

环境行政处罚规制功能之补强

谭冰霖^{*}

内容提要：行政处罚是环境规制的基础性手段，应注重其规制功能的发挥。环境行政处罚的规制功能包括法律威慑、风险预防和生态恢复三个维度，我国现行法制在这些方面尚存结构性缺陷。补强其规制功能的具体路径是：在法律威慑维度，在环境罚款中引入不法利益追缴制度，不法利益追缴属于法定罚最高幅度以上、不法利益总额以下的加重量罚，其“不法利益”应同时涵盖消极利益和积极利益两个层面。在风险预防维度，应通过不确定法律概念赋予行政机关一定的判断余地，一方面，运用类推、预估和降格证明标准的方式判断事实性风险的不确定概念；另一方面，运用分量公式对价值性风险的不确定法律概念作出妥当的利益衡量。在生态恢复维度，要正确认识行政权在生态恢复中的主导作用，从理论上证成生态恢复责任能够作为行政处罚的法律定位，并从直接性恢复、替代性恢复和恢复性罚款三个方面构建系统化的生态恢复行政处罚责任形式。

关键词：环境行政处罚 环境规制 环境执法 风险预防 生态恢复

当下中国，面对日益严峻的资源环境约束和社会主要矛盾的变化，强有力的政府规制成为环境治理的关键举措，并承载着强烈的社会期待。在环境规制的工具箱中，基于命令—控制的行政处罚是其中最为基础的手段，因为其“代表了执法的后果，也决定了执法的效果”。^{〔1〕}然而，严惩重罚之下，我国大气、水、土壤污染的治理成效仍难言理想。^{〔2〕}这意味着环境行政处罚并未有效发挥其规制功能。

环境行政不单纯是防止危害的消极活动，还具有保护公众健康、维持生态环境永续发

^{*} 中南财经政法大学社会科学研究院副编审。

本文为教育部人文社会科学研究青年基金项目（2018）“新时代环境规制工具创新的行政法研究”的阶段性成果。

〔1〕 [美] 詹姆斯·萨尔兹曼、巴顿·汤普森：《美国环境法》，徐卓然、胡慕云译，北京大学出版社2016年版，第70页。

〔2〕 2016年，我国各级环境保护部门下达行政处罚决定12.4万余份，罚款总额66.3亿元，同比分别增长28%和56%。但是，全国75.1%的城市空气质量仍然超标，土壤污染总超标率高达16.1%，8.6%的地表水为劣V类，“较差”“极差”级地下水占60.1%。参见《2016年中国环境状况公报》（环境保护部2017年5月31日主持发布）、《全国土壤污染状况调查公报》（环境保护部、国土资源部2014年4月17日发布）。

展的积极目的,主要关注整个社会的环境公益而非个人权利,^[3]因而更需强调规制的能动性和公共性。然而,在传统的行政法框架下,无论是一般行政处罚抑或环境行政处罚的研究,都主要聚焦于行政处罚的概念化属性与合法性控制,^[4]对其应当具备何种规制功能以及如何有效发挥规制功能则鲜有涉及。^[5]本文尝试勾勒环境行政处罚的规制功能定位,检讨现行法制的缺失,进而从威慑、预防和恢复三个维度提出补强其功能的法律路径。

一、环境行政处罚的规制功能:应然与实然

与公法中的功能主义一脉相承,政府规制“乃是用来实现一套特定目的的,这些目的就是与能动性国家的目标紧密相关的目的”。^[6]依据这种观念,行政处罚的规制功能即在于有效实现行政法各论中的行政任务。关于环境行政的任务,学界已有一些共识。德国行政法学者阿斯曼将环境行政的任务概括为,“排除环境损害、预防环境危害、避免其他环境风险并重新恢复自然的运作功能”。^[7]我国环境法学者陈慈阳提出,环境保护的国家任务包括排除现存的环境损害、排除潜在的环境危险性以及预防对未来环境的危害等三个方面。^[8]以这样的行政任务为目标,大致可以将环境行政处罚的必备功能梳理为:法律威慑、风险预防和生态恢复。其中,“法律威慑”针对已知的常规环境危险,通过处罚的威慑作用,吓阻潜在的违法行为;“风险预防”旨在提前采取处罚措施处理不确定性的环境风险,预防难以逆转的生态环境损害;“生态恢复”则主要是从救济角度修复受损的生态环境系统及其服务功能,避免环境退化。这些功能相互辅助、缺一不可,共同构成一个自洽的体系。

(一) 法律威慑

威慑概念源于刑罚理论,其渊源可以追溯到贝卡利亚和边沁的功利主义制裁思想。一般意义上的法律威慑是指,“通过法律责任为违法行为设置后果,从而为行为人创造在事前放弃违法行为的激励”。^[9]在强调秩序价值的行政法上,为避免违法者再犯并阻吓潜在违法者,威慑成为行政处罚的一项普适功能。

在环境行政处罚中,由于相对人主要是追求利润最大化的企业,其威慑功能侧重于经济上的遏制效果:基于“禁止任何人从违法中获益”的法理,罚款应足以追缴相对人由违法行为所获之不法利益,即应该确保违法成本大于守法成本且罚款比违法所得高。^[10]否则,

[3] 见治安管理处罚法第1条、税收征收管理法第1条、环境保护法第1条。

[4] 参见胡建森:《“其他行政处罚”若干问题研究》,《法学研究》2005年第1期;陈鹏:《界定行政处罚行为的功能性考量路径》,《法学研究》2015年第2期;程雨燕:《环境行政处罚研究:原则、罚制与方向》,武汉大学2009年博士学位论文;熊樟林:《行政处罚上的空白要件及其补充规则》,《法学研究》2012年第6期;周佑勇:《裁量基准的技术构造》,《中外法学》2014年第5期;徐以祥、梁忠:《论环境罚款数额的确定》,《法学评论》2014年第6期。

[5] 就笔者阅读范围所及,只发现徐以祥和梁忠在探讨环境罚款的数额确定时附带论及了环境罚款的威慑功能。参见前引[4],徐以祥等文,第153页。

[6] [英]马丁·洛克林:《公法与政治理论》,郑戈译,商务印书馆2002年版,第188页。

[7] [德]施密特·阿斯曼:《秩序理念下的行政法体系建构》,林明锵等译,北京大学出版社2012年版,第109页。

[8] 参见陈慈阳:《环境法总论》,中国政法大学出版社2003年版,第31页。

[9] 戴昕:《威慑补充与“赔偿减刑”》,《中国社会科学》2010年第3期,第129页。

[10] 参见徐向华、郭清梅:《行政处罚中罚款数额的设定方式——以上海市地方性法规为例》,《法学研究》2006年第6期,第91页。

一方面,可能导致企业将罚款内化为成本核算而故意违法;另一方面,在完全竞争条件下,允许违法者从违法行为中受益,是将守法者置于不利的竞争地位而构成对他们的惩罚。^[11]

根据罚款数额设定方式的不同,我国的环境行政罚款大致分为“数值式”和“倍率式”两类:数值式罚款以金钱数额明确规定罚款的上下限或上限,如水污染防治法第85条第2款、大气污染防治法第99条。倍率式罚款则以某一基准的特定倍数作为罚款的上下限或上限。从我国污染防治和自然资源保护领域的17部基础性法律来看,^[12]倍率式罚款基准主要包括“违法所得”“污染事故造成的直接损失”“受损资源环境市场价值”“受损资源环境年平均产值”“受损企业经济损失额”“代为处置费用”“排污费金额”7种。针对守法成本高而违法成本低的问题,加大对环境违法行为的惩罚力度是我国环境保护法修订时的一个重要指针。但从罚款数额的设定来看,现行的环境行政罚款很大程度上仍未将相对人所获的不法利益纳入其中,未处理好守法成本、违法成本与违法所得之间的量比关系,从而导致威慑不足。

数值式罚款具有规则明确、便于掌握的优势,在环境行政罚款中占据绝大多数。其弊端也显而易见,固定的数额上限无法保证违法成本高于守法成本或违法收益,也难以适应市场价值的指数变化。对此,有学者解释道:“建设项目的大气污染防治设施没有建成或者没有达到国家有关建设项目环境保护管理的规定的要求,投入生产或者使用的……可以并处1万元以上10万元以下罚款。而一个铜冶炼厂,要建设起符合规定要求的大气污染防治设施至少也要几百万元,甚至上千万元投资。而且一个中型的铜冶炼厂生产一天就可以得到几万元甚至几十万元的利润……显然违法要比守法合算得多。”^[13]

相对而言,倍率式罚款具有一定的不法利益追缴功能,它以违法收益基准和倍率相乘来计算罚款,在一定程度上考虑了罚款数额与违法行为危害或不法利益之间的关系,但仍存在局限。首先,基于明确性原则,倍率式罚款的基准只能设定成积极意义的违法收益,无法涵盖消极的守法成本,如未设置污染处理设备或无证排污所节省之费用。其次,囿于其规范结构,倍率式罚款往往只能体现罚款数额与某个单一变量的相关性,难以涵括不法利益涉及的其他变量。最后,面对环境违法行为差别化与环境价值多元化的现实,倍率基准只能针对特定的违法行为和环境利益,以特别规范的形式分散规定在单行环境法中。^[14]这不仅适用面较为狭窄,实际上也难以穷尽形形色色的不法利益。2014年修订的环境保护法试图引入按日计罚制度来弥补罚款威慑不足的弊端,但这与一事不二罚原则存在一定矛盾,且仅适用于企业不履行义务的情形。

(二) 风险预防

我国环境保护法第5条确立了“保护优先、预防为主”的原则,从中可以解释出“遇到环境(生态)风险科学性不确定的情形,应以保护环境(生态)为优先原则”的

[11] See Policy on Civil Penalties, EPA General Enforcement Policy# GM-21, recodified as PT.1-1, Feb. 16, 1984, p.3.

