

## ภาคผนวก 1

### บทความสำหรับการเผยแพร่

- ผ1.1 GENERAL MATHEMATICAL PROCEDURE FOR LIFE CYCLE INVENTORY  
เสนอในการประชุมระดับนานาชาติ "International Conference on Green and Sustainable Innovation (ICGSI), Nov 29 – Dec 1, 2006, Thailand
- ผ1.2 ENVIRONMENTAL ASPECTS OF BAGASSE MANAGEMENT IN THAILAND  
เสนอในการประชุมระดับนานาชาติ "International Conference on Green and Sustainable Innovation (ICGSI), Nov 29 – Dec 1, 2006, Thailand
- ผ1.3 WHEN TO BUY NEW ELECTRICAL/ELECTRONIC PRODUCTS?  
ได้รับการตอบรับให้ตีพิมพ์ใน Journal of Cleaner Production เมื่อเดือนสิงหาคม 2550
- ผ1.4 LIFE CYCLE EVALUATION FOR BAGASSE MANAGEMENT OPTIONS  
ส่งเพื่อตีพิมพ์ใน Biomass and Bioenergy (ส่งเมื่อวันที่ 29 ธันวาคม 2549: อยู่ในระหว่างการพิจารณา)

# GENERAL MATHEMATICAL PROCEDURE FOR LIFE CYCLE INVENTORY

Porntip Wongsuchoto<sup>1,\*</sup>, Khanidtha Marungrueng<sup>1</sup>, Worapon Kiatkittipong<sup>2</sup> and Prasert Pavasant<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, THAILAND

<sup>2</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering and Industrial Technology, Silpakorn University, Nakhon Pathom 73000, THAILAND

\*Corresponding author Tel: +66-2218-6888; Fax: +66-2218-6888  
E-mail: [ppuud@yahoo.com](mailto:ppuud@yahoo.com)

## ABSTRACT

A linear programming was incorporated into the calculation algorithm for the estimation of environmental impacts from products or activities. This allows a simple management of the complicated interaction between various components from the different life cycle stages. To further simplify the calculation, this algorithm was encrypted into life cycle impact assessment software where the impacts are evaluated based on the local national life cycle inventory database. The users have the options to specify their own characterization factors to eliminate the subjective concerns regarding the significance of the impacts. Transportation, usage, and disposal stages are also included as options in the calculation for the products with specific usages pattern. However, the environmental impacts regarding these stages must be supplied by the users.

**Keywords:** life cycle assessment, mathematical program, linear programming, software, algorithm

## 1. INTRODUCTION

Life cycle assessment (LCA) is a protocol for the estimation of environmental burdens created from specific products or activities. The assessment involves the calculation of environmental loads derived from various life cycle stages of such products or activities of interest. Therefore the boundary of the evaluation has to be extended both forward and backward to include stages such as usages, recycle/disposal, transportation and material acquisition, etc. This protocol is particularly useful as a potential tool for the preliminary assessment and location of the stages of life of products or activities with significant environmental concerns. The results from LCA can then be used as a guideline for the effective planning of resources needed for the prevention and mitigation of pollution problems, especially for the authorities who are directly responsible for this aspect.

The complication of the life cycle inventory is in the complex dependency of the material and energy flow network within the boundary of the system. More often than not, this prevents a simple sequential linear calculation, but rather needs a set of interrelated equations that has to be solved simultaneously. To clarify this point, the following two simple examples are proposed:

- (i) A system with simple sequential interaction from one stage to the others  
Fig. 1 illustrates the production of product P which requires the usages of raw materials R1 and R2. Raw material Processes I and II are connected in series and therefore the quantities of R1 and R2 can be proportionally calculated from the quantity of final product P (or often known as functional unit or basis of calculation) as follows:

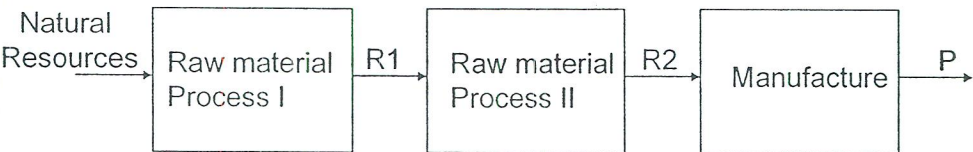


Figure 1 Simple one way material flow system



$$R2 = f(P) \quad (1)$$

$$R1 = f(R2) = f(P) \quad (2)$$

where  $P$  is the quantity of the final product of interest,  $R1$  and  $R2$  the quantities of the raw material  $R1$  and  $R2$ , respectively.

As a common practice in LCA calculation, the relationship between the input and output from each single process is assumed to be linearly proportional. It is realized that this linear relationship assumption is over-simplified, however, the calculation in LCA often involves a large number of input/output data and it is often not practical to include such non-linear relationship in the calculation. For this work, the assumption of linear relationship between input/output is still maintained as conventionally suggested, and therefore Eqs. (1) and (2) are reduced to:

$$R2 = \alpha P \quad (3)$$

$$R1 = \beta R2 \quad (4)$$

where  $\alpha$  and  $\beta$  are constant.

The environmental load is subsequently calculated from such quantities. Again, a linear relationship between the production capacity and the environmental loadings are assumed, i.e. constant emission factors:

$$\bar{E} = \bar{A} \bar{M} \quad (5)$$

where  $\bar{E}$  represent the vector (number of environmental indicators  $\times$  1) of environmental problems (such as those indicated in [1, 2]),  $\bar{A}$  a matrix (number of environmental indicators  $\times$  number of emission parameters) of emission factors, and  $\bar{M}$  the vector (number of emission parameters  $\times$  1) of the emission parameters released from the system (e.g.  $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CFC}_{11}$ ,  $\text{BOD}$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , heavy metals, etc.). These three quantities are mathematically written as:

$$\bar{E} = \begin{bmatrix} \text{Global warming potential, kg CO}_2 \\ \text{Ozone layer depletion, kg CFC}_{11} \\ \text{Acidification, kg SO}_2 \\ \text{Photochemical oxidation, kg C}_2\text{H}_4 \\ \text{Eutrophication, kg PO}_4 \\ \text{Heavy metals, kg Pb} \\ \text{other ...} \end{bmatrix} \quad (6)$$

$$\bar{A} = \begin{bmatrix} GWP_1 & GWP_2 & GWP_3 & \dots & GWP_N \\ ODP_1 & ODP_2 & \dots & \dots & ODP_N \\ ADP_1 & ADP_2 & \dots & \dots & ADP_N \\ \text{PhotoOx}_1 & \text{PhotoOx}_2 & \dots & \dots & \text{PhotoOx}_N \\ EP_1 & EP_2 & \dots & \dots & EP_N \\ \text{Metal}_1 & \text{Metal}_2 & \dots & \dots & \text{Metal}_N \\ \text{others} & \dots & \dots & \dots & \dots \end{bmatrix} \quad (7)$$

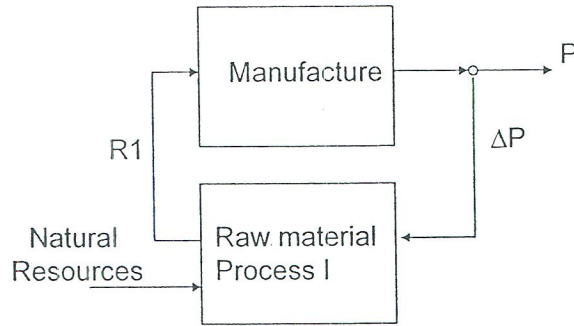


Figure 2 Complicated material flow system

$$\bar{M} = \begin{bmatrix} \text{CO}_2 \\ \text{CH}_4 \\ \text{SO}_2 \\ \text{CFC}_i \\ \text{PO}_4 \\ \text{Heavy metals} \\ \text{other emissions} \end{bmatrix} \quad (8)$$

where  $GWP_i$  is the global warming potential,  $ODP_i$  the ozone depletion layer,  $ADP_i$  the acidification potential,  $PhotoOx_i$  the photochemical oxidation potential,  $EP_i$  the eutrophication potential,  $Metal_i$  the heavy metal conversion factor of emission parameter  $i$ . There might be other environmental indicators as needed, practitioners just have to include that in the vector  $\bar{E}$ , and corresponding matrix  $\bar{A}$  must be defined for each pollutant.

In this case, the calculation is straightforward, and it is rightly to start the calculation from the basis of calculation, i.e. the quantity of product required and a back-calculation is performed to find  $R2$  and  $R1$  and their associated environmental loadings.

(ii) System with material flow complex between stages

In several circumstances, simple calculations as shown in the above example are not applicable as the flows of materials within the system are complicated. Fig. 2 demonstrates, perhaps, the simplest form of this case. The product  $P$  is required from the system, and this requires that  $R1$  is fed to the manufacturing stage. However, some of the product, e.g.  $\Delta P$ , is needed for the production of  $R1$ . Therefore the absolute quantity of product from the manufacturing stage must be  $P + \Delta P$ , where  $\Delta P$  have to be calculated from the following procedure.

$$\Delta P = \alpha R1 \quad (9)$$

$$R1 = \beta (P + \Delta P) \quad (10)$$

Eqs. (9) and (10) comprise two unknown variables, i.e.  $R1$  and  $\Delta P$ , resulting a complete set of equation with zero degree of freedom, and can be solved simultaneously. Actual applications involve a significantly more complicated network of material flows within the boundary of the system and this creates a large set of linear equations. In all cases, after these quantities are evaluated, the environmental impacts associated with them can be determined from Eqs. (5) – (8).

The formation of such relationships can be quite complicated by its own right and therefore this article proposes a novel method on the general procedure for the calculation of the life cycle inventory from the national life cycle inventory database system, which is currently under the development by Chulalongkorn University, Thailand Research Funds, and National Metal and Materials Technology Center.



## 2. CALCULATION ALGORITHM

In this article, the calculation algorithm starts with the description of the functional unit of the product of concern. This is followed by the construction of linear material conservation matrix which is solved using the direct substitution method. The contribution from transportation is included in the matrix to ensure the accuracy of the life cycle evaluation especially for cases where long transportation could introduce major impacts to the overall environmental issues. Two separate modules are provided as options for the estimation of inventory associated with the usage and disposal stages of the products. With this algorithm, it is possible to evaluate the life cycle assessment under the basis of both “cradle to gate” and “cradle to grave” principles.

### 2.1 Formation of material flow equations

Fig. 3 illustrates the network of material flows where the boundary starts from the product and is extended backward to include all the raw material acquisition stages. The quantity of the product must firstly be specified (as often regarded as a functional unit), and in this case, this takes the value of “ $P$ ”. Some of the product could be required for the productions of other raw materials in the matrix and therefore the total quantity of product being produced must be equal to the sum of the functional unit and all the other requirements, and this quantity is equal to “ $A_1$ ”. The first step in the calculation is to identify all the raw materials involved in the boundary specified in Fig. 3. With the attainment of the linear relationship assumption, and if there are a total of “ $N$ ” steps in the manufacturing structure, the following set of linear equations can be formulated:

$$A_1 = P + \alpha_{12} A_2 + \alpha_{13} A_3 + \dots + \alpha_{1N} A_N \quad (11)$$

where the equations for the raw materials, i.e.  $A_2 - A_N$ , can also be formulated in similar fashion:

$$\left. \begin{aligned} A_2 &= \alpha_{21} A_1 + \alpha_{23} A_3 + \dots + \alpha_{2N} A_N \\ A_3 &= \alpha_{31} A_1 + \alpha_{32} A_2 + \dots + \alpha_{3N} A_N \\ &\vdots \\ A_N &= \alpha_{N1} A_1 + \alpha_{N3} A_3 + \dots + \alpha_{N(N-1)} A_{N-1} \end{aligned} \right\} \quad (12)$$

This set of equations can be written in a common form as

$$A_i = \sum_{j=1}^N \alpha_{ij} A_j \quad (i = 2, 3, \dots, N) \quad (13)$$

where  $\alpha_{ij}$  are specific requirement of raw material  $i$  in the production of raw material  $j$ , and these are equal to zero when  $i = j$ .

These sets of equations can be solved using common linear equation techniques such as the direct substitution, or a common LU decomposition. This is widely available in commercial mathematical softwares. The next step is to evaluate for the environmental impacts. This can simply be achieved by using Eqs. (5) to (8) as described above.

### 2.2 Transportation stage

The environmental impact associated with the transportation can be evaluated but it is required that the practitioners can identify the mode of transportation, e.g. road, railway, marine vessels, or air freight. In addition, to make sure that the evaluation is as accurate as possible, detail of transportation should also be revealed, e.g. the distance of each type of transportation, the total weight during the trip, etc. There are a certain number of emission factors that could be applied for the evaluation of environmental burdens from transportation. References given by [3] should be consulted.

Complications occur with mass transport such as marine vessels, trains, and air freights. These modes of transportation often involves a large number of products and one will need to do allocation to determine the fraction of environmental loads being contributed by the product of interest. Although there are a few types of allocations that can be applied for the fractionation of environmental loads, the allocation for this transportation should be performed based on the mass of the materials being transferred to the total transferring mass at that specific trip (excluding the mass of the transporting mediums).

When all the detail information on the transportation is ready, one can evaluate for the specific quantities of fuels required for the transportation, which is equal to the mass of fuel per one unit mass of materials being transferred. These specific quantities are subsequently included as variables in Eq. (13) to calculate the total actual amount of fuel required in the transportation.



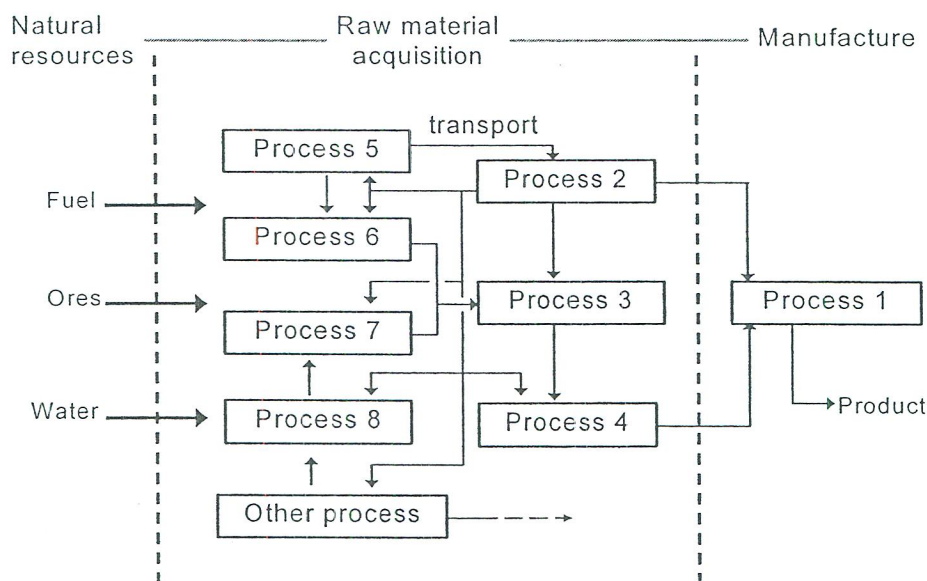


Figure 3 Flow diagram of the various components in the life cycle of the product (Cradle to gate basis)

### 2.3 Usages and disposal stages

Most of the intermediate products, one cannot correctly predict their usage pattern as they might be used in various applications. Therefore the life cycle assessment for such product should finish at the manufacturing stage, and such evaluation is often termed as a “cradle to gate” assessment. For those end products with a certain usage pattern, it is possible that the environmental impacts associated with the usage stage are evaluated. There are differences in the determination of environmental impacts in this stage to the one described in Section 2.1. One of the most obvious is on the identification of the environmental problems. All environmental burdens occurred during the usages and disposal stages of life are considered to be the contribution of the usage and disposal of the products whereas those occurred during the production stage will be distributed to the specific manufacturing location where the problems are generated. For instance, if electricity is consumed in the usage of electrical appliances, the environmental impacts from the generation of electricity is considered to be the contribution of the usage stage. On the other hand, the impacts associated with the generation of electricity in the manufacturing stage are considered to be the contribution of the power plant.

The difference in the evaluation of problem makes it difficult to include the impact during the usage and disposal stages in the set of equations derived above. Hence, it is recommended that separate calculation sections are formulated for these two stages. Practitioners are required to estimate the various input/output information during each of these two stages. Eqs. (5) – (8) are then applied to the attained information to determine the environmental loadings related with such activities.

### 3. EXAMPLE OF CALCULATION

A simple example of electricity production was given here to demonstrate the calculation algorithm. The functional unit in this case was assumed to be 1 kW-h of electricity. It was assumed further that this specific power plant generates electricity from two types of fuels: (i) coal (lignite) and (ii) natural gas. The following input/output table is employed for the calculation in this section. With such detailed information, the interconnection between the various components in the life cycle can be outlined. Let's further assume that any raw materials with relatively low consumption are neglected from the calculation, and in this case, the lubricating oil and fuel oil are classified in this category and they are not considered in the matrix. The interconnection between various life cycle stages can therefore be achieved and this is illustrated in Fig. 4.

