

# 煤炭资源型城市水-土-能耦合分析 ——以淮南市为例

叶元元, 武慧君\*, 汪倩倩, 戴成娟

安徽理工大学地球与环境学院, 淮南 232001

**摘要** 煤炭资源型城市正在面临低碳发展的挑战, 而燃煤发电需要消耗大量的水、土和能源资源。基于生命周期方法, 嵌入耦合理论, 建立了煤炭生命周期水-土-能耦合分析模型。基于该模型, 定量分析了淮南市 2020 年燃煤发电生命周期中相关活动实际水、土、能资源总消耗量。结果显示, 从生命周期阶段看, 发电阶段贡献了最大比例的水、土、能消耗, 开采阶段次之, 加工阶段最少, 其中发电阶段贡献了全生命周期水、土、能资源消耗的 60.9%、84.5% 和 95.3%。从总消耗看, 燃煤发电全生命周期的水、土、能资源消耗分别为  $9.38 \times 10^8 \text{ m}^3$ 、 $4.79 \times 10^5 \text{ hm}^2$  和  $2.15 \times 10^7 \text{ tce}$ , 直接消耗的水资源和能源分别占 91.2% 和 98.9%, 间接消耗的土地资源占 88.2%。因此, 发电阶段和直接消耗是燃煤发电全生命周期的主要消耗环节, 需采取科学有效的措施减少发电阶段造成的水、土、能直接消耗。

**关键词** 煤炭资源型城市; 生命周期; 水-土-能耦合; 资源消耗; 淮南市

煤炭在中国一次能源结构中的生产和消费比例很高, 2020 年原煤占一次能源生产总量的 67%, 消费占一次能源消费总量的 56.9%<sup>[1]</sup>, 其中约有 50% 的煤炭被用于燃煤发电<sup>[2]</sup>。作为主要能源支柱产业的燃煤发电是中国碳排放增加的重要贡献者, 其造成的碳排放约占化石燃料燃烧相关碳排放的

40% 以上<sup>[3]</sup>。中国是当今最大的温室气体排放国, 为应对气候变化, 中国制定了“双碳”目标, 是为实现《巴黎协定》规定的“自主减排”温室气体而作出的国际承诺与集体行动。国际能源署在 2021 年发布《中国能源体系碳中和路线图》, 表明如果要想实现 2060 年的碳中和目标, 到 2050 年, 煤炭消费量应该

收稿日期: 2023-07-22; 修回日期: 2023-11-27

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(72074003); 安徽省重点研究与开发计划项目(202104a07020001)

作者简介: 叶元元, 硕士研究生, 研究方向为产业生态学, 电子信箱: 1243057286@qq.com; 武慧君(通信作者), 教授, 研究方向为产业生态学, 电子信箱: hjwu@aust.edu.cn

引用格式: 叶元元, 武慧君, 汪倩倩, 等. 煤炭资源型城市水-土-能耦合分析——以淮南市为例[J]. 科技导报, 2024, 42(7): 56-65;

doi: 10.3981/j.issn.1000-7857.2023.08.01295

比2020年下降65%~70%。以煤炭为基础的资源型城市不仅消费能源,而且生产能源,例如煤炭、石油、电力、天然气等。但是大规模的低效消费将会耗尽有限的资源,释放大量的温室气体,并对气候环境造成严重破坏,阻碍中国“双碳”目标的实现。燃煤发电的全生命周期包括煤炭开采、加工和发电过程,在这些过程中会消耗大量的水、土地和能源资源。水资源是人类赖以生存的基础性战略资源<sup>[4-5]</sup>,而土地是不可再生资源,为人类生存和发展提供了重要的物质基础和空间保障<sup>[6-8]</sup>,能源更是全国经济繁荣发展的动力,攸关国计民生和国家安全<sup>[9]</sup>。因此厘清水资源、土地和能源三者的核算过程,揭示燃煤发电过程中三者关系的内在机理,对于科学评估燃煤发电产业资源消耗与碳减排,推动煤炭工业可持续发展具有重大意义。

不同要素之间的相互关系往往是影响研究系统的物质流动过程和环境效应的关键,水资源、土地和能源之间存在复杂的相互关系<sup>[10]</sup>,从采煤到发电的全生命周期过程中会消耗能源、水和土地。同时,在能源提取到生产的过程中会消耗水和土地资源,而取水到用水的过程会消耗能源,在土地开发到利用的过程中也会消耗能源<sup>[11-12]</sup>。这种2个或多个子系统之间相互联系又相互影响的复杂关系系统称为“耦合”<sup>[13]</sup>。通过考虑水-土-能之间的耦合关系,可以呈现出燃煤发电全方位的资源使用情况,揭示实际的水-土-能消耗。近年来许多国内外研究人员进行了关于水-土-能耦合的研究。Wang等<sup>[14]</sup>使用环境投入-产出模型评估了中国各个产业部门的隐含水和能源消耗量以及隐含碳排放量。其中部分研究者对农业水-土-能的关系进行研究,Deng等<sup>[15]</sup>从水-土-能耦合的角度揭示了中国农业温室气体排放的时空变化特征,Silalertruksa等<sup>[16]</sup>发现从水-土-能的研究角度着眼,可以为提升泰国农作物生产效益与减少碳足迹提供有效的科学建议。另外,相关研究者也对城市<sup>[17]</sup>、特大城市<sup>[18]</sup>以及城市群<sup>[19]</sup>的水-土-碳或水-土-能关系进行研究。然而,耦合关系研究尚未形成一个标准化的分析框架,且在煤炭资源型城市应用较少。此外,目前的研究大多数侧重于人类活动中资源的直接消耗核

