

现代生物地球化学：

环境风险评估

Modern Biogeochemistry:

Environmental Risk Assessment

(原著第二版)

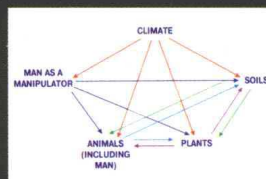
Second Edition

[俄] 弗拉基米尔·巴什金 (Vladimir N. Bashkin) 编著

鞠美庭 张磊 方景清 译

Modern Biogeochemistry:
Second Edition
Environmental Risk Assessment

by
Vladimir N. Bashkin



Springer

环境污染过程与基准教育部重点实验室支持

现代生物地球化学： 环境风险评价

(原著第二版)

**Modern Biogeochemistry:
Environmental Risk Assessment
Second Edition**

[俄] 弗拉基米尔·巴什金 (Vladimir N. Bashkin) 编著
鞠美庭 张磊 方景清 译



化学工业出版社

· 北京 ·

本书由俄罗斯著名生物地球化学家 Vladimir N. Bashkin 教授编著, 书中系统介绍了生物地球化学循环的一般特征, 并对导致人类和生态系统环境风险的有关机理进行了分析。本书选择美国加利福尼亚州、欧亚大陆、里海的研究案例, 对石油/天然气、金属矿以及城市和农业的人工生物地球化学亚区的暴露评价进行了探讨, 对氮、硫、重金属、POPs 等的全球越境迁移进行了分析, 研究了驱动生物地球化学食物网的主要机理, 探讨了暴露途径的定量分析及其在环境风险评价中的应用。

本书是环境风险评价及相关领域科研人员、技术人员的重要工具书, 也可作高等院校环境等专业师生的教材。

图书在版编目 (CIP) 数据

现代生物地球化学: 环境风险评价: 第2版/[俄] 巴什金 (Bashkin, V. N.) 编著; 鞠美庭, 张磊, 方景清译. —北京: 化学工业出版社, 2009. 5

书名原文: Modern Biogeochemistry: Environmental Risk, 2nd edition

ISBN 978-7-122-04986-5

I. 现… II. ①巴…②鞠…③张…④方… III. 生物地球化学-研究 IV. P593

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2009) 第 031358 号

Modern Biogeochemistry: Environmental Risk Assessment, the Second edition/by Vladimir N. Bashkin
ISBN 1-4020-4182-9

Copyright © 2006 by Springer. All rights reserved.

Authorized translation from the English language edition published by Springer, The Netherlands, being a part of Springer Science+Business Media.

本书中文简体字版由 Springer, The Netherlands, being a part of Springer Science+Business Media. 授权化学工业出版社独家出版发行。

未经许可, 不得以任何方式复制或抄袭本书的任何部分, 违者必究。

北京市版权局著作权合同登记号: 01-2007-4655

责任编辑: 满悦芝

文字编辑: 荣世芳

责任校对: 王素芹

装帧设计: 郑小红

出版发行: 化学工业出版社 (北京市东城区青年湖南街 13 号 邮政编码 100011)

印 装: 大厂聚鑫印刷有限责任公司

787mm×1092mm 1/16 印张 17½ 字数 461 千字 2009 年 6 月北京第 1 版第 1 次印刷

购书咨询: 010-64518888 (传真: 010-64519686) 售后服务: 010-64518899

网 址: <http://www.cip.com.cn>

凡购买本书, 如有缺损质量问题, 本社销售中心负责调换。

定 价: 58.00 元

版权所有 违者必究

译者序

我们之所以选择 Vladimir N. Bashkin 编著的这本《现代生物地球化学（第二版）——环境风险评价》进行翻译，一是因为该书概括性地总结了近年来有关生物地球化学和环境风险评价方面的观点，对导致人类和生态系统的生态风险机理进行了深入的分析；二是该书结合了大量的真实研究案例，能将清晰易懂的环境风险评价方法和思路呈现给读者；三是书中所涉及的原理、方法、技术等对于从事生物地球化学研究和环境风险研究的人具有广泛的适用性，同时对我国目前正在开展的环境风险评价有很多借鉴之处。

本书由鞠美庭（南开大学）、张磊（南开大学）和方景清（国家海洋信息中心）主持翻译并统稿。各章具体分工如下：第1章～第5章由鞠美庭、毕涛、张磊、吴京、刘沁哲翻译；第6章～第9章由张磊、胡翠娟、方景清、关泽翻译；第10章～第15章由方景清、韦茜、鞠美庭、展刘洋翻译；第16章～第20章由鞠美庭、邵超峰、方景清、张磊翻译。