[12] 即水污染防治法、大气污染防治法、海洋环境保护法、环境噪声污染防治法、放射性污染防治法、固体废物污染环境防治法、土地管理法、水法、森林法、草原法、渔业法、矿产资源法、野生动物保护法、节约能源法、可再生能源法、电力法、煤炭法。参见黄锡生、史玉成:《中国环境法律体系的架构与完善》,《当代法学》2014年第1期,第124页。

[13] 王灿发:《环境违法成本低之原因和改变途径探讨》,《环境保护》2005年第9期,第33页。

[14] 例如,“代为处置费用”和“受损资源环境市场价值”分别仅存于固体废物污染环境防治法和森林法。

内涵。^[15] 风险预防是一项集中体现环境法本质的基本原则。进入工业社会后期, 蕴含科学不确定性的现代性风险开始全面侵扰社会生活, 造成环境问题的因素也不再限于确定的危险, 鉴于科学认知的有限, 行政机关不得不提前干预, 并经常决策于未知之中。针对环境风险的预防任务由此而生。

传统刑罚及行政处罚的目的, 理论上素有特别预防和一般预防的功能指向。前者从个案正义出发, 旨在通过制裁促使当事人避免再犯的可能性; 后者从宏观的法律正义出发, 通过对可发现的违法行为处以足够的制裁, 对潜在违法者以儆效尤。^[16] 不过, “在传统刑法(行政法)的框架中, 预防并非独立的国家策略, 国家所能仰仗的主要是制裁措施所衍生的预防效果”。^[17] 在风险社会背景下, 环境行政处罚的预防功能需进一步拓展, 并具有独立的意义, 即不仅要基于处罚附随产生避免再犯的主观预防效果, 还要在危害后果发生之前, 通过行为罚阻却具有重大环境风险的违法行为。

从规范上分析, 与发端于警察法的传统行政处罚之构成要件不同, 环境行政处罚的法条中很少使用诸如“扰乱公共秩序”“妨害公共安全”等抽象词汇, 而是对严丝合缝的环境标准有着强烈依赖, 大体呈现出“技术/行为”与“绩效/产出”两类构成要件。^[18] 前者要求企业采用或禁止采用特定的技术工艺或设备, 否则即予处罚, 节约能源法第71条对“使用国家明令淘汰的用能设备或者生产工艺”的罚则即属此类; 后者对企业的能耗与排污活动规定限值, 超标者即予处罚, 环境保护法第60条是其典型。

鉴于环境行政的深度科技背景, 目前这种精细化的规范模式无疑十分必要。然而, 技术标准的制订, 需要经过复杂的技术研判、全面的信息收集和繁琐的程序过程, 故难免滞后于实践。^[19] 虽然立法者已预留空白要件以为因应,^[20] 但是在急遽变化的环境风险面前, 仍难免应接不暇。环境标准具有精确涵摄和结构封闭的特点, 其一旦滞后或存在缺陷便会形成无法可依的漏洞, 使执法者失去应变余地。这一问题在1992年的“路达(厦门)工业有限公司因排放恶臭气体被厦门市环保局行政处罚案”(以下简称“路达案”)中即初见端倪。该案中, 路达公司附近的群众因受恶臭气体影响出现喉痛、咳嗽、胸闷等病症而向厦门市环保局投诉, 环保局责令路达公司停止使用产生恶臭的树脂壳模浇铸工艺。路达公司不服提起行政诉讼, 主要理由是: 在缺乏相关环境标准的情况下, 环保局仅凭群众身体不适就认定其造成恶臭污染, 法律依据不足。^[21] 不惟如此, 我国现行环境标准“超期服役”的现象也很普遍, 许多标准实施多年而未能根据科技和社会的发展适时调整。^[22] 如果依照

[15] 竺效:《论中国环境法基本原则的立法发展与再发展》,《华东政法大学学报》2014年第3期,第12页。

[16] 参见陈清秀:《行政处罚法》,法律出版社2016年版,第7页以下。

[17] 何荣功:《预防刑法的扩张及其限度》,《法学研究》2017年第4期,第139页。

[18] 参见谭冰霖:《环境规制的反身法路向》,《中外法学》2016年第6期,第1513页以下。

[19] 参见[美]史蒂芬·布雷耶:《规制及其改革》,李洪雷等译,北京大学出版社2008年版,第150页以下。

[20] 如《水污染防治法》第85条第6项规定了“违反国家有关规定或者标准,向水体排放含低放射性物质的废水、热废水或者含病原体的污水”的违法行为。

[21] 参见最高人民法院应用法学研究所:《人民法院案例选(分类重排本)·行政与国家赔偿卷》第5册,人民法院出版社2017年版,第2567页以下。

[22] 例如,1995年的《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)逾二十年未曾修订,已不能适应当下土壤保护的需要。参见黄锡生、谢玲:《论环境标准制度中“日落条款”的设置》,《重庆大学学报(社会科学版)》2016年第1期,第152页以下。

过时的环境标准，许多具有严重环境风险的行为将在形式合法外壳的庇护下逃脱处罚。总之，援引标准的构成要件模式虽有强大的明确性优势，但也存在盲区。为应对新风险，行政处罚应在标准之外预留变通余地。

现行行政处罚在风险预防上的困顿还表现在事实认定层面。按照依法行政的经典教义，行政机关对行政行为的合法性负举证责任，构成要件的涵摄须以清楚明了的事实作为基础，无内部矛盾并排除合理怀疑。然而，风险预防主要针对潜在的危害后果，是基于盖然性模型而非必然性模型设计的法律机制。风险是否存在、发生概率几何、危害后果多大以及风险源与肇事者在多大程度上存在因果关系，都可能面临不那么确定的判断。在此情况下，若待风险后果坐实再采取措施，无异于取消风险预防。此种风险预防与事实认定之间的张力，可从2011年的“异味案”中窥见一斑。该案基本情况是：韶关大坑口村村民因空中持续飘散刺鼻异味而出现头疼、咳嗽，甚至有人罹患肺炎。因村民们集体指认去年刚搬迁至此的盛兆矿业有限公司为异味源，环保局据此责令盛兆公司停产监控，在未排除其为异味源之前，不得继续从事生产。^[23]从该案案情来看，的确存在威胁人体健康的环境风险且较为急迫。在此情状下，惟有先给予停产处罚，方能有效预防风险。但是，该案在事实认定上面临两点合法性疑问。其一，“异味”是否属于大气污染防治法第117条和《恶臭污染物排放标准》第4.2.1条界定的恶臭气体范畴，行政机关没有确凿的调查结果，仅凭村民身体反应就作出处罚决定，根据并不充分。其二，传统行政处罚要求在客观危险后果与个体肇事者之间建立清晰的因果关系，否则不得处罚，这也是公法上无责任（罪）推定原则的体现；而该案中，行政机关在没有彻底排查异味源之前即对企业进行处罚，恐涉嫌有责推定。

（三）生态恢复

严重的生态环境损害可能导致生态环境本身物理、化学或生物功能的退化，此时必须采取人工措施加以补救，才能恢复整个生态系统的稳定与平衡状态。生态恢复源于侵权法上的恢复原状，随着环境问题的外部性和复杂性与日俱增，恢复原状责任已无力应对大规模、系统性的生态环境损害，国家的公权力机构逐渐取代个人成为生态恢复的主导力量。为此，20世纪90年代以来，德国、荷兰、保加利亚等许多国家开始将生态环境恢复作为一项政府义务和行政法责任纳入法律体系。^[24]

我国2014年修订的环境保护法确立了“综合治理”和“损害担责”的原则。综合治理原则要求国家运用各种手段综合整治环境污染和破坏，针对区域性环境污染和破坏采取重新规划、限制排污、清除污染、恢复生态等各种措施以改善环境质量。^[25]根据“保护和改善环境”的立法目的来解释综合治理原则，生态环境恢复无疑是其应有之义。损害担责原则是对污染者付费原则的继承和发展，立法者之所以选择“担责”而非“付费”的措辞，意在表达违法排污者除承担赔偿责任、罚款等经济性责任外，还须负担“恢复环境、修复生态或支付上述费用的法定义务”。^[26]由此，我国环境法上的生态环境恢复呈现出两层意涵：

[23] 参见李凌、曲宣：《韶关多家企业因“生产怪味”被铲除或停业》，<http://news.21cn.com/guangdong/shaoguan/2011/06/03/8353902.shtml>，2018年7月4日访问。

[24] 参见李攀萍：《环境修复目标的法律分析》，《法学杂志》2016年第3期，第1页以下。

[25] 参见吕忠梅：《中华人民共和国环境保护法条文释义》，中国计划出版社2014年版，第43页。

[26] 前引〔15〕，笞效文，第16页。

一是基于综合治理原则,环境保护法第32条规定政府负有建立和完善生态修复制度的宏观政府职责,属于托底性的国家环境保护义务;二是从损害担责原则衍生出来的行政法责任,意指造成生态环境损害的相对人应承担恢复生态环境或支付治理费用的法律责任。环境行政处罚的规制功能主要指向第二层意义上的恢复。