算,而忽视了在生命周期中同样重要的间接消耗,这可能影响客观全面的评估环境资源的利用情况。因此本研究从煤炭生命周期入手,融入耦合理论,建立煤炭生命周期水-土-能耦合分析模型,分析淮南市2020年的实际水、土地和能源消耗。

## 1 研究方法和数据来源

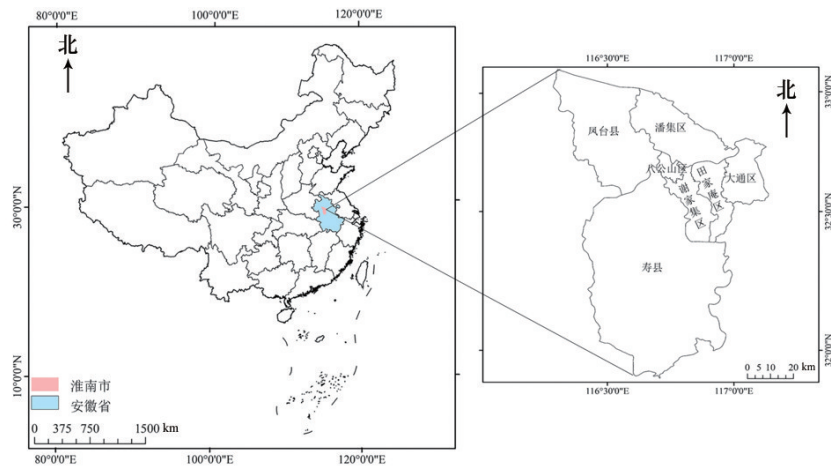
### 1.1 研究区域

中国资源型城市数量众多,分布广泛。根据国务院颁布的《全国资源型城市可持续发展规划(2013—2020年)》<sup>[20]</sup>,中国有262个资源型城市,约占全国城市的30%。淮南市作为中国14个亿吨级煤炭基地和6个煤电一体化基地之一,是中国煤炭资源开采和利用的重大工程建设区<sup>[21-22]</sup>。淮南市与煤炭相关的产业(煤炭开采、煤炭洗选、煤炭发电等)占全市工业增加值的80%<sup>[22]</sup>,是一个典型的煤炭资源型城市。

淮南市地处安徽中北部,辖区包括田家庵区、大通区、谢家集区、八公山区、潘集区、凤台县和寿县共5区2县(图1)。截至2022年末,淮南市人口共302.7万。作为国务院批复的华东地区以煤炭、电力为主的能源生产基地,淮南煤田的远景储量为444亿t,探明储量为180亿t,占安徽省的70%<sup>[23]</sup>。煤炭资源型城市经济过度依赖于煤炭创造的一系列相关产业,当煤炭资源逐渐接近于耗竭不可再开发时,会对城市的社会经济系统产生巨大的创伤。但由于国家资源禀赋与政策因素,未来几十年煤炭仍然是中国的主要能源支柱,所以对淮南等煤炭资源型城市的可持续发展迫在眉睫。

### 1.2 系统边界

燃煤发电生命周期包括煤炭开采、煤炭加工、发电3个阶段。根据调研结果,发现淮南火力发电厂靠近煤矿场,二者运输距离短,所造成的水、土、能资源消耗对比其他3个阶段可以忽略不计,因此不考虑其运输过程。在燃煤发电生命周期各个阶段过程中能源、水和土地资源被消耗。另外,水和能源、土地和能源之间存在耦合关系,同时,在能源提取到生产的过程中会消耗水和土地资源,而在取



基于自然资源部标准地图服务网站GS(2019)1822号的标准地图制作,底图边界无修改

图1 研究区域位置

水到用水的过程会消耗能源,在土地开发到利用的过程中也会消耗能源。

煤炭在燃煤发电的生命周期过程中以不同形式进行流转,在采煤阶段以原煤形式被传递给加工洗选厂,经洗选后以精煤形式继续传递给火力发电厂,最终以化学能→蒸汽热能→机械能→电能的能量形式转化输出。本研究构建煤炭资源型城市燃煤发电生命周期的水-土-能消耗分析模型,该模型分析框架包括2个层级。第1层是煤炭生命周期水-土-能消耗层,是指煤炭相关活动在其生命周期各个阶段的直接水-土-能消耗。第2层是水-土-能耦合层,是指第1层中的直接用水在取水到用水的过程中所消耗的能源、直接土地使用在开发到利用的过程中所消耗的能源以及直接能源利用在开采到生产的过程中所消耗的水和土地资源(图2)。

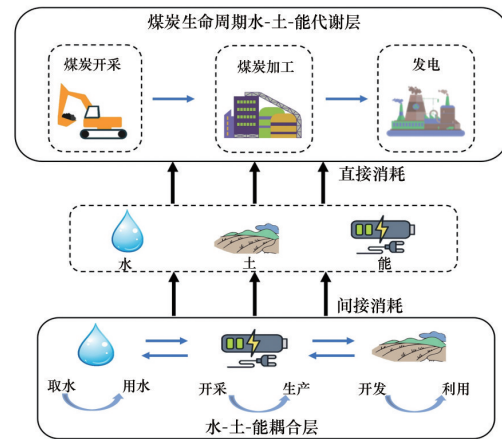


图2 燃煤发电生命周期水-土-能消耗分析模型系统边界

### 1.3 数据来源

数据主要来源于统计年鉴、企业调研和相关文献。具体数据来源如表1和表2所示。

表1 燃煤发电主要阶段相关数据来源

类别	参数	具体数据	数据来源
煤炭开采阶段	原煤产量	57301313 t	[24]
	原煤生产综合能耗	15.45 kg/tce	[25]
	矿区面积	55652 hm <sup>2</sup>	调研
	单位蓝水足迹	0.25 m <sup>3</sup> /t	[26]
	单位废水排放	0.75 m <sup>3</sup> /t	[27]
煤炭加工阶段	原煤洗选率	100%	[28]
	洗煤量	9396231 t	[24]
	洗煤能耗	4.61 tce/t	[25]
	所需选煤厂面积	145 hm <sup>2</sup>	调研
	单位蓝水消耗	0.12 m <sup>3</sup> /t	[26]