本书得以翻译出版要感谢化学工业出版社的大力支持。

由于时间及水平所限，疏漏之处在所难免，希望得到专家、学者及广大读者的批评指教。

译者

2008年10月

作者

Vladimir N. Bashkin 于 1949 年出生于俄国利佩茨克区 Dobrinka 城。他于 1971 年毕业于国立莫斯科大学生物-土壤系，1975 年获得博士学位，并于 1987 年获得科学博士学位。1971 年，他在俄罗斯科学院的 Pushchino 生物中心开始他的研究生涯。多年来，作者在很多大学做过报告，包括美国康奈尔大学、韩国的首尔国家大学以及泰国的 King Mongkut's 科技大学。目前，作者担任莫斯科大学生物地球化学和风险评估专业的教授，同时也是 Gazprom 公司和基础生物问题 RAS 研究院的主要研究人员，主要从事环境风险评估、生物地球化学、城市生态学和污染物跨界迁移等有关研究。Bashkin 教授已出版 22 本著作，包括现代生物地球化学和环境化学：亚洲课程（由 Kluwer 出版）以及 100 多篇论文。在他的指导下，已有 20 余位博士在不同的国家和大学里发表了自己的论文，他是五个环境污染研究领域的国际杂志的领导成员之一，在过去的五年中，他被选为 UN/EC 长程越境空气污染大会影响工作组（科学委员会）的副主席。

前 言

风险评价技术可以应用到许多专业领域和学术课题中。工程师对桥梁进行“风险评价”是为了判定材料失效的可能性和影响；而社会福利职员进行“风险评价”主要是为了判定反社会行为（如犯罪等）再次发生的可能性。风险评价已经成为识别环境问题普遍使用的方法，它可以用来识别各种不同性质的风险，例如，对由于基因修复器官（GMOs）、化学品、离子辐射和特定工厂等所引起的环境风险进行评价。由于方法适用的范围广，且不同领域的专家和参与者对术语的解释也有所不同，因此，风险评价的定义就显得至关重要。

环境风险评价（Environmental Risk Assessment, ERA）的概念是以自然和人工生态系统可持续性的生物地球化学原则为基础的，并应用了生物地球化学、地质生态学、统计学、社会学、毒理学、环境化学和其他规律。生态风险的定量评价与整个社会的生态安全因素息息相关。根据人为事故、灾难和环境污染在区域和全球范围内的最新统计数据可知，在很多发达国家和发展中国家，ERA 评价已经非常重要，并被政府和私人机构所关注。

现今，定量的生态风险评价已经广泛应用于不同的环境中，然而，人们对于引起环境和人类风险的自然机理通常并不了解，因此，评价会因风险值的高度不确定性而变得更加复杂。另一方面，人工生态系统的可持续性，是其自然的生物地球化学循环为基础，可以经人为活动而转化为不同的扩展形式。因此，对于驱动生物地球化学食物网主要机理的理解，可以使我们对定量生态风险评价进行描述，并为不同内容的 ERA 管理提出技术上的解决方案。这对于生态风险的保护措施同样适用，因为这是对于责任权利的一种保护和对于自然和人为事故以及灾难造成的生态损害的强有力的管理机制。

本书目的在于对近些年有关生物地球化学：环境风险评价方面的现代观点进行归纳。在这个交叉学科上只有很少一部分著作供读者使用，而且大部分著作都是以 ERA 描述和计算的各种技术为主要内容，意在通过对导致人类和生态系统环境风险的现代机理的分析，为现有的著作提供支持。

本书在一定程度上是对不同专家的科学结论以及生物地球化学和 ERA 课程的一个总结，而这些课程是过去几年中作者在不同的大学里所教授的。因此我要感谢康奈尔、莫斯科、Pushchino、首尔和 Bangkok 大学的学生们，是他们在没有课本的情况下开拓了这个学科，在这些课程上严肃的讨论和批评为我提供了出版这本书的可能。

同样，我要感谢国际上的同事们，在这本书中使用了他们的很多合作成果，包括 R. W. Howarth 教授、N. Kasimov 教授、E. Evstafyeva 教授、H. D. Gregor 教授、J. P. Hettelingh 教授、S. Dutchak 先生、S-U. Park 教授、S. Tartowski 教授、A. Kazak 先生、R. Galiulin 先生、I. Priputina 先生、M. Kozlov 先生、G. Vasilieva 先生、D. Savin 先生、O. Edmidova 先生、I. Ilyin 先生、E. Mantseva 先生、V. Shatalov 先生、S. Towprayoon 先生和很多上面没有提到的人。