然而,从我国主要的环境法律来看,针对生态环境损害的法律责任设置还十分匮乏。除水污染防治法第85条、固体废物污染环境防治法第81条、土地管理法第74-75条、森林法第39条、草原法第68-71条分别设置了“消除污染”“限期治理”“补种树木”“限期恢复植被”等责任形式外,其他法律中几乎没有任何恢复性的行政处罚责任。海洋环境保护法第82条、水法第67条设有“恢复原状”责任,但指向的是拆除违法建设的排污设施,也并非生态恢复之意。

而且,现存的“消除污染”“限期治理”“补种树木”“限期恢复植被”等法律责任也不能有效担负起生态恢复的预期功能:其要么仅针对某一具体的环境要素,要么形式单一或义务要求不充分。例如,“消除污染”和“限期治理”未对如何治理污染提出明确要求,可操作性不足;“补种树木”和“限期恢复植被”则限于单一的环境要素,且偏向于数量或经济效益的恢复,缺乏对生态服务功能的综合考量。“补种树木”未考虑树种、密度、苗木规格、等级等技术问题和蓄积量的填补,难以完全填补森林的生态服务功能,^[27]这在实践中极易导致“占优补劣”“重数量、轻质量”之类的打折执行,最后往往只能由国库埋单治理,不符合损害担责的原则。

综上,就环境行政处罚的规制功能而言,我国现行相关法律制度尚存在不足,应从威慑、预防和恢复三个维度进行系统化地补强。

二、威慑功能之补强:对不法利益的追缴

企业决定违法或守法时,会考虑不法利益减去处处罚损失(罚款金额乘以执法几率)的预期结果。因而,在事前无法把握执法几率的情况下,欲有效实现威慑,罚款必须足以追缴或剥夺违法行为可得之利益。

(一) 不法利益追缴的类型及性质

不法利益追缴系从刑法上移植而来。行政法上的不法利益追缴一般是指,“财产利益形式上虽已进入违反行政法义务之人之支配管领范围,但国家仍可透过具有民主合法性的法律规定予以追回,以恢复法律应然之秩序”。^[28]其目的,是剥夺违反行政法义务的人(包括但不限于相对人)因违法行为而额外获得的利益,以填补制裁漏洞。在学理上,不法利益追缴呈现出“公法上不当得利”与“行政罚款的延伸”的概念分野,二者构成互斥又互补之关系:^[29](1)公法上不当得利源自民法上不当得利,“一般而言系指在公法领域内,

[27] 参见范廷容:《补种树木的计数方法值得探讨》,《中国绿色时报》2006年10月24日第A03版。

[28] 李惠宗:《追缴不法利得作为主要行政处罚的法理基础——以公平会处罚民间电厂业者为例》,台湾《法令月刊》第66卷(2015年)第7期,第11页。

[29] 参见林明锵:《行政罚法上“不法利益”规定之基本问题——以屏东县悠活案为例》,《台湾环境与土地法学杂志》第1卷(2013年)第8期,第188页。

无法律上之原因而发生财产变动情形之谓”。^[30] 行政处罚上的不当得利，系针对因他人应受行政处罚行为获得财产上利益但未受处罚的第三人。^[31] 其典型立法例是德国违反秩序法第 29a 条针对第三人不法获利或因他人违法行为而获利的“充公”制度，我国台湾地区“行政罚法”第 20 条也大体如此规定。(2) 所谓行政罚款的延伸，是指在本案行政法律关系内，对相对人违法行为的对价（如会计师伪造、变造会计凭证获得的报酬）或基于违法行为产生的直接财产利益（如无证从事食品生产经营获得的利润）予以追缴。在比较法上，作为行政罚款延伸的不法利益追缴有两种模式，一种将不法利益追缴视为行政机关的法定职责，没有裁量余地，如德国违反秩序法第 17 条第 4 项规定罚款数额“应当”超过行为人从违法行为中得到的经济上的好处；另一种将不法利益追缴视为裁量，行政机关可根据实际情况决定是否追缴，如我国台湾地区“行政罚法”第 18 条规定，违法所得利益超过法定罚款最高额者，“得于”所得利益之范围内酌量加重。

我国法律体系下的不法利益追缴应限于第二种类型，即追缴本案行政行为的相对人因违法行为所获的利益。理由是：其一，追缴本案相对人的不法利益已能达到经济威慑和维护公平竞争的目的，基于目的正当原则，不宜再扩大第三人；其二，我国的行政处罚制度都是以行政法律关系为中心构筑起来的，并由行政处罚法中的“当事人”概念予以实证化，故行政处罚只能适用于本案行政法律关系中的相对人。

（二）不法利益的范围及其计算

1. 不法利益的范围

比较法上一般将不法利益的范围界定为积极利益和消极利益两类。德国违反秩序法第 17 条使用“经济上的好处”（Wirtschaftliche Vorteile）而非“获得”（Erlangte）一词，旨在表达不法利益除直接获得的积极利益外，还包括间接节省的消极利益。美国环保署在 1984 年开发了 BEN 软件用于计算企业未及时守法所节省之成本，它将延迟购置或运转污染防治设施的节余以一定的贴现率折算为货币值，^[32] 是美国计算不法利益的主流方法。在“美利坚合众国诉联合镇市政局”案中，联邦第三巡回上诉法院肯认了区法院创造的“不正当利润”分析法，以估量被诉企业的积极违法收益。^[33] 我国环境保护法第 59 条第 2 款针对按日计罚规定：“前款规定的罚款处罚，依照有关法律法规按照防治污染设施的运行成本、违法行为造成的直接损失或者违法所得等因素确定的规定执行。”该条款虽不能直接适用于一般的环境行政罚款，但已显现出追缴不法利益的规范意涵：将作为消极利益的设施“运行成本”和作为积极利益的“违法所得”纳入罚款。鉴于比较法的经验和我国环境保护法的脉络，以积极利益和消极利益来界定不法利益的范围，是较为妥当的制度设计。

积极利益，是指以作为方式违反行政法上的一般禁止义务，从而增加的事实收益或法律上的收益。消极利益，主要是指以不作为方式违反行政法上的作为义务，从而节省或减少的必要支出。就“未批先建”“违法排污”“环保设施功能不足”“违法利用自然资源”

[30] 詹镇荣：《人民公法上不当得利返还义务之继受——以基于行政处分受领给付之类型为中心》，台湾《东吴法律学报》第 26 卷（2015 年）第 3 期，第 12 页。

[31] 参见汪厚冬：《公法上不当得利研究》，《北方法学》2012 年第 2 期，第 52 页以下。

[32] See U. S. EPA, Office of Enforcement, BEN: A Model To Calculate the Economic Benefits of Noncompliance 1 - 10 (July 1990).

[33] See United States of America v. The Municipal Authority of Union Township, 150 F.3d 259 (3d Cir. 1998).

等几类常见违法行为而言,未批先建和违法利用自然资源对应的是积极利益,其增进的不法利益是违法运行期间的经营收益和贩卖自然资源的市场价值;违法排污和环保设施功能不足对应的则多为消极利益,其节省的支出主要是污染物处置的费用和购置、运维环保设施的费用。其中,消极利益往往是传统行政罚款最易忽视和难以处置的,也是不法利益追缴的重点。

2. 不法利益计算的方法

积极不法利益的计算存在“净额说”和“总额说”两种观点。净额说主张,不法利益的计算应扣除行为人取得该不法利益所缴纳的法定规费和合理支出等必要成本,以实现过罚相当。^[34]如我国《工商行政管理机关行政处罚案件违法所得认定办法》第2条规定,“以当事人违法生产、销售商品或者提供服务所获得的全部收入扣除当事人直接用于经营活动的适当的合理支出,为违法所得”。总额说主张,以违法行为直接获得的毛利润作为违法所得,不扣除投资成本、纳税、人力资源成本等间接费用。^[35]如《国家食品药品监督管理总局关于〈药品管理法〉〈药品管理法实施条例〉“违法所得”问题的批复》认为,“违法所得”一般指“实施违法行为的全部经营收入”。本文认为总额说更为可取,理由是:首先,作为行政罚款延伸的不法利益追缴应具有制裁性,采净额说只能将其不当得利扣除而恢复至合法状态,并无制裁效果。其次,适用净额说可能遇到行为人依法行为原本可以获利而非支出的情况,对这种“反向利益”是否扣除,在实践中可能产生困惑。例如,在“美利坚合众国诉联合镇市政局案”中,违法企业因延迟装备污水处理设施导致污水处理厂对其加收高额污水处理费,法院就此指出,违法者延迟遵从的行为实际上却造成了自己的损失。^[36]对此,若不予扣除显然有违个案正义;扣除则逻辑上又自相矛盾。再次,由于立法者无法提前预知执法几率,采总额说可以正当地提高罚款金额,间接抵消违法黑数。最后,净额说量刑虽更为精准,但因涉及企业内部的会计事项,会导致计算过于复杂,有损行政效率。

关于消极不法利益的计算,OECD提供给成员国的《环境行政罚款决定与应用指南》(以下简称“指南”)将其区分为“延迟收益”与“规避成本”,^[37]是一种得到广泛采纳的成功做法。具体而言:(1)延迟收益,系指违法企业直到被查处才被动遵守法定要求,在此期间将原本应投入的守法资金用于其他能够产生利润的投资项目,而守法企业的资金投入却不能产生利润,二者差额即为不法利益。^[38]“指南”归纳了“未依法安装达到排放标准所需设备”“未依法采用消除产品及废物流中的污染物所需生产流程”“未依法采取相关环境检验”“未依法储存废物”“未依法取得环境许可或执照”5种产生延迟收益的典型行为,并建议按一定的贴现率,以“初始守法投资”和“违法行为存续期间”之积来计算延

[34] 参见陈清秀:《行政罚法上不当利益之追缴问题》,台湾《法学丛刊》第55卷(2010年)第4期,第25页以下。

[35] 参见前引[28],李惠宗文,第23页。

[36] See *United States v. Municipal Authority of Union Township*, 150 F.3d 259 (3d Cir. 1998).