表1 燃煤发电主要阶段相关数据来源(续)

类别	参数	具体数据	数据来源
发电阶段	发电量	6.67×10 <sup>10</sup> kW·h	[24]
	火电厂供电煤耗	305 gce/(kW·h)	[3]
	发电厂面积	737 hm <sup>2</sup>	调研
	单位废水排放	0.29 kg/(kW·h)	[29]
	直流冷却单位耗水量	0.33 m <sup>3</sup> /(kW·h)	[30]
	闭式循环冷却单位耗水量	2.18 m <sup>3</sup> /(kW·h)	[30]
	空冷冷却单位耗水量	0.30 m <sup>3</sup> /(kW·h)	[30]
	热力系统单位耗水量	0.39 m <sup>3</sup> /(kW·h)	[30]
耦合关系	辅助系统单位耗水量	0.45 m <sup>3</sup> /(kW·h)	[30]
	生产单位能源所需土地	0.0198 hm <sup>2</sup> /tce	[31]
	开采单位土地所需能源	56.9443 tce/hm <sup>2</sup>	[3, 32-33]
	生产单位能源所需水	1.2349 m <sup>3</sup> /tce	[30]
	使用单位水所需能源	0.0002 tce/m <sup>3</sup>	[11]

表2 燃煤发电主要阶段单位废水污染物排放量及水质标准限值

污染物	单位废水污染物排放量/(mg/L) <sup>[24, 34-35]</sup>			V类地表水环境质量标准限值/(mg/L) <sup>[36-37]</sup>
	煤炭开采	煤炭洗选	燃煤发电	
锌	2	2	2	2.0
氟化物	10	10	30	1.5
化学需氧量(COD)	50	70	150	40
石油类	5	5	—	1.0
硫化物	—	—	1	1.0

### 1.4 核算方法

#### 1.4.1 总消耗

水、土地和能源资源总消耗包括煤炭开采、煤炭加工和发电阶段的直接消耗和间接消耗<sup>[34]</sup>, 计算公式如下

$$W = \sum_{i=1}^3 w_i + n \cdot e_i \quad (1)$$

$$L = \sum_{i=1}^3 l_i + q \cdot e_i \quad (2)$$

$$E = \sum_{i=1}^3 e_i + m \cdot w_i + p \cdot l_i \quad (3)$$

式中,  $W$ 、 $L$ 和 $E$ 分别为总的水消耗(m<sup>3</sup>)、土地消耗(hm<sup>2</sup>)和能源消耗(tce);  $w_i$ 为*i*阶段的直接水消耗(m<sup>3</sup>);  $l_i$ 为*i*阶段的直接土地消耗(hm<sup>2</sup>);  $e_i$ 为*i*阶段的直接能源消耗(tce);  $n$ 为开采单位能源所消耗的水资源(m<sup>3</sup>/tce);  $q$ 为生产单位能源所需要的土地(hm<sup>2</sup>/tce);  $m$ 为使用单位水所需的能源(tce/m<sup>3</sup>);  $p$ 为开发单位土地所需要的能源(tce/hm<sup>2</sup>)。

#### 1.4.2 直接消耗

燃煤发电全生命周期的直接水消耗在煤炭开采、煤炭加工和发电阶段公式如下<sup>[34]</sup>

$$w_{\text{mining}} = R \cdot w_{\text{ub-mining}} + R \cdot w_{g-i} \quad (4)$$

$$w_{\text{processing}} = P \cdot w_{\text{ub-processing}} + P \cdot w_{g-i} \quad (5)$$

$$w_{\text{power}} = w_{\text{b-power}} + w_{g-i} \quad (6)$$

$$w_{g-i} = \frac{L_i \cdot V_i}{C_{\text{max}} - C_{\text{nat}}} \quad (7)$$

$$w_{\text{b-power}} = wf_o \cdot E_o + wf_c \cdot E_c + wf_a \cdot E_a + wf_s \cdot E_s + (f^l + f^a) \cdot F \quad (8)$$

式中,  $w_{\text{mining}}$ 、 $w_{\text{processing}}$ 和 $w_{\text{power}}$ 分别为煤炭开采、煤炭加工和发电阶段的水消耗(m<sup>3</sup>);  $w_{\text{ub-mining}}$ 为开采阶段单位原煤的蓝水足迹(m<sup>3</sup>/t);  $w_{\text{ub-processing}}$ 为洗选阶段单位煤的蓝水足迹(m<sup>3</sup>/t);  $w_{\text{b-power}}$ 为发电阶段的蓝水足迹(m<sup>3</sup>);  $R$ 为原煤产量(t);  $P$ 为入洗原煤量(t);  $w_{g-i}$ 为第*i*阶段的单位直接灰水排放(m<sup>3</sup>/(kW·h)), 采用国际公认的水足迹网络计算方法<sup>[38]</sup>;  $L_i$ 为第*i*阶段的单位废水排放量(m<sup>3</sup>/(kW·h));  $V_i$ 为第*i*阶段废水