Vladimir N. Bashkin 教授

莫斯科大学

基础生物问题 RAS 研究院

目 录

第 1 部分 生物地球化学循环与污染暴露	1
第 1 章 生态系统风险评价	2
1.1 环境影响评价、风险评价的概念以及二者的结合使用方法	2
1.2 环境风险评价的生物地球化学方法	4
1.3 风险评价与环境影响评价相结合以更好地处理生态相关问题	4
1.4 EIA 中生态系统影响评价：方法的机遇与挑战	5
1.5 用于生态系统风险评价的临界负荷与分级 (CLL) 方法	8
1.6 IER 和 REA 计算的不确定性	12
1.7 在 EIA 中应用 CLL 的益处	13
第 2 章 生态系统的生物地球化学结构	14
2.1 陆地生态系统的土壤-生物地球化学特征	14
2.2 生物圈内有机的生物地球化学分类与模拟	17
2.2.1 生物圈的生物地球化学分类	17
2.2.2 生物地球化学循环模拟方法进行生物圈绘图	18
2.3 大陆、区域与地方范围内环境风险评价的生物地球化学绘图	22
2.3.1 生物地球化学绘图方法	22
2.3.2 亚欧大陆北部区域的生物地球化学绘图	23
第 3 章 生物地球化学标准	27
3.1 作为成酸化学物质的生物地球化学标准的临界负荷	27
3.1.1 计算临界负荷的一般方法	27
3.1.2 应用生物地球化学模型 PROFILE 计算临界酸度负荷	29
3.1.3 临界酸度负荷的生物地球化学参数起源	30
3.2 作为重金属生物地球化学标准的临界负荷	33
3.2.1 重金属临界负荷计算的一般方法	33
3.2.2 与重金属临界负荷受体选择有关的生物地球化学参数	34
3.2.3 重金属临界负荷的计算方法	39
第 4 章 探究生态系统临界点的生物地球化学方法	43
4.1 依据临界负荷计算的环境风险评价	43
4.1.1 ERA 框架及导致酸化的项目开发的临界点	43
4.1.2 应用 CL 和 ERA 计算生态系统酸度负荷的比较分析	45
4.2 重金属临界负荷计算的生物地球化学临界点	46
4.2.1 德国重金属临界负荷的计算和绘图	46

4.2.2 俄罗斯的欧洲部分中 Cd 和 Pb 的临界负荷的计算与绘图	47
第 5 章 人类暴露评价的生物地球化学方法	54
5.1 人类健康的生物地球化学和生理学特性	54
5.1.1 生态系统的生物地球化学结构和癌症临界点	55
5.1.2 不同生物地球化学亚区内癌症风险的临界点	56
5.2 人为生物地球化学亚区和农业生物地球化学亚区中人类健康的临界点	66
5.2.1 人类生物地球化学研究的生理临界点	66
5.2.2 人类健康临界点与克里米亚(半岛)干草原地区污染之间相互关系的案例研究	68
第 2 部分 自然界生物地球化学特征的暴露评价	75
第 6 章 北极苔原带	76
6.1 生物地球化学循环和污染物暴露的地理特征	76
6.1.1 景观和植被的影响	76
6.1.2 植物的污染物暴露和化学成分	77
6.1.3 土壤对污染物暴露的影响	78
6.2 极地地区的生物地球化学循环和暴露评价	79
6.2.1 生物地球化学循环	79
6.2.2 空气和地面污染物暴露	80
6.3 苔原带生物地球化学循环和暴露评价	80
6.3.1 植物对污染物的吸收	80
6.3.2 苔原土壤和污染物暴露	80
6.3.3 污染物暴露与苔原生态系统生产力	80
第 7 章 寒带和亚寒带	82
7.1 森林生态系统中元素的生物地球化学循环与污染物暴露	82
7.1.1 氮循环和暴露途径	83
7.1.2 硫循环与暴露途径	84
7.1.3 磷循环与暴露途径	84
7.1.4 碳循环与暴露途径	85
7.2 生物地球化学循环和污染物暴露的地理特征	87
7.2.1 北美森林生态系统	87
7.2.2 西北欧亚大陆的云杉森林生态系统	88
7.2.3 北欧亚大陆的沼泽生态系统	91
7.2.4 中欧落叶阔叶林生态系统	92
7.3 寒带和亚寒带的土壤-水系统中生物地球化学通量及暴露途径	93
7.3.1 土壤介质特征	93
7.3.2 土壤-水系统中的生物地球化学暴露过程	95
第 8 章 干旱和半干旱气候带	99
8.1 干旱半干旱气候带中元素的生物地球化学循环和污染物暴露	99
8.1.1 干旱生态系统中的生物地球化学循环和暴露途径	99

