

独创性声明

学位论文题目：海河流域典型水库水环境及其空间特征研究

本人提交的学位论文是在导师指导下进行的研究工作及取得的研究成果。论文中引用他人已经发表或出版过的研究成果，文中已加了特别标注。对本研究及学位论文撰写曾做出贡献的老师、朋友、同仁在文中作了明确说明并表示衷心感谢。

学位论文作者：程先 签字日期：2015年6月5日

学位论文授权使用授权书

本学位论文作者完全了解西南大学有关保留、使用学位论文的规定，有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和磁盘，允许论文被查阅和借阅。本人授权西南大学研究生院（筹）可以将学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存、汇编学位论文。

（保密的学位论文在解密后适用本授权书，本论文：不保密，保密期限至 年 月止）。

学位论文作者签名：程先 导师签名：

签字日期：2015年6月5日 签字日期：2015年5月30日



目 录

摘 要	I
Abstract.....	III
第 1 章 绪论	1
1.1 研究背景与选题依据	1
1.2 沉积物重金属研究进展	1
1.2.1 沉积物重金属研究现状	1
1.2.2 沉积物重金属风险评价方法	3
1.3 富营养化研究进展	4
1.3.1 富营养化研究现状	4
1.3.2 富营养化评价方法	6
1.4 水质评价研究进展	7
1.5 多元统计分析方法	8
1.6 研究内容与技术路线	9
1.6.1 研究内容	9
1.6.2 技术路线	10
第 2 章 研究区概况与实验方法	11
2.1 海河流域概况	11
2.2 野外样点选取	12
2.3 所选水库概况	12
2.3.1 滦河流域水库	12
2.3.2 永定河流域水库	13
2.3.3 北三河流域水库	14
2.3.4 大清河流域水库	14
2.3.5 子牙河流域水库	15
2.3.6 漳卫河流域水库	15
2.4 样品采集方法	16
2.4.1 沉积物采样	16
2.4.2 水质采样	16
2.5 实验分析方法	17

2.5.1 沉积物分析	17
2.5.2 水质分析	17
第 3 章 水库沉积物重金属污染特征	19
3.1 水库沉积物重金属含量	19
3.2 水库沉积物重金属统计分析	21
3.2.1 相关分析	21
3.2.2 聚类分析	21
3.2.3 主成分分析	22
3.3 水库沉积物重金属污染评价	24
3.3.1 地累积指数法评价	24
3.3.2 潜在生态风险指数法评价	25
3.3.3 两种评价方法的比较	26
3.4 水库沉积物重金属空间分布特征	27
3.5 水库与上下游河流重金属比较	29
3.6 小结	30
第 4 章 水库水质状况分析	33
4.1 水库水质基本统计特征	33
4.2 水库水质综合评价	36
4.2.1 评价计算过程	36
4.2.2 水质综合评价	38
4.3 水库富营养化评价	39
4.4 水库与其上下游河流富营养化的异同	41
4.5 小结	43
第 5 章 结论与展望	45
5.1 结论	45
5.2 展望	45
参考文献	47
致 谢	57

海河流域典型水库水环境及其空间特征研究

自然地理学专业硕士研究生 程 先

指导教师 王建力 教授

联合培养指导教师 孙然好 副研究员

摘 要

海河流域西部太行山区和北部燕山山区建有众多大中型水库，为下游平原区提供重要的工农业用水和生活用水，因此，水库水环境状况及其空间分布特征需要全面评价和深入研究。本文选取海河流域 25 座具有重要性或代表性的典型水库，采集水库表层沉积物和上覆水进行测定、分析。通过运用地累积指数法和潜在生态风险指数法评价水库沉积物中 7 种重金属元素 As、Cu、Zn、Cr、Ni、Pb、Cd 的污染状况，运用主成分分析法综合评价水库水质状况，运用对数型幂函数指数公式评价水库富营养化状况，分析和评价海河流域水库水环境特征。同时对比分析水库与其上、下游河流样点，研究水库水环境的空间特征。研究结论如下：

1) 沉积物重金属评价。7 种重金属元素均有超标的现象发生，其中 Cd 超标最为普遍，超标水库达 22 座。两种方法对重金属污染等级的评价结果分别是 $Cd > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > As$ 与 $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ 。Cd 的污染等级最高，超过半数水库的 Cd 潜在生态风险系数(E_f^I)处在中等危害等级及以上，平均属于中等危害等级。元素 As、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn 的 E_f^I 属于轻微污染等级。

2) 水质评价。水库水体氮、磷营养元素含量普遍超标，25 座水库总氮(TN)平均含量是地表水 V 类标准的 2.26 倍，总磷(TP)是地表水中湖、库 V 类水标准的 10 倍。水质综合评价结果表明，库容相对较小的水库水质相对较差，库容较大的重要水源地水库水质相对较好，部分水源地水库水质不容乐观，滦河流域水库水质相对较差。水库富营养化程度较为严重，有 20 座水库营养状态属于富营养。库容相对较小的水库，富营养化程度较高，部分水源地水库的富营养化程度较为严重。

3) 水库和上、下游河流沉积物对比分析。河流 Cd、Cu 的 E_f^I 均高于水库，其中河流 Cd 的 E_f^I 平均为“强”污染等级。上游河流 Pb、Ni 的 E_f^I 也高于水库。Cr、Zn 的 E_f^I 在上、下游河流与水库没有显著差异。富营养化指数(EI)从上游河流到水库，再到下游河流分别呈现出“V 型”、“倒 V 型”、“依次递减型”3 种趋势。“V 型”水库主要是水源地水库；“倒 V 型”水库都分布在滦河流域，水面大面积网箱养殖是形成水库富营养化的主要原因；“依次递减型”水库类型相对多样，永定河流域富营养化较为严重。

关键词：水库；重金属；富营养化；海河流域

Assessing the pollution level and spatial characteristics of water and sediments in the Haihe River Basin

Specialty: Physical Geography

Postgraduates: Cheng Xian

Tutor: Prof. Wang Jian-li

Union Education Tutor: Prof. Sun Ran-hao

Abstract

The large and medium-sized reservoirs distributed in the western and northern parts of Haihe River Basin (HRB) play a key role of the drinking and agricultural water supply in the densely populated region. So the reservoirs' water environment situation and its spatial characteristics required comprehensive evaluation and further research. 25 typical reservoirs in HRB were selected in this study, and their surface sediments and overlying water were sampled. The pollution levels of heavy metals including As, Cu, Zn, Cr, Ni, Pb, Cd were assessed by using the methods of geoaccumulation index and potential ecological risk index, the water quality was comprehensive evaluated through the method of Principal Component Analysis (PCA), and the eutrophication status of reservoirs was assessed by using the logarithmic power function. In order to study the spatial characteristics of reservoir water environment, upstream and downstream river samples were also analysed. The main conclusions were as follows:

1) For the assessment of heavy metals of sediments. Seven kinds of heavy metals all exceeded the background values in 25 reservoirs sediments, Cd was the most common, as many as 22 reservoirs' Cd was beyond its background value. The results of two evaluation methods were respectively $Cd > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > As$ and $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$. The level of Cd pollution was the highest, The average of potential ecological risk coefficient (E_r^i) of Cd in all reservoirs belonged to the moderate hazard rating, the Cd's E_r^i of more than half of the

reservoirs belonged to moderate hazard level and above. The E_f^i of As, Pb, Cu, Ni, Cr, and Zn all belonged to slight pollution levels.

2) For the assessment of water quality. The content of nitrogen, phosphorus of reservoirs in HRB was generally beyond the standards. The mean concentration of total nitrogen (TN) of 25 reservoirs was 2.26 times that of the surface water standard V class, and total phosphorus (TP) was 10 times that of surface water standard V class for lake and reservoir. The results of water quality comprehensive assessment showed that the water quality of large and important water source reservoirs was relatively better than the reservoirs with a smaller capacity. However, the water quality of some water source reservoirs was not good. The water quality of reservoirs located in Luanhe River Basin was worse than the other areas of HRB. The degree of reservoir eutrophication in HRB was serious as a whole. There are 20 reservoirs belonged to "eutrophic". The reservoir capacity was relatively smaller, the eutrophication degree was higher. However, the eutrophication degree of some water source reservoirs was more serious.

3) For the comparative analysis of reservoirs and rivers. The E_f^i of Cd and Cu of river sediments was higher than the reservoir sediments, the mean E_f^i of Cd belonged to "strong" pollution levels. The E_f^i of Pb, Ni of upstream river sediments was also higher than the reservoirs. There were no significant differences of Cr and Zn ecological risks among the upstream, downstream river sediments and reservoirs. From upstream rivers to reservoirs, and then to downstream rivers, the EI curve respectively showed three types, namely "V", inverted "V" and "decreasing". "V" curve represented the water source reservoirs; inverted "V" curve represented the reservoirs located in Luanhe River Basin, the large-area cage aquaculture was the main reason for the formation of the reservoirs eutrophication; the reservoirs of "decreasing" curve were relatively diverse, the eutrophication of Yongding River Basin was more serious.

Key words: reservoir; heavy metals; eutrophication; Haihe River Basin

第1章 绪论

1.1 研究背景与选题依据

海河流域位于我国经济社会较为发达地区，水资源短缺，人口数量大，人均水资源量占有量为 276 m^3 ，相当于全国平均水平的 13%，属于资源性严重缺水地区，远低于人均 1000 m^3 的国际水资源紧缺标准和 500 m^3 的极度紧缺标准，水资源处于严重透支状态（朱梅, 2011）。海河流域水资源污染状况十分严重，2013 年中国水资源公布显示，海河区河流平均水质为劣，为全国各大流域之最。

水库是地表水资源的重要组成部分，同时也作为陆地生态系统中重要的水环境要素，发挥着重要的社会、经济和环境作用。水库具有提供饮用水源、农业灌溉、水产养殖、水利发电、旅游观光、调节局地气候等综合功能，在社会经济发展和生态环境建设中发挥着重要作用。海河流域是我国水库分布较为密集的地区之一，全流域共建有各级各类水库 1900 余座（费宇红等, 2004），山区蓄水工程的储水（兴利）容积达 140 亿 m^3 左右，占多年平均地表水资源量的 80% 以上。海河流域西部太行山区和北部燕山山区建有众多大中型水库，水库下游有北京、天津、石家庄等大中城市，多数水库为下游地区提供饮用水源和工农业用水，且大中城市对水库的依赖度高。因此，研究海河流域水库水环境具有重要的现实意义。

基于海河流域水资源严重污染的现状，在国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07501002)的支撑下，本课题组在海河流域相继开展了水生态系统研究。尚林源对海河流域沉积物重金属及底栖动物进行了研究，杨丽蓉对温榆河水体时空动态特征及非点源污染负荷进行了研究和评价，王赵明博士和张海萍博士分别研究了人类活动对滦河沉积物重金属和大型底栖动物的影响。他们的研究为下一步研究提供了基础。本论文在该课题支持下，试图从水库的角度，研究海河流域水环境特征及其与河流水环境的差异。

1.2 沉积物重金属研究进展

1.2.1 沉积物重金属研究现状

重金属通常是指密度大于 5.0g/cm^3 的金属或类金属元素（As 等）。重金属因为具有持久的危害性、较强的生物毒性、不可逆性和隐蔽性，以及进入食物链后产生的富集和放大效应而受到普遍关注（Bibi et al., 2007; Hiller et al., 2010; Xiao et al., 2012; Arnason and Fletcher, 2003）。水体中的重金属大部分会在悬浮颗粒物的作用下通过吸附、絮凝、沉淀等富集在沉积物中，导致沉积物重金属浓度远高于水体（Chen et al., 2007）。在适宜的自然和人为因素作用下，沉积物能够再悬浮释

放重金属对水体造成二次污染(俞慎和历红波, 2010)。因此, 沉积物既是水体重金属的“汇”, 又是水体重金属的“源”(Mucha et al., 2003)。

在 20 世纪 60~ 70 年代, 国外学者开始了河流、湖泊沉积物重金属的调查研究。1971 年在加拿大的渥太华市里多运河沉积物的 Pb、Hg、Zn、Cu、Ni、Fe、Mn、Cr、Co 研究中, 发现重金属含量与市政、工业废水排放、废弃物处理对河流造成的污染密切相关(Oliver, 1973)。对 Hg 在安大略湖表层沉积物的分布研究表明, Hg 来自周边的工业污染(Thomas, 1972)。1974 年对美国威斯康辛州 5 个硬水湖泊和 5 个软水湖泊的沉积物 Cu、Zn、Cd、Pb、Cr 和 Ni 的分析表明, 重金属的表层富集归因于城市污水和农业废水的输入(Iksandar and Keeney, 1974)。1975 年在北美五大湖 116 个河口样点的沉积物 Pb、Ag、Cd、Cu、Mn、Ni、Zn、Co、Cr 的比较研究中发现, 未开发的河道, 重金属含量低, 受城市与工业活动影响的河道, 重金属含量升高, 并且发现重金属含量与沉积物的粘土含量以及有机质的损失百分比具有显著相关性(Fitchko and Hutchinson, 1975)。当时的研究主要只是集中在沉积物重金属含量高低的描述, 缺乏污染等级和污染风险的的评价。地累积指数法(Muier, 1979)和生态风险指数评价方法(Hakanson, 1980)的提出, 为沉积物重金属生态风险研究提供了便利。此后, 各国的科学家对沉积物重金属生态风险开展了广泛的研究(Pekey et al., 2004; Liu et al., 2009; Varol, 2011; Maanan et al., 2015)。此外, 沉积物重金属的研究还包括: 化学形态的研究(Pardo et al., 1990; Sundaray et al., 2011), 重金属来源的分析(Birch and Taylor, 1999), 人类活动对重金属的影响(Owen and Sandhu, 2000), 重金属污染修复(Mulligan et al., 2001; Löser et al., 2007)等。

水库沉积物重金属污染问题在国际上也较早地受到重视。1978 年对美国纽黑文市 2 座水库沉积物 Ag、Cd、Cu、Ni、Pb、Zn 的研究发现, 沉积物中的 Pb 来源于汽油中的四乙基铅, Cu 来源于作为抗微生物剂投入到水库中的硫酸铜(Bertine, 1978)。1979 年对澳大利亚 Broken Hill 矿区一座饮用水源地水库水体和沉积物 Cd、Pb、Zn、Cu 的研究表明, 重金属有从水体向沉积物迁移、富集的明显趋势(Coggins et al., 1979)。随着沉积物重金属研究手段的不断深入, 水库沉积物重金属的研究受到了普遍关注(Loska and Wiechula, 2003; Wang et al., 2012)。

我国河流、湖泊沉积物重金属的研究开展较晚, 其中对河流的研究早于湖泊。张立成(1983)等对湘江河流沉积物重金属形态和成因的研究, 标志着国内沉积物重金属研究的开始。中国科学院生态环境研究中心是国内较早开展沉积物重金属研究的单位之一(文湘华, 1993)。近年来, 河流沉积物重金属的研究范围不断扩大, 由早期的单一河段, 发展到整个流域水系的研究。我国学者在松花江(Lin et al., 2008)、淮河(Yan et al., 2007)、辽河(武江越等, 2014)、海河(Liu et al., 2009;

单保庆等, 2012)、长江 (Zhang et al., 2009)、珠江 (Li et al., 2000)、黄河 (Liu et al., 2009) 等 7 大水系开展了河流沉积物重金属的调查与评价。自本世纪以来, 国内才开始湖泊沉积物重金属的研究, 目前太湖 (毛志刚等, 2014)、巢湖 (杜臣昌等, 2012)、滇池 (Li et al., 2007; 刘勇等, 2014)、东湖 (Wang et al., 2010; 郑利等, 2003) 等重点湖泊的沉积物重金属污染问题受到关注。

国内水库沉积物重金属开始于上世纪 90 年代 (申献辰, 1992), 密集于近几年 (胡国成等, 2011; 张华俊等, 2012; 张芬等, 2013)。研究表明, 水库沉积物中 Cd 和 Hg、As 等达到中等或以上污染等级, 其余重金属大多处于轻微污染水平。在已有研究中, 以单座水库的研究居多, 缺乏对流域内水库群的研究 (陈修康等, 2012; 张华俊, 2010)。海河流域有 1900 余座水库, 除了官厅水库 (申献辰, 1992)、密云水库 (乔敏敏等, 2013; 刘晓端等, 2006)、沙河水库 (张伟等, 2012) 等水库沉积物重金属有研究外, 其他水库鲜有报导。

1.2.2 沉积物重金属风险评价方法

迄今为止, 国内外广泛使用的重金属生态风险评价方法有地累积指数法、潜在生态风险指数法等。

1) 地累积指数法

地累积指数法(index of geoaccumulation, I_{geo})是德国海德堡大学沉积物研究所科学家 Müller 等人提出研究水环境沉积物中重金属污染的定量指标, 利用重金属与背景值的关系来确定重金属污染程度 (Müller, 1979)。其计算公式为:

$$I_{geo} = \log_2 [C_n / (k * B_n)]$$

C_n 是元素 n 在沉积物中的实测含量, B_n 为该元素的地球化学背景值。k 为考虑各地岩石差异可能会引起背景值的变动而取的系数 (一般值为 1.5), 用来表征沉积特征、岩石地质及其它影响。

表 1-1 地累积指数的污染程度分级

Tab.1-1 Class of I_{geo} value.