中的污染物浓度( $\text{mg}/\text{m}^3$ )。  $C_{\max}$  为水中可接受的污染物浓度( $\text{mg}/\text{m}^3$ )；  $C_{\text{nat}}$  为指自然水的污染物浓度( $\text{mg}/\text{m}^3$ )，取值为0<sup>[26,39]</sup>；  $wf_o$ 、 $wf_e$ 、 $wf_a$ 、 $wf_s$  分别为直流冷却、闭式循环冷却、空冷冷却和海水冷却方式的单位蓝水消耗量( $\text{m}^3/(\text{kW}\cdot\text{h})$ )；  $E_o$ 、 $E_e$ 、 $E_a$ 、 $E_s$  分别为直流冷却、闭式循环冷却、空冷冷却和海水冷却方式的发电量( $\text{kW}\cdot\text{h}$ )， $E_s$  取值为0<sup>[29]</sup>；  $f^1$  为热电发电过程中每单位发电的蓝水消耗( $\text{m}^3/(\text{kW}\cdot\text{h})$ )；  $f^a$  为辅助系统中每单位发电量的蓝水足迹( $\text{m}^3/(\text{kW}\cdot\text{h})$ )；  $F$  为发电量( $\text{kW}\cdot\text{h}$ )。

燃煤发电全生命周期的直接土地消耗在煤炭开采、煤炭加工和发电阶段分别是指矿区面积、所需选煤厂面积和发电厂面积，具体数据见表1。

燃煤发电全生命周期的直接能源消耗在煤炭开采、煤炭加工、发电阶段公式如下

$$e_{\text{mining}} = a_{\text{ur}} \cdot R \quad (9)$$

$$e_{\text{processing}} = a_{\text{up}} \cdot P \quad (10)$$

$$e_{\text{power}} = a_{\text{uf}} \cdot F \quad (11)$$

式中， $e_{\text{mining}}$ 、 $e_{\text{processing}}$  和  $e_{\text{power}}$  分别为煤炭开采、煤炭加工和发电阶段的直接能源消耗(tce)；  $a_{\text{ur}}$  为单位原煤生产综合能耗(tce/t)；  $a_{\text{up}}$  为单位洗煤能耗(tce/t)；  $a_{\text{uf}}$  为火电厂供电煤耗(tce/( $\text{kW}\cdot\text{h}$ ))。

### 1.4.3 间接消耗

燃煤发电全生命周期的间接消耗来自于能源提取到生产过程中的水消耗和土地消耗，取水到用

水过程中的能源消耗，土地开发到利用过程中的能源消耗<sup>[11]</sup>，公式如下

$$n = \frac{nw_{\text{coal}} + nw_{\text{oil}} + nw_{\text{gas}}}{3} \quad (12)$$

$$p = \frac{I_e}{I_1} \quad (13)$$

$$q = \frac{nl_{\text{coal}} + nl_{\text{oil}} + nl_{\text{gas}}}{3} \quad (14)$$

$$m = mw_{\text{pump}} + mw_{\text{lift}} + mw_{\text{storage}} + mw_{\text{treatment}} + mw_{\text{waste}} \quad (15)$$

式中， $nw_{\text{coal}}$ 、 $nw_{\text{oil}}$ 、 $nw_{\text{gas}}$  分别为生产单位煤炭、石油、天然气所消耗的水资源( $\text{m}^3/\text{tce}$ )；  $I_e$  为工业建筑能耗(tce)；  $I_1$  为工业建筑用地( $\text{hm}^2$ )；  $nl_{\text{coal}}$ 、 $nl_{\text{oil}}$ 、 $nl_{\text{gas}}$  分别为生产单位煤炭、石油、天然气所消耗的土地资源( $\text{hm}^2/\text{tce}$ )；  $mw_{\text{pump}}$ 、 $mw_{\text{lift}}$ 、 $mw_{\text{storage}}$ 、 $mw_{\text{treatment}}$ 、 $mw_{\text{waste}}$  分别为地下水抽水、地下水提升、地表水储存、水处理和废水处理阶段的单位水所消耗的能源(tce/ $\text{m}^3$ )。

## 2 结果

### 2.1 水资源消耗

2020年，淮南煤炭生命周期相关活动的实际总水资源消耗为 $9.38 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。其中直接水资源消耗为 $9.12 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，占总水资源消耗的98.9%。而直接能源消耗量所引起的间接水耗为 $2.62 \times 10^7 \text{ tce}$ ，仅占2.8%(表3)。

表3 淮南市2020年煤炭生命周期水资源消耗

生命周期	直接水耗/ $\text{m}^3$	直接水耗占比/%	间接水耗/ $\text{m}^3$	间接水耗占比/%	总水耗/ $\text{m}^3$
原煤开采阶段	$3.57 \times 10^8$	99.70	$1.09 \times 10^6$	0.30	$3.58 \times 10^8$
煤炭加工阶段	$9.13 \times 10^6$	99.60	$0.04 \times 10^6$	0.40	$9.17 \times 10^6$
发电阶段	$5.46 \times 10^8$	95.60	$2.51 \times 10^7$	4.40	$5.71 \times 10^8$
总计	$9.12 \times 10^8$	97.20	$2.62 \times 10^7$	2.80	$9.38 \times 10^8$

从煤炭生命周期各阶段看，发电阶段的水资源消耗最大，为 $5.71 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，占整个生命周期的60.9%。直接的水资源消耗主要用于发电中的热循环、工作和冷却设备<sup>[40]</sup>。在此阶段，水资源的消耗量超过煤炭，位列第1<sup>[41]</sup>。有数据显示，中国火力发电耗水量约占工业用水的38%~40%<sup>[42]</sup>，这一过

程的直接消耗是非常巨大的。其次，水资源消耗排名第2的是原煤开采阶段，为 $3.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ ，占整个生命周期水耗的38.2%。煤炭开采可分为地下开采和地上开采，根据调研结果，淮南煤矿大部分属于地下开采，直接的水耗占比为99.7%，此过程的水耗量与煤炭开采量紧密相连<sup>[43]</sup>，根据2020年国家