8.1.2	水和空气迁移在污染物暴露中的作用	100
8.1.3	土壤的生物地球化学循环在干旱生态系统暴露途径中的作用	102
8.1.4	湿度在草原和沙漠生态系统的土壤暴露途径形成中的作用	103
8.2	生物地球化学循环和污染物暴露的地理特征	103
8.2.1	欧亚大陆南乌拉尔地区干旱草原生态系统	103
8.2.2	东欧平原的草甸草原生态系统	104
8.2.3	中欧亚地区的干旱沙漠生态系统	105
第9章	亚热带和热带气候带	107
9.1	亚热带和热带气候带中元素的生物地球化学循环和污染物暴露	107
9.1.1	热带生态系统中的生物地球化学循环与化学物质的暴露途径	107
9.1.2	热带土壤的生物地球化学循环与暴露特征	107
9.1.3	土壤-水系统的生物地球化学暴露途径	109
9.2	生物地球化学循环和污染物暴露的地理特征	110
9.2.1	热带雨林生态系统中的生物地球化学循环与污染物暴露	110
9.2.2	季节性落叶热带林和多树热带草原生态系统中的生物地球化学循环与污染物暴露	112
9.2.3	干旱热带沙漠生态系统中的生物地球化学循环与污染物暴露	113
9.2.4	红树林生态系统中的生物地球化学循环与污染物暴露	114
第3部分	人工生物地球化学亚区的暴露评价	117
第10章	石油与天然气的生物地球化学亚区	118
10.1	油气形成的生物地球化学进程	118
10.2	石油组分形成(过程中)的地质学和生物学因素	120
10.3	关于石油的人工生物地球化学亚区中的生态风险评价特性	122
10.3.1	石油的纵向迁移	122
10.3.2	石油的横向迁移	123
10.3.3	石油污染区域时空演化	124
10.3.4	环境风险评价的生物地球化学特性	126
第11章	金属矿的生物地球化学亚区	127
11.1	金属毒性的环境排名	127
11.1.1	生物地球化学食物网中的重金属迁移	127
11.1.2	重金属来源及其在环境中的分布	128
11.2	金属的应用	130
11.2.1	汞的人为负荷	130
11.2.2	铅的人为负荷	130
11.2.3	镉的人为负荷	131
11.3	金属暴露区域的生物地球化学技术构成	132
11.3.1	铁矿区	132
11.3.2	非铁矿区	132
11.3.3	铀矿	133

11.3.4 农肥矿产	134
第 12 章 城市生物地球化学亚区	135
12.1 市区分级标准	135
12.2 城市化（进程中）的生态问题	135
12.3 城市生物地球化学特征	136
12.4 市区暴露评价的现代方法	136
12.5 亚洲城市空气污染的实例研究	137
12.5.1 室外污染	137
12.5.2 室内空气质量	140
12.5.3 城市空气污染及健康影响	141
第 13 章 农业生物地球化学亚区	144
13.1 农业化学品对生物地球化学循环的影响	144
13.1.1 无机肥料	144
13.1.2 农业景观中氮生物地球化学循环的扰动	145
13.1.3 农业景观中磷生物地球化学循环的扰动	145
13.2 农业景观中农药的影响	147
13.2.1 亚洲国家的农药	147
13.2.2 环境暴露的主要途径	148
13.2.3 DDT 环境暴露途径的实例	150
第 4 部分 区域尺度上的环境风险评价	153
第 14 章 加州案例研究	154
14.1 硒的影响研究	154
14.1.1 加州的圣华金流域	154
14.1.2 美国饲料作物中的硒	156
14.2 污染物暴露途径	156
14.2.1 化学暴露	156
14.2.2 个人、室内和室外颗粒物暴露的特征	157
14.2.3 铍的暴露	158
14.3 职业性暴露	158
14.3.1 对多种农药的职业性暴露	158
14.3.2 对砷的职业性暴露	158
14.3.3 空气污染物	159
14.4 癌症研究	160
14.4.1 儿童癌症研究计划	160
14.4.2 成人癌症研究计划	160
14.5 呼吸影响的研究	161
第 15 章 欧亚大陆案例研究	162
15.1 硒引发疾病的环境风险评价	162

15.1.1	北欧亚大陆	162
15.1.2	中国生态系统中的硒	163
15.2	钴-锌-镍引发疾病的环境风险评价	165
15.2.1	俄罗斯南乌拉尔地区重金属的生物地球化学循环	165
15.2.2	地方病的生物地球化学暴露途径	167
15.3	空气污染引发疾病的环境风险评价	168
15.3.1	城市空气污染的健康影响评估	168
15.3.2	人类健康风险评估	168
15.3.3	流行病学案例研究	169
第 16 章	里海环境	172
16.1	环境现状	172
16.1.1	地质生态情况	172
16.1.2	油气相关的污染	174
16.1.3	油气运输问题	174
16.1.4	农业、工业和城市废物的排放	175
16.1.5	过度捕捞和偷捕	176
16.1.6	海平面的波动	177
16.1.7	关于 ERA 的环境立法和环境法规	177
16.1.8	里海环境展望	178
16.2	生物地球化学特征	179
16.2.1	生物地球化学食物网	179
16.2.2	重金属	179
16.2.3	有机氯污染物	182
16.2.4	有机氯杀虫剂的环境风险管理	184
16.3	输入里海的污染物环境风险评价的概念模型	184
16.3.1	DDT 和 HCH 杀虫剂	184
16.3.2	工业用 PCBs	186
16.3.3	其他能够增加 POCs 环境风险的因素	187
16.3.4	概念模型的使用范例	188
第 17 章	氮和硫的越境空气污染	192
17.1	欧洲酸沉降的环境风险评价	192
17.1.1	临界负荷和其超标量的绘图	192
17.1.2	酸化	193
17.1.3	富营养化	195
17.2	北美地区酸沉降的环境风险评价	197
17.2.1	加拿大和美国的酸雨	197
17.2.2	酸性物质在美国和加拿大的排放情况	198
17.2.3	北美东部硫酸盐的湿沉降	198
17.2.4	北美东部酸沉降的生态影响	200
17.2.5	运用结果导向型临界负荷实现二氧化硫减排战略	202