污染程度	极强	极强-强	强	强-中	中	中-无	无
I_{geo}	>5	5~4	4~3	3~2	2~1	1~0	<0
分级	6	5	4	3	2	1	0

2) 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数 (Potential ecological risk index) 法是应用沉积学原理评价重金属污染及生态危害的方法 (Hakanson, 1980)。该方法广泛应用于土壤 (沉积物) 重金属潜在生态风险危害程度的定量评价, 但存在一定缺陷, 即便重金属种类数量不同, 对重金属综合潜在生态风险指数(RI)采取的评价标准相同。本文根

据 Hakanson 方法计算单个重金属的生态风险系数,再根据表 1-2 评判重金属的风险等级。单个重金属潜在生态风险系数的计算公式为:

$$E_f^i = T_s^i * C_f^i = T_s^i * \frac{C_s^i}{C_n^i}$$

式中, C_f^i 、 C_s^i 、 C_n^i 、 T_s^i 、 E_f^i 分别为第 i 种重金属的污染系数、实测含量、背景值、毒性响应系数、潜在生态风险系数。毒性响应系数 T_s^i 分别为: Cd(30)>As(10)>Cu(5)=Pb(5)=Ni(5)>Cr(2)>Zn(1) (Hakanson, 1980)。

表 1-2 重金属潜在生态风险系数 (E_f^i) 及生态风险等级

Tab.1-2 Potential ecological risk coefficient (E_f^i) and harm level of heavy metal pollution

E_f^i	生态危害等级
<40	轻微
40~80	中等
80~160	强
160~320	很强
≥320	极强

1.3 富营养化研究进展

1.3.1 富营养化研究现状

富营养化通常是指在湖泊、水库、河口、海湾等缓流水体中,由于水中营养物质增多,导致自养型生物,如绿色植物和藻类生长旺盛,迅速繁殖,使得水体从贫营养状态向富营养状态转化的过程。生活污水、化肥和食品等工业废水、降水以及地表径流中含有的大量氮、磷及其他无机盐等植物营养物质输入,通常是造成水体富营养化的主要原因 (Imteaz, 1997)。湖库富营养化的主要危害有:水体透明度降低、大量消耗水中溶解氧、水体发腥发臭并释放有毒物质等 (钟成华, 2004)。海河流域海河流域是我国经济较发达地区,社会经济发展对生态环境产生了巨大压力,水体富营养化问题也比较突出 (刘晓端等, 2002; 夏斌等, 2006; 单保庆等, 2012; 王丽平和郑丙辉, 2013; 李玉英和侯仁合, 2001; 徐媛等, 2014)。

湖泊富营养化研究开始于上世纪 60 年代的北美五大湖区。1964 年的一项研究表明,北美伊利湖中浮游植物数量有持续的增加,春季和秋季浮游植物数量达到最大值,并且持续时间越来越长;冬季和夏季最小值的时间越来越短 (Davis, 1964),伊利湖是富营养化的加速应归因于人类活动 (Beeton, 1965)。1970 年对密歇根湖磷和二氧化硅的调查发现,磷是控制富营养化的限制性营养元素,导致

了湖中二氧化硅含量的减少,随着二氧化硅的持续消耗,硅藻将会被蓝绿藻和绿藻取代 (Schelske, 1970)。早期的研究表明,人类活动是导致美国湖泊富营养化加剧的重要原因 (Bartsch, 1970),并指出控制富营养化有两种方法,一种是运用毒性化学物质杀死水生植物,一种是持久地限制营养物质的输入。前者控制富营养化是暂时的,后者是永久性的 (Oglesby and Edmondson, 1966)。除美国外,日本 (Okino and Kato, 1987)、德国 (Hartmann and Numann, 1977)、瑞典 (Gelin, 1975)、澳大利亚 (Hammer et al., 1973) 等国也开展了湖泊富营养化研究。

如何对湖泊富营养化作出合理评价,并对富营养化湖泊进行分类,是当时学者普遍关心的问题。1977年,美国科学家 Carlson 提出了营养状态指数 (Trophic State Index, TSI),该指数以水体透明度 (SD) 为基准指标,表达式如下 (Carlson, 1977):

$$TSI(SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right)$$

$$TSI(\text{Chla}) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln \text{Chla}}{\ln 2} \right)$$

$$TSI(\text{TP}) = 10 \left(6 - \frac{\ln(48/\text{TP})}{\ln 2} \right)$$

1981年日本科学家 Aizaki 在 Carlson 的基础上,将 TLI 做了修正,以 Chla 浓度为基准指标,修正后营养状态指数 TSI_M 的表达式如下 (Aizaki, 1981):

$$TSI_M(\text{Chla}) = 10 \left(2.46 + \frac{\ln \text{Chla}}{\ln 2.5} \right)$$

$$TSI_M(\text{SD}) = 10 \left(2.46 + \frac{3.69 - 1.53 \ln \text{SD}}{\ln 2.5} \right)$$

$$TSI_M(\text{TP}) = 10 \left(2.46 + \frac{6.79 + 1.15 \ln \text{TP}}{\ln 2.5} \right)$$

营养状态指数的提出和改进,为评价湖泊的富营养化提供了极大的便利,此后各国学者运用该方法对湖泊富营养化评价做出了较多研究 (Thiemann and Kaufmann, 2000; Sheela et al., 2011)。

我国湖泊(水库)富营养化研究稍晚于国外。刘培桐先生 1977 年发表的《略谈水体富营养化》一文,对富营养化的特征、危害、防治做了简要介绍,是国内较早涉及富营养化的文章 (刘培桐, 1977)。武汉东湖是全国较早开展富营养化研

究的湖泊之一, 研究表明, 上世纪 70 年代由于人口的增加, 污水的大量排入, 东湖富营养化加速 (饶钦止和章宗涉, 1980)。密云水库是较早进行富营养化研究的水库之一 (谢剑, 1988), 研究表明密云水库当时处于中营养水平。80 年代后, 我国陆续开展了巢湖 (蒙仁宪和刘贞秋, 1988)、杭州西湖的富营养化研究, 并提出放养摄食浮游藻类的鱼类是减轻湖泊营养负荷的重要途径之一 (宁修仁等, 1989), 引钱塘江水入西湖也是可行的措施 (毛发新, 1986)。同时, 也开始将日本的湖泊富营养化情况介绍到中国。90 年代以来, 一些重点湖泊如太湖、洱海 (潘红玺和董云生, 1999)、滇池 (郭慧光和闫自申, 1999) 富营养化问题引起学者和社会广泛关注。以太湖为例, 虽然采取了治理措施, 并取得了成效, 但是 2007 年 4 月太湖蓝藻大暴发, 造成无锡全城自然水污染 (秦伯强等, 2007), 且每年都需要大规模打捞蓝藻。除上述重点湖泊外, 近年来微山湖 (陈静等, 2011)、千岛湖 (文军等, 2006)、乌梁素海 (张晓晶等, 2010) 等湖泊, 长江中下游 (盛海燕等, 2014)、珠江流域 (王超等, 2013) 水库是富营养化研究的热点。

1.3.2 富营养化评价方法

自 20 世纪 60 年代以来, 湖库水体富营养化的评价方法已发展出几十种。常见的方法有综合营养状态指数法 (金相灿和屠清瑛, 1990; 刘晓端等, 2002; 盛海燕等, 2014)、对数型幂函数指数公式法 (李祚泳等, 2010; 单保庆等, 2012)、灰色聚类关联分析法 (麻素挺和叶海仁, 2102)、主成分分析法 (杜乔乔和颜坤, 2013)、模糊数学法、人工神经网络法等。

1) 综合营养状态指数法 (TLI)

综合营养状态指数法计算公式如下:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j * TLI(j) \dots\dots\dots \text{式 1}$$

$$W_j = r_{ij}^2 / \sum_{j=1}^m r_{ij}^2 \dots\dots\dots \text{式 2}$$

式 1 中, $TLI(\Sigma)$ 表示综合营养状态指数; $TLI(j)$ 表示第 j 种参数的营养状态指数; W_j 为第 j 种营养状态指数的相关权重; 式 2 中, W_j 为以 Chla 作为基准参数的第 j 种参数的归一化的相关权重; r_{ij} 表示第 j 种参数与 Chla 的相关系数; m 为评价参数个数。

TLI 法的常用指标比较固定有 Chla、TP、TN、SD (透明度)、 COD_{mn} 等。在实际应用过程中, SD 这一指标一般用塞氏盘测量, 测量结果需人工估读, 然而不同测量人员对 SD 的估读结果可能不一样, 因此这一指标可能存在一定的不确

定性。为了规避人工判读误差对评价结果的影响，本文舍弃了 SD 这一评价指标，选取了另外一种评价方法，即对数型幂函数指数公式法。

2) 对数型幂函数指数公式法

该公式由李祚泳等提出（李祚泳等, 2010），作者应用该公式评价了我国 45 个湖泊及邛海 8 个断面的富营养化，结果与实际情况相符合。单保庆等（单保庆等, 2012）应用该方法评价海河流域北运河下游水体富营养化，有着较好的效果。本文采用该方法评价海河流域典型水库水体富营养化状况，其计算公式如下（李祚泳等, 2010）：

$$EI = \sum_{j=1}^n W_j * EI_j = 10.77 * \sum_{j=1}^n W_j * (\ln x_j)^{1.1826}$$

式中，EI 为营养状态综合指数， W_j 为指标 j 的归一化权重值，本研究将各指标视作等权重； EI_j 为指标 j 的富营养化评价普适指数； X_j 为指标 j 的“规范值”。 X_j 的计算公式如下：

$$X_j = \begin{cases} (C_{j0}/C_j)^2 & C_j \leq C_{j0}, \text{ 对指标 DO} \\ (C_{j0}/C_j)^3 & C_j \leq C_{j0}, \text{ 对指标 ppro(初级生产力)} \\ C_j/C_{j0} & C_j \geq C_{j0}, \text{ 对其余指标} \end{cases}$$

$$X_j = \begin{cases} 1 & C_j > C_{j0}, \text{ 对 DO} \\ 1 & C_j < C_{j0}, \text{ 对其余指标} \end{cases}$$

以上式中， C_j 为指标 j 的实测值， C_{j0} 为指标的“极贫”营养值。该方法可用于我国湖泊富营养化关系密切的 14 项指标，本文选取了其中的 6 个指标，指标 C_{j0} 的值如表 1-3 所示。

表 1-3 湖泊富营养化指标“参照值” C_{j0}
Tab.1-3 Benchmarks C_{j0} for lake eutrophic indexes

	DO (mg·L ⁻¹)	Chla (μg·L ⁻¹)	NH ₃ ⁺ -N (mg·L ⁻¹)	TN (mg·L ⁻¹)	TP (μg·L ⁻¹)	COD (mg·L ⁻¹)
极贫 (C_{j0})	40	0.40	0.01	0.02	1.0	0.12

根据上述公式，求得营养状态综合指数 EI。相应的营养状态的分级标准为： $0 < EI \leq 20$ ，贫营养； $20 < EI \leq 39.42$ ，中营养； $39.42 < EI \leq 61.29$ ，富营养； $61.29 < EI \leq 76.28$ ，重度富营养； $76.28 < EI \leq 99.77$ ，极度富营养。

1.4 水质评价研究进展

自上世纪 60 年代美国科学家首次提出水质评价指数（Water Quality Index, WQI）概念和公式以来（Jacobs et al., 1965），水质评价方法已发展到不下几十种，

多元统计方法在水质评价中广泛应用。1967 年用因子分析法对加利福尼亚州 Mojave 河谷地下水水质进行评价,是较早地运用多元统计分析方法评价水质的案例 (Dawdy and Feth, 1967)。70 年代,有学者指出,多元逐步回归可以估计水质观测中的缺失值 (Mahloch, 1974)。在对意大利东北部 Timavo 河水质的研究中发现,聚类分析 (Cluster Analysis, CA) 的结果可以帮助人们弱化一些常规指标的监测,而重点关注与常规指标不同类的、偶尔影响河流的因素,主成分分析 (Principal Component Analysis, PCA) 可以进一步确认聚类分析的结果 (Reisenhofer, et al., 1998)。在对印度 Gomti 河 5 年水质监测数据多元统计分析表明, CA 结果可以反映不同样点之间、不同水质参数的相似性; PCA 结果表明 6 个主成分可以代表监测的 24 个水质参数;判别分析展示了数据简化和模式识别的最好结果 (Singh et al., 2004)。多元统计分析方法不仅用于淡水水质的评价,还适用于海水水质评价,有学者运用 PCA 和 CA 的方法评价了东爱琴海某海湾的水质状况 (Kucuksezgin, 1996)。随着研究的不断深入,多元统计方法近年来在水质评价中应用得更加广泛 (Varol and Gokot, 2012; Oketola et al., 2013; Badillo et al., 2015)。

国内将多元统计方法应用到水质评价比国外晚。1987 年,将主成分分析法应用到珠海市某河流的水质评价中,是国内较早出现的研究案例 (李小彬, 1987)。随后十多年里研究的并不多见。近年来,多元统计方法在河流 (孙国红等, 2011; 王京萌等, 2013)、湖泊 (富天乙等, 2014)、水库 (陈海鹰, 2011) 水质评价中得以广泛应用。也有学者将主成分分析法改进使用 (姚焕玫等, 2005; 李经纬等, 2007) 或其他模型联合使用 (周丰等, 2007)。

1.5 多元统计分析方法

1) 相关分析

相关分析是研究变量之间相互关系的数理统计方法,其目的是为了检验分析变量之间是否存在某种依存关系,以及这种关系的密切程度,密切程度的大小用相关系数来衡量。相关的统计量可以用皮尔逊 (person) 相关系数表示 R 表示, R 的取值范围为 $-1 \leq R \leq 1$ 表示,绝对值越大表明相关密切程度越高, R 为正值时,表示两个变量之间变化方向一致,称为正相关; R 为负值时,表示两个变量之间变化方向相反,称为负相关 (贾丽艳和杜强, 2010)。

2) 聚类分析

聚类分析的实质是寻找一些能够客观反映研究对象之间亲疏关系的统计量,根据统计量把研究对象按距离远近或相似的原则分为若干类。常见的聚类方法有系统聚类法、K-均值聚类法、两步聚类法等。系统聚类法是目前使用最多的一种方法。系统聚类法首先将研究对象的多个样品各自作为一类,并将几个样品认作

同类，计算它们的相互之间的距离或相似度，把距离最近或相似度最大的两个样品并为一类，再计算新产生的类别与其他类别之间的距离或者相似度。并将距离最小或相似度最大的样品合并一类，如此重复，直到所有的样品都被合并成为一个类别为止。

分类距离的种类很多，其中欧式距离在实践中应用最广泛。对于两条数据 (x_1, x_2, x_3) 和 (y_1, y_2, y_3) ，其计算公式为：

$$Euclid(1,2) = \sqrt{(x_1 - x_2)^2 + (y_1 - y_2)^2 + (z_1 - z_2)^2}$$

3) 主成分分析

主成分分析是考虑多个变量间相关性的一种多元统计方法，研究如何通过少数几个主分量来解释多个变量间的内部结构，即从原始变量中导出少数几个主分量，使它们尽可能多地保留原始变量的信息，且彼此间互不相关。它的原理是利用数学降维的思想，将系统中的多个影响指标转换为少数影响指标，用较少的指标反映出原始指标的信息，减少系统多指标分析的复杂性，提高系统运算的可靠性。它的分析步骤通常包括：1) 将原来的 p 个指标进行标准化处理，以消除变量在数量级或量纲上的影响；2) 根据标准化的数据矩阵求出协方差或相关矩阵；3) 求出协方差矩阵的特征值和特征向量；4) 确定主成分，并对各主成分所包含的信息作出解释。

1.6 研究内容与技术路线

1.6.1 研究内容

环境 (environment) 是指某一特定生物体或生物群体以外的空间，以及直接或间接影响该生物体或生物群体的生存的一切事物的总和 (李博等, 2000)。我国《环境保护法》更是明确指出，环境是指影响人类生存和发展的各种天然和经过人工改造的自然因素的总体，包括大气、水、海洋、土地、矿产、森林、草原、野生动物、自然和人文遗迹、风景名胜及保护区等。按照环境的主体分，环境可以分为自然环境和人工环境。水环境是指自然界中水的形成、分布和转化所处空间的环境，是自然然环境的重要组成部分之一。

水库水环境是地表水环境的重要组成部分，常见的水库水环境研究内容主要包括氮、磷营养盐的时空分布 (朱春灵, 2013)、富营养化评价 (张佳磊, 2011)、水环境容量分析 (金培坚, 2009)、水质评价与预测 (康明, 2013)、表层沉积物重金属生态风险 (张芬等, 2013) 等。本文研究的水库水环境主要包括水库水质状况、营养化水平、底泥沉积物重金属污染风险等。水环境的空间特征主要是指水环境特征在不同水库之间的分异性，以及在同一水库流域内，水库与其上、下游河流

之间水环境特征的差异性。

本文选择海河流域 25 座典型水库作为研究对象。通过野外采样、调查与走访、实验室分析，查阅相关文献资料，评价海河流域水库水环境特征与现状，并通过水库与上、下游河流对比分析，分析水库水环境特征的空间特征，解释空间异质性产生的原因，为水库水环境保护提出建议。因此本文的研究内容包括：

1) 水库水环境特征与现状分析：分析水库水质和底泥沉积物样品，运用主成分分析法，综合评价 25 座水库水质状况；运用对数型幂函数指数方法研究海河流域水库富营养化问题；运用地累积指数法和潜在生态风险评价法研究水库底泥沉积物重金属污染问题。

2) 分析水库与水库之间，以及水库与其上、下游河流的水环境规律特征，分析和比较海河流域典型水库水环境的空间特征。从水库功能、人类活动、管理方式等方面，分析水库水环境空间异质性产生的原因，并为水库水环境保护提出建议。

