

DOI: 10.5846/stxb201406031144

张小飞,王仰麟,李正国,林彬勒,宋治清,谭杰扬.基于氮排放估算的区域生态风险评价——以中国台湾地区为例.生态学报,2016,36(4): - .
Chang X F, Wang Y L, Li Z G, Lin B L, Song Z Q, Tan J Y. Regional ecological risk assessment based on nitrogen export: A case study in Taiwan. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(4): - .

基于氮排放估算的区域生态风险评价 ——以中国台湾地区为例

张小飞^{1,2}, 王仰麟^{1,2}, 李正国^{3,*}, 林彬勒⁴, 宋治清¹, 谭杰扬³

1 北京大学城市与环境学院, 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871

2 北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院, 城市人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055

3 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所/农业部农业信息技术重点实验室, 北京 100081

4 Research Institute of Science for Safety and Sustainability (RISS), National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba 305-8569, Japan

摘要:随着全球人口不断成长,农业生产、工业发展、能源消耗及生活消费等人类活动不断增加,对城市区域乃至区域生态系统均带来显著负面影响。为量化评估人类活动对区域生态系统的影响,本研究以人类活动产生的氮排放为切入点,选择中国台湾地区(以下简称“台湾地区”)为研究区,针对其高投入的农业生产、密集的交通工业设施及人口分布等背景,构建了区域氮排放生态风险评价研究框架。研究首先分析了 2001 年至 2010 年台湾地区农业及城市系统所产生的氮排放变化情况,并在空间上比较了各县市的氮排放差异;其次,依据各用地类型特点,定义了其对于氮排放压力的脆弱程度,藉以评估台湾地区生态风险变化及其潜在风险强度。研究结果表明台湾地区 2005 至 2010 年期间氮排放带来的生态风险值先降后升,主要原因源于期间农业活动产生的氮排放减少,但交通运输带来能源消耗却明显增加了氮排放;通过分区比较,确定低风险县市主要包括金门县、连江县、澎湖县、新竹市、嘉义市及基隆市,而台中市、屏东县、台南市、高雄市及新北市,由于农业生产活动密集且人口分布密度高,为台湾地区高生态风险区。

关键词:氮排放;生态风险评价;台湾地区;农业系统;城市系统

Regional ecological risk assessment based on nitrogen export: A case study in Taiwan

CHANG Xiaofei^{1,2}, WANG Yanglin^{1,2}, LI Zhengguo^{3,*}, LIN Binle⁴, SONG Zhiqing¹, TAN Jieyang³

1 Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

2 TheKeyLaboratoryforEnvironmentalandUrbanSciences, ShenzhenGraduateSchool, PekingUniversity, Shenzhen 518055, China

3 Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Agri-informatics, Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China

4 Research Institute of Science for Safety and Sustainability (RISS), National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), Tsukuba 305-8569, Japan

Abstract: Intense, largely uncontrolled human activities (e.g., population growth, agricultural production, industrial development, energy consumption) have negatively affected urban and regional ecosystems. Nitrogen is an essential element for all ecosystems, and nitrogen export has been a major indicator of global change. However, quantitative assessment of the anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle is still a challenge. A framework is proposed herein with respect to

基金项目:国家自然科学基金项目(41330747)

收稿日期:2014-06-03; 网络出版日期:2015- -

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lizhengguo@caas.cn

anthropogenic-derived nitrogen emissions in order to evaluate the ecological risk to urban and agricultural systems. An ecological risk is defined as the probability that a specific population, landscape, or ecosystem in a dangerous environment, will be negatively affected in terms of its health, productivity, hereditary features, or economic and aesthetic values. Taiwan's unique environmental background (i.e., intense agriculture, concentrated industry, numerous traffic facilities, and dense human population) make it ideal for this type of examination. The major human activities there have been considered in the assessment, including the daily activities of the population (e.g., industrial production, transportation, crop plantation, raising of livestock and poultry, aquaculture). Nitrogen emissions from human activities have affected the soil, water, and air in the local environment; therefore, the estimation of nitrogen exports integrated three major ecological risk sources. The degree of vulnerability for risk depends on the characteristics of the land use types, which are directly linked with urban planning. In this paper, land use types were classified as building areas, industrial areas, cultivated areas, forest lands, conservation areas, scenic areas, infrastructure, and others. A building area with different population totals and complex influences could be reclassified as commercial, residential, or rural. On this basis, we defined the degree of vulnerability of different land types based on an expert questionnaire, and we estimated the degree of regional ecological risk. Finally, strategies were proposed for local ecological protection, and these strategies incorporated the assessment results. In this paper, the temporal trend of nitrogen emissions in urban and agricultural systems is analyzed, and the degree of vulnerability from 2001 to 2010 is determined. The level of ecological risk in the Taiwan area was categorized as high, medium, or low based on comprehensive ecological risk assessment. The results indicated that the ecological risk decreased due to reduced agricultural nitrogen emissions, but increased because of higher energy consumption for transportation since 2005. In 2010, Kinmen County, Lienchiang County, Penghu County, Hsinchu City, Chiayi City, and Keelung City were classified as low-risk areas because of their low human population and agricultural intensity. However, Taichung City, Pingtung County, Tainan City, Kaohsiung City, and New Taipei City were determined to be at high risk because of higher emissions from transportation, industry, and the raising of livestock and poultry. According to the Yearbook of Environmental Protection Statistics of Taiwan, the increase in the number of motor vehicles in 2010 was an important factor in air pollution because nitrogen oxide emissions from motor vehicles accounted for approximately 45% of nitrogen emissions in air. Inspection and enforcement against pollutions sources, promotion of clean-energy vehicles and public transportation, and controlling the increase in polluting motor vehicles would be expected to decrease air pollution effectively. In addition, water quality could be improved by reducing the discharge of industrial wastewater, sewage, and livestock wastewater, and by raising the standards of wastewater discharge based on specific rainfall characteristics. However, there has still been no significant reduction in industrial waste gas, wastewater, waste residue, livestock excreta, or energy consumption. Environmental education and sustainable developmental concepts should be promoted with the aim of changing human behavior and of mitigating the negative effects of human activities.