17.2.6	根据临界负荷及其超标量来制定北美地区二氧化硫减排方案	205
17.3	亚洲酸沉降的环境风险评价	206
17.3.1	亚洲的环境现状	206
17.3.2	亚洲地区的酸雨监测	206
17.3.3	东北亚生态系统中各种成酸化合物的临界负荷值	208
17.3.4	中国生态系统中硫和酸度的临界负荷	210
17.3.5	韩国(生态系统中)硫的临界负荷	211
17.3.6	酸沉降对重金属在食物网中生物地球化学迁移的影响	214
第 18 章	重金属的越境空气污染	216
18.1	欧洲的重金属监测	216
18.1.1	欧洲的重金属排放	216
18.1.2	汞的二次排放	217
18.2	重金属循环的建模	217
18.2.1	大气迁移	218
18.2.2	汞转化路径	218
18.2.3	去除过程	218
18.2.4	模型的发展	219
18.3	欧洲铅、镉和汞的越境空气污染	219
18.3.1	欧洲的污染等级	219
18.3.2	海域的沉降情况	222
18.4	北半球特别是中亚地区的重金属污染评价	223
18.4.1	汞	223
18.4.2	铅	224
18.4.3	对欧洲生态系统的影响	225
18.5	生物地球化学案例研究	226
18.5.1	瑞典南部,波罗的海地区	226
18.5.2	美国 Hubbard Brook 实验森林	228
第 19 章	POPs 的越境迁移	231
19.1	POPs 在欧洲国家的沉降评价	231
19.1.1	POPs 的循环模型	231
19.1.2	欧洲的 POPs 排放	231
19.1.3	欧洲的 POPs 沉降	232
19.1.4	在各环境介质中 PCDD/Fs 含量的空间分布图	232
19.1.5	欧洲范围内的越境污染	234
19.1.6	POPs 在北半球的迁移	235
19.2	POPs 在土壤介质中的行为模拟	237
19.2.1	优先 POPs 及其在土壤中的允许浓度	237
19.2.2	POPs 在土壤介质中的迁移	238
19.2.3	POPs 在土壤中的累积和去除评价	240
19.3	二噁英和二噁英异构体多氯联苯对于人类的暴露途径	241

19.3.1	二噁英的基本描述	241
19.3.2	长程越境空气污染的潜力	242
19.3.3	LRTAP 衍生物对于人类的暴露途径	244
19.3.4	健康风险描述	246
19.3.5	与 LRTAP 有关的人类健康评价	248
第 20 章	天然气和石油管线引起的越境迁移	249
20.1	石油和天然气管网	249
20.1.1	俄罗斯管网	249
20.1.2	美国管网	249
20.2	天然气主管线“亚玛尔半岛-西欧”管线	250
20.2.1	临界负荷方法评价环境风险	250
20.2.2	污染物的临界负荷	250
20.2.3	天然气管线周围的生态系统中污染物临界负荷的超标值	253
20.3	暴露地区的生物地球化学水平	255
参考文献		256

第 1 章 生态系统风险评价

在过去的十年里，人类活动对环境造成的直接或间接影响已经成为公众、权力机构和国际组织特别关注的重点。人们已经建立了一系列用以预测、评价和减小人类对生物物理环境改变的方法，其中就包括环境影响评价制度（Environmental Impact Assessment, EIA）。EIA 制度已经成为预防和减缓经济发展所产生环境影响的有力工具。

在近期的 EIA 实践中，自然系统的影响（即生态影响）并没有得到应有的关注（Treweek, 1999）。其中一个主要原因就是生态影响的研究涉及大量的不确定因素。