1.6.2 技术路线

本文的技术路线如图 1-1 所示。

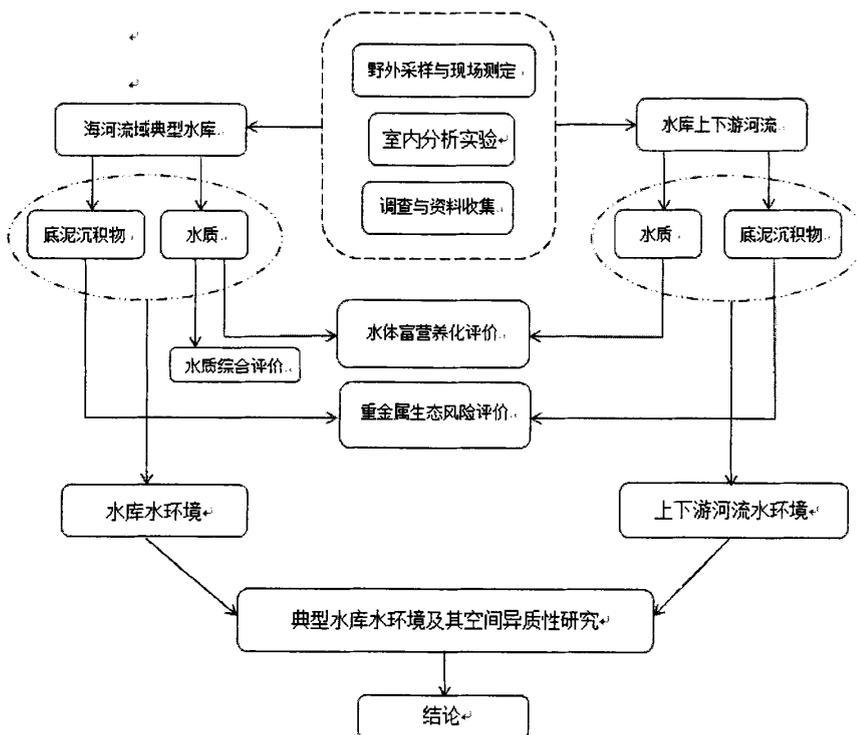


图 1-1 技术路线图

Fig.1-1 Research Technical Courses

第2章 研究区概况与实验方法

2.1 海河流域概况

海河流域位于华北地区北部， $112^{\circ}\sim 120^{\circ}\text{E}$ 、 $35^{\circ}\sim 43^{\circ}\text{N}$ 之间。海河流域西依黄土高原，东临渤海，北靠蒙古高原，南临黄河。流域总面积 31.8万 km^2 ，占全国总面积的 3.3%。海河流域涉及 8 个省（自治区、直辖市），包括北京、天津两市全部，河北省大部，山西省东部，河南、山东两省北部，以及内蒙古自治区和辽宁省一小部分（图 2-1）。

海河流域地势西北高、东南低，燕山、太行山等山脉自东北至西南呈弧形分布。地貌大致可以分为高原、山地和平原三种类型。山地海拔一般在 $500\sim 3000\text{ m}$ ，坡度大于 30° ，山地地貌中也夹杂着宽谷、山间平原。平原区位于中东部，海拔低于 100 m ，按成因可以分为山前洪积、冲积平原，中部河流泛滥平原和滨海平原。海河流域属于温带季风气候区，东部和东南部平原区的年均温度较高，一般为 $10\sim 15\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，高山区和西北高原的年均温度较低，达 $-5\sim 0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，其它区域一般在 $0\sim 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。近 50 年来的多年平均年降水量为 535 mm ，是中国东部沿海地区降水最少的地区。西北部高原区年均降水量最低， 350 mm 左右，东南部降水量最高，达到 830 mm 。天然植被类型主要有温带草原、暖温带落叶阔叶林。温带草原主要分布在河北、内蒙古坝上高原地区。燕山、太行山背风坡由于受到山脉阻隔，植被稀疏，生态脆弱。

海河流域包括海河、滦河、徒骇马颊河等 3 大水系。海河水系由南运河、北运河、大清河、子牙河和永定河等 5 大干流组成，在天津三岔河口汇入海河，经海河注入渤海。滦河水系位于海河流域的东北部，包括滦河和冀东沿海诸河。徒骇马颊河水系位于流域最南部，包括徒骇河、马颊河、德惠新河及滨海诸小河等平原河道。海河流域可划分为滦河、永定河、北三河、北四河、大清河、子牙河、漳卫河、黑龙港及运东平原、徒骇马颊河等 9 个次级子流域（图 2-2）。

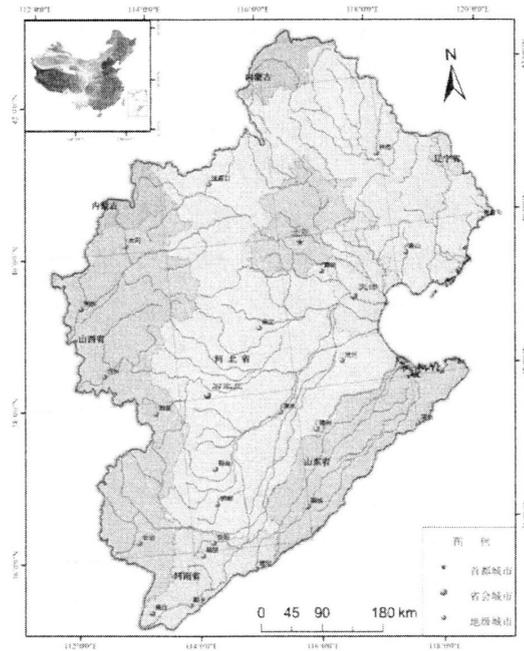


图 2-1 海河流域所包括的省份 (陈利顶等, 2012)

Fig.2-1 Provinces of Haihe River Basin

2.2 野外样点选取

课题组 (中国科学院生态环境研究中心城市与区域国家重点实验室景观规划与动态模拟研究组) 分别于 2013 年 9 月、2014 年 5 月对海河流域西部、北部山区 6 个子流域具有代表性或重要性的 25 座典型大中型水库进行样本采集。现场采集沉积物和水体样本。为了对比分析水库与河流水环境特征的差异性, 对水库上、下游河流也进行采样。共布设有 25 个水库样点, 38 个河流样点 (图 2-2)。

样点选取的基本原则:

- 1) 各种功能型水库兼有, 以饮用水水源地居多。
- 2) 以大中型水库为主, 大 I 型、大 II 型、中型水库数量大体相当。
- 3) 海河流域西部、北部处于高原和山地地区, 样点的可达性是选择水库和河流的重要参考标准。

2.3 所选水库概况

以下水库资料来源于各水库管理单位。

2.3.1 滦河流域水库

潘家口水库: 位于滦河干流下游, 河北省宽城县境内, 1975 年建成, 流域面

积 33169.55 km²，库容 29.3 亿 m³，为大 I 型水库，是引滦入津重要工程之一，是一座以防洪、供水为主，结合灌溉、养殖的特大型水库。

大黑汀水库：位于唐山市迁西县城北 5 km 的滦河干流上，潘家口水库下游 30 km 处，1986 年建成，流域面积 3992.25 km²，库容 3.37 亿 m³，为大 II 型水库，与潘家口水库联合调度，同为引滦入津重要工程，水库以防洪、供水为主，结合灌溉、养殖。

桃林口水库：位于青龙河上，河北省青龙县境内，2000 年建成，流域面积 5060.00 km²，库容 8.59 亿 m³，为大 II 型水库，主要为唐山、秦皇岛两市提供农业生产和城市用水，是一座具备供水、发电、旅游、养殖等综合功能的现代化大型水利枢纽工程。

陡河水库：位于陡河上游，唐山市以北 15km 处，1956 年建成，流域面积 543.28 km²，库容 5.15 亿 m³，为大 II 型水库，以防洪、灌溉、供水为主，兼有养殖，是唐山市城市生活饮用水水源地。

洋河水库：位于洋河干流，河北省秦皇岛市抚宁县境内，1961 年建成，流域面积 794.05 km²，库容 3.59 亿 m³，为大 II 型水库，以防洪、灌溉、供水为主，兼有养殖，是秦皇岛市城市生活饮用水水源地。

庙宫水库：位于河北省承德市围场县城以南 30 km 处，伊逊河干流上，1961 年建成，流域面积 2046.04 km²，库容 1.83 亿 m³，为大 II 型水库，以防洪为主，兼顾灌溉、发电、养殖。

闪电河水库：又名闪电湖，位于闪电河上，河北沽源县坝上闪电湖国家湿地公园内，水库 1960 年建成，流域面积 874.23 km²，库容 0.15 亿 m³，为中型水库，主要功能为供水和旅游休闲。

2.3.2 永定河流域水库

官厅水库：位于永定河上，河北省怀来县境内，距北京 105 km，1954 年建成，流域面积 24250.30 km²，库容 41.6 亿 m³，为大 I 型水库，曾长期是北京市的主要水源地之一，后来因水质恶化，于 1997 年退出北京市饮用水来源地。

东榆林水库：位于桑干河上游，山西省山阴县境内，1978 年建成，流域面积 3469.62 km²，库容 0.65 亿 m³，为中型水库，以防洪、灌溉为主，兼有养殖。

册田水库：位于桑干河中上游，东榆林水库下游，距山西省大同市 60 km，1958 年建成，呈狭长型，东西长 30 km，流域面积 13746.21 km²，库容 5.8 亿 m³，为大 II 型水库，水库主要功能是防洪和为下游官厅水库拦沙，兼有灌溉和养殖。

镇子梁水库：位于浑河上，山西省应县城东 6 km 处，1958 年建成，流域面积 1696.56 km²，库容 0.54 亿 m³，为中型水库，主要功能为防洪、灌溉，兼有养

殖。

壶流河水库：位于永定河支流壶流河中上游，河北省蔚县城西 6 km 处，1973 年建成，流域面积 1612.53 km²，库容 0.87 亿 m³，为中型水库，以防洪为主，结合灌溉、养殖。

2.3.3 北三河流域水库

于桥水库：位于蓟运河支流州河上，天津市蓟县城东 4 km 处，1960 年建成，流域面积 2073.01 km²，库容 15.59 亿 m³，为大 I 型水库，是引滦入津重要的调蓄水库，天津市重要的饮用水来源地。

邱庄水库：位于还乡河上，唐山市丰润城区北 20 km 处，1984 年建成，流域面积 587.83 km²，库容 2.04 亿 m³，为大 II 型水库，接受大黑汀水库补给，并补给陡河水库，主要功能为防洪、灌溉，兼有供水、养殖。

怀柔水库：位于潮白河支流怀河上，北京市怀柔区境内，1958 年建成，流域面积 518.53 km²，1.44 亿 m³，为大 II 型水库，是京密引水工程的重要组成部分，北京市水源地之一。

白河堡水库：位于白河干流，距离北京市延庆县城 30 km，1983 年建成，流域面积 2662.88 km²，库容 0.91 亿 m³，为中型水库，作为北京市的水源地之一，向密云水库、十三陵水库、官厅水库补水。

十三陵水库：位于北京市昌平区，1958 年建成，流域面积 217.45 km²，库容 0.73 亿 m³，为中型水库，是著名的水利风景区，自 2008 年北京奥运会后，经常承办水上体育赛事。

云州水库：位于白河上游，河北省赤城县城以北 20 km 处，1972 年建成，流域面积 1127.20 km²，库容 1.02 亿 m³，为大 II 型水库，以防洪、灌溉为主，兼有供水，养殖。

2.3.4 大清河流域水库

王快水库：位于大清河支流沙河上游，河北省阜平县境内，1960 年建成，流域面积 4547.60 km²，库容 13.89 亿 m³，为大 I 型水库，河北省四大水库之一，以防洪、灌溉为主，兼有发电、供水功能，是保定市饮用水来源地之一，也是北京市的应急供水水库。

西大洋水库：位于大清水系唐河上，河北省唐县境内，1960 年建成，流域面积 4197.58 km²，库容 12.58 亿 m³，为大 I 型水库，河北省四大水库之一，以防洪为主，结合供水、灌溉、发电等功能，是保定市饮用水来源地之一，也是北京市的应急供水水库。

安各庄水库：又名易水湖，位于大清河水系中易水河，河北省易县境内，1960 年建成，流域面积 493.99 km^2 ，库容 3.09 亿 m^3 ，为大 II 型水库，以防洪、灌溉为主，兼有养殖，也是旅游风景区。

2.3.5 子牙河流域水库

岗南水库：位于滹沱河干流，河北省平山县境内，1962 年建成，流域面积 15396.07 km^2 ，库容 17.04 亿 m^3 ，为大 I 型水库，河北省四大水库之一，以防洪为主，兼顾灌溉、供水、发电，是石家庄市的水源地之一，也是北京市的应急供水水库。

黄壁庄水库：位于滹沱河干流，岗南水库下游 28 km 处，河北省鹿泉市境内，1960 年建成，流域面积 6901.85 km^2 ，库容 12.10 亿 m^3 ，为大 I 型水库，河北省四大水库之一，以防洪为主，兼顾供水、灌溉、发电等功能，与岗南水库联合调度，防治滹沱河山区洪水，是石家庄市的水源地之一，也是北京市的应急供水水库。

郭庄水库：位于松溪河上，山西省昔阳县境内，1964 年建成，流域面积 124.25 km^2 ，库容 0.22 亿 m^3 ，为中型水库，以防洪、灌溉为主，是昔阳县饮用水源地。

2.3.6 漳卫河流域水库

岳城水库：位于漳河上，河北省邯郸市磁县境内，1970 年建成，流域面积 17599.72 km^2 ，库容 13 亿 m^3 ，为大 I 型水库，以防洪、灌溉为主，是漳河防洪控制工程，同时也是邯郸、安阳两市饮用水来源地。

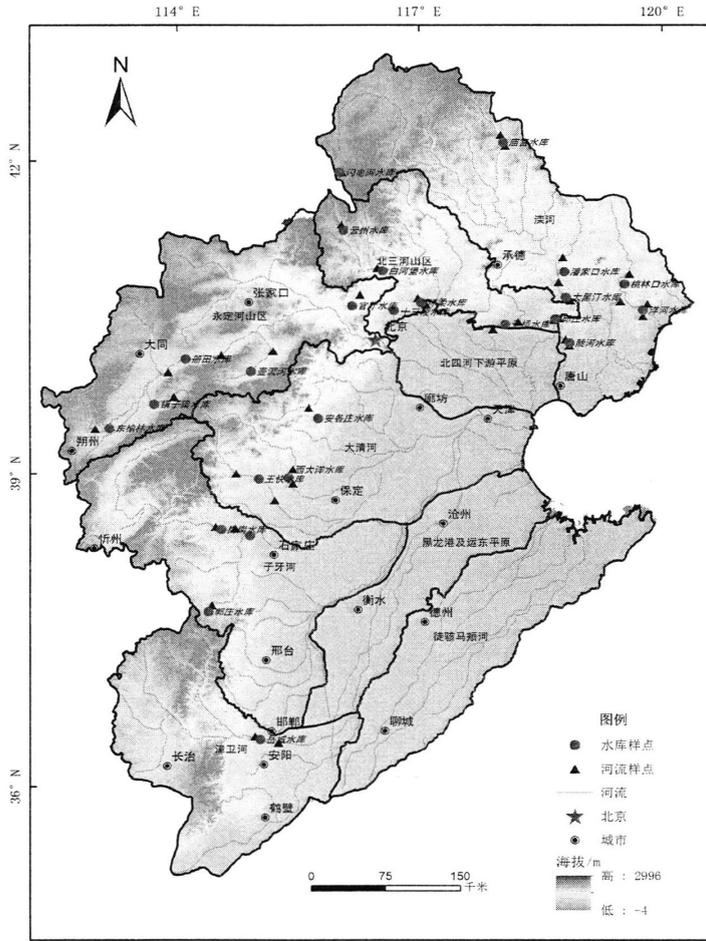


图 2-2 样点分布图

Fig.2-2 map of sampling points

2.4 样品采集方法

2.4.1 沉积物采样

采用抓斗式底泥采集器对水库表层 0~10 cm 沉积物进行样本采集。水库沉积物样品采集参照陆地土壤采样方法，每个水库在不同方位采集 5 个子样品，各采集 500g，等比例均匀混合后取出 1 kg 形成该水库的代表性样品，装入自封袋，带回实验室。

2.4.2 水质采样

在水库水体样品采集时，乘船到水库中央处，从水下 0.5 m 处采集 1 个上覆水水样，按照同样的方法在水库其他位置再采集 2 个水样，然后混合均匀成混合水

样。使用水质分析仪器现场测定部分水质指标，对于需要带回实验室测定的指标，将水样移入预先洗净的 500 mL 聚乙烯瓶中，并用稀硫酸酸化至 $\text{pH}<2.0$ ，贴上标签，低温保存，带回实验室分析。

2.5 实验分析方法

2.5.1 沉积物分析

将采集的沉积物样品置于阴凉通风处自然风干，剔除砾石等，研磨过 100 目尼龙筛。使用分析天平精确称量干燥的沉积物样品每份 0.2000 g，加入 9mLm(HF):m(HCl):m(HNO₃)=1:2:3 的混合酸(均为优级纯)，在密闭微波消解萃取系统中消解((Mars 6, CEM, USA)：第一阶段于 120 °C 消解 5 分钟，第二阶段于 150°C 消解 8 分钟，第三阶段于 190 °C 消解 20 分钟。消解结束后将消解液移至 140 °C 加热板中，加热至酸蒸干时将消解液取出，加超纯水 ($\rho \geq 18.0 \Omega \cdot \text{cm}^{-1}$) 定容至 50mL 容量瓶中待测。重金属指标 As、Cu、Zn、Cr、Ni、Pb、Cd 均采用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS7500a, Agilent Technologies, USA, 图 2-3) 进行测定。所用标准曲线为吸取混合标准使用液，用 1% HNO₃ 配置成重金属浓度为 1.0、5.0、10.0、20.0、50.0、100.0、200.0 $\mu\text{g/L}$ 的标准系列。试验同步分析标准沉积物，各元素回收率在 80%-120%，符合质量控制标准。

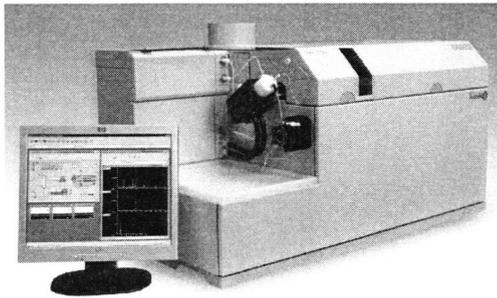


图 2-3 电感耦合等离子体质谱仪

Fig.2-3 ICP-MS

2.5.2 水质分析

水质指标 pH、溶解氧 (DO)、电导率 (EC)、叶绿素 (Chla)、采用便携式水质分析仪 (YSI 6600V2, 图 2-4) 现场在水库和河流中测定。营养盐监测指标包括化学需氧量 (COD)、总氮 (TN)、氨氮 (NH₄⁺-N)、总磷 (TP)，采样后冰冻保存，24 小时之内测定。其中 COD 取原水样 2 mL 加入 HACH COD 专用药剂瓶(试剂货号:21258-25)，用 DRB200(HACH, DRB200 型数字式反应器)反应器进行消解，完成后用 DR2800(HACH DR2800 分析仪) 比色。TN、TP、NH₃-N 均在紫外