Key Words: nitrogen emissions; ecological risk assessment; Taiwan area; agriculture system; urban system

生态风险是生态系统暴露在某种危险环境状态下的可能性^[1],而生态风险评价则是定量化评估生态环境灾害的发生机率^[2-5],随着生态与环境风险逐渐被决策者与资源管理者重视,生态风险评价的研究与应用也更为广泛。评价对象由单一化学污染物、单一受体发展到多风险源、多受体,风险源的研究范围也由化学污染、生态事件扩展到人类活动的影响^[6-8]。目前全球气候变化、栖息地与生物多样性丧失及多重人为作用对生态系统的影响等皆是生态风险的核心研究内容^[9-10]。生态风险评价可为决策管理者提供数据收集与评估的框架,其操作过程具有一定的弹性,可依据压力源或受体的不同进行调整^[9, 11-14]。

目前与氮素及其氧化物、营养盐相关的指标已被广泛应用于生态、环境、生物化学等评估报告,并在土地利用、农业、养殖业及工业等经济活动的生态风险评价中成为关键指标^[15-17]。对有机体而言,含氮化合物是

影响水体与陆域生态系统的净初级生产力的关键物质^[18-20],随着对全球变化的日益关注,越来越多的研究开始涉及人类活动对生物地球化学循环的影响,对氮循环的影响便是其中主要的内容^[21-23]。工业革命以来,人类活动使得地表氮承载成倍增长^[24],对全球生态系统健康与环境的可持续力造成显著影响^[25]。化石燃料的大规模使用、工业高速发展不断改变氮循环的强度和方式,并带来了严重的环境问题,包括光化学烟雾、森林枯死、生物多样性丧失、酸雨、平流层臭氧耗竭及温室效应^[26-29],此外,农业生产过程中超量使用的氮肥也造成水体富营养化、空气污染、水污染、土壤酸化等问题^[30-31],缺乏有效的区域氮肥管理措施更加重了上述问题的影响范围^[32]。

基于氮素对生态系统的重要性及其对人类活动影响的指示性,本文选择中国台湾地区(以下简称“台湾地区”)氮排放为切入点,构建基于氮承载的区域生态风险评价研究框架。通过量化农业与城市系统中人类活动所产生氮排放的类型及空间差异,重点评价区域潜在生态风险程度,并提出应对氮承载压力的调适对策。

1 研究数据与方法

1.1 研究区背景

台湾地区土地面积约 36,000 km²,人口约 2,300 万人,其中台北市及高雄市人口密度达 9,500 人/km²以上,过多人口集中于都市区,产生的垃圾、废水、废气、噪音等使得环境负担加重,另外机动车保有量大、工厂密度偏高、禽畜饲养密度偏高及化石能源排放量大成为当前最主要的环境问题^[33]。台湾地区生态环境相对脆弱,在生态风险相关的应用中,自然环境方面多涉及全球变化造成气温上升、降雨改变^[34]及海平面上升及海岸侵蚀等问题;也有针对山坡地强调崩塌、地滑、冲蚀及淘刷等地质灾害的风险评估;在农业方面,主要评估了农田环境污染带来的整体生态风险^[35];城市建成区生态风险研究则主要考虑了环境污染、资源紧缺及基础设施建设等问题^[36-37]。有鉴于台湾地区城市化程度相对较高且整合人类活动的风险评估研究相对缺乏的问题,本研究选择其为研究区,进行区域生态风险评价。

1.2 氮排放估算方法

在未受人类活动干扰前,自然生态系统中氮元素循环转化过程总体处于稳定的平衡状态,不会对生态系统带来负面影响^[38]。随着工业化的进程,不断加剧的人类活动对区域生态系统的氮平衡带来巨大的冲击。为量化评估人类活动对区域生态系统的影响,本研究在农业系统和城市系统氮排放估算基础上,通过整合土地利用数据构建了区域生态风险评价研究方案(图 1)。在农业系统部分,氮排放主要考虑了农田肥料使用、

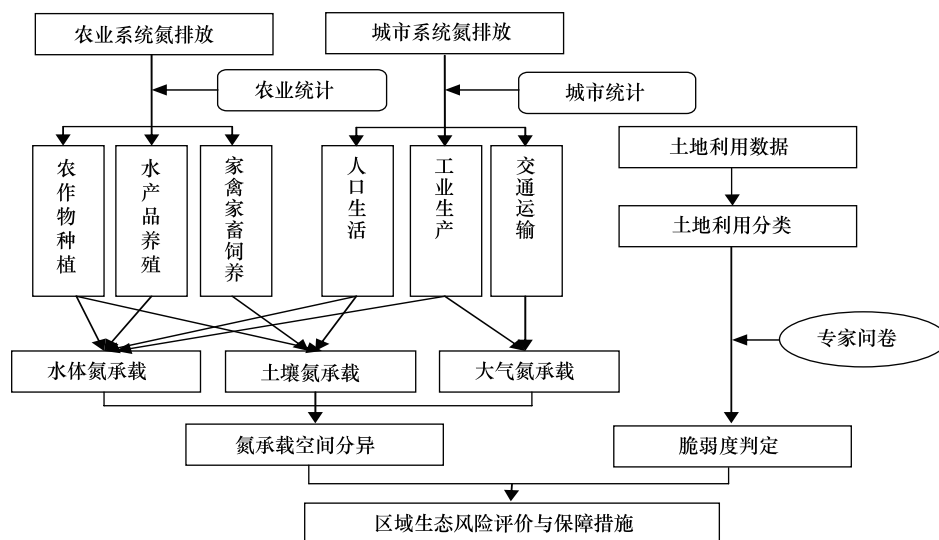


图 1 基于氮排放估算的区域生态风险评价流程

Fig. 1 Research flow of regional ecological risk assessment based on nitrogen emission estimation

作物固氮、农田灌溉、作物收获、作物秸秆还田及家禽家畜饲养、水产品养殖等。在城市系统部分,主要从人口数量、交通与产业分布等,估算生活排放、工业生产及化石燃料使用等带来的氮排放,具体数据来源及说明见表 1。