[37] See OECD, *Determination and Application of Administrative Fines for Environmental Offences: Guidance for Environmental Enforcement Authorities in EECCA Countries*, pp. 12-15, 2009, <http://www.oecd.org/env/outreach/42356640.pdf>, last visited on 2018-7-12.

[38] See Jonathan D. Libber, *Penalty Assessment at the Environmental Protection Agency: A View from Inside*, 35 *South Dakota Law Review* 194 (1990).

迟收益。(2) 规避成本, 系指违法行为被查处后因时间之经过而无法再采取守法行为加以补救, 从而永久性节省的守法成本。对此, “指南” 列举了“未依法运作与维护现有污染防治设施”“未依法雇用充足且受过合格环保培训的员工”“未依法建立或遵从规制性法律或许可所要求的内部管理制度”“不当处置污染物”等4类行为。规避成本的计算较为简便, 一般是按当前市场价格将规避的一次性支出全部扣除。

此外, 还有法律经济学者主张将企业因节省污染防治成本所产生的不法竞争利益纳入计算,^[39] 但美国环保署认为不法竞争利益的计算过于复杂, 暂不宜追缴。^[40] 事实上, 以节省之金钱进行投资而产生的利润, 因有其他行为和主体的介入, 已属另外一个行政法律关系, 与本案违法行为并无直接关联。若再行追缴, 可能导致追缴范围过于泛化, 不符合处罚明确性和比例原则的要求。

(三) 不法利益追缴与法定罚之关系

我国现有环境立法已通过数值式和倍率式方法设定大量罚款, 如果引入不法利益追缴制度, 其与法定罚之间究竟系内含型还是外加型关系仍需辨析。

所谓内含型关系, 是指罚款总额内含于超过法定罚最高幅度的不法利益中。例如, 法定罚最高为10万元, 不法利益为20万元, 则罚款应在20万元范围内处罚。外加型关系, 系在法定罚基础上额外附加全部不法利益的追缴罚款。按上例, 即在10万元基础上额外处罚20万元, 合计30万元罚款。主张内含型关系者认为, 不法利益追缴的目的在于恢复合法之利益状态, 基于处罚效果法定原则, 不应过度扩张罚款额度;^[41] 主张外加型关系者认为, 内含型不法利益追缴的结果, “顶多只是让违反行政法上义务者之不法利得全部被追缴……等于未使其受到经济上的制裁, 相较于其他无不法利得的案型而言, 并不公平, 因此从企业竞争的角度而言, 不应使不法者却具有较高度竞争力”。^[42]

结合我国实际情况, 笔者认为内含型关系更为妥当。其一, 根据环境保护法第59条第2款的规定, “污染设施的运行成本”(消极不法利益) 和“违法所得”(积极不法利益) 应当是有关立法设定罚款的依据, 是法定罚的内在构成内容。从文义解释的角度, 作为组成部分的不法利益与法定罚之间显然应为内含型关系。尽管我国现有的环境行政处罚法律规范并未明确罚款的计算方法或构成内容, 但基于保持法律体系内在一致性的考虑, 未来对不法利益追缴的制度设计, 宜延续环境保护法第59条第2款的思路。其二, 采外加型关系, 意味着不法利益追缴与法定罚被视为两个各自独立的罚款行为, 但二者针对的实为同一违法行为, 重复处罚不符合一事不再罚原则。其三, 现有的部分倍率式环境行政罚款已对积极的不法利益有所涉及(如“违法所得”“受损资源环境市场价值”等倍率基准), 在此情况下, 如采外加型关系, 须对现行规范进行全面清理方能避免重复处罚, 修法成本高昂; 反之, 若采内含型关系, 则只须在环境保护法或各单行环境法中增订专门的不法利益

[39] See Garlow C., Ryan J., *A Brief Argument for the Inclusion of an Assessment of Increased Market Share in the Determination of Civil Penalty Liability for Environmental Violations: Letting Corporations Share the Regulatory Burden of Policing Their Markets*, 1 Boston College Environmental Affairs Law Review 27 (1994).

[40] 参见张英磊:《由法经济学及比较法观点论环境罚款核科中不法利得因素之定位》, 台湾《“中研院”法学期刊》第13期(2013年9月), 第207页。

[41] 参见林锡尧:《行政处罚法》, 台湾元照出版公司2005年版, 第129页。

[42] 前引〔28〕, 李惠宗文, 第12页。

追缴条款即可,无需大费周折。最后,采用总额说计算不法利益已形成事实上的制裁。

基于内含型关系定位,不法利益追缴遂成为一种“法定罚最高幅度以上不法利益总额以下”的加重量罚。我国行政处罚法并未普遍授予行政机关以加重处罚的裁量权。基于处罚法定原则,宜在环境保护法或单行环境法的法律责任部分增补专门条款来引入不法利益追缴,可表述为:“当事人有违法所得或因违法行为而节省经济成本,且金额显著超过法定最高罚款幅度的,环境保护主管部门应当在其违法所得或节省成本的范围内加重处罚,不受最高罚款幅度的限制。”

三、预防功能之补强:风险判断余地的引入

(一) 环境风险的判断余地及其构造

作为环境行政处罚构成要件的核心要素,环境标准的实质是将抽象的环境风险与环境容量的临界值联系在一起。然而,在环境风险预防领域,“将自然资源负荷能力调适到固定的临界值注定是失败的,因为在通常情况下并无明显的可固化的——可以在‘确定’与‘不确定’间画上毋庸置疑的标志的——临界值。此外,自然承受慢性负荷之处,负荷能力的界限也处于不断降低的状态”。^[43]由此产生一个悖论:一方面,为了提前预防,立法借助细密的环境标准刻画出风险的临界状态,违反即予处罚;另一方面,由于环境标准的严格对应性和相对封闭性,随着环境风险的累积和变异,在标准不能涵摄的特殊情况下,行政处罚的风险预防功能反而因处罚法定的钳制而丧失。那么,应当如何填补环境行政处罚的构成要件漏洞,以普遍化地处理风险?在现代社会,行政法上经典的传送带模式已经宣告破产,实证法规定不可能涵摄行政执法的所有现实情景,也无法确保为所有个案提供具体答案。基于风险预防的宪法委托,赋予行政机关必要的判断余地来填补漏洞,是责任政府的必然选择。判断余地的本质是裁量,^[44]系指行政机关对法律规则构成要件、特别是其中的不确定性法律概念进行具体化而拥有的自主空间。据此,行政机关能够提供更加符合个案正义的解决方案。^[45]

判断余地的规范载体是不确定法律概念。通说将不确定法律概念划分为“事实性不确定法律概念”和“价值性不确定法律概念”。事实性不确定法律概念以现实世界中可用感官或其它方式经验化的客体作为指称的对象,如“有毒废物”“危害人体健康”等。价值性不确定法律概念,是指需要法律适用者进行价值判断来补充评价的概念,如“公共利益”“显失公平”等。^[46]与风险感知的“客观实在性”和“主观建构性”相似,^[47]环境行政处罚

[43] [德] 莱纳·沃尔夫:《风险法的风险》,陈霄译,载刘刚编:《风险规制:德国的理论与实践》,法律出版社2012年版,第96页。

[44] 行政法学界对行政裁量是否包括判断余地存在争议,“一元论”认为事实认定和法律效果都属于裁量,行政裁量既包括判断余地也包括法律效果的裁量;“二元论”主张判断余地属于法律解释范畴,行政裁量只能对法律效果进行斟酌(参见周佑勇、邓小兵:《行政裁量概念的比较观察》,《环球法律评论》2006年第4期,第431页以下;王天华:《从裁量二元论到裁量一元论》,《行政法学研究》2006年第1期,第24页以下)。鉴于行政裁量在我国是一个开放概念,判断余地和效果裁量都存在于执法实践中,本文采一元论观点。

[45] 参见张福广:《德国行政判断余地的司法审查》,《行政法学研究》2017年第1期,第132页。

[46] 参见王贵松:《行政法上不确定法律概念的具体化》,《政治与法律》2016年第1期,第146页以下。

[47] 参见闫坤如:《技术风险感知视角下的风险决策》,《科学技术哲学研究》2016年第1期,第73页以下。

所预防的“风险”作为一个不确定法律概念，也兼具事实和价值的双重属性。

在事实维度，风险是对危险行为是否客观存在及其损害后果的盖然性判断，其可靠性程度介于“足够可能”和仅仅构成“可能性”之间。在此意义上，不确定法律概念意义上和环境标准意义上的风险并无本质区别，二者只有认知确定性程度的差异。与环境标准不同的是，不确定法律概念并不规定精确的刻度，而是对应当考量的因素予以概括和抽象，交由执法者来判断作为小前提的法律事实是否存在。价值性不确定法律概念“不存在真实性的问题，而只有妥当与否的问题”，^[48]具有强烈的情境性特征，须在个案中通过价值判断予以具体化。“不惜一切代价将风险可能性降至最低程度，不仅从环境保护的角度看是低效率的，而且也会对当事人的自由和财产权益造成过分限制。”^[49]因此，当环境标准无法涵摄时，风险判断的妥当性实际上是一种利益衡量。