能源局发出警告指出安徽省属于煤电限制规划区<sup>[44]</sup>,淮南的开采量将会进一步缩减,未来的开采水耗也将会进一步降低。最后是煤炭加工阶段,仅占整个生命周期水耗的1%,主要来自于直接的洗煤消耗,由于节水和废水处理等技术的改进,目前该过程的耗水量已经显著减少。

## 2.2 土地消耗

2020年,淮南煤炭生命周期相关活动的实际总土地资源消耗为 $4.79 \times 10^5 \text{ hm}^2$ 。其中直接土地消耗为 $5.65 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ,占总土地资源消耗的11.8%。由于直接能源消耗量所引起的间接土地消耗为 $4.22 \times 10^5 \text{ hm}^2$ ,占总土地资源消耗的88.2%(表4)。

表4 淮南市2020年煤炭生命周期土地资源消耗

生命周期	直接土耗/hm <sup>2</sup>	直接土耗占比/%	间接土耗/hm <sup>2</sup>	间接土耗占比/%	总土耗/hm <sup>2</sup>
原煤开采阶段	$5.57 \times 10^4$	79.00	$1.76 \times 10^4$	24.00	$7.32 \times 10^4$
煤炭加工阶段	$1.45 \times 10^2$	18.40	$6.45 \times 10^2$	81.60	$7.90 \times 10^2$
发电阶段	$7.37 \times 10^2$	0.20	$4.04 \times 10^5$	99.80	$4.05 \times 10^5$
总计	$5.65 \times 10^4$	11.80	$4.22 \times 10^5$	88.20	$4.79 \times 10^5$

从煤炭生命周期各阶段看,发电阶段的土地消耗占比最大,为 $4.05 \times 10^5 \text{ hm}^2$ ,占整个生命周期土地消耗的84.5%,其中的直接土地资源消耗来自于发电厂的建设土地面积,仅占此阶段的0.2%,主要的间接消耗来自于发电阶段所消耗的煤炭等能源开发而消耗的土地资源,占比为99.8%。发电厂通过煤炭进行燃烧发电,主要的原材料便是煤炭,煤炭是亿万年前植物残骸储存于地下形成的沉积矿物<sup>[45]</sup>,所以煤炭的挖掘将消耗大量的土地资源。其次,是原煤开采阶段,为 $7.32 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ,占整个生命周期土地消耗的15.3%。直接土耗是指煤炭开采直接占用矿区井田的土地资源消耗,该部分占开采阶段的76%,而间接土耗来自于开采煤炭时所投入的能源而消耗的土地资源,该部分占开采阶段的24%。最后是煤炭加工阶段,仅占整个生命周期土地消耗的0.2%。

## 2.3 能源资源消耗

2020年,淮南煤炭生命周期相关活动的实际总能耗为 $2.15 \times 10^7 \text{ tce}$ 。其中直接能耗占98.9%,而

直接水消耗量和直接土地使用量所引起的间接能耗为 $2.39 \times 10^5 \text{ tce}$ ,占总能耗的1.1%(表5)。

从煤炭生命周期各阶段看,发电阶段的能耗占比最大,为 $2.05 \times 10^7 \text{ tce}$ ,占整个生命周期的95.3%。在发电过程中能源消耗巨大<sup>[46]</sup>,其中直接的能源消耗来自于大量的煤炭被输送至锅炉作为火力发电原料进行燃烧,再经过汽轮机等一系列设备操作最终将煤的化学能转化为电能输出,而电厂设备的运行又需要柴油、汽油、电等能源提供动力支持,在此阶段,直接能耗占比为99.3%。间接消耗来自于该阶段使用的煤炭等能源从开采到用水所消耗的能源,还有建设矿区时投入的能源,它们仅占发电阶段的0.8%。其次,能源消耗排名第2的是原煤开采阶段,为 $9.59 \times 10^5 \text{ tce}$ ,占整个生命周期能耗的4.5%。在此过程中,直接土地开发利用而产生的间接能源消耗是煤矿开采本身过程产生的,所以这个阶段的直接能源消耗和间接能源消耗是重合的,这部分的能源消耗按照总的能源消耗来分析。最后是煤炭加工阶段,仅占整个生命周期能耗的0.2%。

表5 淮南市2020年煤炭生命周期能源资源消耗

	直接能耗/tce	直接能耗占比/%	间接能耗/tce	间接能耗占比/%	总能耗/tce
原煤开采阶段	$8.85 \times 10^5$	92.30	$7.37 \times 10^4$	7.70	$9.59 \times 10^5$
煤炭加工阶段	$3.25 \times 10^4$	76.20	$1.01 \times 10^4$	23.80	$4.26 \times 10^4$
发电阶段	$2.03 \times 10^7$	99.30	$1.55 \times 10^5$	0.80	$2.05 \times 10^7$
总计	$2.12 \times 10^7$	98.90	$2.39 \times 10^5$	1.10	$2.15 \times 10^7$

### 3 讨论

研究结果显示,发电阶段对整个煤炭生命周期中的资源消耗最大,开采阶段次之,加工阶段最少。这与其他研究结果相类似<sup>[9,41,46]</sup>。Wang等<sup>[41]</sup>分析发现发电阶段消耗的资源最多,其次是煤炭开采阶段,最后为加工阶段,其中水、煤资源消耗比分别占总资源的53.9%和16.1%。发电阶段的碳排放量一直以来都是煤炭生命周期中最大的<sup>[47-48]</sup>,发电阶段不仅导致了明显的资源消耗和碳排放,还造成了其他环境污染。Peng等<sup>[46]</sup>核算燃煤发电挥发性有机化合物的排放,结果显示发电阶段排放最多,煤炭开采阶段其次,这主要是因为发电阶段会消耗大量的煤和电力,在煤炭开采阶段会有大量的石油和煤炭被消耗用于供电和运输燃料。

