

渤海鱼类群落优势种结构及其种间更替*

朱鑫华

唐启升

(中国科学院海洋研究所)

(中国水产科学研究院黄海水产研究所)

渤海是中国专属的内陆型半封闭内海。随着沿海经济发展和人类对自然环境作用的日益加剧,海洋生态环境健康度和海洋生物多样性正经受着前所未有的胁迫和影响(Fausch *et al.*, 1990; Ray *et al.*, 1991)。就自然环境演变趋势而言,受全球变化与入海淡水径流量动态影响,无不制约着河口湾及近海环境的物理、化学和生物等若干过程(Dame *et al.*, 1996; Drinkwater *et al.*, 1994; McErlean *et al.*, 1973)。然而,许多科学家和社会公众始终关注的并非该过程本身,而是此类过程作用的结果及其该系统生物生产力输出产品形式,即海洋生物资源数量和质的变化状况及其趋势。“渤海生态系统动力学及其生物资源持续利用”项目的启动,可望对此进行针对性的调查研究。本文根据近年来渔业生态学现场调查资料,运用数理统计的方法研究渤海区高营养级鱼类群落优势种结构及其时空格局。主要包括:(1)鱼类群落优势种结构及其时序动态,即时间持续性;(2)优势种成分的可替代性及其对水域生物资源生产力持续性的影响;(3)优势种成分的营养与空间生态位对系统外扰动的响应。其目的在于探明海洋生物群落演替动态及其对人类可持续性开发利用的响应机制。

一、材料与方 法

1. 资料来源

所用 1090 个定量样本分别为 1982~1985 年和 1992~2000 年间两个时期双船底拖网定点调查所获。其中,第一时期分别由中国科学院海洋研究所和中国水产科学研究院黄海水产研究所共同执行的渤海渔业资源综合调查、中国科学院海洋研究所执行山东省海岸带第三调查区生物与环境综合调查(杨纪明等,1986);第二时期由中国水产科学研究院黄海水产研究所、中国科学院海洋研究所、青岛海洋大学和国家海洋局第一海洋研究所共同执行的渤海渔业资源增殖生态学调查(朱鑫华,1996,1998)以及 1997~2000 年为执行渤海生态系统动力学与生物资源持续利用研究项目,取样工具及规格见表 1(朱鑫华等,1996;邓景耀等,2000)。

* 中国科学院海洋研究所调查研究报告第 4150 号。

国家自然科学基金重大资助项目,497901001 号。

收稿日期:2000 年 12 月 25 日。

表 1 渤海鱼类群落生态调查取样工具参数

年份	拖网功率/kw	网高/m	网宽/m	网口周长/目	目大/mm	囊网目/mm	拖速/节
1982~1983	138	8.0	22.6	1740	63	20	2.60
1982~1983	149	5~6	?	1660	63	20	2.00
1984~1985	138	6.0	22.6	1740	63	20	2.60
1992~1993	138	6.0	25.0	1740	63	20	2.60
1997~2000	138	6.0	25.0	1740	63	20	2.60

2. 统计样方

为克服现场调查取样站位的非均匀分布对实验代表性的影响,本文采用等面积网格

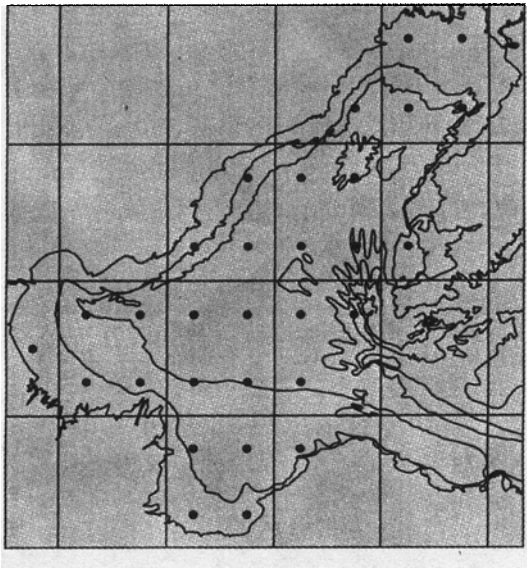


图 1 渤海鱼类群落生态调查统计样方

法,以 1982~1985 年现场实验数据为基础,转换为 30 个统计样方(图 1),每一统计样方的水域面积为 2469.53km²。每一样方内网获量的计算,个体数按同一月份区内拖网次数为权重进行加权平均,单位为尾/网·h;生物量则按同一月份实际取样时重量与个体数的比例关系进行换算,单位为 g/网·h。对稀有种(某样方仅有,全区内较少分布)的处理原则是个体数为 1,生物量值按前述方法换算。采用面积法计算各鱼种的个体数或生物量生态密度,分别记为 *NED* (10³ 尾/km²) 和 *BED* (kg/km²) (朱鑫华,1994a, b; 1996)。