Table 1 Input/output data for the electricity production			
Product	Quantity	Raw materials	Quantity
Electricity	1 kW-h	Lignite	0.21 kg
		Natural gas	7.20 cu.ft
Lignite	1 kg	Electricity	1.63E-03 kW-h
		Lubricating oil	8.83E-05 kg
		Fuel oil	7.08E-03 kg
Natural gas	1 cu.ft	Electricity	3.70E-02 kW-h

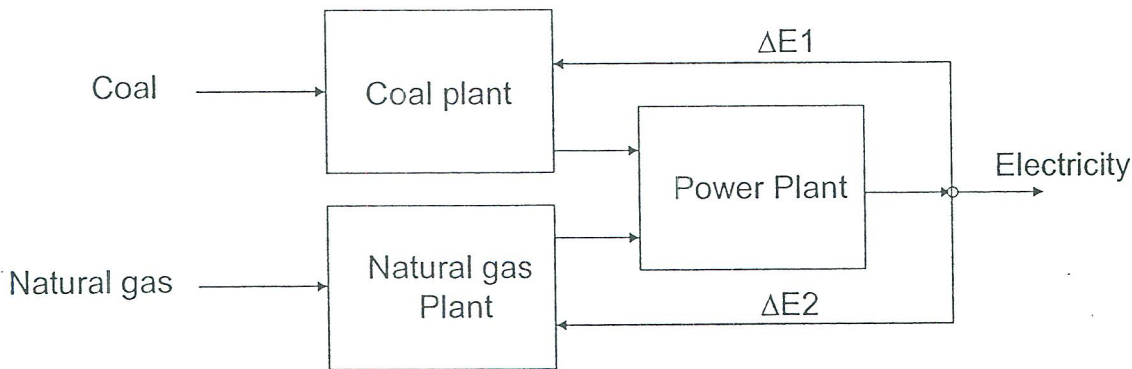


Figure 4 Simplified life cycle of electricity production

Eq. (11) can then be formulated as:

$$\text{Total electricity production} = 1 + \alpha_{12} \text{ Coal} + \alpha_{13} \text{ Natural gas} \tag{14}$$

Eq. (13) becomes:

$$\text{Total coal} = \alpha_{21} \text{ Electricity} \tag{15}$$

and

$$\text{Total natural gas} = \alpha_{31} \text{ Electricity} \tag{16}$$

where  $\alpha_{ij}$  are obtained from the last column in Table 1.

The solution of these equations is fundamentally the inventory for the production of electricity for this specific case, and they are reported in Table 2.

Table 2 Inventory for the production of 1 kW-h of electricity				
Product	Total production	Consumption in matrix	Net production	Unit
Electricity	1.363	0.363	1.0	kW-h
Coal	0.288	0.288	0	kg
Natural gas	9.82	9.82	0	Cu.

Provided that the emission factors for each manufacturing process are known, the emissions for such processes can then be evaluation using information in Table 2 and Eq. (5).

#### 4. SOFTWARE DEVELOPMENT

At the time when this manuscript was prepared, the Thailand Research Funds (TRF), the National Metal and Materials Technology Center (MTEC), together with researchers/LCA practitioners from various educational institutes were working towards the development of national life cycle inventory database which will provide input/output information for the various local products/activities necessary for the life cycle assessment. Along with this development of database, local LCA software was also being developed to incorporate the assessment as indicated in this article (Eqs. (1) – (13)) using the information from the so-developed database. The software also allows the assessment for the transportation as detail in Section 2.2, where emission factors elaborated from local transportation modes will be employed. The usage and disposal stages are included in the software as separate modules as described in Sections 2.3.

In the future, this database along with the software will be an important driving force for the evaluation of environmental problems through the life cycle of each product or activity. The plan for the maintenance of this database and the software are still being discussed among the stakeholders and should soon be finalized.

## 5. CONCLUSION

The estimation of environmental burden from a life cycle of product or activity could be complicated involving complex interactions between each of the components in the various life cycle stages. The algorithm proposed in this article could significantly facilitate the mind mapping of such complication and lead to a more accurate evaluation results. At this time of presentation, this algorithm is being encrypted onto user friendly software which will provide an easy alternative for the evaluation of environmental impacts based on the life cycle of any product or activity. This software will incorporate the national life cycle assessment database containing input/output data from various industrial sectors. This will then further enhance the accuracy of the evaluation results and will also allow future simple amendments to the database. Although data regarding transportation and disposal in Thailand are still sparse and no reliable conclusion could be employed for the evaluation at the time this manuscript was written, the software allows the options for transportation and disposals. These specific options await the input from users who are specialized in such areas, and the environmental impacts will be evaluated from such inputs. This provision will maximize the level of accuracy of the evaluation results.

## ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the Thailand Research Funds (TRF) and the National Metal and Materials Technology Center (MTEC).

## REFERENCES

- [1] Goedkoop M. (1995), The Eco-indicator 95, Final report, NOH report 9523, PRé Consultants, Amersfoort (NL), July 1995, ISBN 90-72130-77-4.
- [2] Geodkoop M. and Spriensma R. (1999), The Eco-indicator 99, A damage oriented method for life cycle impact assessment, Methodology report, PRé Consultants, Amersfoort (NL).
- [3] NAEI (2003), "UK National Atmospheric Emissions Inventory", National Environmental Technology Centre.



# ENVIRONMENTAL ASPECTS OF BAGASSE MANAGEMENT IN THAILAND

Worapon Kiatkittipong<sup>1,\*</sup>, Porntip Wongsuchoto<sup>2</sup> and Prasert Pavasant<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering and Industrial Technology,  
Silpakorn University, Nakhon Pathom 73000, THAILAND

<sup>2</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering,  
Chulalongkorn University, Bangkok 10330, THAILAND

\* Corresponding author Tel/Fax: +66-3421-9368

E-mail: [kworapon@su.ac.th](mailto:kworapon@su.ac.th)

## ABSTRACT

Bagasse is mostly utilized for steam and power production for domestic sugar mills with a leftover bagasse mainly remained unused. There have been a number of alternatives on the management of bagasse that could well be applied to this remaining bagasse, such as pulp production, biogas and electricity production. The selection of proper alternative depends significantly on the appropriateness of the technology both in technical and environmental points of view. A simple model was proposed in this work based on the application of life cycle assessment (LCA) to evaluate the global warming potential of such alternatives. Three scenarios of bagasse waste managements are evaluated within the scope of this work, i.e. landfill with utilization of landfill gas, incineration for power generation and pulp production. With generally reported methane collecting efficiency, GWP from landfill could be significantly high and should be avoided. Converting bagasse to electricity in the power plant was found to give a better environmental performance than landfill. However, the alternative with a smallest global warming potential was the utilization of bagasse as a raw material in pulp mill.

**Keywords:** Life cycle assessment, Waste management, Material recycling, Electricity, Pulp, Bagasse

## 1. INTRODUCTION

In the year 2000, 60 million tons of sugar cane was harvested in Thailand, for which approximately 17 millions tons of wet bagasse was produced. Bagasse is mostly utilized for steam and power production for domestic sugar mills. This conversion of bagasse to electricity might seem to add on CO<sub>2</sub> in a much greater extent when compared with the usages of other fuels such as natural gas or fuel oil. However, under the concept of Life Cycle Assessment (LCA) methodology, bagasse is regarded as one of the renewable resources for electricity production, and as it is a part of global carbon cycle, the combustion of bagasses, as often the case in local power plants, is not considered a contributor to global warming problems. Janghathaikul and Gheewala [1] investigated the possibility of using bagasse for power and electricity production. Due to low sulfur content, SO<sub>x</sub> formation from bagasse was lower than that from fossil based fuel. In reality, such usages of renewable resources could alleviate the CO<sub>2</sub> emission. For instance, the consumption of sugarcane in the bioenergy systems for electricity was reported to reduce the total CO<sub>2</sub> emission by as much as 1.08-1.14 kg CO<sub>2</sub>/kWh depending on cane-residue utilization [2]. There are other options for the management of bagasses and one of them is the landfill. Landfill of agricultural wastes like bagasses often produces combustible anaerobic decomposition gases such as methane, and this can also be utilized as a source for electricity. Chaya and Gheewala [3] investigated and compared these two energy production schemes, i.e. incineration and anaerobic digestion for municipal solid waste (MSW) in Thailand, and reported that anaerobic digestion of MSW was preferable to incineration as it was capable of producing higher energy output than the incineration. In addition, there have been a number of alternatives on the management of bagasse such as ethanol production for vehicle fuel and pulp production. However, such evaluation for environmental impacts particularly the global warming problem is yet to be examined. In this study, different bagasse utilization schemes, i.e. landfill with utilization of landfilled gas for electricity production, incineration with energy recovery, and pulp production were investigated in a system analysis and compared based on their global warming loads. This was to determine the most environmental benign option for bagasse utilization.

## 2. METHODOLOGY

The evaluation was based on LCA methodology which consists of four phases: (1) defining goal and scope, (2) gathering inventory data, (3) assessing for impact and (4) interpreting the results.

### (b) System Boundary

The system boundary of each scenario started when sugar was extracted from cane, giving out bagasse as waste (see Fig 2). It is worthy to note that as bagasse was considered as a waste (no financial value), environmental impacts during cane cultivation, transportation and sugar production were responsible for by sugar product and not by bagasse by-product. Emissions associated with plant construction (electricity recovery, pulp production) and transportation were assumed to have insignificant impacts when being distributed throughout the life-span of such plant, and therefore were not accounted for in this study.

## 2.2 Inventory Analysis

Energy consumption and emission to air from the various stages of life cycle ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ ) were evaluated. The quantity of landfill gas was estimated from theoretical anaerobic decomposition using correction factors available from literature. Bagasse incineration for electricity production was based on the data reported by Janghathaikul and Gheewala [1]. Input-output data on the pulp production from bagasse pulp mill were obtained from actual anonymous pulp mills in Thailand with a total pulp production capacity of approx. 100,000 ton per year. Inventory of conventional, local power plants was obtained from Thailand Environmental Institute [4] where most of them were operated based on gas, coal and fuel oil.

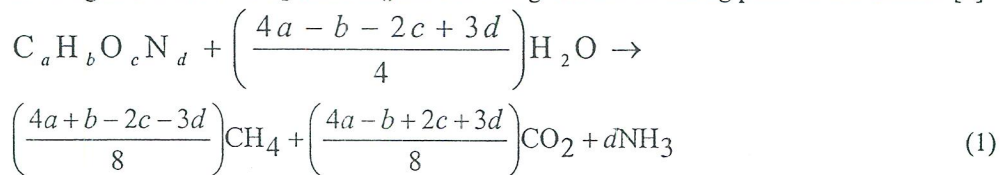
## 2.3 Impact Assessment

Air emission from the bagasse management system and those conventionally supplementary systems were characterized using global warming potential (GWP) as a single indicator. It should be noted that  $\text{CO}_2$  emission from biomass was considered as carbon neutral (as stated in the introduction), and the environmental impact from  $\text{CO}_2$  emission are only caused by fossil fuel consumption.

# 3. CASE SCENARIOS

## 3.1 Landfill with Utilization of Landfilled gas (LFG) in Power Generation

LFG is the product of organic material degradation. During the anaerobic decomposition, assuming a conversion of organic waste to  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$ , the following reaction is taking place in the landfill [5]:



According to the properties of Thai bagasse [6] as shown in Table 1, Eq. (1) could be estimated as:

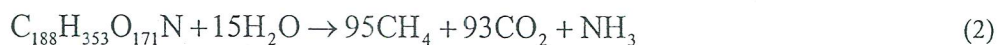


Table 1 Properties of Thai bagasse used in this study

Moisture content (wt %)	LHV (MJ/kg)	Component (wt %, dry and ash free basis)				
		C	H	O	N	S
53	7.32	42	6.58	51	0.26	0.16

Several US landfills reported that actual generation of LFG was only about 50% of the calculated theoretical value [7] whereas Aye and Widjaya [8] reported only 40% of the total gas generation could be captured and utilized. Hence, it was assumed that only 40% of methane being generated could be captured for electricity generation. The conversion of methane to electricity was carried out at the rate of 4.86 kWh/kg of methane being combusted [8]. It should be noted that  $\text{NH}_3$  generated were assumed to be collected with the same as methane collecting efficiency. Uncollected  $\text{CH}_4$  and  $\text{NH}_3$  were considered in environmental impact, while  $\text{CO}_2$  generated from both anaerobic digestion and  $\text{CH}_4$  combustion were considered as a carbon neutral.



Table 2 Detail on electricity and pulp productions from various management options

		Option I	Option II	Option III
Electricity from BMS	(MWh)*	0.276	0.460	-
Pulp from BMS	(ton)*	-	-	0.995
Electricity from CSS	(MWh)	0.724	0.540	-
Pulp from CSS	(ton)	1.000	1.000	0.005

\* from 1 ton of dry bagasse

3.2 Incineration for Electricity Production

The data on incineration of bagasse for electricity production were based on the study at Ratchasima Sugar Mill Factory in Nakorn Ratchasima, Thailand [1]. The energy of bagasse combustion was utilized in the boilers to produce steam for power generation using turbine generator with induced draft fan. Electricity can be recovered at the capacity of 0.460 MWh/ dry ton of bagasse without heat recovery.

3.3 Pulp Production

The data on pulp product was based on the site study data of anonymous pulp mill, Thailand, where the production of unbleach pulp from bagasse was approx. 985 adt/month and the unbleach pulp from Eucalyptus at 4,270 adt/month.

4. RESULTS AND DISCUSSION

4.1 Comparison between electricity and pulp productions from various management options

Table 2 demonstrates the attainable electricity and pulp from the utilization of 1 ton of bagasse, along with the requirements for supplemental electricity and pulp from other conventional processes. The column “Option I” is the summary of the results from the landfill of bagasse where only 0.276 MWh of electricity could be obtained from the combustion of the landfill gas [8]. Therefore there was a need for an additional 0.724 MWh of electricity from CSS. Similar to “Option I”, the “Option II” or the direct utilization of bagasse in the power plant could provide electricity, but in a much greater extent. Literature revealed that electricity from such option could be twice as much from the landfill. This is attributed to the well designed technology for specific purposes. In this case, 1 ton of bagasse could produce 0.46 MWh of electricity [1] where the remaining 0.54 MWh was from CSS. Pulp in “Option I” and “Option II” was obtained from the pulp process using eucalyptus as raw material. In “Option III”, bagasse was used to produce pulp and 1 dry ton of bagasse gave about 0.995 ton of pulp. The remaining pulp of 0.005 ton was from eucalyptus pulp mill.

4.2 Global Warming Potential (GWP)

Fig. 3 shows the comparison between the total emission (full bar) on GWP from different scenarios. The total emissions were obtained from both BMS and CSS. It was obvious that landfill was the greatest contributor for GWP with a total generation of 4,000 kg CO<sub>2</sub> equivalent. This was followed by incineration (2,000 kg CO<sub>2</sub> eq.) and pulp production (1,000 kg CO<sub>2</sub> eq.). In this option I or the landfill option, CO<sub>2</sub> loading was derived mainly from the emission of greenhouse gas from the landfill itself, and this accounted for as much as 50% of the total CO<sub>2</sub> being released to the atmosphere. Note that the greenhouse gas from landfill was composed of several components and the two most significant were methane and carbon dioxide. Most of the methane produced from landfill was collected and utilized as an supplementary fuel, however, there were some that could not be captured and this was released as fugitive emission to the atmosphere. The reporting value in Fig. 3 was therefore the equivalent CO<sub>2</sub> which included the contribution of CH<sub>4</sub> where the global warming potential of CH<sub>4</sub> was about 25 times that of CO<sub>2</sub> [9, 10]. The rest of CO<sub>2</sub> from this option was from the supplementary facilities, e.g. power plant and pulp mill.

In “Option II”, the effect of incineration of bagasse on global warming potential was only marginal. In this BMS option, the calculation was based on the assumption of dry bagasse with low water content. Therefore there was only slight demand for the addition fuel. In addition, the extra requirement of fuel could be even lower with a better pre-dried technology such as the use of solar energy or the use of more efficient technique, e.g. fluidized bed cyclone combustor [6]. CO emission could also be decreased with a more complete combustion chamber design with pre-dried bagasse. With all these assumptions, it is noted, henceforth, that the results could be different if the assumptions are not held true. In any case, the carbon dioxide produced from the combustion (to produce electricity) was not considered as global warming contributor as it was a part of carbon cycle and therefore was carbon neutral. The GWP was therefore derived from the requirement of fossil fuel in heating the boiler and some additional fuel to supplement the bagasse as the main raw material to the boiler. In this option, most of the global warming problems were generated from CSS, i.e. pulp production. The actual contribution



from CSS from this option was almost the same as those in Option I but the difference was that, in Option I, the contribution of BMS was also significant. Hence, it was concluded here that the use of bagasse as fuel supplement in the boiler of the power plant was a significantly better choice for the management of bagasse waste than the landfill option.

“Option III” or the use of bagasse as raw material in pulp mill was demonstrated to give the lowest CO<sub>2</sub> emission. In this case, BMS (pulp mill) itself produced a greater CO<sub>2</sub> emission than that from Option II. This was because the conversion of bagasse to pulp, at the capacity of 1 ton, required a relatively high energy input in the form of fossil fuel when compared with the energy requirement in the 1 MWh power plant as was in Option II and the CO<sub>2</sub> emission was lower as a result. This could imply that such power plant was more environmental friendly than the pulp process with the specific production capacities as assumed in this case, and the results in Fig. 3 confirm just that. In other words, the CO<sub>2</sub> contribution from the CSS in Option III, which was mainly from the power plant, was in a much smaller extent than those from Options I and II. It should be mentioned that the efficiency of the conversion of bagasse to pulp was very high and the requirement for additional pulp source (eucalyptus) was very small. Hence, the contribution of CO<sub>2</sub> from eucalyptus pulp mill in CSS in this option was only marginal and most of the CO<sub>2</sub> was generated from the activities of the power plant (1 MWh capacity, fed by natural gas, coal and oil based process according to the data on electricity grid mix in Thailand [4].

In conclusion, “Option III” or the use of bagasse as a raw material for pulp mill was considered to be the most favorable in terms of global warming contribution whereas “Option II” was the second most preferred alternative.