在能源消耗方面,《中国能源统计年鉴2020》<sup>[2]</sup>的火电厂供电煤耗为0.305 tce/(MW·h),本研究除了发电阶段还加上了煤炭开采和煤炭加工的能耗以及由于耦合产生的间接能耗,所以结果偏大,核算单位燃煤发电能源消耗为0.322 tce/(MW·h)。本研究表明在煤炭开采阶段,1 kg原煤消耗能源为16.7 gce,在煤炭加工阶段,1 kg洗选煤消耗能源为4.5 gce,换算成同等单位下,两者均大于Li等<sup>[27]</sup>的煤炭开采阶段能耗2.4 gce,煤炭加工阶段能耗3.8 gce,这可能是因为我们的研究计算了土地开发利用过程中的间接能源消耗。Li等<sup>[49]</sup>提出燃煤电厂建设阶段的碳排放非常高,这与本研究中发电阶段的直接能耗最高是一致的,因为越高的能耗将会导致越高的碳排放因子。在土地资源消耗方面,本研究核算的单位土地消耗为72 hm<sup>2</sup>/(MW·h)。大部分来自于发电阶段的间接消耗。生产单位能源的土地对土地利用的影响较大,发电阶段所使用的煤炭、石油等各种能源的土地利用在其开采阶段相对较大<sup>[49]</sup>。在水资源消耗方面,Ding等<sup>[50]</sup>和Zhu等<sup>[34]</sup>分别核算出燃煤发电水足迹为4.3、6.6 m<sup>3</sup>/(MW·h)。与其他研究比较,本研究结果的水资源消耗偏大,为14.1 m<sup>3</sup>/(MW·h)。主要有2方面原因,一方面是本研究核算水消耗时加上了由于水-能耦合引起的间接水资源消耗,另一方面是本研究的灰水

足迹考虑了多个污染物。如Ding等<sup>[50]</sup>仅对COD进行分析,虽然COD是各阶段单位灰水污染物排放最大的,但是其排放水质标准限制很高。

与中国其他城市相比,淮南产业的重工业占比较大,这主要是因为淮南市是一个典型的煤炭资源型城市,煤炭相关衍生产品大部分属于重工业,而重工业对于水-土-能资源的需求量巨大<sup>[51]</sup>。2020年国家能源局发布预警报告指出安徽省属于煤电限制规划红色区域,所以未来淮南的煤炭产量将会进一步缩减,而随之带来的水-土-能资源消耗也将会进一步降低。

### 4 结论与建议

本研究建立了煤炭生命周期水-土-能耦合分析模型,定量分析了2020年淮南煤炭开采、煤炭加工到发电整个生命周期的水资源、能源和土地资源的实际消耗。结果显示,从煤炭利用整个生命周期看,发电阶段贡献了全生命周期的水、土、能资源消耗的60.9%、84.5%和95.3%,煤炭开采阶段的水、土、能消耗也占据很大一部分,分别为38.2%、15.3%和4.5%,最后的加工阶段消耗占比最低,分别为1%、0.2%和0.2%。从总资源消耗看,直接消耗的水、土、能占比分别为91.2%、11.8%和98.9%,间接消耗分别占2.8%、88.2%和1.1%,直接消耗贡献了水、能资源全生命周期的大部分,虽然间接消耗和间接水资源消耗的占比较小,但是其数值很大,对环境影响不可忽视,而间接土地资源消耗占比更是远超直接土耗。

上述分析表明,由于耦合关系所产生的间接资源消耗也是不可忽视的。除了要关注资源消耗最大的发电阶段,煤炭开采和煤炭加工阶段的资源消耗也会对环境产生较大的影响,需要重视起来。随着人们对环境问题的日益重视与煤炭型城市发展的瓶颈到来,优化煤炭发展道路与寻找替代性清洁能源迫在眉睫,根据分析结果,建议如下。

1) 重视资源间的耦合关系。燃煤发电过程中对于水、土、能的消耗不仅限于本身,除了关注燃煤发电整个生命周期的直接消耗,间接消耗也不可忽

视。通过考虑耦合关系,确定水、土、能等资源的核算方法,可以呈现出全方位的资源使用情况,揭示出实际的水-土-能消耗,识别主要贡献阶段,并找到驱动因素,有针对性地采取科学措施降低主要消耗因素。

2) 提高燃煤发电技术水平。淮南市作为严重依赖燃煤发电为经济来源的资源型城市,可持续发展迫在眉睫。燃煤发电全生命周期中的发电阶段资源消耗巨大,最主要是因为火电厂供电能耗巨大,而降低火电厂供电能耗最主要在于提高技术水平。《国务院关于加快建立健全绿色低碳循环发展经济体系的指导意见》提出,要推进燃煤清洁高效开发利用,提高大容量、高参数、低污染燃煤机组在燃煤电厂的比重,共享并改进先进的煤电技术,来促进电厂积极适应新的发展建设,从而降低燃煤发电的资源消耗。

3) 注重煤炭开采阶段的资源消耗。煤炭开采阶段的消耗仅次于发电阶段,不容小觑。在国家资源开发规划中,要求综合考虑矿区资源的生态环境,实施安全、高效、绿色开采,以达到有效减少煤炭开采阶段的水、土、能消耗。《煤炭工业“十四五”高质量发展指导意见》便提出要因地制宜地推广充填开采、节水开采、煤炭与伴生资源共采等绿色低碳开采技术,促进矿区生态文明建设,尽量减少煤炭开采过程中的水、土、能等各种资源消耗。