落实到法条上，立法者可采取“事实抽象+价值指示”的规范结构来植入环境风险的不确定法律概念。在这一结构中，可首先采用抽象语句描述风险事实，如美国资源保护和恢复法授权环保署基于易燃性、腐蚀性、化学反应性和有毒性4个属性，自主认定“也许会对公共健康和环境造成即刻和重大危险”的危险废物。^[50]然后，再引入诸如“公共健康”“生态安全”“重大风险隐患”等价值性不确定法律概念作为考虑因素，指引并制约风险的价值判断。

（二）判断余地的裁量之法

1. 事实性概念的认知规则

事实性风险的判断余地取决于认知规则，即行政机关应达到何种确信程度，才能合法地形成事实认定。环境行政处罚之所以在风险预防上遭遇事实认定的难题，固然与环境标准的严格性有关，但认知规则的不适亦难辞其咎。在既有环境标准不能涵摄的情境下，为及时发现和认定环境风险，行政机关可基于以下规则作出判断：（1）类推。指通过比附援引的方式，根据违法行为与现行环境标准的类似程度来推定其风险状态。例如，在美国的“环境保卫基金诉环保署案”中，法院支持环保署在某种物质的危险性尚不明确时适用类比方法决定是否对其进行规制。^[51]当然，类推也要受到不当联结禁止原则的拘束，避免不合时宜的等量齐观，不可自始排除事物本身所要求的差别处理。^[52]（2）预估。预估是危险防御行政领域内判断不确定法律概念的一种传统方法，系指基于已知事实，按照公认的经验法则推断未来发生某种事实之可能性。^[53]在无从类比的紧急情况下，行政机关可以诉诸受众的风险感知来估测风险，但这种偏向主观的认知规则仅限于明显直观的情形。例如，“路达案”中，由于相关环境标准空缺，国家环保总局答复厦门市环保局称：“可借鉴国外办法根据人群嗅觉感官判断对恶臭污染进行鉴别和确定。”^[54]（3）证明标准的降格。鉴于风险的不确定性，还可适当降格案件事实的因果关系要求，只须达到“足够可能”的标准即可。

[48] 前引〔46〕，王贵松文，第148页。

[49] 前引〔43〕，沃尔夫文，第98页。

[50] 参见前引〔1〕，萨尔兹曼等书，第178页，第189页。

[51] 参见杜辉：《挫折与修正：风险预防之下环境规制改革的进路选择》，《现代法学》2015年第1期，第94页。

[52] 参见〔德〕卡尔·拉伦茨：《法学方法论》，陈爱娥译，商务印书馆2003年版，第141页。

[53] 参见陈敏：《行政法总论》，台湾新学林出版有限公司2013年版，第206页。

[54] 前引〔21〕，最高人民法院应用法学研究所书，第2571页。

关于何为“足够可能”，一条基本规律是：风险的危害后果逾严重，证明标准的确定性程度就逾低；反之亦然。例如，在美国1974年的“储备矿业有限公司诉环保署案”中，环保署以储备矿业有限公司排入水体的铁燧岩尾矿可能导致癌症、严重健康损害为由，禁止该公司继续排放。原告以这种健康风险在当时的科学和法律层面均无定论为由起诉。对此，第八巡回上诉法院认为，清洁水法中的“危害”概念带有预防属性，政府只需证明其属于“对公共健康合理的医学担忧”即可。^[55]时隔一年，哥伦比亚特区巡回上诉法院在“乙基公司诉环保署案”中再次强调了这一立场。^[56]

2. 价值性概念的利益衡量

风险概念的价值性判断，实质是对相互冲突的行政法原则及其背后法益的衡量：一端是风险预防原则与生态环境质量、公众健康等法益；另一端是处罚法定原则与企业经济利益和经营自由等法益。利益衡量虽无一定之模式，但全面考虑各种应纳入的利益、赋予相关利益以恰当的权重以及合比例性，是无瑕疵利益衡量的基本要求。^[57]对此，可援用阿列克西的“分量公式”来避免现实利益不可通约的难题，以规范为基点促进衡量的理性化。该公式为：^[58]

$$Ga. b = \frac{Wa \times Ia \times Ra}{Wb \times Ib \times Rb}$$

该公式表达了在给定条件下两个冲突原则及其背后法益的优先关系。公式选取了三个变量：（1）原则的“抽象分量”，用W表示。原则的抽象分量既可以根据法益的客观价值序位确定，也可能取诸社会通行的价值观念。（2）为满足此原则而使彼原则受侵犯的强度，用I表示。（3）经验确定性，用R表示。用行政法的话语表达，经验确定性即事实认定的确证程度。阿列克西用“轻”（light, $2^0 = 1$ ）、“中”（moderate, $2^1 = 2$ ）、“重”（serious, $2^2 = 4$ ）三个刻度，来表示冲突原则的抽象分量和受侵犯强度这两个变量；对经验确定性则以“可靠”（reliable, $2^0 = 1$ ）、“可成立”（maintainable or plausible, $2^{-1} = 1/2$ ）、“不真实”（not evidently false, $2^{-2} = 1/4$ ）来分别表达。^[59]三个变量之积即为冲突原则的相对分量（Ga. b），如果 >1 ，则原则a优先；反之则原则b优先。

以“恶臭案”为例。该案中，环境风险无疑客观存在，但如何进行价值判断从而认定其法律上的风险，涉及风险预防原则（对应健康权，以a表示）与处罚法定原则（对应经营自主权，以b表示）之间的衡量。按照分量公式，可作如下分析：（1）就受侵犯强度而言，满足风险预防原则（健康权）将使处罚法定原则（经营自主权）受到暂时性限制（Ib，企业停业整顿）；反之，则可能使风险预防原则（健康权）蒙受难以恢复之损害（Ia，村民患病）。相比之下，前者显然较后者的侵犯程度为轻，可赋值：Ia = 4、Ib = 2。（2）在抽象分量方面，根据生命法益优先于身体法益、身体法益优先于财产法益的一般原理，^[60] Wb

[55] See Reserve Mining Co. v. United States, 498 F.2d 1073 (8th Cir. 1974).

[56] See Ethyl Corp. v. EPA, 541 F.2d 1 (D. C. Cir. 1976).

[57] BVerwGE 131, 41 (62). 转引自詹镇荣：《电信法之不对称管制措施之形塑及界限》，台湾《“中研院”法学季刊》第16期（2015年3月）。

[58] See Robert Alexy, *A Theory of Constitutional Rights*, translated by Julian Rivers, Oxford University Press, 2002, p. 408.

[59] See Robert Alexy, *On Balancing and Subsumption, A Structure Comparison*, 16 Ratio Juris 436 - 447 (2003).

[60] 参见黎宏：《刑法总论问题思考》，中国人民大学出版社2007年版，第355页。

较 W_a 显著为轻, 可赋值: $W_a = 4$, $W_b = 1$ 。(3) 在经验确定性方面, 根据居民身体反映判断环境风险存在, 只能视为可能成立的范畴, 不妨设 $R_a = 1/2$; 而根据无罪(责任)推定原则, 应推定盛兆公司不存在违法行为, $R_b = 1$ 。将以上变量代入“分量公式”, 可得出环境风险“存在”的结论, 即:

$$G_{a.b} = \frac{4 \cdot 4 \cdot 1/2}{1 \cdot 2 \cdot 1} = 4 > 1$$

(三) 判断余地的运用边界

引入判断余地绝不意味着环境行政处罚构成要件的去标准化。相反, 从环境管理的科学性和行政处罚的明确性出发, 精细化、严格化的规范模式应当居于主导地位, 而判断余地的运用须受多重限制。首先, 判断余地的适用具有补充性, 在既有环境标准无法涵摄时方能适用。其次, 基于目的正当原则, 对权利的额外限制必须是为了“紧迫的”“实质的”或“重要的”公共利益。^[61]具体到行政处罚上, 突破环境标准运用判断余地的目的, 也仅限于保护风险威胁下的公众健康、生态安全等重要且紧迫的公共利益。最后, 在法律效果上, 作为目的正当原则的延伸, 行政处罚的目的是制止迫在眉睫的重大风险。这意味着, 只有责令停产停业等能力罚才是无瑕疵的裁量决定, 原则上禁止财产罚和人身罚。

四、恢复功能之补强: 生态恢复责任的校正与补充

(一) 生态恢复作为行政法责任

我国现行立法主要基于环境民事公益诉讼制度, 通过司法权的作用, 以民事责任方式来实现生态恢复。民事诉讼法第 55 条和环境保护法第 58 条确立了环境民事公益诉讼制度, 《最高人民法院关于审理环境民事公益诉讼案件适用法律若干问题的解释》(以下简称“环境民事公益诉讼解释”)第 1 条、第 20 条授权符合法律规定的机关和组织, 对已经损害社会公共利益或具有重大环境损害风险的违法行为提起民事公益诉讼, 请求法院判决被告实施生态修复。环境民事公益诉讼可以借助社会力量弥补政府规制的不足, 但在现行法律体系下, 司法权主导的私法性生态恢复责任并不具备扎实的规范基础, 亦不符合国家权力配置的功能适当原则, 应当做出调整。

