n=2$)。

在静水水域中, 鱼类平均营养层级为 2.49(表 2)。营养级最高的鱼类为光泽黄颡鱼与铜鱼(*Coreius heterodon*), 营养层级均为 3.88; 营养级最低的鱼类为团头鲂, 营养层级为 1.51。全部种类中, 营养层级小于 2 的鱼类有 6 种, 在 2—3 间的鱼类共 21 种, 大于 3 的种类共 5 种。每种鱼类的不同个体间的营养

表 1 各采样点不同季节 POM 氮稳定性同位素值
Tab.1 The seasonal values of the stable nitrogen isotope ratio of POM at each site

采样位点 Sampling site	春 Spring		夏 Summer		秋 Autumn		冬 Winter	
	$(\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD})\text{‰}$	n	$(\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD})\text{‰}$	n	$(\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD})\text{‰}$	n	$(\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD})\text{‰}$	n
巫山 Wushan	4.63	1	9.18 \pm 3.97	2	4.32 \pm 3.17	3	10.05	1
双龙 Shuanglong			5.132	1	2.16 \pm 2.01	2	6.09	1
大昌 Dachang	2.37	1	3.305	1	3.46 \pm 1.41	4	5.81	1
巫溪 Wuxi	4.45 \pm 0.40	2	6.62 \pm 0.73	2	4.52 \pm 1.05	2	3.59	1

表 2 大宁河下游静水水域主要鱼类的 $\delta^{15}\text{N}$ 值和营养层级
Tab. 2 $\delta^{15}\text{N}$ values and trophic levels of major fish species in the lentic waters of the downstream of the Daning River

种类 Species	缩写 Abbreviation	体长范围 Body length range (mm)	$(\delta^{15}\text{N}\pm\text{SD})\%$	营养级 Trophic level		n
				均值 Mean	范围 Range	
鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>	PaP	149—280	8.64±1.10	2.13	1.39—2.75	8
贝氏鲮 <i>Hemiculter bleekeri</i>	HeB	95—105	9.53±0.54	2.40	2.19—2.60	4
鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i>	HeL	100—182	8.18±1.20	2.19	1.57—2.84	9
粗唇鲮 <i>Pseudobagrus crassilabris</i>	PsC	190	10.18	2.92	2.92	1
长吻鲮 <i>Leiocassis longirostris</i>	LeL	112—210	8.82±0.22	2.52	2.47—2.59	3
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i>	CtI	131—282	6.49±1.72	1.59	1.21—2.02	8
赤眼鲮 <i>Squaliobarbus curriculus</i>	SqC	220—260	8.50±1.55	2.20	1.35—2.91	3
达氏鲮 <i>Culter dabryi dabryi</i>	CuD	101—302	10.79±0.52	2.80	2.35—3.18	9
大眼鳊 <i>Siniperca kneri</i>	SiK	150—262	12.00±1.26	3.12	2.59—3.57	10
鳊 <i>Elopichthys bambusa</i>	EiB	106—350	11.10±1.02	2.91	2.28—3.55	7
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	PeN	96—125	14.01±0.41	3.88	3.51—4.09	4
鲫 <i>Carassius auratus</i>	CaA	152—225	8.11±0.86	2.02	1.81—2.29	9
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	HyM	148—629	7.72±1.63	1.96	1.26—2.74	11
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	CyC	97—256	7.65±1.71	1.95	1.15—3.05	9
蒙古鲮 <i>Culter mongolicus</i>	CuM	190—347	11.68±1.39	2.96	2.35—3.72	5
马口鱼 <i>Opsariichthys bidens</i>	OpB	110—140	11.35±0.68	3.27	3.03—3.39	3
鲇 <i>Silurus asotus</i>	SiA	170—220	11.81±1.64	2.87	2.29—3.56	5
翘嘴鲮 <i>Culter alburnus</i>	CuA	223—490	11.50±1.05	2.94	2.36—3.39	9
似鳊 <i>Pseudobrama simoni</i>	PsS	95—150	8.29±0.61	2.03	1.5—2.66	6
蛇鲇 <i>Saurogobio dabryi</i>	SaD	99—135	11.11±2.73	2.94	1.79—4.67	8
团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	MeA	181—220	5.38±0.12	1.51	1.48—1.53	2
铜鱼 <i>Coreius heterodon</i>	CoH	122—231	14.00±3.00	3.88	3.17—4.46	4
瓦氏黄颡鱼 <i>Pelteobagrus vachelli</i>	PeV	92—220	9.61±1.28	2.42	1.95—2.93	8
兴凯鲮 <i>Acanthorhodeus chankaensis</i>	AcC	82	9.21	2.63	2.63	1
鳊 <i>Aristichthys nobilis</i>	ArN	165—772	7.99±2.16	2.05	1.37—2.84	9
银鲇 <i>Squalidus argentatus</i>	SqA	84—133	10.05±1.46	2.62	1.85—3.36	10
太湖新银鱼 <i>Neosalanx taihuensis</i>	NeT	100—113	12.31±2.01	3.28	2.70—3.97	5
岩原鲤 <i>Procypris rabaudi</i>	PrR	130	8.33	1.71	1.71	1
胭脂鱼 <i>Myxocyprinus asiaticus</i>	MyA	105—205	8.75±0.98	2.23	1.33—2.69	5
间下鱊 <i>Hyporhamphus intermedius</i>	Hyl	176—187	8.92±1.01	2.22	1.68—2.76	2
中华倒刺鲃 <i>Spinibarbus sinensis</i>	SpS	195—318	8.09±1.10	1.81	1.59—1.99	4
子陵吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i>	RhG	55	9.89	2.17	2.17	1
合计 Total				2.49		183