优势种的确定往往需要考虑到鱼类季节分布特点和个体大小差异。本文作者经比较多种优势种测定模型,认为相对重要性指数较好地刻划了鱼类优势种特征(Pinaka, 1971)。所谓优势种,应具有数量和重量上占居显著比例的成分,且在季节因素中具有持续性。本文以 *IRI* (Index of Relative Importance) 值为基础,大于 100 以上的种为重要种,大于 1000 以上的为优势种。

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

式中, *N*, *B* 分别为个体数和生物量指标值, *F* 为出现频率,均以百分比表示。

3. 群落动态可持续性指数

我们运用物种周转率指数(*T*),测量群落结构的可持续性(Diamond *et al.*, 1977)

$$T = \frac{I + E}{S_1 + S_2}$$

式中, *I* 和 *E* 分别是某取样时期群落中迁入和迁出物种数, *S*₁ 和 *S*₂ 分别是相邻取样时期的物种总数。周转率主要用于比较两两取样时期的群聚结构,从而确定群落的空间分布

边界。所有取样样方间的平均周转率 T 可以用 $n-1$ 个相邻时间限来确定。这样,可持续性指数可表示为 $1-T$ 。当 $1-T$ 为 0, 表示群落结构没有持续性; 当 $1-T$ 为 1 时, 表示完全可持续性 (Meffe *et al.*, 1987; Ross *et al.*, 1994)。

4. 生态位宽度测度

生态位理论在物种多样性与种群进化、种间关系和群落结构研究中, 已被广泛应用。它表示该种生物生存和繁衍所需要的 n 维超体积, 以减少种内个体相遇的几率。本文采用计测公式 (Levins, 1968; Washington, 1984)

$$B_i = - \sum_j P_{ij} \lg P_{ij}$$

式中, B_i 为第 i 物种的生态位宽度; $P_{ij} = N_{ij}/Y_i$, 即为种 i 中利用资源状态 j 的比例。

5. 数理统计

利用 Windows 系统下的 SPSS10.0, Statistcs 5.0 和相关程序, 分析不同时期的鱼类群落生态密度值及其相关因子关系; 利用 Surfer 系统, 绘制鱼类群落指标的时空分布格局。

二、结果和讨论

1. 物种多样性

根据 80 年代和 90 年代渤海渔业生态调查资料整理结果和已有鱼类分类文献 (成庆泰等, 1987), 记录鱼种 119 种, 隶属 2 纲 14 目 50 科 87 属 (图 2)。按目内物种数量统计, 鲈形目内鱼种最多, 达 17 科 36 属 43 种; 鲷形目、鲈形目和鲱形目次之; 灯笼鱼目和鮫鱈目最少, 各为一科一属一种。与历史研究相比, 张春霖等 (1955) 曾记录渤海鱼类 116 种; 田明诚等 (1993) 报道 156 种; 结合本调查资料, 渤海鱼类群落内物种多样性可达 164 种。