第一, 民事责任有其特有的运行逻辑, “不能简单以保护生态环境的‘大道理’代替民法自治的‘小逻辑’”。^[62]在现行法律体系下, “修复生态环境”作为民事责任并不具有坚实的规范基础。侵权责任法第 15 条和民法总则第 179 条均未将“修复生态环境”作为一种独立的民事责任。民法总则(草案)第 160 条第 5 项曾将“修复生态环境”试拟为一种单独的民事责任承担方式, 但最终审议通过的民法总则并未将“修复生态环境”责任列入第 179 条。可见, 将“修复生态环境”作为民事责任, 其立法论根基并不牢靠。

退而求其次, “修复生态环境”作为民事责任能否在解释论上自圆其说? 或者说, 民法总则删除“修复生态环境”责任是否意味着现有民事责任体系已足以包容该责任形式? 答案同样是否定的。在现有的民事责任承担方式中, 与“修复生态环境”责任最为接近的是

[61] 参见刘权:《目的正当性与比例原则的重构》,《中国法学》2014年第4期,第147页。

[62] 吕忠梅、窦海阳:《修复生态环境责任的实证解析》,《法学研究》2017年第3期,第126页。

“恢复原状”，但二者存在较大差异。“恢复原状”不能包容或推导出“修复生态环境”的意涵。首先，使用“恢复原状”的法律条款主要有民法通则第117条、民法总则179条、物权法第36条、合同法第97条和223条、侵权责任法第15条，涉及物权保护、合同解除、侵权责任等内容。根据民法学者的见解，物权保护和侵权责任上的“恢复原状”含义一致，均指“在有体物受到损害时，通过修理、重作、更换的方式，使该物恢复到损坏发生之前的状态”；^[63]而作为合同解除效果的恢复原状则仅“适用于原物的占有移转或复原登记的场合，从权利的角度讲，属于物的返还请求权”。^[64]即是说，恢复原状主要指对有形物的修复或返还，而修复生态环境则是对无形的生态环境及其服务功能的填补，二者不可同日而语。并且，对不可逆转的生态环境损害往往只能适用替代性修复，这与针对同一或同类物的恢复原状也有区别。其次，恢复原状指向私人主体的民事权益，具有支配性、排他性，而修复生态环境指向环境公共利益，任何个人和组织都不能处分和独占。因此，将修复生态环境归为民事责任，在解释论上也不能自洽。

第二，尽管历史上任何分权体制都无法避免某种程度的权力混合，但确保“功能—机关”正确勾连以促进国家决策理性化的功能适当原则，仍是现代国家权力配置的基本教义。^[65]生态恢复责任的定性就涉及司法机关与行政机关之间的权力配置。司法权的本质是判断权，根据证据事实与既定的法律规范判断是非曲直；行政权的本质是管理权，旨在积极主动地形塑社会。^[66]二者的功能分野在于，“行政是追求利益的作用，所以除了要具备合法性之外，还要具备合目的性。此即与司法不同，司法的唯一目的……即是尽可能正确地法的判断”。^[67]就环境保护而言，行政机关在能动性、灵活性、效率性以及专业知识上具有司法机关不可比拟的优势，事后的司法救济难以取代，故环境国被认为只是“加强版的行政国”而已。^[68]据此，将生态恢复归为纯粹的民事责任，有逾越司法权和行政权功能边界之虞：（1）在专业能力方面。环境修复具有深度的科技背景，囿于有限的司法资源和专业知识，处理复杂的环境修复问题并非法院所长。相比之下，环境行政机关具有更强的专业技术优势。这是因为，中国具有一个根据条块进行专业分工的庞大行政体系，一个行政机关往往长期与主管领域保持接触，从而形成较为全面、深入的知识或经验。^[69]综观“环境民事公益诉讼解释”第12、23、26条和《最高人民法院、民政部、环境保护部关于贯彻实施环境民事公益诉讼制度的通知》第4-6条的规定，都足见诉讼过程中法院对行政机关专业知识及执法配合的依赖。同时，审判实践中也屡屡暴露出法院在这方面专业性的不足。例如，有的判决对生态修复资金仅作出“用于环境修复”的笼统表述，对具体修复方案语焉不详；^[70]有的判决仅关注个别土壤污染物的减少，未考虑土壤生态系统服务功能

[63] 冉克平：《民法上恢复原状的规范意义》，《烟台大学学报（哲学社会科学版）》2016年第2期，第16页。

[64] 崔建远：《解除效果折衷说之评论》，《法学研究》2012年第2期，第54页。

[65] 参见张翔：《我国国家权力配置原则的功能主义解释》，《中外法学》2018年第2期，第284页以下。

[66] 参见孙笑侠：《司法权的本质是判断权——司法权与行政权的十大区别》，《法学》1998年第8期，第34页。

[67] 翁岳生：《司法权发展之趋势》，载翁岳生：《法治国家之行政法与司法》，台湾月旦出版公司2009年版，第347页。

[68] 参见毕竟悦：《环境国的法律原则构建》，《法治社会》2016年第5期，第74页。

[69] 参见宋亚辉：《环境管制标准在侵权法上的效力解释》，《法学研究》2013年第3期，第46页。

[70] 见“泰州市环保联合会与江苏常隆农化有限公司、泰兴锦汇化工有限公司等环境污染责任纠纷案”，江苏省高级人民法院（2014）苏环公民终字第00001号民事判决书。

的整体修复。^[71] (2) 在规则形成方面, 法官造法在我国并不具有充分正当性, 司法活动主要是个案处置, 难以形成普适的法律规则。从环境民事公益诉讼的实践情况看, 不仅生态环境损害认定的标准存在争议,^[72] 修复的方案和要求也不尽一致。^[73] 因此, “面对环境要素和自然资源受到普遍的侵害和破坏的情况, 首要的解决措施和第一道防线并不应当是求助于司法机关的个案裁量, 而是应当通过加强行政执法以及行政法上的制度创新实现规则之治”。^[74]

鉴此, 目前单一的私法性生态恢复法律责任, 应当转变为以行政法责任为主导。大致思路是: 在各个环境单行法中分别规定生态环境损害的认定标准, 并设定相应的行政处罚责任形式, 明确行政权在生态环境恢复中的基础性作用。2017年修订的行政诉讼法已授权检察机关提起公益诉讼, 如果行政机关怠于履行生态恢复职责, 且检察机关不提起行政公益诉讼的, 环境公益组织仍可通过环境民事公益诉讼寻求解决。

(二) 生态恢复责任作为行政处罚之证成

行政法通说认为, 恢复是民事责任的特有功能, 单纯命令违反义务人除去违法状态或停止违法行为, 因不具制裁性和额外不利效果而不能作为行政处罚。^[75] 因此, 生态恢复责任能否作为行政处罚, 须从理论上加以证明。

第一, 通说秉持衡平正义的处罚观, 即通过对违法者施加一种抵消性的利益剥夺来实现法益衡平, 强调对违法者的报应功能。^[76] 实际上, 现代法律责任理论上已逐渐摒弃绝对刑罚意义上的衡平正义观, 主张法律责任是由违反第一性义务而招致的第二性义务, 旨在“补救受到侵害的合法权益, 恢复被破坏的法律关系(社会关系)和法律秩序(社会秩序)”。^[77] 在实证法层面, 民事和刑事法律责任都已突破“制裁”和“恢复”的公私法边界。民法早在1763年英国“赫克诉莫尼案”中就确定了惩罚性赔偿金。^[78] 我国自1993年消费者权益保护法第49条首次引入惩罚性赔偿以来, 惩罚性赔偿陆续被食品安全法第148条、侵权责任法第47条接纳, 并最终写入民法总则第179条当中。刑法在20世纪70年代则兴起了恢复性司法模式, 主张转变“为惩罚而惩罚”的传统观念, 追求社会关系的恢复, 如今已从补偿被害人发展到对生态环境、公众健康等社会性伤害的恢复。^[79] 我国司法实践中, 就曾出现过“邱天仕等失火案”这种判处缓刑同时责令种树护林的判决。^[80] 在民法和刑法

[71] 见“镇江市生态环境公益保护协会诉唐长海环境污染侵权赔偿纠纷案”, 江苏省镇江市中级人民法院(2015)镇民初字第00002号民事判决书。

[72] 如对海洋环境容量损失和生态服务功能损害的认定争议。见“利海有限公司与威海市海洋渔业局船舶油污污染损害赔偿纠纷上诉案”, 山东省高级人民法院(2014)鲁民四终字第193号民事判决书。

[73] 例如, 有的案件主要判决支付费用的金钱修复, 见“常州市环境公益协会与储卫清、常州市博尔物资再生利用有限公司等环境污染责任纠纷公益诉讼案”, 江苏省常州市中级人民法院(2014)常环民初字第2号民事判决书; 有的案件主要判决采取补种树木的功能修复, 见“中华环保联合会与无锡蠡管委环境侵权案”, 江苏省无锡市滨湖区人民法院(2012)锡滨环民初字第0002号民事判决书。