层级范围变化较大, 共有 17 种鱼类的营养层级范围幅度变化超过 1 个营养级, 其中蛇鲇 (*Saurogobio dabryi*) 变化范围最大, 幅度达到 2.87 个营养层级。

大宁河上游流水水域共测量鱼类氮稳定同位素样本 46 个, 共 15 种鱼类(表 3)。流水水域鱼类的 $\delta^{15}\text{N}$ 值范围为 2.25‰(中华倒刺鲃 *Spinibarbus sinensis*)—10.81‰(大眼鳊 *Siniperca kneri*), 相差 8.56‰, 平均值为(6.94±1.44)‰。上游流水水域的鱼类氮稳定同

位素总体低于下游静水水域。基线生物为似动蜉属 (*Cinygmna* spp.) 物种, 其 $\delta^{15}\text{N}$ 平均值为(3.96±3.53)‰ ($n=4$)。上游水域鱼类平均营养层级为 2.87, 显著高于下游水域($t=-4.7842, P<0.05$)。营养级小于 2 的鱼类仅中华倒刺鲃, 为 1.49, 大于 4 的种类仅大眼鳊, 为 4.01, 其余种类均在 2—4 之间。每种鱼类的营养级变化幅度较小, 均不超过 1 个营养级, 多数在 0.5 个营养级变化范围内。

2.3 静水水域不同时期营养层级比较

大宁河下游静水水域, 共 25 种鱼类在两个时期均采集到。同种类不同时期的鱼类营养层级配对检验, 汛期的鱼类营养层级较非汛期的值显著降低 ($t=5.2263$, $P<0.05$), 平均下降 0.42 个营养级。图 2 所示, 在汛期, 仅草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)、铜鱼(*Coreius heterodon*)、鱮(*Aristichthys nobilis*)营养层级增加, 其余种类均有不同幅度下降。降幅达到 1 个营养级的鱼类共有 3 种, 分别为赤眼鱮(*Squaliobarbus curriculus*)、间下鱮(*Hyporhamphus intermedius*)、胭

脂鱼(*Myxocyprinus asiaticus*)。降幅在 1 个营养级内的鱼类共 19 种, 占总有的鱼类种数的 86.36%; 其中在 0.5 个营养级降幅内的鱼类共 12 种。

3 讨论

3.1 水库生态系统中的食物来源及基线生物的选择

研究表明, 水库中浮游植物的食物源贡献最为重要^[22]。通常, 河流中的颗粒有机物(POM)除了包括内源性的浮游植物和微型碎屑之外, 还接受了陆源性动植物碎屑, 同时也包含土壤冲刷带入的泥沙

表 3 大宁河上游流水水域主要鱼类的 $\delta^{15}\text{N}$ 值和营养层级
Tab. 3 $\delta^{15}\text{N}$ values and trophic levels of major fish species in the lotic waters of the upstream of the Daning River