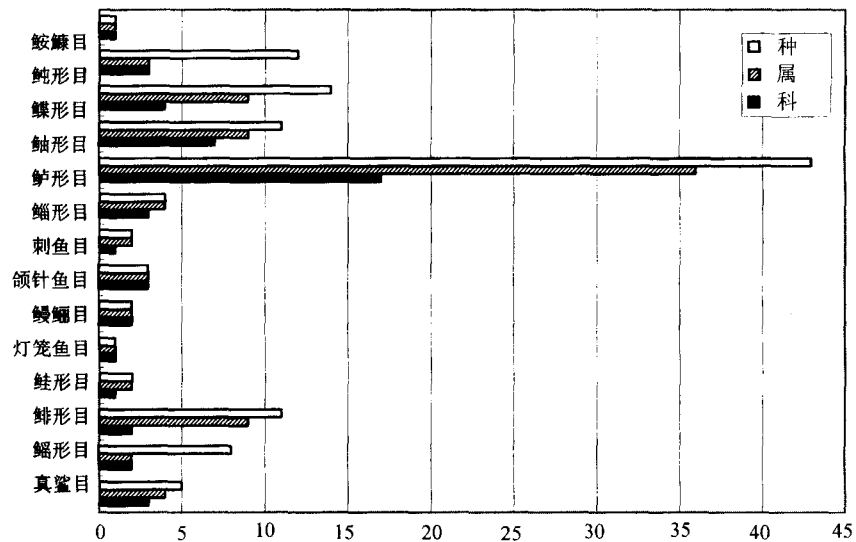


图 2 渤海鱼类群落成员的类群结构

渤海鱼类群落的种类组成反映了该环境的特殊性,即冷温性物种是我国沿海中数量和比例最高的海域,达 16 种,占全部鱼种数的 13.45%,同时也说明该水域与相邻海域的关联性,所有渤海鱼类均可出现在黄海,且暖温种占据数量优势,计 69 种,占 57.98%;暖水种次之,34 种,占 28.57%,缺乏典型的低纬度热带种和高纬度寒冷海区冷水种,为北太平洋东亚地区生物区系特征。

2. 优势种结构

结合研究测度的个体数、生物量和出现频率等信息,选取 IRI 出现频率值大于 50 的确定为 80 年代渤海鱼类群落重要种,它们由美鲷(*Raja pulchra*)、孔鲷(*Raja porosa*)等 31 种组成。累计 NED 和 BED 分别为 52.667 和 719.677,占全部鱼种的 97.83% 和 90.86%,说明这些重要种对渤海渔业资源生产力输出动态的控制作用,代表了该水域生物群落结构的基本功能特征(表 2)。其中,IRI 大于 1000 时被认为是优势种,主要包括黄鲫(*Setipinna taty*)、黑鳃梅童鱼(*Collichthys neveatus*)、鲰(*Engraulis japonicus*)和小

表 2 渤海鱼类群落重要种的百分比和出现频率(%)

种 名	区系	1982~1985 年				1992~1993 年			
		N(%)	B(%)	F(%)	IRI	N(%)	B(%)	F(%)	IRI
美鲷 <i>Raja pulchra</i>	CT	0.01	3.24	75	224	0.01	0.01	75	1
孔鲷 <i>Raja porosa</i>	WT	0.30	7.25	100	755	0.28	5.48	100	576
青鳞小沙丁 <i>Sardinella zunasi</i>	WW	2.03	0.88	58	170	0.97	0.85	75	136
斑鲷 <i>Clupanodon punctatus</i>	WW	1.05	2.11	75	237	2.58	8.00	75	793
鲰 <i>Engraulis japonicus</i>	WT	13.14	5.70	92	1 727	51.97	38.49	75	6 785
赤鼻棱鲷 <i>Thrissa kammalensis</i>	WW	1.85	0.80	58	155	6.90	4.42	75	849
黄鲫 <i>Setipinna taty</i>	WW	31.43	16.46	75	3 591	9.99	11.42	75	1 606
凤鲚 <i>Coilia mystus</i>	WW	4.84	1.87	100	670	0.04	0.03	100	7
鲈 <i>Liza haematocheila</i>	WT	0.02	2.10	75	159	0.00	0.18	50	9
花鲈 <i>Lateolabrax japonicus</i>	WT	0.17	7.49	100	766	0.01	5.48	100	549
细条天竺鱼 <i>Apogonichthys lineatus</i>	WW	1.21	0.27	67	99	2.59	0.37	50	148
皮氏叫姑鱼 <i>Johnius belengeri</i>	WW	0.98	0.61	75	119	1.72	0.70	75	182
黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i>	WT	0.43	0.55	83	82	0.04	0.05	50	4
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	WW	0.63	1.09	75	130	1.83	1.55	75	253
鲻鱼 <i>Miichthys miiuy</i>	WT	0.04	0.77	75	61	0.00	0.03	25	1
小黄鱼 <i>Pseudosciaena polyactis</i>	WT	10.77	8.41	75	1 439	11.54	8.14	75	1 476
棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	WT	2.19	2.34	100	453	4.31	4.08	100	839
黑鳃梅童鱼 <i>Collichthys niveatus</i>	WT	7.48	4.33	100	2 181	1.70	0.85	50	127
真鲷 <i>Pagrosomus major</i>	WT	0.57	0.97	50	77	-	-	-	-
长绵鲷 <i>Enchelyopus elongatus</i>	CT	0.19	0.55	100	74	0.17	0.68	100	85
小带鱼 <i>Eupleurogrammus muticus</i>	WW	0.33	0.29	83	52	0.73	0.71	75	107
蓝点马鲛 <i>Scomberomorus niphonius</i>	WT	1.86	5.92	58	454	0.05	0.41	75	35
银鲳 <i>Pampus argenteus</i>	WW	1.13	3.31	75	333	0.18	0.55	75	55
矛尾鰕虎鱼 <i>Chaeturichthys stigmatias</i>	WT	0.62	0.36	100	98	0.55	0.35	100	90
六丝矛尾鰕虎鱼 <i>Chaeturichthys hexanema</i>	WT	0.70	0.28	100	98	0.15	0.08	75	18
褐牙鲷 <i>Paralichthys olivaceus</i>	WT	0.09	2.36	100	245	0.00	0.22	50	11
钝吻黄盖鲷 <i>Pseudopleuronectes yokohamae</i>	CT	0.09	1.53	100	161	0.01	0.18	100	18
短吻红舌鲷 <i>Cynoglossus</i> (A.) <i>joyneri</i>	WT	3.46	3.21	100	667	0.81	0.96	100	177
半滑舌鲷 <i>Cynoglossus</i> (A.) <i>semilaevis</i>	WT	0.04	3.46	100	350	0.02	0.91	75	70
绿鳍马面鲀 <i>Navodon septentrionalis</i>	WW	0.12	1.53	58	96	0.08	0.82	75	67
菊黄东方鲀 <i>Fugu flavidus</i>	WT	0.06	0.83	75	67	0.00	0.04	25	1