与此同时，我们已经建立起了一个完整的方法体系，用于在高度不确定性的条件下，评价发展状况，并确定潜在的重大环境影响。我们将该方法体系称为“风险评价（Risk Assessment, RA）”，其中就包括了环境风险评价（Environmental Risk Assessment, ERA）。近来，对于 RA 与 EIA 结合运用优势的有关争论不断增多，争论的主要问题在于此种“方法整合”是否有利于对影响评价的完善（Andrews, 1990；Arquiaga 等, 1992；NATO/CCMS, 1997；Poborski, 1999）。人们针对 EIA 中的 RA 提出了一系列的程序与方法框架，许多研究人员也认为 RA 应该广泛应用于包括生态系统影响在内的各类影响评价之中（Lackey, 1997）。

对人类活动产生的生态影响进行评价，是改善环境影响评价方法体系的关键。尽管评估 EIA 的方法体系已经确立，但它仅适用于一些特定情况（Edujlee, 1999）。此外，将 EIA 方法用于评价拟议开发项目的生态影响，其适用性尚有争议（Lackey, 1997）。现有的生态风险评价（EcoRA）已经建立了相应的技术方法，为各层面的研究提供了可靠的支持。近期有关 ERA 方法体系的发展，使得研究人员可以在公众层面甚至是社区层面进行评价（详情参见 Smrcek 与 Zeeman, 1998）。然而，EcoRA 有时会更加注重对各生物群落的影响，而不是对整个生态系统的影响，因为生态系统层面的 RA 通常是相对的、定性的（Lohani 等, 1997）。

与此同时，对生态系统的污染影响的定量评价方法也已有所发展。依据 UNECE 长程越境大气污染（Long-range Transboundary Air Pollution, LRTAP）公约，“临界负荷与等级”（Critical Load and Level, CLL）的概念被用于定义排放物削减政策。此后，临界负荷研究不仅应用于国际层面，在区域和地方层面也有所应用（Posch 等, 1993、1997、2001、2003；Bashkin, 1997、2002）。

因此，本章讨论如何将 CLL 概念应用于 EIA 中，以对自然生态系统进行风险评价与管理。作者旨在法定程序下，通过影响导向研究，对预期经济开发进行评价并提出自己的见解，主张将 CLL 方法体系作为成本-效益影响评价以及减缓措施的有力工具（Posch 等, 1996）。

本章第一部分将阐述 EIA 与 RA 的概念，以及现有的二者的结合使用方法。之后分析生态 EIA 的研究现状，并讨论如何正确应用 EcoRA 方法体系实现对特定区域的生态风险分析。随后，本章将回顾 CLL 方法，并讨论其在 EIA 中评价生态影响的适用性。最后，我们将提出一个生态系统风险评估模型，该模型拟在 EIA 中运用 CLL 方法。

1.1 环境影响评价、风险评价的概念以及二者的结合使用方法

风险评价技术在很多行业与学术领域都有所应用。因此，我们有必要在导言部分介绍一些

基本的定义。

危险通常被认为是“能造成危害的潜力”。其定义是“在特定环境中能够导致危害的性质或情况”(Smith等, 1988)。风险是一个更加难以定义的概念。风险一词在日常用语中的意思是“遭受灾难的可能性”。在风险评价中, 它有许多特殊的定义, 其中最广为接受的定义为“发生特定危险的概率或频率的集合及其后果严重性的等级”(Smith等, 1988)。

我们可以通过一个简单的例子来区分危险和风险。很多化学品都是有危险的。如酸一般对人体有腐蚀性和刺激性, 但是只有当人体暴露于酸时, 它才具有健康风险。由暴露引起的危害等级取决于具体暴露的模式。如果一个人只是暴露在大比例稀释后的酸中, 则其遭受危害的风险就会很小, 但这种物质本身的危险性并没有改变。

环境政策及法规已经逐步由基于危险的方法向基于风险的方法转变。其中一部分原因就是由于许多环境问题的零风险识别是难以获得的, 或者对于人类和环境保护来说是完全没有必要的, 而在考虑收益之后, 在指定模式下的一定等级风险是“可以接受的”。

风险评价是对在某个过程或情况下, 对内在危险所引起的风险进行定性或定量评价的程序。例如在某种化学品的生命周期中, 其生产、销售、使用或废弃处置过程中都可能引发风险。化学品的风险评价包括对其生命周期各个阶段的危险识别以及风险评估。通过实际能够引起危害的风险可能性的量值与对人类或环境的危害强度的量值叠加来评估风险。

风险评价在范围和应用上变化多样。有的风险评价着眼于暴露范围内的某一个单一风险的影响, 如世界卫生组织国际化学品安全规划(IPCS)的环境健康标准系列文件, 而在一些特定领域, 风险评价则着眼于整个范围内的风险。

广义上说, 风险评价用于分析某介质对人类(健康风险评价)及生态系统(生态风险评价)的影响。环境风险评价(Environmental Risk Assessment, ERA)是对威胁生态系统、动物及人类的技术所产生风险的分析, 它包括人类健康风险评价、生态或生态毒理风险评价以及通过检验对人类、生物区或生态系统的影响, 对某些特殊工业进行风险评价。