种类 Species	体长范围 Body length range (mm)	$(\delta^{15}\text{N}\pm\text{SD})\text{‰}$	营养级 Trophic level		n
			均值 Mean	范围 Range	
贝氏高原鳅 <i>Trilophysa bleekeri</i>	78—80	7.67±0.14	3.09	3.06—3.12	2
波氏吻鰕虎鱼 <i>Rhinogobius cliffordpopei</i>	68—83	8.92±0.72	3.46	3.25—3.68	3
唇鲮 <i>Hemibarbus labeo</i>	125—258	7.02±0.40	2.90	2.82—3.07	4
多鳞白甲鱼 <i>Ongchostoma macrolepis</i>	98—142	6.43±0.65	2.73	2.59—2.95	3
大眼鳊 <i>Siniperca kneri</i>	177	10.81	4.01	4.01	1
福建纹胸鮡 <i>Glyptothorax fukiensis</i>	77—92	7.51±0.32	3.04	2.94—3.10	3
红尾副鳅 <i>Paracobitis variegatus</i>	92—115	7.49±0.74	3.04	2.80—3.33	5
鲫 <i>Carassius auratus</i>	87—176	5.40±2.08	2.42	1.99—2.86	2
宽口光唇鱼 <i>Acrossocheilus monticolus</i>	77—145	7.15±1.22	2.94	2.64—3.33	3
宽鳍鱮 <i>Zacco platypus</i>	80—135	6.93±0.60	2.87	2.58—3.03	6
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	210—234	6.10±1.18	2.63	2.38—2.87	2
齐口裂腹鱼 <i>Schizothorax prenanti</i>	78—150	6.41±0.56	2.72	2.60—2.84	2
蛇鮈 <i>Saurogobio dabryi</i>	140—180	7.85±0.31	3.14	3.04—3.25	4
云南盘鮈 <i>Discogobio yunnanensis</i>	98—125	5.27±0.44	2.38	2.24—2.58	5
中华倒刺鲃 <i>Spinibarbus sinensis</i>	126	2.25	1.49	1.49	1
合计 Total			2.87		46

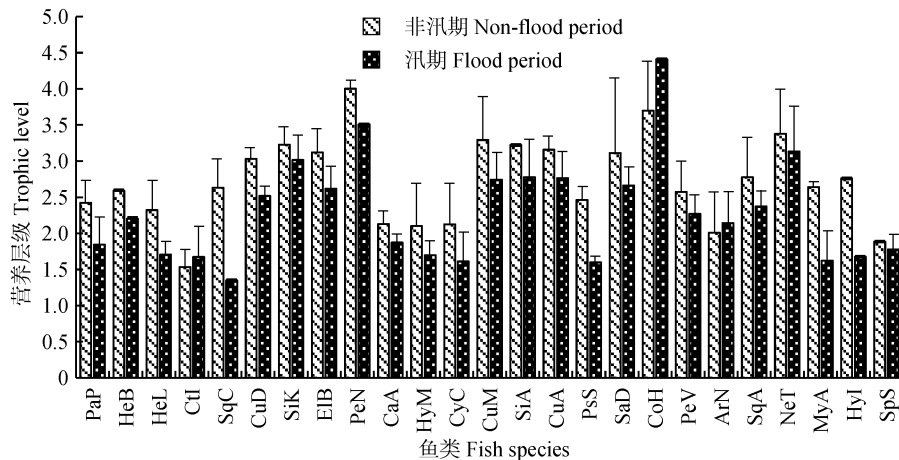


图 2 不同水文时期大宁河下游鱼类的营养层级比较(鱼类缩写见表 2)

Fig. 2 Comparison of trophic levels of fish species in the downstream of the Daning River during different hydrological periods (for abbreviation see Tab. 2)

颗粒^[23]。河流建坝形成静水水域后,回水滞留时间长,透明度增加,POM中浮游植物的比例较大^[22]。大宁河回水区域已多次暴发过水华,水体处于中营养状态^[24],因此,POM样品基本代表了以藻类为主的初级生产力。然而由于大型河流POM组成复杂以及汛期径流量的影响,其稳定同位素值季节变异较大^[23,25]。在本研究中,大宁河流域的POM氮值变化幅度达到了11.26%,并出现了一定的季节变化。因此选择POM作为基线生物,会出现较大的误差。而且,三峡库区的食物源多样,Wang等^[18]研究表明,沿岸陆源植物的碳源贡献对三峡库区食物网的贡献更为重要。因此选择能覆盖沿岸食物网的基线生物才能正确反映系统中各种鱼类的营养层级。