分光光度计中测定 (WTW Photolab S12, 图 2-5)。TP、TN 各取 5mL 水样, TP 用钼酸铵分光光度法测定, TN 用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法, $\text{NH}_3\text{-N}$ 取 5mL 水样过 $0.45\ \mu\text{m}$ 孔径滤膜, 使用纳氏试剂光度法测定。



图 2-4 便携式水质分析仪

Fig.2-4 YSI 6600V2



图 2-5 紫外分光光度计

Fig.2-5 WTW Photolab S12

第3章 水库沉积物重金属污染特征

3.1 水库沉积物重金属含量

根据实验室测量、分析结果,得到研究区 25 座水库沉积物重金属含量值,并运用 SPSS19.0 软件对其平均值、标准差、变异系数进行描述性统计分析(表 3-1)。25 座水库涉及河北、山西、北京、天津四省市,各省重金属元素背景值见表 3-1。

As: 研究区水库沉积物中 As 的含量范围为 3.79~16.47 mg/kg,平均值为 9.44 mg/kg。As 的变异系数为 30.79%,变异程度较小。有 8 座水库 As 含量超过背景值。

Cu 和 Zn: 研究区水库沉积物 Cu 的含量范围为 7.65~93.37 mg/kg,平均值为 25.86 mg/kg,变异系数较大,为 79.77%。Zn 的含量范围为 42.42~151.23 mg/kg,平均值为 86.36 mg/kg,变异系数较小,为 32.86%。有 10 座水库 Cu 含量超过背景值,12 座水库 Zn 含量超过背景值。桃林口、大黑汀水库 Cu、Zn 含量最高,Cu 分别是背景值的 4.28 倍、3.80 倍;Zn 分别是背景值的 1.93 倍、1.69 倍。

Cr 和 Ni: 研究区水库沉积物中 Cr 的含量范围为 22.21~281.81 mg/kg,平均值为 71.43 mg/kg,变异系数为 71.76%,变异程度较大。Ni 的含量范围为 8.44~122.34 mg/kg,平均值为 31.20 mg/kg,变异系数为 76.48%,变异程度较大。有 7 座水库 Cr 超过背景值,5 座水库 Ni 超过背景值。

Pb: 研究区水库沉积物 Pb 的含量范围为 11.69~54.20 mg/kg,平均值为 23.37 mg/kg,变异系数为 40.74%,变异程度较小。有 11 座水库 Pb 含量超过背景值,桃林口、岳城水库 Pb 含量最高,分别是背景值的 2.52 倍、2.03 倍。

Cd: 研究区水库沉积物中 Cd 的含量范围为 0.07~0.29 mg/kg,平均值为 0.15 mg/kg,变异系数为 37.07%,变异程度较小。22 座水库沉积物 Cd 含量超过了背景值。桃林口、西大洋水库 Cd 含量最高,分别是背景值的 3.09 倍、2.77 倍。

海河流域 25 座典型水库,7 种重金属元素均有超标的现象发生。超标水库数量最少的是 Ni,有 5 座;超标水库数量最多的是 Cd,有 22 座。25 座水库中,无一座水库 7 种重金属元素均不超标,桃林口水库是唯一一座 7 种元素均超标的书库,其中 As、Cu、Zn、pb、Cd 含量均位列第一,反映出该水库沉积物重金属处在较高的富集水平。海河流域典型水库 7 种重金属元素的变异系数均大于 30%,表明沉积物重金属分布在水库间具有较强的空间变异性。

表 3-1 水库沉积物重金属含量

Tab.3-1 Heavy metal concentrations in the reservoir sediments ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

水库名称	As	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
册田水库	8.11	9.80	54.91	54.38	19.60	15.40	0.13
东榆林水库	9.34	12.61	60.38	40.80	26.90	15.84	0.12
镇子梁水库	10.13	27.73	109.96	77.59	34.67	20.27	0.20
郭庄水库	11.15	25.57	100.63	69.11	31.95	28.09	0.20
壶流河水库	10.08	13.53	84.64	53.88	22.66	20.09	0.15
安各庄水库	8.24	28.72	106.60	281.81	122.34	14.35	0.10
西大洋水库	8.58	13.13	121.42	22.21	12.83	30.12	0.26
王快水库	5.03	21.68	94.36	51.37	24.11	12.49	0.14
岗南水库	8.74	17.73	76.95	56.67	27.61	19.68	0.13
黄壁庄水库	12.13	22.49	125.00	43.11	21.61	33.43	0.22
岳城水库	15.06	36.73	88.69	56.64	30.81	43.63	0.19
桃林口水库	16.47	93.37	151.23	106.22	56.62	54.20	0.29
洋河水库	10.00	24.77	116.60	71.26	26.41	30.45	0.21
陡河水库	8.80	21.76	68.04	52.70	21.91	26.01	0.10
邱庄水库	3.79	13.38	66.74	43.38	14.15	22.36	0.12
大黑汀水库	9.27	82.74	132.66	151.17	76.68	11.69	0.20
潘家口水库	8.38	23.49	72.31	70.10	24.85	23.38	0.14
于桥水库	9.96	18.95	66.32	66.66	26.16	20.27	0.09
怀柔水库	8.89	20.82	68.23	57.38	25.74	21.47	0.10
庙宫水库	9.20	7.65	42.42	36.30	8.44	17.75	0.07
闪电河水库	14.42	46.98	103.60	111.15	48.07	19.76	0.18
云州水库	10.40	16.60	64.79	58.08	21.43	23.49	0.11
白河堡水库	6.24	15.46	65.95	52.24	17.59	19.81	0.12
官厅水库 1	7.76	13.39	55.74	48.51	16.74	18.29	0.10
十三陵水库	5.75	17.47	60.94	53.03	20.06	22.06	0.13
平均值	9.44	25.86	86.36	71.43	31.20	23.37	0.15
标准差	2.91	20.63	28.38	51.26	23.86	9.52	0.06
变异系数%	30.79	79.77	32.86	71.76	76.48	40.74	37.07
河北省背景值	13.6	21.8	78.4	68.3	30.8	21.5	0.094
山西省背景值	9.8	26.9	75.5	61.8	32.0	15.8	0.128
北京市背景值	8.7	23.6	102.6	68.1	29.0	25.4	0.074
天津市背景值	9.6	28.8	79.3	84.2	33.3	21.0	0.09

3.2 水库沉积物重金属统计分析

3.2.1 相关分析

把所有水库沉积物样品的重金属元素分析结果作 Pearson 相关分析, 得到元素相关系数矩阵如表 3-2 所示。可以看出, Cu 与 Zn 彼此显著相关 ($R=0.726$, $P \leq 0.01$), 且与其余 5 种元素均具有显著的相关性; Ni 与 Cr 相关性高达 0.978 ($P \leq 0.01$), 表明 Ni 与 Cr 的来源几乎完全相同, 可能来自人类活动(Luo et al., 2010); As、Pb、Cd 两两相关性显著 (R 为 0.543 ~0.665, $P \leq 0.01$), 表明上述 3 中元素具有一定的同源性。

表 3-2 沉积物重金属含量相关分析表

Tab.3-2 Table of correlation analysis of heavy metal sediments

	As	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
As	1						
Cu	0.565**	1					
Zn	0.491*	0.726**	1				
Cr	0.136	0.470*	0.405*	1			
Ni	0.230	0.580**	0.511**	0.978**	1		
Pb	0.665**	0.422*	0.473*	-0.147	-0.069	1	
Cd	0.543**	0.596**	0.881**	0.034	0.154	0.655**	1

* $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$

3.2.2 聚类分析

对海河流域典型水库沉积物重金属含量采用组间联接法进行系统聚类分析(图 3-1), 用沉积物重金属含量作变量参数, 25 座水库作个案, 将数据标准化到 [0,1] 范围, 距离测度方法选择欧式距离法。结果显示, 7 种重金属元素被分为 2 大类, 即 Cr、Ni、Cu 聚为一类, Zn、Cd、As、Pb 聚为另一类。Cr 与 Ni 分类距离最近, 这与相关分析中 Cr 与 Ni 分析结果相类似。Zn、Cd、As、Pb 具有相似的变化规律, 与相关性分析中 Cd、As、Pb 存在显著相关性的结论类似, 即受到相同因素的影响, 有相似的污染来源。

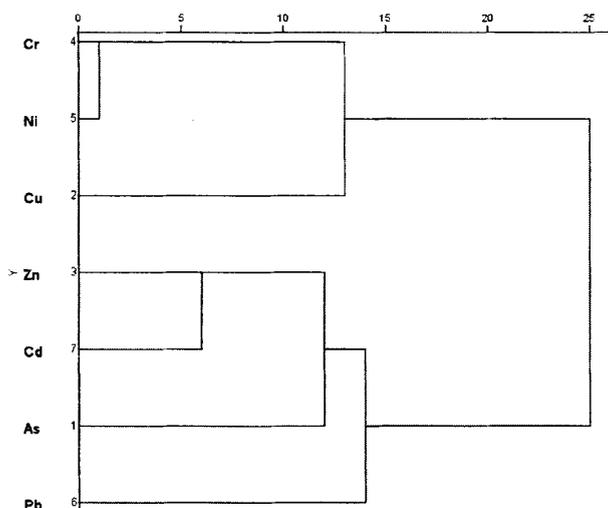


图 3-1 海河流域水库沉积物重金属含量聚类分析

Fig.3-1 Dendrogram showing clustering of heavy metals in reservoir sediments of Haihe River Basin

3.2.3 主成分分析

对海河流域典型水库沉积物重金属含量进行主成分分析，用 Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) 和 Bartlett 球形检验 PCA 的有效性。KMO 和 Bartlett 检验对所有沉积物重金属数据的检验结果为 0.689 和 21 ($p < 0.01$)，表明 PCA 在数据降维方面是有效的。用 SPSS 软件分别对 7 种重金属元素的特征值进行计算，根据特征值（通常大于 1）及方差贡献率的大小，确定选取主成分的个数（表 3-3）。第 1、第 2 主成分的特征值均大于 1，分别为 3.763、1.992，方差累积贡献率为 82.217%，原则上累积方差贡献率超过 80%即满足分析精度要求（刘德林和刘贤赵，2006）。运用 SPSS 软件求出主成分载荷（表 3-4）。可以看出，Cd、Pb、As、Zn、Cu 在第 1 主成分有较高的载荷，表明上述 5 种元素在水库沉积物占优势，有着相似的来源（王赵明，2014）。Ni、Cr 在第 2 主成分有较高的载荷，并且载荷值十分接近，这与相关分析、聚类分析的结果相类似，表明 Ni 和 Cr 的来源几乎完全相同。

表 3-3 各成分特征值

Tab.3-3 Characteristic values of components

成份	初始特征值			旋转平方和载入		
	特征值	贡献率%	累积贡献率%	特征值	贡献率%	累积贡献率%
1	3.763	53.760	53.760	3.250	46.433	46.433
2	1.992	28.457	82.217	2.505	35.785	82.217
3	0.638	9.119	91.336			
4	0.303	4.333	95.669			
5	0.252	3.600	99.269			
6	0.040	0.569	99.838			
7	0.011	0.162	100.000			

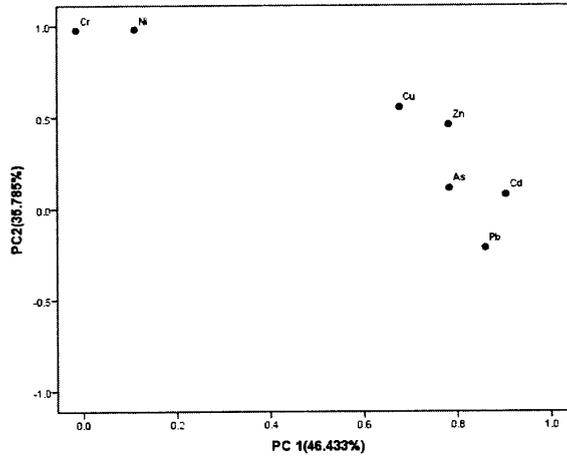


图 3-2 水库沉积物重金属主成分分析图

Tab.3-2 PCA of heavy metals of reservoir sediments in Haihe River Basin

表 3-4 因子载荷矩阵

Tab.3-4 matrix of component loadings

	PC ₁	PC ₂
As	<u>0.783</u>	0.112
Cu	<u>0.676</u>	0.557
Zn	<u>0.782</u>	0.461
Cr	-0.014	<u>0.977</u>
Ni	0.111	<u>0.982</u>
Pb	<u>0.860</u>	-0.216
Cd	<u>0.904</u>	0.077

3.3 水库沉积物重金属污染评价

本节将从单个重金属元素和单座水库两个角度评价海河流域典型水库表层沉积物重金属污染状况，采用地累积指数法、潜在生态风险指数法对水库沉积物重金属（As、Cu、Zn、Cr、Ni、Pb、Cd）的综合污染状况及其潜在生态风险进行了定量评价，进行沉积物重金属生态风险评估研究，以为海河流域水库污染治理和环境保护等提供科学依据。

3.3.1 地累积指数法评价

运用地累积指数法评价海河流域典型水库沉积物重金属污染状况（表 3-6）。可以看出，研究区所有水库 I_{As} 均 <0 ，表明 As 无污染；4 座水库的 $I_{Cu} >0$ ，表明处于轻度污染及以上，其中桃林口与大黑汀水库 $I_{Cu} >1$ ，表明上述 2 座水库沉积物 Cu 属于中度污染；只有 4 座水库 $I_{Zn} >0$ ，且数值很小，表明海河流域水库沉积物 Zn 基本无污染； $I_{Cr} >0$ 的水库有 4 座，其中安各庄水库达 1.46，是唯一的 Cr 处于中等污染的水库；Ni 的污染状况和 Cr 相类似，安各庄水库 Ni 也属于中等污染，进一步表明在海河流域水库中，Ni 与 Cr 有着相似的来源； $I_{Pb} >0$ 的水库为 4 座，其中桃林口水库 I_{Pb} 已接近于 1；有 12 座水库的 $I_{Cd} >0$ ，即处在轻度污染及以上， I_{Cd} 最高的是桃林口水库，为中等污染，西大洋水库的 I_{Cd} 是 0.88，已经非常接近中等污染。

根据各元素地累积指数的平均值大小，总体来看，海河流域典型水库沉积物重金属的污染大小为 $Cd > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > As$ 。

表 3-5 海河流域典型水库沉积物重金属地累积指数

Tab.3-5 I_{geo} of heavy metals of reservoir sediments in Haihe River Basin

水库名称	I_{As}	I_{Cu}	I_{Zn}	I_{Cr}	I_{Ni}	I_{Pb}	I_{Cd}
壶流河水库	-1.02	-1.27	-0.47	-0.93	-1.03	-0.68	0.09
安各庄水库	-1.31	-0.19	-0.14	1.46	1.40	-1.17	-0.45
西大洋水库	-1.25	-1.32	0.05	-2.21	-1.85	-0.10	0.88
王快水库	-2.02	-0.59	-0.32	-1.00	-0.94	-1.37	-0.01
岗南水库	-1.22	-0.88	-0.61	-0.85	-0.74	-0.71	-0.12
黄壁庄水库	-0.75	-0.54	0.09	-1.25	-1.10	0.05	0.64
岳城水库	-0.44	0.17	-0.41	-0.86	-0.58	0.44	0.43
桃林口水库	-0.31	1.51	0.36	0.05	0.29	0.75	1.04
洋河水库	-1.03	-0.40	-0.01	-0.52	-0.81	-0.08	0.60
陡河水库	-1.21	-0.59	-0.79	-0.96	-1.08	-0.31	-0.51

第3章 水库沉积物重金属污染特征

邱庄水库	-2.43	-1.29	-0.82	-1.24	-1.71	-0.53	-0.27
大黑汀水库	-1.14	1.34	0.17	0.56	0.73	-1.46	0.48
潘家口水库	-1.28	-0.48	-0.70	-0.55	-0.89	-0.46	-0.03
庙宫水库	-1.15	-2.10	-1.47	-1.50	-2.45	-0.86	-1.00
闪电河水库	-0.50	0.52	-0.18	0.12	0.06	-0.71	0.37
云州水库	-0.97	-0.98	-0.86	-0.82	-1.11	-0.46	-0.41
官厅水库	-1.39	-1.29	-1.08	-1.08	-1.46	-0.82	-0.45
册田水库	-0.86	-2.04	-1.04	-0.77	-1.29	-0.62	-0.56
东榆林水库	-0.65	-1.68	-0.91	-1.18	-0.84	-0.58	-0.68
镇子梁水库	-0.54	-0.54	-0.04	-0.26	-0.47	-0.23	0.06
郭庄水库	-0.40	-0.66	-0.17	-0.42	-0.59	0.25	0.06
白河堡水库	-1.07	-1.20	-1.22	-0.97	-1.31	-0.94	0.06
十三陵水库	-1.18	-1.02	-1.34	-0.95	-1.12	-0.79	0.21
怀柔水库	-0.30	-0.77	-1.17	-0.83	-0.76	-0.83	-0.14
于桥水库	-0.53	-1.19	-0.84	-0.92	-0.93	-0.64	-0.57
平均值	-1.00	-0.70	-0.56	-0.71	-0.82	-0.51	-0.01

3.3.2 潜在生态风险指数法评价

根据 Hakanson 潜在生态风险指数法评价重金属潜在生态风险系数（表 3-6），可以看出，海河流域典型水库沉积物重金属的污染程度为 $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ ，Cd 的生态风险系数在 7 种元素中最高。Cd 的 E_f^j 平均值为 47.50，属于中等危害等级，超过半数水库 Cd 的 E_f^j 值 > 40 ，表明海河流域水库沉积物 Cd 超标的现象普遍存在。桃林口、西大洋水库 Cd 的 E_f^j 值最高，分别为 92.39、82.98，均达到“强”危害程度，黄壁庄、洋河、大黑汀、岳城水库 Cd 的 E_f^j 值也较高，原因是上述水库均距离矿区较近，矿山开采导致矿山流域内土壤和水体沉积物中 Cd 含量增加（王广林等, 2005；王友保等, 2005），而上述水库均是重要的饮用水或灌溉水来源地，因而需要特别加以保护。