注:表中 N 和 B 分别代表 NED, BED 的百分比, F 代表出现频率。

黄鱼(*Pseudosciaena polyactis*)等4种;IRI 50-1000为常见种。90年代历次调查研究结果表明,黑鳃梅童鱼已失去优势种的地位,退至常见种地位;鲢上升为第一优势种,NED和BED分别占全部鱼类生态密度的51.97%和38.49%;其次是黄鲫和小黄鱼。昔日常见种真鲷(*Pagrosomus major*)至今已无踪迹,这已成为现阶段渤海生态系统结构变化的显著信号。

3. 种间季节更替

按傅立叶级数展开提取函数周期的方法,判别渤海鱼类群落多样性综合指标的季节更替特征(图3)。结果表明,所有3项指标的周年变化规律均呈现为简单的单周期型。冷温种数量高峰出现在冬季,暖温种和暖水种以春季和秋季交替出现数量高峰,尔后迅速下降。这种变化部分归结为环境因素的周期性交替,制约着鱼类的季节性洄游过程。根据物种周转率指数分析,80年代鱼类逐月持续性较高,达0.8105;季节性可持续性指数为0.6792;进入90年代,鱼类季节性可持续性指数下降为0.5902,说明渤海鱼类群落季节性可持续性指数具有年间减缓、群落稳定性呈现为减弱的势头。