表 1 研究数据及来源介绍
Table 1 Description of data source

数据内容 Data	单位 Unit	来源 Sources
人口数 Population	persons	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
垃圾掩埋、堆置、厨余堆肥及其他量 Capacity of sanitary landfill, dumping, composting and others	tons	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
生活用水配水量 Domestic water	1000m ³	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
污水处理率 Treatment rate of the urban sewage	%	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
禽畜饲养数量 Numbers of livestock and poultry	head	农业统计年报 ^[40]
内陆养殖量 Quantity of inland aquaculture	tons	农业统计年报 ^[40]
化学肥料使用量 Consumption of chemical fertilizers	tons	农业统计年报 ^[40]
耕地面积 Cultivated area	hm ²	农业统计年报 ^[40]
主要作物产量 Yields of major crops	kg	农业统计年报 ^[40]
工业废水排放量 Discharge of industrial sewage	tons/ day	环保署水质保护处 ^[41]
运输部门能源消费 Energy consumption of transportation	10 ³ kloe	经济部能源局 ^[42]
汽机车数量 Numbers of automobiles and motorcycles	Number	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
公路密度 Highway density by length	km ² /km ²	都市与区域发展统计汇编 ^[39]
土地使用分区面积 Area of land use zones	ha	都市与区域发展统计汇编 ^[39]

1.2.1 农业系统氮排放估算

农业生产过程的氮排放总量估算(Nitrogen from agriculture, N_{agr}),主要考虑了农作物种植(Nitrogen from crop farming, N_{crp})、家禽和家畜养殖(Nitrogen from livestock-raising, N_{lives} ; Nitrogen from poultry-raising, N_{poul})、水产品养殖(Nitrogen from aquaculture-raising, N_{aqua})等农业活动产生的氮排放量。

$$N_{agr} = N_{crp} + N_{lives} + N_{poul} + N_{aqua}$$
 (1)

农作物种植过程的氮排放估算包括作为农业系统输入的含氮肥料使用(Nitrogen in fertilizer, N_{fer})、含氮灌溉用水(Nitrogen in irrigation, N_{irr})、农作物固氮(Nitrogen from biological fixation, N_{fix})、农作物秸秆还田(Nitrogen in crop residue, N_{resd}),以及作为农业系统输出的农作物收获(Nitrogen in Crop harvest, N_{harv}),计算公式如下:

$$N_{crp} = N_{fer} + N_{irr} - N_{fix} + N_{resd} - N_{harv}$$
 (2)

其中含氮肥料使用量估算考虑了化学肥料和有机肥料,化学肥料涵盖了硫酸铵、尿素、硝酸铵钙、复合肥料及其它含氮化肥的使用量,有机肥料则主要指人类、家禽和家畜粪便利用量;灌溉用水含氮量估算则主要依

据灌溉用水量和灌溉用水含氮量实测值;农作物固氮量估算则包括了豆科作物种植面积及共生性固氮速率、非豆科作物种植面积及非共生性固氮速率;农作物秸秆还田带来的氮估算主要基于秸秆年产量、还田比例以及秸秆含氮量等指标;农作物收获涉及的氮输出估算主要考虑了各类农作物产量、收获系数及其含氮量。

家禽家畜养殖过程的氮排放主要来自未回收利用的家禽家畜粪便,计算公式如下:

$$N_{lives} = Number_{lives} * (Waste_{lives} - Recycle_{lives}) * Con_{lives} * 365 \quad (3)$$

$$N_{poul} = Number_{poul} * (Waste_{poul} - Recycle_{poul}) * Con_{poul} * 365 \quad (4)$$

其中 $Number_{lives}$ (Number of livestock) 和 $Number_{poul}$ (Number of poultry) 代表各类家畜和家禽的年均存栏量, $Waste_{lives}$ (Waste amount of livestock) 和 $Waste_{poul}$ (Waste amount of poultry) 指的是各类家畜和家禽日均粪便产量, $Recycle_{lives}$ (Recycle waste amount of livestock) 和 $Recycle_{poul}$ (Recycle waste amount of poultry) 指的是各类家畜和家禽日均粪便回收量, Con_{lives} (Nitrogen content in livestock waste) 和 Con_{poul} (Nitrogen content in poultry waste) 指各类家畜和家禽粪便的平均含氮量。

水产品养殖过程的氮排放主要来自投喂饲料的未利用部分,家禽家畜粪便产生量以及回收量,计算公式如下:

$$N_{aqua} = Feed_{aqua} * Con_{feed} - Yield_{aqua} * Con_{aqua} \quad (5)$$

其中 $Feed_{aqua}$ (Amount of aquaculture feed) 代表年均投喂饲料量, Con_{feed} (Nitrogen content in feed) 指饲料中的平均含氮量, $Yield_{aqua}$ (Yield of aquaculture) 代表年均水产品产量, Con_{aqua} (Nitrogen content in aquaculture) 指水产品中的平均含氮量。

1.2.2 城市系统氮排放估算方法

城市生产生活过程中氮排放总量估算 (Nitrogen from urban, N_{urb}) 考虑了城市系统中人类生活 (Nitrogen from human living, N_{hum})、工业生产 (Nitrogen from industrial production, N_{indt}) 及交通运输 (Nitrogen from transportation, N_{tran}) 等带来的氮排放量。

$$N_{urb} = N_{hum} + N_{indt} + N_{tran} \quad (6)$$

城市系统中人类生活所产生的氮排放主要来自人类粪便 (Nitrogen of human excreta, $N_{hum-excre}$)、生活固体垃圾 (Nitrogen of living solid wastes, $N_{liv-wst}$)、生活污水 (Nitrogen of household wastewater, $N_{wst-water}$) 等,相应计算公式如下:

$$N_{hum} = N_{hum-excre} + N_{liv-wst} + N_{wst-water} \quad (7)$$

其中人类粪便带来的氮排放估算考虑了县市人口数量、人均粪便产生量、粪便平均含氮量以及粪便回收率;生活固体垃圾的氮排放估算则考虑了生活垃圾收集量 (掩埋、堆放和堆肥等)、生活垃圾平均含水量和含氮量;生活污水的氮排放通过生活污水排放量、污水处理率、污水处理后污泥产生量、污泥回填率、污泥以及污水含氮量等加以估算。