[74] 王明远:《论我国环境公益诉讼的发展方向:基于行政权与司法权关系理论的分析》,《中国法学》2016年第1期,第65页。

[75] 参见洪家殷:《行政处罚法论》,台湾五南图书出版股份有限公司2006年版,第11页。

[76] 参见前引[16],陈清秀书,第7页。

[77] 参见张文显:《法律责任论纲》,《吉林大学社会科学学报》1991年第1期,第1页以下。

[78] 参见杨立新:《我国消费者保护惩罚性赔偿的新发展》,《法学家》2014年第2期,第78页以下。

[79] 参见刘东根:《恢复性司法及其借鉴意义》,《环球法律评论》2006年第2期,第236页以下。

[80] 见重庆市忠县人民法院(2006)忠刑初字第157号刑事判决书。

都已与时俱进的情形下,行政处罚继续抱持制裁与恢复的公私法二元区隔,已经不合时宜。

第二,制裁性作为判断行政处罚的实质标准,并不确切。以没收违法所得和责令停产停业为例。由于违法行为本就不具有正当性,故没收违法所得并不能构成“额外”不利后果,也就算不上行政处罚;责令停产停业虽然是行政处罚法明列的处罚种类,但若相对人的生产经营本就是在违法状态下实施的,责令停产停业就只是制止违法行为,而非额外限制或剥夺合法取得的行为资格。^[81]此外,关于责令限期拆除违法建筑物或构筑物等行为是否有制裁性,不同法院的认定也是南辕北辙。^[82]即使对同一行政责任而言,制裁与恢复之间的界限也并非泾渭分明,其定性可能取决于指向的对象。一位主张制裁性标准的学者曾以责令补种树木为例阐明行政处罚的制裁性:“补种盗伐株数10倍的树木,不是等价性的修复。而是一种惩罚,因而属于其他行政处罚。相反,如果这里的规定是‘责令补种与盗伐株数相等的树木’,那就属于责令纠正违法了。”^[83]如果不拘于本案行政法律关系,补种树木虽对违法相对人而言具有制裁性,但对受损的森林生态系统及其服务功能的利益相关者而言,则又具有恢复性。而且,简单补种树木在很多情况下连恢复现状都尚且不能,更遑论产生额外的制裁效果。

第三,从学说史上看,早在20世纪90年代就有行政法学者提出,行政处罚根据处罚结果的不同,可以分为行为罚和救济罚两类,救济罚即是恢复被侵害的权利、秩序或为了使侵害不再继续,而对违法者进行的处罚。^[84]在此基础上,还有学者区分了行政处罚的“相对惩罚性”和“绝对惩罚性”,绝对惩罚性强调额外制裁,而相对惩罚性则旨在促使当事人继续履行法定义务或以其他方式达到与履行义务相同的状态,这与恢复性法律责任的内涵如出一辙。^[85]

第四,从处罚目的上分析,我国行政处罚法第1条明确宣示了“维护公共利益和社会秩序”的立法目的。这表明,行政处罚不仅强调法律报应,还须兼顾受损公共利益及社会秩序的矫正与衡平。生态恢复责任旨在督促企业矫正其违法行为对整体生态环境造成的负外部性,契合行政处罚维护公共利益的制度目的,理应作为一种处罚形式纳入行政处罚。

最后,判断某法律责任是否是行政处罚,除了制裁性这一实质标准外,还包括形式标准:该责任能否归入行政处罚法第8条列举的6种法定处罚形式,或者是否写入相关立法的“罚则”或“法律责任”章节内。^[86]生态恢复责任虽不是行政处罚法列举的处罚形式,却以特别规范的形式被规定在水污染防治法、固体废物污染环境防治法等法律的“法律责任”专章内。就形式标准而言,将其归为“法律、行政法规规定的其他行政处罚”无可非议。

(三) 作为行政处罚构成要件的“生态环境损害”

生态环境本身具有一定的自净能力和承载容量,只有违法行为导致生态环境损害时,

[81] 参见前引〔4〕,陈鹏文,第102页。

[82] 见“韩××诉杭州市国土资源局处罚案”,杭州市滨江区人民法院(2013)杭滨行初字第7号行政判决书;“牛凤英与北京市西城区城市管理综合行政执法监察局行政强制纠纷上诉案”,北京市第二中级人民法院(2014)二中行终字第96号行政判决书。

[83] 参见前引〔4〕,胡建森文,第76页以下。

[84] 参见张尚鸞主编:《走出低谷的中国行政法学——中国行政法学综述与评价》,中国政法大学出版社1991年版,第236页。

[85] 参见李岳德:《〈中华人民共和国行政处罚法〉释义》,中国法制出版社1996年版,第88页以下。

[86] 参见前引〔4〕,胡建森文,第72页。

才需要法律介入。也就是说,生态环境损害应作为生态恢复行政处罚责任的事实性构成要件。“生态环境损害”的内涵目前尚不明确。环境保护法第5条、第64条仅规定污染环境和破坏生态造成损害的行为应承担侵权责任。“环境民事公益诉讼解释”第19条创设了“生态环境损害”的概念,但未对其进行界定。参照环保部2016年发布的《生态环境损害鉴定评估技术指南·总纲》(以下简称“环损鉴定总纲”),可从规范和技术角度对生态环境损害的范围及其判断方法加以阐明:(1)关于生态环境损害的范围。“环损鉴定总纲”第3.2条从规范角度对“生态环境损害”进行了定义,“指因污染环境、破坏生态造成大气、地表水、地下水、土壤等环境要素和植物、动物、微生物等生物要素的不利改变,及上述要素构成的生态系统功能的退化”。由此,生态环境损害应是特指生态环境特性的不利改变和生态系统服务功能的退化,从而排除了侵权法意义上的环境侵害。(2)生态环境损害的判断主要依靠定量分析,而非规范上的定性描述所能解决。对此,“环损鉴定总纲”第5.2.3条列举了“环境介质中特征污染物浓度”“指示物种种群数量或密度”等7项指标。任何一项指标与基线相比存在显著差异,即可认定为生态环境损害。

(四) 生态恢复行政处罚责任的展开

“环境民事公益诉讼解释”和《生态环境损害鉴定评估技术指南·损害调查》分别规定了两组不同的生态环境恢复责任形式。前者将之分为“恢复原状”“替代性修复”“赔偿生态环境受到损害至恢复原状期间服务功能损失”“承担生态环境修复费用”四种;后者则规定了“基本恢复”“补偿性恢复”“补充性恢复”三种责任形式。这两组责任形式各有其合理性,但也存在概念不严谨、内涵重复的弊病。例如:恢复原状作为民事责任并不确切;赔偿生态服务功能损失与生态环境修复费用均为金钱责任;“基本恢复”“补偿性恢复”“补充性恢复”则主要是生态学的概念,作为法律概念可沟通性不强。根据恢复手段的不同,本文尝试提出以下三种生态恢复行政处罚的基本形式。

1. 直接性恢复

直接性恢复,是指在原生态环境及其向公众或其它生态系统提供服务的能力尚未遭到永久性破坏的前提下,行政机关直接责令违法企业采取人工措施对受损的生态环境及生态系统服务能力加以恢复。这种恢复形式具有基础性,目的是尽可能恢复生态环境及其生态系统服务的原有功能,重新达致生态平衡状态。

在适用条件上,直接性恢复受限于一定的损害状态、空间范围和环境要素。就损害状态而言,直接性恢复适于损害程度不大、恢复的技术难度和经济成本不高的情形;如果环境污染和生态破坏在现有技术条件下难以恢复,或恢复原状经济代价过高而明显不合比例,则宜采其他责任方式来代替。就空间范围而言,直接性恢复通常只适用于较封闭的生态环境。对于一些范围宽广或开放的生态系统,其效果往往难尽如人意。譬如,在“绿发会诉康菲石油和中海油海洋生态环境破坏案”中,原告要求被告将生态环境恢复到事故发生前的状态,但渤海的生态环境承载力比较薄弱,强行恢复原状不仅技术上无法实现,还可能造成二次污染。^[87]就环境要素而言,直接性恢复主要适用于植被、土地、水体等有形环境

[87] 参见石春雷:《论环境民事公益诉讼中的生态环境修复——兼评最高人民法院司法解释相关规定的合理性》,《郑州大学学报(哲学社会科学版)》2017年第2期,第24页。

要素,对于大气、能源等无形环境要素则无能为力。

在具体运用上,现行森林法、草原法规定的补种树木和恢复植被均可归为直接性恢复的范畴;司法实践中的直接性恢复判决更加丰富,除了判决被告补种植被、恢复林地功能外,一些法院还判决被告采取限期消除水体危害、〔88〕对废弃物进行无害化处理、〔89〕修复土壤和消除污染危险〔90〕等措施。这些判决对直接性恢复的运用作出了有益探索,但尚未明确恢复的“质量”标准。对此,可以参照环保部《环境损害鉴定评估推荐方法(第II版)》和“环损鉴定总纲”提出的“生态环境基线水平”标准加以科学量化。〔91〕生态环境基线是指污染环境、破坏生态行为未发生时,评估区域内生态环境及其生态系统服务的状态。一般而言,基线的确定方法包括“历史法”“对照法”“模型法”“环境基准或国家和地方发布的环境质量标准”4种。〔92〕在我国,相应领域的行政技术标准对行政执法具有事实约束力,〔93〕故在确定基线水平时应优先考虑第4种方法。