螺类主要栖息在库区的沿岸带,刮食附着藻类和摄食部分有机碎屑。螺类具有相对较低的 $\delta^{15}\text{N}$ 周转率^[26],其同位素特征值能较好的整合着生藻类和碎屑时空变化特征,一般是沿岸带食物网的基线生物代表^[6]。虽然在部分湖泊中,螺类氮值季节变异不大^[27],其季节变化的程度小于滤食POM的蚌类^[17]。但也有报道表明,螺类在一些水域中仍存在一定的季节差异^[11,26],这可能与环境因素相关。在时间尺度上,螺蚌类无脊椎动物的稳定同位素特征在生产力高的富营养环境中更加易变,而且人为外来营养的输入也会增加这种变异趋势^[17]。因此研究不同水域或不同时期的营养层级,其基准值的选择也需要慎重^[28]。而在大宁河流域,在汛期和非汛期采集到的同种类螺的氮稳定同位素值具有不同的值,因此在计算不同时期鱼类的营养层级时,选用的是各自时期的基线生物的氮值。

3.2 大宁河主要鱼类营养层级变化规律

大宁河静水水域的食物链长度为3.88,上游流水区域食物链长度为4.01,大宁河上游的鱼类食物链更长。而且大宁河食物网纵向对比发现,大宁河上游鱼类的平均营养层级大于下游静水库区($P<0.05$)。Mercado-Silva等^[29]在墨西哥中部的Laja River研究中发现,库区的杂食性的鲤鲫鱼类较其他流水区域有较低的营养位置,在本研究中也具有相同的现象。库区水文条件的改变,使得藻类和碎屑的利用性增加,这些杂食性鱼类更易于摄食浮游植物^[29]。而大宁河上游的喜流水性鱼类多以固着藻类和底栖生物为食,鱼类可能更加倾向摄食适口性更高的动物性食物^[11],因此导致了上游鱼类营养层级的提高。在同步的底

栖动物调查中也发现,大宁河上游底栖动物的物种数和生物量均很丰富。

在不同的水文时期,大宁河鱼类的平均营养层级有显著的变化。在汛期,因为上游来水(流量脉冲),库区的水位经常会出现波动。McHugh等^[30]研究表明,河流中鱼类的平均营养位置会随着河流扰动的增加而下降。环境的扰动可能通过限制鱼类食物中次级消费者的丰度而缩短食物链长度,影响到鱼类的平均营养层级^[30],而且鱼类在水文变化大的环境中摄食到中间捕食者的机会小于稳定环境^[30]。另一方面,为防洪需求,库区汛期水位一直控制在较低的水平。水位的降低,使鱼类聚集的区域集中,导致一些食物资源的限制,增加的物种竞争迫使一些物种摄食低营养水平来获取足够的食物^[11]。这些因素都会导致鱼类平均营养层级的下降。

不同时期大宁河和鱼类的平均营养层级虽有下降,但平均降幅仅0.42个营养层级(图2),多数鱼类并未有很大的幅度变化(未超过0.50个营养级),说明汛期的水文波动,可能改变各种鱼类的摄食组成,并未使鱼类的食物类型出现非常明显的转变。并且草鱼、铜鱼、鳊的平均营养层级升高,可能是由于大宁河食物网中其他的食物或能量途径也占据重要作用的原因。而评估大型流域的营养层级,由于食物来源的多样性,需要多个食物源的基准参考^[6,11]。虽然,三峡库区食物网中沿岸陆源的碳源贡献很大^[18],但在支流库湾潜在其他饵料资源可能比较丰富。因此,只有对三峡库区支流食物网的食物来源进一步研究,才能更加准确全面地评估库区支流食物网的物种营养结构组成及能量流动。