工业生产活动所产生的氮排放主要来自工业含氮废气 (Nitrogen of industrial waste gas, $N_{indt-gas}$)、工业固体废弃物 (Nitrogen of industrial solid wastes, $N_{indt-wst}$) 和工业污水 (Nitrogen of industrial wastewater, $N_{indt-water}$) 等,相应计算公式如下:

$$N_{indt} = N_{indt-gas} + N_{indt-wst} + N_{indt-water} \quad (8)$$

其中工业含氮废气和工业固体废弃物带来的氮排放估算考虑了工业废气和固体废弃物的排放量、循环回收利用率、平均含氮量;工业污水涉及的氮排放估算则主要通过工业污水排放量、工业污水处理率、污水处理后污泥产生量、污泥回填率、污泥以及污水含氮量等加以估算。

交通运输活动所产生的氮排放主要来自航空 (Nitrogen of aerial transportation, N_{air})、公路 (Nitrogen of highway transportation, N_{land})、铁路 (Nitrogen of railway transportation, N_{rail})、管线 (Nitrogen of pipeline transportation, N_{pipe}) 和水运 (Nitrogen of water transportation, N_{water}) 等各类交通工具使用化石燃料过程中的含氮废气,计算公式如下:

$$N_{\text{tran}} = N_{\text{air}} + N_{\text{land}} + N_{\text{rail}} + N_{\text{pipe}} + N_{\text{water}} \quad (9)$$

估算过程中考虑了不同交通部门所消耗化石燃料数量、类型、废气排放量及废气平均含氮量等。

1.3 区域生态风险评价方法

为分析氮承载空间差异所产生的区域生态风险,本研究将农业及城市系统中人类活动所产生的氮排放估算进行整合,分析土壤、水体及大气中的氮排放量及其区域差异,藉以表征人类活动对生态系统带来的压力值。选择不同土地利用类型作为风险受体,在风险受体脆弱度判别过程中,首先依据台湾地区用地特性将其划分为建成区、工业区、农业区、森林区、保护保育区、风景区、公共设施及其它等主要用地类型,通过用地特性反映区域生态系统组分类型特性,其中因建成区人口集中且氮排放量相对较高,人类健康受氮承载影响亦相对较大,故依据用地类型差异细分为商业区、住宅区、乡村区。进而结合专家问卷,分析在土地、水体及大气氮承载三者压力条件下,不同土地利用类型受人类活动影响的脆弱程度,其中脆弱性最高者为 10 分,最低者为 1。

表 2 氮承载风险下主要用地类型的脆弱程度

Table 2 Vulnerability degree of major land use types under Nitrogen pressure

风险类型 Risk types	建成区 Building area			工业区 Industrial area	农业区 Cultivated area	森林区 Forest land	保护保育区 Conservation area	风景区 Scenic area	公共设施 Infrastructure land	其他 Others
	商业区 Commercial district	住宅区 Residences	乡村区 Rural area							
土壤氮承载压力 Soil pressure	7	8	6	2	1	10	9	5	3	4
水体氮承载压力 Water pressure	7	8	6	1	2	10	9	5	3	4
大气氮承载压力 Air pressure	9	10	6	2	5	8	7	4	3	1

本研究单一风险影响的计算公式为:

$$\text{RISK} = \text{NC} * \text{VD} * \text{LR} \quad (\text{NC} \geq 1) \quad (0 \leq \text{VD} \leq 10) \quad (0 \leq \text{LR} \leq 1) \quad (10)$$

其中, NC 为氮承载压力值(Nitrogen Carrying capacity), VD 为不同土地利用类型的脆弱程度(Vulnerability Degree), LR 为不同土地利用类型所占比例(Land use Ratio)。为使不同风险间具有一定的可比性, NC 为上述氮排放统计以离岛金门为基础值, 取值为 1, 其他县市氮承载压力值为金门的倍数。

综合生态风险(Comprehensive Ecological Risk, CER)发生概率则为标准化后单一生态风险发生概率的总和, 计算公式为:

$$\text{CER} = \sum \text{ED} * \text{NC} * \text{VD} * \text{LR} \quad (0 \leq \text{NC} \leq 1) \quad (11)$$

其中 ED 为风险暴露强度(Exposure Degree), 其具体取值可从环境保护统计年报^[32]中获得, 本研究主要依据过去 10 年台湾地区各县市环保投入经费的差异对土地、水体及大气氮承载压力暴露强度进行加权求和, 从而获得历年各县市风险值。通过整合单一风险强度的计算结果, 进而分析综合生态风险的空间差异, 判断出高风险区域, 针对其原因制定风险防范方案与相应保障措施。

2 结果与讨论

2.1 农业系统氮排放时空差异

从台湾地区 2001—2010 年农业系统氮排放的变化来看(图 2), 农作物种植中肥料投入产生的氮比重相对最高, 其中硫酸铵、尿素等化学肥料所占肥料的氮排放比重相对较高, 但随着有机肥比重的增加, 氮排放逐年减少, 农业灌溉用水带来的氮则维持在一定比重, 作物吸收氮量随作物种植面积及产量变化(表 3), 呈逐年

降低态势,其中水稻种植面积减少带来的影响较为显著,期间绿肥的种植面积及产量增加,但豆科植物种植面积及产量却减少,因而作物固氮在总量上无明显变化,随着农作物秸秆还田量逐年减少,反映了水稻、玉米及红薯等作物种植面积的减少。2001—2010 年期间,因农业生产所产生的氮排放受种植面积的减少程缓慢下降趋势,同时有机肥料的推广使用也进一步降低了化学肥料所产生的氮排放,从而在整体上降低了农业系统产生的氮承载。在家禽、家畜饲养及水产品养殖方面,家禽和家畜饲养所产生的氮排放研究时段内有所下降,在种类上以生猪为主要类型,牛羊次之,而水产品养殖所产生的氮排放一直维持在稳定的水平。总体上,农作物种植为农业系统氮排放的主要来源,约占农业氮排放总量的 94%以上。