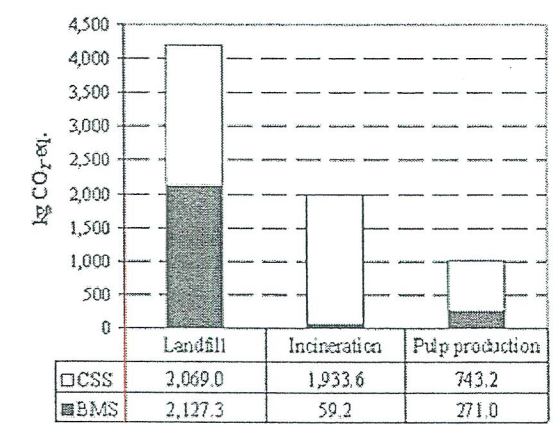


Fig. 3 Global warming potential for the different scenarios

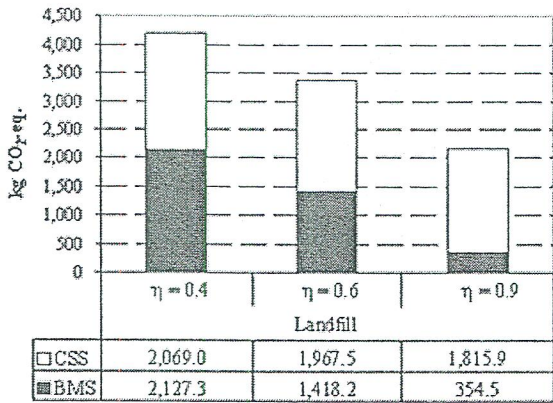


Fig. 4 Effect of methane collective efficiency of landfill on global warming potential

Sensitivity analysis was carried out for the case of Option I where the bagasse was landfilled. The above evaluation revealed that the uncollected methane contributed greatly to the overall GWP from BMS. Hence, a better methane collection system would markedly reduce the fugitive emission of such potential

## When to buy new electrical/electronic products?

Worapon Kiatkittipong<sup>a,b</sup>, Porntip Wongsuchoto<sup>b</sup>, Khanidtha Meevasana<sup>b</sup>, Prasert Pavasant<sup>b,c,\*</sup>

<sup>a</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering and Industrial Technology, Silpakorn University, Nakhon Pathom 73000, Thailand

<sup>b</sup> National Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand

<sup>c</sup> Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand

Received 23 July 2006; received in revised form 25 June 2007; accepted 30 June 2007

Available online 27 August 2007

### Abstract

An environmental criterion for the determination of the usage pattern of electronic products was proposed. As such products usually have strong environmental impacts during the usage stage of their life cycles, and the impacts are generated mainly as a consequence of the power requirement, the use of energy consumption as a representative environmental indicator was justified. The model was performed on four case studies: computer monitors, refrigerators, light bulbs and induction motors. For computer monitors, liquid crystal display (LCD) was considered more environmental friendly than the cathode ray tube (CRT). However, disposing of the existing CRT and buying a new LCD might not be beneficial as the energy gained from the difference in the energy consumptions was not justified. Unlike computer monitors which were operated in periodic pattern, products such as refrigerators were mostly run continuously throughout their lives. In this case, buying a new, lower energy consumption model was often superior as the cumulative energy saving during the usage stage was significant compared with those occurred during the other life cycle stages. In general, the new product model should provide a better environmental performance, i.e. lower energy consumption rate. However, there were trade-offs between purchasing a replacement and repairing the old mal-functional one as the upgrade or repair of the old product could avoid the fixed energy consumption associated with the production stage of the new product. In the case of small electronic devices with low operating environmental impacts such as light bulbs and induction motors, the use of compact fluorescent lamps instead of incandescent lamps or new motors, respectively, were highly recommended. In particular for the case of induction motors, the maintenance such as the rewinding of old motors was proven to be beneficial.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

**Keywords:** Life cycle thinking; Waste management; Recycling; Environmental impact

### 1. Introduction

In a conventional economical analysis, the overall expense over the life time of electrical/electronic appliances includes four cost components, i.e. (i) initial purchase price, (ii) cost of repair and maintenance, (iii) operating cost, and (iv) disposal cost. However, the use of such products requires that the electricity be consumed. The need to generate electricity generally involves the combustion of fuel which causes both

environmental problems and resource depletion. Hence, modern economical analyses should also consider environmental costs which basically reflect the expense necessary to repair the environment to the initial state [1]. Current intensive awareness of environmental problems has stimulated numerous natural resource management schemes, and in several parts of the world, personal awareness campaigns regarding environmental protection have been successfully implemented [2,3]. For instance, it was estimated that four out of five European consumers would buy more environmentally friendly products even if the price was higher than common products with the same functions [4].

Recycling of electronic wastes is important not only from the point of waste treatment but also from the recovery aspect

\* Corresponding author. National Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand. Tel.: +66 2218 6870; fax: +66 2218 6877.

E-mail address: [prasert.p@chula.ac.th](mailto:prasert.p@chula.ac.th) (P. Pavasant).



valuable materials. Most recent studies therefore focused on the development of recycling techniques for such electronic wastes [5,6]. The Waste Electrical and Electronic Equipment Directive (WEEE Directive) is one example which constitutes a producer responsibility theme running through recent waste related European legislations, i.e. waste collection systems, establishment of specific recovery and recycling targets, etc. Moreover, the European Union (EU) eco-label scheme has conducted life cycle assessment (LCA) for a number of electrical/electronic products, i.e. light bulbs, televisions, refrigerators, computers [7], which helped to identify the principal life cycle stages with significant environmental problems. Developing new products with lower energy requirement was also one of the topics which have so far been the issue of public concerns. For instance, a comparative LCA study of cathode ray tube (CRT) and liquid crystal display (LCD) computer monitors demonstrated that CRT contributed greater environmental impacts than LCD in most environmental categories (e.g., resource use, energy, ozone depletion, landfill space use, human health toxicity) except water eutrophication and aquatic ecotoxicity [8]. This significantly helps in the decision making process for the customers who are looking for environmental friendly products.

In this regard, the criteria for the consumers as when to buy new electrical/electronic products should be carefully developed to incorporate the environmental consideration into the decision making process. Legarth et al. [9] proposed electronic products as active products with a “fixed burden” associated with production and disposal, and a “variable burden” associated with the product’s use. For the fashion-associated products such as mobile phones, buying a new one was, most of the time, not found to give environmental benefits. In contrast, the decision was often in favor of getting a replacement for non-fashion-associated products like frequency converters. Nevertheless, the product life time is one important parameter that must be considered along with the energy requirement as decision making criteria. It is illustrated in this article that failing to incorporate the life time of the product can lead to misleading decision from the environmental point of view. In addition, this article proposes a model based on life cycle thinking to facilitate the selection of choices between using existing appliances and purchasing new ones with better environmental performances. The influence of repairing the broken appliances is also taken into consideration. The system boundary starts when the new product is launched and finishes at the end of life of the original product. Several case scenarios and case studies were given to cover the various categories of electronic products.

### Energy consumption as environmental indicator

Life cycle inventory of most electrical/electronic devices as described by Malmodin et al. [10] indicated that the electricity consumption was one of the major environmental components and therefore the impact was generally dependent on the amount of energy consumed in the various stages of their lives. In addition, although it is widely perceived that products with

a longer life time are of greater environmental benefits, this is not always applicable for electronic products. It has been demonstrated that electricity consumption during the usage of such products created relatively strong environmental impacts when compared with the impacts associated with the other stages of their life cycles [11,12,13]. Hence, electricity consumed during the usage stage of electronic products could be a strong factor indicating the choice of products. For instance, 90% of the total energy consumption for the whole life time of a television could easily be occurred during the usage stage [14]. This is, to some extent, justified the consumption of energy/electricity as a sole environmental impact indicator.

### 3. Case scenario

#### 3.1. Disposing of existing product and purchasing a new one with lower energy consumption

“Should we buy the new product just launched?” is always a difficult question to answer. In economical and environmental view points, the “breakeven point” must be considered in terms of “environmental cost” rather than the “actual cost”. To determine this breakeven point, it is necessary to compare the total accumulated environmental impact (energy consumption) of a new product with that of existing (old) product (or  $I_{F_2} + I_{O_2}t_p$  and  $I_{O_1}t_p$  in Fig. 1(a), respectively). This existing impact is generated from the usage stage of the existing product which is then proportional to the length of the time of use. To prevent further confusion in reading, in this analysis, the term “operational impact” is defined as the environmental impact generated from the usage stage of the product, whilst the “fixed impact” is the sum of the impacts generated during the raw material extraction, manufacturing, transportation, packaging, and disposal or recycling.

In Fig. 1(a), the fixed impact is represented by the vertical section of the total accumulated environmental impact ( $I_{F_1}$  and  $I_{F_2}$ ) and the variable impact is the sloped section ( $I_{O_1}t_p$  and  $I_{O_2}t_p$ ). The intersection between the impacts from the existing product (thin line) and the new product (thick line) or the breakeven point takes place when the new product has a lower electrical consumption rate. In this case, the curves intersect (breakeven point) before the end of life of the existing product ( $EoL_1$ ), and therefore immediately buying a new one is environmentally preferable. To simplify the following discussion, it is recommended to propose two parameters with the following definitions: “ $t_h$ ” or “holding period” is the period of time between the points of buying the old and the new products, and “ $t_p$ ” or “payback period” which is the time at which the new product create the same environmental impact as the old product. Fig. 1(a) illustrates that getting a new product is attractive only when  $t_h + t_p$  is less than the total life time of the old product ( $EoL_1$ ). At this breakeven point, the relationship between the impacts of the existing and the new products can be written as:

$$I_{O_1}t_p = I_{F_2} + I_{O_2}t_p \quad (1)$$



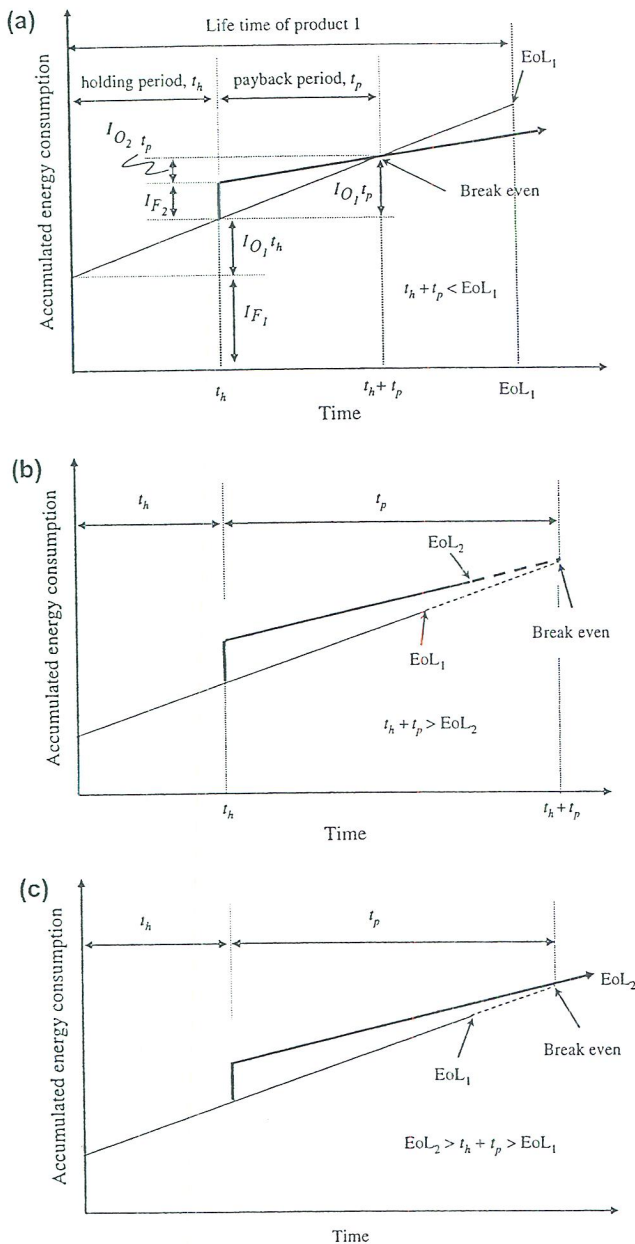


Fig. 1. Accumulated energy consumption from the use of an existing product and from the use of new product in various proposed schemes. (a) Attractive payback period from buying new product: the payback period occurs before the end of life of the old one. (b) No environmental benefits from buying new product: the break even occurs beyond life time expectancy. (c) Payback period from the use of unattractive new product.

where  $I_{F_2}$  is the fixed impact of the new product,  $I_{O_1}t_p$  and  $I_{O_2}t_p$  are environmental impact generation rate for the existing and new product, respectively. Therefore,  $I_{O_1}t_p$  and  $I_{O_2}t_p$  are the operation impacts for the existing and the new product, respectively. Noted that  $t_p$  only exists if the operational impact of the old model product or " $I_{O_1}t_p$ " is greater than that of the new product or " $I_{O_2}t_p$ ".

On the other hand, if the intersection occurs after the end of life of both existing (EoL<sub>1</sub>) and the new product (EoL<sub>2</sub>) as illustrated in Fig. 1(b), the new purchase is certainly not profitable as the return can only be obtained after the new product is out of order. In this case, the best environmental choice is to keep the existing one and only buy a new one when the existing one is unusable.

For cases where the curves intersect between EoL<sub>1</sub> and EoL<sub>2</sub> (EoL<sub>2</sub> >  $t_h + t_p$  > EoL<sub>1</sub>) as demonstrated in Fig. 1(c), the environmental benefit is not strong enough to warrant the purchase. Using the existing one until the end of life may seem preferable. This figure provides a graphical approach to help make decision whether the electrical products should be replaced with a new one with less energy consumption.

### 3.2. Repairing the old one or buying a new one

When electronic products are not functioning properly, the decision for repairing the broken components or disposing of the commodity and purchasing a new one has to be made. If old spare parts are used to repair, then there exist impacts from the repair operation which should be considered negligible compared with impacts from other stages in the life cycle. The decision might be in favor of using the existing one (with repair) and the end of life of the product is extended to the new EoL<sub>1</sub>.

In the case of replacing with new components during the repair, the impact associated with the manufacturing, transporting, packaging and disposal of these additional components needs to be taken into account. This situation is demonstrated in Fig. 2 and the decision follow the analysis below.

It should be reminded that the analysis was based on the fact that the consumers already possessed the electrical/electronic products and there was a need to answer the question whether to buy new products. Therefore, the analysis should only concern the present and the future environmental impacts from the life cycle of products, and the impact that has already occurred such as the fixed impact when buying an old product ( $I_{F_1}$ ) is not taken into account. The payback period can then

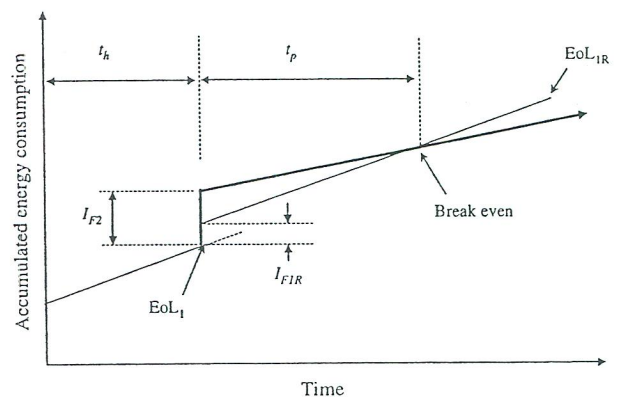


Fig. 2. Accumulated energy consumption from the use of repaired product and from the use of new product.



calculated by balancing the environmental impacts as following.

$$I_{O_1} t_p = I_{F_2} + I_{O_2} t_p \quad \text{or} \quad t_p = \frac{I_{F_2} - I_{F_{1R}}}{I_{O_1} - I_{O_2}} \quad (2)$$

where  $I_{F_{1R}}$  is the fixed impact for repairing existing product.

The limitation of the use of Eq. (2) is that the new product must have better environmental performance than the old product, or that  $I_{O_2}$  must be lower than  $I_{O_1}$  and the denominator of Eq. (2) will always be positive. This is, to some extent, logical as it is not reasonable to get a replacement with higher energy consumption rate than the old model provided that the two products have exactly the same functions. Note that the model excludes unpredictable situations such as premature failure, etc.

Normally, the repair with a partial replacement has less environmental impacts than a total replacement, and therefore  $I_{F_2} - I_{F_{1R}}$  is positive. Eq. (2) demonstrates further that the payback period for getting a new replacement is shorter with an increase in  $I_{F_{1R}}$ . Provided that these two conditions hold true, buying a new product is beneficial only when the payback period is shorter than  $EoL_{1R}$  otherwise the choice of repairing the old one becomes superior. Note that the above evaluation is based on the condition that the repair of the old product takes place at the same time as buying the new one which allows a straightforward comparison between the payback periods and products end of life.

Eqs. (1) and (2) above could be further modified by considering the variation of operation impact ( $I_O$ ). Normally, the new electrical products may possibly be assumed to operate with constant efficiency for certain time period,  $t_C$ , after which the operation could subject to deterioration which results in higher electrical consumption rate. In addition, the energy efficiency of repaired electrical/electronic products might be worse than of the original product. Therefore, a deterioration factor ( $d$ ) was defined as a supplemental coefficient for the operation impact. The deterioration factor is larger than one when the products require higher electrical consumption. This factor can also be used for the unusual cases where the repaired products have better performance in terms of electricity requirement. In this case, the deterioration factor is less than one and Eq. (1) is modified to

$$I_{1R} + I_{O_1} \left( t_{C_1} + \sum_{i=t_{C_1}+1}^{t_p} d_1^{i-t_{C_1}} \right) = I_{F_2} + I_{O_2} \left( t_{C_2} + \sum_{i=t_{C_2}+1}^{t_p} d_2^{i-t_{C_2}} \right) \quad (3)$$

hence,

$$\begin{aligned} I_{1R} + I_{O_1} \left\{ t_{C_1} + \frac{1}{d_1^{t_{C_1}}} \left( \frac{d_1^{t_p+1} - d_1^{t_{C_1}+1}}{d_1 - 1} \right) \right\} \\ = I_{F_2} + I_{O_2} \left\{ t_{C_2} + \frac{1}{d_2^{t_{C_2}}} \left( \frac{d_2^{t_p+1} - d_2^{t_{C_2}+1}}{d_2 - 1} \right) \right\} \end{aligned} \quad (4)$$

#### 4. Case studies

Four types of electrical appliances with different characteristics are chosen here to demonstrate the differences in decision making processes. This decision making tool could be useful for the customers and policy makers who are looking for environmental friendly products. The first case is the product with periodic use such as computer monitors. This type of product is only used when required and often turned off during their usage stage of the life cycle. The second case is the product with continuous usage pattern such as refrigerators. The third and fourth cases are for small electrical components such as light bulbs and inductive motors which often involve only small environmental impacts during the manufacturing and disposal stages of their life cycles [11]. The main difference between light bulbs and motors is that the bulb is thrown away after use, but the motor can be fixed.