重金属元素 As、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn 的 E_f^j 值均小于 40，按照表 1-2 的生态风险等级划分标准，均属于“轻微”等级，表明总体上在海河流域典型水库沉积物中，上述 6 种重金属的潜在风险状况还比较乐观。然而，对于有些水库的个别元素也要引起警觉，例如郭庄水库的 Pb、桃林口、大黑汀水库的 Cu、安各庄水库的 Ni，它们的 E_f^j 值已接近 40，接近“中等”污染等级。

表 3-6 水库沉积物重金属生态风险系数 (E_r^i)

Tab.3-6 Ecological risk coefficients (E_r^i) of heavy metals in the reservoir sediments

水库名称	As	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
壶流水库	7.41	3.10	1.08	1.58	3.68	4.67	47.87
安各庄水库	6.06	6.59	1.36	8.25	19.86	3.34	33.02
西大洋水库	6.31	3.01	1.55	0.65	2.08	7.00	82.98
王快水库	3.70	4.97	1.20	1.50	3.91	2.90	44.68
岗南水库	6.43	4.07	0.98	1.66	4.48	4.58	41.49
黄壁庄水库	8.92	5.16	1.59	1.26	3.51	7.77	70.21
岳城水库	11.07	8.42	1.13	1.66	5.00	10.15	60.64
桃林口水库	12.11	21.41	1.93	3.11	9.19	12.60	92.39
洋河水库	7.35	5.68	1.49	2.09	4.29	7.08	68.31
陡河水库	6.47	4.99	0.87	1.54	3.56	6.05	31.58
邱庄水库	2.79	3.07	0.85	1.27	2.30	5.20	37.41
大黑汀水库	6.81	18.98	1.69	4.43	12.45	2.72	62.69
潘家口水库	6.16	5.39	0.92	2.05	4.03	5.44	44.07
庙宫水库	6.76	1.76	0.54	1.06	1.37	4.13	22.51
闪电河水库	10.60	10.78	1.32	3.25	7.80	4.59	58.32
云州水库	7.65	3.81	0.83	1.70	3.48	5.46	33.92
官厅水库	5.71	3.07	0.71	1.42	2.72	4.25	32.83
册田水库	8.28	1.82	0.73	1.76	3.06	4.87	30.47
东榆林水库	9.53	2.34	0.80	1.50	4.20	15.84	28.13
镇子梁水库	10.34	5.15	1.46	3.80	5.42	19.76	46.88
郭庄水库	11.38	4.75	1.33	1.78	4.99	28.16	46.88
白河堡水库	7.17	3.27	0.64	1.53	3.03	3.90	47.00
十三陵水库	6.61	3.70	0.59	1.56	3.46	4.34	52.16
怀柔水库	10.21	4.41	0.66	1.69	4.44	4.23	40.87
于桥水库	10.38	3.29	0.84	1.58	3.93	4.83	30.29
平均值	7.85	5.72	1.08	2.15	5.05	7.35	47.50

3.3.3 两种评价方法的比较

地累积指数法与潜在生态风险指数法的计算公式虽然都考虑了重金属元素的实测值、背景值，但由于计算公式的不同以及两种方法的分级标准不一样，地累

积指数法将风险等级分为7级，潜在生态风险指数法将风险等级分为5级，因此对污染等级的评价结果也不完全一样。地累积指数法对海河流域水库沉积物重金属的污染等级的评价结果为 $Cd > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > As$ ；潜在生态风险指数法的评价结果是 $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ 。Cd 的污染等级在两种评价方法中均为最高，前者评价出海河流域12座水库 Cd 处在轻度污染及以上，1座为中等污染；后者得出16座水库 Cd 属于中等污染，2座位“强”等级污染。因此，对于 Cd 的评价，两种方法趋于一致，都表明了海河流域沉积物 Cd 的污染较为严重。

两种方法评价结果的不同主要表现在对 As、Zn 元素的评价。地累积指数法表明 As 在海河流域水库中无污染，而潜在生态风险指数法表明 As 均为轻微污染。然而25座水库中，有8座水库 As 含量超出背景值，况且 As 的毒性系数在7种重金属中位列第二，因此说海河流域 As 无污染显然不太准确。Zn 的污染等级在第一种方法中位列第三，在第二种方法中位列最后，两种方法的差别较大。究其原因，Zn 的毒性系数最小，仅为1，计算出的潜在生态风险指数最小，污染等级最低。因此，对于海河流域水库沉积物重金属的污染等级评价，潜在生态风险指数法更加全面、准确。

3.4 水库沉积物重金属空间分布特征

海河流域区域面积大，研究区水库涉及河北、山西、北京、天津，同一元素在上述四省市的背景值不同，又由于不同水库所面临的环境状况不尽相同，因此水库沉积物重金属在海河流域空间上具有分异性特征，即同一元素在不同水库沉积物的富集程度不同，表现出不同的潜在生态风险系数（图3-3）。1）As 总体的潜在生态风险系数不高，处在“轻微”污染等级，有些水库甚至无污染。桃林口、岳城、闪电河水库 As 含量较高，是由于周边有火电厂，煤燃烧释放的 As_2O_3 随灰尘沉降到水库沉积物中（王萍等，2010）。2）Cu、Zn 的潜在生态风险系数相对较高的水库有桃林口水库、大黑汀水库，上述两座水库所在的河北迁西县、青龙县境内铜矿资源丰富，铜矿开采与冶炼是水库沉积物 Cu 污染的来源。而 Cu、Zn 在矿产中容易伴生，因此矿物开采也是 Zn 污染的来源。3）Cr、Ni 在海河流域水库沉积物中的分布趋势基本一致，由文章4.2部分的统计学分析可知，Cr 与 Ni 有着相似的污染来源。安各庄水库 Cr、Ni 含量均为最高，可能是与周边含 Cr、Ni 的矿产资源开发有关。桃林口水库 Cr、Ni 含量也较高。4）接近半数的水库 Pb 超标，这是因为研究区内水库大多具有养殖功能，而捕鱼过程中的机动船燃油泄漏和尾气排放、船身所涂防腐材料被认为是 Pb 的重要来源（Singh and Turner, 2009）。桃林口、岳城水库沉积物 Pb 含量高除了与捕鱼机动船有关外，另外的可能原因是上述水库距离煤炭矿区较近，水库周边有运煤大货车经过，机动车尾气

排放导致 Pb 含量升高的因素较明显 (朱伟等, 2007)。Cd 的空间分布特征前文已有分析, 不再赘述。

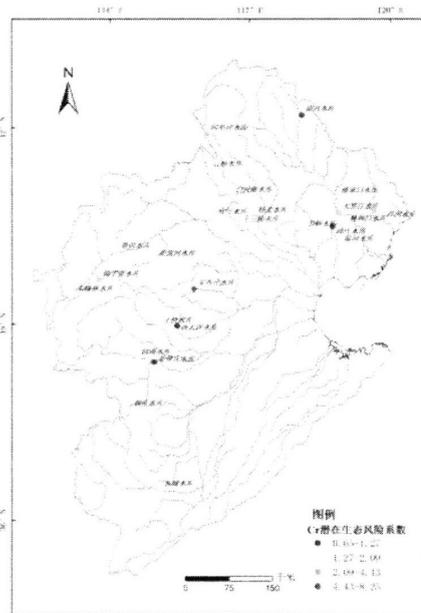
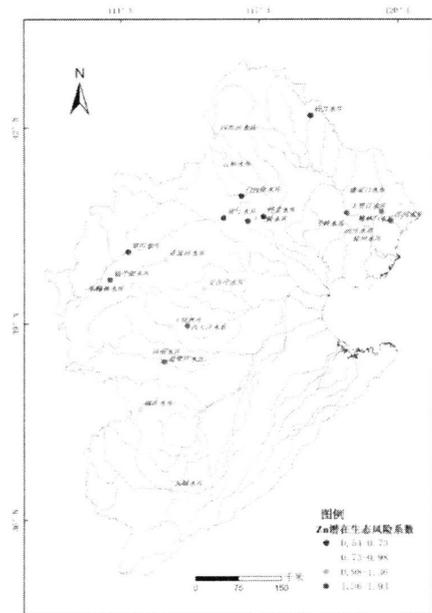
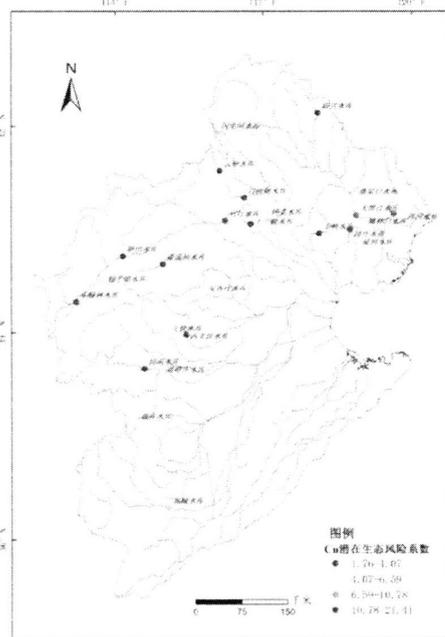
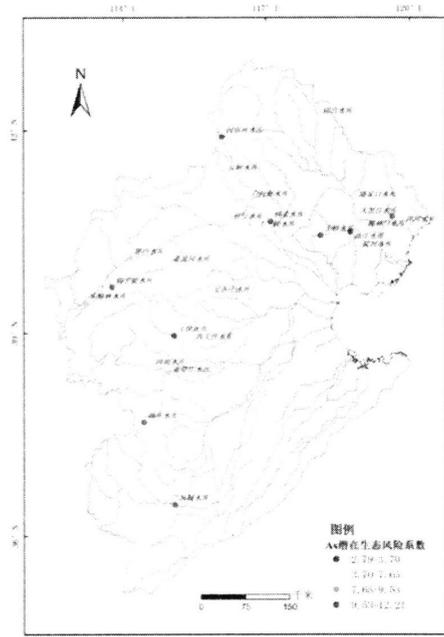




图 3-3 水库沉积物重金属潜在生态风险指数分布图

Fig.3-3 E_p^j of heavy metals of reservoir sediments in Haihe River Basin

3.5 水库与上下游河流重金属比较

为了对比分析水库与上、下游河流沉积物重金属生态风险的异同，对所有水库和上、下游河流沉积物样点(河流沉积物样点没有测 As)的重金属潜在生态风险指数(E_p^j)分别求平均值(图 3-4)。结果表明：1)河流沉积物 Cd、Cu 风险

系数均高于水库沉积物。Cd 的毒性响应系数是 Cu 的 6 倍，Cd 的污染问题理应需要更多的重视。研究区水库沉积物 Cd 的平均污染等级为“中等”强度，上、下游河流为“强”，污染程度比水库严重。这表明在海河流域河流沉积物 Cd 整体污染的背景下，水库沉积物 Cd 污染可能会进一步加剧；上、下游河流 Cd 的标准偏差大，表明不同河流样点的 Cd 含量有较大差异，原因是：一方面污染源的类型有区别，Cd 来源采掘业、金属冶炼和其他工业，而不同行业的区域分布、排放标准存在差异；另一方面污染源的排放强度也有差异，体现在污染企业的大小、分布的数量和环境执法严厉与否等；2) 上游河流沉积物 Cd、Pb、Cu、Ni 的生态风险高于水库，因此有可能给水库带来进一步的污染风险；3) Cr、Zn 的毒性系数较小，其生态风险在上、下游河流与水库沉积物没有显著差异，说明水库与河流受到的污染强度类似；而且 Cr 和 Zn 的标准偏差较小，说明在整个流域它们的污染来源和强度相似。

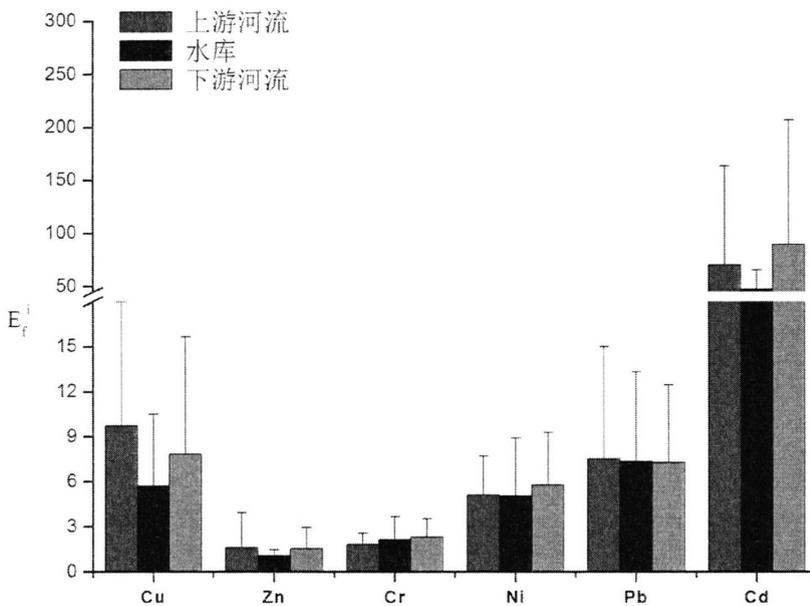


图 3-4 水库和河流沉积物重金属潜在生态风险 (E_r^i) 比较

Fig.3-4 Comparison of potential ecological risk(E_r^i) between the reservoir and river sediments.

3.6 小结

本章对海河流域水库及其上下游河流沉积物重金属污染特征进行了描述、统计分析和评价，得到了如下结论：

1) 重金属含量方面，海河流域 25 座典型水库沉积物中，7 种重金属元素均

有超标的现象发生,有8座水库沉积物的As、10座水库的Cu、12座水库的Zn、7座水库的Cr、5座水库的Ni、11座水库的Pb、22座水库的Cd超过了背景值,Cd超标的现象最为普遍。无一座水库7种重金属元素均不超标,桃林口水库7种重金属均有超标,其中As、Cu、Zn、Pb、Cd含量均位列第一,反映出该水库沉积物重金属处在较高的富集水平。海河流域典型水库重金属元素的变异系数均大于30%,表明沉积物重金属分布在水库间具有较强的空间变异性。

2) 利用地累积指数法和潜在生态风险指数法,对水库沉积物重金属污染等级进行评价。评价结果分别为 $Cd > Pb > Zn > Cu > Cr > Ni > As$ 与 $Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn$ 。两种评价方法的结果都表明,Cd的污染等级最高。以潜在生态指数法评价结果为例,Cd的 E_f^j 平均值为47.50,属于中等危害等级,超过半数水库Cd的 E_f^j 值 >40 。桃林口、西大洋水库Cd的 E_f^j 值最高,分别为92.39、82.98,均达到“强”危害程度,黄壁庄、洋河、大黑汀、岳城水库Cd的 E_f^j 值也较高。元素As、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn的 E_f^j 值均小于40,均属于“轻微”污染等级。对比两种评价方法发现,潜在生态风险指数法由于考虑了不同重金属的生物毒性,评价海河流域典型水库重金属污染等级更加全面、准确。

3) 水库与上、下游河流沉积物重金属潜在生态风险对比分析表明,上、下游河流沉积物Cd、Cu风险系数均高于水库沉积物,尤其是Cd,水库沉积物Cd的平均污染等级为“中等”强度,河流沉积物为“强”,污染强度高于水库。上游河流沉积物Pb、Ni的生态风险也高于水库,有可能给水库带来进一步的污染风险。Cr、Zn生态风险在上、下游河流与水库沉积物没有显著差异,Cr和Zn的标准偏差较小,说明在整个流域它们的污染来源和强度相似。

此页不缺内容

第4章 水库水质状况分析

4.1 水库水质基本统计特征

为了反映海河流域水库水质的基本特征,选取 pH、DO(溶解氧)、电导率(EC)、chl_a (叶绿素 a)、NH₄⁺-N (氨氮)、TN (总氮)、TP (总磷)、COD (化学需氧量) 指标对海河流域典型水库水体进行测定(表 4-1)。应用 SPSS19.0 软件非参数检验中的单样本 Kolmogorov-Smirnov 检验,将各水质指标作为检验变量,检验分布设为常规,检验结果表明,各水质指标的双侧渐近显著性均大于 0.05,通过显著性检验,符合正态分布特征。

海河流域 25 座水库水体 pH 值为 6.79~8.81,平均值 7.77,呈弱碱性,变异系数为 7.16%,波动较小。镇子梁、壶流河水库的 pH 值较高,分别为 8.81、8.69。

DO 指空气中的分子态氧溶解在水中,是衡量水体自净能力的一个指标。25 座水库 DO 的质量浓度为 3.69~14.35 mg/L,平均值 9.46 mg/L,变异系数 23.82%。邱庄水库水体 DO 含量最低。

EC 是反映水中溶解盐含量的指标,25 座水库 EC 值为 366~2407 μs/m,平均值是 665 μs/m。变异系数为 63.93%,说明海河流域不同水库 EC 值差异较大。册田水库 EC 最高。

Chl_a 是植物光合作用中的重要光和色素,是衡量湖泊富营养化程度的重要指标之一,通过测定 Chl_a,可估算水体初级生产力。25 座水库 Chl_a 的质量浓度为 1.0~62.1 μg/L,平均值为 13.0 μg/L,变异系数为 122.88%,变异系数较大。

NH₄⁺-N 是指水中游离态氨(NH₃-N)和离子态氨(NH₄⁺)形式存在的氨。25 座水库 NH₄⁺-N 的平均质量浓度为 0.25 mg/L,郭庄水库最高,达 2.65 mg/L,超过劣 V 类水标准。NH₄⁺-N 变异系数为 204.06%,变异系数很大,表明海河流域水体 NH₄⁺-N 在不同水库间有很强的空间变异性。

TN 是水中各种形态无机氮和有机氮的总量,氮是水生生物体内的重要组成元素,氮的含量增加,会促进水中生物量的迅速增加,消耗溶解氧,使得水质恶化,出现富营养化。25 座水库 TN 平均质量浓度为 4.52 mg/L,是地表水 V 类标准(表 5-2,下同)的 2.26 倍,变异系数 39.47%。最高的是郭庄水库,达到 10.30 mg/L,是地表水 V 类标准的 5.15 倍,最低的岳城水库为 1.80mg/L,超过地表水 IV 标准。

TP 也是评价湖泊富营养化的重要指标之一,磷既是生物生长的必需元素又是限制性元素,水体中磷的含量增加,对藻类的限制性作用消失,导致藻类的大量生长,出现富营养化。25 座水库 TP 的平均质量浓度为 2.12 mg/L,是地表水中湖、库 V 类水标准的 10 倍。除岳城、西大洋、安各庄、东榆林水库 TP 超过地表水 IV 标准,其余水库其余水库均超过地表水 V 类标准。

COD 反映了水中还原性物质的污染程度。水中还原性物质包括有机物和还原性无机物，还原性无机物主要有亚硝酸盐、硫化物、亚铁盐等。25 座水库 COD 的质量浓度为 10~78 mg/L，平均值 32 mg/L，属于地表水 V 类标准。变异系数 57.46%，变异系数较大。最低的西大洋水库、王快水库，属于地表水 I 类标准，最高的十三陵水库，是地表水 V 类标准的 2 倍。

表 4-1 海河流域典型水库水体指标测出值

Tab.4-1 Values of the selected reservoirs water in Haihe River Basin.