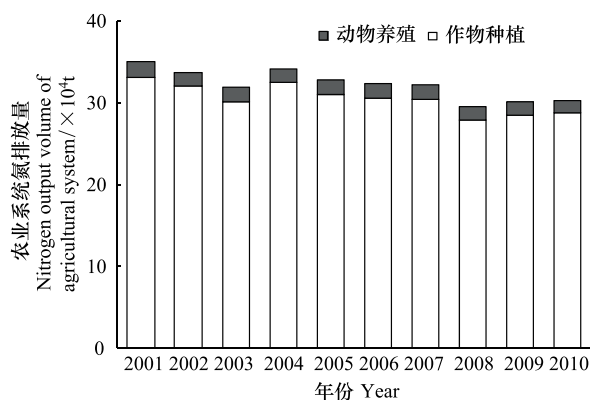


图 2 台湾地区农业系统氮排放量年际变化

Fig. 2 Nitrogen emissions of agricultural system in Taiwan area

表 3 2001—2010 年作物种植过程氮排放变化估算(万 t)

Table 3 Nitrogen emissions estimation of crop farming from 2001 to 2010 ($\times 10^4$ t)

年份 Year	含氮肥料使用 Nitrogen in fertilizer	灌溉用水 Nitrogen in irrigation	农作物收获 Nitrogen in Crop harvest	农作物固定 Nitrogen from biological fixation	秸秆还田 Nitrogen in crop residue	作物种植总排放 Nitrogen from crop farming
2001	39.4	0.4	9.8	2.1	5.4	33.2
2002	38.9	0.4	10.1	2.3	5.2	32.1
2003	36.8	0.4	9.3	2.8	5.1	30.2
2004	38.3	0.4	8.0	3.0	5.0	32.6
2005	37.0	0.4	7.8	2.6	4.1	31.1
2006	36.9	0.4	8.1	2.7	4.2	30.7
2007	36.5	0.4	7.1	2.6	3.4	30.6
2008	34.5	0.4	7.5	2.7	3.4	28.0
2009	35.1	0.4	8.0	2.6	3.7	28.6
2010	34.9	0.4	7.5	2.6	3.6	28.8

通过氮排放区域差异的比较,作物种植氮排放量以南部区域相对较高,其次为中部地区,远高于北部及东部区域;通过县市比较可见(图 3),作物种植氮排放量以南部地区屏东县最高(3.7 万 t),其次为台南市(3.2 万 t)。在动物及水产养殖方面,同样以南部区域的氮排放相对较高,其次为中部区域,二者远高于北部区域,其中云林县(0.9 万 t)更远高于其它县市,为台湾地区动物养殖活动的主要县市。总体而言,农业系统氮排放以南部区域屏东县(4.3 万 t)的总量最高,其次为台南市(4.0 万 t)。由此可推知,台湾地区农业活动相对集中于南部地区,其次为中部地区,北部及东部地区农业活动相对强度较低。

2.2 城市系统氮排放时空差异

2001—2010 年期间(图 4),台湾地区人口增长速度相对较低,2009 年人口增加率约 0.36 %^[40],因而在人类生活相关的氮排放增长率亦相对较低;在生活废弃物及污水的氮排放方面,由于处理方式改善,氮排放量明显降低,其中固体废弃物回收利用的比例逐年增加,使得掩埋及堆置的垃圾量显著减少,2005—2008 年间,固体废弃物带来的氮排放减少约 30%,在生活污水方面,氮排放的降低则主要源于污水处理率的提高。总体而言,由于生活固体废弃物回收利用和污水处理率的提升,使得与人类生活相关的氮排放总量呈现显著下降趋势(由 2005 年 11.2 万 t 降至 2010 年 7.5 万 t)。区域比较可见,北部人口总数较高相应生活固体废弃物产生的氮排放量亦相对较高,但由于污水处理率较高,生活污水氮排放量较低;在生活氮排放总量上,以县市合并

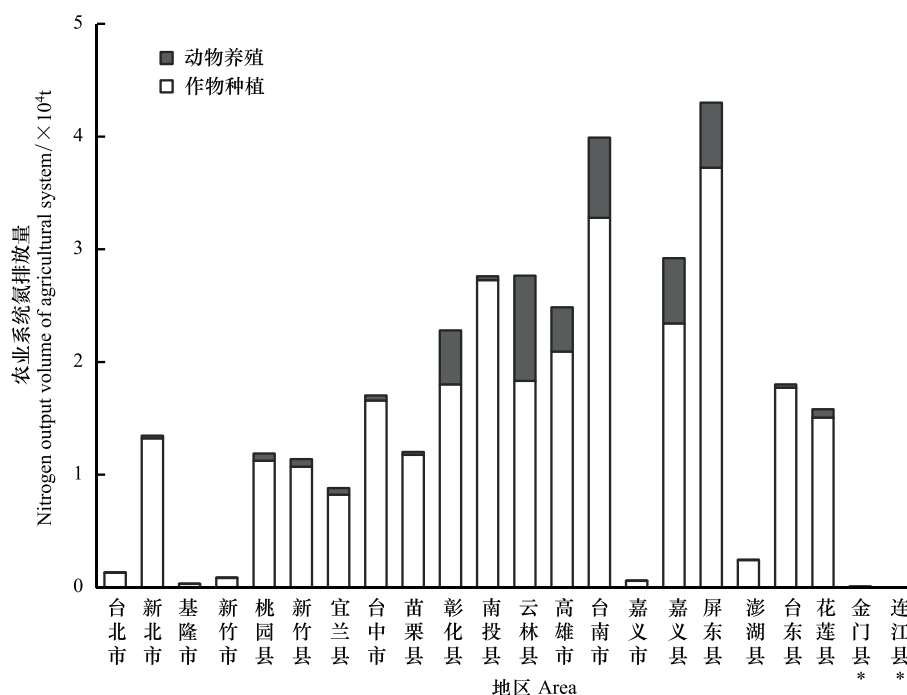


图3 2010年台湾地区农业系统氮排放区域差异

Fig. 3 Regional difference of agricultural nitrogen emissions in 2010

* 金门县及连江县数据缺失

后的台中市氮排放总量最高(1.2万t),其次为台南市(0.8万t),高雄市及桃园市(图5)。

工业生产活动带来的氮排放主要来自于工业固体废弃物与工业废水。在列入管制的工业废弃物处理方式中,以再利用方式最高,约占工业废弃物处理总量的84.96%,其次为委托或共同处理方式,约占工业废弃物处理总量的11.97%,其余少量废弃物采取自行处理或境外处理的方式^[43]。因此在工业活动的氮排放计量中,主要以工业废水为主。依据台湾地区水质保护部门统计,研究时段内工业活动产生的有机氮量有所消减。区域比较可见,工业活动氮排放以中部区域相对较高,其次为北部区域;县市以北部桃园县最高,其次为台中市。