4) 优化能源结构,增加替代能源需求。低碳化的清洁技术将会是未来发电产业的主力军。《煤炭工业“十四五”高质量发展指导意见》提出减少煤炭的消费量应从源头上进行,控制原煤产量将有利于减少水-土-能资源消耗,而减少煤炭供应可通过增加对替代能源的需求,从供给侧方面增加非化石能源占比,优化能源结构,更多地应用于能源系统,促进电力产业绿色低碳发展。

#### 参考文献(References)

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [2] 国家统计局能源统计司. 中国能源统计年鉴 2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [3] Wu Q Y, Tan C, Wang D P, et al. How carbon emission prices accelerate net zero: Evidence from China's coal-fired power plants[J]. *Energy Policy*, 2023, 177: 113524.1-113524.11.
- [4] Zheng Y X, Hong J K, Qin W, et al. Managing water-land-food nexus towards resource efficiency improvement: A superedge-based analysis of China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 325: 116607.1-116607.12.
- [5] Li Y Q, Zhang J, Song Y Y. Comprehensive comparison and assessment of three models evaluating water resource carrying capacity in Beijing, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 143: 109305.1-109305.12.
- [6] Lourenço I B, Guimarães L F, Alves M B, et al. Land as a sustainable resource in city planning: The use of open spaces and drainage systems to structure environmental and urban needs[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 276: 123096.1-123096.19.
- [7] Zhang M, Wang J M, Feng Y. Temporal and spatial change of land use in a large-scale opencast coal mine area: A complex network approach[J]. *Land Use Policy*, 2019, 86: 375-386.
- [8] Qu L L, Li Y R, Feng W L. Spatial-temporal differentiation of ecologically-sustainable land across selected settlements in China: An urban-rural perspective[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 112: 105783.1-105783.10.
- [9] Wang N, Ren Y X, Zhu T, et al. Life cycle carbon emission modelling of coal-fired power: Chinese case[J]. *Energy*, 2018, 162: 841-852.
- [10] Zhang C, Chen X X, Li Y, et al. Water-energy-food nexus: Concepts, questions and methodologies[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 195: 625-639.
- [11] Xiang X Z, Jia S F. China's water-energy nexus: Assessment of water-related energy use[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2019, 144: 32-38.
- [12] Tang Q, Wang J M, Jing Z R, et al. Response of ecological vulnerability to land use change in a resource-based city, China[J]. *Resources Policy*, 2021, 74: 102324.1-102324.11.
- [13] Li Y F, Li Y, Zhou Y, et al. Investigation of a coupling model of coordination between urbanization and the environment[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 98(1): 127-133.
- [14] Wang X C, Klemeš J J, Wang Y T, et al. Water-energy-carbon emissions nexus analysis of China: An environmental input-output model-based approach[J]. *Applied Energy*, 2020, 261: 114431.1-114431.12.

- [15] Deng C X, Li R R, Xie B G, et al. Impacts of the integrated pattern of water and land resources use on agricultural greenhouse gas emissions in China during 2006–2017: A water–land–energy–emissions nexus analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 308: 127221.1–127221.18.
- [16] Silalertruksa T, Gheewala S H. Land–water–energy nexus of sugarcane production in Thailand[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 182: 521–528.
- [17] Feng M Y, Zhao R Q, Huang H P, et al. Water–energy–carbon nexus of different land use types: The case of Zhengzhou, China[J]. *Ecological Indicators*, 2022, 141: 109073.1–109073.12.
- [18] Wang D F, Meng F X, Yuan Q L, et al. Cross–sectoral urban energy–water–land nexus framework within a multiscale economy: The case of Chinese megacities[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 376: 134199.1–134199.12.
- [19] Liang M S, Huang G H, Chen J P, et al. Energy–water–carbon nexus system planning: A case study of Yangtze River Delta urban agglomeration, China[J]. *Applied Energy*, 2022, 308: 118144.1–118144.19.
- [20] 中华人民共和国中央人民政府. 全国资源型城市可持续发展规划(2013—2020年)[EB/OL]. (2013–12–03)[2023–05–31]. [http://www.gov.cn/zwggk/2013-12/03/content\\_2540070.htm](http://www.gov.cn/zwggk/2013-12/03/content_2540070.htm).
- [21] 安徽省人民政府发展研究中心. “煤电之都”淮南的突围之路[EB/OL]. (2022–01–07)[2023–05–31]. <http://dss.ah.gov.cn/ywdt/dszc/1207920391.html>.
- [22] 张琪, 郑刘根, 刘辉, 等. 煤炭资源型城市生态–经济–社会协调发展分析——以淮南市为例[J]. *应用生态学报*, 2019, 30(12): 4313–4322.
- [23] 王然, 袁一仁. 我国矿业经济区工业化与资源环境协调演化规律研究[J]. *生态经济*, 2016, 32(2): 69–73, 93.
- [24] 淮南市统计局, 国家统计局淮南调查队. 淮南统计年鉴 2021[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.
- [25] Wang N, Shen R F, Wen Z G, et al. Life cycle energy efficiency evaluation for coal development and utilization [J]. *Energy*, 2019, 179: 1–11.
- [26] 闫书琪, 李素梅, 吕鹤, 等. 基于混合 LCA 的新疆地区电力生产水足迹分析及碳中和目标下的变化[J]. *气候变化研究进展*, 2022, 18(3): 294–304.
- [27] Li J J, Wang Y G, Xu D P, et al. High–resolution analysis of life–cycle carbon emissions from China’s coal–fired power industry: A provincial perspective[J]. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 2020, 100: 103110.1–103110.15.
- [28] 郑泽晨. 淮南城市发展调查报告——以煤炭行业为视角[J]. *当代化工研究*, 2021, 88(11): 186–188.
- [29] 陈倩云. 中国主要能源产品水足迹量化与虚拟水流动格局研究[D]. 咸阳: 西北农林科技大学水利与建筑工程学院, 2019.
- [30] Zhang X X, Liu J G, Tang Y, et al. China’s coal–fired power plants impose pressure on water resources[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 161: 1171–1179.
- [31] Nishith B D, Santanu B. Encyclopedia of sustainable technologies[M]. India: Elsevier, 2017: 157–163.
- [32] 那威, 王晗, 侯静, 等. 基于泰勒级数神经网络方法的我国公共建筑和工业建筑面积数据分析(1)[J]. *暖通空调*, 2017, 47(11): 7–11.
- [33] 国家统计局城市社会经济调查司. 中国城市建设统计年鉴 2020[M]. 北京: 中国统计出版社, 2020.
- [34] Zhu Y N, Jiang S, Zhao Y, et al. Life–cycle–based water footprint assessment of coal–fired power generation in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 254: 120098.1–120098.11.
- [35] Xie X M, Zhang T T, Gu J C, et al. Water footprint assessment of coal–based fuels in China: Exploring the impact of coal–based fuels development on water resources [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 196: 604–614.
- [36] 中华人民共和国生态环境部. 污水综合排放标准: GB 8978—1996[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996.
- [37] 国家环境保护总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2002.
- [38] Aldaya M M, Chapagain A K, Hoekstra A Y, et al. The water footprint assessment manual[M]. London: Earthscan, 2011.
- [39] 王丹阳, 李景保, 叶亚亚, 等. 一种改进的灰水足迹计算方法[J]. *自然资源学报*, 2015, 30(12): 2120–2130.
- [40] Zhang Y Y, Wang J Q, Zhang L M, et al. Optimization of China’s electric power sector targeting water stress and carbon emissions[J]. *Applied Energy*, 2020, 271: 115221.1–115221.10.
- [41] Wang J M, Wang R G, Zhu Y C, et al. Life cycle assessment and environmental cost accounting of coal–fired power generation in China[J]. *Energy Policy*, 2018, 115: 374–384.
- [42] 赵晶, 吴迪, 回晓莹, 等. 我国火力发电行业用耗水情况与节水潜力分析[J]. *华北水利水电学院学报*, 2021, 42(2): 95–103.
- [43] 范立民. 保水采煤面临的科学问题[J]. *煤炭学报*, 2019, 44(3): 667–674.