一般稳定的生态系统食物网结构复杂,食物来源多样,食物层级不易波动。汛期水文的影响并未导致大宁河鱼类营养层级较大的波动,从大宁河主要鱼类的营养层级可以看出,大宁河大多数鱼类的营养层级未超过3,尤其是凶猛性鲃类、鲂等营养级水平较低,说明通过增殖放流建立的大宁河渔业群落结构较为稳定,而且高层级鱼类多利用低层级的食物,潜在的替代食物可能较多。在今后的增殖放流中,可以根据鱼类的营养层级,合理调节放流种类数量,以提高经济价值较高鱼类比例,同时亦可评估营养结构时间尺度的变化与渔业捕捞压力关系,从而为合理的捕捞规划和渔政管理提供理论指导。

3.3 营养层级评估的准确性

根据基线生物来确定食物网中消费者营养层级的方法, 基准生物选择和富集度 $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 值是决定其准确性的两个关键因素^[3]。虽然选择长寿命的无脊椎动物较周转率低的浮游动植物作为基准生物, 对营养层级的评估更加适合^[26]。但不同种类或不同季节的无脊椎动物为基准生物, 对部分鱼类其营养位置的计算也会产生不同程度的偏差^[17, 31]。Xu 等^[31]利用不同基准生物计算鳙的营养位置, 营养位置为 2.4—3.9, 平均营养位置为 3.4, 与实际相差了一个营养层级。徐军等^[26]根据基准值的季节变化, 模拟评估了不同采样频次对营养级的影响, 发现基准值的季节变化对营养级的大小和宽幅均有较大影响。因此, 对一个食物来源复杂的生态系统, 建立精确充足的基线值是必要的^[3]。

由于个体组织的生理及环境因素均会影响稳定性同位素值的富集^[32], 因此理论上每个营养层次的转化, 其富集度并不相同, 而且不同的食物链富集度也会有区别。Post^[6]验证了营养位置对氮富集度取值最为敏感, 而且氮富集度取值低时相较于高的富集度时更加敏感。只有在平均到多个营养路径时, $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 值为 3.4‰ 才能是一个有效的估计值^[7]。因此, 当 $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 值运用到个体或单个物种中时, 需要分析导致营养富集产生差异的各种原因, 并合理取值^[3, 32]。但对于整个食物网的物种层级评估研究, 由于 3.4‰ 已经是许多不同营养层级之间以及消费者的食物来源之间平均值^[33], 因此计算出的整个食物网层级有一定的参考性。Vander Zanden and Rasmussen^[33]发现富集度在食肉动物之间的变异程度小于草食性动物, 因此利用初级消费者作为基线生物, 较初级生产者也会减少层级评估的误差^[32]。虽然营养层级的精确评估, 还需要考虑到多种食物来源, 物种个体大小以及各种组织间同位素富集的异质性等因素^[1]。受实验条件及样本采集限制, 目前利用普遍的基准生物相对位置评估食物网的物种营养层级的方法仍然是应用最为广泛的^[2, 3, 28]。重复基准生物采样增加其代表性^[17], 结合不同富集度产生营养层级估算值的变化范围, 利用各种模型如引入 Bayesian methods 分析各种来源或水平上的误差^[3, 34], 也是今后提高营养层级评估准确性的重要方式。

致谢:

感谢中国林业科学院稳定同位素实验室柯渊老

师对同位素测定提供的帮助。

参考文献:

- [1] Middelburg J J. Stable isotopes dissect aquatic food webs from the top to the bottom [J]. *Biogeosciences*, 2014, **11**(8): 2357—2371
- [2] Boecklen W J, Yarnes C T, Cook B A, *et al.* On the use of stable isotopes in trophic ecology [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2011, **42**: 411—440
- [3] Layman C A, Araujo M S, Boucek R, *et al.* Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools [J]. *Biological Reviews*, 2012, **87**(3): 545—562
- [4] Zhang H, Wu G G, Zhang H, *et al.* Seasonal variations of stable isotopes in fish fauna from East Lake Dongting[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2013, **37**(4): 796—798 [张欢, 吴功果, 张欢, 等. 东洞庭湖鱼类稳定同位素的季节变化. 水生生物学报, 2013, **37**(4): 796—798]
- [5] West J B, Bowen G J, Cerling T E, *et al.* Stable isotopes as one of nature's ecological recorders [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2006, **21**(7): 408—414
- [6] DeNiro M J, Epstein S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1981, **45**(3): 341—351
- [7] Post D M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions [J]. *Ecology*, 2002a, **83**(3): 703—718
- [8] Post D M. The long and short of food-chain length [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2002b, **17**(6): 269—277
- [9] Sabo J L, Finlay J C, Post D M. Food chains in freshwaters [J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2009, **1162**(1): 187—220
- [10] Zhang H, He L, Zhang P Y, *et al.* Food chain length theory: a review [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, **33**(24): 7630—7643 [张欢, 何亮, 张培育, 等. 食物链长度理论研究进展. 生态学报, 2013, **33**(24): 7630—7643]
- [11] Roach K A, Thorp J H, DeLong M D. Influence of lateral gradients of hydrologic connectivity on trophic positions of fishes in the Upper Mississippi River [J]. *Freshwater Biology*, 2009, **54**(3): 607—620
- [12] Valls M, Sweeting C J, Olivar M P, *et al.* Structure and dynamics of food webs in the water column on shelf and slope grounds of the western Mediterranean [J]. *Journal of Marine Systems*, 2014, **138**: 171—181
- [13] Mao Z, Gu X, Zeng Q, *et al.* Food web structure of a shallow eutrophic lake (Lake Taihu, China) assessed by stable isotope analysis [J]. *Hydrobiologia*, 2012, **683**(1): 173—183
- [14] Winemiller K O, Zeug S C, Robertson C R, *et al.* Food-web structure of coastal streams in Costa Rica revealed by dietary and stable isotope analyses [J]. *Journal of Tropical Ecology*, 2011, **27**(5): 463—476

- [15] Stowasser G, Atkinson A, McGill R A R, *et al.* Food web dynamics in the Scotia Sea in summer: A stable isotope study [J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2012, **59**: 208—221
- [16] Yang G H, Hou X Q, Sun X L, *et al.* Constructi on food web model of Liusha Bay-using stable isotope analysis results [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2013, **37**(1): 150—156 [杨国欢, 侯秀琼, 孙省利, 等. 流沙湾食物网结构的初探——基于稳定同位素方法的分析结果. 水生生物学报, 2013, **37**(1): 150—156]
- [17] Jardine T D, Hadwen W L, Hamilton S K, *et al.* Understanding and overcoming baseline isotopic variability in running waters [J]. *River Research and Applications*, 2014, **30**(2): 155—165
- [18] Wang J, Gu B, Huang J, *et al.* Terrestrial contributions to the aquatic food web in the middle Yangtze River [J]. *PloS One*, 2014, **9**(7): e102473
- [19] Li B, Wang Z J, Yang J P, *et al.* The dynamic and seasonal variation of the fish food webs in the mainstream of Three Gorges Reservoir [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2013, **37**(7):1015—1022 [李斌, 王志坚, 杨洁萍, 等. 三峡库区干流鱼类食物网动态及季节性变化. 水产学报, 2013, **37**(7):1015—1022]
- [20] Liu R M, Shen Z Y. Integrated assessment and changes of ecological environment in Daning River watershed [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 2006, **42**(2): 200—203 [刘瑞民, 沈珍瑶. 大宁河流域生态环境综合评价及其演变. 北京师范大学学报(自然科学版), 2006, **42**(2): 200—203]
- [21] Wang K, Duan X B, Liu S P, *et al.* Survey on temporal and spatial distribution of fish in the Daing River [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2009, **33**(3): 516—521 [王珂, 段辛斌, 刘绍平, 等. 三峡库区大宁河鱼类的时空分布特征. 水生生物学报, 2009, **33**(3): 516—521]
- [22] Hoenighaus D J, Winemiller K O, Agostinho A A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs [J]. *Ecosystems*, 2007, **10**(6): 1019—1033
- [23] Zeug S C, Winemiller K O. Evidence supporting the importance of terrestrial carbon in a large-river food web [J]. *Ecology*, 2008, **89**(6): 1733—1743
- [24] Wang L P, Zheng B H, Zhang J L, *et al.* Effects on eutrophication and hydrodynamics of Daning River after impoundment of Three Gorges Reservoir [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2012, **24**(2): 232—237 [王丽平, 郑丙辉, 张佳磊, 等. 三峡水库蓄水后对支流大宁河富营养化特征及水动力的影响. 湖泊科学, 2012, **24**(2): 232—237]
- [25] Pingram M A, Collier K J, Hamilton D P, *et al.* Spatial and temporal patterns of carbon flow in a temperate, large river food web [J]. *Hydrobiologia*, 2014, **729**(1): 107—131
- [26] Xu J, Zhang M, Xie P. Variability of stable nitrogen isotopic baselines and its consequence for trophic modeling [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2010, **22**(1): 8—20 [徐军, 张敏, 谢平. 氮稳定同位素基准的可变性及对营养级评价的影响. 湖泊科学, 2010, **22**(1): 8—20]
- [27] Mao Z G, Gu X H, Zeng Q F, *et al.* Seasonal and spatial variations of the food web structure in a shallow eutrophic lake assessed by stable isotope analysis [J]. *Fisheries Science*, 2014, **80**(5): 1045—1056
- [28] Anderson C, Cabana G. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes [J]. *Journal of the North American Benthological Society*, 2007, (2): 273—285
- [29] Mercado-Silva N, Helmus M R, Zanden M. The effects of impoundment and non-native species on a river food web in Mexico's central plateau [J]. *River Research and Applications*, 2009, **25**(9): 1090—1108
- [30] McHugh P A, McIntosh A R, Jellyman P G. Dual influences of ecosystem size and disturbance on food chain length in streams [J]. *Ecology Letters*, 2010, **13**(7): 881—890
- [31] Xu J, Zhang M, Xie P. Sympatric variability of isotopic baselines influences modeling of fish trophic patterns [J]. *Limnology*, 2011, **12**(2): 107—115
- [32] Martínez del Rio C, Wolf N, Carleton S A, *et al.* Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments [J]. *Biological Reviews*, 2009, **84**(1): 91—111
- [33] Vander Zanden M, Rasmussen J B. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies [J]. *Limnology and Oceanography*, 2001, **46**(8): 2061—2066
- [34] Jackson A L, Inger R, Parnell A C, *et al.* Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R [J]. *Journal of Animal Ecology*, 2011, **80**(3): 595—602