目前, 很多组织都积极地致力于通过开发方法与技术以改善 ERA 这一环境管理工具。这些组织包括经济合作发展组织(OECD)、世界卫生组织(WHO)以及欧洲化学品生态毒理和毒理学中心(ECETOC)。风险评价应用中的一个主要难点在于数据的有效性, 而且这些可获得的数据往往具有不确定性。

风险评价可能包括对实际产生的风险意义的评估, 这在很大程度上取决于该风险被认知的程度。对风险的认知与人们的观念、态度、判断力和感觉有关, 也与广泛的社会文化价值观念中对风险及其带来的利益的认识有关。人们认知风险的方式对于风险评价和管理过程来说是至关重要的。风险的认知是判断风险是否“可接受”以及所采取的风险管理措施能否解决问题的一个决定性因素。

风险评价的实施可以为风险管理提供决策依据。需要指出的是, 学术上的风险评价应该与政策层面的风险管理相区别, 不过目前普遍认为这是不可能的, 因为二者间是紧密联系的。

风险管理是在能够实现“预期目标”的一系列选项中做出选择的决策过程。这一“预期目标”可以是环境标准法规中所指定的, 可以通过风险损益分析得出的, 也可以是通过“行业规范”或“良好惯例”等其他过程得出的, 它能够在可用资源的限度内将风险降至“可接受”水平。

风险管理的方式很多, 可以是消除、转移、保持或者降低。风险降低活动通过对诸如政府政策、行业规范、经济社会及文化因素等要素的权衡将风险降至“可接受”水平。

需要重点指出的是, 尽管风险评价被广泛应用于环境政策和规范中, 但它还存在很多争议, 风险管理也面临着同样的问题。

1.2 环境风险评价的生物地球化学方法

众所周知，生物地球化学循环是生物圈的普遍特征，它可以保持生物圈可持续发展的能力，减少包括成酸化合物在内的人为负荷。运用生物地球化学准则，人们首次提出了临界负荷（Critical Loads, CL）的概念，以计算大气污染的酸沉降水平。联合国/欧洲经济委员会（United Nations/Economic Committee for Europe, UN/ECE）工作组根据长程越境空气污染（Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP）公约中对硫氧化物和氮氧化物的规定，将生态系统的临界负荷定义为：“根据现有知识，在特定环境敏感因子出现显著危害影响之前，对一种或多种污染物暴露量的定量评价”（Nilsson 和 Grennfelt, 1988）。这些临界负荷值也可以表述为：“在没有引起生态系统的生物地球化学结构和功能发生长期（一般 50~100 年）有害变异的前提下，污染物（硫、氮、重金属、POPs 等）（允许）排入的最大值”（Bashkin, 1999）。

临界负荷一词仅涉及污染物的沉降。暴露气体浓度的阈值称作临界水平（Critical Levels），其定义为“根据现有知识，对植物、生态系统或资源等受体可能造成直接不利影响时，（污染物在）大气中的浓度。”

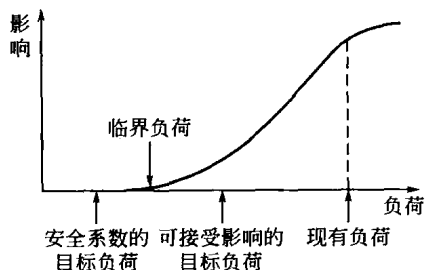


图 1-1 临界负荷与目标负荷概念示意图

相应的，临界负荷的越境、区域或地方性的评价，主要关注污染物排放与迁移的优化消减战略（图 1-1）。

考虑到需要评估的各种生态系统对酸沉降的敏感度不同，我们引入了临界负荷这一概念，以便减少污染物排放，并实现经济利益最大化。因此，它被认为是有别于较为昂贵的最有效技术（Best Available Technologies, BAT）概念的新概念（Posch 等, 1996）。临界负荷的计算和绘图需要创建生态-经济优化模型，并且为达到最大限度的环境保护，还需要进行相关的最低财政投资评估。

依照上述定义，临界负荷是反映生态系统可持续性的一个指标，它提供了污染物的最大允许负荷值，可以用来降低生物地球化学循环和生态系统结构遭受破坏的风险。通过对硫、氮、阳离子基、重金属、各类有机物以及其他相关元素的生物地球化学循环之间特定联系的测定或评价，可以将生物地球化学循环和生态系统结构作为一个整体，来计算其对污染物排入量的灵敏度，并识别出能够影响生态系统生物地球化学循环的可持续性的“污染物临界负荷”或排入水平。