##### 4.1. Computer monitor

Currently, there is an increase in the demand of active matrix liquid crystal display (LCD) which comes to replace the cathode ray tube (CRT) market. Hence, there is always a question whether it is a good time to change the monitor from CRT to LCD. To illustrate this example, the two monitors are arbitrarily chosen for this evaluation, each with 17 in display working at 50% brightness. The measured power consumption rates were 112.9 W in normal operation mode and 8.1 W in standby mode for a 17 in CRT; and 54.8 and 11.6 W in normal and standby modes for a 17 in LCD. The quantitative measures of fixed impacts of the monitors proposed by Socolof et al. [8,15] were employed herein where the following description applies. The manufactured life was defined as a length of time before failure of CRT or LCD which were estimated as 12,500 and 45,000 h, respectively. However, consumers often replaced monitors before they physically broke down. This resulted in a life span that was not dependent on the monitor technology itself. Survey revealed that monitor was generally used for 4 years in a first life and 2.5 years in a second life (as second-handed monitor). In addition, the effective life time of a monitor was estimated to be 4590 h for full-on mode, and 8960 h for lower power mode within the effective life of 6.5 years. Note that, under this circumstance, there was no difference between CRT and LCD life span. Energy used in upstream, manufacturing and end of life stages as reported from [8] were 18,538 and 1,989 MJ for the productions of CRT and LCD, respectively.

This report obviously demonstrates that both fixed and operation energy consumptions of CRT were higher than LCD. Hence, if one is to buy a new monitor, there is no doubt, based on energy saving viewpoint, in selecting LCD. However, Fig. 3 illustrates that the payback in getting a new LCD to replace a functional CRT could be as long as 16 years which is certainly longer than the life of CRT. Therefore, it does not seem to be urgent in getting an LCD replacement for the old-working CRT. It is recommended to wait until the CRT becomes out of order before changing it to the LCD.



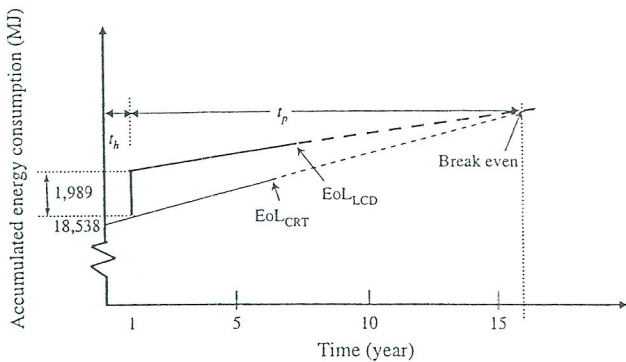


Fig. 3. Accumulated energy consumptions in cases of using CRT monitor and in replacing CRT monitor with a new LCD monitor.

#### 4.2. Refrigerator

A refrigerator is the electrical appliance which is generally never turned off during its life time. The energy consumption during the use of a refrigerator was measured from the two local models, both with 18 cubic foot storing space. This evaluation was based on material composition data of average 1997 U.S. top/bottom refrigerators and also on data from the Association of Home Appliance Manufacturers (AHAM) for the usage phase. An average useful life time of refrigerators was assumed as 14 years [16]. Based on local measurement with the refrigerators used in Thailand, the average energy consumptions were 11,100 and 4160 MJ/year for of the old model (1997) and for the new model (2003), respectively. The 2003 model refrigerator uses HFC-245fa as a blowing agent which shows a superior aging characteristic than that of HCFC 141b of 1997 model [17]. Horie [17] suggested that the energy consumption increased 3.5 and 2.0% per year for refrigerators with HFC-245fa and HCFC 141b blowing agents, respectively. The average fixed impact of the 1997 model was 5989 MJ [17], however, there is currently no data on the fixed impact for the model year 2003. In this work, this fixed impact was arbitrarily assumed to be equal to that of the model 1997. With these assumptions, the obtained payback period was estimated to be within 1 year (results not shown here). However, under certain circumstances such as the installation of better insulation or more sophisticated controlling devices, the new models might be associated with a higher fixed impact. For this work, this case was investigated by setting the upper bound for the fixed energy consumption for the 2003 model at 200% of the 1997 model. Despite so, the obtained payback period was still within 2 years which is considered relatively short. Hence, buying the newer 2003 model as a replacement for the 1997 model was obviously considered environmentally attractive, and should be decided as soon as possible.

Comparing the two examples above, computer monitors represent the products with periodic use pattern whereas refrigerators represent the products that are operated all the time. The results suggest that, in the case of periodic use pattern electrical appliances, the reduction in the energy consumption during the use might not always compensate the

fixed environmental impact associated with the production of the new product. On the other hand, for the case of continuously running products, replacing with the new, lower energy consumption model may possibly be more beneficial than using the existing one until its end of life. This example illustrates the importance of the trade-off between resource conservations in the production phase and energy consumption during the usage phase of the product life cycle. However, it should be noted that decreasing resource (material and energy) utilization in the production phase such as extended product life time through easy upgrade with some low energy (use phase) consuming part could change the evaluation results. This is demonstrated in the next section with examples of light bulbs which is the part of the lamp used for lighting and rewinding a failed motor.

#### 4.3. Light bulbs

Light bulbs were selected to represent a small component in a large electrical device which can easily be replaced or upgraded. Previous reports indicated that an approximate sale per year of incandescent lamps (filament lamp) in the European market was almost 60% of the total sale of the lamps while fluorescent lamps took the share of only about 25%. It was known that fluorescent lamps had a much greater efficiency than incandescent lamps, i.e., fluorescent lamp can provide higher light intensity than incandescent lamp with the same energy input. It was estimated that fluorescent lamps could eventually account for about 75% of light output (in terms of intensity) in the EU Member States [18]. In this work, the comparison to be made was between the two types of lamps with similar light intensity as detailed below. The filament lamps with integrated electronic ballast are a standard type with a power input of 60 W. They can produce light with an intensity of 650 lm, with an average life of 1000 h [18]. This is in a similar range to a screw-in type compact fluorescent lamp (CFL), the 14 W standard CFL could provide the light output of 800 lm with an average life time of 10,000 h [19]. This CFL integrated type is constituted of a bulb, electronic ballast and screw fittings. Reported life cycle assessment demonstrated that 90% of the total energy requirement of light bulbs took place during the usage stage, 8% in manufacturing, and 2% in disposal [18]. Therefore, in this work, the fixed electricity consumption was assumed to be 10% of the total energy consumption.

With the above assumptions the calculation revealed that energy payback period for replacing incandescent lamp with a screw-in type CFL was 33 days for the case where the lamp was operated daily at 8 h, and 22 days for the case of 12 h daily operating period. This very short payback period suggests that the replacement of incandescent lamp with CFL is highly recommended.

#### 4.4. Induction motors

Almost 70% of electrical consumption in the industry was contributed by some types of motor-driven systems [20]. Two



induction motors with rated output of 1.1 kW (approx. 1.5 hp) were selected for this study. The model year 1993 was based on local measurement with the motor produced and used in Thailand where the energy input was 1.80 kW. The new model in year 2001 was cited from ABB Motors [21] and the motor energy input was 1.35 kW whereas its energy consumption during the raw material acquisition, production and disposal stages were 1064 MJ. The deterioration rate of energy consumption was estimated as 1% per year starting from the very first year that the applicants were purchased [22]. Due to this deterioration, purchasing new motors or rewinding the old motors could be environmentally attractive as the improved efficiency could offset the impacts caused by using the old one. The purchase of the new one was assumed to occur in 2001 when the product was first introduced to the market. At the same time, the rewinding option was also proposed and evaluated. In this case, a rewind motor could not be efficient as the original, and the loss in efficiency could be as low as 1% [23] to 6% [24]. In this work, the average loss in efficiency of rewind motor from its original was assumed to be 1.1% [25] (and another 1% per year thereafter). The calculations were based on an estimated life time of 15 years with annual operating hours of 5000 h. Fig. 4 shows the comparison of accumulated energy consumption between using the old model without any modification, rewinding the old one and buying the new one. The results demonstrated that rewinding was a better choice than continuing the old one. However, the use of new model provided a much better environmental performance than the other two options. The results agree with the “rules of thumb” for the use of motors which said that it was almost always best to replace non-specialty motors below 15 hp rather than rewind [26].

## Conclusions

The patterns for electronics product usage were evaluated using different case studies with different usage characteristics. Whilst the old product can still be used, purchasing new model with lower energy consumption is only beneficial when the breakeven point is shorter than the end of life of the

old product or shorter than the extended life of the repaired old one. Four examples with different usage patterns were given in this article, i.e. the product with periodic use (computer monitors), the product with continuous use pattern (refrigerators), the small electrical component (light bulbs) and finally, the product generally repaired when broken (motors). For computer monitor case, even though the LCD type was more environmental friendly than CRT in both fixed and operational impacts, replacing the existing CRT with a new LCD might not be beneficial as the energy gain during the usage stage might not be adequately justified. However, most of the time, buying a new refrigerator with lower energy consumption was superior to the use of the old, high energy consumption model. This was because the continuous usage pattern magnified the difference in energy consumptions. Fluorescence lamps were employed to illustrate the benefit obtained from the selection of a small component with better environmental performance when compared with incandescent lamps. In this case, the fixed energy consumption was often relatively low, and the impact was mostly generated during the usage stage. It was shown that the saving obtained during the operation of the fluorescence lamps overwhelmed that of low efficiency incandescent lamps resulting in a very short payback period. In the case of induction motor power rated of 1.5 hp, it was suggested to buy new one with better efficiency than using the old one or rewinding the old one. It is worth noting here that the use of the proposed models in this work was subject to several assumptions, and certainly they could not be employed for the new product to be developed. However, the manufacturers can make use of this model to evaluate the environmental benefits of their new designed products.

## Acknowledgements

The support from the Thailand Research Fund is gratefully acknowledged.

## References

- [1] Ferrone R, O'Brien CM. Environmental assessment of computer workstation. IEEE International Symposium on Electronics and the Environment; 1993. p. 43–48.
- [2] Leire C, Thidell A. Product-related environmental information to guide consumer purchases — a review and analysis of research on perceptions, understanding and use among Nordic consumers. Journal of Cleaner Production 2005;13:1061–70.
- [3] Greyson J. An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability. Journal of Cleaner Production 2007;15:1382–90.
- [4] Operation of a EU eco-label help desk for the support and the promotion of the European eco-labelling scheme. European Commission DG Environment Sustainable Development and Integration. Bio Intelligence Service; March 2005.
- [5] Huisman J, Stevels A, Stobbe I. Eco-efficiency considerations on the end-of-life of consumer electronic products. IEEE Transactions on Electronics Packaging Manufacturing 2004;27(1):9–25.
- [6] Huisman J, Stevels A, Middendorf A. Calculating environmentally weighted recyclability of consumer electronic products using different environmental assessment models. IEEE International Symposium on Electronics and the Environment; 2001. p. 88–93.

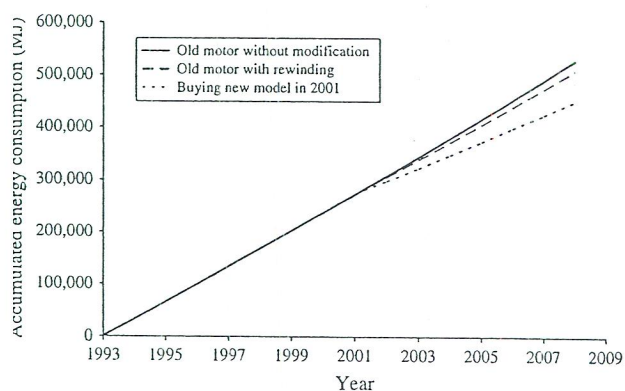
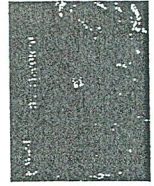
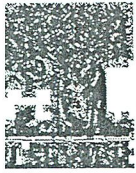


Fig. 4. Accumulated energy consumptions in using old motor without modification, rewind motor and buying new motor.

- [7] <http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/index.htm>.
- [8] Socolof ML, Overly JG, Geibig JR. Environmental life-cycle impacts of CRT and LCD desktop computer displays. *Journal of Cleaner Production* 2005;13:1281–94.
- [9] Legarth JB, Salter I, Willum O. Repair or buy a new one? The environmental consequence for electronics. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment*; 2003. p. 209–213.
- [10] Malmmodin J, Oliv L, Bergmark P. Life cycle assessment of third generation (3G) wireless telecommunication systems at Ericsson, *IEEE, Proceedings of the second international symposium on environmentally conscious design and inverse manufacturing (EcoDesign'01)*; 2001.
- [11] Ecolabelling criteria for lightbulbs. *Environmental Resources Limited*; February 1993.
- [12] Heikkila K. Environmental impact assessment using a weighting method for alternative air-conditioning systems. *Building and Environment* 2004;39:1133–40.
- [13] Scharnhorst W, Althaus HJ, Classen M, Jolliet O, Hilty LM. The end of life treatment of second generation mobile phone networks: strategies to reduce the environmental impact. *Environmental Impact Assessment Review* 2005;25(5):540–66.
- [14] [http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/product/pg\\_television\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/product/pg_television_en.htm).
- [15] Socolof ML, Overly JG, Kincaid LE, Singh D, Hart K. Preliminary life-cycle assessment results for the design for the environment computer display project. In: *Computer society conference record. International symposium on electronics and the environment*. San Francisco: The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc.; 2000. p. 290–7.
- [16] AHAM. Final report: home appliance saturation and length of first ownership study. *Association of Home Appliance Manufacturers*; 2001.
- [17] Horie YA. Life cycle optimization of household refrigerator-freezer replacement. The University of Michigan, Masters thesis, August 2004.
- [18] Revising the ecolabel criteria for lamps – a report produced for European Commission DG XIE.4. AEA Technology Environment; March 1999.
- [19] [http://www.panasonic.com/consumer\\_electronics/bp\\_lighting/spec\\_sheets.asp](http://www.panasonic.com/consumer_electronics/bp_lighting/spec_sheets.asp).
- [20] Scheiing PE, U.S. Department of Energy. United States industrial motor-driven systems market assessment: charting a roadmap to energy savings for industry. Available from: [http://www1.eere.energy.gov/industry/bestpractices/us\\_industrial\\_motor\\_driven.html](http://www1.eere.energy.gov/industry/bestpractices/us_industrial_motor_driven.html).
- [21] Environmental product declaration for electric motor type 90S 4 pole (3GAA092001-ASC). ABB Automation. Available from: [http://search.abb.com/library/ABBLibrary.asp?DocumentID=DKEPD\\_001&LanguageCode=en&DocumentPartId=&Action=Launch](http://search.abb.com/library/ABBLibrary.asp?DocumentID=DKEPD_001&LanguageCode=en&DocumentPartId=&Action=Launch) or [http://dantes.info/Publications/Publications-info/ABB\\_EPD\\_90S-4Pole.html](http://dantes.info/Publications/Publications-info/ABB_EPD_90S-4Pole.html).
- [22] Cao WP, Bradley KJ. Assessing the impacts of rewind and repeated rewinds on induction motors: is an opportunity for re-designing the machine being wasted? *IEEE Transactions on Industry Applications* 2006;42(4):958–64.
- [23] EASA, Maintaining efficiency during electric motor repair. Available from: [http://www.nwfpa.org/eweb/docs/Energy\\_Portal\\_Doc/Efficiency\\_Practices/Process\\_Efficiency/Motors/Fact%20Sheets/Maintaining%20Efficiency%20During%20Electric%20Motor%20Repairs.pdf](http://www.nwfpa.org/eweb/docs/Energy_Portal_Doc/Efficiency_Practices/Process_Efficiency/Motors/Fact%20Sheets/Maintaining%20Efficiency%20During%20Electric%20Motor%20Repairs.pdf).
- [24] Hirzel JC. Impact of rewinding on motor efficiency. In: *IEEE Conference Record of Annual Pulp and Paper Industry Technical Conference*, Jun 20–24, 1994. p. 104–107.
- [25] Penrose HW. Anatomy of an energy efficient electric motor rewind. *IEEE Electrical Insulation Magazine* 1997;13(1):14–9.
- [26] Optimizing your motor-driven system, a program of the U.S. Department of energy, [www1.eere.energy.gov/industry/bestpractices/pdfs/mc-0381.pdf](http://www1.eere.energy.gov/industry/bestpractices/pdfs/mc-0381.pdf).





## Life cycle assessment of bagasse waste management options

Vorapon Kiatkittipong<sup>a,b</sup>, Porntip Wongsuchoto<sup>b</sup>, Prasert Pavasant<sup>b,c,\*</sup>

<sup>a</sup>Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering and Industrial Technology, Silpakorn University, Nakhon Pathom 73000, Thailand

<sup>b</sup>National Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand

<sup>c</sup>Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Accepted 3 December 2008

Available online 10 January 2009

### ABSTRACT

Bagasse is mostly utilized for steam and power production for domestic sugar mills. There have been a number of alternatives that could well be applied to manage bagasse, such as pulp production, conversion to biogas and electricity production. The selection of proper alternatives depends significantly on the appropriateness of the technology both from the technical and the environmental points of view. This work proposes a simple model based on the application of life cycle assessment (LCA) to evaluate the environmental impacts of various alternatives for dealing with bagasse waste. The environmental aspects of concern included global warming potential, acidification potential, eutrophication potential and photochemical oxidant creation. Four waste management scenarios for bagasse were evaluated: landfilling with utilization of landfill gas, anaerobic digestion with biogas production, incineration for power generation, and pulp production. In landfills, environmental impacts depended significantly on the biogas collection efficiency, whereas incineration of bagasse to electricity in the power plant showed better environmental performance than that of conventional low biogas collection efficiency landfills. Anaerobic digestion of bagasse in a control biogas reactor was superior to the other two energy generation options in all environmental aspects. Although the use of bagasse in pulp mills created relatively high environmental burdens, the results from the LCA revealed that other stages of the life cycle produced relatively small impacts and that this option might be the most environmentally benign alternative.