THE ANALYSIS OF THE TROPHIC LEVELS OF THE MAJOR FISH SPECIES IN THE DANING RIVER USING STABLE ISOTOPE TECHNOLOGY

DENG Hua-Tang^{1,2}, BA Jia-Wen^{1,2}, DUAN Xin-Bin¹, ZHU Feng-Yue¹, LIU Shao-Ping¹,
SONG Ming-Jiang^{1,2} and CHEN Da-Qing¹

(1. *Scientific Observing and Experimental Station of Fishery Resources and Environment in the Upper and Middle Reaches of the Yangtze River, Ministry of Agriculture; Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China*; 2. *School of Life Science/College of Animal Science and Technology, Southwest University, Chongqing 400715, China*)

Abstract: In this study, we measured the stable nitrogen isotope ratios of the major fish species in the lotic reaches and the impounded reaches of the Daning River to identify their trophic levels, and we compared the mean trophic levels of several conspecifics in lentic waters during different hydrological periods. The results showed that the $\delta^{15}\text{N}$ values of particulate organic matter (POM) fluctuated in a wide range and exhibited significant seasonal variation. The $\delta^{15}\text{N}$ values of species in the lentic downstream ranged from 4.54‰ to 17.51‰, and the trophic levels of these organisms were 1.51—3.88 with an average of 2.49. In the upstream, the $\delta^{15}\text{N}$ values of fish species varied between 2.25‰ and 10.81‰, and their trophic levels were in the range of 1.49—4.01 with an average of 2.87. The fact that the mean trophic levels were higher in the upstream than that in the downstream, which indicated that the fish tended to consume preferable invertebrate in the lotic areas probably due to their high diversity and abundant biomass. The mean trophic levels of conspecifics in the impounded waters were significantly lower in the flooding period than that in the non-flooding period. This is most likely because the hydrological disturbance affected the intermediate predators. Another possibility is that during the low-water period, the fish in the downstream need to forage for food at lower trophic levels because of the intense competition. To improve the assessment of the trophic levels, we will need to determine the appropriate trophic discrimination values and to establish an adequate isotopic baseline by repeated sampling of the baseline organisms.

Key words: Stable isotope; Daning River; Fish; Trophic level