水库	pH	DO	EC	Chla	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	COD
岗南水库	8.31	7.07	544	1.0	0.05	4.70	1.00	35
西大洋水库	7.58	8.64	474	1.3	0.06	4.60	0.15	10
洋河水库	6.79	9.54	424	1.7	0.19	5.60	3.14	15
大黑汀水库	7.42	7.97	594	2.0	0.17	3.90	5.00	32
怀柔水库	7.53	14.35	366	2.1	0.07	2.90	1.78	20
于桥水库	7.09	9.38	566	2.3	0.11	5.60	5.00	70
十三陵水库	7.72	8.16	520	2.5	0.28	2.90	2.35	78
桃林口水库	6.94	11.00	453	3.9	0.28	2.20	5.00	23
潘家口水库	7.71	10.64	544	4.4	0.06	4.00	4.45	47
王快水库	7.48	11.06	403	5.2	0.07	4.50	0.22	12
闪电河水库	7.31	7.19	424	6.3	0.05	2.40	5.21	36
郭庄水库	7.83	7.66	623	6.6	2.65	10.30	0.39	15
黄壁庄水库	8.01	12.75	845	6.8	0.10	4.30	1.65	23
官厅水库	7.77	9.72	1437	6.9	0.03	2.30	2.09	68
岳城水库	8.38	8.30	586	8.1	0.07	1.80	0.14	17
陡河水库	7.61	9.13	555	8.4	0.27	4.70	1.77	37
安各庄水库	8.61	7.85	492	11.4	0.06	5.50	0.18	21
白河堡水库	7.68	11.74	399	16.4	0.05	7.10	3.87	56
庙宫水库	7.52	10.20	633	17.8	0.42	5.90	4.06	25
东榆林水库	8.47	8.58	691	18.3	0.54	5.20	0.20	17
云州水库	7.48	9.93	404	18.4	0.04	4.80	4.02	33
邱庄水库	7.14	3.69	586	22.1	0.35	3.80	2.15	59
镇子梁水库	8.81	7.62	793	34.2	0.14	5.40	0.24	26
册田水库	8.39	12.25	2407	55.7	0.13	5.00	1.59	58
壶流河水库	8.69	12.06	851	62.1	0.09	3.60	0.39	17
平均值	7.77	9.46	665	13.0	0.25	4.52	2.24	34
标准差	0.56	2.26	425	16.0	0.52	1.78	1.84	20
变异系数%	7.16	23.82	63.93	122.88	204.06	39.47	82.16	59.01

注：EC 的单位是 $\mu\text{s}/\text{m}$ ，Chla 的单位为 $\mu\text{g}/\text{L}$ ，其余指标单位为 mg/L 。

第 4 章 水库水质状况分析

表 4-2 GB3838-2002 地表水环境质量标准基本项目标准限值(部分)

Tab. 4-2 Part limits of standard of surface water environment quality (mg/L)

项目	I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类
pH 值 (无量纲)	6--9				
溶解氧 ≥	7.5	6	5	3	2
化需氧量(COD) ≤	15	15	20	30	40
氨氮 (NH ₃ -N) ≤	0.15	0.5	1.0	1.5	2.0
	0.02	0.1	0.2	0.3	0.4
总磷 (以 P 计) ≤	湖、库 0.01	湖、库 0.025	湖、库 0.05	湖、库 0.1	湖、库 0.2
总氮 (湖、库以 N 计) ≤	0.2	0.5	1.0	1.5	2.0

对 7 项水质指标进行 person 相关分析, 相关系数如表 4-3 所示。可以看出, 部分水质指标具有明显的相关性, TN 和 NH₄⁺-N 的相关系数是 0.676, Chla 和 EC 的相关系数为 0.603, Chla 和 pH 值的相关系数为 0.550, 均通过了 0.01 显著性水平检验; pH 和 TP 的相关系数为-0.683, 达到了 0.01 的显著相关水平, 表明两者之间呈显著负相关。然而其他指标之间则没有显著的相关关系, 可见需要综合各水质指标, 才能全面、准确评价海河流域典型水库的水质污染特征。

表 4-3 水质指标相关性分析

Tab.4-3 Correlation analysis of water quality indicators

	pH	DO	EC	Chla	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	COD
pH	1							
DO	0.029	1						
EC	0.383	0.217	1					
Chla	0.550**	0.182	0.603**	1				
NH ₄ ⁺ -N	-0.006	-0.227	-0.028	-0.063	1			
TN	0.083	-0.073	-0.027	0.075	0.676**	1		
TP	-0.683**	0.006	-0.137	-0.287	-0.169	-0.258	1	
COD	-0.079	-0.149	0.377	0.090	-0.183	-0.217	0.225	1

*P≤0.05; **P≤0.01

4.2 水库水质综合评价

4.2.1 评价计算过程

运用主成分分析法对海河流域 25 座典型水库水质进行综合评价。根据表 的水质数据，对原始数据进行标准化处理（表 4-4）。用 SPSS 软件分别对 8 个评价指标的特征值进行计算，根据特征值及方差贡献率的大小，确定选取主成分的个数（表 4-5）。可以看出，第 1、第 2、第 3、第 4 主成分的特征值均大于 1，分别为 2.425、1.952、1.306、1.037，方差累积贡献率为 83.978%。因此表明，前四个主成分已经能够反映原始指标所提供的绝大部分信息，可利用它们对海河流域水库水质状况进行综合评价。

应用 SPSS 求出主成分载荷（表 4-6）。可以看出 EC 和 Chla 在第 1 主成分有较高的载荷；pH、TP、COD 在第 2 主成分有较高的载荷，其中 TP 的载荷为负值，表明成 pH 在第 2 主成分上呈负相关； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN 在第三主成分有较大载荷；DO 在第 4 主成分有较高载荷。

表 4-4 水库水质数据标准化值

Tab.4-4 Standardized values of water quality of reservoirs

水库名称	Z_{pH}	Z_{DO}	Z_{EC}	Z_{Chl}	$Z_{\text{NH}_3\text{-N}}$	Z_{TN}	Z_{TP}	Z_{COD}
岗南水库	0.968	-1.060	-0.284	-0.751	-0.393	0.101	-0.674	0.050
西大洋水库	-0.343	-0.364	-0.449	-0.733	-0.374	0.045	-1.136	-1.196
洋河水库	-1.762	0.036	-0.566	-0.708	-0.122	0.605	0.488	-0.947
大黑汀水库	-0.630	-0.661	-0.166	-0.689	-0.161	-0.348	1.498	-0.100
怀柔水库	-0.433	2.171	-0.703	-0.683	-0.355	-0.908	-0.251	-0.698
于桥水库	-1.223	-0.035	-0.232	-0.670	-0.277	0.605	1.498	1.794
十三陵水库	-0.091	-0.577	-0.340	-0.658	0.052	-0.908	0.059	2.193
桃林口水库	-1.492	0.684	-0.498	-0.570	0.052	-1.300	1.498	-0.548
潘家口水库	-0.109	0.524	-0.284	-0.539	-0.374	-0.291	1.199	0.648
王快水库	-0.522	0.710	-0.616	-0.489	-0.355	-0.011	-1.098	-1.096
闪电河水库	-0.828	-1.007	-0.566	-0.421	-0.393	-1.188	1.612	0.100
郭庄水库	0.106	-0.799	-0.098	-0.402	4.639	3.240	-1.005	-0.947
黄壁庄水库	0.430	1.461	0.425	-0.389	-0.297	-0.123	-0.321	-0.548
官厅水库	-0.001	0.116	1.818	-0.383	-0.432	-1.244	-0.082	1.695
岳城水库	1.094	-0.514	-0.185	-0.308	-0.355	-1.525	-1.141	-0.847
陡河水库	-0.289	-0.146	-0.258	-0.289	0.033	0.101	-0.256	0.150
安各庄水库	1.507	-0.714	-0.406	-0.102	-0.374	0.549	-1.119	-0.648

第 4 章 水库水质状况分析

白河堡水库	-0.163	1.012	-0.625	0.210	-0.393	1.446	0.884	1.096
庙宫水库	-0.450	0.329	-0.074	0.297	0.323	0.773	0.987	-0.449
东榆林水库	1.256	-0.390	0.062	0.329	0.555	0.381	-1.109	-0.847
云州水库	-0.522	0.209	-0.613	0.335	-0.413	0.157	0.966	-0.050
邱庄水库	-1.133	-2.561	-0.185	0.566	0.187	-0.404	-0.050	1.246
镇子梁水库	1.866	-0.816	0.302	1.321	-0.219	0.493	-1.087	-0.399
册田水库	1.112	1.239	4.101	2.663	-0.238	0.269	-0.354	1.196
壶流河水库	1.651	1.154	0.439	3.063	-0.316	-0.516	-1.005	-0.847

表 4-5 各成分特征值

Tab. 4-5 Characteristic values of components

成分	初始特征值			旋转平方和载入		
	特征值	贡献率 (%)	累积贡献率 (%)	特征值	贡献率 (%)	累积贡献率 (%)
1	2.425	30.306	30.306	1.950	24.375	24.375
2	1.952	24.394	54.700	1.940	24.245	48.620
3	1.306	16.321	71.022	1.715	21.432	70.052
4	1.037	12.956	83.978	1.114	13.926	83.978
5	.467	5.833	89.811			
6	.397	4.961	94.771			
7	.225	2.809	97.580			
8	.194	2.420	100.000			

表 4-6 因子载荷矩阵

Tab. 4-6 matrix of component loadings

	主成分			
	1	2	3	4
pH	0.480	-0.777	-0.032	-0.057
DO	0.177	0.062	-0.112	0.940
EC	0.901	-0.028	-0.006	0.077
Chla	0.777	-0.320	0.013	0.167
NH ₃ -N	-0.065	-0.077	0.905	-0.143
TN	0.044	-0.061	0.915	0.032
TP	-0.131	0.893	-0.121	0.100
COD	0.498	0.648	-0.175	-0.403

4.2.2 水质综合评价

根据主成分分析法的计算步骤，可以得出第 1、第 2、第 3、第 4 主成分的表达式。

$$F_1 = 0.164Z_{pH} + 0.056Z_{EC} + \dots + 0.031Z_{TP} + 0.364Z_{COD}$$

$$F_2 = -0.388Z_{pH} + 0.100Z_{EC} + \dots + 0.482Z_{TP} + 0.387Z_{COD}$$

$$F_3 = -0.093Z_{pH} + 0.029Z_{EC} + \dots + 0.037Z_{TP} - 0.032Z_{COD}$$

$$F_4 = -0.123Z_{pH} + 0.851Z_{EC} + \dots + 0.141Z_{TP} - 0.370Z_{COD}$$

以各主成分的方差贡献率 a_1 、 a_2 、 a_3 、 a_4 为权重，得出综合评价函数：

$$F = a_1 * F_1 + a_2 * F_2 + a_3 * F_3 + a_4 * F_4$$

根据综合评价函数，计算出各个水库的水质污染的综合得分（表 4-7）。

表4-7 水库水质综合评价结果

Tab.4-7 comprehensive evaluation results of reservoirs water quality

水库	第 1 主成分	第 2 主成分	第 3 主成分	第 4 主成分	综合评价	综合得分
	得分	得分	得分	得分	得分	排名
册田水库	3.692	0.232	0.201	0.848	1.117	1
郭庄水库	-0.309	-0.434	4.247	-0.457	0.666	2
白河堡水库	0.326	1.041	0.620	0.773	0.573	3
于桥水库	0.170	1.949	0.272	-0.328	0.527	4
庙宫水库	-0.053	0.565	0.716	0.728	0.379	5
官厅水库	1.267	0.713	-0.901	-0.629	0.201	6
潘家口水库	-0.083	0.888	-0.345	0.318	0.165	7
云州水库	-0.229	0.575	-0.063	0.452	0.133	8
洋河水库	-1.119	0.594	0.439	0.648	0.056	9
桃林口水库	-0.907	1.037	-0.516	0.974	0.055	10
黄壁庄水库	-0.012	-0.342	-0.208	1.325	0.054	11
壶流河水库	1.325	-1.570	-0.478	1.235	0.012	12
大黑汀水库	-0.497	0.855	-0.212	-0.337	-0.006	13
陡河水库	-0.236	0.036	0.060	-0.208	-0.065	14
十三陵水库	0.277	0.790	-0.598	-1.452	-0.071	15
怀柔水库	-0.880	-0.127	-0.642	1.963	-0.109	16
邱庄水库	0.223	0.557	-0.132	-2.507	-0.188	17
闪电河水库	-0.628	0.884	-0.818	-0.722	-0.214	18

第 4 章 水库水质状况分析

东榆林水库	0.030	-1.344	0.382	-0.287	-0.277	19
镇子梁水库	0.759	-1.515	-0.010	-0.728	-0.286	20
王快水库	-0.970	-0.728	-0.179	0.872	-0.330	21
岗南水库	-0.324	-0.776	-0.338	-1.186	-0.505	22
西大洋水库	-1.045	-0.924	-0.202	-0.045	-0.528	23
安各庄水库	-0.267	-1.453	-0.096	-0.657	-0.530	24
岳城水库	-0.511	-1.502	-1.199	-0.591	-0.828	25

由于综合评价得分越高，说明水质污染越严重；得分越低，水质则越好（王晓鹏, 2000; 张国珍等, 2014）。由此可以得出：

1) 水质状况位居后 5 位的水库是：册田、郭庄、白河堡、于桥、庙宫水库。上述水库中，中型水库有 2 座，占中型水库数量的三分之一，加上库容在大 II 型水库中排名靠后的庙宫水库，一共有 3 座，表明中型水库受水库库容的限制，自净能力较差，受到污染后，水质不易恢复。

2) 水质状况位居前五位的水库是：王快、西大洋、岗南、安各庄、岳城水库。这五座水库均为重要的城市供水水源地，分别供给石家庄、保定、邯郸、安阳等城市用水，同时也是北京市的应急用水来源地。

3) 潘家口水库是“引滦入津”的重要工程之一，承担着向天津、唐山供水的任务。潘家口水库水质不容乐观，排名倒数第 7 位。水库约二分之一的水面承包给各家各户网箱养殖，过量地投放饵料和化肥造成水中氮、磷等元素超标严重（柴增凯等, 2013）。

4) 从评价结果中还可以看出，位于滦河流域的潘家口、桃林口、洋河、陡河、大黑汀水库，整体水质排名都不高。相比如排名前 5 位的海河流域南部诸座水库，海河流域北部地区水库水质有待提高。

4.3 水库富营养化评价

本研究在水库水质指标中，选取 DO、Chla、 $\text{NH}_3^+\text{-N}$ 、TN、TP、COD 等 6 个与水体富营养化密切相关的指标，根据对数型幂函数指数公式计算海河流域典型水库水体富营养化评价综合指数，结果如表 4-8 所示：

1) 总体来看，海河流域水库富营养化程度较为严重。25 座水库的 EI 值为 31.72~56.83，平均值 46.45，属于富营养。除了西大洋、岳城、岗南、王快、安各庄等 5 座水库为中营养外，其余 20 座水库均为富营养，其中庙宫、册田水库已接近重度富营养。25 座水库 EI 值的变异系数为 13%，变异系数小，表明海河流域典型水库普遍程度上都是富营养化，空间差异性不大。

2) 水库富营养化与水库库容、功能关系密切。EI 指数较高的几座水库，均

是库容相对较小的水库，无大 I 型水库。如庙宫、册田、郭庄、云州、邱庄等水库，库容在 0.22-5.8 亿 m³ 之间，平均库容仅为 2.18 亿 m³；EI 指数最低的五座水库，除安各庄水库为大 II 型外，其余均是大 I 型。原因一方面是库容较小的水库由于水体体量小，水环境承载能力有限，入库径流小，水库泄水少，水库水体更新速度慢，水库一旦出现富营养化短时间内很难改善；大型水库水体体量大，水环境承载能力强，入库径流多，水库泄水快，水体更新速度快。另一方面是这些大型水库同时也是重要的饮用水水源地，水环境受到了较好保护，流域内氮磷营养元素的来源得到了有效限制，富营养化程度相对乐观。

3) 部分水源地水库的富营养化状况也需要引起重视。于桥、桃林口、潘家口、陡河、黄壁庄、大黑汀等水库，均是所在地区重要的城市供水来源地，EI 指数较高，均为富营养化状态。除了水库库区氮、磷农业面源污染和工业点源污染原因外，水面养殖也是一个很突出的原因。人工养殖投放的饲料含有丰富的氮磷元素，这些营养元素无疑是加剧水库富营养化的重要原因。

表 4-8 海河流域典型水库 EI 指数及营养状态等级

Tab.4-8 EI index and nutritional status levels of the selected reservoirs in Haihe River Basin

水库名称	EI 指数	营养状态等级
庙宫水库	56.83	富营养
册田水库	56.51	富营养
郭庄水库	51.35	富营养
云州水库	50.90	富营养
陡河水库	50.77	富营养
邱庄水库	50.28	富营养
桃林口水库	49.82	富营养
白河堡水库	49.69	富营养
潘家口水库	49.11	富营养
十三陵水库	48.64	富营养
于桥水库	48.61	富营养
壶流河水库	47.83	富营养
黄壁庄水库	47.80	富营养
大黑汀水库	47.64	富营养
洋河水库	46.45	富营养
东榆林水库	46.44	富营养
闪电河水库	45.93	富营养
镇子梁水库	45.53	富营养