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

In the year 2004, 65 million tons of sugarcane was harvested in Thailand, producing approximately 18 million tons of wet-bagasse as a by-product. Bagasse is mostly utilized for steam and power production for domestic sugar mills (Junginger et al., 2001). Several recent reports have mentioned the benefits of utilizing bagasse for electricity production, such as the bagasse cogeneration system as a part of grid electricity in India (Ravindranath et al., 2006). Janhathakul and Gheewala (2005) investigated the possibility of using bagasse for electrical power production. Due to its low sulfur content,  $\text{SO}_x$  formation from bagasse was lower than that from fossil-based fuels, and therefore such usages of renewable resources could alleviate  $\text{CO}_2$  emissions. For instance, the use of sugarcane in bioenergy systems for electricity could reduce total  $\text{CO}_2$  emissions by as much as 93% when compared with the use of fossil fuel (Beeharry, 2001). There are other options for the management of bagasse, such as landfilling. Landfilling of agricultural wastes like bagasse often produces combustible anaerobic decomposition gases such as methane, which can be utilized as a source of elec-

tricity. In the evaluation of environmental performance of the incineration and anaerobic digestion of municipal solid waste (MSW) in Thailand (Chaya and Gheewala, 2007), it was reported that anaerobic digestion was preferable as it was capable of producing a higher energy output. However, it should be noted that landfill gas collection efficiency along with energy recovery from landfilling must be considered in the evaluation of environmental impacts (Spokas et al., 2006).

On the other hand, recycling is, in general, considered to exhibit stronger environmental benefits over incineration or landfilling (Villanueva and Wenzel, 2007). Besides landfilling and incineration options, bagasse can also be used as a raw material in pulp mills for the production of paper. This option is quite common, particularly when the sugar mill is located near a pulp mill.

Life cycle assessment (LCA) has been introduced as a comprehensive assessment method and proven to be a potential decision making tool in waste management (Barton et al., 1996). For the management of bagasse as mentioned above, it can be seen that various waste management schemes resulted in different types of products, i.e. electricity, energy in the form of fuel gas, and paper. Therefore, to follow the mechanism as proposed in LCA, it is important that the evaluation of each option is conducted on the same basis. Eriksson et al. (2005) suggested that, in such a case, the basis for comparison must include the functions from each management scenario, and the conventional production of these

\* Corresponding author. Address: National Center of Excellence for Environmental and Hazardous Waste Management, Chulalongkorn University, Bangkok 10330, Thailand. Tel.: +66 2218 6870; fax: +66 2218 6877.

E-mail address: prasert.p@chula.ac.th (P. Pavasant).



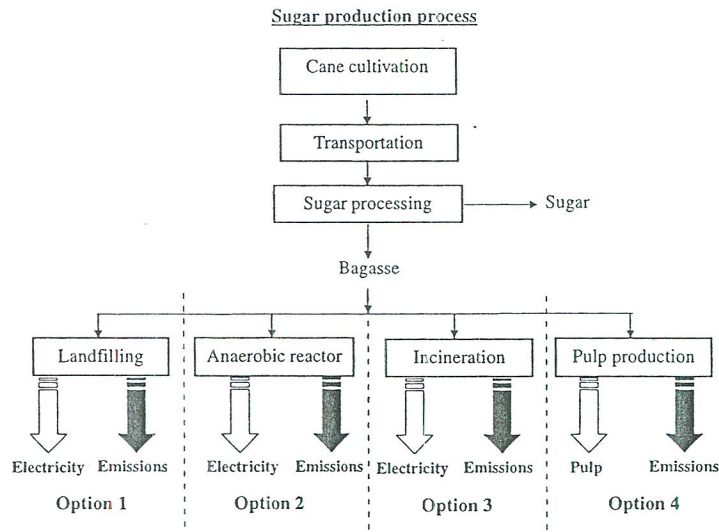


Fig. 1. Sugar production process and options for bagasse management.

functions (i.e. not derived from waste management) must be included to fulfill the requirement of the same functional unit. In this study, different bagasse utilization schemes – three for electricity production (landfilling with utilization of landfill gas, anaerobic digestion for biogas production, and incineration with energy recovery) and one for pulp production – were analyzed and compared based on their environmental loads. The objective was to determine the most environmentally benign option for bagasse utilization.

## 2. Methodology

The evaluation in this work was based on LCA methodology, which consists of four phases: (1) defining goal and scope, (2) gathering inventory data, (3) assessing for impact and (4) interpreting the results. Detail of the evaluation is presented in this section.

### 2.1. Goal and scope

The aim of the study was to identify the most attractive bagasse management option with best environmental performance using life cycle concepts. Fig. 1 illustrates the four bagasse management scenarios: (1) landfill with utilization of landfill gas, (2) anaerobic decomposition for biogas production, (3) incineration with energy recovery, and (4) pulp production. Each of these options is referred to herein as “Bagasse Management System” or BMS.

#### (a) Functional units

The evaluation for each of the four options was based on the utilization of 1 ton of bagasse. The four options were compared based on the same functional units of 0.689 MWh of electricity being generated and 0.995 ton of pulp production. These functional units were selected based on the maximum electricity and pulp generated from the management of bagasse from each scenario (results are presented in Section 4). As the different schemes for bagasse management produced different amounts of electricity and/or pulp, to obtain the required functional units, additional electricity and pulp production must be provided from conventional processes, i.e. grid electricity power plant and/or eucalyptus-pulp mill. These supplementary processes are referred to as “Conventionally Supplementary Systems” or CSSs.

#### (b) System boundary

The system boundary of each scenario started after sugar was extracted from cane, generating bagasse as waste (see Fig. 2). It is worthy to note that, as bagasse was considered to be a waste (with no financial value), the environmental impacts during cane cultivation, transportation and sugar production were attributed to the sugar product and not to bagasse; hence, they were not included in this analysis. Emissions associated with plant construction (electricity recovery, pulp production) and transportation were assumed to be insignificant when being distributed throughout the lifespan of such a plant, and therefore were not accounted for in this study.

### 2.2. Inventory analysis

Energy consumption and emission to air from the various stages of the life cycle ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$ ) were evaluated. The gas quantities from landfilling and anaerobic digestion were esti-

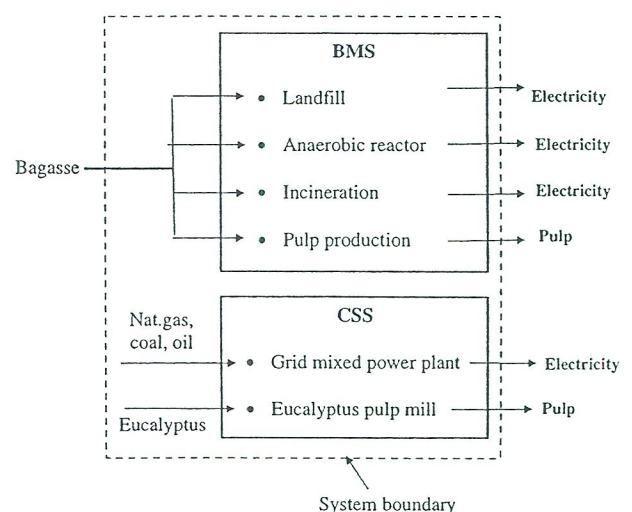


Fig. 2. System boundary.



Table 1  
Properties of Thai bagasse used in this study.

--	--

derived from theoretical anaerobic decomposition using correction factors available from literature. Bagasse incineration for electricity production was based on data reported by Janghathaikul and Gheewala (2005). Input–output data on the pulp production were obtained anonymously from actual pulp mills in Thailand with a total pulp production capacity of approximately 100,000 tons per year. An inventory of local power plants related to conventional grid electricity production was obtained from the Thailand Environmental Institute (TEI, 2001).

### 3. Impact assessment

Air emissions from the bagasse management system and the conventionally supplementary systems were characterized into the following environmental impact categories: global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP) and photochemical oxidant creation (PO). The characterization followed the standard of EDIP/UMIP 97 V2 version Environmental Design of Industrial Products, in Danish UMIP). No attempts were made to use normalization and weighting factors to further convert these environmental impacts. It should be noted that CO<sub>2</sub> emission from biomass was considered as carbon neutral (as stated in the introduction), and the environmental impact from CO<sub>2</sub> emission was only caused by fossil fuel consumption. In the case of landfilling, the environmental impacts were derived from both uncollected primary anaerobic digestion compounds, e.g. CH<sub>4</sub> and NH<sub>3</sub> and from emissions generated from the combustion of secondary compounds, i.e. CO and NO<sub>x</sub>. CO<sub>2</sub> as a secondary compound from methane combustion was also considered as carbon neutral.

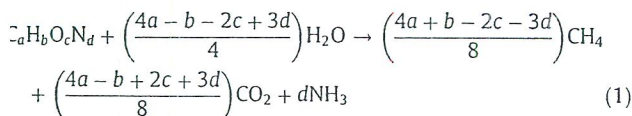
### 3.4. Interpretation

The interpretation of the results was based on the comparison of the various management options (refer to Section 4).

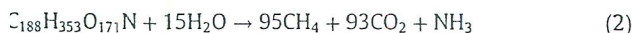
## 4. Case scenarios

### 4.1. Landfill with utilization of landfill gas in power generation (Option 1)

Landfill gas (LFG) is the product of organic material degradation occurring during anaerobic decomposition. It was assumed that conversion of organic waste to CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> occurred according to the following stoichiometry (Tchobanoglous et al., 1993):



From the properties of bagasse in Thailand as shown in Table 1 (Kuprianov et al., 2005), Eq. (1) could be estimated as:



Several landfills reported that actual generation of LFG was only about 50% of the calculated theoretical value (Themelis and Ulloa, 2007), whereas Aye and Widjaya (2006) recently reported that

only 40% of the total gas generation could be captured and utilized. Furthermore, the collection efficiency of landfill gas was estimated to be in the range of 40–90% (Ayalon et al., 2001). Hence, it was assumed that only 50% of the calculated theoretical values of landfill gas were generated and captured for electricity generation, with the collection efficiency varying from 40% to 90%. The conversion of methane to electricity was carried out at a rate of 4.86 kWh/kg of methane being combusted (Aye and Widjaya, 2006). Note that NH<sub>3</sub> generated was assumed to be collected with the same efficiency as for methane collection. Uncollected CH<sub>4</sub> and NH<sub>3</sub> were considered in the evaluation for environmental impacts, while CO<sub>2</sub> generated from both anaerobic digestion and CH<sub>4</sub> combustion were considered to be carbon neutral.

### 3.2. Anaerobic decomposition reactor (Option 2)

Anaerobic decomposition could also take place in a well-controlled reactor. Due to the better controlled reaction conditions, decomposition occurred at a much faster rate than in the landfill. However, the extent of the reaction was still based on Eq. (2) where a similar amount of methane could be produced as with the landfill, except that the gas collection efficiency in the reactor could be rightly assumed at 100%.

### 3.3. Incineration for electricity production (Option 3)

The data on incineration of bagasse for electricity production were based on the study at Ratchasima Sugar Mill Factory in Nakhon Ratchasima, Thailand (Janghathaikul and Gheewala, 2005). The power plant, attached to the sugar mill, is a cogeneration facility. The energy from bagasse combustion was utilized in the two water-tube boilers (each of capacity 300 ton/h) to produce steam for power generation using two steam turbine generators (each of capacity 15 MW) with induced draft fan. Electricity can be recovered at a rate of 0.460 MWh/dry ton of bagasse without heat recovery.

### 3.4. Pulp production (Option 4)

The data on pulp product was based on the site study data of local pulp mills in Thailand, where the production of unbleached pulp from bagasse was approximately 985 adt/month and the unbleached pulp from eucalyptus was 4270 adt/month.

## 4. Results and discussion

### 4.1. Requirements of electricity and pulp productions from various options

Table 2 demonstrates the attainable electricity and pulp from the utilization of 1 ton of bagasse, along with the requirements for supplemental electricity and pulp from other conventional processes. Among the energy recovery options (Options 1–3), Option 2 (anaerobic decomposition) gave the highest rate of electricity generation at 0.689 MWh per ton bagasse. On the other hand, the only

Table 2  
Detail on electricity and pulp production from various management options.

--

<sup>a</sup> From 1 ton of dry bagasse.



pulp generation option (Option 4) could recover the pulp at 0.995 ton of pulp per ton bagasse. Therefore the functional units were set as 0.689 MWh and 0.995 ton of pulp, where Option 2 would require no additional electricity from CSS (CSS-e) and Option 4 would require no additional pulp from CSS. The column entitled Option 1 is the summary of the results from the landfilling of bagasse where only 0.276 MWh of electricity could be obtained from the combustion of landfill gas (Aye and Widjaya, 2006). Therefore, there was a need for an additional 0.413 MWh of CSS-e. Similar to Option 1, Option 3, or the direct utilization of bagasse in the power plant, could provide electricity, but to a much greater extent. Literature revealed that electricity production from such an option could be twice as much as that from landfilling, which is attributed to the well-designed technology for the specific purpose of energy production. In this case, 1 ton of bagasse could produce 0.460 MWh of electricity (Janghathaikul and Gheewala, 2005) where the remaining 0.229 MWh was from CSS-e. Pulp in Options 1–3 was obtained from the pulp process using eucalyptus as raw material. In Option 4, 0.689 MWh of electricity must be supplied from the electricity grid (CSS).

4.2. Global warming potential

Fig. 3 shows the comparison between the total emissions (full bar) from different scenarios on global warming potential (GWP). The total emissions were obtained from the sum of CO<sub>2</sub> and other greenhouse gases generated from both BMS and CSS. It was obvious that landfilling with low gas collecting efficiency ( $\eta = 0.4$ ) was the greatest contributor to GWP with a total generation of 4000 kg CO<sub>2</sub> equivalent, followed by incineration (1700 kg CO<sub>2</sub> eq.), anaerobic decomposition reactor (1500 kg CO<sub>2</sub> eq.) and pulp production (800 kg CO<sub>2</sub> eq.). In Option 1 (landfilling), CO<sub>2</sub> loading was derived mainly from the emission of greenhouse gases from the landfill itself, which accounted for as much as 50% of the total CO<sub>2</sub> being released to the atmosphere. Note that the greenhouse gas from landfilling was composed of several components, and the most significant was methane. In general, methane produced from landfilling was collected and utilized as a supplementary fuel; however, more than half of this methane (approx. 60%) could not be captured and was released as fugitive emission to atmosphere (Aye and Widjaya, 2006). The reported value in Fig. 3 was the equivalent CO<sub>2</sub>, which included the contribution of CH<sub>4</sub> where the GWP of CH<sub>4</sub> was about 25 times that of CO<sub>2</sub> (Hauschild and Wenzel, 1998; Mendes et al., 2004). The rest of the CO<sub>2</sub> from this option was mainly from the supplementary facilities of the pulp mill, or CSS-p, which included the GWP for the entire life cycle of the eucalyptus-pulp process as discussed later.

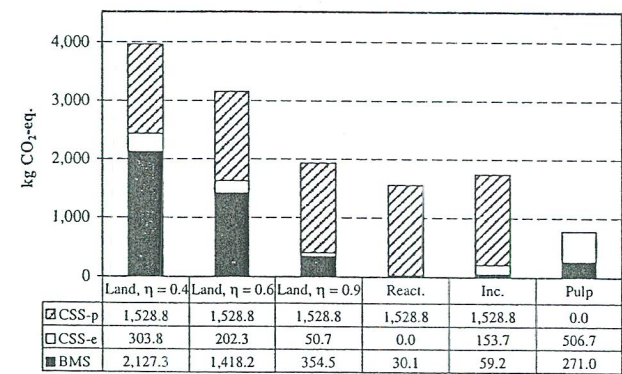


Fig. 3. Global warming potential for the different scenarios.

A sensitivity analysis was carried out for Option 1, in which bagasse was landfilled. The evaluation revealed that the uncollected methane contributed greatly to the overall GWP from BMS. Hence, a better methane collection system would markedly reduce the fugitive emission of such potential greenhouse gas leading to a lower GWP. In addition, with a better collection system for methane, less extra fossil fuel would be required for the generation of electricity in CSS. However, only a slight decrease in GWP was observed from CSS. This was because the greenhouse gas in CSS was dominated by the conventional pulp production (CSS-p), and a reduction in fuel requirement for the power plant (CSS-e) could not produce a decisive impact.

In Option 2, the higher methane collection efficiency and electricity generation resulted in a much lower impact from CSS-e and BMS, and the impacts were derived mainly from CSS-p.

In Option 3, the effect of incineration of bagasse on GWP was only marginal (less than 4% of the total emissions). The calculation, as illustrated in Fig. 3, was based on the actual operation of one of the local sugar mills in Thailand as stated in Section 3.3. It should therefore be noted that the requirement for fuel in the preparation of bagasse (drying process) could be lower with a better pre-dried technology such as the use of solar energy or the use of more efficient techniques, e.g. fluidized bed cyclone combustor (Kuprianov et al., 2005). CO emission could also be decreased with a more complete combustion chamber design with pre-dried bagasse. With all these assumptions, the results could be different if the assumptions were not held true. In any case, CO<sub>2</sub> produced from the combustion (to produce electricity) was not considered as a global warming contributor as it was a part of carbon cycle and therefore was carbon neutral. The GWP was therefore derived from the requirement for fossil fuel in heating the boiler and some additional fuel to supplement the bagasse as the main raw material to the boiler. As this option provided higher electricity generation than that of Option 1, there was a lesser demand for CSS-e leading to a decrease in GWP from CSS-e. However, the actual contribution from CSS for this option was almost the same as that in Option 1. This was due to the contribution from CSS-p. Nevertheless, the contribution of BMS in Option 1 was also significant, which led to the conclusion that the use of bagasse as a fuel supplement in the boiler of the power plant was a significantly better choice for the management of bagasse waste than the landfilling option. This finding agreed well with the conclusion of Ravindranath et al. (2006).