交通带来的氮排放主要为化石燃料的使用,在消费类型上以车用汽油的消费量最高,带来的氮排放量呈稳中有降的态势,近年来交通方面的电力的消费已逐步升高,可见清洁能源的推广有一定成效。

总体而言,城市系统氮排放总量近年来以明显下降,由2005年11.2万t降至2010年7.5万t。其中以生活氮排放所占比重较高,且明显高于工业及交通氮排放。

2.3 生态风险综合评价

通过大气、土壤及水体三种风险压力源的氮排放数据整合,台湾地区的氮排放以土地上的数量明显较高,与其承载了主要社会经济活动有直接的关联性,2005—2008年间有下降趋势但2009年出现反弹。水体中的氮排放逐年降低,与生活与工业污水的完善处理率提升、水产品养殖数量下降有直接联系。但大气中的氮排

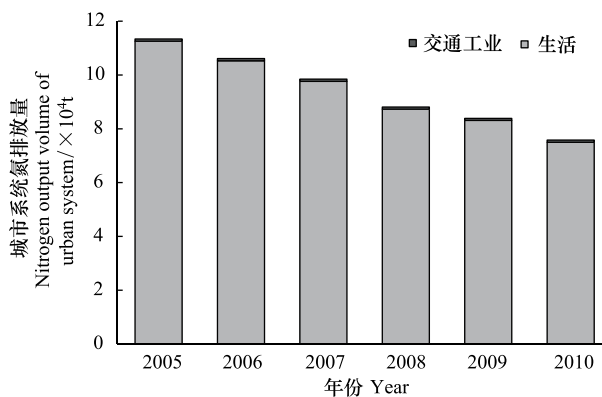


图4 城市系统氮排放量变化(2005—2010)

Fig. 4 Change of nitrogen emissions of urban system (2005—2010)

* 生活氮排放计算中生活固体废弃物处理量于2004年前统计单位不统一且2001年生活污水处理率数据缺失

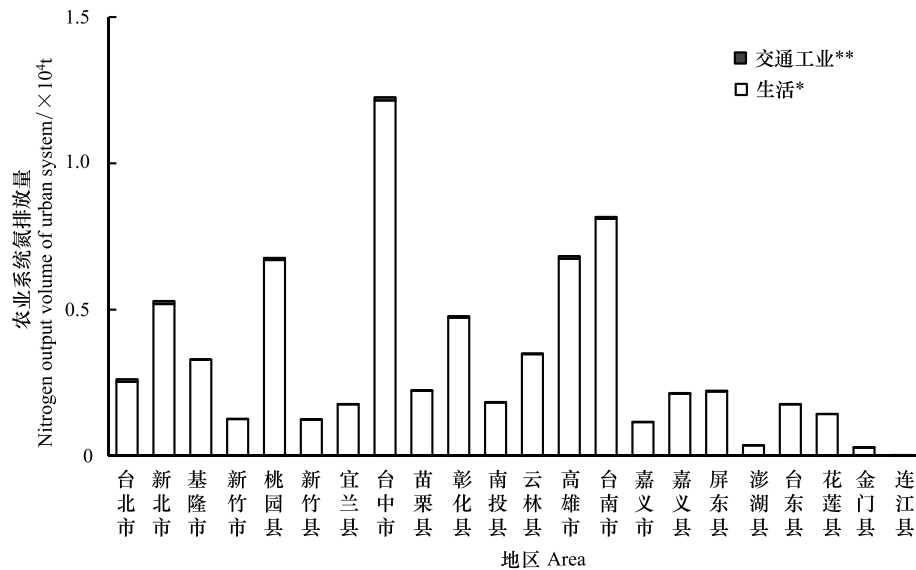


图 5 2010 年城市系统氮排放区域差异

Fig. 5 Regional difference of urban nitrogen emissions in 2010

* 生活氮排放计算中生活固体废弃物处理量于 2004 年前统计单位不统一且 2001 年生活污水处理率数据缺失; ** 参考各县市小汽车数量、交通用地密度将全岛氮排放总量进行分配

放数量则呈现波动,2001—2010 年间以 2006 年氮排放数量最高,2010 年亦有反弹。

结合压力源、脆弱度及大气、水体、环境治理经费^[33],可获得研究区综合生态风险值。2005—2010 年间生态风险值先降后升,但其中与农业活动相关的氮排放减少,主要受近年来开放进口肉品及水质水源保护法令实施有关。但在大气氮排放方面 2010 年的能源消耗较上一年相对升高,随之产生的氮氧化物亦有所增加,导致大气的氮承载压力增加,对人口及生态环境带来相对较大的冲击,如何降低能源消耗是各县市共同需要加强的环境保护措施。

基于各县市生态风险评估值,可将其区分为风险值 250 以下、风险值 250 至 900 之间,及风险值 900 以上三个区间,分别定义为低生态风险区包括金门县、连江县、澎湖县、新竹市、嘉义市及基隆市,中生态风险区包括宜兰县、苗栗县、云林县、新竹县、台北市、花莲县、彰化县、台东县、嘉义县、桃园县及南投县,及高生态风险区包括台中市、屏东县、台南市、高雄市及新北市(图 6)。其中离岛地区由于人口密度低且农业活动比重相对较低,其潜在生态风险相对较低,而台中市、屏东县、台南市、高雄市及新北市则由于农业活动强度大且人口密度高,其氮承载相对较高,潜在生态风险也相对较大。

在降低氮承载生态风险的对策上,结合相关环境保护统计与分析可知,由于 2010 年机动车辆增长 35 万辆,增长率为 1.6%,来自机动车辆的氮氧化物排放量为约为 45%^[33],因而减低大气氮承载的主要途径为加强稽查污染源、推广奖励清洁能源车量、推动公众交通运输及控制机动车辆的成长;而工业活动产生的废气、废水及废弃物,虽然监管力度不断加大,但仍然对环境造成严重影响;其他经济活动包括禽畜饲养及能源消费等问题,虽然都在控制之中,却无法有效改善人类活动对环境负担的加重。