官厅水库	45.24	富营养
怀柔水库	43.42	富营养
安各庄水库	39.37	中营养
王快水库	38.36	中营养
岗南水库	38.27	中营养
岳城水库	34.79	中营养
西大洋水库	31.72	中营养
平均值	46.45	富营养
标准差	6.04	
变异系数%	13	

4.4 水库与其上下游河流富营养化的异同

假设不考虑点源污染的因素，理论上可以认为在短距离内河流的富营养化水平差异不大。水库的存在在一定程度上改变了这一趋势，使得上游河流、水库、下游河流之间富营养化出现了差异化特征。为了比较水库与其上下游河流富营养化特征的异同，从 25 个水库样点，38 个河流样点中，选取具备完整的上游河流、水库、下游河流的点位，共有 16 座水库及其对应的上、下游河流点位。水库与其上、下游河流 EI 指数之间，存在如下特征（图 4-1）。

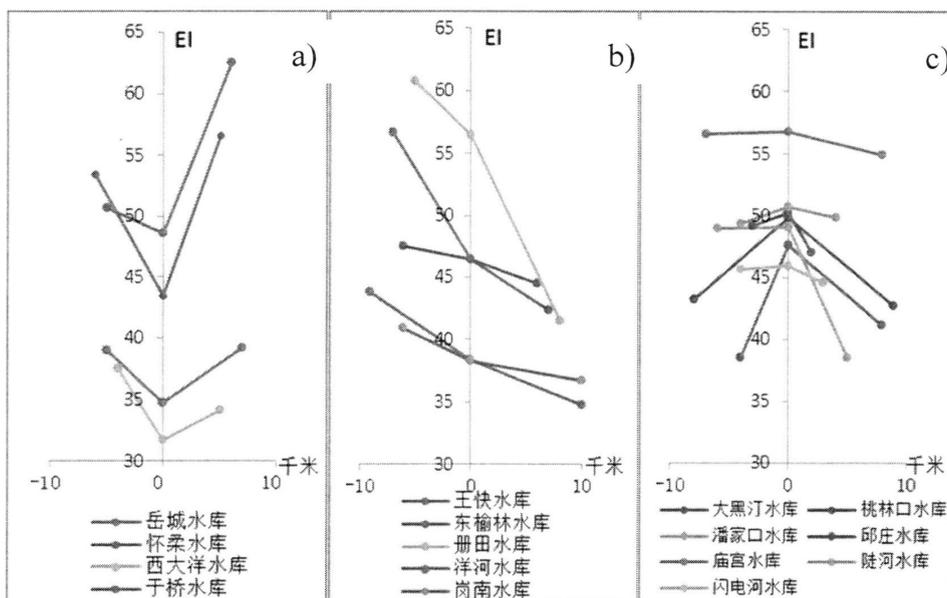


图 4-1 海河流域典型水库与其上下游河流 EI 指数变化趋势

Fig.4-1 EI index trends of selected upstream rivers, reservoirs, downstream rivers in Haihe River Basin

注：纵轴左边的点为水库上游河流，纵轴右边的点为水库下游河流，纵轴上的点为水库。

可以看出,水库与其上下游河流 EI 指数之间,存在三种规律特征。即从上游河流到水库,再到下游河流, EI 指数分别呈现出“V 型”、“依次递减型”、“倒 V 型”。在“V 型”和“倒 V 型”中,水库上、下游河流 EI 指数呈现出一致性,因此本文将重点分析这两种趋势。

1)“V 型”和“依次递减型”趋势(图 4-1 a)与 b))。岳城、怀柔、西大洋、于桥水库,水库的 EI 指数均比其上、下游河流要小,即为“V 型”。这四座水库都是饮用水来源地。岳城水库是邯郸、安阳两市的水源地;西大洋水库是保定市的水源地,同时也是南水北调中线工程向北京供水应急备用水源地;怀柔水库是北京市水源地之一,同时也是京密引水渠的重要组成部分;于桥水库是天津市的水源地。对于重要的水源地水库,水库管理措施较为严格,改变养殖方式是上述水库所采取的共同措施之一。岳城水库取缔网箱养殖,自 2009 年 12 月以来,网箱养殖方式已彻底绝迹。西大洋水库彻底禁止网箱养殖,累积清楚网箱 2 万多只。除改变养殖方式外,于桥水库将 22m 高程以下农家院全部拆除,清理从事旅游服务的船只,拆水上游乐设施,有效减少了生活污水所产生的氮、磷污染。怀柔水库实行封闭式管理,水库岸边安装有 16km 长的防护网,防止非法养殖和其它人为污染。上述措施对保护水库水质、限制水体富营养化起到了积极作用。

册田、王快、岗南、东榆林、洋河水库, EI 指数从水库上游河流到水库,再到水库下游河流依次递减。王快、岗南水库是重要的饮用水源地,受到的保护措施与上述“V 型”水库类似。册田、东榆林水库在山西省,位于永定河上游桑干河上,表明永定河流域富营养化程度较高,桑干河注入官厅水库,有可能加剧官厅水库富营养化风险。

2)“倒 V”型趋势,图 4-1 c)。大黑汀、桃林口、潘家口、邱庄、庙宫、陡河、闪电河水库 EI 指数均比其上、下游河流要小,即为“倒 V”型。邱庄、大黑汀、潘家口水库 EI 指数较高的一个共同原因就是水面网箱养殖。网箱养殖投放的多余饲料和鱼类粪便含有丰富的氮磷元素,对水体的富营养化有主要贡献。在调查走访中我们发现,邱庄水库约 50%-60%的水面遍布网箱,由 100 多户居民分散养殖,数年来杂乱无序,无人管理,水库中还有开设有数家水上酒家,污水直接排入水库中。大黑汀水库所在的迁西县已成为华北地区第二大淡水养殖基地,2011 年全县淡水鱼产量 3.5 万吨,大黑汀水库全部承包给养殖已有 20 余年,水面上有网箱 21000 只以上,鱼粪、饲料在库底沉积至少 4 m 多厚,水面上还不时漂有死鱼。潘家口水库约一半水面分布有 60000 个网箱,各家各户分散养殖。2013 年全年水质较差,水体颜色呈酱红色。

陡河水库是大唐国际陡河发电厂温排水的接纳水体,温排水排入水库中,使得水温升高,增加了水体藻类的生产量,加剧了水库富营养化(鲁光四等, 2001)。

闪电河水库位于闪电河国家湿地公园，景区发展旅游业产生的生活污水和牲畜放牧产生的粪便等是闪电河形成富营养化的可能原因。庙宫水库及其上下游河流（伊逊河）EI 指数都较高，已接近重度富营养化，且相差不大，表明在伊逊河流域北部，富营养化问题尤其突出。在本研究中，桃林口水库富营养化较高，而他人研究表明，桃林口水库尚未达到富营养化级别（王佳等, 2012），与本文研究结果有一定差异。可能的原因是，桃林口水库采样时暴雨刚过，雨后采样对富营养化评价结果有一定的影响（李大海和徐振宇, 2014）。

“倒 V”型水库均位于滦河流域，表明滦河流域水库富营养化在海河流域内最为严重。滦河流域内的潘家口、大黑汀、陡河等水库是“引滦入津”、“引滦入唐”工程重要的水源地，水库水质好坏直接关系到天津、唐山等城市供水安全。大规模水面网箱养殖是造成水库富营养的重要原因之一。为了协调发展渔业与生态环境保护问题，千岛湖（刘其根等, 2010）、东湖（刘建康等, 1998）的经验值得学习借鉴。即转变养殖方式，将以投喂饲料和肥料为主的网箱养殖改变为大水面增殖放流，放养鳙鱼、鲢鱼等滤食类鱼种。鳙鱼、鲢鱼以水体中浮游植物为食，对净化水质，抑制富营养化能起到积极作用（陆开宏和晏维金, 2002；刘家寿和黄永川, 2001）。

4.5 小结

本章根据海河流域典型水库水质采样数据，对水库水质进行综合分析和评价，并对其富营养化状况作评价，得出如下结论。

1) 海河流域水库水体中氮、磷等营养元素含量普遍超标。25 座水库 TN 平均质量浓度为 4.52mg/L，是地表水 V 类标准的 2.26 倍；TP 平均质量浓度为 2.12mg/L，是地表水中湖、库 V 类水标准的 10 倍。

2) 运用主成分分析法对海河流域水库水质进行综合评价，结果表明库容相对较小的中型水库水质状况相对较差，库容较大的重要水源地水库水质状况相对较好，部分水源地水库水质不容乐观。滦河流域水库水质比海河流域其他地区水质相对要差。

3) 运用对数型幂函数指数公式评价海河流域水库富营养化状况。结果表明，海河流域水库富营养化程度总体较为严重。25 座水库的 EI 平均值 46.45，属于富营养。在研究的 25 座水库中，有 20 座水库属于富营养化。水库富营养化与水库库容、功能关系密切。库容相对较小的水库，富营养化程度较高。部分水源地水库的富营养化程度较为严重。

4) 比较水库与其上、下游河流富营养化差异，结果表明，从上游河流到水库，再到下游河流，EI 指数分别呈现出“V 型”、“倒 V 型”、“依次递减型”三种趋势。

“V”型水库主要是水源地水库，“倒V型”水库都分布在滦河流域，水面大面积网箱养殖是形成水库富营养化的主要原因。“依次递减型”水库类型相对多样，永定流域富营养化较为严重。

第5章 结论与展望

5.1 结论

本文通过对海河流域 25 座典型水库沉积物重金属和水质指标分析研究,得到以下结论。

1) 沉积物重金属评价方面。海河流域 25 座典型水库沉积物中,有 7 座水库的 As、8 座水库的 Cu、12 座水库的 Zn、7 座水库的 Cr、5 座水库的 Ni、11 座水库的 Pb、22 座水库的 Cd 超过了背景值,Cd 超标的现象最为普遍。利用地累积指数法和潜在生态风险指数法评价水库沉积物重金属污染等级。评价结果分别为 $Cd>Pb>Zn>Cu>Cr>Ni>As$ 与 $Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn$ 。两种评价方法的结果都表明,Cd 的污染等级最高,Cd 的 E_j^i 平均值为 47.50,属于中等危害等级,超过半数水库 Cd 处在中等危害等级及以上。桃林口、西大洋水库沉积物 Cd 达到“强”危害程度。元素 As、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn 属于轻微污染等级。

2) 水质评价方面。海河流域水库水体中氮、磷等营养元素含量普遍超标。25 座水库 TN 平均质量浓度为 4.52mg/L,是地表水 V 类标准的 2.26 倍;TP 平均质量浓度为 2.12mg/L,是地表水中湖、库 V 类水标准的 10 倍。运用主成分分析法对水库水质进行综合评价,结果表明库容相对较小的中型水库水质相对较差,库容较大的重要水源地水库水质相对较好,部分水源地水库水质不容乐观。滦河流域水库水质比海河流域其他地区水质相对要差。运用对数型幂函数指数公式评价海河流域水库富营养化状况。结果表明,海河流域水库富营养化程度总体较为严重。25 座水库的 EI 平均值 46.45,属于富营养。有 20 座水库属于富营养化。库容相对较小的水库,富营养化程度较高。部分水源地水库的富营养化程度较为严重。

3) 水库与上、下游河流对比分析。上、下游河流沉积物 Cd、Cu 风险系数均高于水库,河流沉积物 Cd 的 E_j^i 平均为“强”污染等级。上游河流沉积物 Pb、Ni 的生态风险也高于水库。Cr、Zn 生态风险在上、下游河流与水库沉积物没有显著差异。从上游河流到水库,再到下游河流,EI 指数分别呈现出“V 型”、“倒 V 型”、“依次递减型”三种趋势。“V”型水库主要是水源地水库,“倒 V 型”水库都分布在滦河流域,水面大面积网箱养殖是形成水库富营养化的主要原因。“依次递减型”水库类型相对多样,永定河流域富营养化较为严重。

5.2 展望

本文对海河流域典型水库沉积物重金属污染和水质状况做出了分析和评价,存在以下不足。

1) 由于研究区域大, 研究的水库数量多, 受人力和物力的限制, 水库水质、沉积物的样本数量还偏少。对于大型水库, 还需要加密样点布设。本文水库只分析了一次采样数据, 缺乏时间上的连续性。因此, 对海河流域典型水库空间和时间上的加密采样与分析, 是今后研究需要加强的一个方面。

2) 水库上、下游河流各只布设了一个样点, 且有些水库上、下游河流点位不全。今后为了更好的探究水库与河流富营养化的关系, 河流样点应该在距离梯度上加密布设。

3) 本文研究水库水环境特征, 只关注了沉积物和水质两个方面。然而, 水库是一个完整的生态系统, 还应包括浮游生物、水生动物、底栖动物等。对水库生态系统的综合研究, 是今后研究的一个重点。

参考文献

- 柴增凯, 周毓彦, 肖伟华, 等. 潘家口水库浮游植物分布特征及其富营养化防治[J]. 水电能源科学, 2013, 31(3): 120-123.
- 陈海鹰. 主成分分析法在东张水库水质污染特征分析与评价的应用[J]. 化学工程与装备, 2011 (9): 249-255.
- 陈利顶, 孙然好, 汲玉河. 海河流域水生态功能分区研究[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- 陈静, 蒋万祥, 王洪凯. 微山湖典型水域营养盐分布及富营养化评价[J]. 中国农学通报, 2011, 27(3): 421-424.
- 陈修康, 张华俊, 顾继光, 等. 惠州市 3 座供水水库沉积物重金属污染特征[J]. 应用生态学报, 2012, 23(5): 1254-1262.
- 杜臣昌, 刘恩峰, 羊向东, 等. 巢湖沉积物重金属富集特征与人为污染评价[J]. 湖泊科学, 2012, 24(1): 59-66..
- 杜乔乔, 颜坤. 基于 PCA 的于桥水库富营养化因子分析[J]. 水资源与水工程学报, 2013, 24(2): 212-214.
- 费宇红, 张兆吉, 陈京生. 人类活动与海河平原水资源关系研究[J]. 地球科学进展, 2004, 19(增): 102-107.
- 富天乙, 邹志红, 王晓静. 基于多元统计和水质标识指数的辽阳太子河水质评价研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(2): 473-480.
- 郭慧光, 闫自申. 滇池富营养化及面源控制问题思考[J]. 环境科学研究, 1999, 12(5): 43-44.
- 胡国成, 许振成, 赵学敏, 等. 高州水库表层沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学研究, 2011, 24(8): 949-957.
- 贾丽艳, 杜强. SPSS 统计分析标准教程[M]. 北京: 人民邮电出版社, 2010.
- 金培坚. 水库水源地水环境容量分析与水质控制研究: [硕士学位论文]. 杭州: 浙江大学, 2009.
- 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- 康明. 石岩水库水质评价与预测研究: [硕士学位论文]. 华北电力大学, 2013.
- 李大海, 徐振宇. 桃林口水库水质变化趋势分析[J]. 水科学与工程学报, 2014 (4): 79-81.
- 李博, 杨持, 林鹏. 生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000.
- 李经伟, 杨路华, 梁宝成, 等. 改进的主成分分析法在白洋淀水质评价中的应用[J]. 海河水利, 2007 (3): 40-43.

- 李小彬. 主成分分析和模糊数学综合评判在水质评价中的联合应用[J]. 热带地理, 1987, 7(3): 228-233.
- 李玉英, 侯任合. 于桥水库富营养化趋势及成因[J]. 水利水电技术, 2001, 32(8): 61-63.
- 李祚泳, 汪嘉杨, 郭淳. 富营养化评价的对数型幂函数普适指数公式[J]. 环境科学学报, 2010 (3): 664-672.
- 刘德林, 刘贤赵. 主成分分析在河流水质综合评价中的应用[J]. 水土保持研究, 2006, 13(3): 124-125.
- 刘家寿, 黄永川. 浮桥河水库的营养状况与水质调控措施[J]. 长江流域资源与环境, 2001, 10(4): 360-364.
- 刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J]. 长江流域资源与环境, 1999, 8(3): 312-319.
- 刘培桐. 略谈水体富营养化[J]. 环境保护, 1977 (5): 22-25.
- 刘其根, 王钰博, 陈立侨, 等. 保水渔业对千岛湖食物网结构及其相互作用的影响[J]. 生态学报, 2010, 30(10): 2774-2783.
- 刘晓端, 葛晓立, 徐清, 等. 密云水库内湖富营养化现状分析[J]. 湖泊科学, 2002, 4.
- 刘晓端, 徐清, 葛晓立, 等. 密云水库沉积物中金属元素形态分析研究[J]. 中国科学 D 辑, 2006, 35(A01): 288-295.
- 刘勇, 朱元荣, 吴丰昌, 等. 滇池沉积物中重金属污染特征及其生态风险评估[J]. 生态环境学报, 2014, 23(7): 1181-1186.
- 鲁光四, 李平衡, 覃宗善, 等. 陡河水库富营养化趋势分析与防治对策——电厂温排水对陡河水库富营养化影响研究之三[J]. 水资源保护, 2001, 3: 007.
- 陆开宏, 晏维金. 富营养化水体治理与修复的环境生态工程——利用明矾浆和鱼类控制桥墩水库蓝藻水华[J]. 环境科学学报, 2002, 22(6): 732-737.
- 麻素挺, 叶海仁. 珊溪库区富营养化灰色聚类评价及防治对策[J]. 环境科学与技术, 2012 (S1): 402-405.
- 毛发新. 杭州西湖的环境水文条件与水体富营养化问题[J]. 地理科学, 1986, 6(2): 162-163.
- 毛志刚, 谷孝鸿, 陆小明, 等. 太湖东部不同类型湖区疏浚后沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(1): 186-193.
- 蒙仁宪, 刘贞秋. 以浮游植物评价巢湖水质污染及富营养化[J]. 水生生物学报, 1988, 12(1): 13-26.
- 宁修仁, 吏君贤, 刘子琳, 等. 西湖水域初级生产力和富营养化的调查研究[J]. 海