1.3 风险评价与环境影响评价相结合以更好地处理生态相关问题

EIA 是对拟议行为的环境影响进行系统分析和评价的过程，再将分析的结果运用到这些行为的规划、批准和执行中。将对环境的考虑纳入到项目的规划和决策中，以提高人们对经济行为的潜在环境内涵的关注。最近十年 EIA 已经成为一项法定的环境管理工具，并在全世界 100 多个国家里得以应用（Canter, 1996）。

EIA 过程的一般模式包括如下几个独立的阶段：筛选因子、划定范围、影响预测和评估、减量化、公报、决策和项目后期结合公众参与的监测和评估（环境影响跟踪评价），以及将对替代方案的考虑纳入到该过程所有阶段（Wood, 1995；Canter, 1996；Lee 和 George, 2000）。

风险评价（RA）是一种特殊的评价程序，其目的在于应对人类活动造成的不确定后果。风险评价的主要目的是利用最有效的信息和知识来识别危险、评估风险，并对风险管理（Risk

Management) 提出建议 (世界银行, 1997)。

按照惯例, RA 一般关注工业污染物对人类的威胁。但是在近期, RA 更关注其他类型的危险和影响受体 (Carpenter, 1996)。生态风险评价 (Ecological Risk Assessment, EcoRA) 已经开始在一般的 RA 框架下发展自己独立的方法体系。

当 RA 应用于特定地点或/和项目时, 其过程还包括以下几个步骤: 危险识别、危险评价、风险评估和风险评价。

通常, 从概念上对比, EIA 和 RA 有一个共同的最终目标——“对决策的制定做出合理的改进” (Andrews, 1990)。这两种评价工具都试图对拟议决策的可能后果提供合理的预测, 以便在替代方案中做出更明智的选择。为将风险评价与影响评价联系起来, 可将环境影响定义为相关受体经受的风险水平的任何变化, 而这些变化可以归因于正在拟议中的项目 (Demidova, 2002)。

以下这些将 EIA 与 RA 整合的理由往往是显著的。一方面, 我们可以认为 RA 方法的应用, 尤其是在改进人类健康问题及不确定影响的处理方法上的应用, 有助于 EIA 的开展。一般认为 RA 可以更加精确、科学地对影响进行预测和评估。除了影响分析外, RA 也有助于对替代方案及影响减缓措施进行分析。RA 不仅对专门评估人员有着显著的帮助, 而且能使得决策过程更加清晰透明, 并有助于在项目实施阶段开展风险管理。另一方面, 它们的结合有助于 RA 程序的制度化, 从而像 EIA 一样, 成为决策支持工具, 在框架内得到广泛运用。通过借鉴 EIA 中的公众参与和咨询, 还可以使 RA 得到改进。

EIA 中几乎没有强制实施 RA 的法律规定, 例如加拿大和美国 (Smrchek & Zeeman, 1998; Byrd & Cothorn, 2000)。目前也没有将 RA 和 EIA 结合使用的统一方法和程序体系, 只有有限的关于改进 EIA 过程的实践建议, 以有助于二者的结合使用。不过, 很多研究人员将综合影响评价和以科学为基础的风险评价方法相结合 (Andrews, 1990; Arquiga 等 1992; Canter, 1996; Lackey, 1997)。

此外, 大量关于 EIA-RA 相结合的方法也已经提出 (Arquiga 等, 1992; NATO/CCMS, 1997; Eduljee, 1999; Poborski, 1999)。这些方法大都遵循一个普遍接受的观点, 即将风险评价“潜藏”在 EIA 中, 并将 RA 的方法和技术合并到 EIA 方法体系中, 再根据上面讨论过的一般 EIA 程序的顺序将二者组织到一起 [参见 Demidova(2002)中深入的讨论]。在对众多方法总结的基础上, Demidova 和 Cherp 于 2004 年提出了将 RA 纳入 EIA 的一般模型。

1.4 EIA 中生态系统影响评价: 方法的机遇与挑战

任何由于拟议项目所导致的环境改变 (其中包括对生态系统的影响) 都属于 EIA 关注的范畴。同时, 传统的 EIA 关注于环境媒介的质量, 如人类生物物理环境中的室内外空气、水、土壤参数等。根据 EIA 的实践, 拟议开发对生物区和自然生态系统潜在影响的评价通常被简化甚至忽略 (Trewick 等, 1993; Trewick, 1995; Trewick, 1996; Thompson 等, 1997; Byron 等, 2000)。

首先, 这种情况可以和环境管理中主流的人类中心说以及与自然资源的功利性开采相联系。在评价过程的初期阶段, 划定影响范围以及区分显著和非显著影响是 EIA 的关键特征之一, 这样评价者就有可能忽视了生态系统的重要变化, 将这些影响归于非显著影响, 并将其排除在 EIA ToR 的详细调查范围之外。

其次, 自然系统的内部复杂性, 使得预测生态系统功能变化成为一项非常困难的任务。自