Option 4 is the use of bagasse as raw material in a pulp mill. In this case, the BMS (pulp mill) itself produced greater CO<sub>2</sub> emissions than those from Options 2 and 3; however, the total CO<sub>2</sub> emissions were lower. This was because the pulp production at the capacity of 0.995 ton via the eucalyptus conventional process required a relatively high energy input in the form of fossil fuel (as shown by the value of CSS-p of Options 1–3) when compared with the energy requirement in the 0.689 MWh grid mixed power plant (as shown by the value of CSS-e of Option 4), and therefore the total CO<sub>2</sub> emission from Option 4 was lower. This could imply that the conventional power plant was more environmental friendly in GWP than the pulp process with the specific production capacities as assumed in this case, which is confirmed by the results in Fig. 3. In other words, the CO<sub>2</sub> contribution from the CSS in Option 4, which was from the power plant, was much smaller than from Options 1–3. The CO<sub>2</sub> was generated from the activities of the power plant of 0.689 MWh capacity, fed by a natural gas, coal and oil based process according to the data on conventional grid electricity production in Thailand (TEI, 2001).

In conclusion, Option 4 (the use of bagasse as a raw material for a pulp mill) was considered to be the most favorite in terms of global warming contribution, and Option 2 was the second most preferred alternative.



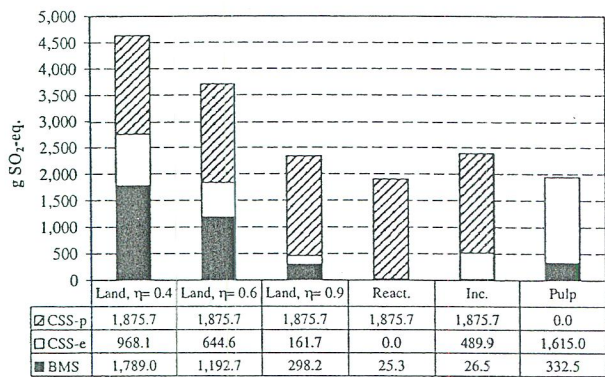


Fig. 4. Acidification potential for the different scenarios.

It is interesting to further examine Fig. 3 regarding the GWP index. In a typical evaluation of environmental impact, the contribution of the management of bagasse could be misleading. For instance, it was clear from the results that the conversion rates of bagasse to electricity in Options 2 and 3 were by far better than the production of electricity from other options (landfill, BMS, in Option 1 and conventional power plant, CSS-e, in Option 4). This was because CO<sub>2</sub> generated from the direct combustion of bagasse or further methane combustion from anaerobic decomposition was considered neutral and was not included in the GWP. However, when the four options are compared under the same functional units of 0.689 MWh of electricity and 0.995 ton of pulp, Option 4 would emerge as the best scenario. Note also that the conversion of bagasse to pulp in Option 4 (BMS) was a much greener choice than the eucalyptus-pulp mill (CSS-p) in Options 1–3.

4.3. Acidification potential

Fig. 4 shows the acidification potential (AP) derived from the four options. In Options 1 and 2, the AP of BMS was mainly derived from NH<sub>3</sub> emission during anaerobic digestion while that of Options 3 and 4 was mainly from NO<sub>x</sub> emission during bagasse incineration and pulp processing, respectively. As NH<sub>3</sub> has a much higher acidification potential than NO<sub>x</sub> (AP of NH<sub>3</sub> is about 1.88 g SO<sub>2</sub>-eq./g NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> is about 0.77 g SO<sub>2</sub>-eq./g NO<sub>x</sub>), this magnified the impact from Option 1 where most of the problem was derived from NH<sub>3</sub>. Although SO<sub>x</sub> was also an important AP gas, it was not produced from BMS in Options 3 and 4 in a significant quantity due to the low sulfur content in bagasse. With the low reported collection efficiency ( $\eta = 0.4$ ), the AP from BMS in Op-

tion 1 was relatively high, causing the greatest impact among the four options. Sensitivity demonstrated that the AP of Option 1 could be comparable to that from other options only if the methane collection efficiency became as high as 90%. The BMS of Option 3 only slightly contributed to the overall AP, and its AP was much lower than that of the conventional power plant process as shown in CSS-e of Option 4. This was benefited from a good control of NO<sub>x</sub> and SO<sub>x</sub> emissions throughout the country by the electricity grid mixed production. It is also remarked here that the pulp production from bagasse (BMS in Option 4) contributed a much lower AP than the eucalyptus-pulp mill (CSS-p) in Options 1–3. However, under the life cycle concept, Option 2 showed the best environmental performance regarding AP.

4.4. Eutrophication potential

Eutrophication potential (EP) from the various options is summarized in Fig. 5. A similar conclusion could be drawn from the results of the GWP analysis, in which the GWP of Option 1 was the greatest, followed by the GWPs of Options 3, 2 and 4, in order. The total EP of Option 1 only became comparable to other options when the gas collective efficiency was as high as 90%. Similar to the discussion of AP, a much higher EP of Option 1 was not only due to the large amount of NH<sub>3</sub> being emitted, but also due to the higher EP factor of NH<sub>3</sub>, the main emission from landfilling, than that of NO<sub>x</sub> emitted from other options (EP of NH<sub>3</sub> is approx. 3.64 g NO<sub>3</sub>-eq./g NH<sub>3</sub>, and NO<sub>x</sub> is about 1.35 g NO<sub>3</sub>-eq./g NO<sub>x</sub>).

4.5. Photochemical oxidant creation (PO)

Fig. 6 illustrates the comparison of the photochemical oxidant creation (PO) from the various bagasse management options. The overall contribution from Option 1 was still the highest and from Option 4 the lowest. With a gas collective efficiency of 90%, the PO contribution from Option 1 could be brought down to a similar level as those from Options 2 and 3.

Considering Option 4, only a small amount of PO was observed from CSS-e. This was because the combustion of fossil fuel was assumed to be almost completed and there was only a trace amount of CO being released to atmosphere. The effect of landfilling of bagasse on PO was significant due to the excessive fugitive emission of CH<sub>4</sub>. Although the equivalent factor of CH<sub>4</sub> for PO is low (0.007 g ethane-eq./g CH<sub>4</sub>) compared to that of CO (0.03 g ethane-eq./g CO), a significant amount of uncollected CH<sub>4</sub> (in the cases of low collective efficiency, i.e. 40% and 60%) could result in a high PO impact.

It is interesting to note that the bagasse incineration in Option 3 contributed greatly to the PO problem. This was even larger than

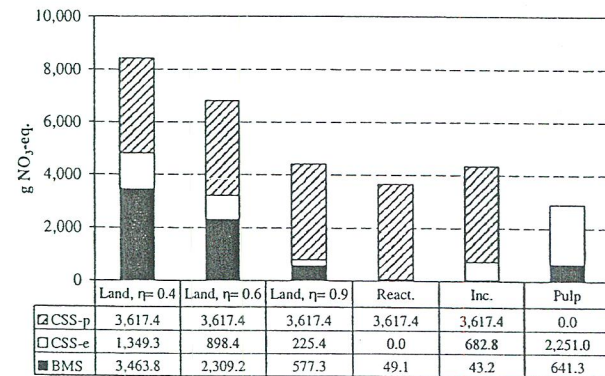


Fig. 5. Eutrophication potential for the different scenarios.

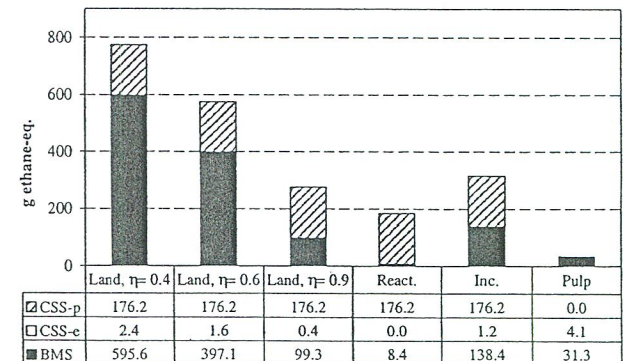


Fig. 6. Photochemical oxidant creation for the different scenarios.



the PO generated from the conventional power plant (CSS-e) in Option 4. This was due to the incomplete combustion of wet-bagasse with a water content of about 50 wt% which emitted CO at a considerable rate of 4.6 kg per ton of dry bagasse. Therefore it was recommended that a more effective pre-dried technology be used to remove water from the bagasse to reduce this environmental aspect of this option.

## 5. Conclusions

In this work, a comparative LCA study of four scenarios of bagasse waste management, i.e. landfilling with utilization of land-filled gas, anaerobic decomposition in a reactor, incineration for power generation and pulp production, were performed based on various environmental indicators: global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP) and photochemical oxidant creation (PO). It was demonstrated that bagasse should be used as feedstock in the pulp mill as the overall impact from this option seemed to be the smallest. The environmental burdens were significantly lower than those of a conventional eucalyptus-pulp mill in all environmental aspects. Landfilling was proven to be the most unfavorable option as it was not only taking up useful space, such activity also generated a large quantity of CH<sub>4</sub> and NH<sub>3</sub>, and if there was no proper control of such emissions, significant environmental problems especially global warming and photochemical smog would follow. Landfilling for electricity production with generally reported methane collection efficiency was inferior to a conventional grid mixed power plant in all environmental viewpoints. This conclusion was supported by the discussion in Schmidt et al. (2007), which stated that the main benefit of using incineration came from the ability of biomass to substitute fossil fuel in the incinerator. Incineration of bagasse for electricity production was more environmental friendly than the conventional grid electricity power plant except in the photochemical oxidant potential point of view. However, among the three energy recovery options, the anaerobic decomposition option seemed to give the best environmental performance. It is noted that the results of such a study strongly depended on various factors such as the characteristics of the local pulp mill, power plant efficiency, bagasse preparation activities, etc. Transportation could also play an important role in the evaluation. In this evaluation, consequences of leachate in landfill and the disposal of ash sludge and similar unburned materials from incineration were considered relatively small and were neglected. The results from this work should therefore be used as a starting point for a more

detail assessment which must be carried out on a case-by-case basis.

## Acknowledgements

The authors would like to thank for the financial support from the Thailand Research Fund (TRF).

## References

- Ayalon, O., Avnimelech, Y., Shechter, M., 2001. Solid waste treatment as a high-priority and low-cost alternative for greenhouse gas mitigation. *Environmental Management* 27 (5), 697–704.
- Aye, L., Widjaya, E.R., 2006. Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. *Waste Management* 26 (10), 1180–1191.
- Barton, J.R., Dalley, D., Patel, V.S., 1996. Life cycle assessment for waste management. *Waste Management* 16 (1–3), 35–50.
- Beeharry, R.P., 2001. Carbon balance of sugarcane bioenergy systems. *Biomass and Bioenergy* 20 (5), 361–370.
- Chaya, W., Gheewala, S.H., 2007. Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production* 15 (15), 1463–1468.
- Eriksson, O., Reich, M.C., Frostell, B., Bjorklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.O., Granath, J., Baky, A., Thyselius, L., 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production* 13 (3), 241–252.
- Hauschild, M., Wenzel, H., 1998. *Environmental Assessment of Products: Scientific Background*, vol. 2. Chapman and Hall, London, UK.
- Janghathakul, D., Gheewala, S.H., 2005. Environmental assessment of power generation from bagasse at a sugar factory in Thailand. *International Energy Journal* 6 (1), 357–366.
- Junginger, M., Faaij, A., Van den Broek, R., Koopmans, A., Hulscher, W., 2001. Fuel supply strategies for large-scale bio-energy projects in developing countries. Electricity generation from agricultural and forest residues in Northeastern Thailand. *Biomass and Bioenergy* 21 (4), 259–275.
- Kuprianov, V.I., Permchart, W., Janvijitsakul, K., 2005. Fluidized bed combustion of pre-dried Thai bagasse. *Fuel Processing Technology* 86 (8), 849–860.
- Mendes, M.R., Aramaki, T., Hanaki, K., 2004. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo city as determined by LCA. *Resources Conservation and Recycling* 41 (1), 47–63.
- Ravindranath, N.H., Balachandra, P., Dasappa, S., Usha, R.K., 2006. Bioenergy technologies for carbon abatement. *Biomass and Bioenergy* 30 (10), 826–837.
- Schmidt, J.H., Holm, P., Merrild, A., Christensen, P., 2007. Life cycle assessment of the waste hierarchy – a Danish case study on waste paper. *Waste Management* 27, 1519–1530.
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., Hebe, I., 2006. Methane mass balance at three land fill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management* 26, 516–525.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1993. *Integrated Solid Waste Management*. McGraw-Hill, Singapore.
- TEI, 2001. *Life Cycle Assessment for Electricity Grid Mixes in Thailand*. Thailand Environmental Institute (TEI), Thailand.
- Themelis, N.J., Ulloa, P.A., 2007. Methane generation in landfills. *Renewable Energy* 32 (7), 1243–1257.
- Villanueva, A., Wenzel, H., 2007. Paper waste – recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Management* 27, S29–S46.



ตารางเปรียบเทียบวัตถุประสงค์ตามกิจกรรมที่วางแผนไว้

ตารางเปรียบเทียบวัตถุประสงค์ กิจกรรมที่วางแผนไว้ และกิจกรรมที่ดำเนินการมาและผลที่ได้รับตลอดโครงการ

วัตถุประสงค์	กิจกรรม (ตามแผน)	ผลการดำเนินงาน
1. รวบรวมและพัฒนาฐานข้อมูลบัญชีรายการด้านสิ่งแวดล้อมและผลกระทบสิ่งแวดล้อมของผลิตภัณฑ์ที่มีการศึกษาแล้วในประเทศ	1.1 สืบหาข้อมูลการจัดทำ LCA ภายในประเทศ (เพิ่มเติม)  1.2 กำหนดรูปแบบของข้อมูลที่ต้องการจัดเก็บและออกแบบตารางเก็บข้อมูล  1.3 แก้ไขปรับปรุงฐานข้อมูล  1.4 ฝึกอบรมที่ประเทศญี่ปุ่น (สนับสนุนโดย MTEC)	1.1.1 ได้รับทราบถึงข้อมูลจากแหล่งต่าง ๆ ครบถ้วนตามที่สรุปในรายงานฉบับนี้ 1.1.2 ได้มีการรวบรวมข้อมูลการศึกษา LCA ภายในประเทศบางส่วน และได้เพิ่มเติมข้อมูล Gate to Gate สำหรับอุตสาหกรรมที่มีการจัดทำรายงานผลกระทบสิ่งแวดล้อม (ภาคผนวก 5) 1.2.1 ได้รูปแบบของข้อมูลที่ต้องการสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิต (ภาคผนวก 3)  1.3.1 ได้รูปแบบตารางฐานข้อมูล (ภาคผนวก 3) 1.4.1 ได้ทราบถึงวิธีการต่าง ๆ ที่นักวิจัยในประเทศญี่ปุ่นใช้ในการเก็บข้อมูล (ภาคผนวก 4)  2.1.1 ได้โปรแกรมสำหรับการคำนวณผลกระทบโดยใช้หลักการประเมินวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์ โดยใช้ฐานข้อมูลที่ได้มีการพัฒนาขึ้น 2.2.1 ได้แนวทางการคำนวณผลกระทบที่มีความซับซ้อน โดยมีหลักการคำนวณเชิงเส้น (linear programming)
2. เพื่อพัฒนาโปรแกรมสำหรับสร้างระบบเครือข่ายการจัดการฐานข้อมูลรวมสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิตผลิตภัณฑ์	2.1 ออกแบบและสร้างระบบเครือข่ายสำหรับการจัดการฐานข้อมูล  2.2 สร้างรูปแบบการคำนวณผลกระทบที่เกิดขึ้นจากผลิตภัณฑ์	

เดือนที่	ผลงานที่คาดว่าจะได้รับ (outputs)	ผลดำเนินงาน		
		แล้วเสร็จ	ในระหว่างดำเนินการ	ยังไม่ได้จัดทำ
1-6	- ข้อมูลผลิตภัณฑ์ที่ได้ศึกษา LCA ภายในประเทศบางส่วน	✓		
	- รูปแบบของฐานข้อมูลบัญชีรายการด้านสิ่งแวดล้อมและผลกระทบสิ่งแวดล้อม	✓		
	- ความเห็นผู้ทรงคุณวุฒิสำหรับรูปแบบของฐานข้อมูล	✓		
7-12	- ฐานข้อมูลผลิตภัณฑ์ที่ได้ศึกษา LCA ภายในประเทศ	✓		
	- ข้อมูลของโปรแกรมการจัดทำ LCA สำเร็จรูปบางส่วน	✓		
	- ระบบการจัดการฐานข้อมูลเบื้องต้น	✓		
	- แนวทางมาตรฐานสำหรับการจัดทำข้อมูล LCA ของผลิตภัณฑ์	✓		
	- ความเห็นผู้ทรงคุณวุฒิสำหรับรูปแบบการจัดการฐานข้อมูล	✓		
13-18	- ระบบการจัดการฐานข้อมูลที่ได้รับการปรับปรุงแล้ว	✓		
19-24	- ระบบการจัดการฐานข้อมูลรวมของประเทศสำหรับ LCA	✓		



ภาคผนวก 3

รูปแบบฐานข้อมูลสำหรับการจัดทำโปรแกรมการประเมินวัฏจักรชีวิตผลิตภัณฑ์

เพื่อให้การจัดการฐานข้อมูลเป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพ ทั้งในแง่ของการดึงข้อมูลไปใช้ และการปรับเปลี่ยนฐานข้อมูลในอนาคต ฐานข้อมูลสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิตควรจะต้องประกอบไปด้วยตารางเก็บข้อมูลต่าง ๆ ดังแสดงในตารางที่ ผ3.1