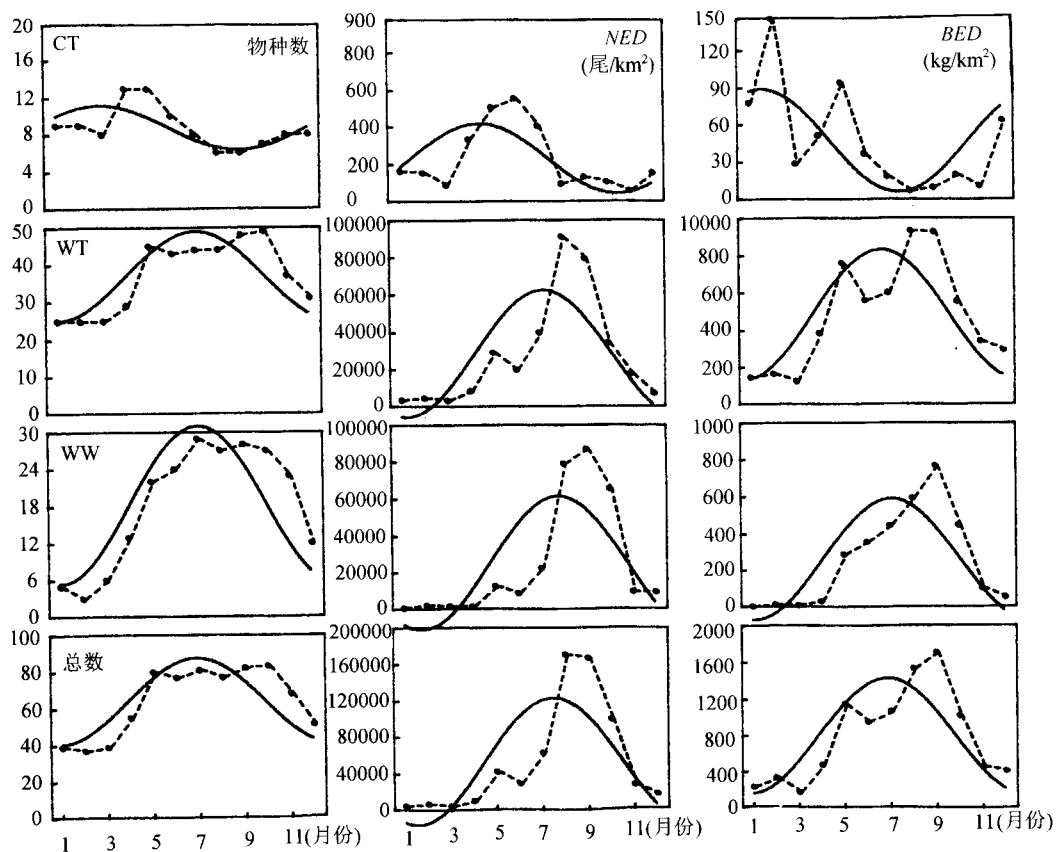


图3 1982~1985年渤海鱼类群落物种组成和生态密度的季节特征分析

4. 生态密度的时空动态

将优势种作为群落多样性特征的代表成分,分别对鲢、黄鲫、小黄鱼和黑鳃梅童鱼季

节-空间分布格局进行个体数指标解析(图 4, 5)。结果表明,在冬季(2月),前3种优势鱼类均无分布,仅有黑鳃梅童鱼在渤海出现;鲢生殖群体主要分布于水深 20m 以外的水域,且出现的季节较短,显然,该鱼种的空间分布与温度的变化比较敏感。虽然黄鲫和小黄鱼季节性与鲢相类似,但前者资源量分布与水深关系较弱($r = -0.6237, p < 0.1$);黄鲫数量高峰主要出现在春季 5 月份,而小黄鱼以夏秋季节的 8 月份数量密度较高。此外,黑鳃梅童鱼资源量的季节差异突出地表现为浅水与深水间的往复式游动,尤其是在夏、秋、冬季,分别向河口内湾初移动(图 5)。