2. 替代性恢复

替代性恢复,是指在原生态环境及其生态系统服务功能遭受永久性损害,或者原地进行直接性恢复的技术难度和边际成本过高的情况下,责令违法企业通过替代项目承担责任的方式。替代性恢复秉持环境法的整体主义思维,不拘泥于一时一地的得失,而是通过法律拟制的形式来弥补生态环境损害。目前替代性恢复主要见于“环境民事公益诉讼解释”第20条,但该条对其适用条件和方式语焉不详。在司法实践中,替代性恢复的履行方式也仅限于在判决被告承担生态环境修复费用时,作为一种资金用途来表述。〔94〕

从法理上讲,替代性恢复的设计应遵循“联结性”要求,否则可能导致无的放矢甚至滥竽充数。作为一个实证法概念,“联结性”最早由美国环保署《补偿环境项目政策》提出,系指“违法行为与补偿项目之间的合理关系”,只有当替代项目的设计有助于“减少未来发生类似违法行为的可能性”、“减少本案违法行为对公众健康或生态环境的负面影响”或“减少违法行为对公众健康或生态环境可能造成的总体性危害”三个目的时,方可视为存在合理联结。〔95〕根据联结性的法理,可尝试推导出替代性恢复的若干形式。

第一,促进更优守法的替代性恢复责任。这是指责令违法企业在法定要求之上,通过污染减量化、循环利用和无害化处理等方式,全面减少环境有害物质的排放,旨在通过课以企业其他超出法律规定的环境保护义务,以减少未来类似违法行为的发生。其具体包括责令企业从源头削减污染物排放、在生成过程中回收废物、安装高于现行环境标准的末端

〔88〕 见“中华环保联合会、贵阳公众环境教育中心与贵阳市乌当区定扒造纸厂水污染责任纠纷案”, <http://www.chinacourt.org/article/detail/2014/07/id/1329674.shtml>, 2018年7月9日访问。

〔89〕 见“贵阳公众环境教育中心诉贵州贵建恒大混凝土公司固体废物污染案”, <http://www.guizhoucourt.cn/jxjs/2645.jhtml>, 2018年7月9日访问。

〔90〕 见“江苏省常州市人民检察院诉许建惠等环境公益诉讼纠纷案”, 江苏省常州市中级人民法院(2015)常环公民初字第1号民事判决书。

〔91〕 参见前引〔62〕, 吕忠梅等文, 第132页。

〔92〕 见《总纲》第5.2.1条。

〔93〕 参见关保英:《论行政法中技术标准的运用》,《中国法学》2017年第5期,第229页。

〔94〕 见“北京市朝阳区自然之友环境研究所、福建省绿家园环境友好中心与谢知锦、倪明香等侵权责任纠纷案”, 福建省南平市中级人民法院(2015)南民初字第38号民事判决书。

〔95〕 See Interim Revised EPA Supplemental Environmental Projects Policy Issued, Federal Register/Vol. 60, No. 90/Wednesday, May 10, 1995/Notices, p. 24858.

处理技术、提高能效和资源利用效率等。^[96]

第二，促进公众福祉的替代性恢复责任。这是指责令违法企业采取措施弥补公众健康和周围生态系统服务功能的损失，旨在减少违法行为对环境利益相关者的不利影响。它既包括对公众健康造成的实际或潜在危害进行诊断、预防和治疗，也包括提供相关的设施或物品以满足公众的基本环境健康需求。^[97]当然，这类责任仅适用于违法行为存在明确的利害关系人的情形；如果违法行为发生在远离人群的空旷地域或开放空间，则难以适用。对此，美国《补偿环境项目政策》指出，当替代项目的主要影响范围系违法行为的发生地，或者在同一个生态系统内的其他地点或邻近地理位置时（违法行为发生地半径 50 英里内），更易建立联结。^[98]

第三，促进环境整体价值的替代性恢复责任。这是指通过法律拟制方式创设若干环境价值相当的替代形式，从而在整体意义上减少违法行为的生态环境损害。在此方面，最高人民法院提出的“同质量异数量”和“同价值异等级”概念颇具启示。“同质量异数量”和“同价值异等级”的原理大致相同，都是根据一定系数公式将生态环境损害折算为不同数量或等级来进行替代修复。土地整治领域的“数量质量按等级折算法”就基本采用了此种方法。^[99]《耕地占补平衡考核办法》第 11 条规定，补充耕地应高于或等于被占用耕地等级；确实无法实现等级相同的，应选择等级接近的项目，按照数量质量等级折算方法增加补充耕地面积。此外，在总量控制框架下，还可基于环境容量利用权之非占有、非排他和可交易的属性，责令违法企业购买或清缴一定倍率的环境容量交易指标（如排污权、碳排放权）来实现替代性恢复。

3. 恢复性罚款

一般而言，破坏生态环境的违法行为都有对应的罚款责任，但现有的罚款主要是对违反管理秩序行为的制裁，没有反映生态恢复的要求。生态环境恢复具有很强的专业性，且实施周期较长，企业未必具备修复能力，在其无能力履行或履行存在严重瑕疵的情况下，行政机关可直接处以恢复性罚款。对于收缴的罚款，不宜作为一般罚款上缴国库，而应统一纳入环境保护政府基金，由相关行政机关或法院申请专款用于恢复或指定有治理能力的单位代为实施。

水污染防治法第 85 条、水土保持法第 56 条等法律规范已初步建立了代履行制度，费用由违法企业承担。从行政的及时性和灵活性考虑，代履行费用完全可以转化为恢复性罚款。但与事后支付的代履行相比，罚款须通过量化规则预先确定。目前生态学上运用较普遍的量化方法是替代等值法，该方法已在我国“环损鉴定总纲”、《海洋溢油生态损害评估技术导则》和美国清洁水法、超级基金法、油污法案中得到肯认。^[100]替代等值法的基本原理是

[96] 参见张建宇等：《美国环境执法案例精编》，中国环境出版社 2013 年版，第 56 页以下。

[97] 例如，对于某造纸厂以渗坑方式违法排放污水造成地下水严重污染的，可责令造纸厂建立一个新的供水系统以提供当地居民的饮用水和灌溉用水；对于发电厂排放大气污染物严重影响周边居民生活的，可责令其为受影响的公众购置空气净化器、防护口罩等。

[98] See Final EPA Supplemental Environmental Projects Policy Issued, Federal Register/Vol. 63, No. 86/Tuesday, May 5, 1998/Notice, p. 24798.

[99] 具体折算模型及公式，参见陈海燕等：《补充耕地数量质量按等级折算的应用研究——以大理至丽江铁路为例》，《中国农业资源与区划》2014 年第 1 期，第 110 页以下。

[100] 参见牛坤玉等：《自然资源损害评估在美国：法律、程序以及评估思路》，《中国人口·资源与环境》2014 年第 S1 期，第 345 页以下。

以资源和生态服务功能作为计量单位,对损失的资源和生态服务功能进行贴现。参照“环
损鉴定总纲”第8.1-8.2条,替代等值分析应优先采用资源对等法和服务对等法,将受损
的生态环境折算为相应的自然资源量或生态服务量,再通过对受损量、补偿量和补偿规模
三个变量贴现来折算成相应的货币值。

在恢复成本明显超过收益和企业的经济承受能力,或者生态环境遭受永久性损害,且
企业无能力实施替代性修复或没有合理替代方案的情况下,替代等值法便无法适用。这时,
可采用“总纲”附录B推荐的直接市场价值法和揭示偏好法来确定罚款金额。直接市场价
值法基于生产率和生产要素收入的变动以及疾病引起的损失来确定罚款,适合评估可交易
资源的使用价值;揭示偏好法根据自然人的优质生态环境的支付预期来确定罚款,适于评
估空气质量恶化等无形环境要素的价值。

Abstract: Administrative penalties are the fundamental means of environmental law enforcement. However, a review of the current environmental quality in China shows that the regulatory function of administrative penalties has not been given full play to. And an examination from the perspective of functional system shows that the environmental administrative penalty system is inadequate in the following three dimensions, i. e., legal deterrence, risk prevention and ecological restoration. In the legal deterrence dimension, China should establish an illegal benefit deprivation system in environmental fines. In this system, the scope of illegal benefit deprivation should include positive benefits and negative benefits, and the legal nature of illegal benefit deprivation should be positioned on accumulative penalty between the maximum of statutory penalty and the total amount of illegal benefit, but should be limited to the benefit deprivation of the relative person of non-compliance action in cases per se. In the risk prevention dimension, risk beurteilungsspielraum should be given to administrative organs on the basis of undefined legal concepts, so as to plug loopholes in risk prevention. On the one hand, we should use analogy, prediction and the lower standard of proof to determine the undefined legal concept of reality, and on the other hand, we should use Robert Alexy's weight formula to make appropriate judgment on undefined legal concept of value. In the ecological restoration dimension, the first priority is to clarify the dominant role of administrative power in ecological restoration in terms of norm and function, then to prove that it pertains to administrative penalty in theory. On this basis, we could establish systematic ecological restoration responsibilities in administrative penalties from three perspectives of direct restoration, alternative restoration and restorative fines.

Key Words: environmental administrative penalties, environmental regulation, environmental law enforcement, risk prevention, ecological restoration