- [44] 国家能源局. 国家能源局关于发布2023年煤电规划建设风险预警的通知[EB/OL]. (2020-02-26)[2023-05-31]. [http://www.nea.gov.cn/2020-02/26/c\\_138820419.htm](http://www.nea.gov.cn/2020-02/26/c_138820419.htm).
- [45] Yu S, Bo J, Vandeginste V, et al. Deformation-related coalification: Significance for deformation within shallow crust[J]. *International Journal of Coal Geology*, 2022, 256: 103999.
- [46] Peng Y, Yang Q, Wang L, et al. VOC emissions of coal-fired power plants in China based on life cycle assessment method[J]. *Fuel*, 2021, 292: 120325.1–120325.10.
- [47] Cui X W, Hong J L, Gao M M, et al. Environmental impact assessment of three coal-based electricity generation scenarios in China[J]. *Energy*, 2012, 45(1): 952–959.
- [48] Rasheed R, Javed H, Rizwan A, et al. Life cycle assessment of a cleaner supercritical coal-fired power plant[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 279: 123869.1–123869.11.
- [49] Li Y, Chiu Y H, Lin T Y. Coal production efficiency and land destruction in China's coal mining industry[J]. *Resources Policy*, 2019, 63: 101449.1–101449.11.
- [50] Ding N, Liu J R, Yang J X, et al. Water footprints of energy sources in China: Exploring options to improve water efficiency[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 174: 1021–1031.
- [51] Wu H J, Wang Q Q, Xu Y H, et al. Coal life-cycle analysis embedded with land-energy nexus of a coal-based city in China[J]. *Resources, Environment and Sustainability*, 2023, 12: 100109.1–100109.10.

## Water-land-energy nexus analysis of coal-based cities: A case study of Huainan

YE Yuanyuan, WU Huijun\*, WANG Qianqian, DAI Chengjuan

School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, China

**Abstract** Coal-based cities are facing the challenge of low-carbon development while coal-fired power generation consumes large amounts of water, land, and energy. We use life cycle assessment and nexus theory to establish a model of coal life-cycle with water-land-energy nexus. Based on the model, we quantify the actual total energy, water, and land consumptions associated with the activities throughout the life cycle of coal-fired power generation of Huainan City in 2020. In terms of the life cycle stages, the power generation stage accounted for the highest consumptions of water, land, and energy, followed by the mining stage, while the processing stage had the lowest consumptions. The power generation stage consumed 60.9% of total water, 84.5% of total land, and 95.3% of total energy, respectively. In terms of the total consumption, the water, land and energy consumptions of the entire life cycle of coal-fired power generation were  $9.38 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,  $4.79 \times 10^5 \text{ hm}^2$ , and  $2.15 \times 10^7 \text{ tce}$ , respectively. Direct consumptions accounted for 91.2% and 98.9% of water and energy, respectively, while indirect consumption accounted for 88.2% of land. Thus, the power generation stage and the direct consumption were the primary linkages in the entire life cycle of coal-fired power generation. It is necessary to implement scientific and effective measures to especially reduce the direct water, land, and energy consumptions in the power generation stage. We intend to provide not only a new accounting method of resource consumption but also a reference of sustainable development for coal-based cities in China.

**Keywords** coal-based city; life cycle; water-land-energy nexus; resource consumption; Huainan City ●



(责任编辑 徐丽娇)