ตารางที่ ผ3.1 รายละเอียดของตารางสำหรับการจัดเก็บข้อมูลเพื่อการประเมินวัฏจักรชีวิต

ตาราง	รายละเอียดข้อมูลที่จัดเก็บ
วัสดุ (Material)	ข้อมูลเกี่ยวกับวัสดุ ได้แก่ อุปกรณ์ไฟฟ้า และวัตถุดิบต่าง ๆ
สารที่ปล่อยออก (Emission)	ข้อมูลสารที่ปล่อยออกต่าง ๆ ทั้งในรูปแบบสารในอากาศ มลสารในน้ำ มลสารในดิน ปากของเสีย และ non-material
สารที่ปล่อยออก - ตัวชี้วัด (Emission_Indicator)	ข้อมูลผลกระทบในรูปแบบดัชนี Eco-Indicator 95 ของสารที่ปล่อยออกแต่ละตัว
ตัวชี้วัด (Indicator)	ข้อมูลเกี่ยวกับตัวชี้วัดแต่ละตัว
ขนส่ง (Transporation)	ข้อมูลเกี่ยวกับการขนส่ง
หน่วย (Unit)	ข้อมูลเกี่ยวกับหน่วยที่ใช้ในโปรแกรม
ประเภท (Category)	ข้อมูลประเภท
ที่มาของข้อมูล (Resource)	ข้อมูลเกี่ยวกับที่มาของข้อมูล
หน่วยหน้าที่ (FunctionalUnit)	ข้อมูลหน่วยหน้าที่ของวัสดุแต่ละชนิดที่จัดเก็บอยู่ในฐานข้อมูล
ผลิตภัณฑ์-วัตถุดิบ (Product_Rawmat)	ความสัมพันธ์ของผลิตภัณฑ์และวัตถุดิบ
ผลิตภัณฑ์-สารที่ปล่อยออก (Product_Emission)	ความสัมพันธ์ของผลิตภัณฑ์และสารที่ปล่อยออก
ผลิตภัณฑ์-ตัวชี้วัด (Product_Indicator)	ความสัมพันธ์ของผลิตภัณฑ์และตัวชี้วัด
ผู้ใช้ (UserName)	ข้อมูลเกี่ยวกับผู้ใช้โปรแกรม

แต่ละตารางจะมีรายละเอียดข้อมูลที่จัดเก็บและการเชื่อมโยงระหว่างตารางดังนี้

วัสดุ (Material)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสวัสดุ	Text	7	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	100	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	100	-
	คุณสมบัติ	Text	255	-
	คำบรรยาย	Text	255	-
	รูปภาพ	Text	50	-
	แผนผังกระบวนการผลิต	Text	50	-
	วันที่สร้างข้อมูล	Date/Time	-	-
	วันที่แก้ไขข้อมูลล่าสุด	Date/Time	-	-
	ที่มาปฐมภูมิ	Text	255	รหัสที่มา (ตารางที่มา)
	ที่มาทุติยภูมิ	Text	50	รหัสที่มา (ตารางที่มา)
	ประเภทของวัสดุ	Text	50	รหัสประเภท (ตารางประเภท)
	ชนิดของวัสดุ	Text	50	-
	ปริมาณการใช้ไฟฟ้า	Number	Single	-
	อายุการใช้งาน	Number	Single	-
	หน่วยวัสดุ	Text	50	คำบรรยาย (ตารางหน่วย)
	ผู้ใช้	Text	50	รหัสผู้ใช้ (ตารางผู้ใช้)
	ค่าตรวจสอบ Input	Yes/No	-	-
	ค่าตรวจสอบ Output	Yes/No	-	-
	ค่าตรวจสอบ Index 1	Yes/No	-	-
	ค่าตรวจสอบ Index 2	Yes/No	-	-
	ค่าตรวจสอบ Index 3	Yes/No	-	-
	ค่า Default	Yes/No	-	-



สารที่ปล่อยออก (Emission)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสสารที่ปล่อยออก	Text	50	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	50	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	50	-
	คำบรรยาย	Text	255	-
	ชนิดของสารที่ปล่อยออก	Text	50	-
	ที่มาของข้อมูล	Text	50	รหัสที่มา (ตารางที่มา)
	วันที่สร้างข้อมูล	Date/Time	-	-
	วันที่แก้ไขข้อมูลล่าสุด	Date/Time	-	-
	หน่วยสารที่ปล่อยออก	Text	50	คำบรรยาย (ตารางหน่วย)
	ค่า Default	Yes/No	-	-

หน่วยหน้าที่ของสารที่ปล่อยออก (EFunctionalUnit)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	สารที่ปล่อยออกอ้างอิง	Text	50	รหัสสารที่ปล่อยออก (ตารางสารที่ปล่อยออก)
●	ปริมาณอ้างอิง	Number	Double	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)

สารที่ปล่อยออก-ตัวชี้วัด (Emission\_Indicator)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสสารที่ปล่อยออก	Text	7	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	รหัสตัวชี้วัด	Text	6	รหัสตัวชี้วัด (ตารางตัวชี้วัด)
	ค่าผลกระทบจริง ต่อหน่วยปริมาณอ้างอิง ของสารที่ปล่อยออก	Number	Double	-
	สัดส่วนของผลกระทบต่อ ปริมาณอ้างอิงของ สารที่ปล่อยออก ในหน่วยมาตรฐาน	Number	Double	-

ตัวชี้วัด (Indicators)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสตัวชี้วัด	Text	50	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	50	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	50	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)
	สัมประสิทธิ์ A	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ B	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ C	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ D	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ E	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ F	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ G	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ H	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ I	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ J	Number	Double	-
	สัมประสิทธิ์ K	Number	Double	-

พาหนะในการขนส่ง (Transportation1)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
	รหัสขนส่ง	Text	50	-
	ประเภทการขนส่ง	Text	50	-
	ยานพาหนะ	Text	50	-
	เครื่องยนต์	Text	50	-
	ขนาดเครื่องยนต์	Text	50	-
	ชนิดของเชื้อเพลิง (รหัสวัสดุ)	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
	น้ำหนักสูงสุดที่บรรทุกได้	Text	50	-
	ปริมาณการใช้เชื้อเพลิง	Text	50	-

สารที่ปล่อยออกในการขนส่ง (Transportation2)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
	รหัสขนส่ง	Text	50	-
	ประเภทการขนส่ง	Text	50	-
	ยานพาหนะ	Text	50	-
	เครื่องยนต์	Text	50	-



	ขนาดเครื่องยนต์	Text	50	-
	ชนิดของเชื้อเพลิง (รหัสวัสดุ)	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
	น้ำหนักสูงสุดที่บรรทุกได้	Text	50	-
	ปริมาณการใช้เชื้อเพลิง	Text	50	-

หน่วย (Unit)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสหน่วย	Text	50	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	50	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	50	-
	ชื่อย่อ	Text	50	-
	คำบรรยาย	Text	50	-
	ตัวคูณเพื่อเปลี่ยนหน่วย	Number	Single	-
	หน่วยมาตรฐาน	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)
	ชนิดของหน่วย	Yes/No	-	-
	ค่า Default	Yes/No	-	-

ประเภท (Category)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสประเภท	Text	7	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	50	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	50	-
	คำบรรยาย	Text	255	-
	ค่า Default	Yes/No	-	-

ที่มาของข้อมูล (Resource)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสที่มา	Text	50	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	255	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	255	-
	ชื่อย่อ	Text	50	-
	เว็บไซต์	Text	100	-
	ค่า Default	Yes/No	-	-

หน่วยหน้าที่ของผลิตภัณฑ์ (PFunctionalUnit)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	ผลิตภัณฑ์อ้างอิง	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	ปริมาณอ้างอิง	Number	Double	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)

ผลิตภัณฑ์-วัตถุดิบในการผลิต (Product\_Rawmat)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสวัสดุ (ผลิตภัณฑ์)	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	รหัสวัสดุ (วัตถุดิบ)	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
	ปริมาณ	Number	Double	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)
	รหัสขนส่ง	Text	50	รหัสขนส่ง (ตารางขนส่ง)
	ระยะทางที่ขนส่ง	Number	Single	-
	อัตราการใช้น้ำมันเชื้อเพลิง	Number	Single	-
	ความเร็ว	Number	Single	-

ผลิตภัณฑ์-สารที่ปล่อยออกในการผลิต (Product\_Emission)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	ผลิตภัณฑ์	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	สารที่ปล่อยออก	Text	50	รหัสสารที่ปล่อยออก (ตารางสารที่ปล่อยออก)
	ปริมาณสารที่ปล่อยออก	Number	Double	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)



ผลิตภัณฑ์-ตัวชี้วัด (Product\_Indicator)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	ผลิตภัณฑ์	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	ตัวชี้วัด	Text	50	รหัสตัวชี้วัด (ตารางตัวชี้วัด)
	ค่าผลกระทบ 1	Number	Double	-
	ค่าผลกระทบ 2	Number	Double	-
	ค่าผลกระทบ 3	Number	Double	-

หมายเหตุ

ค่าผลกระทบ 1 = ผลกระทบแบบ Gate to gate ที่คำนวณจากข้อมูลสารที่ปล่อยออก (ถ้ามี)

ค่าผลกระทบ 2 = ผลกระทบแบบ Gate to gate ที่ได้จากเอกสารอ้างอิง

ค่าผลกระทบ 3 = ผลกระทบแบบ Cradle to gate ที่ได้จากเอกสารอ้างอิง

วิธีการกำจัดซาก (Disposal)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสวิธีการกำจัดซาก	Text	7	-
●	ชื่อ (ภาษาไทย)	Text	50	-
	ชื่อ (ภาษาอังกฤษ)	Text	50	-
	คำบรรยาย	Text	255	-
	ค่า Default	Text	Boolean	-

ผลิตภัณฑ์ – วัตถุดิบในการกำจัดซาก (Disposal\_Product)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	ผลิตภัณฑ์	Text	7	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	วิธีการกำจัดซาก	Text	50	รหัสวิธีการกำจัดซาก (ตารางวิธีการกำจัดซาก)
●	วัตถุดิบ	Text	50	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
	ปริมาณที่ใช้	Number	Double	-
●	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)
	สัดส่วนของปริมาณ วัสดุที่ใช้ต่อ ปริมาณอ้างอิงของ ผลิตภัณฑ์ในหน่วย มาตรฐาน	Number	Double	-

ผลิตภัณฑ์ – สารที่ปล่อยออกในการกำจัดซาก (Disposal\_Emission)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	ผลิตภัณฑ์	Text	7	รหัสวัสดุ (ตารางวัสดุ)
●	วิธีการกำจัดซาก	Text	50	รหัสวิธีการกำจัดซาก (ตารางวิธีการกำจัดซาก)
●	สารที่ปล่อยออก	Text	50	รหัสสารที่ปล่อยออก (ตารางสารที่ปล่อยออก)
	ปริมาณสารที่ปล่อยออก	Number	Double	-
	หน่วย	Text	50	รหัสหน่วย (ตารางหน่วย)
	สัดส่วนของปริมาณ สารที่ปล่อยออก ต่อปริมาณอ้างอิงของ ผลิตภัณฑ์ในหน่วย มาตรฐาน	Number	Double	-

ผู้ใช้ (UserName)

คีย์	ชื่อตาราง	ชนิดข้อมูล	ขนาดของฟิลด์	การเชื่อมโยง
●	รหัสผู้ใช้	Text	50	-
●	คำนำหน้าชื่อ	Text	50	-
	ชื่อ	Text	50	-
	นามสกุล	Text	50	-
	บริษัท	Text	50	-
	ตำแหน่ง	Text	50	-
	ที่อยู่	Text	50	-
	เบอร์โทรศัพท์ (บ้าน)	Text	50	-
	เบอร์โทรศัพท์ (มือถือ)	Text	50	-
	เบอร์โทรศัพท์ (ที่ทำงาน)	Text	50	-
	Email	Text	50	-
	UserName	Text	50	-
	Password	Text	50	-
	IsNormal	Text	50	-

คำอธิบายชนิดของข้อมูล

Text คือ ข้อมูลตัวอักษร สัญลักษณ์ ช่องว่าง หรือตัวเลขรวมกัน



Number คือ ข้อมูลตัวเลขที่ใช้ในการคำนวณ

Date/Time คือ ข้อมูลวันที่และเวลา

Yes/No คือ ข้อมูลทางตรรกะ มีสถานะเป็นจริงหรือเท็จ

Single และ Double เก็บค่าตัวเลขแบบจุดทศนิยมแต่ข้อมูลแบบ Double จะเก็บค่าตัวเลขซึ่งมีความละเอียดของหลักทศนิยมเป็นสองเท่าของข้อมูลแบบ Single

#### ภาคผนวก 4

### **ผลที่ได้รับจากฝึกรอบรมที่ประเทศญี่ปุ่น**

การไปฝึกรอบรมที่ประเทศญี่ปุ่นมีวัตถุประสงค์เพื่อให้ นักวิจัยได้เรียนรู้ประสบการณ์ของนักวิจัยในประเทศญี่ปุ่นที่ได้ทำการพัฒนาฐานข้อมูลเพื่อใช้ประกอบการคำนวณผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมโดยใช้หลักการของการประเมินวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์ โดยการอบรมครั้งนี้มีหมายกำหนดการดังนี้

#### กำหนดการ

วันที่ 23 มกราคม 2549	แนะนำ และ การให้ข้อมูลเกี่ยวกับนโยบายการจัดทำ LCA/EcoDesign ของประเทศญี่ปุ่น
วันที่ 24 มกราคม 2549	เยี่ยมชม Industrial Research Center of Nagano Prefecture เยี่ยมชม Engineering Dept. Of University of Shinshu
วันที่ 25 มกราคม 2549	เยี่ยมชม Takemura-seisakusho Co., Ltd เยี่ยมชม Acot Corp.
วันที่ 26 มกราคม 2549	การจัดทำฐานข้อมูลของอุตสาหกรรม ไฟฟ้า ปูนซีเมนต์ และน้ำมัน เยี่ยมชม Taiheiyo-cement Co., Ltd
วันที่ 27 มกราคม 2549	รับฟังการบรรยายพิเศษที่ JEMAI เกี่ยวกับการทำ EcoLeaf และการทำฐานข้อมูลรวมของประเทศสำหรับ LCA
วันที่ 30 มกราคม 2549	การจัดทำฐานข้อมูลของอุตสาหกรรม เหล็กและเหล็กกล้า และ ก๊าซ
วันที่ 31 มกราคม 2549	การจัดทำฐานข้อมูลของอุตสาหกรรม เครื่องใช้ไฟฟ้า และ อลูมิเนียม

สรุปผลการอบรมได้ดังนี้

#### นโยบายการทำ LCA/EcoDesign ของประเทศญี่ปุ่น

เนื่องจากประเทศญี่ปุ่นเป็นประเทศที่มีการพัฒนาอุตสาหกรรมทางด้านไฟฟ้าและอิเล็กทรอนิกส์ในระดับแนวหน้าของโลก จึงได้รับอิทธิพลของการเคลื่อนไหวทางด้านสิ่งแวดล้อมค่อนข้างมาก ดังนั้นเมื่อมีการเคลื่อนไหวเกี่ยวกับการพิจารณาผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมภายใต้กรอบการคิดด้านวัฏจักรชีวิตขึ้นในกลุ่มประเทศยุโรป ญี่ปุ่นจึงจำเป็นต้องมีการตอบสนองเพื่อให้สามารถดำเนินการค้าระหว่างประเทศต่อไปได้ นอกจากนี้ ประเทศญี่ปุ่นยังประสบความสำเร็จในการพัฒนาสำนึกเกี่ยวกับการรักษาระดับคุณภาพชีวิตและคุณภาพสิ่งแวดล้อม ทำให้นโยบายและกฎระเบียบทางด้านสิ่งแวดล้อมสามารถนำมาใช้การได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้ความเคลื่อนไหวเกี่ยวกับการเปิดเผยข้อมูลสารเคมี และการกำจัดของเสียทางด้านไฟฟ้าอิเล็กทรอนิกส์ของกลุ่มสหภาพยุโรปยังทำให้ญี่ปุ่นมีการดำเนินงานที่เข้มงวดทางด้าน EcoDesign เพื่อให้สินค้าในกลุ่มไฟฟ้าอิเล็กทรอนิกส์ปลอดสารอันตรายและสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ในสัดส่วนที่สูง ลดปริมาณของเสียที่ต้องทิ้ง

งานทางด้าน LCA ได้ก่อตัวขึ้นในประเทศญี่ปุ่นอย่างมีประสิทธิภาพ โดยมี Japan Environmental Management Association for Industry (JEMAI) เป็นองค์กรกลางในการจัดการฐานข้อมูล และมีสมาชิกขององค์กรทำหน้าที่ในการรวบรวมข้อมูล โดยดำเนินงานภายในหลักการการนำกลับมาใช้ใหม่ หรือหลักการ 3R (Recycle Reuse และ Recovery) ซึ่งกำกับโดยรัฐบาล และมีกฎหมายหลายฉบับที่ใช้ดูแลงานทางด้านนี้ เช่น กฎหมายการ Recycle ของผลิตภัณฑ์ไฟฟ้าอิเล็กทรอนิกส์ 4 ประเภท (โทรทัศน์ ตู้เย็น เครื่องปรับอากาศ และเครื่องซักผ้า) โดยกำหนดให้มี



การ recycle ให้ได้ 80% ของน้ำหนักผลิตภัณฑ์หลังจากหมดอายุใช้งานแล้ว และมีแผนที่จะใช้นโยบายนี้เพิ่มเติมกับ คอมพิวเตอร์และรถยนต์ เร็ว ๆ นี้ และยังมีนโยบายการจ่ายเงินค่ากำจัดอุปกรณ์ไฟฟ้าและอิเล็กทรอนิกส์ที่ผู้บริโภค จำเป็นต้องรับผิดชอบ ซึ่งทำให้มีอุตสาหกรรมเกี่ยวกับการ recycle อย่างจริงจัง ฯลฯ