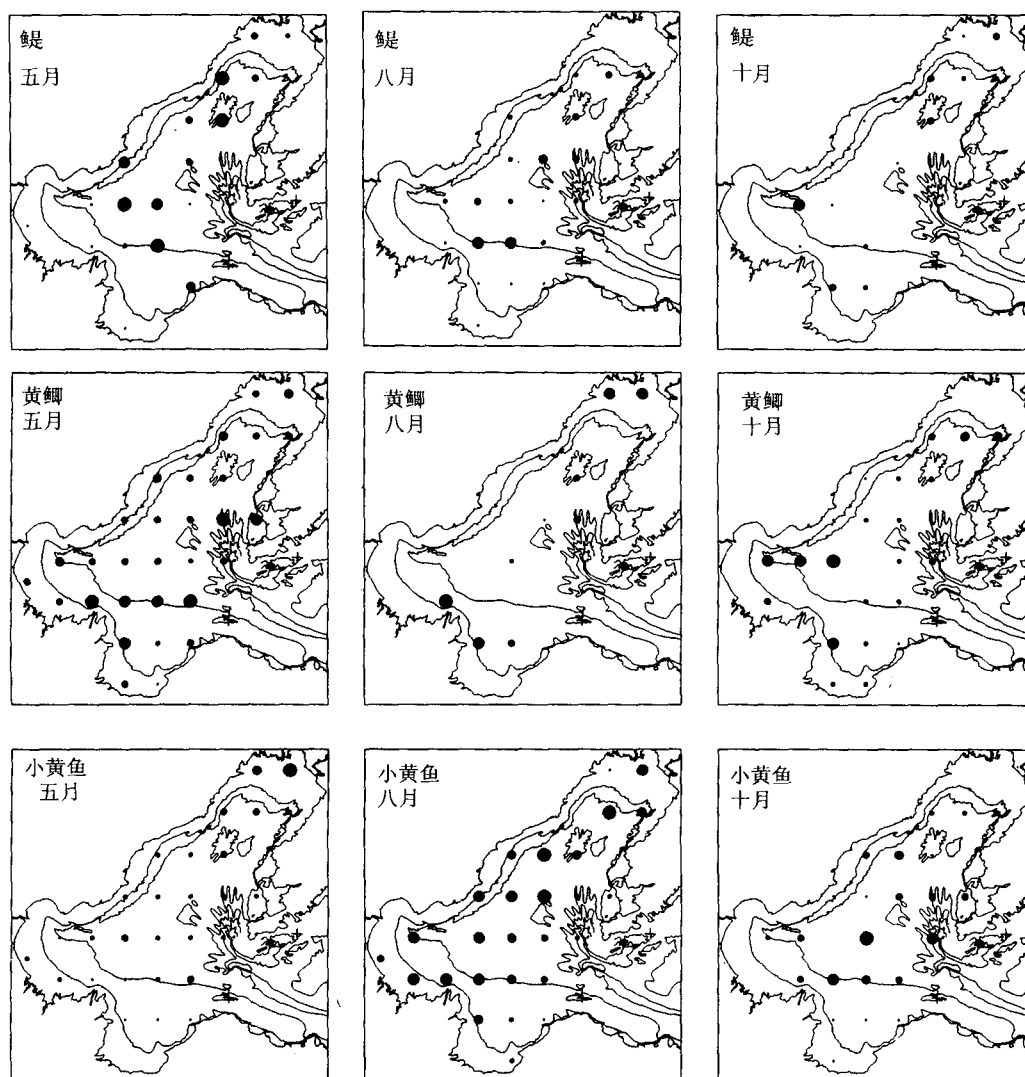


图 4 渤海水域优势鱼类的时空分布格局

5. 优势种的季节-空间-营养生态位演替机制

自 80 年代以来,渤海鱼类群落结构发生了显著的变化。主要表现在:(1)物种多样

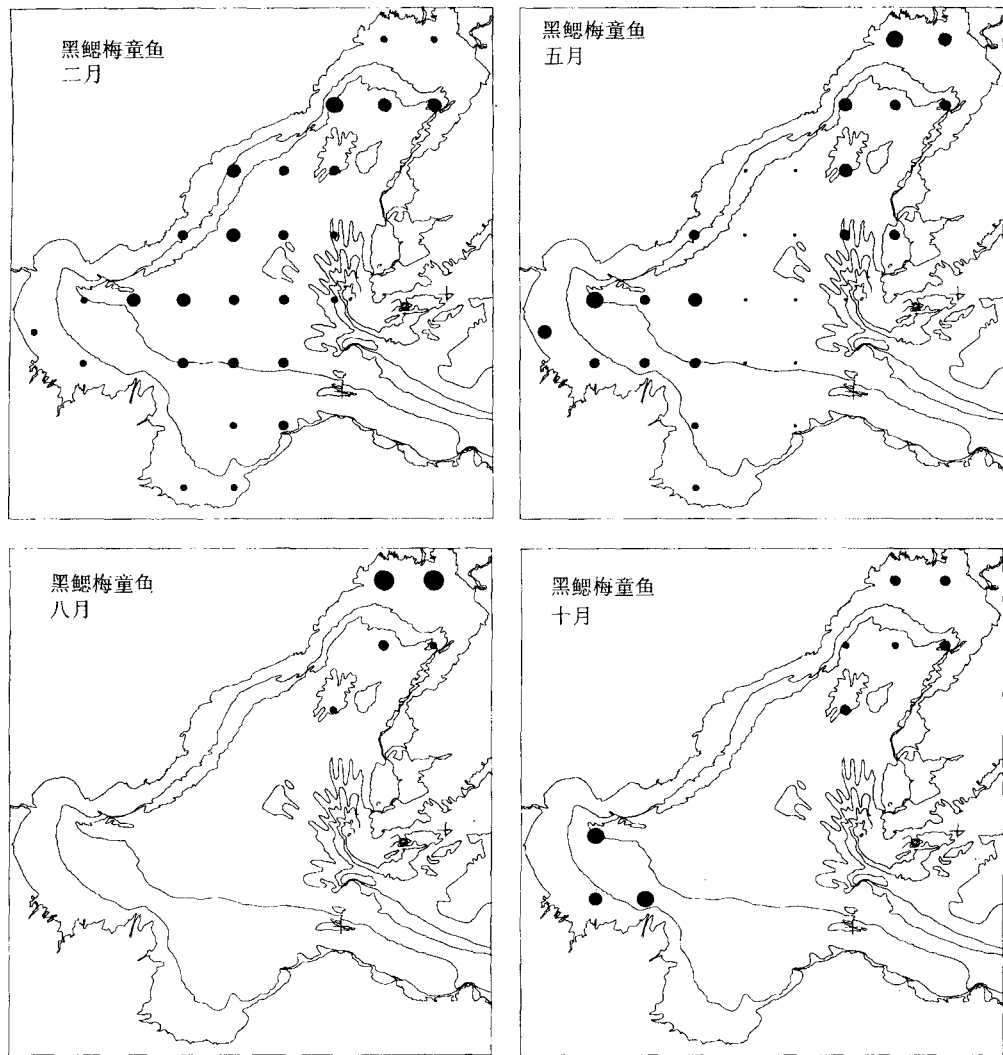


图5 渤海水域优势鱼类的时空分布格局

性降低。早期的研究记录到鱼种 119 种,而近年来仅为 73 种;(2)资源生态密度显著降低。10 年间, NED 和 BED 分别减少 35.46% 和 46.10%。尽管自 1985 年以来,实施机轮拖网退出渤海,这种资源衰退的势头并没有得到遏制,更不用说渤海资源系统的恢复和生态系统的重建。许多研究已经指出,影响渤海资源生产力与生态系统健康度的制约因素主要包括陆源物质输运对生境的污染和不合理资源利用格局,破坏了生物资源的自我更新机制,导致生物群落内多重生态位的交替失调(朱鑫华等,1994a,b;朱鑫华等,1996;朱鑫华等,2001;邓景耀等,2000)。(3)优势种鱼类生态位降低,群落可持续性减弱。自 80 年代以来,渤海生态系统渔业生产力结构,以鲷和黄鲫等(较短食物链食性鱼类)鲆科鱼类为主。比较这两种优势种的生态位结构可见,时空生态位鲷明显小于黄鲫,且黄鲫的营养生态位较鲷略宽,但生态营养系数(P/B)鲷明显高于黄鲫(图 6)。以往

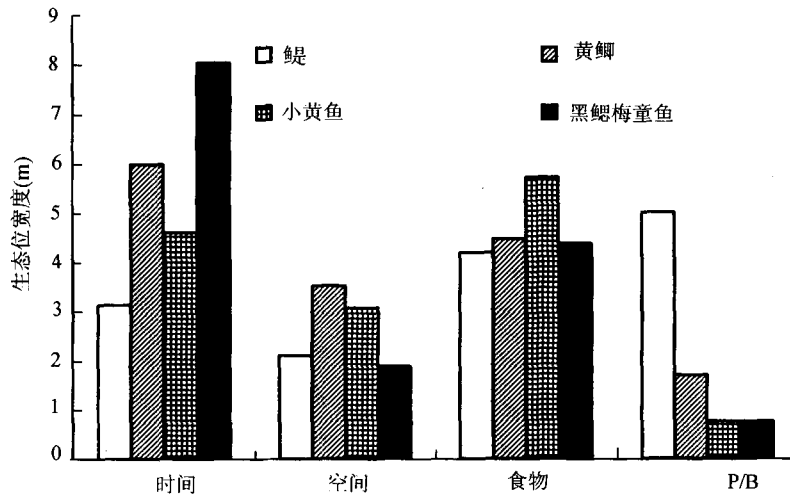


图6 渤海鱼类优势种生态位参数的比较

研究表明, 鲢和黄鲫的食物组成相似, 均以浮游动物为主。所不同的是在黄鲫胃含物中, 长额刺糠虾 (*Acanthomysis longirostris*) 的重量比例高达 65.89%, 出现频率超过 50%, 兼食钩虾类 (*Grammaridea*) 和强壮箭虫 (*Sagitta crassa*) 等, 但中华哲水蚤 (*Calanus sinicus*) 的比例较低; 而在鲢的胃含物组成中, 小拟哲水蚤 (*Paracalanus parvus*)、中华哲水蚤 (*Calanus sinicus*)、太平洋纺锤水蚤 (*Acartia pacifica*) 等重量比例超过 80% (唐启升等, 1990; 杨伟祥等, 1992)。