在水体氮排放方面,由于主要来源为工业废水、生活污水及畜牧废水,在风险防范上应基于饮用水源保护对重点河川进行整治,减少工业及畜牧业的污水排放,并因应雨季与旱季不同的降雨特性的对污水排放准则进行调整,提高污水下水道系统覆盖面积,结合生活教育降低生活污水排放。

3 讨论

在未受人类活动影响的情况下,自然界的氮循环一直处于稳定状态,而工业革命以来,农业产量的提升、医疗技术的进步等因素使得全球人口快速成长,高密度、高强度的人为活动逐渐成为生态功能退化、环境质量

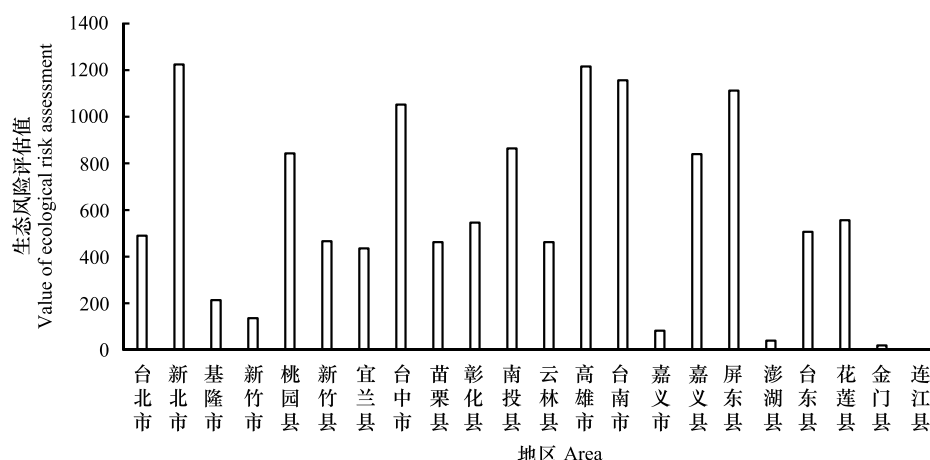


图6 2010年氮排放综合生态风险值区域分布

Fig. 6 Regional difference of comprehensive ecological risk from nitrogen emissions in 2010

下降的主要原因,同时影响人类自身健康。基于氮承载的综合生态风险评价,可揭示不同类型人类活动对生态环境的影响,并说明人类经济活动特征带来的生态影响强度及其区域时空差异。

基于氮排放的区域生态风险评价不同于以自然灾害或化学污染为切入点的传统风险评价,风险评价中压力源非可测量的毒化物浓度、栖息地破坏面积等,而是通过估算不同人类活动氮排放量来说明风险压力源,同时藉由不同土地利用类型作为风险受体,一方面可依据其生态特性说明其脆弱程度,另一方面可反映风险的空间差异。在研究区的选择上,由于台湾地区具有地理位置相对独立的特性,大气、土地及水体受其它区域人类活动影响相对较小,可更清晰地反映区域人类活动的影响。

由于各类经济活动氮排放存在差异且逐项获取数据较为困难,基于统计数据与环境管理标准的氮承载计算存在一定的误差。例如,由于目前污水处理系统并未全面覆盖台湾全岛各个地区,且降雨的季节差异,因而符合污水排放标准的废水与未经处理的废水,仍会共同影响不同河川水质的氮化合物含量;而在工业活动方面,虽然工业固体废弃物及工业废水排放皆有严格的环境管理标准,但统计数据仍然小于实际产生量,因而影响生态风险评估的准确性,因而在后续研究中将结合河川、水库不同季节的实测水质数据进行修正。

为整合并估算人类活动的氮排放量,研究中所依据的人口、土地利用、农作物及家禽家畜、能源消耗、汽车等数据均源自政府统计部门,数据以行政区为单元,相较于以流域为单元的氮承载研究,本研究中的氮承载计量结果仍有待进一步结合相关人口分布、土地利用、水文及氮循环模型进行修正。此外,工业生产若符合环境管理标准,有机氮的排放相对较低,影响明显小于农业生产活动所产生的氮排放。在交通活动氮排放的区域差异上,受限于可获得数据,计量时参考各县市小汽车数量与交通用地密度进行分配,具有一定的参考价值。

对照空气质量监测报告^[44]各县市2010年NO₂年平均浓度表,可发现本研究计算的大气氮排放结果与实测结果略有出入,台北市、台中市及高雄市虽在计算及实测上大气中氮氧化物皆相对较高,基于能源消耗的氮排放计算难以体现大气流动对周围环境的影响,另外本研究过程中由于工业活动种类繁多且不易统一计量,其计算结果仍有缺漏,将于后续研究中结合典型工业活动类型进行补充。

参考文献 (References):

- [1] 周启星, 王如松. 城镇化过程生态风险评价案例研究. 生态学报, 1998, 18(4): 337-342.
- [2] Freedman B. Environmental Science: A Canadian Perspective. Scarborough: Prentice Hall, 1998: 509-523.
- [3] Harwell M A, Gentile J H, Bartuska A, Harwell C C, Myers V, Obeysekera J, Ogden J C, Tosini S T. A science-based strategy for ecological restoration in South Florida. Urban Ecosystems, 1999, 3(3/4): 201-222.
- [4] Schweiger E W, Leibowitz S G, Hyman J B, Foster W E, Downing M C. Synoptic assessment of wetland function: a planning tool for protection of wetland species biodiversity. Biodiversity and Conservation, 2002, 11(3): 379-406.