หลักการเก็บข้อมูลเพื่อการประเมินวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์ทำให้โดยการกระจายความรับผิดชอบเกี่ยวกับการ เก็บข้อมูลจาก JEMAI ไปยังกลุ่มสมาชิก โดยในช่วงที่เข้าอบรมนี้ มีกลุ่มอุตสาหกรรมเป็นสมาชิกในกลุ่ม LCA อยู่มาก ถึง 54 กลุ่มอุตสาหกรรม และมีผลิตภัณฑ์ในฐานข้อมูลมากกว่า 300 รายการ กลุ่มอุตสาหกรรมที่เป็นสมาชิกจะต้องทำ หน้าที่รวบรวมข้อมูลและตรวจสอบความถูกต้องของข้อมูล และยังคงจ่ายค่าสมาชิกให้ JEMAI ในการส่งข้อมูล ให้กับฐานข้อมูลรวมของ JEMAI อีกด้วย

วิธีการเก็บข้อมูลของกลุ่มอุตสาหกรรมมีหลายวิธีดังที่ได้กล่าวถึงในหัวข้อ 2.4.2 แต่โดยทั่วไปจะมีการเก็บ ข้อมูลตามหลักการต่อไปนี้

1. เก็บข้อมูลเฉพาะ INPUT-OUTPUT จากอุตสาหกรรมแต่ละประเภท ดังนั้นข้อมูลของแต่ละผลิตภัณฑ์จะมี ลักษณะเป็นแบบ GATE-TO-GATE เท่านั้น
2. กำหนดให้มีรายละเอียดของผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมโดยใช้ดัชนี 14 ประเภท คือ ดัชนีทางด้านอากาศ ประกอบด้วย CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, HFC, PFC, N<sub>2</sub>O, SF<sub>6</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> ฝุ่น และดัชนีทางด้านน้ำประกอบด้วย BOD, COD, Total P, Total N และ SS และสามารถให้ข้อมูลมากกว่านี้ได้ อย่างไรก็ตาม นโยบายทางด้าน Kyoto Protocol ทำให้หลายกลุ่มอุตสาหกรรมเน้นเฉพาะข้อมูลของ CO<sub>2</sub> เท่านั้น (เช่นอุตสาหกรรมก๊าซ)
3. ตรวจสอบข้อมูลโดยใช้ (ก) หลักการสมดุลมวลและพลังงาน (ข) ตรวจสอบสิ่งที่สามารถคำนวณได้ เช่น อัตราการปลดปล่อย CO<sub>2</sub> ที่คำนวณได้จากอัตราการใช้เชื้อเพลิง หรืออัตราการปลดปล่อย SO<sub>x</sub> จาก ปริมาณ S ที่ป้อนเข้าสู่ระบบ ฯลฯ (ค) ประสิทธิภาพของผู้ประเมิน ซึ่งโดยมากจะเป็นผู้เชี่ยวชาญใน อุตสาหกรรมนั้น ๆ
4. ข้อมูลที่ยังไม่สามารถรวบรวมจากอุตสาหกรรมได้จริง ให้ใช้ข้อมูลทุติยภูมิที่ได้จากการรายงานหรือ โปรแกรมสำเร็จรูปต่าง ๆ ได้ จนกว่าจะได้ข้อมูลปฐมภูมิจากโรงงานจริง
5. กลุ่มอุตสาหกรรมแต่ละกลุ่มรับผิดชอบงานเกี่ยวกับการปรับปรุงฐานข้อมูลของในแต่ละกลุ่ม ฯ รับผิดชอบ JEMAI ไม่มีการกำหนดระยะเวลาของการใช้ข้อมูล (แต่ต้องจ่ายค่าสมาชิกทุกปี)

#### การทำฐานข้อมูลรวมของประเทศสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิต

##### - ไฟฟ้า

การทำ LCA ของกลุ่มอุตสาหกรรมไฟฟ้าในประเทศญี่ปุ่นมีเป้าหมายเพื่อใช้ในการ วางนโยบายแผนการใช้เชื้อเพลิงชนิดต่าง ๆ ในแต่ละช่วงเวลาของวัน เพื่อให้ เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมน้อยที่สุด ซึ่งชนิดของเชื้อเพลิงที่ใช้ในประเทศญี่ปุ่นมีค่อนข้างหลากหลายมาก เช่น น้ำมัน ก๊าซธรรมชาติ ถ่านหิน นิวเคลียร์ น้ำ ฯลฯ การประเมินวัฏจักรชีวิตช่วยให้ทราบว่าผลผลิตไฟฟ้าด้วยเชื้อเพลิงต่างชนิดกันนั้น มีผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างกันอย่างไร และทำการคำนวณเพื่อให้ได้อัตรา การผลิตไฟฟ้าจากเชื้อเพลิงแต่ละชนิด โดยมีเป้าหมายในการวางนโยบายการลด ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ดังนั้นการคำนวณ LCA จึงไม่ละเอียดมากนัก เพราะเป็น การประเมินเพื่อใช้ภายในประเทศเท่านั้น การคำนวณจึงเป็นการประมาณทาง ทฤษฎี มีการเก็บข้อมูลจริงน้อยมาก เพียงเป็นการวัดอัตราการปลดปล่อย SO<sub>x</sub>

- NO<sub>x</sub> และฝุ่น และวัดค่า COD และ SS ในน้ำเสีย จากโรงไฟฟ้าที่ใช้เชื้อเพลิงแบบ Cogeneration เท่านั้น
- ปูนซีเมนต์ ข้อมูลการผลิตปูนซีเมนต์เป็นพื้นฐานสำคัญในการประเมินวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์อื่น ๆ ดังนั้นกลุ่มอุตสาหกรรมปูน ๔ จึงได้จัดเก็บข้อมูลการผลิตปูนซีเมนต์ชนิดต่าง ๆ ภายในประเทศได้มากกว่า 90% ของกำลังการผลิตทั้งหมด มียกเว้นเฉพาะปูนซีเมนต์ชนิดพิเศษที่มีการใช้งานค่อนข้างน้อยเท่านั้น แต่เนื่องจากผู้บรรยายไม่มีพื้นฐานทางด้านเทคนิค จึงให้ได้เฉพาะข้อมูลทั่วไปเท่านั้น ส่วนโรงปูนที่ให้เข้าชมในช่วงการเยี่ยมชมโรงงาน ไม่สามารถให้ข้อมูลได้มากนัก เนื่องจากการเยี่ยมชมเพียงเวลาสั้น ๆ
  - น้ำมัน กลุ่มโรงกลั่นน้ำมันเป็นกลุ่มที่มีการคำนวณข้อมูลที่จะเอียดมากที่สุดในกลุ่มอุตสาหกรรมทั้งหมดที่ได้เข้ามาให้ข้อมูลในช่วงการอบรม โดยแต่ละโรงงานจะมีการคำนวณสมดุลมวลและพลังงานอย่างละเอียดในทุกขั้นตอนการผลิต เพื่อหาผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมที่เกี่ยวข้องกับผลิตภัณฑ์แต่ละตัว โดยผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจะแบ่งไปตามสัดส่วนพลังงานที่ใช้ในการผลิตผลิตภัณฑ์นั้น ๆ ซึ่งการคำนวณเช่นนี้จะต้องใช้ผู้เชี่ยวชาญในอุตสาหกรรมนั้น ๆ โดยเฉพาะ
  - เหล็กและเหล็กกล้า เนื่องจากผลิตภัณฑ์เหล็กและเหล็กกล้ามีผลิตภัณฑ์น้อยประเภท ทำให้สามารถเก็บข้อมูลสารเข้า-ออกได้ง่าย และข้อมูลที่ใช้อยู่ในปัจจุบันของประเทศญี่ปุ่นเป็นข้อมูลการผลิตในปี 2000 อย่างไรก็ตาม กลุ่มอุตสาหกรรมเหล็กและเหล็กกล้าให้ข้อมูลว่าในเวลาของการอบรมครั้งนี้ กลุ่ม ๔ ได้กำลังศึกษาแนวทางในการปรับปรุงข้อมูลใหม่เพื่อให้รวมถึงผลของการนำเศษเหล็กกลับมาใช้ใหม่ด้วย โดยอาจมีการกำหนดสัดส่วนของเหล็กที่นำกลับมาใช้ใหม่ เช่น 80% และคาดว่าข้อมูลใหม่นี้จะเสร็จภายในปี 2006 นี้
  - ก๊าซ กลุ่มอุตสาหกรรมก๊าซ เน้นเฉพาะการประมาณค่า CO<sub>2</sub> เท่านั้น โดยทำการประเมินว่าการผลิตก๊าซเชื้อเพลิงแต่ละประเภทจะผลให้เกิด CO<sub>2</sub> ในปริมาณต่างกันอย่างไร และมีเป้าหมายในการลดค่า CO<sub>2</sub> ในการผลิตลงทุก ๆ ปี (ในช่วงเวลาของการอบรมได้มีการเปิดเผยข้อมูลเปรียบเทียบปี 2002 และ 2003 และแสดงให้เห็นว่า การผลิตก๊าซมีการปลดปล่อย CO<sub>2</sub> น้อยลงได้ประมาณ 1% โดยการคัดเลือกแหล่งก๊าซดิบมีผลค่อนข้างมากสำหรับผลการปลดปล่อยค่า CO<sub>2</sub> เนื่องจากแหล่งก๊าซมักจะอยู่ค่อนข้างไกล ทำให้ผลกระทบจากการเดินทางมีค่อนข้างสูง) ซึ่งผู้บรรยายไม่ได้ให้รายละเอียดของการคำนวณมากนัก เข้าใจว่าการคำนวณจะเป็นเพียงการประมาณค่าจากเชื้อเพลิงที่ใช้ในการผลิต และการขนส่งเท่านั้น
  - เครื่องใช้ไฟฟ้า เนื่องจากเครื่องใช้ไฟฟ้ามีหลากหลายชนิด ข้อมูลสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์แต่ละประเภทจึงมีความแตกต่างทั้งในด้านการเก็บข้อมูลและความถูกต้องของข้อมูล ในการอบรม มีการยกตัวอย่างของตู้เย็น ซึ่งการเก็บข้อมูลจะเป็นเพียงการใช้แบบสอบถาม และมีโรงงานที่เข้าร่วมประมาณ 70% ของจำนวนโรงงานทั้งหมด ส่วนข้อมูลที่จำเป็นอื่น ๆ จะได้รับการสนับสนุนจาก JEMAI
  - อลูมิเนียม ข้อมูลสำหรับการจัดฐานข้อมูลได้จากสมาชิกของกลุ่มอุตสาหกรรม ซึ่งมีอัตราการผลิตรวมมากกว่า 99.5% ของอัตราการผลิตอลูมิเนียมทั้งหมดของประเทศ และข้อมูลที่เปิดเผยสู่สาธารณะเป็นข้อมูลเฉลี่ยของการผลิตของทุกโรงงาน แบ่งตาม



ประเภทของผลิตภัณฑ์ โดยใช้ข้อมูลการผลิตจากวัตถุดิบที่ไม่ได้มาจากการ recycle เท่านั้น และการคำนวณใช้หลักการการปันส่วนโดยน้ำหนักของผลิตภัณฑ์ และ สัดส่วนการผลิตเป็นหลัก

#### การเยี่ยมชมอุตสาหกรรมต่าง ๆ

ในช่วงการอบรม มีการจัดเยี่ยมชมอุตสาหกรรมต่าง ๆ หลายแห่ง ซึ่งแต่ละแห่งมีเวลาเข้าชมค่อนข้างน้อย ทำให้มีโอกาสในการซักถามค่อนข้างน้อย และหลาย ๆ แห่งไม่เปิดโอกาสให้มีการซักถามเพราะจำเป็นต้องควบคุมเวลาให้อยู่ตามที่กำหนด โดยเฉพาะในวันที่มีการเดินทางไปเยี่ยมชม 2 สถานที่ในครึ่งวัน หรือในวันที่มีการเดินทางค่อนข้างไกล

สิ่งที่ได้เรียนรู้จากการเยี่ยมชมสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ด้าน คือ ด้านการศึกษา และด้านการใช้งาน สำหรับทางด้านการศึกษา พบว่า การใช้หลักการคิดประเมินผลกระทบทั้งวัฏจักรชีวิตนั้นได้ถูกนำเข้าไปเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาทั้งในระดับมัธยมและมหาวิทยาลัย โดยในระดับมหาวิทยาลัยมีการปลูกฝังให้นักศึกษามีการใช้หลักการคิดและให้วิชาที่เกี่ยวข้องกับการประเมินวัฏจักรชีวิต เช่น ที่มหาวิทยาลัย Shinshu

ส่วนทางด้านการใช้งาน พบว่าอุตสาหกรรมส่วนใหญ่มีการตื่นตัวทางด้าน EcoDesign และการนำกลับมาใช้ใหม่ เนื่องจากเป็นนโยบายที่ชัดเจนของรัฐบาล และอุตสาหกรรมจะได้ประโยชน์โดยตรงจากการเข้าร่วมกิจกรรมทางด้านนี้ ข้อมูลการดำเนินงานทางด้านสิ่งแวดล้อมจัดเป็นข้อมูลสำคัญสำหรับประกอบการตัดสินใจของผู้บริโภคในประเทศญี่ปุ่น ดังจะเห็นได้ว่านอกจากจะมีฉลากทางด้านเทคนิคติดอยู่ที่กล่องแล้ว ผลิตภัณฑ์ส่วนใหญ่จะมีฉลากทางด้านสิ่งแวดล้อมอีก 1 ฉลากด้วย ซึ่งจะให้ข้อมูลผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมตลอดวัฏจักรชีวิตของผลิตภัณฑ์นั้น ๆ

กล่าวโดยสรุป รัฐบาลและประชาชนในประเทศญี่ปุ่นมีส่วนสำคัญในการกำหนดนโยบายทางด้านสิ่งแวดล้อมให้กับอุตสาหกรรม กฎหมายที่กำหนดขึ้นจากรัฐบาลมีการใช้ปฏิบัติอย่างมีประสิทธิภาพ จิตสำนึกของประชาชนทำให้อุตสาหกรรมจำเป็นต้องรายงานผลการดำเนินงานทางด้านสิ่งแวดล้อม และการมี JEMAI เป็นองค์กรกลางในการจัดการฐานข้อมูลสำหรับการประเมินวัฏจักรชีวิตนับเป็นกุศโลบายที่สำคัญในการขับเคลื่อนการเคลื่อนไหวทางด้านนี้ เพราะเป็นศูนย์รวมที่อุตสาหกรรมต่าง ๆ จะสามารถเข้ามาเพื่อหาข้อมูลประกอบการคำนวณผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมตลอดวัฏจักรชีวิตได้

## ภาคผนวก 5

### การฝึกอบรมที่เกี่ยวข้องกับการประเมินวัฏจักรชีวิตผลิตภัณฑ์ โดยใช้ความรู้ที่เกิดขึ้นจากการดำเนินงานโครงการ

1. หลักสูตร “โครงการเสริมสร้างขีดความสามารถบุคลากรด้าน (Life Cycle Assessment, LCA)”  
สถาบันสิ่งแวดล้อมอุตสาหกรรม สมาอุตสาหกรรมฯ ร่วมกับ กรมโรงงานอุตสาหกรรม

- วันอังคารที่ 21 สิงหาคม 2550 ณ โรงแรมหลุยส์แพแวิร์น จ.กรุงเทพ
- วันพฤหัสบดีที่ 23 สิงหาคม 2550 ณ โรงแรมเดอะปาร์ค จ.เชียงใหม่
- วันอังคารที่ 28 สิงหาคม 2550 ณ โรงแรมอีสเทอร์น แกรนด์ จ.ชลบุรี
- วันพุธที่ 5 กันยายน 2550 ณ โรงแรมเจริญธานี จ.ขอนแก่น
- วันอังคารที่ 11 กันยายน 2550 ณ โรงแรมเจ.บี. หาดใหญ่ จ.สงขลา

2. หลักสูตร “การบรรยายพิเศษเรื่องการประเมินวัฏจักรชีวิต” วันที่ 22 พฤษภาคม 2551 มหาวิทยาลัยมหิดล (วิทยาเขตศาลายา)

3. หลักสูตร “การอบรมเชิงปฏิบัติการเรื่องการพัฒนาอุตสาหกรรมยางพาราไทยช่วยลดภาวะโลกร้อน” จัดโดยศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ (เอ็มเทค) สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี ร่วมกับ หน่วยวิจัยเทคโนโลยีสีเขียว มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (วิทยาเขตหาดใหญ่) วันที่ 18-19 สิงหาคม 2551 ณ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (วิทยาเขตหาดใหญ่)

4. หลักสูตร “LCA and EcoDesign”

จัดโดย สถาบันไฟฟ้าและอิเล็กทรอนิกส์ ร่วมกับ มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์  
16-19 มีนาคม 2552 ณ มหาวิทยาลัยธรรมศาสตร์ (วิทยาเขตรังสิต)

5. หลักสูตร “การบรรยายพิเศษเรื่องการประเมินวัฏจักรชีวิต” วันที่ 8-9 พฤษภาคม 2552 ณ มหาวิทยาลัยมหิดล (วิทยาเขตศาลายา)

6. หลักสูตร “ค่ายปฏิบัติการออกแบบลดโลกร้อน” จัดโดยศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ (เอ็มเทค) สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี วันที่ 13-15 พฤษภาคม 2552 ณ อุทยานวิทยาศาสตร์

7. หลักสูตรโครงการ “โรงงานนำร่อง โครงการส่งเสริมการใช้คาร์บอนฟุตพริ้นท์บนผลิตภัณฑ์ในประเทศไทย” จัดโดยศูนย์เทคโนโลยีโลหะและวัสดุแห่งชาติ (เอ็มเทค) สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี วันที่ 22 พฤษภาคม 2552 ณ อุทยานวิทยาศาสตร์