- 洋与湖沼, 1989, 20(4): 365-374.
- 潘红玺, 董云生. 洱海富营养化影响因素分析[J]. 湖泊科学, 1999, 11(2): 184-188.
- 乔敏敏, 季宏兵, 朱先芳, 等. 密云水库沉积物中重金属元素分布及形态研究[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 2013 (3): 59-67.
- 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 等. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机——原因与对策[J]. 地球科学进展, 2007, 22(9): 896-906.
- 饶钦止, 章宗涉. 武汉东湖浮游植物的演变 (1956-1975 年) 和富营养化问题[J]. 水生生物学集刊, 1980, 7(1): 1-17.
- 单保庆, 菅宇翔, 唐文忠, 等. 北运河下游典型河网区水体中氮磷分布与富营养化评价[J]. 环境科学 2012, 33(2): 352-358.
- 申献辰. 官厅水库水和沉积物中的重金属[J]. 水科学进展, 1992, 3(4): 288-294.
- 盛海燕, 韩轶才, 虞左明, 等. 杭州地区大中型水库富营养化状况及影响因子分析[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(11): 1566.
- 孙国红, 沈跃, 徐应明, 等. 基于多元统计分析的黄河水质评价方法[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(6): 1193-1199.
- 王超, 高越超, 王沛芳, 等. 广东长潭水库富营养化与浮游植物分布特征[J]. 湖泊科学, 2013, 25(5): 749-755.
- 王广林, 王立龙, 王育鹏, 等. 冶炼厂污灌区土壤铜和锌污染与土壤酶活性[J]. 应用生态学报, 2005, 16(2): 328-332.
- 王佳, 徐世宾, 郑湜. 桃林口水库水质调查分析与预测[J]. 水科学与工程技术, 2012 (6): 23-27.
- 王京萌, 郭道宇, 赵文吉, 等. 多元统计分析对再生水河流水质特征分析[J]. 环境工程学报, 2013, 7(11): 4281-4289.
- 王丽平, 郑丙辉. 洋河水库富营养化发展趋势及其关键影响因素[J]. 生态学报, 2013, 33(3): 1011-1017.
- 王萍, 王世亮, 刘少卿, 等. 砷的发生, 形态, 污染源及地球化学循环[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(7): 90-97
- 王晓鹏. 河流水质综合评价之主成分分析方法[J]. 数理统计与管理, 2000, 31(3): 49-52.
- 王友保, 张莉, 沈章军, 等. 铜尾矿库区土壤与植物中重金属形态分析[J]. 应用生态学报, 2005, 16(12): 2418-2422.
- 王赵明. 人类活动对滦河沉积物重金属的影响: [博士学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2014.
- 文军, 罗献宝, 骆东奇, 等. 千岛湖水体生态风险胁迫因子氮, 磷预测模型应用研

- 究[J]. 水土保持研究, 2006, 12(6): 65-67.
- 文湘华. 水体沉积物重多种质量基准研究[J]. 环境化学, 1993, 12(5): 334-341.
- 武江越, 周俊丽, 刘征涛, 等. 辽河水系沉积物重金属的分布特征及污染评价[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(6N): 268-273.
- 夏斌, 张龙军, 桂祖胜, 等. 海河流域的富营养化状况及污染物入海通量[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2006, 36: 33-38
- 谢剑. 密云水库富营养化控制规划研究[J]. 环境与可持续发展, 1988, 5: 004.
- 徐媛, 谢汝芹, 卢蔚, 等. 于桥水库富营养化评价及空间分布特征研究[J]. 水资源与水工程学报, 2014, 25(1): 1-6.
- 姚焕玫, 黄仁涛, 甘复兴, 等. 用改进的主成分分析法对东湖的水质污染进行评价[J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2005, 30(8): 732-735.
- 俞慎, 历红波. 沉积物再悬浮-重金属释放机制研究进展[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1724-1731.
- 张芬, 杨长明, 潘睿捷. 青山水库表层沉积物重金属污染特征及生态风险评价[J]. 应用生态学报, 2013, 24(9): 2625-2630.
- 张国珍, 乔国亮, 武福平, 等. 主成分分析法在窖水水质变化评价中的应用[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(4): 181-184.
- 张华俊. 广东省典型供水水库沉积物氮盐及重金属研究: [硕士学位论文]. 广州: 暨南大学, 2010.
- 张华俊, 陈修康, 韩博平, 等. 鹤地水库沉积物营养盐及重金属分布和污染特征分析[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1167-1175.
- 张佳磊. 三峡库区大宁河富营养化和水华研究: [博士学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2011.
- 张立成, 董文江, 郑建勋, 等. 湘江河流沉积物重金属的形态类型及其形成因素[J]. 地理学报, 1983, 38(1): 55-63.
- 张伟, 张洪, 单保庆. 北运河源头区沙河水库沉积物重金属污染特征研究[J]. 2012, 33(12): 4284-4290.
- 张晓晶, 李畅游, 张生, 等. 内蒙古乌梁素海富营养化与环境因子的相关分析[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(7): 125-133.
- 郑利, 徐小清, 金利娜. 武汉东湖沉积物中重金属生物有效性研究[J]. 湖泊科学, 2003, 15(4): 319-324.
- 钟成华. 三峡库区水体富营养化研究: [博士学位论文]. 成都: 四川大学, 2004.
- 周丰, 郭怀成, 刘永, 等. 基于多元统计分析和 RBFNNs 的水质评价方法[J]. 环境科学学报, 2007, 27(5): 846-853.

- 朱春灵. 澜沧江小湾水库水环境和氮磷营养盐的时空分异特征初步研究: [硕士学位论文]. 云南大学, 2013.
- 朱梅. 海河流域农业非点源污染负荷估算与评价研究: [博士学位论文]. 北京: 中国农业科学院, 2011.
- 朱伟, 边博, 阮爱东. 镇江城市道路沉积物中重金属污染的来源分析[J]. 环境科学, 2007, 28(7): 1584-1589.
- Aizaki M. Application of modified Carlson's trophic state index to Japanese lakes and its relationships to other parameters related to trophic state (in Japanese with English summary)[J]. Res Rep Natl Inst Environ Stud Jpn, 1981, 23: 13-31.
- Arnason J G, Fletcher B A. A 40 + year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA. Environmental Pollution, 2003, 123: 383-391
- Badillo-Camacho J, Reynaga-Delgado E, Barcelo-Quintal I, et al. Water Quality Assessment of a Tropical Mexican Lake Using Multivariate Statistical Techniques[J]. Journal of Environmental Protection, 2015, 6(03): 215.
- Bartsch A F. Accelerated eutrophication of lakes in the United States: ecological response to human activities[J]. Environmental Pollution, 1970, 1(2): 133-140.
- Beeton A M. eutrophication of the St.lawrence great lakes[J]. Limnology and Oceanography, 1965, 10(2): 240-254.
- Bertine K K, Mendeck M F. Industrialization of New Haven, Conn., as recorded in reservoir sediments[J]. Environmental Science & Technology, 1978, 12(2): 201-207.
- Bibi M H, Ahmed F, Ishiga H. Assessment of metal concentrations in lake sediments of southwest Japan based on sediment quality guidelines. Environmental Geology, 2007, 52: 625-639
- Birch G, Taylor S. Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia[J]. Science of the Total Environment, 1999, 227(2): 123-138.
- Carlson R E. A trophic state index for lakes1[J]. Limnology and oceanography, 1977, 22(2): 361-369.
- Chen CW, Kao CM, Chen CF, et al. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere, 2007, 66: 1431-1440
- Coggins A J, Tuckwell K D, Byrne R E. An investigation of the heavy metal content of the water and sediments in a reservoir supplying drinking water to a major mining center[J]. Environmental Science & Technology, 1979, 13(10): 1281-1285.
- Davis C C. Evidence for the eutrophication of Lake Erie from phytoplankton

- records[J]. *Limnology and Oceanography*, 1964, 9(3): 275-283.
- Dawdy D R, Feth J H. Applications of factor analysis in study of chemistry of groundwater quality, Mojave River Valley, California[J]. *Water Resources Research*, 1967, 3(2): 505-510.
- Fitchko J, Hutchinson T C. A comparative study of heavy metal concentrations in river mouth sediments around the Great Lakes[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1975, 1(1): 46-78.
- Gelin C. Nutrients, biomass and primary productivity of nannoplankton in eutrophic Lake Vombsjön, Sweden[J]. *Oikos*, 1975: 121-139.
- Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*, 1980, 14: 975-1001
- Hammer U T, Walker K F, Williams W D. Derivation of daily phytoplankton production estimates from short-term experiments in some shallow, eutrophic Australian saline lakes[J]. *Marine and Freshwater Research*, 1973, 24(3): 259-266.
- Hartmann J, Nümann W. Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication[J]. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 1977, 34(10): 1670-1677.
- Hiller E, Jurkovi CL, Sutriepka M. Metals in the surface sediments of selected water reservoirs, Slovakia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2010, 84: 635-640
- Iksandar I K, Keeney D R. Concentration of heavy metals in sediment cores from selected Wisconsin lakes[J]. *Environmental Science & Technology*, 1974, 8(2): 165-170.
- Jacobs H L, Gabrielson I N, Horton R K, et al. Water Quality Criteria-Stream vs. Effluent Standards[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1965: 292-315.
- Kucuksezgin F. Multivariate analysis of water quality parameters in Izmir Bay, Eastern Aegean[J]. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 1996, 55(1-4): 135-144.
- Lin C, He M, Zhou Y, et al. Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China[J]. *Environmental monitoring and assessment*, 2008, 137(1-3): 329-342.
- Liu C, Xu J, Liu C, et al. Heavy metals in the surface sediments in Lanzhou Reach of Yellow River, China[J]. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2009, 82(1): 26-30.
- Liu J, Li Y, Zhang B, et al. Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water[J]. *Ecotoxicology*, 2009, 18(6): 748-758

- Li R Y, Hao Y, Zhi-Gao Z, et al. Fractionation of heavy metals in sediments from Dianchi Lake, China[J]. *Pedosphere*, 2007, 17(2): 265-272
- Li X, Wai O W H, Li Y S, et al. Heavy metal distribution in sediment profiles of the Pearl River estuary, South China[J]. *Applied Geochemistry*, 2000, 15(5): 567-581.
- Liu J, Li Y, Zhang B, et al. Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water[J]. *Ecotoxicology*, 2009, 18(6): 748-758.
- Löser C, Zehndorf A, Hoffmann P, et al. Remediation of heavy metal polluted sediment by suspension and solid-bed leaching: estimate of metal removal efficiency[J]. *Chemosphere*, 2007, 66(9): 1699-1705.
- Loska K, Wiechuła D. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir[J]. *Chemosphere*, 2003, 51(8): 723-733.
- Luo W, Lu Y, Zhang Y, et al. Watershed-scale assessment of arsenic and metal contamination in the surface soils surrounding Miyun Reservoir, Beijing, China. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91: 2599-2607
- Maanan M, Saddik M, Maanan M, et al. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco[J]. *Ecological Indicators*, 2015, 48: 616-626.
- Imteaz M A. Modelling of lake eutrophication including artificial mixing and effects of bubbling operations on algal bloom, Ph.D. Thesis, Saitama University, Japan (1997)
- Mahloch J L. Multivariate techniques for water quality analysis[J]. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 1974, 100(5): 1119-1132.
- Mucha A P, Vasconcelos M, Bordalo AA. Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environmental Pollution*, 2003, 121: 169-180
- Muier G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geojournal*, 1979, 2: 108.
- Mulligan C N, Yong R N, Gibbs B F. Heavy metal removal from sediments by biosurfactants[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, 85(1): 111-125.
- Oglesby R T, Edmondson W T. Control of eutrophication[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1966: 1452-1460.
- Oketola A A, Adekolurejo S M, Osibanjo O. Water Quality Assessment of River Ogun Using Multivariate Statistical Techniques[J]. 2013.
- Okino T, Kato K. Lake Suwa—eutrophication and its partial recent recovery[J].

GeoJournal, 1987, 14(3): 373-375.

Oliver B G. Heavy metal levels of Ottawa and Rideau River sediments[J]. Environmental Science & Technology, 1973, 7(2): 135-137.

Owen R B, Sandhu N. Heavy metal accumulation and anthropogenic impacts on Tolo Harbour, Hong Kong[J]. Marine Pollution Bulletin, 2000, 40(2): 174-180.

Pardo R, Barrado E, Lourdes P, et al. Determination and speciation of heavy metals in sediments of the Pisuerga River[J]. Water Research, 1990, 24(3): 373-379.

Pekey H, Karakaş D, Ayberk S, et al. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey[J]. Marine Pollution Bulletin, 2004, 48(9): 946-953.

Reisenhofer E, Adami G, Barbieri P. Using chemical and physical parameters to define the quality of karstic freshwaters (Timavo River, North-Eastern Italy): A chemometric approach[J]. Water Research, 1998, 32(4): 1193-1203.

Schelske C L, Stoermer E F. Phosphorus, silica, and eutrophication of Lake Michigan[R]. Michigan Univ., Ann Arbor. Great Lakes Research Div., 1970.

Sheela A M, Letha J, Joseph S, et al. Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery[J]. Environmental monitoring and assessment, 2011, 177(1-4): 575-592

Singh K P, Malik A, Mohan D, et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study[J]. Water research, 2004, 38(18): 3980-3992.

Singh N, Turner A. Trace metals in antifouling paint particles and their heterogeneous contamination of coastal sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58: 559-564

Sundaray S K, Nayak B B, Lin S, et al. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments—a case study: Mahanadi basin, India[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(2): 1837-1846.

Thomas R L. The distribution of mercury in the sediments of Lake Ontario[J]. Canadian Journal of Earth Sciences, 1972, 9(6): 636-651.

Thiemann S, Kaufmann H. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany[J]. Remote Sensing of Environment, 2000, 73(2): 227-235.

Varol M. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 195: 355-364.

- Varol M, Gökot B, Bekleyen A, et al. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris River (Turkey) using multivariate statistical techniques—a case study[J]. *River research and applications*, 2012, 28(9): 1428-1438.
- Wang C, Liu S, Zhao Q, et al. Spatial variation and contamination assessment of heavy metals in sediments in the Manwan Reservoir, Lancang River[J]. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2012, 82: 32-39.
- Wang J J, Bao J G, Li L Q. Sources of Heavy Metal Pollutions in Sediments of Lake Donghu and Their Relationship with Anthropogenic Activities [J][J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 4: 022.
- Xiao R, Bai J, Gao H, et al. Distribution and contamination assessment of heavy metals in water and soils from the college town in the Pearl River Delta, China. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 2012, 40: 1167-1173
- Yan J P, Yong H E, Huang H. Characteristics of heavy metals and their evaluation in sediments from middle and lower reaches of the Huaihe river[J]. *Journal of China University of Mining and Technology*, 2007, 17(3): 414-417.
- Zhang W, Feng H, Chang J, et al. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(5): 1533-1543.

此页不缺内容

致 谢

光阴荏苒，转眼间研究生生涯即将结束。回首硕士3年学习生活，我的心中充满了感动、欣慰和感激。在这里，我想对在这三年的学习生活曾给予我关心、帮助和支持的人表达我最衷心的感谢。

首先我要感谢我的导师王建力教授，是他给了我继续深造的机会，将我领进了科学的大门。王老师学识渊博，儒雅厚重，对学生春风化雨般关怀。王老师开明民主，尊重我们的想法，允许我们去尝试，去探索。虽然研究生期间相处的时间并不长，但王老师严谨的治学作风，宽容、诚恳的待人处事态度，都对我产生了深刻影响，并将使我获益终生。

同时，我要感谢我联合培养的导师孙然好老师。孙老师年轻有为，学术视野开阔，思路清晰，经常给予我学习科研有力的指导，可谓耳提面命。学生不才，辜负了孙老师的期望，经常感到愧疚。孙老师对我严格要求，督促我多看文献，多动脑筋，多动手，多试。毕业论文选题，野外采样，分析数据，撰写论文，修改论文，无不凝聚着孙老师的辛勤付出。孙老师给予我的帮助，三言两语无法言谢，是我一生的良师益友。

论文写作所需的野外采样、仪器设备、实验数据均在中国科学院生态环境研究中心，景观规划与动态模拟研究组的支持下完成。在此，特别感谢课题组的全体教师：陈利顶研究员、孙然好老师、卫伟老师、杨磊老师、宿梅双老师。他们对学术的严谨态度，对科学的执着追求，对学生的关心指导，都深深地感动着我。感谢中科院生态环境研究中心的各位师兄、师姐、师弟、师妹们，他们是王赵明、陈爱莲、郭二辉、张海萍、郝利霞、黄尤优、时鹏、肖峻、贾福岩、姚磊、吴志丰、孔佩儒、文雯、于洋、王鹏、冯天骄、罗宗俊、张涵丹、王瑞霖、王业宁、刘慧娟、李鑫、李元征、王晓琳、王庆、陈权、康鹏、孙飞翔、张淑平、商靖敏、孔潇潇、李婷婷等。感谢他们在我日常学习、工作和生活上对我的关心、帮助和包容。和他们朝夕相处的日子里，是我学生生涯难忘的回忆。感谢衡水学院武大勇教授和河北大学彭吉栋等同学在野外采样中的指导和帮助。感谢中科院生态中心仪器分析室的王巧环、杨永健等老师对我实验提供的便利与帮助。

感谢大师兄王勇副教授，我每次回学校或他去北京的时候，他都要询问我的近况，鼓励我，感谢王勇老师一直以来对我的帮助和关心。感谢西南大学地理科学学院各位老师对我专业知识的传授、论文写作的建议。感谢袁道先院士、谢世友教授、徐刚教授、田永中副教授、李廷勇副教授、陈俊华副教授、杨平恒副教授。感谢西南大学同门“健力宝贝队”的全体成员，他们在我学习、生活中给予了我莫大的帮助。他们是师兄师姐李俊云、王家录、朱大运、饶萍、李玄、李九

彬、刘伟、冯慧文、张荣飞、喻立；一同入门的柏建坤、石骁冰、胡菡、游银凤、唐冰珍；师妹沈蔚、蒋先淑等。感谢同级的庞新坤、徐兰、秦文翠等同学在我北京生活和学习中的帮助。

这里，我要向感谢我的父母和家人，十几年来，是他们坚定的支持、理解和鼓励，才使我得以完成今天的学业。感谢他们对我无私的付出！

程先

2015年4月28日于北京