- [5] Xu X G, Lin H P, Fu Z Y. Probe into the method of regional ecological risk assessment—a case study of wetland in the Yellow River Delta in China. *Journal of Environmental Management*, 2004, 70(3): 253-262.
- [6] Domene X, Ramírez W, Mattana S, Alcañiz J M, Andrés P. Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. *Environmental Pollution*, 2008, 155(2): 227-236.
- [7] Zhou S J, Griffiths S P. Sustainability assessment for fishing effects (SAFE): A new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. *Fisheries Research*, 2008, 91(1): 56-68.
- [8] 孙洪波, 杨桂山, 朱天明, 苏伟忠, 万荣荣. 经济快速发展地区土地利用生态风险评价——以昆山市为例. *资源科学*, 2010, 32(3): 540-546.
- [9] Hope B K. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, 2006, 32: 983-995.
- [10] Satterthwaite D, Huq S, Reid H, Pelling M, Lankao P R. Adapting to climate change in urban areas: the possibilities and constraints in low and middle income nations. Discussion Paper N.1, International Institute for Environment and Development (IIED), London, 2007: 3-47.
- [11] Suter II G W, Efroymson R A, Sample B E, Jones D S. *Ecological Risk Assessment for Contaminated Sites*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, 2000: 21-35.
- [12] U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). *Ecological risk assessment guidance for superfund: process for designing and conducting ecological risk assessments*. EPA540-R97-006, OSWER 9285.7-25. Washington DC: Office of Solid Waste and Emergency Response, USEPA, 1997: 3-5.
- [13] USEPA. *Guidelines for ecological risk assessment*. EPA/630/R-95/002F. Risk assessment forum. Washington DC: USEPA, 1998: 7-15.
- [14] Chapman P M, Wang F Y. Issues in ecological risk assessment of inorganic metals and metalloids. *Human Ecological Risk Assessment*, 2000, 6(6): 965-988.
- [15] Lin B L, Sakoda A, Shibasaki R, Goto N, Suzuki M. Modelling a global biogeochemical nitrogen cycle model in terrestrial ecosystems. *Ecological Modelling*, 2000, 135(1): 89-110.
- [16] Lin B L, Sakoda A, Shibasaki R, Suzuki M. A modelling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilisation. *Water Research*, 2001, 35(8): 1961-1968.
- [17] Lu H W, Zeng G M, Xie G X, Zhang S F, Huang G H, Jin X C, Liu H L. The regional ecological risk assessment of the Dongting Lake watershed. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(12): 2520-2530.
- [18] Han Y G, Li X Y, Nan Z. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2011, 18(3): 485-496.
- [19] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 64-71.
- [20] Cui S H, Shi Y L, Groffman P M, Schlesinger W H, Zhu Y G. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910—2010). *Proceeding of the National Academy Sciences of the United States of America*, 2013, 110(6): 2052-2057.
- [21] Sheldrick W F, Syers J K, Lingard J. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 62(1): 61-72.
- [22] Sheldrick W F, Syers J K, Lingard J. Contribution of livestock excreta to nutrient balances. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2003, 66(2): 119-131.
- [23] Schlesinger W H. On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceeding of the National Academy Sciences of the United States of America*, 2009, 106(1): 203-208.
- [24] Green P A, Vörösmarty C J, Meybeck, M, Galloway J N, Peterson B J, Boyer E W. Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: A global assessment based on typology. *Biogeochemistry*, 2004, 68(1): 71-105.
- [25] Grote U, Craswell E, Vlek P. Nutrient flows in international trade: Ecology and policy issues. *Environmental Science & Policy*, 2005, 8(5): 439-451.
- [26] 徐新良, 刘纪远, 庄大方, 张树文. 中国林地资源时空动态特征及驱动力分析, *北京林业大学学报*, 2004, 26(1): 41-46.
- [27] Dietz T, Rosa E A. Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology. *Human Ecology Review*, 1994, 1: 277-300.
- [28] 中国科学院生态与环境领域战略研究组. 中国至 2050 年生态与环境科技发展路线图. 北京: 科学出版社, 2009: 43-51.
- [29] 国家发展和改革委员会能源研究所课题组. 中国 2050 年低碳发展之路: 能源需求暨碳排放情景分析. 北京: 科学出版社, 2009: 46-85.
- [30] Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger W H, Simberloff D, Swackhamer D. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 2001, 292(5515): 281-284.
- [31] Ravishankara A R, Daniel J S, Portmann R W. Nitrous oxide (N_2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 2009, 326(5949): 123-125.

- [32] Liu J G, You L Z, Amini M, Obersteiner M, Herrero M, Zehnder A J B, Hong Y. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland. *Proceeding of the National Academy Sciences of the United States of America*, 2010, 107(17): 8035-8040.
- [33] 行政院环境保护署. 2011 环境保护统计年报, 2012-03. [2013-10-17]. <http://www.epa.gov.tw/yearbook>.
- [34] 卢孟明, 陈佳正, 林昀静. 1951—2005 年台湾极端降雨事件发生频率之变化. *大气科学*, 2007, 35(2): 87-104.
- [35] 陈亮全, 洪鸿智, 詹士梁, 简长毅. 地震灾害风险效益分析于土地使用规划之应用. *都市与计划*, 2003, 30(4): 281-299.
- [36] 郭琼莹, 叶佳宗. 自景观生态取向之绿色基盘系统建设探讨: 气候变迁回应之城市治理. *城市学学刊*, 2011, 2(1): 31-63.
- [37] 行政院经济建设委员会. 国土空间发展策略计划, 2010-10. [2013-11-20]. <http://www.ndc.gov.tw/dn.aspx>.
- [38] 朱兆良, 邢光熹. 氮循环-维系地球生命生生不息的一个自然过程. 北京: 清华大学出版社; 广州: 暨南大学出版社, 2002: 7-7.
- [39] 行政院经济建设委员会都市及住宅发展处. 2011 都市及区域发展统计汇编. 2011-12. [2013-11-20]. <http://www.cepd.gov.tw/yearbook>.
- [40] 行政院农业委员会. 99 年农业统计年报. 2010-12. [2013-8-13]. <http://www.coa.gov.tw>.
- [41] 环保署水质保护处. 废[污]水削减量 2000 年至 2010 年全国统计报表. 2011-03. [2013-11-20]. <http://www.epa.gov.tw>.
- [42] 经济部能源局. 运输部门能源消费表. 2013-04. [2013-08-15]. <http://www.moeaboe.gov.tw>.
- [43] 李宜桦, 李鸿源, 彭成熹, 詹淑然, 颜振华, 吴文龙, 陈稳如. 工业废弃物清除处理及再利用实务辑. 台北: 行政院环保署, 2013: 1-3.
- [44] 行政院环保署. 2010 空气质量监测报告. 2011-03. [2013-11-19]. <http://www.epa.gov.tw>.