伴随着优势种结构及其季节-空间-营养生态位的演替, 渤海生态系统生物资源生产力正朝低营养层次、短生命周期、高生产速率的方向发展, 对此, 值得我们深入研究。

参 考 文 献

- 邓景耀、金显仕, 2000, 莱州湾及黄河口水域渔业多样性及其保护研究, 动物学研究, 21(1): 76~82。
- 田明诚、孙宝龄、杨纪明, 1993, 渤海鱼类区系分析, 海洋科学集刊, 34: 157~167。
- 成庆泰、郑宝珊, 1987, 中国鱼类系统检索, 科学出版社, 232。
- 朱鑫华、吴鹤洲、徐凤山等, 1994a, 黄渤海沿岸水域游泳动物群落结构时空格局异质性研究, 动物学报, 40(3): 241~252。
- 朱鑫华、吴鹤洲、徐凤山等, 1994b, 黄渤海沿岸水域游泳动物群落结构多样性及其相关因素的研究, 海洋学报, 16(3): 102~112。
- 朱鑫华、杨纪明、唐启升, 1996, 渤海鱼类群落结构特征的研究, 海洋与湖沼, 27(1): 6~13。
- 朱鑫华、缪锋、刘栋等, 2001, 黄河口及邻近海域鱼类群落时空格局与优势种特征的研究, 海洋科学集刊, 43: 141~151。
- 朱鑫华, 1996, 渤海鱼类群落个体数指标时空格局的因子分析, 海洋科学集刊, 37: 163~175。
- 朱鑫华, 1998, 渤海鱼类群落生物量指标时空格局的因子分析, 海洋科学集刊, 40: 177~191。
- 张春霖等, 1955, 黄渤海鱼类调查报告, 科学出版社, 353。
- 杨纪明、杨伟祥、郭如新等, 1986, 1983 年夏季渤海上层的鱼类生物量估计, 海洋科学, 10(1): 63。
- 杨伟祥、杨纪明、吴鹤洲, 1992, 胶州湾生态学和生物资源, 科学出版社, 413~423。
- 唐启升、叶懋中等, 1990, 山东近海渔业资源开发与保护, 农业出版社, 90~119。

- Dame, R. F., and Allen, D. M., 1996, Between estuaries and the sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **200**: 169~185.
- Diamond, J. M., and May, R. M., 1977, Species turnover rates on islands: dependence on census interval. *Science*, **197**: 266~270.
- Drinkwater, K. F. and Frank, K. T., 1994, Effects of river regulation and diversion on marine fish and invertebrates. *Aquat. Cons.: Freshw. Mar. Ecosys.*, **4**: 135~151.
- Fausch, K. D., Luons, J., Karr, J. R., *et al.*, 1990, Fish community as indicators of environmental degradation. *Amer. Fish. Soc. Sym.*, **8**: 123~144.
- Levins, R., 1968, Evolution in changing environments, Princeton University Press, Princeton, NJ, 120.
- McErlean, A. J., O'Connor, S. G., Mihursky, J. A., *et al.*, 1973, Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations, *Estu. Coast. Mar. Sci.*, **1**: 19~36.
- Meffe, G. K., and Minckley, W. L., 1987, Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran desert stream, *Amer. Midl. Natur.*, **117**: 177~191.
- Pianka, E. R., 1971, Ecology of the agamid lizard *Amphibolurus isolepis* in western Australia, *Copeia*, 527~536.
- Ray, G. C., and Grassle, J. F., 1991, Marine biological diversity, a scientific program to help conserve marine biological diversity is urgently required, *BioScience*, **41**(7): 453~463.
- Ross, S. T. and Doherty, T. A., 1994, Short-term persistence and stability of Barrier Island fish assemblages, *Estu. Coast. Shelf Sci.*, **38**: 49~67.
- Washington, H. G., 1984, Biotic diversity and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystem, *Water Res.*, **18**: 653~694.

STRUCTURING DOMINANT COMPONENTS WITHIN FISH COMMUNITY IN BOHAI SEA SYSTEM *

Zhu Xinhua

(*Institute of Oceanology, the Chinese Academy of Sciences*)

Tang Qisheng

(*Yellow Sea Fisheries Research Institute, the Chinese Academy of Fisheries Sciences*)

ABSTRACT

The composition and spatiotemporal dynamics of dominants within fish community in Bohai Sea system were analyzed using comprehensive data sampled in two 10-year towing periods, in order to determine the succession pattern of community and the responsive mechanism contributing to the sustainability of biological production. The 119 fish in the 1982~1985, dataset were comprised of 69 warm temperate species (57.98%), 34 warm water species (28.57%) and 16 cold temperate species (13.45%). Among these components, 31 species comprised to 53.834 thousand individuals per square kilometers in *NED* and 792.048 kg/km² in *BED*, were determined as important fish judged by Pinaka's *IRI* (*Index of Relative Importance*), which related to the number, biomass and occurrence frequency for each species in the first sample period. Half-mouth anchovies, *Setipinna taty*, Japanese herring, *Engraulis japonicus*, spot croaker, *Collichthys nivealus*, and small yellow croaker, *Pseudosciaena polyactis*, were among the 4 dominants. Seasonal trend was shown up a single cycle around the year and the persistence measured in *ISTR* (index of species turnover rates) was 0.6792 between seasons. Compared with two 10-year data by same gear, community diversity during 1992 and 2000, had decreased in some aspects, such as species number, *NED*, *BED* by 38.66%, 35.46% and 46.1%, respectively. Correspondingly, seasonal persistence also decreased to 0.5902, showing that sustainability of fisheries productivity in the system is characterized by tending toward short age, weaker ecotrophic dynamics and fast turnover rate in production.

* Contribution No. 4150 from Institute of Oceanology, the Chinese Academy of Sciences.